

Sakari Pitkälä

RINNAKKAISSAOSTUKSESTA BIOLOGISEEN FOSFORINPOISTOON

Tekniikan ja luonnontieteiden tiedekunta
Diplomityö
Tammikuu 2020

TIIVISTELMÄ

Sakari Pitkäjärvi
Rinnakkaissaostuksesta biologiseen fosforinpoistoon
Tampereen yliopisto
Ympäristö- ja energiatekniikan diplomi-insinöörin tutkinto-ohjelma
Diplomityö
Tammikuu 2020

Biologinen fosforinpoisto on tapa poistaa jätevedestä fosforia ilman kemiallista saostusta. Biologinen fosforinpoisto mahdollistaa fosforin talteenoton jätevedestä sekä vähentää saostuskemikaalien kulutusta.

Biologiseen fosforinpoistoon kykeneviä bakteereja on useita, jotka toimivat hieman eri tavoin. Yhteistä näille bakteereille on kuitenkin se, että ne varastoivat hiiltä anaerobisesti vapauttaen fosforia, jonka jälkeen ne voivat aerobisesti käyttää varastoitua hiiltä ja varastoida fosforia enemmän, kuin mitä niiden kasvuun vaaditaan. Hyvään fosforinpoistoon biologisesti vaaditaan sopivat prosessiolosuhteet. Ravinnesuhteen täytyy olla riittävä siten, että fosforia varastoiville bakteereille on tarpeeksi helposti käyttökelpoista hiilenlähdettä suhteessa tulevaan fosforiin. Anaerobilohkon on oltava riittävän hapeton ja nitraatiton, sillä muuten tavalliset heterotrofiset bakteerit pystyvät käyttämään helposti käyttökelpoisen hiilen nopeammin kuin fosforia varastoivat organismit.

Biologinen fosforinpoisto voi häiriintyä, jos kilpailevat, glykogeeniä varastoivat organismit, saavat kilpailuedun fosforia varastoiviin bakteereihin. Kilpailevat organismit saavat etua etenkin korkeassa tai matalassa pH:ssa, korkeassa lämpötilassa, sekä tilanteessa, jossa hiilenlähteenä on vain asetaatti tai propionaatti. Häiriötilanne voi syntyä myös, jos viipymä lietteenkäsittelyssä on liian pitkä, jolloin fosfori vapautuu lietteestä jälleen liukoiseen muotoon.

Työn kohdepuhdistamolla vaihdettiin operointitapa rinnakkaissaostuksesta biologiseen fosforinpoistoon kesällä 2018. Prosessin toimintaa seurattiin online-mittauksilla sekä kokoomanäytteitä ottamalla. Saostuskemikaalin syöttö ilmastukseen lopetettiin kokonaan. Fosforia sitoutui lietteeseen biologisesti siten, että luparaja saavutettiin tertiäärikäsittelyn jälkeen. Osan koejaksosta luparaja olisi alittunut ilmankin tertiäärikäsittelyä. Koejakson aikana häiriötilanteet aiheuttivat biologisen fosforinpoiston heikkenemistä, jolloin rinnakkaissaostusta käytettiin väliaikaisesti.

Avainsanat: Biologinen fosforinpoisto, fosfori, jätevesi

Tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu Turnitin OriginalityCheck –ohjelmalla.

ABSTRACT

Sakari Pitkäjärvi

From Simultaneous Precipitation to Enhanced Biological Phosphorus Removal

Master of Science Thesis

Tampereen University

Master's Degree Programme Environmental and Energy Engineering

Tammikuu 2020

Enhanced biological phosphorus removal (EBPR) is a way to remove phosphorus from wastewater without chemical precipitation. EBPR makes it possible to recover phosphorus from wastewater. EBPR also reduces the amount of precipitation chemicals required.

There are many species of bacteria capable of EBPR. Different species of EBPR behave differently, but they all have the same main functions. They can store carbon anaerobically while releasing phosphorus, and then aerobically use the stored carbon for growth and to store more phosphorus than what is needed for growth. A well-functioning EBPR plant requires suitable process conditions. Carbon-phosphorus ratio needs to be high enough for there to be enough suitable carbon source relative to phosphorus for phosphorus accumulating organisms (PAO). Anaerobic phase must have low amount of oxygen and nitrate. Otherwise ordinary heterotrophic bacteria can use the readily available carbon faster than PAOs.

EBPR performance can be negatively influenced by competing bacteria, glycogen accumulating organisms (GAO). They gain competitive advantage especially in high and low pH, high temperature and when carbon source consists of only acetate or only propionate. Poor EBPR performance can also be caused by a secondary release of phosphorus. This occurs, when the sludge age in sludge handling is too long. Phosphorus is then released from the sludge into soluble form in the reject water.

The operation of subject wastewater treatment plant was switched from simultaneous precipitation to EBPR in the summer of 2018. Process was monitored by online measurements and composite samples. Precipitation chemical addition to aeration was completely stopped. Phosphorus was bound to sludge biologically so, that effluent phosphorus permit limit was achieved after tertiary treatment. For a part of the test period the effluent phosphorus value would have been under the permit limit even without the tertiary treatment. During the test period there were abnormal conditions, which caused poor phosphorus removal performance. Simultaneous precipitation was then used temporarily.

Keywords: Enhanced Biological Phosphorus Removal, EBPR, Phosphorus, Wastewater

The originality of this thesis has been checked using the Turnitin OriginalityCheck service.

ALKUSANAT

Diplomityö on tehty Tampereen yliopiston Ympäristö- ja energiatekniikan koulutusohjelmassa. Kiitos Huittisten puhdistamon koko henkilökunnalle sekä kaikille KVVY:ltä tukena olleille. Kiitos myös työn ohjaajille, Jukka Rintalalle ja Hannele Auviselle. Lisäksi kiitos Ympäristöteekkarikillalle, että ylipäätään olen tänne asti päässyt.

Tampereella 7.1.2020

Sakari Pitkäjärvi

SISÄLLYSLUETTELO

1.	JOHDANTO	1
1.1	Johdanto	1
1.2	Tavoitteet ja rajaus.....	2
1.3	Työn rakenne	2
2.	BIOLOGINEN FOSFORINPOISTO.....	3
2.1	Biologisen fosforinpoiston perusteet	3
2.1.1	Anaerobinen vaihe	5
2.1.2	Aerobinen vaihe	5
2.2	Biologisessa fosforinpoistossa toimivat bakteerit	6
2.3	Vaadittavat olosuhteet.....	8
2.4	EBPR, nitrifikaatio ja denitrifikaatio	10
2.5	Mahdolliset häiriötilanteet	11
2.5.1	Glykogeenia varastoivat organismit	12
2.5.2	Fosforin jälkivapautuminen.....	14
2.6	EBPR:n optimointi	14
3.	AINEISTO JA MENETELMÄT	16
3.1	Kohdepuhdistamo	16
3.2	Prosessin kuvaus.....	16
3.3	Analyysit	19
3.4	Online-mittaukset	20
3.5	Koejakso.....	20
4.	TULOKSET	22
4.1	Tuleva vesi	22
4.2	Fosforinpoisto.....	23
4.2.1	Fosforin online-mittarien validointi.....	23
4.2.2	Fosforinpoisto	24
4.2.3	Häiriötilanteet	26
4.3	Typenpoisto.....	28
4.4	Aktiivilietteen ominaisuudet	29
5.	TULOSTEN TARKASTELO.....	31
6.	JOHTOPÄÄTÖKSET	33
	LÄHTEET	34

KUVALUETTELO

<i>Kuva 1. Biologiseen fosforinpoistoon soveltuva anaerobinen-anoksinen-aerobinen-konfiguraatio. (Muokattu lähteestä (Henze et al. 2008).....</i>	<i>3</i>
<i>Kuva 2. Aineiden konsentraatioita EBPR-prosessin aktiivilietteessä. (Muokattu lähteestä (Henze et al. 2008)</i>	<i>4</i>
<i>Kuva 3. PAOjen toiminta anaerobisissa olosuhteissa (Muokattu lähteestä (Henze et al. 2008).....</i>	<i>5</i>
<i>Kuva 4. PAOjen toiminta aerobisissa olosuhteissa (Muokattu lähteestä (Henze et al. 2008).....</i>	<i>6</i>
<i>Kuva 5. Keskiarvo eri bakteeriryhmien biotilavuuksista 25 tanskalaisella EBPR-laitoksella. (Muokattu lähteestä (Nielsen et al. 2010)</i>	<i>8</i>
<i>Kuva 6 Eri redoxpotentiaaleissa tapahtuvia prosesseja. (Muokattu lähteestä (Smith 2014).....</i>	<i>11</i>
<i>Kuva 7. Accumulibacterin, Competibacterin, ja Alphaproteobacterin substraatinottonopeus a) asetaatilla ja b) propionaatilla. (Lopez-Vazquez et al. 2009)</i>	<i>13</i>
<i>Kuva 8. Huittisten puhdistamon lohkokaavio.....</i>	<i>17</i>
<i>Kuva 9. Ilmastusaltaiden lohkot koejakson aikana.</i>	<i>18</i>
<i>Kuva 10. Tulevan veden ravinnesuhteet ja elintarviketehtaan vaikutus.....</i>	<i>22</i>
<i>Kuva 11. Online-mittausten keskiarvo näytteenottopäivinä sekä laboratoriossa mitatut liukoisen fosforin konsentraatiot.....</i>	<i>23</i>
<i>Kuva 12. Liukoisen fosforin pitoisuudet puhdistamon eri vaiheissa (online-mittaukset) ja ferrisulfaatin syöttömäärät.</i>	<i>25</i>
<i>Kuva 13. Virtaama ja lämpötila koejakson aikana.</i>	<i>25</i>
<i>Kuva 14. Kokonaisfosforin pitoisuudet kokoomanäytteissä.....</i>	<i>26</i>
<i>Kuva 15. Prosessinohjausjärjestelmän kuvaaja häiriötilanteen aiheuttamasta liukoisen fosforin noususta ja sen korjaamisesta ferrisulfaatilla.</i>	<i>27</i>
<i>Kuva 16. Typpien pitoisuudet kokoomanäytteissä.....</i>	<i>28</i>
<i>Kuva 17. Typenpoistoteho tulevan veden ja lähtevän veden välillä.....</i>	<i>28</i>
<i>Kuva 18. Linjojen lieteikä koejakson aikana.....</i>	<i>29</i>
<i>Kuva 19. Ilmastuksen kiintoainepitoisuus.....</i>	<i>29</i>
<i>Kuva 20. Fosforin, alumiinin ja raudan pitoisuudet lietteessä.</i>	<i>30</i>

LYHENTEET JA MERKINNÄT

BOD	Biological oxygen demand
COD	Chemical oxygen demand
EBPR	Enhanced biological phosphorus removal
GAO	Glycogen accumulating organism
HAc	Asetaatti
HPr	Propionaatti
PAO	Phosphorus accumulating organism
PHA	Polyhydroksialkanoaatti
PO ₄ -P	Fosfaattifosfori
PolyP	Polyfosfaatti
VFA	Volatile fatty acid
VSS	Volatile suspended solids
qMAX	Substraatinottonopeus
rbCOD	Readily biodegradeable COD

1. JOHDANTO

1.1 Johdanto

Epäorgaanisten lannoitteiden valmistuksessa käytettävää fosforia louhitaan fosfaattikivestä. Fosfaattikivivarat maapallolla ovat rajalliset sekä jakaantuneet epätasaisesti, mikä voi vaikeuttaa fosforin saatavuutta ja aiheuttaa arvaamattomia muutoksia fosforin hinnassa. Maailman tunnetuista fosfaattikivivaroista 70 % on Marokossa ja Länsi-Saharassa. Erityisesti marokkolaisessa fosfaattikivessä on suuri määrä kadmiumia, joka on myrkyllistä. Se päätyy lannoitteisiin ja sitä kautta kertyy pelloissa maaperään aiheuttaen riskiä ihmisten terveydelle. (Ridder et al. 2012) Riippuvuutta fosfaattikivestä voidaan vähentää ravinteita kierrättämällä. Sveitsissä ja Saksassa on jo säädetty laissa vaatimuksia fosforin talteenottoon jätevedenpuhdistamoilta. Itävallassa ja Ruotsissa on vireillä samankaltaisia esityksiä. (Günther et al. 2018) Vaihtoehtona kemialliseen fosforinpoistoon

Puhdistamolietteiden ravinteiden kierrätystä rajoittaa kemiallisesti saostetun fosforin heikko käyttökelpoisuus kasveille. (Marttinen et al. 2017) Ongelman voi välttää käyttämällä biologista fosforinpoistoa (Bio-P tai EBPR, enhanced biological phosphorus removal), jossa fosfori sitoutuu biologisesti lietteeseen. Nykyisin käytössä olevista täyden mittakaavan fosforin talteenottomenetelmistä suurin osa vaatii biologista fosforinpoistoa. Erityisesti struviittisaostus on osoittautunut toimivaksi talteenottokeinoksi, sillä struviitista fosfori on kasveille hyvin saatavilla. (Melia et al. 2017)

Porin titaanidioksiditehtaan toiminnan loppuminen on merkittävä suomalaiselle jätevedenkäsittelylle ja talousveden valmistukselle. Prosessin sivutuotteena syntyyvä ferrosulfaattia ja siitä jalostettua ferrisulfaattia käytetään saostuskemikaaleina suurimmalla osalla suomalaisista jätevedenpuhdistamoista. Alueelle läjitetystä jättemateriaalista voi vielä valmistaa saostuskemikaaleja, mutta tulevaisuudessa tulee käyttää yhä enemmän muita saostuskemikaaleja tai tuoda niitä ulkomailta. (Muurinen 2018) Tämä tulee todennäköisesti nostamaan kemikaalikustannuksia.

Biologis-kemiallinen rinnakkaissaostus on Suomessa yleisin menetelmä fosforin poistamiseksi jätevedestä. (Säylä & Vilpas 2012) Siinä fosfori sitoutuu kemiallisesti rauta- tai alumiinipohjaiseen saostuskemikaaliin ja liukoinen orgaaninen aines poistetaan biologisesti. Suomessa biologinen fosforinpoisto ei ole saanut suurta suosiota, vaikka esimerkiksi Savonlinnassa Pihlajaniemen jätevedenpuhdistamolla se on toiminut jo 1990-luvulta lähtien. (Savonlinnan kaupunki 2019) Biologinen fosforinpoisto on käytössä

monilla täyden mittakaavan jätevedenpuhdistamoilla ympäri maailmaa, esimerkiksi Kanadassa, USA:ssa, Etelä-Afrikassa ja Tanskassa. (Barnard et al. 2017)

1.2 Tavoitteet ja rajaus

Työn tavoitteena oli selvittää mitkä prosessitekijät vaikuttavat biologisen fosforinpoiston toimimiseen Suomen olosuhteissa. Työn tavoitteena oli selvittää, olisiko biologinen fosforinpoisto kohdepuhdistamolla toimiva prosessivaihtoehto. Tarkastelu rajattiin tulevan veden ja lietteen kuivauksen väliseen prosessiin kohdepuhdistamolla. Lietteiden jatkokäsittelyä biokaasulaitoksessa tai sen käyttöä siitä eteenpäin ei tässä työssä käsitellä.

1.3 Työn rakenne

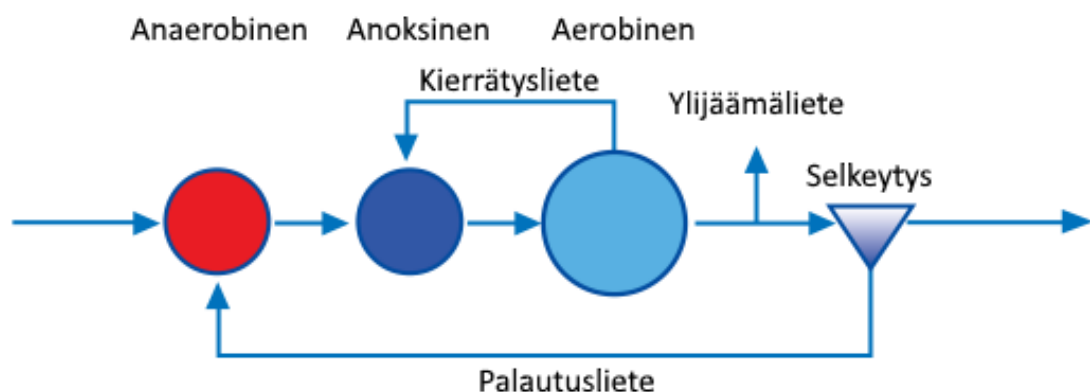
Työ koostuu teoriaosiesta, jossa esitellään biologiseen fosforinpoiston peruseräatteen. Biologiseen fosforinpoistoon osallistuvat organismit ja niiden aineenvaihdunta esitellään. Käydään läpi biologisen fosforinpoiston vaatimukset ja keinot vaatimusten täyttämiseen. Yleisimmät häiriötilanteet ja keinot niiden välttämiseksi selvitettiin. Aineisto-osiossa esitellään kohdepuhdistamo ja sen prosessi. Tutkimuksen kulku ja koejakson vaiheet esitellään. Tuloksissa esitellään, miten biologinen fosforinpoisto onnistui ja mitä vaikutuksia sillä oli.

2. BIOLOGINEN FOSFORINPOISTO

2.1 Biologisen fosforinpoiston perusteet

Biologinen fosforinpoisto perustuu fosforia varastoivien organismien (PAO, phosphorus accumulating organism) kykyyn varastoida polyfosfaattia yli kasvuunsa vaadittavan määrän. Myös tavalliset heterotrofit tarvitsevat kasvuunsa fosforia. Tavallisessa, täysin ilmastetussa aktiivilietteessä fosforia sitoutuu lietteeseen noin 0,02 mgP/mgVSS. Biologista fosforinpoistoa käyttävillä laitoksilla aktiivilietteen organismeista noin 15 % on PAOja, jotka voivat sitoa fosforia jopa 0,38 mgP/mgVSS. EBPR-laitoksilla lietteen fosforipitoisuus on 0,06-0,15 mgP/mgVSS. (Henze et al. 2008)

PAOjen kasvun vaatimuksena on anaerobinen selektorilohko (Kuva 1). PAOjen kilpailukyky muita organismeja vastaan perustuu niiden kykyyn anaerobisesti käyttää haihtuvia rasvahappoja (VFA, volatile fatty acid) ja muodostaa niistä hiilivarastoyhdisteitä. PAOt saavat kilpailuetua, sillä tavalliset heterotrofit eivät pysty käyttämään VFA:ta ilman ulkoista elektroniakseptoria. PAOt voivat hyödyntää VFA:ta, sillä ne käyttävät ulkoisen elektroniakseptorin sijasta varastoitua polyfosfaattia energianlähteenä. Aerobisessa vaiheessa hiilivarastoyhdisteet käytetään solun kasvuun ja polyfosfaatin varastointiin. (Tchobanoglous et al. 2014)

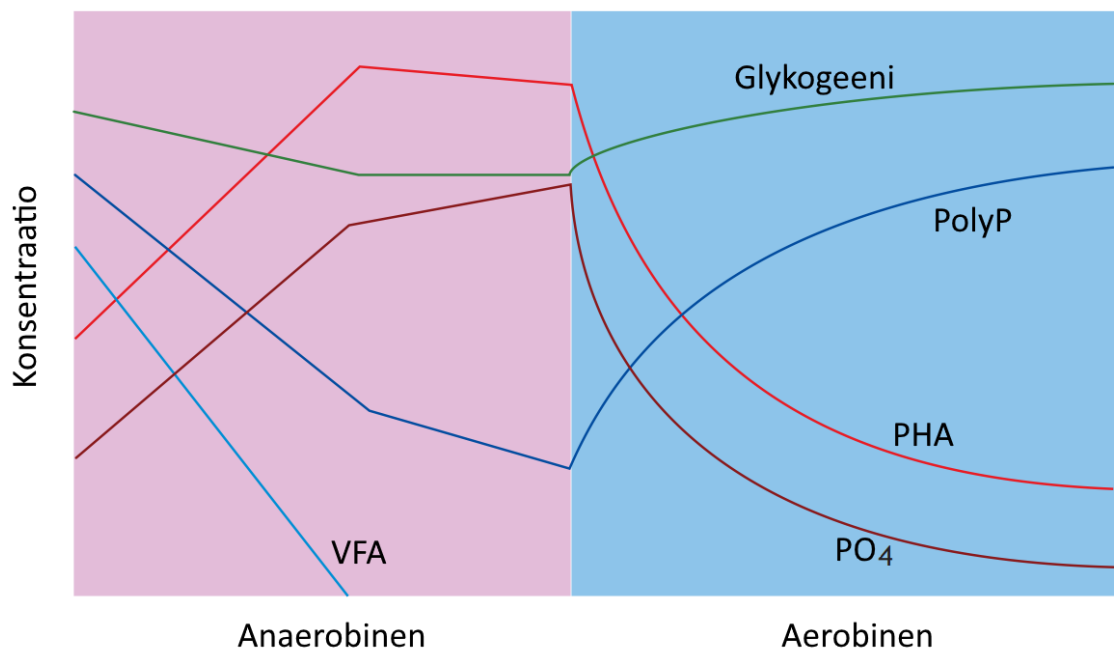


Kuva 1. Biologiseen fosforinpoistoon soveltuva anaerobinen-anoksinen-aerobinen-konfiguraatio. (Muokattu lähteestä (Henze et al. 2008))

PAOjen ollaan ajateltu toimivan pitkälti samoin, vaikka niistä on havaittu geneettistä eroavaisuutta. Eri PAO-kladit voivat toimia eri tavoin hiilivarastoyhdisteiden ja

denitrifikaatiokyvyn osilta sekä tilanteissa, joissa liukoinen fosfori on rajoittavana tekijänä. (Welles 2015)

Anaerobisessa vaiheessa PAOt varastoivat VFA:ta soluunsa poly- β -hydroksyylialkanoaatteina (PHA) (Kuva 2). Liukoisen fosforin (PO_4) pitoisuus kasvaa, sillä PAOt vapauttavat varastoitua polyfosfaattia (PolyP) liukoiseen muotoon. Aerobisessa vaiheessa PAOt hyödyntävät varastoitua PHA:ta polyfosfaattivarastojen täydentämiseen sekä solun kasvuun. Aerobisessa vaiheessa liukoista fosforia sitoutuu PAOihin enemmän kuin anaerobisessa vaiheessa on vapautettu. Fosforia saadaan poistettua systeemistä poistamalla ylijäämälietettä aerobisesta vaiheesta. Glykogeeni on PAOille toissijainen varastoyhdiste, joka toimii polyfosfaatin ohella. (Henze et al. 2008)

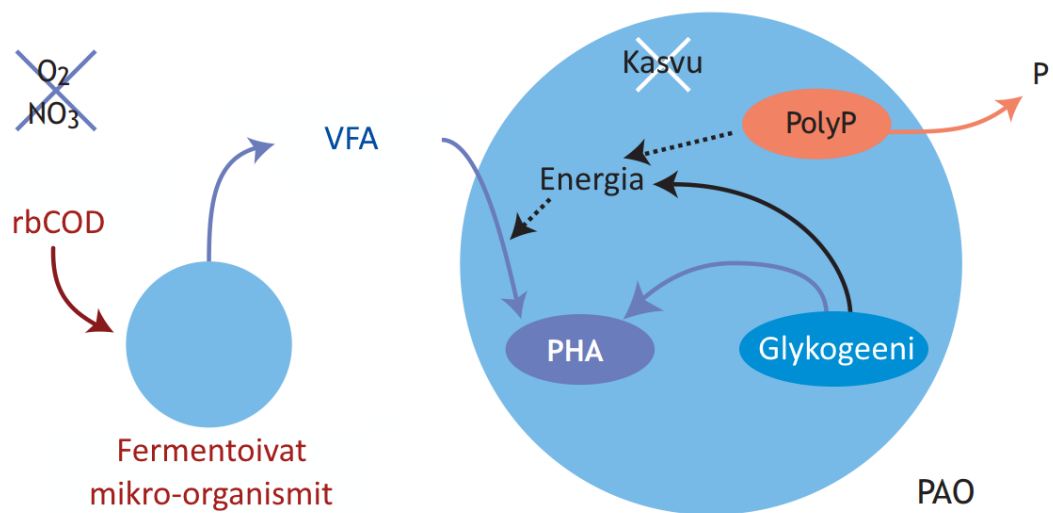


Kuva 2. Aineiden konsentraatioita EBPR-prosessin aktiivilietteessä. (Muokattu lähteestä (Henze et al. 2008))

Jos saostuskemikaaleja lisätään jossain kohtaa jätevedenkäsittelyprosessia, voi olla epäselvää, poistuuko fosfori biologisesti vai kemiallisesti. Hyvä indikaattori toimivan EBPR:n tunnistamiseen on mitata liukoisen fosforin pitoisuus biologiseen osaan tulevasta jätevedestä sekä anaerobilohkosta. Anaerobilohkossa liukoisen fosforin pitoisuus on 2-3-kertainen tulevaan jäteveteen verrattuna hyvin toimivilla EBPR-laitoksilla. (Tchobanoglous et al. 2014)

2.1.1 Anaerobinen vaihe

Anaerobisessa vaiheessa happea tai nitraattia ei ole saatavilla. Anaerobisella vaiheella on biologisen fosforinpoiston kannalta kaksi tehtävää. Heterotrofiset bakteerit fermentoivat rbCOD:ta (readily biodegradable chemical oxygen demand) VFA:ksi, jota kutsutaan fakultatiiviseksi asidogeeniseksi fermentaatioksi (Kuva 3). Toinen tehtävä on antaa PAOille mahdollisuus varastoida muodostunutta VFA:ta soluunsa ilman muiden heterotrofien kilpailua. Asidogeeninen fermentaatio on näistä kahdesta prosessista hitaampi ja määrittää anaerobilohkon mitoituksen. Osa VFA:sta voi olla muodostunut jo ennen varsinaista anaerobilohkoa. Jos saatavilla on nitraattia tai happea, pystyvät heterotrofit käyttämään VFA:ta ja rbCOD:ta, joten sitä on vähemmän käytettävissä PAOille. (Henze et al. 2008)

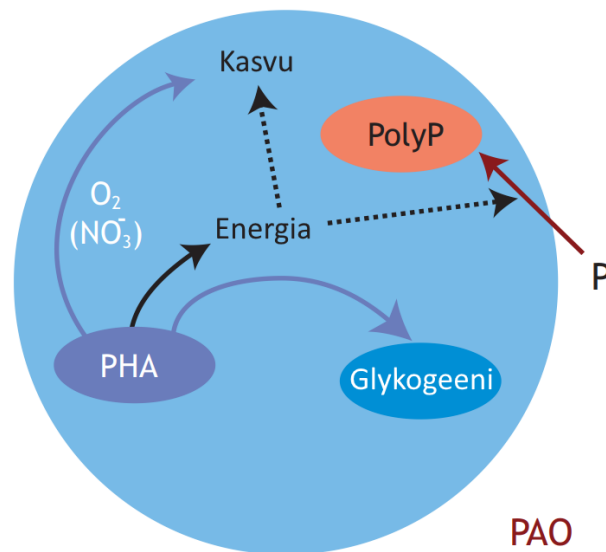


Kuva 3. PAOjen toiminta anaerobisissa olosuhteissa (Muokattu lähteestä (Henze et al. 2008))

PAOt hyödyntävät fermentoivien mikro-organismien tuottamaa VFA:ta, kuten asetaattia ja propionaattia. Aerobisessa vaiheessa varastoitunut polyfosfaatti kuluu, vapauttaen fosforia liukoiseen muotoon. Siitä saadaan energiaa, jolla tuotetaan PHA:ta. Myös toista varastoyhdistettä, glykogeenia, käytetään energiaksi PHA:n valmistukseen VFA:sta. Anaerobisessa vaiheessa PAOjen solukasvu ei tapahdu. (Henze et al. 2008)

2.1.2 Aerobinen vaihe

Aerobisen vaiheen tehtävänä on varastoida liukoista fosforia soluun polyfosfaattina ja kasvattaa biomassaa. Tähän tarvitaan anaerobisessa vaiheessa varastoitua PHA:ta sekä happea (Kuva 4). Jotkin PAO-kladit voivat käyttää myös nitraattia hapen sijaan, jolloin polyfosfaatin varastointi voi tapahtua anoksisessa vaiheessa. (Henze et al. 2008)



Kuva 4. PAOjen toiminta aerobisissa olosuhteissa (Muokattu lähteestä (Henze et al. 2008))

Aerobisesti solu käyttää PHA:ta energiaksi, jonka avulla solu voi kasvaa ja varastoida polyfosfaattia. Samalla muodostuu myös glykogeeniä, joka toimii toissijaisena varastoyhdisteenä polyfosfaatin rinnalla. Kun aerobisesta vaiheesta poistetaan ylijäämälietettä, saadaan aktiivilieteprosessista poistettua fosforia. (Henze et al. 2008)

2.2 Biologisessa fosforinpoistossa toimivat bakteerit

PAO on yleisnimitys kaikille bakteereille, jotka pystyvät anaerobista ja aerobista olosuhteita vuorottelemalla varastoimaan polyfosfaattia yli kasvuunsa vaadittavan määrän. Erityisesti ne pystyvät hyödyntämään VFA:ta ja varastoitua polyfosfaattia ilman ulkoista elektroniakseptoria. (Seviour et al. 2003)

Candidatus Accumulibacter phosphatis (jatkossa *Accumulibacter*) on betaproteobakteerityyppi, joka on suurelta osin vastuussa EBPR-prosessin toiminnasta. *Accumulibacter* on jaoteltu kahteen päätyyppiin, 1 ja 2, jotka edelleen jakautuvat useampiin kladeihin. *Accumulibacteria* löytyy aktiivilietteestä luonnostaan, mutta suuremmissa pitoisuuksissa laitoksilla, joissa on EBPR käytössä. (Mao et al. 2015) Tyypin 1 *Accumulibacter* voi käyttää nitraattia tai nitriittiä elektroniakseptorina ja siten pystyy myös denitrifioimaan. Tyypin 2 *Accumulibacter* voi käyttää polyfosfaatin lisäksi myös glykogeeniä varastonaan, joka auttaa sitä selviämään tilanteissa, joissa fosforia ei ole tarjolla. (Nielsen et al. 2010)

Toinen tunnetuista PAOista kuuluu aktinobakteereihin kuuluvaan *Tetrasphaera*-sukuun. Kristianssen et al. (2013) onnistuivat eristämään neljää lajia, joiden genomien pohjalta tehtiin metabolinen malli EBPR-prosessissa toimiville *Tetrasphaera*-bakteereille. Toisin

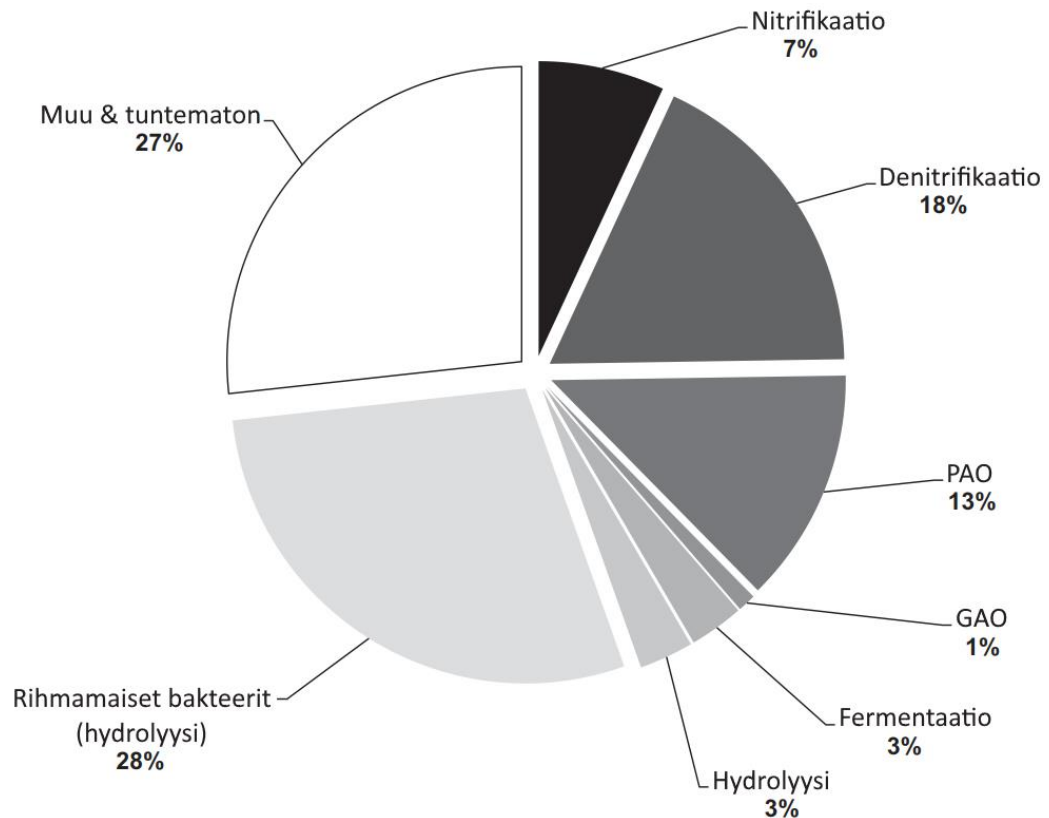
kuin *Accumulibacter*, *Tetrasphaera* ei muodosta PHA:ta hiilivetyvarastokseen, vaan käyttää sen sijaan glykogeeniä. *Tetrasphaera* on substraatin suhteen monipuolisempi kuin *Accumulibacter*. Se voi käyttää substraattina asetaatin ja propionaatin lisäksi glukoosia sekä aminohapoista glutamaattia ja aspartaattia. *Tetrasphaera* pystyy myös fermentoimaan glukoosia ja kasvamaan sen sekä varastoidun polyfosfaatin avulla myös anaerobisesti. Kuten tyypin 1 *Accumulibacter*, *Tetrasphaera* pystyy denitrifioimaan, eli käyttämään nitraattia ja nitriittiä elektroniakseptorinaan. (Kristiansen et al. 2013)

Laboratorio-olosuhteissa *Accumulibacter* on usein osoittautunut tärkeimmäksi PAOksi ja sitä on tutkittu eniten. Kuitenkin täyden mittakaavan laitoksilta Tanskassa havaituissa tutkimuksissa *Tetrasphaeraa* on löytynyt enemmän kuin *Accumulibacteria*. *Tetrasphaeraan* kuuluu kuitenkin useita kladeja, jotka eroavat toisistaan morfologisesti ja substraateiltaan. Vaikka niitä on EBPR-laitoksilla enemmän kuin *Accumulibacteria*, ei ole selvää, miten paljon ne poistavat fosforia *Accumulibacteriin* verrattuna. (Stokholm-Bjerregaard et al. 2017)

Lisäksi on muita PAOja, joilla on mahdollisesti osuutta biologiseen fosforinpoistoon, kuten *Dechloromonas*. Ne pystyvät tietyissä olosuhteissa varastoimaan ylimäärin fosforia, mutta niiden toiminnasta jätevedenpuhdistamoilla ei ole varmuutta. Jotkut niistä voivat toimia jopa kilpailevina lajeina ilman, että ne poistavat ylimäärin fosforia. (Stokholm-Bjerregaard et al. 2017)

Tutkimuksessa 25 tanskalaisesta EBPR-laitoksesta tunnistettiin biotilavuutena 60-90 % kaikista bakteereista ja useimmissa laitoksista vain 10 – 20 % oli tunnistamattomia bakteereja. Useimmat lajit löytyivät kaikilta laitoksilta, mutta määrät olivat erilaisia. (Nielsen et al. 2010)

EBPR-laitosten bakteerit luokitellaan niiden pääasiallisen toiminnallisuuden perusteella eri ryhmiin (Kuva 5). Keskimäärin PAOja on EBPR-laitoksilla 13 % biotilavuudesta, denitrifioijia 18 % ja nitrifioijia 7 %. Lisäksi tärkeitä ovat hydrolysoivat bakteerit, jotka pilkkovat makromolekyylejä pienemmiksi. Niitä on 31 %, joista 28 % rihmamaisia. Fermentoivia bakteereja oli keskimäärin 3 %. PAOjen kanssa kilpailevia GAOja (glykogeeniä akkumuloivat organismit) on 1 %. Osalla bakteereista on kuitenkin useampia toiminnallisuuksia. (Nielsen et al. 2010)



Kuva 5. Keskiarvo eri bakteeriryhmien biotilavuuksista 25 tanskalaisella EBPR-laitoksella. (Muokattu lähteestä (Nielsen et al. 2010))

PAOt muodostavat tiiviitä flokkeja, jotka laskeutuvat hyvin. Anaerobista selektorilohkoa on käytetty joillain laitoksilla tuottamaan hyvin laskeutuvaa lietettä ilman, että biologista fosforinpoistoa on tavoiteltu. (Tchobanoglous et al. 2014)

2.3 Vaadittavat olosuhteet

Hyvään biologiseen fosforinpoistoon vaaditaan riittävä anaerobinen ja aerobinen lohko, sopiva ravinnesuhde ja hyvä typenpoisto. Anaerobisessa lohkoissa tulee olla saatavilla riittävästi VFA:ta ja liukoista fosforia. VFA voi olla tulevassa jätevedessä, muodostua anaerobilohkossa tai sitä voidaan myös lisätä prosessiin esimerkiksi natriumasetaattina. PAOille saatavilla olevan VFA:n määrän tulisi olla mahdollisimman suuri, jotta PAOt saisivat varastoitua paljon PHA:ta anaerobilohkossa ja sen avulla sidottua mahdollisimman paljon fosforia aerobisesti. (Henze et al. 2008) Tulevan jäteveden VFA-pitoisuus riippuu viemäriverkostosta. Jos viemärit ovat tarpeeksi anaerobisia, tapahtuu fermentaatiota ja VFA-pitoisuus kasvaa. Jos taas viemäriässä on vähemmän anaerobiset olosuhteet, VFA kuluu siellä biomassan kasvuun. (Nielsen et al. 2010)

RbCOD:lla voi korvata puuttuvaa VFA:ta, sillä se fermentoituu anaerobilohkossa VFA:ksi. Tarvittavan rbCOD:n määrä riippuu siitä, kuinka suuri osa siitä on VFA:ta jo tulevassa jätevedessä. Jos ei tiedetä VFA-pitoisuutta tai rbCOD-pitoisuutta, voidaan tarvittavaa määrää arvioida epäsuorasti BOD:n tai vielä epäsuoremmin COD:n kautta. Tchobanoglous et al. (2014) suosittelee seuraavia vähimmäisarvoja biologiseen osaan tulevalle jätevedelle, jotta EBPR:llä päästäisiin alle 0,5 mg/l liukoisen fosforin rajan. (Taulukko 1) Oletuksena on, että hapen ja nitraatin määrä anaerobilohkoon on pieni, ja että lieteikä ei ole liian suuri. Jos happea ja nitraattia on, tai jos lieteikä on yli 15-20 päivää, tarvittavat suhteet ovat suuremmat. (Tchobanoglous et al. 2014)

Taulukko 1. Tulevalle jätevedelle suositellut parametrisuhteet alle 0,5 mg P/l saavuttamiseksi. (Tchobanoglous et al. 2014)

Parametrisuhde	Suosittelut suhde
COD:P	> 60
BOD:P	> 30
rbCOD:P	> 18
VFA:P	> 8

Happi ja nitraatti anaerobilohkossa häiritsevät EBPR:n tehoa, koska heterotrofit käyttävät niitä elektroniakseptoreinaan ja pystyvät hyödyntämään fermentoitavaa COD:ta sekä VFA:ta kasvuunsa. 1 mg happea vähentää 3 mg rbCOD:ta ja 1 mg nitraattityyppiä 8,6 mg rbCOD:ta. Tavallisten heterotrofien kuluttama rbCOD ei ole enää fermentoitavissa, eikä siitä siten saa VFA:ta PAOjen hiilivarastoja varten. (Henze et al. 2008) Hapen ja nitraatin välttäminen anaerobilohkossa on tärkeä osa toimivaa EBPR-prosessia. Siksi palautuslietteen pumppauksessa ei voida esimerkiksi käyttää paineilmalla toimivia mammuttipumppuja. Typenpoiston on myös oltava riittävän hyvä niin, ettei jälkiselkeytyksen kautta palautettavasta lietteestä päädy liikaa nitraattia anaerobilohkoon. Osa prosessikonfiguraatioista keskittyy siihen, että nitraatin määrä anaerobilohkoon olisi mahdollisimman pieni. Biologinen fosforinpoisto ei sovellu prosesseihin, joissa tapahtuu pelkkä nitrifikaatio ilman denitrifikaatiota. (Tchobanoglous et al. 2014)

Lieteiän vaikutus EBPR-prosessin toimintaan on monimutkainen. Lyhyellä lieteiällä (< 3 d) fosforinpoisto paranee lieteiän kasvaessa. Pitkällä lieteiällä (>3 d) fosforinpoisto heikkenee lieteiän kasvaessa. (Henze et al. 2008) EBPR-prosessit suunnitellaan tyypillisesti toimivan prosessikonfiguraatiosta riippuen 2-40 päivän lieteiällä. Parhaisiin tuloksiin päästään operoimalla nitrifikaation vaatiman lieteiän mukaisesti. (Tchobanoglous et al. 2014)

Lämpötila vaikuttaa EBPR-prosessiin usealla tavalla. Lämpötila vaikuttaa PAOjen toimintaan, kilpailevien mikrobien toimintaan sekä fermentoivien mikro-organismien toimintaan. PAOjen anaerobiset toiminnot nopeutuvat välillä 5-20 °C. PAOjen kyky sitoa

aerobisesti polyfosfaattia PHA:n avulla kasvaa jatkuvasti välillä 5-30 °C. (Henze et al. 2008) Korkeammassa lämpötilassa (>20 °C) kilpailevat GAOt saavat kilpailuetua suhteessa PAOihin. Alle 15 °C ja yli 30 °C lämpötilassa GAOt vaativat huomattavasti PAOja pidemmän aerobisen lieteiän. (Lopez-Vazquez et al. 2009) Lämpötila vaikuttaa myös nitrifikaatioon. Kylmässä nitrifikaatio vaatii enemmän hapellista allastilavuutta. Jos sen seurauksena denitrifikaatio heikkenee, pääsee enemmän nitraattia palautuslietteen kautta anaerobilohkoon kuluttamaan rbCOD:ta. (Tchobanoglous et al. 2014)

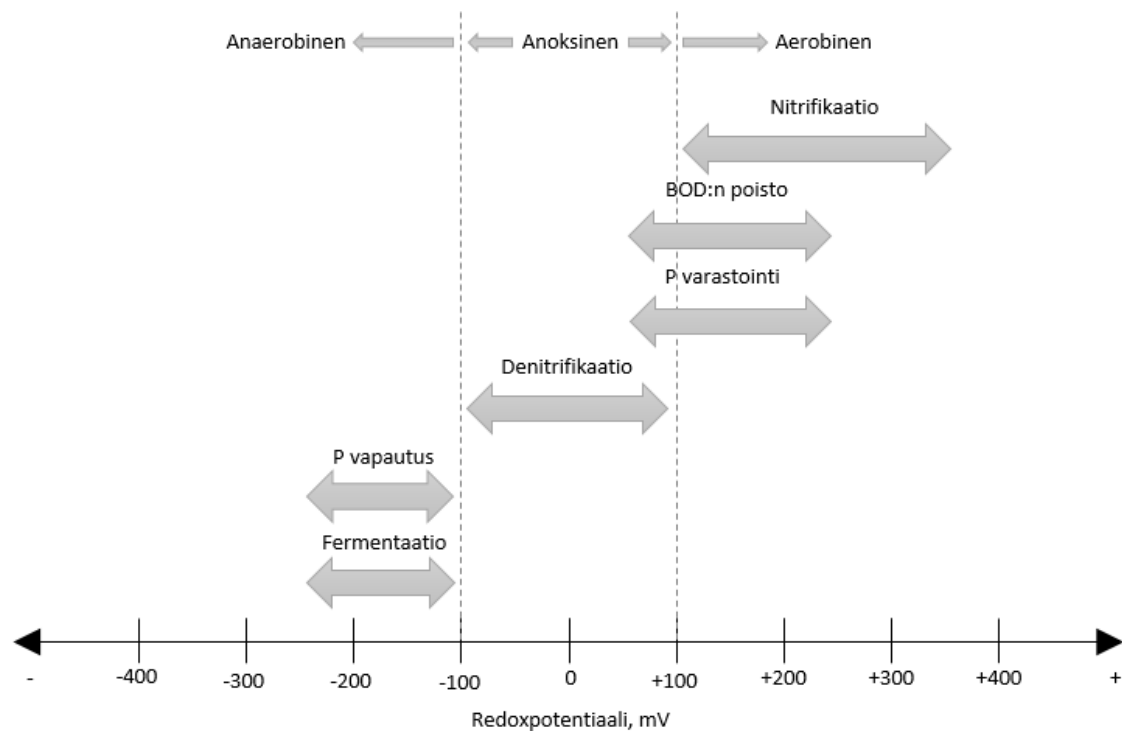
Epäorgaanisia kationeja magnesium, kalium ja kalsium tulee olla tasapainottamassa polyfosfaatteja. Näitä on yleensä yhdyskuntajätevedenpuhdistamoilla tarpeeksi, mutta esimerkiksi teollisuusjätevesiä käsiteltäessä sekä laboratoriokokeissa niitä tulee tarvittaessa lisätä. (Henze et al. 2008) Tarvittava määrä suhteessa fosforiin on P:Mg:K:Ca 1,0:0,28:0,26:0,09. (Sedlak 1991)

Puhdistustavoitteista riippuen tarvitaan usein myös tertiäärikäsitely, jossa biologian jälkeen jääneestä fosforista saadaan saostuskemikaalin avulla vielä osa pois. Tertiäärikäsitely varmistaa alhaisen fosforipitoisuuden myös, jos hetkellisesti ravinnesuhteet ovat vähemmän optimaaliset. (Tchobanoglous et al. 2014)

2.4 EBPR, nitrifikaatio ja denitrifikaatio

Biologinen fosforinpoisto on vain yksi aktiivilietteiden tehtävä. Nitrifioiva ja denitrifioiva EBPR-prosessi perustuu sekakulttuuriin aktiivilietteessä. EBPR-aktiivilieteprosessissa tapahtuu biologisen fosforinpoiston lisäksi fermentaatiota, nitrifikaatiota ja denitrifikaatiota sekä orgaanisen aineen poistoa. (Tchobanoglous et al. 2014) Ne tapahtuvat eri osissa aktiivilietettä osittain samanaikaisesti (Kuva 6). Anaerobisessa osassa tapahtuu fosforin vapautuminen sekä fermentaatio. Anoksisessa osassa tapahtuu denitrifikaatiota ja BOD:n poistoa. Denitrifioivat PAOt voivat varastoida fosforia

anoksisesti, mutta suurin osa fosforin varastoinnista tapahtuu aerobisessa osassa. Aerobisessa osassa tapahtuu nitrifikaatio ja BOD:n poistoa.



Kuva 6 Eri redoxpotentiaaleissa tapahtuvia prosesseja. (Muokattu lähteestä (Smith 2014))

Biologista fosforinpoistoa voidaan tehdä ilmankin nitrifikaatiota. Silloin voidaan käyttää vain anaerobista ja aerobista lohkoa niin, että lieteikä on nitrifikaatiota varten liian pieni, eikä siten nitraattia pääse palautuslietteeseen. Kuitenkin usein puhdistamoilta vaaditaan nitrifikaatiota, joten siinä syntyvää nitraattia ei saa päätyä ylimäärin anaerobiseen lohkokon. Siksi kierrätysliete täytyy palauttaa vasta anaerobilohkon jälkeen tulevaan anoksiseseen lohkokon. Denitrifikaatio-nitrifikaatio-prosessissa ei voida päästä kaikista nitraatista eroon. Palautuslietteeseen päätyvä nitraatti denitrifioituu anaerobilohkossa. Mitä enemmän anaerobilohkossa on nitraattia, sitä enemmän täytyy tulevassa jätevedessä olla rbCOD:ta, jotta sitä riittää sekä denitrifikaatioon että PAOjen VFA:n varastointiin. (Tchobanoglous et al. 2014)

2.5 Mahdolliset häiriötilanteet

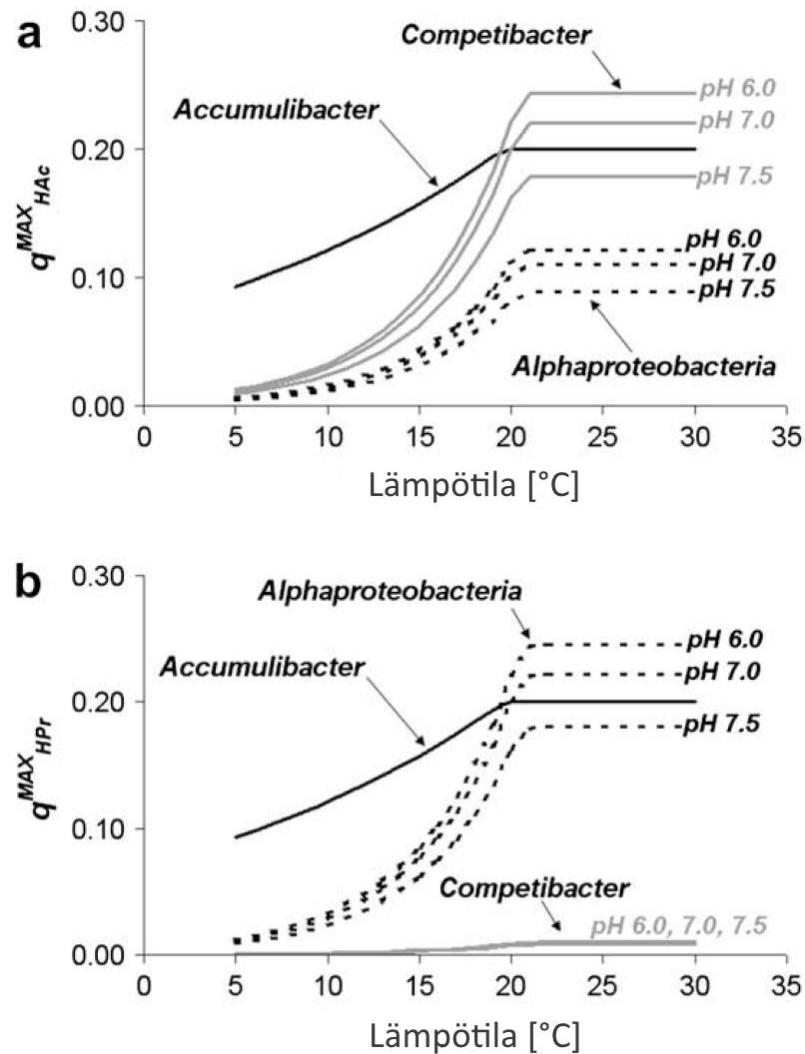
Heikkoon tulokseen biologisella fosforinpoistolla on kaksi yleistä syytä. Toinen niistä on liiallinen fosforin vapautuminen lietteestä rejektivesiin eli ns. jälkivapautuminen. Toinen on glykogeeniä varastoivat organismit (GAO), jotka toimivat samalla tavoin kuin PAO:t, mutta varastoivat polyfosfaatin sijaan vain glykogeeniä, eivätkä siten edistä fosforin poistumista jätevedestä. (Scruggs et al. 2003)

Häiriötilanteisiin on syytä varautua. Liukoisen fosforin online-mittauksella voi havaita nopeasti, jos fosforipitoisuus kasvaa biologiasta poistuvassa vedessä. Siinä tapauksessa voidaan lisätä saostuskemikaalia väliaikaisesti ja tarkistaa, mistä kasvanut fosforipitoisuus johtuu.

2.5.1 Glykogeenia varastoivat organismit

Glykogeeniä varastoivat organismit (GAO) voivat aiheuttaa EBPR-prosessin heikkenemistä tai jopa sen pysähtymisen. GAOt pystyvät PAOjen tapaan varastoimaan aerobisesti energiaa, jonka avulla ne voivat hyödyntää VFA:ta anaerobisesti. GAOt käyttävät energiavarastonaan ainoastaan glykogeeniä, eikä fosforia siten sitoudu muuta kuin normaaliin bakteerien kasvuun tarvittava määrä. GAOt kilpailevat VFA:sta PAOjen kanssa anaerobisessa lohossa. GAO-PAO-kilpailussa vaikuttavia tekijöitä ovat lämpötila, pH ja hiililähde. (Lopez-Vazquez et al. 2009)

Yleisimpiä EBPR-prosessin kannalta haitallisia GAOja ovat *Alphaproteobacter* ja *Competibacter*. Suurin ero näiden bakteerien välillä on se, että *Competibacter* pystyy käyttämään asetaattia (HAc) nopeasti, mutta propionaattia (HPr) hyvin hitaasti (Kuva 7). *Alphaproteobacter* pystyy taas käyttämään propionaattia nopeasti ja asetaattia noin puolet hitaammin. *Accumulibacter* pystyy käyttämään sekä asetaattia että propionaattia yhtä nopeasti. (Lopez-Vazquez et al. 2009)



Kuva 7. *Accumulibacterin, Competibacterin, ja Alphaproteobacterin substraatinottonopeus a) asetaatilla ja b) propionaatilla. (Lopez-Vazquez et al. 2009)*

Substraatinottonopeus q^{MAX} kuvaa bakteerin kykyä kilpailla muita vastaan. Lämpötila vaikuttaa substraatinottonopeuteen voimakkaammin kilpailevilla bakteereilla kuin *Accumulibacterilla*. pH ei juurikaan vaikuta *Accumulibacterin* toimintaan, mutta kilpailevat bakteerit toimivat paremmin matalammassa pH:ssa. Siten EBPR:n kannalta korkeampi pH varmistaa *Accumulibacterin* kilpailuedun myös silloin, kun vesi on lämpimämpää.

Yhdyskuntajätevedenpuhdistamolla VFA ei kuitenkaan ole pelkästään asetaattia tai propionaattia, joten *Accumulibacterilla* on kilpailuetu, sillä se pystyy käyttämään molempia, kun taas kilpailevat bakteerit pystyvät käyttämään tehokkaasti vain toista

(Taulukko 2). Esimerkiksi primäärilietteen fermentoinnista saatavasta VFA:sta noin 50 % on asetaattia ja 30 % propionaattia. (Tchobanoglous et al. 2014)

Taulukko 2. Dominoivat bakteerit riippuen pH:sta, lämpötilasta ja asetaatti-propionaattisuhteesta. PAOt valkoisella, GAOt mustalla ja molempia harmaalla. (Muokattu lähteestä (Lopez-Vazquez et al. 2009))

		100 % HAc		75-25 % HAc-HPr			50-50 % HAc-HPr			100 % HPr			
Lämpötila	30 °C	Competi	Competi	Competi	PAO	PAO	PAO	Alpha	Alpha	PAO	Alpha	Alpha	Alpha
				PAO	Alpha			PAO	PAO			Alpha	PAO
	20 °C	Competi	Competi	PAO	PAO	PAO	PAO	PAO	PAO	PAO	Alpha	Alpha	PAO
		PAO	PAO									PAO	
	10 °C	PAO	PAO	PAO	PAO	PAO	PAO	PAO	PAO	PAO	PAO	PAO	PAO
		6.0	7.0	7.5	6.0	7.0	7.5	6.0	7.0	7.5	6.0	7.0	7.5
		pH			pH			pH		pH			

2.5.2 Fosforin jälkivapautuminen

Fosforin jälkivapautuminen PAOista tapahtuu anaerobisissa olosuhteissa ilman, että VFA:ta on saatavilla. PAOt käyttävät silloin solun ylläpitoon varastoitua polyfosfaattia vapauttaen sen jälleen liukoiseen muotoon. Ilman VFA:ta ei kuitenkaan muodostu PHA:ta, jota voitaisiin käyttää fosforin sitomiseen myöhemmin aerobisesti. (Scruggs et al. 2003)

Erityisesti pitkä viipymä tiivistämössä aiheuttaa fosforin vapautumista ja siten sen paluuta rejektiveden mukana laitoksen alkuun. Kuitenkin vain 20-40 % lietteeseen sitoutuneesta fosforista on havaittu palaavan rejektivesissä. Loput PAOjen liukoiseen muotoon vapauttamasta polyfosfaatista saostuu struviittina ja kalsiumvetyfosfaatina, eikä siten palaa prosessiin. (Tchobanoglous et al. 2014) Tiivistettäessä ylijäämälietettä EBPR-prosessista sekä primäärilietettä sekaisin on anaerobista lohkoa vastaava tilanne, jossa on VFA:ta saatavilla ja suuri osa varastoidusta polyfosfaatista vapautuu liukoiseen muotoon. Tiivistämöön voi lisätä kalkkia, joka lisää fosforin saostumista. (Chen et al. 2004) Lietteenkäsittelyssä on huomioitava mahdollisuus fosforin saostumiseen putkien ja laitteiden pinnoille, jolloin ne voivat tukkeutua. (Pastor et al. 2008)

2.6 EBPR:n optimointi

Mataliin fosforipitoisuuksiin päästään helpoiten vähentämällä fosforia rejektivesissä sekä maksimoimalla VFA:ta anaerobilohkossa. VFA on tärkeää, jotta PAOt saavat varastoitua tarpeeksi PHA:ta. Ainoastaan PHA:n avulla PAOt voivat varastoida polyfosfaattia aerobisesti, joten biologisen fosforinpoiston teho riippuu suoraan siitä. PAOille

käytettävissä olevan VFA:n määrää voidaan lisätä kahdella tavalla. Voidaan joko vähentää VFA:n kulutusta aiheuttavien hapen ja nitraatin pääsyä anaerobilohkoon tai lisätä VFA:n muodostusta. VFA:n muodostusta voidaan lisätä fermentoimalla primäärilietettä. Primäärilietettä voidaan fermentoida joko suoraan esiselkeytyksessä tai sitten primäärilietteen tiivistyksessä. Vaihtoehtoisesti voidaan ohjata jätevettä esiselkeytyksen ohi, jolloin enemmän rbCOD:ta pääsee anaerobilohkoon, jossa se fermentoituu. (Tchobanoglous et al. 2014)

Toinen optimoitavissa oleva tekijä on fosforin jälkivapautumisen estäminen. Kun PAOt ovat anaerobisessa tilassa ilman VFA:ta, tapahtuu jälkivapautuminen, jossa polyfosfaattia vapautuu ilman, että PHA:ta muodostuu. Siksi anaerobilohkokaan ei saisi olla liian suuri. Enemmän fosforia palaa kuitenkin lietteen käsittelystä. Ylijäämälietteen tiivistämisessä tulisi käyttää mieluummin jotain muuta keinoa kuin painovoimaista tiivistystä, sillä siinä anaerobinen viipymä on merkittävä. Fosfori lietteenkäsittelystä saattaa tulla jaksottain prosessiin, joten sen ajoittaminen matalan fosforikuormituksen aikaan voi auttaa vähentämään suuria hetkellisiä fosforipitoisuuksia aktiivilietteessä. Rejektivesistä voi myös erikseen saostaa fosforia kemikaaleilla. (Tchobanoglous et al. 2014)

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Kohdepuhdistamo

Työn kohdepuhdistamo oli Huittisten keskuspuhdistamo, joka käsittelee Huittisten, Sastamalan ja Punkalaitumen jätevesiä. Jätevedenpuhdistamo on valmistunut tammikuussa 2017. Puhdistamon asukasvastineluku on asukaslukua (23 000) korkeampi, noin 80 000, sillä alueella toimii useita elintarviketeollisuuslaitoksia, jotka kuormittavat puhdistamoa. Ulkopuolinen toimija käsittelee puhdistamolietteet biokaasulaitoksessa.

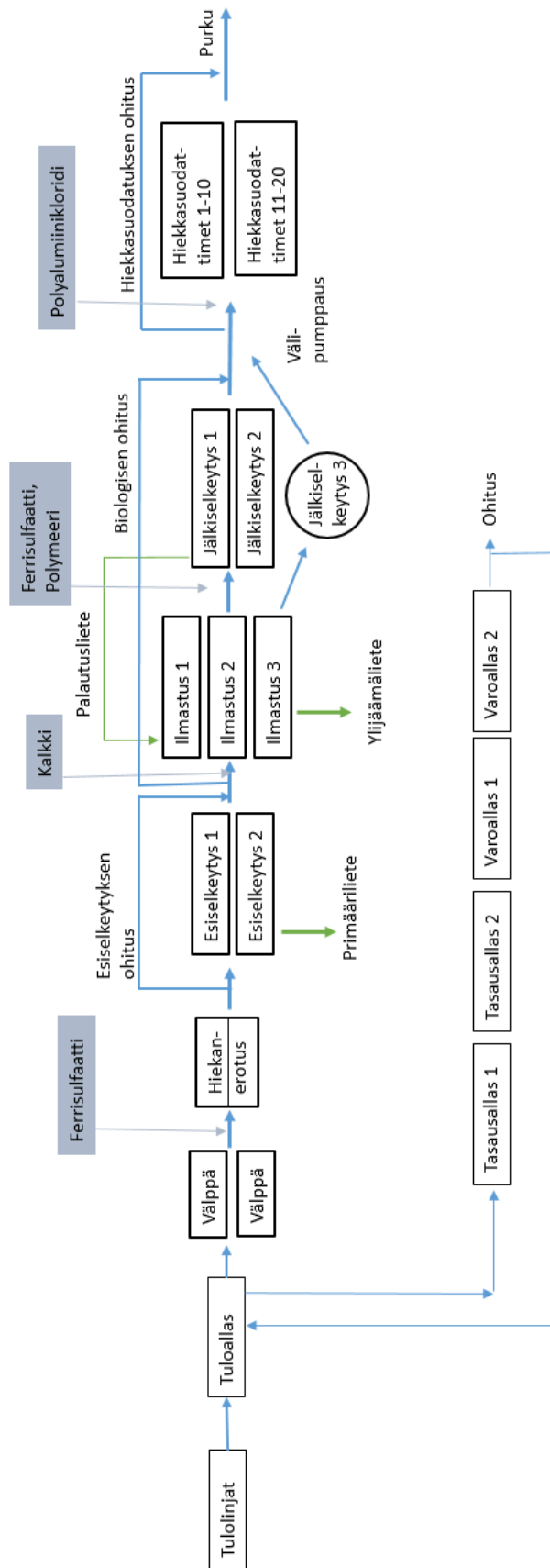
Kohdepuhdistamolla on voimassa vuonna 2013 annettu ympäristölupa (Taulukko 2). Ympäristöluvan raja-arvot koskevat puhdistustulosta, joka lasketaan neljännesvuosikeskiarvoina, paitsi kokonaistypen osalta, joka lasketaan vuosikeskiarvona. Mahdolliset ohjuoksutukset, ylivuodot ja poikkeustilanteet lasketaan mukaan puhdistustulokseen. (Aluehallintovirasto 2013)

Taulukko 2. Huittisten puhdistamon ympäristöluvan mukaiset puhdistusvaatimukset. (Aluehallintovirasto 2013)

	Enimmäispitoisuus, mg/l	Vähimmäisteho, %
BOD_{7ATU}, O₂	15	95
COD_{Cr}, O₂	60	90
Kiintoaine	15	95
Fosfori, P	0,3	95
Kokonaistyyppi, N	-	70

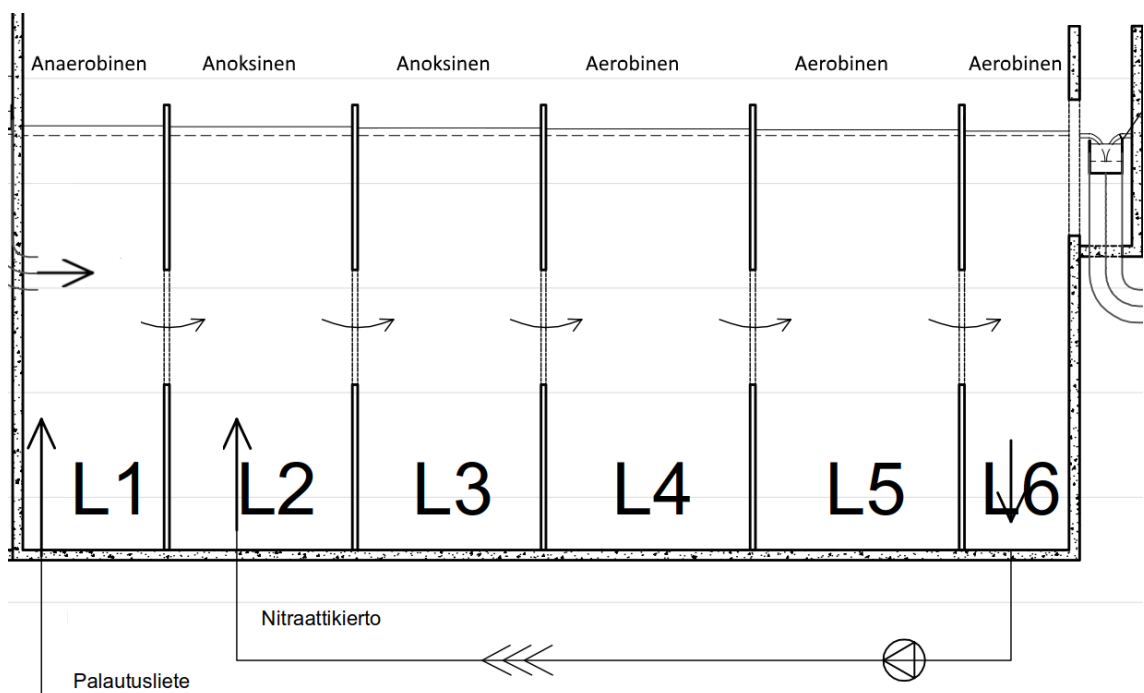
3.2 Prosessin kuvaus

Yhdyskuntajätevesi eri tulolinjoista johdetaan tuloaltaaseen (Kuva 8). Puhdistamon esikäsitely on kaksilinjainen. Reikälevyvälpä poistaa suurimmat partikkelit, jonka jälkeen ilmastetussa hiekanerotuksessa poistetaan hiekka, joka pestään. Hiekanerotuksen jälkeen jätevesi johdetaan esiselkeytykseen, jossa painovoimaisesti saadaan osa kiintoaineesta erotettua. Esiselkeytystä voidaan myös ohittaa, jos biologisen osan kuormitusta halutaan lisätä. Esiselkeytyksen jälkeen jätevesi johdetaan kolmilinjaiseen biologiseen osaan.



Kuva 8. Huittisten puhdistamon lohkokaavio

Puhdistamon biologinen osa koostuu kolmesta samanlaisesta ilmastusaltaasta. (Kuva 9) Altaat on jaettu kuuteen lohkkoon, joissa kaikissa on ilmastimet. Lisäksi kolmessa ensimmäisessä sekä kuudennessa lohkokossa on sekoittimet, joten niitä voidaan ajaa joko hapellisina tai hapettomina. Sisäinen kierto on toteutettu pumpaamalla kuudennessa lohkokosta lietettä ilmastusaltaan toiseen lohkkoon. Ylijäämäliete poistetaan kuudennessa lohkokosta. Ilmastusaltaista vesi johdetaan jälkiselkeytykseen, josta kaikki liete palautetaan ilmastusaltaan ensimmäiseen lohkkoon. Saostuskemikaalin syöttö tapahtuu ilmastuksen ja jälkiselkeytyksen välissä. Jokaiselle ilmastusaltaalle on oma jälkiselkeytysallas.



Kuva 9. Ilmastusaltaiden lohkot koejakson aikana.

Jälkiselkeytetty vesi johdetaan vielä välipumppaamoon, josta se pumpataan yhteensä 20 hiekkasuodattimeen. Ennen hiekkasuodattimia veteen lisätään polyalumiinikloridia lopun fosforin saostamiseksi. Hiekkasuodattimista vesi johdetaan Punkalaitumenjokeen.

Liete esiselkeytyksestä, eli primääriete, sekä ilmastuksesta ylijäämäliete pumpataan kahteen tiivistämöön. Tiivistämöistä liete kuivataan kahdella lietelingolla. Linkoja käytetään vain henkilökunnan ollessa paikalla, eli arkisin 7-15:30.

Puhdistamolla on käytössä vario- ja tasausaltaat, kaksi kappaletta kumpaakin. Tuloaltaasta jätevesi ohjataan varoaltaisiin, kun virtaama kasvaa puhdistamon kapasiteettia suuremmaksi. Kun puhdistuskapasiteettia jälleen riittää, jätevesi pumpataan takaisin

tuloaltaaseen. Varoaltaiden avulla voidaan vähentää ohitukseen menevän veden määrää. Yhdeltä elintarviketehtaalta on oma tulolinja, josta jätevedet johdetaan suoraan tasausaltaaseen. Tasausaltaasta jätevesi pumpataan yöaikaan prosessiin, kun muu kuormitus on pieni. Näin saadaan tasattua kuormitusvaihtelua, jonka ansiosta aktiivilieteprosessissa on tasaisemmat olosuhteet.

3.3 Analyysit

Prosessista otettiin kahden viikon välein vuorokauden kokoomanäytteet velvoitetarkkailua varten. Näytteet otettiin automaattisilla näytteenottimilla virtaamalla painottaen. Tulevan jäteveden näytteet otettiin erikseen Huittisten, Punkalaitumen, Sastamalan ja elintarviketehtaan tulolinjoista (Taulukko 3). Esiselkeytetyn veden näytteet sisältävät myös mahdolliset esiselkeytyksen ohitukset, ja jälkiselkeytetyn veden näytteet sisältävät biologian ohitukset. Lisäksi kuivatusta lietteestä mitattiin fosforin, raudan sekä alumiinin pitoisuudet. Näytteet analysoitiin akkreditoitussa laboratoriossa Tampereella standardien mukaisesti. (FINAS 2018)

Taulukko 3. Velvoitetarkkailun yhteydessä tehdyt analyysit.

Määrittäminen	Yksikkö	Huittinen	Sastamala	Punkalaidun	Elintarviketehdas	Esiselkeytetty	Jälkiselkeytetty	Lähtevä
Alkaliteetti	mmol/l	x	x	x	x	x	x	x
pH		x	x	x	x	x	x	x
Sähkönjohtavuus	mS/m	x	x	x	x	x	x	x
CODCr	mg/l	x	x	x	x	x	x	x
BOD7 (ATU)	mg/l	x	x	x	x	x	x	x
Kokonaisfosfori	mg/l	x	x	x	x	x	x	x
Liukoinen fosfori	mg/l					x	x	x
Kokonaistyyppi	mg/l	x	x	x	x	x	x	x
Ammoniumtyyppi	mg/l							x
Kiintoaine	mg/l	x	x	x	x	x	x	x
Liukoinen rauta	mg/l							x
Lämpökestoiset koliformiset bakteerit	kpl/100 ml							x
Suolistoperäiset enterokokit	kpl/100 ml							x
E. Coli	kpl/100 ml							x
Veden lämpötila	°C							x
Nitraattityyppi	mg/l							x

3.4 Online-mittaukset

Liukoista fosforia mitattiin kolmella online-mittarilla. Online-mittareissa oli ensin suodatusyksikkö, jonka jälkeen fosforipitoisuus määritetään kolorimetrisesti molybdovanadaattireagenssin avulla. Yksi mittari mittaa ilmastusaltaille tulevaa vettä esiselkeytyksen jälkeen, toinen jälkiselkeytettyä vettä, eli ennen hiekkasuodatusta, ja kolmas lähtevää vettä. Esiselkeytyksen jälkeinen online-mittari saatiin toimintakuntoon 5.6. Se oli poissa käytöstä 16.7.-28.8, sillä siitä loppui puhdistuskemikaali.

Liukoisen fosforin mittarit auttoivat erityisesti huomaamaan poikkeustilanteet nopeasti. Fosforipitoisuuden nousu prosessissa aiheuttaa hälytyksen, johon voidaan reagoida selvittämällä syy ja lisäämällä tarvittaessa ferrisulfaattia. Online-mittarien hyvällä kunnossapidolla ja tulosten tulkinnalla voidaan kohonneisiin fosforipitoisuuksiin reagoida ennen kuin fosforipitoisuus poistuvassa vedessä nousee. Lisäksi saostuskemikaalin syöttöä tertiäärikäsittelyyn voidaan ohjata jälkiselkeytyksestä tulevan veden fosforipitoisuuden perusteella ja säästää kemikaalikustannuksista.

Ammonium- ja nitraattityppeä mitattiin online-mittareilla ilmastusaltaiden kuudensista lohkoista sekä lähtevästä vedestä. Lisäksi ammoniumtypeä mitattiin ilmastusaltaille tulevasta vedestä. Palautuslietteelle oli nitraattityypen online-mittarit myös, mutta ne eivät olleet käytössä. Anaerobilohkoissa oli lisäksi redox-mittarit, mutta niitä ei saatu toimimaan koko koejakson aikana. Palautuslietteen nitraattimittauksella ja redoxmittauksilla olisi voinut tutkia anaerobilohkon anaerobisuutta paremmin ja tehdä toimenpiteitä anaerobisuuden lisäämiseksi tarvittaessa. Ilman syöttö aerobisiin lohkoihin perustui online-happimittareihin, jotka toimivat hyvin.

3.5 Koejakso

Koejakso alkoi 1.5. 2018, kun sulamisvesien virtaama puhdistamolle oli suurimmalta osin ohi. Ferrisulfaatin syöttöä vähennettiin vaiheittain. Alkutilanteessa 1.5. ferrisulfaattia syötettiin esiselkeytykseen 3 l/h ja jokaiseen jälkiselkeytysaltaaseen 10 l/h. Ferrisulfaatin syöttö esiselkeytykseen vähennettiin 4.5. arvoon 1 l/h ja lopetettiin kokonaan 9.5. Ferrisulfaatin syöttö jälkiselkeytysaltaisiin puolitettiin 14.5. arvoon 5 l/h/linja. Ferrisulfaattia syötettiin 22.5. alkaen 3 l/h/linja ja 30.5. alkaen 2 l/h/linja. Ferrisulfaatin syöttö prosessiin lopetettiin 13.6. kokonaan. Polyalumiinikloridin syöttöä hiekkasuodattimille lisättiin 13.5. häiriötilanteiden varalta tasolta 100 l/d tasolle 140 l/d. Häiriötilanteita lukuun ottamatta prosessi toimi ilman ferrisulfaattia koejakson loppuun asti 1.10., jonka jälkeenkin biologinen fosforinpoisto jäi käyttöön.

Palautussuhde koejakson aikana oli pääsääntöisesti 150-200 %. Aluksi palautuslietteen määrä oli vakio 200 m³/h, mutta 4.7. se säädettiin toimimaan palautussuhteen perusteella tavoitearvolla 180 %. Linjan 3 palautuslietepumppu aiheutti tärinää suuremmilla

virtaamalla, joten se jätettiin vakiovirtaamalle 200 m³/h. Lietteikää koejakson aikana laskettiin alun 23 päivästä 21 päivään.

Kierrätyslietepumput käynnistettiin 22.5. aluksi kierrätysuhteella 100 %. Linjan 1 kierrätyslietepumppu ei aluksi toiminut, mutta se saatiin käyttöön 30.5. Kierrätyslietepumput laitettiin 6.6. toimimaan maksimivirtaamalla 324 m³/h.

Tiivistämöitä ohjattiin aluksi siten, että primääriliete menee toiseen tiivistämöön ja ylijäämäliete toiseen tiivistämöön. Näin saatiin primäärilietelle pidempi viipymä, jolloin siellä tapahtuu fermentaatiota. Tiivistämöstä tulevassa rejektissä oli siten paremmin VFA:ta PAOjen käyttöön. Samalla saatiin ylijäämälietteelle lyhyempi viipymä, jolloin fosforin vapautuminen lietteestä rejektiin oli vähäisempää. Tiivistämöiden erillään ajo jouduttiin kuitenkin lopettamaan, sillä primäärilietteen tiivistämön pumppu ei pystynyt pumppaamaan tiivistä primäärilietettä kunnolla. Primäärilietettä ja ylijäämälietettä ohjattiin siitä eteenpäin vuorotellen molempiin tiivistämöihin.

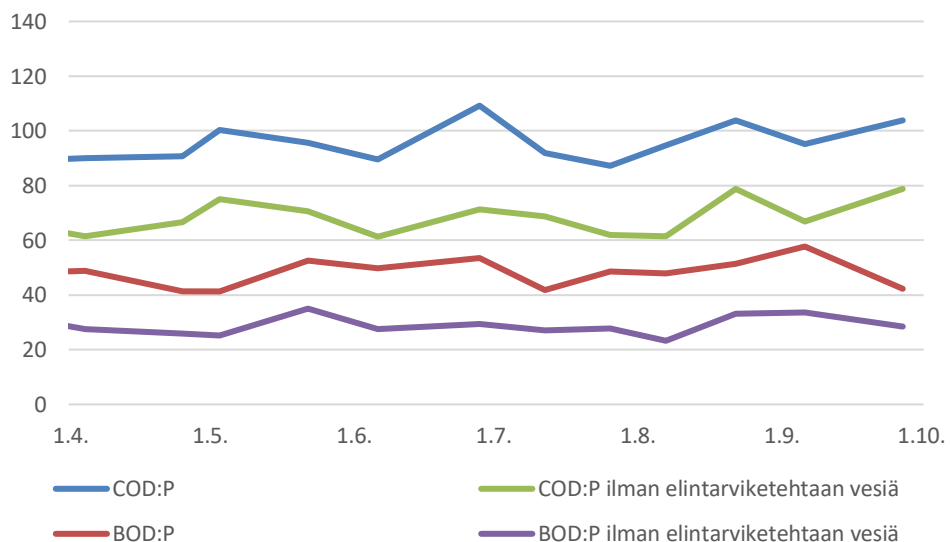
Ilmastusallas ja jälkiselkeytysallas käsittelylinjalta 2 olivat poissa käytöstä 17-23.8. huoltotöiden takia. Linjan 3 lohkon 3 sekoitin oli poissa käytöstä koejakson ajan, joten lohko oli aerobinen eikä anoksinen, toisin kuin muissa linjoissa.

4. TULOKSET

4.1 Tuleva vesi

Koejakson aikana puhdistamolle tuleva virtaama vaihteli, ollen pääsääntöisesti 5000-7500 m³/d ja suurimmillaan 22586 m³/d (Kuva 13). Suurimpien virtaamien aikana osa vedestä ohjattiin biologisen osan ja hiekkasuodatuksen ohi. Suuret virtaamat johtuivat sateista. Ilmastuksen lämpötila oli 7,1 °C - 18,0 °C.

Jätevedet tulevat puhdistamolle neljää tulolinjaa pitkin, joista yksi on suoraan elintarviketehtaalta. Elintarviketehtaan jätevedet nostavat ravinnesuhdetta. Elintarviketehtaalta tulevassa jätevedessä COD:P-suhde on keskimäärin 1000 ja BOD:P-suhde keskimäärin 680. Kaikki linjat mukaan laskettuna tulevan jäteveden COD:P-suhde oli keskimäärin 97 ja BOD:P-suhde 49 (Kuva 10). Ilman elintarviketehtaan jätevesiä ravinnesuhteet puhdistamolla olisivat vastaavasti 69 ja 31. Ravinnesuhde puhdistamolla oli mittausjakson aikana biologisen fosforinpoiston kannalta kaikissa tilanteissa riittävä, sillä kirjallisuudessa suositellut arvot 60 ja 30 ylittyvät (Taulukko 1).

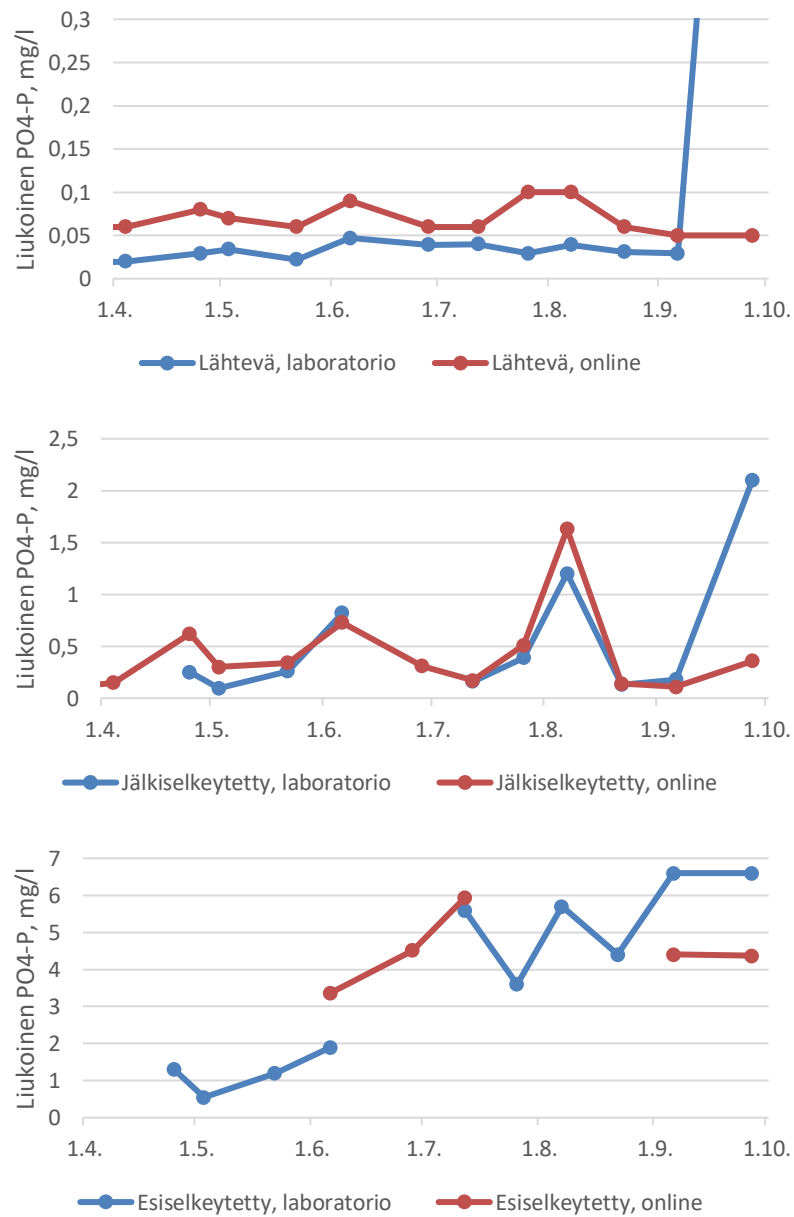


Kuva 10. Tulevan veden ravinnesuhteet ja elintarviketehtaan vaikutus.

4.2 Fosforinpoisto

4.2.1 Fosforin online-mittarien validointi

Online-mittareiden liukoisen fosforin tuloksista laboratorionäytteenottopäiviltä laskettiin virtaaman mukaan painotetut keskiarvot. Keskiarvojen ja laboratoriossa tehtyjen liukoisen fosforin mittausten tulokset ovat pääosin keskenään samaa suuruusluokkaa (Kuva 11). Erot mittaustapojen välillä olivat suurimmat esiselkeytetyn veden mittauksessa ja pienimmät lähtevän veden mittauksessa.



Kuva 11. Online-mittausten keskiarvo näytteenottopäivinä sekä laboratoriossa mitatut liukoisen fosforin konsentraatiot.

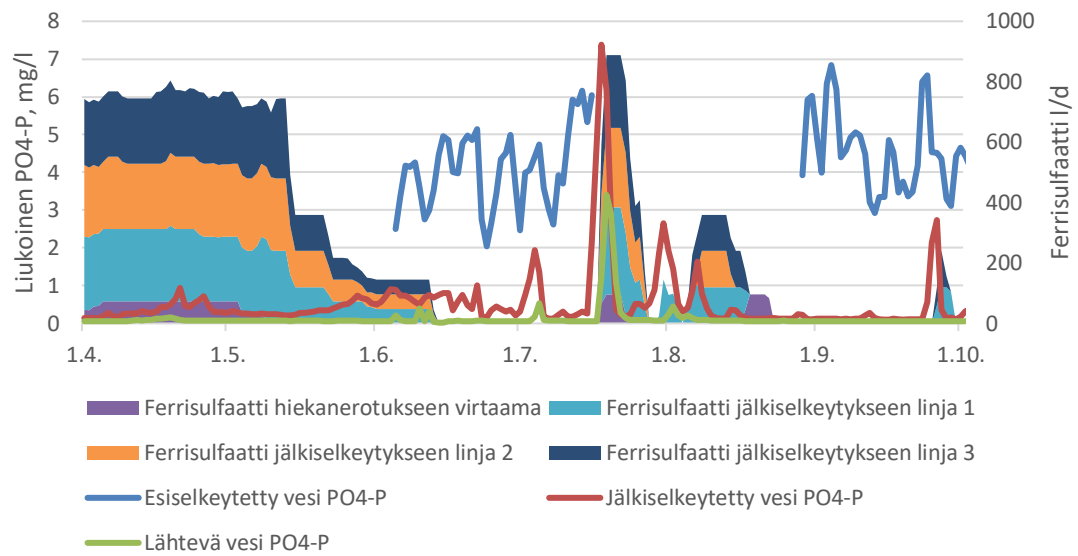
4.2.2 Fosforinpoisto

Puhdistamolta lähtevässä vedessä liukoisen fosforin pitoisuus online-mittauksessa oli suurimman osan ajasta alle 0,1 mg/l, pois lukien häiriötilanteet (Kuva 12). Häiriötilanteet aiheuttivat väliaikaisesti kohonneita liukoisen fosforin pitoisuuksia, joihin vastattiin ferrisulfaattia lisäämällä. Häiriötilanteista on kerrottu luvussa 4.2.3.

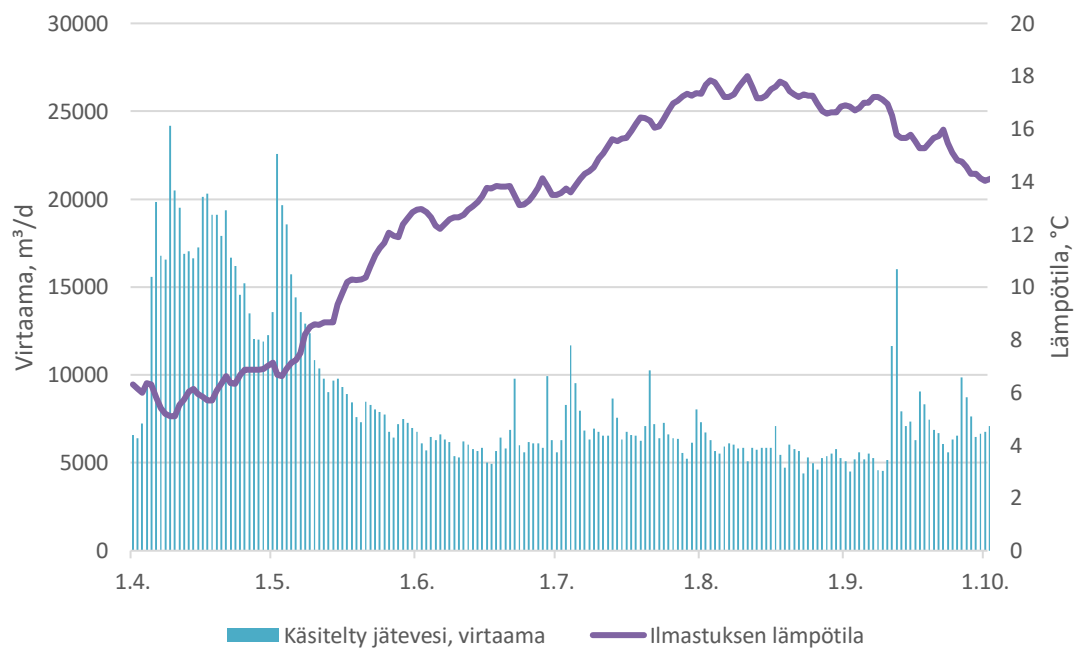
Jälkiselkeytetyn veden online-mittauksessa liukoinen fosfori nousi alun 0,2 mg/l tasolta tasolle 0,5 – 1 mg/l:n, kun ferrisulfaatin syöttöä vähennettiin (Kuva 12). Liukoisen fosforin pitoisuus nousi heinäkuussa runsaiden virtaamien (Kuva 13) takia hetkellisesti arvoon 2 mg/l. Häiriötilanteiden takia pitoisuus vaihteli. Elokuun lopulla, kun ferrisulfaatin syöttö lopetettiin, liukoisen fosforin pitoisuus pysyi noin kuukauden pääsääntöisesti 0,1 – 0,2 mg/l.

Esiselkeytetyn veden liukoisen fosforin online-mittari oli osan ajasta poissa käytöstä. Liukoisen fosforin pitoisuus esiselkeytyksen jälkeen vaihteli välillä 2-7 mg/l. (Kuva 12)

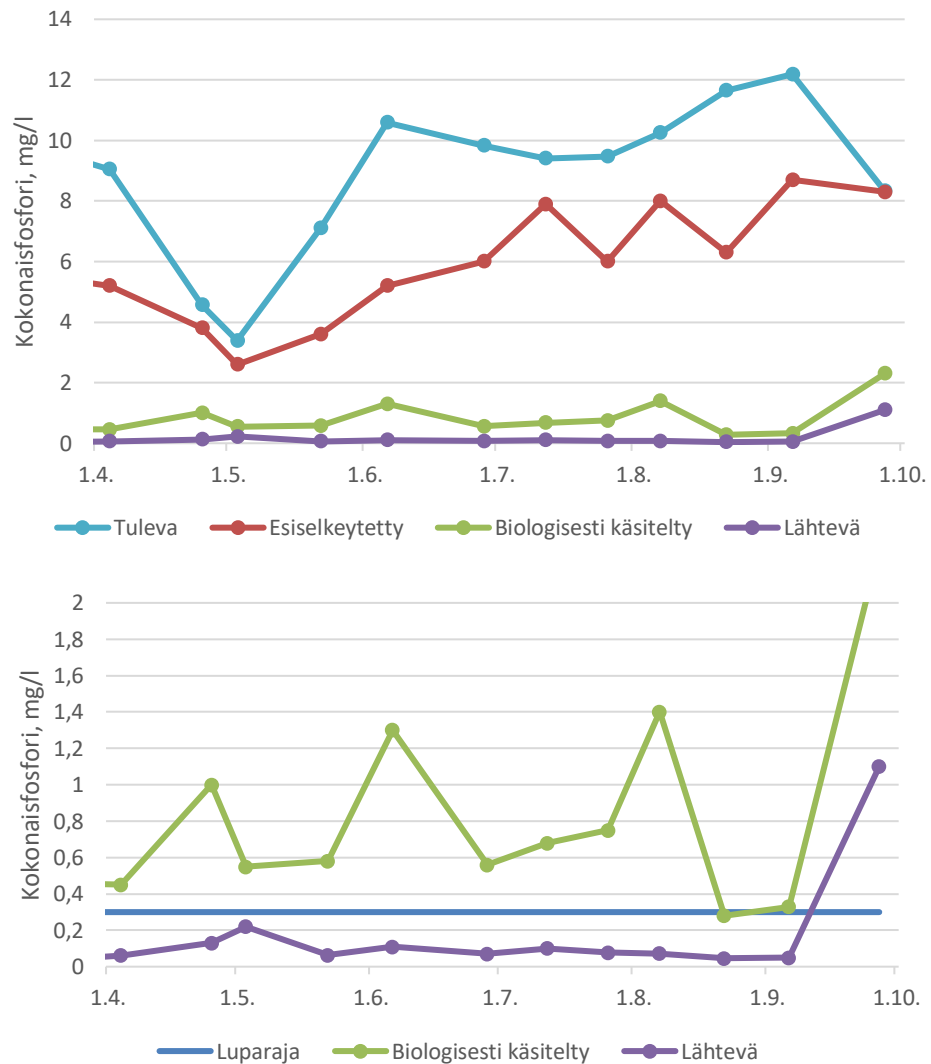
Kokoomanäytteissä lähtevän veden kokonaisfosforipitoisuus oli pääosin alle 0,15 mg/l, paitsi häiriötilanteessa (27.9.), jolloin pitoisuus oli 1,1 mg/l (Kuva 14). Lähtevän veden kokonaisfosforipitoisuus alitti luparajan vaatimuksen 0,3 mg/l lukuun ottamatta häiriötilannetta. Jälkiselkeytyssä vedessä kokonaisfosforin pitoisuus oli 0,3-1,4 mg/l, lukuun ottamatta häiriötilannetta (27.9.), jolloin pitoisuus oli 2,3 mg/l. Esiselkeytyssä vedessä kokonaisfosforin pitoisuus oli 2,6-8,7 mg/l. Tulevassa vedessä kokonaisfosforin pitoisuus oli 3,3-12,2 mg/l.



Kuva 12. Liukoisen fosforin pitoisuudet puhdistamon eri vaiheissa (online-mittaukset) ja ferrisulfaatin syöttömäärät.



Kuva 13. Virtaama ja lämpötila koejakson aikana.



Kuva 14. Kokonaisfosforin pitoisuudet kokoomanäytteissä.

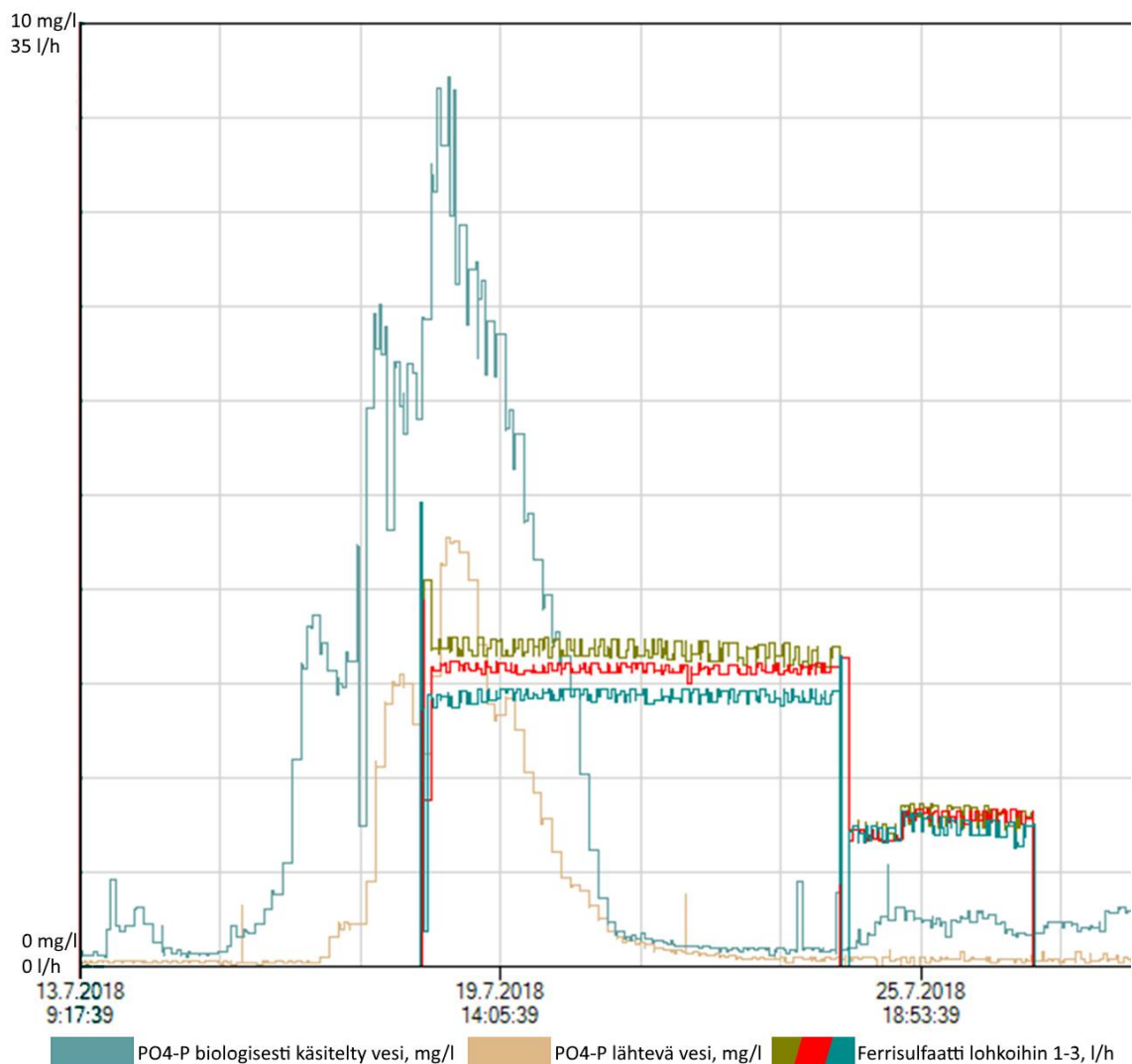
4.2.3 Häiriötilanteet

Puhdistamolla oli häiriötilanteita koejakson aikana. Toinen lietelinko oli poissa käytöstä (3.7.-23.7), minkä takia viipymä tiivistämissä kasvoi ja fosforia palasi rejektivesien mukana takaisin puhdistamon alkuun. Liuenneen fosforin pitoisuus biologian jälkeen pysyi 16.7. asti tasolla 0,3 mg/l, jonka jälkeen se nousi kahden päivän sisällä (online-mittausten mukaan) yli 9 mg/l (Kuva 15). Polyalumiinikloridi ja hiekkasuodatus eivät pystyneet poistamaan näin paljoa fosforia, minkä vuoksi lähtevässä vedessä oli häiriötilanteessa enimmillään noin 4,5 mg/l liukoista fosforia. Ferrisulfaattia lisättiin jälleen kaikkiin kolmeen linjaan sekä hiekanerotukseen. Kun fosforipitoisuus biologian jälkeen palautui normaaliksi, ferrisulfaatin lisääminen lopetettiin kahdessa vaiheessa.

Toinen lietelinko oli poissa käytöstä uudestaan (6.8.-21.8) ja siihen reagoitiin jo etukäteen lisäämällä ferrisulfaattia prosessiin.

Kolmas häiriötilanne tapahtui 27.9., mutta sen syy ei selvinnyt. Häiriö alkoi näytteenottovuorokauden aikana, jonka takia poistuvan veden kokoomanäytteessä kokonaisfosforin pitoisuus oli 1,1 mg/l. Siihen reagoitiin nopeasti ferrisulfaattia lisäämällä, joten häiriö jäi lyhytkestoiseksi. Jo näytteenottopäivän aikana liukoisen fosforin pitoisuus poistuvan veden kertanäytteessä oli laskenut arvoon 0,1 mg/l näytteenottajan kolorimetrillä mitaamana.

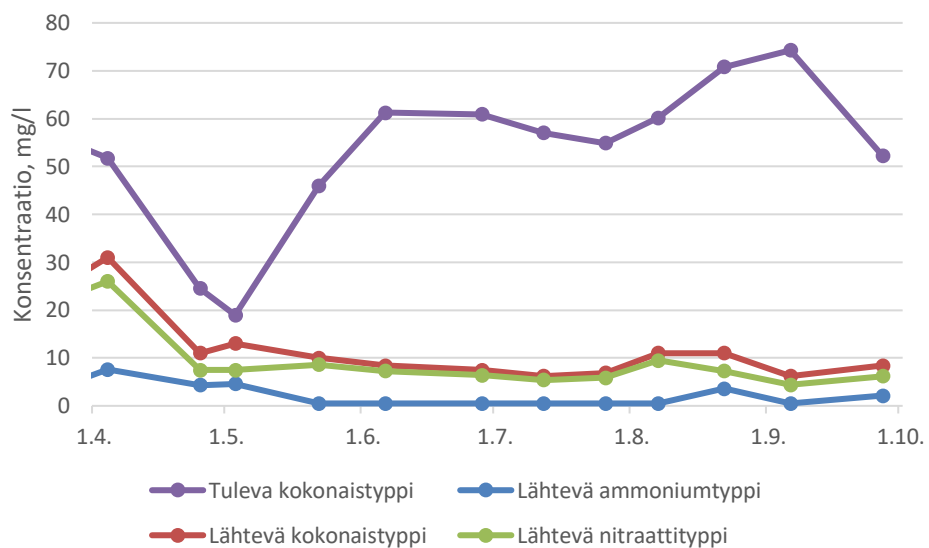
Linja 2 oli poissa käytöstä huoltotöiden takia (17.8.-23.8.), mutta sillä ei ollut vaikutusta fosforinpoistoon, sillä samaan aikaan syötettiin ferrisulfaattia.



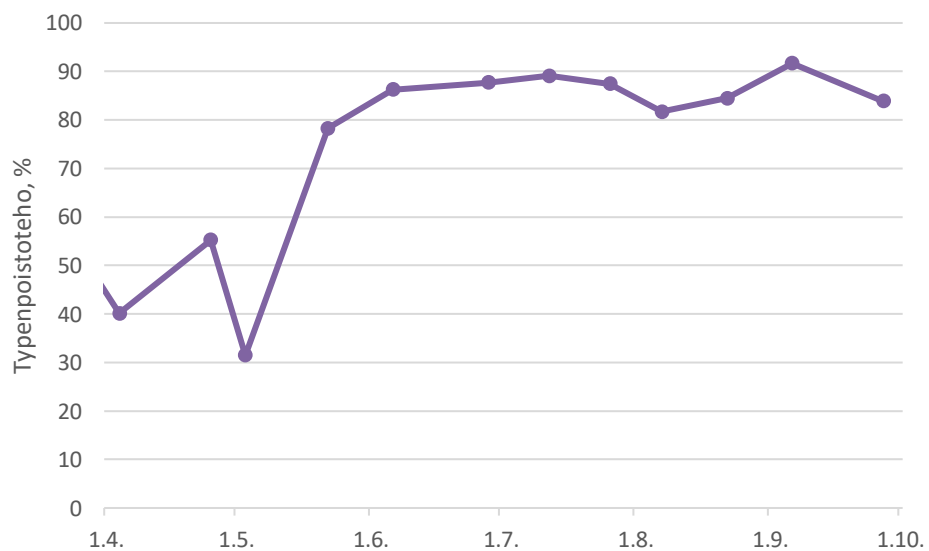
Kuva 15. *Prosessinohjausjärjestelmän kuvaaja häiriötilanteen aiheuttamasta liukoisen fosforin noususta ja sen korjaamisesta ferrisulfaatilla.*

4.3 Typenpoisto

Tulevan veden kokonaistyyppi oli pääosin 50-70 mg/l (Kuva 16). Lähtevässä vedessä kokonaistypen pitoisuus oli pääosin 5-10 mg/l. Kokonaistypenpoistoteho ylitti 22.5. ympäristöluvan mukaisen vuosikeskiarvon vähimmäistason 70 % ja pysyi siitä eteenpäin yli 80 %:n (Kuva 17). Ammoniumtypen pitoisuus lähtevässä vedessä oli 22.5. alkaen alle 1,0 mg/l määrittäysrajan, pois lukien tulokset päiviltä 22.8., jolloin oli vain kaksi linjaa käytössä ja poikkeustilanteessa 27.9. (Kuva 16).



Kuva 16. Typpien pitoisuudet kokoomanäytteissä.

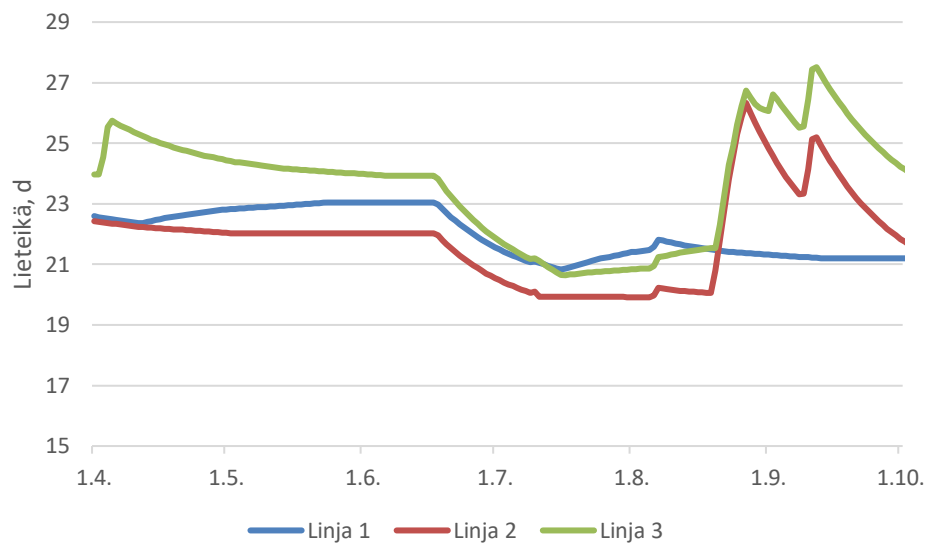


Kuva 17. Typenpoistoteho tulevan veden ja lähtevän veden välillä.

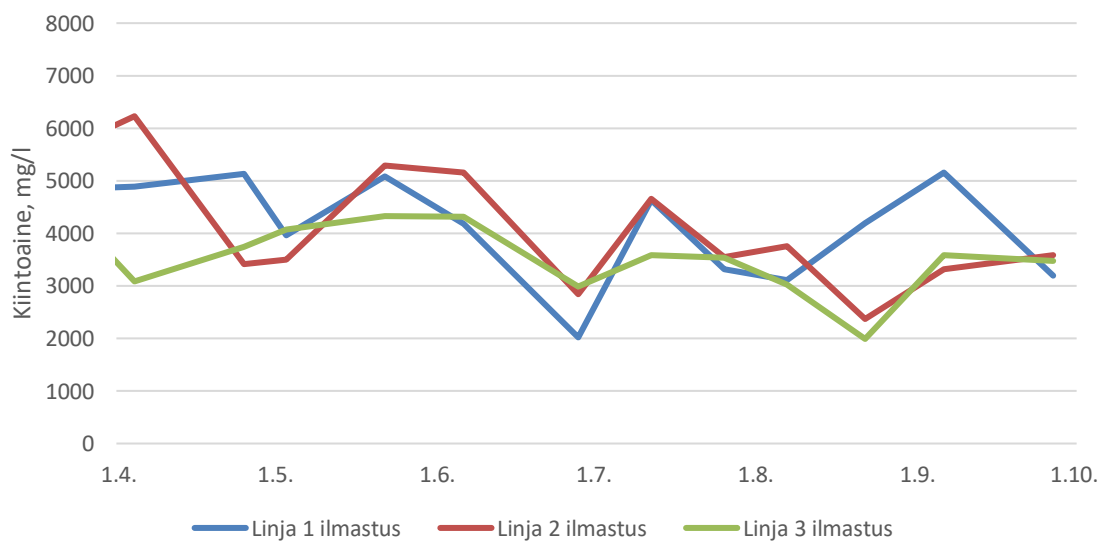
4.4 Aktiivilietteen ominaisuudet

Aktiivilietteen lieteikä linjojen välillä vaihteli noin vuorokauden verran toisistaan (Kuva 18). Lieteiät koejakson alussa olivat 22, 23 ja 24 päivää. Lieteikää pyrittiin laskemaan, jotta biologinen fosforinpoisto toimisi paremmin. Lieteikä laskettiin noin 21 päivään. Lieteikä kasvoi 19.8. linjoissa 2 ja 3 johtuen linjan 2 huoltotöistä.

Aktiivilietteen kiintoaine vaihteli 2000 ja 6000 mg/l välillä (Kuva 19). Lieteiän laskemista ei kompensoitu riittävästi lisäämällä palautuslietteen määrää, joten kiintoainepitoisuus laski koejakson aikana alun 4500 mg/l:sta noin 3500 mg/l tasolle.

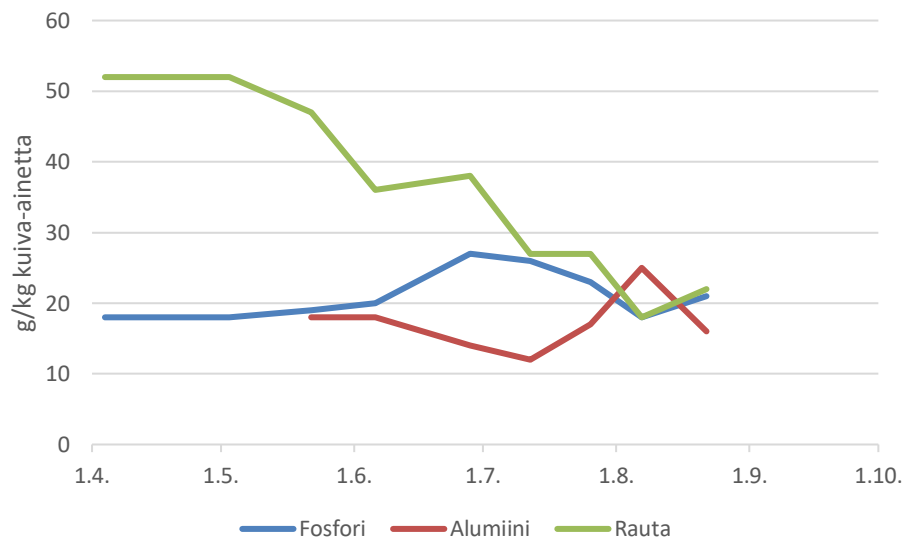


Kuva 18. Linjojen lieteikä koejakson aikana.



Kuva 19. Ilmastuksen kiintoainepitoisuus

Kuivatussa lietteestä, jossa on sekä ylijäämälietettä että primääriliete sekaisin, raudan määrä väheni koejakson aikana alun tasolta 50 g/kg ka tasolle 20 g/kg ka (Kuva 20). Fosforin pitoisuus lietteessä pysyi noin 20 g/kg ka tasolla ja alumiinin pitoisuus noin 15 g/kg ka tasolla, poikkeuksena 25 g/kg ka 7.8. näytteissä. Raudan pitoisuus väheni, sillä saostuskemikaalina käytetyn ferrisulfaatin syöttöä vähennettiin.



Kuva 20. Fosforin, alumiinin ja raudan pitoisuudet lietteessä.

5. TULOSTEN TARKASTELU

Biologisen osan jälkeen fosforipitoisuus oli huomattavasti alempi, kuin mitä biologiseen osaan tulevassa jätevedessä oli. Tulevan veden kokonaisfosfori oli kokoomanäytteissä loppupuolella koejaksoa noin 7 mg/l, josta pelkästään biologisesti päästiin suurimmalta osin alle 1 mg/l. Yhdessä kokoomanäytteessä pelkkä biologinen fosforinpoisto olisi riittänyt luparajan 0,3 alitukseen. Lisäksi raudan pitoisuus lietteessä väheni noin puoleen, ilman, että fosforin tai alumiinin määrä oleellisesti muuttui. Voidaan siis katsoa suurimman osan fosforista poistuneen jätevedestä biologisesti lietteeseen sitoutuneena.

Biologinen fosforinpoisto soveltuu Suomessa fosforin poistamiseen jätevedestä. Suomen olosuhteille tyypillinen kylmä vesi ei haittaa biologista fosforinpoistoa tekeviä bakteereja, vaan jopa suosii niitä kilpailussa muita mikrobeja vastaan. Kylmä vesi tosin saattaa aiheuttaa sen, että nitrifikaatiolle tarvitaan lisää tilavuutta, jolloin hapetonta tilavuutta täytyy vaihtaa hapelliseksi. Siten denitrifikaatio heikkenee ja nitraattia voi päästä anoksiseseen lohkokon liikaa. Nitraatin denitrifointi kuluttaa VFA:ta anoksisessa lohkokossa, jolloin sitä ei välttämättä riitä biologista fosforinpoistoa varten.

Biologiseen fosforinpoistoon vaihtaminen rinnakkaisaostuksesta kohdepuhdistamolla oli yksinkertaista. Typenpoisto oli riittävällä tasolla ja ravinnesuhteet sopivat, joten ferrisulfaatin syötön lopetus oli ainoa tarvittava muutos prosessiin. PAO-kulttuurin muodostumiseen ei tarvittu ymppeä ja sen olemassaolo oli varmistettavissa. Liukoisen fosforin pitoisuus anaerobilohkokossa oli 2-3-kertainen biologiseen osaan tulevaan jätevetteen verrattuna. Pelkästä fosforin poistumisesta jätevedestä ilman kemikaalilisäystä ei voida päätellä biologisen fosforinpoiston toimimista, sillä fosforia kuluu normaalienkin mikrobien kasvussa.

Rejektivesien hallinta on erityisesti huomioitava biologisessa fosforinpoistossa. Liian pitkä viipymä lietteenkäsittelyssä anaerobisesti aiheuttaa fosforin vapautumista lietteestä liukoiseen muotoon. Biologiaan tuleva fosforipitoisuus voi nousta niin suureksi, että biologinen fosforinpoisto ei pysty sitä enää poistamaan. Toisaalta suuri fosforipitoisuus rejektivedessä voi olla myös toivottua, jos siitä otetaan fosforia talteen esimerkiksi struviittina.

Liukoisen fosforin online-mittareista oli apua etenkin biologisen fosforinpoiston käyttöönottovaiheessa ja poikkeustilanteissa. Ne ovat luotettavia ja niiden avulla voidaan havaita, jos biologinen fosforinpoisto ei toimi. Syinä voi olla esimerkiksi rejektiveden korkea fosforipitoisuus, kilpailevat mikrobit tai liian suuri nitraattipitoisuus palautuslietteessä. Poikkeuksellisen korkeaan fosforipitoisuuteen voidaan siten heti vastata ferrisulfaattia lisäämällä ja tutkia, mikä aiheutti häiriön.

Biologisen fosforinpoiston toimivuuden optimoinnin kannalta kohdepuhdistamolla ensisijaisena parannustoimenpiteenä on häiriötilanteiden vähentäminen. Erityisesti linkojen toimintakunnossa pitäminen ja nopeampi huolto auttaisi välttämään pitkittyneitä viipymiä tiivistämöissä, mikä johtaa korkeaan fosforipitoisuuteen rejektivedessä. Toissijaisena keinona on häiriötilanteisiin nopea vastaaminen. Online-mittarien avulla voidaan havaita kohoavat fosforipitoisuudet nopeasti, jolloin niihin voidaan vastata. Kokemuksen myötä mahdollisia häiriötilanteisiin voi varautua myös etukäteen. Ferrisulfaatin lisääminen ilmastukseen on yksi vaihtoehto, mutta toisena vaihtoehtona voisi olla kalkin lisääminen tiivistämöön, joka parantaa fosforin saostumista. (Chen et al. 2004)

Lietelinkojen käyttö automaattisesti ja ympärivuorokautisesti auttaisi kontrolloimaan viipymää tiivistämöissä ja auttaisi saavuttamaan tasaisemmat olosuhteet prosessissa. Lisäksi ylijäämälietteen käsittely erikseen primäärilietteestä ja siitä fosforin talteenotto vähentäisi tiivistämöistä ja linkouksesta rejektivesissä palaavan fosforin määrää.

Kokemusten vaihtaminen muiden biologista fosforinpoistoa käyttävien puhdistamoiden kanssa auttaisi tunnistamaan mahdollisia häiriötilanteita ja varautumaan niihin jo etukäteen. Kokemukset auttaisivat myös tunnistamaan laitoksen potentiaalia biologiselle fosforinpoistolle, jotta muillakin puhdistamoilla voitaisiin luopua rinnakkaissaostuksesta. Ruotsissa on esimerkiksi Svenskt Vattenin piirissä toimiva bio-P-verkosto, joka järjestää kursseja ja tapaamisia biologisen fosforinpoiston parissa työskenteleville.

6. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän työn tulosten perusteella biologinen fosforinpoisto yhdyskuntien jätevesistä on mahdollista Suomen olosuhteissa kohteissa, joissa on sopiva ravinnesuhde jätevedessä ja riittävän vähäinen nitraatin ja hapen määrä palautuslietteessä.

Biologisella fosforinpoistolla voidaan vähentää saostuskemikaalien kulutusta ja mahdollistaa fosforin talteenottoa jätevedestä. Saostuskemikaalien tarpeen vähenemisen lisäksi lietteen rautapitoisuus lietteessä alenee. Fosfori lietteessä ei ole siten rautaan sitoutuneena, jolloin se on paremmin kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Lisäksi siitä on myös mahdollista jalostaa korkealaatuisia tuotteita maatalouden käyttöön ja siten edistää ravinteiden kiertoa ja vähentää neitseellisten raaka-aineiden käyttöä.

Biologista fosforinpoistoa voidaan käyttää niin, että saostuskemikaalia lisätään vain tarvittaessa. Esimerkiksi talvella kylmän veden takia voidaan joutua käyttämään enemmän allastilavuutta nitrifikaatioon, eikä siten denitrifikaatio ole riittävällä tasolla nitraatin poistamiseksi palautuslietteestä. Tällöin biologinen fosforinpoistokaan ei toimi yhtä hyvin, joten fosforin poisto on tehtävä saostuskemikaalin avulla.

LÄHTEET

Aluehallintovirasto (2013). Päätös: Ympäristönsuojelulain mukainen hakemus, joka koskee Huittisten, Punkalaitumen ja Sastamalan jätevesien yhteiskäsittelyä Pappilannimen saneerattavalla jätevedenpuhdistamolla, Huittinen, Available: http://www.avi.fi/documents/10191/56814/esavi_paatos_16_2013_2-2013-2-14.pdf.

Barnard, J.L., Dunlap, P. & Steichen, M. (2017). Rethinking the Mechanisms of Biological Phosphorus Removal, *Water Environment Research*, Vol. 89(11), pp. 2043-2054. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2175/106143017X15051465919010>.

Chen, W., Steen, F.M. & Green, P.G. (2004). Upgrading of Existing Sludge Treatment Processes for Phosphorus Management Serving A EBPR WWTP, *Environmental technology*, Vol. 25(5), pp. 523-531.

FINAS (2018). Akkreditoitu testauslaboratorio https://www.finas.fi/Documents/T064_M36_2018.pdf.

Günther, S., Michael, G. & Müller, S. (2018). Overview of recent advances in phosphorus recovery for fertilizer production, *Engineering in Life Sciences*, Vol. 18(7), pp. 434-439. Available (accessed doi: 10.1002/elsc.201700171; 25): <https://doi.org/10.1002/elsc.201700171>.

Henze, M., van Loosdrecht, Mark C M, Ekama, G.A. & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment : Principles, Modelling and Design*, IWA Publishing, London,

Kristiansen, R., Nguyen, H.T.T., Saunders, A.M., Nielsen, J.L., Wimmer, R., Le, V.Q., McIlroy, S.J., Petrovski, S., Seviour, R.J., Calteau, A., Nielsen, K.L. & Nielsen, P.H. (2013). A metabolic model for members of the genus *Tetrasphaera* involved in enhanced biological phosphorus removal, *The ISME journal*, Vol. 7(3), pp. 543-554. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23178666>.

Lopez-Vazquez, C.M., Oehmen, A., Hooijmans, C.M., Brdjanovic, D., Gijzen, H.J., Yuan, Z. & van Loosdrecht, M.C.M. (2009). Modeling the PAO–GAO competition: Effects of carbon source, pH and temperature, *Water Research*, Vol. 43(2), pp. 450-462. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135408004715>.

Mao, Y., Graham, D.W., Tamaki, H. & Zhang, T. (2015). Dominant and novel clades of *Candidatus Accumulibacter phosphatis* in 18 globally distributed full-scale wastewater treatment plants, *Scientific Reports*, Vol. 5(1), pp. 11857.

Marttinen, S., zu Castell-Rüdenhausen, M., Venelampi, O., Iho, A., Koikkalainen, K., Lehtonen, E., Luostarinen, S., Rasa, K., Sarvi, M., Tampio, E., Turtola, E., Ylivainio, K., Grönroos, J., Kauppila, J., Koskiahho, J., Valve, H., Laine-Ylijoki, J., Lantto, R. &

Oasmaa, A. (2017). Kohti ravinteiden kierrätyksen läpimurtoa, Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki, 45 p. Available: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-437-3>.

Melia, P.M., Cundy, A.B., Sohi, S.P., Hooda, P.S. & Busquets, R. (2017). Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater, *Chemosphere*, Vol. 186 pp. 381-395.

Muurinen, S. (2018). Venator oli ainoa kotimainen jäteveden puhdistamiseen vaadittavan kemikaalin tuottaja – kuinka käy huoltovarmuuden? Satakunnan kansa, <https://www.satakunnankansa.fi/a/201204859>.

Nielsen, P.H., Nielsen, J.L., Mielczarek, A.T., Kragelund, C., Saunders, A.M., Kong, Y., Hansen, A.A. & Vollertsen, J. (2010). A conceptual ecosystem model of microbial communities in enhanced biological phosphorus removal plants, *Water Research*, Vol. 44(17), pp. 5070-5088.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313541000504X>.

Pastor, L., Marti, N., Bouzas, A. & Seco, A. (2008). Sewage sludge management for phosphorus recovery as struvite in EBPR wastewater treatment plants, *Bioresource technology*, Vol. 99(11), pp. 4817-4824.

Ridder, M.d., Jong, S.d., Polchar, J. & Lingemann, S. (2012). Risks and opportunities in the global phosphate rock market, The Hague Centre for Strategic Studies, The Hague, 101 p. Available: <http://www.econis.eu/PPNSET?PPN=735442029>.

Savonlinnan kaupunki (2019). Jäteveden puhdistus, https://www.savonlinna.fi/asukas/asuminen_ja_ymparisto/vesihuolto/jateveden_puhdistus.

Scruggs, C., Barnard, J. & Saayman, G. (2003). GAOs OR SECONDARY RELEASE Causes Prevention of EBPR Failure, Proceedings of the Water Environment Federation, Vol. 2003(11), pp. 599-619.
<http://www.ingentaconnect.com/content/wef/wefproc/2003/00002003/00000011/art00048>.

Sedlak, R. (1991). Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater : Principles and Practice, Second Edition, Routledge, Boca Raton,

Seviour, R.J., Mino, T. & Onuki, M. (2003). The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems, *FEMS Microbiology Reviews*, Vol. 27(1), pp. 99-127. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168644503000214>.

Smith, R. (2014). Biological Nutrient Removal Applications for Monitoring Oxidation Reduction Potential , YSI Water Resource Recovery Webinar, <https://video.ysi.com/ysi-webinar-biological-nutrient-removal-bnr-1>.

Stokholm-Bjerregaard, M., McIlroy, S.J., Nierychlo, M., Karst, S.M., Albertsen, M. & Nielsen, P.H. (2017). A Critical Assessment of the Microorganisms Proposed to be

Important to Enhanced Biological Phosphorus Removal in Full-Scale Wastewater Treatment Systems, *Frontiers in microbiology*, Vol. 8 pp. 718.

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28496434>.

Säylä, J. & Vilpas, R. (2012). *Yhdyskuntien jätevesien puhdistus 2010*,

<http://hdl.handle.net/10138/39681>.

Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R., Burton, F.L., Abu-Orf, M., Bowden, G., Pfrang, W. & Metcalf & Eddy (2014). *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*, 5.th ed. McGraw-Hill Education, New York, NY,

Welles, L. (2015). *Enhanced Biological Phosphorus Removal: Metabolic Insights and Salinity Effects*, CRC Press/Balkema, Available:

<https://www.narcis.nl/publication/RecordID/oai:tudelft.nl:uuid:0d76307d-ae54-4f84-bf7c-956f7c66cdf8>.