

LAPPEENRANNAN TEKNILLINEN YLIOPISTO
School of Engineering Science
Kemiantekniikan koulutusohjelma
BJ01A0030 Kandidaatintyö ja seminaari

Petro Silvonen

**FOSFORIN SAOSTUS JÄTEVEDESTÄ MEMBRAANISUODATUSTEN
YHTEYDESSÄ**

Tarkastajat: Professori Mika Mänttari
Nuorempi tutkija Kimmo Arola

Ohjaaja: Nuorempi tutkija Kimmo Arola
19.12.2014

Tiivistelmä

Tekijä: Petro Silvonen
Nimi: Fosforin saostus jätevedestä membraanisuodatusten yhteydessä
Osasto: School of Engineering Science
Vuosi: 2014

Kandidaatintyö, Lappeenrannan teknillinen yliopisto
Hakusanat: fosfori, kemiallinen saostaminen, mikrosuodatus

Maailman vesistöjen suojelemiseksi on erittäin tärkeää taata riittävän tehokas jätevedenpuhdistus. Erityisesti liiallisissa määrissä veteen vapautuva fosfori on ravinne, joka altistaa vesistöt rehevöitymiselle ja lopulta jopa happikadolle. Tulevaisuudessa ympäristölupaehtojen todennäköisesti edelleen tiukentuessa on tärkeää kehittää nykyisiä jätevedenpuhdistamoita tehokkaammiksi ja tarkastella myös uusien vaihtoehtoisten jätevedenpuhdistusprosessien etuja suhteessa perinteiseen menetelmään.

Työn tarkoituksena on tarkastella fosforin erotusta perinteisessä jätevedenpuhdistuksessa sekä vaihtoehtoisissa puhdistusmenetelmissä. Kokeellisessa osassa tutkitaan fosforin kemiallista saostamista dekanterikokein ja tarkastellaan erityisesti membraanisuodatusten vaikutusta näytteiden fosforipitoisuuteen. Kokeiden näytteet noudettiin Parikkalan kunnan Särkisalmen puhdistamolla pilotoidusta membraanibioreaktoriprosessista (MBR). Tutkitut näytteet olivat denitrifikaatioliete ja MBR-permeaatti.

Saostuskokeissa käytettiin kolmea eri ferrikloridin (Kemira PIX-105) annostelupitoisuutta (100, 300 ja 350 mg/L). Suodatuksissa käytettiin Microdyn-Nadir MV020 -mikrosuodatusmembraania. Tulosten perustella fosfori saostui 10-30 % tehokkaammin permeaatissa kuin lietteessä. Parhaimmillaan permeaatille saavutettiin 100 mg/L saostuskemikaalin annoksella n. 95 % fosforiretentio, jolloin saostetun näytteen fosforipitoisuudeksi jäi enää alle 0,2 mg/L. Membraanisuodatuksissa käytetty sekoitus osoittautui kriittiseksi tekijäksi fosforin erotuksen kannalta, sillä ilman sekoitusta tehdyissä kokeissa saavutettiin selkeästi parempia tuloksia. Permeaateille havaittiin liuoksen pH:n säädön tehostavan saostustehokkuutta pienimmällä saostuskemikaalin annostelulla jopa 20 %.

Abstract

Author: Petro Silvonen
Name: Precipitation of phosphorus from wastewater during membrane filtrations.
Department: School of Engineering Science
Year: 2014

Bachelor's Thesis, Lappeenranta University of Technology
Keywords: phosphorus, chemical precipitation, microfiltration

For the protection of water bodies it is essential to ensure that the performance of wastewater treatment plants (WWTPs) is efficient enough. Especially a high phosphorus content causes eutrophication or even a risk for oxygen deficiency in seas, lakes and rivers. In the future, the guidelines and regulations for wastewater treatment will most likely be tightened from current level. Therefore it is necessary to improve the current wastewater treatment plants and investigate the possible advantages of alternative processes compared to conventional WWTPs.

The goal of this thesis is to examine phosphorus removal in conventional wastewater treatment plants and alternative purification methods. The experimental part of the study concentrates on the chemical precipitation of phosphorus by a series of jar test experiments and also examines the impact of membrane filtrations to the total phosphorus content. Samples were collected from the membrane bioreactor (MBR) piloted at the Särkisalmi WWTP in the municipality of Parikkala. The experiment samples were denitrification sludge and MBR-permeate.

Precipitation was performed with dosages of 100, 300 and 350 mg/L of ferric sulfate (PIX-105 from Kemira) and Microdyn-Nadir MV020 microfiltration membrane was used in this study. The results showed that the phosphorus reduction for permeate was 10-30 % higher than the corresponding reduction for sludge. For the permeate sample dosage of 100 mg/L of chemical precipitant resulted in ~95 % phosphorus retention which means that only less than 0.2 mg/L of total phosphorus remained unprecipitated. The mixing used in membrane filtrations proved to be a critical factor for the separation of phosphorus since the best results were achieved without mixing. For permeate samples in the jar tests, pH adjustment had a clear effect (20 %) on the efficiency of P-removal.

Sisällysluettelo

1 Johdanto.....	7
2 Jäteveden koostumus	8
2.1 Fosfori	8
2.2 Typpi	9
2.3 Haitta-aineet.....	10
2.4 Ympäristöluvut.....	11
3 Jätevedenpuhdistusmenetelmät.....	11
3.1 Perinteinen puhdistusprosessi	11
3.1.1 Esikäsitteily	12
3.1.2 Esiselkeytys	12
3.1.3 Biologinen käsittely.....	12
3.1.4 Jälkiselkeytys ja jälkikäsitteily.....	14
3.2 Membraanibioreaktori.....	15
4 Fosforin erotus jätevedestä	18
4.1 Kemiallinen saostus	18
4.1.1 Rautayhdisteet	19
4.1.2 Alumiiniyhdisteet	20
4.1.3 Kalsiumhydroksidi	20
4.2 Biologinen erotus	20
4.3 Fosforin talteenotto ja hyödyntäminen	21
KOKEELLINEN OSA	23
5 Koejärjestelyt ja näytteenotto	23
5.1 Saostuskemikaali.....	24
5.2 Saostuskokeet.....	24
5.3 Fosforianalyysi.....	26
5.4 Membraanisodatukset Amicon-laitteella	27
6 Tulokset ja tulosten tarkastelu	28
6.1 Saostuskokeiden tulokset	28
6.2 Amicon-suodatusten tulokset.....	33
7 Johtopäätökset.....	34

LÄHDELUETTELO 37

LYHENTEET

BOD	Biologinen hapenkulutus, engl. <i>biochemical oxygen demand</i> , mg/L
COD	Kemiallinen hapenkulutus, engl. <i>chemical oxygen demand</i> , mg/L
$C_6H_8O_7$	Sitruunahappo
CH_3OH	Metanoli
$H_2PO_4^-$	Divetyfosfaatti-ioni
H_3PO_4	Trivetyfosfaatti (fosforihappo)
HPO_4^{2-}	Vetyfosfaatti-ioni
MBR	Membraanibioreaktori, engl. <i>membrane bioreactor</i>
MF	Mikrosuodatus, engl. <i>microfiltration</i>
N	Typpi
N_2	Typpikaasu
NF	Nanosuodatus, engl. <i>nanofiltration</i>
$NaClO$	Natriumhypokloriitti
$NaOH$	Natriumhydroksidi
NH_3	Ammoniakki
NH_4^+	Ammonium-ioni
NO_2^-	Nitriitti
NO_3^-	Nitraatti
O_2	Happi
OH^-	Hydroksidi-ioni
PIX	Ferrisulfaattiyhdisteinen saostuskemikaali
PO_4^{3-}	Ortofosfaatti-ioni
P_{tot}	Kokonaisfosfori, mg/L
RO	Käänteisosmoosi(suodatus), engl. <i>reverse osmosis</i>
TOC	Orgaaninen kokonaishiili, engl. <i>total organic carbon</i> , mg/L
UF	Ultrasuodatus, engl. <i>ultrafiltration</i>

1 Johdanto

Tehokas jätevedenpuhdistus on maailmanlaajuisesti erittäin tärkeää vesiensuojelun kannalta. Jätevesiin kertyy yhdyskunnista ja teollisuudesta ravinteita, kuten typpeä ja fosforia, jotka ovat yleisiä vesistöjen rehevöitymistä aiheuttavia tekijöitä (Correll 1998). Fosfori lannoittaa kasveja ja veteen liiallisissa määrissä vapautuessaan se lisää vesikasvillisuutta, jolloin lisääntyneestä kasvien hapenkulutuksesta voi aiheutua happikatoa. Suomessa puhdistetun jäteveden raja-arvot fosforipitoisuuden suhteen määritellään ympäristöluvassa lainsäädännön pohjalta (Finlex 2000).

Perinteinen jätevedenpuhdistamo koostuu mekaanisista ja biologisista prosessivaiheista, joiden alkupäässä fosfori saostetaan kemiallisesti. Käsiteltävään jäteveteen lisätään kemikaalia, joka reagoi fosforin kanssa saostaen sen kiintoaineeksi, joka edelleen erotetaan myöhemmässä prosessivaiheessa muun lietteen mukana. Kemikaaleina käytetään yleisesti rauta- ja alumiiniyhdisteitä, joiden tyypilliset käyttöolosuhteet eroavat toisistaan. Saostuskemikaalin kulutusmäärän optimointi on erittäin tärkeää tehokkaan erotusprosessin ylläpitämiseksi, koska jäteveteen lisättyä kemikaalia ei luonnollisesti voida enää käyttää uudelleen. Toisaalta liian vähäinen kemikaaliannostelu aiheuttaa puhdistettuun veteen kohonneita fosforipitoisuuksia käsiteltävän jäteveden määrän vaihdellessa.

Tulevaisuudessa käsitellylle jätevedelle asetetut vaatimukset eivät todennäköisesti tule ainakaan kevenemään. Tästä syystä uutta jätevedenpuhdistamoa suunniteltaessa tulee tarkastella myös vaihtoehtoisia puhdistusmenetelmiä ja selvittää niiden mahdolliset edut suhteessa perinteiseen jätevedenpuhdistusprosessiin. Vaihtoehtoisena menetelmänä on käytetty esimerkiksi membraanibioreaktoriin (MBR) perustuvaa puhdistusprosessia. Tässä menetelmässä jätevesi käsitellään biologisten vaiheiden ja membraanisuodatuksen yhdistelmänä (Judd, S. & Judd, C. 2011).

Työn tarkoituksena on selvittää perinteisen jätevedenpuhdistuksen sekä vaihtoehtoisten puhdistusmenetelmien toiminta erityisesti fosforin erotuksen osalta sekä tutkia kokeellisessa osassa membraanisuodatusten vaikutusta fosforipitoisuuteen. Kokeellisessa osassa tutkitaan lisäksi laboratorio-olosuhteissa suoritettua fosforin

kemiallista saostusta selvittäen saostuskemikaalin annostelumäärien vaikutusta saostuksen tehokkuuteen.

2 Jäteveden koostumus

Jätevedet sisältävät kaiken viemäriin lasketun aineksen sekä kadulta ja teiltä kertyvät valumavedet. Sen koostumus vaihtelee reaaliaikaisesti riippuen puhtaan veden käytön määrästä ja esimerkiksi siitä, millainen kuormitus jätevettä kotitalouksista ja teollisuudesta saapuu viemäriin. Jäteveden koostumuksen kannalta kriittisimpiä tekijöitä ovat sen sisältämä kokonaisfosfori, kokonaistyyppi, orgaaninen aines ja synteettiset kemikaalit. (Gray, 2010) Sääolosuhteet vaikuttavat merkittävästi jäteveden määrään ja esimerkiksi runsaat ja pitkäaikaiset sateet voivat ylikuormittaa jätevedenpuhdistamoita. Vastaavasti esiintyy myös kausittaista vaihtelua eli esimerkiksi keväällä lumien sulamisvedet lisäävät jätevesikuormitusta.

2.1 Fosfori

Jäteveden kokonaisfosforiarvolla tarkoitetaan kaikkia siinä sisältäviä fosforin epäorgaanisia ja orgaanisia muotoja. Luonnossa ja jätevesissä fosforia esiintyy pääasiassa epäorgaanisina fosfaatteina, kuten happeen yhdistyneenä ortofosfaattina (PO_4^{3-}) ja sen hydrolysoituneina muotoina (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- ja H_3PO_4), joita kasvit ja levät käyttävät ravintonaan. (EPA; Gray 2010). Luontoon vapautuu fosfaatteja erityisesti karjataloudesta ja maanviljelyksessä käytettävistä lannoitteista. Pistemäisiä lähteitä ovat jätevedenpuhdistamojen purkuvedet, mutta niiden fosfaattipitoisuus on kuitenkin muita lähteitä helpommin hallittavissa. (Russell 2006). Jäteveteen kertyy fosfaatteja erityisesti pesuaineista, joissa niitä käytetään vedenpehmentimenä puhdistuksen tehostamiseksi. EU on asettanut rajoituksia kuluttajille tarkoitettujen pesuaineiden fosforiyhdistepitoisuudelle kertymän vähentämiseksi. Rajoitukset koskevat kuitenkin vain kuluttajatuotteita, koska fosfaateille ei ole vielä olemassa ideaalia vaihtoehtoa teollisuuden pesuaineissa. (EUR-Lex 2012).

Fosfori on myös olennainen osa adenosiinitrifosfaattia eli ATP:tä, josta kasvit saavat energiaa kasvuun. Orgaanista fosforia on sitoutuneena esimerkiksi maantuvassa maa-aineksessa ja eläinten jätteissä. Fosforia esiintyy myös suurimolekyylisinä polyfosfaatteina, joista yksinkertaisin on pyrofosfaatti ($P_2O_7^{4-}$). (Edwards 2001; Niinimäki & Penttinen 2014)

Fosfori toimii usein rajoittavana tekijänä järven rehevöitymisessä, koska vedessä olevien levien käytettävissä oleva osuus fosforista on yleensä suhteellisesti pienempi kuin muiden ravinteiden osuus (Mason 2002). Ortofosfaatti voi jo hyvin alhaisissa pitoisuuksissa (0,01 mg/L) käynnistää vesistöissä leväkavuston kukintaa (Goosen & Shayya 1998). Vesistöt voidaan luokitella kokonaisfosforimäärän mukaan: karussa, ei-rehevöityneessä vesistössä, kokonaisfosforin pitoisuus on alle 0,01 mg/L ja vastaavasti ylirehevässä vesistössä pitoisuus on yli 0,1 mg/L (Niinimäki & Penttinen 2014).

2.2 Typpi

Tyypillisimpiä typpiyhdisteitä ovat orgaaninen typpi, ammoniakki (NH_3), nitraatti (NO_3^-), nitriitti (NO_2^-) ja typpikaasu (N_2). Kunnallisen jäteveden typpi on pääasiassa peräisin teollisuuden ja ihmisten jätteistä. Orgaanista typpeä on sitoutuneena esimerkiksi proteiineissa sekä amino- ja nukleiinihapoissa. Yleensä tyyppiä jättevedessä on n. 60 % sitoutuneena orgaaniseen ainekseen ja 40 % on ammoniakkimuodossa, josta suurin osa on ionisoituneena vähemmän eliöille myrkylliseksi ammoniumiksi (NH_4^+). Eri ammoniakkin muotojen jakaumaan vedessä vaikuttavat lämpötila, pH ja ionivahvuus. (Hammer, M. J. & Hammer M. J. Jr 2012; Russel 2006)

Jätevedenpuhdistamolle käsiteltäväksi tulevassa vedessä olevan epäorgaanisen nitraatin ja nitriitin määrä ei yleensä ole merkittävä, koska niihin sitoutuvaa happea on saatavilla minimaalisesti. Tyypillisesti perinteisellä jätevedenpuhdistustekniikalla ammonium muunnetaan nitrifikaation avulla vaiheittain nitriitiksi ja edelleen nitraatiksi. Puolestaan denitrifikaatiolla tarkoitetaan prosessivaihetta, jossa nitraatti muuttuu ilmaan vapautuvaksi typpikaasuksi. Yleensä tämä vaihe ei kuitenkaan toimi täydellisesti eli käsitellyn jäteveden mukana vapautuu typpeä nitraattina.

Vesien suojeleminen kannalta on kuitenkin ideaalimpaa, että puhdistettuun jätevetteen mahdollisesti jäänyt typpi on ammonium-ionin sijaan vähemmän eliöille haitallisena nitraattina. (Hammer, M. J. & Hammer M. J. Jr 2012; Russel 2006) Nitraattiin sitoutunut happi on myös eliöiden käytettävissä eli se ei lisää hapenkulutusta vesistöissä (Russel 2006).

2.3 Haitta-aineet

Vesistöihin päätyvät haitta-aineet, kuten lääkeainejäämät, hormonit ja raskasmetallit, ovat potentiaalinen uhka ympäristölle ja siten suoraan ihmisille. Niitä kertyy jätevetteen mm. teollisuudesta, maataloudesta ja kotitalouksista. Jätevesien lisäksi vesistöjä kuormittavat huuhtoumat esimerkiksi pelloilta, kaduilta ja maanteiltä. Tutkimukset ovat osoittaneet, että tällaiset yhdisteet kertyvät ympäristöön herkemmin ja ne ovat myös pysyvämpiä kuin on odotettu. Useimmiten käytössä olevat jätevedenpuhdistustekniikat eivät ole myöskään suunniteltu haitta-aineiden erotusta varten. Perinteisessä jätevedenpuhdistuksessa on todennäköistä, että muut kuin kiintoaineeseen sitoutuneet haitta-aineet päätyvät herkästi purkuveteen. Esimerkkejä tyypillisistä ympäristölle haitallisista aineista jätevesissä on esitelty taulukossa I. (Kolpin et al. 2002; Vieno 2014)

Taulukko I Esimerkkejä ympäristölle haitallisista haitta-aineista (Vieno 2014, muokattu).

Ftalaatit	Hormonit	Lääkeaineet	Raskasmetallit
Di-etyyliheksyyliftalaatti	Etinyyliestradioli	Diklofenaakki	Elohopea
Dibutyyliftalaatti	estradioli	Ibuprofeeni	Kadmium
Bentsyylibutyyliftalaatti	-	Karbamatsepiini	Lyijy

2.4 Ympäristöluvut

Suomen lainsäädännön mukaisesti jätevedenpuhdistamoilla, jotka ovat tarkoitettu yli 100 henkilön jätevesien käsittelemiseen, tarvitaan ympäristölupa. Puhdistamon kuormituksesta riippuen luvan käsittelee joko Suomen Ympäristölupavirasto tai paikallinen ympäristönsuojeluviranomainen. Luvassa tulee ilmoittaa mm. puhdistusprosessin rakenne ja arvio puhdistamon päästöistä ja vaikutuksista ympäristöön. Merkittävimpiä tarkkailtavia puhdistustekijöitä ovat biologinen hapenkulutus (BOD), kemiallinen hapenkulutus (COD), fosfori, typpi ja kiintoaine. Hyväksytyyn ympäristölupaan annettavat raja-arvot kullekin puhdistustekijälle riippuvat mm. vuosittain käsiteltävän jäteveden määrästä ja siitä, mihin jätevesien purkuvedet ohjataan. Puhdistamon kuormituksesta riippuen päästöraja fosforille on yleensä n. 0,3-1 mg/L, joka vastaa n. 90-95 % puhdistustehoa käsitellyssä jätevedessä (Avi). Ympäristöluvut myönnetään tyypillisesti joko tietylle ajanjaksolle tai toistaiseksi voimassaoleviksi. (Finlex 2000)

3 Jätevedenpuhdistusmenetelmät

Tässä kappaleessa esitellään perinteisen jätevedenpuhdistuksen toimintaperiaate. Lisäksi vaihtoehtoisena puhdistusmenetelmänä tarkastellaan membraanibioreaktori-prosessin toimintaa.

3.1 Perinteinen puhdistusprosessi

Perinteinen jätevedenpuhdistus perustuu tyypillisesti aktiivilietelaitokseen, jossa jätevesi käsitellään mekaanisesti ja biologisesti. Pääpiirteittäin prosessi koostuu esiselkeytysvaiheesta, biologisesta käsittelystä, jälkiselkeytyksestä. Prosessin loppuosassa voi olla myös erillinen jälkikäsittelyvaihe, jolla varmistetaan tarvittaessa riittävän puhdistustuloksen saavuttaminen.

3.1.1 Esikäsittele

Kun jätevesi pumpataan puhdistamolle, se esikäsitellään eli siitä poistetaan välppämällä suurin osa kiintoaineesta. Näin ehkäistään myös putkien tukkeumista ja pumppujen vauriota. Tämän jälkeen jätevedestä erotetaan hiekka ja muu tiheä materiaali esimerkiksi laskeuttamalla, jonka jälkeen hiekka voidaan erottaa altaan pohjasta esimerkiksi hiekkaruuvilla. Sekä välppäys- että hiekanerotusvaiheet ovat esikäsitteilyn minimivaatimuksia perinteisen kunnallisen jätevedenpuhdistusprosessin toimimiseksi. Tarvittaessa suurten rasva- ja öljymäärien erottamiseksi voidaan hiekanerotuksen jälkeen hyödyntää flotaatiota eli nostaa ilmakuplien avulla tiheydeltään vettä pienempi aine pintaan mekaanisesti kaavittavaksi. (Gray 2010)

3.1.2 Esiselkeytys

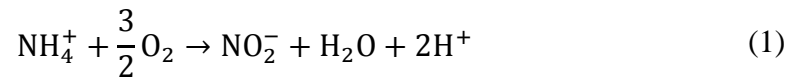
Esikäsitteilyn jälkeen jätevesi johdetaan esiselkeytysaltaisiin, joissa suurin osa (40-70 %) kiintoaineesta laskeutuu painovoimaisesti altaiden pohjalle erotettavaksi jätevedestä. Pohjalle kertynyt liete voidaan täten erottaa kuivattavaksi ja vastaavasti jätevesimassan pinnalle jäänyt vähemmän kiintoainepitoinen vesi kulkeutuu ns. ylivirtauksena seuraavaan prosessivaiheeseen. Samalla myös vettä tiheydeltään pienemmät aineet kertyvät jälleen pintasakaksi, joka erotetaan usein allasta kiertävällä kaavintaharalla. (Hammer, M. & Hammer M., Jr. 2012)

3.1.3 Biologinen käsittely

Esiselkeytetty jätevesi siirtyy puhdistusprosessin päävaiheeseen eli biologiseen käsittelyyn, joka toimii aktiivilietealtaissa. Aktiiviliete on mikrobeja ja bakteereja sisältävää lietettä, jonka eliöt käyttävät energianlähteenään jäteveden ravinteita ja orgaanisia epäpuhtauksia (Watertoday 2011). Lietteen sisältämät kiintoaineflokkit edistävät jäteveden orgaanisen aineksen koaguloitumista eli sakkautumista lietteeseen. Tämän seurauksena orgaaniset epäpuhtaudet poistuvat selkeyttämällä erotettavan lietteen mukana. Jäteveden sisältämän typen poistamiseksi biologinen käsittely sisältää

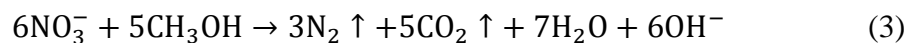
tyypillisesti nitrifikaatio- ja denitrifikaatiovaiheet. Biologisen puhdistusvaiheen bakteerit ovat herkkiä vallitsevalle vetyionikonsentraatiolle eli pH:lle, jonka optimaalinen bakteerien ideaalisen toiminnan kannalta on 7-8. (Van Haandel & Van der Lubbe 2012)

Nitrifikaatiossa ammonium-ioni hapettuu kaksivaiheisessa reaktiossa ensin nitriitiksi ja edelleen nitraatiksi. Hapetusreaktioiden ylläpitämiseksi tarvitaan aerobiset olosuhteet eli allasta on ilmastettava mekaanisesti esimerkiksi kompressoreilla, jolloin vapautuvista ilmakuplista liukenee happea veteen (Gray 2010). Tapahtuvat reaktiot esitetään alla olevassa muodossa (yhtälöt 1 ja 2). (Van Haandel & Van der Lubbe 2012).



Koska reaktioissa vapautuu vetyioni (H^+), jätevettä on tarvittaessa alkaloitava eli prosessiin syötetään esimerkiksi kalsimkarbonaattia (CaCO_3) optimaalisen pH:n ylläpitämiseksi (Van Haandel & Van der Lubbe 2012). Nitrifikaatiovaiheen jälkeen lietepitoinen jätevesi pumpataan jälkiselkeytykseen, jossa osa laskeutuneesta lietteestä joko palautetaan prosessin alkupäähän tai poistetaan kokonaan esimerkiksi kuivattavaksi energiahyötykäyttöön (Hammer, M. & Hammer M., Jr. 2012).

Denitrifikaatiolla tarkoitetaan prosessivaihetta, jossa denitrifikaatiobakteerit muuntavat nitraatin typpikaasuksi anoksisissa eli hapettomissa olosuhteissa. Tapahtuakseen reaktio vaatii lisäksi hiililähteen eli orgaanisen hiiltä sisältävän yhdisteen. Yksinkertaistettu esimerkkireaktio on esitetty alla hiililähteen ollessa prosessiin erikseen lisätty metanoli. (Van Haandel & Van der Lubbe 2012)

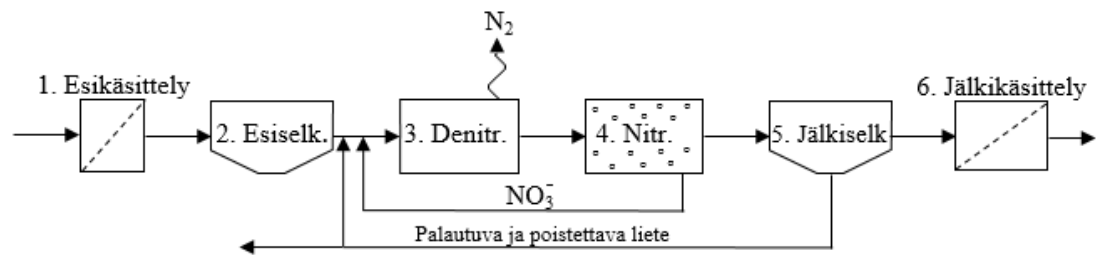


Reaktioyhtälön (3) mukaisesti nitraatin sisältämä typpi muuttuu typpikaasuksi vapautuen ilmakehään sekä luonnolliseen typpikiertoon. Tämä jätevedenpuhdistusprosessin vaihe on sijoitettu tyypillisesti ennen nitrifikaatiota, koska puhdistamolle sisääntulevan jäteveden hiiliyhdistepitoisuus on suurempi prosessin alkupäässä. Näin voidaan vähentää kalliin prosessiin erikseen lisättävän hiililähteen, kuten metanolin käyttöä. Koska jätevedessä vallitsee suurin nitraattipitoisuus vasta nitrifikaatioreaktioiden tapahtuessa, täytyy prosessissa typpiretention maksimoimiseksi palauttaa osa nitrifikaatioaltaan lietteestä takaisin denitrifikaatiovaiheeseen. (Van Haandel & Van der Lubbe 2012)

3.1.4 Jälkiselkeytyks ja jälkikäsitely

Ilmastusaltaan aktiiviliete ohjataan toiseen selkeytysvaiheeseen eli jälkiselkeytykseen. Biologisen käsittelyn kautta kulkeutunut aktiiviliete laskeutetaan ja jäljelle jää kirkas vesi. Laskeutumisen tehostamiseksi prosessiin voidaan syöttää ennen jälkiselkeytystä esimerkiksi polymeeriä, joka flokkulanttina nopeuttaa kiintoaineflokkien muodostumista sekä kasvattaa niiden kestävyyttä ja massaa (Spellman 2013).

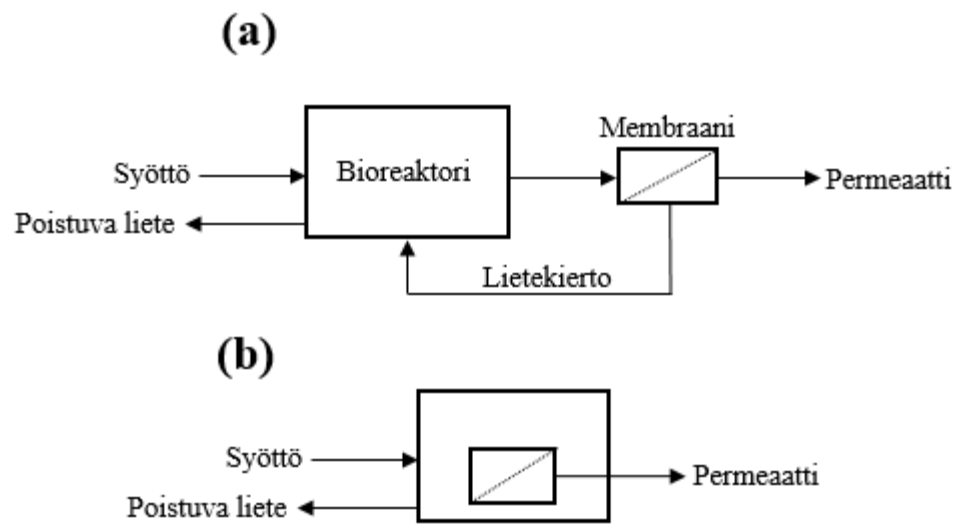
Perinteinen jätevedenpuhdistusprosessi ei ole välttämättä riittävän tehokas vähentämään esimerkiksi kokonaistypen ja -fosforin määrää käsiteltävässä jätevedessä. Tästä syystä tarvitaan jälkikäsitelyvaihe, joka toteutetaan yleensä esimerkiksi hiekkasuodattimen avulla. (Hammer, M. & Hammer M., Jr. 2012). Alla on esitetty perinteisen jätevedenpuhdistusprosessin prosessikaavio (kuva 1).



Kuva 1 Prosessikaavio perinteisestä jätevedenpuhdistusprosessista, jossa lisäksi jälkikäsitelyvaihe prosessin lopussa (Gray 2010, muokattu).

3.2 Membraanibioreaktori

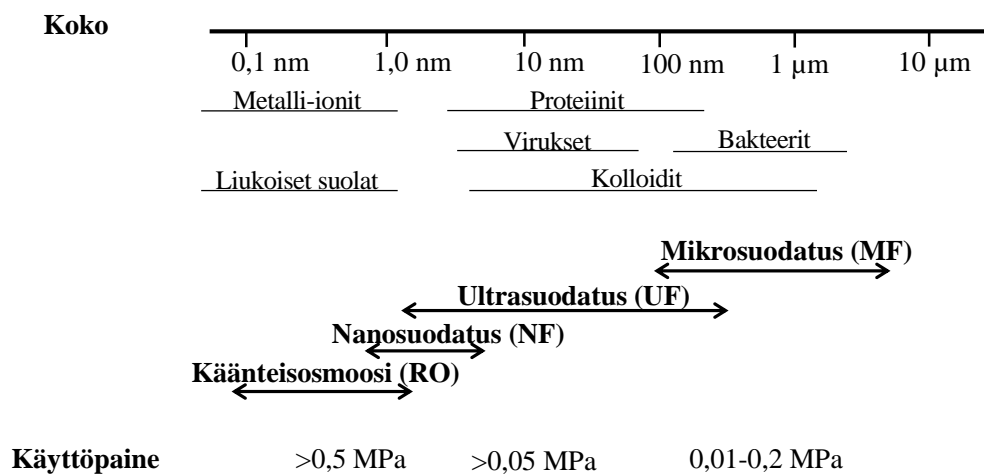
Membraanibioreaktorin (MBR) toiminta perustuu perinteisen biologisen käsittelyn ja kalvosuodatuksen yhdistävään tekniikkaan. Bioreaktorilla tarkoitetaan biologisen käsittelyn altaita ja keskeinen ero perinteiseen jätevedenpuhdistusprosessiin on sinne muodostuvan lietteen erottaminen selkeytyksen sijaan ohuilla puoliläpäisevillä kalvoilla eli membraaneilla. Prosessissa moduuleihin pakatut membraanit voivat olla joko bioreaktorialtaan sisällä tai erillisessä altaassa. Näitä prosessivaihtoehtoja on havainnollistettu kuvassa 2. (Mallevalle et al. 1996)



Kuva 2 Prosessivaihtoehdot, joista ensimmäisessä (a) membraani on erillään bioreaktorialtaasta ja toisessa (b) membraani on upotettuna bioreaktorialtaaseen (Judd, S. & Judd, C. 2011, muokattu).

Pelkkää membraanisuodatusta voidaan käyttää myös perinteisen jätevedenpuhdistusprosessin jälkikäsittelyvaiheena, mutta tällöin ei kuitenkaan ole kyse varsinaisesti MBR-prosessista (Mallevalle et al. 1996). Membraanin pinta sisältää huokosia, joiden läpi pääsevät vain tietyn molekyylikoon ainesosat. Erotus on siis selektiivistä ja kalvon huokoskoko määrittää sen katkaisukoon ja kalvon läpi kulkeutuvan virran eli permeaatin koostumuksen suhteessa reaktorista tulevaan syöttöön. Huokoisinta membraania käytettäessä on kyseessä ns. mikro-suodatus (engl. *microfiltration*, MF) ja vastaavasti kaikista selektiivisintä kalvoa vastaa

käänteisosmoosisuodatus (engl. *reverse osmosis*, RO). Luokittelu perustuu useimmiten pienimmän molekyylin kokoon (μm), joka on kalvon avulla erotettavissa. Tyypillisesti MBR-tekniikassa käytetään mikro-suodatuskalvoa, joka erottaa lähes kaiken kiintoaineen ja suurimman osan bakteereista. Membraanin valmistusmateriaalina käytetään enimmäkseen polymeerejä, mutta myös esimerkiksi keraameja voidaan käyttää. Huokoisuuden ja läpäisevyyden lisäksi membraanipinnan keskeisiä ominaisuuksia ovat kestävyys ja kemikaaliresistanssi. Olennaista on myös sen hydrofiilisyyden eli vesihakuisuus, joka edistää membraanin läpäisevyyttä. (Gray 2010; Judd, S. & Judd, C. 2011) Kuvassa 3 on esitelty eri suodatusmenetelmät, huokoskokovälit ja tyypillinen käyttöpaine.



Kuva 3 Eri suodatusmenetelmät, membraanien huokoskokovälit ja tyypillinen käyttöpaine. Yllä lisäksi esimerkkejä kutakin kokoluokkaa vastaavista aineista (Gray 2010; Li et al. 2008, muokattu).

MBR-prosessissa membraanit ovat pakattuina moduuleissa eli elementeissä niiden suojaamiseksi ja suodatuksen tehostamiseksi. Kuvassa 4 on esitetty esimerkkejä tyypillisistä moduulimalleista.



Kuva 4 Esimerkkejä eri membraanimoduulityypeistä: Alfa Laval MFM-tasolevymoduuli (engl. *flat sheet*) ja GE ZeeWeed 500D -onttokuitumoduuli (engl. *hollow fibre*) (Alfa Laval; GE).

Membranitekniiikan suurin haaste on kalvojen likaantuminen, ja siksi moduulit pyritään suunnittelemaan myös sen minimoimiseksi. Likaantumista ehkäistään jatkuvatoimisesti esimerkiksi ilmastamalla kalvoja ja pitämällä suodatuksessa relaksaatiovaiheita, jolloin virtaus keskeytyy ja kalvo puhdistuu ilmakuplien avulla. Tietyissä prosesseissa käytetään myös ns. takaisinvirtausta (engl. *backflushing*), jolla puhdistus toteutetaan pumppaamalla permeattia takaisin kalvoa kohti. (Mallevalle et al. 1996) Edellä mainitut fysikaaliset puhdistustekniikat ovat nopeita eivätkä todennäköisesti kuluta membraania, mutta niiden puhdistava vaikutus on lyhytaikainen. Kemiallisella puhdistuksella voidaan puolestaan saavuttaa pitkäaikaisempi vaikutus, mutta toisaalta puhdistuksen suorittaminen on hitaampaa. Kemiallisessa puhdistuksessa membraanimoduuli huuhdotaan yleensä vuorollaan hapolla, emäksellä sekä hapettimella, kuten natriumhypokloriitilla (NaClO). Happona voidaan käyttää esimerkiksi sitruunahappoa ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$) ja emäksenä natriumhydroksidia (NaOH). Riippuen pesuvaatimuksista voidaan puhdistus suorittaa joko paikallisesti käyttämällä takaisinvirtausta tai tyhjentämällä MBR-allas väliaikaisesti kokonaan täydellisempää kemiallista huuhtomista varten. (Judd, S. & Judd, C. 2011)

4 Fosforin erotus jätevedestä

Perinteisessä jätevedenpuhdistuksessa fosfori poistetaan jätevedestä useimmiten joko kemiallisesti tai biologisesti mekaanisen selkeytyksen yhteydessä. Selkeytyksessä lietteen mukana ja bakteerien hajottamana poistuu fosforia n. 10-40 % sisääntulevasta jätevedestä, mikä harvoin riittää lupaehtojen täyttämiseen (Gray 2010)

4.1 Kemiallinen saostus

Tyypillisesti fosfori saostetaan jätevedessä koaguloimalla käyttäen esimerkiksi rauta-, alumiini-, kalsiumpohjaista saostuskemikaalia. Koagulaatioreaktiot ovat monimutkaisia ja osittain vielä tuntemattomia, mutta tutkimuksissa on havaittu, että keskeisimmissä reaktioissa fosforin muodoista ortofosfaatti reagoi kemikaalin metallisen kationin kanssa. Muodostuneet kompleksit koaguloituvat kiintoaineflokeiksi ja erottuvat esimerkiksi perinteisessä jätevedenpuhdistuksessa selkeytysvaiheessa. Vastaavasti polyfosfaatit joko hydrolysoituvat biologisessa käsittelyvaiheessa ortofosfaateiksi tai erottuvat prosessissa kiintoaineeseen sitoutuneen orgaanisen fosforin kanssa. (Hammer, M. & Hammer M., Jr. 2012; Gray 2010)

Kemikaalin lisäys voidaan suorittaa useaan eri prosessivaiheeseen. Esisaostettaessa (engl. *pre-precipitation*) kemikaali syötetään jäteveteen ennen esiselkeytysvaihetta. Vastaavasti rinnakkaissaostuksessa (engl. *co-precipitation*) saostuskemikaali lisätään biologisen käsittelyn jälkeen ennen jälkiselkeytystä. Kolmas tyypillinen kemikaalisyötön sijainti on ennen jälkikäsitelyä, jolloin toimenpidettä kutsutaan jälkisaostukseksi (engl. *post-precipitation*). Halutun fosforiretention saavuttamiseksi saostuskemikaalin syöttö voidaan jakaa myös useampaan prosessivaiheeseen samanaikaisesti. Syötön sijainnilla on suuri vaikutus fosforin erottumiseen sekä investointi-, operointi- ja kemikaalikustannuksiin (Gray 2010; Van Haandel & Van der Lubbe 2012; Tchobanoglous et al. 2003)

4.1.1 Rautayhdisteet

Fosforin saostamiseen on laajasti käytetty myös esimerkiksi ferrikloridia (FeCl_3) tai ferrisulfaattia ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$). Esimerkiksi rauta(III)-ionin sisältävä ferrikloridi muodostaa ortofosfaatin kanssa kiinteää rautafosfaattia (FePO_4). Myös kahdenarvoisia rautayhdisteitä, kuten ferrosulfaattia (FeSO_4) käytetään saostuskemikaaleina, mutta tällöin Fe^{2+} -ioni tulee ensin hapettaa kolmiarvoiseksi, jotta saostumista voi tapahtua. Rautayhdisteiden optimaalinen pH-alue fosfaattien saostamiseksi on 4,5-5,0. (Tchobanoglous et al. 2003; Brett et al. 1997)

Kolmiarvoisista metallisuoloista dissosioituneiden metalli-ionien reaktiot fosfaattien kanssa jätevedessä voidaan esittää yleisessä muodossa seuraavilla reaktioyhtälöillä (Van Haandel & Van der Lubbe 2012)



ja



joissa *Me* metallisuolan metalli-ioni.

Yhtälöiden (4) ja (5) stoikiometristen kertoimien perusteella teoreettinen saostuskemikaalin annostelusuhde fosfaatteihin nähden on 1:1. Kuitenkin aktiivilietteisessä ylläpidettävä pH on optimaalinen vain harvoille metallikompleksien muodostumisreaktioille, minkä seurauksena saostuskemikaalia täytyy annostella ylimäärin riittävän puhdistustuloksen saavuttamiseksi. Metallionit reagoivat myös esimerkiksi veden kanssa muodostaen hydraatteja, jolloin saostuskemikaalia kuluu muuhun kuin fosforin saostamiseen. (Van Haandel & Van der Lubbe 2012)

4.1.2 Alumiiniyhdisteet

Alumiinipohjaisella saostuskemikaalilla, kuten kidevedellisellä alumiinisulfaatilla ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$) tapahtuu reaktio mm. ortofosfaatin ionisoituneen muodon (PO_4^{3-}) kanssa. Muodostuu AlPO_4 -yhdiste, joka kiinteänä aineena on erotettavissa jätevedestä. Alumiinisulfaatin, kuten muidenkin metallisten saostuskemikaalien, lisääminen jäteveteen laskee sen pH:ta, minkä seurauksena alkalointikemikaalia syötetään prosessiin olosuhteiden tasapainottamiseksi. Optimaalinen pH-alue alumiiniyhdisteiden saostumisen kannalta on 5,5-6,5 (Brett et al. 1997; Tchobanoglous et al. 2003). Alkalointitarpeen minimoimiseksi käytetään saostuskemikaalina esimerkiksi polymerisoitua alumiinikloridia (PAC), jonka reaktioissa muodostuu vähemmän pH:ta laskevia H^+ -ioneja. Tällaiset kemikaalit ovat kuitenkin tyypillisesti kalliimpia suhteessa muihin (Gray 2010; Van Haandel & Van der Lubbe 2012)

4.1.3 Kalsiumhydroksidi

Käytettäessä saostuskemikaalina kalkkia eli kalsiumhydroksidia jätevedessä tapahtuu kaksi pääreaktiota, jotka edistävät fosforin erotusta selkeytyksessä. Kalkki reagoi ensin jäteveden veden alkaliniteetin eli neutraalia pH:ta ylläpitävien emästen kanssa kalsiumkarbonaatiksi (CaCO_3). Emäksisissä olosuhteissa dissosioituneet kalsiumionit (Ca^{2+}) saostuvat kaksiarvoisen ortofosfaatin (HPO_4^{2-}) kanssa veteen liukenemattomaksi kompleksiksi $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$. Optimaalisen saostumisen saavuttamiseksi jäteveden pH-arvon tulee olla ≥ 10 (Tchobanoglous et al. 2003). Saostamisvaiheen jälkeen jäteveden pH-arvoa täytyy alentaa ennen biologista käsittelyä. (Gray 2010).

4.2 Biologinen erotus

Biologinen fosforin erotus perustuu erityisiin fosfaatteja sitoviin bakteereihin (engl. *phosphate-accumulating-organisms*, PAO). Anaerobisissa olosuhteissa bakteerit

muuntavat jäteveden sisältämät hiiliyhdisteet polyhydroksyalkanoaateiksi (PHA) käyttäen polyfosfaattien hajoamisesta vapautunutta energiaa. Tämän jälkeen aerobisessa vaiheessa PAO-bakteerien solut sitovat vedessä olevaa fosforia, jolloin vastaavasti anaerobisissa olosuhteissa muodostetut PHA-yhdisteet toimivat energianlähteenä. Bakteerit varastoivat fosfaatteja solunulkoisten entsyymien avulla enemmän kuin solut tarvitsevat kasvuun ja sitoutunut fosfori erotetaan jätevedestä muun biomassan mukana. (Spellman 2013; Russell 2006)

Biologisen fosforin erotuksen etuna suhteessa kemialliseen saostukseen on alhaisemmat kemikaalikustannukset sekä pienempi lietemäärä. Samien ja Römerin (2001) mukaan kemiallisesti rautayhdisteellä saostettu jätevesi voi kuitenkin heikentää lietteen käyttömahdollisuuksia lannoitteena maataloudessa. (Tchobanoglous et al. 2003)

4.3 Fosforin talteenotto ja hyödyntäminen

Energiahyötykäytön lisäksi keskeisintä puhdistamolietteen hyödyntämisessä on sen sisältämä fosfori, jota kertyy lietteeseen lähes yhtä paljon kuin sitä jätevedenpuhdistusprosessissa erottuu. Käytettäessä prosessista poistettua aktiivilietettä lannoitteena saadaan palautettua sen sisältämä fosfori ja muut ravinteet luonnolliseen kiertoon. Suoraan pelkän fosforin talteenotto ei ole yksinkertaista ja liete sisältää hyödyllisten ravinteiden lisäksi myös esimerkiksi raskasmetalleja ja muita haitta-aineita, jotka vaikeuttavat lietteen käyttöä lannoitteena. (UNEP 2000) Jakubusin ja Czekalan (2001) mukaan raskasmetallien haitallisuus lietteessä riippuu niiden epästabiilisuudesta ja aktiivisuudesta reagoita edelleen uusiksi yhdisteiksi. Erityisesti nikkeli ja kadmium on todettu haitallisiksi raskasmetalleiksi. Muita erityisen ongelmallisia haitta-aineita ovat tietyt palamisprosessissa muodostuvat orgaaniset yhdisteet, kuten mm. dioksiinit, furaanit ja bifenyylit (Kasurinen et al. 2014).

Fosfaattilannoitteille ei viljelystaloudessa ole korvaavaa vaihtoehtoa ja on erittäin tärkeää pyrkiä palauttamaan jätevesiin kertyvä fosfori uudelleenkäytettäväksi, sillä fosfaattilannoitteiden raaka-aineena käytettävä fosforiittikivi on uusiutumaton fosforin

lähde. Joidenkin tutkimusten mukaan fosforivarastojen epäillään hiipuvan jo 30-40 vuoden kuluttua määrään, joka ei enää riitä täyttämään kasvavan ruuantuotannon tarpeita. (Elser & White 2010)

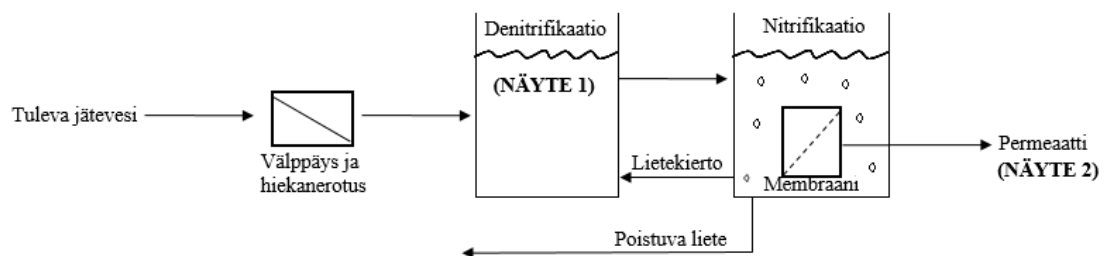
Yhtenä vaihtoehtona suoraan fosforin talteenottoon jätevedestä on käytetty kemiallista saostamista struviitiksi ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$). Jäteveteen syötetään magnesium(II)-ioneja esimerkiksi magnesiumkloridina (MgCl_2), jolloin muodostuu magnesiumia, ammoniumia ja ortofosfaattia sitova struviittikompleksi. Optimaaliset reaktioolosuhteet kiteytymiselle ovat suhteellisen korkeassa pH:ssa (9-10) eli kemiallisille saostustekniikoille ominaisesti prosessiin tulee tällöin lisätä alkalointikemikaalia, kuten natriumhydroksidia pH:n kohottamiseksi. Kuitenkin magnesiumin lähteenä voidaan vaihtoehtoisesti käyttää esimerkiksi merivettä, jossa on tyypillisesti luonnostaan korkeat magnesiumpitoisuudet. Tutkimusten mukaan meriveden sisältämä magnesium saostuu alhaisemmassa pH:ssa kuin käytettäessä erillistä magnesiumyhdistettä, joten tällöin alkalointitarve pienenee. (Esemen et al. 2009) Fosforin talteenotto struviittina voidaan suorittaa esimerkiksi lietteenmädätyksen suodoksesta tai omasta puhdistusprosessin sivuvirrasta (Bashan, L & Bashan, Y 2003). Muodostut saostuma erotetaan jätevedestä leijupetireaktorissa (engl. *fluidized bed reactor*), jossa pienemmät partikkelit erottuvat reaktorin pinnalle. Erotettua struviittia voidaan käyttää vaihtoehtoisena raaka-aineena fosfaattilannoitteille. (Gray 2010; Petzet & Cornel 2013)

KOKEELLINEN OSA

5 Koejärjestelyt ja näytteenotto

Kokeellisessa osassa tutkittiin fosforin saostumista kunnallisesta jätevedestä kolmella eri saostuskemikaalin annostelulla. Lisäksi tutkittiin membraanisuodatusten vaikutusta näytteiden fosforipitoisuuteen.

Näytteenotto suoritettiin Parikkalan kunnan ja Lappeenrannan teknillisen yliopiston yhteisen tutkimushankkeen MBR-pilotilla (kuva 5). Kokeiden näytteiksi valittiin denitrifikaatioliete sekä membraanisuodatuksen permeaatti. Näytteitä säilytettiin jääkaapissa n. +3 °C lämpötilassa ja kokeet suoritettiin mahdollisimman pian näytteenotosta (n. 24-48 h), jotta erityisesti lietenäytteiden biologinen koostumus ei muuttuisi merkittävästi alkuperäisestä. Lietenäyte otettiin kertänäytteenä ja permeaatti kokoomänäytteenä 5 osassa n. tunnin välein. Tässä työssä saostuskokeiden yhteydessä permeaatti-termillä tarkoitetaan näytteenottopaikan MBR-permeaattia. Amicon-suodatusten yhteydessä permeaatti vastaa laboratoriossa tehtyjen suodatuskokeiden permeaattia.



Kuva 5. Prosessikaavio Parikkalan MBR-pilotista, josta denitrifikaatioliete (näyte 1) ja permeaattinäyte (näyte 2) otettiin. Prosessin bioreaktori koostuu anoksisesta denitrifikaatioaltaasta ja ilmastetusta nitrifikaatioaltaasta.

5.1 Saostuskemikaali

Saostuskemikaaliksi valittiin Kemiran PIX-105, joka on Suomessa yleisesti käytössä myös kunnallisilla jätevedenpuhdistamoilla. Kemikaalin ferrisulfaattipitoisuus on n. 40 % ja se sisältää myös pieniä määriä rikkihappoa, ferrosulfaattia ja mangaanisulfaattia (Raita 2010). Kokeissa fosforia saostavat siis kemikaalin rauta(III)-ionit. Annosteltavat kemikaalilavuudet arvioitiin todellisen MBR-prosessissa käytettyjen määrien perusteella sekä siten, että eri annostelun vaikutukset olisi havaittavissa mahdollisimman selvästi. Annostelumäärät ovat esitelty alla (taulukko II).

Taulukko II Saostuskemikaalin (PIX) annostelut ja koesarjat saostuskokeisiin.

Kemikaalin annostelu, mg/L	Koesarja 1	Koesarja 2	Koesarja 3
0	Liete	Permeaatti	Permeaatti
100	Liete	Permeaatti (-)	Permeaatti (pH säädetty)
300	Liete	Permeaatti (-)	Permeaatti (pH säädetty)
350	Liete	Permeaatti (-)	Permeaatti (pH säädetty)

5.2 Saostuskokeet

Lietenäyte jaettiin 250 mL eriin neljään 300 mL dekantterilasiin, jotka asetettiin magneettisekoittimille. Näytteiden annettiin asettua huoneenlämpöön (n. 25 °C) ja 0-näytteen avulla määritettiin pH, johtokyky ja kokonaisfosfori (kappale 5.3). Ennen

ensimmäistä koesarjaa testattiin, kuinka paljon näytteen pH laskee lisättäessä ferrisulfaattikemikaalia varsinaisissa kokeissa käytettävillä annosteluilla. Tämän jälkeen määritettiin, kuinka paljon 1 M natriumhydroksidia (NaOH) tarvitaan pH:n palauttamiseksi optimaaliselle alueelle (n. 7). Permeaattikokeet tehtiin kahdesti, ensin ilman pH-säätöä ja sen jälkeen pH-säädön kanssa. Lietenäytteille suoritettiin pH:n säätö myös lietebakteerien ylläpitämiseksi. Saostuskemikaali laimennettiin vedellä kymmenesosaan ja suhteutettiin sen pohjalta tarvittavat PIX-vesiliuoksen tilavuudet. Määrät ovat esitetty alla taulukossa III.

Taulukko III Kutakin PIX-annosta vastaavat vesiliuoksen ja alkalointikemikaalin (1 M NaOH) tilavuudet.

PIX, mg/L	PIX-vesiliuos, μL	NaOH, μL
0	-	-
100	165	67
300	495	200
350	575	233

Saostuskokeet toteutettiin neljästä päävaiheesta koostuvalla jar test -tekniikalla, jota on käytetty laajasti juuri todellisen prosessin saostusvaiheen simulointiin laboratoriomittakaavassa (Cushnie 1984). Ensimmäisenä vaiheena on esisekoitus, jonka tarkoituksena on tasalaatuistaa näyteliuos ja varmistaa siihen lisättävän NaOH-liuoksen sekoittuminen. Tämän jälkeen ns. nopean sekoituksen vaiheessa pipetoitiin varsinainen PIX-vesiliuos syväälle näytteeseen. Nopean magneettisekoituksen tehtävänä on edelleen taata saostuskemikaalin mahdollisimman täydellinen sekoittuminen näytteeseen. Kolmannessa vaiheessa sekoitusnopeutta pienennetään ja saostuminen jatkuu. Lietteen osalta hitaan sekoitusvaiheen jälkeen 100 mg/L ja 300 mg/L PIX-annostelun näytteet siirrettiin Amicon-laitteelle membraanisuodatukseen (kappale 5.4) ilman laskeutusta. Muiden liete- ja permeaattinäytteiden osalta siirryttiin 4. vaiheeseen eli laskeutukseen lopettamalla magneettisekoitus. Sekoitusparametrit ja kokeiden vaiheet ovat esitetty taulukossa IV.

Taulukko IV Saostuskokeiden vaiheiden kesto ja likimääräiset sekoitusnopeudet.

Vaihe	Aika, min	Sekoitusnopeus, rpm
1. Esisekoitus	3	~375
2. Nopea sekoitus	3	~375
3. Hidas sekoitus	30	~250
4. Laskeutus	60	-

Vaiheiden jälkeen kunkin astian kirkkaasta osasta otettiin näyte ja määritettiin sen kokonaisfosforiarvo fotometrisesti (kappale 6.3) Näytteistä määritettiin myös saostuksen jälkeinen pH, orgaaninen kokonaishiili (TOC) ja johtokyky (Liite I). Saostuskoejärjestelyt ovat esitetty kuvassa 6.



Kuva 6. Saostuskokeiden koejärjestelyt. Kuvassa MBR-permeaatin saostetut näytteet (0, 100, 300 ja 350 mg/L).

5.3 Fosforianalyysi

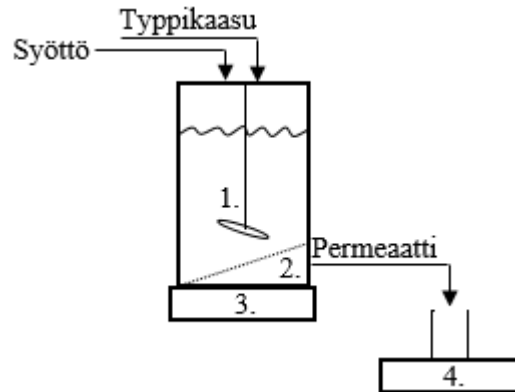
Kokonaisfosforin analysoimiseen käytettiin Spectroquant Phosphate Cell Test -putkia, joista varsinainen määrittäminen tehtiin kolorimetrisesti Spectroquant Nova 60 -fotometrillä. Rikkipitoisessa näyteputkessa ortofostaatti-ionit reagoivat molybdaatti-ionien kanssa muodostaen molybdofosforihappoa. Askorbiinihappo pelkistää reaktiotuotteen siniseksi kompleksiksi, jonka aiheuttaman värin intensiteetti on verrannollinen

näyteliuoksen fosforipitoisuuteen. (Merck 2013) Näyteputkia kuumennettiin 120 °C lämpötilaan ennen viimeisten reagenssien lisäämistä, jolloin mm. polyfosfaatit hydrolysoituvat ortofosfaateiksi ja varsinainen kokonaisfosforimääritys pystyttiin suorittamaan (Hammer, M. & Hammer M., Jr. 2012).

Näytteet esikäsiteltiin borosilikaatista valmistetuilla Whatman GF/A-luokan suodatinpapereilla, jotta näytteeseen jäänyt kiintoaine ei aiheuttaisi ylimääräistä virhettä analyysiin. Permeaatin osalta kunkin saostuskokeen laskeutuksen jälkeiset näytteet sekä 0-näyte analysoitiin fotometrillä. Vastaavat analyysit tehtiin lietenäytteille, mutta poikkeuksena olivat membraanisuodatuksen menevät näytteet. Kyseisistä lietenäytteistä analysoitiin kokonaisfosfori ilman laskeutusvaihetta ennen suodatusta ja suodatuksen jälkeen, jotta voidaan verrata membraanisuodatuksen vaikutusta näytteiden fosforipitoisuuteen. Koejärjestelyt toteutettiin näin siksi, että todellisessa MBR-prosessissa ei myöskään ole tyypillisesti laskeutusvaihetta bioreaktorin jälkeen.

5.4 Membraanisuodatukset Amicon-laitteella

Suodatuksen valitut lietenäytteet (100 mg/L ja 300 mg/L) siirrettiin hitaan sekoitusvaiheen päättyessä Amicon-laitteeseen. Amiconin varsinainen säiliöosa koostuu 300 mL kokoisesta molemmista päistä avonaisesta lasiastiasta, joka asetetaan metallisen pohjaosan päälle. Ennen lasin sijoittamista paikalleen, asetetaan pohjaosan päälle verkkomainen virtauksenohjauskalvo ja varsinainen membraani. Virtauksenohjauskalvon tarkoituksena on edistää membraanin lävitse kulkevaa virtausta (Judd, S. & Judd, C. 2011). Lasikappaleen päälle asetetaan varsinainen sekoitinosa, johon on myös liitetty syöttöletku nestevirtausta ajavana painevoimana toimivalle typpikaasulle. Mallikuva laitteen kokoonpanosta on esitetty kuvassa 7.



Kuva 3. Yksinkertaistettu Amicon-laitteen mallikuva: 1. magneettisauva, 2. membraani, 3. magneettisekoitin, 4. vaaka.

Suodatuksiin valittiin Microdyn-Nadir -valmistajan MV020-mikrosuodatusmembraani, joka on mahdollisimman yhtäläinen Parikkalan MBR-prosessin moduulissa käytettävän membraanin kanssa. Kokeissa käytettävän membraanin huokoskoko on $0,2 \mu\text{m}$ ja se on valmistettu polyeetterisulfonista (PES). Membraani esikäsiteltiin vedellä ja varsinaiset kokeet ajettiin $0,2 \text{ bar}$ suodatuspaineessa. Osa suodatuksesta tehtiin magneettisekoittimen minimisekoituksella (n. 150 rpm) ja osa sekoittamatta näytettä ollenkaan, jotta havaittaisiin sekoituksen vaikutus fosforituloksiin. Lisäksi testattiin suodatuksen vaikutusta saostamattomaan 0-näytteeseen.

6 Tulokset ja tulosten tarkastelu

Tässä kappaleessa käsitellään dekantterikokein tehtyjen saostuskokeiden sekä Amicon-suodatusten tulokset.

6.1 Saostuskokeiden tulokset

Saostuskokeiden tulokset ovat esitetty taulukossa V.

Taulukko V Lietteen ja permeaatin kokonaisfosforiarvot eri saostuskemikaalin annosteluilla. Permeaatille kokeet suoritettiin myös ilman pH-säätöä ja pH säädön kanssa (tavoite-pH n. 7). Lietenäytteitä 100 mg/L ja 300 mg/L ei laskeutettu.

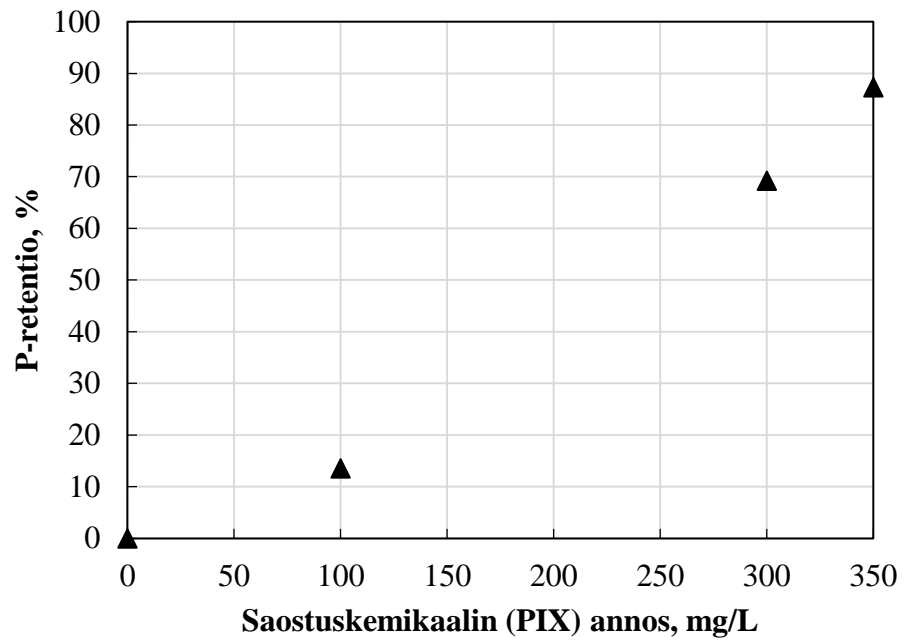
PIX, mg/L	Liete (pH-säädetty) P _{tot} , mg/L	Perm (-) P _{tot} , mg/L	Perm (pH-säädetty) P _{tot} , mg/L
0	9,62	4,58	3,38
100	8,32 (Ei lask.)	1,32	0,18
300	2,96 (Ei lask.)	0,14	0,04 < 0,05
350	1,22	0,11	0,06

Kun verrataan saostettujen näytteiden kokonaisfosforiarvoja (taulukko IV) 0-näytteen arvoon, voidaan laskea prosentuaaliset fosforiretentiot. Tulokset ovat esitetty taulukossa VI.

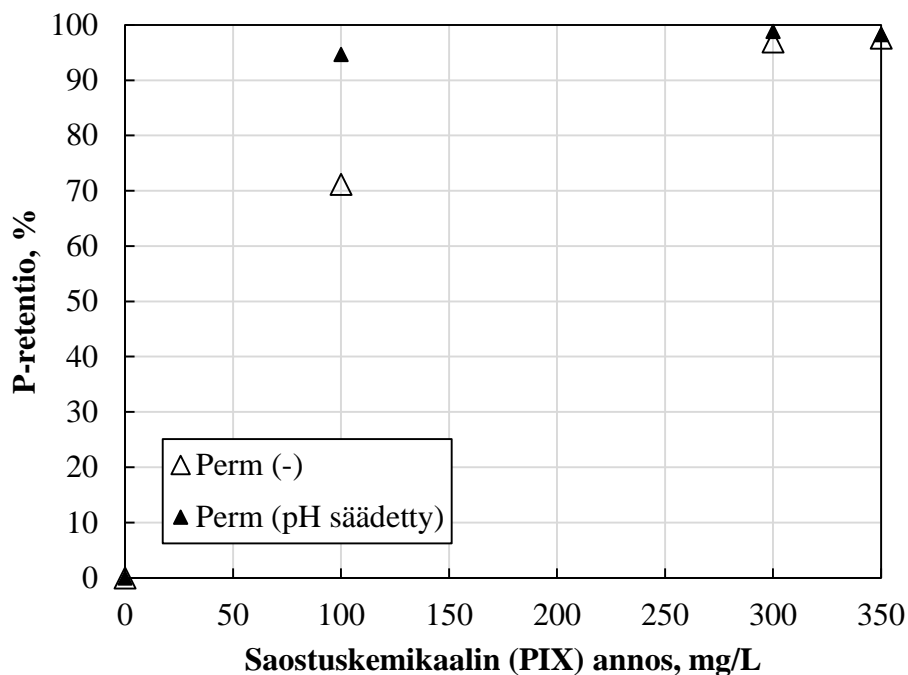
Taulukko VI Kokonaisfosforin retentio suhteutettuna 0-näytteeseen kussakin kokeessa.

PIX, mg/L	Liete, (pH-säädetty) P-retentio, %	Perm, (-) P-retentio, %	Perm, (pH-säädetty) P-retentio, %
100	13,51	71,18	94,67
300	69,23	96,94	98,82
350	87,32	97,60	98,22

Kunkin kokeen fosforiretentio saostuskemikaalin (PIX-105) annostelun funktiona on esitetty kuvissa 8 ja 9.



Kuva 8. Denitrifikaatiolietteen fosforiretentiot eri saostuskemikaalin annosteluilla. 100 ja 300 mg/L näytteitä ei laskeutettu ennen fosforimäärittystä.



Kuva 9 MBR-permeaatin fosforiretentiot eri saostuskemikaalin annosteluilla. Kokeet suoritettiin 25 °C lämpötilassa. Toisessa kokeessa pH pyrittiin säätämään arvoon 7.

Tuloksista (taulukot V ja VI sekä kuvat 8 ja 9) havaitaan, että tulokset ovat pääosin loogisia fosforiretentioiden osalta, koska saostuskemikaalin annostelua lisättäessä saostuu enemmän fosforia. Kuitenkin pH-säädettyjen permeaattinäytteiden (300 ja 350 mg/L) kohdalla järjestys ei päde. Tämä johtuu oletettavasti fosforianalyysin määrittämisrajasta (0,05 mg/L P_{tot}), jonka 300 mg/L annostelunäyte alittaa ja tulosta ei voida näin ollen pitää luotettavana.

Saostuminen ei ole lietenäytteissä niin tehokasta kuin MBR-permeaatissa. Edelleen tulee kuitenkin ottaa huomioon, että lietteen kohdalla 100 mg/L ja 300 mg/L Amicon-suodatukseen menevien näytteiden osalta kyseisiä näytteitä ei ole laskeutettu vaan fosforiarvo on mitattu heti hitaan sekoitusvaiheen jälkeen. Vaikka varsinaiseen fosforianalyysiin näytteistä erotetaan joka tapauksessa kiintoaine on mahdollista, että laskeuttamattomaan näytteeseen jää esimerkiksi pienhiukkasia, jotka jättävät fosforilukeman ”todellista” korkeammaksi. Lisäksi pitkän laskeutusvaiheen aikana

saostuskemikaali voi vielä reagoida fosforin kanssa. Toisaalta 350 mg/L annoksella saostetun ja laskeutetun lietekokeen fosforiretentio jää n. 10 % alhaisemmaksi suhteessa vastaavaan permeaattikokeeseen eli lietenäytteiden saostuminen voi todella olla heikompaa suhteessa permeaattiin. Denitrifikaatiolietteen kemiallinen ja biologinen koostumus on luonnollisesti merkittävästi erilainen MBR-permeaattiin nähden, mikä vaikuttaa erittäin todennäköisesti saostuksen tehokkuuteen. Esimerkiksi 0-näytteiden osalta permeaatin kokonaisfosforiarvo on vain n. 50 % verrattuna lietenäytteen vastaavaan. Koostumuksen johdosta permeaatissa olevat fosforipartikkelit siis altistuvat oletettavasti helpommin kontaktiin saostuskemikaalin kanssa. Tulosten perusteella permeaatilla saavutetaan lähes sama fosforiretentio (95 %) 100 mg/L saostuskemikaalin annoksella kuin todellisessa Parikkalan MBR-pilotoinnissa 150 mg/L annoksella lietteelle tehdyissä kokeissa (94 %) (Arola et al. 2015)

Mekaanisen säätimen takia lietenäytteiden sekoitusnopeutta ei voitu varmistaa yhtäläiseksi permeaattinäytteiden kanssa. Liete on luonnollisesti raskaampaa kuin permeaatti, minkä seurauksena esimerkiksi 250 rpm asetusta ei välttämättä vastaa samaa nopeutta selkeästi harvemman kiintoainekoostumuksen permeaatissa. Tämän vaikutusta tuloksiin ei kuitenkaan voi pitää merkittävänä, sillä molemmissa kokeissa sekoitusvaiheiden ajat olivat yhtäläiset ja sekoitusnopeudet olivat silmämääräisesti lietenäytteilläkin riittävän tehokkaita kunnolliseen sekoitukseen.

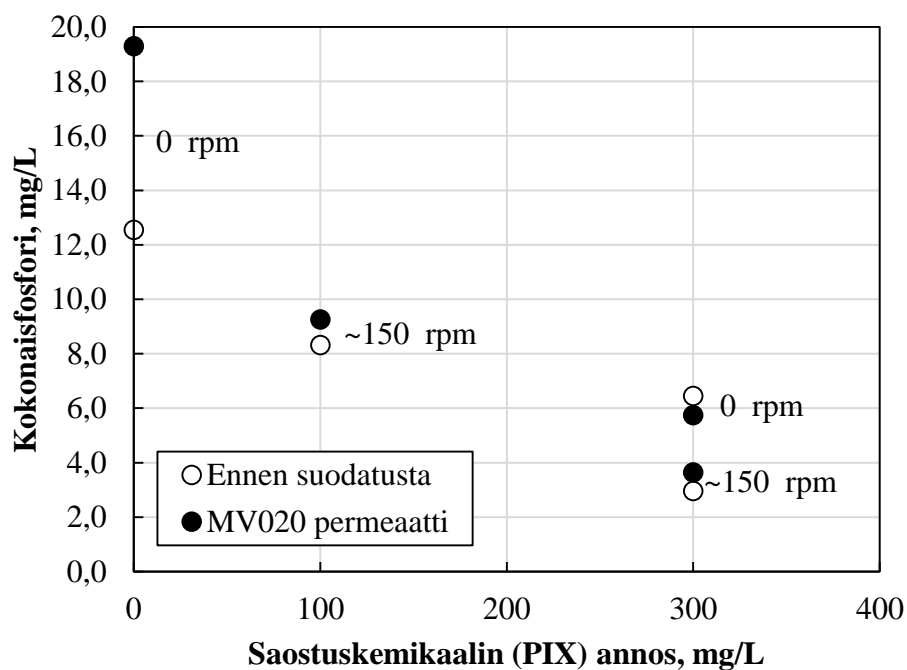
Taulukosta VI ja kuvasta 9 havaitaan, että pH:n säätämällä saostuskemikaalin optimaalialueelle on jo pienimmällä annostelulla (100 mg/L) yli 20 % vaikutus fosforiretentioon. Suuremmilla annosteluilla pH-säädön vaikutus on minimaalinen, mikä voi johtua saostuskemikaaliannoksen vahvuudesta. Annokset 300 mg/L ja 350 mg/L ovat todennäköisesti jo niin suuria, että optimaalisella pH-alueella ei ole enää kyseisillä annoksilla merkittävää vaikutusta fosforin saostumiseen eli kemikaalin suhteellisen suuri määrä korvaa epäideaalisia reaktio-olosuhteita. Toisaalta liitteen (1) pH-tulosten perusteella pH-säätö ei onnistunut tavoitellusti eli NaOH-annostelut eivät olleet riittäviä, sillä pH laski alle pH-arvon 4 esimerkiksi 350 mg/L PIX-annoksen näytteessä alkalointikemikaalin lisäämisestä huolimatta. Lietteeseen nähden

permeaatilla on oletettavasti alhaisempi alkaliniteetti eli heikompi kyky vastustaa happojen aiheuttamia pH-muutoksia. MBR-prosessin suodatus erottaa todennäköisesti osan alkaliniteettia aiheuttavien emästen kokonaismäärästä.

Johtokyky mittaukset (liite 1) viittaavat siihen, että saostuskemikaalia annosteltiin todennäköisesti oikeassa suhteessa, sillä saostuskemikaalia lisättäessä ja näytteen rautaionipitoisuuden kasvaessa myös sen johtokyky kasvaa.

6.2 Amicon-suodatusten tulokset

Kokonaisfosforiarvot Amicon-laitteeseen syötetystä näytteestä ja Amicon-permeaatista ovat esitetty taulukossa (liite I) ja kuvassa 10.



Kuva 10. Amicon-membraanisuidatusten kokonaisfosforiarvot lietenäytteille ennen suodatusta ja suodatuksen jälkeen. Kokeet ovat suoritettu 25 °C lämpötilassa MV020 -mikrosuidatusemembraanilla.

Tulosten perusteella kriittinen tekijä Amicon-suodatuksissa fosforin erottamisen kannalta on syöttöliuoksen sekoitus, sillä sekoitetuissa kokeissa vastoin oletuksia membraanisuodatuksen permeaatissa ei ole vähemmän fosforia kuin syöttöhetkellä. On mahdollista, että laitteen minimisekoitus on liian suuri saostuksessa muodostuneille flokkihiukkasille, jotka magneettisekoitin todennäköisesti hajottaa ja näin saostuksessa kiintoaineeseen sitoutunutta fosforia pääsee kalvon lävitse. Kun sekoitusta ei käytetty lainkaan saavutettiin 300 mg/L PIX-annoksen näytteessä n. 11 % kokonaisfosforin retentio. Suodatetussa saostamattomassa 0-näytteessä saatiin n. 35 % retentio. Retention suuruuteen vaikuttaa mahdollisesti 0-näytteen suhteellisen korkea fosforipitoisuus (19,3 mg/L) syötössä suhteessa muihin näytteisiin. On myös mahdollista, että osa saostuskemikaalista on vielä reagoimatta sillä hetkellä, kun näyte syötetään Amicon-laitteeseen. TOC-tulosten (liite I) perusteella membraani erottaa n. 70 % orgaanisesta kokonaishiilestä syötettävään näytteeseen nähden (TOC: 48 mg/L).

Kokonaisuudessaan fosforianalyysit soveltuivat tähän työhön hyvin ja analyysitarkkuutta voidaan pitää riittävänä työn tavoitteiden kannalta. Kuitenkin erityisesti lietenäytteiden kohdalla on huomioitava, että pieni määrä kiintoainetta voi päästä esikäsittelyssä käytetyn suodatinpaperin lävitse ja häiritä analyysiä. Kolorimetrisen määrittämissä virheen keskihajonta on valmistajan mukaan $\pm 0,14$ mg/L (Merck 2013).

7 Johtopäätökset

Työssä tutkittiin fosforin kemiallista saostamista MBR-prosessista otetuille liete- ja permeaatinäytteille ja tarkasteltiin laboratorio-olosuhteissa membraanisuodatusten vaikutusta lietteen fosforipitoisuuteen. Kirjallisessa osassa selvitettiin perinteisen jätevedenpuhdistusprosessin ja MBR-prosessin toimintaperiaate erityisesti fosforin erotuksen osalta.

Saostuskokeet suoritettiin kolmella eri ferrisulfaattipitoisuudella (PIX-105): 100, 300 ja 350 mg/l. Kokonaisfosforin retentiota kuvaavista tuloksista havaittiin, että saostus oli selvästi tehokkaampaa permeaatille. Lisäksi vallitsevalla pH:lla todettiin olevan vaikutusta permeaatissa olevan fosforin saostumiseen alhaisimmalla saostuskemikaalin annostelulla. Saostuskemikaalin annostelu suhteessa fosforin retentioon noudatti tuloksissa pääosin oletettua järjestystä.

Amicon-laitteella MV020-kalvolla suoritettujen membraanisuodatukset osoittivat, että laitteen sekoituksella on todennäköisesti vaikutusta fosforiflokkien pysyvyyteen. Ilman sekoitusta saavutettiin 300 mg/L annoksella saostetulla näytteellä n. 11 % fosforin retentio.

Permeaatille tehtyjen saostuskokeiden perusteella 100 mg/L saostuskemikaalin annostuksella saavutettiin alle 0,2 mg/L fosforipitoisuus, joka vaatii todellisessa MBR-pilotointiprosessissa lietettä saostettaessa lähes kolminkertaisen annoksen samaa saostuskemikaalia (Arola et al. 2015). Täten on mahdollista, että MBR-prosessissa olisi kemikaalikulutuksen kannalta huomattavasti kannattavampaa annostella saostuskemikaali vasta membraanisuodatuksen jälkeiseen permeaattiin. Tällöin tarvittaisiin kuitenkin jälkikäsittelyvaiheeksi esimerkiksi ylimääräinen membraanisuodatus saostuneen fosforin erottamiseksi. Toisaalta on huomioitava se, että kokeissa saostettu denitrifikaatoliete on biologisen käsittelyvaiheen alkupäästä ja todellisuudessa kokonaisfosforin määrään vaikuttaisi kemikaalin lisäksi myös lietteen bakteerit ja ilmastusvaiheessa oleva membraanisuodatus.

Tulevaisuudessa on tarpeen kyetä optimoimaan jätevedenpuhdistusprosesseja erityisesti fosforin erotuksen osalta. Kokeet osoittavat, että kemikaalisyötön sijainnilla on merkitystä saostustehokkuuden kannalta. Ideaalilla kemikaalisyötöllä voitaisiin pidemmällä tähtäimellä siis vähentää merkittävästi kemikaalikustannuksia. Saostuskokeiden perusteella myös varsinaisella annostelumäärällä on suhteellisen pienellä muutoksella suuri vaikutus fosforin saostumiseen. Tämä osoittaa sen, että fosforin saostuminen on erittäin herkkä annosteltavalle kemikaalimäärälle eli on olemassa myös riski annostella kemikaalia ylimäärin tarpeeseen nähden. Mikäli

kemiallista saostustekniikkaa käytetään jätevedenpuhdistuksessa tulevaisuudessakin, olisi tarpeen uudistaa prosesseja siten, että niiden saostuskemikaaliannostelua voitaisiin säätää prosessiin tulevan jätevesikuormituksen mukaan.

LÄHDELUETTELO

Alfa Laval, *New Hollow Sheet technology for membrane bioreactors*, saatavilla <http://www.alfalaval.com/solution-finder/products/hollow-sheet-membrane/Documents/PEE00175EN.pdf>, 25.1.2015

Arola, K., Mänttari, M., Kallioinen, M., 2015, Membraanitekniikan hyödyntäminen kunnallisten jätevesien puhdistuksessa: Loppuraportti, Lappeenrannan teknillinen yliopisto, s. 11-12

Avi, Aluehallintovirasto, *Lupa-Tietopalvelu*, saatavilla <https://tietopalvelu.ahtp.fi/Lupa/>, 25.1.2015

Bashan, L., Bashan, Y., 2003, *Fertilizer potential of phosphorus recovered from wastewater treatments*, Developments in Plant and Soil Sciences, Springer, s. 179-184

Brett, S., Guy, J., Morse, G., Lester, J., 1997, *Phosphorus Removal And Recovery Technologies*, Selper Publications, s. 6 – 7

Correll, D. L., 1998, *The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review*, Journal of Environmental Quality, vol. 27, s. 261-266

Cushnie, G. C. Jr., 1984, *Removal of Metals from Wastewater*, Noyes Publications, s. 29

Edwards, M., 2001, *Role of Phosphate Inhibitors in Mitigating Lead and Copper Corrosion*, AWWA Research Foundation, s. 24

Elser, J., White, S., 2010, *Peak Phosphorus*, Foreign Policy, saatavilla http://webspaceship.edu/mrmars/Basic/bonus_question_resource_doc/peak_phosphorus_and_why_it_.pdf, 17.12.2014

EPA (United States Environmental Protection Agency), *Water: Monitoring & Assessment*, saatavilla <http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms56.cfm>, 6.11.2014

Esemen, T., Rand, W., Dockhorn, T., Dichtl, N., 2009, *Increasing cost efficiency of struvite precipitation by using alternative precipitants and P-remobilization from sewage sludge*, International Conference on Nutrient Recovery from Wastewater Streams, IWA Publishing, s. 275-276

EUR-Lex (Euroopan unionin virallinen lehti), *Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus N:o 259/2012*, 2012, saatavilla <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2012:094:0016:0021:FI:PDF>, 6.11.2014

Finlex, *Ympäristönsuojelulaki*, 2000, saatavilla
<http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2000/20000086>, 6.11.2014

Finlex, *Ympäristönsuojeluasetus*, 2000, saatavilla
<http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2000/20000169> 17.12.2014

GE, *ZeeWeed 500 Features*, saatavilla <http://www.gewater.com/products/zeeweed-500-membrane.html>, 25.1.2015

Goosen M. F. A., Shayya Walid H., 2000, *Water Management, Purification and Conservation in Arid Climates*, Environmental Progress, Vol. 20, Issue 2, Technomic Publishing Company, s. 24

Gray, N. F., 2010, *Water Technology: An Introduction for Environmental Scientists and Engineers*, Elsevier, 3rd edition, s. 403, 432-434, 521, 620-633

Hammer, M., Hammer, M. Jr., 2012, *Water and Wastewater Technology*, Pearson, 7th edition, s. 33, 300, 387 – 401

Jakubus, M., Czekala, J., 2001, *Heavy Metal Speciation in Sewage Sludge*, Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 10, No. 4, s. 245-250

Judd, S., Judd, C., 2011, *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment*, Elsevier, s. 1, 4, 55, 58, 64, 69, 291

Kasurinen, V., Munne, P., Mehtonen, J., Türkmen, A., Seppälä, T., Mannio, J., Verta, M., Äystö, L., 2014, *Orgaaniset haitta-aineet puhdistamolietteisä*, Suomen Ympäristökeskus SYKE, s. 7-11

Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Zaugg, S. D., Barber, L. B., Buxton H. T., 2002, *Pharmaceuticals, Hormones, and Other Organic Wastewater Contaminants in U.S. Streams, 1999 – 2000: A National Reconnaissance*, Environmental Science & Technology, vol. 36, no. 6

Li, N., Fane, A., Ho, W. S., Matsuura, T., *Advanced Membrane Technology and Applications*, 2008, John Wiley & Sons, Inc., s. 101, 102

Mallevalle, J., Odendaal P., Wiesner, M., 1996, *Water Treatment: Membrane Processes*, McGraw-Hill, s. 17.2

Mason, C., 2002, *Biology of Freshwater Pollution*, 4th edition, Pearson Education Limited, s. 128

Merck Millipore, 2013, *Spectroquant Phosphate Cell Test: Instructions for Use*, saatavilla, http://www.merckmillipore.com/INTERSHOP/web/WFS/Merck-INTL-Site/en_US/-/USD/ShowDocument-File?ProductSKU=MDA_CHEM-114729&DocumentId=6179.ProNet&DocumentType=PI&Language=EN&Country=NF 18.12.2014

Mittal, A., 2011, *Biological Wastewater Treatment*, Water Today, saatavilla, <http://www.watertoday.org/Article%20Archive/Aquatech%2012.pdf>. 2.12.2014

Niinimäki, J., Penttinen, K., 2014, *Vesienhoidon ekologiaa: ravintoverkkokunnostus*, Books on Demand GmbH, s. 13, 19

Petzet, S., Cornel, P., 2013, *Waste as a Resource: Phosphorus Recovery from Wastewater*, Royal Society of Chemistry, Issues in Environmental Science and Technology, s. 36

Raita, *PIX-105 käyttöturvallisuustiedote*, saatavilla, <http://www.raita.com/pix105%20turvallisuus.pdf> 17.12.2014

Russell, D. L., 2006, *Practical Wastewater Treatment*, Wiley-Interscience, s. 175-176, 191-194

Samie, I, Römer, W., 2001, *Phosphorus availability to maize plants from sewage sludge treated with Fe compounds*, Developments in Plant and Soil Sciences, vol 92, s. 846-847

Spellman, F. R., 2013, *Water and Wastewater Treatment Plant Operations*, 3rd edition, CRC Press, s. 146, 776, 778

Tchobanoglous, G., Burton, F., Stensel, D., 2003, *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 3rd edition, McGraw-Hill, s. 502, 504

UNEP, United Nations Environment Programme, *Sludge treatment, reuse and disposal*, saatavilla
http://www.unep.or.jp/ietc/publications/freshwater/sb_summary/10.asp, 18.12.2014

Van Haandel, A., Van der Lubbe, J., 2012, *Handbook of Biological Wastewater Treatment*, IWA Publishing, 2nd edition, s. 26, 110, 240-241

Vieno, N., 2014, *Haitalliset aineet jätevedenpuhdistamoilla –hankkeen loppuraportti*, Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 34, Suomen Vesilaitosyhdistys ry, s. 5, 10

LIITELUETTELO

Liite I Tulokset johtokyky-, pH- ja TOC-mittauksista

Liite I Tulokset johtokyky-, pH- ja TOC-mittauksista

Permeaatti (-)						
PIX, mg/L	P _{tot} , mg/L	pH, -	Johtokyky, μ S/cm	TOC, mg/L	TC, mg/L	IC, mg/L
0	4,58	6,82	591,8	8,759	14,46	5,697
100	1,32	5,75	612,0	7,313	9,957	2,644
300	0,14	3,28	836,5	5,076	6,745	1,669
350	0,11	3,18	908,4	5,232	6,605	1,374

Permeaatti (pH säädetty)			
PIX, mg/L	P _{tot} , mg/L	pH, -	Johtokyky, μ S/cm
0	3,38	6,98	497,3
100	0,18	6,81	549,5
300	0,04<0,05	3,96	684,9
350	0,06	3,58	759,4

Liete						
PIX, mg/L	P _{tot} , mg/L	pH, -	Johtokyky, μ S/cm	TOC, mg/L	TC, mg/L	IC, mg/L
0	9,62	7,08	542,3	-	-	-
100; ei lask.	8,32	6,85	581,4	47,83	96,04	48,22
100; Amicon perm	9,26	7,12	569,8	14,96	46,07	31,10
300; ei lask.	2,96	6,87	698,0	44,79	88,59	43,80
350	1,22	6,76	-	42,70	87,47	44,77

Saostuskemikaalin annostelu ja lietteen kokonaisfosfori ennen Amicon-suodatusta (syöttö) ja suodatuksen jälkeen (Amicon permeaatti). Lisäksi on laskettu suodatuksen aiheuttama prosentuaalinen P_{tot}-muutos.

PIX, mg/L	Sekoitus, rpm	Liete P _{tot} , mg/L	P _{tot} muutos, %
0; syöttö	0	19,30	
0; Amicon perm.		12,55	-34,97
100; syöttö	~150	8,32	
100; Amicon perm.		9,26	+11,30
300; syöttö	~150	2,96	
300; Amicon perm.		3,64	+22,97
300; syöttö (2. ajo)	0	6,45	