



TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO

PAULA LINDELL

DEMON-PROSESSIN KÄYNNISTÄMISEN KRIITTISET PARAMETRIIT JA KÄYTÄNNÖN TOTEUTUS

Diplomityö

Tarkastaja: professori Helge Lemmetyinen
Tarkastaja ja aihe hyväksytty
Automaatio-, kone- ja materiaalitekniikan
tiedekuntaneuvoston kokouksessa
15. elokuuta 2012

TIIVISTELMÄ

TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO

Materiaalitekniikan koulutusohjelma

LINDELL, PAULA: Demon-prosessin käynnistämisen kriittiset parametrit ja käytännön toteutus

Diplomityö, 74 sivua, 1 liitesivu

Lokakuu 2012

Pääaine: Materiaalikemia

Tarkastaja: professori Helge Lemmetyinen

Avainsanat: Demon[®], deammonifikaatio, osittainen nitritaatio, käynnistysvaiheen kriittiset parametrit, rejektivesien käsittely, typenpoisto, käytännön toteutus

Jätevedenpuhdistuksessa prosessin optimointi keskittyy nykypäivänä lopputuotteen eli käsitellyn jäteveden laadun parantamisen lisäksi kustannusten sekä energiankulutuksen pienentämiseen. Rejektivesien käsittelyllä pystytään vaikuttamaan näihin kaikkiin kolmeen komponenttiin. Rejektivesien käsittely on kunnallisille jätevedenpuhdistamoille tärkeää myös biokaasun tuotannon lisäämisen, lisääntyneen lihan ja muun proteiinipitoisten ravintoaineiden kulutuksen sekä biojätekasittelylaitosten rejektivesien tuoman lisääntyneen typpikuormituksen myötä. Kasvava kuormitus luo paineita typenpoiston laajentamiseen tai sen tehostamiseen. Taloudellisen luonteensa vuoksi biologiset prosessit ovat mielenkiintoisimpia vaihtoehtoja rejektivesien käsittelyyn, mutta käytännön operoinnissa prosessin operoinnin vaatavuus tulee esiin.

Rejektivesien käsittelyn prosessit hyödyntävät yleensä anaerobista deammonifikaatiota. Yhtenä vaihtoehtona korkean ammoniumtyppipitoisuuden ja alhaisen orgaanisen aineen sisältävien rejektivesien erilliskäsittelyyn käytetään Demon[®]-prosessia, jonka käynnistämiseen liittyviä kriittisiä parametreja sekä käytännön toteutusta tutkitaan tässä diplomityössä. Työn tarkoituksena on selvittää onnistuneeseen käynnistämiseen huomioon otettavia seikat. Työ jakaantuu kahteen osaan: Kirjallisuustutkimusosassa selvitetään kirjallisuudessa havaittuja prosessin käynnistämiseen vaikuttavia parametreja. Kokeellisessa tutkimusosassa keskitytään prosessin käytännön toteutukseen keskimittakaavan pilottiprosessina Helsingin seudun ympäristöpalveluiden Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla sekä tutkitaan prosessin käynnistämistä.

Tutkimusjaksolla havaittiin, että käynnistysjakso on haastava ja prosessin biologista toimintaa on seurattava tarkasti. Prosessissa toimii samassa altaassa kaksi eri bakteerimassaa, joiden optimilieteiät eroavat toisistaan. Lietekien hallinta on tärkeää tehokkaan typenpoiston takaamiseksi. Kriittisimmäksi parametriksi jakson aikana nousi kiintoainepitoisuus tulevassa rejektivedessä sekä prosessialtaassa. Rejektiveden korkean lämpötilan vuoksi työhygieniaan kiinnitettiin erityishuomiota ja prosessissa havaittiin kohdalaisen riskin aiheuttava pitoisuus *legionella*-bakteereja. Tartuntariskin minimoimiseksi prosessialueella on pidettävä hengityssuojaimia.

ABSTRACT

TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Master's Degree Programme in Material Science

LINDELL, PAULA: Critical parameters of Demon-process start-up and practical implementation

Master of Science Thesis, 74 pages, 1 Appendix page

October 2012

Major: Material Chemistry

Examiner: Professor Helge Lemmetyinen

Keywords: Demon[®], deammonification, partial nitrification, critical parameters of the start-up, practical implementation,

In wastewater treatment plants the optimization of the process is focused on the quality of the treated effluent water but also on minimizing the costs and energy consumption. By treating the reject water from the sludge dewatering we can affect all of those three components. Reject water treatment is an interesting aspect for municipal waste water treatment plants also because of the growing pressure to produce more biogas which increases the nitrogen load in the plant. Because of the economical nature, biological processes are the most interesting ones when it comes to treating reject water, but in actual operation of the process the demanding operational issues and process variables come to hand. One of the processes used to treat reject water is a pH-controlled deammonification based Demon[®]-process. In this study a semi-full-scale SBR Demon[®]-process was evaluated in Viikinmäki wastewater treatment plant (800 000 PE).

Processes used to treat reject water usually are deammonification based processes and one of those processes is Demon[®]-process. In this master thesis the critical parameters of the Demon[®]-process start-up period and practical implementation is studied. In Demon[®]-process there are two different bacteria with two different retention times in the same tank. The controlling of the retention times is important to make sure that the nitrogen removal efficiency is in a good level. Also it is important to keep the process conditions favorable for both bacteria. Parameters in the process such as nitrite and nitrate concentration have to be carefully monitored in order to achieve a successful start-up.

The study shows that the start-up period of the process is challenging and the biological activity in the process has to be carefully monitored. During the start-up one of the most critical aspects found was the solid content in the reject water and also in the process tank. Because of the warm nature of the reject water, special attention was set to work hygiene and there was found such a concentration of *legionella* bacteria in the water phase of the process that causes a moderate risk for contamination. In order to prevent contamination a respiration filter has to be worn in the process area.

ALKUSANAT

Tämä diplomityö tehtiin Helsingin seudun ympäristöpalveluiden Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla kevään ja kesän 2012 aikana. Työn tarkastajana toimi professori Helge Lemmetyinen, jota haluan kiittää erityisesti rakentavasta tieteellisen tekstin kirjoittamisen ohjauksesta sekä hyvät työelämän valmiudet tuovasta kemianalan opetuksesta koko opintojeni aikana.

Työn ohjaajana toimi DI Mari Heinonen, jota haluan lämpimästi kiittää asiantuntevista neuvoista, rakentavasta palautteesta sekä ohjauksesta työn eri vaiheissa. Mari Heinosta sekä TkL Tommi Frediä haluan myös kiittää mielenkiintoisesta aiheesta sekä heidän tarjoamistaan kehittymismahdollisuuksista. Lisäksi haluan kiittää koko Viikinmäen jätevedenpuhdistamon henkilökuntaa positiivisesta ja kannustavasta työilmapiiristä. Maa- ja vesitekniikan tuki Ry:lle osoitan kiitokseni saamastani taloudellisesta tuesta diplomityölle.

Lopuksi vielä lämmin kiitos perheelleni ja ystäväilleni tuesta koko opintojeni aikana. Erityisesti haluan kiittää aviomiestäni Mattia sekä isääni heidän antamastaan kannustuksesta ja tuesta.

Helsingissä 19.9.2012

Paula Lindell

SISÄLLYS

1	Johdanto	1
2	Viikinmäen jätevedenpuhdistamo	2
2.1	Puhdistusprosessi	2
2.2	Lietteen kuivaus ja rejektivesien käsittely	4
3	Biologinen typenpoisto jätevedenpuhdistuksessa	7
3.1	Typenpoiston perusteet	7
3.1.1	Nitrifikaatio	10
3.1.2	Denitrifikaatio	11
3.1.3	Anaerobinen ammoniumin hapettumisreaktio	12
3.1.4	Anammox bakteerien biokemiallinen tarkastelu	14
3.2	Typenpoisto Viikinmäessä	16
3.3	Demon [®] -pilotprojektin tausta	17
3.3.1	Typpikuorman kasvu	17
3.3.2	Rejektiveden erilliskäsittelyn mahdollisuudet	18
4	Demon [®] -prosessi	19
4.1	Prosessin perusteet	19
4.2	Prosessin aktiiviliete	21
4.3	Prosessin syklin eri osat	22
4.4	Prosessin käynnistysvaihe	24
4.5	Käytännön kokemukset	25
4.5.1	ARA Strass	25
4.5.2	Muut laitokset	27
5	Demon [®] -prosessin operoinnin erityishuomiot	29
5.1	Nitriittikonsentraatio	30
5.2	Liuenut happi	32
5.3	NOB-bakteerien aktiivisuuden estäminen	34
5.4	Rejektiveden laatu	34
5.5	Lämpötilan ja pH:n optimialueet	35
5.6	Ammoniakki NH ₃ ja typpihapoke HNO ₂	36
6	Koejärjestelyt ja ohjaus	37
6.1	Pilottiprosessin mitoitus	37
6.2	Prosessin ohjaus	39
6.3	Koelaitteisto	39
6.3.1	Putkisto ja koneisto	39
6.3.2	Ilmastimet	41
6.3.3	Dekantteri ja sykloni	41
6.4	Mittaukset ja analytiikka	43
6.4.1	Paine- ja virtausmittaus	43
6.4.2	Jatkuvatoimiset mittaukset altaassa	44
6.4.3	Laboratorioanalytiikka	46

6.4.4	Kemiallinen hapenkulutus.....	47
6.4.5	Kustannukset.....	49
6.5	Ilmastustehokkuuden verifiointi.....	49
6.5.1	Mittauksen perusteet	49
6.5.2	Mittaukset.....	50
6.6	Laitteiston tiiviys ja toimintatestaus.....	51
6.7	Työhygieniä lämpimän prosessiveden olosuhteissa	51
7	Käynnistysjakson operointi ja tulokset	53
7.1	Käynnistysjakso ja kuormituksen kasvattaminen	54
7.1.1	Tyypenpoiston tulokset.....	56
7.1.2	Aktiivisuusmittaukset.....	57
7.1.3	Lieteiän ja kiintoainepitoisuuden hallinta	60
7.1.4	Kiintoaineen vaikutus	62
7.1.5	Altaan kiintoaineen poisto dekantoimalla.....	63
7.2	Laitteiston toiminta	64
7.2.1	Ilmastustehokkuus.....	64
7.2.2	Mittalaitteet	66
7.2.3	Työolosuhteiden erityishuomiot	67
8	Täyden mittakaavan toiminta	68
8.1	Jatkuvatoimiset mittaukset	68
8.2	Lietteen kierrätys.....	69
8.3	Näytteenottojärjestelyt	69
8.4	Käytännön operointi.....	70
8.5	Työhygieniaan liittyvät seikat.....	70
9	Yhteenveto ja johtopäätökset	71
	Lähteet.....	72
	Liite 1: PI-kaavio	

TERMIT JA NIIDEN MÄÄRITELMÄT

ANAMMOX	Anaerobinen ammoniumtypen hapettuminen (anaerobic ammonium oxidation)
AOB	Ammoniumin hapettajabakteeri (ammonium oxidating bacteria)
BOD _{7atu}	Biologinen hapenkulutus (biological oxygen demand)
COD	Kemiallinen hapenkulutus (chemical oxygen demand)
DN-prosessi	Denitrifikaatio-nitrifikaatio-prosessi
DO	Liuennut happipitoisuus (dissolved oxygen)
NOB	Nitriitin hapettajabakteeri (nitrite oxidating bacteria)
SS	Kiintoainepitoisuus (suspended solids)
SVI-indeksi	Lietteen tilavuusindeksi, kertoo kuinka paljon yksi gramma lietettä tarvitsee tilaa (yksikkö ml/g)
TAN	Kokonaisammoniakkityppi ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$)
TNO ₂	Kokonaisnitraattityppi
TOC	Orgaaninen kokonaishiili (total organic carbon)
TSS	Kokonaiskiintoainepitoisuus (total suspended solids)

1 JOHDANTO

Jätevedenpuhdistuksessa pyritään poistamaan jätevedestä ympäristölle haitalliset yhdisteet. Yhdyskuntien jätevedenpuhdistuksessa keskitytään orgaanisen aineen poistamiseen, sekä ravinteiden vähentämiseen fosforin kemiallisella sitomisella lietteeseen ja typen biologisella käsittelyllä. Typenpoisto on monivaiheinen prosessi, jossa lopputuloksena on molekulaarisen typen vapautuminen ilmakehään. Typen poistaminen on erityisen tärkeää herkillä merialueilla, sillä meressä typpi on usein niin sanottu rajoittava tekijä rehevöitymiselle. (Vaccari D. A., 2006) Typenpoistossa päätavoitteina on hapenkulutuksen vähentäminen vesistössä. Toisaalta ammonium-ioni on myrkyllinen esimerkiksi kaloille. Ammoniumtypen hapettamiseen kuuluu veden alkaliteettia, mikä pienentää vesistön puskurointikykyä. Tämän seurauksena vesistö on herkempi kärsimään esimerkiksi happamoitumisesta. (Karttunen E, 2004)

Viikinmäen jätevedenpuhdistamon typenpoiston vähimmäistavoitteelle on ympäristöluvassa määritelty vuosikeskiarvo 70 prosenttia. Itämerihaasteen myötä omistajakuntien asettamien vaatimusten myötä laitoksen tulee kuitenkin ylittää noin 90 prosentin vähentämiseen. Vuoden 2011 käsittelytulos typen suhteen oli 91 prosenttinen vähentäminen. Puhdistamolle tulevan typpikuorman kasvaessa laitoksen typenpoiston tehostaminen on tarpeen, jotta typenpoistoteho pysyy jatkossakin yhtä hyvänä. Rejktiviesien käsittely on kustannustehokas tapa lisätä laitoksen typenpoistokapasiteettia.

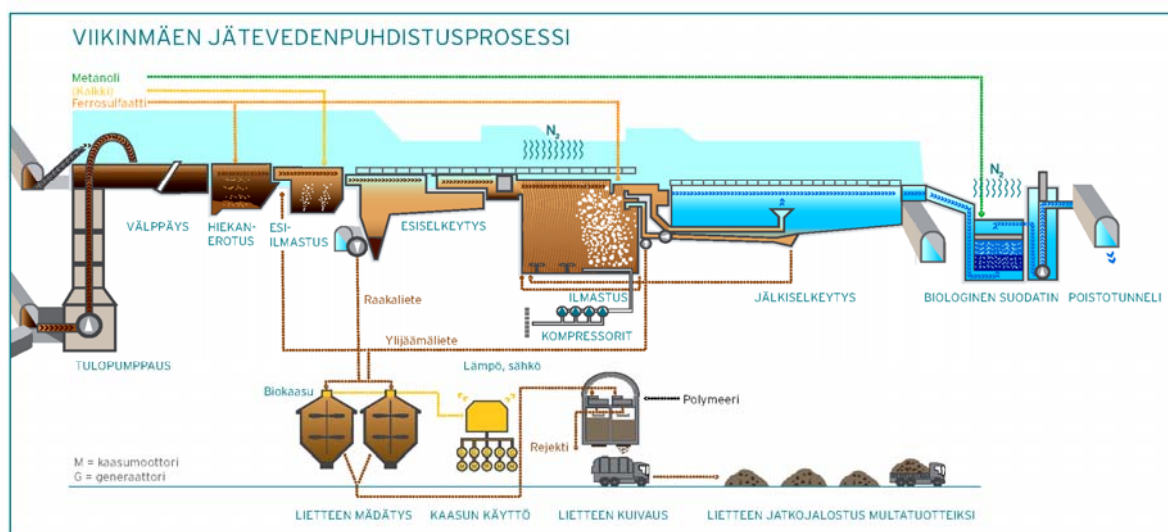
Tämän diplomityön tarkoituksena on tutkia Demon[®]-prosessin soveltuvuutta täyden mittakaavan prosessivaihtoehdoksi rejktiveden erilliskäsittelyyn Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla sekä prosessin operoinnin kriittisiä parametreja ja käytännön operointiin liittyviä seikkoja. Työn alkaessa puhdistamolla ei rejktiviesiä ole käsitelty biologisesti, vaan ne syötetään selkeyttämisen jälkeen prosessin alkuun. Pilotti toteutetaan, koska halutaan varmistua sen soveltuvuudesta ennen täyden mittakaavan investointeja. Työssä keskitytään prosessin käynnistämiseen, toimivuuteen ja ohjattavuuteen. Lisäksi seurataan analysaattorien huoltotarvetta ja niihin kuluvaa työmäärää. Koejakso alkoi 12.3.2012 ja päättyi 9.6.2012 kestäen yhteensä 13 viikkoa.

2 VIIKINMÄEN JÄTEVEDENPUHDISTAMO

Helsingissä sijaitsevalla Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla käsitellään Helsingin, Vantaan keski- ja itäosien, Keravan, Tuusulan, Järvenpään, Pornaisten, Mäntsälän eteläosien ja Sipoon jätevedet. Puhdistamon asukasvastineluku on 800 000. Valmistuessaan vuonna 1994 laitos korvasi alueen erilliset puhdistamot ja jätevesiä alettiin käsitellä keskitetysti kallion sisäisessä puhdistamossa. Laitoksen keskimääräinen vuorokausivirtaama oli vuonna 2011 noin 280 000 kuutiometriä, josta teollisuusjätevesiä oli noin 15 prosenttia. Käsitelty jätevesi johdetaan kalliotunnelia pitkin 20 metrin syvyyteen kahdeksan kilometrin päähän Helsingin eteläkärjestä Katajaluodon edustalle.

2.1 Puhdistusprosessi

Viikinmäen jätevedenpuhdistamon prosessi on esitetty seuraavassa kuvassa. Prosessi koostuu kolmesta vaiheesta, jotka ovat mekaaninen, kemiallinen ja biologinen vaihe.



Kuva 1. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon prosessikaavio.

Mekaanisessa vaiheessa jätevedestä poistetaan suuret kiintoaineet ja kappaleet kampaisten välppien avulla, missä sädeväli on 10 millimetriä. Välppien jälkeen jätevesi virtaa hiekanerotusaltaille, jossa veden mukana tuleva hiekka laskeutetaan altaan pohjalle sekä pinnalta poistetaan siihen kertynyttä pintalietettä ja rasvaa. Hiekanerotusaltaiden alussa jäteveteen syötetään ferrosulfaattia ja altaiden jälkeen vesi kerätään yhteen linjaan esi-ilmastusaltalle. Esi-ilmastuksessa jätevettä sekoitetaan ja siihen syötetään tarvittaessa kalsiumhydroksidia. Esi-ilmastuksesta vesi jakautuu seitsemälle eri linjalle

esiselkeytykseen. Esiselkeytyksessä jätevedestä laskeutuu altaan pohjalle raaka- ja sekalietettä, joka kerätään kaapimilla ja pumpataan lietteenkäsittelyyn. Jätevesi jatkaa matkaansa esiselkeytyksestä biologiseen vaiheeseen ilmastusaltaille, missä aktiivilietteessä olevan bakteerimassan avulla pääasiassa ammoniumtyppimuodossa olevaa typpeä käsitellään eri vaiheiden kautta molekulaariseksi typeksi N₂, joka vapautuu vesifaasista ilmakehään. Typen prosessoinnissa eri muotoon orgaaninen massa hajoaa ja sitoutuu bakteeribiomassaan. Ilmastuksen jälkeen kaasunpoistoaltaiden kautta kulkeva vesi johdetaan jälkiselkeytykseen, missä veden mukaan kulkeutuva aktiiviliete kerätään pohjalta ja palautetaan pääasiassa palautuslietteenä takaisin ilmastusaltaille. Osa lietteestä pumpataan ylijäämälietteenä lietteen käsittelyyn ja pois prosessista. Jälkiselkeytyksen jälkeen jätevesi johdetaan biologisille jälkisuodattimille, joissa typen poistava denitrifioiva bakteerimassa poistaa vedestä typpeä ja tehostaa laitoksen typenpoistotehoa. Jälkisuodattimille syötetään metanolia bakteerien hiililähteeksi.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamon toiminta perustuu ympäristölupaan, jossa on määriteltä vaadittavat puhdistusvaatimukset typen, fosforin, kiintoainepitoisuuden sekä biologisen ja kemiallisen hapenkulutuksen osalta. Ympäristöluvan arvojen lisäksi Euroopan unioni on määrittänyt herkille merialueille jätevedenpuhdistukselle raja-arvot, jotka jätevedenpuhdistamojen tulee saavuttaa. Euroopan unionin asettamat arvot ovat ympäristölupaa kevyemmät. Seuraavassa taulukossa on esitetty Viikinmäen ympäristöluvan sekä Euroopan unionin määrittämät raja-arvot sekä puhdistamon keskimääräinen puhdistustulos vuosina 2010 ja 2011.

***Taulukko 1.** Viikinmäen jätevedenpuhdistamon ympäristöluvassa määritellyt puhdistusvaatimukset, Euroopan unionin asettamat vaatimukset sekä vuosien 2010 ja 2011 saavutettujen käsittelytulosten keskiarvot.*

	Ympäristölupa	EU:n vaatimukset	Puhdistustulos 2011 ka	Puhdistustulos 2010 ka
Typpi vuosi	> 70 %	< 10 mg/l > 70 %	90 %	86 %
Fosfori 1/ 4-vuosi	< 0,3 mg/l > 95 %	< 1,0 mg/l >80 %	0,20 mg/l 97 %	0,29 mg/l 96 %
BOD_{7atu} 1/4-vuosi	< 10 mg/l > 95 %	< 30 mg/l > 70 %	5,7 mg/l 98 %	9,2 mg/l 96 %
COD_{Cr}	< 75 mg/l > 80 %	< 125 mg/l > 75 %	40 mg/l 92 %	45 mg/l 91 %
Kiintoaine	< 15 mg/l	< 35 mg/l	6,7 mg/l	8,1 mg/l

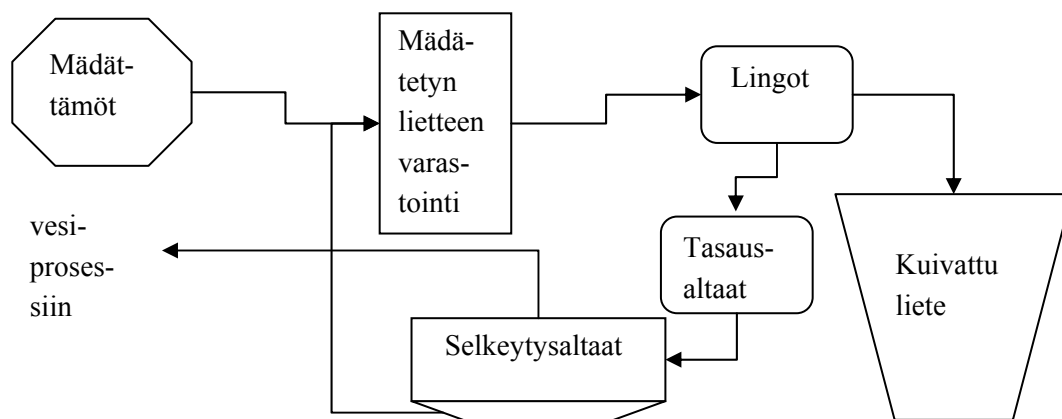
Helsingin seudun ympäristöpalveluiden omistajakuntien Itämerihaasteesta johtuen Espoossa sijaitsevan Suomenojan sekä Viikinmäen jätevedenpuhdistamoille on asetettu tiukka omaehtoinen tavoite tonneissa typpikuormalle, joka johdetaan mereen. Tämä

omaehtoinen tavoite johtaa käytännössä siihen, että Viikinmäen puhdistamon tulee pysyä 90 prosentin typpireduktioon tavoitekuorman alittamiseksi. Viikinmäen puhdistamolla jätevedestä poistetaan typpi 90 prosenttisesti ja happea kuluttava aines, fosfori sekä kiintoaine yli 95 prosenttisesti.

2.2 Lietteen kuivaus ja rejektivesien käsittely

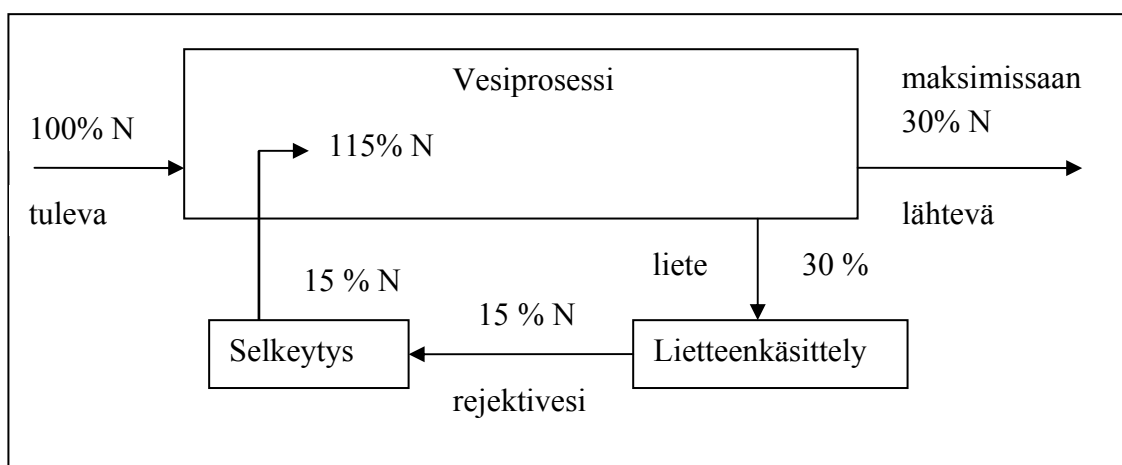
Laitoksella syntyy lietettä prosessin eri vaiheissa, kuten kuva 1 osoittaa. Esiselkeytyksessä erotetaan raaka- eli primääriliete, joka koostuu pääasiassa orgaanisesta aineesta, joka hajoaa biologisesti. Jälkiselkeytyksestä kerätään ylijäämä- eli sekundäärilietettä, joka koostuu biologisen prosessin aktiivilietteen partikkeleista eli biomassasta. Jälkiselkeytyksessä kerätystä lietteestä suurin osa kierrätetään takaisin prosessiin ilmastusaltaan alkuun palautuslietteenä, jotta biologinen toiminta säilyy ilmastusaltaissa hyvänä ja halutunlaisena. Prosessista poistettava ylijäämäliete käsitellään ajoittain suoraan ylijäämälietelangoilla ennen raakalietealtaaseen syöttöä, mutta normaalisti se kierrätetään prosessin alkuun ennen esi-ilmastusta, jolloin se päätyy raakalietteen mukana esiselkeytysaltaista lietteenkäsittelyyn. Ylijäämälietteen linkous ei ole käytössä jatkuvasti. Ilmastusaltaiden lieteikää säädellään palautuslietteen ja ylijäämälietteen suhteella. Kemiallisen fosforin saostuksen yhteydessä muodostuvaa kolmatta lietelajia eli tertiäärilietettä muodostuu puhdistamolla primääri- ja sekundäärilietteiden kanssa samanaikaisesti ja se on sitoutunut biolietteeeseen.

Raakalietealtaisiin kerätty liete pumpataan mädättämöihin, joita Viikinmäen puhdistamolla on neljä kappaletta. Mädätysprosessi on kaksivaiheinen ja mädättämöihin syötettävä liete kulkeutuu kahden mädättämön läpi. Mädättämöissä lietteen sisältämä orgaaninen aine hajoaa anaerobisesti muodostaen metaania CH_4 . Metaani kerätään talteen ja hyödynnetään laitoksen energiatarpeisiin. Lämpöenergian suhteen laitos on täysin oma-varainen ja sähköenergian osalta omavaraisuusaste on noin 60 prosenttia. Orgaanisen aineen hajoamisen myötä mädättämöiden lietteen määrä vähenee ja sen olomuoto muuttuu, mikä helpottaa jatkokäsittelyä. Mädätyksen jälkeen liete johdetaan välivarastosäiliöihin, missä mädätysprosessi pysäytetään ilmastamalla altaita. Välivarastoista liete johdetaan langoille, joissa se kuivataan mekaanisesti ja kuivattu liete kuljetetaan Sipooseen Metsäpirtin kompostointikentälle jatkojalostukseen. Jalostuksen jälkeen lietettä voidaan käyttää viherrakennuksessa. Mekaanisessa kuivauksessa syntyvä erotusvesi eli rejektivesi johdetaan laitoksen pienpuhdistamolle. Pienpuhdistamolla rejektivesi tasataan ja laskeutetaan selkeytysaltaissa ja syötetään prosessin alkuun ennen esi-ilmastusallasta. Selkeytysaltailla laskeuttamalla rejektiveden kiintoaineesta saadaan poistettua noin puolet. Seuraavassa kuvassa yksinkertaistetaan kaaviokuvalla mädätetyn lietteen ja siitä mekaanisessa kuivauksessa erotettujen kuivatun lietteen sekä rejektiveden kulkureitistä. Rejektivettä syntyy puhdistamolla jatkuvasti, sillä yksi tai useampi neljästä lingosta on ympäri vuorokauden käynnissä. Vuorokauden keskimääräinen rejektivesivirtaama on noin $2\,990\text{ m}^3/\text{h}$, kuten taulukko 2 osoittaa.



Kuva 2. Yksinkertaistettu kaaviokuva mädätetyn lietteen ja siitä kuivauksessa erotettujen kuivattuun lietteen sekä erotusveden eli rejektiveden kulusta Viikinmäen puhdistamolla.

Mädätyksen aikana lietteen solumassa hajoaa, jolloin siihen sitoutuneita ravinteita, kuten ammoniumtyyppiä, vapautuu. Tämän johdosta rejektivedellä on korkea ammoniumtyyppipitoisuus. Koska rejektivesi syötetään selkeytysaltailta takaisin puhdistusprosessin alkupäähän, kuormittaa siinä oleva tyypipitoisuus prosessin typenpoistotehoa. Rejektiveden mukana laitoksen sisällä kiertävä typpi vie typenpoistotilavuutta laitokselle tulevalta typpikuormalta. Kuvassa 3 on esitetty typen kierto laitoksella ja rejektiveden vaikutus vesiprosessin kuormitukseen.



Kuva 3. Laitoksen typen sisäisen kierron kaaviokuva sekä sen prosessille aiheuttama kuormitus. (Wett B, 1998)

Taulukossa 2 on esitetty laitokselle tulevan virtaaman typpikuorman sekä rejektiveden typpikuorman tarkasteluvälin 1.1.2008 – 31.12.2012 keski-, minimi- ja maksimiarvot. Taulukosta nähdään, että rejektiveden mukana kiertävä typpikuorma on noin 15 prosenttia laitokselle tulevasta typpikuormasta.

Taulukko 2. Keski-, minimi- ja maksimiarvot Viikinmäen jätevedenpuhdistamolle tulevan virtaaman sekä rejektiveden kokonaistypipitoisuudesta sekä vuorokauden typpikuormasta. Tarkasteluväli on 1.1.2008 – 31.12.2011.

	yksikkö	keskiarvo	minimi	maksimi
Laitokselle tuleva kok-N	mg/l	50	20	70
Laitokselle tuleva typpikuorma	kg/d	12 160	4 420	23 080
Laitokselle tuleva virtaama	m ³ /d	274 100	167 200	755 000
Rejektiveden kok-N	mg/l	910	600	1 500
Rejektiveden typpikuorma	kg/d	2 710	1 330	4 420
Rejektiveden virtaama	m ³ /d	2 990	1 620	3 600

3 BIOLOGINEN TYPENPOISTO JÄTEVEDEN-PUHDISTUKSESSA

Typellä on uloimmalla elektronikuorellaan viisi elektronia, minkä vuoksi se esiintyy hapetusluvulla -3:sta +5:een. Hapetusluvulla -3 tyyppi esiintyy ammoniakissa ja hapetusluku +5 typellä on nitraatissa. Kaikkia muotoja esiintyy luonnossa, mutta yleisimmät hapetusluvut ovat ammoniakkin ja orgaanisen typen -3, alkuainetyypen 0, nitriitin, nitriini ja nitraatin +5. (Vaccari D. A. *et al.*, 2006)

Ilmakehästä on typpikaasua eli molekulaarista typpeä (N₂) noin 78 tilavuusprosenttia. Molekulaarisessa työssä typpiatomit ovat sp-hybridisoituneet ja niiden välillä on sp-hybridiorbitaalista muodostunut sigma-sidos sekä kaksi p-orbitaaleista muodostunutta pii-sidosta. Tämä typpiatomien välillä oleva kolmoissidos on vahva, mistä johtuen molekulaarista typpeä pystyy hyödyntämään aineenvaihdunnassaan vain muutama bakteerien joukko. Typen sitoutumisesta johtuen tyyppi esiintyy jätevedessä bakteereille helpommin käytettävässä muodossa sekä ammoniumtyyppinä että orgaanisiin yhdisteisiin sitoutuneena. Jätevedenpuhdistamalla nämä organismien ja bakteerien helposti käytettävät muodot muunnetaan prosessissa takaisin kaasumaiseen ja stabiilimpaan muotoon molekulaariseksi typeksi, jolloin typen ympäristövaikutukset kuten rehevöityminen vähenee. (Vaccari D. A. *et al.*, 2006) Jäteveden typpipitoisuuden vähentämiseen käytetään jätevedenpuhdistamoilla kemiallisfysikaalisia tai biologisia keinoja. Yleisin käytössä oleva typenpoistotapa on biologinen.

3.1 Typenpoiston perusteet

Tyypillinen yhdyskuntajäteveden sisältämä typen ominais määrä on 12 - 15 g/asukas. Käsittelemättömässä jätevedessä tyyppi esiintyy kahdessa eri muodossa: noin puolet typestä on sitoutuneena orgaanisiin yhdisteisiin, kuten valkuaisaineisiin ja virtsa-aineeseen eli ureaan, ja puolet on ammoniumtyyppinä. Typen orgaanisia muotoja ovat aminohapot ja niistä rakentuvat proteiinit sekä proteiineista rakentuneet yhdisteet. Aminohapot ovat vesiliukoisia, mutta proteiinit säilyvät jätevedessä yleensä liukenemattomana molekyylien suuren koon takia. Viemärijärjestelmässä aminohapot käyvät bakteeritoiminnan katalysoimana läpi deaminaation, jolloin aminoryhmät irtoavat molekyylistä ja reagoivat edelleen ammoniakiksi NH₃ ja ammonium-ioniksi NH₄⁺. Ammoniakkin ja ammonium-ionin muodostumisen suhde riippuu vahvasti vallitsevasta pH-arvosta. Mikäli se on yli yhdeksän, muodostuu enimmäkseen ammonium-ioneja liuoksen ve-

tyionikonsentraation ollessa suuri. Yhtälössä (1) esitetty ammoniumin ja ammoniakkin välinen reaktio on yksi typen muodonmuutosreaktioista. (Vaccari D. A. *et al.*, 2006)



Reaktio on melko nopea ja sen tasapainovakion yhtälö on muotoa.

$$K_a = \frac{[NH_3] + [H^+]}{[NH_4^+]} = 10^{-9,3}. \quad (2)$$

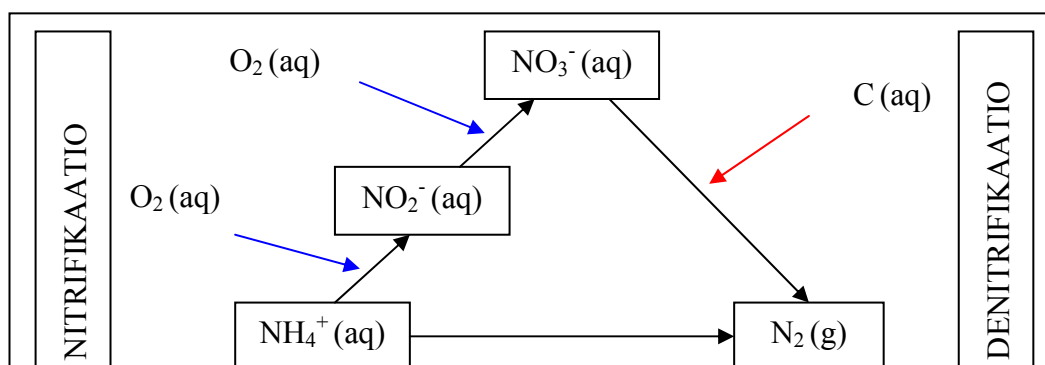
Neutraalin pH:n alueella vain pieni osa typestä on ammoniakki-muodossa. Lämpötilan ollessa 25 astetta celsiusta ammoniakkin osuus on normaaliolosuhteissa 0,6 prosenttia ammoniakkin ja ammoniumin kokonaismäärästä. (Parades D, *et al.*, 2007) Aminohappojen lisäksi toinen tärkeä orgaaninen typpeä sisältävä yhdiste on urea (H_2NCONH_2), joka reagoi viemäriverkostossa veden kanssa ja hajoaa hydrolyysi-reaktiossa hiilidioksidiksi (CO_2) ja ammonium-ioneiksi. (Vaccari D. A. *et al.* 2006)

Laitokselle tulevan jäteveden ammoniumtyyppi saadaan muutettua biologisessa prosessissa bakteeripopulaation aineenvaihdunnan avulla nitriitin (NO_2^-) ja nitraatin (NO_3^-) kautta typpikaasuksi, joka vapautuu vesifaasista ilmakehään. Aineen ja bakteerien välistä tapahtumaketjua voidaan kuvata yksinkertaistaen seuraavasti: Aineen kulkeutuessa vesifaasista bakteerin solun sisään tarttuu se bakteerin solukapseliin tai sen pinnalle. Tarttumista seuraa aineen hydrolyysi yksinkertaisemmaksi molekyyliseksi ja hydrolyysituotteiden kulkeutuminen bakteerisolun seinien läpi soluun ja bakteerin aineenvaihduntaan. Häiriö missä tahansa näistä vaiheista voi olla biologisen puhdistusprosessin nopeutta rajoittava tekijä. (Karttunen E, 2004) Mikro-organismien biokemiallisen aineenvaihdunnan optimaalisen toimivuuden takaamisen kaksi keskeisintä asiaa ovat niiden ravintovaatimukset sekä aineenvaihdunnan edellyttämä hapen määrä. Toisaalta biologiseen puhdistusprosessiin vaikuttavat lämpötila, pH-arvo ja mahdolliset toksiset yhdisteet. Biologisessa prosessissa oleva bakteeripopulaatio voi kuitenkin tottua toksiin yhdisteisiin, mikäli myrkyllistä yhdisteen pitoisuutta lisätään vähitellen. Mikro-organismit tarvitsevat yleisesti ravinnokseen orgaanista ainesta, mutta myös epäorgaanisia alkuaineita kuten typpeä, rikkiä, fosforia, mangaania ja natriumia. (Karttunen E, 2004) Biologiseen typenpoistoon liittyviä eri reaktioita on kerätty taulukkoon 3.

Taulukko 3. Mikrobiologisia typen reaktioita. (Paredes D et al, 2007)

Numero	Prosessi	Reaktioyhtälö
1	Nitritaatio	$NH_4^+ + 1,5O_2 + 2HCO_3^- \rightarrow NO_2^- + 2CO_2 + 3H_2O$
2	Nitraataatio	$NO_2^- + 0,5O_2 \rightarrow NO_3^-$
1+2	Nitrifikaatio	$NH_4^+ + 2O_2 + 2HCO_3^- \rightarrow NO_3^- + 2CO_2 + 3H_2O$
3	Denitrataatio	$2NO_3^- + C \rightarrow 2NO_2^- + CO_2$
4	Denitrifikaatio nitriitin kautta	$4NO_2^- + 3C + 2H_2O + CO_2 \rightarrow 2N_2 + 4HCO_3^-$
3+4	Denitrifikaatio	$4NO_3^- + 5C + 2H_2O \rightarrow 2N_2 + 4HCO_3^- + CO_2$
5	Osittainen nitrifikaatio (50 % konversio)	$NH_4^+ + 0,75O_2 + HCO_3^- \rightarrow 0,5NO_2^- + 0,5NH_4^+ + CO_2 + 1,5H_2O$
6a	Anammox (ilman solusynteesiä)	$NH_4^+ + NO_2^- \rightarrow N_2 + 2H_2O$
6b	Anammox (solusynteesi mukaan lukien)	$NH_4^+ + 1,32NO_2^- + 0,066HCO_3^- \rightarrow 1,02N_2 + 0,26NO_3^- + 0,66CH_2O_{0,5}N_{0,15} + 2,03H_2O$
1+2+3+4	Perinteinen nitrifikaatidenitrifikaatio	$NH_4^+ + 8O_2 + 5C + 4HCO_3^- \rightarrow 2N_2 + 9CO_2 + 10H_2O$

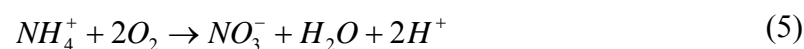
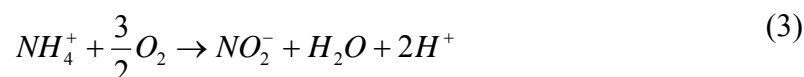
Perinteisen biologisen typenpoiston vaiheet ovat nitrifikaatio ja denitrifikaatio, joiden vaiheet on esitetty seuraavassa kuvassa. Nitrifikaatiossa ammoniumtyyppi hapetetaan nitriitin kautta nitraatiksi ja denitrifikaatiossa nitraatti pelkistetään typpikaasuksi hiilen toimiessa elektroninluovuttajana.

**Kuva 4.** Nitrifikaatiolla ja denitrifikaatiolla tapahtuva biologinen typenpoisto.

Edellä mainittujen biologisen typenpoiston vaiheiden lisäksi viime vuosina on löydetty litotrofi, joka katalysoi reaktiota nimeltä anammox. Siinä ammoniumtyppi reagoi autotrofisesti nitriitin kanssa vapauttaen typpikaasua. Seuraavassa on esitelty tarkemmin nämä kolme typenpoiston eri reaktiota.

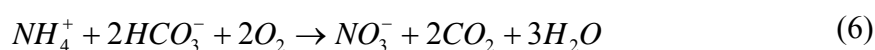
3.1.1 Nitrifikaatio

Nitrifikaatio tapahtuu hapen läsnä ollessa kahdessa erillisessä reaktiovaiheessa autotrofiten bakteerien avulla. Yhtälössä (3) esitetyssä ensimmäisessä vaiheessa, eli nitritaatio-ossa, ammoniumhapettajabakteerit (AOB), kuten *Nitrosomonas* ja *Nitrosospira*, hapettavat ammoniumionit nitriitiksi. Reaktiossa siirtyy kuusi elektronia ja typen hapetusluku muuttuu -3:sta +3:een. Yhtälössä (4) esitetyssä toisessa vaiheessa, eli nitraataatio-ssa, nitriitinhapettajat (NOB), kuten *Nitrobacter* ja *Nitrospira* hapettavat nitriitin nitraatiksi. Reaktiossa typen hapetusluku muuttuu +3:sta +5:een kahden elektronin siirtyessä. Molemmissa reaktioissa happi toimii akseptorina eli elektronin vastaanottajana. Yhtälössä (5) on esitetty nitrifikaation kokonaisreaktio. (Vaccari D. A. *et al.*, 2006)



Ammoniumionin hapettumisessa nitraatiksi vapautuu energiaa, jota nitrifioivat bakteerit käyttävät solutoimintoihinsa kuten jakautumiseen. Tästä seuraa aktiivilieteprosessissa lietteen määrän kasvu. Tosin nitrifioivien bakteerien energian tarve on melko pientä, joten lietteen kasvu on suhteellisen hidasta. Nitrifioivien bakteerien aktiivisuus ja jakautumisaika riippuvat lämpötilasta ja niiden toimintaväli on viidestä neljäänkymmeneen celsiusasteeseen. Aktiivilieteprosessissa maksimilämpötilana pidetään kuitenkin kolmeakymmentä celsiusastetta, sillä siinä lämpötilassa yhden tärkeimmistä nitrifioivista bakteereista *Nitrosomonasin* aktiivisuus on optimissaan. (Vaccari D. A. *et al.*, 2006)

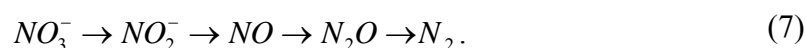
Kun yksi mooli ammoniumioneja hapetetaan nitriitiksi, tuotetaan 2 moolia happamuutta lisääviä ioneja vetyioneja (H^+). Tämä kuluttaa jäteveden alkaliteettia ja saattaa johtaa riittävän alkaliteetin puuttuessa pH:n laskuun. Jos pH laskee arvoon 5,5, vaikuttaa se nitrifikaatioon inhiboivasti. Tämän estämiseksi jätevedenpuhdistamoilla saatetaan lisätä alkaliteettia esimerkiksi natriumkarbonaatin (Na_2CO_3) muodossa. (Vaccari D. A. *et al.*, 2006) Nitrifikaatioon tarvittava alkaliteetti voidaan arvioida kirjoittamalla yhtälö (5) muotoon:



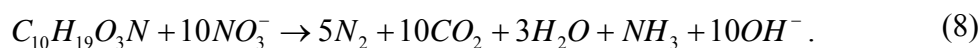
Jokaista ammoniumtyppi grammaa kohti tarvitaan 7,14 g alkaliteettia kalsiumkarbonaattimuodossa (CaCO_3). Riittävän alkaliteetin varmistaminen on siis tärkeää reaktion etenemisen kannalta, mutta myös siksi, että pH-arvon (tai happamuuden) laskiessa riittävästi, vaikuttaa se inhiboivasti nitrifikaatioon. Nitrifioivat bakteerit ovat pH-arvon lisäksi herkkiä myös lämpötilalle ja liuenneen hapen pitoisuuksille. Myös raskasmetallit, kuten cadmium ja nikkeli, voivat vaikuttaa nitrifikaatioon inhiboivasti. Inhiboiva vaikutus perustuu siihen, että metallien ionit voivat korvata bakteerien aineenvaihdunnassa niille tarpeellisia ioneja kuten Ca^{2+} korvata ionin Zn^{2+} tai Ca^{2+} ja Ni^{2+} korvaavat ionin Fe^{2+} . Nitrifikaatiota pidetään yleisesti rajoittavana askeleena perinteisessä biologisessa typenpoistossa, joka tapahtuu nitrifikaation ja sitä seuraavan denitrifikaation kautta. (Zhiqiang H., *et al.* 2002)

3.1.2 Denitrifikaatio

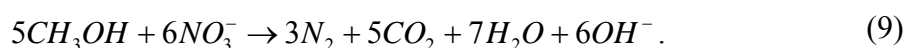
Denitrifikaatio voidaan kokonaisuudessaan nähdä koostuvan neljästä itsenäisestä aineenvaihduntaprosessista. (Zymft W. G., 1997) Denitrifikaatio tapahtuu heterotrofisten bakteerien avulla nitraatista molekulaariseksi typeksi typen eri muotojen kautta. Muodot ovat:



Monet yleisimmistä bakteereista pystyvät käyttämään eri typpimuotojen sijaan happea elektronin vastaanottajana, sillä ne pystyvät muuttamaan aineenvaihduntaansa aerobisesta anaerobiseen tilaan. Hapen käyttäminen tuottaa solulle enemmän energiaa, ja mikäli happea on saatavilla, käyttävät bakteerit sitä typpimuotojen sijaan. Jotta denitrifikaatio tapahtuu, tulee prosessissa siis vallita hapettomat olosuhteet. Useimmat denitrifioivat bakteerit ovat organotrofeja eli käyttävät orgaanisia yhdisteitä elektroninluovuttajana, mutta luonnossa esiintyy myös litotrofeja, jotka käyttävät vetyä tai sulfideja (Vaccari D. A. *et al.*, 2006). Orgaanisena elektronin luovuttajana voi toimia jätevedessä oleva tai siihen biologista prosessia varten syötetty hiililähde, kuten metanoli (CH_3OH). Kun kyseessä on jätevedessä oleva biohajoava orgaaninen aines, on reaktioyhtälö muotoa:



Ulkoista metanolilähdettä käytettäessä reaktioyhtälö on muotoa:

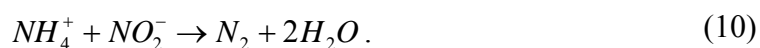


Molemmissa yhtälöissä yhden gramman nitraattitypen poisto tuottaa 3,57 grammaa alkaliteettia kalsiumkarbonaattimuodossa. Näin ollen noin puolet nitrifikaation aikana

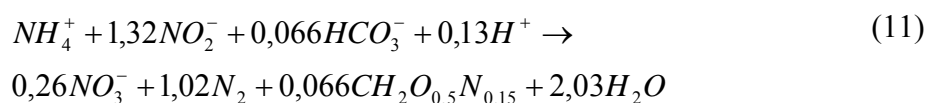
menetetystä alkaliteetista saadaan denitrifikaatiossa palautettua. (Vaccari D. A. *et al*, 2006)

3.1.3 Anaerobinen ammoniumin hapettumisreaktio

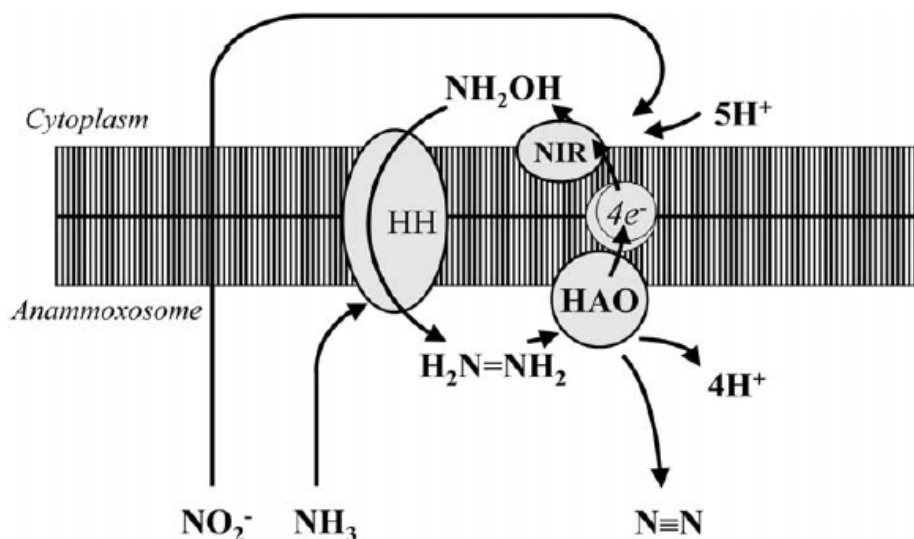
Anaerobinen ammoniumin hapettumisreaktio todettiin ensimmäisen kerran käytännössä 1990-luvun alussa. Reaktio on yksinkertaistettuna muotoa:



Reaktioyhtälön tarkemmassa termodynaamisessa tarkastelussa huomattiin reaktiolla olevan negatiivinen entalpian muutos, -360 kJmol^{-1} , mikä viittasi tuntemattoman litotrofin katalysoivan reaktion. Litotrofin löysi myöhemmin Marc Strous, joka keskittyi rikastetun anaerobisen ammoniumin hapettamis-organismien yhteisön tutkimiseen. Nämä stoikiometriset tutkimukset vahvistivat yhtälössä (11) esitetyn reaktioyhtälön, joka ottaa huomioon solumassan lisääntymisen. Löydetty litotrofi oli bakteerimassa, jolle annettiin nimi *anammox* (*AMOX*). Bakteerien aineenvaihduntaan liittyvää reaktiota kutsutaan nimellä anammox -reaktio. Reaktio on esitetty yhtälössä (11) ja siinä on otettu huomioon myös hiilidioksidin pelkistykseen kuluva nitraatti.



Jotta ammoniumtyppi saadaan reagoimaan molekulaariseksi typeksi, tulee reaktiota edeltää osan ammoniumin hapetus nitriitiksi, eli yhtälössä (3) esitetty nitritaatio. Anaerobisen autotrofisen ammoniumionin ja nitriitin välisen hapetuspelkistysreaktion ideaalitalanne on se, kun 57 prosenttia ammoniumtypestä reagoi nitriitiksi nitritaation aikana. Tämä saavutetaan, kun 2,32 moolia ammoniumioneja kohti nitriittiä muodostuu 1,32 moolia nitriittiä. Anammox-reaktiossa muodostuu myös 0,26 moolia nitraattia. Reaktiossa muodostuu välituotteena hydroksyyliamiinia (NH_2OH), joka reagoi ammoniumin kanssa muodostaen hydraziinia (N_2H_4), mistä saadaan edelleen molekulaarista typeä. (Bettazi E *et al*, 2010, van Hulle, 2005; van de Graaf *et al*. 1997) Hydraziinin hapetuksessa vapautuvat neljä elektronia kuluvat nitriitin pelkistämiseen hydroksyyliamiiniksi. Kuvassa 5 on esitetty anammox-reaktion eteneminen solussa.



Kuva 5. Anammox-reaktion eteneminen solussa. (Kuenen et al., 2001)

Viimeaikaisissa tutkimuksissa on todettu välituotteena mahdollisesti muodostuvan myös typpimonoksidia (NO). (Strous M. et al., 2006, van de Star W. R. L. et al., 2008) Taulukossa 4 on esitetty anaerobisen ammoniumin hapettumisen parametreja. Anammox-reaktion aktivaatioenergia E_A on 70 kJ/mol, mikä on samaa luokkaa kuin aerobisella ammoniumin hapettumisreaktiolla. (Strous et al., 1999)

Taulukko 4. Anaerobisen ammoniumin hapettumisen parametrit. (Jetten et al., 2001)

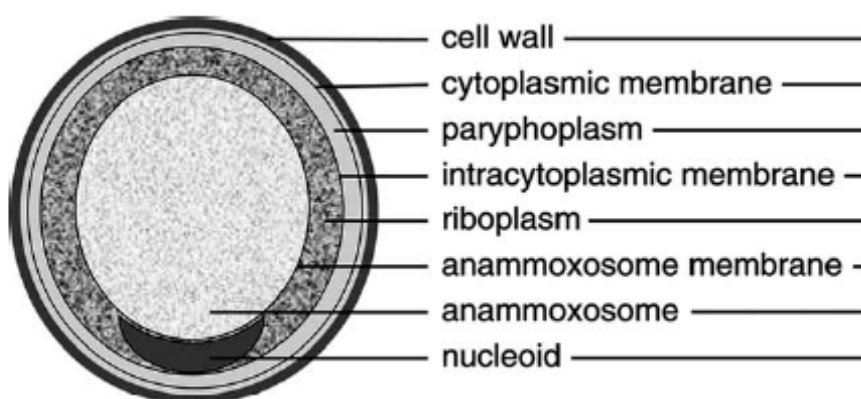
Parametri	Yksikkö	Anammox
Gibbsin energia ΔG	kJ/mol	- 357
Aktivaatioenergia E_a	kJ/mol	70
Maksimi kasvunopeus μ_{\max}	h^{-1}	0,003
Kahdentumisaika	d	10,6
Aerobinen nopeus	mgN/g proteiinia/min	0
Anaerobinen nopeus	mgN/g proteiinia/min	0,7
K_{NO_2}	μM	< 0,07
K_{TAN}	μM	0,07

Anammox-reaktion kaksi eri vaihetta voivat olla kahdessa eri yksikössä, jolloin lietteille saadaan eri viipymät ja olosuhteet. Tällöin aerobisen reaktorin tuottama nitriitti syötetään anaerobiseen reaktoriin ammoniumin kanssa. Huomioitavaa kuitenkin on, että nitriitaation ja anammox-reaktion toimintavälit ovat muun muassa pH-arvon, lämpötilan ja aktivaatioenergian suhteen suurin piirtein samat. Ainoana suurena erona on hapentarve, *anammoxilla* ei ole aerobista aktiivisuutta ollenkaan ja aerobisilla nitrifioivilla bakteereilla anaerobinen aktiivisuus on 5 % *anammox*-bakteerien aktiivisuudesta. (Strous et al., 1999) Molemmat vaiheet voidaan toteuttaa yhdessä altaassa kuten Demon[®]-prosessissa. Tällöin prosessi vaatii toimiakseen ilmastetun systeemin sekä oikeanlaisen

prosessin ohjauksen, jotta muun muassa estetään haitallisten nitriittikonsentraatioiden muodostuminen liiallisen ilmastuksen vaikutuksesta. Uhkana prosessissa on *anammox*-biomassan herkkyys nitriitin suurelle konsentraatiolle sekä liiallisen hapen syöttäminen. Nitriittipitoisuuden valvominen altaassa on vaikeaa, sillä luotettavan jatkuvatoimisen nitriittimittauksen toteuttaminen on vaikeaa. Metanolilla on lisäksi todettu olevan inhiboiva vaikutus *anammox*-bakteereihin. Suoraa vaikutustapaa ei ole pystytty selvittämään, mutta ilmeisesti metanoli hapettuu ammoniumin läsnä ollessa formaldehydiksi, mikä vaikuttaa inhiboivasti *anammox*-bakteereiden aineenvaihdunnassa. Anammox-prosessien yhteydessä onkin vältettävä metanolin lisäästä ulkoisen hiililähteenä bakteeripopulaation toiminnan takaamiseksi.

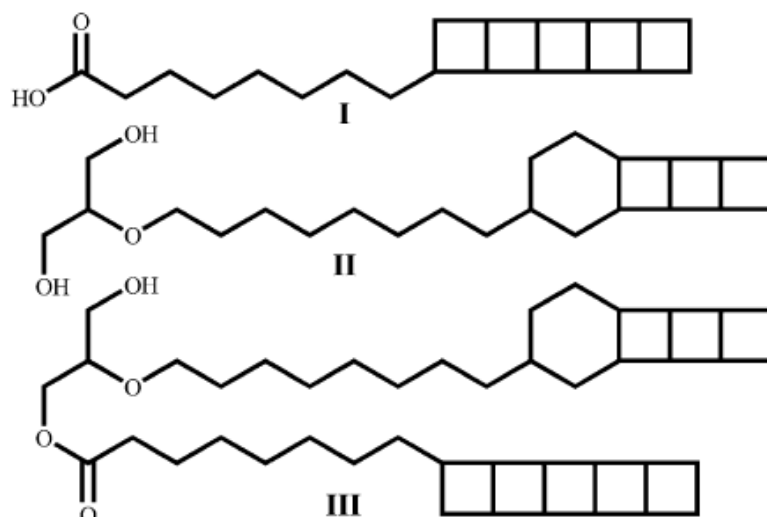
3.1.4 Anammox bakteerien biokemiallinen tarkastelu

Kuvassa 6 on esitetty *anammox*-bakteerin solurakenne. Bakteerin aineenvaihdunta tapahtuu anammoxosomissa, joka on solun keskellä. (Van Hulle, 2005)



Kuva 6. *Anammox*-bakteerin solurakenne jaoteltuna eri osiin. (van Nitrík et al., 2004)

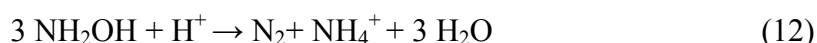
Anammox-bakteerissa esiintyy moninainen joukko epätavanomaisia membraanirasvoja, joista osa on rakenteeltaan yksilöllisiä *anammox*-bakteerille. Koska rasvoja ei ole löydetty muualta luonnon aineista, herää kysymys niiden merkittävydestä solun toiminnalle. Mahdollisesti nämä kuvassa 7 esitetyt rasvat suojaavat sytoplasmaa anammoxissa muodostuvilta myrkyllisistä välituotteilta muodostaen tiukan kalvon sytoplasman ympärille. (Van Hulle, 2005)



Kuva 7. *Anammox*-bakteerin solussa esiintyvien yksilöllisten membraanirasvojen raken-
teet. (van Niftrik *et al.*, 2004)

Planktomysetaatteihin kuuluvia *anammox*-bakteereja on deammonifikaatioprosesseissa tunnistettu neljää eri lajia: *Candidatus Brocadia*, *Candidatus Kuenenia*, *Candidatus Scalindua* ja *Candidatus Anammoxoglobus*. (Quan Z.-X. *et al.*, 2008) Huomioitavaa *anammox*-bakteerien tarkastelussa on se, että eri lajien välillä on tutkimuksissa havaittu aktiivisuuseroja. Esimerkiksi *Candidatus Kuenenia* on osoittautunut *Candidatus Brocadia* aktiivisemmaksi reaktionopeudessa sekä intensiivisyydessä. (van de Star W. R. L. *et al.*, 2008)

Anammox-bakteerit voivat käyttää lyhytketjuisia rasvahappoja energianlähteenään muuntamalla niitä hiilidioksidiksi. *Anammox*-bakteerien on myös todettu muuntavan hydroksyyliamiinia ammoniumiksi reaktion



mukaisesti. Reaktiossa muodostuu 0,33 moolia ammoniumia yhdestä moolista hydrok-
syyliamiinia.

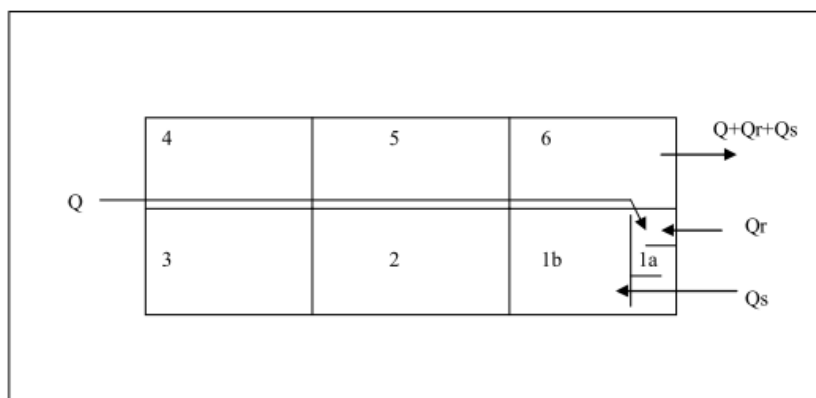
Anammox-bakteerimassan kasvunopeus on hidas ja sen aktiivisuuden kasvattaminen biologisessa prosessissa on vaikeaa. Hidas kasvunopeus johtaa vähäiseen kokonaisam-
monium kulutukseen prosessissa. *Anammox*-reaktiossa kuluvien ja muodostuvien nitrii-
tin, ammoniumin ja nitraatin suhde voidaan esittää (van de Graaf *et al.*, 1996):

$$-\frac{\Delta[\text{TAN}]}{[1]} = -\frac{\Delta[\text{TNO}_2]}{[1,32 \pm 0,06]} = \frac{\Delta[\text{NO}_3^-]}{[0,22 \pm 0,02]}, \quad (13)$$

missä TAN on kokonaisammoniumtyppi ja TNO₂ on kokonaisnitriitti.

3.2 Typenpoisto Viikinmäessä

Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla typenpoistoon käytetään niin sanottua DN-prosessia eli denitrifikaationitrifikaatioprosessia, sekä vuonna 2004 lisättyä biologista denitrifioivaa jälkisuodatusta. DN-prosessissa ilmastusaltaille tuleva vesi kiertää ilmastamattomien eli denitrifioivien lohkojen kautta ilmastetuille eli nitrifioiville lohkoille. Kuvassa 8 on esitetty ilmastusaltaan jäteveden sekä lietteen virtauskaavio.



Kuva 8. Pääprosessin ilmastusaltaan virtauskaavio, missä Q on esiselkeytetty jätevesi, Q_r on palautusliete ja Q_s on kierrätysliete. (Suunnittelukeskus Oy)

Ensimmäisessä lohkoissa (1a) sekoitetaan esiselkeytetty jätevesi (Q) sekä palautusliete (Q_r). Lohkon tilavuus on muita lohkoja pienempi ja se on jaettu kolmeen eri tilaan sekoituksen varmistamiseksi. Ilmastusaltassa ammoniumtyppi saadaan ammoniumhapettajabakteerien (AOB) avulla nitriitiksi, josta se edelleen hapetetaan nitriitinhapettajabakteerien (NOB) avulla nitraatiksi. Kokonaisreaktio ammoniumista nitraatiksi, eli nitrifikaatio, on reaktionopeudeltaan hidask. Lohkot 4-6 ovat aina nitrifioivia. Typenpoiston toinen vaihe, denitrifikaatio, tapahtuu nitrifikaatiota huomattavasti nopeammin. Nitraatin denitrifikaatio alkuaan typeksi tapahtuu heterotrofisten denitrifikaatiobakteerien avulla. Denitrifikaation aikana vapautuu hiilidioksidia. Ulkopuolisena donorina eli elektroninluovuttajana toimii hiili, jota Viikinmäessä on jätevedessä tässä vaiheessa prosessia yleensä riittävästi. Ajoittain prosessiin voidaan kuitenkin syöttää ulkopuolista jätehiililähdettä. Kuvassa 8 esitetty lohko 1 on aina denitrifioiva. Lohkojen 2 ja 3 tila vaihtelee denitrifioivan ja nitrifioivan välillä. Vaihtelu tapahtuu automaattisesti cascade-säätimen avulla.

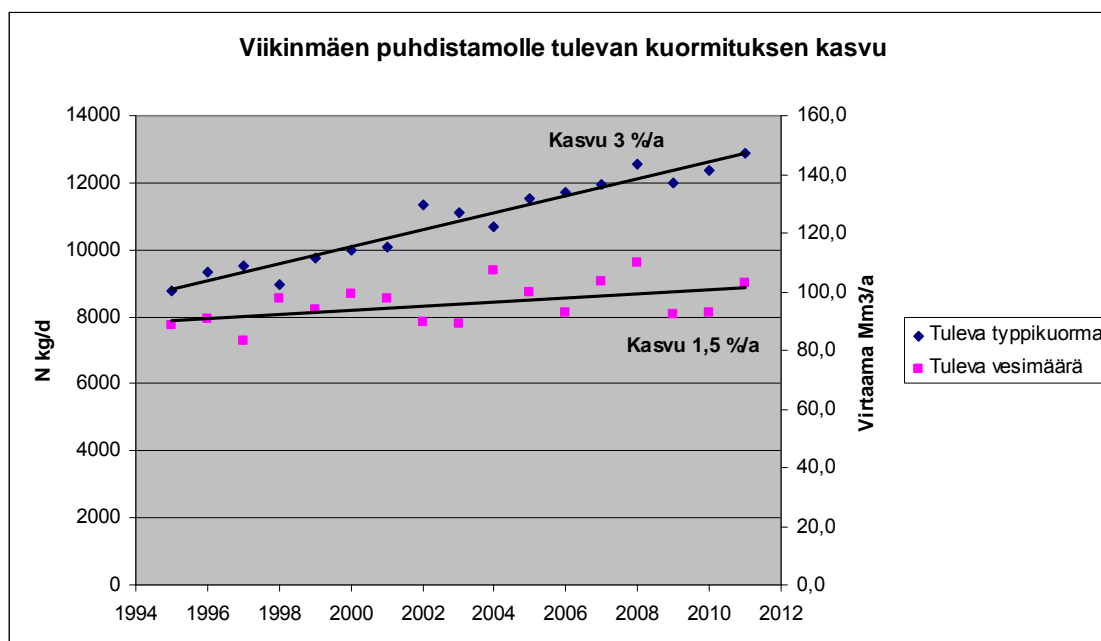
DN-prosessissa nitrifikaatio ja denitrifikaatio toteutetaan typenpoiston kannalta käännettävissä järjestyksessä eli anaerobinen vaihe on ennen aerobista vaihetta. Tämä mahdollistaa jätevedessä olevan orgaanisen aineen maksimaalisen hyödyntämisen denitrifikaatioon. Toisaalta ilmastusaltaan kuormitus sekä ilmastuksen energiantarve vähenee happea kuluttavan aineen määrän pienetessä ensimmäisissä lohkoissa ratkaisevasti. Denitrifikaatio nostaa myös alkaliteettiä. Kuvassa 8 esitetyn kierrätyslietteen Q_s mukana lohko 1 palautuu nitraattia, joka reagoi denitrifikaation myötä molekulaariseksi typeksi.

DN-prosessin lisäksi Viikinmäessä on 2004 vuodesta asti ollut biologinen jälkisuodatus, joka tehostaa typenpoistoreduktiota noin 20 prosenttiyksikköä. Jälkisuodattimilla biologinen bakteerimassa toimii ulkoisen hiililähteen avulla ja denitrifioi nitraattia moleku-laariseksi typeksi. Suodattimet ovat prosessin viimeinen vaihe ennen käsitellyn jäteveden pumppaamista laitokselta pois. Suodattimille tulevassa jätevedessä tulee olla vielä liuenneena vähintään 0,3 mg/l fosforia, sillä bakteeripopulaatio tarvitsee sitä aineen-vaihduntaansa ja ilman riittävää fosforipitoisuutta bakteerien toiminta häiriintyy. Hiili-lähteeksi syötetään metanolia.

3.3 Demon[®]-pilotprojektin tausta

3.3.1 Typpikuorman kasvu

Viikinmäen puhdistamolle tuleva typpikuorma kasvaa jatkuvasti ja samanaikaisesti puhdistamo ylläpitää 90 prosentin typenpoiston puhdistustulosta. Asukasvastineen omi-naistypikuorma kasvaa, mihin vaikuttaa muun muassa kasvanut lihan ja proteiinin syönte suhteessa muuhun ruokavalioon. Kuvassa 9 on esitetty Viikinmäen puhdistamol-le tuleva typpikuorma sekä virtaama vuodesta 1995 vuoteen 2011. Typpikuorma on kasvanut keskimäärin 3 prosenttia vuodessa, kun tulevan jäteveden virtaaman kasvu on ollut 1,5 prosenttia vuodessa. Joillekin kunnallisille jätevedenpuhdistamoille tuleva typ-pikuorma on kasvanut myös biojätteiden käsittelylaitoksien mädättämöiltä tulevien suu-rien typpikuormien vuoksi. Monet laitokset eivät kykene käsittelemään tulevaisuuden kasvavia typpikuormia riittävän tehokkaasti vaan prosessin käsittelykykyä on tehostet-tava. Myös Viikinmäen jätevedenpuhdistamon tapauksessa tuleva typpikuorman kasvu luo paineita puhdistamon laajennukselle.



Kuva 9. Viikinmäen jätevedenpuhdistamolle tuleva typpikuorma sekä virtaama vuodesta 1995 vuoteen 2011.

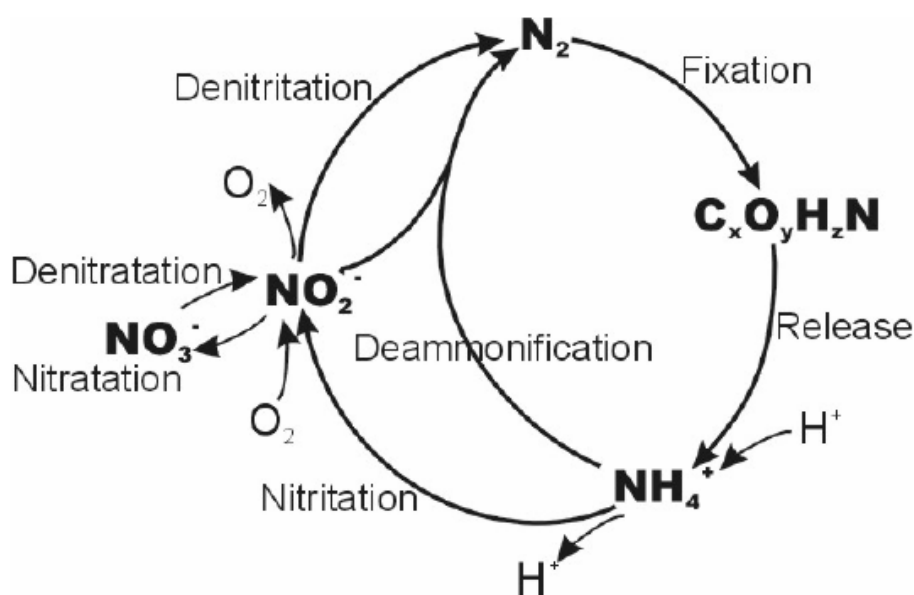
3.3.2 Rejktiveden erilliskäsittelyn mahdollisuudet

Erilliskäsittelmällä korkean konsentraation ja pienen virtaaman rejktivesi on mahdollista säästää vesiprosessitilavuutta varsinaisen prosessin kuormituskasvulle ja lykätä laitoksen laajennusta typenpoiston osalta sekä parantaa typenpoiston kustannus- ja energiatehokkuutta. Rejktivesi on lämpötilaltaan noin 30 °C, mikä on ihanteellinen lämpötila aktiivilieteprosessille. Kyseisessä lämpötilassa bakteerien aktiivisuus on korkea, mikä nopeuttaa typenpoiston reaktioita ja tekee typenpoistosta tehokasta. Koska rejktiveden typpikonsentraatio on korkea, on typen poistaminen siitä tehokkaampaa, kuin konsentraatioiltaan pienemmästä ja virtaamaltaan suuremmasta laitoksen vesiprosessin läpi menevästä jätevedestä. Rejktiveden orgaanisen aineen osuus on jätevettä huomattavasti pienempi ja typenpoisto perinteisellä nitrifikaatidenitrifikaatio menetelmällä ei ole kannattavaa. Rejktiviesien erilliskäsittelyssä voidaankin hyödyntää perinteisen typenpoiston sijaan deammonifikaatioprosesseja, jotka perustuvat yhtälössä (11) esitettyyn anammox-reaktioon. Erilliskäsittelmällä pienen virtaaman korkeasti konsentroitunut rejktivesi ja poistamalla siitä typpeä, vapautetaan prosessin vesitilavuutta laitokselle tulevan typen käsittelyyn. Täten samalla vesitilavuudella päästään parempaan typpireduktioon tai kuormituksen kasvaessa laitoksen laajennustarpeet lykkääntyvät.

Viikinmäessä on aiemmin tutkittu rejktiviesien käsittelyä Sharon[®]-prosessin pilotoinnilla. (Hienonen, 2009) Sharonissa AOB-bakteerien avulla ammoniumtyppi hapetetaan nitriitiksi. Nitriitin hapettuminen nitraatiksi pyrittiin minimoimaan. Pilotissa havaittiin, että rejktivedestä on mahdollista poistaa ammoniumtyppeä tehokkaasti ja päädyttiin kartoittamaan mahdollisia jatkoaikeita erillisessä esiselvityksessä. Vaihtoehdoiksi rejktiveden käsittelyyn oli Demon[®]-prosessi, Anammox[®]-prosessi, Kaldnes[®]-prosessi sekä Sharon-Anammox tyyppinen prosessi. Näistä Demon[®] - sekä Anammox[®]-prosessit valikoituivat kustannustehokkuutensa vuoksi potentiaalisiksi vaihtoehdoiksi. Viikinmäessä päädyttiin testaamaan Demon[®]-prosessia pilottimittakaavassa niin, että noin 15 % laitoksen rejktiviesivirtaamasta johdetaan suurehkoon pilottialtaaseen. Pilotin pääasiallinen tarkoitus on toimia täyden mittakaavan prosessisuunnittelun tukena ja mahdollistaa erilliskäsittelyprosessin operoinnin vaativuuden arviointi. Pilotin suurehko koko mahdollistaa myös prosessiyksikön varustamisen täyden mittakaavan laitteistolla.

4 DEMON[®]-PROSESSI

Demon[®]-prosessi on pH:n avulla ohjattu deammonifikaatioon perustuva prosessi. Deammonifikaatio koostuu kahdesta eri vaiheesta: ammoniumioni osittaisesta nitritaatiosta nitraatiksi, joka on esitetty yhtälössä (3) sekä sitä seuraavasta yhtälössä (11) esitetystä ammoniumin anaerobisesta hapettumisesta. Demon[®]-prosessi on perinteistä nitrifikaatidenitrifikaatio -menetelmää kustannus- ja energiatehokkaampi tapa käsitellä korkean pitoisuuden ammoniumtyppivesiä. Koska ammoniumtyppi hapetetaan ainoastaan nitriitiksi eikä nitraatiksi, on hapentarve prosessissa perinteistä typenpoistoprosessia pienempi. Prosessiin ei myöskään tarvitse syöttää ulkoista hiililähdettä, sillä bakteerit ovat autotrofisia ja elektroninluovuttaja eli donori löytyy prosessin sisältä. Demon[®]-prosessissa hapetetaan samassa altaassa ammoniumtyppi nitraatiksi ja pelkistetään nitraatti molekyyliseksi tyypeksi, joka vapautuu ilmaan. Demon[®]-prosessi on osittain patentoitu. Patentti koskee lietteen erotussyklonia, preselektoria sekä prosessin ohjausta. Patentin haltija on itävaltalainen Cyklar-Stulz Abwassertechnik GmbH.

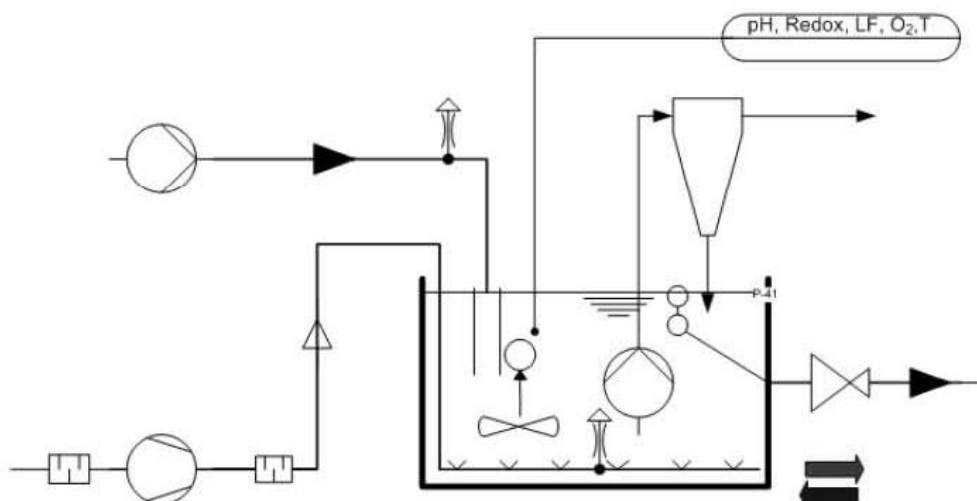


Kuva 10. Typenkierron reaktioympyrä.

4.1 Prosessin perusteet

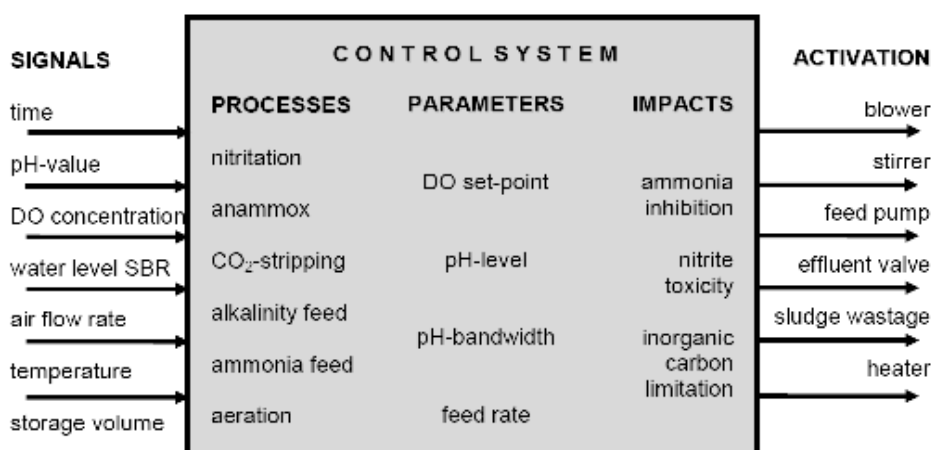
Demon[®]-prosessissa tapahtuu samassa altaassa yhtälössä (3) esitetty ammoniumtyypen nitritaatio nitriitiksi sekä yhtälössä (11) esitetty molekyylisestä tyypestä tuotettava nitriitin ja ammoniumionin välinen anammox-reaktio. Ensimmäinen vaihe eli nitritaatio tapahtuu hapellisissa olosuhteissa, minkä jälkeen jäljelle jäänyt ammoniumtyppi ja nitriitti

reagoivat hapettomissa olosuhteissa. Viikinmäen puhdistamolla toteutettava pilottiprosessi on panosprosessi, kuten Demon[®]-prosessi yleensä on. Jatkuvatoimisena prosessina on toteutettu ainoastaan yksi prosessi Lakeuden Etapin jätteenkäsittelylaitoksella Ilmajoella. Kuvassa 11 on esitetty panosprosessin yksinkertaistettu kaavio.



Kuva 11. Yksinkertaistettu prosessikaavio Demon[®]-prosessin toteutuksesta panosprosessina. Kuvassa näkyvät muun muassa altaassa olevat ilmastimet, analysaattorit, sekoitin, dekanterri ja sykloni. (Pöyry Finland Oy)

Prosessin ohjaus tapahtuu pH-mittauksen sekä liuennon hapen mittauksen avulla. Kaikki ohjaukseen vaikuttavat seikat on esitetty kuvassa 12.



Kuva 12. Prosessin ohjaukseen vaikuttavat seikat. (Wett B et al., 2007)

Panosprosessissa prosessin syklin aikana vaihtelevat syöttö- ja ilmastusvaiheet, joita lopuksi seuraa selkeytys- sekä dekantointivaihe. Vaiheiden vaihtelu on pH-ohjautuva ja perustuu siihen, että prosessiin alussa syötettävä rejektivesi on voimakkaasti ammoniumpitoista ja täten sen pH on korkea. Kun prosessia ilmastetaan, hapettavat bakteerit

ammoniumioneja nitraatiksi vapauttaen vetyioneja, jolloin pH laskee. Anaerobisen jakson aikana pH vastaavasti nousee rejektin syötön sekä anammox -reaktion seurauksena.

Prosessiolosuhteiden on tärkeää olla etenkin liuenneen hapen osalta sellaiset, ettei happumista nitriitistä nitraatiksi tapahdu huolimatta korkeasta lietteen viipymäajasta, joka on noin 30 päivää. Muihin prosessin operointiin liittyviin asioihin on perehdytty luvussa 5. Koska prosessissa käytettävä aktiiviliete kasvaa hitaasti, tuodaan se laitokselle toimivasta toisesta laitoksesta toimintavalmiina. Lietteen kasvattaminen toimintakykyiseksi laitoksella kestäisi jopa kaksi vuotta.

Demon[®]-prosessissa päästään teoreettisesti ilman ulkoista hiililähdettä parhaimmillaan noin 90 % typpiredukioon, sillä 10 % tuestä hapettuu nitraatiksi asti huolimatta pyrkimyksistä estää se. Tutkimuksissa, joissa anammox-prosesseissa ei ole todettu NOB-bakteerien aktiivisuutta ollenkaan, on myös muodostunut nitraattia. Sliemers A.O., *et al.* (2002) ovat omissa tutkimuksissaan todenneet, että nitraatti muodostui hapettomissa olosuhteissa. Tämä viittaa *anammox*-bakteerimassan muodostavan nitraattia 10 – 15 prosenttia tulevasta typpikuormasta. (Sliemers A.O., *et al.*, 2002) Ulkoisella hiililähteellä ja sen kautta tapahtuvalla denitrifikaatiolla voidaan typenpoistotehossa päästä teoreettisesti 100 prosenttiin.

Osittaisen nitritaation sekä anammox reaktion sisältävässä prosessissa voidaan olettaa syntyvän välituotteina kasvihuonekaasua typpioksiduulia (N₂O) sekä typpimonoksidia (NO), sillä aerobiset ammonium hapettajat (AOB) yleensä tuottavat niitä olosuhteissa, joissa liuenneen hapen määrä on alhainen. Kester R.A. *et al.* (1997) ovat kuitenkin tutkimuksissaan todenneet, että *Nitrosomonas*-bakteerit eivät tuota kyseisiä kaasuja nitriititikuluttajan, kuten Demon[®]-prosessissa *anammox*-bakteerien läsnä ollessa. (Kester R.A., *et al.*, 1997)

4.2 Prosessin aktiiviliete

Prosessissa oleva aktiiviliete on väriltään punaisen ruskeaa. *Anammox*-bakteerit muodostavat suurehkoja raskaita granulomaisia yksiköitä. Lietteen väri ja granuloiden koko vaihtelee eri laitosten välillä seuraavassa kuvassa olevasta pienempään ja ruskeampaan lietteeseen. Yhteistä anammox bakteerimassalle on sen nopea laskeutuvuus sekä bakteerien hidas kahdentuminen. Punainen väri johtuu luultavasti korkeasta sytokromin pitoisuudesta lietteessä. (Jetten *et al.*, 1999)

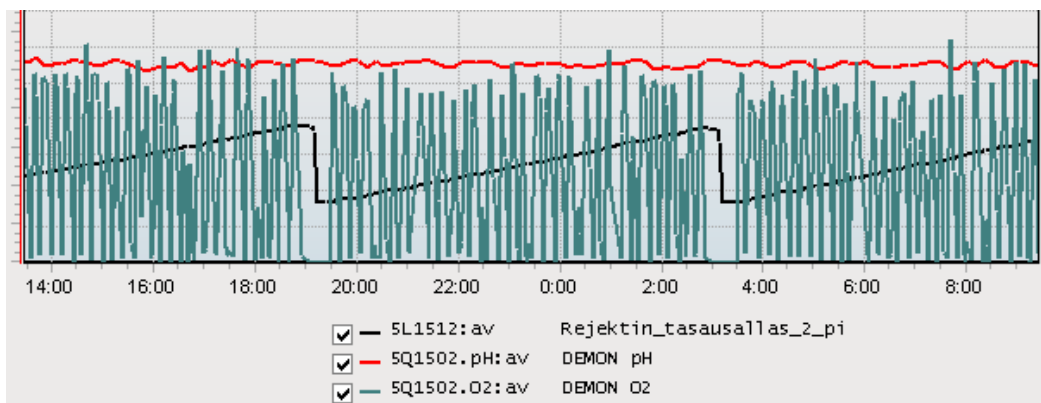


Kuva 13. Demon liete on väriltään punaisen ruskeaa ja partikkelikooltaan suurta.

Kuvassa 13 esitetty sytokromi c koostuu peptidiketjuista ja siinä on raudasta ja porfyriinirenkaasta koostuva hemiosa. Sytokromi c osallistuu soluhengitykseen elektroninsiirtoketjun osana. (Jetten *et al.*, 1999)

4.3 Prosessin syklin eri osat

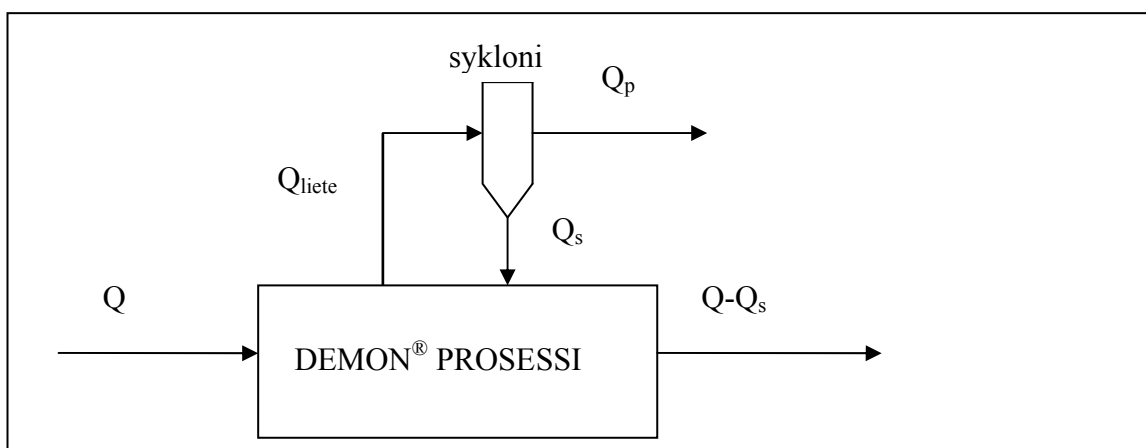
Prosessi koostuu sykleistä, joita on vuorokaudessa noin kolme kappaletta. Syklin käynnistyessä syötetään altaaseen rejektivettä, jolloin pH kasvaa ammoniumkonsentraation kasvaessa. Syötön aikana allasta sekoitetaan. Altaan sekoittaminen on tärkeää aktiivilietteen koostumuksen takia, sillä liete on raskasta granulamaista ainetta ja sekoituksen puuttuessa se laskeutuisi altaan pohjalle tiheäksi levyksi. Syöttövaihetta seuraa ilmastusvaihe, jolloin sekoitusta ei ole. Ilmastuksen aikana tapahtuu nitritaatiota ja näin ollen pH laskee. Ensimmäisessä syöttövaiheessa syötetään tulevaa rejektiä niin paljon, että pH nousee korkealle. Tämä estää NOB-bakteerien aktiivisuuden kasvun altaassa, sillä korkea pH:n arvo toimii NOB-bakteereiden inhibiittorina. Ilmastusvaihetta seuraa uusi syöttövaihe sekoituksen ollessa päällä ja uusi ilmastus. Tätä syklin vaihetta jatkuu niin kauan kuin sykliin määritetty aika sallii. Syöttö ja ilmastus vaihtelevat pH-asetusarvojen välillä ja koska prosessin ohjauksen perusteena on pH:n arvo, tulee prosessin suunnittelussa ottaa huomioon, että analysaattoreille tuleva vesi on kunnolla sekoittunut. Koska Viikinmäessä oleva prosessiallas on melko pieni, tulee analysaattorit sijoittaa toiselle puolen allasta kuin mistä rejektivettä syötetään.



Kuva 14. Prosessin altaan pinnankorkeuden, pH-arvon sekä liuenneen hapen trendit vuorokauden aikana.

Syöttö- ja ilmastusvaiheita seuraa vaihe, jossa ilmastetaan pitempään ja annetaan pH:n laskea altaassa alkutasolle. Tätä seuraa selkeytysvaihe jolloin liete laskeutuu altaan pohjalle. Selkeytystä seuraa dekantointi, missä dekantterilla altaan pinnalta poistetaan selkeytynyttä käsiteltyä rejektivettä. Dekantoinnin jälkeen alkaa uusi sykli syötöllä ja sekoituksella. Ilmastusvaiheet ovat lyhyitä ja ilmastusmäärä pieni, sillä prosessia ohjattaessa on tärkeää pitää olosuhteet sellaisina, missä AOB-bakteerien aktiivisuus on NOB-bakteereja suurempi. Tämä saavutetaan pitämällä happipitoisuus riittävän alhaisena sekä ilmastusaika riittävän pienenä. Mikäli liuennut happi on rajoittava tekijä ja NOB-bakteerit joutuvat kilpailemaan siitä AOB-bakteerien kanssa sekä nitriitistä AMOX-bakteerien kanssa, ei NOB-bakteerien aktiivisuuden kasvu ole todennäköistä. (Sliemers A.O., et al., 2002)

Demon[®]-prosessin virtauskaavio on esitetty kuvassa 15.



Kuva 15. Demon[®]-prosessin virtauskaavio, jossa Q on prosessiin menevä syöttövirtaava, Q_{liete} syklonille kierrätettävä lietevirtaama, Q_s syklonin palautuslietteen virtaama ja Q_p syklonin poistolietteiden virtaama.

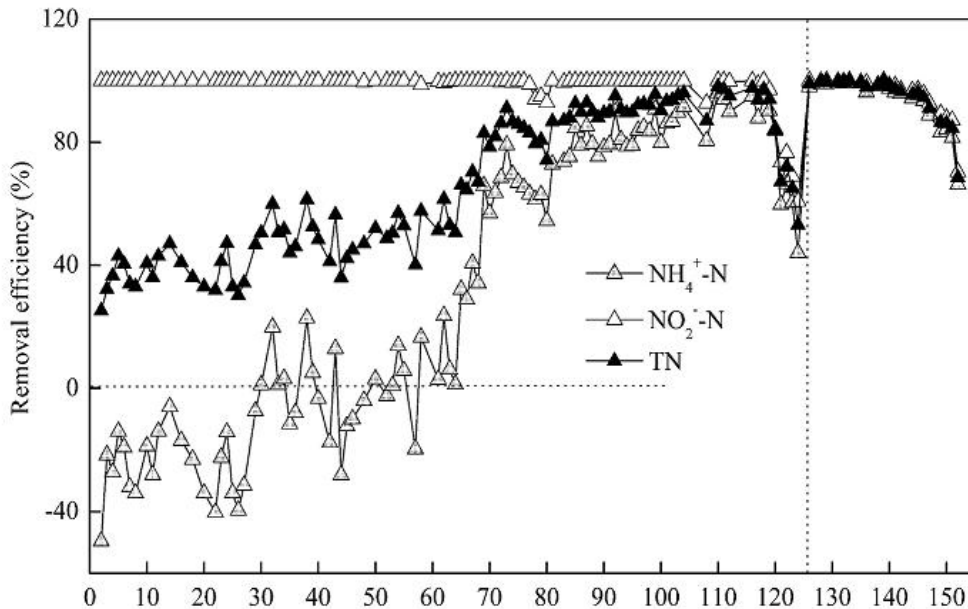
Kuten kuvasta 15 huomataan, eroaa lietteen kierrätysmenettely perinteisestä biologisesta prosessista. Ero johtuu prosessin panosluonteesta sekä prosessissa käytössä olevasta

erotussyklonista, joka erottelee painoon perustuen lietevirtaamasta Q_{liete} kevyemmän kiintoaineen Q_p pois prosessista ja palauttaa raskaamman Anammox -kiintoaineen Q_s takaisin prosessiin. Näin hallitaan prosessissa yhtä aikaa toimivien bakteerimassojen (AOB ja *anammox*) toisistaan poikkeavia optimaalisia lieteikiä ja samalla vähennetään ei toivotun NOB-bakteerimassan aktiivisuutta.

4.4 Prosessin käynnistysvaihe

Demon[®]-prosessissa oleva *anammox*-bakteerimassa kasvaa hyvin hitaasti. Tämän vuoksi prosessin käynnistäminen alusta kestäisi noin kaksi vuotta. Käynnistymisen hitaus on ratkaistu keräämällä siemenlietettä käynnissä olevalta laitokselta ja toimittamalla sitä uuteen prosessiin. Näin käynnistysjakso lyhenee muutamasta vuodesta muutamaankuukauteen. Nitritaation katalysoivien AOB-bakteereiden jakautumisnopeus on nopea ja niiden aktiivisuuden kasvu reaktorissa on melko nopeaa. Ratkaisevana tekijänä käynnistämisen onnistumisessa on *anammox*-bakteereiden aktiivisuuden kasvu.

Käynnistettäessä anammox-prosessia biofilmireaktorissa on huomattu käynnistyksessä olevan viisi jaksoa perustuen ammoniumin poistotehoon: lietteen toipumisjakso (*lysis phase*), viivevaihe (*lag phase*), edistysvaihe (*propagation phase*), stationaarinen vaihe (*stationary phase*) sekä inhibointivaihe (*inhibition phase*). (Tang, C. *et al.*, 2009)



Kuva 16. Typenpoistotehokkuusprofiili anammox-prosessin käynnistysjaksosta (Tang, C. *et al.*, 2009)

Tangin tutkimuksissa ensimmäinen vaihe kesti 29 päivää ja siinä ammoniumionikoncentraatio oli käsitellyssä vedessä prosessiin syötetyn veden pitoisuutta korkeampi. Tämä voi johtua solujen tuhoutumisesta prosessiin siirrettäessä, sillä bakteerien tuhoutues-

sa vapautuu niihin sitoutunutta typpeä, joka voi muuttua ammoniumiksi. Toinen vaihe, nimeltään viivevaihe, kesti myös noin 30 vuorokautta. Siinä käsitellyn veden ammoniumpitoisuus sekä ammoniumin poistoteho vaihteli jatkuvasti. Keskimääräinen ammoniumpoistoteho oli negatiivinen ja säilyi positiivisena jaksosta kymmenen päivän ajan. Negatiivinen poistoteho johtui luultavasti bakteerien lysisoitumisesta ja siitä seuranneesta typen vapautumisesta. Viisitoista päivää kestäneen kolmannen vaiheen eli edistysvaiheen aikana ammoniumin poistoteho kasvoi jatkuvasti. Lietteen väri myös muuttui punaiseksi, mikä viittasi *anammox*-bakteerimassan kasvuun. Stationaarisessa vaiheessa lietteen toiminta stabiloitui ja typenpoistoteho pysyi melko vakiona samalla kuin syöttöveden ammonium- ja nitriittikonsentraatioita kasvatettiin. Tässä vaiheessa saavutettiin altaan tilavuuden rajoittama maksimi biomassamäärä ja maksimi typenpoistoteho. Kun syöttöveden konsentraatioita kuitenkin vielä lisättiin, siirryttiin inhibointivaiheeseen. Kyseisessä vaiheessa käsitellyn veden ammonium- ja nitriittikonsentraatiot kasvoivat merkittävästi ja typenpoistoteho aleni huomattavasti. Tästä voidaan päätellä *Anammox*-biomassan inhiboituneen liian suuresta typpikuormasta. Tutkimuksessa havaittiin, että kun syöttöveden substraattikonsentraatioita lisättiin hiljalleen, kykeni *Anammox*-biomassa sopeutumaan siihen. Nopea pitoisuuden nosto kuitenkin inhiboi biomassaa ja aiheutti selkeän alenemisen biologisessa toiminnassa. Onkin oleellista huomioida prosessin käynnistymisjakson eri vaiheet ja toteuttaa prosessin olosuhteita vaiheiden vaatimien olosuhteiden mukaisesti. Tämä tarkoittaa toipumisvaiheessa pH:n pitämistä optimitasolla. Viivevaiheessa syöttöveden substraattikonsentraatiot ja erityisesti nitriittikonsentraatio tulisi pitää riittävän alhaisena, jotta estetään nitriitin inhiboiva vaikutus. Edistysvaiheessa typpikuormaa tulisi kasvattaa asteittain ja stationaarivaiheessa typpikuormaa ei tulisi enää kasvattaa typen inhiboinnin estämiseksi. (Tang, C. *et al.*, 2009) Koska Demon[®]-prosessiin tuodaan toimivasta prosessista suuri määrä lietettä käynnistämisen onnistumisen takaamiseksi, voidaan olettaa että toipumisvaihe on edellä mainittua lyhyempi ja huomaamattomampi. Myös viivevaiheen voidaan olettaa olevan lyhyempi ja prosessin edistysvaiheen sekä stationäärin vaiheen saavutus voidaan olettaa saavutettavan käytännön kokemusten mukaan noin 50 vuorokaudessa.

4.5 Käytännön kokemukset

4.5.1 ARA Strass

Demon[®]-prosesseja on käytössä muun muassa Keski-Euroopassa Itävallassa ARA Strassin laitoksella, jossa käsitellään 300 kilogrammaa typpeä vuorokaudessa. Prosessi on ollut täydessä mittakaavassa vuodesta 2004 ja sitä ennen vuodesta 1996 pienemmässä mittakaavassa pH-ohjautuvana yhden altaan panosprosessina. Alussa puhdistamalla lähdettiin kasvattamaan aktiivilietettä neljän litran syötteestä, joka otettiin EAWAG:in operoimasta pilottiprosessista Zürichistä. Syöte syötettiin 300 litran altaaseen, josta vaiheittain siirryttiin nykyiseen 500 kuutiometrin prosessialtaaseen. Jokainen laajennusvaihe oli riskialtis, sillä prosessi on haavoittuvainen ennen kuin se saavuttaa kriittisen mas-

san. Kun kriittinen massa saavutettiin, siirryttiin suurempaan vaiheeseen. Biomassan rikastamisvaihe kesti kaksi vuotta ja varsinainen prosessin käynnistäminen rikastetulla lietteellä kuusi kuukautta. Käynnistyksen lopussa aktiivilietteen granuloiden väri muuttui ruskeasta punaiseen. Energiantarve täyden koon operoinnissa 50 päivän ajanjaksolla sisältäen sekoituksen, ilmastuksen ja pumppaukset oli 0,79 kWh yhtä eliminoitua typpi-kiloa kohden. (Wett B., 2006)

Taulukko 5. ARA Strassin prosessin reaktorin operointiparametreja välillä 1.12.2004-19.1.2005. (Wett B., 2006)

	TSS g/m ³	VSS g/m ³	SVI ml/g	Lämpötila °C	Virtaama m ³ /d	NH ₄ - poistoteho %	N - poistoteho %
Reaktori	2,93±0,33	1,71±0,14	116±19	27,8±1,7	119±29	89,3±1,2	83,9±1,8

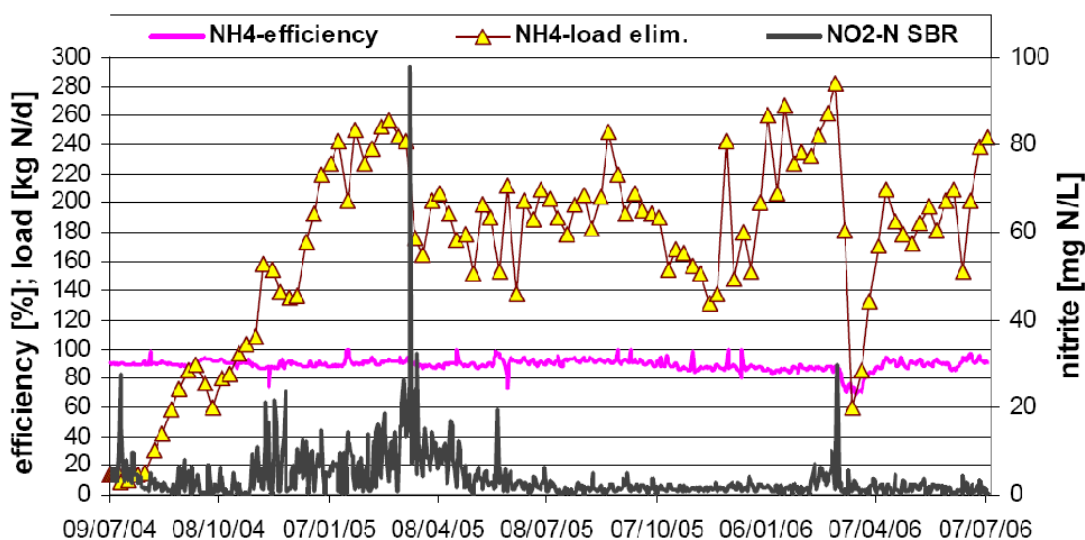
Strassin puhdistamolla on koettu muutamia olosuhde-ongelmia. Prosessissa lämpötila aleni suuressa altaassa operoitaessa. Pienissä altaissa lämpötilaa pidettiin 30 °C:ssa lämmittämällä allasta, mutta 500 kuutiometrin altaassa lämmitystä ei ollut. Prosessin käsittelyteho laski lämpötilan laskiessa altaassa alle 25 °C:en. Samaan aikaan prosessissa ilmeni myös kiintoaineen karkailua. Taulukossa 6 on esitetty operointijakson syöttö- ja poistovirtaamien parametreja ARA Strassin laitoksella.

Taulukko 6. ARA Strassin prosessin syöttö- ja poistovirtaaman parametreja operointivälillä 1.12.2004 - 19.1.2005. (Wett B., 2006)

	NH ₄ gN/m ³	NO ₂ gN/m ³	NO ₃ gN/m ³	COD _{soluble} gCOD/m ³	COD _{particulate} gCOD/m ³
Syöttö	1,832±40	0	0	435±176	233±119
Poisto	196±22	6,2±4,5	93,7±12,0	268±61	311±185

Prosessin ilmastukseen liittyen havaittiin ilmastuksen vaihteluvälin olevan liian kapea. Prosessin käynnistysvaiheen alussa ilmamäärä on pieni suhteessa täyteen operointiin. Mikäli liuenneen hapen pitoisuus nousee altaassa liian korkeaksi, kasvaa altaassa bikarbonaattipitoisuus ja pH-ohjaus ei toimi. Toisaalta liuenneen hapen korkea pitoisuus ohjasi jatkuvasti ilmastuksen pois päältä, mikä häiritsi operointia. Operoinnin aikana vaahtoaminen aiheutti kiintoaineen karkaamista altaasta. Vaahtoa muodostui ilmastuksen aikana ja sen intensiteetti riippuu altaan kiintoainepitoisuudesta niin, että pitoisuuden ollessa pienempi muodostuu vaahtoa enemmän. Vaahtoamisongelma ratkaistiin pumpaamalla prosessiin tulevaa vettä ympyränmallisesti vaahtokerroksen päälle. Prosessissa muodostuvan aktiivilietteen laskeutumisominaisuudet olivat keskimäärin hyvät, sillä lietteen tilavuusindeksi SVI on 116±16ml/g. (Wett B., 2006) Kuvassa 17 on esitetty

Strassin puhdistamon ammoniumpitoisuus, ammoniumin poistoteho- sekä nitriittipitoisuusprofiili kahden vuoden jatkuvan operoinnin ajalta.



Kuva 17. Strassin Demon[®]-prosessin ammoniumpitoisuus, ammoniumin poistoteho- sekä nitriittipitoisuusprofiili kahden vuoden jatkuvan operoinnin ajalta. (Wett B. et al., 2007)

4.5.2 Muut laitokset

Keski-Euroopassa Demon[®]-prosessi on toiminnassa monilla eri laitoksilla Strassin lisäksi ja käyttökokemukset ovat olleet pääasiassa positiivisia. Suomessa jätevedenpuhdistamoilla on kuitenkin muutamia eroja verrattuna Keski-Euroopan laitoksiin mm. siinä, että täällä annostellaan suurempi määrä polymeeriä prosessiin ja että mädättämöiden kuormitus ja rejektin kiintoainepitoisuus ovat suurempia. Nämä tekijät saattavat vaikuttaa Demon[®]-prosessin toimivuuteen. Suomessa Demon[®]-prosessia käytetään Lakeuden Etapin jätteidenkäsittelylaitoksen biokaasulaitokselta. Prosessi on jatkuvatoiminen ja eroaa Viikinmäen prosessista myös prosessiin tulevan jäteveden ominaisuuksien myötä. Taulukossa 7 on eritelty lisenssitoimittaja syksyllä 2012 listaamat Demon[®]-prosessin referenssilaitokset.

Taulukko 7. Demon[®]-prosessin referenssilaitokset syksyllä 2012.

Käynnistysvuosi	Käsitelty typpikuorma (mitoitusarvo,)	Käsitelty vuorokausivirtaa- ma (mitoitusarvo, m³/d)
2004	500 kg/d	250
2007	80 kg/d	100
2007	250 kg/d	250
2008	400 kg/d	300
2008	600 kg/d	480
2008	50 kg/d	50
2009	3000 mgN/l	300
2009	192 kg/d	400
2009	1690 kg/d	1270
2010	250 kg/d	250
2010	160 kg/d	160
2010	2 400 kg/d	-
2010	116 kg/d	100
2010	350 kg/d	400
2010	50 kg/d	25
2011	450 kg/d	420
2011	700 kg/d	720
2012	600 kg/d	600
2012	500 kg/d	520
2012	500 kg/d	800
2012	110 kg/d	100
2013	2 250 kg/d	1 500
2013	1 800 kg/d	1 420
2013	500 kg/d	1 828
2013	220 kg/d	300

5 DEMON[®]-PROSESSIN OPEROINNIN ERI-TYISHUOMIOT

Demon[®]-prosessin optimaalisen toiminnan takaamiseksi on prosessia operoidessa pehdyttävä prosessin kriittisen kohtiin ja pyrittävä estämään kyseisten tilanteiden syntyminen. On tärkeää ymmärtää prosessissa tapahtuvat reaktiot ja syuseurausyhteydet eri asioiden välillä. Prosessin molempien vaiheiden, osittaisen nitritaation sekä anammox-reaktion tulee toimia hyvin, jotta prosessi toimii hyvin. Kuten yleisestikin typenpoistossa, nitritaatio on anammox-reaktiota herkemmin häiriintyvä vaihe, Toisaalta anammox -aktiivisuus on AOB aktiivisuutta vaikeampi palauttaa, mikäli siinä esiintyy häiriintymistä. Taulukossa 8 on esitetty prosessissa esiintyvien aerobisen sekä anaerobisen ammoniumin hapettumisen tärkeitä fysiologisia parametreja.

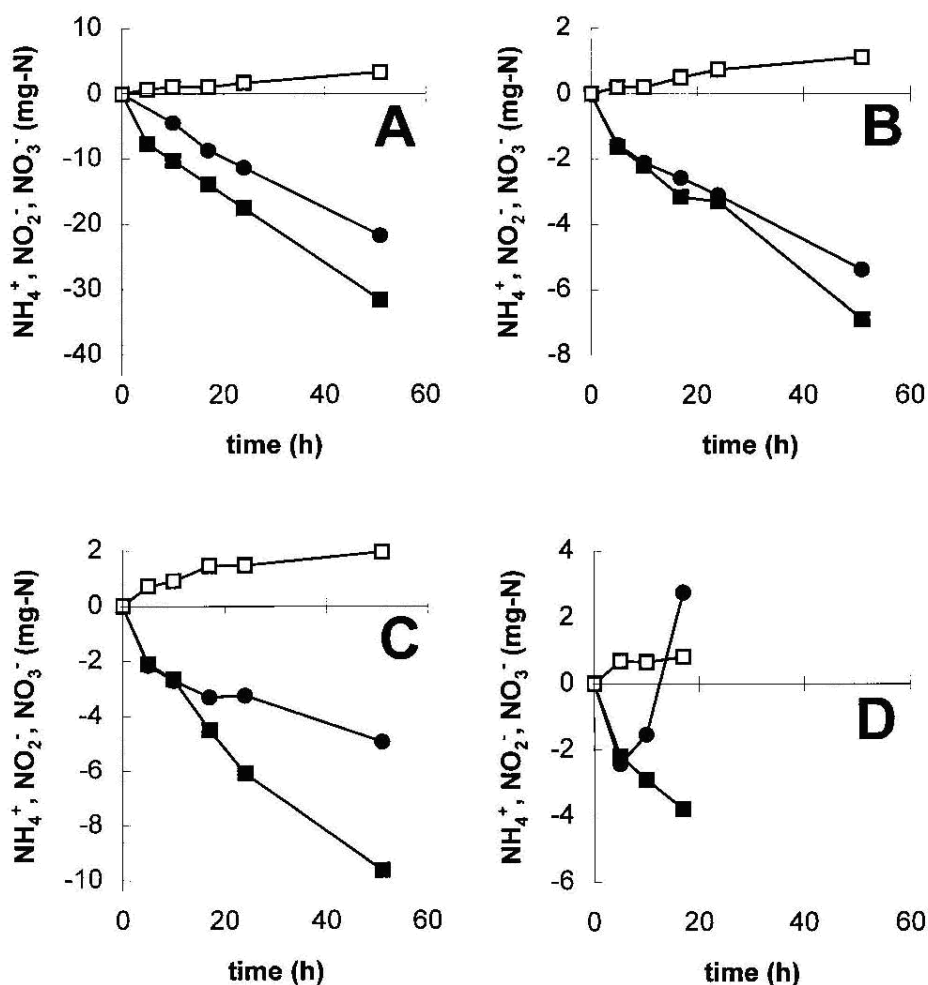
Taulukko 8. Aerobisen ja anaerobisen ammoniuminhapettumisen tärkeät parametrit. (Strous M et al., 1999)

Parametri	Anaerobinen (Anammox)	Aerobinen (AOB)	Yksikkö
Maksimi aerobinen NH ₄ ⁺ -kulutusnopeus	0	2-5	g NH ₄ ⁺ -N/g proteiinia/d
Maksimi anaerobinen NH ₄ ⁺ -kulutusnopeus	1,1	< 0,05	g NH ₄ ⁺ -N/g proteiinia/d
Biomassan kasvu	0,07	0,1	g proteiinia/ g NH ₄ ⁺ -N
Aktivaatioenergia	70	70	kJ/mol
Atomien välinen vetovoima ammoniumiin	≤ 10 ⁻⁴	≥ 10 ⁻⁴	g NH ₄ ⁺ -N/l
Atomien välinen vetovoima nitriittiin	≤ 10 ⁻⁴	Ei arvoa	g NO ₂ ⁻ N/l
Nitriitin inhiboiva vaikutus ammoniumin kulutukseen	$K_i = 0,8,$ $\alpha = 0,8$	Inhiboi	g NO ₂ ⁻ N/l
Nitriitin inhiboiva vaikutus nitriitin kulutukseen	$K_i = 1,$ $\alpha = 0,7$	Ei arvoa	g NO ₂ ⁻ N/l
Lämpötilatoimintaväli	20 - 43	≤ 42	°C
pH toimintaväli	6,7 - 8,3	Vaihtelee	
Biomassan proteiinipitoisuus	0,6	Vaihtelee	g proteiinia/g kokonaiskuivapaino
Proteiinin tiheys	50	Vaihtelee	g proteiinia/l biomassaa

Jokaisen typenpoistoprosessin reaktiovaiheen reaktionopeus riippuu substraattien konsentraatiosta sekä inhibiittoreista. Vaikuttavat konsentraatiot vaihtelevat eri pH-arvoilla, mikä lisää pH-ohjauksen tärkeyttä. (Wett B., 1998) Aiempi kokemus Demon[®]-prosessin operoinnista osoittaa, että yksi tärkeimmistä huomioon otettavista asioista on estää nitriitin hapettuminen nitraatiksi. Tämä onnistuu parhaiten valitsemalla sykleille oikeat kestot hapellisissa ja hapettomissa jaksoissa. Anammox -reaktiolla on melko korkea sietokyky prosessin olosuhteiden huononemiselle. (Jardin K. *et al.*, 2012)

5.1 Nitriittikonsentraatio

Nitriitin inhiboiva vaikutus on yleisimpiä syitä anammox -reaktion epästabiilisuuteen operoinnin aikana. (Tang, C. *et al.* 2009) Nitriitin kertyminen johtaa korkeisiin typpi-happopitoisuuksiin, mikä inhiboi AOB- ja NOB- sekä denitrifioivia bakteereja. Nitriittikonsentraation inhiboivaa vaikutusta anammox-reaktioon on tutkittu muun muassa Marc Strousin (1999) toimesta. Hän esittää tutkimuksessaan, että typen konsentraation pysyessä alle yhden gramman litrassa, ei ammoniumilla eikä nitriitillä ollut inhiboivaa vaikutusta. Kuitenkin nitriittityppikonsentraation kasvaessa yli arvon 0,1 g/l, inhiboi nitriitti reaktion täysin. Tutkimuksessa havaittiin, että inhiboiva vaikutus voidaan kumota lisäämällä altaaseen hieman toista anammox-reaktion välituotteista: konsentraatioltaan > 1,4 mg typpeä litrassa hydraziinin (N₂H₄) muodossa tai > 0,7 mg typpeä litrassa hydroksyyliamiinin (NH₂OH) muodossa. Hydraziinin tai hydroksyyliamiinin lisäys kului tutkimuksissa nopeasti, kymmenen minuutin kuluessa lisäyksestä. Tutkimuksen mukaan biomassa tarvitseekin vain N₂H₄ tai NH₂OH sykäyksen toipuakseen nitriittishokista. Strous tutki myös pidennettyä nitriitti-inhiboinnin vaikutusta *anammox*-biomassaan. Ajanjaksona oli yli viisikymmentä tuntia ja kokeet toteutettiin nitriittitypen konsentraatioilla 0,06; 0,09 ja 0,2 g/l. Kokeista saadut tulokset on esitetty kuvassa 18.



Kuva 18. Nitriittikonsentraation vaikutus anammox-biomassan toimintaan ajan funktiona. Kuvassa mustalla neliöllä on merkittynä nitriitin kulutus negatiivisena arvona, mustalla ympyrällä ammoniumin kulutus negatiivisena arvona ja valkoisena neliönä nitraatin muodostuminen anammox-prosessissa. Kuvassa A konsentraatio oli 0 g/l, kuvassa B 0,06 g/l, kuvassa C 0,09 g/l ja kuvassa D 0,2 g/l nitriittitypeä. (Strous et al., 1999)

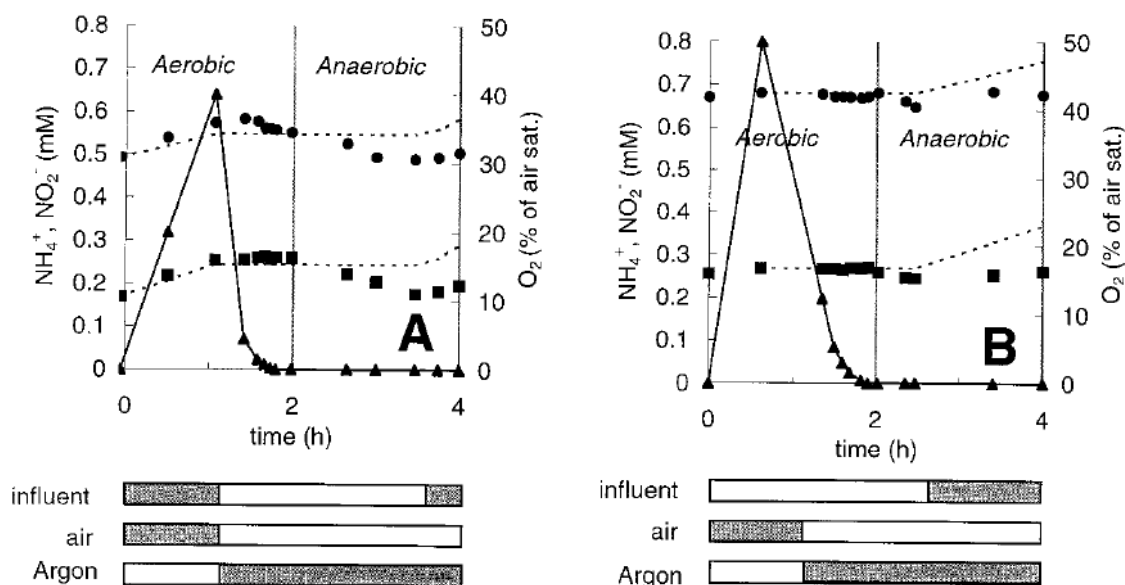
Kuten edellisestä kuvasta huomataan, nitriittityppikonsentraatiolla 0,06 g/l kuvassa 18B anammox-prosessin toiminta pysyi normaalina, koska ammoniumin ja nitriitin kulutus sekä nitraatin muodostuminen ei poikennut kuvan 18A eli konsentraation nolla kuvaajasta. Kun nitriittitypen konsentraatio oli 0,09 g/l reaktion stoikiometria muuttui kokeen aikana. Kuvassa 18C huomataan, että nitriitin kulutuksen suhde ammoniumin kulutukseen nousi kahteen. Nitriittitypen konsentraation noustessa kuvassa 18D arvoon 0,2 g/l, toimi prosessi normaalisti ainoastaan ensimmäiset neljä tuntia. Neljän tunnin jälkeen muuttui stoikiometria kuten kuvassa 18C, mutta voimakkaammin. Kun kokeen alusta oli kulunut kaksikymmentä tuntia, alkoi prosessissa muodostua ammoniumia. Koetta jatkettiin siirtämällä kuvan 18D biomassaa kahteen eri altaaseen, joissa oli 0,26 g/l ammonium- ja nitriittitypeä. Toiseen altaista lisättiin hydraziiniä lopulliseen konsentraatioon 3 mg typpeä litrassa. Kyseisen altaan anammox-prosessin stoikiometria palautui täysin normaaliksi ja ammoniumia ja nitriittiä alkoi kulua ja nitraattia muodostua. Al-

taan, johon hydraziiniä ei lisätty, biomassan aktiivisuus ei palautunut eikä ammoniumia eikä nitriittiä alkanut kulua. Tästä voidaan päätellä anammox-prosessin riippuvan vahvasti välituotteistaan. (Strous *et al.*, 1999)

Nitriittikonsentraation tulisi olla altaassa noin 1-2 mg/l vastaten puoliintumiskonsentraation arvoa. Reaktionopeus kasvaa pitoisuuden kasvaessa arvoon 5 mg/l asti, mutta siitä ylöspäin nitriitin solun sisään ajava voima ei enää suurene. Pitoisuus kasvaa melko hitaasti alle 5 mg/l arvoissa, mutta sen jälkeen äkillinenkin nousu on mahdollista ja riski inhiboiville pitoisuuksille on olemassa. Prosessin nitriittipitoisuus tulisi tarkistaa vähintään kerran päivässä, mieluummin kaksi kertaa päivässä ilmastusjakson lopussa, jolloin nitriittiarvo on korkeimmillaan. Mikäli pitoisuus nousee arvoon 5 mg/l tai sen yli, tulisi altaan syöttökuormaa sekä ilmastusintervallien aikoja pienentää.

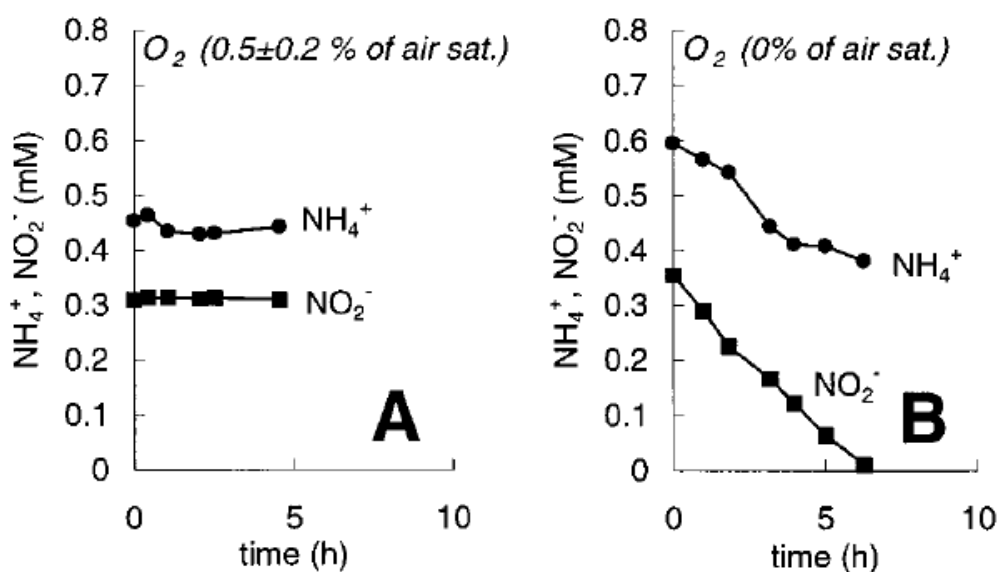
5.2 Liuennut happi

Liuennut happi inhiboi Anammox bakteerien toiminnan täysin jo pitoisuudella 0,01 mg/l. (van de Graaf, *et al.*, 1996) Vaikutus on kuitenkin reversiibeli, mikä mahdollistaa AOB ja *anammox*-bakteerien toiminnan samassa altaassa. Tutkimuksissa on todettu (Strous M., *et al.*, 1997), että mikroaerobisissa olosuhteissa anammox-aktiivisuutta ei havaita ollenkaan. Asiaa tutkittiin ilmastamalla näytettä sekä tämän jälkeen huuhtomalle sitä argon kaasulla liunneen hapen poistamiseksi. Kuvassa 19 on esitetty aerobisen ja anaerobisen vaiheen ammonium- ja nitriittipitoisuudet. Kuvaajan alla on merkittynä syötetäänkö näytteeseen ilmaa, argonia vai lisää näytettä. Kuvaan on merkitty katkoviivoilla teoreettiset kokonaisammoniumtyppi- sekä nitriittipitoisuudet, mikäli anammox -aktiivisuutta ei näytteessä olisi. Koska todelliset pitoisuudet ovat katkoviivan alla, voidaan todeta anammox-aktiivisuuden palautuneen aerobisista olosuhteista. (Strous M., *et al.*, 1997)



Kuva 19. Ammonium- ja nitriittipitoisuudet ajan funktiona kahdella eri syöttötavalla. Kuvaajien alapuolella näkyy mitä näytteeseen syötetään milläkin hetkellä. (Strous M., et al., 1997)

Strous M., et al. (1997) tutkivat myös ammonium- ja nitriittipitoisuuksien muutosta ajan funktiona eri liuenneen hapen pitoisuuksilla. Kuvan 20 tilanteessa A hapen saturaatioaste pidettiin 0,5 prosentissa, jolloin ammonium- ja nitriittikonsentraatiot pysyivät tasaisina. Tämän jälkeen näytettä huuhdottiin Argon-kaasulla, kunnes se oli kokonaan anaerobinen (0 % O_2). Näissä olosuhteissa ammonium- sekä nitriittipitoisuudet alkoivat laskea, mikä viittaa anammox-aktiivisuuden kasvua näytteessä. (Strous M., et al., 1997)



Kuva 20. Anammox-aktiivisuus kahdella eri hapen saturaatioasteella: 0,5 % kohdassa A ja 0 % kohdassa B. (Strous M., et al., 1997)

5.3 NOB-bakteerien aktiivisuuden estäminen

Koska prosessi halutaan pysäyttää nitrifikaation nitriitti-vaiheeseen, tulee prosessin olosuhteiden olla sellaiset, että NOB-bakteerien aktiivisuus ei prosessissa pääse kasvamaan ja yhtälössä (4) esitettyä nitrataatiota ei tapahdu. Toivottujen AOB-bakteerien ja NOB-bakteerien toimintavälit eriyvät muun muassa pH:n, liuennan hapen, lämpötilan sekä inhibiittoreiden osalta. Tätä voidaan käyttää NOB-bakteerien kasvun hillitsemiseksi. On todettu esimerkiksi, että NOB:t ovat AOB:tä herkempiä ammoniakkikonsentraatiolle, sillä NOB:tä inhiboi 0,1 - 1,0 mg-NH₃/l, kun vastaava raja AOB:lle oli 10 - 150 mg-NH₃/l. (Qiao S., *et al.*, 2010) Korkea ammoniakkikonsentraatio vaikuttaa myös positiivisesti energiakustannuksiin, sillä totaalinen nitrataation inhiboituminen vähentää prosessin liuennan hapen tarvetta 25 %. (Wett B., 1998)

Nitriitin hapettumista nitraatiksi estetään myös pitämällä liuennut happi alle 0,5 mg/l:ssa ja ilmastusjaksot lyhyinä. AOB-bakteerien aktiivisuus kasvaa NOB-bakteereita huomattavasti nopeammin. Lyhyillä ilmastusjaksoilla saadaan pidettyä AOB-bakteerit aktiivisina, mutta ehkäistään NOB-bakteereiden kasvua prosessissa. NOB-bakteerimassaa voi kiertää prosessiin kiintoainekuorman mukana, jolloin on erittäin tärkeää pitää olosuhteen sellaisina, että aktiivisuus ei pääse kasvamaan vaikka bakteereja prosessissa jatkuvasti olisikin. Mikäli nitraattipitoisuus altaassa kasvaa korkeaksi, on altaassa liian vanhaa lietettä. Tällöin tulee lisätä syklonin käyttöä lisäämällä syklonointiaikaa syklin aikana. Nitraattia muodostuu altaassa anammox bakteerienkin toimesta ja mikäli nitraattiarvo pysyy alle 50 mg/l:ssa, on tilanne hyvä.

5.4 Rejektiveden laatu

Demon[®]-prosessiin tulevan rejektiveden laatu ei pysy jatkuvasti vakiona. Laatuun vaikuttaa muun muassa laitoksen kuormitus, mädättämöjen sekä linkojen toiminta, polymerin syöttö ja laatu, mädätyksen vaahdonestoaineet sekä mahdolliset erikoistilanteet. Rejektivedestä mitataan Viikinmäessä jatkuvatoimisesti kiintoainepitoisuutta sekä virtaamaa. Lisäksi laboratoriossa analysoidaan kaksi kertaa viikossa selkeyttämättömän sekä selkeytetyn rejektiveden kiintoainepitoisuuden lisäksi kokonaistyyppipitoisuus, ammoniumtyypipitoisuus, biologinen hapenkulutus sekä alkaliteetti. Taulukossa 9 on esitetty näiden mittaustulosten keskiarvot, miniarvot sekä maksimiarvot aikavälillä 1.1.2008 – 31.12.2011. Taulukossa on rejektiveden kiintoainepitoisuus SS ennen ja jälkeen pienpuhdistamon selkeytysaltaita sekä selkeytysaltaiden jälkeinen kokonaistyyppi- ja ammoniumtyypipitoisuus sekä rejektiveden virtaama, biologinen hapenkulutus ja alkaliteetti. Virtaaman arvot ovat peräisin jatkuvatoimisesta mittauksesta, muut arvot ovat laboratoriossa mitattuja näytteiden tuloksia.

Taulukko 9. Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla mitattuja rejektiveden ominaisuuksia.

		keskiarvo	minimi	maksimi
Ennen selkeytsaltaita				
Kiintoaine SS	mg/l	2 470	640	8 530
	kg/d	7 450	1 580	23 960
Selkeytsaltaiden jälkeen				
Virtaama	m ³ /d	2 960	1600	3 600
Kiintoaine SS	mg/l	1 110	350	6 700
	kg/d	3 300	640	19 670
Kok-N	mg/l	910	600	1 500
	kg/d	2 710	1 330	4 420
NH₄-N	mg/l	720	480	1 000
	kg/d	2 150	1 010	3 220
BOD₇	mg/l	720	310	1940
	kg/d	2 160	810	5 760
Alkaliteetti	mmol/l	60	10	80

Korkea kiintoainepitoisuus saattaa vaikuttaa inhiboivasti *anammox*-bakteerien toimintaan haittaamalla kontaktia sen ja substraatin välillä. (Qiao S., *et al.*, 2010) Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla rejektivesi kulkee selkeytsaltaiden läpi ennen tuloaan Demon[®]-prosessiin. Näin ollen rejektivedessä oleva raskaampi kiintoaine laskeutuu ennen Demon[®]-prosessia, mikä alentaa prosessiin asti tulevan kiintoaineen määrää kuten taulukosta 9 nähdään.

Korkean TOC-pitoisuuden on huomattu tutkimuksissa vaikuttavan negatiivisesti *anammox*-reaktioon pitoisuuden ollessa noin 40 mg/l. Korkea TOC-pitoisuus muutti Zhigang L, *et al.* (2011) suorittamissa tutkimuksissa myös aktiivilietteen massan värin sille tunnusomaisesta punaisesta ruskeaan. Kun pitoisuus laskettiin alle 20 mg/l:aan, palautui prosessin suorituskyky. Havaittiin myös, että prosessiin tuleva ja siitä lähtevä TOC-pitoisuus oli samaa luokkaa. Tämä johtuu *anammox*-bakteerien kyvyttömyydestä käsitellä orgaanista ainesta. *Anammox*-bakteerit ovat anaerobisia autotrofisia bakteereja ja kasvavat hitaammin kuin heterotrofiset denitrifioijat, kun orgaanista ainesta on läsnä yhdessä ammoniumin ja nitraatin kanssa. Tästä johtuen ne eivät pysty kilpailemaan tiilasta prosessialtaassa denitrifioivien bakteerien kanssa, vaan mikäli denitrifioivia bakteereja altaassa esiintyy, syrjäyttävät ne *anammox*-bakteerit ja niiden toiminta lakkaa altaassa. (Zhigang L, *et al.*, 2011)

5.5 Lämpötilan ja pH:n optimialueet

Deammonifikaatiossa esiintyvät bakteerit (*anammox* ja AOB) ovat mesofiilisiä, sillä niiden toimintalämpötilan optimi on alueella 25 – 40 °C. Optimialueen alapuolella bakteerien aktiivisuus kaksinkertaistuu jokaista kymmentä astetta kohti ja yläpuolella läm-

pötilan nosto aiheuttaa bakteerien tuhoutumisen. (Karttunen E, 2004) Rejektivesi on lämpötilaltaan noin 30 °C, jolloin reaktionopeudet pysyvät hyvinä eikä ulkoista lämmitystä prosessiin tarvita. Taulukossa 10 on lämpötilan ja pH:n vaikutuksia eri arvoilla.

Taulukko 10. Lämpötilan ja pH:n vaikutuksia eri arvoilla. (Pardes D et al., 2007)

Tekijä	Toimintaväli	Vaikutus
Lämpötila	T > 15 °C	Ammoniumin hapettajat kasvavat nitriitin hapettajia nopeammin.
	T = 25 °C	Ammoniumin hapettajat voivat voittaa nitriitin hapettajat.
pH	7,0 - 8,0	Nitrifikaation optimialue.
	7,9 - 8,2	Ammoniumin hapettajien (<i>Nitrosomas</i>) optimialue.
	7,2 - 7,6	Nitriitin hapettajien (<i>Nitrobacter</i>) optimialue.

Prosessissa vallitseva pH vaikuttaa *anammox*-bakteerien toimintaan ratkaisevasti. pH-arvon ollessa 9, on *anammox*-aktiivisuus yksi viidesosa siitä mitä se on pH-arvon ollessa 8. *Anammox*-bakteereiden optimin pH-alueen on tutkimuksissa havaittu olevan 6,7 – 8.3. Mikäli prosessia operoidaan pitkään korkeammalla pH-alueella, voi sen toimintaan tulla häiriöitä.

5.6 Ammoniakki NH₃ ja typpihapoke HNO₂

Ammoniakki ja typpihapoke inhiboivat herkimmin NOB-bakteereja kuten edellä on todettu. Niillä on kuitenkin myös korkeammilla pitoisuuksissa inhiboiva vaikutus AOB-bakteereihin ja pH-arvon ollessa 8 tai suurempi on ammoniakki tyypillisin inhiboija, kun alemmilla pH:n arvoilla tyypillisin on vastaavasti typpihapoke. Ionisoituneiden ja ionisoitumattojen yhdisteiden yhteisarvot kertovista kokonaisammonium- sekä kokonaisnitriittipitoisuudesta voidaan laskea ammoniakkin ja typpihapokkeen arvot seuraavasti: (Van Hulle S. W. H. et al, 2010)

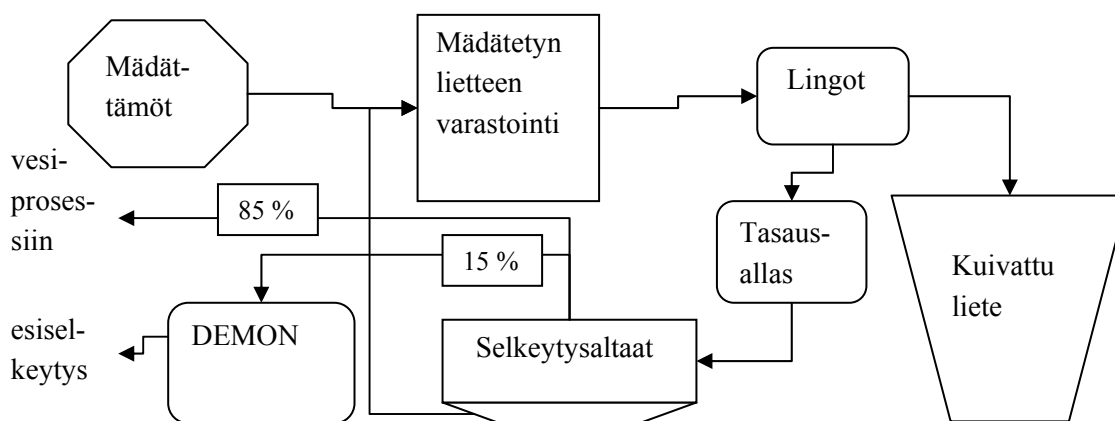
$$[NH_3] = \frac{[TAN] 10^{pH}}{e^{\frac{6344}{T+273}} + 10^{pH}} \quad (14)$$

$$[HNO_2] = \frac{[TNO_2] 10^{-pH}}{e^{\frac{-2300}{T+273}} + 10^{-pH}} \quad (15)$$

Nitrifikaation inhiboinnille on kirjallisuudessa esitetty eri pitoisuusarvoja. Arvot kuitenkin vaihtelevat eri bakteerilajien välillä, joten ne ovat lähinnä suuntaa antavia. Ammoniakki inhiboi AOB bakteereja arvoista 8-120 mg N/l ja NOB bakteereja arvoista 0,08-0,82 mg N/l. Typpihapoke inhiboi AOB bakteereja pitoisuuksista 0,2-2,8 mg N/l lähtien ja NOB bakteereja pitoisuuksista 0,06 -0,83 mg N/l. *Anammox* bakteereja ammoniakki tai typpihapoke ei inhiboi pitoisuuksiin 1 g N/l asti ollenkaan. (Van Hulle S. W. H. et al., 2010)

6 KOEJÄRJESTELYT JA OHJAUS

Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla Demon[®] toteutetaan pilottiprojektina, johon ohjataan noin 15 % laitoksen rejektiveden virtaamasta. Kuten edellä on todettu lingot ovat käytössä jatkuvasti ja rejektivettä syntyy laitoksella ympäri vuorokauden. Seuraavassa kuvassa on esitetty Demon[®]-prosessin sijainti yksinkertaistettuna kaaviokuvana. Pilottiprosessi toteutettiin toiseen olemassa olevista tulevan rejektiveden virtaaman tasaukseen käytetyistä tasausaltaista. Tasausaltaan muuttaminen Demon[®]-prosessin altaaksi ei muuta muita toimintoja kuten kuvasta 21 verrattuna kuvaan 2 huomataan.



Kuva 21. Yksinkertaistettu kaaviokuva mädätetyn lietteen ja siitä kuivauksessa erotettujen kuivattuun lietteen sekä erotusveden eli rejektiveden kulusta Viikinmäen puhdistamolla, johon on lisätty Demon[®]-pilottiprosessin sijainti.

Tasausaltaan muuttamiseen prosessialtaaksi vaadittiin muutos- sekä putkistotöitä, jotka toteutti ulkopuolinen urakoitsija. Lisäksi prosessiin vaadittiin sähkö- ja automaatioasennustöitä, jotka toteutettiin pääasiassa laitoksen oman henkilöstön toimin.

6.1 Pilottiprosessin mitoitus

Demon[®]-prosessiin syötetään vuorokaudessa 285 – 450 m³ rejektivettä eli 10–15 % rejektiveden kokonaisvirtaamasta. Päivittäinen prosessin käsittelemä typpikuorma on maksimissaan 285 - 400 kg. Taulukossa 11 on eriteltyä mitoitusarvot prosessille.

Taulukko 11. Mitoitusarvot pilottiprosessille.

	Vuorokauden virtaama	Kokonais- typpikuorma	Pinnankorkeus	Tilavuus
Min	285 m ³	245 kg	5,11 m	359 m ³
Max	450 m ³	400 kg	7,25 m	508 m ³

Demon[®]-prosessiallas on suorakaiteen muotoinen allas, jonka parametrit on esitetty taulukossa 12.

Taulukko 12. Prosessialtaan parametrit.

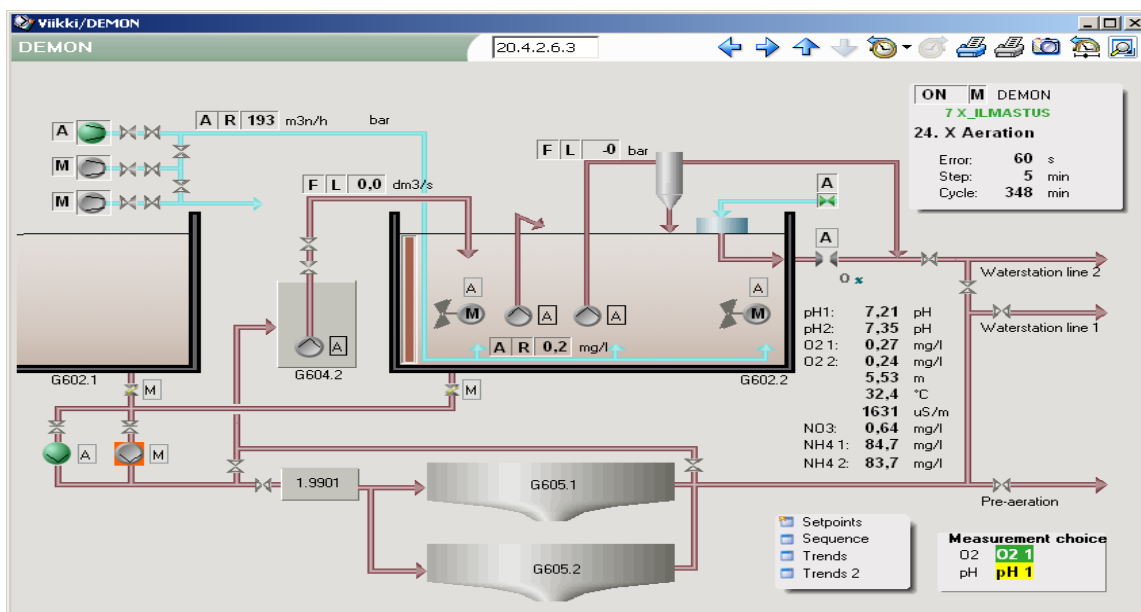
Leveys	6,4 m
Pituus	11,0 m
Pohjan pinta-ala	70,3 m ²
Altaan syvyys	9,00 m
Altaan ylivuotokorkeus	8,03 m
Altaan tilavuus maksimissaan	564 m ³

Tasausaltaan muutostöihin kuului putkisto- ja asennusurakan lisäksi purkutöitä, kun muun muassa altaassa olevat vanhat lautasilmastimet poistettiin ja altaan pohjan tasaustöitä. Toinen tasausaltaista jäi edelleen tasauskäyttöön, ja sen tilavuuden riittämisen takaamiseksi tehostettiin pumppausjärjestelyjä hankkimalla uusi pumppu pumppaamaan rejektivettä tasausaltaalta selkeytsaltaille. Selkeytsaltaalta kerääntyy ylivuotona selkeytynyttä rejektia keräysaltaaseen, josta se pumpataan Demon[®]-prosessiin. Projektin PI-kaavio on liitteenä 1.

**Kuva 22.** Demon[®] prosessialtaasta purku-urakan jälkeen ennen tasoitusta.

6.2 Prosessin ohjaus

Prosessin ohjaus toteutettiin laitoksen omana työnä integroituna Viikinmäen puhdistamolla käytössä olevaan Metso DNA-järjestelmään. Kuvassa 23 on prosessin ohjausikkuna Metso-järjestelmästä. Siinä Demon[®]-prosessiallas on allas G602.2. Kuvassa näkyy myös rejektin selkeytysaltaat G605.1 ja G605.2 sekä tasausallas G602.1. Selkeytysaltailta rejektivesi kerääntyy painovoimaisesti altaaseen G604.2, josta se pumpataan prosessialtaaseen.



Kuva 23. Prosessin ohjausikkuna Viikinmäen puhdistamon Metson ohjausjärjestelmästä.

Prosessin valvonnan kriittiset mittalaitteet kahdennettiin ja ohjausikkunasta on vaihdettavissa ohjauksen takana oleva mittaus. Ikkunassa näkyy myös kaikki prosessin jatkuva-toimiset mittaukset sekä paine- ja virtausmittaukset.

6.3 Koelaitteisto

6.3.1 Putkisto ja koneisto

Prosessin virtauskaavio on esitetty liitteenä 1. Putkistotyöt suoritettiin ulkopuolinen urakoitsija konsulttitoimiston tekemän teknisen erittelyn ja suunnitelmien pohjalta. Prosessiin liittyviä putkistotöitä oli muun muassa ilmastuslinjan tekeminen kompressorilta ilmastimille ja muut tarvittavat putkiston muutos- ja rakennustyöt.

Altaaseen asennettiin kaksi upposekoitinta, jotka ovat suunnattavissa niin, että sekoitus pystytään optimoimaan altaassa. Vaahdonesto altaassa toteutettiin lisäämällä altaaseen vaahdonestopumppu, joka pumpkaa prosessin omaa vettä kuvassa 24 esitetyn levittimen läpi.



Kuva 24. Altaassa oleva vaahdonestolaite, johon pumpataan altaassa olevaa prosessivettä.

Levittimen lisäksi altaaseen tehtiin vaahdoneston varaus teknisellä vedellä tekemällä teknisen veden syöttöputkisto valmiiksi. Järjestelmä voidaan tarvittaessa jatkaa valmiiksi lisäämällä venttiilit ja suuttimet altaan sivuille. Teknisen veden käyttäminen vaahdonestoon kuitenkin alentaa altaassa olevaa lämpötilaa, mikä ei ole prosessin toimivuuden kannalta hyvä asia. Myöskään kemiallinen vaahdonesto ei ole suositeltavaa.

Taulukko 13. Luettelo Demon[®]-pilottiprosessin koneista ja laitteista.

Laite	Positio	Malli
Kompressori	1.2223	Aerzen GM 4 S Delta Blower G5
Kompressori	1.2224	Aerzen GM 10 S Delta Blower
Kompressori	1.2225	Aerzen GM 10 S Delta Blower
Syöttöpumppu (uppopumppu)	1.1803	Flygt NP 3102.181 MT 461
Vaahdonestopumppu (uppopumppu)	1.1804	Flygt NP 3085.183 SH 253
Syklonipumppu (uppopumppu)	1.1805	Flygt NP 3085.183 SH 254
Selkeyttimen tulo- pumppu	1.1942	Flygt NZ 3153.185 MT 431
Sekoitin	1.4963	Flygt upposekoitin SR 4640.411
Sekoitin	1.4964	Flygt upposekoitin SR 4640.411
Sähkötoiminen venttiili	3.4870	Orbinox levyluistinventtiili DN250 PN10
Toimilaite	3.4870	Auma toimilaite SAAC10.2-F10A/90-D690/50-11-30.2-D10.02

6.3.2 Ilmastimet

Ilmastimiksi altaaseen hankittiin Aerostrip®-paneeli-ilmastimet. Ilmastimien kiinnitys tapahtui niin, että ne ovat altaan pohjassa kiinni ja ilmastimien alle ei jää ilmastamatonta tilaa, johon aktiiviliete voisi laskeutua. Kuvassa 25 näkyy Demon® altaan pohja, jossa ilmastimet on asennettuna.



Kuva 25. Demon®-altaan pohja, jossa on asennettuna Aerostrip®-paneeli-ilmastimet.

Ilmastimet on myös asetettu altaan pohjalle niin, että ne peittävät altaan pohjan mahdollisimman tasaisesti. Ilmastimia on 32 kappaletta ja niiden mebraanikalvon ilmastintiheys on 24,1 %.

Taulukko 14. Prosessiin asennetut ilmastimet.

Malli	Kpl	Membraanikalvon ilmastintiheys
Aerostrip®-T kalvoilmastin	32	24,1 %

Ilmastuksen ilmantuottoon tarvittavia kompressoreja laitoksella oli valmiina. Prosessin ilmantarve on kuitenkin niin pieni, että kyseessä olevilla kompressoreilla ei riittävän pienille kierrosluvuille pääse. Prosessin käynnistysvaihetta sekä minimikuormitustilanteita varten hankittiinkin yksi teholtaan pienempi taajuusmuuttajakäyttöinen Aerzenin kompressori.

6.3.3 Dekanteri ja sykloni

Dekanteri ja sykloni kuuluivat lisenssitoimittajan laitetoimitukseen. Sykloni oli toisen sukupolven sykloni ja kooltaan ensimmäisen sukupolven mallia pienempi.

Taulukko 15. *Prosessiin asennetut dekanterit ja sykloni.*

Dekanteri	1.9902	
Sykloni	1.9903	toisen sukupolven sykloni (virtaama 5 m ³ /h)

Syklonin avulla altaaseen saadaan kaksi eri lieteikää kahdelle eri lietteelle, mikä on koko Demon[®]-prosessin toimivuuden ydin. Tämän vuoksi syklonin toiminta on prosessille erittäin tärkeää ja mikäli erottelu ei toimi, voidaan altaasta menettää liikaa hitaasti kasvavaa *anammox*-bakterimassaa. Toisaalta syklonin kautta halutaan poistaa altaasta kevyempää kiintoainetta ja täten muun muassa kontrolloida NOB-aktiivisuutta altaassa. Syklonin mukana tuli kolme halkaisijaltaan erikokoista suutinta. Syklonin käyttö aloitettiin pienimmällä suuttimella, kun altaassa oli kiintoainetta 3 g/l. Kuvassa 26 on esitettyä prosessialtaan kulmaan asennettu sykloni.



Kuva 26. *Prosessialtaan kulmaan asennettu sykloni, jonka erottelukyvyn avulla altaaseen saadaan kaksi eri lieteikää.*

Kuvassa 27 on prosessiin asennettu dekanterit. Dekanterit kelluu altaan pinnalla paineilman avulla. Syklin lopussa paineilmaventtiili sulkeutuu ja poistoilmaventtiili aukeaa, jolloin dekanterit kerää pinnalta ylivuotona käsiteltyä rejektivettä. Ilman poisto dekanterin poistoputkesta ennen prosessin operoinnin aloittamista on tärkeää dekantoinnin onnistumiseksi. Dekanterin alla on tukijalka, joka estää dekanterin romahtamisen altaan pohjalle mahdollisissa häiriötilanteissa.



Kuva 27. Altaaseen asennettu dekantteri kuvattuna altaan pohjalta.

6.4 Mittaukset ja analytiikka

6.4.1 Paine- ja virtausmittaus

Prosessiin asennettiin kaksi virtaus- ja kaksi painemittaria. Painemittarit asennettiin syklonin syöttölinjaan sekä kompressoreilta tulevaan paineilmaan. Virtausmittauksista toinen mittaa ilmastusilmavirtaamaa ja toinen syöttövirtaamaa prosessiin. Taulukossa 16 on lueteltu mittausten mallit ja positiot prosessissa.

Taulukko 16. Luettelo Demon[®]-prosessin paine- ja virtausmittauksista.

Laite	Positio	Malli
Painemittaus	P1502	Endres Hauser Cerabar S
Painemittaus	P1501	Endres Hauser Cerabar S
Virtausmittaus	F1501	Endres Hauser t-mass 61
Virtausmittaus	F1502	Siemens MAG3100

6.4.2 Jatkuvat toimiset mittaukset altaassa

Demon[®]-prosessin ohjaukseen ja käsittelytuloksen seuraamiseksi asennettiin altaaseen mittalaitteita ammoniumtyypen, pH:n, sähköjohtavuuden, nitraattityypen sekä liuennon happipitoisuuden mittaukseen. Mittauksista kahdennettuna on pH-, ammoniumtyyppi- sekä happipitoisuus. Mittalaitteet asennettiin altaaseen kellumaan, jotta ne voivat elää panosreaktorialtaan pinnanvaihteluiden mukana. Anturit ovat kiinni lautassa pikakiinnikkeillä, jotta niiden puhdistus ja huolto onnistuvat mahdollisimman helposti.



Kuva 28. Altaassa olevat jatkuvatoimiset mittaukset asennettiin kelluvaan lauttaan.

Mittalaitteet ovat WTW:n eli Wissenschaftlich-Technische Werksätten GmbH:n laitteita ja ne on eritelty taulukossa 17.

Taulukko 17. Prosessissa olevat jatkuvatoimiset mittauslaitteet.

Anturi	Malli	Lämpötilaväli (°C)	Mittausväli	Tarkkuus
pH -mittaus	SensoLyt [®] 700 IQ	0 – 60	2 -12	
NH ₄ -N –mittaus	AmmoLyt [®] Plus	0 – 40	0,1 - 1000 mg/l	0,1/1 mg/l
NO ₃ -N –mittaus	NitraLyt [®] Plus	0 – 40	0,1 - 1000 mg/l	0,1/1 mg/l
O ₂ –mittaus	FDO [®] 700 IQ		0 - 20 mg/l	0,01 mg/l
Johtokyky-mittaus	TetraCon [®] 700 IQ	0 – 50	10 µS/cm-500 mS/cm	



Kuva 29. Prosessissa käytetyt WTW:n mittarit, joista a) mittaa nitraattityppeä, b) liuen-
nutta happea, c) pH:ta, d) johtokykyä ja e) ammoniumtyppipitoisuutta. Ammoniumtyp-
pipitoisuuden mittauksessa on kuvassa kiinni myös paineilmapuhdistussuutin, joka oli
käytössä myös Viikinmäen pilotointijaksolla.

Kuva 29 esittää pilottiprosessissa käytössä olleet anturit. Kuvassa 29a on ioniselektiivi-
nen nitraattityppimittari. Kuvassa 29b oleva liuennun hapen mittaus on optinen anturi.
Anturin membraanissa stimuloidaan fluoresenssiä lyhyen aallonpituuden valolla ja mit-
taussignaali tallentaa emittoitunutta valoa. Mikäli membraanin läpi diffunoi happea,
emittoituvan valon jaksonaika lyhenee suhteessa liuennun hapen konsentraatioon näyt-
teessä. Kuvassa 29c olevassa pH-mittaukseen käytetyssä SensoLyt® 700 IQ-anturissa on
SensoLyt® ECA elektrodi ja pH-mittaus perustuu pH-elektrodin ja referenssielektrodin
väliseen potentiaalieroon. pH:n absoluuttisen mittauksen sijaan on tärkeää, että vaihte-
luväli on oikea. Tämän lisäksi pH asetusrajojen oikea valinta on tärkeää, sillä ne määrit-
tävät reaktioajan. Kuvan 29d johtokyky-mittaukseen käytettävässä TetraCon® 700 IQ –
anturissa on neljä elektrodiä ja se on suunniteltu erityisesti käytettäväksi jätevedenpuh-

distamoilla. Kuvassa 29e on ammoniumin mittaukseen käytetty AmmoLyt[®] Plus-sensori.

Prosessissa käytettyjen mittareiden lisäksi laitoksella on jatkuvatoiminen kiintoainemittari Metso Low Solids Measurement (Metso LSTM), lingoilta tulevassa rejektivedessä. Mittauksen tekniikka perustuu valon absorptioon, sironnan sekä depolarisaation mittaamiseen.

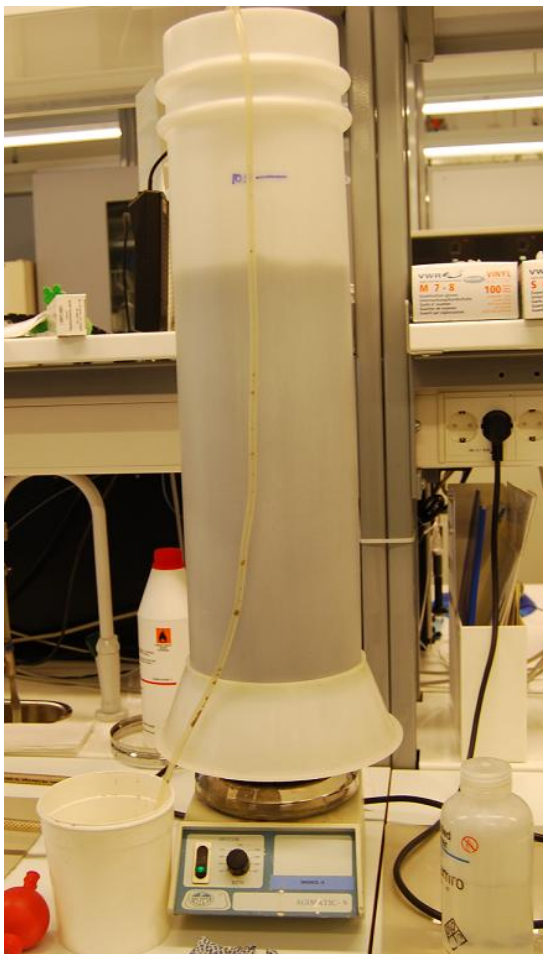
6.4.3 Laboratorioanalytiikka

Laboratorioon lähetettiin tutkittavaksi seurantanäytteet kolme kertaa viikossa maanantaisin, keskiviikkoisin ja perjantaisin. Näytteet lähetettiin Demon[®]-prosessiin tulevasta rejektivedestä, Demon[®] prosessialtaasta sekä sieltä lähtevästä käsitellystä rejektivedestä. Lähtevästä vedestä otettiin kaksi näytettä: suodatettu ja suodattamaton. Taulukossa 18 on esitetty näytteistä tutkittavat ominaisuudet. Lähtevän näytteen näytteenotossa oli näytteenottajan oltava dekantoinnin aikana poistoventtiilin luona avaamassa näytehana ja suodattamassa näyte nitriitti- ja nitraattimittauksia varten.

Taulukko 18. Lista kolme kertaa viikossa laboratorioon toimitetuista näytteistä ja niistä tehdyistä analyyseistä.

Näyte	Näytetunnus	Tutkittavat ominaisuudet
Demon [®] -prosessiin tuleva	DT	TSS, NH ₄ -N, kokonais COD, liukoinen COD
Demon [®] -prosessiallas	DA	TSS
Demon [®] -prosessista lähtevä	DL	TSS, NH ₄ -N, kokonais COD, liukoinen COD
Demon [®] -prosessista lähtevä suodatettu	DLS	NO ₃ -N, NO ₂ -N

Edellä luetelluiden näytteiden lisäksi laboratorioon toimitettiin kerran viikossa maanantaisin kymmenen litran näyte Demon[®]-altaasta. Näytteestä tutkittiin anaerobinen sekä aerobinen aktiivisuus. Anaerobinen aktiivisuus tutkittiin ensin lisäämällä näytteeseen ylimäärä nitriittiä. Tämän jälkeen mitattiin 20, 40 ja 60 minuutin kuluttua ammoniumtyppi-, nitriittityppi sekä nitraattityppipitoisuudet. Kuvassa 30 on esitetty koejärjestelyt mittaukset suorittaneessa MetropoliLab Oy:ssä.



Kuva 30. Metropolilab Oy:ssä suoritettiin lietteen aktiivisuustestaus.

MetropoliLab Oy:ssä näytteet tutkittiin akkreditoituilla menetelmillä, jotka on esitetty taulukossa 19, josta ilmenee myös menetelmien epätarkkuudet ja näytteiden tunnukset.

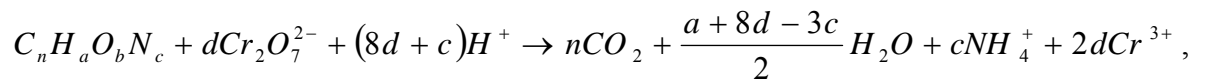
Taulukko 19. Metropolilab Oy:ssä käytetyt menetelmät näytteiden tutkimiseksi.

Analyysi	Tunnus	Menetelmä	Yksikkö	Epävarmuus - %
Kiintoaine, GFa	TSS	SFS-EN 872:2005	mg/l	10
Ammoniumtyppi	NH ₄ -N	ISO 7150:1984	mg/l	15
Nitriittityppi	NO ₂ -N	SFS 3029, autom.	mg/l	10
Nitraattityppi	NO ₃ -N	Aquakem (sis. menetelmä)	mg/l	15
Alkaliteetti	alk.	SFS-EN ISO 9963-1:1996	mmol/l	10
COD liukoinen	COD liuk.	ISO 15705:2002	mg/l	15
COD kokonais	COD kok.	ISO 15705:2002	mg/l	15

6.4.4 Kemiaallinen hapenkulutus

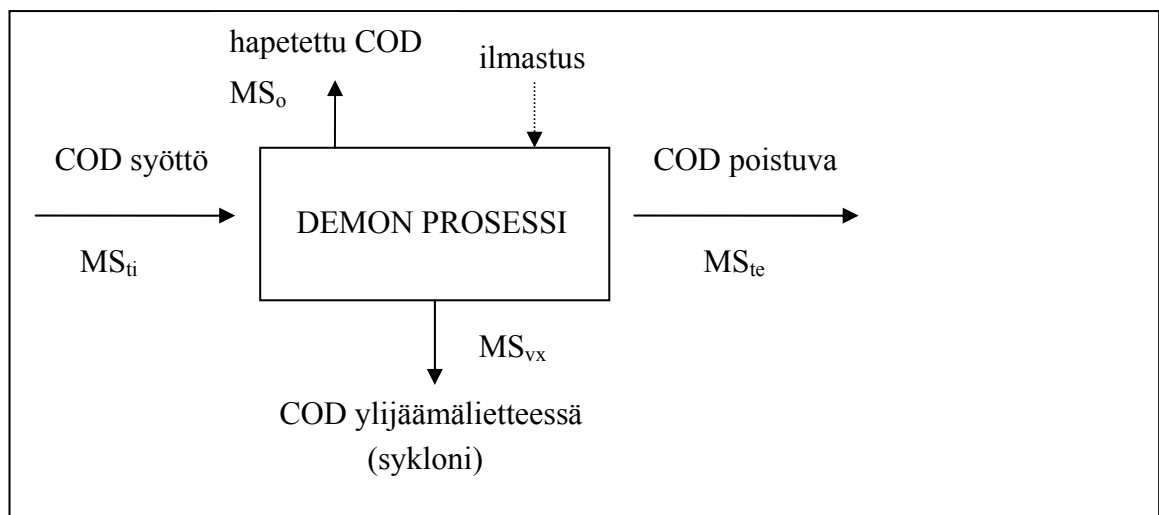
Kemiaallinen hapenkulutus COD analysoidaan laboratoriossa muutamassa tunnissa ja pikamenetelmällä jopa viidessätoista minuutissa. Biologinen hapenkulutuksen BOD₇

testauksen valmistuminen sen sijaan kestää seitsemän vuorokautta. Kemiallisen hapenkulutuksen valitseminen seurantaan on siten kannattavaa vaikka se onkin biologista hapenkulutusta hieman epätarkempi. Epätarkkuus johtuu siitä, että testausvaiheessa näytteessä olevat aineet saattavat häiritä tulosten tarkkuutta. COD-määrittystä käytetään tutkimaan jäteveden happamassa liuoksessa dikromaatilla kemiallisesti hapetettavissa oleva orgaanisen aineen happiekvivalentti, kun orgaaninen typpi on pelkistyneenä tilassa hapetusluvulla -3. (Sawyer *et al.*, 1994)



missä $d = \frac{2n}{3} + \frac{a}{6} - \frac{b}{3} - \frac{c}{2}$.

Demon[®]-prosessin näytteenoton ollessa kyseessä COD arvoja käytettiin orgaanisen materiaalin massatasapainon laskemiseen.



Kuva 31. Kemiallisen hapenkulutuksen massatasapaino.

Koska kaikki fraktiot generoituvat syötön orgaanisesta aineesta (MS_{ti}) voidaan esittää:

$$MS_{ti} = MS_{te} + MS_{vx} + MS_o, \quad (16)$$

missä MS_{ti} on prosessiin syötettävä orgaaninen aines, MS_{te} dekantoinnin aikana poistuva orgaaninen aines, MS_{vx} ylijäämälietteen mukana poistuva orgaaninen ja MS_o hapetettu orgaaninen aines.

6.4.5 Kustannukset

Pilotoinnin kustannukset tutkimusjaksolta on eritelty taulukossa 20. Kustannuksissa ei ole huomioitu laitoksen työntekijöiden henkilöstökuluja eikä prosessin operointikuluja.

Taulukko 20. Pilottiprojektin kustannukset.

Kustannus	Summa (ALV 0)
Altaan tyhjennys ja muutostyöt mukaan lukien ulkoistetut sähkötyöt	120 000
Suunnittelutyö	18 000
Laitteisto ja materiaalit	83 600
Jatkuvatoimiset mittaukset	15 200
Laboratoriopalvelut ja -tarvikkeet	11 600
Muut kulut (mm. kuljetus)	800
Yhteensä	474 700

6.5 Ilmastustehokkuuden verifiointi

Ennen prosessin käynnistämistä suoritettiin ilmastimien hapetukseen liittyvät mittaukset käyttäen standardia ASCE/EWRI 2-06 (Stenstrom M., 2007). Standardin mukaan tehdyssä mittauksissa saadaan tuloksena standardihapensiirtonopeus (SOTR, *Standard oxygen transfer rate*), mikä määrittää hypoteettista siirretyn hapen massaa per ajan yksikkö liuenneen hapen ollessa nolla sekä veden lämpötilan ollessa 20 °C ja paineen ollessa 101,3 kPa. Tuloksen perusteella voidaan todentaa ennen koejaksoa ilmastimien tehokkuus ja näin ollen tulos osaltaan vahvistaa ilmastuskustannusten arviointia varsinaisen prosessin käynnistysjakson jälkeen perusoperoinnin aikana.

6.5.1 Mittauksen perusteet

Standardin ASCE/EWRI 2-06 (Stenstrom M., 2007) mukaan tehty mittaus perustuu liuenneen hapen (DO) poistamiseen vedestä natriumsulfaatin avulla, minkä jälkeen ilmastetaan altaan happipitoisuus lähelle saturaatiotasoa. Ilmastuksen aikana kirjataan ylös tietyissä pisteissä veden liuenneen hapen pitoisuus. Liuenneen hapen mittaamiseen käytetään altaassa prosessin seuraamiseen käytettäviä happimittauksia. Jokaisesta mittauspisteestä saatu data analysoidaan yksinkertaisen massan siirtomallin avulla, jotta saadaan arvioitua näennäismassansiirtovakio κ_L ja tasapainotilan liuenneen hapen saturoitunut pitoisuus c_∞^* . Perusmallinnus voidaan esittää yhtälönä seuraavasti: (Stenstrom M., 2007)

$$c = c_\infty^* - (c_\infty^* - c_0) \exp(-\kappa_L at), \quad (17)$$

missä c on liuenneen hapen pitoisuus, c_{∞}^* on tasapainotilan liuenneen hapen konsentraatio määrittämissä, kun aika lähestyy äärettömyyttä, c_0 on liuenneen hapen pitoisuus ajanhetkellä nolla, $\kappa_L a$ on näennäismassasiirtovakion arvo määrittämissä, määriteltynä niin, että $\kappa_L a = \text{massansiirtonopeus per yksikkötilavuus} / (c_{\infty}^* - c)$. (Stenstrom M., 2007).

Arviot massansiirtonopeuden κ_L sekä tasapainotilan liuenneen hapen saturoitunut pitoisuuden c_{∞}^* arvoille jokaisessa määrittämissä saadaan käyttämällä epälineaarista regressiota uudelleenilmastuksen aikana mitattujen liuenneen hapen pitoisuuksien ja yhtälön (17) välillä. Arvioidut arvot pätevät standardiolosuhteisiin ja standardi hapen siirtonopeus saadaan massansiirtonopeuksien arvojen keskiarvon, vastaavien tasapainotilan liuenneen hapen saturoitunut pitoisuuden ja altaan tilavuuden avulla kaavan (18) mukaisesti. (Stenstrom M., 2007).

$$SOTR = \kappa_L a c^* V \quad (18)$$

6.5.2 Mittaukset

Ennen mittauksia tulee ilmastuspaneelin olla saavuttanut hydraulinen tasapainotila. Mittauksiin käytettävä vesi tulee olla juomakelpoista vettä, joka on lämpötilaltaan välillä 10 - 30 °C. Ideaalilämpötila on mahdollisimman lähellä 20 °C. Alhaiset lämpötilat alentavat deoxygenaatioreaktiota, mikä voi tuoda määrittämissä virhettä. Veden lämpötila ei saa muuttua yhden määrittämissä aikana enempää kuin 2 °C eikä veden kiintoainepitoisuus saa ylittää arvoa 2,00 mg/l. Ennen testien aloittamista tuleekin altaasta ottaa näyte ja mitata siitä kiintoainepitoisuus sekä lämpötila. Viikinmäen puhdistamolla kokeisiin käytettiin puhdasta vettä, jolla allas täytettiin kolmeen metriin asti. Ilmastuslinjojen ja ilmaputkiston tiiviys todennettiin hapensiirtotestauksen täyttövaiheessa, missä veden pinta nostettiin vaiheittain ylös ja täytön välipisteissä havainnoitiin mahdolliset ilma-
vuodot.



Kuva 32. Ilmastuksen tehokkuuden verifiointi.

Määrittyskemikaaleina käytettiin kobolttivapaata natriumsulfaattia (NaCO_3), jolla deoksynoidaan vesi sekä koboltti-katalyyttiä, jolla katalysoidaan deoksygenaatioreaktiota. Ensimmäisestä testiä altaan täyttämisen jälkeen käytetään yleensä veden kemiallisten ominaisuuksien tasaantumiseen sekä näytteenoton ja testien suorittamisen opettelemiseen. Tämän takia se jätetään huomiotta tuloksia käsiteltäessä.

6.6 Laitteiston tiiviys ja toimintatestaus

Ennen varsinaista prosessin käynnistämistä aktiivilietteellä, suoritettiin laitteiston sekä ohjauksen osalta varmistuskokeet. Testaukseen käytettiin hapensiirtomittauksista altaaseen jäänyttä puhdasta vettä ja prosessin syöttöpumppauksen kautta altaaseen syötettävää teknistä vettä. Testauksen aikana testattiin pumppujen sekä muiden laitteiden toiminta.

6.7 Työhygieniä lämpimän prosessiveden olosuhteissa

Jätevedenpuhdistamoilla hyödynnetään mikrobien toimintaa jätevesien puhdistukseen. Näiden mikrobien lisäksi jätevedessä on myös kaikki taudinaiheuttajamikrobit, joita väestö erittää sairastumisen takia tai esimerkiksi rokotuksen jälkeen. Esimerkkejä jätevedestä löydettyistä mikrobeista ovat *hepatiitti A* ja *B*, *polio*, *salmonella*, *yersinia* ja *legionella*. Työskentelyssä jätevedenpuhdistamolla onkin huomioitava yleinen työhygieniä mikrobialtistuksen vähentämiseksi. Lietteenkäsittelyn rejektivedet ovat lämpötilaltaan vesiprosessia korkeampia, mikä vaikuttaa mikrobien esiintyvyyteen ja mikrobialtistusta tarkasteltaessa tulee kiinnittää erityishuomio lämpötilan vaikutukseen.

Ympäristömikrobit eivät yleisesti kestä yli 20 °C lämpötilaa, mutta *legionella*-bakteeri hyötyy sitä korkeammasta lämpötilasta. Jätevedenpuhdistamoilla esiintyy aina jonkin verran *legionella*-bakteerin kasvua ja ihmiselle haitallisena arvona pidetään pitoisuutta 1 000 pmy/l. (Liukkonen T. *et al.*, 2010) Viikinmäen puhdistamolla vuonna 2006 suoritetuissa tutkimuksissa ei havaittu haitallisia pitoisuuksia. Demon[®]-prosessin lämpötila on kuitenkin huomattavasti pääprosessin lämpötilaa korkeampi, mikä luo *legionellalle* otolliset kasvumahdollisuudet. *Legionellat* voivat kulkeutua ulkotiloissa ilmassa pitkiäkin matkoja lähteestään ja ne pääsevät ihmisen hengitysteihin aerosolien mukana. Metsäteollisuuden alalla on tutkittu mikrobien mukaan lukien *legionellojen* aiheuttamia työriskejä ja altistaviksi työtehtäviksi on havaittu työskentely ja näytteenotto erityisesti kohteissa, joissa jätevesi aerosolisoituu kuten ilmastuslaitteilla sekä lietteenkäsittelyssä. Mikrobiriskien hallintakeinoksi Metsäteollisuus linjaa kolme eri pääkeinoa: lähteiden hallinta, leviämisen estäminen sekä henkilökohtaisen altistumisen vähentäminen. Lähteiden hallinta jätevedenpuhdistamoilla on haastavaa, mutta esimerkiksi lietteenkäsittelyn suotoveden palauttaminen suoraan puhdistamon biologiseen vaiheeseen voi vähentää riskiä altistua mikrobeille. Teknisin ratkaisuin leviämisen estäminen ei välttämättä

ole helppoa, mutta ne tulisi ottaa huomioon laitteistohankintoja, kuten ilmastimia, tehtäessä. Toisaalta esimerkiksi lietteenkäsittelylaitteiden kotelointi ja tehokas ilmavaihto saattaa olla tarpeen. Edellä mainittujen seikkojen lisäksi mikrobialtistumisen riskikohteissa tulee käyttää A2P3 hengityssuojaimia sekä suojavaatetusta. (Liukkonen T. *et al.*, 2010)

Teoreettisen riskin myötä päätettiin Viikinmäen puhdistamolla tutkia *legionella*-pitoisuudet Demon[®]-pilottiprosessista. Terveiden ja hyvinvoinnin laitokselle lähetettiin prosessista kolme näytettä sekä kaksi verrokinäytettä pääprosessin ilmastusaltailta. Näiden lisäksi otettiin kaksi näytettä lähtevästä jätevedestä. Lähtevä jätevesi kertoo ilmastusaltaita paremmin koko laitoksen tilanteen *legionella*-bakteerin kasvun suhteen, sillä siinä on vähiten viljelymenetelmällä suoritettavaa näytteen tutkimista häiritsevää muuta kasvustoa. Terveiden ja hyvinvoinnin laitokselle *legionella*-pitoisuuksien selvittämiseen käytettiin pohjana ISO 11731:aan perustuvaa 2.5.2011 päivitettyä THL:n YVES TO11-ohjetta (3. versio) ja YVES TO22-ohjetta (2. versio). Pienin havaittavissa oleva viljeltävien *legionellojen* pitoisuus tutkituille jätevesinäytteille oli 330 - 1000 pmy/l käsittelyssä olleiden vesitilavuuksien 50 - 52 ml ja 1 ml mukaan. Heterotrofibakteereja tutkittiin R2A-alustalla käyttäen 20 °C:n kasvatuslämpötilaa ja 3-5 vuorokauden sekä 14 vuorokauden kasvatusaikaa. Pienin havaittavissa oleva heterotrofibakteerien pitoisuus oli 10 000 pmy/l. (Testausseloste YVES 047/12) Jätevedelle tai prosessivedelle ei ole olemassa tiettyä haitallista pitoisuusrajaa.

7 KÄYNNISTYSJAKSON OPEROINTI JA TU- LOKSET

Prosessin käynnistysjakso kestää useita kuukausia, sillä aktiivilietteen syöttämisen jälkeen prosessin biomassalla kestää saavuttaa optimiaktiivisuuden tuova kriittinen massa ja tasaiset olosuhteet. Prosessin käynnistäminen ja alkuvaihe on kriittinen prosessin onnistumisen kannalta. (Wett B., 2006) Allas täytettiin teknisellä vedellä, joka oli esilämmitetty kierrättämällä lämmönvaihtimien kautta 39 celsiusasteiseksi.

Siemenliete kerättiin Heidelbergin puhdistamolta syklonin ulostulon alta. Liette kerättiin 7.-9.3.2012 välisenä aikana ja toimitettiin tankkiautolla Helsinkiin. Auto saapui Viikimäen puhdistamolle maanantaina 12.3.2012 kello 8. Lietettä vastaanotettiin 25 m³. Ennen lietteen syöttämistä altaaseen, altaasta mitattu ammoniumtyppipitoisuus oli 100 mg/l. Altaan veden lämpötila oli ennen syöttöä 35 °C ja pinnan korkeus 4,5 metriä.



Kuva 33. Syöttölietteestä otettu näyte, jossa havaittavissa muutama punainen anammox granula.

Siemenliete oli väriltään harmaata ja punaisia *anammox*-granuloita oli tuskin havaittavissa. Lisenssitoimittaja kuitenkin kertoi Heidelbergin lietteen olevan kyseisenlaista, mutta silti hyvin aktiivista. Demon[®]-liete on eri laitoksilla hyvin erinäköistä.

7.1 Käynnistysjakso ja kuormituksen kasvattaminen

Käynnistys aloitettiin tiistaina 13.3.2012 ilmastamalla aluksi altaita lyhyesti alhaisella virtaamalla ($150 \text{ m}^3/\text{h}$). Tämän jälkeen säädettiin syöttö- ja sekoitusvaihe 0,3 minuuttiin syöttövirtaaman ollessa $15 \text{ m}^3/\text{h}$, sekoitusvaihe 5 minuuttiin ja ilmastusvaihe 3 minuuttiin. Tämän vaiheen tarkoituksena oli herätellä kuljetuksessa anaerobisessa tilassa olleet AOB-bakteerit ilmastamalla allasta. Altaasta lähetettiin laboratorioon näyte, josta tutkittiin nitriittipitoisuus. Näytteen nitriittityypipitoisuus oli $0,71 \text{ mg/l}$, mikä osoitti *anammox*-bakteereiden olevan aktiivisia. Mikäli nitriittikonsentraatio olisi ollut suuri, olisi se tarkoittanut sitä, että *anammox*-massa ei ole kuluttanut sitä yhtään. Ilmastus- ja sekoitusvaiheiden intervallien vaihtelulla saadaan AOB bakteerit heräteltyä. Tämän jälkeen seurattiin pH-arvon ja ammoniumtyypipitoisuuden tasaantumista, sillä kun ne tasaantuvat tiedetään, että prosessiin syötetty ammonium-tyyppi kuluu sieltä ja näin ollen ilmastuksen ja syötön suhde on optimaalinen. Yön ajaksi prosessin inaktiivinen aika nostettiin 10 minuuttiin, jotta nitriittikonsentraatio ei yön aikana pääsisi nousemaan liian korkeaksi.

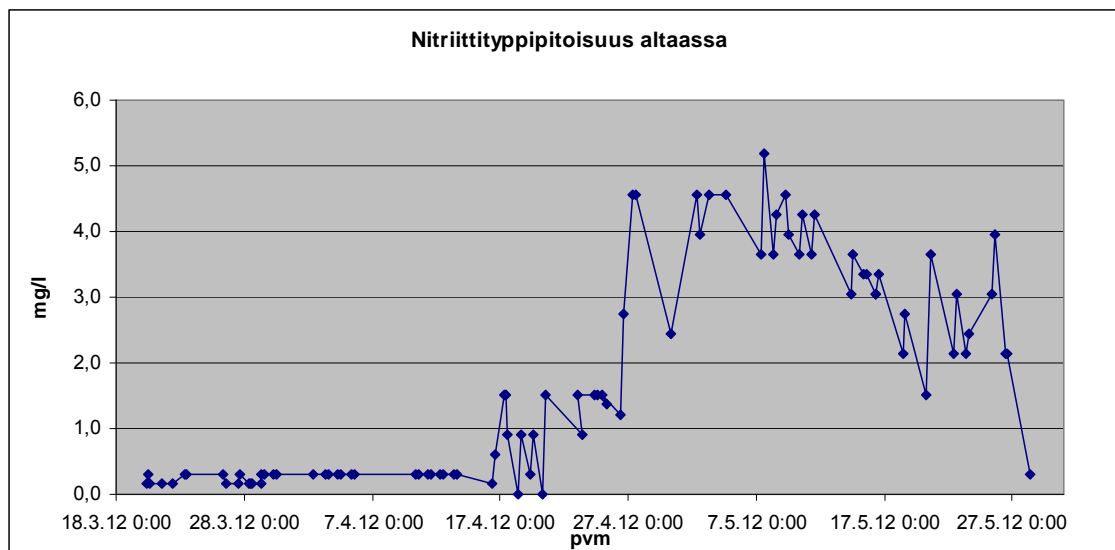
Nitriittityypikonsentraatiota seurattiin arkipäivinä prosessin ollessa käynnissä aamupäivällä sekä iltapäivällä Quantofix-pikatestillä (Kuva 34). Nitriitti mitattiin ilmastuksen lopussa, jolloin nitriittikonsentraatio on korkeimmillaan, ottamalla näyte altaasta ja kastamalla testiliuska siihen välittömästi. Pikatesti mittaa altaassa olevaa nitriittipitoisuutta ja se muutettiin nitriittityypipitoisuudeksi.



Kuva 34. Operoinnin tukena käytetty nitriittimittaus.

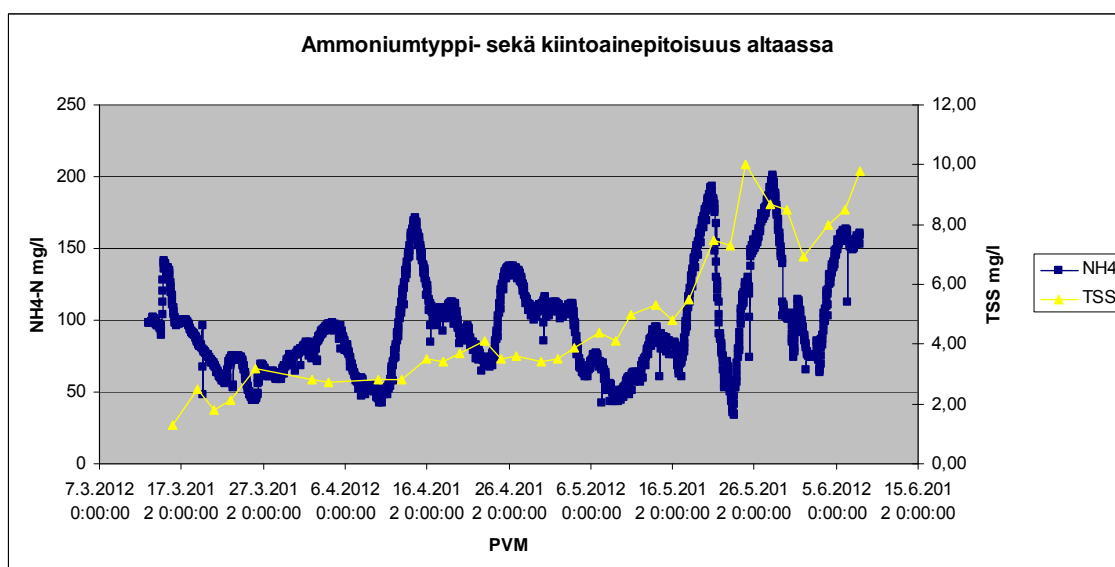
Nitriittikonsentraation seuraaminen altaassa on tärkeää, sillä se kertoo onko prosessi stabiilissa tilassa. Mikäli nitriittikonsentraatio lähtee nousuun, tuottaa AOB bakteerit nitriittiä enemmän kuin *anammox* pystyy sitä kuluttamaan. Toisaalta, jotta ajava voima bakteerien aineenvaihdunnassa on riittävä, tulee nitriittikonsentraation olla noin 3 mg/l . Tällä pitoisuudella saavutetaan optimireaktionopeus ja nitriittikonsentraation nostaminen suuremmaksi ei enää kasvata reaktionopeutta merkittävästi. Mikäli nitriittityypikon-

sentraatio nousee arvoon 5 mg/l tai suuremmaksi, tulee prosessi asettaa OFF-tilaan ja alentaa syöttöä sekä ilmastusta 10 prosentilla. 5 mg/l pitoisuus ei ole prosessille myrkyllinen, mutta siitä ylöspäin nitriittikonsentraatio lähtee helposti nopeaan nousuun ja saattaa saavuttaa inhiboivat pitoisuudet yllättävän nopeasti. Prosessin kuormitusta nostettaessa seurattiinkin nitriittikonsentraatiota tarkasti. Kuormitusta ei nostettu, mikäli pitoisuus oli 4 mg/l tai suurempi.



Kuva 35. *Prosessin operoinnin tueksi otettujen nitriittityypipikatestien osoittamat nitriittipitoisuudet käynnistysjaksossa.*

Kuva 36 esittää koko koejakson ammoniumtyppi- sekä kiintoainepitoisuus. Kiintoainepitoisuus kasvoi koejakson aikana, kunnes se saavutti prosessille kriittisen arvon aiheuttaen 13.6.2012 alkaen tavallisesta operoinnista eroavia toimenpiteitä kiintoaineen poistamiseksi.



Kuva 36. *Koko koejakson ammoniumtyppi- ja kiintoainepitoisuus.*

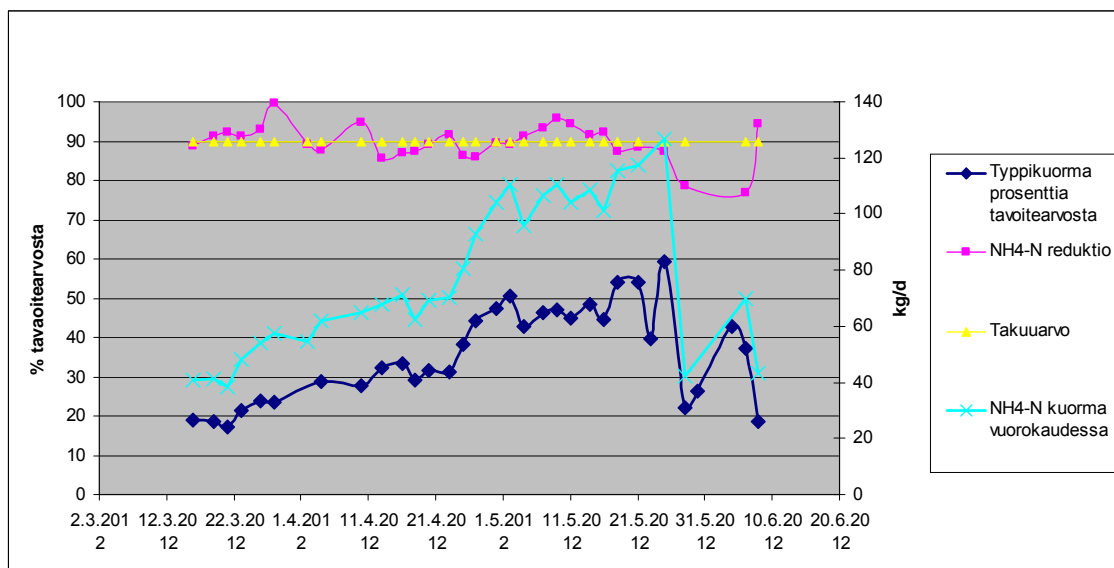
Taulukko 21 esittää prosessin laboratorioanalyysien keskiarvot, maksimit sekä minimi koko koejakson 12.3. - 6.6.2012 ajan.

Taulukko 21. *Prosessiin tulevan ja siitä lähtevän rejektiveden laboratorioanalyysien minimi, maksimi ja keskiarvot käsitellyllä tutkimusjaksolla 12.3. - 6.6.2012.*

	Analyysi	Yksikkö	Keskiarvo	Minimi	Maksimi
Tuleva	NH ₄ -N	mg/l	740	610	880
	TSS	mg/l	1270	510	4200
	COD	mg/l	2500	1300	5800
	COD soluble	mg/l	1170	770	1700
	kok P	mg/l	15,9	9,7	39,7
	PO ₄ -P	mg/l	2,1	0,6	3,0
	kok N	mg/l	1040	730	1540
	NH ₄ -N	mg/l	470	680	850
	pH	mg/l	7,9	7,7	8,0
	Alkaliteetti	mg/l	63,5	56,4	68,6
Lähtevä	NH ₄ -N	mg/l	76	3	170
	NO ₂ -N	mg/l	1,8	0,2	3
	NO ₃ -N	mg/l	46	0,1	190
	TSS	mg/l	560	17	6200
	COD	mg/l	930	360	6900
	COD soluble	mg/l	440	100	620

7.1.1 Typenpoiston tulokset

Prosessin kuormitusta kasvatettiin prosessin arvojen niin salliessa nostamalla syöttövirtaamaa sekä ilmastusaikaa samassa suhteessa. Prosessi pystyi käsittelemään koejakson alkuosan syötön mukana tulevan typpikuorman hyvin. Kiintoaineen tavoitepitoisuus altaassa oli 3 g/l. Kuvassa 37 on esitetty koko koejakson typpireduktio ja typpikuorman kasvu suhteessa tavoitekuormaan kilogrammoina vuorokaudessa. Kuten kuvaajasta nähdään, kuormassa päästiin 60 prosenttiin tavoitearvosta typpikuorman ollessa yli 80 kg vuorokaudessa, kunnes prosessin ammoniumtyppireduktioteho huononi.

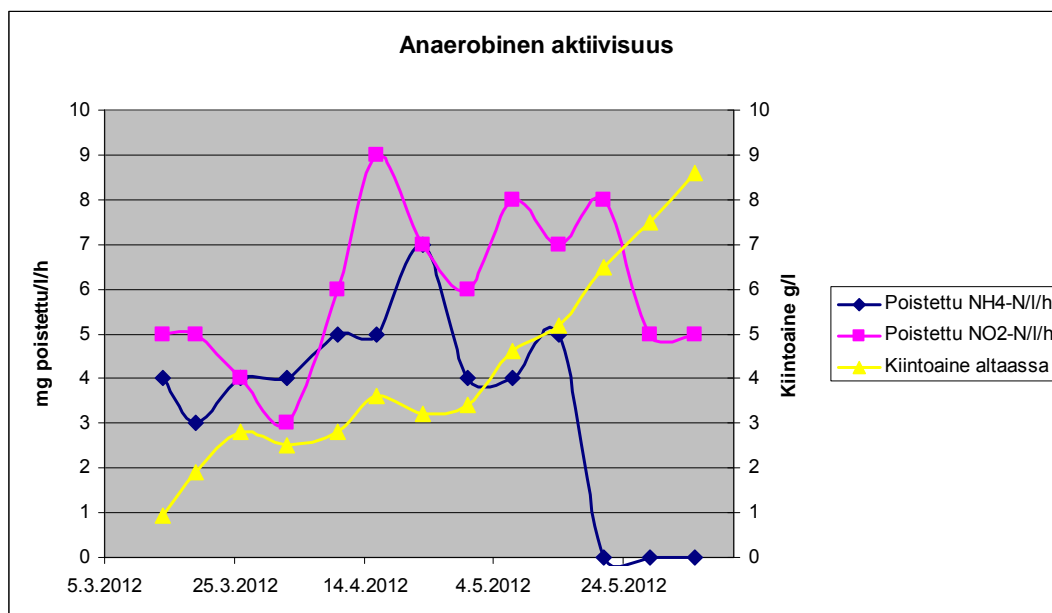


Kuva 37. Koejakson typpikuorma ja reduktioarvot. Kuvaan on merkitty keltaisella myös lisenssitoimittajan lupaama takuuarvo.

Kuten kuvasta 37 nähdään, prosessin kuormitusta jouduttiin koejakson lopussa laskemaan, koska prosessi ei pystynyt käsittelemään sinne syötettyä typpikuormaa. Typpikuorman laskeminen estää inhiboivan ammoniumtyppikonsentraation kertymisen prosessiin.

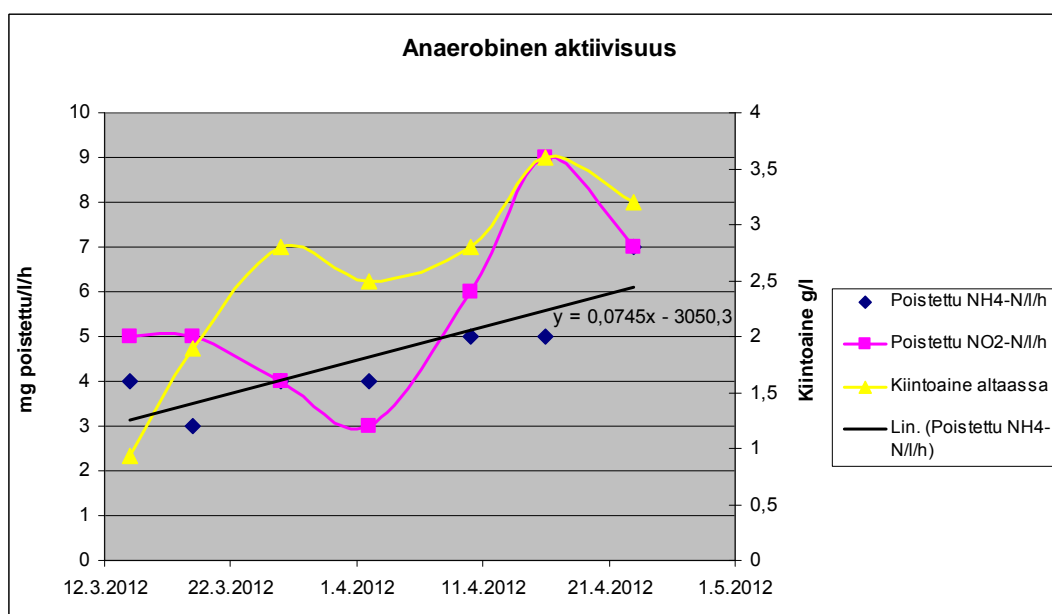
7.1.2 Aktiivisuusmittaukset

Laboratoriossa tutkittujen aktiivisuusmittausten avulla seurattiin altaassa olevien lietteiden aktiivisuutta kerran viikossa. Aktiivisuusmittaukset kuvaavat hyvin prosessin tilaa, sillä niissä nähdään altaassa olevan aktiivilietteen tila. Kuvassa 38 on esitetty koko koejakson anaerobisen aktiivisuuden arvot sekä kiintoaine altaassa. Kuvasta nähdään, että kiintoainepitoisuuden kasvaessa aktiivisuus vähenee ja lopulta katoaa kokonaan.



Kuva 38 Koko koejakson anaerobisen aktiivisuuden tulokset sekä kiintoainepitoisuus altaassa.

Seuraavassa kuvassa on esitetty anaerobinen aktiivisuus koejakson alun kuuden viikon (12.3.-23.4.) ajalta, jona aikana aktiivisuus nousi odotetusti.

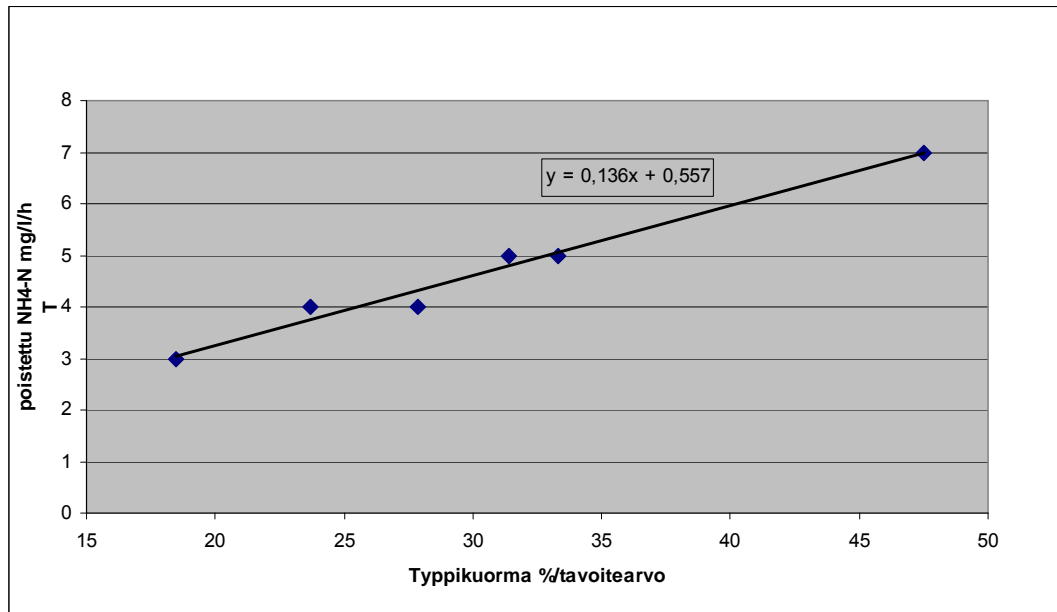


Kuva 39. Anaerobinen aktiivisuus ajan funktiona koejakson alkuvaiheesta.

Kuvassa 40 on esitetty anaerobinen aktiivisuus prosessiin tulevan typpikuorman funktiona. Typpikuorma on esitetty prosenttiosuutena mitoitusravosta 245 kilogrammaa typpeä vuorokaudessa. Aktiivisuus kasvaa typpikuorman funktiona yhtälön

$$y = 0,136x + 0,557 \quad (19)$$

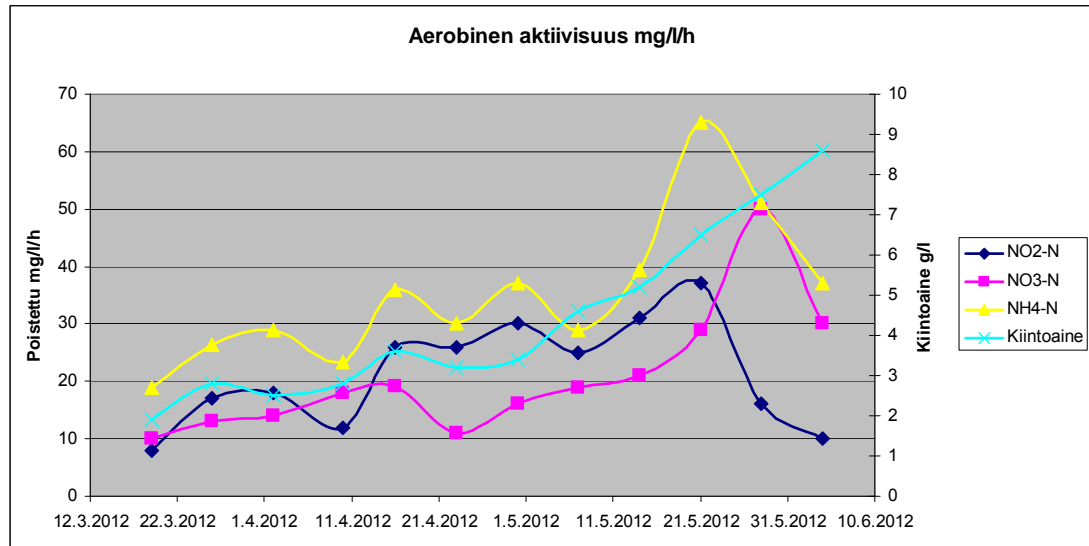
mukaisesti.



Kuva 40. Käynnistysjakson alkuvaihe, jossa anaerobinen aktiivisuus kasvoi odotetusti.

Ensimmäisen kuuden viikon aktiivisuuden kasvunopeudella typpikuorman mitoitusarvo 100 prosenttia saavutetaan mikäli aktiivisuus kasvaa arvoon 14,2 mg NH₄-N/l/h. Kun tarkastellaan lisenssitoimittajan mitoittamia kuormitusarvoja, havaitaan niiden mukaan aktiivisuuden olevan mitoitusarvolla hieman kokeellisesti määritettyä pienempi. Mitoituksen mukaan prosessi käsittelee 245 kilogrammaa typpeä vuorokaudessa. Koska prosessin vesitilavuus on syklin aikana minimissään 359 m³, prosessi käsittelee 28,4 milligrammaa typpeä tunnissa yhden litran tilavuudessa. Koska anaerobinen ammoniumtyppikulutus on yhtälön (11) mukaisesti 43 prosenttia kokonaisammoniumtyppikulutuksesta, tarkoittaa se anaerobiseksi aktiivisuudeksi arvoa 12,2 mg ammoniumtyppeä tunnissa ja litrassa näytettä.

Aerobisen aktiivisuuden kasvattaminen on anaerobista helpompaa ja koejaksolla se pysyikin kohtalaisissa arvoissa. Kuvassa 41 on esitetty aerobinen aktiivisuus koko koejakson ajalta. Punaisella kuvassa on esitetty NOB-aktiivisuus, jonka tulisi olla mahdollisimman alhainen. Kiintoainepitoisuuden sekä lieteiän kasvun vaikutuksesta koejakson loppuosassa NOB aktiivisuus kasvaa ja AOB aktiivisuus (sininen ja keltainen viiva) alenee.



Kuva 41. Aerobinen aktiivisuus, eli poistettu nitraattityppi, nitriittityppi sekä ammoniumtyppi milligrammoissa tunnissa litrassa näytettä.

Käynnistysjaksolla anaerobisen aktiivisuuden häviäminen osoittautui kriittiseksi tekijäksi. Anaerobinen aktiivisuus ei hävinnyt kokonaan ja sen kasvattaminen takaisin huonontuneista arvoista onnistuu laitoksella. Anaerobisen aktiivisuuden häviäminen kokonaan sen sijaan vaatii suurempia korjaavia toimenpiteitä kuten mahdollisesti kokonaan uuden siemenlietteen toimittamisen prosessiin.

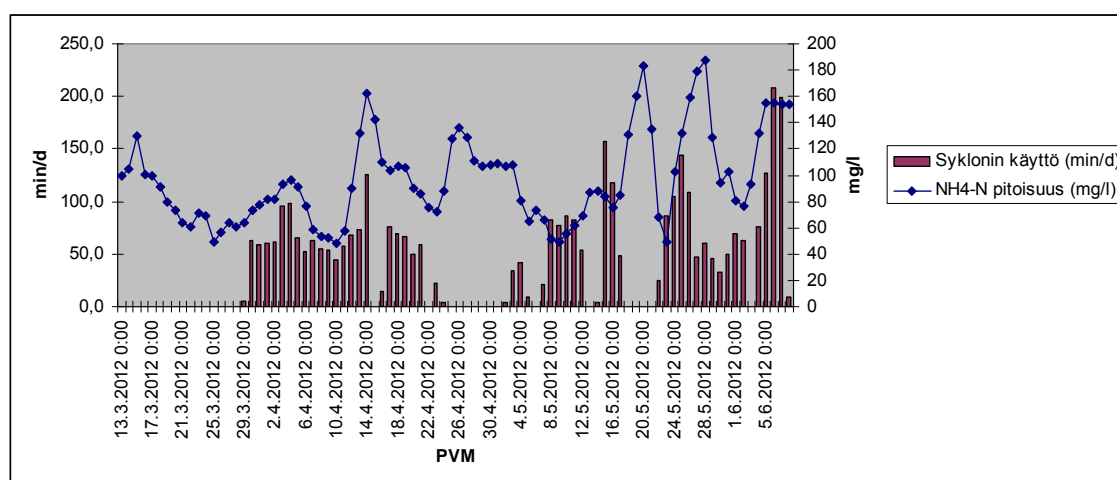
7.1.3 Lieteiän ja kiintoainepitoisuuden hallinta

Syklonin operoiminen aloitettiin 27.3.2012, eli noin kahden viikon kuluttua prosessin käynnistyksessä. Syklonille altaasta vettä pumppaava pumppu testattiin asennusvaiheessa ja todettiin toimivaksi. Aloitusvaiheessa pumppu ei kuitenkaan toiminut, mutta saatiin toimintakuntoon melko nopeasti huollon jälkeen. Syklonointi käynnistettiin ja varmistuttiin sen toiminnasta ottamalla näytteet alitteesta, eli altaaseen menevästä syötöstä ja ylitteestä eli altaasta poistuvasta syötöstä. Näytteistä tutkittiin visuaalisesti niiden kiintoainekoostumus ja -pitoisuus. Syklonin todettiin toimivan hyvin ja sen käyttö aloitettiin 60 minuutilla jokaisen syklin aikana eli 180 minuutilla vuorokaudessa. Syklonin operointi onnistui hyvin kunnes viikolla 15 ilmeni ongelmia sen tukkeutumisen kanssa. Tukkeutuessaan täysin sykloni poistaa kaiken lietteen pois altaasta eikä palauta mitään takaisin altaaseen. Täten siis myös hitaasti kasvava *anammox*-granula menetetään ylitteen mukana. Ensimmäisen havaitun tukkeutumisen 13.4.2012 aiheutti seuraavassa kuvassa oleva esine ympärilleen keränneen lietteen kanssa. Kuten kuvasta 42 huomataan, esine oli hyvin pieni.



Kuva 42. Syklonin tukkeutumisen aiheuttanut esine.

Syklonin tukkeutumisongelmat jatkuivat ja jopa kiihtyivät. Tukkeutumista ei mittausten perusteella, sillä painemittaus oli ennen sykklonia ja syklonin poistoputken koko verrattuna syklonin suuttimen kokoon oli riittävän suuri pitämään paineen ennen sykklonia vakiona tukkeutumisesta huolimatta. Syklonin poistoputki oli myös jatkuvasti auki poistoputkeen. Tukkeutuminen oli toiminnan kannalta haastavaa sillä syklonin toiminta on prosessin toimivuuden kannalta erittäin tärkeää. Lopulta päädyttiin operoimaan sykklonia ainoastaan arkipäivisin päivävuoron aikana niin, että joku tarkistaa syklonin oikeanlaisen toiminnan useasti syklonin operoinnin aikana. Tämä vähensi syklonin potentiaalista maksimioperointiaikaa kolmannekseen siitä mitä se olisi kaikkien kolmen syklin aikana.

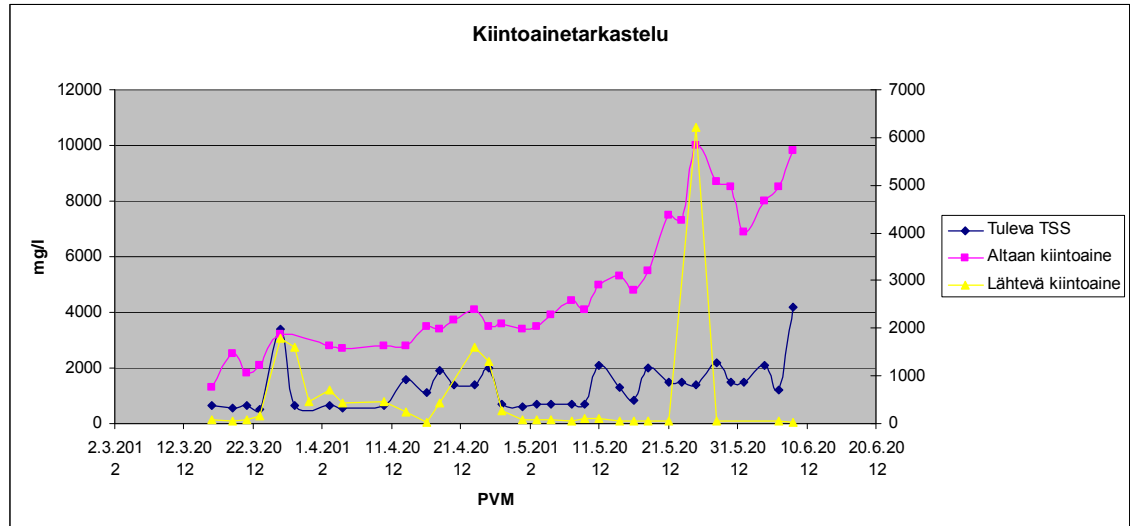


Kuva 43. Koejakson syklonin operointiajat minuuteissa vuorokaudessa sekä altaan ammoniumtyppipitoisuus vuorokauden keskiarvona.

Syklonin toimimattomuudella oli iso vaikutus prosessin toimintaan käynnistysjaksossa. Syklonin lyhyet operointiajat yhdistettynä rejektiveden huonoon laatuun kiintoaineen suhteen kasvattivat kiintoainepitoisuutta altaassa, mikä ajoi prosessin huonoon tilaan.

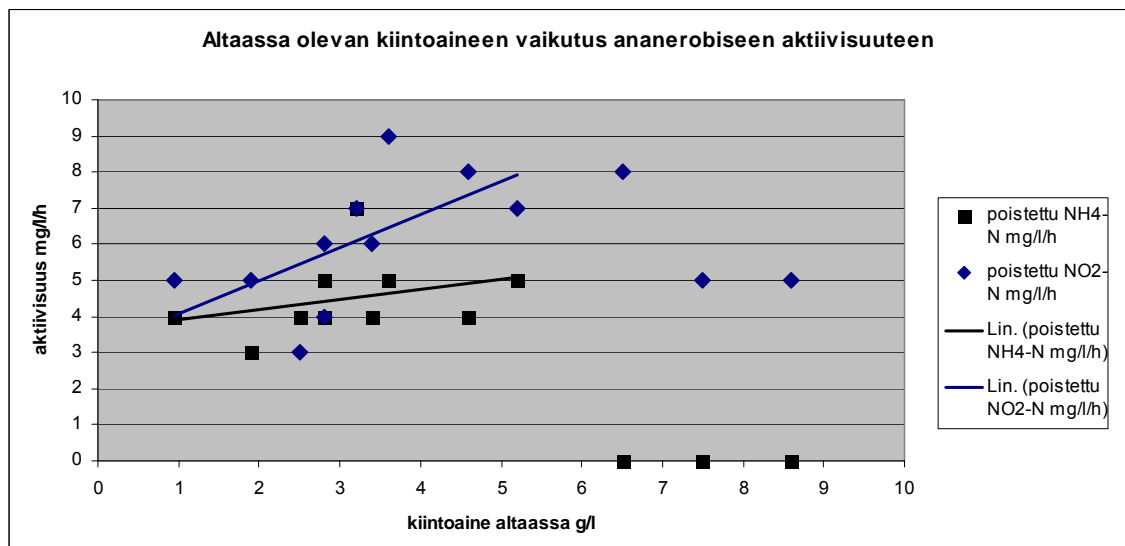
7.1.4 Kiintoaineen vaikutus

Kiintoaineen tavoitetaso altaassa oli 3 g/l ja syklonin operointi aloitettiin, kun kiintoaine saavutti sen. Kuvassa 44 on esitetty prosessiin tuleva kiintoaine, altaassa oleva kiintoaine sekä prosessista lähtevä kiintoainepitoisuus koko koejakson aikana.



Kuva 44. Prosessin kiintoainepitoisuudet.

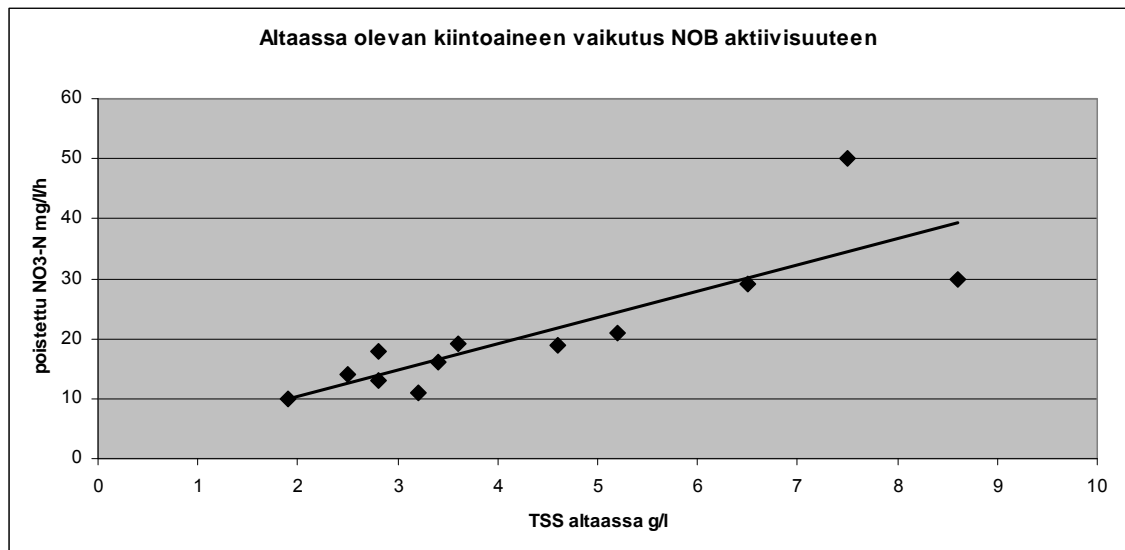
Prosessin anaerobinen aktiivisuus sekä ammoniumtyppireduktioteho kasvoivat aina kiintoainepitoisuuteen 5 g/l:ssa, mutta sen jälkeen aktiivisuus laski merkittävästi. Optimiarvona kiintoaineelle altaassa seuraavan kuvan mukaan voidaan pitää hieman yli 3 g/l:ssa.



Kuva 45. Anaerobinen aktiivisuus altaan kiintoainepitoisuuden funktiona.

Kiintoainepitoisuuden kasvaessa altaassa myös lieteikä altaassa pitenee, sillä altaasta poistuva kiintoaine suhteessa altaassa olevaan vähenee. Tämä kasvattaa NOB aktiivi-

suutta kuten kuvasta 45 huomataan. Kuvassa on esitetty NOB aktiivisuus altaan kiintoaineen funktiona. Kiintoaineen kriittisenä rajana voidaan pitää pitoisuutta 5 g/l. Kuvista 45 ja 46 nähdään, että 5 g/l:ssa asti NOB aktiivisuus pysyy hyväksyttävällä tasolla ja toisaalta anaerobinen aktiivisuus on melko hyvä. Kiintoaineen noustessa yli 5 g/l, kärsii prosessin toiminta siitä ratkaisevasti ja ongelmien todennäköisyys typenpoiston tehon suhteen kasvaa. Kiintoaine vaikeuttaa prosessin operointia myös siten, että kiintoaineen laskeutuminen selkeytyksen aikana vaikeutuu ennen dekantointia. Tästä voi seurata kiintoaineen poistumista dekantoinnin aikana eikä syklonin kautta kuten prosessissa tulisi toimia.



Kuva 46. NOB-aktiivisuus altaan kiintoaineen funktiona. Aktiivisuus esitettyinä poistettuna nitraattina milligrammoissa tunnissa litrassa näytettä.

7.1.5 Altaan kiintoaineen poisto dekantoinnalla

Prosessialtaan kiintoainekuorma kasvoi niin korkeaksi, että sen tehokas poistaminen syklonin avulla ei ollut järkevää. Samanaikaisesti anammox-aktiivisuus altaassa laski nollaan. Kiintoaine päädyttiin poistamaan dekantoinnin avulla käyttämällä apuna normaalia operointia lyhyempää selkeytysaikaa. Ennen selkeytyksen aloittamista altaan pinta nostettiin teknisellä vedellä maksimiinsa. Täytön aikana pidettiin sekoittimet päällä ja sen lisäksi täytön loppuksi allasta ilmastettiin muutama minuutti tasaisen sekoittamisen takaamiseksi. *Anammox*-granulan laskeutumisnopeus on kevyettä kiintoainetta nopeampi. Selkeytysaika pyrittiin asettamaan sen pituiseksi, että altaasta saadaan poistettua maksimimäärä kevyempää kiintoainetta, mutta minimimäärä *anammox*-granuloita. Dekantoinnin aikana seurattiin näytteenottoyhteestä poistuvan veden laatua, jotta dekantoinnin aikana ei menetetä liian paljon *anammox*-granulaa. Seuraavassa kolmannen dekantoinnin aikana otettu kuva (Kuva 47), jossa mittalasin pohjalla näkyy muutamia *anammox*-granuloita.



Kuva 47. Kiintoaineen poistamiseksi suoritettujen dekantointien aikana otettu näyte anammox-granuloiden määrän seuraamiseksi.

Taulukossa 22 on esitetty dekantointien selkeytysajat sekä neljännen ja viidennen dekantoinnin aikana altaasta otettujen kiintoainemittausten tulokset.

Taulukko 22. Dekantoinnit kiintoaineen poistamiseksi.

	PVM	Selkeytysaika (min)	Kiintoaine dekan- toinnin jälkeen (mg/l)
Dekantointi 1	11.6.2012	15	-
Dekantointi 2	11.6.2012	18	-
Dekantointi 3	12.6.2012	15	-
Dekantointi 4	12.6.2012	14	3200
Dekantointi 5	13.6.2012	11	2300

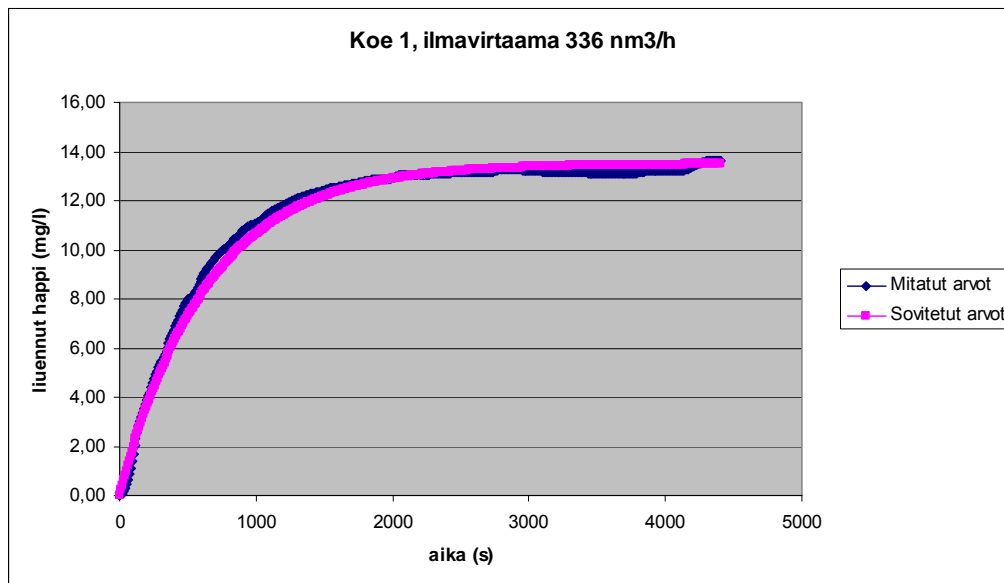
Kiintoaineen poiston jälkeen altaassa ei havaittu ollenkaan anammox aktiivisuutta ja lopulta prosessi ajettiin aktiivisuuden puuttuessa alas. Prosessi tullaan käynnistämään uudelleen syksyllä 2012 uuden syöttölietteen avulla. Ennen uutta käynnistystä pilottialtaan sykloinnin toimivuuden varmistamiseksi tehdään muutostöitä.

7.2 Laitteiston toiminta

7.2.1 Ilmastustehokkuus

Ilmastimien tehokkuus tutkittiin ennen prosessin käynnistämistä kappaleessa 6.5 esitetyn standardin mukaisesti. Mittaukset suoritettiin 7.3.2012 kolmella eri koekerralla. Alas täytettiin vesijohtovedellä pinnan arvoon 3 metriä, jolloin altaan tilavuudeksi tulee 209 m³. Ennen kokeiden aloittamista altaaseen lisättiin 425 grammaa vesikidellistä koboltidikloridia (CoCl₂ * 6 H₂O) ja allasta sekoitettiin altaassa olevilla sekoittimilla. En-

simmäisen kokeen aluksi altaaseen lisättiin 25 kilogrammaa natriumsulfaattia (Na_2SO_3), jonka avulla altaassa oleva liennut happi saadaan kulumaan sieltä pois. Natriumsulfaatin lisäys suoritettiin ennen jokaista koekertaa. Ensimmäinen koe suoritettiin kokonaisilmavirtamaalla $336 \text{ nm}^3/\text{h}$, toinen virtaamalla $886 \text{ nm}^3/\text{h}$ ja kolmas virtaamalla $650 \text{ nm}^3/\text{h}$. Kokeen ajan altaassa oli jatkuvatoiminen liuenneen hapen mittausta melkein altaan pinnalle asetettuna. Mittauksesta saatiin liuenneen hapen todelliset arvot altaassa kokeiden aikana ja näistä arvoista sovittiin seuraavan kuvan mukaisesti epälineaarilla regressiolla vakioiden K_L ja c_∞^* arvoja vaihtamalla yhtälön (17) mukainen käyrä vastamaan todellista mittausta.



Kuva 48. Ilmavirtaamalla $336 \text{ nm}^3/\text{h}$ suoritettujen ensimmäisen kokeen mitatut arvot sekä sovitetut arvot.

Kun jokaiselle kokonaisilmavirtaamalle saatiin vakioiden K_L ja c_∞^* arvot, laskettiin SOTR kaavan (18) mukaisesti. SOTR-arvoiksi saatiin taulukossa 23 esitetyt arvot

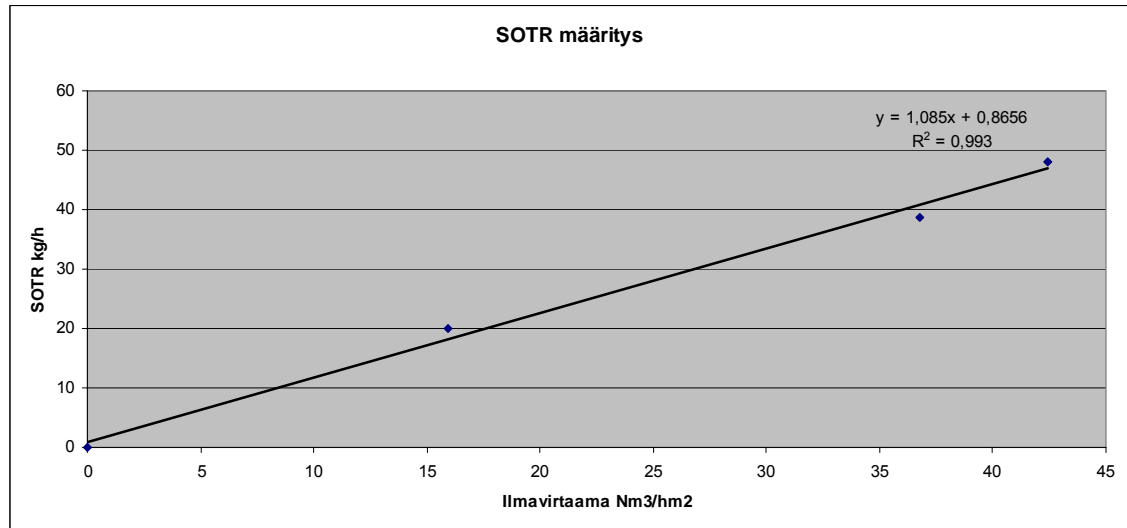
Taulukko 23. Koekertojen parametrit.

Koe	Ilmavirtaama (nm^3/h)	Ilmavirtaama/ ilmastinpinta- ala (nm^3/hm^2)	K_L (1/h)	c_∞^* (mg/l)	SOTR (kg/h)
1	336	20,0	5,60	13,50	15,80
2	886	38,7	15,00	13,40	42,01
3	650	48,0	13,00	13,40	36,41

Kuvassa 49 on esitetty SOTR ilmavirtaaman funktiona. Kuvaajaan on lisätty ilmavirtaamalla $0 \text{ nm}^3/\text{h}$ SOTR:n arvo 0 kg/h . Kuvaajan mittapisteistä määritetty yhtälö

$$y = 1,085x - 0,8656 \quad (20)$$

kertoo siis SOTR:n riippuvuuden ilmavirtaamasta määrittäolosuhteissa.



Kuva 49. Määritetyt SOTR:n arvot ilmavirtaaman suhteutettuna ilmastimien pinta-alaan funktiona.

Yhtälöstä (20) voidaan laskea laitetoimittajan kertomaa ilmastimien pinta-alaan suhteutettua ilmavirtaamia $23,8$ ja $41,7 \text{ nm}^3/\text{hm}^2$ vastaavaa arvoa vastaava kokeellinen SOTR arvo. Arvoksi saatiin suoritettujen kokeiden perusteella $26,69 \text{ kg/h}$ pienemmällä virtaamalla kun ilmastinvalmistajan kertoma arvo on $30,98 \text{ kg/h}$. Suuremmalle virtaamalle määritetyksi arvoksi saatiin $46,11 \text{ kg/h}$, kun ilmastinvalmistajan kertoma arvo on $47,97 \text{ kg/h}$. Tämä on huomioitava, kun operoinnin aikaista kulutusta suhteutettuna kuormitukseen määritetään.

7.2.2 Mittalaitteet

Mittalaitteiden puhdistussuunnitelmana oli aloittaa puhdistus kerran viikossa ja lisätä tai vähentää puhdistuskertoja antureiden likaantumisasasteen mukaan. Ammoniumtyppiantureihin oli asennettuna ilmapuhdistus, joka auttaa pitämään anturit puhtaampana. Jotta antureiden pesu olisi mahdollisimman sujuvaa, olivat ne kiinni kelluvassa lautassa pika-kiinnikkeillä. Kuvassa 28 esitetty lautta oli myös helposti nostettavissa altaasta johtimia pitkin puhdistettavaksi. Lautta myös kiertyi akselinsa ympäri 180 astetta, minkä avulla lautaa pystyi kääntämään lähemmäksi vieressä olevaa pesuallasta. Antureiden puhdistus kerran viikossa oli riittävä koko työssä käsitellyn käynnistysjakson ajan. Puhdistukseen kului aikaa noin 20 minuuttia kerralla ja helpointa se oli toteuttaa kahden työntekijän voimin. Antureiden puhdistusväli tulee lyhenemään aktiivisuuden kasvaessa. Käyn-

nistysvaiheen vaahtoaminen ei ollut merkittävää ja aktiivisuuden kasvaessa sen oletetaan kasvavan ja aiheuttavan likaantumista antureille.

Analysaattorien toiminta oli pääasiallisesti hyvää. Liuenneen hapen analysaattorin vasteaika olisi kuitenkin oltava lyhyempi, jotta analysaattori pystyisi reagoimaan ilmastusvaiheen nopeasti nousevaan liuenneen hapen arvoon nopeammin. Liuenneella hapella säädetään ilmastusmäärää ja liian hitaasti reagoiva happimittaus saattaa aiheuttaa yliilmastusta altaassa. Ongelman voi kiertää säätämällä säätimen integrointiaikaa ja korjauskerrointa niin, että ne korjaavat analysaattorin hitaudesta aiheutuvia ongelmia. Muut analysaattorit toimivat prosessin vaatimalla tavalla.

7.2.3 Työolosuhteiden erityishuomiot

Prosessista tutkittiin legionella-bakteerin pitoisuudet ottamalla kolme näytettä prosessista ja kaksi verrokinäytettä ilmastusaltailta. Näytteet tutkittiin Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksella Kuopiossa.

Taulukko 24. Tutkittujen näytteiden ottopaikat sekä tulokset.

PVM	Näyte	Legionella (10-12vrk, 36±1°C, pmy/l)	Heterotrofiset bakteerit (14 vrk, 20 °C, R2A- alusta, pmy/l)
2.5.2012	D1 Demon [®] allas, kaukana syötöstä	2 300 000	7,0 * 10 ¹⁰
2.5.2012	D2 Demon [®] allas lähellä syöttöä	100 000	5,4 * 10 ¹⁰
2.5.2012	D3 Demon [®] allas pituus-suunnassa keskellä allasta	1 100 000	8,6 * 10 ¹⁰
2.5.2012	Verrokki 1, ilmastusallas 1 alku	<1000, alle määrittämissrajien	1,4 * 10 ¹¹
2.5.2012	Verrokki 2, ilmastusallas 1 loppu	<340, alle määrittämissrajien	1,1 * 10 ¹¹

Tutkimuksissa havaittiin Demon[®]-prosessialtaassa suuria *legionella*-pitoisuuksia, kun verrokinäytteistä vastaavasti ei havaittu ollenkaan. Prosessissa havaitut pitoisuudet aiheuttavat kohtalaisen riskin sairastua, minkä seurauksena puhdistamalla tehtiin erillinen ohjeistus tilassa työskentelyyn. Prosessitila suljettiin ja sen läpi kulkua neuvottiin välttämään. Tilaan mentäessä on käytettävä A2P3 luokan hengityssuojainta ja suojaimen käyttöästä on huolehdittava. Syksyn 2012 aikana tullaan ottamaan lisämittauksia rejektivedestä sekä prosessista itsestään. Prosessialtaan kattamista sekä ilmanpoistoa tulee jatkossa kehittää edelleen.

8 TÄYDEN MITTAKAAVAN TOIMINTA

8.1 Jatkuvatoimiset mittaukset

Mikäli prosessi siirrettäisiin täyteen mittakaavaan, on tarpeen ottaa huomioon muutamia pilottiprosessin aikana ilmenneitä asioita. Pilotissa päivittäistä typpikuormaa säädeltiin säätelämällä prosessiin tulevaa virtaamaa. Rejektiveden typpipitoisuus kuitenkin vaihtelee, joten todellista tulevaa typpikuormaa ei tiedetty. Mikäli syöttövirtaamassa olisi jatkuvatoiminen ammoniumtyppimittaus, voitaisiin prosessiin syötettävää ammoniumtyppikuormaa seurata jatkuvasti. Käynnistysvaiheessa tämä olisi tulevaa virtaamaa oleellisempi tieto. Mikäli mittauksia olisi kaksi ja ne todettaisiin toimivan riittävän luotettavasti, syöttövirtaama voisi myös suoraan seurata tulevaa ammoniumtyppiä ja syöttövirtaaman sekä syöttöajan sijaan asetettaisiinkin tuleva typpikuorma vuorokaudessa. Pilotoinnissa oli paljon jatkuvatoimisia mittauksia. Kokemusten perusteella täyden mittakaavan altaisiin tärkeimmät mittaukset olisivat taulukossa 25 esitetyt mittaukset.

Taulukko 25. Prosessin mittaukset.

Sijainti	Mittaus	Lukumäärä	Erityistä
Syöttö altaaseen	NH_4^+	1 tai 2	Syötön ohjauksen tueksi
Prosessiallas	NH_4^+	1	
Prosessiallas	NO_3^-	1	
Prosessiallas	pH	2	Prosessin säätöpiirissä
Prosessiallas	liuennut happi	2	Prosessin säätöpiirissä

Mittauksia hankittaessa on otettava huomioon rejektiveden laatu, sillä se on lämpötilaltaan korkeampaa sekä pitoisuuksiltaan jätevetä konsentroidumpaa. Toisaalta on tärkeää, että ohjausluupissa olevat mittaukset toimivat kunnolla ja reagointiaika erityisesti liuenneen hapen mittauksessa on riittävän nopea. Mikäli mittaus ei reagoi riittävän nopeasti ilmastukseen ja nousevaan happipitoisuuteen, ilmastetaan allasta helposti liikaa. Liuenneen hapen ja pH-mittauksen kahdentaminen helpottaa prosessin operointia, mikäli jompaankumpaan mittaukseen tulisi häiriö. Tällöin voidaan prosessin ohjaus asettaa seuraamaan toista mittausta.

Mittausten asettaminen yhteen kelluvaan lauttaan pikakiinnikkeillä osoittautui hyväksi vaihtoehdoksi. Mikäli prosessialtaita tulisi useita, lautaa nostamisen automatisointia tulisi harkita. Lisäksi varalla tulisi olla yksi käyttökeltoton anturi, jonka voisi asettaa niin sanotuksi tyhjäksi anturiksi yhden anturin tilalle lauttaan, mikäli jokin antureista

rikkoontuu tai muuten tarvitsee pidempää huoltoa. Mikäli yhtä ylimääräistä anturia tai muuta kiinnikkeen kierteisiin sopivaa tiivistä kappaletta ei ole, ei lautta voi laskea alas prosessiin. Antureiden kaapeleiden irrottaminen on vaikeaa, joten paras vaihtoehto on hankkia varalle yksi niin sanottu tyhjä kappale, joka voidaan kiinnittää huollettavan anturin tilalle.

8.2 Lietteen kierrätys

Tässä työssä käsitellyn käynnistysjakson aikana syklonin operointi oli haastavaa sen tukkeutumisen vuoksi ja lietteen kierrätyksen ja poiston riittämättömyys oli prosessin suurin ongelma. Pilotoinnin jatkuessa Viikinmäen puhdistamalla tullaan prosessiin asentamaan toinen sykloni olemassa olevan rinnalle. Prosessiin asennettava sykloni on syklonin ensimmäisen sukupolven malli ja kooltaan seuraajaansa isompi. Molemmille sykloneille tulee prosessiin omat pumpput ja pienemmälle prosessissa jo valmiina olevalle toisen sukupolven syklonille lisäksi suodatin ennen syklonia. Syklonin syöttöputkessa oleva painemittaus siirretään suodattimen jälkeen juuri ennen syklonia. Muutosten jälkeen prosessissa on siis valmius operoida kumpaa tahansa syklonia, mikäli toinen tukkeutuu eikä ole operointikykyinen. Täydessä mittakaavassa syklonien mitoitettu määrä eroaa pilottiprosessin mitoituksesta. Alkuvaiheen operoinnin perusteella myös täyteen mittakaavaan syklonien operointimahdollisuus tulisi tuplata tai ainakin varmistaa, että operointi lähes mitoitetulla teholla on varajärjestelmä. Täydessä mittakaavassa syklonien operoinnin vaihtelu voisi olla kannattavaa automatisoida niin, että kun paine ennen syklonia suodattimen jälkeen alenee tietyn verran pumpun tehojen pysyessä vähintään samana, vaihtaisi prosessi toisen syklonin operointiin. Myös pumppu itsessään on kriittinen ja erityisesti pienissä prosessiyksiköissä tulisi olla varapumppu.

8.3 Näytteenottojärjestelyt

Käynnistysjakson aikana prosessista otetaan täyden kuormituksen operointia enemmän näytteitä. Prosessin tilaa tulisi kuitenkin seurata myös täydellä kuormituksella vähintään viikoittain laboratoriossa tutkittavilla näytteillä. Täydessä mittakaavassa on prosessialtaita mahdollisesti useampia ja näytteenoton optimointi pilotoinnissa havaittujen seikkojen kohdalta on kannattavaa. Näytteenottoyhteet syklonilta sekä prosessista lähtevistä putkista olivat hyvät olla olemassa. Prosessista lähtevästä käsitellystä rejektivedestä näytteenotto oli kuitenkin haastavaa, sillä se piti suorittaa dekantoinnin aikana. Dekantointi tapahtuu kolme kertaa vuorokaudessa ja kestää viidestä kymmenen minuuttia. Näytteenottajan tuli siis olla juuri tuona aikana näyteen ottaessa näytettä. Lähtevästä rejektivedestä tutkittiin laboratoriossa nitriitti- ja nitraattityypipitoisuudet, mikä vaati näytteenotossa tämän näytteen suodattamista heti näytteenoton jälkeen. Koska prosessialtaassa olevat mittaukset kelluvat altaan pinnalla ja dekantteri kerää käsitellyn selkeytyneen rejektin vastaavasti myös pinnalta, kertovat altaan mittaukset dekantointihetkellä dekantoitavan rejektiveden pitoisuudet. Näin ollen altaan nitraattimittaus

kertoo lähtevän veden nitraattipitoisuuden. Nitraattimittaus toimi tarkastelussa olleen käynnistysjakson aikana luotettavasti. Täydessä mittakaavassa suodatettu näyte voitaisiinkin ottaa suodattamatonta harvemmin ja suodattamattoman näytteen näytteenoton voisi automatisoida keräämään kerta- tai kokoomanäyte dekantoinnin aikana.

8.4 Käytännön operointi

Prosessia käynnistettäessä täyteen mittakaavaan tulisi käynnistysvaiheeseen varata aikaa, sillä mikäli biologinen toiminta altaassa inhiboituu tai muuten aktiivisuus häviää, joudutaan prosessiin tuomaan uusi syöttöliete. Käynnistysvaiheen operointiin tulee laitoksella olla asiaan perehtynyt henkilö, sillä prosessin kuormitusta nostettaessa tulee prosessissa seurata monia asioita. Toisaalta näytteenottoon kuuluu käynnistysvaiheessa melko paljon aikaa vaikkakin pilotoinnissa käytettyä näytteen ottamista kolme kertaa viikossa voidaan harventaa.

Rejektiveden huono laatu osoittautui tutkitulla käynnistysjaksolla ongelmaksi. Laitoksen operoinnissa tulisikin kiinnittää normaalia enemmän huomiota lingoilta lähtevän rejektiveden laatuun. Rejektin silmämääräinen tarkastelu tulisi kuulua operoijan jokapäiväiseen rutiiniin ja tämän lisäksi Demon[®]-prosessin ohjauskuvaan olisi hyvä tuoda puhdistamalla olevan lingoilta lähtevän rejektin jatkuvatoimisen kiintoainemittauksen arvo.

8.5 Työhygieniaan liittyvät seikat

Koska pilottiprosessia havaittiin prosessin vesifaasissa kohtalaisen riskin aiheuttavia pitoisuuksia *legionella*-bakteereja, tulisi täydessä mittakaavassa altaat peittää. Peitettäessä on otettava huomioon prosessin todennäköinen vaahtoaminen sekä mahdollisuus myös prosessin visuaaliseen tarkasteluun. Ilmanpoisto altailta tulisi järjestää niin, että *legionella*-bakteerit eivät pääse kulkeutumaan muuallakaan ihmisten hengitysilmaan.

9 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Rejektivesien erilliskäsittelyyn käytettyjen prosessien on yleisesti todettu olevan perinteisiä biologisia prosesseja haasteellisempia operoitavia, sillä niissä hyödynnetty bakteeritoiminta eroaa perinteisestä ja prosessia operoitaessa on otettava huomioon biologisen toiminnan vaatimat olosuhteet. Demon[®]-prosessissa toimii samassa altaassa kaksi eri bakteerimassaa kahdella eri lieteiällä ja prosessin parametrien on pysyttävä suosiollisina molemmille bakteereille, mikä asettaa vaatimuksia niin prosessin operointiin kuin käytännön toteutukseenkin. Erityisolosuhteista johtuen prosessiin asennettavien laitteiden sopivuus tulee varmistaa, sekä käytännön työmäärä optimoida muun muassa näytteenoton helpottamisella, sillä prosessin käynnistämisen operointiin kului paljon työtunteja. Lisäksi operointi vaatii asiantuntemusta ja perehtyneisyyttä aiheeseen.

Biologisen prosessin käynnistäminen on aina melko haastavaa. Kun kyseessä on hitaasti kasvavan bakteerimassan omaava prosessi, kuten Demon[®], on siihen kiinnitettävä erityishuomiota. Prosessin käynnistysjakson aikana ilmeni monia kriittisiä parametreja, joita tulee seurata tarkasti. Kriittisimmäksi tutkimusjakson aikana nousi altaan kiintoaineepitoisuus, mikä lopulta aiheutti myös biomassan aktiivisuuden häviämisen. Operoinnin aikana tehtiin monia hyödyllisiä havaintoja, jotka ovat avuksi mahdollisesti samantyyppisen prosessin operoinnissa.

Lietteenkuivauksen erotusvesien käsittelyssä vallitsevat työskentelyolosuhteet eroavat lämpimän prosessiveden myötä muualla laitoksella vallitsevista olosuhteista. Lämpimien prosessivesien työhygienian varmistaminen on tärkeää ja siihen kiinnitettiin tutkimusjakson aikana erityishuomioita. Mikrobialtistuksen suhteen prosessivedessä havaittiin olevan haitalliset pitoisuudet *legionella*-bakteereja, mikä tulee ottaa huomioon prosessisuunnittelussa ja työsuojaimissa.

Tutkimusjakson lopussa biomassan aktiivisuus hävisi ja prosessi jouduttiin pysäyttämään ja tilaamaan siihen uusi syöttöliete. Prosessin alun aktiivisuuden kasvaminen kuitenkin osoittaa, että prosessin onnistunut käynnistäminen on mahdollista. Yhteenvetona voidaan sanoa, että haasteellisesta luonteestaan huolimatta rejektivesien erilliskäsittelyyn tarkoitetut prosessit omaavat potentiaalia puhdistamon puhdistusprosessin kustannusten ja energiantehokkuuden optimoinnissa sekä typenpoistotehon parantamisessa.

LÄHTEET

Bettazzi E., Caffaz S., Vannini C., Lubello C., Nitrite inhibition and intermediates effects on Anammox bacteria: A batch-scale experimental study, 2010, *Process Biochemistry*, no 45, p. 573-580.

Henze M., Harremoës P., Jansen J.C., Arvin E., 2002, *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*, 3th edition, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Saksa

Hienonen Laura, Rejektiveden biologisen erilliskäsittelyn koeajot Viikinmäessä, 2009, Diplomityö, Teknillinen korkeakoulu, Rakennus- ja ympäristötieteiden koulutusohjelma, Vesihuoltotekniikka

Gustavsson D. J. I., 2011, Nitritation and denitritation in sludge liquor treatment, Sweden, Department of Chemical Engineering, Lund University, 192 p.

Jardin N., Hennerkes J., Full-scale experience with the deammonification process to treat high strength sludge water – a case study, 2012, *Water Science & Technology*, 65(3), p. 447-455.

Jetten, M.S.M., Strous, M., van de Pas-Schoonen, K.T., Schalk, J., van Dongen, U.G.J.M., Van De Graaf, A.A., Logemann, S., Muyzer, G., van Loosdrecht, M.C.M., Kuenen, J.G., The anaerobic oxidation of ammonium. 1999, *FEMS Microbiology Reviews*, 22, 421-437.

Jetten, M.S.M., Wagner, M., Fuerst, J., van Loosdrecht, M.C.M., Kuenen, J.G., Strous, M., Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process, 2001, *Current Opinion in Biotechnology*, 12, 283-288.

Karttunen E. 2004, *Vesihuolto 2*, Suomen Rakennusinsinöörien Liitto RIL ry, Vammalan kirjapaino. 684 s.

Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M, Extraordinary anaerobic ammonia-oxidizing bacteria, 2001, *ASM News*, 67, 456-463.

Kester R.A., De Boer W., Laandbroek H.J., Production of NO and N₂O by pure cultures of nitrifying and denitrifying bacteria during changes in aeration. *Appl Environ Microbiol* 1997, Vol 36, pp 584-588

Liukkonen T., Rautiala S., Reiman M., Kallio N., Mäkinen M., Työympäristön mikrobiologisten riskien hallinta massan ja paperin valmistuksessa, 2010, Metsäteollisuus Ry

Paredes D., Kusch P., Mbwette T. S. A., Stange F., Müller R. A., Köser H., New aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review, 2007, Eng. Life Sci. , 7, No.1, 13-25.

Qiao S., Yamamoto T., Misaka M., Isaka K., Sumino T., Bhatti Z., Furukawa K., High-rate nitrogen removal from livestock manure digester liquor by combined partial nitrification-anammox process, Biodegradation 2010, vol 21 pp. 11-20

Quan Z.-X., Rhee S.-K., Zuo J.-E., Yang Y., Bae J.-W., Park J. R., Lee S.-T., Park Y.-H., Diversity of ammonium oxidizing bacteria in a granular sludge anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) reactor, 2008, Environmental Microbiology, vol 10, no 11, p. 3130-3139.

Slikkers A.O., Derwort N., Gomez J.L., Strous M., Kuenen J.G., Jetten M.S.M, Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor, Water Research, 2002, Vol 36, pp. 2475-2482

Stenstrom M., 2007, Measurement of Oxygen Transfer in Clean Water, ASCE/EWRI 2-06, American Society of Civil Engineering, 42 p.

Strous M., Kuenen J. G., Jetten M. S. M, Key Physiology of Anaerobic Ammonium Oxidation, Applied and Environmental Microbiology, July 1999, p. 3248-3250,

Strous M., van Gerven E., Kuenen G., Jetten M., Effects of aerobic and Microaerobic Conditions on Anaerobic Ammonium-Oxidizing (Anammox) Sludge, Applied and Environmental Microbiology, Vol 63, No 6, June 1997, p.2446-2448

Strous M., Pelletier E., Mangenot S., Rattei T., Lehner A., Taylor M.W., Horn M., Daims ., Bartol-Mavel D., Winker P., Barbe V., Fonknechten N., Vallenet D., Segurens B., Schenowitz-Truong C., Medique C., Collingro A, Snel B., Dutilh B.E., Op den Camp H.J., van der Drift C., Cirpus I, van de Pas-Schoonen K.T., Harhangi H.R., van Niftrik L., Schmid M., Keltjens J., van de Vossenberg J., Kartal B., Meier H., Frishman D., Huynen M.A., Mewes H.W., Weissenbach J., Jetten M.S., Wagner M., Le Paslier D., Deciphering the evolution and metabolism of an anammox bacterium from a community genome, 2006, Nature, 440, p. 790-794.

Tang, C., Zheng P., Mahmood Q., Chen J., Start-up and inhibition of the Anammox process seeded with anaerobic granular sludge, J Ind Microbiol Biotechnol 2009, vol 36, pp. 1093-1100

Vaccari D. A., Strom P. F., Alleman J. E., 2006, Environmental Biology for Engineers and Scientists, New Jersey, John Wiley & Sons, Inc., 931 p.

van de Graaf A.A., De Bruijn, P., Robertson, L.A., Jetten, M.S.M., Kuenen, J.G., Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor., 1996, *Microbiology*, 142, 2187-2196.

van de Graaf A.A., De Bruijn, P., Robertson, L.A., Jetten, M.S.M. & Kuenen, J.G., Autotrophic growth of anaerobic ammonium oxidation on the basis of ^{15}N studies in a fluidized bed reactor, 1997, *Microbiology*, 143, 2415-2421.

van der Star W. R. L., van de Graaf M. J., Kartal B., Picioreanu C., Jetten M. S. M., von Loosdrecht M. C. M., Response of Anaerobic Ammonium-Oxidizing Bacteria to Hydroxylamine, 2008, *Applied and Environmental Microbiology*, July 2008, p. 4417-4426.

Van Hulle S., 2005, Modelling, Simulation and Optimazation of Autotrophic Nitrogen Removal Processes, Dissertation, Gent, University of Gent, Applied Biological Sciences: Environmental Technology, 256 p.

Van Hulle S. W. H., Vandeweyer H. J. P., Meeschaert B. D., Vanrolleghem P. A., De-jans P., Dumoulin A., Engineers aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams, 2010, *Chemical Engineer Journal*, Number 162, pp. 1-20

Van Niftrik, L.A., Fuerst, J.A., Sinninghe Damsté, J.S., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. & Strous, M., The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria, 2004, *FEMS Microbiology Letters*, 233, 7-13.

Wett B., Murthy I.T., Hell M., Bowden G., Deur A., O'Shaughnessy M., Key Parameters for Control of Demon Deammonification Process, 2007, *Water Practice*, Volume 1, number 5 pp. 1-11

Wett B., Solved upscaling problems for implementing deammonification of rejection water, *Water Science & Technology*, 2006, Vol 53, No 12 pp. 121-128.

Wett B., pH-controlled reject-water-treatment, *Water Science and Technology*, Vol 37. No 12, pp. 165-172, 1998

Zhiqiang H., Chandrsan K., Grasso K., Smets B. F., Effect of Nickel and Cadmium Spesification on Nitrification Inhibition, *Environmental Science and Technology*, 2002, vol 36, pp. 3074-3078

Zhigang L., Yongguang M., Daisuke H., Takao F., Kenji F., Factors affecting the treatment of reject water by the anammox process, *Biosorce Technology*, 2011 vol 102, pp 5702-5708

Zymft W. G., 1997, Cell biology and Molecular Basis of Denitrification, *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, December 1997. p. 533-616