



TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO  
TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

PETRI NISSINEN  
MIKROSIIVILÖINTI JÄTEVEDENPUHDISTAMON ESIKÄSITTELYVAIHEENA  
– VAIKUTUSTEN ARVIOINTI STAATTISEN MALLINNUKSEN AVULLA

Diplomityö

Kemian ja biotekniikan laboratorio  
Tarkastajat:  
Assistant Professor Marika Kokko ja  
Professori Jukka Rintala  
Tarkastaja ja aihe hyväksytty  
9. heinäkuuta 2017

## TIIVISTELMÄ

**PETRI NISSINEN:** Mikrosiivilöinti jätevedenpuhdistamon esikäsittelyvaiheena – vaikutusten arviointi staattisen mallinnuksen avulla

Tampereen teknillinen yliopisto

Diplomityö, 65 sivua, 1 liitesivu

Lokakuu 2017

Ympäristö- ja energiatekniikan diplomi-insinöörin tutkinto-ohjelma

Pääaine: Vesi- ja jätehuoltotekniikka

Tarkastajat: Assistant Professor Marika Kokko ja Professori Jukka Rintala

**Avainsanat:** Jäteveden puhdistus, esikäsittely, mikrosiivilöinti, staattinen mallinnus, denitrifikaatio-nitrifikaatioprosessi, jätevesilietteen hyödyntäminen, ravinteiden kierrätys

Tässä työssä selvitettiin mikrosiivilöinnin kokonaisvaikutuksia jätevedenpuhdistamossa prosessin toiminnan, puhdistamon taloudellisuuden ja ravinteiden talteenoton kannalta. Mikrosiivilän vaikutuksien tutkimiseksi luotiin laskentamalli, jolla tutkittiin puhdistamoprosessin toimintaa erilaisilla esikäsittelymenetelmillä. Kohdelaitoksena käytettiin Nokian Vesi Oy:n suunnitteilla olevaa uutta jätevedenpuhdistamoa ja jäteveden ominaisuuksien lähtötietoina Nokian Kullaanvuoren jätevedenpuhdistamon tietoja.

Mallinnetun prosessin sisältämät yksikköprosessit ovat hiekanerotus, esikäsittely, denitrifikaatio-nitrifikaatioprosessi, jälkisuodatus ja lietteen tiivistys. Esikäsittelymenetelmänä voidaan käyttää vaihtoehtoisesti esiselkeytystä tai mikrosiivilöintiä. Mikrosiivilän toiminta mallissa kalibroitiin Kullaanvuoren puhdistamolla tehtyjen pilot-koekäytöjen pohjalta. Mallin sisällytettiin jätevedenpuhdistamon sisäisten palautuskiertojen lisäksi myös mädätteen rejektiveden laskenta. Malli luotiin Excel-taulukkolaskentapohjalle, ja jätevesi parametrisoitiin käyttäen 21 jäteveden koostumusta kuvaavaa parametria. Yksikköprosessien laskenta tehtiin kirjallisuudessa esitettyihin laskentatapoihin ja tyypillisiin toimintaparametreihin perustuen. Luotu malli sisältää prosessin mitoituksen, materiaalitaseiden laskennan ja energian sekä kemikaalien kulutuksen laskennan.

Mallilla tehtiin vertailu, johon sisällytettiin viisi tapausta erilaisilla esikäsittelymenetelmillä ja saostuskemikaloinneilla. Lisäksi vertailuun otettiin tapaus, jossa mikrosiivilöinnin tehokkuus oletettiin kirjallisuuden pohjalta pilot-kokeita korkeammaksi ja tapaus, jossa mädätyksen rejektivedestä poistettiin tyypeä ennen palautusta puhdistamoprosessin alkuun. Tapauksien vertailussa tarkasteltiin ilmastusaltaiden tilavuutta, lietteentuottoa, metaanintuottopotentialia, lietteen ravinnemääriä, sähkön ja kemikaalien kulutusta sekä käyttökustannuksia.

Partikkelimaista ainetta tehokkaasti poistavat esikäsittelytekniikat saavuttivat useita etuja tehottomampiin verrattuna. Tehokkaasti toimivalla mikrosiivilöinnillä tarvittava ilmastusaltaan tilavuus oli 22–29 % pienempi ja ilmastuksen energiankulutus 17–23 % pienempi kuin esiselkeytyksellä. Tehokkaasti toimivalla mikrosiivilällä lietteeseen sitoutui 13 - 20 % enemmän haihtuvaa kiintoainetta (VSS), lietteen arvioitu metaanintuottopotentialia oli 21–31 % korkeampi ja lietteeseen sidotun typen määrä 16–24 % korkeampi kuin esiselkeytyksellä. Fosforin määrä lietteessä oli riippumaton esikäsittelymenetelmästä, ja 66–71 % siitä oli metalliin sidottuna riippumatta metallin syöttöpisteistä prosessissa. Pilot-kokeiden mukaisilla tuloksilla mikrosiivilä saavutti vähemmän etuja esiselkeytykseen verrattuna. Merkittävimmät erot olivat metaanintuottopotentialissa, joka oli korkein mikrosiivilöinnillä polymeeriä käytettäessä, ja käyttökustannuksissa, jotka olivat mikrosiivilöinnillä 9 – 15 % korkeammat kuin esiselkeytyksellä. Mädätyksen rejektiveden poistolla saavutettiin etuja kemikaalien ja sähkön kulutuksessa. Denitrifikaation kapasiteetin riittävyyden ja ulkoisen hiilenlähteen tarpeen havaittiin olevan kriittinen puhdistusprosessin kokonaistaloudellisuuden kannalta.

## ABSTRACT

**PETRI NISSINEN:** Microsieving as Primary Treatment Step of Wastewater Treatment Plant – Evaluation of the Effects Using Static Modelling

Tampere University of Technology

Master of Science Thesis, 65 pages, 1 Appendix page

October 2017

Master's Degree Programme in Environmental and Energy Engineering

Major: Water and Waste Engineering

Examiners: Assistant Professor Marika Kokko and Professor Jukka Rintala

**Keywords:** Wastewater treatment, primary treatment, microsieving, static modelling, denitrification-nitrification process, utilization of wastewater sludge, nutrient recovery

The overall effects of microsieving in the primary treatment of wastewater were studied with regard to the process, economy of the wastewater treatment plant (WWTP) and recovery of nutrients. A computational model of wastewater treatment process was created and used to study the operation of the process with different primary treatment methods. The WWTP used as the basis for the modelled process was the new WWTP of Nokian Vesi Oy, which will be built in Koukkujärvi Eco Industrial Park in Nokia, Finland. The wastewater characteristics in the model were derived from the data of Koukkujärvi WWTP, Nokia.

The modelled treatment process consists of grit removal, primary treatment, denitrification-nitrification activated sludge process, tertiary filtration and sludge thickening. Either primary clarifier or microsieve can be used as primary treatment. The operational parameters of microsieve were calibrated based on pilot tests that were carried out at Kullaanvuori WWTP, Nokia. Calculation of the reject water from anaerobic digestion of sludge along with internal reject flows was included in the model. The model was built on Excel spreadsheet format, and the wastewater characteristics were expressed using 21 parameters. The calculations of unit processes were based on computational methods referred in literature, and on typical operating parameters. The created model has three main functions: dimensioning of the process, calculation of material balances and estimation of chemical and electrical energy usage.

A comparison of primary treatment methods with 5 different primary treatment methods and precipitation chemicals was carried out using model. In addition, based on literature, a case with higher separation efficiency in microsieve was studied. Furthermore, a case with nitrogen removal from the anaerobic digestion reject water was included in the comparison. The studied aspects were the volume of aeration basins, sludge production, methane production potential, recovery of nutrients, consumption of electrical energy and chemicals, and operating costs.

The results indicated that primary treatment methods that remove particulate matter effectively have numerous advantages over less efficient methods. With effectively working microsieve the required aeration basin volume was 22-29 % smaller and energy requirement for aeration was 17-23 % less than that with primary clarifier. With efficient microsieving, the amount of volatile suspended solids (VSS) retained in sludge was 13-20 % greater, estimated methane production potential 21-31 % higher and amount of nitrogen retained in sludge 16-24 % higher than those of primary clarifier. The amount of phosphorus in sludge was similar in all cases, and 66-71 % of phosphorus was bound to metal regardless of the metal feeding point in the process. With removal efficiencies calibrated according to pilot tests microsieve achieved fewer advantages over primary clarifier. Main differences were in methane potentials, which were highest when microsieve with polymer was used, and in operating costs, which were 9-15 % higher with microsieve than with primary clarifier. Nitrogen removal from reject water proved to have advantages in terms of chemicals and energy consumption. Denitrification capacity and need for external carbon source were found to be critical to the overall economy of the plant.

## ALKUSANAT

Tämä työ on tehty osana Tampereen teknillisen yliopiston yhdessä Luonnonvarakeskuksen ja Nokian Vesi Oy:n sekä Pirkanmaan Jätehuollon kanssa toteuttamaa ProRavinne-projektia, joka on Ympäristöministeriön rahoittama ja osa hallituksen kärkihanketta. Projektissa tutkitaan vaihtoehtoisten esikäsittelymenetelmien vaikutusta lietteen ominaisuuksiin ja sen hyödyntämismahdollisuuksiin.

Nokian Kolmenkulman alueelle suunnitellaan kiertotalouden keskittymää, johon sijoittuvat Nokian Vesi Oy:n uusi jätevedenpuhdistamo ja Pirkanmaan Jätehuolto Oy:n biokaasulaitos. Mikrosiivilöintiä tutkitaan potentiaalisena vaihtoehtona suunnitteilla olevan jätevedenpuhdistamon esikäsittelytekniikaksi. Tässä työssä tutkittiin mikrosiivilöinnin vaikutusta jätevedenpuhdistusprosessiin ja laitoksen kokonaistaloudellisuuteen. Toivon, että luotua laskentamallia ja saatuja tuloksia voidaan hyödyntää tämän laitoksen suunnittelussa ja että työ lisää tietämystä esikäsittelymenetelmän vaikutuksesta puhdistamoprosessissa.

Haluan kiittää ohjaajiani Marika Kokkoa ja Jukka Rintalaa osaavasta ohjauksesta ja tuesta työn aikana. Kiitän Sakari Halttusta erittäin arvokkaista keskusteluista, jotka veivät työtä merkittävästi eteenpäin ja opettivat minulle paljon. Kiitos Hanna Hautamäelle yhteisestä työskentelystä projektissa ja kollegiaalisesta tuesta työn aikana. Kiitän myös Nokian Vesi Oy:n Timo Järvistä ja Ilkka Laukkasta hyvin toimineesta yhteistyöstä projektin aikana.

Tampereella 24.10.2017

Petri Nissinen

## SISÄLLYSLUETTELO

1.	JOHDANTO .....	1
2.	JÄTEVEDENPUHDISTAMON PROSESSIT .....	2
2.1	Välppäys ja hiekanerotus .....	4
2.2	Esikäsittely .....	4
2.2.1	Esiselkeytyksen .....	4
2.2.2	Mikrosiivilöinti .....	5
2.3	Aktiivilieteprosessi .....	6
2.3.1	Orgaanisen aineen poisto .....	6
2.3.2	Typen poisto .....	7
2.3.3	DN-Prosessi .....	8
2.4	Jälkikäsittely .....	8
2.5	Puhdistamon jätevirrat ja niiden hyödyntäminen .....	9
2.5.1	Mädätys .....	9
2.5.2	Lietteen käyttö lannoitteena .....	10
2.5.3	Palautuskierrot .....	10
2.6	Kiintoaineen erotuksen teoriaa .....	10
2.6.1	Laskeutus .....	11
2.6.2	Kemiallinen koagulointi ja saostus .....	11
2.7	Prosessimallinnus .....	12
3.	KOHDELAITOS .....	14
3.1	Tuleva jätevesi .....	14
3.2	Lähtevä vesi .....	15
3.3	Pilot-kokeet mikrosiivilällä .....	16
4.	PUHDISTAMOMALLI .....	18
4.1	Jäteveden parametrit .....	20
4.2	Kemikaloinnit .....	21
4.2.1	Saostuskemikaalit .....	22
4.2.2	Alkalointikemikaali .....	23
4.2.3	Ulkoinen hiilenlähde .....	23
4.3	Fysikaaliset erotusmenetelmät .....	24
4.3.1	Saostuskemikaalien vaikutus .....	24
4.3.2	Hiekanerotus .....	25
4.3.3	Mikrosiivilä .....	26
4.3.4	Esiselkeytyksen .....	30
4.3.5	Jälkisuodatus .....	31
4.3.6	Lietteen tiivistys .....	31
4.4	Biologinen prosessi .....	32
4.4.1	Monod'n kinetiikka .....	33
4.4.2	Lieteiän laskenta .....	34

4.4.3	Denitrifikaatio ja COD.....	35
4.4.4	Biomassan tuotto.....	36
4.4.5	Hapentarve ja ilmastus.....	38
4.4.6	COD:n, typen ja fosforin kulkureitit biologisessa prosessissa.....	40
4.5	Mädätyksen rejektivesi.....	43
4.6	Kustannusten laskenta.....	44
4.6.1	Energian kulutus.....	45
4.7	Metaanintuotto.....	46
5.	TULOKSET JA NIIDEN TARKASTELU.....	48
5.1	Biologisen prosessin allastilavuus.....	48
5.2	Lietteentuotto.....	49
5.3	Metaanintuottopotentiali.....	50
5.4	Lietteen sisältämät ravinteet.....	52
5.5	Sähköenergian ja kemikaalien kulutus.....	55
5.6	Käyttökustannukset ja kokonaistaloudellisuus.....	57
5.7	Rejektiveden typenpoisto.....	58
5.8	Denitrifikaation kapasiteetti ja esikäsittelyn tehokkuus.....	59
5.9	Huomioita.....	60
6.	JOHTOPÄÄTÖKSET.....	61
7.	LÄHTEET.....	66
8.	LIITTEET.....	70

## LYHENTEET JA MERKINNÄT

### *Jäteveden parametrit*

BOD	engl. Biochemical Oxygen Demand, biologinen hapenkulutus
pBOD	engl. Particulate Biochemical Oxygen Demand, partikkelimainen biologinen hapenkulutus
sBOD	engl. Soluble Biochemical Oxygen Demand, liukoinen biologinen hapenkulutus
COD	engl. Chemical Oxygen Demand, kemiallinen hapenkulutus
bpCOD	engl. Biodegradable Particulate Chemical Oxygen Demand, biohajoava partikkelimainen kemiallinen hapenkulutus
nbpCOD	engl. Non-biodegradable Particulate Chemical Oxygen Demand, biohajoamaton partikkelimainen kemiallinen hapenkulutus
bsCOD	engl. Biodegradable Soluble Chemical Oxygen Demand, biohajoava liukoinen kemiallinen hapenkulutus
nbsCOD	engl. Non-biodegradable Soluble Chemical Oxygen Demand, biohajoamaton liukoinen kemiallinen hapenkulutus
bCOD	engl. Biodegradable Chemical Oxygen Demand, biohajoava kemiallinen hapenkulutus. $bCOD = bpCOD + bsCOD$
nbCOD	engl. Non-biodegradable Chemical Oxygen Demand, biohajoava kemiallinen hapenkulutus. $nbCOD = nbpCOD + nbsCOD$
pCOD	engl. Particulate Chemical Oxygen Demand, partikkelimainen kemiallinen hapenkulutus $pCOD = bpCOD + nbpCOD$
sCOD	engl. Soluble Chemical Oxygen Demand, liukoinen kemiallinen hapenkulutus $sCOD = bsCOD + nbsCOD$
N	Typpi
NH <sub>4</sub> -N	Ammoniumtyppi
NO <sub>3</sub> -N	Nitraattityppi
ON	engl. Organic Nitrogen, orgaaninen typpi
TN	engl. Total Nitrogen, kokonaistyyppi
TKN	engl. Total Kjeldahl Nitrogen, kjeldahl-typpi $TKN = NH_4-N + ON$
P	Fosfori
PO <sub>4</sub> -P	Fosfaattifosfori

OP	engl. Organic Phosphorus, orgaaninen fosfori
TP	engl. Total Phosphorus, kokonaisfosfori
TS	engl. Total Solids, kokonaiskiintoaine $TS = DS + SS$
VS	engl. Volatile Solids, haihtuva kiintoaine
DS	engl. Dissolved Solids, liukoinen kiintoaines
VDS	engl. Volatile Dissolved Solids, liukoinen haihtuva kiintoaines
SS	engl. Suspended Solids, suspendoitunut kiintoaines
FSS	engl. Fixed Suspended Solids, inertti suspendoitunut kiintoaines
TSS	engl. Total Suspended Solids, suspendoitunut kiintoaines
VSS	engl. Volatile Suspended Solids, haihtuva suspendoitunut kiintoaines
nbVSS	engl. Non-biodegradable Volatile Suspended Solids, biohajoamaton haihtuva suspendoitunut kiintoaines

### ***Lyhenteet***

bm	Biomassa
BMP	engl. Biochemical Methane Potential, metaanintuottopotentiaali
DN-prosessi	Denitrifikaatio-nitrifikaatioprosessi
ka.	keskiarvo
mit.	Mitoitus
OTR	Oxygen Transfer Rate, hapensiirtonopeus
RAS	engl. Return Activated Sludge, palautusliete
red.	Reduktio, vähenemä, poisto
SOTR	engl. Standard Oxygen Transfer Efficiency, standardihapensiirtotehokkuus
SOTR	engl. Standard Oxygen Transfer Rate, standardihapensiirtonopeus
SRT	engl. Sludge Retention Time, lieteikä
Std.dev.	engl. Standard deviation, keskihajonta
WAS	engl. Waste Activated Sludge, ylijäämäliete
%-yks.	Prosenttiyksikkö



# 1. JOHDANTO

Jätevesiin päätyy merkittävä osa yhdyskuntien ravinteista, ja niiden poistaminen on jätevesien käsittelyssä merkittävässä roolissa vastaanottavien vesistöjen suojelemiseksi rehevöitymiseltä. Jätevesilietteeseen sidottujen ravinteiden hyödyntäminen lannoitekäytössä mahdollistaa arvokkaiden ravinneaineiden palauttamisen luonnon kiertokulkuun. Typpilannoitteet tuotetaan pääasiassa Haber-Bosch -menetelmällä, joka vaatii fossiilisten polttoaineiden käyttöä. Fosfori tuotetaan pääasiassa louhimalla fosforikiveä. Maailman fosforivarannot ovat rajalliset, ja niiden on arvioitu loppuvan 50–100 vuoden aikana. Lisäksi käytettävissä olevan fosfaattimalmin laatu heikkenee ja tuotantokustannukset nousevat. (Cordell et al. 2009; Laitinen et al. 2014)

Energian kulutus muodostaa tyypillisesti 11–17 % jätevedenkäsittelyn kustannuksista (Haslinger et al. 2016), ja valtaosa puhdistamoiden kuluttamasta energiasta on sähköenergiaa. Tyypillisesti yli 50 % puhdistamoiden sähkönkulutuksesta aiheutuu ilmastuksesta (Tchobanoglous et al. 2014), joten ilmastustarvetta vähentämällä on mahdollista pienentää puhdistamon sähkönkulutusta merkittävästi. Ilmastustarpeeseen vaikuttaa ratkaisevasti biologiseen prosessiin johdettavan orgaanisen aineksen ja typen määrä.

Esikäsittelyä pidetään tällä hetkellä yhtenä jäteveden puhdistuksen tärkeimmistä kehitysalueista, koska esikäsittelyä tehostamalla voidaan pienentää biologisen prosessin kuormaa ja siten tarvittavaa ilmastuksen energiankulutusta sekä biologisen prosessin allastilavuutta. Lisäksi esikäsittelyn tehostaminen mahdollistaa jäteveden energiapotentiaalin hyödyntämisen tehokkaammin biokaasun tuotannossa ja parantaa ravinteiden talteenottoa jätevedestä (Tchobanoglous et al. 2014, s. 477-478).

Yksi vaihtoehto perinteiselle esiselkeytykselle on mikrosiivilöinti, josta on saatu lupaavia tuloksia useissa tutkimuksissa (Rusten & Ødegaard 2006; Remy et al. 2014; Franchi & Santoro 2015; Väänänen et al. 2016). Kokonaisvaltaista tarkastelua mikrosiivilöinnin vaikutuksesta jätevedenpuhdistamon kokonaistaloudellisuuteen ja ravinteiden talteenottoon on kuitenkin tehty vähän. Tässä työssä mikrosiivilöinnin vaikutuksia tutkittiin mallinnuksen keinoin. Mallinnus on yleisesti käytetty työkalu jätevedenpuhdistamoiden suunnittelussa ja tutkimuksessa, ja sillä voidaan arvioida puhdistamoprosessien toimintaa kustannustehokkaasti (Henze et al. 2002; Haimi et al. 2009).

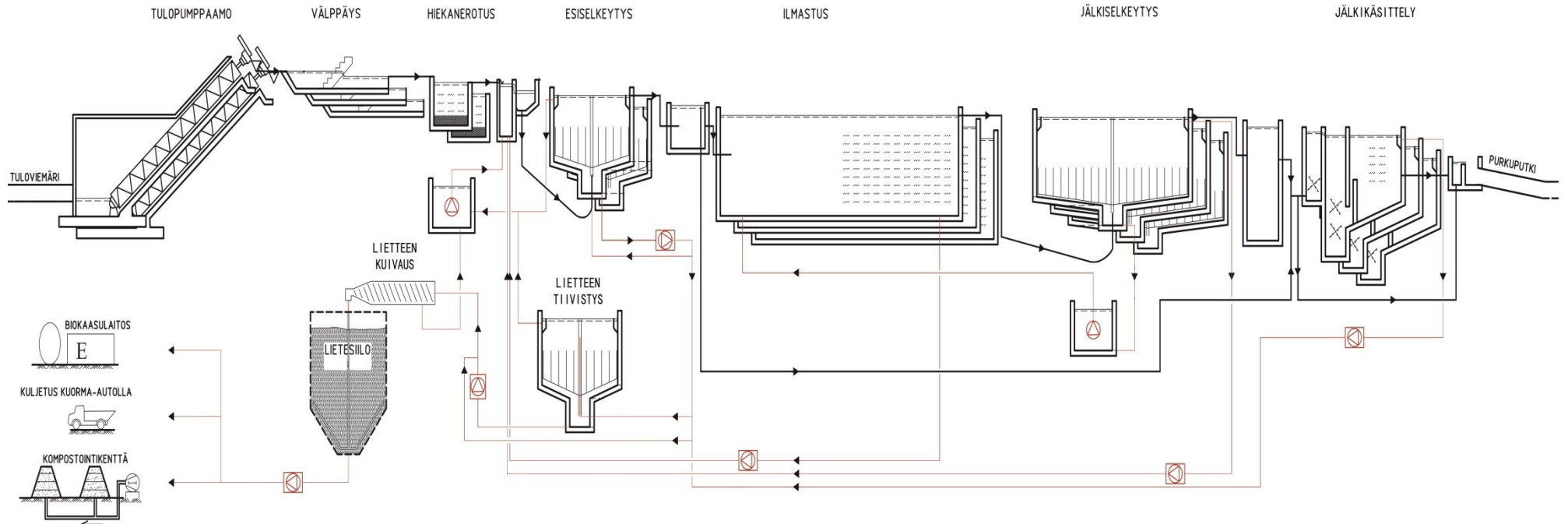
Mallinnuksen tavoitteena oli luoda työkalu, jolla voitaisiin vertailla erilaisten esikäsittelytekniikoiden vaikutusta jätevedenpuhdistamon mitoitukseen, materiaalivirtoihin sekä energia- ja kustannustaseeseen. Lisäksi mallilla haluttiin arvioida tuotetun jätevesilietteen sisältämien ravinteiden määrää ja metaanintuottopotentiaalia. Mallinnuksen kohdelaitoksena toimi Nokian Vesi Oy:n suunnitteilla oleva jätevedenpuhdistamo, jonka esikäsittelytekniikaksi on tutkittu mikrosiivilöintiä.

## 2. JÄTEVEDENPUHDISTAMON PROSESSIT

Jäteveden puhdistuksen päätavoitteena on vähentää vastaanottavaan vesistöön aiheutuvaa kuormitusta poistamalla vedestä kiintoainetta (TSS), orgaanista ainesta, typpeä (N) ja fosforia (P). Orgaanisen aineen määrää mitataan yleensä biologisena hapenkulutuksena (BOD) tai kemiallisena hapenkulutuksena (COD). Tyypillinen puhdistamoprosessi koostuu esikäsittelystä, biologisesta käsittelystä, mahdollisesta jälkikäsittelystä ja lietteen käsittelystä. Varsinaista esikäsittelyä edeltävät tulopumppaus ja karkean kiintoaineksen sekä rasvojen poistoprosessit, sisältäen yleensä välppäyksen, hiekanerotuksen ja mahdollisen rasvanerotuksen. Esikäsittelyn päätarkoituksena on poistaa jätevedestä kiintoainetta ja orgaanista ainetta, ja se toteutetaan yleensä fysikaalisella tai fysikaalis-kemiallisella erotusprosessilla. Biologisen prosessin tarkoitus on ensisijaisesti poistaa kiintoainetta sekä orgaanista ainesta, joka poistetaan prosessista kaasuna tai sitoutetaan tuotettuun biomassaan ja poistetaan lietteenä. Biologisessa prosessissa voidaan poistaa myös typpeä ja fosforia biomassaan sitouttamalla, ja typen osalta kaasuna biologisessa typenpoistossa. Biologisessa prosessissa kasvatetaan jäteveden orgaanista ainesta hyödyntäviä mikrobikantoja joko vapaana tai jonkin kantoaineen pinnalla. Yleisimmin käytetty biologinen prosessi yhdyskuntajäteveden puhdistuksessa on ns. aktiivilieteprosessi, jossa mikrobimassan pitoisuutta kasvatetaan ja pidetään yllä kierrättämällä lietettä prosessissa. Mikäli jäteveden puhdistusvaatimukset ovat korkeat, biologisesta prosessista lähtevä vesi voidaan johtaa jälkikäsittelyyn, jossa lähtevän veden laatua voidaan parantaa esimerkiksi poistamalla kiintoainesta tai desinfioidulla. (Tchobanoglous et al. 2014, s. 701)

Puhdistamo tuottaa useita jätejakeita, joista merkittävimmät ovat esikäsittely- ja jälkiselkeytyslietteet. Esikäsittelyliete ja jälkiselkeytysliete käsitellään useimmiten yhdessä sekalietteenä. Tavallisimmin liete tiivistetään ja valtaosassa laitoksista kuivataan mekaanisesti. Tiivistetty tai kuivattu liete useimmiten joko mädätetään anaerobisesti tai kompostoidaan (Blomberg & Toivikko 2015). Jätevesiliete sisältää merkittäviä määriä ravinteita, joten lietettä ja siitä johdettuja tuotteita voidaan hyödyntää lannoitteena (Vuorinen et al. 2013). Useissa prosessin vaiheissa, kuten lietteen tiivistyksessä ja mädätysjätteen kuivauksessa, syntyy rejektivesiä, jotka tyypillisesti johdetaan takaisin puhdistamoprosessin alkupäähän. Esimerkki jätevedenpuhdistamoprosessista on esitetty kuvassa 1.

Jäteveden puhdistusprosesseja on pyritty kuvaamaan laskennallisesti jo useiden vuosikymmenien ajan (Gori et al. 2011) Matemaattinen mallintaminen mahdollistaa prosessien ymmärtämisen, kehittämisen ja optimoinnin tavoilla, jotka eivät ole mahdollisia pelkkään kokeelliseen tutkimukseen pohjautuen. Mallinnus on nykyisin osa jätevedenpuhdistamoiden suunnittelua ja operointia, minkä lisäksi sitä käytetään työkaluna tutkimuksessa ja opetuksessa (Henze et al. 2002).



**Kuva 1.** Esimerkki jätevedenpuhdistamoprosessista. Prosessikaaviossa on esitetty jätevesivirrat mustin viivoin ja liete- ja rejektivesivirrat ruskein viivoin. Lietepumput on esitetty symbolein. Rinnakkaiset linjat on eritetty kuvassa lomittaisilla prosessiyksiköillä. Lietteen käsittely on esitettyssä prosessissa toteutettu tiivistyksellä ja ruuvikuivauksella, ja kuivatulle lietteelle on esitetty erilaisia jatkokäyttövaihtoehtoja. (Kokkolan kaupunki 2017)

## 2.1 Välppäys ja hiekanerotus

Välppäys on yleensä puhdistamoprosessin ensimmäinen vaihe, ja siinä poistetaan jätevedestä suurikokoisimmat kiintoainekappaleet. Välppäysjätteen mukana poistuu myös orgaanista ainesta, jonka osuus kasvaa välpän tiheyden kasvaessa. Välpät jaetaan aukkokokonsa perusteella karkea- ja hienovälppiin sekä mikrovälppiin. Karkeiden välppien nimellisaukkokokoko on  $> 6$  mm, hienovälppien  $0,5\text{--}6$  mm ja mikrovälppien  $< 0,5$  mm. (Tchobanoglous et al. 2014, s. 310)

Hiekanerotuksessa poistetaan painovoimaan perustuvilla erotusmenetelmillä raskaita kiintoainepartikkeleita, kuten hiekkaa ja tuhkaa. Hiekanerotuksessa poistuva kiintoaine on valtaosin inerttiä kiintoainetta (FSS), jonka laskeutumisnopeus on merkittävästi suurempi kuin orgaanisen kiintoaineen, jota kuvataan haihtuvana kiintoaineena (VSS). Haihtuvan kiintoaineen osuus hiekanerotusjätteessä voi kuitenkin vaihdella Tchobanoglous et al. (2014) mukaan välillä 1-56 %. Hiekanerotusjäte tyypillisesti pestään hiekkapesurissa, jolloin suurin kiintoainepartikkeleihin sitoutunut orgaanisesta aineksestä irtoaa ja voidaan palauttaa käsittelyprosessin alkuun. Pestyn ja kuivatun hiekanerotusjätteen kiintoainepitoisuus on tyypillisesti yli 90 % ja orgaanisen aineksen osuus suuruusluokkaa 5 % (Kettunen 2016)

## 2.2 Esikäsittely

Jäteveden esikäsittely on prosessivaihe, jonka tarkoituksena on poistaa jätevedestä kiintoainetta, orgaanista ainetta ja ravinteita, vähentäen näin biologisen prosessin kuormitusta. Esikäsittely sijaitsee prosessissa tyypillisesti välppäyksen ja hiekanerotuksen jälkeen, ennen biologista prosessia.

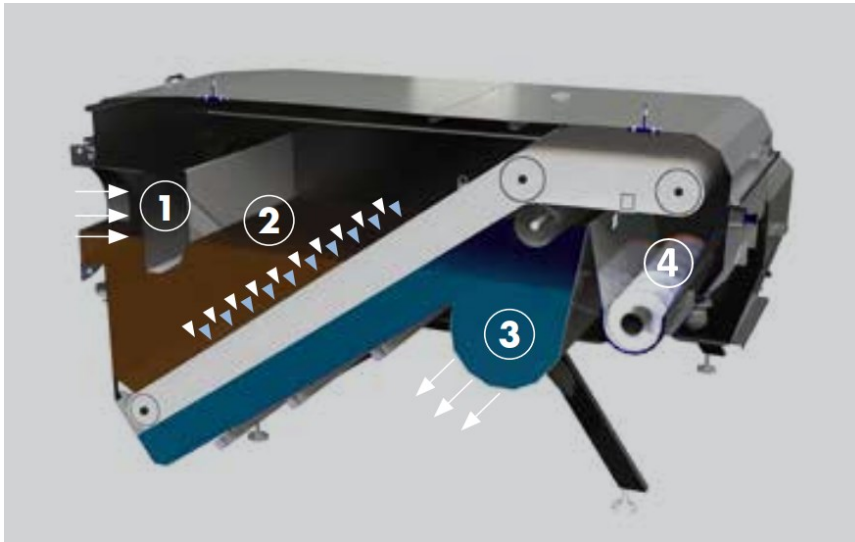
### 2.2.1 Esiselkeytys

Jäteveden esikäsittelynä on perinteisesti käytetty esiselkeytysaltaita, joissa raskaat kiintoainefraktiot voidaan erottaa painovoimaiseen laskeutukseen perustuen virtausta hidastamalla. Laskeutuksen teoriaa on esitetty luvussa 2.6.1. Esiselkeytysaltaat voivat olla pyöreitä tai suorakulmaisia. Laskeutunut liete poistetaan lietelaahaimilla, ja lähtevä vesi poistuu selkeyttimen pinnalta. Esiselkeytystä voidaan tehostaa käyttämällä saostuskemikaaleja, kuten rauta-, alumiini- tai kalsiumsuoloja. Metallisuolojen sijaan tai niiden ohella voidaan käyttää saostuksen tehostamiseksi flokkulantteja, kuten orgaanisia polymeerejä.

Perinteisellä esiselkeytyksellä ilman kemikalointia voidaan hyvin toimivassa prosessissa saavuttaa TSS:n poistolle 50–70 % ja BOD:n poistolle 25–40 % tehokkuus (Tchobanoglous et al. 2014). Kuitenkin useilla puhdistamoilla on todettu esiselkeytyksen tehokkuuden jäävän alle Euroopan Unionin vaatimusten, jotka ovat 50 % TSS:n poistolle ja 20 % BOD:n poistolle (Rusten & Ødegaard 2006). Kemialliseen saostukseen yhdistettynä esiselkeytyksellä voidaan saavuttaa jopa 80–90 % TSS:n poistotehokkuus ja 50–80 % BOD:n poistotehokkuus (Tchobanoglous et al. 2014, s. 477).

### 2.2.2 Mikrosiivilöinti

Siivilöinnillä tarkoitetaan prosessia, jossa nesteessä olevaa kiintoainetta erotetaan fysikaalisesti ohutrakenteisen materiaalin pinnalle. Mikrosiivilöinti jäteveden puhdistuksessa on menetelmä, jossa puhdistettava jätevesi virtaa painovoimaisesti yleensä polyesteristä tai ruostumattomasta teräksestä valmistetun verkkomaisen suodatinmateriaalin lävitse. Suodatinmateriaalien aukkokoot ovat mikrosiivilöissä 10 – 1000 µm. Markkinoilla tarjolla olevia mikrosiivilätyyppejä ovat rumpusiivilä, kiekkosiiivilä ja nauhasiivilä (Väänänen 2017). Kuvassa 2 on esitetty periaatekuva nauhasiivilästä.



**Kuva 2.** Nauhasiivilä-tyyppinen mikrosiivilälaitte. Toiminnot numeroiduissa kohdissa: 1. Jätevesi tulee mikrosiivilälaitteeseen tuloputkesta. 2. Vesi siivilöityy painovoimaisesti viiran läpi. 3. Siivilöity vesi poistuu lähtevän veden putkeen. 4. Muodostuva liete poistetaan ruuvikuljettimella. (Salsnes Filter 2016)

Mikrosiivilöitä on käytetty jätevedenpuhdistuksessa pääasiassa jälkisuodatuksessa, mutta mikrosiivilöinnin käyttö jäteveden esikäsittelymenetelmänä korvaamaan esiselkeytystä on herättänyt kasvavaa mielenkiintoa viime vuosina (Rusten & Ødegaard 2006; Remy et al. 2014; Franchi & Santoro 2015; Väänänen et al. 2016). Yksi mikrosiivilöiden etu perinteiseen esiselkeytykseen verrattuna on merkittävästi pienempi laitteiston vaatima tila (Tchobanoglous et al. 2014; Väänänen et al. 2016). Koska mikrosiivilän toimintaperiaate perustuu painovoimaisen laskeutumisen sijaan siivilöitymiseen, eroaa sen vaikutus jäteveden partikkelikokojakaumaan esiselkeytyksestä (Tchobanoglous et al. 2014, s. 409). Mikrosiivilöinnillä erotetun aineen ominaisuuksista verrattuna esiselkeytyksellä erotettuun, ja erojen vaikutuksesta prosessissa on kuitenkin vielä vähän tietoa. Kuten esiselkeytyksenkin, mikrosiivilöinnin tehokkuutta voidaan parantaa yhdistämällä käsittelyyn kemiallinen saostus koagulantilla ja/tai polymeerillä. Metallikoagulanttien muodostamat flokit on useissa tapauksissa havaittu olevan liian heikkoja kestääkseen siivilöintiprosessissa niihin kohdistuvat voimat, jolloin flokkien rakenteen vahvistaminen esimerkiksi polymeerilla on välttämätöntä hyvän puhdistustuloksen saavuttamiseksi. (Väänänen 2017).

Mikrosiivilöiden puhdistustehokkuuden on havaittu olevan jotakuinkin samalla tasolla tai hieman parempi kuin perinteisen esiselkeytyksen (Tchobanoglous et al. 2014).

Puhdistustulokset ilman kemikalointia on raportoitu olevan TSS:n poistolle 23–90 % ja COD:n poistolle 23–70 % (Rusten & Ødegaard 2006; Franchi & Santoro 2015; Väänänen et al. 2016). Kemikalointia käytettäessä tulokset ovat selkeästi parempia: TSS:n poistotehokkuudeksi on raportoitu 66–95 % ja COD:n poistotehokkuudeksi 47–95 %. Korkeimmat puhdistustulokset on saavutettu pienellä suodatusnopeudella, jolloin siivilän pinnalle kertyy lietematto. Lietematto toimii suodattavana elementtinä, jolloin mikrosiivilälle jää nimellisaukkokokoa pienempiä partikkeleita ja aukkoon vaikutus puhdistustulokseen sekä siivilän läpäisykykyyn on pieni (Rusten & Ødegaard 2006; Franchi & Santoro 2015).

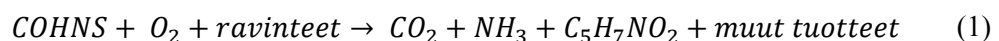
## 2.3 Aktiivilieteprosessi

Aktiivilieteprosessi on tällä hetkellä laajimmin käytetty biologinen jäteveden käsittelyprosessi (Gernaey et al. 2004). Se perustuu biologiseen orgaanisen aineksen poistoon ja aktiivisen biomassan osittaiseen kierrätykseen prosessissa. Tyypillinen aktiivilieteprosessi koostuu ilmastusaltaasta, johon voi kuulua useita vaiheita, ja jälkiselkeytsaltaasta. Ilmastusaltaassa mikrobimassaa kasvatetaan ja orgaanista ainetta sekä ravinteita sitoutetaan biomassaan ja poistetaan kaasumaisessa muodossa. Jälkiselkeytsaltaassa kiintoaines, sisältäen tuotetun mikrobimassan, laskeutetaan lietteeksi. Lietteestä osa palautetaan ilmastusaltaaseen mikrobipopulaation säilyttämiseksi ja osa poistetaan ylijäämalietteenä. Aktiivilieteprosessista on olemassa useita variaatioita, ja prosessin tyyppi ja sovelluskohde vaikuttavat prosessin saavuttamaan puhdistustehokkuuteen orgaanisen aineksen ja ravinteiden, erityisesti typen (N) ja fosforin (P), osalta (Gernaey et al. 2004). Fosforin poisto voidaan toteuttaa prosessissa joko biologisesti tai kemiallisesti. Suomessa biologinen fosforin poisto on vielä harvinaista, ja kemiallinen fosforin saostus onkin käytössä useimmilla suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla.

### 2.3.1 Orgaanisen aineen poisto

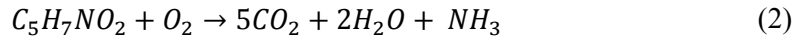
Orgaanisen aineksen (BOD, COD) poisto tapahtuu ilmastusaltaassa aerobisissa oloissa biologisen hapettumisen kautta. Tässä ns. aerobirespiraatioissa muodostuu hiilidioksidia ( $CO_2$ ) ja syntyy uutta biomassaa eli aktiivilietettä. Orgaanisen aineksen poistuminen vaatii riittävän pitkää kontaktiaikaa, hapellisia olosuhteita ja riittävästi tarjolla olevia ravinteita. Valtaosa poistettavasta orgaanisesta aineksesta hapetetaan  $CO_2$ :ksi, mutta merkittävä osa sitoutuu muodostuvaan biomassaan, ja voidaan poistaa ylijäämalietteenä jälkiselkeytyksessä. Biomassaan sitoutunut orgaaninen aines voi myös vapautua uudelleen mikrobien käytettäväksi solumassan hajotessa endogeenisessä respiraatioissa. (Tchobanoglous et al. 2014, s. 615-617)

Aerobisen hapettumisen stoikiometriaa voidaan kuvata seuraavalla reaktioyhtälöllä:



, jossa  $COHNS$  kuvaa orgaanista ainesta ja  $C_5H_7NO_2$  solumassaa.

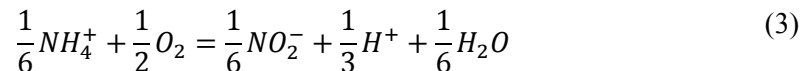
Endogeenisessä respiraatioissa vapautuu energiaa solujen käyttöön, ja sitä voidaan kuvata seuraavalla reaktioyhtälöllä:



Liukoista orgaanista ainesta aerobisissa oloissa kuluttavat pääasiassa aerobiset heterotrofit, jotka kykenevät muodostamaan flokkeja, mahdollisten näin mikrobimassan erottamisen laskeuttamalla. Heterotrofien ohella myös alkueläimillä on merkittävä rooli aktiivilieteprosessin aerobisessa vaiheessa kolloidin orgaanisen aineksen ja yksittäisten bakteerien poistajina. (Tchobanoglous et al. 2014, s. 615-617)

### 2.3.2 Typen poisto

Tulevan jäteveden typpi on pääosin ammoniumtyypeä ( $NH_4-N$ ) ja orgaaniseen ainekseen sitoutunutta orgaanista typeä (ON). Ammoniumtyypeä on tyypillisesti n. 57–61 % tulevan jäteveden kokonaistypestä (TN), ja loput orgaanista typeä. Nitraattityypeä ( $NO_3-N$ ) tai nitriittityypeä ( $NO_2-N$ ) on tyypillisesti jätevedenpuhdistamolle tulevassa yhdyskuntajätevedessä hyvin pieninä pitoisuuksina (Tchobanoglous et al. 2014, s. 221). Ammoniumtyppi on vesieliölle haitallista, ja kuluttaa vesistöissä veden liukoista happea (Rittmann & McCarty 2001). Ammoniumtyppi voidaan muuttaa haitattomampaan nitraattimuotoon biologisella hapettumisella nitrifikaatiossa. Nitrifikaation ensimmäisessä vaiheessa ammoniumia hapettavat mikrobit hapettavat ammoniumionin nitriitti-ioniksi:



Nitrifikaation jälkimmäisessä vaiheessa nitriitinhapettajat hapettavat nitriitti-ionin edelleen nitraatiksi.



Nitrifikaation kahdessa vaiheessa vapaata happea kuluu teoreettisesti 4,57 g  $O_2/g$   $NH_4-N$ , kun mikrobien kasvua ei huomioida. Tyypillisellä biomassan tuotolla todellinen hapenkulutus on arvioitu olevan noin 4,27 g  $O_2/g$   $NH_4-N$  (Tchobanoglous et al. 2014). Nitrifikaatio kuluttaa myös veden alkaliteettia teoreettisesti 7,14 g  $CaCO_3/g$   $NH_4-N$  (0,14 mmol/g  $NO_3-N$ ).

Nitraattityypen rehevöittävä vaikutuksen takia nykyisin jätevedenpuhdistamoiden puhdistusvaatimukseen sisältyy usein typen poistovaatimus tai yläraja lähtevän veden kokonaistyyppipitoisuudelle (Rittmann & McCarty 2001). Laajimmin käytetty prosessi kokonaistypen poistoon jäteveden puhdistuksessa on denitrifikaatio, joka perustuu nitraatti- tai nitriitti-ionien mikrobiologiseen pelkistämiseen typpikaasuksi ( $N_2$ ) (Tchobanoglous et al. 2014). Nitraatin pelkistämisen yhteydessä orgaanista ainesta hapetetaan, jolloin muodostuu hiilidioksidia ja samalla tuotetaan uutta biomassaa. Denitrifikaatio vaatii siis denitrifioijien käytettävissä olevaa orgaanista ainesta elektronidonoriaksi. Mikäli orgaanisen aineksen määrä tulevassa jätevedessä ei ole riittävä, denitrifikaatioon on syötettävä ulkoista hiilenlähdettä, kuten metanolia, asetaattia tai hiilirikasta jätejätettä. Denitrifioivat mikrobit ovat fakultatiivisia aerobeja, eli ne käyttävät hapetettua typpiähdistettä elektroniakseptorina kun happea ei ole saatavilla (Rittmann & McCarty 2001). Denitrifikaatio hyödyntää nitraattiin nitrifikaatiossa

sitoutunutta happea ja vähentää siten prosessin hapentarvetta teoreettisesti 2,86 g O<sub>2</sub>/g NO<sub>3</sub>-N . Denitrifikaatio tuottaa alkaliteettia teoreettisesti 3,57 g CaCO<sub>3</sub>/ g NO<sub>3</sub>-N (0,07 mmol/g NO<sub>3</sub>-N). (Henze et al. 2008, s. 119; Tchobanoglous et al. 2014, s. 635-637)

### 2.3.3 DN-Prosessi

Maailmanlaajuisesti yleisin ja Pohjois-Euroopassa laajalti käytössä oleva prosessikonfiguraatio nitrifikaation ja denitrifikaation toteuttamiseksi on niin sanottu denitrifikaatio-nitrifikaatioprosessi (DN-prosessi), joka tunnetaan myös nimellä MLE-prosessi (Modified Ludzak-Ettinger) (Sahlstedt 2012; Tchobanoglous et al. 2014). Prosessi koostuu anoksisesta denitrifikaatiovaiheesta ja aerobisesta nitrifikaatiovaiheesta. Nitrifikaatiovaiheen lopusta jätevetä pumpataan takaisin anoksiseen vaiheeseen, mikä mahdollistaa denitrifikaation tapahtumisen anoksisessa vaiheessa. Sisäisen palautuskierron eli ns. nitraattikierron lisäksi nitraattipitoista vettä tulee denitrifikaatiovaiheeseen lietteen palautuskierron mukana. Konfiguraation etuna on se, että tulevan jäteveden sisältämää orgaanista ainetta voidaan hyödyntää denitrifikaatiossa. (Tchobanoglous et al. 2014)

DN-prosessi voi koostua useammista peräkkäisistä denitrifikaatio- ja nitrifikaatiolohkoista, joista osa voi toimia ns. variolohkoina, eli niitä voidaan ajaa tarpeen mukaan joko anoksisina tai aerobisina. Tällä saavutetaan mahdollisuus suurempaan nitrifikaatiotilavuuteen kylmissä lämpötiloissa, kun nitrifikaationopeus on alhaisimmillaan, ja korkeampaan typenpoistosteeseen lämpimässä vedessä, kun suurempaa tilavuutta käytetään anoksisena. Aerobisen vaiheen lopussa on yleensä pieni kaasupoistolohko, jossa vapaata happea poistetaan aktiivilietteestä vähentäen hapen kulkeutumista anoksiseen vaiheeseen. (Sahlstedt 2012; Rautiainen et al. 2015).

## 2.4 Jälkikäsittely

Aktiivilieteprosessista lähtevä vesi sisältää vaihtelevan määrän partikkelimaisia, kolloidisia ja liukoisia aineita, joilla voivat haitata jäteveden desinfiointia, estää puhdistetun jäteveden jatkokäytön tai aiheuttaa haitallisia terveys- tai ympäristövaikutuksia (Tchobanoglous et al. 2014, s. 1120). Kun tieto näiden aineiden haitallisista vaikutuksista on lisääntynyt, ovat uusien ja saneerattavien jätevedenpuhdistamoiden päästövaatimukset tiukentuneet siten, että biologisen prosessin jälkeinen jälkikäsittely on usein välttämätön. Suomessa jälkikäsittelyn tarpeen aiheuttaa usein matala fosforin (< 0,3 g P/m<sup>3</sup>) tai kiintoaineen luparaja. Myös korkea kokonaistypen poistovaatimus voi aiheuttaa tarpeen jälkikäsittelylle. (Kuokkanen 2013)

Jälkikäsittelyssä käytetyt tekniikat voidaan jakaa 1) erotusmenetelmiin ja 2) kemiallisiin ja biologisiin käsittelymenetelmiin. Käytettyjä erotusmenetelmiä ovat muun muassa erilaiset suodatustekniikat (syväsuodatus, pintasuodatus ja kalvosuodatus), adsorptio (esim. aktiivihiilisuodatus), laskeutus, flotaatio, kaasujen strippaus ja ioninvaihto. Yleisimmin käytettyjä kemiallisia jälkikäsittelymenetelmiä ovat kemiallinen hapetus ja desinfiointi (esim. otsonointi ja klooraus) sekä kemiallinen saostus (Tchobanoglous et al. 2014, s. 1120-1123).

Suomessa tyypillisesti käytettyjä jälkikäsittelytekniikoita ovat perinteinen tai jatkuvatoiminen hiekkasuodatus, flotaatio sekä pintasuodatustekniikat, kuten mikrosiivilä. Usein näihin on yhdistetty kemiallinen saostus liukoisien fosforin poiston tehostamiseksi. Typenpoiston



tehokkuutta voidaan parantaa kiintoaineen poistoa tehostamalla tai biologisella denitrifikaatiosuodatuksella. (Kuokkanen 2013)

## 2.5 Puhdistamon jätevirrat ja niiden hyödyntäminen

Jätevedenpuhdistamossa muodostuu useita jätejakeita, joista tärkeimmät ovat välpejäte, hiekanerotusjäte, esiselkeytysliete ja jälkiselkeytysliete. Välppäyksen ja hiekanerotuksen jätteet käsitellään yleensä erillisinä jakeina. Välpejäte useimmiten sijoitetaan kaatopaikalle, mutta hiekanerotusjäte voidaan pestynä myös hyödyntää maanrakennuksessa (Kettunen 2016).

Lietteet ovat tilavuudeltaan suurimmat ja jatkokäsittelyn kannalta monimutkaisimmat jätevedenpuhdistamon jätejakeet. Käsittelemättömän lietteen kiintoainepitoisuus on matala, 0,4–1,2 % jälkiselkeytyslietteelle ja 1–6 % esiselkeytyslietteelle (Tchobanoglous et al. 2014, s. 1455), joten jatkokäyttöä varten lietteestä täytyy poistaa vettä tiivistyksellä ja/tai kuivauksella. Tavallisin lietteen tiivistysmenetelmä on painovoimainen tiivistys sakeutusaltaissa. Painovoimaisella tiivistyksellä saavutetaan jälkiselkeytyslietteelle 2–3 % ja esikäsitellylietteelle 5–10 % kiintoainepitoisuus (Wang et al. 2007, s. 51). Jos liete kuljetetaan puhdistamolta jatkokäsittelyyn jätelavoilla, vaaditaan lietteen kuivaus esimerkiksi lietelingolla, ruuvikuivaimella tai suotonauhalla. Näillä kuivaustekniikoilla saavutetaan jälkiselkeytyslietteelle 8–25 % ja esikäsitellylietteelle 25–50 % kiintoainepitoisuus, ja yli 90 % kiintoaineen poistotehokkuus (Wang et al. 2007; Tchobanoglous et al. 2014, s. 1572–1580). Yhdistetty esikäsitellyliete ja jälkiselkeytysliete saavuttavat kiintoainepitoisuuksia edellä esitettyjen arvojen väliltä. Usein onkin tarkoituksenmukaista käsitellä lietejakeet yhdessä jälkiselkeytyslietteen heikon kuivattavuuden vuoksi.

Tiivistetty tai kuivattu liete sisältää paljon hajoavaa orgaanista ainesta, minkä vuoksi sen stabilointi hallituissa olosuhteissa on tärkeää. Yleisimpiä jatkokäsittelymenetelmiä Suomessa ovat kompostointi ja anaerobinen mädätys. Muita menetelmiä ovat muun muassa terminen kuivaus ja poltto, aerobinen käsittely, seostus ja kalkkistabilointi (Tchobanoglous et al. 2014, s. 1497; Blomberg & Toivikko 2015).

### 2.5.1 Mädätys

Mädätys on maailmanlaajuisesti yleisesti käytössä oleva tapa stabiloida lietettä ja hyödyntää sen energiapotentiaalia. Hieman yli neljäsosa jätevesilietteestä Suomessa käsitellään anaerobisesti mädättämällä (Blomberg & Toivikko 2015). Mädätyksessä lietteen orgaaninen aines hajotetaan mikrobiologisesti hapettomissa olosuhteissa ja samalla tuotetaan metaania sisältävää biokaasua. Puhdistamoiden yhteydessä mädätyksellä tuotettu biokaasu käytetään usein sähkön ja lämmön tuotannossa (Laitinen et al. 2014). Biokaasua voidaan käyttää metaaniksi jalostettuna myös polttoaineena esimerkiksi liikenteessä.

Mädätyksessä hajotetaan suuri osa lietteen orgaanisesta aineesta, ja lietteen VSS-pitoisuus alenee. Sen sijaan suurin osa ravinteista säilyy mädätysjäännöksessä, joten mädätteen jatkokäyttö lannoitteena mahdollistaa ravinteiden hyödyntämisen (Mönkäre et al. 2016).

### 2.5.2 Lietteen käyttö lannoitteena

Jätevedenpuhdistamoiden lietteet sisältävät merkittävän osan hyödynnettävissä olevien raaka-ainevirtojen ravinteista. Mönkäre et al. (2016) esittämän vuoden 2040 ennusteen mukaan Pirkanmaalla jätevesilietteisiin sitoutuneena on hyödynnettävissä olevien raaka-ainevirtojen tyyppistä 18 % ja fosforista 31 %, ja jätevesiliete on eläinlannan jälkeen toiseksi suurin ravinteiden raaka-aine. Lannoitekäytössä hyödynnetään kuitenkin ainoastaan 22 % jätevesilietteistä; valtaosa käytetään viherrakentamisessa ja kaatopaikkojen maisemoinnissa (Blomberg & Toivikko 2015).

Jätevesilietteen ravinteista typpi ja fosfori esiintyvät sekä sitoutuneena orgaaniseen aineeseen että liukoisessa muodossa. Typen ja fosforin suhde käsittelemättömässä puhdistamolietteessä on tyyppillisesti noin 1:1, joten jätevesilietteessä on suhteellisesti paljon fosforia verrattuna tyyppilliseen kasvien tarvitsemaan typpi-fosforisuhteeseen 16:1 (Laitinen et al. 2014). Lietteiden fosforista suuri osa on metallikoagulanttiin sitoutuneena, jolloin se vapautuu kasvien käytettäväksi hyvin hitaasti. Ympäristötuen lannoitusmäärärajoja varten käytetään arviota, jonka mukaan 40 % jäteveden fosforista on kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Tästä valtaosa on orgaanisesti sitoutunutta fosforia, sillä liukoisessa muodossa kokonaisfosforista on tyyppillisesti vain alle 1 %. Eläinlantaan verrattuna jätevesilietteessä oleva fosfori on heikommin biosaatavassa muodossa, sillä eläinlannan fosforista  $\geq 40$  % on liukoista fosforia ja loput orgaanisesti sitoutunutta fosforia, joka vapautuu kasvien käyttöön orgaanisen aineen hajotessa. Typen esiintymismuotoon lietteessä vaikuttaa orgaanisen aineen käsittelytapa ja materiaalin hajoamisaste. Tuoreessa jätevesilietteessä merkittävä osa tyyppistä on heikosti biosaatavassa orgaanisesti sidotussa muodossa, kun taas pitkälle hajonneessa lietetuotteessa suuri osa tyyppistä on liukoisessa muodossa. Ennen lietteen maatalouskäyttöä jätevesiliete tulee hygienisoida. Hygienisointi voidaan toteuttaa esimerkiksi erillisessä hygienisontikäsittelyssä, riittävän korkeassa lämpötilassa tapahtuvassa kompostoinnissa tai mädätyksessä, jälkikompostoinnissa, termisessä kuivauksessa tai kalkkistabiloinnilla. (Vuorinen et al. 2013)

### 2.5.3 Palautuskierrot

Useimmilla jätevedenpuhdistamoilla lietteen tiivistyksen ja kuivauksen, mädätyksen sekä mahdollisen jälkikäsittelyn rejektivedet johdetaan palautuskiertona prosessin alkuun. Rejektivedet sisältävät tyyppillisesti suuria määriä tyyppiyhdisteitä, kolloidisia aineita ja liukoista kiintoainetta. Näillä voi olla merkittävä vaikutus laitoksen toimintaan erityisesti typen ja kolloidin aineksen poiston kannalta. Vaikutuksen hallitsemiseksi nykyaikaisilla puhdistamoilla voidaan käyttää erillistä palautusvesien käsittelyä ja/tai tasausaltaita kuormituksen tasaamiseksi (Tchobanoglous et al. 2014, s. 1661-1662). Palautuskiertojen huomioiminen luotettavasti jätevedenpuhdistamoiden suunnittelussa ja mitoituksessa asettaa haasteita, sillä niiden määrä ja koostumus riippuvat suunniteltavana olevan prosessin toiminnasta.

## 2.6 Kiintoaineen erottaminen jätevedestä

Kiintoaineen erottaminen jätevedestä fysikaalis-kemiallisin menetelmin muodostaa perustan useille jäteveden puhdistusprosesseille. Painovoimainen laskeutus sekä kemiallinen koagulointi

ja saostus ovat yleisimmin käytettyjä fysikaalis-kemiallisia menetelmiä kiintoaineen erottamiseksi.

### **2.6.1 Laskeutus**

Kiintoaineksen erottaminen vedestä painovoimaisella laskeutuksella on tärkeimpiä fysikaalisia prosesseja jäteveden puhdistuksessa, ja sitä hyödynnetään niin hiekanerotuksessa, esiselkeytyksessä kuin biologisen prosessin jälkiselkeytysvaiheessa (Takács et al. 1991). Painovoimainen laskeutuminen voidaan jakaa neljään laskeutustyyppiin: 1. Yksittäisen partikkelin laskeutus, 2. Flokkuloiva laskeutus, 3. Vyöhykelaskeutus ja 4. Paineenalainen laskeutus (Tchobanoglous et al. 2014). Tyypit 1 ja 2 edustavat vapaata laskeutumista, kun taas tyypin 3 ja 4 laskeutumista kutsutaan estetyksi laskeutumiseksi. Yksittäisen partikkelin laskeutumisessa partikkeli laskeutuu riippumatta muista hiukkasista, ja sitä voidaan kuvata laminaarin virtauksen alueella Stokesin lain avulla, ja transiatioalueen ja turbulentin virtauksen alueilla Newtonin lain avulla iteratiivisella laskennalla (Tchobanoglous et al. 2014).

Jäteveden puhdistuksessa hiekkamaisia partikkeleita lukuun ottamatta laskeutuvat partikkelit eivät tyypillisesti ole toisistaan riippumattomia, vaan liittyvät toisiinsa laskeutumisen aikana muodostaen flokkeja. Flokkuloiva laskeutuminen on laskeutumisen muoto, jossa partikkelit muodostavat flokkeja, mutta nämä laskeutuvat vapaasti riippumatta toisistaan. Flokkuloiva laskeutuminen on vallitsevaa esiselkeytyksessä ja jälkiselkeytykseltään ylemmissä kerroksissa (Takács et al. 1991).

Estettyä laskeutumista tapahtuu, kun partikkelien pitoisuus on korkea, tyypillisesti yli 2000 mg/l (Takács et al. 1991). Vyöhykelaskeutumisessa toisiinsa törmäävät flokit muodostavat laskeutuessaan vyöhykkeen, joka laskeutuu yhtenäisenä ja laskeutumisnopeus hidastuu. Laskeutusaltaan alimpaan osaan muodostuu paineenalaisen laskeutumisen vyöhyke, jossa partikkelit ovat vahvassa kontaktissa toisiinsa ja laskeutuminen on seurausta hiukkasten mekaanisesta tiivistymisestä. Näiden vyöhykkeiden väliin muodostuu siirtymävyöhyke. Laskeutusaltaaseen syntyy siis partikkelien pitoisuusgradientti, jonka eri osissa laskeutumisen vallitsevat tekijät poikkeavat toisistaan. (Takács et al. 1991)

### **2.6.2 Kemiallinen koagulointi ja saostus**

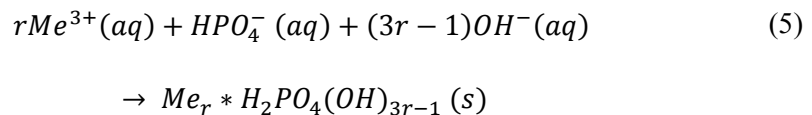
Jäteveden kemiallisella koaguloinnilla ja saostuksella pyritään saattamaan jätevedessä liukoisina ja pienikokoisina partikkeleina (kolloideina) olevat aineet yhdistymään suurikokoisemmiksi partikkeleiksi, jotta niiden poistaminen fysikaalisilla erotusmenetelmillä, kuten laskeutuksella tai suodatuksella, on mahdollista. Kemiallista koagulointia ja saostusta hyödynnetään jätevedenpuhdistamoprosesseissa tyypillisimmin kiintoaineen poiston tehostamiseksi esikäsitelyssä, jälkiselkeytyksessä tai jälkisuodatuksessa.

Koaguloinnilla tarkoitetaan prosessia, jossa saatetaan jäteveden stabiilit kolloidiset partikkelit tilaan, jossa ne voivat liittyä toisiinsa ja muodostaa suurempia partikkeleita, flokkeja. Jäteveden kolloidit ovat tyypillisesti kooltaan 0,001–1  $\mu\text{m}$  ja pintavaraukseltaan negatiivisia. Partikkelien pintavarauksen aiheuttamat hylkivät voimat ovat yleensä selvästi suurempia kuin niiden väliset vetovoimat, mikä tekee niistä stabiileja. (Tchobanoglous et al. 2014, s. 460-461)

Koagulantit edesauttavat flokkien muodostumista neutraloimalla kolloidien pintavarausta tai puristamalla kokoon partikkelien pinnan varattua kaksoiskerrosta. Tyypillisiä koagulantteja ovat esimerkiksi metallisuolat, kuten alumiinin ja raudan suolat. Flokkulantit taas tehostavat koaguloitumista muodostamalla partikkelien välille siltoja, johon pienikokoiset partikkelit voivat agglomeroitua muodostaen suuremman flokin. Flokkulantteina käytetään yleensä polyelektrolyyttejä eli polymeerejä. Polyelektrolyytit voidaan jakaa alkuperänsä mukaan orgaanisiin ja epäorgaanisiin, ja sähköisen varauksensa perusteella kationisiin, anionisiin ja neutraaleihin polymeereihin. Sähköisesti varatut polyelektrolyytit voivat toimia samanaikaisesti sekä koagulanttina että flokkulanttina. (Bolto & Gregory 2007; Tchobanoglous et al. 2014, s. 460-468)

Kemiallisessa saostuksessa kemikaaleja, tyypillisimmin raudan ja alumiinin suoloja, käytetään muodostamaan saostuvia yhdisteitä kemiallisten reaktioiden kautta. Jäteveden alkaliteetin ollessa on riittävän korkea, alumiinin ja raudan suolat muodostavat geelimäisenä flokkina saostuvia hydroksideja. Flokin laskeutuessa siihen tarttuu kiintoainetta, mikä tehostaa kiintoaineen erottumista. (Tchobanoglous et al. 2014, s. 473-477)

Kemiallista saostusta käytetään erityisesti fosfaattifosforin ( $PO_4$ ) poistoon jätevedestä. Saostuskemikaaleina käytetään yleensä raudan, alumiinin ja kalsiumin suoloja, joiden ohella voidaan käyttää polymeereja flokkulantteina ja kalsiumhydroksidia saostumisen apuaineena. Metallionit ( $Fe^{3+}$ ,  $Al^{3+}$ ) reagoivat fosfaattiyhdisteiden kanssa useilla eri tavoilla, ja kilpailevat reaktiot sekä olosuhteet, kuten pH ja alkaliteetti vaikuttavat tapahtuviin reaktioihin. Osa metallioneista muodostaa hydroksidikomplekseja, jolloin metallionit eivät sido fosfaatteja (Rittmann & McCarty 2001, s. 537-538). Kokonaisreaktiota on pyritty kuvaamaan seuraavalla reaktioyhtälöllä:



, jossa  $r = 1,6$   $Fe^{3+}$  -ionille ja  $r = 0,8$   $Al^{3+}$  -ionille.

Kuitenkin johtuen useista kilpailevista reaktioista, reaktioyhtälöä 5 ei voida suoraan käyttää tarvittavan kemikaaliannostuksen arvioimiseen, vaan tarkat annostusmäärät tulee selvittää kokeellisesti. (Tchobanoglous et al. 2014, s. 480-482)

## 2.7 Prosessimallinnus

Prosessimallinnuksessa tavoitteena on laskennallisesti kuvata ja ennustaa systeemin käyttäytymistä tiettyjen lähtöarvojen ja parametrien vallitessa. Jätevedenpuhdistuksessa mallinnuksen tärkeimmät käyttötarkoitukset ovat prosessin ymmärtäminen, suunnittelu, ja prosessin optimointi (Gernaey et al. 2004). Prosessin mallinnus voi perustua joko mekanistisiin tai empiristisiin malleihin tai näiden yhdistelmiin. Mekanistinen mallinnus pohjautuu prosessin fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten lainalaisuuksien matemaattiseen kuvaamiseen, kun taas empiristinen mallinnus pohjautuu kokemuseräiseen tietoon prosessien toiminnasta. (Haimi et al. 2009)

Mallinnuksessa on tehtävä valinta staattisen ja dynaamisen mallinnuksen välillä. Staattisessa mallinnuksessa virtaama ja kuormitus ovat vakioita, joten systeemi on staattisessa tilassa. Staattiset mallit ovat useimmiten melko yksinkertaisia, ja yksinkertaisuutensa ansiosta käyttökelpoisia prosessien suunnittelussa. Dynaamisessa mallinnuksessa virtaamat ja kuormitukset muuttuvat ajan funktiona, ja niiden suuri etu on mahdollisuus ennustaa prosessin reagointia parametrien muutoksiin. Myös dynaamisessa mallinnuksessa tietyt prosessit voivat käyttäytyä staattisesti, mikäli niiden aikaskaala on pienempi tai suurempi kuin mallinnuksen kannalta on kiinnostavaa. Esimerkiksi jäteveden käsittelyprosesseissa kiinnostava aikaskaala on tyypillisesti päivien tai vähintään tuntien pituinen, mihin verrattuna esimerkiksi kemialliset saostusreaktiot tapahtuvat käytännössä välittömästi. Toisaalta taas jotkin parametrit, esimerkiksi olosuhteet mädätysreaktorissa, muuttuvat niin hitaasti, että muutamien tuntien aikaskaalassa ne ovat käytännössä vakioita.

Perinteisesti jätevedenpuhdistamoiden suunnittelussa on käytetty empiristisiä malleja, jotka ovat keskittyneet tulevan ja lähtevän veden laatuun ja joissa biologista prosessia on kuvattu kokeellisista tiedoista johdetuilla suureilla ilman prosessien mikrobiologian tarkkaa tuntemista. Sittenmin on siirrytty kohti mekanistista mallinnusta yhdistämällä prosessien toiminta prosessissa esiintyvien mikrobien määrään tai pitoisuuteen. Tarkimmat olemassa olevat mallit ottavat huomioon myös organismien metabolisia reittejä. Mitä pidemmälle mallin yksityiskohtaisuutta viedään, sitä monimutkaisempia luodut mallit ovat. Mallien monimutkaisuus ei kuitenkaan aina lisää mallin laatua eli kykyä kuvata todellisuutta, sillä monimutkaisemmat mallit vaativat suuremman määrän lähtötietoja, joita ei aina ole saatavilla (Gernaey et al. 2004). Lisäksi monimutkaisemman mallin tuoman lisätarkkuuden arvo riippuu täysin sovelluskohteesta, joten käytettävä malli tulee valita tarpeen ja kohteen mukaisesti. (Henze et al. 2008, s. 362-363)

Merkittävin, ja mallinnuksen kannalta usein monimutkaisin, prosessivaihe on biologinen prosessi. Biologisen prosessin numeerinen mallinnus perustuu useimmiten Monod'n kinetiikasta (Luku 4.4.1) johdettuihin differentiaaliyhtälöihin, jotka kuvaavat tärkeimpiä aktiivilieteprosessissa tapahtuvia reaktioita ottaen huomioon reaktioiden nopeuden ja stoikiometrian (Rittmann & McCarty 2001; Henze et al. 2002). Aktiivilieteprosessin dynaamista mallinnusta varten on luotu useita malleja, joista International Water Associationin (IWA) luoma ASM – malliperhe (Henze et al. 2002) on merkittävin ja käytössä useimmissa kaupallisissa simulointiohjelmistoissa (Haimi et al. 2009). Biologisen reaktorin (ilmastusaltaan) mallintamisen lisäksi tärkeä rooli on jälkiselkeytyksen mallinnuksella, sillä jälkiselkeytyksessä tapahtuva prosessi on paitsi monimutkainen, myös todella tärkeä aktiivilieteprosessin toiminnan kannalta. Jälkiselkeytystä voidaan mallintaa painovoimaisen laskeutuksen malleilla, joista Takács'n malli (Takács et al. 1991) on nykyisin laajimmin käytössä.

### 3. KOHDELAITOS

Tässä työssä käytettiin kohdelaitoksena Nokian Vesi Oy:n uutta jätevedenpuhdistamoa, joka tulee korvaamaan nykyiset Kullaanvuoren ja Siuron puhdistamot. Laitos sijoittuu Kolmenkulman alueelle, johon on suunnitteilla bio- ja kiertotalouden keskittymä. Uuden jätevedenpuhdistamon prosessin suunnittelussa on lähtökohtana käytetty tyypillistä prosessikofiguraatiota, joka koostuu välppäyksestä, hiekanerotuksesta, esiselkeytyksestä, biologisesta prosessista ja jälkikäsittelystä sekä lietteen tiivistyksestä ja kuivauksesta (Pöyry 2016). Laitoksen esikäsittelymenetelmäksi on tarkasteltu esiselkeytykselle vaihtoehtoisena tekniikkana mikrosiivilöintiä. Biologisen prosessin suunnittelussa on varauduttu typenpoistovaatimukseen, ja suunnittelun lähtökohtana on ollut DN-prosessi.

#### 3.1 Tuleva jätevesi

Mallinnusta varten arvioitiin kohdepuhdistamon tulevan jäteveden virtaama ja kuormitus keskiarvo- ja mitoitustilanteissa. Lähtötietoina käytettiin Kullaanvuoren puhdistamon analyysiaineistoa vuosilta 2005–2015. Valtaosa Nokian jätevedestä käsitellään Kullaanvuoren puhdistamolla, joten tuleva jätevesi vastaa hyvin uuden laitoksen tulevaa jätevettä. Kullaanvuoren puhdistamolla tallennetaan virtaamatieto vuorokausittain, ja käyttötarkkailun vesinäytteet otetaan kahden viikon välein virtaamaan suhteutettuina vuorokauden kokoomanäytteinä. Näytteistä analysoidaan Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry:n (KVVY) laboratoriossa TSS (KVVY LA29), BOD (SFS-EN1899-1:1998), COD (ISO 15705:2002) kokonaistyyppi (SFS 5505:1988), kokonaisfosfori (SFS-EN ISO 11885:2009, SFS-EN ISO 15587-2:2002), pH (SFS 3021:1979) ja sähkönjohtavuus (SFS-EN 27888:1994). Virtaamatieto tallennetaan puhdistamolla samalta ajanjaksolta, jolloin kokoomanäytteet kerätään. Kuormitustietoina käytettiin vuoden 2015 virtaama- ja pitoisuustietoja (N=17). Virtaamatietoina käytettiin vuoden 2015 tietoja käyttäen päivittäin tallennettua virtaama-aineistoa.

Keskiarvovirtaamana käytettiin suunnittelussa valittua virtaamaa 14 000 m<sup>3</sup>/d. Mitoitusvirtaama laskettiin nykyisen aineiston pohjalta suhteuttamalla virtaama valitun keskiarvovirtaaman ja nykyisen keskivirtaaman suhteella. Vuoden 2015 kuormitustiedot (n = 17) korjattiin vastaamaan mallissa käytettyä keskiarvo- ja mitoitusvirtaamaa olettaen pitoisuuksien keskiarvo- ja mitoitustilanteissa säilyvän muuttumattomina. Mitoitusvirtaamana käytettiin suhteutetuista virtaamatiedoista laskettua 95. persentiilin mukaista virtaamaa. Kuormituksen keskiarvo laskettiin kuormituksen 25. ja 75. persentiilin välisten arvojen keskiarvona. Mitoituskuormituksena käytettiin 95. persentiilin mukaista kuormitusarvoa. Jäteveden lämpötila laskettiin vuoden 2015 aineiston pohjalta (n = 223) keskiarvotilanteelle 25. ja 75. persentiilin välisten lämpötilojen keskiarvona, ja mitoitustilanteelle alimman 5. persentiilin mukaista lämpötilaa. Tulevan veden ominaisuudet on esitetty taulukossa 1.

*Taulukko 1. Tulevan veden tiedot keskiarvo- ja mitoitustilanteissa*

Parametri	Keskiarvotilanne		Mitoitustilanne	
<b>Virtaama</b>	<b>m<sup>3</sup>/d</b>		<b>m<sup>3</sup>/d</b>	
	14000,0		20289,7	
<b>Kuormitus</b>	<b>kg/d</b>	<b>g/m<sup>3</sup></b>	<b>kg/d</b>	<b>g/m<sup>3</sup></b>
BOD	3144,2	224,6	4342,0	214,0
COD	7468,9	533,5	10370,1	511,1
TSS	4119,7	294,3	6705,8	330,5
TKN	871,1	62,2	1016,9	50,1
TP	105,2	7,5	123,1	6,1
<b>Lämpötila</b>	<b>°C</b>		<b>°C</b>	
	12,0		7,2	

Merkittävä osa Kullaanvuoren puhdistamon orgaanisesta kuormasta aiheutuu Nokian Panimon jätevedestä. Vuonna 2016 panimon keskimääräinen COD-kuorma oli 804 kg/d (14,8 % kokonaiskuormasta) ja BOD-kuorma 576 kg/d (25,2 % kokonaiskuormasta). Suomalaisen panimon tietojen pohjalta panimojätevedessä keskimäärin 88,7 % COD:sta ja 93,2 % BOD:sta on liukoista (Halttunen 2017). Liukoisen orgaanisen aineksen osuus jätevedessä suhteutettiin mallissa näiden tietojen pohjalta olettaen panimon kuormitus keskiarvon mukaiseksi sekä keskiarvo- että mitoitustilanteissa.

Nykyisin Kullaanvuoren puhdistamolle johdetaan puhdistamolietteiden kompostointilaitoksen suotovesiä, jotka aiheuttavat laitokselle merkittävän typpikuormituksen. Vuosina 2010–2016 puhdistamolle johdettujen suotovesien typpikuorma oli keskimäärin 54,4 kg/d (8,6 % kokonaiskuormasta) ja BOD-kuormitus 32,0 kg/d (1,4 % kokonaiskuormasta). Koska suotoveden orgaaninen kuorma suhteessa typpikuormaan on matala, alentaa suotovesi tulevan jäteveden BOD:N – suhdetta. Kompostointilaitoksella käsitellään myös nykyisten laitosten tuottama kuivattu liete. Koska uuden mädätyslaitoksen myötä kompostointilaitoksen kuormitus poistuu, vähenee typpikuorma siltä osin. Mallin lähtötiedoissa tätä ei huomioitu, vaan tulevan jäteveden typpikuormana käytettiin suoraan skaalattuja analyysitietoja jätevedenpuhdistamon tulevasta vedestä.

### 3.2 Lähtevä vesi

Lähtevän veden tavoitellut ominaisuudet määritettiin alustavien lupaehtojen, käytetyille prosessikonfiguraatiolle tyypillisten lähtevän veden ominaisuuksien ja vastaavien suomalaisten laitosten analyysiaineiston pohjalta. Laskentaa varten tehtiin näiden pohjalta oletukset lähtevän veden typpifraktioiden ja fosfaattifosforin pitoisuudelle. Lupaehdot, rajoittava pitoisuus, oletetut pitoisuudet sekä kirjallisuudessa esitetyt pitoisuudet on esitetty taulukossa 2.

**Taulukko 2.** Lähtevän veden alustavat luparajat ja rajoittavat pitoisuudet, oletetut pitoisuudet keskiarvotilanteessa sekä tyypilliset lähtevän veden pitoisuudet. [1] (2016), [2] Tchobaloglous et al. (2014) s. 1128; s.713–715, [3] Kettunen (2016), [4] HSY (2017), [5] Leino (2016)

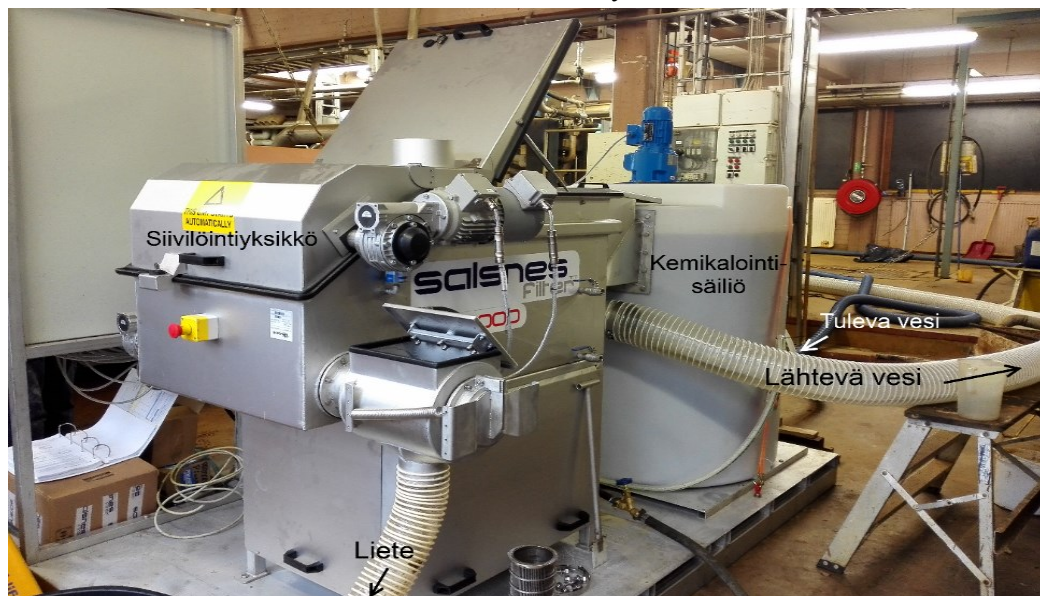
	Maksimi lähtevän veden pitoisuus (g/m <sup>3</sup> ) [1]	Minimi poisto-tehokkuus (%) [1]	Rajoittava pitoisuus (g/m <sup>3</sup> )	Oletettu lähtevän veden pitoisuus (g/m <sup>3</sup> )	Tyypillinen pitoisuus (g/m <sup>3</sup> ) [2] / [3]	Keskiarvo-pitoisuus muilla suomalaisilla puhdistamoilla [4] / [5]
BOD	10	95 %	10,0		< 5–20 / 5–10	4,9 / 3,2
COD	70	85 %	70,0		30–70 / 30–50	41,1 / 35
TSS	20	90 %	20,0		2–8 / 5–10	4,8 / 2,3
Ntot	20	70 %	18,7		15–35 / 4–8	4,1 / 11
NH <sub>4</sub>	4,0		4,0	< 2,0 <sup>1</sup>	1–6 / 2–4	0,97 / 2
NO <sub>3</sub>				10,0	5–30 / 2–6	1,5 / 8
ON					1–2 /	
Ptot	0,3	95 %	0,3		3–8 / < 2 (0,2–0,4) <sup>2</sup>	0,21 / 0,16
PO <sub>4</sub>			0,3			0,08 /

<sup>1</sup>Käytetty mitoitusarvona

<sup>2</sup>Kemiallista fosforin poistoa käytettäessä

### 3.3 Pilot-kokeet mikrosiivilällä

Mikrosiivilöinnin toiminnan tutkimiseksi tehtiin Kullaanvuoren puhdistamolla pilot-koeajot mikrosiivilälaitteistolla keväällä 2017. Pilot-kokeissa käytettiin mikrosiivilälaitteistoa Salsnes Filter SF 1000, ja käytetyt mikrosiivilän aukkokooot olivat 350 µm ja 210 µm. Käytetty pilot-laitteisto on esitetty kuvassa 3.



**Kuva 3.** Pilot-laitteisto Kullaanvuoren jätevedenpuhdistamolla.

Tulevana jätevetenä käytettiin välpättyä jätevettä. Käytetyt virtaamat olivat 7,4 - 8,2 m<sup>3</sup>/h ja suodatusnopeudet 24,6 - 28,0 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h). Ajoja tehtiin ilman kemikalointia ja käyttäen saostuskemikaaleina ferrisulfaattia (PIX-105A) ja/tai polymeeria. Käytetyt polymeerit olivat



SNF Flopam 4400 HHS, Kemira C-492HMW ja Kemira C-493VP, jotka kaikki ovat kationisia ja molekyylipainoltaan korkeita polymeereja. Käytetyt polymeerin annostukset koeajoissa olivat  $1 \text{ g/m}^3$  ja  $2 \text{ g/m}^3$ . Tuleva jätevesi, johon ajosta riippuen oli lisätty ferrisulfaatti laitoksen linjasta, pumpattiin kuvassa 3 oikealla olevaan kemikaalisäiliöön, jossa siihen sekoitettiin polymeeriliuos. Laitoksen PIX-syötön määräksi arvioitiin 1/3 laitoksella käytetystä kokonaismäärästä, vuoden 2015 aineiston perusteella  $120,4 \text{ g/m}^3$  Mikrosiivilän tulevasta ja lähtevästä vedestä otettiin kokoomanäytteet ajojen aikana, ja näytteistä analysoitiin TSS ja VSS (SFS-EN 872), COD (SFS 5504:1988). Lisäksi Luonnonvarakeskuksen tekemissä ravinne-analyyseissa tutkittiin TN ja  $\text{NH}_4\text{-N}$  (Kjeldahl-menetelmä) sekä TP (märkäpoltto ja ICP-OES –mittaus), ja  $\text{PO}_4\text{-P}$  (1/5 vesiuutto ja mittaus Skalar-autoanalysaattorilla).

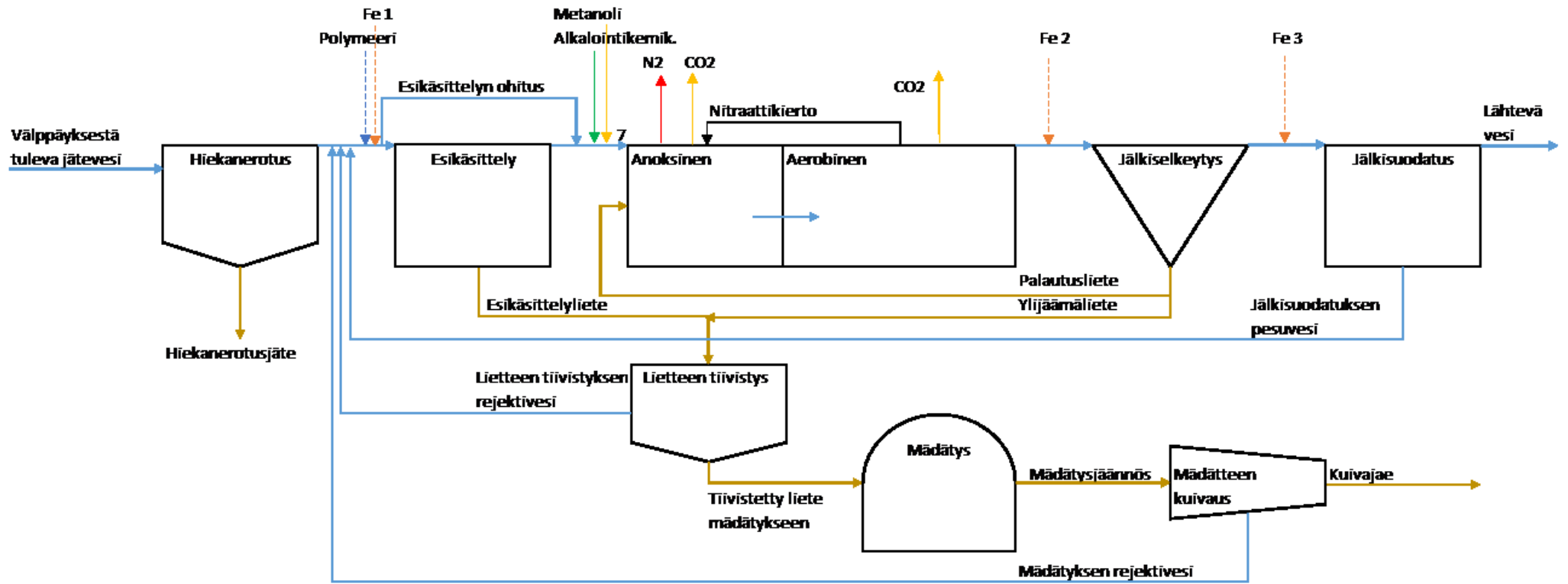
## 4. PUHDISTAMOMALLI

Tässä työssä luotiin laskentamalli, jossa pyrittiin kuvaamaan jätevedenpuhdistamoprosessia ja vertailemaan esikäsittelyn vaikutusta prosessissa. Mallinnetun puhdistamon lähtökohtana oli Nokian Veden uusi jätevedenpuhdistamo, ja sen tietoja käytettiin tulevan ja lähtevän veden ominaisuuksien arvioinnissa sekä prosessikonfiguraation valinnassa.

Malli päätettiin luoda staattista laskentaa hyödyntäen, ja laskentamallin alustaksi valittiin Excel-  
taulukkolaskentaohjelma. Dynaamista mallinnusta ja erilaisia mallinnusohjelmistoja harkittiin, mutta taulukkolaskentapohjaiseen malliin päädyttiin seuraavista syistä: 1) Riittävän laajaa aineistoa jätevedestä ja prosessin toiminnasta ei ollut saatavilla luotettavan dynaamisen mallin luomiseksi ja kalibroimiseksi. 2) Taulukkolaskenta-alusta mahdollistaa samanaikaisen prosessin mitoituksen ja materiaalitaseiden laskennan lähtötietojen muuttuessa. 3) Excel-alusta mahdollistaa mallin yhdistämisen aiemmin luotuun biokaasulaitoksen malliin. 4) Taulukkolaskentapohjaisen, staattisen mallin katsottiin vastaavan tarpeeseen ja käyttötarkoituksiin, joita varten malli luotiin.

Luotu malli sisältää seuraavat toiminnot: 1) yksikköprosessien mitoitus, 2) materiaalitaseiden laskenta prosessissa mitoitusvirtaamalla ja keskivirtaamalla sekä 3) kemikaalien ja energian kulutuksen sekä kustannusten laskenta keskiarvotilanteessa. Malli sisältää seuraavat yksikköprosessit: 1) hiekanerotus, 2) esikäsittely (vaihtoehtoisesti esiselkeytys tai mikrosiivilöinti), 3) DN-aktiivilieteprosessi (ilmastusallas ja jälkselkeytys), 4) jälksuodatus ja 5) lietteen tiivistys. Hiekanerotusta prosessissa edeltää tyypillisesti välppäys, mutta koska välppäyksen vaikutus jätevedestä analysoitaviin parametreihin (esimerkiksi TSS, COD) on suhteellisen pieni, se jätettiin mallissa huomiotta. Mallin esikäsittelytekniikoiksi valittiin esiselkeytys ja mikrosiivilöinti, ja kumpaakin tekniikkaa tarkasteltiin sekä ilman saostuskemikaalia että erilaisilla kemikalointivaihtoehdoilla. Mikrosiivilän toiminta mallissa kalibroitiin keväällä 2017 Kullaanvuoren jätevedenpuhdistamolla tehtyjen pilot-koeajojen pohjalta. Biologiseksi prosessiksi valittiin DN-prosessi sen yleisyyden vuoksi. Näin saadut tulokset ovat laajemmin yleistettävissä muihin kohteisiin Suomessa ja muualla Pohjois-Euroopassa. Lisäksi lietteen kuivausta ei sisällytetty prosessiin, koska laitosten suunnittelun edetessä on noussut todennäköiseksi toteutusvaihtoehto, jossa liete johdetaan tiivistyksen jälkeen suoraan biokaasulaitokseen.

Mallin rakenteen perustana ovat valitun prosessikonaisuuden yksikköprosessit ja niiden ympärille tehdyt materiaalitaseet. Kunkin yksikköprosessin toiminta on mallinnettu osittain tyypillisten arvojen pohjalta ja osittain käyttäen kirjallisuudessa esitettyjä laskentatapoja. Yksikköprosessien mitoitus on biologista prosessia lukuun ottamatta erillinen prosessin toiminnasta, ja näiden prosessien osalta mitoituksen tarkoituksena on ainoastaan antaa suuruusluokka-arvio prosessin mitoituksesta ja mikrosiivilöinnin osalta mahdollistaa energiankulutuksen arviointi. Mallinnettu prosessi on esitetty kaaviokuvana kuvassa 4.



Kuva 4. Mallinnettu prosessi kaaviokuvana. Rinnakkaisia linjoja ei ole esitetty kuvassa.

Kuten kuvan 4 prosessikaavio osoittaa, malli ottaa huomioon lietteen tiivistyksen ja jälkisuodatuksen rejektivesien palautuskierrot. Malliin on tarkoitettu jatkossa yhdistää myös erillinen, taulukkolaskentapohjainen biokaasulaitosmalli, jolloin yhdistetty malli sisältää myös mädätyksen materiaalivirtojen laskennan. Nykyisessä mallissa mädätyksen rejektivesien määrä ja ominaisuudet arvioitiin aiheesta tehdyn selvityksen (Mönkäre et al. 2016) ja muun kirjallisuuden (Tchobanoglous et al. 2014; Leino 2016) pohjalta. Malliin sisältyy myös esikäsittelyn ohitusmahdollisuus, jolla haluttu osuus (0–100 %) esikäsittelyyn tulevasta jätevedestä voidaan ohjata esikäsittelyn ohitse. Tämä mahdollistaa tarkastelut, joissa tulevaa jätevettä ohjataan suoraan biologiseen prosessiin esimerkiksi orgaanisen aineen määrän lisäämiseksi denitrifikaatioissa.

#### 4.1 Jäteveden parametrit

Laskentamallissa käytetyt jäteveden pääparametrit ovat virtaama (Q), orgaaninen aines (COD, BOD), kiintoaine (TSS), typpi (N) ja fosfori (P). Virtaamaa lukuun ottamatta nämä parametrit on jaettu useampiin fraktioihin. COD on jaettu mallissa kolmeen fraktioon: biohajoava liukoinen COD (bsCOD), biohajoamaton liukoinen COD (nbsCOD) ja partikkelimainen COD (pCOD). PCOD on mahdollista jakaa edelleen biohajoavaan (bpCOD) ja biohajoamattomaan (nbpCOD) fraktioon, mutta mallissa näitä ei ole eritelty, koska nbpCOD ei ole laskennan kannalta merkittävässä roolissa. Tietyissä laskennan osissa käytetään myös biohajoavaa COD:a (bCOD = bsCOD + bpCOD). COD:n ohella mallissa hyödynnettiin orgaanisen aineksen määrän kuvaamiseen BOD:a, koska osa mallin laskentatavoista hyödyntää jäteveden BOD-pitoisuutta. BOD jaettiin partikkelimaiseen (pBOD) ja liukoiseen (sBOD) fraktioon. Kiintoaines (TSS) on mallissa jaettu haihtuvaan (VSS) ja inerttiin (FSS) kiintoaineeseen. TSS:n ohella kuitenkin vain VSS on käsitelty erillisenä fraktiona. Kun TSS:n ja VSS:n määrä tunnetaan, FSS:n määrä voidaan aina laskea niiden erotuksena. Tämän lisäksi biologisen vaiheen laskennassa VSS:stä on eriytetty biohajoamaton VSS (nbVSS).

Mallissa typpi on jaettu neljään fraktioon. Typpi voi esiintyä inorgaanisena nitraatti- ( $\text{NO}_3$ ) tai ammoniumtyyppinä ( $\text{NH}_4$ ) tai orgaanisessa muodossa joko liukoisena (sON) tai partikkelimaisena (pON). Yhdyskuntajäteveden tyyppistä valtaosa esiintyy ammoniumtyyppinä ja loput orgaanisessa muodossa, kun taas nitraattityyppiä ei esiinny juuri lainkaan (Tchobanoglous et al. 2014, s. 221). Mallissa nitriitti ( $\text{NO}_2$ ) on jätetty huomiotta. Koska alle  $25^\circ\text{C}$  lämpötiloissa nitriitti muuttuu nopeasti nitraattimuotoon, on nitriitin pitoisuus tyyppillisesti häviävän pieni (Tchobanoglous et al. 2014, s. 624), joten tämän approksimaation aiheuttama virhe voidaan arvioida pieneksi. Samoin mallissa ei ole huomioitu typpioksidia (NO) eikä typpioksiduulia ( $\text{N}_2\text{O}$ ) niiden pienten määrien vuoksi. Fosforin esiintymismuotoja mallissa ovat inorgaaninen, liukoinen fosfaattifosfori ( $\text{PO}_4$ ) ja orgaaniseen aineeseen sitoutunut fosfori (OP), joka on edelleen jaettu liukoiseen (sOP) ja partikkelimaiseen (pOP) fraktioon sekä metalliin sitoutunut fosfori  $\text{MePO}_4$ , jota muodostuu saostettaessa fosfaattia metallikoagulantilla. Kunkin parametrin osalta  $0,45 \mu\text{m}$  pienemmät liukoiset ja kolloidit aineet on luettu kuuluviksi liukoiseen fraktioon, ja tätä suuremmat partikkelit partikkelimaiseen fraktioon (Nieuwenhuijzen et al. 2004; Tchobanoglous et al. 2014, s. 75).

Laskentamallia varten Kullaanvuoren puhdistamon historiatietojen (Taulukko 1) perusteella lasketut parametrit jaettiin useampiin fraktioihin. Koska tietoja edellä esitettyjen fraktioiden todellisista määristä ei ollut saatavilla, osuuksien määrät arvioitiin kirjallisuudessa esitettyjen arvojen pohjalta. Mallin tulevan veden ominaisuudet ja fraktioiden osuuksien laskemiseen käytetyt oletukset on esitetty taulukossa 3. Taulukon 3 oletuksissa pBOD/BOD ja pCOD/COD -suhteita korjattiin ottamalla huomioon Nokian Panimon aiheuttama korkea liukoisen orgaanisen aineksen kuorma (luku 3.1).

**Taulukko 3.** Tulevan veden ominaisuudet ja käytetyt oletukset. [1] Nieuwenhuijzen et al. (2004), [2] Halttunen (2017) [3] Tchobanoglous et al. (2014), [4] HSY (2017), [5] Leino (2016)

Parametri	Keskiarvotilanne		Mitoitustilanne		Oletus	Viite
	kg/d	g/m <sup>3</sup>	kg/d	g/m <sup>3</sup>		
BOD	3144,2	224,6	4342,0	214,0		
pBOD	1792,2	128,0	2474,9	122,0	pBOD/BOD = 48 %	[1]
sBOD	1352,0	96,6	1867,0	92,0		
COD	7468,9	533,5	10370,1	511,1		
pCOD	4182,6	298,8	5807,3	286,2	pCOD/COD = 51 %	[2]
sCOD	3286,3	234,7	4562,8	224,9		
bsCOD	2760,5	197,2	3832,8	188,9	bsCOD/sCOD = 84 %	[2]
nbsCOD	525,8	37,6	730,1	36,0		
TSS	4119,7	294,3	6705,8	330,5		
VSS	3295,8	235,4	5364,6	264,4	VSS/TSS = 78 %	[2], [3]
TN	871,1	62,2	1016,9	50,1		
NH <sub>4</sub>	566,2	40,4	661,0	32,6	NH <sub>4</sub> /TN = 65 %	[1], [2], [3], [5]
NO <sub>3</sub>	0,0	0,0	0,0	0,0	NO <sub>3</sub> -N = 0 g/m <sup>3</sup>	[3]
ON	304,9	21,8	355,9	17,5		
pON	143,3	10,2	167,3	8,2	pON/ON = 52 %	[1], [2]
sON	161,6	11,5	188,6	9,3		
TP	105,2	7,5	123,1	6,1		
PO <sub>4</sub>	57,9	4,1	67,7	3,3	PO <sub>4</sub> /TP = 60 %	[1], [2], [3], [4]
OP	47,4	3,4	55,4	2,7		
pOP	27,9	2,0	32,7	1,6	pOP/OP = 59 %	[1], [2]
sOP	19,4	1,4	22,7	1,1		
MePO <sub>4</sub>	0,0	0,0	0,0	0,0		

## 4.2 Kemikaloinnit

Puhdistamon toiminnan kannalta keskeinen vaikutus on prosessiin syötettävillä kemikaaleilla. Prosessissa käytettävät kemikaalit, niiden käyttötarkoitukset ja käyttökohteet on esitetty taulukossa 4.

**Taulukko 4.** Mallinnettuun prosessiin sisältyvät kemikaloinnit

Kemikaali	Käyttötarkoitus	Käyttökohte
Ferrisulfaatti	Saostuskemikaali	Esiselkeytys, ilmastusallas, jälkisuodatus
Polymeeri	Saostuskemikaali	Mikrosiivilä, jälkisuodatus

Sammutettu kalkki	Alkalointikemikaali	Ilmastusallas
Metanoli	Ulkoinen hiilenlähde	Ilmastusallas

#### 4.2.1 Saostuskemikaalit

Saostuskemikaaleina mallissa ovat ferrisulfaatti (PIX) ja polymeeri. Ferrisulfaattia voidaan käyttää esikäsitelyssä, biologisessa prosessissa ja jälkisuodatuksessa. Polymeeriä voidaan käyttää mikrosiivilän kanssa esikäsitelyssä sekä jälkisuodatuksessa. Ferrisulfaatin annostuksen kussakin prosessin vaiheessa määrittää haluttu fosfaatin poiston taso. Annostuksen kokonaismäärä laitoksella arvioitiin Tchobanoglous et al. (2014) esittämän kuvaajan (liite 1) avulla, minkä lisäksi syöttömäärää verrattiin tyypillisiin syöttömääriin prosessiltaan vastaavilla suomalaisilla puhdistamoilla (Leino 2016; HSY 2017). Kokonaisannostuksen tavoitetasoksi valittiin 2,4 mol Fe/mol PO<sub>4,tuleva</sub>, kun ferrisulfaatti syötetään biologiseen prosessiin ja jälkisuodatukseseen 2,2 mol Fe/mol PO<sub>4,tuleva</sub>, kun ferrisulfaatin syöttö on käytössä esikäsitelyssä. Tulevaan kokonaisfosforiin suhteutettuna nämä annostukset vastaavat noin 1,3 mol Fe/mol TP ja 1,4 mol Fe/mol TP, mikä vastaa tyypillistä annostusta suomalaisilla puhdistamoilla (1,3–1,6 mol Fe/mol TP) (Halttunen 2017; HSY 2017). Kuokkasen (2013) mukaan annostustasolla 1,0–1,5 mol Fe/mol TP saavutetaan tyypillisesti lähtevän fosfaattifosforin pitoisuustaso 0,05–0,1 g/m<sup>3</sup>. Kokonaisannostus jaettiin esikäsitelyyn, biologisen prosessin ja jälkisuodatuksen välille tyypillisten osuuksien (Leino 2016; Halttunen 2017) mukaisesti, kuten taulukossa 5 on esitetty. Molaariset annostukset saostettua fosfaattia kohden (mol Fe/mol PO<sub>4-P</sub><sub>saostettu</sub>) kalibroitiin haluttujen annostusosuuksien mukaan, ja toteutunut ferrisulfaatin annostus laskettiin näiden molaaristen annostuksien mukaan. Saostetun PO<sub>4-P</sub>:n osuudet on määritetty kokeellisten tutkimusten (Halttunen 2017) ja tyypillisten fosforipitoisuuksien pohjalta (Leino 2016; HSY 2017). Ferrisulfaatin annostus ja mallissa käytetyt saostuvan fosfaattifosforin osuudet on esitetty taulukossa 5.

**Taulukko 5. Ferrisulfaatin annostus ja yksikköprosessissa saostetun fosfaattifosforin osuus yksikköprosessiin tulevasta fosfaattifosforista**

	Ei ferrisulfaattia esikäsitelyssä		Ferrisulfaatti esikäsitelyssä	
	Annostus (mol Fe/mol PO <sub>4</sub> ,poistettu)	PO <sub>4</sub> -P saostus (%)	Annostus (mol Fe/mol PO <sub>4</sub> ,poistettu)	PO <sub>4</sub> -P saostus (%)
<b>Esikäsitely</b>	0,0	0	1,85	70
<b>Biologinen prosessi</b>	2,0	80	1,90	50
<b>Jälkisuodatus</b>	2,0	90	1,95	90

Polymeerin vaikutusta mikrosiivilöinnissä arvioitiin useilla polymeerityypeillä tehtyjen kokeiden pohjalta (Rusten & Ødegaard 2006; Väänänen et al. 2016). Pilot-kokeiden yhteydessä tehtyjen saostuskokeiden (Hautamäki 2017) ja kirjallisuuden (Rusten & Ødegaard 2006; Remy et al. 2014; Väänänen et al. 2016) perusteella mikrosiivilöinnissä parhaiten toimivia polymeerejä ovat kationiset, korkean molekyylipainon polymeerit. Väänänen (2016) mukaan 5–10 mg/g SS (tyypillisesti noin 2–4 g/m<sup>3</sup>) polymeerin annostuksella voidaan saavuttaa kiintoaineelle 80–90 % poistotehokkuus. Pilot-kokeissa erot tuloksissa annostuksilla 1 g/m<sup>3</sup> ja 2 g/m<sup>3</sup> eivät poikenneet merkittävästi toisistaan (taulukko 7). Näiden tietojen pohjalta valittiin

mallissa polymeerin annostukseksi  $1,5 \text{ g/m}^3$ , joka vastaa keskiarvotilanteessa annostusta  $5,2 \text{ mg/g SS}$ . Tapauksessa, jossa mikrosiivilän tehokkuus oletettiin pilot-kokeita korkeammaksi, käytettiin polymeerin annostusta  $2,5 \text{ g/m}^3$ , joka vastaa keskiarvotilanteessa annostusta  $8,7 \text{ mg/g SS}$ . Käytännössä tasaisen kiintoaineen poiston saavuttamiseksi mikrosiivilöinnin polymeeriannostusta tulisi säätää kiintoainekuormituksen mukaan (Mels et al. 2002; Väänänen et al. 2016). Jälkisuodatuksen syötetään muusta prosessista riippumatta  $0,5 \text{ g/m}^3$  polymeeriä, koska matala kokonaisfosforin luparajan vuoksi jälkisuodatuksessa on saavutettava korkea kiintoaineen poistotehokkuus.

#### 4.2.2 Alkalointikemikaali

Nitrifikaatio kuluttaa jäteveden alkaliteettia, ja vaikka noin puolet alkaliteetin kulutuksesta voidaan korvata denitrifikaation tuottamalla alkaliteetilla, on alkalointikemikaalin lisäys usein välttämätön, jotta pH aktiivilieteprosessissa pysyisi neutraalina. Lisäksi ferrisulfaatin käyttö saostuskemikaalina kuluttaa alkaliteettia  $3 \text{ mol/mol Fe}$  (Rittmann & McCarty 2001, s. 539). Tarvittava alkalointikemikaalin määrä voidaan laskea seuraavasti:

$$Alk_{tarve} = Alk_{tavoite} - Alk_i + Alk_{kulutus,n} - Alk_{tuotto} + Alk_{kulutus,Fe} \quad (6)$$

, jossa  $Alk_{tarve}$  on tarvittava lisättävän alkaliteetin määrä (mmol/L),  $Alk_{tavoite}$  on haluttu alkaliteetin määrä käsittelyn jälkeen (mmol/L),  $Alk_i$  on biologiseen prosessiin tulevan jäteveden alkaliteetti (mmol/L),  $Alk_{kulutus,n}$  on alkaliteetin kulutus nitrifikaatiossa (mmol/L),  $Alk_{tuotto}$  on alkaliteetin tuotto denitrifikaatiossa (mmol/L) ja  $Alk_{kulutus,Fe}$  on raudan aiheuttama alkaliteetin kulutus (mmol/L).

Tulevan veden alkaliteettia ei analysoida Kullaanvuoren puhdistamolla, joten alkaliteetti arvioitiin muiden suomalaisten puhdistamoiden tietojen pohjalta (Leino 2016; HSY 2017). Arviona käytettiin lukemaa  $5,6 \text{ mmol/L}$ . Tarvittava jäännösalkaliteetin pitoisuus pH:n säilyttämiseksi välillä  $6,8-7,0$  on noin  $1,4 \text{ mmol/L}$  (Tchobanoglous et al. 2014, s. 766). Suomalaisilla puhdistamoilla on raportoitu lähtevän veden alkaliteetin vuosikeskiarvona  $1,9 \text{ mmol/L}$  (Leino 2016; HSY 2017). Näiden tietojen pohjalta jäännösalkaliteetin tavoitetasoksi valittiin  $1,5 \text{ mmol/L}$ . Mallissa alkalointikemikaaliksi valittiin sammutettu kalkki ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) sen yleisyyden ja edullisuuden vuoksi.

#### 4.2.3 Ulkoinen hiilenlähde

Denitrifikaatio vaatiman orgaanisen aineksen tarpeen täyttämiseksi prosessiin voi olla välttämätöntä lisätä ulkoista hiilenlähdettä. Mallissa hiilenlähteenä on metanoli ( $\text{CH}_3\text{OH}$ ), jota käytetään yleisesti denitrifikaation lisähiilen lähteenä (Leino 2016; HSY 2017). Metanoli syötetään esikäsiteltyyn jäteveeseen ennen biologista prosessia. Metanolin tarpeen määrittää denitrifikaation bsCOD-tarve, jonka laskenta esitetään luvussa 4.4.3. Metanoli sisältää  $1,5 \text{ g bsCOD/g CH}_3\text{OH}$ , joten tarvittava metanolin määrä voidaan laskea seuraavasti:

$$CH_3OH_{tarve} = \frac{1 \text{ g bsCOD}}{1,5 \text{ g } \frac{bsCOD}{gCH_3OH}} * (bsCOD_{tarve} - bsCOD_{tot}) \quad (7)$$

, jossa  $bsCOD_{tarve}$  on denitrifikaatiossa tarvittava bsCOD ( $g/m^3$ ) ja  $bsCOD_{tot}$  biologiseen prosessiin tuleva ja siinä tuotettu bsCOD-pitoisuus ( $g/m^3$ ) (Luku 4.4.3).

### 4.3 Fysikaaliset erotusmenetelmät

Mallissa painovoimaiseen laskeutukseen perustuvia erotusprosesseja ovat hiekanerotus, esiselkeytys, jälkiselkeytys ja lietteen tiivistys. Siivilöitymiseen ja suodattumiseen perustuvia prosesseja ovat mikrosiivilöinti ja jälkisuodatus. Näitä prosesseja mallinnettiin jakamalla jätevedessä oleva aines liukoiseen ja partikkelimaiseen fraktioon. Partikkelimaisen aineksen erotusaste ( $X_{SS}$ ) määrittää partikkelimaisen fraktion osuuden, joka sitoutuu poistettavaan lietejakeeseen. Sen sijaan liukoiset aineet jakautuvat yhtä suurena pitoisuutena niin lietteeseen kuin lähtevään veteen. Kullekin erotusmenetelmälle määritettiin erotusaste  $X_{SS}$  kirjallisuuden (Tchobanoglous et al. 2014; Kettunen 2016) ja/tai kokeellisten tutkimusten (Halttunen 2017) pohjalta.

#### 4.3.1 Saostuskemikaalien vaikutus

Saostuskemikalointi muuttaa jäteveden liukoisessa ja kolloidissa muodossa olevia aineita partikkelimaiseen muotoon (Ødegaard 1998). Kemikaloinnin vaikutus kiintoaineen tuottoon laskettiin arvioimalla kolloidista muodosta partikkelimaiseen muotoon muuttuvan aineksen (COD, ON, OP) osuus kokeellisten tutkimusten pohjalta (Halttunen 2017). Esimerkiksi sCOD:n pitoisuus kemikaloinnin jälkeen on:

$$sCOD_{kemikaloitu} = sCOD_i - X_{VDS \rightarrow VSS} * sCOD_i \quad (8)$$

, jossa  $sCOD_{kemikaloitu}$  on liukoinen COD kemikaalin syötön jälkeen ( $g/m^3$ ),  $sCOD_i$  liukoinen COD ennen kemikaalin syöttöä ( $g/m^3$ ) ja  $X_{VDS \rightarrow VSS}$  osuus (%), joka liukoisesta haihtuvasta kiintoaineesta muuttuu partikkelimaiseen muotoon kemikaloinnissa.

Vastaavasti pCOD lisääntyy kemikaloinnissa yhtä suurella määrällä kuin sCOD vähenee. Tuotetun VSS:n määrä lasketaan liukoisen COD:n vähenemän perusteella seuraavasti:

$$VSS_{kemikaloitu} = VSS_i + \frac{sCOD_i - sCOD_{kemikaloitu}}{COD/VDS} + VSS_{polym}. \quad (9)$$

, jossa  $VSS_{kemikaloitu}$  on VSS kemikaalin syötön jälkeen ( $g/m^3$ ),  $VSS_i$  VSS ennen kemikaalin syöttöä ( $g/m^3$ ), COD/VDS liukoisen haihtuvan kiintoaineen (VDS) sisältämä COD ( $g \text{ COD/g VDS}$ ) ja  $VSS_{polym}$  syötetyn polymeerin sisältämä VSS ( $g/m^3$ ).

Esi- ja jälkikäsitteilymenetelmissä käytetyt parametrit yhtälöissä 8 ja 9 on esitetty taulukossa 6. Prosesseissa, joihin ei liity kemikalointia, on  $X_{VDS \rightarrow VSS} = 0 \%$ , eikä COD/VDS -termiä tarvita laskennassa. Pienillä ferrisulfaatin annostuksilla ( $< 2 \text{ mol Fe/mol PO}_4$ ) kolloidin aineksen saostuminen on vähäistä (Halttunen 2017). Tästä syystä ferrisulfaattikemikaloinnilla kolloidin aineksen saostumista ei oletettu tapahtuvan.

**Taulukko 6.** Fysikaalisten erotusmenetelmien laskennassa käytetyt parametrit. [1] Tchobanoglous et al. (2014)s. 369, 381, 477 [2] Rautiainen et al.(2015), [3] Kettunen (2016)



[4] Halttunen (2017), [5] Pilot-kokeet (Luku 4.3.3), [6] Kuokkanen (2013), [7] Wang et al. (2007)

Prosessi	Kemikalointi	$X_{SS}$	$X_{VDS \rightarrow VSS}$	COD/VDS	Viite
Hiekanerotus	Ei kemikalointia	90 % FSS 2 % VSS	0 %	-	[1], [2], [3]
Esiselkeytyt	Ei kemikalointia	55 %	0 %	-	[1], [3], [4]
	PIX	65 %	0 %	-	[1], [2], [4]
Mikrosiivilöinti	Ei kemikalointia	50 %	0 %	-	[5]
	PIX	50 %	0 %	-	[5]
	Polymeeri	60 % (75 % <sup>1</sup> )	10 % (20 % <sup>1</sup> )	1,5	[4], [5]
	PIX+Polymeeri	60 %	10 %	1,5	[4], [5]
Jälkisuodatus	PIX+Polymeeri	95 %	10 %	1,5	[4]
Lietteen tiivistys	Ei kemikalointia	96 %	0 %	-	[7]

<sup>1</sup>Oletettu korkeapi mikrosiivilän tehokkuus (luku 4.3.3)

Polymeerit ovat rakenteeltaan orgaanista kiintoainesta, joten niiden lisääminen kasvattaa veden VSS-pitoisuutta syötetyn polymeerin määrällä. Kokonaiskiintoaineksen määrä lasketaan seuraavasti:

$$TSS_{kemikaloitu} = TSS_i + (VSS_{kemikaloitu} - VSS_i) + FSS_{kemikalointi} \quad (10)$$

jossa  $TSS_{kemikaloitu}$  on TSS kemikaalin syötön jälkeen ( $\text{g}/\text{m}^3$ ),  $TSS_i$  TSS ennen kemikaalin syöttöä ( $\text{g}/\text{m}^3$ ) ja  $FSS_{kemikalointi}$  kemikaloinnin (ferrisulfaatti) tuottaman inertin kiintoaineksen (kemiallisen lietteen) määrä ( $\text{g}/\text{m}^3$ ).

Saostuskemikaalin aiheuttama kemiallisen lietteen tuotto lasketaan mallissa reaktioyhtälön 5 perusteella, minkä lisäksi lasketaan muodostuvan ferrihydroksidin ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) määrä olettamalla fosfaattisakkaan sitoutumattoman raudan muodostavan ferrihydroksidia. Kemiallisen lietteen kokonaismäärä lasketaan näiden saostuvien jakeiden määränä, kun tiedetään metallin syöttömäärä ja sitoutuvan fosfaatin määrä.

### 4.3.2 Hiekanerotus

Hiekanerotustekniikaksi malliin valittiin ilmastettu hiekanerotus, johon on yhdistetty hiekan pesu. FSS:n poistotehokkuuden arvioitiin olevan 90 % (Tchobanoglous et al. 2014, s. 369) ja VSS:n poistotehokkuuden 2 % (Rautiainen et al. 2015). Tällöin käytetyllä VSS/TSS-suhteella 78 % TSS:n poistotehokkuus on 19,8 %. Hiekanerotusjätteen tilavuuden arvioimiseksi pestyn hiekan kiintoainepitoisuuden arvioitiin olevan TS-% = 90 % (Rautiainen et al. 2015; Kettunen 2016) ja hiekan ominaispainon 1,5 kg/L. Tällöin hiekan VS-% on 7 %, mikä vastaa Tchobanoglous et al. (2014, s. 381) esittämää tyypillistä suuruusluokkaa VS-% < 20 % ja on melko lähellä Kettusen (2016) esittämää arvoa VS-% < 5 %. Partikkelimaisista COD-, ON- ja OP- fraktioista hiekanerotuksessa poistuu VSS-poiston mukainen osuus. Hiekanerotus kuvattiin laskennassa kokonaisuutena sisältäen hiekan pesun ja pesuvesien palautuksen, jolloin prosessin materiaalivirtoja ovat ainoastaan tuleva ja lähtevä vesi sekä pesty hiekanerotusjäte. Hiekanerotusjäte ohjataan ulos prosessista erillisenä jätevirtana.

Hiekanerotuksen mitoitus laskettiin kahdelle linjalle siten, että hydrauliseksi viipymäksi maksimivirtaamalla valittiin 3 min. Näin laskettuna yhden linjan tilavuus on 31,25 m<sup>3</sup> ja yhteistilavuus 62,5 m<sup>3</sup>. Altaiden mitat (syvyys 2 m, leveys 2,2 m ja pituus 7,1 m) valittiin siten, että leveys:syvyys –suhde ja pituus:leveys –suhde asettuvat Tchobanoglous et al. (2014) esittämien tyypillisen vaihteluvälien (leveys:syvyys = 2...5; pituus:leveys = 3...5) sisälle.

### 4.3.3 Mikrosiivilä

Mikrosiivilän toiminta lasketaan mallissa luvussa 4.3.1 kuvatulla tavalla. Kemikalointivaihtoehtoiksi mikrosiivilälle valittiin 1) ei kemikalointia (MS), 2) PIX (MS+Fe), 3) polymeeri (MS+p) ja 4) PIX + polymeeri (MS+p+Fe). Mikrosiivilän partikkelimaisen aineksen erotusasteet ( $X_{SS}$ ) kalibroitiin pilot-kokeiden pohjalta kullekin kemikalointivaihtoehdolle. Lisäksi tutkittiin mikrosiivilöintiä polymeerin syötöllä olettaen mikrosiivilän tehokkuus pilot-kokeita korkeammaksi (MS+p<sub>O</sub>). Tapauksen MS+p<sub>O</sub> erotusaste valittiin siten, että denitrifikaation COD- tarve tulee juuri täytettyä. Mikrosiivilällä on saavutettu selvästi pilot-kokeita korkeampia poistotehokkuuksia, ja on perusteltua olettaa, että korkeampi erotusaste voitaisiin saavuttaa prosessia optimoimalla (Rusten & Ødegaard 2006; Väänänen et al. 2016).

Suodatusnopeudet mikrosiivilöillä vaihtelevat välillä 20–300 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h) jäteveden ominaisuuksista riippuen. 50 % kiintoaineen poistotehokkuuden ja 20 % COD:n poistotehokkuuden saavuttamiseksi vaaditaan yleensä alle 200 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h) suodatusnopeus (Rusten & Ødegaard 2006). Rustenin & Ødegaardin (2006) mukaan matalilla (20–25 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h)) suodatusnopeuksilla saavutetaan tyypillisesti yli 70 % kiintoaineen poistotehokkuus, ja suodatusnopeuden ollessa 100 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h) saavutetaan tyypillisesti noin 60 % kiintoaineen poistotehokkuus.

Mikrosiivilän mitoitus tehtiin neljälle Salsnes Filter SF6000-yksikölle, joille valmistajan ilmoittama maksimivirtaama on 1576 m<sup>3</sup>/h = 37824 m<sup>3</sup>/d (Salsnes Filter 2016), mikä vastaa 126 % laitoksen maksimivirtaamasta. Mikrosiivilöiden suodatuspinta-ala on yhteensä 8,8 m<sup>2</sup>, jolloin koko suodatuspinta-alan ollessa käytössä suodatusnopeus on keskimääräisellä 68,9 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h) ja maksimivirtaamalla 142,0 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h). Tapauksessa MS+p<sub>O</sub> mitoitusta väljennettiin, koska korkeita, 70–90 % kiintoaineen poistotehokkuuksia on raportoitu eniten matalilla, 20-25 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h) suodatusnopeuksilla (Rusten & Ødegaard 2006). Mitoitus laskettiin kuudella SF6000-yksiköllä, jolloin suodatusnopeus keskiarvotilanteessa on 45,9 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h) ja maksimitilanteessa 94,7 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h). Mikrosiivilän pilot-kokeissa suodatusnopeus oli 24,6–28,0 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h). Täyden mittakaavan laitoksen oletetaan kuitenkin toimivan pilot-kokeita tehokkaammin, kun polymeerin syöttöä ja viiran pyörimisnopeutta voidaan säätää tulevan jäteveden mukaisesti. Koska mitoitus ei vaikuta mikrosiivilän toimintaparametreihin, mallin toiminnan kannalta mitoituksella on vaikutusta ainoastaan arvioituun sähkönkulutukseen.

Pilot-kokeiden vesianalyysien tuloksista laskettiin keskimääräiset poistotehokkuudet COD:lle, kiintoaineelle ja ravinteille. Tulokset on esitetty taulukossa 7. Tulevan veden näytteenotto tapahtui laitoksen kanaalista vasta ferrisulfaatin syötön jälkeen, joten tulevan veden analyyseissa suuri osa tulevan veden vapaasta fosfaattifosforista sitoutui rautaan jo ennen näytteenottoa. Tästä johtuen ferrisulfaattia käytettäessä tulokset laskettiin käyttäen tulevan

veden PO<sub>4</sub>-pitoisuutena muiden ajojen keskimääräistä pitoisuutta. Näin ollen laskettu puhdistustehokkuus ei kuvaa kyseisten ajojen todellista tilannetta, mutta antaa suuntaa-antavia tuloksia fosfaatin poistotehokkuudesta käytettäessä ferrisulfaattia mikrosiivilällä. Käytetyt polymeerit olivat SNF Flopam 4400 HHS, Kemira C-492HMW ja Kemira C-493VP.

*Taulukko 7. Mikrosiivilän keskimääräiset puhdistustulokset pitoisuusperusteisena %-osuutena*

	<b>BOD- red. %</b>	<b>Std.dev. (%-yks.)</b>	<b>n</b>	<b>COD- red. %</b>	<b>Std.dev. (%-yks.)</b>	<b>n</b>	<b>TSS- red. %</b>	<b>Std.dev. (%-yks.)</b>	<b>n</b>	<b>VSS-red. %</b>	<b>Std.dev. (%-yks.)</b>	<b>n</b>
Ei kemikalointia	na	–	0	24,6 %	–	1	49,8 %	–	1	31,5 %	–	1
PIX	15,4 %	3,9 %	3	29,1 %	12,6 %	5	34,5 %	8,8 %	5	na	–	0
Polymeeri 1g/m3	na	–	0	37,4 %	3,2 %	3	53,3 %	3,6 %	3	28,5 %	7,3 %	3
Polymeeri 2 g/m3	na	–	0	34,1 %	5,7 %	5	59,5 %	5,2 %	5	42,6 %	12,9 %	5
PIX+polymeeri 1 g/m3	25,7 %	3,3 %	2	29,8 %	5,3 %	4	45,6 %	12,5 %	4	45,8 %	–	1
PIX+polymeeri 2 g/m3	25,5 %	1,7 %	2	27,9 %	5,9 %	7	42,1 %	8,5 %	7	na	–	0

	<b>N-red. %</b>	<b>Std.dev. (%-yks.)</b>	<b>n</b>	<b>NH4 - N - red. %</b>	<b>Std.dev. (%-yks.)</b>	<b>n</b>	<b>P-red. %</b>	<b>Std.dev. (%-yks.)</b>	<b>n</b>	<b>PO4-P - red. %</b>	<b>Std.dev. (%-yks.)</b>	<b>n</b>
Ei kemikalointia	28,6 %	–	1	15,9 %	–	1	11,0 %	–	1	–0,6 %	–	1
PIX	41,7 %	–	1	0,0 %	–	1	19,9 %	–	1	39,3 % <sup>1</sup>	–	1
Polymeeri 1g/m3	-0,6 %	10,9 %	3	7,4 %	7,9 %	3	17,5 %	3,8 %	3	1,4 %	2,3 %	3
Polymeeri 2 g/m3	11,4 %	13,7 %	6	2,7 %	21,7 %	6	18,9 %	27,0 %	6	4,6 %	43,2 %	6
PIX+polymeeri 1 g/m3	0,0 %	0,0 %	2	4,7 %	9,0 %	2	20,6 %	0,8 %	2	47,9 % <sup>1</sup>	4,0 %	2

<sup>1</sup> Laskettu käyttäen tulevan veden PO<sub>4</sub>-pitoisuutena muiden ajojen keskimääräistä pitoisuutta

n = koeajojen määrä

na = ei analysoitu

– = ei voitu määrittää

Tchobanoglous et al. (2014, s. 409) mukaan mikrosiivilällä saavutetaan tyypillisesti 25–35 % BOD:n poistotehokkuus ja 60–70 % TSS:n poistotehokkuus. Pilot-kokeiden tulokset asettuvat polymeeriä käytettäessä BOD:n osalta vaihteluvälin alapäähän, ja kiintoaineen osalta sen alle. Muissa mikrosiivilällä tehdyissä kokeissa on raportoitu BOD:n poistotehokkuuksia välillä 20–95 %, ja TSS:n poistotehokkuuksia välillä 50–95 % (Rusten & Ødegaard 2006; Väänänen et al. 2016). Vaihtelu tuloksissa on suurta, ja ne riippuvat merkittävästi kohteen jätevedestä ja prosessin operoinnista, kuten suodatusnopeudesta ja kemikaloinnista.

Mallinnuksessa mikrosiivilän erotusaste ja kolloidin aineen saostustekijä kalibroitiin taulukon 7 tietojen pohjalta. Mallinnuksessa käytetyt parametrit ja niiden mukaiset poistotehokkuudet, sekä pilot-kokeiden vastaavat tulokset on esitetty taulukossa 8. Tapauksen MS+p\_O erotusasteeksi oletettiin 75 %. Korkeamman erotusasteen lisäksi kolloidin aineksen saostustekijän arvioitiin olevan pilot-kokeiden mukaista korkeampi (20 %). Esimerkiksi Väänänen et al. (2016) raportoi 50–90 % fosforin poistotehokkuuksia ilman metallisaostusta kun TSS:n poistotehokkuus on 80–90 %. Koska liukoisen orgaanisen fosforin osuus on merkittävä osuus kokonaisfosforista, on näin korkeiden poistotehokkuuksien saavuttamiseksi suuri osa liukoisesta orgaanisesta fosforista muutettava partikkelimaiseen muotoon. Lisäksi Halttusen (2017) mukaan esikäsitellyssä 2 g/m<sup>3</sup> polymeeriannostuksella saostustekijän arvo on tyypillisesti noin 30 %. Vaihtoehtoa MS+Fe ei ole esitetty, koska se jätettiin tarkasteltujen ajojen ulkopuolelle.

**Taulukko 8.** Mikrosiivilän mallinnusparametrit ja niiden vertailu pilot-kokeiden tuloksiin.

	MS		MS+p		MS+p+Fe		MS+p_O
$X_{VDS \rightarrow VSS}$	0 %		10 %		10 %		20 %
$X_{SS}$	50 %		60 %		60 %		75 %
<b>Polymeerin annostus (g/m<sup>3</sup>)</b>	–		1,5		1,5		2,5
<b>Suodatusnopeus ka. m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>*h)</b>	68,9		68,9		68,9		45,9
<b>Poistotehokkuus (%)</b>	<b>Malli</b>	<b>Pilot-kokeet</b>	<b>Malli</b>	<b>Pilot-kokeet</b>	<b>Malli</b>	<b>Pilot-kokeet</b>	<b>Malli</b>
<b>TSS</b>	50,0 %	49,8 %	57,6 %	59,5 %	53,9 %	45,6 %	71,9 %
<b>COD</b>	28,1 %	24,6 %	36,3 %	34,1 %	36,3 %	29,8 %	48,3 %
<b>TN</b>	9,1 %	28,6 %	12,0 %	7,4 %	12,0 %	0,0 %	16,1 %
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	0,0 %	15,9 %	0,0 %	4,3 %	0,0 %	4,7 %	0,0 %
<b>TP</b>	14,5 %	11,0 %	18,4 %	18,5 %	56,3 %	20,6 %	33,7 %
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	0,0 %	-0,6 %	0,0 %	3,5 %	70,0 %	47,9 %	0,0 %

<sup>1</sup>Tulokset 2 g/m<sup>3</sup> polymeerin syötöllä

Taulukon 8 tiedoista havaitaan, että kiintoaineen ja COD:n poistotehokkuus vastaa käytetyillä parametreilla kohtuullisella tarkkuudella pilot-kokeiden tuloksia. Sen sijaan ravinteiden poistotehokkuudet vaihtelevat pilot-kokeissa voimakkaasti, eikä käytettyjen parametrien kalibrointi täysin vastaa näihin vaihteluihin. Pilot-kokeiden pienestä määrästä johtuen satunnaisvaihtelulla on merkittävä rooli, mistä syystä käytetyn laskentatavan arvioitiin kuvaavan mikrosiivilän toimintaa riittävällä tarkkuudella. Ferrisulfaatin lisäämisen vaikutus

fosforinpoistoon on mallissa selkeästi pilot-kokeita korkeampi, mutta voidaan olettaa, että täyden mittakaavan laitoksella fosforinpoistoa optimoimalla voidaan saavuttaa käytetty 70 % fosfaatin saostuksen taso, mikä vastaa tyypillistä tehokkuutta esiselkeytyksessä (Tchobanoglous et al. 2014) ja mikrosiivilällä saavutettuja fosforin poistotehokkuuksia (Väänänen et al. 2016).

#### 4.3.4 Esiselkeytyks

Esiselkeytyksen tyypiksi valittiin nelilinjainen selkeytyks suorakulmaisilla altailla. Esiselkeytyks mitoitettiin pintakuorman  $OR = Q/A_{es}$  perusteella siten, että pintakuorma on sekä keskivirtaamalla että maksimivirtaamalla halutulla vaihteluvälillä ja että hydraulinen viipymä (HRT) on keskivirtaamalla halutulla vaihteluvälillä (taulukko 9). Esiselkeytyksen kemikalointivaihtoehdot mallissa ovat 1) ei kemikalointia ja 2) PIX. Esiselkeytykslietteen kiintoainepitoisuudet oletettiin tyypillisten arvojen pohjalta. Mitoitusperusteet ja oletukset on esitetty taulukossa 9.

**Taulukko 9.** Esiselkeytyksen mitoituksen lähtökohdat ja oletukset. (Tchobanoglous et al. 2014)

Parametri	Arvo	Vaihteluväli	Yksikkö
Pintakuorma keskivirtaamalla	1,66	1,25–2,0	m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> *h)
Pintakuorma maksimivirtaamalla	3,5	3,3–5,0	m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> *h)
Hydraulinen viipymä keskivirtaamalla	2,41	1,5–2,5	h
Altaiden lukumäärä	4		kpl
Altaiden vesisyvyys	4		m
Lietteen kiintoainepitoisuus (ei PIX)	3,0		%
Lietteen kiintoainepitoisuus (PIX)	2,0		%

Esiselkeytyksen toiminta lasketaan luvussa 4.3 kuvatulla tavalla, ja erotusasteet (taulukko 6) on määritetty kirjallisuusarvojen pohjalta (Tchobanoglous et al. 2014, s. 477; Kettunen 2016) kullekin kemikalointivaihtoehdolle.

Huuhtoutumisnopeus on suure, joka kuvaa, millä horisontaalisella virtausnopeudella tietyn partikkelikoon ja ominaispainon omaavat laskeutuneet partikkelit suspendoituvat uudelleen virtaukseen. Mikäli virtausnopeus alittaa huuhtoutumisnopeuden, valitun partikkelikoon hiukkaset laskennallisesti pysyvät laskeutuneina. Kääntäen huuhtoutumisnopeutta hyödyntäen voidaan laskea kriittinen partikkelikoko, joka juuri huuhtoutuu valitulla virtausnopeudella. Näin voidaan valita partikkelikoko, jonka tulee säilyä laskeutuneena maksimivirtaamatilanteessa. Esiselkeytyksen mitoituksen riittävyys varmistetaan vertaamalla halutun partikkelikoon huuhtoutumisnopeutta altaan virtausnopeuteen. Huuhtoutumisnopeus voidaan laskea seuraavasti:

$$v_H = \left[ \frac{8k(s-1)gd}{f} \right]^{1/2} \quad (11)$$

, jossa  $v_H$  on huuhtoutumisnopeus (m/s),  $k$  huuhtoutumisvakio (0,05),  $s$  partikkelien ominaispaino (1,025),  $g$  putoamiskiihtyvyys (9,81 m/s<sup>2</sup>),  $d$  partikkelien halkaisija (1,0\*10<sup>-4</sup>m),  $f$

Darcy-Weisbach –kerroin (0,025). Suluissa annetut lukuarvot ovat laskennassa käytettyjä oletusarvoja (Tchobanoglous et al. 2014, s. 396-397).

#### 4.3.5 Jälkisuodatus

Jälkisuodatustekniikkana malliin valittiin hiekkasuodatus, johon voidaan yhdistää kemiallinen saostus ferrisulfaatilla. Jälkisuodatuksen mitoitus perustuu maksimisuodatusnopeuteen, joka tulisi olla 5–24 m/h, ja normaalitilanteessa < 10m/h (Kettunen 2016). Suodatusnopeudeksi maksimivirtaamatilanteessa valittiin 17,5 m<sup>3</sup>/h, jolla keskivirtaamatilanteessa suodatusnopeus on noin 8 m/h. Jälkisuodatuksen erotusaste määritettiin jälkisuodatuksen tehokkuuden ja jälkisuodatetun lähtevän veden tyypillisten ominaisuuksien pohjalta (Kuokkanen 2013; Tchobanoglous et al. 2014, s. 1128; Kettunen 2016; Leino 2016; HSY 2017).

Suodatuksen pesuveden määrän arvioitiin olevan 2 % suodatetusta vedestä (Rautiainen et al. 2015). Jälkisuodatuksen pesuvedet johdetaan prosessin alkuun ennen esikäsittelyä ja niiden aiheuttama kuormitus otetaan huomioon esikäsittelyyn tulevan veden laskennassa. Vaikka perinteisessä hiekkasuodatuksessa pesuvesiä muodostuu vain pesujen yhteydessä, oletettiin mallissa pesuvesien palautuksen tapahtuvan jatkuvana. Käytännössä tämä voitaisiin toteuttaa esimerkiksi johtamalla pesuvedet tasausaltaaseen.

#### 4.3.6 Lietteen tiivistys

Lietteen tiivistys perustuu esi- ja jälkiselkeytyksen tapaan painovoimaiseen laskeutukseen, ja sen laskenta mallissa on analogista muiden fysikaalisten erotusmenetelmien kanssa. Lietteentiivistysaltaiksi valittiin pyöreät altaat ja altaiden vesisyvyudeksi 2,5 m Wang et al. (2007, s. 53) esittämien tyypillisten arvojen pohjalta. Linjojen lukumäärä lasketaan mallissa käyttäen halkaisijan maksimiarvona 10 m (Kettunen 2016). Lietteen tiivistyksen erotusaste määritettiin lietteen tiivistyksen tyypillisten toimintaparametrien pohjalta olettaen tiivistetyn lietteen kiintoainepitoisuudeksi 4 % ja kiintoaineen erotusasteeksi 96 % (Wang et al. 2007; Tchobanoglous et al. 2014). Lietteen tiivistyksen rejektivesi palautetaan puhdistamolle ennen esikäsittelyä, ja tämä otetaan huomioon esikäsittelyyn tulevan jäteveden ominaisuuksissa.

Lietteen tiivistys mitoitetaan mallissa kiintoainekuorman perustuen ottaen huomioon lietteen kiintoainepitoisuus. Mallin käyttämät kiintoainekuorman arvot laskettiin interpoloimalla Tchobanoglous et al. (2014, s. 1490) esittämiä arvoja tulevan lietteen kiintoainepitoisuuksille 0,5–4 %. Kiintoainekuorman arvo valitaan sekalietteen kiintoainepitoisuuden mukaan, ja lietteen tiivistimien pinta-ala lasketaan tulevan kuiva-aineen ja kuiva-ainekuorman suhteena:

$$A_{lt} = \frac{TS_{liete}}{TS''} \quad (12)$$

, jossa  $A_{lt}$  on lietteentiivistimien yhteispinta-ala,  $TS_{liete}$  tulevan lietteen kiintoainemäärä (kg TS/d) ja  $TS''$  kuiva-ainekuorma (kg TS/m<sup>2</sup>\*d). Lisäksi lietteentiivistyksen mitoituksessa huomioidaan pintakuorma, jonka tulisi olla välillä 6–12 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>\*d sekalietteen tiivistyksessä (Tchobanoglous et al. 2014, s. 1489)

#### 4.4 Biologinen prosessi

Mallin biologiseksi prosessiksi valittiin DN-aktiivilieteprosessi, joka on yleinen prosessi biologisen typenpoiston sisältävillä laitoksilla. Biologisen prosessin linjojen lukumääräksi valittiin 4 tulevan jäteveden mitoitustilanteen ja ilmastusaltaan ohjeellisen maksimikoon (2010) perusteella. Ilmastusallassa mallinnettiin kaksilohkoisena, eli allas koostuu yhdestä anoksisesta ja yhdestä aerobisesta lohkoista, joiden tilavuudet ovat vakiot sekä mitoitus- että keskiarvotilanteessa. Anoksisen vaiheen tilavuudeksi valittiin Rautiainen et al. (2015) mukaisesti 25 % kokonaistilavuudesta, jolloin aerobisen vaiheen osuus kokonaistilavuudesta on 75 %. Lohkot oletettiin täysin sekoittuviksi, eikä liukoisen hapen kulkeutumista anoksisen vaiheeseen otettu huomioon. Biologisen prosessin mitoituksessa käytetyt lähtöoletukset on esitetty taulukossa 10.

**Taulukko 10.** Biologisen prosessin mitoituksessa käytetyt oletukset. [1] Davis (2010), [2] Kettunen (2016), [3] Rautiainen et al. (2015), [4] Sahlstedt (2012) [5] Tchobanoglous et al. (2014, s. 890, 1458)

Kohde	Parametri	Arvo	Yksikkö	Viite
Ilmastusallassa	Altaiden lukumäärä	4	kpl	[1] <sup>1</sup>
	Altaiden vesisyvyys	6,0	m	[1]
	Lietepitoisuus mit. tilanteessa $x_{MLSS,mit}$	4500	g/m <sup>3</sup>	[2], [3], [4]
	Lietepitoisuus ka. tilanteessa $x_{MLSS,ka}$	3500	g/m <sup>3</sup>	[2], [3], [4]
	Ilmastusaltaan happipitoisuus $DO$	2,0	mg/L	[5]
Jälkiselkeytyksessä	Altaiden lukumäärä	4	kpl	[5]
	Altaiden vesisyvyys	4,0	m	[5]
	Pintakuorma	18	m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> *d)	[5]
	Kiintoainekuorma keskivirtaamalla	6,0	kg TSS/(m <sup>2</sup> *d)	[5]
	Jälkiselkeytyslietteen kiintoainepitoisuus	0,8 %		[5]

<sup>1</sup> Allastilavuus korkeintaan 3000 m<sup>3</sup> aerobiselle vaiheelle

Biologisen prosessin mitoituksessa on keskeisessä osassa biokineettinen laskenta, ja sen pohjana olevat biokineettiset vakiot on esitetty taulukossa 11. Taulukon 11 vakioista aerobisten heterotrofiin arvoja käytetään laskennassa aerobisen vaiheen respiraation osalta, denitrifioivien heterotrofiin arvoja anoksisen vaiheen respiraation osalta ja nitrifioivien mikrobien arvoja aerobisessa vaiheessa tapahtuvan nitrifikaation osalta.

**Taulukko 11.** Biologisen prosessin laskennassa käytetyt biokineettiset vakiot [1] Tchobanoglous et al. (2014, s. 755) [2] Rittmann & McCarty (2001)

Selite	Lämpötilan korjauskerroin	Standardiarvo	Keskiarvotilanne	Mitointitilanne	Yksikkö
Lämpötila		20	7,2	12,0	°C
<b>Aerobiset heterotrofit</b>	<b><math>\Phi</math></b>	<b><math>C_{20}</math></b>	<b><math>C_{t,ka}</math></b>	<b><math>C_{t,mit}</math></b>	
Mikrobien					
$\mu_{max,h}$	maksimikasvunopeus	1,07	6,00	3,49	1,55 g VSS/g VSS·d
$K_{s,h}$	Puolinopeusvakio	1,00	8,00	8,00	g bCOD/m <sup>3</sup>
$Y_h$	Heterotrofisen biomassan	0	0,45	0,45	g VSS/g bCOD



tuotto						
$b_h$	Mikrobien					
	kuolemis/hajoamisnopeus	1,04	0,12	0,088	0,055	g VSS/g VSS·d
$f_{d,h}$	Solujäteeseen jäävä osuus					
	solumassasta	0	0,15	0,21	0,15	
$K_{O_2,h}$	Liukoisen hapen					
	puolinopeusvakio	0	0,2	0,2	0,2	g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>
<b>Denitrifioivat heterotrofit</b>		<b><math>\Phi</math></b>	<b><math>C_{20}</math></b>	<b><math>C_{t,ka}</math></b>	<b><math>C_{t,mit}</math></b>	
$\mu_{max,d}$	Mikrobien					
	maksimikasvunopeus	1,07	3,12	1,81	0,81	g VSS/g VSS·d
$K_{s,d}$	Puolinopeusvakio	1,00	1,00	1,00	1,00	g bCOD/m <sup>3</sup>
	Heterotrofisen biomassan					
$Y_d$	tuotto		0,26	0,26	0,26	g VSS/g bCOD
	Mikrobien					
$b_d$	kuolemis/hajoamisnopeus	1,04	0,05	0,04	0,02	g VSS/g VSS·d
	Solujätteen osuus solumassasta		0,15	0,15	0,15	
$f_{d,d}$	Liukoisen hapen					
	puolinopeusvakio					
<b>Nitrifioijat</b>		<b><math>\Phi</math></b>	<b><math>C_{20}</math></b>	<b><math>C_{t,ka}</math></b>	<b><math>C_{t,mit}</math></b>	
$\mu_{max,n}$	Mikrobien					
	maksimikasvunopeus	1,072	0,9	0,52	0,22	g VSS/g VSS·d
$K_{s,n}$	Puolinopeusvakio	1,029	0,5	0,40	0,28	g NH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup>
	Nitrifioivan biomassan tuotto		0,21	0,15	0,21	g VSS/ g NH <sub>4</sub>
$Y_n$	Mikrobien					
	kuolemis/hajoamisnopeus	1	0,17	0,17	0,17	g VSS/g VSS·d
$k_{dn}$	Solujäteeseen jäävä osuus					
	solumassasta		0,15	0,15	0,15	
$f_{d,n}$	Liukoisen hapen					
	puolinopeusvakio		0,5	0,5	0,5	g O <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>

#### 4.4.1 Monod'n kinetiikka

Yleisimmin käytetty tapa kuvata mikrobien kasvun kinetiikkaa on ns. Monod'n yhtälö ja siitä johdetut erikoistapaukset. Monod'n yhtälö kuvaa mikrobien kasvunopeutta seuraavasti:

$$\mu_{syn} = \left( \frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt} \right)_{syn} = \mu' \frac{S}{K + S} \quad (13)$$

, jossa  $\mu_{syn}$  on spesifinen kasvunopeus (1/d),  $X_a$  aktiivisen biomassan pitoisuus (g/m<sup>3</sup>),  $t$  aika (d),  $S$  rajoittavan substraatin pitoisuus (g/m<sup>3</sup>),  $\mu'$  maksimaalinen spesifinen kasvunopeus (1/d) ja  $K$  substraatin puolinopeuspitoisuus (g/m<sup>3</sup>)

Monod'n yhtälöllä voidaan esittää jatkuva siirtymä matalilla S:n arvoilla havaittavasta ensimmäisen asteen riippuvuudesta korkeiden S:n arvojen 0. asteen riippuvuuteen, kun lähestytään saturaatioarvoa  $\mu = \mu'$ . Puolinopeuspitoisuudella, eli kun  $S=K$ , kasvunopeus on  $\mu=1/2 * \mu'$ . Kun kasvun lisäksi otetaan huomioon biomassan hajoaminen, saadaan aktiivisen biomassan tuotolle

$$\mu = \mu_{syn} + \mu_{dec} = \left( \frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt} \right)_{syn} + \left( \frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt} \right)_{dec} = \mu' \frac{S}{K + S} - b \quad (14)$$

, jossa  $\mu$  on aktiivisen biomassan nettokasvunopeus (1/d),  $\mu_{dec}$  on hajoamisen spesifinen kasvunopeus (1/d) ja  $b$  on hajoamiskerroin (1/d)

Biomassan hajotessa suurin osa hajonneesta massasta hapetetaan, mutta osasta tuotetaan inerttiä biomassaa. Biomassan hajoaminen voidaan jakaa respiraation ja inertin biomassan tuottoon seuraavasti:

$$\begin{aligned} \left(\frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt}\right)_{dec} &= \left(\frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt}\right)_{resp} + \left(\frac{1}{X_a} \frac{dX_a}{dt}\right)_{inert} \\ &= -f_d b - \frac{1}{X_a} \frac{dX_i}{dt} = -f_d b - (1 - f_d) b = -b \end{aligned} \quad (15)$$

, jossa  $f_d$  on aktiivisen biomassan biohajoava osuus ja  $X_i$  inertin biomassan pitoisuus ( $\text{g/m}^3$ ). (Rittmann & McCarty 2001)

Näistä esimerkinomaisista perustapauksista voidaan edelleen johtaa monimutkaisempia biologisia prosesseja kuvaavia yhtälöitä. Tchobanoglous et al. (2014, s. 588-604) esittää Monod'n kinetiikkaan perustuvan laskentatavan, jolla voidaan kuvata aktiivilieteprosessin biologista kinetiikkaa. Tätä laskentatapaa on hyödynnetty biologisen prosessin laskennassa.

#### 4.4.2 Lieteiän laskenta

Ilmastusaltaan mitoitus perustuu laskennalliseen biomassan tuottoon ja sen pohjalta laskettuun lieteikään (SRT) halutulla lietepitoisuudella  $X_{MLSS}$ . Ilmastusaltaan mitoituksen ja lieteiän määräävä tekijä on nitrifikaation nopeus, sillä nitrifikaatio tapahtuu hiiliyhdisteiden hapettamista hitaammin. Koska ilmastusaltaan happipitoisuus on korkea ( $2,0 \text{ g/m}^3$ ) ja jäteveden lämpötila matala ( $< 25^\circ\text{C}$ ), nitrifikaation ensimmäinen vaihe on jälkimmäistä hitaampi, ja ammoniumin hapetus on reaktionopeutta määräävä reaktion vaihe. Tästä syystä laskenta perustuu ammoniumia hapettavien mikrobien maksiminopeuteen. (Tchobanoglous et al. 2014)

Lieteikä lasketaan halutulla lähtevän ammoniumtyypen pitoisuudella, jonka avulla lasketaan kriittinen solujen viipymä. Nitrifioivien mikrobien maksimikasvunopeus lasketaan seuraavasti:

$$\mu_{max,n,DO} = \frac{\mu_{max,n} * DO}{DO + K_{O_2,n}} \quad (16)$$

, jossa  $\mu_{max,n,DO}$  on happipitoisuuden huomioiva nitrifioivien mikrobien maksimikasvunopeus ( $\text{g VSS}/(\text{g VSS} * \text{d})$ ),  $DO$  liukoisen hapen pitoisuus ( $\text{g/m}^3$ ) ja  $K_{O_2,n}$  liukoisen hapen puolinopeusvakio (taulukko 11). Kasvunopeus reaktorin olosuhteissa lasketaan edelleen

$$\mu_n = \left(\frac{\mu_{max,n,DO} * N_e}{K_n + N_e}\right) \left(\frac{DO}{K_{O_2,n} + DO}\right) - b_n \quad (17)$$

seuraavasti:

, jossa  $N_e$  lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ( $\text{g N/m}^3$ ) ja  $\mu_n$  nitrifioivien mikrobin kasvunopeus ( $1/\text{d}$ ) ja biokineettiset vakiot taulukon 11 mukaisesti. Kriittinen solujen viipymä lasketaan nitrifioivien mikrobin kasvunopeuden käänteislukuna:

$$\theta_{c,min} = \mu_n^{-1} \quad (18)$$

, jossa  $\theta_{c,min}$  on kriittinen solujen viipymä (d).

Aerobisen vaiheen mitoitustietokä lasketaan kertomalla kriittinen solujen viipymä varmuuskertoimella (TKN-typen huippukuorman suhde mitoituskuormaan).

$$\theta_c = \frac{TKN_{max}}{TKN_{ka}} * \theta_{c,min} \quad (19)$$

$\theta_c$  aerobinen mitoitustietokä (d),  $TKN_{max}/TKN_{ka}$  Kjeldahl-typen huippukuorman ( $\text{kg/d}$ ) ja keskiarvokuorman ( $\text{kg/d}$ ) suhde (Kullanvuoren analyysiaineiston mukaisesti 1,35)

$N_e$ :n mitoitusarvo ( $2 \text{ g/m}^3$ ) on valittu alustavan lupaehdon ja tyypillisten lähtevän veden arvojen pohjalta (Taulukko 2). Käytännössä varmuuskertoimen käytön ansiosta lähtevä ammoniumtyyppipitoisuus on tätä matalampi, ja voidaan laskea seuraavasti:

$$N_e = \frac{K_n(1 + b_n * \theta_c)}{\theta_c(\mu_{max,n,DO} - b_n) - 1,0} \quad (20)$$

Kaava 20 saa arvoksi halutun mitoitusarvon, kun tietokä vastaa kriittistä solujen viipymää. Varmuuskertoimen  $TKN_{max}/TKN_{ka}$  ansiosta tietokä on kriittistä solujen viipymää korkeampi ja  $N_e$  siten mitoitusarvoa matalampi.

#### 4.4.3 Denitrifikaatio ja COD

Denitrifikaatiossa elektronidonorina käytetään orgaanista hiiltä, mistä johtuen denitrifikaatiossa liukoisessa muodossa olevaa orgaanista ainetta tarvitaan nitraatin pelkistämiseen nitraatin happiekvivalenttia vastaavasti  $2,86 \text{ g bsCOD/g NO}_3\text{-N}$ . Sen lisäksi orgaanista ainetta tarvitaan biomassan tuottoon, jota välttämättä tapahtuu denitrifikaatiossa. Denitrifikaatiossa kuluva bsCOD voidaan laskea kaavasta

$$S_0 - S_d = \frac{2,86}{1 - k Y_N} * NO_3 \quad (21)$$

, jossa  $k$  on biomassaan sitoutuvan orgaanisen aineen määrä ( $1,42 \text{ g bsCOD/ g VSS}$ ) ja  $Y_N$  on nettobiomassantuotto ( $\text{g VSS / g bsCOD}$ ) ja  $NO_3$  denitrifioitava  $NO_3\text{-N}$  ( $\text{g/m}^3$ ).  $Y_N$  lasketaan seuraavasti:

$$Y_N = \frac{Y_d}{1 + b_d * \theta_c} \quad (22)$$

Koska anoksisen vaiheeseen aina kulkeutuu pieni määrä happea, ja osa COD:sta jatkaa anoksisesta vaiheesta eteenpäin, käytännössä tarvittava bsCOD/ $NO_3\text{-N}$  suhde on hieman kaavan

21 mukaista korkeampi, tyypillisesti noin 1,1–1,3 -kertaisesti teoreettinen määrä. (Tchobanoglous et al. 2014) Tarvittava bsCOD:n määrä on arvioitu mallissa kaavan 21 pohjalta käyttämällä varmuuskerrointa 1,2:

$$bsCOD_{tarve} = 1,2 * (S_0 - S_d) \quad (23)$$

Mikäli tulevan jäteveden bsCOD-pitoisuus ei riitä denitrifikaation tarpeeseen, on jäteveden pCOD:a hydrolysoitava tai solumassaa hajotettava endogeenisesti liukoiseen muotoon. Denitrifikaatioon käytettävissä oleva bsCOD:n kokonaismäärä on laskettu ottaen huomioon pCOD:n hydrolyysi ja endogeenisen biomassan hajotuksen tuottama bsCOD. Mikäli bsCOD:n kokonaismäärä, sisältäen hydrolyysissä syntyneen bsCOD:n, ei ole riittävä denitrifikaation tarpeeseen, on bsCOD:n määrää kasvatettava lisäämällä ulkoista hiilenlähdettä. Mallissa bsCOD:n määrää kasvatetaan tarvittaessa metanolin lisäyksellä.

BsCOD:n kokonaismäärä anoksisessa vaiheessa lasketaan seuraavasti:

$$bsCOD_{tot} = bsCOD_i + bsCOD_{hyd} + bsCOD_{endo} + bsCOD_{metanoli} \quad (24)$$

, jossa  $bsCOD_{tot}$  on bsCOD:n kokonaismäärä ( $g/m^3$ )  $bsCOD_i$  on tuleva bsCOD ( $g/m^3$ ),  $bsCOD_{hyd}$  pCOD:n hydrolyysissä muodostuva bsCOD ( $g/m^3$ ),  $bsCOD_{endo}$  endogeenisessä solujen hajotuksessa muodostuva bsCOD ( $g/m^3$ ) ja  $bsCOD_{endo}$  lisätyn metanolin sisältämä bsCOD ( $g/m^3$ )

Hydrolysoituvan bsCOD:n määrä lasketaan yhtälöstä (Rittmann & McCarty 2001, s. 188-191):

$$bsCOD_{hyd} = pCOD_i - \frac{pCOD_i}{1 + k_{hyd} * \theta} \quad (25)$$

, jossa  $pCOD_i$  on tuleva pCOD,  $k_{hyd}$  hydrolyysin nopeus (0,2 g bsCOD/ g pCOD \*d) (Rittmann & McCarty 2001) ja  $\theta$  anoksisen vaiheen hydraulinen viipymä (HRT) (d).

Endogeenisen hajoamisen tuottama bsCOD lasketaan seuraavasti:

$$bsCOD_{endo} = k * b_d * MLVSS * \theta \quad (26)$$

, jossa  $k$  on biomassaan sitoutuvan orgaanisen aineen määrä (1,42 g bsCOD/ g VSS),  $b_d$  on endogeenisen hajotuksen nopeus denitrifikaatiossa (g VSS / g VSS \*d) (Taulukko 11) ja MLVSS VSS-pitoisuus ilmastusaltaassa ( $g/m^3$ ).

#### 4.4.4 Biomassan tuotto

Biomassan tuotto lasketaan erikseen anoksiselle ja aerobiselle vaiheelle. Anoksisen vaiheen lietteentuotto lasketaan vastaavasti kuin aerobisten heterotrofien lietteentuotto, kuitenkin käyttäen denitrifioivien heterotrofien biokineettisiä vakioita (Taulukko 11).

Anoksiselle vaiheelle lietteentuotto lasketaan seuraavasti:

$$P_{x,bio,anox} = \frac{QY(S_0 - S_d)(10^{-3} \frac{kg}{g})}{1 + b_d \theta_c} \quad (27)$$

$$+ \frac{(f_d)(k_d)QY(S_0 - S_d)(\theta_c) \left(10^{-3} \frac{kg}{g}\right)}{1 + b_d \theta_c}$$

jossa  $P_{x,bio,anox}$  on biomassantuotto (kg/d),  $Q$  on tuleva virtaama (m<sup>3</sup>/d),  $S_0$  on anoksiseen altaaseen tulevan veden bCOD (g/m<sup>3</sup>),  $S_d$  anoksisesta vaiheesta lähtevä bCOD (g/m<sup>3</sup>),  $\theta_c$  lieteikä (d) ja biokineettiset vakiot taulukon 11 mukaisesti.

Aerobiselle vaiheelle lietteentuotto lasketaan vastaavasti, ottaen huomioon nitrifikaation lietteentuotto:

$$P_{x,bio,aero} = \frac{QY(S_d - S)(10^{-3} \frac{kg}{g})}{1 + b_h \theta_c} \quad (A) \quad (28)$$

$$+ \frac{(f_d)(k_d)QY(S_d - S)(\theta_c) \left(10^{-3} \frac{kg}{g}\right)}{1 + b_h \theta_c} \quad (B)$$

$$+ \frac{QY_n(NO_x)(10^{-3} \frac{kg}{g})}{1 + b_n \theta_c} \quad (C)$$

, jossa  $P_{x,bio,aero}$  on biomassantuotto (kg/d),  $Q$  on tuleva virtaama (m<sup>3</sup>/d),  $S_b$  on aerobiseen altaaseen tuleva bCOD (g/m<sup>3</sup>),  $S$  lähtevä bCOD (g/m<sup>3</sup>),  $NO_x$  nitrifioitava NH<sub>4</sub>-N (g/m<sup>3</sup>) ja biokineettiset vakiot taulukon 11 mukaisesti.

Lähtevä bCOD (g/m<sup>3</sup>) lasketaan seuraavasti:

$$S = \frac{K_s(1 + b_h * \theta_c)}{\theta_c(\mu_{max,h} - b_h) - 1} \quad (29)$$

jossa biokineettiset vakiot ovat taulukon 11 mukaisia.

Nitrifioitavan typen määrä lasketaan iteratiivisesti siten, että lietteentuotto  $P_{x,bio}$  lasketaan käyttäen oletusta  $NO_x = 0,8 * TKN_i$ , jossa  $TKN_i$  on tuleva kjeldahl-tyyppi ( $TKN = NH_4-N + ON$ ). Uusi arvo  $NO_x$ :lle lasketaan saatua lietteentuoton arvoa käyttäen seuraavasti:

$$NO_x = TKN_i - N_e - 0,12 \left( \frac{P_{x,bio}}{Q} \right) \quad (30)$$

$N_e$  on lähtevän ammoniumtypen pitoisuus (g/m<sup>3</sup>), joka lasketaan kaavan 20 mukaisesti. Iterointia jatketaan, kunnes  $NO_x$ :n arvo muuttuu korkeintaan 0,1 g/m<sup>3</sup> iterointikierrosten välillä. Käytännössä mallin ajoissa tähän vaadittiin 3 iterointikierrosta. Biomassan tuoton pohjalta lasketaan kokonaislietteentuotto seuraavasti:

$$P_{x,TSS} = \frac{P_{x,bio}}{0,85} + Q(nbVSS_i + FSS_i) \left(10^{-3} \frac{kg}{g}\right) \quad (31)$$

, jossa  $P_{x,TSS}$  on kokonaislietteentuotto (kg/d),  $nbVSS_i$  on tuleva  $nbVSS$ -pitoisuus ( $g/m^3$ ) ja  $FSS_i$  on tuleva  $FSS$ -pitoisuus ( $g/m^3$ )

Lietteentuoton avulla prosessissa olevan aktiivilietteen massalle saadaan

$$MLSS = P_{x,TSS} * \theta_c \quad (32)$$

, jossa  $MLSS$  ilmastusaltaassa olevan aktiivilietteen massa (kg).

Mitoituksessa valitun lietepitoisuuden perusteella lasketaan aerobisen altaan tilavuus, jolla saavutetaan haluttu aerobinen lieteikä lietteentuoton ollessa tunnettu. Lieteikä voidaan ilmaista seuraavasti:

$$\theta_c = \frac{MLSS}{WAS} = \frac{V_{aero} * X_{MLSS}}{Q_{WAS} * X_{MLSS}} = \frac{V_{aero}}{Q_{WAS}} \quad (33)$$

, jolloin

$$V_{aero} = \frac{MLSS}{X_{MLSS}} \quad (34)$$

Yhtälöissä 33–34  $\theta_c$  on aerobinen lieteikä (d),  $V_{aero}$  aerobisen vaiheen tilavuus ( $m^3$ ),  $X_{MLSS}$  lietepitoisuus ( $g/m^3$ ),  $WAS$  poistettava lietteen massa (kg/d) ja  $Q_{WAS}$  poistettavan lietteen tilavuus ( $m^3/d$ ). Keskiarvotilanteen laskennassa käytetään mitoitusilanteessa laskettua allastilavuutta, ja valittu lietepitoisuus saavutetaan muuttamalla poistettavan lietteen määrää siten, että lietteen tuotto ja poisto ovat tasapainossa yhtälön 33 mukaisesti.

#### 4.4.5 Hapentarve ja ilmastus

DN-prosessin happea kuluu orgaanisen aineen hapettamiseen ja nitrifikaatioon. Sen sijaan denitrifikaatio vähentää hapentarvetta. Hapettettavan orgaanisen aineen määrä on poistettavan bCOD:n määrä vähennettynä biomassan sitoutuvan COD:n määrällä. Teoreettisesti nitrifikaatio kuluttaa happea  $4,57 \text{ g O}_2/\text{g N}$ , ja denitrifikaatiossa sitä vapautuu  $2,86 \text{ g O}_2/\text{g N}$ , joten kokonaishapentarve prosessissa voidaan ilmaista seuraavasti

$$R_O = Q(S_0 - S) - 1,42 P_{x,bio} + 4,57 * Q(NO_x) - 2,86 * Q(NO_x - NO_{x,e}) \quad (35)$$

, jossa  $R_O$  on hapentarve,  $Q$  virtaama,  $S$  tulevan veden bCOD ( $g/m^3$ ),  $S_0$  lähtevän veden bCOD ( $g/m^3$ ),  $P_{x,bio}$  biomassan tuotto (kg VSS/d),  $NO_x$  nitrifioitavan typen määrä ( $g N/m^3$ ),  $NO_{x,e}$  lähtevän veden nitraattitypen määrä ( $g N/m^3$ ).

Ilmastuksen ilmamäärä lasketaan hapentarpeen perusteella standardihapensiirtonopeuden (Standard Oxygen Transfer Rate, SOTR) laskennalla. SOTR lasketaan seuraavasti:

$$SOTR = \left( \frac{OTR_f}{\alpha F} \right) \left[ \frac{c_{\infty 20}}{\beta \left( \frac{c_{sT}}{c_{s20}} \right) \left( \frac{P_b}{P_a} \right) c_{\infty 20} - c} \right] (1,024)^{20-T} \quad (36)$$

, jossa  $SOTR$  on standardihapensiirtonopeus (kg/h),  $OTR_f$  todellinen hapensiirtonopeus (kg/h),  $\alpha$  suhteellinen siirtonopeus puhtaaseen veteen,  $\beta$  suhteellinen liukoisen hapen (DO) kyllästymiskerroin puhtaaseen veteen,  $F$  ilmastimen tukkeutumiskerroin,  $c_{sT}$  liukoisen hapen kyllästyspitoisuus merenpinnan tasolla lämpötilassa  $T$  (mg/L),  $c_{s20}$  liukoisen hapen kyllästyspitoisuus merenpinnan tasolla lämpötilassa  $20^\circ\text{C}$  (mg/L),  $c_{\infty 20}$  liukoisen hapen kyllästyspitoisuus merenpinnan tasolla lämpötilassa  $20^\circ\text{C}$  diffusori-ilmastukselle (mg/L),  $c$  liukoisen hapen tavoitepitoisuus ilmastusaltaassa (mg/L),  $P_a$  standardipaine merenpinnan korkeudella (kPa),  $P_b$  paine kohteen korkeustasolla (kPa) ja  $T$  ilmastusaltan lämpötila ( $^\circ\text{C}$ ).  $c_{sT}$ :n arvot on määritetty Davisin (2010) esittämien veden liukoisen hapen taulukkoarvojen mukaisesti.

Yllämainituista termeistä  $c_{\infty 20}$  lasketaan yhtälöstä

$$c_{\infty 20} = c_{s20} \left[ 1 + d_e \left( \frac{D_f}{P_a} \right) \right] \quad (37)$$

, jossa  $d_e$  on syvyyden puolivälin korjauskkerroin ja  $D_f$  ilmastimien upotussyvyys

Suhteellinen paine  $P_a/P_b$  lasketaan yhtälöstä

$$\frac{P_a}{P_b} = e^{\left[ \frac{-gM(z_b - z_a)}{RT} \right]} \quad (38)$$

, jossa  $g$  on putoamiskiihtyvyys ( $\text{m/s}^2$ ),  $M$  ilman moolimassa (kg/mol),  $z_a$  merenpinnan korkeustaso (0 m) ja  $z_b$  kohteen korkeustaso (m).

Tarvittava ilmamäärä lasketaan saadun  $SOTR$ :n ja ilmastimien standardihapensiirtotehokkuuden (Standard Oxygen Transfer Efficiency, SOTE) perusteella

$$Q_{ilma} = \frac{SOTR}{SOTE * OTR_f} = \frac{SOTR}{SOTE' * D_f * OTR_f} \quad (39)$$

, jossa  $SOTE$  on standardihapensiirtonopeus (%) ja  $SOTE'$  on  $SOTE$  ilmastimien upotussyvyyttä kohti ilmaistuna (%/m)

Mallissa käytetyt kaavojen 36–39 parametrien arvot on esitetty taulukossa 12

**Taulukko 12.** Ilmastuksen laskennassa käytetyt parametrit. (Davis 2010; Tchobanoglous et al. 2014)

Parametri	Arvo	Yksikkö
$T_{\text{mitoitus}}$	7,2	$^\circ\text{C}$
$T_{\text{keskiarvo}}$	12,0	$^\circ\text{C}$
$\alpha$	0,65	

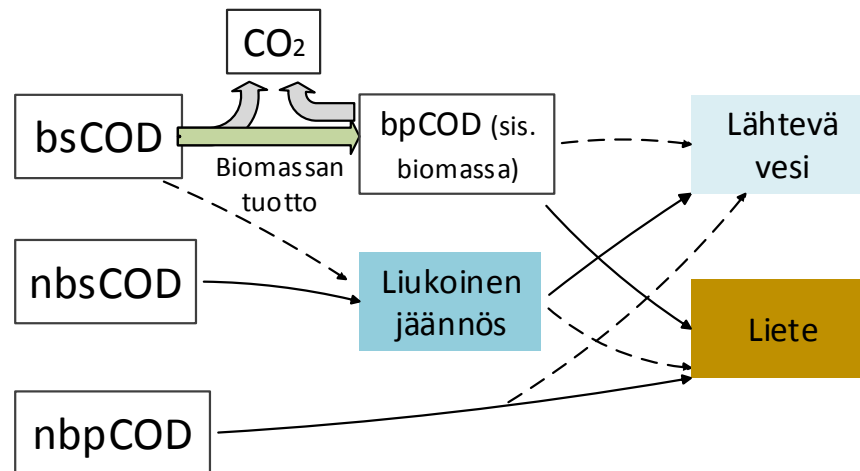
$\beta$	0,95	
$F$	0,9	
$C_{s20}$	9,17	mg/L
$C_{sT,mitoitus}$	12,17	mg/L
$C_{sT,keskiarvo}$	11,08	mg/L
$c$	2,0	mg/L
$Pa$	101,325	kPa
$M$	0,02897	kg/mol
$R$	8,314	J/(mol*K)
$g$	9,81	m/s <sup>2</sup>
$z_a$	0	m
$z_b$	170	m
$d_e$	0,4	
$D_f$	5,7	m
$SOTE'$	6,5	%/upotus-m

#### 4.4.6 COD:n, typen ja fosforin kulkureitit biologisessa prosessissa

Jäteveden sisältämien COD:n, typen ja fosforin fraktioiden muuttumista ja kulkeutumista biologisessa prosessissa on syytä kuvata edellä esitetyn laskennan lisäksi kvalitatiivisella tasolla, jotta voidaan selkeämmin esittää eri fraktioiden käyttäytyminen prosessissa.

Heterotrofit käyttävät biohajoavia COD:n fraktioita, jolloin osa COD:sta poistuu CO<sub>2</sub>:na ja osa sitoutuu tuotettuun biomassaan. Biomassaan sitoutuvan COD:n määrä lasketaan mallissa olettaen, että aktiivilietebiomassa sisältää 1,42 g COD / g VSS (Tchobanoglous et al. 2014). Suurin osa tästä COD:sta poistuu lietteen mukana, mutta pieni määrä poistuu lähtevän veden VSS:n mukana. Biohajoavista fraktioista bsCOD on suoraan solujen käytettävissä, kun taas bpCOD on sitoutuneena suurikokoisiin orgaanisiin molekyyleihin, ja sen täytyy muuttua liukoiseen muotoon hydrolyysissä, jotta mikrobit voivat hyödyntää sitä (Grady et al. 1999). Solukuolemassa biomassan hajotessa tuotetaan biohajoamatonta solujätettä vain 0,10–0,15 g VSS/ g VSS, hajotettu, ja muu osuus palautuu mikrobien hyödynnettäväksi (Tchobanoglous et al. 2014). Mallinnetussa prosessissa käytetty nettobiomassantuottoon perustuva laskenta ei mallinna solujäännöksen hydrolyysiä takaisin liukoiseen muotoon, mutta ottaa solujen kuoleamisen huomioon biomassan tuoton laskennassa (Grady et al. 1999, s. 95-97; Tchobanoglous et al. 2014). NbsCOD kulkeutuu prosessin läpi muuttumattomana ja päätyy lähtevään veteen ja lietteeseen yhtä suurena pitoisuutena. NbpCOD poistuu enimmäkseen lietteen mukana, mutta pieni määrä nbpCOD:a poistuu lähtevän veden kiintoaineen mukana. Orgaanisen aineen reaktiot ja kulkureitit mallinnetussa prosessissa on esitetty kuvassa 5.



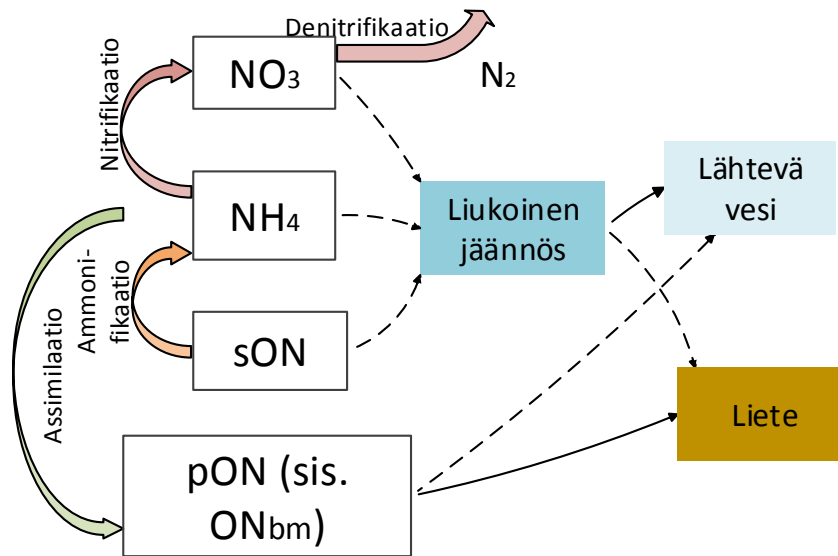


**Kuva 5.** *Orgaanisen aineksen kulkureitit mallinnetussa biologisessa prosessissa. Yhtenäisillä nuolilla kuvataan kunkin fraktion pääasiallista kulkureittiä ja katkoviivoitetuilla nuolilla toissijaista kulkureittiä, joka useimmissa tapauksissa muodostaa vain pienen osan fraktion kokonaismäärästä.*

Käytetyssä laskentatavassa orgaanisen aineksen kulkureitit yksinkertaistettiin yhdistämällä biomassa, bpCOD ja nbpCOD yhdeksi parametriksi pCOD, hyödyntäen kuitenkin edellä esitetyn laskentatavan parametrikohaisia tuloksia. Kuvan 5 mallissa tunnetaan laskennan pohjalta biomassan tuoton määrä ja siihen sitoutuva COD. Samoin tunnetaan bsCOD:n jäännöspitoisuus lähtevässä vedessä. Näiden pohjalta lasketaan hiilidioksidina poistuva COD, josta osa on peräisin bsCOD:sta, ja osa bpCOD:sta. Biomassan hajoamista ja bpCOD:n hydrolyysiä bsCOD:ksi ei ole yksinkertaisuuden vuoksi kuvattu mallissa muutoin kuin denitrifikaation vaatiman bsCOD:n määrän arvioinnissa. Mallin parametrisoinnissa solumassan hajoaminen ja hydrolyysi ovat lietteentuotolle käänteisiä reaktioita, ja laskentatapa kuvaa näiden ilmiöiden yhteisvaikutusta nettobiomassantuotto-konseptin avulla.

Typen reaktiot mallinnetussa prosessissa on esitetty kuvassa 6. Valtaosa tulevasta ammoniumtyypestä muutetaan nitraattimuotoon nitrifikaatiossa, ja suurin osa tuotetusta nitraattitypestä muutetaan typpikaasuksi denitrifikaatiossa. Biomassaan sitoutuu biomassan kasvaessa tyyppiä pON-muodossa noin 12,0–12,2 % biomassasta (Tchobanoglous et al. 2014); mallissa käytetään arvoa 12,0 %. Typpi sitoutuu biomassaan assimilaatiossa, jossa mikrobit sitovat ammoniumtyypeä tai sen puuttuessa nitraattityypeä (Tchobanoglous et al. 2014).

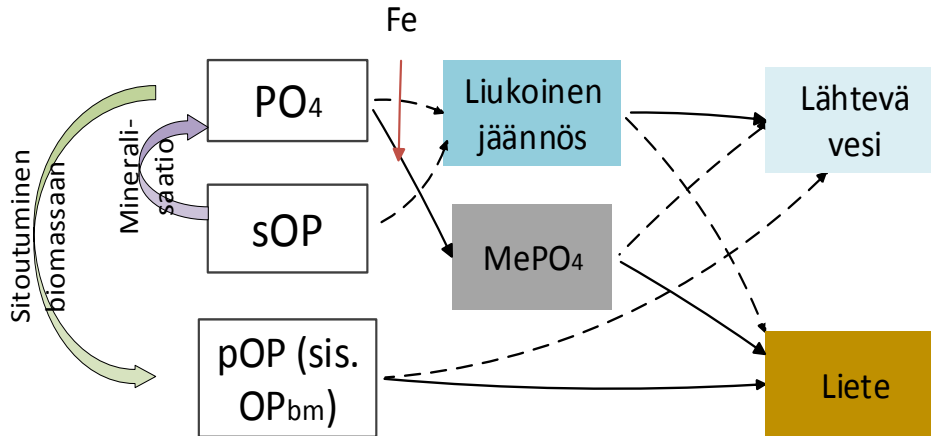
Mallissa lähtevän ammoniumtyypen ja nitraattityypen pitoisuudet valittiin tyypillisten arvojen perusteella (Tchobanoglous et al. 2014, s. 1128; Kettunen 2016; Leino 2016). Lähtevän ammoniumtyypen pitoisuus riippuu aerobisen vaiheen ominaisuuksista ja voidaan laskea kaavan 20 mukaisesti. Lähtevän nitraattityypen määrä riippuu palautuskiertojen (nitraattikierto ja palautusliete) suhteesta tulevan veden määrään sekä denitrifikaatioasteesta. Mallissa denitrifikaation oletetaan tapahtuvan täydellisesti, ja nitraattikierron virtaama valitaan siten, että haluttu nitraattityypen pitoisuus lähtevässä vedessä saavutetaan. Typen yhdisteiden reaktiot ja kulkureitit mallinnetussa prosessissa on esitetty kuvassa 6.



**Kuva 6.** Typen reaktiot ja kulkureitit mallinnetussa biologisessa prosessissa.

Mallissa typen oletetaan sitoutuvan biomassaan ainoastaan ammonium-muodosta. Solujen hajotessa ammoniumtyyppiä vapautuu (Grady et al. 1999), mutta koska solujen hajoaminen on huomioitu biomassan tuoton laskennassa, myös laskettu ammoniumtypen sitoutuminen kuvaa kasvun ja hajoamisen yhteisvaikutusta. Mallissa oletetaan, että kun tuleva pON on pienempi kuin biomassaan sitoutuvan typen määrä, hydrolyysiä ei tapahdu, vaan olemassa oleva pON sitoutuu biomassaan (ON<sub>bm</sub>). Assimilaation kautta pON:n määrä kasvaa siten, että se vastaa biomassaan sitoutuvan typen määrää. Liukoisen orgaanisen typen oletetaan muuttuvan biologisessa prosessissa muihin muotoihin samassa suhteessa kuin sCOD, toisin sanoen olettaen sCOD:n sisältävän vakioidun osuuden sON:a (Henze et al. 2002). Lähtevä sON on biohajoamatonta orgaanista tyyppiä (nbsON), jota on lähtevässä vedessä tyypillisesti 1–2 g/m<sup>3</sup> (Tchobanoglous et al. 2014, s. 712-715). Muu sON muuttuu ammonifikaation kautta ammoniumtyypeksi (Henze et al. 2002; Makinia et al. 2011).

Fosforin reaktiot ja kulkureitit mallinnetussa biologisessa prosessissa yhdistettynä kemialliseen saostukseen on esitetty kuvassa 7.



**Kuva 7.** Fosforin reaktiot ja kulkureitit mallinnetussa biologisessa prosessissa.

Liukoisen fosforin (PO<sub>4</sub>) poisto puhdistamoprosessissa perustuu pääosin kemialliseen saostukseen, joka toteutetaan joko esi-, rinnakkais- tai jälkisaostuksena tai näiden yhdistelmänä. Metallilla saostettu fosfaatti muodostaa inerttiä kiintoainesta, joka poistuu prosessissa valtaosin lietteen mukana. Suurin osa tulevasta fosforista poistuu tässä muodossa, mutta sen ohella biomassaan sitoutuu pienehkö määrä orgaanista fosforia partikkelimaisessa muodossa. Aktiivilieteprosessissa tuotetusta biomassasta tyypillisesti noin 2,0–2,7 % on fosforia; mallissa käytetään arvoa 2,2 % (Rittmann & McCarty 2001; Tchobanoglous et al. 2014). Biomassaan sitoutuvan fosforin (OP<sub>bm</sub>) määrä lasketaan mallissa biomassaan sitoutuvan typen laskennan tavoin. Kuten typenkin tapauksessa, mallissa solukuolemaa ja pOP:n hydrolyysiä ei oleteta tapahtuvan, vaan PO<sub>4</sub>:a sidotaan biomassan tuotossa siten, että pOP:n määrä kasvaa vastaamaan edellä esitettyä osuutta biomassasta. Kuten liukoisen orgaanisen typen, myös sOP:n oletetaan muuttuvan biologisessa prosessissa muihin muotoihin samassa suhteessa kuin sCOD, tässä tapauksessa mineralisaatioissa inorgaaniseen fosfaattimuotoon.

#### 4.5 Mädätyksen rejektivesi

Nykyisessä mallissa mädätyksen rejektivesien määrä ja laatu lasketaan tuotetun lietteen perusteella käyttäen Ravinnevisio-selvityksessä (Mönkäre et al. 2016) esitettyjä osuuksia mädätyksessä mädätteeseen ja mädätteen kuivauksessa rejektiveteen päätyvistä aineista. Myös mitoitustilanteessa käytetään mädätyksen rejektivedelle keskiarvotilanteen arvoja, sillä mädätyksen viipymän vuoksi jätevedenpuhdistamon virtaamavaihtelut vaikuttavat vähän rejektiveden määrään ja laatuun lyhyellä aikavälillä. Mädätteeseen ja mädätyksen rejektiveteen päätyvät prosentiosuudet kustakin parametrilla on esitetty taulukossa 13.

**Taulukko 13.** Mädätteeseen ja mädätyksen rejektiveteen päätyvät osuudet tiivistetyn lietteen sisältämistä aineista [1]Mönkäre et al. (2016), [2] Marttinen et al. (2015)

	Mädätteeseen lietteestä	Rejektiveteen mädätteestä	Viite
Q	96 %	75 %	[1]
BOD	57 %		[1]
COD	57 %		[1]
TSS	70 %	15 %	[1]

VSS	57 %	15 %	[1]
TN	97 %	70 %	[1], [2]
TP	100 %	10 %	[1], [2]

Mädätteen kuivauksessa partikkelimaisessa muodossa olevien aineiden oletettiin jakaantuvan rejektiveteen ja kuivajakeeseen TSS:n suhteessa, kun taas liukoisten aineiden oletettiin jakaantuvan massan suhteessa, jolloin liukoisten aineiden pitoisuus neste- ja kuivajakeessa ovat yhtä suuret. PBOD:n ja pCOD:n oletettiin vähenevän VSS-poiston suhteessa. Lisäksi oletettiin, että mädätteessä ei ole lainkaan sBOD:a eikä bsCOD:a, sillä niiden korkean biohajoavuuden vuoksi niiden voidaan arvioida hajoavat nopeasti mädätyksessä. Sen sijaan nbsCOD:n oletettiin säilyvän muuttumattomana mädätyksessä.

Mädätteessä kokonaistypestä oletettiin olevan ammoniumtyppimuodossa 55 % Mönkäre et al. (2016) mukaisesti. Koska tulevassa lietteessä typpi on valtaosin orgaanisessa muodossa, oletettiin osan siitä muuttuvan ammoniumtyypeksi mädätyksessä. Lisäksi arvioitiin, että nitraattityppeä ei ole mädätteessä tai nestejakeessa lainkaan (Tchobanoglous et al. 2014, s. 1663).

Lietteen fosfori on pääosin metalliin sitoutuneena fosfaattina ja orgaanisena fosfaattina. Liukoisen fosforin osuus mädätysjäännöksessä laskettiin käyttäen Ravinnevision esittämää liukoisen fosforin osuutta kokonaisfosforista, ja metalliin sitoutuneen fosfaatin oletettiin poistuvan kokonaisuudessaan kuivajakeessa.

Käytetty laskentatapa on suuntaa-antava arvio mädätyksessä ja mädätteen kuivauksessa tapahtuvista reaktioista, eikä sitä voi pitää luotettavana tapana mallintaa näitä prosesseja. Tästä syystä kuormituksen tarkempi arvioiminen kattavammalla mallilla on tärkeää tulosten tarkkuuden lisäämiseksi.

## 4.6 Kustannusten laskenta

Luotuun laskentamalliin sisällytettiin käyttökustannusten laskenta ottaen huomioon puhdistamoprosessin suorat kustannukset sähköenergian ja kemikaalien kulutuksen osalta. Prosessin ulkopuolinen energiankulutus, investointikustannukset, henkilöstökulut, lämpöenergia sekä energian talteenotto ja tuotto esimerkiksi biokaasusta jätettiin tarkastelun ulkopuolelle. Laskennassa yksikkökustannushintoina käytettiin taulukossa 14 esitettyjä suomalaisille jätevedenpuhdistamoille julkaistuja tietoja.

**Taulukko 14.** Kustannusten laskennassa käytetyt yksikköhinnat. [1] Kukko (2009), [2] Kuokkanen (2013), [3] Rautiainen et al. (2015), [4] Halttunen (2017)

	Yksikköhinta	Yksikkö	Viittaus
Sähköenergia	85	€/MWh	[1], [2], [3]
Sammutettu kalkki	200	€/t	[2]
Ferrisulfaatti (PIX-105)	100	€/t	[2], [4]
Polymeeri	2500	€/t	[4]
Metanoli	400	€/t	[2]

#### 4.6.1 Energian kulutus

Ilmastusaltaan ilmastuksen energiankulutus lasketaan mallissa prosessin ilmantarpeen (luku 4.4.5) pohjalta Davis (2010, luku 23.7.4) esittämällä tavalla. Paineilmajärjestelmän häviöinä huomioidaan putkien kitkahäviö arvioidut ilmastimien häviöt, tukkeutuminen, äänenvaimentimen häviö ja ilmansuodattimen häviö. Putkien kitkahäviö lasketaan yhtälöstä

$$h_L = 9,82 * 10^8 \left( \frac{fLTQ^2}{pD^5} \right) \quad (40)$$

, jossa  $h_L$  on putken painehäviö (mm H<sub>2</sub>O),  $f$  on putkien kitkakerroin,  $L$  putkiston ekvivalenttipituus (m),  $T$  ilman syöttölämpötila (K),  $Q$  ilmavirta (m<sup>3</sup>/min),  $p$  ilman syöttöpaine (atm) ja  $D$  putkien halkaisija (mm).

Kitkakerroin  $f$  arvioidaan seuraavasti:

$$f = 0,029 * \left( \frac{D^{0,027}}{Q^{0,148}} \right) \quad (41)$$

, jonka termit ovat kuten edellä.

Ilman syöttölämpötila lasketaan kaavasta

$$T = T_0 \left( \frac{P}{P_0} \right)^{0,283} \quad (42)$$

, jossa  $T_0$  on ympäristön lämpötila (K) ja  $p_0$  ympäristön paine (atm).

Muut kitkahäviöt arvioitiin kirjallisuuden pohjalta (Davis 2010). Kokonaispainehäviö lasketaan putkihäviön ja muiden häviöiden summana. Ilman syöttöpaine lasketaan ympäristön paineen ja kokonaispainehäviön summana iteratiivisesti. Kokonaispainehäviölle valitaan ensin jokin alkuarvo, ja uusi arvo lasketaan valittua painehäviötä vastaavalla syöttöpaineella, ja iterointia jatketaan, kunnes kokonaispainehäviö ja syöttöpaine eivät enää muutu 0,1 atm tarkkuudella

Kompressorin tehontarve lasketaan kaavalla

$$P_w = \frac{wRT_0}{29,7(0,283)e} \left( \left( \frac{p}{p_0} \right)^{0,283} - 1 \right) \quad (43)$$

, jossa  $P_w$  on kompressorin tehontarve (kW),  $w$  ilman massavirta (kg/min),  $R$  kaasuvakio (8,314 kJ/(kmol\*K)) ja  $e$  kompressorin hyötysuhde.

Kaavoissa 40–43 käytetyt parametrien arvot on esitetty taulukossa 15. Lämpötilan arvot ovat keskiarvotilanteelle vuoden keskilämpötila ja mitoitusilanteelle vuoden lämpimimmän kuukauden keskimääräinen päivän ylin lämpötila Tampereella (Pirinen et al. 2012).

**Taulukko 15.** Kompressorin tehontarpeen laskennassa käytetyt parametrien arvot

Parametri	Keskiarvotilanne	Mitoitustilanne	Yksikkö
L	50	50	m
D	0,1	0,1	m
T0	4,4 / 277,6	22,2 / 295,4	°C / K
p <sub>0</sub>	1	1	atm
R	8,314	8,314	kJ/kmol-K
e	70 %	70 %	mg/L

Esikäsitteilymenetelmien energiankulutus arvioitiin Rautiainen et al. (2015) tekemän vertailun pohjalta ja mikrosiivilän osalta valmistajan antamien kulutuslukemien perusteella (Salsnes Filter 2016) luvussa 4.3.3 esitetyn mitoituksen mukaisesti. Muu sähkönkulutus arvioitiin Tchobanoglous et al. (2014) esittämien tulevaa jätevesitilavuutta kohden laskettujen ominaiskulutuslukemien (kWh/m<sup>3</sup>) pohjalta. Käytetyt ominaiskulutuksen arvot on esitetty taulukossa 16.

**Taulukko 16.** Sähköenergian ominaiskulutuksen arvot. [1] Rautiainen et al. (2015), [2] Salsnes filter (2016), [3] Tchobanoglous et al. (2014, s. 1812), [4] Kuokkanen (2013)

Kohde	Käytetty ominaiskulutuksen arvo kWh/m <sup>3</sup>	Tyypillinen ominaiskulutus kWh/m <sup>3</sup>	Viittaus
Esiselkeytyks	0,0144	0,0144	[1]
Mikrosiivilä	0,0418 <sup>1</sup>	0,0408	[2], [1]
Tulopumppaus	0,040	0,032–0,045	[3]
Välppäys	0,0004	0,0003–0,0005	[3]
Hiekanerotus	0,008	0,003–0,013	[3]
Nitraattikierron pumppaus	0,01–0,04 <sup>2</sup>		
Palautuslietepumppaus	0,010	0,008–0,013	[3]
Jälkiselkeytyks	0,004	0,003–0,004	[3]
Jälkisuodatus	0,06	0,03–0,08	[3], [4]
Lietteen pumppaus	0,0008	0,0008	[3]
Lietteen tiivistys	0,0012	0,0003–0,0016	[3]

<sup>1</sup>Laskettu valmistajan ilmoittaman sähkönkulutuksen pohjalta

<sup>2</sup>Laskettu palautuslietteen ominaiskulutuksen pohjalta, korjaten arvoa kertomalla se nitraattikierrätyksen ja palautuslietteen virtaamien suhteella IR/R

## 4.7 Metaanintuotto

Jätevesilietteen metaanintuotto laskettiin olettamalla metaanintuotto vakioksi tuotettua VSS-massaa kohti. Esiselkeytyslietteelle ja mikrosiivilälietteelle käytettiin tässä pilot-kokeen lietteille tehdyissä mädätyskokeissa saatuja tuloksia biometaanintuottopotentialille (BMP) (Hautamäki 2017), ja biolietteen BMP oletettiin kirjallisuuden pohjalta (Geshnigani 2013) Käytetyt metaanintuottoluvut esitetään kirjallisuudessa tyypillisesti VS-massaa kohti, mutta tässä laskennassa käytettiin VSS-massa, koska mallin laskenta perustuu VSS:n laskentaan. Käyttämällä VS-massaan suhteutettua metaanintuottopotentialia ja VSS-massaa, saadaan

tulokseksi todellisuutta matalampia metaanintuoton arvoja, koska lietteen sisältämän VDS:n metaanintuottoa ei huomioida. Tämä konservatiivinen oletus ei kuitenkaan merkittävästi vaikuta metaanintuoton vertailtavuuteen mallin ajojen välillä. Metaanin sisältämäksi energiaksi arvioitiin 9,97 kWh/m<sup>3</sup> (Bates), minkä pohjalta laskettiin tuotetun metaanin energia. Energian arvo laskettiin erikseen hyödynnettäessä biokaasu 1) yhdistetyssä sähkön ja lämmön tuotannossa (CHP), 2) myymällä biokaasu jalostamattomana ja 3) myymällä biokaasu liikennepolttoaineeksi jalostettuna metaanina. Hyötysuhteet ja energian arvo kussakin tapauksessa arvioitiin biokaasulaitokselle tehdyn taloudellisuustarkastelun (Watrec Oy 2013) perusteella. CHP-laitoksessa arvioitiin tuotetun lämmön osuudeksi 37 % ja sähkön osuudeksi 36 % metaanin energiasisällöstä. Tuotettu sähkö oletettiin hyödynnettäväksi kokonaan biokaasulaitoksessa ja jätevedenpuhdistamossa, joten sähkön arvona käytettiin kustannusten laskennassa käytettyä arvoa 85 €/MWh. Lämpöenergian arvoksi oletettiin 35 €/MWh. Vaihtoehdossa 2 biokaasun markkinahinnaksi arvioitiin 40 €/MWh. Vaihtoehdossa 3 oletettiin, että liikennepolttoaineen jalostusprosessissa tapahtuu 5 % metaanin häviö. Jalostetun metaanin määrä muunnettiin kilogrammoiksi ja myyntiarvo laskettiin yksikköhinnalla 1,1 €/kg CH<sub>4</sub>. Metaanin tuoton, sen energiasisällön ja arvon laskennassa käytetyt lukuarvot on esitetty taulukossa 17.

**Taulukko 17.** Metaanintuoton, sen sisältämän energian ja energian arvon laskennassa käytetyt parametrit [1] Hautamäki (2017) [2] Geshnigani (2013)[3] (Bates 2012) [4] Halttunen (2017)

Parametri	Arvo	Yksikkö	Viittaus
<b>Metaanintuottopotentiali</b>			
Esiselkeytysliete	380	Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg VSS	[1]
Mikrosiiviläliete ilman polymeeriä	335	Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg VSS	[1]
Mikrosiiviläliete polymeerilla	405	Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg VSS	[1]
Bioliete	240	Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg VSS	[2]
<b>Metaanin sisältämä energia (alempi lämpöarvo)</b>	9,97	kWh/m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub>	[3]
<b>1) Sähkön ja lämmön tuotanto</b>			
Lämmöntuotannon hyötysuhde	37	%	[4]
Sähköntuotannon hyötysuhde	36	%	[4]
Lämpöenergian arvo lämmöntuotannossa	35	€/MWh	[4]
Sähköenergian arvo	85	€/MWh	[5]
<b>2) Biokaasun myynti</b>			
Biokaasun arvo	40	€/MWh	[4]
<b>3) Biokaasun jalostaminen liikennepolttoaineeksi</b>			
Metaanin tiheys	0,72	kg/Nm <sup>3</sup>	[3]
Metaanin jalostusprosessin hyötysuhde	95	%	[4]
Metaanin arvo liikennepolttoaineena	1,1	€/kg	[4]

## 5. TULOKSET JA NIIDEN TARKASTELO

Esikäsitteilyn vaikutusten vertailuun valittiin 5 vaihtoehtoista esikäsitteilymenetelmää: 1) Esiselkeytys ilman kemikalointia (ES), 2) Esiselkeytys ferrisulfaattikemikaloinnilla (ES+Fe), 3) Mikroosiivilä ilman kemikalointia (MS), 4) Mikroosiivilä polymeerin lisäyksellä (MS+p) ja 5) Mikroosiivilä polymeerin ja ferrisulfaatin lisäyksellä (MS+p+Fe). Lisäksi tutkittiin kahta erikoistapausta: 6) Mikroosiivilä polymeerin lisäyksellä, olettaen mikroosiivilän tehokkuus pilotkokeita korkeammaksi (MS+p\_O) ja 7) Mikroosiivilä polymeerin lisäyksellä, ilman mädätyksen rejektiveden typpikuormaa (MS+p\_N). Vaihtoehto 7 kuvaa tilannetta, jossa mädätyksen rejektivedestä poistetaan erilliskäsitteilyllä typpeä ennen rejektiveden palauttamista puhdistamoprosessiin. Typenpoistoprosessia kuvattiin yksinkertaistaen olettaen typenpoiston tehokkuudeksi 100 % ja muiden rejektiveden ominaisuuksien säilyvän muuttumattomina.

Esiselkeytyksen toiminnan kuvaamiseen käytettiin taulukon 6 mukaisia parametreja ja mikroosiivilälle taulukon 8 parametreja. Tapaukselle MS+p\_N käytettiin samoja parametreja kuin vaihtoehdolle MS+p. Eri vaihtoehtoissa käytetyt parametrit ja niiden mukaiset poistotehokkuudet esikäsitteilyssä on koottu taulukkoon 18.

**Taulukko 18.** Esikäsitteilyvaihtoehdoille käytetyt parametrit ja poistotehokkuudet (%) esikäsitteilyssä

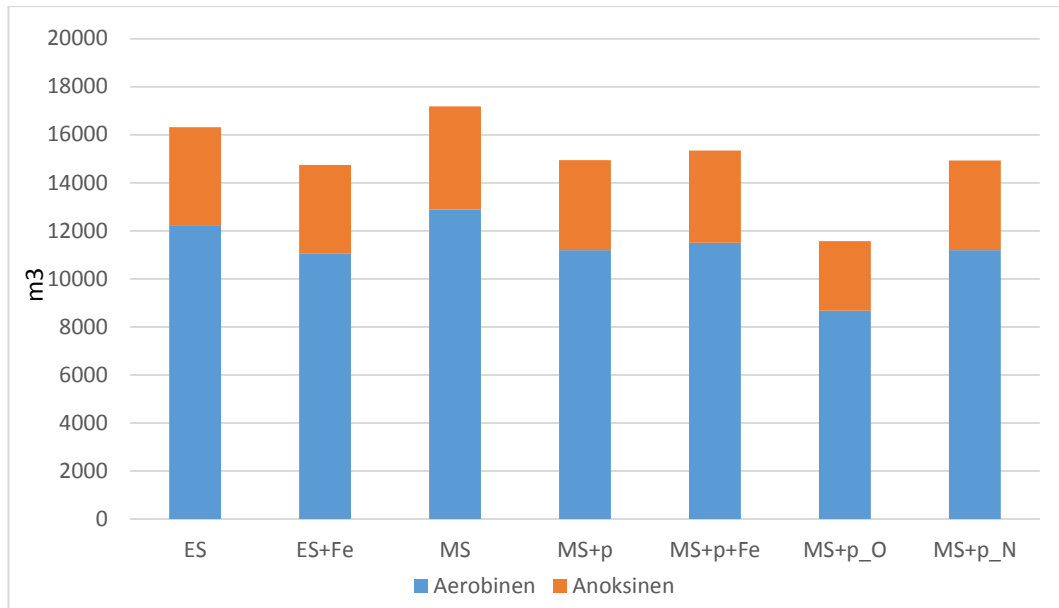
	ES	ES+Fe	MS	MS+p	MS+p+Fe	MS+p_O	MS+p_N
$x_{VDS \rightarrow VSS}$	0 %	0 %	0 %	10 %	10 %	20 %	10 %
$x_{SS}$	55 %	65 %	50 %	60 %	60 %	75 %	60 %
<b>Poisto- tehokkuus (%)</b>							
<b>TSS</b>	55,0	62,4	50,0	57,6	53,9	71,9	57,4
<b>COD</b>	30,2	35,5	28,1	36,3	36,3	48,3	35,9
<b>TN</b>	10,7	12,4	9,1	12,0	12,0	16,1	13,3
<b>NH4-N</b>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>TP</b>	23,0	46,7	14,5	18,4	56,3	33,7	25,9
<b>PO4-P</b>	0,0	70,0	0,0	0,0	70,0	0,0	0,0

Esikäsitteilyvaihtoehtoja vertailtiin seuraavien tekijöiden suhteen: 1) Biologisen prosessin allastilavuus, 2) Lietteentuotto 3) Lietteen metaanintuottopotentiaali, 4) Lietteen sisältämät ravinteet, 5) Sähkön ja kemikaalien kulutus ja 6) Käyttökustannukset.

### 5.1 Biologisen prosessin allastilavuus

Biologisen prosessin anoksisten ja aerobisen altaiden tilavuudet laitoksessa tarkastelluilla esikäsitteilyvaihtoehtoilta on esitetty kuvassa 8.





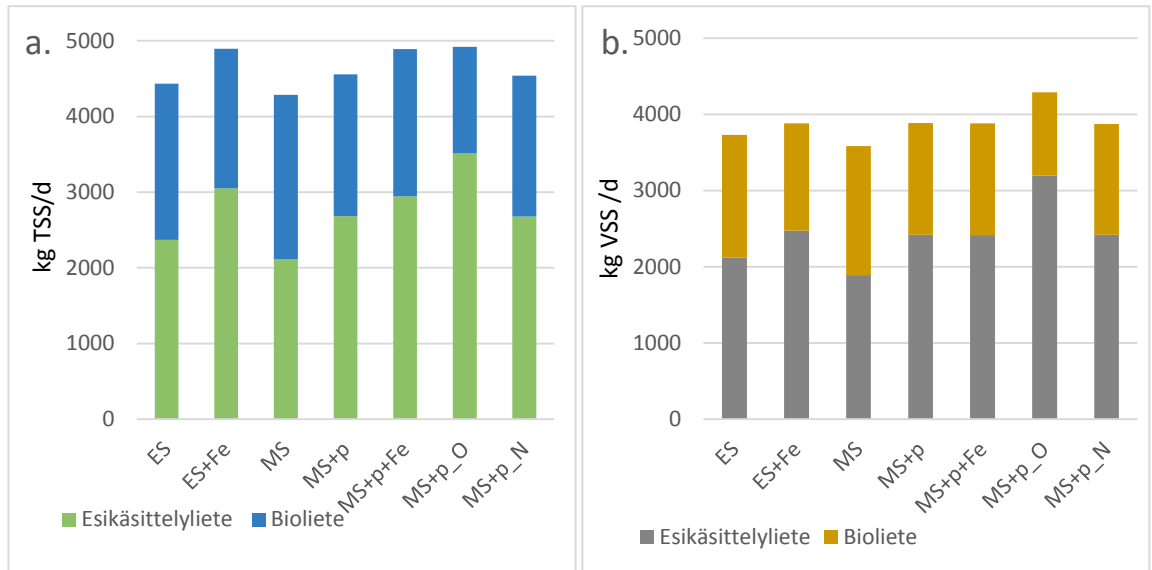
**Kuva 8.** Biologisen prosessin allastilavuus tarkastelluilla esikäsittelyvaihtoehdoilla

Tulokset osoittavat, että tehokkaalla esikäsittelymenetelmällä voidaan pienentää tarvittavaa biologisen prosessin allastilavuutta merkittävästi. Vaihtoehtojen ES+Fe, MS+p+Fe ja MS+p+Fe välillä erot kokonaisallastilavuudessa ovat varsin pieniä; vaihtoehdon MS+p+Fe allastilavuus on 4 % suurempi kuin vaihtoehdon ES+Fe. Vaihtoehtojen ES ja ES+Fe välillä allastilavuuden ero on 11 %, ja vaihtoehtojen MS+p ja MS välillä 15 %. Saostuskemikaloinnilla esikäsittelyä tehostamalla tarvittavaa allastilavuutta voidaan siis pienentää. Vaihtoehdon MS+p\_O kokonaisallastilavuus on selkeästi tarkastelluista vaihtoehdoista pienin, ja 22–33 % pienempi kuin muiden vaihtoehtojen.

Nieuwenhuijzen (2004) esittää mallinnukseen pohjautuvan arvion, jonka mukaan nitrifikaation sisältävän aktiivilieteprosessin tilavuutta voidaan pienentää noin 35 %, jos tulevasta jätevedestä poistetaan 45 µm suuremmat partikkelit, ja noin 75 %, mikäli 5 µm suuremmat partikkelit poistetaan. Edellä esitetyissä tuloksissa kaikissa vaihtoehdoissa osa partikkelimaisesta materiaalista poistetaan, joten luvut eivät ole suoraan vertailukelpoisia. Lisäksi polymeerin lisäys muuttaa pieniä partikkeleita suuremmiksi, jolloin suurempi osuus COD-kuormasta ja hieman enemmän myös typpikuormasta sitoutuu suurempiin partikkelifraktioihin. Saadut allastilavuuden tulokset ovat kuitenkin samansuuntaisia, vahvistaen Nieuwenhuijzenin (2004) päätelmää siitä, että tarvittavan allastilavuuden pienentäminen partikkelimaisten aineiden poistoa tehostamalla on mahdollista. Nieuwenhuijzenin (2004) mukaan 27 % COD:sta on sitoutuneena > 45 µm partikkeleihin ja 60 % > 5 µm partikkeleihin. Vaihtoehtojen MS ja MS+p\_O COD:n poistotehokkuudet ovat järjestyksessä 28 % ja 48 %. Partikkelikokoihin suhteutettuna vaihtoehdon MS poistotehokkuus vastaisi noin partikkelikokoa 45 µm ja vaihtoehdon MS+p\_O partikkelikokoa välillä 5...45 µm.

## 5.2 Lietteentuotto

Tuotetun lietteen määrä kiintoaineena ja haihtuvana kiintoaineena on esitetty kuvassa 9.

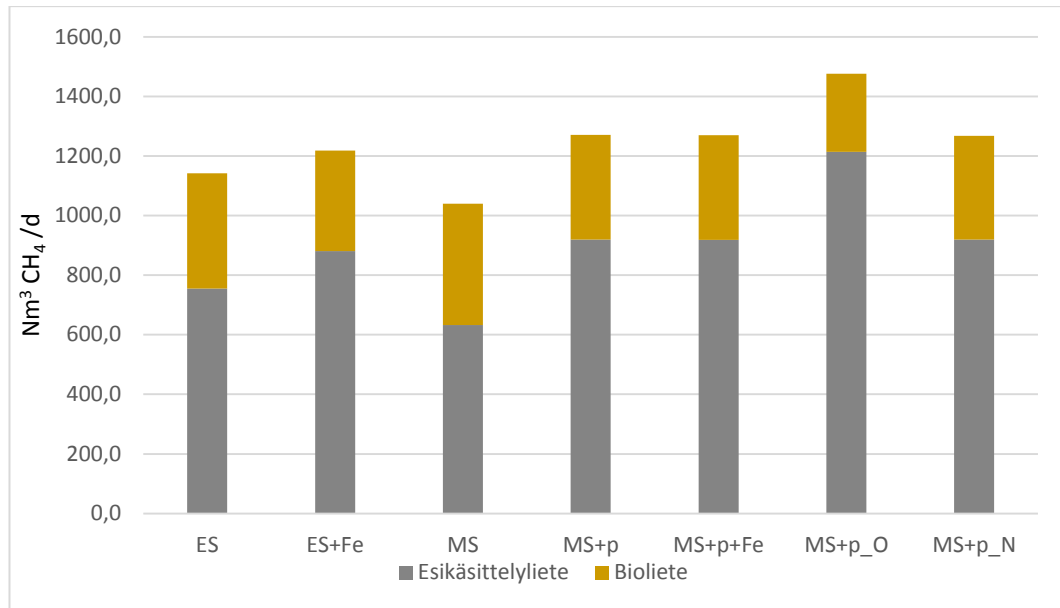


**Kuva 9.** Esikäsittely- ja biolietteen tuotto tarkastelluissa tapauksissa. a) kokonaiskiintoaineena b) haihtuvana kiintoaineena

Kokonaislietteentuoton (esi- ja jälkiselkeytysliete) määrä (kg TSS/ d) korreloi esikäsittelyn tehokkuuden kanssa, ja erityisen paljon lietettä tuotetaan käytettäessä ferrisulfaattia esikäsittelyssä. Tapauksessa MS+p+Fe esikäsittelylietteen tuotto on 24 % ja kokonaislietteentuotto 13 % korkeampi kuin tapauksessa ES. Tehokkaampi esikäsittely tuottaa enemmän lietettä myös haihtuvana kiintoaineena mitattuna, kun suurempi osuus orgaanisesta aineksesta poistetaan jo esikäsittelyssä. Vaikka kiintoaineen poistotehokkuudeltaan heikommilla esikäsittelymenetelmillä (ES, MS) biologisessa prosessissa tuotetaan enemmän lietettä, jää kokonaislietteentuotto pienemmäksi kuin tehokkaammissa vaihtoehdoissa (ES+Fe, MS+p, MS+p+Fe). Vaihtoehdon MS+p\_O kokonaislietteentuotto on vaihtoehdoista suurin, vaikka esikäsittelyssä ei käytetä ferrisulfaattia. Vaihtoehdossa MS+p\_O mikrosiivilöinnin tehokkuuden ansiosta haihtuvaa kiintoainetta sidotaan lietteeseen 12–23 % enemmän kuin muissa vaihtoehdoissa. Sekalietteen VSS/TSS -suhde ilman ferrisulfaatin lisäystä esikäsittelyssä on 84–87 % ja ferrisulfaattia käytettäessä 79 %.

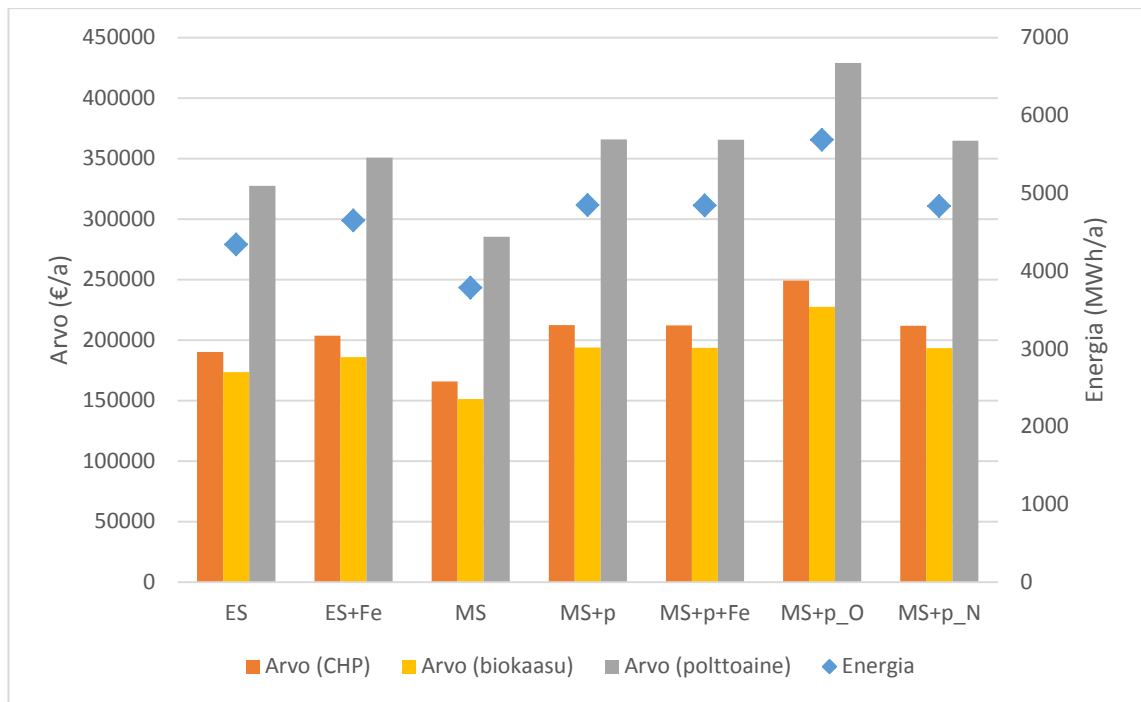
### 5.3 Metaanintuottopotentiali

Tuotetun lietteen VSS:n pohjalta lasketut metaanintuottopotentialit on esitetty kuvassa 10. Lietteen metaanintuotto on mikrosiivilöinnillä polymeeriä käytettäessä kaikissa tapauksissa korkeampi kuin esiselkeytyksellä. Vaihtoehtoon ES+Fe verrattuna ero muodostuu suurimmaksi osaksi mikrosiivilälietteen arvioidusta korkeammasta metaanintuotosta VSS-massaa kohti. Sen sijaan mikrosiivilöinnillä ilman polymeerin syöttöä metaanintuotto on pienempi kuin esiselkeytyksessä johtuen pienestä VSS:n määrästä lietteessä ja oletetusta matalammasta metaanintuotosta VSS-massaa kohti (taulukko 17). Tapausten MS+p ja MS+p+Fe metaanintuotto on likimain yhtä suuri, ja molemmissa tapauksissa 4 % korkeampi kuin tapauksessa ES+Fe. Tapauksen MS+p\_O metaanintuotto on selkeästi muita suurempi, ja vaihtoehtoon ES+Fe verrattuna 21 % korkeampi.



**Kuva 10.** Metaanintuotto lietteen mädätyksessä tarkastelluilla esikäsittelyvaihtoehdoilla

Laskennallisen metaanintuoton energiasisältöä ja arvoa arvioitiin luvussa 4.7 esitetyin laskentaperustein. Energian arvo laskettiin kolmella hyödyntämisvaihtoehdolla: 1) yhdistetyssä sähkön ja lämmön tuotannossa (CHP), 2) myymällä biokaasu jalostamattomana ja 3) myymällä biokaasu liikennepolttoaineeksi jalostettuna metaanina. Metaanin sisältämä energia ja sen arvo tarkastelluilla hyödyntämisvaihtoehdoilla on esitetty kuvassa 11.



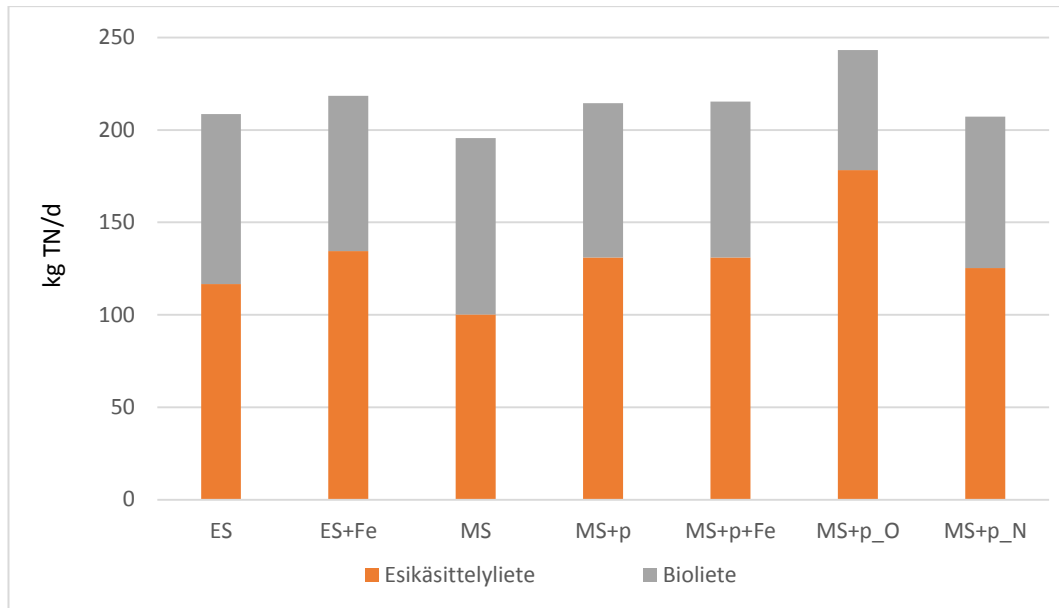
**Kuva 11.** Tuotetun metaanin energiasisältö ja energian arvo tarkastelluissa tapauksissa erilaisilla metaanin hyödyntämismuodoilla.

Liikennepolttoaineena käytettynä metaanin arvo on vuositasolla tapauksissa MS+p ja MS+p+Fe 14500–14800 €/a (4 %) korkeampi kuin tapauksessa ES+Fe ja 38000–38300 €/a (12 %) korkeampi kuin tapauksessa ES. Tapauksessa MS+p\_O energian arvo liikennepolttoaineena on noin 78100€/a (22 %) korkeampi kuin tapauksessa ES+Fe. Sähkön ja lämmön tuotannossa tai biokaasun myynissä erot ovat euromääräisesti pienempiä. Esimerkiksi tapauksessa MS+p sähkön ja lämmön tuotannossa käytettäessä metaanin arvo on 8600 €/a ja biokaasun myynissä 7900 €/a korkeampi kuin tapauksessa ES+Fe.

Metaanin sisältämän energian arvon laskennassa tulee ottaa huomioon, että energian todelliseen markkina-arvoon vaikuttaa useita kohdekohtaisia tekijöitä. Tämä tarkastelun tavoitteena on arvioida esikäsittelyvaihtoehtojen tuottaman metaanin arvoa, ja kaasun hyödyntämismuotojen taloudellisuus tulee määrittellä tarkemman taloudellisuusanalyysin kautta. Hyödyntämismuotojen taloudellisuuden vertailussa tulisi huomioida energian arvon lisäksi useita muita tekijöitä, kuten investointikustannukset ja myytävien tuotteiden markkinat (Watrec Oy 2013).

#### 5.4 Lietteen sisältämät ravinteet

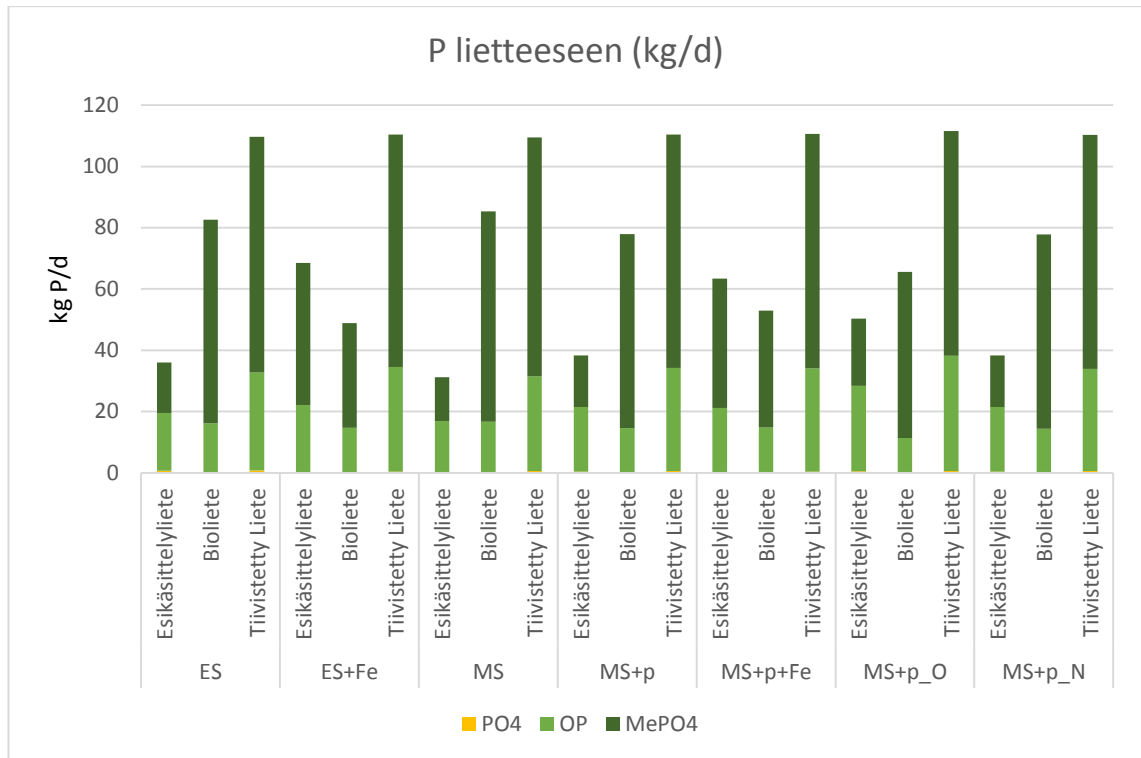
Esikäsittely- ja biolietteen sisältämän typen määrät on esitetty kuvassa 12.



**Kuva 12.** Lietteeseen sisältyvä kokonaistyyppi tarkastelluissa tapauksissa.

Tehokkaammilla esikäsittelymenetelmillä voidaan lietteeseen sitouttaa hieman suurempi määrä typpeä; tapauksissa MS+p ja MS+p+Fe typen määrä lietteessä on 8 % ja tapauksessa MS+p\_O 24 % suurempi kuin tapauksessa MS. Vaihtoehtojen ES+Fe, MS+p ja MS+p+Fe välillä erot ovat pieniä. Valtaosa lietteen typestä on orgaanisesti sitoutunutta typpeä. Esikäsittelylietteeseen sidottu typpi on valtaosin tulevan veden partikkelimaista orgaanista typpeä, kun taas biolietteessä on pääosin tuotettuun biomassaan sitoutunutta orgaanista typpeä. Inorgaanisessa, liukoisessa muodossa ammoniumtyyppinä on vain 0,5–1,5 % ja nitraattimuodossa vain 0,4–0,6 % lietteen kokonaistypestä. Ammonium- ja nitraattitypen pienien määrien vuoksi lietteen typpeä ei ole esitetty fraktioittain.

Fosforin määrä esikäsittely- ja biolietteessä sekä tiivistetyssä sekalietteessä jaettuna fraktioihin on esitetty kuvassa 13.



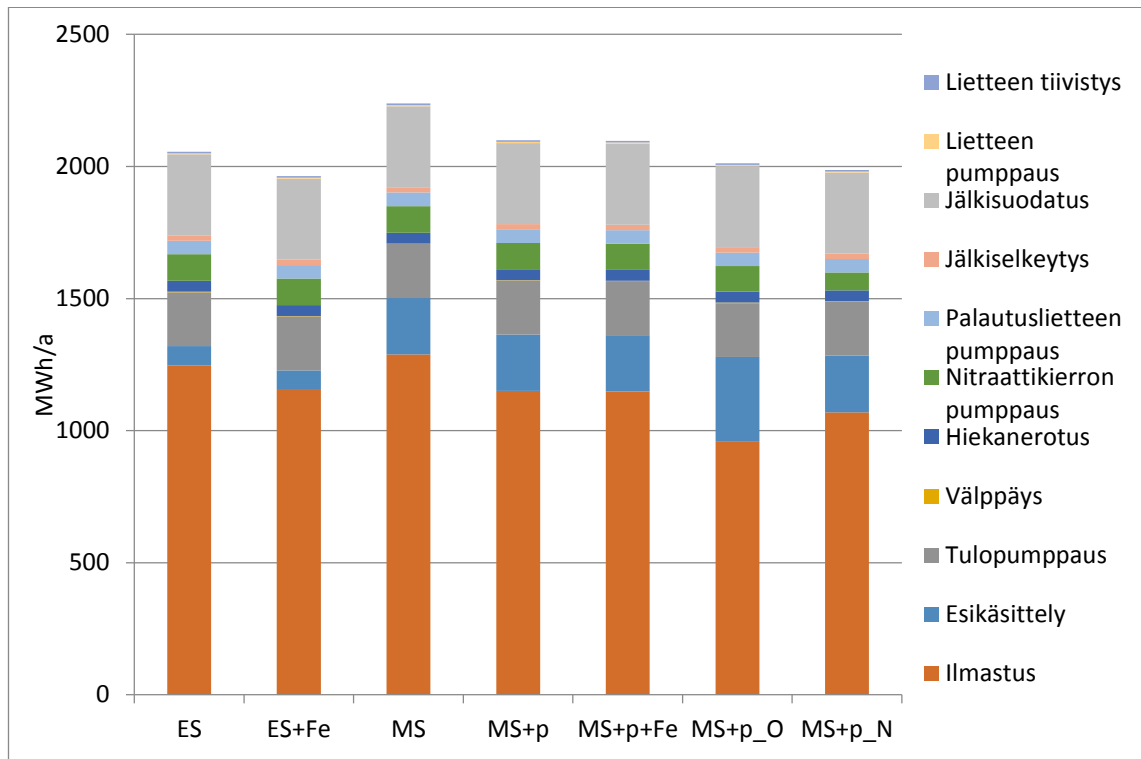
**Kuva 13.** Lietteeseen sisältyvä fosfori (kg P/d) tarkastelluissa tapauksissa jaoteltuna lietejakeen ja esiintymismuodon mukaan. Huom.  $TP = PO_4 + OP + MePO_4$

Fosforin kokonaismäärä lietteessä on likimain yhtä suuri kaikilla esikäsittelyvaihtoehdoilla. Tämä on välttämätöntä, sillä puhdistamossa poistettu fosfori sitoutuu aina lietteeseen, ja poistettavan fosforin määrään vaikuttavat ainoastaan tuleva fosforikuorma ja lähtevän veden sisältämä fosfori. Koska kaikissa tapauksissa lähtevän veden fosforikuorma on luparajan mukainen  $< 0,3 \text{ g/m}^3$ , erot poistettavan fosforin määrässä ovat pieniä. Suurempia eroja muodostuu sen sijaan siinä, missä prosessin vaiheessa fosforia poistetaan. Niissä vaihtoehdoissa, joissa esikäsittelyyn syötetään ferrisulfaattia, suurempi osuus fosforista poistuu esikäsittelylietteen mukana.

Fosforista lannoitekäyttöön hyödynnettävissä on käytännössä vain liukoinen fosfaattifosfori ( $PO_4$ ) ja orgaaninen fosfori (OP), sillä metalliin sitoutunut fosfori vapautuu kasveille käyttökelpoiseen muotoon hitaasti, vuosien aikajaksolla (Vuorinen et al. 2013). Valtaosa lietteen fosforista on metallilla saostettua fosfaattia kaikissa vaihtoehdoissa. Metallivapaan fosforin ( $PO_4 + OP$ ) osuus kokonaisfosforista on tarkastelluissa tapauksissa 29–34 %, mikä on hieman vähemmän kuin lannoitteiden levityksen arvioinnissa käytetty arvo (40 %) käyttökelpoiseen fosforin osuudelle (Vuorinen et al. 2013). Tapauksessa MS+p\_O metallivapaata fosforia sitoutuu lietteeseen 5,5 kg/d (17 %) enemmän kuin tapauksessa ES. Liukoisen fosfaatin osuus on kaikissa tapauksissa hyvin pieni, tiivistetyssä lietteessä vain 0,3–0,8 % kokonaisfosforista. Huomionarvoista on se, että ferrisulfaatin syöttöpiste prosessissa ei vaikuta metallivapaan fosforin määrää, vaan sen on lähestulkoon samanlainen (34,1–34,6 kg/d, 30,8–31,3 % lietteen kokonaisfosforista) tapauksissa ES+Fe, MS+p ja MS+p+Fe. Metalliin sidottua fosfaattia kulkeutuu esikäsittelyyn palautuskiertojen, erityisesti jälkisuodatuksen pesuveden mukana, minkä vuoksi esikäsittelylietteessä on  $MePO_4$ :a myös, kun ferrisulfaattia ei käytetä esikäsittelyssä.

## 5.5 Sähköenergian ja kemikaalien kulutus

Tarkastelluille tapauksille laskettiin prosessin vaatima sähköenergia vuositasolla keskiarvotilanteessa. Tulokset on esitetty kuvassa 14.



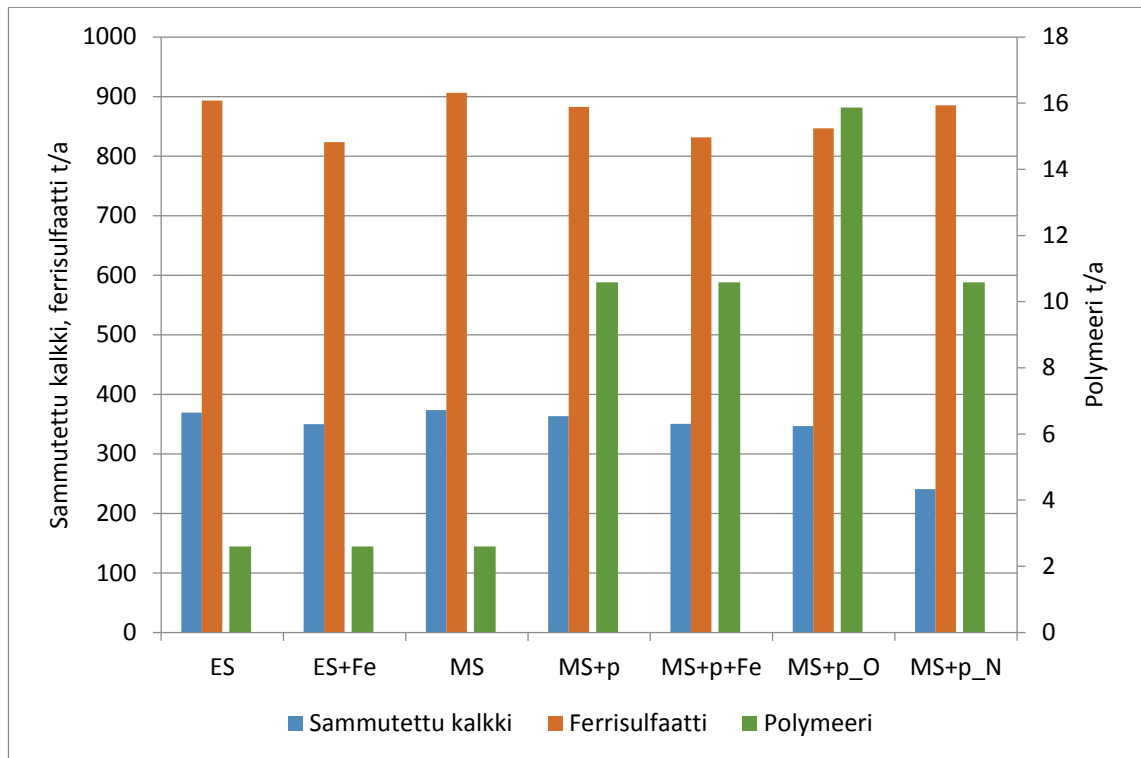
**Kuva 14.** Prosessin sähköenergian kulutus tarkastelluissa tapauksissa.

Suurimmat erot sähköenergian kulutuksessa muodostuvat ilmastuksesta ja esikäsittelyn sähkökulutuksesta. Ilmastus on ylivoimaisesti suurin yksittäinen sähkökulutuksen aiheuttaja, ja muodostaa tyypillisesti jopa yli puolet kokonaissähkökulutuksesta (Tchobanoglous et al. 2014). Tarkastelluissa vaihtoehdoissa ilmastuksen osuus kokonaissähkökulutuksesta vaihtelee välillä 50–61 %. Tehokkaammilla esikäsittelymenetelmillä voidaan pienentää ilmastuksen energiankulutusta. Esimerkiksi vaihtoehdon MS+p ilmastuksen sähkökulutus on 96 MWh (8 %) pienempi kuin vaihtoehdossa ES. Käytetyillä parametreillä tapausten MS+p ja MS+p+Fe tehokkuus kiintoaineen ja COD:n poistossa on lähellä vaihtoehdon ES+Fe vastaavaa, joten mikrosiivilä ei saavuta merkittävää ilmastuksen osalta etua esiselkeytykseen nähden muutoin kuin tapauksessa MS+p\_O.

Ilmastuksen lisäksi esikäsittelyn energiankulutus muodostaa eroja vaihtoehtojen välille. Mikrosiivilän sähkökulutus on esiselkeytyksen vastaavaa korkeampi, mistä johtuen mikrosiivilää käytettäessä esikäsittelyn sähkökulutus kasvaa. Kokonaissähkökulutukseen suhteutettuna ero on vaihtoehdosta riippuen 6–12 %. Esimerkiksi tapauksen MS+p\_O ilmastuksen sähkökulutus on 23 % pienempi kuin tapauksen ES, mutta kokonaissähkökulutuksessa vastaava ero näiden vaihtoehtojen välillä on vain 2 % johtuen pääosin tapauksen MS+p\_O korkeammasta esikäsittelyn energiankulutuksesta. Tapauksessa MS+p\_O esikäsittelyn sähkökulutus on muita mikrosiivilöintitapauksia korkeampi johtuen useammasta mikrosiivilöintiyksiköstä (luku 4.3.3).

Sähköenergian kulutus tulevaa jätevesitilavuutta kohden vaihtelee tarkastelluissa tapauksissa välillä 0,37–0,41 kWh/m<sup>3</sup>. Lukemat ovat tyypillisiä verrattuna suomalaisilla puhdistamoilla mitattuihin lukuihin, jotka kahdeksalla Suomen kymmeneen suurimpaan kuuluvalla puhdistamolla olivat välillä 0,17–0,71 kWh/m<sup>3</sup> keskiarvon ollessa 0,39 kWh/m<sup>3</sup> (Laitinen et al. 2014). Tyypillisesti parempaan puhdistustulokseen, erityisesti korkeampaan typenpoistoon, yltävät laitokset kuluttavat enemmän sähköä kuin laitokset, joiden puhdistustulos on heikompi.

Vuosittainen kemikaalien kulutus keskiarvotilanteessa on esitetty kuvassa 15. Koska missään vaihtoehdossa ei käytetyillä parametreilla ja luvussa 4.4.3 esitetyllä tarkastelutavalla tarvita metanolin lisäämistä denitrifikaation hiilenlähteeksi, metanolia ei ole esitetty kuvassa.



**Kuva 15.** Kemikaalien kulutus tarkastelluissa tapauksissa. Sammutetulle kalkille ja ferrisulfaatille käytetään vasemmanpuoleista asteikkoa ja polymeerille oikeanpuoleista asteikkoa.

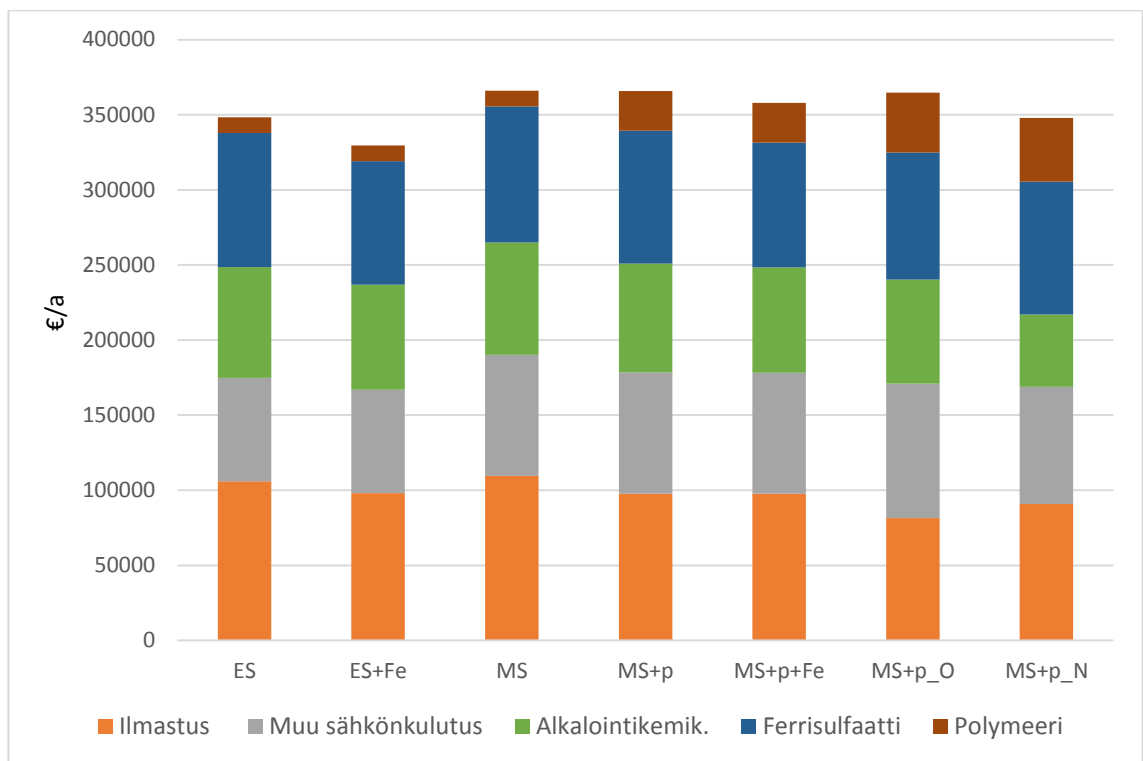
Kemikaalien kulutuksessa selkein ero on polymeerin kulutuksessa. Polymeerin kulutuksesta noin 2,5 t/a johtuu jälkisuodatuksen polymeerinsyötöstä, joka on kaikissa tapauksissa sama. Tapauksissa, joissa mikrosiivilälle syötetään polymeeriä 1,5 g/m<sup>3</sup> (MS+p, MS+p+Fe, MS+p\_N), polymeerin kokonaiskulutus on noin nelinkertainen ja tapauksessa MS+p\_O (2,5 g/m<sup>3</sup>) noin kuusinkertainen verrattuna tapauksiin, jossa polymeeriä käytetään ainoastaan jälkisuodatuksessa. Alkalointikemikaalin tarve on hieman pienempi tehokkaammilla esikäsittelymenetelmillä. Alkaloinnin tarve johtuu valtaosin nitrifikaatiosta, joten biologisen prosessin tyypikuorman pienentäminen vähentää alkalointikemikaalin kulutusta. Ferrisulfaatin kulutus on hieman korkeampi vaihtoehdoissa, joissa sitä ei syötetä esikäsittelyyn johtuen korkeammasta kokonaisannostuksesta (luku 4.2.1). Tämä perustuu oletettuun korkeampaan ferrisulfaatin syötön tarpeeseen, kun ferrisulfaatti syötetään biologiseen prosessiin. Koska liukoisien fosfaatin poisto on riippumaton partikkelimaisten aineiden poistotehokkuudesta, ei



tehokkaammalla partikkelimaisten aineiden erotuksella saavuteta pienempää ferrisulfaatin kulutusta. Teoriassa korkea partikkelien erotusaste lisää orgaanisen fosforin poistoa esikäsittelyvaiheessa, vähentäen fosfaattifosforin vapautumista biologisessa prosessissa ja edelleen tarvittavaa ferrisulfaatin annostusta. Käytännössä tämä vaikutus on kuitenkin merkitykseltään pieni. Korkeampi ferrisulfaatin syöttö lisää myös alkaliteetin kulutusta ja siten lisää alkalointikemikaalin syöttötarvetta.

## 5.6 Käyttökustannukset ja kokonaistaloudellisuus

Edellä esitettyjä sähköenergian ja kemikaalien kulutuksen arvoja hyödyntäen tarkastelluille tapauksille laskettiin arvioidut kustannukset vuositasolla. Laskennalliset käyttökustannukset ovat esitetty kuvassa 16. Kuvassa sähkönkulutus on selkeyden vuoksi eritelty ainoastaan ilmastukseen ja muuhun sähkönkulutukseen.



**Kuva 16.** Kemikaloinnin ja sähköenergian kustannukset tarkastelluissa tapauksissa

Suorat käyttökustannukset ovat oletetuilla esiselkeytyksen parametreilla ja pilot-kokeiden mukaisilla mikrosiivilän parametreilla hieman pienemmät esiselkeytyksessä. Käyttökustannukset ovat pienimmät tapauksessa ES+Fe, ja esimerkiksi tapaukseen MS+p verrattuna 36200 €/a (10 %) pienemmät. Vaihtoehto ES ei saavuta yhtä suurta kustannusetua mikrosiivilöintiin nähden, ja edullisimpaan mikrosiivilöintivaihtoehtoon (ES+p+Fe) verrattuna sen käyttökustannukset ovat 9600 € (3 %) pienemmät.

Laskentaan sisällytetyt käyttökustannukset tulevaa jätevesitilavuutta kohti ovat tarkastelluissa tapauksissa 0,064–0,072 €/m<sup>3</sup>. Esimerkiksi Turun Kakolanmäen puhdistamon käyttökustannukset virtaamaa kohti vuosina 2010–2015 olivat keskimäärin 0,288 €/m<sup>3</sup> (Leino 2016), mikä kuvastaa sitä, että tässä työssä tarkastellut käyttökustannukset ovat vain osa

jätevedenpuhdistamon kokonaiskäyttökustannuksista. Haslinger et al. (2016) mukaan itävaltalaisilla < 100 000 AVL jätevedenpuhdistamoilla (N=88) energiakustannukset muodostavat keskimäärin 17 % ja materiaalikustannukset 13 % laitoksen kokonaiskäyttökustannuksista. Tarkastellut käyttökustannukset vastaavat pääpiirteissään näitä kustannuksia, mutta esimerkiksi lämpöenergian ja prosessin ulkopuolisten materiaalien kustannuksia ei ole huomioitu. Tarkastellut kustannukset vastaavat siis arviolta < 30 % kokonaiskäyttökustannuksista. Jos oletetaan tarkasteltujen käyttökustannusten muodostavan 30 % kokonaiskäyttökustannuksista, edellä esitetty tapausten ES+Fe ja MS+p kustannusten ero vastaisi 3 %:a puhdistamon kokonaiskäyttökustannuksista. Henkilöstökulut on jätevedenpuhdistamoilla merkittävin kuluryhmä, Haslinger et al. (2016) mukaan keskimäärin 38 % kokonaiskustannuksista. Erilaisten tekniikoiden käyttökustannuksiin vaikuttaa merkittävästi myös tarvittavan henkilötyön määrä, ja tämä tulee huomioida tekniikoiden kokonaistaloudellisuutta vertailtaessa.

Prosessivaiheittain jaoteltuna Haslinger et al. (2016) mukaan esikäsittelyn osuus on 9 %, mekaanis-biologisen prosessin osuus 22 %, lietteen tiivistyksen osuus 5 % ja tiivistetyn lietteen jatkokäsittelyn osuus 28 % käyttökustannuksista. Prosessin ulkopuoliset tukitoiminnot, kuten hallinto, analysointi ja infrastruktuuri muodostavat 36 % kustannuksista. Lietteen jatkokäsittelyssä suurin kustannus ovat suorat jätteiden (välpejäte, hiekanerotusjäte, liete) käsittelykulut, jotka muodostavat 15 % kokonaiskäyttökustannuksista. Tehostetulla esikäsittelyllä voidaan pienentää lähinnä mekaanis-biologisen prosessin kustannuksia. Toisaalta lietteentuotto on tehokkailla esikäsittelymenetelmillä korkeampi, mikä voi aiheuttaa merkittäviä lisäkustannuksia lietteen käsittelyssä ja vaikuttaa käytetyn tekniikan kokonaistaloudellisuuteen. Esimerkiksi olettaen lietteenkäsittelyn muodostavan 28 % kokonaiskäyttökustannuksista ja lietteentuoton kustannusten perustuvan tuotettuun kuiva-ainemäärään (kg TSS/d), esimerkkinä luvussa 5.2 esitetty 13 % lisäys lietteentuotossa vaihtoehtojen ES ja MS+p+Fe aiheuttaisi 3,6 % kasvun laitoksen kokonaiskäyttökustannuksiin. Kun tätä verrataan edellä esitettyihin käyttökustannuslukuihin, havaitaan, että tarkastelluissa tapauksissa erot lietteen käsittelyn kustannuksissa voivat olla merkittävämpiä kuin sähköenergian ja kemikaalien kustannuksissa.

## 5.7 Mädätyksen rejektiveden typenpoisto

Tapauksessa MS+p\_N, jossa oletettiin täydellinen typen poisto mädätyksen rejektivedestä, tyyppikuorma mikrosiivilöintiin on 135 kg TN/d (13 %) pienempi kuin ilman typen poistoa (MS+p). Pienemmän tyyppikuorman ansiosta nitrifikaation hapentarve vähenee, ja ilmastustarve vaihtoehdossa MS+p\_N on 80 MWh/a (7 %) pienempi kuin vaihtoehdossa MS+p. Biologisen prosessin allastilavuus on kuitenkin näissä vaihtoehdoissa likimain yhtä suuri, koska tyyppikuormitus ei vaikuta mitoituslieteiän laskentaan (luku 4.4.2). Sähkökulutuksessa havaitaan ero myös nitraattikierron pumppauksessa, joka on pienemmän kierrätettävän vesimäärän ansiosta 32 % pienempi kuin vaihtoehdossa MS+p. Kokonaissähkökulutuksesta tämä vastaa kuitenkin vain alle 2 %:a.

Käyttökustannusten kannalta pienemmän tyyppikuorman merkittävin vaikutus on alkalointikemikaalin kulutuksessa, joka on 34 % pienempi rejektiveden typenpoistolla kuin ilman sitä. Ero johtuu merkittävästi (16 %) pienemmästä nitrifioitavan typen määrästä, minkä ansiosta alkaliteettia kuluu biologisessa prosessissa vähemmän. Alkaliteetin kulutuksen kasvu

on suhteellisesti typen määrän kasvua korkeampi, koska lisääntynyt alkaliteetin tarve tapauksessa MS+p joudutaan kattamaan kokonaan alkalointikemikaalilla. Kokonaiskäyttökustannukset ovat vaihtoehdossa MS+p\_N 33800 €/a (9 %) pienemmät kuin vaihtoehdossa MS+p.

Tuotetun lietteen määrään, metaanintuottopotentiaaliin tai fosforin määrään ja laatuun lietteessä rejektiveden typenpoistolla ei ole merkittävää vaikutusta. Sen sijaan typen määrä lietteessä on 3 % pienempi kuin vaihtoehdossa MS+p, koska typpeä kierrätetään prosessissa vähemmän. Esikäsitelyyn tulevassa vedessä typpikuormituksen ero 10 prosenttiyksikköä suurempi, joten valtaosa rejektiveden mukana puhdistamolle palautetusta tyypestä vaihtoehdossa MS+p poistetaan denitrifikaatiossa typpikaasuna.

Lisäksi pienempi typpikuorma nostaa jäteveden bsCOD:N –suhdetta denitrifikaatiossa, mikä mahdollistaisi tehokkaamman esikäsitelyn käyttämisen ilman ulkoisen hiilenlähteen käyttöä, mikäli denitrifikaatio on esikäsitelyn tehokkuutta rajoittava tekijä. Mikäli tehokas esikäsitelymenetelmä olisi käytettävissä, voisivat potentiaaliset edut olla merkittäviä, kuten vaihtoehto MS+p\_O osoittaa. Koska mädätyksen rejektiveden laskenta on käytetyssä mallissa karkealla tasolla ja lisäksi rejektiveden typenpoiston laskenta toteutettu yksinkertaistetusti, on myös näitä tuloksia käsiteltävä suuntaa-antavina.

## 5.8 Denitrifikaation kapasiteetti ja esikäsitelyn tehokkuus

Jäteveden esikäsitelyn tehostamisessa rajoittava ja kokonaistaloudellisuuden kannalta kriittinen tekijä on denitrifikaation kapasiteetti. Mallilla tehdyissä herkkyystarkasteluissa (tuloksia ei esitetty) havaittiin, että tarve käyttää ulkoista hiilenlähdettä pitkälti kumooa tehokkaalla esikäsitelyllä saavutetut hyödyt. Metanolin käyttö paitsi lisää merkittävästi kemikaalikustannuksia, myös kasvattaa tarvittavaa ilmastusallaskapasiteettia ja ilmastuksen energiankulutusta. Puhdistamoprosessin taloudellisuuden kannalta on olennaista, että esikäsitelyn tehokkuutta voidaan säätää, jotta minimoidaan metanolin tarve denitrifikaatiossa. Mikroosiivilöinnin hyvää säädettävyyttä biologisen prosessin tarpeet huomioiden pidetään tekniikan etuna (Rusten et al. 2017)

Käytetty laskentatapa denitrifikaation kapasiteetin ja jäteveden orgaanisen hiilen riittävyyden tarkasteluun (luku 4.4.3) on melko yksinkertainen, eikä huomioi esimerkiksi lämpötilan vaikutusta denitrifikaation nopeuteen. Luotu malli ei myöskään sisällä mahdollisuutta käyttää osaa allastilavuudesta joko anoksisena tai aerobisena olosuhteiden mukaan, mikä on yleisesti käytetty tapa muokata prosessin toimintaa DN-prosessia käyttävillä laitoksilla. Typenpoiston maksimoimiseksi anoksisen vaiheen tilavuutta kasvatetaan korkeammassa lämpötiloissa, kun riittävä nitrifikaatioaste voidaan saavuttaa pienemmällä aerobisella tilavuudella (Sahlstedt 2012; Tchobanoglous et al. 2014). Jäteveden lämpötilan ollessa alhainen aerobista tilavuutta on kasvatettava nitrifikaation vuoksi. Tällöin denitrifikaation kapasiteetti on pienimmillään, ja usein ulkoista hiilenlähdettä tarvitaan riittävän korkean denitrifikaationopeuden saavuttamiseksi.

Polymeerin käyttö esikäsitelyssä aiheuttaa kolloidin materiaalin, mukaan lukien COD:n, sitoutumista partikkelimaiseen muotoon ja sen poistamista esikäsitelyssä. Tämä on denitrifikaation kannalta epäedullista, sillä kolloidissa muodossa oleva COD on varsin nopeasti

mikrobien hyödynnettävissä denitrifikaation hiilenlähteenä. Myös saostus metallisuolan avulla saostaa kolloidia materiaalia, mikäli käytetään korkeaa annostusta (Halttunen 2017). Prosessin kokonaistaloudellisuuden kannalta esikäsittelyn tulisi poistaa mahdollisimman vähän kolloidia ainesta, mutta poistaa tehokkaasti partikkelimaista ainesta. Kuitenkin myös tulevan veden partikkelimaista COD:a voidaan tarvita denitrifikaation hiilenlähteenä, joten myöskään partikkelimaisen aineen poistotehokkuuden ei tule olla liian korkea. Nieuwenhuijzenin & Melsin (2002) tekemissä kokeissa hollantilaisella jätevedenpuhdistamoilla tulevassa jätevedessä COD:sta 36 % oli liukoisena ( $< 0,1 \mu\text{m}$ ), 5 % sitoutuneena  $0,1\text{--}0,45 \mu\text{m}$  partikkeleihin ja 11 % sitoutuneena  $1,2 - 5,0 \mu\text{m}$  partikkeleihin. Koska kolloidiin materiaaliin ( $0,1\text{--}0,45 \mu\text{m}$ ) sitoutuneen COD:n määrä on varsin pieni, ei kolloidin COD:n poistaminen ole välttämättä kriittistä denitrifikaation kannalta. Kuitenkin jäteveden laatu voi vaihdella voimakkaasti myös tässä suhteessa, eivätkä esitetyt tulokset ole suoraan yleistettävissä muualle (Nieuwenhuijzen & Mels 2002) Partikkelimaisen ja kolloidin materiaalin poiston maksimimäärä riippuu mm. tulevan jäteveden typpikuormasta, COD:n määrästä ja koostumuksesta sekä denitrifikaation olosuhteista. Käytännössä jäteveden koostumus ja prosessin olosuhteet vaihtelevat vuodenaikojen mukaan ja jopa yhden vuorokauden aikana. Jotta voitaisiin varmistua denitrifikaation kapasiteetin riittävydestä ja ulkoisen hiilenlähteen tarpeesta ja jotta voitaisiin tarkasti selvittää optimaalinen esikäsittelyn tehokkuus erilaisissa olosuhteissa, tulisi denitrifikaation kapasiteetin riittävyttä selvittää tarkemmin joko kokeellisesti tai tarkemmalla, validoidulla prosessimallilla.

## 5.9 Huomioita

Esiselkeytyksen ja mikrosiivilän toiminnan laskentatavat ovat mallissa identtisiä, ja eroavat toisistaan vain kolloidin materiaalin saostumista ja partikkelien erotusastetta kuvaavien parametrien arvojen osalta. Kuitenkin on arvioitu, että mikrosiivilä erottaa jätevedestä erilaisia partikkelifraktioita kuin esiselkeytys (Tchobanoglous et al. 2014, s. 409). Tähän viittaa esimerkiksi mikrosiivilälietteen raportoitu esiselkeytyslietettä korkeampi metaanintuottopotentiaali (Remy et al. 2014; Hautamäki 2017) Tarkempi esikäsittelymenetelmien vertailu ja mallintaminen olisi mahdollista tutkimalla tekniikoiden poistaman materiaalin ominaisuuksia esimerkiksi selvittämällä tulevan ja lähtevän veden partikkelikokojakaumia Nieuwenhuijzenin & Melsin (2002) esittämällä tavalla.

Kullaanvuoren puhdistamolle johdetaan kompostointilaitoksen suotovesiä, jotka aiheuttavat keskimäärin 8,6 % puhdistamon typpikuormasta. Mallin skaalatuissa tiedoissa kompostilaitoksen typpikuorman osuus tulevassa vedessä on 74,7 kg/d. Koska uuden mädätyslaitoksen myötä kompostointilaitoksen kuormitus poistuu, vähenee typpikuorma siltä osin. Luodussa laskentamallissa tätä ei huomioitu, vaan tulevan jäteveden typpikuormana käytettiin suoraan skaalattuja analyysitietoja jätevedenpuhdistamon tulevasta vedestä. Mikäli suotoveden vaikutus poistettaisiin lähtötiedoista, olisi denitrifikaation kapasiteetti parempi korkeamman  $\text{bsCOD:N}$  - suhteen ansiosta, mikä mahdollistaisi tehokkaamman esikäsittelyn käyttämisen ilman ulkoisen hiilenlähteen käyttöä. Lisäksi suotoveden typpikuorman poistaminen pienentäisi ilmastustarvetta ja alkalointikemikaalin kulutusta samaan tapaan kuin mädätteen rejektiveden typpikuorman poistaminen tapauksessa  $\text{MS+p}_\text{N}$ . Vaikutus olisi kuitenkin pienempi, koska kompostilaitoksen typpikuorma on noin puolet pienempi kuin mallinnettu mädätteen rejektiveden kuorma.

## 6. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tässä työssä luotiin prosessimalli, jolla tutkittiin esiselkeytystä ja mikrosiivilöintiä jäteveden esikäsitteilytekniikkana. Tekniikoita vertailtiin mallilla käyttäen esikäsitteilytekniikkana esiselkeytystä ja mikrosiivilöintiä erilaisilla saostuskemikaloinneilla. Esiselkeytyksen toiminta määritettiin kirjallisuuden pohjalta, ja mikrosiivilän toimintaparametrit kalibroitiin pilot-kokeiden pohjalta. Lisäksi mikrosiivilän toimintaa tutkittiin olettaen kirjallisuuteen perustuen partikkelien erotustehokkuus pilot-kokeiden tuloksia korkeammaksi. Esikäsitteilyvaihtoehtojen vertailun lisäksi tutkittiin tilannetta, jossa mädätteen rejektivedestä poistetaan typpeä rejektiveden erilliskäsittelyllä. Käytetyt partikkelimaisen aineksen erotusasteet olivat esiselkeytykselle 55–65 % ja mikrosiivilöinnille 50–75 %. Tarkasteltuja tapauksia vertailtiin biologisen prosessin allastilavuuden, tuotetun lietteen määrän, metaanintuottopotentialin, lietteen sisältämien ravinteiden, sähkön- ja kemikaalien kulutuksen ja käyttökustannusten osalta.

Tuloksien pohjalta esikäsitteilyvaihtoehtojen ominaisuuksia arvioitiin 4-portaisella asteikolla, jossa huonoin arvosana on – – ja paras + +. Arviointi suhteutettiin tarkasteltujen vaihtoehtojen tuloksiin siten, että arvosana + annettiin vaihtoehtoille, jotka ylittivät keskiarvon 0–50 %:lla keskiarvotuloksen ja eniten keskiarvosta eroavan tuloksen erotuksesta. Tuloksen + + saivat vaihtoehdot, jotka ylittivät keskiarvotuloksen 50–100 %:lla keskiarvon ja eniten keskiarvosta eroavan tuloksen erotuksesta. Arvosanoja – ja – – annettiin vastaavasti keskiarvon alittaville tuloksille. Ominaisuuksien arviointi on esitetty taulukossa 19. Vaihtoehto, jossa mädätyksen rejektivedestä poistetaan typpeä, jätettiin arvioinnin ulkopuolelle, koska se poikkeaa mädätyksen rejektiveden osalta muista eikä vertailu siten olisi mielekäs.

Taulukko 19. Esikäsittelyvaihtoehtojen vertailutaulukko

Esikäsittelytekniikka	Esiselkeytys	Esiselkeytys	Mikrosiivilä	Mikrosiivilä	Mikrosiivilä	Mikrosiivilä (optimi)	Arviointiperuste
Kemikalointi esikäsittelyssä	-	Ferrisulfaatti	-	Polymeeri	Polymeeri + Ferrisulfaatti	Polymeeri	
Biologisen prosessin allastilavuus	-	+	--	+	-	++	Pienempi tilavuus (m <sup>3</sup> )
Lietteentuotto, haihtuva kiintoaine (VSS)	-	-	--	+	+	++	Suurempi määrä (kg VSS/d)
Lietteentuotto, inertti kiintoaine (FSS)	+	--	+	+	--	++	Pienempi määrä (kg FSS/d)
Metaanintuotto	-	-	--	+	+	++	Suurempi määrä (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /d)
Typen määrä lietteessä	-	+	--	+	+	++	Suurempi määrä (kg TN/d)
Metallivapaan fosforin määrä lietteessä	-	+	--	-	-	++	Suurempi määrä (kg OP+PO <sub>4</sub> /d)
Sähkönkulutus	+	++	--	-	-	+	Pienempi kulutus (MWh/a)
Kemikaalien kulutus	+	++	+	--	-	--	Pienemmät kemikaalikustannukset (€/a)
Käyttökustannukset	+	++	-	-	-	-	Pienemmät käyttökustannukset (€/a)

Vähiten tehokkaat esikäsitteilyvaihtoehdot, esiselkeytys ja mikrosiivilöinti ilman kemikalointia, saavuttivat arvioinnissa heikkoja tuloksia useimmilla osa-alueilla. Molemmissa tapauksissa lietettä tuotettiin vähän, ja ravinteiden sitominen lietteeseen sekä metaanintuotto jäivät muita heikommiksi. Toisaalta inerttiä lietettä tuotettiin myös vähän. Ilmastuksen sähkönkulutus oli näissä vaihtoehdoissa korkea, mutta kokonaissähkönkulutus esiselkeytyksellä ilman kemikalointia oli mikrosiivilöintiä pienempi esiselkeytyksen pienemmästä sähkönkulutuksesta johtuen. Mikrosiivilöinti ilman kemikalointia sai arvioinnissa useilla osa-alueilla huonoimman arvosanan, ja oli kokonaisuutena selvästi huonoin vaihtoehto. Näiden tulosten pohjalta mikrosiivilän käyttö ilman polymeeriä ei ole suositeltava vaihtoehto esikäsitteilymenetelmäksi.

Esiselkeytys ferrisulfaatilla oli sekä sähkön että kemikaalien kulutuksen puolesta taloudellisin vaihtoehto. Verrattuna esiselkeytykseen ilman kemikalointia ferrisulfaatilla tehostettu esiselkeytys saavutti selkeitä etuja allastilavuuden, ilmastuksen energiankulutuksen, metaanintuoton ja ravinteiden talteenoton kannalta. Mikrosiivilöinti polymeerin syötöllä saavutti energian ja kemikaalien kulutusta lukuun ottamatta varsin hyvät tulokset. Käytetyillä parametreilla erot poistotehokkuuksissa verrattuna esiselkeytykseen ferrisulfaatin syötöllä olivat pieniä, minkä vuoksi myös erot tuloksissa ovat melko pieniä useimmilla osa-alueilla. Selkeimmät erot muodostuivat tuotetun inertin lietteen määrässä mikrosiivilöinnin hyväksi ja kustannuksissa esiselkeytyksen hyväksi.

Verrattaessa polymeerin syötöllä tehostettua mikrosiivilöintiä ja mikrosiivilöintiä polymeerin sekä ferrisulfaatin syötöllä, merkittävin ero oli inertin lietteen määrässä, joka oli korkeampi ferrisulfaattia käytettäessä. Pienempiä eroja oli biologisen prosessin allastilavuudessa, joka oli pienempi pelkkää polymeeriä käytettäessä, ja kemikaalien kustannuksissa, jotka olivat matalammat käytettäessä ferrisulfaattia mikrosiivilöinnissä johtuen pääasiassa pienemmästä ferrisulfaatin kulutuksesta.

Hypoteettinen vaihtoehto, jossa polymeerin syötöllä tehostetun mikrosiivilöinnin partikkelimaisen aineksen poiston tehokkuus oletettiin kirjallisuuteen pohjautuen korkeammaksi kuin pilot-kokeissa, saavutti hyviä tuloksia useilla osa-alueilla. Tehokas mikrosiivilöinti sitoi esikäsitteilylietteeseen paljon haihtuvaa kiintoainesta, minkä ansiosta myös metaanintuotto ja ravinteiden sitoutuminen olivat korkeita. Käyttökustannukset olivat kuitenkin korkeammat kuin esiselkeytyksessä johtuen korkeammista kemikaalikustannuksista ja mikrosiivilöinnin korkeammasta sähkönkulutuksesta. Tässä vaihtoehdossa polymeerin annostelu oli korkeampi ja mikrosiiviläyksiköiden määrä 1,5 -kertainen muihin mikrosiivilöintivaihtoehtoihin verrattuna, mistä johtuen kemikaalikustannukset ja esikäsitteilyn sähkönkulutus olivat vertailun korkeimmat.

Tapauksista, jossa mikrosiivilän erotustehokkuus oletettiin korkeaksi, voidaan pitää esimerkkinä tehokkaasta esikäsitteilymenetelmästä ja sen tulokset kuvastavat sitä, millaisia hyötyjä tehokkaalla esikäsitteilymenetelmällä voidaan saavuttaa. Koska mallin laskentatapa on identtinen sekä esiselkeytykselle että mikrosiivilöinnille, saataisiin vastaavia tuloksia, mikäli esimerkiksi polymeerin syötöllä tehostettuna esiselkeytyksellä saavutettaisiin vastaava kiintoaineen erotusaste ja kolloidin aineksen saostumisaste. Poikkeuksena tästä on metaanintuottopotentiaali, joka on oletettu suuremmaksi mikrosiivilälietteelle kuin esiselkeytyslietteelle. Tehokkaalla esikäsitteilyllä saavutettavissa olevia etuja on kuvattu

taulukossa 20 vertaamalla tehokkaasti toimivaa mikrosiivilöintiä polymeerin syötöllä esiselkeytykseen ilman kemikalointia.

**Taulukko 20.** Mikrosiivilöinnin (polymeeri, oletettu korkea partikkelimaisen aineksen poistotehokkuus) ja esiselkeytyksen (ei kemikalointia) tulosten vertailu.

	<b>Mikrosiivilöinti polymeerin syötöllä, korkea tehokkuus</b>	<b>Esiselkeytyksen ilman kemikalointia</b>	<b>Suhteellinen ero (verrattuna esiselkeytykseen)</b>
Biologisen prosessin allastilavuus (m <sup>3</sup> )	11570	16321	-29 %
Ilmastuksen energiankulutus (MWh/a)	958	1246	-23 %
Lietteentuotto (kg VSS/d)	4146	3454	20 %
Lietteen sisältämä typpi (kg N/d)	229	184	24 %
Lietteen sisältämä liukoinen ja orgaanisesti sitoutunut fosfori (kg P/d)	38	33	17 %
Metaanintuotto (MWh/a)	5684	4339	31 %

Mikrosiivilöinti yhdistettynä optimoituun kemikalointiin on yksi tekniikka, jolla taulukossa 20 esitettyjä hyötyjä voidaan saavuttaa. Kuitenkin esikäsitteilyn tehostamisessa tulee huomioida denitrifikaation COD-tarve, joka erityisesti kylmänä vuodenaikana voi rajoittaa esikäsitteilyn taloudellista maksimitehokkuutta merkittävästi. Esikäsitteilytekniikan säädettävyyden osuusteiden mukaan onkin ensiarvoisen tärkeää. Tilanteissa, joissa denitrifikaation kapasiteetti on riittävä korkeallakin esikäsitteilyn tehokkuudella, kuten kesäaikana, voitaisiin tehokkaalla ja helposti säädettävällä esikäsitteilytekniikalla saavuttaa säästöjä ja parantaa lietteen ominaisuuksia jatkokäytön kannalta. Optimoimalla esikäsitteilyn tehokkuutta denitrifikaation tarpeen mukaan tehokkaan esikäsitteilyn potentiaalisia hyötyjä voitaisiin saavuttaa mahdollisimman paljon ilman tarvetta ulkoisen hiilenlähteen käytölle.

Tapaus, jossa mallinnuksessa mädätyksen rejektivedestä poistettiin typpi, osoitti, että mädätyksen rejektiveden typenpoistolla voidaan saavuttaa etuja jätevedenpuhdistamon toiminnassa. Esikäsitteilyyn tuleva typpikuorma oli 13 % pienempi, ja sen myötä alkalointikemikaalin kulutus oli 34 % pienempi ja ilmastuksen energiankulutus 7 % pienempi kuin ilman rejektiveden typenpoistoa. Sähkönkulutuksen ja kemikaalien kustannukset olivat 9 % pienemmät. Lisäksi rejektiveden typenpoisto pienentää denitrifikaation typpikuormaa, mikä mahdollistaa tehokkaamman esikäsitteilyn tilanteessa, jossa denitrifikaation hiilentarve on esikäsitteilyn tehokkuutta rajoittava tekijä. Mikäli tehokas esikäsitteilymenetelmä olisi käytettävissä, voisivat potentiaaliset edut olla merkittäviä. Tehdyssä tarkastelussa ei käsitelty rejektiveden erilliskäsitteilyn tekniikkaa tai toteutettavuutta, ja tuloksia tulee käsitellä suuntaa-antavina arvioina rejektiveden erilliskäsitteilyn mahdollisista vaikutuksista puhdistamoprosessissa.

Mallissa denitrifikaation kapasiteetti ja ulkoisen hiilenlähteen (metanolin) arvioitiin denitrifikaatiossa saatavilla olevan liukoisien biotuhon COD:n määrään pohjautuen. Missään



tarkastelluista ajoista metanolin lisäystä ei tarvittu. Käytetty laskentatapa on melko yksinkertainen, eikä huomioi esimerkiksi lämpötilan vaikutusta denitrifikaation nopeuteen. Mallilla tehdyissä herkkyystarkasteluissa havaittiin, että metanolin syöttäminen denitrifikaatioon heikentää puhdistamon kokonaistaloudellisuuteen merkittävästi. Tästä johtuen denitrifikaation kapasiteetin riittävyys tarkastelluissa tilanteissa tulisi varmistaa joko kokeellisesti tai tarkemmalla, validoidulla prosessimallilla.

## 7. LÄHTEET

Bates, L. (2012) Basic Data on Biogas, Research Information Ltd. Svenskt Gastekniskt Center AB. Saatavissa: <http://www.sgc.se/ckfinder/userfiles/files/BasicDataonBiogas2012.pdf>.

Blomberg, K. & Toivikko, S. (2015). Puhdistamo lietteiden käsittely ja hyödyntäminen - Kyselyn tulokset 2015, Suomen Vesilaitosyhdistys ry, Saatavissa: [https://www.vvy.fi/files/4924/Puhdistamolietteiden\\_kasittely\\_ja\\_hyodyntaminen\\_2015\\_005.pdf](https://www.vvy.fi/files/4924/Puhdistamolietteiden_kasittely_ja_hyodyntaminen_2015_005.pdf)

Bolto, B. & Gregory, J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment, Water Research, Vol. 41(11), pp. 2301-2324. Saatavissa: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135407001881>.

Cordell, D., Drangert, J. & White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought, Global environmental change, Vol. 19 pp. 292-305.

Davis, M.L. (2010). Water and Wastewater Engineering: Design Principles and Practice, McGraw-Hill Education, New York, NY.

Franchi, A. & Santoro, D. (2015). Current status of the rotating belt filtration (RBF) technology for municipal wastewater treatment, Water Practice & Technology, Vol. 10(2), pp. 319.

Gernaey, K.V., van Loosdrecht, Mark C M, Henze, M., Lind, M. & Jørgensen, S.B. (2004). Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art, Environmental Modelling and Software, Vol. 19(9), pp. 763-783. Saatavissa: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815203002044>.

Geshnigani, M. A. (2013). Methane production from separate digestion of primary and biological sludge. Lund University. MSc. Thesis.

Gori, R., Jiang, L., Sobhani, R. & Rosso, D. (2011). Effects of soluble and particulate substrate on the carbon and energy footprint of wastewater treatment processes, Water Research, Vol. 45(18), pp. 5858-5872. Saatavissa: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411004842>.

Grady, C.P.L., Daigger, G.T. & Lim, H.C. (1999). Biological wastewater treatment, 2. ed. ed. Marcel Dekker, New York, NY, USA,

Haimi, H., Mulas, M., Sahlstedt, K. & Vahala, R. (2009). ICA situation at municipal wastewater treatment plants in Finland, International Water Association IWA, 10th IWA Conference on Instrumentation, Control and Automation, Cairns, Australia, Saatavissa: [https://research.aalto.fi/en/publications/ica-situation-at-municipal-wastewater-treatment-plants-in-finland\(13b86f5b-8071-4ada-b0fb-ed404a843747\).html](https://research.aalto.fi/en/publications/ica-situation-at-municipal-wastewater-treatment-plants-in-finland(13b86f5b-8071-4ada-b0fb-ed404a843747).html).

Halttunen 2017, Henkilökohtainen kommunikointi. 8.6.2017, 12.9.2017. Tampereen teknillinen yliopisto

Haslinger, J., Lindtner, S. & Krampe, J. (2016). Operating costs and energy demand of wastewater treatment plants in Austria: benchmarking results of the last 10 years, *Water Science and Technology*, Vol. 74(11), pp. 2620-2626.

Hautamäki, H. (2017). Yhdyskuntajäteveden esikäsitteily mikrosiivilällä ja erotetun lietteen anaerobinen käsittely. Tampereen teknillinen yliopisto. Diplomityö.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T. & van Loosdrecht, M. (2002). Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, Repr. ed. IWA Publ, London.

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

HSY (2017). Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2016, Helsingin Seudun Ympäristöpalvelut, Saatavissa:  
[https://www.hsy.fi/sites/Esitteet/EsitteetKatalogi/Julkaisusarja/1\\_2017-jatevedenpuhdistus-pkseudulla-2016.pdf](https://www.hsy.fi/sites/Esitteet/EsitteetKatalogi/Julkaisusarja/1_2017-jatevedenpuhdistus-pkseudulla-2016.pdf).

Kettunen, R. (2016). Ympäristötekniikan fysikaaliset ja kemialliset operaatiot, Luentomateriaali, Tampereen teknillinen yliopisto.

Kokkolan kaupunki (2017) Kokkolan jätevedenpuhdistamon prosessikaavio. Saatavissa:  
[https://www.kokkola.fi/palvelut/asuminen\\_ja\\_rakentaminen/kokkolan\\_vesi/jatevedet/fi\\_FI/jatevedenpuhdistamon\\_prosessikaavio](https://www.kokkola.fi/palvelut/asuminen_ja_rakentaminen/kokkolan_vesi/jatevedet/fi_FI/jatevedenpuhdistamon_prosessikaavio)

Kukko, L. (2009). Jätevedenpuhdistuksen elinkaarikustannukset energia- ja ainetaseiden kautta. Opinnäytetyö. Tampereen ammattikorkeakoulu.

Kuokkanen, A. (2013). Jäteveden tertiärikäsittelyn vaikuttavuus ja käyttökustannukset, Suomen Vesilaitosyhdistys ry., Saatavissa:  
[https://vvy.etapahtuma.fi/eTaika\\_Tiedostot/5/Hanke/1317/Terti%C3%A4rik%C3%A4sittelyn%20vaikuttavuus%20ja%20k%C3%A4ytt%C3%B6kustannukset.pdf](https://vvy.etapahtuma.fi/eTaika_Tiedostot/5/Hanke/1317/Terti%C3%A4rik%C3%A4sittelyn%20vaikuttavuus%20ja%20k%C3%A4ytt%C3%B6kustannukset.pdf).

Laitinen, J., Alhola, K., Manninen, K. & Säylä, J. (2014). Puhdistamolietteen ja biojätteen käsittely ravinteita kierrättäen - Hankeraportti RaKiPuBi. Suomen ympäristökeskus SYKE. Saatavissa: <http://www.syke.fi/download/noname/%7B75C943EE-6205-42AA-B130-1105133D5FFF%7D/105713>

Leino, N. (2016). Kakolanmäen jätevedenpuhdistamon tarkkailututkimus - Vuosiraportti 2015, Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy. Saatavissa:  
[https://www.turunseudunpuhdistamo.fi/wp-content/uploads/2016/05/TSP\\_Vuosiraportti\\_2015.pdf](https://www.turunseudunpuhdistamo.fi/wp-content/uploads/2016/05/TSP_Vuosiraportti_2015.pdf)

Makinia, J., Pagilla, K., Czerwionka, K. & Stensel, H.D. (2011). Modeling organic nitrogen conversions in activated sludge bioreactors, *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, Vol. 63(7), pp. 1418. Saatavissa:  
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21508545>.

Marttinen, S., Tampio, E., Sinkko, T., Timonen, K., Luostarinen, S., Grönroos, J. & Manninen, K. (2015). Biokaasulaitokset - syötteistä lopputuotteisiin, Luke.

Mels, A.R., Nieuwenhuijzen, A.F.v. & Klapwijk, B. (2002). Turbidity-related Dosing of Organic Polymers to Control the Denitrification Potential of Flocculated Municipal Wastewater, *Chemical Water and Wastewater Treatment VII*, pp. 71-79.

Mönkäre, T., Kinnunen, V., Tampio, E., Ervasti, S., Lehtonen, E., Kettunen, R., Rasi, S. & Rintala, J. (2016). Ravinnevisio: Selvitys Pirkanmaan puhdistamolietteiden ja biojätteiden ravinteista ja niiden potentiaalisesta käytöstä. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-314-489-7>

Nieuwenhuijzen, A.F. & Mels, A.R. (2002). Characterisation of Particulate Matter in Municipal Wastewater & Chemical Water and Wastewater Treatment VII. Hahn, Hoffmann, Ødegaard (eds.), pp. 203-212.

Nieuwenhuijzen, v., A.F, Graaf, v.d., J.H.J.M, Kampschreur, M.J. & Mels, A.R. (2004). Particle related fractionation and characterisation of municipal wastewater, *Water Science and Technology*, Vol. 50(12), pp. 125-132. Saatavissa: <http://www.narcis.nl/publication/RecordID/oai:library.wur.nl:wurpubs%2F371775>.

Pirinen, P., Simola, H., Aalto, J., Kaukoranta, J., Karlsson, P. & Ruuhela, R. (2012). Tilastoja Suomen Ilmastosta 1981-2010, Helsinki, Saatavissa: [https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/35880/Tilastoja\\_Suomen\\_ilmastosta\\_1981\\_2010.pdf?sequence=4](https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/35880/Tilastoja_Suomen_ilmastosta_1981_2010.pdf?sequence=4).

Pöyry (2016). Koukkujärven bioratkaisun ympäristövaikutusten arviointi. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BC5FA3FA0-4D22-4750-A26E-0448B29DB5ED%7D/122875>

Rautiainen, Mutka, Toppila, Linqvist, Venelampi, Lukkarinen, Outinen, Vesanto & Salmelainen (2015). Pirkanmaan Keskuspuhdistamon Yleissuunnitelma, Saatavissa: [http://www.keskuspuhdistamo.fi/wp-content/uploads/2016/01/OT1\\_Yleissuunnitelma.pdf](http://www.keskuspuhdistamo.fi/wp-content/uploads/2016/01/OT1_Yleissuunnitelma.pdf)

Remy, C., Boulestreau, M. & Lesjean, B. (2014). Proof of concept for a new energy-positive wastewater treatment scheme, *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, Vol. 70(10), pp. 1709.

Rittmann, B.E. & McCarty, P.L. (2001). *Environmental biotechnology*, McGraw-Hill, Boston.

Rusten, B. & Ødegaard, H. (2006). Evaluation and testing of fine mesh sieve technologies for primary treatment of municipal wastewater, *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, Vol. 54(10), pp. 31-38.

Rusten, B., Rathnaweera, S.S., Rismyhr, E., Sahu, A.K. & Ntiako, J. (2017). Rotating belt sieves for primary treatment, chemically enhanced primary treatment and secondary solids separation, *Water Science and Technology*, Vol. 75(11), pp. 2598.

Sahlstedt, K. (2012). Comparison of denitrification-nitrification and step-feed activated sludge processes with dynamic simulation, *Water Practice & Technology*, Vol. 7(3), pp. 1-9.

Salsnes Filter (2016). Salsnes Filter Product Brochure, Salsnes Filter. Saatavissa: <https://www.salsnes-filter.no/wp-content/uploads/sites/4/2017/10/Salsnes-detailer-A4-2017-LR.pdf>

Takács, I., Patry, G.G. & Nolasco, D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process, *Water research*, Vol. 25(10), pp. 1263-1271.

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

Vuorinen, A., Tontti, T., Salo, T., Lehto, M., Suominen, K., Tyrväinen, U., Salminen, P., Kangas, A., Klemola, R., Peltonen, S., Savela, P., Toivikko, S., Paavola, T. & Pulkkinen, M. (2013). Puhdistamolietteen käyttö maataloudessa, Vesilaitosyhdistys. Saatavissa: [https://www.proagria.fi/sites/default/files/attachment/puhdistamolietteopas\\_201320032014s.pdf](https://www.proagria.fi/sites/default/files/attachment/puhdistamolietteopas_201320032014s.pdf)

Väänänen, J. (2017). *Microsieving in municipal wastewater treatment. Chemically enhanced primary and tertiary treatment*, Lund University. PhD Thesis.

Väänänen, J., Cimbritz, M. & la Cour Jansen, J. (2016). Microsieving in primary treatment: effect of chemical dosing, *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, Vol. 74(2), pp. 438-447. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27438249>.

Wang, L.K., Shammash, N.K. & Hung, Y. (2007). *Biosolids Treatment Processes*, 6th ed. Humana Press, Totowa, New Jersey,

Watrec Oy (2013). Teknis-taloudellinen selvitys: Biokaasutuotannon kannattavuus Mänttä-Vilppulan alueella - Loppuraportti. Saatavissa: [http://www.manttavilppula.fi/site/assets/files/11501/loppuraportti\\_keuruu\\_yla\\_prkanmaa0213.pdf](http://www.manttavilppula.fi/site/assets/files/11501/loppuraportti_keuruu_yla_prkanmaa0213.pdf)

Ødegaard, H. (1998). Optimised particle separation in the primary step of wastewater treatment, *Water Science and Technology*, Vol. 37(10), pp. 43-53.

## 8. LIITTEET

*Liite 1. Ferriraudan ja alumiinin molaarinen annostelumäärä jätevedenpuhdistamoprosessissa tulevan ja lähtevän liukoisen fosforin suhteen (Tchobanoglous et al. 2014)*

