



UNIVERSITY OF
EASTERN FINLAND

Vesilaitoksen prosessimuutoksen vaikutus
vesijohtoverkoston veden laatuun

Oskari Sorjonen

Ympäristötiede

Itä-Suomen yliopisto

Luonnontieteiden ja metsätieteiden
tiedekunta

Ympäristö- ja biotieteiden laitos

24.5.2022

Itä-Suomen yliopisto, Luonnontieteiden ja metsätieteiden tiedekunta

Ympäristö- ja biotieteiden laitos

Ympäristötiede

Sorjonen, Oskari M.: Vesilaitoksen prosessimuutoksen vaikutus vesijohtoverkoston veden laatuun

Pro gradu -tutkielma, 69 sivua, 0 liitettä (69 sivua)

Tutkielman ohjaajat: Jenni Ikonen FM (THL), dos. Ilkka Miettinen (THL), dos. Eila Torvinen (UEF)

Toukokuu 2022

Asiasanat: vedenlaatu, vesijohtoverkosto, prosessimuutos, aktiivihiihisiuodatus, klooriamiini, UV

TIIVISTELMÄ

Kuopion Vedellä tapahtui prosessimuutos vuoden 2021 keväällä, jonka tarkoituksena oli parantaa talousveden laatua ja yleistä vesiturvallisuutta. Desinfiointikemikaali muutettiin natriumhypokloriitista klooriamiiniin ja samalla talousveden tuotantoon lisättiin aktiivihiihisiuodatus ja UV-säteilytys. Klooriamiini säilyy paremmin talousvesiverkostossa kuin natriumhypokloriitti, mutta sen desinfiointitehokkuus ei ole yhtä suuri. Tämän vuoksi käyttöön otettiin myös UV-säteilytys. Aktiivihiihisiuodatuksen tarkoituksena on parantaa veden laatua entisestään.

Talousveden laatua mitattiin vertailemalla talousveden laatua ennen ja jälkeen prosessimuutosta. Näytteet otettiin kahdesta eri pisteestä, Savilahdesta ja Lehtoniemestä. Näytteitä otettiin neljä ennen ja jälkeen eri vuodenaikoina. Talousvedestä otettiin vesinäytteet, joista analysoitiin fysikaalis-kemialliset muuttujat, heterotrofiset pesäkelukumäärät sekä mikrobeille käyttökelpoiset ravinteet. Tämän lisäksi talousvedestä otettiin biofilmi- ja DEUF-näytteet, joista mitattiin heterotrofiset pesäkelukumäärät.

Prosessimuutos laski vapaan kloorin määrää ja nosti kokonaiskloorin määrää talousvedessä. Samalla heterotrofisten bakteerien pesäkelukumäärät vähenivät prosessimuutoksen myötä.

Fysikaalis-kemialliset muuttujat sekä mikrobeille käyttökelpoiset ravinteet eivät muuttuneet prosessimuutoksen myötä.

Tässä työssä esitellyt tulokset osoittivat, että Kuopion Veden talousveden tuotannossa tapahtunut prosessimuutos paransi talousveden laatua entisestään.

University of Eastern Finland, Faculty of Science and Forestry

Department of Environmental and Biological Sciences

Environmental Science

Sorjonen, Oskari M.: Changes in water quality in distribution systems due to changes in the drinking water treatment processes

M.Sc thesis, 69 pages, 0 appendix (69 pages)

Supervisors: Jenni Ikonen M. Sc. (THL), doc. Ilkka Miettinen (THL), doc. Eila Torvinen (UEF)

May 2022

Keywords: water quality, water supply network, process change, active carbon filtration, chloramine, UV

ABSTRACT

A process change in the production of drinking water was carried out at Kuopion Vesi during spring 2021. The purpose of this process change was to improve the quality of drinking water and general water safety. The disinfectant chemical was changed from sodiumhypochlorite to chloramine and at the same time activated carbon filter and UV-radiation were introduced. Chloramine has better residual disinfection efficacy than sodiumhypochlorite, but it needs another disinfectant method for primary disinfection. This is why UV-radiation was taken into use. The purpose of activated carbon filter is to improve the quality of drinking water even more.

The quality of drinking water was compared before and after the process change. The samples were taken from two different points, from Savilahti and Lehtoniemi. Four samples were taken before and after the process change during different times of the year. Water samples were taken from drinking water, which were used to measure physical and chemical parameters, heterotrophic plate counts and microbially available nutrients. In addition to this, biofilm and DEUF samples were taken for the measurement of heterotrophic plate counts.

The process change reduced the amount of free chlorine and raised the amount of total chlorine in drinking water. The amount of heterotrophic bacteria in drinking water were reduced after the

process change. Physical and chemical parameters and microbially available nutrients were not affected.

The results of this thesis show that the process change improved the quality of drinking water in the area of Kuopio.

Esipuhe

Tämä Pro gradu-tutkielma tehtiin yhteistyössä Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen Asiantuntijamikrobiologian yksikön ja Itä-Suomen yliopiston kanssa. Työ suoritettiin vuosien 2021 ja 2022 aikana Kuopion alueella ja työn tarkoituksena oli selvittää, kuinka talousveden tuotannossa tapahtunut prosessimuutos vaikutti talousveden laatuun.

Haluan kiittää Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen sekä Itä-Suomen yliopiston henkilökuntaa. Erityisesti haluan kiittää ohjaajiani Jenniä, Ilkkaa ja Eilaa korvaamattomasta ohjauksesta, kärsivällisyydestä sekä kannustuksesta. Oli ilo työskennellä kanssanne.

Lopuksi haluan kiittää myös opiskelutovereitani, ystäviäni sekä perhettäni kannustuksesta ja tuesta.

Lyhenteet

AC	<i>Activated carbon</i> , aktiivihilli
AOC	<i>Assimilable organic carbon</i> , mikrobeille käyttökelpoinen hiili
DBP	<i>Disinfection by-product</i> , desinfioinnin sivutuote
DEUF	<i>Dead-end ultrafiltration</i> , suuren tilavuuden näytteenottotekniikka
DNA	Deoksiribonukleiinihappo
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i> , Yhdysvaltain ympäristönsuojeluvirasto
EU	Euroopan Unioni
GAC	<i>Granulated activated carbon</i> , rakeista aktiivihiltä
MAP	<i>Microbially available phosphorous</i> , mikrobeille käyttökelpoinen fosfori
PAC	<i>Powder activated carbon</i> , jauhemaista aktiivihiltä
RNA	Ribonukleiinihappo
R2A	Kasvatusalusta, jota käytetään talousvedessä olevien bakteerien kasvatukseen
STM	Sosiaali- ja terveysministeriö
TH	Hiivauutekasvatusalusta
THM	Trihalometaanit, eräitä talousveden kloorauksessa syntyviä sivutuotteita
THL	Terveyden ja hyvinvoinnin laitos
UV	Ultravioletti, lyhyen aallonpituuden sähkömagneettista säteilyä
WHO	<i>World Health Organization</i> , maailman terveysjärjestö

Sisällysluettelo

1 Johdanto	10
2 Kirjallisuuskatsaus.....	12
2.1 Talousvesi	12
2.1.1 Talousveden määritelmä.....	12
2.1.2 Talousveden laadun valvonta	12
2.1.3 Talousveden mikrobiologinen laatu	14
2.1.4 Talousveden valmistus	15
2.2 Aktiivihilisuodatus	17
2.3 Talousveden desinfiointi	18
2.3.1 Klooraus.....	19
2.3.2 UV-säteilytys	24
3 Työn tavoitteet.....	27
4 Aineisto ja menetelmät.....	28
4.1 Prosessimuutos vesilaitoksella	28
4.2 Näytteenotto	28
4.2.1 Näytteenottokohteet	28
4.3 Mitatut muuttujat	33
4.4 Tilastolliset menetelmät	36
5 Tulokset.....	38
5.1 Fysikaalis-kemialliset muuttujat	38
5.2 Heterotrofinen pesäkelukumäärä.....	49
5.3 Mikrobeille käyttökelpoiset ravinteet.....	53

6	Tulosten tarkastelu.....	56
6.1	Fysikaalis-kemialliset muuttujat	56
6.2	Heterotrofinen pesäkelukumäärä	59
6.3	Mikrobeille käyttökelpoiset ravinteet.....	60
7	Johtopäätökset.....	61
	LÄHTEET.....	62

1 Johdanto

Talousvedellä tarkoitetaan vettä, jota käytetään juomiseen, ruoan valmistamiseen tai muuhun kotitalouskäyttöön, kuten yleisen hygienian ylläpitämiseen. Puhdas talousvesi ei saa olla haitallista ihmisen terveydelle eikä se saa aiheuttaa vaurioita talousvesiverkoston. (WHO 2017, EU 2020.) Talousveden hyvän laadun ylläpito vaatii jatkuvia toimenpiteitä. Talousveden tarkkailuvelvoitteista määrätään terveydensuojeluasetuksessa 1280/1994. Talousveden laatuvaatimuksista on säädetty kahdessa Sosiaali- ja Terveysministeriön (STM) asetuksessa. Näistä toinen (1352/2015) koskee suuria vesilaitoksia ja toinen (401/2001) pieniä yksiköitä. Talousvesiasetuksessa 1352/2015 säädetään myös muun muassa talousveden laatuvaatimuksista, laatutavoitteista ja desinfioinnista.

Useimmat raakavesilähteet sisältävät epäpuhtauksia, joita pyritään poistamaan ennen veden johtamista verkostoon. (AWWA 2009, Bitton 2014, WHO 2017). Tähän tarkoitukseen on kehitetty prosesseja, joilla saadaan tuotettua puhdasta ja turvallista käyttövettä. Tällaisia menetelmiä ovat esimerkiksi koagulaatio-flokkulaatio, suodatus ja desinfiointi. Näillä menetelmillä varmistetaan, että kuluttajat saavat puhdasta ja turvallista talousvettä käyttöönsä.

Vuoden 2021 keväällä Kuopion Vedellä tapahtui prosessimuutos, jossa talousveden tuotantoprosessia muokattiin lisäämällä aktiivihiihliosuodatus ja siirtymällä vapaan kloorin (natriumhypokloriitti) käytöstä sidottuun klooriin (klooriamiini) sekä UV-desinfiointiin. Tämän muutoksen tarkoituksena on parantaa verkostoveden yleistä laatua ja turvallisuutta sekä varautua tulevaisuuden haasteisiin, kuten alati kasvavaan talousvesiverkostoon.

Aktiivihiihliosuodatuksella poistetaan vedestä orgaanista ainesta, hajuja sekä makuja (Bhatnagar ym. 2013). Klooriamiini sen sijaan säilyy vesijohtoverkostoissa pidempään ja vaikuttaa putkiston ääripäissä paremmin kuin natriumhypokloriittidesinfiointi mutta sen teho ei riitä yksinään desinfiomaan vettä turvallisessa määrin (Percival ym. 2000, Valve ja Isomäki 2007). Tämän takia UV-desinfiointi on otettu käyttöön myös.

Tämän tutkielman tarkoituksena on selvittää vesilaitoksella tapahtuneiden prosessimuutoksien vaikutuksia vesijohtoverkoston laatuun sekä millä tavoin aktiivihilisuodatus ja uusi desinfiointimenetelmä vaikuttavat verkostoveden laatuun verrattuna vanhaan menetelmään.

2 Kirjallisuuskatsaus

2.1 Talousvesi

2.1.1 Talousveden määritelmä

Terveysturvallisuuslaki (1994/763) määrittelee talousvedeksi kaiken veden, joka on tarkoitettu juomavedeksi, ruoan valmistukseen tai muihin kotitaloustarpeisiin riippumatta veden jakelutavasta. Vesi voidaan toimittaa jakeluverkoston, tankkien, pullojen ja säiliöiden avulla tai käyttämällä vedenottajan omia laitteistoja. Terveysturvallisuuslaki sekä STM:n asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista (1352/2015) myös sanovat, että talousveden täytyy olla tarkoitukseensa soveltuvaa eikä se saa olla terveydelle haitallista. Se ei myöskään saa aiheuttaa haitallista syöpymistä tai haitallisten saostumien syntymistä vedenjakeluverkkoon.

2.1.2 Talousveden laadun valvonta

Talousveden laatuvaatimukset Suomessa perustuvat koko Euroopan Unionin kattavaan juomavesidirektiiviin (2020/2184/EU). Juomavesidirektiivin tavoitteena on varmistaa, että talousvesi on terveellistä ja puhdasta kuluttajille. Terveellinen ja puhdas talousvesi on juomavesidirektiivin mukaan sellaista, joka ei sisällä pieneliöitä tai loisia tai mitään aineita sellaisina määrinä tai pitoisuuksina, jotka ovat haitallisia ihmisten terveydelle. Lisäksi talousveden tulee täyttää juomavesidirektiivissä mainitut vähimmäisvaatimukset. Juomavesidirektiivi on antanut tietyt raja-arvot mikrobiologisille, kemiallisille sekä osoitinmuuttujille, jotka eivät saa ylittää annettua raja-arvoa. Raja-arvot perustuvat laajalti Maailman Terveysjärjestön (WHO) jakamiin suosituksiin juomaveden laadusta sekä Euroopan komission tieteellisen tutkimuksen lausuntoon (EU 2020).

Juomavesidirektiivi on pantu voimaan Suomessa STM:n talousvesiasetuksessa 1352/2015, ja asetuksessa on esitetty terveysperusteiset laatuvaatimukset. Talousvesiasetuksessa on myös määritetty käyttökelpoisuuteen vaikuttavat laatumäärätykset, jotka talousveden tulee täyttää (STM 1352/2015). Edellä mainitut laatuvaatimukset ja -tavoitteet koskevat kaikkea talousvettä, jota tuotetaan vähintään 50 henkilön tarpeisiin tai sitä käytetään vähintään 10 m³ päivässä vedenjakelualueella. STM on määrännyt erilliset laatuvaatimukset ja -suositukset pienille vedentuotantolaitoksille asetuksessa 2001/401. Pieneksi vedentuotantolaitokseksi määritellään sellainen laitos, joka toimittaa talousvettä enintään 50 henkilön tarpeisiin tai vähemmän kuin 10 m³ päivässä (STM 2001/401).

Laatuvaatimukset ja -tavoitteet koskevat sellaista talousvettä, jota otetaan vedenjakelualueella veden käyttäjän vesihanasta (STM 1352/2015). Mikäli vesi toimitetaan pulloissa tai säiliöissä, tulee tavoitteiden täytyä siinä kohdassa, jossa vesi pullotetaan tai pakataan säiliöihin. Talousvettä toimittava laitos on vastuussa laatuvaatimusten ja -tavoitteiden saavuttamisesta kiinteistön tonttijohdon ja vedenjakeluverkoston liitännäkohtaan saakka.

Talousveden laatua valvotaan talousvettä toimittavan laitoksen omavalvonnalla sekä viranomaisvalvonnalla (STM 1352/2015). Omavalvonnan tarkoituksena on tunnistaa terveyshaittoja aiheuttavat vaarat, arvioida riskejä, sekä tehdä tarpeellisia toimenpiteitä, jotta talousveden laatu ei heikkene. Vesilaitoksen omavalvonta on tärkeässä roolissa talousveden laadun varmistamisessa, sillä vesilaitoksen on toimitettava talousvesiasetuksen mukaista talousvettä jatkuvasti.

Viranomaisvalvonta on kuntien terveydensuojeluviranomaisten vastuulla. Viranomaisvalvonnalla varmistetaan, että talousvesi on talousvesiasetuksen mukainen eikä se aiheuta terveyshaittaa. Viranomaisvalvontaan kuuluu jatkuva valvonta sekä jaksottainen seuranta. Jatkuvan valvonnan tarkoituksena on monitoroida talousveden laatua ja tuottaa säännöllistä tietoa talousveden mikrobiologisesta laadusta, esteettisistä ominaisuuksista sekä vedenkäsittelyn tehokkuudesta. Jaksottaisella seurannalla selvitetään, täyttääkö talousvesi STM:n talousvesiasetuksen 1352/2015 liitteen 1 mukaiset laatuvaatimukset (STM 1352/2015).

Omavalvontaa ja viranomaisvalvontaa varten tehdään valvontatutkimusohjelma. Valvontatutkimusohjelmalla varmistetaan omavalvonnan ja viranomaisvalvonnan toimivuus. Talousvettä toimittava laitos laatii valvontatutkimuksen sille vettä toimittavan laitoksen ja kunnan terveydensuojeluviranomaisen kanssa yhteistyönä. Valvontatutkimusohjelma on oltava ajan tasalla koko ajan. Talousvesiasetuksessa 1352/2015 on kerrottu yksityiskohtaisesti valvontatutkimusohjelman sisältö ja sen määrittäminen (STM 1352/2015).

2.1.3 Talousveden mikrobiologinen laatu

Talousvesi on vesilaitokselta lähtiessään yleensä hyvänlaatuista, mutta sen laatu voi huonontua vedenjakeluverkostossa. Veden laadun mahdollinen huonontuminen voi johtua monesta eri tekijästä, kuten heikentyneestä infrastruktuurista, putkistomateriaaleista, viipymän pituudesta tai mikrobien kasvusta (THL 2022).

Vesi sisältää mikrobeja, jotka voivat kiinnittyä putkistojen pintaan kasvamaan. Pinnoilla kasvavaa mikrobistoa kutsutaan biofilmiksi. Biofilmiä muodostuu, kun mikrobit kiinnittyvät putkien pinnoille ekstrasellulaarisilla polymeereillä ja alkavat kasvamaan. Biofilmit voivat aiheuttaa ongelmia talousvedessä, sillä ne voivat pilata veden maun ja aiheuttaa hajuongelmia. Biofilmeihin voi päätyä patogeenisiä mikrobeja jonkin ulkoisen onnettomuuden tai virheen takia. Tällöin ne voivat aiheuttaa terveysongelmia kuluttajille (Fang ym. 2008, Wingender ja Flemming 2011, Bitton 2014).

Ravinteet, kuten hiili, fosfori ja typpi, ovat välttämättömiä mikrobien kasvulle. Mikrobit käyttävät näitä ravinteita kasvuun ja solunsisäisiin prosesseihin. Tärkeimpiä näistä ravinteista ovat hiili ja fosfori. Mikrobien kasvua vedenjakeluverkostossa rajoittaa näistä se ravinne, jota on vähemmän (THL 2022).

Hiiltä päätyy veteen kaiken orgaanisen aineen mukana. Suomessa hiiltä päätyy veteen erityisesti humuksen mukana, jota taas päätyy veteen metsä- ja turvemaista (Miettinen ym. 1997) Kaikki

hiili ei ole mikrobeille käyttökelpoista, vaan mikrobeille käyttökelpoista hiiltä kuvataan assimiloituvalla orgaanisella hiilellä (AOC). (Lehtola ym. 2002, Fang ym. 2008). Talousveden käsittelyllä pyritään poistamaan suurin osa veden orgaanisesta aineksesta, mutta siitä huolimatta veteen voi jäädä orgaanista ainesta ja samalla assimiloituvaa orgaanista hiiltä. AOC-pitoisuus lisää heterotrofisten mikrobien kasvua vedenjakeluverkostossa (THL 2022).

Fosfori on tärkeä ravinne kaikelle elämälle. Fosforia esiintyy luonnossa kemiallisina yhdisteinä, joko orgaanisissa yhdisteissä tai epäorgaanisissa ortofosfaateissa (Holtan ym. 1988, Kroiss ym. 2011). Mikrobit käyttävät fosforia DNA:n, RNA:n, solukalvojen ja soluenergian muodostamiseen (EPA 2022). Mikrobeille käyttökelpoinen fosfori (MAP) on epävakaa fosforin muoto, jota mikrobit voivat helposti käyttää energianlähteenään. MAP-pitoisuus on suorassa yhteydessä veden mikrobien lisääntyneeseen kasvuun (Lehtola ym. 2002, Wen ym. 2016).

2.1.4 Talousveden valmistus

Talousvettä voidaan valmistaa joko pintavedestä, pohjavedestä tai tekopohjavedestä. Valintakriteerinä on mahdollisimman puhdas raakavesi. Suomessa suurilla vesilaitoksilla 42 % talousvedestä on tuotettu pohjavedestä, 39 % pintavedestä ja 19 % tekopohjavedestä suurilla vesilaitoksilla (THL 2022).

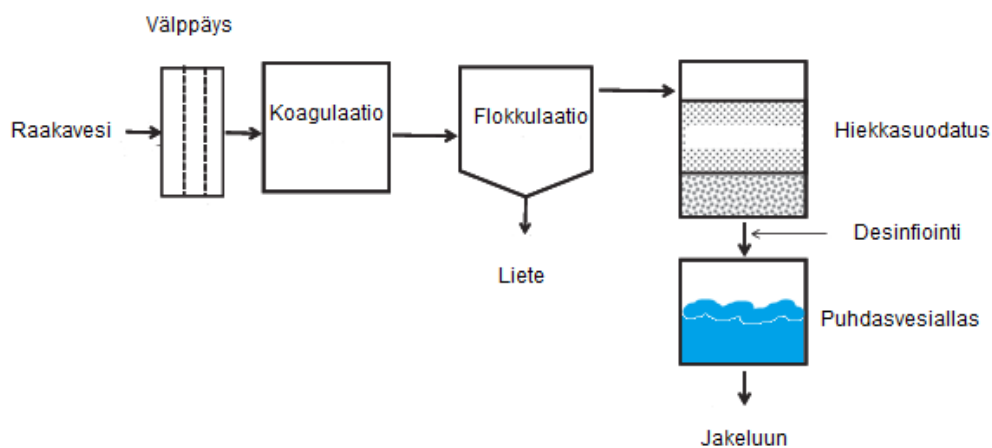
Raakavesilähteet voivat likaantua piste- ja hajakuormituksen takia. Pistekuormituksella tarkoitetaan tunnistettavaa ja paikannettavaa saastuttajaa, kuten esimerkiksi jätevesien purkuputkia. Hajakuormituksella tarkoitetaan esimerkiksi maatalouden ravinnevalumia. Jotta raakavedenlaatu on mahdollisimman hyvää, on tärkeää valita veden ottopaikka oikein (AWWA 2009, Bitton 2014).

Pohjavesi otetaan maan alapuolella sijaitsevista pohjavesikerroksista. Pohjaveden laatu on yleensä parempi verrattuna pintaveteen, eikä sitä tarvitse välttämättä desinfioida vesilaitoksilla (AWWA 2009, THL 2021). Pohjaveden suodattuminen maaperän läpi kuitenkin kuluttaa happea ja

hapeton vesi liuottaa veteen mangaania ja rautaa. Mangaani ja rauta voivat aiheuttaa maku- ja hajuhaittoja sekä värjäytymistä, joten ne pitää poistaa vedenkäsittelyprosessissa (Khadse ym. 2015, Grischek ja Paufler 2017, Krueger ym. 2020).

Pintavesi otetaan joko järvestä, joesta tai rannikolta (AWWA 2009, THL 2021). Pintavesien laatu voi vaihdella nopeasti. Tämä johtuu esimerkiksi rehevöitymisestä, sateista, lämpötilakerrostuneisuudesta, jätevesistä sekä maatalouden ja teollisuuden päästöistä. Yleisimpiä pintaveden epäpuhtauksia ovat orgaaninen aines, ravinteet, liuenneet kaasut ja suolat sekä mikrobit (Collentro 2010, SUEZ 2022).

Raakavesi käy läpi sarjan erilaisia kemiallisia, fysikaalisia ja biologisia prosesseja, jotta lopputuloksena on turvallista ja hyvänmakuista talousvettä. Vedenkäsittelyprosessit riippuvat raakaveden laadusta. Pintavesilaitoksien yleisesti käytettyyn vedenkäsittelyprosessiin kuuluvat välppäys, koagulaatio, flokkulaatio, hiekkasuodatus ja desinfiointi, kuten kuvassa 1 on esitetty. Lisänä voi olla myös esimerkiksi UV-säteilytys, otsonointia ja aktiivihiilisuodatus (AWWA 2009, Bitton 2014).



Kuva 1. Yleisimmät puhdistusprosessit pintavesilaitoksilla (Bitton 2014).

2.2 Aktiivihiilisuodatus

Aktiivihiilisuodatus poistaa vedestä maku- ja hajuhaittoja aiheuttavia poolittomia yhdisteitä. Suodatus perustuu adsorptioon, jolloin epäpuhtaudet kiinnittyvät aktiivihiilen pintaan ja huokosiin (Bhatnagar ym. 2013, Sathasivan 2016). Aktiivihiilen puhdistustehokkuus riippuu käytetyn aktiivihiilen laadusta, veden koostumuksesta ja fysikaalisista muuttujista, kuten veden virtauksen nopeudesta (SSWM 2022).

Kaikki pinta- ja pohjavedet sisältävät luonnon orgaanista ainetta. Luonnon orgaaninen aine, kuten humus, aiheuttaa veteen sameutta, värimuutoksia sekä maku- ja hajuongelmia, jotka pitää poistaa talousveden käsittelyssä. Orgaanisen aineen läsnäolo vedessä on myös edellytys trihalometaanien ja muiden desinfiointin sivutuotteiden synnylle. Mainittujen ongelmien haittavaikutuksia ja muodostumista voidaan lieventää aktiivihiilisuodatuksella (Velten ym. 2007, AWWA 2009, Korrotta-Gamage ja Sathasivan 2016).

Aktiivihiili (AC, *activated carbon*) on hyvin huokoinen aine, jonka puhdistuskyky perustuu adsorptioon. Aktiivihiiltä voidaan tuottaa monista eri materiaaleista, kuten puusta, turpeesta ja kivihiilestä. Yksi tärkein talousveden puhdistamisessa käytettävän aktiivihiilen lähteistä on bitumihiili tai ligniini. Aktiivihiiltä muodostuu, kun polttoainetta lämmitetään uunissa ilman happea, jolloin se muuttuu puhtaaksi hiileksi. Hiili aktivoidaan sen jälkeen altistamalla sitä höyry-ilmaseokselle. Tämän jälkeen aktiivihiili voidaan murskata halutun kokoiseksi (AWWA 2009, Bitton 2014).

Veden epäpuhtaudet kiinnittyvät aktiivihiileen pintaan ja huokosiin, sitoen ne pois talousvedestä. Orgaanisen aineen lisäksi aktiivihiilisuodatus poistaa vedestä desinfiointin sivutuotteita, lääkeaineita ja muita orgaanisia epäpuhtauksia (Velten ym. 2011, Korrotta-Gamage ja Sathasivan 2016).

Vesilaitokset voivat käyttää aktiivihiiltä jauhemaisessa (PAC, *powder activated carbon*) tai raemaisessa muodossa (GAC, *granulated activated carbon*), joiden fysikaaliset ominaisuudet on esitelty taulukossa 1 (Bitton 2014, Stoquart ym. 2014). Wang ym. (1995) mukaan GAC on suositeltavampi muoto verrattuna muihin suodatusmateriaaleihin, sillä sen rakenne antaa enemmän tilaa biofilmien kasvulle ja suojaa niitä muilta voimilta. PAC taas kohdistuu liuenneisiin yhdisteisiin ja takaa nopeamman adsorptionopeuden kuin GAC. PACia voidaan myös jatkuvasti injektoida ja palauttaa takaisin vesi-aktiivihiiliseoksesta, mikä antaa joustavuutta ja mahdollisuuden sopeutua yllättäviinkin muutoksiin veden laadussa (Stoquart ym. 2012).

Taulukko 1. Aktiivihiilten fysikaalisia ominaisuuksia (AWWA 2009).

Ominaisuudet	GAC	PAC
Tiheys, g/cm ³	0.42-0.48	0.32-0.72
Pinta-ala, m ² /g	650-1150	500-600
KA Hiukkaskoko, mm	1.2-1.6	< 0.1

Gibert ym. (2013) mukaan aktiivihiilisuodattimet tukkeutuvat ajan myötä aiheuttaen suodattimien tehokkuuden heikentymistä, ja tämä voi vaikuttaa talousveden laatuun. Tukkeutumista aiheuttaa aktiivihiilihuokosten täyttyminen ja biofilmien muodostuminen suodattimien päälle. Suodattimista voidaan polttaa epäpuhtaudet pois, jolloin niitä voidaan käyttää uudelleen.

2.3 Talousveden desinfiointi

Talousveden desinfiointin tarkoituksena on tuhota tai vähentää vedessä olevia patogeenisiä mikro-organismeja, kuten alkueläimiä, bakteereita ja viruksia (Donnermair ja Blatchley 2002, AWWA 2009, Pandit ja Kumar 2013, WHO 2017). Desinfiointi voidaan suorittaa kemiallisesti tai fysikaalisesti. Kemialliseen desinfiointiin kuuluu esimerkiksi klooraus sekä otsonointi.

Fysikaalisen desinfiointiin kuuluu esimerkiksi veden keittäminen sekä UV-säteilytys (LeChevallier 1999, Hijnen ym. 2006, Fang ym. 2014, WHO 2017).

Kloorauksen ja UV-säteilyn yhteiskäyttö desinfiointitapana on yleistä talousveden tuotannossa pintavesilaitoksilla (Rand ym. 2008, Cho ym. 2011, Fang ym. 2014). UV-säteilytys yleistyy koko ajan, koska sillä on tehokas kyky inaktivoida kloorille vastustuskykyisiä patogeeneja ja se ei tuota desinfiointin sivutuotteita veteen (Rand ym. 2008). Yhden kuin useamman desinfiointitavan tarkoituksena on tuottaa puhtaampaa ja turvallisempaa talousvettä sekä turvata veden laatu putkistossa (CDC 2013).

2.3.1 Klooraus

Kloorausta käytettiin veden puhdistuksessa ensimmäistä kertaa jo yli sata vuotta sitten Lontoossa, ja sen jälkeen kloorauksesta tuli yleisin desinfiointimenetelmä maailmalla (LeChevallier 1999, Gerba ja Pepper 2015). Kloorauksessa voidaan käyttää useampaa eri kloorin muotoa, kuten kloorikaasua (Cl_2), natriumhypokloriittia (NaOCl), kalsiumhypokloriittia (Ca(OCl)_2), klooridioksidia (ClO_2) tai sidottuja klooriyhdisteitä (Valve ja Isomäki 2007, AWWA 2009, Pandit ja Kumar 2013). Suomessa yleisin kloorausmenetelmä on 10–15 % natriumhypokloriittiliuos. Talousveden kloorin pitoisuus on yleensä alle 1.0 mg/l, mutta pitoisuus vaihtelee riippuen käyttötarkoituksesta (Taulukko 2). Veden desinfiointiin tarvittava kloorin määrä riippuu monesta eri muuttujasta, joten talousveden kloorille ei yleensä ole annettu ohjearvoa (Valvira 2020). WHO on kuitenkin antanut jatkuvan kloorauksen raja-arvoksi 5 mg/l (WHO 2017).

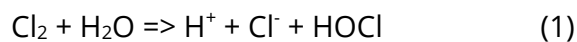
Taulukko 2. Kloorauksen pitoisuudet ja sen haluttu vaikutus vesijohtoverkostossa (Valvira 3/2016).

Kloorin pitoisuus, mg Cl ₂ / l	Vaikutus
Alle 0.5	Tavallinen pitoisuus jatkuvassa klooridesinfioinnissa
0.5	Pitkitetty klooraus pesäkeluvun vähentämiseksi
0.5-1.0	Indikaattorimikrobien tuhoaminen
1-2	Taudinaiheuttajamikrobien tuhoaminen epidemian aikana
5-10	Taudinaiheuttajamikrobien tuhoaminen tehokloorauksella

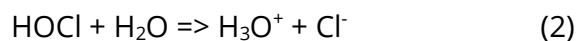
Kloorikaasu

Kloorikaasu on raskas, kellanvihreä ja karvaan hajuinen kaasu. Kloorikaasua toimitetaan nestemäisenä kaasupulloissa, painesäiliöissä tai valmistetaan paikan päällä. Paineenalainen nestekloori kaasuuntuu välittömästi vapautuessaan ja ilmakehän paineessa yksi litra nestemäistä klooria muodostaa noin 400 litraa kloorikaasua höyrystyessään (VVY 2014).

Kun kloorikaasua lisätään veteen, syntyy alikloorihapoketta (HOCl) (reaktio 1):



Alikloorihapoke reagoi veden kanssa seuraavasti (reaktio 2):



Riippuen pH:sta, alikloorihapoke on tasapainossa hypokloriitti-ionin kanssa seuraavasti vedessä (reaktio 3):



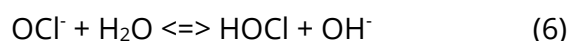
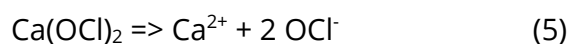
Kun pH on alle 7, suurin osa alikloorihapokkeesta on dissosioitumatonta. Kun pH on yli 9, kaikki happo on dissosioitunut. Tämä on tärkeää, sillä dissosioitumaton alikloorihapoke on 80–100 kertaa voimakkaampi tuhoamaan mikrobeja kuin dissosioitunut muoto (Valve ja Isomäki 2007).

Hypokloriitit

Hypokloriitit ovat alikloorihapokkeen suoloja. Niitä esiintyy joko kiinteässä tai nestemäisessä muodossa ja ne ovat emäksisiä. Natriumhypokloriittia voidaan toimittaa vesilaitokselle vesiliuoksena tai valmistaa paikan päällä. Se on hapettava aine sekä syövyttävä aine. Kaupallisessa liuoksessa natriumhypokloriitin pitoisuus on 10, 13 tai 15 % ja sen aktiivisen kloorin määrä vähenee ajan kuluessa. Se on suojattava valolta ja pidettävä mahdollisimman viileässä (VVY 2014).

Kalsiumhypokloriitti on kiinteässä olomuodossa ja se pitää liuottaa veteen. Tämän takia sitä ei juurikaan käytetä vesilaitoksilla, vaan yksittäisten kaivojen ja vesiputkistojen desinfiointiin. Kalsiumhypokloriitti on voimakas hapetin ja se on säilytettävä viileässä ja suljetussa tilassa (VVY 2014).

Kalsiumhypokloriitti sekä natriumhypokloriitti reagoivat pohjimmiltaan samalla tavalla eli dissosioituvat täydellisesti (reaktiot 4 ja 5). Hypokloriitti-ioni ja alikloorihapoke asettuvat tasapainoon (reaktio 6):



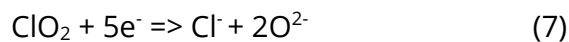
Alikloorihapoke vallitsee matalassa pH:ssa ja hypokloriitti-ioni korkeassa pH:ssa (Valve ja Isomäki 2007, AWWA 2009, Pandit ja Kumar 2013, WHO 2017). Näitä kahta yhdistettä kutsutaan vapaaksi

klooriksi. Vapaa kloori on voimakas hapetin, joka tuhoaa bakteereita vaikuttamalla niiden entsyymijärjestelmään sekä solukalvoon (Valve ja Isomäki 2007, AWWA 2009, Pandit ja Kumar 2013, WHO 2017).

Klooridioksidi

Klooridioksidi on nesteeseen liuotettua kaasua ja oranssin väristä suurina pitoisuuksina. Se tuhoaa hyvin bakteereja, viruksia sekä alkueläimiä. Se ei muodosta trihalometaaneeja tai muita klooriyhdisteitä, mutta hajotessaan muodostuu kloriitteja ja kloraatteja, joita pitää tarkkailla. Kloriitit ja kloraatit ovat haitallisia, sillä niiden haitallisuus perustuu punasolujen hapetuskyvyn häiritsemiseen. Klooridioksidin käyttö on myös teknillisesti haastavampaa kuin muiden kloorauskemikaalien käyttö, mikä rajoittaa sen käyttöä (VVY 2014).

Klooridioksidi on voimakas hapetin ja hajoaa kloridiksi ja okso-ioniksi (reaktio 7):

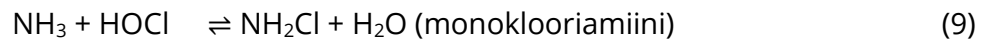


Klooridioksidia valmistetaan usein natriumkloriittia ja kloorikaasua sekoittamalla (reaktio 8):



Sidottu kloori

Sidotut klooriyhdisteet ovat kasvattaneet suosiotaan pääsääntöisenä kloorausmenetelmänä niiden matalan hinnan, helppokäyttöisyyden ja talousvesiverkostossa hyvän säilyvyyden takia. Ne eivät myöskään tuota hajuja tai makuja, mikäli valmistetaan pelkästään monoklooriamiineja (Donnermair ja Blatchley 2002 WHO 2017). Klooriamiineja syntyy, kun veteen lisätään natriumhypokloriitin tai kloorikaasun lisäksi ammoniakki tai jotain ammoniumsuolaa (Donnermair ja Blatchley 2002, AWWA 2009, VVY 2014, WHO 2017). Ammoniakin reagoidessa hypokloriitin kanssa muodostuu mono-, di- ja triklooriamiineja kaavojen 9-11 mukaisesti.



Reaktiot kilpailevat keskenään ja ovat voimakkaasti riippuvaisia alustavasta kloori-typpisuhteesta (Cl:N), pH:sta, lämpötilasta ja kontaktiajasta (Donnermair ja Blatchley 2002). Monoklooriamiini on ainut hyödyllinen klooriamiini, ja tämän takia olosuhteet tehdään monoklooriamiinin muodostumiselle suotuisiksi. Monoklooriamiinia syntyy valtaosin pH:n oltaessa 6.5 ja 8.5 välillä ja kun Cl:N suhde on noin 5:1 (Donnermair ja Blatchley 2002, Adams ja Qiang 2004, Valve ja Isomäki 2007, WHO 2017).

Sidotut kloorit ovat turvallinen ja tehokas tapa säilyttää desinfiointitehokkuus vesijohtoverkostoissa (Marchesi ym. 2020, Coniglio ym. 2015, Croneams ym. 2010). Marchesi ym. 2020 tutkimus osoitti, että sidotuilla kloorilla voidaan säilyttää talousveden hyvä laatu vesijohtoverkostoissa sekä ehkäistä legionellabakteereiden ja kloorauksen sivutuotteiden syntyä. Myös Coniglio ym. (2015) osoittivat, että sidottu kloori ehkäisee legionellabakteereiden syntyä vesijohtoverkoston biofilmeissä. Klooriamiini säilyy vesijohtoverkostossa paremmin kuin vapaa kloori (Percival ym. 2000), mutta sen desinfiointitehokkuus ei ole yhtä suuri (Valve ja Isomäki 2007).

Haittapuolena klooriamiinikloorauksessa on nitriitin mahdollinen muodostuminen talousvesiverkostossa. Kun klooriamiinit hajoavat, muodostuu ammonium-ioneja, jotka hapettuvat edelleen nitriitiksi. Nitriitit voivat aiheuttaa pikkulapsille methemoglobinemiaa (VY 2014, Valvira 2020).

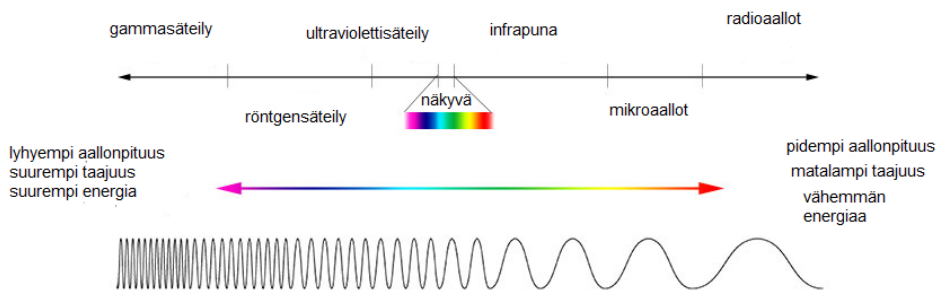
Kloorauksen sivutuotteet

Talousveden klooraaminen tuottaa kloorauksen sivutuotteita (DBP, *Disinfection by-product*), mikäli vedessä on orgaanista ainetta (Koivusalo ym. 1998, AWWA 2009, Bitton 2014, WHO 2017). Ensimmäistä kertaa kloorauksen sivutuotteita havaittiin vuonna 1974, kun vedestä löytyi trihalometaaneja (THM) (Trussell 2006). Kloorauksen sivutuotteisiin luetaan muun muassa haloaetikkahapot ja haloasetonitriilit (WHO 2017, Valvira 2020)

Nämä sivutuotteet voivat aiheuttaa terveyshaittoja. Koivusalo ym. (1998) tutkimuksen tulokset osoittavat, että klooratun juomaveden käyttö aiheuttaa suuremman riskin sairastua virtsarakon ja peräsuolen syöpään. Tutkimuksessa verrattiin syöpätapauksia kontrolliryhmään. Monet muut tutkimukset tukevat myös väitettä, että kloorauksen sivutuotteet aiheuttavat terveyshaittoja ihmisissä (Gottlieb ym. 1982, Cantor ym. 1987, Krasner ym. 2006, Li ja Mitch 2018). Kloorauksen sivutuotteiden määrä riippuu paljolti veden orgaanisen aineen määrästä, ja siksi sivutuotteita esiintyy enemmän klooratuissa pintavesissä kuin pohjavesissä. Klooriamiinikloorauksessa syntyy vähemmän sivutuotteita kuin vapaalla kloorilla klooratessa (Donnermair ja Blatchley 2002, Bitton 2014, THL 2021).

2.3.2 UV-säteilytys

Ultraviolettisäteily (UV) havaittiin ensimmäistä kertaa 1800-luvulla, ja siitä lähtien UV-säteilyä on sovellettu moneen eri tarkoitukseen, kuten esimerkiksi talousveden desinfiointiin (Diffey 2002, Schmelling 2006, AWWA 2009, WHO 2017). UV-säteily sijaitsee näkyvän valon ja röntgensäteilyn välissä sähkömagneettisella spektrillä (kuva 2), ja se voidaan jakaa kolmeen osa-alueeseen: UVA, UVB ja UVC. UVA:n aallonpituus on 315–400 nm, UVB:n 280–315 nm ja UVC 200–280 nm. Mitä pienempi aallonpituus on, sitä enemmän energiaa se sisältää ja sen paremmin se tuhoaa mikrobeja (Diffey 2002, Schmelling 2006, Choi ja Choi 2010, WHO 2017).



Kuva 2. Optisen säteilyn spektri (NASA 2022).

UVC-säteily tuhoaa ja inaktivoi tehokkaasti patogeenisiä mikro-organismeja, kuten bakteereita ja viruksia, ja se ei aiheuta desinfiointin sivutuotteita veteen (Clancy ym. 2000, AWWA 2009, Hijnen 2010). UV-säteilyn mikrobeita tuhoava vaikutus perustuu sen kykyyn vaurioittaa DNA:ta ja RNA:ta, aiheuttaen esimerkiksi DNA:n kaksoisjuosteen vaurioitumisen tai syklobutaanidimeerivaurioita (Schmelling 2006, AWWA 2009, Hijnen 2010).

UV-säteilyn desinfiointitehokkuus riippuu veden laadusta sekä UV-säteilyn kontaktiajasta (kaava 12). Kontaktiajalla tarkoitetaan UV-säteilytyksen kestoa, joka taas riippuu UV-lamppujen intensiteetistä sekä valon adsorptiosta (EPA 2006, Hijnen 2010). Vedessä esiintyvät epäpuhtaudet, kuten orgaaninen aines ja metallit sekä samea vesi, vaikuttavat UV-säteilyn tehokkuuteen negatiivisesti. UV-säteilytyksen mikrobeita tuhoava tehokkuus on suorassa yhteydessä UV-annokseen.

$$D = I \times t \quad (12)$$

jossa

D = UV-annos, mWs/cm^2

I = Intensiteetti, mW/cm^2

t = altistumisaika, s

UV-säteilytyksessä käytetään matalapaine- ja keskipainelamppuja, jotka sijaitsevat kvartsilasisten suojausputkien sisällä. Matala- ja keskipainelamput muodostavat UV-säteilyä, kun sähkövirtaa johdetaan lamppujen sisältämän elohopea- ja argonkaasun läpi. Matalapainelamput emittoivat

253.7 nm UV-säteilyä, ja keskipainelamppujen tuottama aallonpituus vaihtelee 180–1370 nm välillä. Matalapainelamppujen intensiteetti on pienempi kuin keskipainelamppujen (EPA 1999, Schmelling 2006, VVY 2014). Suositeltu UV-annos desinfiointiin on 40 mWs/cm² (NSF/ANSI 2012, Bitton 2014).

UV-säteilyn desinfiointivaikutus tapahtuu vesilaitoksella paikan päällä, eikä se yllä pitkälle putkistoon. Tämän takia UV-säteilytys ei ole yksinään hyvä desinfiointimenetelmä, ja siksi vesilaitos tarvitsee jonkun toisen desinfiointimenetelmän, jotta mikrobikasvustoa ei ilmene vesiputkissa (AWWA 2009, WHO 2017).

3 Työn tavoitteet

Tämä tutkimus tehtiin osana Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen Asiantuntijamikrobiologian yksikön PROMICO -hanketta. Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää prosessimuutoksen vaikutuksia vesijohtoverkoston veden fysikaalis-kemialliseen ja mikrobiologiseen laatuun. Prosessimuutoksessa vesilaitoksen desinfiointikemikaali vaihdettiin natriumhypokloriitista klooriamiiniin. Samalla vedenpuhdistusprosessiin lisättiin UV-säteilytys sekä aktiivihiihi-suodatus. Tässä tutkimuksessa avautui ainutlaatuinen mahdollisuus selvittää, kuinka prosessimuutos vaikuttaa vesijohtoverkoston veden laatuun Kuopion toiminta-alueella. Veden laatutekijöitä mitattiin eri vuodenaikoina neljä kertaa ennen prosessimuutosta ja neljä kertaa prosessimuutoksen jälkeen. Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää:

- Muuttuuko veden fysikaalis-kemiallinen laatu prosessimuutoksen seurauksena
- Kuinka prosessimuutos vaikuttaa veden mikrobiologiseen laatuun sekä vedessä oleviin mikrobeille käyttökelpoisiin ravinteisiin.

4 Aineisto ja menetelmät

4.1 Prosessimuutos vesilaitoksella

Kuopion Veden vedentuotantoprosessissa tapahtui muutos vuosien 2020 ja 2021 aikana. Desinfiointikäsitelyssä siirryttiin vapaan kloorin (natriumhypokloriitti) käytöstä sidotuun kloorin (klooriamiini) sekä otettiin käyttöön otettiin UV-säteilytys ja aktiivihiilisuodatus. Prosessimuutoksen tarkoituksena on parantaa talousveden yleistä laatua ja edistää vesiturvallisuutta.

Kuopion Vesi muodostaa klooriamiinia syöttämällä veteen hypokloriittia ja ammoniumsulfaattia. Hypokloriitti reagoi ammoniumsulfaatin kanssa muodostaen klooriamiineja talousveteen. Verkostoon lähtevän veden kokonaisklooripitoisuus on noin 0,40 mg/l. UV-annos vaihtelee lamppujen mukaan, mutta annos on kuitenkin aina vähintään 40 mJ/cm².

Uusi aktiivihiilisuodatin käyttää kivihiilipohjaista, agglomeroitua aktiivihiiltä (0.42-1.70 mm raekoko).

4.2 Näytteenotto

4.2.1 Näytteenottokohteet

Näytteet otettiin kahdesta ennalta valitusta paikasta Savilahdesta ja Lehtoniemestä. Savilahden näytteenottopiste sijaitsi lähellä Itä-Suomen Yliopistoa ja Lehtoniemen näytteenottopiste sijaitsi Lehtoniemen jätevedenpuhdistamolla. Näytteenottopisteistä otettiin vesi-, biofilmi-, ja suuren tilavuuden näytteitä (DEUF) neljä kertaa ennen prosessimuutosta ja neljä kertaa prosessimuutoksen jälkeen eri vuodenaikoina (Taulukko 3). Savilahden näytteenottopisteiltä ei

saatu otettua toisen kierroksen kesä- ja syysnäytteitä, sillä näytteenottopisteeltä oli katkaistu vesi rakennustyömaan takia. Vesi kytkettiin takaisin päälle ennen talvinäytteenottoa.

Taulukko 3. Näytteenottojen aikataulukko.

Vuodenaika	Aloitus	Kesä	Syksy	Talvi	Kevät
Ennen prosessimuutosta	17.6.2020	15.7.2020	14.10.2020	13.1.2021	14.4.2022
Prosessimuutoksen jälkeen	16.6.2021	14.7.2021	13.10.2021	13.1.2022	14.4.2022

4.2.2 Vesinäytteenotto

Verkostovedestä otettiin 1500 ml vesinäytettä fysikaalisia, kemiallisia ja ravinneanalyysejä varten. Näytteenotossa käytetyt hanat liekitettiin ja juoksettua näytevetä lisättiin muovisiin tai lasisiin näytepulloihin. Näytepulloihin oli lisätty natriumtiosulfaattia (18 mg/l), jotta veden klooripitoisuus saatiin eliminoitua. Klooripitoisuuksien mittauksia varten vesinäytteet otettiin happopestyihin winkler-pulloihin. Mikrobiologisia analyysejä varten näyte otettiin steriloituihin muovipulloihin ja kuljetettiin kylmälaukuissa laboratorioon jatkotutkimuksia varten. Näytteenoton yhteydessä verkostovesinäytteestä mitattiin paikan päällä lämpötila, pH, sähkönjohtavuus ja klooripitoisuus kappaleen 4.3.1 mukaan.

4.2.3 Biofilminäytteenotto

Biofilminäytteitä kerättiin biofilmikeräimien avulla heterotrofisten pesäkelukumäärien määrittämistä varten. Biofilmikeräimet (kuva 3) koostuivat 15 cm pitkistä muovisista polyeteeniputkista (12mm/15mm halkaisijamitat) ja metallisista palloventtiileistä. Biofilmikeräinten välissä oli 7 cm pitkät polyeteenivälikkappaleet, jotka yhdistivät biofilmikeräimet yhdeksi pitkäksi putkistoksi. Lisäksi pitkien putkistojen välissä olivat mutkakappaleet, jotka yhdistivät putket kerroksiin. Yhden näytteenoton aikana biofilminäytteitä otettiin yhteensä neljä

rinnakkaista sekä kummankin seurantajakson aikana viimeisellä kertaa irrotettiin myös 10 kuukautta näytteenottopisteessä ollut biofilmikeräinpatkka.



Kuva 3. Biofilmikeräin Savilahden näytteenottopisteellä

Biofilmikeräimet asennettiin näytteenottopisteisiin ja vettä juoksutettiin biofilmikeräimien läpi 30 vuorokauden ajan ennen näytteenottoa, jolloin biofilmiä kerkesi kasvamaan keräimeen. Näytteenoton yhteydessä 15 cm pitkät biofilmikeräimet irrotettiin mahdollisimman aseptisesti työskennellen näytteenottopisteestä sekä toisistaan jakoavainta käyttäen. Keräimien palloventtiilit avattiin ja keräimiin lisättiin automaatiopipetillä 50 µl natriumtiosulfaattia (18 mg/ml) kloorin eliminoimiseksi. Natriumtiosulfaatin lisäyksen jälkeen biofilmikeräimien metalliset palloventtiilit suljettiin ja keräimien päät käärittiin parafilmiin. Lopuksi keräimet laitettiin muovipussiin, siirrettiin kylmälaukkuun kylmäpatruunoiden kanssa ja vietiin laboratorioon analyysia varten.

4.2.4 Biofilminäytteiden käsittely laboratoriossa

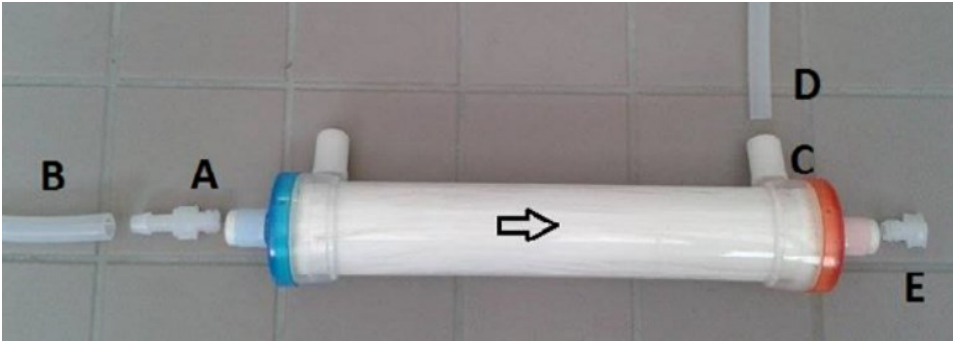
Biofilmikeräinten esikäsittely laboratoriossa aloitettiin liekittämällä putkien päät ja huuhtelemalla ne steriilillä deionisoidulla vedellä. Keräinten palloventtiili avattiin ruuvimeisselillä ja putkesta pipetoitiin 3 x 1 ml näytevettä 100 ml steriiliin lasipulloon. Pipetoinnissa käytettiin suodatinkärkiä. Keräimiin laitettiin kaksi lusikallista steriilejä lasihelmiä ja venttiilit suljettiin

lisäyksen jälkeen. Keräimiä ravisteltiin Vibramax 100-ravistelijassa 1350 rpm 15 minuutin ajan (3x5 min).

Ravistelun jälkeen keräimien päät liekitettiin ja huuhdeltiin steriilillä deionisoidulla vedellä. Keräimien sisältämä vesi kaadettiin samoihin lasipulloihin, joihin oli pipetoitu vettä aikaisemmin. Lopuksi keräimiä huuhdeltiin lisäämällä niihin 5 ml saman linjan näytevettä ja keräimiä käännettiin venttiilit auki, jotta kaikki vesi saatiin talteen. Ennen analyyseja näytteet sonikoitiin yhden minuutin ajan 40 kHz Branson 3510-sonikaattorilla (Branson Ultrasonics, Yhdysvallat).

4.2.5 DEUF-näytteenotto

DEUF-tekniikalla vettä voidaan suodattaa suuria määriä suodatinpatruunan läpi, jolloin vedessä olevat bakteerit, virukset ja alkueläimet jäävät suodattimelle. DEUF-näytteistä analysoitiin heterotrofinen pesäkelukumäärä sekä mikrobiyhteisön määritys, joka tehdään toisessa tutkimuksessa. 10 nm huokoskoko mahdollistaa bakteerien, virusten ja alkueläimien jäännin suodattimelle. Suuren tilavuuden näytteenotossa suodatuspatruuna (ASAHI Rexeed-25A ultrafilters, Asahi Kasei Medical Co., Ltd., Tokio Japani) liitettiin vesijohtoverkostoon (kuva 4). Siniseen päähän liitettiin adapteri (A) ja punaiseen päähän tulppa (E). Näytteenottoletku (B) liitettiin kuvan mukaisesti patruunaan ja letkun toinen pää hanaan. Toinen letku (D) liitettiin sivuporttiin (C) ja letkuun liitettiin vesimittari. Virtaukseksi säädettiin 3 l / min. Patruunaa pidettiin vaakasuorassa tason päällä ja vesimittaria seuraamalla vettä juoksutettiin patruunan läpi 100 litraa. Näytteenoton jälkeen hana suljettiin ja letkut irrotettiin siten, ettei vettä tullut ulos. Näytteeseen lisättiin natriumtiosulfaattijauhetta, joka oli liuotettu 125 ml näytevetteen. DEUF-näyte siirrettiin kylmälaukkuun ja vietiin laboratorioon analyyseja varten.



Kuva 4. DEUF-tekniikassa käytetty suodatuspatruuna. Adapteri (A) ja näytteenottoletku (B) liitettiin patruunaan ja toinen letku (D) liitettiin sivuporttiin (C) vesimittarin kanssa (THL 2022).

4.2.6 DEUF-näytteen käsittely laboratoriossa

DEUF-patruuna eluoiitiin 24 tunnin kuluessa näytteenotosta. Siniseen päähän liitettiin adapteri (A) ja punaiseen päähän tulppa (E). Patruuna tyhjennettiin näytevedestä pumppaamalla siihen ilmaa steriilillä ruiskulla. Patruunaan pumpattiin tämän jälkeen eluointiliuosta vastavirtaan 650 ml/min nopeudella ja saatu konsentraatio otettiin talteen steriiliin lasipulloon.

4.3 Mitatut muuttujat

4.3.1 Fysikaalis-kemialliset muuttujat

Lämpötila, pH, sähkönjohtavuus ja happipitoisuus

Veden lämpötila, pH, sähkönjohtavuus ja happipitoisuus mitattiin paikan päällä näytteenoton yhteydessä sekä laboratoriossa Multi 3630 IDS –mittarilla (WTW, Saksa). Mittaus tehtiin paikan päällä laskemalla vettä mittalasiin ja asettamalla mittausturrit mittalasiin. Laboratoriossa näytettä otettiin dekantterilasiin ja asetettiin mittausturrit dekantterilasiin. Ennen molempia mittauksia anturit huuhdeltiin deionisoidulla vedellä ja kuivattiin pehmopaperilla.

Sameus ja absorbanssi

Sameus mitattiin käyttämällä Turb 555 IR -spektrofotometriä (WTW, Saksa). Absorbanssi mitattiin käyttämällä UV-1601 (Shimadzu, Japani) spektrofotometriä aallonpituudella 254 nm

Mangaani

Näytteiden mangaanipitoisuus mitattiin käyttämällä DR 2800 –spektrofotometrin (Hach Lange, Yhdysvallat) menetelmää 8149 (0,006–0,700 mg/l). Askorbiinihapporeagenssi pelkistää kaiken hapettuneen mangaanin Mn^{2+} -muotoon, jonka jälkeen PAN-indikaattori (1-(2-pyridyliasoli)-2-naftanoli) yhdistyy Mn^{2+} kanssa muodostaen oranssin värisen kompleksin. Testin tulokset mitattiin aallonpituudella 560 nm.

Rauta

Näytteiden rautapitoisuus mitattiin käyttämällä DR 2800 –spektrofotometrin (Hach Lange, Yhdysvallat) menetelmää 8008 (0,02–3,00 mg/l). Menetelmä perustuu reagenssin kykyyn muuttaa kaiken liukoisen ja liukenemattoman raudan liukoiseksi ferroraudaksi. Ferrorauta

reagoi 1,10 fenantroliiniyhdisteen kanssa muodostaen oranssin värin. Oranssi väri on suorassa yhteydessä näytteen raudan pitoisuuteen. Testin tulokset mitattiin aallonpituudella 510 nm.

Kloori

Näytteiden vapaa- ja kokonaisklooripitoisuudet mitattiin käyttämällä Kemio™ Disinfection –mittauslaitetta (Palintest, UK). Mittaaminen perustuu kertakäyttöiseen sensoriin, joka muodostaa tietyn suuruisen sähkövirran reagoidessaan vedessä olevan mitattavan yhdisteen kanssa.

Klooriamiini

Näytteiden klooriamiinipitoisuus mitattiin käyttämällä DR 2800- spektrofotometrin (Hach Lange, Yhdysvallat) menetelmää 10200 (0,04–4,50 mg/l). Syanoferraatti-katalyytin läsnä ollessa monoklooriamiini reagoi substituoidun fenolin kanssa muodostaen vihreän väristä indofenolia. Vihreä väri on suorassa yhteydessä näytteen klooriamiinipitoisuuteen. Testin tulokset mitattiin aallonpituudella 655 nm.

Vapaa ammonium

Näytteiden vapaan ammoniumin pitoisuus mitattiin käyttämällä DR 2800 –spektrofotometrin (Hach Lange, Yhdysvallat) menetelmää 10200 (0,01–0,50 mg/l). Menetelmä on periaatteessa sama kuin klooriamiinin mittauksessa, mutta siinä verrataan väriä ilman hypokloriittia ja hypokloriitin kanssa. Vihreä väri kertoo näytteen vapaan ammoniumin olemassaolosta. Testin tulokset mitattiin aallonpituudella 655 nm.

Nitraatti ja nitriitti

Näytteiden nitraatti- ja nitriittipitoisuudet mitattiin käyttämällä DR 2800 -spektrofotometrin (Hach Lange, Yhdysvallat) menetelmää 8039 ja 8507 (0,3-30,0 mg/l ja 0,002-0,300 mg/l). Nitraattimenetelmä perustuu nitraatin pelkistymisen nitriitiksi näytteessä. Nitriini-ionit reagoivat

sulfaniilihapon kanssa muodostaen diatsoniumsuoloja. Suolat reagoivat gentisiinihapon kanssa aiheuttaen kullanuskean värin, joka mitataan.

Nitriittimenetelmä perustuu nitriitin reagointiin sulfaniilihapon kanssa muodostaen diatsoniumsuoloja. Suolat reagoivat kromitrooppihapon kanssa muodostaen pinkin värisen kompleksin, joka mitataan.

4.3.2 Heterotrofinen pesäkelukumäärä

Vesinäytteiden heterotrofinen pesäkelukumäärä analysoitiin SFS-EN ISO 6222 standardin mukaisesti TH-agarilla (1 l deionisoitu vesi, 6,0 g tryptoni, 3,0 g hiivauute ja 15 g agar) laimennossarjamenetelmällä sekä pintalevitystekniikalla R2A-agarilla (1 l deionisoitu vesi, 0,5 g proteoosi-peptoni, 0,5 g casaminohappo, 0,5 g hiivauute, 0,5 g glukoosi, 0,5 g liukoinen tärkkelys, 0,3 g dikaliumvetyfosfaatti, 0,05 g magnesiumsulfaatti, 0,3 g natriumpyruvaatti ja 15 g agar) vesinäytteestä. Biofilmi- ja DEUF-näytteet viljeltiin R2A-agarille.

TH-maljoja inkuboitiin 68 ± 4 h ajan 22 ± 2 °C. R2A-maljoja inkuboitiin 7 vuorokauden ajan 22 ± 2 °C.

4.3.3 Mikrobeille käyttökelpoiset ravinteet

AOC

AOC:n pitoisuus määritetään näyteveden aikaansaaman maksimaalisen bakteerikasvun perusteella. Maksimaalinen pesäkelukumäärä muunnetaan kertoimien avulla vastaaviksi asetaatti- ja oksalaattihiilen määriksi.

Näytteeseen lisättiin 100 µl AOC-ravinnetta (2,275 g $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_2$, 0,1 g KH_2PO_4 , 0,05 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$, 0,05 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ tai $\text{CaCl}_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$, 0,1 g NaCl ja 500 ml ultrapuhdas vesi) sekä 50 µl 0,02 M natriumtiosulfaattia kloorin poistamiseksi. Tämän jälkeen näytettä kuumakäsiteltiin 35 minuutin

ajan +64–64 °C. Jäähtyneeseen näytteeseen lisättiin kaksi pisaraa *Pseudomonas fluorescens* – kantamikrobisuspensiota (ATCC 49642) ja yksi pisara *Aquaspirillum NOX* –kantamikrosuspensiota (ATCC 49643) (Miettinen ym. 1999). Näytteet inkuboitiin pimeässä +15°C. Näytteiden laimennokset 10^{-3} , 10^{-4} ja 10^{-5} viljeltiin 7, 8 ja 9 vuorokauden kuluttua mikrobien lisäämisestä.

MAP

Myös MAP:n määrä määritetään maksimaalisen bakteerikasvun perusteella avulla, jotka saadaan näytevedestä. Analyysin mittausherkyys on 80 ng PO₄-P/l.

Näytteet kuumasteriloitiin +60°C 30 minuutin ajan. Rinnakkaisiin näytteisiin lisättiin *Pseudomonas fluorescens* P17–bakteereita, joiden lukumäärän kasvua seurattiin R2A–agar viljelmillä.

Koeolosuhteet säädettiin epäorgaanisen sekä orgaanisen ravinneliuosten avulla siten, että fosfori on rajoittava kasvutekijä. *Pseudomonas fluorescens* P17–bakteerin kasvu on standardoitu käyttämällä dinatrium-vetyfosfaattia (Na₂HPO₄) substraattina. Lopullinen tulos ilmoitetaan fosfaattia-fosforia vastaavana fosforin pitoisuutena (Lehtola ym. 1999).

4.4 Tilastolliset menetelmät

Tulokset taulukoitiin ja pylväsdiagrammit piirrettiin Microsoft Excel 2013 -sovelluksella. Tulosten tilastollinen merkitsevyys laskettiin IBM SPSS -ohjelman versiolla 27.

Tuloksille tehtiin ensin Shapiro-Wilk-normaalijakaumatesti käyttäen SPSS:n ohjelmaa. Jos testin p-arvo oli suurempi kuin 0.05, muuttujia tulkittiin normaalijakautuneeksi. Mitatuista muuttujista normaalijakaumaa noudattivat sähkönjohtavuus, pH, kokonaiskloori sekä mikrobeille käyttökelpoiset ravinteet. Savilahdesta ja Lehtoniemestä mitatut muuttujat testattiin yhdessä ennen prosessimuutosta ja prosessimuutoksen jälkeen.

Normaalijakautuneelle datalle tehtiin parittainen t-testi. Testi vertailee muuttujia ennen prosessimuutosta sekä sen jälkeen ja kertoo, eroaako tulokset tilastollisesti merkittävästi toisistaan ($p < 0.05$).

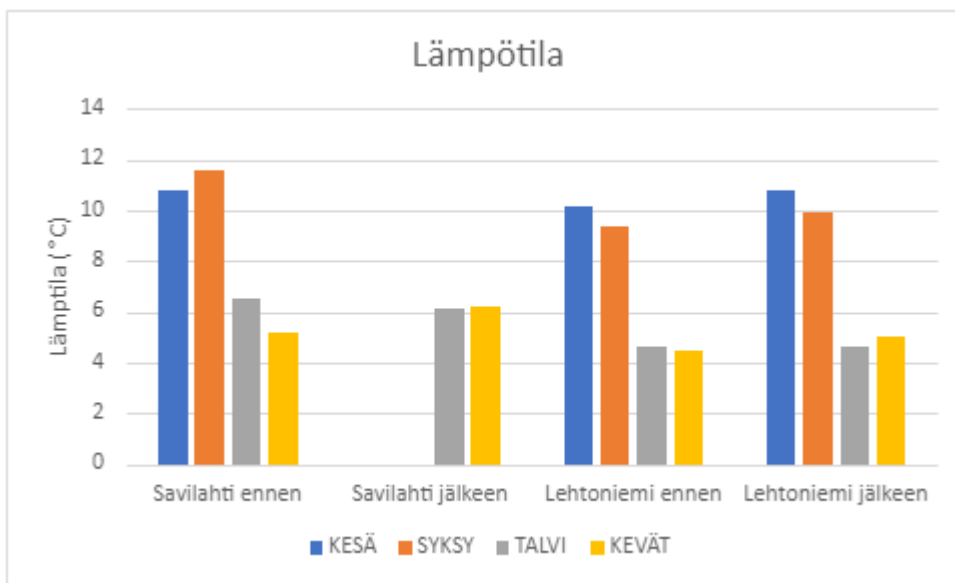
Datalle, joka ei noudattanut normaalijakaumaa, tehtiin Wilcoxonin Signed Rank-testi. Pieni p-arvo ($p < 0.05$) kertoo prosessimuutoksen tilastollisesti merkittävästä muutoksesta mitattuun veden muuttujaan.

5 Tulokset

5.1 Fysikaalis-kemialliset muuttujat

5.1.1 Lämpötila

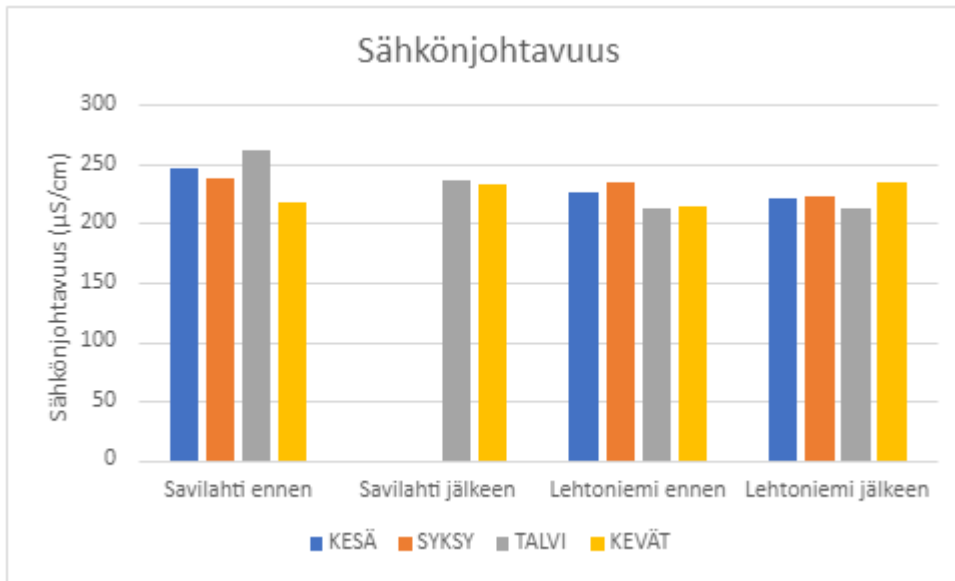
Savilahden sekä Lehtoniemen näytteenottopisteiden talousveden mitatut lämpötilat mukailivat vuodenaikaisia lämpötiloja. Lämpötilat olivat nousussa syksyyn asti ja laskivat talven tulon aikana (kuva 5). Lämpötilat pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta.



Kuva 5. Lämpötilat eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

5.1.2 Sähkönjohtavuus

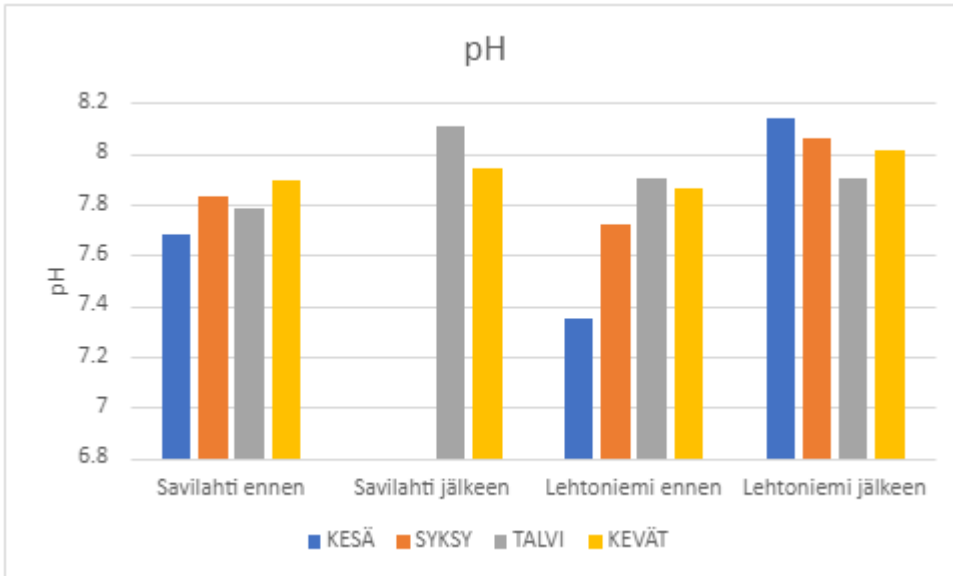
Savilahden ja Lehtoniemen näytteenottopisteiden talousveden sähkönjohtavuudet pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta (kuva 6). Sähkönjohtavuudet myös pysyivät samalla tasolla vuoden ajasta riippumatta.



Kuva 6. Sähkönjohtavuus eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

5.1.3 pH

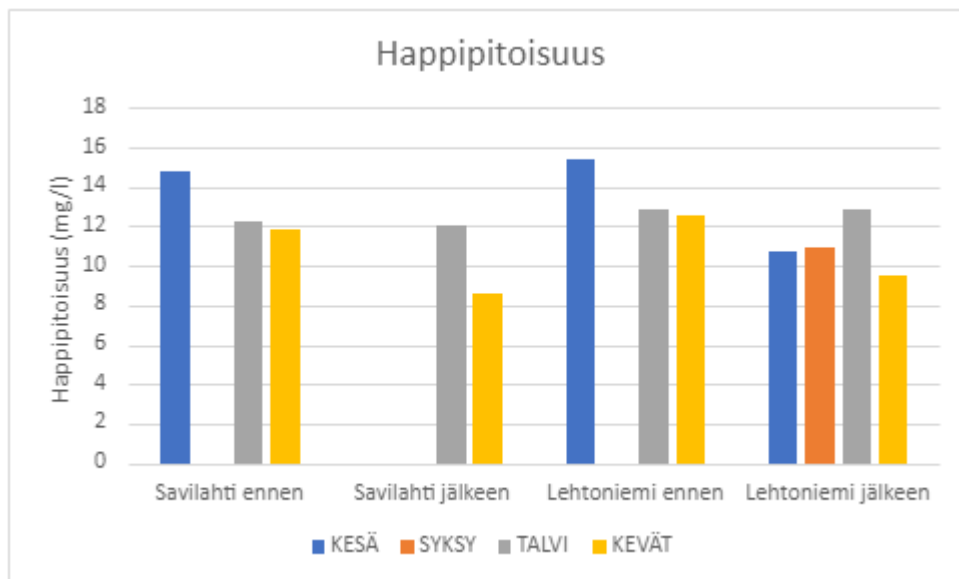
Savilahden ja Lehtoniemen näytteenottopisteiden talousveden pH-arvot pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta (kuva 7). pH pysyi kuitenkin välillä 7,3–8,1 molemmissa mittauspisteissä.



Kuva 7. pH eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

5.1.4 Happipitoisuus

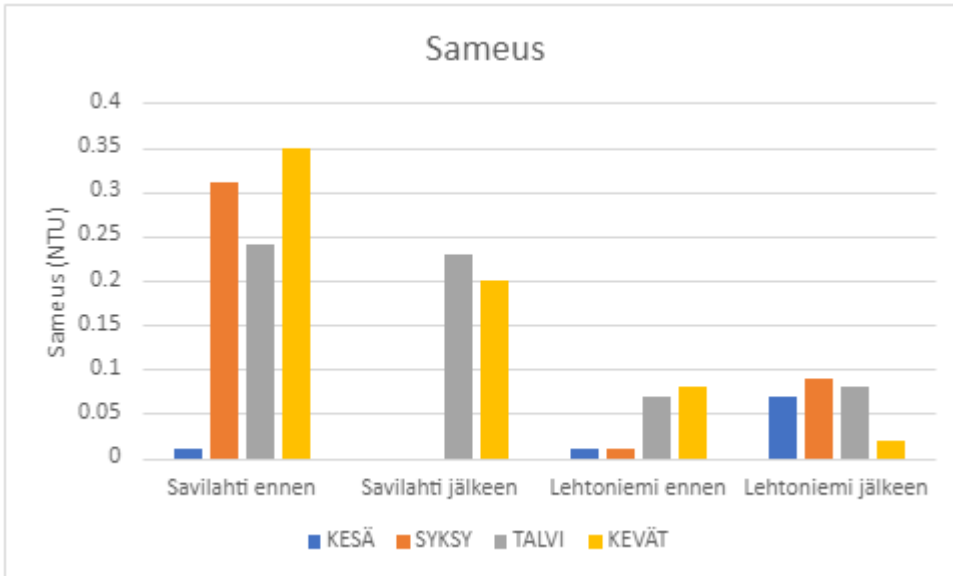
Savilahden ja Lehtoniemen näytteenottopisteiden talousveden happipitoisuudet pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta (kuva 8). Happipitoisuus pysyi kuitenkin 10,7–15,4 mg/l välillä molemmissa mittauspisteissä. Ensimmäisen kierroksen syksyn happipitoisuutta ei mitattu.



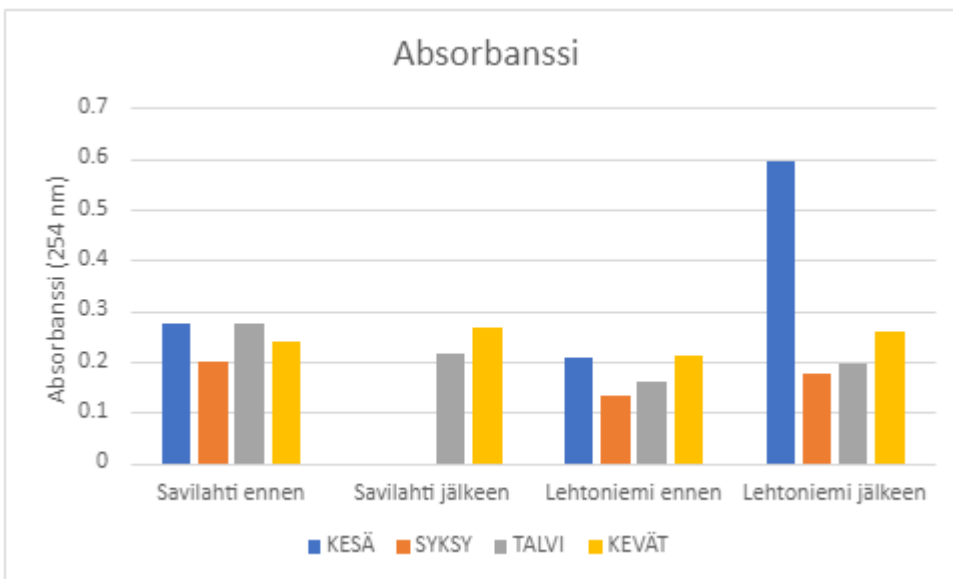
Kuva 8. Happipitoisuus eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

5.1.5 Sameus ja absorbanssi

Savilahden ja Lehtoniemen näytteenottopisteiden talousveden sameus (kuva 9) sekä absorbanssi (kuva 10) pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta. Savilahden sameus oli huomattavasti suurempi verrattuna Lehtoniemen sameuteen. Savilahden absorbanssi oli myös suurempi kuin Lehtoniemen.



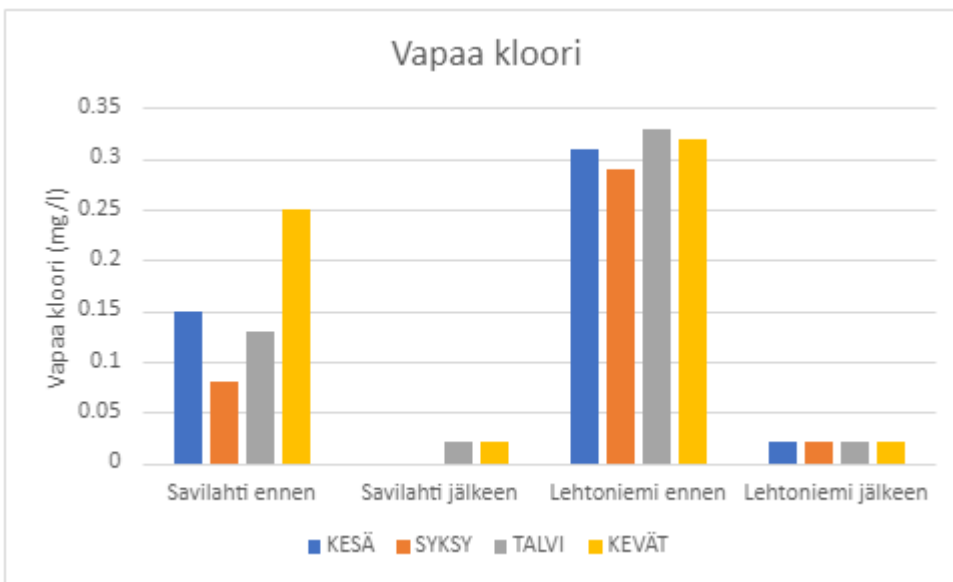
Kuva 9. Sameus eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.



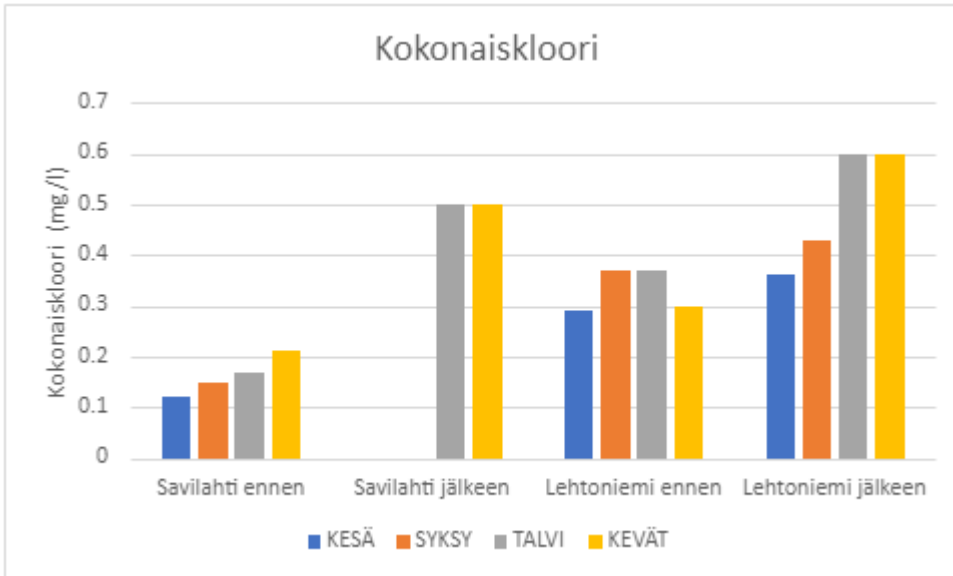
Kuva 10. Absorbanssi eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

5.1.6 Kloori ja klooriamiini

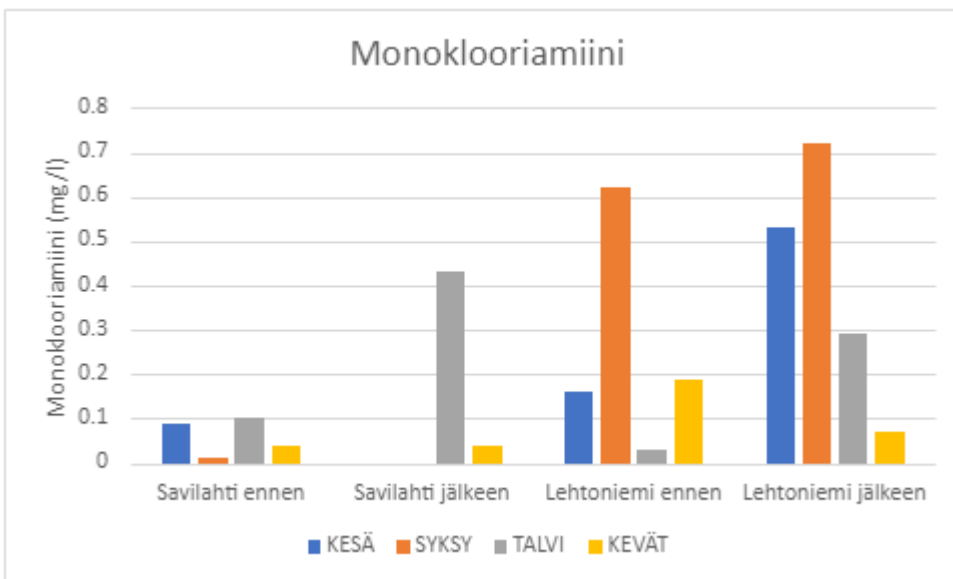
Savilahden ja Lehtoniemen näytteenottopisteiden talousveden vapaa kloori (kuva 11) laski tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0.028$) prosessimuutoksen jälkeen. Kokonaiskloorin pitoisuudet (kuva 12) nousivat prosessimuutoksen jälkeen ja nousu oli lähellä tilastollista merkitsevyyttä ($p < 0.07$). Monoklooriamiini (kuva 13) sen sijaan pysyi samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta, mutta kesä- ja talvipisteissä monoklooriamiinia oli enemmän prosessimuutoksen jälkeen.



Kuva 11. Vapaa kloori eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.



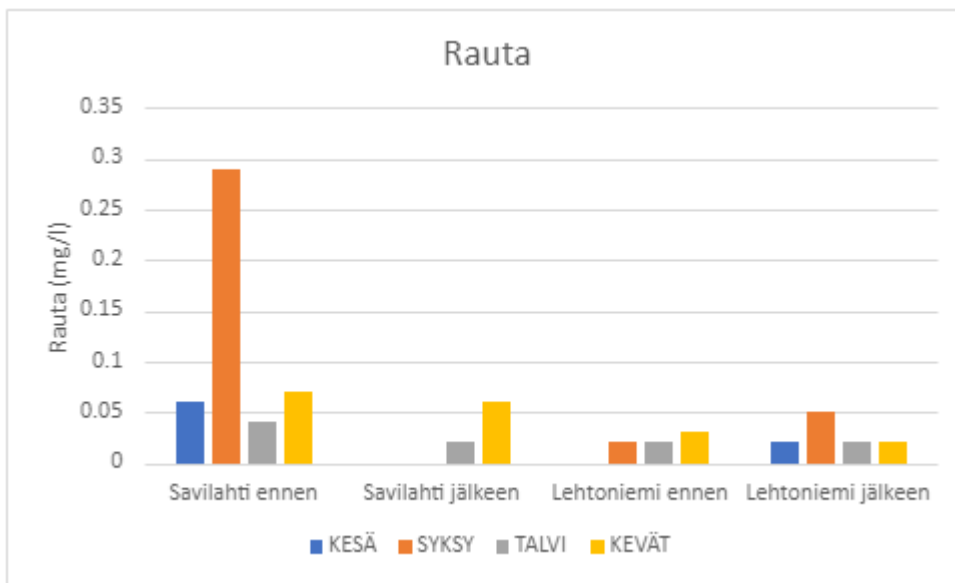
Kuva 12. Kokonaiskloori eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.



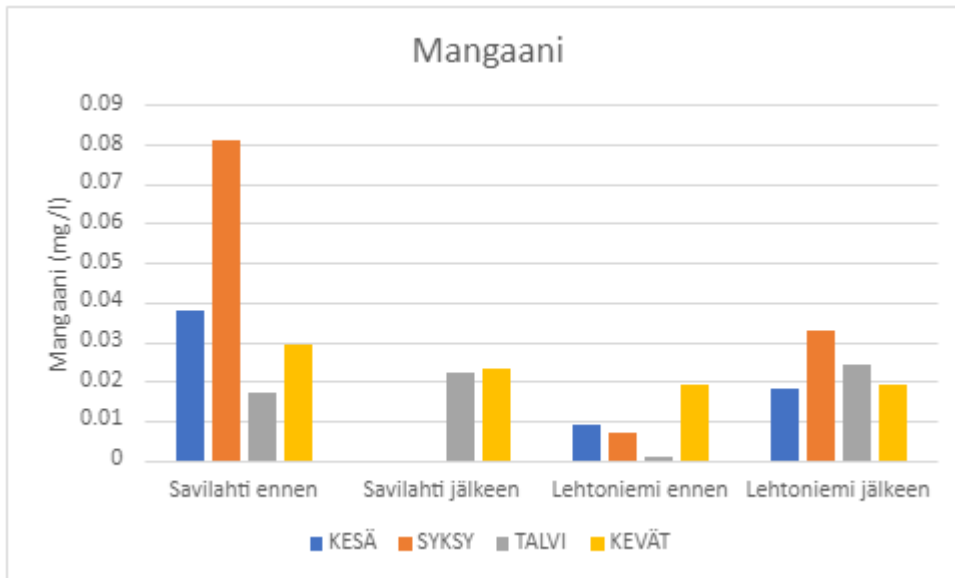
Kuva 13. Monoklooriamiini eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

5.1.7 Rauta ja mangaani

Savilahden ja Lehtoniemen näytteenottopisteiden talousveden raudan (kuva 15) sekä mangaanin (kuva 16) pitoisuudet pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta. Molempien näytteenottopisteiden rauta- ja mangaanipitoisuudet olivat hyvin pieniä, lukuunottamatta Savilahden syksynäytettä ennen prosessimuutosta.



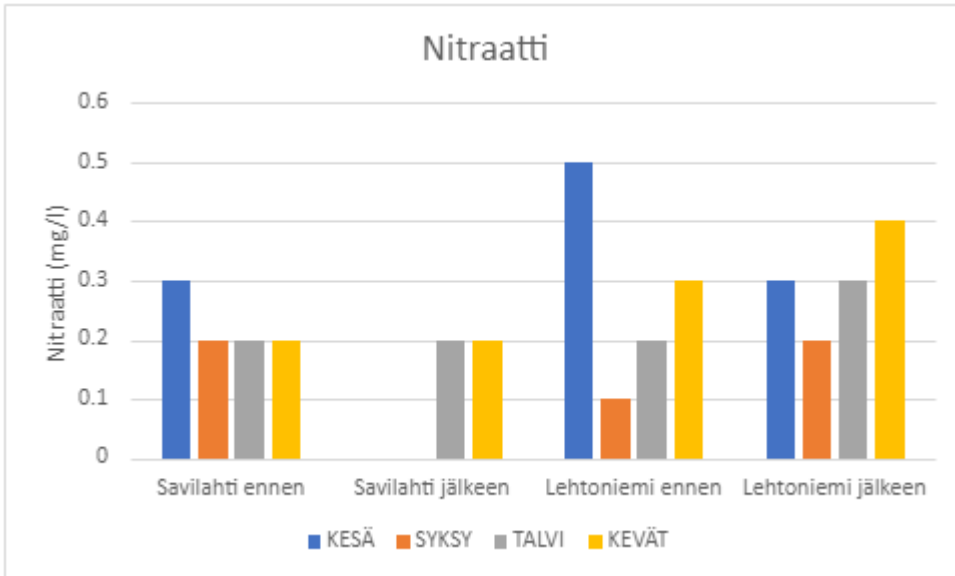
Kuva 15. Rauta eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.



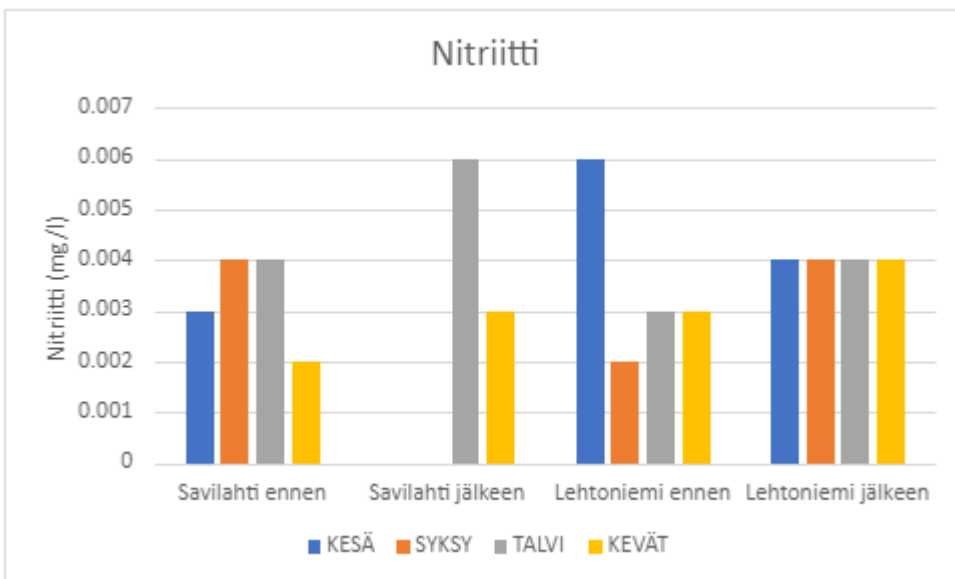
Kuva 16. Mangaani eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

5.1.8 Nitraatti ja nitriitti

Savilahden ja Lehtoniemen näytteenottopisteiden talousveden nitraatti- ja nitriittipitoisuudet (kuvat 17 ja 18) pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta. Lehtoniemen kesänäytteen nitraattipitoisuus oli hiukan suurempi kuin prosessimuutoksen jälkeen.



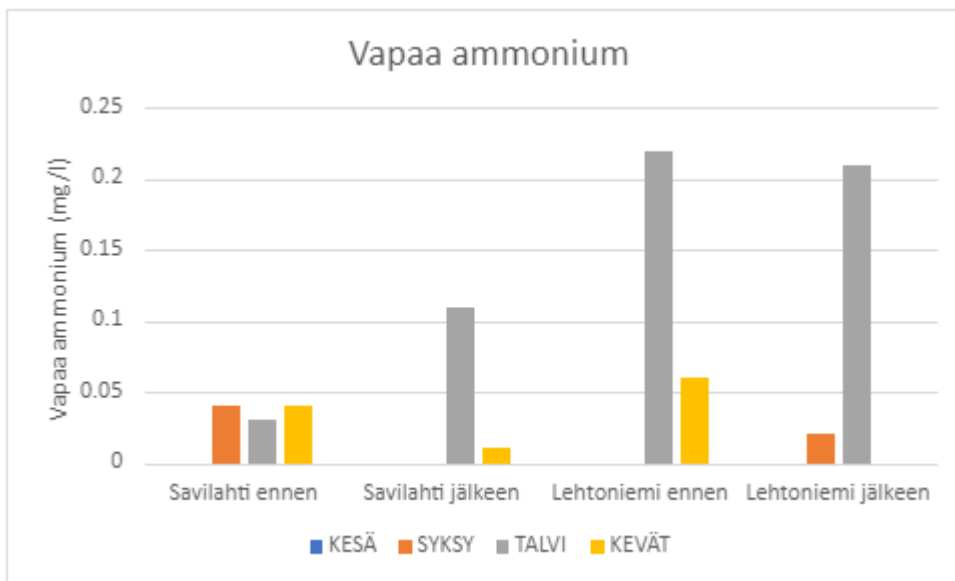
Kuva 17. Nitraatti eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.



Kuva 18. Nitriitti eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

5.1.9 Vapaa ammonium

Savilahden ja Lehtoniemen näytteenottopisteiden talousveden vapaan ammoniumin pitoisuudet (kuva 19) pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta. Talvinäytteissä on nousua verrattuna muihin näytteenottoajankohtiin.



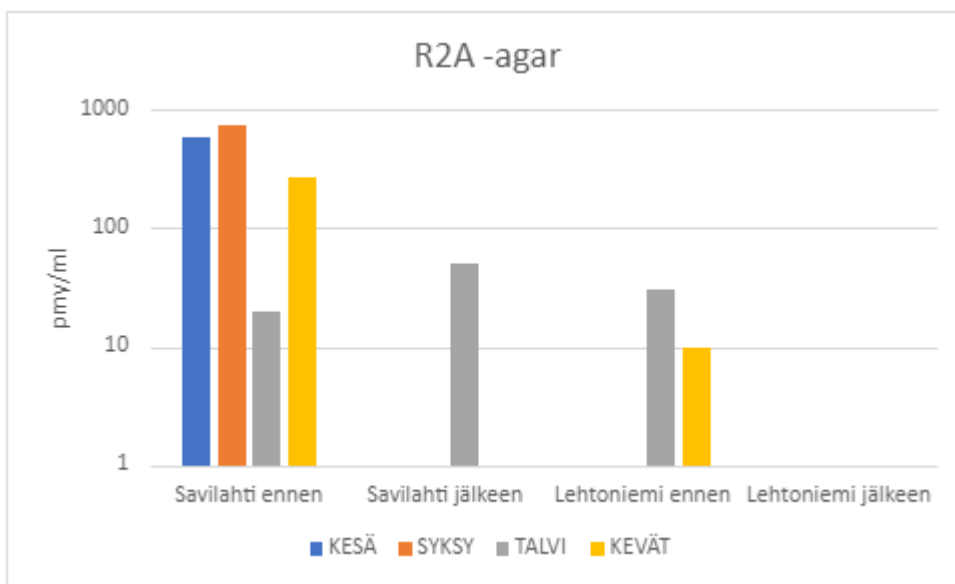
Kuva 19. Vapaa ammonium eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

5.2 Heterotrofinen pesäkelukumäärä

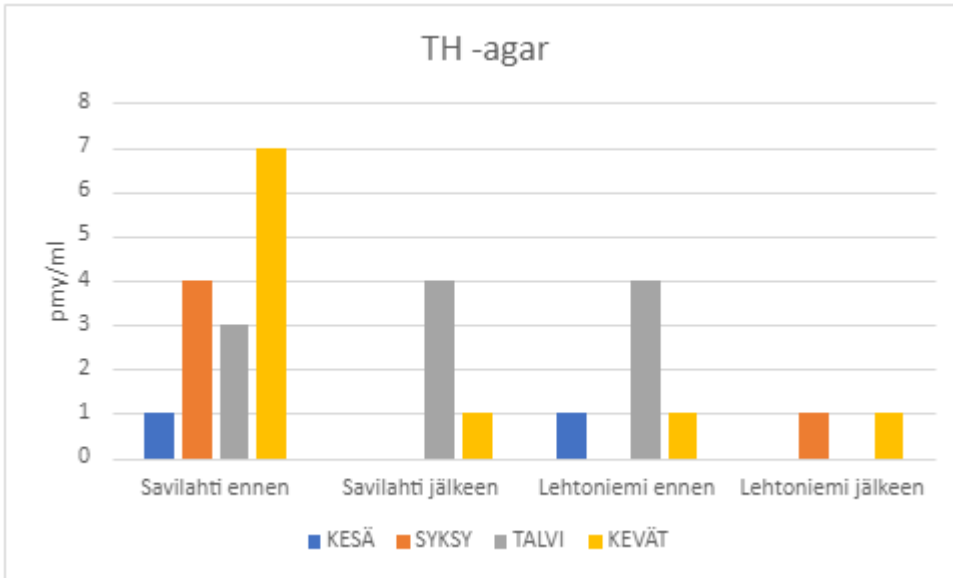
5.2.1 Vesinäytteet

Savilahden ja Lehtoniemen vesinäytteistä R2A-agarille viljeltyt pesäkelukumäärät (kuva 20) pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta. Lehtoniemen vesinäytteestä viljeltyt pesäkelukumäärät olivat valmiiksi jo todella pienet. Savilahden pesäkelukumäärät laskivat kevään näytteenotoissa prosessimuutoksen jälkeen, mutta talvella pesäkelukumäärät olivat suuremmat.

Savilahden ja Lehtoniemen vesinäytteistä TH-agarille viljeltyt pesäkelukumäärät (kuva 21) pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta. Pesäkelukumäärät olivat valmiiksi todella matalalla tasolla.



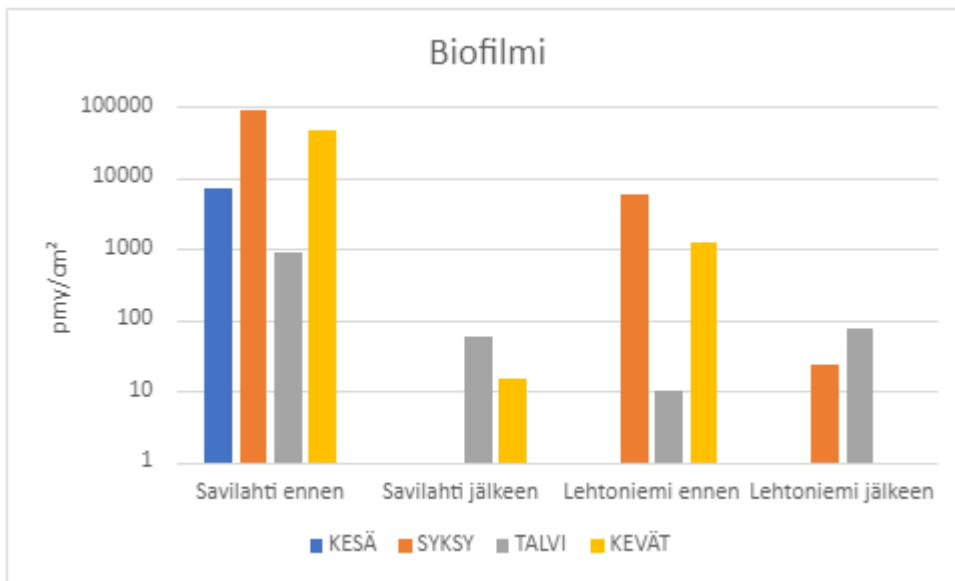
Kuva 20. Vesinäytteiden heterotrofinen pesäkelukumäärä R2A-alustalla eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.



Kuva 21. Vesinäytteiden heterotrofinen pesäkelukumäärä TH-alustalla eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana

5.2.2 Biofilmi

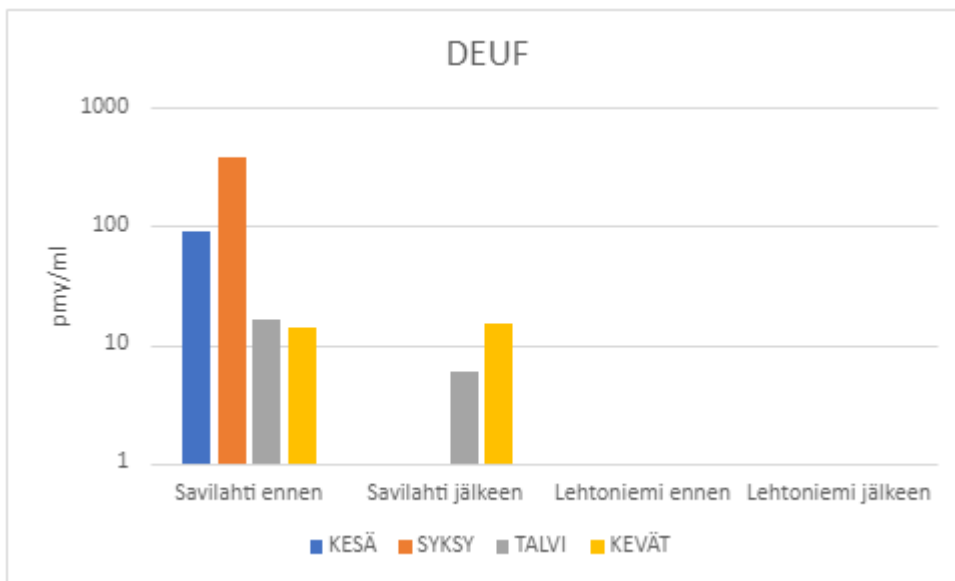
Savilahden ja Lehtoniemen näytteenottopisteiden talousveden biofilmien pesäkelukumäärät (kuva 22) pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta. Savilahden pesäkelukumäärät olivat hiukan suurempia kuin Lehtoniemen. Savilahden näytteenottopisteessä pesäkelukumäärät laskivat talven ja kevään osalta, mutta Lehtoniemellä syksyllä ja talvella saatiin suuremmat pesäkelukumäärät prosessimuutoksen jälkeen.



Kuva 22. Biofilmien heterotrofinen pesäkelukumäärä R2A-alustalla eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

5.2.3 DEUF-näytteet

DEUF-näytteenottotekniikalla otetut pesäkelukumäärät (kuva 23) pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta riippumatta. Pesäkelukumäärät olivat Savilahdella huomattavasti suurempia kuin Lehtoniemellä

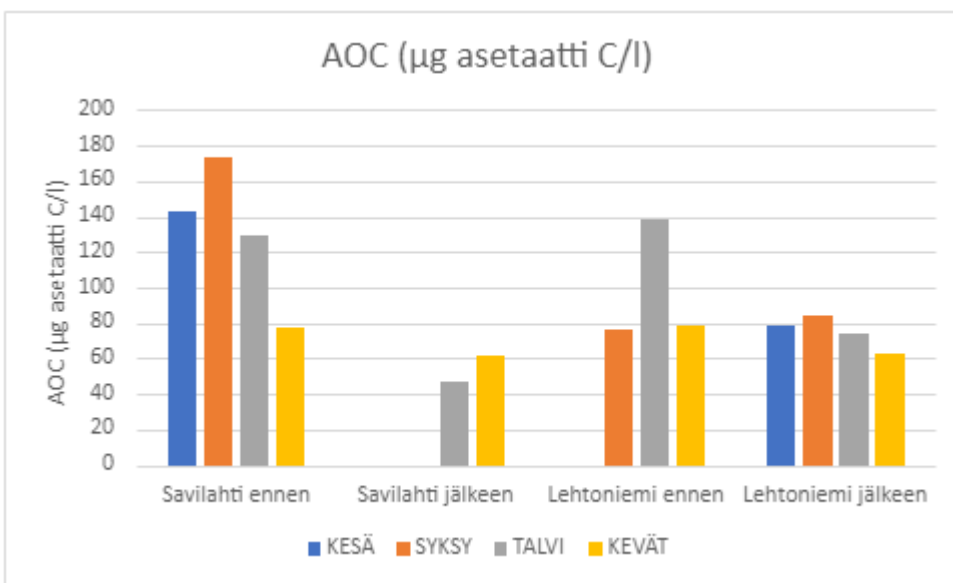


Kuva 23. DEUF-näytteiden heterotrofinen pesäkelukumäärä R2A-alustalla eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

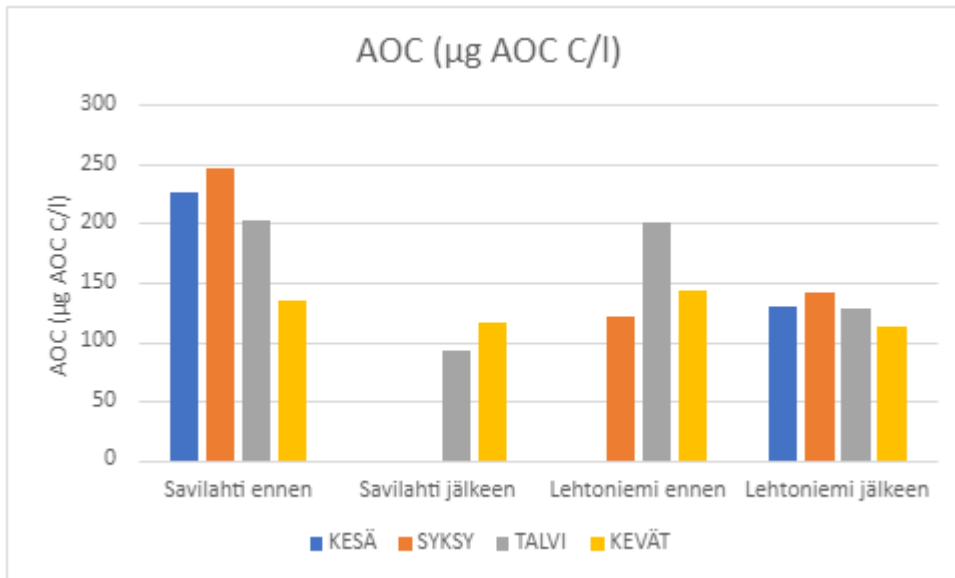
5.3 Mikrobeille käyttökelpoiset ravinteet

5.3.1 AOC

Asetaatti- ja asetaattioksalaattihiilen (kuvat 24 ja 25) määrät pysyivät samalla tasolla riippumatta prosessimuutoksesta. Savilahden AOC-pitoisuudet olivat hiukan suurempia kuin Lehtoniemen. Talvella AOC-pitoisuudet olivat suurempia ennen prosessimuutosta kuin prosessimuutoksen jälkeen.



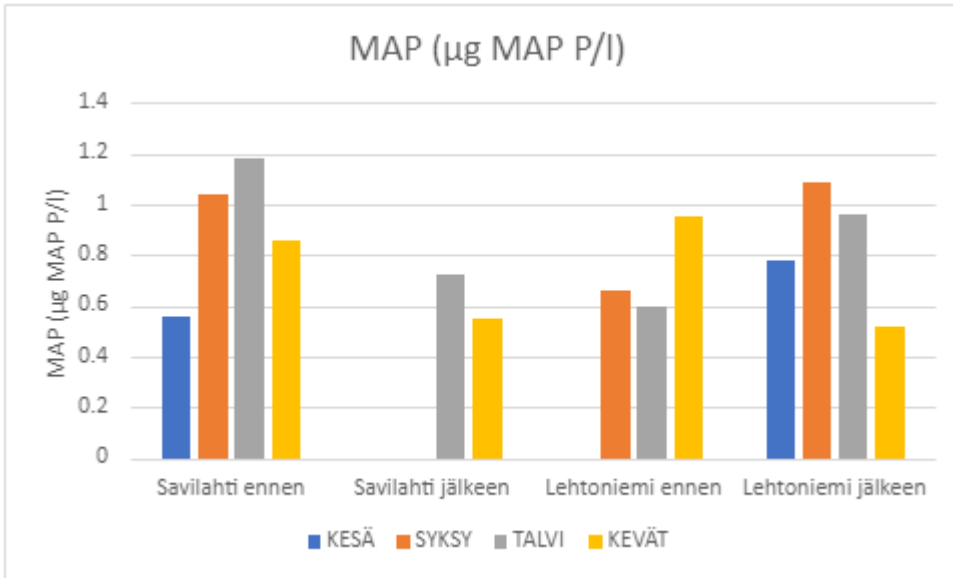
Kuva 24. Asetaattihiili eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.



Kuva 25. Oksalaattiasetaattihiili eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

5.3.2 MAP

Mikrobeille käyttökelpoisen fosforin määrä pysyi samalla tasolla riippumatta prosessimuutoksesta. MAP-pitoisuudet pysyivät melko tasaisena näytteenottopisteestä huolimatta. MAP-pitoisuus näyttäisi olevan hieman korkeampi prosessimuutoksen jälkeen kuin ennen sitä Lehtoniemen näytteenottopisteellä.



Kuva 26. MAP eri vuodenaikoina kahdessa mittauspisteessä ennen ja jälkeen prosessimuutoksen. Savilahden kesän ja syksyn tuloksia ei saatu mitattua toisen kierroksen aikana.

6 Tulosten tarkastelu

6.1 Fysikaalis-kemialliset muuttujat

Prosessimuutos vaikutti talousveden kloorin pitoisuuksiin. Prosessimuutos laski talousveden vapaan kloorin pitoisuutta voimakkaasti ($p < 0.028$) ja nosti kokonaiskloorin pitoisuutta ($p < 0.07$). Talousveden kloorille ei ole annettu ohjeisarvoa, mutta kloorin pitoisuudet pysyivät alle 1 mg/l (Valvira 2020).

Talousveden vapaan kloorin pitoisuuden lasku voidaan selittää uudella desinfiointikemikaalilla, jolloin kloori on sidotussa muodossa. Kloori reagoi ammoniumin kanssa muodostaen sidottua klooria, jolloin talousvedessä ei ole enää vapaata klooria (Donnermair ja Blatchley 2002, VVY 2014).

Kokonaiskloorin kasvanut pitoisuus voidaan selittää prosessimuutoksella ja uuden desinfiointikemikaalin käytöllä. Talousveden tuotantoprosessiin lisätty UV-säteilytys ja aktiivihilisuodatus parantavat veden laatua entisestään (Bhatnagar ym. 2013, VVY 2014, WHO 2017), jolloin vesi on verkostoon lähtiessään puhtaampaa kuin ennen. Tällöin kloori säilyy paremmin talousvesiverkostossa. Uusi desinfiointikemikaali säilyy talousvesiverkostossa paremmin kuin vanha (Percival ym. 2000, VVY 2014, WHO 2017), jolloin klooria esiintyy enemmän mittauspisteissä.

Monoklooriamiinipitoisuudet pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksen jälkeen, mutta pitoisuuksien nousua nähtiin joinakin ajankohtina prosessimuutoksen jälkeen. Uuden desinfiointikemikaalin tavoitteena on monoklooriamiinien muodostuminen, jolloin kloorin haju on vähäistä ja pysyvyys talousvesiverkostossa hyvä. Tällöin tuloksissa näkyvät piikit voidaan selittää uudella desinfiointikemikaalilla (Donnermair ja Blatchley 2002, VVY 2014, WHO 2017).

Loput mitatut fysikaaliset ja kemialliset parametrit pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta huolimatta.

Lämpötila mukaili vuodenaikaisia lämpötilan vaihteluita ja talousveden lämpötila oli talvella ja keväällä kylmempään kuin kesällä ja syksyllä. Lämpötila pysyi koko ajan STM:n talousvesiasetuksen 1352/2015 asettaman 20°C asteen alapuolella. Savilahden näytteenottopisteen lämpötila oli hiukan suurempi kuin Lehtoniemen, joka voidaan selittää talousveden pidemmällä viipymällä jakeluverkostossa.

Sähkönjohtavuus, pH ja happipitoisuus pysyivät talousvesiasetuksen 1352/2015 asettamien laatusuosituksen mukaisina. Sähkönjohtavuus oli reilusti alle talousvesiasetuksen asettaman rajan (alle 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) alapuolella riippumatta näytteenottopisteestä. pH nousi hiukan prosessimuutoksen jälkeen, mutta pysyi talousvesiasetuksen asettaman rajan (6,5-9,5) välissä. pH-tasot nousivat tasaisesti, eikä suurentuneet pH-arvot aiheuta terveyshaittoja tai korroosiota putkeen (WHO 2017, Valvira 2020). Happipitoisuus oli hyvällä tasolla koko ajan (> 3 mg/l) koko ajan vuodenaikasta riippumatta eikä mittauspisteillä ollut eroja.

Sameus ja absorbanssi pysyivät talousvesiasetuksen 1352/2015 mukaisina. Sameus ja absorbanssi voivat johtua vedessä olevasta raudasta, savesta tai kolloidisista yhdisteistä (Valvira 2020). STM:n talousvesiasetuksen 1352/2015 mukaan talousveden sameudessa ei saa olla epätavallisia muutoksia ja sen pitää olla käyttäjien hyväksyttävissä. Sameus oli selvästi alle 1 NTU (nefelometrinen sameusyksikkö), johon pintavesilaitoksien tulee pyrkiä vedenpuhdistusprosesseissaan. Savilahden talousvesi oli hiukan sameampaa kuin Lehtoniemen vesi. Absorbanssi (254nm) oli matala molemmissa näytteenottopisteissä eikä näytteenottopisteiden välillä ollut suurta vaihtelua. Absorbanssille ei ole annettu raja-arvoja STM:n talousvesiasetuksessa.

Rauta ja mangaani pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta huolimatta. Rautapitoisuudet olivat STM:n talousvesiasetuksen 1352/2015 mukaiset (alle 200 $\mu\text{g}/\text{l}$) lukuun ottamatta

ensimmäisen kierroksen Savilahden syksyn näytteenoton aikana, jolloin rautapitoisuus oli 290 µg/l. Lehtoniemen rautapitoisuudet olivat hiukan matalampia kuin Savilahden.

Mangaanipitoisuudet pysyivät STM:n talousvesiasetuksen 1352/2015 asettaman raja-arvon (alle 50 µg/l) alapuolella lukuun ottamatta ensimmäisen kierroksen Savilahden syksyn näytteenottoa, jolloin mangaanipitoisuus oli 81 µg/l. Lehtoniemen mangaanipitoisuudet olivat hiukan matalampia kuin Savilahden.

Nitraatti- ja nitriittipitoisuudet pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta huolimatta.

Nitraattipitoisuudet olivat STM:n talousvesiasetuksen 1352/2015 asettaman raja-arvon (alle 50 mg/l) alapuolella. Nitriittipitoisuudet myös puolestaan olivat talousvesiasetuksen asettaman raja-arvon (0.50 mg/l) alapuolella. Nitriitin raja-arvo on alhaisempi kuin nitraatin, sillä se toimii bakteeriperäisen toiminnan osoittajana (Ympäristö, 2022). Nitraattia ja nitriittia voi muodostua klooriamiinikloorauksen seurauksena (VVY 2014). Hienoista nousua näkyi joissakin pisteissä, joten näitä muuttujia on tärkeä seurata jatkossa.

Vapaa ammonium pysyi samalla tasolla prosessimuutoksesta huolimatta.

Klooriamiinikloorauksessa ammoniumia lisätään veteen, joten on tärkeää seurata ylimääräisen ammoniumin pitoisuuksia. Ammonium voi myös hapettua nitraatiksi tai nitriitiksi talousvesiverkostossa (Valvira 2020). Ammoniumpitoisuudet olivat STM:n talousvesiasetuksen 1352/2015 asettaman raja-arvon (alle 0.50 mg/l) alapuolella. Savilahdessa vapaan ammoniumin pitoisuus oli alhaisempi kuin Lehtoniemessä. Tämä voidaan selittää vapaan kloorin sitoutumisella ammoniumiin muodostaen monoklooriamiineja.

6.2 Heterotrofinen pesäkelukumäärä

Prosessimuutos ei vaikuttanut tilastollisesti merkitsevästi pesäkelukumääriin, mutta silmämääräisesti pesäkelukumäärät vähenivät kaikilla kasvatuksilla. UV-säteilytys, aktiivihiihisuodatus ja uusi desinfiointikemikaali parantavat talousveden laatua entisestään (Bhatnagar ym. 2013, VVY 2014, WHO 2017), jolloin myös heterotrofiset pesäkelukumäärät laskevat.

R2A-agarille viljellyt vesinäytteen pesäkelukumäärät vähenivät silmämääräisesti prosessimuutoksen jälkeen. R2A-agar ei ole standardoitu viljelymetodi, joten sille ei ole annettu sanallisia tai muita laatutavoitteita tai -vaatimuksia. R2A-agarin ravinympäristö on tehty suotuisaksi talousvedessä hitaasti kasvaville bakteereille, jotka toisessa agarissa jäisivät nopeammin kasvavien bakteerien alle. Pesäkelukumäärät olivat Savilahdella suuremmat kuin Lehtoniemessä. Prosessimuutoksen myötä lukumäärät laskivat olemattomiin lukuihin. Syynä tähän on uusi desinfiointimenetelmä, joka hyödyntää UV-säteilyä ja klooriamiinin yhteisvaikutusta.

TH-agarille viljellyt vesinäytteen pesäkelukumäärät eivät muuttuneet prosessimuutoksen jälkeen, sillä TH-maljavalu on huono menetelmä määrittämään oligotrofinen talousveden pesäkelukumääriä. Pesäkkeiden lukumäärät olivat jo valmiiksi niin alhaisella tasolla ennen prosessimuutosta, joten prosessimuutoksella ei ollut vaikutusta tähän. Hanasta otetussa vedessä ei ollut epätavallisia muutoksia. Pesäkelukumäärät myös täyttivät STM:n talousvesiasetuksessa 1352/2015 asettamat raja-arvot pullotetulle vedelle (100 pmy/ml 22°C). TH-agar on SFS-EN ISO 6222 standardin mukainen.

Biofilmi- ja DEUF-näytteet viljeltiin R2A-agarille. Prosessimuutos laski silmämääräisesti molempien näytteiden pesäkelukumääriä. Pesäkkeitä muodostavien yksiköiden väheneminen voidaan selittää uudella kloorauskemikaalilla. Klooriamiinin tehokkuus perustuu sen kykyyn säilyä vesijohtoverkostossa pidempään kuin natriumhypokloriitin, jolloin biofilmiä ei pääse kasvamaan vesijohtoveskostossa (Percival ym. 2000). Hanasta otetussa vedessä ei ollut

epätavallisia muutoksia. Pesäkelukumäärät myös täyttivät STM:n talousvesiasetuksen 1352/2015 asettamat raja-arvot pulloitetulle vedelle (100 pmy/ml 22°C). DEUF-näytteet otettiin pääsääntöisesti nukleiinihappoanalyseja varten, ja tässä työssä ei niitä esitellä.

6.3 Mikrobeille käyttökelpoiset ravinteet

Mikrobeille käyttökelpoiset ravinteet pysyivät samalla tasolla prosessimuutoksesta huolimatta, mutta AOC:n osalta oli pientä vähentymistä silmämääräisesti. AOC pitoisuuksissa oli nousua talvella Lehtoniemen näytteenottopisteellä. MAP-pitoisuudet pysyivät pysyivät melko samalla tasolla, mutta vuodenaikaisvaihteluja oli. Mikrobeille käyttökelpoiset ravinteet mahdollistavat mikrobien kasvun talousvedessä (Miettinen ym. 1998, Lehtola ym. 1999, Polanska ym. 2005), mutta tässä tapauksessa pesäkelukumäärät olivat laskeneet silmämääräisesti. Ravinteet eivät siis vaikuttaneet mikrobien kasvuun.

7 Johtopäätökset

Kuopion Vedellä keväällä 2021 valmistunut prosessimuutos paransi talousveden laatua joidenkin muuttujien osalta. Aktiivihillisuodatus, UV-säteilytys ja uuden desinfiointikemikaalin yhteiskäyttö vähensivät mikrobien kasvua talousvesiverkostossa. Talousvedessä esiintyvät mikrobit sekä talousvesiverkoston seinämille kasvavien biofilmien määrät vähentyivät prosessimuutoksen seurauksena. Talousveden vapaa kloori väheni uuden desinfiointikemikaalin myötä, mutta samalla talousveden kokonaisklooripitoisuus nousi hieman. Vapaan kloorin lasku ja kokonaisklooripitoisuuden nousu voidaan selittää uudella desinfiointikemikaalilla ja entistä puhtaammalla vedellä. Monoklooriamiinipitoisuudet talousvedessä nousivat hiukan uuden desinfiointikemikaalin johdosta.

Prosessimuutoksen vaikutus muihin mitattuihin muuttujiin oli minimaalista. Kuopion Veden tuottama talousvesi on jo valmiiksi niin puhdasta, joten prosessimuutos ei vaikuttanut merkittävästi näihin muuttujiin. Fysikaalisten ja kemiallisten muuttujien tulokset olivat suurimmiltaan osilta samoja ennen ja jälkeen prosessimuutoksen, samoin myös mikrobeille käyttökelpoisten ravinteiden pitoisuudet. pH nousi hiukan prosessimuutoksen jälkeen, mutta ei merkittävästi. AOC:n pitoisuus näytti laskevan hiukan prosessimuutoksen jälkeen.

Savilahden toisen kierroksen kesä- ja syksynäytteitä ei saatu otettua veden katkaisun takia, ja tämä voi vaikuttaa kielteisesti lopullisiin tuloksiin. Myös pieni otantakoko (N=6) per muuttuja vaikeuttaa tarkempien tuloksien ja johtopäätöksien tekoa. Kaiken kaikkiaan voidaan kuitenkin sanoa, että Kuopion Veden prosessimuutos paransi hieman talousveden laatua klooripitoisuuden ja heterotrofisen pesäkeluvun mukaan tarkasteltuna.

LÄHTEET

Adams C., Qiang Z. Determination of Monochloramine Formation Rate Constants with Stopped-Flow Spectrophotometry. *Environmental Science & Technology* 38, 1435-1444. 2004.

Bhatnagar A., Marques M., Hogland W., Sillanpää M. An overview of the modification methods of activated carbon for its water treatment applications. *Chemical Engineering Journal* 219: 499-511 2013.

Bitton G. *Microbiology of drinking water production and distribution*. John Wiley & Sons, New Jersey. 2014.

Cantor K., Hoover R., Hartge P., Mason T., Silverman D., Altman R., Austin D., Child M., Key C., Marrett L. Bladder cancer, drinking water source, and tap water consumption: a case-control study. *Journal of the National Cancer Institute* 79: 1269-1279. 1987.

Cho M., Gandhi V., Hwang T., Lee S., Kim J. Investigation synergism during sequential inactivation of MS-2 phage and *Bacillus subtilis* spores with UV/H₂O₂ followed by free chlorine. *Water Research* 45: 1063-1070. 2011.

Choi Y., Choi Y. The effect of UV disinfection on drinking water quality in distribution systems. *Water Research* 44: 116–122. 2010.

Clancy J., Bukhaeri Z., Hargy T., Bolton J., Dussert B., Marshall M. Using UV to inactivate *Cryptosporidium*. *Journal AWWA* 92: 97-104. 2000.

Collentro W. Impurities in Raw Water. Pharmaceutical Water System Fundamentals. Journal of Validation Technology. 2010.

Coniglio M., Melada S., Yassin M. Monochloramine for controlling Legionella in biofilms: how much we know? Journal of Nature and Science 1(2). 2015.

Cromeans T., Kahler A., Hill V. Inactivation of adenoviruses, enteroviruses and murine norovirus in water by free chlorine and monochloramine. Applied and environmental microbiology 76: 1028-1033. 2010.

Cronan C. Pattern of organic acid transport from forested watersheds to aquatic ecosystems. Organic acids in aquatic ecosystems. John Wiley & Sons Ltd. New York 245-260. 1990.

Diffey B. What is light? Photodermatology, photoimmunology & photomedicine 18: 68-74. 2002.

Donnermair M., Blatchley E. Disinfection efficacy of organic chloramines. Water Research 37: 1557-1570. 2002.

Fang J., Liu H., Shang C., Zeng M., Ni M., Liu W. E. coli and bacteriophage MS2 disinfection by UV, ozone and the combined UV and ozone processes. Frontiers of Environmental Science & Engineering 8: 547-552. 2014.

EPA. National Aquatic Resource Surveys. Indicators: Phosphorus. <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-phosphorus> luettu 29.3.2022

EPA. Alternative disinfectants and oxidants guidance manual. Office of Water 4607. EPA 815-R-99-014. 1999.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi (EU) 2020/1864 ihmisten käyttöön tarkoitettun veden laadusta (uudelleenlaadittu). Euroopan unionin virallinen lehti L 435/1. 23.12.2020

Fang W., Hu J., Ong S. Influence of phosphorus on biofilm formation in model drinking water distribution systems. *Journal of Applied Microbiology* 106: 1328-1335. 2008.

Gibert O., Lefevre B., Fernandez M., Bernat X., Paraira M., Pons M. Fractionation and removal of dissolved organic carbon in a full-scale granular activated carbon filter used for drinking water production. *Water Research* 47: 2821–2829. 2013.

Gottlieb M., Carr J., Clarkson J. Drinking water and cancer in Louisiana. A retrospective mortality study. *American Journal of Epidemiology* 116: 652-667. 1982.

Grisczek T., Paufler S. Prediction of iron release during riverbank filtration. *Water* 2017 9: 317. 2017.

Hijnen W., Beerendonk E., Medema G. Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: a review. *Water Research* 40: 3-22. 2006.

Holtan H., Kamp-Nielsen L., Stuanes A. Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. *Hydrobiologia* 170, 19–34. 1988.

Khadse K., Patni P., Labhsetwar P. Removal of iron and manganese from drinking water supply. *Sustainable Water Resource Management* 1. 2015.

Koivusalo M., Hakulinen T., Vartiainen T. Drinking water mutagenicity and urinary tract cancers: a population-based case-control study in Finland. *American Journal of Epidemiology* 148: 704-712. 1998.

Korotta-Gamage S, Sathasivan A. A review: Potential and challenges of biologically activated carbon to remove natural organic matter in drinking water purification process. *Chemosphere* 167: 120-138. 2016

Kroiss H., Rechberger H., Egle L. Phosphorus in Water Quality and Waste Management. Integrated Waste Management. 2011.

Krasner S., Weinberg H., Rochardson S., Pastor S., Chinn R., Scilimenti M., Onstad G., Thruston A. Occurrence of a New Generation of Disinfection Byproducts. Environmental Science & Technology 40, 7165-7185. 2006.

Krueger K., Vavrus C., Lofton M., McClure R., Gantzer P., Carey C., Schreiber M. Iron and Manganese fluxes across the sediment-water interface in a drinking water reservoir. Water Research 182. 2020.

LeChevallier M. The case for maintaining a disinfectant residual. American Water Works Association 91. 1999.

Lehtola M., Miettinen I., Vartiainen T., Martikainen P. Changes in content of microbially available phosphorus, assimilable organic carbon and microbial growth potential during drinking water treatment processes. Water Research 26: 3681–3690. 2002.

Lehtola M., Miettinen I., Vartiainen T., Rantakokko P., Hirvonen A., Martikainen P. Impact of UV disinfection on microbially available phosphorus, organic carbon and microbial growth in drinking water. Water Research 37: 1064–1070. 2003.

Li X., Mitch W. Drinking Water Disinfection Byproducts (DBPs) and Human Health Effects: Multidisciplinary Challenges and Opportunities. Environmental Science & Technology 52:1681-1689. 2018.

Marchesi I., Paduano S., Frezza G., Sircana L., Vecchi E., Zuccarello P., Conti G., Ferrante M., Borella P., Bargellini A. Safety and effectiveness of monochloramine treatment for disinfecting hospital

water networks. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17: 6116. 2020.

Miettinen I., Vartiainen T., Martikainen P. Determination of assimilable organic carbon in humus-rich drinking waters. *Water Research* 33: 2277-2282. 1999.

Miettinen I., Vartiainen T., Martikainen P. Phosphorus and bacterial growth in drinking water. *Applied Environmental Microbiology* 63: 3242-3245. 1997.

National Aeronautics and Space Administration. 2022. Goddard Space Flight Center <https://imagine.gsfc.nasa.gov/science/toolbox/emspectrum1.html> luettu 9.3.2022

NSF/ANSI 2012. Ultraviolet microbiological water treatment system 55.

Pandit M, Kumar J. *Drinking water disinfection techniques*. CEC Press 2013.

Pepper I, Gerba C, Gentry T. *Environmental Microbiology* 3rd Edition. 2015.

Percival S., Walker J., Hunter P. *Microbiological aspects of biofilms and drinking water*. 2000.

Pizzi N. *Principles and Practices of Water Supply Operations*. Water Treatment 4th edition. American Water Works Association. 2010.

Polanska M., Huysman K., van Keer Chris. Investigation of assimilable organic carbon (AOC) in flemish drinking water. *Water Research* 39: 2259-2266. 2005.

Rand J., Shupe G., Ganon G. Synergistic benefits between ultraviolet light and chlorine-based disinfectants for the inactivation of *Escherichia coli*. *Water Quality Research Journal* 43: 63-68. 2008.

Sathasivan A., Ohgaki S., Yamamoto K., Kamiko N. Role of inorganic phosphorus in controlling regrowth in water distribution system. *Water Science & Technology* 35: 37-44. 1997.

Schmelling D. Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule. Office of Water 4601. EPA 815-R-06-007. 2006.

Sosiaali- ja terveysministeriö. Terveystensuojelulaki 763/1994. 1995.

Sosiaali- ja terveysministeriö. Terveystensuojeluasetus 1280/1994. 1994

Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 1352/2015. 2015.

Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 401/2001. 2001.

SUEZ Water Technologies & Solutions 2021. Luettu 1.3.2022
<https://www.suezwatertechnologies.com/about-us/who-we-are>

Sustainable Sanitation and Water Management Toolbox 2022. Luettu 28.3.2022
<https://sswm.info/sswm-university-course/module-6-disaster-situations-planning-and-preparedness/further-resources-0/adsorption-%28activated-carbon%29>

Stoquart C., Barbeau B., Servais P., Vazquez-Rodriguez G. Quantifying bacterial biomass fixed onto biological activated carbon (PAC and GAC) used in drinking water treatment. *Journal of Water Supply* 63: 1-11. 2014.

Stoquart C, Servais P, Berube P, Barbeau B. Hybrid membrane processes using activated carbon treatment for drinking water: a review. *Journal of Membrane Science* 411-412:1-12. 2012.

THL (Terveyden ja hyvinvoinnin laitos). Talousvesi. 2021
<https://thl.fi/fi/web/ymparistoterveys/vesi/talousvesi>

Trussell R. Water treatment: the past 30 years. Journal American Water Works Association 98:100-108. 2006.

Valve M, Isomäki E. Klooraus – tuttu ja turvallinen? Vesitalous 4/2007: 6-11. 2007.

Valvira. Talousvesiasetuksen soveltamisohje. 5/2020 Dnro V/33102/2020. 2020.

Valvira. Tautia aiheuttavat mikrobit. Toimintatavat talousveden laadun turvaamiseksi. Dnro 1712/06.10.01/2016. 2016

Velten S., Hammes F., Boller M., Egli T. Rapid and direct estimation of active biomass on granular activated carbon through adenosinetriphosphate (ATP) determination. Water Research. 2007.

Vesilaitosyhdistys. Talousveden klooraus. Vesilaitosyhdistyksen julkaisusarja nro 59. 2014.

Vesilaitosyhdistys. Talousveden desinfiointi ultraviolettivalolla. Vesilaitosyhdistyksen julkaisusarja nro 59. 2014.

Ward M., Jones R., Brender J., de Kok T., Weyer P., Nolan B., Villanueva C., Breda S. Drinking Water Nitrate and Human Health: An Updated Review. International Journal of Environmental Research and Public Health 15: 1557. 2018

Wang J., Summer S., Miltner R. Biofiltration performance: part 1, relationship to biomass. Journal American Water Works Association. 1995.

Wen G., Deng Q., Huang T., Ma J. An improved method for determining microbially available phosphorus in drinking water. Water Science & Technology: Water Supply 16. 2016.

Wingender J., Flemming H. C. Biofilms in drinking water and their role as reservoir for pathogens. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 214: 417-423. 2011.

World Health Organization. *Guidelines for drinking-water quality, 4th edition incorporating the first addendum 2017.*