

LAPPEENRANNAN TEKNILLINEN YLIOPISTO

Teknillinen tiedekunta

Ympäristötekniikan koulutusohjelma

BH10A0300 Ympäristötekniikan kandidaatintyö ja seminaari

**HAJA-ASUTUSALUEIDEN
PIENJÄTEVEDENPUHDISTAMOIDEN ONLINE-
MONITOROINNIN KEHITYSMAHDOLLISUUDET**

**Potentialities for online-monitoring of small scale wastewater
treatment systems in sparsely populated areas**

Työn tarkastaja: Professori, TkT Risto Soukka

Työn ohjaaja: Nuorempi tutkija, DI Minna Havukainen

Lappeenrannassa 10.4.2012

Petri Ajo

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO	2
2 JÄTEVESIASETUS.....	2
2.1 Asetuksen heikkouksia.....	4
3 PIENJÄTEVEDENPUHDISTAMOIDEN TEKNIKKAA	5
3.1 Kiintoaineksen poisto	8
3.2 Orgaanisen aineksen poisto.....	8
3.3 Typenpoisto.....	8
3.4 Fosforinpoisto.....	9
4 BIOLOGISEN HAPENKULUTUKSEN MITTAUSMENETELMIÄ.....	12
4.1 BOD:n määrittäminen elektronisella nenällä.....	14
4.2 Redox-potentiaali ja happipitoisuus	16
4.3 Kemiallinen hapenkulutus (COD).....	16
4.2.1 COD:n määrittäminen UV/vis-spektrometrillä	17
4.3 BOD:n ja COD:n suhde	18
5 MITTAUSMENETELMIEN SOVELTAMINEN HAJA-ASUTUSALUEIDEN PIENJÄTEVEDENPUHDISTAMOISSA.....	19
5.1 BOD:n määrittäminen – kiinnostavat vaihtoehdot.....	20
5.1.3 BOD:n vähenemän määrittäminen elektronisen nenän avulla	20
5.1.4 BOD:n vähenemän määrittäminen redox-potentiaalin avulla.....	22
5.1.4 BOD:n vähenemän määrittäminen COD:n avulla	22
5.2 Fosforipitoisuuden vähenemän määrittäminen	23
5.3 Typpipitoisuuden vähenemän määrittäminen	25
6 YHTEENVETO	25
LÄHTEET	28

1 JOHDANTO

Tässä ympäristötekniikan kandidaatin tutkinnon opinnäytetyössä haluttiin selvittää haja-asutusalueiden jätevedenpuhdistamoiden toiminnan online-monitoroinnin mahdollisuuksia. Työ tehtiin Ajocon-konsulttiyritykseen tavoitteena tuottaa hyödyllistä tietoa jätevesien mittaamisesta käytännön ja taloudellisuuden näkökulmasta, pääpainona pienpuhdistamolosuhteisiin soveltuvan jatkuvatoimisen online-mittauksen kehittymahdollisuuksien tutkiminen. Tutkimuksilla pyrittiin selvittämään loppukäyttäjän kannalta edullisia ja käytännöllisiä ratkaisuja pienpuhdistamon toiminnan monitorointiin.

Kehittyvä jätevesilainsäädäntö asettaa vaatimustasoja haja-asutusalueiden jätevesien puhdistamoiden toimintaan tiettyjen ympäristöä kuormittavien yhdisteiden osalta, joten työn tavoitteena oli löytää jätevesien mittaumenetelmä, jolla päästäisiin riittävään tarkkuuteen jätevedenkäsittelyn tehokkuuden arvioinnissa. Käytännöllistä ja taloudellista ratkaisua ei puhdistamon toiminnan valvomiseen ole vakiintunut eikä lainsäädäntö nykyisellään suoraan sitä edellytä. Tulevaisuudessa pienpuhdistamoiden mahdollisesti yleistyessä ja käytäntöjen vakiintuessa myös laitteiston valvonnalle ja puhdistuksen laadun monitoroinnille voidaan olettaa asetettavan vaatimuksia.

Nykyisten pienpuhdistamoiden monitorointiratkaisut keskittyvät prosessin valvontaan lähinnä häiriö- ja poikkeustilojen varalta. Monitorointijärjestelmät eivät siis tarkkaile laissa määritettyjen puhdistustavoitteiden toteutumista. Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin eri mahdollisuuksia juuri edellä mainittujen puhdistustavoitteiden toteutumisen seurantaan.

Opinnäytetyön lähdemateriaalina käytettiin muun muassa mittaustekniikkaa ja jätevesien käsittelyä ja monitorointia sekä yleisesti jätevesien ominaisuuksien ja eri parametrien keskinäistä korrelaatiota käsitteleviä teoksia ja tieteellisiä julkaisuja.

2 JÄTEVESIASETUS

Valtioneuvoston jätevesiasetus talousjätevesien käsittelystä vesihuoltolaitosten viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla annettiin kesäkuussa 2003 ja se astui voimaan

2004 vuoden alusta (VNa 542/2003). Asetus täsmensi vuonna 2000 voimaan astunutta ympäristönsuojelulakia, jolla oli säädetty puhdistusvelvollisuus viemäriverkoston ulkopuolella sijaitseville kiinteistölle (YmVM 18/2010 vp). Asetuksen tarkoituksena oli valtakunnalliset vesiensuojelutavoitteet huomioiden vähentää talousvesien päästöjä ja ympäristön pilaantumista (VNa 542/2003, 1 §). Asetuksessa säädettiin vähimmäisvaatimustasot talousjätevesien puhdistamiselle siten, että puhdistetussa jätevedessä orgaanisen aineen (BOD₇) pitoisuus laskisi 90 %, kokonaisfosforin pitoisuus 85 % ja kokonaistypen pitoisuus 40 % verrattuna käsittelemättömään jäteveeseen (VNa 542/2003, 3 §). Asetuksessa sallittiin löyhempi puhdistustaso alueille, joilla ympäristönsuojelulain mukaiset kunnan määräykset ympäristöön johdettavista jätevesikuormituksista määrittivät käsittelyssä vähentyville pitoisuuksille vaatimustasoiksi vähintään 80 % orgaaniselle aineelle, 70 % konaisfosforille ja 30 % kokonaistypelle (VNa 542/2003, 4 §). Puhdistusvaatimusten ohella asetuksessa määriteltiin myös jätevedenpuhdistukseen sopivat menetelmät ja järjestelmät. Näiden lisäksi annettiin ohjeita suunnitteluun sekä määräyksiä jätevesijärjestelmän käytöstä ja huollosta (VNa 542/2003).

Valmiiksi olemassa olevista jätevesijärjestelmästä asetuksessa määrättiin annettavaksi selvitys kahden vuoden kuluessa asetuksen voimaantulosta. Lisäksi selvitys jätevesijärjestelmästä sekä käyttö- ja huolto-ohje oli laadittava neljän vuoden kuluessa sellaisille kiinteistöille, joilla ei ollut vesikäymälää. Olemassa oleville tai rakennusluvitetuille jätevesijärjestelmille annettiin kymmenen vuoden siirtymäaika, jonka kuluessa järjestelmä tuli saattaa vastaamaan asetuksen vaatimuksia ellei asetuksen momenteista muuta määräytyisi. (VNa 542/2003).

Asetuksessa veloitettiin Suomen ympäristökeskus (SYKE) seuraamaan saatavilla olevia jäteveden käsittelylaitteistoja ja –menetelmiä sekä tuloksia, joita niillä voi saavuttaa. Puolueettomana elimenä ympäristökeskuksen saavuttamat tulokset ja tiedot jäteveden käsittelylaitteistojen ja –menetelmien seurannasta määrättiin saatettavaksi kansalaisten helposti saatavaksi. (VNa 542/2003, 10 §).

1.1.2004 voimaan tullut jätevesiasetus sai kuitenkin kriittisen vastaanoton ja paljon arvostelua muun muassa liian suuresta kuluttajan vastuusta onnistuneeseen

jätevedenpuhdistukseen. Kritiikkiä lisäsi se, että esimerkiksi merkittävin pienpuhdistamoita tutkinut taho, Suomen ympäristökeskus, raportoi puhdistamoiden toiminnasta verkkosivuillaan ilman kannanottoa minkään järjestelmän toimivuudesta käyttökohteessa. Kannanottojen puutteen vuoksi raporteissa esitetyn tiedon hyödyntäminen vaatii asiantuntemusta jäteveden käsittelystä ja puhdistamoista, eivätkä kyseiset raportit siten tarjoa käytännöllistä hyötyä kaikille asiaa koskeville. (TM Rakennusmaailma 2009, 41.)

Ympäristövaliokunta esitti haja-asutusalueiden jätevesien käsittelyvaatimuksia kohtuullistettavaksi ja selkeytettäväksi antaessaan asiaa koskevan mietinnön tammikuussa 2010 (YmVM 18/2010 vp). Talousjätevesien käsittelystä viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla annettiin uusi asetus 10. maaliskuuta 2010 ja se astui voimaan 15. päivänä samaa kuukautta. Asetuksella kumottiin valtioneuvoston asetus VNa 542/2003. Uusi asetus on tunnukseltaan VNa 209/2011. Uudessa asetuksessa puhdistusvaatimuksia on lievennetty siten, että orgaanisen aineksen osalta käsittelyn jälkeinen vähennys pitoisuudessa olisi vähintään 80 % (BOD₇), kokonaisfosforin osalta vähintään 70 % ja kokonaistypen osalta vähintään 30 %. Pilaantumisherkille alueille asetetut ohjeelliset puhdistustasot ovat orgaaniselle ainekselle 90 %, kokonaisfosforille 85 % ja kokonaistypelle 40 %. Aikaisemmassa asetuksessa annetut tiukemmat arvot siirtyivät näin koskemaan pilaantumisherkkiä alueita ja löyhemmät arvot määrittelevät uuden normaalitason. 1.1.2004 olemassa olleille uuden asetuksen vaatimuksia täyttämättömille käyttökuntoisille jätevesijärjestelmille annettiin viiden vuoden siirtymäaika asetuksen voimaantulosta.

2.1 Asetuksen heikkouksia

Puhdistustavoitteiden määrittäminen suhteellisena vähennyksenä on monella tapaa ongelmallista. Ratkaisulla ei kannusteta päästöjen synnyn ehkäisyyn ja tehdään teknisesti jopa kannattamattomaksi tuottaa lähtökohtaisesti puhtaampaa jätevetä. Kun pienpuhdistamon puhdistustavoitteet on määritelty pitoisuuksien suhteellisena vähennyksenä, on niiden saavuttaminen sitä vaikeampaa mitä puhtaampaa puhdistamolle tuleva jätevesi on. Tällä tavoin asetus ikään kuin vaatii tarkempaa puhdistustekniikkaa kuluttajilta, jotka elintavoillaan ja valinnoillaan tuottavat puhtaampaa jätevetä.

Mittausteknisissä ratkaisuisissa on niinkään haastavaa huomioida tasapuolisesti erilaiset lähtökohdat mitattaville jätevesille.

Pienjätevedenpuhdistamoiden päästörajien olennaisin ongelma mittaustekniikan kannalta on rajojen sitoutumattomuus mihinkään ajanjaksoon. Mittausteknisesti online-monitorointitulokset antavat menetelmästä riippuen useimmiten jonkinlaisen mittatuloskäyrän ajan funktiona, jolloin tulosten vertaaminen annettuihin päästörajoihin on hankalaa. Ongelma johtuu siitä, että niin sanotusti samasta vedestä on luonnollisesti mahdotonta ottaa näytettä ennen ja jälkeen puhdistamokäsittelyn. Käytännössä jos suhteellisen puhdistustuloksen selvittämiseksi monitoroitaisiin käsittelemätöntä ja käsiteltyä jätevesivirtaa, olisi vertailussa käytettävä mittatulosikkunoita ennalta määrättyltä tarkasteluajanjaksolta. Tätä tarkasteluajanjaksoa ei ole laissa määritelty. Tarkasteluajanjakson määrittämisellä olisi suuri merkitys mittausteknisiin ratkaisuihin riippuen ajanjakson pituudesta eli siitä, tarkastellaanko puhdistustuloksessa esimerkiksi vuosikeskiarvoa vai kahden viikon ikkunaa. Tarkasteluajanjakson tulisi olla riittävä prosessin viipymän kannalta; liian pieni ajanjakso ei anna edustavaa kuvaa jätevedessä tapahtuvista muutoksista prosessin aikana.

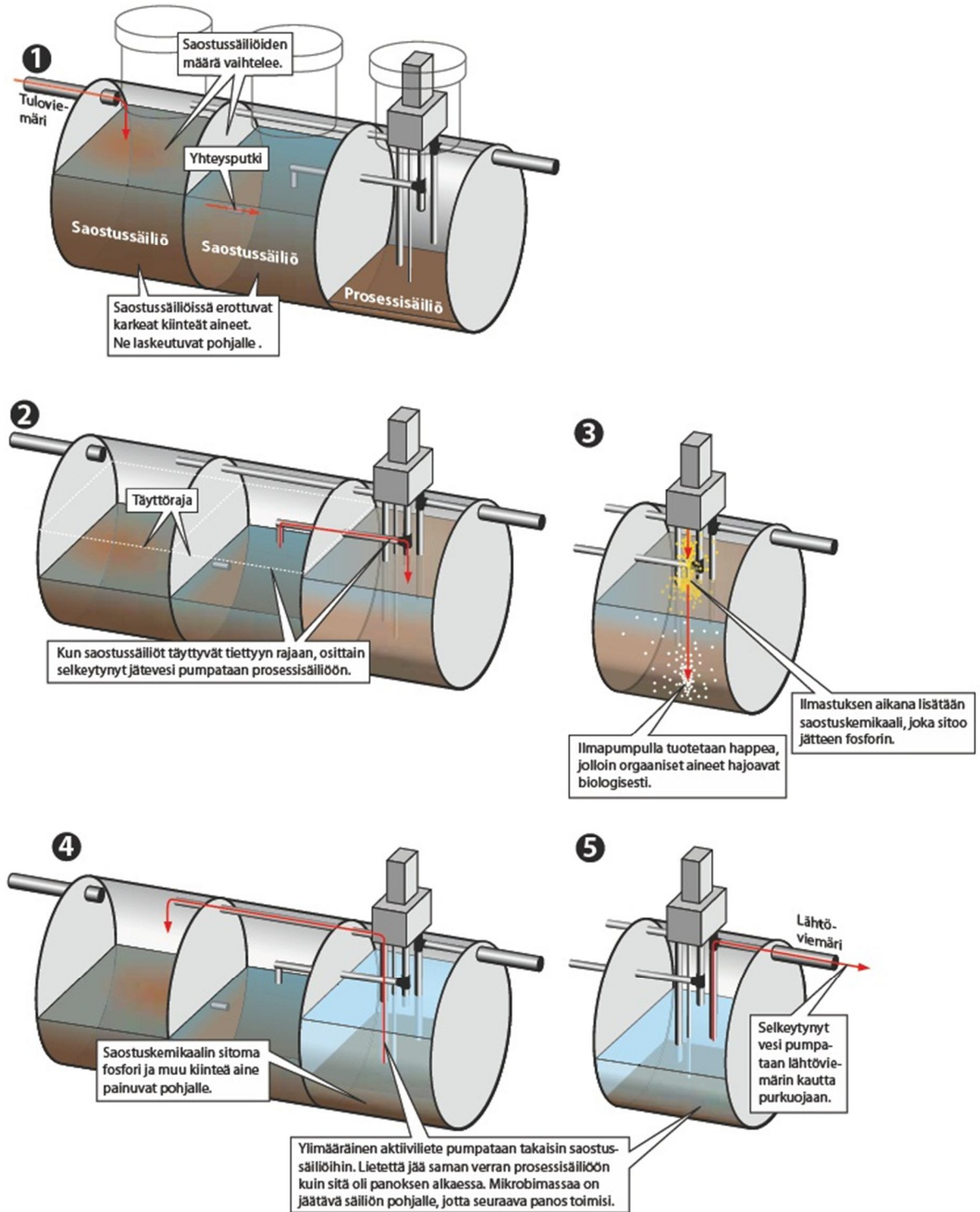
3 PIENJÄTEVEDENPUHDISTAMOIDEN TEKNIKKAA

Haja-asutusalueille suunniteltujen pienjätevedenpuhdistamoiden toiminta perustuu pääsääntöisesti samoihin mekaanisiin, kemiallisiin ja mikrobiologisiin prosesseihin kuin suuremman kokoluokan aktiivilietelaitoksilla. Pienpuhdistamoilla pyritään poistamaan jätevedestä kiintoaineksen lisäksi orgaanisten yhdisteiden, typen ja fosforin määrää. Kuvassa 1 on esitetty kotitalousjätevesien keskimääräinen kuormitus. Taulukon avulla voidaan myös vertailla orgaanisen aineksen, fosforin sekä typen lähteiden keskinäisiä osuuksia ainekohtaisesta kuormituksesta.

Kuormituksen alkuperä	Orgaaninen aine, BHK ₇		Kokonaisfosfori		Kokonaistyyppi	
	g/p d	%	g/p d	%	g/p d	%
Uloste	15	30	0,6	30	1,5	10
Virtsa	5	10	1,2	50	11,5	80
Muu	30	60	0,4	20	1,0	10
Kuormitusluku	50	100	2,2	100	14	100

Kuva 1. Haja-asutuksen kuormitusluvun koostumus: kuormituksen alkuperä sekä eri kuormituslajien määrät grammoina asukasta kohti vuorokaudessa (g/p/d) ja niiden prosenttiosuudet (%). (VNa 542/2003, liite 2.)

Kiintoaineksen poisto tapahtuu mekaanisesti, kun taas orgaanisten yhdisteiden sekä typen ja joiltain osin myös fosforin poisto perustuu mikrobiologisiin reaktioihin. Valtaosa fosforista saostetaan kuitenkin kemiallisesti lisäaineilla. Joidenkin pienpuhdistamoiden valmistajat kuitenkin vakuuttavat laitteensa biologisen fosforinpoiston olevan riittävä ja kemiallista saostusta tarvittavan vain erikoistapauksissa. Kuvassa 2 on esitetty eräs periaatekuva pienjätevedenpuhdistamon toiminnasta. (TM Rakennusmaailma 2009, 46-47; Seikone 2012.)



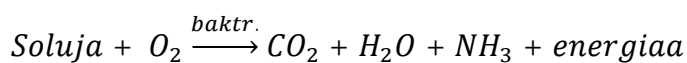
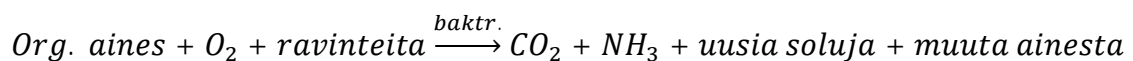
Kuva 2. Eräs periaatekuva pienjätevedenpuhdistamon toiminnasta (TM Rakennusmaailma 2009, 46).

3.1 Kiintoaineksen poisto

Pienpuhdistamoilla kiintoaines poistetaan jätevedestä laskeuttamalla samoin periaattein kuin perinteisissä sakokaivoissa; vettä raskaampi aines laskeutuu hiljalleen pohjalle muodostaen lietteen, jota poistetaan kaivosta väliajoin. Pienpuhdistamoissa on yleensä yksi tai useampia peräkkäisiä saostussäiliöitä sekä erillinen prosessisäiliö. (TM Rakennusmaailma 2009, 46.)

3.2 Orgaanisen aineksen poisto

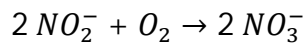
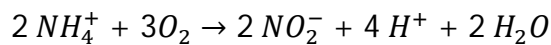
Orgaanisen aineksen poisto perustuu mikrobiologiseen hajottamiseen. Hajottaminen voi tapahtua suspensiona tai biofilimihajoituksena, jossa kantoaineen pinnalle muodostuu orgaanista ainesta hajottavia biofilmejä. Puhdistamossa olevan biomassan mikrobit hajottavat jäteveden eloperäistä ainesta muun muassa vedeksi ja hiilidioksidiksi. Mikrobiologiseen toimintaan tarvittava biomassa syntyy pienpuhdistamossa itsestään ja yleensä mikrobien toimintaan tarvittavaa happea lisätään ilmastuksella. Orgaanisen aineksen poisto toimii pH-alueella 6.0...9.0 optimin ollessa lähellä neutraalia. Mikrobiologinen hajoaminen on esitetty alla olevissa reaktioissa. (TM Rakennusmaailma 2009, 47; Metcalf & Eddy 2003, 609-610.)



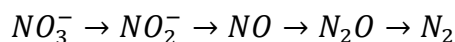
3.3 Typenpoisto

Jäteveden orgaanisen aineksen sisältämän typen poisto jäteveden pienpuhdistamoissa perustuu niinkään mikrobiologisiin prosesseihin. Mikrobitoiminnan seurauksena orgaanisen aineksen tyyppi muuttuu ensin ammoniummuotoiseksi typeksi, mitä kutsutaan ammonifikaatioksi. Ammonifikaation jälkeen nitrifikaatiobakteerit hapettavat ammoniumtypen nitriitiksi ja edelleen nitraatiksi. Prosessia ylläpitävät bakteerit voivat

hapekkaissa olosuhteissa käyttää osan syntyneestä typestä ravinnoksi. Nitrifikaatio on prosessin hitain vaihe ja riippuu voimakkaasti lämpötilasta, eikä siten toteudu helposti pienpuhdistamoiden olosuhteissa esimerkiksi talvisin. Tehokas nitrifikaatio voi toisaalta laskea lietteen pH:ta ja huonontaa laskeutuvuusominaisuuksia sekä vaikuttaa fosforin sakkauttamiseen (ks. kuva 3) (Heino 2008, 15). Myös redox-potentiaali kasvaa nitrifikaation aikana (Björk & Huhtamäki 2005, 24). Redox-potentiaalista on kerrottu tarkemmin kappaleessa 4.2. Nitrifikaatio on kuvattu stoikiometrisesti alla olevissa yhtälöissä. (TM Rakennusmaailma 2009, 47; Metcalf & Eddy 2003, 612.)



Suotuisissa olosuhteissa nitraattimuotoista typpeä voidaan pyrkiä edelleen poistamaan denitrifikaation avulla. Denitrifikaatiossa nitraattityppi pelkistyy typpikaasuksi, mutta se vaatii hapettoman ympäristön ja pienpuhdistamoissa on usein liian haastavaa saavuttaa vaaditut olosuhteet. Toisin kuin nitrifikaatiossa, denitrifikaatiossa liuoksen alkaliniteetti ja pH yleensä nousevat. Lisäksi denitrifikaation aikana liuoksen sähkönjohtokyky heikkenee ja redox-potentiaali laskee (Maurer & Gujer 1995; Björk & Huhtamäki 2005, 24). Alla olevissa reaktioyhtälöissä on kuvattu denitrifikaatio stoikiometrisesti. (TM Rakennusmaailma 2009, 47; Metcalf & Eddy 2003, 619, 623.)



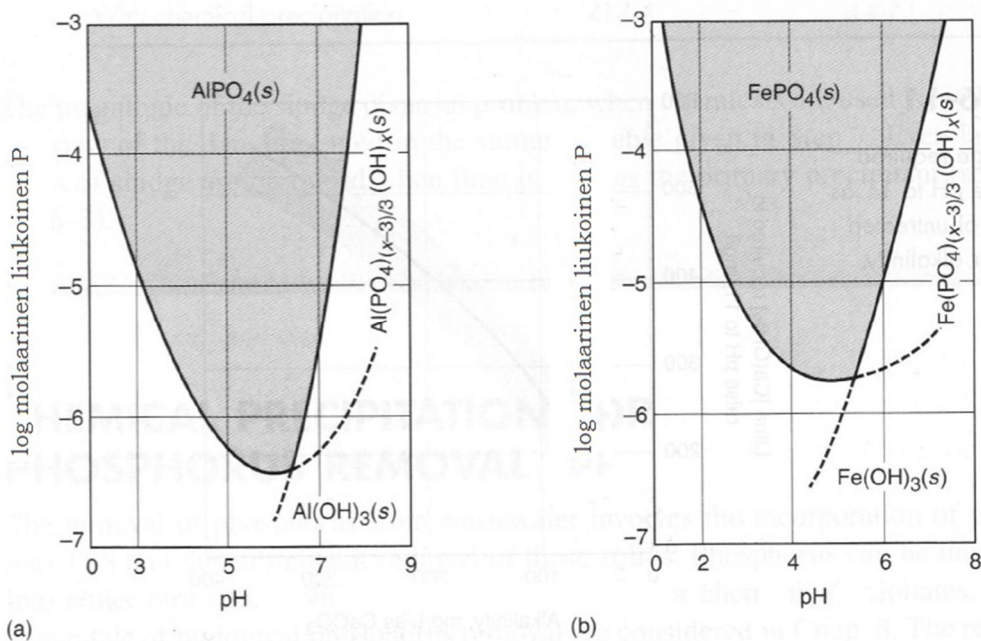
3.4 Fosforinpoisto

Fosforin poisto tapahtuu pienpuhdistamossa pääsääntöisesti sakkauttamalla se kemiallisesti yksinkertaisilla rauta- tai alumiiniyhdisteillä niukkaliukoiseksi fosfaattiyhdisteiksi, millä pyritään saostamaan jäteveden fosfori suuremmiksi partikkeleiksi. Suurempiin partikkeleihin sitoutuneena fosfori sakkautuu lietteeseen ja poistuu sitä kautta lietteenpoiston yhteydessä. Puhdistusprosessia ylläpitävät bakteerit voivat käyttää myös osan jäteveden fosforista ravinnokseen. (TM Rakennusmaailma 2009, 47.)

Kemiallisella saostuksella päästään fosforinpoistossa noin 65...85 % puhdistustulokseen toimivassa prosessissa (Soukka 2012). Riittäväällä reagenssiylimäärällä ja sopivissa olosuhteissa voidaan päästä jopa yli 95 % puhdistukseen (Metcalf & Eddy 2003, 506). Fosforinpoistokemikaalina käytetään useimmiten alumiinin(III) tai raudan(III) suoloja. Saostus alumiinilla ja raudalla tapahtuu seuraavien reaktioyhtälöiden mukaisesti:

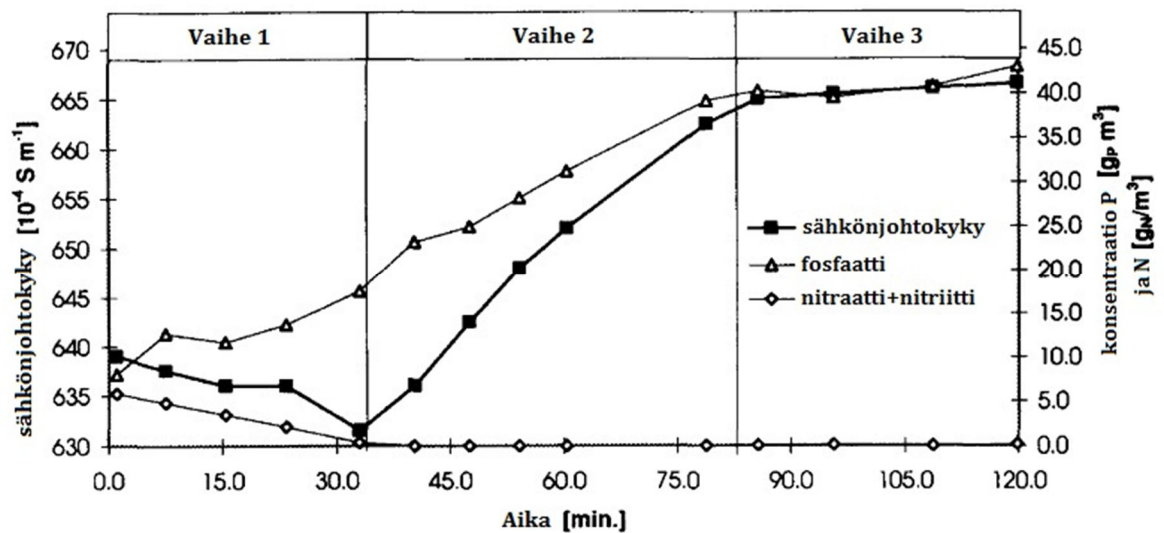


Reaktioyhtälöistä nähdään, että yksi mooli edellämainituista suoloista saostaa stoikiometrisesti yhden moolin fosfaattia. Käytännössä saostus ei tietenkään toteudu stoikiometrisesti siten, että kaikki syötetty kemikaali saostaisi saman verran fosforia. Saostumiseen vaikuttaa esimerkiksi monet jäteveden ominaisuudet kuten alkaliniteetti ja pH sekä jätevedessä olevat hivenaineet ja ligandit. Näiden lisäksi monien kilpailevien reaktioiden takia stoikiometristä yhtälöä ei voida suoraan soveltaa saostukseen tarvittavan kemikaalimäärän arviointiin. Kuvassa 3 on esitetty pH:sta riippuva saostuksen jälkeinen liukoksen fosfaatin määrä ja siitä voidaan lukea esimerkiksi pH-alue, jolla fosforinpoisto toimii. (Metcalf & Eddy 2003, 502.)



Kuva 3. Saostuksen jälkeinen liukoinen fosfaatti (Metcalf & Eddy 2003, 502).

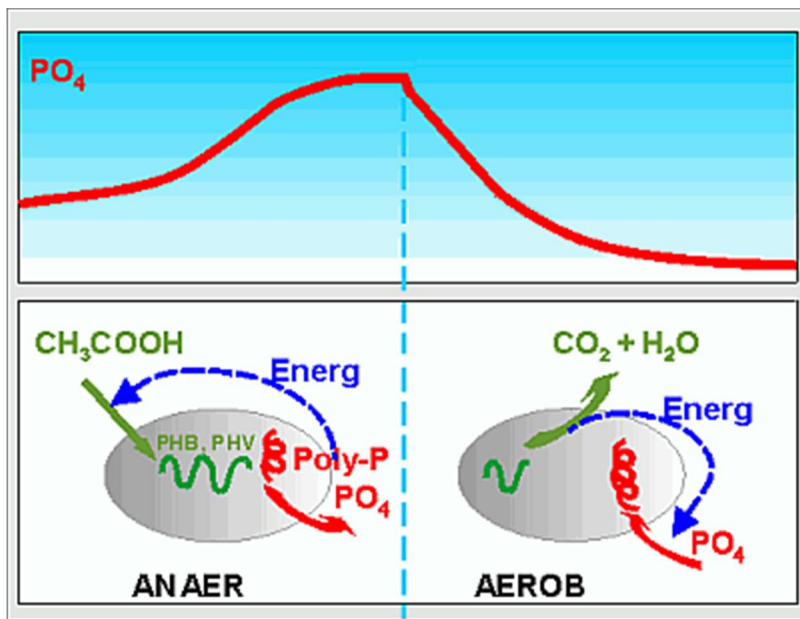
Fosforia poistuu sopivissa olosuhteissa myös biologisten prosessien kautta. Anaerobisissa olosuhteissa liukoinen orgaaninen aines alkaa helposti hajota, jolloin vapautuu asetaatteja. Riittävän pitkän viipymän myötä myös kolloidinen ja kiinteä orgaaninen aines voi alkaa hajota, mutta etenkin pienpuhdistamoiden verrattain lyhyen viipymän vuoksi tämä on liukoisen aineksen hajoamiseen nähden vähäistä. Fosforia varastoivat mikro-organismit hajottavat asetaatteja vapauttaen samalla fosfaatteja. Fosfaattien vapautuessa organismien sisäisistä polyfosfaattiketjuista vapautuu energiaa, jota organismit hyödyntävät solunsisäisten PHB-yhdisteiden valmistamiseen. Erään tutkimuksen mukaan liuoksen fosfaattipitoisuuden kasvaessa myös sen sähkönjohtokyky kasvaa pH:sta riippuen. Kuvassa 4 on esitetty sähkönjohtokyvyn muutos fosfaattipitoisuuden sekä nitraatti- ja nitriittipitoisuuden muutoksen ohella. (Metcalf Eddy 2003, 625; Maurer & Gujer 1995.)



Kuva 4. Mittaustuloksia sähkönjohtokyvyn, fosfaattipitoisuuden sekä nitriitti- ja nitraattipitoisuuden muutoksesta fosforinvapautuksen aikana (Maurer & Gujer 1995).

Kuvan 4 ensimmäisessä vaiheessa (Vaihe 1) vapautuu vähän tai ei lainkaan fosfaatteja influentissa olevien nitraattien tai aerobisen nitrifikaation loppuvaiheen takia. Toisessa vaiheessa (Vaihe 2) fosfaattien vapautuminen soluista on voimakasta ja kolmannessa vaiheessa (Vaihe 3) vapautuminen on vähäistä tai olematonta, mikä voi indikoida esimerkiksi alhaista solunsisäisen fosforin tasoa. (Maurer & Gujer 1995.)

Aerobisissa (anoksisissa) olosuhteissa soluihin varastoituneet PHB-yhdisteet hajoavat, jolloin vapautuu energiaa ja hiiltä solumassan kasvattamiseen. Vapautuneen energian avulla solut muodostavat uusia polyfosfaattisidoksia ympäröivän liuoksen fosfaateista. PHB-yhdisteiden hajoamisen myötä biomassa siis kasvaa ja sitoo enemmän fosfaatteja vähentäen näin liuoksen fosforipitoisuutta. Kuvassa 5 on havainnollistettu biologisen fosforinpoiston vaiheet. (Metcalf Eddy 2003, 625.)



Kuva 5. Biologisen fosforinpoiston vaiheet (Valtion ympäristöhallinto 2012).

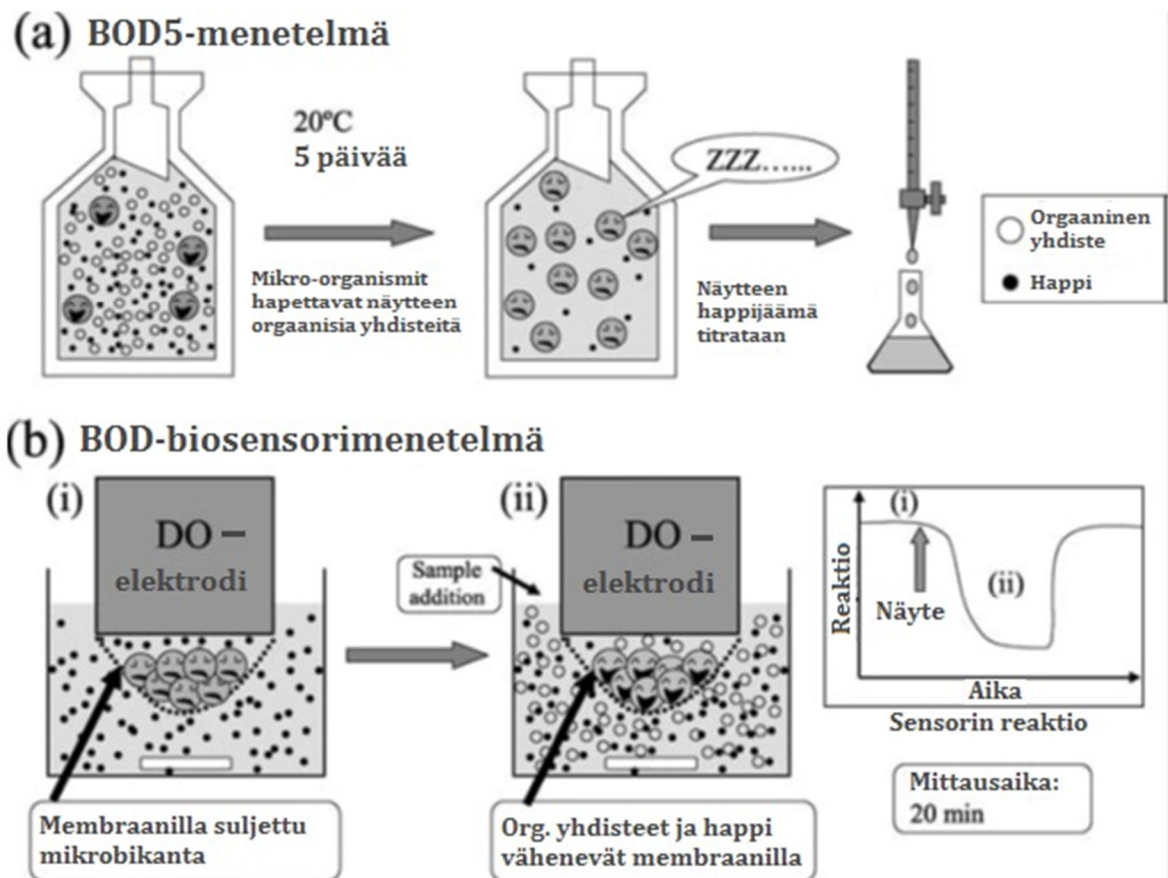
4 BIOLOGISEN HAPENKULUTUKSEN MITTAUSMENETELMIÄ

Luonnosta valuvien vesien ja jätevesien mukana vesistöihin pääsee orgaanista ainesta. Orgaanien aines hajoaa mikrobitoiminnan seurauksena pääsääntöisesti vedeksi ja hiilidioksidiksi (TM Rakennusmaailma 2009, 46-47). Jätevesien orgaanisen aineksen pääsyä vesistöihin pyritään estämään sillä sen biologinen hajoaminen kuluttaa happea, mikä voi olla vahingollista vesistöekosysteemeille.

BHK eli biologinen hapenkulutus on kvantitatiivinen biohajoamiseen kuluvan hapen mitta määrättyinä ajanjaksona. Kuten tässäkin raportissa, BHK:n asemesta käytetään usein englanninkielistä lyhennettä BOD (Biochemical Oxygen Demand). Jätevedestä mitattu BOD_7 -luku ilmaisee jäteveden kuluttaman hapen määrän seitsemän päivän aikana

määrätyissä olosuhteissa. BOD-arvoa mitataan usein myös viiden päivän ajanjaksolla (BOD_5). Analyysien pitkän keston vuoksi viiden ja seitsemän päivän BOD-mittauksilla on kuitenkin luonnollisesti huono toistettavuus. (Hakala & Välimäki 2003, 47.)

Toisin kuin fosfori- ja typpipitoisuuksien määrittämiseen, BOD:n online-monitorointiin on kehitetty erilaisia menetelmiä, kuten biosensoreita ja elektronisia neniä. Biosensorilla mitataan biologisen komponentin (mikro-organismeja) reagoimista tutkittavan yhdisteen kanssa (Nakamura et al. 2007). Biosensoria ei tässä tutkimuksessa käsitellä tarkemmin sen tarkoitukseen huonon soveltuvuuden vuoksi, mutta kuvassa 5 on vertailtu biosensoria ja perinteistä BOD_5 -testiä. Lisäksi seuraavissa kappaleissa on tarkasteltu happipitoisuuden ja redox-potentiaalin korrelaatiota sekä BOD:n suhdetta kemialliseen hapenkulutukseen (COD) ja sen online-monitorointia.

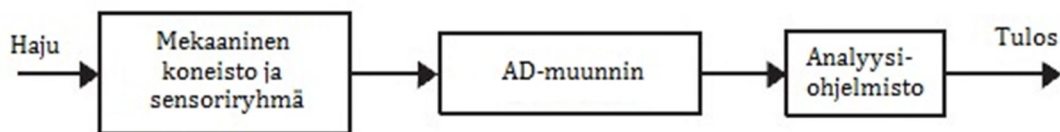


Kuva 5. BOD_5 - (a) ja biosensorimenetelmän (b) havainnollista vertailua (Nakamura et al. 2007, 369).

4.1 BOD:n määrittäminen elektronisella nenällä

Elektronisella nenällä kerätyllä datalla ja BOD:lla on empiirisesti todettu vuorovaikutus. Aiheeseen liittyviä tutkimuksia esittelevien raporttien perusteella voidaan biologisen hapenkulutuksen tulkita korreloivan aromaattisia yhdisteitä määrittävien sensoriryhmien tekemien havaintojen kanssa.

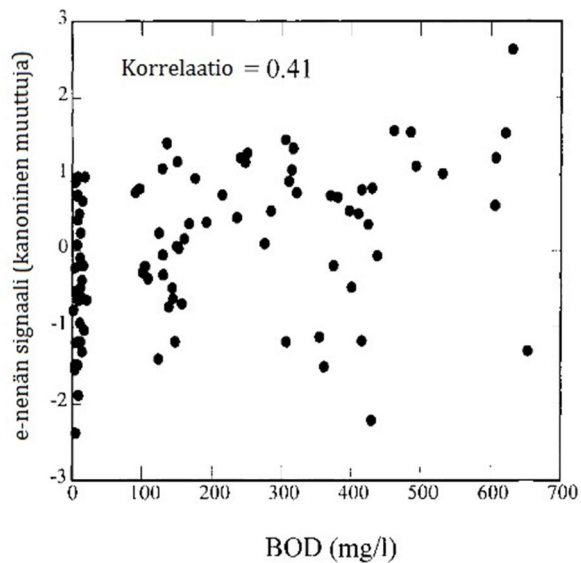
Jäteveden prosessoitumisessa kehittyvät aromeja, joita elektronisella nenällä eli niinkutsutulla keinonenellä voidaan havainnoida. Elektroninen nenä koostuu useista erilaisista sensoreista, joiden antama signaali tunnistetaan tietopankin ja siihen liittyvän hahmontunnistusjärjestelmän avulla. Instrumentin sensoripää voi koostua esimerkiksi 12 erilaisesta polymeerisensorista, joiden antamia signaaleja voidaan verrata esimerkiksi BOD₅-arvoon, millä tavoin tarkastelun kohteena oleva korrelaatio on määritelty.



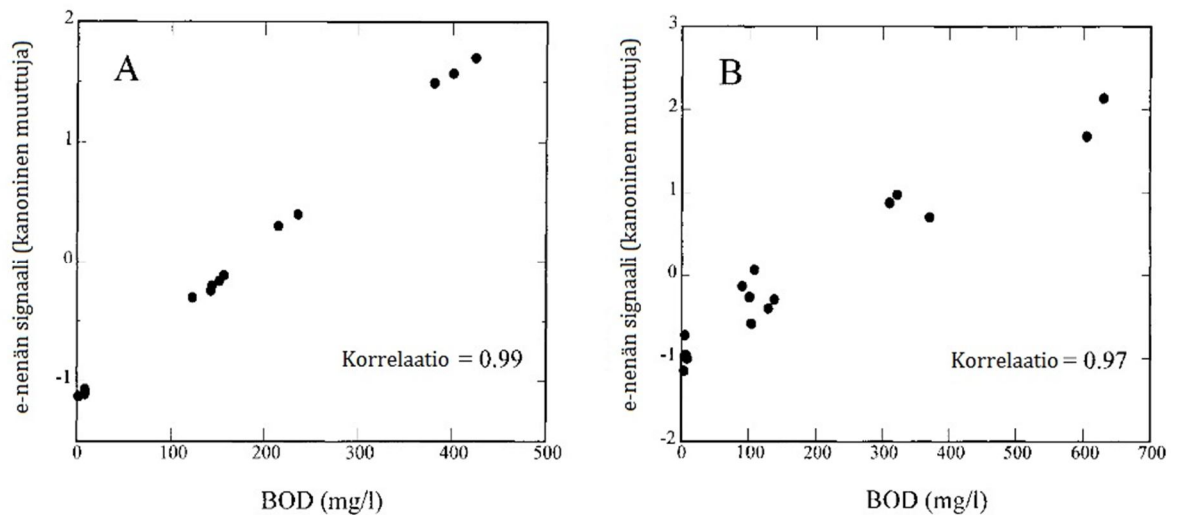
Kuva 6. Lohkokaavio elektronisen nenän toiminnasta (Onkal-Engin et al 2004, 844).

Mittaus keinonenellä tapahtuu kaasufaasissa eli niin sanotussa headspace-tilassa. Headspace-tila on säiliön vesipinnan yläpuolinen tila. Mittaus perustuu sensoripinnoille absorboituneiden komponenttien vaikutukseen sensoripinnan ominaisuuksiin, kuten sähkönjohtavuuteen tai optisiin ominaisuuksiin. Näiden avulla muodostetaan spektri, jonka pohjalta voidaan erilaisten tilastollisten menetelmien kuten keinotekoisien neuroverkkojen (ANN, Artificial Neural Network) avulla tunnistaa kaasukomponentteja tai komponenttiryhmiä. Keinotekoisia neuroverkkoja soveltamalla voidaan elektronisella nenällä hyödyllisesti määrittellä jäteveden ominaisuuksia tai seurata online-tilassa jäteveden BOD:ta. Menetelmän etuja on muun muassa mittauksen toistettavuus. Tärkeitä ominaisuuksia elektroniselle nenälle on lisäksi muun muassa herkkyys ja nopeus sekä aineryhmäkohtainen osittainen selektiivisyys. (Albers et al. 2003, Onkal-Engin et al. 2004.)

Pitkällä aikavälillä elektronisen nenän mittaustulosten korrelaatio biologisen hapenkulutuksen kanssa ei yllä hyödynnettävissä oleviin tuloksiin, mutta lyhyemmällä aikavälillä (enintään kuukausi) tuloksilla voidaan tilastollisten menetelmien avulla saavuttaa lineaarinen korrelaatio biologisen hapenkulutuksen kanssa. Kuvissa 7 ja 8 on esitetty keinonenällä saatujen tulosten korrelaatiota BOD-arvoon viiden kuukauden sekä kahden viikon mittausperiodeilla.



Kuva 7. Keinonenällä saatujen mittaustulosten ja BOD:n korrelaatio 5 kk ikkunalla (Stuetz et al. 1999, 1070).

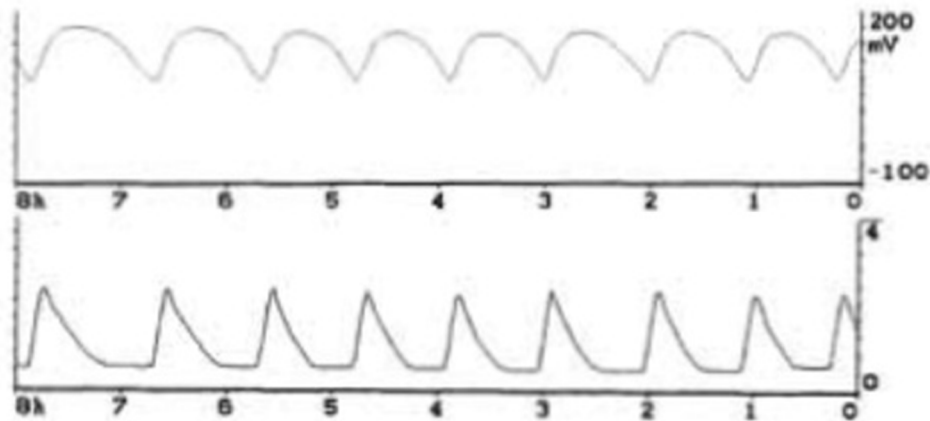


Kuva 8. Keinonenällä saatujen mittaustulosten ja BOD:n korrelaatio 2 viikon ikkunalla (A maaliskuussa, B toukokuussa) (Stuetz et al. 1999, 1072).

4.2 Redox-potentiaali ja happipitoisuus

Jotkut substanssit hapettuvat (tai pelkistyvät) helpommin kuin toiset. Tätä vaihtelua kutsutaan hapetus-pelkistys-potentiaaliksi eli redox-potentiaaliksi (reduction-oxidation-potential). Kirjallisuudessa käytetään myös merkintöjä E_0' , E_h ja ORP. Redox-potentiaali mitataan voltteina ja referenssinä käytetään standardisubstanssia H_2 (vetykaasu), jonka redox-potentiaali on $-0,421$ V. (Madigan & Martinko 2006, 113.)

Kuvassa 9 on esitetty erään prosessin redox-potentiaalin ja happipitoisuuden tyypillistä vaihtelua hapetuskapasiteettiin nähden verrattain alhaisen kuormituksen olosuhteissa. Kuvan prosessissa ilmastusta on ohjattu redox-mittauksella siten, että redox-potentiaalin pudotessa määrätyle tasolle ilmastusta lisätään ja vastaavasti vähennetään potentiaalin saavuttaessa määrätyn ylätasoa.



Kuva 9. Redox-potentiaalin (ylempi käyrä) ja happipitoisuuden vaihtelua (mg/l) ilmastuksessa (Björk & Huhtamäki 2005, 24).

4.3 Kemiallinen hapenkulutus (COD)

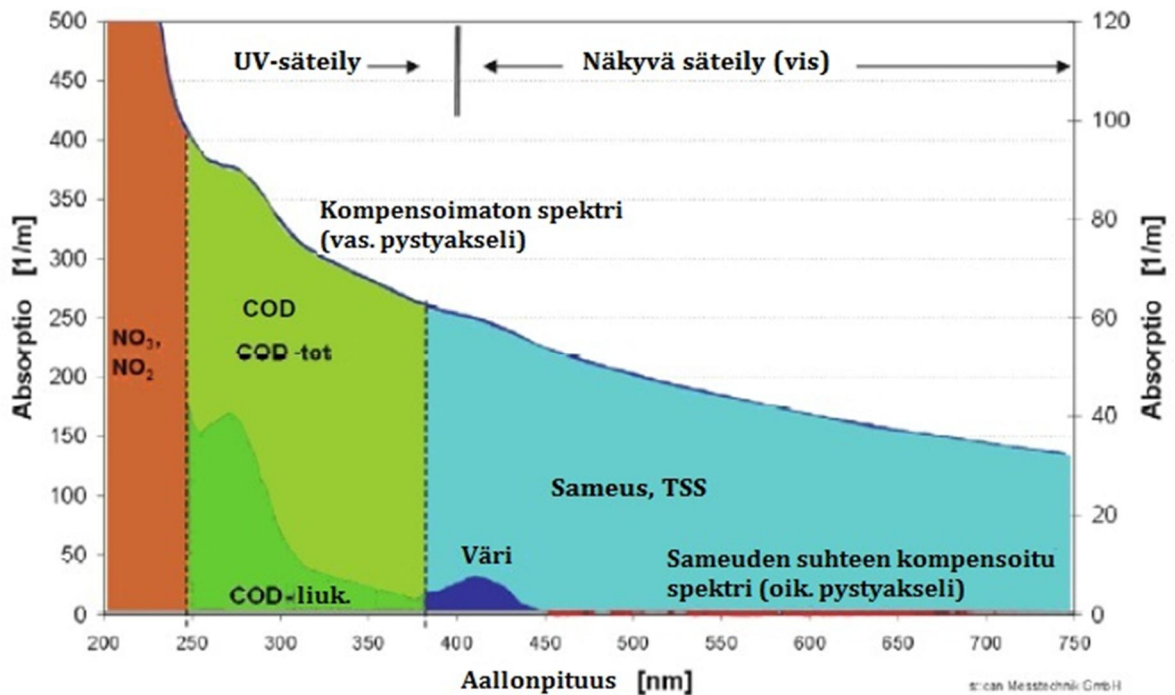
Toinen hapenkulutusta ilmaiseva mitta on kemiallinen hapenkulutus eli COD (Chemical Oxygen Demand). Jätevedet voivat sisältää kemiallisesti hajoavia mutta herkästi biohajoamattomia tai biohajoamista estäviä aineita, minkä vuoksi erityisesti juuri jätevesille tehdään COD-mittauksia. (Hammo 2010.)

COD määritetään usein spektrofotometrisesti mittaamalla kemiallisesti hapetetun aineksen määrää, jolloin alaviitteessä voidaan mainita hapettimena käytetty aine kuten dikromaatti tai kaliumpermanganaatti (COD_{Cr} tai COD_{Mn}) (Hammo 2010). Tällaisia kemiallisia määrittämiä tehdään pääsääntöisesti laboratorio-olosuhteissa, eivätkä ne sovellu tämän tutkimuksen tarkoituksiin. Erilaisia kenttämittausmenetelmiä on kuitenkin olemassa.

4.2.1 COD:n määrittäminen UV/vis-spektrometrillä

Ultravioletti- sekä näkyvillä aallonpituusalueilla toimiva spektrometriaan perustuva mittaustekniikka kehittyi 1990-luvulla laboratorio-olosuhteita vaativista laitteista kenttäanalysointilaitteisiin, joita voidaan nykyään asentaa vaativiinkin ympäristöihin kuten viemäriin. Analyttinen mittaustekniikka perustuu niin sanottuun sormenjälkeen, joka on kullekin yhdisteelle ominainen säteilyn absorptioalue näkyvä aallonpituusalue. (van den Broeke et al. 2006, 1-2.)

Koska UV/vis-määrittämissä mittaus perustuu valonsäteiden absorptioon, on sameuden vaikutus huomioitava mittaustuloksissa mittausten luotettavuuden ja toistettavuuden vuoksi. Sameuden vaikutuksen kompensoimiseksi on kehitetty algoritmi sironnan intensiteetin ja aallonpituuden suhteesta partikkelin läpimitan ja spektrin muodon funktiona. Korjatulla spektrillä voidaan arvioida yksittäisten substanssien konsentraatioita. Kuvassa 10 on esitetty eräiden parametrien spektrejä korjatulla ja korjaamattomalla asteikolla. Kuvasta nähdään myös nitriitin ja nitraatin UV-absorptioalue. (van den Broeke et al. 2006, 2.)



Kuva 10. UV/vis-spektri ja eräiden parametrien karakteristisia absorptiosuhteita. Oikealla pystyakselilla on sameuden huomioiva ja vasemmalla absoluuttinen absorptioasteikko (van den Broeke et al. 2006, 2).

4.3 BOD:n ja COD:n suhde

BOD- ja COD-mittaukset ovat yleisesti veden laadun arvioinnissa käytettyjä menetelmiä. Biohajoavan orgaanisen aineksen määrittämiseksi käytetään usein BOD-arvoa, kun taas COD-arvo on summaparametri hapettavan aineksen kokonaispitoisuudesta. Etenkin jätevesissä COD on yleisesti ottaen aina suurempi kuin BOD, koska se sisältää sekä biologisesti että kemiallisesti hapettavan aineksen, kun BOD kuvaa vain määrääjassa biologisesti hapettavan aineksen määrää (Esener et al. 1981, 1993). Joskus jätevedessä voi kuitenkin olla biologisesti hajoavia yhdisteitä, jotka eivät hapetu esimerkiksi dikromaattihapetuksessa eivätkä siten näy COD_{Cr}-tuloksissa, mikä voi johtaa jopa COD_{Cr}-arvoja korkeampiin BOD-arvoihin (Björk & Huhtamäki 2005, 23).

Molemmissa määrittämissä on sekä etunsa että heikkoutensa, ja se kumpaa käytetään riippuu monista tekijöistä - kuten mittauksen toistettavuudesta ja olosuhteista yleensäkin. COD:ta ja BOD:ta vertailtaessa on syytä huomioida muun muassa näiden arvojen erilaiset määrittämenetelmät. COD-pitoisuutta näytteessä voidaan pitää vakiona sillä sen määrittä-

perustuu kontrolloituun kemialliseen reaktioon. Samasta näytteestä mitattu BOD-arvo sen sijaan voi vaihdella merkittävästi riippuen muun muassa biomassan kasvuolosuhteista. Koska COD näin aseteltuna on vakio mutta BOD on muuttuja, ei niiden mitattua suhdetta voida pitää vakiona. Jokaiselle jätevesinäytteelle olisikin periaatteessa erikseen määritettävä BOD:n ja COD:n välinen suhde. (Esener et al. 1981, 193; Hammo 2010.)

Puhdistamattomille jätevesille BOD/COD-suhde on yleisimmin noin 0,4...0,8. Jos tarkempaa tapauskohtaista arvoa ei ole saatavilla, yleisvakioksi voidaan suositella käytettäväksi arvoa 0,6. Jätevedenpuhdistamolta poistuvalla jätevedelle vastaava suhdeluku on yleensä luokkaa 0,1...0,3, mikä on selitettävissä sillä, että puhdistamoprosessissa poistuu enemmän BOD:tä kuin COD:tä. (Hammo 2010.)

5 MITTAUSMENETELMIEN SOVELTAMINEN HAJA-ASUTUSALUEIDEN PIENJÄTEVEDENPUHDISTAMOISSA

Koska valtioneuvoston asetuksessa jätevesijärjestelmän toiminnalle asetetut tavoitteet perustuvat BOD:n, kokonaistypen ja kokonaisfosforin prosentuaaliseen pitoisuuden laskemiseen, puhdistamon monitorointijärjestelmän tulisi pitoisuuden vähenemän määrittämiseksi mitata sekä käsittelemätöntä että käsiteltyä jätevesivirtaa ja verrata näitä toisiinsa. Tällaisella mittausjärjestelmällä voitaisiin periaatteessa suoraan osoittaa prosentuaalinen vähennys pitoisuudessa ja siten osoittaa täyttääkö puhdistamo laissa asetetut puhdistustavoitteet vai ei.

Edellä esitetystä poiketen, puhdistamon toimintaa voitaisiin periaatteessa vertailla lain asettamiin tavoitteisiin toisellakin menetelmällä. Jätevesiasetuksessa on esitetty yleispätevinä arvoina haja-asutuksen kuormituslukuja BOD₇:lle, kokonaisfosforille ja kokonaistypelle (vna 209/2011, 2 §). Asetuksessa asetettujen vaatimusten täyttymistä voitaisiinkin periaatteessa arvioida monitoroimalla ainoastaan käsiteltyä jätevettä ja vertaamalla siitä saatuja tuloksia asetuksessa oletettuihin kuormituslukuihin. Tällöin käsittelemättömän jätevesivirran monitorointia ei tarvittaisi, mikä automaattisesti vähentäisi kustannuksia ja parantaisi esimerkiksi huoltovarmuutta. Heikkoutena menetelmässä on kuitenkin esimerkiksi eroavaisuudet kuormituslukujen ja tapauskohtaisen

syöttövirran ominaisuuksien sekä jätevesimäärän vaihtelun välillä. Menetelmä olisi varsin epätasa-arvoinen, sillä se olisi edullinen kohteissa, joiden kuormitus olisi yli asetuksessa määritettyjen kuormituslukujen ja vastaavasti epäedullinen kohteissa, joissa kuormitus jäisi alhaisemmaksi. Myös ajan suhteen vaihtelevat kuormitukset muodostavat merkittävän ongelman vastaavassa järjestelyssä. Näin ollen edustavimmat ja tasa-arvoisimmat mittaustulokset saataisiin todennäköisesti mahdollisimman pitkällä poistovirran mittausajanjaksoilla, joiden painotettuja keskiarvoja verrattaisiin asetuksessa annettuihin kuormituslukuihin. Painotus voisi tapahtua esimerkiksi virtausmäärien ja niiden vaihtelun perusteella.

Jätevesiasetuksen puutteiden vuoksi kannattavan järjestelmän valitseminen on haastavaa, sillä asetuksessa ei tarkemmin selitetä esimerkiksi mitä pitoisuuksien vähentämisellä tarkoitetaan. Kysymys on olennainen, sillä niin sanotusti samasta vedestä on luonnollisesti mahdotonta ottaa näytettä ennen ja jälkeen prosessin. Näin ollen mittauksen täytyy olla jatkuvatoiminen tai tapahtua riittävän tiheällä frekvenssillä suhteessa viipymään. Mitattavasta parametrasta riippumatta tuloksena syöttö- ja poistovirrasta saadaan tuloskäyrät, joiden vaihe-ero on periaatteessa prosessin viipymä.

5.1 BOD:n määrittäminen – kiinnostavat vaihtoehdot

Tässä kappaleessa on esitetty potentiaalisia menetelmiä BOD:n online-määrittämiseen pienjätevedenpuhdistamoissa. Eri menetelmien käytännöllisyyttä on arvioitu pääpainona realistisimmiksi käytännöiksi oletettujen määrittäytapojen käyttökohdespesifinen tarkastelu.

5.1.3 BOD:n vähenemän määrittäminen elektronisen nenän avulla

Online-monitoroinnissa keino-nenän vaatiman lyhyemmänkin aikavälin tarkastelu riittää hyvin, kun tarkastelun kohteena on jäteveden ominaisuuksien muutos puhdistusprosessin alku- ja loppupuolella. Prosessin aikajanasta otettaisiin tällöin tarkasteltavaksi eräänlaiset ikkunat alku- ja loppupäästä, jolloin mittaustuloksena on syöttö- ja poistovirran käyrät. Muun muassa puhdistamokohtaisesti vaihtelevien jäteveden viipymäaikaisten sekä puhdistamon panos- tai jatkuvatoimisen luonteen takia olisi BOD:n määrittämisessä

elektronisella nenällä edellä mainitun lyhytaikaisen korrelaation vuoksi tarpeellista muuttaa mittaustulokset BOD-arvoiksi erikseen prosessin alku- ja loppupäässä. Lisäksi sensoriryhmän tuottamiin absoluuttisiin mittaustuloksiin vaikuttaa muun muassa onko mitattava näyte puhdistamolle tulevasta syöttövirrasta, puhdistetusta jätevedestä, vai esimerkiksi puhdistusreaktorista. Jokaisella näytteellä on omanlainen aromiprofiilinsa, joka edustaa kyseisen näytteen koostumusta. Näin ollen prosessia ennen ja sen jälkeen tehtäville mittauksille olisi referenssiksi luotava erilliset vertailumallit, joiden avulla tuloksia analysoidaan. (Stuetz et al 1999.)

Käyttökohdekohtaiseen esikalibrointiin ja datapankkien sekä keinotekoisien neuroverkkojen sovittamiseen juuri pienjätevedenpuhdistamoiden määrittämiin prosessiolosuhteisiin liittyy kuitenkin vielä sovitettavaa. Lisäksi on huomioitava, että erityisesti kotitalousjätevesille ja miedoille teollisuusjätevesille BOD:n arvioiminen elektronisella nenällä voi olla vaikeaa (Onkal-Engin et al. 2004).

Lisäselvitystä tulee kaipaamaan muun muassa kalibroinnin ja sensoriryhmän puhdistamisen tarve, jotka lähteissä esitettyjen tulosten perusteella vaikuttaisivat kuitenkin jäävän suhteellisen pieniksi (Stuetz et al. 1999, Onkal-Engin et al. 2004). Sensoriryhmän puhdistamiseen voitaisiin soveltaa esimerkiksi automatisoitua paineilma- tai muuta mekaanista puhdistusta. Puhdistaminen voitaisiin tarvittavin intervalein toteuttaa vaihtoehtoisesti myös manuaalisesti muiden jätevedenpuhdistamon huoltotoimenpiteiden yhteydessä.

Menetelmän etuja ovat muun muassa tarpeettomuus kontaktiin jäteveden kanssa, millä on monien muiden menetelmien kohdalla heikentävä vaikutus muun muassa huoltovarmuuden ja mittauksen toistettavuuden sekä tarkkuuden kanssa. Lisäksi kalibroinnin tarve jäänee verrattain vähäiseksi kun sensorit eivät ole kontaktissa jäteveden kanssa. Käyttökustannukset keinonenälle jäävät täten melko alhaisiksi, mutta käyttökohteeseen soveltuvan laitteen investointikustannusten arviointia varten tarvitaan lisäselvityksiä muun muassa tarvittavasta tarkkuudesta eli sensorien laadusta sekä muista materiaali- ja valmistuskustannuksista.

5.1.4 BOD:n vähenemän määrittäminen redox-potentiaalin avulla

Mikäli kuvasta 9 voidaan tulkita redox-potentiaalin laskevan happipitoisuuden noustessa ja vastaavasti nousevan happipitoisuuden laskiessa, voidaan redox-potentiaalilla osoittaa hapenkulutuksen eli karkeasti BOD:n väheneminen riittävän pienelle tasolle, jossa muutosta ei enää havaita. Kun redox-potentiaali ei enää nouse, biohajoamista ei tapahdu joko hapenpuutteen takia tai koska happea hajotessaan kuluttavan orgaanisen aineksen pitoisuus on laskenut riittävästi. Redox-potentiaalia mittaava laite on yksinkertainen ja hyvin samankaltainen kuin pH:n mittaukseen käytettävät anturit. Useilla pH-mittareilla voidaankin mitata myös redox-potentiaalia, mikä laitteen mittaustarkkuuden sekä edullisen rakenteen lisäksi voidaan lukea menetelmälle eduksi. Redox- ja pH-mittarit ovat kuitenkin käytännössä suhteellisen herkkiä ja vaativat puhdistusta ja mahdollisesti säännöllistä komponenttien vaihtamista.

5.1.4 BOD:n vähenemän määrittäminen COD:n avulla

Lainsäädäntö määrittelee haja-asutusalueiden jätevesien puhdistusvaatimukset BOD-pitoisuuden prosentuaalisen vähennyksen mukaan, mutta käytännöllistä hyötyä tuottavaa mittaamenetelmää etsittäessä on BOD/COD-suhteen vuoksi järkevää tarkastella myös COD:n monitorointimenetelmiä. Vaikka BOD:n ja COD:n suhteelle ei voitaisikaan tarkasti mitata vakioarvoa, orgaanisen biohajoavan aineksen pitoisuuden muutos vaikuttaa joka tapauksessa COD-arvoon. COD:n online-mittauksella voitaisiin näin tuottaa suuntaa antavaa tietoa pienjätevedenpuhdistamon toiminnasta lain asettamien tavoitteiden kannalta (Hammo 2010).

COD:n mittaukseen soveltuvan UV/vis-mittalaitteen etuna on mahdollisuus samanaikaiseen nitriitti- ja nitraattipitoisuuden määrittämiseen. Optinen mittaus syöttövirtauksessa on kuitenkin ongelmallista muun muassa kiintoainepitoisuuden ja sameuden vuoksi ja on siten järkevää toteuttaa ainoastaan poistovirrassa, jossa pitoisuudet ovat riittävän pieniä. Tällöin referenssiksi tarvitaan esimerkiksi kappaleen 3 kuvassa 1 esitetyt keskimääräiset kuormitusluvut.

Optisten laitteiden kuten UV/vis-spektrometrin käyttäminen jätevesissä on ongelmallista muun muassa sensoreiden puhtaanapidon kannalta. Optisen sensorin mekaaniseen puhdistamiseen on kuitenkin kehitetty menetelmiä, kuten Clewer-yhtiön patentissa esitetty ratkaisu (Roine & Zaitsev 2011). Puhtaanapito-ongelman lisäksi UV/vis-spektrometri on investointina suhteellisen kallis. Optisiin spektrimittauksiin on tosin kehitetty mikroelektroniikkaan (esimerkiksi VTT:n MEMS- eli microelectromechanical systems – teknologia) perustuvia valmistusmenetelmiä, joilla sensoreiden valmistuskustannukset voitaisiin saada 10...30 € suuruusluokkaan. Tuotekehityskustannukset ovat kuitenkin liian suuret siihen, että pelkästään kotimaan markkinoille kehitetty sensori olisi tähän mennessä kiinnostanut alan yrityksiä. (Ajo, sähköpostiviesti 23.2.2012.)

Eräs kiinnostava sekä niinkään lisätutkimusta vaativa vaihtoehto poistovirran COD:n määrittämiseen voisi olla sameuden mittaaminen. Sameutta mitataan optisesti UV/vis-laitteistoa yksinkertaisemmalla järjestelmällä, sillä aallonpituudet ovat näkyvällä alueella (ks kuva 10). Jos voidaan olettaa poistovirran sameuden koostuvan riittävässä määrin prosessin läpäisystä kolloidisesta sekä partikkelimuotoisesta orgaanisesta aineksesta, niin sameuden voidaan olettaa korreloivan melko suoraan COD:n kanssa. Jos esimerkiksi empiirisissä tutkimuksissa kävisi ilmi, että sameutta aiheuttavat elementit, jotka eivät vaikuta COD-arvoon, muodostaisivat riittävän pienen ja parhaassa tapauksessa suuruusluokaltaan säännöllisen osuuden kokonaissameudesta, niin sameuden mittaaminen olisi riittävän kuvaava sekä ainakin UV/vis-menetelmään verrattuna yksinkertaisempi ja edullisempi vaihtoehto. Tässäkään järjestelyssä ei kuitenkaan ole edellä mainituista syistä käytännöllistä yrittää mitata syöttövirtaa, joten prosentuaalisen vähenemän arvioimiseksi mittaustuloksia tarvitsee verrata esimerkiksi kuvassa 1 esitettyihin arvoihin.

5.2 Fosforipitoisuuden vähenemän määrittäminen

Kuten kappaleessa 3.4 esitettiin, fosforinpoistossa voidaan kemiallisesti saostamalla päästä tiettyyn suhteelliseen maksimivähennykseen. Mikäli tämä taso on selvitettävissä pienpuhdistamoille riittävällä tarkkuudella esimerkiksi tyyppikohtaisesti tai jos olemassa olevista lähteistä saatavaa tietoa voidaan pitää riittävänä, voidaan olettaa, ettei epäsuotuisissa olosuhteissa päästä ainakaan tähän maksimitasoon. Jos kemiallisella

saostuksella voidaan edullisissa olosuhteissa päästä kohteessa esimerkiksi 65...85 % fosforinpoistoon, jätevesiasetuksessa esitetty 70 % vähennysvaatimus voidaan ainakin katsoa jäävän saavuttamatta mikäli olosuhteet eivät ole kyllin edulliset.

Kuvasta 3 nähdään kemiallisen saostuksen toimivan parhaiten hyvin kapealla pH-alueella. Tämän kapean pH-alueen ulkopuolella saostuksen jälkeisen liukoisen fosforin pitoisuus nousee logaritmisellakin asteikolla voimakkaasti. Kuvan avulla voidaan siis olettaa, että jos pH ei saostuksen aikana ole oikealla alueella, lain asettamaan tavoitteeseen ei päästä. Johtopäätös sisältää oletuksen, että biologisen fosforinpoiston osuus ei ole merkittävä, mikä on todennäköinen tilanne useissa pienpuhdistamotyypeissä. Mittalaitteeseen liittyviä ongelmia on kuvattu aiemmin kappaleessa 5.1.4.

Prosesseissa, joissa puolestaan juuri biologinen fosforinpoisto on ensisijainen menetelmä ja joissa kemiallinen saostus tehdään vain tarvittaessa, prosessia olisi hyödyllistä monitoroida sähkönjohtavuuden avulla. Kuten kappaleessa 3.4 on esitetty, sähkönjohtokykyä mittaamalla voidaan anaerobitilassa mahdollisesti tunnistaa prosessivaiheita sekä seurata biologista fosforinvapautusta eli toisin sanoen jäteveden kasvavaa fosfaattipitoisuutta. Tällä tavoin on mahdollista arvioida biologisen fosforinpoiston onnistumista jos oletetaan, että anaerobivaihetta seuraava aerobivaihe on helpommin hallittavissa ja mikrobien fosfaatinkäyttö toteutuu fosfaatinvapautuksen toteutuessa. Olettamusten karsimiseksi esimerkiksi sähkönjohtokyvyn käyttäytyminen anaerobivaihetta seuraavassa aerobivaiheessa vaatii lisäselvitystä ja todennäköisesti käyttökohdekohtaisia empiirisiä tutkimuksia. Sähkönjohtokykyä mittaamalla saataisiin tällä tavoin eräänlainen sormenjälki eli käyräprofiili, jonka avulla parhaimmillaan yksinään tai vaihtoehtoisesti yhdessä muiden parametrien kanssa voitaisiin mahdollisesti lukea prosessivaiheita ja niiden onnistuneisuutta, mikäli käyrä osoittaisi lisätutkimuksissa siihen soveltuvuutta. Sähkönjohtavuuden mittaamisen suurin etu on laitteen yksinkertainen, edullinen ja varmatoiminen rakenne.

5.3 Typpipitoisuuden vähenemän määrittäminen

Typpipitoisuuden suoraan määrittämiseen ei ole osoittautunut käytännöllistä mittaamenetelmää. Edellä mainitulla UV/vis-spektrometrillä on periaatteessa mahdollista mitata nitraattimuotoista typpeä mutta järjestelmä on yhä liian kallis. Redox-potentiaalin mittauksella voitaisiin kuitenkin mahdollisesti arvioida prosessin tilaa esimerkiksi nitrifikaation aikana, jolloin redox-potentiaali nousee, sekä denitrifikaation aikana, jolloin redox-potentiaali laskee. Lisäksi mittalaitteiston käyttöön liittyy aiemmin mainittuja ongelmia.

Sähkönjohtavuuden avulla voitaneen tehdä jotain arvioita kuten kappaleen 3.4 kuvassa 4 on havaittavissa. Kuten edellä mainittiin, tämä kuitenkin vaatii lisäselvityksiä ja luonnollisesti empiirisiä tutkimuksia pienjätevedenpuhdistamoiden olosuhteissa.

6 YHTEENVETO

Tässä tutkimuksessa lähdettiin selvittämään erilaisia mahdollisia mittalaitteita ja menetelmiä pienjätevedenpuhdistamoiden toiminnan monitoroimiseksi. Lähempään tarkasteluun otettiin potentiaalisimmiksi vaihtoehdoiksi koetut vaihtoehdot. Lainsäädännössä asetetut vaatimukset puhdistamon toiminnalle on esitetty BOD:n, typen ja fosforin prosentuaalisena vähenemänä. Näitä arvoja mittaavaa monitorointijärjestelmää ei vastaaviin olosuhteisiin ole vielä kehitetty, minkä takia aihe on varsin mielenkiintoinen. Mittausjärjestelmän tulee olla käytännöllinen ja hyvin edullinen.

Haja-asutusalueiden pienjätevedenpuhdistamoiden puhdistustuloksen online-monitorointi edullisesti ja yksinkertaisin menetelmin on haastellinen tehtävä, mikä yhdessä tulkinnanvaraisen lainsäädännön kanssa lienee syynä siihen, ettei vakiintunutta ratkaisua puhdistamoiden toiminnan monitoroimiseksi ole kehittynyt. Tässä työssä tehtyjen havaintojen perusteella monitorointiin on kuitenkin muutama kiinnostava vaihtoehto, joita työn tuloksena voidaan suositella tutkittavaksi.

Elektroninen nenä BOD:n monitoroinnissa on erityisen houkutteleva vaihtoehto muun muassa huoltovarmuuden ja mittaustarkkuuden takia. Periaatteen soveltaminen pienjätevedenpuhdistamo-olosuhteissa vaatii lisäselvitystä sen suhteen, kuinka edullisilla materiaaleilla ja ratkaisuilla päästään riittävän tarkkaan mittaustulokseen. Koska jo lainsäädäntö puhdistamoiden toimivuuden varmistamiseksi on suhteellisen väljää, laitteiston mittaustarkkuudesta voitaneen tinkiä paljonkin kustannustekijöiden ollessa tavanomaisesti suurin kynnys järjestelmän lanseeraamiselle. Elektronisen nenän etuja on myös se, että järjestely on helposti sovellettavissa pienpuhdistamoiden lisäksi esimerkiksi maasuodattamolla varustetussa jätevedenkäsittelyjärjestelmässä, tai muussa systeemissä, jossa on yksi selkeä puhdistetun jäteveden poistovirta.

Jätevesiprosessissa pH:lla ja sen vaihtelulla on vuorovaikutusta prosessin monien eri vaiheiden ja parametrien kanssa. Myös redox-arvolla on vastaavasti prosessin seurannan kannalta hyödyllisiä vuorovaikutuksia eri vaiheiden ja parametrien kanssa mutta näiden korrelaatioiden hyödyntäminen käytännössä on todennäköisesti liian haastavaa pH- ja redox-mittareiden herkän rakenteen ja työhöön ylläpidon takia.

Sähkönjohtokyvyn mittaaminen on tämän tutkimuksen perusteella elektronisen nenän ohella kiinnostavin lähestymistapa pienpuhdistamoiden toiminnan monitorointiin. Tässä raportissa esitettyjen lähteiden tutkimustuloksissa on osoitettu ainoastaan anaerobivaiheen fosforinvapautuksen ja sähkönjohtokyvyn korreloivan, mutta sähkönjohtokykyä voisi olla hyödyllistä monitoroida eri vaiheissa tai kautta prosessin, jolloin voitaisiin mahdollisesti tehdä arvokkaita havaintoja saaduista käyräprofiileista. Mittaamalla syöttö- ja poistovirtaa jatkuvatoimisesti, saadaan tuloksena kaksi käyrää, joiden vaihe-ero on periaatteessa prosessin viipymä. Jos lisätutkimuksissa havaittaisiin toimivan prosessin kohdalla säännöllisyyksiä, niin ainakin poikkeamia voitaisiin mahdollisesti havaita kun prosessi ei toimi.

Edellämainittujen lisäksi käytännön tutkimuksia voisi olla kannattavaa suorittaa puhdistetun jätevesivirran sameuden sekä COD-arvon mahdollisen korrelaation suhteen. Mikäli järjestelyllä vielä pyrittäisiin valvomaan lainmukaisen orgaanisen aineksen pitoisuuden

vähentämistä, mittaustulosten painotetulle keskiarvolle tulisi kehittää sopiva algoritmi, jolla varmistettaisiin mittausmenetelmän tasavertaisuutta eri kohteissa.

LÄHTEET

Ajo Jukka. 2012. DI Sähkötekniikka; Toimitusjohtaja, Ajocon t.mi. Sähköpostiviesti 23.2.2012.

Albers et al. 2003. Kompostointiprosessin monitorointi ja ohjaus. VTT tietotekniikka, Espoo. Kirjallisuusselvitys. VTT Tiedotteita 2207. ISBN: 951-38-6165-1.

Björk Petri, Huhtamäki Markku. 2005. Tehokasta typenpoistoa poikkeavin ratkaisuin. Vesitalous. 2005:4. 21-26 s. ISSN: 0505-3838.

Esener A.A., Roels J.A., Kossen N.W.F. 1981. The bioenergetic correlation of COD to BOD. Biotechnology letters. 3:4. 193-196.

Hakala Harri, Välimäki Jari. 2003. Ympäristön tila ja suojele Suomessa. 2. painos. Tammerpaino, Tampere. 47 s. ISBN: 951-662-875-3.

Hammo Simo. 2010. BH60A0901 Ympäristömittaukset -kurssin harjoitusmateriaali, Lappeenrannan teknillinen yliopisto.

Heino Satu. 2008. Kiinteistökohtaisten jätevesijärjestelmien toimivuus. Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys ry. Julkaisu 582. ISSN: 0781-8645.

Madigan Michael T., Martinko John M. 2006. Brock Biology of microorganisms. Eleventh edition. New Jersey : Pearson Prentice Hall. 992 s. International edition. ISBN: 0-13-196893-9

Maurer M., Gujer W. 1995. Monitoring of microbial phosphorus release in batch experiments using electric conductivity. Water Research, vol. 29:11, 2613-2617 s. ISSN: 0043-1354

Metcalf & Eddy, 2003. Wastewater engineering: treatment and reuse. Tchobanoglous George, Burton Franklin L., Stensel H. David. Fourth edition. New York : McGraw-Hill. 1819 s. International edition ISBN: 0-07-11250-8.

Nakamura Hideaki, Shimomura-Shimizu Mifumi, Karube Isao. 2007. Development of microbial sensors and their application. *Advances in biochemical engineering/biotechnology*, 2008: 109. 351-394 s. ISSN: 1616-8542

Onkal-Engin Guleda, Demir Ibrahim, Engin Seref N. 2004. Determination of the relationship between sewage odour and BOD by neural networks. *Environmental Modelling & Software*, 2005, volume 20:7. 843-850 s. ISSN: 1364-8152

Roine Juho, Zaitsev Gennadi. 2011. Arrangement and method for mechanical cleaning of a transparent surface of an optical instrument. World Intellectual Property Organization. International publication number WO 2011/124747 A1.

Seikone. 2012. Automatisoitu uudenajan pienpuhdistamo. [verkkojulkaisu]. [viitattu 4.4.2012]. Saatavissa: http://www.seikone.fi/prosessi/pr_3.html

Soukka Risto. 2012. BH60A0650 Nestemäisten päästöjen hallinta –kurssin luentokalvot. Lappeenrannan teknillinen yliopisto.

Stuetz R.M., Fenner R.A., Engin G. 1999. Characterization of wastewater using an electronic nose. *Water Research*, volume 33:2. 442-452 s. ISSN: 0043-1354

TM Rakennusmaailma. 2009. Pienpuhdistamot vertailuun. 2009:7. 40-47 s.

Valtion ympäristöhallinto. 2012. Biologinen fosforinpoisto. [verkkojulkaisu]. [viitattu 6.4.2012]. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=386499&lan=FI>

van den Broeke Joep, Langergraber Günter, Weingartner Andreas. 2006. On-line and in-situ UV/vis spectroscopy for multi-parameter measurements: a brief review. *Spectroscopy Europe*, vol. 18:4 [verkkojulkaisu]. [viitattu 27.1.2012]. Saatavissa: http://www.water-protection.at/medialibrary/publications/p_2006_03.pdf

VNa 209/2011. Uudistunut jätevesiasetus viemäriverkoston ulkopuolisille alueille.

VNa 542/2003. Jätevesiasetus viemäriverkoston ulkopuolisille alueille.

Ympäristövaliokunnan mietintö YmVM 18/2010 [verkkojulkaisu]. Eduskunnan julkaisutyökalu. [viitattu 11.1.2012]. Saatavissa: <http://web.eduskunta.fi/Resource.phx/pubman/templates/17.htx?id=3886>