



SAVONIA

OPINNÄYTETYÖ - AMMATTIKORKEAKOULUTUTKINTO
TEKNIIKAN JA LIIKENTEEN ALA

MALLINNUSOHJELMISTON KÄYTTÖ AKTIIVILIIETEPRO- SESSIN MITOITUKSESSA

TEKIJÄT: Riku Tenhunen

Koulutusala Tekniikan ja liikenteen ala			
Koulutusohjelma/Tutkinto-ohjelma Ympäristötekniikan koulutusohjelma			
Työn tekijä Riku Tenhunen			
Työn nimi Mallinnusohjelmiston käyttö jätevedenpuhdistamon prosessin mitoituksessa			
Päiväys	5.5.2019	Sivumäärä/Liitteet	29/2
Ohjaajat Yliopettaja Pasi Pajula & tuntiopettaja Juha-Matti Aalto			
Toimeksiantaja/Yhteistyökumppani(t) Ramboll Finland Oy			
Tiivistelmä Tämä opinnäytetyö tehtiin Ramboll Finland Oy:lle. Opinnäytetyön tarkoituksena oli tutustua aktiivilieteprosessin mallinukseen, luoden kohdepuhdistamosta malli, jonka tuloksia verrattiin perinteisellä mitoituksella saatuihin arvoihin. Työ aloitettiin kirjallisuusselvityksellä, jossa perehdyttiin aktiivilieteprosessin perinteiseen mitoitukseen ja prosessimallinnuksen pohjana oleviin aktiivilietemalleihin. Perinteisessä mitoituksessa keskityttiin ilmastusaltaan tärkeimpiin mitoitustekijöihin. Aktiivilietemallien osalta perehdyttiin niiden historiaan ja toimintaperiaatteisiin. Käytännön osuudessa luotiin kohdepuhdistamosta malli käyttäen Sumo-ohjelmistoa. Malli pyrittiin saamaan vastaamaan ominaisuuksiltaan perinteisessä mitoituksessa käytettyjä arvoja. Lopulta saatuja tuloksia verrattiin keskenään. Työn tulosten perusteella prosessimallinnuksella voidaan saavuttaa perinteistä mitoitusta vastaavia tuloksia ja siten käyttää mitoituksen tukena. Se kuitenkin vaatii jossain määrin enemmän työtä mallin ominaisuuksien määrittämiseksi luotettavasti.			
Avainsanat prosessimallinnus, aktiiviliete, ASM			

Field of Study Technology, Communication and Transport			
Degree Programme Degree Programme in Environmental Technology			
Author Riku Tenhunen			
Title of Thesis Modeling in Active Sludge Process Design			
Date	5. May 2019	Pages/Appendices	29/2
Supervisors Mr. Pasi Pajula, Principal Lecturer & Mr. Juha-Matti Aalto, Lecturer			
Client Organisation /Partners Ramboll Finland Oy			
<p>Abstract</p> <p>This thesis was made for Ramboll Finland Oy. The purpose of the thesis was to get familiar with process modeling of active sludge and to create a model of a wastewater treatment plant and then to compare the results with traditional sizing.</p> <p>The thesis was started with a literature survey on traditional sizing of the active sludge process and on active sludge models that create the basis of active sludge modeling. The traditional sizing concentrated on the most important sizing factors. The survey on active sludge models concentrated on the history and basic principles. In the practical part, a model of a wastewater treatment plant was created using the Sumo software. The target was to create a model with corresponding values as used in the traditional sizing. In the end the results were compared.</p> <p>As a result of this thesis it can be stated that values similar to traditional sizing can be achieved with active sludge modeling and therefore it can be used as an aid in plant design. However, it requires more work to create a reliable model.</p>			
Keywords process modeling, active sludge, ASM			

SISÄLTÖ

1	JOHDANTO	5
2	JÄTEVEDEN OMINAISUUDET	6
2.1	Jäteveden määrä	6
2.2	Jäteveden aiheuttama kuormitus	7
2.3	Jäteveden käsittelyn vaatimukset	8
3	AKTIIVILIETELAITOS	10
3.1	Aktiivilaitoksen tyypillinen kokoonpano	10
3.2	Mitoitus	10
3.2.1	Biologinen osa	10
3.2.2	Lietteiden määrät ja lieteindeksi	13
3.2.3	Ilmastus	15
4	JÄTEVEDENPUHDISTAMON PROSESSIMALLINNUS	17
4.1	Aktiivilietemallit	17
4.1.1	ASM1	17
4.1.2	ASM2 ja ASM2d	18
4.1.3	ASM3	19
4.2	Sumo-ohjelmisto	19
4.2.1	Yleistä	19
4.2.2	Mallinnuksen vaiheet yleisesti ja Sumossa	21
5	KOHDEPUHDISTAMON MALLINTAMINEN	23
5.1	Yleistä	23
5.2	Laskennallinen mitoitus	23
5.3	Mallin luonti	24
5.4	Tulosten vertailu	25
6	YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET	26
	LÄHTEET	27

1 JOHDANTO

Jätevedenpuhdistamoiden ja vesilaitosten mallintamiseen on olemassa useita ohjelmistoja, mutta niiden käyttö laitosten mitoittamiseen ja käytön seuraamiseen on ainakin Suomessa vasta yleistymässä. Jätevedenpuhdistamomallin voidaan ajatella olevan vesihuollon suunnittelijan työkalu, jolla voidaan ennustaa puhdistamon toimintaa sisääntulevan kuorman eri arvoilla, vaihtelevissa sääolosuhteissa ja poikkeustilanteissa. Sen avulla voidaan myös optimoida puhdistamon toimintaa tunnistamalla ongelmakohtia puhdistusprosessissa ja sitä kautta parantamaan puhdistustulosta tai optioimaan energian ja kemikaalien kulutusta.

Aihe työlle löytyi harjoittelun kautta Rambollin Vesi-yksikössä Savonlinnassa. Harjoittelun aikana tutustuin jätevedenpuhdistamon mallinnukseen tarkoitettuun simulointiohjelmistoon, Sumoon (kehittäjä Dynamita). Ohjelmiston käyttäjille on tulevaisuudessa tarvetta, joten opinnäytetyö toimi perehdytyksenä mallinnuksen periaatteisiin.

Työn tavoitteina oli kirjallisuusselvityksessä perehtyä aktiivilietelaitoksen keskeisiin mitoituseriaatteisiin sekä aktiivilieteprosessin mallinnuksen perusteisiin. Käytännön osuudessa tavoitteena laskea kohdepuhdistamolle kirjallisuusselvityksen pohjalta keskeisimpiä mitoitustekijöitä sekä luoda puhdistamosta myös malli keskimääräisessä mitoitustilanteessa. Mitoitustavoissa havaittuja eroavaisuuksia verrattiin lopulta keskenään. Lopullisena tuotoksena tämän raportin lisäksi luotiin malli kohdepuhdistamosta.

Työ rakentuu kappaleiden 2 – 4 kirjallisuusselvityksestä, joista ensimmäisessä käydään läpi jäteveden koostumusta, sen aiheuttamaan kuormitusta puhdistamolle ja lainsäädännön asettamia vaatimuksia. Kappaleessa 3 käsitellään aktiivilieteprosessin perinteistä mitoitusta keskittyen ilmastuksen mitoitukseen. Kappaleessa 4 perehdytään aktiivilietemalleihin ja mallinnuksen periaatteisiin.

Kappaleessa 5 kerrotaan kohdepuhdistamon perinteisen mitoituksen ja mallinnuksella saadut puhdistustulokset. Saatuja arvoja verrataan keskenään. Viimeisessä kappaleessa käsitellään tulosten keskinäistä suhdetta ja mietitään työn tavoitteiden toteutumista.

2 JÄTEVEDEN OMINAISUUDET

2.1 Jäteveden määrä

Yksinkertaisesti esitettynä jätevesi muodostuu asumisjätevesistä, teollisuuden jätevesistä sekä vuoto-/hulevesistä. Näiden jätevesijakeiden perusteella voidaan laskea puhdistamolle tulevan jäteveden mitoitusvirtaama kaavalla 1.

$$q_{mit} = k_{mit} \left(\frac{Q_a}{t_a} + \frac{Q_v}{24} + \frac{Q_t}{t_t} \right) \quad (1)$$

q_{mit}	= Mitoitusvirtaama, m ³ /h
k_{mit}	= Mitoituskerroin
Q_a	= Asutuksen jätevesimäärä, m ³ /d
Q_v	= Vuotovesimäärä, m ³ /d
Q_t	= Teollisuuden jätevesimäärä, m ³ /d
t_a	= Asutuksen jäteveden johtamisaika, h
t_t	= Teollisuuden jäteveden johtamisaika, h

Kerroin k_{mit} riippuu maksimivirtaaman ja keskimääräisen virtaaman suhteesta (taulukko 1).

Taulukko 1. Mitoituskertoimen k_{mit} määrittäminen (Karttunen 2004, 496).

Q_{max}/Q_{kesk}	k_{mit}
1 – 2	1 – 1,2
2 – 4	1,2 – 1,4
4 – 8	1,4 – 1,6

Asutuksen jätevesimäärä voidaan arvioida asukasmäärän ja ominaiskulutuksen perusteella, joka on asukasta kohden noin 150 litraa vuorokaudessa. Teollisuuden jätevesimäärät riippuvat luonnollisesti teollisuuden määrästä ja tyypistä. Myöskään vuotovesien määrää ei voi suoraan arvioida, vaan se tapahtuu puhdistamo- ja verkostokohtaisesti.

Asutusjätevesien johtamiseen käytettävä aika riippuu asukkaiden määrästä taulukon 2 mukaisesti. Teollisuuden jätevesiä varten vastaavaa luokittelua ei ole, jolloin se tulee arvioida tapauskohtaisesti. Oletusarvona voidaan kuitenkin käyttää 10 tuntia, mikäli tarkempaa tietoa ei ole saatavilla.

Taulukko 2. Tuntiluvun t_a riippuvuus viemäiröinnin piirissä olevien asukkaiden määrästä (Karttunen 2004, 496).

Asukasmäärä	t_a
500	13
1 000	14
2 000	15
5 000	16
10 000	17
20 000	18
40 000	19
80 000	20

2.2 Jäteveden aiheuttama kuormitus

Jäteveden aiheuttaman kuormituksen arvioimiseksi tarvitaan virtaamatietojen lisäksi tieto jäteveden koostumuksesta puhdistamon mitoittamisen kannalta oleellisten asioiden osalta. Tärkeimpiä komponentteja ovat biologinen hapenkulutus (BOD, Biological Oxygen Demand), kemiallinen hapenkulutus (COD, Chemical Oxygen Demand), kiintoaine, fosfori ja typpi. Kuten virtaamat, vaihtelee jäteveden koostumuskin puhdistamokohtaisesti. Pitoisuuksien suhteen voidaan kuitenkin tehdä arvioita tyyppillisen jäteveden koostumuksen perusteella (taulukko 3).

Taulukko 3. Yleisesti käytössä olevia jätevedenpitoisuuksia (Karttunen 2004, 494)

Suure	Määrä	Yksikkö
BOD ₇	75 – 100	g/as/vrk
Kiintoaine	100 – 120	g/as/vrk
Fosfori	2 – 4	g/as/vrk
Typpi	12 – 15	g/as/vrk

Teollisuuden aiheuttamaa kuormitusta voidaan arvioida asukasvastineluvun perusteella eli suhteuttamalla teollisuuden tyyppin mukainen kuorma yhden asukkaan aiheuttamaan kuormaan. Eri teollisuuden alojen aiheuttamia kuormia asukasvastinelukuina on esitetty taulukossa 4. Yhdyskuntajätevesiasetuksen (VNa 888/2006) mukaan yksi asukasvastineluku vastaa 70 g BOD₇ (biologinen hapenkulutus seitsemänpäiväisessä määrityksessä laboratorio-olosuhteissa) ja yhdyskuntajätevesidirektiivin mukaisesti 60 g BOD₅ (biologinen hapenkulutus viisipäiväisessä määrityksessä laboratorio-olosuhteissa).

Taulukko 4. Teollisuuden aiheuttamia kuormituksia asukasvastinelukuina (Muokattu lähteestä Karttunen 2004, 495).

Teollisuuden tyyppi	Koko tai tuotantokapasiteetti	AVL
Leipomo	1 työntekijä	1,5

Meijeri	1000 litraa maitoa	15 – 3030
Olutpanimo	1000 litraa olutta	300 – 1000
Pesula	1000 kg pyykkiä	400 – 1400
Sulfaattisellutehdas	1000 kg sellua	500

Asukasvastineluku voidaan laatia myös koko puhdistamolle. Se lasketaan puhdistamolle vuoden aikana tulevan suurimman viikkokuormituksen vuorokautisesta keskiarvosta poikkeuksellisia tilanteita lukuun ottamatta. Kuitenkin sellaisissa kohteissa, joille johdetaan paljon teollisuusjätevesiä tai, joissa kausivaihtelu esimerkiksi turismin vuoksi on suurta, asukasvastineluku arvioidaan asukasluvun, maajoituspaikkojen ja sesonkiajan käyttöasteen asukasluvun sekä teollisuuden kuormituksen perusteella.

2.3 Jäteveden käsittelyn vaatimukset

Valtioneuvoston asetuksessa yhdyskuntajätevesistä 888/2006 todetaan jätevesien käsittelystä seuraavaa:

”Jätevedet on puhdistettava biologisesti tai sitä vastaavalla tavalla ja käsittelyn on täytettävä tämän asetuksen liitteen taulukon 1 vaatimukset. Jätevesistä on poistettava fosforia ja fosforin poiston on täytettävä liitteen taulukon 2 vaatimukset.

Typenpoiston tarve jätevesistä on selvitettävä ympäristölupahakemuksessa ja ratkaistava ympäristöluvassa. Typpeä on poistettava silloin, kun typpikuorman vähentämisellä voidaan parantaa vesien tilaa. Typenpoistovaatimusten on täytettävä liitteen taulukon 2 ehdot. Vaadittava typenpoisto on toteutettava seitsemän vuoden kuluessa lupapäätöksen lainvoimaiseksi tulosta.

Liitteen taulukoissa 1 ja 2 esitetyt vaatimuksia tiukempia vaatimuksia sovelletaan, jos ympäristönsuojelulaki tai sen nojalla annetut säännökset niin edellyttävät.”

Asetuksen liitteessä 1 on esitetyt jätevesien biologisen käsittelyn vähimmäisvaatimukset sekä jätevesien käsittelyn vähimmäisvaatimukset ravinteiden poistolle on koottu taulukkoon 5. Pitoisuuden ja poistotehon vaatimukset voivat olla vaihtoehtoisia.

Taulukko 5. Biologisen käsittelyn vähimmäisvaatimukset sekä ravinteiden poiston vähimmäisvaatimukset (VNa 888/2006).

Muuttuja	Pitoisuus	Poistoteho vähintään*
BOD₇	30 mgO ₂ /l	70 %
COD	125 mgO ₂ /l	75 %
Kiintoaine	35 mg/l	90 %
Kokonaisfosfori		80 %
< 2 000 avl	3 mg/l	
2 000 – 100 000 avl	2 mg/l	
> 100 000 avl	1 mg/l	
Kokonaistyyppi **		70 %
10 000 – 100 000 avl	15 mg/l	
> 100 000 avl	10 mg/l	

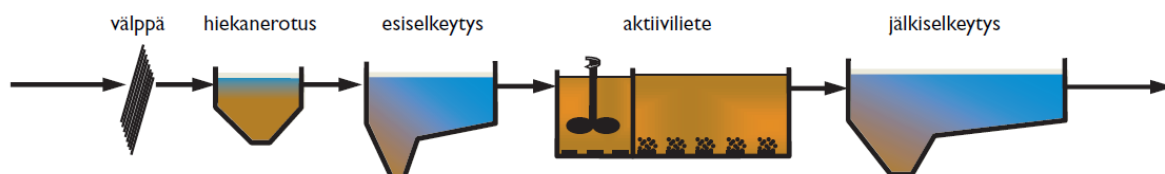
* Poistoteho lasketaan puhdistamolle tulevasta kuormituksesta

** Kokonaistyyppi tarkoittaa Kjeldahl- tyyden kokonaismäärän (orgaaninen N+NH₄), nitraattitypen (NO₃) ja nitriittitypen (NO₂) summaa.

3 AKTIIVILIIETELAITOS

3.1 Aktiivilaitoksen tyypillinen kokoonpano

Suomessa yleisin käytössä oleva jätevedenpuhdistamon prosessi koostuu välppäyksestä, ilmastetusta hiekanerotuksesta, esiselkeytyksestä, biologisesta osasta (aktiivilieteallas rinnakkaissaostuksella) sekä jälkiselkeytyksestä. Tällaisen laitoksen yksinkertaistettu prosessikaavio on esitetty kuvassa 1.



Kuva 1. Jätevedenpuhdistamon tyypillinen kokoonpano. (Laitinen, Nieminen, Saarinen & Toivikko 2014, 30).

3.2 Mitoitus

Tässä työssä käytetyt mitoitusperiaatteet perustuvat pääasiassa RIL 124-2 Vesihuolto II (Karttunen 2004) esitettyihin periaatteisiin sekä Suomen kaupunkiliiton julkaisuun "Jätevedenpuhdistamoiden suunnittelu". Mitoituksen osalta keskitytään prosessin biologiseen osaan. Esiselkeytyksestä mainittakoon kuitenkin, että sillä saadaan poistettua biologiseen osaan johdettavan veden kiintoainepitoisuutta 50 – 70 % ja BOD-kuormaa 25 – 40 %.

3.2.1 Biologinen osa

Liete- ja tilavuuskuorma

Tärkeimpiä mitoitusparametrejä ilmastusaltaan mitoituksessa on biologinen lietekuorma, joka vastaa ilmastusaltaaseen tulevan BOD:n määrää vuorokaudessa ilmastusaltaassa olevan lietteen kiintoaineen määrää kohden. Lietekuorma voidaan laskea kaavoilla 2 ja 3.

$$L_{MLSS} = \frac{F}{M} = \frac{L_{BOD7}}{W} \quad (2)$$

L_{MLSS} = Lietekuorma, kgBOD₇/kgMLSSd

L_{BOD7} = BOD₇-kuorma, kg/d

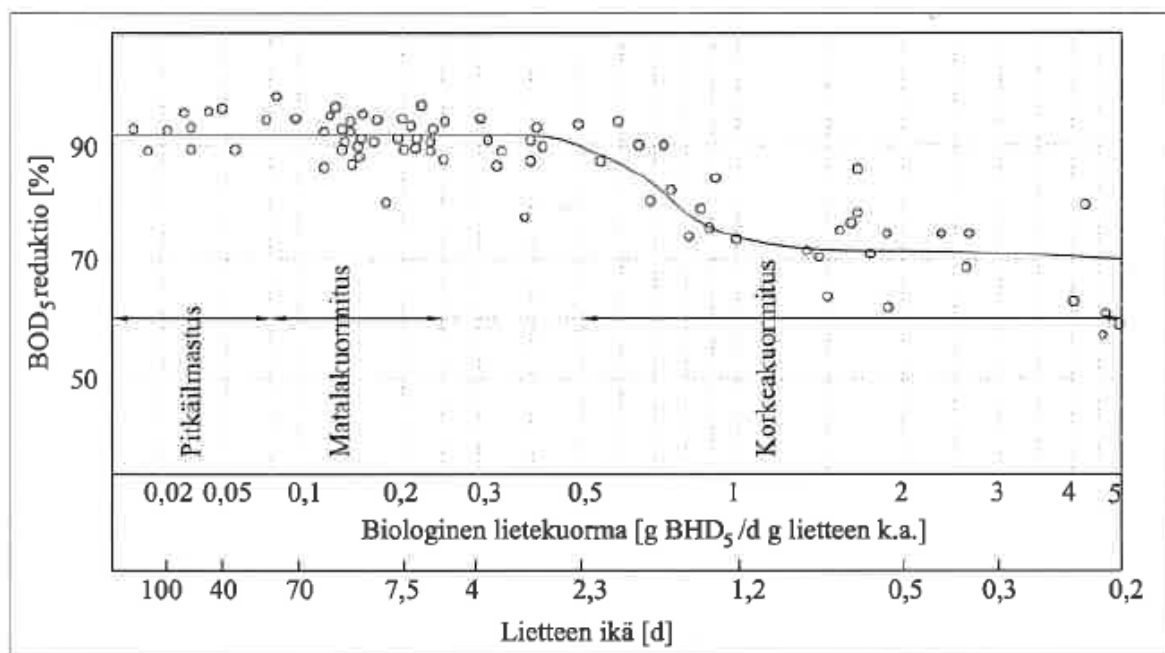
W = Aktiivilietteen määrä ilmastusaltaassa, kg

Kaava voidaan johtaa edelleen tulevan virtaaman ja ilmastusaltaan tilavuuden perusteella muotoon:

$$L_{MLSS} = \frac{F}{M} = \frac{Q \cdot BOD}{V \cdot MLSS} \quad (3)$$

Q	= Tuleva jätevesimäärä, m ³ /d
BOD	= BOD ₇ -kuorma, g/m ³
V	= Ilmastusaltaan tilavuus, m ³
MLSS	= Kiintoaineen määrä, g/m ³

Pääsääntöisesti lietekuorman kasvaessa puhdistusteho heikkenee ja Suomen kaupunkiliiton julkaisun *Jätevedenpuhdistamoiden suunnittelun* mukaisesti arvon tulisi olla alle 0,3 kgBOD₇/kgMLSSd. Tätä korkeammilla kuormituksen arvoilla puhdistusteho alkaa merkittävästi heikkenemään. Kuormituksen ja puhdistustehon suhde on esitetty kuvassa 2.



Kuva 2. BOD:n ja lieteiän vaikutus puhdistustulokseen (Karttunen 2004, 408).

Aktiivilietelaitokset voidaan jaotella Karttusen mukaan lietekuorman mukaisesti korkea-, normaali- ja matalakuormitteisiin sekä pitkäilmastuslaitoksiin. Jaottelu on esitetty taulukossa 6. Varmimpaan puhdistustulokseen päästään normaalikuormitteisella laitoksella, jonka yleisesti käytetty lietekuorman arvo on ~0,3 kg BOD₇/kg MLSS/d.

Taulukko 6. Aktiivilietelaitosten luokittelu lietekuormituksen mukaan (Karttunen 2004, 519).

Aktiivilietelaitostyyppi	Lietekuorma L _{MLSS}	Yleisesti käytetty arvo
Korkeakuormitteinen	0,8 – 1,5	> 0,5
Normaalikuormitteinen	0,3 – 0,7	~ 0,3
Matalakuormitteinen	0,1 – 0,2	~ 0,1
Pitkäilmastulaitos	0,05 – 0,1	0,05

Tilavuuskuorma

Lietekuorman tavoin voidaan mitoituksessa käyttää myös tilavuuskuormaa, joka kuvaa BOD:n ja ilmastusaltaan tilavuuden suhdetta. Se voidaan laskea kaavalla (4).

$$L_v = \frac{L_{BOD7}}{V_i} = \frac{Q \cdot BOD_7}{V_i} \quad (4)$$

L_v = Tilavuuskuorma, kgBOD₇/m³/vrk

L_{BOD7} = BOD₇-kuorma, kg/vrk

Q = Jäteveden virtaama, m³/vrk

BOD_7 = BOD₇-kuorma, kg/m³

V_i = Ilmastualtaan tilavuus, m³

RIL 124-2 mukaan tilavuuskuorman tulisi olla matalakuormitteisessa laitoksessa 2 kgBOD₇/m³/vrk ja normaalikuormitteisessa laitoksessa 4 kgBOD₇/m³d, mutta mieluummin alle 1 kgBOD₇/m³/vrk.

Lieteikä

Lietekuorma on yhteydessä lieteikään, joka kuvaa ilmastualtaassa olevan ja sieltä poistuvan lietteen suhdetta. Karttunen on esittänyt ohjeellisia arvoja lieteikälle laitostyyppin mukaan (taulukko 7). *Puhdistamoiden suunnittelussa* lieteikälle on annettua arvoja myös puhdistustavoitteen mukaan (taulukko 8).

Taulukko 7. Aktiivilietelaitosten luokittelu lieteiän mukaan (Karttunen 2004, 521).

Laitostyyppi	Lieteikä, vrk
Korkeakuormitteinen laitos	< 2
Normaalikuormitteinen laitos	2 – 6
Matalakuormitteinen laitos	> 7

Taulukko 8. Aktiivilietelaitoksen lietekuorma ja -ikä laitoksen puhdistustavoitteen mukaan (Suomen kaupunkiliitto 1980, 132).

Tavoite	Lietekuorma, kgBOD ₇ /kgSS/d	Lieteikä, vrk
Vedessä olevan, helposti hajojavan orgaanisen aineksen osittainen poistaminen	> 0,8	1 – 2
Vedessä olevan, helposti hajojavan orgaanisen aineksen pääosan poistaminen	0,3 – 0,5	3 – 5

Sama tarkoitus kuin yllä, mutta sen lisäksi nitrifikaatio	< 0,15	> 10
Sama tarkoitus kuin yllä, mutta sen lisäksi stabiili ylijää- mäliete	< 0,08	> 20

Lieteikä voidaan laskea kaavalla 5.

$$T_{MLSS} = \frac{W}{W_e} \quad (5)$$

T_{MLSS} = Lieteikä, vrk

W = Aktiivilietteen määrä, kgMLSS

W_e = Ylijäämälietteen määrä, kgMLSS/vrk

Mikäli lietettä kierrätetään prosessissa esimerkiksi nitraattikierron vuoksi, lasketaan lieteikä kaavalla 6.

$$T_{MLSS} = \frac{(V_A + V_S) \cdot C_{MLSS}}{Q_w \cdot C_r + (Q + Q_w) \cdot C_e} \quad (6)$$

T_{MLSS} = Lieteikä, vrk

V_A = Ilmastualtaan tilavuus, m³

V_S = Jälkiselkeyttimen tilavuus, m³

C_{MLSS} = Lietteen keskimääräinen konsentraatio ilmastusaltaassa, m³

Q_w = Ylijäämälietteen määrä, m³/vrk

C_r = Palautuslietteen konsentraatio, g/m³

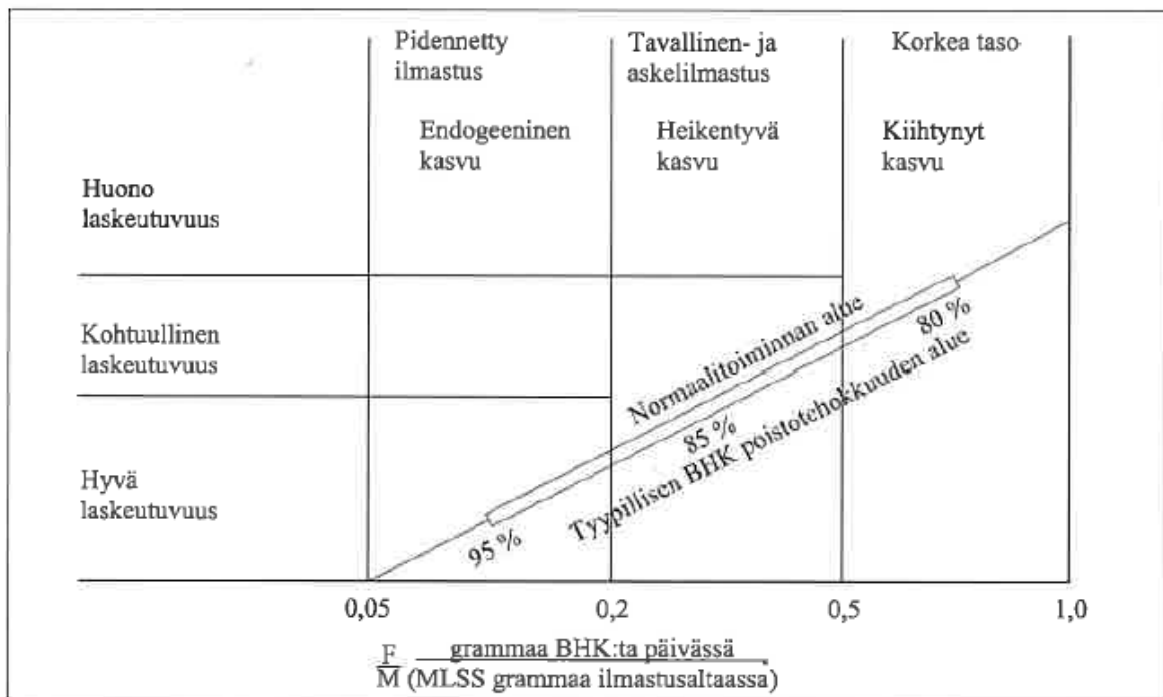
Q = Jäteveden virtaama, m³/vrk

C_e = Lähtevän veden kiintoainepitoisuus, g/m³

3.2.2 Lietteiden määrät ja lieteindeksi

Lietekuormien lisäksi puhdistustulokseen vaikuttaa merkittävästi lietteen laskeutuvuus eli kuinka jätevedessä olevat epäpuhtaudet lopulta saadaan altaan pohjalle helposti pois pumpattavaan muotoon. Lietteen laskeutuvuutta kuvaa lieteindeksi eli SVI (Sludge Volume Index). Numeroina se tarkoittaa tilavuutta, jonka 1 gramma kiintoainetta vaatii laskeutusajan ollessa 30 minuuttia. Yksikkönä lieteindeksille käytetään cm³/gSS tai ml/g. Paremmen laskeutuva liete on tiiviimpää, joten pienempi lieteindeksin arvo on parempi, mutta hyvin toimivan laitoksen lieteindeksinä pidetään noin 100. Arvon tulisi olla aina kuitenkin alle 150. Mikäli liete on heikosti laskeutuvaa, pääsee sitä karkaamaan veden mukana ilmastusaltaasta. Tällöin myös halutun lietepitoisuuden pitäminen yllä ilmastusaltaassa vaatii suurempia määriä palautuslietettä. (Karttunen 2004, 521.) Lietteen laskeutuvuuden ja lieteuormien suhdetta ja sen vaikutusta BOD:n (kuvassa BHK, biologinen hapen kulutus) on kuvattu

myös kuvassa 3. Parhaimpaan puhdistustulokseen päästään pienellä lietekuormalla ja hyvin laskeutuvalla lietteellä.



Kuva 3. Lietekuormituksen ja lietteen laskeutumisen suhde (Karttunen 2004, 520).

Palautuslietteen määrä voidaan laskea kaavalla 7. Laskemiseen tarvittavaa kierrätysuhdetta ei voida laskea etukäteen, sillä se riippuu lieteindeksistä taulukon 9 mukaisesti. Sen arvona voidaan kuitenkin käyttää suunnittelussa 30 – 100 % sekä häiriötapaauksissa ja biologisen tytenpoiston yhteydessä 200 %. Palautussuhde voidaan myös laskea kaavalla 8 lieteindeksin ollessa tiedossa.

$$q_r = \frac{r}{100} \cdot q_{mit} \quad (7)$$

q_r = Palautuslietteen määrä, m³/h

r = Kierrätysuhde, %

q_{mit} = Mitoitusvirtaama, m³/h

$$r = \frac{C_{MLSS} \cdot 100}{\frac{1200}{SVI} - C_{MLSS}} \quad (8)$$

r = Kierrätysuhde, %

C_{MLSS} = Ilmastusaltaan kiintoainepitoisuus

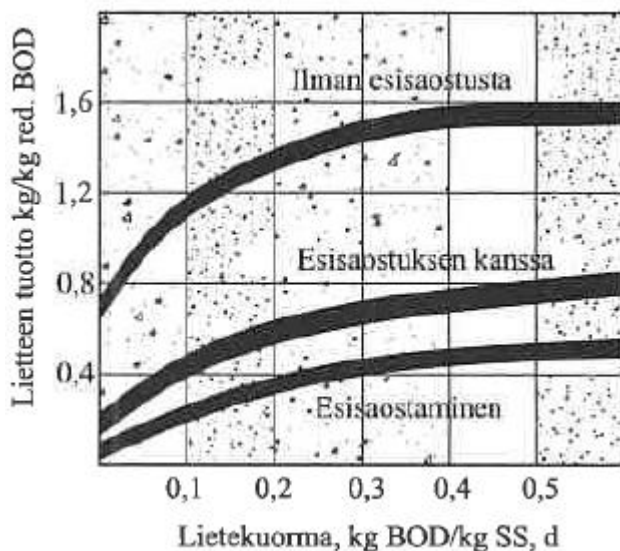
SVI = Lieteindeksi, ml/g

Taulukko 9. Palautuslietteen riippuvuus lieteindeksistä (Karttunen 2004, 522).

Ilmastusaltaan liete-konsentraatio, g/l	Lieteindeksi					
	100	150	200	250	300	350
	Palautuslietteen vähimmäismäärä % jätevesimäärästä					
1,0	9	14	20	27	33	42
1,5	14	23	33	46	60	79
2,0	20	33	50	73	100	141
2,5	26	45	72	110	168	278
3,0	33	60	100	171	300	750

s

Ylijäämälietteen määrä voidaan arvioida lietekuorman perusteella kuvan 4 mukaisesti.



Kuva 4. Lietekuorman ja ylijäämälietteen suhde (Karttunen 2004, 523).

3.2.3 Ilmastus

Ilmastuksen suunnittelussa lähtökohtana on hapentarve. Hapentarve voidaan määrittää laskennallisesti likimäärin kaavalla 9 ja nitrifikaation vaatima hapenkulutus huomioiden kaavalla 10. Edelleen voidaan kaavaa muokata myös kaavan 11 muotoon, joka huomioi lisäksi hiilihydraattien vaatiman hapen.

$$O_r = 0,5 \cdot \Delta BOD_5 + 0,1 \cdot MLSS \quad (9)$$

O_r = Hapentarve, kgO₂/d

MLSS = Ilmastusaltaan kiintoainepitoisuus, kg/m³

ΔBOD_5 = BOD-reduktio, kg/m³

$$O_r = 0,5 \cdot \Delta BOD_5 + 0,1 \cdot MLSS + 4,57 \cdot \Delta N \quad (10)$$

ΔN = Typpi-reduktio, kg/m³

$$O_r = \frac{Q \cdot (S_0 - S) \cdot 10^{-3}}{f} - 1,42 \cdot P_x + 4,57 \cdot (N_0 - N) \cdot 10^{-3} \quad (11)$$

O_r = Hapentarve, kgO₂/d

S_0 = Tulevan veden BOD

S = Lähtevän veden BOD

F = Muunnoskerroin BOD₅:stä kokonais-BOD:hen

P_x = Poistettu nettolietemäärä MVLSS:nä, kg/d

N_0 = Tuleva typpi, g/m³

N = Lähtevä typpi, g/m³

Kaavoissa luku 4,57 on muunnoskerroin typen täydellisen hapettumisen huomioimiseksi. Eli jäteveden ammoniumtypen reagoimiseksi nitriitiksi ja edelleen nitraatiksi kuluu 4,57 grammaa happea yhtä typpigrammaa kohden.

4 JÄTEVEDENPUHDISTAMON PROSESSIMALLINNUS

4.1 Aktiivilietemallit

Aktiivilieteprosessin mallinnuksen perustana olevia malleja on useita, mutta eniten käytetty niistä on International Water Associationin (IWA) luoma ASM-malliperhe (Active Sludge Model No. X), johon kuuluvat ASM1, ASM2, ASM2d ja ASM3. Mallien toiminta ja prosessin laskenta perustuvat Monod'n kinetiikkaan ja yhtälöihin, jotka kuvavat mikrobien kasvunopeutta. Kinetiikan ja stoikiometrian kuvaamiseksi mahdollisimman selkeästi niiden monimutkaisuudesta huolimatta, on malleissa käytetty matriiseja. Yhtälöt, matriisit ja niissä esiintyvät muuttujat on esitetty kullekin mallille seuraavissa alakappaleissa. (Nissinen 2017, 13.)

ASM1 julkaistiin vuonna 1987 ja se loi pohjan aktiivilieteprosessin yhtenäiselle mallintamiselle. Sen kehittämiseen kului noin viisi vuotta, jolloin mallin kehittämiseen otettiin mukaan useita näkökulmia tutkijoista käytännön työntekijöihin. Malli antoi mahdollisuuden aktiivilieteprosessin kuvaamiseen sekä yhtenäiset raamit jäteveden karakterisointiin, ohjelmien kehittämiseen sekä ohjeavot jäteveden parametreille, jotka mahdollistivat realistiset tulokset pienillä tilannekohtaisilla muutoksilla. (Henze, Gujer, Mino & Van Loosdrecht 2000, 3.)

Biologisen fosforinpoiston yleistymisen myötä julkaistiin vuonna 1995 ASM2, jolla pystyttiin ottamaan huomioon nitrifikaatio sekä biologinen fosforinpoisto mallinnuksessa. Neljä vuotta myöhemmin vuonna 1999 mallia täydennettiin niin, että siinä voitiin ottaa huomioon denitrifikaation vaikutus fosforinpoistossa, kun ymmärrys sen toiminnasta kasvoi. Julkaistu malli kantoi nimeä ASM2d. (Henze et al. 2000, 3.)

ASM3 luotiin korjaamaan ASM1:ssä olleita virheitä ja pohjaksi mallien kehittämiseksi tulevaisuudessa (Henze et al. 2000, 4).

4.1.1 ASM1

ASM1:n perustana on orgaanisen aineen mikrobiologisen kasvun ja hajoamisen kuvaaminen 13 komponentin ja niiden välisen kinetiikan sekä stoikiometrian avulla. Komponentit on esitetty alla ja kasvua ja hajoamista kuvaavat yhtälöt liitteessä 1. Ne ovat alkaliniteettiä lukuun ottamatta välttämättömiä hapen kulutuksen, lietteen muodostumisen, nitrifikaation ja denitrifikaation mallintamiseksi. Alkaliniteetin huomioiminen ei ole välttämätöntä, mutta suositeltavaa pH:n muutosten arvioimiseksi. Toisaalta myös 12 muusta komponentista voidaan karsia tarvittaessa pois sellaisia, joilla ei ole vaikutusta mallinnettavaan prosessiin. (Henze et al. 2000, 12.)

S_I	Inertti liukoinen orgaaninen aine
S_S	Helposti hajoava orgaaninen aine
S_O	Liukoinen happi
S_{NH}	Ammoniumtyppi
S_{NO}	Nitraattityppi + nitriittityppi

S_{ND}	Kaksinkertaisesti hajoava orgaaninen typpi
X_I	Inertti orgaaninen kiintoaine
X_S	Hitaasti hajoava aine
X_{BH}	Heterotrofinen biomassa
X_{BA}	Omavarainen biomassa
X_P	Kiintoainetuote
X_{ND}	Hajoava orgaaninen typpi
S_{ALK}	Alkaliniteetti

4.1.2 ASM2 ja ASM2d

ASM2:ssa biologisten prosessien määrä on kasvanut, joista tärkeimpänä on solujen sisäisen rakenteen huomioinen. ASM1:ssä orgaaninen aine ja lietteen konsentraatio kuvattiin pelkkänä COD:na, mutta ASM2:een on lisätty polyfosfaatit, joiden konsentraatio ei vaikuta COD-konsentraatioon. Tämän myötä malliin on lisätty myös komponentti TSS, kokonaissuspendoitunut kiintoaine, johon voidaan huomioida niin polyfosfaatit kuin lietteessä olevat mineraalit. (Henze et al. 2000, 44.)

Edelleen ASM2d:ssä malliin on lisätty prosesseja, jotka ottavat huomioon denitrifikaation fosforia kumuloivissa organismeissa (PAO, Phosphate Accumulating Organism) ja sen, että nämä organismit pystyvät käyttämään solun sisäisiä orgaanisia ainevarastoja denitrifikaatiossa. (Henze et al. 2000, 81.)

S_I	Inertti liukoinen orgaaninen aine
S_O	Liukoinen happi
S_{N2}	Molekylaarinen typpi
S_F	Käymisalkoholi
S_A	Käymistuote, asetaattina
S_{NO}	Nitraattityppi + nitriittityppi
S_{PO}	Epäorgaaninen liukoinen fosfori
S_{NH}	Ammoniumtyppi
S_{ALK}	Alkaliniteetti
X_I	Inertti orgaaninen kiintoaine
X_S	Hitaasti hajoava aine
X_H	Heterotrofinen organismi
X_{PAO}	Fosforia kumuloivat organismit
X_{PP}	Polyfosfaatti
X_{PHA}	Fosforia kumuloivien organismien solun sisäinen varastotuote
X_{AUT}	Autotrofinen nitrifikaatio-organismi
X_{TSS}	Kokonaissuspendoitunut kiintoaine
ASM2d	
X_{MeOH}	Metallihydroksidi

X_{MeP}

Metallifosfaatti

4.1.3 ASM3

ASM3 on paranneltu versio ASM1:stä ja sillä voidaan samaan tapaan mallintaa hapen kulutus, lietteen muodostuminen, nitrifikaatio sekä denitrifikaatio. Siinä on kuitenkin korjattu ensimmäisen mallin puutteita ja epäkohtia. ASM2:een verrattuna siinä on otettu huomioon solujen sisäisen orgaanisen aineksen varastointi. ASM3 ei kuitenkaan itsessään sisällä biologista fosforin poistoa, kemiallista saostusta, rihmamaisten organismien kasvua eikä pH:n laskentaa. (Henze et al. 2000, 104.)

S _I	Inertti liukoinen orgaaninen aine
S _S	Helposti hajoava orgaaninen aine
S _O	Liukoinen happi
S _{NH}	Ammoniumtyppi
S _{N2}	Molekylaarinen typpi
S _{NO}	Nitraattityppi + nitriittityppi
S _{ALK}	Alkaliniteetti
X _I	Inertti orgaaninen kiintoaine
X _S	Hitaasti hajoava aine
X _H	Heterotrofinen organismi
X _{STO}	Heterotrofisten organismien solun sisäiset varastotuotteet
X _A	Nitrifioiva organismi
X _{TSS}	Kokonaissuspendoitunut kiintoaine

4.2 Sumo-ohjelmisto

4.2.1 Yleistä

Sumo on ranskalaisen Dynamitan kehittämä avoimen Excel-pohjaisen lähdekoodin prosessisimulaatio-ohjelmisto. Sumolla voidaan suorittaa niin ajan suhteen staattisia tai dynaamisia simulointeja Sumon omia malleja tai puhtaita ASM-malleja käyttäen. Taulukossa 10 on eritelty Sumon omien mallien eroja eri prosessien mallintamisen suhteen.

- *Mini_Sumo* on karsittu versio, joka on tarkoitettu hapentarpeen ja lietteen muodostumisen arviointiin.
- *Sumo1* on tarkoitettu puhdistamoiden mallintamiseen, joissa voidaan käyttää rautasuolaa fosforin poistoon. Nitrifikaatio ja denitrifikaatio on toteutettu yksivaiheisena
- *Sumo2* vastaa *Sumo1*:stä, mutta nitrifikaatio ja denitrifikaatio on kaksivaiheinen eli typen nitraatti- ja nitriitti-muodot on otettu huomioon.
- *Sumo2_S* on laajennettu versio *Sumo2*:sta, joka sopii erityisesti laitosten mallintamiseen, kun prosessiin lisätään rautaa fosforin poistoa varten.
- *Sumo2_C* on tarkoitettu korkeakuormitteisille laitoksille (Dynamita, 15.)

Taulukosta voidaan päätellä esimerkiksi, että Sumo2 sopii tilanteeseen, jossa halutaan tietoa nitrifikaatioin toiminnasta niin, että reaktiot nitraatiksi ja nitriitiksi on huomioitu. Ohjelma käyttää ohjelmointikielensä omaa Sumo Slangiaa, jota hyödyntäen on mahdollista muokata mallia omia mallinnustarpeitaan vastaaviksi tai malliin voi lisätä myös omia määrittämiään esimerkiksi tiettyjen kemikaalien huomioimiseksi.

Taulukko 10. Sumo-mallien ominaisuudet (Dynamita, 16).

	Full plant models			Focus models	
	Mini_Sumo	Sumo1	Sumo2	Sumo2_S	Sumo2_C
COD removal	X	X	X	X	Two populations: OHO and AHO
EPS production					X
Denitrification	1-step	1-step	2-step	2-step	2-step
Hydrolysis		X	X	X	X
Fermentation		X	X	X	X
Anoxic methylotrophs		X	X	X	X
Nitrification	1-step	1-step	2-step	2-step	2-step
EBPR (based on Barker-Dold approach)		X	X	X	X
Two-population anaerobic digestion		X	X	X	X
Temperature sensitivity	X	X	X	X	X
Precipitation		X	X	X	X
Chemical P removal	based on ASM2d approach	based on SCM approach	based on SCM approach	based on SCM approach	
Sulfur cycle				X	

Sumolla voidaan mallintaa koko puhdistamo esikäsittelystä jälkiselkeytykseen ja -käsittelyyn sekä lietteen käsittelyyn. Puhdistamomallit voivat olla yksinkertaisia, mutta niistä voidaan tehdä yksityiskohtaisia, esimerkiksi säätämällä komponenttien pitoisuuksia. Kuvassa 5 on esitetty joitain *Sumo1:ssä* käytettäviä komponentteja. Komponentteja säätämällä voidaan vaikuttaa puhdistamolle tulevan veden koostumukseen ja sitä kautta mallin toimintaan. Pitoisuuksille on annettu Dynamitan puolesta oletusarvot, mutta lähteestä riippuen nekin saattavat vaihdella.

Name	Default	Value	Unit
VSS fraction of TSS	84.865	84.865	%
Filtered COD fraction (incl. colloids, VFA)	40.476	40.476	%
Filtered flocculated COD fraction (incl. VFA)	20.238	20.238	%
VFA fraction of filtered COD	11.765	11.765	%
Unbiodegradable filtered COD fraction	11.765	11.765	%
Influent particulate inert COD fraction	14.000	14.000	%
Influent heterotrophic fraction of COD	5.000	5.000	%
Influent endogenous products (fraction of OHOs)	20.00	20.00	%
Unbiodegradable fraction of influent colloids	20.00	20.00	%
Ammonia fraction of TKN	69.767	69.767	%
Phosphate fraction of TP	58.140	58.140	%
N fraction of filtered biodegradable COD	4.000	4.000	%
N fraction of unbiodegradable COD	1.000	1.000	%
P fraction of filtered biodegradable COD	1.000	1.000	%
P fraction of unbiodegradable COD	0.100	0.100	%

Kuva 5. Sumon määritettäviä komponentteja.

4.2.2 Mallinnuksen vaiheet yleisesti ja Sumossa

Mallinnus voidaan jakaa seuraaviin vaiheisiin, joita on avattu tässä kappaleessa:

- Mallinnuksen tavoitteiden määrittäminen
- Käytettävissä olevan aineiston kokoaminen ja käsittely
- Mallin rakentaminen
- Aineiston syöttö
- Mallin ratkaiseminen laskennallisesti
- Mallin kalibrointi

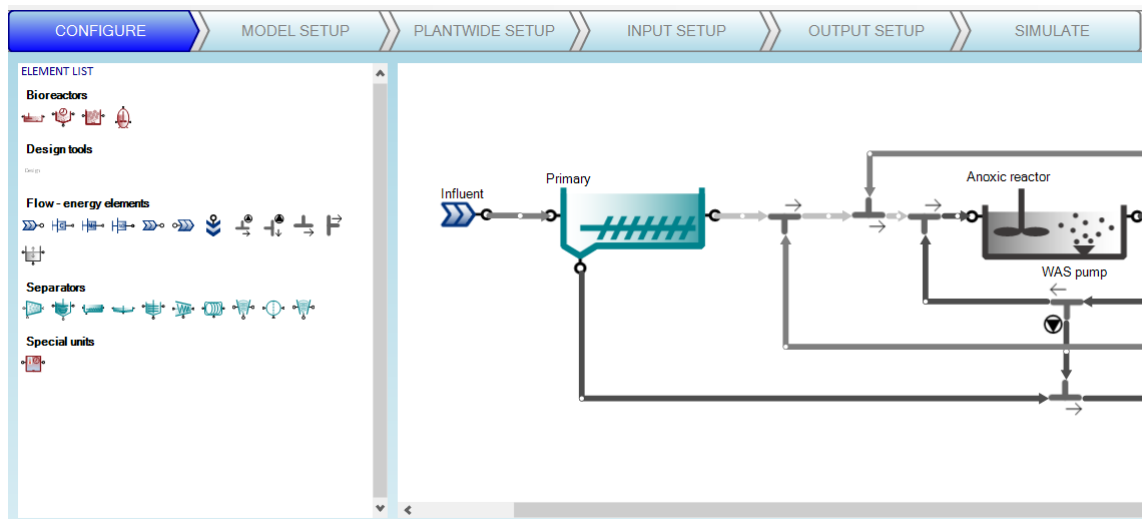
Aluksi mallinukselle määritetään tavoitteet eli mihin mallilla pyritään ja mitä sillä halutaan kuvattavan. Tavoitteita rajoittavat käytettävissä olevat resurssit; mikäli mallista halutaan laaja ja yksityiskohtainen, kasvaa silloin mallin komponenttien määrittämiseen ja myös simulointiin käytettävät ajat. Tavoitteiden määrittämisen jälkeen kootaan ja käsitellään käytettävissä oleva tieto laitokselle tulevan jäteveden ominaisuuksista ja mahdollisesti myös todellisista puhdistustuloksista. (Rieger, Gillot, Langergraber, Ohtsuki, Shaw, Takács & Winkler 2012, 26 – 28.). Toisaalta myös saatavilla olevan tiedon määrä rajaa mallin tarkkuutta. Esimerkiksi Suomessa jätevedenpuhdistamojen toiminnantarkkailun yhteydessä tehdään kuormituksen ja puhdistuksen seuranta puhdistamon kokoluokasta riippuen 4 – 12 kertaa vuodessa. Tarkkailusta saatava aineisto kuitenkin kuvaa vain tiettyä hetkeä, eikä näin ollen vielä mahdollista täysin luotettavaa mallinnusta. Parhaimpaan tulokseen päästään, kun käytettävissä oleva aineisto on mahdollisimman tarkkaa ja mittaukset päivä- tai jopa tuntitasolla.

Seuraavaksi rakennetaan puhdistamomalli päättären laskentaan käytettävät mallit, mallinnettavat prosessiyksiköt ja missä muodossa tulokset tuotetaan (taulukko, kuvaaja tms.) Sumossa se tapahtuu alla kuvatulla tavalla. Kuvassa 6 on esitetty Sumon käyttöliittymä, jonka välilehtiin ja toimintoihin alla viitataan.

Ensimmäiseksi kohteena oleva laitos kootaan osaprosesseista, luoden siitä visuaalinen virtauskaavio. Osaprosesseille voidaan tässä vaiheessa määrittää joitain ominaisuustietoja, kuten onko ilmastuslaitaan liuennut happipitoisuus laskennallinen vai syötetty tieto. Seuraavaksi valitaan käytettävä laskentamalli (esim. ASM1.) Lisäksi voidaan valita erikseen, otetaanko esimerkiksi pH-laskenta tai kemiallinen fosforinpoisto huomioon.

Välilehdeltä "Plantwide Setup" voidaan määrittää laskettavia suureita kuten lieteikä tai muiden haluttujen muuttujien välisiä suhteita. Inputs-välilehdellä syötetään tulevan jäteveden ominaisuudet sekä osaprosessien ominaisuudet. Outputs-kohdassa taas voidaan luoda laskettavista määreistä taulukoita tai kuvaajia.

Mallin rakentamisen jälkeen se voidaan ratkaista laskennallisesti ensimmäistä kertaa. Malli kuitenkin todennäköisesti vaatii kalibrointia eli syötettävät parametrit pyritään säätämään niin, että malli tuottaa simuloidessa haluttuja, uskottavia ja todellisuuteen verrannollisia tuloksia. Sumossa tämä tarkoittaa palaamista Input-kohtaan ja jäteveden fraktioiden säätämistä. Mallin kalibrointi suositellaan aloitettavan lietteen määrästä, josta edetään typen ja fosforin poistoon ja lopulta hapensiirtoon (Rieger et al. 2012, 74.)



Kuva 6. Osa Sumon käyttöliittymään. Kuvan ylälaidassa eri välilehdet, joista valittuna "configure". Vasemmalla valittavissa olevat osaprosessit ja oikealla kohdelaitoksen prosessin alkupää.

5 KOHDEPUHDISTAMON MALLINTAMINEN

5.1 Yleistä

Kohdelaitoksena on aktiivilietelaitos, jolla käsitellään noin 16 000 asukkaan sekä teollisuuden jätevedet. Lisäksi laitoksella käsitellään läheisen matkailualueen jätevedet. Matkailun aiheuttama kuormitus on kausiluonteista ja aiheuttaa haasteita puhdistusprosessille, joka ei ehdi reagoimaan kuormituksen kasvamiseen. Muun muassa matkailutoiminnan kasvun johdosta ennustetuiden kasvavien jätevesimäärien ja -kuormitusten sekä kiristyvien lupaehtojen vuoksi jätevedenpuhdistusprosessia on päädytty tehostamaan.

Laitoksen nykyinen esikäsittely koostuu välppäyksestä sekä hiekan- ja rasvanerotuksesta. Esikäsitteystä jätevesi johdetaan kaksilinjaiseen ilmastukseen, joissa molemmissa linjoissa on yksi noin 690 kuution ilmastusallas. Ilmastuksen jälkeen on linjakohtaiset jälkiselkeytysaltaat. Prosessin jälkikäsitteily koostuu flotaatiosta ja UV-desinfioinnista. Prosessista poistettava liete sakeutetaan ja kuivataan. Kuivattu liete kompostoidaan.

Käsinlaskennat ja mallintaminen tehdään tilanteeseen, jossa laitokseen johdetaan keskimääräinen virtaama $6500 \text{ m}^3/\text{vrk}$ ja kaikki lohkot toimivat ilmastettuna. Kuormitustiedot on esitetty taulukossa 11. Tässä työssä prosessin mitoituksessa keskitytään biologiseen osaan, joten esikäsitteilyn vaikutus kuormitukseen perustuu aiemmin tehdyn yleissuunnitelman laskelmiin, jotka on esitetty samassa taulukossa. Laskelmien perusteella esiselkeytyksellä ilmastukseen johdettavasta kuormituksesta saadaan poistettu biologisen hapenkulutuksen osalta 50 %, kokonaistypestä 10 % ja kiintoaineesta 90 %. Ammoniumtyypen määrään esiselkeytyksellä ei ole vaikutusta. Mallinnuksella pyrittiin saamaan vertailukelpoisia tuloksia perinteisen mitoituksen kanssa.

Taulukko 11. Kohdepuhdistamon kuormitusarvot.

	Kuorma, kg/d	Esiselkeytyksen vaikutus, %		Kuorma ilmas- tukseen, kg/d
BOD ₇	1 500	-50		750
Kokonaistyyppi	315	-10		284
Ammoniumtyppi	200	+/-0		200
Kiintoaine	2 300	-70		690

5.2 Laskennallinen mitoitus

Taulukoissa 12 on esitetty perinteisellä mitoituksella saadut keskeiset mitoitusarvot. Ilmastusaltaan lietepitoisuuden tavoitearvona pidettiin $5 \text{ kg}/\text{m}^3$, jonka perusteella laskettiin liete- ja tilakuormat. Lietekuorman perusteella arvioitiin lietteen tuotto. Hapentarve laskettiin aiemmin esitettyllä kaavalla 10 nitrifikaatio huomioiden. Taulukossa 13 on esitetty puhdistuksen tavoitearvot.

Taulukko 12. Perinteisen mitoituksen ilmastuksen mitoitussarvoja.

Lietekuorma	0,054	kgBOD/kgMLSSd
Tilakuorma	0,27	kgBOD/m ³ d
MLSS	5,0	kg/m ³
Lietteen tuotto	0,80	kgSS/kgBOD
Lieteikä	23,0	d
Ilmastustilavuus	2 760	m ³
Viipymä	5,3	h
Hapentarve	1 872	kgO ₂ /d

Taulukko 13. Puhdistuksen tavoitearvot.

	Reduktio, %	Lähtevä, mg/l	Lähtevä, kg/d
BOD ₇	98,1	4,5	29,3
Kokonaistyyppi	50,5	24	156,0
Ammoniumtyppi	87,0	4	26,0
Kiintoaine	98,6	5,0	32,5

5.3 Mallin luonti

Sumo-mallin prosessikaavio on esitetty liitteessä 2. Prosessi on mallinnettu 2-linjaisena, joissa molemmissa linjoissa on esiselkeytys, kolme ilmastusallasta kuvaamassa kutakin lohkoa sekä jälkiselkeytys. Malliin ei ole otettu mukaan omina yksiköinä hiekanerotusta, välppäystä eikä jälkikäsitteilyä. Kemikaloinnin osalta on otettu huomioon lipeän lisäys ennen ilmastusta.

Taulukossa 14 on esitetty puhdistamolle tulevan veden mallissa käytettävät muokatut ominaisuudet. Tavoitteena oli saada ne vastaamaan taulukossa 11 esitettyjä kuormia BOD:n, typen, ammoniumtyypen ja kiintoaineen osalta.

Taulukko 14. Tulevan jäteveden fraktiot.

VSS fraction of TSS	86,2	%
Filtered COD fraction (incl. colloids, VFA)	7,5	%
Filtered flocculated COD fraction (incl. VFA)	3	%
VFA fraction of filtered COD	50	%
Unbiodegradable filtered COD fraction	75	%
Influent particulate inert COD fraction	23	%
Ammonia fraction of TKN	62	%

Mallinnuksen osalta saavutetut perinteistä mitoitusta vastaavat mitoitussarvot ja tulokset on esitetty taulukoissa 15 ja 16.

Taulukko 15. Mallinnuksella saavutetut mitoitusarvot.

Lietekuorma	0,065	kgBOD/kgMLSSd
Tilakuorma	0,27	kgBOD/m ³ d
MLSS	4,2	kg/m ³
Lietteen tuotto	0,67	kgSS/kgBOD
Lieteikä	23,0	d
Tilavuus	2 760	m ³
Viipymä	5,3	h
Hapentarve	1 580	kgO ₂ /d

Taulukko 16. Mallinnuksella saavutetut puhdistustulokset.

	Reduktio, %	Lähtevä, mg/l	Lähtevä, kg/d
BOD ₇	99,3	1,5	9,8
Kokonaistyyppi	31,7	33	215
Ammoniumtyppi	88,3	3,6	23,4
Kiintoaine	98,6	5	32,6

5.4 Tulosten vertailu

Mallinnuksen ja perinteisen mitoituksen puhdistustulokset vastaavat hyvin toisiaan ammoniumtyypen ja kiintoaineen osalta. Mallin perusteella kokonaistypen reduktiossa ei päästäisi niin hyviin tuloksiin, kuin perinteinen laskenta ennustaisi. Biologisen hapen kulutuksen kohdalla tilanne on päinvastainen, eli malli antaa puhdistustuloksen kannalta paremman tuloksen.

Mitoitusparametreissä on eroavaisuuksia ilmastualtaan lietemäärässä, lietteen tuotossa ja lietekuormassa. Perinteisen laskutavan mukaan happea kuluisi päivässä noin 300 kg enemmän, mikä toisaalta selittyy osittain lietepitoisuuksien erolla. Ilmastusaltaiden lietepitoisuuteen voitaisiin vaikuttaa lieteikää säätämällä. Myös ilmastusaltaiden tilavuutta pienentämällä saatettaisiin päästä samaan lopputulokseen, mutta tällöin vaarana on nitrifikaation heikentyminen.

6 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Aktiivilieteprosessin perinteinen tiettyjen mitoituspparametrien laskeminen on melko suoraviivaista ja niille on kirjallisuudessa saatavilla suuntaa antavia tai suositeltuja arvoja. Aktiivilieteprosessin perinteinen mitoitus ei välttämättä vaadi prosessin mikrobiologian aivan tarkkaa tuntemista, mutta käsitys ainakin nitrifikaation ja denitrifikaation toiminnasta ja niiden vaikutuksesta hapentarpeeseen on hyvä olla olemassa. Tärkeimpiä mitoitettavia tekijöitä perinteisessä mitoituksessa ovat lieteuormat, lieteikä sekä hapentarve.

Aktiivilietemallit pohjautuvat syvempään tietoon mikrobien syntyisestä, hajoamisesta ja toiminnasta ja niillä voidaan luoda hyvinkin yksityiskohtaisia kuvauksia prosessin tai laitoksen toiminnasta. Mallinnus on tehokas työkalu, mutta vaativat käyttäjältään enemmän ymmärrystä jäteveden eri komponenteista ja niihin vaikuttavista tekijöistä. Pohjan ymmärrykselle antaa tutustuminen ASM-mallien julkaisuihin ja sitä kautta niiden toimintaan. Vaikkakin puhtaita ASM-malleja ei enää yleisesti käytetä, toimivat ne kuitenkin pohjana. Yksityiskohtaisen mallin luonti, kalibrointi vie aikaa, mutta lopputulos voi olla hyvinkin arvokas tekijä puhdistamoa saneerattaessa tai erikoistilanteisiin varautuessa.

Kohdepuhdistamosta luotu malli vastasi puhdistustuloksiltaan etenkin ammoniumtyypen poiston osalta perinteisellä mitoituksella saatuja arvoja. Suurin eroavaisuus ilmeni biologisen hapenkulutuksen kohdalla, jonka poistossa päästäisiin malliin mukaan perinteistä mitoitusta parempiin tuloksiin. Varsinaista kalibrointia mallille ei suoritettu, koska todellisia puhdistustuloksia ei vielä suunnitteilla olevasta laitoksesta ole.

Työn tavoitteena oli tutustuttaa tekijänsä aktiivilieteprosessin mallinnukseen luomalla aluksi pohjan perinteisellä mitoituksella ja ASM-mallien historian ja toiminnan tuntemuksella. Tietojen pohjalta ja Sumon kanssa "trial & error"-periaatteen mukaisesti saatiin lopulta tuotettua myös kohdepuhdistamosta malli, joka vastasi toiminnaltaan perinteisellä mitoituksella saatua lopputulosta. Malliin liittyy kuitenkin tietty epävarmuus, sillä sitä ei voitu oikeaan dataan verraten kalibroida.

Mallinnuksen työskentelytapa vaatii paljon suunnittelua, kokeilua ja säätämistä. Tämän työn aikana kohdepuhdistamon mallin kanssa eri tekijöiden vaikutusta sai kokeilla useita kertoja. Mallin kalibrointi tulisi suorittaa muuttaen tekijöitä järjestelmällisesti jokaista mallin laskentakertaa varten. Suunta työskentelyn kanssa oli oikea, mutta lopulta sen tulisi olla johdonmukaista ja suunnitelmalista.

LÄHTEET

DYNAMITA. Sumo user manual.

HENZE, M., GUJER, W., MINO, T. & VAN LOOSDRECHT, M. 2000. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d AND ASM3. Iwa task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment.

KARTTUNEN, E. 2004. RIL 124-2 Vesihuolto II.

LAITINEN, J., NIEMINEN, J., SAARINEN, R. & TOIVIKKO, S. 2014. Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamot. Suomen ympäristö 3/2014. Ympäristöministeriö. [Viitattu 2018-10-26.] Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/43199>

NISSINEN, P. 2017. Mikrosiivilöinti jätevedenpuhdistamon esikäsittelyvaiheena – vaikutusten arviointi staattisen mallinnuksen avulla. Diplomityö. Tampereen teknillinen yliopisto. [Viitattu 2018-11-17.] Saatavissa: <http://urn.fi/URN:NBN:fi:ty-201710262080>

POUTIAINEN, H. & HEINONEN-TANSKI, 2012. Modernit menetelmät yhdyskuntien jätevedenkäsittelyn tehostamisessa. Itä-suomen yliopiston ympäristötieteen laitoksen julkaisusarja 1/2012.

RIEGER, L., GILLOT, S., LANGERGRABER, G., OHTSUKI, T., SHAW, A., TAKÁCS, I. & WINKLER, S 2012. Guidelines for using activated sludge models. Scientific and technical report No. 21.

SIMPANEN, M. 2006. Tyypeä sisältävien jätevesien käsittely 2-n-promenetelmällä. Diplomityö. Lappeenranta teknillinen yliopisto. [Viitattu 2018-10-26.] Saatavissa: <http://urn.fi/URN:NBN:fi-fe200811212105>

SUOMEN KAUPUNKILIITTO 1980. Jätevedenpuhdistamoiden suunnittelu. Kaupunkiliiton julkaisu. Kirjapaino Oy Nova, Helsinki.

STENDAHL, K. 1991. Vedenkäsittelyn käsikirja. Kemira Kemi AB.

VNa 888/2006. Valtionneuvoston asetus yhdyskuntajätevesistä. WWW- dokumentti. [Viitattu 2018-10-20] Saatavissa: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2006/20060888>.

LIITE 1: ASM1 KINEETTISET JA STOIKIMETRISET PERUSTEET

Component →		i													Process Rate, ρ_j [$ML^{-3}T^{-1}$]	
j	Process ↓	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
		S_1	S_2	X_1	X_2	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	X_P	S_O	S_{NO}	S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}		
1	Aerobic growth of heterotrophs		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_2}{K_S + S_2} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H}$	
2	Anoxic growth of heterotrophs		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$		$-i_{XB}$			$\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2.86 Y_H} - \frac{i_{XB}}{14}$	$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_2}{K_S + S_2} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_R X_{B,H}$	
3	Aerobic growth of autotrophs						1		$-\frac{4.57 - Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XB} \frac{1}{Y_A}$			$\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7 Y_A}$	$\hat{\mu}_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A}$	
4	'Decay' of heterotrophs				$1 - f_P$	-1		f_P					$i_{XB} - f_P i_{XP}$		$b_H X_{B,H}$	
5	'Decay' of autotrophs				$1 - f_P$		-1	f_P					$i_{XB} - f_P i_{XP}$		$b_A X_{B,A}$	
6	Ammonification of soluble organic nitrogen										1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_A S_{ND} X_{B,H}$	
7	'Hydrolysis' of entrapped organics		1		-1										$k_h \frac{X_B/X_{B,H}}{K_X + (X_B/X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H}$	
8	'Hydrolysis' of entrapped organic nitrogen											1	-1		$\rho_7 (X_{ND}/X_B)$	
Observed Conversion Rates [$ML^{-3}T^{-1}$]		$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$														
Stoichiometric Parameters: Heterotrophic yield: Y_H Autotrophic yield: Y_A Fraction of biomass yielding particulate products: f_P Mass N/Mass COD in biomass: i_{XB} Mass N/Mass COD in products from biomass: i_{XP}		Soluble inert organic matter [$M(COD)L^{-3}$]	Readily biodegradable substrate [$M(COD)L^{-3}$]	Particulate inert organic matter [$M(COD)L^{-3}$]	Slowly biodegradable substrate [$M(COD)L^{-3}$]	Active heterotrophic biomass [$M(COD)L^{-3}$]	Active autotrophic biomass [$M(COD)L^{-3}$]	Particulate products arising from biomass decay [$M(COD)L^{-3}$]	Oxygen (negative COD) [$M(-COD)L^{-3}$]	Nitrate and nitrite nitrogen [$M(N)L^{-3}$]	NH_4^+ + NH_3 nitrogen [$M(N)L^{-3}$]	Soluble biodegradable organic nitrogen [$M(N)L^{-3}$]	Particulate biodegradable organic nitrogen [$M(N)L^{-3}$]	Alkalinity – Molar units	Kinetic Parameters: Heterotrophic growth and decay: $\hat{\mu}_H, K_S, K_{O,H}, K_{NO}, b_H$ Autotrophic growth and decay: $\hat{\mu}_A, K_{NH}, K_{O,A}, b_A$ Correction factor for anoxic growth of heterotrophs: η_R Ammonification: k_A Hydrolysis: k_h, K_X Correction factor for anoxic hydrolysis: η_h	

LIITE 2: KOHDEPUHDISTAMON PROSESSIKAAVIO SUMOSSA

