



Aalto-yliopisto
Insinöörیتieteiden
korkeakoulu

Maija Sihvonen

Jätevedenkäsittelyn energia- ja resurssitehokkuuden parantaminen dynaamisen prosessimallinnuksen avulla

Diplomityö, joka on jätetty opinnäytteenä tarkastettavaksi
diplomi-insinöörin tutkintoa varten.

Espoossa 30.4.2018

Valvoja: Professori Riku Vahala

Ohjaaja: TkT Anna Mikola

Tekijä Maija Sihvonen

Työn nimi Jätevedenkäsittelyn energia- ja resurssitehokkuuden parantaminen
dynaamisen prosessimallinnuksen avulla

Koulutusohjelma Water and Environmental Engineering**Koodi** ENG29

Työn valvoja Professori Riku Vahala

Työn ohjaaja(t) TkT Anna Mikola

Päivämäärä 30.4.2018**Sivumäärä** 60 + 5**Kieli** suomi

Jätevedenpuhdistus on merkittävä energian kuluttaja vesihuollossa ja tulevaisuudessa energiankulutuksen arvioidaan entisestään kasvavan puhdistusprosessien lisääntymisen myötä. Puhdistusprosessi tulisi optimoida siten, että energiaa ja resursseja käytetään mahdollisimman vähän, mutta puhdistustulos ei heikenny.

Työssä tutkittiin jätevedenpuhdistuksen energia- ja resurssitehokkuuden parantamista dynaamisen prosessimallinnuksen avulla. Prosessisimulointiohjelmalla rakennettiin laitosmallit Porvoossa sijaitsevan Hermanninsaaren ja Nurmijärvellä sijaitseva Klaukkalan puhdistamon prosesseista ja mallit kalibroitiin ja validoitiin puhdistamoiden jatkuvatoimisten mittausten ja käyttötarkkailutietojen perusteella. Mallien avulla tutkittiin erilaisten energiaa säästävien toimenpiteiden vaikutuksia ilmastuksen energiankulutukseen ja lähtevän veden laatuun sekä arvioitiin toimenpiteillä saavutettavia kustannussäästöjä.

Tutkitut energiaa säästävät toimenpiteet olivat lieteiän säätely, esiselkeytyksen ohituksen säätely, metaanintuoton lisääminen, ilmastuksen ohjaus ammoniumtyyppipitoisuuden perusteella ja yli- ja alimitoitettun kompressorin vaikutus energiankulutukseen. Suurimmat kustannukset ja siten suurin potentiaalinen säästö aiheutui ylimitoitetusta kompressorista, mikä vahvistaa oikein mitoitettujen laitteiden olevan tärkeä kustannustehokkuutta parantava tekijä jätevedenkäsittelyssä. Ohjaamalla aktiivilieteprosessin ilmansyöttöä ammoniumtyyppipitoisuuden perusteella voidaan sekä säästää kustannuksia että tehostaa typenpoistoa. Muut toimenpiteet toivat pieniä tai keskisuuria kustannussäästöjä.

Tällä hetkellä prosessisimulointiohjelmista puuttuu energiankulutuksen tarkastelun mahdollistavaa toiminnallisuutta, joten käyttäjä joutuu rakentamaan sen itse. Kun toiminnallisuutta lisätään, simulointiohjelmat tarjoavat jatkossa entistä tehokkaamman työkalun energiatehokkuuden tutkimiseen.

Avainsanat Jätevedenkäsittely, energiankulutus, energiankulutuksen optimointi, prosessinohjaus, dynaaminen prosessimallinnus

Author Maija Sihvonen

Title of thesis Optimisation of energy and resource efficiency in wastewater treatment using dynamic process modeling

Master programme Water and Environmental Engineering

Code ENG29

Thesis supervisor Professor Riku Vahala

Thesis advisor(s) D. Sc. (Tech.) Anna Mikola

Date 30.4.2018

Number of pages 60 + 5

Language Finnish

Wastewater treatment consumes a significant amount of energy and in the future energy consumption is predicted to increase as tightening regulation increases the need for more advanced treatment technology. Wastewater treatment process should be optimised to minimise the use of energy and resources without compromising the quality of treated water.

In this Master's Thesis, methods to increase the energy and resource efficiency in wastewater treatment were studied using dynamic process modeling. The main processes of two Finnish wastewater treatment plants were modeled with process simulation software and the models were calibrated and validated with operating data from the plants. The models were used to study the effects of different energy optimisation methods on energy consumption and effluent quality. Potential cost savings were also assessed.

The studied optimisation methods were decreasing sludge age, bypassing primary clarifier, controlling aeration based on the concentration of ammonium nitrogen, increasing methane production and testing the effect of oversized and undersized compressor. The highest energy costs were associated with an oversized compressor, which emphasises the importance of using correctly sized equipment in wastewater treatment. Aeration control based on ammonium nitrogen measurement also proved to be an efficient way to both save energy costs and improve the effluent quality. Other optimisation methods brought minor savings.

Currently, process simulation programmes are lacking functionality to study energy consumption. When this functionality is added in the future, process simulation will offer a powerful tool to study energy efficiency optimisation in wastewater treatment.

Keywords Wastewater treatment, energy consumption, energy consumption optimisation, process control, dynamic process modeling

Alkusanat

Työ toteutettiin Kehä-hankkeessa ja se kuuluu Työpakettiin 1: Kierrätysenergia vesihuollossa ja vesiliiketoiminnassa. Hankkeen rahoitus tulee Euroopan aluekehitysrahastolta ja rahoittajia ovat Uudenmaan liitto, Hämeen liitto, Vesilaitosyhdistyksen kehittämisrahasto, Porvoon vesi ja Nurmijärven Vesi.

Kiitän lämpimästi Klaukkalan ja Hermanninsaaren puhdistamoiden henkilökuntaa avusta ja tuesta sekä näytteenotossa että laitostietojen keräämisessä. Porvoossa kiitän Laura Taimiojaa ja Elina Antilaa ja Klaukkalassa Matias Niemeä, Matias Riukulaa ja erityisesti Eero Salosta, joka jaksoi vastaila lukuisiin kysymyksiin ja etsiä lisätietoja.

Michaela Mulas auttoi mallinnuksessa ja etenkin ohjaimien rakentamisessa. Petri Ukkonen Sulzerilta auttoi kompressorin energiankulutuksen mallintamisessa. Vesitekniikan laboratorion hengettäriä Aino Peltolaa ja Marina Sushkoa kiitän avusta analyysien tekemisessä ja laboratorioinsinööri Ari Järvistä ja erikoislaboratoriomestari Antti Louhiota teknisestä tuesta. Eppu Väänästä Rambollilla kiitän lämpimästi Sumo-tuesta, neuvoista ja ideoista. Harri Koivusaloa kiitän Excel-avusta, joka säästi paljon aikaani. Kiitän myös Kakolanmäen puhdistamon Jouko Tuomea ja Vesilaitosyhdistyksen Riina Liikasta ja Mika Rontua saamistani energiankulutustiedoista.

Lopuksi kiitän sydämellisesti työni ohjaajaa Anna Mikolaa työn kommentoinnista, henkisestä tuesta ja ikimuistoisesta Wienin-matkasta sekä esitän kiitokset työn valvojalle, professori Riku Vahalalle.

Espoo 30.4.2018

Maija Sihvonen

Sisällysluettelo

Tiivistelmä	
Abstract	
Alkusanat	
Sisällysluettelo	5
Merkinnät ja lyhenteet	7
1 Johdanto	9
2 Jätevedenkäsittelyn energiankulutus	11
2.1 Energiankulutus Suomessa	11
2.2 Energiankulutus kansainvälisesti	13
2.3 Prosessien osuus energiankulutuksesta	15
2.4 Energia- ja resurssitehokkuuden parantaminen	15
2.4.1 Laitteet	15
2.4.2 Prosessinohjaus	16
2.4.3 Ajotavat	17
2.4.4 Energiapotentiaalin hyödyntäminen	18
2.5 Energia- ja resurssitehokkuuden tutkiminen mallintamalla	19
2.5.1 Jätevedenkäsittelyprosessien mallintaminen	19
2.5.2 Prosessinohjauksen mallintaminen	20
2.5.3 Energiankulutuksen mallintaminen: esimerkkinä BSM	21
2.5.4 Esimerkkejä energiatehokkuuden tutkimisesta mallintamalla	25
3 Tutkimusmenetelmät	28
3.1 Tutkitut laitokset	28
3.1.1 Perustietoja laitoksilta	28
3.1.2 Hermanninsaaren puhdistamo	29
3.1.3 Klaukkalan puhdistamo	33
3.2 Mallinnusprosessin vaiheet	37
3.3 Näytteenotto-ohjelma ja analyysit	39
4 Tulokset	42
4.1 Lähtötietojen käsittely	42
4.2 Mallien rakentaminen	43
4.3 Mallien kalibroiminen ja validoiminen	45
4.3.1 Kalibrointi- ja validointijaksot	45
4.3.2 Hermanninsaaren mallin kalibroiminen ja validoiminen	46
4.3.3 Klaukkalan mallin kalibroiminen ja validoiminen	48
4.4 Energiankulutus	51
4.4.1 Ilmastusenergiankulutuksen laskenta	51
4.4.2 Pumppausenergiankulutuksen laskenta	54
4.5 Tarkasteltujen menetelmien tulokset	54
4.5.1 Ilmansyötön ohjaus ammoniumtyypipitoisuuden perusteella	54
4.5.2 Esiselkeytyksen ohituksen säätely	56
4.5.3 Lieteiän säätely	57
4.5.4 Metaanintuoton lisääminen	58
4.5.5 Yli- ja alimitoitettu kompressori	59
4.6 Tulosten analysointi	60
4.6.1 Energiatehokkuustoimenpiteiden kannattavuus	60
4.6.2 Energiankulutuksen mallinnuksen arviointi	61
4.6.3 Energiankulutuksen mallintamisessa laitoksilta tarvittavat tiedot	62
5 Johtopäätökset	64
Lähdeluettelo	66

Liiteluettelo	71
Liitteet	

Merkinnot ja lyhenteet

ABAC	Ammonia-based Aeration Control, ammoniumtyppipitoisuuteen perustuva ilmastuksen ohjaus
Alfa-arvo	prosessiveden hapenkulutuksen suhde puhtaan veden hapenkulutukseen
AOB	Ammonium Oxidizing Bacteria, ammoniumtyypeä hapettavat bakteerit
ASM	Activated Sludge Model, aktiivilietemalli
AVL	asukasvastineluku
BOD	Biochemical Oxygen Demand, biologinen hapenkulutus
BSM	Benchmark Simulation Model
F	ilmastimien likaantumiskerroin
COD	Chemical Oxygen Demand, kemiallinen hapenkulutus
DO	Dissolved Oxygen, liuennut happi
EC	External Carbon Addition, ulkoinen hiilensyöttö
EQI	Effluent Quality Index, lähtevän veden laatuindeksi
HST	High Speed Turbo, suurnopeus
I	virta
K_{La}	hapensiirtovakio
kWh	kilowattitunti
M	moolimassa
ME	Mixing Energy, sekoitusenergia
MLP	Multi-layered Perception Neural Network, monikerroksellinen perseptronineuroverkko
N_{tot}	kokonaistyyppi
NH_4-N	ammoniumtyppi
NOB	Nitrite Oxidizing Bacteria, nitriittiä hapettavat bakteerit
OCP	Oxygen Consumption Potential, hapenkulutuspotentiaali
OCI	Operating Cost Index, käyttökustannusindeksi
OTE	Oxygen Transfer Efficiency, hapensiirtotehokkuus
OTR	Oxygen Transfer Rate, hapensiirtonopeus
ORC	Organic Rankine Cycle
OUR	Oxygen Uptake Rate, hapenkulutusnopeus
P	paine
P_{tot}	kokonaisfosfori
PAX	Polyalumiinikloridi
PE	Pumping Energy, pumppausenergia
PID	Proportional Intergral Derivative, integroiva ja derivoiva suhdessäädin
Q	tilavuusvirta
R	kaasuvakio
RBCOD	Readily Biodegradable COD, helposti biohajoava COD
rpm	rounds per minute, kierrosluku
S_{sat}	hapen saturaatiokonsentraatio
SOM	Self-Organization Map, itseorganisaatiokartta
SP	Sludge Production, lietteentuotanto
SSOTE	Specific Standard Oxygen Transfer Efficiency, vakiohapensiirtotehokkuus
T	lämpötila
TSS	Total Suspended Solids, kokonaiskiintoaine

U	jännite
V	tilavuus
VSS	Volatile Suspended Solids, orgaaninen kiintoaine
WRRF	Water Resource Recovery Facility, resurssien talteenottolaitos, resurssitehdas
WWTP	Wastewater Treatment Plant, jätevedenpuhdistamo

1 Johdanto

Jätevedenpuhdistus on merkittävä energian kuluttaja vesihuollossa ja tulevaisuudessa energiankulutuksen arvioidaan entisestään lisääntyvän, kun kiristyvän sääntelyn myötä käyttöön otetaan tehokkaampia puhdistusprosesseja. Puhdistusprosessi tulisi optimoida siten, että energiaa ja resursseja käytetään mahdollisimman vähän, mutta puhdistustulos ei heikenny. Yhdyskuntajätevesienkäsittelyn optimointi on kuitenkin haastavaa, sillä tuleva kuormitus ja virtaama muuttuvat jatkuvasti ja prosessiolosuhteet vaihtelevat sään mukaan.

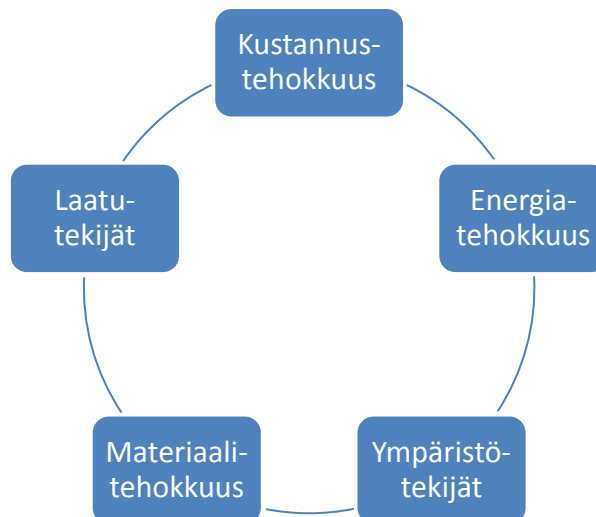
Dynaaminen prosessimallinnus tarjoaa työkalun tämältyyppisen ongelman ratkaisemiseen. Dynaamisella prosessimallinnuksella tarkoitetaan laskennallista menetelmää, jossa jäljitellään prosessilaitosten toimintaa erilaisissa olosuhteissa (VTT 2014). Työssä tutkittiin jätevedenpuhdistuksen energia- ja resurssitehokkuuden parantamista simuloimalla kahden puhdistamon toimintaa Dynamita Ltd:n kehittämällä Sumo-mallinnusohjelmalla. Tutkitut laitokset olivat Porvoossa sijaitseva Hermanninsaaren ja Nurmijärvellä sijaitseva Klaukkalan puhdistamo.

Energiankulutuksen tarkastelu rajattiin pääosin puhdistamoiden merkittävimpään energiankuluttajaan eli ilmastukseen. Tutkituista laitoksista rakennettiin laitosmallit, joiden avulla tutkittiin jo tunnettujen sekä uusien energiatehokkuutta parantavien toimenpiteiden vaikutuksia ilmastuksen energiankulutukseen ja lähtevän veden laatuun sekä arvioitiin toimenpiteillä saatavia kustannussäästöjä.

Työssä vastattiin seuraaviin tutkimuskysymyksiin:

- 1) Kuinka suuria parannuksia dynaamiseen prosessimallinnukseen perustuvilla muutoksilla voidaan saavuttaa jätevedenkäsittelyn energia- ja resurssitehokkuudessa?
- 2) Kuinka toimivia mallinnustyökalut ovat energia- ja resurssitehokkuuden optimointiin ja miten niitä tulisi kehittää?

Energiankäytön kustannusten optimointi on osa ekotehokkuuden (eco-efficiency) parantamiseen tähtäviä toimenpiteitä. Ekotehokkuus tarkastelee luonnonvarojen tehokasta käyttöä (Tuomaala ym. 2012). Kuvassa 1 on esitetty tarkasteltavan prosessin ekotehokkuuteen vaikuttavia tekijöitä, joihin myös energiatehokkuus kuuluu. Energiatehokkuutta parantamalla voidaan parhaimmillaan säästää sekä kustannuksia että vähentää ympäristökuormitusta, kun esimerkiksi tarve fossiilisilla polttoaineilla tuotetulle energialle vähenee.



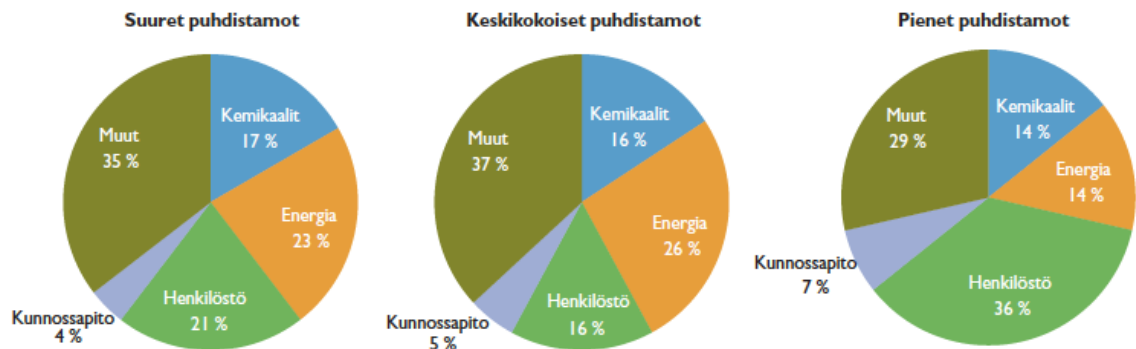
Kuva 1. Ekotehokkuuden tekijät (muokattu lähteestä Tuomaala ym. 2012).

Työssä tarkastellaan ensin jätevedenkäsittelyn energiankulutusta Suomessa ja kansainvälisesti sekä selvitetään, kuinka suuria säästöjä yleisesti on arvioitu saatavan tehokkaammilla laitteilla, prosessinohjauksella, erilaisilla ajotavoilla ja hyödyntämällä jäteveden ja prosessien energiapotentiaalia. Sen jälkeen käsitellään jätevedenkäsittelyprosessien ja prosessinohjauksen mallintamista ja käydään läpi esimerkkejä energiankulutuksen tutkimisesta mallintamalla. Menetelmäosassa esitellään työssä mallinnettavat jätevedenpuhdistamot, käydään läpi mallinnusprosessin vaiheet ja työssä toteutetun näytteenoton menetelmät ja aikataulu. Tulososassa esitellään työssä rakennetut mallit ja energiatehokkuutta parantavien ajotapojen tulokset, ja lopuksi arvioidaan saavutettuja hyötyjä sekä työssä käytettyä energiankulutuksen laskentaa ja puhdistamoilta tarvittavia tietoja energiankulutuksen mallintamiseen.

2 Jätevedenkäsittelyn energiankulutus

2.1 Energiankulutus Suomessa

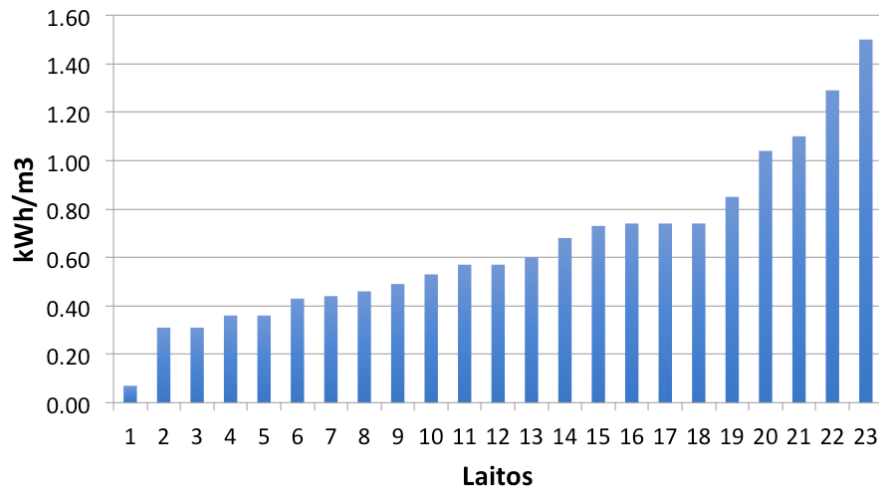
Kemikaalit ja energiankulutus ovat henkilöstökulujen ohella jätevedenpuhdistamoiden suurimpia yksittäisiä kustannustekijöitä. Laitisen ym. (2014) jätevedenkäsittelyn energiankulutusta koskevassa selvityksessä oli mukana 57 eri puolella Suomea sijaitsevaa jätevedenkäsittelylaitosta, joista suurin osa oli aktiivilietelaitoksia. Tutkimuksessa havaittiin, että pienillä laitoksilla (virtaama alle 1000 m³/päivä) energiankäytöstä ja kemikaaleista aiheutuvat kustannukset ovat noin 28 % kokonaiskäyttökustannuksista, keskisuurilla (vuorokausivirtaama 1000 - 10 000 m³) lukema on 42 % ja suurilla (vuorokausivirtaama yli 10 000 m³) yhteiskustannukset ovat noin 40 % (Kuva 2). Käyttökustannusten jakaantuminen riippuu siis puhdistamon koosta. Tutkimuksessa tarkasteltiin laitosten kokonaisenergiankulutusta, eli eri prosessien kulutusta ei eritelty. Sähkönkulutuksen arvioidaan muodostavan noin 23-26 % jätevedenpuhdistamoiden kokonaiskäyttökustannuksista (Laitinen ym. 2014).



Kuva 2. Puhdistamoiden käyttökustannusten jakautuminen koon mukaan (Laitinen ym. 2014).

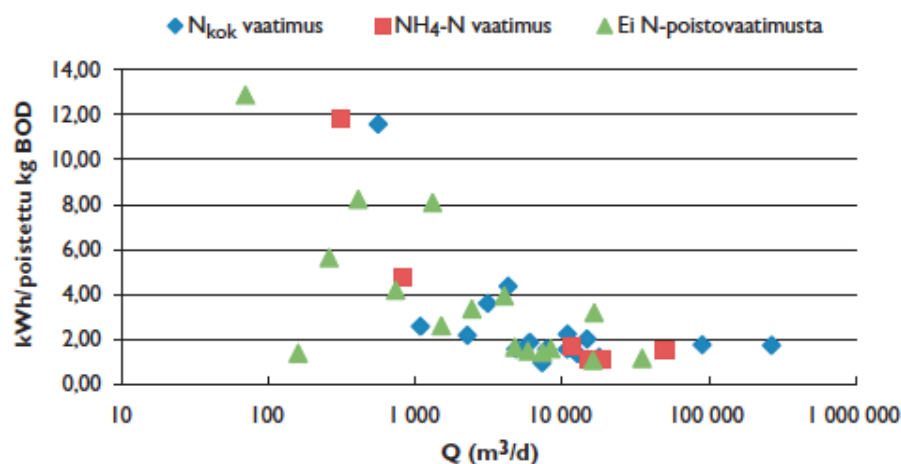
Jätevedenkäsittelyn energiankulutusta ilmaistaan tavallisesti suhteuttamalla se puhdistettuun jätevesimäärään (kWh/m³). Suurilla laitoksilla on usein typenpoistovelvoite, jolloin laitoksen ilmastusilman ja kierrätyspumppausten tarve on suurempi kuin sellaisilla laitoksilla, joilla typenpoistovelvoitetta ei ole. Siksi myös niiden kokonaisenergiankulutus on yleensä suurempi, mutta käsitellyn jäteveden määrään suhteutettuna pienempi. Laitisen ym. (2014) selvityksessä energiankulutus suurilla puhdistamoilla oli keskimäärin 0,41 kWh/m³, keskisuurilla 0,67 kWh/m³ ja pienillä 1,55 kWh/m³.

Kuvassa 3 on esitetty vuoden 2016 jätevedenpuhdistuksen ja lietteenkäsittelyn energiankulutustietoja suomalaisilla puhdistamoilla. Energiankulutukseen on tiedoissa laskettu mukaan kaikki laitoksella käytetty energia, kuten sähkö, kaukolämpö, raskas ja kevyt polttoöljy ja maakaasu. Kuvasta nähdään, että energiankulutuksen vaihtelu on suurta: eniten energiaa käyttävällä laitoksella kulutus on moninkertainen vähiten energiaa kuluttavaan nähden.



Kuva 3. Energiankulutus (kWh/m^3) suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla (Vesilaitosyhdistys 2017).

Pelkkä energiankulutuksen tarkastelu suhteessa virtaamaan ei kuitenkaan anna kuvaa puhdistusprosessin tehokkuudesta. Kuvassa 4 on esitetty energiankulutus kilowattitunteina suhteessa kilogrammaan jätevedestä poistettua BOD:ta (biochemical oxygen demand, biokemiallinen hapenkulutus). Kuvasta nähdään, että laitokset, joilla on suuri tulovirtaama, energiankulutus on pienempi ja hajonta vähäisempää kuin pienillä laitoksilla.

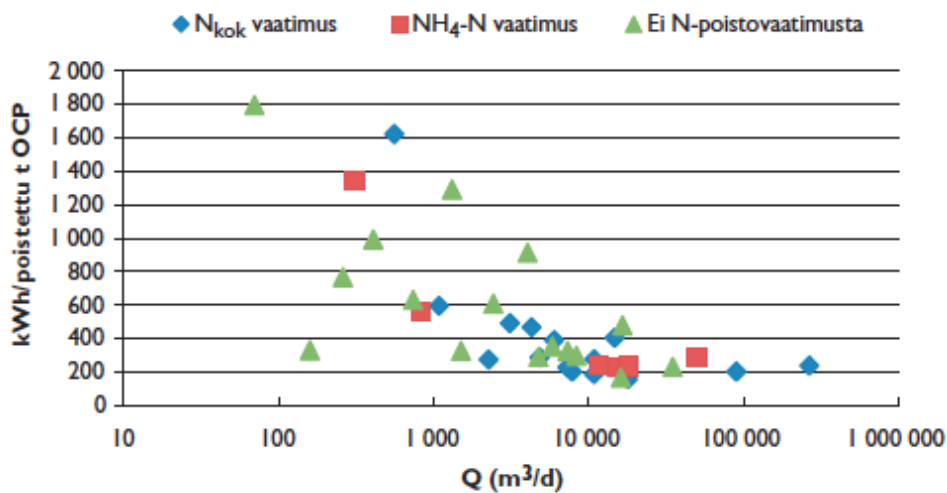


Kuva 4. Energiankulutus suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla BOD-poistotehon mukaan (Laitinen ym. 2014).

Puhdistustehoa voidaan tarkastella myös arvioimalla puhdistetun jäteveden ympäristövaikutuksia. OCP-indeksi (oxygen consumption potential, hapenkulutuspotentiaali) kuvaa käsitellyn jäteveden aiheuttamaa ympäristökuormitusta purkuvesistöön. Se lasketaan jäteveden sisältämän orgaanisen aineen, kokonaistypen (N_{tot}) ja -fosforin (P_{tot}) perusteella antamalla kullekin tekijälle painokerroin hapenkulutuksen mukaan (Laitinen ym. 2014):

$$OCP = BOD_{7,ATU} + 18N_{tot} + 100P_{tot}$$

Kuvasta 5 nähdään, että myös OCP-indeksillä mitattuna suuret laitokset ovat yleensä energiatehokkaampia kuin pienet.



Kuva 5. Energiankulutus suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla OCP-indeksin mukaan (Laitinen ym. 2014).

Laitosten energiatehokkuuden vertailu kemikaalien kulutusta tarkastelemalla on hankalaa, sillä eri laitosten tulokuormat ja kuormituksen lähteet (mm. teollisuusjätevesien osuus) vaihtelevat suuresti ja lisäksi kemikaaleja käytetään erilaisissa prosesseissa eri tavoin ja osin eri käyttötarkoituksiin, joten tulokset eivät ole suoraan vertailukelpoisia keskenään (Laitinen ym. 2014). Laitisen ym. (2014) selvityksessä havaittiin, että kemikaalinsyötön annostelun vaihteluväli laitoksilla oli varsin suuri. Esimerkiksi yleisesti saostukseen käytetyn ferrosulfaatin annostelu vaihteli välillä 52-962 g/m³.

2.2 Energiankulutus kansainvälisesti

EU-maissa jätevedenkäsittelyn energiankulutus on kasvanut uusien puhdistustekniikoiden myötä ja jatkossa energiankulutuksen oletetaan kasvavan muun muassa tiukentuvien haitta-aineiden ja ravinteiden poistovaatimusten vuoksi (Hernandez-Sancho ym. 2011). Taulukossa 1 on esitetty jätevedenkäsittelyn energiankulutustietoja eri maissa. Jos suomalaisten jätevedenpuhdistamoiden keskimääräiseksi energiankulutukseksi oletetaan Laitisen ym. (2014) selvityksessä saatu 0,45 kWh/m³, sijoittuu Suomi taulukossa esitettyjen arvojen puoliväliin.

Eri maiden energiankulutus kuitenkin riippuu huomattavasti muun muassa jätevedenpuhdistukseen käytetystä prosessista. Kehittyneillä (nitrifikaatioon perustuvat) jätevedenpuhdistustekniikoilla energiankulutus on keskimäärin 0,40-0,50 kWh/m³ (Plappally ja Lienhard 2012). Puhdistusprosessien lisäksi energiankulutukseen vaikuttavia tekijöitä ovat tulevan jäteveden laatu, käytetty käsittelyteknologia, sääolosuhteet (kuten lämpötila ja sateisuus), topografia (pumppauskorkeudet) ja puhdistusvaatimukset, jotka saattavat vaihdella paljonkin eri maiden välillä. Energiankulutustiedot ovat siksi enemmänkin suuntaa-antavia ja usein ilmoitettu vaihteluväli on melko suuri. Esimerkiksi Guerrinin ym. (2017) mukaan jätevedenkäsittelyn energiankulutus vaihtelee kansainvälisesti välillä 0,26-0,84 kWh/m³.

Taulukko 1. Jätevedenkäsittelyn energiankulutus eri maissa (Hernandez-Sancho ym, 2011; Plappally ja Lienhard 2012).

Maa	Energiankulutus (kWh/m ³)
Kiina	0,27
Alankomaat	0,36
Australia	0,39
USA	0,45
Sveitsi	0,52
Espanja	0,53
Singapore	0,56
Saksa	0,67

Kiinan jätevedenkäsittelyn energiankulutuksen on raportoitu vaihtelevan välillä 0,25-0,29 kWh/m³ (Plappally ja Lienhard 2012), mikä on vähemmän kuin Euroopassa keskimäärin. Toisaalta Xien ja Chengwenin (2012) tutkimuksessa havaittiin, että laitoksilla, joilla virtaama oli noin 50 000 m³/d, energiankulutukseksi saatiin jopa 2,5 kWh/m³, joten arvioissa on suurta hajontaa. Tutkituilla laitoksilla myös havaittiin, että laitokselle tuleva kuorma ylitti usein laitosten kapasiteetin, mikä heikensi puhdistustehokkuutta (Xie ja Chengwen 2012).

Jätevedenkäsittelyn energiatehokkuuden vertailu eri maiden välillä myös edellyttää, että tarkastelussa käytetään yhteismitallisia tunnuslukuja. Esimerkiksi laskettaessa energiankulutusta kilowattitunteina asukasvastinelukua kohti (kWh/AVL) tulee huomioida, että asukasvastineluvun lasketaan eri tavoin eri maissa. Puhdistustehoa mitataan kansainvälisissä tutkimuksissa usein kilowattitunteina poistettua COD-kiloa (chemical oxygen demand, kemiallinen hapenkulutus) kohti, Suomessa taas käytetään BOD:ta.

Saksassa ja Itävallassa on asetettu korkeat tavoitteet jätevedenkäsittelyn energiankulutuksen vähentämiselle. Saksassa jätevedenkäsittelyn sähkönkulutus (4 TWh/a) on noin 0,8 % maan kokonaisenergiankulutuksesta ja jätevedenkäsittelyn sähkönkulutuksen tavoitearvoksi on asetettu 3,6 TWh/a (Schaum 2017). Sähköntuotantotavoite jätevedenpuhdistamoille on 1,74 TWh/a (Schaum 2017). Suomessa Vesilaitosyhdistys kerää tietoa puhdistamoiden energiankulutuksesta, mutta tavoitearvoja jätevedenkäsittelyn energiankulutukselle ei ole toistaiseksi asetettu.

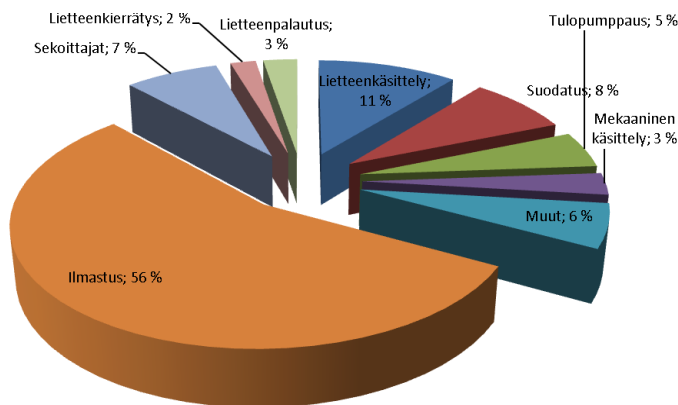
Energiatehokkuuden vertailuanalyysiä (benchmarking) varten on kehitetty erilaisia laatumittareita. Vertailuanalyysiä on hyödynnetty etenkin Itävallassa, jossa 56 % kunnallisista jätevedenpuhdistamoista on mukana vertailuanalyysiaineistossa (Haslinger 2016). Krampen (2017) ehdottamat laatumittarit energiatehokkuuden vertailuanalyysiä varten ovat:

- energiankulutus
- ilmastuksen energiankulutus
- biokaasuntuotanto
- omavaraisuusaste sähköntuotannossa
- mahdollinen ulkoisen lämmöntuotannon tarve

Laatumittareissa on siis energiankulutuksen lisäksi otettu huomioon myös laitoksen omavaraisuus sähkön- ja lämmöntuotannossa, mikä on tärkeitä tekijä energia- ja resurssitehokkuutta tarkasteltaessa.

2.3 Prosessien osuus energiankulutuksesta

Suurimpia sähköenergian kuluttajia jätevedenkäsittelyssä ovat tyypillisesti pumppaukset, ilmastus ja lietteenkäsittely (Kuva 6). Ilmastuksen arvioidaan kattavan noin 50-60 % kokonaisenergian kulutuksesta, ja kirjallisuudessa aktiivilieteprosessin ilmastukselle on esitetty energiankulutusarvoja väliltä 30-75 % (Pittoors 2014).



Kuva 6. Jätevedenpuhdistusprosessien osuus energiankulutuksesta (Ramboll 2015).

Arviot ilmastuksen osuudesta vaihtelevat riippuen siitä, mitä prosesseja ilmastukseen lasketaan mukaan. Joissakin arvioissa on mukana ainoastaan ilmastuskompressorien energiankulutus, kun taas toisissa mukaan lasketaan myös esimerkiksi ylijäämälietteen pumppaus. Myös laitoksen prosessit, ilmantuottotapa ja kompressorityyppi vaikuttavat huomattavasti siihen, kuinka suuren osan ilmastus muodostaa kokonaisenergiankulutuksesta.

2.4 Energia- ja resurssitehokkuuden parantaminen

2.4.1 Laitteet

Tärkeimpiä laitteita koskevia energiansäästötapoja ovat hapensiirtoteholtaan heikkojen ilmastimien vaihto, tehokkaampien kompressorien valinta ja paremman hyötysuhteen pumppujen käyttö. Ilmastuksessa käytetty ilmastintyyppi vaikuttaa hapensiirron tehokkuuteen ja siten energiankulutukseen. Suomessa jätevedenpuhdistamoilla on yleisesti käytössä pohjailmastus, jossa ilma siirtyy veteen ilmastusaltaan pohjassa sijaitsevien ilmastimien kautta. Esimerkiksi vaihtamalla suuria kuplia (yli 3 mm) tuottavat karkeakuplailmastimet pienempiä kuplia (alle 3 mm) tuottaviin hienokuplailmastimiin energiankulutusta voidaan parantaa vuositasolla merkittävästi.

Myös ilmastimien säännöllinen huolto ja puhdistaminen vähentää ilmastuksen kustannuksia, sillä likaantuminen heikentää hapensiirtotehokkuutta ja lisää ilmantuoton painehäviötä. Hapensiirtoteholtaan heikkojen ilmastimien vaihdolla arvioidaan saatavan jopa 0,2 kWh/m³ säästö (Vesilaitosyhdistys 2016). Ilmastimien kalvon ala suhteessa ilmastusaltaan pohjan pinta-alaan vaikuttaa hapensiirron tehokkuuteen: mitä vähemmän

ilmaa johdetaan pohjan pinta-alaa kohti, sitä todennäköisemmin myös ilmankuplien nouseminen on rauhallisempaa, eivätkä kuplat pääse yhdistymään toisiinsa (Olsson 2012a).

Kompressorityypillä ja kompressorin mitoituksella on myös suuri vaikutus energiankulutukseen. Pienille ja keskisuurille laitoksille ja pienempiin allassyvyyksiin riittävät hyötysuhteeltaan pienemmät kiertomäntäkompressorit, kun taas suurilla (yli 30 000 AVL) laitoksilla käytetään usein turbokompressoreita (Motiva 2017). HST-kompressoria (High Speed Turbo, suurnopeuskompressori) pidetään yleisesti energiatehokkaimpana kompressorityyppinä jätevedenkäsittelyssä. HST-kompressoreissa generaattori ja kompressori on yhdistetty toisiinsa ilman vaihteistoa ja niiden kierrosnopeus on yli 10 000 rpm (Larjola ym. 2010). Turbokompressoreiden energiankulutukseen vaikuttaa järjestelmän tarvitsema paine, joka riippuu altaan syvyydestä ja dynaamisista painehäviöistä. Kompressoreiden lisäksi myös oikeanlaisten säätöventtiileiden valinta ja huolto on tärkeää, jotta ilmastukseen saadaan syötettyä tavoitearvon mukainen määrä ilmaa (Motiva 2017).

Pumppuja käytetään tulopumppauksessa, palautus- ja kierrätyslietteen pumppauksessa sekä lietteenkäsittelyssä. Näistä tulopumppaus on merkittävä yksittäinen sähkönkuluttaja, koska pumpattavat vesimäärät ovat suuria. Myös lietteen pumppaus kuluttaa paljon energiaa lietteen korkean kiintoainepitoisuuden vuoksi (Tukiainen 2010). Pumpun energiankulutukseen vaikuttavat pumpun hyötysuhde, nostokorkeus, pumpattava neste ja sen määrä (Motiva 2011). Pumppujen hyötysuhteella on huomattava vaikutus energiankulutukseen, sillä pumppujen käyttöenergia vastaa noin 85-95 % pumppujen kokonaiskustannuksista (Motiva 2011).

Pumput ovat usein ylimitoitettuja suurimman oletetun tulovirtaaman mukaan, eivätkä välttämättä koskaan toimi parhaan hyötysuhteen alueella (Sykli 2017). Väärin mitoitettujen pumput voivat siksi lisätä energiankulutusta merkittävästi. Toisaalta pumppauksen tehokkuuteen vaikuttavat myös pumppausjärjestelmä putkistoineen, joten pelkkä pumpun vaihto ei välttämättä riitä parantamaan energiatehokkuutta (Sykli 2017). Tehokkailla kompressoreilla, pumpuilla ja sekoittimilla voidaan saavuttaa noin 20-50 % säästö laitteen energiankulutuksessa (Vesilaitosyhdistys 2016).

2.4.2 Prosessinohjaus

Jätevedenpuhdistusteknologiaan ei ole lähitulevaisuudessa odotettavissa suuria uudistuksia, mutta säätötekniikkaa ja informaatiojärjestelmiä kehittämällä voidaan tehostaa puhdistusprosesseja ja pienentää energiankäytön kustannuksia (Silvferberg 2015). Tärkeimpiä ilmastusenergiansäästötapoja ovat pumppujen säätö ja happipitoisuuden säätely ilmastusaltaassa. Ilmastus- ja pumppausprosesseja parantamalla arvioidaan saatavan 0,55-1,06 MWh vuosittainen säästö maailmanlaajuisesti (Guerrini ym. 2017).

Ilmastuksessa energiaa voidaan säästää ohjaamalla hapensyöttöä. Aktiivilieteprosessin säätäminen on haastavaa, koska kyseessä on monimutkainen prosessi, jossa olosuhteet muuttuvat jatkuvasti (Pittoors ym. 2014). Yli-ilmastus kasvattaa energiankulutusta ilman että lähtevän veden laatu paranee, mutta happea tulee kuitenkin tuottaa riittävästi, jotta nitrifikaatioprosessi toimii ja aktiivilietteen flokit eivät pääse laskeutumaan. Ilmansyöttöä voidaan ohjata esimerkiksi jäännöshappipitoisuuden, lieteiän ja nitraattitai ammoniumtyyppipitoisuuksien perusteella. Yleisin säätöparametri on aerobisissa

lohkoissa veteen liennut happi. Happipitoisuuden säätelyllä arvioidaan saatavan noin 0,05 kWh/m³ energiankulutuksen säästö (Vesilaitosyhdistys 2016).

Liuenneen happipitoisuuden asettamisella tiettyyn vakioarvoon voidaan saavuttaa 30-50 % energiansäästö verrattuna tilanteeseen, jossa hapen tavoitearvoa ei pyritä ohjaamaan (Olsson 2012b). Koska tulevan jäteveden määrä ja laatu kuitenkin vaihtelevat huomattavasti, yleisesti käytetty hapen säätöarvo 2 mg/l on suurimman osan vuorokaudesta suurempi kuin nitrifikaatiossa tarvitaan. Optimaalinen happipitoisuus myös vaihtelee eri lohkoissa ja on yleensä matalampi ensimmäisessä ilmastetussa lohkoissa kuin seuraavissa (Åmand ja Carlsson 2013). Ylläpitämällä ilmastuslaitteiden optimaalista happipitoisuutta voidaan saavuttaa 3-7 % säästö vakiohappipitoisuuteen verrattuna (Åmand ja Carlsson 2013). Ammoniumtyypipitoisuuteen perustuvaa ilmastuksen ohjausta pidetään yleisesti tehokkaana ohjausmenetelmänä, jota käyttämällä voidaan säästää noin 10-15 % ilmastusenergiakustannuksissa (Olsson 2012). Ammoniumtyypin pitoisuutta mitataan esimerkiksi ilmastusprosessin loppupuolelta ja ohjataan sen perusteella aktiivilieteprosessiin syötettävän ilman määrää.

Haimin ym. (2009) kyselytutkimuksessa mukana olleista 24 suomalaisesta jätevedenkäsittelylaitoksesta suurin osa käytti ilmastuslaitaan happipitoisuusprofiiliin perustuvaa ilmansyötön ohjausta ja yksi laitos ammoniumtyypimittaukseen perustuvaa hapensyötön ohjausta. Automaatiotekniikan soveltaminen edellyttää jatkuvatoimisia mittauksia prosessin eri osissa ja mittalaitteiden säännöllistä huoltoa. Myös antureiden määrä ja sijainti ovat tärkeä tekijä. Anderssonin ja Holmbergin (2006) tutkimuksessa ilmastuksen energiankulutus laski 15 %, kun käyttöön otettiin yhden ilmastuslaitaan liuenutta happea mittaavan anturin sijaan kaksi.

Pumppujen optimaalisten ohjaustapojen käyttäminen voi tuoda merkittäviä säästöjä pumppujen käyttökustannuksiin. Pumpun hyötysuhde vaihtelee sen toiminta-alueella ja pumpun tulisi käydä mahdollisimman paljon parhaan hyötysuhteen alueella. Jätevedenpuhdistamoilla on yleensä käytössä on-off-säätö tai taajuusmuuttajat. On-off -tekniikassa pumpuilla on tietyt pysäytys- ja käynnistysrajat, joiden mukaan ne kytketään päälle tai pois. Kierroslukuun perustuvassa säädössä pumpun pyörimisnopeutta muutetaan taajuusmuuttajien avulla, jolloin pumpun kierrosluvut saadaan lähemmäs mitoitusarvoja ja hyötysuhde paranee (Motiva 2011). Myös muuttamalla pumppujen yhteiskäytön ajotapaa voidaan säästää energiaa esimerkiksi siten, että yksi pumppu jää säätäväksi.

2.4.3 Ajotavat

Energiankulutusta voidaan vähentää myös muuttamalla laitoksen ajotapoja esimerkiksi tulevan jäteveden vuorokausivaihtelun mukaan. Yleisesti käytettyjä menetelmiä ovat tulovirtaaman tasaaminen, esiselkeytyksen ohittaminen ja kemikaalinsyötön säätely. Tulovirtaamaa tasaamalla voidaan vähentää kuorman vaihteluita ja siten parantaa ilmastuksen energiankulutusta. Tasaus vaikuttaa myös pumppausten energiantarpeeseen, sillä vakiona pysyvä tulovirtaama mahdollistaa pumppujen optimaalisen mitoittamisen (Tukiainen 2010). Esiselkeytystä ohittamalla voidaan ohjata aktiivilieteprosessin kiintoaine- ja ravinnekuormaa ja vähentää ilmansyötön tarvetta ilmastuksessa, kun biologisen käsittelyn hapenkulutus vähenee. Laitoksilla, joilla on mädättämö, ilmastukseen tulevan kuorman vähentäminen lisää myös mädätyksessä syntyvän biokaasun määrää (Kjällen ja Andersson 2002). Kemikaalien syöttömäärää voidaan ohjata tulokuormituksen mukaan siten, että syöttöä vähennetään esimerkiksi yöllä.

Lieteikää voidaan pidentää talvella, kun puhdistamolle tuleva jätevesi on kylmempää ja nitrifioivien bakteerien kasvu hidasta. Kesällä, kun jätevesi on lämpimämpää ja sisältää enemmän orgaanista ainesta, lieteikää voidaan vastaavasti lyhentää, jolloin ilmastuksen hapenkulutus vähenee ja biokaasuntuotanto lisääntyy. Optimaalisen lieteiän käyttäminen myös varmistaa, että liete ei stabiloidu bioreaktorissa, mikä lisää energiankulutusta (Krampe 2017).

Energiansäästötoimenpiteet laitoksilla ovat usein monen toimenpiteen yhdistelmä. Esimerkiksi laitteiden uusiminen voi vaatia myös ohjausmenetelmien muuttamista. Toimenpiteiden kannattavuus riippuu kunkin laitoksen prosesseista ja tapauskohtaisesti tulee harkita, milloin esimerkiksi paremman hyötysuhteen pumppuihin investointi on kannattavaa.

2.4.4 Energiapotentiaalin hyödyntäminen

Siinä missä jätevedenpuhdistamoita tarkasteltiin aiemmin lähinnä energian kuluttajina, on nykyään alettu kiinnittää huomiota myös energiasisältöön, jota voitaisiin ottaa talteen sekä jätevedestä että käsittelyprosesseista. Tätä muutosta kuvaa terminmuutos jätevedenpuhdistamosta (wastewater treatment plant, WWTP) resurssitehtaaksi (water resource recovery facility, WRRF).

Mädätyksessä tuotettua biokaasua hyödyntämällä on mahdollista tuottaa 50-70 % jätevedenkäsittelyprosessin energiantarpeesta (Vesilaitosyhdistys 2016). Viikinmäen puhdistamolla biokaasua tuotetaan neljässä mädättämössä ja vuonna 2015 päästiin 64 % omavaraisuuteen (Sykli 2017). Suomessa suurin osa lietteestä mädätetään jo tällä hetkellä, mutta mädätysprosessi ei välttämättä tapahdu laitoksella (Vesilaitosyhdistys 2016). Mädätys vaatii mädättämölaitteiston investointien lisäksi osaamista puhdistamohenkilökunnalta ja lisäksi mädätyksessä syntyvä rejekti kuormittaa puhdistusprosessia sisäisesti, joten rejektiveden erilliskäsittely voi olla tarpeen (Laitinen ym. 2014).

Rejektiveden johtamista takaisin ilmastusprosessiin ei pidetä energiatehokkaana, sillä rejektiveden ammoniumtyypen pitoisuus on korkea ja se sisältää lähinnä hitaasti hajoavaa COD:ta ja melko vähän kiintoainetta. Jos se johdetaan sellaisenaan takaisin käsittelyprosessiin, ilmansyötön tarve ja siten energiankulutus kasvaa ja mädätysprosessin biokaasuntuotanto heikkenee. Rejektiveden biologinen esikäsittely nitritaatiolla havaittiin Parravicinin (2017) tutkimuksessa energiatehokkaaksi menetelmäksi: biokaasusta saatavan energian määrä kasvaa, mutta ilmastusenergian kulutus ei merkittävästi nouse. Rejektivesien käsittelyn anammox-tekniikalla (anaerobinen ammoniumtyypen hapettaminen) arvioidaan vähentävän energiankulutusta 10-15 % nitrifikaation vaatimaan kulutukseen verrattuna (Vesilaitosyhdistys 2016.)

Jätevedestä voidaan ottaa talteen myös lämpöä lämmönvaihtimella ja lämpöpumpuilla. Suurin lämpösisältö on puhdistetussa jätevedessä, mutta hukkalämpöä voidaan ottaa talteen myös ilmastoinnin poistoilmasta, lietteenkuivauksesta ja mädätyksestä (Tukiainen 2009). Lämmön talteenoton ongelma on sen saaminen hyötykäyttöön. Esimerkiksi kaukolämmön tuotanto vaatii investointeja (Vesilaitosyhdistys 2016). Muita energianhyödyntämismenetelmiä ovat muun muassa savukaasujen energian talteenotto ja hyödyntäminen ORC-menetelmällä (Organic Rankine Cycle) (Sykli 2017).

2.5 Energia- ja resurssitehokkuuden tutkiminen mallintamalla

2.5.1 Jätevedenkäsittelyprosessien mallintaminen

Mallinnuksella tarkoitetaan prosessin kuvaamista matemaattisesti tavalla, joka hyödyttää prosessin analysointia, ja tavoitteena on luoda mahdollisimman yksinkertainen malli, joka vastaa projektin tarpeita (Poutiainen ym. 2012). Dynaamista prosessimallinnusta voidaan hyödyntää sekä jätevedenpuhdistusprosessin suunnittelu- että käyttövaiheessa. Dynaaminen prosessimallinnus tarjoaa työkaluja myös energiankulutuksen ja energiantuottopotentiaalnin tutkimiseen. Gernaeyn ym. (2004) mukaan mallinnusta voidaan käyttää muun muassa:

- suunnittelussa, kun verrataan useita vaihtoehtoisia ratkaisuja
- prosessin ohjauksessa ja optimoinnissa, kun vertaillaan erilaisten ajotapojen vaikutuksia tai prosessin toimintaa poikkeus- tai ääritilanteissa (esim. epätavallinen tulokuorma)
- oppimisessa, kun halutaan ymmärtää prosessin toimintaa

Suunnitteluvaiheessa mallin avulla voidaan testata laitteiden mitoitus ja prosessin kapasiteetin riittävyttä erilaisilla virtaamilla ja tulokuormilla. Kun puhdistamolle suunnitellaan muutoksia esimerkiksi uusien ympäristövaatimusten vuoksi, mallinnuksen avulla voidaan tutkia alustavia prosessivaihtoehtoja ja muuttuvan kuorman aiheuttamia vaikutuksia sekä prosessiin että lähtevän veden laatuun (Poutiainen 2010). Käyttövaiheessa mallinnuksen avulla voidaan ennustaa ja optimoida laitoksen toimintaa esimerkiksi paikantamalla puhdistusprosessin pullonkauloja ja tutkia prosessin tehokkuutta sekä testata erilaisia prosessinohjaustapoja.

Jätevedenkäsittelyn mallinnuksessa käytetään yleisesti biologista prosessia kuvaavia aktiivilietemalleja (ASM, activated sludge models), joista ensimmäinen oli vuonna 1987 Henzen ym. (2000) kehittämä Activated Sludge Model 1 (ASM1), joka kuvaa orgaanisen aineksen ja typen hajoamista aktiivilieteprosessissa. Kun ASM1 laajennettiin ja siihen lisättiin biologinen fosforinpoisto, syntyi ASM2. ASM2:sta on kehitetty sittemmin malli, jossa mikrobien sisäinen metabolia on huomioitu paremmin (Poutiainen ym. 2012). Mallinnusta voidaan tehdä esimerkiksi Matlab- tai Simulink-ohjelmointiympäristöissä tai käyttää erilaisia simulointiohjelmiä.

Dynaamiset prosessisimulointiohjelmat sisältävät valmiita prosessimalleja jätevedenkäsittelyprosessin osista ja tarjoavat käyttäjäystävällisen tavan mallintaa jätevedenpuhdistamon toimintaa (Haimi ym. 2009). Taulukossa 2 on esitetty puhdistamomallinnuksessa yleisesti käytettyjä simulaattoreita.

Taulukko 2. Jätevedenkäsittelyn prosessisimulointiohjelmiä.

Simulaattori	Kehittäjä
ASIM	Vesitekniikan tutkimuskeskus Eawag, Sveitsi
BioWin	EnviroSim Associates Ltd.
GPS-X	Hydromantis Inc.
Simba	Institut für Automatik und Kommunikation IFAK
STOAT	Water Research Centre, Iso-Britannia
SUMO	Dynamita Ltd.
WEST	Gentin yliopisto, Belgia

Joissakin simulointiohjelmissä on myös mahdollista optimoida puhdistusprosesseja. Esimerkiksi Simba on rakennettu Simulink-ohjelmointiympäristöön, ja käyttäjä voi

optimoida luotua mallia valitsemalla optimoinnin kohteeksi muuttujan, jolle haetaan mahdollisimman suurta vastaavuutta mitatun arvon ja mallin ennusteen välillä. Optimoinnissa on kuitenkin tärkeää verrata saatuja arvoja todelliseen tilanteeseen, jotta huomioidaan oikean laitoksen rajoitteet ja käytännöt. (Poutiainen 2012.)

Jätevedenkäsittelyn energiankulutuksen säästöpotentiaalia on tutkittu etenkin viime vuosina hyödyntäen älykkäitä järjestelmiä, joita käytetään yleisesti muun muassa teollisuuden prosessien ohjauksessa. Niihin lukeutuvat muun muassa SOM-mallit (self-organization map, itseorganisaatiokartta), neuroverkot ja sumean logiikan mallit. SOM etsii aineistosta keskinäisiä riippuvuuksia ja järjestää aineistoa niiden mukaan, neuroverkko taas on laskennallinen malli, jossa verkolle pyritään opettamaan muuttujien epälineaariset riippuvuus-suhteet havaintoaineistosta (Olsson 2005). Sumean logiikan mallit pyrkivät jäljittelemään ihmisen ajattelua ja päätöksentekoa (Olsson 2005). Tällaisten mallien etuna on laskennallinen tehokkuus ja ennusteiden tarkkuus, mutta ne ovat yleensä myös monimutkaisia ja mallien kehittäminen vaatii sekä aikaa että ohjelmointiosaamista (Poutiainen ym. 2012).

2.5.2 Prosessinohjauksen mallintaminen

Mallinnuksen avulla voidaan kehittää, testata ja vertailla erilaisia jätevedenkäsittelyprosessin energiankulutusta parantavia ohjaustapoja. Yleisiä malleissa käytettyjä ohjausmenetelmiä ovat feedback-ohjaus (takaisinkytketty ohjaus) ja feedforward-ohjaus (myötäkytketty ohjaus). Feedback-ohjaus reagoi järjestelmän ilmoittamaan häiriöön ja suorittaa korjaavia toimenpiteitä häiriön havaitsemisen jälkeen, tyypillisesti esimerkiksi pumppuja tai venttiileitä säätämällä. Feedforward-ohjauksessa tehdään korjaavia toimenpiteitä systeemiin jo ennalta käsin eli ennen kuin häiriö havaitaan, ja ohjaus pyrkii siten ylläpitämään prosessin tavoitetilaa. Esimerkiksi prosessiin tulevan kuorman muutoksiin voitaisiin reagoida jo ennalta laskemalla sille sopiva happipitoisuus ilmastusaltaassa. Toistaiseksi eteenpäin suuntautuvan ohjauksen toteutusta rajoittaa sen vaatimat monimutkaiset matemaattiset laskutoimenpiteet (Haimi ym. 2009).

Yleisimpiä sovelluksia feedback-ohjauksesta ovat rajaohjaus (on-off -ohjaus) ja PID (proportional integral derivative, integroiva ja derivoiva suhdessäädin) algoritmit. Rajaohjaus pyrkii säilyttämään tutkitun arvon käyttäjän määrittämien arvojen välissä ja sitä käytetään esimerkiksi ilmastuslohkojen ohjaamiseen lohkoissa mitatun happipitoisuuden perusteella. PID-algoritmit ovat yleisimmin käytetty ohjaustapa jätevedenkäsittelyssä (Haimi ym. 2009). PID-säätö perustuu kolmen yhdessä toimivan säätimen toimintaan, jotka tutkivat mitatun ja asetetun arvon välistä eroa, ottavat huomioon aiemmat arvot ja ennustavat tulevia arvoja (Haimi ym. 2009). Ohjauksessa voidaan käyttää säätimien erilaisia yhdistelmiä, esimerkiksi PI-säädintä. Suhdesäädin seuraa asetusarvon ja mitatun arvon eroa ja suorittaa korjaavia toimenpiteitä, integroiva säätö seuraa virheen suuruutta ja virheen kestoa ja derivoiva säätö laskee suunnan, johon arvo on ohjautumassa (Nylund 2016).

Kun jätevedenkäsittelyprosessit ovat käyneet yhä monimutkaisemmiksi, on prosessin ohjausta varten luotu kehittyneitä ohjausjärjestelmiä kuten kaskadiohjaus, ennustavien mallien ohjaus (model predictive control), sumean logiikkaan perustuva ohjaus ja neuroverkot (Haimi ym. 2009). Kaskadiohjauksessa eri säätimet on koottu säätöpiireiksi, joista ensimmäinen piiri ohjaa toista, laitteita ohjaavaa piiriä. Esimerkiksi ilmastuksen säädössä ensimmäinen säätöpiiri on pääsäädin, joka seuraa lohkojen happipitoisuuksia ja antaa lohkoille syötettävien ilmamäärien tavoitearvot ja toiset piirit

ovat apusäätimiä, jotka seuraavat ilmamääriä ja säätävät ilmaventtiileitä pääsätimen asettaman tavoitearvon mukaisesti (Haimi ym. 2009).

Ennustavissa malleissa malli ennustaa prosessin tapahtumia ja muuttaa ohjauksen säätöarvoja sen perusteella. Sumeaan logiikkaan perustuva säätö pyrkii jäljittelemään jätevedenpuhdistamon operaattorin päätöksentekoprosessia. Tieto syötetään ohjaukseen sumeutettuina arvoina ja järjestelmästä ulos annettava ohjausdata muutetaan takaisin normaaliksi ohjaussignaaliksi (Nylund 2016).

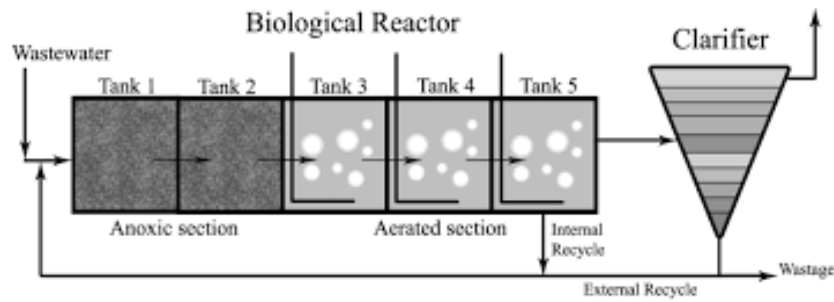
Neuroverkko on biologista neuroverkostoa jäljittelevä laskennallinen malli, jossa tiedonkäsittely-yksiköt eli neuronit toimivat yhdessä ongelman ratkaisemiseksi. Neuroverkolle opetetaan muuttujien epälineaariset riippuvuussuhteet havaintoaineistosta. Eräs neuroverkkojen sovellus ovat laskennalliset sensorit (software sensors), joiden avulla prosessin tuntemattomien muuttujien arvoja voidaan laskea prosessin tunnettujen arvojen perusteella (Haimi ym. 2009). Dürrenmatt ja Gujer (2012) tutkivat laskennallisten sensorien käyttöä puhdistamomallinnuksessa ja vertasivat menetelmistä muun muassa pienimmän neliösumman regressiota, neuroverkkoja ja SOM-mallia. Heidän mukaansa epälineaariset neuroverkko ja SOM-malli antavat lineaarista regressiota paremman ennusteen, mutta lineaarisen mallin etuna on laskennan läpinäkyvyys ja yksinkertaisuus.

2.5.3 Energiankulutuksen mallintaminen: esimerkkinä BSM

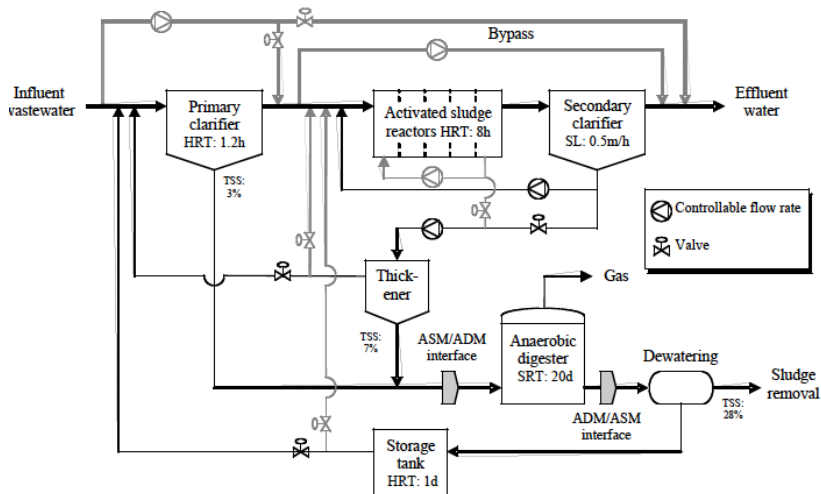
Benchmark Simulation Model (BSM) on COST-työryhmän ja IWA Task Groupin (International Water Association) kehittämä oikean jätevedenkäsittelylaitoksen toimintaa simuloiva, alustasta riippumaton malli, jota voidaan käyttää jätevedenkäsittelyn vertailuanalyyysissä. BSM1:n kehittäminen alkoi 1990-luvulla ja sitä on sittemmin täydennetty BSM2-mallilla. BSM1- ja BSM2-malleja on käytetty paljon myös energiankäyttöä optimoivien algoritmien testaukseen (Haimi ym. 2009).

BSM1 sisältää ohjeistuksen aktiivilieteprosessiin perustuvan jätevedenkäsittelymallin ja sen ohjaimien rakentamiseen ja testaamiseen, tulevan ja lähtevän veden parametrit kolmessa eri sääskenaariossa (kuiva sää, kostea sää ja myrsky) sekä tulosten arviointikriteerit. Laitos on suunniteltu tulovirtaamalle $18\,446\text{ m}^3/\text{d}$ ja aktiivilietemallina on ASM-malliperheen Activated Sludge Model 1 -malli (ASM1). BSM1:n jätevedenpuhdistamo koostuu viidestä ilmastusaltaasta, joista kaksi ensimmäistä on anoksisia sekä jälkiselkeytyksestä (Kuva 7). Lietekiertoihin kuuluu ylijäämäliete (internal recycle Q_a), palautusliete (external recycle Q_r) ja poistoliete (wastage Q_w). Mallin ensimmäisen versio tarkastelujakso oli kolme viikkoa. (Gernaey ym. 2014.)

BSM2:ssa mallia on täydennetty esiselkeytyksellä ja biokaasureaktorilla, johon kuuluu lietteen sakeutus ennen mädätystä ja mädätetyn lietteen kuivaaminen lingoilla (Kuva 8). Tulevan jäteveden kuormitus on suunniteltu vastaamaan laitosta, jonka asukasvastineluku on 100 000 ja jonka jätevedestä 80 % tulee kotitalouksista ja 20 % teollisuudesta. Mallin korjaukset sisältävät alkuperäistä BSM1-mallia pidemmän tarkastelujakson (365 päivää) sekä lämpötilan, virtaaman ja kuorman kausivaihtelua vuodenajan, vuorokauden ja loma-aikojen mukaan. (Gernaey ym. 2014.)



Kuva 7. BSM1-mallin prosessi (Meneses ym. 2016).



Kuva 8. BSM2-mallin prosessi (Jeppson ym. 2007).

BSM1:n prosessinohjaukseen kuuluu ilmastusaltaan happipitoisuuden ja nitraattikierron ohjaus. Ilmastetuissa lohkoissa on happipitoisuuden vakiosäätö ja viidennen altaan happipitoisuutta ohjataan lisäksi PI-ohjaimella, joka säätää viidennen lohkon liuennon hapen hapensiirtovakiota. Nitraattikiertoa ohjataan säätämällä viidennestä lohkoa poistetun lietteen määrää. BSM2-mallissa käytössä olevien ohjainten määrää on lisätty. (Haimi ym. 2009.)

BSM1:ssa kokonaisenergiankulutus koostuu ilmastuksesta (aeration energy, AE), sekoituksesta (mixing energy, ME), pumppauksesta (pumping energy, PE) ja poistetun lietteen käsittelystä (sludge production, SP). Yksikkönä kolmessa ensimmäisessä on kilowattitunnit päivässä (kWh/d) ja poistettavassa lietteessä kilogrammat kiintoainetta päivässä (kg TSS/d). Jätevedenkäsittelyn kustannuksia kuvaavan käyttökustannusindeksin (operating cost index, OCI) laskennassa on ilmastus- ja pumppausenergian lisäksi huomioitu biologisessa prosessissa mahdollisesti tarvittava ulkoinen hiilensyöttö (external carbon addition, EC), jota mitataan COD-kiloina päivässä (kg COD/d). Käyttökustannusindeksillä ei ole yksikköä, mutta sen antama lukuarvo mahdollistaa eri ohjaustapojen vertailun. BSM2:ssa kustannuksista vähennetään mädätyksessä tuotettu metaani (MP, methane production) ja kustannuksiin lisätään nettoenergia, joka tarvitaan lietteen lämmittämiseen mädätyksessä (HE^{net}). BSM2:n käyttökustannusindeksi lasketaan seuraavasti (Gerney ym. 2014):

$$OCI = AE + PE + 3*SP + 3*EC + ME - 6*MP + \max(0, HE^{net})$$

Ilmastusenergiankulutuksen laskenta BSM:ssa perustuu hapensiirtonopeuteen (oxygen transfer rate, OTR) mallin vakiolämpötilassa 15 °C, jossa oletetaan, että veteen siirtyy 1,8 kg happea kilowattituntia kohti, kun veteen liuenneen hapen määrä on 0 g/m³. Hapensiirtonopeus (kg O₂/d) lasketaan BSM:ssa seuraavasti (Gernaey ym. 2014):

$$OTR = V \cdot K_{La15} \cdot (S_{O,15}^{sat} - 0) / 1000$$

jossa

V = ilmastuslohkon tilavuus

K_{La15} = hapensiirtovakio, joka kuvaa hapen siirtymistä veteen

S_O^{sat} = saturaatiokonsentraatio eli veteen liuenneen hapen määrä (BSM:ssa 8 g O₂/m³ lämpötilassa 15 °C)

Ilmastusenergiankulutus (kWh/d) saadaan laskemalla yhteen ilmastuslohkojen hapenkulutus seuraavan yhtälön mukaan (Gernaey ym. 2014):

$$AE = \frac{S_{O,15}^{sat}}{t_{obs} \cdot 1.8 \cdot 1000} \int_{t_{start}}^{t_{end}} \sum_{i=1}^{i=5} V_i \cdot K_{La,i,15}(t) dt$$

jossa

V_i = ilmastuslohkon tilavuus

t = tarkastelujakson pituus

Koska BSM-malli on kehitetty kuvaamaan jätevedenkäsittelyprosessia yleisesti, eikä ilmastusmalli pyrikään vastaamaan minkään olemassa olevan laitoksen toimintaa, ilmastusprosessia ei ole tarkemmin määritelty (Arnell 2016). Todellisen laitoksen ilmastusprosessin mallinnuksessa tulisi lisäksi mallinnuksen tavoitteista riippuen ottaa huomioon laitoksen erityispiirteet kuten ilmastintyyppi, kuplakoko ja ilmastimien syvyys. Arnellin (2016) mukaan ilmastusprosessin mallintamisessa tarvittavat muuttujat riippuvat siitä, mitä mallilla halutaan tehdä: jos tarkoitus on ainoastaan ennustaa toteutunutta ilmansyöttöä, riittää ilmansyötön mallintaminen, jos taas halutaan arvioida ohjaustapoja ja laskea energiankulutuksen kustannuksia, tarvitaan malliin ilmastusjärjestelmän kaikki osat (ilmantuotto- ja siirto, ilmastimien toiminta ja hapensiirto veteen) ja jos tavoitteena on ilmastusjärjestelmän suunnittelu, tarvitaan lisäksi tarkat tiedot ilmastusjärjestelmän osista.

Arnell (2016) huomauttaa, että ilmastusjärjestelmän mallintamisessa ja ilmastusenergian laskemisessa tulisi ottaa hapensiirtovakion lisäksi huomioon prosessiin syötettävän ilman virtaus. Arnell ja Jeppson (2015) esittävätkin hapensiirtovakiolle laskutapaa, jossa huomioidaan muun muassa hapensiirron rajoitukset, lämpötila ja ilmastimien tiheys:

$$K_{La} = \alpha F (1.024^{T-20}) \frac{OTE \cdot x_{O_2} \cdot \rho}{V_M \delta S_0} Q(\text{ilma})$$

jossa

α = alfa-arvo (prosessiveden hapensiirron suhde puhtaan veden hapensiirtoon)

F = ilmastimien likaantumiskerroin

T = veden lämpötila

OTE = hapensiirtotehokkuus (oxygen transfer efficiency) standardiolosuhteissa¹

x_{O₂} = hapen osuus ilmassa

ρ = ilman tiheys standardiolosuhteissa

¹ Lämpötila 20 °C, paine 1 atm, veteen liuenneen hapen määrä 0 g O₂/m³

V = reaktorin (neste)tilavuus

M = ilman moolimassa

δ = nestepatsaan paineen korjauskerroin

S_0^{sat} = hapen saturaatiokonsentraatio vedessä standardiolosuhteissa

$Q(\text{ilma})$ = ilman tilavuusvirta

BSM:ssa pumppauksen energiankulutus lasketaan prosessin lietevirtaamien mukaan painottamalla niitä tietyillä kertoimilla. BSM1:ssa pumppauksiin kuuluvat ilmastusprosessin sisäinen kierto (Q_{int}), lietteen palautus jälkiselkeytyksestä ilmastuksen alkuun (Q_r), ja lietteen poisto jälkiselkeytyksestä (Q_w) ja niitä painotetaan kertoimella $0,04 \text{ kWh/m}^3$ (Gernaey ym. 2014). BSM2:ssa pumppausenergiankulutuksen laskentaan on lisätty lietteen pumppaus esiselkeytyksestä (Q_{pu}), sakeutetun lietteen pumppaus (Q_{tu}) ja ja lietteen pumppaus lingoilta (Q_{do}) (Gernaey ym. 2014):

$$PE = \frac{1}{t_{\text{obs}}} \int_{t_{\text{start}}}^{t_{\text{end}}} \left(f_{PE_Q_{\text{int}}} \cdot Q_{\text{int}} + f_{PE_Q_r} \cdot Q_r + f_{PE_Q_w} \cdot Q_w + f_{PE_Q_{\text{pu}}} \cdot Q_{\text{pu}} + f_{PE_Q_{\text{tu}}} \cdot Q_{\text{tu}} + f_{PE_Q_{\text{do}}} \cdot Q_{\text{do}} \right) dt$$

jossa

$$f_{PE_Q_{\text{int}}} = 0,004 \text{ kWh/m}^3$$

$$f_{PE_Q_r} = 0,008 \text{ kWh/m}^3$$

$$f_{PE_Q_w} = 0,005 \text{ kWh/m}^3$$

$$f_{PE_Q_{\text{pu}}} = 0,075 \text{ kWh/m}^3$$

$$f_{PE_Q_{\text{tu}}} = 0,06 \text{ kWh/m}^3$$

$$f_{PE_Q_{\text{do}}} = 0,004 \text{ kWh/m}^3$$

Todellisella puhdistamolla pumppausten energiankulutus riippuu pumpattavista vesimääristä, nostokorkeudesta, pumpun hyötysuhteesta ja putkiston vastuksista (Motiva 2011). Lisäksi pumppujen kuluminen alentaa pumppaustehokkuutta.

BSM:ssa sekoituksen energiankulutus koostuu ilmastuslaitaiden sekoituksesta ja BSM2:ssa myös mädätysreaktorin sekoituksesta. Oletuksena on, että sekoitus on päällä silloin, kun allasta ei ilmasteta. Poistettavan lietteen määrä lasketaan BSM2:ssa lingoilla kuivatun lietteen määrän perusteella. (Gernaey ym. 2014.)

BSM2:ssa kokonaiskustannusten laskentaan on lisätty myös laitoksen metaanintuotto (methane production, MP), joka lasketaan seuraavasti (Gernaey ym. 2014):

$$MP = \frac{P_{\text{atm}} \cdot 16}{t_{\text{obs}} \cdot R \cdot T_{\text{op}}} \int_{t_{\text{start}}}^{t_{\text{end}}} \frac{1}{P_{\text{gas,tot}}(t)} \cdot P_{\text{gas,CH}_4}(t) \cdot Q_{\text{gas}}(t) \cdot dt$$

jossa

$p_{\text{gas,CH}_4}$ = metaanin osapaine

R = kaasuvakio

T = mädätyksen lämpötila

$P_{\text{gas,tot}}$ = kaasun kokonaispaine

P_{atm} = ilmanpaine

Q_{gas} = kaasun tilavuusvirta

2.5.4 Esimerkkejä energiatehokkuuden tutkimisesta mallintamalla

Zaborowska ym. (2017) tutkivat energiansäästöpotentiaalia puolalaisella Slupskin jätevedenpuhdistamolla ohjaamalla kemiallisesti tehostettua lietteenpoistoa esiselkeytyksestä ja muuttamalla rejektiveden erilliskäsittelyn ohjausta. Laitoksen asukasvastineluku on 200 000 ja tuleva virtaama on noin 20 000-25 000 m³/d. Laitoksen pääprosessit mallinnettiin GPS-X -ohjelmalla käyttäen ASM2d-mallia aktiivilieteprosessissa ja saman ohjelman kehittäjän luomaa MantisAD-mallia mädätyksessä. Mallissa käytettiin kesäjakson tulevan jäteveden tietoja ja validointi suoritettiin käyttäen neljänä päivänä laitokselta kerättyjä tietoja.

Kiintoaineen kemiallisesti tehostetun saostuksen vaikutuksia esiselkeytyksessä tutkittiin mallissa lisäämällä kiintoaineen poistoa 30 %:sta 90 %:iin asti 10 % lisäyksinä. Typenpoiston tehostamista rejektiveden käsittelyssä tutkittiin lisäämällä typenpoistoa 0 %:sta 90 %:iin asti 10 % lisäyksinä. Palautuslietteen määrä sekä raakalietteen ja poistolietteen pitoisuus pyrittiin pitämään samoina. (Zaborowska ym. 2017.)

Energiankulutus laskettiin käyttäen kiinteää sähköenergian hintaa ja saostuksessa käytetyille rautasulfaatille ja polymeerille. Kiintoaineen poistotehon ja rejektiveden typenpoistotehon suhteesta luotiin Surfer 8 -ohjelmalla kaaviokuvat, joissa niitä tarkasteltiin riippumattomina muuttujina suhteessa lähtevän veden typpipitoisuuteen, biokaasun tuotantoon ja ilmastuksen energiansäästöön. Molempien ohjaustapojen yhdistelmällä ilmastuksen sähköenergiankulutuksen säästökäsi saatiin parhaimmillaan 36 %. Esiselkeytyksessä poistetun kiintoaineen määrä oli tärkeä tekijä ilmastusenergiankulutuksessa, rejektiveden erilliskäsittely puolestaan aiheutti vähemmän kustannussäästöjä. Esiselkeytetyn lietteen poistoa ja rejektiveden käsittelyä parantamalla biokaasun tuotantoa saatiin lisättyä parhaimmillaan 56 %. Saostuskemikaalin valinta havaittiin tärkeimmäksi kustannustekijäksi sähköenergiankulutuksen vähentämisessä. (Zaborowska ym. 2017.)

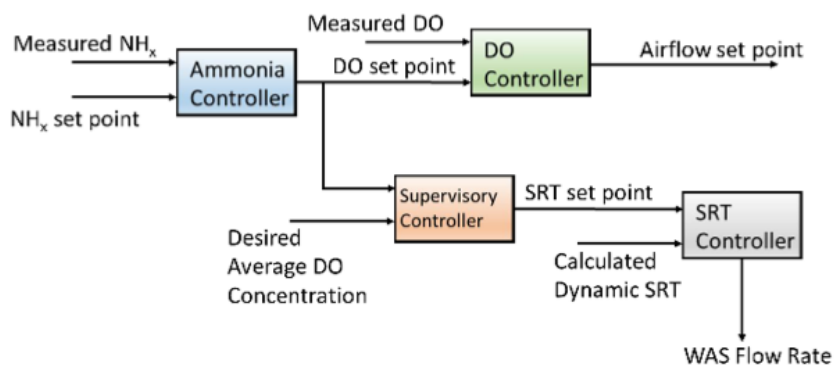
Jätevedenkäsittelyn energiankulutusta voidaan tutkia myös optimointialgoritmeilla, joita on hyödynnetty etenkin jätevedenkäsittelyn energiaintensiivisimpien prosessien kuten pumppausten ja ilmastuksen hapensyötön tehostamisessa. Wei (2013) tutki jätevedenpuhdistuksen tulopumppauksen optimointia monikerroksisella perseptronineuroverkolla (multi-layered perceptron neural network, MLP) käyttäen kolmea eri skenaariota, joissa tulevan veden määrä vaihteli. Mallinnuksessa muuttujina olivat päälläolevien pumppujen määrä ja niiden pyörimisnopeus (pumppujen konfiguraatio). Optimaalista operointikonfiguraatiota etsittiin integrointialgoritmeilla. Rajoittaviksi tekijöiksi asetettiin puhdistamomallin kaivon vedenkorkeus ja vedenkorkeuden muutos sekä pumpun pyörimisnopeus. Suurin energiansäästö oli 31,6 % skenaariossa 2, jossa tulevan veden määrä vaihteli välillä 70-80 miljoonaa gallonia päivässä (noin 265 000-303 000 m³/d). Pienimmän virtaaman skenaariossa 3 tuleva virtaama vaihteli välillä 30-50 miljoonaa gallonia päivässä (noin 114 000-189 000 m³/d) ja säästö 18,2 % (Wei 2013).

Tuore esimerkki mallinnuksen käyttämisestä ilmastuksen ohjauksen parantamiseen ohjaustapoja yhdistelemällä on Schraan ym. (2017) tutkimus, jossa ammoniumtyppipitoisuuteen perustuvaa ilmastuksen ohjausta (ammonia-based aeration control, ABAC) pyrittiin parantamaan ottamalla huomioon optimaalinen lieteikä. ABAC-ohjauksen rajoituksena on, että se ei välttämättä ole yhteensopiva lieteiän ohjauksen tavoitteiden kanssa. Schraan ym. (2017) kehittivät Simba#water-

simulaattorilla parannellun ABAC-SRT -ohjauksen, jossa optimaalinen lieteikä otettiin huomioon ilmastuksen ohjauksessa.

Tavallisesti ammoniumtyppipitoisuuden ohjain asettaa tavoitearvon happipitoisuuden ohjaimelle, joka puolestaan säätää ilmansyötön ohjainta. Mallissa rakennettiin ylätason ohjain (supervisory controller), joka ohjaa lieteiän ohjaimen tavoitearvoa, ilmastusaltaan kiintoainepitoisuutta ja muuttaa tarvittaessa ammoniumtyppiohjaimen laskemaa happipitoisuutta (Kuva 9). Ohjausta testattiin vuoden jaksolla käyttäen mallilaitosta, jonka käyttötiedot perustuivat Ontariossa Kanadassa sijaitsevan jätevedenpuhdistamon tietoihin. (Schraa ym. 2017.)

Tutkimuksessa ABAC-SRT -ohjausta verrattiin tilanteeseen, jossa ilmansyöttöä ohjataan happipitoisuuden vakioarvon (2 mg/l) avulla sekä tilanteeseen, jossa ilmansyöttöä ohjataan ABAC-ohjauksella, jolloin ammoniumtyppipitoisuuden tavoitearvo oli 1 mg/l ja happipitoisuus vaihteli välillä 0,5-2 mg/l. Saavutettu energiansäästö oli kiinteitä energian hintoja käyttäen 30 % verrattuna perinteiseen happipitoisuuden säätöön perustuvaan ohjaukseen. (Schraa ym. 2017.)



Kuva 9. ABAC-SRT ohjausjärjestelmän kaaviokuva (Schraa ym 2017).

Energian vaihtelevan hinnan vaikutuksia energiatehokkuuden kustannuksiin on tutkittu mallintamalla. Aymerich ym. (2015) huomauttavat, että paikallisen energiatariffin huomioinen on tärkeää energiakustannusten laskennassa ja kiinteiden hintojen käyttäminen saattaa johtaa virheellisiin päätelmiin esimerkiksi ohjausjärjestelmiä valitessa. He tutkivat 115 000 AVL:n jätevedenpuhdistamon kustannuksia vuositasolla ottaen huomioon sähkön hinnan vaihtelut. Kuukausittaiset kustannukset kiinteällä keskiarvoon perustuvalla hinnalla laskettuna vaihtelivat välillä 7-30 % verrattuna vaihtelevaan tarifiin perustuvaan kustannuslaskentaan.

Póvoan ym. (2017) mukaan energian hinnan vaihteluiden huomioiminen auttaa parantamaan kustannusarvioiden luotettavuutta ja löytämään vuorokauden- ja vuodenaikoja, jolloin energiansäästöä on realistisesti saavutettavissa. He arvioivat erityyppisten muutosten kannattavuutta eri tavoin lasketun energiankulutuksen perusteella. Energiankulutusta laskettiin käyttäen toteutuneita sähkön hintoja sekä sähkön hinnan tunti- ja päiväkohtaista keskiarvoa. Tutkimuksessa arvioidut muutokset olivat ilmastimien vaihto uudempiin, hapen asetusarvon muuttaminen ja orgaanisen hiilen poiston ohjaaminen ilmastusaltaan nitraattimittauksen perusteella. Mallina käytettiin GPS-X -ohjelmalla luotua BSM1-mallia. Merkittävin vaikutus eri laskentatavoilla oli ilmastimien vaihtoon, jossa energian hinnan keskiarvoilla lasketun

energiankulutuksen antama kustannus poikkesi 20 % toteutuneilla energianhinnnoilla lasketusta kustannuksesta.

3 Tutkimusmenetelmät

3.1 Tutkitut laitokset

3.1.1 Perustietoja laitoksilta

Työssä tarkasteltavat Hermanninsaaren puhdistamo Porvoossa ja Klaukkalan puhdistamo Nurmijärvellä edustavat prosesseiltaan melko tyypillistä suomalaista jätevedenpuhdistamoa. Taulukossa 3 on esitetty perustietoja laitoksilta. Hermanninsaaren puhdistamo on suunniteltu noin puolet suuremmalle virtaamalle kuin Klaukkala ja se on kaksilinjainen, kun taas Klaukkalan prosessi on kolmilinjainen. Klaukkalan puhdistamo on rakennettu kallion sisään, Hermanninsaaren puhdistamo puolestaan on ulkolaitos. Merkittävin ero laitoksille tulevassa jätevedessä on Altian alkoholitehtaan Rajamäen yksikön aiheuttama kuormitus Klaukkalassa.

Taulukko 3. Hermanninsaaren ja Klaukkalan puhdistamoiden perustietoja.

	Hermanninsaari	Klaukkala
Käyttöönottovuosi	2001	2006
Prosessi	2-linjainen aktiiviliete	3-linjainen aktiiviliete
AVL	40 000	35 000
Virtaama m ³ /d (2016)	11 952	5952
Mitoitusvirtaama m ³ /d	13 200	6800
Teollisuusjätevedet	Pieni määrä pienteollisuudesta	Altian kuormitus (5-25 %)
Biokaasun talteenotto	Ulkoistettu lietteenkäsittely	Oma mädättämö

Laitosten sähkönkulutus on esitetty Taulukossa 4. Energiankulutus käsiteltyä jätevesikuutiota (kWh/m³) kohti vuosien 2014-2016 keskiarvona oli Hermanninsaarella 0,33 ja Klaukkalassa 0,77 kWh/m³, kun keskiarvo suomalaisilla puhdistamoilla on noin 0,45 kWh/m³ (Vesilaitosyhdistys 2016). Laitisen ym. (2014) selvityksessä mukana oleilla puhdistamoilla tulovirtaamaltaan Hermanninsaarta vastaavien puhdistamoiden energiankulutus oli 0,41 kWh/m³ ja Klaukkalaa vastaavien 0,67 kWh/m³, joten nykyistä tasoa voi pitää varsin hyvänä.

Hermanninsaaren energiankulutus oli 1,55 ja Klaukkalan 1,86 kWh poistettua BOD-kiloa kohti laskettuna ja OCP-luvulla mitattuna (kWh/poistettu OCP-tonni) Hermanninsaaren energiankulutus oli 185,6 ja Klaukkalan 390,0 (Laitinen ym. 2014). Myös näitä tuloksia voidaan pitää hyvinä ja ne ovat linjassa Laitisen ym. (2014) selvityksessä mukna olleiden tulovirtaamaltaan samankokoisten puhdistamoiden kanssa, joilla on typenpoistovelvoite. Hermanninsaaren ja Klaukkalan tulosten keskinäistä eroa selittää Klaukkalaan tuleva Altian kuormitus, jonka vuoksi tulevan veden COD:n ja kiintoaineen pitoisuus on korkeampi.

Kemikaalien annostelumäärien perusteella voidaan todeta, että Hermanninsaaren ja Klaukkalan kemikaalinkulutus on useimpien kemikaalien osalta hiukan keskimääräistä vähäisempää. Esimerkiksi ferrosulfaattia käytettiin Hermanninsaarella Laitisen ym. (2014) tarkastelujaksolla 160 g/m³ ja Klaukkalassa 77 g/m³, kun vaihteluväli tutkimuksessa mukana olleilla laitoksilla oli 52-962 g/m³.

Taulukko 4. Hermanninsaaren ja Klaukkalan puhdistamoiden sähkönkulutus (FCG 2016, FCG 2017, Männynsalo 2016, Männynsalo 2017).

Sähkönkulutus	Hermanninsaari	Klaukkala
kWh/a		
2012(*)	1 394 583	1 890 000
2015	1 322 986	1 795 780
2016	1 562 992	1 786 480
kWh/m ³		
2012(*)	0,35	0,86
2015	0,29	0,72
2016	0,35	0,74
kWh/poistettu BOD ₇ kg		
2012(*)	1,55	1,86
2015	1,2	-
2016	1,3	-

*) Laitinen ym. (2014)

3.1.2 Hermanninsaaren puhdistamo

Porvoossa sijaitseva Hermanninsaaren puhdistamo on otettu käyttöön vuonna 2001 ja se on prosessiltaan kaksilinjainen aktiivilietelaitos, jossa fosforinpoisto tapahtuu kemiallisesti. Esiselkeytys-, ilmastus- ja jälkiselkeytysaltaat sijaitsevat ulkona. Hermanninsaarella käsitellään Porvoon ja Askolan jätevedet ja laitoksella käsitellään myös Hinthaaran ja Sannaisten puhdistamojen ylijäämälietteitä. Hermanninsaaren puhdistamolle tulee myös pienteollisuuden jätevesiä, mutta ne eivät merkittävästi eroa laadultaan kunnallisesta jätevedestä.

Puhdistusvaatimukset ja puhdistustulos

Hermanninsaaren puhdistamon ympäristöluvan mukaiset puhdistusvaatimukset on esitetty Taulukossa 5. BOD_{7:n}, COD_{Cr:n} ja kokonaisfosforin laskentajakso on neljännesvuosi ja kokonaistypen yksi vuosi (FCG 2017).

Taulukko 5. Hermanninsaaren puhdistamon ympäristöluvan puhdistusvaatimukset (FCG 2017).

	Enimmäispitoisuus mg/l	Vähimmäispoistoteho %
BOD ₇	10	95
COD _{Cr}	60	90
Kokonaisfosfori	0,3	95
Kokonaistyyppi	15	70

Puhdistustulos tarkastelujaksolla on esitetty Taulukossa 6. Puhdistustulos on pysynyt melko samana ja ympäristöluvassa asetetut vaatimukset täyttyivät sekä vuonna 2015 että 2016. Typen, fosforin ja kiintoaineen osalta tulos on hiukan parantunut vuonna 2016. Tarkastelujaksolla prosessissa sattui häiriö kesäkuussa 2016: kalkkia annosteltiin prosessiin ylimäärin, jolloin nitrifikaatioaste tippui heinäkuussa hetkellisesti alle 80 %:iin. Vuosina 2015-2016 laitosohituksia on ollut vähän: 0,39 % vuonna 2015 ja 0,96 % vuonna 2016.

Taulukko 6. Hermanninsaaren puhdistustulos vuosina 2015 ja 2016 (FCG 2017).

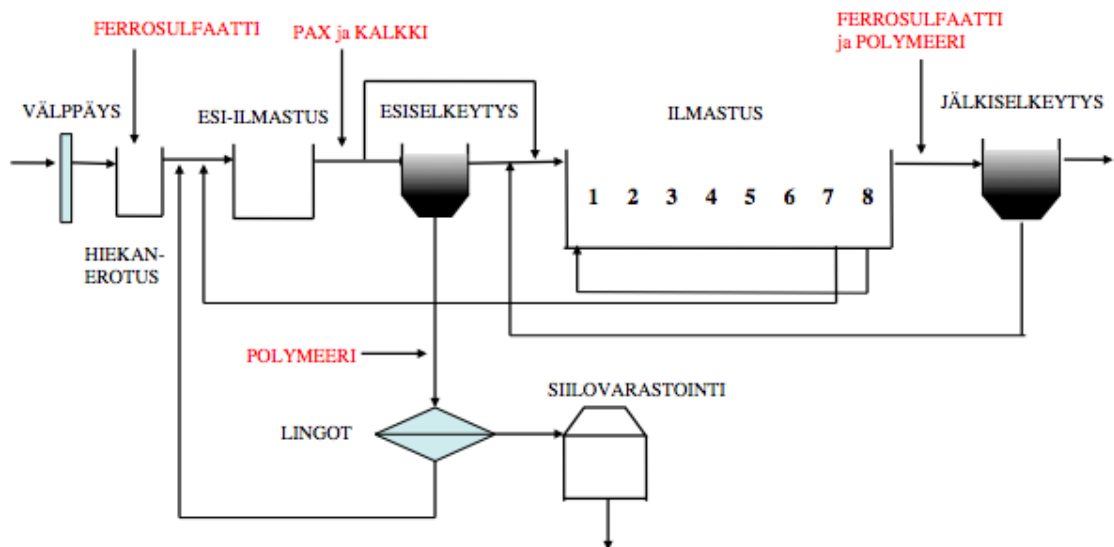
mg/l	2015			2016		
	Tuleva	Lähtevä	Poisto-%	Tuleva	Lähtevä	Poisto-%
BOD ₇	265	3	99	277	3,7	99
COD _{Cr}	584	29	95	624	31	95
Kokonaisfosfori	7,4	0,21	97	7,4	0,19	97
Kokonaistyyppi	52	13	76	52	12	78
Kiintoaine	443	3,9	99	403	3,5	99

Prosessi ja prosessinohjaus

Hermanninsaaren puhdistusprosessi on esitetty Kuvassa 10 ja se koostuu seuraavista päävaiheista:

- 1) Tulopumppaus
- 2) Porrasvälppäys
- 3) Ilmastettu hiekanerotus
- 4) Esi-ilmastus
- 5) Esiselkeytys
- 6) Ilmastus
- 7) Jälkiselkeytys

Jätevesi johdetaan puhdistamolle neljän pumppaamon kautta ensin tulokaivoon ja sitten porrastaltille, joissa vedestä poistetaan roskat ja kiintoaine. Välppäyksen jälkeen veteen syötetään ferrosulfaattia fosforin saostamiseksi. Vesi johdetaan ensin hiekanerotusaltaisiin ja niistä kahteen esi-ilmastusaltaaseen. 30–40 % vedestä jatkaa kahteen esiselkeytysaltaaseen ja noin 60–70 % ohittaa esiselkeytyksen ja ohjataan suoraan ilmastusaltaisiin (Sormanen 2017). Vedenjaossa veteen syötetään kalkkia korvaamaan nitrifikaation ja ferrosulfaatin lisäämisen aiheuttamaa pH:n laskua.



Kuva 10. Hermanninsaaren puhdistusprosessi.

Ilmastusaltaissa jätevedestä poistetaan typpeä ja orgaanista ainesta denitrifikaatio-nitrifikaatio -prosessissa. Altaissa on kahdeksan lohkoa, joista viidessä ensimmäisessä ja kahdeksannessa on sekoittimet aktiivilietteen laskeutumisen estämiseksi. Lohkoissa

4-7 on kalvoilmastimet ja kolmesta viiteen ensimmäistä lohkoa ovat anoksisia. Niissä nitraattityppi pelkistyy denitrifikaatioissa typpikaasuksi. Yleensä kuudes ja seitsemäs lohko ovat jatkuvasti ilmastettuja ja niissä jäteveden ammoniumtyppi hapettuu nitrifikaatioissa nitraattitypeksi. Neljättä ja viidettä lohkoa ilmastetaan tarpeen mukaan. Osa ilmastusaltaista lähtevästä lietteestä kierrätetään kahdeksannen lohkon kautta takaisin aktiivilieteprosessin alkuun.

Ilmastuksesta vesi johdetaan kahteen jälkiselkeytysaltaaseen, joissa jäteveteen lisätään ferrosulfaattia fosforinpoiston tehostamiseksi ja polymeeriä lietteen laskeutuvuuden parantamiseksi. Laskeutunut liete palautetaan jälkiselkeytysaltaista aktiivilieteprosessin alkuun. Aktiivilieteprosessista poistettu ylijäämäliete johdetaan esi-ilmastukseen ja poistetaan esiselkeytyksestä. Esiselkeytyksessä syntyvään lietteeseen lisätään polymeeriä, liete kuivataan lingoilla ja kuljetetaan jatkokäsitteltäväksi. Puhdistettu vesi johdetaan purkupumppaamon kautta purkutunnelia pitkin Svartbäckinselälle Itämereen.

Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamolla biologista prosessia ohjataan säätämällä esiselkeytyksen ohitusta, palautuslietekiertoa, ilmastustilavuutta, ilmastuksen happipitoisuutta ja lieteikää. Aiemmin on lisäksi kokeiltu tulevan virtaaman tasaamista keräämällä jätevetä tasausaltaisiin ja pumppaamalla sitä käsittelyyn öisin, jolloin sähkön hinta on edullisempi. Tästä on kuitenkin luovuttu, koska käytetyn tasausaltaan kapasiteetti oli niin pieni, ettei tasauksella havaittu olevan merkittävää vaikutusta energiankulutukseen. Prosessia seurataan jatkuvatoimisilla mittauksilla, jotka on esitetty Taulukossa 7.

Taulukko 7. Hermanninsaaren puhdistamon jatkuvatoimiset mittaukset.

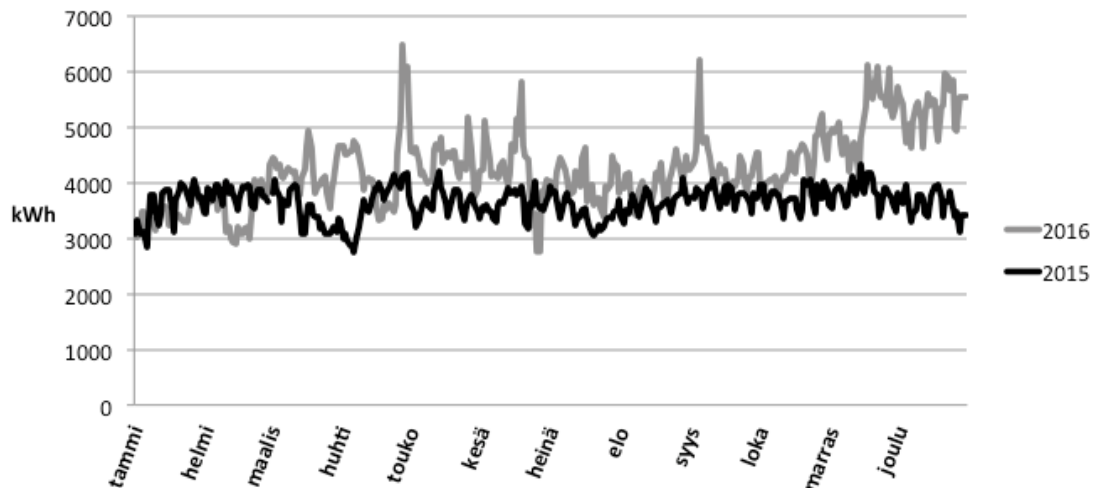
Prosessin osa	
Tuleva vesi	Virtaama, lämpötila, pH
Esiselkeytyks	Raakasekalietteen virtaama, kiintoaine
Ilmastus	Kiintoaine, liuennut happi, lämpötila, pH, kierrätys- ja ylijäämälietteen virtaama, ammoniumtyppi
Jälkiselkeytyks	Palautuslietteen virtaama
Lähtevä vesi	Kiintoaine, ammonium- ja nitraattityppi, kokonais- ja fosfaattifosfori

Aiemmin ilmastusta ohjattiin siten, että ilmastusaltaiden neljäs ja viides lohko muutettiin ilmastetuiksi kun lähtevän veden ammoniumtyppipitoisuus ylitti 0,5 mg/l. Vuonna 2016 otettiin toisessa ilmastuslinjassa käyttöön ammoniutyppipitoisuuteen perustuva ohjaus, joka on kehitetty tehostamaan jätevedenpuhdistuksen typenpoistoa. Siinä ioniselektiivinen anturi mittaa ilmastusaltaan ammoniumtypen pitoisuutta ja lähettää ohjaussignaalia liukoisen hapen säätimille, jotka ohjaavat ilmastukseen syötettävää ilmamäärää sekä ilmastustilavuutta. Ammoniumtyppipitoisuuteen perustuva ohjaus on ollut Hermannisaarella käytössä molemmassa linjoissa kesästä 2017 lähtien.

Sähkön ja kemikaalien kulutus

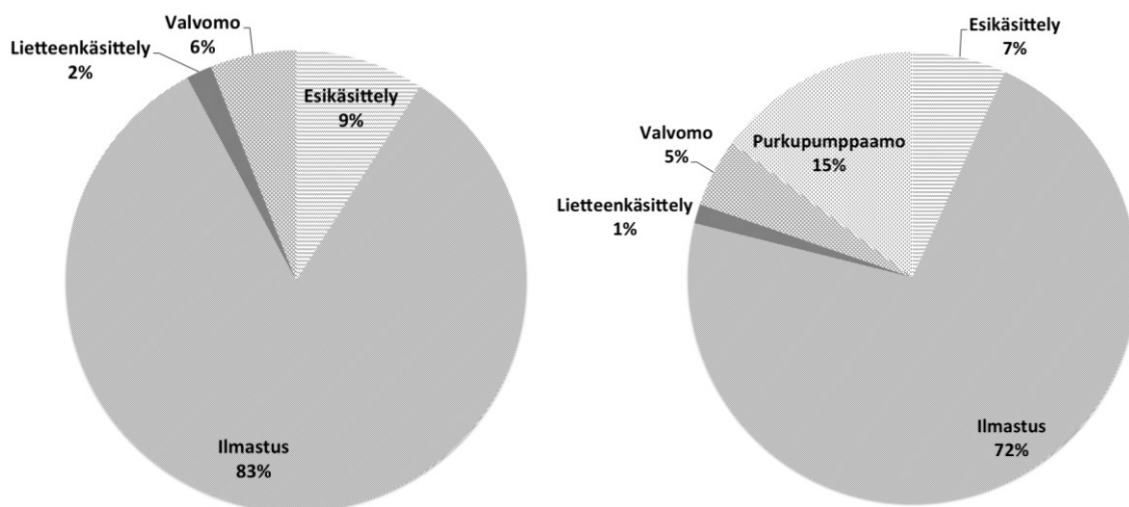
Hermanninsaaren sähkönkulutus vuosina 2015-2016 on esitetty Kuvassa 11. Päivittäisen sähkönkulutuksen keskiarvo oli vuonna 2015 noin 3651 kWh/d ja vuonna 2016 noin 4277 kWh/d. Vuoden 2015 purkupumppaamon sähkönkulutusta joko ei ole tilastoitu tai tiedot eivät ole päivittyneet siirryttäessä vanhasta järjestelmästä uuteen, mikä voi selittää sähkönkulutuksen eroa vuosina 2015 ja 2016. Jos purkupumppaamon osuutta ei huomioida, sähkönkulutus on suunnilleen yhtä suuri molempina vuosina. Laitosohitusten määrissä ei ole merkittäviä eroja.

Sähkönkulutuksen trendi on samanlainen molempina vuosina: kulutus nousee keväällä toukokuussa sekä loppuvuodesta, joskin muutokset ovat suurempia vuonna 2015, kun taas vuonna 2016 sähkönkulutus on ollut tasaisempaa. Pitkäkestoisin energiankulutuksen ero vuosien 2015 ja 2016 välillä on marraskuun puolivälistä vuoden loppuun asti. Piikit sähkönkulutuksessa huhtikuun lopussa, syyskuun alussa ja marraskuun puolivälissä vuonna 2016 johtuvat purkupumppaamon osuudesta ja kesäkuun puolivälissä ilmastuksen ja purkupumppaamon osuudesta.



Kuva 11. Hermanninsaaren puhdistamon päivittäinen sähkönkulutus 2015 ja 2016.

Kokonaissähkönkulutuksen jakautuminen puhdistusprosesseittain on esitetty Kuvassa 12. Sähkönkulutustiedoissa on eritelty esikäsitteily, ilmastus, lietteenkäsittely, purkupumppaamo ja valvomo. Ilmastuksen osuus kokonaissähköstä on yli 70 % molempina vuosina, mikä johtuu siitä, että ilmastuksen sähkönkulutukseen lasketaan kompressorien energiankulutuksen lisäksi myös talosähkö sekä ylijäämä- ja palautuslietepumppujen energiankulutus.



Kuva 12. Prosessien osuus Hermanninsaaren sähkönkulutuksesta. Vuosi 2015 vasemmalla ja vuosi 2016 oikealla.

Hermanninsaarella käytettyjen kemikaalien kulutus tarkastelujaksolla on esitetty Taulukossa 8. Ferrosulfaattia syötetään käsiteltävään veteen sekä ennen hiekanerotusta että ennen jälkiselkeytystä, polyalumiinikloridia (PAX) ja kalkkia syötetään ennen esiselkeytystä ja polymeeriä (kationinen polyakryyliamidi) sekalietteen joukkoon ennen linkoja. Määrällisesti eniten käytetään ferrosulfaattia. Vuoteen 2015 verrattuna ferrosulfaatin ja polymeerin kulutus on kasvanut vuonna 2016, kun taas kalkin määrä on hiukan vähentynyt. Polyalumiinikloridin kulutusta ei ole tilastoitu, mutta annosteluksi arvioidaan noin 100 g jätevesikuutiota kohti.

Taulukko 8. Hermanninsaaren jätevedenpuhdistamon kemikaalinkulutus 2015 ja 2016.

	2015		2016	
	kg	g/m ³	kg	g/m ³
Ferrosulfaatti	660 103	148	715 008	163
Polymeeri	6528	1,5	6546	1,5
Kalkki	107 443	24	98 905	23
PAX	-	100	-	100

3.1.3 Klaukkalan puhdistamo

Nurmijärvellä sijaitseva Klaukkalan puhdistamo on otettu käyttöön vuonna 2006 ja siellä käsitellään Klaukkalan, Rajamäen ja Röykän taajamien jätevedet. Puhdistamo on kolmilinjainen ja sijaitsee kallion sisään louhitussa tilassa. Prosessi on pääpiirteissään samanlainen kuin Hermanninsaarella. Lisäksi Klaukkalaan tulee jätevesiä seuraavista teollisuuslaitoksista: Altia Oyj, Roal Oy, Teknos Oy, Onni Forsell Oy ja Premix Oy.

Merkittävin yksittäinen kuormituslähde on Rajamäellä sijaitseva Altia, josta tuleva virtaama on suurimmillaan yleensä myöhään illalla ja puolenyön jälkeen. Vuosina 2015-2016 Altiasta tulevan virtaaman keskiarvo oli noin 816 m³/d ja Altian virtaaman osuus oli keskimäärin 12 % Klaukkalaan tulevasta virtaamasta tuntivirtaamien keskiarvosta laskettuna. Suurimmillaan Altian virtaaman osuus oli 33 % ja pienimmillään 4,6 % päivävirtaamasta. Muiden teollisuusvesien aiheuttama kuormitus on huomattavasti pienempi: esimerkiksi Teknoselta tulevan jäteveden virtaaman päiväkeskiarvo vuonna 2015 oli noin 64 m³/d.

Altiasta tulevan kuormituksen sopimuksen mukaiset kuukausikeskiarvot on esitetty Taulukossa 9. Tuleva virtaama oli tarkastelujaksolla melko tasainen, ja vaikka varausylityksiä tapahtui esimerkiksi vuonna 2015 kolme kertaa kiintoaineen ja kaksi kertaa BOD:n osalta, Altiasta tulevan kuormituksen vaihtelut eivät juuri näkyneet puhdistetun veden laadussa.

Taulukko 9. Altian kuormituksen sovitut kuukausikeskiarvot (Männynsalo 2017).

	Kuukausikeskiarvo
Virtaama	1620 m ³
BOD ₇	950 kg
Typpi	44 kg
Fosfori	15 kg
Kiintoaine	385 kg

Puhdistusvaatimukset ja puhdistustulos

Klaukkalan puhdistamon ympäristöluvan mukaiset puhdistusvaatimukset on esitetty Taulukossa 10. Raja-arvot ovat samansuuruiset kuin Hermanninsaarella, mutta suurin sallittu COD-pitoisuus on korkeampi Altian kuormituksen vuoksi ja lisäksi Klaukkalassa on poistovaatimus kiintoaineelle ja ammoniumtyypelle. BOD₇:n ja kokonaisfosforin laskentajakso on neljännesvuosi, kokonais- ja ammoniumtypen yksi vuosi ja COD_{Cr}:n ja kiintoaineen poistovaatimukset on saavutettava jokaisen tarkkailukerran näytteenotossa (Männynsalo 2017).

Taulukko 10. Klaukkalan jätevedenpuhdistamon ympäristöluvan puhdistusvaatimukset (Männynsalo 2017).

	Enimmäispitoisuus mg/l	Vähimmäispoistoteho %
BOD ₇	10	95
COD _{Cr}	125	75
Fosfori	0,4	95
Kokonaistyyppi	15	70
Ammoniumtyppi	4	90
Kiintoaine	35	90

Puhdistustulos on esitetty Taulukossa 11. Tulos on ollut hyvin tasainen vuosina 2015-2016 ja ympäristöluvassa asetetut vaatimukset täyttyivät molempina vuosina. Tarkastelujaksolla sattui häiriö toukokuun lopulla 2015, kun nitrifikaatio heikkeni tuntemattomasta syystä 19.-25.5 välisenä aikana. Selitykseksi arveltiin mikrobeille myrkyllistä päästöä, jonka alkuperää ei kuitenkaan saatu selville (Männynsalo 2016). Kokonaistypen poisto oli vuonna 2015 kaksi prosenttiyksikköä pienempi kuin vuonna 2016. Vuosina 2015 ja 2016 puhdistamo-ohituksia oli esiselkeytyksen jälkeen alle 10 m³ molempina vuosina.

Taulukko 11. Klaukkalan jätevedenpuhdistamon puhdistustulos vuosina 2015 ja 2016 (Männynsalo 2017).

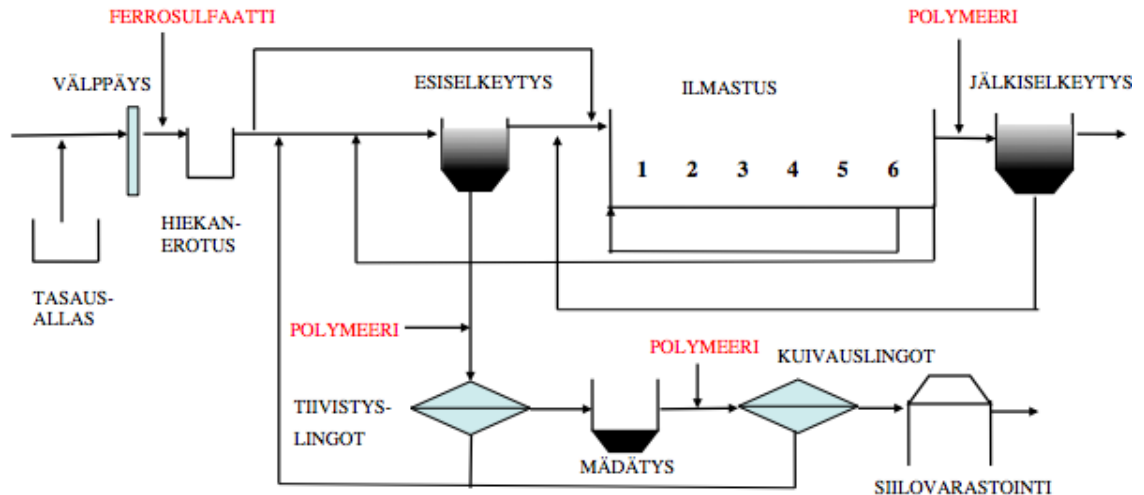
mg/l	2015			2016		
	Tuleva	Lähtevä	Poisto-%	Tuleva	Lähtevä	Poisto-%
BOD ₇	340	3,3	99	330	4,3	99
COD _{Cr}	740	28	96	760	30	96
Fosfori	7,9	0,15	98	8,2	0,11	98
Kokonaistyyppi	54	8,9	84	63	8,9	86
Ammoniumtyppi	38	0,56	99	42	1,2	97
Kiintoaine	690	6,6	99	420	5,9	98

Prosessi ja prosessinohjaus

Klaukkalan puhdistusprosessi on esitetty Kuvassa 13 ja se koostuu seuraavista päävaiheista:

1. Tulopumppaus
2. Porrasvälppäys
3. Ilmastettu hiekanerotus
4. Esiselkeytyks
5. Ilmastus
6. Jälkiselkeytyks

Prosessin alussa on kaksi virtaamavaihtelujen tasaamiseen tarkoitettua allasta, jotka otetaan käyttöön kun tulovirtaama ylittää 500-550 m³/h. Vesi johdetaan tulokaivoon kolmen tulopumppaamon kautta ja ohjataan välpille. Välppäyksen jälkeen veteen syötetään ferrosulfaattia fosforin saostamiseksi ja vesi johdetaan kahteen ilmastettuun hiekanerotusaltaaseen. Noin 10-20 % tulevasta vedestä ohittaa esiselkeytyksen. Hiekanerotuksen jälkeen vesi johdetaan kahteen esiselkeytysaltaaseen.



Kuva 13. Klaukkalan puhdistusprosessi.

Esiselkeytyksestä jätevesi johdetaan kolmeen ilmastusaltaaseen. Lohkoja on yhteensä kuusi ja lohkoissa 3-5 on pohjailmastimet. Lohkot 1-2 ovat anoksisia, lohkot 3-5 hapellisia ja lohko 6 deoksinen. Siinä takaisin anoksiisiin lohkoihin johdettavasta kierrätyslietteestä poistetaan ilma. Biologisen käsittelyn jälkeen jäteveeseen lisätään polymeeri lietteen laskeutuvuuden parantamiseksi ja se johdetaan jälkiselkeytykseen, josta osa lietteestä palautetaan ilmastukseen. Puhdistettu jätevesi johdetaan Luhtajokeen, josta se virtaa Vantaanjokeen.

Esiselkeytyksessä muodostuvaan lietteeseen lisätään polymeeri, liete esikuivataan lingoilla, mädätetään, kuivataan uudestaan ja jäännös toimitetaan kompostoitavaksi. Prosessissa muodostuva biokaasu johdetaan laitoksen vieressä sijaitsevaan voimalaan, jossa siitä tuotetaan kaukolämpöä. Mädätysreaktori on tilavuudeltaan 500 m³ ja tyypiltään panosreaktori. Siihen syötetään kolme panosta neljänä arkipäivänä ja kaksi syötettä perjantaisin. Vuonna 2016 biokaasua tuotettiin vuonna 192 431 m³.

Ilmastusaltaiden 4. ja 5. lohkon ilmansyöttöä ohjataan altaista mitattujen happipitoisuuksien perusteella. Tavoitehappipitoisuus lohkoissa 4 on 2,5 mg/l ja lohkoissa 5 2,2 mg/l. Lohko 3 on aina ilmastettu ja sen ilmansyöttöä ohjataan lohkon 4 ilmamääräasetuksen perusteella siten, että lohkon 3 ilmansyötön tavoitearvo on noin 40 % lohkon 4 ilmamääräasetuksesta. Lietteikä on jatkuvasti noin 11 vuorokautta. Prosessia seurataan jatkuvatoimisilla mittauksilla, jotka on esitetty Taulukossa 12.

Taulukko 12. Klaukkalan puhdistamon jatkuvatoimiset mittaukset.

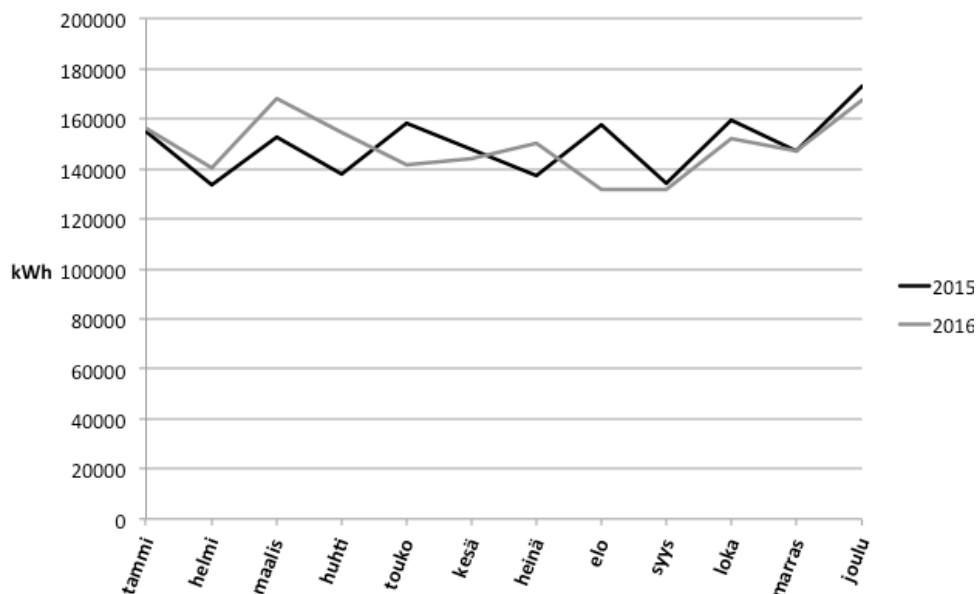
Prosessin osa	
Tuleva vesi	Virtaama, lämpötila, pH
Esiselkeytys	Raakasekalietteen virtaama
Ilmastus	Kiintoaine, liuennut happi, lämpötila, pH, ilmamäärä, kierrätys- ja ylijäämälietteen virtaama
Jälkiselkeytys	Palautuslietteen virtaama
Lähtevä vesi	Kiintoaine, ammonium- ja nitraattityppi, fosfori
Biokaasuntuotanto	Virtaama, tiheys

Sähkön ja kemikaalien kulutus

Sähkönkulutuksesta on Klaukkalan puhdistamolta saatavilla kuukausitason tiedot. Sähkönkulutus vuosina 2015 ja 2016 on esitetty Kuvassa 14. Päivakohtainen sähkönkulutus oli hiukan suurempi kuin Hermanninsaarella: 4920 kWh/d vuonna 2015 ja 4894 kWh/d vuonna 2016. Ero selittynee muun muassa Klaukkalan mädätysprosessin sähkönkulutuksella. Myös valaistus kuluttaa enemmän sähköä kuin Hermanninsaarella.

Sähkönkulutus vaihtelee melko paljon kuukausittain ja vuosien 2015 ja 2016 välillä on myös eroa: suurin ero (25 740 kWh) on elokuussa. Tulovirtaama ei tuolloin ole ollut merkittävästi suurempi, joten kyseessä saattaa olla virhe tiedoissa. Huhtikuussa 2016 järjestelmässä on ollut häiriöitä ja tietoja on jäänyt kirjautumatta sekä kuun puolivälissä että lopussa, mikä selittää mahdollisesti myös sähkönkulutuksen huhti-toukokuun eroja eri vuosina.

Sähkönkulutuksessa on eritelty ainoastaan ilmastus- ja prosessisähkö, joka sisältää ilmastuksen lisäksi useita muita prosesseja kuten esikäsitteily, prosessinaikaiset pumppaukset, sekoituksen ja osan talosähköstä. Ilmastus- ja prosessisähkö muodostaa noin 70 % kokonaissähkönkulutuksesta.



Kuva 14. Klaukkalan puhdistamon sähkönkulutus 2015 ja 2016.

Klaukkalassa käytettyjen kemikaalien kulutus on esitetty Taulukossa 13. Kemikaaleista käytetään pääasiassa ferrosulfaattia ja polymeeria. Kalkkia ei käytetä ollenkaan. Ferrosulfaatti syötetään veteen ennen hiekanerotusta ja polymeeria lisätään kolmessa vaiheessa: ennen jälkiselkeytystä, raakasekalietteen ennen tiivistystä ja mädätyksen jälkeen ennen kuivausta. Ilmastuksessa käytetään lisäksi Kemira KemFoamX 2599-vaahdonestoainetta, mutta syöttö ajoittuu lähinnä lämpimille jaksoille ja annostelu on yhteensä noin kuusi litraa tunnissa. Rajamäki-Röykkä-Klaukkala -siirtolinjaan syötetään ferrinitraattisulfaattia hajuhaittojen ehkäisemiseksi, mikä vähentää ferrosulfaatin tarvetta puhdistamalla. Vuoteen 2015 verrattuna ferrosulfaatin kulutus on hiukan kasvanut vuonna 2016, kun taas polymeerin kulutus on laskenut.

Taulukko 13. Klaukkalan jätevedenpuhdistamon kemikaalinkulutus 2015 ja 2016.

	2015		2016	
	kg	g/m ³	kg	g/m ³
Ferrosulfaatti	199 217	90	225 447	93
Polymeeri	2662	1,06	2551	1,05

3.2 Mallinnusprosessin vaiheet

Työssä toteutetussa mallinnusprojektissa sovellettiin IWA Task Groupin laatimia ohjeita aktiivilieteprosessin mallintamisesta (Rieger ym. 2012). Mallinnusprosessin aikataulu on esitetty Kuvassa 15. IWA Task Groupin määrittelemät mallinnusprosessin vaiheet ovat:

- 1) Mallinnuksen tavoitteiden määrittely
- 2) Tietojen kerääminen, käsittely ja täydentäminen
- 3) Mallin rakentaminen
- 4) Kalibrointi ja validointi
- 5) Simulointi ja tulosten tarkastelu

Prosessi ei yleensä etene suoraviivaisesti alusta loppuun, vaan mallinnuksen edetessä joudutaan usein palaamaan edellisiin vaiheisiin. Esimerkiksi mallia simuloitaessa saatetaan havaita tarvetta suorittaa kalibrointi uudestaan, jolloin tarvitaan mahdollisesti vielä mallissa käytettyjen tietojen tarkistamista tai täydentämistä. Seuraavassa käydään läpi, kuinka työn mallinnusprojekti eteni.



Kuva 15. Työssä toteutetun mallinnusprojektin eteneminen.

1) Mallinnuksen tarkoitus ja tavoitteiden määrittely

Prosessin aluksi määritellään mallin tavoitteet, aikataulu ja budjetti (Rieger ym. 2012). Tässä työssä tavoitteiden määrittely tehtiin kesäkuussa 2017. Työn tavoitteena oli rakentaa mallit Hermanninsaaren ja Klaukkalan prosesseista, lisätä malleihin energiankulutuksen laskenta keskeisimmille prosesseille ja tutkia mallien avulla erilaisten ohjaustapojen vaikutusta energiankulutukseen ja lähtevän veden laatuun. Koska ilmastus on suurin yksittäinen energiankuluttaja molemmilla laitoksilla, keskityttiin energiankulutuksen tarkastelussa lähinnä ilmastuksen sähköenergiankulutukseen.

2) Tietojen kerääminen, käsittely ja täydentäminen

Tietojen keräämisvaiheessa tutustutaan mallinnettavaan laitokseen ja sen prosesseihin. Mallinnusta varten kerätään laitoksen käyttötietoja, niiden paikkansapitävyyttä arvioidaan ja niitä täydennetään tarpeen mukaan. Tutkituilla laitoksilla vierailtiin ennen työn alkua kesäkuussa 2017 ja samalla kartoitettiin laitoksilta saatavilla olevia tietoja muun muassa prosessien toiminnasta, prosessiyksiköiden kapasiteetista sekä tulevan jäteveden määrästä ja laadusta. Laitosten tiedot kerättiin ja käsiteltiin pääosin heinä-elokuussa ja tietoja täydennettiin myöhemmin tarpeen mukaan.

Jatkuvatoimisten mittausten tiedot tarkistettiin muun muassa laskemalla tarkastelujaksojen keskiarvoja ja vertaamalla niitä virallisen näytteenoton tuloksiin sekä tekemällä tiedoista kuvaajia, jolloin havaittiin selkeästi virheelliset ja puuttuvat arvot. Kuvaajista tarkasteltiin myös päivä-, viikko- ja vuositason trendejä. Työssä käytettyjä analyysimenetelmiä harjoiteltiin ja analyysilaitteistoa testattiin elo-syyskuussa synteettisellä jätevedellä. Näytteenotto ja näytteiden analysoiminen suoritettiin pääosin syys-lokakuussa.

3) Mallin rakentaminen

Mallinnusohjelmana käytetystä Dynamita Ltd:n Sumo-simulointiohjelmasta käytettiin versiota Sumo 16. Sumon etuna muihin prosessimallinnusohjelmiin verrattuna on mallien muokattavuus ja laajennettavuus käyttäjän tarpeiden mukaan. Sumo käyttää Microsoft Excel -työkalua, jonka avulla käyttäjä voi syöttää malliin dynaamista dataa, ottaa ulos raportteja, luoda omia ohjaimia ja määritellä uusia parametreja. Malliksi valittiin Sumo2, joka käyttää kaksivaiheista nitrifikaatiota ja denitrifikaatiota, jotta nitraatin pitoisuutta prosessin eri vaiheissa voitiin tarkastella erikseen.

Mallien suunnittelu ja rakentaminen aloitettiin elokuussa. Laitosmalleista tehtiin ensin yksinkertaistetut versiot, joissa esimerkiksi koko ilmastettu osa mallinnettiin yhtenä altaana, ja mallien toimintaa testattiin alustavasti vakioarvoilla. Energiankulutuksen mallintamista ja siihen tarvittavia tietoja tutkittiin loka-marraskuussa.

Malleja rakentaessa tehtiin sekä prosessin osia että laitoksen toimintaa koskevia yksinkertaistuksia. Prosessiyksiköistä mallinnettiin ainoastaan ilmastusprosessin kannalta keskeiset osat: esiselkeytys, ilmastus ja jälkiselkeytys, kun taas tasausaltaat, esi-ilmastus, hiekanerotus ja kemikaalien syöttö jätettiin pois. Laitosten erilliset linjat mallinnettiin yhtenä linjana, sillä erillisten linjojen havaittiin hidastavan mallin simulointia. Klaukkalan biokaasuntuotannosta luotiin erillinen malli, jossa ei ole mukana ilmastusta, jotta laitosmallin simulointi ei hidastuisi liikaa.

4) Kalibrointi ja validointi

Kalibroinnissa mallin tuottamia tuloksia verrataan mallinnettavan laitoksen käyttötietoihin ja mallin parametreja muokataan yksi kerrallaan siten, että malli vastaa todellisuutta halutulla tarkkuudella. Kalibrointi suoritetaan usein ensin mallin oletusarvoilla. Jos parametrit eroavat hyvin paljon oletusarvoista, mallissa tai laitosten käyttötiedoissa on mahdollisesti virheitä. Validoinnilla varmistetaan mallin kyky ennustaa laitoksen toimintaa riittävällä tarkkuudella ja se suoritetaan eri ajanjakson tiedoilla kuin kalibrointi käyttäen esimerkiksi poikkeuksellisia olosuhteita kuten tavallista sateisempaa tai kylmempää jaksoa. (Gernaey ym. 2004.)

Kalibroinnissa ja validoinnissa käytettiin pitkää (kolme kuukautta) ja lyhyttä (viisi päivää) kylmän ja lämpimän ajan jaksoa. Kalibrointijaksot valittiin vuodelta 2015 ja validointijaksot vuodelta 2016 siten, että käytössä on mahdollisimman paljon luotettavia mittaustuloksia. Kalibrointi suoritettiin pääosin typenpoiston näkökulmasta, sillä nitrifikaation vaatima hapenkulutus on merkittävä tekijä ilmastusenergiankulutuksessa. Mallien kalibrointi suoritettiin useassa vaiheessa mallien täydentämisen ja korjaamisen yhteydessä ja validointi suoritettiin sen jälkeen.

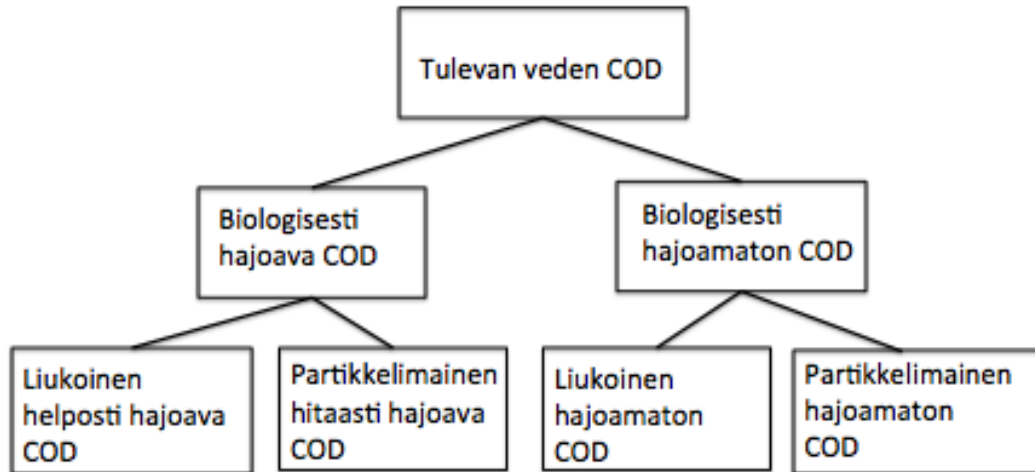
5) Simulointi ja tulosten tarkastelu

Simuloidut skenaariot ja dynaamisessa mallinnuksessa käytettävät ajanjaksot valitaan määriteltyjen tavoitteiden pohjalta. Lopuksi tulokset analysoidaan ja dokumentoidaan tiiviisti ja selkeästi (Rieger ym. 2012). Malleja ja alustavia tuloksia esiteltiin laitoksilla tammikuussa 2018 ja vierailuiden perusteella päätettiin malleilla kokeiltavat energiaenergiatehokkuutta parantavat toimenpiteet.

Työssä tarkastellut jo tunnetut toimenpiteet ovat lyhyemmän lieteiän käyttäminen kesällä ja yli- ja alimitoitettun kompressorin vaikutusten tutkiminen. Uusista energiatehokkuutta parantavista toimenpiteistä tutkittiin esiselkeytyksen ohituksen säätöä, ammoniumtypen pitoisuuteen perustuvaa ilmastuksen ohjausta ja metaanintuoton lisäämistä esiselkeytyksen ohitusta ohjaamalla.

3.3 Näytteenotto-ohjelma ja analyysit

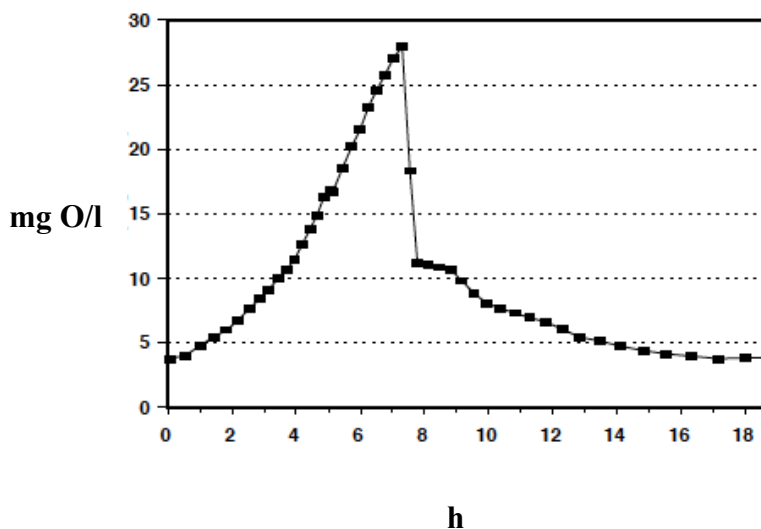
Työssä selvitettiin tulevan jäteveden liukoisen helposti hajoavan orgaanisen aineksen (readily biodegradable COD, RBCOD) osuutta tulevan veden COD:sta laboratorioanalyysillä. Tulevan veden COD:n jako eri fraktioihin on esitetty Kuvassa 16. Jako nopeasti ja hitaasti hajoavaan orgaaniseen ainekseen on tärkeä biologisessa typenpoistossa, sillä helposti hajoava aines on denitrifikaatiobakteerien ensisijainen energianlähde, kun taas hitaasti hajoava aines koostuu partikkeleista ja kolloideista sekä orgaanisista molekyyleistä, joita organismit eivät voi hyödyntää sellaisinaan (Melcer ym. 2003). Analyysillä haluttiin tutkia, soveltuuko mallissa käytetty RBCOD:n vakioarvo suomalaisille jätevesille, joiden RBCOD-pitoisuus on matalampi kuin esimerkiksi Keski-Euroopassa, jossa tulevan jäteveden orgaaninen kuorma on tavallisesti pohjoismaita korkeampi (Laitala 2005).



Kuva 16. Tulevan veden COD:n jaottelu (muokattu lähteestä Melcer ym. 2003).

RBCOD määritettiin Kapkaupungin yliopistossa kehitetyllä DO/OUR-mittalaitteella Wentzelin ym. (1999) menetelmän mukaisesti. Menetelmässä jätevesinäyte lämmitetään huoneenlämpötilaan ja siihen asetetaan mittalaitteen anturi ja ilmastinkivi. Laite ilmastaa näytettä, kunnes happipitoisuus saavuttaa käyttäjän määrittämän ylärajan, jolloin ilmastus loppuu. Kun liuennut happi saavuttaa sille asetetun alarajan, ilmastus alkaa uudestaan ja mittausta jatketaan samanlaisissa sykleissä, kunnes mikrobit ovat kuluttaneet jäteveden helposti ravinnoksi käytettävän orgaanisen aineksen, jonka jälkeen hapenkulutus laskee nopeasti. Tähän kuluu jäteveden laadusta riippuen noin viidestä kahdeksaan tuntia.

Laite laskee näytteestä mitatun liuenneen hapen pitoisuuden perusteella näytteessä olevien bakteerien hapenkulutusnopeuden kokeen aikana, ja tiedot siirretään tietokoneelle. Tietojen perusteella saadaan Kuvan 17 mukainen hapenkulutuksen kuvaaja. Kuvaajasta tehdään logaritminen ja sille sovitetaan suora, jonka parametrien avulla lasketaan näytteen RBCOD:n pitoisuus. Mittauksen luotettavuuden arvioimiseksi näytteen COD analysoidaan sekä ennen OUR-mittausta että sen jälkeen.



Kuva 17. Esimerkki jätevesinäytteen hapenkulutuksen muutoksista mittausaikana (Wentzel ym. 1999).

Mittalaitteen antamien tulosten varmistamiseksi RBCOD määritettiin myös käyttäen Mamais'n ym. kehittämää sinkkisulfaattisaostusmenetelmää (Park ym. 1997), jossa helposti hajoavan RBCOD:n pitoisuus lasketaan vähentämällä tulevan veden liukoisesta COD:sta lähtevän veden liukoinen COD. Analyysissä tulevan ja lähtevän veden näytteestä poistetaan kolloidi aines saostamalla se sinkkisulfaattiliuoksella ja kaikki partikkelimainen ja lähes kaikki orgaaninen aines poistetaan suodattamalla. Jäljelle jää liukoinen orgaaninen aines, jota bakteerit voivat käyttää ravinnokseen. Menetelmän oletuksena on, että tulevan veden liukoinen hajoamaton COD-fraktio vastaa liukoisen COD:n osuutta lähtevässä vedessä. Suodatetuista näytteistä määritetään COD titraamalla näyte standardin SFS 5504 mukaan.

Titraamalla saadut COD-tulokset varmistettiin analysoimalla näytteiden BOD₇ OxiTop-menetelmällä. Siinä näytteessä olevien mikrobien kuluttaman hapen määrä lasketaan mittaamalla näytepullon paineenmuutosta, joka syntyy kun jäteveden mikro-organismit kuluttavat vedestä happea ja tuottavat samalla pullossa olevaan ilmaan hiilidioksidia. OxiTop-pullon mittapää on manometri, joka laskee rekisteröimänsä paineenmuutoksen perusteella näytteen BOD-pitoisuuden (WTW 2006).

Näytteenotto ja analyysit suoritettiin pääosin syksyllä 2017 (Taulukko 14). Näytteet otettiin 24 tunnin kokoomanäytteinä tulevasta, esiselkeytetystä ja lähtevästä vedestä noin kello 9 ja 9 välisenä aikana. Koska syksy oli poikkeuksellisen sateinen ja tulovirtaamat molemmilla laitoksilla olivat syyskuusta vuoden loppuun saakka lähes kaksinkertaiset normaaliin virtaamaan nähden, siirrettiin näytteenottoa kuivempaan aikaan ja Hermanninsaaren viimeinen näyte otettiin tammikuussa 2018.

Taulukko 14. Näytteenottoaikataulu puhdistamoilla.

Hermanninsaari	Klaukkala
Ke 11.10.2017	Pe 20.10.2017
Ma 6.11.2017	Ma 23.10.2017
Ma 22.1.2018	Ke 25.10.2017

4 Tulokset

4.1 Lähtötietojen käsittely

Mallinnuksessa käytettiin laitosten päivä- ja tuntitason jatkuvatoimisten mittausten tietoja sekä käyttötarkkailuraporttien näytteenoton tuloksia vuosilta 2015 ja 2016. Malleissa käytetyt tulevan veden tiedot ja niiden lähteet on esitetty Taulukossa 15. Tulevan veden laatu tiedot perustuvat velvoitetarkkailun näytteenottoon, jossa käytetään 24 tunnin kokoomanäytteitä. Hermanninsaareissa näytteenotto suoritettiin kaksi kertaa kuukaudessa vuosina 2015 ja 2016, Klaukkalassa taas kerran kuukaudessa vuonna 2015 ja kaksi kertaa kuukaudessa vuoden 2016 heinäkuusta lähtien.

Taulukko 15. Mallien tulevan veden tiedot.

	Jatkuvatoiminen mittaus	Käyttötarkkailun näytteenotto
Virtaama	x	
COD		x
Lämpötila	x	
pH	x	
Kokonaistyyppi		x
Ammoniumtyppi		x
Kiintoaine		x

Tulevan veden virtaama syötettiin malliin dynaamisena datana, muista tiedoista käytettiin vakioarvoja, jotka laskettiin keskiarvona jakson näytteenoton tuloksista tai jatkuvatoimisen mittauksen tietoja käytettäessä keskiarvona jaksolta. Tulevan veden ammoniumtyppi annettiin mallissa prosenttiosuutena kokonaistypestä ja kiintoaine antamalla orgaanisen kiintoaineen (volatile suspended solids, VSS) prosenttiosuus kokonaiskiintoaineesta (total suspended solids, TSS). Klaukkalassa sakokaivoliete ei ole mukana tulevan veden näytteessä, mutta sen osuus oli pieni suhteessa tulevaan veteen.

Viiden päivän malleissa tulevan veden vaihtelevaa typpi- ja COD-kuormaa mallinnettiin luomalla dynaaminen typpi- ja COD-data, jossa laitokselle tulevan kokonaistypen ja COD:n pitoisuudet kasvavat kaksinkertaisiksi aamupäivällä ja myöhään illalla ja laskevat puolta pienemmiksi öisin. Laatu vaihtelun pohjana käytettiin Savonlinnan Pihlajaniemen puhdistamolla mitattuja tuntivaihteluita (Mikola 2005).

Tulevan veden RBCOD:n määrittämiseksi laitoksilta otettiin näytteitä ja RBCOD laskettiin prosenttiosuutena tulevan veden COD:sta. Analyysien tulokset on esitetty Taulukossa 16.

Taulukko 16. Tulevan veden RBCOD-mittausten tulokset.

	Tuleva COD mg/l	Sinkkisulfaattisaostus RBCOD mg/l	OUR-mittaus RBCOD mg/l	RBCOD/ COD (* %
Hermanninsaari				
Ke 11.10.	294	1,1	270	0,37
Ma 6.11.	370	84,7	161	22,9
Ma 22.1.	630	153	-	24,2
Klaukkala				
Pe 20.10	392	95,9	27	24,5
Ma 23.10.	563	118	32	21,0
Ke 25.10.	680	168	129	24,7

*) Sinkkisulfaattisaostuksen tulosten perusteella

Molemmilla laitoksilla viimeinen näytteenottokerta antoi luotettavimmat tulokset, sillä tulevan veden mitattu COD vastasi silloin parhaiten normaalitasoa. Kaksi ensimmäistä näytteenottokertaa laitoksilla sattui hyvin sateiselle jaksolle lokakuussa, jolloin virtaama oli lähes kaksinkertainen normaaliin nähden. Näytteiden COD ja siten myös bakteeripitoisuus oli hyvin alhainen, joten hapenkulutuksen määrittäminen mittalaitteella ei antanut luotettavia tuloksia. Sinkkisulfaattisaostusmenetelmällä saatujen mittausten keskiarvo (RBCOD:n osuus koko COD:sta) oli Hermanninsaarella 23,6 % ja Klaukkalassa 23,4 %.

Laitala (2005) on tutkinut tulevan jäteveden koostumusta OUR-mittauksen avulla seitsemällä suomalaisella jätevedenpuhdistamolla, joiden tulevan veden COD vaihteli välillä 287-869 mg/l. Mitatut RBCOD:n osuudet koko COD:sta vaihtelivat välillä 4-17 % ja Laitalan (2005) mukaan osuus on suomalaisissa jätevesissä yleensä alle 10 % (Laitala 2005). Klaukkalassa, jossa Altian kuormituksen mukana laitokselle tulee paljon orgaanista ainesta, suomalaisia jätevesiä korkeampi RBCOD-pitoisuus on mahdollinen. Hermanninsaaren RBCOD:n osuus vastanee paremmin suomalaisten jätevedenpuhdistamoiden tuloksia ja on todennäköisesti alle 20 %. Hermanninsaaren mallissa käytettiin kalibroinnin tuloksena RBCOD:n osuutena 20 %, Klaukkalassa puolestaan 22 %. Muut malleissa käytetyt tiedot ja niiden lähteet on koottu Taulukkoon 17.

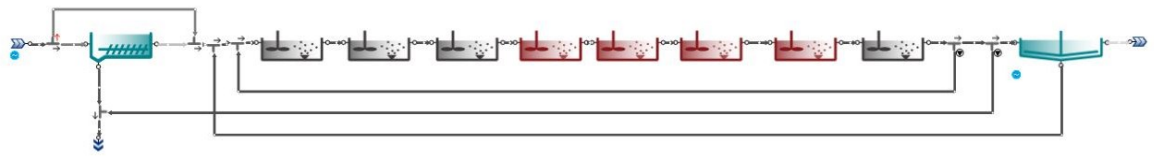
Taulukko 17. Malleissa käytetyt lähtötiedot.

Prosessi	Jatkuvatoiminen mittaus	Käyttötarkkailun näytteenotto
Esiselkeytyks	Poistoliete: virtaama ja kiintoaine	Esiselkeytyksen ohitus
Ilmastus	Liuennut happi, lämpötila, kierrätys- ja ylijäämäliete	
Jälkiselkeytyks	Palautusliete	

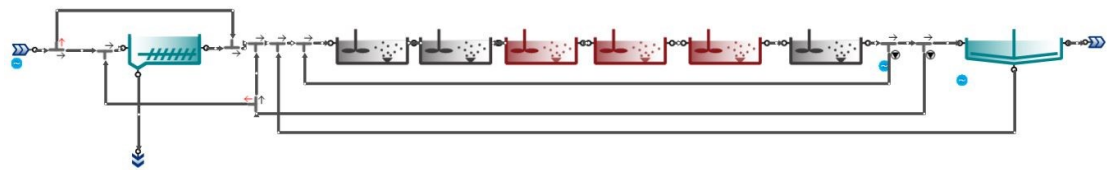
4.2 Mallien rakentaminen

Hermanninsaaren ja Klaukkalan laitospallit on esitetty Kuvissa 18 ja 19. Esiselkeytyksessä käytettiin molemmissa malleissa poistettavalle kiintoaineelle vakioarvoista poistoprosenttia ja jaksolla toteutuneeseen keskiarvoon perustuvaa lietevirtaamaa, jotta poistettavan lietteen pitoisuus pysyisi tasaisena. Laitoksilla lietteen poisto esiselkeytyksestä vaihtelee eri päivinä. Klaukkalan mallissa tulevan veden

tasausta ei huomioitu, koska tarkastelujaksolla tulovirtaama ylitti vain hetkellisesti rajan, jolloin tasaus oli käytössä.



Kuva 18. Hermanninsaaren laitosmalli.



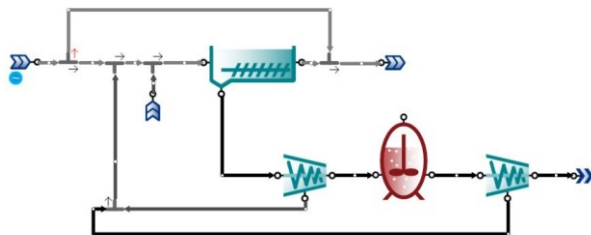
Kuva 19. Klaukkalan laitosmalli.

Ilmastusaltaiden lohkot mallinnettiin erillisinä täyssekoitteisina altaina, joissa ilmansyöttöä säädetään tavoitehappipitoisuuden perusteella. Altaiden tilavuus laskettiin mallissa jakamalla ilmastusprosessin hapellisen ja hapettoman osan kokonaistilavuus altaiden kesken. Mallissa lohkot 4 ja 5 pidettiin ilmastettuina talvijaksolla, jolloin lähtevän veden ammoniumtyppipitoisuuden keskiarvo ylitti mittaustietojen mukaan 0,5 mg/l. Kesäjaksolla lohkot 4 ja 5 olivat anoksisia.

Klaukkalan mallissa havaittiin, että esiselkeytyksessä tapahtuu todennäköisesti oikovirtausta, jonka vuoksi osa esiselkeytykseen menevästä ylijäämälietteestä päätyy ilmastukseen. Mallissa ohjattiin siksi osa ylijäämälietteestä suoraan ilmastukseen, jotta ilmastusaltaan kiintoainepitoisuus vastaisi paremmin toteutunutta. Hermanninsaaren mallissa puolestaan ylijäämäliete poistettiin prosessista, jotta ilmastusaltaan kiintoainepitoisuus vastaisi paremmin toteutunutta.

Jälkiselkeytyksessä mallinnettiin yhdeksänkerroksisena altaana. Hermanninsaaren mallissa jälkiselkeytyksaltaan pinta-alaa muutettiin kalibroimalla, jotta kiintoainetase saatiin täsmäämään. Klaukkalan mallissa kierrätys- ja palautuslietteen virtaama ja Hermanninsaaren palautuslietteen virtaama annettiin mallissa dynaamisena datana jatkuvatoimisten mittausten perusteella.

Klaukkalan erillinen mädätysmalli on esitetty Kuvassa 20. Mallissa on mukana esiselkeytyksessä, biokaasureaktori sekä tiivistys- ja kuivauslingot, joissa kiintoaineen poistoprosentteina käytettiin laitokselta saatuja tietoja. Ylijäämälietteen syöttö on mallissa erillisenä yksikkönä.



Kuva 20. Klaukkalassa mädätysmalli.

4.3 Mallien kalibroiminen ja validoiminen

4.3.1 Kalibrointi- ja validointijaksot

Malleja kalibroitiin vertaamalla lähtevän veden kiintoaineen, ammonium- ja nitraattityypen sekä ilmastusaltaan kiintoaineen pitoisuuksia jatkuvatoimisten mittausten tarkistettuihin ja korjattuihin tietoihin. Kalibroinnissa referenssinä käytetyt tiedot on esitetty Taulukossa 18.

Taulukko 18. Kalibroinnissa käytetyt referenssitiedot.

Prosessin osa	
Ilmastusallas	Kiintoaine
Lähtevä vesi	Nitraattityppi
Lähtevä vesi	Kiintoaine

Malleissa kalibroidut parametrit olivat tulevan veden osalta ammoniumtyypen osuus kokonaistypestä ja RBCOD. Klaukkalassa muutettiin myös tulevan veden tyyppipitoisuutta kalibroinnin perusteella, sillä käyttötarkkailun näytteenotossa tulevan veden tyyppipitoisuus vaihteli paljon (21-73 mg/l) eri mittauskertojen välillä. Koko mallia koskevat kalibroidut parametrit olivat ammoniumtyyppiä hapettavien bakteerien (ammonium oxidizing bacteria, AOB) ja nitriittiä hapettavien bakteerien (nitrite oxidizing bacteria, NOB) kasvunopeudet. Kalibroinnin perusteella malleissa muutettiin jälkiselkeytysaltaan syöttökorkeutta ja Hermanninsaarella lisäksi jälkiselkeytysaltaan pinta-alaa ja korkeutta, jotta suurilla tulovirtaamilla lähtevän veden kiintoainepitoisuus ei nousisi liikaa. Malleissa havaittiin, että oletuslämpötilaa (20°C) matalampia lämpötiloja käytettäessä nitrifikaatio heikentyi liikaa, mitä korjattiin nostamalla AOB:ien ja NOB:ien kasvunopeuksia. Malleissa käytetyt heterotrofisten ja nitrifioivien bakteerien kineettiset parametrit on esitetty Liitteessä 1.

Kalibrointi- ja validointijaksot on esitetty Taulukossa 19. Kolmen kuukauden jaksolla käytettiin päiväkohtaisia tietoja ja simuloinnissa tulokset laskettiin 24 tunnin välein. Viiden päivän jaksolla käytettiin tuntikohtaisia tietoja ja simuloinnissa tulokset laskettiin tunnin välein. Talven kolmen kuukauden kalibrointijaksoja lyhennettiin Hermanninsaarella 83 päivään ja Klaukkalassa 86 päivään, jotta tulovirtaaman nopea nousu jakson lopussa ei aiheuttaisi malleissa ongelmia nitraatti- ja ammoniumtyyppipitoisuuden laskennassa.

Taulukko 19. Mallinnuksessa käytetyt kalibrointi- ja validointijaksot.

	Hermanninsaari	Klaukkala
Kalibrointijaksot		
Talvi 3 kk	1.1.-24.3.2015	1.1.-26.3.2015
Kesä 3 kk	1.7.-31.9.2015	1.6.-31.8.2015
Talvi 5 pv	3.1.-7.1.2015	6.1.-10.1.2015
Kesä 5 pv	17.7.-21.7.2015	23.7.-27.7.2015
Validointijaksot		
Talvi 3 kk	1.1.-31.3.2016	1.1.-31.3.2016
Kesä 3 kk	1.7.-31.9.2016	1.6.-31.8.2016
Talvi 5 pv	3.1.-7.1.2016	6.1.-10.1.2016
Kesä 5 pv	19.7.-23.7.2016	26.8.-30.8.2016

4.3.2 Hermanninsaaren mallin kalibroiminen ja validoiminen

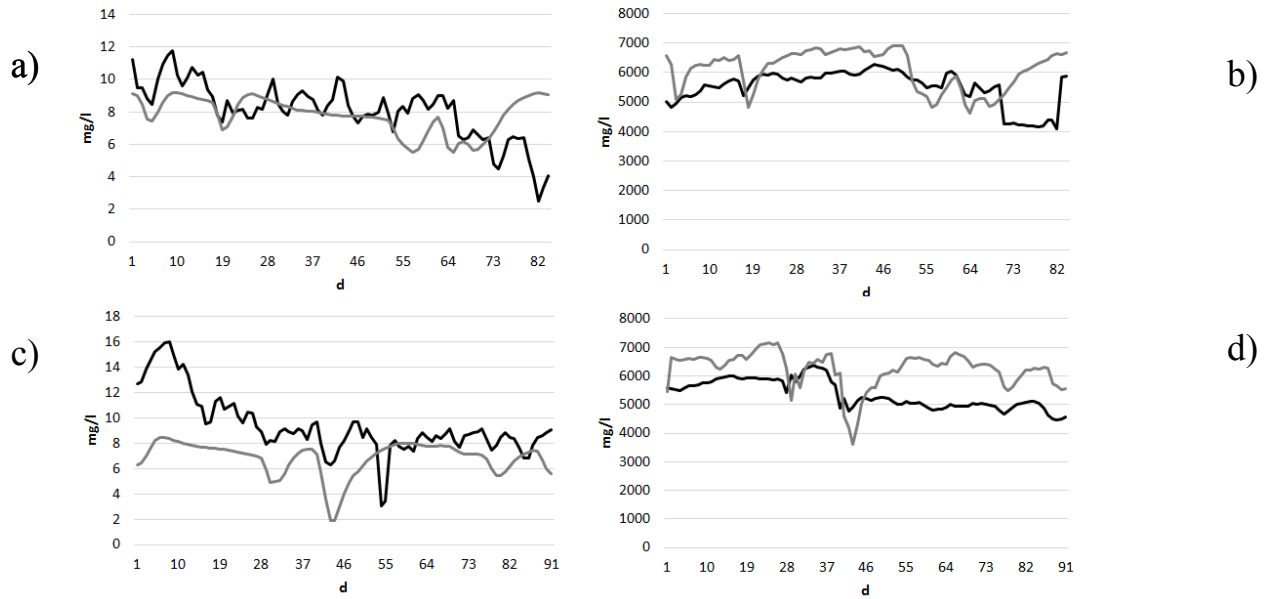
Hermanninsaaren kalibrointi- ja validointijaksojen lähtötietojen keskiarvoja on esitetty Taulukossa 20 ja kalibrointi- ja validointijaksojen lähtevän veden nitraattityypen ja ilmastusaltaan kiintoaineen tulokset on esitetty Kuvissa 21-24. Lähtevän veden ammoniumtyypen ja kiintoaineen tulokset ovat Liitteessä 2. Viiden päivän malleissa on toteutuneen ilmastusaltaan kiintoaineen pitoisuutena käytetty päivätason tietoja.

Taulukko 20. Hermanninsaaren kolmen kuukauden kalibrointi- ja validointijakson tietoja (jakson keskiarvo).

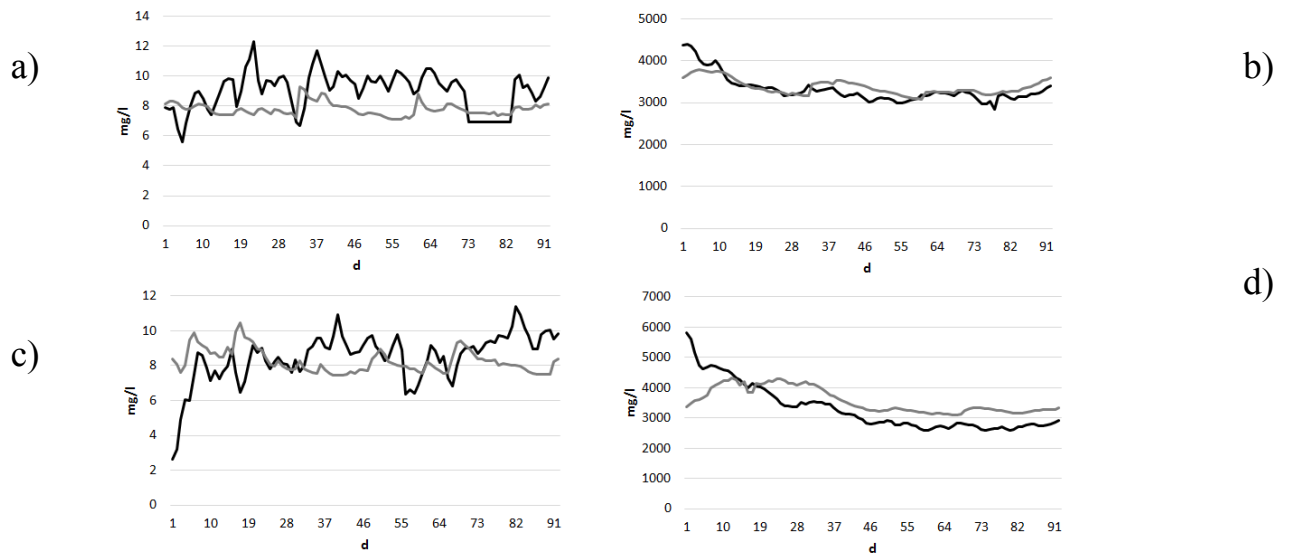
	Kalibrointi		Validointi	
	Talvi	Kesä	Talvi	Kesä
Tuleva vesi				
Virtaama (m ³ /d)	14 817	9602	13 609	10 225
Lämpötila (°C)	9,6	18	9,8	17
COD (mg/l)	574	587	658	630
Typpi (mg/l)	45	55	45	55
Lieteikä (d)	16	9	15	10

Mallin antama tulos vastaa hyvin toteutunutta ja viiden päivän jaksolla malli ennustaa hyvin nitraattityypen päivävaihtelua. Lähtevän kiintoaineen toteutunutta korkeampi pitoisuus selittyy osittain sillä, että malleissa ei ole polymeerinsyöttöä, joka parantaisi kiintoaineen poistoa.

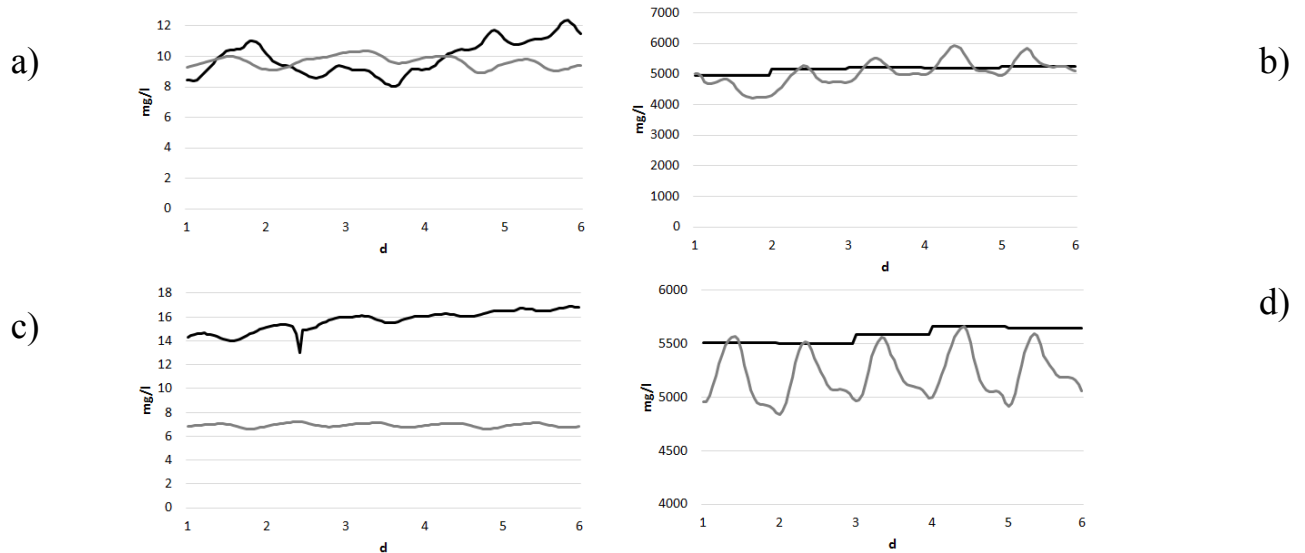
Koska malleissa käytettiin kolmen kuukauden jaksolla vakiona pysyviä COD:n ja typen pitoisuuksia tulevassa vedessä, mallin laskema lähtevän veden nitraatti- ja ammoniumtyypen pitoisuus vaihtelee tulovirtaaman mukaan voimakkaammin kuin todellisuudessa. Kun tulovirtaama kasvaa, myös mallin laskema RBCOD:n osuus kasvaa, mikä suosii hiiltä ravintonaan käyttävien heterotrofisten bakteerien kasvua. Tällöin nitrifikaatiosta vastaavien autotrofisten bakteerien kasvu puolestaan hidastuu ja nitrifikaatio heikkenee, mikä näkyy piikkeinä lähtevän veden ammoniumtyypipitoisuuksissa. Mallin laskema lähtevän veden nitraattipitoisuus on siksi sekä kesän että talven jaksolla noin 1 mg/l pienempi kuin toteutunut.



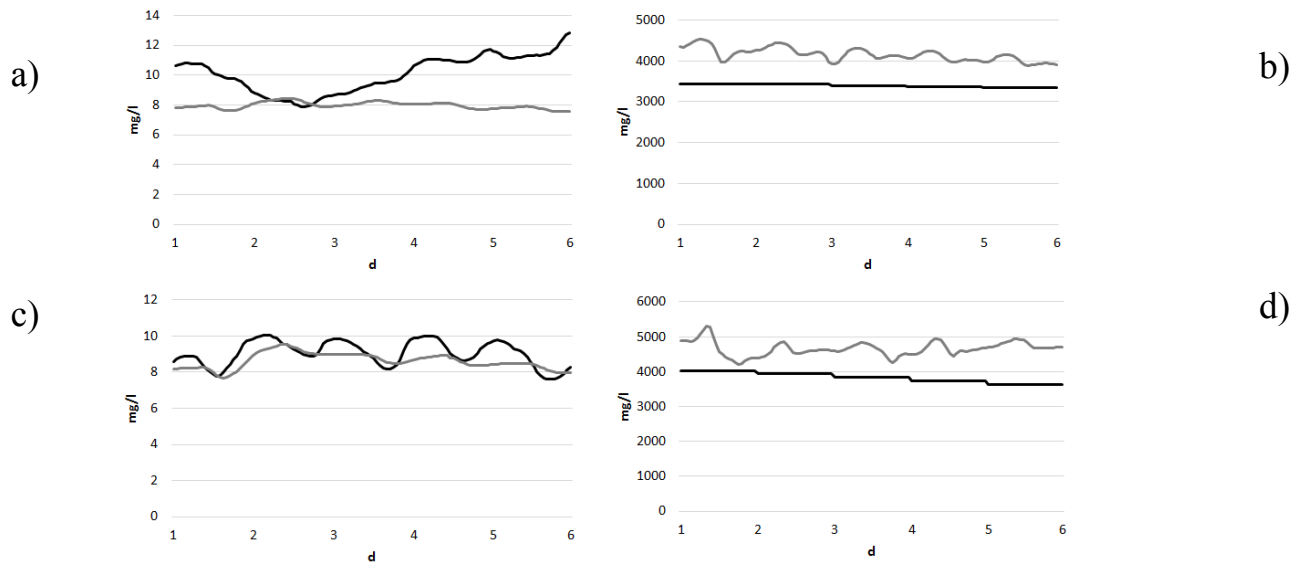
Kuva 21. Hermanninsaaren talven kolmen kuukauden kalibrointi- ja validointijakson mallinnetut (harmaa) ja mitatut (musta) tulokset: kalibrointijakson lähtevän veden nitraattityppi (a), ilmastusaltaan kiintoaine (b), validointijakson lähtevän veden nitraattityppi (c) ja ilmastusaltaan kiintoaine (d).



Kuva 22. Hermanninsaaren kesän kolmen kuukauden kalibrointi- ja validointijakson mallinnetut (harmaa) ja mitatut (musta) tulokset: kalibrointijakson lähtevän veden nitraattityppi (a), ilmastusaltaan kiintoaine (b), validointijakson lähtevän veden nitraattityppi (c) ja ilmastusaltaan kiintoaine (d).



Kuva 23. Hermanninsaaren talven viiden päivän kalibrointi- ja validointijakson mallinnetut (harmaa) ja mitatut (musta) tulokset: kalibrointijakson lähtevän veden nitraattityppi (a), ilmastusaltaan kiintoaine (b), validointijakson lähtevän veden nitraattityppi (c) ja ilmastusaltaan kiintoaine (d).



Kuva 24. Hermanninsaaren kesän viiden päivän kalibrointi- ja validointijakson mallinnetut (harmaa) ja mitatut (musta) tulokset: kalibrointijakson lähtevän veden nitraattityppi (a), ilmastusaltaan kiintoaine (b), validointijakson lähtevän veden nitraattityppi (c) ja ilmastusaltaan kiintoaine (d).

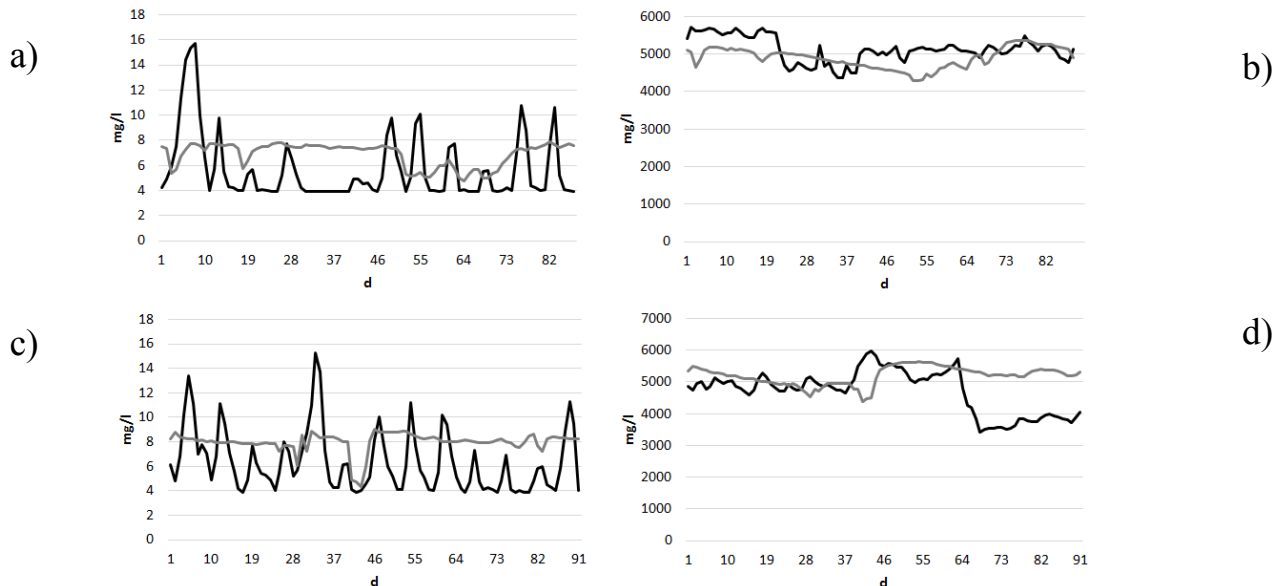
4.3.3 Klaukkalan mallin kalibroiminen ja validoiminen

Klaukkalan kalibrointi- ja validointijaksojen lähtötietojen keskiarvoja on esitetty Taulukossa 21 ja kalibrointi- ja validointijaksojen lähtevän veden nitraattitypen ja ilmastusaltaan kiintoaineen tulokset on esitetty Kuvissa 25-28. Lähtevän veden ammoniumtypen ja kiintoaineen tulokset ovat Liitteessä 2.

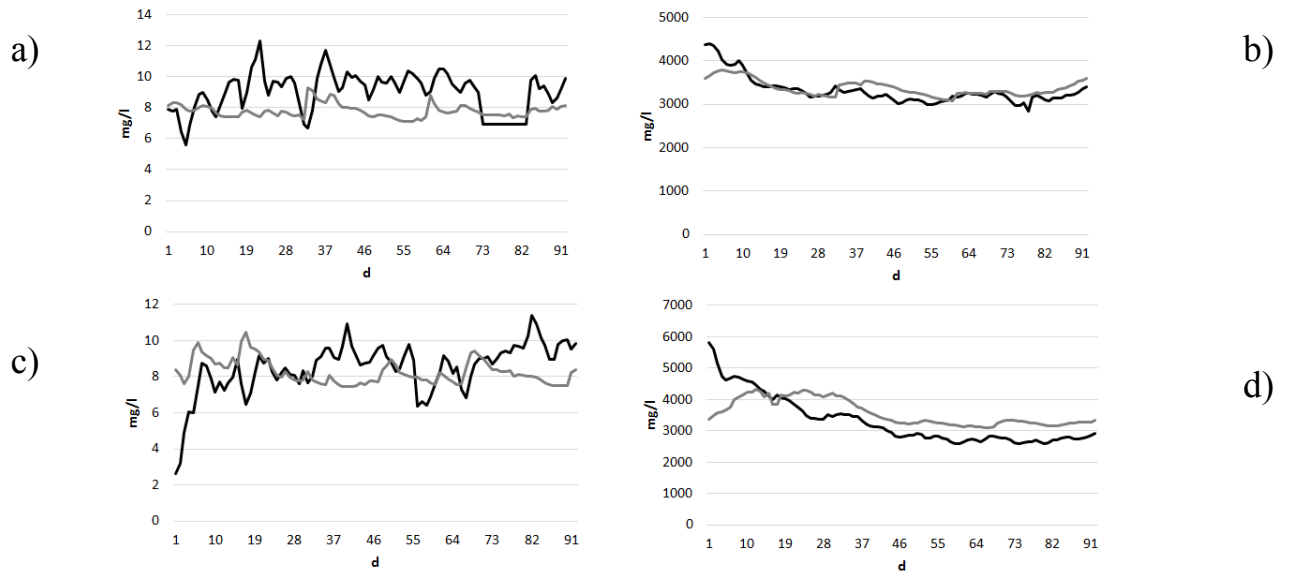
Taulukko 21. Klaukkalan kolmen kuukauden kalibrointi- ja validointijaksojen tietoja (jakson keskiarvo).

	Kalibrointi		Validointi	
	Talvi	Kesä	Talvi	Kesä
Tuleva vesi				
Virtaama (m ³ /d)	7698	5351	6439	5352
Lämpötila (°C)	9,3	17	9,8	15
COD (mg/l)	480	800	640	800
Typpi (mg/l)	40	40	45	40
Lieteikä (d)	12	11	11	11

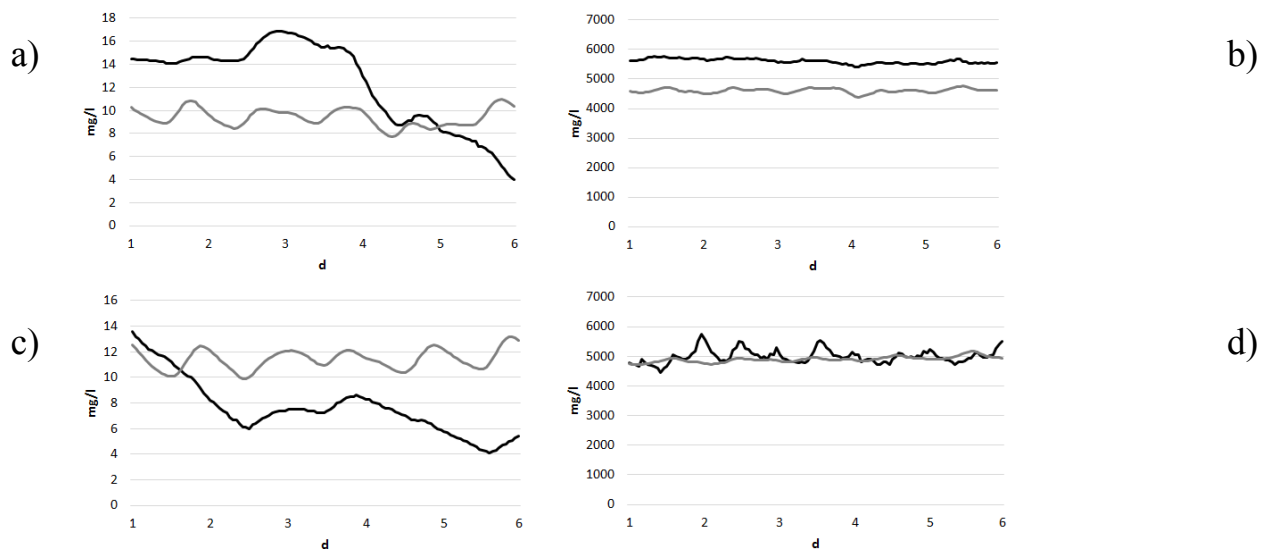
Tulosten perusteella mallin antamat tulokset vastaavat hyvin mitattuja arvoja etenkin kiintoaineen osalta. Kuten Hermanninsaaren mallissa, myös Klaukkassa tulovirtaaman äkilliset nousut näkyvät piikkeinä lähtevän veden ammoniumtyppipitoisuudessa. Klaukkalan mallissa lähtevän veden nitraattityppipitoisuus on mallissa noin 1-2 mg/l suurempi kuin mitattu ja mallin lähtevän veden ammoniumtyppipitoisuus on noin 0,2 mg/l suurempi kuin toteutunut.



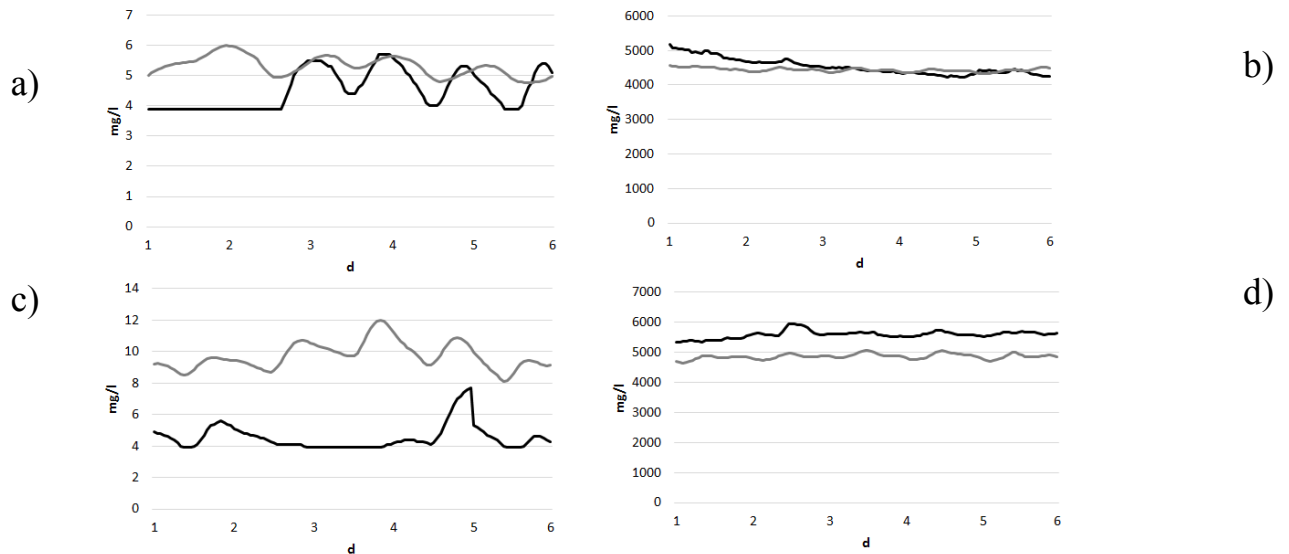
Kuva 25. Klaukkalan talven kolmen kuukauden kalibrointi- ja validointijakson mallinnetut (harmaa) ja mitatut (musta) tulokset: kalibrointijakson lähtevän veden nitraattityppi (a), ilmastusaltaan kiintoaine (b), validointijakson lähtevän veden nitraattityppi (c) ja ilmastusaltaan kiintoaine (d).



Kuva 26. Klaukkalan kesän kolmen kuukauden kalibrointi- ja validointijakson mallinnetut (harmaa) ja mitatut (musta) tulokset: kalibrointijakson lähtevän veden nitraattityppi (a), ilmastusaltaan kiintoaine (b), validointijakson lähtevän veden nitraattityppi (c) ja ilmastusaltaan kiintoaine (d).



Kuva 27. Klaukkalan talven viiden päivän kalibrointi- ja validointijakson mallinnetut (harmaa) ja mitatut (musta) tulokset: kalibrointijakson lähtevän veden nitraattityppi (a), ilmastusaltaan kiintoaine (b), validointijakson lähtevän veden nitraattityppi (c) ja ilmastusaltaan kiintoaine (d).



Kuva 28. Klaukkalan kesän viiden päivän kalibrointi- ja validointijakson mallinnetut (harmaa) ja mitatut (musta) tulokset: kalibrointijakson lähtevän veden nitraattityppi (a), ilmastusaltaan kiintoaine (b), validointijakson lähtevän veden nitraattityppi (c) ja ilmastusaltaan kiintoaine (d).

4.4 Energiankulutus

4.4.1 Ilmastusenergiankulutuksen laskenta

Mallien ilmastusenergiankulutuksen laskennassa käytettiin BSM:n kaavaa ja energiankulutus ilmastetuissa altaissa laskettiin seuraavasti:

$$AE = S^{sat} * (V_1 * K_{La1} + V_2 * K_{La2} + \dots + V_n * K_{La_n}) / (1,8 * 1000)$$

jossa

S^{sat} = saturaatiokonsentraatio

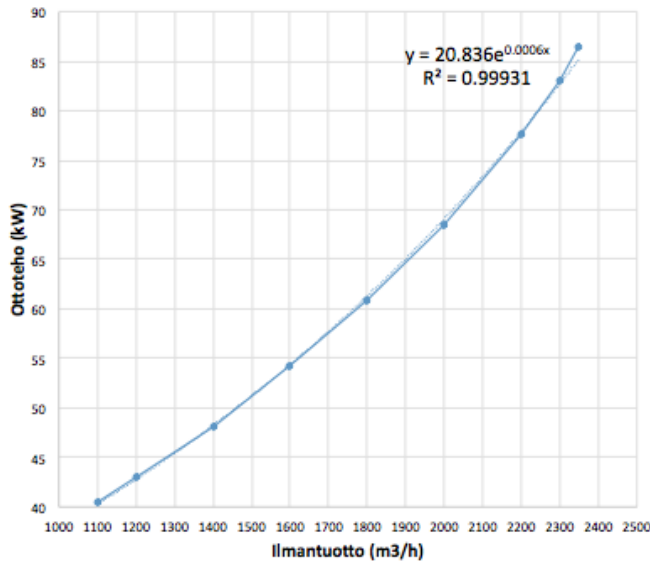
V = ilmastetun lohkon tilavuus

K_{La} = hapensiirtovakio

Saturaatiokonsentraation arvona käytettiin kesällä 9,8 mg/l (lämpötilalle 16 °C) ja talvella 11,3 mg/l (lämpötilalle 9 °C) (Jeppson 2005). Sumo laskee hapensiirtovakion arvon käyttäen muun muassa mallissa annettua lämpötilaa. Koska Klaukkalasta oli saatavilla mittaustietoja ilmastuksessa syötetyistä ilmamääristä, mallissa ilmastusaltaan parametreista säädettiin ilmastimien likaantumiskerrointa (diffuser fouling factor) ja ilmansyöttöön vaikuttavaa SSOTE:n (specific standard oxygen transfer efficiency) arvoa siten, että mallin ilmantuotto saatiin paremmin vastaamaan mittaustuloksia.

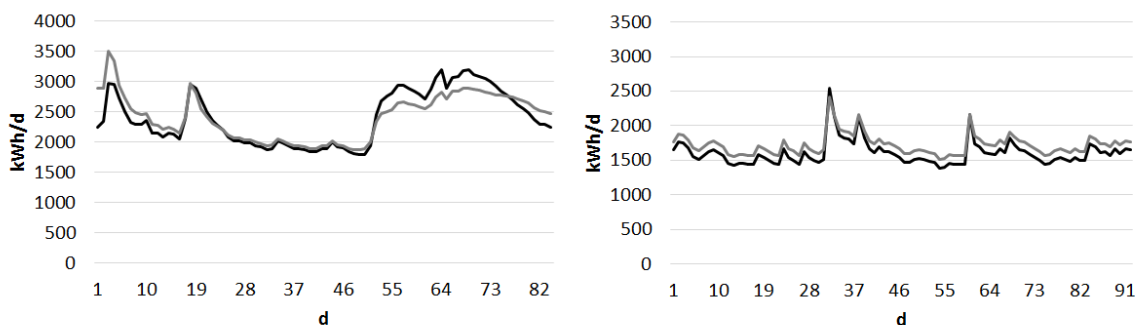
Hermanninsaaresta ei ole saatavilla mittaustietoa syötetyn ilmastusilman määrästä, joten ilmastuksen energiankulutusta arvioitiin BSM:n kaavan lisäksi kompressorin tuottokäyrän antaman ottotehon avulla. Ilmastusilman tuottamiseen vaadittu ottoteho laskettiin laatimalla kuvaaja Hermanninsaaresta käytössä olevan ilmastuskompressorin (Abs HST 2500 Turbocompressor) kompressorikäyrän tietojen perusteella ja viemällä käyrän kuvaajalle sovitetun suoran kaava Sumoon (Kuva 29). Ilmantuoton laskennan lähtötietoina käytettiin dynaamista vastapainetta ja lämpötilaa. Lämpötilan vaihtelut vaikuttavat tuotettuun ilmamäärään, mutta koska vaikutukset olivat pieniä, käytettiin laskennassa vakiolämpötilaa (0 °C). Malleissa ilmantuotto laskettiin erikseen jokaisessa

ilmastusaltaassa ja energiankulutus (kWh/d) laskettiin ilmastusaltaiden yhteenlasketun ilmamäärän perusteella.



Kuva 29. Hermanninsaaren ilmastuskompressorin ottotehon kuvaaja ilmantuoton funktiona.

Hermanninsaaren BSM:n kaavalla ja kompressorikäyrän avulla saatu ilmastusenergiankulutus on esitetty Kuvassa 30. BSM:n kaavalla laskettu ilmastusenergiankulutuksen päiväkeskiarvo on kesän jaksolla 7 % suurempi ja talven jaksolla 6 % suurempi kuin kompressorikäyrän avulla laskettu. Laskutavat siis vastaavat toisiaan hyvin.



Kuva 30. Hermanninsaaren energiankulutus kolmen kuukauden malleissa (BSM harmaalla, kompressorikäyrän avulla laskettu mustalla). Vasemmalla talven ja oikealla kesän malli.

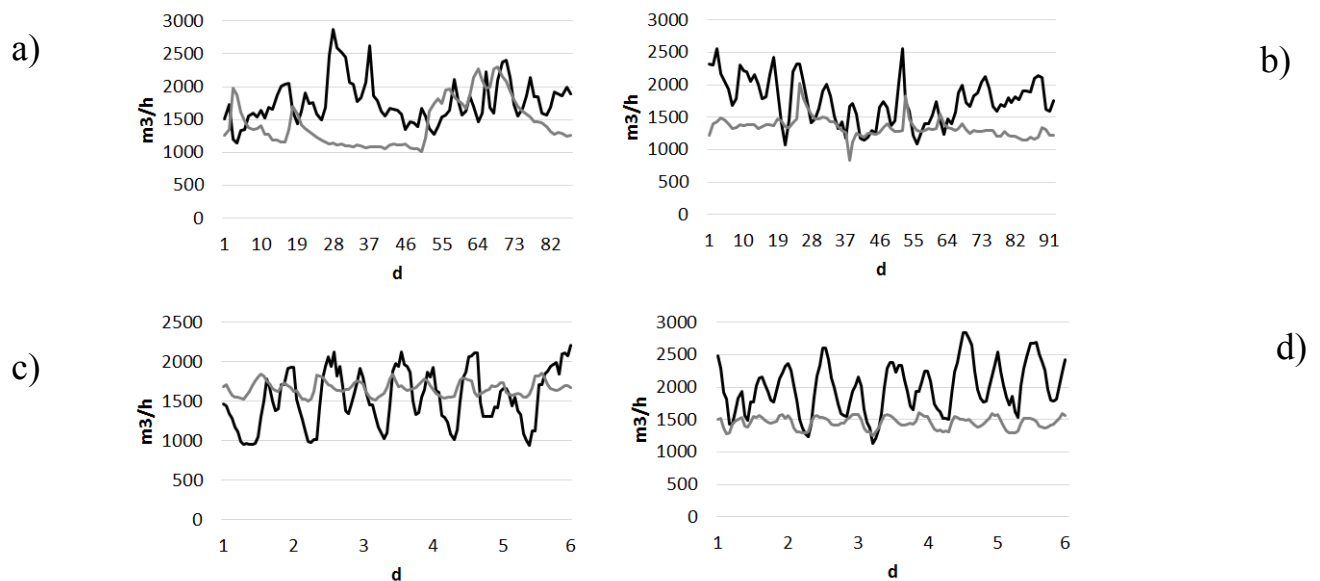
Jos oletetaan, että ilmastuksen osuus on noin 50 % kokonaissähkökulutuksesta, Hermanninsaaren päivittäinen ilmastusenergiankulutus vuonna 2015 olisi 1812 kWh/d ja 2141 kWh/d vuonna 2016. Taulukossa 22 on esitetty eri tavoin laskettu ilmastuksen päivittäinen energiankulutus. BSM:n ja kompressorikäyrän antamat arvot on laskettu keskiarvona talvi- ja kesäjakson energiankulutuksesta ja arvio toteutuneesta on laskettu keskiarvona vuosien 2015 ja 2016 sähkökulutustiedoista 50 % oletuksen perusteella. Mallin laskema ilmastusenergiankulutus on oletettavasti kesällä hiukan pienempi ja talvella hiukan suurempi kuin toteutunut, koska mallissa lohkot 4 ja 5 ovat kesällä

jatkuvasti pois päältä ja talvella ne taas ovat jatkuvasti päällä. Todellisuudessa lohkojen 4 ja 5 ilmastuksen päälle- ja poiskytkemisessä on myös tunnin viive.

Taulukko 22. Hermanninsaaren ilmastusenergiankulutuksen laskennan vertailu.

	Energiankulutus (kWh/d)
BSM	2070
Mallinnettu kompressorikäyrä	2008
Arvio toteutuneesta	1977

Klaukkalasta oli saatavilla mitatut ilmastusilmamäärät tuntikeskiarvona (m^3/h) ja Kuvassa 31 on esitetty Klaukkalan mitattu ja mallinnettu ilmastusaltaiden kokonaisilmansyöttö talven ja kesän malleissa. Kolmen kuukauden mallissa ilmansyöttö mukaillee tulovirtaamaa: suurilla virtaamilla myös ilmansyöttö kasvaa. Malli noudattaa melko hyvin toteutunutta ilmansyöttöä viiden päivän tuntitason tiedoilla, joissa on käytössä vaihteleva tulokuorma. Kolmen kuukauden päivätason tietoja käyttävissä malleissa kaikki mitatun ilmansyötön vaihtelut eivät näy. Osa tulovirtaamasta riippumattomista ilmansyötön piikeistä johtunee Altiasta tulevasta tavallista suuremmasta kuormasta tai viemäriverkostosta sateiden mukana huuhtoutuvasta kiintoaineesta. Altiasta tulevasta jätevedestä otettiin vuoden 2015 tammi-maaliskuussa 26 näytettä, joiden perusteella ainakin osa talvijakson ilmansyötön piikeistä voisi selittyä Altian kuormalla.



Kuva 31. Klaukkalan mitatut (musta) ja mallinnetut (harmaa) ilmastusilmamäärät: kolmen kuukauden jaksolla a) talvella, b) kesällä ja viiden päivän jaksolla c) talvella ja d) kesällä.

Klaukkalassa BSM:n kaavalla laskettu ilmastuksen energiankulutus on talven kolmen kuukauden jaksolla 805 kWh/d ja kesällä 662 kWh/d. Jos ilmastusenergiakulutuksen arviona käytetään $0,025 \text{ kWh}/\text{m}^3$, keskimääräiseksi ilmastusenergiakulutukseksi saadaan vuosina 2015 ja 2016 mitatun ilmansyötön perusteella noin 400 000 kWh/a eli 1096 kWh/d, mikä vastaa noin 22 % sekä vuoden 2015 että vuoden 2016 kokonaisenergiakulutuksesta. Käyttöpäällikkö Matias Niemen arvion mukaan

ilmastuksen osuus kokonaisenergiankulutuksesta on noin 40 %, joten toteutunut kulutus on todennäköisesti noin puolet arviota suurempi.

4.4.2 Pumppausenergiankulutuksen laskenta

Pumppausenergiankulutuksen laskentaan sovellettiin BSM:n kaavaa, jossa pumppausten energiankulutus lasketaan painottamalla pumpattua virtaamaa tietyillä kertoimilla (Taulukko 23). Hermanninsaarella on käytössä taajuusmuuttajat seka-, kierrätys- ja palautuslietepumpuissa ja Klaukkalassa kierrätys- ja palautuslietepumpuissa. Taajuusmuuttajia käytettäessä ottotehoa ei voida laskea nimellisvirran ja -jännitteen perusteella, sillä virta ja jännite muuttuvat jatkuvasti (Grundfos 2018). Lisäksi usean pumpun systeemissä tehontarve on pienempi kuin yksittäisillä pumpuilla.

Taulukko 23. Malleissa käytetyt pumppausenergiankulutuksen kertoimet.

	kWh/m ³
Sekaliete	0,075
Ylijäämäliete	0,004
Palautusliete	0,008

Ilman taajuusmuuttajaa toimivan pumpun ottoteho voidaan laskea seuraavasti (Grundfos 2018):

$$Ottoteho = \sqrt{3} * U * I * \cos \varphi$$

jossa

U = verkkojännite

I = verkkovirta

$\cos \varphi = 0,83$

Näin laskettuna esimerkiksi Hermanninsaaren ylijäämälietepumppujen ottotehoksi saadaan 4,95 kW, ja virtaaman perusteella energiankulutuskertoimeksi saadaan kesän kalibrintijaksolla 0,003 kWh/m³ ja talvella 0,0028 kWh/m³. Toteutunut pumppausten energiankulutus on todennäköisesti suurempi kuin BSM:n kaavoilla laskettu. Ero johtuu BSM:n mallilaitoksen tehokkaiksi oletetuista pumpuista ja tutkittuja laitoksia suuremmasta tulovirtaamasta (noin 20 648 m³/d), jolloin myös pumpattavien lietteiden virtaamat ovat suurempia. BSM:n kertoimet ovat kuitenkin oikeassa suhteessa: sekalietteen pumppaus kuluttaa eniten energiaa lietteen korkean kiintoainepitoisuuden vuoksi, kun taas kierrätyslietteen pumppauksen energiankulutus voidaan olettaa pieneksi.

4.5 Tarkasteltujen menetelmien tulokset

4.5.1 Ilmansyötön ohjaus ammoniumtyypipitoisuuden perusteella

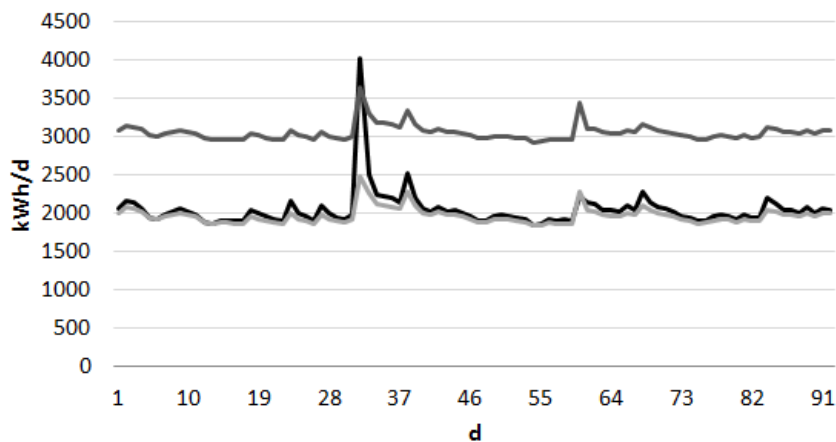
Ammoniumtyypipitoisuuteen perustuvassa ohjauksessa (NH₄-N-kaskadiohjaus) ilmastusilman syöttöä ohjataan tulevan ammoniumtyypikuorman mukaan siten, että nitrifikaatiota tehostetaan, kun tuleva ammoniumtyypikuorma on suuri sen sijaan, että tavoitehappipitoisuus säilyisi jatkuvasti samana. Siten puhdistusteho paranee ja ilmastusenergiankulutus laskee. Mallissa toteutettu NH₄-N-kaskadiohjaus on yksinkertaistettu versio Hermanninsaarella käytössä olevasta ammoniumtyypipitoisuuteen perustuvasta ilmastuksen ohjauksesta.

NH₄-N-kaskadiohjausta varten malliin luotiin liukoisen hapen tavoitearvoa ohjaava funktio, joka säätelee ilmastuksen ohjausta kuudennesta lohkokosta mitatun ammoniumtyyppipitoisuuden perusteella. Lohkot 6 ja 7 ovat jatkuvasti ilmastettuja ja lohkot 4 ja 5 ovat anoksisia, kun mitattu ammoniumtyyppipitoisuus jää alle 6,5 mg/l. Kun ammoniumtyyppipitoisuus ylittää 6,5 mg/l, lohkot 4 ja 5 ilmastetaan ja ilmansyöttöä ohjataan funktion laskeman tavoitehappipitoisuuden perusteella. Jos funktion laskema hapen tavoitearvo on suurempi kuin 3 mg/l, tavoitearvoksi asetetaan 3 mg/l ja jos laskettu arvo on pienempi kuin 1,5 mg/l, tavoitearvoksi asetetaan 1,5 mg/l. Taulukossa 24 on esitetty laskennassa käytettyjä ohjausarvoja.

Taulukko 24. NH₄-N-kaskadiohjauksessa käytettyjä arvoja.

	mg/l
Suurin sallittu happipitoisuus	1,5
Pienin sallittu happipitoisuus	3
Ammoniumtyyppiraja (lohkot 4 ja 5)	6,5

Ohjausta testattiin sekä Hermanninsaaren kolmen kuukauden että viiden päivän kesämallilla ja ohjausta verrattiin tilanteeseen, jossa ilmansyöttöä ohjataan tavoitehappipitoisuuden (2 mg/l) perusteella. Vertailukohtana on tilanne, jossa lohkot 4, 5, 6 ja 7 ovat jatkuvasti ilmastettuja ja tilanne, jossa lohkot 4 ja 5 ovat anoksisia ja lohkot 6 ja 7 ilmastettuja. Ohjaustapojen vaikutus ilmastuksen energiankulutukseen on esitetty Kuvassa 32 ja vaikutukset lähtevän veden kokonaistyyppipitoisuuteen ja ilmastuksen energiankulutukseen Taulukossa 25.



Kuva 32. Ilmastuksen ohjaustapojen vaikutus energiankulutukseen. NH₄-N-kaskadiohjaus mustalla, lohkot 4 ja 5 anoksisina vaaleanharmaalla ja lohkot 4 ja 5 ilmastettuina tummanharmaalla.

Kuvassa näkyvä piikki energiankulutuksessa johtuu siitä, että tulovirtaama on kasvanut nopeasti kaksinkertaiseksi, jolloin NH₄-N-kaskadiohjaus kytkee lohkojen 4 ja 5 ilmastuksen päälle. Todellisuudessa muutos ei kuitenkaan ole yhtä nopea, koska lohkojen 4 ja 5 ilmastuksen päälle- ja poiskeytytyksessä on noin 15 minuutin viive.

Taulukko 25. NH₄-N-ohjauksen vaikutukset lähtevään veteen ja ilmastuksen energiankulutukseen.

	Lähtevän veden kokonaistyyppi (mg/l)	Ilmastuksen energiankulutus (kWh/d)
	Muutos (%)	Muutos (%)
Kun lohkot 4 ja 5 ilmastettuja	0	-8 – -33
Kun lohkot 4 ja 5 anoksisia	-2 – -8	+4

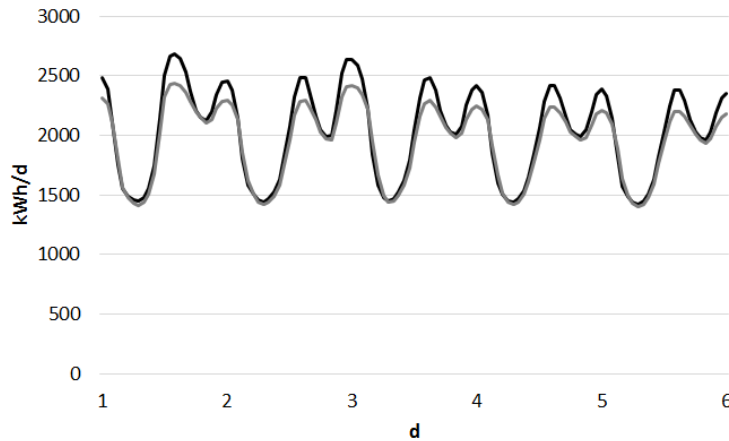
Kun lohkot 4 ja 5 ovat anoksisia, NH₄-N-kaskadiohjauksella saadaan parannettua lähtevän veden laatua: kokonaistypen pitoisuus kolmen kuukauden mallissa pienenee noin 2 %. Viiden päivän mallissa ero on 8 %, mikä vastannee paremmin todellista tilannetta, sillä päivätason mallissa on huomioitu tulevan veden kuorman vaihtelu. Kolmen kuukauden mallissa NH₄-N-kaskadiohjauksella ilmastuksen energiankulutus on jopa 33 % pienempi kuin jos lohkot 4 ja 5 olisivat jatkuvasti ilmastettuina. Viiden päivän mallissa säästö on 8 %. Koska lohkot 4 ja 5 eivät todellisuudessa ole jatkuvasti ilmastettuja, voidaan olettaa, että Åmandin ja Carlssonin (2013) arvioima 10-15 % säästö on realistinen. NH₄-N-kaskadiohjauksella saadut säästöt ilmastusenergiankulutuksessa ovat suurimmillaan silloin, kun koko ilmastustilavuus on käytössä eli kylmään aikaan. Säästöä optimoimalla saadaan myös typenpoistoa edelleen parannettua.

Turun Kakolanmäen jätevedenpuhdistamolla on ollut käytössä samanlainen ammoniumtyyppipitoisuuteen perustuva ilmastusilmansyötön ohjaus vuodesta 2017 lähtien kaikilla neljällä ilmastuslinjalla. Seurantajaksolla 1.12.2014-1.2.2016 järjestelmää kokeiltiin linjalla 1 ja linja 2 toimi referenssinä. Virtaamat olivat molemmilla linjoilla suunnilleen samansuuruiset. Ilmankulutus oli seurantajakson alussa suurempi linjalla 1, kun taas seurantajakson loppupuolella ilmankulutus laski ja vastasi suunnilleen linjan 2 kulutusta syksystä 2015 alkaen. Typenpoisto puolestaan tehostui linjalla 1 verrattuna linjaan 2 kesästä 2015 alkaen ja parhaimmillaan typenpoiston teho oli lähes puolet suurempi kuin referenssilinjalla. (Tuomi 2017.)

4.5.2 Esiselkeytyksen ohituksen säätely

Esiselkeytyksen ohituksen säätelyn vaikutusta ilmastusenergiankulutukseen tutkittiin Hermanninsaaren viiden päivän kesän mallilla. Tavallisesti esiselkeytyksen ohitus ei vaihtele tuntikohtaisesti, vaan vakiomäärä vettä ohittaa esiselkeytyksen. Renkonen (2014) tutki diplomityössään esiselkeytyksen ohituksen vaikutusta puhdistustulokseen mallintamalla Hermanninsaaren ilmastusprosessia Activated Sludge Model 4.0 -ohjelmalla ja totesi, että Hermanninsaaren ilmastusaltaan suuren kapasiteetin takia typenpoisto ei heikkenny, vaikka esiselkeytyksestä poistettaisiin enemmän kiintoainetta, joten aktiivilieteprosessin rajoittava tekijä ei ole ilmastusaltaalle johdettavan hiililähteen määrä. Kun suurempi osa kiintoaineesta poistetaan esiselkeytyksessä suuren tulokuorman aikaan, biologinen prosessi kuormittuu vähemmän ja bakteereille riittää silti tarpeeksi ravintoa, jotta typenpoisto ei heikkene.

Mallin testijaksolla vakio-ohituksessa 73 % tulevasta vedestä ohittaa esiselkeytyksen ja ohjataan suoraan ilmastukseen. Vaihtoehtoisessa ohjaustavassa esiselkeytyksen ohitusta pienennettiin tulevan veden virtaamapiikkien aikaan päivisin 60 %:iin. Ohjaustapojen vaikutus ilmastuksen energiankulutukseen on esitetty Kuvassa 33.



Kuva 33. Esiselkeytyksen ohituksen säätelyn vaikutus ilmastuksen energiankulutukseen. Vakio-ohitus mustalla ja vaihteleva ohitus harmaalla.

Esiselkeytyksen ohituksen säätelyn vaikutus lähtevän veden kiintoaineen ja kokonaistypen pitoisuuksiin ja ilmastuksen energiankulutukseen viiden päivän jaksolla on esitetty Taulukossa 26. Lähtevän veden kokonaistypen ja kiintoaineen pitoisuudet ovat hiukan pienemmät kuin vakio-ohituksessa ja ilmastusenergiankulutus vähentyisi noin 3,6 %. Lähtevän veden kiintoainepitoisuus todennäköisesti pienenesi enemmän kuin mallissa, jossa jälkiselkeytysallas on todellista suurempi. Raakasekalietteen määrä jaksolla kasvaa noin 24 m³/d, mikä puolestaan lisää tarvetta lietteen varastointikapasiteetille.

Taulukko 26. Esiselkeytyksen ohituksen säätelyn vaikutus lähtevän veden laatuun ja ilmastuksen energiankulutukseen.

Lähtevä vesi (mg/l)	Muutos %	Ilmastusenergia (kWh/d)	Muutos %
Kiintoaine	-1		-3,6
Kokonaistyyppi	-3		

4.5.3 Lieteiän säätely

Klaukkalan puhdistamolla lieteikä on tavallisesti noin 11 päivää. Kesän kolmen kuukauden mallilla tutkittiin, miten lieteiän lyhentäminen toteutunutta lämpötilaa paremmin vastaavaan 8 päivään vaikuttaa ilmastuksen ja pumppausten energiankulutukseen sekä lähtevän veden laatuun. Lieteikä lämpötilassa 17 °C arvioitiin seuraavalla kaavalla (Degremont 1991):

$$\text{Lieteikä} = 6.5 \times 0.914^{T-20}$$

jossa

T = lämpötila

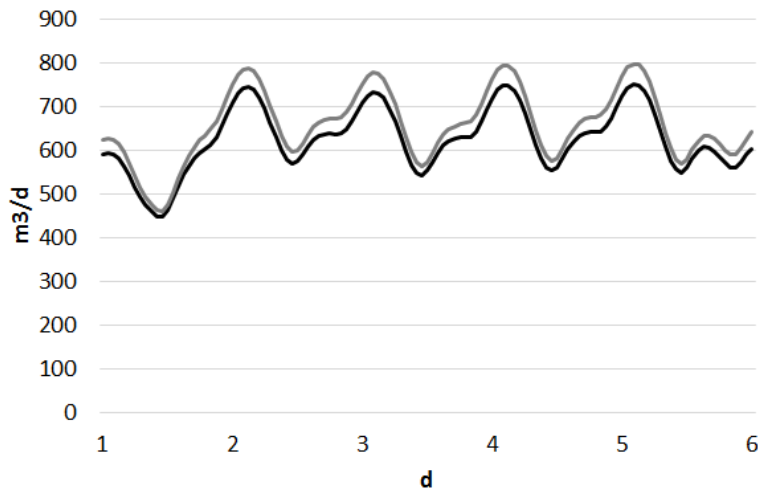
Lieteiän lyhentämisen vaikutukset lähtevän veden laatuun ja ilmastuksen ja pumppausten energiankulutukseen on esitetty Taulukossa 27. Lyhyempi lieteikä vähentää ilmastuksen energiankulutusta ja lähtevän veden laatu ei myöskään heikentyisi, vaan kiintoainetta poistuisi enemmän. Käytännössä pidempi lieteikä saattaa kuitenkin tuottaa paremmin laskeutuvaa lietettä ja parantaa lietteen kuivattavuutta, joten lieteiän muuttamisen vaikutuksia pitäisi tutkia muun muassa seuraamalla lietteen laatua esiselkeytyksessä. Pumppausten energiankulutus kasvaisi noin prosenttia.

Taulukko 27. Lieteiän lyhentämisen vaikutus lähtevän veden laatuun ja energiankulutukseen verrattuna 11 päivän lieteikään.

Lähtevä vesi (mg/l)	Muutos (%)	Energiankulutus (kWh/d)	Muutos (%)
Kiintoaine	-14	Ilmastus	-3
Kokonaistyyppi	-3	Pumppaukset	+1

4.5.4 Metaanintuoton lisääminen

Klaukkalan mädätysmallilla testattiin viiden päivän kesäjaksolla ajotapaa, jossa biokaasuntuotantoa lisättiin poistamalla esiselkeytyksestä enemmän lietettä, kun tulevan veden kuorma kasvaa. Tavallisesti esiselkeytyksen ohitus on noin 20 % tulovirtaamasta. Vaihtoehtoisessa ajotavassa esiselkeytyksen ohitusta vähennettiin 10 %:iin suuremman tulokuorman aikaan päivällä. Ajotavoilla saatu biokaasuntuotto on esitetty Kuvassa 34 ja vaihtelevalla ohituksella saatu muutos biokaasun- ja metaanintuottoon Taulukossa 28.



Kuva 34. Esiselkeytyksen ohituksen säätelyn vaikutus biokaasuntuotantoon (m^3/d). Vakio-ohitus mustalla ja vaihteleva ohitus harmaalla.

Biokaasun metaanintuotto laskettiin käyttäen Klaukkalan vuoden 2016 metaanintuoton keskiarvoa 65 %. Ilmastuksen energiankulutus laskee mallin mukaan 2,3 % viiden päivän jaksolla ja pumppausten energiankulutus puolestaan nousee 4,1 %. Raakasekalietteen määrä kasvaa keskimäärin $34,5 m^3/d$ verrattuna vakio-ohitukseen. Kiintoaineen erottumista ja siten biokaasuntuotantoa voidaan tehostaa lisäämällä saostuskemikaalin syöttöä esiselkeytyksessä, mutta riskinä on, että se vähentäisi denitrifikaatiossa tarvittavan RBCOD:n osuutta niin paljon, että ilmastuksessa tarvittaisi ylimääräistä hiilensyöttöä, mikä lisäisi kustannuksia (Gori ym. 2013).

Taulukko 28. Esiselkeytyksen ohituksen säätelyn vaikutus biokaasun- ja metaanintuottoon.

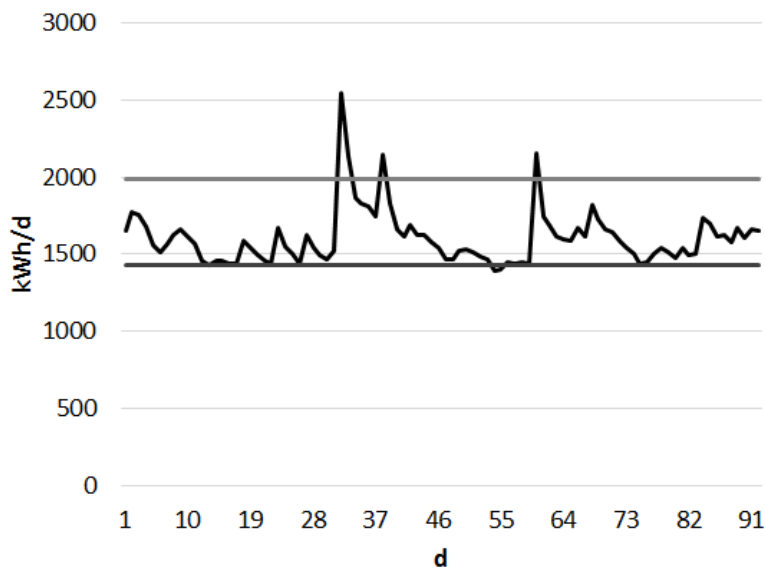
m^3/d	Muutos (%)
Biokaasuntuotto	+5
Metaanintuotto	+4,9

Tuotetun metaanin avulla voidaan tuottaa sähköä noin $15,1 kWh/kg$ (Ekama 2017). Jos metaanin tiheydeksi oletetaan $0,656 kg/m^3$, kuukaudessa teoreettiseksi sähköntuotoksi tulisi $7221 kWh$, joka kattaisi noin 5 % Klaukkalan kesä-elokuussa 2015 toteutuneesta

kuukauden kokonaisenergiankulutuksesta. Metaanintuoton lisääminen nostaisi myös mädätyksen energiankulutusta, joka aiheutuu syötteen pumppaamisesta ja esikäsittelystä, reaktorin sekoituksesta ja lämmityksestä, käsittelyjäännöksen kuivaamisesta, kohdeilmapoistosta ja mahdollisesta rejektiveden käsittelystä (Latvala 2009).

4.5.5 Yli- ja alimitoitettu kompressori

Hermanninsaaren kesän kolmen kuukauden mallilla kokeiltiin, kuinka väärin mitoitettu ilmastuskompressori vaikuttaa ilmastusenergiankulutukseen ja lähtevän veden laatuun. Ylimitoidetun kompressorin tapauksessa ilmastusaltaiissa 6 ja 7 käytettiin jakson suurinta tarvittavaa ilmamäärää ja alimitoitettun kompressorin tapauksessa vastaavasti pienintä ilmamäärää. Vertailukohtana on ilmastuksen ohjaaminen vakiohappipitoisuuden (2 mg/l) perusteella. Ilmastusenergiankulutuksen laskennassa käytettiin ilmansyöttöön perustuvaa kompressorikaavaa. Vaikutukset ilmastusenergiankulutukseen on esitetty Kuvassa 35.



Kuva 35. Yli- ja alimitoitettun kompressorin vaikutus ilmastusenergiankulutukseen. Vakiohappipitoisuuteen perustuva säätö mustalla, alimitoitettu kompressori tummanharmaalla ja ylimitoidettu kompressori vaaleanharmaalla.

Vaikutukset lähtevän veden laatuun ja ilmastusenergiankulutukseen on esitetty Taulukossa 29. Tulosten perusteella ylimitoidettu kompressori lisää ilmastuksen sähkönkulutusta noin 20 % ilman että lähtevän veden laatu paranisi. Jos kompressorin vaihtamisella arvioidaan saatavan vastaavan suuruinen säästö, pitäisi arvio 20-50 % säästöstä paikkansa. Alimitoitettu kompressori puolestaan vähentäisi ilmastusenergiankulutusta 11 %, mutta heikentäisi typenpoistoa etenkin suurilla tulovirtaamilla. Lähtevän veden kiintoaineen pitoisuudessa ero oli alle prosentin.

Taulukko 29. Yli- ja alimitoitettun kompressorin vaikutus ilmastuksen energiankulutukseen ja lähtevän veden laatuun verrattuna vakiohappipitoisuuteen perustuvaan ilmastuksen ohjaukseen.

	Ilmastusenergiankulutus (kWh/d)	Lähtevä vesi (mg/l)	
	Muutos (%)	Kiintoaine Muutos (%)	Kokonaistyyppi Muutos (%)
Ylimitoitettu kompressori	+20	0	0 %
Alimitoitettu kompressori	-11	0	+7 %

4.6 Tulosten analysointi

4.6.1 Energiatehokkuustoimenpiteiden kannattavuus

Taulukossa 30 on esitetty eri menetelmillä saavutettuja säästöjä kilowattitunteina käsiteltyä jätevesikuutiota kohti sekä euroina kuukaudessa ja vuodessa. Kustannussäästö kuukaudessa on ilmoitettu 50 euron tarkkuudella ja vuosikustannusten laskennassa on oletettu, että tulokset on yleistettävissä noin neljän kuukauden jaksolle. Klaukkalassa sähkön hinta on käyttöpäällikkö Matias Niemen arvion mukaan noin 0,12 e/kWh. Hermanninsaarella sähkön kokonaishinta on noin 0,10-0,12 e/kWh ja yöllä (klo 23-7) sähkö on noin 0,5 senttiä halvempaa kuin päivällä. Talvipäivisin sähkön hinta on Hermanninsaarella hiukan tavallista korkeampi, joten talvella säästöä voisi siis kertyä enemmänkin. Koska kesän tarkastelujaksolla sähkön hinta ei kuitenkaan juuri vaihtelee, kustannusten laskennassa on käytetty kiinteää hintaa 0,12 e/kWh.

Taulukko 30. Energiatehokkuutta parantavilla menetelmillä saadut säästöt ilmastusenergiankulutuksessa.

Menetelmä	kWh/m ³	Säästö	
		€/kk	€/vuosi
Ylimitoitettun kompressorin vaihto	0,03	1000	4000
Metaanintuoton lisääminen(*)	–	850	3400
NH ₄ -N-kaskadiohjaus	0,01–0,05	450	1800
Esiselkeytyksen ohituksen säätely	0,008	250	1000
Lieteiän säätely	0,004	50	200

*) sähköntuottopotentiaali

Yli- ja alimitoitettun kompressorin tulokset vahvistavat, että oikein mitoitettu ja säädetty kompressori on yksi merkittävimpiä tekijöitä jätevedenkäsittelyn energiatehokkuuden parantamisessa. Hermanninsaarella käytössä olevia HST-kompressoreita pidetään energiatehokkaimpana kompressorityyppinä. Turbokompressoreiden investointikustannus on korkea, mutta takaisinmaksuaika silti hyvä (Motiva 2017).

Ohjaamalla ilmansyöttöä ammoniumtyppipitoisuuden perusteella voidaan saavuttaa vuositasonlaista kohtuullista säästöä ilmastuksen energiankulutukseen ja samalla parantaa typenpoistoa. Kustannussäästö on tässä laskettu viiden päivän jaksolla saadun energiansäästön perusteella. Ohjaustapa vaatii kuitenkin optimaalisten säätöjen etsimistä kokeilemalla ja vaikutusten näkyminen voi siksi kestää useita kuukausia. Esimerkiksi Kakolanmäen puhdistamolla ilmansyötön tarpeen väheneminen alkoi näkyä noin yhdeksän kuukauden kuluttua ammoniumtyppipitoisuuden perustuvan ilmansyötön ohjauksen käyttöönotosta. Ohjauksen optimoiminen edellyttää myös, että ammoniumtyppipitoisuuden ja liuenneen hapen jatkuvatoimisista mittauksista saadaan

luotettavaa tietoa, joten laitteiden säännöllinen huolto on edellytys myös ilmastuksen optimoinnille.

Ohjaamalla esiselkeytyksen ohitusta voidaan saavuttaa pieniä säästöjä ilmastusenergiankulutuksessa. Hermanninsaaren mallissa havaittiin, että typenpoiston tehokkuus ei heikentyisi, vaikka lietettä poistettaisiin enemmänkin. Mallinnuksen avulla voidaan tutkia myös eri ohitusprosenttien vaikutusta lähtevän veden laatuun. Lisääntynyt tarve lietteen varastoinnille ja jatkokäsittelylle voi aiheuttaa laitoksen kapasiteetista riippuen myös kustannuksia.

Hyödyntämällä lietteestä saatavaa biokaasua laitoksen energiantuotannossa voitaisi saavuttaa teoriassa merkittäviä säästöjä, jos kaikki metaani olisi mahdollista hyödyntää laitoksen oman sähköntarpeen kattamiseen. Tällä hetkellä Klaukkalassa ei nähdä tarvetta käyttää metaania itse, sillä tuotetut määrät ovat melko pieniä ja sähkön tuottaminen vaatisi laiteinvestointeja. Biokaasun hyödyntäminen energiaomavaraisuuden lisäämiseksi ei siksi välttämättä ole pienellä laitoksella kannattavaa.

Lieteiän säätely toi testijakson perusteella pieniä säästöjä. Vuosisäästö on laskettu olettaen, että lyhyempi lieteikä olisi käytössä kesä-syyskuussa. Toisaalta lieteiän säätö on toimenpiteenä melko vaivaton toteuttaa ja vaikutuksia lietteen laskeutuvuuteen ja pumppauskustannuksiin voidaan siksi helposti testata. Lyhyempi lieteikä lisää myös biokaasuntuotantoa.

4.6.2 Energiankulutuksen mallinnuksen arviointi

Malleissa ilmastus- ja pumppausenergiankulutuksen laskentaan käytettiin BSM:n kaavoja ja todettiin, että ne soveltuvat eri ajotapojen energiankulutuksen keskinäiseen vertailuun. Hermanninsaaren kompressorin ottotehon perusteella laskettu energiankulutus vastasi hyvin BSM:n kaavalla laskettua ilmastusenergiankulutusta, kun kaavan happisaturaation arvoa muokattiin vastaamaan paremmin ilmastusaltaan lämpötilaa tarkastelujaksolla.

Vuositasen kustannuksia tarkasteltaessa ilmastusenergiankulutuksen laskentaa tulee tarkentaa ja energiankulutusta arvioida myös toteutuneen ilmansyötön perusteella kuten Arnell (2016) ehdottaa. Tällöin tarvitaan tietoa kompressorin energiankulutuksesta, ilmantuotosta ja hapensiirtonopeudesta. Ilmastintyyppillä ja ilmastimien sijainnilla ja kunnolla voi laitoksesta riippuen olla suuri vaikutus energiankulutukseen. Jos ilmastimia on liian vähän, ne on sijoitettu huonosti tai ne ovat päässeet pahasti tukkeutumaan, voisi aiemmin esitetty arvio jopa 0,2 kWh/m³ energian säästöstä olla mahdollinen. Ilmastimien lisäksi laskennassa tulisi huomioida sekä ilmanjakoputkiston että ilmastuslaitteiden aiheuttamat häviöt.

Hapensiirron kannalta tärkeä tekijä on alfa-arvo, joka kuvaa prosessiveden hapensiirron suhdetta puhtaan veden hapensiirtoon. Alfa-arvo vaihtelee paineilmastuksessa välillä 0,4-0,8 (Pittoors ym. 2014) ja sitä voidaan mitata esimerkiksi Invent Alphameter -mittalaitteella (Invent 2018). Tutkimalla alfa-arvon muutoksia ilmastusaltaassa voidaan ilmastuksen energiankulutuksesta saada tarkempaa tietoa. Mallissa ilmastusaltaaseen liuenneen hapen pitoisuus säilyy jatkuvasti tasaisena joka kohdassa allasta toisin kuin todellisuudessa. Happipitoisuuden epätasaista jakautumista altaassa voisi mallissa simuloida esimerkiksi PI-säätimellä.

Pumppausten energiankulutuksen laskennassa taajuusmuuttajaohjattujen pumppujen jännitteen ja virran vaihtelua tulisi mitata ja häviöitä arvioida vertaamalla saatuja tietoja pumppukäyrien antamaan tehoon. Myös korkeuserojen aiheuttamat painehäviöt tulisi ottaa laskennassa huomioon. Mallinnuksessa pumppujen energiankulutuksen laskenta voisi perustua esimerkiksi pumppujen ominaiskäyriin.

Prosessisimulointiohjelmissa ei vielä juurikaan ole energiankulutuksen tarkastelua mahdollistavaa toiminnallisuutta. Ohjelmana Sumo soveltuu energiatehokkuustoimenpiteiden optimointiin ja energiankulutuksen laskemiseen, sillä se antaa käyttäjän lisätä haluamaansa toiminnallisuutta. Energiankulutuksen tehokkuuden arvioimista voisi edelleen kehittää lisäämällä malliin esimerkiksi lähtevän veden ympäristövaikutuksia tutkivan OCP-indeksin tietoja. BSM:ssä on EQI-indeksi (Effluent Quality Index), jonka avulla voidaan arvioida lähtevän veden laatua painottamalla tietyillä kertoimilla lähtevän veden kiintoaineen, COD:n, typen, nitraatin ja BOD:n pitoisuuksia (Alex ym. 2007). Lisäämällä laskentaan energiankulutuksen tietoja voisi mallin avulla arvioida energiatehokkuutta myös ympäristövaikutusten näkökulmasta.

Seuraavaan, vuonna 2018 julkaistavaan, versioon Sumo 18 on tulossa energiatehokkuuden tutkimisen kannalta useita parannuksia, kuten käyttöliittymään integroitu PID-ohjain, polymeerin syöttö ja tulppavirtausmallinen ilmastusallas, jossa kierrätys- ja palautuslietteen voi ohjata suoraan tiettyyn ilmastuslohkoon. Ilmantuoton ja hapensiirron mallinnukseen tarvittavia parametreja on lisätty ja laskentaa kehitetty: käyttäjä voi määrittellä muun muassa ilmastimien tyyppin, määrän ja tiheyden altaassa. Lisäksi uudessa versiossa samaan malliin voi luoda useita eri skenaarioita, mikä mahdollistaa eri ajotapojen ja sääolosuhteiden vertailun samassa mallissa. Tämä tekee versionhallinnasta huomattavasti sujuvampaa. Sumoon on myös kehitteillä toiminnallisuutta energiankulutuksen mallintamiseksi, mutta kehitystyö on vielä kesken.

Työssä rakennettuja malleja voidaan edelleen kehittää tulevan veden tarkempien analyysien perusteella. Ilmastuksen energiankulutuksen laskentaan voidaan lisätä esimerkiksi sekoituksen osuus ja laitoksille voidaan täydentää energiankulutuksen kannalta muilla keskeisillä prosesseilla kuten lingoilla ja kemikaalien syötöllä. Mallia laajentaessa on kuitenkin suositeltavaa keskittyä biologiseen käsittelyyn, jotta simulointiaika pysyy kohtuullisena. Tämä edellyttää, että ilmastukseen palautettavan ja esiselkeytetyn veden laatu selvitetään. Prosessinohjauksen mallintamisessa ohjaimiin olisi hyvä saada myös viive mukaan, jotta ohjaus vastaisi paremmin todellista tilannetta. Kun malleja tarkennetaan, myös energiatehokkuutta parantavia toimenpiteitä voidaan tutkia laajemmin. Esimerkiksi lisäämällä malliin rejektiveden syöttö voidaan selvittää rejektiveden erillisnitriifikaation vaikutusta energiataseeseen.

4.6.3 Energiankulutuksen mallintamisessa laitoksilta tarvittavat tiedot

Energiankulutuksen mallintamiseksi laitoksilta tulisi saada riittävästi hyvälaatuista dataa eri prosesseista. Parhaassa tapauksessa laitoksilta saataisiin jatkuvatoimisten mittausten tuntitaso tiedot seuraavista:

- Energiankulutus joka prosessissa tai laitekohtaisesti
- Tulevan, esiselkeytetyn ja lähtevän veden kiintoaine, COD, kokonais- ja ammoniumtyppi
- Ilmastusaltaan kiintoainepitoisuus ja liuennut happi mitattuna eri kohdista allasta
- Ilmastukseen syötetty ilmamäärä

- Kiintoaineen pitoisuus esi- ja jälkiselkeytyksestä poistuvasta lietteestä

Ilmansyötön energiankulutuksen arvioimiseksi laitoksilta tarvitaan tiedot mitatuista ilmamääristä. Mallintamalla saatujen tulosten arvioimiseksi laitoksilta tulisi saada myös prosesseittain tai laitteittain eriteltyjä energiankulutustietoja. Tällä hetkellä puhdistamoilla seurataan energiankulutusta usein vain vuositason kokonaisenergiankulutuksena. Ilmastusenergiankulutuksen tarkempi arvioiminen edellyttää tietoja kompressorityypistä, ilmastimien määrästä ja tiheydestä. Pumppausten energiankulutuksen laskemista varten tarvitaan tiedot käytössä olevien pumppujen lukumäärästä, käyntiajoista ja ohjauksen säädöstä sekä pumppujen ominaiskäyrät.

Viiden päivän mallien tulokset osoittavat, että tulevan veden typpi- ja COD-pitoisuuksien päiväkohtaista vaihtelua voidaan lyhyellä aikavälillä mallintaa käyttämällä päivän keskiarvoa ja arvioimalla kuormituksen nousevan noin kaksinkertaiseksi aamulla ja illalla, mutta arvion tarkentamiseksi tarvitaan tieto myös viemäriverkoston viipymästä. Pidemmän ajan jaksoa varten tulevan veden ammonium- ja kokonaistypen, COD:n ja kiintoaineen pitoisuuksien tunti- ja päiväkohtainen vaihtelu tulisi selvittää joko jatkuvatoimisilla mittauksilla tai ottamalla tulevasta vedestä näytteitä. RBCOD:n määrittämiseksi tarvitaan riittävän monta mittausta sekä kuivan että sateisen ajan tulovirtaamasta. Laitoksilla, joilla tulokuorma vaihtelee suuresti, tulevan veden tarkempi karakterisoiminen on erityisen hyödyllistä, jotta voidaan arvioida kuorman vaihteluiden vaikutus ilmastuksen energiankulutukseen. Lisäksi tarvitaan jatkuvatoimisten mittausten tietoja lähtevän veden nitraattitypen, ammoniumtypen ja kiintoaineen pitoisuuden vaihtelusta.

5 Johtopäätökset

Työssä mallinnettiin kahden jätevedenpuhdistamon keskeiset prosessit Sumo-mallinnusohjelmalla, kalibroitiin ja validoitiin mallit käyttäen laitosten kesä- ja talvijakson tietoja ja tarkasteltiin energiatehokkuutta parantavien toimenpiteiden vaikutuksia pääosin laitosten ilmastusenergiankulukseen. Seuraavassa vastataan työn tutkimuskysymyksiin.

Kuinka suuria parannuksia dynaamiseen prosessimallinnukseen ja ohjaukseen perustuvilla muutoksilla voidaan saavuttaa jätevedenkäsittelyn energia- ja resurssitehokkuudessa?

Oikein mitoitettut laitteet ovat merkittävä energiatehokkuutta parantava tekijä jätevedenpuhdistuksessa. Ilmastus on useimmiten suurin yksittäinen energiankuluttaja puhdistamolla, joten ilmastuskompressorin valinta ja optimaalisten säätöjen käyttäminen on energiatehokkaan prosessin edellytys. Laitoksilla, joilla prosessit on jo optimoitu hyvin, ajotapoja muuttamalla on mahdollista saavuttaa pieniä tai keskisuuria säästöjä. Ammoniumtyppipitoisuuteen perustuvalla ilmastuksen ohjauksella voidaan saavuttaa pitkällä aikavälillä kohtuullisia säästöjä ja samalla tehostaa typenpoistoa. Esiselkeytyksen ohitusta säätämällä metaanintuottoa voidaan kasvattaa ja jäteveden sisältämää energiapotentiaalia hyödyntää tehokkaammin. Metaanin hyödyntämisen kannattavuus laitoksella riippuu siitä, kuinka paljon metaania voidaan tuottaa ja kuinka suuria investointeja tarvitaan.

Proessimallinnuksella saavutettava hyöty riippuu kuitenkin paljon myös puhdistamoilta saatavissa olevista tiedoista. Energiankulutusta tulisi laitoksilla seurata prosessi- tai laitekohtaisesti, jotta energiatehokkuustoimenpiteiden tuomia säästöjä ja kannattavuutta voidaan arvioida. Energiankulutuksen seuraaminen tulisikin nähdä osana energia- ja resurssitehokkuutta parantavia toimenpiteitä, sillä tehostamistoimenpiteiden suunnittelu edellyttää, että nykytila tunnetaan riittävän hyvin.

Kuinka toimivia nykyiset mallinnustyökalut ovat energia- ja resurssitehokkuuden optimointiin ja miten niitä tulisi kehittää?

Dynaaminen prosessimallinnus tarjoaa kokonaisvaltaisen tavan tarkastella jätevedenkäsittelyprosessia. Mallin avulla voidaan vertailla erilaisia ajotapoja ja saada suuntaa-antavaa tietoa niiden vaikutuksista prosessin eri osissa. Mallien avulla voidaan myös kokeilla ohjaustapojen toimivuutta erilaisilla tulokuormilla. Toistaiseksi mallinnusohjelmista puuttuu vielä energiankulutuksen tarkastelun mahdollistavaa toiminnallisuutta, joten käyttäjä joutuu rakentamaan sen itse. Simulointiohjelmana Sumo soveltuu energiatehokkuuden tutkimiseen, sillä se sallii käyttäjän muokata malleja melko vapaasti.

Kun energiatehokkuutta tutkitaan vertailemalla ajotapoja keskenään lyhyellä aikavälillä, voidaan tarkastelussa käyttää BSM:n kaavoja esimerkiksi ilmastus- ja pumppausenergiankulutuksen laskennassa. Jos halutaan tutkia energiankulutusta pidemmällä aikavälillä, tulisi ilmantuotto mallintaa tarkemmin toteutuneen ilmansyötön perusteella. Ilmastusenergiankulutuksen laskennassa tulisi ottaa huomioon ilmantuottoon ja hapensiirtoon vaikuttavia tekijöitä kuten ilmastimien toiminta sekä putkistosta ja laitteiston kulumisesta aiheutuvat häviöt. Simulointiohjelmissa tulisi siksi huomioida myös esimerkiksi laitoksen ilmastintyyppi ja ilmastimien määrä. Pumppausten energiankulutuksen laskennan voisi malleissa toteuttaa pumppukäyrien avulla ja malleihin voisi lisätä myös OCP-indeksin kaltaisia ympäristövaikutukset

huomioivia energiatehokkuuden mittareita. Kun simulointiohjelmiin lisätään energiankulutuksen tarkastelun mahdollistavaa toiminnallisuutta, dynaaminen prosessimallinnus on tulevaisuudessa entistäkin tehokkaampi työkalu puhdistusprosessien optimoimiseen ja jätevedenkäsittelyn energia- ja resurssitehokkuuden tutkimiseen.

Lähdeluettelo

Alex, J., Bendetti, L., Copp, J.B., Gernaey, K.V., Jeppson, U., Nopens, I., Pons, M.-N., Rieger, L., Rosen, C., Steyer, J.P., Vanrolleghem, P.A., Winkler, S. 2007. Benchmark Simulation Model no. 1 (BSM1). Lund: Lund University.

Andersson, R. & Holmberg M. 2006. Energy conservation in wastewater treatment operation – A case study at Himmerfjorden WWTP. Master Dissertation. Lund: Lund University.

Arnell, M. 2016. Performance Assessment of Wastewater Treatment Plants – Multi-Objective Analysis Using Plant-Wide Model. Lund: Lund University. Väitöskirja.

Arnell, M. & Jeppson, U. 2015. Aeration system modelling – case studies from three full-scale wastewater treatment plants. Käyty 16.8.2017.
http://www.awmc.uq.edu.au/filething/get/4993/10_4_Arnell.pdf.

Aymerich, I., Rieger, L., Sobhani, R., Rosso, D. & Corominas L.I. 2015. The difference between energy consumption and energy cost: Modelling energy tariff structures for water resource recovery facilities. *Water Research* 81. S. 113-123. DOI 10.1016/j.watres.2015.04.033.

Degremont. 1991. Water treatment handbook, volume 1. ISBN 2950398413.

Dürrenmatt, D. & Gujer, W. 2012. Data-driven modeling approaches to support wastewater treatment plant operation. *Environmental Modelling and Software* 30. S. 47-56.

Ekama, G. 2017. Optimizing water and resource recovery facilities (WRRF) for energy generation without compromising effluent quality. The IWA 2017 Conference on Sustainable Wastewater Treatment and Resource Recovery: Research, Planning, Design and Operation.

FCG. 2016. Hermanninsaaren jvp:n kuormitustarkkailu. Vuosiyhteenveto 2015.

FCG. 2017. Hermanninsaaren jvp:n kuormitustarkkailu. Vuosiyhteenveto 2016.

Gernaey, K.V., Loosdrecht, M., Henze, M., Lind, M. & Jorgensen, S.B. 2004. Activated sludge wastewater treatment plant modeling and simulation: state of the art. *Environmental Modelling & Software* 19:9, S. 763-783.

Gernaey, K.V., Jeppson, U., Vanrolleghem, P.A. and Copp, J.B. & Steyer, J. 2014. Benchmarking of Control Strategies for Wastewater Treatment Plants. London: IWA Publishing. ISBN 9781843391463.

Gori, R., Giaccherini, F., Jiang, L., Sobhani, R. & Rosso, D. 2013. Role of primary sedimentation on plant-wide energy recovery and carbon footprint. *Water Science & Technology* 68. S. 870-878.

Grundfos. 2018. Grundfos E-pumput. Käyty 15.4.2018. net.grundfos.com/App/ccmsservices/public/literature/.../Grundfosliterature-1769866.pdf.

Guerrini, A., Romano, G. & Indipendenza, A. 2017. Energy Efficiency Drivers in Wastewater Treatment Plants: A Double Bootstrap DEA Analysis. *Sustainability* 9:7. DOI 10.3390/su9071126.

Haimi, H., Mulas, M., Sahlstedt, K. & Vahala, R. 2009. Advanced operation and control methods of municipal wastewater treatment processes in Finland. Teknillinen korkeakoulu, Helsinki. ISBN 978-951-22-9975-1.

Haslinger, J., Lindtner, J. & Krampe, J. 2016. Operating costs and energy demand of wastewater treatment plants in Austria: benchmarking results of the last 10 years. *Water Science & Technology* 77. DOI 10.2166/wst.2016.390.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T. & Loosdrecht, M. 2000. Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. Lontoo: IWA publishing. ISBN 1 900222 24 8.

Hernández-Sancho, F., Molinos-Senate, M. & Sala-Garrido, R. 2011. Energy efficiency in Spanish wastewater treatment plants: A non-radial DEA approach. *Science of the total Environment* 409. S. 2693-2699.

Invent. 2018. Alphasimeter. Käyty 20.4.2018. <http://www.invent-uv.de/alphasimeter-2/>.

Jeppson, U. 2005. Modifications to BSM1_LT and BSM2. Temperature dependency to of K_{La} and oxygen saturation concentration (SO_{sat}). Käyty 15.4.2018. http://apps.ensic.inpl-nancy.fr/benchmarkWWTP/Pdf/BSM_KLa_and_SOsat.pdf.

Jeppson, U., Pons, M.-N., Nopens, I., Alex, J., Copp, J.B., Gernaey, K.V., Rosen, C., Steyer, J.P., Vanrolleghem, P.A. 2007. Benchmark Simulation Model no 2 – General Protocol and Exploratory Case Studies. Käyty 8.8.2017. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.73.6171&rep=rep1&type=pdf>.

Kjellén, B.J. & Andersson, A. 2002. Energihandbok för avloppsreningsverk. Stockholm: VA-Forsk Svenskt Vatten.

Krampe, J. 2017. Full scale demonstration of energy positive sewage treatment plant concepts towards market penetration. Esitys Powerstep Summer School -tapahtumassa 6.7.2017, Wien.

Laitala, R. 2005. Adequacy of Organic Matter in Finnish Wastewaters to Biological Nutrient Removal. Espoo: Teknillinen Korkeakoulu. Lisensiaattityö.

Laitinen J., Nieminen, J., Saarinen, R. & Toivikko S. 2014. Paras käyttökelpoinen tekniikka (BAT). Yhdyskuntien jätevesipuhdistamot. Helsinki: Ympäristöministeriö. ISBN 978-952-11-4285.

Larjola, J., Arkkio, A. & Pyrhönen, J. 2010. Suurnopeustekniikka. Helsinki: Ylipistopaino.

Latvala, M. 2009. Biokaasun tuotanto suomalaisessa toimintaympäristössä. Suomen ympäristökeskus. Helsinki: Suomen Ympäristökeskus. ISBN 978-952-11-3497-5.

Melcer, H., Dold, P., Jones, R., Bye, C., Takacs, I., Stensel, D., Wilson, W., Sun, P. & Bury, S. 2003. Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling. Water Environment Research Foundation. ISBN 1893664716.

Meneses, M., Concepción, H. & Vilanova, R. 2016. Joint Environmental and Economical Analysis of Wastewater Treatment Plants Control Strategies: A Benchmark Scenario Analysis. Sustainability 8. DOI: 10.3390/su8040360.

Mikola, A. 2005. Tasauksen vaikutus aktiivilieteprosessiin ja biologiseen ravinteiden poistoon. ”Tavara”-projektin loppuraportti. Espoo: Teknillinen korkeakoulu.

Motiva. 2011. Energiatehokkaat pumput. Käyty 17.8.2017.
http://www.motivanhankintapalvelu.fi/files/379/Energiatehokkaat_pumput.pdf.

Motiva. 2017. Energiatehokas ilmastus. Käyty 2.4.2018.
https://www.motiva.fi/files/13599/ENERGIATEHOKAS_ILMASTUS.pdf.

Männynsalo, J. 2016. Nurmijärven Vesi, Klaukkalan jätevedenpuhdistamo. Käyttö- ja päästötarkkailun vuosiyhteenveto 2015.

Männynsalo, J. 2017. Nurmijärven Vesi, Klaukkalan jätevedenpuhdistamo. Käyttö- ja päästötarkkailun vuosiyhteenveto 2016.

Nylund, J. 2016. Jätevedenpuhdistamoiden analyysimittausten käytettävyys. Mikkeli: MAMK. Opinnäytetyö.

Olsson, G. 2012a. Water and energy: Threats and opportunities. Lontoo: IWA Publishing. ISBN 9781780400266.

Olsson, G. 2012b. ICA and me. Water Research 46. S. 1585-1624.

Olsson, G., Nielsen, K.M., Yuan, Z., Lynggaard-Jensen, A. & Steyer, J.-P. 2005. Instrumentation, Control and Automation in Wastewater Systems, Scientific and Technical Report No 15. Lontoo: IWA Publishing. ISBN 1900222833.

Åmand, L. & Carlsson, B. 2013. The optimal dissolved oxygen profile in a nitrifying activated sludge process – comparisons with ammonium feedback control. Water Science & Technology 68:3. S. 641-649.

Park, J., Wang, J. & Novotny, G. 1997. Wastewater Characterisation for Evaluation of Biological Phosphorus Removal. Wisconsin: University of Wisconsin-Madison.

Parravicini, V. 2017. Side stream treatment of Sludge Dewatering Effluent (SDE) through nitritation and recycling into main stream. Esitys Powerstep Summer School - tapahtumassa 6.7.2017, Wien.

Pittoors, E., Guo, Y., van Hulle, S. 2014. Modeling Dissolved Oxygen Concentration for Optimizing Aeration Systems and Reducing Oxygen Consumption in Activated Sludge Processes: A Review. *Chemical Engineering Communications* 201. S. 983-1002.

Plappally, A.K. & Lienhard, J.H. 2012. Energy requirements for water production, treatment, end use, reclamation, and disposal. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16:7. S. 4818-4848.

Poutiainen, H. 2010. Tools for Improved Efficiency and Control in Wastewater Treatment. Joensuu: Itä-Suomen yliopisto. Väitöskirja.

Poutiainen, H. & Heinonen-Tanski, H. (toim.). 2012. Modernit menetelmät yhdyskuntien jätevedenkäsittelyn tehostamisessa. Joensuu: Itä-Suomen yliopisto.

Póvoa, P., Oehmen, A., Inocencio, P., Matos, J. S. & Frazao, A. 2017. Modelling energy costs for different operational strategies of a large water resource recovery facility. *Water Science & Technology* 75:9. S. 2139-2148.

Rieger L., Gillot S., Langergraber G., Ohtsuki T., Shaw A., Takacs I., & Winkler S. 2012. IWA task group on good modelling practice - guidelines for using activated sludge models. Lontoo: IWA Publishing.

Renkonen, M. 2014. Esisaostuksen mahdollisuudet aktiivilieteprosessin kuormitusvaihteluiden hallinnassa. Espoo: Aalto-yliopisto. Diplomityö.

Schaum, C., Rödel, S. & Hagen, M. 2017. The WWTP of the future – a partner of the energy industry? Esitys Powerstep Summer School -tapahtumassa 6.7.2017, Wien.

Schraa, O., Rieger, L., Alex, J. & Miletic, I. 2017. Ammonia-based aeration control with optimal SRT control: improved performance and lower energy consumption. IWA ICA Conference 2017, Quebec City.

SFS 5504. 1988. Veden kemiallisen hapen kulutuksen (COD_{Cr}) määrittäminen suljetulla putkimenetelmällä. Hapetus dikromaatilla. Helsinki: Suomen Standardoimisliitto.

Silfverberg, P. 2015. Vesihuollon tulevaisuuden haasteita ja mahdollisuuksia. Esitelmä Vesihuoltopäivillä 2015.

Sormanen, I. 2017. Yhdyskuntajätevedenpuhdistamon ohitusvesien fosforikuorman pienentäminen kiekkosuodatuksella. Espoo: Aalto-yliopisto. Diplomityö.

Sykli. 2017. Energiätehokkuus vesihuollossa. Esitys Energian ja ravinteiden kierrätyksen mahdollisuudet vesihuollossa -tapahtumassa 30.11.2017, Helsinki.

Tuomaala, M., Ahtila, P., Haikonen, T., Kalenoja, H., Kallionpää, E., Rantala, J., Tuominen, P., Shemeikka, J., Rämä, M., Sipilä, K., Pursiheimo, E., Forsström, J., Wahlgren, I. & Lahti, P. 2012. Energiätehokkuuden mittarit ja potentiaalit. Espoo: Aalto-yliopisto.

Tuomi, J. 2017. Raportti: Typenpoiston ohjauksen tehostaminen ilmastuslinjassa 1. Julkaisematon aineisto.

Tukiainen, T. 2009. Vesihuoltolaitosten kasviuonepäästöt Suomessa. Diplomityö. Espoo: Teknillinen korkeakoulu.

Vesilaitosyhdistys. 2016. Teknis-taloudellinen tarkastelu jätevesien käsittelyn tehostamisesta Suomessa. Helsinki: Vesilaitosyhdistys. ISBN 978-952-6697-17-8.

Vesilaitosyhdistys. 2017. Tunnusluku 5111 Jätevedenpuhdistuksen ja lietteenkäsittelyn energiankulutus. Jätevedenkäsittelyn ja lietteenkäsittelyn energiankulutus (sähkö + kaukolämpö + raskas polttoöljy + kevyt polttoöljy + maakaasu + muu energia)/ omalle jätevedenpuhdistamolle tuleva jätevesimäärä. Julkaisematon aineisto.

VTT. 2014. Mallinnuksen ja simuloinnin hyödyntäminen uusissa voimalaitoskonsepteissa. Käyty 30.3.2018. <http://www.vtt.fi/Impulssi/Pages/Mallinnuksen-ja-simuloinnin-hyodyntaminen-uusissa-voimalaitoskonsepteissa.aspx>.

Wei, Xiupeng. 2013. Modeling and optimization of wastewater treatment process with a data-driven approach. Iowa: University of Iowa. Väitöskirja.

Wentzel, M.C., Mbewe, A., Lakay, M.T. & Ekama, G.A. 1999. Batch test for characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters. Käyty 15.9.2017. http://www.wrc.org.za/Knowledge%20Hub%20Documents/Water%20SA%20Journals/Manuscripts/1999/03/WaterSA_1999_03_jul99_p327.pdf.

WTW, Wissenschaftlich-Technische-Werkstätten GmbH. 2006. Operating Manual. System OxiTop® Control. Käyty 4.4.2018. http://www.globalw.com/downloads/wq/oxitop_oc_100.pdf.

Xie, T. & Chengwen W. 2012. Energy Consumption in Wastewater Treatment Plants in China. Käyty 30.10.2017. https://keynote.conference-services.net/resources/444/2653/pdf/IWAWCE2012_0221.pdf.

Zaborowska, E., Czerwionka, K., Makinia, J. 2017. Strategies for achieving energy neutrality in biological nutrient removal systems – a case study of the Slupsk WWTP (northern Poland). *Water Science & Technology* 75:3-4. S. 727-740.

Liiteluettelo

Liite 1. Malleissa käytettyjen heterotrofisten ja nitrifioivien bakteerien kineettiset parametrit. 1 sivu.

Liite 2. Kalibrointi- ja validointijaksojen tulokset (tulevan veden virtaama ja lähtevän veden ammoniumtypen ja kiintoaineen pitoisuus). 4 sivua.

Liite 1.

Taulukko 1. Malleissa kalibroidut ammoniumtyypeä hapettavien (AOB) ja nitriittiä hapettavien (NOB) bakteerien kasvunopeudet.

Parametri	Yksikkö	Kuvaus	Hermanninsaari		Klaukkala	
			Talvi	Kesä	Talvi	Kesä
μ AOB	1/d	Ammoniumtyypeä hapettavien bakteerien kasvunopeus	1.10	1.00	1.10	0.85
μ NOB	1/d	Nitriittiä hapettavien bakteerien kasvunopeus	0.90	1.0	0.65	0.70

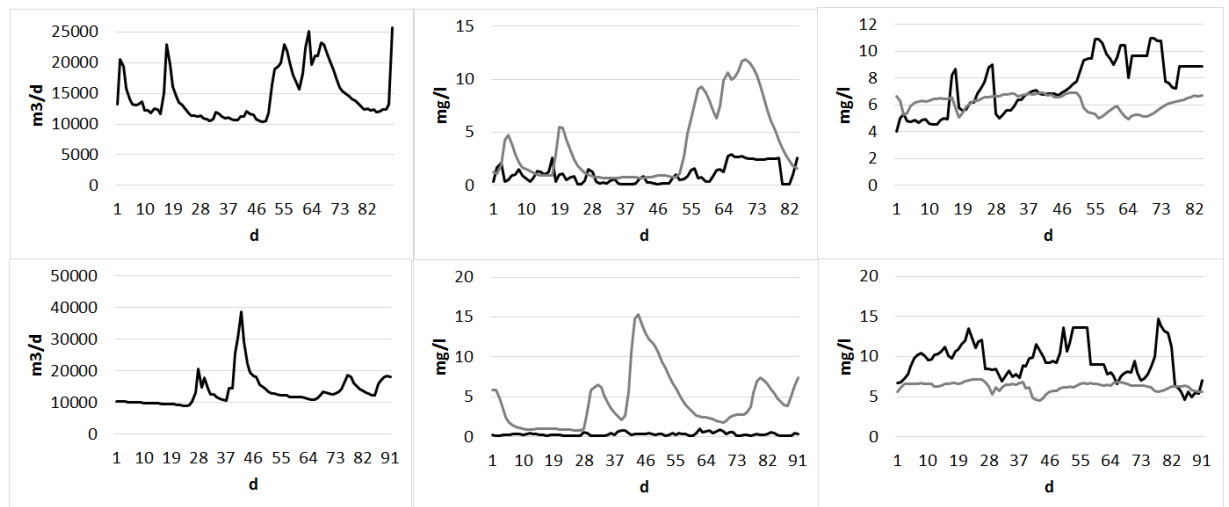
Taulukko 2. Heterotrofisten bakteerien kineettiset parametrit.

Symbol	Name	Value	Unit
μ OHO	Maximum specific growth rate of OHOs	4	1/d
KSB,AS	Substrate half saturation for OHOs	5	g COD/m ³
KO ₂ ,OHO,AS	O ₂ half saturation for OHOs	0.05	g O ₂ /m ³
η OHO,anox	Anoxic growth reduction for OHOs	0.6	-
bOHO	Aerobic decay rate coefficient for OHOs	0.62	1/d
μ FERM,OHO	Fermentation rate coefficient	0.4	1/d
KVFA,AS	VFA half saturation for OHOs	0.5	g COD/m ³
KMEOL,OHO,AS	Methanol half saturation for OHOs (aerobic)	0.1	g COD/m ³
KNO ₃ ,OHO,AS	NO ₃ half saturation for OHOs	0.1	g N/m ³
KNO ₂ ,OHO,AS	NO ₂ half saturation for OHOs	0.05	g N/m ³
KSB,ana,AS	Substrate half saturation during fermentation	5	g COD/m ³

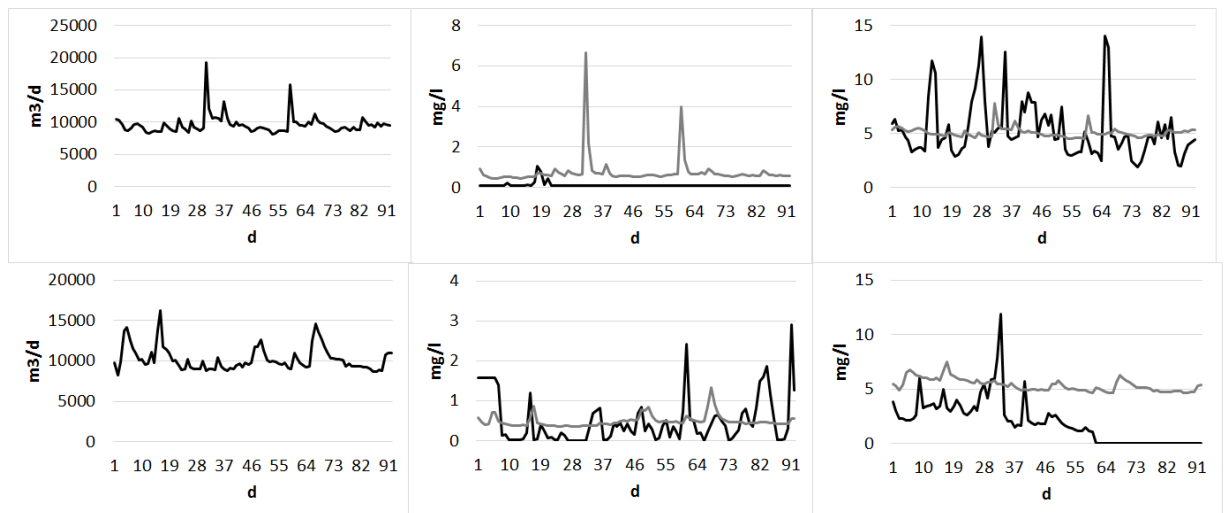
Taulukko 3. Nitriifioivien bakteerien kineettiset parametrit.

Symbol	Name	Value	Unit
KNH _x ,AOB,AS	Ammonia half saturation for AOBs	0.7	g N/m ³
bAOB	Aerobic decay rate coefficient for AOBs	0.17	1/d
KCO ₂ ,AOB,AS	CO ₂ half saturation for AOBs (non-pH)	44	g TIC/m ³
KCO ₂ ,AOB,pH,AS	HCO ₃ ⁻ half saturation for AOBs (pH)	1	mmol [HCO ₃ ⁻]/L
KO ₂ ,AOB,AS	Oxygen half saturation for AOBs	0.25	g O ₂ /m ³
KNO _x ,AOB,AS	Half saturation for anoxic conditions for AOBs	0.03	g N/m ³
KHNO ₂ ,AOB,pH,AS	HNO ₂ half saturation for AOBs (pH)	9999000	mmol/L
KNO ₂ ,NOB,AS	Nitrite half saturation for NOBs	0.1	g N/m ³
bNOB	Aerobic decay rate coefficient for NOBs	0.15	1/d
KCO ₂ ,NOB,AS	CO ₂ half saturation for NOBs (non-pH)	1	g CO ₂ .m ⁻³
KCO ₂ ,NOB,pH,AS	HCO ₃ ⁻ half saturation for NOBs (pH)	0.0000001	mmol [HCO ₃ ⁻]/L
KO ₂ ,NOB,AS	Oxygen half saturation for NOBs	0.25	g O ₂ /m ³
KNO _x ,NOB,AS	Half saturation for anoxic conditions for NOBs	0.03	g N/m ³
KNH ₃ ,NOB,AS	SNH _x half saturation for NOBs	9999	g N/m ³
KNH ₃ ,NOB,pH,AS	[NH ₃] half saturation for NOBs	9999000	mmol/L

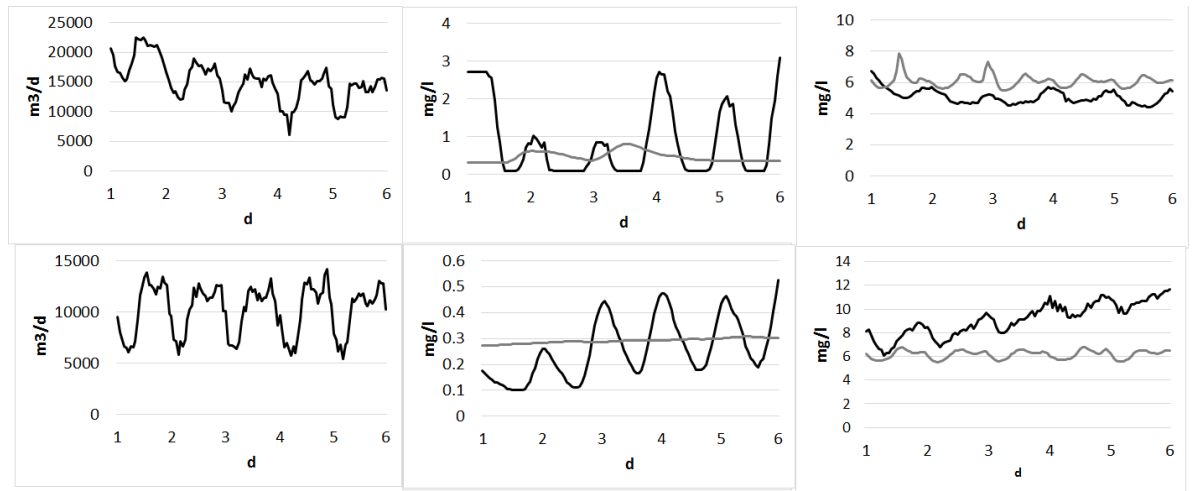
Liite 2.



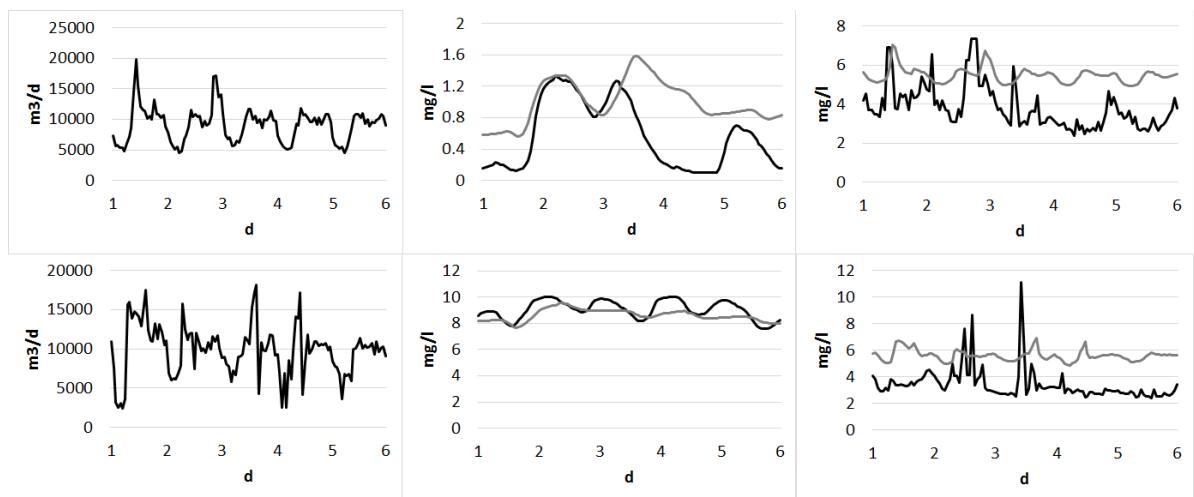
Kuva 1. Hermanninsaaren talven kolmen kuukauden mitatut (musta) ja mallinnetut (harmaa) arvot. Yläriveri vasemmalta oikealle: kalibrointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus. Alariveri vasemmalta oikealle: validointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus.



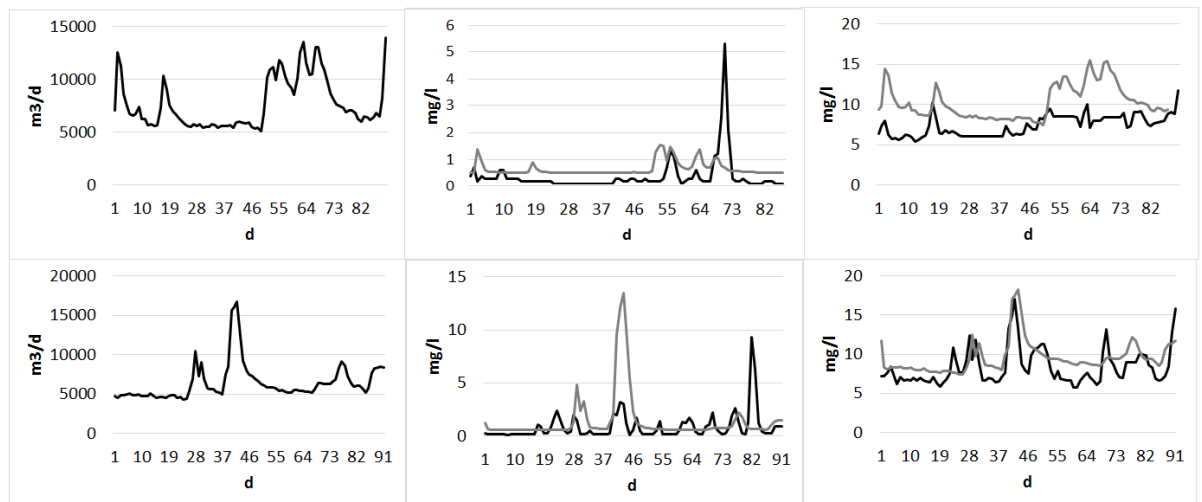
Kuva 2. Hermanninsaaren kesän kolmen kuukauden jakson mitatut (musta) ja mallinnetut (harmaa) arvot. Yläriveri vasemmalta oikealle: kalibrointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus. Alariveri vasemmalta oikealle: validointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus.



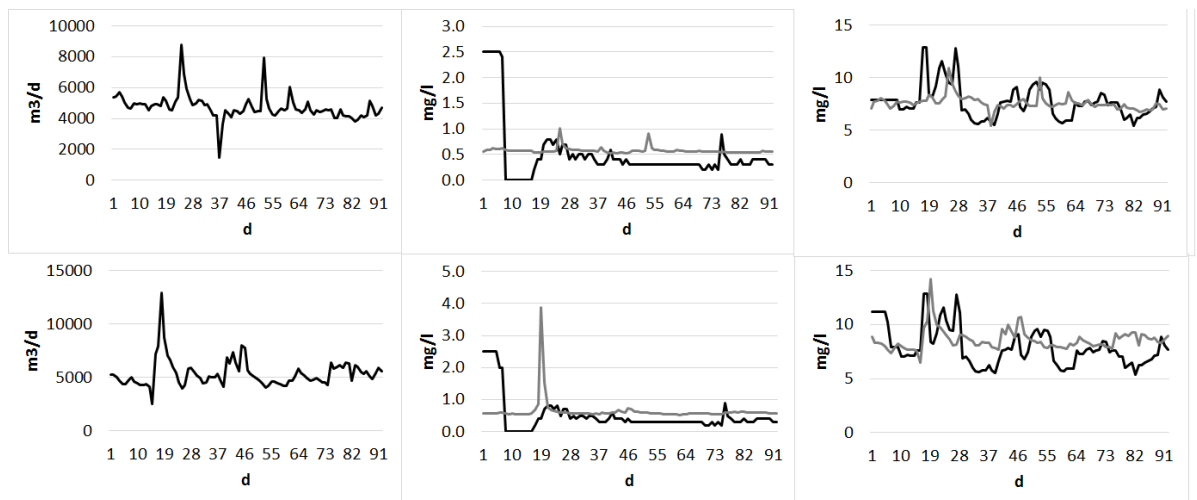
Kuva 3. Hermanninsaaren talven viiden päivän jakson mitatut (musta) ja mallinnetut (harmaa) arvot. Yläriivi vasemmalta oikealle: kalibrointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus. Alarivi vasemmalta oikealle: validointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus.



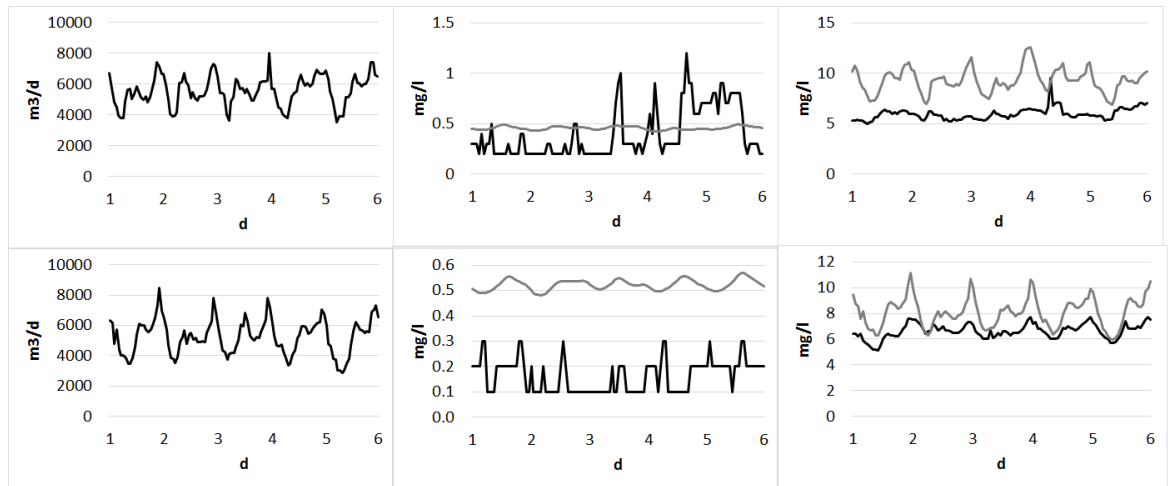
Kuva 4. Hermanninsaaren kesän viiden päivän jakson mitatut (musta) ja mallinnetut (harmaa) arvot. Yläriivi vasemmalta oikealle: kalibrointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus. Alarivi vasemmalta oikealle: validointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus.



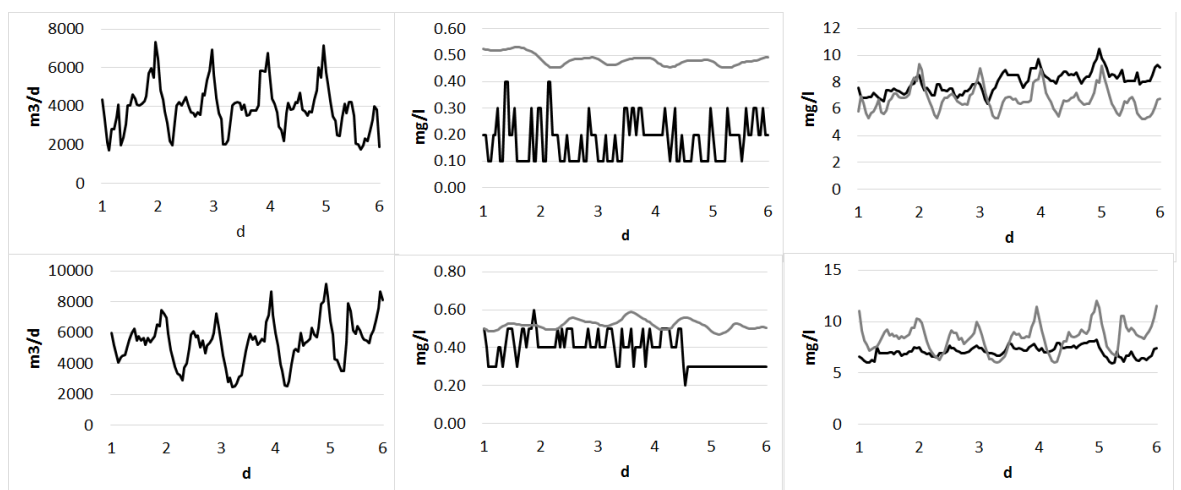
Kuva 5. Klaukkalan talven kolmen kuukauden jakson mitatut (musta) ja mallinnetut (harmaa) arvot. Yläriivi vasemmalta oikealle: kalibrointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus. Alarivi vasemmalta oikealle: validointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus.



Kuva 6. Klaukkalan kesän kolmen kuukauden jakson mitatut (musta) ja mallinnetut (harmaa) arvot. Yläriivi vasemmalta oikealle: kalibrointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus. Alarivi vasemmalta oikealle: validointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus.



Kuva 7. Klaukkalan talven viiden päivän jakson mitatut (musta) ja mallinnetut (harmaa) arvot. Yläriivi vasemmalta oikealle: kalibrointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus. Alarivi vasemmalta oikealle: validointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus.



Kuva 8. Klaukkalan kesän viiden päivän jakson mitatut (musta) ja mallinnetut (harmaa) arvot. Yläriivi vasemmalta oikealle: kalibrointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus. Alarivi vasemmalta oikealle: validointijakson tuleva vesi (mitattu), lähtevän veden ammoniumtyyppipitoisuus ja lähtevän veden kiintoainepitoisuus.