

Tiedotus  
Report

**235**

SIMO ISOAHO  
ANTERO LUONSI  
PENTTI RANTALA  
HANNU WIROLA

**ANAEROBISTEN PUHDISTUSTEKNIKKOJEN  
TUTKIMUS JA SOVELTUVUUS METSÄ-  
TEOLLISUUSJÄTEVESIEN KÄSITTELYSSÄ**

HELSINKI 1983

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesihallituksen virallisena kannanottona.

VESIHALLITUKSEN TIEDOTUKSIA koskevat tilaukset: Valtion painatuskeskus PL 516, 00101 Helsinki 10,  
puh. 90-539 011/julkaisutilaukset

ISBN 951-46-7001-9  
ISSN 0355-0745

## LUKIJALLE

Tampereen vesipiirin vesitoimisto ja Tampereen teknillinen korkeakoulu ovat useita vuosia suorittaneet yhteistyössä teollisuusjätevesiin kohdistuvaa puhdistusteknistä tutkimusta. Harkittaessa siirtymistä anaerobisten puhdistustekniikojen tutkimiseen nähtiin tarpeelliseksi laatia aiheesta riittävän yksityiskohtainen ja laaja esiselvitys. Esiselvitystyön käynnistämisvaiheessa kuultiin asiantuntijaryhmää: DI Seppo Ruonala, prof. Matti Viitasaari, ap.prof. Raimo Määttä, FK Reino Lammi ja DI Vesa Rantapere. Tämä julkaisu koostuu esiselvitystyön aikana kerääntyneestä tietoudesta ja aineistosta. Toivomme sen edesauttavan löytämään anaerobitekniikoille oman sijansa muiden puhdistustekniikkojen joukossa sekä suuntaamaan anaerobitutkimusta tarkoituksenmukaisiin kohteisiin ja sovellutuksiin. Julkaisun luonteen huomioon ottaen katsottiin erillisen tiivistelmäosan laatiminen tarpeettomaksi.

Tutkimusryhmän vetäjänä toimi DI Juhani Junna ja jäsenenä vastuualueittain: DI Simo Isoaho (luvut 2, 3 ja 5), DI Hannu Wirola (luku 4 ja kohta 5.3), DI Pentti Rantala (luku 6) ja DI Antero Luonsi (luku 7). Toimitustyöstä vastasivat Isoaho ja Wirola.

Raportin puhtaaksikirjoituksen on suorittanut Leena Lindgren ja kuvat on piirtänyt Tellervo Valkama, molemmat Tampereen vesipiirin vesitoimistosta. Heille esitämme lämpimät kiitokset.

Tampereella joulukuun 31. päivänä 1982

Simo Isoaho

Hannu Wirola



## LUKIJALLE

SISÄLLYSLUETTELO	Sivu
1. JOHDANTO	1
2. ULKOISEN PUHDISTUKSEN TARVE TEOLLISISSA PROSESSEISSA	2
2.1 Ulkoisen puhdistusmenetelmän määrittelmä	2
2.2 Ulkoisen puhdistuksen tarve	2
3. ANAEROBINEN METAANIKÄYMINEN	5
3.1 Biokemiallisia perusteita	5
3.2 Metaanikäymisen teoria	8
3.2.1 Biokemialliset vaiheet	8
3.2.2 Olosuhdetekijät	14
3.2.2.1 Lämpötila	14
3.2.2.2 pH ja alkaliniteetti	16
3.2.2.3 Ravinteet	18
3.2.2.4 Inhibitio	20
3.2.3 Mikro-organismit	22
3.2.4 Kinetiikka	25
4. ANAEROBISEN KÄSITTELYN TEKNIIKAT	26
4.1 Johdanto	26
4.2 Anaerobiset perusreaktorit ja -menetelmät	26
4.2.1 Konventionaaliset mädättämöt ja reaktorit	27
4.2.2 Kontaktireaktori	28
4.2.3 Lietepatjareaktori	29
4.2.4 Muut täyteaineettomat perusmenetelmät	30
4.2.5 Anaerobinen suodin	32
4.2.6 Anaerobinen sukelluskiekkoreaktori	32
4.2.7 Paisuntakerrosreaktori	33
4.2.8 Leijukerrosreaktori	34
4.2.9 Täyteainekontaktireaktori	37
4.2.10 Reaktorityyppien teknillisistä ominaisuuksista	37
4.2.11 Anaerobinen lammikointi	39
4.3 Monivaihe- ja monifaasireaktorit ja prosessit	40
4.3.1 Konventionaalisten reaktoreiden monivaihe- prosessit	40
4.3.2 MABI-monivaihekontakti ja AWE-biokaasun kehitin	41
4.3.3 Kontakti-suodin-(FRONO) reaktori	43
4.3.4 Lietepatja-suodin- (UASB-AF) reaktori	43
4.4 Anaerobireaktorit, -prosessit ja -menetelmät biolo- gisissa prosesseissa	43
4.4.1 Anaerobikontakti - aerobiaktiiviliete	43
4.4.2 Anaerobisuodin - aerobiaktiiviliete	44
4.4.3 Anaerobinen leijukerros - aerobinen suodin	46
4.4.4 Anaerobinen lammikko - ilmastettu lammikko	46
5. MASSA- JA PAPERITEOLLISUUDEN JÄTTEIDEN SOVELTUVUUS ANAEROBISEEN KÄSITTELYYN	47
5.1 Soveltuvuuden arviointi	47
5.2 Massa- ja paperiteollisuuden jätteiden tarkastelu	48
5.2.1 Puunkäsittely	49
5.2.2 Keittäminen - haihduttamo	52
5.2.3 Kuitulinja, kemiallinen massan valmistus	53
5.2.4 Mekaanisten massojen valmistus	54
5.2.5 Paperin valmistus	55
5.2.6 Valkaisu	56

	Sivu
5.3 Kirjallisuudessa esitettyjä tutkimustuloksia	58
5.3.1 Kuorimojätevedet	58
5.3.2 Sulfiittilauhteet	59
5.3.3 Sulfaattiselutehtaan lauhteet	60
5.3.4 Sulfaattiselutehtaan valkaisu- ja jätteet	60
5.3.5 Liukoselutehtaan jätevedet	61
5.3.6 Kartonkijätevedet	61
5.3.7 Paperitehtaan jätevedet	61
5.3.8 Insuliittilevytehtaan jätevedet	62
5.3.9 Kuumahierrejätevedet	62
5.3.10 Kuitulevytehtaan jätevedet	62
5.3.11 Puolikemiallisen massanvalmistuksen jätevedet	63
5.4 Arviointiyhteenveto	63
6. TALOUDELLISUUSTARKASTELU	65
6.1 Yleistä	65
6.2 Kirjallisuudessa esitettyjä kustannustietoja	66
6.2.1 Investointikustannuksista	66
6.2.2 Käyttökustannuksista	68
6.2.3 Vertailukustannukset	70
6.4 Johtopäätökset	75
7. TUTKIMUS- JA SOVELTAMISTILANTEESTA	76
7.1 Yleistä	76
7.2 USA	76
7.3 Kanada	77
7.4 Englanti	78
7.5 Hollanti	78
7.6 Saksa	79
7.7 Itävalta	79
7.8 Japani	79
7.9 Ruotsi	79
7.10 Suomi	80
7.11 Yhteenveto	82

## KIRJALLISUUSLUETTELO

## 1. JOHDANTO

Teollisuusjätevesien aiheuttamaa vesistökuormitusta alettiin pienentää voimaperäisemmin 60-luvun loppupuolella. Massa- ja paperiteollisuudessa prosessin sisäisiä toimenpiteitä kohdistettiin etenkin orgaanisen aineen kuormituksen vähentämiseen sekä jätevesijakeiden erotteluun viemäröintiä saneeraamalla. Niinpä tällä hetkellä sosiaalitulojen jätevedet johdetaan useissa laitoksissa yhdyskuntien puhdistamoille ja jäähdytysyms. vesille sekä erilaisille jätevesijakeille on omat viemäröintijärjestelmänsä. Prosessin sisäisillä toimenpiteillä on vaikutettu myös raaka-ainehävikkeihin ja siten prosessista ulos tulevaan kiintoainemäärään. Ulkoiseksi puhdistusmenetelmäksi yleistyi mekaaninen selkeytys. Tällä on vähennetty merkittävästi kiintoainekuormitusta sekä jossain määrin (kolloidaalisen orgaanisen aineksen aiheuttamaa) BOD-kuormitusta. Näillä toimenpiteillä toteutettiin eräänlainen karkea siivous. 70-luvun jälkipuoliskolla ei merkittävää kuormituksen vähentymistä massa- ja paperiteollisuudessa tapahtunut. 1970- ja 80 lukujen taitteessa muutamat laitokset ottivat käyttöön ilmastetun lammikon biologisena käsittelymenetelmänä. Näyttää siltä, että ilmastettu lammikko sellaisenaan ei ole riittävän tehokas menetelmä Suomen olosuhteissa. Yhteen sulfiittisellu-tehtaaseen on rakennettu pekiloproteiinitehdas, joka edustaa osaratkaisuna sivutuotepohjalta tapahtuvaa kuormituksen pienentämislinjaua. Yhdessä tehtaassa on käytössä valkaisujätevesien puhdistukseen EMSO-FENOX-prosessi ja yhteen tehtaaseen on rakennettu vuonna 1982 aerobinen suodin.

Tähänastiset toimenpiteet eivät ole osoittautuneet riittäviksi ja vesistökuormitusta on edelleen pienennettävä. Massa- ja paperiteollisuudessa 80-luvun yhtenä painopistealueena tulee olemaan BOD-kuormituksen edelleen vähentäminen. Toisen erityisalueen tulee muodostamaan erityisesti kuorimo- ja valkaisujätevesien toksisuuden pienentäminen. Myöskään ravinnekuormitukset eivät saisi ainakaan lisääntyä nykyisestä tasosta.

Harkittaessa toimenpiteitä vesistökuormituksen pienentämiseksi on luonnollisena pyrkimyksenä toteuttaa se myös mahdollisimman pienin kustannuksin. Vaikka jo tälläkin hetkellä on olemassa menetelmiä jätevesien käsittelemiseksi nykyistä tehokkaammin, niin niiden käyttöönotto näyttäisi merkitsevän melko suurta rasitetta tuotantokustannuksiin. Suunniteltaessa uudenlaisten puhdistustekniikkojen käyttöönottoa on niiden toimivuudesta varmistuttava kokeellisilla tutkimuksilla. Tämän raportin tarkoituksena on anaerobisten puhdistustekniikkojen soveltuvuuden ja roolin tarkastelu teollisten jätevesien ja jätteen käsittelyksi. Raportin tavoitteena on mahdollisimman monipuolinen perehtyminen aiheeseen ennen kokeellisen vaiheen aloittamista. Erityiseksi syventymiskohteeksi on valittu massa- ja paperiteollisuus.

## 2. ULKOISEN PUHDISTUKSEN TARVE TEOLLISISSA PROSESSEISSA

### 2.1 ULKOISEN PUHDISTUSMENETELMÄN MÄÄRITELMÄ

Ulkoiseksi puhdistusmenetelmäksi voidaan määritellä tuotanto-prosessikokonaisuudesta se osa, joka ei ole välttämätön tuotteen laadun ja määrän kannalta mutta on ensisijaisesti tarpeen varsinaisessa tuotteessa ja mahdollisissa sivutuotteissa hyödyntämättä jääneiden ympäristölle haitallisten aine- ja energiavirtojen käsittelemiseksi haitattomaan muotoon.

### 2.2 ULKOISEN PUHDISTUKSEN TARVE

Ideaalisena tavoitteena tuotannollisessa toiminnassa voidaan pitää sitä, että prosessista poistuvat aine- ja energiavirrat sulautuvat haitattomasti luonnon prosesseihin.

Ympäristön kannalta tarkoituksenmukaisimpien ja toisaalta taloudellisesti edullisimpien ratkaisujen löytäminen edellyttää aina yksittäisten osavaiheiden tarkastelua suhteessa prosessikokonaisuuteen sekä myös tuotantolaitoksen lähiympäristöön. Tehdassuunnittelussa peruselementit ympäristönsuojelun kannalta ovat aine- ja energiataaseet sekä tekninen rakenne ja ohjausjärjestelmä. Nämä elementit ovat keskinäisessä ja kunkin prosessin yksilöllisten ominaisuuksien määrittelyssä vuorovaikutussuhteessa. Tuotantoprosessi voidaan määritellä näiden elementtien yhteensovitetuksi kokonaisuudeksi.

Tarve korostaa kokonaisuutta harkittaessa erilaisia ympäristönsuojeluteknisiä toimenpiteitä on voimistumassa nopeaa vauhtia. Esimerkiksi vesiensuojelun lohkolla toteutetut toimenpiteet ovat eräissä tapauksissa lisänneet ilmansuojelullisia haittoja ja synnyttäneet jätehuollon piiriin kuuluvia avoimeksi jääneitä ongelmia.

Periaatteessa kunkin prosessin sulkemisasteen suuruutta pitäisi lähteä tarkastelemaan siitä vaiheesta, kun raaka-aine otetaan luonnosta. Mikäli sulkemisesta halutaan tarkastella vain materiaalisesta näkökulmasta, niin täydellinen prosessin sulkeminen merkitsisi kaiken raaka-aineen sitomista pää- ja sivutuotteisiin joko omassa ja/tai jonkin toisen laitoksen tuotannossa. Jos tuotannossa tarvitaan raaka-aineita, jotka sisältävät tuotteissa hyödyntämättömiä aineosia, niin prosessin täydellinen sulkeminen on mahdotonta.

Käytännössä prosessin sulkeminen on nähtävä oikeassa valossa. Puhutaan esimerkiksi vesikierron täydellisestä sulkemisesta. Todellisuudessa on useimmiten pienennetty materiaalihävikkiä ja veden käyttöä, muttei ole suljettu prosessia kuin suhteellisen lyhyellä aikavälillä ja prosessin stabiilissa toimintatilanteessa. Kokonaisuuteen kuuluvat kuitenkin prosessin pysäytys- ja käynnistystilanteet, laitteistojen ja putkistojen pesut sekä ennenkaikkea ainevirrat prosessista ulos kiinteässä (mukaan lukien lietteet) ja kaasumaisessa muodossa. Vesikierron sulkemisella on itseasiassa muutettu päästöjen olomuotoa ja poistumisreittiä ja mahdollisesti myös poistumisfrekvenssiä.



Tietenkin ympäristönsuojeluteknisesti on voitu saavuttaa myös etuja, mutta kokonaisuutta ajatellen ongelmia ei ehkä olekaan riittävästi ratkaistu. Ympäristön suhteen on lähes samantekevää missä muodossa päästöt tulevat, jos niistä aiheutuu vaurioita. Edellä sanotussa suhteessa on esiintynyt aina näihin päiviin asti harhakuvia ja vääriä asenteita ehkä siksi, että lainsäädäntö ja valvonta jätehuollon ja ilman-suojelun sektoreilla on vasta nyt tulossa kuvaan mukaan.

Ympäristönsuojelutarkoituksessa nk. prosessin sisäisillä toimenpiteillä voidaan vaikuttaa lähinnä seuraaviin seikkoihin.

- Minimoida päästöjen suuruutta järjestämällä hyödynnettävän materiaalin hävikki mahdollisimman pieneksi.
- Estää jätevirtojen epätarkoituksenmukainen sekoittuminen keskenään.
- Vaikuttaa hyödyntämättä jäävien aineiden olomuotoihin ja tilavuuksiin.

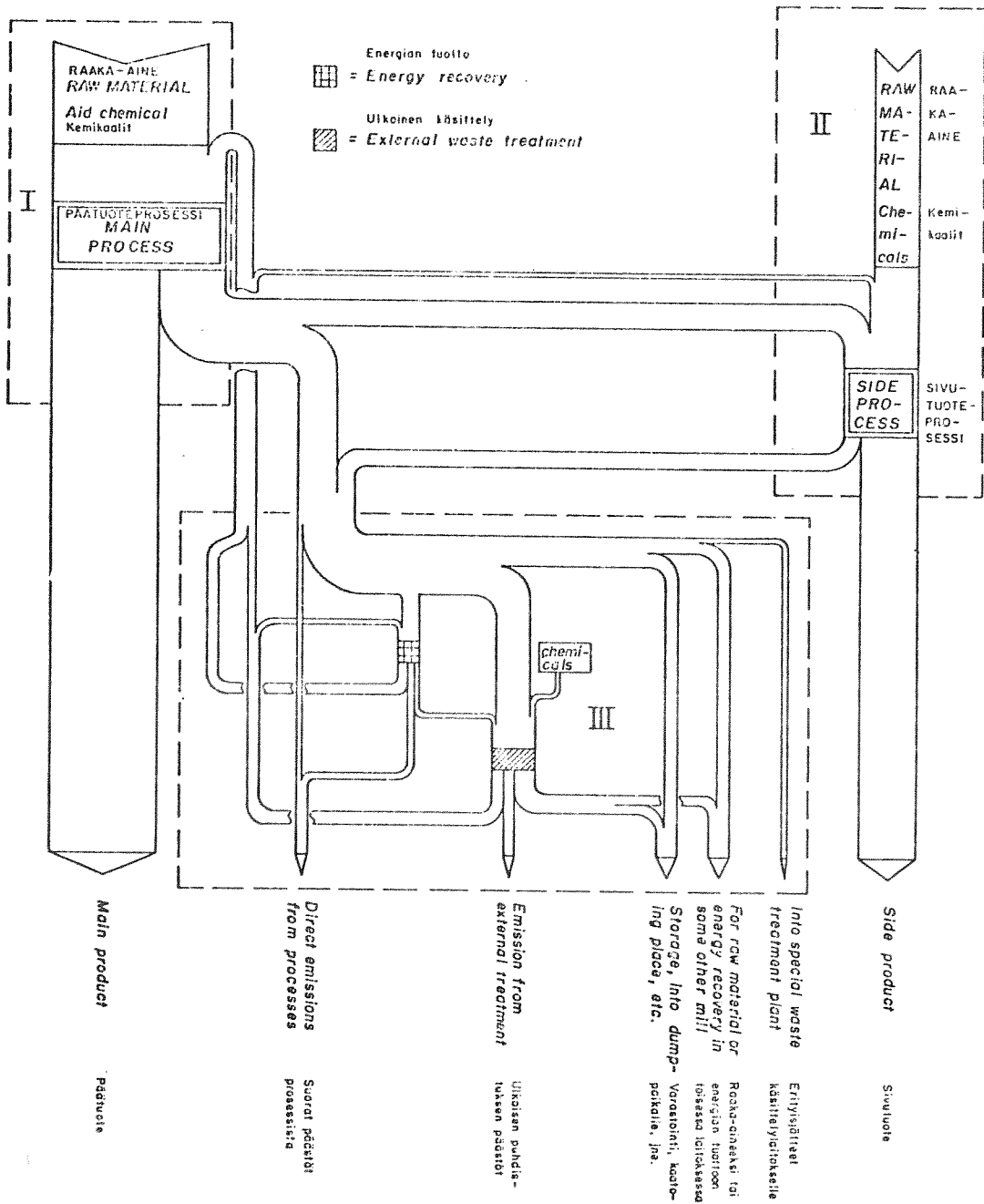
Edellä sanotut tekijät tarkoittavat, että prosessin sisäisillä toimenpiteillä ei voida ratkaista ympäristöongelmia mutta voidaan luoda edellytyksiä kussakin tilanteessa taloudellisempien ja tarkoituksenmukaisempien puhdistustekniikkojen käyttöönotolle.

Kukin tuotantolaitos on nähtävä rakenteellisena ja tiettyyn ympäristöön sijoittuvana yksilönä.

- Laitoksen tekninen ikä ja rakenne.
- Laitoksessa olemassa olevien rakenteiden hyväksikäyttömahdollisuudet.
- Laitoksessa olevien tarpeiden (esim. energia, laajentaminen) huomioon ottaminen.
- Ympäristössä (asutus ja erilaiset laitokset) olevien rakenteiden ja järjestelmien hyväksikäyttö (energian tuotanto, jätteenkäsittely, jätevedenpuhdistus, sivutuotevalmistukseen soveltuva teollisuus, jne.).
- Ympäristössä olevien tarpeiden tyydyttäminen (energian myynti, yhdyskuntajätteiden ja jätevesien käsittely, jne.).

Ulkoisen puhdistuksen tarvetta esiintyy silloin, kun tuotantoprosessista poistuu sellaisia ympäristölle haitallisia ainevirtoja, joita ei muilla menetelmillä teknisesti tai taloudellisesti ole mahdollista saattaa haitattomaan muotoon. Kuvassa 2 - 1 on havainnollistettu tehdassunnittelussa tarkasteltavaa ainevirtauskenttää. Tämä voidaan jakaa kolmeen osa-alueeseen; päätuotemateriaalin alue (I), sivutuotemateriaalin alue (II) ja tuotteissa hyödyntämättömän materiaalin alue (III).

- Alueiden I ja II sisällä tehtävillä toimenpiteillä voidaan vaikuttaa alueelle III tulevien ainevirtojen määrään, olomuotoon ja purkautumistapaan.
- Sivutuotteiden valmistus varsinaisen päätuoteprosessin ohella samassa laitoksessa riippuu luonnollisesti raaka-ainepohjasta, tuotteen markkinointimahdollisuuksista, jne. Ympäristönsuojelun kannalta sivutuotteen valmistus



Kuva 2 - 1: Kaaviollinen esitys tuotannollisen prosessikokonaisuuden ainevirtojen eri reittivaihtoehtoista

voi olla vaihtoehtoinen tai alueen III sisällä tarvittavia toimenpiteitä teknisesti ja taloudellisesti keventävä ratkaisu. Tällöin oleelliseksi eivät muodostu alueen II tuotantokustannukset yksinään vaan alueiden II ja III yhteenlaskettu vaikutus varsinaisen päätuotteen tuotantokustannuksiin.

- Varsinaisen ympäristönsuojeluteknisen tarkastelukohteen muodostaa alue III, jolta poistuvat ainevirrat on ryhmiteltävä tarkoituksenmukaisiksi kokonaisuuksiksi. Lainsäädäntöön perustuvat määräykset tai ympäristöstä tehdyt havainnot asettavat rajat ympäristöpäästöille. Teknisiin ratkaisuihin kohdistuvilla valinnoilla minimoidaan aiheutuvat kustannukset.

### 2.3 ULKOISEN PUHDISTUKSEN TEKNIKKOJEN VALINTA

Ensimmäinen valintatekijä on huolellisesti ja eritellysti määritelty tavoite ja sen saavuttamisen teoreettisten edellytysten arviointi. Yleisellä tasolla ulkoisen puhdistuksen mahdollisuudet voidaan eritellä seuraavasti.

- Muuttaa jätevirrassa haitallisten aineosien kemiallista rakennetta.
- Siirtää ainetta faasista toiseen.
- Erotella jäteainevirta kahdeksi tai useammaksi erilliseksi ainevirraksi.

Edellä sanottu perustuu siihen, että ei ole olemassa prosesseja, joista poistuvien ainevirtojen summa olisi pienempi kuin sisään tulleiden ainevirtojen summa.

Toisen tärkeän valintatekijän muodostaa vaihtoehtoisille puhdistusprosessikokonaisuuksille laadittujen ainetaseiden tarkastelu.

- Poistuvien ainevirtojen ainemäärät ja tilavuudet.
- Kunkin ainevirran kemiallinen koostumus ja muut ominaisuudet.
- Mihin eri ainevirrat voidaan ohjata ja voidaanko niitä hyödyntää.

Tämä tarkastelu selvittää kunkin vaihtoehdon käyttökelpoisuuden ja antaa perusteet arvioida mahdollisten jatkotoimenpiteiden tarvetta.

Lopullisen ja kolmannen valintatekijän muodostaa tarkastelu tilanteessa, jolloin kaikki ainevirrat ovat päätyneet määränsä ja laatunsa suhteen hyväksytyyn kohteeseen.

## 3. A N A E R O B I N E N M E T A A N I K Ä Y M I N E N

### 3.1 BIOKEMIALLISTIA PERUSTEITA

B i o k e m i a tutkii elävien organismien aikaansaamia kemiallisia muutoksia, jotka voivat tapahtua joko organismisolun sisällä tai ulkopuolella.

Hydrolyyttiset yhdisteitä pilkkovat reaktiot tapahtuvat yleensä solun ulkopuolella. Nämä reaktiot ovat välttämättömiä erilaisten orgaanisten yhdisteiden pilkkomiseksi niin pieniksi osiksi (esim. proteiinit aminohapoiksi ja hiilihydraatit disakkarideiksi), että niiden dialysoituminen (suotuminen) organismisolun seinän läpi tulee mahdolliseksi.

Hydrolyyttistä reaktiotapahtumaa kutsutaan *hydrolyysi*, kun vesimolekyylit reagoivat kemiallisesti jonkin yhdisteen kanssa hajottaen sen kahdeksi tai useammaksi hydrolyysituotteeksi.

Orgaanisten aineiden hydrolyysiä voidaan nopeuttaa käyttämällä epäorgaanisia happoja ja emäksiä. Tällöin puhutaan joko happo- tai emäksisestä hydrolyysistä (mm. elintarviketeollisuudessa proteiinihydrolysaattien valmistus).

Monien kemiallisten reaktioiden on todettu tapahtuvan paljon alheisemmissa lämpötiloissa elävien organismien läsnäollessa kuin ilman näitä organismeja. Tämän mahdollistavat reaktioiden aktivointienergiaa huomattavasti alentavat katalyytit, joita elävien organismien tuottamina kutsutaan *entsyymiksi*. Nämä ovat erittäin spesifisiä katalysoimilleen reaktioille.

Entsyymien katalysoimia hydrolyyttisiä reaktioita kutsutaan *entsyymaattiseksi hydrolyysiksi*.

Entsyymit käynnistävät reaktiot ja ohjaavat niiden nopeutta oman "isäntäorganisminsa" tarpeita parhaiten tyydyttävällä tavalla. Sekapopulaatioissa (usein jätteen käsittelyssä oleva tilanne) tästä voi aiheutua myös koko prosessin toimintaa häiritseviä ristiriitatilanteita.

Organismit voivat erittäin entsyymiä solun ulkopuolelle (extracellular enzymes) tai entsyymit voivat olla kiinnittyneinä solun protoplasmaan (intracellular enzymes). Solun ulkopuolella entsyymit (eksoentsyymit) voivat olla vapaina tai kiinnittyneinä solun ulkopinnalle.

Entsyymit ovat rakenteeltaan lähinnä proteiineihin kuuluvia. Jotkut ovat puhtaasti proteiineja, kun taas jotkut ovat kompleksisia konjukaatiotyyppejä rakenteita.

Entsyymit ryhmitellään kahteen pääluokkaan: *hydrolyysi* (hydrolyyttisten reaktioiden katalysointi) ja *desmolyysi* (desmolyyttisten reaktioiden katalysointi).

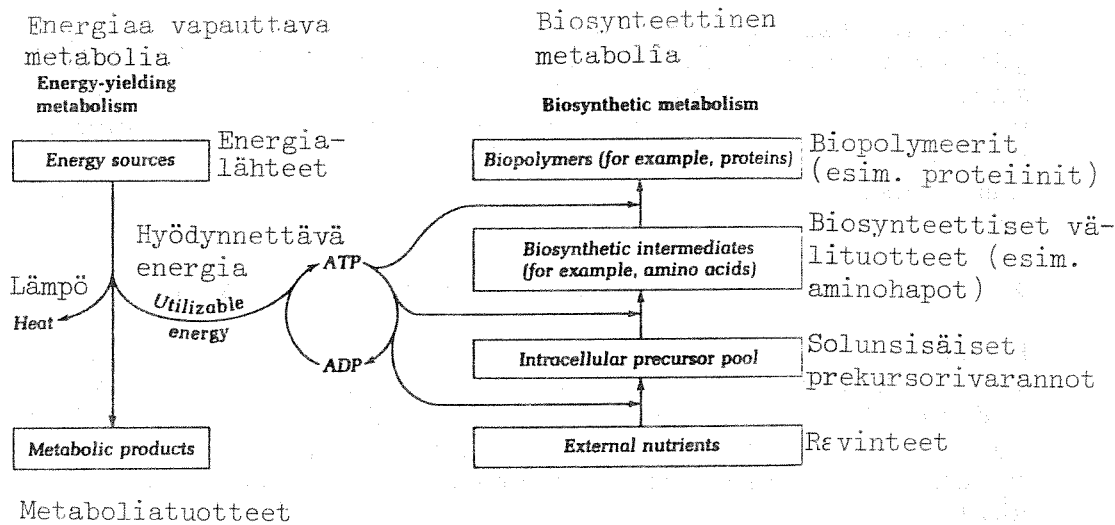
Monet entsyymit ollakseen tehokkaita tarvitsevat nk. *kofaktoreita* (cofactors). Tällaisena voi toimia metalli-ioni (Zn, Mg, Mn, Fe, Cu, K, Na) tai jokin kompleksinen orgaaninen molekyyli (koentsyymi). Kofaktoreina toimivia metalli-ioneja kutsutaan myös aktivaattoreiksi. Kofaktorit voivat olla joko tiukasti tai väljemmin sitoutuneena entsyymin proteiinirakenteeseen.

Minkä tahansa elävän organismin *m e t a b o l i a* voidaan jakaa kahteen päätyyppiin: energiaa vapauttaviin (hajotustoiminnot) ja energiaa kuluttaviin (biosynteesi) toimintoihin. Näistä toiminnoista käytetään myös nimityksiä katabolia (catabolism) ja anabolia (anabolism). Kuvassa 3 - 1 on havainnollistettu näiden kahden päätyypin energeettistä yhteenkytkentää. Kaikkien katabolisten metaboliaprosessien yksi oleellinen kemiallinen toiminto on tuottaa orgaanisia yhdisteitä, jotka omaavat korkean potentiaalienergiasisällön energiarikkaissa sidoksissa. Tärkein tällainen yhdiste on ATP (adenosine triphosphate).

Termodynamiikan toisen pääsäännön mukaan katabolisissa reaktioissa vapautuvaa kokonaisenergiaa ( $\Delta H$ ) ei ole mahdollista saada täysimääräisenä käyttöön, koska osa siitä menehtään lisääntyvänä entropiana ( $T\Delta S$ ). Käytettävissä oleva vapaa energia ( $\Delta F$ ) saadaan yhtälöstä 1 (STANIER 1972).

$$\Delta H = \Delta F + T\Delta S$$

(1)



Kuva 3 - 1: Kaaviokuva ATP:n tehtävästä katabolisten ja anabolisten metaboliareaktioiden yhteenliittäjänä (STANIER 1972).

Organismit saattavat tarvita solumateriaalinsa aineosasina myös sellaisia orgaanisia yhdisteitä, joita ne eivät kykene syntetisoimaan yksinkertaisimmista hiililähteistä. Tämän tyyppisiä orgaanisia ravinteita kutsutaan yleisnimikkeellä *k a s v u t e k i j ä t*, ja kemiallisen rakenteensa ja metabolisen tehtävänsä perusteella ne voidaan jakaa kolmeen ryhmään.

- 1) Aminohapot, joita tarvitaan proteiinien aineosasina.
- 2) Puriinit ja pyrimidiinit, joita tarvitaan nukleinihappojen aineosasina.

- 3) Vitamiinit (moninainen joukko org.yhdisteitä), jotka voivat mm. muodostaa tiettyjen entsyymien aktiivisia keskuk-sia (erilaisten koentsyymien prekursoreina).

## 3.2 METAANIKÄYMISEN TEORIA

### 3.2.1 Biokemialliset vaiheet

Kuvassa 3 - 2 on esitetty tämänhetkisiin tietoihin ja käsityk-siin perustuen kaavio metaanikäymisen biokemiallisista vai-heista.

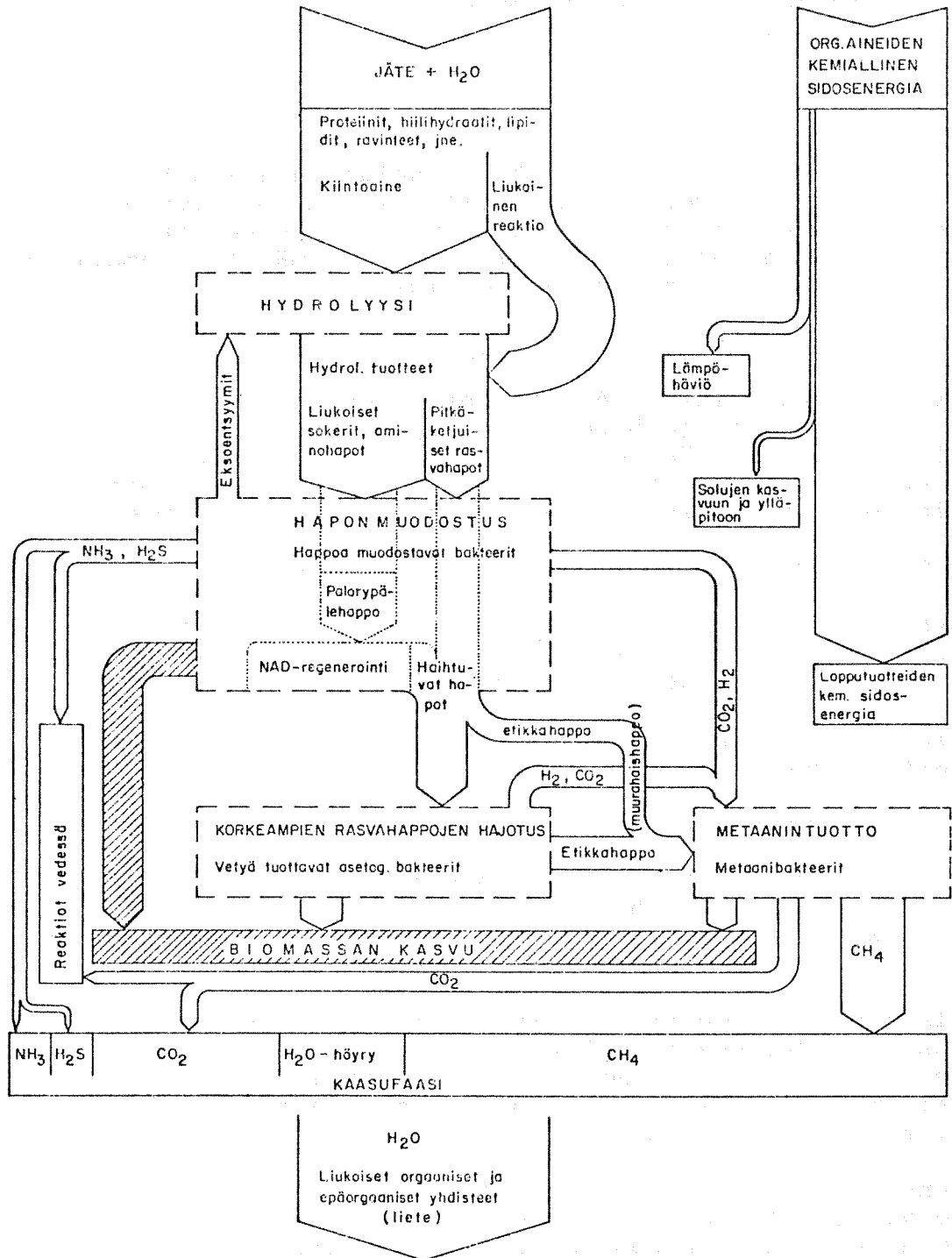
Tämän mikro-organismien ylläpitämän prosessin etenemisen oleel-linen tekijä on veden läsnäolo. Biokemialliselta kannalta katsoen veden määrä sinänsä ei välttämättä ole kovin kriitti-nen tekijä, mutta ei täysin merkityksetönkään kuten jäljempänä esitettävästä voi havaita. Puhdistustekniikkojen taloudelli-suuden ja tavoitteiden suhteen veden määrällisen osuuden mer-kitys on suurempi.

Anaerobikäsittelyyn tuleva vesipitoinen jäte (esim. liete tai jätevesi) voi sisältää sekä liukoisessa että liukenemattomassa muodossa olevia orgaanisia yhdisteitä. Jotta mikro-organismit voisivat käyttää hyväkseen liukenemattomia ja suurimolekyyli-siä orgaanisia yhdisteitä solun sisäisissä toiminnoissaan on nämä ensiksi saatava pilkkoutumaan ja liukoiseen muotoon, so. mahdollistaa kulkeutuminen soluseinämän läpi. Tämä tapahtuu hydrolyysissä, jota haponmuodostajabakteerit edesauttavat ja säättävät erittämällä ympäristöönsä entsyymejä.

Hydrolyysi on mahdollista toteuttaa myös ilman mikro-organis-meja. Selluloosan ja ligniinin entsyymaattinen hydrolyysi on todettu hitaaksi tapahtumaksi. Onkin esitetty (SRINIVASAN 1979) mielekkäämmäksi selluloosan happohydrolysaattien käyttä-minen metaaniksi kuin lähteminen liikkeelle suoraan selluloo-sasta.

Hajottamalla muodostuneita hydrolyysituotteita (liukoisia so-kereita, aminohappoja ja pitkäketjuisia rasvahappoja) solun si-säisissä toiminnoissa haponmuodostajabakteerit saavat uuden solumateriaalin rakentamiseen ja solutoimintojen ylläpitoon tarvittavan energian (ATP:n käyttö). Hajotuksessa muodostuu orgaanisia happoja, hiilidioksidia, vetyä, ammoniakkia (pro-teiineista aminohappovaiheen kautta) ja pelkistyneitä rikki-yhdisteitä. Kahden viimeksimainitun määrällinen osuus on riippuvainen käsiteltävän jätteen koostumuksesta.

Liukoisten sokerien, aminohappojen ja pitkäketjuisten rasva-happojen metaboliset reitit haihtuviksi hapoiksi (pienimole-kyylisiä rasvahappoja) ovat luonnollisesti erilaiset. Hapon-muodostuksen tavoitteena on mm. mahdollisimman suuri määrä etikkahappoa ja mahdollisesti myös muurahaishappoa. Hydrolyyy-sihaponmuodostusvaiheessa muodostuu myös muita tuotteita. Muunmuassa aminohappojen deaminaation yhteydessä syntyy haa-rautuneita rasvahappoja, joita on löydettävissä pieniä määriä mädättämölietteissä (HOBSON 1974).

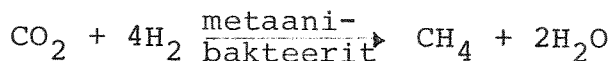


Kuva 3 - 2: Anaerobisen metaanikäymisen biokemiallisia vaiheita kuvaava kaavio

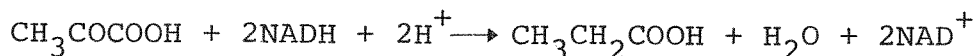
Emden-Meyerhof-polku (ks. kuva 3 - 3) on tunnettu esimerkiksi glukoosin hajoamisesta ensiksi palorypälehapoksi (pyruvic acid) ja tästä edelleen etikkahapoksi ja/tai propionihapoksi (mm. STANIER 1972, MOSEY 1981). Metaanin tuotannon kannalta tärkeäksi vaiheeksi muodostuu koentsyymi NAD:iin (Nicotinamide Adenine Dinucleotide) sitoutuneen vedyn irrottaminen. Mikäli tämä tapahtuu reaktion



mukaisesti, niin muodostuu pääosin haluttua etikkahappoa, hiilidioksidia ja vetykaasua. Yllä olevan reaktion jatkuva eteneminen edellyttää muodostuvan vetykaasun poistumista. Eräät metaanibakteerit voivat toteuttaa tämän tuottamalla metaania alla olevan bruttoreaktion mukaisesti.

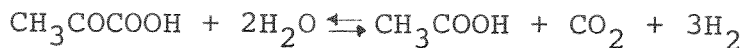


Edellä kuvattu vaihe muodostaa keskeisen symbioottisen yhdysiteen metaani- ja haponmuodostajabakteerien välillä. Mikäli reaktoriin pääsee kertymään liiaksi vetykaasua, niin bakteerit alkavat käyttää itse palorypälehapoa hapettajana NAD:in regeneroinnissa ja muodostamalla propionihappoa.



Moseyn (MOSEY 1981) mukaan propionihappoa alkaa muodostua merkittävästi, kun vetykonsentraatio kaasufaasissa ylittää 55 ppm:ää tilavuusyksikköä kohden (55 ppm by volume).

Propionihappo on periaatteessa muutettavissa etikkahapoksi seuraavan reaktion mukaisesti.

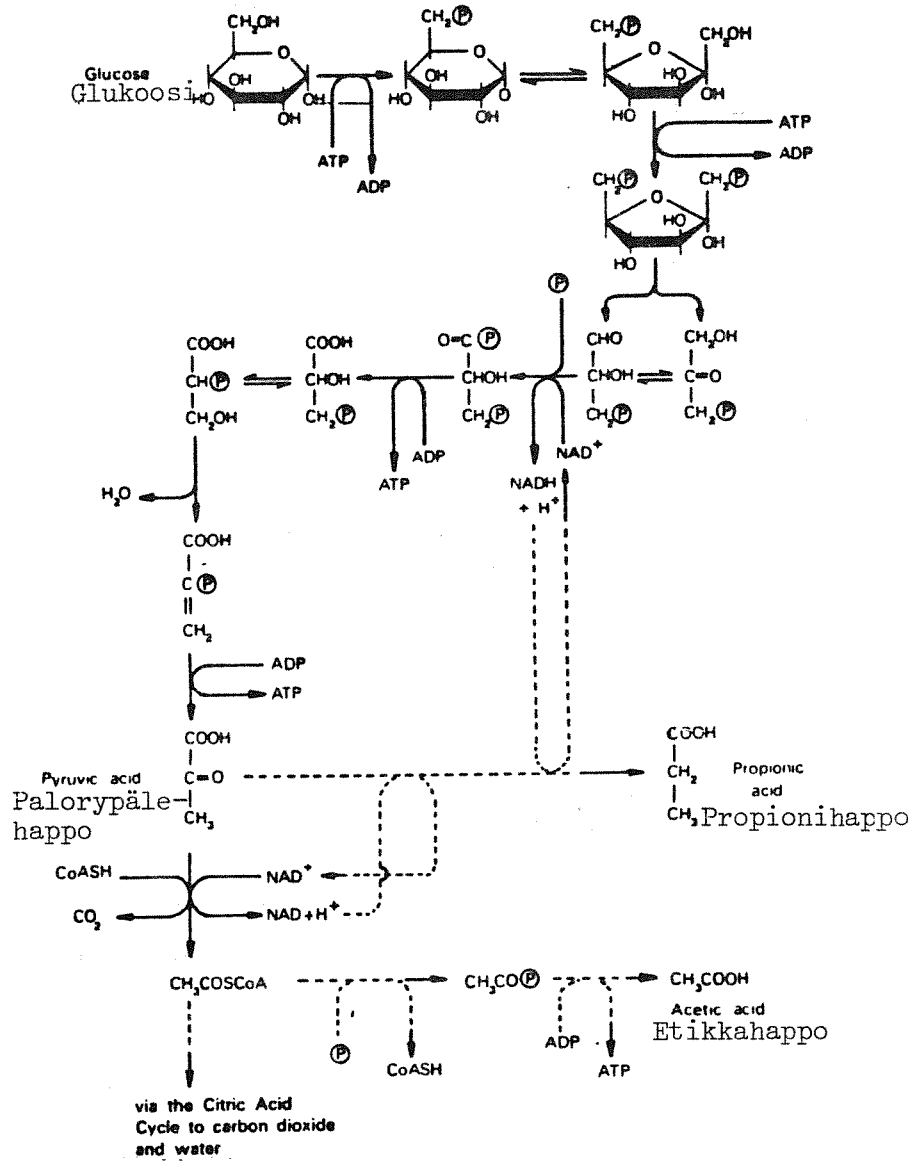


Tämän reaktion toteutuminen ei ole kovin ilmeinen, mikäli reaktorissa on merkittävä määrä etikkahappoa ja vetyä. Siten seurauksena voi olla propionihappomäärän lisääntyminen ja pH:n alentuminen bakteerien kasvuympäristössä.

Edellä kuvattu muodostaa biokemiallisen perustan sille useissa tapauksissa tehdyille havainnoille, että ylimääräisen etikkahapon inhiboimat reaktorit saadaan toipumaan nopeasti, mutta mikäli propionihappoa on päässyt kertymään merkittävästi on toipuminen hyvin hidas.

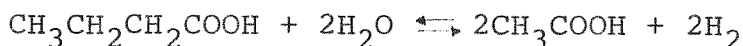
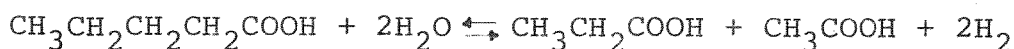
Käytännön olosuhteissa haponmuodostajabakteerit hajottavat hydrolyysituotteita joukoksi erilaisia lyhytketjuisia rasvahappoja ja vain osan suoraan etikkahapoksi. Reaktoreissa on havaittu olevan ryhmä bakteereita, jotka pystyvät muuttamaan rasvahappoja (n-valeric acid, n-butyric acid, propionic acid) etikkahapoksi. Näitä kutsutaan v e t y ä t u o t t a v i k s i b a k t e e r e i k s i (hydrogen producing acetogenic bacteria). Seuraavassa on esitetty muutosten bruttoreaktiot.





Sitruunahapposyklin  
 kautta hiilidioksidiksi  
 ja vedeksi

Kuva 3 - 3: Embden-Meyerhof-polku. Glukoosin hajoaminen etikka-/propionihapoksi anaerobisissa olosuhteissa (MOSEY 1981).



Kuten reaktioyhtälöistä havaitaan on näidenkin prosessien etenemisen edellytyksenä reaktiotuotteiden (etikkahappo, vety, hiilidioksidi) poistuminen. Päinvastaisessa tapauksessa seuraukset ovat vastaavat kuin edellä on selostettu. Näin metaanibakteerien ja tämän bakteeriryhmän välillä on myös tärkeä symbioottinen yhteys.

Metaania tuottavat bakteerit (methanogens) voivat käyttää katalysoimissaan reaktioissa useita eri lähtöaineita. Taulukkoon 3 - 1 on koottu viimeisin tieto eri reaktiomahdollisuuksista, joissa yhtenä lopputuotteena on metaani.

Taulukko 3 - 1: Metanogeenien katalysoimat metaanintuottoreaktiot (ZEHNDER 1982)

Reaktio	$\Delta G^{\circ}$ (pH7) (KJ/CH <sub>4</sub> )
4CO + 2H <sub>2</sub> O → CH <sub>4</sub> +3CO <sub>2</sub>	-185.1
CO <sub>2</sub> + 4H <sub>2</sub> → CH <sub>4</sub> +2H <sub>2</sub> O	-139.2
4HCOO <sup>-</sup> + 2H <sup>+</sup> → CH <sub>4</sub> +CO <sub>2</sub> +2HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-126.8
HCOO <sup>-</sup> + 3H <sub>2</sub> +H <sup>+</sup> → CH <sub>4</sub> +2H <sub>2</sub> O	-134.3
4CH <sub>3</sub> OH → 3CH <sub>4</sub> +2H <sub>2</sub> O+CO <sub>2</sub>	-102.5
CH <sub>3</sub> OH + H <sub>2</sub> → CH <sub>4</sub> +H <sub>2</sub> O	-121.1
<sup>1)</sup> CH <sub>3</sub> COO <sup>-</sup> + H <sub>2</sub> O → CH <sub>4</sub> +HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-28.2
4CH <sub>3</sub> NH <sub>2</sub> + 2H <sub>2</sub> O+4H <sup>+</sup> → 3CH <sub>4</sub> +CO <sub>2</sub> +4NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-101.6
2(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> NH + 2H <sub>2</sub> O+2H <sup>+</sup> → 3CH <sub>4</sub> +CO <sub>2</sub> +2NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-86.3
4(CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> N + 6H <sub>2</sub> O+4H <sup>+</sup> → 9CH <sub>4</sub> +3CO <sub>2</sub> +4NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-80.2
2CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> -N(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> + 2H <sub>2</sub> O → 3CH <sub>4</sub> +CO <sub>2</sub> +2CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> NH <sub>2</sub>	-70.0
<sup>2)</sup> CH <sub>3</sub> COCO <sup>-</sup> OH + (?) → CH <sub>4</sub> + (?)	

1) Merkittävä osa mädättämön metaanista on peräisin etikkahaposta, vaikka metaanibakteerit eivät pysty käyttämään energiaa etikkahapon hydrolyysistä.

2) Myös propionihaposta syntyy metaania, mutta mekanismia ei vielä tunneta tarkkaan.

Yllä on esitetty metaanibakteerien voivan tuottaa metaania myös suoraan propionihaposta. Tähän asti kirjallisuudessa on yleensä esitetty päinvastaista.

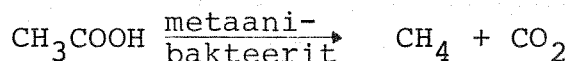
Bakteerit tuottavat metaania yllä esitetyn mukaisesti haponmuodostuksessa syntyvästä hiilidioksidista ja vedystä. Daniels et al. (DANIELS 1980) suorittivat kokeita Methanobacterium thermoautotrophicum illa substraattiliuoksessa, joka oli val-

mistettu käyttäen tavallista vettä ( $H_2O$ ) ja raskasta vettä ( $D_2O$ ). Tulokset ( $CD_4$ :n muodostuminen) osoittivat, että metaanimolekyylissä olevat vetyatomit olivat lähtöisin ainoastaan vesimolekyyleistä eikä vetykaasusta (täytynee tarkoittaa siis orgaanisista substraattiaineista lähtöisin olevaa vetyä), mikä toimi vain yhtenä valintalähteenä metabolireaktioille metaanin tuotossa. Tutkijat ovat päätyneet esittämään, että kaikki hiilidioksidia metaaniksi pelkistävät bakteerit käyttävät samaa vetylähdettä ( $H_2O$ ).

Etikkahappoa substraattilähteenä käyttävät bakteerit tuottavat metaania ja hiilidioksidia. Bakteerit käyttävät dissoitumatonta etikkahappoa (MOSEY 1981). Edellä sanottu poikkeaa kuitenkin taulukossa 3 - 1 esitetystä reaktiomallista. Neutraaleissa olosuhteissa vallitseva muoto on asetaatti-ioni ( $CH_3COO^-$ ). Etikkahappo kuuluu heikkoihin happoihin ja dissoituu vedessä seuraavan reaktion mukaisesti.



Bruttoreaktio metaanin muodostumiselle etikkahaposta on seuraava.



Tämän reaktion biokemiallisia vaiheita ei tunneta, mutta tiedetään metyyliiryhmän siirtyvän koskemattomana (MOSEY 1981). Siten hiilidioksidin on muodostuttava karboksyyliiryhmästä. Asetaatin ollessa substraattina tarvitaan myös ehdottomasti vetyä (ZEIKOS 1975).

Anaerobinen metaanin tuottoprosessi perustuu mikro-organismeihin ja siten osa substraatista ja sen sisältämästä kemiallisesta sidosenergiasta kuluu uuden solumateriaalin syntetisointiin ja solunsisäisten toimintojen ylläpitämiseen (pH, saliniteetti, jne.).

Bakteerit lisääntyvät jakautumalla. On ehkä tarpeellista korostaa, että bakteerit eivät kuole "vanhuuteen" vaan olosuhteisiin. Biomassan kierrätys prosessissa vaikuttanee myös siihen, että prosessiin tulevasta substraattien energiasta suhteellisesti suurempi osa kuluu solutoimintojen ylläpitoon ja uuden solumateriaalin syntetisointiaktiiviteetti pienenee. Tähän perustuu myös eri anaerobimenetelmien erilainen ravinnetarve.

Taulukossa 3 - 2 on verrattu glukoosin aerobisessa ja anaerobisessa hajoamisessa vapautuvan energian jakautumista eri kohteisiin sekä muodostuvan biomassan määrää.

Taulukko 3 - 2: Glukoosin hajoaminen aerobisissa ja anaerobisissa olosuhteissa (WEBB 1981, FROSTELL 1981).

$C_6H_{12}O_6$	anaerob.	▶	$CH_4$	+	Biomassa	+	lämpö	+	$CO_2$
$C_6H_{12}O_6 + O_2$	aer.	→			Biomassa	+	lämpö	+	$CO_2 + H_2O$
Vapaan energ.	anaer.	▶	89 %		3 %		8 %		
jakautuminen	aer.	→			59 %		41 %		
Kilosta gluk.	anaer.	→	14 MJ		0,06 kg				
muodostuu	aer.	→			0,40 kg		6,4 MJ		

Biomassan tuotto anaerobikäsittelyssä on huomattavasti pienempi ja huomattava määrä prosessiin tulleesta substraattien energiasta on muodostuneessa metaanissa.

Elävä solu tarvitsee aina ulkoapäin tuotua energiaa. Aerobiset organismit saavat energiansa keskimäärin 90 %:sti orgaanisista yhdisteistä entsyymien avulla irrotetun vedyn ja hapen välisestä reaktiosta (palaminen vedeksi), loput 10 % tulee orgaanisten yhdisteiden sidosenergiasta. Anaerobiset organismit voivat hyödyntää vain kemiallista sidosenergiaa. Tämän vuoksi ne joutuvat hajottamaan noin 10 kertaa enemmän orgaanista ainetta kuin aerobiset organismit.

Joidenkin hyvin myrkyllisinä pidettyjen halogeeniyhdisteiden on havaittu hajoavan osittain anaerobisesti siten, että halogeeni-hiilisidos purkautuu. Bakteerit eivät kuitenkaan saa energiaa tämän sidoksen katkaisusta ja reaktio suoritetaan mahdollisesti näiden yhdisteiden myrkyvaikutuksen välttämiseksi elintoiminnoissa. Vastaavaa detoksifikaatio-toimintaa on todettu elohopeayhdisteiden osalta (HAKULINEN 1981).

### 3.2.2 O l o s u h d e t e k i j ä t

#### 3.2.2.1 Lämpötila

Kaikissa kemiallisissa reaktioissa ympäristön lämpötilalla on merkittävä vaikutus reaktiotasapainoon, -nopeuteen (aktiivisuus) ja reaktioiden käynnistymiseen. Pelkistettynä elämä voidaan käsittää sarjaksi kemiallisia reaktioita. Siten myös eri organismien toiminta on oleellisesti sidoksissa lämpötilaan. Biologisessa prosessissa tämä voidaan havaita mm. aineiden hajoamisnopeudessa ja mikrobien lisääntymisnopeudessa.

Biokemiallisten reaktioiden suhteen toimitaan useimmiten lämpötila-alueella 0 - 60 °C. Mikro-organismeja on tavattu korkeammassakin lämpötiloissa (mm. metaanibakteereja). Biologisten prosessien toiminta-alueet eri lämpötiloissa nimetään ja ryhmitellään seuraavasti.

Psykoofiilinen	0 - 25 °C
Mesofiilinen	30 - 40 °C
Termofiilinen	> 45 °C

Eri tutkijat ovat antaneet hieman toisistaan poikkeavia lämpötilarajoja näille toiminta-alueille. Asialla ei ole kuitenkaan käytännön merkitystä. Psykoofiilistä aluetta voidaan nimittää myös kryofiiliseksi (mm. DONNELLEY 1981).

Anaerobisen prosessin maksimi toimintalämpötilaksi on esitetty 80 °C (FROSTELL 1981).

Biologisten prosessien toiminnan kannalta kriittinen lämpötila-alue on 40 - 45 °C (ehkä rajatumminkin 42 - 43 °C) ja tätä aluetta tulee välttää. Kaikki biologiset prosessit (näissä tapahtuvat biokemialliset reaktiot) ovat riippuvaisia entsyymeistä. Lämpötila 42 - 43 °C ylitettäessä tapahtuu entsyymien aktiivisuuden selvä pienentyminen (denaturoituminen). On myös esitetty (SAWYER 1978), että mesofiilialueen mikro-organismit menettävät kyvyn tuottaa entsyymejä. Mainitun kriittisen lämpötila-alueen yläpuolella toimivat aktiivisesti eri mikro-organismit kuin mesofiilialueella (myös biokemialliset reaktiopolut voivat olla erilaiset). Toiminta kriittisellä lämpötila-alueella estää aktiivisen mikro-organismipopulaation muodostumisen (ratkaisematon valtalajitaistelu) ja anaerobiprozessissa tämä voidaan havaita mm. alentuneena metaanituottona (kuva 3 - 4).

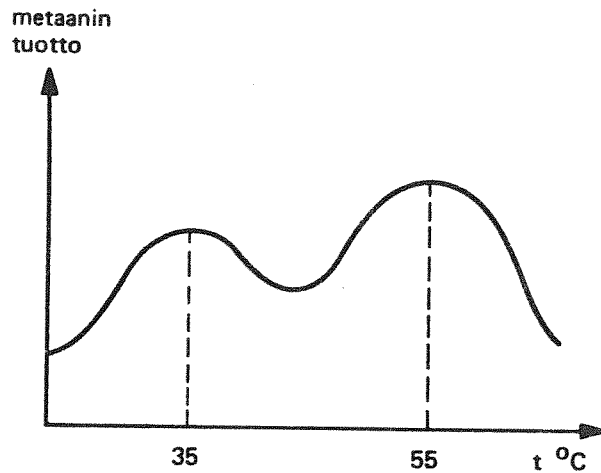
On esitetty, että mitä korkeammalla lämpötila-alueella toimitaan, niin sitä pienemmät lämpötilavaihtelut sallitaan anaerobiprozessissa.

*Taulukko 3 - 3: Anaerobikäymisen lämpötiloja ja niistä sallitut poikkeamat (KONSTANDET 1977).*

Lämpötila	Sallittu poikkeama
38 °C	± 2,8 °C
49 °C	± 0,8 °C
52 °C	± 0,3 °C

Yleisesti on katsottu kaasunmuodostuksen olevan suurempi ja nopeampi termofiilillä alueella. Viimeaikainen voimakas työ uusien anaerobiprozessien kehittämiseksi on osoittanut, että kaasunmuodostus voi olla tehokasta myös alemmissa lämpötiloissa. Samoin joidenkin uusien reaktorityyppien on todettu (mm. SWITZENBAUM 1980) olevan vähemmän häiriöalttiita lämpötilanmuutoksille.

Lämpötilalla on myös vaikutuksensa patogeenisten mikrobien tuhoutumiseen. Tämä on keskeinen peruste termofiilireaktorin valintaan yhdyskuntien puhdistamolietteen käsittelyä varten.



Kuva 3 - 4: Metaanin tuotto lämpötilan funktiona (MÄÄTTÄ 1977).

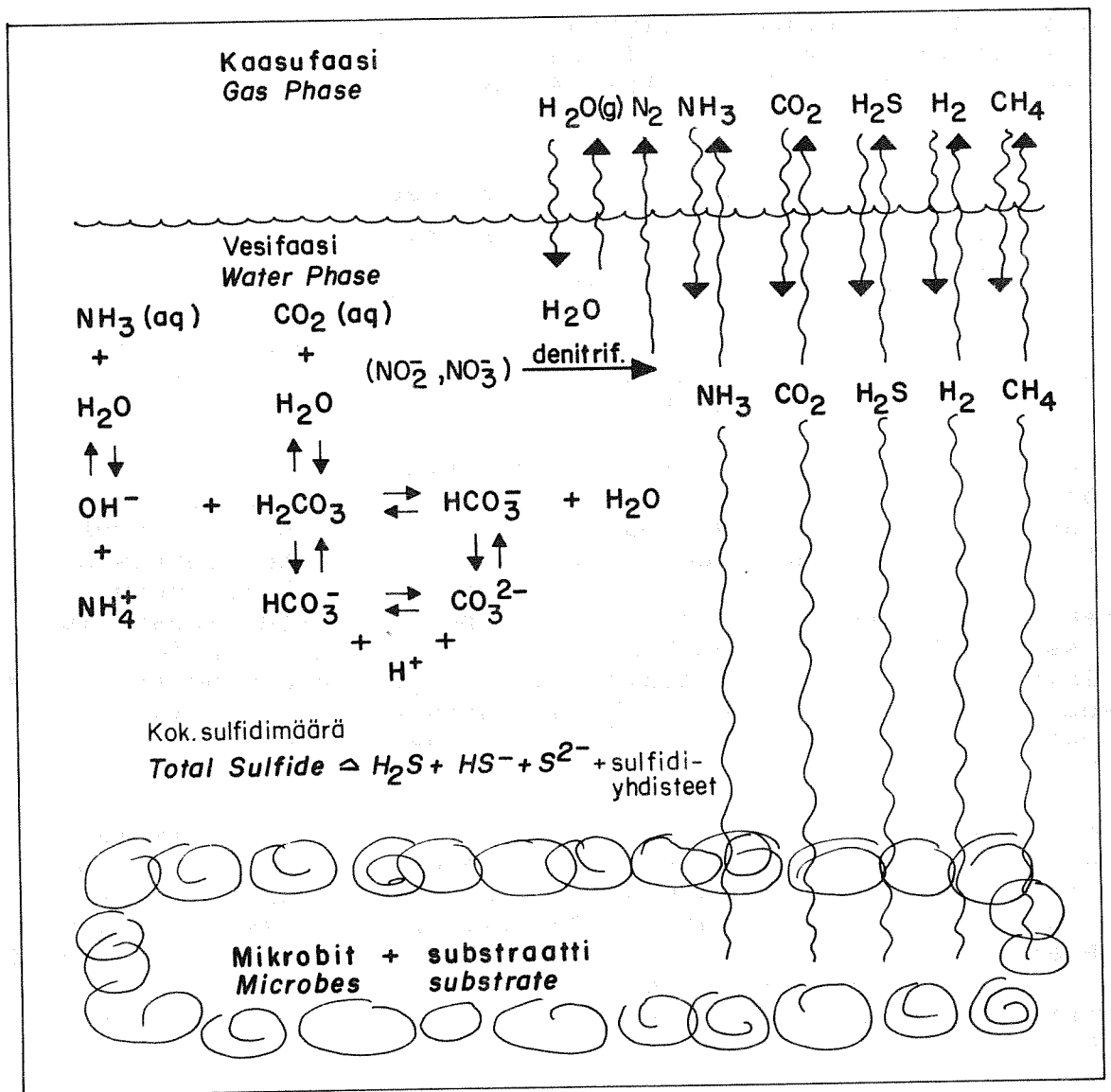
### 3.2.2.2 pH ja alkaliniteetti

Vety-ionikonsentraatio on yksi tärkeimmistä biokemiallisten reaktioiden nopeuteen vaikuttavista tekijöistä. Yksittäisillä entsyymeillä on omat optimi-pH-alueensa, joilla aktiivisuus on mahdollisimman suuri. Ympäristötekniikan biologisissa prosessisovellutuksissa ovat useimmiten kyseessä mikro-organismien sekapopulaatiot. Tällöin on yleensä edullisinta toimia neutraalilla alueella (pH 6 - 9).

Kohdassa 3.2.1 esitetyn mukaisesti anaerobiprosessi voidaan jakaa kolmeen päävaiheeseen, hydrolyysiin (entsyymaattinen), haponmuodostukseen ja metaanin muodostumiseen. Haponmuodostajabakteerit voivat toimia vielä pH-alueella 4,5 - 5,0 (PFEFFER 1979). Metaanin muodostumisen on todettu lakkaavan tai jäävän merkityksettömäksi pH-alueen 6,2 - 6,6 alapuolella ja optimi toiminta-alueeksi on esitetty pH:ta 6,8 - 8,0. Eri tutkijat (mm. DONNELLEY 1981, PFEFFER 1979, MCCARTY 1964) esittävät hieman toisistaan poikkeavia lukuarvoja. Erot johtuvat käytetystä substraatista, tutkitusta reaktorityypistä ja muista vastaavista eroavaisuuksista.

Anaerobiprosessissa vallitseva pH-vaikuttaa kemiallisten reaktioiden tasapainotilaan (haihtuvien happojen dissosiaatioaste,  $\text{NH}_3 - \text{NH}_4^+$  -tasapaino, jne.).

Anaerobiprosessissa vallitsevaa pH:ta säätelee keskeisesti  $\text{CO}_2 - \text{HCO}_3^-$  -systeemi. Orgaanisten yhdisteiden hajotuksessa muodostuu  $\text{CO}_2$ :ta ja proteiinien hajoamisen lopputuotteena muodostuu myös  $\text{NH}_3$ :a.



Kuva 3 - 5: Keskeiset kaasumaiset yhdisteet anaerobireaktori-  
rissa ja niiden reaktioita.

Kuvassa 3 - 5 on esitetty  $CO_2$ :n ja  $NH_3$ :n tasapainoreaktioita vesifaasissa. Yllä esitettyihin reaktiotasapainoihin vaikuttavia tekijöitä ovat mm. aineiden konsentraatiot, lämpötila, pH ja kaasujen osapaineet kaasufaasissa. Mm. mitä korkeampi on anaerobiprosessin toimintalämpötila, niin sitä enemmän on vesihöyryä kaasufaasissa pienentäen mm. hiilidioksidin osapainetta. Tästä on seurauksena muutoksia bikarbonaattipitoisuuden vesifaasissa.

Anaerobiprosessiin syötetyn jätteen proteiinimäärällä voi olla keskeinen vaikutus sekä bikarbonaattipuskurikapasiteettiin että mädätyskaasun komponenttien suhteellisiin osuuksiin.

Alkaliniteetti on hapon netraloimiskyvyn osoitin. pH-alueella 6,6 - 8,0 bikarbonaatit edustavat suurinta osaa kokonaisalkaliniteetista edellyttäen, että orgaanisten happojen konsentraatio pysyy suhteellisen pienenä. Bikarbonaatti-alkaliniteetti voidaan määrittää seuraavasti (BENEFIELD 1980).

$$BA = TA - 0,708 VA \quad (2)$$

BA = bikarbonaatti-alkaliniteetti mg CaCO<sub>3</sub>/l

TA = kokonaisalkaliniteetti mg CaCO<sub>3</sub>/l

VA = org. happojen kokonaismäärä mg CH<sub>3</sub>COOH/l

Bikarbonaatti-alkaliniteetin tulisi olla suurempi kuin 1500 mg CaCO<sub>3</sub>/l, jotta reaktorin puskurikapasiteetti olisi riittävä eliminoimaan äkillisiä pH-vaihteluja (DONNELLEY 1981).

Reaktorissa sellaiset tekijät kuten hydraulinen viipymä, kieräytys, sekoitus, käsiteltävän substraatin koostumus ja paine kaasufaasissa vaikuttavat puskurikapasiteettiin ja syntyvän mädätyskaasun koostumukseen (so. kuinka paljon teoreettisesti laskettavissa olevasta kaasunmuodostusmäärästä kulkeutuu pois reaktorista veden mukana ja kuinka paljon kaasumaisessa muodossa). Mm. käytettäessä substraattina yksinomaan jotain hiilihydraattia tulisi hiilidioksidia ja metaania muodostua yhtä suuret kaasumäärät. Käytännössä mädätyskaasu sisältää 35 - 40 % CO<sub>2</sub>:ta ja 65 - 70 % CH<sub>4</sub>:ää, tai näistäkin poikkeavia suhteellisiä osuuksia.

Jouduttaessa säätämään (nostamaan) reaktorin pH:ta kemiallisesti voidaan kalsiumhydroksidia (Ca(OH)<sub>2</sub>) käyttää vain pH-arvoon 6,8 asti. Tämän yläpuolella alkaa muodostua liukenevat kalsiumkarbonaattia (CaCO<sub>3</sub>). Pyrittäessä korkeampiin pH-arvoihin kemikaaliona voidaan käyttää natriumbikarbonaattia tai natriumhydroksidia. pH:n nostoa voidaan yrittää mm. siten, että jäteveden syöttö reaktoriin lopetetaan joksikin aikaa (DUARTE 1981).

Useimmiten vetyionikonsentraatio asettuu luonnostaan sopivalle alueelle, joten erityistä pH:n säätöä ei tarvita.

### 3.2.2.3 Ravinteet

Ravinteita tarvitaan biologisissa prosesseissa solumassan tuotantoon. Elävien organismisolujen kemiallisen koostumuksen on esitetty vastaavan rakennekaavaa C<sub>5</sub>H<sub>9</sub>O<sub>3</sub>N (SPEECE 1964). Schlegelin mukaan (SCHLEGEL 1969) bakteerisolun kemiallinen koostumus vastaa taulukossa 3 - 4 esitettyä.

Taulukko 3 - 4: Bakteerisolun kemiallinen koostumus (SCHLEGEL 1969).

Alkuaine	% kuivapainosta
Hiili (C)	45 - 55
Typpi (N)	10 - 15
Fosfori (P)	2 - 6
Rikki (S)	1



Edellä esitetty rakennekaava vastaa taulukossa 3 - 4 esitettyä koostumusta. Näihin tietoihin perustuen on typen tarpeeksi laskettu noin 11 % biomassan hehikutushäviöstä ja fosforin tarpeeksi noin 0,2 kertaa typen määrä.

Ravinteiden tarve on erilainen reaktorin käynnistysvaiheessa (biomassan tuotto) ja stabiilissa toimintatilanteessa, jossa tarve puolestaan riippuu siitä, kuinka suureksi uusiutuvan biomassan osuus koko biomassasta on säädetty. Tämä seikka on peruste havainnolle, että substraatti-ravannesuhde riippuu anaerobimenetelmästä (ks. taulukko 3 - 5).

Taulukko 3 - 5: Typen ja fosforin tarve eri anaerobimenetelmillä (FROSTELL 1979).

Ravinteiden riittävyys	Havaintotapa	Prosessityyppi	C:N:P-suhde <sup>1)</sup>	Viitteet
Riittävä	Teor.	Tavanomainen	100:1,0:0,2 <sup>a,b</sup>	-
Optimaalinen	Laboratorio	Konventionaalinen mädättämö	100:8,3:1,7 <sup>b</sup>	Sroczyński & Kokuszko, 1975
Riittävä	Laboratorio	Kontaktiprosessi	100:4,5:0,9 <sup>c</sup>	van den Berg & Lenz, 1978
Riittävä	Pilot-laitos	Anamet-prosessi	100:0,7:0,1 <sup>c,d</sup>	Huss, 1977
Riittävä	Täysimittak.	UASB-prosessi	100:0,6:0,1	Pette, 1979

<sup>a</sup> Lietteen tuotto = 0,1 kg MLSS/kg COD poist.  
COD-reduktio = 90 %

Biosolun keskim. koostumus = C<sub>5</sub>H<sub>9</sub>O<sub>3</sub>N

<sup>b</sup> Fosforintarve on yksi viidesosa typen tarpeesta

<sup>c</sup> 0,375 · COD = C (hiili)

<sup>d</sup> 2 · BOD<sub>5</sub> = COD

1) Alkuperäisessä taulukossa suhdeluvut on esitetty toisella tavalla. Nyt esitetyt suhdeluvut on muutettu siten, että hiilellä on aina lukuarvo 100.

Anaerobiprosesseissa ravinteiden tarve on keskimäärin pienempi kuin aerobisissa prosesseissa, joissa orgaanisen aineksen poistuminen perustuu huomattavasti suuremmassa määrin (ks. taulukko 3 - 2) uuden biomassan tuottoon. Anaerobiprosesseja voidaan ohjata mahdollisimman suureen biomassan tuottamiseen ja toisaalta aerobiprosesseja päinvastaiseen suuntaan. Tällöin substraatti-ravannesuhteissa ei ole oleellista eroa.

Typen ja fosforin riittävyys on turvattava anaerobiprosesseissa ja siten asiaan on kiinnitettävä riittävästi huomiota selvittämällä tarve kussakin tapauksessa erikseen.

Myös muut kasvutekijät (hivenaineet, vitamiinit, org.ravin- teet) ovat tärkeitä. Mm. nikkeli on todettu hyvin tärkeäk- si tekijäksi, sillä se on yhtenä komponenttina koentsyymi F<sub>430</sub>:ssa (nikkelitetrapyrroli). Tämä koentsyymi F<sub>430</sub> on havaittu välttämättömäksi metaanintuottoprosessissa.

#### 3.2.2.4 Inhibitio

Anaerobiprosessissa eityisesti metaaninmuodostajabakteerit vaativat riittävän pelkistettyjä olosuhteita kasvuun. Happipitoisuuden 0,01 mg/l on havaittu estävän niiden kas- vun (WOLFE 1971). Alhaisen redox-potentiaalin ylläpitämi- nen on edellytyksenä reaktorin hyvälle toiminnalle. Tällöin ei tule välttää pelkästään hapen läsnäoloa vaan myös muiden hapettimien (esim. nitraatit ja nitriitit) läsnäoloa (PFEFFER 1979). Optimi redox-potentiaalialueeksi on esitetty -510... -540 mV (DUARTE 1981),  $-265 \pm 25$  mV (MOSEY 1975). Hughes'in (1979) mukaan anaerobiviljelmissä on tavattu redox-potenti- aaliarvoja -150 mV:sta -420 mV:in.

On myös esitetty, että pieni happimäärä voi ylläpitää fakul- tatiivisten mikrobien kasvua ja näin lisätä hajoitusta edis- tävien ekso-entsyymien pitoisuutta (HUGHES 1979). Tämän seikan hyväksikäyttäminen on mahdollista esimerkiksi silloin kun reaktorissa happovaihe on omana yksikkönään.

Olosuhdetekijöistä pH:n merkitystä on tarkasteltu aiemmin kohdassa 3.2.2.2. Orgaanisten happojen osalta ei tiedetä onko niiden kerääntyminen reaktoriin inhibition aiheuttaja vaiko sen seurausta (ANDERSSON 1980). Erilaisia käsityksiä on esitetty.

- Riittävän suuret org. happojen konsentraatiot ovat in- hiboivia pH:sta riippumatta.
- Inhiboiva vaikutus on epäsuora ja johtuu pH:n laskusta.
- Inhibitiovaikutuksen muodostuminen on riippuvainen org. happojen konsentraatiosta ja vallitsevasta pH:sta (so. kuinka suuri määrä org. hapoista on dissosioitumatto- massa muodossa).

Kroekerin (1979) mukaan prosessi toimi vielä konsentraatiossa 6000 mg CH<sub>3</sub>COOH/l pH:ssa 8,0 - 8,3.

Orgaanisten happojen kerääntymisen reaktoriin on selitetty johtuvan myös siitä, että häiriötilanteen muodostuessa happo- ja käyttävien spesifisten bakteerien määrä on pieni (DUARTE 1981).

Ammoniakki (NH<sub>3</sub>) on inhiboiva riittävän suurissa konsentraa- tioissa. Taulukossa 3 - 6 on esitetty havaittuja vaikutuk- sia eri pitoisuuksissa.

Taulukko 3 - 6: Ammoniakin vaikutus anaerobiseen prosessiin (MCCARTY 1964).

Havaittu vaikutus	NH <sub>3</sub> -N-pitoisuus (mg/l)
Hyödyllinen	50 - 200
Ei erityistä vaikutusta	200 - 1000
Inhiboiva korkeissa pH-arvoissa (>7,4)	1500 - 3000
Toksinen	> 3000

Ammoniakin ionisoitumistasapaino siirtyy pH:n kasvaessa yhä enemmän ammoniakin puolelle.

Sulfidien pitoisuuden ylittäessä 150 - 200 mg/l on niiden myrkyvaikutus havaittu selväksi (MCCARTY 1964). Anaerobi-prosessissa sulfaatit pelkistyvät sulfideiksi. Osa sulfideista muodostaa kationien (raskasmetallit) kanssa liukene-mattomia yhdisteitä. Osasta sulfideja voi muodostua rikkive-tyä (kaasu).

Sulfidi-inhibition mekanismista ei ole yksikäsitteistä seli-tystä. Seuraavia selityksiä on esitetty (ZEHNDER 1982).

- Sulfaattien pelkistystuotteena muodostuva sulfidi on myrkyllistä metanogeeneille.
- Sulfidi saostaa liukenemattomaan muotoon hivenainemetal-leja (Fe, Ni, Co, Mo) ja näin niiden käyttö mikro-orga-nismien metabolioissa estyy (vrt. aiemmin koentsyymi F<sub>430</sub>:n osalta sanottu).
- Orgaanisen aineen hapettumisessa vapautuvat elektronit kuluvat lähes yksinomaan sulfaatin pelkistyksessä, kos-ka tämä on termodynaamisesti suotuisampi reaktio kuin metaaninmuodostumisreaktiot (rikki- ja metaanibakteerien välinen kilpailu elektroniakseptoreina).

Reaktorissa kokonaissulfidipitoisuus on rikkivedyn (H<sub>2</sub>S), ve-tysulfidin (HS<sup>-</sup>) ja sulfidin (S<sup>2-</sup>) summa. Inhibition alkaa pitoisuudessa 3 mmol/l (ZEHNDER 1982).

Raskasmetalleja on pidetty aikaisemmin pääasiallisena syynä lietteen mädätyksen inhibiitiovaikutuksiin. Useissa tapauk-sissa tarkasteluissa ei ole otettu huomioon kuitenkaan mui-ta inhiboivia tekijöitä.

Raskasmetallien aiheuttaman inhibition ja prosessin sulfidi-konsentraation on havaittu korreloivan toisiaan. Sulfidisaos-tusta tapahtuu ainakin Ca-, Fe-, Si-, Ni-, Pb- ja Cu-ioneilla. Kromin saostaminen sulfidilla ei onnistu (DUARTE 1981). pH:ssa yli 7,2 voidaan käyttää myös karbonaattisaostusta (Zn, Ca, Pb). Edellä mainituista kationeista kalsium ja pii eivät kuulu raskasmetalleihin.

Alkali- ja maa-alkalikationeilla on pitoisuudesta riippuen stimuloiva tai inhiboiva vaikutus. Taulukossa 3 - 7 on esi-tetty näiden vaikutuksia metaanin tuottoon.

Taulukko 3 - 7: Eräiden kationien vaikutus metaanin muodostukseen (MCCARTY 1964).

Kationi	Stimulaatio	Selvää inhibitiota mg/l	Voimakas inhibitio
Kalsium	100 - 200	2500 - 4500	8000
Magnesium	75 - 150	1000 - 1500	3000
Kalium	200 - 400	2500 - 4500	12000
Natrium	100 - 200	3500 - 5500	8000

Inhibitiota ja toksisuutta aiheuttavat edellä esitettyjen lisäksi myös monet muut yhdisteet (mm. diterpeeni hartsihapot ja -alkoholit, pitkäketjuiset tyydyttämättömät rasvahapot, juvabionit, polyklooratut org. yhdisteet). Erityisesti teollisuuden jätteiden ja jätevesien käsittelyssä on oltava selvillä inhibitiotekijöistä (ainakin niistä, jotka esiintyvät vain ajoittain).

Anaerobiprosessissa inhibitiota ja toksisuutta aiheuttavien tekijöiden määrällinen erittely on hyvin vaikeaa, koska näiden tekijöiden välillä voi olla antagonistisia ja synergistisiä vaikutuksia. Toisaalta on todettu, että mikro-organismipopulaatiot voivat adaptoitua vaikeisiin olosuhteisiin. Tästä on esimerkkinä kohdassa 3.2.1 mainittu detoksifikaatio.

Inhibitiota ja toksisuutta voidaan eliminoida monin eri tavoin (mm. pH:n säädöllä, laimentamalla, esikäsittelyllä, antagonistisen yhdisteen lisäämisellä, hyväkuntoisen siemenlietteen lisäämisellä).

### 3.2.3 Mikro-organismit

Uudenlaisen taksonomisen ajattelun pohjalta bakteerit voidaan jakaa kolmeen pääryhmään: arkkibakteerit (archae bacteria), eukarioottiset bakteerit ja muut bakteerit. Metanogeenit kuuluvat yhtenä alaryhmänä ensiksi mainittuun pääryhmään.

Anaerobiprosessissa esiintyvät mikro-organismipopulaatiot voidaan toiminnallisesti jakaa neljään ryhmään. Kuvassa 3 - 6 (ks. myös kuva 3 - 2) on havainnollistettu pelkistetysti näiden mikro-organismiryhmien sijoittumista anaerobisen metaanituoton eri vaiheisiin.

Taulukossa 3 - 8 on esitetty edellä mainittua neljää pääryhmää edustavien bakteerien fysiologisia ominaisuuksia.

Taulukossa 3 - 9 on esitetty puhdistamolietteen (yhdyskunta) mädättämöistä identifioituja anaerobibakteereja ja niiden lukumääriä.

Taulukossa 3 - 9 lueteltujen metaanibakteerisukujen lisäksi on identifioitu (meriympäristössä) yksi uusi suku Methanogenium (ROMEISSER 1979).

Taulukko 3 - 8: Neljää pääryhmää edustavien bakteerien fysiologisia ominaisuuksia (ZEIKUS 1979).

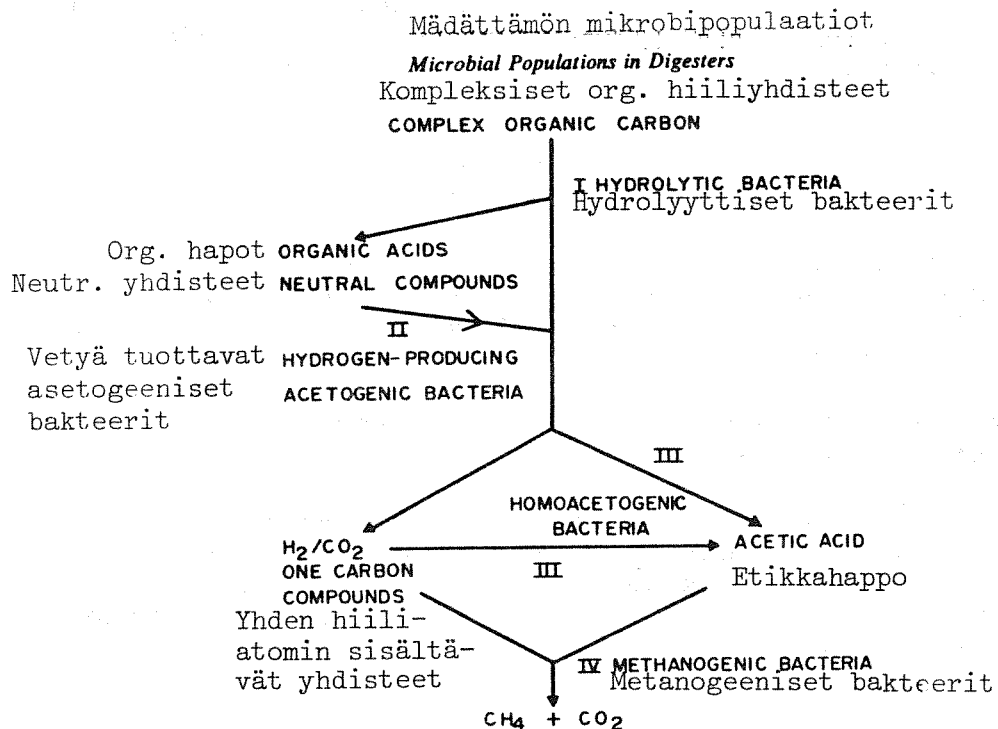
Organism	Trophic group	Nutrition <sup>a</sup>	Catabolic substrates <sup>b</sup>	Doubling time <sup>c</sup> (h)	Fermentation products <sup>d</sup>
<i>Clostridium thermocellum</i>	Hydrolytic bacteria	Heterotroph +	Cellulose Cellobiose	7 2	H <sub>2</sub> /CO <sub>2</sub> , ethanol Acetic, lactic
'S organism'	H <sub>2</sub> -producing acetogenic bacteria	Heterotroph +	Pyruvate Ethanol	— —	H <sub>2</sub> /CO <sub>2</sub> , ethanol, acetic 'H <sub>2</sub> ', acetic
<i>Acetobacterium woodii</i>	Homoacetogenic bacteria	Mixotroph +	Fructose, lactic H <sub>2</sub> /CO <sub>2</sub>	6 24	Acetic Acetic
<i>Methanobacterium thermoautotrophicum</i>	Methanogenic bacteria	Autotroph —	H <sub>2</sub> /CO <sub>2</sub> CO	2-4 30	CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub>
<i>Methanosarcina barkeri</i>	Methanogenic bacteria	Mixotroph —	H <sub>2</sub> /CO <sub>2</sub> , CH <sub>3</sub> OH CH <sub>3</sub> NH <sub>2</sub> CH <sub>3</sub> COOH	10-12  >24	CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub>

<sup>a</sup> (+), Growth factors required; (—), no growth factors required.

<sup>b</sup> Substrates shown are not the exclusive energy sources metabolized by individual species.

<sup>c</sup> Apparent doubling time under optimal growth conditions.

<sup>d</sup> Represents major end products.



Kuva 3 - 6: Anaerobiprosessin mikro-organismipopulaatioiden neljä pääryhmää (ZEIKUS 1979).

Taulukko 3 - 9: Puhdistamolietteen mädättämöstä tunnistettuja anaerobivakteereja ja niiden lukumääriä (ZEIKUS 1979).

Group	Numbers (per ml)	Generic identity
Hydrolytic bacteria		Majority unidentified
Total	$10^8-10^9$	Gram-negative rods
Proteolytic	$10^7$	<i>Eubacterium</i>
Cellulolytic	$10^5$	<i>Clostridium</i>
Hydrogen-producing acetogenic bacteria	$10^6$	Unidentified
Homoacetogenic bacteria	$10^5-10^6$	Gram-negative rods
		<i>Clostridium</i>
		<i>Acetobacterium</i>
Methanogens	$10^6-10^8$	<i>Methanobacterium</i>
		<i>Methanospirillum</i>
		<i>Methanococcus</i>
		<i>Methanosarcina</i>
		' <i>Methanohrix</i> '
Sulfate reducers	$10^4$	<i>Desulfovibrio</i>
		<i>Desulfotomaculum</i>

Tällä hetkellä tunnetuista metaanibakteereista *Methanobacterium thermoautotrophicum* on ainoa, jonka kasvulämpötilan optimi on 60 °C:en yläpuolella (ZEIKUS 1979).

Taulukosta 3 - 8 havaitaan, että eri bakteereilla kahdentumisajat vaihtelevat huomattavasti. Tällä seikalla on erityisesti merkitystä reaktorin käynnistysvaiheessa ja viipymän valinnassa (mikäli biomassaa estetään huuhoutumasta tai kierrätetään, niin tämän seikan merkitys pienenee).

Salkinoja-Salonen (1982) on koonnut kirjallisuudesta termofiilireaktoria koskevia erityisominaisuuksia.

- Entsyymien katalysoimat reaktiot noudattavat myös Arrheniuksen lakia eli reaktionopeus kaksinkertaistuu aina lämpötilan noustessa  $10^{\circ}\text{C}$ . Tämä antaa mahdollisuuden pienempään reaktorikokoon.
- Termofiiliprosessissa tapahtuu virusten ja patogeenien inaktivoitumista.
- Termofiilialueella toimivat vain muutamat harvat bakteerilajit. Tämä merkitsee suurempaa häiriöalttiutta mm. pH-muutoksille, toksisille aineille ja tulevan veden laadunvaihteluille. Lajien harvalukuisuudesta johtuen reaktorissa ei välttämättä ole kaikkien orgaanisten yhdisteiden hajottamiseen sopivia entsyymejä.
- Termofiilisyys on ominaisuus, joka näkyy bakteerien kaikkien solunosien rakenteessa. Mesofiiliä bakteeria ei voida totuttaa termofiiliksi eivätkä termofiilit mikrobit kykene toimimaan mesofiilillä alueella.

Anaerobinen metaanituotto orgaanisesta jätteestä edellyttää useita eri mikro-organismeja, joille puhdasviljelminä asetuisi toisistaan poikkeavia optimiolosuhteita. Tähänastisen

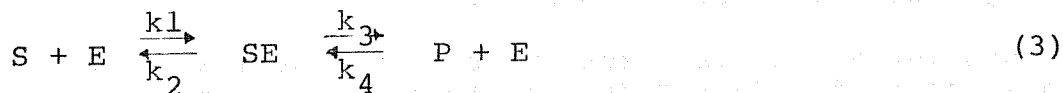
tiedon perusteella kuitenkin olosuhteet reaktorissa tulisi asettaa ensisijaisesti metaanibakteerien mukaan, kun eri vaiheet tapahtuvat samassa reaktoritilassa (LATOLA 1979).

Yhtenä edellytyksenä anaerobiprosessien edelleen kehittämiseksi on mikro-organismien parissa tehtävä tutkimustyö. Kohteina ovat mm. lajistotutkimukset prosesseissa, sulfaatin pelkistäjien ja metanogeenien suhde ja prosessien käynnistysvaihe.

### 3.2.4 K i n e t i i k k a

Anaerobisen metaanikäymisen kinetiikka muodostuu eri osavaiheiden kinetiikasta.

Kompleksisen orgaanisen aineen hydrolyysinopeus on riippuvainen eksoentsyymien pitoisuudesta. Orgaanisten happojen muodostuminen hydrolyysituotteista on sekä ekso- että solun sisäisten entsyymien katalysoima tapahtuma. Entsyymittainen reaktio substraatin (S) kanssa voidaan esittää mm. seuraavasti.



E = entsyymi, P = tuote, k = vakio

Tuotteen pitoisuuden lisääntyessä on monien entsyymattisten reaktioiden havaittu hidastuvan (tuoteinhibitio).

$$-\frac{dS}{dt} = \frac{dP}{dt} = \frac{(k_1k_3 [S] - k_2k_4 [P]) [E_0]}{(k_1+k_3) + k_1 [S] + k_4 [P]} \quad (4)$$

Yhtälö (4) osoittaa, että substraatin hyväksikäyttönopeuteen vaikuttaa substraatti- ja entsyymikonsentraatioiden lisäksi myös tuotteen konsentraatio (PFEFFER 1979).

Usein tehdään oletus, että entsyymikonsentraatio on suorassa suhteessa läsnäolevien mikro-organismien konsentraatioon (X).

$$E = kX$$

Tutkimuksessa (EASTMAN 1981), jossa kohteena oli haponmuodostusvaihe, havaittiin ei-liukoisessa muodossa olevan substraatin hydrolyysinopeuden vaikuttavan ensisijaisesti tämän vaiheen kinetiikkaan. Bakteerien kasvukinetiikalla ei ollut siten ensisijaista merkitystä, vaikkakin kasvuolosuhteet bakteereille täytyi järjestää sopiviksi. Tutkijat totesivat myös suurten substraattipartikkeleiden (alhainen pinta-ala suhteessa tilavuuteen) hydrolysoituvan hitaammin kuin pienten partikkeleiden.

$$\mu = \frac{dx}{dt} = \frac{1}{\Theta} = - \frac{k \cdot S}{K + S} \quad (6)$$

$\mu$  = mikro-organismien ominaiskasvunopeus ( $d^{-1}$ )

$\Theta$  = lieteikä (d)

$k$  = vakio ( $d^{-1}$ )

$S$  = effluentin substraattikonsentraatio (mg/l)

$K$  = vakio (mg/l)

Yhtälö (6) on Monod'in yhtälö täyssekoitusreaktorille. Yhtälön mukaan mitä suurempi on ominaiskasvunopeus, niin sitä pienempi on lieteikä. Toisaalta prosessista poistuvan veden pieni substraattipitoisuus edellyttää pientä ominaiskasvunopeutta eli riittävän suurta lieteikää, joka voidaan saavuttaa kierrättämällä tai estämällä muulla tavoin mikro-organismeja huuhtoutumasta prosessista.

Anaerobisen metaanikäymisen koko prosessin kinetiikka prosessirakenteesta ja käsiteltävän jätteen koostumuksesta riippuen voi muodostua monimutkaisemmaksi kuin edellä on esitetty. Pyrittäessä mm. mahdollisimman lyhyeen hydrauliseen viipymään saattaa rajoittavaksi tekijäksi muodostua hydrolyysinopeus reaktorissa muutoin tarvittavissa olosuhteissa (useimmiten metaanibakteerien määräämissä).

#### 4. ANAEROBISEN KÄSITTELYN TEKNIKAT

##### 4.1 JOHDANTO

Jätevesien ja nestepitoisten jätteiden anaerobikäsitteilyyn on suunnattu viimevuosina runsaasti tutkimusaktiiviteettia. Tästä huolimatta täyden mittakaavan sovellutukset teollisuudessa ovat jopa maailman laajuisesti melko harvinaisia ja toteutuksiin on päästy pääasiassa elintarviketeollisuudessa. Sen sijaan kunnallisten puhdistamolietteiden mädätys konventionaalisilla ratkaisuilla on yleistä. Anaerobisten menetelmien tarkastelu joudutaankin suurelta osin tekemään laboratorio, ja pilotmittakaavassa suoritettua kehittä- ja tutkimustyön tuloksiin perustuen.

##### 4.2 ANAEROBISET PERUSREAKTORIT JA -MENETELMÄT

Vilkkaan tutkimus- ja kehitystyön tuloksena on syntynyt useita reaktorityyppejä, reaktoriiden kombinaatioita, prosesseja ja menetelmiä. Suomalainen nimikkeistö ei vielä kaikilta osiltaan ole vakiintunut. Rajanveto reaktorin ja prosessin välillä on selkiintymätön. Reaktorit ja prosessit voidaan



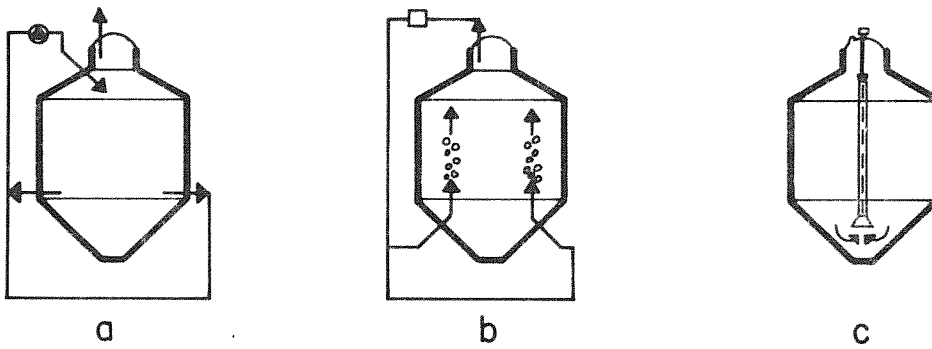
luokitella ominaisuuksiensa perusteella monellakin tavalla. Usein puhutaan ns. ensimmäisen ja toisen polven reaktoreista, mikä luokittelu kuvaa anaerobitekniikan kehityshistoriaa. Bioteknillisessä mielessä keskeisin luokitteluperusta on biomassan sidonnaisuus, jolloin menetelmät voidaan jakaa täyteaineettomiin ja täyteaineellisiin. Edellisiä edustavat konventionaaliset mädättämöt ja reaktorit, kontaktireaktori, lietepatjareaktori ja lammikointi. Jälkimmäisiä edustavat ns. "fixed-film"-reaktorit, joissa biomassassa on pääosaltaan kiinnittyneenä joko paikallaan pysyvään, liikkuvaan tai leijuvaan kasvualustaan, väliaineeseen tai kantomateriaaliin. Näitä menetelmiä edustavat suotimet, kiekkoreaktorit, leiju- ja paisuntakerrosreaktorit sekä täyteainekontaktireaktori. Edellisistä oleellisesti eroava perusmenetelmä on anaerobinen lammikointi.

#### 4.2.1 Konventionaaliset mädättämöt ja reaktorit

Anaerobitekniikan ensiaskeleita edustaa konventionaalinen mädättämö (kuva 4 - 2a). Yksinkertainen reaktori käsittää ainoastaan hapestaa eristävän altaan. Jätevesi (jäte) johdetaan reaktoriin joko jatkuvasti tai jaksottaisesti. Mekaanisen sekoituksen puuttuessa syntyy reaktoriin hajoamistapahtumien ja gravitaation vaikutuksesta kerrostuneisuutta. Vähäistä sekoittumista aiheuttaa mahdollisesti tulovirtaama ja kaasukuplinta. Biokaasu kerääntyy reaktorin yläosaan ja johdetaan esim. kaasukelloon. Sellaisenaan reaktori on huonosti sovellettavissa jäteveden käsittelyyn, koska siinä ei ole saavutettavissa tehokasta kontaktia biomassan ja substraatin välille. Edelleen hydraulinen kuormitus on varsin rajallinen. Reaktori on altis lietteen karkaamiselle. Konventionaalista mädättämöä alettiin soveltaa kunnallisilla jätevedenpuhdistamoilla 1800-luvun lopulla lähinnä puhdistamolietteiden stabilointiin. Parhaiten reaktori soveltuu erityisen kiintoainepitoisten orgaanisten jätteiden mädätykseen sekä osaksi monivaiheprosessia.

Sekoituksella on erittäin suuri merkitys anaerobikäsitelyssä. Sekoituksen vaikutuksesta hajoitettava orgaaninen aine (substraatti) saadaan tehokkaasti kontaktiin biomassan mikro-organismien kanssa, mikä lisää mm. kaasun muodostusta. Lisäksi sekoituksella vältetään oikovirtaukset ja estetään ei-toivotut sakkautumat, joita syntyy helposti mm. konventionaalises- sa mädättämössä. Sekoituksen intensiteetin tulee olla kuitenkin sellainen, etteivät syntyneet lieteflokkit hajoa. Konventionaaliseen mädättämöön verrattuna sekoitus mahdollistaa huomattavasti suuremman kuormituksen. Täyssekoitteista reaktoria nimitetäänkin myös korkeakuormitteiseksi (highrate) mädättämöksi (kuva 4 - 2b).

Sekoitustekniikka voidaan toteuttaa usealla tavalla. Periaatteeltaan vaihtoehtoisia tapoja ovat lietteen tai kaasun ulkoinen kierrättäminen pumppaamalla (kuva 4 - 1a,b) tai lietteen sisäinen kierrättäminen (uppo-) pumppaamalla tai turbiniin avulla (kuva 4 - 1,c). Lisäksi sekoitus voi olla jatkuvaa tai, kuten usein, jaksottaista.



Kuva 4 - 1: Sekoitus ja kierrätysmenetelmiä (LOLL, 1977, ref. MÄÄTTÄ 1980)

Erittäin yleisesti on sekoitukseen käytetty mekaanisia, hitaasti pysty akselin suhteen pyöriviä lapasekoittimia. Sylinderimäisessä, vaaka-asennuksisessa MABI-monivaihekontaktireaktorissa sekoitus ja kierrätys on toteutettu vaakatasoon akseloidun, seinämiä hipovan hämmentimen ja lietettä palauttavan kierteisen putken avulla (NORDFORSK 1980).

Täyssekoitteinen reaktori sellaisenaan soveltuu huonosti jätevesien käsittelyyn, koska biolietteen viipymä reaktorissa muodostuu samaksi kuin hydraulinen viipymä ja rajoittaa hydraulista kuormitettavuutta.

Täyssekoitteinen reaktori soveltuu sellaisenaan runsaasti kiintoainetta sisältävien jätteiden kuten puhdistamolietteidien, teollisuuslietteiden ja lannan anaerobikäsittelyyn (ENQVIST 1981). Täyden mittakaavan laitoksia on toteutettu mm. melassi- (MOSEY 1981) ja palmuöljyteollisuuden jätevesien käsittelyyn. Jätevesien käsittelyssä täyssekoitusprosessi parhaiten soveltuu osaksi monivaiheprosessesja. Rakenteeltaan yksinkertaiset konventionaaliset reaktorit tarjoavat laajat käyttömahdollisuudet kehitysmaiden jäte- ja energiahuollossa.

#### 4.2.2 K o n t a k t i r e a k t o r i

Kontaktireaktori (Anaerobic Activated Sludge Process) on prosessirakenteeltaan analoginen aerobisen, konventionaalisen aktiivilieteprosessin kanssa. Pääosat ovat tehokas täyssekoitusreaktori, jota seuraa biomassan ja veden erotusvaihe, josta ylijäämälietettä lukuunottamatta liete kierrätetään takaisin reaktoriin (kuva 4 - 2c). Menetelmän kehittelyn vaikuttimena on ollut se, että lietettä kierrättämällä voidaan biolietteen viipymää prosessissa pidentää suhteessa hydrauliseen viipymään sekä saada aikaan konventionaalisiin ratkaisuihin nähden parempi sekoittuminen ja ns. palautusliete-efekti. Edellä luetellut seikat mahdollistavat myös suhteellisen laimeiden jätevesien anaerobisen käsittelyn.

Kontaktiprosessin ongelmakohtana on biolietteen erottaminen käsitellystä jätevedestä. Laskeutumista häiritsee usein vielä selkeyttämössä jatkuva kaasun muodostus, mistä seurauksena on lievä turbulenttisuus ja kelluvan pintalietteen synty selkeyttämössä ja kiintoaineen karkaaminen, mikä luonnollisesti heikentää puhdistustehoa ja kaasun saantoa. Rakenteeltaan sopivan flokin muodostuminen on myös yksi edellytys tehokkaaseen selkeytykseen.

Laskeuttamalla erotettava aktiivinen anaerobiliete vaatiikin esikäsitteilyn. Eräs menetelmä on lietteen vakuunikäsittely (HUGHES 1979), jonka avulla poistetaan lietteestä liuenneet kaasut. Lietteen strippauksessa ilmastamalla vaikutetaan toisaalta kaasujen poistoon ja toisaalta lietteeseen absorboituva happi inhiboi jo pieninä pitoisuuksina metaania muodostavien mikro-organismien toimintaa. Sopivalla ilmastuksella voidaan metaanibakteerit inaktivoida 1 - 2 tunniksi, minkä kuluessa laskeuttaminen voidaan suorittaa ja liete palauttaa täyssekoitusreaktoriin. Termisellä shokilla (biolietteen jäädytys ennen laskeuttamista) on voitu saavuttaa hyvät laskeutumisominaisuudet. Muita puhdistetun jäteveden ja biolietteen erotustapoja ovat sentrifugointi ja flotatointi.

Kontaktireaktorin sovellutusalue on suhteellisen laaja. Prosessia on sovellettu pääasiassa elintarviketeollisuuden jätevesien käsittelyyn: Maidonjalostus, lihanjalostus, alkoholin valmistus (ENQVIST 1981), maissinjalostus (tärkkelys), hiivan valmistus (ROSS 1980), juurikassokerin valmistus, perunan jalostus ja hedelmätuotteiden valmistus (FROSTELL 1981, HUSS 1979). Lisäksi kontaktireaktori soveltuu puhdistamolietteiden käsittelyyn. Erityisen hyvin kontaktireaktori soveltuu osavaiheeksi monivaiheprosessia sekä osaksi aerobi-anaerobiyhdistelmäprosessia.

#### 4.2.3 L i e t e p a t j a r e a k t o r i

Lietepatja eli UASB reaktorin (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket) toimintaperiaate on, että lietepatja muodostetaan syntyneestä anaerobilietteestä itsestään ilman ulkopuolista täyteainetta tai kantomateriaalia. Käsiteltävä jätevesi johdetaan muodostuneen lietepatjan, jossa orgaanisen aineen hajoaminen ja biokaasumuodostus tapahtuvat, lävitse alhaalta ylöspäin (kuva 4 - 2 d,e).

Ehdoton edellytys UASB-reaktorin onnistuneelle toiminnalle on lietepatjan granuloituminen. Edelleen tulee muodostuneen (patja-) lietteen laskeutua hyvin. Tällöin on mahdollista päästä reaktorissa suureen biomassan määrään (mikä useimmissa anaerobimenetelmissä on tavoiteltavana) sekä onnistuneeseen kaasun, lietteen ja käsitellyn jäteveden erottamiseen.

Menetelmän suurimmat ongelmat liittyvät juuri granulalietteen muodostamiseen, joka etenkin prosessin käynnistymisvaiheessa edellyttää erityistä huolellisuutta ja useiden tekijöiden huomioon ottoa. Toistaiseksi ei ole täyttä varmuutta voidaanko

kaikenlaisten jätevesien UASB-käsittelyssä saada muodostumaan rakenteeltaan ja muilta ominaisuuksiltaan toivotun tyyppinen liete. Hyvän patjalietteen konsentraatio voi olla jopa  $100 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$  ja yksittäisen granulan halkaisija 1 - 5 mm. Raa-  
maisen lietteen erinomaista laskeutuvuutta kuvaa Lettingan (HUGHES 1979) esittämä lieteindeksi  $10 - 20 \text{ ml} \cdot \text{g}^{-1}$ . Maksimaalisena hydraulisena kuormituksena pidetään  $5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ .

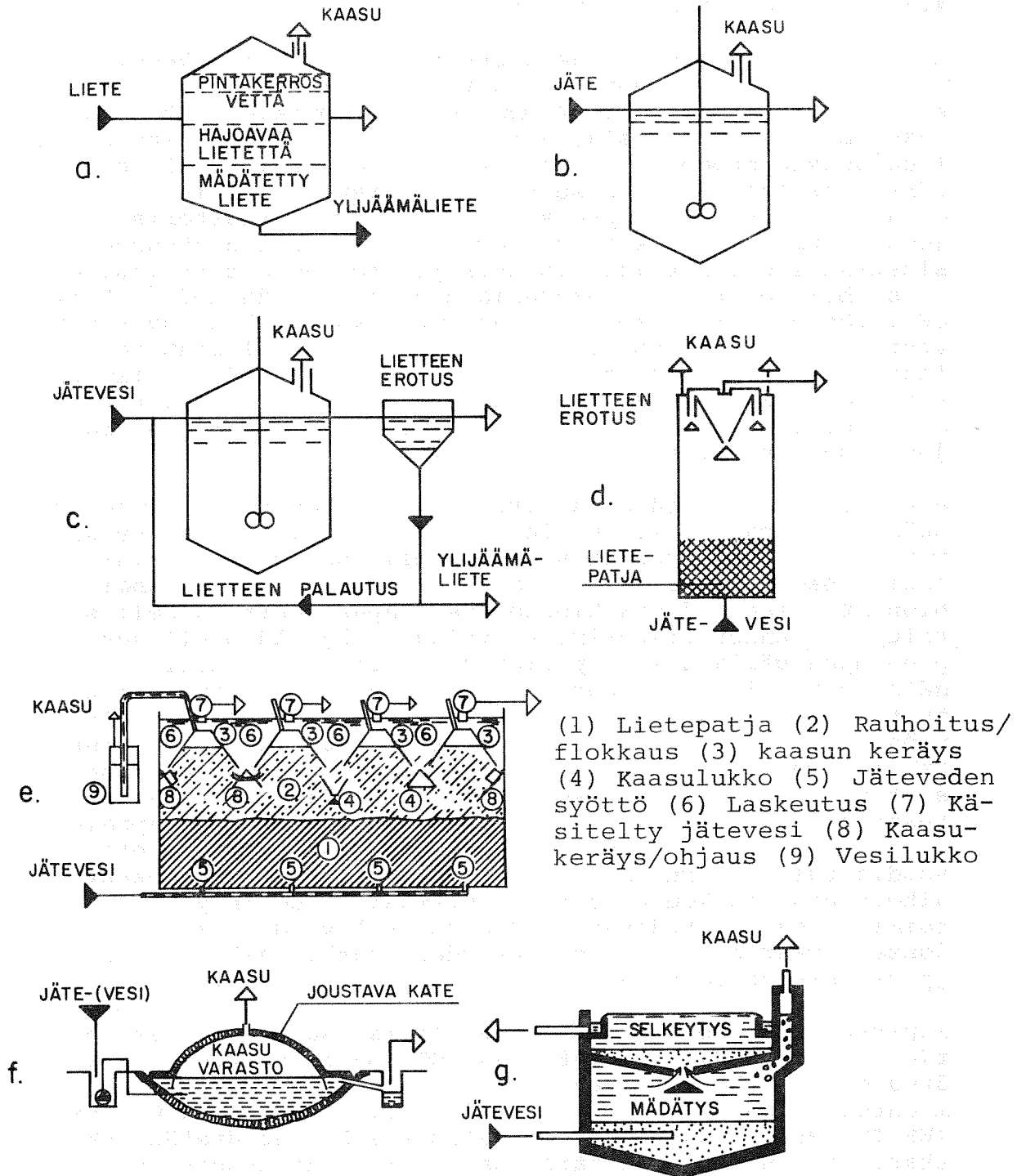
Täysimittakaavaisia UASB-laitoksia on käytössä sokeri-, panimo- ja perunateollisuudessa. Juurikassokeritehtaan jätevesien käsittelyssä on saavutettu kuormituksella 14 - 16 kg COD/ $\text{m}^3$  90 - 95 %:n BOD-vähennys ja päästy 6 - 8 h:n hydrauliseen viipymään.

Onnistuneita laboratorio- ja pilot-mittakaavan kokeita on suoritettu pääasiassa elintarviketeollisuuden jätevesille mutta myös asumajätevesille ja kemianteollisuuden jätevesille. Mainittakoon tässä yhteydessä, että UASB-reaktorilla on menestyksekkäästi käsitelty myös erityisen kiintoainepitoisia jätevesiä. Kokemukset puunjalostusteollisuuden jätevesien käsittelystä ovat vähäisiä. Insuliittilevyn valmistuksessa syntyneitä jätevesiä on käsitelty laboratoriomittakaavassa (DE BEKKER 1981), samoin sulfiittilauhteita USA:ssa (RANTALA 1982). Koetoiminta sulfiittilauhteilla on aloitettu Saksassa (PETTE 1980).

#### 4.2.4 Muut täyteaineettomat perusmenetelmät

Tulppavirtausreaktori (Plug-flow) on sekoittamaton, vaaka-asenteinen ja putkimainen reaktori (kuva 4 - 2f). Substraatin kulkiessa hitaasti putkimaisessa reaktorissa tapahtuu anaerobihajoaminen. Reaktori on pitkäviipymäinen (20 - 30 d) ja tuottaa tavallisesti vähemmän kaasua kuin täyssekoitteinen reaktori. Reaktori voidaan valmistaa teräksestä, lasikuidusta tai kumista. Reaktori soveltuu lanan, olkien, juurikasvarsien ja muiden maatalousjätteen mädätykseen.

"Clarigester" on itseasiassa rakenteeltaan kuten Imhoffin tankki, joka muodostuu mädättämöstä ja sen päällä olevasta selkeyttämöstä. Standerin modifioimassa menetelmässä jätteen syöttö on järjestetty mädättämöosaan niin, että saadaan aikaan jossain määrin samantapainen vaikutus kuin UASB-reaktorissa johtamalla jäte lietepatjan lävitse ylöspäin. Täysimittakaavaisessa Clarigester-laitoksessa on saavutettu viinitislausjätteen käsittelyssä 99,6 %:n BOD vähennys kuormituksen ollessa  $3,2 \text{ kg COD}/\text{m}^3$ . Laitoksen hydraulinen viipymä on ollut 7 vuorokautta ja lämpötila  $35^\circ \text{C}$  (OBOYOSKI 1981). Tulppavirtauksinen anaerobinen aktiivilieteprosessi, Dorr-Oliver-"Clarigester" (kuva 2 - 4 g) on osoittautunut taloudelliseksi ja tehokkaaksi puhdistusmenetelmäksi maissi-tärkkelysjätevesien (COD 10 000, BOD  $6\ 300$ , TOC  $3\ 250 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  ja pH 4,5) käsittelyyn.  $3,0 \text{ kg}/\text{m}^3$ :n COD-tilakuormalla ja 3,5 d:n hydraulisella viipymällä  $23^\circ \text{C}$ :n lämpötilassa saavutetaan 80 %:n COD-, 88 %:n BOD ja 90 %:n TOC-vähennys (MOSEY 1981).



Kuva 4 - 2: Täyteaineettomia anaerobireaktoreita: konventionaalinen mädättämö (a), korkeakuormitteinen mädättämö (b), kontaktireaktori (c), lietepatja-reaktori (d, e), tulppavirtausreaktori (f), glarigester (g).

#### 4.2.5 Anaerobinen suodin

Biosuotimen käsittely anaerobiseksi aloitettiin 1960-luvun lopulla. Anaerobisuotimen (kuva 4 - 5a) kehittelyn ja käyttöönoton yhtenä perusteena on ollut pyrkimys käsitellä anaerobisesti jätevesiä, jotka sisältävät lähes ainoastaan liuenneessa muodossa olevia orgaanisia aineita. Toinen tärkeä näkökohta, joka suotimessa toteutuu, on mikro-organismien pitkä viipymisaika ja pysyvyys reaktorissa, jossa suuri osa reaktorin biomassasta on kiinnittynään alustaan lisäen reaktorin hetkellistä kuormitettavuutta ja stabiliteettia ja tekemällä suotimesta vähemmän alttiin pH-, lämpötila- ja konsentraatiomuutoksille kuin ovat konventionaaliset ja kontaktireaktorit. Kasvualustamateriaalina ja suotimen täytteenä käytetään mm. kiveä, tiilimursketta, lasia ja muoveja. Suomessa on tehty laajaa tutkimusta erilaisilla täytemateriaaleilla, myös sellaisilla, joita syntyy jätteinä.

Aerobisuotimessa jätevesivirtaus joudutaan toteuttamaan ylhäältä alaspäin. Ilman kierrätyksen ja tukkeentumisvaaran vuoksi päädytään varsin suuriin väliainekappalekokoihin (esim. sepeli  $\varnothing$  25 mm), mikä johtaa suhteellisen vähäiseen biopinta-alaan, josta biosuotimen kapasiteetti oleellisesti riippuu. Anaerobisuotimissa voidaan käyttää oleellisesti pienempää väliaineen kappalekokoja kuin aerobisuotimissa ja näin suhteellisesti suurta biopinta-alaa pienemmän lietteentuoton vuoksi varsinkin virtauttamalla jätevesi alhaalta ylöspäin. Teknisessä toteutuksessa tulee huomiota kiinnittää jätevesivirtaaman jakamiseen mahdollisimman tasaisesti suotimen poikkileikkaukselle ja oikovirtausten estämiseen reaktorin sisäpintaa pitkin. Pieneen väliaineen kappalekokoan liittyy tukkeentumisriski. Onkin esitetty, että suodin tulisi varustaa huuhtelumahdollisuudella biokasvun aiheuttaman tukkeutumisen estämiseksi. Suodin yleensä toimii ilman kierrätystä. Kierrätystä voidaan käyttää jossain määrin biofilmin paksuuden säätöön sekä toksisuus ja/tai pH-ongelmien eliminointiin (HENZE 1982).

Sopivaksi jäteveden kuiva-ainemääräksi suotimella esitetään 0 - 2 % (ENQVIST 1981) ja COD-konsentraatioksi 1000 - 5000 mg/l. Täysmittakaavaan suodinta on sovellettu kemianteollisuuden jätevesien käsittelyyn Texasissa USA:ssa (WHITE 1981). Kuorijätteen valumavesiä kierrätetään Skutskarin sellutehtaalla jätekanan lävitse anaerobisuotimen tapaan, jolloin COD poistuma on n. 60 % (WHITE 1981). Laboratorio ja pilot-mittakaavaisin kokein on käsitelty lähes kaikenlaisia jätevesiä. Erityisesti suodin soveltuu osaksi puhdistusprosesseja kuten FRONO-prosessi (FROSTELL 1977) ja CECROBIC-järjestelmä (WHITE 1981).

#### 4.2.6 Anaerobinen sukelluskiekkoreaktori

Sukelluskiekkvoja on sovellettu aiemmin aerobisessa jäteveden käsittelyssä. Periaatteeltaan sukelluskiekkvoja voidaan

osittain pitää myös biologisen suotimen sovellutuksena, jossa biofilmin peittämät kiekot liikkuvat puhdistettavassa jätevedessä.

Anaerobisten suotimien ja leijupetireaktoreiden esitetään usein vaativan runsaasti ulkopuolista (pumppaus-) energiaa pystysuuntaisen (läpi-) virtauksen, kierrätyksen ja leijutuksen vuoksi. Edelleen näiden reaktoreiden todetaan olevan alttiita tukkeutumiselle ja oikovirtauksille pienehköillä virtaamilla. Pääasiassa em. haittojen eliminoimiseksi on kehitelty AnRBC- (Anaerobic rotating biological contactor) reaktori (kuva 4 - 5b). Reaktorin muodostaa vaaka-asentoinen sylinteri, jonka keskiakselille on kiinnitettynä jäteveden päävirtaussuuntaan nähden kohtisuorassa olevia pyöriviä kiekkoja. Sylinteri on jaettu pituussuunnassa kiekko-ryhmän käsittäviksi osastoiksi (vaiheiksi) mm. tehokkaan kontaktin saavuttamiseksi ja oikovirtauksen estämiseksi. Kiekosta n. 70 % on upotettuna, muun osan ollessa reaktorin segmentin muotoisessa kaasutilassa reaktorin yläosassa. Kiekkojen pyörimisliike saa aikaan tasaisen sekoittumisen (kontaktin jäteveden substraatin ja mikro-organismien kanssa) sekä helpottaa biokaasun siirtymistä kaasutilaan.

Toistaiseksi AnRBC-reaktoria on testattu laboratoriomittakavassa (nettotilavuus 5,3 l, kiekkojen yhteispinta-ala 1 m<sup>2</sup>) nelivaiheisena (10 kiekkoa/vaihe) synteettisellä jätevedellä TOC-arvoiltaan 1075 - 3050 mg · l<sup>-1</sup> lämpötilassa 35 °C. Viipymillä 17,5, 8,75 ja 2,19 h saavutettiin vastaavasti 96, 79 ja 46 %:n TOC-vähennykset. Biokaasun, jonka CO<sub>2</sub>-pitoisuus oli 54 - 60 %, tutoksi havaittiin 1,76 m<sup>3</sup>/poistettu TOC-kg (TAIT 1980).

#### 4.2.7 Paisuntakerrosreaktori

Paisuntakerrosreaktorissa (Expanded bed) nestevirtausnopeus on suhteellista leijuttamisnopeutta hieman pienempi, jolloin biokalvon peittämät kantomateriaalihiukkaset pysyvät paikallaan löyhässä kontaktissa toisiinsa ja kerros laajenee 20 - 40 % eli huomattavasti vähemmän kuin muutoin samantapaisessa leijukerrosreaktorissa (30 - 100 %). Kantomateriaaliksi soveltuvat hiekka, antrasiitti ja muovi. Kantoaineen partikkelikoko on samaa suuruusluokkaa (Ø 0,3 - 3 mm) kuin leijukerrosreaktorissa. Laboratoriokokeissa kantomateriaalina on käytetty alumiinioksidia (hiukkasen Ø 0,5 mm, om.p. = 2,8 g · cm<sup>3</sup>), joka tosin todetaan täysmittakaavan laitokseen liian kalliiksi (SWITZENBAUM 1980). Kerroksen laajeneminen saadaan aikaan kierrätyksellä.

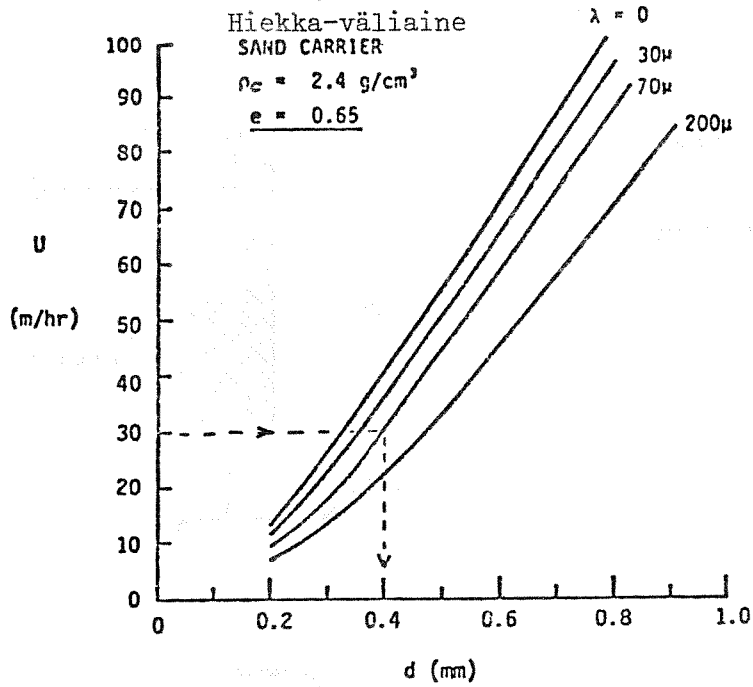
Kaasukuplat yhdessä suuren kierrätysvirtaaman kanssa voivat johtaa vaahdon muodostukseen ja flotafoitumiseen, minkä seurauksena on kiintoaineen karkaaminen. Ylijäämälietettä voidaan poistaa itse paisuntakerroksesta. Täysmittakaavaan sovellettaessa ongelmana on oikovirtausten (kanavoitumisen) esto.

Swizenbaumin ja Jewellin (1980) suorittamat laboratorio-ko-  
keet osoittavat paisuntareaktorin soveltuvan varsin lai-  
meille jätevesille (COD 600 mg l<sup>-1</sup>), jotka suuruusluokal-  
taan vastaavat asumajätevesiä. Nämä synteettisellä jäteve-  
dellä suoritettut kokeet osoittivat lisäksi, että prosessin  
puhdistusteho (COD) ei anaerobiprosessille poikkeuksellisen  
matalissa 10 ja 20 °C:een lämpötiloissa ollut kuin 5 - 10  
prosenttiyksikköä heikompi kuin 30 °C:ssa. Hyvä puhdistus-  
teho (COD-red. 80 %) saavutettiin alle 6:n tunnin viipymäl-  
lä. Käsitellyn jäteveden kiintoainepitoisuus jäi useimmi-  
ten pienemmäksi kuin 30 mg l<sup>-1</sup>. Biomassakonsentraatio reak-  
torissa nousi arvoon 30 mg l<sup>-1</sup> ja kerrosta laajennettiin  
25 % alkuperäistä suuremmaksi.

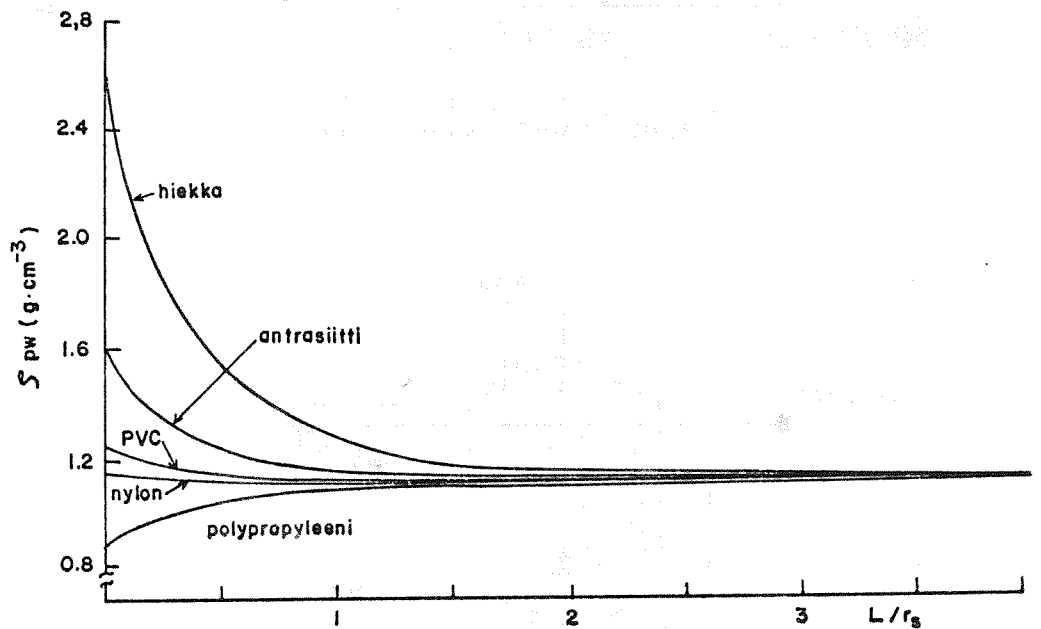
#### 4.2.8 L e i j u k e r r o s r e a k t o r i

Leijukerrosreaktori (Fluidized bed, kuva 4 - 5c) on biosuo-  
timien sovellutus, jossa käytetään pientä (0,2 - 1 mm) kan-  
tomateriaalin hiukkaskokoa. Johdettaessa jätevesi ja to-  
teuttamalla kierrätys alhaalta ylöspäin riittävällä nopeu-  
della suhteessa väliaineen hiukkaskokoon ja tiheyteen lei-  
juvat biokalvon peittämät väliainekappaleet toisiinsa näh-  
den vapaassa keskinäisessä liikkeessä nestevirrassa. Näin  
"biosuotimen" tukkeutuminen estetään ja kantopartikkelien  
pinta kokonaisuudessaan tulee biokalvon peittämäksi sekä  
saavutetaan hyvä kontakti biomassan ja substraatin välillä.  
Leijutettaessa suuren ominaispinta-alan omaavia hiekka-,  
muovi-, aktiivihiihi- tai hartsipartikkeleita on mahdollis-  
ta kasvattaa biomassakonsentraatioksi jopa 30 - 40 g · l<sup>-1</sup>.  
Leijutukseen vaadittava nousuvirtaus riippuu väliaineen  
hiukkaskoosta (kuva 4 - 4), ominaispainosta ja biokalvon  
paksuudesta (anaerobisen biokalvon paksuus 0,03 - 0,2 mm  
ja tiheys 1,1 g · cm<sup>-3</sup>, (SALKINOJA - SALONEN 1981). Kun  
biofilmin pinta-ala parhaissa suodintyypeissä on n.  
200 m<sup>2</sup> · m<sup>-3</sup>, saadaan leijukerrosreaktorissa, jossa väli-  
ainekappaleen läpimitta on 0,2 mm ja biofilmin paksuus  
0,2 mm, 3000 m<sup>2</sup> pintaa reaktorikuutiota kohden (SALKINOJA -  
SALONEN 1982). Biokalvon peittämän leijuhiukkasten tiheys  
riippuu biokalvon paksuuden suhteesta väliaineen hiukkas-  
kokoon (kuva 4 - 5). Prosessin kuluessa kasvun seurauksena  
tapahtuva biokalvon paksuneminen lisää hiukkaskokoa (jopa  
kaksinkertaiseksi) ja vähentää hiukkasten tiheyttä. Hiuk-  
kasten poishuuhtoutumisen välttämiseksi on joko vähennet-  
tävä nousuvirtausnopeutta kierrätysvirtausta pienentämällä  
tai kierrätettävä leijukerrosksen yläosassa olevia hiukkasia  
partikkelipesurin kautta ylijäämälietteen poistamiseksi  
reaktorista.

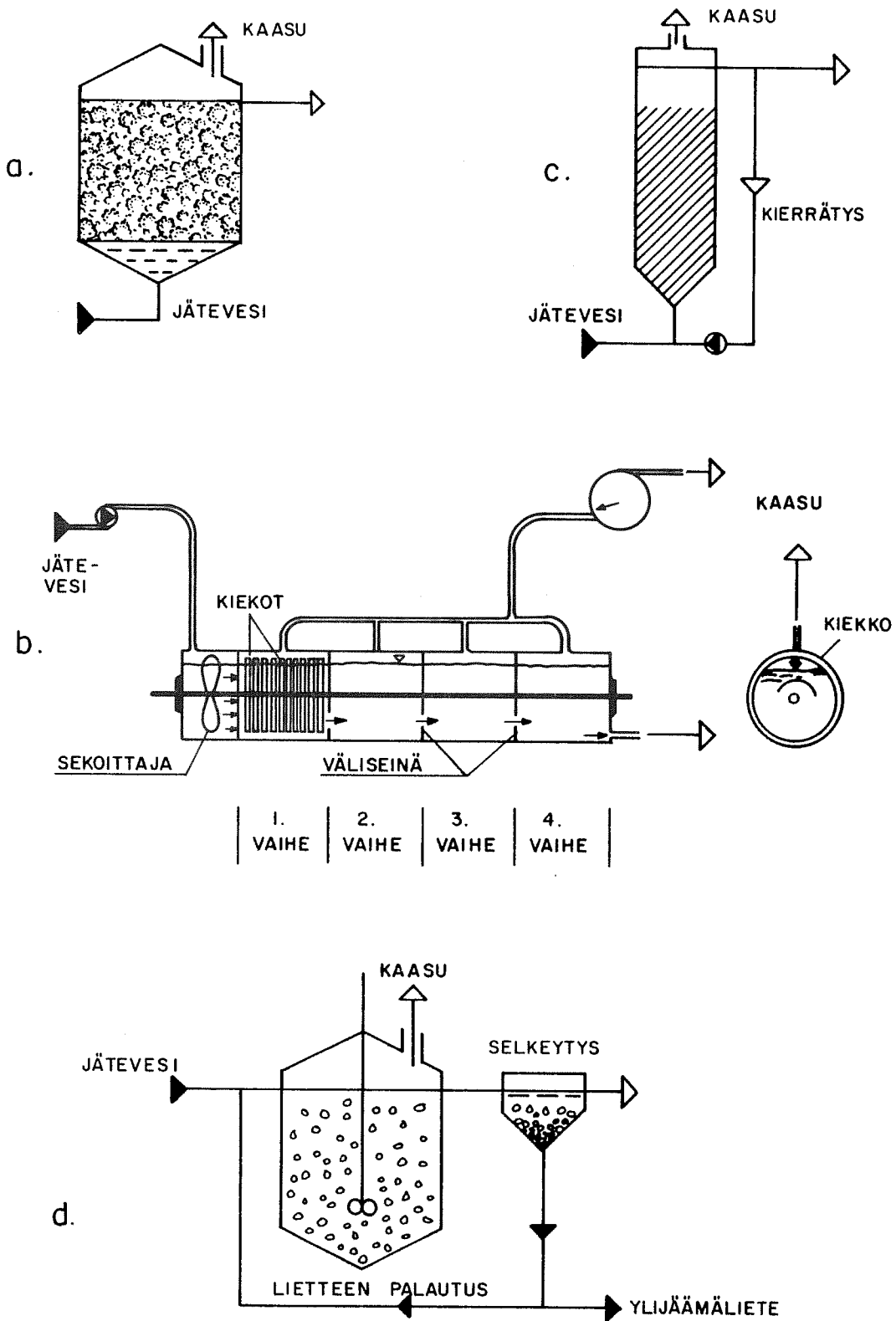




Kuva 4 - 3: Leijutukseen vaadittavan nousuvirtausnopeuden ( $U$ ) riippuvuus väliaineena käytetyn hiekkajyväsien (tiheys  $2,4 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ ) koosta ( $d$ ) ja biokalvon paksuudesta ( $\lambda$ ). A. Sehic'in (1978) mukaan; ref. SALKINOJA - SALONEN 1981.



Kuva 4 - 4: Leijutettavan partikkelin tiheyden riippuvuus leijuväliaineen tiheydestä ( $\rho_w$ ) sekä biokalvon ( $L$ ) ja väliainehiukkasen paksuuden ( $r_s$ ) välisestä suhteesta ( $L/r_s$ ). B. Atkinsonin (1981) mukaan; ref. SALKINOJA - SALONEN 1981.



Kuva 4 - 5: Täyteaineellisia anaerobireaktoreita: suodin (a), sukelluskiekkoreaktori (b), leijukerrosreaktori (c), täyteainekontaktireaktori (d).

Leijukerrosreaktoria on arvosteltu suuren pumppausenergiatarpeen vuoksi (TAIT 1980). Reaktorityypissä muodostuu kierrätysvirtaus moninkertaiseksi tulovirtaamaan nähden. Lisäksi kierrätys tapahtuu pystysuorassa ja vaikka pumppaus voidaan ehkä osittain toteuttaa yhtyvään astiain periaatteella, syntyy häviötä pumpussa, putkissa ja leijutusvastuksena. Lisähäviötä saattaa syntyä myös kierrätysvirtauksen jakamisessa tasaisesti reaktorin poikkipinnalle, mikä jo sinänsä saattaa tuottaa vaikeuksia reaktorin halkaisijan kasvaessa. On esitetty laskelmia, että jos kierrätysuhde on suurempi kuin 10, niin aerobimenetelmään verrattuna ilmastuksen pois jättämisestä syntyvä säästö menetetään. Leijukerrosreaktoriin liittyy samanlaisia ongelmia kuin paisuntakerrosreaktoriin. Ylijäämaliete voidaan poistaa leijukerrosreaktorin yläosasta, jossa biokalvon paksuus on maksimissaan.

Leijukerrosreaktoria voidaan soveltaa sekä aerobiseen että anaerobiseen jätevesien käsittelyyn. Reaktorilla voidaan käsitellä väkevyydeltään laajalla alueella oleviä jätevesiä. Sensijaan reaktori ei sovellu kiintoainepitoisten jätevesien käsittelyyn. Toteutettuja leijukerrossovellutuksia on noin 15. Kohteista mainittakoon tyypin poisto räjähdetehtaan jätevesistä sekä virvoketehtaan, asuma- ja puunjalostusteollisuuden jätevedet. Parhaiten leijureaktori soveltuu osavaiheeksi puhdistusprosessia.

#### 4.2.9 Täyteainekontaktireaktori

Täyteainekontakti- eli CASBER-reaktori (Carres Assisted Sludge Bed Reactor, kuva 4 - 5d) eroaa tavanomaisesta kontaktireaktorista (kohta 4.2.2) siinä, että biomassassa on sidottu kantomateriaaliin (hiekkä, antrasiitti jne.). Sekoitus toteutetaan joko mekaanisesti tai kaasulla. Käsitelty jätevesi erotetaan "kantomateriaalilietteestä" selkeyttämällä, josta kantomateriaali ja liete palautetaan täyssekoitusreaktoriin. Kuten kontaktireaktorissa niin CASBER-reaktorissa-kin biomassassa ja jäteveden erotus on reaktorin avainkohta. Selkeytyksen tehostamiseen voidaan käyttää ennen selkeyttämöön johtamista kaasun poistoa ja kylmäshokkia. Ylijäämaliete voidaan poistaa palautuslietekierröstä.

Reaktorityypistä on vähän kokemuksia. Laboratoriokokeiden perusteella (reaktorin tilavuudesta 3 % kantomateriaalia, hiukkaskoko 5 - 25  $\mu\text{m}$ ) MÄRTENSSON ja FROSTELL (1982) toteavat pystyttävän CASBER-reaktorilla saavuttamaan jopa 25  $\text{kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ :n kuormitustaso sokeriteollisuuden jätevesillä.

#### 4.2.10 Reaktorityyppien teknillisiä ominaisuuksista

Tunnusluvuista ehkä tärkeintä, orgaanisen aineen kuormitettavuutta kullekin reaktorityypille on vaikea esittää, koska se määräytyy erittäin monen olosuhdetekijän (mm. lämpötila, ravinteet, pH/alkaliniteetti, inhiboivat aineet ja yhdisteet,

Taulukko 4 - 2: Anaerobireaktorioiden teknilliset ominaisuudet (HENZE 1982).

Yksikkö	Suodin	Kieikko- reaktori	Paisuntaker- rosreaktori	Leijukerros- reaktori	Kantoaine- reaktori	Kantoaine- reaktori	Lietepatja- reaktori
Kantomateriaali	-	sepeili/ muovi	hiekkasepeili/ muovi	granaatti/ hiekkahiili	hiekkahiili	hiekkahiili	-
Kantomateriaalin halkaisija	mm	20-50	1000-3000	0,2-1	0,01-0,1	0,01-0,1	-
Kantoainekiekkojen väli	cm	-	10-20	-	-	-	-
Kantoainekiekkon pyörimisnopeus	rpm	-	2-5	-	-	-	-
Kantomateriaalin upotussuhde	%	100	75-100	100	100	100	-
Kantomateriaalikerroksen huokoisuus	%	40-98	-	-	-	-	-
Biomassallisen kantomateriaaliker- roksen huokoisuus	%	20-90	-	-	-	-	-
Kantomateriaalikerroksen laajeneminen	%	-	20-40	30-100	-	-	-
Kantomateriaalin tehollinen pinta-ala	m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	60-200	1000-3000	1000-2500	2000-5000	2000-5000	-
Reaktorin korkeus	m	3-6	2-4	4-8	5-10	5-10	2-6
Reaktorin säde	m	(5-20)	2-3	2-3	(5-20)	(5-20)	(5-20)
Pystyvirtausnopeus kierrätyksineen ilmantäyteainetta	m/h	0,01-0,10	2-10	6-20	-	-	0,05-0,30
Kierrätysuhde	-	-	2-100	5-500	0,5-2	0,5-2	-
Biomassan konsentraatio	kg SS/m <sup>3</sup>	5-15	10-30	10-20	5-15	5-15	5-15
Kantomateriaaliin kiinnittynyt biomassa	%	20-80 <sup>x</sup> 50-90 <sup>xx</sup>	50-80	95-100	0	0	60-80
Käsitellyn jäteveden kiintoaine	g SS/m <sup>3</sup>	20-300	20-300	20-100	20-100	20-100	20-100
Vertikaalinen kaasuvuo	Nm <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> ·d	5-20	5-40	5-40	-	-	5-20
Maksimaalinen kaasuvuo	Nm <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> ·d	10-20	30-40	30-40	-	-	10-20
Pumppausenergia	Wh/m <sup>3</sup>	-	10-20	15-30	-	-	-
Pumppausenergia kierrätyksineen	Wh/m <sup>3</sup>	20-40	20-1000	73-3000	10-30	10-30	15-30
Kantoaineen pyörittämisen energia	Wh/m <sup>3</sup> reaktori	-	-	-	-	-	-
Sekoitusenergia	Wh/m <sup>3</sup> reaktori	-	-	-	5-15	5-15	(10-30)

x alhaalta ylöspäin

xx ylhäältä alaspäin

substraatti-biomassakontakti jne.), biomassan määrän, jäteveden laadun (esim. biohajoavuus) ja halutun puhdistustuloksen perusteella. Kohdassa 5.3 on esitetty puunjalostusteollisuuden keskeisimpien jätevesien ja jakeiden puhdistuskokeissa käytettyjä kuormituksia ja saavutettuja puhdistustuloksia. Reaktoreiden kiintoainekuormitettavuuden ja erityisesti sallittujen kokonaiskuiva-aine, ja kiintoainepitoisuuksien perusteella reaktorityypit eroavat merkittävästi toisistaan. ENQVISTin (1981) mukaan täyteainereaktoreita ja lietepatja-reaktoria käytettäessä ei syötettävässä jätevedessä tulisi olla käytännöllisesti katsoen yhtään (susp.) kiintoainetta taulukko (4 - 1).

Taulukko 4 - 1: Anaerobireaktoreiden kuiva-ainerajat. (taulukosta anaerobisten reaktoreiden käyttöalueet, ENQVIST 1981).

Reaktorityyppi	Kuiva-ainerajat	
	kokonais %	suspendoitunut %
Täyssekoitus	2 - 10	0 - 5
Kontakti	0,2 - 2	0,1 - 1
Lietepatja	0 - 2	0
Suodin	0 - 2	0
Leijukerros	0 - 2	0

HENZE (1982) on taulukoinut keskeisimpien täyteaineellisten perusreaktorityyppien ja lietepatjareaktorin tärkeimmät teknilliset ominaisuudet ja tunnusluvut (taul. 4 - 2). Taulukkoa laadittaessa ei ilmeisesti ole ehkä ollut käytettävissä kaikkia esim. kaupallisissa prosesseissa olevien reaktoreiden "salaisia" ominaisuuksia. Tähän viittaa esimerkiksi suppeana esitetty täytemateriaalivalikoima.

#### 4.2.11 Anaerobinen lammikointi

Lammikointia jätevesien käsittelyssä on sovellettu sekä puhdistamona että puhdistusprosessien osana; esi- tai jälkilammikkona. Puhdistamoina toimivat lammikot suhteessa niissä tapahtuviin biologisiin hajoitusreaktioihin voidaan jakaa aerobisiin, anaerobisiin ja valinnaisiin (fakultatiivisiin) lammikoihin.

Anaerobisen lammikcinnin eduksi mainitaan alhaiset perustamiskustannukset, helppo hoito ja suurten hetkellisten kuormien sietokyky puhdistusasteen säilyessä kohtalaisena. Haittana on pahanhajuisten kaasujen (rikkivety, ammoniakki) muodostuminen sekä huono ravinteiden sitomiskyky. On esitetty, että anaerobinen lammikointi soveltuu huonosti oloihimme, koska lämpötilan ylläpito riittävän korkeana tehokkaalle anaerobiselle hajoitustoiminnalle tuottaa vaikeuksia.

"Pehmeämpää" puhdistustekniikkaa edustavaa anaerobilammikkoa ei ole paljonkaan tutkittu eikä kehitetty tutkimusmielenkiinnon suuntautuessa reaktorityyppeihin.

Anaerobista lammikkoa on käytetty esikäsitteilymenetelmän johdettua mm. terustamojätevesiä aerobiseen käsittelyyn USA:ssa ja Ranskassa (PETILLOT 1981). Samoin jätöpaperista aaltopahvia valmistavan tehtaan jätevesien käsittelyssä on pilotkokeiden kautta päädytty biologisessa vaiheessa anaerobilammikko-ilmastettu lammikko-prosessiin (PRIEST 1981, WHITE 1981). Puhdistustuloksen ja vastaanottovesistön kannalta aerobista viimeistelyä pidetään tarpeellisena anaerobisen lammikon jälkeen.

Uudessa Seelannissa (McFARLONE 1981) on tehty laboratorio- (allastilavuus  $0,09 \text{ m}^3$ ) ja pilot- (allastilavuus  $2 \times 2,37 \text{ m}^3$ ) mittakaavassa onnistuneita lammikkopuhdistuskokeita erityisen sulfidipitoisille ( $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ), vahvasti emäksisille (pH 12) ja väkeville ( $\text{COD}_{\text{Cr}} 4500 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) karvanpoisto- (lampaan nahka) jätevesille. Koelammikoiden toiminta perustui anoksiseen fotosynteesiin, jossa dominoivat Chromatiaceae-heimon bakteerit käyttävät hyväkseen sulfidia elektronidonorina. Fotosynteesin "voimanlähteenä" käytettiin intensiteetiltään  $5000 \text{ lux}$ in valaistusta altaan pintaan. Viipymällä 15 d voitiin saavuttaa 66 %:n COD- ja 76 %:n sulfidireduktiot ja 90 d:n viipymällä vastaavasti 86 ja 85 %:n vähenemät. Koelammikko alensi pH:n kaikilla viipymillä 12:sta 8:aan. Lämpötila kokeissa oli  $15,6 - 17,6 \text{ }^\circ\text{C}$ . Menetelmän tehokkuutta sulfidien sieto- ja poistokyvyn suhteen kuvaa se, että faku-latiivisissa lammikoissa on jo sulfidipitoisuuden  $4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  todettu inhiboivan leväkasvua ja konventionaalisissa anaerobilammikoissa sulfidipitoisuuksien yli  $200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  inhiboivan metaanituottajabakteerien toimintaa (McFARLONE 1981).

#### 4.3 MONIVAIHE- JA MONIFAASIREAKTORIT JA PROSESSIT

Kuten perusreaktorityyppien kohdalla on todettu soveltuvat ne usein parhaiten osavaiheeksi monivaiheprosesseja, jolloin niiden erityisominaisuudet voidaan mahdollisimman hyvin hyödyntää. Tämä näkökohta on toteutettu monivaiheisissa ja -faasisissa reaktorityypeissä.

##### 4.3.1 Konventionaalisten reaktoreiden monivaiheprosessit

Pyrkimys laajentaa konventionaalisten anaerobimenetelmien sovellutusalueita on johtanut mm. prosessiratkaisuihin, joissa konventionaaliset ja täyssekoitteiset reaktorit ovat osavaiheina. Näistä mainittakoon kaksivaiheinen happo-metaaniprosessi.

Kaksivaiheista (Two stage-) prosessia (kuva 4 - 6a), joka käsittelee täyssekoitteisen anaerobireaktorin sekä laskeuttamiseen soveltuvan reaktorin, käytetään kunnallisten lietteiden

käsittelyyn. Happometaani- (Two-phase-) prosessissa (kuva 4 - 6b) toimintaperiaatteena on, että anaerobisen hajoamistapahtuman eri päävaiheet suoritetaan mahdollisimman tehokkaasti eri osaprosesseissa. Ensimmäisessä vaiheessa (reaktorissa) tapahtuu pääasiassa hydrolyysi ja haponmuodostus, toisessa vaiheessa (reaktorissa) pääasiassa metaanin muodostus. Käytännössä tällaisessa prosessissa reaktorien olosuhteet ja mikrobikanta ovat erilaiset. Happo-metaaniprosessin käyttöesimerkkinä mainittakoon kemiallisen ja elintarviketeollisuuden jätevedet (ENQVIST 1981).

#### 4.3.2 M A B I - m o n i v a i h e k o n t a k t i j a A W E - b i o k a a s u n k e h i t i n

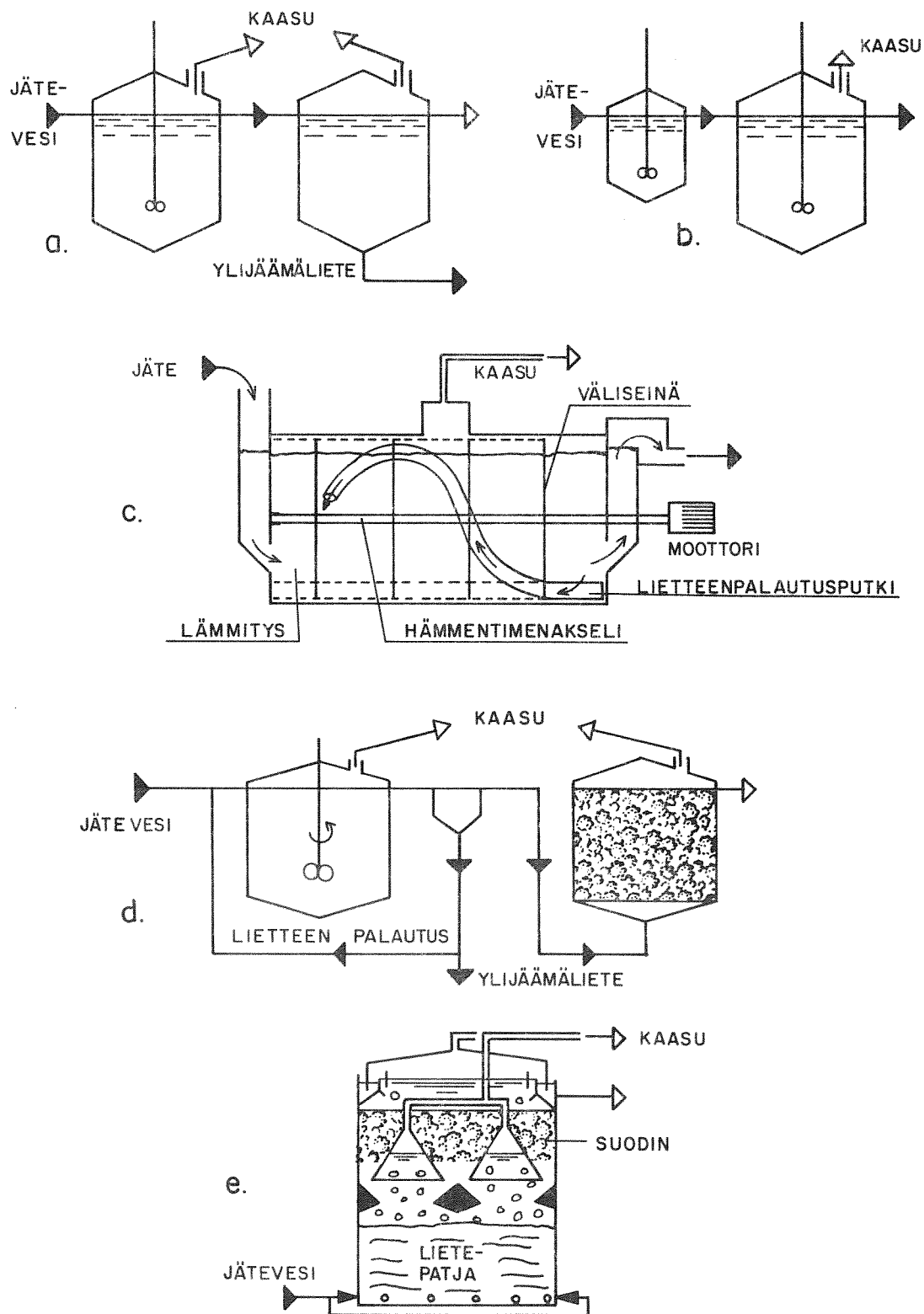
MABI-reaktori on suomalaisen tuotekehittelyn tulos lähinnä maatalosujätteiden (lanta) mutta myös elintarviketeollisuuden jätteiden käsittelyyn ja ennenkaikkea biokaasun tuottoon.

MABI-reaktori (kuva 4 - 6c) on vaaka-asennuksinen sylinterimäinen reaktori, jossa seinämiä hipova hämmennin pyörii sylinterin keskelle sijoitetun keskusakselin ympäri. Keskusakselin mukana pyörivät myös reaktorin osastoihin jakavat väliseinät (sekä laskeutunutta lietettä sekoittamattomasta osastosta) tulo-osastoa seuraavaan osastoon palauttava lietteen kaavin ja kierteinen palautusputki. Jäte otetaan reaktoriin sen päädyistä osastoon, jossa jäte lämmitetään ja sekoitetaan anaerobilietteen kanssa. Jätteen ja lietteen seos kulkeutuu reaktorissa väliseinissä olevien aukkojen kautta ja reaktorin sisäpintaa pitkin samalla kun se hajoaa. Rauhoitustilasta "vesi" laskeutunutta lietettä lukuunottamatta poistuu reaktorin toisesta päädyistä. Biokaasu kerääntyy reaktorin yläosaan. Keskusakselin pyörimisnopeus on kerta minuutissa ja pyörähdys voidaan ajoittaa tapahtuvaksi esim. kerran tai kahdesti tunnissa (NORDFORSK 1980, ANON 1980).

Vuonna 1979 rakennettiin MABI-reaktori 330 emakon sikalaan Punkalaitumelle. Sikalan lietteestä käsitellään kolmannes 22 m<sup>3</sup>:n reaktorissa.

Keväällä 1981 otettiin käyttöön ensimmäinen varsinaisesti teollisuuteen sovellettu MABI-reaktori Kristiinankaupungin Dagsmarkissa. Tämän Ky B.Nårrgård Kb:n perunatehtaalle rakennettu 106 m<sup>3</sup>:n biokaasureaktorin tuotto on 100 - 150 m<sup>3</sup>/d biokaasua, jonka energiasisällöllä voidaan korvata vuositasolla n. 25 000 l öljyä. Huipputeho reaktorilla on 250 - 300 m<sup>3</sup>/d biokaasua (ENQVIST 1981, ANON 1981 b).

AWE-biokaasunkehitin on neli-lohkoinen biokaasunkehitin, joka soveltuu erityisesti karjatalouksissa syntyvän lietelannan mädätykseen. Muina sovellutuskohteina mainitaan minkki-tarhat, suurkanalat sekä teollisuuskuitujen, turpeen ja pohjalietteiden hyödyntäminen (ANON 1981 a). 120 m<sup>3</sup>:n reaktori on käytössä eräässä sikalassa Vantaalla (ENQVIST).



Kuva 4 - 6: Monivaiheisia anaerobimenetelmiä: kaksivaiheinen (a), kaksifaasinen (b), MABI-monivaihekontakti (c), FRONO-reaktori (d), UASB-AF (e).



#### 4.3.3 K o n t a k t i - s u o d i n ( F r o n o ) y h d i s t e l m ä r e a k t o r i

Kaksivaiheisen ns. FRONO-prosessin (FROSTELL 1977) ensimmäisenä vaiheena on kontaktiprosessi hydrolyysireaktorina, jonka pääasiallinen tehtävä on hapon muodostus. Toisena vaiheena on anaerobinen suodin. Näin ollen FRONO-reaktoria voidaan pitää happo-metaani reaktorina (kuva 4 - 6 d).

#### 4.3.4 L i e t e p a t j a - s u o d i n ( U A S B - A F ) Y h d i s t e l m ä r e a k t o r i

Myös UASB-reaktoria voidaan luonnollisesti käyttää osavaiheena. Eräs UASB:hen pohjautuva sovellutus on LETTINGAN (1982) kuvailema lietepatjasuodin-yhdistelmäreaktori (kuva 4 - 6 e). Lettingan arvioiden mukaan reaktori soveltuisi suhteellisen laimeiden ja kiintoainepitoisten jätevesien käsittelyyn.

#### 4.4 A N A E R O B I R E A K T O R I T , - P R O S E S S I T J A - M E N E T E L M Ä T B I O L O G I S I S S A P R O S E S S E I S S A

Useissa tapauksissa jäteveden anaerobinen käsittely ei ole riittävä. Myös yleisesti katsotaan, että sekä puhdistustuloksen että vastaanottovesistön kannalta anaerobinen käsittely vaatii aerobisen viimesitelyn, jolloin anaerobivaihe saa esikäsittelyluonteen. Yhdistelemällä sopivasti aerobi-anaerobivaiheita on mahdollista soveltaa kutakin reaktori- tai prosessityyppiä optimaalisimmalla tavalla. Väkevien ja vähäravinteisten jätevesien käsittelyssä anaerobinen esikäsittely pienen ravinnetarpeen vuoksi on edullinen. Toisaalta anaerobivaiheet eivät oleellisesti pidätä ravinteita, jolloin aerobiseen jälkikäsittelyyn saadaan edullinen C : N : P-suhde ja anaerobivaiheen poistaessa pääosan orgaanisesta kuormasta aerobivaiheen ilmastustarve on usein vähäinen. Edelleen eräillä yhdistelmäprosesseilla voidaan oleellisesti vähentää lietteenkäsittelyongelmia kierrättämällä esim. aerobivaiheiden ylijäämälietteet anaerobivaiheisiin. Eräissä pääosaltaan aerobisissa menetelmissä käytetään lyhytviipymäisiä anaerobivaiheita. PHOSTRIP-prosessia käytetään fosforipitoisten jätevesien käsittelyyn fosforin poistamiseksi ja ns. modifioitua aktiivilieteprosessia on kehitetty (ISOAHO 1981) vähäravinteisten jätevesien käsittelyssä fosforin kierrättämiseen ravinnesyötön minimoimiseksi. Anaerobivaihe soveltuu myös toksisten yhdisteiden, kuten kloorifenolien pilkkomiseen (HAKULINEN 1982).

#### 4.4.1 A n a e r o b i k o n t a k t i - a e r o b i a k t i i v i l i e t e

Eräät edellä luetelluista seikoista on otettu huomioon Ruotsissa 1970-luvulla kehitetyssä ja laajalti käyttöön otetussa (sokeritehtailla, peruna- ja hedelmätuotteita valmistavilla tehtailla) kaupallisessa ANNMET-prosessissa, joka käsittää perättäisinä yksikköinä kontaktiprosessin ja aktiivilietelaitoksen. Menetelmässä osa aktiivilietelaitoksen palautuslietteestä kierrätetään takaisin anaerobivaiheeseen (kuva 4 - 7 a).

Prosessille luonteenomaisia piirteitä ovat (HUSS 1979):

- huomattava orgaanisen aineen vähenemä jo anaerobivaiheessa
- niukkaravinteisien jätevesien käsittelyssä ravinnesuhteen paraneminen aerobisessa vaiheessa
- ilmastustarve vähäinen
- lietteen tuotto vähäinen
- tilan tarve vähäinen

Lisäksi aerobisen vaiheen (ylijäämä-) lietteen palauttaminen anaerobivaiheeseen

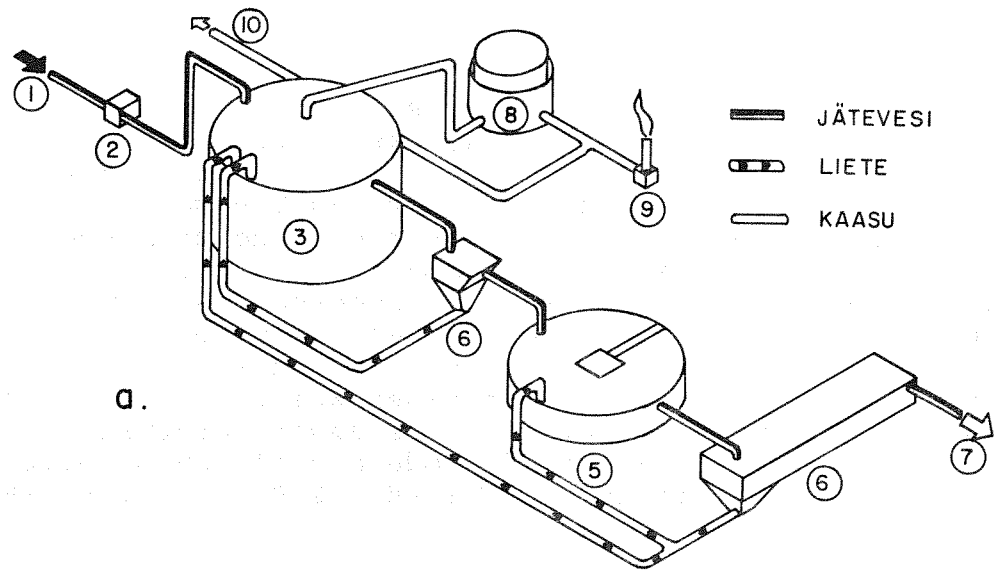
- vähentää kokonaisylijäämälietteen tuottoa
- lisää anaerobivaiheen puskurikapasiteettia
- kasvattaa anaerobivaiheen hydrolyysinopeutta lisäämällä entsyymien aktiiviteettia
- lisää anaerobisten mikro-organismien kasvunopeutta ja aktiivisuutta vapauttamalla aerobisesta lietteestä aminohappoa ja vitamiineja (HUSS 1979).

Täysimittakaavaisia ANAMET-laitoksia oli v. 1981 ainakin kahdeksalla juurikassokeri-, kahdella hedelmien jalostus- ja yhdellä perunanjalostustehtaalla (FROSTELL 1981). Laitosten kapasiteetti on 0,9:sta 38 t:iin BOD<sub>5</sub>/d ja puhdistusteho anaerobivaiheessa 70 - 90 % ja prosessien kokonaisteho 95 - 99,5 % (BOD<sub>5</sub>). Prosessin todetaan soveltuvan myös seuraavien tuotteiden valmistuksessa syntyvien jätevesien puhdistukseen: alkoholit, aminohapot, leipomohiiva, säilyke- ja pakastevihannekset, juusto sitruunahappo, meijerituotteet, polysakkaridit, proteiinit, tärkkelys, kasviproteiinit.

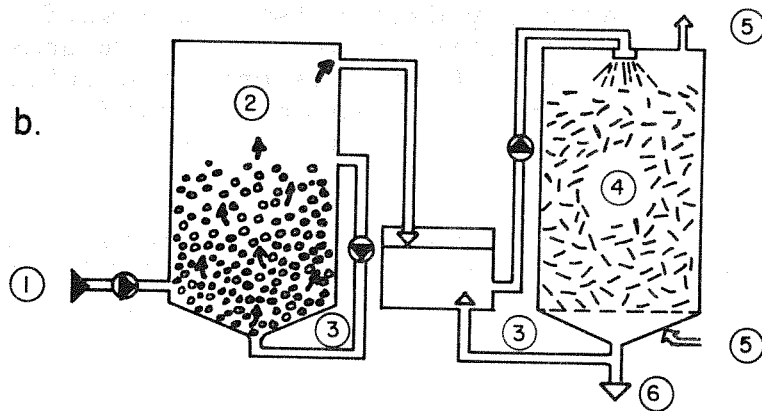
Prosessilla suoritetuilla pilot- kokeilla on päästy hyviin tuloksiin myös puunjalostusteollisuuden jätevesiä käsiteltäessä. Puolikemiallisen massan valmistuksessa syntyvien jätevesien BOD<sub>5</sub>- vähenemä on ollut 94 % ja COD:n 58 % kuormituksella 3 - 6 kg COD · m<sup>-3</sup> · d<sup>-1</sup> kaasun tuoton ollessa n. 200 l CH<sub>4</sub>/kg COD. Rakennuskuitulevytehtaan jätevesien COD:sta on voitu poistaa 80 % kuormituksella 2 kg COD · m<sup>3</sup> · d<sup>-1</sup>. Sulfiittisellutehtaan lauhdeiden käsittelyssä on voitu poistaa BOD:sta yli 95 % kuormituksella 2,5 kg COD · m<sup>-3</sup> · d<sup>-1</sup> (FROSTELL 1982).

#### 4.4.2 Anaerobisuodin - aerobinen aktiiviliete

Otsikon mukainen yhdistelmä on toteutettu ns. CELROBIC-järjestelmässä. Puhdistusjärjestelmän ensimmäisenä varsinaisena puhdistusvaiheena öljynerotuksen, varasto- ja puskurialtaiden jälkeen on anaerobisuodin, jonka täytemateriaalina on satunnaisesti sirotellut, noin nyrkin kokoiset, poimutetut ja reijälliset sekä sylinterivaipan muotoiset muovikappaleet. Suotimella on normaalikierrätys ja kaasun talteenotto. Suotimen jälkeen seuraa konventionaalinen aktiivilietelaitos. Celrobic järjestelmässä anaerobisuodin on anaerobisen käsittelyn tyypillisimmässä tehtävässä; esikäsittelymenetelmänä.



- |                         |                          |
|-------------------------|--------------------------|
| 1. Käsiteltävä jätevesi | 6. Selkeytys             |
| 2. Lämmönvaihdin        | 7. Käsitelty jätevesi    |
| 3. Anaerobiyksikkö      | 8. Kaasun välivarasto    |
| 4. Lietteen erotin      | 9. Ylijäämäkaasun poltin |
| 5. Ilmastusallas        | 10. Hyödynnettävä kaasu  |



- |                         |                       |
|-------------------------|-----------------------|
| 1. Käsiteltävä jätevesi | 4. Aerobisuodin       |
| 2. Leijukerrosreaktori  | 5. Ilma               |
| 3. Kierrätykset         | 6. Käsitelty jätevesi |

Kuva 4 - 7: Anaerobi - aerobi-yhdistelmäprosesseja: Anamet (a), Enso-Fenox (b).

Kaksi täysimittakaavaista Celrobic järjestelmää otettiin käyttöön v. 1981 Texasissa USA:ssa kemian teollisuuden jätevesien käsittelyyn. Pampan laitoksen suunniteltu kapasiteetti on 54 t COD/d ( $Q$  4000 m<sup>3</sup>/d) ja Bishopin 45,4 t COD/d ( $Q$  3800 m<sup>3</sup>/d), jonka nykyinen vuorokausikuorma on 11,4 - 18,2 t COD ( $Q$  2500 m<sup>3</sup>/d). Reaktorien puhdistusteho on 88 % (Pampa) ja 80 % (Bishop) ja kummankin laitoksen kokonaisteho (anaerobi + aerobi) 98 %. Vuodessa Bishopin laitoksen energiasäästö vastaavaan aerobiseen laitokseen verrattuna on öljyekvivalenttina  $2,23 \cdot 10^6$  l ja Celrobic järjestelmän sähköntarve 10, 25 % aerobisen kulutuksesta. Järjestelmän ravinnetarve on n. 10 % vastaavan aerobisen vaatimasta. Celrobic järjestelmän todetaan olevan soveltuva kun jäteveden COD-pitoisuus on vähintään 2000 mg · l<sup>-1</sup> (WHITE 1981).

#### 4.4.3 Anaerobinen leijukerros - aerobinen suodatin

Leijukerrosreaktoria on sovellettu osaprosessina Enso-Fenox-menetelmässä (kuva 4 - 7b). Menetelmä, joka käsittää perättäisinä osina anaerobisen leijureaktorin ja aerobisuotimen, on tarkoitettu kloorifenoleita ja orgaanisia klooriyhdisteitä sisältävien puunjalostusteollisuuden (etenkin valkaisu-) jätevesien käsittelyyn.

Oy Wilh. Schaumanin Pietrasaaren tehtaille on valmistunut ensimmäinen täysimittakaavainen Enso-Fenox-laitos (ANON, 1982). Osa tehtaan sisälle sijoitetun puhdistuslaitoksen rakenteista on saatu käytöstä poistetusta sulfiittiprosessista. Entinen sulfiittikeittokattila on muunnettu leijukerrosreaktoriksi ( $V = 300$  m<sup>3</sup>) ja entisiin sulfiittimassakuoppiin on sijoitettu neljä aerobista suodinta, joissa kuskakin täyteaineena 15 tonnia muovikappaleita 3 m:n kerroksina.

Laboratorio- ja pilotmittakaavaisiin kokeisiin perustuen on Enso-Fenox-prosessin todettu (HAKULINEN 1982) soveltuvan sulfaattitehtaan valkaisu-, kuorimo- ja kuumahierrejätevesien käsittelyyn.

#### 4.4.4 Anaerobinen lammikko - ilmastettu lammikko

Jätepaperia raaka-aineena käyttävän Inland Container Corporationin Newportin aaltopahvitehtaan jätevesien käsittelyssä päädyttiin pilot-kokeiden perusteella muuttamaan alkuperäinen selkeytys - ilmastettu lammikko - jälkiselkeytys anaerobinen lammikko - ilmastettu lammikko prosessiin. BOD-vähenemä on muunnetussa prosessissa 95 % ja lietteentuotto on vähentynyt 80 - 90 % (PRIEST 1981).

## 5. MASSA - JA PAPERITEOLLISUUDEN JÄTTEIDEN SOVELTUVUUS ANAEROBISEEN KÄSITTELYYN

### 5.1 SOVELTUVUUDEN ARVIOINTI

Luonnossa eloperäisen aineksen hajotus tapahtuu erilaisten mikro-organismien toimesta. Tuotannollisen toiminnan seurauksena on muodostunut kuitenkin tilanteita, joissa luonnon omien prosessien tasapaino on häiriintynyt.

- Orgaanisen aineksen kuormitus voi kohdistua määrällisesti niin suurena suppealle alueelle, että on tapahtunut muutoksia mikrobien elinolosuhteissa ja lajistossa. Vesistöissä seurauksena on mm. hapettomuuden esiintymistä.
- Orgaanisen aineksen joukossa on johdettu sellaisia määriä biostaattisesti tai biosidisesti vaikuttavia epäorgaanisia aineita, jotka ovat vaikuttaneet haitallisesti mikro-organismeihin.
- On valmistettu sellaisia orgaanisia yhdisteitä, joita ei luonnossa esiinny muutoin kuin tuotannollisesta toiminnasta tulleina päästöinä. Tätä on tapahtunut vasta historiallisesti hyvin lyhyenä ajanjaksona. Siten luontoon ei ole myöskään kehittynyt sellaisia mikrobeja, jotka pystyisivät tällaisten yhdisteiden hajottamiseen.

Biologiset puhdistusmenetelmät muodostavat yhden vaihtoehdon tällaisten päästöjen käsittelyä varten. Luomalla sopivat olosuhteet ja sitä vastaava mikrobipopulaatio voidaan orgaanisen aineksen hajoamista nopeuttaa ja ohjata haluttuun suuntaan. Orgaanisten jätteiden käsittelyn soveltuvuuden suhteen aerobisilla ja anaerobisilla menetelmillä on mm. seuraavat olennaiset erot.

- Anaerobisten mikrobien joukosta adaptoituu tehokkaampia populaatioita toksisten ja vaikeasti hajoavien yhdisteiden hajotukseen.
- Anaerobisessa prosessissa voidaan teknisesti ja olosuhteiden puolesta pitää spesifisempää mikrobipopulaatiota.
- Anaerobiprosessissa muodostuva biomassa on huomattavasti vastaavaa aerobista käsittelyä pienempi.
- Anaerobiprosessissa muodostuva metaani voi tarjota kannattavia jatkohyödyntämismahdollisuuksia.
- Anaerobiprosessissa orgaanisen aineen kuormitus voi olla suurempi.

Tutkittaessa biologiseen anaerobikäsittelyyn soveltuvia jäteainevirtoja voidaan valintakriteereiksi esittää mm. seuraavia näkökohtia.

- Mikäli vastaava jäte käsiteltäisiin aerobisesti, niin muodostuvalle biomassalle ei löydy ko. tilanteessa erityistä ja taloudellisesti merkittävää käyttöä.
- Raaka-aineista vapautuva hyödyntämätön orgaaninen aines ei sellaisenaan tai sopivan käsittelyn jälkeen sovellu raaka-aineeksi jollekin toiselle tuotteelle.
- Ei löydy sellaisia fysikaalisia ja kemiallisia menetelmiä, joilla orgaanista ainetta sisältävästä jättevirrasta haitallinen komponentti saataisiin erilleen ja käsiteltyä haitattomaksi kokonaisuuden kannalta anaerobikäsitteilyä taloudellisemmin.
- Vedessä liuenneena tai suspendoituneena olevan orgaanisen aineen konsentraatio ei ole niin suuri, että sen hajotus polttamalla olisi tehokkaampi ja taloudellisempi ratkaisu. Anaerobikäsitteilyyn aiotun jätteen sisältämän orgaanisen aineen maksimikonsentraationa voidaan pitää sitä raja-arvoa, jota pienemmissä pitoisuuksissa poltossa tarvitaan ulkoa tuotua lisäenergiaa veden haihduttamiseksi ja halutun palamislämpötilan saavuttamiseksi.

## 5.2 MASSA- JA PAPERITEOLLISUUDEN JÄTTEIDEN TARKASTELU

Massa- ja paperiteollisuudessa puu on tuotannon perusraaka-aine. Suomessa keskeisten puulajien koostumus on esitetty taulukossa 5 - 1.

*Taulukko 5 - 1: Puun koostumus*

Puulaji	Selluloosaa %	Hemiselluloosaa %	Ligniiniä %	Uuteaineita %	Tuhkaa (Miner.) %
Kuusi	43	27	28,6	1,8	0,4
Mänty	44	26	27,8	5,3	0,4
Koivu	40	39	19,5	3,1	0,3

Puuta kemiallisesti, mekaanisesti tai kemimekaanisesti käsittelemällä saadaan erilleen kuitu. Mitä mekaanisempi on kuitutusmenetelmä, niin sitä enemmän massassa on selluloosan lisäksi myös hemiselluloosaa ja ligniiniä. Kemiallisten massojen saanto on 45 - 55 % ja hiokemassan saanto on 90 - 98 %.

Puun kemiallisessa käsittelyssä (keitto, valkaisu) tapahtuu merkittävässä määrin aineosasten pilkkoutumista erillisiksi yhdisteiksi. Taulukossa 5 - 2 on esitetty tietoja sulfiitti- ja sulfaattikeittojen jäteliemen koostumuksesta. Jäteliemi sisältää myös epäorgaaniset (myös org. kuten antrakinoni) keittokemikaalit, joiden talteenotto on laajalti toteutettu haihdutuksessa konsentroidun jäteliemen poltossa muodostuvasta jäännöksestä. Vielä jonkin verran käytössä olevassa kaliumbisulfiittimenetelmässä talteenottoa ei ole kuitenkaan taloudellisuussyistä toteutettu.

Tällä hetkellä läheskään kaikissa kemiallista massaa valmistavissa laitoksissa ei ole muunlaista jäteliemen orgaanisen aineksen hyödyntämistä kuin poltto ja siitä saatava energia sekä sulfaattitehtaissa tärpätin ja raakasuoivan talteenotto. Siten haihdutuslauhteiden, massan pesu- ja lajitteluvesien sekä vuotojen mukana orgaanisia aineita joutuu jätevesiin. Massan valkaisuissa orgaanisten yhdisteiden määrä voi jopa kaksinkertaistua, sillä valkaisu-jätevedet vielä lähes kaikissa tapauksissa johdetaan sellaisenaan vesistöön. Taulukossa 5 - 2 on myös esitetty valkaistua massaa tuottavien sulfaatti- ja sulfiittitehtaiden jäteveden koostumus tärkeimpien orgaanisten aineryhmien osalta sekä vertailuna vastaavat tiedot hierteen osalta.

Kuvassa 5 - 1 on esitetty Suomen massa- ja paperiteollisuuden tuotannon kehitys vuosina 1960 - 80. Valtaosa kemiallisesta massanvalmistuksesta tapahtuu sulfaattimenetelmällä. Sulfiittitehtaita ei ole jäljellä enää monta ja näistäkin kolme on ilmoittanut lopettavansa tuotannon 80-luvulla ja yksi on suorittanut oleellisen menetelmämuutoksen (SAP-menetelmään).

Biologista käsittelyä ja siten myös anaerobimenetelmiä ajatellen merkitystä on erityisesti helposti hajoavalla orgaanisella aineella. Taulukossa 5 - 3 on tarkasteltu valkaistua sulfaattisellua tuottavan tehtaan BOD<sub>7</sub>-kuormituksen jakautumista eri prosessivaiheiden osalle.

*Taulukko 5 - 3: Valkaistua sulfaattisellua tuottavan tehtaan BOD<sub>7</sub>-kuormituksen (30 - 35 kg O<sub>2</sub>/ts) jakautuminen eri prosessivaiheiden osalle (VIRKOLA 1982).*

Prosessivaihe	Osuus %	Huom!
Puunkäsittely	10 - 20	Toksisia yhdisteitä
Keitto & haihdutus	10 - 20	Rikkiyhdisteet
Pesu & lajittelu	10 - 20	Laimeita jätevesiä
Valkaisu	50 - 60	Toksisia yhdisteitä, väri 85 - 90 %:sti
Satunnaispäästöt	n. 20	Koontavaikeudet

## 5.2. P u u n k ä s i t t e l y

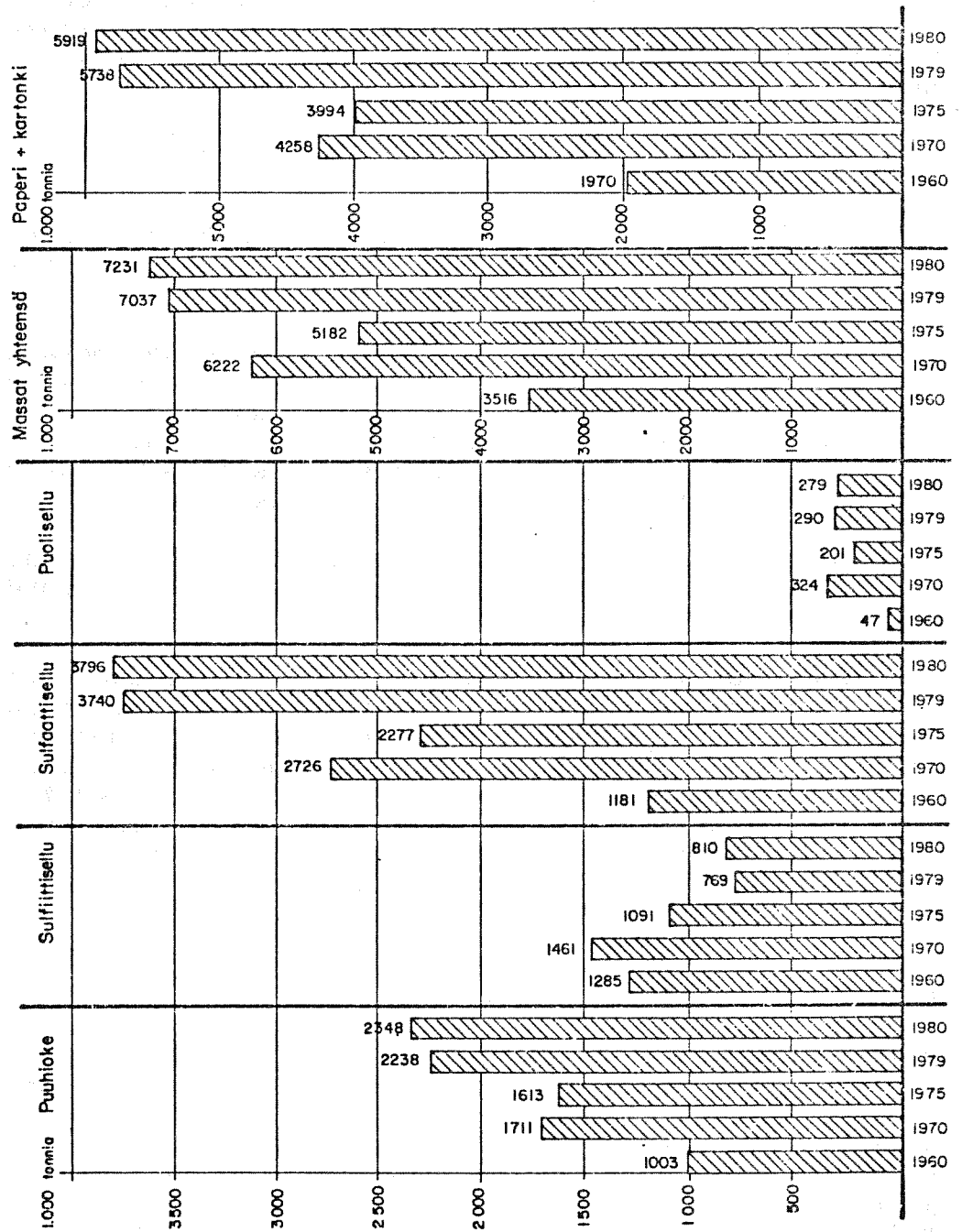
Puun käsittelyssä muodostuvat jätteet ovat kuoriaines ja jätevesi.

Tavanomainen käsittelyratkaisu kuorimojätevedelle on mekaaninen selkeytin, joka on samalla osa kuorimon sisäistä kierto-vesijärjestelmää. Lähinnä lämpimän veden tarpeen vuoksi täysin suljettuja vesikiertoja ei käytännössä esiinny. Selkeyttämöstä ylimääräinen jätevesi johdetaan joko suoraan vesistöön tai puhdistettavaksi edelleen muiden jätevesien kanssa. Jätevedestä erottuva kuorimujuliete kuivataan yleensä mekaanisesti ja rejektivesi palautetaan selkeyttämöön.

Taulukko 5-2: Tyypillinen valkaistuin sulfaattiselutehtaan (uudenaikainen), valkaistun paperisulfiittiselutehtaan (70-luvun alkupuolen tasoa) ja kuumahierrelaitoksen jäteveden koostumus (JÄPPINEN 1979) sekä sulfiitti- ja sulfaattiselutehtaan (NILSEN) tärkeimpien orgaanisten aineryhmien osalta.

Aine- tai aineryhmä	J ä t e v e s i		j ä t e l i e m i	
	sulfaatti kg/t (90 %, vtu)	sulfiitti hierre	sulfiitti kg/t sellua	sulfaatti 400 - 600
Ligniini johdannaiset	30,0	60,0	10	600 - 800
Polysakkaridit ja sokerihapot		25		400 - 600
Polysakkaridit	3,0	16	(sokerit)	
Monosakkaridit		12	200 - 400	
Karboksyylihapot	5,0	30	30 - 90	
Sokerihapot ja laktonit	23,0			250
Metanoli, etanoli, asetonit (metanolina)	7,0			
Metanoli		10	1	7 - 10
Furfuraali		6		5 - 6
Uuteaineet	5,0	12	4	
Asetaatti				100 - 200
Formiaatti				40
Laktaatti				100
Alif.rikkiyhd. (merkaptani yms.)				1
Formaldehydi			2 - 6	
Sokerisulfoni - aldonihapot			150 - 250	
Metyyliglyoksaali			5 - 6	
Tärpätti				8 - 10
Raaka-aine				20 - 100
<b>YHTEENSÄ</b>	<b>73,0</b>	<b>155</b>		n. 1000 - 1600 n. 900 - 1300





Kuva 5 - 1: Massa- ja paperiteollisuuden tuotanto vuosina 1960 - 80 (METSÄTEOLLISUUDEN VUOSIKIRJA 1981).

Mekaanisesti käsitelty kuorimojätevesi sisältää kiintoainetta ja kolloidi- sekä liuenneessa muodossa olevaa orgaanista ainetta. Liuenneista aineista pääosa on hiilihydraatteja. Osa orgaanisista yhdisteistä on toksisia. Jätevesi on myös suhteellisen ravinneköyhää, vaikkakin typpi- ja fosforipitoisuudet ovat yleensä selvästi suuremmat kuin muissa jätevesijakeissa. Kuorimolla on mahdollista käyttää vetenä myös muualta tuotantoprosessista poistettavia jätevesijakeita. Tapauksesta riippuen tällä seikalla voi olla myös vaikutuksensa kuorimojäteveden laatuun.

Kuorimojätteiden soveltuvuudesta anaerobikäsitteilyyn voidaan esittää mm. seuraavia näkökohtia.

- Prosessiteknisin toimenpitein on ehkä mahdollista pienentää vielä jäteveden määrää ja siten suurentaa orgaanisten aineiden pitoisuuksia.
- Jätevedessä olevan kuorimujun poistaminen mekaanisesti on tarpeen kierrätyksen vuoksi ja siten mekaanisesti käsittelemättömän kuorimojäteveden anaerobipuhdistus ei tulle useimmissa tapauksissa kysymykseen, jollei anaerobireaktori ole esim. osa kierto-vesijärjestelmää siten, että käsitelty vesi johdetaan takaisin kuorimolle.
- Mekaanisesti käsitelty jätevesi toksisten ominaisuuksiensa vuoksi voisi olla tarkoituksenmukaista puhdistaa yhdessä valkaisu-jätevesien kanssa.
- Jätevedestä mekaanisesti erotettu kuorimujuliete on vielä melko vesipitoista. Koneellisesti kuivattuna se periaatteessa soveltuu hyvin esimerkiksi kompostointiin. Lietteen taloudellinen polttaminen edellyttäisi kuiva-ainepitoisuuden nostamista vähintään 35 - 40 %:iin. Anaerobikäsitteily voisi olla kiinnostavaa lähinnä metaanin tuotannon kannalta. Käsitteily anaerobisesti yhdessä mahdollisen aerobisen puhdistuksen biolietteen kanssa on eräs tutkimisen arvoinen vaihtoehto.

### 5.2.2 K e i t t ä m ö - h a i h d u t t a m o

Kemiallisessa sellunvalmistuksessa muodostuu jäteliemiä 4 100 000 - 4 300 000 tonnia vuodessa (TILASTOKESKUS 1981).

Sulfaattiprosessissa ovat raakatärpätti ja -mäntyöljy vakiintuneen kemiallisen rinnakkaistuoteteollisuuden raaka-aineita. Jatkojalostus ensimmäisessä vaiheessa tapahtuu tislamalla. Tärpätistä saadaan alfapineeniä ja dipenteeniä sekä raakamäntyöljystä mäntyhartsia, mäntyrasvahappoa, tislattua mäntyöljyä, mäntyysiöljyä ja mäntypikeä.

Sulfiittiprosessissa sivutuotemahdollisuuksia ovat mm. spriin, proteiinin sekä lignosulfonaattiyhdisteiden valmistus. Myös esimerkiksi furfuraalin ja metanolin talteenottoa on toteutettu.

Kaikissa tapauksissa jäteliemen ensimmäisenä käsittelyvaiheena on monivaihehaihdutus, josta tulevat lauhteet muodostavat varsinaisen jätevesijakeen. Haihdutuskonsentraatti muodostaa merkittävän energiantuottoaineen ja polttojäännöksestä voidaan regeneroida keittokemikaaleja.

Keittäminen - haihduttamojätteiden soveltuvuudesta anaerobikäsitelyyn voidaan esittää mm. seuraavia näkökohtia.

- Keitosta poistettavan jäteliemen suora käsittely anaerobisesti ei muodostune kannattavaksi ratkaisuksi. Syinä ovat mm. merkittävä sivutuotemahdollisuuksien kaventuaminen, energiaomavaraisuuden mahdollinen pienentyminen ja pääkomponenttina olevan ligniinin hidas biologinen hajoavuus.
- Tutkimisen arvoinen kohde saattaisi olla haihdutuksen korvaaminen muunlaisilla ratkaisuilla. Tavoitteena voisi olla mm. ligniinin erottaminen jäteliemen muista komponenteista sekä hyödyntäminen energian ja/tai jatkojalostuksen tuotannossa. Lähes ligniinitön fraktio voitaisiin käsitellä anaerobisesti tai hyödyntää osittain sivutuotevalmistuksessa. Suurimman ongelman tällaisessa ajatuksessa muodostaa epäorgaanisten keittokemikaalien regenerointimahdollisuuden säilyttäminen.
- Konventionaalisessa haihdutuskäsittelyssä muodostuvat lauhteet sisältävät mahdollisuuden sivutuotevalmistukseen, mutta ne ovat myös käsiteltävissä anaerobisesti. Erityisesti rikkiyhdisteet aiheuttavat lauhteiden käsittelyssä vaikeuksia, vaikka anaerobireaktoreiden tutkijat tällä hetkellä katsovat ongelman olevan voitettavissa (TTK/Puunjalostusosasto, Anaerobiseminaari 4.10.1982, keskustelut). Kustannuksista täyden mittakaavan laitoksessa puhutaan kuitenkin melko vähän.
- Sulfaattiprosessin haihdutuslauhteet näyttäisivät olevan potentiaalisin anaerobikäsitelyn kohde. Johdettaessa lauhteet suoraan vesistöön on haihduttamoa ohjattu siten, että vesistökuormitus minimoituisi. Lauhteiden ottaminen esim. anaerobikäsitelyyn voisi antaa mahdollisuuden johonkin toisenlaiseen haihduttamon ajotapaan.

### 5.2.3 K u i t u l i n j a , k e m i a l l i n e n m a s s a n v a l m i s t u s

Kuitulinjalla ymmärretään pesemön ja lajittamon muodostama prosessivaihe. Nykyaikaisissa tehtaissa pesemön ja lajittamon vesisysteemi muodostaa yhtenäisen kokonaisuuden, jossa vesi kulkee kuitumassavirtaan nähden vastakkaisesti. Periaatteessa on mahdollista sulkea tämä prosessivaihe siten, että stabiilissa toimintatilanteessa ei ollenkaan muodostu jätevesipäästöjä. Tällöin likaisin pesuvesi käytetään jäteliemen syrjäytykseen keittämisessä ja osa vedestä poistuu massan mukana seuraaviin prosessivaiheisiin. Käytännössä kuitulinjan täydelliseen sulkemiseen ei ole päästy. Monissa ta-

pauksissa kuitulinja on pidettävä jonkin verran avattuna, jolloin suodosvesiyylimäärä on johdettava viemäriin. Luonnollisesti jätevesipäästöjä syntyy kaikissa tapauksissa nk. satunnaispäästöjen muodossa.

Kuitulinjaa edeltävien toimenpiteiden tehokkuudesta riippuu se, kuinka suuri orgaanisen aineen kuormitus tulee pesemön ja lajittamon osalle. Tähänastisten prosessin sisäisten toimenpiteiden kohteena on ollut erityisesti mm. jäteliemen talteenottoasteen nostaminen BOD-kuormituksen vähentämiseksi. Toisaalta kuitulinjan sulkeminen on saattanut merkitä jäteliemestä peräisin olevan kuormituksen joutumista osittain myöhempiinkin prosessivaiheisiin (valkaisu, paperikone).

Tämän prosessivaiheen jätevesien merkitys eri puhdistustekniikkojen suhteen on hyvin laitoskohtainen kysymys (jätevesimäärä, orgaanisen aineen pitoisuus, kiintoainepitoisuus). Ulkoisessa puhdistuskäsittelyssä tämä jätevesijae ei näyttäisi olevan kovin kiinnostava anaerobivaihetta ajatellen.

#### 5.2.4 M e k a a n i s t e n m a s s o j e n v a l m i s t u s

Puunkäsittelyn osuus kuormittajana on mekaanisten massojen valmistuksessa vastaava kuin muissakin prosesseissa. Siksi kuorintavaihetta ei tämän otsikon alla käsitellä enemmälti.

Lähes kaikissa tapauksissa mekaanisten massojen käyttö paperin tai kartongin valmistukseen tapahtuu integroidusti. Tämä merkitsee mm. sitä, että massanvalmistuksen prosessivaiheeseen otetaan vettä paperi- tai kartonkikoneilta ja että toisaalta massan mukana kulkeutuu vettä kuidutusta seuraaviin vaiheisiin. Siksi myöskään tämän tuotantoalan laitoksissa ei esiinny erillisinä puhtaasti yhdestä prosessivaiheesta peräisin olevaa jätevesijaetta.

Puuaineksesta lähtöisin olevan liunneen aineen määrä riippuu käytettävästä mekaanisen massan valmistusprosessista. Taulukossa 5 - 4 on esitetty tietoja liunneen aineen määrästä eri prosesivaihtoehdoilla.

*Taulukko 5 - 4: Erilaiden mekaanisten prosessien liunneiden aineiden tuotto (MANNSTRÖM 1976).*

Prosessi	Massa-	Liunnut kokonais- määrä	Hiilihydr.	Ligniiniä	Uuteain.
	saanto				
	%	%	% liunneesta aineesta		
Hioke	98 - 93	1 - 2	20 - 30	15 - 25	5 - 10
Hierre	97 - 93	2 - 3	15 - 25	15 - 20	5 - 10
Kuumahierre	96 - 92	2 - 5	30 - 45	20 - 40	10 - 15
Kemikuumahierre	92 - 85	5 - 13	-	-	-
Lastulevyhierre	95 - 90	4 - 10	n. 50	n. 20	-

Paperin ja kartongin valmistuksessa tarvitaan mekaanisen massan lisäksi myös muita raaka-aineita, kuten kemiallista kuitumassaa, tärkkelystä, kaseiinia, hartsiliimoja ja epäorgaanisia täyteaineita. Näillä on oma merkittävä osuutensa koko laitoksen orgaanisen aineen kuormitukseen, josta esimerkkinä ovat taulukon 5 - 5 tiedot.

*Taulukko 5 - 5: Kirjallisuuden perusteella arvioidut erään kartonkitehtaan BOD-lähteiden kuormitusmäärät tuotannolla 330 t/d (VIITAMÄKI 1980).*

BOD-lähde	BOD kg/d
Hiomo	1300 - 4400
Tärkkelys	505 - 905
Kaseiini	50 - 105
Massan jauhatus	400 - 800
<b>YHTEENSÄ</b>	<b>2255 - 6210</b>

Kartonkitehtaissa on mm. havaittu, että osa hiomovaiheessa muodostuvasta eli puuperäisestä orgaanisen aineen kuormituksesta vapautuu vesiin vasta kartonkikoneella, missä massaa laimennetaan ja että ilmiö on sitä merkityksellisempi mitä vähemmän käytetään vettä kuidutusvaiheessa. Kuormituksen määrään vaikuttaa myös orgaanisen aineen retentio kartonkikoneella.

Paperi- ja kartonkitehtaissa, joissa yhtenä prosessivaiheena on mekaanisen massan valmistus, anaerobikäsittely voi hyvinkin tulla kysymykseen. Erityisesti kiinnostavia ovat kuumahierreprosessi ja kemimekaanisten massojen valmistus. Tällöin tulisi tutkia myös kuorimojätevesien liittämistä mukaan samanaikaiseen anaerobikäsittelyyn. Todennäköisesti anaerobitekniikan soveltaminen tämän alan jätevesien käsittelyyn edellyttäisi muutoksia myös tuotantoprosessin vesi- ja viemärintijärjestelyihin. Tämä tarve mahdollisiin muutoksiin tulisi ottaa huomioon jo tutkimusvaiheessa.

### 5.2.5 Paperin valmistus

Tarkasteltaessa puhtaasti paperikoneilla muodostuvia jätevesiä on lähtökohdaksi otettu seuraavat seikat.

- Karkeampi kiintoaines on kuitua ja epäorgaanisia täyteaineita.
- BOD-määrityksessä esiin tuleva orgaaninen aines on usein kolloidaalisessa muodossa ja pienempi osa liukoisessa muodossa (esim. tärkkelyksestä peräisin). Kuidun jauhatustaste vaikuttaa tällaisen orgaanisen aineen määrään (esim. grease-proof, sähköneristyspaperi).
- Jätevedet ovat suhteellisen laimeita.

- Tämän tyyppisten jätevesien mekaanisessa selkeytyksessä saattaa BOD-reduktio nousta yli 50 %:n.

Paperikoneiden jätevesille anaerobikäsittely ei vaikuta sovelialta ratkaisulta. Näiden vesien suhteen mielekkäämmältä näyttäisi esim. kemiallinen käsittely kytkettynä kiertovesijärjestelmään. Puhdistettua vettä voitaisiin käyttää useammassa kohteissa kuin nyt on tavanomaista lähinnä suodatukseseen perustuvissa kiertoveden käsittelysteemeissä. Toisaalta myös suodatusmentelmät voivat kehittyä. Tästä on esimerkkinä nk. vesi- imukuivaus, jonka suodoksen on mainittu olevan lähes raakaveteen verrattavaa (INSINÖÖRI-UUTISET 1982).

Paperikoneilla tapahtuu jaksottaisesti myös huopien, viirojen, putkistojen jne. pesua mm. hapoilla ja erilaisilla orgaanisilla liuottimilla. Tällaiset satunnaiset päästöt saattavat tulla riittävästi huomioon otetuksi, jos koko laitoksen jätevesille (pois lukien puhtaat jäähdytysvedet yms.) on viimeisenä vaiheena ilmastettu lammikko tai pitkäilmasteinen aktiivilieteprosessi (lietteen kierrätys lammikossa).

#### 5.2.6 V a l k a i s u

Massan valkaisuissa on periaatteessa kaksi vaikuttamistapaa. Tavoitteena voi olla kuidun pintarakenteen kromoforisiin ryhmiin vaikuttaminen joko hapettavalla (esim.  $H_2O_2$ ) tai pelkistävällä (Na-ditioniitti) käsittelyllä. Tällaista käsittelyä toteutetaan etupäässä mekaanisille massoille. Etuna on lähes merkityksetön vaikutus massasaantoon. Toisaalta saavutettava vaaleuden muutos ei ole suuri ja esim. UV-valon vaikutuksesta tapahtuu kellertymistä eli palautuva reaktio. Toisen pääryhmän muodostavat menetelmät, joissa pyritään värillisyyttä aiheuttavien komponenttien (erityisesti jäännösligniinin) poistamiseen. Kemiallisten massojen valkaisu suoritetaan usein näin ja saavutettu tulos on pysyvä. Liukosellujen valmistuksessa valkaisuun tavoitteena on mahdollisimman puhtaan vain selluloosasta koostuvan kuidun tuottaminen.

Kemiallisen massan valkaisuissa poistettavaan ainemäärään voidaan vaikuttaa myös keittovaiheessa. Tässä suhteessa optimointia keiton ja valkaisuun kesken suoritetaan massan laadun ja tuotantokustannusten perusteella. Toinen prosessivaihe, jolla voidaan vaikuttaa valkaisuissa poistettavaan orgaanisen aineen määrään on massan pesu.

Kemiallisen massan valkaisuissa muodostuvan jäteveden määrään ja siten orgaanisten yhdisteiden konsentraatioon voidaan vaikuttaa myös menetelmän valinnalla. Tällöin valintakriteerinä on saman veden vaiheittaisen käytön tai kierrätyksen mahdollisuudet.

Vesiensuojelullisesti valkaisu-jätevedet näyttävät keskeistä roolia kuten edellä esitetystä taulukosta 5 - 3 voidaan todeta. Perinteisten BOD- ja värikuormitustekijöiden lisäksi

keskeiseksi on muodostunut myrkyllisyys. Valkaisuvaiheen merkitys ympäristökuormittajana on muodostunut keskeiseksi pääosin vasta 70-luvulla. Yhtenä syynä tähän on lisääntynyt tietous valkaisu-jätevesien kemiallisesta koostumuksesta ja etenkin toksisten yhdisteiden esiintymisestä. Toisen merkittävän tekijän muodostaa nopeasti kasvanut valkaistun massan tuotanto (ks. taulukko 5 - 6).

Taulukko 5 - 6: Valkaistun kemiallisen massan tuotanto Suomessa vuosina 1950 - 80 (MUHONEN 1982).

Vuosi	Sulfiitti	Sulfaatti 1000 t /a	Yhteensä
1950	225	8	233
1960	585	201	786
1970	764	1437	2201
1980	581	2709	3290

Jätevesien toksisten yhdisteiden kemiallinen tietous on varsin nuorta. Taulukossa 5 - 7 esitetty nimikkeistö perustuu lähinnä Michelssonin julkaisuun (MICHELSSON 1982). Erityisesti on syytä kiinnittää huomiota termien klooratut fenolit ja kloorifenolit erilaiseen käsitelisyksalööhön.

Taulukko 5 - 7: Massatellisuuden valkaisu-jätevesien sisältämien haitallisten aineiden nimikkeistö.

Nimikkeistö-ryhmittely	Esimerkkejä yhdisteistä
<u>I</u> Klooratut fenolit	
I a Kloorifenolit	mono-, di-, tri-, tetra- ja pentakloorifenoli
I b Klooriquajakolit	3, 4, 5, 6 -tetraklooriquajakoli
I c Kloorikatekolit	3, 4, 5 -trikloorikatekoli
I d Muita kloorattuja fenolijohdoksia	klooratut 2,6-dimetoksifenolit, kloorisyringyyli-aldehydit, kloorivanilliinit
<u>II</u> Hartsihapot	dehydroabietiinihappo, isopimaarihappo
<u>III</u> Rasvahapot	9,10-epoksisteariinihappo, öljyhappo
<u>IV</u> Neutraaliaineet	symeenit, kloroformi, CCl <sub>4</sub> , metanoli

Valkaistun massan kysyntä tulee vielä nykyisestä lisääntymään (VIRKOLA 1982).

Valkaisu-jätevesien soveltuvuudesta anaerobikäsittelyyn voidaan esittää mm. seuraavaa.

- Käsittelyn tavoitteena tulisi olla sekä BOD- että toksisuuskuormitusten vähentäminen. Tämän tavoitteen saavuttaminen yksivaiheisessa anaerobi-reaktorissa voi osoittautua vaikeaksi. ENSO-FENOX-prosessin (HAKULINEN 1981) kehittämisen yhteydessä on havaittu ravinteiden niukkuuden lisäävän bakteerien aktiivisuutta kloorattujen fenolien hajoittamiseen. Tarkemmin ottaen selitys voi pe-

rustua siihen, että toksisuuden ja ravinneniukkuuden samanaikainen esiintyminen suosii kloorin ja hiilen välisten sidosten hajoittamiseen erikoistuneita organismeja valtalajina. Muun orgaanisen aineen hajoittamiseen ja metaanin tuottamiseen kykenevien bakteerien määrällinen osuus jää pienemmäksi ja näin myös BOD-reduktio alhaisemmaksi. Asiaan mahdollisesti vaikuttavana seikkana saattaa olla myös se, että ENSO-FENOX-prosessissa anaerobireaktoriin muodostuvan organismipopulaation lajikoostumukseen on tietoisesti vaikutettu tietynlaisella ympyllä.

- Ensisijaisesti toksisuuden poistoon tarkoitettu anaerobireaktori saattaa asettaa sitä seuraavalle aerobivaiheelle sellaisia rajaavia vaatimuksia, jotka mahdollistavat vain tiettyntyyppisen aerobisen menetelmän pyrittäessä myös hyvään BOD-reduktoon. Tällaisessa tilanteessa esimerkiksi aerobinen biosuodin ei ehkä täytäkään ominaisuuksiensa puolesta näitä vaatimuksia. Tällöin jouduttaisiin menetelmiin, joissa ilmastuskustannukset astuvat kuvaan mukaan. Tai mahdollisesti toksisuutta vähentävän reaktorin jälkeen tulisi olla toinen eri olosuhteissa toimiva anaerobiyksikkö ennen biosuodinta.
- Valkaisujäteveden määrää voitaisiin useissa laitoksissa vähentää menetelmä-modifikaatioilla. Anaerobikäsitteilyä ajatellen tämä vaikuttaisi edullisesti mitoitukseen ja siten investointikustannuksiin. Toisaalta seurauksena olisi myös toksisten yhdisteiden konsentraation kasvu ehkä jopa siinä määrin, että biologinen käsittely ei tulisikaan kysymykseen esim. ilman laimennusta.
- Tällä hetkellä valkaisujätevesiongelman ratkaisu on paljon laajempi kuin kysymys pelkästään puhdistustekniikasta. Ratkaisua haettaessa on harkittava mm. valkaisu menetelmän modifiointia tai muuttamista ja minkälaiseksi muodostuu koko laitoksen jätevedenkäsittelyn kokonaisuus. Kansantalouden kysymyksenä on tuotu esille myös kloorin käytön pienentymisen vaikutus alkalien (NaOH) tuotantoomme (VIRKOLA 1982).

### 5.3 KIRJALLISUUDESSA ESITETTYJÄ TUTKIMUSTULOKSIA

#### 5.3.1 Kuorimojätevedet

Kymen vesipiirissä on testattu kuusipuukuorimon jäteveden soveltuvuutta anaerobikäsitteelyyn aktiivihiihitäytteisillä (raekoot  $\varnothing$  1 ja 5 mm) leijukerrosreaktoreilla tavoitelämpötilassa  $35^{\circ}\text{C}$  (WIRKKALA 1982). Syöttöveden pH-säätöön käytettiin pääasiassa ammoniakkaa, joka samalla oli typenlähteenä. 5 mm:n



raekoolla toimivassa reaktorissa on saavutettu keskimäärin 37 %:n BOD<sub>7</sub>-, 39 %:n COD<sub>Cr</sub>- ja 38 %:n kiintoainereduktiot. Koko reaktoritilayudelle laskettu hydraulinen kuorma oli keskimäärin  $0,14 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  ja orgaaninen kuorma  $0,24 \text{ kg BOD}_7 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ . Ravinnesuhde BOD : N : P oli 500 : 19 : 2,8. Hienojakoisempaa aktiivihiihlä (raekoko 1 mm) käytettäessä saavutettiin oleellisesti paremmat reduktiot: 96 % (BOD), 91 % (COD) ja 79 % (kiintoaine). Kuormitus tosin on ollut tässä reaktorissa edelliseen verrattuna oleellisesti pienempi (keskimäärin  $0,12 \text{ kg BOD}_7 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ). Kaasutuotoksi on todettu 500 - 600 l · kg<sup>-1</sup> BOD poistettu. Hartsihappojen pitoisuus aleni 99 % anaerobikäsitelyssä. Kokeissa käytetyt viipymät ovat olleet suhteellisen pitkiä (3 - 13 d). Jatkotutkimukset keskittynevät viipymien lyhentämiseen sekä mänty- ja koivu-kuorimon ja kuoripuristinvesien käsittelyyn.

Polttoon kelpaamatonta kaatopaikalle joutuvaa kuorijätettä, joka sisältää kuorta, kiviä ja hiekkaa, syntyy Skutskärin sellutehtaalla n. 20 000 m<sup>3</sup> vuodessa. Jätekasan valumavedet kerätään n. 3000 m<sup>3</sup>:n altaaseen. Valumavesi kierrätetään jätekasaan, jonka sisäosissa tapahtuu anaerobista hajoamista. Meesa pitää pH:n sopivalla tasolla (7 - 8). Valumaveden COD:sta poistuu 60 %. Valumavesien vaihtoehtoisten käsitelymenetelmien väitetään olevan investointikustannuksiltaan kymmenkertaiset toteutettuun ratkaisuun verrattuna (NORRMAN 1981, WHITE 1981).

### 5.3.2 Sulfiittilauhteet

Anamet-prosessilla suoritetuista kokeista, joissa käsiteltävä jätevesi sisälsi 90 % sulfiittilauhdetta, on käytettävissä alustavia pilot-skaalan tuloksia. Jätevesi oli erittäin konsentroitunutta (10 - 18 g COD · l<sup>-1</sup> ja 3 - 5 g BOD, lähes ravinteetonta ja hapanta (pH 2,4 - 4,5) sekä rikkipitoista. Ennen käsittelyä lisättiin ravinteita suhteessa BOD<sub>7</sub> : N : P = 200 : 5 : 1 ja kalkkia pH:n säätöön. Sulfidien saostamiseen käytettiin ferrikloridia. Pelkästään anaerobivaiheessa saavutettiin 95 %:n BOD-reduktio, kuormitustason ollessa  $0,5 - 2,5 \text{ kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  (FROSTELL 1982).

BRUNE (1982) on tutkinut laboratoriomittakaavassa mesofiilissä (37 °C) ja termofiilissä (60 °C) olosuhteissa kontaktiprosessin kaltaisella laitteistolla haihduttamolauhteen (10 - 20 g COD l<sup>-1</sup>) käsiteltävyyttä. Kyseinen lauhde sisälsi mm. etikkahappoa 6 - 24, furfuraalia 0,5 - 3 ja rikkiä  $0,64 - 1,28 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$  (suuri osa on muodoissa SO<sub>3</sub><sup>2-</sup> ja SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). Lauhteen pH oli vain 1,6 - 1,7. Lauhteeseen lisättiin ennen käsittelyä pieniä määriä hivenaineita. Pitkäaikaiset kokeet 12 ja 24 kk:n koejaksot) osoittivat, että suurilla etikkahappo-, furfuraali- ja rikkiyhdistepitoisuuksilla ei ollut inhibiiovaikutuksia. Jäteveden kokonaisorgaanisesta hiilestä

yli 90 % meni biokaasuun. Retentioaikoja 12 d (37 °C) ja 14 d (60 °C) lyhyemmällä ajoilla liete karkasi. Lietteen erotusta tehostamalla ja biomassan kierrätyksellä esitetään päästävän alle 3 d:n retentioaikaan. Tutkijoiden käsityksen mukaan kokeessa käytetyt hivenaineet voitaisiin luultavasti korvata esim. asumajätevedellä.

BENJAMIN (1981) on käyttänyt synteettisen jäteveden sekä tehdaslauhteen (kalsiumbisulfiitti  $5 \text{ g COD} \cdot \text{l}^{-1}$ ) käsitte-lyyn anaerobista upflow-suodinta kuormitusalueella 1 - 16  $\text{kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  ja viipymäajalla 142 - 7 h. Tehdaslauhteen käsittelyssä pisimmällä viipymällä saavutettiin 93 %:n COD- ja 97 %:n BOD-reduktiot sekä lyhimmillä viipymillä vastaavasti 79 ja 84 %:n poistumat. Kaasun metaanipitoisuudet korkeimmalla kuormituksella havaittiin 72 % ja kokonaismääräksi  $390 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}$  syötetty COD. Lietteen tuotto kokeessa vaihteli välillä 0,08 - 0,1  $\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$  poistettu COD. Kokeiden perusteella todettiin, ettei rikkiyhdisteiden ja furfuuraalin toksisuus aiheuta ongelmia. Sensijaan osittainen jäteveden neutralointi on välttämätön samoin typen, fosforin ja muiden hivenaineiden lisäys.

### 5.3.3 Sulfaattisellutehtaan lauhteet

IVL:ssä (Institutet för vatten och luftvärds forskning) on tutkittu sulfaattisellutehtaan haihduttamolauhteen ( $1400 \text{ mg COD} \cdot \text{l}^{-1}$ ) käsiteltävyyttä laboratoriomittakaavassa anaerobisuotimella (37 °C) ja paisuntakerrosreaktorilla (22 °C). Kuormituksella 1 - 5  $\text{kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  saavutettiin suotimella 40 - 90 %:n COD-vähennemät, jolloin lisättyä COD-kiloa kohti saatiin 100 - 300 l metaania. Paisuntakerrosreaktorin puhdistusteho ylitti 80 %:n (COD-reduktio) vielä kuormituksella 10  $\text{kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ . Paisuntakerrosreaktorissa metaanin saanto oli COD kiloa kohti 75 - 150 l (NORRMAN 1982).

### 5.3.4 Sulfaattisellutehtaan valkaisu- ja jätevedet ja jätteet

Ensimmäinen Suomessa täysimittakaavassa toteutettu valkaisu-jätevesien (Enso-Fenox) puhdistuslaitos on otettu käyttöön Schaumannin Pietarsaaren sulfaattisellutehtaalla. Kapasiteetiltaan 600 t/d olevasta 5-sekvenssisestä täysvalkaisusta otetaan käsitteilyyn alkaalinen E<sub>1</sub>-suodos (pH n. 10) ja hapan D/C-suodos (pH n. 2), josta alkalinen suodos jäädytetään ennen sekoitusta ja pH-säätöä, joka suoritetaan D/C suodoksen avulla alueille pH 6,0 - 6,5. Käsiteltävä jätevesimäärä on n.  $6500 \text{ m}^3/\text{d}$  (max). Puhdistusprosessin anaerobivaihe pidetään lämpötilassa 35 - 40 °C. Hydraulinen mitoituskormo on  $3,5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  ja orgaaninen kuorma 1,5 (lehtipuusellu) - 2,5  $\text{kg BOD}_7 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  (havupuusellu). Leijukerrosreaktorissa, jonka kierrätysuhde on n. 4:1, pyritään täytemateriaalin tavoitemäärään, joka on 10 % reaktorin tilavuudesta. Prosessissa on saavutettu 60 %:n BOD-, 60 - 70 %:n kloorifenoli- ja 80 - 90 %:n myrkyllisyyden (vesikirpputesti) poisto (HAKULINEN 1982).

TAKESHITA (1981) on testannut runsaasti kiintoaineita sisältävien, valkaistun sulfaattisellun valmistuksessa syntyvien jätteiden (valkaistun ja valkaisemattoman massan lajittelu-rejektit) ja jätevesien (tärpättilauhde) anaerobista käsiteltävyyttä kohdassa 5.3.4 esitetyin metodein. Kuormituksella  $4,1 \text{ kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  saavutettiin anaerobivaiheessa, johon syötettiin myös aerobiprosessin ylijäämälietettä  $86,3 \%$ :n COD- ja  $93,5 \%$ :in BOD-reduktiot. Kaasun, josta metaania oli  $60 \%$ , saanto oli  $500 - 550 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ VSS}$ . Jätteestä todettiin hajoavan n.  $70 \%$ .

### 5.3.5 Liukosellutehtaan jätevedet

Anaerobisen kontaktireaktorin ja aerobisen aktiivilietelaitoksen muodostamaa prosessia on käytetty termofiilialueella liukosellutehtaan jätevesien (haihduttamolauhde, hiivajätevesi, valkaisun lajittelu-rejekti) käsittelyyn (TEKESHITA 1981). Anaerobivaiheen jälkeistä selkeytystä tehostettiin kylmäshokin avulla alentamalla lämpötila  $45 \text{ }^{\circ}\text{C}$ .een. Rikki-ongelman ratkaisuun käytettiin reaktorissa muodostuneen kaasun alkalipesua ja reaktorin sisällön strippausta rikittömällä kaasulla. Rikinpoistomenetelmä toimi erinomaisesti. Syötetyn jäteveden korkea  $\text{S}^{-2}$ -määrä ( $550 \text{ ppm}$ ) poistui anaerobivaiheessa lähes täysin. Kuormituksella  $4 \text{ kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ . COD:sta, jonka syöttöarvo oli  $13\,300 \text{ ppm}$ , poistui anaerobivaiheessa  $81,4 \%$  ja BOD:sta ( $6410 \text{ ppm}$ ) poistui  $90,8 \%$ . Koko prosessi aktiivilietevaiheineen vähensi COD:ta  $87,7 \%$  ja BOD:ta  $99,2 \%$ . Vielä kuormitustasolla  $5 \text{ kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  prosessi toimi stabiilisti. Kaasun, jonka  $\text{CH}_4$ -pitoisuus oli  $60 \%$ , saanto oli n.  $600 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ COD}_{\text{red}}$ .

### 5.3.6 Kartonki jätevedet

Aaltopahvia jättepaperista valmistavan Inland Container Corporation Newportin tehtaan (kapasiteetti  $500 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$ ) jätevesien ( $6,8 - 10,9 \text{ t BOD}_5 \cdot \text{d}^{-1}$ ) puhdistuksessa siirryttiin ilmastettu lammikko - jälkiselkeytys-menetelmästä anaerobilammikko - ilmastettu lammikko-käsittelyyn. Anaerobivaiheessa on saavutettu  $80 \%$ :n  $\text{BOD}_5$ -vähenemä ja koko prosessissa  $95,5 \%$ . Alkuperäiseen aerobimenetelmään verrattuna lietteen tuotto vähenyi  $80 - 90 \%$ . Kokonaiskustannuksien väitetään olevan ainoastaan  $10 \%$  aerobisesta. (PRIEST 1981, WHITE 1981). Säästöt muodostuvat ilmastusenergia- ja ravinnetarpeen sekä lietteenkäsittelyn vähenemisestä.

### 5.3.7 Paperitehtaan jätevedet

Tampella Oy ja Helsingin teknillinen korkeakoulu ovat tutkineet kuorimon ja integroidun hiomopaperitehtaan jätevesien käsiteltävyyttä. Alkukokeissa käytettiin erilaisia anaerobikolonneja, joissa kokeiltiin erityyppisiä täyteaineita (NYSTRÖM 1982). Mekaaniseen massaan perustuvan paperituotannon jätevesien ( $400 - 1000 \text{ mg BOD}_7/\text{l}$ ) laboratoriomittakaavan

kokeissa on saavutettu 70 - 80 %;n BOD-vähennys 36 °C:n lämpötilassa. Kaasun saanto poistettua BOD<sub>7</sub>-kiloa kohti on ollut 300 l (MÄÄTTÄ 1982). Laboratoriokokeiden pohjalta rakennettiin Inkeröisiin Anjalan paperitehtaalle pilot-mittakaavan ns. monivaiherektori ja selkeytyksellä varustettu täyssekoitusreaktori (reaktoritilavuudet 24 m<sup>3</sup>). Pilot kokeet ovat antaneet yhtäpitäviä tuloksia laboratoriokokeiden kanssa.

### 5.3.8 I n s u l i i t t i l e v y t e h t a a n j ä t e v e d e t

Laboratoriomittakaavan lietepatjareaktorilla (De BEKKER 1981) on saavutettu insuliittilevyjätevesien (8000 - 10000 mg COD · l<sup>-1</sup>) puhdistuksessa 80 %:n COD-reduktio kuormituksen ollessa n. 90 kg COD · m<sup>-3</sup> ja viipymän ollessa alle yhden vuorokauden. Hapan (pH<sub>3,5</sub> - 4) ja vähäravinteinen (10 mg N · l<sup>-1</sup> ja 3,5 mg P · l<sup>-1</sup>) jätevesi vaati pH:n noston ja ravinnelisäyksen (NH<sub>4</sub>, K, P, S). Kaasun tuotoksi havaittiin 0,29 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> · kg<sup>-1</sup>COD ja lietteentuotokertoimeksi 0,17 (g · g<sup>-1</sup> COD). Lyhyen viipymän vuoksi ei tapahtunut kiintoainevähennystä. Kyseinen jätevesi sisältää ajoittain huomattavia määriä pentakloorifenolia (PCP). Puhdistuskokeiden yhteydessä suoritettussa panostestissä todettiin 10 ppm:n PCP-pitoisuuksien pysäyttävän välittömästi ja täydellisesti hyvin toimineen anaerobipuhdistuksen.

### 5.3.9 K u u m a h i e r r e j ä t e v e d e t

Kuumahierrejätevesiä käsiteltäessä on Enso-Fenox prosessilla päästy 24 h:n kokonaisviipymäajalla 90 %:n BOD<sub>7</sub>- ja 70 %:n COD-reduktioihin. Viipymillä 3 - 6 h ja orgaanisen aineen kuormituksella 4,7 kg BOD<sub>5</sub> · m<sup>-3</sup> · d<sup>-1</sup> on vastaavasti päästy 50 - 70 %:n BOD-reduktioihin 35 °C:ssa (HAKULINEN 1982).

### 5.3.10 K u i t u l e v y t e h t a a j ä t e v e d e t

ANAMET-prosessilla on tutkittu kuitulevytehtaan ns. valkoisten vesien sekä valkoisten vesien ja lastujen pesuvesien seosta (seossuhde 1 : 1). Jätevedet olivat erittäin konsentroituneita, ravinnepitoisia ja happamia. Valkoisten vesien COD-pitoisuus on 25,8 g · l<sup>-1</sup> (seoksen 15,1 g · l<sup>-1</sup>) ja BOD<sub>7</sub> pitoisuus 13,4 g · l<sup>-1</sup> (seoksen 6,6 g · l<sup>-1</sup>). Ravinteita lisättiin suhteessa BOD<sub>7</sub> : N : P = 500 : 5 : 1 ja pH:n, joka vaihteli välillä 4,3 - 4,9, säätöön käytettiin 45 kg Ca (OH)<sub>2</sub> / 1000 kg COD. Valkoisten vesien käsittelyssä anaerobivaiheen BOD-reduktio oli 59 % ja koko prosessin 94 % sekä seosvesien käsittelyssä vastaavasti 64 ja 97 %. Jäteveden kokonaiskuiva-aineen määrä lisääntyi anaerobivaiheessa 3 - 4 kertaiseksi ja kokonaisuudessaan prosessi lisäsi kuiva-aineen määrää valkoisten vesien käsittelyssä 78 %, kun taas seoksen käsittelyssä määrä väheni 49 %. Kummallakin jätevedellä kaasun saanto oli n. 100 l CH<sub>4</sub> · kg<sup>-1</sup> lisätty COD (FROSTELL 1982).

### 5.3.11 Puolikemiallisen massanvalmistuksen jätevedet

Integroidun puolikemiallisen sellu ja paperitehtaan jätevesiä on testattu ANAMET-prosessia käyttäen mustalipeän keittoliemen (keittoemäksenä NaOH) ja jäähdytysvesien seosta. Seokselle on luonteenomaista korkea COD-pitoisuus ( $18 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) ja korkea COD : BOD<sub>5</sub>-suhde (3 : 1) ja ravinteiden niukkuus. Seoksen sulfaattipitoisuus on  $1,2 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ , lämpötila  $33 \text{ }^\circ\text{C}$  ja pH 7,5. Ennen käsittelyä lisättiin ravinteita. Anaerobivaiheessa pienentyi COD-reduktio 52:sta 46 %:iin ja koko prosessissa 63:sta 57 %:iin, kun kuormitus nousi 2,8:sta 5,1 kg:aan COD  $\cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ . Mainittu kuormitusnousu aiheutti BOD<sub>5</sub>-reduktion alenemisen anaerobivaiheessa 88:sta 82 %:iin ja koko prosessissa 96:sta 94 %:iin. Kokonaiskuiva-aineen (seoksessa  $1,6 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) määrä väheni suurimmalla kuormituksella ( $5,1 \text{ kg COD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ) 41 %. Eri kuormitustasoilla kaasun saanto vaihteli välillä 160 - 185 l CH<sub>4</sub>  $\cdot \text{kg}^{-1}$  lisätty COD (FROSTELL 1982).

### 5.4 ARVIOINTIYHTEENVETO

Anaerobisten käsittelymenetelmien soveltuvuudesta massa- ja paperiteollisuuden jätteille ja jätevesille voidaan esittää seuraavaa.

Anaerobimenetelmille kukin teollinen laitos muodostaa yksilöllisen ympäristön, jonka ominaispiirteet määrittelevät parhaiten soveltuvan reaktorityypin.

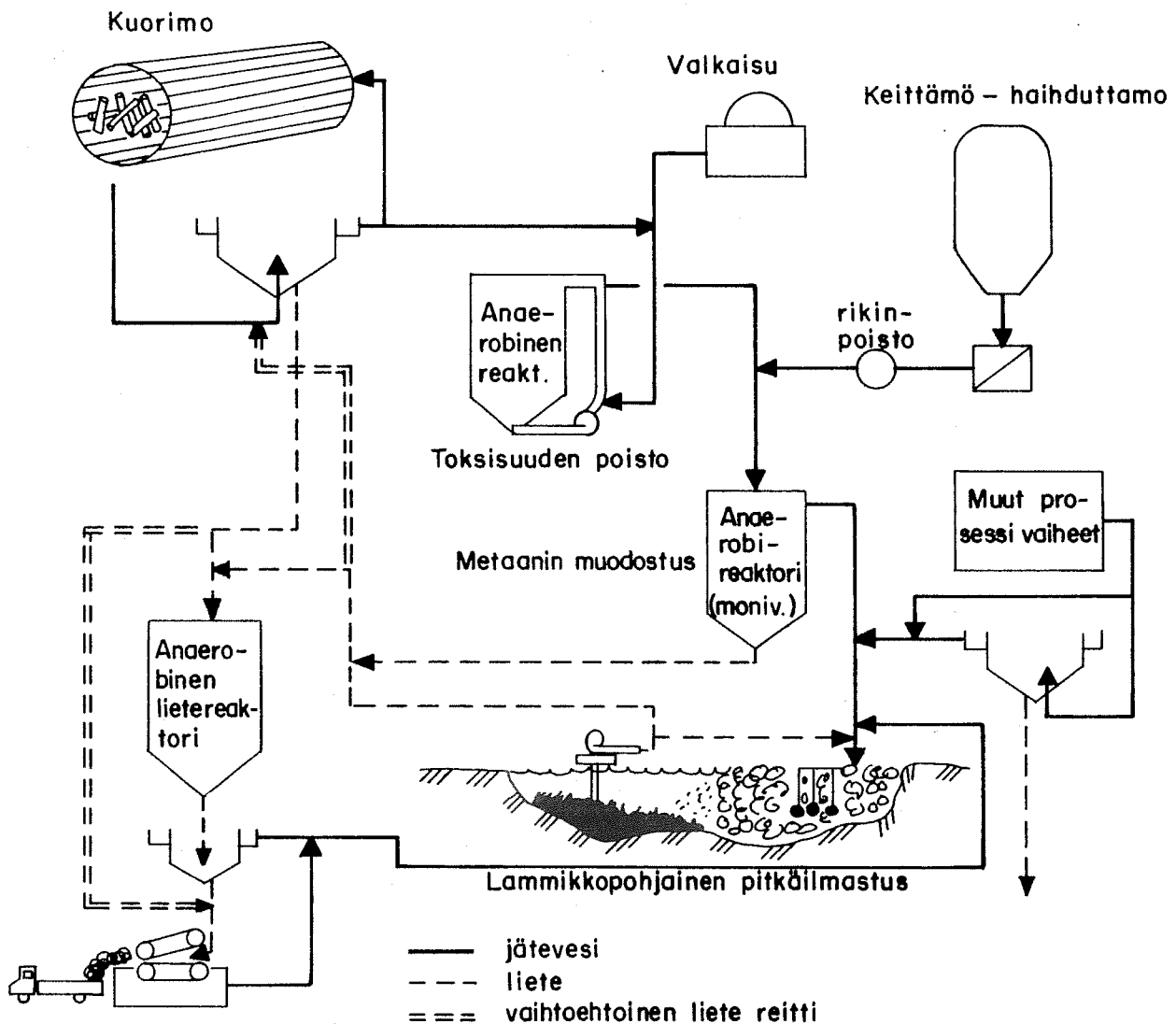
Anaerobireaktori soveltuu harvoin, jos ollenkaan, ainoaksi käsittelyvaiheeksi. Sen rooli on lähinnä toimia yhtenä vaiheena puhdistusprosessia tai -järjestelmää. Tämän vuoksi tutkimuksia tulisi suunnata riittävästi myös menetelmäkokonaisuuksien tarkasteluun.

Massa- ja paperiteollisuuden jätevesijakeista kiinnostavimpia ovat kuorimojätevesi, valkaisu- ja haidutuslauge sekä kuumahierre- ja kemimekaanisen prosessin jätevedet. Tarpeellista olisi tutkia mm. sulfaattitehtaan eri jakeiden yhteiskäsittelyä anaerobisesti. Kiinteätyyppisistä jätteistä kiinnostavimpia ovat puunkäsittelyn kuorimujuliete ja aerobisen käsittelyn bioliete. Selluloosa ja ligniini hajoavat suorassa anaerobikäsittelyssä niin hitaasti, että anaerobikäsittely ei välttämättä muodostu tarkoituksenmukaiseksi pääasiassa näitä komponentteja sisältäville jätteille.

Voimakkaan toksisuuden ja BOD-kuormituksen samanaikainen poisto yksivaiheisella reaktorilla voi osoittautua vaikeaksi erilaisten olosuhdetarpeiden vuoksi.

Rikki- (sulfidi-) ongelma sanotaan voitetuksi. On jo kauan ollut tiedossa eri menetelmiä rikin eliminoimiseksi. Pienessä mittakaavassa näiden menetelmien toteuttaminen onnistuu helposti, mutta täyteen mittakaavaan soveltuvista ratkaisuista on vähemmän tietoa ja ennenkaikkea niiden vaikutuksista puhdistuskustannuksiin.

Massa- ja paperiteollisuuden jätevedet ovat ravinneköyhiä. Anaerobiprosesseissa ravinnetarve on pienempi kuin aerobisissa prosesseissa. Mitä enemmän prosessia suunnataan jo anaerobivaiheessa BOD-poiston suuntaan, niin sitä enemmän kasvaa myös ravinnetarve. Anaerobivaihetta seuraava aerobinen käsittely voi edellyttää myös ravinteiden lisäystä. Anaerobisesta ja aerobisesta yksikkövaiheista koostuvaan menetelmään saattaisi olla sovellettavissa TESI 4.1-raportissa (ISOAHO et.al. 1981) esitetty aktiivilietemodifikaatio ravinnelisäyksen minimoimiseksi.



Kuva 5 - 2: Hahmotelma sulfaattisellutehtaan jätevesien puhdistusjärjestelmäksi.

Kuvassa 5 - 2 on esitetty hahmotelma sulfaattitehtaan jätevesien puhdistusjärjestelmäksi. Yksilöllisestä laitosympäristöstä, esimerkiksi valkaisu menetelmästä riippuen voisi olla mahdollista jättää toksisuuden poistoon tarkoitettu reaktori pois. Kaavio kuvaa myös puhdistusjärjestelmän monimutkaisuudesta, kun pyritään oleellisesti nykyistä alhaisempaan kuormitustasoon. Tällainen puhdistusjärjestelmä edellyttäisi myös mm. riittävän pätevää hoitohenkilökuntaa (vastuullisena tekniikko - insinööritason esimies).

Massa- ja paperiteollisuudessa metaanin tuotolla ei välttämättä ole suurta merkitystä tehtaan kokonaisenergiataseessa. Kuitenkin sitä voidaan käyttää korkeatehoiseen lämmön tai sähkön tuottamiseen. Esimerkiksi itse puhdistamalla energia pumppauksiin ja aerobisen vaiheen ilmastukseen voisi olla saatavissa metaanista. Sen sijaan tämän tuotantoalan tehtaissa anaerobireaktoriin lämmitykseen voi helpostikin löytyä sopivia matalalämpöisiä energiapäästöjä tuotantoprosessista ja siten metaania ei kannata käyttää tähän tarkoitukseen. Tuotantolaitoksissa, joissa energia-aineena on maakaasu voidaan metaani esikäsitteilyä (kuivaus, puhdistus) jälkeen syöttää maakaasuputkeen.

## 6. TALOUDELLISUUSTARKASTELU

### 6.1 YLEISTÄ

Tuotannollisesta toiminnasta ympäristöön kohdistuva kuormitus on aiheuttanut selvästi todettavia haittoja. Tämä on edellyttänyt jo toimenpiteitä näiden haittojen eliminointiseksi ja edellyttää jatkossa vielä pitemmälle meneviä ja tehokkaampia toimenpiteitä. Ympäristöpäästöjen huomioonottaminen prosessisuunnittelussa ja erilaisten ympäristötekniikkokojen liittäminen yhdeksi osavaiheeksi prosessiin onkin yksi keskeisistä tekijöistä nykyaikaisessa tuotannonsuunnittelussa. Tavoitteeksi on asetettava halutun tuotteen valmistaminen mahdollisimman edullisesti ja ilman merkittäviä ympäristöpäästöjä.

Eri teollisuudenaloista on maamme kansantalouden kannalta metsäteollisuus keskeisessä asemassa. Toisaalta se on myös laajimmin ympäristöhaittoja aiheuttava teollisuudenala. Tähän mennessä metsäteollisuuden ympäristöongelmia on ratkaistu kehittämällä tuotantoprosesseja, hyödyntämällä jätteitä energiantuotannossa, valmistamalla sivutuotteita ja käyttämällä nk. ulkoisia puhdistustoimenpiteitä. Suomessa jäteveden käsittelyssä on toteutettu mekaaninen puhdistus ja muutamassa laitoksessa myös biologinen puhdistus. Näiden jätevesien mukana vesistöihin joutuvan orgaanisen aineen määrä on edelleen haitallisen suuri. Lisäksi jätevesien toksisuus on havaittu toimenpiteitä vaativaksi ominaisuudeksi. Kuormituksen alentaminen nykytasosta vaatii myös nk. ulkoisten puhdistusmenetelmien toteuttamista.

Tuotantotoiminnan harjoittamisen yhdeksi edellytykseksi on muodostunut velvoite eliminoida ympäristöhaitat mahdollisimman tehokkaasti. Eri vaihtoehtojen tarkastelua varten on välttämätöntä suorittaa taloudellisuusvertailu. Jäljempänä esitettävässä tarkastellaan toteutettujen laitosten tai laskennallisesti tutkimustulosten pohjalta saatuja kustannustietoja ja pyritään arvioimaan mitä sellaisia tietoja koetoiminnalla pitää ja voi saada, jotka edesauttavat tällaisten vertailujen laadintaa.

## 6.2 KIRJALLISUUDESSA ESITETTYJÄ KUSTANNUSTIETOJA

Laboratorio- ja pilot mittakaavan tutkimuksiin perustuen on kirjallisuudessa esitetty laskelmia anaerobisen käsittelyn kustannuksista ja suoritettu vertailua muihin menetelmiin. Näissä ei kuitenkaan aina ole otettu huomioon kaikkia kustannustekijöitä. Lisäksi suuri osa jäljempänä esitettyjen kustannusesimerkkien sovellutuksista omaa runsaasti laitokohtaisia erityispiirteitä. Siten jäljempänä referaateissa esitettyihin tietoihin ei tule perustaa liian pitkälle meneviä johtopäätöksiä.

### 6.2.1 Investointikustannuksista

Jäteveden ulkoisen käsittelylaitoksen investointikustannukset ilman tuotantoprosessissa suoritettavia toimenpiteitä riippuvat laitoksen koosta, käytettävästä prosessista ja vaadittavasta tai toivotusta automaatioasteesta. Kustannuksista on saatavilla runsaasti aerobisten aktiivilietelaitosten kustannustietoa (KATTELUS 1979, UIMONEN 1978, DALPKE 1977, NCWQ 1975). Näistä useimmat käsittelevät kunnallisia laitoksia. Esimerkiksi KATTELUS on laskenut yksikkökustannuksia poistettua BOD kiloa kohti, mutta käyrät soveltuvat verrattain huonosti väkeville jätevesille, joissa ravinteita on liian vähän.

Vertailukelpoisia kustannuksia eri menetelmistä ei kirjallisuudessa yleensä ole esitetty. Anaerobisovellutuksia on toteutettu suhteellisen vähän ja siten vertailuja on vaikea tehdä. Toteutetut laitokset omaavat yleensä erityispiirteitä, jotka tekevät anaerobikäsittelyn halvaksi. Investointikustannukset on monissa anaerobikäsittelyä koskevissa raporteissa esitetty anaerobi- ja aerobikäsittelyn osalta suunnilleen samansuuruisiksi (NORRMAN 1981, ANDERSON 1982, FROSTELL 1980).

TAKESHITA (1981) on verrannut anaerobi-aerobi-käsittelyä tavanomaiseen aerobiin ja saanut anaerobi-aerobi yhdistelmän investointikustannuksen noin 1,2 kertaiseksi pelkkään aerobikäsittelyyn verrattuna. WEBB (1981) on tehnyt samantapaisen vertailun mutta tässä anaerobisesta käsittelystä on jätetty esikäsittely kokonaan pois. Jos tämä lisätään niin yhdistetty anaerobi-aerobikäsittely ja aerobikäsittely ovat samanhintaisia ja yhdistelmä 1,6 kertaa kalliimpi kuin anaerobi. ANDERSON (1982) esittää bioenergy-prosessin anaerobivaiheen samanhintaiseksi kuin aerobivaiheen ja edelleen,



että yhdistelmän hinta riippuu paikallisista olosuhteista mutta on kalliimpi. FERGUSONIN (1982) mukaan anaerobikäsitelyn voisi olettaa olevan kalliimpi investointikustannuksiltaan kuin aktiivilietekäsittelyn koska viipymä on anaerobikäsitelyssä yleensä suurempi.

Metsäteollisuuden aerobisista puhdistamoista on Saksassa ja Sveitsissä tehty 19 laitosta (lähes kaikki biologiset) käsittävä kysely. Laitoskoko vaihteli  $50 - 1600 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$  ja jäteveden  $\text{BOD}_5$ -pitoisuus  $20 - 1200 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ . Kustannukset on esitetty D-markkoina vuoden 1975 hintatasossa. Vertailuun on otettu asumajätevedenpuhdistamoiden kustannuskäyrä (kuva 6 - 1).

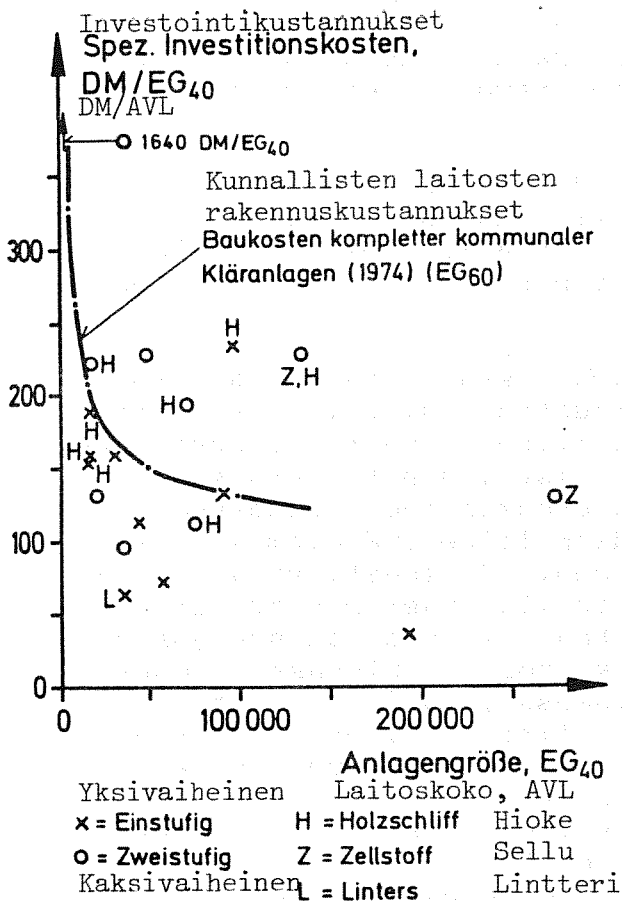


Abbildung 6 Spezifische, auf 1975 berechnete Investitionskosten biologischer Klärstufen in Abhängigkeit von der Anlagengröße

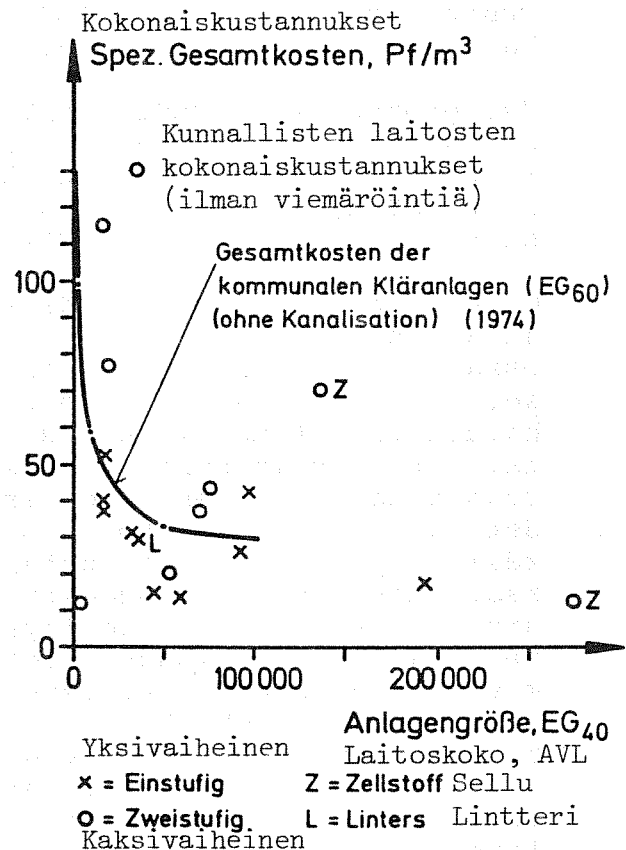


Abbildung 7 Gesamtkosten der biologischen Abwasserreinigung, bezogen auf Abwassermenge (Stand 1975) (Kapitalkosten mit 15% p. a. kalkuliert)

Kuva 6 - 1: Sellu- ja paperiteollisuuden sekä yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden investointikustannuksia laitokseen funktiona (DALPKE 1977).

HAGGERT (1981) on selvittänyt anaerobisen puhdistuksen kustannuksia. Sulfiitti- ja sulfaattitehtaan haihduttamon lauh-teille anaerobilaitos puhdistuskapasiteetiltaan  $3800 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  maksaisi n. 7 milj. FIM. Laitos on laskettu kuormalle

19 t COD · d<sup>-1</sup> ja 12 tunnin viipymälle. Laitos on tyypiltään anaerobisuodin. Jos viipymä on 24 h, niin kustannusarvio on n. 10 milj. FIM. Lietteenkäsittely ja kaasun poltto eivät ole mukana arviossa. Kustannusarvio on FERGUSONIN (1982) mukaan ilmeisen alhainen verrattuna kaupallisten yritysten antamiin arvioihin.

USA:ssa (WHITE 1981) on hiljakkoin rakennettu aktiivilietelaitos, joka käsittelee n. 30 000 m<sup>3</sup> · d<sup>-1</sup> ja 12 t BOD · d<sup>-1</sup>, maksoi n. 16,5 milj. FIM. Tässä ratkaisussa voitiin käyttää osittain hyväksi olemassa olevaa esiselkeytyslammikkopuhdistamaa.

Newport Mill (PRIEST 1981, WHITE 1981) investoi puolestaan lammikkojärjestelmään vain n. 0,5 milj. FIM, kun aktiivilietekäsittelyn toteutumisen oli arvioitu maksavan n. 14 milj. FIM (1979). Tämä jälkimmäinen kustannusarvio perustui jätevesijärjestelmän lähes täydelliseen uusimiseen. Laitoksen BOD kuorma on n. 10 t · d<sup>-1</sup>.

KVT-projektissa (VESIHALLITUS 1978) arvioitiin ulkoisen biologisen käsittelyn kustannuksia Suomessa. Tämä lienee luotettavin lähde vielä tänäkin päivänä. Jos käsitellään 20 t BOD/d, niin investointikustannus on v. 82 hintatasossa suuruusluokkaa 30 milj. FIM.

On erittäin vaikeata tehdä tasapuolista vertailua anaerobi- ja aerobikäsittelyn investointikustannuksista. Rakennettaessa mitä tahansa prosessia lopulliset investointikustannukset riippuvat paitsi itse prosessista, sen toteutuksesta, halutusta automaatioasteesta ja etenkin teollisuudessa siitä, miten hyvin puhdistamo saadaan liitettyä olemassa olevaan tehdas- ja vesikokonaisuuteen. Yleisesti voidaan todeta kirjallisuustietojen perusteella anaerobi- ja aerobikäsittelyn investointikustannusten olevan samaa suuruusluokkaa. Koska on kyse uudesta markkinoille tulevasta prosessista, joka on vielä kehitysvaiheessa, voidaan olettaa, kuten eräät kirjallisuustiedotkin viittaavat, että anaerobikäsittelyn investointikustannus on 0 - 50 % suurempi kuin vastaavan anaerobikäsittelyn. Lietteen käsittely ja sen toteutustapa merkitsee myös ratkaisevaa osaa verrattaessa investointikustannuksia. Anaerobikäsittelykin vaatii jonkinlaisen lietteen käsittelyn ja se on usein jätetty pois laskelmista.

#### 6.2.2 Käyttökustannuksista

Jäteveden puhdistamojen käyttökustannukset koostuvat hoitohenkilökunnan palkkauksesta, rakenteiden, koneiden ja laitteiden kunnossapidosta sekä energia-, kemikaali-, kuljetus- ja muista kustannuksista. Anaerobiprosessin käyttökustannuksia tarkasteltaessa saattaa prosessista saatava kaasu olla merkittävä käyttökustannuksiin edullisesti vaikuttava tekijä. Käyttökustannuksissa anaerobiprosessin kaasu merkitsee tuottoa, jolla edullisimmassa tapauksessa on mahdollista kompensoida jopa anaerobiprosessin investointikuluja.

Pienelle kaasumäärälle ei aina ole kannattavaa rakentaa erillistä poltto- tai muuta hyödyntämisyjärjestelmää (ENQVIST 1980). Jos taas kaasu voidaan hyödyntää olemassa olevien laitteiden pienillä muutoksilla, niin taloudellisuus paranee oleellisesti. Mikäli tehtaalla ei ole omaa energiatuotantoa niin kaasun puhdistus-, nesteytys-, kuljetus- tms. kustannukset saattavat nousta niin suuriksi, ettei hyödyntäminen ole kannattavaa (WHITE 1981).

Verrattaessa aerobi- ja anaerobikäsittelyä voidaan eräiden keskeisten käyttökustannuksiin vaikuttavien tekijöiden kannalta tehdä seuraava tarkastelu (NORRMAN 1981, TAKESHITA 1981, OBAYASHI 1981):

<u>Tekijä/menetelmä</u>	<u>aerobi</u>	<u>anaerobi</u>	<u>anaerobi-aerobi</u>
Ilmastusenergiatarve	suuri	ei	kohtuullinen
Jäteveden lämmitystarve	ei	pieni/suuri <sup>1)</sup>	pieni/suuri <sup>1)</sup>
Ravinnetarve	kohtuullinen/suuri	pieni	kohtuullinen
Neutralointitarve	kohtuullinen	pieni	kohtuullinen/
Ylijäämälietteen tuotto	suuri	pieni	kohtuullinen
Ylijäämälietteen stabilisuus	huono	hyvä	kohtuullinen
Energian tuotto	ei	suuri	suuri
Häiriöalttius	pieni	suuri	kohtuullinen/suuri

1) riippuu tuloveden lämpötilasta

NORRMANIN (1981) mukaan käyttöhenkilökunnan tulee olla pätevää anaerobilaitoksella koska prosessi on oudompi ja siinä on riskejä (metaanin räjähdysvaara) sekä käynnistys vie pidemmän ajan verrattuna aerobiprosessiin. Lisäksi voidaan todeta, että anaerobiprosessi saattaa vaatia pitkää käynnistysajasta ja verrattain suuresta häiriöalttiudesta johtuen jonkinlaisen varajärjestelmän, joka merkitsee ylimääräisiä investointi- ja käyttökuluja. Tällaista ei ole kirjallisuudessa esitetyissä taloudellisuuslaskelmissa otettu huomioon.

Yhdyskuntien jätevesilietteiden käsittelyyn tehdyn (NCWQ 1977) käyrästäön mukaan anaerobikäsittelyn vaatima miestyövoima on selvästi suurempi kuin aerobin lahotuksen. Näissä on kuitenkin kyse osaprosesseista. Sen sijaan sähkönkäyttö aerobiprosessissa on 5 - 10 kertainen anaerobiprosessiin verrattuna.

HAGGERT (1981) arvioi sulfiittihaihduttamolauhteiden (19 t COD · d<sup>-1</sup>) käsittelyn käyttökuluiksi n. 3,0 milj. FIM · a<sup>-1</sup>. Kaasun tuottoa ei ole laskettu kustannuksia vähentävänä tekijänä. Kaasun arvoksi laitoksella on arvioitu n. 0,6 milj.

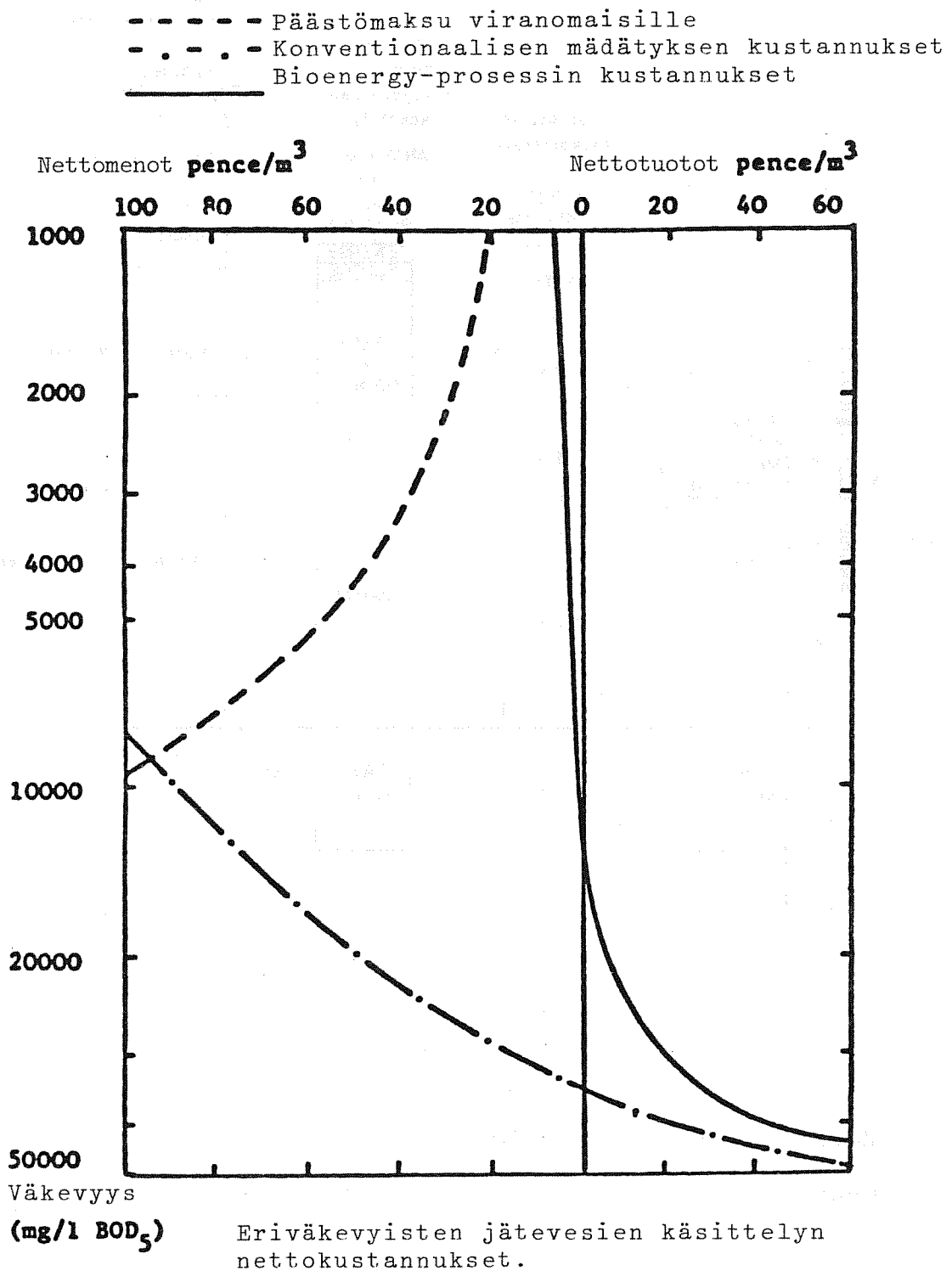
FIM. Mikäli mukaan lasketaan pääoma-, hallinto- ja rahoituskulut (1,5 milj. FIM : a<sup>-1</sup>) saadaan vuosikustannuksiksi n. 4,5 milj.mk ilman kaasun hyötykäyttöä. Kaasun tuotto näillä jätevesillä on alle 15 % kokonaiskustannuksista ja n. 20 % käyttökuluista. Arviot perustuvat laboratoriomittakaavan tuloksiin.

### 6.2.3 Vertailukustannukset

Vertailukustannus, jossa on yhdistetty käyttö- ja pääomamenot, antavat kokonaiskuvan tietyn prosessin taloudellisuudesta. Yhdistäminen voidaan tehdä eri menetelmiä käyttäen. Laskettaessa vuosikustannukset investoinnille oletetaan tietty käyttöikä ja sovitun korkokannan mukaan muutetaan investointi vuotuismenoksi. Tähän lisätään vuotuinen käyttökustannus ja saadaan eri prosesseille vertailukelpoiset vuotuiset kustannukset. Tässä menetelmässä voidaan käyttöiän ja korkokannan valinnalla vaikuttaa lopputulokseen verrattaessa investoinneiltaan ja käyttökuluiltaan erilaisia prosesseja. Nykyarvomenetelmässä pääomitetään nykyhetkeen käyttökulut oletetulta käyttöiältä sovitun korkokannan mukaan ja lasketaan yhteen pääomainvestoinnin kanssa. Näin saadaan vertailukustannus. Valittaessa lyhyt käyttöikä pääomakustannusten osuus korostuu.

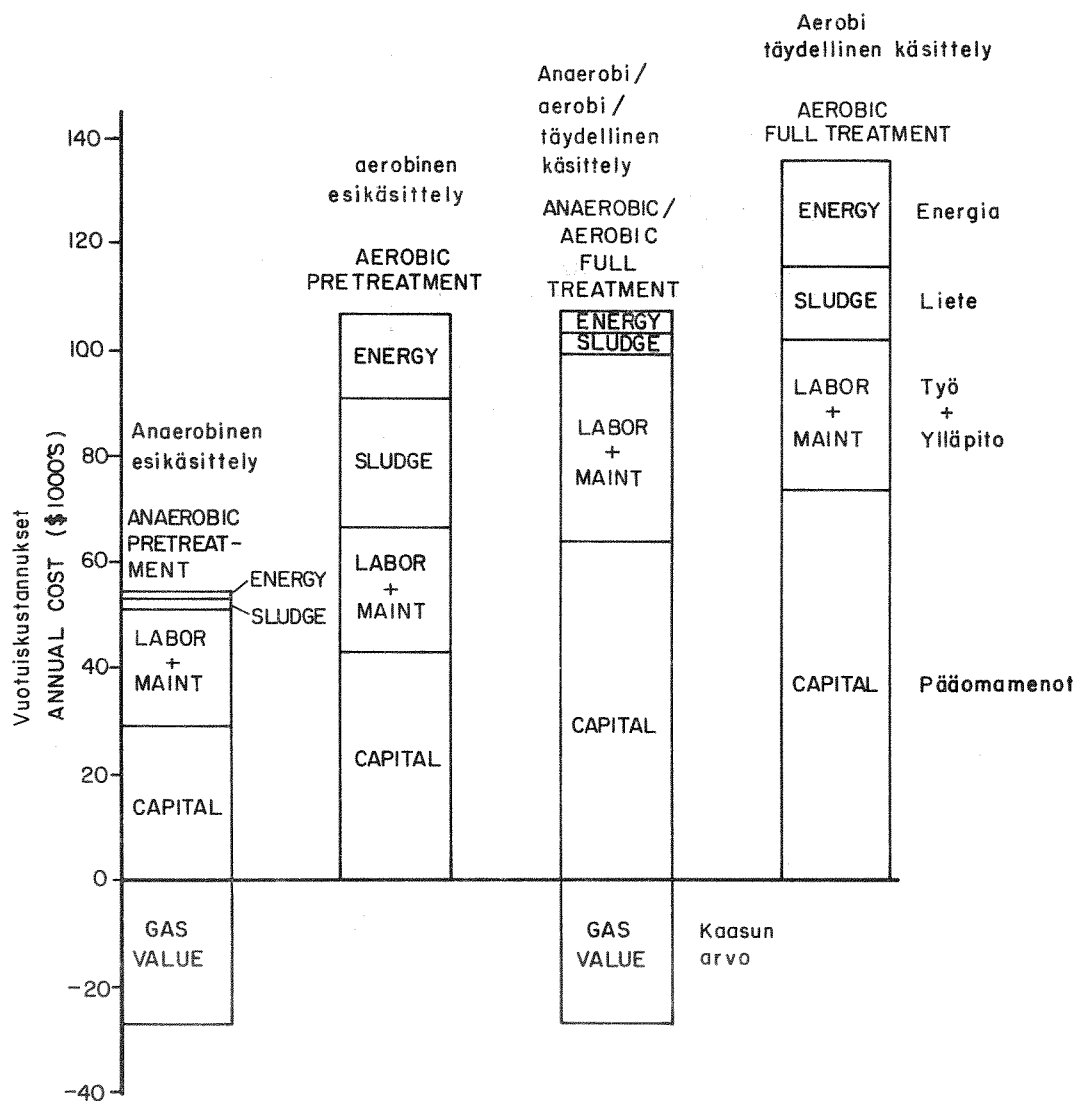
Seuraavassa on esitetty eräitä kirjallisuustietoja aerobi-anaerobi ja näiden yhdistelmien vertailukustannuksista. Kuva 6 - 2 (ANDERSSON 1982) esittää Bioenergy-prosessin kustannuksia käsittelyyn tulevan jäteveden väkevyyden funktiona.

Kuvan 6 - 2 yksikkökustannus- pitoisuus-käyrä alkaa epäilyttävän alhaisista kustannuksista jo 1000 mg/l pitoisuudessa. Ilmeisesti ko. käyrä edellyttää verrattain suurta virtaamaa. Tekijä ilmoittaa prosessin takaisinmaksuajan olevan optimioloissa 3 vuotta. Kustannuskäyrä ei soveltune sellaisenaan metsäteollisuusjätevesille, jotka ovat vaikeampia käsitellä kuin artikkelissa mainitut jätevedet (elintarviketeollisuus).



Kuva 6 - 2. Jätevesien käsittelykustannuksia (ANDERSON 1982).

Kuvassa 6 - 3 on OBAYASHIn (1981) esittämä kustannusverailu.



Kuva 6 - 3. Anaerobisen ja aerobisen käsittelyn kustannukset (OBAYASHI 1981).

Kuvan 6 - 3 vertailupisteet on valittu seuraavasti:

muuttuja	tuleva	esikäsittely	täydellinen käsittely
Q	758 m <sup>3</sup> /d		
COD	3000 mg/l		
BOD	1950 mg/l	200 mg/l	30 mg/l
SS	200 mg/l	200 mg/l	30 mg/l
lämpötila	30 °C		

Anaerobireaktori:

kuormitus 12 kg COD/m<sup>3</sup>/d

lietteen tuotto 0,05 kg/kg poistettu COD

kaasun tuotto 0,38 m<sup>3</sup>/kg poistettu COD, 80 % metaania

Aerobireaktori	esikäsittely	täydellinen käsittely
lieteikä (d)	5	20
lietteen tuotto (kg)kg BOD)	0,7	0,6
hapen tarve (kg O <sub>2</sub> /kg BOD)	1,0	1,4
selkeyttämö (m/h)	0,85	0,85

Kustannuseroja on odotettavissa pääomakuluissa, lietteen käsittelyssä ja energiatarpeessa. Kunnossapidon ja käytön ero ei ole kovin suuri. Täydellisessä käsittelyssä yhdistetty prosessi vaatii kuitenkin enemmän käyttö- ja kunnossapitokuluja kuin aerobipuhdistus.

Taulukossa 6 - 1 on esitetty TAKESHITAn (1981) julkaisema anaerobisen aktiivilietemenetelmän kustannusvertailu pilotkokeiden perusteella.

*Taulukko 6 - 1: Anaerobisen prosessin sovellutuksen ja aktiivilietelaitoksen kustannusvertailu liuosulfiiittisellutehtaan (kapasiteetti 300 adt · d<sup>-1</sup>) jätevesien käsittelyssä (TAKESHITA et al., 1981)*

Kustannuskohde, yksikkö	Yksikkökust.	Tapaus 1		Tapaus 2	
		Panos	Kustannus 1000Y·d <sup>-1</sup>	Panos	Kustannus 1000Y·d <sup>-1</sup>
Työvoimakustannukset Y	10000	5 miestä	50	5 miestä	50
Sähkö kW/h	15	4500	67,5	18000	270
Höyry T/d	2500	46	115		
Polttoaine (rask.öljy)	40			2000	80
NaOH kg/d	100	560	56	800	80
NH <sub>4</sub> OH kg/d	100	300	30	450	45
Polymeerejä kg/d	2000			63	126
Käyttökustannukset yht.			<u>318,5</u>		<u>651</u>
Kaasu korvaa öljyä l	40	10300	<u>-412</u>		
Investoinnin vuosikust.			<u>342,9</u>		<u>285,7</u>
Kustannukset yht.			<u>249,4</u>		<u>936,7</u>

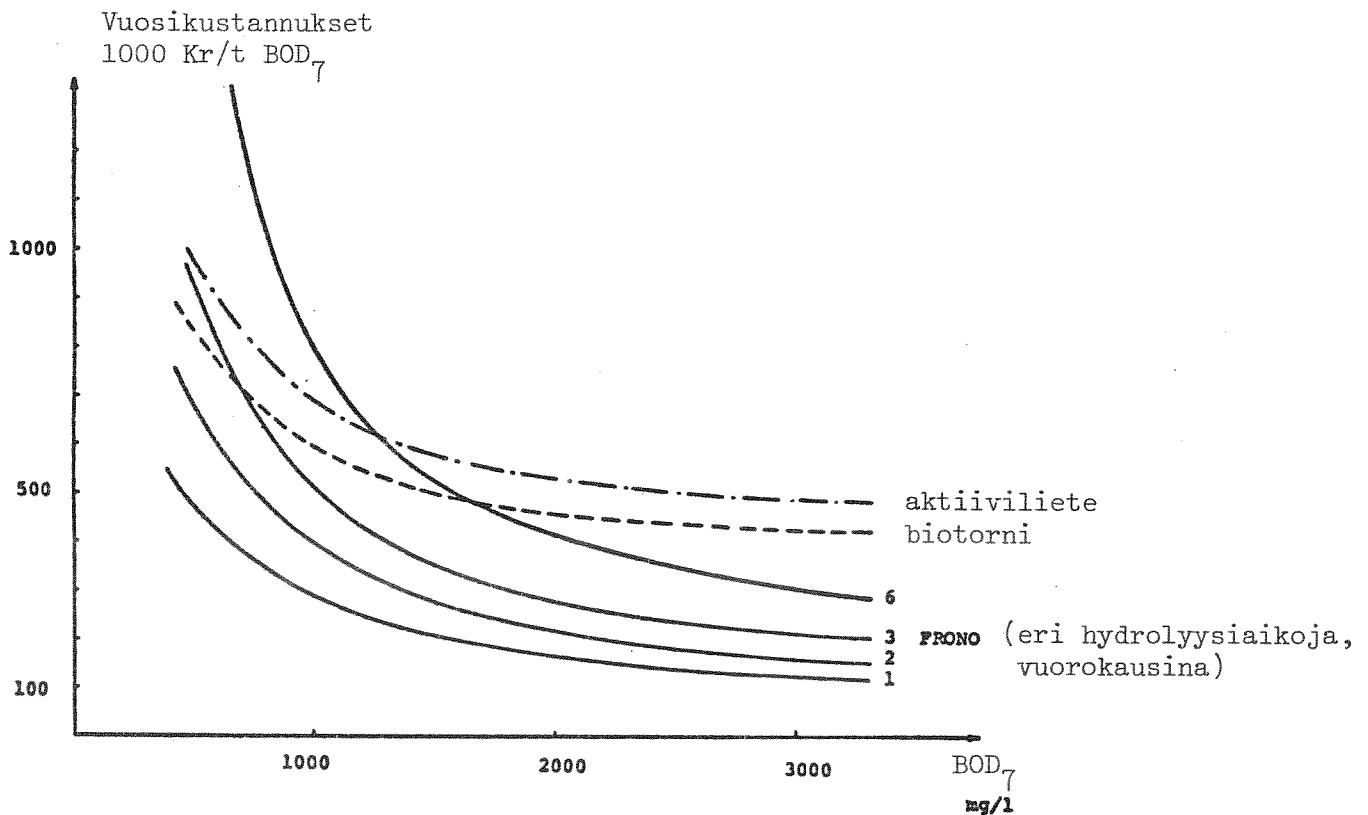
Tapaus 1. Yhdistetty kontaktiprosessi ja aktiivilietelaitos

Tapaus 2. Pelkkä aktiivilietelaitos

Korko 20 %

1 Y = 0,02 FIM

Vertailussa miestyökustannukset on arvioitu samoiksi, mistä aiheutunee lievää virhettä. Raskasta polttoöljyä tarvitaan laskelman mukaan aktiivilietelaitoksen lämmittämiseen verrattain paljon. Neutralointitarpeessa on myös esitetty olevan selvä ero menetelmien välillä. Fosforin lisästarvetta ei ole esitetty ollenkaan, koska prosessiin syötettiin osajakeena aktiivilietettä. Toiminta-alue oli termofiili. Aktiivilieteprosessissa on esitetty varsin suuri polymeeritarve. Kaasusta on 60 % metaania, joka on hyödynnetty täysin. Tässä vertailussa on käyttökulut osoitettu anaerobi-aerobiprosessissa selvästi pienemmiksi kuin aerobiprosessissa ilman bio-kaasun hyödyntämistäkin.



Kuva 6 - 4. Aerobisen aktiivilietemenetelmän, biosuotimen ja anaerobisen FRONO-reaktorin vuosikustannukset jäteveden BOD<sub>7</sub>-pitoisuuden funktiona (FROSTELL 1977).

Kuvassa 6 - 4 FROSTELL (1977) on vertaillut vuosikustannuksia erilaisille aerobi ja anaerobimenetelmille jäteveden väkevyyden funktiona.



Investointikustannus anaerobivaiheelle on laskettu kunnallisten jätevedenpuhdistamoiden mädättämöiden hintatietojen perusteella. On huomattava, että käyrästä on tehty jo v. 1977 pääasiassa laboratoriomikkataavan tulosten pohjalta. Käyrästä ei soveltune sellaisenaan puunjalostusjätevesille.

Kuten edellä esitetyt esimerkit osoittavat on anaerobikäsitelyyn kustannusten muodostus vielä varsin epäselvä ja taupauskohtaiset vaihtelut suuria. Lisäksi eri taloudellisuustarkasteluissa kustannuslajien huomioonotto ja käsittelytavat poikkeavat toisistaan, jolloin yhteismitallisuus puuttuu.

#### 6.4 JOHTOPÄÄTÖKSET

Anaerobimenetelmien taloudellisuudesta esitetyt kirjallisuustiedot ovat varsin hajanaisia, mikä johtuu siitä, että prosesseja ei ole käytössä vielä kovin laajalti. Sovelletavuusaluetta pyritään jatkuvasti laajentamaan kehittämällä uusia menetelmiä. Koetoiminnalla tulee pyrkiä selvittämään osaltaan myös eri menetelmien taloudellisuutta. Investointikustannuksista ei laboratoriomittakaavan kokeiden perusteella voida saada kovinkaan luotettavia tietoja. Investointikustannuksia voidaan karkeasti arvioida prosessin eri osavaiheiden mitoitustietojen pohjalta. Myös käyttökustannuksista voidaan tehdä karkeita arvioita laboratorioskokeiden perusteella.

Kustannustarkastelua varten keskeisiä, kokeellisesti selvittettäviä muuttujia ovat:

- kaasun tuotto ja sen koostumus sekä hyödynnettävyys
- lietteen tuotto ja sen jatkokäsitteltävyys
- ravinnelisäystarve
- neutralointitarve
- toimintalämpötila ja tutkittavien jakeiden tehdaslämpötila
- häiriöalttius ja tarvittavat varajärjestelmät
- prosessin eri osavaiheiden mitoitustiedot
- tarvittavat kierrätys- yms. pumppaukset

Kaasun osalta on tärkeätä tietää paljonko kaasua tuotetaan poistettua BOD kg kohti ja mikä on tuotetun kaasun metaanipitoisuus. Lietteen tuotto voidaan ilmaista kg kuiva-ainetta poistettua BOD kiloa kohti. Tästä voidaan laboratorioskokeilla saada vain karkea arvio koska pienet häviöt aiheuttavat helposti virhettä. Lietteen jatkokäsittelymahdollisuuksia tuskin laboratorioskokeiden aikana voidaan testata muutoin kuin esim. CST-mittauksin. Ravinnelisäys- ja neutralointitarve voidaan selvittää melko luotettavasti. Samoin toimintalämpötila tiedetään, mutta täysimittakaavan lämmitysjärjestelmää ja siitä aiheutuvia lämpötilaeroja prosessissa on vaikea arvioida. Häiriöalttiutta on melko vaikea selvittää. Kokeiden käynnistymisestä ja häiriöiden sattuessa palautumisajoista saadaan tietoja, joiden perusteella voidaan arvioida varajärjestelyjen tarvetta. Mitoitustiedot ja tarvittavat pumppaukset saadaan jo laboratorioskokeilla melko tarkasti selville.

## 7. T U T K I M U S - J A S O V E L T A M I S T I - L A N T E E S T A

### 7.1 YLEISTÄ

Tähän katsaukseen on koottu tietoja viimeisimmistä tutkimus- ja soveltamishankkeista. Ulkomaisten osalta on pitäydytty pääasiassa puunjalostusteollisuuden piirissä. Tiedot koottiin kirjeitse kontaktihenkilöiden kautta. Lisäksi on viimeisimpien konferenssien informaatiota otettu mukaan. Suomen osalta on kirjattu kaikki tiedossa olevat anaerobitutkimukset.

### 7.2 USA

National council of the paper industry for air and stream improvement, Inc., NCASI on tehnyt useita laboratorioskokeita erilaisten puunjalostusjätevesien anaerobisesta puhdistamisesta. Esim. sellujätevesi (BOD 3000 mg/l) voitiin 60 - 80 % puhdistaa BOD:n suhteen kuormituksella  $1,6 \text{ kg BOD/m}^3 \cdot \text{d}$ , mikäli sulfidien keräytyminen voitiin estää. Anaerobisesti puhdistettu jätevesi havaittiin edelleen soveltuvaksi aerobiseen jatkokäsittelyyn. Täysmittakaavan anaerobipuhdistus on onnistunut 500 t/d-kokoisella jätöpaperia raaka-aineenaan käyttävällä tehtaalla (BOD-väh. 82 %,  $L = 0,38 - 0,50 \text{ kg BOD/m}^3 \cdot \text{d}$ , alkaliniteetti/orgaaniset rasvahapot (alk./voa) = 2/1). Raportoinnit onnistuneista kokeista puhdistettavan jäteveden korkeista sulfaattipitoisuuksista huolimatta (oletettavasti happo-emäs-tasapaino hyvin hoidettu) johtivat NCASI:n nykyisiin kokeisiin, jotka ovat seuraavallaisia:

1. Kartonkitehtaan mustaliemen panostutkimukset (fill and draw)
  - BOD 1800 mg/l,  $L = 1,8 \text{ kg BOD/m}^3 \cdot \text{d}$ ,  
 $t = 10 \text{ d}$
  - BOD : N : P 100 : 5 : 1
  - alk/voa = 2/1
  - $T = 35 \text{ }^\circ\text{C}$
  - tuloksena 14 % BOD-vähennys todennäköisesti, koska sulfideja 200 - 600 mg/l
2. Jatkuvatoiminen puhdistuskoe (85 l reaktori), muutoksena 1-kohdassa mainittuihin
  - $L = 0,08 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$
  - liuenneet sulfidit 100 mg/l, keskimäärin 65 mg/l
  - 40 % BOD-vähennys

Puolikemiallisen sellutehtaan (NSSC) jätevedellä on saavutettu 52 % BOD-väh. samalla kuormituksella käyttämällä n. 700 l pilot-yksikköä (WINSLOW 1981).

Johtopäätöksenä esitetään, että anaerobimenetelmät soveltuvat esikäsittelyksi joihinkin massateollisuuden jätevesijärjestelmiin, esimerkiksi ennen aerobivaihetta. Hiljattain ovat

saaneet kuumahierre (TMP) -massan puristejätevesille 80 % BOD-vähennyksen 10 d viipymällä ja kuormituksella  $2 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$ . Jatkavat parhaillaan tutkimuksia massa- ja muilla jätevesillä saadakseen selville tehokasta anaerobipuhdistusta rajoittavat tekijät ja määrittääkseen optimikäyttöparametrit kullekin jätevesityypille.

Inland container corporationin Newportin aaltopahyitehtaan (jätepaperista) jätevesien puhdistusta (n.  $4500 \text{ m}^3/\text{d}$ ,  $4,5 \text{ m}^3/\text{tm}$ ) on kehitetty järjestelmällisesti alkuperäisestä selkeytys - ilmastettu lammikko - jälkiselkeytys -ratkaisusta. Pilot-tutkimusten kautta on päädytty biologisessa vaiheessa anaerobinen lammikko - aerobinen lammikko -systeemiin. Seurannasta on raportoitu yksityiskohtaisesti ja kehittelyä jatkettaneen edelleen. Puhdistustulokset ovat hyvät (mm. BOD-väh. 95 % koko laitoksessa, 80 - 90 % vähennys aerobisessa lietteen tuotossa) ja säästöjä on tullut sekä investoinneissa että käyttökustannuksissa (molemmat mainittu 10 % aerobisen vastaavista). Käyttökustannusten säästöt ovat lähes 400 000 FIM/a muodostuen ilmastuksen energiatarpeen ja ravinteiden syöttötarpeen vähenemisestä.

Washingtonin yliopistossa on tehty laboratoriomittakaavan kokeita anaerobisella muovitäytteisillä suodattimilla kaliumsulfiiittitehtaan haihduttaman lauhteille. Tuloksina on lueteltu mm.

- COD-vähennys vaihteli 79 - 90 %
- metaanin tuotto oli verrannollinen COD-vähennykseen ja n. 60 l/kg COD
- lietteen tuotto oli korkeimmillaan 0,09 kg/kg COD poist.
- esim. rikistä ja furfuraalista aiheutuva toksisuus ei tuottanut ongelmia
- yli 100 % kierrätysuhde osoittautui sopivaksi.

Tutkimusta on tehty sekä synteettisellä että todellisella jätevedellä. Tutkimukset jatkuvat haihduttamolauhteiden ja valkaisu-alkalivaiheen jäteveden seoksella, jolloin neutralointikemikaalien tarvetta voidaan vähentää ja samalla poistaa orgaanisia klooriyhdisteitä.

Anaerobipuhdistuksen tutkimus USA:ssa on melko hajanaista ja salaista. Useat laitevalmistajat esittelevät omia reaktoreitaan käyttökelpoisiksi massa- ja paperiteollisuuden tarpeisiin, vaikka selvät julkiset näytöt usein puuttuvat.

### 7.3 KANADA

ADI Ltd. on tutkinut varsin laajasti massa- ja paperiteollisuuden jätevesiä. Seuraavien jätevesien soveltuvuutta on tutkittu laboratoriomittakaavassa:

- puoli-kemiallisen sulfiiittitehtaan (NSSC) yhdistetty jätevesi
- sulfiiittitehtaan haihduttamolauhde
- sulfaattitehtaan haihduttamolauhde
- mekaanista hierrettä tekevän laitoksen selkeytetty jätevesi

Kaikilla mainituilla jätevesillä tulokset ovat olleet lupaavia. Kokeita todennäköisesti jatketaan ja ensiksimmäintulle NSSC-jätevedelle aletaan suunnitella täysmittakaavan laitosta.

Lähitulevaisuudessa seuraavat massa- ja paperiteollisuuden jakeet otetaan ohjelmaan:

- sulfaattisellun valkaisun jätevedet
- ammoniakkipohjaisen sulfiittitehtaan jätevedet
- mekaanista hierrettä tekevän laitoksen esiselkeytyksen liete.

Puhdistusmenetelminä tämä laitos käyttää kehittämiään Bulk Volume Fermenter (BVF) ja Horizontal Anaerobic Filter (HAF) reaktoreita joko yksin tai yhdistelmänä. Tulevaisuudessa otetaan mukaan National Research Centerin (NRC) kehittämä Downflow Stationary Fixed Film reaktori, jolla voidaan käsitellä suuren kiintoainepitoisuuden omaavia jätevesiä.

Environment Canada, Wastewater technology center ei tällä hetkellä tutki erityisesti puunjalostustehtaan jätevesiä. Kuitenkin lienee syytä mainita sen laajat tutkimusohjelmat, joissa tutkitaan seuraavia menetelmiä:

- anaerobic filter
- anaerobic downflow tubular reactor
- upflow anaerobic sludge blanket
- anaerobic fluidized bed reactor.

Näitä menetelmiä kokeillaan rinnakkain useilla eri jätevesityypeillä, joiden kiintoainepitoisuus, biohajoavuus yms. vaihtelevat. On-line prosessi-instrumentointi sisältää pH-, kaasun määrä- ja laatu- ( $\text{CH}_4/\text{CO}_2$ ), bikarbonaatti-, alkaliniteettikontrollon ja säädön. Shokkikuormitukset, toksiset yhdisteet, sisäänajoajan minimointi ja eri kuormitustekijöille sallittavat vaihtelurajat kuuluvat koeohjelmaan.

#### 7.4 ENGLANTI

British paper and Board industry Federationin toimesta on tutkittu lähinnä paperitehtaiden jätevesien anaerobipuhdistusta. Tuloksista ei toistaiseksi ole tietoja käytettävissä.

#### 7.5 HOLLANTI

Paperiteollisuuden jätevesiä tutkii Page, N.V. Papierfabrik Gennep eräällä tehtaalla Hollannissa. Siellä tutkimus on alkuvaiheessa.

Netherlands Organization for Applied Scientific Research, TNO, tutkimuslaitoksen Fibre Research Institute, on ottanut tutkimusohjelmaansa massa- ja paperiteollisuuden anaerobitutkimuksen, mutta ei ole vielä tehnyt muuta kuin alkanut hankkia tarvittavaa seuranta-analytiikkaa.

## 7.6 SAKSA

Sellujätevesiä on viimeaikoina tutkittu laboratorio- ja pilot-mittakaavassa Hildesheimissä (Niedersächsisches Wasseruntersuchungsamt), jossa jo vuodesta 1975 lähtien on tutkittu kuitulevyteollisuuden jätevesiä. Laboratorio ja pilot-mittakaavaiset anaerobitutkimukset sellujätevesillä ovat tällä hetkellä raportointivaiheessa ja niiden perusteella suunnitellaan täysmittakaavan laitos.

## 7.7 ITÄVALTA

Wienin teknillisessä korkeakoulussa on ensimmäistä vuotta menossa laboratoriomittakaavan kokeet sellutehtaan lauhteiden puhdistamiseksi. Tänä vuonna aloitetaan kuitulevytehtailla pilot-mittakaavan tutkimukset.

## 7.8 JAPANI

Sumitomo Jukikai Envirotech, Inc. toimii monien eri teollisuusjätevesien anaerobisen puhdistuksen kehittämisessä. Massa- ja paperiteollisuudesta he ovat listanneet yleisesti sulfaattisellun (SA), sulfiittisellun (SI) sekä lietteen.

Sanyo-Kokusaku Pulp Co., Ltd. on tehnyt yhdessä edellä mainitun Sumimoto Ltd:n kanssa kokeita anaerobisella kontakti-prosessi-aktiivilietemenetelmällä pilot-mittakaavassa. Tutkittavina olivat sekä valkaistun sulfaattisellun että liukosulfiittisellun jätevedet. Puhdistustulokset olivat joka suhteessa hyvät ja niiden perusteella Sanyo-Kokusakon Gotsun liukosulfiittisellutehtaalle tehtiin 6000 m<sup>3</sup> mädättämö. Se on toiminut vuoden 1981 alusta lähtien.

## 7.9 RUOTSI

Institutet för Vatten och Luftvårdsforskningin (IVL) ja Sorigona Ab:n yhteistyönä kehittämällä anaerobinen kontakti-prosessi + aktiiviliete -menetelmällä, jota on runsaasti sovellettu elintarviketeollisuuden jätevesille, on viime aikoina tutkittu pilot- skaalassa puunjalostusteollisuuden jätevesiä. Sekä puolikemiallisen sellun, kuitulevytehtaan että sulfiittitehtaan lauhteilla tulokset ovat olleet lupaavia. BOD<sub>5</sub>-vähenemät ovat anaerobivaiheessa olleet 60 - 95 % ja koko prosessin jälkeen 90 - 95 %, COD-vähenemät vaihtelivat 60 - 95 %. Metaanin saanto oli 0,1 - 0,2 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kg COD ja lietteen tuotto kahdella ensiksimitulla jätevedellä 0,11 - 0,23 kg TSS/kg COD.

IVL:ssa tutkitaan parhaillaan puunjalostusteollisuuden jätevesiä laboratoriomittakaavassa erilaisilla leijukerros- ja suodatinreaktoreilla.

## 7.10 SUOMI

Helsingin teknillisen korkeakoulun puunjalostusosastolla on meneillään kauppa- ja teollisuusministeriön rahoittama tutkimus, jossa useiden erilaisten teollisuusjätevesien puhdistusta on tutkittu aerobisilla ja anaerobisilla suodattimilla sisältäen myös leijukerros/- ja monivaiheratkaisuja. Reaktoreita on modifioitu mm. täyteaineiden suhteen. Täyteaineina on pyritty käyttämään halpoja jäteaineita esim. muovi-, lasi- ja puujätettä. Jätevesinä mainituissa reaktoreissa on tutkittu mm.:

- synteettistä jätevettä
- tärkkelys-, sokeri- ja meijerijätevesiä
- puunjalostusteollisuuden jätevesiä
  - kuorimo + mekaaninen massa + paperitehdas
  - kipsilauhteet sulfiittiprosessista

Kuorimojätevesiä yksinään on toistaiseksi kokeiltu vain aerobisesti.

Institut för Vatten och Luftvårdsforskningin kanssa TKK tekee yhteistyössä Nordisk Industri Fondin rahoittamana tutkimusta metsäteollisuusjätevesien puhdistamisesta anaerobisesti ja siitä saatavasta energiatuotosta.

Lisäksi ohjelmassa on joitakin aiheeseen liittyviä teollisuuden tilaamia palvelututkimuksia.

Helsingin yliopiston yleisen mikrobiologian laitoksella on lähinnä puunjalostusteollisuuden rahoituksella sovellutustutkimusvaiheessa Enso-Fenox -menetelmää käyttäen mm. seuraavat jätevedet:

- valkaisu
- kuorimo
- kuumahierre (TMP) sekä ditioniittivalkaisulla että ilman
- puolikemiallinen kuumahierre (CTMP).

Kokeissa on havaittu, että kuorimojätevedet ovat hankalimmin puhdistettavissa ja niillä tehdään todennäköisesti eniten lisäkokeita. Sen sijaan TMP ja CTMP jätevedet vaikuttavat helposti käsiteltäviltä ja pelkällä anaerobivaiheella voidaan päästä 60 - 70 % BOD-vähennykseen.

Laboratoriomittakaavassa käytetään biofilmireaktoreita mm. erilaisia suodattimia ja leijukerrosreaktoreita. Tällä hetkellä tutkitaan mm. happivalkaisun, neutraalisulfiittikeiton ja fluting-kartonki-prosessin jätevesiä. Niinikään turpeen märkäkaasutus-prosessista syntyvät jätevedet ovat näyttäneet soveltuvilta anaerobiseen käsittelyyn.

Tutkimuksissa on yhteistyötä kansainvälisellä tasolla.

Mabi-ryhmä on kehittänyt lähinnä maatalouden jätettä ja jätevesiä varten kontaktiprosessiin perustuvan reaktorin, jota on modifioitu hajoamisnopeutta ja lietteen laskeutuvuutta silmällä pitäen. Lisäksi on kiinnitetty huomiota taloudelliseen kannattavuuteen pienissä yksiköissä, mikä on vaatinut lähinnä konepajatekniikan kehittämistä.

Tällä hetkellä reaktoreita on käytössä sekä maatalouden että yhden ranskalaisia perunoita valmistavan tehtaan jätevesille. Kokeilutoiminta suunnataan menetelmän soveltuvuuskokeisiin laimeammille jätevesille ja lietteille. Tällä hetkellä kokeiltavana ovat mm:

- turkistarhauksen tuottamat jätteet
- kanalajäte + muu maatalouden jäte
- kunnallinen jätevesiliete

Alustavat kokeet tehdään laboratoriomittakaavassa. Tulevaisuudessa ryhmä saattaa ottaa muutkin menetelmät kokeiltavaksi.

Kymen vesipiirissä on käynnissä kokeet kahdella laboratoriomittakaavan leijukerrosreaktorilla, joissa välineenä käytetään akviivihiiltä ja hiekkaa. Kuorimojätevedellä tehdyissä kokeissa hiekka havaittiin huonoksi kantomateriaaliksi ja 1 mm aktiivihiilirakeet karkeampia rakeita tehokkaammaksi. Jatkotutkimuksissa pyritään viipymiä lyhentämään ja ravinnetarvetta pienentämään.

Vaasan ja Kokkolan vesipiirissä ryhdytään tarkemmin tutkimaan rehusekoittamoiden jätevesille käytettyjä anaerobilammikoita.

Tampereen teknillisen korkeakoulun vesitekniikan laboratoriossa on tehty alustavia biohajoavuuskokeita valikoiduilla jätevesillä panosmädätykseen kehitetyllä laitteistolla. Täyteaineettomien reaktoreiden kehittäminen on käynnissä laboratoriomittakaavan kokeita varten.

Kuopion korkeakoulussa ympäristöhygienian laitoksella ollaan aloittamassa puhdistuskokeita puunjalostusteollisuuden jätevesille. Korkeakoulun tutkimuksen painopistekohteina ovat todennäköisesti mikrobiologiaan ja toksisuuteen liittyvät kysymykset.

Enso-Gutzeit Oy:n Enso-Fenox menetelmä, jota on kehitetty nimenomaan selluteollisuuden valkaisu-jätevesien puhdistukseen, on puunjalostusteollisuuden sovellutuksista pisimmälle kehitelty. Siitä on ensimmäinen prototyyppilaitos täysmittakaavassa toiminnassa Wilhelm-Schauman Oy:n sulfaattiselluloosatehtaalla Pietarsaareissa. Myös useita muita puunjalostusteollisuuden jätevesijakeita on kokeilun kohteena pilot- ja laboratoriomittakaavassa (ks. Helsingin yliopiston mikrobiologian laitos).

Tampella Oy on rakentanut laboratorioskokeiden antamien viitteiden perusteella anaerobisen koelaitoksen Tampellan Anjalan Paperitehtaalalle. Tässä paperitehdas integraatin jätevesiä käsittelevässä koelaitoksessa on monivaihtereaktori, täyssekoitusreaktori + selkeytin sekä ympin kasvusäiliö. Jäteveden puhdistuksen ohella kokeissa kiinnitetään huomiota syntyvän biokaasun hyödyntämiseen ja prosessilaitteiston kehittämiseen konepajatekniikan osalta. Myös säätötekniikkiin kysymyksiin haetaan ratkaisua.

Alustavia suunnitelmia ja muutamia pienemmän mittakaavan kokeiluja on muillakin puunjalostusteollisuuden yritysillä.

Elintarviketeollisuuden piirissä on tämän vuoden aikana valmistumassa kaksi täysmittakaavan laitosta, joissa ensimmäisenä vaiheena on anaerobinen yksikkö ja niiden jälkeen aerobinen vaihe. Nämä sokeritehtaiden jätevesille tehtävät laitteet ovat Ruotsissa ja Hollannissa kehitettyjä prosesseja hyödyntäviä. Sokeritehtaan jätevesille on käytössä myös anaerobinen lammikko, joka on havaittu hyväksi silloin, kun kaasun talteenotto ei tule kysymykseen.

Myös meijerijätevesillä on pienen mittakaavan kokeiluja aloitettu muille jätevesille kehitetyjä prosesseja soveltamalla.

Yleinen insinööritoimisto Oy on kokeillut ACP-reaktoria kunnallisen jätevesilietteen käsittelyyn. Tämän lähinnä kontaktiprosessiin perustuvan reaktorin soveltuvuutta on pyritty kehittämään pienpuhdistamoiden tarpeita vastaavaksi. Myös teollisuusjätevesien puhdistukseen ollaan reaktoria kokeilemassa.

## 7.11 YHTEENVETO

Kiinnostus anaerobisten puhdistusmenetelmien soveltamiseen konsentroituneille jätevesille on suuri. Tämän vuoksi esiselvitystyö ja meneillään olevien kokeiden seuranta on monella taholla vilkasta.

Kaupallisiin sovellutuksiin tähtääviä kokeellisia tutkimus- ja tuotekehittelyhankkeita on käynnissä muutamia, joissa jo tähänastinen työpanos on ollut varsin suuri ja saavutetut tulokset usein lupaavia. Kuitenkin nämäkin hankkeet vaativat vielä runsaasti kehitystyötä ennenkuin ovat "valmiita". Tämä edellyttää huomattavia resursseja mm. nopeasti kehittyvän biotekniikan perus- ja soveltamistutkimukseen.

Reaktorityypeistä näyttäisivät "fixed film" -periaatteeseen perustuvat eli jonkin väliaineen pinnalle kasvatettua biomassaa hyödyntävät reaktorit olevan eniten tutkimuksen kohteena. Täyteaineettomien reaktoreiden, joita on vuosikymmeniä sovellettu mm. asumajätevesilietteen mädätykseen, kehittäminen teollisuusjätevesille on jäänyt selvästi vähemmälle.

Anaerobisen puhdistuksen soveltaminen näyttää vaativan yleisen soveltuvuuden toteamisen jälkeen huomattavan yksilöllisen tutkimuspanoksen tehdaskohtaisesti erityisesti puunjalostusteollisuudessa, jossa jätevesien koostumus vaihtelee merkittävästi.



## KIRJALLISUUSLUETTELO

- ANON. 1980. Biokaasu - puu - turve. Suomi siirtyy biokaasu-aikaan.
- ANON. 1981a. Oy A.W. Enbom Ab. AWE-biokaasukehitin.
- ANON. 1981b. Päivälehtien uutusia ja artikkeleita: Ilkka-lehti 28.5.1981, Vaasa-lehti 28.5.1981, Satakunnan Kansa-lehti 28.5.1981 ja Suupohjan Sanomat-lehti 29.5.1981.
- ANON. 1982. Pacific Northwest Pollution Control Association Newsletter, 26 n:o 1 June 1982.
- ANDERSON, G.K., DUARTE, A.C., 1980. Research and Application of Anaerobic Processes. Pitäisi olla julkaistu lehdessä Environmental Technology Letters vuoden 1981 aikana. Anderssonilta henkilökohtaisesti saatu julkaisuartikkelin luonnos vuonna 1980.
- ANDERSON, G.K., 1980. Anaerobic Treatment of High Strength Industrial Wastewaters. Tampereen teknillisen korkeakoulun Rakennusosaston Vesitekniikan julkaisu: Jäteveden anaerobisesta käsittelystä. Tampere 1982.
- BENEFIELD, L.D., RANDALL, C.W., 1980. Biological Process Design for Wastewater Treatment, Prentice-Hall Inc. Englewood Cliffs, pp. 526.
- BENJAMIN, M., FERGUSON, J. and BUGGINS, M., 1982. Treatment of Sulphite Evaporator Condensate with an Anaerobic Reactor. TAPPI vol. 65 No. 8 pp. 96 - 102.
- BRUNE, G., SCHOBERTH, S.M. and SAHM, H., 1982. Anaerobic Treatment of an Industrial Wastewater Containing Acetic Acid, Furfural and Sulphite. Process Biochemistry, May/June 1982, pp. 20-24, 35.
- DANIELS, L., et.al., 1980. Origin of Hydrogen in Methane Produced by Methanobacterium thermoautotrophicum, Jour. Bacteriol., 141, 694. Ref. Fannin, K.F., Conrad, I.R., Jerger, D.E., Srivastava, V., Sambhunath, G., Chynoweth, D.P., Anaerobic Processes, Journal WPCF, 53 (1981) N:o 6.
- DALPKE, H.-L. 1977. Wirkungseffekte und Kosten von biologischen Abwasserreinigungsanlagen in Zellstoff-und Papierfabriken. Das Papier, 31, Heft 10 A. 1977.
- DE BEKKER, P.H.A.M.J., 1981. Anaerobic Treatment of Wastewater of a Soft Insulating Board Industry. Presented at the Second international symposium on anaerobic digestion, 6-11 September, Travemünde, Germany.
- DONNELLEY, T., 1981. Design and Operation of Anaerobic Biological Units. Principles of Anaerobic Biological Treatment, The British Council Course 130 "Treatment and Disposal of Industrial Wastewaters", 6. - 19.9.1981, Newcastle Upon Tyne.

- DUARTE, A.C., 1981. Inhibition Modelling of Anaerobic Digestion. Thesis submitted for the Degree of Doctor of Philosophy in Engineering, University of Newcastle Upon Tyne, Department of Civil Engineering Division of Public Health Engineering, September 1981.
- ENQVIST, R., 1981. Anaerobitekniikan nykytilanne. Biotekniikan mahdollisuudet Suomen talouselämässä. Täydennyskoulutuskurssi, Lahti 31.8. - 1.9.1981.
- FERGUSON, J.F., 1982. Suullinen tiedonanto.
- FROSTELL, B., 1977. En ekonomisk jämförelse mellan en anaerob tvåstergsprocess och två aeroba metoder. IVL B 367, Stockholm, April 1977. 8 s.
- FROSTELL, B., 1981. Biological Treatment of Paper Industry Waste Waters Combined with Energy Recovery. Paper presented during Sweden's International Pulp and Paper Week, Stockholm, 5. - 8.5.1981.
- FROSTELL, B., 1982. Anaerobic-aerobic Wastewater Treatment. A Promising Alternative for the Pulp and Paper Industry. Paper presented at the Environmental Control Days, INSKO (Continuing Engineering Education Centre of the Engineering Societies in Finland), Helsinki, May 5-6, 1982.
- HAGGERT, P., WINES, B., BENJAMIN, M.M., FERGUSON, J.F. and MCCARTHY, J.L. 1981. Evaporator Condensates: Preliminary Estimates of Capital and Operating Costs of anaerobic Processing Costs to Produce Methane. Draft 3, 1981, unpublished.
- HAKULINEN, R., SALKINOJA-SALONEN, M. 1981. An Anaerobic Fluidised Bed Reactor for the Treatment of Industrial Wastewater Containing Chlorophenols, Biological Fluidised bed Treatment of Water and Wastewater (Ed. Cooper & Atkinson), Ellis Horwood Ltd, Chichester, UK, pp. 374 - 382.
- HAKULINEN, R., 1982. Enso-Fenox-prosessin kehitys laboratorista täyden mittakaavan sovellutukseksi. Metsäteollisuuden vesistökuormituksen pienentäminen, INSKO, 78 - 82. Insinöörijärjestöjen koulutuskeskus. Helsinki 5. - 6.5.1982.
- HAKULINEN, R., 1982. The Enso-Fenox Process for Treatment of Kraft Pulp Bleaching Effluent and Other Wastewater of Forest Industry. Paperi ja Puu 1982 n:o 5 ss. 341 - 345, 354.
- HAKULINEN, R. and SALKINOJA-SALONEN, M., 1982. Treatment of Pulp and Paper Industry Wastewaters in an Anaerobic Fluidised Bed Reactor. Process Biochemistry, March/April 1982, pp. 18 - 22.

- HOBSON, R.N., BOUSFIELD, S., SUMMERS, R. 1974. Anaerobic Digestion of Organic Matter, Critical Review in Environmental Control, 4, 131. Ref. LATOLA 1979.
- HUGHES, D.E., 1979. What is Anaerobic Digestion? An Overview, Anaerobic Digestion (Proceedings of the First International Symposium on Anaerobic Digestion, held at University College, Cardiff, Wales, September 1979), Applied Science Publishers Ltd, Essex, 1980, pp. 527.
- HUSS, L., 1979. Treatment of Sugar Factory Waste Waters. The Sugar Journal, Jan. 1979, 9 - 11.
- ISOAHO, S., WIROLA, H., VUORIRANTA, P., 1981. Modifioidun aktiivilieteprosessin kehittäminen vähäravinteisten jätevesien puhdistukseen, SITRA TESI 4.1, Helsinki.
- INSINÖÖRIUUTISET, 1982. Artikkeliki "Uusi vesi-imukuivain tehostaa vesiensuojelua" 26.10.1982 ilmestyneessä numerossa.
- JÄPPINEN, H., SILANDER, R., TAIMISTO, M., VÄÄNÄNEN, P., 1979. Kemiallisen puunjalostusteollisuuden jätevesien biologisen puhdistuksen mahdollisuudet Suomessa. SITRA TESI, Helsinki.
- KATTELUS, L., 1979. Jäteveden puhdistuksen kustannukset. Vesi-hallituksen tiedotuksia n:o 171, Helsinki, 119 s.
- KONSTANDT, H.G., 1977. Engineering, Operation and Economics of Methane Gas Production, Microbial Energy Conversion, ed. Schlegel, H.G., Barnea, I., Pergamon Press 1977. Ref. MÄÄTTÄ 1980.
- KROEKER, E.I., SCHULTE, D.D., SPAELINF, A.B., LAPP, H.M., 1979. Anaerobic Treatment Process Stability, Jour. WPCF, 51, 718 - 727.
- LATOLA, P., 1979. Jätteiden käsittelyn anaerobitekniikka ympäristönsuojelussa, Seminaariesitelmä, Ympäristönsuojelutekniikan jatkokoulutusseminaari, Teknillinen korkeakoulu, Puunjalostusosasto, Espoo 4.9.1979.
- LETTINGA, G., HOBMA, S.W., POL, L.W.H., de ZEEUW, W., GRIN, P and ROESMA, R., 1982. Design Operation and Economy of Anaerobic Treatment. IAWPR Specialized Seminar; Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed film reactors, June 16 - 18, 1982 Copenhagen Denmark.
- LOLL, U., 1977. Engineering, Operation and Economics of Biogasification, Microbial Energy Conversion (ed. Schlegel, H.G., Barnea, J.), Pergamon Press.
- MANNSTRÖM, B., 1976. Mekaanisten massojen valmistus, INSKO 143 - 76. Helsinki.
- MCCARTY, P.L., 1964. Anaerobic Waste Treatment Fundamentals - part two, Environmental Requirements and Control, Public Works, 95, 123 - 126.

- MCFARLONE, P.N., and MELCER, H., 1981. Pilot Scale Evaluation of Design Criteria for Anaerobic Photosynthetic Lagoons Treating Fellmongery (Unhairing) Wastewater. *Water Research*, 15, 609 - 613.
- METSÄTEOLLISUUDEN VUOSIKIRJA, 1981. Suomen metsäteollisuuden keskusliitto, Helsinki.
- MICHELSSON, P., 1982. Valkaisujätevesien sisältämistä haitallisista aineista ja niiden vaikutuksista vesistössä, Vesihallituksen monistesarja, Helsinki.
- MOSEY, F.E., HUGHES, D.A., 1975. The toxicity of heavy metal ions to anaerobic digestion. *Wat. Pollut. Control*, 74, (1) 18.
- MOSEY, F.E., 1981. Anaerobic Biological Treatment of Food Industry Waste Waters, *Wat. Pollut. Control*, 80, 273 - 291.
- MUHONEN, I., 1982. Metsäteollisuuden jätevedet vesistöjen kuormittajana, INSKO 78 - 82, Helsinki.
- MÄÄTTÄ, R., LATOLA, P., 1980. Metaanikaasun tuottaminen erilaisista orgaanisista jätteistä. Suomen Akatemialle teknillisessä korkeakoulussa laadittu tutkimusraportti.
- MÄÄTTÄ, R., 1977. Vesiensuojelun kemia ja biologia I, Ota-kustantamo, Espoo.
- MÄRTENSSON, L. and B.FROSTELL (1982). Anaerobic waste water treatment in a carrier assisted sludge bed reactor. Presented at IAWPR-specialised seminar on anaerobic treatment, June, Copenhagen, Denmark.
- NCWQ 1975. National Commission on Water Quality Report on Assessment of Technologies and Costs for Publicly Owned Treatment Works. September 1975.
- NILSEN, H., Luentoaineisto Tampereen teknillisessä korkeakoulussa kurssilla teollisuuden vesikysymykset.
- NORDFORSK, 1980. Biogas från gödsel och slam. (Rapport från ett nordiskt seminarium i Esbo 1980 - 09 - 24 - 26). Nordfrisk miljövårdsserien publikation 1980:4.
- NORRMAN, J., 1981. Anaerob rening - en statusrapport. Institutet för Vatten och Luftvårdsforskning (IVL). B 633 October 1981 Stockholm.
- NORRMAN, J., 1982. Anaerobic Treatment of Wastewaters from Pulp and Paper Industries. *Kemia - Kemi* n:o 5, 1982, pp. 328 - 330.
- NYSTRÖM, T., 1982. TAMAN-projekti, INSKO 78 - 82, Helsinki 1982.

- OBAYASHI, A.W., Stensel, H.D. and Kominek, E., 1981. Anaerobic Treatment of High-Strength Wastes. CEP, April 1981, 68-73.
- PETILLOT, F., 1981. Le lagunage anaerobic applique aux effluents agro - alimentaires. Traitement complet on simple pretraitement? Eau et l'industrie 1981:52, 66 - 74.
- PETTE, K.C., de LETTER, R., WIND, E. and GILS, W., 1981. Full-scale anaerobic treatment of beetsugar wastewater. In Proceedings of the 35 th industrial waste conference, May 13, 14 and 15, 1980, Purdue University, Lafayette, Indiana. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich., 1981. pp. 635 - 642.
- PFEFFER, I.T., 1979. Anaerobic Digestion Processes, Anaerobic Digestion (ks Hughes 1979), Applied Science Publishers Ltd, Essex, 1980, pp. 527.
- PRIEST, C.J., 1981. Inland Container saves money with anaerobic - aerobic treatment plant. Tappi 64, 11, 56 - 60.
- RANTALA, P. 1982. Suullinen tiedonanto.
- ROMESSER, I.A., et al., 1979. Methanogenium, a New Genus of Marine Methanogenic Bacteria, and Characterization of Methanogenium cariaci sp. nov. and M. marisnigri sp. nov. Arch.Microbiol., 121, 147. Ref. Fannin et al. (ks. DANIELS 1980).
- ROSS, W.R., 1980. Treatment of concentrated industrial organic wastes by means of the anaerobic digestion. 3 rd international congress on industrial wastewater and wastes. Stockholm, February 6 - 8. 1980
- SALKINOJA-SALONEN, M. 1981. Bioreaktorit. Biotekniikan mahdollisuudet Suomen talouselämässä. Täydennyskoulutuskurssi, Lahti 31.8. - 1.9.1981.
- SALKINOJA-SALONEN, M. 1982. Anaerobipuhdistus. Metsäteollisuuden vesistökuormituksen pienentäminen, INSKO 78 - 82. Insinöörijärjestöjen koulutuskeskus. Helsinki 5. - 6.5. 1982.
- SAWYER, C.N., MCCarty, P.L., 1978. Chemistry for Enviromental Engineering, McGraw-Hill Book Company, 3. ed., New York, pp. 531.
- SCHLEGEL, H.G., 1969. Allgemeine Mikrobiologie, Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- SPEECE, R.E., MCCARTY, P.L., 1964. Nutrient requirements and biological solids accumulaton in anaerobic digestion, Advances in Water Pollution Research, vol. 2, pp. 305 - 322, W.W.Eckenfelder (ed.), Pergamon Press, New York. PFEFFER 1979.

- SRINIVASAN, V.R., 1979. Production of Methane From Acid Hydrolysates of Cellulose Wastes. U.S. Environ. Prot. Agency, EPA- 600/9. Ref. Fannin et al. (ks. DANIELS 1980).
- STANIER, R.Y., DOUDOROFF, M., ADELBERG, E.A., 1972. General Microbiology, 3. ed., The MacMillan Press Ltd, London and Basingstoke.
- SWITZENBAUM, M.S., JEWELL, W.L., 1980. Anaerobic Attached-film expanded-bed Reactor Treatment, Jour. WPCF, 52 (8), 1953 - 1965.
- TAIT, J.S. and FRIEDMAN, A.A., 1980. Anaerobic rotating biological contactor for carbonaceous wastewater. JWPCF 52, 1980, 8, 2257 - 2269.
- TAKESHITA, N., FUJIMURA, E. and NIMOTO, N., 1981. Energy recovery by methane fermentation of pulp mill waste water and sludges. Pulp & Paper Canada 82, 5, 99 - 103.
- TILASTOKESKUS, 1981, Ympäristötilasto 1980. Tilastollisia tiedonantoja n:o 67, Helsinki.
- UIMONEN, S. 1978. Jäteveden puhdistuskustannuksien muodostumisesta ja arvioimisesta. Vesihallituksen tieduksia n:o 141, Helsinki 1978, 81 s.
- VESIHALLITUS 1978. Raportti kansainvälisen jälleenrakennus- ja kehityspankin vesiensuojelulainan edellyttämästä tutkimusprojektista. Vesihallituksen julkaisuja n:o 24, Helsinki 1978, 150 s.
- VIITAMÄKI, P., 1980. Takon kartonkitehtaan biokemiallisen hapenkulutuksen kuormituksen kartoitus ja puhdistusmahdollisuuksien selvittelyä, Diplomityö. TTK Puunjalostusosasto, Espoo.
- VIRKOLA, N-E., 1982. Sellun valmistuksen tulevaisuuden näkymiä, INSKO 78 - 82, Helsinki.
- WEBB, L.I., 1981. Energy from Pulp and Paper Mill Wastes, Paper presented at British Paper and Board Industry Federation Autumn Conference, Savings from Services-Water and Energy, Edinburgh 1981.
- WHITE, F., 1981. Anaerobic/aerobic wastewater treatment system yields return-on-investment. Paper Trade Journal/October 15, 1981, 30 - 34.
- WIRKKALA, R-S., 1982. Kuorimojäteveden anaerobinen käsittely. Väliraportti Kymen vesipiirin tutkimuksista ajalta 6.4. - 12.9.1982.
- WOLFE, R.S., 1971. Microbial formation of methane, Advances Mikrobial Physiol., 6, 107, 146.

- ZEHNDER, A.J.B., IVORSEN, K., MARTI, T., 1982. Microbiology of methane bacteria, Anaerobic Digestion (Ed. Herghes et al.), Elsevier Biomedical Press, Amsterdam, pp. 115 - 120.
- ZEIKUS, I.G., WEIMER, P.I., NELSON, D.R., DANIELS, L., 1975. Bacterial methanogenesis: acetate as a methane precursor in pure culture, Arch. Microbiol., 104, 129. Ref. LATOLA 1979.
- ZEIKUS, L.G., 1979. Microbial Populations in Digesters, Anaerobic Digestion (ks. HUGHES 1979), Applied Science Publishers Ltd, Essex 1980, pp. 527.