

LAPPEENRANNAN TEKNILLINEN YLIOPISTO

Teknillinen tiedekunta

Ympäristötekniikan koulutusohjelma

BH10A0300 Ympäristötekniikan kandidaatintyö ja seminaari

**AMMONIUMTYPPI ILMASTUKSEN
OHJAUSPARAMETRINÄ YHDYSKUNTAJÄTEVEDEN
PUHDISTUKSESSA**

**Ammonia as a control parameter of aeration in municipal
wastewater treatment**

Tarkastaja: TkT Risto Soukka

Ohjaaja: DI Päivi Karttunen

Lappeenrannassa 15.4.2008

Jussi Lähde

Liisankatu 12 as.5

53900 Lappeenranta

p. 040 721 2991

SISÄLLYSLUETTELO

SYMBOLILUETTELO	3
1 JOHDANTO	4
2 YHDYSKUNTAJÄTEVEDET	5
2.1 Tulovirtaus ja lämpötila	5
2.2 Ravinteet	6
2.2.1 Typpi	6
2.2.2 Fosfori	7
2.3 Hapenkulutus	8
2.3.1 Biokemiallinen hapenkulutus	9
2.3.2 Kemiallinen hapenkulutus	10
2.3.3 Nitrifikaation aiheuttama hapenkulutus	10
3 JÄTEVEDENPUHDISTUS	11
3.1 Nykytila ja tulevaisuus Suomessa	12
3.2 Esikäsittely	13
3.3 Selkeytys	13
3.4 Biologinen puhdistus	15
3.4.1 Aktiivilieteprosessi	15
3.4.2 Kiinteäalustaiset prosessit	16
3.4.3 Aerobinen prosessi	17
3.4.4 Anoksinen prosessi	20
4 ILMASTUSALTAAN ILMAMÄÄRÄN OHJAUS	22
4.1 Ilmamäärän ohjaus happipitoisuuden perusteella	22
4.2 Ilmamäärän ohjaus ammoniumtypen perusteella	23
5 MIKKELIN VESILAITOS, KENKÄVERONNIEMEN JÄTEVEDENPUHDISTAMO	25
5.1 Puhdistusprosessi	26
5.2 Puhdistusvaatimukset ja -tulokset	27
5.3 Koeajoissa käytetty ilmastusallas	28
5.4 Laitoksen ohjaus	29

6	KENTTÄKOKEET	30
6.1	Testijaksot.....	30
6.2	Ammoniumtyypianalysaattori	31
7	TULOKSET	32
7.1	Laitoksen toiminta vertailujakson aikana	32
7.2	Laitoksen toiminta ensimmäisen koejakson aikana.....	33
7.3	Laitoksen toiminta toisen koejakson aikana	36
8	JOHTOPÄÄTÖKSET	37
9	YHTEENVETO.....	38
	LÄHTEET	40

LIITTEET

Liite 1. Kenkäveronniemen puhdistamon prosessikaavio

Liite 2. Koeajojen vertailujakso

Liite 3. Koeajojen ensimmäinen jakso

SYMBOLILUETTELO

h	Aika	[a]
BOD	Biokemiallinen hapenkulutus	[mg/l], [g/m ³]
BHK	Biokemiallinen hapenkulutus	[mg/l], [g/m ³]
C	pitoisuus	[mg/l], [g/m ³]
COD	Kemiallinen hapenkulutus	[mg/l], [g/m ³]
F/M	Lietekuorma	[kg _{BOD} /kg _{MLSSd}]
KHK	Kemiallinen hapenkulutus	[mg/l], [g/m ³]
M	moolimassa	[kg/kmol], [g/mol]
m	massa	[kg], [g]
NBOD	nitrifikaation aiheuttama hapenkulutus	[mg/l], [g/m ³]
Q	virtaus	[m ³ /d], [m ³ /a]
ΔTAL	Alkaliteetin muutos	[mol]

Alaindeksit

ATU	Nitrifikaatio estetty
Ca(OH) ₂	Kalsiumhydroksidi
MLSS	Kiintoaine määrä ilmastusaltaassa
NO ₃ -N	Nitraatti
5	Viisi vuorokautta
7	Seitsemän vuorokautta

1 JOHDANTO

Aktiivilietemenetelmä on yleisin jäteveden puhdistusmenetelmä. Aktiivilietealtaiden ilmastuksen energiankulutus vastaa noin puolta koko jätevedenpuhdistamon energian tarpeesta, joten ilmastuksen energiatehokkuutta kannattaa parantaa tarkan säätötekniikan avulla. (Karttunen 2004, 517; Tchobanoglous et al. 2003, 1704.)

Jätevedenpuhdistamoilla pyritään jäteveden ammoniumtyppi nitrifioimaan ilmastusaltaassa hapen ja bakteerien avulla nitraatiksi. Nitrifikaatio tapahtuu yleensä vasta biologisesti hajoavan orgaanisen aineen pitoisuuden pienentyttyä, jolloin allas on matalakuormitteisessa tilassa. Näin ollen voidaan olettaa, että ammoniumtypen alhainen määrä kertoo myös happea kuluttavan orgaanisen aineen poistuneen eli allasta on ilmastettu riittävästi. (Karttunen 2004, 213.)

Tavallisesti jätevedenpuhdistamolla ilmastusaltaiden ilmastusta ohjataan pyrkien pitämään altaan happitaso vakiona happimittareiden avulla. Työn tavoitteena on selvittää voidaanko ilmastusaltaan ilmastuksen ohjausta tehostaa käyttämällä altaan ammoniumtyppipitoisuutta ilmastuksen ohjausparametrina. Selvitettävänä asioina ovat ohjauksen vaikutukset laitoksen puhdistustehokkuuteen sekä sillä saavutettavissa olevat säästöt energiankulutuksessa ja prosessiin lisättävän kalkin käytössä.

Työssä tarkastellaan yhdyskuntajäteveden ominaisuuksia, puhdistusta ja aktiivilieteprosessin toimintaa sekä biologisen puhdistuksen yksikköprosesseja. Lisäksi tarkastellaan ilmastuksen ilmamäärän ohjausta ammoniumtypen mittauksella sekä ohjauksen etuja.

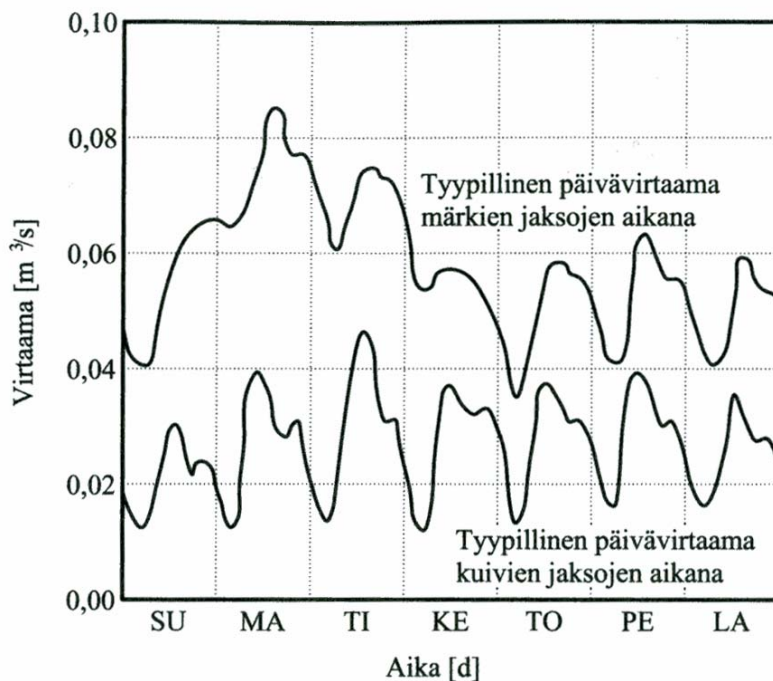
Käytännön testeissä selvitettiin ammoniumtyppiohjauksen toimivuutta ja vaikutuksia puhdistusprosessiin Mikkelin Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamolla. Tutkimuksissa mitattiin Kenkäveronniemen puhdistamon yhden ilmastusaltaan lähtevästä vedestä ammoniumtyppipitoisuutta nykytilassa sekä suoritetaan koeajojaksoja, joiden aikana ammoniumtyppipitoisuuden perusteella ohjattiin kompressorien tuottamaa ilmamäärää. Energiankulutuksen sekä puhdistustehokkuuden muutoksia verrattiin saatujen tuloksien perusteella ilmastuksen nykyiseen ohjaukseen.

2 YHDYSKUNTAJÄTEVEDET

Yhdyskuntajätevedet muodostuvat suureksi osaksi viemäriverkoston liittyneen asutuksen ja laitosten jätevesistä. Lisäksi jätevettä muodostuu hulevesistä eli sade- ja sulamisvedestä, viemäriverkon kunnosta riippuen vuotovesistä sekä kunnalliseen viemäriverkoston liittyneestä teollisuudesta. (Karttunen 2004, 495-496.)

2.1 Tulovirtaus ja lämpötila

Jätevedenpuhdistamolle tulevan jäteveden määrä vaihtelee vuorokauden aikana kellonajasta riippuen. Päivisin tulovirtaus on paljon suurempi kuin yöaikaan. Puhdistamolle tuleva vesimäärä vaihtelee lisäksi viikonpäivän ja vuodenajan mukaan. Riippuen käytetystä viemäröintijärjestelmästä vesimäärä kasvaa erityisesti rankkasateiden tai lumien sulamisesta aiheutuneiden kuormitusten vaikutuksesta. Virtaamien vaihtelu vaikuttaa puhdistamon toimintaan ja siksi virtausvaihteluita tasataan käyttämällä tasausaltaita. (Karttunen 2004, 244-247.)



Kuva 1. Tulovirtauksen vaihtelu (Karttunen 2004, 246)

Suomessa puhdistamolle tulevan yhteiskuntajäteveden lämpötila vaihtelee vuodenajan mukaan ollen talvella huomattavasti kylmempi kuin kesällä. Mikkelin vesilaitoksen Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon käyttö- ja kuormitustarkkailun yhteenvedon (2007, Liite 2) mukaan puhdistamolle tulevan jäteveden lämpötila oli vuonna 2007 alhaisimmillaan 8,2 °C ja korkeimmillaan 19,5 °C. Jäteveden lämpötila vaikuttaa merkittävästi jätevedenpuhdistamon toimintaan, erityisesti biologisten puhdistusprosessien reaktioajat kasvavat merkittävästi veden kylmentyessä. Tämä vaikuttaa puhdistamon ohjaukseen ja puhdistustehokkuuteen. (Tchobanoglous et al. 2003, 54-55.)

2.2 Ravinteet

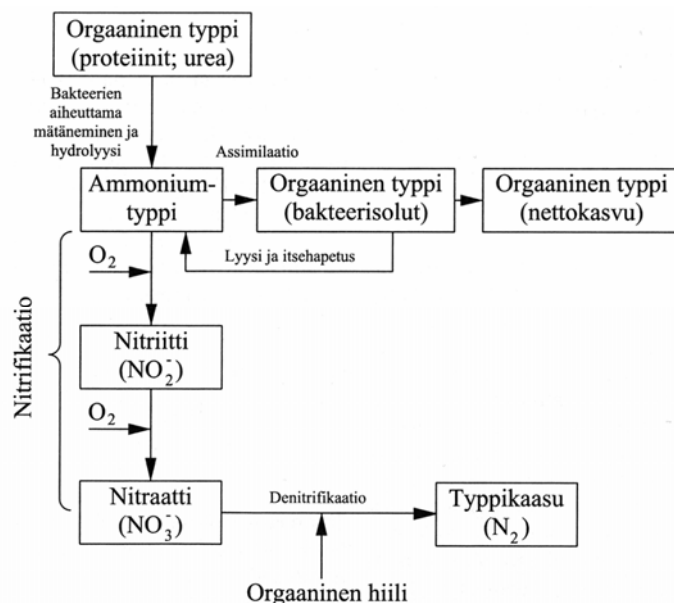
Typpi ja fosfori ovat merkittävimmät vesien rehevöitymistä aiheuttavat ravinteet. Yhdyskuntajätevesissä niitä esiintyy runsaasti erilaisissa ainemuodoissa, minkä takia niitä poistetaan vedestä jätevedenpuhdistamoilla. Kokonaisfosforin ja kokonaistypen määrittäminen kuuluu puhdistamojen päästöjä mittaavaan jätevesianalyysiin. (Karttunen. 2003, 219-221, 263.)

Biologisen puhdistuksen organismit tarvitsevat ravinteita toimiakseen tehokkaasti. Paperi- ja selluteollisuuden jätevedenpuhdistamoilla veteen joudutaankin lisäämään typpeä ja fosforia, jotta siihen saadaan riittävä orgaanisen aineen ja ravinteiden suhde. Suositeltu BOD:N:P suhde on noin 100:3,5:0,5. (Knowpulp 6.0, 2007.)

2.2.1 Typpi

Kunnallisille puhdistamoille tulevassa jätevedessä typpi esiintyy orgaanisiin aineisiin sitoutuneena sekä epäorgaanisena ammoniumina (NH_4^+). Henze (et al. 2002, 29) mukaan kunnallisen jäteveden tyyppistä noin 60 % esiintyy ammoniumtyyppinä ja 40 % orgaanisena tyyppinä. Typen muut esiintymismuodot jätevedessä ovat nitriitti (NO_2^-) ja nitraatti (NO_3^-). Ammonium on myrkyllistä esimerkiksi kaloille ja se pyritään muuttamaan jätevedenpuhdistuksessa nitraatiksi vaikka tavoitteena ei olisikaan varsinainen typen poisto jätevedestä. (Karttunen 2004, 545-546.)

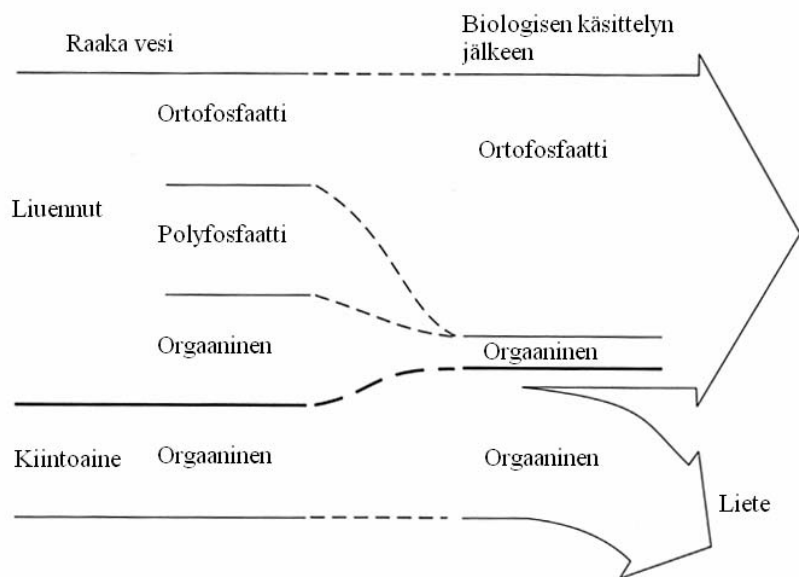
Tärkeimmät typenpoiston mekanismit jätevedenpuhdistuksessa ovat biologisen puhdistuksen assimilaatio ja nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessi. Assimilaatiossa typpeä sitoutuu solujen rakennusaineeksi ja poistuu prosessista poistettavan lietteen mukana. Nitrifikaatio-denitrifikaatioprosessissa nitrosomonas-bakteerit hapettavat ensin ammoniumin nitriitiksi, jonka nitro-bakteerit hapettavat edelleen nitraatiksi. Toisessa vaiheessa joukko erilaisia denitrifioivia bakteereita pelkistävät nitraatin typpikaasuksi (N_2), joka poistuu vedestä ilmaan. Typenmuuntoprosesseja on havainnollistettu kuvassa 2. (Karttunen 2004, 211-213.)



Kuva 2. Typen muuntoprosessit jäteveden puhdistuksessa (Karttunen 2004, 212)

2.2.2 Fosfori

Yhdyskuntajätevedessä fosfori esiintyy orgaanisena fosforina, ortofosfaattina (PO_4^{-3}) ja erimuotoisina polyfosfaatteina. Viessmanin ja Hammerin (1993, 749) mukaan fosforista noin 70 % on liuenneessa muodossa ja 30 % sitoutuneena orgaaniseen kiintoaineeseen. Liuenneesta fosforista suurin osa esiintyy ortofosfaattina. Polyfosfaattien määrä riippuu pääosin pesuaineissa käytettyjen detergenttien määrästä. Jäteveden puhdistuksessa polyfosfaatit hydrolysoituvat ortofosfaatiksi. Fosforin esiintymismuodot jätevedenpuhdistuksessa on esitetty kuvassa 3. (Karttunen 2004, 211, 215.)



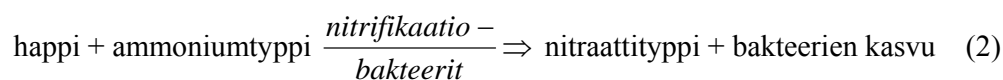
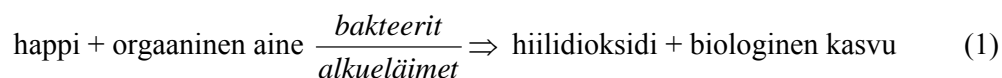
Kuva 3. Fosfori jäteveden puhdistuksessa (Henze et al. 2002, 328)

Fosforia voidaan poistaa jätevedenpuhdistamoilla joko kemiallisesti tai biologisesti. Kemiallisessa prosessissa fosfori saostetaan rauta- tai alumiinisuolojen tai kalkin avulla. Käytettävää kemikaalia lisätään veteen ja ne muodostavat fosforin kanssa yhdisteitä, jotka saostuvat selkeytysaltaan pohjalle. Fosfori poistuu selkeytysaltaasta poistettavan lietteen mukana. Biologisessa prosessissa käytetään hyväksi joidenkin bakteerien kykyä varastoida itseensä fosforia. Fosforia sitovien bakteerien määrää kasvatetaan luomalla prosessiin niille suotuisat olosuhteet. Bakteereihin sitoutunut fosfori poistuu biologisen prosessin ylijäämälietteen mukana. (Henze et al. 2002, 109-110, 330.)

2.3 Hapenkulutus

Jäteveden sisältämän orgaanisen aineen hajoaminen sekä joukko erilaisia aineita kuluttavat happia jätevedestä. Jäteveden tarkan kemiallisen koostumuksen selvittäminen hapenkulutuksen laskemiseksi on vaikeaa, joten hapenkulutuksen selvittämiseksi käytetään kokeellisia keinoja. Kaksi yleisimmin käytettyä orgaanisen aineen määrää kuvaavaa käsitettä ovat BOD (biokemiallinen hapenkulutus) ja COD (kemiallinen hapenkulutus). (Ingildsen ja Olsson 2001, 19.)

Jäteveden hapenkulutus koostuu pääosin kahdesta prosessista: orgaanisen aineen hajoamisesta ja nitrifikaatiosta eli ammoniumin hapettumisesta nitraatiksi. Kyseiset prosessit tapahtuvat tavallisesti myös esitetystä järjestyksessä eli nitrifikaatio alkaa vasta orgaanisen aineen hajottua tai hajoamisen loppuvaiheessa. Yksinkertaistetut prosessit on esitetty kaavoissa 1. ja 2. (Viessman ja Hammer 1993, 284-285.)



2.3.1 Biokemiallinen hapenkulutus

Suomessa biokemiallisesta hapenkulutuksesta käytetään myös lyhennettä BHK, mutta yleisempi nimitys on englanninkielinen lyhenne BOD (Biochemical Oxygen Demand). Määrittäminen suoritetaan mittaamalla happimäärä, jonka näyteveden orgaaninen aine kuluttaa hajottaessaan biologisesti pimeässä tilassa standardiajassa ja -lämpötilassa. Normaalisti määrittämisessä käytetään lämpötilana +20 °C:ta ja aikana seitsemää vuorokautta, jonka merkintä on BOD₇. Joissain muissa maissa määrittämisessä käytetään myös viittä vuorokautta (BOD₅). Ammoniumin nitrifioituminen voi käynnistyä määrittämyksen loppuvaiheessa kasvatusta testin tulosta. Sen estämiseksi voidaan näytteeseen lisätä nitrifikaation estävää inhibiittoria, jonka käyttö merkitään lyhenteellä ATU. (Karttunen 2003, 238-240.)

Biokemiallisen hapenkulutuksen määrittäminen antaa kuvan jäteveden käyttäytymisestä luonnossa ja kuvastaa sen biohajoavuutta. BOD₇:n määrittäminen ei suinkaan kerro jäteveden täydellisen biohajoamisen tarvitsemää happimäärää. Täydellisen hapentarpeen määrittäminen kestäisi useita kymmeniä vuorokausia. Testin huonoja puolia ovat sen pitkä kesto, alttius hajoamisen estäville myrkyille sekä se, että eri laboratoriot voivat saada eriäviä tuloksia. (Karttunen 2003, 238-240.)

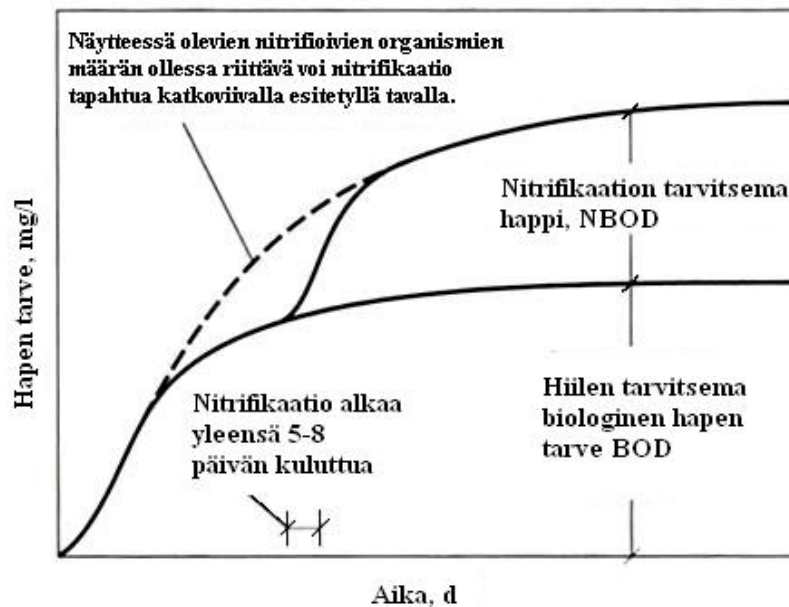
2.3.2 Kemiallinen hapenkulutus

Kemiallinen hapenkulutus COD (Chemical Oxygen Demand) kuvaa jäteveden koko kemiallisesti hajoavan orgaanisen aineen määrää, mistä käytetään myös lyhennettä KHK. Määrittäminen suoritetaan hapettamalla näyte vahvaa hapetinta käyttäen. Hapetukseen kulunut hapetintimen määrä selvitetään ja muutetaan ekvivalentiksi määräksi happea. Kaksi yleisintä menetelmää ovat kaliumpermanganaatti- ja dikromaattimenetelmä. Käytetty menetelmä voidaan ilmaista alaindeksissä. (Karttunen 2003, 240.)

Kemiallisen hapenkulutuksen määrittämisen etu on tuloksen nopea valmistuminen. Määrittäminen kestää muutaman tunnin verrattuna BOD₇:n määrittämiseen viikkoon. Monet orgaaniset yhdisteet on vaikea hajottaa biologisesti, mutta ne hajoavat kemiallisesti hapettamalla. Siksi jäteveden määritetty COD-pitoisuus on BOD-pitoisuutta suurempi. Lisäksi COD-määrittämisessä jotkin epäorgaaniset aineet voivat hapettua kasvattaen tulosta. BOD/COD-suhdetta käytetään jäteveden biohajoavuuden arvioinnissa. Mitä suurempi suhdeluku on, sitä helpompi jätevesi on käsitellä puhdistamalla. (Tchobanoglous et al. 2003, 94, 96-97.)

2.3.3 Nitrifikaation aiheuttama hapenkulutus

Jäteveden puhdistusprosessi toteutetaan Suomessa puhdistamosta riippuen yleensä nitri-fioivana läpi vuoden myös alhaisemmissa jäteveden lämpötiloissa. Typen nitrifikaatio vaatii yhteiskuntajätevedenpuhdistuksessa suuren osan biologisen puhdistuksen hapentarpeesta. Nitrifikaation aiheuttamaa hapenkulutusta voidaan merkitä lyhenteellä NBOD. Jätevesinäytteen hapenkulutuksen käyrä ajansuhteen on esitetty kuvassa 4., josta huomataan ammoniumin nitrifikaation alkavan vasta orgaanisen aineen poistumisen jälkeen. Ammoniumtypen hapettuminen nitraatiksi vaatisi teoreettisesti reaktioyhtälöstä laskettuna 4,6 grammaa happea nitri-fioitua typpigrammaa kohden. Osa typestä kuluu kuitenkin bakteerien kasvuun, mikä vähentää prosessin hapentarvetta ja todelliseksi hapentarpeeksi on saatu noin 4,33 grammaa happea nitri-fioitua typpigrammaa kohden. (Karttunen 2004, 211-213; Tchobanoglous et al. 2003, 87, 613.)



Kuva 4. Orgaanisen aineen ja ammoniumin poistamisen hapenkulutus. (Tchobanoglous et al. 2003, 88)

3 JÄTEVEDENPUHDISTUS

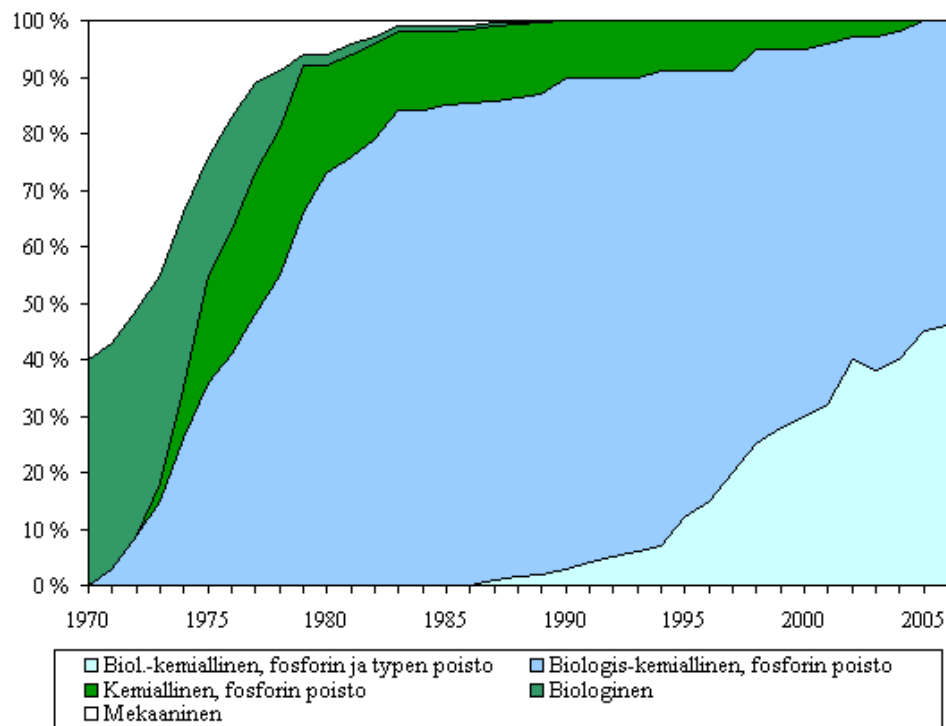
Jäteveden käsittelyssä on pääasiallisena tavoitteena vähentää jäteveden aiheuttamia haittavaikutuksia purkuvesistöjen luonnonympäristölle. Ainakin toistaiseksi jäteveden tai sen ravinteiden hyötykäyttö on vähäistä. Jotkin jäteveden käsittelyprosessit pyrkivätkin vain epäpuhtauksien muuntamiseen harmittomampaan muotoon, eivätkä itse aineiden poistamiseen jätevedestä. Käytettävissä olevia mekaanisia, biologisia ja kemiallisia puhdistusprosesseja eri tavoin yhdistelemällä saadaan käsittelyteholtaan erilaisia jätevedenpuhdistamoi- ta. (Karttunen 2003, 52.)

Vaikka jätevedenpuhdistamoilla useimpien ympäristön kannalta haitallisten tekijöiden puhdistusaste on yli 90 %, täytyy jo puhdistetun jäteveden vaikutukset purkuvesistöille edelleen kuitenkin huomioida. Käsittelymenetelmät eivät ole tehostumassa siinä määrin, että purkuvesistöille ei aiheutuisi jatkossa mitään vaikutuksia. Rajoittavana tekijänä ei niinkään ole prosessien teoreettinen tehokkuus kuin prosessien häiriöalttius ja hoidon vaa- tivuus. (Karttunen 2003, 52.)

3.1 Nykytila ja tulevaisuus Suomessa

Jätevedenpuhdistamoilla käsiteltiin Suomessa vuonna 1999 noin 4 144 000 asukkaan jätevedet, mikä oli 81 % väestöstä. Samojen jätevedenpuhdistamoiden asukasvastineluku oli 5 320 000, mikä johtui pääosin yhteiskuntajäteveden puhdistukseen liittyneestä teollisuudesta. (Lapinlampi ja Raassina (toim.) 2002, 9.) Jätevedenkäsittelyllä poistettiin vuonna 2004 yhdyskuntajätevesistä 95,8 % orgaanisesta aineesta (BOD₇), 94,7 % fosforista ja 48,8 % typestä (Santala et al. 2006, 9-11).

Yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden puhdistusmenetelmien kehitys on esitetty kuvassa 5. Kuva kertoo typen poistoa suorittavien laitosten määrän kasvaneen ja biologis-kemiallista puhdistusta käyttävien puhdistamoiden osuuden nousseen 100 %:iin vuonna 2005. Puhdistamo on laskettu typpeä poistavaksi, mikäli se poistaa yli 60 % laitokselle tulevasta typestä. (Valtion ympäristöhallinnon verkkopalvelu 2008b.) Valtioneuvoston periaatepäätöksen suuntaviivoista vesiensuojelussa vuoteen 2015 -teoksen mukaan typen poistoa on tulevaisuudessa tehostettava (Valtion ympäristöhallinnon verkkopalvelu 2008a).



Kuva 5. Yhdyskuntien jätevesien käsittely Suomessa (Valtion ympäristöhallinnon verkkopalvelu 2008a)

Ympäristönsuojelulain 28 §:n 1 momentin ja ympäristönsuojeluasetuksen 1 §:n 13a kohdan mukaan Suomessa kaikilla asukasvastineluvun sata ylittävillä jätevedenpuhdistamoilla täytyy olla ympäristölupa, jossa esitetään laitoksen käsittelyvaatimukset. Puhdistamon lupaehtojen täyttymistä valvoo alueellinen ympäristökeskus ja lupaehtoja tarkastetaan muuttuneita olosuhteita vastaaviksi noin 5-10 vuoden välein. (Santala et al. 2006, 4).

3.2 Esikäsittely

Jäteveden esikäsittelyyn jätevedenpuhdistamoilla kuuluu joukko erilaisia prosesseja, joista tavallisimmat ovat välppäys tai siivilöinti, hiekanerotus ja rasvanerotus. Näistä ensimmäisenä on tavallisesti välppäys tai siivilöinti, joissa jätevedestä poistetaan karkeat, kuitumaiset ja muoviset epäpuhtaudet. Nämä kiinteät epäpuhtaudet aiheuttaisivat muuten ongelmia puhdistamon toiminnassa takertuen ilmastimiin ja kaapimiin sekä haitaten pumppujen toimintaa. (Karttunen 2004, 498-499.)

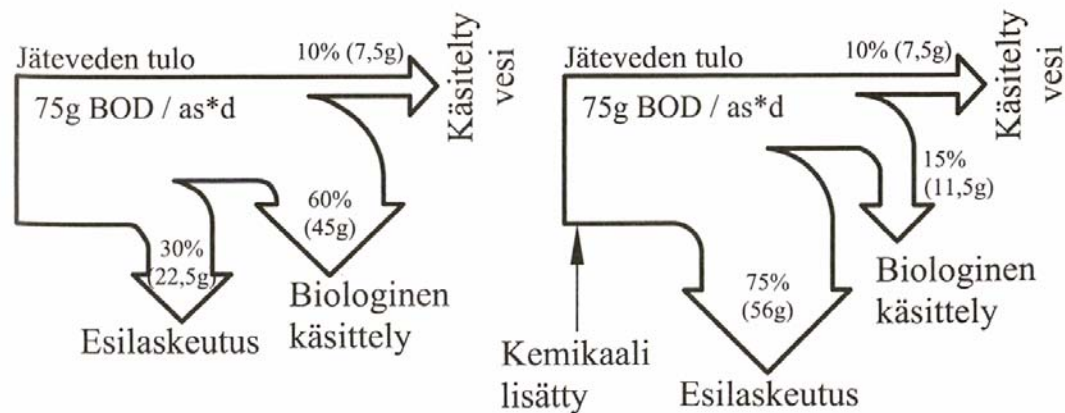
Jäteveden mukana puhdistamolle tulee myös hiekkaa, soraa ja kiviä sekä rasvoja ja öljyjä. Hiekka ja sora täytyy poistaa pumppujen suojaamiseksi. Kiviaines voisi myös kertyä puhdistamolla altaisiin, joista se olisi vaikea poistaa. Öljy likaisi puhdistamon laitteet ja altaat sekä haittaisi joitain biologisia toimintoja. Hiekka erotetaan hiekanerottimessa, jossa veden virtausnopeutta pienennetään, jolloin raskaammat hiekka- ja kivirakeet laskeutuvat pohjalle. Rasva ja öljy erotetaan vedestä erotusaltaan pinnalta. Erotusaltaan pohjalle voidaan johdattaa ilmaa rasvan erottumisen edistämiseksi. (Karttunen 2004, 98, 503-505.)

3.3 Selkeytys

Selkeytyksessä vedestä erotetaan kiintoainesta painovoimaa hyväksi käyttäen. Jätevedenpuhdistamolla selkeytystä käytetään hyväksi erilaisissa muodoissa monissa prosesseissa. Yleisin selkeytyksen muoto on laskeutus, jossa vettä raskaammat hiukkaset painuvat laskeutusaltaan pohjalle. Muita menetelmiä ovat esimerkiksi flotaatio tai erilaiset sentrifugit ja pyörreselkeyttimet. Flotaatiossa hiukkaset nostetaan poistamista varten altaan pinnalle

altaaseen johdetun ilman avulla. Sentrifugeja käytetään lietteen käsittelyssä lietteen vesipitoisuuden vähentämiseksi. (Karttunen 2004, 77.)

Esiselkeytystä käytetään usein biologis-kemiallisen puhdistamon ensimmäisenä vaiheena esikäsitteilyn jälkeen. Esiselkeytyksenä käytetään tavallisesti laskeutusallasta, jossa poistetaan osa veden epäpuhtauksista ennen biologista prosessia. Monilla laitoksilla toteutetaan esisaostusta, jossa saostuskemikaalia sekoitetaan veteen ennen esilaskeutusallasta fosforin poistamiseksi. Tämä kasvattaa esiselkeytyksessä muodostuvan lietteen ja poistuvien epäpuhtauksien määrää. Kuvassa 6. on esitetty saostuskemikaalin käytön vaikutus orgaanisen aineen vähenemiseen esiselkeytyksessä. Esisaostuksessa poistuvan orgaanisen aineen määrä kuitenkin nousee harvoin kuvan mukaiseen 75 %:iin. (Karttunen 2004, 542-543.)



Kuva 6. Saostuskemikaalin vaikutus esiselkeytyksen reduktioon (Karttunen 2004, 543)

Biologisesta puhdistusprosessista jätevesi johdetaan aina jälkiselkeytysaltaaseen. Siinä vedestä erotetaan biologisessa prosessissa syntyvä liete ja loput laskeutuvat epäpuhtaudet. Aktiivilieteprosessissa ja joissakin muissa biologisissa prosesseissa liete pumpataan pääosin takaisin ilmastukseen. Saostuskemikaali voidaan myös syöttää osittain tai kokonaan ilmastusaltaan loppuun ennen jälkiselkeytystä. (Karttunen 2004, 517, 544.)

3.4 Biologinen puhdistus

Biologisen puhdistuksen tavoitteita ovat orgaanisen aineen, kiintoaineiden sekä typen ja fosforin poistaminen puhdistettavasta jätevedestä. Puhdistus perustuu erilaisten mikro-organismien kykyyn hajottaa tai sitoa omaan kasvuunsa epäpuhtauksia. Biologisessa puhdistuksessa täytyy mikrobeille luoda ja ylläpitää optimaaliset elinolosuhteet, jotta puhdistamo toimisi täydellä tehokkuudella. Elinolosuhteiden täytyy myös suosia haluttujen mikrobien kasvua ja pyrkiä pienentämään ei haluttujen mikrobien määrää mikrobipopulaatiossa. Biologisen prosessin tehokkuuteen vaikuttavat monenlaiset tekijät. Tärkeimpiä ovat ravinteet, happipitoisuus, pH, lämpötila, epäpuhtauksien biohajoavuus ja haitalliset, inhiboivat sekä kasvua estävät aineet. (Karttunen 2004, 169-171, 180-181; Henze et al. 2002, 69.)

Biologiset puhdistusprosessit voidaan jakaa mikrobien metabolismin eli aineenvaihdunnan tai mikrobien kasvualustan mukaisesti. Puhdistus voi tapahtua hapettomissa olosuhteissa (anaerobinen), hapellisissa olosuhteissa (aerobinen) tai nitraattipitoisissa hapettomissa olosuhteissa, jossa mikrobit hyödyntävät nitraattiin sitoutunutta happea (anoksinen). Usein jäteveden puhdistus tapahtuu näiden prosessien yhdistelmällä, hyödyntäen kunkin prosessin etuja. Mikrobien kasvualustana voivat toimia kiinteät kasvualustat tai ne voivat olla kiinnittyneinä suspendoituneisiin hiukkasiin. (Karttunen 2004, 171, 182; Tchobanoglous et al. 2003, 550.)

3.4.1 Aktiivilieteprosessi

Aktiivilieteprosessissa jäteveden puhdistus tapahtuu aktiivilietteeseen sitoutuneiden mikrobien avulla. Ilmastusaltaassa mikrobit ja veden epäpuhtaudet ovat sekoittuneena, mikä takaa hyvän kontaktin niiden välille. Ilmastusallasta sekä hapetetaan, millä taataan mikrobeille riittävä happimäärä että sekoitetaan, jotta biomassa ei painuisi altaan pohjalle. Ilmastusaltaassa syntyvä biomassa erotetaan jälkiselkeytysaltaassa vedestä, jolloin jäljelle jää puhdistettu vesi. Selkeytyksessä erottuvaa biomassaa kutsutaan aktiivilietteeksi, joka palautetaan takaisin ilmastusaltaaseen. Puhdistusprosessissa biomassa lisääntyy jatkuvasti,

joten osa aktiivilietteestä poistetaan kierrosta. Poistetun lietteen mukana poistuu myös lietteeseen keräytyvä hajoamaton aines. (Karttunen 2004, 183 ; Henze et al. 2002, 131.)

Aktiivilietelaitoksen tärkeimpiä mitoitusparametreja ovat lietekuorma ja lieteikä. Lietekuormasta käytetään myös lyhennettä F/M ja se kuvaa ilmastusaltaaseen tulevan orgaanisen aineen määrää suhteessa aktiivilietemäärään eli pelkistettynä ruuan suhdetta mikrobeihin. Lieteikä kuvaa keskimääräistä aktiivilietteen kierrätysaikaa prosessissa ennen sen poistamista. Lieteikä ja lietekuorma ovat toisistaan ja tulevasta BOD-kuormasta riippuvia suureita. Alhainen lietekuorma tai pitkä lieteikä merkitsevät yleensä hyvää puhdistustulosta ja lietteen laskeutuvuutta sekä alhaista lietetuotantoa. (Karttunen 2004, 518-521.)

Aktiivilietelaitoksien yleisin ongelma on bulking-ilmiö, jossa liete ei laskeudu kunnolla. Rihmamaisten bakteerien liiallinen kasvu estää lieteflokkien pääsyn toistensa lähelle, jolloin liete jää vetiseksi eikä tiivisty kunnolla. Tämä aiheuttaa lietteen karkaamista selkeyttimestä ja palautuslietteen sakeuden pienenemisen, mikä aiheuttaa aktiivilietepitoisuuden alenemisen ilmastusaltaassa. Lietteen huonoa laskeutuvuutta voivat aiheuttaa rihmamaisten bakteerien lisäksi jotkin muut bakteerilajit. Eräät bakteerit erittävät limamaisia yhdisteitä, mikä keventää lietettä ja huonontaa laskeutuvuutta. Ongelmia voivat aiheuttaa joukko erilaisia tekijöitä, kuten esimerkiksi jäteveden laadun äkilliset muutokset, veden toksiset yhdisteet, laitoksen väärä ajotapa tai suunnittelu. (Karttunen 2004, 199-200.)

Ilmastusallas voi olla periaatteeltaan täydellisesti sekoittuva tai tulppavirtaustyyppinen. Täydellisesti sekoittuvassa altaassa pitoisuuksien pitäisi olla samanlaisia joka kohdassa allasta. Tulppavirtausaltaassa puolestaan ei tapahdu sekoitusta virtaussuunnassa vaan pitoisuudet muuttuvat etenemissuunnassa. Käytännössä virtaus ei käyttäydy näin ideaalisesti vaan ilmastusaltaat toimivat näiden periaatteiden välillä. (Karttunen 2004, 67-68, 190.)

3.4.2 Kiinteäalustaiset prosessit

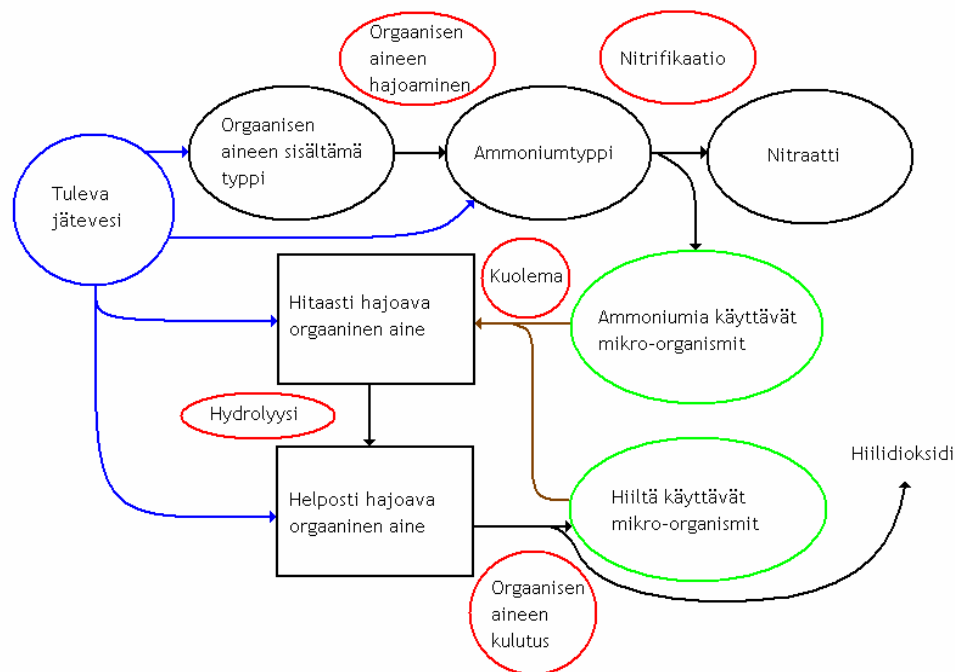
Kiinteäalustaisissa biologisissa puhdistusprosesseissa jätevedenpuhdistuksen suorittavat organismit kehittyvät kiinteille pinnoille. Puhdistettava vesi puhdistuu ollessaan kosketuksessa näiden pintojen kanssa. Jätevedenpuhdistuksessa on käytössä monenlaisia kiinteä-

alustaisia menetelmiä. Vanhin menetelmä on biologinen suodatin, jossa vesi johdetaan esimerkiksi sepelikerroksen tai profiloitujen muovilevyjen läpi. Uudempaa tekniikkaa edustaa kantoaineprosessi, jossa altaaseen lisätään pieniä kappaleita joiden pinnalle biofilmi kasvaa. Muita ratkaisuja ovat esimerkiksi rotaatiosuodattimet, jotka ovat puoliksi vedessä olevia pyöriviä kiekkoja. (Karttunen 2004, 192-199; Henze et al. 2002, 183-188.)

Kiinteäalustaisia prosesseja voidaan käyttää orgaanisen aineen poistoon, nitrifikaatioon sekä denitrifikaatioon. Suunnittelussa tulee huomioida puhdistettavan veden riittävä kontakti biofilmin kanssa, kontrolloida biofilmin kasvua, jotta umpeenkasvua ei tapahdu sekä varmistaa riittävä hapen saanti orgaanisen aineen hajoamiseksi. (Henze et al. 2002, 182.)

3.4.3 Aerobinen prosessi

Aerobinen prosessi on kaikkein tärkein prosessi poistettaessa orgaanista ainetta jätevedestä. Se on myös ainoa prosessi, jossa voidaan nitrifioida ammoniumtyyppi nitraatiksi. Jätevesi sisältää hitaasti sekä helposti hajoavaa orgaanista ainetta. Mikro-organismit muuttuvat kuollessaan myös hitaasti hajoavaksi aineeksi. Hitaasti hajoava aines täytyy ensin pilkkoa pienemmäksi helposti hajoavaksi aineeksi. Tämä tapahtuu bakteerien toimesta prosessissa, jota kutsutaan hydrolyysiksi. Orgaanisen aineen hajotusprosessissa mikro-organismit käyttävät hyödykseen orgaanista ainetta ja happea. Mikrobit hajottavat orgaanisen aineen hapen avulla energiakseen. Osa orgaanisesta aineesta kuluu mikro-organismien kasvuun ja loput muuttuu hiilidioksidiksi. Prosessi muistuttaa ihmisen energian tuottamista ruuasta, joka myös on orgaanista ainetta. Lisäksi jotkin bakteerit hajottavat toisia bakteereita omaksi energiakseen. Kuvassa 6. esitetään aerobisen jäteveden puhdistuksen hiilen ja typen muutosprosessit. (Ingildsen ja Olsson 2001, 24-25.)

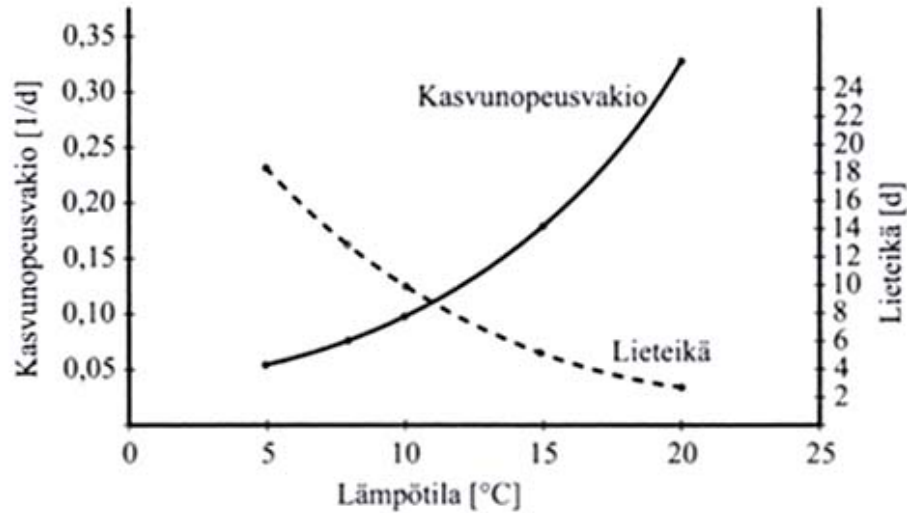


Kuva 7. Aerobisen jäteveden puhdistuksen ainevirrat (Ingildsen ja Olsson 2001, 26)

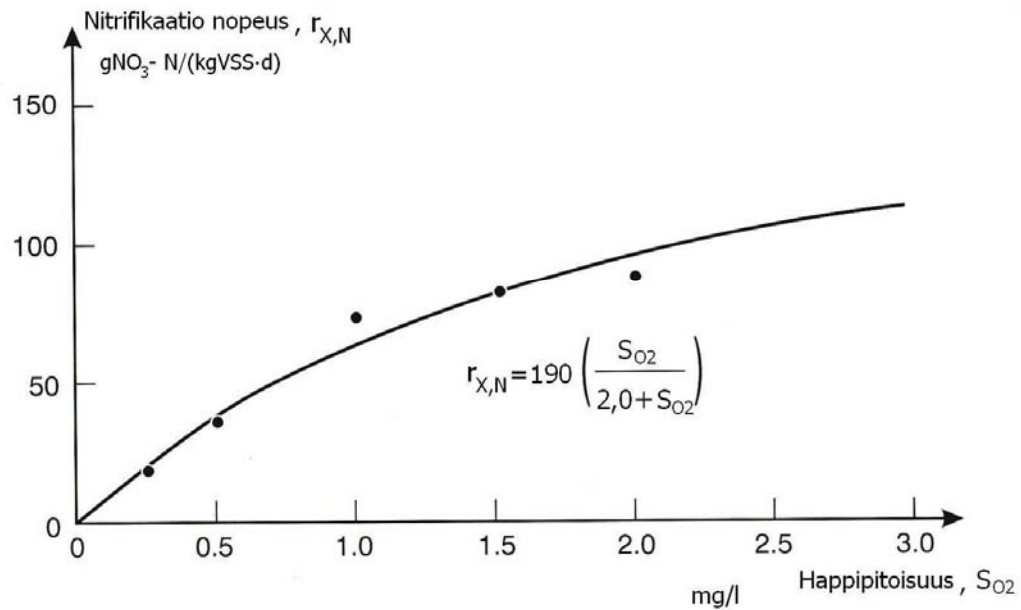
Nitrifikaatio voidaan toteuttaa jätevedenpuhdistuksessa vain hapellisissa olosuhteissa eli aerobisessa prosessissa. Nitrifikaatiossa typpi hapettuu ammoniumtyppimuodosta nitraattitypen muotoon. Prosessi tarvitsee toimiakseen nitrifioivien bakteerien lisäksi hiilidioksidia ja happea. Nitrifikaatio pyrkii laskemaan pH:ta eli prosessi kuluttaa veden alkaliteettiä. Ammoniumtyppimoolia kohden kuluu kaksi moolia alkaliteettiä. Jätevedenpuhdistuksessa täytyy pH pitää riittävän korkeana, joten veteen lisätään kalkkia alkaliteetin nostamiseksi. Prosessin hapentarve on käsitelty jo luvussa 2.3.3 Nitrifikaation aiheuttama hapenkulutus. (Henze et al. 2002, 89-93.)

Nitrifikaatioprosessin nopeus riippuu monista tekijöistä. Kuten monissa muissakin biologisissa prosesseissa tärkeimmät tekijät ovat lämpötila, veden happipitoisuus, pH ja nitrifikaatiobakteerien määrä. Veden lämpötila vaikuttaa prosessin reaktionopeuden lisäksi nitrifikaatiobakteerien kasvunopeuteen, siksi talvella kylmien vesien aikaan aktiivilieteprosessin lieteiän täytyy olla korkeampi kuin kesällä saman puhdistustehon saavuttamiseksi. Lämpötilan vaikutus nitrifikaation saavuttamiseksi vaadittavaan lieteikään ja nitrifikaatiobakteerien kasvunopeuteen on esitetty kuvassa 8. Veteen liunneen hapen pitoisuus vaikuttaa suu-

resti nitrifikaation tehokkuuteen ja on lisäksi kaikkein nopeimmin vaikutettavissa oleva tekijä. Nitrifikaatiotehon laskiessa voidaan ensimmäisenä korjaustoimenpiteenä nostaa happipitoisuutta kasvattamalla altaaseen syötettävää ilmamäärää. Happipitoisuuden vaikutus nitrifikaatiotehokkuuteen on esitetty kuvassa 9. (Henze et al. 2002, 93-96; Karttunen 2004, 546.)



Kuva 8. Nitrifikaation vaatima lieteikä ja nitrifikaatiobakteerien kasvunopeus (Karttunen 2004, 545)



Kuva 9. Happipitoisuuden vaikutus nitrifikaatiotehoon (Henze et al. 2002, 234)

3.4.4 Anoksinen prosessi

Biologisen typenpoiston tehostaminen jäteveden puhdistuksessa vaatii vähähappisen anoksisen tilan, jossa denitrifikaatio voi tapahtua. Typenpoiston toiseksi vaiheeksi kutsutussa denitrifikaatiossa nitraatti-ioni pelkistyy typpikaasuksi, joka poistuu vedestä. Prosessi ei vaadi täysin hapetonta tilaa, mutta happipitoisuuden noustessa denitrifikaatioteho laskee ja lähestyy nollaa yli 1 mg/l happipitoisuuksilla. Denitrifioivat bakteerit ovat heterotrofia eli ne tarvitsevat ulkopuolisen hiililähteen. Orgaaninen aines toimii energian lähteenä ja luovuttaa elektronin, jonka hapen puuttuessa vastaanottaa nitraatti-ioni. Prosessi kuluttaa myös vedestä vetyioneja, mikä nostaa veden alkaliteettiä. Prosessin nopeuteen vaikuttavat esimerkiksi hiililähde, happitaso, lämpötila ja pH. (Karttunen 2004, 213, 547.)

Kuten jo edellä mainittiin kuluttaa denitrifikaatio jätevedestä orgaanista ainetta, joka voi olla jäteveden sisältämää orgaanista ainetta, endogeenisen hajoamisen tuottamaa orgaanista ainetta tai lisätty hiililähde kuten metanoli. Denitrifikaation käyttäessä jäteveden sisältämiä hiililähteitä pienentää se ilmastuksessa poistettavan orgaanisen aineen määrää, mikä vähentää ilmastuksen energian kulutusta. Yksi denitrifioitu typpigramma kuluttaa orgaanista ainetta noin kolmen ja viiden gramman väliltä BOD:na mitattuna. (Karttunen 2004, 213, 547.) Tchobanoglous (et al. 2003, 620) mukaan BOD:n kulutuksen poistettua typpigrammaa kohden riippuvan käytetyn hiililähteen laadusta ja prosessiolosuhteista. Heidän mukaansa tyypillinen arvo on noin neljä grammaa BOD:ta poistettua typpigrammaa kohden.

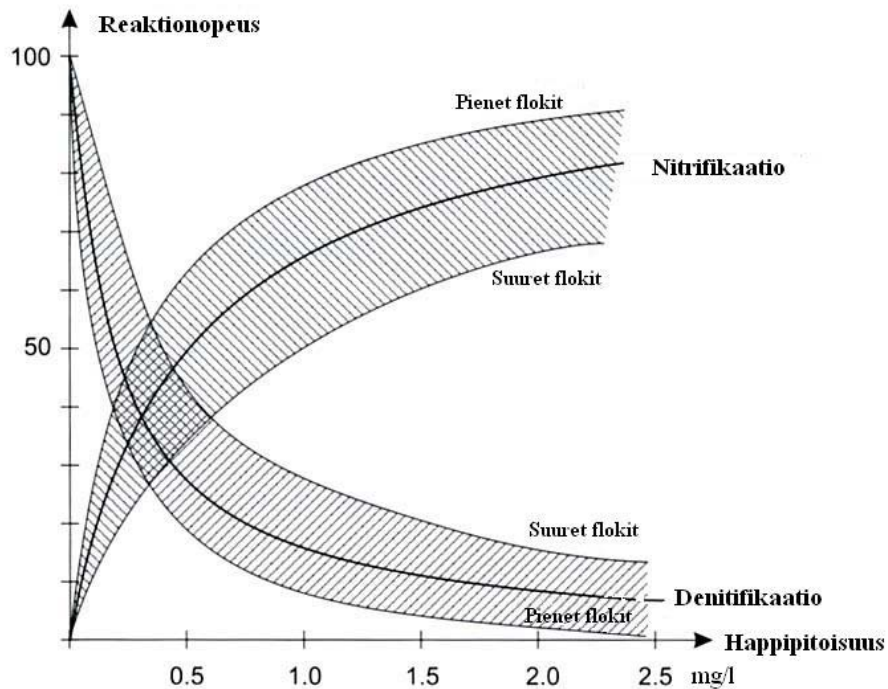
Denitrifikaation aiheuttama alkaliteetin nousu pienentää myös alkaliteetin noston tarvetta kalkin lisäyksellä. Hiililähteestä riippumatta denitrifikaatio nostaa veden alkaliteettiä yhdellä moolilla yhtä poistettua nitraattimoolia kohden. Jäteveteen lisätään kalkkia kalsiumhydroksidina ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) alkaliteetin nostamiseksi. Yhden moolin alkaliteetin nousuun tarvitaan 37 grammaa kalsiumhydroksidia. Nitraatin molekyylipainoon avulla saadaan yhtälöstä 3.1 laskettua denitrifoidun nitraatin typpigramman aiheuttama alkaliteetin nousu kalsiumhydroksidina. (Tchobanoglous et al. 2003, 59, 527, 619.)

$$\frac{m_{Ca(OH)_2} / \Delta TAL}{M_{NO_3-N}} = \frac{37 g(Ca(OH)_2) / 1 mol}{14 \frac{g(NO_3-N)}{mol}} = 2,6 \frac{g(Ca(OH)_2)}{g(NO_3-N)} \quad (3)$$

missä

m	on massa [g]
ΔTAL	on alkaliteetin muutos [mol]
M	on moolimassa [g/mol]

Vaikka nitrifikaatio ja denitrifikaatio ovat happipitoisuudesta riippuvaisia prosesseja, eivät ne sulje toisiaan pois. Matalissa happipitoisuuksissa molemmat prosessit voivat toimia samanaikaisesti. Toisaalta silloin molemmat prosessit voivat parhaimmillaankin toimia vain puolella nopeudella. Kuvasta 10. huomataan yhdenaikaisen prosessin toimivan happipitoisuuksilla alle 1 mg/l. Flokkien koko vaikuttaa suuresti prosessin nitrifikaation ja denitrifikaation suhteeseen. Pienemmillä flokeilla nitrifikaatio tehostuu ja suuremmilla flokeilla kasvaa denitrifikaation osuus, mikä selittyy flokkien sisälle kehittyvällä hapettomalla vyöhykkeellä. (Henze et al. 2002, 265.)



Kuva 10. Yhdenaikaisen nitrifikaation ja denitrifikaation tehokkuus (Henze et al. 2002, 266)

4 ILMASTUSALTAAN ILMAMÄÄRÄN OHJAUS

Suurella osalla jätevedenpuhdistamoista suurin yksittäinen energiankuluttaja on ilmastusaltaiden ilmastus. Tästä johtuen ilmamäärän säästöpotentiaali tai prosessin mahdollinen tehostaminen voivat merkitä suuriakin säästöjä energiankulutuksessa. Ilmastusaltaiden happipitoisuudella on lisäksi suuri merkitys kaikkiin biologisiin prosesseihin, joten parempi ilmastuksen ohjaus voi vaikuttaa merkittävästi myös laitoksen puhdistustuloksiin. (Ingildsen ja Olsson 2001, 152.)

Ilmastuksen ilmamäärän säätö on muuttunut ajan kuluessa. Ensin ilmamäärä pidettiin samalla riittäväksi havaitulla tasolla tai ilmamäärää muutettiin ajastimen avulla vastaamaan päivittäistä kuorman vaihtelua. Happimittarien tullessa markkinoille ilmamäärää alettiin säätää altaiden happipitoisuuden mukaisesti. Happipitoisuus kuitenkin vaihtelee ilmastusaltaan kohdasta riippuen eikä ole vakio. Samoin rinnakkaissa linjoissa happipitoisuudet eivät ole aina samanlaiset. Tästä johtuen useampia happimittareita sijoitettiin ilmastusaltaiden eri paikkoihin ja säädettiin ilmamäärän lisäksi altaan ilmanjakoa. Seuraava askel on ohjata ilmamäärää ja happipitoisuuden asetusarvoa perustuen ammoniumtyppipitoisuuden mittaukseen. (Ingildsen ja Olsson 2001, 118.)

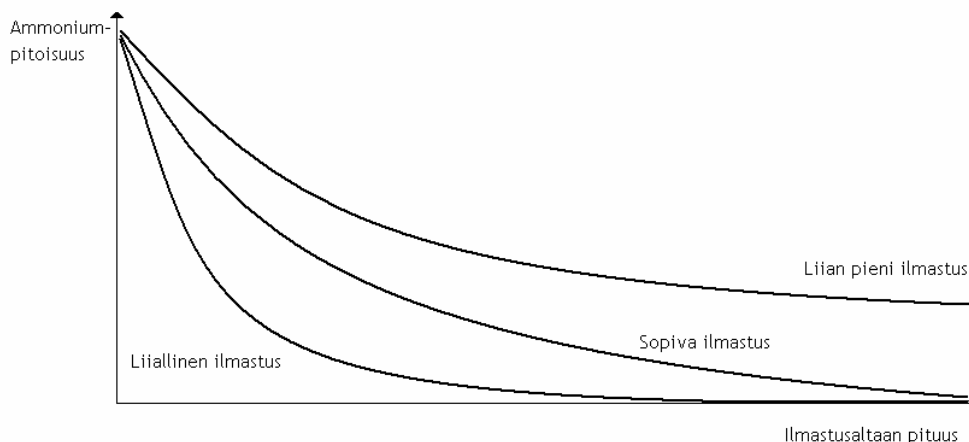
4.1 Ilmamäärän ohjaus happipitoisuuden perusteella

Ilmamäärän ohjaus happipitoisuuden mukaan on tehokas tapa vastata laitoksen tulokuorman vaihteluun. Puhdistettavan kuorman kasvaessa ilmastusaltaassa hapenkulutus nousee pyrkien laskemaan veteen liunneen hapen määrää, minkä happimittari mittaa ja ohjausjärjestelmä nostaa altaan hapetusta muutoksen estämiseksi. Samoin alhaisen kuormituksen aikaan happitaso ei pääse altaassa nousemaan turhan korkeaksi, jolloin hapen liukenemistehokkuus laskee. Happipitoisuuden mukainen ilmamäärän ohjaus voi säästää yhteiskunta-jätevedenpuhdistamolla noin kolmasosan energiaa tasaiseen ilmamäärän syöttöön verrattuna. (Ingildsen ja Olsson 2001, 101-102, 154.)

Ilmastusaltaan happipitoisuuden mittaus yhdestä kohdasta ei useinkaan anna riittävää informaatiota koko altaan happipitoisuudesta. Etenkin tulppavirtaustyyppisissä ilmastusaltaissa, joissa epäpuhtauksien pitoisuus pienentyy loppua kohden, hapen tarve muuttuu altaan matkalla. Altaan yhden pisteen happipitoisuuden mukainen ilmamäärän ohjaus voi aiheuttaa suuriakin happipitoisuuden vaihteluja altaan muissa osissa. Sen takia happimittauksia täytyy olla riittävästi ja ilmanjakoon täytyy kiinnittää huomiota, jolloin saadaan happipitoisuudet pidettyä tehokkaasti halutulla tasolla. (Ingildsen ja Olsson 2001, 102-103.)

4.2 Ilmamäärän ohjaus ammoniumtyypen perusteella

Parannettu ammoniumtyyppiperusteinen ilmastuksenohjaus pitää sisällään monia hyötyjä. Ensinnäkin pelkkä taloudellinen hyöty saavutetaan ilmamäärän pienentymisellä. Säästöjä syntyy välttämällä yli-ilmastusta tilanteissa, joissa ammoniumtyppi on jo kokonaan nitrifioitu ennen ilmastusaltaan loppua. Kokemuksien perusteella täysikokoisilta jätevedenpuhdistamoilta happipitoisuuden mukaisen ohjauksen vaihto ammoniumtyypen perusteella tapahtuvaan ohjaukseen säästää 10-30 % ilmastuksessa. Suurimmat säästöt saadaan aikaan lopettamalla ilmastus osassa ilmastusallasta kokonaan tai väliaikaisesti, jolloin denitrifikaatio kuluttaa veden BOD:ta. Myöskin pelkkä happipitoisuuden asetusarvon laskeminen alhaisen kuormituksen aikana on osoittanut hyviä tuloksia. Lisäksi ilmastusaltaan happipitoisuuden laskemista seuraa usein samanaikainen nitrifikaatio ja denitrifikaatio, mikä pienentää veden kokonaistypen määrää. BOD-kuorman pienentämisen lisäksi denitrifikaatio nostaa alkaliteettiä pienentäen kalkin syöttö kustannuksia. Kustannussäästön lisäksi ohjaus on näin ollen parantanut myös laitoksen puhdistustulosta. Toiseksi korkean kuormituksen aikana ja mahdollisissa häiriötilanteissa noussut ammoniumtyypipitoisuus nostaa hapen asetusarvoa parantaen puhdistustehokkuutta. Ilmastusaltaan optimaalista hyödyntämistä on esitetty kuvassa 11. (Ingildsen ja Olsson 2001, 160.)



Kuva 11. Tulppavirtaustyyppisen ilmastusaltan hyödyntäminen (Ingildsen ja Olsson 2001, 160.)

Ilmastuksenohjausta voidaan parantaa erilaisilla strategioilla. Analysaattori voidaan sijoittaa mittaamaan ilmastusaltaihin tulevaa veden ammoniumtyyppipitoisuutta, jolloin ilmastusta voidaan ohjata ilmastukseen kohdistuvan typpikuorman perusteella. Tämän ohjauksen etuna on viiveettömyys, mutta haittana on mallin tarvitseman kuormitusilmamääräsuhteen selvittäminen sekä puhdistuksen toimivuuden tarkastusmahdollisuuden puuttuminen. Lisäämällä toinen analysaattori ilmastuksen loppuun tai selkeytykseen saadaan luotettavaa tietoa puhdistusprosessin toiminnasta. Analysaattori voidaan asentaa ilmastuksen loppuun mittaamaan ammoniumpitoisuutta, jonka mukaan happiasetusarvoa säädetään. Ammoniumin asetusarvoa ei kuitenkaan kannata pitää nollassa, jolloin ei nähdä onko ilmastusallas täysin hyödynnetty vai laskeeko ammoniumpitoisuus nolnaan jo aikaisemmin. Tähän auttaa analysaattorin siirtäminen paikkaan ennen altaan loppua. (Ingildsen ja Olsson 2001, 158, 160-161.)

Jätevedenpuhdistamon ilmastuksen ohjaus ammoniumtypen perusteella voidaan suorittaa eri tavoin biologisesta puhdistusprosessista ja ilmastusaltan tyypistä riippuen. Tulppavirtaustyyppisessä altaassa prosessissa, jossa ensin on anoksinen vyöhyke denitrifikaatioon ja seuraavaksi aerobinen vyöhyke nitrifikaatioon sekä takaisinkierto altaan lopusta alkuun, kannattaa analysaattori asentaa altaan loppuun. Ammoniumpitoisuuden mukaan ohjataan vain altaan viimeisen vaiheen ilmastusta. Ohjauksella saadaan laskettua altaan loppuosan happipitoisuutta, mikä alentaa takaisinkierron mukana altaan alkuun karkaavaa happimäärää. Anoksisen vaiheen happipitoisuuden laskusta seuraa denitrifikaatiotehon nousu, mikä

kasvattaisi denitrifikaatiossa poistetun orgaanisen aineen määrää sekä parantaisi typenpoistoa.

Täyssekoitteisissa ilmastusaltaissa typpi kuorman pienentyessä ja ammoniumtyppipitoisuuden laskiessa alhaiseksi kannattaa happitasoa laskea koko altaan osalta. Ammoniumtyppi määrän noustessa, altaan happitasoa taas nostetaan, jolloin nitrifikaatio tehostuu. Mikäli altaan puhdistustehokkuus sallii happimäärän laskemisen ajoittain riittävän alhaiseksi saavutettaisiin altaaseen yhdenaikainen nitrifikaatio-denitrifikaatio prosessi.

5 MIKKELIN VESILAITOS, KENKÄVERONNIEMEN JÄTEVEDENPUHDISTAMO

Mikkelin Vesilaitoksen Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamossa käsitellään Mikkelin kaupungin sekä Rantakylän ja Otavan taajamien jätevesiä. Puhdistamon vuotuinen käsitelty vesimäärä vuonna 2007 oli noin 4 680 000 m³, joka vastaa noin 12 800 m³:n vuorokausivirtaamaa. Puhdistamon asukasvastineluku on yli 50 000. (Mikkelin vesilaitoksen Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon käyttö- ja kuormitustarkkailun yhteenveto 2007, 2.)

Laitoksen sähkönkulutus vuonna 2007 oli noin 2 110 000 kWh, josta laitoksen ilmastusaltaiden ilmastuksen sähkönkulutuksen arvioitiin olevan karkeasti noin 800 000 kWh. Tällöin vuotuinen ilmastuksen ilmantuoton kustannus on noin 50 000 euroa. Puhdistamo käytti vuonna 2007 alkaliteetin nostamiseen kalsiumhydroksidia yhteensä noin 237 000 kg. Kalkki maksoi laitokselle noin 200 euroa/tonni, jolloin vuotuinen kustannus on noin 47 400 euroa. (Torniainen, haastattelu 17.3.2008.)

Luvussa 3.4.4 esitetyn teorian mukaan denitrifikaatio nostaa alkaliteettiä. Vuotuinen teoreettinen kalsiumhydroksidin kulutuksen lasku denitrifikaation parantuessa keskiarvolla 1 mg/l on laskettu yhtälössä 5.1. Suurempien denitrifikaatiotehokkuuden parannusten aiheuttama kalkinkulutuksen säästö voidaan laskea tällä suhteella.

$$\frac{\Delta TAL}{h} = Q_a * \Delta C_{NO_3-N} * \frac{m_{Ca(OH)_2}}{m_{NO_2-N}} \quad (5.1)$$

$$= 4680000 \frac{m^3}{a} * 1 \frac{g_{NO_3-N}}{m^3} * 2,6 \frac{g_{Ca(OH)_2}}{g_{NO_3-N}} = 12\,168 \text{ kg/vuodessa}$$

missä

ΔTAL	on alkaliteetin muutos [mol]
h	on aika [vuosi]
Q	on virtaus [m^3/a]
ΔC	pitoisuuden muutos [g/m^3]
m	on massa [g]

5.1 Puhdistusprosessi

Laitoksen käyttämä puhdistusprosessi on mekaanis-biologis-kemiallinen. Esikäsittelyn ja mekaanisen vaiheen muodostavat välppäys, hiekanerotus ja esiselkeytys. Biologisen osan muodostaa aktiivilietekäsittely, joka sisältää ilmastus- ja jälkiselkeytysaltaat. Laitoksella on kolme erillistä puhdistuslinjaa, joilla on erilliset selkeytys- ja ilmastusaltaat. Laitoksen kaikkia linjoja on mahdollisuus käyttää denitrifioivina typen poiston parantamiseksi. Laitoksella ei ole kuitenkaan typen poistovelvoitetta. Vuonna 2007 denitrifioivana laitosta käytettiin toukokuusta joulukuun puoleen väliin. Fosforin saostamiseen puhdistamolla käytetään ferrosulfaattia, jota annostellaan esiselkeytyksen alkuun ja ilmastuksen loppuun. Lisäksi laitoksella käytetään tarvittaessa esiselkeytykseen annosteltavana saostuskemikaalina polyalumiinikloridia. Alkaliteetin ja pH:n pitoisuuden säätöön käytetään kalsiumhydroksidia, joka annostellaan ilmastusaltaisiin. Puhdistamon prosessikaavio on esitetty liitteessä 1. (Mikkelin vesilaitoksen Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon käyttö- ja kuormitustarkkailun yhteenveto 2007, 2.; Mikkelin Vesilaitoksen internetsivut 2008.)

Puhdistamolla syntyvä liete käsitellään laitoksen mädättämössä, jossa liete stabiloituu ja tuottaa biokaasua. Syntyvä biokaasu käytetään puhdistamon rakennusten lämmitykseen ja ylimäärä poltetaan soih tupolttimessa. Mädätykseen jälkeen liete kuivataan lingolla ja toi-

mitetaan Vapo Oy:n Biotechin Metsä-Sairilan kompostointilaitokselle. (Mikkelin Vesilaitoksen internetsivut 2008.)

5.2 Puhdistusvaatimukset ja -tulokset

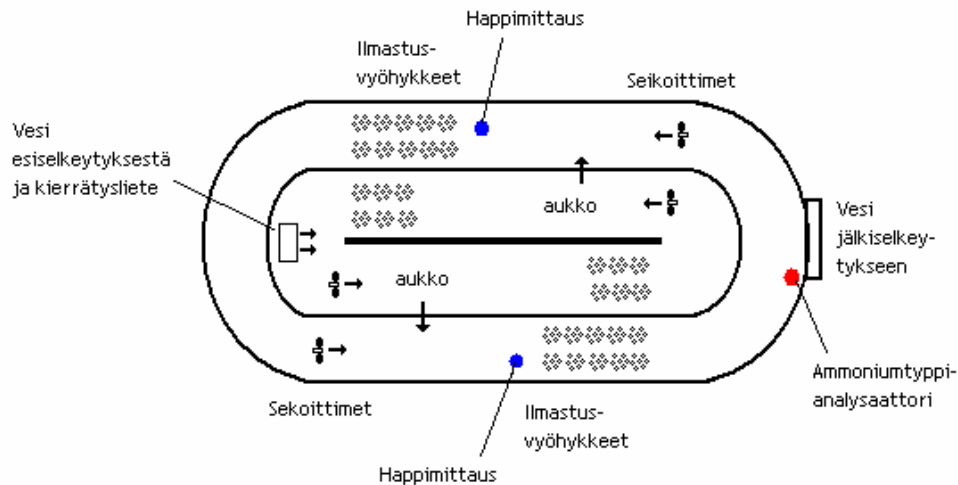
Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon käyttö- ja kuormitustarkkailu perustuu ympäristölupapäätökseen nro 3/03/2, dnro 2001/180 (YL) 06.02.2003. Puhdistamon toimintaa tutkittiin vuoden 2007 aikana 49 kertaa. Tutkimukset suoritettiin virtaama-ohjatuilla näytteenottimilla vuorokautisina kokoomanäytteinä otetuista näytteistä. Puhdistamo saavutti kaikki ympäristöluvan vaatimukset sekä selkeästi alitti osan velvoitteista. Lupaehtoon puhdistusvelvoitteet sekä puhdistustulokset on esitetty taulukossa 1. (Mikkelin vesilaitoksen Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon käyttö- ja kuormitustarkkailun yhteenveto 2007, 6.)

Taulukko 1. Puhdistusvaatimukset ja -tulokset vuonna 2007 (Mikkelin vesilaitoksen Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon käyttö- ja kuormitustarkkailun yhteenveto 2007, 6.)

Epäpuhtaus pitoisuus / Reduktio	Lupaehto	Puhdistustulos
BOD ₇ ATU (mg/l)	<10	4
Puhdistusteho BOD ₇ ATU osalta (%)	>96	98
Kokonaisfosfori P (mg/l)	<0,50	0,27
Puhdistusteho kokonaisfosforin osalta (%)	>96	97
Ammoniumtyppi NH ₄ -N (mg/l)	<4,0	0,61
Puhdistusteho NH ₄ -N osalta (%)	>90	99
Kiintoainepitoisuus (mg/l)	<35	6
Puhdistusteho kiintoaineen osalta (%)	>90	98
Kemiallinen hapenkulutus COD _{Cr} (mg/l)	<125	36
Puhdistusteho hapenkulutus COD _{Cr} osalta (%)	>75	93

5.3 Koeajoissa käytetty ilmastusallas

Käytännön testeihin valittiin puhdistamon ilmastusaltaista suurin kolmannen linjan ilmastusallas, jossa käsitellään noin puolet puhdistamolle tulevasta jätevedestä. Ilmastusallas on tyypiltään kaksiosainen rengaskanava, jossa vesi on altaasta kiertävässä liikkeessä. Esiselkeytyksestä tuleva vesi sekä jälkiselkeytyksen paluukierto tulevat altaan sisäkehälle. Paluukierto on noin 150 % tulevan veden määrästä. Ulkokehälle vesi kulkeutuu kehät erottavassa seinässä olevien kahden aukon kautta. Altaasta vesi poistuu ulkokehän reunalla olevan poistoaukon kautta. Altaan kokonaistilavuus on 4100 m^3 , josta sisempi kehä on 1800 m^3 ja ulompi 2300 m^3 . Allas on 3,5 metriä syvä ja veden viipymä aika on noin 6 tuntia tulovirtauksesta riippuen. Ammoniumtyppianalysaattori asennettiin altaan poistoaukon edustalle, jolloin saatiin kuva jälkiselkeytykseen poistuvan veden ammoniumpitoisuuksista. Kuvassa 12. on esitetty altaasta kaaviokuva. (Torniainen, haastattelu 17.3.2008.)



Kuva 12. Koeajoissa käytetty ilmastusallas

Altaan kaksi happimittaria on asennettu kohtiin, joissa happitaso on alhaisimmillaan. Happimittarien mittausviesti tulee laitoksen järjestelmään, joka ohjaa altaaseen ajettavaa ilmämäärää pyrkien pitämään happipitoisuuden asetusarvossa. Normaalisti altaan happipitoisuuden asetusarvo on $2,0 \text{ mg/l}$. Ilmastusaltaan hapetukseen tuotetaan paineilmaa kahdella kompressorilla, joista toinen on varakompressori ja toinen taajuusmuuntajalla ohjattu pääkompressori. Varakompressoria käytetään silloin kun pääkompressorin ilmantuotto ei riitä

tydyttämään hapentarvetta tai poikkeustilanteissa esimerkiksi korjauksien yhteydessä. Taajuusmuuntajalla ohjatun pääkompressorin ilmantuottoa voidaan säätää portaattomasti, mutta ohjaukselle on asetettu alaraja kuumenemisen estämiseksi. Ilma jaetaan altaaseen neljään ilmastusvyöhykkeeseen altaan pohjassa olevien hienokuplailmastimien kautta. Altaaseen on myös asennettu neljä sekoitinta veden kierron luomiseksi sekä lietteen laskeutumisen estämiseksi. Ilmastusvyöhykkeet ja sekoittimien sijainnit on esitetty kuvassa 12. (Torniainen, haastattelu 17.3.2008.)

5.4 Laitoksen ohjaus

Kenkäveronniemen jäteveden puhdistamon ohjauksesta käydään seuraavassa läpi ilmastuslinja kolmoseen liittyvät perusasiat. Fosforinsaostamiseksi käytettävää ferrosulfaattia syötetään noin puolet annostuksesta ennen esiselkeytintä ja noin puolet ilmastusaltaiden loppuun. Annostelu tapahtuu tulovirtauksen mukaisesti ja annosta muutetaan seurantatuloksien mukaisesti. Esiselkeytykseen annosteltavaa saostuskemikaalia polyalumiinikloridia käytetään suurien tulovirtauksien aikaan, jolloin liete pyrkii karkaamaan sekä kun halutaan pienentää mädätykseen pumpattavan lietteen vesipitoisuutta tai jos nitrifikaatiossa esiintyy ongelmia. Kalkin syöttöä annostellaan automaattisesti ilmastusaltaassa olevan pH-mittauksen mukaisesti. Ilmastusaltaista mitataan alkaliteetti säännöllisesti, jonka tuloksen mukaisesti säädetään annostusta niin, että alkaliteetti pysyy välillä 0,5-1 mol. (Kiukas, haastattelu 2.4.2008.)

Ilmastusaltaiden alkuosia pidetään hapettomina denitrifikaation parantamiseksi normaalisti kevättulvien jälkeen vielä pitkälle talveen asti – vuonna 2007 toukokuusta joulukuun puoleenväliin. Joskus ilmastusaltaita on ohjattu denitrifioivina koko vuoden, mutta lietteen karkailun aiheuttamien ongelmien vuoksi tästä on luovuttu. Ilmastusaltaiden ja lietteen palautuskierron kiintoainepitoisuus mitataan kerran viikossa, jonka mukaan säädetään lietteenpoistoa. Kiintoainepitoisuus pyritään pitämään välillä 3000-4000 mg/l vuoden ympäri. Ilmastusaltaassa kolme se tarkoittaa tulokuormasta riippuen noin 14-22 päivän lieteikää ja lietekuormaa 0,05-0,08 kg_{BOD}/kg_{MLS3Sd}. Korjausmuutoksia kiintoainekuormaan ei suoriteta rajusti odottaen välitöntä muutosta vaan rauhallisesti ohjausta muuttaen. (Kiukas, haastattelu 2.4.2008.)

6 KENTTÄKOKEET

Ilmastuksen ilmamäärän ohjaustestit jatkuvatoimisen ammoniumtyypianalysointilaitoksen mitaamisen pitoisuuden avulla suoritettiin Mikkelin Vesilaitoksen Kenkäveronniemen puhdistamolla. Testaukset pantiin täytäntöön helmikuun lopun ja maaliskuun välisenä aikana. Ilmamäärät, sähkönkulutukset, altaan happipitoisuudet ja virtaamat sekä muut laskelmissa käytetyt tiedot saatiin laitoksen järjestelmästä. Laitoksella tehtävien viikoittaisten käyttötarkkailuanalyysien tuloksien avulla arvioitiin koeajojen vaikutuksia puhdistustuloksissa.

6.1 Testijaksot

Testaus aloitettiin 25.2.2008 asentamalla ammoniumanalysointilaitos ilmastuslaitoksen päivän aikana. Analysointilaitoksen käynnistyksen jälkeen ammoniumpitoisuus dataa alettiin kerätä 26.2.2008 dataloggeriin. Tällöin aloitettiin muukin laitoksen seuranta.

Alkuperäisen aikataulun mukaan tarkoituksena oli seurata kaksi viikkoa laitoksen toimintaa normaaliolosuhteissa, minkä jälkeen aloitettiin ensimmäinen kaksi viikkoa kestävä koejakso. Ensimmäisen koejakson aikana ilmastusta ohjattiin ammoniumpitoisuuden avulla. Viimeiseksi suoritettiin toinen koejakso, jonka aikana ilmamäärää ohjattiin normaalisti happipitoisuuden perusteella, mutta järjestelmässä olevaa hapen asetusarvoa pudotettaen. Ensimmäisen koejaksojen aikataulu kuitenkin aloitettiin aikatauluongelmien takia päivän myöhässä ja lopetettiin aikaisemmin pääsiäisen takia, jolloin koejakso jäi reilun viikon mittaiseksi. Koejaksot on esitetty taulukossa 2.

Taulukko 2. Koejaksojen aikataulu

Vertailujakso (26.2.–11.3.2008)	Normaali säätö, happiasetusarvo 2,0 mg/l
1. koejakso (11.3.–18.3.2008)	Säätö ammoniumtyypin perusteella
2. koejakso (31.3.–3.4.2008)	Normaali säätö, happiasetusarvo 1,8 mg/l

Ensimmäinen koejakso suoritettiin siirtämällä ilmamäärän ohjaus pois laitoksen järjestelmästä PI-säätimen hoidettavaksi. Ammoniumanalysoitsijan viesti ohjattiin PI-säätimelle, joka säätää pääkompressorin tehoa asetetun ammoniumtyypin asetusarvon mukaisesti. Ilmas-
tusaltaan happipitoisuutta ei haluttu päästää lähelle hapetonta tilaa koejakson aikana. Laitoksen järjestelmään jätettiin edelleen happipitoisuusohjauksesta jäljelle varakompressorin ohjaus, mikä kytkee varakompressorin päälle happipitoisuuden ollessa pitkään alhainen. PI-säätimen ohjausparametreja ei muutettu, vaan PI-säädin asetettiin automaattiseksi, jolloin se itse pyrkii oppimaan parhaat reagointinopeudet ammoniumtyypipitoisuuden muutoksiin.

Toisen testijakson suoritus oli laitoshenkilökunnan itse toteuttama testausjakso. Testattavana oli lähinnä sopivan happiasetusarvon löytäminen järjestelmään, jota oli pyritty selvittämään jo aikaisemmin suoritetuilla testeillä. Tässä tapauksessa saatiin lisätietoa ammoniumtyypipitoisuuden muutoksista reaaliajassa jatkuvatoimisen ammoniumanalysoitsijan avulla.

6.2 Ammoniumtyypianalysoitsija

Testauksen suorittamiseksi laitokselle asennettiin Hach-Langen valmistama Evita In situ 4100-ammoniumanalysoitsija, joka on suoraan altaaseen asennettava jatkuvatoiminen analysoitsija jätevedenpuhdistamoille. Analysoitsijan suorittaessa ammoniumtyypin mittauksen suoraan jätevedestä, se ei vaadi rakennettavaksi erillisiä näytteenottolinjoja, joten laitoksen ei tarvinnut tehdä rakennusinvestointeja kokeita varten. Laitteen huoltotoimet rajoittuvat reagenssikasetin ja ionikalvon vaihtoon kymmenen viikon välein. Toimintaperiaatteeltaan analysoitsija on hyvin yksinkertainen. Ensin ammoniumionit siirtyvät analysoitsijan pohjassa olevan ionikalvon läpi näyteveteen. Ionikalvon jälkeen näyteveteen lisätään reagenssit ja se johdetaan fotometrille, joka mittaa ammoniumtyypipitoisuuden. Kuvassa 13. on esitetty analysoitsija asennettuna paikalleen kenkäveronniemen puhdistamolla.



Kuva 13. Evita Insitu 4100-ammoniumtyypianalysointilaitteisto kenkäveronniemen ilmastusaltaassa

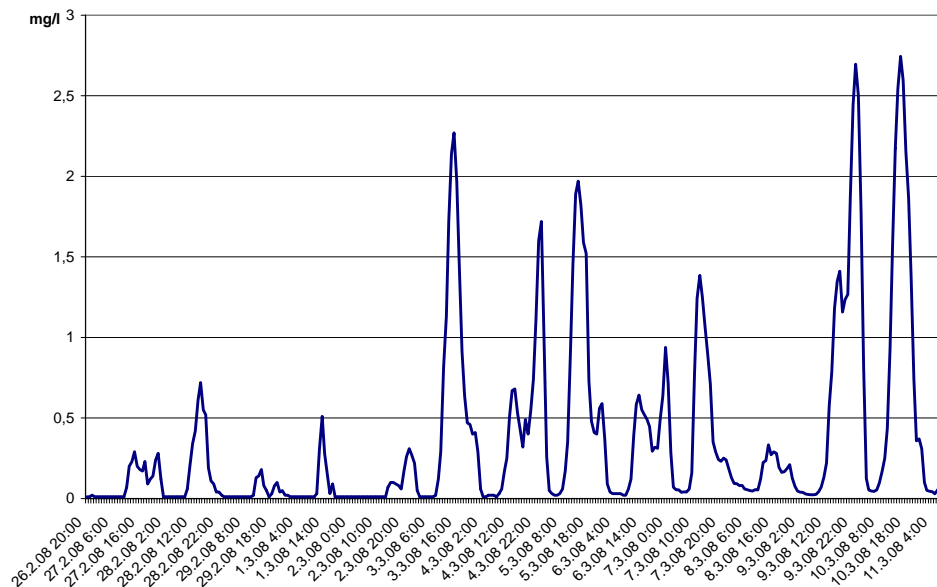
7 TULOKSET

Seuraavassa kappaleessa esitetään koejaksojen tulokset ja kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon toimintaa koejaksojen aikana. Testausjakson aikana ei muita asetuksia muutettu laitoksen ohjauksessa, jotka olisivat vaikuttaneet tuloksiin. Polyalumiinikloridia ei syötetty esiselkeytykseen, mikä olisi vaikuttanut tuloksiin poistaen BOD-kuormaa ennen ilmastusaltaita.

7.1 Laitoksen toiminta vertailujakson aikana

Vertailujakson aikana kolmas ilmastusallas toimi normaalisti, kuten koko puhdistamokin. Tulovirtaus pysyi melko tasaisena koko vertailujakson ajan nousten korkeammaksi vertailujakson viimeisenä päivänä. Ammoniumtyyppi pitoisuus nousi tyyppillisesti päiväsaikaan,

mikä kertoo päiväsaikaan tulevasta korkeammasta typpi kuormasta, ollen korkeimmillaan noin 3 mg/l ja laski yön ajaksi nolnaan. Happitaso vaihteli läpi jakson laskien usein väliaikaisesti päivällä, mikä johtui järjestelmän hitaasta reagoinnista happitason muutokseen. Happitason nousu yön aikana johtuu ilmastuskompressoreihin kuumenemisen estämiseksi asetetusta alarajasta, mikä estää pienemmän ilmamäärän tuoton. Ilmastusaltaan ammoniumtyppipitoisuuden vaihtelu on esitetty kuvassa 14. Ilmamäärä sekä happipitoisuudet on esitetty liitteessä 2.



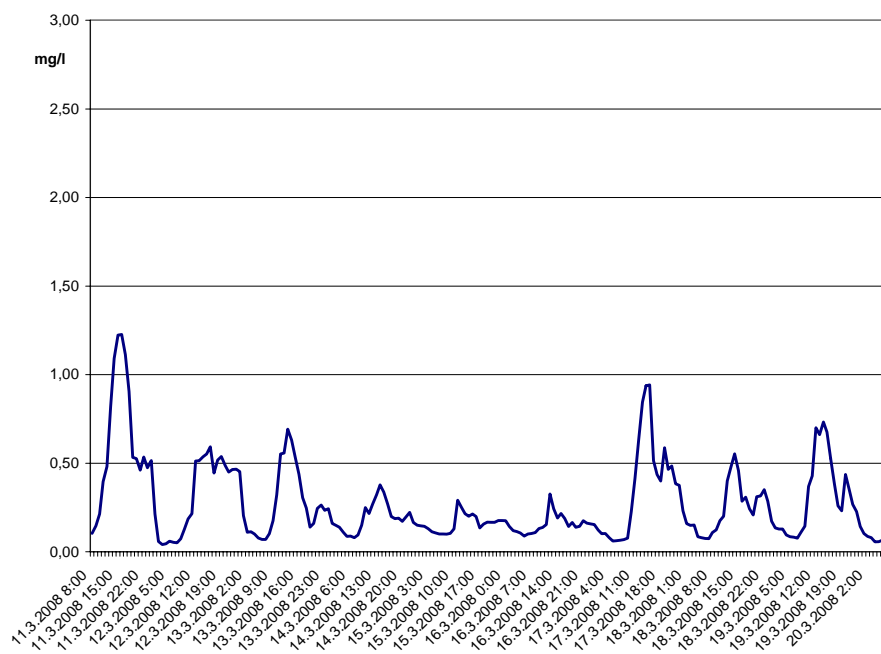
Kuva 14. Ammoniumpitoisuus ilmastusaltaassa vertailujakson aikana

7.2 Laitoksen toiminta ensimmäisen koejakson aikana

Ensimmäisen koejakson aikana ilmastuksen ohjaus aloitettiin ammoniumtyppipitoisuuden mukaan asetusarvolla 0,50 mg/l. Happipitoisuus sahasi ammoniumpitoisuuden mukaan hyvin alhaisista arvoista korkeampiin arvoihin. Happipitoisuuden laskiessa alhaiseksi varakompressori käynnistyi usein, mikä taas pyrki nostamaan happipitoisuutta. Ammoniumpitoisuuden noustessa yli asetusrajan pääkompressori kävi usein täydellä tehollaan nostaen happipitoisuutta. Varakompressorin käynnistymisiä pyrittiin vähentämään nostamalla pääkompressorin alinta sallittua tehoa 13.3.2008, mikä taas nosti yöaikaisen happipitoisuuden turhan korkeaksi. Asiaa pyrittiin korjaamaan 17.3.2008 laskemalla pääkompressorin alara-

jaa sekä samalla laskettiin ammoniumin ohjausarvo 0,30 mg/l. Alarajan muutos auttoi yöaikaiseen happipitoisuuden nousuun ja ohjausarvon muutos kasvatti päivän aikaisia ilmamääriä. Koejakson ilmamäärät ja happipitoisuudet, päivävirtaamat ja käytetty sähköteho sekä typpireduktiot on esitetty liitteessä 3.

Koejakson aikana ammoniumtyppipitoisuudet ilmastusaltaassa pysyivät alhaisempina kuin vertailujakson aikana, vaikka puhdistukseen tuleva vesimäärä oli suurempi. Ohjaus reagoi nousevaan ammoniumpitoisuuteen nopeasti nostaten ilmamäärän korkeaksi, mikä esti ammoniumpitoisuuden nousemista korkealle päivän aikana. Kuvassa 15. on esitetty ammoniumpitoisuuden kehitys koejakson aikana. Ilmastusaltaan ammoniumtyppipitoisuus ja ilmastuskompressorien teho korreloivat hyvin toisiaan, mikä huomataan liitteen 3 kuvasta 4.



Kuva 15. Ammoniumpitoisuus ilmastusaltaassa ensimmäisen koejakson aikana

Koejakson aikana keskimääräinen ilmastukseen käytetty ilmamäärä, kompressorien käytämä keskimääräinen teho sekä sähkönkulutus ilmastusaltaassa puhdistettua jätevesimäärää kohden laskivat huomattavasti. Laskettuja edellä mainittuja muutoksia on esitetty taulukoissa 3. ja 4. Eniten säästöjä saatiin päivinä, jolloin tuleva typpipitoisuus oli alhainen, mikä näkyi ammoniumtyppipitoisuuden pysymisenä alhaisena koko päivän ajan. Koejak-

son päivävirtaukset ilmastusaltaaseen sekä kompressorien keskimääräiset tehot on esitetty liitteessä 3.

Taulukko 3. Ilmamäärien sekä pää- ja apukompressoreiden yhteenlaskettujen tehojen keskiarvot sekä prosentuaaliset muutokset ensimmäiseen viikkoon verrattuna

Aikaväli	ilmamäärä (% ero)	kompressori tehot (% ero)
26.2.-4.3.	ka. 3981 m ³ /h (0 %)	ka. 46 kW (0 %)
4.3.-11.3.	ka. 4209 m ³ /h (+5,7 %)	ka. 48 kW (+4 %)
11.3.-20.3.	ka. 3448 m ³ /h (-13,4 %)	ka. 42 kW (-9 %)

Taulukko 4. Keskimääräinen päivävirtaama ilmastusaltaaseen ja jakson sähkönkulutus käsiteltyä jätevesimäärää kohden sekä prosentuaaliset muutokset ensimmäiseen viikkoon verrattuna

Aikaväli	virtaus (% ero)	sähkönkulutus (% ero)
26.2.-4.3.	ka. 5676 m ³ /d (0 %)	0,19 kWh/m ³ (0 %)
4.3.-11.3.	ka. 6032 m ³ /d (+6,3 %)	0,19 kWh/m ³ (0 %)
11.3.-20.3.	ka. 6832 m ³ /d (+20,4 %)	0,15 kWh/m ³ (-21 %)

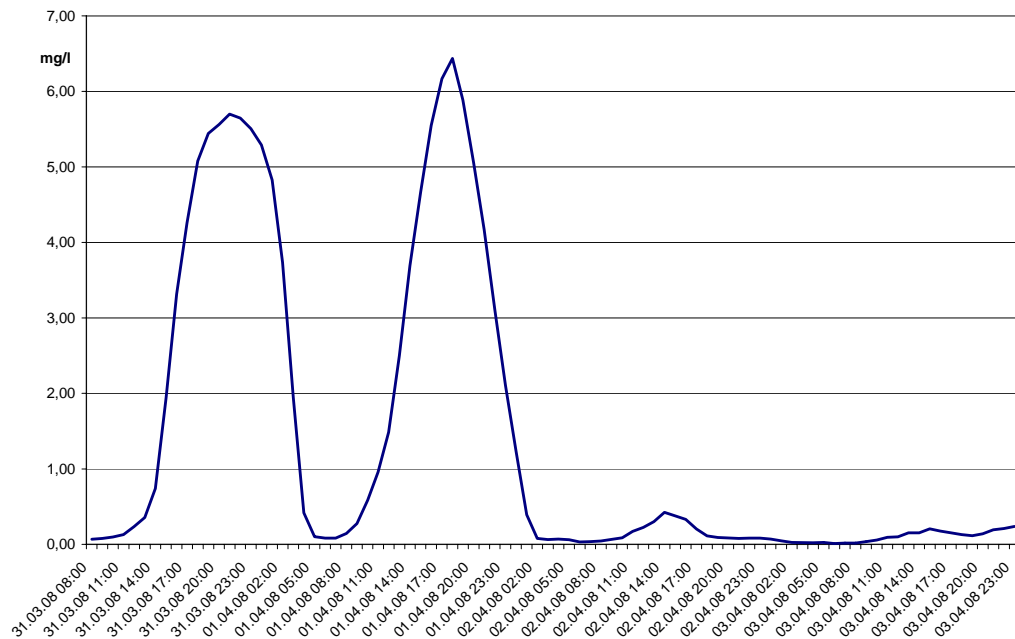
Koejakson aikana tehdyissä laitoksen käyttötarkkailu analyysissä ei näkynyt puhdistustulosten huonontumista. Sen sijaan nitraatin määrä oli laskenut koejakson aikaisessa näytteessä, mikä voi johtua ilmastusaltaassa tapahtuneesta osittaisesta denitrifikaatiosta. Koeajoissa käytetty ilmastusallas kolme käsittelee noin puolet laitoksen jätevedestä, joten sen vaikutuskin kohdistuu puoleen poistuvan veden puhdistustuloksista. Näin ollen koeajoissa käytetyn ilmastusaltan typen poistotehokkuus voidaan olettaa korkeammaksi. Käyttötarkkailuanalyytit ovat kahden päivän keräilytuloksia, joten niillä ei saada kuvaa koko viikon tapahtumista. Näytteistä vain viimeinen on otettu koejakson aikana ja kuvaa koeajojenai-kaista tilannetta. Käyttötarkkailun tulokset on esitetty taulukossa 7.4.

Taulukko 5. Käyttötarkkailu tulokset poistuva vesi

Näyte keruu	COD (mg/l)	BOD ₇ (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	N ₀₃ -N (mg/l)	kok-P (mg/l)
26-27.2.08	36	5	0,05	43,5	0,25
4-5.3.08	41	4	0,17	42,5	0,37
10-11.3.08	35	7	0,50	42,2	0,36
17-18.3.08	33	5	0,07	34,9	0,23

7.3 Laitoksen toiminta toisen koejakson aikana

Toisen koejakson aikana laitoksen järjestelmän hapenasetusarvoa pudotettiin normaalista kahdesta arvoon 1,8 mg/l. Koejakson kahtena ensimmäisenä päivänä ammoniumtyppipitoisuus ilmastusaltaassa nousi korkeaksi ollen jopa 6 mg/l. Käyttömestari Torniaisen mukaan suuret ammoniumtyppikuormat johtuivat kaatopaikkavesien normaalia suuremmasta pumppaamisesta jätevedenpuhdistamolle. Ilmastusallas ei pystynyt käsittelemään suurta ammoniumtyppikuormaa, vaan altaan pitoisuudet nousivat korkeaksi. Lisäksi kaatopaikkavesien mukana altaaseen ilmeisesti tuli nitrifikaatiota estäviä yhdisteitä, josta kertoo kalkin kulutuksen romahtaminen ilmastusaltaassa. Seuraavan kahden päivän aikana laitokselle tulevan veden typpipitoisuudet olivat käyttötarkkailuanalysien mukaan todella alhaiset eikä ammoniumpitoisuus juurikaan noussut ilmastusaltaassa päivän aikana. Jakson ammoniumtyppipitoisuudet on esitetty kuvassa 16.



Kuva 16. Ammoniumpitoisuus ilmastusaltaassa toisen koejakson aikana

Toisen koejakson epänormaalien kuormitus- ja puhdistusolosuhteiden takia ei kyseistä jaksoa voida käyttää ilmamäärien ja sähkönkulutuksen vertailuun. Jakson tuloksien perusteella kannattaa kuitenkin kiinnittää huomiota erityisen haitallisten jätevesien annosteluun viemäriverkostoon. Ilman ammoniumtyppianalysointia tätä poikkeustilannetta ei olisi pystytty helposti havaitsemaan.

8 JOHTOPÄÄTÖKSET

Jätevedenpuhdistamoiden ohjauksen kehittäminen erilaisilla jatkuvatoimisilla mittareilla, joilla saadaan reaaliaikaista tietoa puhdistusprosessin tilasta, parantaa puhdistamon tehokkuutta. Ilmastuksen ohjaus happipitoisuuden lisäksi ammoniumtyppipitoisuuden avulla parantaa oikein suoritettuna puhdistustehokkuutta ja laskee kustannuksia.

Suomessa yhteiskuntajätevedenpuhdistamoiden typenpoisto velvoitteita tullaan tulevaisuudessa kasvattamaan, mikä tuo ongelmia ja kehitystarvetta kyseisille laitoksille. Laitosten puhdistusprosessia optimoimalla mahdollisesti voidaan velvoitteisiin päästä ilman suuria

laitoksen muutosprosesseja. Ilmastuksen optimointi ammoniumtyppimittauksen avulla voi olla yksi kyseisistä optimointikeinoista.

Käytännönkokeissa havaittiin ilmastuksen ohjauksen olevan vaikeaa pelkästään ammoniumtyppipitoisuuden perusteella ilman, että hyväksytään suuria happipitoisuuden vaihteluja ja hetkellisiä lähes hapettomia tiloja. Ohjaus kannattaa rakentaa siten, että ammoniumtyypen tason mukaan järjestelmä muuttaa väliajoin altaan happiasetusarvoa, jolloin voidaan hallitusti laskea altaan happitasoa alhaisen kuormituksen aikana. Lisäksi havaittiin ammoniumpitoisuuden jatkuvatoimisenmittauksen auttavan ilmastusaltaan poikkeuksellisten puhdistusolosuhteiden nopeassa havaitsemisessa, jolloin ehditään tapahtumaan reagoida.

Lyhyen koejakson aikana havaittiin ammoniumohjauksen tehostavan ilmastuksen ohjausta. Ilmastukseen toteuttamiseen käytetty energiamäärä laski sekä ilmastuksen puhdistustehokkuudessa havaittiin parannusta. Vaikka koejakson pituus ei ollut riittävän pitkä varmasti paikkansapitävien johtopäätöksien tekemiseen, olivat tulokset luupaavia. Lisäksi ohjausta ei ollut lähellekään optimaalinen, joten ohjausta parantamalla ilmastuksesta saatavat tulokset voivat parantua huomattavasti.

9 YHTEENVETO

Yhdyskuntajäteveden tulovirtauksen määrä ja epäpuhtauksien aiheuttama kuormitus vaihtelevat vuorokaudenajan suhteen, mikä vaikuttaa jätevedenpuhdistamon toimintaan ja ohjaukseen. Jäteveden lämpötila muuttuu vuodenajan mukaan ollen talvella kylmempää, mikä vaikuttaa, puhdistusprosessien toimintaan ja laitoksen ohjaukseen.

Yhteiskuntajäteveden puhdistuksessa keskitytään hapenkulutusta aiheuttavan orgaanisen aineen ja ammoniumtyypen sekä fosforin poistoon. Tulevaisuudessa jätevedenpuhdistamoiden tyypenpoistoa tullaan kasvattamaan. Suomessa jätevedenpuhdistus suoritetaan poikkeuksetta biologis-kemiallisessa puhdistusmenetelmää käyttävissä laitoksissa, joissa yleisin biologinen prosessi on aktiivilietemenetelmä.

Ammoniumin ja orgaanisen aineen poistaminen tapahtuu pääosin ilmastusaltaissa, jotka vaativat noin puolet aktiivilietelaitoksen energiantarpeesta. Orgaaninen aine poistuu jätevedestä ennen ammoniumtypen poistumista, jolloin ammoniumtypen alhainen pitoisuus kertoo riittävästä ilmastuksesta. Näin ollen ammoniumtyypianalysaattorilla voidaan tehostaa ilmastusaltan toimintaa ja saavuttaa parantuneen puhdistustehokkuuden lisäksi kustannussäästöjä. Lisäksi ohjauksella voidaan mahdollisesti parantaa typenpoistoa, vähentäen hapen karkaamista hapettomalle denitrifikaatio vyöhykkeelle.

Käytännössä ohjausta kokeiltiin Mikkelin Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon aktiivilieteprosessin ilmastusaltaassa, joka on tyypiltään kaksiosainen rengaskanava. Koeajossa PI-säädin ohjasi ilmamäärää ammoniumanalysaattorin mittauksen mukaisesti käyttäen asetusarvona 0,50 mg/l ja 0,30 mg/l. Ohjaustavan havaittiin olevan muuta kuin optimaalinen. Parempi ohjaustapa olisi ollut ammoniumpitoisuuden mukaisesti muuttaa happipitoisuuden asetusarvoa ohjausjärjestelmässä, jolloin happipitoisuuden muutokset eivät olisi yhtä rajuja.

Ohjaustavan heikkouksista huolimatta koeajojakson aikana ilmastusenergiankulutuksen keskiarvo käsiteltyä jätevesimäärää kohden (0,15 kWh/m³) oli 21 % pienempi kuin vertailujakson aikana (0,19 kWh/m³). Ilmastusaltan ammoniumtyypipitoisuudet pysyivät alhaisempina kuin vertailujaksolla. Muissa puhdistustuloksissa ei myöskään havaittu huonontumista. Sen sijaan typpireduktio oli korkeampi kuin vertailujakson aikana. Jatkotestien tekemistä paremmin järjestetyllä ohjausmenetelmällä suunnitellaan.

LÄHTEET

Henze M., Harremoes P., Arvin E. ja Jansen J. C. 2002. Wastewater treatment : biological and chemical processes. Berlin: Springer. 430 s. ISBN 3-540-42228-5.

Ingildsen P. ja Olsson G. 2001. Get more out of your wastewater treatment plant. Danfoss Analytical. 226 s. ISBN 87-87411-01-6.

Karttunen Erkki. 2004. RIL 124-2 Vesihuolto 2. Helsinki: Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL R.Y. 683 s. ISBN 951-758-438-5.

Karttunen Erkki. 2003. RIL 124-1 Vesihuolto 1. Helsinki: Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL R.Y. 314 s. ISBN 951-758-431-8.

Lapinlampi Toivo ja Raassina Sami (toim.). 2002. Vesihuoltolaitokset 1998 – 2000. Osa: Viemärlaitokset. Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 288 s. ISBN 952-11-1088-0.

Mikkelin Vesilaitoksen internetsivut. [Mikkelin kaupungin [www-sivuilla](http://www.sivuilla)] [Viitattu 7.4.2008] Saatavissa: www.mikkeli.fi/fi/sisalto/02_palvelut/03_asuminen_rakentaminen_ja_liikenne/22_vesilaitos/08_jateveden_puhdistus

Santala E., Etelämäki ja Santala O. 2006. Yhdyskuntien jätevesien puhdistus 2004. [Verkko julkaisu] Helsinki: Suomen ympäristökeskus. 19 s. ISSN 1796-1726.

Sellutekniikan ja automaation oppimisympäristö Knowpulp 6.0. 12/2007. LTY:n verkkotietokanta.

Tchobanoglous G., Burton F. L. ja Stensel H. D. 2003. Wastewater engineering : treatment and reuse. Boston: McGraw-Hill. 1819 s. ISBN 0-07-041878-0, 0-07-112250-8.

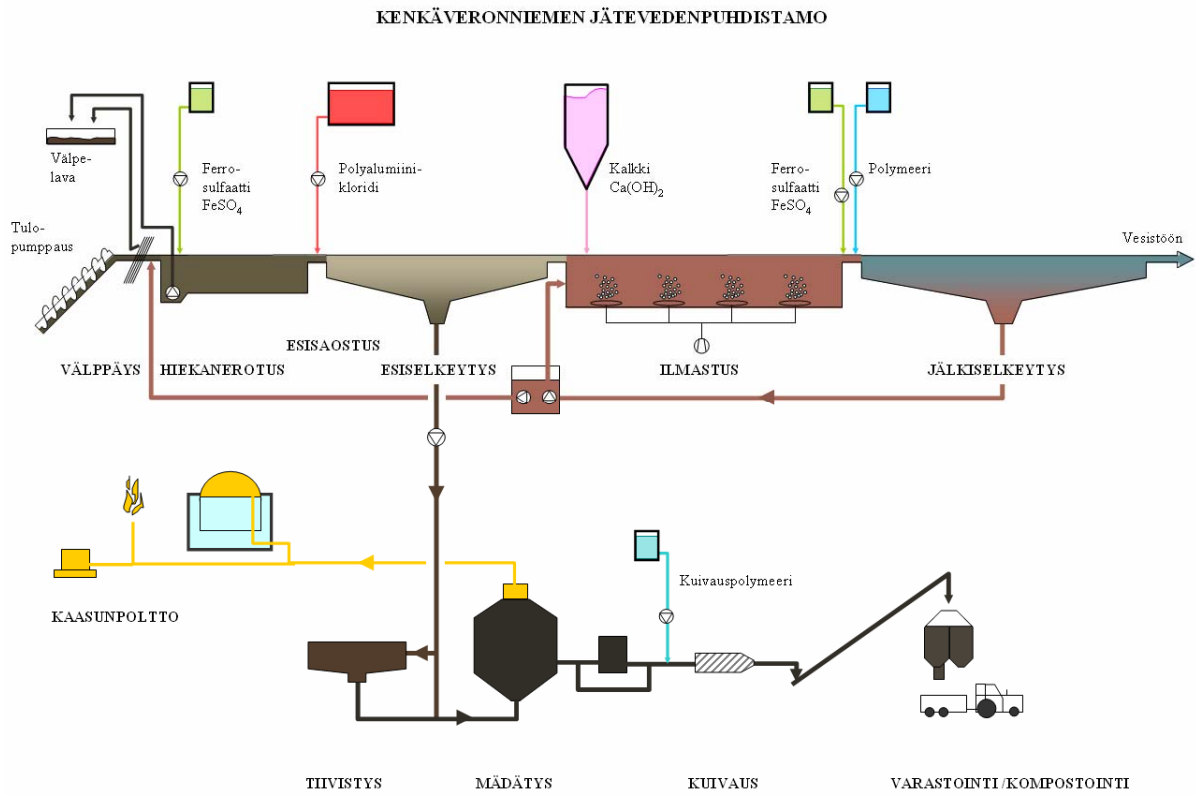
Torniainen Esko. 2008. Käyttömestari, Mikkelin Vesilaitos. Mikkeli. Haastattelu 17.3.2008.

Valtion ympäristöhallinnon verkkopalvelu (a). [Valtion ympäristöhallinnon www-sivuilla] [viitattu 29.3.2008] Saatavissa: www.ymparisto.fi/default.asp?node=6609&lan=fi.

Valtion ympäristöhallinnon verkkopalvelu (b). [Valtion ympäristöhallinnon www-sivuilla] [viitattu 29.3.2008] Saatavissa: www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=212995&lan=fi

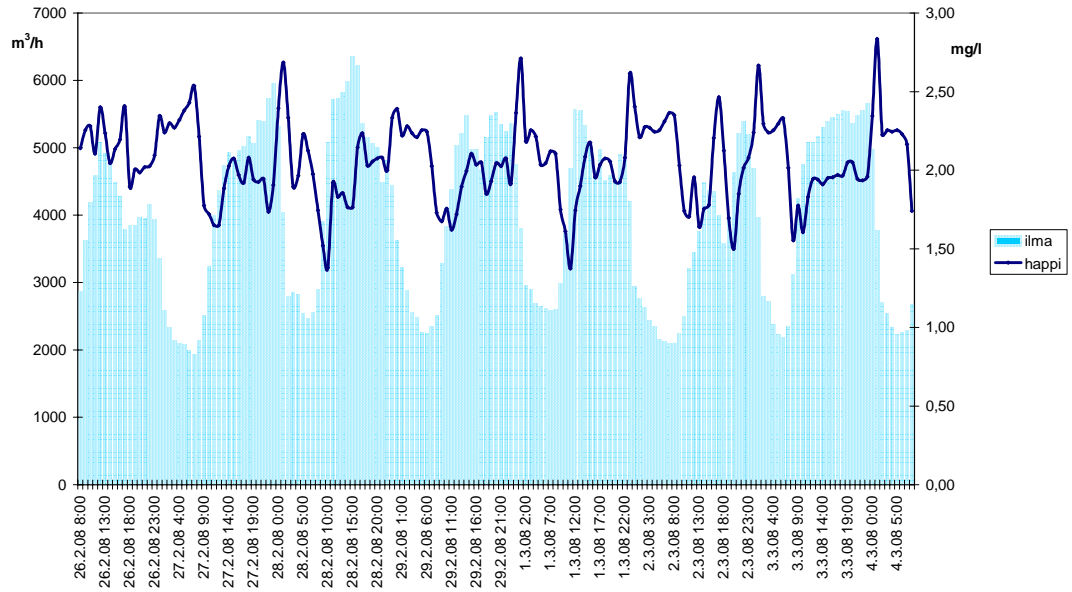
Viessman W. jr. ja Hammer M. J. 1993. Water supply and pollution control. 5. painos. HarperCollins College Publishers. 860 s. ISBN 0-06-500058-7.

2008. Mikkelin vesilaitoksen Kenkäveronniemen jätevedenpuhdistamon käyttö- ja kuormitustarkkailun yhteenveto v.2007. Käyttöpäällikkö Siitari Markku. 5 s.



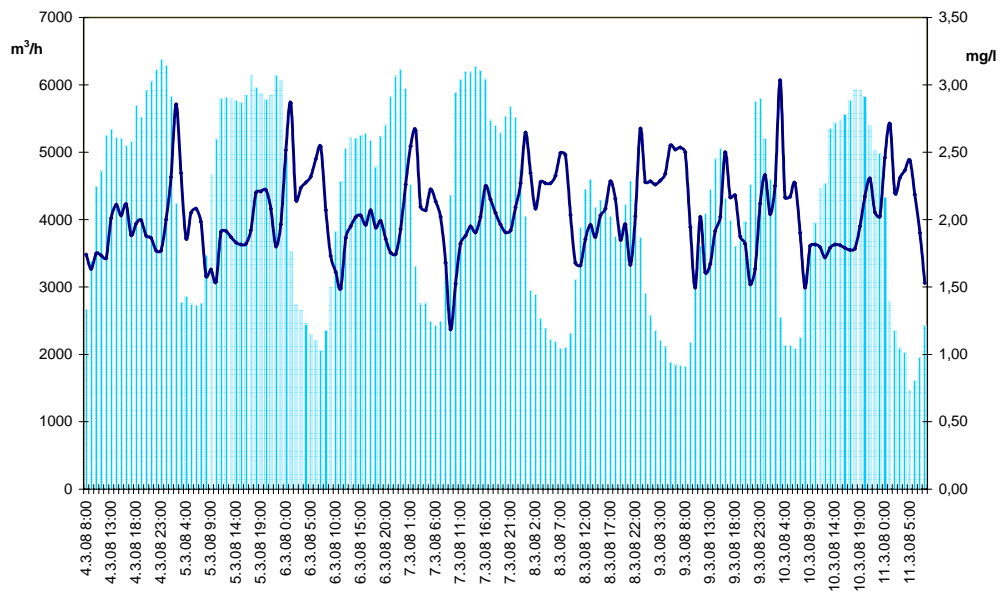
Kuva 1. Kenkäveronniemen puhdistamon prosessikaavio (Mikkelin Vesilaitoksen internetsivut 2008.)

ilmamäärä ja happi 26.2.-4.3.

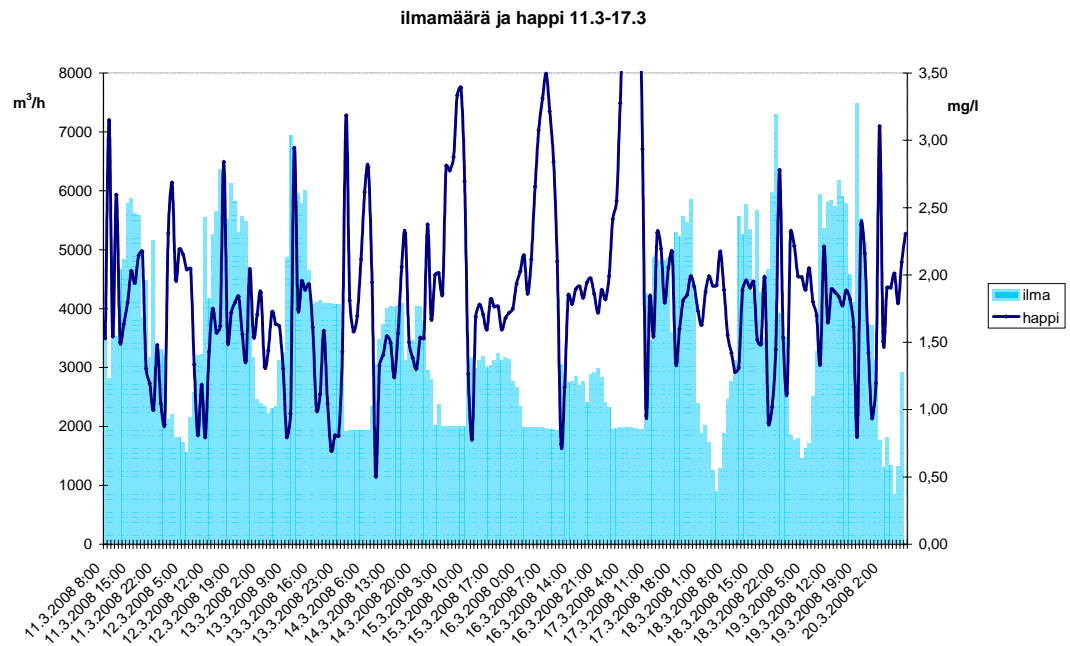


Kuva 1. Ilmamäärä ja happipitoisuus ensimmäinen vertailuviikko

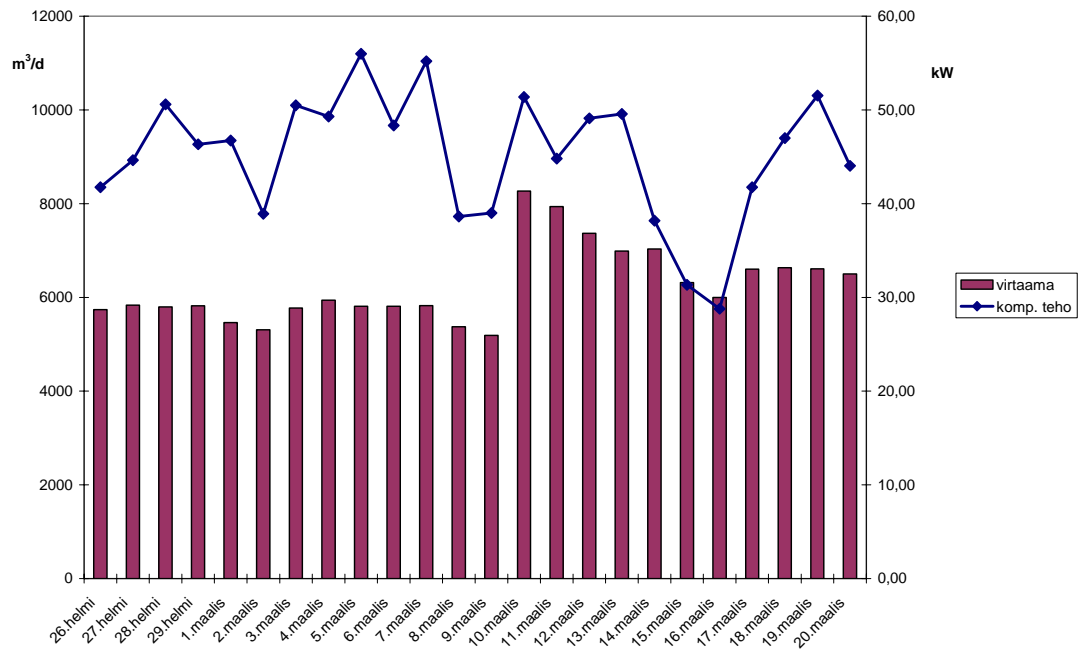
ilmamäärä ja happi 4.3-11.3



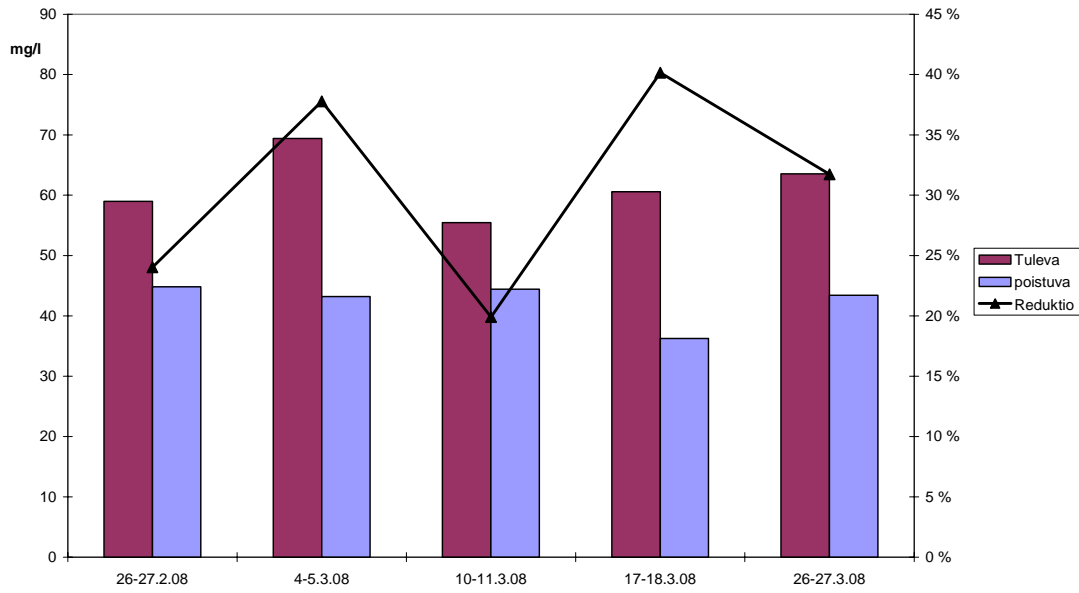
Kuva 2. Ilmamäärä ja happipitoisuus toinen vertailuviikko



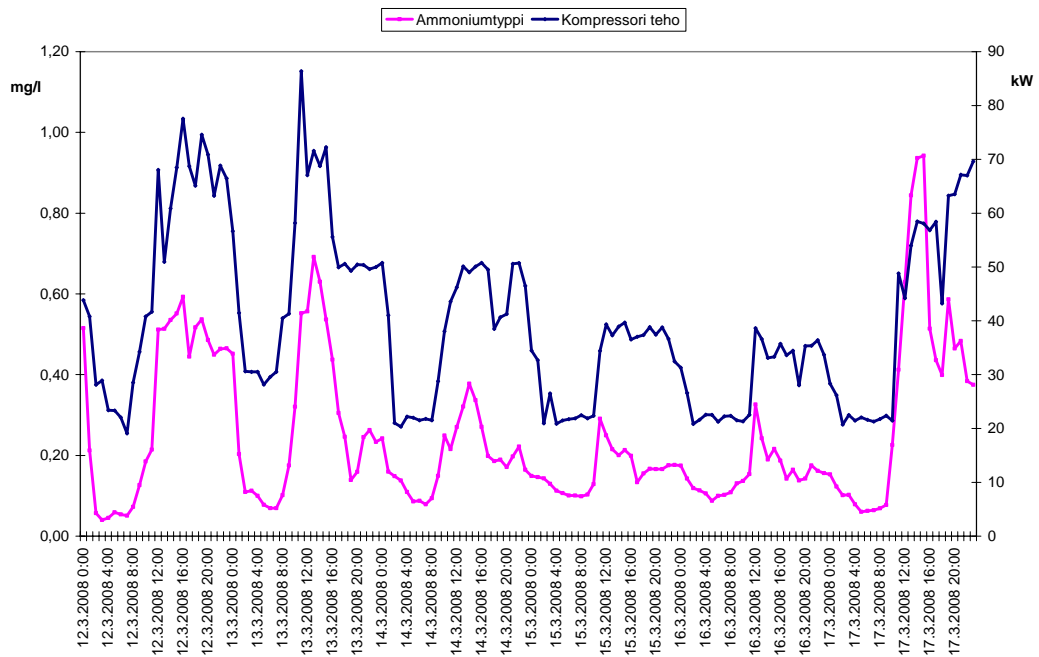
Kuva 1. Ilmamäärä ja happipitoisuus ensimmäinen koeajojakso



Kuva 2. Ilmastusaltaaseen tuleva päivittäinen jätevesivirtaama sekä ilmastuskompressorien keskimääräiset tehot ensimmäisellä koeajojaksolla



Kuva 3. Käyttötarkkailu tuloksien mukainen laitokselle tuleva ja saapuva kokonaistyyppi sekä tyypireduktio



Kuva 4. Ammoniumtyyppi pitoisuus ilmastusaltaassa ja ilmastuskompressorien teho