

**Pro gradu -tutkielma**

**Haja-asutusalueiden jätevesijärjestelmän vaikutus  
kaivoveden laatuun**

**Linda Mutanen**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede ja -teknologia

23.11.2020

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta  
Bio- ja ympäristötieteiden laitos  
Ympäristötiede ja -teknologia

Linda Mutanen: Haja-asutusalueiden jätevesijärjestelmän vaikutus  
kaivoveden laatuun  
Pro gradu -tutkielma: 73 s.  
Työn ohjaajat: Professori Tuula Tuhkanen (Jyväskylän yliopisto) ja  
tutkija, filosofian lisensiaatti Kati Räsänen  
(Luonnonvarakeskus Luke)  
Tarkastajat: Professori Tuula Tuhkanen (Jyväskylän yliopisto) ja  
yliopistonopettaja Elisa Vallius (Jyväskylän yliopisto)  
Marraskuu 2020

---

Hakusanat: pohjavesi, jätevesi, saostuskaivo, HPSEC

Uusiutunut hajajätevesiasetus vaatii vesiensuojelullisista näkökulmista tiukempia vaatimuksia jätevesijärjestelmien puhdistustehokkuudesta, mikä haastaa useita kiinteistöjä, joilla on vanhentunut järjestelmä. Haja-asutusten jätevesijärjestelmien vuotaminen kiinteistön ympäristöön ja erityisesti kaivoon on tutkittava enemmän, jotta kiinteistönomistajilla on parempi ymmärrys vanhentuneen järjestelmän riskeistä ja siten parempi motivaatio uudistaa järjestelmänsä. Tässä tutkielmassa tutkittiin viiden eri yksityisen kaivon laatua, yksi porakaivo Nurmijärveltä ja neljä rengaskaivoa Gennarbystä, ennen ja jälkeen kiinteistöllä toteutettujen jätevesijärjestelmän rakentamisesta kesällä ja syksyllä 2017. Hypoteesina oli, että vanhentunut jätevesijärjestelmä olisi voinut vaikuttaa kaivon laatuun, ja tätä tutkittiin tavallisilla kaivoveden laatuanalyysillä sekä HPLC-SEC:llä eli korkean erotuskyvyn nestekromatografia kokoekskluusiolla (High Performance Liquid Size Exclusion Chromatography). HPLC-SEC-menetelmällä pystytään tavallisten orgaanisen aineen määrittäjien lisäksi selvittämään kaivoveden päätyneen luonnollisen orgaanisen aineksen, NOM (natural organic matter), alkuperää. Nurmijärven kaivon laatu ei muuttunut merkittävästi vuodenaikoina, kun taas Gennarbyn kaikissa kaivoissa kromatogrammien perusteella NOMin määrä laski, mutta toisaalta laatu huononi osassa mikrobiologisilta ominaisuuksilta. Kiinteistön sakokaivoilla on voinut olla vaikutusta laatuun, mutta koeasetelman rajoitukset antavat vain tietyn hetken laadun, jolloin vuodenaikojen ja kaivojen ympäristöllä on ollut vaikutusta kaivon laatuun.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science  
Environmental Science and technology

Linda Mutanen: Wastewater treatment system's effect on well water quality in sparsely populated areas  
MSc thesis: 73 p.  
Supervisors: Professor Tuula Tuhkanen (University of Jyväskylä) and research scientist, Phil.Lic. Kati Räsänen (Natural Resources Institute Finland Luke)  
Inspectors: Professor Tuula Tuhkanen (University of Jyväskylä) and university teacher Elisa Vallius (University of Jyväskylä)

November 2020

---

Key words: Ground water, High performance liquid size exclusion chromatography (HPLC-SEC), leaching, wastewater

A new legislation, government decree, concerning the treatment of wastewater from sparsely populated areas sets stricter obligations to treat wastewater, which challenge current outdated onsite wastewater treatment systems. The law aims to prevent environmental pollution and reach good status of water bodies. The leaching of organic matter from wastewater into private wells needs to be more studied, and the new understanding thus could improve households to comply with new regulations. In this study the quality of private wells of five households, four from Gennarby and one from Nurmijärvi, were examined before and after the reconstruction works of wastewater treatment system in summer and autumn 2017. The objectives of this study were to assess whether the wastewater system had an effect on well water quality based on conventional methods. In addition, high performance liquid size exclusion chromatography (HPLC-SEC) was used to determine the source of natural organic matter (NOM) in well water. Well water quality did not differ significantly between summer and autumn in case of Nurmijärvi. The quality of some wells improved after the reconstruction works in Gennarby and the quality of some wells deteriorated, which can also be due to season and slow changes in soil. Good construction (for instance, the location of well and wastewater system to each other) is significant to minimize the risk of polluting the well and the environment, and also connecting the sewage pipes to municipal system.

# SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO.....	1
1.1 Tutkimuksen tausta: VillageWaters .....	1
1.2 Tutkimuksen tavoitteet .....	4
2 KIRJALLISUUSKATSAUS.....	5
2.1 Haja-asutuksesta Suomessa ja niiden vesihuolto.....	5
2.1.1 Kaivojen historia ja nykytilanne .....	5
2.1.2 Käymälöiden historia ja nykytilanne .....	7
2.1.3 Nykytekniikka jätevesijärjestelmissä.....	9
2.1.4 Nykytekniikka kaivoissa .....	11
2.1.5 Tapauksia kaivojen pilaantumisesta jätevesijärjestelmistä .....	12
2.1.6 Pohjavesilaitosten vedenlaadun ongelmat .....	13
2.1.7 Vesihuollon kehitys .....	15
2.1.8 Vesihuollon vastuutahot ja osapuolet .....	18
2.1.9 Hajavesilainsäädännön kehitys .....	22
2.1.10 Hajajäteveden nykyinen lainsäädäntö .....	24
2.1.11 Talousveden lainsäädäntö.....	26
2.2 VillageWaters ja Hajavesihelppi.....	28
2.3 Kaivovesien laadun tutkiminen HPLC-SEC:llä .....	29
3 AINEISTO JA MENETELMÄT.....	31
3.1 Näytteet .....	31
3.1.1 VillageWaters-hankkeen Gennarby-pilotti.....	31
3.1.2 VillageWaters-hankkeen Nurmijärvi-pilottikohde .....	34
3.1.3 Vertailuaineisto: Suovaara ja Konnevesi.....	35
3.2 Kaivovesianalyysit.....	36
3.2.1 Mikrobiologiset analyysit.....	36

3.2.2	Kemiallinen hapenkulutus (KMnO <sub>4</sub> -luku ja CODMn) .....	37
3.2.3	DOC ja TN .....	38
3.2.4	Alkaliteetti ja kokonaiskovuus.....	39
3.2.5	pH, sähkönjohtavuus.....	40
3.2.6	Väri, sameus ja UV- ja Vis-absorbanssi .....	40
3.3	Orgaanisen aineen määrittäminen vesistä HPLC-SEC:llä.....	40
4	TULOKSET.....	42
4.1	Kaivovesitulokset.....	42
4.2	HPLC-SEC tulokset .....	45
4.2.1	UV254.....	45
4.2.2	Fluoresoivien yhdisteiden kromatogrammit.....	47
4.3	Korrelaatiot kaivovesien orgaanisten aineen määrittäjien tulosten ja HPLC-SEC -tulosten kesken.....	52
5	TULOSTEN TARKASTELU .....	54
5.1	Kaivovesianalyysit ja HPLC-SEC -tulosten yhteydet .....	54
5.1.1	NJ-kaivo .....	54
5.1.2	GB1-kaivo .....	57
5.1.3	GB2-kaivo .....	59
5.1.4	GB3-kaivo .....	61
5.1.5	GB4-kaivo .....	63
5.2	Yhteenveto tuloksista ja koeasetelman mielekkyys.....	65
4	JOHTOPÄÄTÖKSET.....	66
	KIITOKSET .....	68
	KIRJALLISUUS.....	68

# 1 JOHDANTO

## 1.1 Tutkimuksen tausta: VillageWaters

Suomessa nykyhetken ja tulevaisuuden haasteena on vähentää rehevöitymistä aiheuttavaa ravinnekuormitusta (typpi ja fosfori) vesistöihin ja Itämereen, mihin VillageWaters -hanke tarttui haja-asutusalueiden kiinteistöjen jätevesijärjestelmiin puuttamalla. Itämereen kohdistuu eri reititse ravinnekuormitusta, kuten suoraa pistekuormaa, laskeumaa, hajakuormaa jokiteitse ja luonnonhuuhtoumaa, josta suurin osa ihmisperäisestä (noin 45%) kokonaisravinnekuormituksesta tulee hajakuormana jokien myötä keskimäärin kaikista Itämeren yhdeksästä rantavaltiota (HELCOM 2011). Suomen tapauksessa maatalouden osuus ravinnekuormasta on keskimääräisesti suurin vaihdellen eri osissa Itämeren rannikkovesiä, 38 %:a työssä ja 53 %:a fosforissa, mutta luonnonhuuhtouman osuus on myös merkittävä Suomen rannikoilla, mikä on 44 %:a kokonaistyyppikuormasta ja 34 %:a kokonaisfosforikuormasta (HELCOM 2018). Vaikka haja-asutuksen osuus kokonaisravinnekuormituksesta tässä kaikessa jää 4-15 % tasolle eri rannikko-osuuksilla (Korpinen 2018), on kiinteistökohtaisen järjestelmän uusiminen kannattavaa sekä kiinteistön oman ympäristön että laajemman yhteiskunnallisen hyvinvoinnin kannalta.

VillageWaters-hanke toteutti Itämeren ympäröimissä valtioissa pienen ja isompien kiinteistöjen jätevesijärjestelmän kunnostuksia, pilottipuhdistamoita, ja sen jälkeen keräämällään aineistolla markkinoiden tarjoamista jätevesijärjestelmistä VillageWaters tarjoaa Hajavesihelppi-verkkopalvelun hankkeen nettisivuilla (<https://villagewaters.eu/>). Verkkopalvelulla sekä haja-asutusalueiden asukkaat että viranomaiset voivat valita parhaimman ja vaivattomimman jätevesiratkaisun omaan tilanteeseen (Heiskanen ym. 2019). Kiinteistön omistajille jätevesijärjestelmän uusiminen lainsäädännön vaatimiin rajoihin on koettu kalliiksi

investoinniksi ja hankalaksi, byrokraattiseksi prosessiksi, mikä on viivästyttänyt järjestelmien saamista nykyainsäädännön tasolle (Kujala-Räty ja Santala 2001, SYKE 2014, Virkkunen ja Peuraniemi 2015, SYKE 2019), joten Hajavesihelppi pystyisi tarjoamaan kiinteistön omistajan budjettiin sopivan ratkaisun ja näin madaltamaan kynnystä järjestelmän uusintaan (Vorne ym. 2019).

VillageWatersin kolmivuotisen (2016-2019) hankkeen aikana viidessä kumppanimaassa (Suomi, Viro, Latvia, Liettua, Puola) toteutettiin pilottipuhdistamoita, joita Suomessa oli Gennarbyssä ja Nurmijärvellä. Koko hankkeen koordinaattori oli Luonnonvarakeskus LUKE, ja muita kumppaniorganisaatioita oli kaiken kaikkiaan 13. Hanke sai osarahoituksen EU:n Interreg Baltic Sea Region (BSR) 2014-2020 -ohjelmasta budjettinaan 3 miljoonaa euroa. (VillageWaters 2019)

EU:n vesilainsäädäntö, vesipuitedirektiivi, velvoittaa jäsenmaitaan saamaan vesistönsä hyvään tilaan ekologisesti ja kemiallisesti, minkä johdosta myös haja-asutusalueiden kiinteistöjen jätevesikuormitus tulisi saada rajoitusten mukaisiksi (Vorne ym. 2019). Suomen haja-asutusalueiden jätevedenkäsittelyn tämänhetkinen lainsäädäntö koostuu hajajätevesiasetuksesta (157/2017) sekä ympäristönsuojelulain (527/2014) muutoksesta (19/2017), jotka laadittiin erityisesti vesistönsuojelullisista näkökulmista (Kangas 2017). Kiinteistön etäisyys vesistöstä, sijainti, ja rakennusvuosi vaikuttavat: jos kiinteistö sijaitsee 100 metrin etäisyydellä vesistöstä, pohjavesialueella ja on rakennettu ennen vuotta 2004, sen on tullut uusia järjestelmänsä vastaamaan peruspuhdistustasoa viimeistään 31.10.2019 (Kangas 2017), mitä kutsutaan siirtymäajan piiriin kuuluvaksi kiinteistöksi. Tällaisia akutteja siirtymäajan piiriin kuuluvia vakituisen asutuksen kiinteistöjä oli vuonna 2019 vielä 79 % kaikista siirtymäalueen kiinteistöistä, jotka eivät täyttäneet vaatimuksia SYKEN (2019a) kokoaman yhdeksän hankkeen hajajätevesineuvontakäyntien perusteella, ja toisessa SYKEN selvityksessä rakennustietojen perusteella tehdyssä arvioinnissa sellaisten kiinteistöjen määrä on arviolta 45 000 kpl eli noin 15 %:a kaikista haja-asutusalueen vakituisista asunnoista

(300 000 kpl) (Kallio ja Suikkanen 2019). Siirtymäajan ulkopuolelle jäävien kiinteistöjen osalta jätevesijärjestelmän saneeraus on tehtävä seuraavan rakennuslupaa vaativan kiinteistöremontin yhteydessä, ja arvion mukaan 60 % näistä haja-asutusalueen vakituisen asutuksen kiinteistöistä ei täytä vaatimuksia koko Suomessa (Kallio ja Suikkanen 2019).

Monissa kiinteistöissä jätevesijärjestelmä on tullut siten käyttöikänsä päähän, mutta uudistumistahti on ollut hidasta lainsäädännön velvoitteista huolimatta. Vesiensuojelulliset periaatteet järjestelmien uusinnossa voi tuntua epämääräiseltä ja toissijaiselta kiinteistönomistajalle, joka ei asu lähellä vesistöjä; puhumattakaan Itämeren läheisyydessä, jolloin Itämeren tila ja sen varjelu voi olla sisämaassa asuvalle merkityksetöntä. Asukkaiden asenne, tietopohja ja läheisyys vesistöihin vaikuttavat järjestelmän kunnostusmotivaatioon, mikä ilmenee SYKEN (2019b) palauteyhteenvedossa. Palauteyhteenvedossa on eri jätevesihankkeiden parissa toimineiden asiantuntijoiden kokemuksia ja näkemyksiä vuosilta 2004-2019 muun muassa kiinteistökohtaisten neuvontakäyntien määristä, kiinteistönomistajien asenteista lainsäädännön muutoksista ja oletuksista saneerauskustannuksista.

Useat asiantuntijat kokivat, että kiinteistön omistajien kynnys uudistaa järjestelmää on matalampi, kun heillä on parempi tieto pohjalla ja ymmärrys siitä, että vanhentunut järjestelmä voi pilata oman lähiympäristön ja uhkata terveyttä. Mökkiläiset mainittiin myös paljon motivoituneempina uudistamaan järjestelmänsä, koska ei haluttu läheisen järven rehevöitymistä; mökkiläisille vanhentuneen järjestelmän aiheuttama ympäristökuormitus oli konkreettisempi asia ja motivoi järjestelmän kunnostukseen. Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry:n asiantuntija Paula Luodeslampi mainitseekin palauteyhteenvedossa erot pohjavesialueelle asuvien kiinteistönomistajiin, jotka eivät ymmärrä mökkiläisten tavoin järjestelmän uusimisen tärkeyttä, koska vanhan järjestelmän mahdollisesti aiheuttama haitta ei näy ja oma kaivosvesi on kunnossa eikä haise. Valonian asiantuntija Katariina Yli-Heikkilä kiteyttää ongelman hyvin,



“lainsäädäntö ei putsaa jätevesiä: [vaan] asenne ja kulutuskäyttäytyminen”. (SYKE 2019b)

Kaivovesien laatua määritellään useilla laatutekijöillä, kuten liuennut orgaaninen hiili (DOC), kemiallinen hapenkulutus (KMnO<sub>4</sub>-luku ja CODMn) ja kokonaistyyppi (TN), joiden korkea pitoisuus vedessä osoittaisi muun muassa orgaanisen aineen päätymistä kaivoon (Szabo ym. 2009). Kaivon omistajan tulisi siten poistaa saastutuslähde, jotta kaivoveden tila paranisi, mutta muutamien laatutekijöiden määrittäminen ei välttämättä aina paljasta tarkkaa lähdettä. Useampien laatumäärittäjien avulla saadaan laajempi kuva siitä, onko orgaaninen aines tullut esimerkiksi pintavaluntana tai maaperässä ihmisperäisen jäteveden tihkuntana, jolloin HPLC-SEC eli korkean erotuskyvyn nestekromatografia kokoeksklusiolla (High Performance Liquid Size Exclusion Chromatography) voisi olla tehokas apuväline saastutuslähteen selvityksessä (Szabo ym. 2009). HPLC-SECillä voitaisiin siten sujuvasti todistaa tapauksia, kun kiinteistön viallinen jätevesijärjestelmä on vaikuttanut kaivoveden laatuun, ja näin kaiken kaikkiaan lisätä kiinteistönomistajien tietoisuutta vanhentuneen järjestelmän riskeistä ja motivoida uudistaa järjestelmänsä.

## 1.2 Tutkimuksen tavoitteet

Tämän Pro gradu -tutkielman kokeellisessa työssä otettiin kaivovesinäytteitä kahtena ajankohtana VillageWaters-hankkeen pilottikohteissa, Nurmijärveltä ja Gennarbystä, joissa toteutettiin kohteen jätevesijärjestelmän uudistus. Tutkielmassa oletetaan skenaario, jossa jätevesijärjestelmä on mahdollisesti vaikuttanut kaivon kuntoon, jolloin tutkimuskysymykset ovat seuraavat:

- Onko jätevesijärjestelmä vaikuttanut kaivoveden laatuun; näkykö kaivovedessä ihmisperäistä jätettä?
- Miten HPLC-SECillä voidaan tutkia kaivoveden laatua eli orgaanista ainesta?

## 2 KIRJALLISUUSKATSAUS

### 2.1 Haja-asutuksesta Suomessa ja niiden vesihuolto

#### 2.1.1 Kaivojen historia ja nykytilanne

Varhaisessa Suomessa maaseudulla yksinkertaisin vedenlähde oli avonaiset lähteet ja kuoppakaivot, joiden äärelle taloudet rakennettiin etenkin karjan veden tarpeeseen. Myöhemmin kehitettiin kuilukaivot, joiden kuilun seinämät oli vahvistettu puu- tai kivirakenteilla ja yleisin tyyppi näistä on kivikehäinen kuilukaivo eli rengaskaivo. Veden nostomenetelmät kehittyivät ämpäreistä ja muista käsin otettavista tavoista 1600-luvun loppupuolella Suomeen saapuneisiin vintti- eli vipukaivoihin, myöhemmin ilmestyneisiin vinssikaivoihin, jonka jälkeen tuulimoottorit sekä käsi- että sähköpumput. (Juuti ja Wallenius 2005)

Kaupunkioloissa vedenhankintamenetelmät eivät poikenneet maaseudun tavoista 1800-luvun puolivälille asti; kaupungeissa useammalla kiinteistöllä oli yhteinen kaivo ja kaupungilla yleisiä kaivoja, joista ämpäreillä kannettiin vettä talouksiin (Juuti ym. 2017). Veden riittämättömyyden takia kaupungeissa alettiin kehitellä uusia vesilähteitä, esimerkiksi Tampereella pumpattiin vettä puuputkea pitkin Näsijärvestä torin kaivoon vuonna 1835. 1800-luvun loppupuolella useammassa kaupungissa vettä pumpattiin muualta ja vesilaitoksia alettiin perustaa. Myöhemmin sähkön yleistymisen myötä siirryttiin muihin sähköllä toimiviin nostolaitteisiin ja porakaivoihin, jotka alkoivat yleistyä 1950-luvulta lähtien. Kuitenkin betonirengaskaivoa yleisempi oli 1950-luvulla yhä kivikehäinen kuilukaivo, jotka olivat alttiimpia likaantumiselle (Korkka-Niemi 1993). Sähkön tuleamisen myötä vesijohdot alkoivat yleistyä maaseudulla, jolloin juoksevan veden sai suoraan talouden sisätiloihin, ja vuonna 1947 jo puolella maaseudun talouksista oli sähköt. (Juuti ja Wallenius 2005)

Vuosina 1990-1991 toteutetun valtakunnallisen kaivovesitutkimuksen mukaan 310 000 suomalaista taloutta käytti säännöllisesti yksityisen kaivon vettä, ja 90 %:lla sen aikaisilla haja-asutusalueen asukkailla oli vesijohdot, ja joista pääosa oli rakennettu 1960- ja 70-luvuilla (Korkka-Niemi 1993). Sama selvitys haja-asutusalueen kaivoista, jossa oli noin 1 420 kaivoa, kertoo betonirengaskaivon olevan yleisin kaivotyyppeistä (72 %) ja loput porakaivoja (20 %) ja kivikehäkaivoja sekä lähteitä. Kaivojen vedenlaatu oli toisaalta parantunut ja toisaalta huonontunut eri tekijöiden osalta 30 vuodessa, kun Korkka-Niemi vertaili tutkimuksen tuloksia vuosien 1958-59 suoritettuun valtakunnalliseen talousvesitutkimukseen (Korkka-Niemi 1993; Wäre 1959, 1960a, 1960b, 1961, 1967 mukaan). 30 vuodessa kaivojen mikrobiologinen laatu oli parantunut sekä ammoniumpitoisuudet vähentyneet. Edellisten vedenlaadun määrittäjien korkeat pitoisuudet vedessä voivat osoittaa muun muassa pintaveden valuntaa kaivoon sekä ulosteperäisen jätteen päätymistä kaivoon. Kloridi- ja fluoridipitoisuudet ja pH-arvot olivat suurempia 90-luvun tutkimuksessa, mikä selittyy kallioporakaivojen suhteellisen osuuden lisääntyminen kaivotyypeissä 30 vuoden aikana.

Yleisesti Korkka-Niemen (1993) tutkimuksessa todettiin haja-asutusalueen kaivovesien olevan "pääsääntöisesti hapanta, pehmeää ja usein humuspitoista". Kaikki sekä laatuvaatimukset että -tavoitteet saavuttavien kaivojen osuus oli 12-14 %:a koko aineistoista: suurimmassa osassa (80 %) esiintyi teknis-esteettisiä laaturvirheitä, kuten sameutta, väriä, korkeaa rauta-, alumiini- ja rautapitoisuuksia, mutta olivat juomakelpoisia. Terveydellisten laatuvaatimusten osalta täyttävät kaivot olivat 50-70 %:a koko aineistoista ajankohdasta riippuen: nitraatti- ja fluoridipitoisuuksien ylitystä tapahtui sekä ulosteperäisten bakteerien esiintymistä.

Nykyisin 300 000 vakituisesti asuttua taloutta ja 500 000 vapaa-ajan asuntoa hoitavat kiinteistökohtaisesti veden hankintansa (Hatva ym. 2008, Kallio ja Suikkanen 2019). Suurin osa on rengaskaivoja, noin 450 000, ja porakaivoja noin 160 000 (Hatva ym. 2008).

### 2.1.2 Käymälöiden historia ja nykytilanne

Yksinkertaisin ja varhaisin käymälätyyppi oli maakuoppa, joiden ylle on voitu laittaa kansi (katettu maakuoppa), riuku tai rakennus (kuivakäymälä, huussi, puusee). Käymäläjäte on voitu ohjata suoraan maakuoppaan, kerätä tynnyriin ja näin toimittaa muualle kauemmas kiinteistöstä, tai kompostoida saaden näin ravinteet kiertoon mullan ja lannoitteen muodossa. Erillisiä käymälärakennuksia harjoitettiin pääosin 1700-luvulta lähtien pappiloissa ja kartanoissa. Maaseudulla yleinen tapa oli käyttää karjan tunkiota käymäläpaikkana tai muuta karjan lantalan lähistöä, tai mennä hoitamaan tarpeensa vain tarpeeksi kauas kiinteistön pihasta. (Juuti ja Wallenius 2005)

Kuiva- ja kompostikäymälät olivat yleisiä sekä maalla että kaupungissa 1800-luvulla, mutta vähentyivät asteittain vesivessojen (vesiklosetti, wc) päädyttyä käymäläratkaisuksi 1800-luvun lopun ja 1900-luvun alussa, jolloin myös viemärointi alkoi tulla kaupunkiin. Vesivessojen laittomia versioita oli aikaisemmin tehty, mutta vuonna 1883 ensimmäinen luvallinen tehtiin Helsingissä Suomen Pankkiin. Vesivessat sallittiin yleisesti vuonna 1898 rakennusjärjestyksessä, ja uusiin rakennelmiin asennettiin vesivessoja. Kaupungin yleiset käymälät olivat kuitenkin vielä 1900-luvulla käytössä, kuten Juuti ja Wallenius (2005) viittaavat Tampereella 1909 tehtyyn tutkimukseen vähävaraisten asuinoloista, joissa 81 prosenttia asunnoista ja pienkeittiöistä käytti yhteiskäymälöitä. (Juuti ja Wallenius 2005)

Haja-asutusalueilla kuivakäymälöitä oli useammalla kiinteistöllä pitkälle vielä 1950-luvulle asti, mutta vesivessat yleistyivät elintason noustessa 1960-70-luvuilla. Myös muoviputkien tultua markkinoille 1950-luvulla vesivessojen yleisyys kasvoi maaseudulla. Vesivessojen jäteveden käsittely hoidettiin karkeasti: alustavana teknisenä ratkaisuna oli 1- tai 2-osainen sakokaivo, jossa kiinteä aine ja ravinne olisi pitänyt kerääntyä järjestelmään ja näin veden vain jatkaa avo-ojaan, mutta

todellisuudessa suurin osa ravinteista ja kiintoaineesta jatkoi avo-ojasta alueen muihin vesistöihin. (Juuti ja Wallenius 2005)

Kun jätevedenkäsittely oli edennyt paremmalle tasolle kaupungeissa ja taajamissa, niin 1970-luvulta lähtien alettiin viimein kiinnittää huomiota haja-asutusalueiden jätevesikuormitukseen (Kuntaliitto 2004). Mäkisen (1980) mukaan Suomessa oli 500 000 - 600 000 viemärointiin kuulumatonta taloutta vuonna 1979, jotka hoitivat itse jätevesiratkaisunsa. Yleisin ratkaisu oli vuoden 1961 vesilain vaatima vähimmäiskäsittely eli sako-/ saostuskaivo, josta vesi johdettiin yleisimmin avo-ojaan (Mäkinen 1980, Kangas 2017). Jäteveden maahanimeytystä alettiin testaamaan 1980-luvulla suunnitelmallisesti, ja epävirallisempaa maahanimeytystä oli jo 1940- ja -50 -luvuilla (Juuti ym. 2017). Myöhemmin 90-luvulla tehdyn valtakunnallisen kaivovesitutkimuksen mukaan 88 %:ssa talouksista (1198 kpl) oli saostuskaivo jätevesijärjestelmänä, josta jätevesi purettiin yleisimmin maahan (Korkka-Niemi 1993).

Puutteelliset jätevesijärjestelmät kuormittavat haja-asutusalueiden oja, puroja ja jokia, minkä johdosta valtioneuvosto teki vuonna 1998 vesiensuojelun tavoiteohjelman vuodelle 2005 tavoitteenaan muun muassa jäteveden käsittelyn tehostaminen (Kuntaliitto 2004). 1980- ja -90 -luvuilla erityisesti kiinteistökohtaisten jätevesijärjestelmien tutkimus yleistyi ja erilaisia oppaita ja selvityksiä jätevesijärjestelmistä julkaistiin (Mäkinen 1980, Santala 1990).

Vuonna 2019 vakituisesti asuttujen kiinteistöjen määrä haja-asutusalueella oli 300 000 kpl ja vapaa-ajan asuntojen määrä noin 500 000 kpl, ja jokaisessa näissä on kiinteistökohtainen jätevesijärjestelmä (Kallio ja Suikkanen 2019). Suomen ympäristökeskuksen tekemässä vuoden 2017 jätevesiselvityksessä arvioitiin koko Suomen haja-asutusten jätevesijärjestelmien saneeraustarvetta, ja mikä osuus saneerattavista jätevesijärjestelmistä on siirtymäaika-alueella sijaitsevia. Siirtymäaika-alue tarkoittaa niitä kiinteistöjä, jotka sijaitsevat 100 metrin

etäisyydellä vesistöistä tai pohjavesialueella, ja jotka olivat velvoitettuja täyttämään peruspuhdistusvaatimukset 31.10.2019 mennessä. (Kallio ja Suikkanen 2019)

Selvitys saneeraustarpeesta tehtiin kahdella tavalla: 1) asiantuntijat tekivät neuvontakäyntejä kiinteistöissä ja arvioivat kirjallisesti järjestelmän kunnon, ja 2) paikkatietohaku, jossa rakennustietojen ja muun väestötietojärjestelmien avulla rajattiin saneeraustarpeiset kiinteistöt. Neuvontakäyntiselvitysten perusteella 68 %:a siirtymäaika-alueella sijaitsevien vakituisten asuntojen jätevesijärjestelmät tarvitsevat kunnostus-, uudistustoimia, ja muualla sijaitsevista järjestelmistä 60 %:a. Vuorostaan vapaa-ajan asunnoista, jotka sijaitsivat siirtymäaika-alueella, 20 %:a ei täyttänyt vaatimuksia, ja 14 % ei-siirtymäaika-alueella sijaitsevista asunnoista. Paikkatietohaun perusteella siirtymäaikaan 31.10.2019 mennessä olisi 45 000 vakituisten asutuksen, eli 16 % kaikista asunnoista, pitänyt tehdä tarvittavat muutokset jätevesijärjestelmään. Kaikista vapaa-ajan asunnoista myös 16 %:n eli 69 000 asunnon olisi tullut tehdä saneeraustarve ennen marraskuuta 2019. (Kallio ja Suikkanen 2019).

### 2.1.3 Nykytekniikka jätevesijärjestelmissä

Kun kiinteistö ei kuulu kunnan viemäriverkoston piiriin, on kiinteistön jätevesi käsiteltävä omalla tontillaan. Järjestelmän tarkoituksena on saattaa kiinteistön jätevesi haitattomampaan tilaan, jolloin käsitelty jätevesi voidaan johtaa ympäristöön huonontamatta pinta- ja pohjavesiä. Optimaalisessa tilanteessa käsitellyssä jätevedessä ravinteiden määrä (fosfori ja typpi) sekä kiinteän orgaanisen aineen pitoisuus on vähentynyt sellaiselle tasolle, mikä ei aiheuta muun ympäristön pilaantumista, ja syntyvä sivutuote eli liete käsitellään asianmukaisesti ennen lopullista sijoitusta. (Kangas 2017, Vorne ym. 2019)

Jätevesijärjestelmiä on yleisesti 4 eri tyyppiä: 1) sako- eli **saostuskaivot, -säiliöt**, 2) **umpisäiliöt**, 3) pien- eli **laitepuhdistamot**, ja 4) **maaperäkäsittely** (maasuodattamot ja maahanimeyttämöt) ja muut luontoperäiset järjestelmät kuten kosteikko- ja

pajupuhdistamot (Vorne ym. 2019). Kiinteistön koko järjestelmässä voi olla useita järjestelmätyyppejä eri käsittelyvaiheisiin, esimerkiksi esikäsittelijänä voisi olla 1-3 kpl saostuskaivoja, varsinaisessa käsittelyssä maasuodattamo ja jälkikäsittelijänä fosforinsaostuskaivo. Lisäksi järjestelmä voi olla kaksoisviemäröity, jossa wc-vedet eli **musta vesi** ja muu kiinteistön käyttämä suihku-, pesuvesi eli **harmaa vesi** johdetaan erilaisiin käsittelyjärjestelmiin. Esimerkiksi kiinteistön mustat vedet johdetaan umpisäiliöön, jonka loka-auto käy tyhjentämässä sovitusti, ja harmaat vedet kulkevat 2-osaisen saostuskaivojen jälkeen maahanimeyttämöön (Ståhl 2019).

Saostuskaivot ovat nykykriteerien mukaan vain jäteveden esikäsittelijöitä, joissa raskaampi aines vajoaa pohjaan kevyempien aineiden jääden pinnalle kellumaan eli sedimentoituminen tapahtuu. Saostuskaivojen pohjalle jäävä liete tyhjennetään 1-2 kertaa vuodessa, ja selvempi vesi kulkee kaivosta toiseen, kunnes purkautuu ulos seuraavaan käsittelyvaiheeseen tai suoraan maaperään. (Vorne ym. 2019) Kuntaliiton (2004) raportin mukaan normaalisti toimiva saostuskaivo poistaa jätevedestä keskimääräisesti 70 % kiintoaineesta, mutta vain 15 - 20 % kokonaistypestä ja -fosforista, jolloin saostuskaivon jälkeen tarvitaan jatkokäsittelyä.

Umpisäiliöt ovat vesitiiviitä järjestelmiä jäteveden väliaikaiseen säilömiseen, ja tavallisesti umpisäiliöitä käytetään herkillä alueilla, eli lähellä vesistöä ja pohjavesialueella, sijaitsevilla kiinteistöllä tai tiiviisti asutulla alueilla. (Vorne ym. 2019)

Laitepuhdistamot ovat valmis pakettiratkaisu jäteveden käsittelyssä, jossa mekaanis-kemiallis-biologiset menetelmät puhdistavat jätevettä. Mekaanisessa prosessissa kiinteä aines erotetaan (saostuskaivo-tyyppinen), kemiallisessa fosfori saadaan saostumaan tiettyjen kemikaalien lisäyksellä ja biologisessa prosessissa pidetään yllä bakteerikantaa, aktiivilietettä, jotka syövät jäteveden orgaanista ainetta. (Vorne ym. 2019)

Maaperäkäsittelyssä käytetään kiinteistön ympäristöstä riippuen joko maahanimeyttämöä tai maasuodattamo. Maahanimeyttämössä vesi johdetaan suoraan luontaiseen maaperään ja pohjaveteen. Maasuodattamossa jätevesi johdetaan rakennetun suodatinkerroksen läpi kokoomaputkeen, josta puhdistettu jätevesi puretaan ojaan. Maaperäkäsittely ei sovellu yksinään raakajäteveden puhdistukseen, vaan esikäsittelynä vaaditaan saostuskaivoja. (Vorne ym. 2019)

#### 2.1.4 Nykytekniikka kaivoissa

Kiinteistökohtainen vedenhankinta hoituu yleisimmin pohjavesivarantoihin turvautuvilla kaivoilla, joita on pääasiassa kaksi tyyppiä: kuilukaivot eli **rengaskaivot** ja kallioporakaivot eli **porakaivot**. Kiinteistökohtaisesti harvemmin käytetään kahta muuta tyyppiä: lähdekaivot ja siiviläputkikaivot. Siiviläputkikaivoja käytetään pääasiassa vesilaitoksissa ja isoimmissa yksiköissä. Lähdekaivot voivat olla monentyyppisiä, kuten rengaskaivojen läheisyydessä olevia veden lähteitä, tai katettuja lähteitä, tai padottuja lähteitä putkineen. (Lapinlampi ym. 2001)

Kaivon rakentamisessa omalle kiinteistölle ei vaadita lupia, mutta toisen kiinteistölle sijoittaessa on pyydettävä omistajan suostumus. Kaivon sijaintiin ja tyyppiin vaikuttaa kiinteistön ympäristön olot, ja veden riittävyys ja laatu on varmistettava pohjavesiselvityksissä. Hatvan ym. mukaan "valtaosa kiinteistökohtaisesta vedenhankinnasta perustuu moreenikerrostumista saatavissa olevaan pohjaveteen". (Hatva ym. 2008)

Rengaskaivo on tyypillisin ja halvin vaihtoehto kaivotyyppinä, ja joka voidaan rakentaa moreeni-, hiekka- ja soramaille. Kaivot ovat yleisimmin betonirenkaisia ja syvyys vaihtelee muutamista metreistä yli 20 metriin; tyypillisin syvyys on 5 m. Parhain sijainti rengaskaivolle on rinteiden alaosa, josta pohjavesi kulkeutuu kaivon pohjaan lisätyn suodatinsoran läpi. Savimaalle sijoitettu kaivo on epävarma, sillä pohjavettä ei muodostu savimailla saven tiiveydestä johtuen. (Hatva ym. 2008)



Porakaivot soveltuvat alueille, joissa maaperä on vettä vaikeasti läpipäästävää savikkoa, moreenia tai ehjää kalliota, jolloin rengaskaivoilla vedensaanti olisi vaikeaa. Kallioon porattu keskimääräisesti 60-70 metriä syvä reikä ottaa veden kallionruhjeista ja raoista, jolloin on otettava selville alueen kallion rakoilu, jotta veden riittoisuus olisi taattu. Kaivon yläpuoliset rakenteet, vesijohto ja pumppu, suojellaan betonirenkaisella huoltokaivolla, ja kalliopinnan ja maakerroksen välinen tila tiivistetään näin estäen pintavesien ja irtoaineksen pääsyn kaivoon. (Lapinlampi ym. 2001, Hatva ym. 2008)

### 2.1.5 Tapauksia kaivojen pilaantumisesta jätevesijärjestelmistä

Huonosti sijoitetun käymäläjärjestelmän tai muun jätetunkion pilaava vaikutus kiinteistön kaivoon on ollut yleistä varsinkin kaupunkioiloissa, joissa kiinteistöjen ahtaus yhdistettynä karjanhoitoon toi ongelmatilanteita. Kaivo saatettiin sijoittaa liian lähellä karjan lantasaaliötä tai jätetunkiota ja -tynnyreitä, joista jätevesi imeytyi maaperään ja kulkeutui kaivoihin. Veden kautta kulkeutuvat taudit olivat yleisiä, kuten lavantauti ja kolera, jotka verottivat kansaa, kuten 1917 Tampereella koettu lavantautiepidemia, jossa saastunut vesijohtovesi sairastutti 3000 käyttäjää ja 300 menehtyi. Pilaantuneita kaivoja myös määrättiin suljettavan, kun navetoista ja käymälöistä valuneet jätevedet aiheuttivat korkeita ammoniakki- ja muiden tyyppiyhdisteiden pitoisuuksia kaivovedessä. Näin tapahtui vuonna 1909 Tampereella 17 kaivon suhteen. (Juuti ja Wallenius 2005, Juuti ym. 2017)

Vaikka jätevesijärjestelmän sijoitus olisi sopiva kiinteistöllä, niin järjestelmän puutteellinen asennus ja suunnittelu sekä huolto ja ylläpito ovat aiheuttaneet kiinteistöillä muun muassa jäteveden tihkumista maan pinnalle, kaivon pilaantumista ja muunlaista ympäristön tilan huononemista, kuten lähiojien hajuhaittoja. Esimerkiksi vuosina 1998-2001 toiminut Hajasampo-projekti rakensi 82 kiinteistökohtaista jätevesijärjestelmää Pyhäjärven ympäristössä, ja raportoi syinä vanhan järjestelmän uusimiseen muun muassa järjestelmän toimimattomuus, hajuhaitat ja purkuojien huono kunto. Eräässä kiinteistössä vanhana

jätevesijärjestelmänä toimi kaksi umpikaivoa, joiden vuotaminen olisi voinut kauan jatkuessa pilata kiinteistön oman vedenottamon. (Kujala-Räty ja Santala 2001)

Huono suunnittelu ja sijoitus sekä kaivon että jätevesijärjestelmän osalta aiheutti USA:ssa Wyomingissa vuonna 2001 erään salongin 84 asiakkaalle vatsataudin (Parshionikar ym. 2003). Tutkimuksessa selvisi, että salongin pohjaveteen ja näin yksityiseen kaivoon oli vuotanut jätevettä kiinteistön jätevesijärjestelmästä. Vedestä löytyi ulosteperäisiä bakteereja ja ihmisten kalikiviruksia, jotka ovat yleisimpiä ruokamyrkytyksen aiheuttajia. Huomattiin, että sakokaivot olivat vioittuneita, ja yhden sakokaivon imeytyskenttä sekä molemmat sakokaivot sijaitsivat 15 metrin päässä kiinteistön kaivosta.

Myös Szabon ym. (2009) tutkimus haja-asutusalueen 136 kaivon vedenlaadusta osoitti erään porakaivon veden laadun huonontuneen todennäköisimmin kiinteistön jätevesijärjestelmästä, josta jätevesi oli suotautunut maakerrosten läpi edelleen syvälle kalliohalkeamia pitkin kaivoon. Kaivoveden liuenneen orgaanisen aineen (DOC) ja nitraatin pitoisuudet olivat koholla, sekä vedessä esiintyi ulosteperäisiä bakteereja. Kiinteistön sakokaivo sijaitsi kaivoon nähden vain 35 metrin päässä ja pohjaveden virtaukseen nähden yläpuolella, mikä on ollut jätevesijärjestelmän sijoituksessa ja suunnittelussa perinpohjainen virhe (Lapinlampi ym. 2001). Szabon ym. (2009) tutkimus huomasi myös korrelaation kaivoveden pH:n, värin ja DOC-pitoisuuksien nousussa suhteessa kiinteistön jätevesijärjestelmän läheisyyteen.

#### 2.1.6 Pohjavesilaitosten vedenlaadun ongelmat

Pitkäsen ym. (2011) tutkimus yhteensä 20 pienten ja keskisuurten pohjavesilaitosten riskiarvioinnissa löysi kaivon riittämättömän rakenteen suurimmaksi riskiksi vedenlaadun pilaantumiselle: huono suunnittelu altistaa kaivon pintavesien ja muun tulvinnan valunnalle. Myös maatalous ja muu maankäyttö nähtiin riskinä pohjavedelle ja näin kaivoveden laadulle, sekä lisäksi kunnan oma jätevesiverkosto

uhkasi viiden pohjavesilaitoksen veden laatua. Riskinarvioinnissa nähtiin myös haja-asutusalueen asukkaiden omien jätevesijärjestelmien liiallisen läheisyyden uhkaavan kaikkien laitosten pohjavesiä enemmässä tai vähemmissä määrin.

Myös Gallayn ym. (2006) tutkimus veden välityksellä levinneestä laajamittaisen ripuli-oksennustaudin puhkeamisesta Ranskassa Gourdon-kunnassa vuonna 2000 paljasti, että osasyyllisenä vatsatauti-epidemiaan oli asukkaiden puutteelliset jätevesijärjestelmät. 2600 asukkaan arvioitiin saaneen äkillisen ripuli-oksennustaudin kunnan pohjavesilaitoksen vedestä, josta löytyi suuri määrä *E. coli* eli lämpökestoisia koliformisia bakteereja, enterokokkeja, koliformisia bakteereja ja suolistoperäisiä streptokokkeja. Lisäksi asukkaiden ulostenäytteistä löytyi rota-, norovirusia ja kambylobakteereja. Ympäristöselvityksen mukaan kunnan pohjavesilaitos ja sen ottama pohjavesivaranto sijaitsee 15 talouden asuttamassa laaksossa, jossa harjoitetaan karja- sika- ja lammastaloutta. Joen tiedetään altistuvan maatalouden ravinnevalunnoille, karjatalouden laidunnalle, sekä lisäksi vedenpuhdistuslaitoksen jätevesi levitetään joen läheisille maille. Selvityksessä saatiin selville pohjavesilaitoksen veden lähteen ja joen olevan yhteydessä toisiinsa, sekä sen, että alueen 15 talouden jätevesijärjestelmät eivät olleet ajanmukaiset ja suurin osa järjestelmistä (13 kpl) päästi jäteveden käsittelemättömänä ympäristöön.

Vaativammasti toimivien jätevesijärjestelmien ongelmat tulevat ilmi viimeistään, kun ympäristön olosuhteet ovat normaalista tilasta poikkeavat. Esimerkiksi tavallista suurempi sadanta ja näin kasvanut pintavesien valunta voi lisätä pinta- ja pohjaveden välistä vaihduntaa näin heikentäen pohjaveden laatua. Edellä mainittu skenaario tapahtui vuonna 2004 USA:ssa Ohiossa South Bass Island -nimisellä saarella, jossa arviolta 1450 asukasta turistit mukaan luettuna saivat vatsatauti-oireita yksityisistä ja kunnallisista kaivovesistä, joihin oli päätyntä jätevesiä (Fong ym. 2007). Tutkimusryhmä arveli, että huonosti toteutetut jätevesijärjestelmät ja viime kuukausien tavallista korkeampi sadanta saivat aikaan pohjaveden saastumisen, lisäksi saaren huokoinen maaperä ja halkeamat

kalkkikivisessä maaperässä mahdollisti jätevesien entistä helpomman pääsyn pohjavesivarantoihin.

### 2.1.7 Vesihuollon kehitys

Viemäröinti, jäteveden puhdistus, järjestäytynyt vedenhankinta ja valvonta eli vesihuolto alkoi kehittymään tarpeesta ja pitkään jatkuneista ongelmista kaupungeissa: asukasmäärän kasvaessa yksityiset ja yleiset kaivo eivät riittäneet asukkaiden vedentarpeeseen, puutteellinen jäte- ja jätevedenhuolto aiheutti roskaantumista, hajuhaittoja ja kaivojen pilaantumista, ja puurakenteisissa kaupungeissa tulipalojen riski oli korkea ja näin tarvittiin toimivampi sammutusjärjestelmä eli vedenjakelujärjestelmä. Alun alkaen jätevesi- ja jätehuolto oli hajautettua kaupungeissa: kaupungin asukkaiden tuli itse hoitaa jätteensä, ja kun asukasmäärä kasvoi, niin puutteellinen jätteiden hävitys toi paljon ongelmia. Keskitetyn järjestelmän tultua, eli viemäröinnin ja vesiverkoston, jäteveden käsittelyn ja käyttöveden jakamisen vastuut siirtyivät kaupungille, kunnille ja vesiosuuskunnille. (Juuti ja Wallenius 2005, Juuti ym. 2017)

Kaupungit ja kunnat alkoivat ottamaan vastuuta vesihuollon organisoinnista, ja näitä myös velvoitettiin järjestämään viemäröinti ja vedenjakelujärjestelmät asukkailleen 1800-luvun lopulla. Kunnallisen ja kaupunkien itsehallinnon syntyminen vuosina 1865-1875 helpotti alueiden vesihuollon kehittymistä, ja näin vesi- ja viemärlaitoksien omistus kuului kunnille ja kaupungeille. Helsinkiin tuli viemärijärjestelmä vuonna 1880, ja 1890-luvulla Tampereelle, Turkuun ja Porvooseen tehtiin myös viemärlaitoksia. Vuonna 1879 voimaan tullut terveydenhoitoasetus oli muun muassa yksi merkittävimmistä velvoittajista kehittämään kaupunkien vesihuoltoa. Asetus määräsi, että kaupunkiin tuli perustaa terveydenhoitolautakunnat, jotka sitten edistävät ja valvovat terveydenhoitoa. Ulkomailta Suomeen levisi tietoa teknisistä ratkaisuksista; viemäröinnistä ja vedenpuhdistustekniikoista, ja näin Suomen ensimmäinen vesilaitos perustettiin Helsingissä vuonna 1876, joka otti vetensä joesta. Seuraavat

vesilaitokset perustettiin muun muassa Tampereelle vuonna 1882, Turkuun 1903 ja Lahteen 1910. Ensimmäinen vesivessa rakennettiin Helsingin Suomen pankkiin 1883, ja 1900-luvun alusta lähtien vesivessojen yleisyys alkoi kasvamaan. (Juuti ym. 2017)

Viemäroinnin tultua kaupunkeihin vuorostaan kaupunkien rannikot ja muut vesistöt alkoivat huonontua ja pilaantua jätevesien johtamisesta mereen ja isoimpiin vesistöihin. Jätevedenpuhdistamoita alettiin siten rakentaa 1900-luvun alusta lähtien, ja ensimmäiset valmistuivat Lahdessa ja Helsingissä vuoden 1910 aikana. Vesi- ja viemäriverkostot levisivät hiljalleen eri kaupungeissa ja taajamissa, ja joillain kiinteistöillä saattoi olla samaan aikaan kaupungin vesijohto mutta kuitenkin ulkokäymälä. Tampereella pohdittiin 1910-luvulla viemäriveden puhdistamisen tarpeesta, koska epäiltiin kaupungin Tammerkoski-vedenlähteen pilaantuvan viemärivesistä, mutta silloisen asiantuntijoiden mukaan ei koettu vielä tarvetta puhdistamiselle. Jäteveden käsittelyyn palattiin 1930-luvulla Tampereella, ja päätettiin pidentää viemäreiden purkupaikkaa kosken rannasta. Lopulta 1950-luvulla jätevedenpuhdistamo alettiin suunnitella ja ensimmäinen Tampereelle valmistui 1962. Useimmilla paikkakunnilla menettelytapa oli sama: talousvesiasioiden saatettua kuntoon alettiin kiinnittää jäljempässä huomiota jäteveden käsittelyyn. Esimerkiksi Poriin saatiin vesilaitos vuonna 1935, mutta jätevedenkäsittelylaitos 1967; muutenkin monessa kunnassa jätevedenpuhdistamo rakennettiin vasta 60- ja 70-luvuilla. (Juuti ym. 2017)

Vuonna 1949 tehty päätös kotitalouden rationalisoimiskomitean johdosta pyrki kehittämään vesihuoltoa maaseuduilla, minkä johdosta pienet vesilaitokset ja tahot saivat yhteiskunnallista ohjeistusta ja tukea vesihuollossa, ja näin taajamissa vesihuolto kehittyi ja parani. Vuonna 1962 voimaan tullut vesilaki (264/1961) oli ympäristön kannalta uraauurtava laki, joka ensimmäisenä velvoitti puhdistamaan jäteveden sekä velvoitti kuntia luvanvaraisesti jätevesien purkamisesta vesistöön. Kyseinen laki oli voimassa 50 vuotta, kunnes laki korvattiin vuonna 2012 voimaan tulleella vesilailla (587/2011). (Juuti ym. 2017)

Vuoden 1961 vesilaki kiihdyttikin kuntien jätevesilaitosten rakentamista, ja muutenkin 60-luvulla alettiin heräämään ympäristönsuojelullisiin näkökulmiin (Juuti ym. 2017). Yksi merkittävä vesihuollon organisaatio oli vuonna 1970 perustettu Vesihallitus, joka suoritti muun muassa vesi- ja viemärilaitosten valvontaa sekä edisti vesiensuojelua. Sen alaisuudessa olleet vesipiirit valvoivat lupien noudattamista ja toimivat aluehallintoviranomaisina. Vesihallitus toimi Vesi- ja ympäristöhallitus -nimellä vuosina 1986-1995, ja sen seuraajina oli alueelliset ympäristökeskukset 1995-2009 aikana, ja lopuksi ELY-keskukset vuodesta 2010 lähtien. (Valo 2019)

Toinen vesihuoltoa muuttanut laki oli 1974 voimaan tullut jätevesimaksulaki (Laki jätevesimaksusta, 610/1973), joka antoi kunnille oikeuden veloittaa asukkaita jätevesimaksulla vesihuoltokulujen kattamiseksi. Samalla tapahtui vedenkulutuksen reipas aleneminen, kun asukkaiden kaksinkertaiset vesilaskut kannusti veden säästämiseen. Kulutuksen vähenemiseen vaikutti myös vesilaitosten vesijohtovuotojen vähentämisselvitykset, verkoston huoltaminen, markkinoille tulleet tarkemmat vesimittarit ja vettä säästävät vesikalusteet. Vesi- ja viemärilaitosten siirtymistä saman tahon organisoitiin vuoden 1977 vesi- ja viemärilaitoslain seurauksesta (Laki yleisistä vesi- ja viemärilaitoksista, 982/1977) edisti entisestään toimivaa Suomen vesihuoltoa, sillä aikaisemmin viemärilaitoksen toiminta ja hallitseminen oli hajautettu (Juuti ym. 2017) Syntyikin yhteistermi vesi- ja viemärilaitoksista: vesihuoltolaitos.

Ympäristönsuojelulain (86/2000) tultua voimaan 2000 vesien pilaantumisen koskevat säännökset ja jätevesien johtamista koskevat säännökset siirtyivät vesilaista ympäristönsuojelulakiin. Seuraava merkittävä laki oli vuonna 2001 voimaan tullut vesihuoltolaki (119/2001, VHL), jossa kunnat veloitettiin kehittämään alueensa vesihuoltoa ja laatimaan kehittämissuunnitelman (Kuntaliitto 2004). Kunnalle asetettiin vesihuollon järjestämisvelvollisuus, ja kunnan tulee vahvistaa vesihuoltolaitoksen toiminta-alue eli minkä laitoksen verkostoon mikäkin alue kuuluu. Laki asetti myös yksittäisille kiinteistöille

liittymisvelvollisuuden, jos nämä sijaitsivat vesihuoltolaitoksen toiminta-alueella. Lisäksi vesihuoltolaki kosketti kaikkia vesihuoltolaitoksia: aikaisemmin osuuskuntien ja osakeyhtiöiden vesilaitoksiin ei välttämättä kohdistunut samanlainen lainsäädäntö kuin yleisiksi nimettyihin laitoksiin. Yhdenmukaistamista tapahtui myös laitoksen ja asiakkaan välisissä suhteissa ja maksuissa: sekä kunnallisessa että yksityisissä laitoksissa kaikki maksut ovat yksityisoikeudellisia. (Tolvanen ym. 2002)

Vesihuoltoa muokannut toinen muutos oli vuoden 1961 vesilain korvautuminen vuonna 2012 uudella vesilailla (587/2011, VL). (Ympäristöministeriö 2012) Päivittyneessä vesilaissa peruseriaatteet ovat samat ja uudistunut laki käsittelee vedenottotapaa, kun taas vesihuoltolain päivittyminen vuonna 2014 toi muutoksena vesihuoltolaitoksille selvilläolovelvollisuuden. Laitosten tulee olla selvillä verkoston kunnosta ja siihen kohdistuvista riskeistä. (Silfverberg 2017)

Nykyhetkellä 85 % Suomen talouksista kuuluu keskitetyn viemäroinnin verkostoon ja yli 90 % asukkaista käyttää vesihuoltolaitosten talousvettä. Vesihuoltolaitoksia on 1 500 kpl, joista noin 25 %:a on kunnan omistamia ja loput vesiosuuskuntien ja -yhteisöjen perustamia. Vesihuollon järjestämismvastuu on kunnalla, mutta vesihuoltopalvelun tuottajia voi olla monenlaisia alueesta riippuen. Vesihuollon järjestäjiä voi olla itsenäiset osuuskunnat, jakeluosuuskunnat, kunnan liikelaitokset sekä osakeyhtiöt tai teknisen viraston alainen taseyksikkö. Kaikkia tahoja kuitenkin ohjaa alueellisen vesihuollon yleissuunnitelma ja ELY-keskusten asettamat suuntaohjeet. (Silfverberg 2017)

#### 2.1.8 Vesihuollon vastuutahot ja osapuolet

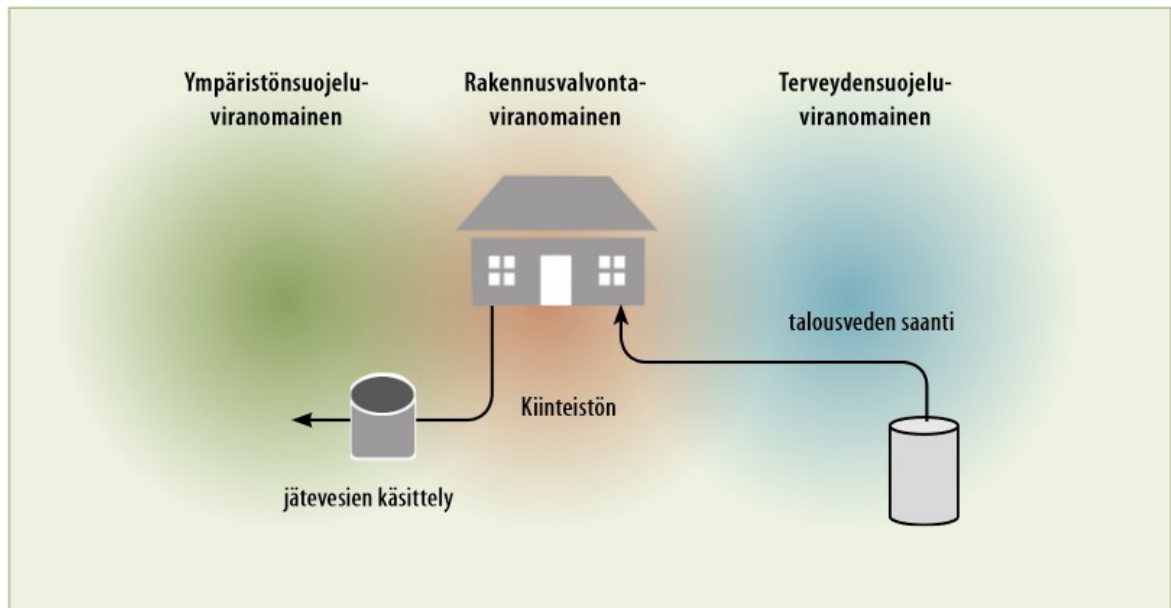
Mikäli kiinteistö ei sijaitse vesihuoltolaitoksen toiminta-alueella, on vesihuoltolain mukaisesti kiinteistön omistajalla itsellään vastuu järjestää asianmukainen jätevesijärjestelmä ja koko vesihuolto. Kiinteistön käyttötiheys ja tarkoitus, kuten onko vapaa-ajan asunto, kurssikeskus tai muu vastaava, ei vaikuta jäteveden

käsittelyvelvollisuuteen, vaan on aina järjestettävä tapaukseen sopiva käsittelyjärjestelmä puhdistamaan jäteveden. Mitään vesikäymäläjätettä ei saa johtaa puhdistamatta maahan, mutta vähäinen ja ympäristölle haitaton määrä kuivakäymäläjätettä on mahdollista johtaa käsittelemättömänä maahan (YSL 155 §). Kiinteistön omistajalla on kuitenkin oltava aina selvitys jätevesijärjestelmästä, vaikka kiinteistöllä ei olisi jätevesien käsittelyjärjestelmää tai kiinteistöllä syntyy vähäinen vesimäärä (YSL 157 §). (Kangas 2017)

Kiinteistön omistajalla tai haltijan vastuulla on lainsäädännön mukaan: järjestelmän kirjallinen selvitys, suunnitelma sekä hoito ja ylläpito eli käyttö- ja huolto-ohjeet, ja luvan hakeminen rakennushankkeissa. Kiinteistön omistaja voi saada apua sekä lupahankinnoissa että hoito- ja ylläpitotöissä jätevesisuunnittelijoilta ja kunnan viranomaisilta, mutta on aina omistajan vastuulla itsellään ottaa yhteys ja selvittää muun muassa liittymisestä kunnalliseen jätevesihuoltoon, löytää rakennusurakoitsijat ja jätevesisuunnittelijat tai sopia esimerkiksi loka-auton kanssa sakokaivojen tyhjentämisestä. (Kangas 2017)

Kiinteistön omistajaa auttaa, valvoo ja velvoittaa seuraavat tahot kuntatasolla (Kuva 1): 1) kunnan **rakennusvalvontaviranomainen**, 2) kunnan **ympäristönsuojeluviranomainen**/ ympäristölautakunta ja 3) kunnan **terveydensuojeluviranomainen**. Kunnasta riippuen toimet on voitu yhdistää yhdelle henkilölle tai kunnilla on yhteistoimintaa, kuten useamman kunnan ympäristönsuojelua voi hoitaa yksi ympäristölautakunta. Kaupalliselta puolelta osapuolia ovat **jätevesi-/ vesihuoltosuunnittelijat, urakoitsijat ja laitetoimittajat**, lisäksi puolueetonta neuvoa voi saada sekä alueen jätevesihankkeista ja -järjestöistä että valtakunnallisilta neuvojilta, kuten Omakotiliitto ry ja Huussi ry. (Kangas 2017, SYKE 2020a)





Kuva 1. Kiinteistön vedenhuollon jakautuneet kunnan palvelutahot (Kuva: Kangas 2017)

Rakennusvalvontaviranomainen on se, joka huolehtii rakentamista koskevien lupien käsittelystä ja rakennustyön aikaisesta valvonnasta. Jätevesijärjestelmän tapauksessa, kun kiinteistön omistaja aikoo rakentaa uuden tai muokata vanhaa järjestelmää, on tehtävä tai teetättävä suunnittelijalla jätevesisuunnitelma lupahakemuksen yhteydessä, jonka rakennusvalvontaviranomainen tarkastaa. Mikäli suunnitelma täyttää vaatimukset ja ovat maankäyttö- ja rakennuslain mukaisia, sekä luvan hankkija ja hankkeen toteuttaja ovat asiantuntevia ja päteviä, viranomainen hyväksyy suunnitelman ja antaa rakennusluvan. (Kangas 2017)

Kunnan ympäristönsuojeluviranomainen on valvova ja ohjaava taho, joka edistää ja kehittää kunnan ympäristönsuojelua ja tekee ympäristön tilan seuranta. Ympäristönsuojeluviranomainen voi yhteistyössä rakennusvalvontaviranomainen kanssa tehdä lupa-arviointia esimerkiksi silloin, kun kiinteistöllä tehdään uudisrakentamista vastaavaa remonttia, mikä saattaisi vaatia samalla myös jätevesijärjestelmän uudistamista. Ympäristönsuojeluviranomainen on se taho, joka antaa poikkeuslupia esimerkiksi vähäisen jätevesimäärän tapauksessa. Muutoin

kyseinen viranomainen voi tehdä tarkastuskäyntejä, antaa määräyksiä laiminlyönneissä, ja tavallisesti ohjaa kuntalaisia jätevesiasioissa. (Kangas 2017)

Terveydensuojeluviranomainen on terveydensuojelua edistävä ja valvova taho, joka ehkäisee ihmisen elinympäristöstä tälle terveydelle haittaavia tekijöitä. Viranomainen voi muun muassa velvoittaa kiinteistön omistajaa toimenpiteisiin, jos esimerkiksi puutteellisen jätevesijärjestelmän jätevesi on aiheuttanut terveyshaittaa alueella. Terveydensuojeluviranomainen valvoo myös talousveden laatua, ja voi tehdä lomittaista työtä ympäristönsuojeluviranomaisen kanssa esimerkiksi juuri jätevesien terveys- ja ympäristöriskien suhteen. (Kangas 2017)

Vesihuoltosuunnittelijat auttavat kiinteistön omistajia ja haltijoita juuri jätevesijärjestelmän suunnitelman teossa, järjestelmän valinnassa ja luvanvaraisuudessa sekä lupien hoidossa. Erinäiset hankkeet, kuten Länsi-Uudenmaan hajajätevesihanke, voivat tarjota ilmaista jätevesineuvontaa muun muassa järjestelmäratkaisuihin ja lainsäädännöstä. Laitetoimittajat voivat auttaa jätevesijärjestelmän huoltopalveluissa ja toimittajilta saadaan järjestelmän käyttö- ja huolto-ohjeet. (Kangas 2017)

Kunnasta ylöspäin mentäessä kuntien toimintaa ohjaavat ELY-keskukset, jotka luovat alueellisen yhteistyön kuntien välillä. Keskukset kehittävät ja edistävät alueellista vesihuoltoa, mikä palvelee pitkällä aikavälillä vesivarvoja. Valtakunnallisella tasolla Suomen vesihuoltoa, sen lainsäädäntöä ja vesivarantoja ohjaa maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö ja ministeriön tulosohjaama SYKE - Suomen ympäristökeskus, joka tekee soveltavaa tutkimusta ja tuottaa tietoa. (Kangas 2017)

Vesihuollossa talousveden turvallisuudesta ja laadusta kuntatasosta ylöspäin valvoo aluehallintovirastot eli AVIt ja sen ympäristöterveydenhuollon ylitarkastajat. Valtakunnallisella tasolla sosiaali- ja terveysalan lupa- ja valvontavirasto Valvira ohjaa kuntien viranomaisia, ja ylimpänä johtona on

sosiaali- ja terveysministeriö, joka laatii Suomen talousveden laatuvaatimukset. (Sosiaali- ja terveysministeriö 2020)

### 2.1.9 Hajavesilainsäädännön kehitys

Ennen haja-asutusten jätevedettä ja sen ympäristövaikutuksia määritteli vesilaki ja terveydensuojelulaki, erityisesti vuoden 1961 vesilaki (264/1961) asetti vähimmäisvaatimuksen jätevesijärjestelmästä rakennuslupien yhteydessä (Kangas 2017). Silloinen vähimmäisvaatimus oli saostuskaivo, jonka huomattiin olevan riittämätön, kun haja-asutuksen vesistökuormitus kasvoi. 2000-luvun alkupuolella rakennus-, ympäristö- ja vesihuoltolainsäädäntö uudistui radikaalisti, mikä toi muutoksia ja uusia vaatimuksia myös haja-asutusalueiden jätevesien käsittelyyn (Kuntaliitto 2004). Vuonna 2000 voimaan tullut ympäristönsuojelulaki (86/2000) kosketi myös haja-asutuksen jätevesipäästöjä ja näiden velvollisuuksia olla pilaamatta ympäristöä, jolloin aikaisempi vesilain vähimmäisvaatimus kumoutui (Kangas 2017).

Vuonna 2004 tuli voimaan ensimmäinen jätevesiasetus, "Valtioneuvoston asetus talousjätevesien käsittelystä vesihuoltolaitosten viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla" (542/2003), joka koski suoraan haja-asutusalueiden jätevesikäsittelyä ja näiden järjestelmien puhdistusvaatimuksia (Kangas 2017). Asetus laati käsittelyvaatimuksen orgaanisen aineksen, kokonaisfosforin ja -typen osalta (BHK<sub>7</sub>, P, N), jossa puhdistustehon prosenttilukua verrataan kuormituslukuun, eli yhden henkilön vuorokaudessa tuottaman jäteveden keskimääräiseen kuormituksen grammoina (g/hlö/d), jotka olivat orgaaniselle ainekselle 50 g/d, kokonaisfosforille 2,2 g/d ja kokonaistypelle 14 g/d. Puhdistusvaatimus oli silloin 90 %:a orgaanisen aineen, 85 %:a kokonaisfosforin ja 40 %:a kokonaistypen osalta. Samassa jätevesiasetuksessa vaadittiin myös selvitys sekä huoltokirja jätevesijärjestelmästä, jotka tulee tarvittaessa esittää viranomaiselle. Kaikki vaatimukset tuli täyttää 10 vuodessa asetuksen voimaantulosta, ja asetus velvoitti sekä olemassa olevia järjestelmiä että tulevien kiinteistöjen jätevesijärjestelmiä.

Voidaan siten olettaa, että kaikki 2004 jälkeen rakennettujen kiinteistöjen jätevesijärjestelmät täyttävät myös nykyiset käsittelyvaatimukset, koska rakennusluvan saamisen edellytyksenä oli 1.1.2004 jälkeen se, että järjestelmä täytti jätevesiasetuksen (542/2003) vaatimukset. Huomattiin kuitenkin, että vanhojen järjestelmien osalta vaatimusten täyttä ei onnistunut, jolloin vuonna 2011 ympäristönsuojelulakiin tuli muutoksia sekä lisäksi vanha jätevesiasetus (542/2003) korvattiin uudella jätevesiasetuksella: "Valtioneuvoston asetus talousjätevesien käsittelystä vesihuoltolaitosten viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla" (209/2011) (Kangas 2017). Puhdistustehoa ja siirtymäaika muutettiin uudessa asetuksessa sekä annettiin kiinteistökohtaisia poikkeuksia. Uusi vähimmäisvaatimus puhdistustehosta oli lievennetty, 80 % (BHK<sub>7</sub>), 70 % (P) ja 30 % (N) ja siirtymäaika pidennettiin viidellä vuodella eli tehostamistoimet oli saavutettava viimeistään 15.3.2016. Poikkeusmahdollisuudet koskivat muun muassa kiinteistöjä, jossa jäteveden määrä oli vähäinen, tai mikäli kiinteistön omistajan korkea ikä tai heikko taloudellinen tai terveydellinen tilanne on esteenä. (Kangas 2017)

Edelleenkin vaatimuksia ei täytetty eikä niitä pidetty kohtuullisina, jolloin vuonna 2015 hajajätevesilainsäädäntöä alettiin taas muokata hallituksen työryhmän osalta, mikä eteni hitaasti (Kangas 2017). SYKEN kyselytutkimus vuodelta 2014 jätevesineuvojien kokemuksista parin vuoden aikaisilta neuvontakäynneiltä paljasti yleisimmäksi syyksi kunnostushaluttomuudelle sen, että asukkaat kokivat saneerauksen liian kohtuuttomaksi. Myös jätevesiasetuksen pysyvyyteen ei uskottu eikä asukkailla ollut varmaa tietoa, tuleeko juuri omaa järjestelmää uusia (SYKE 2014). Myös Länsi-Uudenmaan hajajätevesihankkeen (LINKKI) tekemän vuoden 2015 tilannekatsauksen mukaan asukkaiden halukkuus uudistaa järjestelmänsä oli matala, koska epävarmuus lainsäädännön muutoksista oli suuri sekä uutisointi vaikutti asenteisiin negatiivisesti (Virkkunen ja Peuraniemi 2015).

Uusin ja nykyhetkeä koskettava hajajätevesiasetus ja ympäristönsuojelulain (527/2014) muutos (19/2017) tuli voimaan 3.4.2017 korvaten vuoden 2011

asetuksen: “Valtioneuvoston asetus talousjätevesien käsittelystä viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla” (157/2017). Suurimpana muutoksena oli se, että ne ennen 2004 rakennetut kiinteistöt, jotka sijaitsevat 100 metrin päässä vesistöistä tai pohjavesialueella, olivat velvoitettuja täyttämään vaatimukset 31.10.2019 mennessä. Muilla alueilla sijaitsevat kiinteistöt eivät ole enää määräaikaan sidottuja, vaan perustason puhdistusvaatimus on täytettävä silloin, kun kiinteistöllä tehdään luvanvaraisia jätevesijärjestelmän muutostöitä tai muita suurempia luvanvaraisia remonttistöitä. Perustason puhdistusvaatimukset olivat samat kuin vuoden 2011 asetuksessa, eli orgaaninen aines 80 %, fosfori 70 %, typpi 30 %. Edelleen kaikilta kiinteistöiltä sijainnista riippumatta vaaditaan aina selvitys kiinteistön jätevesijärjestelmästä sekä sen käyttö- ja huolto-ohjeet. Poikkeusmahdollisuudet koskivat vähäisten jätevesien kiinteistöjä, sekä korkeaa ikäistä tai heikkoa sosiaalisekonomisen tilanteen omaavaa henkilöä. (Kangas 2017)

#### 2.1.10 Hajajäteveden nykyinen lainsäädäntö

Haja-asutuksen jäteveden käsittelyä koskee useampi laki ja asetus (Taulukko 1) (Kangas 2017, Vorne ym. 2019). Tärkeimmät niistä ovat haja-asutusalueella asuvan kiinteistön omistajan kannalta **ympäristönsuojelulaki** (527/2014) ja sen muutos (19/2017) sekä **hajajätevesiasetus** (157/2017). Kyseisissä laissa veloitetaan puhdistamaan jätevedet, annetaan käsittelyvaatimukset ja veloitetaan kiinteistön omistajaa laatimaan ja hankkimaan jätevesijärjestelmän selvitys, suunnitelma sekä huolto- ja käyttöohjeet.

Taulukko 1. Jäteveden lainsäädäntö

Säädös	Tarkoitus
Ympäristönsuojelulaki (527/2014, YSL) ja sen muutos (19/2017), luku 16	Pohjaveden ja maaperän pilaamiskielto Jäteveden puhdistusvelvollisuus Käsittelyvaatimukset, perustason puhdistusvaatimus: orgaaninen

	aines 80 %, kokonaisfosfori 70 %, kokonaistyyppi 30 %
Valtioneuvoston asetus talousjätevesien käsittelystä viemäriverkostojen ulkopuolisilla alueilla (157/2017, Hajajätevesiasetus)	Määritetään kuormitusluku Ohjeellinen puhdistusvaatimus pilaantumiselle herkille alueille: orgaaninen aines 90 %, kokonaisfosfori 85 %, kokonaistyyppi 40 % Ohjeet jätevesijärjestelmän selvityksen, suunnitelman, ohje- ja huoltokirjan sisällölle
Vesilaki (587/2011, VL)	Vesivarojen, vesistöjen kestävä käyttö ja turvaaminen Suoja-alueet pohjaveden turvaamiseksi -> jätevesien johtamisessa
Vesihuoltolaki (119/2001, VHL)	Vesihuollon, eli viemäroinnin ja puhtaan veden saannin, turvaaminen kunnan asukkaille Asukkaan oikeudet ja velvollisuudet: velvollisuus liittyä viemäriverkoston, velvollisuus hoitaa oman kiinteistön vesihuolto Kiinteistökohtaisen jätevesijärjestelmän rakennus- ja toimenpideluvat, käyttö- ja huolto-ohjeet
Maankäyttö- ja rakennuslaki (132/1999, MRL) ja sen asetus (895/1999, MRA)	Kiinteistökohtaisen jätevesijärjestelmän rakennus- ja toimenpideluvat, käyttö- ja huolto-ohjeet
Jätelaki (646/2011, JL) ja sen asetus jätteistä (179/2012, JA)	Jätevesijärjestelmistä muodostuneen lietteen käsittely ja kunnan vastuu kerätä ja käsitellä liete Jätehuollon järjestäminen
Terveydensuojelulaki (763/1994, TSL) ja sen terveydensuojeluasetus (1280/1994, TSA)	Talousveden turvallisuus, laatu Käymälöiden, kompostien, viemäreiden sijoitus, vaatimukset, haittojen ehkäisy Terveyshaittojen ehkäisy, mitä tulee nestemäisiin jätteisiin, viemäriin sijoitukseen

### 2.1.11 Talousveden lainsäädäntö

Suomessa talousvedellä on laaja lainsäädäntö (Taulukko 2) (Silfverberg 2017, Valvira 2020), josta haja-asutusalueen kiinteistön omistajaan kohdistuu pääasiassa seuraavat lait (Vorne ym. 2019): vesihuoltolaki (119/2001), vesilaki (587/2011, VL), ympäristönsuojelulaki (527/2014, YSL), terveydensuojelulaki (763/1994, TSL) ja pieni talousvesiasetus (401/2001). Myös metsälaki (1093/1996) ohjaa kiinteistön omistajaa, jos tämä harkitsee lähteen käyttöä vedenhankinnassa: luonnontilaisten lähteen luonnontilaisuutta ei saa vaarantaa kaivon rakennuksen yhteydessä.

Mikäli kiinteistön haltijalla/ omistajalla ei ole mahdollisuutta liittyä vesiosuuskuntaan tai paikallisen vesihuoltolaitoksen verkostoon, on kiinteistön omistajalla itsellään vastuu järjestää talousveden saannista omalle kiinteistölleen (Vesihuoltolaki 119/2001). Pinta- ja pohjaveden ottamisesta säädetään vesilaissa (587/2011), jossa vesi- ja maa-alueen omistajalla on oikeus ottaa pinta- ja pohjavettä ilman lupia, mikäli vesi on tavanomaista kiinteistökohtaista käyttöä varten ja pohjaveden otto ei haittaa yleistä etua. Kun pohjavettä ottaa toisen alueelta tai sijoittaa kaivon toisen alueelle, tarvitaan omistajan lupa. Vesilaitteiston sijoittaminen ilman lupaa sekä oman että toisen maalle on oikeutettua edellyttäen, että laitteistoista koitua haitta jää pieneksi. Ympäristönsuojelulaissa (527/2014) on pohjaveden pilaamiskielto (17 §) ja puhdistamisvelvollisuus (133 §), mikä velvoittaa myös kiinteistön omistajaa, ja tämän velvollisuutta olla pilaamatta toimillaan pohjavettä.

Terveydensuojelulain mukaan (763/1994) talousveden tulee olla terveydelle haitatonta, ja kiinteistön omistajan on pidettävä huolta vettä käsittelevästä laitteistosta, jotta terveyshaittaa ei koidu. Yksittäisten talouksien kaivovesien mikrobiologiset ja kemialliset laatuvaatimukset ja -suositukset on tarkemmin

kerrottu pienessä talousvesiasetuksessa (401/2001), ja samassa asetuksessa määritetään kaivon omistajan oma vastuu veden laadusta ja järjestelmästä. Asetuksen mukaan kaivoveden laadun valvonta on kunnan terveysuojeluviranomaisella, joka voi tehdä tarkastuskäyntejä sekä käyttää määräysvaltaa kiinteistön omistajaa kohtaan, jos kaivoveden epäillään aiheuttavan terveyshaittaa. Laatuvaatimukset perustuvat kansalliseen juomavesidirektiiviin (Neuvoston direktiivi 98/83/EY), jossa EU:n tasolla määritetään juomaveden laadusta (Valvira 2020)

Taulukko 2. Talousveden lainsäädäntö (Muokattu: Valvira 2020)

Säädös	Tarkoitus haja-asutusalueen asukkaan kannalta
Terveysuojelulaki (763/1994, TSL) ja sen terveysuojeluasetus (1280/1994, TSA) Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista (1352/2015, Talousvesiasetus) ja sen muutosasetus 683/2017.	Talousveden turvallisuus, laatu
Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista (401/2001, Pieni talousvesiasetus) Vesihuoltolaki (119/2001, VHL)	Kaivoveden kemialliset ja mikrobiologiset laatuvaatimukset ja -suositukset
Vesilaki (587/2011, VL)	Asukkaan oikeudet ja velvollisuudet: velvollisuus liittyä viemäriverkostoon, velvollisuus hoitaa oman kiinteistön vesihuolto
Ympäristönsuojelulaki (527/2014, YSL)	Vesivarojen, vesistöjen kestävä käyttö ja turvaaminen; talousveden hankinta
Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä (1040/2006)	Pohjaveden ja maaperän pilaamiskielto



Laki vesienhoidon ja merenhoidon  
järjestämisestä (1299/2004,  
Vesienhoitolaki)  
Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle  
vaarallisista ja haitallisista aineista  
(1022/2006)  
Ympäristöministeriön asetus rakennusten  
vesi- ja viemärlaitteistoista (1047/2017)  
Valtioneuvoston asetus vesitalousasioista  
(1560/2011)  
Valmiuslaki (1552/2011)  
Säteilylaki (859/2018, SÄL)

---

## 2.2 VillageWaters ja Hajavesihelppi

VillageWaters-hankkeen eri kumppanimaiden keräämän ja tuottaman tiedon avulla luotiin Hajavesihelppi-verkkopalvelu hankkeen nettisivuille ([www.villagewaters.eu](http://www.villagewaters.eu)), jonka avulla haja-asutusalueen asukas voi kiinteistö-/kyläkohtaisesti vertailla jätevesijärjestelmiä teknologian, puhdistustehon ja kustannusten kannalta. Verkkopalvelu oli saatavilla vuoden 2018 lopusta lähtien, ja palvelu päivitettiin viimeiseen ulkoasuun helmikuussa 2019, jonka jälkeen Hajavesihelppiä voi käyttää 9 vuotta eli niin kauan kun verkkosivuja ylläpidetään. (Heiskanen ym. 2019)

Hajavesihelppiin on koottu tietokantaa, johon jokainen kumppanimaa (Suomi sisältäen Ruotsin, Viro, Latvia, Liettua, Puola) on kerännyt hankkeen aikana valmistajilta ja maahantuojilta tiedot markkinoiden nykyisistä jätevesijärjestelmistä, joiden peruspuhdistusvaatimukset perustuvat maiden omiin lainsäädäntöihin sekä myös koko EU:n tasolla Neuvoston direktiiviin yhdyskuntajätevesien käsittelystä (91/271/ETY). Verkkopalvelussa käyttäjä voi valinta-, suodatustoimilla löytää omaa tilannetta vastaavan jätevesijärjestelmäratkaisun, ja tiedonhankinnassa käytetään seuraavia parametreja: maa, kapasiteetti, teknologia, mitat ja hinnat. Palvelu tarjoaa tuloksena käyttäjän kriteereihin parhaiten soveltuvat järjestelmät, joiden perustiedot ja

laskennalliset lisätiedot kertovat muun muassa käyttöiän, sähkönkulutuksen vuorokaudessa, järjestelmän ilmastovaikutukset ja rehevöittävät vaikutukset ja järjestelmän kokonaiskustannukset vuodessa. (Heiskanen ym. 2019)

### 2.3 Kaivovesien laadun tutkiminen HPLC-SEC:llä

Suomessa yksityisten kiinteistöjen kaivovesi on pohjavettä, joka on muodostunut pintavesistä maaperässä suotautumalla, jolloin kaivovedessä tavattava luonnollinen, liuennut orgaaninen aines (NOM ja DOM = natural organic matter, dissolved organic matter) on yleisimmin peräisin luonnonvesien humusaineesta ja proteiinien aminohapoista ja peptideistä. Veden orgaanisen aineen ominaisuuksien määrittäminen korkean erotuskyvyn nestekromatografia kokoekskluusiolla eli HPLC-SEC:llä auttaa selvittämään orgaanisen aineen alkuperää. Näiden orgaanisten ainesten tunnistaminen perustuu muun muassa niiden fluoresoiviin ominaisuuksiin, jolloin orgaanisen aineen ominaisuuksien määrittelijöitä fluoresenssitutkimuksissa ovat humus- ja proteiinityypiset yhdisteet: humusaineen **humushapot ja fulvohapot** ja aminohapoista **tryptofaani ja tyrosiini**. (Hudson ym. 2007)

Veden orgaanisen aineen molekyyli massasajakauamaa (MWD, molecular weight distribution) pystytään tutkimaan HPLC-SEC -analyysillä, joka erottaa luonnollisen orgaanisen aineksen eli NOMin rakenneosat niiden koon mukaan (Matilainen ym. 2002). Eri yhdisteiden erottuminen perustuu menetelmässä käytettyihin detektoreihin, jotka tunnistavat materiaalissa tapahtuneen atomin/molekyylin virittymisen korkeammalle energiatasolle energian johdosta ja virittyneen tilan purkautumisen emissiona, jonka detektori lukee (Hudson ym. 2007). Tässä tutkielmassa detekteroina olivat UV-Vis diodirividetektori UV-absorbanssin tutkimisessa ja fluoresenssidetektoria fluoresoivien yhdisteiden tutkimisessa.

Varsinainen molekyylikokojen erottuminen tapahtuu, kun näyte kulkee huokoisen SEC-kolonnin läpi, jossa eri kokoiset NOMin osat pureutuvat kolonnin huokoiisiin

eri voimakkuuksilla ja irtoavat sitten tunnistettavaksi laitteen detektorille, mitä kutsutaan retentioajaksi. Pienen molekyyli­massan yhdisteet tunkeutuvat syvemmälle kolonnin huokosiin ja pysyvät siten pidempään kolonnissa kuin isompi kokoiset yhdisteet, jolloin niiden retentioaika on pidempi ja ne näkyvät kromatogrammissa myöhempinä piikkeinä. (Pelekani ym. 1999)

Määrittäksessä saadaan siten kromatogrammit piikkeineen, josta erotellaan eri molekyyli­massojen osuudet: korkea molekyyli­massa (HMW=high molecular weight), keskivälin molekyyli­massa (IMW=intermediate molecular weight) ja matala molekyyli­massa (LMW=low molecular weight). Kromatogrammissa molekyyli­koko-osuuksien tulosta ilmaistaan piikkikorkeutena yksikkönä mAu (milliAmpereUnits): piikin korkeus, PH (= peak height), näyttää tietyn molekyyli­koko-osuuden NOMin määrää. NOMin kokonaismäärää ilmaistaan HPLC-SEC -kromatogrammin kaikkien piikkien summana eli SPH (= sum of peak heights). (Matilainen ym. 2002).

Kaivoveteen päätyneet orgaanisen aineksen alkuperä tulkitaan kromatogrammeista: puhtaassa kaivovedessä esiintyy vähäisiä molekyyli­massaosuuksia tai puuttuu HMW-, IMW ja LMW-osuudet kokonaan osoittaen vähäistä NOM määrää. Mikäli vedessä esiintyy kohonneita HMW-osuuksia, se osoittaa pintavesien NOMien vuotamista kaivoon. Mikäli vedessä esiintyy taas kohonneita LMW-osuuksia, se voi osoittaa jätevesiperäistä vuotoa kaivoihin (Szabo ym. 2009).

Tulosten luotettavuuteen voi vaikuttaa adsorptio­vuorovaikutukset sekä hydrofobiset ja sähköstaattiset vuorovaikutukset liuennan yhdisteiden ja HPLC-SEC- kolonnin geelin välillä, jolloin kokoekskluusiossa voi tapahtua epätoivottuja sekundaarisia vuorovaikutuksia. (Pelekani ym. 1999)

## 3 AINEISTO JA MENETELMÄT

### 3.1 Näytteet

#### 3.1.1 VillageWaters-hankkeen Gennarby-pilotti

Gennarbyträsket-järven ympärillä oleva Gennarby-kylä koostuu noin kymmenestä taloudesta, joista vakinaisasutusta on järven pohjoispuolella ja eteläpuolella loma-asutusta. Gennarbyssä on ollut ennen meijeri ja suurempaa maataloutta, mutta nykyisin seudulla harjoitetaan maataloutta harrastusmielessä. Omakotitalojen jätevesijärjestelmät olivat 2-osaisia sakokaivoja kivipesällä yksinkertaisella maahanimeytyksellä, ja ne oli rakennettu 1970-luvulla. Kiinteistöjen käyttövesikaivot olivat rengaskaivoja ja sijaitsivat kukin eri suhteessa jätevesijärjestelmästä ja järvestä (Kuva 2, Taulukko 3). Hankkeen johdosta kylän kiinteistöt liitettiin kunnalliseen vesi- ja viemäriverkostoon kesällä 2017, sekä maa- ja valokuitukaapelit liitettiin sähkökaapeleiden tilalle vuonna 2017.



Kuva 2. Gennarbyn tutkielman neljän kaivon (GB1-4) sijainnit. (Kuva: Google 2018 satelliittikuva)

Taulukko 3. Gennarbyn neljän kaivon (GB1-4) ominaisuudet.

Gennarbyn		Ominaisuudet		
rengaskaivot	Sijainti	Etäisyys sakokaivoon	Korkeussuhde sakokaivoon	Muuta huomioitavaa
	GB1	Pelto	60 m	Alapuolella
GB2	Pelto	80 m	Tasossa	
GB3	Ranta	80 m	Alapuolella	Etäisyys järveen 10 m
GB4	Metsä	200 m	Yläpuolella	

VillageWaters-hankkeen aikana myös Gennarbyträsket-järven tilaa seurattiin yksittäisillä näytteenotoilla ja järveen asennetulla jatkuvatoimisella mittausasemalla 2016 lähtien syksyyn 2018 asti. Mittausasema mittasi puolen tunnin välein muun muassa lämpötilaa, pH:ta ja sinilevöpitoisuutta. Järvi on pienikokoinen (22,5 ha) ja siihen kohdistuva kuormitus on peräisin pääosin metsästä ja osittain järven itäpuoleisilta pelloilta (LUVY 2020). Järven valuma-alue on noin 63 % ja peltoa noin 9 % (LUVY 2020). Järveen laskeva yksi joki sijaitsee järven itäpuolella ja järvestä lähtevä joki länsipuolella, jossa sijaitsee myös järven mittausasema.

### **Kaivovesinäytteet**

Kaivovesinäytteet otettiin neljästä kaivosta ennen (12.6.2017) ja jälkeen (27.9.2017) muutostöiden. Näytteet nimettiin GB1, GB2, GB3 ja GB4, ja ennen näytteiden ottamista sanko näytteenottoa varten huuhdeltiin kolme kertaa kaivovedellä ennen kuin varsinainen näyte laskettiin pulloon. Litran pulloon otettiin näyte kaivovesianalyysijä varten ja autoklaavattuun pulloon näyte mikrobiologisia analyysejä varten. Näytteitä säilytettiin viileässä, ja laboratoriotyöt suoritettiin 1-3 päivän jälkeen näytteenotosta.

## Järvivesinäytteet

Gennarbyträsket-järvestä otettiin kaksi näytettä kahdesta eri paikasta litran pulloihin molemmilla näytteenottokerroilla (12.6.2017 ja 27.9.2017). Näytteet otettiin käsin upottamalla pullo suoraan veteen, jonka jälkeen näytteitä säilytettiin viileässä. GennarbyP-niminen näyte otettiin järven länsipuolelta laiturin päästä, jossa sijaitsi myös järveden mittausasema (Kuva 3 ja 4). GennarbyE-niminen näyte otettiin järven itäpuolelta järveen laskeutuvan joen varrelta (Kuva 3). Joki kulki metsätien alta rumpuputken läpi, ja näyte otettiin putken laskunoron läheisyydestä (Kuva 4).



Kuva 3. Gennarbyträsket-järven näytteidenottosijainnit. (Kuva: Liiteri, 9.3.2018, [www.liiteri.ymparisto.fi](http://www.liiteri.ymparisto.fi))



Kuva 4. Järvivesinäytteiden (GennarbyP ja GennarbyE) näytteidenottoaikat.  
(Kuva: Linda Mutanen 2017)

### 3.1.2 VillageWaters-hankkeen Nurmijärvi-pilottikohde

Nurmijärvellä omakotitalon kiinteistön jätevesijärjestelmään kuuluu 3-osainen saostussäiliö ja pumpulla toimiva maasuodattamo (Uponor), joka rakennettiin 90-luvun alussa (Kuva 5). Jätevesijärjestelmä sijaitsee 20 metrin päässä ja alapuolella kiinteistön porakaivosta. Järjestelmässä saostussäiliöstä nostetaan pumpun avulla jätevedet suodatuskentälle, jonka läpi mentyään vesi purkautuu läheiseen ojaan. Suodatuskenttä oli tukkeutunut käytön myötä, jolloin vanhan suodatuskentän viereen tehtiin uusi maasuodattamo kesällä 2017.



Kuva 5. Nurmijärven 3-osainen saostussäiliö ja maasuodattamo, (Kuva: Linda Mutanen 2017)

Tutkimusta varten kerätyt kaivovesinäytteet otettiin ennen (2.6.2017) ja jälkeen (9.10.2017) rakennustöiden. Kiinteistön keittiön hanasta otettiin 5 minuutin veden juoksutuksen jälkeen rinnakkaisnäytteet NJ1 ja NJ2: litran pulloon otettiin näytettä kaivovesianalyysia varten ja lasiseen autoklaavattuun pulloon mikrobiologisia analyyseja varten. Näytteitä säilytettiin kylmässä (+ 7 °C) ja laboratorioanalyysit tehtiin 1-3 päivän jälkeen näytteiden otosta.

### 3.1.3 Vertailuaineisto: Suovaara ja Konnevesi

Tutkimuksen kaivovesi- ja järvivesinäytteitä vertailtiin orgaanisen aineen määrityksissä toisen tahojen kerättyihin kaivovesi- ja järvivesinäytteisiin, joita oli kaivovesinäyte Suovaaralta omakotitalon kaivosta 16.4.2017 ja yliopistolta tullut järvivesinäyte Konnevedeltä. Näytteitä oli säilytetty kylmässä (+ 7 °C) ennen määritysten tekoa.



### 3.2 Kaivovesianalyysit

Kaivovesianalyyseissä määritettiin kiinteistöjen kaivoveden **mikrobiologinen laatu**, eli koliformisten bakteereiden kokonaismäärä ja lämpökestoisten koliformisten bakteereiden lukumäärä, sekä **fysikaalis-kemiallinen laatu**: kemiallinen hapenkulutus (KMnO<sub>4</sub>-luku ja CODMn), liuennut orgaaninen hiili (DOC) ja kokonaistyyppi (TN), alkaliteetti ja kokonaiskovuus, pH ja sähkönjohtavuus, väri, sameus ja UV/VIS-absorbanssit. (Kuva 6)



Kuva 6. Tutkielman kokeellisen osion eri analyysivaiheita. (Kuva: Linda Mutanen 2017)

#### 3.2.1 Mikrobiologiset analyysit

Bakteerinäytesuodatus koliformisten bakteereiden ja lämpökestoisten koliformisten bakteereiden kokonaismäärän määrittämiseen suoritettiin mukaillen SFS4088 standardia. Suodatuslaitteen metalliset osat ja apuvälineet steriloitiin liekittämällä ja jäähdytettiin autoklaavatulla vedellä, sekä autoklaavatulla vedellä läpisuodatettiin suodatusosa vakuumia käyttäen.

#### Koliformiset bakteerit

Varsinaista näytettä laitteiden steriloinnin jälkeen suodatettiin 100 ml:n verran 0,45 µm:n kalvosuodattimen läpi (Whatman ME25/21 ST 47 mm, 0,45 µm), jonka jälkeen

suodatin asetettiin ruutupuoli ylöspäin kasvatusmaljalle (LES Endo -agar). Näytteelle tehdään kontrollinäyte autoklaavatulla vedellä, joka suodatettiin samalla tavalla kuin näytekin. Lopuksi näyte ja kontrolli pidettiin lämpökaapissa (Memmert)  $35\pm 0,5$  °C  $24\pm 3$  h ajan. Pesäkkeiden lukumäärä laskettiin suodattimelta kappalelaskurilla ja ilmoitettiin koliformisten pesäkkeiden kokonaismääränä (1).

$$x \left[ \frac{PMY}{100} ml \right] = \frac{\text{pesäkkeiden lkm} \cdot 100}{\text{suodatettu näyte ml}} \quad (1)$$

Gennarbyn kaivovesien tapauksessa pesäkkeitä oli niin paljon, että niitä ei pystynyt laskemaan yksitellen, jolloin suodatus tehtiin uudestaan 1) mittaamalla 20 ml näytettä ja loput autoklaavattua vettä 100 ml:stä ja 2) mittamalla 25 ml vettä ja loput autoklaavattua vettä (75 ml). Saadut pesäkelukumäärät kerrottiin 20 : 100 -näytesyhteessä viidellä ja 25 : 100 -näytesyhteessä neljällä.

### **Fekaaliset koliformiset bakteerit**

Fekaaliset koliformiset bakteerit määriteltiin samalla tekniikalla kuten koliformiset bakteerit kontrollinäytteen kanssa, mutta kasvatusalustana käytettiin MFC agaria ja lämpökaapin lämpönä oli  $44,5\pm 0,5$  °C. 24 tunnin jälkeen pesäkkeiden lukumäärä laskettiin ja tulos ilmoitettiin fekaalisten koliformisten pesäkkeiden kokonaismäärä (1).

### 3.2.2 Kemiallinen hapenkulutus (KMnO<sub>4</sub>-luku ja CODMn)

Kemiallinen hapenkulutus määriteltiin standardin SFS 3036 mukaan kaliumpermanganaatin hapetuksella. Kaliumpermanganaattiliuoksen (KM<sub>n</sub>O<sub>4</sub>) kulutus oli määritelty keittämällä 20 minuuttia näyte- ja nollanäyte eli blank-koeputkia kiehuessa vedessä. Esivalmisteluna tehtiin KMnO<sub>4</sub>-laimennos lisäämällä 2,5 ml 0,02 M KMnO<sub>4</sub>-liuosta 25 ml:n astiaan, ja loput täytettiin autoklaavatulla vedellä.

Koeputkiin oli lisätty 10 ml näytteen/ blankin lisäksi 0,5 ml 4 M rikkihappoa ja 2 ml  $\text{KMnO}_4$ -liuosta, ja keittämisen ja jäädyttämisen jälkeen putkiin lisättiin 1 ml kaliumjodidia ja 250  $\mu\text{l}$  tärkkelystä indikaattoriksi. Putkia titrattiin 0,01 M natriumtiosulfaattiliuoksella, kunnes sininen väri hävisi. Kuluneen titraatin näytteestä ja blankista laskettiin kemiallinen hapenkulutus (2).

$$\text{COD}_{\text{Mn}} = (V_2 - V_1) \times c_1 \times 800, \quad (2)$$

jossa  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  = näytteen kemiallinen hapenkulutus, mg/l

$V_1$  = näytteen titraamiseen kulunut natriumtiosulfaatin tilavuus, ml

$V_2$  = blankin titraamiseen kulunut natriumtiosulfaatin tilavuus, ml

$c_1$  = natriumtiosulfaatin konsentraatio, mol/l

800 = puolet hapen moolimassasta ilmaistuna mg ja jaettuna näytetilavuudella

Saadun kemiallisen hapenkulutuksen ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ) avulla laskettiin  $\text{KMnO}_4$ -luku (mg/l) kaavalla  $3,95 \times \text{COD}_{\text{Mn}}$ .

### 3.2.3 DOC ja TN

Liuennot orgaaninen aines määriteltiin DOC-analysointilaitteella (Shimadzu TOC-L) NPOC-metodilla (Non-Purgeable Organic Carbon). Ensin 20 ml näytettä suodatettiin 0,45  $\mu\text{m}$ :n ruiskusuodattimen (Sartorius Minisart CA) läpi putkeen, jota on poltettu uunissa 450 °C:ssa neljä tuntia. Näytteisiin, referenssiin (Jyväsjärvi), blankkeihin ja standardilioksiin lisättiin 80  $\mu\text{l}$  suolahappoa (2 M), jonka jälkeen analysointilaitteella mitattiin referenssi- ja suodatetun veden ohella näytteen liuenneen orgaanisen hiilen määrän (DOC) ja kokonaistypen (TN).

### 3.2.4 Alkaliteetti ja kokonaiskovuus

**Alkaliteetti** määritettiin standardin EN ISO 9963-1 mukaan, jossa 50 ml näytettä titrattiin suolahapolla (20 mmol/l), kunnes pH muuttui 4,5:teen. Mikäli hapon kulutus oli yli 5 ml, titraus tehtiin 100 mmol/l suolahapolla samaan näytemäärään. Kokonaisalkaliteetti laskettiin lopuksi kuluneen hapon määrän mukaan kaavasta (3).

$$A_T = \frac{c_{HCl} \cdot V_1 \cdot 1000}{V_2}, \quad (3)$$

jossa  $A_T$  = kokonaisalkaliteetti [mmol/l]

$c_{HCl}$  = suolahapon konsentraatio [mol/l]

$V_1$  = kuluneen suolahapon tilavuus [ml]

$V_2$  = vesinäytteen tilavuus [ml]

**Kokonaiskovuus** määritettiin standardia SFS 3003 mukailleen, jossa 50 ml näytteeseen lisättiin SFS 3003:n mukaista puskuria 4 ml muuttaen näytteen pH:n 10 ja erikromimusta T:tä 100 mg indikaattoriksi muuttaen liuoksen viininpunaiseksi, ja titrattiin Na-EDTA:lla (etyleenidiamiinitetraetikkahappo), kunnes liuoksen väri muuttui siniseksi. EDTA-kulutuksen mukaan laskettiin kaavasta veden kovuus (4).

$$X = \frac{c \cdot V_1 \cdot 1000}{V_2}, \quad (4)$$

jossa  $X$  = kokonaiskovuus [mmol/l]

$c$  = EDTA-titrantin konsentraatio [mol/l]

$V_1$  = titraukseen kuluneen EDTA tilavuus [ml]

$V_2$  = näytteen tilavuus [ml]

### 3.2.5 pH, sähkönjohtavuus

pH mitattiin pH-mittarilla (Mettler Toledo SevenEasy AG) sen jälkeen kun kalibroitiliuosten ja näytteiden lämpötila oli säädetty +20 °C:kseen, sekä elektrodi oli kalibroitu puskuriliuoksissa (pH 7,00 ja pH 4,00). Näytteitä samalla sekoitettiin ja pH-tulokset merkittiin noin kahden minuutin jälkeen elektrodin asettamisesta.

Vesinäytteiden sähkönjohtavuus mitattiin johtavuusmittarilla (Hanna instruments HI 9635) sen jälkeen kun mittari oli kalibroitu kolmessa +20 °C:ssa kalibroitiliuoksessa ja kun näytteiden lämpötila oli säädetty +20 °C:kseen. Näytteitä samalla sekoitettiin ja tulokset merkittiin noin kahden minuutin jälkeen mittarin asettamisesta.

### 3.2.6 Väri, sameus ja UV- ja Vis-absorbanssi

Väriä määritettiin Hellige-komparaattorilla, jossa standardilevyillä olevia värejä verrattiin näytteen väriin. Näyte suodatettiin 0,45 µm:n ruiskusuodattimen (Sartorius Minisart CA) läpi, jonka jälkeen spektrofotometrillä (Hitachi U-1500) näkyvällä valolla (Vis) 465 nm:lla mitattiin väriä ja UV-absorbanssia 254 nm:lla. Sameus määritettiin sameusmittarilla (Merck Turbiquant 1500 IR) sen jälkeen kun laite oli kalibroitu kolmella kalibrointinesteellä ja putki oli huuhdeltu näytteellä kolme kertaa.

## 3.3 Orgaanisen aineen määrittäminen vesistä HPLC-SEC:llä

HPLC-SEC:llä tarkasteltiin viiden eri kaivoveden (NJ, GB1-GB4), kahden eri järvivesinäytteen (GennarbyP, GennarbyE), yhden referenssikaivon (Suovaara) ja yhden referenssijärven (Konnevesi) orgaanisen aineen molekyyli-massajakaumaa. Näytteet esikäsiteltiin 0,45 µm:n ruiskusuodattimella (Sartorius ja VWR, 25 mm, CA) 1 ml:n verran koeputkiin, ja näytteet pakastettiin odottamaan HPLC-SEC -analyysia, joka suoritettiin pakastuksesta 1 - 22 päivän kuluttua. Osa koeputkista

oli haljennut säilytyksen aikana, muun muassa syyskuun Gennarby-kaivojen (GB1, GB2 ja GB4) koeputket, jolloin suodatus tehtiin uudestaan ennen HPLC-SEC-ajoa.

Määrittys tehtiin HPLC Shimadzu -laitteella käyttäen kolonnina Phenomex Yarra 3000x, ja ajoliuksena 5 M fosfaattipuskuria 1 ml/min virtausnopeudella ja 30 µl:n injektioilavuudella. Detektoreina käytettiin UV-Vis diodirividetektoria (SPD-M20A, Shimadzu) UV-absorbanssin tutkimisessa 254 nm -aallonpituudella, ja toisena detektorina fluoresenssidetektoria (Prominence RF-20Axs, Shimadzu), jolle oli asetettu kahdeksan eri virittymis/emissio-aallonpituusparia (excitation/emission). Tyrosiinin kaltaisille yhdisteille Ex./Em. 220/310 nm ja 270/310 nm, tryptofaanin kaltaisille yhdisteille Ex./Em. 230/355 nm ja 270/355 nm, fulvohapon kaltaisille yhdisteille Ex./Em. 240/440 nm ja 330/425 nm sekä humushapon kaltaisille yhdisteille Ex./Em. 270/500 nm ja 390/500 nm. Ensimmäisinä mainitut virittymis/emissio -aallonpituusparit perustuvat Jyväskylän yliopistolla tehtyihin EEM-menetelmän (excitation-emission matrix) tuloksiin (Ignatev ja Tuhkanen 2019) ja jälkimmäiset perustuvat kirjallisuuteen.

Kromatogrammeista eroteltiin LabSolutions Postrun Analysis -ohjelmalla retentioaikojen ja piikkien perusteella fraktiot, eli integroitiin, (HMW, IMW, LMW) kirjallisuuteen perustuen (Matilainen ym. 2002, Szabo ym. 2009, Szabo ja Tuhkanen 2010), joista laskettiin Excel 2016 -ohjelmalla piikkien pinta-ala PA (= peak area) ja piikkien pinta-alan summa SPA (= sum of peak areas), ja UV254-absorbanssin tapauksessa piikkien korkeuksien summa SPH (= sum of peak heights). Piikkien erottelussa päätettiin retention alkavan 4 minuutin kohdalla ja loppuvan 12-15 minuutin kohdilla. Excel 2016 -ohjelman sirontakuvaajan arvojen lineaarisella suuntaviivalla ja  $R^2$ -arvolla määritettiin korrelaatioita kaivovesien orgaanisen aineen määrittäjien ja HPLC-SEC -tulosten SPA:n kesken.

## 4 TULOKSET

### 4.1 Kaivovesitulokset

Kaikkien viiden kaivon ominaisuudet kahdelta eri ajankohdalta löytyy Taulukosta 4. **NJ-kaivon** vedenlaadussa tapahtui nousua syksyllä liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) ja kokonaistypen (TN) osalta, ja koliformisia bakteereita löytyi lokakuun näytteestä (2 kpl), joita ei löytynyt kesän näytteestä.

**GB1-kaivossa** mikrobiologisten ominaisuuksien osalta syksyn näytteestä löytyi kaksinkertainen määrä kesän näytteeseen verrattuna, mutta vuorostaan *E. coli* bakteereja ei ollut läsnä syksyn näytteessä toisin kuin kesällä. KMnO<sub>4</sub>- ja CODMn-lukujen osalta syksyn näytteessä pitoisuudet pienentyivät.

**GB2-kaivon** koliformisten bakteereiden määrä kohosi syksyllä melkein kaksinkertaisesti sekä *E. colien* määrä nelinkertaistui. KMnO<sub>4</sub>-luku nelinkertaistui syksyn näytteenotossa kevään arvosta ja CODMn-luku kasvoi kolminkertaisesti myös syksyllä.

Yhtä lailla **GB3-kaivon** koliformisten bakteereiden määrä kohosi syksyn näytteenotossa, ja yksi *E. coli* bakteeripesäke löytyi syksyllä. Vuorostaan syksyllä KMnO<sub>4</sub>- ja CODMn-pitoisuudet alenivat noin puolella kesän pitoisuuksista. DOC- ja TN-pitoisuudet laskivat syksyllä.

**GB4-kaivossa** tapahtui syksyllä lähes kaikissa ominaisuuksissa laskua, pelkästään pH, alkaliteetti ja kokonaiskovuus kasvoivat. Erityisesti koliformisten bakteereiden määrä laski kesän 442 pesäkelukumäärästä syksyn 30 pesäkelukumäärään.

Kun viittä kaivoa verrattiin toisiinsa, NJ-kaivossa oli suurin alkaliteetti, kokonaiskovuus ja pH keskimäärin kaikista kaivoista. Kaikissa kaivoissa tapahtui syksyn näytteenotossa pH:n ja kokonaiskovuuden kasvua verrattuna kesän näytteisiin, sekä jokaisessa kaivossa, paitsi GB4:ssä, nousi syksyn näytteenotossa

koliformisten bakteereiden määrä. DOC-pitoisuuden keskiarvo kaikista kaivoista oli 1,74 mg/l, ja suurimmat DOC-pitoisuudet olivat kesällä GB1-3 -kaivoissa, ja syksyllä NJ- ja GB1-2 -kaivoissa. Suurimmat TN-pitoisuudet löytyivät GB2- ja GB3-kaivoista.

Taulukko 4. Tutkielman kaivojen laatumääritysten tulokset, joista Nurmijärven (NJ) näytteet kesällä (2.6.2017) ja syksyllä (9.10.2017), sekä Gennarbyn (GB1-4) kesällä (12.6.2017) ja syksyllä (27.9.2017).



Ominaisuudet	Kaivot									
	NJ Kesä	NJ Syksy	GB1 Kesä	GB1 Syksy	GB2 Kesä	GB2 Syksy	GB3 Kesä	GB3 Syksy	GB4 Kesä	GB4 Syksy
Alkaliteetti (mmol/l)	2,3	2,4	0,48	0,64	0,27	1,44	0,6	0,7	0,35	0,64
Koliformiset bakteerit (35 ° C, 24h) PMY/100 ml	0	2	122	264	188	354	83	156	442	30
<i>E. coli</i> (44 ° C, 24h) PMY/100 ml	0	0	15	0	11	47	0	1	0	0
Kokonaiskovuus (mmol/l)	0,43	0,87	0,32	0,35	0,25	0,41	0,45	0,48	0,21	0,33
KMnO4-luku (mg/l)	2,2	0,4	4,74	2,53	3,95	12	5,5	2,8	5,7	1,42
CODMn (mg/l)	0,5	0,1	1,2	0,64	1	3	2	0,72	1,44	0,36
pH	7,2	7,9	6	6,6	5,9	6,5	5,9	6,4	6,1	7,1
Sameus (NTU)	0,06	0,02	2,04	2,2	1,7	1,7	0,18	0,41	1,32	0,12
Sähköjohtavuus (µS/cm)	225	243	96	71	105	96	181	157	65	58,4
Väri	<5	<5	<5	10	<5	5	<5	5	5	5
DOC (mg/l)	0,65	2	1,73	1,76	2,54	2,25	2,16	1,59	1,59	1,11
TN (mg/l)	0,03	0,1	1,21	1,28	5,60	5,14	5,81	3,89	0,23	0,16

## 4.2 HPLC-SEC tulokset

Kromatogrammeissa löydettiin kesän näytteistä 4-6 piikkiä ja syksyn näytteistä 4-5 piikkiä, jotka numeroitiin 0-V. Piikkien ero molekyyliainemassojen osuudet jaettiin seuraavasti: piikit 0, I ja II ovat HMW-osuuksia (= high molecular weight, korkea molekyyliainemassa), piikit III kuuluvat IMW-osuuksiin (= intermediate molecular weight, keskivälin molekyyliainemassa), ja loput piikit IV ja V kuuluvat LMW-osuuksiin (= low molecular weight, matala molekyyliainemassa).

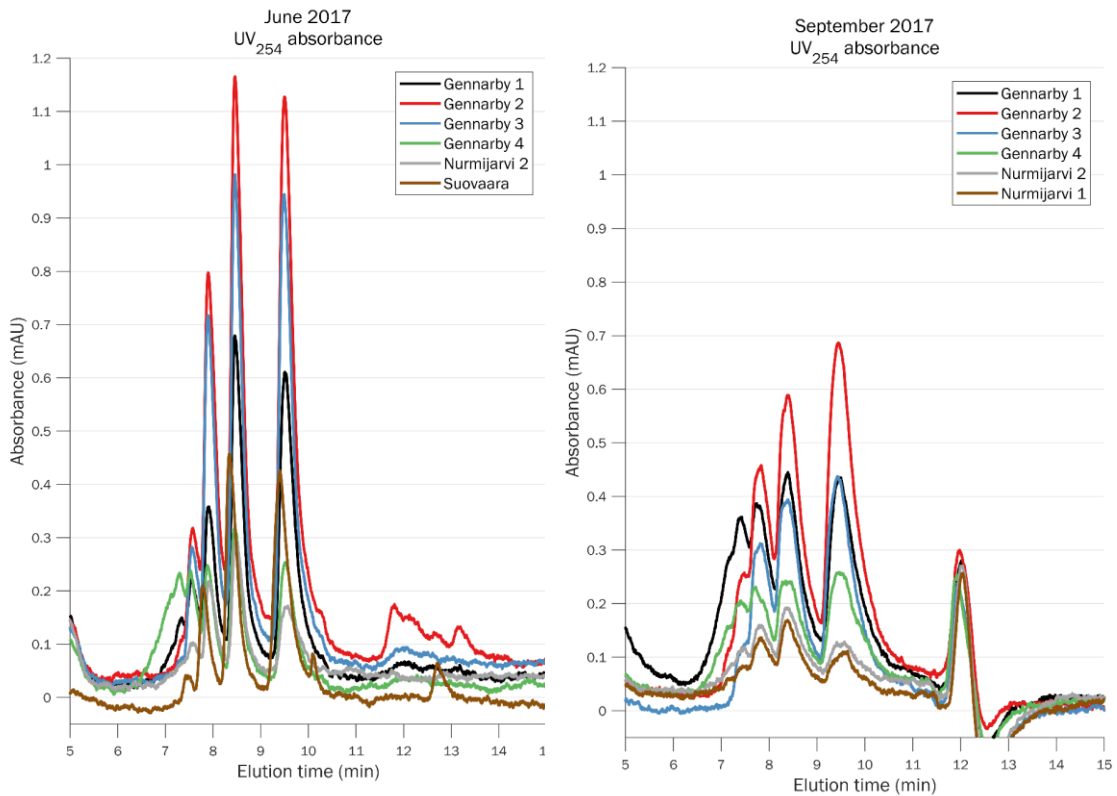
### 4.2.1 UV254

Kun tarkasteltiin UV-absorbanssin 254 nm -aallonpituudella tutkielman viiden kaivon ja referenssikaivon (Suovaara) eroja kesän ja syksyn mittauksissa, kesän kromatogrammin piikit olivat suurempia (Kuva 7) ja piikkien korkeuksien summat (SPH) olivat kesällä suuremmat jokaisessa kaivossa (Kuva 8). Jokaisessa kaivossa syksyllä 12 minuutin retentioajan kohdalla on reipas piikki verrattuna kesän kromatogrammeihin (Kuva 7).

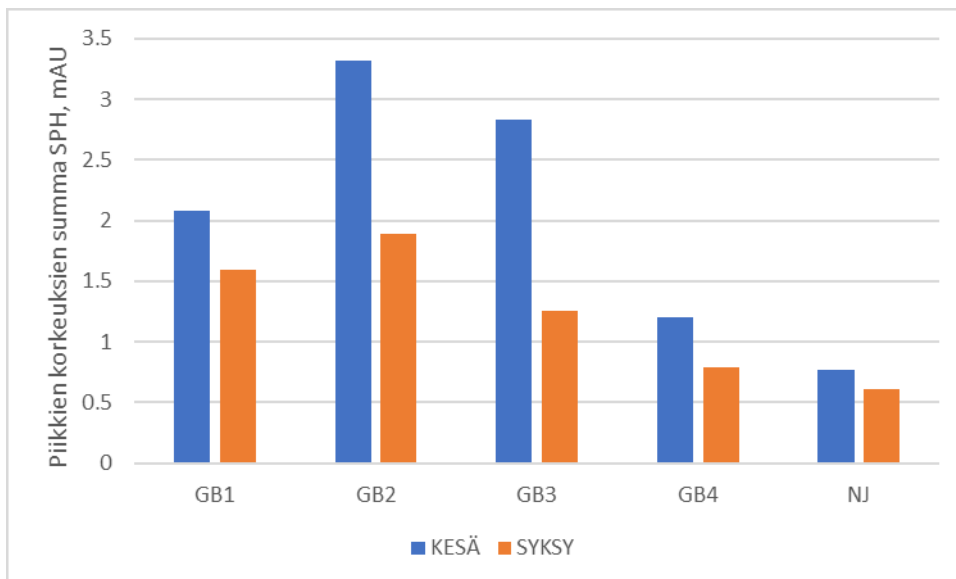
Kesän näytteissä eri piikkien prosentuaalisissa osuuksissa SPH:sta keskimäärin HMW-osuus, eli piikit 0, I ja II, oli kaikissa viidessä kaivonäytteessä suurin osuus (keskiarvo 39,8 %) (Kuva 9). Eriteltynä HMW-osuus oli korkein **GB1-kaivolla** (37 %), **GB4-kaivolla** (55 %) ja **NJ-kaivolla** (41 %). IMW-osuus jäi yleisesti toiseksi suurimmaksi osuudeksi kaikissa kaivoissa (ka 33 %), jolloin LMW-osuus oli keskimäärin 28 %. LMW-osuus, eli piikki IV -osuus, oli kolmannes **GB1-, GB2- ja GB3 -kaivoilla**, kun taas GB4-kaivolla ja NJ-kaivolla LMW-osuus jäi noin 20 %:iin.

Syksyn näytteissä HMW-osuus on edelleen keskiarvoisesti suurin (36,2 %) kaikista kaivoista, ja erityisesti **GB1-kaivolla** ja **NJ-kaivolla** HMW-osuus oli suurin eli 46 % ja 45 % mainitussa järjestyksessä. IMW-osuus oli syksyn tuloksissa vaihteleva, välillä tasoissa muiden osuuden kanssa, mutta keskimääräisesti pienin osuus (ka 31 %). LMW-osuus oli keskimäärin 31,8 %, ja erityisesti **GB3-** (43 %) ja **GB4-kaivoissa** (33 %) LMW-osuudet olivat suurimmat, ja **GB1-kaivossa** LMW- ja IMW-osuudet

olivat yhtä isot (27 %), ja **GB2-kaivossa** HMW- ja LMW-osuudet olivat yhtä isot (35 %). (Kuva 9)



Kuva 7. UV254-absorbanssin kromatogrammit kaivovesille kesällä ja syksyllä.



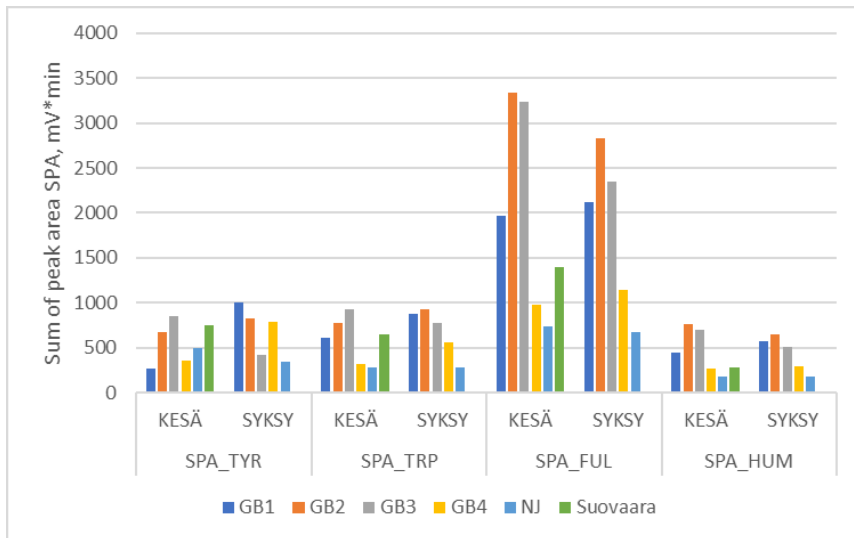
Kuva 8. Kaivovesien UV254-kromatogrammien SPH kesälle ja syksyille.



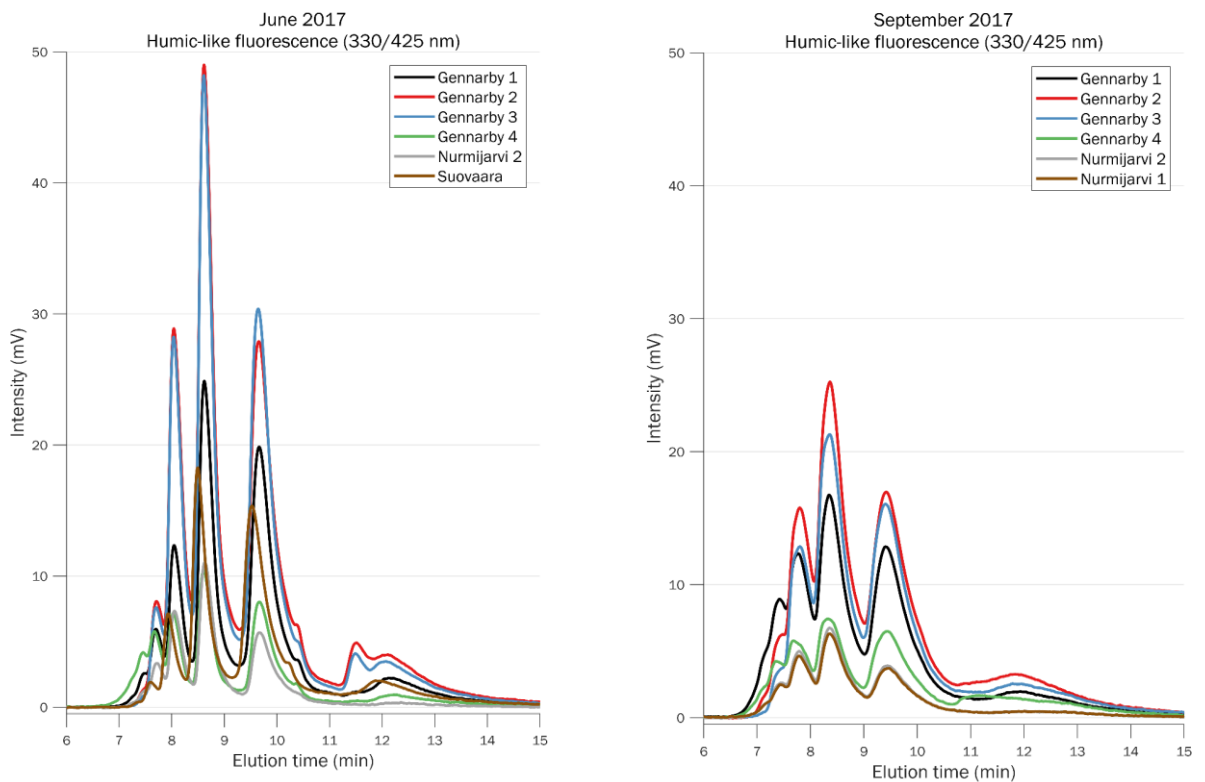
Kuva 9. Piikkien %-osuus SPH:sta (UV254) kesällä ja syksyllä kaivovesissä.

#### 4.2.2 Fluoresoivien yhdisteiden kromatogrammit

Tutkielman viiden kaivoveden ja referenssikaivon fluoresoivien yhdisteiden (humusaineen **humushapot ja fulvohapot** ja proteiinien aminohapoista **tryptofaani ja tyrosiini**) kokonaismääriä tutkittiin piikkien pinta-alojen summista (SPA) kesältä ja syksyltä (Kuva 10). Kaikissa kaivoissa fulvohapon (FUL) kokonaismäärä on suurin sekä kesän että syksyn näytteissä, ja erityisesti **GB1-, GB2- ja GB3 -kaivoilla** fulvohapon SPA on suurin. Sama voidaan nähdä syksyn näytteenoton fulvohapon kaltaisten yhdisteiden (330/425 nm) kromatogrammissa (Kuva 11), jossa selvästi erottuu GB1-, GB2- ja GB3 -kaivojen suurempi piikki-intensiivisyys, kun taas Nurmijärven kahden verrokinäytteen (Nurmijärvi 1, Nurmijärvi 2) piikit ovat pienemmät, kuten myös GB4-kaivon.

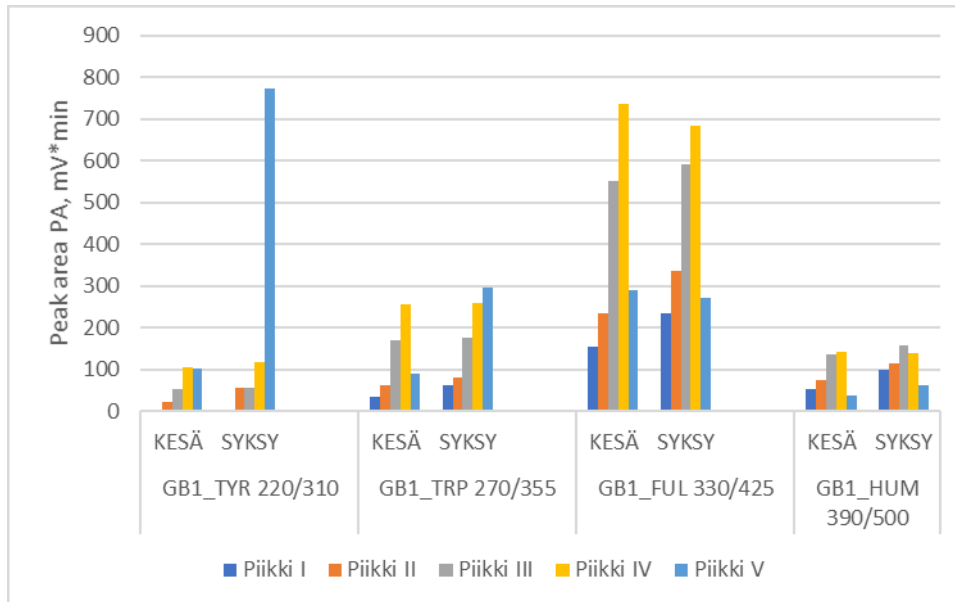


Kuva 10. Fluoresoivien yhdisteiden (TYR, tyrosiini; TRP, tryptofaani; FUL, fulvohappo; HUM, humushappo) piikkien pinta-alojen summat (SPA) kesällä ja syksyllä kaivovesissä.



Kuva 11. Fulvohapon kaltaisten yhdisteiden (330/425 nm) kromatogrammit kesän ja syksyn näytteissä.

**GB1-kaivolla** kunkin yhdisteen määrä kasvaa syksyllä jossain määrin, erityisesti tyrosiinin (TYR) määrä kasvaa syksyn näytteessä (Kuva 12). Kun tarkastellaan tyrosiinin kaltaisten yhdisteiden (220/310 nm) piikkien osuuksien kokoa eri näytteenottokertoina, niin syksyn piikki V:n, eli LMW-osuuden, pinta-ala on huomattavan suuri.

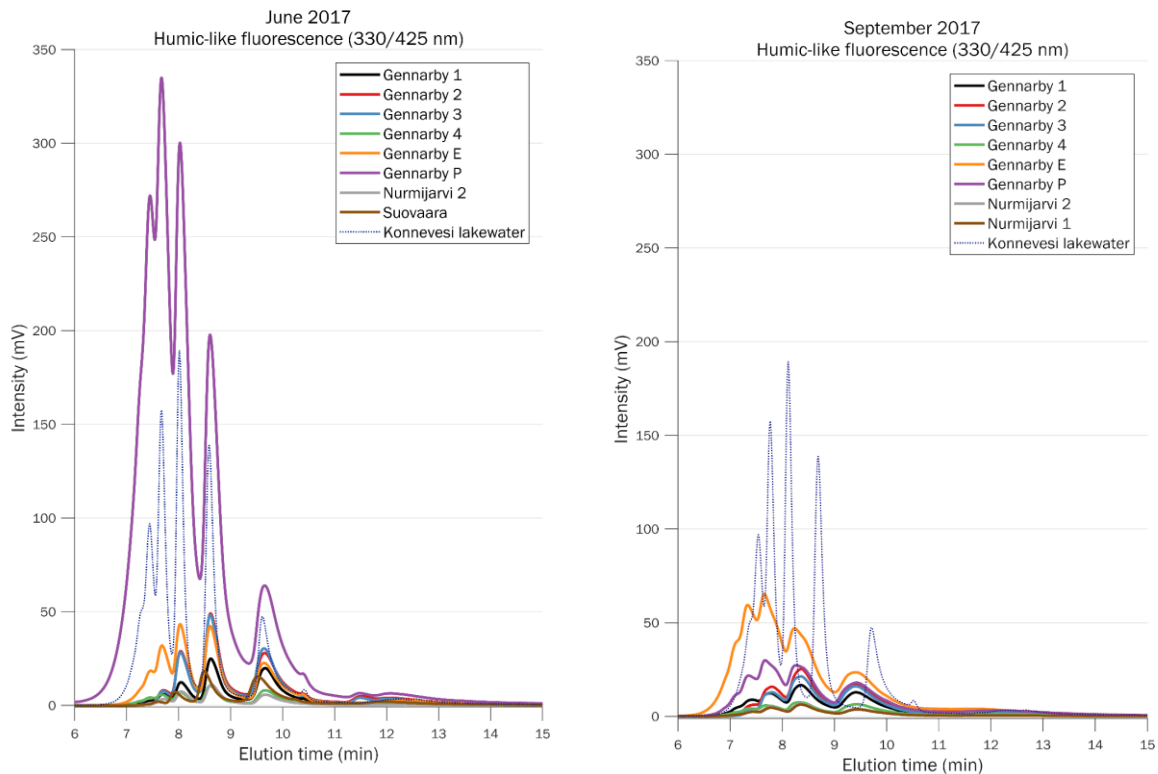


Kuva 12. GB1-kaivon syksyn ja kesän näytteiden fluoresoivien yhdisteiden eri piikkien pinta-alat.

**GB2-kaivossa** fulvohapon kokonaismäärä (~2800-3300 mV\*min) on huomattavasti suurempi muista yhdisteistä kesällä ja syksyllä, kun taas muiden fluoresoivien yhdisteiden SPA ovat 640-930 mV\*min luokissa (Kuva 10). Humusaineiden (FUL, HUM) tapauksessa SPA:t laskivat syksyn näytteissä kun taas proteiiniyhdisteiden (TYR, TRP) määrät nousivat.

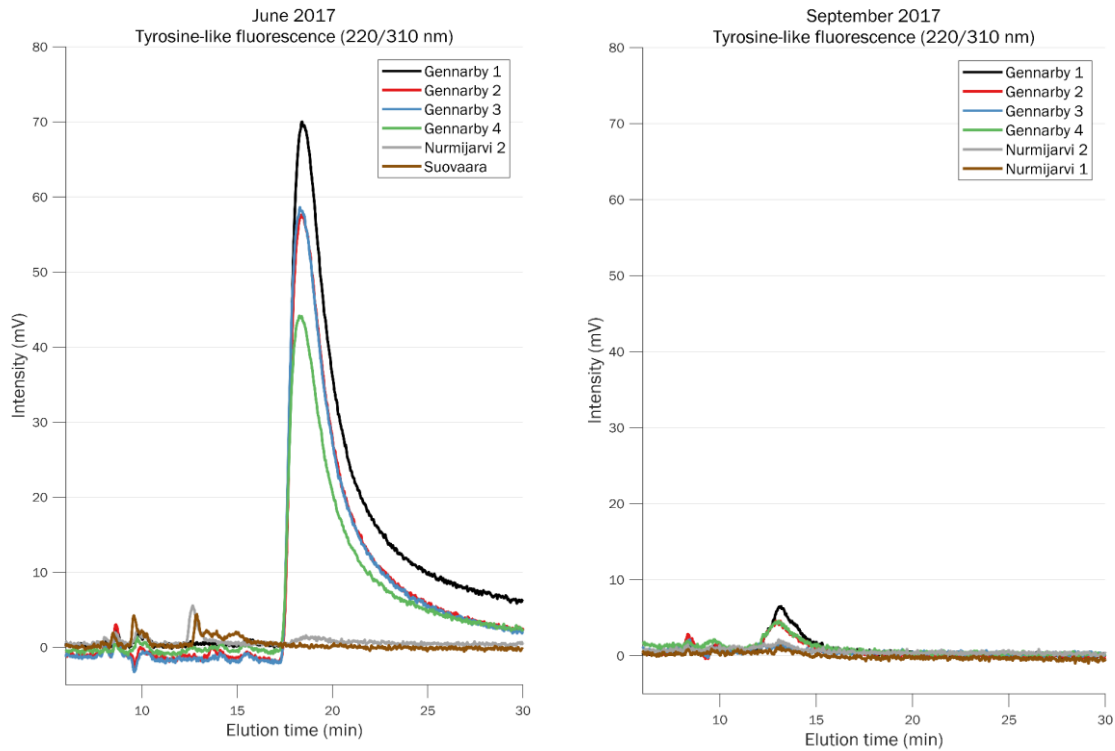
**GB3-kaivossa** kaikkien fluoresoivien yhdisteiden SPA:t laskivat syksyn näytteenotossa, mutta fulvohapon SPA pysyi korkeassa lukemissa syksylläkin (Kuva 10). Rannassa sijaitsevan GB3-rengaskaivon fulvohapon kaltaisten yhdisteiden (330/425 nm) kromatogrammi kesän näytteenotossa osoitti samanlaista trendiä piikkien käyrissä kuten Gennarbyträsket-järven itäpuolelta

otetun GennarbyE-nimisen näytteen kromatogrammin kanssa (Kuva 13.) Syksyllä samanlaista trendiä oli vain kromatogrammien kolmessa viimeisessä piikissä.



Kuva 13. Kaivovesien ja järvivesinäytteiden fulvohapon kaltaisten yhdisteiden (330/425 nm) kromatogrammit kesällä ja syksyllä.

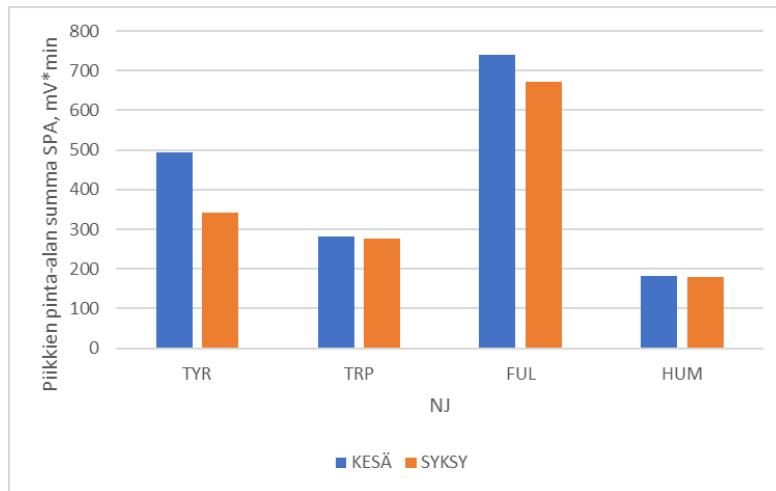
**GB4-kaivossa** syksyn näytteissä jokaisessa fluoresoivan yhdisteen SPA:ssa tapahtuu nousua kesän luvuista, etenkin tyrosiinien kaltaisten yhdisteiden SPA:ssa (Kuva 10). Kun tarkasteltiin tyrosiinien kaltaisten yhdisteiden (220/310 nm) kromatogrammeissa 12 minuutin retentioajan kohdalla olevia piikkejä, GB4-kaivon syksyn piikki oli selvästi korkeampi (Kuva 14).



Kuva 14. Kaivovesien ja järvivesinäytteiden tyrosiinin kaltaisten yhdisteiden (220/310 nm) kromatogrammit kesällä ja syksyllä.

**NJ-kaivossa** fluoresoivien yhdisteiden kokonaismäärien muutoksia piikkien pintaalojen summista (SPA) tapahtui jossain määrin tyrosiinin ja fulvohapon kaltaisten yhdisteiden tapauksessa, jotka laskivat syksyllä, kun taas tryptofaanin ja humushapon kaltaisten yhdisteiden SPA pysyi lähes samana sekä kesällä että syksyllä (Kuva 15). Sama oli havaittavissa fulvohapon kaltaisten yhdisteiden (330/425 nm) kromatogrammeissa, jossa kesällä NJ-kaivolla esiintyy piikkejä, kun taas syksyllä kromatogrammi on lähes tasainen (Kuva 13).



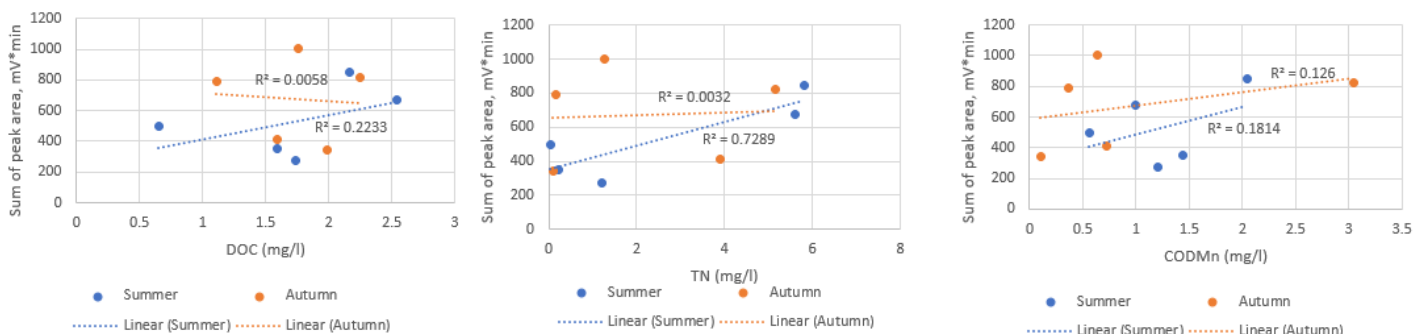


Kuva 15. NJ-kaivon fluoresoivien yhdisteiden (TYR, tyrosiini; TRP, tryptofaani; FUL, fulvohappo; HUM, humushappo) piikkien pinta-alojen summat (SPA) kesällä ja syksyllä.

### 4.3 Korrelaatiot kaivovesien orgaanisten aineen määrittäjien tulosten ja HPLC-SEC -tulosten kesken

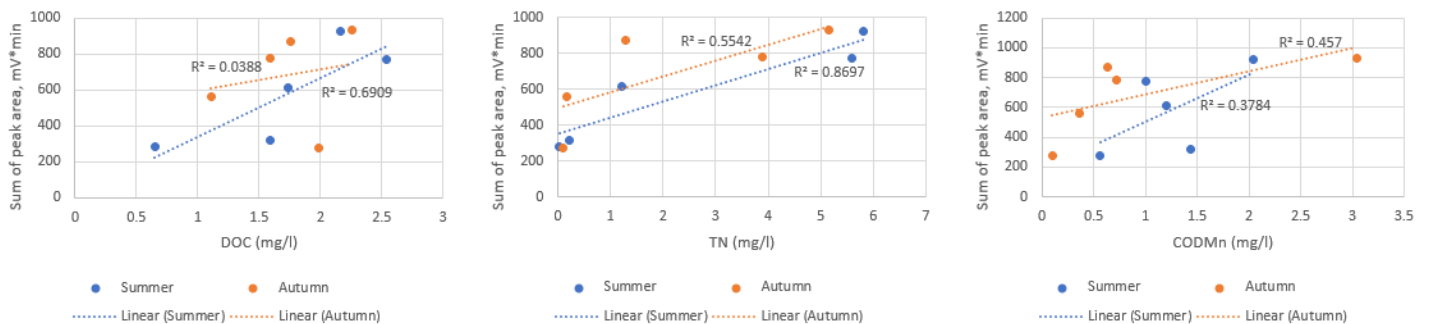
Tutkielman viiden kaivon (NJ, GB1-4) orgaanisen aineen määritteleviä tuloksia (liuennut orgaaninen hiili DOC, kokonaistyyppi TN ja kemiallinen hapen kulutus CODMn) verrattiin fluoresoivien yhdisteiden (tyrosiini TYR, tryptofaani TRP, fulvohappo FUL, humushappo HUM) piikkien pinta-alojen summiin (SPA).

Viiden kaivon **tyrosiinin** kaltaisten yhdisteiden SPA:n korrelaatio kolmen eri kaivoveden orgaanisen aineen määrittäjän kesken Excel-sirontakuvaajan arvojen lineaarisella suunviivalla ja  $R^2$ -arvolla antaa heikkoja korrelaatioita molempina näyttekertoina (kesä, syksy) (Kuva 16). Ainoastan tyrosiini-SPA:n ja kokonaistypen (TN) välillä on positiivista korrelaatiota  $R^2$ -arvon ollessa 0,7289.



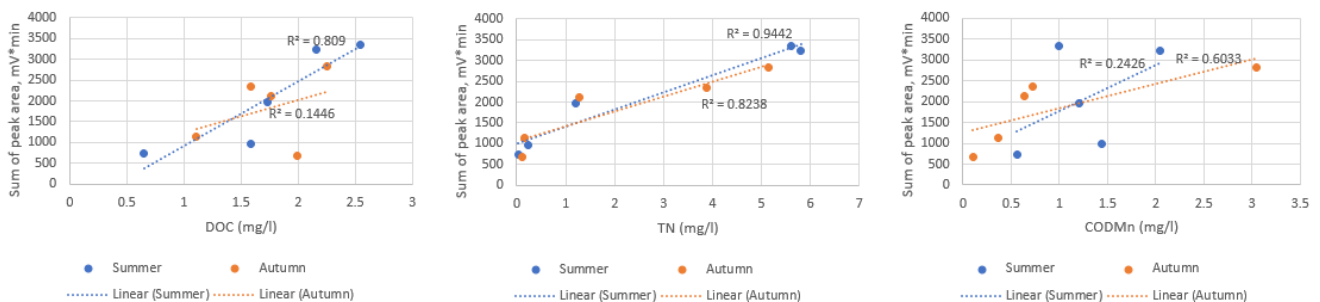
Kuva 16. Korrelaatiokuvaajat viiden kaivon tyrosiinin kaltaisten yhdisteiden SPA:n ja liuenneen orgaanisen hiilen (DOC), kokonaistypen (TN) ja kemiallisen hapen kulutuksen (CODMn) välillä kesällä ja syksyllä.

**Tryptofaanin** kaltaisten yhdisteiden SPA:n tapauksessa korrelaatio DOCin kanssa antaa kesän näytteissä  $R^2$ -arvoksi 0,6909 ja syksyllä 0,0388 (Kuva 17). Jos korrelaatiokuvaajasta poistaa NJ-kaivon tryptofaani-SPA:n, syksyn  $R^2$ -arvo olisi 0,9098, mikä on voimakas korrelaatio. Tryptofaani-SPA:n arvot kesällä korreloi TN kanssa ( $R^2= 0,8697$ ).



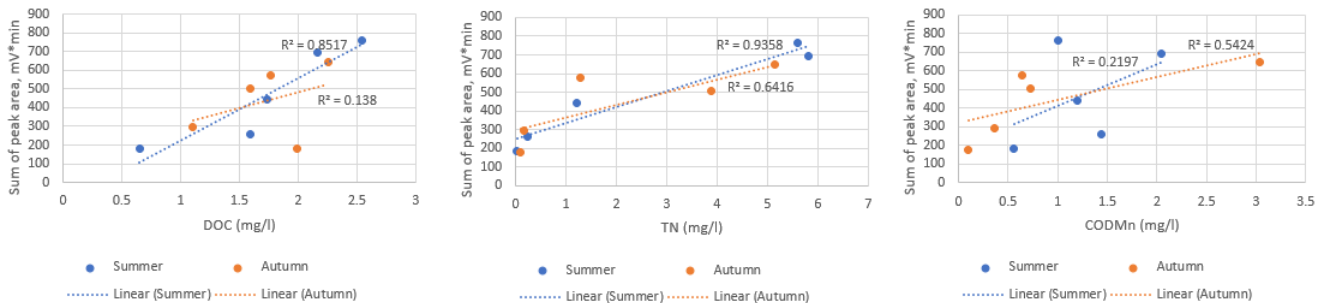
Kuva 17. Korrelaatiokuvaajat viiden kaivon tryptofaanin kaltaisten yhdisteiden SPA:n ja liuenneen orgaanisen hiilen (DOC), kokonaistypen (TN) ja kemiallisen hapen kulutuksen (CODMn) välillä kesällä ja syksyllä.

**Fulvohapon** kaltaisten yhdisteiden SPA:n korrelaatio DOCin kesän tuloksissa on korkea ( $R^2= 0,809$ ), syksyn taas heikompi ( $R^2= 0,1446$ ), mutta jälleen NJ-kaivon poisjättäminen korrelaatiosta nostaa syksyn  $R^2$ -arvon 0,8803 (Kuva 18). Fulvo-SPA korreloi kokonaistypen kanssa molemmissa näytekertoissa.



Kuva 18. Korrelaatiokuvaajat viiden kaivon fulvohapon kaltaisten yhdisteiden SPA:n ja liuenneen orgaanisen hiilen (DOC), kokonaistypen (TN) ja kemiallisen hapen kulutuksen (CODMn) välillä kesällä ja syksyllä.

**Humushapon** kaltaisten yhdisteiden kesän SPA korreloi DOCin kanssa ( $R^2=0,8517$ ), syksyn  $R^2$ -arvo paranee taas NJ-kaivon poisjätöllä  $R^2=0,138$ :sta  $R^2=0,9269$ :teen (Kuva 19). Kesän humus-SPA korreloi kesän TN-tulosten kanssa ( $R^2=0,9358$ )



Kuva 19. Korrelaatiokuvaajat viiden kaivon humushapon kaltaisten yhdisteiden SPA:n ja liuenneen orgaanisen hiilen (DOC), kokonaistypen (TN) ja kemiallisen hapen kulutuksen (CODMn) välillä kesällä ja syksyllä.

## 5 TULOSTEN TARKASTELU

### 5.1 Kaivovesianalyysit ja HPLC-SEC -tulosten yhteydet

Kaivovesien laadun analysoinnissa käytettiin SYKEN kaivoveden analyysitulkinnettä palvelua, joka on STM:n asetuksen (401/2001) talousveden laatuvaatimusten ja -suositusten lisäksi analysoinnissa hyödyntänyt Korkka-Niemen ym. (1993) ja Lahermon ym. (2002) tutkimusten tuloksia. Edellä mainittujen tutkimusten perusteella vesitulkki antaa myös mediaanit ja arvovälit keskimääräisistä pitoisuuksista, jolle sijoittuu 50 % tutkimusten kaivoista. (SYKE 2020b)

#### 5.1.1 NJ-kaivo

**Nurmijärven** porakaivon vesi on tyypillisesti suomalaisen veden tapaan pehmeä (Isomäki ym. 2006) eli kokonaiskovuutta aiheuttavien kalsiumin ja magnesiumin puuttuminen vedestä tekee siitä pehmeää, kun arvo on alle 0,5 mmol/l (SYKE 2020). Veden alkaliteetti oli kuitenkin keskimääräisesti parempi, jolloin veden pH:n muutoksia pystytään vastustamaan, eikä vesiputkiston syöpmistä ole vaaraa

(SYKE 2020b). Kaivoveden laatu on kaiken kaikkiaan hyvä, ja erot kesäkuun ja lokakuun näytteissä näkyi koliformisten bakteereiden pienenä kasvuna (2 kpl), ja DOC- ja TN-arvon kasvuna (Taulukko 5), mikä johtunee syyskausien luontaisesta maahuuhtoutumasta sateiden takia (Pitkänen ym. 2011). Toisaalta Korkka-Niemen (1993) mukaan vedenlaadun muutokset vaihtelevat keväiden ja syksyjen sateisuudesta, ja itse näytteenottohetken sääolosta, jolloin vaihtelevuutta on runsaasti. Nurmijärven tapauksessa tukkiutuneella jätevesijärjestelmällä ei ole ollut mitään vaikutusta kaivoon, sillä porakaivo sijaitsee järjestelmän yläpuolella 20 metrin päässä, jolloin muutokset veden laadussa ovat luontaisia (Kuva 20).



Kuva 20. Nurmijärven porakaivo ja kaivon yläpuoliset rakenteet. (Kuva: Linda Mutanen 2017)

Yleisesti NJ-kaivo oli puhtain ja laadukkain kaivo tutkimuksen viidestä kaivosta, mikä näkyy sekä laatuominaisuuksissa että myös HPLC-SEC-tuloksissa, sillä NJ-kaivolla oli kaikista matalimmat käyrät, pienimmät piikki-intensiteetit ja Suovaara-referenssikaivoon verrattuna myös pienemmät arvot (Kuva 7, kuva 8). NJ-kaivovesituloksia verrattaessa HPLC-SEC -tuloksiin löydettiin kirjallisuudessa havaittuja yhtäläisyyksiä. Szabon ja Tuhkasen (2010) mukaan UV254-kromatogramissa HMW-piikkien suuri osuus osoittaa pintavesien kaltaisuutta eli

kaivoon voi vuotaa pintavesiä, joka näkyy myös DOCin suurena pitoisuutena. NJ-kaivolla samalla tavoin UV254-kromatogrammissa HMW-osuus oli suurin (45 %) syksyllä, ja silloin DOC-pitoisuus oli noussut kesän pitoisuudesta (0,65 mg/l) syksyn 2 mg/l. Szabon ja Tuhkasen (2010) samassa tutkimuksessa havaittiin, että kaivot, joissa DOC-pitoisuus (<2 mg/l) ja SPH ovat matalia, kromatogrammien piikkien intensiteetit ovat matalia ja suurimpia HMW-osuuksia ei ole. Sama näkyy NJ-kaivossa, jossa SPH:t ovat pieniä (Kuva 8) ja kromatogrammit matalia (Kuva 7)

Kaivovesinäytteen luonnollisen orgaanisen aineen (NOM) kokonaismäärä saadaan selville kromatogrammista laskemalla kaikkien piikkien korkeuksien summan (SPH) (Matilainen ym. 2002); tässä tutkielmassa käytettiin piikkien pinta-alan summaa (SPA), mikä sisältää useampia molekyylikokoja kuin kapeassa piikissä. Tutkimuksissa (Szabo ym. 2009, Szabo ja Tuhkanen 2016) on havaittu korrelaatio SPH-UV254:n ja DOC-pitoisuuden välillä, mitä ei havaittu tässä tutkimuksessa, vaan SPH-254 pieneni syksyn näytteenotossa (Kuva 8), jolloin DOC-pitoisuus vuorostaan nousi (Taulukko 5).

NJ-kaivon fluoresoivien yhdisteiden muutokset kesällä ja syksyllä tapahtui fulvohapon ja tyrosiinin suhteen laskuna ja humuksen ja tryptofaanin pysyminen samana, mutta suoraa yhtäläisyyttä kaivon laatuominaisuuksiin ei ole ja ristiriitaisuuksia esiintyy. Voidaan spekuloida, että koska luonnonvesien liuennut orgaaninen aines (DOM) on pääosin humusaineesta, eli humushapoista ja fulvohapoista (Hudson ym. 2007), ja kun syksyllä NJ-kaivon orgaanisen aineen määrittäjistä KMnO<sub>4</sub>-luku ja CODMn -pitoisuudet laskivat samalla fulvohapon ja tyrosiinin kaltaisten yhdisteiden SPA:n laskiessa, niin edellä mainituilla tekijöillä voisi olla yhteys. Korrelaatiotuloksissa ilmenikin, että fulvohapon kaltaiset yhdisteet korreloivat DOC-pitoisuuden kanssa kesän tuloksissa, mutta syksyn tuloksissa NJ-kaivon osallisuus laskee korrelaation voimakkuutta. Koska NJ-kaivo on ainoa porakaivo tutkielman viidestä kaivoista, on mahdollista että kyseisellä ominaisuudella on vaikutusta.

Taulukko 5. Nurmijärven (NJ) porakaivon laatuominaisuudet kahdelta eri näytteenotokerralta.

Ominaisuudet	NJ Kesä	Laatu	NJ Syksy	Laatu
Alkaliteetti (mmol/l)	2,3	Hyvä	2,4	Hyvä
Koliformiset bakteerit (35° C, 24h) PMY/100 ml	0	Hyvä	2	Hyvä
<i>E. coli</i> (44° C, 24h) PMY/100 ml	0	Hyvä	0	Hyvä
Kokonaiskovuus (mmol/l)	0,43	Kohtalainen	0,87	Hyvä
KMnO <sub>4</sub> -luku (mg/l)	2,2	Hyvä	0,4	Hyvä
CODMn (mg/l)	0,5	Hyvä	0,1	Hyvä
pH	7,2	Hyvä	7,9	Hyvä
Sameus (NTU)	0,06	Hyvä	0,02	Hyvä
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	225	Hyvä	243	Hyvä
Väri	<5	Hyvä	<5	Hyvä
DOC (mg/l)	0,65		2	
TN (mg/l)	0,03		0,1	

### 5.1.2 GB1-kaivo

**GB1-kaivo** (Kuva 21) sijaitsee peltoalueella jätevesijärjestelmästä noin 60 metriä alapuolella, mikä voi olla merkitsevää kaivon huonon tilan vuoksi. SYKEN kaivovesitulkin (2020b) mukaan veden laatu oli huono alkaliteetin, koliformisten bakteereiden ja *E. colin* osalta, ja kohtalainen kokonaiskovuuden, pH:n ja sameuden osalta, ja lokakuussa kohtalainen lisäksi värin suhteen. Koliformisten bakteereiden pesäkkeiden määrä lisääntyi erityisesti lokakuun näytteenotossa ja samalla toisaalta ulosteperäistä saastumista osoittavien bakteereiden lukumäärä oli nolla, mikä voi osoittaa käytöstä poistetun jätevesijärjestelmän vähentäneen kaivon pilaamista. Kokonaistypen ja liuenneen orgaanisen hiilen osalta pitoisuudet pysyivät samoina kesällä ja syksyllä, mikä toisaalta selittyy Isomäen ym. (2006) mukaan sillä, että maalajien ja -kerrosten muutokset ovat hitaita, jos liikaavaa jätevettä on maassa, ja siten pohjavedessä laadun muutokset tulevat viiveellä.



Kuva 21. GB1-kaivo peltoalueella kesällä 2017 (Kuva: Linda Mutanen 2017)

GB1-kaivossa HPLC-SEC-tuloksissa havaittu yhteys SPH-UV254:n ja DOC-pitoisuuden välillä ei niinkään toteutunut, sillä syksyllä SPH-UV254:n laskettua (Kuva 8) GB1-kaivon DOC-pitoisuus hieman nousi (Taulukko 6). Tutkimuksissa (Baker 2002, Hudson ym. 2007) on huomattu yhteys lisääntyneen ihmisvaikutuksen/ jätevesivaikutuksen ja vedessä esiintyneiden tryptofaanin- ja tyrosiininkaltaisten yhdisteiden fluoresenssin kasvussa, ja samankaltaista oli havaittavissa GB1-kaivon fluoresoivien yhdisteiden, tyrosiinin ja tryptofaanin, SPA:n kasvussa syksyllä (Kuva 10, Kuva 12) samalla kun kokonaistyyppi ja koliformisten bakteereiden määrä kasvoi (Taulukko 6). Toisaalta selvää jätevesiperäistä saastumista osoittavien *E. coli* (SYKE 2020b) määrän väheneminen kesän 15 pesäkelukumäärästä syksyn nollatulokseen on ristiriidassa kasvaneiden tyrosiinin ja tryptofaanin kaltaisten kokonaismäärien kasvun kanssa.

Tutkimuksissa (Szabo ym. 2009, Szabo ja Tuhkanen 2010) on havaittu yhteys LMW-piikkien suuren osuuden, mahdollisen jätevesitihkumisen sekä nitraatin kohonneen pitoisuuden kesken. Tässä tutkielmassa GB1-kaivon kesän LMW-osuus oli noin 30 % SPH:sta (Kuva 9), kaivossa esiintyi ulosteperäisiä *E. coli* (Taulukko

6) ja kokonaistyyppi oli Gennarbyn kaivoista kolmanneksi korkein, jolloin kirjallisuuteen viittavia tuloksia on saatu. Yhteys taas korkean HMW-osuuden, DOC-pitoisuuden ja pintavesien tihkumisen välillä (Szabo ja Tuhkanen 2010) voidaan huomata GB1-kaivon korkean HMW-osuuden (Kuva 9) sekä kesällä että syksyllä ja DOC-pitoisuuden kasvuna (Taulukko 6).

Taulukko 6. Gennarbyn (GB1) rengaskaivon laatuominaisuudet kahdelta eri näytteenotokerralta.

Ominaisuudet	GB1 Kesä	Laatu	GB1 Syksy	Laatu
Alkaliteetti (mmol/l)	0,48	Huono	0,64	Kohtalainen
Koliformiset bakteerit (35° C, 24h) PMY/100 ml	122	Huono	264	Huono
<i>E. coli</i> (44° C, 24h) PMY/100 ml	15	Huono	0	Hyvä
Kokonaiskovuus (mmol/l)	0,32	Kohtalainen	0,35	Kohtalainen
KMnO <sub>4</sub> -luku (mg/l)	4,74	Hyvä	2,53	Hyvä
CODMn (mg/l)	1,2	Hyvä	0,64	Hyvä
pH	6	Kohtalainen	6,6	Kohtalainen
Sameus (NTU)	2,04	Kohtalainen	2,2	Kohtalainen
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	96	Hyvä	71	Hyvä
Väri	<5	Hyvä	10	Kohtalainen
DOC (mg/l)	1,73		1,76	
TN (mg/l)	1,21		1,28	

### 5.1.3 GB2-kaivo

**GB2-kaivo** sijaitsee sakokaivosta 80 metrin päässä ja jätevesijärjestelmän tasolla. Kaivoveden laatu oli tyypillisesti pehmeää ja hapanta, ja kaiken kaikkiaan laatu oli huono ja terveydellistä haittaa aiheuttava korkean bakteeripesäkkeiden lukumäärän takia (SYKE 2020b). Lokakuussa laatu huononi KMnO<sub>4</sub>- ja CODMn-lukujen osalta, mikä osoittaa humuksen pääytymistä kaivoon (SYKE 2020b), ja DOC- ja TN-pitoisuudet olivat korkeita molempina ajankohtina. Szabon ym. (2009) tutkimuksessa oli havaittu yhteys kaivon alhaisen pH:n ja jätevesijärjestelmän läheisyyden kaivoon välillä, mikä voisi näkyä myös GB2-kaivon tapauksessa (Taulukko 7). On mahdollista, että koska jätevesijärjestelmän, sakokaivon, toiminta



oli pysäytetty kiinteistön liittyttyä kunnalliseen jätevesijärjestelmään kesällä 2017, niin jätevesitihkunta oli vähentynyt, jolloin kaivoveden pH:n laskeva tekijä oli lakannut.



Kuva 22. GB2-kaivo ja näytteenottohetki kesällä 2017 (Kuvat: Linda Mutanen, Kati Räsänen 2017)

HPLC-SEC- ja kaivovesilaatutulosten perusteella GB2-kaivo oli GB3-kaivon ohella likaisimpia kaivoja, mikä näkyy korkeana DOC- ja TN-pitoisuutena ja bakteerilukumääränä sekä kromatogrammeissa GB2-kaivon piikkien koko oli suurimpien joukossa (Kuva 7) sekä SPH-254 oli suurin kaikista kaivoista sekä kesällä että syksyllä (Kuva 8). GB2-kaivossa fulvohapon kokonaismäärä, SPA, oli korkea (Kuva 10) ja korrelaatiokuvaajien perusteella kaivon korkean TN- ja DOC-pitoisuuksien (Taulukko 7) ja fulvohappo-SPA:n välillä korreloi (Kuva 18).

Taulukko 7. Gennarbyn (GB2) rengaskaivon laatuominaisuudet kahdelta eri näytteenotokerralta.

Ominaisuudet	GB2 Kesä	Laatu	GB2 Syksy	Laatu
Alkaliteetti (mmol/l)	0,27	Huono	1,44	Huono
Koliformiset bakteerit (35° C, 24h) PMY/100 ml	188	Huono	354	Huono
<i>E. coli</i> (44° C, 24h) PMY/100 ml	11	Huono	47	Huono
Kokonaiskovuus (mmol/l)	0,25	Huono	0,41	Kohtalainen
KMnO <sub>4</sub> -luku (mg/l)	3,95	Hyvä	12	Kohtalainen
CODMn (mg/l)	1	Hyvä	3	Kohtalainen
pH	5,9	Huono	6,5	Kohtalainen
Sameus (NTU)	1,7	Kohtalainen	1,7	Kohtalainen
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	105	Hyvä	96	Hyvä
Väri	<5	Hyvä	5	Kohtalainen
DOC (mg/l)	2,54		2,25	
TN (mg/l)	5,60		5,14	

#### 5.1.4 GB3-kaivo

**GB3-kaivo** sijaitsee Gennarbyträsket-järven rannassa 10 m etäisyydellä järvestä, ja kaivo on sakokaivon alapuolella 80 m päässä (Kuva 23). Kesällä laatu oli huonompi KMnO<sub>4</sub>- ja CODMn-lukujen ja pH:n osalta, jotka paranivat lokakuussa, samoin DOC- ja TN-pitoisuudet laskivat syksyllä. Koliformisten bakteereiden määrä kohosi kuitenkin lokakuussa ja *E. coli* pesäke havaittiin osoittaen ulosteperäistä saastumista.



Kuva 23. Rannassa sijaitseva GB3-kaivo. (Kuva: Linda Mutanen 2017)

Järviveden mahdollinen tihkuminen kaivoon voi aiheuttaa GB3-kaivon korkeamman sähkönjohtavuuden, kokonaiskovuuden, sameuden ja  $\text{KMnO}_4$ -luvun verrattuna muihin Gennarbyn kaivoihin (Korkka-Niemi 1993), sillä GB3-kaivolla kokonaiskovuus ja sähkönjohtavuus olivat keskimäärin parempia kuin muissa GB-kaivoissa. Järviveden tihkuminen kaivoveteen on osoitettu näkyvän korkeassa HMW-osuuksissa ja DOC-pitoisuudessa (Szabo ja Tuhkanen 2010), joista molemmat pitää paikkansa GB3-kaivon tapauksessa, jossa kesällä HMW-osuus oli 34 % ja DOC 2,16 mg/l (Kuva 9, Taulukko 8). Kesän ja syksyn tuloksissa LMW-osuudet olivat korkeita, ja TN-pitoisuus oli myös korkea (Taulukko 8), mikä vuorostaan osoittaa mahdollista jätevesitihkumista ja näkyy nitraatin kohonneena pitoisuutena (Szabo ym. 2009, Szabo ja Tuhkanen 2010). GB3-kaivon tapauksessa jätevesitihkuminen voi johtua sekä jätevesijärjestelmästä että maataloudesta.

Kromatogrammeissa GB3-kaivossa tapahtui kesästä syksyyn piikkien alentumista ja SPH-254-määrissä pienentymistä, ja tutkimuksissa (Szabo ym. 2009) havaittu korrelaatio SPH-254:n ja DOC:in välillä nähtiin GB3-kaivon tapauksessa (Kuva 8, Taulukko 8).

Taulukko 8. Gennarbyn (GB3) rengaskaivon laatuominaisuudet kahdelta eri näytteenotokerralta.

Ominaisuudet	GB3 Kesä	Laatu	GB3 Syksy	Laatu
Alkaliteetti (mmol/l)	0,6	Huono	0,7	Kohtalainen
Koliformiset bakteerit (35° C, 24h) PMY/100 ml	83	Kohtalainen	156	Huono
<i>E. coli</i> (44° C, 24h) PMY/100 ml	0	Hyvä	1	Huono
Kokonaiskovuus (mmol/l)	0,45	Kohtalainen	0,48	Kohtalainen
KMnO <sub>4</sub> -luku (mg/l)	5,5	Kohtalainen	2,8	Hyvä
CODMn (mg/l)	2	Kohtalainen	0,72	Hyvä
pH	5,9	Huono	6,4	Kohtalainen
Sameus (NTU)	0,18	Hyvä	0,41	Hyvä
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	181	Hyvä	157	Hyvä
Väri	<5	Hyvä	5	Kohtalainen
DOC (mg/l)	2,16		1,59	
TN (mg/l)	5,81		3,89	

#### 5.1.5 GB4-kaivo

**GB4** sijaitsee metsässä 200 m päässä yläpuolella sakokaivosta (Kuva 24), ja sijaintinsa vuoksi kaivoon kohdistuu pintavalunnan ja muiden tekijöiden vaikutus, eikä sakokaivon toiminnalla ole vaikutusta käyttövesikaivoon. Veden laatu oli kesällä huono veden pehmeiden, matalan alkaliteetin ja korkean koliformisten bakteereiden pesäkelukumäärän osalta, kun taas lokakuussa edellä mainitut tekijät olivat parantuneet kohtalaiseksi (SYKE 2020b). Humuksen päätyminen oli vähentynyt lokakuussa, sillä KMnO<sub>4</sub>- ja CODMn-lukujen ja sameuden osalta lokakuussa arvo oli hyvä verrattuna kesäkuun kohtalaiseen. Myös kokonaistypen ja liunneen orgaanisen hiilen pitoisuus oli vähentynyt lokakuussa.



Kuva 24. Metsässä sijaitseva GB4-kaivo. (Kuva: Linda Mutanen 2017)

Kaivovesianalyysien tulokset olivat sekä yhteneväiset että ristiriidassa HPLC-SEC-tulosten kanssa: kaivovesianalyyseissä kaivon laatu paranee kaikilta osin syksyllä (Taulukko 9), ja sama nähtiin SPH-254-arvon laskussa, mikä ilmaisee NOM:in kokonaismäärää (Matilainen ym. 2002), ja korkea HMW-osuus oli yhtenevä DOC-pitoisuuden kanssa. Ristiriitaisuuksia tulee koskien LMW-osuutta, joka nousi GB4-kaivolla kesän 20 %:sta syksyn 33 %:iin (Kuva 9), kun taas kaivovesilaatuanalyyseissä laadun huonemista ei havaittu (Taulukko 9). Lisäksi kaivon jokaisen fluoresoivan yhdisteen SPA:ssa tapahtui nousua (Kuva 10), mitä ei huomata laadun muutoksissa.

Taulukko 9. Gennarbyn (GB4) rengaskaivon laatuominaisuudet kahdelta eri näytteenottokerralta.

Ominaisuudet	GB4 Kesä	Laatu	GB4 Syksy	Laatu
Alkaliteetti (mmol/l)	0,35	Huono	0,64	Kohtalainen
Koliformiset bakteerit (35° C, 24h) PMY/100 ml	442	Huono	30	Kohtalainen
<i>E. coli</i> (44° C, 24h) PMY/100 ml	0	Hyvä	0	Hyvä
Kokonaiskovuus (mmol/l)	0,21	Huono	0,33	Kohtalainen
KMnO <sub>4</sub> -luku (mg/l)	5,7	Kohtalainen	1,42	Hyvä
CODMn (mg/l)	1,44	Kohtalainen	0,36	Hyvä
pH	6,1	Kohtalainen	7,1	Hyvä
Sameus (NTU)	1,32	Kohtalainen	0,12	Hyvä
Sähkönjohtavuus (µS/cm)	65	Hyvä	58,4	Hyvä
Väri	5	Kohtalainen	5	Kohtalainen
DOC (mg/l)	1,59		1,11	
TN (mg/l)	0,23		0,16	

## 5.2 Yhteenveto tuloksista ja koeasetelman mielekkyys

Yleisesti tarkasteltuna kaikkia Gennarbyn kaivoja HPLC-SEC tulosten osalta saatiin suuntaa antavia tuloksia: kaivon puhtaus on yhteydessä SPH-254-arvon kanssa ja UV254-kromatogrammin piikkien voimakkuuden kanssa. Ihmisvaikutus, joka tämän tutkielman tapauksessa voi olla sekä kiinteistön jätevesijärjestelmä tai maanviljely, oli nähtävissä GB1-, GB2- ja GB3-kaivon kohonneissa LMW-osuuksissa, TN-pitoisuuksissa ja SPH-254-arvoissa. Pintavesien mahdollinen vaikutus nähtiin kaivoissa kohonneina DOC-pitoisuuksina, korkeissa HMW-osuuksissa ja laatuominaisuuksissa värin, ja KMnO<sub>4</sub>-luvun arvoissa. Verrattuna muihin GB-kaivoihin GB4-kaivossa kokonaistyyppi oli vähäisin (alle 1 mg/l), ja koska kaivo sijaitti metsässä kaukana kiinteistöstä ja sen sakokaivosta.

Tutkimuksissa (Hudson ym. 2007, Szabo ym. 2009) havaittu ihmisvaikutuksen näkyminen vedestä löytyneissä tryptofaanin- ja tyrosiinin kaltaisten yhdisteiden fluoresenssissa ei ollut samalla lailla havaittavissa tässä tutkielmassa. Tutkielman koeasetelmalla ja menetelmillä on vaikutuksensa tähän. Esimerkiksi HPLC-SEC-tuloksien luotettavuuteen vaikuttaa kolonnin ja liuenneen yhdisteiden väliset

sekundääriset vuorovaikutukset (Pelekani ym. 1999), mitä voi olla erityisesti kesän tyrosiin kaltaisten yhdisteiden kromatogrammissa 17 minuutin kohdalla oleva huomattavan iso käyrä kaikissa Gennarbyn kaivoissa (Kuva 14). Kyseisiä piikkejä ei ole huomioitu tuloksissa, koska kromatogrammien manuaalisessa integroinnissa retentioajan väliksi valittiin 4-15 minuuttia, ja muut ajat ja niiden piikit karsittiin pois. Szabon ym. (2020) tutkimuksessa havaittiin samanlainen merkittävä piikki jätevesien kromatogrammeissa 15-19 minuutin kohdalla, mitkä arveltiin olevan voimakkaista hydrofobisista vuorovaikutuksista.

Yhteys jätevesien tihkumisessa kaivoihin, ulosteperäistä saastumista osoittavien bakteereiden sekä tryptofaanin ja tyrosiin kaltaisten fluoresenssien esiintyminen olisi mahdollista parantaa muuttamalla esimerkiksi bakteerimäärittämissä näytetilavuuksia. Pitkäsen ym. (2011) tutkimuksessa *E. coli*en tehokkaampi havainnointi näytteistä parani käyttämällä isompia näytetilavuuksia ja pidempää inkubaatioaikaa.

Kun tutkitaan muutoksia pohjaveden ja maaperän muutoksissa, tulee huomioida paikalliset erot, vuodenaika, näytteenottopäivän olosuhteet ja alueen luontaiset ominaisuudet (Korkka-Niemi 1993), jolloin näytteitä tulisi ottaa useita ja pitkältä aikaväliltä. Tämän tutkielman tapauksessa kaivoja oli viisi, näytteitä niistä otettiin kerran kesällä ja syksyllä, ja lisäksi aikaväli näytteiden välillä oli noin kolme kuukautta. Tulokset eivät anna siten vastausta jätevesijärjestelmän varsinaiseen vaikutukseen kaivoveteen, vaan tulos antaa juuri sen hetkisen kaivon tilan, joka on voinut vaihdella näytteenotosta viikko sitten sateen takia.

## 4 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkielmassa VillageWaters-hankkeessa Nurmijärvellä toteutettiin jätevesijärjestelmän muutostyö tukkiutuneen maasuodattoman takia, ja

Gennarbyssä muutostyö oli välttämätön, koska kaivovesi ei juomakelpoista eikä sakokaivot olleet eivät enää lainsäädännön vaatimalla tasolla, jolloin kiinteistöt liitettiin kunnalliseen vesi- ja viemäriverkostoon. Jätevesijärjestelmien mahdollinen vaikutus kiinteistön kaivon laatuun ei ollut havaittavissa Nurmijärven kaivon laatuun ja todennäköisesti kaivoon vaikuttavat tekijät ovat muualta kuin järjestelmästä johtuen yksinkertaisesti kaivon ja jätevesijärjestelmän sijainneista suhteessa toisiinsa. Kiinteistön hyvän kaivoveden laadun pysymisen kannalta suunnittelu on tärkeää; erityisesti jätevesijärjestelmän sijoitus suhteessa kaivoon on kriittistä, sillä huonolla suunnittelulla ja sijoituksella on pilattu kaivon laatu.

Gennarbyssä jätevesijärjestelmät ovat voineet vaikuttaa laatua heikentävästi GB1-, GB2- ja GB3-kaivojen tapauksessa, koska kaivot sijaitsivat alapuolella vanhentuneita sakokaivoja, mikä nähtiin kaivojen korkeana DOC- ja TN-pitoisuuksina, sekä HPLC-SEC-tuloksissa kohonneina LMW-osuuksina ja suurissa SPH-245-määrissä. Metsässä sijaitsevan GB4-kaivon tapauksessa ihmisvaikutus oli vähäisempi näkyen pienempänä TN-pitoisuutena, pienempinä fluoresoivien yhdisteiden SPA:na ja matalampana SPH-254-arvona.

HPLC-SEC:illä pystyttiin tutkimaan siten tässä tutkielmassa kaivovesien orgaanista ainesta suuntaa antavista, ja HPLC-SEC on hyvä lisämenetelmä kertomaan NOM.in alkuperästä, mutta koeasetelman rajoitukset niukensivat tuloksia. Maaperän ja pohjaveden muutosten moniulotteisuus suhteessa ajankohtaan ja paikkaan vaatii sen, että näytteitä tulisi olla paljon ja pidemmältä aikaväliltä, mikä ei toteutunut tässä tutkielmassa.



## KIITOKSET

Kiitän ohjaajiani Tuula Tuhkasta ja Kati Räsästä kolmevuotisen graduprojektini aikaisesta neuvoista ja näkökulmista. Kiitän VillageWaters -hanketta ja hankkeen väkeä - oli mielenkiintoista ja opettavaa saada seurata hanketta lähietäisyydeltä!

Kiitän Mervi Koistista ja Leena Siitolaa korvaamattomasta avusta labroissa, sekä Alexey Ignatevia avusta HPLC-SEC -opettamisesta, tulkinnasta ja kromatogrammi-kuvista!

## KIRJALLISUUS

Baker, A. 2002. Fluorescence properties of some farm wastes: implications for water quality monitoring. *Water Research*, 36(1), 189-195.

Fong, T. T., Mansfield, L. S., Wilson, D. L., Schwab, D. J., Molloy, S. L., & Rose, J. B. 2007. Massive microbiological groundwater contamination associated with a waterborne outbreak in Lake Erie, South Bass Island, Ohio. *Environmental health perspectives*, 115(6), 856-864. <https://doi.org/10.1289/ehp.9430>

Gallay, A., De Valk, H., Cournot, M., Ladeuil, B., Hemery, C., Castor, C., Bon, F., Mégraud, F., Le Cann, P. & Desenclos, J. C. .2006. A large multi-pathogen waterborne community outbreak linked to faecal contamination of a groundwater system, France, 2000. *Clinical Microbiology and Infection*, 12(6), 561-570. <https://doi.org/10.1111/j.1469-0691.2006.01441.x>

Hatva, T., Lapinlampi, T., & Vienonen, S. 2008. Kaivon paikka. Selvitykset ja tutkimukset kiinteistön kaivon paikan määrittämiseksi. *Ympäristöopas 2008*. Suomen ympäristökeskus. Saatavissa <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/38823>

Heiskanen J., Vorne V., Dulova N., Paabo T., Urtāne L., Česonienė L., Kuźniar M. & Vieraankivi M. L. 2019. Documentation of the usage of the virtual platform VillageWaters, internal report. Saatavissa [https://villagewaters.eu/s2/994\\_671\\_120\\_Documentation\\_of\\_the\\_usage\\_of\\_the\\_virtual\\_platform.pdf?v=26134208](https://villagewaters.eu/s2/994_671_120_Documentation_of_the_usage_of_the_virtual_platform.pdf?v=26134208)

- HELCOM. 2011. The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Baltic Sea Environment Proceedings. No. 128. Saatavissa <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSEP128.pdf>
- HELCOM. 2018. Sources and pathways of nutrients to the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings No. 153. Saatavissa <https://helcom.fi/media/publications/BSEP153.pdf>
- Hudson, N., Baker, A., & Reynolds, D. 2007. Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters—a review. *River research and applications*, 23(6), 631-649.
- Ignatev, A., & Tuhkanen, T. 2019. Monitoring WWTP performance using size-exclusion chromatography with simultaneous UV and fluorescence detection to track recalcitrant wastewater fractions. *Chemosphere*, 214, 587-597.
- Isomäki E., Valve M., Kivimäki A. & Lahti K. 2006. Pienten pohjavesilaitosten ylläpito ja valvonta. Suomen ympäristökeskus. Ympäristöopas 2006. Luettu 17.11.2020. Saatavissa <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/38828>
- Juuti P. S., & Wallenius K. J. 2005. Kaivot ja käymälät Brief History of Wells and Toilets. KehraMedia Oy, Tampere.
- Juuti P. S., Katko T. S., & Rajala R. P. 2017. Sata vuotta vesihuoltoa Suomessa 1917-2017. Suomen Yliopistopaino Oy - Juvenes Print, Tampere.
- Kallio, J. ja Suikkanen, J. 2019. Muistio haja-asutusalueiden Jätevedenkäsittelyyn toimeenpanon alueellisesta tilanteesta 2019. Suomen ympäristökeskus 25.6.2019
- Kangas, A. 2017. Haja-asutuksen jätevedet. Lainsäädäntö ja käytännöt. Ympäristöopas 2017. Ympäristöministeriö, Helsinki. Saatavissa <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4740-1>
- Korkka-Niemi, K. 1993. Valtakunnallinen kaivovesitutkimus. Talousveden laatu ja siihen vaikuttavat tekijät. Vesi- ja ympäristöhallitus: Sosiaali- ja terveysministeriö. Saatavissa [https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/40717/VYH\\_Julkaisuja\\_Sarja\\_A\\_146.pdf?sequence=1](https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/40717/VYH_Julkaisuja_Sarja_A_146.pdf?sequence=1)

- Korpinen, S., Laamanen, M., Suomela, J., Paavilainen, P., Lahtinen, T., & Ekeboom, J. 2018. Suomen meriympäristön tila 2018. Luettu 13.11.2020. Saatavissa <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/274086>
- Kujala-Räty K., & Santala E. 2001. Haja-asutuksen jätevesien käsittelyn tehostaminen - Hajasampo-projektin loppuraportti. Helsinki. Suomen ympäristökeskuksen julkaisu nro 491. 299 s. Saatavissa <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/40564>
- Kuntaliitto 2004. Haja-asutuksen jätevesihuolto ja kunnat. Luettu 13.11.2020. Saatavissa <https://www.kuntaliitto.fi/yhdyskunnat-ja-ymparisto/tekniikka/vesihuolto/haja-asutuksen-jatevedet>
- Lapinlampi T., Sipilä A., Hatva T., Kivimäki I., Kokkonen P., Kosunen J., Lammila J., Lipponen A., Santala E. & Rissanen J. 2001. Kysymyksiä kaivoista - Frågor om brunnar. Suomen ympäristökeskus. Ympäristöopas 86.
- LUVY 2020. Länsi-Uudenmaan vesistöt. Gennarbyträsket. Luettu 22.11.2020. Saatavissa [www.vesientila.fi](http://www.vesientila.fi)
- Matilainen A., Lindqvist N., Korhonen S. & Tuhkanen T. 2002. Removal of NOM in the different stages of the water treatment process. Environ Int 28: 457-465.
- Metsälaki 12.12.1996/1093
- Mäkinen, K. 1980. Pienten yksiköiden talousjätevesien käsittelymahdollisuudet. Vesihallitus. Tiedotus 200. Saatavilla <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/153219>
- Parshionikar, S. U., Willian-True, S., Fout, G. S., Robbins, D. E., Seys, S. A., Cassady, J. D., & Harris, R. 2003. Waterborne outbreak of gastroenteritis associated with a norovirus. Appl. Environ. Microbiol., 69(9), 5263-5268. <https://aem.asm.org/content/aem/69/9/5263.full.pdf>
- Pelekani, C., Newcombe, G., Snoeyink, V. L., Hepplewhite, C., Assemi, S., & Beckett, R. 1999. Characterization of natural organic matter using high performance size exclusion chromatography. Environmental Science & Technology, 33(16), 2807-2813.
- Pitkänen, T., Karinen, P., Miettinen, I. T., Lettojärvi, H., Heikkilä, A., Maunula, R., Aula, V., Kuronen, H., Vepsäläinen, A., Nousiainen, L. L., Pelkonen, S., & Heinonen-Tanski, H. 2011. Microbial contamination of groundwater at small

- community water supplies in Finland. *Ambio*, 40(4), 377–390.  
<https://doi.org/10.1007/s13280-010-0102-8>
- Santala, E. 1990. Pienet jäteveden puhdistamot. Ohjeita 1-10 talouden jätevesien maaperäkäsittelystä. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja, Sarja B 1. Valtion painatuskeskus, Helsinki. 117 s.
- Silfverberg, P. 2017. Vesihuollon suuntaviivat 2020-luvulle. Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 44. Helsinki 2017. Saatavissa [https://valtioneuvosto.fi/documents/1410837/1516651/Vesihuollon+suuntaviivat+2020-luvulle\\_final\\_20170622.pdf/cb687a80-dd57-4733-88c7-f3962e4bf9f4](https://valtioneuvosto.fi/documents/1410837/1516651/Vesihuollon+suuntaviivat+2020-luvulle_final_20170622.pdf/cb687a80-dd57-4733-88c7-f3962e4bf9f4)
- Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 401/2001
- Sosiaali- ja terveysministeriö 2020. Talousvesi. Luettu 13.11.2020. Saatavissa <https://stm.fi/talousvesi>
- Ståhl, V. 2019. Haja-asutuksen jätevedet – Tilannekatsaus 2019. Länsi-Uudenmaan hajajätevesihanke LINKKI 2019. Saatavissa <https://www.vesientila.fi/vesistokunnostus/haja-asutuksen-jatevedet/julkaisut-ja-raportit/>
- SYKE 2014. Jätevesineuvojien kokemuksia. Luettu 13.11.2020. Saatavissa [https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Rakentaminen/Rakennushanke/Talotekniset\\_jarjestelmat\\_LVI/Kiinteiston\\_jatevesien\\_kasittely/Syventavaa\\_tietoa/Tilannekatsauksia\\_hajajatevesista](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Rakentaminen/Rakennushanke/Talotekniset_jarjestelmat_LVI/Kiinteiston_jatevesien_kasittely/Syventavaa_tietoa/Tilannekatsauksia_hajajatevesista)
- SYKE 2019a. Jätevesineuvonnan tiivistelmä 2019. Luettu 14.11.2020. Saatavissa [https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Rakentaminen/Rakennushanke/Talotekniset\\_jarjestelmat\\_LVI/Kiinteiston\\_jatevesien\\_kasittely/Syventavaa\\_tietoa/Neuvontajarjestojen\\_materiaali/Neuvonnan\\_raportteja/Kokemuksia\\_neuvonnasta\(8421\)](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Rakentaminen/Rakennushanke/Talotekniset_jarjestelmat_LVI/Kiinteiston_jatevesien_kasittely/Syventavaa_tietoa/Neuvontajarjestojen_materiaali/Neuvonnan_raportteja/Kokemuksia_neuvonnasta(8421))
- SYKE 2019b. SYKEN Hajajätevesineuvonnan palauteseminaari 31.10.2019. Luettu 14.11.2020. Saatavissa [https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Rakentaminen/Rakennushanke/Talotekniset\\_jarjestelmat\\_LVI/Kiinteiston\\_jatevesien\\_kasittely/Syventavaa\\_tietoa/Neuvontajarjestojen\\_materiaali/Neuvonnan\\_raportteja/Kokemuksia\\_neuvonnasta\(8421\)](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Rakentaminen/Rakennushanke/Talotekniset_jarjestelmat_LVI/Kiinteiston_jatevesien_kasittely/Syventavaa_tietoa/Neuvontajarjestojen_materiaali/Neuvonnan_raportteja/Kokemuksia_neuvonnasta(8421))

- SYKE 2020a. Alueellinen jätevesineuvonta. Luettu 13.11.2020. Saatavissa [https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Rakentaminen/Rakennushanke/Talotekniset\\_jarjestelmat\\_LVI/Kiinteiston\\_jatevesien\\_kasittely/Kiinteiston\\_omistajalle/Alueellinen\\_jatevesineuvonta](https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Rakentaminen/Rakennushanke/Talotekniset_jarjestelmat_LVI/Kiinteiston_jatevesien_kasittely/Kiinteiston_omistajalle/Alueellinen_jatevesineuvonta)
- SYKE 2020b. Kaivoveden analyysitulkki. Luettu 16.11.2020. Saatavissa <https://www.vesi.fi/tyokalut/kaivoveden-analyysitulkki/>
- Szabo, H. M., Kaarela, O., & Tuhkanen, T. 2009. Finnish well water quality in rural areas surrounded by agricultural activity. *Vatten Lund*, 65, 27-35.
- Szabo H.M. & Tuhkanen T. 2010. The application of HPLC-SEC for the simultaneous characterization of NOM and nitrate in well waters. *Chemosphere* 80: 779-786.
- Szabo, H. M., & Tuhkanen, T. 2016. UV/VIS spectroscopy as a method to characterize well water quality. [UV/VIS-spektroskopi som metod att karakterisera brunnsvattenkvalité]. *Vatten*, 72 (3), 169-175.
- Szabo, H. M., & Lepistö, R. 2020. HPLC-SEC chromatograms as surrogates for BOD and other organic quality indicators of septic tank effluents. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(1), 483-492.
- Terveysturvallisuuslaki 763/1994
- Tolvanen J. P., Kaatra K., & Maunula M. 2002. Vesihuoltolakiopas. Maa- ja metsätalousministeriö. MMM:n julkaisuja 1/2002. Multiprint Oy, Helsinki.
- Urtāne, L., Pertsov, A., Urtans, A. V., Ernšteins, R., Vorne, V., Vieraankivi, M. L., Česonienė, L., Dulova, N. & Eymontt, A. 2019. Guidelines for the best technical solutions and practices for the wastewater treatment in scattered dwelling areas, Summary of best practices and solutions. VillageWaters report-Version 2.0.
- Valo, O. 2019. Jätevesivalvonnan historiaa. Yhdyskuntajätevedenpuhdistamoiden neuvottelupäivät 2019. Luettu 13.11.2020. Saatavissa <https://www.ym.fi/download/noname/%7B752FE32D-5A63-40BC-9FDA-861AA7EAD5F8%7D/145269>

Valvira 2020. Talousvesiasetuksen soveltamisohje - Osa I: Talousvettä koskevia säädöksiä. Valviran ohje 5/2020. Luettu 13.11.2020. Saatavissa [https://www.valvira.fi/ymparistoterveys/terveydensuojelu/talousvesi/talousvesiasetuksen\\_soveltamisohje](https://www.valvira.fi/ymparistoterveys/terveydensuojelu/talousvesi/talousvesiasetuksen_soveltamisohje)

Vesihuoltolaki 9.2.2001/119

Vesilaki 587/2011

VillageWaters 2019. Seminar materials. Luettu 12.11.2020. Saatavissa [https://villagewaters.eu/Seminar\\_materials\\_760](https://villagewaters.eu/Seminar_materials_760)

Virkkunen, H. & Peuraniemi, M. 2015. Haja-asutuksen jätevedet -Tilannekatsaus 2015. Länsi-Uudenmaan hajajätevesihanke LINKKI 2015. Saatavissa <https://www.vesientila.fi/vesistokunnostus/haja-asutuksen-jatevedet/julkaisut-ja-raportit/>

Vorne, V., Silvenius, F., Česoniené, L., Eymontt, A., Hamunen, K., Pachel, K., Räsänen, K., Sinkko, T., Urtāne, L., Vieraankivi, M. L. & Virtanen, Y. 2019. A survey of available wastewater treatment technologies for sparsely populated areas: User's manual-Version 2.1

Ympäristöministeriö 2012. Uudistunut vesilaki 2011. Ympäristöministeriön raportteja 1/2012. Saatavissa <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/41464>

Ympäristönsuojelulaki 27.6.2014/52

