

**VESITORNIEN VAIKUTUKSET VERKOSTOVEDEN LAATUUN JA
MIKROBIOLOGISIIN TEKIJÖIHIN**

Roosa Saarinen
Vesitornien vaikutukset verkostoveden laatuun ja mikrobiologisiin tekijöihin
Pro Gradu -tutkielma
Ympäristötiede
Itä-Suomen yliopisto, Ympäristö- ja biotieteiden laitos
Toukokuu 2019

ITÄ-SUOMEN YLIOPISTO, Luonnontieteiden ja metsätieteiden tiedekunta

Ympäristötiede

Roosa Saarinen: Vesitornien vaikutukset verkostoveden laatuun ja mikrobiologisiin tekijöihin

Pro Gradu 73 sivua

Tutkielman ohjaajat: Anna Pursiainen, Ilkka Miettinen, Eila Torvinen

Toukokuu 2019

avainsanat: vesitorni, vesisäiliö, verkostovesi, vedenlaatu

TIIVISTELMÄ

Suomessa vesijohtovettä valmistetaan niin pinta- kuin pohjavedestä. Vesilaitosten tehtävänä on varmistaa vesijohtoveden turvallisuus. Suomessa vesilaitosten jakama vesi onkin laadultaan erittäin hyvää ja se usein täyttää sille asetetut laatuvaatimukset ja – suositukset. Suomessa esiintyy kuitenkin joka vuosi veden laatuun liittyviä ongelmia ja epidemioita. Syy vedenlaadun ongelmiin on usein raakaveden saastumisessa, mutta saastuminen verkostossakin on mahdollista. Yksi osa verkostoa on vesitornit, joissa vesi saattaa seisoa pitkiäkin aikoja, mikä mahdollistaa mikrobikasvun ja veden laadun heikkenemisen. Myös vesitornien veden suora kontaminaatio on mahdollista. Vesitornien vedenlaadusta ei ole kuitenkaan tehty laajempaa tutkimusta.

Pro gradu tutkielmani *Vesitornien vaikutukset verkostoveden laatuun ja mikrobiologisiin tekijöihin* tehtiin yhteistyössä Terveiden ja hyvinvoinnin laitoksen kanssa. Sen tavoitteena oli selvittää kuinka vesitornit ja niiden vesi vaikuttavat verkostoveden laatuun. Työssä tutkittiin vesitornin pintaveden ja sisään menevän veden fysikaalis-kemiallisia ja mikrobiologisia eroja sekä selvitettiin myös sitä kuinka fysikaalis-kemialliset tekijät vaikuttavat mikrobiologisiin tekijöihin. Tavoitteena oli myös pohtia kuinka vesitornien vedenlaatua voitaisiin parantaa.

Tutkimuksessa oli mukana 12 vesitornia, joista otettiin näytteet neljä kertaa vuodessa. Näytteet otettiin tornin sisään menevästä vedestä ja tornin pintakerroksen vedestä. Näytteistä mitattiin fysikaalis-kemiallisia parametrejä sekä mikrobiologisia tekijöitä. Mitatut fysikaaliskemialliset parametrit olivat pH, sähkönjohtokyky, sameus, kloori, partikkeleiden määrä, mangaani, rauta ja alumiini. Mitatut mikrobiologiset tekijät olivat *Escherichia coli* ja koliformiset bakteerit, heterotofinen pesäkeluku, homeet, hiivat, aktinomykeetit ja kokonaismikrobilukumäärä. Lisäksi määritettiin mikrobeille käyttökelpoisen hiilen ja fosforin määrä.

Tuloksista oli havaittavissa, että veden mikrobiologinen laatu oli heikompaa vesitornin pintakerroksen vedessä verrattuna tornin sisään menevän veden laatuun. Etenkin pintakerroksen veden heterotrofisten mikrobien pitoisuudet olivat selkeästi suurempia kuin sisään menevän veden, joissain tapauksissa ero oli moninkertainen. Myös koliformisia bakteereita ja homeita esiintyi useammin ja suurempina pitoisuuksina pintakerroksen vedessä.

Tulosten perusteella vesilaitosten olisi tärkeää seurata vesitornien vedenlaatua säännöllisesti. Vedenlaatua voisi parantaa lisäämällä veden sekoittumista ja vaihtumista tornissa. Näin vesi ei pääsisi ikääntymään tornin pintaosissa ja mikrobiologinen kasvu olisi vähäisempää. Myös poistamalla ajoittain säiliön pintakerroksen vettä, voitaisiin parantaa veden kokonaislaatua.

Keywords: water tower, water storage tank, drinking water, water quality

ABSTRACT

Finnish drinking water is produced from both surface- and groundwater. The task of waterworks is to ensure the safety of the drinking water. The quality of the drinking water distributed by waterworks in Finland is usually excellent and meets the quality requirements and recommendations set for it. However, water quality problems and epidemics occur every year. The reason for water quality problems is often the contamination of raw water, but pollution in the network is equally possible. One part of the distribution system are water towers, where water can stand still for long periods of time, allowing microbial growth and water quality deterioration. Direct water contamination in water towers is also possible. However, the water quality of the water towers has not been investigated in larger scale.

This Master's Thesis *Effects of water towers on the microbiological factors and quality of drinking water* were made in cooperation with National Institute for Health and Welfare of Finland. Aim of the study was to examine how water towers and their water affect the quality of drinking water. A comparison of physicochemical and microbiological factors between surface water in the water tower and inlet water was completed. It was also investigated how the physicochemical factors affects to the microbiological factors. Additionally, the aim of the study was to discuss how the water quality on the water towers could be improved.

The study included 12 water towers, which were sampled 4 times a year. Samples were taken from the inlet water and from the surface water layer of the tower. Physicochemical parameters and microbiological factors were analyzed. The measured physicochemical parameters were pH, conductivity, turbidity, chlorine, particle count, manganese, iron and aluminum. The microbiological factors measured were *Escherichia coli* and coliform bacteria, heterotrophic microbes, molds, yeasts, actinomycetes and total microbial count. Additionally, the amount of assimilable organic carbon and assimilable phosphorus was determined.

The results indicated that the microbiological quality of the water was weaker on the surface layer of the water tower compared to the quality of the inlet water. In particular, the levels of heterotrophic microbes on the surface layer were clearly higher than those of the inlet water, in some cases the difference was manifold. Additionally, coliform bacteria and molds appeared more frequently and at higher concentrations on the surface layer.

Based on the results, the waterworks should monitor the quality of the water in water towers regularly. Water quality could be improved by enhancing the mixing and decreasing retention time of the water in the tower. These actions could decrease the age of water and microbial growth in the surface layer of the tower. Similarly, removal of the lower quality water on the surface would improve water quality as well.

ESIPUHE

Tämä pro gradu- tutkielma tehtiin yhteistyössä Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen kanssa. Työn tarkoituksena oli tutkia vesitornien vaikutuksia verkostoveden laatuun ja pohtia kuinka laatua voitaisiin parantaa.

Tutkielman analyysit tehtiin Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen vesilaboratoriossa. Ensimmäiset näytteet otettiin syksyllä 2016 ja viimeiset kesällä 2017. Itse olin mukana näytteiden otossa ja analyysien teossa kesällä ja syksyllä vuonna 2017. Käsittelin tulokset syksyn 2017 ja kevään 2018 aikana. Kirjallisuusosion tein syksyn 2018 ja kevään 2019 aikana.

Kiitokset ohjaajilleni Anna Pursiaiselle, Eila Torviselle ja Ilkka Miettiselle asiantuntevista neuvoista. Kiitokset myös Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen Vesimikrobiologian laboratorion henkilökunnalle erityisesti Tarja Rahkonen, Tiina Heiskanen, Tarja Pitkänen, Anna-Maria Hokajärvi ja Jenni Ikonen.

Kiitos myös tutkimuksen rahoittaneille Vesihuoltolaitosten kehittämisrahastolle sekä osallistuneille vesilaitoksille.

LYHENTEET JA MÄÄRITELMÄT

AOC	Assimilable organic carbon. Orgaaninen hiili, jota mikrobit voivat helposti käyttää energian ja hiileen lähteenä.
MAP	Microbially available phosphorus. Orgaaninen fosfori, jota mikrobit voivat helposti käyttää energian ja fosforin lähteenä.
PMY	Pesäkkeen muodostava yksikkö
TOC	Total organic carbon. Orgaaninen kokonaishiili.
NTU	Nephelometric Turbidity Unit. Sameuden yksikkö.

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO	8
2. KIRJALLISUUSKATSAUS	9
2.1 TALOUSVEDENJAKELU SUOMESSA	9
2.2 VESITORNIT.....	9
2.2.1 Vesitornit ja vesisäiliöt	9
2.2.2 Tornien ylläpito	14
2.2.3 Vedenlaadun ongelmat torneissa	16
2.2.4 Vesitornien saastumistapauksia	18
2.3 TALOUSVEDEN LAATUUN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT	20
2.3.1 Raakavesi.....	20
2.3.2 Veden käsittely ja vesijohtoverkosto	20
2.4 LAADUNVALVONTA	21
2.5. LAADUNVALVONNASSA KÄYTETTÄVÄT PARAMETRIT	22
2.5.1 Fysikaalis-kemialliset parametrit.....	22
2.5.2 Mikrobiologiset parametrit	26
2.5.3 Mikrobeille käyttökelpoiset ravinteet	28
3. TYÖN TAVOITTEET	29
4. AINEISTO JA MENETELMÄT	30
4.1 VESITORNIT.....	30
4.2 NÄYTTEENOTTO	31
4.3 ANALYYSIT	31
4.3.1 Fysikaalis-kemialliset parametrit.....	31
4.3.2 Mikrobiologiset parametrit	34
4.3.3 Ravinteet.....	36
4.4 TILASTOLLISET MENETELMÄT.....	37

5. TULOKSET	38
5.1 FYSIKAALIS-KEMIALLISET PARAMETRIT	38
5.2 MIKROBIOLOGISET PARAMETRIT	53
5.3 MIKROBEILLE KÄYTTÖKELPOISET RAVINTEET	60
6. TULOSTEN TARKASTELU	64
6.1 FYSIKAALIS-KEMIALLISET PARAMETRIT	64
6.2 MIKROBIOLOGISET PARAMETRIT	65
6.3 MIKROBEILLE KÄYTTÖKELPOISET RAVINTEET	67
6.4. TULOSSIIN VAIKUTTAVIA TEKIJÖITÄ	67
7. YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET	69

1. JOHDANTO

Suomessa talousvettä valmistetaan pinta-, pohja- ja tekopohjavedestä. Vesilaitosten tehtävänä on varmistaa vesijohtoveden turvallisuus. Suomessa vesilaitosten jakama vesi onkin laadultaan pääasiassa erinomaista. Vuonna 2017 yli 99,99 % kaikista talousvesitutkimusten näytteistä täytti sille asetetut laatuvaatimukset. Tutkimuksessa oli mukana 153 suurta vesilaitosta, jotka tuottivat talousvettä noin 81 prosentille Suomen väestöstä. (Valvira 2019). Joka vuosi Suomessa esiintyy kuitenkin veden laatuun liittyviä ongelmia ja epidemioita. Vuosina 1998-2017 vesiepidemioita oli vuosittain 1-10 kappaletta. (THL 2018a). Syinä laadun heikkenemiseen on usein raakavesilähteen likaantuminen, mutta myös verkoston likaantuminen on mahdollista.

Vesitornit ovat yksi osa vedenjakelujärjestelmää. Niiden tehtävänä on tasata vesijohtoverkoston painetta ja varastoida vettä kulutushuippuja ja hätätilanteita varten. Normaalisissa veden kulutuksessa tornin veden vaihtuvuus on kuitenkin heikkoa, mikä mahdollistaa mikrobien kasvun vesitornissa. Vesitornien vesi voi myös likaantua suoraan, jos tornin rakenteissa on ongelmia. Huonosti suunniteltujen tai ylläpidettyjen tornien tiivisteet voivat vuotaa tai rakenteissa voi olla muita aukkoja, jolloin esimerkiksi eläimet ja sadevesi voi päästä torniin sisään. Suomessa vesitornien vedenlaadusta ei ole aiemmin tehty kattavia tutkimuksia.

Tässä tutkielmassa selvitettiin vesitornien vaikutuksia verkostoveden laatuun ja mikrobiologisiin tekijöihin. Tarkoituksena oli tarkastella vesitornien pintakerroksen veden ja sisään menevän veden eroja ja pohtia kuinka vedenlaatua voitaisiin parantaa.

2. KIRJALLISUUSKATSAUS

2.1 TALOUSVEDENJAKELU SUOMESSA

Talousveden tuotanto on kokonaisuus, johon kuuluvat raakavedenottamot, veden siirron infrastruktuuri, vesilaitokset puhdistusprosesseineen, vesisäiliöt ja vesijohtoverkosto (WHO 2011). Puhdasvesijohtoa on Suomessa noin 100 000 km, ja sen piirissä on noin 90 % väestöstä. Viemärijohdon pituus on noin 50 000 km ja sen piirissä on noin 85 % väestöstä. (Vienonen ym. 2012). Puhtaanveden ja jäteveden jakeluun ja siirtoon liittyvän verkoston rakentaminen aiheuttaa vesihuoltolaitosten suurimmat rakennuskustannukset (RIL 2004). Talousvesien jakeluverkosto on rakennettu pääosin 1970- luvulla, eli se on osaltaan jo varsin vanhaa. Aiemmin rakentamiseen käytettiin valurautaa ja terästä, mutta nykyisin sen korvaa usein muovi. (Vienonen ym. 2012). Vedenjakelujärjestelmällä on kaksi päätavoitetta: sen tulee pystyä toimittamaan tarvittava vesimäärä asutukselle, palvelutoiminnoille ja muihin tarkoituksiin kuntakohtaisten mitoitusperusteiden mukaan ja jaettavan veden laatu on turvattava (RIL 2004).

Vesitorni ja siihen liitetty vesijohto muodostavat kokonaisuuden, jossa on yleensä 3-10 baarin vedenpaine. On tärkeää, että paine pysyisi mahdollisimman tasaisena, koska paineen vaihtelut voivat irrottaa putken pintaan muodostunutta biofilmiä ja saostumia. Myös verkostoon syntyvä alipaine voi aiheuttaa ongelmia, koska tällöin putkistoon voi siirtyä putkea ympäröivästä pohjavedestä maaperästä peräisin olevaa likaa ja muita haitallisia yhdisteitä. Suomessa tornit on rakennettu korkeisiin kohtiin, jolloin ne luonnostaan luovat painetta verkostoon. Veden pumppaaminen torniin vaatii energiaa, mutta se tulee halvemmaksi kuin verkoston paineen jatkuva ylläpito pumpuilla. (Onnettomuustutkintakeskus 2010).

2.2 VESITORNIT

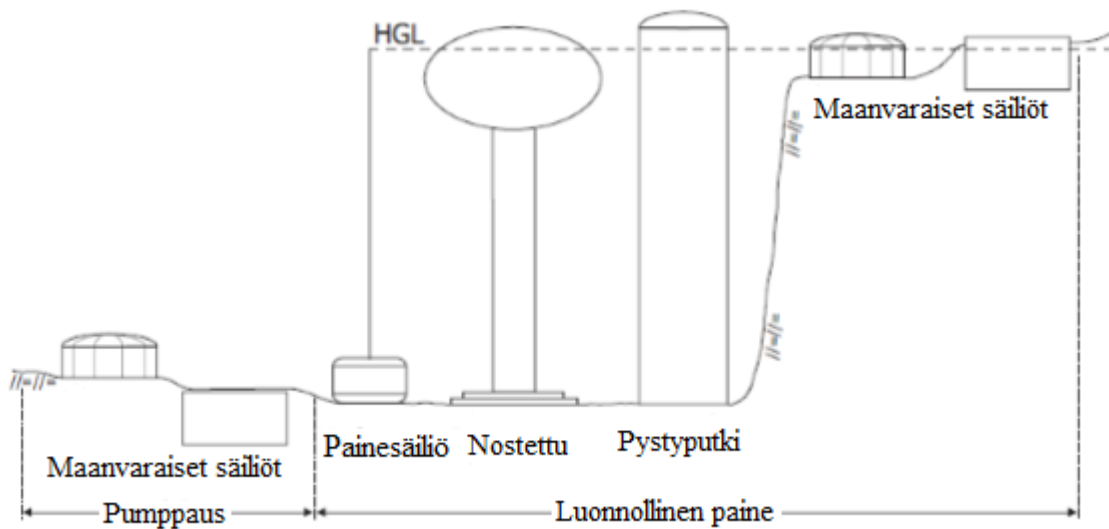
2.2.1 Vesitornit ja vesisäiliöt

Vesisäiliötä on olemassa useita erityyppisiä eri tarkoituksiin. Näitä ovat käsitellyn puhtaan veden säiliöt, painesäiliöt, vesilaitosten puhdistusprosesseissa käytetyt säiliöt (back wash tank, clearwell, contact chambers) ja jätevesisäiliöt. (GNL 2011). Tässä tutkielmassa käsitellään puhtaan veden säiliöitä, jotka ovat osa vesijohtoverkosta.

Vesisäiliöt ovat tärkeä osa verkostoa. Säiliöillä on kaksi pääasiallista tehtävää: paineen ylläpito verkostossa ja talousveden varastointi. (Vienonen ym. 2012). Vedenpaineen tulee olla riittävä niin, että vettä voidaan nostaa jokaiseen käyttöpisteeseen verkostossa. Tämän vuoksi verkoston painetason tulee olla jokaisen käyttöpisteen yläpuolella, tämä onnistuu vesitorneilla tai erillisillä paineenkorotuspumppaamoilla. (RIL 2003). Veden varastointi auttaa kulutushuippujen tasoittamisessa ja toimii myös hätävarastona tulipalojen, sähkökatkosten, jakeluhäiriöiden ja muiden hätätilanteiden varalle. Säiliöt on suunniteltu isoille tilavuuksille, jotta hätätilanteissa vettä on riittävästi ja tämän vuoksi säiliöt pidetään täynnä vettä. Normaali kulutus voi kuitenkin olla vähäisempää kuin säiliön tilavuus, jolloin veden vaihtuvuus säiliössä on heikkoa. Heikko vaihtuvuus lisää veden ikää ja heikentää laatua. (USEPA 2002). Vesitornien yhteyteen on voitu liittää myös muuta toimintaa kuten ravintola tai torni voi toimia erilaisten laitteiden, kuten antennien, alustana. Tämä luo omat haasteensa käyttöön ja ylläpitoon. (RIL 2013).

USEPA (2002) jakaa vesisäiliöt rakennetyypiltään kahteen pääryhmään: maanvaraisiin vesisäiliöihin (Ground storage) ja nostettuihin säiliöihin (elevated storage) (Kuva 1). Muita rakenteellisia eroja torneissa voivat olla altaiden määrä, altaiden keskinäiset korkeuserot, säiliön muoto vaaka- ja pystyleikkauksessa, materiaalit ja toteuttamistapa (RIL 2013). Maanvaraiset säiliöt voivat olla kokonaan tai osittain maan pinnan alla tai kokonaan maan pinnalla. Nostettuja säiliöitä kutsutaan yleensä vesitorneiksi. Ne jaetaan rakenteensa puolesta yhden jalan varassa oleviin nostettuihin säiliöihin ja pystyputkiin (standpipe). Jalan varassa olevissa säiliöissä koko vesimassa toimii paineen lisääjänä. Pystyputkissa vain yläosien vesi lisää painetta ja alaosan vesi on varastointia ja hätätiloja varten. Pystyputkissa myös sisään- ja ulostulot ovat usein samassa kohdassa. (USEPA 2002). Säiliöt voidaan jakaa myös toimintaperiaatteiden perusteella alavesisäiliöihin, ylavesisäiliöihin ja painesäiliöihin. Alavesisäiliössä paine on matalampi kuin ylavesisäiliössä ja paine luodaan jatkuvalla pumppauksella. Pumppujen hankinta ja niiden käyttö lisäävät kustannuksia verrattaessa ylavesisäiliöihin. Lisäksi pumppuja varten täytyy olla varavoimalähde vedensaannin varmistamiseksi myös sähköjakeluhäiriöiden ajan. Ylavesisäiliössä paine taas syntyy luonnostaan painovoiman avulla. Korkealle paikalle rakennettaessa edullisinta on rakentaa maanvarainen säiliö, jolloin korkea sijainti luo paineen verkostoon. Matalampaan paikkaan rakentaessa säiliö tulee nostaa ilmaan eli rakentaa vesitorni, jotta verkostoon syntyy tarvittava paine. (RIL 2004). Vesitornit ovat vesijohtoverkoston ehkä näkyvin osa, kun taas alavesisäiliöt voivat olla hyvinkin huomaamattomia. Suomessa yleisimpiä tornimalleja ovat pystyseinäiset tai ylöspäin levenevät yksi- tai kaksialtaiset tornit, joiden säiliöt ovat poikkileikkaukseltaan pyöreitä ja teräsbetonista valmistettuja. (RIL 2013).

Vesisäiliön muodolla on merkitystä veden vaihtuvuuden ja laadun kannalta. Pyöreässä ja suorakulmaisessa säiliössä, jossa säiliön korkeuden ja leveyden suhde on alle 2:1, veden sekoittuminen on tehokkaampaa kuin pitkissä ja kapeissa torneissa. Veden sekoittumista parantaa myös, jos veden syvyys on yli 3 m. Veden vaihtuvuus ja ikääntyminen pitää kuitenkin huomioida syvyyttä säätäessä. (WHO 2004).

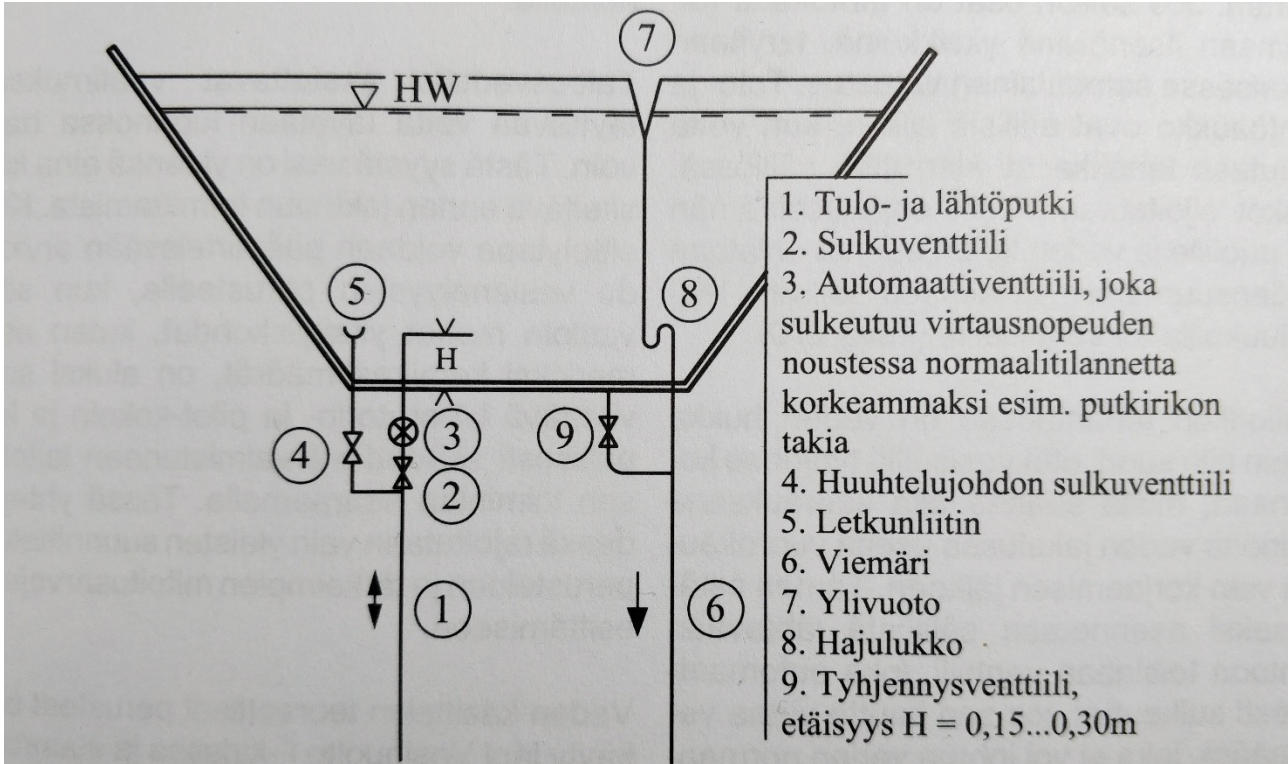


Kuva 1. Erilaiset vesisäiliötyypit. (Kuva muokattu GNL 2011 s.2 kuvasta) (HGL= veden painetaso verkostossa, painesäiliössä paine nostaa veden tason korkealle)

Vesitornien ilmanvaihdon tehtävänä on poistaa vedenpinnan vaihtelun aiheuttama yli- ja alipaine tornista (RIL 2013). Se tulee suunnitella ja rakentaa niin, että tuloilman mukana torniin ei pääsisi epäpuhtauksia kuten pölyä ja hyönteisiä (RIL 2004). Yleisin tapa ilmanvaihdon järjestämiseksi on asentaa torniin suodattimella varustettu huohotusilmaputki tai kanava, joissa ilma kulkee paineen vaihteluiden mukaan sisään tai ulos (RIL 2013).

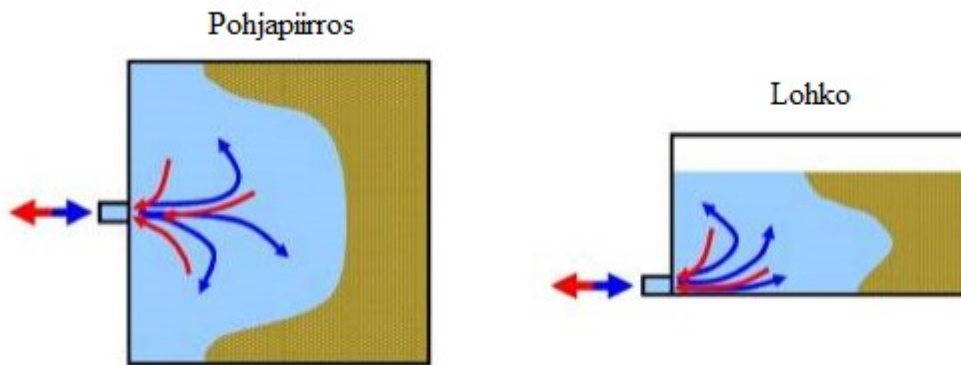
Kuvassa 2 on esitetty vesitorniin tarvittavat putket ja venttiilit tornin käyttöä ja huoltoa varten. Jos säiliö on jaettu useampaan altaaseen ja niiden on tarkoitus toimia itsenäisinä, tarvitaan jokaisessa altaassa samanlainen varustus. (RIL 2004). Rakenteissa tulisi myös huomioida sadevesien

ohjaaminen pois katoilta. Vedet voi ohjata pois viemäreillä tai katon muodolla, jolloin vedet eivät jää seisomaan katolle. (RIL 2013).

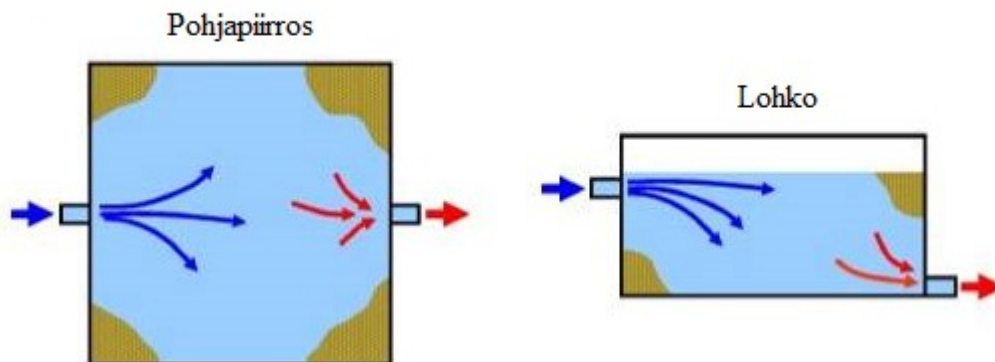


Kuva 2. Vesitornin vesiteknillinen varustus. (RIL 2004).

Veden sisään- ja ulostulo putkilla ja niiden sijoittumisella torniin voi olla suuri vaikutus veden vaihtuvuuteen, sekoittumiseen ja vedenlaatuun (GNL 2011). Säiliöissä, joissa korkeuden ja leveyden suhde on alle 2:1 ja tilavuus on sopiva suhteessa veden käyttömääriin, ei sisään- ja ulostuloputkien sijoittamisella ole suurta vaikutusta veden laatuun (WHO 2004). Säiliöt, joissa veden sisään- ja ulostulo tapahtuu yhdestä ja samasta putkesta veden vaihtuminen ja sekoittuminen on heikompaa kuin säiliöissä, joissa on erilliset sisään- ja ulostuloputket (Kuva 3 ja 4). Kuvassa 4 on myös esitetty miten sisään- ja ulostulo putkien vertikaalinen sijainti vaikuttaa veden vaihtumiseen. Kuvassa veden sisääntuloputki on asetettu säiliön yläosaan ja ulostuloputki vastakkaiselle puolelle säiliön alaosaan. Näin vesi virtaa koko säiliön läpi ja lisää veden sekoittumista ja vaihtuvuutta. Tämä taas nostaa veden laatua. (GNL 2011). Tämä on erityisen tärkeää korkeissa vesisäiliöissä, koska säiliön korkeuden kasvaessa suhteessa säiliön leveyteen veden sekoittuminen heikkenee (WHO 2004).

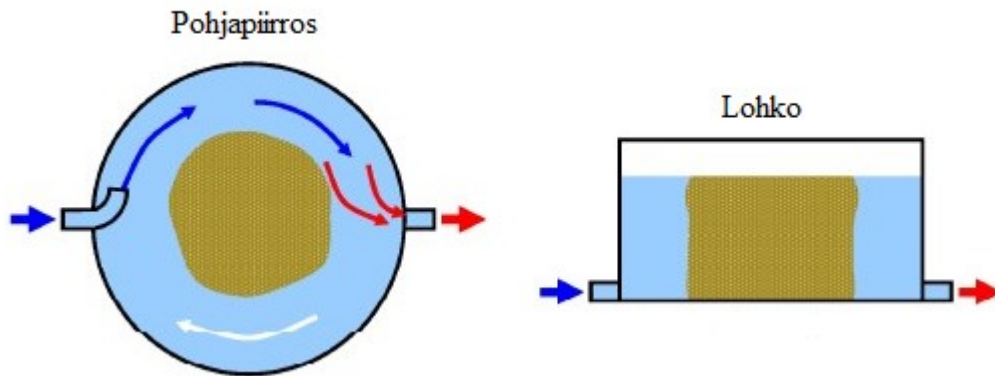


Kuva 3. Veden vaihtuvuus tornissa, jossa on yhteinen veden sisään- ja ulosmenoputki. Vasemmalla kuva ylhäältäpäin ja oikealla poikkileikkaus. Sininen väri kuvaa uutta vettä ja ruskea vanhaa vettä. (Kuva muokattu GNL 2011 s.11 kuvasta).



Kuva 4. Veden vaihtuvuus tornissa, jossa on erilliset veden sisään- ja ulosmenoputket. Vasemmalla kuva ylhäältäpäin ja oikealla poikkileikkaus. Sininen väri kuvaa uutta vettä ja ruskea vanhaa vettä. (Kuva muokattu GNL 2011 s.11 kuvasta).

Kuvassa 5 on esitetty miten veden virtausta voi hyödyntää veden sekoittumiseen. Kuvassa sisääntuloputki on suunnattu säiliön reunan mukaisesti, jolloin vesi kiertää säiliön ulkokehää. Tällöin säiliön keskiosaan jää kuitenkin heikommin sekoitunutta vettä. (GNL 2011). WHO (2004) mukaan tämänkaltaista sisääntuloputken asettamista tulee välttää.



Kuva 5. Veden vaihtuvuus tornissa, jossa on erilliset sisään- ja ulosmenoputket ja sisäänmenoputki on ohjattu tornin seinämän suuntaisesti. Vasemmalla kuva ylhäältäpäin ja oikealla poikkileikkaus. Sininen väri kuvaa uutta vettä ja ruskea vanhaa vettä. (Kuva muokattu GNL 2011 s.12 kuvasta).

2.2.2 Tornien ylläpito

Vesisäiliöiden ylläpidon ja rakentamisen perusvaatimukset tulevat standardista SFS-EN 1508 Vesihuolto. Vaatimukset veden varastointijärjestelmille ja -osille (1999a). Standardi sisältää mm. yleisiä vaatimuksia vesisäiliöille, vaatimukset tarkastuksiin, testeihin ja käyttöönnottoon ja toimintavaatimuksia. Suomenkielinen ohjeistus vesitornien ylläpidosta on koottu RIL 264-2013 Vesitornien ja alavesisäiliöiden kunnonhallinta- kirjaan.

Ylläpidon ja korjaustoimenpiteiden tarkoituksena on turvata veden laatu, vesitornien kunnon säilyttäminen, rakenteellisen turvallisuuden varmistaminen ja omaisuuden arvon säilyttäminen (RIL 2013). Vesitornien ylläpito sisältää vesisäiliöiden ja sen ympäristön viikoittaisen tarkistamisen (Taulukko 1), kuukausittaisen vedenlaadun seuraamisen vesinäytteenotolla, vuosittain tehtävän perusteellisemmän rakenteiden ja LVIS-laitteiden tarkastuksen, noin 5 vuoden välein tehtävän tornin pesun ja vähintään 10 vuoden välein tehtävän kuntotarkastuksen. Vastuu vesisäiliöiden toiminnasta on omistajalla, joka yleensä on vesilaitos. (RIL 2013).

Taulukko 1. Esimerkki tornien viikkotarkastuksen tarkistuslistasta. (muokattu kirjasta RIL 2013)

Tarkistettava vesisäiliö:		Tarkistuksen suorittaja:	Päivämäärä:	
Tarkistettu		TARKISTUSKOHDDE	Kunnossa	
KYLLÄ	EI		KYLLÄ	EI
YLEISTÄ				
		Vesisäiliön ovien lukitukset ja aidat ovat kunnossa		
		Vesisäiliön sisätilojen siisteys		
		Valaistus on kunnossa		
		Lämmitys ja ilmastointi		
		Kattorakenteiden kunto ulkopuolelta		
		Lumen kertyminen talviaikana		
VESITILA				
		Vesitilan siisteys, ei roskia tai muuta ylimääräistä		
		Säiliössä oleva vesi näyttää asianmukaiselta		
		Ylivuotoputken suu on avoin		
		Valaistus on kunnossa		
		Vesitilaan menevät sadevesiputket eivät vuoda		
		Vesitilan katto ei vuoda		
Muuta huomautettavaa:				
Tarkistuslista tallennetaan kansioon:				

Kuukausittain otettavasta vesinäytteestä tulisi tutkia lämpötila, sähkönjohtavuus, heterotrofinen pesäkeluku ja klooripitoisuus, jos verkoston vettä kloorataan. Vuosittaisessa tarkastuksessa tulisi olla mukana rakennepuolen ammattilainen ja siinä keskitytään vesisäiliön rakenteisiin ja laitteistoon. Erityistä huomiota tulisi kiinnittää vesikattoon ja sen kattokaivojen toimivuuteen, kattokaatoihin ja vesieristeisiin. Kuntoarvio on tehtävä, jos vuositarkastuksessa ilmenee ongelmia, tai vähintään 10 vuoden välein. (RIL 2013).

Vesisäiliöt tulisi pestä ja desinfioida noin viiden vuoden välein tai tarpeen vaatiessa. Tyhjennystä ja desinfiointia varten tehdään toimintaohje, jossa käydään läpi kaikki työhön liittyvät vaiheet säiliön tyhjentämisestä käyttöönottoon ja niihin liittyvät riskitekijät. Säiliön pesua varten säiliö täytyy tyhjentää ja eristää muusta verkostosta. Säiliön tulo- ja lähtöputkien suut peitetään, jottei putkistoon pääse likaa ja roskia. Itse pesussa täytyy noudattaa erityistä puhtautta. Allastiloissa käytetään vain puhdasvesityöhön tarkoitettuja työvälineitä ja kaikki työvälineet desinfioidaan. Pesu aloitetaan altaan yläreunasta käyttäen painevettä säiliön pesuvesipumpulta tai painepesuria. Lopuksi huuhdotaan tulo- ja lähtöputket. Pesuvedet johdetaan viemäriin. (RIL 2013).

Desinfiointi suoritetaan joko ruiskuttamalla desinfiointiaine säiliön pinnoille tai täyttämällä säiliö vedellä ja lisäämällä desinfiointiaine veteen. Työturvallisuuden kannalta täyttämällä tehtävä desinfiointi on usein parempi vaihtoehto. Desinfiointiaika on 12-24 tuntia. Pesty ja desinfioitu säiliö täytetään verkostovedellä ja vedestä otetaan vesinäyte pesun onnistumisen varmistamiseksi. Jos tulokset ovat hyväksytyt, säiliö otetaan takaisin käyttöön. (RIL 2013).

2.2.3 Vedenlaadun ongelmat torneissa

Vedenlaadun ongelmat torneissa voidaan jakaa kolmeen ryhmään; mikrobiologiset, fysikaaliset ja kemialliset. Mikrobiologisia ongelmia ovat mm. patogeenien pääsy veteen ja biofilmien muodostuminen tornin sisäpinnoille. Fysikaalisia ongelmia ovat mm. veden lämpötilan nousu ja veden sameus. Kemiallisia ongelmia taas ovat mm. jäännöskloorin kuluminen, desinfioinnin sivutuotteiden muodostuminen ja kemikaalien liukeneminen säiliön pintamateriaaleista. (GNL 2011).

Usein tärkein ongelmien aiheuttaja on veden ikääntyminen, joka aiheuttaa vedessä mikrobiologista kasvua ja kemiallisia muutoksia. Veden ikääntyminen voi johtua veden vähäisestä käytöstä tai ettei vesimassa sekoitu säiliön sisällä. Ongelmia aiheutuu myös, jos tornin rakenteissa on puutteita tai aukkoja, joista voi kulkeutua roskia, eläimiä tai muita kontaminantteja. Vesitornien pohjalle kertyy myös ajan kuluessa erilaista ainesta ja ne muodostavat pohjalle sedimenttejä. (USEPA 2002). Se on ongelmallista koska se lisää desinfioinnin tarvetta, desinfioinnin sivutuotteiden muodostumista, edistää mikrobien kasvua ja lisää veden sameutta (USEPA 2002, GNL 2011).

Mikrobiologiset, fysikaaliset ja kemialliset ongelmat vesitornien vedenlaadussa voidaan välttää tai ainakin pienentää ongelmia tornien hyvällä suunnittelulla, säännöllisellä huollolla, paremmalla veden

sekoituksella ja veden vaihtuvuuden lisäämisellä (GNL 2011). Veden viipymä tornissa tulisi olla mahdollisimman pieni. Tällöin vesi ei vanhenisi liikaa ja jäännöskloori ei kuluisi kokonaan (WHO 2004).

Veden ikääntyminen

Veden ikääntymisen syynä voi olla veden vähäinen käyttö, jolloin vesi ei kierrä verkostossa tarpeeksi. Toinen syy on veden huono sekoittuminen ja kierto tornin sisällä. Tällöin osa tornin vedestä voi olla tuoretta, mutta joissain kohti vesi voi olla erittäin vanhaa. (USEPA 2002.) Vesitornien käyttöä ja ylläpitoa ohjaavassa standardissa (SFS-EN 1508) mainitaankin, että tornit tulisi rakentaa ja suunnitella niin, että paikallaan seisovan veden määrä olisi mahdollisimman pieni.

Veden ikääntymistä edistää säiliöiden suuri koko, jolloin veden sekoittuminen on heikompaa. Tornit on usein rakennettu suuremmiksi, mitä normaali vedenkulutus vaatisi. Rakentamalla suuria torneja on haluttu varautua hätätilanteisiin ja veden tarpeen kasvuun. Tämä kuitenkin aiheuttaa veden ikääntymistä normaalissa käytössä, jos tornin veden sekoittumisesta ei ole huolehdittu. (GNL 2011).

Veden kontaminaatio tornissa

Yksi merkittävä syy veden laadun ongelmiin on kontaminaatio lintujen ja hyönteisten kautta. Tähän syynä on huonosti suunnitellut tai ylläpidetyt läpiviennit, kattoluukut ja muut aukot tornien rakenteissa. Aukkojen kautta eläimet, eläinten ulosteet sekä sadevedet pääsevät kulkeutumaan torneihin. (USEPA 2002). Päijät-Hämeen hyvinvointikuntayhtymän ympäristöterveyskeskuksen tutkimuksessa (2017) kartoitettiin vesitornien vedenlaadulle aiheuttamia riskitekijöitä. Tutkimuksessa oli mukana 13 vesisäiliötä, ja useassa niistä havaittiin puutteita läpivientien tiivisteissä, ilmanvaihtoventtiilien ja muiden aukkojen suodattimissa tai muissa suojusta. Vesisäiliöt tulisi rakentaa siten, ettei ulkoinen kontaminaatio vedellä tai muulla aineella olisi mahdollista. Sisäänkäyntejä, ilmastointilaitteita ja muita läpivientejä ei tulisi sijoittaa vesimassan yläpuolelle. Myös jatkuvaa auringonvalon pääsyä torniin tulee välttää. (SFS-EN 1908).

Vesitornin omistajalla, joka yleensä on vesilaitos, on vastuu tornin ylläpidosta. Ylläpidon laatu voi vaikuttaa suoraan vesitornin vedenlaatuun. Kappaleessa 2.2.2 kerrottiin tarkemmin vesitornien ylläpidon perusvaatimuksista. Päijät-Hämeen hyvinvointikuntayhtymän ympäristöterveyskeskuksen

tutkimuksessa (2017) kuitenkin havaittiin, että kirjallisia huolto- tai kunnossapitosuunnitelmia oli laadittu ainoastaan kolmeen torniin kolmestatoista, viisi tornia oli puhdistettu viiden vuoden sisällä, tiloissa liikkumisesta ja suojavaatteiden käytöstä ei ollut kirjallista ohjeistusta eikä myöskään ohjeita suoritettavista tarkastuskäynneistä.

Jäännöskloorin kuluminen

Vesilaitoksen täytyy lisätä klooria lähtevään veteen niin paljon että varmistetaan riittävä verkostovaikutus (RIL 2004). Myös verkoston ääripäistä tulisi löytyä klooria pieninä pitoisuuksina. Verkostossa kloori tuhoaa bakteereja sekä reagoi epäorgaanisten aineiden kuten raudan, mangaanin ja sulfidien kanssa, jolloin aktiivisen kloorin määrä vähitellen laskee. (Valve ja Isomäki 2007). Veden lämpötilan noustessa kemialliset reaktiot nopeutuvat, jolloin myös kloorin määrä laskee nopeammin (Valvira 2018b). Vesitornissa veden ikääntyminen ja heikko sekoittuminen lisää kloorin kulumista ja lopulta jäännöskloori häviää kokonaan (GNL 2011).

Veden lämpötila

Kylmä vesi on tiheämpää kuin lämmin ja painuu tornissa alimmaiseksi. Veden lämpötilaerot tornissa voivat aiheuttaa kerrostumista. (USEPA 2002, GNL 2011) Esim. jos torniin tuleva vesi on kylmempää kuin tornissa oleva vesi, se laskeutuu tornin pohjalle ja lämpimämpi vanha vesi jää pintaan. Lämpötila eron ollessa selkeä vesimassat eivät sekoitu keskenään. Jos veden ulosmenoreitti on pohjassa, tuorein kylmä vesi poistuu ensimmäisenä ja vanha vesi jää pintaa. Tämä lisää veden ikää säiliössä ja laskee veden laatua. Veden lämpötilan kasvaessa kemiallisten reaktioiden määrä kasvaa. On arvioitu että 10 °C:een nousu veden lämpötilassa kaksinkertaistaa reaktioiden nopeuden. Reaktioiden lisääntyminen vähentää jäännöskloorin määrää ja lisää desinfioinnin sivutuotteiden muodostumista. (GNL 2011). Lämpötilan kasvaessa myös mikrobien kasvu lisääntyy (WHO 2004).

2.2.4 Vesitornien saastumistapauksia

Suomessa vesitornien saastumistapauksista on uutisoitu usein mediassa. Uutisoinnin syynä on yleensä asukkaiden tiedottaminen vedenkäyttörajoituksista ja kielloista. Talousvesiasetuksen (1352/2015) (STM/2017) mukaan vesilaitosten tulee tiedottaa veden käyttäjiä, jos talousvesi ei täytä laatutavoitteita. Vesi- ja viemärilaitos yhdistys on koontanut Vesihuoltolaitoksen kriisiviestintäohjeen

(2008), jossa median käyttö mainitaan usein tehokkaimmaksi ja nopeimmaksi tavaksi saada tieto kuluttajille. Ohjeessa mainitaan erikseen myös YLE, jonne tiedon meno varmistetaan. Taulukkoon 2 on koottu esimerkkejä YLE:n sivuilla uutisoiduista vesitornien saastumistapauksista. Tornin vedestä löytyvät epäpuhtaudet tai kuolleet eläimet eivät automaattisesti tarkoita, että vesi aiheuttaisi sairauksia. Tehokas tiedottaminen veden käytön rajoituksista myös estää sairastapauksien syntyä. Aina syytä tornin veden saastumiseen ei löydetä.

Taulukko 2. Vesitornien saastumistapauksia.

Saastumisen syy	Taudinaiheuttaja	Sairastuneiden määrä	Paikkakunta	Vuosi	Lähde
Kuollut linnunpoikanen vesisäiliössä. Tornin rakeista löytyi aukko	-	-	Turku	2009	YLE 2009a
Lintujen ulosteet sadevesien mukana vuotavien kattorakenteiden läpi säiliötilaan	Kampylobakteeri	-	Hausjärvi	2009	YLE 2009b
Oravien pääsy ja hukkuminen vesitorniin	Kampylobakteeri	n. 600	Vihti	2005	YLE 2009c
Kattoremontin yhteydessä epäpuhtauksien pääsy vesisäiliöön sadeveden mukana	E. coli ja koliformiset bakteerit	-	Nurmijärvi	2012	YLE 2012
Koliformisia bakteereita löytyi tornin vedestä ensin elokuussa ja uudelleen lokakuussa. Tornin pestiin tapausten välissä. Syynä mahdollisesti vuotavat kattorakenteet.	Koliformiset bakteerit	-	Sipoo	2014	YLE 2014
Vesitornin vesisäiliöstä löytyi kuolleita lintuja	-	-	Hartola	2015	YLE 2015

2.3 TALOUSVEDEN LAATUUN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT

2.3.1 Raakavesi

Hyvälaatuisen talousveden lähtökohtana on hyvälaatuinen raakavesi. Nykyaikaisella vedenkäsittelytekniikalla pystytään saamaan heikommankin laatusesta raakavedestä kaikki laatutavoitteet täyttävää talousvettä. Lähtökohtana kuitenkin on, että kaikki raakavedet lähteestä riippumatta käsitellään joillakin menetelmillä. (RIL 2003). Menetelmät voivat perustua veden turvallisuuden lisäämiseen tai esteettisen laadun parantamiseen (AWWA 2010). Raakavedenlaatu määrää sen, millaisia käsittelyjä se vaatii täyttääkseen laatutavoitteet. Mitä parempi laatuista vesi on, sitä vähemmän eri käsittelyjä vesi vaatii. (RIL 2003).

Pohjavedet ovat Suomessa usein aggressiivisia eli pH on matala ja vedessä on paljon vapaata hiilidioksidia, joka ei ole tasapainossa vetykarbonaatin kanssa (RIL 2004). Lisäksi pohjavesien ongelmana ovat usein suuret mineraalipitoisuudet. Niissä voi olla suuret pitoisuudet kalsiumia ja magnesiumia, jotka aiheuttavat veden kovuutta sekä paljon rautaa ja mangaania. (AWWA 2010). Suomen vedet ovat pääsääntöisesti pehmeitä eli ne sisältävät vain vähän kalsiumia ja magnesiumia. Veden kovuus lisää kalkin saostumista putkistoon ja korkea pH edesauttaa sitä. (Valvira 2018b). Kuitenkin pohjavesi on yleensä laadultaan parempaa kuin pintavesi. Sen laatu on tasaista ympäri vuoden, siinä ei yleensä ole tauteja aiheuttavia mikrobeja, lämpötila pysyy tasaisena ja se ei ole yhtä altista likaantumaan kuin pintavesi. (RIL 2003).

Pintavedet ovat usein sameita, sisältävät haitallisia mikrobeja ja sisältävät paljon orgaanista ainetta (AWWA 2010). Pintavesien ongelmana Suomessa on niiden tumma väri ja suuri humuspitoisuus. Tämän vuoksi ne useimmiten vaativat täydellisen kemiallisen käsittelyn ja desinfioinnin. Myös pintavedet ovat usein lievästi aggressiivisia. (RIL 2004). Pintavesien laatu voi myös vaihdella voimakkaasti, etenkin rankat sateet, kevät tulvat ja kemikaalivuodot voivat muuttaa veden laatua nopeasti. Pintavedet ovat myös alttiita leville ja leväkukinnoille, mitkä voivat muuttaa veden sameutta, makua ja hajua. (AWWA 2010).

2.3.2 Veden käsittely ja vesijohtoverkosto

Vesijohtoverkostoveden laatuun vaikuttaa merkittävästi veden käsittely vesilaitoksilla ja käsittelyn onnistuminen. Talousveden puhdistusprosessi voidaan jakaa fysikaalisiin ja kemiallisiin

yksikköoperaatioihin. Fysikaalisia yksikköoperaatioita ovat esimerkiksi välppäys, suodatus ja ilmastus. Fysikaalisten menetelmien tarkoituksena on pääasiassa poistaa vedestä kiintoaines. Kemiaalisia yksikköprosesseja taas ovat prosessit, joilla veden laatuun vaikutetaan lisäämällä kemikaaleja tai kemiallisilla reaktioilla. Näitä ovat esimerkiksi saostus ja koagulaatio ja desinfiointi. Niiden tarkoituksena on tuhota vedestä tautia aiheuttavat mikrobit sekä vähentää suspendoituneiden, kolloidisten ja liuenneiden aineiden määrää, jotka aiheuttavat veteen sameutta ja väriä. Kemiaalisen käsittelyn tarkoituksena on tehdä vedestä terveyden kannalta turvallista käyttää sekä esteettisesti miellyttävää. Veden desinfiointi on ehkä tärkein yksittäinen prosessi ja sen epäonnistuminen voi aiheuttaa suurenkin vesiepidemian. (RIL 2004). Useat peräkkäiset yksikköoperaatiot varmistavat vedenlaatua häiriötilanteissa. Vaikka yksi yksikköoperaatioista epäonnistuisi veden laatu ei romahtaisi. Tätä kutsutaan multi-barrier- lähestymistavaksi. (AWWA 2010).

Vesijohtoverkostossa käytettävät putkimateriaalit voivat vaikuttaa veden laatuun. Käytettävä putkimateriaali tulisi valita siten, ettei se huononna vedenlaatua. Kuitenkin esimerkiksi aiemmin paljon käytetyt valurautaiset putket vapauttavat veteen rautaa putken pinnan liuetessa veteen. Täysin korroosionkestävät materiaalit ovat kalliita, joten yleensä vesi käsitellään mahdollisimman vähän korroosiota aiheuttavaksi ja putkimateriaaliksi valitaan mahdollisimman kestävä, mutta taloudellisesti käytettävissä oleva materiaali. (RIL 2003). Suomen vesijohtoverkosto on rakennettu pääasiassa 1970-luvulla ja se onkin ikänsä ja materiaaliensa puolesta saneerauksen tarpeessa. Tähän viittaa myös lisääntyneet putkirikot ja vedenjakelukatkokset. Putkirikot lisäävät riskiä vedenlaadun heikkenemiseen, maaperän mikrobien ja muiden epäpuhtauksien päästessä vesijohtoverkoston. (Vienonen 2012).

2.4 LAADUNVALVONTA

Juomavettä koskeva lainsäädäntö pohjautuu Direktiiviin 98/83/EY ihmisten käyttöön tarkoitetun veden laadusta. Se on tullut voimaan 3.11.1998 ja kansallinen Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista tuli voimaan 26.5.2000 ja sitä on sen jälkeen päivitetty, viimeksi vuonna 2017. Päivitetyn asetuksen numero on 1352/2015. Asetus koskee kaikkia vesilaitoksia, jotka toimittavat vettä vähintään 10 m³ päivässä tai vähintään 50 ihmisen tarpeisiin. Direktiivin artiklassa 5 kerrotaan juomaveden laatuvaatimuksista, jotka jäsenvaltioiden tulee asettaa ihmisten käyttöön tarkoitetulle vedelle. Liitteessä I luetellaan tarkemmin kaikki seurattavat muuttujat ja niiden suurimmat sallitut arvot, joita jokainen jäsenvaltio pystyi halutessaan tiukentamaan.

Artiklassa 7 kerrotaan tarkemmin vedenlaadun seurannasta ja liitteessä 2 määritellään näytteenottomäärien vähimmäisvaatimukset.

Talousvesiasetuksen (STM/2017) mukaan, talousvesi ei saa sisältää pieneliöitä, loisia tai mitään aineita sellaisina määrinä, että niistä aiheutuisi terveyshaittaa ihmisille. Veden tulee täyttää asetuksessa esitetyt laatutavoitteet. Talousveden pitää myös soveltua käyttötarkoitukseensa eli se ei saa haitallisesti syövyttää tai aiheuttaa saostumia vesijohtoihin tai vettä käyttäviin laitteisiin. Asetuksen laatutavoitteet perustuvat talousveden käyttökelpoisuuteen.

Asetuksen mukaan kunnan terveydensuojeluviranomaisen tulee valvoa veden laatua säännöllisesti. Säännöllinen valvonta jaetaan jatkuvaan valvontaan ja jaksottaiseen seurantaan. Jatkuvan valvonnan tarkoituksena on seurata veden laatua ja laatutavoitteiden täyttymistä sekä seurata talousveden käsittelyn tehokkuutta, erityisesti desinfiointin riittävyttä. Jatkuvaan valvontaan kuuluvia muuttujia ovat *E. coli*, koliformiset bakteerit, haju, maku, sameus, väri, pH, sähkönjohtavuus, rauta, ja mangaani. Myös nitriitti ja ammonium kuuluvat jatkuvan valvonnan piiriin, jos desinfiointikemikaalina käytetään klooriamiinia. Alumiini kuuluu jatkuvan valvonnan piiriin, jos vedenkäsittelyssä käytetään alumiinia sisältäviä kemikaaleja. Vuodessa otettavien näytteiden määrä riippuu vesilaitoksen tuottaman veden määrästä. Pienimmille, 10-50 m³ vettä vuorokaudessa tuottaville laitoksille riittää yksi jatkuvan valvonnan näyte vuodessa. Suurilla 100 000 m³ vettä tuottavien laitoksien näytteenottomäärä on jo 301. Jaksottaisessa seurannassa seurataan useamman muuttujan pitoisuuksia, mutta näytteitä otetaan harvemmin. Pienillä 10-50 m³ vettä vuorokaudessa tuottaville laitoksille jaksoittaisten näytteiden määrä on yksi kahden vuoden välein, 100 000 m³ vettä vuorokaudessa tuottavien laitoksien vastaava luku on 12 vuodessa.

2.5. LAADUNVALVONNASSA KÄYTETTÄVÄT PARAMETRIT

2.5.1 Fysikaalis-kemialliset parametrit

Lämpötila

Lämpötilalle ei ole esitetty laatuvaatimuksia tai enimmäisarvoja talousvesiasetuksessa (STM/2017). Lämpötila on kuitenkin tärkeä tekijä veden laadun kannalta, koska se on yhteydessä kaikkiin biologisiin toimintoihin. Mikrobin kasvu nopeutuu lämpötilan noustessa, jolloin veden laatu heikkenee. Myös kemialliset reaktiot nopeutuvat veden lämmitessä, jolloin kloori kuluu nopeammin

vedestä. (Valvira 2018b). Lämpötilan mittaaminen kuuluu vesilaitosten perusmittauksiin, koska monet laitosten prosesseista ovat erittäin lämpötilariippuvaisia (RIL 2004). Lämpötila vaikuttaa myös kuluttajan kannalta veden makuun, sillä lämpimässä vedessä maku- ja hajuhaitat korostuvat. (Valvira 2018b). Rakennusmääräyskokoelmassa D1 (Ympäristöministeriö 2007) ohjeistetaan, ettei kiinteistöjen kylmän veden lämpötila saa yleensä ylittää 20 °C:tta ja lämminvesilaitteiston veden lämpötilan tulee olla vähintään 55 °C:tta.

pH ja sähkönjohtokyky

Suomessa luonnonvedet ovat yleensä hieman happamia. Veden happamuus aiheuttaa vedenjakelujärjestelmän materiaalien syöpymistä esimerkiksi valuraudassa ja kuparissa. Tämän vuoksi pH:ta täytyy säätää vesilaitoksella, niin ettei syöpymistä tapahdu. Turvallinen pH:n taso materiaalien syöpymisen kannalta on 7-8,8, johon vesilaitokset myös käytännössä pyrkivät, vaikka talousvesiasetuksen (STM/2017) laatutavoite antaakin rajaksi 6,5-9,5. pH:n ylittäessä 9,5 vesi voi olla terveydelle haitallista ja aiheuttaa mahavaivoja, oksentelua ja ripulia. Lapset ovat herkimpiä pH:n muutoksille. Jos pH ylittää arvon 9,5 vesilaitoksen on ryhdyttävä välittömästi toimenpiteisiin. (Valvira 2018b).

Sähkönjohtokyky kertoo veteen liuenneiden mineraalisuolojen määrästä (Valvira 2018b). Sähkönjohtavuuden laatutavoite eli suurin hyväksyttävissä oleva pitoisuus talousvesiasetuksessa (STM/2017) on 2 500 µS/cm. Korroosion välttämiseksi suositellaan kuitenkin pienempää pitoisuutta (Valvira 2018b).

Sameus, absorbanssi ja partikkelien määrä

Veden kirkkaus on tärkeää valmistettaessa tuotteita, kuten juomavettä ihmisille (AWWA 2005). Veden sameutta aiheuttavat vedessä oleva savi, rauta ja kolloidiset yhdisteet. Sameus itsessään ei ole terveydelle haitallista, mutta monilla haitallisilla yhdisteillä kuten raskasmetalleilla on taipumus sitoutua näihin partikkeleihin. Lisäksi sameus voi haitata kloorauksen tehokkuutta. (Valvira 2018b). Veden sameutta pyritään vähentämään veden sedimentaatiolla ja suodatuksilla (AWWA 2005). Sameudelle on annettu talousvesiasetuksessa (STM/2017) laatutavoite. Asetuksessa sanotaan, ettei sameudessa tulisi olla epätavallisia muutoksia, sameuden tulisi olla käyttäjien hyväksyttävissä ja

pintavesilaitoksien tulisi pyrkiä arvoon alle 1 NTU. Sameutta tulisi myös seurata jatkuvassa valvonnassa.

Absorbanssille ja partikkelien määrälle ei ole talousvesiasetuksessa (STM/2017) annettu enimmäisarvoja tai suosituksia. Ne molemmat kuitenkin liittyvät suoraan veden sameuteen. Absorbanssi kertoo vesinäytteen sisältämien liuenneiden orgaanisten aineiden ja kiintoaineksen määrästä, jotka absorboivat valoa (Leppäranta ym. 2017). Humus absorboi itseensä molempia aallonpituuksia 254 nm ja 420 nm, jolloin absorbanssi tulokset kertovat humuksen määrästä vedessä. Aallonpituutta 420 nm käytetään myös veden värin mittaamiseen ja tiedetään, että liennut orgaaninen hiili korreloi värin kanssa. (Karjalainen ym. 2015). Partikkelimittaukset taas kertovat vesinäytteen sisältämien partikkelien määrän ja niiden kokojakauman, joka auttaa selvittämään veden koostumusta (AWWA 2005). Partikkelien ongelma vedessä on, että monet haitalliset yhdisteet kuten raskasmetallit tai bakteerit pyrkivät sitoutumaan niihin. Partikkelit myös heikentävät desinfioinnin tehoa. (Valvira 2018b)

Kloori

Klooraus on yleisimmin käytetty desinfiointi menetelmä. Suomessa talousveden desinfiointiin käytettäviä kloorauskemikaaleja ovat kloorikaasu, natriumhypokloriitti, kloramiini ja klooridioksidi. (Valve ja Isomäki 2007). Kloori on ainut desinfiointimenetelmä, joka jättää verkostovaikutuksen (RIL 2003). Klooripitoisuuksille ei ole annettu ohjearvoja talousvesiasetuksessa (STM/2017), koska desinfiointiin käytettävän kloorin määrään vaikuttaa esimerkiksi desinfioitavan veden laatu, veden viipymä verkostossa ja desinfioitavat mikrobit (Valvira 2018b). Klooria tulisi syöttää verkostoon sen verran, että vapaan jäännöskloorin määrä verkostossa olisi 0,2-0,5 mg/L (RIL 2004). Mittauksissa käytetty kokonaisklooripitoisuus koostuu sitoutuneesta ja vapaasta kloorista. Sidottu kloori on klooriamiineihin sitoutunutta klooria. Vapaa kloori taas on klooriin, alikloorihapokkeeseen tai hypokloriittiin sitoutunutta klooria. (Valvira 2018b).

Metallit

Rauta

Rauta on yleinen metalli pohjavesissä, joissa sen pitoisuus vaihtelee keskimäärin 0,1 ja 10 mg/ L välillä (AWWA 2005). Sitä voi esiintyä suurina pitoisuutena niin pora- kuin rengaskaivoissa.

Keskimääräinen pitoisuus kaivovesissä on noin 30 µg/L, mutta pohjavesien pitoisuudet voivat suurimmillaan olla jopa 30 000-40 000 µg/L. Veden rautapitoisuuden vaikuttaa kallioperän koostumus, veden pH ja orgaanisen aineksen määrä vedessä. (THL 2018b). Pohjavesien hapettomissa oloissa rauta on liukenevassa Fe²⁺ muodossa, mutta hapen liuetessa veteen se muuttuu liukenemattomaan Fe³⁺ muotoon. Fe³⁺ muodossa oleva rauta voi hydrolysoitua punaisiksi liukenemattomiksi rautahydroksidi-ioneiksi. (AWWA 2005). Pintavesissä rautaa esiintyy humukseen sitoutuneena (Valvira 2018b). Talousvesiasetuksessa (STM/2017) raudan laatutavoite eli suurin hyväksyttävä pitoisuus on 200 µg/L ja rautapitoisuutta tulisi seurata jatkuvassa valvonnassa. Rauta aiheuttaa jo melko pieninä määrinä saostumia saniteetti- ja talouskalusteisiin sekä likaa pyykkiä. Laatutavoite perustuukin näihin esteettisiin ja teknisiin ongelmiin (Valvira 2018b), koska rauta talousvedessä ei aiheuta suuria riskejä terveydelle (THL 2018b). Rauta ja seuraavassa kappaleessa esiteltävä mangaani ovat usein vesilaitoksille ongelmallisia muuttujia ja niiden pitoisuudet eivät aina täytä laatutavoitteita, johtuen usein raakaveden suurista pitoisuuksista (Valvira, 2018a).

Mangaani

Mangaani on raudan ohella yleinen ongelma kaivovesissä, erityisesti porakaivoissa. (THL 2018c). Pohjavesissä pitoisuudet ovat keskimäärin alle 0,1 mg/ L ja joissa keskimääräinen pitoisuus on 7 mg/ L. Kuten rauta, myös mangaani on pohjavesien hapettomissa oloissa liukoisessa muodossa Mn²⁺, mutta hapen liuetessa veteen se hapettuu liukenemattomaan muotoon Mn⁴⁺. (AWWA 2005). Talousvesiasetuksessa (STM/2017) mangaanin laatutavoite eli suurin hyväksyttävä pitoisuus vesijohtoverkoston vedelle on 50 µg/L ja asetuksessa mainitaan, että mangaanin pitoisuutta tulee seurata jatkuvassa valvonnassa. Kuten rauta, myös mangaani aiheuttaa maku- ja hajuhaittoja vedelle, lisäksi se aiheuttaa kerrostumia saniteetti- ja talouskalusteisiin ja tahraa pyykkiä jo pienillä pitoisuuksilla (Valvira 2018b).

Mangaaniin liittyy lisäksi merkittäviä terveysriskejä erityisesti lapsille. Tutkimuksissa sen on huomattu olevan yhteydessä lasten oppimis- ja kehityshäiriöihin ja jopa matalampaan älykkyydosamäärään veden mangaanipitoisuuden ollessa yli 100 µg/L (Valvira 2018a ja b). Mangaania saadaan ruoasta moninkertaisesti verrattuna juomaveteen (Komulainen, 2014). Ruoasta saatu mangaani ei ole niin haitallista kuin vedestä saatu koska imeytyminen ei ole niin tehokasta johtuen ruoka-aineista (THL 2018c).

Alumiini

Toisin kuin rautaa ja mangaania, alumiinia esiintyy pinta- ja pohjavesissä yleensä pieniä määriä. Pitoisuudet ovat yleensä alle 0,1 mg/L, poikkeuksena alunasavimailta tulevat vedet. Lisäksi jos veden saostusprosessissa käytetään alumiinia, pitoisuus voi kasvaa ja tällöin pitoisuutta tulee seurata jatkuvassa valvonnassa. (Valvira 2018a). Alumiinin laatutavoite eli suurin hyväksyttävä pitoisuus talousvesiasetuksessa (STM/2017) on 200 µg/L. Korkea alumiinipitoisuus voi aiheuttaa kupariputkien korroosiota ja muodostaa saostumia. Lisäksi alumiinin epäillään olevan yhteydessä neurologisiin häiriöihin. (Valvira 2018b).

2.5.2 Mikrobiologiset parametrit

***Escherichia coli* ja koliformiset bakteerit**

Talousvedessä terveyshaittoja aiheuttavat todennäköisimmin suolistoperäiset mikrobit. Kaikkien mahdollisten taudinaiheuttajien mikrobien tutkiminen on hankalaa, joten tutkimuksissa käytetään indikaattorimikrobeja. Indikaattorimikrobien löytyminen talousvedestä kertoo suolistoperäisestä saastumisesta, jolloin vedessä on mahdollisesti myös muita haitallisia mikrobeja. *E. coli* kuuluu koliformisiin bakteereihin. Vesinäytteestä voi löytyä koliformeja ilman ulosteperäistä saastumista, esimerkiksi verkoston muun saastumisen vuoksi tai näytteenotossa tapahtuneen virheen vuoksi. Lisäksi monet koliformiset bakteerit voivat lisääntyä verkostossa. *E. coli* sen sijaan kertoo aina ulosteperäisestä saastumisesta. (Valvira 2018a). Koliformisista bakteereista *E. coli* -bakteeria käytetään indikaattorimikrobina, koska sitä ei esiinny juuri muissa ympäristöissä kuin ihmisten ja tasalämpöisten eläinten suolistossa eikä se pysty lisääntymään merkittävästi muualla. (Valvira 2018b).

E. coli laatuvaatimus talousvesiasetuksessa (STM/2017) on 0 pmy/100 ml ja koliformisten bakteerien laatutavoite on 0 pmy/100 ml. Myös *E. coli* ja koliformiset bakteerit kuuluvat jatkuvan valvonnan piiriin. Jos *E. coli* - bakteerin tai koliformisten bakteerien laatutavoite ylittyy, tulee selvittää mistä ylitys johtuu.

Heterotrofinen pesäkeluku ja kokonaismikrobilukumäärä

Heterotrofisia bakteereita esiintyy maaperässä, ruuassa, ilmassa ja vedessä. Heterotrofiset bakteeritermi tarkoittaa kaikkia bakteereita, jotka käyttävät orgaanista ravintoa kasvaakseen. Heterotrofisen pesäkeluvun suuruus vaihtelee suuresti eri paikoissa. Siihen vaikuttaa raakaveden laatu, veden käsittely, desinfiointiaine ja sen pitoisuus, jakeluverkoston kunto ja ikä, orgaanisten ainesten pitoisuus vedessä, veden lämpötila, veden viipymä verkostossa ja analyysimenetelmän lämpötilat ja ajat. (Allen ym. 2002). Heterotrofisessa pesäkeluvussa lasketaan niin heterotrofiset bakteerit, kuin myös homeet ja hiivat (Valvira 2018b). Talusvesiasetuksen (STM/2017) mikrobiologinen laatutavoite on, ettei pesäkeluvussa saa olla epätavallisia muutoksia. Jos pesäkeluvussa huomataan merkittäviä muutoksia, tulisi vesilaitoksen selvittää jakeluverkoston tilanne ja tarvittaessa ryhtyä toimenpiteisiin (Valvira 2018b).

Homeet, hiivat ja aktinomykeetit

Homeita ja hiivoja voidaan kutsua yhteisnimityksellä mikrosienet. Aktinomykeeteistä voidaan käyttää myös nimeä aktinobakteerit ja aiemmin käytössä oli nimitys sädesienet. (Korhonen ym. 2006). Aktinomykeetit ovat gram-positiivisia bakteereita, jotka muodostavat itiöitä ja rihmastoja. Ne muistuttavat ominaisuuksiltaan sekä kasvu- ja ympäristövaatimuksiltaan homeita. Niiden on havaittu kasvavan ja lisääntyvän myös ääriolosuhteissa, kuten kuumissa lähteissä, valtamerten syvimmissä osissa ja jopa pH:n ääripäissä. (Putus 2017). Hiivat ovat kotelo- tai kantasieniä, jotka ovat yleensä yksisoluisia. Ne lisääntyvät suvuttomasti jakautumalla kahtia tai silmikoimalla. Jotkin lajit pystyvät myös suvulliseen lisääntymiseen. Luonnossa hiivoja esiintyy kaikkialla, ne viihtyvät erityisesti sokeripitoisissa ympäristöissä. Hiivojen täytyy saada kaikki tarvitsemansa energia ravinnostaan. (Jäntti ym. 2018). Termi home on puhekielinen ilmaus sienille, jotka kasvattavat monisoluisia rihmastoja ja muodostavat suvuttomia itiöitä (Aro ym. 2018). Homeet, hiivat ja aktinomykeetit aiheuttavat pääasiassa verkostoveden haju- ja makuhaittoja. Tietyt homeet ja aktinomykeetit pystyvät myös tuottamaan toksiineja, joten suurina määrinä ne voivat aiheuttaa myös terveystahaittoja. (Korhonen ym. 2006). Hiivat eivät kykene nykyisen tiedon mukaan tuottamaan toksiineja (Putus 2017). Homeille, hiivoille ja aktinomykeeteille ei ole talusvesiasetuksessa (STM/2017) annettu erillisiä laatutavoitteita, mutta ne sisältyvät heterotrofiseen pesäkelukuun.

2.5.3 Mikrobeille käyttökelpoiset ravinteet

Ravinteiden määrä verkostossa vaikuttaa merkittävästi mikrobien määrään vedessä. Myös veden desinfioinnilla vaikutetaan mikrobien määrään, mutta desinfiointiaineen kuluessa verkostossa vaikutus lakkaa ja toisaalta desinfiointiaineen annoksen lisääminen voi aiheuttaa maku- ja hajuhaittoja sekä desinfioinnin sivutuotteiden lisääntymistä. Tämän vuoksi olisi tärkeää saada ravinteiden määrä verkostovedessä pieneksi. (Lehtola ym. 1999). Sekä mikrobeille käyttökelpoinen orgaaninen hiili (AOC) että mikrobeille käyttökelpoinen fosfori (MAP) voivat olla verkostovedessä mikrobien kasvua rajoittavia tekijöitä. Tällöin pienikin lisäys niiden pitoisuudessa mahdollistaa mikrobien suuren kasvun. (Lehtola ym. 2002). Suomessa AOC rajoittaa useimmiten talousvesissä tapahtuvaa mikrobikasvua. Talousvesiasetuksessa (STM/2017) ei ole annettu fosforin tai hiilen määrälle laatutavoitteita.

AOC on osa orgaanisesta kokonaishiilestä (TOC), joka on mikrobeille helposti käytettävässä muodossa. AOC:n osuus TOC:sta on yleensä vain murto-osa, 0,1-9 prosenttia. Heterotrofiset bakteerit käyttävät orgaanista hiiltä uusien solujen tuottamiseen ja energian lähteenä. (LeChevallier ym. 1991). Van der Kooij ym. (1982) ovat määritelleet, että AOC -pitoisuuden ollessa alle 10 µg/L vesi on mikrobiologisesti stabiilia eli sisältää hiiltä niin vähän, ettei mikrobikasvu ole mahdollista.

Vesilaitokset kiinnittävät usein enemmän huomiota AOC pitoisuuksiin kuin MAP pitoisuuksiin, koska MAP pitoisuudet vedenkäsittelyn jälkeen ovat usein hyvin pieniä. Miettinen ym. (1997) kuitenkin huomasi, että MAP pitoisuudella on suurempi vaikutus mikrobien kasvuun vesijohtoverkostossa kuin AOC pitoisuudella. AOC pitoisuus myös korreloi heikosti mikrobikasvun kanssa.

Ravinteiden määrään vaikuttaa itse raakavesi, mutta myös veden käsittelyllä on vaikutuksensa. Esimerkiksi veden puhdistaminen saostuksen ja aktiivihiilisuodatuksen avulla laskee AOC:n ja MAP:n määrää, kun taas otsonointi lisää mikrobiravinteiden määriä. (Lehtola ym. 2002).

3. TYÖN TAVOITTEET

Työn tavoitteena oli selvittää kuinka vesitornit vaikuttavat erityisesti verkostoveden mikrobiologiseen laatuun. Työssä tutkittiin vesitornin pintaveden ja sisään menevän veden fysikaalis-kemiallisia sekä mikrobiologisia eroja sekä kuinka fysikaalis-kemialliset tekijät vaikuttavat mikrobiologisiin tekijöihin. Tarkoituksena oli myös pohtia millä toimenpiteillä vesitornien vedenlaatua voitaisiin parantaa.

4. AINEISTO JA MENETELMÄT

4.1 VESITORNIT

Tutkimukseen valittiin 12 vesitornia kuudelta eri paikkakunnalta. Tärkeä kriteeri vesitornien valinnassa oli se, että niissä oli mahdollisuus pintakerroksen veden näytteenottoon. Tornien rakenne ja pintamateriaalit olivat torneissa hyvin samankaltaiset. Pintamateriaaleiltaan kaikki tornit olivat betonirakenteisia, eikä sisäpintoja oltu pinnoitettu. Raakavedenlähteet, desinfiointimenetelmät ja tornien tilavuudet vaihtelivat paikkakunnittain (Taulukko 3). Paikkakunnan 5 vesitorneissa raakavedenlähde ja desinfiointimenetelmä olivat erilaiset. Muilla paikkakunnilla molempien tornien vesi tuli samalta vesilaitokselta.

Taulukko 3. Paikkakunnan- ja vesitornien koodit, raakaveden lähteet, desinfiointimenetelmät ja tornien tilavuudet.

Paikkakunnan koodi	Vesitornin koodi	Raakavesi	Desinfiointi menetelmä	Tilavuus (m ³)
1	A	Tekopohjavesi	UV	600
1	B	Tekopohjavesi	UV	800
2	C	Tekopohjavesi	Kloori	1000
2	D	Tekopohjavesi	Kloori	3000
3	E	Tekopohjavesi	Klooriamiini	11500-12500
3	F	Tekopohjavesi	Klooriamiini	6000
4	G	Järvivesi	Klooriamiini	4500
4	H	Järvivesi	Klooriamiini	4000
5	I	Jokivesi	Kloori	6000
5	J	Pohjavesi	UV	1500
6	K	Järvivesi	Kloori	2100
6	L	Järvi- ja pohjavesi	Kloori	5600

4.2 NÄYTTEENOTTO

Näytteitä otettiin jokaisesta 12 vesitornista neljä kertaa vuoden aikana niin, että mahdolliset vuodenaikaiset vaihtelut tulisivat näkyviin. Ensimmäinen näytteenottokierros alkoi syksyllä 2016 ja viimeiset näytteet otettiin kesällä 2017. Jokaisella näytteenottokerralla joka tornista otettiin näytteet tornin sisään menevästä vedestä (Näyte 1) ja tornin sisällä olleesta pintakerroksen vedestä (Näyte 2). Näyte 1 otettiin hanasta ja vettä juoksutettiin ennen näytteenottoa. Näyte 2 otettiin 0,5-1,5 metrin syvyydestä.

Näytteenotossa jokaisella paikkakunnalla oli erilaiset näytteenottimet paikkakunnittain (Taulukko 4). Paikkakunnalla 5 ensimmäiset kaksi näytettä otettiin pullonoutimella ja viimeiset kaksi letkupumpulla. Letkupumpussa itse pumppu ei ole kosketuksissa veden kanssa toisin kuin uppopumpussa. Kaikkien näytteenottokertojen välissä näytteenotossa käytetyt letkut ja pumput kloorattiin. Näytteenottoastiat ja tilavuudet valittiin analyysien tarpeiden mukaan.

Taulukko 4. Eri paikkakuntien näytteenottimet

Paikkakunta	Näytteenottimet
1	Uppopumppu
2	1L teräskauha
3	Upotettu pullo 1-2 L
4	Lasinen limnos 2 L
5	Pullonoudin 1-2 L, letkupumppu
6	Muovinen kertakäyttöpullo noudin 1 L

4.3 ANALYYSIT

4.3.1 Fysikaalis-kemialliset parametrit

Taulukossa 5 on esitetty fysikaalis-kemiallisten parametrien määrittämisessä käytettyjen laitteiden nimet ja valmistajat sekä laitteiden määrittämissärajat. pH, sähkönjohtokyky, sameus, absorptiokerroin, rauta, mangaani, alumiini ja partikkelit mitattiin laboratoriossa. Lämpötila ja klooripitoisuus mitattiin näytteenoton yhteydessä. Lämpömittarit vaihtelivat paikkakunnittain eikä niistä ole kerättyä

tarkempaa tietoa. Klooripitoisuus mitattiin vain paikkakunnilla, joissa käytettiin klooria desinfioinnissa. Paikkakunnasta riippuen mitattiin vapaa kloori- ja kokonaisklooripitoisuus tai pelkkä kokonaiskloorin pitoisuus.

Taulukko 5. Mitatut muuttujat, mittauksiin käytetyt laitteet ja laitteiden määrittämissärajat.

Mitattava muuttuja	Laite	Laitteen määrittämissäraja
pH	WTW Multi 3430, Weilheim, Saksa	0-14
Sähkönjohtokyky	WTW Multi 3430, Weilheim, Saksa	1 μ S-2 S/cm
Sameus	WTW Turb 555 IR, Weilheim, Saksa	0-10 000 NTU
Absorbanssi	Shimadzu UV-1601 spektrofotometri, Kioto, Japani	-0.5-3,999 A
Kloori	Palintest chlorometer, Gateshead, Yhdistynyt kuningaskunta	0-5 mg/L
Rauta	Hach Lange DR 2800 minispektrofotometri, Düsseldorf, Saksa	0,02-3,0 mg/L
Mangaani	Hach Lange DR 2800 minispektrofotometri, Düsseldorf, Saksa	0,006-0,7 mg/L
Alumiini	Hach Lange DR 2800 minispektrofotometri, Düsseldorf, Saksa	0,008-0,8 mg/L
Partikkelit	Pamas SVSS-C, Rutesheim, Saksa	0-10 000 kpl

4.3.1.1 pH ja sähkönjohtokyky

pH ja sähkönjohtokyky mitattiin WTW:n Multi 3430 pH- ja sähkönjohtokykymittarilla (WTW GmbH&Co. KG, Weilheim, Saksa). pH:n mittauksessa sensorina käytettiin WTW:n SenTix 980-sensoria ja sähkönjohtokyvyssä WTW:n TetraCon 925- sensoria. Ennen mittauksia mittari (pH sensori) kalibroitiin. Kalibrointiin käytettiin kahden pisteen kalibrointia, jossa toisen liuoksen pH oli 7 ja toisen 10.

4.3.1.2 Sameus ja absorbanssi

Sameus mitattiin Turb 555 IR-sameusmittarilla (WTW GmbH&Co. KG, Weilheim, Saksa). Mittaus perustuu valon sirontaan, jota veden suspensoitunut aines aiheuttaa. Ennen mittauksia laitteen annettiin olla päällä vähintään 30 minuutin ajan ja tarkistettiin mittarin mittaustarkkuus 10 NTU:n standardiliuoksella. Mittauksen yhteydessä odotettiin muutama minuutti lukeman tasaantumista.

Absorbanssi mitattiin Shimadzu UV-1601 spektrofotometrillä (Shimadzu Co., Kioto, Japani). Mittaukset tehtiin aallonpituuksilla 254 nm ja 420 nm. Kyvetin pituus oli 5 cm. Aallonpituus 254 nm kuuluu UV-säteilyn aallonpituusalueeseen ja 420 nm näkyvän valon aallonpituus alueeseen.

4.3.1.3 Partikkelien määrä

Partikkelien määrä mitattiin PAMAS SVSS-C partikkelilaskimella (PAMAS Partikelmess- und Analysensysteme GmbH, Rutesheim, Saksa). Ennen mittauksia ja näytteiden välillä laite huuhdeltiin ultrapuhdalla vedellä. Laite mittaa partikkeleita kokojakaumalta 0,5-20 µm. Partikkelien määrää ei mitattu ensimmäisellä näytteenottokierroksella laitteen ollessa poissa käytöstä.

4.3.1.4 Kloori

Kloorimittaukset suoritettiin näytteenoton yhteydessä Palintest chlorometer- mittarilla (Palintest Ltd., Gateshead, Yhdistynyt kuningaskunta) tai vesilaitoksen käytössä olevalla mittarilla laitteiden ohjeiden mukaisesti. Mittaukset tehtiin ainoastaan niissä torneissa (C, D, E, F, G, H, I, K ja L), joissa desinfioinnissa käytettiin klooria. Kloorimittausta varten näytteet otettiin molemmista näytteenottopisteistä ja näytteistä mitattiin vapaa- ja kokonaiskloori tai pelkkä kokonaiskloori. Näytteessä oleva kloori reagoi reagenssien kanssa ja muodostaa punaista väriä. Laite mittaa värin voimakkuuden, joka on suhteessa klooripitoisuuteen. Laitteen määrittäysraja oli 0,01-5 mg/L.

4.3.1.5 Metallit

Raudan, mangaanin ja alumiinin pitoisuuksien määrittämiseksi käytettiin Hach Lange DR 2800 spektrofotometriä (Hach Lange GmbH, Düsseldorf, Saksa). Analyysit tehtiin laitteen valmistajan ohjeiden mukaan. Raudan mittaamiseen käytettiin menetelmää numero 8008. Reagenssina oli

FerroFer Iron, joka muuttaa kaiken liunneen ja suurimman osan liukenemattomasta raudasta liunneeseen muotoon. Liuennut rauta reagoi 1,10 fenantroliinin kanssa ja muodostaa oranssia väriä. Värin voimakkuus on suoraan verrannollinen raudan määrään. Määritys tehtiin aallonpituudella 510 nm. Raudan määritysraja kyseisellä menetelmällä oli 0,02-3,0 mg/L.

Mangaanin määrittämiseen käytettiin menetelmää numero 8149. Aluksi mangaanin hapettuneet muodot muutetaan muotoon Mn^{2+} askorbiinihapolla. Reagenssina käytettiin PAN Indikaattoria (1-(2-pyridylylatso)-2-naftoli), joka muodosti mangaanin kanssa oranssia väriä. Määrittämisessä käytettiin aallonpituutta 560 nm. Määritysraja oli 0,006-0,7 mg/L.

Alumiinin määrittämiseen käytettiin menetelmää numero 8012. Reagenssina käytettiin AluVer 3 reagenssia, joka reagoi näytteen alumiinin kanssa muodostaen oranssinpunaista väriä. Määrittäminen tehtiin aallonpituudella 522 nm. Määritysraja oli 0,008-0,8 mg/L.

4.3.2 Mikrobiologiset parametrit

4.3.2.1 *Escherichia coli* ja koliformiset bakteerit

E. coli ja koliformiset bakteerit määritettiin soveltuvien osien ja muokattuna standardin SFS 3016 (2011) ja SFS-EN ISO 9308-1:2014/A1:2017 (2017) mukaan. *E. coli* -bakteerin ja koliformisten bakteerien kokonaismäärän määrittämiseen käytettiin kalvosuodatusmenetelmää ja kahta eri kasvatusalustaa: Les Endoa (m-ENDO-Agar LES, Merck, Saksa) ja Chromocult Coliform Agar (Merck, Saksa). Määrittämisessä näytettä suodatettiin 1000 ml ja 100 ml GN-6 Metricel 0,45 μ m:n suodattimelle (Pall Corporation, USA). Maljoja inkuboitiin +36 °C:ssa 18-24h. Tulokset laskettiin ns. painotetulla keskiarvolla, jossa pesäkkeiden summa jaetaan käytetyllä alkuperäisellä näytetilavuudella. *E. coli* -bakteerin ja koliformisten bakteerien havaitsemisraja oli 1 pmy/1000ml.

4.3.2.2 Heterotrofinen pesäkeluku

Heterotrofinen pesäkeluku määritettiin pintaviljelyinä R2A-alustoille (Difco, Ranska) (Reasoner ja Geldreich 1985) laimennossarjamenetelmällä. Maljat inkuboitiin +22 °C:ssa seitsemän vuorokauden ajan. Inkubointiajan jälkeen maljoilta laskettiin kaikki agarin pinnalle muodostuneet pesäkkeet.

Tulokset laskettiin ns. painotetulla keskiarvolla, jossa pesäkkeiden summa jaetaan käytetyllä alkuperäisellä näytetilavuudella. Määrittäysraja on 10 pmy/ml.

4.3.2.3 Homeet ja hiivat

Homeet ja hiivat määritettiin konsentroimalla näytettä GN-6 Metricel 0,45 µm:n suodattimelle (Pall Corporation, USA). Konsentroidut tilavuudet homeille ja hiivoille olivat 200 ml, 10 ml ja 1 ml. Suodatusten jälkeen suodattimet asetettiin mallasuute M2– kasvatusalustoille (Biokar Diagnostics, Ranska) ja inkuboitiin 7 vrk:n ajan +25 °C lämpötilassa. Inkuboinnin jälkeen maljoilta laskettiin home- ja hiivapesäkkeet. Tulokset laskettiin ns. painotetulla keskiarvolla, jossa pesäkkeiden summa jaetaan käytetyllä alkuperäisellä näytetilavuudella. Menetelmän määrittäysraja oli 1 pmy/100 ml.

4.3.2.4 Aktinomykeetit

Aktinomykeetit eli sädesienet määritettiin konsentroimalla näytettä GN-6 Metricel 0,45 µm:n suodattimelle (Pall Corporation, USA). Konsentroidut tilavuudet olivat 100 ml, 10 ml ja 1 ml. Suodatusten jälkeen suodattimet asetettiin tarkkelys-kaseiini kasvatusalustoille (USBiological, USA) ja inkuboitiin 14 vrk:n ajan +25 °C lämpötilassa. Inkuboinnin jälkeen maljoilta laskettiin aktinomykeettipesäkkeiden lukumäärä. Tulokset laskettiin ns. painotetulla keskiarvolla, jossa pesäkkeiden summa jaetaan käytetyllä alkuperäisellä näytetilavuudella. Menetelmän määrittäysraja oli 1 pmy/100 ml.

4.3.2.5 Kokonaismikrobilukumäärä

Kokonaismikrobilukumäärä määritettiin DAPI-värjäysmenetelmällä. Näytteet kestävästi suodatettiin (0,2µm) 37% formaldehydillä. Näytteiden suodatuksessa käytettiin alusuodattimena GN-6 Metricel 0,45 µm:n suodatinta (Pall Corporation, USA) ja näytesuodattimena Whatmanin Nucleopore Tarack-Etch Membrene 0,2 µm:n suodatinta (Whatman plc, Iso-Britannia) ja solut värjättiin fluoresoivalla DAPI- väriaineella (4'6-diamidino-2-phenylindole, Merck, Saksa). Värjättyt solut laskettiin epifluoresenssi-mikroskoopilla (Olympus BX51, Olympus Optical, Japani). DAPI-väriaine tarttuu elävien ja kuolleiden solujen nukleiinihappoihin, jolloin solut pystytään laskemaan mikroskoopin avulla.

4.3.3 Ravinteet

4.3.3.1 Mikrobeille käyttökelpoinen hiili (AOC)

Mikrobeille käyttökelpoinen hiili määritettiin viljelemällä näytteitä R2A-alustoille (Difco, Ranska) laimennossarjamenetelmää ja pintalevitystekniikkaa käyttäen. Ennen viljelyä näytteisiin lisättiin muita ravinteita paitsi hiiltä sisältävää ravinneliuosta ja kloorattuihin näytteisiin lisäksi 0,02 M natriumtiosulfaattia. Näytteet kuumakäsiteltiin lämpöhauteessa +61-64 °C:ssa taustamikrobien tuhoamiseksi. Lämpökäsittelyn jälkeen näytteisiin lisättiin kahta testimikrobia; *Pseudomonas fluorescens*- suspensiota ja *Aquaspirillum NOX*- suspensiota. Näytteitä inkuboitii 7-9 vuorokautta +15 ± 2 °C:ssa. Viljelyt suoritettiin inkuboinnin 7, 8 ja 9 vuorokauden kuluttua mikrobien lisäyksestä pintaviljelynä R2A-alustoille (Difco, Ranska) laimennossarjamenetelmällä. Maljat inkuboitii +22 °C:ssa seitsemän vuorokauden ajan.

Inkuboinnin jälkeen maljoilta laskettiin *Pseudomonas fluorescens* ja *Aquaspirillum NOX* –pesäkkeet erikseen. Tulosten laskennassa käytettiin jokaisen näytteen suurinta pesäkkeiden lukumäärää. Tämä lukumäärä muutettiin kertoimien avulla vastaaviksi asetaattihiilen ja AOC:n (sisältää asetaatti- ja oksalaattihiilen) määriksi.

4.3.3.2 Mikrobeille käyttökelpoinen fosfori (MAP)

Fosforin määrittäminen perustuu Lehtolan (1999) kehittämään menetelmään. Näytteet viljeltiin R2A-alustoille (Difco, Ranska) laimennossarjamenetelmää ja pintalevitystekniikkaa käyttäen. Ennen viljelyä näytteisiin lisättiin muita ravinteita kuin fosforia ja hiili asetaattiliuoksena, lisäksi kloorattuihin näytteisiin lisättiin 0,02 M natriumtiosulfaattia. Ravinteiden lisäyksen jälkeen näytteet kuumakäsiteltiin lämpöhauteessa +61-64 °C:ssa, jotta näytteessä valmiiksi olleet mikrobit tuhoutuivat.

Lämpökäsittelyn jälkeen näytteisiin lisättiin *Pseudomonas fluorescens* kantamikrobisuspensiota. Näytteitä inkuboitii 4-8 vuorokautta +15 ± 2 °C:ssa. Viljelyt suoritettiin 4, 5, 6, 7 ja 8 vuorokauden kuluttua mikrobien lisäyksestä. Maljoja inkuboitii 22 ± 2 °C:ssa kolmen vuorokauden ajan.

Inkuboinnin jälkeen maljoilta laskettiin testimikrobin pesäkkeiden määrä. Tulosten laskennassa käytettiin jokaisen näytteen suurinta pesäkkeiden lukumäärää. Tämä lukumäärä muutettiin

kertoimien avulla vastaavaksi fosforin määräksi näytteessä. Menetelmän määrittämysraja on 0,08 μL fosforia litrassa.

4.4 TILASTOLLISET MENETELMÄT

Tilastollisia menetelmiä varten tiedot käsiteltiin ensin Microsoft Excel 2010-ohjelmalla sopivaan muotoon, jonka jälkeen tilastollinen käsittely suoritettiin IBM SPSS Statistics 25-ohjelmalla. Muuttujien välinen korrelaatio laskettiin Spearmanin korrelaatiokertoimella, koska tuloksien jakauma oli ei-normaalinen. Spearmanin korrelaatiokerroin 1 kertoo täydellisestä positiivisesta korrelaatiosta, kun taas -1 vastaavasti negatiivisesta korrelaatiosta. Korrelaatiokerroin 0 kertoo ettei korrelaatiota ole. Jotta korrelaatio olisi tilastollisesti merkitsevä, p-arvon tulee olla yhtä suuri tai alle 0.01.

Eri ryhmien, kuten eri desinfiointimenetelmiä käyttävien tornien ja eri vesitornien tilastolliset erot laskettiin käyttäen Kruskal-Wallis testiä.

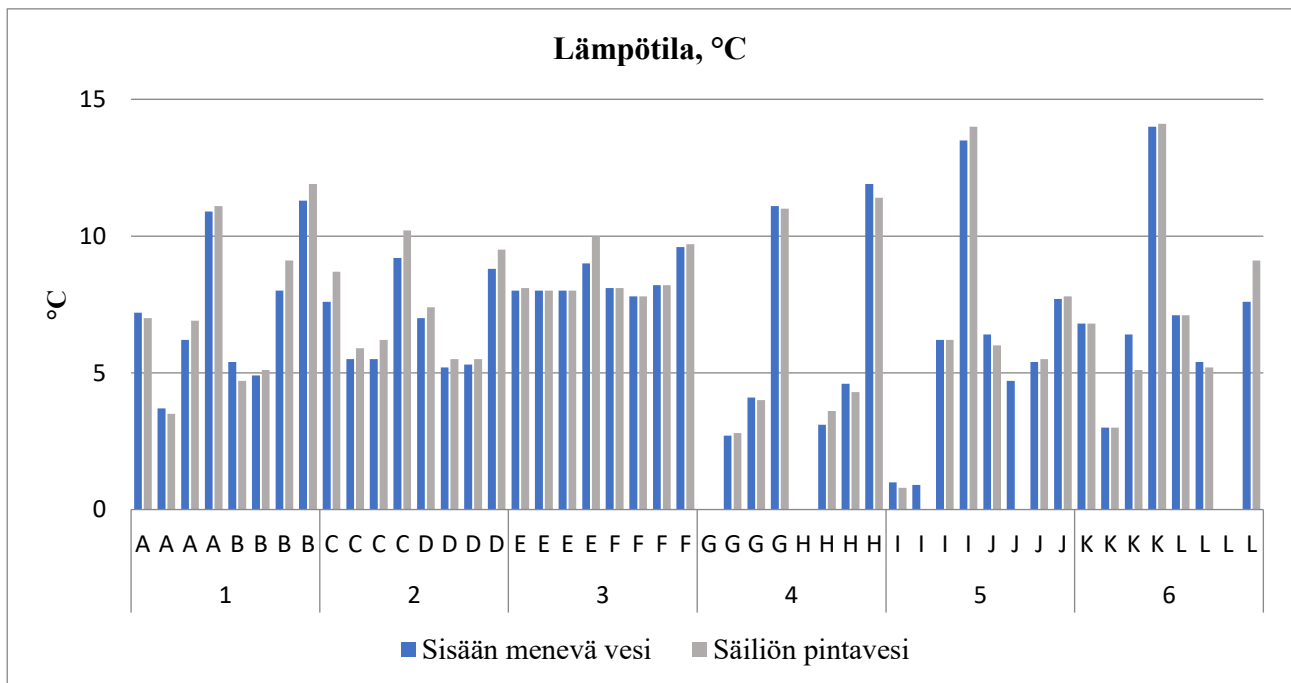
Analyysiä varten alle määrittämysrajan olevat tulokset korvattiin kyseisen parametrin määrittämysrajalla, joka jaettiin kahdella.

5. TULOKSET

5.1 FYSIKAALIS-KEMIAALLISET PARAMETRIT

5.1.1 Lämpötila

Vesitornien veden lämpötila vaihteli paljon näytteenotokertojen välillä (Kuva 1); talviaikaan lämpötilat olivat matalampia kuin kesäaikaan. Suurin vuodenaikainen vaihtelu oli tornissa I, syksy ja talviaikaan veden lämpötila oli lähellä nollaa °C kun kesällä se oli lähes 15 °C. Kesäkuukausien näytteiden lämpötilat erosivat tilastollisesti merkitsevästi kaikista muista vuodenajoista (p kaikissa 0,000, n=88). Paikkakunnilta 4, 5 ja 6 puuttuu muutama mittaustulos.



Kuva 1. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden lämpötilat (°C). Kuvassa jokaisen tornin kaksi ensimmäistä palkkia ovat syksyn näytteenotokerrat, seuraavat kaksi talven, seuraavat kevään ja viimeiset kesän.

Sisään menevän veden ja tornin pintakerroksen veden välillä oli osassa torneissa melko suuriakin eroja (Taulukko 6). Taulukosta voi nähdä, että kesällä otetuista näytteistä kymmenessä tornissa kaikista kahdestatoista luku on positiivinen eli tornin pintakerroksen vesi on lämpimämpää kuin sisään tuleva vesi. Suurimmillaan erotus oli +1,5 °C tornissa L. Talvella otetuissa näytteissä lämpötilaerot olivat selvästi maltillisempia kuin muina kuukausina. Suurin erotus talvella oli +0,5 °C tornissa H, ja muut erotukset olivat hyvin lähellä nollaa °C:tta. Torneissa C ja D pintakerroksen vesi

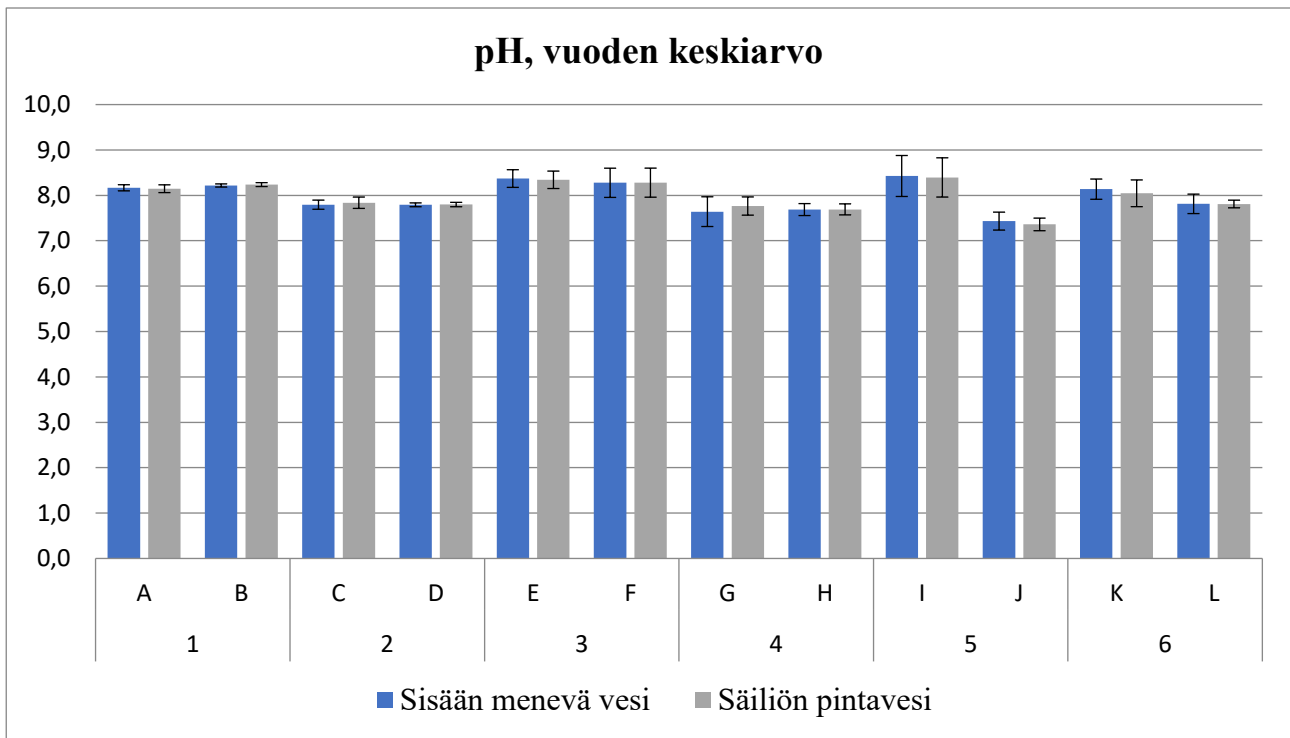
oli ympäri vuoden lämpimämpää kuin sisään menevä vesi. Torneissa F ja G lämpötila pysyi hyvin tasaisena läpi vuoden.

Taulukko 6. Säiliön pintakerroksen veden ja sisään menevän veden lämpötilojen erotus vuodenajoin. Punainen väri kertoo, että pintakerroksen vesi on lämpimämpää kuin sisään menevä vesi. Sininen väri tarkoittaa, että pintakerroksen vesi on kylmempää kuin sisään menevä vesi. (ET= ei tulosta).

Säiliön pintakerroksen veden ja sisään menevän veden lämpötilojen erotus °C				
Torni	Syksy	Talvi	Kevät	Kesä
A	-0,2	-0,2	0,7	0,2
B	-0,7	0,2	1,1	0,6
C	1,1	0,4	0,7	1,0
D	0,4	0,3	0,2	0,7
E	0,1	0	0	1,0
F	0	0	0	0,1
G	0	0,1	-0,1	-0,1
H	ET	0,5	-0,3	-0,3
I	-0,2	ET	0	0,5
J	-0,4	ET	0,1	0,1
K	0	0	-1,3	0,1
L	0	-0,2	ET	1,5

5.1.2 pH

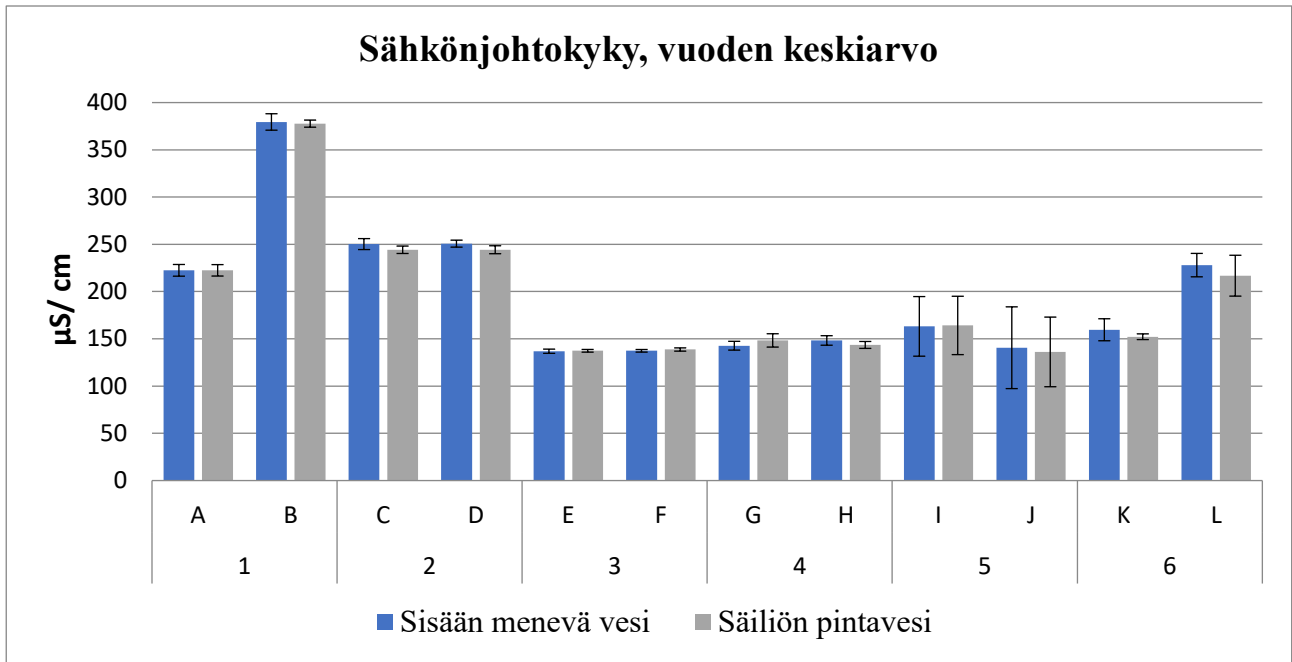
pH:n vaihtelu mittauskertojen ja tornien vuoden keskiarvojen välillä oli hyvin pientä (Kuva 2). Korkein pH:n keskiarvo 8,4 oli tornissa I ja matalin 7,4 tornissa J. Torni J erosi tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0.01$, $n=96$) torneista A, B, E, F ja I. Saman paikkakunnan torneilla pH oli lähes identtinen. Ainoastaan paikkakunnalla 5 tornien välillä oli selkeä ero, koska raakavedenlähde on eri.



Kuva 2. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden pH:n vuoden keskiarvot ja -hajonnat.

5.1.3 Sähkönjohtokyky

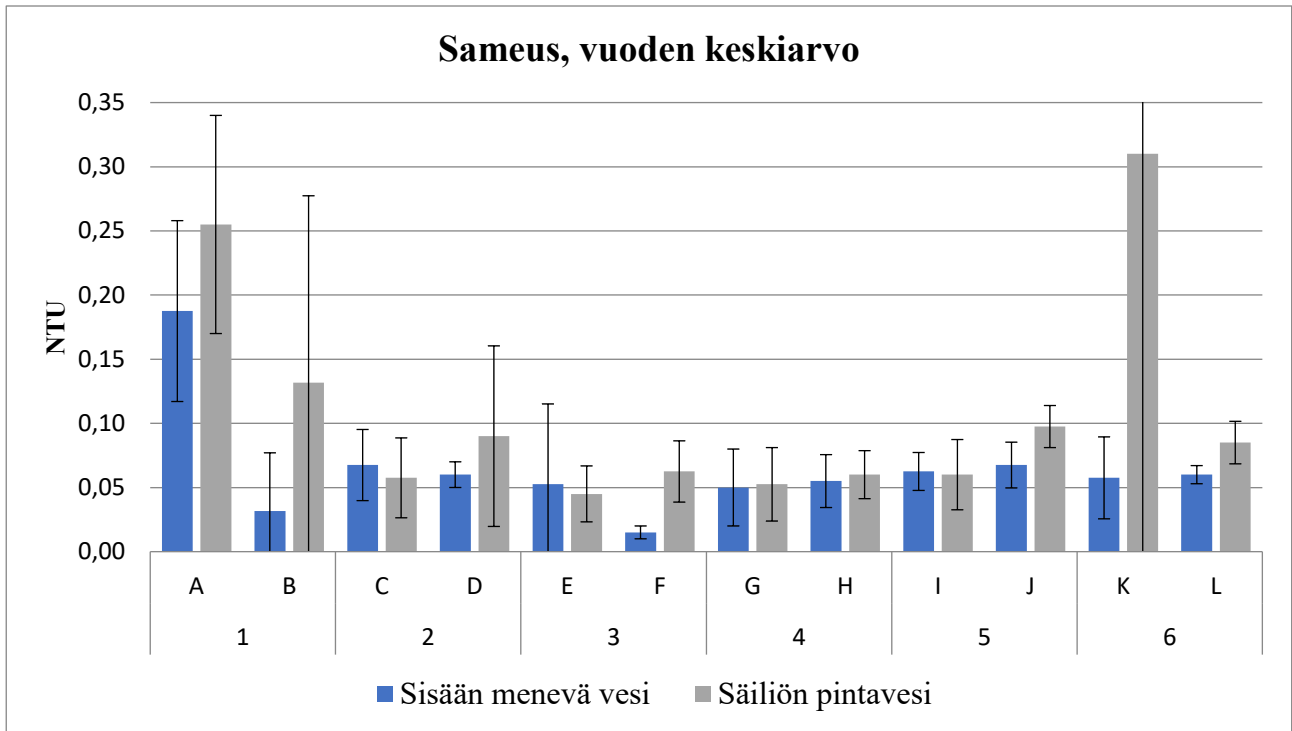
Sähkönjohtokyvyn hajonta oli hyvin pientä paria poikkeusta lukuun ottamatta (Kuva 3). Erot saman tornin pintakerroksen vedellä ja sisään menevällä vedellä olivat hyvin pieniä. Torneilla A ja B oli yllättävän suuri ero sähkönjohtokyvyissä ottaen huomioon, että tornien raakavesi tulee samalta vesilaitokselta. Myös paikkakunnan 6 torneilla oli selkeä ero tornien välillä. Pienin vuoden keskiarvo oli tornilla E arvoltaan 137 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ja suurin tornilla B arvoltaan 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Tornin E tulokset erosivatkin tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0.01$, $n=96$) torneista B, C ja D. Myös tornit J ja F erosivat tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0.01$, $n=96$) torneista C, D ja B. Sähkönjohtokyvyssä havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero desinfiointimenetelmien välillä; klooriamiinia käytettäessä sähkönjohtokyky oli pienempi kuin klooria ($p=0.000$, $n=96$) ja UV:ta ($p=0.000$, $n=96$) käytettäessä.



Kuva 3. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden sähkönjohtokyvyn ($\mu\text{S}/\text{cm}$) vuoden keskiarvot ja -hajonnat.

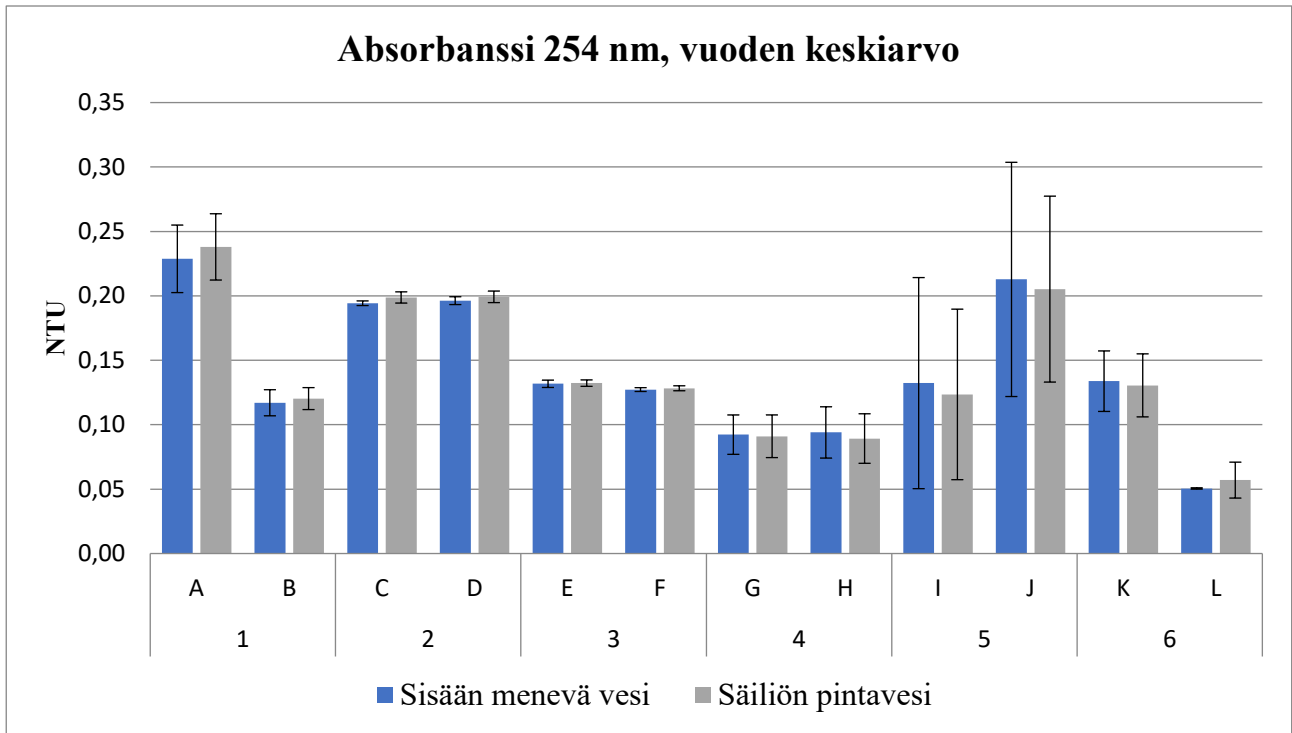
5.1.4 Sameus ja absorbanssi

Sameuden vuoden keskiarvo vaihteli torneissa välillä 0,02 NTU ja 0,31 NTU (Kuva 4). Yhdeksässä tornissa pintakerroksen veden sameus oli suurempaa kuin torniin tulevassa vedessä. Esimerkiksi tornissa K ero sisään menevän ja pintakerroksen veden välillä oli moninkertainen. Paikkakunnan 1, samoin kuin paikkakunnan 6 omien tornien keskinäinen ero oli myös melko suuri. Tornien A j B talousvesi tulee samalta vesilaitokselta, kuten myös torneilla K ja L. Silti ero tornien välillä on jopa nelinkertainen esimerkiksi paikkakunnan 1 sisään menevässä vedessä. Torni A erosi tilastollisesti merkitsevästi torneista F ($p=0.001$, $n=96$) ja E ($p=0.002$, $n=96$). Keskihajonnat olivat erittäin suuria torneissa B ja K.



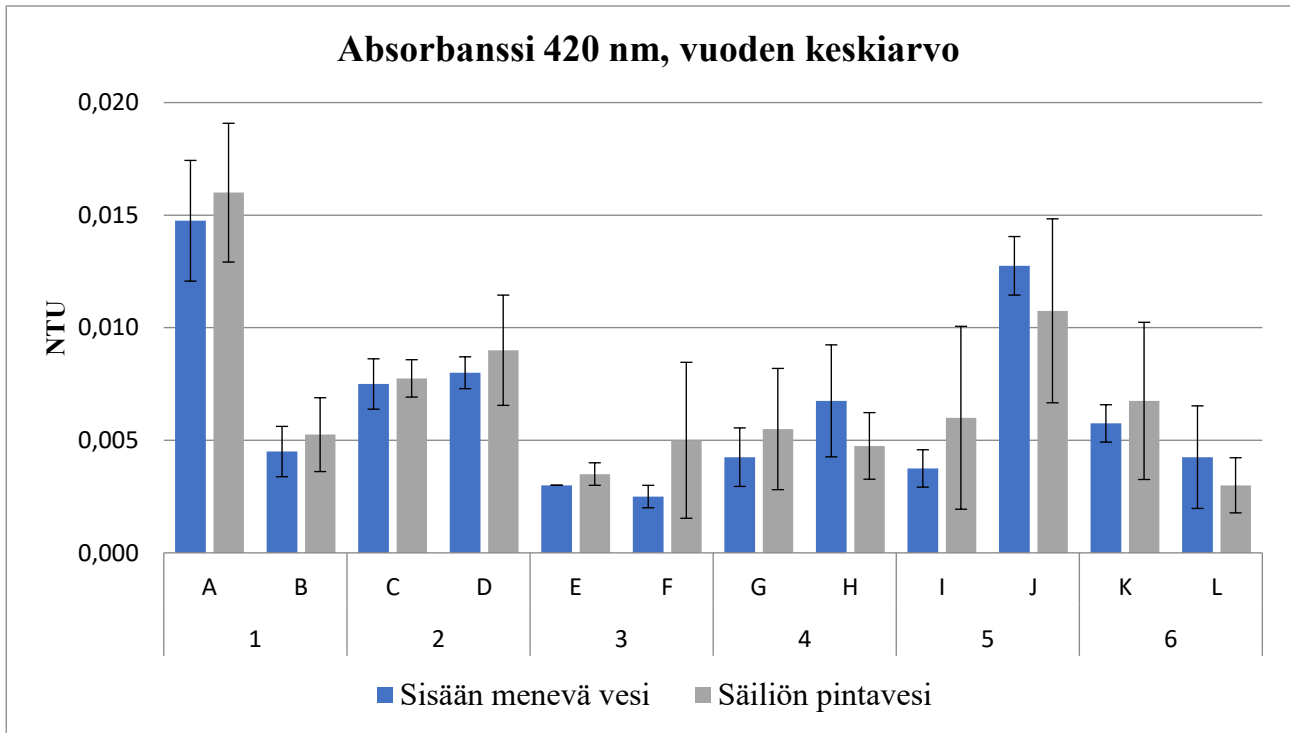
Kuva 4. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden sameuden (NTU) vuoden keskiarvot ja -hajonnat.

Sisään menevän veden ja tornin pintakerroksen veden absorbanssit aallonpituudella 254 nm olivat hyvin lähellä toisiaan jokaisessa tornissa (Kuva 5). Samoin kuin sameudessa, myös absorbanssissa näkyi paikkakuntien 1 ja 6 omien tornien välinen selkeä ero. Myös paikkakunnan 5 tornien välillä oli selkeää eroa, mutta niillä torneilla ei ole yhteistä raakaveden lähdettä. Sama ero oli näkyvissä myös aallonpituudella 420 nm (Kuva 6) Keskiahajonta oli pääosin hyvin pientä, mutta tornissa I ja J se oli selkeästi suurempaa kuin muissa torneissa. Pienimmät pitoisuudet olivat tornissa L ja ne myös erosivat tilastollisesti merkitsevästi tornien A ($p=0.000$, $n=96$), C ($p=0.000$, $n=96$), D ($p=0.000$, $n=96$) ja J ($p=0.000$, $n=96$) pitoisuuksista. Myös tornit G ja H erosivat tilastollisesti merkitsevästi ($p<0.01$, $n=96$) torneista A, C ja D.



Kuva 5. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden absorbanssin (NTU) vuoden keskiarvot ja -hajonnat aallonpituudella 254 nm.

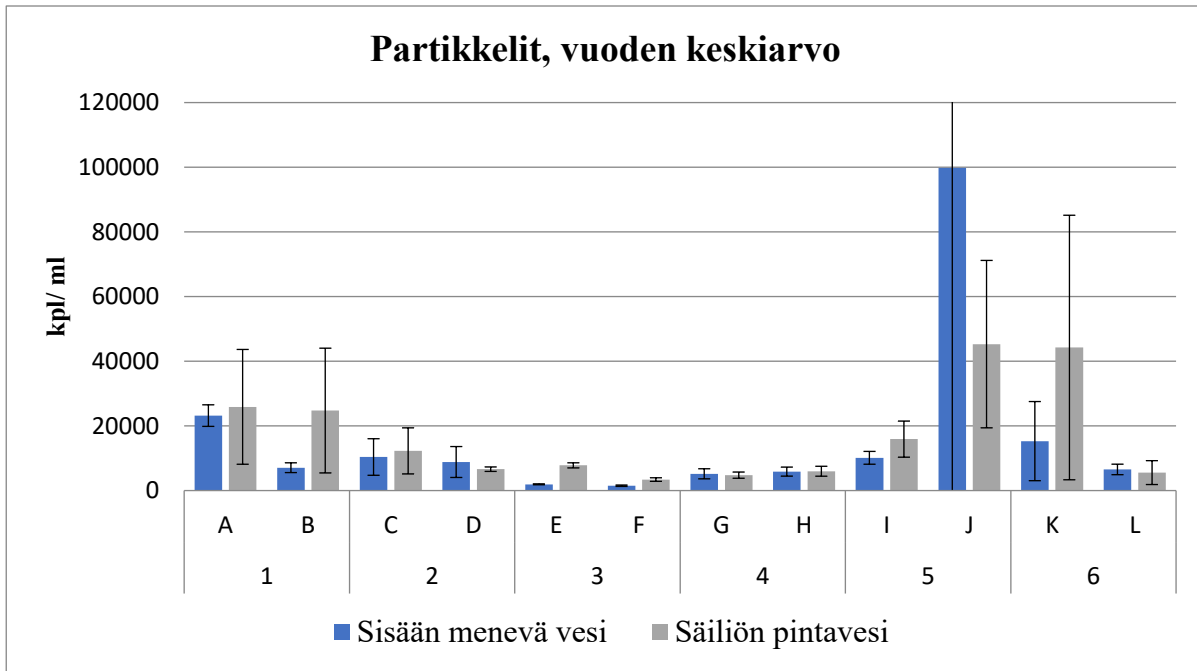
Aallonpituudella 420 nm absorbanssi ja sen hajonta oli suurempaa pintakerroksen kuin sisään menevässä vedessä (Kuva 6). Ainoastaan torneissa H, J ja L vuoden keskiarvo sisään menevässä vedessä oli suurempi kuin pintakerroksen vedessä. Pienimmät pitoisuudet olivat paikkakunnan 3 torneissa, jotka myös erosivat tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0.01$, $n = 96$) torneista A ja J. Myös torni L erosi tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0.01$, $n = 96$) torneista A ja J. Absorbanssi oli molemmilla aallonpituuksilla suurempi UV desinfiointia käyttävillä torneilla kuin klooriamiinia käyttävillä, ero oli tilastollisesti merkittävä ($p = 0.000$, $n = 96$).



Kuva 6. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden absorbanssin (NTU) vuoden keskiarvot ja -hajonnat aallonpituudella 420 nm.

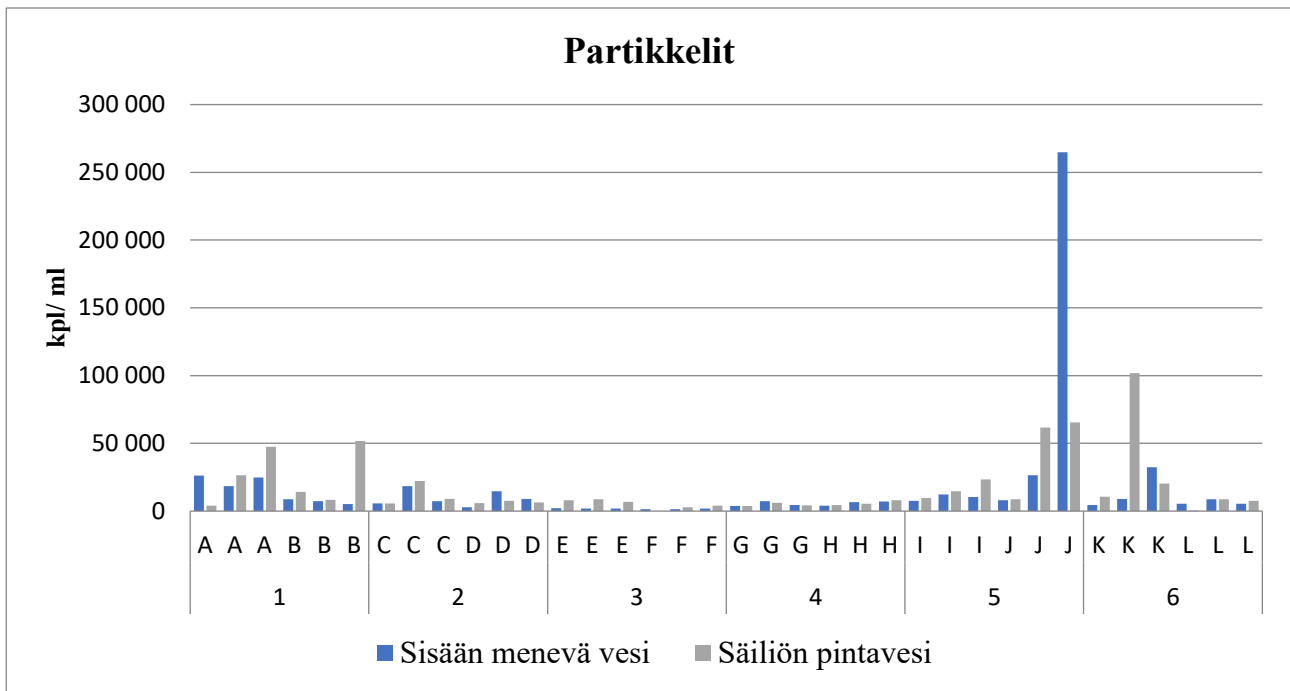
5.1.7 Partikkelien määrä

Partikkelien määrä oli selkeästi suurin tornissa J, jossa vuoden keskiarvo sisään menevällä vedellä oli noin 100 000 kpl/ml ja pintakerroksen veden keskiarvo vajaa 50 000 kpl/ml (Kuva 7). Tornissa J myös hajonta oli suurinta. Toinen kuvasta selkeästi erottuva määrä on tornin K pintakerroksen vesi, jossa partikkelien määrä oli yli 40 000 kpl/ml ja hajonta oli suurta. Lähes kaikissa muissa torneissa määrät olivat alle 25 000 kpl/ml kappaletta. Suurimmat erot sisään menevän veden ja pintakerroksen veden välillä olivat torneissa J, K, B ja E. Ainoastaan tornin F ja J välillä oli tilastollisesti merkitsevä ero ($p=0.002$, $n=75$). Partikkelien määrissä oli tilastollisesti merkittäviä eroja verrattaessa desinfiointimenetelmiä. Partikkelien määrä oli pienempi klooriamiinia käytävillä torneilla kuin UV:lla ($p=0.000$, $n=75$) ja kloorilla ($p=0.002$, $n=75$). Kaikkien veden sameutta eri tavoin mittaavien parametrien (sameus, partikkelit, absorbanssi 254nm ja absorbanssi 420nm) välillä oli positiivista korrelaatiota.



Kuva 7. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden partikkelien määrän (kpl/ ml) vuoden keskiarvot ja -hajonnat.

Kuvasta 8 näkee hyvin syyn tornin J suureen partikkelien määrän keskihajontaan kuvassa 7. Kahdella ensimmäisellä näytteenottokerralla pitoisuudet olivat melko matalalla, mutta viimeisellä kerralla eli kesällä otetussa näytteesä sisään menevän veden partikkelimäärä nousee yli 250 000 kpl/ml. Ainoastaan kolmessa tornissa (B, J ja K), viidellä eri näytteenottokerralla partikkelien määrät nousivat yli 50 000 kpl/ml.



Kuva 8. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden partikkelien määrä (kpl/ ml) näytteenottokerroittain. Kuvassa jokaisen tornin kaksi ensimmäistä palkkia ovat syksyn näytteenottokerrat, seuraavat kaksi talven, seuraavat kevään ja viimeiset kesän.

5.1.5 Kloori

Paikkakunnilla 3 ja 4 desinfiointikemikaalina käytettiin klooriamiinia. Tämän vuoksi paikkakunnalla 3 ei ole vapaata klooria, tai sen määrä on erittäin pieni verrattuna kokonaiskloorin määrään (taulukko 7). Paikkakunnalla 4 vapaata klooria ei edes mitattu. Tornien A, B ja J verkostovedessä ei käytetä klooriyhdisteitä desinfioinnissa. Kokonaisklooripitoisuuksien ja heterotrofisten mikrobien välillä oli negatiivinen korrelaatio (-0,381, $p=0.009$, $n=46$).

Klooripitoisuuksissa oli mittausteknisiä ongelmia muutamien tulosten kohdalla. Joissakin mittauksissa kokonaiskloorin pitoisuus oli pienempi kuin vapaan kloorin pitoisuus.

Taulukko 7. Vesitornien klooripitoisuudet (mg/ L) jokaiselta näytteenotokerralta ja -pisteeltä. Paikkakunnalta 4 ei mitattu vapaata klooria, koska desinfiointikemikaalina oli klooriamiini. ET= ei tulosta.

Paikkakunnan koodi	Näytteenotokierros	Tornin koodi	Sisään menevä vesi		Säiliön pintakerroksen vesi	
			Vapaa kloori, mg/L	Kokonais kloori, mg/L	Vapaa kloori, mg/L	Kokonais kloori, mg/L
1	1-4	A ja B	Klooria ei käytetä desinfioinnissa			
2	1	C	0,23	0,28	0,29	0,19
	2	C	0,15	0,37	0,16	0,13
	3	C	0,10	0,16	0,23	0,22
	4	C	0,11	0,25	0,19	0,26
2	1	D	0,36	0,28	0,18	0,34
	2	D	0,18	<0,01	0,21	0,27
	3	D	0,12	0,20	0,13	0,19
	4	D	0,29	0,21	0,13	0,13
3	1	E	0,00	0,21	0,00	0,08
	2	E	0,01	0,18	0,00	0,15
	3	E	0,01	0,18	0,00	0,16
	4	E	0,00	0,22	0,00	0,16
3	1	F	0,04	0,25	0,02	0,21
	2	F	0,05	0,25	0,04	0,21
	3	F	0,06	0,25	0,02	0,22
	4	F	0,06	0,31	0,02	0,24
4	1	G	ET	ET	ET	ET
	2	G	ET	ET	ET	ET
	3	G	ET	0,28	ET	0,27
	4	G	ET	ET	ET	ET
4	1	H	ET	ET	ET	ET
	2	H	ET	ET	ET	ET
	3	H	ET	0,17	ET	0,17
	4	H	ET	ET	ET	ET
5	1	I	ET	ET	ET	ET
	2	I	ET	ET	ET	ET

	3	I	ET	ET	ET	ET
	4	I	ET	ET	ET	ET
5	1-4	J	Klooria ei käytetä desinfiointissa			
6	1	K	0,06	ET	0,09	ET
	2	K	ET	ET	ET	ET
	3	K	0,03	0,09	0,04	0,09
	4	K	0,05	0,10	0,04	0,05
6	1	L	0,02	ET	0,02	ET
	2	L	ET	ET	ET	ET
	3	L	ET	ET	ET	ET
	4	L	0,04	0,06	0,01	0,05

Klooripitoisuuksia tarkastellessa havaittiin kokonaisklooripitoisuuden väheneminen useassa vesitornissa (Taulukko 8). Ainoastaan paikkakunnan C kevään ja kesän mittauksissa sekä paikkakunnan D syksyn ja talven mittauksissa pintaveden klooripitoisuus oli suurempi kuin sisään menevän veden.

Taulukko 8. Kokonaisklooripitoisuudet esitettynä pintaveden ja sisään menevän veden erotuksena. Negatiivinen luku eli sininen väri kertoo pintaveden pienemmästä kokonaisklooripitoisuudesta verrattaessa sisään menevään veteen.

Säiliön pintakerroksen veden ja sisään menevän veden kokonais- kloorin erotus				
Torni	Syksy	Talvi	Kevät	Kesä
A	Klooria ei käytetä desinfiointissa			
B	Klooria ei käytetä desinfiointissa			
C	-0,09	-0,24	0,06	0,01
D	0,06	0,26	-0,01	-0,08
E	-0,13	-0,03	-0,02	-0,06
F	-0,04	-0,04	-0,03	-0,07
G	ET	ET	-0,01	ET
H	ET	ET	0	ET
I	ET			
J	Klooria ei käytetä desinfiointissa			
K	ET	ET	0	-0,05
L	ET	ET	ET	-0,01

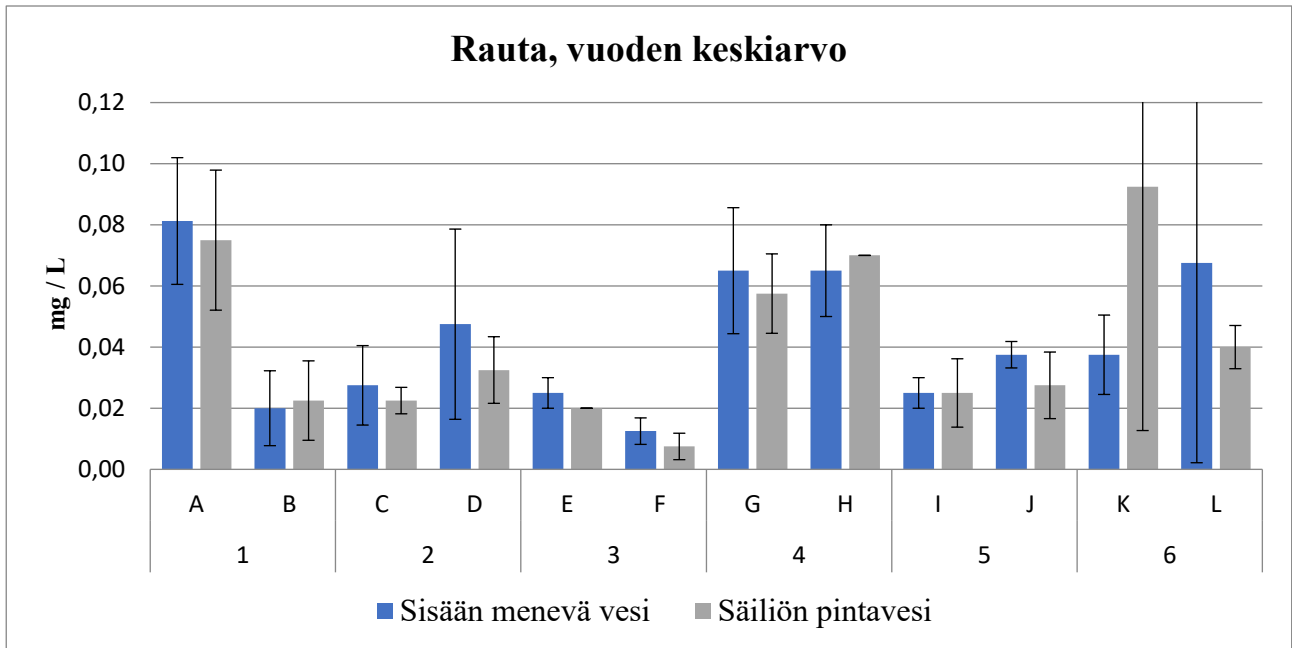
Vapaan kloorin osalta pintaveden kloorin väheneminen ei ollut niin selkeää kuin kokonaiskloorin kohdalla (Taulukko 9). Paikkakunnan C jokaisella näytteenotokerralla pintaveden vapaan kloorin pitoisuus oli suurempi kuin sisään menevän veden. Paikkakunnalla E ja F pintaveden klooripitoisuus taas oli jokaisella näytteenotokerralla pienempi tai yhtä suuri kuin sisään menevässä vedessä.

Taulukko 9. Vapaan kloorin pitoisuudet esitettynä pintaveden ja sisään menevän veden erotuksena. Negatiivinen luku eli sininen väri kertoo pintaveden pienemmästä vapaan kloorin pitoisuudesta verrattaessa sisään menevään veteen.

Säiliön pintakerroksen veden ja sisään menevän veden vapaan kloorin erotus				
Torni	Syksy	Talvi	Kevät	Kesä
A	Klooria ei käytetä desinfiointissa			
B	Klooria ei käytetä desinfiointissa			
C	0,06	0,01	0,13	0,08
D	-0,18	0,03	0,01	-0,16
E	0	-0,01	-0,01	0
F	-0,02	-0,01	-0,04	-0,04
G	Ei vapaata klooria			
H	Ei vapaata klooria			
I	ET			
J	Klooria ei käytetä desinfiointissa			
K	0,03	ET	0,01	-0,01
L	0	ET	ET	-0,03

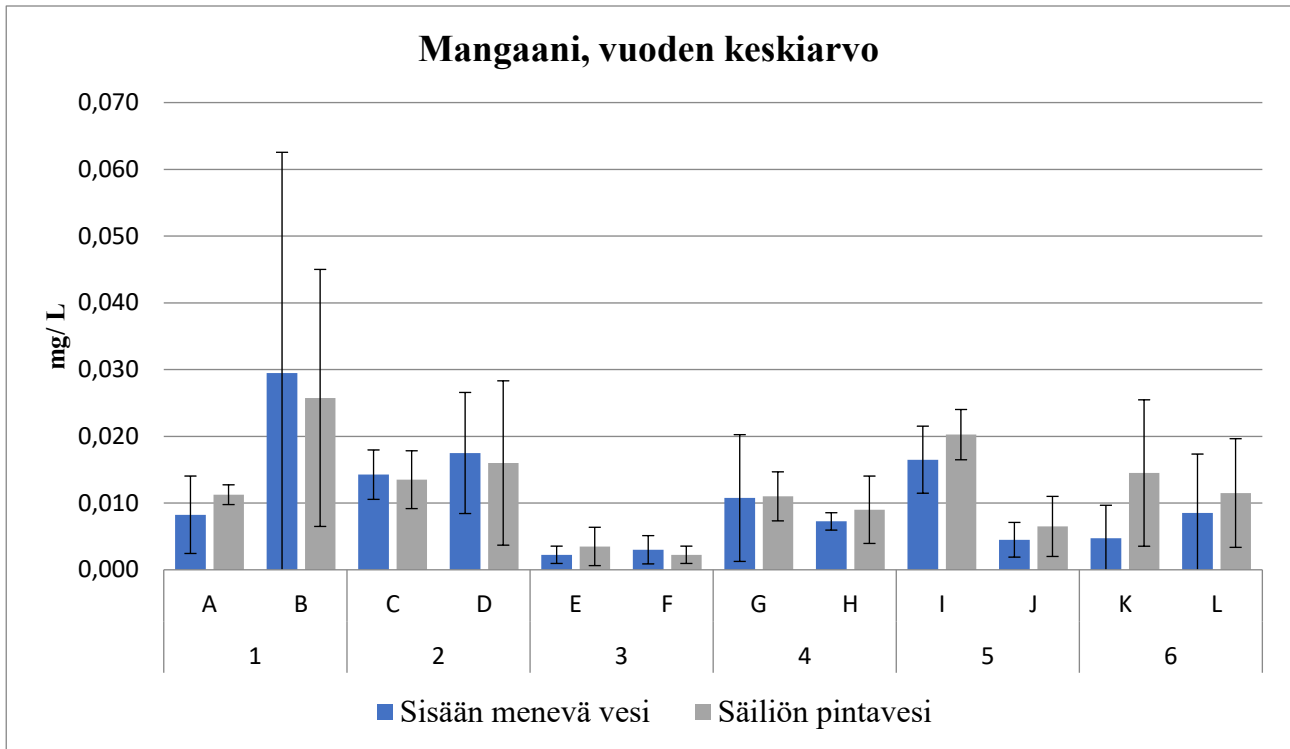
5.1.6 Metallit

Raudan pitoisuudet vaihtelivat paljon tornien välillä sekä pintakerroksen ja sisään menevän veden välillä (Kuva 9). Pienimmät pitoisuudet olivat tornin F sisään menevässä vedessä ja pintakerroksen vedessä, vuoden keskiarvo oli 0,01 mg/L. Tornin F pitoisuudet eroavatkin tilastollisesti merkitsevästi torneista A ($p=0.000$, $n=96$), G ($p=0.000$, $n=96$), H ($p=0.000$, $n=96$) ja K ($p=0.009$, $n=96$). Myös torni A erosi tilastollisesti merkitsevästi torneista B ($p=0.003$, $n=96$) ja E ($p=0.004$, $n=96$). Suurin pitoisuus 0,09 mg/L oli tornin K pintakerroksen vedessä. Tornissa K ja L hajonta oli erittäin suurta. Saman paikkakunnan eri tornien välillä oli suurta vaihtelua paikkakunnalla 1 ja 6. Raudan ja sameuden ($0,377$, $p=0.000$, $n=96$) sekä raudan ja absorbanssin aallonpituudella 420nm ($0,431$, $p=0.000$, $n=96$) välillä oli positiivinen korrelaatio.



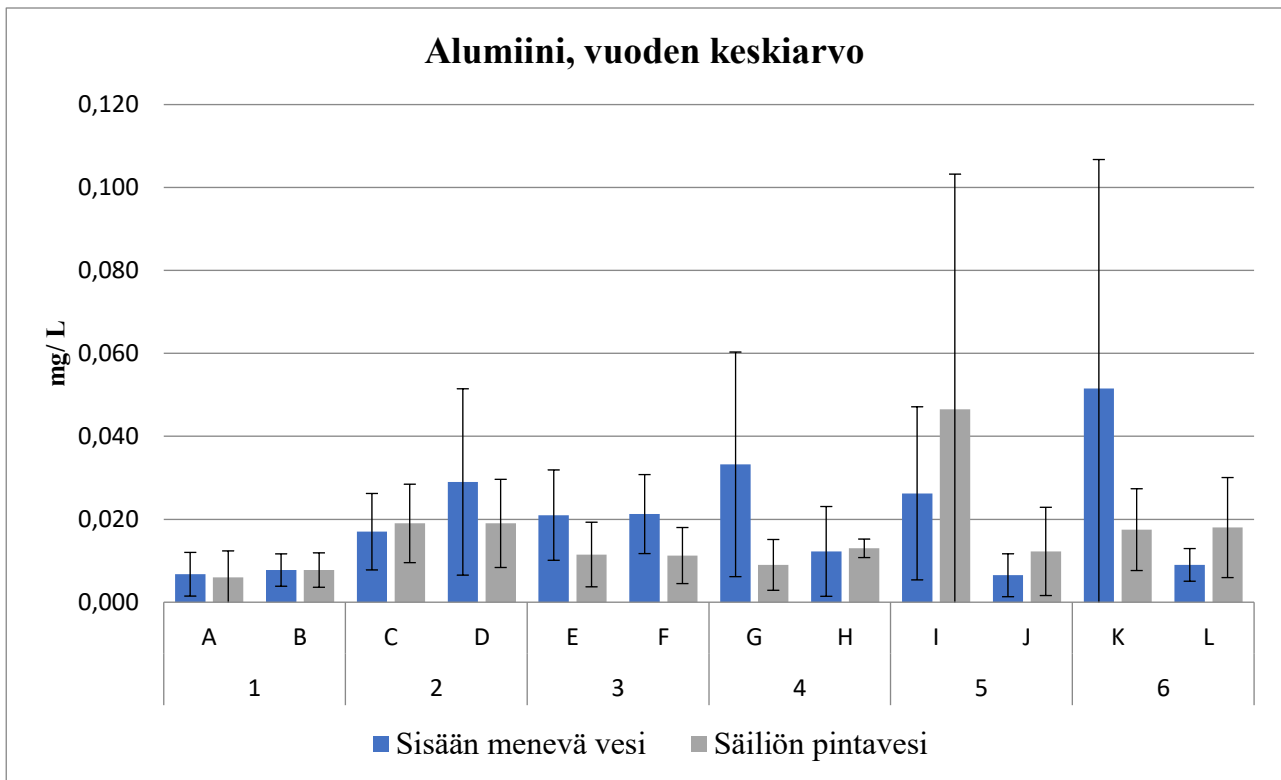
Kuva 9. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden rautapitoisuuksien (mg/L) vuoden keskiarvot ja -hajonnat.

Mangaanin pitoisuudet vedessä olivat kaiken kaikkiaan hyvin pieniä (Kuva 10). Suurimmillaan pitoisuus oli 0,03 mg/L tornin B sisään menevässä vedessä ja pienimmillään paikkakunnan tornin E sisään menevässä vedessä ja tornin F pintakerroksen vedessä, joissa vuoden keskiarvo oli 0,002 mg/L. Paikkakunnan 3 kaikissa näytteissä pitoisuudet olivat maksimissaan 0,004 mg/L. Paikkakunnan 3 tornien tulokset erosivatkin tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0.01$, $n=96$) tornin I pitoisuuksista. Pääasiassa pintaveden pitoisuudet olivat suurempia kuin saman tornin sisään menevän veden pitoisuus.



Kuva 10. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden mangaanipitoisuuden (mg/L) vuoden keskiarvot ja -hajonnat.

Alumiinituloksista erottui selkeästi tornin I pintakerroksen veden pitoisuus 0,047 mg/L ja tornin K sisään menevä vesi, pitoisuus 0,052 mg/L (Kuva 11). Näissä torneissa myös hajonta on suurinta. Suurimmassa osassa torneista keskiarvopitoisuudet olivat alle 0,020 mg/L. Pienin pitoisuus oli tornin A pintakerroksen vedessä, jossa vuoden keskiarvo oli 0,006 mg/L. Suurimmat erot sisään menevän veden ja pintakerroksen veden välillä olivat torneissa K, G ja I.



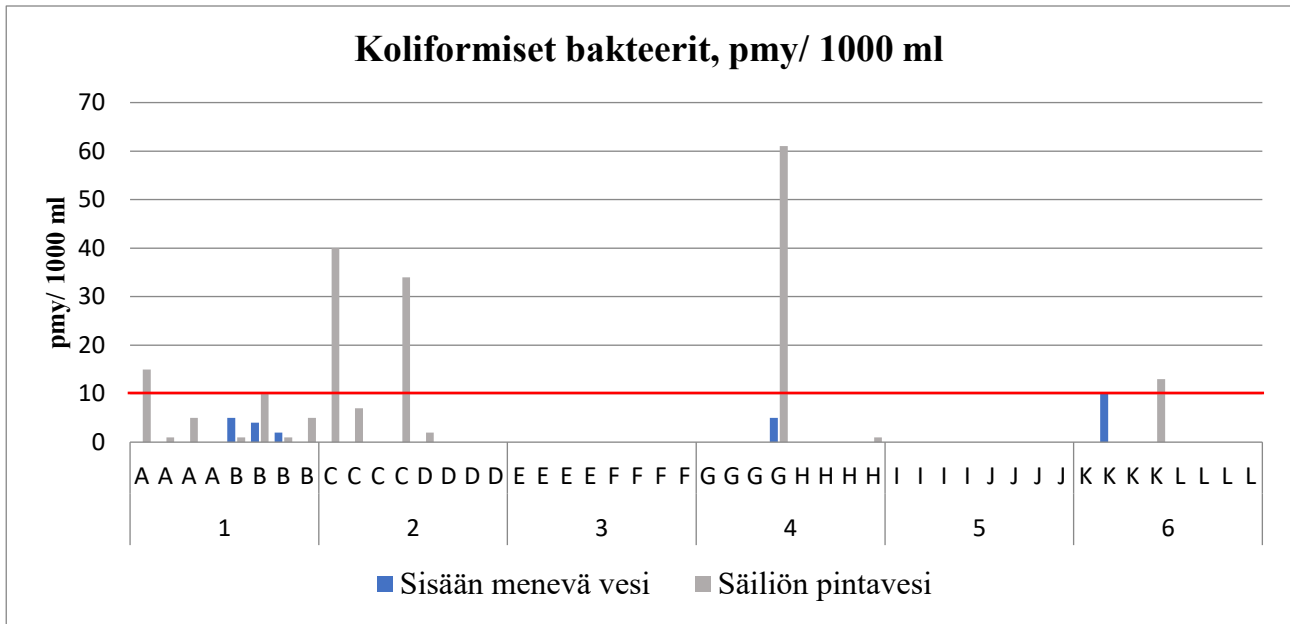
Kuva 11. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden alumiinipitoisuuksien (mg/ L) vuoden keskiarvot ja -hajonnat.

5.2 MIKROBIOLOGISET PARAMETRIT

5.2.1 *Escherichia coli* ja koliformiset bakteerit

E. coli -bakteerin lukumäärä oli kaikissa näytteissä alle 1 pmy/ 2 200 ml.

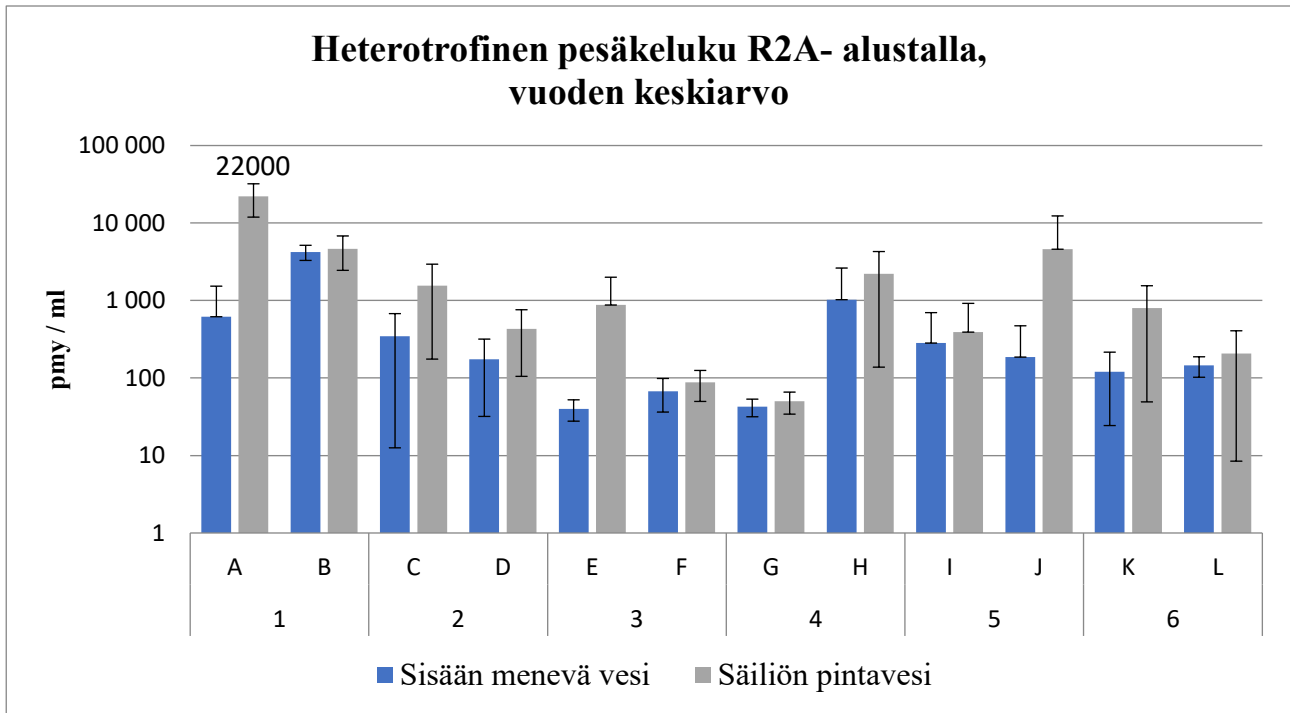
Koliformisten bakteerien määrä oli pääosin alle 10 pmy/1 000 ml (Kuva 12). Pintakerroksen veden 48 näytteestä koliformisia bakteereita löytyi yhteensä 14 näytteestä (29 %) ja sisään menevän veden näytteissä vastaavasti neljästä näytteestä (8 %). Torneissa E, F, I, J ja L ei todettu yhtään koliformisia bakteereita ja ne eroavat tilastollisesti merkitsevästi (p kaikissa 0,004, $n=$) tornista B. Jos käytössä olisi ollut ainoastaan tavanomainen talousveden laadunvalvonnassa käytettävä 100 ml:n näytetilavuus ja Les Endo -alusta, koliformisia bakteereita ei olisi todettu sisään menevän veden näytteissä. Koliformisten bakteerien ja heterotrofisen pesäkeluvun välillä oli positiivinen korrelaatio (0,406, $p=0.000$, $n=96$).



Kuva 12. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden koliformisten bakteerien pesäkkeiden määrä 1000 ml:ssa. Punainen viiva kuvaa tasoa, jonka alle olevia pitoisuuksia ei havaittaisi tutkittaessa lainsäädännön valvontatutkimuksissa vaatimaa 100 ml:n näytetilavuutta. Kuvassa jokaisen tornin kaksi ensimmäistä palkkia ovat syksyn näytteenotokerrat, seuraavat kaksi talven, seuraavat kevään ja viimeiset kesän.

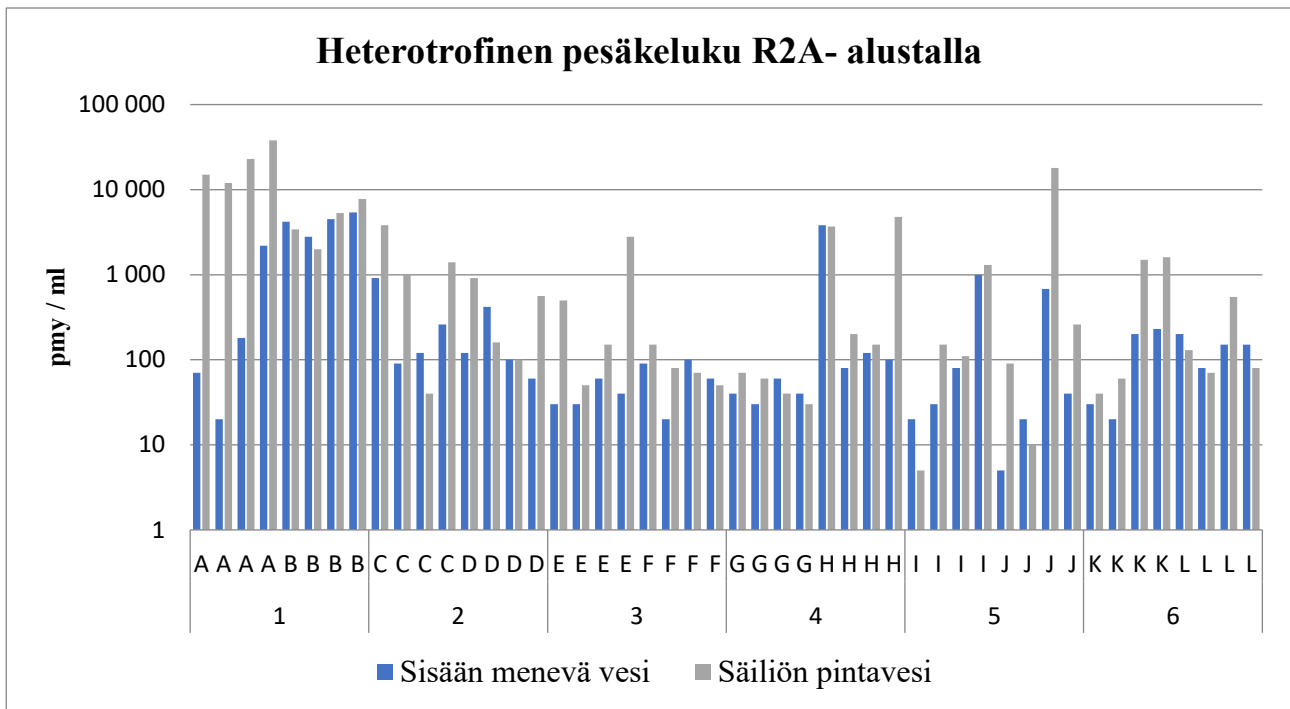
5.2.2 Heterotrofinen pesäkeluku

Heterotrofinen pesäkeluku vaihteli suuresti tornien välillä (Kuva 13). Suurin vuoden keskiarvo oli tornin A pintakerroksen vedellä, 22 000 pmy/ml ja pienin arvo tornin E sisään menevällä vedellä, 40 pmy/ml. Pintakerroksen veden pesäkelukujen keskiarvot olivat joka kerralla suurempia kuin sisään menevän veden arvot. Tornin B pitoisuudet erosivat tilastollisesti merkitsevästi tornin G pitoisuuksista ($p=0.000$, $n=96$). Heterotrofisten mikrobien ja lämpötilan välinen korrelaatio oli heikosti positiivinen ($0,281$, $p=0.008$, $n=88$). Heterotrofisissa pesäkeluvuissa oli tilastollisesti merkitsevä ero ($p=0.003$, $n=96$) UV-desinfiointia ja klooriamiinia käyttävien vesilaitosten vesitornien välillä



Kuva 13. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden heterotrofisten bakteerien pesäkeluvun vuoden keskiarvo (pmy/ml) R2A-alustalla ja keskihajonta.

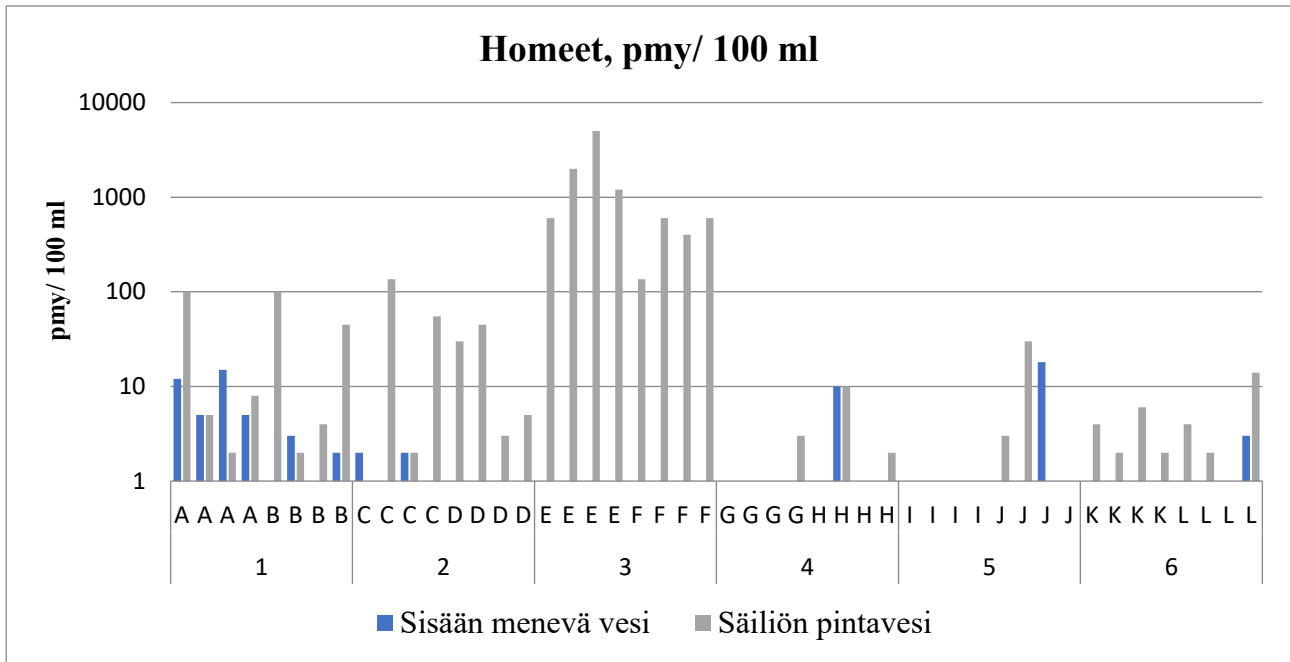
Vaihtelu heterotrofisessa pesäkeluvussa oli suurta myös mittauskertojen välillä (Kuva 14). Suurin arvo oli tornin A pintakerroksen veden kesän näytteenottokerran arvo 38 000 pmy/ml. Sisään menevän veden pitoisuus oli suurimmillaan 5 400 pmy/ml, kun pintakerroksen veden pitoisuudet ylittivät arvon 10 000 pmy/ml yhteensä viisi kertaa. Pienimmät, 5 pmy/ml, arvot olivat tornin J sisään menevän veden syksyn näytteessä ja tornin I pintakerroksen veden syksyn näytteessä. Heterotrofinen pesäkeluku oli 32 näytteenottokerralla (67 %) kaikista 48:sta pintakerroksen vedessä suurempi tai yhtä suuri kuin sisään menevän veden. Ero oli myös tilastollisesti merkitsevä ($p=0.006$, $n=96$). Usein pintakerroksen veden pitoisuus oli reilusti suurempi kuin sisään menevän, jopa moninkertainen.



Kuva 14. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden heterotrofinen pesäkeluku (pmy/ml) R2A-alustalla. Kuvassa jokaisen tornin kaksi ensimmäistä palkkia ovat syksyn näytteenotokerrat, seuraavat kaksi talven, seuraavat kevään ja viimeiset kesän.

5.2.3 Homeet ja hiivat

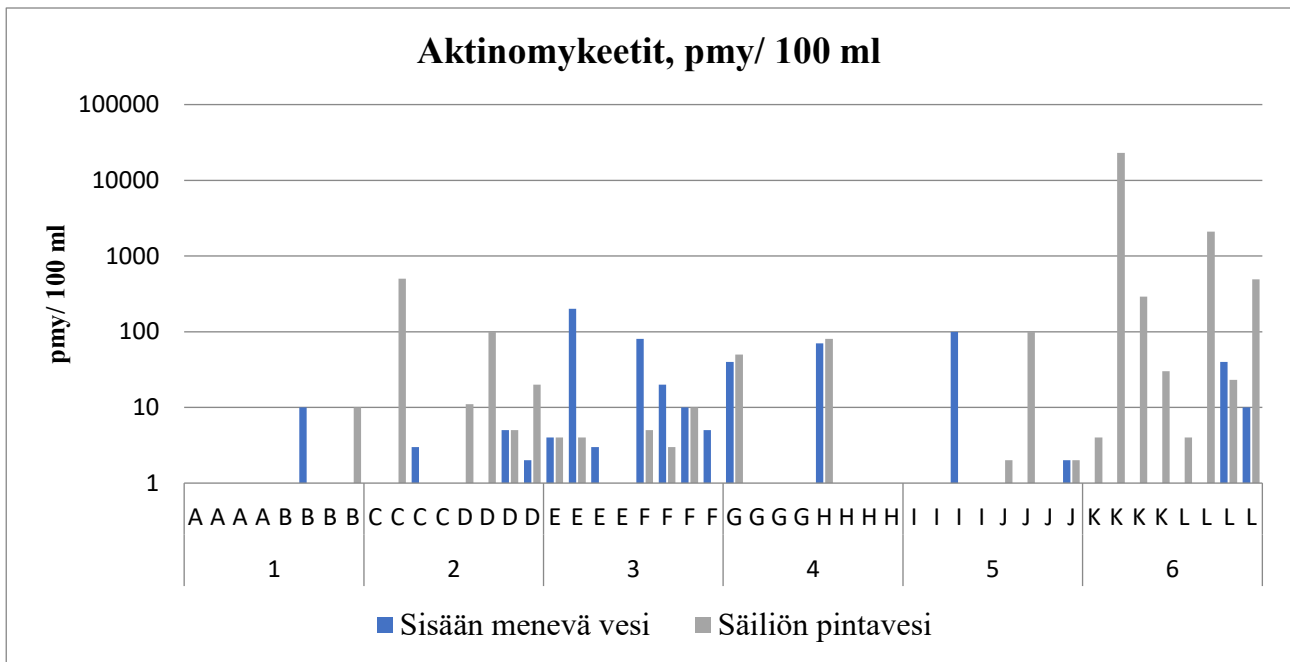
Näytteissä ei todettu yhtään hiivoja. Homeita todettiin sisään menevän veden näytteistä 11:sta (23 %) kaikista 48:sta (Kuva 15). Pintakerroksen veden näytteissä homeita oli selvästi enemmän, kaikkiaan 35 näytteessä (73 %) kaikista 48 näytteestä. Ero oli tilastollisesti merkitsevä ($p=0.000$, $n=96$). Suurimmat pitoisuudet olivat paikkakunnan 3 pintakerroksen veden näytteissä, joissa kaikissa pitoisuudet olivat yli 100 pmy/100ml, suurimmillaan jopa 5000 pmy/ 100 ml. Paikkakuntien 3 ja 6 sisään menevän veden näytteissä ei löytynyt homeita. Torni I erosi tilastollisesti merkitsevästi tornista A ($p=0.008$, $n=96$).



Kuvaaja 15. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden homeiden määrä (pmy/ 100 ml).

5.2.4 Aktinomykeetit

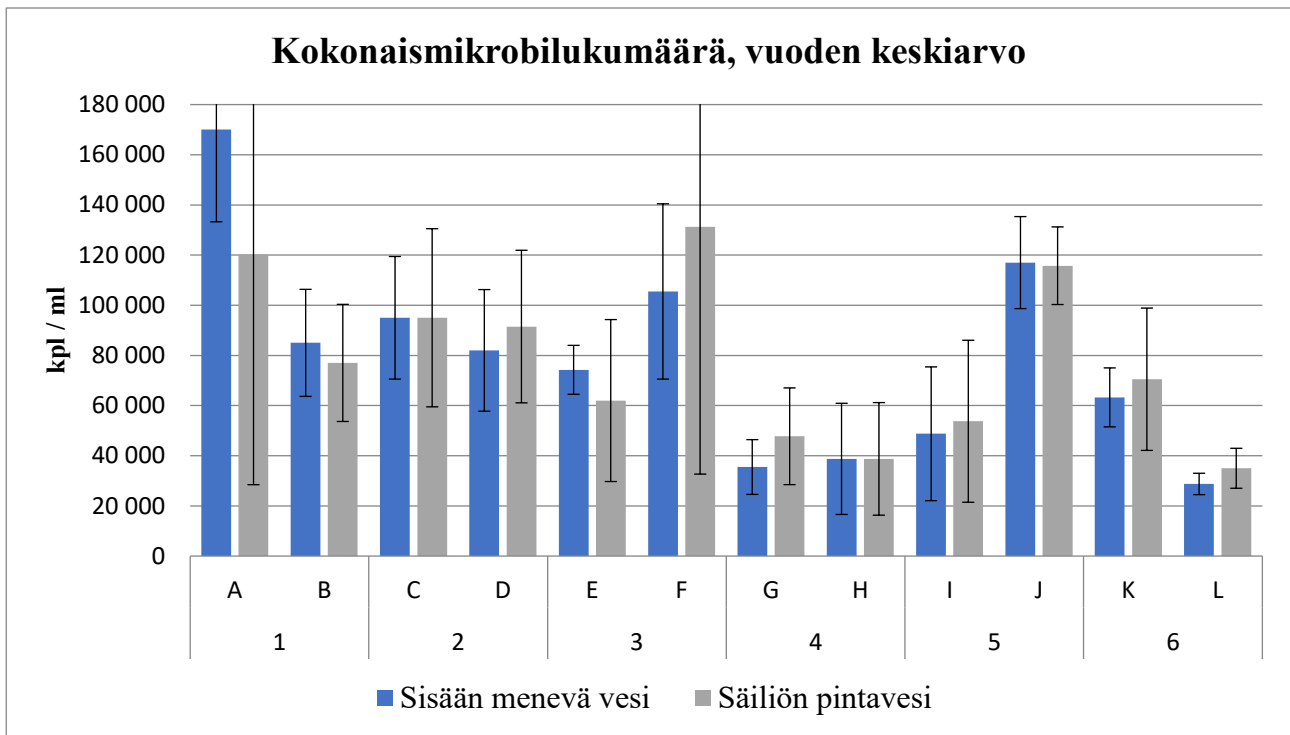
Aktinomykeettejä todettiin 24:ssä (50 %) kaikkiaan 48 pintakerroksen veden näytteestä (Kuva 16). Sisään menevän veden 17 näytteessä (35 %) todettiin aktinomykeettejä. Korkein pitoisuus oli tornin K pintakerroksen veden toisessa näytteessä eli talvella otetussa näytteessä, 23 000 pmy/ 100 ml. Paikkakunnan 6 molempien tornien jokaisessa pintakerroksen veden näytteessä todettiin aktinomykeettejä. Paikkakunnalla 6 sisään menevästä vedestä löytyi aktinomykeettejä ainoastaan tornin L kahdella viimeisellä näytteenotolla. Myös tornin D kaikissa pintakerroksen veden näytteissä todettiin aktinomykeettejä, mutta sisään menevässä vedessä vain kahdessa viimeisessä eli keväällä ja kesällä otetuissa näytteissä. Tornissa F kaikista sisään menevän veden näytteistä ja kolmesta pintakerroksen veden näytteistä löytyi aktinomykeettejä. Näissä sisään menevän veden pitoisuudet olivat suuremmat kuin pintakerroksen veden. Tornissa A aktinomykeettejä ei todettu ollenkaan ja tornissa B niitä löytyi vain kahdesta näytteestä.



Kuva 16. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden aktinomykeettien määrä (pmy/100 ml).

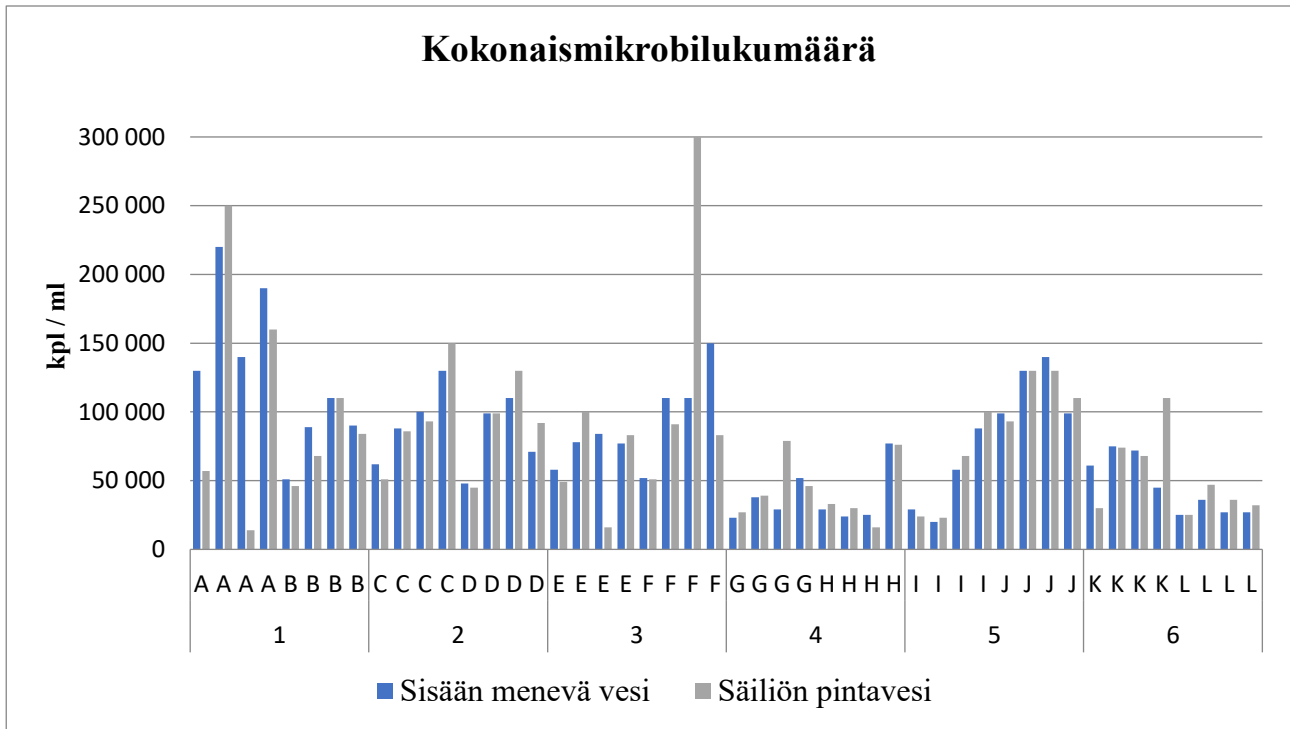
5.2.5 Kokonaismikrobilukumäärä

Kokonaismikrobilukumäärä vaihteli suuresti paikkakunnittain, mutta eroja oli myös saman paikkakunnan tornien välillä (Kuva 17). Suurin vuoden keskiarvo kokonaismikrobilukumäärässä oli tornin A sisään menevällä vedellä, jossa määrä oli noin 170 000 kpl/ml. Torni A eroaa tilastollisesti merkitsevästi torneista G ($p=0.007$, $n=96$), H ($p=0.003$, $n=96$) ja L ($p=0.001$, $n=96$). Myös torni J erosi tilastollisesti merkitsevästi ($p<0.01$, $n=96$) torneista G, H ja L. Pienin arvo oli tornin L sisään menevällä vedellä, jonka määrä oli alle 30 000 kpl/ml. Hajonta oli erittäin suurta tornin A ja F pintakerroksen vedellä. Kokonaismikrobilukumäärän ja lämpötilan välillä oli heikko positiivinen korrelaatio (0,282, $p=0.008$, $n=88$). Myös kokonaismikrobilukumäärän ja absorbanssin aallonpituudella 254 nm välillä oli positiivinen korrelaatio (0,652, $p=0.000$, $n=96$). Kokonaismikrobilukumäärä oli tilastollisesti merkitsevästi suurempi UV-desinfiointia käyttävillä torneilla verrattaessa klooriamiiniin ($p=0.001$, $n=96$) ja klooriin ($p=0.001$, $n=96$).



Kuva 17. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden kokonaismikrobilukumäärän vuoden keskiarvo (kpl/ ml) ja keskihajonta.

Kuva 18 esittää kokonaismikrobilukumäärän jokaiselta näytteenotokerralta. Kuvaajasta näkee selkeästi tornin A ja F erittäin suuren vaihtelun sekä muiden tornien maltillisemman vaihtelun. Korkeimmillaan määrä oli 300 000 kpl/ml tornin F pintakerroksen vedessä kolmannella näytteenotokierroksella. Tornissa A määrä on korkeimmillaan 250 000 kpl/ml toisella näytteenotokierroksella pintakerroksen vedessä, mutta matalimmillaan vain 14 000 kpl/ml kolmannen näytteenotokerran pintakerroksen vedessä.



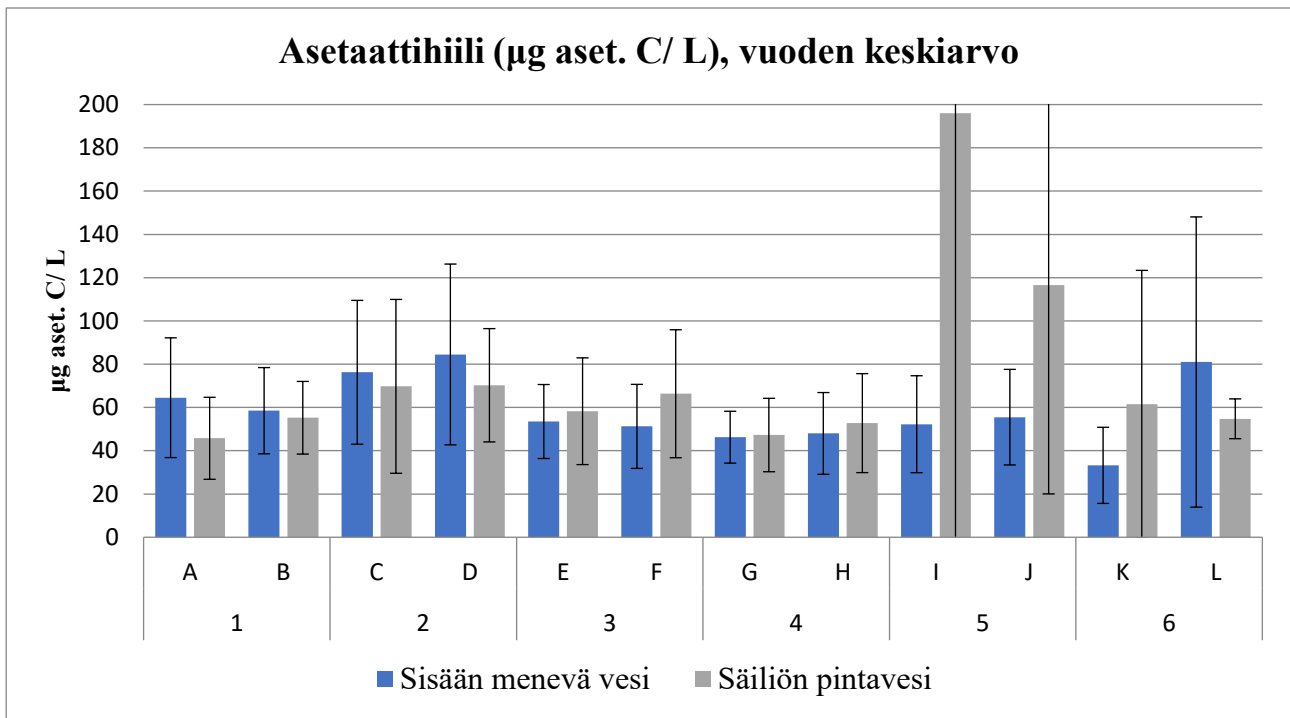
Kuva 18. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden kokonaismikrobilukumäärä (kpl/ml).

5.3 MIKROBEILLE KÄYTTÖKELPOISET RAVINTEET

5.3.1 AOC

Asetaattihiili

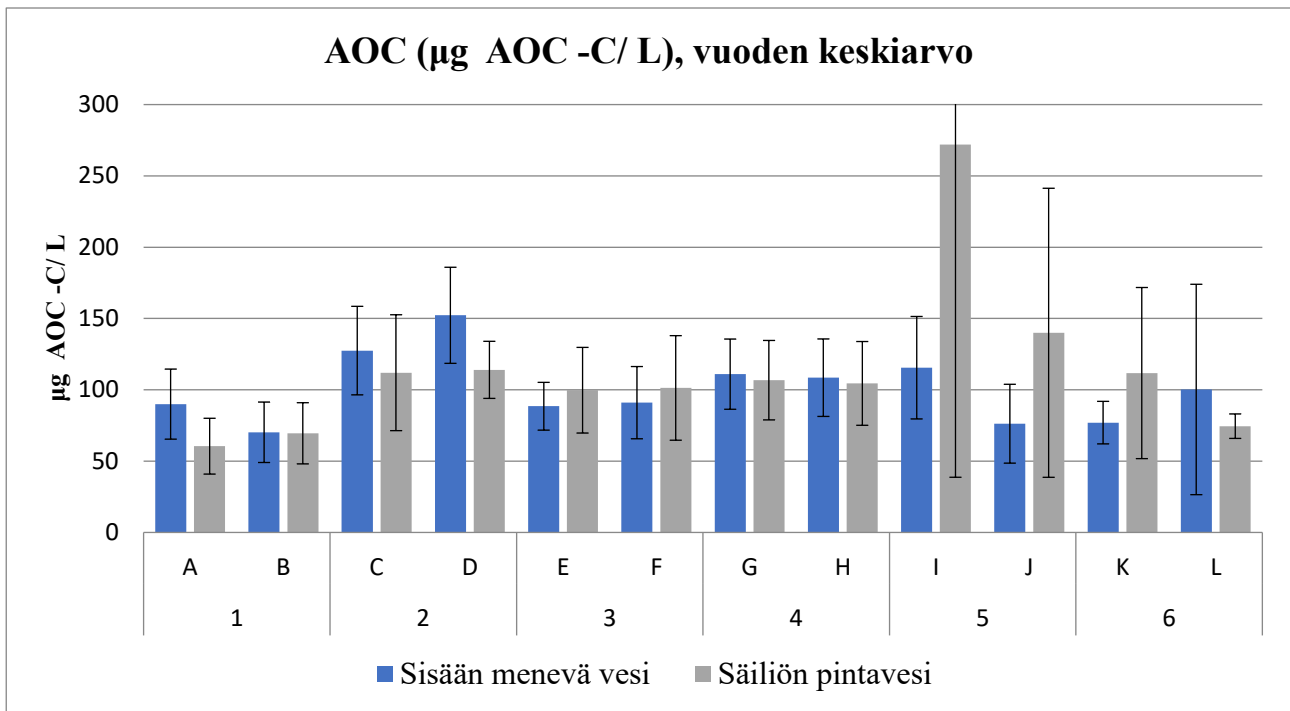
Korkein asetaattihiilen pitoisuus oli selkeästi tornin I pintakerroksen veden lähes 200 µg asetaatti C/ L (Kuva 19). Kaikkien muiden näytteiden keskiarvopitoisuudet olivat alle 120 µg asetaatti C/ L, suurimman osan ollessa alle 80 µg asetaatti C/ L. Suurimmat erot pintakerroksen veden ja sisään menevän veden välillä olivat torneilla I, J ja K. Esimerkiksi tornin I pintakerroksen veden asetaattihiilen pitoisuus oli lähes nelinkertainen verrattuna sisään menevään veteen. Talvella asetaattihiilen ja AOC:n määrät olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia kuin kesällä ($p=0.000$, $n=96$ ja $p=0.004$, $n=96$). Lämpötilan ja asetaattihiilen välillä oli negatiivinen korrelaatio oli ($-0,315$, $p=0.003$, $n=88$).



Kuva 19. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden asetattihiilen ($\mu\text{g aset. C/L}$) vuoden keskiarvo ja keskihajonta.

AOC

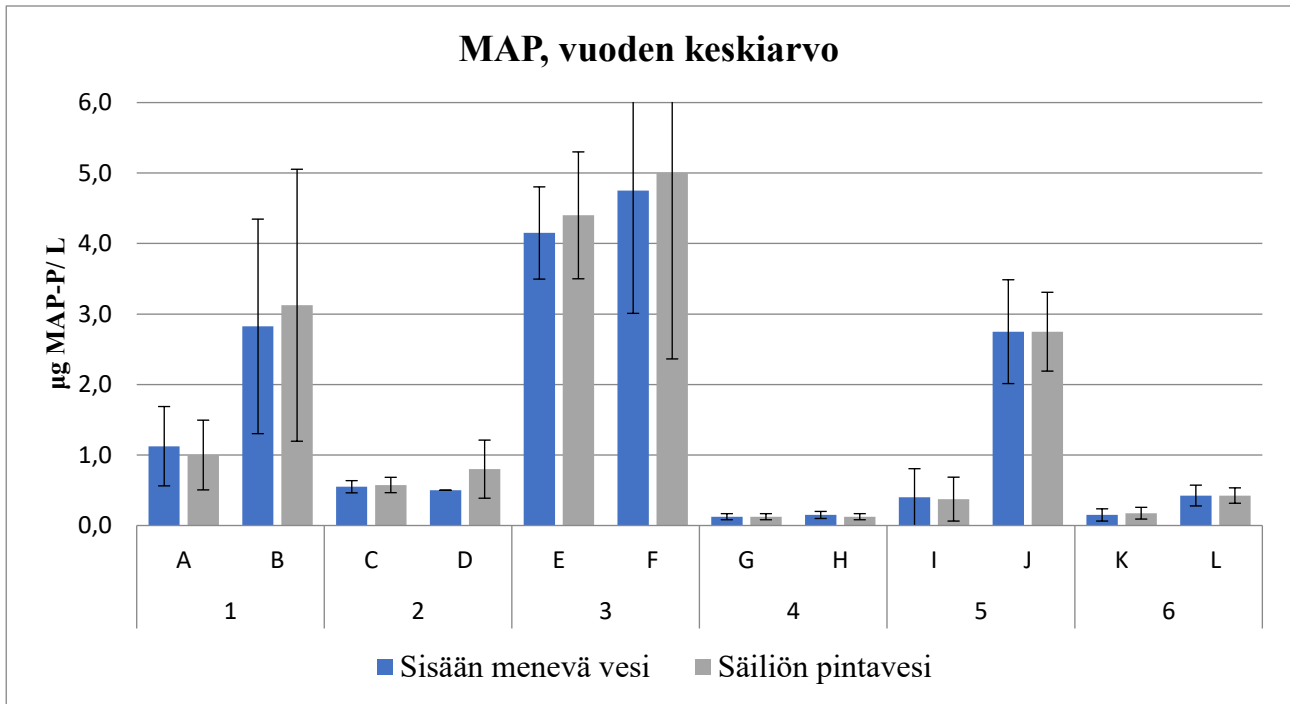
Kuvan 20 AOC-pitoisuudet noudattelevat edellistä kuvaa 19. Kuvaajasta erottuu tornin I pintakerroksen veden keskiarvopitoisuus, joka on yli $250 \mu\text{g AOC -C/L}$. Muiden näytteiden keskiarvot olivat $150 \mu\text{g AOC -C/L}$ tai sen alle. Hajonta oli suurimmassa osassa torneista melko tasaista, mutta tornien I, J ja K tornien pintakerroksen vedessä sekä L tornin sisään menevässä vedessä hajonta on selkeästi suurempaa. Selkeästi suurimmat erot pintakerroksen ja sisään menevän veden välillä oli paikkakunnan 5 torneilla. Lämpötilan ja AOC määrän välillä havaittiin negatiivinen korrelaatio ($-0,345, p=0.001, n=88$).



Kuva 20. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden AOC ($\mu\text{g AOC-C/L}$) vuoden keskiarvo ja keskihajonta.

5.3.2 MAP

MAP-pitoisuus vaihteli tornin F pintakerroksen veden $5,0 \mu\text{g MAP-P/L}$ tornien G ja H pitoisuuksiin $0,1 \mu\text{g MAP-P/L}$ (Kuva 21). Paikkakunnan 3 MAP-pitoisuudet olivat selkeästi suurimmat, kun taas paikkakunnalla 4 vuoden MAP-pitoisuuden keskiarvo oli korkeimmillaan vain $0,2 \mu\text{g MAP-P/L}$. Myös paikkakuntien 2 ja 6 pitoisuudet olivat matalat. Tornit G, H ja K erosivatkin tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,001$, $n=96$) torneista B, E, F ja J. Myös torni I erosi tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,01$, $n=96$) torneista E ja F. Paikkakunnan 1 ja 6 omien tornien välillä oli suuri ero. Tornin A vuoden keskiarvo molemmissa näytteissä oli noin $1 \mu\text{g MAP-P/L}$, kun tornin B pitoisuudet olivat lähellä $3 \mu\text{g MAP-P/L}$. Tornissa I vuoden keskiarvo pitoisuus oli $0,4 \mu\text{g MAP-P/L}$ molemmissa näytteissä, kun tornissa J keskiarvopitoisuudet olivat $2,8 \mu\text{g MAP-P/L}$. Pintakerroksen veden ja sisään menevän veden välillä ei ollut selkeitä eroja. Vain muutamassa tornissa pintakerroksen veden pitoisuus oli selkeästi suurempi. Lämpötilan ja MAP:n välillä oli positiivinen korrelaatio ($0,380$, $p=0,000$, $n=88$). MAP:n ja raudan välillä oli taas oli negatiivinen korrelaatio ($-0,574$, $p=0,000$, $n=96$).



Kuva 21. Sisään menevän veden ja säiliön pintakerroksen veden MAP ($\mu\text{g MAP-P/L}$) vuoden keskiarvo ja keskihajonta.

6. TULOSTEN TARKASTELU

6.1 FYSIKAALIS-KEMIAALLISET PARAMETRIT

Vesitornien pintakerroksen vettä ja torniin sisään menevää vettä vertailtaessa huomattiin useita eroja. Kesäkuukausina tornien pintakerroksen vesi oli usein lämpimämpää kuin sisään menevä vesi. Kesäkuukausien näytteiden lämpötilat erosivat tilastollisesti merkitsevästi kaikista muista vuodenaajoista. Koska pintakerroksen veden vaihtuvuus on huonoa, tornin rakenteiden keräämä lämpö kesäkuukausina voi nostaa pintakerroksen veden lämpötilaa. Toisaalta syksyllä ja talvella pintakerroksen vesi taas saattoi olla kylmempää kuin sisään menevä vesi, ulkoilman ollessa kylmää. Lämpötilan ja mikrobien välillä ei tässä tutkimuksessa havaittu selkeää korrelaatiota.

pH pysyi hyvin tasaisena läpi vuoden kaikissa torneissa. Erot tornien pintakerroksen veden ja sisään menevän veden välillä ja paikkakuntien välillä olivat hyvin pieniä. Kaikki pH -arvot pysyivät tavoitearvon 7-8,8 (STM/2017) sisällä. Sähkönjohtokyky oli hyvin tasaista pintakerroksen vettä ja sisään menevää vettä verrattaessa, mutta paikkakuntien välillä oli tasoeroja. Yllättävä ero sähkönjohtokyvyssä oli paikkakunnan 1 tornien A ja B välillä, mutta tulokselle ei löytynyt syytä. Tornin A sähkönjohtokyky 225 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ja tornin B 375 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Molempien tornien talousvesi tulee samalta vesilaitokselta, joten ero näiden välillä oli melko suuri. Kaikki tornit pysyivät reilusti alle laatutavoitteen 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, suurimman arvon ollessa 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Pintakerroksen vesi oli usein sameampaa kuin sisään menevä vesi. Yhdeksässä tornissa kaikista 12 pintakerroksen vesi oli sameampaa, ja usein ero oli myös melko suuri. Sisään menevän veden ollessa sameampaa erot pintakerroksen veden pitoisuuksiin olivat kuitenkin pieniä. Sameuden laatutavoite ei kuitenkaan ylittynyt. Suurin mitattu keskiarvo oli 0,3 NTU, laatutavoitteen ollessa 1 NTU (STM/2017). Myös absorbanssi aallonpituudella 420 nm oli pääosin suurempaa pintakerroksen vesissä. Aallonpituudella 254 nm ei ollut selkeitä eroja, vaan pitoisuudet pysyivät melko tasaisina pintakerroksen veden ja sisään menevän veden välillä. Partikkelien määrä oli usein suurempaa pintavedessä, ainoastaan neljässä tornissa niiden määrä oli pienempi kuin sisään menevässä vedessä. Kaikkien sameutta mittaavien parametrien välillä havaittiin positiivista korrelaatiota.

Klooripitoisuuksissa oli mittausteknisiä ongelmia, osassa mittauksissa vapaan kloorin pitoisuus oli suurempi kuin kokonaiskloorin pitoisuus. Pintakerroksen vettä ja sisään menevää vettä verrattaessa oli huomattavissa kloorin väheneminen pintakerroksissa, niissä torneissa, joissa klooria käytettiin.

Tämä kertoo pintakerroksen veden epäpuhtauksista ja mikrobien suuremmasta määrästä, jotka kuluttavat klooria. Kokonaisklooripitoisuuksien ja heterotrofisten mikrobien välillä oli negatiivinen korrelaatio. Tämä kertoo siitä, että mikrobien kyky kasvaa vedessä parani klooripitoisuuksien laskiessa. Klooripitoisuudet olivat kaiken kaikkiaan hyvin pieniä. Vapaata klooria olisi tarkoitus löytyä verkostosta vähintään 0,2-0,5mg/L mikrobikasvun estämiseksi (RIL. 2004). Kaikista otetuista vapaan kloorin pintakerroksen näytteistä 87 %:ssa näytteistä pitoisuus oli alle 0,2mg. Sama lukema oli myös sisään menevän veden näytteissä. Mukaan on kuitenkin laskettu tornit E ja F, joissa desinfiointiaineena on klooriamiini, jolloin vapaata klooria ei juuri ole. Jos tornien E ja F vapaan kloorin tulokset jätetään huomioimatta, prosenttiosuus olisi 77 %.

Metallien kohdalla ei ollut havaittavissa selkeää eroa pintakerroksen veden ja sisään menevän veden välillä. Mangaanin määrä oli usein pintakerroksessa suurempi, mutta raudan ja alumiinin pitoisuudet vaihtelivat paljon. Mitkään metallien pitoisuuksista ei ylittänyt laatutavoitteita. Esimerkiksi suurin raudan pitoisuus oli mikrogrammoiksi muunnettuna 90 µg/L laatutavoitteen ollessa 200 µg/L (STM/2017). Raudan, alumiinin ja mangaanin pienimmät vuoden keskiarvopitoisuudet olivat alle niiden määristysrajan. Nämä tulokset ovat epävarmoja. Raudan ja sameuden sekä raudan ja absorbanssin aallonpituudella 420 nm välillä havaittiin positiivinen korrelaatio, joka on luonnollista raudan tumman värin vuoksi.

6.2 MIKROBIOLOGISET PARAMETRIT

Mikrobiologisia tuloksia tarkastellessa sisään menevän veden ja pintakerroksen veden välillä oli selkeitä eroja. Etenkin heterotrofisten mikrobien määriä tarkastellessa pintakerroksen veden pitoisuudet olivat selkeästi suuremmat kuin mikrobien pitoisuudet sisään menevässä vedessä. Erot olivat joissain tapauksissa moninkertaisia. Eron pitoisuuksissa voi selittää pintaveden korkeampi lämpötila, koska se on yksi tärkeimmistä mikrobien kasvuun vaikuttavista tekijöistä (Valvira 2018b). Pintavedessä myös kloorin määrä oli vähentynyt. Heterotrofisten bakteerien laatutavoitteen mukaan pitoisuuksissa ei tulisi olla epätavallisia muutoksia (STM/2017). Termi on melko tulkinnallinen, mutta usean tornin pitoisuudet vaihtelivat vuoden aikana erittäin paljon ja muutoksen voisi tulkita epätavalliseksi. Tässä tutkimuksessa käytettiin pesäkeluvun määrittämiseen standardimenetelmän SFS-EN ISO 6222:1999 (1999b) sijasta R2A-alustaa. R2A-alustalle ominaista on korkeammat pesäkeluvut kuin standardimenetelmän TH-agarille, ja näin saadaan esille muutoksia ja eroja, mitkä standardimenetelmällä voi jäädä huomaamatta. Esimerkiksi tornissa J heterotrofinen pesäkeluku oli

talvella pintakerroksen vedessä 10 pmy/ml ja keväällä se oli noussut lukemiin 18 000 pmy/ml. Tornissa A taas pitoisuus oli talvella pintavedessä 12 000 pmy/ml kun kesällä se nousi lukemiin 38 000 pmy/ml. Vesitornien pintakerroksen veden suurimmat vuoden keskiarvopitoisuudet olivat torneissa A, B ja J, joissa on käytössä ainoastaan UV-desinfiointi. Suurin sisään menevän veden vuoden keskiarvopitoisuus oli myös tornissa B. Ero UV-desinfiointia käyttävien ja klooriamiinia käyttävien vesitornien heterotrofisissa pesäkeluvuissa oli tilastollisesti merkitsevä. UV-desinfioinnilla ei ole verkostovaikutusta, jolloin mikrobit voivat lisääntyä verkostossa (RIL 2004). UV:ta käyttävien tornien veden absorbanssi ja partikkelien määrä oli myös suurempi kuin klooriamiinia käyttävillä torneilla.

Myös koliformisia bakteereita esiintyi selkeästi useammin ja suurempina lukumäärinä pintakerroksen vedessä. Koliformisten bakteerien laatutavoite talousvedessä on 0 pmy/100 ml (STM/2017). Tämä tavoite ylittyi viidessä pintakerroksen näytteessä, joka on hieman yli 10 % kaikista pintakerroksen näytteistä. Sisään menevässä vedessä tavoite ei ylittynyt yhdessäkään näytteessä, vaikka koliformisia bakteereita löytyi käytetyn herkemman menetelmän ansiosta. Tornien A ja B kaikista sisään menevän veden ja pintakerroksen veden näytteistä kymmenessä (63 %) todettiin koliformisia bakteereita. Kuitenkin vain yksi näyte niistä ylitti laatutavoitteen. Näissä torneissa oli käytössä UV-desinfiointi. Toisaalta tornissa J, jossa myös oli käytössä UV-desinfiointi, ei todettu yhtään koliformisia bakteereita. Koliformisten ja heterotrofisten bakteerien suuret määrät pintakerroksessa kertovat veden huonosta sekoittuvuudesta ja veden ikääntymisestä, jolloin mikrobit pystyvät lisääntymään säiliössä. Toinen vaihtoehto on, että mikrobeja on päässyt torneihin säiliön ulkopuolelta.

Tämän lisäksi myös homeita esiintyi selkeästi enemmän ja suurempina määrinä pintakerroksen vedessä. Sisään menevän veden näytteissä ainoastaan kymmenessä näytteessä todettiin homeita ja niissäkin pitoisuus oli pääasiassa alle 10 pmy/100 ml. Pintakerroksen vedessä pitoisuudet nousivat jopa 5000 pesäkkeeseen 100 millilitraa kohden. Tähänkin vaikuttaa veden sekoittuminen, mutta myös tornin ilmanvaihdolla voi olla osansa. Esimerkiksi paikkakunnan 3 kummankaan tornin sisään menevässä vedessä ei todettu homeita, mutta jokaisessa pintakerroksen veden näytteessä homeita oli 100 – 5000 pmy/ 100 ml eli pitoisuudet olivat melko suuria. Myös aktinomykeettejä esiintyi useammin ja suurempina määrinä pintavedessä. Ero ei kuitenkaan ollut niin selkeä kuin homeilla. Homeille ja aktinomykeeteille ei ole talousvesiasetuksessa (STM 2017) annettu erillistä laatutavoitetta, mutta niiden määrä pyritään pitämään alhaisena niiden aiheuttamien haju- ja makuhaittojen vuoksi. Tiedetyt homeet ja aktinomykeetit pystyvät myös tuottamaan toksineja, joten suurina määrinä ne voivat aiheuttaa myös terveyshaittoja. (Korhonen ym. 2006).

Kokonaismikrobilukumäärässä ei ollut havaittavissa selkeää eroa sisään menevän veden ja pintakerroksen veden välillä. Niitä kuitenkin esiintyi tilastollisesti merkitsevästi enemmän UV-desinfiointia käyttävillä torneilla verrattaessa klooriamiiniin ja klooriin. UV-säteilyn on epäilty muokkaavan liuennon orgaanisen aineen rakennetta, jolloin se hajoaa helpommin verkostossa. Tämä mahdollistaisi mikrobien kasvun verkostossa. (Yonkyu ja Young-june, 2009).

6.3 MIKROBEILLE KÄYTTÖKELPOISET RAVINTEET

Ravinteiden osalta erot pintaveden ja sisään menevän veden välillä eivät olleet selkeitä. Ainoa selkeä ero oli paikkakunnan 5 tornien I ja J asetaatti- ja oksalaattihiilen pitoisuuksissa. Tornin I asetaattihiilen pitoisuus oli pintakerroksen vedessä noin kolminkertainen verrattuna sisään menevään veteen ja tornissa J ero oli noin kaksinkertainen. Oksalaattihiili oli tornin I pintakerroksessa yli kaksinkertainen verrattuna sisään menevään veteen ja tornissa J pitoisuus oli noin kaksinkertainen. Talvella asetaattihiilen ja AOC:n määrät olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia kuin kesällä. Lämpötilan ja hiilen (asetattihiilen ja AOC:n) määrän välillä havaittiin myös negatiivinen korrelaatio. Myös Prest ym. (2016) ja Ohkouchi ym. (2011) ovat havinneet tämän yhteyden hiilen ja lämpötilan välillä. Prestin ym. (2016) mukaan syynä korkeaan AOC pitoisuuteen talvella voi olla biologisten suodattimien bakteerien aktiivisuus, jota kylmä vesi laskee. Bakteerien aktiivisuuden laskiessa AOC:n kulutus laskee jolloin veden AOC pitoisuus kasvaa. Ohkouchin ym. (2011) mukaan verkostoveden AOC määrä seuraa luonnon vesien AOC pitoisuuden vuodenaikaisvaihtelua. Kesällä AOC muuntuu luonnonvesissä tehokkaammin biomassaksi, jolloin sen pitoisuus vedessä laskee. Toisaalta taas lämpötilan ja MAP:n välillä oli positiivinen korrelaatio. MAP pitoisuudet olivat pääasiassa suurempia pintavedessä, mutta erot eivät olleet suuria. MAP pitoisuuksia tulisi seurata tarkemmin, koska pienilläkin muutoksilla sen pitoisuudessa voi olla suuria vaikutuksia mikrobien kasvuun vesijohtoverkostossa (Miettinen ym. 1997). MAP:n ja raudan välillä oli negatiivinen korrelaatio. Rautaa käytetäänkin vedenpuhdistus prosesseissa kemiallisessa saostuksessa sitomaan fosforia. Talousvedessä raudan määrän tulee kuitenkin pysyä matalana sen aiheuttaman värin ja sameuden vuoksi. (RIL 2004).

6.4. TULOKSIIN VAIKUTTAVIA TEKIJÖITÄ

Tutkimuksen alussa todettiin, ettei kaikilla vesilaitoksilla ollut valmiuksia ottaa vesitornista pintakerroksen vesinäytettä. Tutkimusta varten laitokset järjestivät näytteenottoa varten erilaisia

ottimia. Tästä syystä jokaisella paikkakunnalla oli erilaiset näytteenottimet ja se voi vaikuttaa tuloksiin. Sisään menevää vettä varten kaikissa torneissa, paitsi tornissa G oli hana näytteenottoa varten. Tornista G sisään menevän veden näyte otettiin vesisäiliöstä, läheltä kohtaa, josta vesi tulee torniin. Jatkossa näytteenottotavat tulisi yhtenäistää, jolloin tulokset olisivat vertailukelpoisempia. Lisäksi torni C ja J pestiin 2. ja 3. näytteenottokerran välissä.

7. YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Pintakerroksen veden ja sisään menevän veden välillä havaittiin useita eroja. Erot olivat selkeimpiä mikrobiologisia tekijöitä verrattaessa, mutta niitä oli myös havaittavissa muissa parametreissa. Pintakerroksen vesi ei kuitenkaan ollut terveydelle haitallista, vaan ongelmat olivat lähinnä esteettisiä. Pintakerroksen vesi oli esimerkiksi sameampaa ja siinä oli enemmän haju- ja makuhaittoja aiheuttavia homeita ja aktinomykeettejä. Pintakerroksen veden heikko laatu ei kuitenkaan välttämättä vaikuta verkostoveden laatuun, ellei torni pääse tyhjenemään niin että pintakerroksen vettä pääsee verkostoon. Tällöin heikompileatuinen vesi voi päätyä kuluttajalle. Toisaalta jos säiliötä ei tyhjenetä koskaan, pintakerroksen vesi vanhenee vanhenemistaan ja veden laatu heikkenee entisestään. Eri desinfiointimenetelmien tuloksia tilastollisesti verrattaessa havaittiin, että klooriamiini pärjasi usein vedenlaadun kannalta parhaiten. Toisaalta taas UV-desinfiointi pärjasi heikosti, etenkin mikrobiologisia tekijöitä tarkasteltaessa.

Vesitornien veden laatua voisi parantaa laskemalla huonolaatuinen, ikääntynyt pintakerroksen vesi pois ylivuotojärjestelmän kautta tai vaihtaa pintakerroksen vesi muulla tavalla säännöllisesti. Toinen vaihtoehto olisi lisätä veden sekoittuvuutta ja kiertoa vesitornissa, mutta se vaatisi rakenteellisia muutoksia kuten erillisten sisään ja ulostuloputkien asentamista tai jonkinlaisten sekoittimien asentamista. Erilliset sekoittimet myös vaatisivat energiaa. Myös tornin kuntoa tulisi seurata ja varmistaa ettei rakenteissa ole aukkoja tai muuta vikaa, joiden kautta eläimet ja lika pääsisivät torniin.

Myös tornin vedenlaadun seuraaminen on tärkeää. Tutkimuksen alussa todettiin, ettei kaikilla vesilaitoksilla ollut valmiuksia ottaa vesitornista pintakerroksen vesinäytettä. Tämä kertoo mahdollisesti siitä, että vesitornien pintalaatua ei ole seurattu. Kaikilla vesilaitoksilla tulisi olla valmiudet vesitornien pintakerroksen veden näytteenottoon ja sen laatua tulisi tarkkailla säännöllisin väliajoin. Säännöllinen vesitornien veden laadun tarkkailu mahdollistaisi epäpuhtauksien havaitsemisen ajoissa, ennen laadultaan heikentyneen veden pääsyä verkostoon.

LÄHDELUETTELO

- Allen M. J., Edberg S. C., Reasoner D. J. 2002. Heterotrophic Plate Count Bacteria – What is Their Significance in Drinking Water? *International Journal of Food Microbiology* 92: 265-274.
- Aro N., Koponen H. ja Lankinen P. 2018. Homeet. Teoksessa Timonen S. ja Valkonen J. (toim.). Sienten biologia, toinen painos, s. 311-318. Print Best, Viljandi.
- AWWA (American Water Works Association). 2010. Water Treatment- Principles and Practices of Water Supply Operations. 4. painos. Denver, Colorado, US.
- AWWA (American Water Works Association). 2005. Standard Methods for the Examination of water & wastewater. 21. painos. Washington DC, US.
- Direktiivi 98/83/EY: Neuvoston direktiivi ihmisten käyttöön tarkoitetun veden laadusta. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti. 5.12.1998. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0083&from=FI>. Viitattu 17.9.2018.
- GNL (Government of Newfoundland and Labrador, Department of Environment and Conservation Water Resources Management Division). 2011. Evaluation of Potable Water Storage Tanks in Newfoundland and Labrador and their Effect on Drinking Water Quality.
- Jäntti J., Korhola M. ja Ruohonen L. 2018. Hiivat. Teoksessa Timonen S. ja Valkonen J. (toim.). Sienten biologia, toinen painos, s. 291-311. Print Best, Viljandi.
- Karjalainen S. M., Marttila H. ja Hellsten S. 2015. Uusia menetelmiä turvemaiden käytön vesistövaikutusten arviointiin latvavesistöissä. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 11/2015.
- Komulainen H. 2014. Juomaveden Mangaaniin Liittyy Terveysriski. *Ympäristö ja terveys-lehti* 45: 20-24.
- Korhonen I. K., Malaska K., Lignell U., Kärkkäinen P., Nevalainen A. ja Miettinen I. T. 2006. Aktinomykeettien ja homeiden esiintyminen verkostovedessä. Kansanterveyslaitoksen julkaisuja B15/2006. 20 s. + liitteet.
- LeChevallier M., Schulz W., Lee R. 1991. Bacterial Nutrients in Drinking Water. *Applied and Environmental Microbiology* 57(3): 857-862.

- Lehtola M., Miettinen I., Vartiainen T., Martikainen P.J. 1999. A new sensitive bioassay for determination of microbially available phosphorus in water. *Applied and Environmental Microbiology* 65(5): 2032-2034.
- Lehtola M., Miettinen I. T., Vartiainen T. ja Martikainen P. J. 2002. Changes in content of microbially available phosphorus, assimilable organic carbon and microbial growth potential during drinking water treatment processes. *Water Research* 36: 3681-3690.
- Leppäranta M., Virta J. ja Huttula T. 2017. Hydrologian perusteet. Helsingin yliopisto, Fysiikan laitos. Unigrafia, Helsinki.
- Miettinen I., Vartiainen T. ja Martikainen P. J. 1997. Phosphorus and Bacterial Growth in Drinking Water. *Applied and Environmental Microbiology* 63: 3242–3245.
- Ohkouchi Y., Ly B. T., Ishikawa S., Aoki Y., Echigo S. ja Itoh S. 2011. A survey on levels and seasonal changes of assimilable organic carbon (AOC) and its precursors in drinking water. *Environmental technology* 32: 1605-13.
- Onnettomuustutkintakeskus. 2010. Heinä-elokuun 2010 rajuilmat. Tutkintaselostus S2/2010Y. 158s.
- Prest E. I., Weissbrodt D. G., Hammes F., van Loosdrecht M. C. M. ja Vrouwenvelder J. S. 2016. Long-term bacterial dynamics in a full-scale drinking water distribution system. *PLOS ONE* 10.
- Putus T. 2017. Home ja Terveys- Kosteusvauriohomeiden, hiivojen ja sädesienten esiintyminen sekä terveyshaitat. 3. uudistettu painos. Suomen Ympäristö- ja Terveysalan Kustannus Oy. Hämeen Kirjapaino Oy.
- Päijät-Hämeen hyvinvointiyhtymä. Vesitornien valvontaprojektissa kartoitettiin vesitorneista- ja vesisäiliöistä mahdollisesti aiheutuvia veden saastumisen riskitekijöitä. <https://www.phhyky.fi/fi/10816-2/>. Viitattu 3.4.2019.
- Reasoner D. ja Geldreich E. 1985. A New Medium for the Enumeration and Subculture of Bacteria from Potable Water. *Applied and Environmental Microbiology* 49: 1-7.
- RIL (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto). 2013. RIL 264-2013 Vesitornien ja alavesisäiliöiden kunnonhallinta. Tammerprint Oy, Tampere.
- RIL (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto). 2004. RIL 124-2 Vesihuolto II. Vammalan kirjapaino Oy.

RIL (Suomen Rakennusinsinöörien Liitto). 2003. RIL 124-1 Vesihuolto I. Vammalan kirjapaino Oy.

SFS (Suomen standardoimisliitto). 2011. Veden laatu. Koliformisten bakteerien kokonaismäärän määrittäminen kalvosuodatusmenetelmällä (SFS 3016). Suomen Standardoimisliitto SFS ry., Helsinki.

SFS (Suomen standardoimisliitto). 2017. Water quality. Enumeration of Escherichia coli and coliform bacteria. Part 1: Membrane filtration method for waters with low bacterial background flora (SFS-EN ISO 9308-1:2014/A1:2017). Suomen Standardoimisliitto SFS ry., Helsinki.

SFS (Suomen standardoimisliitto). 1999. Vesihuolto. Vaatimukset veden varastointijärjestelmille ja -osille (SFS-EN 1508). Suomen Standardoimisliitto SFS ry., Helsinki. (1999a)

SFS (Suomen standardoimisliitto). 1999. Veden laatu. Viljeltävien mikro-organismien lukumäärän laskeminen. Pesäkeluku siirrostamalla agar-ravintoalustaan (SFS-EN ISO 6222:1999). Suomen Standardoimisliitto SFS ry., Helsinki. (1999b)

STM (Sosiaali- ja terveysministeriö). 2017. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 17.11.2015/1352.

<https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2015/20151352> Viitattu 17.9.2018

THL (Terveyden ja hyvinvoinnin laitos). 2018. Taustatietoa vesiepidemioista. (THL, 2018a).

<https://thl.fi/fi/web/ymparistoterveys/vesi/vesiepidemiat/taustatietoa>. Viitattu 12.2.2019.

THL (Terveyden ja hyvinvoinnin laitos). 2018. Rauta. (THL, 2018b)

<https://thl.fi/fi/web/ymparistoterveys/vesi/talousvesi/kaivovesi/kaivoveden-kemialliset-epapuhauudet/rauta>. Viitattu 26.3.2018.

THL (Terveyden ja hyvinvoinnin laitos). 2018. Mangaani. (THL, 2018c)

<https://thl.fi/fi/web/ymparistoterveys/vesi/talousvesi/kaivovesi/kaivoveden-kemialliset-epapuhauudet/mangaani>. Viitattu 26.3.2018.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2002. Finished Water Storage Facilities. Office of water, Washington DC.

Valve M. ja Isomäki E. 2007. Klooraus – tuttu ja turvallinen? *Vesitalous* 4/2017: 6-11.

Valvira. 2019. Talousvesi. <https://www.valvira.fi/ymparistoterveys/terveydensuojelu/talousvesi>.

Luettu 20.2.2019.

Valvira. 2018. Talousvesiasetuksen soveltamisohje: Osa 2 – Säännöskohtaiset soveltamisohjeet. (Valvira, 2018a).

https://www.valvira.fi/documents/14444/6739502/Talousvesiasetuksen_soveltamisohje_osa_2.pdf/ba3128f8-8697-8132-9834-65a2920a3492

Valvira. 2018. Talousvesiasetuksen soveltamisohje: Osa 3 - enimmäisarvojen perusteet. (Valvira, 2018b).

http://www.valvira.fi/documents/14444/6739502/Talousvesiasetuksen_soveltamisohje_osa_3.pdf/b9faedd0-cd83-fd94-09e2-452e7e7ee123

Van der Kooij D, Hijnen W., Visser A. 1982. Determining the Concentration of Easily Assimilable Organic Carbon in Drinking Water. *Journal AWWA*.74:540-545.

Vesi- ja viemärlaitosyhdistys. 2008. Vesihuoltolaitoksen kriisiviestintäopas.

https://www.vvy.fi/site/assets/files/1102/kriisiviestinta_netiversio.pdf

Vienonen S., Rantala J., Orvomaa M., Santala E. ja Maunula M. 2012. Ilmastonmuutoksen Vaikutukset ja Sopeutumistarpeet Vesihuollossa. *Suomen ympäristö* 24/2012. 90 s.

WHO. 2011. Guidelines for Drinking-water Quality, 4. painos. Geneva, World Health Organization.

<https://apublica.org/wp-content/uploads/2014/03/Guidelines-OMS-2011.pdf>

WHO (World Health Organization). 2004. Safe Piped Water – Managing Microbial Water Quality in Piped Distribution Systems.

YLE. 2009. Vedenkeittosuositus jatkuu Turussa. (YLE 2009a). <https://yle.fi/uutiset/3-5262574>.

Viitattu 11.4.2019.

YLE. 2009. Ryttylän vedessä lintujen suolistobakteereja. (YLE 2009b). <https://yle.fi/uutiset/3-5916205>.

Viitattu 11.4.2019.

YLE. 2009. Vihdin veden klooraus päättyy vihdoon. (YLE 2009c). <https://yle.fi/uutiset/3-6068089>.

Viitattu 11.4.2019.

YLE. 2012. Nurmijärven kirkonkylän vesi keitettävä edelleen. <https://yle.fi/uutiset/3-6297028>.

Viitattu 11.4.2019.

YLE. 2014. Sipoon Söderkullan vesitorni on taas käytössä. <https://yle.fi/uutiset/3-7597353>.

Viitattu 11.4.2019.

YLE. 2015. Vesitornista löytyi kuolleita lintuja – Hartolassa laajat varotoimet.

<https://yle.fi/uutiset/3-8306643>. Viitattu 11.4.2019.

Ympäristöministeriö. 2007. Suomen rakentamismääräyskokoelma D1. Kiinteistöjen vesi- ja viemärlaitteistot. Määräykset ja ohjeet 2007.

Yonkyu C. ja Young-june C. 2009. The effects of UV disinfection on drinking water quality in distribution system. *Water Research* 44: 115-122.