

Paperitehtaan jätevesien käsittely termofiilisellä aktiiviliete- ja  
biofilmiprosessilla

Jyväskylän yliopisto  
Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
Ympäristötieteen  
pro gradu -tutkielma  
Eeva Lehtonen  
Syksy 2005

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede

LEHTONEN, EEVA KAARINA: Paperitehtaan jätevesien käsittely termofiilisellä aktiiviliete- ja biofilmi-prosessilla

Pro gradu-tutkielma: 69 sivua

Työn ohjaajat: Prof. Jukka Rintala, FM Annimari Lehtomäki, FT Juhani Suvilampi

Tarkastajat: Prof. Jukka Rintala, FT Juhani Suvilampi

Syksy 2005

---

Hakusanat: adheesio, aerobinen, aktiiviliete, biofilmi, COD-jakeet, kolloidi, laskeutuminen, mesofiilinen, metsäteollisuuden jätevedet, termofiilinen

## TIIVISTELMÄ

Monilla teollisuudenaloilla muodostuu kuumia jätevesiä, jotka jäädytetään biologista käsittelyä varten. Käsittely totuttua korkeammassa lämpötilassa voi tuoda taloudellisia sekä prosessin toimintaan liittyviä etuja. Kuitenkin useimpien termofiilisestä jätevedenkäsittelystä saatujen kokemusten mukaan lietteen erotus on vaikeampaa kuin tavanomaisessa jäteveden käsittelyssä. Myös joidenkin liukoisten aineiden poisto voi monimutkaistua. Tämän tutkimuksen tavoite oli verrata termofiilisen (55 °C) aktiiviliete- ja biofilmi-prosessien toimintaa pilot-mittakaavassa. Toimintaa verrattiin myös täyden mittakaavan mesofiiliseen (35 °C) aktiivilieteprosessiin, mutta painotus on termofiilisten prosessien vertailussa, sillä mesofiilisen puhdistamon virtaama ja viipymä osin myös jäteveden koostumus olivat mesofiilisessä prosessissa eri laisia kuin termofiilissä prosesseissa. Erityisesti verrattiin eri prosessien kykyä poistaa happea kuluttavia aineita eli COD:ta. COD:n vähenemistä tutkittiin erikseen jäteveden kiintoaineesta, kolloidista ja liukoisesta jakeesta. Lisäksi tutkittiin lämpötilan ja lisätyn polymerin vaikutusta lietteen laskeutumiseen ja biomassan toimintaan.

Termofiilinen biofilmi- ja aktiivilieteprosessi käynnistyivät nopeasti mesofiilisellä siemenlietteellä. Kuormitus oli ensimmäisen koejakson aikana biofilmielle  $2,7 \pm 1,3 \text{ kg COD}_{\text{fit}} \text{ m}^{-3}\text{d}^{-1}$  ja aktiivilieteprosessille  $1,7 \pm 0,6 \text{ kg COD}_{\text{fit}} \text{ m}^{-3}\text{d}^{-1}$ . Prosessien toiminta parani tasaisesti ja COD<sub>fit</sub>-vähenemä oli suurin kuukauden kuluttua, noin 80-85 %. Biofilmi-prosessin käynnistyminen oli hitaampaa kuin aktiivilieteprosessin. 55 °C:ssa keskimääräinen COD<sub>fit</sub>-vähenemä oli biofilmi-prosessissa 60 % ja aktiivilieteprosessissa 68 %. Yksinkertaisen termofiilisen biofilmi-prosessin COD-vähenemä oli lähes yhtä hyvä,  $62 \pm 15 \%$ , kuin kaksivaiheisen biofilmi-prosessin  $69 \pm 12 \%$ . Jo termofiilisiin olosuhteisiin sopeutunut biomassa poisti liukoista COD:ta paremmin 55 kuin 35 °C:ssa, mutta muodosti irrallista biomassaa. Lämpötilan nopeat muutokset rikkoivat flokkeja ja samensivat jäteveettä. Lämpötilan hidas laskeminen sai lietteen laskeutumaan paremmin. Termofiilinen käsittely poisti jäteveden COD:ta vähemmän kuin mesofiilinen käsittely, jossa COD<sub>fit</sub>-vähenemä oli  $88 \pm 2 \%$ . Niin kolloidi, liuennut kuin kiintoaine poistuivat heikommin termofiilissä prosesseissa. Termofiilisesti käsitellyssä vedessä oli myös selvästi enemmän kiintoainetta kuin mesofiilisesti käsitellyssä vedessä.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science  
Department of Biological and Environmental Sciences  
Environmental Science

LEHTONEN, EEVA KAARINA: The treatment of paper mill wastewater using thermophilic activated sludge and biofilm processes

Master of Science Thesis: 69 pages

Supervisors: Prof. Jukka Rintala, MSc Annimari Lehtomäki, PhD Juhani Suvilampi

Inspectors: Prof. Jukka Rintala, PhD Juhani Suvilampi

Autumn 2005

---

Keywords: adhesion, aerobic, activated sludge, biofilm, COD-fractions, colloid, settling, mesophilic, wastewaters of paper mill, thermophilic

## ABSTRACT

Many industries generate hot wastewaters, which must be cooled down for biological treatment. Treatment at temperature higher than normal may cause operational as well as economical benefits. However, most experiences show the sludge separation to be more difficult in thermophilic than in conventional wastewater treatment. Removal of some dissolved organic substances may become complex too. In this study, thermophilic (55 °C) activated sludge and biofilm processes were compared to each other in pilot-scale. The operation was compared to a mesophilic (35 °C) activated sludge process too, but the main focus is at comparison of thermophilic processes, because flow rate, hydraulic retention time and composition of wastewater were different in the mesophilic process. In particular, COD-removal (chemical oxygen demand) by different processes was compared. COD of suspended, colloidal and dissolved fraction of wastewater was determined separately. Furthermore, the effect of temperature and addition of polymers on sludge settleability and biomass functioning was studied.

The start up of thermophilic biofilm and the activated sludge process was rapid with mesophilic inoculum. Volumetric loading rates for biofilm and activated sludge processes were  $2.7 \pm 1.3$  kg COD<sub>fit</sub> m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup> and  $1.7 \pm 0.6$  kg COD<sub>fit</sub> m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup>, respectively. The processes improved steadily during the first month of operation. Removal of COD<sub>fit</sub> was biggest after a month at about 80-85 %. The biofilm process started up more slowly than the activated sludge process. At 55 °C the average COD<sub>fit</sub>-removal was 60 % by biofilm and 68 % by activated sludge. A single thermophilic biofilm reactor removed COD almost as well ( $62 \pm 15$  %) as the two-stage biofilm process ( $69 \pm 12$  %). When biomass was readily adapted to thermophilic conditions, it consumed soluble COD better at 55 than 35 °C, but still formed suspended biomass. Rapid changes in temperature broke down the activated sludge flocs, which increased wastewater turbidity. Slow cooling of wastewater suspension caused the sludge to settle better. Thermophilic treatments removed COD less than mesophilic treatment, where the removal was  $88 \pm 2$  %. COD of all different wastewater fractions was removed less in thermophilic processes. In addition, the concentration of suspended solids was notably higher after thermophilic than mesophilic treatment.

## TEKSTISSÄ, KUVISSA JA TAULUKOISSA KÄYTETYT LYHENTEET

<b>AL</b>	Aktiiviliete	
<b>BF</b>	Biofilmi	
<b>BOD</b>	Biologinen hapenkulutus	<i>biological oxygen demand</i>
<b>BOD<sub>fil</sub></b>	Suodatetusta näytteestä mitattu biologinen hapenkulutus	<i>filtered BOD</i>
<b>COD</b>	Kemiallinen hapenkulutus	<i>chemical oxygen demand</i>
<b>COD<sub>fil</sub></b>	Suodatetusta näytteestä mitattu kemiallinen hapenkulutus	<i>filtered COD</i>
<b>COD<sub>sol</sub></b>	Liukoinen kemiallinen hapenkulutus	<i>soluble COD</i>
<b>COD<sub>ss</sub></b>	Kiintoaineen kemiallinen hapenkulutus	<i>suspended solids COD</i>
<b>d</b>	Vuorokausi	<i>day</i>
<b>DO</b>	Liuenneen hapen pitoisuus	<i>dissolved oxygen</i>
<b>EPS</b>	Solun ulkopuoliset polymeerit	<i>extracellular polymeric substances</i>
<b>FTU</b>	Sameusyksikkö, formasiinilla kalibroitu mittari	<i>formazine turbidity unit</i>
<b>h</b>	Tunti	<i>hour</i>
<b>Meso</b>	Täyden mittakaavan mesofillinen puhdistamo	
<b>MLSS</b>	Kiintoaine, tai lietepitoisuus	<i>mixed liquor suspended solids</i>
<b>NTU</b>	Sameusyksikkö	<i>nephelometric turbidity unit</i>
<b>PS</b>	Puhdistamo sisään / pilot sisään	
<b>R</b>	Moolinen kaasuvakio	<i>8,31451 J mol<sup>-1</sup>K<sup>-1</sup></i>
<b>R1</b>	Pilot-mittakaavan puhdistamon ensimmäinen reaktori	
<b>R2</b>	Pilot-mittakaavan puhdistamon toinen reaktori	
<b>SVI</b>	Lieteindeksi, kuvaa lietteen laskeutumista	<i>sludge volume index</i>
<b>T</b>	Lämpötila	<i>temperature</i>
<b>TCOD</b>	Kemiallinen hapenkulutus kokonaisnäytteestä	<i>total COD</i>
<b>TS</b>	Kuiva-aine	<i>total solids</i>
<b>VLR</b>	Tilakuorma	<i>volumetric loading rate</i>
<b>VS</b>	Hehkutushäviö	<i>volatile solids</i>

# SISÄLLYSLUETTELO

<b>1. JOHDANTO</b>	<b>6</b>
<b>2. TERMOFIILINEN JÄTEVEDENKÄSITTELY</b>	<b>8</b>
2.1. Vapaan suspension prosessien toiminta	8
2.2. Lietteen laskeutuminen termofiilisessä aktiivilietekäsittelyssä	13
2.3. Termofiilinen biofilmikäsittely	16
<b>3. LIETTEEN ADHEESIO JA LASKEUTUMINEN</b>	<b>19</b>
3.1. Flokin rakenne ja koossapitävät polymeerit	19
3.2. Adheesio	20
3.3. Laskeutuminen	24
3.4. Lämpötilan vaikutukset adheesioon, flokinmuodostukseen ja laskeutumiseen	25
3.5. Apuaineet adheesiota ja laskeutumista parantamassa	27
<b>4. LÄMPÖTILAN VAIKUTUKSET JÄTEVEDENKÄSITTELYN FYSIKKAAN, KEMIAAN JA BIOLOGIAAN</b>	<b>28</b>
4.1. Lämpötilan vaikutukset jätevedenkäsittelyn fysiikkaan ja kemiaan	28
4.2. Lämpötilan vaikutukset mikrobien biokemiaan ja ekologiaan	31
4.3. Lämpötilan vaikutukset mikrobien ja jätevedenkäsittelyn kinetiikkaan	32
<b>5. AINEISTO JA MENETELMÄT</b>	<b>35</b>
5.1. Jätevesi ja siirrosliete	35
5.2. Jätevedenkäsittelylaitteisto	35
5.3. Ilmastuskokeet	37
5.4. Laskeutuskokeet	38
5.5. Lämpötilan vaikutus sameuteen	38
5.6. Analyysimenetelmät	38
<b>6. TULOKSET</b>	<b>41</b>
6.1. Prosessien toiminta	41
6.2. COD:n määrä jäteveden eri jakeissa	45
6.3. Ilmastuskokeet	47
6.4. Lietteen laskeutuminen	49
6.5. Hydrofobisuus	52
6.6. Lämpötilan vaikutus sameuteen	52
6.7. Mikroskopiointi	53
<b>7. TULOSTEN TARKASTELU</b>	<b>54</b>
7.1. Prosessien toiminta	54
7.2. Jäteveden eri jakeiden osuus hapenkulutuksesta	57
7.3. Lämpötilan vaikutus biohajoamiseen	58
7.4. Lämpötilan vaikutus lietteen laskeutumiseen	60
<b>8. JOHTOPÄÄTÖKSET</b>	<b>62</b>
<b>9. KIITOKSET</b>	<b>63</b>
<b>10. LÄHTEET</b>	<b>64</b>

## 1. JOHDANTO

Jätevesienkäsittelyn yhtenä tavoitteena on poistaa jätevedestä orgaanisia aineita, jotka vesistöön joutuessaan aiheuttavat happikatoa ja rehevöitymistä. Biologisessa jätevedenkäsittelyssä tavoitteeseen päästään mikro-organismien, pääasiassa bakteerien avulla. Kun mikro-organismit käyttävät ravinnokseen jätevedessä olevia liuenneita ja hienojakoisia aineita, niistä muodostuu aineenvaihduntatuotteina kaasuja ja mikrobien muodostamaa biomassaa. Orgaaninen aine saadaan pois erottamalla biomassa käsitellystä jätevedestä.

Jäteveden aerobisessa käsittelyssä ilmastus antaa mikro-organismeille happea ja sekoittaa vettä, jolloin ravinteet ovat mikro-organismien saatavilla. Sekoituksen vaikutuksesta mikrobit liikkuvat ja pääsevät läheseen vuorovaikutukseen toistensa ja altaassa olevien pintojen kanssa. Aerobinen jätevedenkäsittely voi perustua pintoihin kiinnittyneiden mikrobikasvustojen eli biofilmin tai vapaana suspensiona olevien, toisiinsa kiinnittyneiden bakteerien muodostamien hiutaleiden eli flokkien biohajotukseen. Yleisiä vapaan suspension prosesseja ovat ilmastetut lammikot ja aktiivilieteprosessit. Biofilmiprosessissa biofilmi voi olla kiinnittyneenä vapaasti liikkuvien kantajakappaleiden, bioroottorin tai suotimen pintaan.

Metsäteollisuudessa yleisimmin käytetty jätevedenpuhdistusmenetelmä on aktiivilieteprosessi, joka toimii 30 - 40 °C:ssa (Tchobanoglous 1991). Esimerkiksi Suomen 46 sellu- ja paperitehtaasta 34 käytti jätevesiensä käsittelyyn aktiivilietelaitosta vuonna 2000 (Harjanne 2001). Biofilmiprosesseja voidaan käyttää jäteveden käsittelyyn esimerkiksi silloin kun on tarpeen tehostaa jo olemassa olevaa aktiivilietelaitosta (Ødegaard 1994; Dalentoft ja Thulin 1997; Hansen ym. 1999). Biofilmiprosessi sopii myös esikäsittelyksi väkeville jätevesille ennen aktiivilietekäsittelyä, koska se kestää korkeaa kuormitusta ja kiintoainepitoisuutta (Malmqvist ym. 1996; Kaindl ym. 1999). Biofilmi on myös vähemmän herkkää myrkyllisille aineille ja nopeille olosuhdemuutoksille (Dalentoft ja Thulin 1997).

Yleensä sellu- ja paperiteollisuuden jätevedet käsitellään 30 - 40 °C:ssa. Korkeamman lämpötilan on koettu aiheuttavan ongelmia käsittelylle. Prosessivedet ovat yleensä kuumempia, yli 50 °C ja ne täytyy jäähdyttää käsittelyä varten. Laboratorio- ja pilotkokeissa on osoitettu käsittelyn olevan mahdollista myös korkeammissa lämpötiloissa. Termofiilissä, yli 45 °C:n olosuhteissa kemialliset reaktiot ja biologinen hajoaminen ovat nopeita ja prosessin toiminta vakaata. Ylijäämälietettä odotetaan muodostuvan vähemmän kuin mesofiilissä, 30 - 40 °C, olosuhteissa (LaPara ja Alleman 1999; Vogelaar ym. 2003). Termofiiliset bakteerit aggregoivat mesofiilisiä heikommin, ja menetelmiä lietteen erottamiseksi jätevedestä on tarvetta yhä kehittää (Tripathi ja Allen 1999; LaPara ja Alleman 1999; Sirviö 2002).

Tämän tutkimuksen tavoite oli verrata termofiilisten aktiiviliete- ja biofilmiprosessien toimintaa pilot-mittakaavassa. Lisäksi tutkittiin lämpötilan ja polymeerilisäyksen vaikutusta lietteen laskeutumiseen. Kiintoaineen koostumusta ja partikkelikokoa sekä hapen kulutuksen jakautumista jäteveden eri jakeiden välillä verrattiin termofiilisen aktiivilieteprosessin ja biofilmiprosessin kesken. Lisäksi tutkittiin lämpötilan vaikutusta sellaisiin kemiallisiin ja fysikaalisiin olosuhteisiin, jotka vaikuttavat lietteen erilaiseen käyttäytymiseen eri lämpötiloissa. Termofiilisten prosessien toimintaa verrattiin myös täydenmittakaavan mesofiiliseen aktiivilietepuhdistamoon. Tämä vertailu on suuntaa antava, sillä mitoituksen lisäksi mesofiilisen ja termofiilisten prosessien viipymät ja virtaamat olivat erisuuria. Mesofiiliseen prosessiin tuli jätevesiä myös useammasta paikasta kuin termofiilisiin prosesseihin.

## 2. TERMOFIILINEN JÄTEVEDENKÄSITTELY

Eri teollisuudenaloilla muodostuu kuumia jätevesiä, jotka usein jäähdytetään ennen käsittelyä. Tässä työssä keskitytään metsäteollisuuden jätevesien käsittelyyn, mutta termofiilinen jätevedenkäsittely voi soveltua myös esimerkiksi elintarviketeollisuuden ja teurastamoiden kuumien jätevesien käsittelyyn (Couillard ym. 1989; Cibis ym. 2002).

Metsäteollisuudessa sellun valmistus ja valkaisu tuottavat jätevesiä, jotka vesistöön joutueksaan kuluttavat happea, aiheuttavat rehevöitymistä ja muutoksia eliöstöön. Nämä vedet sisältävät kuituja, valkaisuaineita ja valkaisussa syntyneitä johdannaisia. Koska paperinvalmistuksessa on tavallista, että vesiä kierrätetään prosessissa muun muassa kuitujen talteen saamiseksi, veteen kertyy rasvahappoja, bakteereja ja limaa. Jätevesien käsittelyn tavoitteena on poistaa vesistä näitä aineita (Thompson ym. 2001).

Tavallisin menetelmä metsäteollisuuden jätevesien käsittelyssä on kaksivaiheinen. Esiselkeytyksessä suurijakoisempi kiintoaine erotetaan laskeuttamalla tai flotaatiolla. Tätä seuraa biologinen puhdistus, joka useimmiten toimii aktiivilieteperiaatteella. Siinä jätevedestä poistetaan jäljelle jäänyttä kiintoainetta sekä suuri osa liuenneesta orgaanisesta aineesta. Aktiivilietepuhdistus perustuu sille, että mikro-organismit tarttuvat toisiinsa. Näin syntyvät hiutaleet saadaan erotettua käsitellystä jätevedestä laskeuttamalla. Laskeutumisen vaihtoehtona biomassaa ja muu kiintoaine voidaan erottaa suodattamalla. Silloin käsiteltyyn veteen ei jää kuin liukoisia aineita. Vaihtoehtoisesti reaktoriin voidaan sijoittaa erilaisia levyjä tai irtokappaleita biomassan kasvualustaksi (Thompson ym. 2001 katsaus).

Termofiilinen aktiiviliete- ja biofilmikäsitteily voivat soveltua korvaamaan tai täydentämään nykyisiä käytössä olevia jätevedenkäsittelymenetelmiä, joko niin että aktiivilietepuhdistamolle johdettavia vesiä ei jäähdytettäisi lainkaan, tai niin että ne termofiilisen käsittelyn kuussa tai jälkeen jäähtyisivät mesofiilistä jatkokäsittelyä varten.

### 2.1. Vapaan suspension prosessien toiminta

Aerobisten termofiilisten prosessien tutkimus on verrattain uutta, ja erityisesti täydenmittakaavan sovelluksia on vain vähän (Barr ym. 1996; Vogelaar 2002: 9). Perinteisesti aerobisen jätevedenkäsittelyn lämpötila on pyritty pitämään 35 °C:ssa tai sen alle, koska käytännön kokemukset ovat osoittaneet tuon lämpötilan ylittymisen heikentävän puhdistustulosta ja koko prosessin toimintaa. Termofiilisen käsittelyn mahdollisuus on keksitty osin sattumalta, kun väkevien jätevesien käsittelyssä biologisen hajoamisen vapauttama lämpöenergia on lämmittänyt prosessia. Muiden jo vakiintuneiden termofiilisten sovellusten, kuten kompostoinnista saatujen kokemusten perusteella termofiilisestä käsittelystä odotetaan saatavan monia etuja, kuten nopea hajotusnopeus ja patogeenien tuhoaminen. Termofiilisen aero-



bisen jätevedenkäsittelyn fysikaalinen, kemiallinen ja biologinen luonne ovat siinä määrin erilaisia, että perinteisestä mesofiilisestä jätevedenkäsittelystä saatuja kokemuksia ei voida suoraan soveltaa (LaPara ja Alleman 1999). Siksi tulee löytää termofiiliselle käsittelylle ominaiset toimintaolosuhteet, kuten sopiva lieteikä, kuormitus, ravinteiden annostelu tai keinot kontrolloida lietteen erotusta.

Biomassan tehokas erottaminen käsitellystä jätevedestä on edellytys sille, että prosessilla saavutetaan hyvä puhdistustulos. Aktiivilieteprosessissa biomassan erotus perustuu sille, että bakteerit itse keskenään kiinnittyvät itse muodostamiinsa hiutalerakenteisiin eli flokkeihin sen sijaan että keijuisivat vedessä vapaina. Biofilmiprosessissa tarttumisen tueksi reaktorissa on tukimateriaalia, jonka pintaan bakteerit tarttuvat, osin samoilla mekanismeilla kuin hiutaleita muodostaessaan. Tukimateriaali tehostaa lietteen ja käsitellyn veden erillään pysymistä. Aktiivilieteprosessin etu on että erillistä tukimateriaalia ei tarvita (van Lier 1995: 25; Thompson ym. 2001).

Ensimmäisiä termofiilistä jätevedenkäsittelyä koskevia tutkimustuloksia yhdistää nopea biohajoaminen. Sen seurauksena ilmastusaltaan happipitoisuus laskee matalaksi ja liete laskeutuu huonosti (LaParan ja Allemanin 1999 katsauksen mukaan).

Rudolfs ja Amberg (1953) vertasivat kartonkitehtaan jäteveden käsittelyä eri lämpötiloissa. Biologinen hajoaminen oli nopeinta 50 °C:ssa, mutta tässä lämpötilassa käsitellyn lietteen huono laskeutuminen aiheutti sen, että veden biologinen hapenkulutus (BOD) pieneni eniten mesofiilisessä käsittelyssä. Alunan lisäys kuitenkin saosti termofiilisen lietteen ja paransi BOD:n poiston 95 %:iin.

LaPara ja Alleman (1999) kertovat myös tutkimuksesta, jossa sulfaattisellutehtaan jätevettä käsiteltiin 48 – 50 °C:ssa. Liunneen hapen pitoisuus oli kokeessa matala ja pH korkea, 9,5 - 9,8. Silti BOD:ta poistui "yhtä hyvin" kuin oli poistunut aiemmissa mesofiilisissä kokeissa. Liette laskeutui erinomaisesti (Gehm 1956). Eräissä tutkimuksissa saatiin BOD<sub>fit</sub> vähenemään yli 90 % (Shindala ja Parker 1970). Joskus BOD:n poiston on kuitenkin todettu olevan parhaimmillaan 35 °C:ssa (Duke ym. 1981), tai prosessin toiminta on ylipäätään heikentynyt sitä mukaa kun lämpötilaa on nostettu (Visvanathan ja Nhien 1995). Suuri osa LaParan ja Allemanin läpikäymistä termofiilistä jätevedenkäsittelyä koskevista tutkimuksista kuitenkin raportoi bakteerien heikosta laskeutumisesta ja käsitellyn veden sameudesta, oli puhdistustulos COD:n osalta mikä hyvänsä.

Viime vuosina termofiilistä aerobista jätevedenkäsittelyä on tutkittu aiempaa suuremmalla mielenkiinnolla, koska paperiteollisuus pyrkii yhä enemmän sulkemaan vesikiertojaan säästämään energiaa ja vettä. Kun sama vesi kiertää paperinvalmistuksessa useita kertoja, siihen kertyy rasvahappoja, bakteereja ja muita epäpuhtauksia, jotka heikentävät paperin

laatua, jollei vettä kiertojen välillä puhdisteta. Veden puhdistaminen lähempänä sen käyttölämpötilaa säästäisi jäähdyttämisen- ja uudelleenlämmittämiskustannuksia merkittävästi. Iso osa viimeisten 10 -15 vuoden aikana tehdyistä termofiilistä aerobista jätevedenkäsittelyä koskevista tutkimuksista keskittyy juuri paperi- ja selluteollisuuden jätevesien käsittelyyn (Malmqvist ym. 1999; Vogelaar 2002: 9).

Seuraavassa tarkastellaan muutamia viimeaikaisia tutkimuksia termofiilisestä jätevedenkäsittelystä, jotka perustuvat vapaan suspension prosesseihin. Painotus on mesofiilisiä ja termofiilisiä oloja vertailevissa tutkimuksissa. Yhteenvetona tutkimuksista on esitetty muutamia tärkeimpiä prosessia sääteleviä muuttujia sekä tuloksia taulukossa 1.

Taulukko 1: Termofiilisestä ja mesofiilisestä aktiivilietekäsittelystä tehtyjä vertailevia tutkimuksia

Reaktorityyppi ja mittakaava	Jäteveden laatu, TCOD <sub>mit</sub> ja COD <sub>mit</sub> mg/l	Lämpötila °C	TCOD poisto%	COD <sub>mit</sub> poisto%	Ympin lämpötila alussa ja sopeutumisaika koelämpötilaan	Viipymä h	Lietekä d	VLR kg COD <sub>mit</sub> m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	Lietteen tuotto mg VSS/mg CODp	Viite
Jatkuva 1,5 l	Melassi 2000±250 (1700±220)	20 ja 35 <sup>1)</sup> 55	79±18 50±6	90±2 67±11 filt=1,6µm	30-35 °C, 0 h <sup>1)</sup> 30-35 °C, 12 h	12 12	11±6 5±3	3,2±1,0 3,2±1,0	Ei kerrottu	Suivilampi ym. 2005
Jatkuva 8 l	Melassi COD <sub>mit</sub> 2700 – 1200 <sup>2)</sup>	35 27–56 55		85 filt>5µm	35 °C,	18–72 18–108 18–72	6 <sup>3)</sup> 6 5	2–10 2–7,5 2–10	Ei kerrottu	Suivilampi ja Rintala 2002
Jatkuva 1000 l termofiilinen ja täyden mittakaavan mesof.	Esiselkeytetty sellu- ja paperitehtaan jätevesi	35 46-60		89±2		36 16,6±6		0,7 2,2±1,0	Ei kerrottu	Suivilampi ja Rintala 2004
Jatkuva 5 l	Esiselkeytetty valkaistun sulfaattisellun jätevesi	35 41-50	32,4±9,0 39,7±5,0		Ei kerrottu, tn 35 °C 5 viikkoa 50 °C 4 kk	10-12 10-12	12-15		Ei kerrottu	Barr ym. 1996
Jatkuva, viiteen 0,8 l osastoon jaettu läpivirtausreaktori 4 l	35 °C:ssa anaerobisesti esikäsitelty paperitehtaan jätevesi 2113±48 (1719)	30 55	59±6 57±5 60±2 48±10 43±10 56±3	30 °C:ssa enemmän kuin 55 °C:ssa. Ei lukuja filt=4,5µm	35 °C 0 h 35-50 °C 0 h 4	12 12	20 15 10 20 15 10	0,18±0,09 0,21±0,11		Vogelaar ym. 2002a
Jaksotettu panosreaktori eli SBR (sequencing batch reactor) 10 l	Synteettinen suljetun kierron jätevesi	20 30 40 45 50		68 76 58 64 8 filt=1,5µm		48	15-25	0,13 0,10 -0,005 0,022 -0,14		Johnsson ja Hall 1996
SBR 1,5 l	Sellu- ja paperitehtaan jätevesi (450-700)	35 45 55 60		75±9,7 73±10 62±9 63±10 filt = ?	35 35 4viikkoa 35 8viikkoa 35 9viikkoa	12 12 12 12			Ei kerrottu	Tripathi ja Allen 1999
SBR	Paperitehtaan jätevesi 3500, (2800)	20 30 40 45 50		69 76 59 63 9 filt=1,5µm		48			Ei kerrottu	Tardif ja Hall 1997

1 Koe alkoi 20 °C:ssa 15 ensimmäistä päivää, sitten lämpötilaa nostettiin 35 °C:een. Siemenliete siis sopeutui ensin (mesofiiliseen) matalampaan lämpötilaan ja sitten termofiilisen reaktorin korkeampaan lämpötilaan.

2 Syöttöveden väkevyyttä säädeltiin kokeen aikana siten että COD<sub>mit</sub> oli alussa (päivät 1-10) 2000-2700 mg/l, sitten (11-47) 1000-1500mg/l, (48-120) 1600-2100 mg/l ja lopuksi (121-124) 1200-1500 mg/l.

3 Taulukon luvut ovat keskiarvoja. Lietekä vaihteli kokeen aikana 1-18 päivään.

4 Termofiilinen siemenliete oli peräisin termofiilisestä kenttämittakaavan aktiivilietelaitoksesta, joka operoi 35-50 °C:ssa.

Aerobista termofiilistä jätevedenkäsittelyä on tutkittu laajalla lämpötilavälillä, 40 - 70 °C. Puhdistustulokset ovat vaihdelleet myös laajalti, esimerkiksi kokonais-COD:n vähenemät ovat eri tutkimuksissa olleet 40 - 80 % (Barr ym. 1996; Suvilampi ym. 2005). Yleensä yksittäisten tutkimusten puhdistustulokset ovat olleet vakaita, vaikka eri tutkimusten välillä on ollut vaihtelua esimerkiksi poistetun COD:n määrässä. Puhdistukseen ovat vaikuttaneet lämpötilan lisäksi muun muassa jäteveden koostumus (Vogelaar 2002: taulukko 1), biomassan määrä reaktorissa (Johnsson ja Hall 1996), jäteveden reaktorissa viipymä aika (LaPara ym. 2000), aika jonka biomassa on saanut sopeutua kohonneeseen lämpötilaan (Barr ym. 1996) ja hapen saatavuus erityisesti kun on käsitelty väkeviä jätevesiä (Cibis ym. 2002). Termofiilisten aerobisten prosessien toipuminen äkillisistä lämpötilan vaihteluista on ollut kohtalaisen nopeaa. Prosessi on palautunut ennalleen viikon tai kahden sisällä (Barr ym. 1996; Suvilampi ja Rintala 2002; Vogelaar 2002).

Kun aerobista termofiilistä prosessia on verrattu mesofiiliseen prosessiin, kokonais-COD:ta on yleensä poistunut vähemmän termofiilissä prosesseissa (Vogelaar ym. 2002a; Suvilampi ym. 2005). Vain Barrin ym. (1996) tutkimuksessa poistui COD:ta enemmän termofiilisessä prosessissa. Heidän tutkimuksensa COD-vähenemät olivat verrattain pieniä, 30 - 40 %.

Termofiilisen käsittelyn heikompi COD:n poisto johtuu yleensä siitä, että kiintoainetta ei saada erotettua käsittelystä jätevedestä yhtä tehokkaasti kuin mesofiilisessä prosessissa. Käsitellyn jäteveden mukana poistuva kiintoaine nostaa kokonais-COD:ta. Kun tarkastellaan COD:n vähenemistä ilman kiintoaineen osuutta, puhdistustuloksissa mesofiilisen ja termofiilisen prosessin välillä on vähemmän eroa. Silti myös 1,5 – 5 µm suodatettua COD:ta on poistunut vähemmän (Taulukko 1). Kun tarkastelussa on vain liukoinen COD, eli kun pienijakoisinkin kiintoaine on saatu poistettua, eroja termofiilisen ja mesofiilisen käsittelyn välillä ei ole aina ollut (Sürücü ym. 1976; Vogelaar ym. 2003; Suvilampi ym. 2005).

Tämän perusteella voi odottaa, että erot COD:n poistossa mesofiilisen ja termofiilisen jäteveden käsittelyn välillä johtuvat eroista kiintoaineen poistossa. Koska termofiilinen liete laskeutuu mesofiilistä heikommin, sitä huuhtoutuu käsitellyn veden mukana ulos. Tämä heikentää puhdistustulosta. Voi kuitenkin olettaa, että pienijakoisinta COD:ta poistuu termofiilisessä prosessissa jopa enemmän kuin mesofiilisessä, koska kiinteiden aineiden liukoisuus veteen kasvaa ja kemialliset ja biologiset reaktiot nopeutuvat kun lämpötila kasvaa.

Suvilampi ym. (2005) poistivat 90 % liukoisesta COD:sta niin 35 kuin 55 °C:ssa. COD mitattiin 0,45 µm suodatetuista näytteistä. Myös Vogelaarin ym. tutkimuksessa (2003) poistui yli 95 % asetaatti-ravinneliuksen liukoisesta (<0,6 µm) COD:sta sekä 30 että 55 °C:ssa. COD-vähenemä ei ole suoraan ilmoitettu. Samoin Sürücün ym. Tutkimuksessa (1976) poistui yli 90 % liukoisesta COD:sta glukoosi-ravinneliuksesta 59 °C:ssa. Sen sijaan Vogelaarin ym.

tutkimuksessa (2002a) liukoista COD:ta poistui alle 35 % kummassakin lämpötilassa ja 55 °C:ssa vähemmän kuin 30 °C:ssa. Kokonais-COD-poistuma oli noin 60 % mesofiilisessä ja 50 % termofiilisessä. Samoin lääketehaan jätevedestä liukoisesta COD:sta erotettiin 30 °C:ssa 62 % ja 60 °C:ssa 38 % (LaPara ym. 2001). Erot tutkimusten välillä johtuvat todennäköisesti käsitellyn jäteveden koostumuksesta. Suvilampi ym. käsittelivät melassista laimennettua helposti biohajoavaa jätevettä (2005). Vogelaarin ym. (2002a) jätevesi oli heikommin hajoavaa esikäsiteltyä paperitehtaan prosessivettä. Tällainen vesi sisältää todennäköisesti useampia ja monimutkaisempia yhdisteitä. Myös lääketehaan jätevedet sisältävät paljon liukoisia ja kiinteitä orgaanisia yhdisteitä, joista monet ovat vaikeasti hajoavia.

On esitetty, että aktiivilietteen bakteeriyhteisö muuttuu yksinkertaisemmaksi sitä mukaa kun lämpötila nousee, eikä siksi voi hajottaa niin monimutkaista kirjoa eri yhdisteitä (Tripathi ja Allen 1999; LaPara ym. 2001). Tripathin ja Allenin tutkimuksessa bakteeriyhteisöt olivat erilaisia eri lämpötiloissa. Yhteisöt 55 ja 60 °C:ssa hajottivat COD:ta valikoivammin. Aktiiviliete oli kaikissa reaktoreissa alun perin mesofiillistä. Se oli saanut sopeutua kohonneeseen lämpötilaan noin kahdeksan viikkoa. LaParan ym. tutkimuksessa 55 °C:ssa COD:n poisto vakiintui kohtalaisen nopeasti tasolle, josta se ei enää parantunut kokeen keston aikana. 35 °C:ssa COD:n poisto yhä parani mikro-organismien sopeutuessa käyttämään ravinnokseen kyseisessä jätevedessä olleita ravinteita.

Tripathi ja Allen (1999) mainitsevat myös, että vaikeasti hajoava COD lisääntyy korkeammassa käsitelylämpötilassa (Suchochleb ja Tripathi 1997). Tämä tulos on päinvastainen kuin Barrin ym. (1996) tutkimustulos, jossa COD:n poisto tehostui korkeammassa lämpötilassa todennäköisesti siksi, että kiinteät aineet liukenivat enemmän.

## **2.2. Lietteen laskeutuminen termofiilisessä aktiivilietekäsittelyssä**

Useimmiten termofiilisen prosessin puhdistustulos heikkenee siksi, että kaikki biomassassa ei erotu käsittelystä vedestä. Termofiilisen biomassan flokit ovat pienempiä ja hauraampia kuin mesofiilisen. Niissä on vähemmän flokin tukirankana toimivia rihmoja (Tripathi ja Allen 1999, Sirviö 2002). Osa mikro-organismeista ei sitoudu flokkeihin ollenkaan. Tämä hienojakoinen aines huuhtoutuu prosessista pois ja samentaa käsiteltyä jätevettä ja nostaa sen COD:ta (Tripathi ja Allen 1999; Suvilampi ym. 2005). Usein termofiilisten prosessien liete laskeutuu heikosti (LaPara ja Alleman 1999: kirjallisuuskatsaus; Vogelaar 2002: kirjallisuuskatsaus). Tästä on joitakin poikkeuksia. Barr ym. (1996) käsittelivät jäteveden yhtä kirkkaaksi 41 – 50 °C:ssa kuin 35 °C:ssa ja COD:ta poistui korkeammassa lämpötilassa enemmän. Barrin mukaan myös Fordin ja Reynoldsin tutkimuksessa (1965) liete laskeutui paremmin yli 40 °C:n prosessissa kuin alle 30 °C:n prosessissa. Myös muutamissa yli 50 °C:ssa toimineissa prosesseissa liete on ollut omi-

naisuuksiltaan hyvin laskeutuvaa (Gehm 1956 viit. LaPara ja Alleman 1999; Vogelaar ym. 2002a). Tällöin lietteen laskeutumista auttoi voimakas kationisaostus. Vogelaar kertoo, että termofiilisesti käsitelty jätevesi oli selvästi mesofiilistä verrokkia sameampaa. Vesi sisälsi runsaasti flokkeihin sitoutumattomia bakteereja. Toisin sanoen hyvä laskeutuminen ei automaattisesti tarkoita, että käsitelty vesi olisi kirkasta tai että sen BOD tai COD olisi matala.

Barrin ym. (1996) mielestä useissa tutkimuksissa tyypilliset sameammat vedet johtuvat todennäköisesti lyhyistä lietei'istä ja siitä että lietettä ei ole palautettu. Siten reaktorit eivät ole olleet aktiivilietereaktoreita vaan pikemminkin sekoitettuja tankkeja (engl. complete stirred tank reactors).

Barrin ym. (1996) tutkimuksessa liete sai sopeutua korkeampaan lämpötilaan poikkeuksellisen pitkään, neljä kuukautta. Monissa muissa tutkimuksissa termofiilinen prosessi on käynnistetty mesofiilisellä aktiivilietteellä ilman sopeutumisaikaa (Jahren ym. 2002; Vogelaar ym. 2002a; Suvilampi 2005). Toisaalta kahden kuukauden sopeutumisaika lämpötilan portaittaiseen nostoon ei ole vielä riittänyt siihen, että liete olisi laskeutunut kunnolla (Tripathi ja Allen 1999).

Termofiilisen prosessin käynnistäminen onnistuu nopeasti mesofiilisellä siemenlietteellä siinä mielessä, että prosessit ovat alkaneet poistaa COD:ta nopeasti käynnistyksen jälkeen. Hyvien laskeutumisominaisuuksien saavuttaminen on vaatinut sen sijaan pitkän sopeutumisajan tai kemiallista saostamista. Biofilmiprosessi ei ole niin riippuvainen siitä, saadaanko irrallinen liete laskeutumaan, koska suurin osa biomassasta on sitoutuneena filmiin. Siksi mesofiilisellä siemenellä käynnistäminen toimii erityisen hyvin termofiilisessä biofilmiprosessissa (Jahren ym. 2002).

Lietteen lämpötilasopeutumisen merkitystä tukevat myös termofiilisestä anaerobisesta jätevedenkäsittelystä saadut kokemukset. Termofiilisellä siemenellä käynnistetty 70 - 80 °C:ssa toimiva lietepatjareaktori lähti käyntiin hyvin ja liete laskeutui erinomaisesti. Mesofiilisellä siemenellä käynnistyminen kangerteli, liete hajosi reaktorissa ja heikensi käsitellyn jäteveden laatua kokeen käynnistysvaiheessa. Mesofiilisellä siemenellä voidaan käynnistää termofiilinen prosessi, mutta käynnistys on nopeampaa ja vaivattomampaa, jos voidaan käyttää termofiilistä siementä. Mitä suurempi ero siemenlietteen ja prosessin lämpötilan välillä on, sitä pitempään prosessin käynnistyminen kestää (Lepistö ja Rintala 1997). Jos liete saisi sopeutua pitkään lopulliseen käsittelylämpötilaan, laskeutumisominaisuuksien lisäksi bakteeridiversiteetti saattaisi kehittyä paremmin täyteen laajuuteensa.

Termofiiliseen käsittelyyn liittyvät laskeutumisongelmat liittyvät vain harvoin mesofiilisessä käsittelyssä yleiseen paisuntalietteen ongelmaan. Siinä rihmamaisten organismien määrä kasvaa niin suureksi, että liete muodostaa laskeutumaton verkostoa (Eikelboom ja van Buijsen 1983; Jenkins 1993). Termofiilisessä lietteessä on rihmamaisia organismeja yleensä niin

vähän, että flokit eivät pysy kasassa (Tripathi ja Allen 1999; Sirviö 2002). Kuitenkin termofiilissä oloissakin voi syntyä rihmoja jopa niin paljon, että liete ei enää laskeudu (Sirviö 2002).

Mesofiilissä prosesseissa lietteen laskeutumista osataan parantaa kontrolloimalla rihma-  
maisten organismien määrää. Lietettä voidaan saostaa kemikaaleilla tai polymeereillä. Biomassan flokinmuodostusta voidaan parantaa myös vähentämällä kuormitusta. Kun mikro-organismit saavat vähemmän ravintoa, ne hyötyvät siitä että ovat kiinnittyneinä flokkeihin.

Eräs etu mitä termofiiliseltä käsittelyltä odotetaan, liittyy kovaan reaktionopeuteen. Termofiilisen käsittelyn halutaan toimivan korkeilla kuormilla. Anaerobisesta termofiilisestä jätevedenkäsittelystä saatujen kokemusten perusteella rajut muutokset kuormituksessa hajottivat lieterakeita. Mesofiiliset rakeet kestivät hajoamatta kaksinkertaisia kuormituksia verrattuna termofiilisiin. Toisenkin suuntaisia tuloksia on raportoitu. Termofiiliset anaerobiset suotimet ovat kestäneet kovia vaihteluita virtaamisissa ja orgaanisen kuorman vaihteluissa, mutta kärsineet nekin COD-arvon äkillisistä nousuista (van Lier 1995). Vapaata lietettä saattaa muodostua ainakin anaerobisessa termofiilisessä prosessissa enemmän kuin mesofiilisessä siksi, että liete mineralisoituu nopeammin (Soto ym. 1992 viit. van Lier 1995), mikä puolestaan vähentää bakteerien sitoutumisen kannalta tärkeiden solun ulkopuolisten polymeerien määrää. Aerobisissa termofiilissä prosesseissa kuormituksen vaihtelulla ei näyttäisi olevan suoraa yhteyttä reaktorin vapaan biomassan määrään (Jahren ja Ødegaard 1998), eikä liioin COD:n prosentuaaliseen vähenemään (Jahren ja Ødegaard 1998, 1999; Jahren ym. 2002).

Nopea hajotus saattaa siis rikkoa biomassaa, joskin aerobisissa prosesseissa tätä ei ole näytetty toteen niin selvästi kuin anaerobisissa. Toisaalta niukan ravinnon olosuhteissa flokkeihin sitoutuminen tarjoaa bakteereille symbioottista etua – tilanne, jota korkeilla kuormituksilla ei synny (Eikelboom ja van Buijsen 1983). Joskus lietteen huonon laskeutumisen takana voi olla korkea kuormitus ja nopea hajotus toisestakin syystä kuin siitä, että flokin muodostuksesta ei ole etua bakteereille niukan ravinnon olosuhteissa. Korkean kuormituksen ja lämpötilan olosuhteissa hajoaminen voi olla niin nopeaa, että hajotuksessa syntyy paljon hiilidioksidia. Kun hiilidioksidi poistuu, kuplat nostavat mukanaan myös lietettä (Suvilampi ym. 2003).

Lietteen huonot laskeutumisominaisuudet ovat heikentäneet termofiilisen käsittelyn tulosta kahdella tavalla. Käsitellyn veden mukana prosessista ulos huuhtoutuva biomassa lisää veden hapenkulutusta. Samalla reaktori menettää toimivaa biomassansa. Monesti termofiiliseen käsittelyyn on siirrytty mesofiilisestä siten, että lämpötilaa on nostettu portaittain. Lämpötilan nostojen jälkeen reaktorin kiintoaineen määrä on pudonnut (Tardiff ja Hall 1997; Tripathi ja Allen 1999; Suvilampi ja Rintala 2002). Vähentynyt biomassa käyttää COD:ta vähemmän, jolloin myös liukoista COD:ta poistuu vähemmän.

On mahdollista, että pitemmällä ajanjaksolla termofiilisissä oloissa lietteeseen valikoituu aktiivilieteprosessiin soveltuva bakteeriyhteisö, kun irralliset bakteerit huuhtoutuvat pois ja flokkiin sitoutuneet kiertävät ilmastus- ja laskeutusaltaan välillä flokkien ja palautuslietteen mukana. Neljä kuukautta hiljalleen kehittyviä termofiilisiä olosuhteita on riittänyt hyvien laskeutumisominaisuuksien syntyyn (Barr ym. 1996). Anaerobisissa kokeissa pitkät sisäänajot ovat tavallisia koska COD:n poistokin on parantunut pitemmän ajan kuluessa (Lepistö ja Rintala 1997; Jahren ja Ødegaard 1999). Aerobisissa kokeissa COD:n poisto on lähtenyt liikkeelle ja vakiintunut nopeasti. Kenties siksi prosessin muiden tekijöiden sopeutumiseen ei ole kiinnitetty niin paljon huomiota. Termofiilisen aerobisen lietteen ominaisuuksia koskevat tutkimukset ovat siinä mielessä ongelmallisia, että tutkimuksissa käytetty siemenliete on aina peräisin mesofiilisistä prosesseista. Vertailussa näyttää olevan termofiilinen ja mesofiilinen aktiiviliete, mutta itse asiassa vertailussa on samanaikaisesti myös muutokseen sopeutunut ja vakaisissa oloissa kehittynyt aktiiviliete.

### **2.3. Termofiilinen biofilmikäsittely**

Jätevesi voidaan käsitellä termofiilisesti ja aerobisesti myös kiinteillä pinnoilla ohuena kerroksena kasvavan biomassan avulla. Biofilmireaktoreissa biomassa kasvaa muovisilla pinnoilla. Leijupeti-biofilmi- eli kantajakappaleprosessissa mikro-organismien kasvualustana toimivat muovikappaleet liikkuvat jätevedenkäsittelytankissa vapaasti, kun vettä sekoitetaan ilmastuksen avulla. Biofilmiprosessi voidaan mitoittaa pienemmäksi kuin aktiivilieteprosessi, koska se toimii hyvin korkeammalla kuormituksella (Ødegaard ym. 1994). Käsittelyn tehokkuus ei ole olennaisesti kiinni siitä, saadaanko vapaana oleva biomassa erotetuksi käsittelystä vedestä, koska vain pieni osuus biomassasta on vapaana (Jahren ym. 2002). Lietteen palautusta prosessiin ei tarvita, koska biomassa pysyy reaktorissa kantajakappaleiden pintaan sitoutuneena. Täydessä mittakaavassa mesofiilinen biofilmiprosessi on esimerkiksi tehostanut hienopaperitehtaan jätevesien käsittelyä, kun aktiivilieteprosessi on toiminut huonosti paisuntalietteen takia. Koska kantajakappaleet lisäävät puhdistamon investointikustannuksia, todellinen etu niistä saadaan silloin kun prosessin kuormitukset ovat suuria, tyypillisesti 15 - 25 kg COD/m<sup>3</sup>/d.

Biofilmiprosessin yhdistäminen aktiivilieteprosessiin tehostaa ja vakauttaa prosessia (Malmqvist ym. 1996; Dalenroth ja Thulin 1997; Hansen ym. 1999). COD:n poistokapasiteetti on voitu kaksinkertaistaa ilman, että puhdistusteho on heikentynyt, kun aktiivilietekäsittelyn alkuosa on muutettu biofilmillä toimivaksi esikäsittelyksi. Samalla lietteen erotus on parantunut, mikä puolestaan sallii virtaaman noston laskeutusaltaassa (Kaindl ym. 1999). Hyvin lyhyillä, esimerkiksi tunnin viipymillä COD:n poisto on ollut vain 15 - 20 %. Mutta koska biofilmi kestää kuormituksen vaihteluita ja toimii lyhyillä 1 - 3 tunnin viipymillä, sijoittamalla se esikäsittelyksi saa-



daan vähennettyä aktiivilieteprosessia häiritseviä COD-kuorman vaihteluita. Samalla on saatu tasattua lämpötilaa. Biofilmiprosessiin jätevedet on voitu johtaa 40 - 50 °C lämpötilassa prosessin toiminnan siitä kärsimättä. Biofilmikäsittelyn aikana ne ovat jäähtyneet sopiviksi mesofiiliselle aktiivilietekäsittelylle (Malmqvist ym. 1996).

Termofiilistä biofilmikäsittelyä on sovellettu niin anaerobisena, aerobisena kuin näiden yhdistelmänä. Viimeksi mainitussa kokonaispuhdistustulos on liukoisen COD:n poiston osalta ollut 60 – 80 %, kun vedet käsiteltiin 55 °C:ssa (Jahren ja Ødegaard 1998, 1999). Puhtaasti aerobisessa termofiilisessä biofilmikäsittelyssä on todettu sama ilmiö kuin vastaavissa oloissa toimivassa vapaan suspension prosessissa. Yksinkertaiset yhdisteet hajoavat lähes kokonaan, 90 – 95 % liukoisena COD:na mitattuna. Monimutkaisemmista yhdisteistä on hajonnut korkeintaan 15 %. Liunneen orgaanisen aineen poisto kokonaisuudessaan jäi tässä tapauksessa 60 – 65 %:iin (Jahren ym. 2002). Tällainen tilanne on tyypillinen esimerkiksi sellutehtaan kuuma-hiertämön jätevesiä käsiteltäessä. Jätevedet sisältävät samoja ainesosia kuin puu: selluloosaa, sokereita ja ligniiniä. Ligniini hajoaa hiilihydraatteja huonommin tai ei hajoa lainkaan myös matalammassa lämpötilassa.

Liukoisen orgaanisen aineen poistossa on päästy termofiilisellä biofilmikäsittelyllä ainakin 80 %:iin, kun viipymä on ollut riittävän pitkä ja pH lähellä neutraalia. Kartonkitehtaan kiertoveden kiintoaine erottui prosessissa ”melko hyvin tai kohtalaisesti”. Paras puhdistustulos saavutettiin kuitenkin neutraalissa pH:ssa ja 37 °C:ssa. Termofiilinen biofilmiprosessi kesti kohtuudella myös pH:n laskua, kun pH 3,5:n aiheuttamaa rasiitusta kompensoitiin kuormitusta keventämällä. Liukoisen COD:n poisto oli 70 %. Vesi oli hienopaperilinjan kiertovettä (Malmqvist ym. 1999).

Erot mesofiilisen ja termofiilisen biofilmikäsittelyn välillä ovat vastaavanlaisia kuin on todettu vastaavissa aktiivilietekäsittelyä vertaavissa tutkimuksissa. Liukoisen COD:n poisto on jokseenkin sama molemmissa, mutta kiintoaineen erotuksessa on ongelmia termofiilisessä biofilmikäsittelyssä (Malmqvist ym. 1999).

Mesofiilisen biofilmiprosessin on raportoitu kestävän korkeaa kuormitusta paremmin kuin vastaavasti toimivan aktiivilietepuhdistamon (Dalentoff ja Thulin 1997; Malmqvist 1999). Lyhyillä viipymillä hapen väheneminen on haitannut COD:n poistoa (Malmqvist 1999). Termofiilisessä prosessissa COD:n poisto on onnistunut korkealla kuormituksella. Todennäköisesti kuitenkin nimenomaan suuri reaktionopeus aiheuttaa käsitellyn veden samentumista ja kiintoainepitoisuuden kasvua (Suvilampi ym. 2003).

Kuormitusta ei voida nostaa loputtomasti viipymää lyhentämällä. Raja reaktionopeuden nostossa tulee vastaan usein siinä, että suurempi reaktionopeus vaatii enemmän happea (Malmqvist ym. 1998). Kova ilmastus hajottaa flokit. Samoin saattaa tehdä hapen puute

laskeutusaltaassa. Käsittelylämpötilan nostolla on samoja vaikutuksia reaktionopeuteen ja hapenkulutukseen. On mahdollista, että huonompi lietteenerotus korkeammassa lämpötilassa johtuu pikemminkin reaktionopeuden ja hapenkulutuksen kasvusta, kuin korkeammasta lämpötilasta sinänsä.

Toistaiseksi termofiilisestä aerobisesta jätevedenkäsittelystä saatujen kokemusten perusteella COD saadaan poistettua korkeammassakin lämpötilassa. Liukoista orgaanista ainetta saadaan poistettua yhtä hyvin jopa 60 °C:ssa kuin perinteisessä aktiivilieteprosessin lämpötilassa. Jos jätevesi sisältää erilaisia vaikeasti hajoavia yhdisteitä, mesofiilisestä lietteestä muodostettu termofiilinen bakteeriyhteisö ei välttämättä hajota niitä kaikkia. Yli 45 °C:ssa lietteen ominaisuudet alkavat muuttua ja biomassan erotus käsittelystä jätevedestä kärsii. Aktiivilietelaitos, joka toimii 41 °C:ssa, on jo olemassa ja toimii tyydyttävästi (Barr ym.1996). Korkeammassa, varsinaisesti termofiilissä lämpötiloissa biomassaa voidaan erottaa käsittelystä vedestä esimerkiksi suodattamalla. Vaihtoehtoisesti tai sen rinnalla laskeutumista pitää kehittää ja selvittää lisää, mitä ilmiöitä siihen liittyy. Myös biofilmikäsittely on eräs toimiva ratkaisu käsitellä jätevedet termofiilisesti.

### 3. LIETTEEN ADHEESIO JA LASKEUTUMINEN

#### 3.1. Flokin rakenne ja koossapitävät polymeerit

Aktiivilietteflokkin pääkomponentit ovat mikro-organismit ja niiden solujen ulkopuolella olevat polymeerit sekä vesi (Li ja Ganczarzyk 1990). Lisäksi flokki sisältää käsitellystä jätevedestä riippuen kuituja, hiekkaa sekä muita orgaanisia ja epäorgaanisia hiukkasia (Eikelboom ja van Buijsen 1983).

Flokin rakenne on monitasoinen. Mikroflokit, kooltaan noin 2,5 µm, ovat hiukkasia, jotka voivat olla eläviä sekä kuolleita mikrobeja ja jäteveden mukanaan tuomia hiukkasia. Ne muodostavat polymeerikapselin sisäänsä sulkemia kolonioita, jotka ovat läpimitaltaan noin 5 - 30 µm (Li ja Ganczarzyk 1990; Jorand ym. 1995). Solun ulkopuoliset polymeerit sitovat yhteen näitä toisen tason rakenteita muodostaen keskimitaltaan 125 µm:n flokkeja, jotka sulkevat sisäänsä myös yksittäisiä mikroflokkeja (Jorand ym. 1995). Kaikkiaan flokkien koko vaihtelee 0,5 - 3000 µm (Urbain ym. 1993).

Kun aktiivilietteessä on läsnä rihmamaisia mikro-organismeja, ne muodostavat flokin rungoksi verkoston, johon pienet solun ulkopuolisten polymeerien koossapitämät flokit ja yksittäiset hiukkaset voivat kiinnittyä ja muodostaa suurempia flokkeja (Urbain ym. 1993). Näiden flokkien muoto ja koko noudattelevat runkona olevien rihmamaisten organismien ulottuvuuksia. Rihmamaiset organismit vahvistavat flokkeja niin, että ne kestävät hyvin ilmastusaltaan turbulenssia hajoamatta, mutta jos rihmoja on liikaa, ne estävät lietteen laskeutumisen pahimmassa tapauksessa kokonaan (Wanner ja Grau 1989; Jenkins ym. 1993). Rihmoja tärkeämpi koossapitävä elementti flokissa ovat solun ulkopuoliset polymeerit (Chudoba 1989 viit. Wanner ja Grau 1989).

Solun ulkopuoliset polymeerit ovat polysakkarideja, proteiineja, lipidejä ja nukleiinihappoja (Urbain ym. 1993; Frølund ym. 1996; Bura ym. 1998), jotka sitovat mikro-organismit flokeiksi ja biofilmiksi (Pavoni ym. 1972; Sanin ja Vesilind 1994). Solun ulkopuoliset polymeerit ovat peräisin mikrobien aineenvaihdunnasta, kun lieteikä on lyhyt. Pitkällä lieteikäällä myös mikrobien hajoaminen synnyttää polymeerejä (Andreadakis 1993). Myös jätevesi sisältää polymeerejä, kuten selluloosaa ja humushappoja, jotka sitoutuvat prosessissa osaksi flokkeja (Urbain ym. 1993).

Polymeerit ovat flokin koheesion kannalta välttämättömiä. Samalla ne sitovat flokkiin vettä, joka vaikeuttaa lietteen laskeutumista ja tiivistymistä (Forster 1971), joskin Saninin ja Vesilindin tutkimuksessa (1994) polymeerien poistaminen uuttamalla ei vaikuttanut lietteen tiivistymiseen. Polymeerien määrää enemmän lietteen ominaisuuksiin vaikuttaa polymeerien keskinäinen koostumus. Korkean hiilhydraattipitoisuuden suhteessa proteiinipitoisuuteen on to-

deitti heikentävän lietteen laskeutumista (Forster 1971; Goodwin ja Forster 1985; Bura ym. 1998; Shin ym. 2001).

Solunulkopuolisten polymeerien sitova vaikutus perustuu niiden yleensä negatiiviseen kokonaisvaraukseen sekä niiden hydrofobisiin ominaisuuksiin. Flemming ja Wingender (2003) ovat koonneet ja eritelleet solun ulkoisten polymeerien ainesosien sähköisiä pintaominaisuuksia. Hydrofobiset ominaisuudet aiheutuvat hydrofobisten aminohappojen; alaniinin, leusiinin ja lysiinin korkeista suhteellisista pitoisuuksista (Higgins ja Novak 1997; Dignac ym. 1998).

### **3.2. Adheesio**

Aktiivilietteen ja biofilmin bakteeriyhteisöt koostuvat monista lajeista, joiden esiintymiseen, käyttäytymiseen ja ominaisuuksiin vaikuttavat jätevedenkäsittelyprosessin vaihtelevat olosuhteet. Mikro-organismien kiinnittymistä flokkeihin ja biofilmiin ei ole kyetty selittämään tyhjentävästi, vaan tutkijoilla on erilaisia näkemyksiä adheesion mekanismeista (Bruus ym. 1992; Zita ja Hermansson 1994; Higgins ja Novak 1997; Wilén ym. 2000). Eri mittakaavoissa voidaan erotella eri adheesiomekanismeja: mikrokolonioiden välisiä, flokin sisäisiä ja flokkien välisiä. Flokkien väliseen yhteenliittymiseen vaikuttavat voimakkaasti erilaiset ympäristön olosuhteet (Jorand ym. 1995). Lisäksi jäteveden koostumus vaikuttaa adheesiomekanismiin. Ravinteiden saatavuus ja jäteveden mukanaan tuomat hiukkaset erilaisine pintaominaisuuksineen vaikuttavat flokinmuodostumiseen (Nielsen ja Keiding 1998). Aktiivilietteestä eristetyt bakteerit ovat muodostaneet flokkeja myös laboratorio-olosuhteissa, mutta eri mekanismeilla kuin aktiivilietteen bakteeriyhteisössä (Zita 1997: 25).

Aktiivilietteen ja biofilmin kykyä sitoa irrallisia bakteereja ja muita jäteveden kolloideja hiukkasina on selitetty eri teorioin ja mallein. Elektrostaattiset vuorovaikutukset vetävät hiukkaset tietyissä olosuhteissa yhteen (Verwey ja Overbeek 1948 viit. Zita 1997 sekä Vogelaar ym. 2005). Hydrofobisuus pakottaa hiukkaset yhteen, pois veden vaikutuksesta (Zita ja Hermansson 1997a). Tai bakteerien erikoistuneet pintarakenteet muodostavat sidoksia keskenään sekä kationien välityksellä (Bruus ym. 1992; Higgins ja Novak 1997; Bura ym. 1998). Erityisesti flokin pintarakenteiden koossapysymiseen vaikuttaa mikro-organismien biologinen aktiivisuus (Wilén ym. 2000).

#### **3.2.1. Elektrolyyttiliuoksen vahvuus ja DLVO-teoria**

Kun adheesiota tarkastellaan sähköisten vuorovaikutusten avulla, bakteeri nähdään elollisena kolloidihiuksena. DLVO-teoria kuvaa kiinnittymistä pitkän välimatkan (mikä käsitellään kolloidimittakaavassa muutamina nanometreinä) voimilla (Verwey ja Overbeek 1948 viit. Zita 1997 sekä Vogelaar ym. 2005). Kahden pinnan veto- ja hylkimisvoiman yhteisvaikutus määrää, kiinnittyvätkö pinnat vai hylkivätkö ne toisiaan. Vetovoima johtuu yleensä van der

Waalsin voimista atomien tai molekyylien dipolien välillä ja työntövoima solun tai kolloidihiukkasen pinnan ja ympäröivän liuoksen elektrostaattisista vuorovaikutuksista.

Bakteereilla ja muilla orgaanisilla hiukkasilla on vedessä yleensä negatiivinen varaus, joka vetää puoleensa ympäröivän elektrolyyttiliuoksen kationeja. Nämä muodostavat kolloidin tai bakteerin pintaan positiivisesti varautuneen nk. Sternin kerroksen. Sen ulkopuolelle muodostuu vastakkaismerkkisten ionien kerros. Syntyy siis elektrostaattinen kaksoiskerros, jonka paksuus vaikuttaa työntövoiman suuruuteen ja siihen, kuinka lähelle pinnat pääsevät toisiaan. Jos kahden pinnan elektrostaattiset kaksoiskerrokset osuvat samalle alueelle (engl. overlapping), pinnat hylkivät toisiaan samanmerkkisten varausten takia. Jos elektrostaattiset kaksoiskerrokset ovat ohuet, ne osuvat samalle alueelle vasta, kun pinnat ovat hyvin lähellä toisiaan ja lyhyeltä etäisyydeltä vaikuttavat van der Waalsin voimat vetävät pinnat yhteen.

Elektrostaattisen kaksoiskerroksen paksuus riippuu tarkasteltavaa kolloidia ympäröivän liuoksen elektrolyyttien pitoisuudesta ja valenssista. Laimeassa elektrolyyttiliuoksessa kaksoiskerros on paksu. Eri hiukkasten kaksoiskerrokset menevät usein päällekkäin, jolloin repulsio on suuri, eivätkä pinnat kohtaa. Väkevässä elektrolyyttiliuoksessa kaksoiskerros muodostuu tiiviiksi ja ohueksi ja pinnat pääsevät niin lähelle toisiaan, että van der Waalsin voimat ovat työntäviä voimia suuremmat.

Kirjallisuudessa ei ilmeisesti ole viitteitä tilanteisiin, joissa bakteerien adheesio selittyisi yksinomaan DLVO-teorian avulla. Bakteerit ovat eläviä organismeja, joilla on monia erityispiirteitä verrattuna abioottisiin kolloidihiukkasiin, kuten flagelloja ja, ehkä tärkeimpänä, solun ulkopuolisia polymeereja. Kuitenkin DLVO-teorian on todettu selittävän bakteerien tarttumista elektrostaattisten vuorovaikutusten osalta, ja erityisesti kun ionivahvuus on 0 - 0,1. Zitan ja Hermanssonin tutkimuksessa (1994) kalium- ja kalsiumkationien,  $K^+$  ja  $Ca^{2+}$ , lisäys vahvisti flokkeja. Ionivahvuuden kasvaessa  $0,5 \times 10^{-3}$ :sta  $50 \times 10^{-3}$ :een flokit vahvistuivat ja kirkasteen sameus väheni. Yli 0,1 ionivahvuuksilla flokit kuitenkin hajosivat. Tekijät epäilevät DLVO:n selittävän adheesiota laimeammilla elektrolyyttipitoisuuksilla, mutta vahvemmillä pitoisuuksilla todettu flokkien hajoaminen selittyy todennäköisemmin ioninvaihtomekanismilla (Gordon & Millero 1984 viit. Zita 1997: 12).

### 3.2.2. Termodynaaminen malli

Termodynaaminen lähestymistapa tarkastelee adheesiota siltä kannalta, onko energeettisesti edullisinta tarttua yhteen vai pysyä erillään. Jos solun kontakti pinnan kanssa vähentää systeemin vapaata energiaa, solun adsorptio on termodynaamisesti suotuisaa. Vapaan energian muutos määritetään bakteerin ja kiinteän pinnan,  $\gamma_{BS}$ ; kiinteän pinnan ja nesteen,  $\gamma_{SL}$ , sekä bakteerin ja nesteen,  $\gamma_{BL}$  vapaiden energioiden erotuksena. Adheesio on spon-

taani, jos bakteerin ja kiinteän pinnan välinen vapaa energia on pienempi kuin muiden pintojen vapaiden energioiden summa. Vapaat energiat voidaan määrittää kontaktikulman mittauksella. Bakteerin pinnan korkean vapaan energian on havaittu johtavan tarttumiseen pintoihin joissa on korkea vapaa energia ja päinvastoin. Termodynaaminen tarkastelutapa liittyy läheisesti myös hydrofobisiin vuorovaikutuksiin. Ne perustuvat energian minimointiin systeemin kokonaisuudessa (Zita 1997: 13).

### **3.2.3. Hydrofobiset vuorovaikutukset**

Suurin osa luonnon orgaanisista aineista on poolittomia, ja hylkivät veden polaarisia vetysidoksia. Siksi niille on energeettisesti edullisempaa liittyä toisiinsa, jolloin niiden ja veden välinen yhteinen pinta vähenee (Westall 1987: 7). Ainoa niitä yhteenvetävä voima on siis pyrkimys päästä pois vesimolekyylien polaaristen sidosten luota. Biologisissa systeemeissä hydrofobiset vuorovaikutukset ovat yleensä vahvimpia pitkän välimatkan vuorovaikutuksia, kovalenttiset sidokset poislukien (Oliveira ym. 2003).

Bakteerien pinnan hydrofobisuus on yksi merkittävistä adheesioon johtavista ominaisuuksista (Zita ja Hermansson 1997b). Zita ja Hermansson (1997a) osoittivat bakteerien pinnan hydrofobisuuden ja tarttumisen aktiivilieteflokkeihin korreloivan. Flokkeihin sitoutumattomat bakteerit taas olivat useammin hydrofiilisiä. Hydrofobiset bakteerit kulkevat flokissa olevia huokosia ja kanavia pitkin eri puolille flokkia (Olofsson ym. 1999). Kun flokissa on hydrofobisia bakteereita, lietteen on todettu laskeutuvat hyvin (Guellil ym. 1998).

Hydrofobisuus voi olla seurausta bakteerin hydrofobisista pintarakenteista, kuten esimerkiksi flagelloista ja rihmoista (Zita ja Hermansson 1997b) tai hydrofobisista solun ulkopuolisista polymeereistä (Jorand ym. 1998). Ulkopuolisista polymeereistä erityisesti proteiinit ovat hydrofobisia, hiilihydraatit eivät niinkään (Jorand ym. 1998). Mitä enemmän proteiineja suhteessa hiilihydraatteihin, sitä hydrofobisempaa solun ulkopuolinen polymeerimassa on. Pitemmällä lieteillä sekä proteiinien, että hydrofobisuuden määrä flokeissa kasvavat (Liao ym. 2001).

Hydrofobisuusmääritykset eivät mittaa absoluuttista hydrofobisuuden määrää, vaan laittavat bakteerisolujen tai muiden materiaalien hydrofobisuuden suhteelliseen järjestykseen, jolloin eri menetelmillä mitattuja hydrofobisuuksia ei voi verrata yksiselitteisesti. Eri menetelmiä vertailtaessa on saatu kuitenkin hyviä korrelaatioita (Zita ja Hermansson 1997b).

### **3.2.4. Solun ulkopuolisten polymeerien ja kationien väliset suolasillat**

Bakteerisolujen ulkopuoliset polymeerit ovat tärkein flokkia koossa pitävä elementti (Bura ym. 1998). Polymeerit ovat yleensä kokonaisvaraukseltaan negatiivisia ja tarjoavat tarttumispinnan kationeille, jotka muodostavat suolasilloja polymeerien välille. Myös bakteerien pinnat ja epäorgaaniset partikkelit ovat usein negatiivisesti varautuneita. Divalenttisia ka-

tioneja, varsinkin  $Mg^{2+}$  ja  $Ca^{2+}$ , pidetään tärkeimpinä polymeerejä sitovina ioneina (Bruus ym. 1992; Higgins ja Novak 1997). Ne muodostavat yhdessä polymeerien kanssa alginaattityypistä geelin, joka pitää flokkeja koossa ja tarjoaa kasvualustan bakteereille (Bruus ym. 1992). Kalsiumin poistaminen aktiivilietteestä kelaattia muodostavalla EGTA:lla johti pienikokoisten hiukkasten vapautumiseen. Ne samensivat kirkasteen. Samanlainen vaikutus oli sillä, että aktiivilietteeseen lisättiin muita kationeja:  $H^+$ ,  $Na^+$ ,  $K^+$  ja  $Mg^{2+}$ . Magnesiumionit voivat jossain määrin korvata kalsiumia, mutta monovalentit kationit ainoastaan syrjäyttivät kalsiumin, mutta eivät osallistuneet sidosten muodostamiseen. Kupari-ioni,  $Cu^{2+}$  osoittautui vielä kalsiumia lujempien siltojen muodostajaksi (Bruus ym. 1992).

Myös rauta  $Fe^{3+}$ -muodossa muodostaa vahvoja sidoksia bakteeriflokeissa ja raudan poistaminen sulfidisaostuksella hajotti flokit. Toisaalta laboratoriossa muodostui vahvoja, sekoi- tusta kestäviä flokkeja ilman rautaylimäärää (Nielsen ja Keiding 1998). Nämä koloniat muodostivat flokkeja mitä ilmeisimmin eri mekanismeilla kuin vastaavat jäteveden bakteeri- koloniat.

Kalsium- ja magnesiumkationit sitovat erityisesti solun ulkopuolisten polymeerien proteiineja (Urbain ym. 1993; Higgins ja Novak 1997) magnesiumin sitoessa myös polymeerien DNA:ta (Urbain ym. 1993). Proteiinin sitovan vaikutuksen osoitti myös proteiinia hajottavan entsyymin aiheuttama flokkien hajoaminen (Higgins ja Novak 1997). Kokeittensa perusteella Higgins ja Novak ovat esittäneet mallin, jossa lektiinityypiset proteiinit sitovat polysakkarideja spesifisten tarttumakohtien välityksellä ja divalentit kationit muodostavat siltoja polymeerien välille. Solun ulkopuolisten polymeerien määrä vaikuttaa adheesiomekanismiin. Kun polymeerejä on runsaasti, ne osallistuvat solujen välisten sidoksiin, mutta kun polymeerejä on vähän, elektrostaattiset vuorovaikutukset estävät adheesion (Tsuneda ym. 2003).

### **3.2.5. Aktiivisuus sekä muut vaikuttavat voimat**

Wilénin ym. (2000) mukaan mikro-organismien aktiivisuus on tärkein yksittäinen voima, joka pitää flokit koossa. Aktiivisuuden väheneminen hajottaa flokkeja pinnasta määrän, joka vastaa noin 2 % flokin massasta. Pinnan rakenteiden hajoaminen samentaa jätevettä merkittävästi.

Käytännössä solujen tarttumiseen toisiinsa ja kantajakappaleisiin vaikuttaa myös kantajakappaleiden ja jo muodostuneen flokin karheus ja huokoisuus. Paitsi että näiden ominaisuuksien myötä tarttumiseen sopiva pinta-ala kasvaa, pinnan mikrohuokokset ja kolot tarjoavat suojaa hydrodynaamisilta leikkausvoimilta, eivätkä jo tarttuneet solut irtoa niin helposti (Oliveira ym. 2003).

### 3.3. Laskeutuminen

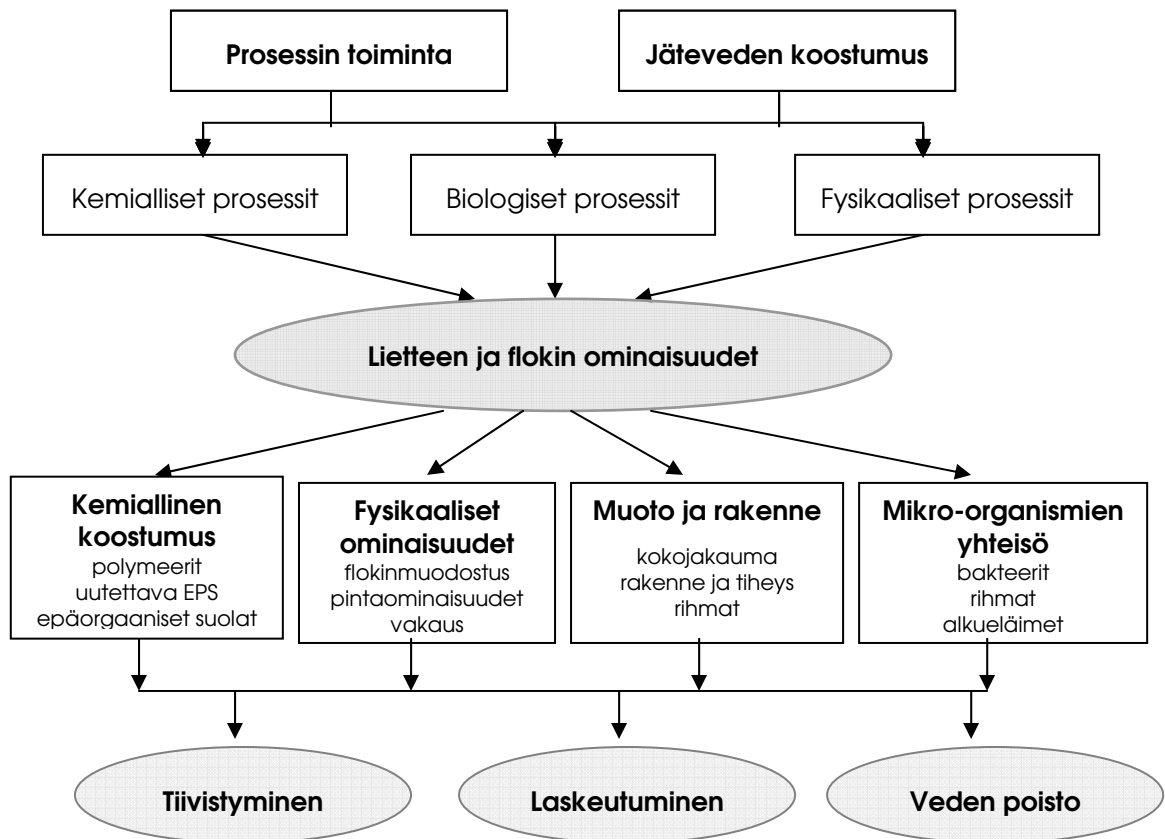
Flokin laskeutumisnopeuteen vedessä vaikuttavat flokin koko, tiheys, huokoisuus, läpäisevyys ja muoto (Ganczarczyk 1994). Näihin ominaisuuksiin vaikuttavat flokin ulkopuoliset prosessin muuttujat kuten happipitoisuus, ravinteiden saatavuus ja veden sekoittaminen (Wilén ja Balmer 1999). Samalla kun solun ulkopuoliset polymeerit pitävät flokit koossa, ne myös sitovat vettä lietteen pintaan, mikä hidastaa lietteen laskeutumista (Urbain ym. 1993). Polymeerin vaikutuksesta lietteen myöhempään tiivistymiseen on ristiriitaisia tuloksia (Sanin ja Vesilind 1994). Kun hiilihydraatteja on runsaasti suhteessa proteiinien määrään, lietteen laskeutuminen heikkenee. Voimakas ilmastus lisää hiilihydraattien suhteellista pitoisuutta (Shin ym. 2001). Toisaalta suuri pitoisuus solun ulkopuolisia polymeereja heikentää lietteen laskeutumista ja tiivistymistä, olivat polymeerit sitten proteiineja, humusta tai hiilihydraatteja (Jin ym. 2003). Kuvassa 1 on kuvattu flokin ja lietteen ominaisuuksiin ja laskeutumiseen vaikuttavien tekijöiden välisiä suhteita.

Useimmiten suuret, tiiviit ja vahvat flokit laskeutuvat parhaiten. Flokin kokoa enemmän laskeutumiseen vaikuttavat kuitenkin flokin muoto ja tiheys. Myös pienet flokit voivat laskeutua hyvin (Jin ym. 2003). Flokki on sitä tiiviimpi, mitä pienempi se on (Andreadakis 1993). Jos flokissa ei ole rihmoja, sen laskeutuminen (SVI:nä mitattuna) riippuu flokin koosta ja tiheydestä. Tiheämmät flokit laskeutuvat paremmin ja pienet flokit laskeutuvat suuria paremmin todennäköisesti siksi, että ne ovat suuria flokkeja tiheämpiä (Andreadakis 1993).

Sekä flokin sisäinen tiheys että ympäröivien flokkien esiintymistiheys vaikuttavat siihen, miten hyvin liete laskeutuu ja tiivistyy (Jin ym. 2003). Säännöllisen muotoiset flokit laskeutuvat paremmin kuin repaleiset ja moniulotteiset flokit.

Suurimman osan konventionaalisten aktiivilietelaitosten aktiivilietteen tilavuudesta muodostavat läpimitaltaan noin 70 - 180 µm:n flokit (Jorand ym. 1995). Mutta lukumääräisesti eniten on tätä pienempiä flokkeja (Andreadakis 1993).





Kuva 1: Lietteen ja flokin ominaisuuksiin vaikuttavat fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten tekijöiden yhteisvaikutukset (Jin ym. 2003).

### 3.4. Lämpötilan vaikutukset adheesioon, flokinmuodostukseen ja laskeutumiseen

Lämpötilan nousu aktiivilieteprosessissa johtaa usein solujen irtoamiseen lieteflokeista (Morgan-Sagastume ja Allen 2005). Termofiilissä aktiivilieteprosesseissa lietteen erotus käsittelystä jätevedestä on eräs keskeisimmistä pulmista. Termofiilisten bakteerien solujen väliset sidokset ovat heikkoja termofiilissä olosuhteissa, tai ainakin heikompia kuin mesofiilissä olosuhteissa (Vogelaar ym. 2005). Tarkkaa syytä ilmiöön ei tiedetä. Varmasti jotkin bakteerien adheesioon vaikuttavista tekijöistä vaihtelevat lämpötilan mukana. Ainakin hydrofobisuuden tiedetään vaihtelevan lämpötilan mukaan (Tanford 1973; Briandet 1999; Chavant ym. 2002; Gallardo-Moreno 2002; Vogelaar 2005). Sähköiset vuorovaikutukset tuskin ovat lämpötilariippuvaisia (Lyklema 1995 viit. Vogelaar ym. 2005).

Hydrofobisuus riippuu lämpötilasta välillä 0 - 100 °C (Lesk 2003). Mutta kun jäteveden koloidihiukkasten adsorptiota hydrofobiseen pintaan mitattiin 20-60 °C:ssa, hydrofobisuus vaihteli, mutta mitään trendiä suuntaan tai toiseen ei ollut havaittavissa. Tämän perusteella

hydrofobisten vuorovaikutusten lämpötilariippuvuus ei näytä selittävän eroja mesofiilisen ja termofiilisen aktiivilietteen flokinmuodostuksessa (Vogelaar ym. 2005).

Kun mikro-organismien adheesiomekanismien lämpötilariippuvuutta on tutkittu mesofiilisten eliöiden lämpötila-alueella, on havaittu, että adheesioon vaikuttaa sen hetkisen lämpötilan lisäksi lämpötila, jossa mikro-organismit ovat kasvaneet (Toren ym. 1998; Gallardo-Moreno ym. 2002). Lämpötilariippuvuus ei ole kuitenkaan yksisuuntaista. Jopa saman lajin eri kantojen hydrofobisuus ja tarttuvuus vaihtelee suhteessa lämpötilaan. *Listeria monocytogenes*-bakteerin kanta Scott A ei osoittanut lineaarista riippuvuutta lämpötilasta, kun mitattiin sen tarttumista ruostumattomaan teräkseen ja affiniteettia eri liuottimiin (Briandet ym. 1999). Saman lajin kanta LO28 oli sitä hydrofobisempi, mitä lämpimämmässä (8 - 37 °C) se oli kasvatettu (Chavant ym. 2002). Vastavanlaisia tuloksia hydrofobisuuden lämpötilariippuvuuden vaihtelusta saman lajin eri kantojen välillä on saatu *Candida parapsilosis* -hiivan eri kannoilla (Gallardo-Moreno ym. 2002).

Mikro-organismien kasvulämpötilalla on ollut enemmän vaikutusta adheesioon kuin sillä lämpötilalla, jossa adheesiota on mitattu. Merkitystä näyttää olevan myös sillä, että adheesiota mitattaisiin lähellä sitä lämpötilaa, missä mikro-organismi on kasvanut. *Vibrio*-bakteerin kanta AK-1 tarttui kaikkein eniten, 79 % *Oculina patagonica* -koralliin, kun adheesiota mitattiin 25 °C:ssa ja bakteeri oli myös kasvanut tässä lämpötilassa. Kun adheesiolämpötila oli edelleen sama 25 °C mutta kasvulämpötila oli 16 °C, adheesio oli 0 %. 16 °C:ssa kasvaneen *Vibrio* adheesio 16 °C:ssa oli 7 % (Toren ym. 1998).

Bakteerien pinnan hydrofobisuuteen vaikuttavat pinnan erilaiset hydrofobiset proteiinit, kuten ripsut, siimat, ulommat kalvoproteiinit ja LPS- ja K-antigeenit. Ympäristön olosuhteiden, mm. lämpötilan, vaihtelu voi vaikuttaa pintarakenteiden laatuun ja lukumäärään ja siten vaikuttaa bakteerien adheesioherkkyyteen sekä luonnollisissa olosuhteissa että koetilanteissa (Moser ja Schröder 1997). Joidenkin patogeenien, kuten *C. jejuni* -bakteerin viljeleminen yhdessä eukaryoottisolujen kanssa on saanut aikaan, että bakteeri on käynnistänyt useiden ulompien kalvoproteiinien synteesin (Moser ja Schröder 1997). Termofiilissä prosesseissa ei ole eukaryootteja toisin kuin mesofiilissä prosesseissa. Alkueläinten on ajateltu vähentävän mesofiilisten prosessien kolloidihukkasten määrää käyttämällä hiukkasia ravinnokseen (LaPara ja Alleman 1999). Mutta mahdollisesti alkueläimet, ts. eukaryoottisolut, voivat vaikuttaa läsnäolollaan myös bakteerien pintaominaisuuksiin. Kuitenkaan alkueläinten eliminointi mesofiilisestä aktiiviliettereaktorista ei lisännyt kolloidihukkasten määrää (Vogelaar ym. 2002b), joten alkueläimillä ei liene tärkeää roolia jäteveden kirkastumisessa.

Aktiivilietteen EPS:n koostumus muuttuu hieman lämpötilan muuttuessa. Proteiineja on enemmän kun lämpötila nousee (Tripathi 2000 viit. Vogelaar ym. 2002a). Korkean suhteelli-

sen proteiinipitoisuuden on havaittu parantavan laskeutumista, mutta kohonneen polymeeripitoisuuden kaiken kaikkiaan heikentävän lietteen laskeutumista (Shin ym. 2001; Jin ym. 2003). Termofiilisen anaerobikäsittelyn osalta on päätelty, että korkeammassa lämpötilassa, kun hajoaminen on nopeampaa, myös EPS hajoaa nopeammin, jolloin vähemmän polymeereja osallistuu adheesioon (van Lier 1995, katsaus).

Rihmamaisia organismeja on löydetty myös termofiilistä lietteestä. Usein ne ovat kuitenkin puuttuneet (Sirviö 2002). Sirviön tutkimuksessakaan rihmojen olemassaolo ei vaikuttanut lietteen laskeutumiseen tai flokkien koostumukseen. Flokit olivat hauraampia ja liete laskeutui huonosti.

Korkeammassa lämpötilassa vesi on vähemmän viskoosia ja siten se vastustaa painovoiman vaikutusta lietteeseen vähemmän (Atkins ja dePaula 2002). Siinä mielessä lietteen pitäisi laskeutua paremmin korkeammassa lämpötilassa. Käytännössä muut lämpötilan vaikutukset lietteen ominaisuuksiin näyttävät kumoavan madaltuneen viskositeetin vaikutuksen.

### **3.5. Apuaineet adheesiota ja laskeutumista parantamassa**

Aktiivilieteprosessin lietteenerotusta voidaan parantaa paitsi mikro-organismien kasvuoloja säätelämällä, myös kemiallisin menetelmin. Hivenaineiden lisääminen prosessiin on tuottanut biomassaa, jossa rihmat olivat lyhyitä ja SVI matala. Tällainen biomassa myös kesti vakaammin jäteveden koostumuksen muutoksia (Zitomer ym. 1998 viit. Kahmark ja Unwin 1999).

Monien lisäaineiden teho perustuu niiden positiiviseen varaukseen. Kahdenarvoiset kationit muodostavat suolasiltoja flokeissa olevien solunulkoisten polymeerien välille. Myös bakteerien ja epäorgaanisten hiukkasten pinnoilla on negatiivisia tarttumapintoja, joita kationit voivat vastakkaismerkkisellä varauksellaan yhdistää (Urbain ym. 1993). Muun muassa kalsium-, magnesium-, alumiini- ja rautakationit parantavat lietteen laskeutumista ja tiivistymistä (Vogelaar ym. 2002a, Jin ym. 2003).

## 4. LÄMPÖTILAN VAIKUTUKSET JÄTEVEDENKÄSITTELYN FYSIKKAAN, KEMIAAN JA BIOLOGIAAN

### 4.1. Lämpötilan vaikutukset jätevedenkäsittelyn fysiikkaan ja kemiaan

Jo parinkymmenen asteen lämpötilan nousu jäteveden käsittelyssä aiheuttaa vedessä fysikaalisia ja kemiallisia muutoksia, joilla on erillisiä ja yhteisvaikutuksia siihen, miten puhdistusprosessi toimii. Taulukossa 2 on biologisen jätevedenkäsittelyn kannalta mielenkiintoisia muutoksia veden fysikaalisissa ja kemiallisissa ominaisuuksissa, kun lämpötila kohoaa noin 30 °C:sta noin 55 °C:een.

Taulukko 2: Veden fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia termofiilissä lämpötiloissa verrattuna mesofiiliseen lämpötilaan (LaPara ja Alleman 1999; taulukko 5; Vogelaar 2000; Atkins ja de Paula 2002; Lesk 2003).

Veden ominaisuus	Odotettu muutos	Vaikutus aerobiseen käsittelyyn
Viskositeetti	Vähenee	Kaasujen siirto tehostuu, sekoitus tehostuu.
Diffuusiokerroin	Kasvaa	Kaasujen siirto tehostuu, sekoitus tehostuu.
Pintajännite	Pienenee	Kaasujen siirto tehostuu. Vahtoamisongelmat yleistyvät.
Kaasujen liukoisuus veteen	Vähenee	Kyllästymättömien kaasujen liukeneminen hidastuu. Ylikyllästyneet kaasut strippautuvat pois voimakkaammin.
Kiinteiden aineiden liukoisuus veteen	Kasvaa Vähenee	Useimpien orgaanisten ja epäorgaanisten aineiden suurin mahdollinen pitoisuus kasvaa. Karbonaattisuolojen liukoisuus laskee.
Hydrofobisuus	Vähenee	Flokinmuodostus heikentyy.
Hapen saatavuus	Todennäköisesti ei merkittävää muutosta	Ei merkittävää vaikutusta.

Aerobisessa jätevedenkäsittelyssä hapen saaminen mikrobien käyttöön on tärkeää prosessin toiminnalle. Myös taulukossa 2 arvioinnin pääpaino on vaikutuksissa hapen saatavuuteen. Veden muuttuessa vähemmän viskoosiksi se liikkuu juoksevammin ja aineet vedessä liikkuvat herkemmin. Viskositeetti vähenee lämpötilan noustessa myös siksi, että veden tiheys pienenee. Kummallakin on sama vaikutus jäteveden käsittelyn kannalta: Sekoitus ja kaasukuplien liike tehostuvat. Pintajännitteen heikentyminen ja diffuusion voimistuminen parantavat hapen liukenemistä kaasukuplista veteen.

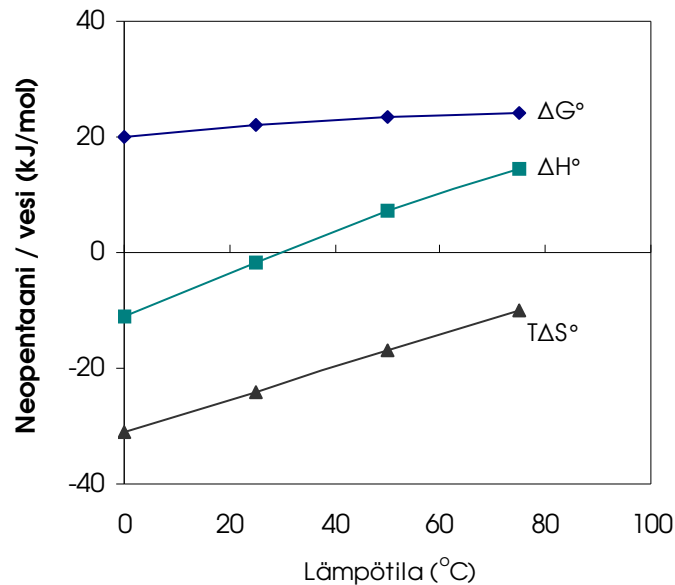
Koska kaasujen liukoisuus veteen vähenee lämpötilan noustessa, happi kyllästyy korkeam-  
massa lämpötilassa jo pienempänä pitoisuutena. Kun happi alkaa liueta veteen, joka alku-  
tilanteessa on täysin hapetonta, kyllästymispitoisuuden saavuttaminen vaatii pienemmän  
määrän happea, kun lämpötila on korkeampi. Pienempi ero hapen pitoisuudessa alku- ja  
lopputilanteen välillä tekee reaktiosta hitaamman (Atkins ja dePaula 2002).

Lämpötilan nousu aiheuttaa siis kahdensuuntaisia vaikutuksia hapen liukenemiselle. Voge-  
laar (2000) mittasi liuenutta happipitoisuutta eri lämpötiloissa ja eri hapen virtausnopeuksilla  
ja laski niiden perusteella kokonaishapensiirtokertoimet eri lämpötiloissa ja eri hapetusno-  
peuksilla vesijohtovedelle 20, 30, 40 ja 55 °C:ssa ja esikäsitellylle paperitehtaan prosessive-  
delle 20 ja 55 °C:ssa. Mittaamiensa arvojen perusteella laskettiin edelleen ilmastuksen ha-  
petuskapasiteetti prosessi- ja vesijohtovedelle lämpötilan muuttujana. Vesijohtoveden ha-  
petuskapasiteetti pysyi samana koko lämpötilavälillä 20 - 55 °C ja prosessiveden hapetus-  
kapasiteetti nousi lievästi, kuvan (Vogelaar 2000: kuva 2A) perusteella noin 16 %. Toisin sa-  
noen lämpötilalla ei näyttäisi olevan vaikutusta hapen saatavuuteen ilmastusprosesseissa.  
Lämpötilan erisuuntaiset vaikutukset viskositeettiin, diffuusioon ja kaasujen liukoisuuteen  
näyttäisivät nollaavan toistensa vaikutuksen. Kuitenkin alemmissa lämpötiloissa (8-16 °C)  
lämpötilalla on havaittu olevan vaikutusta liuenneen hapen määrään. Kun nitrifikaation  
odotettiin hidastuvan lämpötilan laskiessa, se pysyikin ennallaan, koska lisääntynyt happipi-  
toisuus kompensoi viilenemisen hidastavaa vaikutusta (Ødegaard ym. 1994).

Hydrofobisiksi aineiksi määritellään aineet, jotka liukenevat helposti useisiin poolittomiin liuot-  
timiin mutta veteen vain rajoitetusti. On olemassa myös joukko yhdisteitä, joilla on kaksois-  
luonne. Osa molekyylistä on polaarinen ja toinen osa pooliton ja siis hydrofobinen. Hydrofo-  
bisuus ei johdu juurikaan poolittomien molekyylien välisistä vetovoimista, vaan vesimolekyy-  
lien vahvasta vetovoimasta toisiinsa. Puhtaassa vedessä vesimolekyylit ovat järjestäytyneet  
tietyllä tavalla. Kun vesimolekyylien pitää järjestäytyä uudelleen poolittoman aineen ympär-  
rille, niiden keskinäinen järjestys muuttuu. Uusi järjestys vaatii enemmän energiaa, koska jär-  
jestäytymisen aste on suurempi ja entropia siis pienempi. Siksi on kokonaisenergeettisesti  
edullisempää, että poolittomat s.o. hydrofobiset yhdisteet liittyvät liittyvät yhteen isommiksi  
kokoumiksi. Niiden kokonaispinta-ala on pienempi verrattuna useampiin pieniin kasautumiin  
(Frank ja Evans 1945 viit. Lesk 2003; Tanford 1973; Atkins ja de Paula 2002).

Hydrofobisuuden lämpötilariippuvuutta voidaan tarkastella entalpian ja entropian muutosten  
sekä veden rakenteen kannalta. Huoneenlämmössä poolittomien yhdisteiden huono liu-  
koisuus veteen on seurausta epäsuotuisasta entropian vähenemisestä, joka johtuu siitä, että  
vesimolekyylit asettuvat yhä järjestäytyneempään tilaan poolittoman yhdisteen ympärille.  
Huoneenlämmössä  $|\Delta H| \ll |\Delta S|$  eli entalpian muutos on paljon pienempi kuin entropian

muutos. Korkeissa lämpötiloissa poolittomat yhdisteet liukenevat edelleen heikosti veteen, mutta termodynaamisesti tilanne on päinvastainen:  $|\Delta H| \gg |\Delta S|$ . Entalpian ja entropian muutokset ovat yhtäsuuria noin 70 °C:ssa (Lesk 2003). Hydrofobinen ilmiö selittyykin veden järjestäytymisen ja entropian muutoksen kautta vain kapealla lämpötila-alueella huoneenlämmössä ja hydrofobisuus on vahvinta veden kiehumispisteen tuntumassa (Southall ym. 2002). Termofiilisen jätevedenkäsittelyn lämpötilassa 55 °C:ssa entropia muuttuu vielä esim. neopentaanille enemmän kuin entalpia (Kuva 2).



Kuva 2: Entalpian ( $\Delta H^\circ$ ), entropian ( $T\Delta S^\circ$ ) ja Gibbsin vapaan energian ( $\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ$ ) riippuvuus lämpötilasta, kun nestemäistä neopentaania sekoitetaan veteen. Neopentaani on esimerkki poolittomasta ja siis hydrofobisesta yhdisteestä. Hydrofobisuus huoneenlämmössä johtuu suuresta entropian muutoksesta ja veden kiehumispisteen tuntumassa suuresta entalpiamuutoksesta (Lesk 2003).

Jäteveden kolloidipartikkelien hydrofobisuuden on havaittu muuttuvan lämpötilan noustessa. 20 - 50 °C:ssa alle 0,6  $\mu\text{m}$  kolloidihiukkaset tarttuivat hydrofobiseen pintaan sitä enemmän, mitä korkeampi lämpötila oli. Lämpötilan noustessa 50 °C:sta 60 °C:een tarttuminen väheni. Mittauksessa käytetty jätevesi oli esikäsitelty 35 - 40 °C:n lämpötilassa (Vogelaar ym. 2005). Mikro-organismien kasvulämpötilan on myös havaittu vaikuttavan niiden tarttumisominaisuuksiin (Toren ym. 1998; Chavant ym. 2002; Gallardo-Moreno ym. 2002). Lämpötila voi vaikuttaa hydrofobisuuteen myös epäsuorasti. Jäteveden happipitoisuus voi laskea lämpötilan nousun aiheuttaman nopeamman mikro-organismien kasvun takia tai matalamman kyllästymispitoisuuden takia. Hapen puute taas vähentää aktiivillisten bakteerien pinnan hydrofobisuutta (Palmgren ym. 1998).

## **4.2. Lämpötilan vaikutukset mikrobien biokemiaan ja ekologiaan**

### **4.2.1. Mikrobien luokittelu**

Lämpötila on pH:n, hapen veden ja ravinteiden saatavuuden ohella tärkein elävien organismien kasvun ja lisääntymisen edellytyksiin vaikuttava ympäristön muuttuja. Lämpötilan noustessa kemialliset ja entsyymaattiset reaktiot solussa nopeutuvat ja kasvu nopeutuu. Kriittisen lämpötilan ylittyttyä proteiinien, nukleiinihappojen ja muiden solun yhdisteiden kemiallinen koostumus muuttuu peruuttamattomasti ja solun toiminta estyy.

Eri organismit ovat sopeutuneet erilaisiin lämpötilan vaihteluväleihin, mutta jokaiselle organismille voidaan määrittää minimilämpötila, jonka alapuolella se ei voi enää kasvaa; optimilämpötila, jossa kasvu on nopeinta ja maksimilämpötila, jonka yläpuolella kasvu ei ole mahdollista. Näitä lämpötilarajoja kutsutaan yhteisnimityksellä kardinaalilämpötilat (Madigan ym. 1997).

Mikro-organismit on jaettu neljään ryhmään optimikasvulämpötilojensa mukaan. Psykrofiilien optimilämpötila kasvulle on alle 0 °C:sta 15 - 20 °C:een. Mesofiilien optimilämpötila on 15 - 20 °C:sta noin 45 °C:een. Termofiileiksi luetaan mikro-organismit, joiden optimikasvulämpötila on 45 °C:sta 80 - 90 °C:een ja hypertermofiileiksi tätä kuumemmissa ympäristöissä viihtyvät organismit (Madigan ym. 1997; Atlas ja Bartha 1993). Rajat ryhmien välillä perustuvat luonnon ympäristöjen eroihin: Alle 50 °C:n eliympäristöt ovat maan päällä tavallisia, auringon lämmittämiä ympäristöjä, kun taas tätä lämpimämmät ympäristöt johtuvat lähes aina maan sisuksista tulevasta kuumuudesta. Toisaalta 60°C on korkein lämpötila, josta on löydetty aiotumallisia eliöitä, sieniä (Brock 1967). Biologisen jätevedenkäsittelyn terminologiassa termofiiliseksi prosesseiksi lasketaan kaikki yli 45 °C:ssa toimivat jätevedenkäsittelyprosessit (La Para ja Alleman 1999).

### **4.2.2. Solurakenteet**

Termofiilien ja hypertermofiilien valkuaisaineet kestävät kuumuutta mesofiilien valkuaisaineita paremmin, vaikka kaikkien niiden aminohappokoostumus poikkeaa hyvin vähän toisistaan. Yhden tai muutaman aminohapon korvautuminen proteiinissa tai entsyymissä aiheuttaa näiden taipumisen toisin ja estää lämmön nousun aiheuttaman denaturoitumisen. Vertailussa termofiilisten ja mesofiilisten proteiiniainalogien välillä havaittiin arginiinin ja tyrosiinin olevan yleisempiä ja kysteiinin ja seriniin olevan harvinaisempia aminohappoja termofiilissä proteiineissa kuin mesofiilissä (Kumar ym. 2000). Lisäksi termofiilissä proteiineissa on yleensä enemmän suolasiltoja ja sivuketjujen välisiä vetysidoksia kuin mesofiilissä analogisissa proteiineissa (Madigan ym. 1997; Kumar ym. 2000). Termofiilisten bakteerien solukalvojen lipideissä on runsaasti tyydyttyneitä rasvahappoja. Ne muodostavat vahvoja hydrofobisia

sidoksia, mikä saa solukalvot pysymään koossa myös korkeammissa lämpötiloissa ja toisaalta jähmettää ne matalammassa (Madigan ym. 1997).

### 4.3. Lämpötilan vaikutukset mikrobien ja jätevedenkäsittelyn kinetiikkaan

Mikrobien kasvunopeus ja aktiivisuus kiihtyvät lämpötilan noustessa. Jätevedenkäsittelyn näkökulmasta tämä tarkoittaa nopeampaa aineiden hajotusta, minkä ansiosta käsittely nopeutuu ja tarvitsee vähemmän tilaa. Kemiallisten ja biokemiallisten reaktioiden nopeuden lämpötilariippuvuutta kuvataan yleisesti Arrheniuksen yhtälöllä, jossa reaktionopeuden vakio  $k$  muuttuu lämpötilan eksponenttifunktiona (Schwarzenbach ym. 1993):

$$k = A * e^{-E_a/RT}$$

jossa

$A$  = havaittujen reaktionopeuksien perusteella johdettu aktivointivakio ja

$E_a$  = aktivointienergia.

Biologisia prosesseja kuvatessa  $k$  on usein korvattu kasvunopeuden symbolilla  $\mu$ .

Myös aktivointienergia on riippuvainen lämpötilasta, ja 10 °C:n lämpötilan nousu kiihdyttää reaktionopeuden 2 - 6 -kertaiseksi (Schwarzenbach ym. 1993). Van't Hoffin reaktiokinetiikan periaatteen mukaan organismin kasvunopeus puolittuu jokaista 10 °C:n lämpötilanlaskua kohden, ja päinvastoin kaksinkertaistuu lämpötilan noustessa 10 °C (Niemelä 2002: 194). Van't Hoffin reaktiokinetiikkaa voidaan soveltaa eliön omalla selviytymisen lämpötila-alueella. Jäätymisen tai solukalvojen jähmettyminen tai kuumentuminen maksimilämpötilan yläpuolelle tappaa solut.

Yhdistämällä ja yksinkertaistamalla Arrheniuksen ja van't Hoffin reaktiokinetiikat saadaan yhtälö muotoon, jolla usein kuvataan biologisten prosessien reaktionopeuden lämpötilariippuvuutta (Tchobanoglous ja Burton 1991: 372; Eckenfelder ja Grau 1992: 190; Bérubé ja Hall 2000):

$$\mu_T = \mu_D \theta^{(T - T_D)}$$

jossa

$\mu_T$  = reaktionopeuskerroin tai mikrobien kasvunopeus lämpötilassa  $T$  °C

$\mu_D$  = reaktionopeus siinä lämpötilassa  $D$  °C, jossa reaktion nopeus tunnetaan

$\theta$  = lämpötila-aktiivisuuskerroin

$T$  = lämpötila, °C.

Edellä esitetyt yhtälöt sopivat lämpötilan vaikutuksen kuvaamiseen tavallisesti käytössä olevissa eli mesofiilissä jätevedenkäsittelylaitoksissa (Tchobanoglous ja Burton 1991). On kui-



tenkin havaittu, että vaikka termofiiliset bakteerit kasvavat mesofiilisiä nopeammin, ero ei ole käytännössä niin suuri kuin mallien perusteella on odotettu (Sundaram 1986). Termofiilien kasvua katalysoivien entsyymien aktiivisuus on mesofiilien vastaavan entsyymin aktiivisuutta alhaisempi (Brock 1967). Kriittisen lämpötilan ylittyttyä kasvua säätelevät entsyymin aktiivisuus vähenee merkittävästi (Brock 1986; Bérubé ja Hall 2000). Koska lämpötilan nousun aiheuttamaa aktiivisuuden alenemista ei ole huomioitu kummassakaan edellä esitetyistä yhtälöistä, ne pystyvät esittämään lämpötilan vaikutuksia vain pienellä vaihteluvälillä (Bérubé ja Hall 2000) ja toisaalta yksittäisten mikrobilajien kasvunopeuden muutosta optimilämpötilansa alapuolella (Brock 1967). Esim. Sürücün (1999) tekemissä laboratoriokokeissa termofiilisen mikrobipopulaation kasvunopeus oli sitä nopeampi, mitä korkeammassa lämpötilassa koe tehtiin. Tutkittu lämpötila-alue oli 50 - 64 °C.

Kokonaan toinen kysymys on, kasvavatko termofiilit nopeammin omassa optimilämpötilassaan kuin mesofiilit omassa, matalammassa optimissaan (Brock 1967). Aerobisilla termofiileilla saadut tulokset ovat jossain määrin ristiriitaisia. Vogelaar ym. (2003) havaitsivat tekemissään laboratoriokokeissa synteettisellä ravinneliuoksella mikrobien kasvunopeuden olevan 55 °C:ssa 1,5-kertainen ja hajoamisnopeuden 2-kertainen verrattuna 30 °C:een, kun mikrobipopulaatiot kehittyivät näissä lämpötiloissa kokeen aikana. LaParan ym:n (2000) kokeessa kunnalliselta jätevedenpuhdistamolta tuotujen, lämpötilasopeutettujen bakteerien kasvunopeus oli 45 °C:ssa 1,4-kertainen verrattuna 25 °C:een, mutta nopeus laski, kun lämpötila oli 55 °C ja oli yhä pienempi lämpötilan oltua 65 °C. Vogelaarin ym. (2003) tekemän katsauksen mukaan kolmessa tutkimuksessa reaktionopeus kasvoi lämpötilan noustessa ja kahdessa laski. Erot voivat johtua reaktorityypistä sekä eroista käsiteltyjen jätevesien ominaisuuksissa. Yleensä voidaan odottaa, että yksittäisen yhdisteen hajoitus termofiilisesti on nopeampaa kuin mesofiilisesti.

Eckenfelderin ym:n (1992: 191-192) mukaan jäteveden laatu vaikuttaa siihen, miten paljon lämpötila lopulta vaikuttaa reaktionopeuteen. Reaktionopeuden kerroin,  $\mu$ , kasvaa eksponentiaalisesti lämpötilavälillä 4-31 °C. Aktiivilietealtaassa lämpötilassa 31-39 °C  $\mu$  on suunnilleen vakio ja laskee sitä korkeammassa lämpötilassa.  $\mu$ :n lasku liittyy usein flokkien hajoamiseen, huonoon laskeutumiseen ja käsitellyn veden korkeaan kiintoainepitoisuuteen.

Teollisuuden jätevesissä, joissa liuenneita yhdisteitä on suurina pitoisuuksia,  $\theta$  eli lämpötila-aktiivisuuskerroin vaihtelee 1,03 - 1,10, joten  $\theta$  on määritettävä kokeellisesti eri laisille jätevesille. Teollisuuden ja yhdyskuntien jätevesien on havaittu poikkeavan merkittävästi toisistaan siinä suhteessa, miten paljon lämpötila vaikuttaa ravinteiden poistoon. Yhdyskuntien jätevesissä ravinteet poistuvat pääasiallisesti niin, että kolloidi ja kiinteä orgaaninen aine takertuu flokkiin. Kiintoaineen takertuminen flokkiin on fysikaalinen, mekaaninen ilmiö, joka ei

sellaisenaan riipu lämpötilasta. Kun kiintoainetta on paljon, mekaanisen tarttumisen osuus reaktioissa tulee niin suureksi, että lämpötilariippuvuuden merkitys pienenee. Siitä seuraa, että yhdyskuntien jätevesille on määritetty lämpötila-aktiivisuuskertoimen 1,015. Lämpötilan vaikutus yksittäisten orgaanisten yhdisteiden, kuten fenolien hajotusnopeuteen on usein paljon suurempi kuin sen vaikutus orgaanisen aineen poistoon kaikkiaan. Esimerkiksi lämpötilakerroin pääosin fenolia ja asetonia poistavalle laitokselle oli 1,1 (Eckenfelder ym. 1992: 191-192).

Mikro-organismien nopeampi kasvu ja hajotus sekä ravinteiden hyödyntäminen johtavat pienempään lietteentuottoon. Suuressa mittakaavassa tämä on merkittävä etu, sillä lietteen kuivaus ja jatkokäsittely ovat erillisiä operaatioita, joista tulee lisäkustannuksia. Säästöt ovat mahdollisia myös, koska nopeampi ravinteiden hajotus mahdollistaa myös pienemmän mitteroituksen prosessille.

## 5. AINEISTO JA MENETELMÄT

### 5.1. Jätevesi ja siirrosliete

Koepuhdistamolla käsiteltiin UPM-Kymmene Oy:n Jämsänkosken paperitehtaan esiselkeytettyä jätevettä. Jätevedet tulivat kuumahiertämöltä sekä aikakauslehtipaperin ja taranpintapaperin valmistuksesta. Koepuhdistamolla jätevetteen lisättiin ravinteeksi ureaa ja ensimmäisinä viikkoina myös fosforihappoa. Esiselkeytyksestä tulevan jäteveden lämpötila oli tavallisesti noin 40 °C, josta se lämmitettiin 70 °C:een, koska pitkällä viipymällä ilmastettujen reaktorien lämpötila laski, ja tavoitteena oli pitää reaktorien lämpötila 55 °C:ssa.

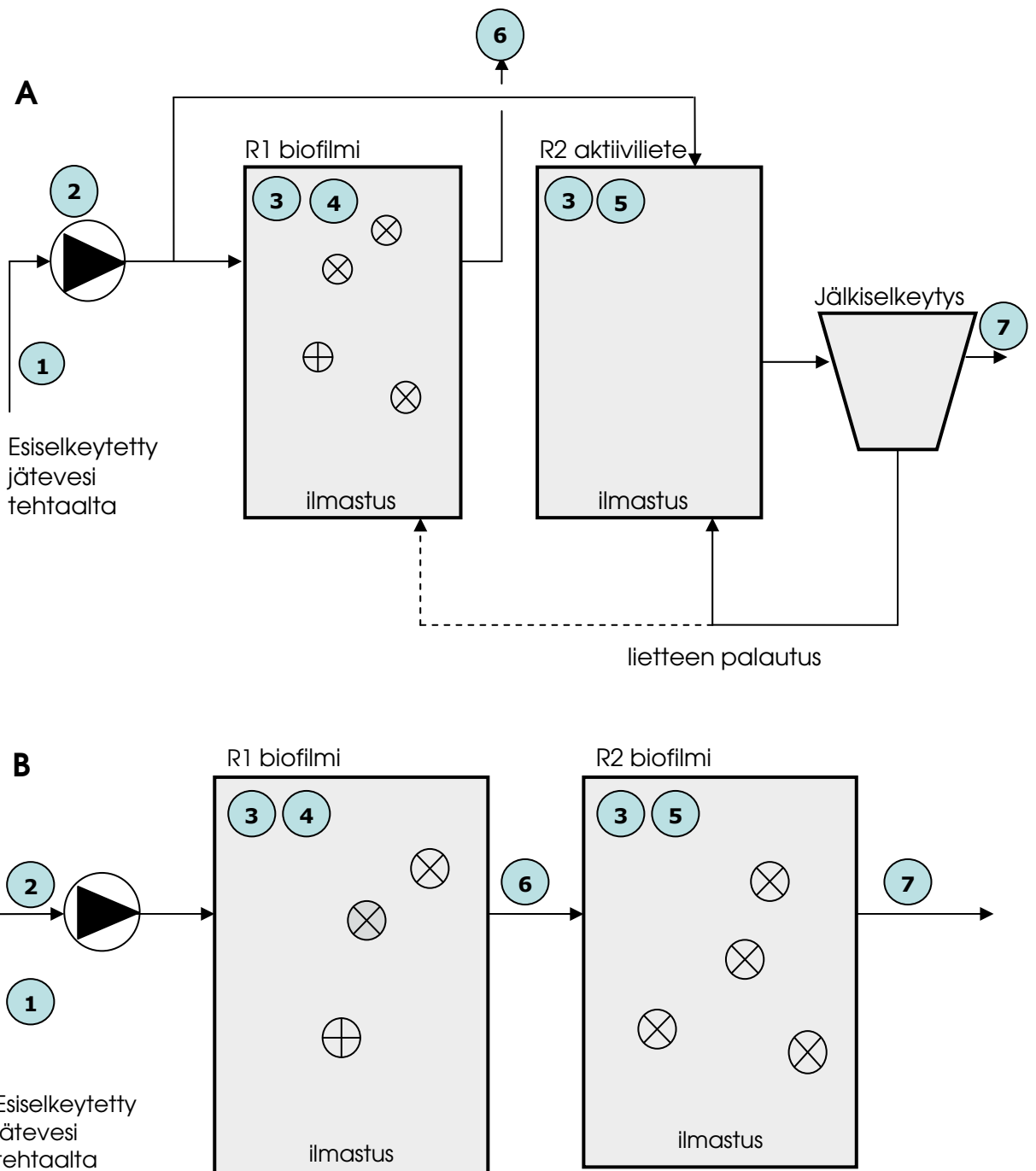
Siirroslietteenä käytettiin tehtaan jätevedenpuhdistamon aktiivilietettä, joka otettiin puhdistamolta kokeiden käynnistämisen yhteydessä 22.8.2002. Puhdistamon toimintalämpötila oli 30 – 40 °C.

### 5.2. Jätevedenkäsittelylaitteisto

Jätevesi käsiteltiin pilot-mittakaavan biologisessa puhdistamossa, joka koostui kahdesta kuljetuskonttiin sijoitetusta 1000 litran reaktorista ja yhdestä noin 200 litran jälkiselkeytysaltaasta (Kuva 3). Lämpötila pidettiin 55 °C:ssa. Kummankin reaktorin sisältöä sekoitettiin ja happipitoisuus pidettiin yli 2 mg O<sub>2</sub>/l ilmastamalla paineilmailalla.

Kokoomanäytteet otettiin tulevasta ja käsitellystä jätevedestä näytteenottimilla (Aquamatic 10) jääkaappiin. Näytteet koottiin tavallisimmin 24 tunnin ajalta. Reaktorien sisällöstä otettiin kertänäytteet (näytteenotin Contronic development PSW-84).

Tutkimus voidaan jakaa kahteen osaan. Ensimmäisen koejakson aikana reaktorit toimivat rinnakkain. Koejakso kesti 39 päivää. Toisessa reaktorissa käsiteltiin jätevesi biofilmiprosessina, R1, toisessa aktiivilieteprosessina, R2. Biofilmin kasvualustaksi reaktoriin laitettiin 500 litraa kantajakappaleita (FlooBed Carrier, Metso PaperChem) eli noin 6250 kappaletta, jotka muodostivat kasvualustaa biofilmille 190 m<sup>2</sup> (Kuva 4). Kappaleiden pinta-ala on 380 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> (Anonyymi 2002). Aktiivilieteprosessin vedet johdettiin jälkiselkeytysaltaaseen. Jälkiselkeytysaltaasta johdettiin palautuslietettä takaisin aktiivilietereaktoriin, ja koejakson puolivälissä aloitettiin lietteen palautus myös biofilmiprosessiin.



Kuva 3. Kaavakuvat koelaitteiston toiminnasta ja näytteenotosta. A) Puhdistamon toimintakaavio ensimmäisellä koejaksolla. B) Puhdistamon toimintakaavio toisella koejaksolla. Numerot osoittavat näytteenotto- ja mittauspaikkoja: 1) ravintoliuoksen syöttö, 2) näyte puhdistamo sisään, 3) pH-, happi-, ja lämpötilamittaus, 4) näyte R1, 5) näyte R2, 6) näyte R1 ulos ja 7) näyte R2 ulos.



Kuva 4: Biofilmin kasvualustana oli kantajakappaleita. Kappaleen korkeus on 35 mm ja halkaisija 43 mm.

### 5.3. Ilmastuskokeet

Ilmastuskokeita tehtiin kahdenlaisia. Ensimmäisessä kokeessa ilmastettiin aktiivilietereaktorissa ensimmäisellä koejaksolla, 29. koepäivänä käsiteltyä vettä. Vettä ilmastettiin 1) sinällään 55 °C:ssa ja 2) 35 °C:ssa sekä 3) termofiilisen aktiivilietteen kanssa 55 °C:ssa ja 4) mesofiilisen aktiivilietteen kanssa 35 °C:ssa. 5) Kontrollikokeena ilmastettiin puhdasta vettä mesofiilisen aktiivilietteen kanssa. Kokeet tehtiin ilmastamalla litraa ilmastettavaa vettä tai vesi-lieteseosta akvaarioilmastimilla (Rena Air 50, 100 ja 200) kahden litran lasipulloissa. Pullojen suut peitettiin kelmulla haihtumisen estämiseksi. Pullojen lämpötila pidettiin 55 °C:ssa vesihautessa ja 35 °C:ssa lämpökaapissa. Näytteet otettiin kokeen alussa, kuuden ja 20 tunnin kuluttua.

Toisessa ilmastuskokeessa ilmastettiin esiselkeytettyä vettä, eli samaa vettä jota molempiin reaktoreihin syötettiin. Jätevettä ilmastettiin 1) 55 °C:ssa ja 2) 35 °C:ssa sekä 3) termofiilisen aktiivilietteen kanssa 55 °C:ssa ja 4) mesofiilisen aktiivilietteen kanssa 35 °C:ssa. Kontrollikokeena ilmastettiin puhdasta vettä 5) mesofiilisen aktiivilietteen kanssa 35 °C:ssa ja 6) termofiilisen aktiivilietteen kanssa 55 °C:ssa. Lietettä annosteltiin 10 % nestetilavuudesta. Näytteet otettiin 35 °C:ssa ilmastetuista pulloista kokeen alussa, 16, 24, ja 48 tunnin kuluttua. 55 °C:ssa tehdyissä ilmastuskokeissa otettiin näytteet kokeen alussa, 24 ja 48 tunnin kuluttua. Käytännön koejärjestelyt tehtiin kuten ensimmäisissä ilmastuskokeissa. Näytteitä otettaessa ei huomattu, että erityisesti 55 °C:ssa vettä oli haihtunut vaihtelevia määriä eri koepulloista. Koska haihtuminen vaikutti mittaustuloksiin erityisesti toisen vuorokauden aikana, tuloksissa ja niiden tarkastelussa on keskitytty ensimmäiseen vuorokauteen.

## 5.4. Laskeutuskokeet

Laskeutuskokeissa tutkittiin lämpötilan ja polymeerilisäaineen vaikutusta lietteen laskeutuvuuteen. Mesofiilistä ja termofiilistä aktiivilietettä laskeutettiin 35 sekä 55 °C:ssa ilman polymeeriä sekä polymeerilisäyksellä. Polymeeriksi annosteltiin Praestol 806 BC -liuosta (Stockhausen Nordic Oy) siten, että sen pitoisuudeksi tuli 0,5; 1,0 tai 2,0 ‰ kuivaa polymeeriä lietteen kiintoaineen kuivamassaa kohden laskettuna.

Laskeutuvuus mitattiin lieteindeksillä, jossa 1000 ml aktiivilietettä kaadettiin Imhoff-kartioon, eli mitta-asteikolliseen, 1000 ml:n kartioon. Lietteen annettiin seistä 30 minuuttia, jonka aikana liete laskeutui ja lietepatjan yläpuolelle jäi kirkastunut vesi eli kirkaste. Lietteen ja kirkasteen rajapinnan korkeus luettiin mitta-asteikolta millilitroina. Tämä luku jaettiin lietteen kiintoainella mg/l. Saatu luku on lieteindeksi, (SVI = sludge volume index, APHA 1985). Lisäksi kirkasteesta otettiin näyte ja siitä mitattiin sameus ja COD tai COD-jakeet.

## 5.5. Lämpötilan vaikutus sameuteen

Lämpötilan vaikutus jäteveden sameuteen tutkittiin jäähdyttämällä käsittelemätön jätevesi 7 °C:een. Vesi kaadettiin kyvetiin, jossa sameus mitattiin sameusmittarilla. Kyvetiä lämmitettiin vesihauteessa ja sameus mitattiin jäteveden ollessa 10 °C. Sen jälkeen lämmittämistä jatkettiin ja sameus mitattiin 5 °C:n välein 55 °C:een asti. Standardin mukaan sameus mitataan huoneenlämmössä (SFS-EN 27027). Muissa lämpötiloissa mittari antoi vaihtelevia tuloksia. Näistä mittaustulokseksi valittiin moodi, tai tuloksia ollessa parillinen määrä, kahden keskimmäisen tuloksen keskiarvo.

## 5.6. Analyysimenetelmät

### 5.6.1. COD-jakeet

COD-jakeiden määrittämistä varten jätevesi suodatettiin kolmeen osaan, ensin GF/A-lasikuitusuodattimella (Whatman), joka pidättää yli 1,6 µm:n partikkelit ja edelleen 0,45 µm:n kalvosuodattimella (Schleicher & Schuell). COD analysoitiin kokonaisnäytteestä ja kahdesta suodoksesta kaliumdikromaattimenetelmällä (SFS 5504). Kokonais-COD:lla viitataan suodattamattoman näytteen kemialliseen hapenkulutukseen ja liukoisella COD:lla 0,45 µm:n kalvosuodattimella suodatetun näytteen kemialliseen hapenkulutukseen. Laskennallisesti saatiin suspension, eli kiintoaineen COD ja kolloidin osuuden COD. Kiintoaineen COD:lla viitataan kokonais-COD:n ja GF/A-suodatetun näytteen hapenkulutusten erotukseen. Kolloidilla COD:lla tarkoitetaan GF/A-suodatetun ja liukoisen näytteen kemiallisten hapenkulutusten erotusta. Prosessien toiminnasta kertovissa tuloksissa esiintyvä COD<sub>III</sub>-arvo viittaa GF/A-suodatetusta näytteestä mitattuun COD:een (vrt. kappale 5.6.5, muut määrittäykset).

### 5.6.2. Kantajakappaleiden kuiva-aine ja hehkutushäviö

Kantajakappaleiden biofilmin kuiva-aine ja hehkutushäviö määritettiin kolmesta rinnakkaisnäytteestä, kaksi kantajakappaletta näytettä kohden. Näistä laskettiin keskiarvo. Näytteet kuivattiin lämpökaapissa 105 °C:ssa vähintään neljä tuntia. Kappaleet punnittiin. Kuiva liete raaputettiin kappaleiden pinnalta taarattuihin upokkaisiin, upokkaat punnittiin ja hehkutettiin 550 °C:ssa. Tuhka punnittiin. Kantajakappaleita liotettiin 20 % NaOH:ssa, jonka jälkeen ne pestiin harjalla puhtaiksi, kuivattiin 105 °C:ssa ja punnittiin. Kuiva-aine laskettiin alkuperäisen kuivatun kappaleparin ja puhdistetun parin painojen erotuksena. VS % (volatile solids, hehkutushäviö, joka mittaa orgaanisen aineen osuutta) laskettiin kaavalla

$$VS \% = (1 - \text{tuhkan paino} / \text{tuhkaamattoman lietteen paino}) \times 100 \%$$

### 5.6.3. Hydrofobisuus

Hydrofobisuuden mittaamista lietteestä kokeiltiin Anna Zitan ja Malte Hermanssonin (1997b) kehittämällä MAC-menetelmällä (microsphere adhesion to cell), jossa hydrofobiset fluoresoivat polystyreenipallot kiinnittyvät hydrofobisiin pintoihin ja siten myös hydrofobisten flokkien ja bakteerien pinnalle. Mittausta varten flokkeja hajotettiin ultraäänellä 37 watin teholla 3-5 minuuttia 20 sekunnin jaksoissa. Sopiva aika valittiin kokeilemalla eripituisia hajotusaikoja. Termofiiliset flokit hajosivat nopeammin kuin mesofiiliset. Bakteerisuspensiota, akridiinioranssi-liuosta ja FluoSphere®-palloliuosta (Molecular Probes) sekoitettiin eppendorf-putkessa Vortex-sekoittimella. Seosta pipetoitiin lasille ja tarkasteltiin Leitz DM RBE-fluoresenssimikroskoopilla 1000-kertaisella suurennoksella. Bakteerien pinnalle tarttuneiden pallojen määrä laskettiin. Menetelmää kokeiltiin, mutta mittauksia ei ehditty tehdä koeajon aikana.

### 5.6.4. Tarkastelu faasikontrastimikroskoopilla

Aktiivilietettä tarkasteltiin Olympus 1 x 70 käänteismikroskoopin avulla 150-kertaisella suurennoksella. Objektilasille pipetoitiin näytettä, jonka päälle laitettiin peitinlasi. Flokkien kokojakauma saatiin jakamalla flokit neljään kokoryhmään, alle 50 µm; 50 – 150 µm; 150 – 500 µm ja yli 500 µm, mittaamalla 100-200 flokin halkaisija, eli flokin kauimmaisten reunojen välinen etäisyys, okulaarin mitta-asteikon ja mikrometrin avulla (Eikelboom ja van Buijsen 1983, Sirviö 2002). Rihmojen määrä arvioitiin Jenkinsin ym. (1993) asteikon 0-6 mukaisesti, jossa 0 tarkoittaa, että rihmamaisia bakteereja ei ole näytteessä ja 6 että rihmaa on enemmän kuin flokkeja. Vapaiden bakteerien määrä arvioitiin asteikolla 0-4 (Sirviö 2002).

0 = ei lainkaan vapaita soluja,

1 = erittäin vähän; muutama vapaa solu näkökentässä

2 = vähän; kymmeniä vapaita soluja näkökentässä

3 = paljon; satoja vapaita soluja näkökentässä ja

4 = erittäin paljon; tuhansia vapaita soluja näkökentässä.

#### **5.6.5. Muut määritykset**

Sameutta mitattiin käsittelemättömästä jätevedestä ja laskeutuskokeiden kirkasteesta. Kokeessa, jossa selvitettiin lämpötilan vaikutusta sameuteen, mittaus tehtiin FTU-yksikköinä Jenwey 9300-sameusmittarilla sameuden määräysstandardin mukaan (SFS-EN 27027). Laskeutuskokeiden kirkasteen sameus mitattiin NTU-yksikköinä.

Lämpötila, pH ja happipitoisuus mitattiin jatkuvasti kenttälaitteiston yhteydessä olevilla mittareilla (analysointori: Great Lakes Instruments International, pH- ja lämpötila-anturi 6028PO ja happi- ja lämpötila-anturi GLI544DO). Laboratoriokokeissa pH mitattiin Metrohm 744-mittarilla.

Käsiteltyjen vesien COD<sub>fiit</sub> määritettiin optisella menetelmällä GF/A-suodatetuista näytteistä. Kiintoaineen määrityksessä käytettiin samaa suodatinkokoa. Määritykset tehtiin kolmesti viikossa tehtaan laboratoriossa. Lisäksi puhdistamon jatkuvaan seurantaan kuuluivat reaktorien lietteen sekä palautuslietteen kiintoaineen ja hehkutushäviön mittaukset kahdesti viikossa. Tulosten vertailussa on käytetty myös tehtaan täyden mittakaavan puhdistamon tulevan ja käsitellyn veden COD- ja kiintoainetuloksia, jotka on määritetty puhdistamon laboratoriossa, missä kiintoaineen määrityksessä käytettiin 12 µm huokoskoon kalvosuodatinta ja COD määritettiin kokonaisnäytteistä.



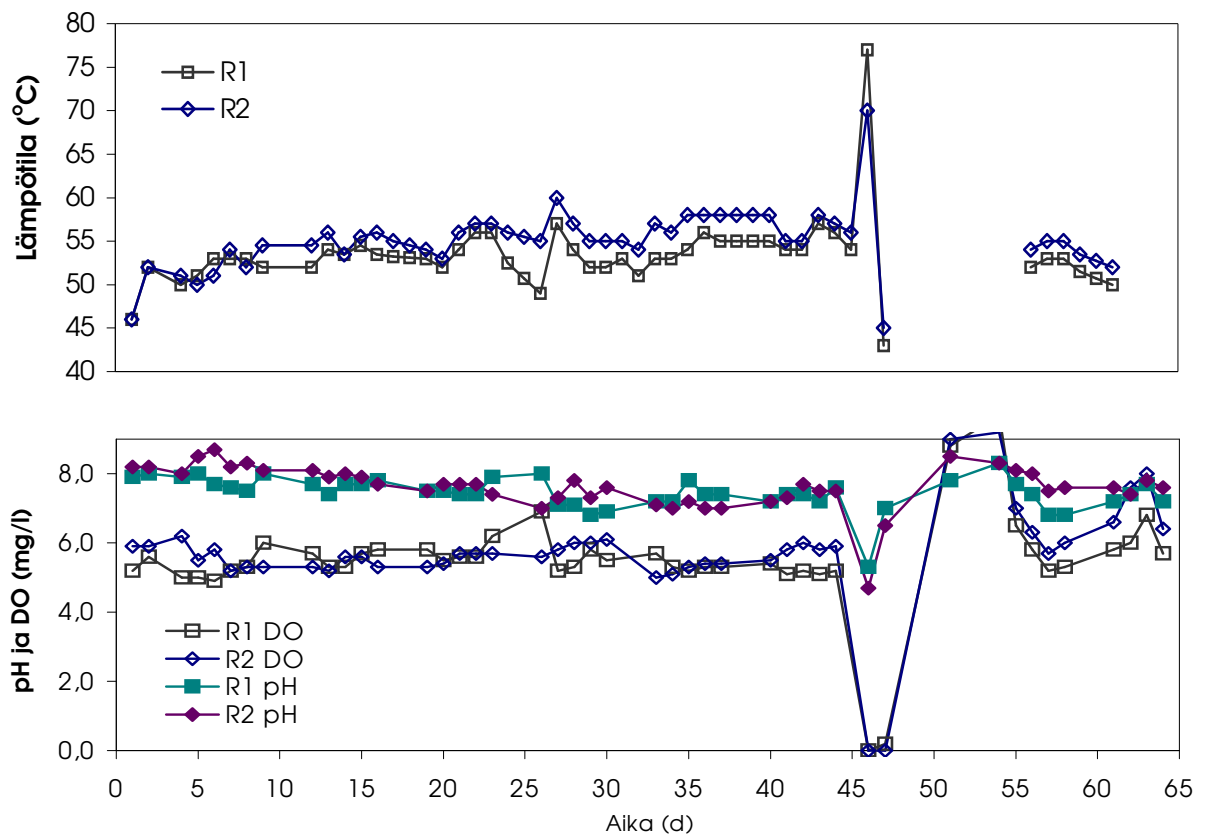
## 6. TULOKSET

### 6.1. Prosessien toiminta

Koelaitteisto käynnistettiin 22.8.2002, ja koeajo jatkui 86 päivää. Reaktorit toimivat rinnakkain koeajon ensimmäiset 39 päivää. R1 oli biofilmiprosessi ja R2 aktiivilieteprosessi. 27. koepäivä biofilmiprosessiin aloitettiin lietteen palautus. 40. koepäivänä reaktorit kytkettiin sarjaan ja R2 muutettiin biofilmiprosessiksi.

Koeolosuhteita, käsiteltävän jäteveden ominaisuuksia ja puhdistamon toimintaa esitellään kuvissa 5-10. Lämpötila oli tasainen, noin 55 °C, kummassakin reaktorissa paitsi 46.-47. koepäivinä, kun lämpötila nousi yli 70 °C:een. Tämän jälkeen laitteisto seisoi kymmenen päivää. Happipitoisuus molemmissa prosesseissa oli laitteiston toimiessa yli 4 mg/l ja pH 6,5 – 8,7 (Kuva 5).

Viipymä aktiivilietereaktorissa oli ensimmäisellä koeajaksolla 6 - 67 h ( $14 \pm 11$  h) ja biofilmireaktorissa 6 - 67 h ( $19 \pm 11$  h). Tyypillisesti viipymä oli alle vuorokauden, mutta muutaman kerran, biofilmireaktorissa kolmasti ja aktiivilietereaktorissa neljästi, virtaamat olivat niin pienet, että jätevesi viipyi reaktorissa poikkeuksellisen pitkään. Toisella koeajaksolla viipymä oli 8 - 32 h koko käsittelyssä ja 4 - 16 h ( $8 \pm 3$  h) reaktoria kohden (Kuva 6).

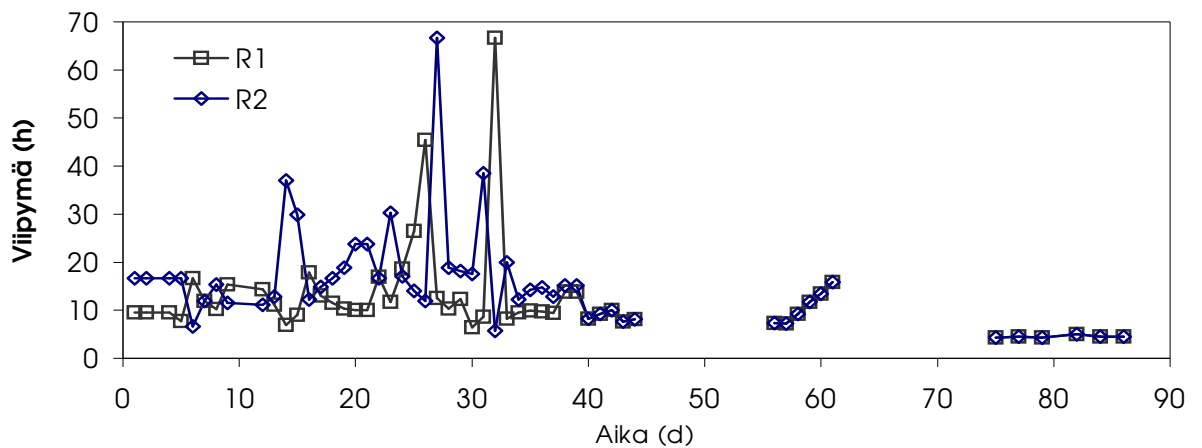


Kuva 5. Lämpötilat, happipitoisuus ja pH reaktoreissa R1 ja R2.

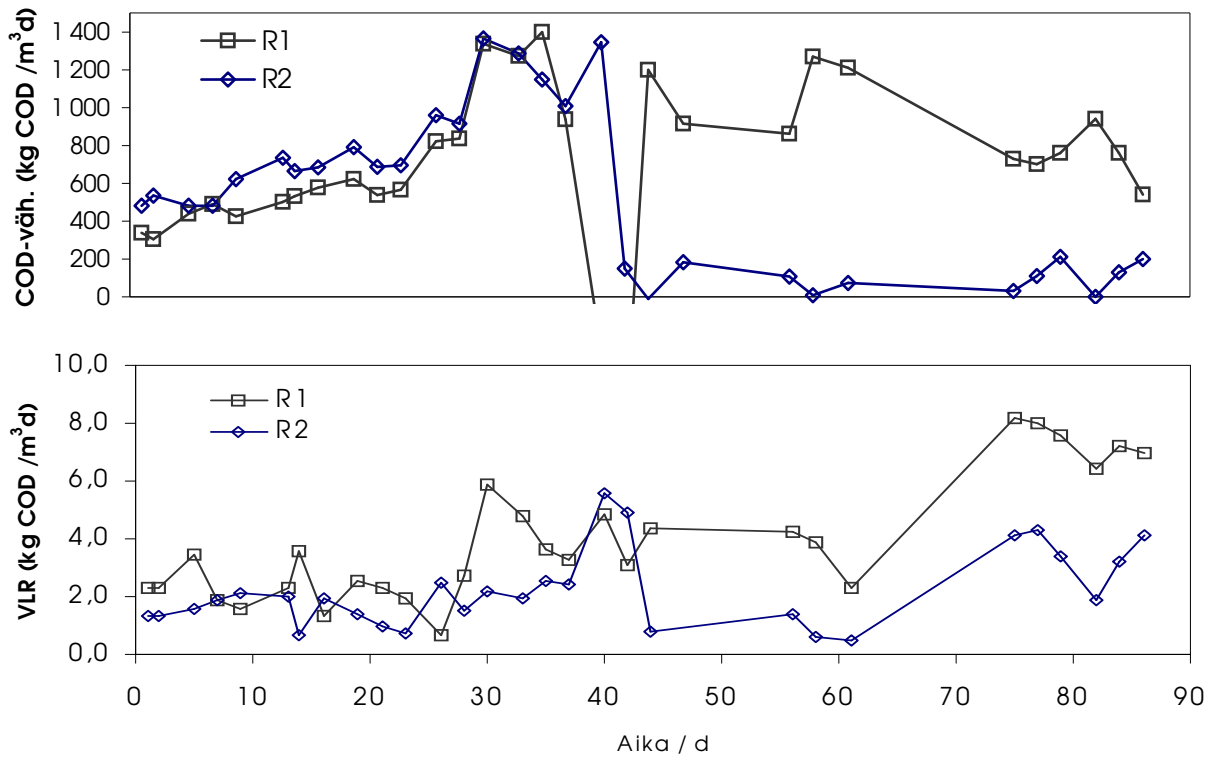
Prosessien kuormitukset pidettiin ensimmäiset kolme viikkoa tasaisesti matalina. Ensimmäisen koejakson loppupuolella niitä nostettiin. Toisella koejaksolla reaktorin R2 tilakuorma oli pieni, koska R1 oli jo poistanut jätevedestä osan COD:sta (Kuva 7). Käsittlemättömän jäteveden GF/A-suodatettu COD vaihteli koejakson alkupuolella  $1000 \pm 70$  mg/l (mittaukset 22. koepäivään asti) ja TCOD vaihteli koko koejakson aikana  $1340 \pm 170$  mg/l. COD:n poistuminen parani tasaisesti pilot-reaktoreissa ensimmäisen koejakson ajan ja vaihteli toisella koejaksolla. Täydenmittakaavan puhdistamolla se oli koko ajan lähes 90 % (Kuva 8).

Käsiteltyjen vesien kiintoainepitoisuudet olivat tavallisesti korkeammat kuin käsittlemättömän. Bioliete ei laskeutunut kunnolla vaan huuhtoutui lähtevän veden mukana ja nosti kiintoainepitoisuutta. Lähtevän veden kiintoainepitoisuus oli poikkeuksellisen suuri aktiivilietereaktorissa 26. koepäivänä ja toisen koejakson alussa, 40 – 44 koepäivänä (Kuva 9).

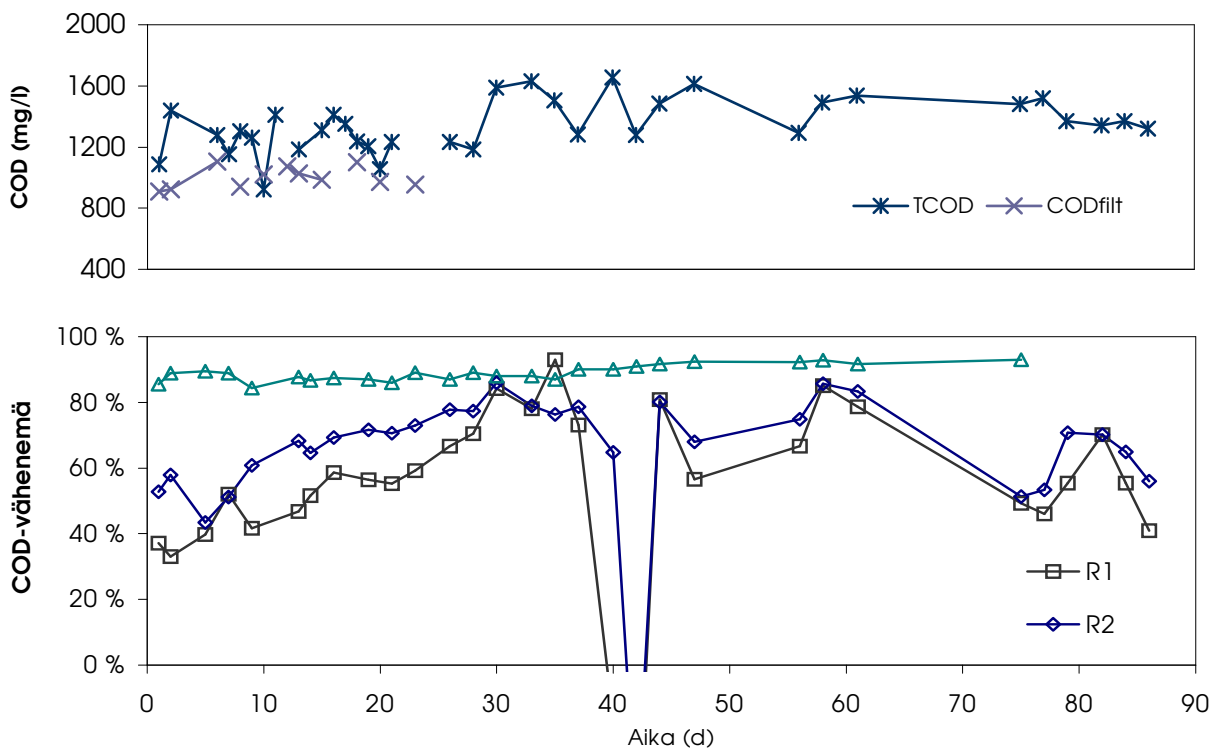
Aktiivilieteprosessin lietepitoisuus oli  $4,3 \pm 1,4$  g/l ja biofilmiprosessin vapaa lietepitoisuus reaktorissa R1  $510 \pm 240$  mg/l. Kantajakappaleiden biofilmin kiintoaineen määrä ja orgaaninen pitoisuus hehkutushäviönä mitattuna kasvoivat tasaisesti koejakson aikana (Kuva 10).



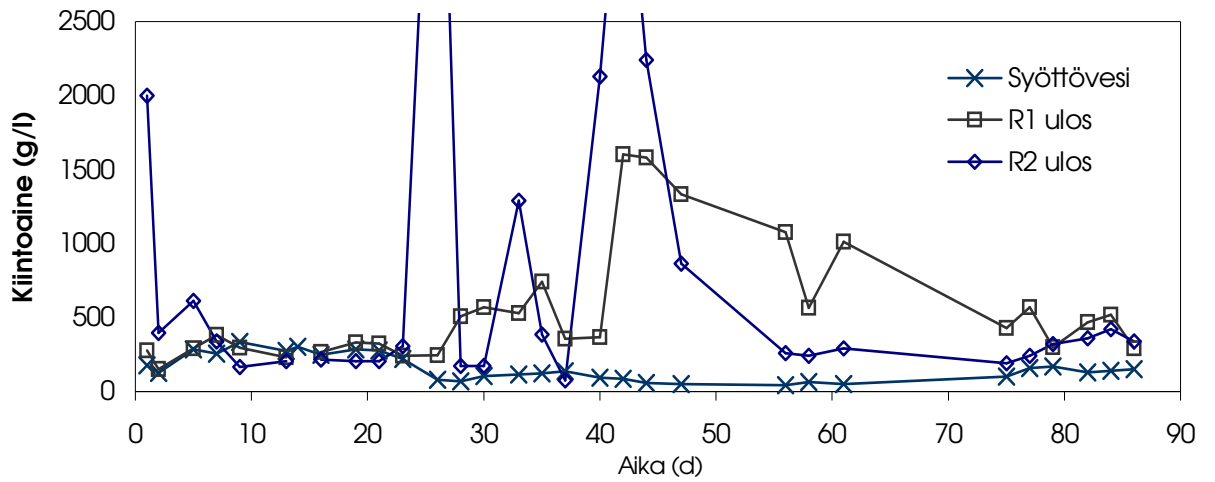
Kuva 6. Viipymät reaktoreissa R1 ja R2.



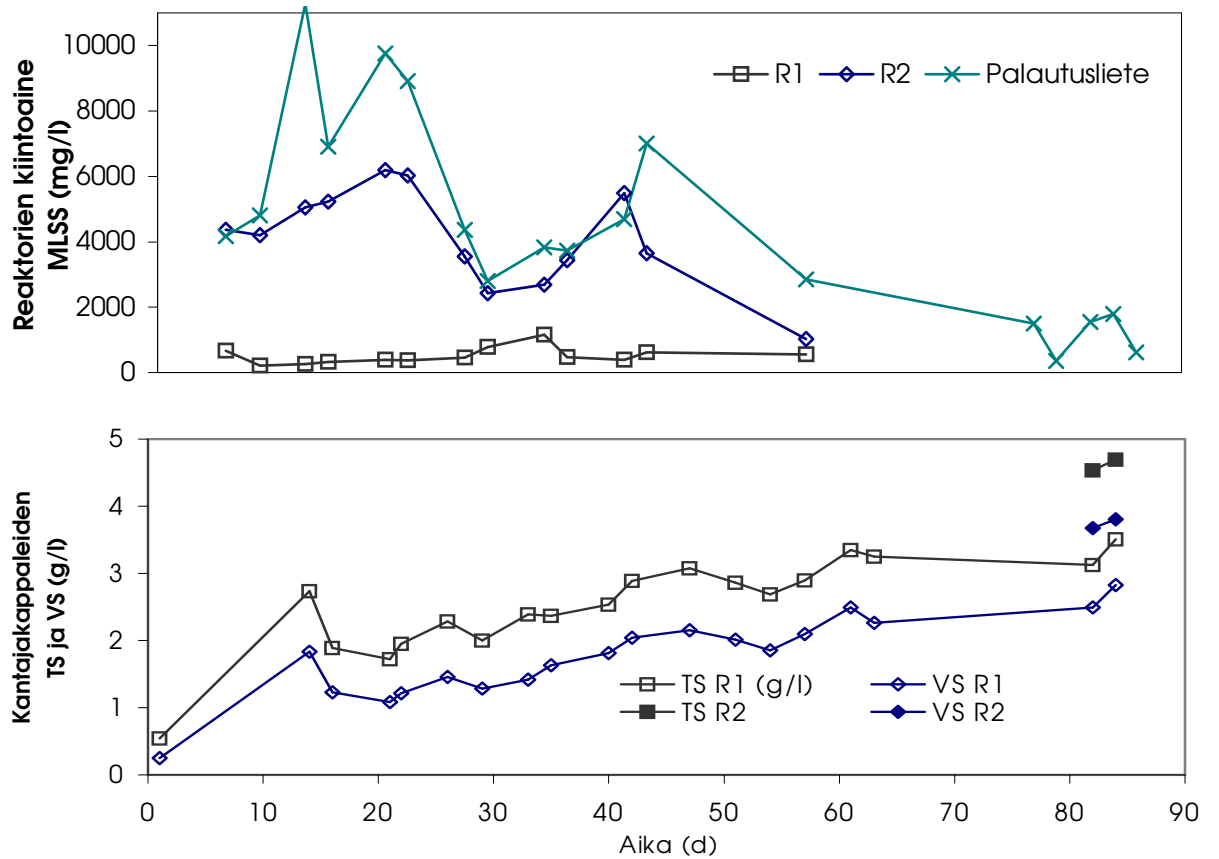
Kuva 7. COD-vähennemä ja tilakuormat ( $\text{kg d}^{-1}\text{m}^{-3}$ ) reaktoreille R1 ja R2.



Kuva 8. Käsittelemättömän jäteveden TCOD ja GF/A-suodatettu eli COD<sub>fil</sub> sekä COD:n vähenneminen eri reaktoreissa. Mesofiilisen täydenmittakaavan puhdistamon näytteistä määritettiin koko koejakson ajan kokonaisympenkulutus. Termofiilisen puhdistamon näytteistä määritettiin 26. koepäivään asti COD<sub>fil</sub> ja sen jälkeen kokonais-COD.



Kuva 9. Käsittlemättömän jäteveden ja termofiilisesti käsitellyn veden kiintoainepitoisuudet.



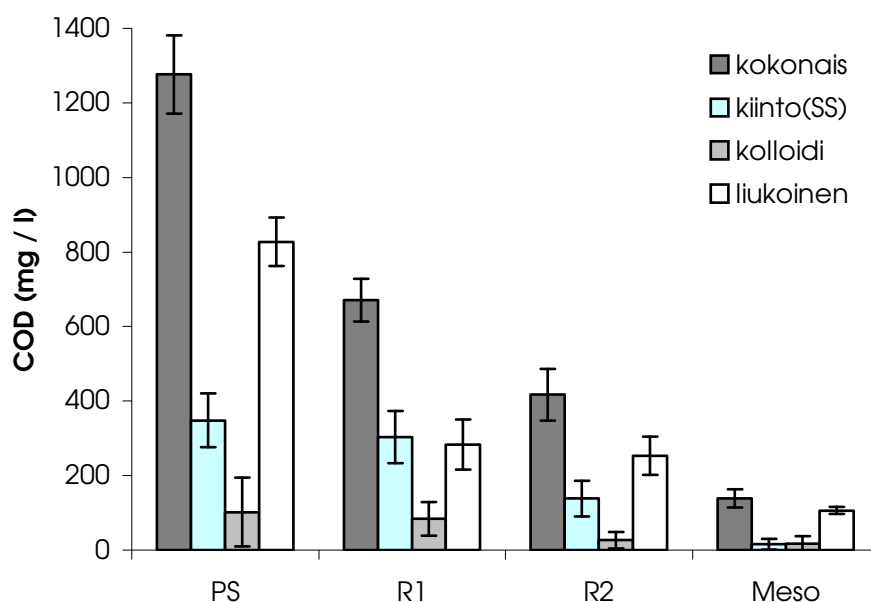
Kuva 10. Lietteen ja palautuslietteen kiintoainepitoisuus reaktoreissa R1 ja R2 sekä kantajakappaleiden pintaan sitoutuneen biofilmin kiintoainepitoisuus ja hehkutushäviö.

## 6.2. COD:n määrä jäteveden eri jakeissa

Kiintoaineen koostumusta ja partikkelikokoa tutkittiin eri prosesseissa ja olosuhteissa COD-jakeilla. Kiintoaineen COD:n avulla tarkastellaan yli 1,6 µm hiukkasten ja kolloidin COD:n avulla 0,45 – 1,6 µm hiukkasten määrää. Samalla fraktioinnissa selvitettiin kokonais- ja liukoisen COD:n määrä, jolloin kiintoaineen ja liukoisen COD:n osuuksia voitiin verrata ja voitiin tarkastella, mistä kokonaishapenkulutus muodostuu.

Kokonais-COD:ta poistui aktiivilietereaktorissa (R2) ensimmäisen koejakson aikana keskimäärin  $47 \pm 4$  %. Koejakson 14.-16. päivinä poistuma oli 44 % ja 36.-37. koepäivinä 52 %. Biofilmi-prosessissa (R1) TCOD-vähennemä oli  $67 \pm 5$  % Ensimmäisellä ja viimeisellä mittausviikolla COD-vähennemien keskiarvot olivat 64 % ja 72 % (Kuva 11 ja taulukko 3).

Aktiivilietereaktori (R2) poisti pääasiassa liukoista COD:ta. Biofilmireaktori (R1) poisti myös kiinteässä ja kolloidimuodossa olevaa COD:ta.

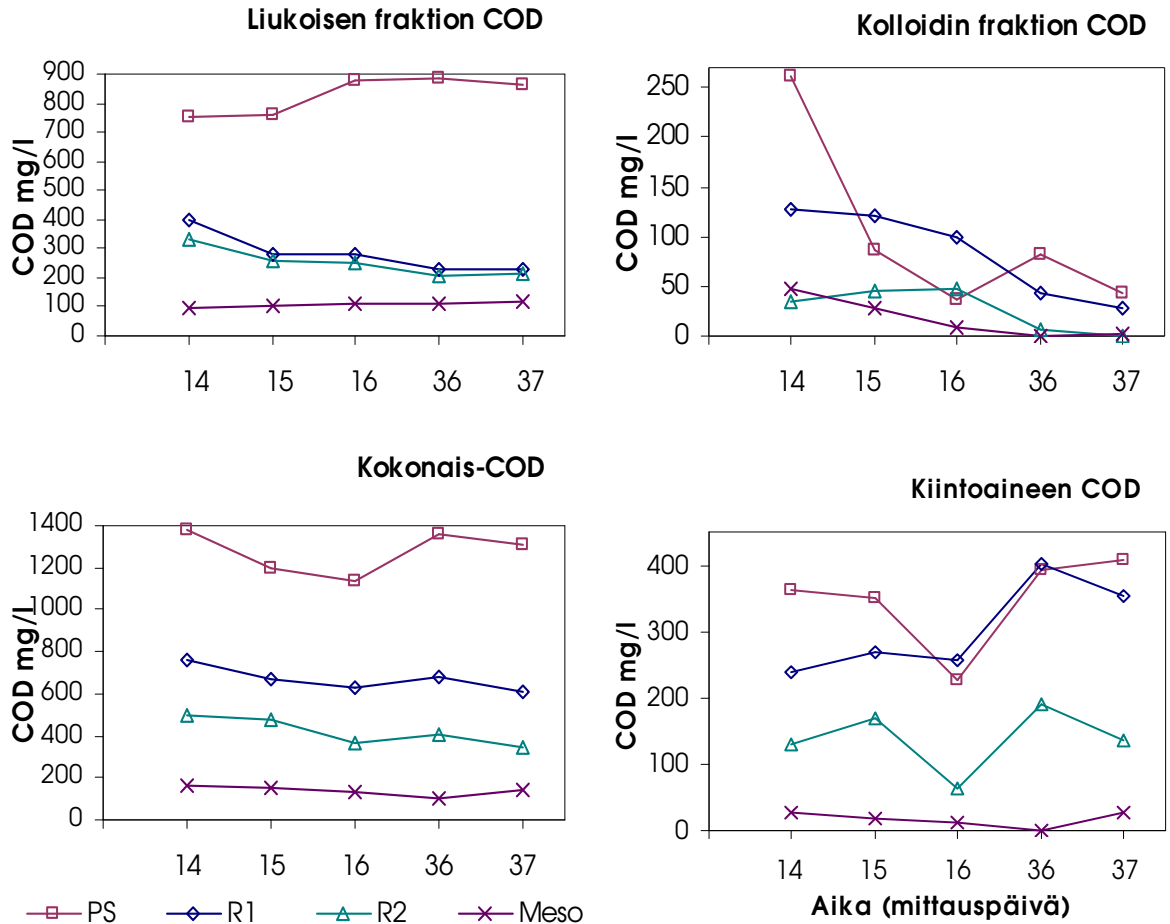


Kuva 11: COD-jakeet, kun aktiiviliete- ja biofilmi-prosessi toimivat rinnakkain. Keskiarvot ja keskihajonnat. PS = puhdistamolle sisään tuleva käsittelemätön jätevesi, R1 = biofilmi-prosessissa käsitelty jätevesi, R2 = aktiivilieteprosessissa käsitelty jätevesi ja Meso = mesofiilillä täydenmittakaavan puhdistamolla käsitelty jätevesi.

Taulukko 3: Keskimääräinen COD:n poisto fraktioihin eriteltynä (keskiarvot ja keskihajonnat prosentteina), kun aktiiviliete- ja biofilmi prosessi toimivat rinnakkain. Mittauskertojen lukumäärä, N = 5. Pilot R1 = biofilmi prosessissa käsitelty jätevesi, Pilot R2 = aktiivilieteprosessissa käsitelty jätevesi ja Meso = mesofiilillä täydenmittakaavan puhdistamolla käsitelty jätevesi.

	<b>Pilot R1</b>	<b>Pilot R2</b>	<b>Meso</b>
Kokonais	47 ± 4	67 ± 5	89 ± 2
Kiinto	11 ± 19	61 ± 9	95 ± 4
Kolloidi	-14 ± 91	59 ± 53	85 ± 14
Liukoinen	65 ± 11	69 ± 9	87 ± 1

Aktiivilietereaktorin liukoisen COD:n vähenemä  $65 \pm 11$  % oli lähes yhtä suuri kuin biofilmireaktorin vähenemä  $69 \pm 9$  %. Aktiivilieteprosessin kokonais-COD-vähenemää heikensi kiinteän ja kolloidin fraktion heikko poistuminen. Kolloidia jopa muodostui prosessissa lisää; kahtena mittauspäivänä vähenemä oli negatiivinen. Toisin sanoen liete on laskeutunut huonosti ja sitä on päässyt puhdistetun jäteveden mukana ulos vielä jälkiselkeytyksestä. Erot kiintoaineen ja kolloidin poistamisessa aiheuttavat erot reaktorien kokonaispuhdistukseen (Kuva 12).



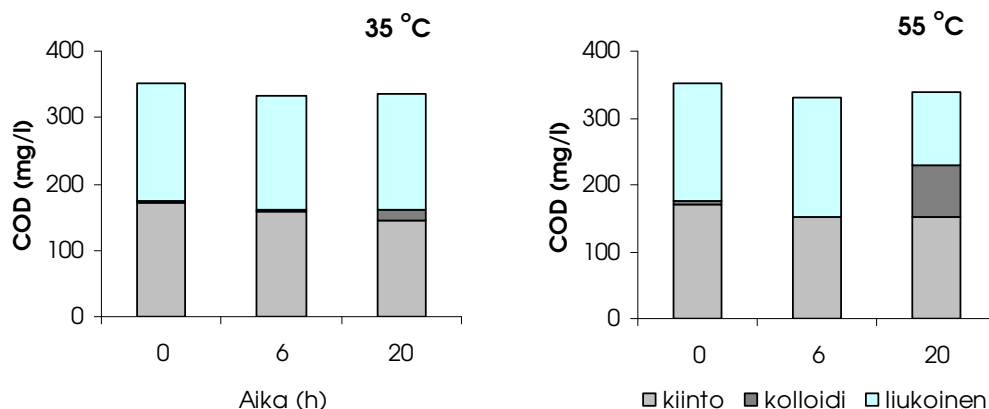
Kuva 12: COD:t jakeittain. Arvot eri mittauspäivinä. PS = puhdistamolle sisään tuleva jätevesi, R1 = termofiilisessä biofilmi-prosessissa, R2 = termofiilisessä aktiivilieteprosessissa ja Meso = mesofiilisessä aktiivilieteprosessissa käsitelty jätevesi.

### 6.3. Ilmastuskokeet

Ensimmäisellä ilmastuskokeella tutkittiin, poistuuko termofiilisesti käsitellystä jätevedestä jälki-ilmastuksessa COD:ta, kun lämpötila lasketaan 35 °C:een. Termofiilisessä aktiivilietereaktorissa käsiteltyä vettä ilmastettiin termofiilisen lietteen kanssa ja ilman lietettä. Kontrollina oli ilmastus 55 °C:ssa.

Kokonais-COD ei vähentynyt merkittävästi. Kun jätevettä ilmastettiin ilman lietettä, kokeen loppupuolella 35 °C:ssa kolloidia COD:ta alkoi muodostua ja kiinto-COD väheni vastaavasti. 55 °C:ssa kolloidia muodostui kokeen loppupuolella huomattavasti enemmän, ja liukaisen COD:n määrä väheni vastaavasti 178 mg/l:sta 109 mg/l:aan (Kuva 13).

Jälki-ilmastuksessa termofiilisen lietteen kanssa COD:n määrä ja laatu eivät muuttuneet kokeen aikana. Lietettä oli runsaasti, ilmeisesti kiintoainepitoisuus oli liian suuri.



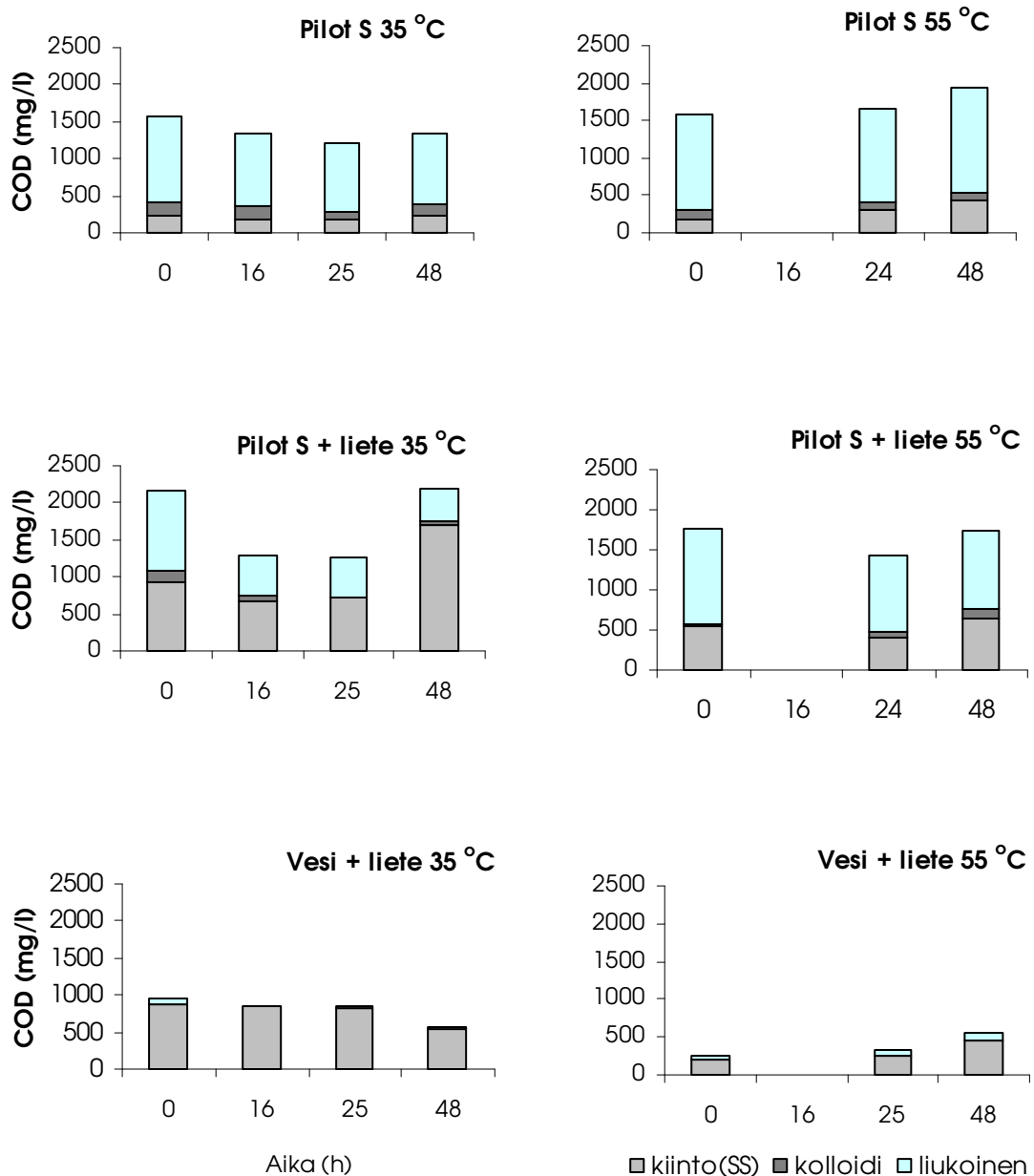
Kuva 13: Jälki-ilmastuksen vaikutus termofiilisessä aktiivilieteprosessissa käsitellyn jäteveden COD-jakeisiin.

Toisessa ilmastuskokeessa tutkittiin aktiivilietteen vaikutusta COD:n vähentämisessä ja toisaalta COD:tä lisäävänä tekijänä. Samalla tutkittiin käsittelyssä muodostuvan kolloidin alkuperää. Esiselkeytettyä jätevedettä ilmastettiin aktiivilietteen kanssa ja ilman lietettä 35 ja 55 °C:ssa. Lisäksi ilmastettiin puhdasta vettä ja aktiivilietettä 35 ja 55 °C:ssa.

Mesofiilisessä ilmastuksessa eli 35 °C:ssa kokonais-COD:sta poistui vuorokauden aikana ilman lietettä 21 % ja lietteen läsnäollessa 42 %. Kolloidista COD:sta väheni ilman lietettä 40 %, kun aktiivilietteen kanssa vähenemä oli 96 % (Kuva 14).

Termofiilisessä ilmastuksessa eli 55 °C:ssa COD:ta poistui vähemmän kuin 35 °C:ssa. Ilman aktiivilietettä kokonais-COD:n määrä kasvoi vuorokauden kuluessa 5 %, todennäköisesti haihtumisen vaikutuksesta. Aktiivilietteen läsnäollessa kokonais-COD-vähennemä oli 19 %. Kolloidien COD:n määrä kasvoi 76 % vuorokauden ilmastuksen aikana lietteen kanssa. Pelkkää jätevedettä ilmastettaessa kolloidia poistui 33 % samaan aikaan, kun kiintoaineen määrä kasvoi ja liukoisen COD:n määrä pysyi ennallaan. Kolloidien väheneminen ilman lietettä ja lisääntyminen lietteen kanssa ilmastettaessa antaisi olettaa, että kolloidia irtaantuu ilmastuksen aikana lietteestä. Kuitenkin puhdasta vettä ja lietettä ilmastettaessa kolloidia oli koko kokeen keston ajan vain hyvin vähäisiä määriä (Kuva 14).





Kuva 14: Esiselkeytetyn jäteveden ilmastuskoe 35 ja 55 °C:ssa. COD-jakeet.

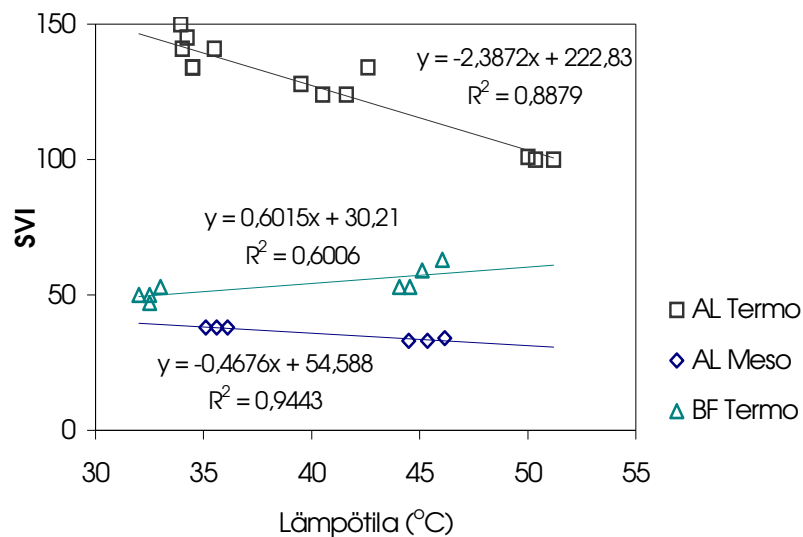
Termofiilisten ja mesofiilisten käsittelyjen välillä oli eroa paitsi lämpötilassa myös lietteessä. Mesofiilisen aktiivilietteen COD:sta yli 90 % koostui kiintoaineesta, noin 2 % kolloidista ja 4 % liukoisesta fraktiosta. Termofiilisessa lietteessä sen sijaan kiintoaineen COD:ta oli 80 % ja kolloidista 1 % ja liukoista COD:ta noin 20 %. Määräsuhteet eivät suuresti muuttuneet kokeen aikana.

#### 6.4. Lietteen laskeutuminen

Lämpötilan ja polymeerin vaikutusta lietteen laskeutumiseen sekä kirkasteen sameuteen ja hapenkulutukseen tutkittiin laskeuttamalla mesofiilistä ja termofiilistä aktiivilietettä sekä ter-

mesofiilisen biofilmireaktorin vapaana olevaa lietettä 35 °C:ssa ja 50-55 °C:ssa. Lisäksi tutkittiin polymeerilisäyksen vaikutusta laskeutumiseen, sameuteen ja hapenkulutukseen.

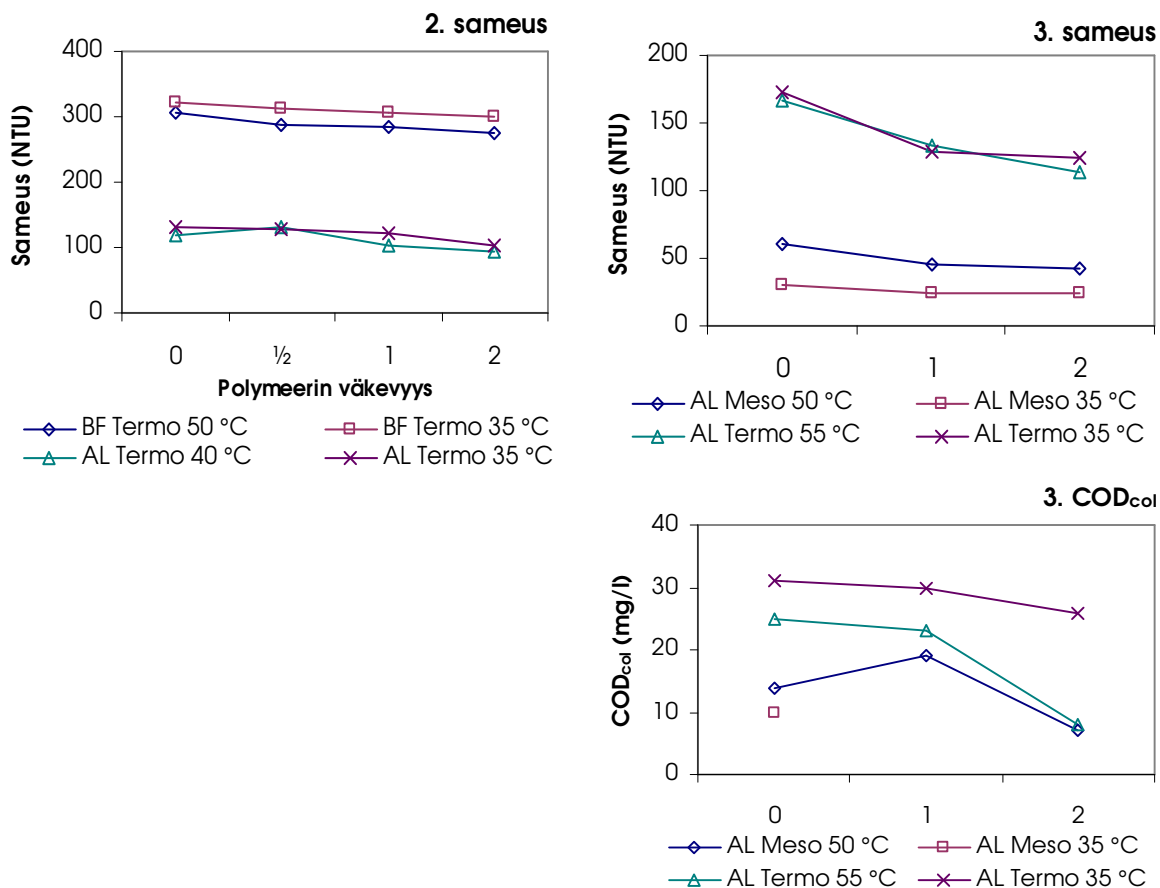
Mesofiilisen puhdistamon liete laskeutui hyvin riippumatta lämpötilasta. SVI oli noin 40. Termofiilinen liete laskeutui paremmin 55 kuin 35 °C:ssa. Lieteindeksi oli 100 ja 140, vastaavasti. Toisaalta aiemmassa kokeessa, jossa termofiilinen liete sai jäähtyä hitaasti ja laskeutumista mitattiin vasta noin kaksi tuntia näytteenoton jälkeen, liete laskeutui erinomaisesti ja SVI oli 38. Polymeerillä ei ollut vaikutusta laskeutumiseen. Sen johdosta eri polymeeriannostukset tulkittiin aineiston käsittelyssä rinnakkaisiksi mittauksiksi lämpötilojen osalta. Näin lämpötilahavaintojen lukumäärä kasvoi niin, että lämpötilan ja SVI:n välille voitiin laskea korrelaatiot (Kuva 15).



Kuva 15: Lämpötilan vaikutus laskeutumiseen toisessa ja kolmannessa laskeutumiskokeessa, havainnot ja regressiosuorat.

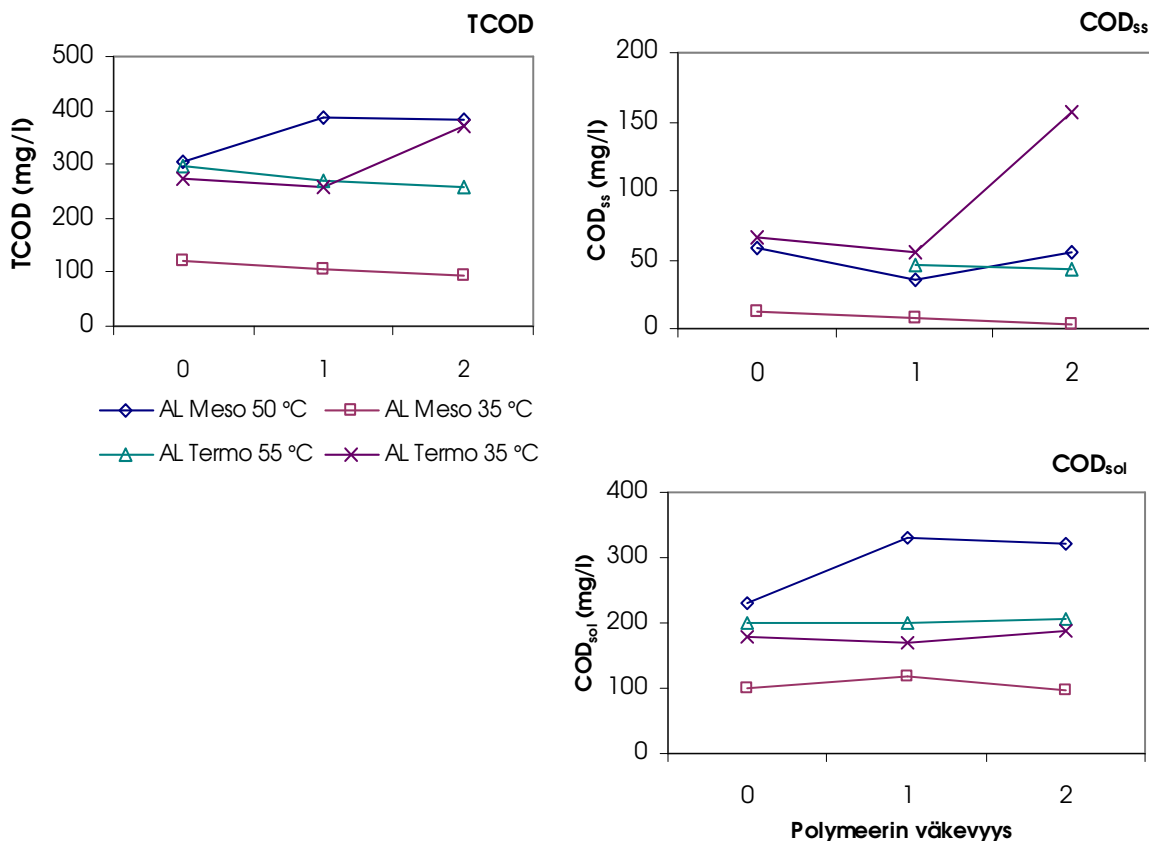
Kirkaste oli mesofiilisen puhdistamon lietteellä laskeutumislämpötilasta riippumatta kirkasta, tosin 35 °C:ssa vielä hieman kirkkaampaa, 27 NTU, kuin 55 °C:ssa, 50 NTU. Termofiilisen lietteen kirkaste jäi sameaksi, 114 – 173 NTU. Polymeerin lisääminen vähensi sameutta hieman, mutta kirkastuminen ei jatkunut polymeerin määrää lisättäessä (Kuva 16).

Kolloidia oli vähän mesofiilisen lietteen kirkasteessa ja paljon termofiilisen kirkasteessa. Polymeerilisäys vähensi kolloidin määrää. 55 °C:ssa laskeutetussa termofiilisen lietteen kirkasteessa oli vähemmän kolloidia ja 35 °C:ssa enemmän. Polymeerilisäys vähensi kolloidia 68 % laskeutettaessa 55 °C:ssa (Kuva 16).



Kuva 16: Polymeerin ja lämpötilan vaikutukset lietteen sameuteen toisessa ja kolmannessa laskeutumiskokeessa ja kolloidipartikkelien laskeutumiseen kolmannessa laskeutumiskokeessa.

Kirkasteen muiden fraktioiden hapenkulutus muuttui lämpötilan ja polymeerin vaikutuksesta eri tavoin. Polymeerilisäys jopa kasvatti kiintoaineen ja liukoisen fraktion hapenkulutusta. Toisaalta tämä oli voimakkaimmin havaittavissa, kun mesofiilistä lietettä oli laskeutettu 50 °C:ssa ja termofiilistä 35 °C:ssa, jotka olivat enemmänkin koeasetelman vertailutilanteita kuin todennäköisiä käytäntöön sovellettavia tilanteita. Mesofiilisen lietteen kirkasteen hapenkulutus oli matalinta 35 °C:ssa kaikissa fraktioissa, mutta kokonais-COD ja liukoinen COD olivat korkeimpia 50 °C:ssa (Kuva17).



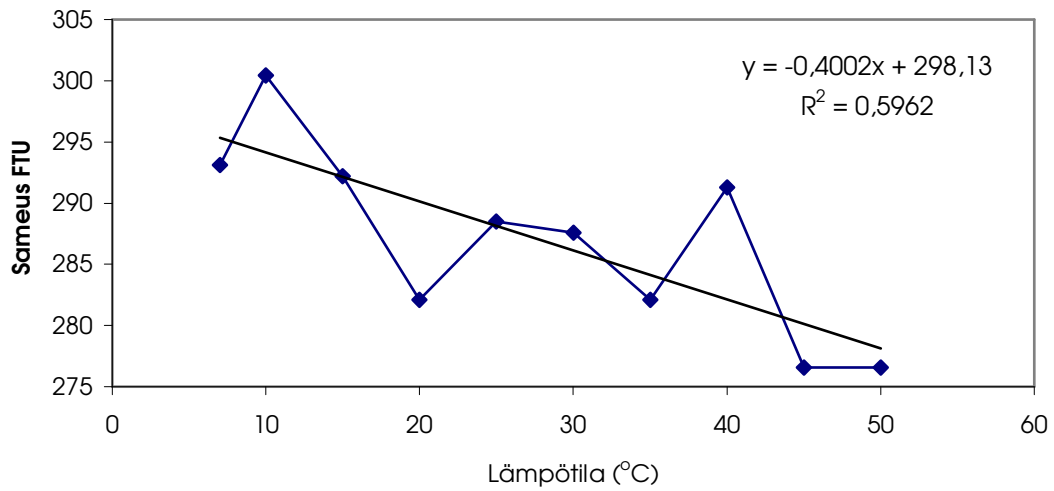
Kuva 17: Polymeerin ja lämpötilan vaikutukset aktiivilietteen kirkasteen kokonais-COD:een, suspension ja liukoiseen COD:een.

## 6.5. Hydrofobisuus

Hydrofobisuutta mitattiin aktiivilieteflokeista ultraäänellä erotettujen bakteerien pinnalta. Mittarina käytettiin hydrofobisten polystyreenipallojen kiinnittymistä bakteerien pintaan. Mittausmenetelmää on käytetty aiemmin jätevedessä vapaasti uiville sekä viljellyille bakteereille (Zita ja Hermansson 1997b). Nyt kokeiltiin ensimmäistä kertaa hydrofobisuuden mittausta aktiivilieteflokkeihin sitoutuneista bakteereista, jotka eroteltiin ultraäänellä. Alustavasti menetelmä näyttäisi soveltuvan myös flokkiin sitoutuneiden bakteerien hydrofobisuuden mittaamiseen. Menetelmää ei kuitenkaan varmennettu muilla, vertailevilla mittausmenetelmillä.

## 6.6. Lämpötilan vaikutus sameuteen

Lämpötilan vaikutusta jäteveden sameuteen tutkittiin mittaamalla jäteveden sameutta 5 °C välein 7 – 50 °C:ssa. Jätevesi kirkastui hieman lämpötilan noustessa. Muutos oli kuitenkin vain parinkymmenen yksikön luokkaa ja hajonta samassa lämpötilassa tehtyjen mittausten välillä oli korkeammissa lämpötiloissa jopa kymmenen yksikköä. Mittauksella ei saatu näyttöä siitä, että lämpötila vaikuttaa sameuteen (Kuva 18).



Kuva 18: Mitatut sameudet eri lämpötiloissa ja mittausten regressiosuora.

### 6.7. Mikroskopointi

Termofiilisten ja mesofiilisten bakteeriflokkien muoto poikkesi huomattavasti toisistaan. Meso-fiiliset flokit olivat tiiviitä ja pyöreämuotoisia. Termofiiliset olivat väljiä ja neula- tai kiilamaisia. Koska termofiiliset ja mesofiiliset flokit olivat niin erimuotoisia, halkaisijoiden vertaaminen säännöllisesti ei näyttänyt tarkoituksenmukaiselta.

## 7. TULOSTEN TARKASTELU

### 7.1. Prosessien toiminta

#### 7.1.1. Aktiivilieteprosessi

COD:n poistuminen parani kokeen edetessä kummassakin termofiilisessä reaktorissa noin 35. koepäivään asti. Termofiiliset koepuhdistamot saavuttivat mesofiilisen puhdistamon puhdistustason noin kuukaudessa. Silloin noin 85 % kokonais-COD:sta poistui (Kuva 8). Ensimmäisen koejakson COD-vähennys oli ensimmäiset koepäivät poislukien biofilmillä keskimäärin 62 % ja aktiivilietteellä 70 %.

Aiemmat kokemukset termofiilisestä aktiivilietekäsittelystä ovat osoittaneet, että puhdistustulos riippuu käsittelystä jätevedestä. Lähes kaikki yksinkertaiset yhdisteet hajoavat termofiilisen mikrobiotominnan seurauksena. Paperitehtaan jätevesissä osa yhdisteistä on kestävämpiä (Tripathi ja Allen 1999; Vogelaar 2002; Suvilampi ym. 2005). Termofiilinen aktiivilieteprosessi on laboratorio-olosuhteissa pystynyt hajottamaan keskimäärin 95 % yksinkertaisen ravintoliuoksen tai myös elintarviketeollisuuden rasvaisen jäteveden COD:sta (Sürücü ym. 1976; Chiang ym. 2001). Yleensä elintarviketeollisuuden jätevedet sisältävät suhteellisen yksinkertaisia yhdisteitä, joita termofiilinen mikrobiyhteisö hajottaa jopa vaivattomammin kuin vastaavissa oloissa toimiva mesofiilinen yhteisö. Esimerkiksi perunoita raaka-aineena käyttävän tislauksen jätevedet käsiteltiin parhaiten 60 °C:ssa. COD-vähennys oli 77 % (Cibis ym. 2002). Teurastamon jätevesistä COD:tä poistui termofiilisessä käsittelyssä 93 % 52 °C:ssa ja 86 % 58 °C:ssa (Couillard ym. 1989). Tosin esimerkiksi melassiveden kokonais-COD:sta saatiin poistettua termofiilisellä aktiivilietekäsittelyllä vain 50 % ja suodatetusta COD:sta 69 % (Suvilampi ym. 2005).

Paperi- ja erityisesti sellutehtaan jätevedet ovat osoittautuneet monimutkaisemmiksi käsitellä. Anaerobisesti esikäsitellyn paperitehtaan jäteveden COD:sta termofiilinen aktiivilieteprosessi poisti lieteistä riippuen 48 – 70 % (Vogelaar ym. 2002a). Jaksotetulla panosreaktorilla päästiin noin 63 % kokonais-COD:n poistoon 55 ja 60 °C:ssa (Tripathi ja Allen 1999). Barr ym. (1996) poistivat enimmillään 48 % sulfaattisellutehtaan jätevedestä. Joskus COD:n poisto paperitehtaan jätevesistä termofiilisesti on osoittautunut paljon vaikeammaksi eikä COD:ta ole saatu vähennämään 50 °C:ssa juuri lainkaan, vaikka alemmissa lämpötiloissa muuten samoissa olosuhteissa COD on vähentynyt (Johnson ja Hall 1996).

Tulosten vertailua hankaloittaa se, että COD on toisissa tutkimuksissa mitattu kokonaisnäytteistä, toisissa suodatetuista. Tässä tutkimuksessa käsiteltävän jäteveden COD mitattiin suodatetuista näytteistä 26 ensimmäistä koepäivää ja sen jälkeen kokonaisnäytteistä. Käsitellyn jäteveden COD taas mitattiin aina suodatetuista näytteistä. Näin ollen koejakson viimeisten

kahden viikon ajalta lasketut COD-vähennykset ovat todellista suurempia kuuden mittauskerran ajan. Ensimmäisten kolmen koeviikon ajan käsiteltävästä jätevedestä mitattiin COD sekä suodatetusta (11 kertaa) että koko näytteestä (16 kertaa). Näiden keskiarvojen osamäärästä laskettiin korjauskertoimen 0,807, jonka avulla arvioitiin suodatuksen vaikutus näytteiden COD-pitoisuuteen. Aktiivilietereaktorin COD:sta poistui näin arvioiden 68 % ja biofilimireaktorin COD:sta 60 %. Kierrätyspaperitehtaan jätevesien COD:sta termofiilinen aktiivilietekäsittely on poistanut 70 % (Vogelaar ym. 2002a). Muissa kokeissa, joissa on käsitelty sellu- tai paperitehtaiden jätevesiä, COD:ta on poistunut selvästi tai jonkin verran vähemmän (Barr ym. 1996; Johnson ja Hall 1996; Tripathi ja Allen 1999).

Biomassan väheneminen reaktorissa on heikentänyt COD:n poistoa (Johnsson ja Hall 1996). Tässä kokeessa biomassaa oli reaktorissa aina vähintään 2800 mg/l ja keskimäärin  $4300 \pm 1300$  mg/l, mikä osaltaan selittää eroja niihin kokeisiin, joissa biomassan määrä oli alhaisempi (Barr ym. 1996; Johnsson ja Hall 1996). Tripathi ja Allen (1999) puolestaan epäilevät, että jotkut sellutehtaan jäteveden yhdisteistä hajoavat huonommin, kun lämpötila nousee.

Muut termofiilistä aktiivilieteprosessia tutkineet työt on toteutettu laboratoriomittakaavassa. Tämä työ on tässä käsitellyistä tutkimuksista ainoa pilot-mittakaavassa tehty tutkimus. Mittakaava ei sinällään vaikuta tuloksiin. On silti mahdollista että suuremmissa mittakaavassa jotkin prosessin olosuhteet pysyvät vakaampina. Esimerkiksi näytteiden otto ei vaikuta nestetilavuuksiin suuressa mittakaavassa käytännössä lainkaan. Pilot-kokeessa olosuhteet ovat lähempänä todellista tilannetta, koska jäteveden koostumus vaihtelee päivittäin. Laboratoriomittakaavassa käytetään yleensä koko ajan samaa jätevettä.

### 7.1.2. Biofilmi prosessi

Sekä termofiilisen biofilimireaktorin, R1, että aktiivilietereaktorin, R2, toiminta parani vakaasti koko ensimmäisen kuukauden ajan. Termofiiliset puhdistamot saavuttivat mesofiilisen aktiivilietepuhdistamon tason 30. koepäivänä ja biofilmi puhdistamon COD:n poisto ylitti mesofiilisen puhdistamon poiston 35. koepäivänä. Viimeisen kymmenen koepäivän ajan biofilmi puhdistamo poisti  $80 \pm 9$  % kokonais-COD:sta (N = 5). Biofilmi puhdistamo kesti kuormituksen vaihteluita hyvin; COD:n poisto kasvoi tasaisesti, vaikka kuormitus nousi.

Kun termofiilistä biofilmi prosessia on tutkittu aikaisemmin, on havaittu sen poistavan liukoista COD:ta hyvin, 80 – 85 %, mutta käsiteltyyn veteen jäävä kiintoaine on nostanut kokonais-COD:ta siten, että COD:n poisto on jäänyt noin 65 %:iin (Suvilampi ym. 2003).

Jahren ym. (2002) käsitelivät termofiilisellä biofilmi prosessilla paperitehtaan kuumahiirtämön jätevettä ja prosessi poisti 60 – 65 % liuenneesta COD:sta. Käsitellyn jäteveden analy-

sointi paljasti, että ligniinin kaltaiset yhdisteet eivät olleet hajonneet termofiilisessä käsittelyssä.

Tässä tutkimuksessa kokonais-COD:ta poistui parhaimmillaan 93 % ja toiminnan ollessa vakaata keskimäärin noin 80 %. Todennäköisesti jäteveden yhdisteet olivat helposti hajoavia. Kiintoaineen erotus toimi myös tällä kertaa hyvin. COD:n vähenemät ovat vertailukelpoisia aikaisempiin mesofiilisellä biofilmi-prosessilla saatuihin COD:n vähenemiin, jotka ovat pilot-mittakaavan puhdistamolla olleet 78 % kierrätyspaperitehtaan jäteveden COD:sta (Dalentoft ja Thulin 1997). Myös termofiilisellä biofilmi-puhdistuksella 50-52 °C:n lämpötilassa on saatu poistettua 80-90 % kartonkitehtaan jäteveden liukoisesta COD:sta (Malmqvist ym. 1999). Kokonais-COD:ta lisäsi Malmqvistin ym. tutkimuksessakin pienten kiintoainehiukkasten runsas määrä. Ne saatiin kuitenkin erotettua laskeuttamalla, jolloin COD:n väheneminen oli 80 %.

Termofiilinen biofilmi-prosessi käynnistettiin mesofiilisellä aktiivilietteellä. COD:n poisto lähti heti käyntiin, noin 40 % ensimmäisellä koeviikolla. Kaikkiaan käynnistyminen vei kuitenkin noin kuukauden. Aiemmissä tutkimuksissa termofiilisen prosessin käynnistyminen mesofiilisellä lietteellä on ollut nopeampaa (Jahren ym. 2002; Suvilampi ym. 2003). Toisaalta näissä tutkimuksissa ei ole päästy yhtä suureen COD:n vähenemään vielä viikkojenkaan päästä kuin tässä tutkimuksessa.

Biofilmi-prosessin kuormitus nousi ensimmäisen koejakson loppupuolella äkillisesti. Se ei haitannut COD:n vähenemistä. Päinvastoin vähenemä parani edelleen niin prosentteissa kuin massana mitattuna. Kovimmillaan kuorma oli lähes 6 kg TCOD m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>. Myös Jahren ym. (2002) havaitsivat, että kuormituksen kasvaessa myös COD:ta poistui yhä enemmän. Vielä 14,4 kg COD kuorma m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> ei merkittävästi heikentänyt COD:n poistoa.

Kuitenkin samalla kun kuormitus nousi, irtonaisen biomassan määrä kasvoi reaktoreissa. Sen muodostamaa kiintoainetta huuhtoutui lähtevän veden mukana reaktoreista ulos. Biofilmin on todettu kestävän kuormituksen vaihteluita hyvin, sikäli että (liukoisen) COD:n poisto ei kärsi kuormituksen kasvusta (Jahren ym. 2002). Sen sijaan isoilla kuormilla biofilmi voi irrota kantajien pinnalta, tai irrallisen biomassan määrä muuten kasvaa reaktorissa (Jahren ja Ødegaard 1999; Suvilampi ym. 2003).

Myös muut ovat raportoineet siitä, että kiintoaineen erottaminen on termofiilisessä biofilmi-prosessissa ollut vähäisempää kuin mesofiilisessä, mutta erot eivät ole olleet näin suuria. Malmqvistin ym. tutkimuksessa (1999) biofilmi-prosessi poisti liukoisesta COD:sta 90 % ja laskeutetun näytteen COD:sta 80 % 10 tunnin viipymällä. Tässä tutkimuksessa viipymä biofilmi-reaktorissa oli ensimmäisellä koejaksolla 12 ± 4 tuntia.



40. koepäivä puhdistamon toiminta muutettiin kaksivaiheiseksi termofiiliseksi biofilmi prosessiksi siten, että aktiivilietereaktori, R2, muutettiin biofilmireaktoriksi. Reaktorit kytkettiin sarjaan siten, että biofilmi puhdistamona koko koejakson toiminut reaktori, R1, oli ensimmäisenä. Samana päivänä biofilmireaktorin, R1, COD:n poisto romahti.

Mitään erityisen selkeää syytä R1:n toimintahäiriölle ei ollut. Käsiteltävän jäteveden kiintoainepitoisuus pysyi ennallaan, COD-pitoisuus vaihteli noin 25 % siten että ensin se laski, sitten nousi ja taas laski. Samalla tilakuormat nousivat. Lämpötila, pH, happipitoisuus ja viipymä pysyivät tuona ajanjaksona vakaina (Kuvat 5 – 10). Samana päivänä kun reaktori R2 muutettiin biofilmireaktoriksi, sieltä karkasi kiintoainetta. Karkaaminen voimistui seuraavana päivänä. R2:n toiminnan häiriöt selittyvät sen toimintaan tehdyillä muutoksilla.

### **7.1.3. Kaksivaiheinen biofilmi prosessi**

Kun puhdistamo toimi kaksivaiheisena biofilmi prosessina, ensimmäinen reaktori poisti suurimman osan COD:sta ja toinen täydensi sitä vähän. Ensimmäinen reaktori poisti  $62 \pm 15$  % ja yhteensä reaktorien COD-vähennys oli  $69 \pm 12$  %. Päiviä, jolloin ilmastus ei toiminut, ei ole laskettu tarkasteluun mukaan. Puhdistamon toiminta elpyi hapen ja sekoituksen puutteesta nopeasti ja COD:ta poistui kahden viikon kuluttua häiriöstä jopa 86 %. Mesofiilillä täydennettävään puhdistamolla poistui COD:ta samaan aikaan 93 % (Kuva 8).

Aiemmin termofiilistä biofilmi puhdistusta on tutkittu kaksivaiheisena suuremmilla kuormituksilla mutta muuten samanlaisissa olosuhteissa (Suvilampi ym. 2003). Tällöin toinen vaihe oli COD-vähennyksen kannalta tärkeämpi, koska ensimmäinen puhdistamo ei poistanut niin suurta osuutta COD:sta kuin tässä kokeessa ja toiseen vaiheeseen menevät vedet olivat väkevämpiä. Tässä toisen puhdistamon merkitys jäi varsin pieneksi, koska ensimmäisen vaiheen jäljiltä vesi oli jo melko laimeaa.

Kaksivaiheinen biofilmi käsittely soveltuu käsitelymenetelmäksi paremmin silloin, kun jätevedestä ei saada poistettua haluttuja yhdisteitä yhdellä käsittelyllä. Esimerkiksi kun kuormitus on suuri, voi toinen vaihe parantaa lopputulosta (Suvilampi ym. 2003).

## **7.2. Jäteveden eri jakeiden osuus hapenkulutuksesta**

Termofiilisesti käsitellyn veden kokonais-COD oli huomattavasti mesofiilisen puhdistamon kokonais-COD:ta korkeampi. COD:n erottelu jakeisiin myös osoitti, että termofiilinen biofilmi ja aktiivilietepuhdistamo poistivat liukoista COD:ta kumpikin suunnilleen yhtä paljon, mutta selvästi vähemmän kuin mesofiilinen aktiivilietepuhdistamo. Aiemmissa laboratoriotutkimuksissa liukoista COD:ta on poistunut yhtä paljon termofiilisessä ja mesofiilisessä käsittelyssä (Suvilampi ym. 2003) tai enemmän mesofiilisessä ja vähemmän termofiilisessä käsittelyssä (Vo-

gelaar ym. 2002b). Suvilammen ym. tutkimuksessa jätevesi oli melassista tehtyä synteettistä, suhteellisen yksinkertaista jätevettä. Vogelaarin (ym. 2002b) tutkimuksessa jätevesi oli paperitehtaan jätevettä kuten tässäkin tutkimuksessa. Ilmeisesti paperitehtaan jätevedet sisältävät monimutkaisempia liukoisia yhdisteitä, jotka eivät termofiilissä olosuhteissa hajoa siinä määrin kuin alemmassa lämpötilassa. Jahren ym. (2002) havaitsivat, että liukoisesta COD:sta saatiin termofiilisellä biofilmi-prosessilla poistettua 90-95 % hiilihydraateista mutta vain alle 15 % ligniininkaltaisista yhdisteistä.

Aiemmissä tutkimuksissa on todettu termofiilisen käsittelyn heikomman tuloksen johtuvan erityisesti siitä, että termofiilinen käsittely ei ole poistanut jäteveden kolloidikoon aineista, ja lisäksi termofiilisestä lietteestä on irronnut kolloidihituja (Vogelaar ym. 2002b). Toisaalta, jos jätevedessä ei alun perin ole ollut kolloidia jaetta, ei kolloidia ole ollut jätevedessä käsittelyn jälkeenkään (Vogelaar ym. 2002a).

Tässä tutkimuksessa käsittelyyn tulevassa jätevedessä kolloidia aineista oli suhteellisen vähän, noin 10 % kokonais-COD:sta. Aktiivilietekäsittely poisti kolloidia jaetta hyvin, ja jaetta jäi jäljelle vain vähän enemmän kuin mesofiilisessä aktiivilietekäsittelyssä. Kolloidin poisto parani koejakson edetessä. Biofilmi-käsittelyn jäljiltä kolloidihituja oli vedessä enemmän. Enemmän kokonais-COD:n poistoon vaikutti se, että termofiilinen käsittely poisti liukoista COD:ta vähemmän kuin mesofiilinen käsittely. Samoin kiintoainetta jäi veteen termofiilisen käsittelyn jäljiltä enemmän.

Biofilmireaktori poisti COD:ta kokonaisuudessaan vähemmän kuin aktiivilietereaktori, koska se poisti kolloidijaetta ja kiintoainetta vähemmän. Liukoista COD:ta reaktorit poistivat suurin piirtein yhtä hyvin, biofilmi 65 % ja aktiiviliete 69 %. COD-jakeet mitattiin koejakson 14. 15. ja 16. päivänä sekä 36. ja 37. päivänä. Biofilmin määrä kantajakappaleiden pinnalla väheni kolmanneksella 14. ja 16. koepäivän välillä. Väheneminen voi johtua siitä, että COD-jakeiden mittausta edeltävinä päivinä kuormitus oli ensin noussut ja viipymä lyhentynyt biofilmireaktorissa ja palautunut juuri ennen mittauspäiviä. Aikaisemmin termofiilisen biofilmireaktorin on osoitettu kestävän hyvin kuormituksen vaihteluita (Jahren ym. 2002), joten biofilmin väheneminen voi johtua myös jostakin muusta syystä, jota ei käytössä olleella seurannalla pystytty paikantamaan. Joka tapauksessa biofilmin määrän väheneminen voi selittää sitä, että termofiilinen biofilmireaktori ei pystynyt poistamaan kolloidia ja kiintoainetta niin hyvin kuin termofiilinen aktiivilietereaktori.

### **7.3. Lämpötilan vaikutus biohajoamiseen**

Termofiilisesti käsitellyn jäteveden jatkokäsittely ilmastamalla 55 °C:ssa hajotti liukoista COD:ta ja lisäsi kolloidia. Jätevedessä oli aktiivilietekäsittelyn jälkeen paljon kiintoainetta. Sen

sisältämät bakteerit jatkoivat vedessä olevien liukoisten yhdisteiden käyttämistä ravinnokseen. Samalla ne lisääntyivät ja kasvattivat kolloidin jakeen osuutta. Jälki-ilmastus 35 °C:ssa ei muuttanut jäteveden koostumusta. Termofiiliset mikrobit eivät todennäköisesti ehtineet aktivoitua kokeen aikana. Ilmastus ei juuri muuttanut kiintoaineen eikä kokonais-COD:n määrää kummassakaan lämpötilassa.

Havainto on jokseenkin päinvastainen kuin samantyyppisessä Suvilammen ym. (2005) toteuttamassa kokeessa. Siinä termofiilisesti käsitellyssä jätevedessä oli kokeen alussa runsaasti kolloidihukkasia. Ilmastus 35 °C:ssa poisti niistä 89 %. Samanaikaisesti liuenneen COD:n määrä jätevedessä kasvoi. Ilmastuksella 55 °C:ssa ei ollut vaikutusta kolloidiin ja liukoiseen jakeeseen. Kiintoaine ja sen mukana kokonais-COD vähenivät molemmissa lämpötiloissa.

Tässä kokeessa termofiilinen aktiivilietelaitos oli käsitellyt jäteveden paljon laimeammaksi, kuin Suvilammen ym. kokeessa (2005). Jälki-ilmastuksen lähtötilanne näissä kahdessa kokeessa oli siis hyvin erilainen. Tässä jälki-ilmastuskokeessa termofiilinen biomassa poisti vielä laimeastakin jätevedestä liukoista COD:ta 38 % ja muutti sitä biomassaksi.

Samalla tässä kokeessa nähtiin, miten termofiilinen biomassa sopeutuu mesofiilisiin olosuhteisiin. Jokseenkin kaikki termofiilistä aerobista jätevedenkäsittelyä tutkineet kokeet on käynnistetty mesofiilisellä biomassalla tai biomassa on saanut sopeutua vähittäiseen lämpötilan nousuun (Barr ym. 1996; Johnson ja Hall 1996; Tripathi ja Allen 1999; Suvilampi ja Rintala 2002; Suvilampi ym. 2003, 2005). Tuloksia analysoitaessa ei ole kiinnitetty huomiota siihen, että vertailussa ovat olleet mesofiilisen ja termofiilisen käsittelyn ohella myös vakaa mesofiilinen ja muutokseen sopeutunut termofiilinen käsittelylaitos. Tämä koeasetelma sisälsi harvinaisen päinvastaisen kokeen, jossa termofiilinen koe edusti pysyvää tilannetta ja mesofiilinen muutosta. Siinä termofiilisen biomassan piti sopeutua nopeasti mesofiilisiin olosuhteisiin. 20 tunnin aikana jäteveden koostumus muuttui hieman, mutta ilmeisesti aika ei riittänyt suurempiin muutoksiin. Biomassa toimi parhaiten siinä lämpötilassa missä se oli viimeksi toiminut. Tämä tulos on yhtäpitävä muiden tutkimusten kanssa, joissa aerobista jätevedenkäsittelyä on tutkittu eri lämpötiloissa (Barr ym. 1996; Johnson ja Hall 1996; Tripathi ja Allen 1999; Suvilampi ja Rintala 2002; Suvilampi ym. 2003, 2005). Samalla se on johdonmukainen tässä tutkimuksessa saadun toisen havainnon kanssa. Sen mukaan termofiilinen käsittely poisti kolloidia paremmin kokeen loppupuolella kuin alkupuolella.

Toisessa biohajoavuuskokeessa ilmastettiin käsittelemätöntä jätevettä. Siinä kolloidihukkaset aiheuttivat noin 12 % COD:sta. Ilmastus sekä 35 että 55 °C:ssa poisti jätevedestä kolloidia, mutta mesofiilinen käsittely poisti enemmän. Ilmastus lietteen kanssa ei juuri vähentänyt kolloidin osuutta mesofiilisessä kokeessa. Termofiilisen lietteen kanssa ilmastettaessa kolloidin määrä lisääntyi. Se että kolloidia poistui ilman lietettä mutta lietteen kanssa määrässä ei

tapauksia, viittaa siihen, että kolloidit myös poistui lietteen kanssa ilmastettaessa, mutta samanaikaisesti lieteflokkit hajosivat ja muodostivat uutta kolloidit. Aktiiviliete ei kuitenkaan hajonnut kolloidiksi, kun sitä ilmastettiin puhtaassa vedessä. Mahdollisesti jäteveden ravinteet ja muut yhdisteet osaltaan aiheuttavat aktiivilietteen hajoamista. Yksityiskohtaisemmin käsitellyn jäteveden kolloidien alkuperää ovat tarkastelleet tutkimuksessaan Vogelaar ym. (2002b). Anaerobisten ja aerobisten bakteerien määrasuhteita tarkastelemalla varmistuttiin siitä, että efluentin kolloidi oli peräisin sekä anaerobisesti esikäsitellystä influentista että aktiivilieteflokeista.

Näillä laboratoriossa tehdyillä panoskokeilla saatiin vertailtua tarkemmin juuri lämpötilan vaikutuksia, koska muut tekijät eri koepulloissa oli vakioitu. Siten näistä saatu tieto kertoo tarkemmin juuri lämpötilan aiheuttamista eroista. Mesofiilisen ja termofiilisten aktiivilietepuhdistamoiden välillä oli merkittäviä eroja myös viipymässä ja kuormituksessa.

#### **7.4. Lämpötilan vaikutus lietteen laskeutumiseen**

Mesofiilinen aktiiviliete laskeutui paremmin kuin termofiilinen kaikissa lämpötiloissa. Sillä lämpötilalla, jossa liete sai laskeutua, oli vaikutusta ainoastaan termofiilisen lietteen laskeutumiseen. Mitä lähemmäs termofiilisen aktiivilieteprosessin toimintalämpötilaa tultiin, sen paremmin liete laskeutui. 50 °C:ssa SVI oli noin 100, eli liete laskeutui hyvin. Mesofiilisen aktiivilietteen ja termofiilisen biofilmireaktorin irrallisen lietteen laskeutumiseen lämpötila ei vaikuttanut tällä tavalla.

Aiemmassa saman koejakson aikana tehdyssä kokeessa termofiilinen liete laskeutui erinomaisesti huoneenlämmössä. Eroa toisen kokeen tulosten kanssa selittävät varmasti erot koeolosuhteissa. Ensimmäisessä kokeessa termofiilinen liete jäähdytti noin 2-5 tunnin ajan. Toisessa se jäähdytettiin koelämpötilaan nopeasti vesihautteessa. Myös pitempi aika näyttöön oton ja laskeuttamisen välillä saattoi vaikuttaa lietteen rakenteeseen laskeutumista edistävästi.

Termofiilinen aktiiviliete on laskeutunut aiemmissa tutkimuksissa sekä hyvin että huonosti. Barr ym. (1996) arvelevat 41 – 50 °C:ssa käsitellyn veden matalan kiintoainepitoisuuden kertovan, että liete oli laskeutunut hyvin. Sirviö (2002) raportoi termofiilisesti käsitellyn lietteen laskeutuneen yleensä huonosti mutta yhdellä viikolla hyvin. SVI oli tällöin samaa luokkaa, kuin tämän kokeen termofiilisellä lietteellä, kun se laskeutettiin 50 °C:ssa. Vogelaar ym. (2002a) saivat termofiilisen lietteen laskeutumaan erinomaisesti kalsiumin saostumisen yhteydessä.

Mitään selkeää yhteyttä ei ole osoitettavissa tämän tai muiden tutkimusten välillä, joissa termofiilinen liete on saatu laskeutumaan hyvin. Hyvään laskeutumiseen voi vaikuttaa se että liete on saanut sopeutua pitkään muuttuneeseen lämpötilaan (Barr ym. 1996), tai se

että prosessissa saostuu jotakin muuta ainetta, jonka ympärille termofiilinen liete voi kasaantua (Vogelaar ym. 2002a). Varaukseltaan positiivinen ja siis kalsiumin kaltainen polymeeri ei kuitenkaan tässä kokeessa toiminut tällaisena saostimena, vaikka sama polymeeri on toiminut mesofiilisen lietteen tiivistämisessä hyvin (Kesämaa 2002). Lietteen voi saada laskeutumaan myös se, että termofiilisen lietteen laskeutumislämpötila on lähellä jäteveden käsittelylämpötilaa tai että liete voi tasaantua tavallista kauemmin, kuten tässä tutkimuksessa. Se miten termofiilisten flokkien syntymekanismi poikkeaa mesofiilisten flokkien muodostumisesta, ei ole selvillä.

Alhainen lieteindeksi ei kerro vielä kaikkea lietteen ja käsitellyn veden erottumisesta. Termofiilisesti käsitelty jätevesi jäi hyvästä lieteindeksistä huolimatta sameaksi ja mesofiilisesti käsitelty jätevesi oli selvästi kirkkaampaa. Termofiilisen jäteveden sameudesta yhdessä muuten hyvien laskeutumisominaisuuksien kanssa raportoivat myös Vogelaar ym. (2002a, b). Toisin kuin tässä tutkimuksessa, heillä kolloidi aine samensi myös mesofiilisesti käsiteltyä jätevettä, vaikka ei niin voimakkaasti kuin termofiilisesti käsiteltyä. Wilén ym. (2000) toteavat että kun vain 2 % flokista hajoaa, samenee jätevesi merkittävästi ja kiintoainepitoisuus kirkasteessa kasvaa. Jäteveden sameus korreloi solujen määrän (kolloidin), humuksen, hiilihydraattien ja proteiinien määrän kanssa.

Mesofiilisesti käsitelty jätevesi jäi myös sameaksi, kun liete laskeutui käsittelylämpötilaa korkeammassa lämpötilassa. Ilmeisesti lieteflokkit hajosivat kun lämpötila muuttui. Sameus ei lisääntynyt suoraan lämpötilan nousun vaikutuksesta. Sen osoitti käsittelemättömän jäteveden sameuden lämpötilariippuvuutta mitannut koe (Kuva 18). Lämpötilan nousu aiheuttaa siis jonkin muutoksen, joka johtaa samenemiseen. Esimerkiksi lämpötilan 15 °C nousun 30 °C:sta on havaittu aiheuttavan solun ulkopuolisten polymeerien liukenemistä ja flokkien hajoamista (Morgan-Sagastume ja Allen 2005). Mikrobin aktiivisuus voi heikentää lämpötilan nousun vaikutuksesta. Mikrobin aktiivisuus on tärkein flokin pintarakenteita koossapitävä tekijä (Wilén ym. 2000).

## 8. JOHTOPÄÄTÖKSET

Termofiilinen aktiiviliete- ja biofilmiprosessi käynnistyivät nopeasti mesofiillisellä siemenlietteellä. Prosessien toiminta parani ja COD-vähenemät kasvoivat tasaisesti. COD-vähenemät saavuttivat parhaan tasonsa, kun prosessit olivat toimineet kuukauden. Termofiilinen aktiivilieteprosessi poisti COD:ta keskimäärin enemmän kuin termofiilinen biofilmiprosessi, joka käynnistyi hieman aktiivilieteprosessia hitaammin. Noin kuukauden sopeutumisaajan jälkeen termofiilinen biofilmiprosessi poisti lähes kaiken jäteveden liukoisesta COD:sta ( $COD_{\text{fit}}$ ). Kuormituksen vaihtelut eivät vaikuttaneet liukoisen COD:n vähenemiseen, mutta kiintoaineen määrä käsitellyssä vedessä kasvoi korkeammilla kuormilla. Biofilmiprosessin toinen vaihe poisti ensimmäisessä vaiheessa veteen jäänyttä kiintoainetta. Liukoisen COD:n poistoon riitti yksi biofilmiprosessi.

Termofiilisellä aktiivilieteprosessilla päästiin ajoittain yhtä hyvään puhdistustulokseen kuin mesofiilisellä aktiivilieteprosessilla. Keskimäärin termofiilisesti käsitellyn jäteveden kokonais-COD jäi selvästi korkeammaksi kuin mesofiilisesti käsitellyn. Korkeampaan kokonais-COD:een vaikutti COD:n heikompi poistuminen kaikista jäteveden jakeista. Jälkiilmastuskokeissa todettiin, että sekä termofiilinen että mesofiilinen aktiiviliete lisäsivät COD:n poistamista jätevedestä, mutta kolloidia COD:ta ei saatu vähenemään termofiilisen aktiivilietteen avulla. Termofiilisessä ilmastuksessa muodostui kolloidia ainesta, joka aiheutui paitsi lietteestä myös erityisesti jätevedestä sekä lietteen ja jäteveden yhteisvaikutuksesta. Mesofiilisessä ilmastuksessa uutta kolloidia ei syntynyt ja jäteveden alun perin sisältämä kolloidainesi saatiin aktiivilietteen avulla poistettua.

Tässä tutkimuksessa osoitettiin, että termofiilisellä aktiivilieteprosessilla voidaan poistaa jätevedestä kolloidia COD:ta, mutta poistaminen ei onnistu joka tilanteessa. Mitä kauemmin aktiivilieteprosessi oli toiminut, sitä paremmin se poisti jätevedestä kolloidia.

Lämpötilan nopea nousu ja lasku samentivat veden todennäköisesti siksi, että muutos hajotti flokkeja. Termofiilinen aktiiviliete on mahdollista erottaa laskeuttamalla käsitellystä jätevedestä, kun jätevesi saa jäähtyä hitaasti huoneenlämpöön.

## 9. KIITOKSET

Tämä tutkimus on tehty Jyväskylän yliopiston bio- ja ympäristötieteiden laitoksella. Tutkimusta rahoittivat Jyväskylän seudun Osaamiskeskusohjelma (OSKE), Stemco Oy, MetsoPaperChem Oy sekä UPM Kymmene Jokilaakson tehtaat.

Professori Jukka Rintala ja filosofian maisteri Annimari Lehtomäki ovat ohjanneet kirjoitustyötä sen eri vaiheissa, kommentoineet ja kannustaneet. Työn kokeellista osuutta ohjasi myös FT Juhani Suvilampi. Olen saanut työhöni käytännön apua, neuvoja ja ohjausta myös useilta opiskelutovereiltani sekä bio- ja ympäristötieteiden laitoksen henkilökunnalta. Heille kaikille kuuluu lämmin kiitos antamastaan avusta. Kirjoitustyön sain todella käyntiin Konneveden tutkimusasemalla, jonka henkilökuntaa haluan kiittää hyvien työskentelyolosuhteiden luomisesta. Kiitokset myös ystäville, joiden kanssa viettämäni aika ja heidän kanssaan käydyt keskustelut gradun teon vaikeuksista ja hyvistä hetkistä ovat auttaneet hahmottamaan työn luonnetta ja antaneet voimia tehdä työ valmiiksi.

## 10. LÄHTEET

- Andreadakis**, A.D. 1993: Physical and chemical properties of activated sludge floc. - *Wat. Res.* 27: 1707 - 1714.
- Anonymi** 2002: Water management systems, Biological treatment, FlooBed Bioreactor, a crucial part of your process. Tuote-esite, 8 s. Metso paper.
- APHA** (toim.) 1985: Standard Methods. 16. painos - 1268 s. American public Health Association, Washington DC, USA.
- Atkins**, P. ja de Paula J. 2002: Atkins' Physical Chemistry. 7. painos. - 1150 s. Oxford University Press. Oxford, Iso-Britannia.
- Atlas**, R.M. ja Bartha, R. 1993: Microbial Ecology. Fundamentals and Applications. 3. painos. - 563 s. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Redwood City, USA.
- Barr**, T.A., Taylor, J.M. ja Duff, A.J.B. 1996: Effect of HRT, SRT and temperature on the performance of activated sludge reactors treating bleached kraft mill effluent. - *Wat. Res.* 30: 799-810.
- Bérubé**, P.R. ja Hall, E.R. 2000: Effects of elevated operating temperature on methanol removal kinetics from synthetic kraft pulp mill condensate using a membrane bioreactor. - *Wat. Res.* 34: 4359 - 4366.
- Briandet**, R., Meylheuc, T., Maher, C. ja Bellon-Fontaine, M.N. 1999: *Listeria monocytogenes* Scott A: Cell surface charge, hydrophobicity and electron donor and acceptor characteristics under different environmental growth conditions. - *Appl. Env. Microbiol.* 65: 5328 - 5333.
- Brock**, T.D. 1967: Life at high temperatures. - *Science* 158 (3804): 1012 - 1019.
- Brock**, T.D. 1986: Introduction: An overview of the thermophiles. - Teoksessa: Brock, T.D. (toim.): *Thermophiles: General, Molecular, and Applied Microbiology*, ss. 1 - 16.
- Bruus**, J.H., Nielsen, P.H. ja Keiding K. 1992: On the stability of activated sludge flocs with implications to dewatering. - *Wat. Res.* 26: 1597 - 1604.
- Bura**, R., Cheung, M., Liao, B., Finlayson, J., Lee, B.C., Droppo, I.G., Leppard, G.G. ja Liss, S.N. 1998: Composition of extracellular polymeric substances in the activated sludge floc matrix. - *Wat. Sci. Tech.* 37 (4-5): 325 - 333.
- Chavant**, P., Martinie, B., Meylheuc, T., Bellon-Fontaine, M.-N, ja Hebraud, M. 2002: *Listeria monocytogenes* LO28: Surface physicochemical properties and ability to form biofilms at different temperatures and growth phases. - *Appl. Env. Microbiol.* 68: 728 - 737.
- Chiang**, C.F., Lu, C.J., Sung, L.K. ja Wu, Y.S. 2001: Full-scale evaluation of heat balance for autothermal thermophilic aerobic treatment of food processing wastewater. - *Wat. Sci. Tech.* 43 (11): 251-258.
- Chudoba**, J. 1989: Control of activated sludge filamentous bulking. - *Sci. Papers Prague Inst. Chem. Technol.* F27.
- Cibis**, E., Kent, C.A., Krzywonos, M., Garncarek, Z., Garncarek, B. ja Miśkiewics, T. 2002: Biodegradation of potato slops from a rural distillery by thermophilic aerobic bacteria. - *Bioresource Tech.* 85: 57-61.
- Couillard**, D., Gariépy, S. ja Tran, F.T. 1989: Slaughterhouse effluent treatment by thermophilic aerobic process. - *Wat. Res.* 23: 573-579.
- Dalentoff**, E. ja Thulin, P. 1997: The use of the kaldnes suspended carrier process in treatment of wastewaters from the forest industry. - *Wat. Sci. Tech.* 35(2-3): 123-130.
- Dignac**, M.-F., Urbain, V., Rybacki, D., Bruchet, A., Snidaro, D. ja Scribe, P. 1998: Chemical description of extracellular polymers: Implication on activated sludge floc structure. - *Wat. Sci. Tech.* 38 (8-9): 45 - 53.



- Duke**, M.L., Templeton, M.E., Eckenfelder, W.W. ja Stowe, J.C. 1981: High temperature effects on the activated sludge. – Proceedings of the 35<sup>th</sup> Purdue industrial waste conference, West Lafayette, Indiana, USA.
- Eckenfelder**, W.W. ja Musterman, J.L. 1992: Activated sludge treatment of industrial waters. - Teoksessa: Eckenfelder, W.W. ja Grau, P. (toim.): Activated Sludge Process Design and Control: Theory and Practice. – 268 s., Technomic Publishing Company Inc., Lancaster.
- Eikelboom**, D.H ja Buijsen H.J.J. van 1983: Microscopic Sludge Investigation Manual. 2.p. - 81 s. TNO Research Institute for Environmental Hygiene, Delft, Alankomaat.
- Flemming**, H.-C. ja Wingender, J. 2003: Extracellular polymeric substances in biofilms. Teoksessa: Wuertz, S., Bishop, P. ja Wilderer, P. (toim.): Biofilms in Wastewater Treatment - An Interdisciplinary Approach.
- Ford**, L.D. ja Reynolds, T.D. 1965: Aerobic oxidation in the thermophilic range. - Proc. 5th Texas Wat. Poll. Cont. Assoc. Indust. Wat. and Waste Conf.
- Forster**, C.F. 1971: Activated sludge surfaces in relation to the sludge volume index. – Wat. Res. 5: 861–870.
- Frank**, H.S. ja Evans, M.W. 1945: Free volume and entropy in condensed systems III. Entropy in binary liquid mixtures; partial molal entropy in dilute solutions, structure and thermodynamics in aqueous electrolytes. – J. Chem. Phys 13: 507-532.
- Frølund**, B., Palmgren, R., Keiding, K. ja Nielsen, P. 1996: Extraction of extracellular polymers from activated sludge using cation exchange resin. - Wat. Res. 30: 1749 - 1758.
- Gallardo-Moreno**, A.M., González-Martin, M.L., Pérez-Giraldo, C., Garduño, E., Bruque, J.M. ja Gómez-García, A.C. 2002: Thermodynamic analysis of growth temperature dependence in the adhesion of candida parapsilosis to polystyrene. - Appl. Env. Microbiol. 68: 2610 - 2613.
- Gehm**, H. W. 1956: Activated sludge at high temperatures and pH values. - Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes, Volume I: Aerobic Oxidation. Toim. J. McCabe and W. W. Eckenfelder Jr., Reinhold Publishing Corporation, New York, U.S.A.
- Goodwin**, J.A.S. ja Forster, C.F. 1985: A further examination into the composition of activated sludge surfaces in relation to their settlement characteristics. - Wat. Res. 19: 527 - 533.
- Gordon**, A.S. ja Millero, F.J. 1984: Electrolyte effects on attachment of an estuarine bacterium. Appl. Env. Microbiol. 47: 495-499.
- Guellil**, A., Block, J.-C. ja Urbain, V. 1998: Adaptation of the microbial adhesion to hydrocarbon test (MATH) for measuring activated sludge hydrophobicity. – Wat. Sci. Tech. 37 (4-5): 359 – 362.
- Hansen**, E., Zadura, L., Frankowski, S. ja Wachowicz, M. 1999: Upgrading of an activated sludge plant with floating biofilm carriers at Frantschach Swiecie S.A. to meet the new demands of year 2000. – Wat. Sci. Tech. 40 (11-12): 207-214.
- Harjanne**, T. (toim.) 2001: Ympäristönsuojelun vuosikirja. Massa- ja paperiteollisuus Suomessa. Vuoden 2000 tilastot. – 118 s. Metsäteollisuus ry. Kirjapaino West Point Oy, Rauma, Suomi.
- Higgins**, M.J. ja Novak, J.T. 1997: Characterization of exocellular proteins and its role in bioflocculation. - J. Env. Engin. 123 (5): 479 - 485.
- Jahren**, S.J. ja Ødegaard, H. 1998: Treatment of concentrated wastewater in thermophilic anaerobic-aerobic moving bed biofilm reactors. – Proceedings VAR-forskningsdagene, NTNU, 8.-9.6.1998.
- Jahren**, S.J. ja Ødegaard, H. 1999: Treatment of thermomechanical pulping (TMP) white-water in thermophilic (55°C) anaerobic-aerobic moving bed biofilm reactors. – Wat. Sci. Tech. 40 (8): 81-90.

- Jahren**, S.J., Rintala, J.A. ja Ødegaard, H. 2002: Aerobic moving bed biofilm reactor treating thermomechanical pulping whitewater under thermophilic conditions. – *Wat. Res.* 36: 1067-1075.
- Jenkins**, D., Richard, M.G. ja Daigger, G.T. 1993: *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*. 2.p. - 193 s. Lewis Publishers, Chelsea, USA.
- Jin**, B., Wilén, B.-M. ja Lant, P. 2003: A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge. – *Chem. Eng. J.* 95: 221-234.
- Johnsson**, R.M. ja Hall, E.R. 1996: The biological treatment of recirculated whitewater at high temperatures. – Annual Joint Spring Conf. of Pacific Coast & Western Branches, CPPA – Technical section, 15.-18.5.1996, Jasper, Alberta, Kanada.
- Jorand**, F., Zartarian, F., Thomas, F., Block, J.C., Bottero, J.Y., Villemin, G., Urbain, V. ja Manem, J. 1995: Chemical and structural (2D) linkage between bacteria within activated sludge flocs. – *Wat. Res.* 29: 1639 - 1647.
- Jorand**, F., Boué-Bigne, F., Block, J.C. ja Urbain, V. 1998: Hydrophobic/hydrophilic properties of activated sludge exopolymeric substances. – *Wat. Sci. Tech.* 37 (4 -5): 307 - 315.
- Kahmark**, K.A. ja Unwin, J.P. 1999: Pulp and paper effluent management. – *Water Env. Res.* 71: 836-852.
- Kaindl**, N., Tillman, U. ja Möbius, C.H. 1999: Enhancement of capacity and efficiency of a biological waste water treatment plant. – *Wat. Sci. Tech.* 40(11-12): 231-239.
- Kesämaa**, M. 2002: Suullinen tiedonanto, joka koski lietteenkäsittelyä Jämsänkosken UPM-Kymmene Oy:n paperitehtaalilla.
- Kumar**, S., Tsai, C.-J. ja Nussinov, R. 2000: Factors enhancing protein thermostability. – *Prot. Eng.* 13 (3): 179 – 191.
- LaPara**, T.M. ja Alleman, J.E. 1999: Thermophilic aerobic biological wastewater treatment. – *Wat. Res.* 33: 895 – 908.
- LaPara**, T.M., Konopka, A., Nakatsu, C.H. ja Alleman J.E. 2000: Effect of elevated temperature on bacterial community structure and function in bioreactors treating a synthetic wastewater. – *J. Ind. Microbiol. Biotech.* 24: 140 - 145.
- LaPara**, T.M., Nakatsu, C.H., Pantea, L.M. ja Alleman, J.E. 2001: Aerobic biological treatment of a pharmaceutical wastewater: Effect of temperature on COD removal and bacterial community development. – *Wat. Res.* 35: 4417-4425.
- Lesk**, A.M. 2003: Hydrophobicity – getting into hot water. – *Biophysical chemistry* 105: 179-182.
- Li**, D. ja Ganczarczyk, J.J. 1990: Structure of activated sludge flocs. – *Biotech. Bioeng.* 35: 57 -65.
- Lier**, J.B. van 1995: Thermophilic Anaerobic Wastewater Treatment; Temperature Aspects and Process stability. – ss. 1-27. Tohtorin väitöskirja. Wageningenin yliopisto. Alankomaat.
- Lepistö**, R. ja Rintala, J. 1997: The effect of extreme temperatures (70-80 °C) on the effluent quality and sludge characteristics of UASB reactors. – *Wat. Sci. Tech.* 36(6-7): 325-332.
- Liao**, B.Q., Allen, D.G., Droppo., I.G., Leppard, G.G. ja Liss, S.N. 2001: Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. – *Wat.Res.*35: 339 - 350.
- Lyklema**, J. 1991: *Fundamentals of Colloid and Interface Science I ja II*, Academic press, New York, USA.
- Madigan**, M.T., Martinko, J.M. ja Parker, J. 1997: *Biology of Microorganisms*. 8. painos. - 986 s. Prentice Hall International, Upper Saddle River, USA.
- Malmqvist**, Å., Welander, T. ja Gunnarsson, L. 1996: Suspended-carrier biofilm technology for treatment of pulp and paper industry effluents. – Symposiumin ennakkojulkaisu. 5. IAWQ symposium on forest industry wastewaters, Vancouver, Kanada.

- Malmqvist, Å.**, Gunnarsson, L. ja Torstenon, C. 1998: Lab and pilot scale tests as tools for up-grading – comparison with full scale results. – *Wat. Sci. Tech.* 37 (9): 25-31.
- Malmqvist, Å.**, Ternström, A. ja Welander, T. 1999: In-mill biological treatment for paper mill closure. – *Wat. Sci. Tech.* 40 (11-12): 43-50.
- Morgan-Sagastume, F.** ja Allen, D.G. 2005: Activated sludge deflocculation under temperature upshifts from 30 to 45 °C. – *Wat.Res.* 39: 1061-1074.
- Moser, I.** ja Schröder, W. 1997: Hydrophobic characterization of Thermophilic Campylobacter species and adhesion to INT 407 cell membranes and fibronectin. – *Microbial Pathogenesis* 22 (3): 155-164.
- Nielsen, P.H.** ja Keiding, K. 1998: Disintegration of activated sludge flocs in presence of sulfide. – *Wat.Res.* 32: 313 - 320.
- Niemelä, S.** 2002: Lämpötila. – Teoksessa: Salkinoja-Salonen, M. (toim.): Mikrobiologian perusteita. ss. 191 - 195.
- Oliveira, R.**, Azeredo, J., Teixeira, P. 2003: The importance of physicochemical properties in biofilm formation and activity. – Teoksessa: Wuertz, S., Bishop, P. ja Wilderer, P. (toim.): *Biofilms in Wastewater Treatment. An Interdisciplinary Approach.* ss. 211 - 231.
- Olofsson, A.**, Zita, A. ja Hermansson, M. 1999: Floc stability and adhesion of green-fluorescent-protein-marked bacteria. – *Microbiol.* 144: 519 - 528.
- Palmgren, R.**, Jorand, F., Nielsen, P.H. ja Block, J.C. 1998: Influence of oxygen limitation on the cell surface properties of bacteria from activated sludge. – *Wat. Sci. Tech.* 37 (4-5): 349-352.
- Pavoni, J.L.**, Tenney, M.W. ja Echelberger W.F. 1972: Bacterial exocellular polymers and biological flocculation. – *J. Wat. Poll. Control Fed.* 44 (3): 414 - 431.
- Rudolfs, W.** ja Amberg, H. R., 1953: White water treatment. V. Aeration with nonflocculent growths. – *Sewage Indust. Wastes* 25: 70–78.
- Sanin, D.F.** ja Vesilind, P.A. 1994: Effect of centrifugation on the removal of extracellular polymers and physical properties of activated sludge. – *Wat. Sci. Tech.* 30 (8): 117 - 127.
- Sirviö, Annimari** 2002: Biomassan ominaisuudet termofiilissä aerobisissa jätevedenkäsittelyprosessissa. – Jyväskylän yliopisto, pro gradu-tutkielma.
- Schwarzenbach, R.P.**, Gschwend, P.M. ja Imboden, D.M. 1993: *Environmental Organic Chemistry.* - 681 s. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Shin, H.-S.**, Kang, S.-T. ja Nam, S.-Y. 2001: Effect of carbohydrate and protein in the EPS on sludge settling characteristics. – *Wat. Sci. Tech.* 43 (6): 193 - 196.
- Shindala, A.** ja Parker, J. E., 1970: Thermophilic activated sludge process. – *Wat. Wastes Eng.* 7: 47–49.
- Southall, N.T.**, Dill, K.A. ja Haymet, A.D.J. 2002: A view of the hydrophobic effect. – *J. Phys. Chem. B* 106: 521-533.
- Suchochleb, A.** ja Tripathi C. S. 1997: Kinetics of thermophilic biological treatment of bleached Kraft pulp mill effluent. – Poster presentation in 90th Air and Waste Management Association Annual Meeting and Exhibition, Toronto.
- Sundaram, T.K.** 1986: Physiology and growth of thermophilic bacteria. – Teoksessa: Brock, T.D. (toim.): *Thermophiles: General, Molecular, and Applied Microbiology*, ss. 75-106.
- Suomen standardisoimisliitto** 1988: SFS 5504 Veden kemiallisen hapen kulutuksen (COD<sub>Cr</sub>) määrittäminen suljetulla putkimenetelmällä. Hapetus dikromaattilla. 4 s. – Helsinki.
- Suomen standardisoimisliitto** 1994: SFS-EN 27027 Veden laatu. Sameuden määrittäminen. 10 s. – Helsinki.

- Sürücü**, G.A., Chian, E.S.K. ja Engelbrecht, R.S. 1976: Aerobic thermophilic treatment of high strength wastewaters. – J. Wat. Pollut. Ctrl. Fed. 48 (4): 669-679.
- Sürücü**, G. 1999: Growth requirements of thermophilic aerobic microorganisms in mixed cultures for the treatment of strong wastes. – Wat. Sci. Tech. 40 (1): 53 – 60.
- Suvilampi**, J. ja Rintala, J. 2002: Comparison of activated sludge processes at different temperatures: 35 °C, 27-55 °C, and 55 °C. – Env. Tech. 23: 1127-1133.
- Suvilampi**, J., Rintala, J. ja Nuortila-Jokinen J. 2003: On-site aerobic suspended carrier biofilm treatment for pulp and paper mill process water under high and varying temperatures. – Tappi Journal, Online Exclusive, May 2003, 2(5).
- Suvilampi**, J.E. ja Rintala, J.A. 2004: Pilot-scale comparison of thermophilic aerobic suspended carrier biofilm process and activated sludge process in pulp and paper mill effluent treatment. Wat. Sci. Tech. 50 (3): 95-102.
- Suvilampi**, J., Lehtomäki, A. ja Rintala, J. 2005: Comparative study of laboratory-scale thermophilic and mesophilic activated sludge processes. – Wat.Res. 39: 741-750.
- Tanford**, C. 1973: The Hydrophobic Effect: Formation of Micelles And Biological Membranes. – 200 s. A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, New York, USA.
- Tardif**, O. ja Hall, E.R. 1997: Alternatives for treating recirculated newsprint whitewater at high temperatures – Wat. Sci. Tech. 35 (2-3): 57-65.
- Tchobanoglous**, G. ja Burton, F.L. 1991: Wastewater Engineering. Treatment, Disposal, and Reuse. 3. painos. - 1334 s. McGraw-Hill. New York, USA.
- Thompson**, G., Swain, J., Kay, M. ja Forster, C.F. 2001: The treatment of pulp and paper mill effluent: a review. – Biores. Tech. 77: 275-286.
- Toren**, A., Landau, L., Kushmaro, A., Loya, Y. ja Rosenberg, E. 1998: Effect of temperature on adhesion of *Vibrio* strain AK-1 to *Oculina patagonica* and on coral bleaching. - Appl. Env. Microbiol. 64: 1379 - 1384.
- Tripathi**, C.S. ja Allen, D.G. 1999: Comparison of mesophilic and thermophilic aerobic biological treatment in sequencing batch reactors treating bleached kraft pulp mill effluent. – Wat.Res.33: 836-846.
- Tripathi**, C.S. 2000: Thermophilic aerobic biological treatment of bleached kraft pulp mill effluent and its effect on floc formation and settleability. – Tohtorin väitöskirja, Toronton yliopisto. Kanada.
- Tsuneda**, S., Aikawa, H., Hayashi, H., Yuasa, A. ja Hirata, A. 2003: Extracellular polymeric substances responsible for bacterial adhesion onto solid surface. – FEMS Microbiol. Letters 223: 287-292.
- Urbain**, V., Block, J.C. ja Manem, J. 1993: Bioflocculation in activated sludge: An analytic approach. - Wat. Res. 27: 829 - 838.
- Wanner**, J. ja Grau, P. 1989: Identification of filamentous microorganisms from activated sludge: A compromise between wishes, needs and possibilities. - Wat. Res. 23: 883 - 891.
- Verwey**, E.J.W. ja Overbeek, J.G. 1948: Theory of the Stability of Lyophobic Colloids. Elsevier, Amsterdam, Alankomaat.
- Westall**, J.C. 1987: Adsorption mechanisms in aquatic surface chemistry. - Teoksessa: Stumm, W. (toim.): Aquatic Surface Chemistry. Chemical Processes at the Particle-Water Interface. ss. 3 - 32.
- Wilén**, B.-M. ja Balmér P. 1999: The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs. – Wat. Res. 33: 391-400.
- Wilén**, B.-M., Nielsen, J.L., Keiding, K. ja Nielsen, P.H. 2000: Influence of microbial activity on the stability of activated sludge flocs. – Colloids and surfaces 18 (2000): 145-156.

- Visvanathan**, C. ja Nhien, T. T. H., 1995: Study on aerated biofilter process under high temperature conditions. *Env. Tech.* 16: 301–314.
- Vogelaar**, J.C.T. 2000: Temperature effects on the oxygen transfer rate between 20 - 55 °C. – 2. artikkeli tohtorin väitöksessä: Thermophilic aerobic post treatment of anaerobically pretreated paper process water. Wageningenin yliopisto, Alankomaat.
- Vogelaar**, J.C.T. 2002: Thermophilic aerobic post treatment of anaerobically pretreated paper process water. – 152 s. Tohtorin väitöskirja. Wageningenin yliopisto, Alankomaat.
- Vogelaar**, J., Bouwhuis, E., Klapwijk, A., Spanjers, H. ja Lier, J. van 2002a: Mesophilic and thermophilic activated sludge post treatment of paper mill process water. - *Water Res.* 36: 1869–1879.
- Vogelaar**, J.C.T., Lier, J. van, Klapwijk, A., Vries, M.C. de, ja Lettinga, G. 2002b: Assessment of effluent turbidity in mesophilic and Thermophilic activated sludge reactors - origin of effluent colloidal material. – *Appl. Microbiol. Biotech.* 59: 105-111.
- Vogelaar**, J.C.T., Klapwijk, B., Temmink, H. ja van Lier J.B. 2003: Kinetic comparisons of mesophilic and thermophilic aerobic biomass. – *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 30: 81 - 88.
- Vogelaar**, J.C.T., Keizer, A. de, Spijker, S. ja Lettinga, G. 2005: Bioflocculation of mesophilic and thermophilic activated sludge. – *Wat. Res.* 39: 37-46.
- Zita**, A. ja Hermansson, M. 1994: Effects of ionic strength on bacterial adhesion and stability of flocs in a wastewater activated sludge system. - *Appl. Env. Microbiol.* 60: 3041 - 3048.
- Zita**, A. 1997: Bacterial Adhesion, Aggregation and Flocculation mechanisms in Activated Sludge. - 48 + 45 s. Tohtorin väitöskirja, Göteborg University, Ruotsi.
- Zita**, A. ja Hermansson, M. 1997a: Effects of bacterial cell surface structures and hydrophobicity on attachment to activated sludge flocs. - *Appl. Env. Microbiol.* 63: 1168 - 1170.
- Zita**, A. ja Hermansson, M. 1997b: Determination of bacterial cell surface hydrophobicity of single cells in cultures and in wastewater in situ. - *FEMS Microbiol. Lett.* 152: 299 - 306.
- Ødegaard**, H., Rusten, B. ja Westrum, T. 1994: A new moving bed biofilm reactor – applications and results. – *Wat. Sci. Tech.* 29(10-11): 157-165.