Kaupunkiympäristön julkaisuja 2022:33

Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2020–2021

Emil Nyman, Marjut Räsänen ja Jyrki Muurinen

Kaupunkiympäristön julkaisuja 2022:33

Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2020–2021

Emil Nyman, Marjut Räsänen ja Jyrki Muurinen

Kannen kuva | Emil Nyman
Julkaisija | Helsingin kaupunki / Kaupunkiympäristön toimiala
ISBN | 978-952-386-202-9
ISSN | 2489-4230

Sisällys

1. Johdanto 20

1.1. Helsingin seudun ympäristöpalvelut – kuntayhtymän toiminta 20

1.2. Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan omaisuudenhallinta-yksikön toiminta 21

1.3. Helen Oy:n toiminta 21

1.4. Espoon kaupunkitekniikan keskuksen toiminta 22

1.5. Fortum Power and Heat Oy:n toiminta 22

1.6. Helsinki Shipyard Oy:n toiminta 23

1.7. Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun ulkopuolinen ympäristö - tai vesilupaa vaativa toiminta 23

2. Tarkkailualue ja sääolot 24

2.1. Tarkkailualue 24

2.2. Sääolot 27

3. Merialueen kuormitus 32

3.1. Johdanto 32

3.2. Viikinmäen jätevedenpuhdistamo 32

3.3. Suomenojan jätevedenpuhdistamo 35

3.4. Vantaanjoen sekä mereen laskevien purojen tuoma kuormitus ja kokonaiskuormituksen pitkän aikavälin muutokset 37

3.5. Sekaviemäröidyn alueen ylivuodot 43

3.6. Läjitysalueet 45

3.7. Voimalat, lämpö- ja jäähdytyslaitokset 45

4. Veden fysikaalis-kemiallinen ja hygieeninen laatu 47

4.1. Johdanto 47

4.1.1. Näytteenotto, seuranta-asemat ja analyysimenetelmät 50

4.2. Veden fysikaalis-kemiallinen ja hygieeninen laatu 52

4.2.1. Pintavesi 52

4.2.2. Pohjanläheinen vesi 56

4.3. Puhdistettujen jätevesien vaikutus veden fysikaalis-kemialliseen ja hygieeniseen laatuun 59

4.3.1. Vuoden 2020 ja 2021 poikkeukselliset havainnot Katajaluodon ja Knaperskärin havaintoasemilla (Helsinki-Porkkala vesimuodostuma) 59

4.3.2. Veden fysikaalis-kemiallisen ja hygieenisen laadun erot vertailuasemien ja jätevesien vaikutusten alaisena olevien näyteasemien välillä 63

4.4. Espoonlahden veden laatu 66

4.5. Yhteenveto 71

5. Pintaveden fysikaalis-kemiallisen laadun laaja tarkkailu 73
5.1. Johdanto 73
5.2. Aineisto ja Menetelmät 74
5.2.1. Viitearvojen ja poikkeamien määrittäminen 75
5.3. Tulokset ja tulkinta 76
5.3.1. Vedenlaatuparametrien ajallinen ja tilallinen vaihtelu 76
5.3.2. Vedenlaatuparametrien poikkeama viitearvoistaan 77
5.4. Yhteenveto 83

6. Kasviplankton 84
6.1. Johdanto 84
6.2. Näytteenotto ja menetelmät 85
6.3. Kasviplanktonyhteisön koostumus 86
6.3.1. Ulkosaaristo 86
6.3.2. Lahtialueet 91
6.4. Kasviplanktonyhteisön koostumuksen erot vertailuasemien ja jätevesien vaikutuksen alaisina olevien näyteasemien välillä 98
6.4.1. Johdanto 98
6.4.2. Tulokset 99
6.5. Perustuotantokyky 107
6.6. Trofia- ja sameusindeksi 110
6.6.1. Johdanto 110
6.6.2. Aineisto ja menetelmät 111
6.6.3. Tulokset 112
6.7. Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuden tarkkailu 118
6.7.1. Johdanto 118
6.7.2. Aineisto ja menetelmät 119
6.7.3. Tulokset 121
6.8. Yhteenveto 124

7. Pohjaeläimet ja läjitysalueiden pohjien tarkkailu 126
7.1. Johdanto 126
7.2. Aineisto ja menetelmät 126
7.3. Tulokset 130
7.3.1. Helsinki-Porkkala vesimuodostuma 130
7.3.2. Porvoo-Helsinki vesimuodostuma 135
7.3.3. Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostuma 138
7.3.4. Espoonlahden vesimuodostuma 138
7.3.5. Seurasaaren vesimuodostuma 140
7.3.6. Kruunuvuorenselän vesimuodostuma 143
7.3.7. Villingin vesimuodostuma 145

7.3.8. Sipoon saariston vesimuodostuma....146
7.3.9. Lokkiluodon, Koirasaarenluotojen ja Rövargrundetin meriläjitysalueiden sekä Länsisataman pohjaeläin- ja pohjan luotausten tulokset....148
7.4. Yhteenveto....157

8. Eläinplankton....160
8.1. Johdanto....160
8.2. Menetelmät....160
8.3. Tulokset....162
8.3.1. Eläinplanktonyhteisön yksilömäärät ja yhteisön koostumus....163
8.3.2. Eläinplanktonbiomassa....169
8.3.3. Yhteenveto....172

9. Voimaloiden merilauhdevesien ympäristövaikutukset....173
9.1. Johdanto....173
9.1.1. Salmisaaren laitokset....174
9.1.2. Hanasaaren laitokset....174
9.1.3. Vuosaaren laitokset....175
9.2. Mallinnuksen kuvaus....175
9.2.1. Mallin tulosten kalibrointi ja validointi....178
9.3. Salmisaaren voimalaitoksen ja kaukojäähdytyskeskuksen merilauhdevesien vaikutusten arvio....186
9.3.1. Vuoden 2020 vaikutusten arvio....187
9.3.2. Vuoden 2021 vaikutusten arvio....194
9.4. Vuosaaren voimalaitoksen merilauhdevesien vaikutusten arvio....198
9.4.1. Vuoden 2020 vaikutusten arvio....200
9.4.2. Vuoden 2021 vaikutusarvio....204
9.5. Yhteenveto....206

10. Sedimentin laatu ja haitalliset aineet sedimentissä....207
10.1. Johdanto....207
10.2. Aineisto ja menetelmät....208
10.3. Haitallisten aineiden tarkkailun tulokset ja tulosten tarkastelu....212
10.3.1. Sedimentin laatu....212
10.3.2. Raskasmetallit....214
10.3.3. Öljyhiilivedyt....216
10.3.4. PAH-yhdisteet....218
10.3.5. PCB-yhdisteet....220
10.3.6. Orgaaniset tinayhdisteet....222
10.4. Yhteenveto....224

11. Pääkaupunkiseudun merialueen tilan muutokset 1970–2021 arvioituna ELS-indeksin avulla.....225

11.1. Johdanto 225

11.2. Tulokset.....225

12. Viitteet.....228

13. Liitteet.....234

Tiivistelmä

Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailulla toteutetaan Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymän Viikinmäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamoiden, Helen Oy:n Salmisaaren, Hanasaaren ja Vuosaaren laitosten, Fortum Power and Heat Oy:n laitosten, Espoon kaupunkitekniikan keskuksen, Helsingin kaupungin omaisuudenhallintayksikön ja Helsinki Shipyard Oy:n telakan ympäristö- ja vesiluvissa määritettyjä tarkkailuvelvoitteita sekä seurataan pääkaupunkiseudun merialueen veden laadun, pohjaeläin-, kasviplankton- sekä eläinplanktonyhteisön muutoksia. Tarkkailun puitteissa toteutetaan myös alueen haitallisten aineiden esiintymisen seurantaa.

Tarkkailualueen pintavesi oli ennätyslämmintä talvella 2020 ja pintaveden lämpötila kohosi korkeaksi kesäkuun lopulla. Vesi oli taas tavanomaista lämpimämpää lokakuulta marraskuulle. Vuonna 2021 pintaveden lämpötila oli poikkeuksellisen korkea kesällä, etenkin heinäkuussa 2021. Vantaanjoen aiheuttamana kuormitus alueelle oli suurinta helmi-maaliskuussa 2020 ja maalis-huhtikuussa 2021.

Ravinnepitoisuudet vaihtelivat alueelle tyypillisesti vuosina 2020–2021, kokonaistypen pitoisuuksien ollessa kuitenkin monin paikoin tavanomaista hieman alhaisemmat. Kokonaisfosforin pitoisuudet olivat ajoittain tavanomaista suuremmat ulkosaariston ja Sipoon saariston vesimuodostumissa. Liukoisen typen pitoisuudet ehtyivät pintavedestä keväällä vertailuaineistoon nähden hieman aikaisemmin. Molempina kesinä havaittiin ajoittain tavanomaista suurempia liukoisen fosfaatin pitoisuuksia. Pintaveden sameus vaihteli alueille tyypillisesti, joskin suuria pintaveden sameuden poikkeamia havaittiin kuitenkin etenkin Seurasaarenselän ja Kruunuvuorenselän vesimuodostumien alueella. Pohjanläheisen veden happivajetta ei havaittu seuranta-asemilla vuosina 2020–2021, lukuun ottamatta 2021 heinäkuun alun poikkeavaa havaintoa Laajalahdella, jossa veden happipitoisuus oli lähellä 0 mg/l samanaikaisesti korkean lämpötilan kanssa.

Puhdistettujen jätevesien vaikutukset veden laatuun näkyvät purkualueiden lähistöllä ajoittain heikentyneenä veden hygieenisenä laatuna sekä korkeampina kokonais- ja liukoisen typen pitoisuuksina, etenkin Suomenojan puhdistamon purkualueen lähistöllä. Pohjautuen laajoihin, koko tarkkailualueen kattaviin ja muutaman päivän aikana toteutettaviin kartoituksiin, veden ladultaan viitearvoistaan poikkeavina alueina korostuvat suurten satamien edustat, Ryssjeholmsfjärden, Laajalahti ja Lauttasaaren eteläpuolinen merialue (sameuden osalta), Espoonlahti, Miessaarenselkä, Seurasaarenselkä, Lauttasaarensalmi sekä Helsingin kantakaupungin eteläpuolinen merialue Katajaluodolle saakka (a-klorofyllin osalta). Suurin osa tarkkailualueesta, lukuun ottamatta itäisen ulkosaariston avomerialuetta, oli jossain määrin suoran maalta tulevan valuman vaikutuksen alaisena. Suurimat vaikutukset maalta tulevalla valumalla veden laadun poikkeamiin on Suvisaaristossa sekä Kruunuvuorenselällä.

Vuoden 2020 kevätkukinnan huippu ulkosaariston alueella ajoittui huhtikuun lopulle tarkkailualueen keski- ja länsiosissa ja toukokuulle tarkkailualueen itäosissa. Itäosissa kevätkukinta koostui pääosin yhteyttämiseen kykenevistä ripsieläimistä ja muilla alueilla piilevistä. Ripsieläinten määrät kasvoivat piilevähuipun jälkeen myös tarkkailualueen keski- ja länsiosissa. Tarkkailualueen kesi- ja länsiosissa syanobakteerien kesäinen biomassahuippu ajoittui tavanomaista aikaisempaan kesäkuun puoleenväliin ja itäosissa heinäkuun alkuun. Syanobakteereja esiintyi leväyhteisössä suurempia määriä aina elokuulle saakka, vaikka kokonaisbiomassa laski.

Vuonna 2021 kevätkukinnan huippu ajoittui huhtikuun puoleen väliin ja koostui ulkosaariston alueella pääosin pii- ja panssarisiimalevistä. Yhteyttämiseen kykeneviä ripsieläimiä esiintyi runsaasti kevätkukinnan huipun jälkeen. Vuonna 2021 syanobakteerien kukintahuippu ajoittui heinäkuun alkuun ja tarkkailualueen keskiosissa syanobakteerien ohella yhteisössä esiintyi runsaasti panssarisiimaleviä. Suomenojan jätevedenpuhdistamon purkutunnelin läheisyydessä havaittiin syyskuun lopulla pieni leväkukinta, joka koostui pääsoin pii- ja panssarisiimalevistä. Ulkosaaristossa levien kokonaismäärä on hieman kasvanut vuodesta 2012 vuoteen 2021.

Alueen suurimmat kasviplanktonbiomassat esiintyvät Vanhankaupunginlahdella, jossa lajisto koostuu pääosin piilevistä. Laajalahdella yhteisöä hallitsevat syanobakteerit ja alueen biomassahuippu ajoittuu tavanomaisesti loppukesään. Lahtialueiden levien kokonaisbiomassa näyttää laskeneen hieman vuodesta 2012 vuoteen 2021.

Kasviplanktonyhteisön koostumukset eroavat selvästi toisistaan lahtialueiden ja ulkosaariston välillä. Lahtialueiden seuranta-asemien kasviplanktonyhteisön koostumukset eroavat toisistaan, etenkin Vartiokylänlahden ja Vanhankaupunginlahden osalta. Ulkosaaristossa yhteisökoostumuksissa ei juuri ole eroa eri seuranta-asemien välillä, indikoiden sitä, että puhdistettujen jätevesien purkamisella ei ole laajemman mittakaavan vaikutuksia ulkosaariston kasviplanktonin yhteisökoostumukseen. Puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähistöllä havaittiin kuitenkin korkeampi a-klorofyllin pitoisuus, sekä suurempia määriä panssarisiimaleviä ja silmäleviä, mikä voi indikoida ravinnekuormituksen vaikutusta levien fysiologiaan sekä tiettyjen kasviplanktonryhmien runsauteen. Ulkosaaristossa kasviplanktonyhteisön perustuotantokyky näyttää kasvaneen selvästi 1970-luvulta nykypäivään, viitaten kasvaneiden a-klorofyllin määrien ohella rehevöitymisen voimistumiseen. Rehevöityneisyyttä kuvaavalla trofiaindeksillä arvioituna, tarkasteltujen alueiden rehevöityneisyys oli kasvanut vuosina 2020–2021 verrattuna referenssijaksona toimivaan 21-vuotisjaksoon 1999–2019. Suurimmat muutokset olivat tapahtuneet Laajalahdella ja Espoonlahdella, Sipoon saaristossa sekä läntisen ulkosaariston alueella.

Puhdistetut jätevedet vaikuttavat kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuteen välillisesti vähintään noin 2000 metrin säteellä ja suoria vaikutuksia havaitaan noin 400 metrin säteellä. Suomenojan puhdistamon purkualueen lähistöllä kasviplanktonyhteisön biomassan muodostus oli pääosin riippumatonta ravinteiden saatavuudesta, mikä on ulkosaariston alueella poikkeuksellista ja ilmentää suoraan ravinnekuormituksen vaikutusta alueella. Viikinmäen puhdistamon purkualueella vaikutukset kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuteen ovat heikommat mutta havaittavissa.

Pohjaeläinten yksilömäärät olivat suuret 2010-luvun taitteessa suurimmalla osaa seuranta-asemista. Yksilömäärät kasvoivat uudestaan 2010-luvun lopulla, etenkin väli- ja ulkosaariston asemilla, jotka eivät kärsi pohjanläheisen veden happikadosta. Lahtialueiden lajistossa vallalla olivat harvasukamadot ja surviaissääsken toukat, jotka sietävät kuormitettuja olosuhteita. Lajisto on tyypillinen matalille rehevöityneille ja liettyneille alueille.

Pohjaeläinten yksilömäärät olivat Viikinmäen jätevedenpuhdistamon purkualueen lähistöllä harvinaisen suuria vuonna 2019. Yksilömäärä laski huomattavasti vuosille 2020 ja 2021, ja lajisto koostui edellisvuosien tapaan lähinnä liejuputkimadoista ja liejusimpukoista. Myös raakkuäyriäisiä havaittiin runsaasti. Yksilömäärät Katajaluodon alueella vähentyivät vuodesta 2019 johtuen suurimmaksi osaksi liejuputkimatojen määrän vähentymisestä. Valkokatkaa tavattiin alueella vieläkin säännöllisesti, mutta yksilömäärät olivat suhteellisen pienet. Suomenojan jätevedenpuhdistamon purkualueen lähistöllä pohjaeläinten määrät romahtivat vuonna 2018 pohjanläheisen veden heikon happitilanteen johdosta. Alueen pohjaeläinyhteisö oli jossain määrin elpynyt vuosille 2020 ja 2021. Lajisto koostui valtaosin liejusimpukoista ja liejuputkimadoista, kun taas harvasukamatojen määrät ovat vähentyneet. Myös vähemmän kuormitettuja olosuhteita ilmentävät lajit

kuten makkaramato, kilkki ja valkokatka ovat alueella hieman runsastuneet. Ajoittain hapettomina käyvien asemien palautuminen alueella näyttää olevan suhteellisen nopeaa, mikä johtunee hapettomien alueiden laikuittaisuudesta. Lähistöllä on suhteellisen hyvin voivia pohjaeläinyhteisöjä, joilta leviää yksilöitä alueille, jotka ovat uudelleen hapettuneet.

Pienempää kuormitusta vastaanottavan Itäisen saaristoalueen pohjaeläinyhteisön yksilö- ja lajimäärä sekä myös yhteisökoostumus vaikuttaa kuormitettuja alueita stabiilimmalta. Vuosina 2020 ja 2021 lajimäärät olivat itäisellä saaristoalueella edellisiä vuosia suurempia. Lajistossa liejusimpukka ja valkokatkat esiintyivät myös hieman runsaampina Itäisellä saaristoalueella, verrattuna kuormitetuimpiin alueisiin väli- ja ulkosaaristossa. Liejuputkimadon osuus kokonaisyksilömäärästä on viime aikoina ollut huomattavasti 2000-luvun alun huippumääriä pienempi. Vuosina 2020 ja 2021 alueella esiintyi edellisten vuosien tapaan kilkkiä ja okamakkaramatoja, jotka häviävät lajistosta olosuhteiden huonontuessa.

Katajaluodon alueen pohjaeläinlajiston monimuotoisuus on hieman pienempi kuin Itäisen saaristoalueen. Tähän osasyynä saattaa olla alueelle johdetut puhdistetut jätevedet. Monimuotoisuus on monena vuonna, kuten myös 2021, ollut Katajaluodolla pienempi kuin Knaperskärillä. Muutokset Knaperskärin olosuhteissa vuosien välillä ovat kuitenkin suuria ja alueen pohjaeläinyhteisö vaikuttaa Katajaluotoa epävakaammalta. Idässä Sipoon edustalla Mustan-Hevosen havaintopaikka on kärsinyt happiongelmista, ja pohjaeläimistö on monena vuonna ollut lähes olematonta. Vuoden 2021 aikana happitilanteen parantuessa pohjaeläimet kuitenkin lisääntyivät alueella.

Merialueen läjitystoiminta näkyy pohjaeläinten yksilömäärissä, biomassoissa ja varsinkin lajimäärissä. Pohjaeläinten yksilölukumäärät olivat pääsääntöisesti suurempia läjitysalueiden ulkopuolisissa näytteissä kuin läjitysaluenäytteissä. Lajimäärät olivat selvästi suurempia läjitysalueiden ulkopuolella kuin sisäpuolella, varsinkin Koirasaarenluodoilla ja Rövargrundetilla.

Länsisataman pohjaeläinlajistossa yksilömääriltään runsaimpina esiintyivät liejusimpukat ja paikoitellen myös harvasukamadot. Yksilömäärä, biomassa ja lajilukumäärä olivat pienimpiä sataman pohjukassa Hietalahden rannan kupeessa, jossa lajistosta puuttuivat kaikilla muilla Länsisataman havaintopaikoilla esiintyvät hietamassiaiset ja liejukatkat. Länsisataman näytteissä havaittiin mikroskooppisen muoviroskan suuria määriä.

Eläinplanktonyhteisöjen koostumukset puhdistettujen jätevesien ja vertailualueen välillä eivät vaikuta merkittävästi eroavan toisistaan. Eläinplanktonyhteisön monimuotoisuudessa ei havaittu alueiden välillä suuria eroja. Eläinplanktonin kokonaisyksilömäärä oli suurempi purkualueiden lähistöllä. Ryhmätasolla purkualueiden lähistöllä vesikirput ja simpukoiden toukkavaiheet esiintyivät vertailualueeseen verrattuna runsaslukuisempina. Biomassana mitattuna vesikirppujen, simpukoiden toukkavaiheiden sekä rataseläinten biomassat olivat suurempia purkualueiden lähistöllä.

Merilauhdevesien ympäristöään lämmittävä vaikutus riippuu johdettavien merilauhdevesien määrästä, lämpötilasta, sääoloista, vastaanottavan vesistön virtaamaolosuhteista sekä vastaanottavan vesistön lämpötilasta. Salmisaaren laitosten merilauhdevesien vaikutusalue oli mallinnustulosten pohjalta arvioituna ajoittain suhteellisen laaja, ulottuen Lauttasaarensalmeen etelässä sekä Rajasaaren ja Seurasaaren etelärannoille pohjoisessa. Merilauhdevesien leviämiseen vaikutti purkutapahtuman mereen purettu merilauhdevesien tilavuus sekä meriveden virtaukset. Salmisaaren laitosten merilauhdevesien pääasialliset vaikutukset rajoittuvat Lapinlahdelle, jossa kuukauden pituisen tarkastelujakson aikana havaittiin ympäristöään noin 2–4 °C lämpimämpi

keskimääräinen vesipatsaan lämpötila. Vuosaaren laitosten merilauhdevesien vaikutusalue rajoittuu selvemmin Vuosaaren sataman satama-altaaseen. Keskimääräinen vesipatsaan lämpötilaero ympäröivään vesimassaan oli noin 1–2 °C.

Orgaanisen aineksen pitoisuus pääkaupunkiseudun merialueen sedimentissä oli suhteellisen suuri, suurimmillaan sedimentin akkumulaatioalueilla itäisessä väli- ja ulkosaaristossa yli 68 % kuivapainosta. Haitta-aineita esiintyi eniten Helsingin kantakaupungin ympäristössä, Länsisatamassa ja Vanhankaupunginlahdella. Läjitys- ja ruoppausohjeen tason 2 ylityksiä havaittiin Kytön saaren lähellä olevalla asemalla läntisessä ulkosaaristossa elohopean ja nikkelin osalta sekä Suomenojan sataman edustalla trifenyylitinan osalta.

Kokonaisuudessaan pääkaupunkiseudun merialueen tila on välttävä. Lahtialueilla 1970-luvulta vuosituhanteen vaihteeseen saakka kestänyt tilan kohentuminen on pysähtynyt ja ulkosaariston alueiden tila on jopa hieman heikentynyt. Heikkenevä tila johtuu kokonaisfosforipitoisuuksien ja levämäärien kasvusta, näkösyvyyden heikkenemisestä ja pohjaeläinyhteisöjen köyhtymisestä. Tilaan vaikuttavat sekä yleinen Suomenlahden tilan kehitys että paikallinen merialueen tilaan vaikuttava toiminta.

Sammandrag

Inom ramen för samövervakningen av huvudstadsregionens havsområde utförs övervakning som grundar sig på miljö- och vattenlov utfärdade för verksamhet som drivs av Helsingforsregionens miljötjänster (Viksbacka och Finno avfallsvattensreningsverk), Helen Ab (Sundholmens, Hanaholmens och Nordsjö anläggningar), Fortum Power and Heat Ab (Finno anläggningen), Esbo stadstekniska centrum (Rövargrundets depositionsområde), Helsingfors stads egendomsförvaltning (Tirgrundets och Hundörsbådarnas depositionsområden) och Helsinki Shipyard Ab (Sandvikens skeppsvarv). Övervakningen består av uppföljning av förändringar i vattenkvaliteten, bottendjurs-, växtplankton- och djurplanktonsamhällen samt övervakning av förekomsten av skadliga ämnen i området.

Ytvattnet i övervakningsområdet var varmare än normalt vintern 2020 och ytvattnets temperatur steg också betydligt i slutet av juni samma år. Vattnet var återigen varmare än vanligt från oktober till november 2020. 2021 var ytvattentemperaturen exceptionellt hög på sommaren, särskilt i juli 2021. Belastningen i området orsakad av Vanda å var högst i februari/mars 2020 och mars/april 2021.

Näringshalterna i kusthavet varierade på ett typiskt sätt i regionen 2020–2021, förutom att totalkvävehalterna var något lägre än vanligt på många håll. Halterna av totalfosfor var tidvis högre än vanligt i ytterskärgårdens och Sibbo skärgårds vattenförekomster. Halterna av lösligt kväve utarmades i ytvattnet på våren något tidigare jämfört med referensmaterialet. Under båda åren observerades tidvis högre koncentrationer av lösligt fosfat på sommaren. Ytvattnets grumlighet varierade typiskt för regionerna, men stora avvikelser i ytvattnets grumlighet observerades särskilt i Fölisöfjärdens och Kronbergsfjärdens vattenförekomster. Syreunderskott i bottennära vatten observerades inte vid mätstationerna 2020–2021, med undantag för en ovanlig observation i Bredviken, där syrehalten i vattnet var nära 0 mg/l i början av juli 2021, i samband med höga vattentemperaturer.

Effekterna av renat avloppsvatten på vattenkvaliteten kan observeras i närheten av utloppsområdena som tidvis försämrad hygienisk vattenkvalitet och högre koncentrationer av totalt och lösligt kväve. Detta gäller särskilt området i närheten av utloppsområdet för Finno avfallsvattensreningsverk. Baserat på omfattande undersökningar som täcker hela uppföljningsområdet, avviker vattenkvaliteten mot det sämre i jämförelse till referensnivåer i områdena framför de stora hamnarna, Ryssjeholmsfjärden, Bredviken och havsområdet söder om Drumsö (i fråga om grumlighet), Esboviken, Karlöfjärden, Fölisöfjärden, Drumsö sund och havsområdet söder om Helsingfors innerstad ända till Enskär i söder (i fråga om a-klorofyll). Större delen av observationsområdet var till viss del påverkat av direkt avrinning från land, med undantag för det öppna havsområdet i östra ytterskärgården. De största effekterna av avrinning från land estimerat som avvikelse i vattenkvalitet från sitt referensvärde, observerades i havsområdena kring Sommaröarna och på Kronbergsfjärden.

Algernas vårblomning i ytterskärgården år 2020 inföll i slutet av april i de centrala och västra delarna av observationsområdet och i maj i de östra delarna av havsområdet. I de östra delarna bestod vårblomningen huvudsakligen av ciliater med förmåga till fotosyntes och i de andra områdena av kiselalger. Antalet ciliater ökade efter kiselalgernas kraftiga förekomst även i de centrala och västra delarna av uppföljningsområdet. Sommarens förekomster av cyanobakterier var kraftigast i juni i de västra och centrala delarna av uppföljningsområdet, vilket är något tidigare än normalt. I de östra delarna av uppföljningsområdet var förekomsterna kraftigast i början av juli.

Cyanobakterier förekom i större mängder i algsamhället fram till augusti, även om den totala biomassan minskade.

Vårblomningen var som kraftigast i mitten av april år 2021. Vårblomningen i ytterskärgårdsområdet bestod främst av kiselalger och pansarflagellater. Fotosyntetiserande ciliater var rikliga efter vårblomningens topp. År 2021 inträffade blomningen av cyanobakterier i början av juli och i de centrala delarna av övervakningsområdet förekom, tillsammans med cyanobakterier, också en stor mängd pansarflagellater. I slutet av september observerades en liten algblomning i närheten av utloppsområdet till Finno avloppsreningsverk, som huvudsakligen bestod av kiselalger och pansarflagellater. Den totala mängden alger i ytterskärgården har ökat något under det senaste decenniet.

De största växtplanktonbiomassorna i området förekommer i Esbo och Helsingfors stora vikar, Gammelstadsfjärden och Bredviken. På Gammelstadsfjärden domineras artsammansättningen i växtplanktonsamhället huvudsakligen av kiselalger. I Bredviken domineras samhället av cyanobakterier, och de största växtplanktonbiomassorna i området inträffar vanligtvis på sensommaren. Den totala biomassan av alger i de stora vikarna verkar ha minskat något under dt senaste decenniet.

Växtplanktonsamhällets sammansättning skiljer sig tydligt mellan de stora vikarna och ytterskärgården, men vikarnas artsammansättning skiljer sig också från varandra, särskilt mellan Botbyviken och Gammelstadsfjärden. I ytterskärgården är det nästan ingen skillnad i samhällssammansättningen mellan de olika mätstationerna, vilket tyder på att utsläppen av renat avloppsvatten inte har någon större specifik effekt på växtplanktonsamhällets sammansättning. En högre koncentration av a-klorofyll samt större mängder pansarflagellater och euglenofyter observerades dock i närheten av utsläppsområdena för renat avloppsvatten. Detta kan tyda på effekten av näringsbelastningen på algernas fysiologi och förekomsten av vissa växtplanktongrupper. I den yttre skärgården tycks växtplanktonsamhällets primärproduktionskapacitet tydligt ha ökat från 1970-talet till nutid, vilket tyder på, tillsammans med de ökade mängderna a-klorofyll, en intensifiering av övergödningen. Bedömt med ett index som beskriver övergödningens nivå, hade övergödningen av de undersökta områdena ökat 2020–2021 jämfört med 21-årsperioden 1999–2019, som fungerar som referensperiod. De största förändringarna mot det sämre hade skett i Bredviken och Esboviken, i Sibbo skärgård och i området som omfattar den västra ytterskärgården.

Renat avloppsvatten påverkar indirekt växtplanktonsamhällets näringsbegränsning inom en radie av minst 2000 m och direkta effekter observeras inom en radie av cirka 400 m från utsläppskällorna i yttre skärgården. I närheten av utloppsområdet för Finno reningsverk, var biomassabildningen i växtplanktonsamhället huvudsakligen oberoende av tillgången av näringsämnen. Detta är exceptionellt i ytterskärgårdsområdet och återspeglar direkt effekten av näringsbelastningen i området. I utloppsområdet för Viksbacka reningsverk var effekterna på växtplanktonsamhällets näringsbegränsning svagare men märkbara.

Bottendjurens individantal var högt vid 2010-talets skift vid de flesta övervakningsstationerna, men minskade efter detta. Antalet individer ökade återigen i slutet av 2010-talet, framför allt vid stationerna i mellersta och ytterskärgården, som inte lider av syreförlust i bottennära vattnet. I de stora vikarna dominerar fåborstmaskarna och fjädermygglarverna, som tål belastade förhållanden. Arterna är typiska för grunda och eutrofierade områden.

Individantalet av bottendjur i närheten av Viksbacka avloppsreningsverks utloppsområde i nära Enskär var ovanligt högt 2019. Antalet individer minskade avsevärt under åren 2020 och 2021

och artsammansättningen bestod huvudsakligen av nordamerikanska havsborstmaskar och östersjömusslor, i likhet med tidigare år. Musselkräftor observerades också i relativt stora mängder. Antalet individer i området kring Enskär minskade från 2019, främst på grund av minskningen av antalet havsborstmaskar. Vitmärla observerades fortfarande regelbundet i området, men antalet individer var litet. I närheten av utloppsområdet för Finno avloppsreningsverk kollapsade bottendjurssamhället under 2018 på grund av den dåliga syresituationen i det bottennära vattnet. Bottendjurssamhället i området hade till viss del återhämtat sig till åren 2020 och 2021. Artensammansättningen bestod till största delen av östersjömusslor och nordamerikanska havsborstmaskar, medan antalet fåborstmaskar hade ytterligare minskat. Arter som representerar mindre belastade förhållanden, som korvmaskar, skorven och vitmärlan, hade också ökat något i området, jämfört med 2018. Återhämtningen av de stationer som ibland är syrefria i området tycks gå relativt snabbt, vilket beror på att de syrefria områdena är fläckiga. Det finns relativt friska bentiska samhällen i närheten, varifrån individer sprider sig till områden som har åter syresatts.

Antalet individer och artsammansättningen av östra skärgårdens bentiska samhälle, som mottar en mindre belastning, verkar vara stabilare än individantalen och artsammansättningen av de mera belastade områdena. Åren 2020 och 2021 var antalet arter i östra skärgårdsområdet högre än tidigare år. Bland arterna var östersjömusslan och vitmärlan också något rikligare i östra skärgården, jämfört med de mest belastade områdena i mellersta och ytterskärgården. På senare tid har andelen nordamerikanska havsborstmaskar av det totala antalet individer varit betydligt lägre än i början av 2000-talet. Åren 2020 och 2021, liksom tidigare år, fanns det skorvar och korvmaskarar i området, som försvinner från samhället i takt med att förhållandena förvärras.

Mångfalden av bottenfaunan i området kring Enskär är något lägre än i östra skärgårdsområdet. En del av orsaken till detta kan vara det renade avloppsvattnet som leds till området. Under många år, liksom 2021, har mångfalden varit lägre vid Enskär än vid Knaperskär, intill Finno reningsverks utloppsområde. Förändringarna i förhållanden vid Knaperskär åren emellan är dock stora och områdets bentiska samhälle verkar mer instabilt än vid Enskär. I öster, i Sibbo skärgård, har observationsplatsen vid ön Svarta Hästen lidit av syreproblem och bottenfaunan har varit nästan obefintlig under många år. Men under 2021, när syresituationen förbättrades, ökade mängden bottendjuren i området.

Deponering av muddringsmassor på havsområdet påverkar antalet bottendjur, deras biomassa och särskilt antalet arter i deponeringsområdena. Bottendjurens individantal var generellt sett högre i bottenprover tagna utanför deponeringsområdena än i proverna tagna innanför deponeringsområdena. Artantalet var klart högre utanför deponeringsområdena än innanför dem, särskilt vid Hundörsbodarnas och Rövargrundets deponeringsområden.

Bottenfaunan i västra hamnen bestod i huvudsak av östersjömusslor, och på de mindre öppna områdena även av fåborstmaskar. Antalet individer, biomassa och antal arter var lägst i hamnens norra ända nära Sandvikskajen, där pungräkor och slammärlor saknades från artsammansättningen. Stora mängder mikroskopiskt plastskräp hittades i proverna från västra hamnen.

Sammansättningen av djurplanktonsamhällena mellan områdena som mottar renade avloppsvatten och referensområdet tycks inte skilja sig nämnvärt från varandra. Inga stora skillnader i djurplanktonsamhällets mångfald observerades mellan områdena. Det totala antalet djurplanktonindivider var dock högre i närheten av områdena som mottar belastning. På gruppnivå nära belastningskällorna förekom vattenloppor och musslors larvstadier i större antal jämfört med referensområdet. Mätt som biomassa var biomassan av vattenloppor, larvstadier av musslor och hjuldjur högre i närheten av avlastningsområdena.

Den värmande effekten av kylvatten från kraftverk på miljön beror på mängden kylvatten, utsläppens temperatur, väderförhållandena, strömningsförhållandena i den mottagande vattenmassan och temperaturen hos den mottagande vattenmassan. Baserat på beräkningar som baserar sig på modellsimulationer var området som påverkas av kylvattnen från anläggningarna vid Sundholmen ibland relativt stort och sträckte sig till Drumsö sund i söder eller till de södra stränderna av Råholmen och Fölisön i norr, beroende på vind riktningen. Spridningen av kylvatten påverkades av mängden kylvatten som släpptes ut i havet, samt av strömningsriktningarna i havet. De huvudsakliga effekterna av kylvattnen från anläggningarna vid Sundholmen är dock begränsade till Lappviken, där den genomsnittliga vattenpelartemperaturen observerades vara cirka 2–4 °C varmare än omgivningen under den månadslånga simulationsperioden. Påverkningsområdet för kylvattnet vid Nordsjö-anläggningarna är tydligare begränsade till hamnbassängen i Nordsjö hamn och den genomsnittliga temperaturskillnaden mellan vattenpelartemperaturen i det påverkade området och den omgivande vattenmassan var cirka 1–2 °C.

Koncentrationen av organiskt material i sedimenten i huvudstadsregionens havsområde var relativt hög, i sedimentansamlingsområdena i den östra och mellersta yttre skärgården var organiska materialets andel > 68 % av torrvikten. Skadliga ämnen förekom främst i omgivningen av Helsingfors innerstad, västra hamnen och Gammelstadsfjärden. Överskridanden av nivå 2 i deponerings- och muddringsanvisningarna observerades vid en station nära Kytö i västra ytterskärgården för kvicksilver och nickel och vid en station på Ryssjeholmsfjärden, utanför hamnen i Finno för trifenyltenn.

Som helhet var havsområdets tillstånd i huvudstadsregionen otillfredsställande. I de stora vikarna har den tillståndsförbättring som varat från 1970-talet fram till millennieskiftet upphört och tillståndet i de yttre skärgårdsområdena har till och med försämrats något. Det försämrade tillståndet beror på ökningen av totalfosforhalter och algmängder, minskat siktdjup och utarmning av bentiska samhällen. Tillståndet påverkas både av den allmänna utvecklingen av tillståndet i Finska viken och av lokala aktiviteter som påverkar havsområdets tillstånd.

Summary

Within the framework of the joint monitoring programme of the capital region's sea area, monitoring is carried out based on environmental and water permits issued for activities run by the Helsinki region's environmental services (Vikinmäki and Suomenoja waste water treatment plants), Helen Oy (Salmisaari, Hanasaari and Vuosaari plants), Fortum Power and Heat Oy (Suomenoja facility), Espoo City Technical Center (Rövargrundet deposit area), Helsinki City Property Management (Lokkiluoto and Koirasaarenluodot deposit areas) and Helsinki Shipyard Oy (Hietalahti shipyard). The programme consists of monitoring changes in water quality, benthic, phytoplankton and zooplankton communities as well as monitoring the presence of harmful substances in the area.

The surface water in the monitoring area was warmer than normal in the winter of 2020 and the surface water temperature also rose significantly at the end of June of the same year. The water was again warmer than usual from October to November 2020. In 2021, the surface water temperature was exceptionally high during summer, especially in July 2021. The river load in the area caused by the Vantaa River was highest in February/March 2020 and March/April 2021.

Nutrient concentrations in the coastal sea varied in a typical manner for the region in 2020–2021, except that total nitrogen levels were slightly lower than usual in many places. The levels of total phosphorus were occasionally higher than usual in the water bodies of the outer archipelago and the Sipoo archipelago. The levels of dissolved inorganic nitrogen were depleted in the surface water in the spring somewhat earlier compared to the reference material. In both years, occasionally higher concentrations of dissolved phosphate were observed during summer. The turbidity of the surface waters varied typically for the region, but large deviations in the turbidity of the surface water were observed especially in the water bodies of Seurasaari and Kruunuvuorenselkä. Oxygen deficit in near bottom waters were not observed at the measuring stations in 2020–2021, with the exception of an unusual observation in Laajalahti, where the oxygen content in the water was close to 0 mg/l at the beginning of July 2021, in connection with high water temperatures.

The effects of treated wastewater on water quality can be observed in the vicinity of the discharge areas as occasional deterioration of hygienic water quality and higher concentrations of total and dissolved inorganic nitrogen. This particularly applies to the area near the outlet area of the Suomenoja wastewater treatment plant. Based on extensive surveys covering the entire monitoring area, water quality deviates for the worse in comparison to reference levels in the areas in front of the large harbours, and around Ryssjeholmsfjärden, Laajalahti and the sea area south of Lauttasaari (in terms of turbidity), Espoonlahti, Miessaarenselkä, Seurasaarenselkä, Lauttasaari sound and the sea area south of the Helsinki city center all the way to Katajaluoto in the south (in terms of a-chlorophyll). Most of the coastal sea area was to some extent affected by direct runoff from land, with the exception of the open sea area in the eastern outer archipelago. The greatest effects of runoff from land, estimated as a deviation in water quality from its reference value, were observed in the sea areas around the Summer Islands and Kruunuvuorenselkä.

The phytoplankton spring bloom in the outer archipelago in 2020 occurred at the end of April in the central and western parts of the observation area and in May in the eastern parts of the sea area. In the eastern parts, the spring bloom consisted mainly of ciliates capable of photosynthesis and in the other areas of diatoms. The number of ciliates increased after the strong occur-

rence of diatoms also in the central and western parts of the monitoring area. The summer occurrences of cyanobacteria were strongest in June in the western and central parts of the monitoring area, which is slightly earlier than normal. In the eastern parts of the monitoring area, occurrences were strongest at the beginning of July. Cyanobacteria were present in greater amounts in the algal community until August, although the total biomass decreased.

The spring bloom peak occurred in mid-April in 2021. The spring bloom in the outer archipelago area consisted mainly of diatoms and dinoflagellates. Photosynthesizing ciliates were abundant after the spring bloom peak. In 2021, the bloom of cyanobacteria occurred in early July and in the central parts of the monitoring area, along with cyanobacteria, a large number of dinoflagellates were also present in the community. At the end of September, a small algal bloom was observed near the outlet area of the Suomenoja sewage treatment plant, which consisted mainly of diatoms and dinoflagellates. The total amount of algae in the outer archipelago has increased slightly over the last decade.

The largest phytoplankton biomasses in the area occur in the large bays of Espoo and Helsinki, Vanhankaupunginlahti and Laajalahti. At Vanhankaupunginlahti, the species composition of the phytoplankton community is mainly dominated by diatoms. In Laajalahti, the community is dominated by cyanobacteria, and the largest phytoplankton biomasses in the area usually occur in late summer. The total biomass of algae in the large bays appears to have decreased somewhat over the last decade.

The composition of the phytoplankton community is clearly different between the large bays and the outer archipelago, but the species composition of the bays also differs from each other, especially between Vartiokylänlahti and Vanhankaupunginlahti. In the outer archipelago, there is almost no difference in the community composition between the different monitoring stations, which indicates that the discharges of purified wastewater do not have any major specific effect on the composition of the phytoplankton community. However, a higher concentration of α-chlorophyll as well as greater amounts of dinoflagellates and euglenophytes were observed in the vicinity of the treated wastewater discharge areas. This may indicate the effect of the nutrient load on the physiology of the algae and the on selective benefits on certain phytoplankton groups. In the outer archipelago, the primary production capacity of the phytoplankton community appears to have clearly increased from the 1970s to the present, indicating, together with the increased amounts of α-chlorophyll, an intensification of eutrophication. Assessed with an index describing the level of eutrophication, the eutrophication of the investigated areas had increased in 2020–2021 compared to the 21-year period 1999–2019, which serves as the reference period. The biggest changes for the worse had occurred in Laajalahti and Espoonlahti, in the Sipoo archipelago and in the area that includes the western outer archipelago.

Discharge of treated wastewater indirectly affects the nutrient limitation of the phytoplankton community within a radius of at least 2000 m and direct effects are observed within a radius of approximately 400 m from the discharge sites in the outer archipelago. Near the outlet area of the Suomenoja treatment plant, the biomass formation of the phytoplankton community was mainly independent of the availability of nutrients. This is exceptional in the outer archipelago area and directly reflects the effect of the nutrient load in the area. In the discharge area of the Viikinmäki treatment plant, the effects of wastewater discharge on the nutrient limitation of the phytoplankton community were weaker but noticeable.

The number of benthic animals was high at the turn of the 2010s at most monitoring stations but decreased thereafter. The number of individuals increased again at the end of the 2010s, especially at the stations in the middle and outer archipelago, which do not suffer from oxygen loss in near bottom waters. In the large bays, oligochaetes and feather midge larvae predominate the

community. These groups of organisms can withstand stressed conditions and the groups are typical of shallow and eutrophic areas.

The number of individuals of benthic animals in the vicinity of the Viikinmäki sewage treatment plant's outlet area near Katajaluoto was unusually high in 2019. The number of individuals decreased significantly in the years 2020 and 2021 and the species composition consisted mainly of *Marenzelleria* polychaetes and Baltic tellins, like previous years. Ostracods were also observed in relatively large numbers. The number of individuals in the area around Katajaluoto decreased from 2019, mainly due to the decrease in the number of *Marenzelleria* polychaetes. Benthic amphipods were still regularly observed in the area, but the number of individuals was small. Near the outlet area of the Suomenoja sewage treatment plant, the benthic community collapsed in 2018 due to the poor oxygen situation in the near-bottom water. The benthic community in the area had recovered to some extent by the years 2020 and 2021. The species composition consisted mostly of Baltic tellins and *Marenzelleria* polychaetes, while the number of oligochaetes had further decreased. Species representing less stressed conditions, such as priapulid worms, benthic isopod crustaceans and benthic amphipods, had also increased slightly in the area, compared to 2018. The recovery of the stations that are sometimes anoxic in the area seems to be relatively fast, which is due to the patchiness of the anoxic areas. There are relatively healthy benthic communities nearby, from where individuals disperse into areas that have been re-oxygenated.

The number of individuals and the species composition of the eastern archipelago's benthic community, which receives a lower load, appears to be more stable than the number of individuals and the species composition of the more stressed areas. In the years 2020 and 2021, the number of species in the eastern archipelago area was higher than in previous years. Among the species, the Baltic tellin and benthic amphipods were also slightly more abundant in the eastern archipelago, compared to the most stressed areas in the middle and outer archipelago. More recently, the proportion of *Marenzelleria* polychaetes in the total number of individuals has been significantly lower than in the early 2000s. In 2020 and 2021, as in previous years, there were benthic isopod crustaceans and priapulid worms in the area, which disappear from the community as conditions worsen.

The diversity of the benthic community in the area around Katajaluoto is somewhat lower than in the eastern archipelago area. Part of the reason for this may be the treated wastewater that is discharged to the area. For many years, as in 2021, the diversity has been lower at Katajaluoto than at Knaperskär, next to the Suomenoja treatment plant's discharge area. However, the changes in conditions at Knaperskär between years are large and the area's benthic community appears more unstable than at Katajaluoto. In the east, in the Sipoo archipelago, the monitoring site close to the island of Musta Hevoen has suffered from oxygen deficiency in the near bottom water and the benthic fauna has been almost non-existent for many years. But in 2021, when the oxygen situation improved, the number of benthic animals in the area increased.

Deposition of dredged materials in the sea area affects the number of benthic animals, their biomass and especially the number of species in the deposition areas. The number of benthic animals was generally higher in bottom samples taken outside the deposition areas than in the samples taken inside the deposition areas. The number of species was clearly higher outside the deposition areas than inside them, especially at the Koirasaarenluodot and Rövargrundet deposition areas.

The benthic fauna in the western harbor consisted mainly of Baltic tellins, and in the less open areas also of oligochaetes. The number of individuals, biomass and number of species was lowest at the northern end of the harbor near the Hietalahti quay, where mysid shrimp and benthic

amphipods were absent from the benthic community. Large amounts of microscopic plastic debris were found in the samples from the western harbor.

The composition of the zooplankton communities between the areas receiving treated wastewater and the reference area does not appear to differ significantly from each other. No major differences in zooplankton community diversity were observed between the areas. However, the total number of zooplankton individuals was higher near the areas receiving loading. At the group level close to the load sources, water fleas and mussel larval stages occurred in greater numbers compared to the reference area. Measured as biomass, the biomass of water fleas, larval stages of mussels and rotifers was higher near the discharge areas of treated wastewaters.

The warming effect of cooling water from power plants on the environment depends on the amount of cooling water, the temperature of the discharges, the weather conditions, the flow conditions in the receiving water body and the temperature of the receiving water body. According to estimates based on model simulations, the area affected by the cooling waters from the facilities at Salmisaari was sometimes relatively large and extended to Lauttasaari sound in the south or to the southern shores of Rajasaari and Seurasaari in the north, depending on the wind direction. The spread of cooling water was affected by the amount of cooling water released into the sea, as well as by the current directions in the sea. However, the main effects of the cooling waters from the facilities at Salmisaari are limited to Lapinlahti, where the average water column temperature was observed to be approximately 2–4 °C warmer than the surroundings during the month-long simulation period. The area of influence for the cooling water at the Vuosaari facilities is more clearly limited to the harbor area in the Vuosaari port and the average temperature difference between the water column temperature in the affected area and the surrounding water mass was approximately 1–2 °C.

The concentration of organic matter in the sediments in the sea area of the capital region was relatively high, in the sediment accumulation areas in the eastern and middle outer archipelago, the proportion of organic matter was > 68% of sediment dry weight. Harmful substances were mainly found in the surroundings of the inner city of Helsinki, the western harbor, and Vanhankaupunginlahti. Occurrences of concentrations of harmful substances exceeding level 2 in the deposition and dredging instructions were observed at a station near Kytö in the western outer archipelago for mercury and nickel and at a station on Ryssjeholmsfjärden, outside the port of Finno for triphenyltin.

The state of the sea area in the capital region was unsatisfactory. In the large bays, the improvement in condition that lasted from the 1970s until the turn of the millennium has stopped, and the condition in the outer archipelago areas has even deteriorated somewhat. The deteriorating condition is due to the increase in total phosphorus levels and algae amounts, reduced secchi depth and deterioration of benthic communities. The state of the coastal sea area is affected both by the general development of the condition in the Gulf of Finland and by local activities that affect the condition of the sea area.

1. Johdanto

Emil Nyman

Tässä selvityksessä esitetään yhteenveto pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun tuloksista vuosilta 2020 ja 2021. Yhteistarkkailun toteuttamisesta ovat sopineet Helsingin seudun ympäristöpalvelut – kuntayhtymä (HSY), Helen Oy, Espoon kaupungin kaupunkitekniikan keskus, Fortum Power and Heat Oy, Helsinki Shipyard Oy, Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan rakennetun omaisuuden hallinta sekä Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan ympäristöpalvelut sekä Espoon ympäristö- ja rakennusvalvontakeskus. Yhteistarkkailussa toteutetaan kaikkien tarkkailuvelvollisten velvoitetarkkailuja niin, että tarkkailun eri osat tukevat toisiaan.

Tarkkailu on toteutettu Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan ympäristönseuranta- ja -valvontayksikön vesitiimin laatiman yhteistarkkailuohjelman mukaisesti. Ohjelman käyttöönotosta on sovittu Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen kanssa. Veden fysikaalista, kemiallista ja hygieenistä tilaa sekä a-klorofyllin pitoisuuksia, kasviplankton- ja pohjaeläinlajistoa koskevat havaintoaineistot on toimitettu ympäristöhallinnon valtakunnallisiin tietojärjestelmiin (https://www.syke.fi/avointieto) josta tiedot ovat vapaasti ladattavissa.

Tässä raportissa esitetyt tulokset kokosi ja tarkkailun suoritti Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan ympäristönseuranta- ja -valvontayksikön vesitiimi, Työpajankatu 8, 00540 Helsinki, missä alkuperäismateriaalia samoin kuin velvoitetarkkailuihin kuulumattomia aineistoja, joita tässä raportissa ei ole kokonaisuudessaan esitetty säilytetään.

1.1. Helsingin seudun ympäristöpalvelut – kuntayhtymän toiminta

Pääkaupunkiseudun asukkaat ja yritykset tuottavat jätevettä noin 150 miljoonaa kuutiometriä vuodessa (HSY 2020). Jätevedet johdetaan viemäriverkostoa pitkin käsiteltäväksi puhdistamolle ennen niiden palautumista takaisin vesistöön. HSY:n kaksi jätevedenpuhdistamoa, Viikinmäessä Helsingissä ja Suomenojalla Espoossa, vastaavat jätevesien käsittelystä pääkaupunkiseudulla.

Puhdistetut jätevedet johdetaan tunnelissa ulkosaaristoon. Jätevedet johdetaan Viikinmäen puhdistamolta Katajaluodon eteläpuolelle (purkukohdan koordinaatit wgs84: 60° 5.279', 24° 55.107', syvyys n. 21 m) ja Suomenojan puhdistamolta Gåsgrundetin itäpuolelle (koordinaatit wgs84: 60° 5.377', 24° 45.674', syvyys n. 10 m). Suomenojan voimalaitoksen (Fortum Power and Heat Oy) jäähdytysvedet otetaan Suomenojan rannasta ja johdetaan merelle samassa purkutunnelissa

Suomenojan puhdistamon vesien kanssa. Kuormituksen merkittävimmät komponentit ovat jäteveden sisältämä orgaaninen aine, fosfori- ja typpiravinteet, ulosteperäiset bakteerit sekä tietyt haitalliset aineet (HSY 2020). Viikinmäen jätevedenpuhdistamon jätevesien johtamisen ympäristövaatimukset vesiympäristön vaikutusten osalta perustuvat päätökseen: Ympäristölupa Nro 240/2015/2 (Dnro ESA-VI/341/04.08/2013)

Suomenojan jätevedenpuhdistamon jätevesien johtamisen ympäristövaatimukset vesiympäristön vaikutusten osalta perustuvat päätökseen: Ympäristölupa Nro 239/2015/2 (Dnro ESAVI/340/04.08/2013).

1.2. Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan omaisuudenhallinta-yksikön toiminta

Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan omaisuudenhallinta-yksikkö hallinnoi Mustakuvun, Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen läjitysalueita. Mustakuvun läjitysalue (21 ha) sijaitsee Itä-Helsingin merialueella Villingin kaakkoispuolella. Läjitysalue on otettu käyttöön vuonna 1988 ja sen kapasiteetti on täyttynyt. Toiminta lopetettiin vuoden 2018 lopulla. Alueen jälkitarkkailusta sovitaan erikseen Uudenmaan ELY-keskuksen kanssa.

Lokkiluodon läjitysalue sijaitsee noin 3 km Helsingin Kaivopuiston rannasta etelään Taulukarin länsipuolella. Vesisyvyys on alueella noin 10 ja 16 m välillä, alue otettiin käyttöön vuonna 2018. Lokkiluodon meriläjitysalueen ympäristövaikutuksia veden laatuun seurataan pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelman mukaisesti. Vaikutuksia kalastoon, linnustoon ja läjitysmassojen pysyvyyttä seurataan erillisten seurantaohjelmien mukaisesti. Lokkiluodon meri-läjitysalueelle on annettu seuraavat lupapäätökset, AVI: 92/2015/2, 13.5.2015 (Dnro ESAVI/73/04.09/2014), VHAO: 16/0299/2, 9.12.2016 (01531/15/5201).

Koirasaarenluotojen ruoppausmassojen läjitysalue sijaitsee noin 11 km Helsingin Länsisatamasta etelään, Koirasaarenluotojen itäpuolella. Vesisyvyys on alueella noin 30 m ja alue otettiin käyttöön vuoden 2019 alusta. Koirasaarenluotojen ruoppausmassojen läjitysalueen ympäristövaikutuksia veden laatuun seurataan pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelman mukaisesti. Vaikutuksia kalastoon, linnustoon ja läjitysmassojen pysyvyyttä seurataan erillisten seurantaohjelmien mukaisesti. Koirasaarenluotojen meriläjitysalueelle on annettu seuraavat lupapäätökset, AVI: 93/2015/2, 13.5.2015 (Dnro ESAVI/74/04.09/2014), VHAO: 16/0253/2, 8.11.2016 (01533/15/5201 ja 01534/15/5201).

1.3. Helen Oy:n toiminta

Helen Oy tuottaa lämpöä, sähköä ja jäähdytystä pääasiassa omissa voimalaitoksissaan ja lämpökeskuksissaan. Vesiympäristöön liittyviä tarkkailuvelvoitteita on Hanasaaren, Salmisaaren ja Vuosaaren laitoksilla, sekä Katri Valan lämpö- ja jäähdytyslaitoksella.

Vuosaaren voimalaitokset sijaitsevat Vuosaaren sataman naapurina. Vuosaaren maakaasulla toimivissa voimalaitoksissa tuotetaan valtaosa Helsingin sähköstä ja kaukolämmöstä. Voimalaitosten yhteenlaskettu sähkön tuotantoteho on 630 MW ja kaukolämmön tuotantoteho 580 MW. Vuosaaren voimalaitokset ovat kombivoimalaitoksia.

Salmisaaren kivihiilivoimalaitoksen toiminta alkoi vuonna 1953. Nykyään päätuotantoyksikkönä toimiva Salmisaari B valmistui 1980-luvulla. Voimalaitosten sähkön tuotantoteho on 160 MW ja kaukolämmön tuotantoteho 480 MW. Salmisaaren voimala tuottaa myös kaukojäähdytystä. Voimalassa aloitettiin pellettien osittainen polttaminen (5–10 %) vuonna 2014.

Hanasaaren kivihiilivoimalaitos on valmistunut 1974. Laitoksen sähköntuotantoteho on 220 MW ja kaukolämmön tuotantoteho 445 MW. Voimalassa aloitettiin pellettien osittainen polttaminen (5–10 %) vuonna 2014. Hanasaaren laitoksen toiminta ollaan ajamassa alas alkuvuodesta 2023. Katri Valan lämpö- ja jäähdytyslaitoksen kaukolämmön tuotantoteho on 90 MW ja kaukojäähdytyksen 60 MW.

Helen Oy:n laitosten potentiaaliset vesistö- ja kalataloudelliset vaikutukset ja tarkkailuvelvoitteet kohdistuvat Vuosaaren itäpuoliselle merialueelle, Lapinlahdelle ja Seurasaarenselän eteläosiin sekä Hanasaaren voimalan itäpuolella sijaitsevaan Sörnäisten satama-altaaseen ja ne koostuvat

pääosin jäähdytysvesipäästöistä, jotka lämmittävät tai viilentävät vastaanottavan vesistön lämpötilaa.

Helen Oy:n toiminnan ympäristön tarkkailun vaatimukset määritellään seuraavissa päätöksissä:

- Salmisaaren voimalan ympäristölupa, Dnro ESAVI/178/04.08/2013
- Hanasaaren voimalan ympäristölupa, Dnro ESAVI/135/04.08/2013
- Vuosaaren voimalan ympäristölupa, Dnro ESAVI/330/04.08/2012
- Katri Valan lämpöpumppulaitos ympäristölupa, Dnro LSY-2005-Y-398

1.4. Espoon kaupunkitekniikan keskuksen toiminta

Espoon kaupungin Rövargrundin meriläjitysalue sijaitsee Espoon Suvisaariston yhteisellä vesialueella noin 4,5 km Espoon Soukanniemestä etelään ja noin 1.5 km Kytön saaresta luoteeseen. Läjitysalueen pinta-ala on noin 22,5 ha.

Läjitys Rövargrundin meriläjitysalueelle on alkanut vuonna 1983. Vuodesta 1983 vuoteen 2021 alueelle on läjitetty ruoppausmassoja yhtensä noin 930 000 m^3. Vuodesta 2018 vuoteen 2021 alueelle on läjitetty ruoppausmassoja yhteensä noin 144 000 m^3. Läjitysalueelle tuotavat ruoppausmassat ovat tyypillisesti peräisin yksityisten kiinteistöjen rantojen pienruoppauksista. Poikkeuksena vuonna 2020 alueelle läjitettiin noin 126 470 m^3 meriläjityskelpoisia massoja, joista suuri osa oli Keilaniemenrannan ruoppaustöistä syntyneitä massoja.

Etelä-Suomen aluehallintovirasto on myöntänyt Espoon kaupungille luvan ruoppausmassojen läjittämiseen Rövargrundin meriläjitysalueelle 15.6.2018 annetun päätöksen (Nro 92/2018/2, Dnro ESAVI/12563/2017) mukaisesti. Päätös on lainvoimainen ja voimassa vuoden 2028 loppuun saakka. Luvan mukaisesti alueelle saa läjittää Espoon merialueiden ruoppauksesta syntyviä massoja luvan voimassaoloaikana enintään 1 milj. m^3 krt tason N2000 -17 m alapuolelle.

Päätöksessä (Nro 92/2018/2) on määrätty, että luvan saajaan on tarkkailtava vuosittain läjitysten vaikutuksia merialueen tilaan ja läjitysmassojen pysyvyyttä läjitysalueella Uudenmaan ELY-keskuksen hyväksymällä tavalla. Päätöksen mukaan läjitysalueen tarkkailut voidaan suorittaa yhteistarkkailuna. Rövargrundin läjitysalueen vaikutuksia merialueen tilaan tarkkaillaan Helsingin ja Espoon merialueen yhteistarkkailussa. Läjitysalueen luotaukset sedimenttien pysyvyyden tarkkailemiseksi toteutetaan toiminnan harjoittajan toimesta ostopalveluna.

1.5. Fortum Power and Heat Oy:n toiminta

Suomenojan voimalaitoksella on viisi tuotantoyksikköä: höyryvoimalaitos, kombivoimalaitos, leijupolttokattilalaitos, kaasuturbiinilaitos ja apukattila. Suomenojan voimalaitos ottaa jäähdytysvetensä merestä voimalaitoksen eteläpuolella olevan venesataman rantapenkereestä ja purkaa ne HSY:n Suomenojan puhdistamon poistovesitunneliin, jonka purkukohta on noin 800 m Gåsgrund-saaresta kaakkoon. Voimalaitos tuottaa kaukolämpöä Espoon, Kauniaisten ja Kirkkonummen asukkaille sekä sähköä valtakunnan verkkoon. Kaukolämmön tuotanto on 1 800–2 200 GWh ja sähkön tuotanto 700–1800 GWh vuodessa. Jäähdytysmeriveden vuotuinen määrä on vaihdellut välillä 6–12 milj. m^3.

Etelä-Suomen aluehallintovirasto on 15.4.2013 päätöksellään Nro 76/2013/1 myöntänyt Fortum Power and Heat Oy:lle ympäristöluvan Suomenojan voimalaitoksen toiminnalle. Lupaa on tarkennettu ja Etelä-Suomen aluehallintovirasto on 21.12.2015 päätöksellään 336/2015/1 myöntänyt muutosluvan laitoksen toiminnalle. Luvan mukaan voimalaitoksen mereen johdettavien jäähdytys- ja jätevesien vaikutuksia purkualueen vesien tilaan on tarkkailtava osallistumalla Helsingin ja Espoon merialueiden yhteistarkkailuun. Voimalan yhteyteen asennettujen lämpöpumppujen johdosta mereen johdettava energiamäärä on nykyään negatiivinen, eli merivesi viilenee hieman ennen purkutunneliin johtamista.

1.6. Helsinki Shipyard Oy:n toiminta

Helsinki Shipyard Oy:n Helsingin telakka sijaitsee Hernesaaressa Hietalahden rannalla, jossa Helsingin Satama myös hallinnoi vilkasta satama-aluetta. Helsinki Shipyard Oy:n Helsingin telakan potentiaaliset vaikutusalueet ja tarkkailuvelvoitteet kohdistuvat samalle Länsisataman-Hietalahden merialueelle. Uudenmaan ympäristökeskuksen 11.4.2008 antamassa Helsingin telakan ympäristöluvassa (Dnro: UUS-2004-Y-341-111), joka on myönnetty Aker Yards Oy:lle, ja joka on siirtynyt sittemmin STX Finland Cruise Oy:lle, edelleen Arctech Helsinki Shipyard Oy:lle ja edelleen Helsinki Shipyard Oy:lle, on asetettu velvoite tarkkailla telakkatoiminnan vaikutuksia merialueen pohjasedimentteihin.

Helsingin telakan vesistötarkkailu on toteutettu Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun mukaisesti.

1.7. Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun ulkopuolinen ympäristö - tai vesilupaa vaativa toiminta

Helsingin rannikkoalueilla aloitettiin tai jatkettiin vuosien 2016–2019 tapaan vuosina 2020-2021 laajoja vesirakennustöitä ja muita ympäristö- tai vesilupaa vaativia töitä. Lupapäätöksiä tai lupien muutoksia myönnettiin yhteensä 43 kappaletta vuosina 2020–2021. Näistä arvioitiin noin 17:sta olevan vaikutusta suoraan merialueen tilaan.

Espoon rannikkoalueella annettiin 25 vesi- ja ympäristölupapäätöstä vuosina 2020 ja 2021. Näistä seitsemällä arvioidaan olevan vaikutusta suoraan merialueen tilaan.

Työt Helsingin ja Espoon alueella sisälsivät ruoppauksia, meritäyttöjä, rantarakentamista, vesirakentamista, väylämuutoksia, rakennustyömaavesien johtamista mereen, kaapeleiden ja viemäriputkien mereen laskemisia ja meriläjityksiä. Suurimmat vaikutukset merialueen tilaan koituivat Helsingissä Kruunuvuorenselän alueella tapahuvasta vesi- ja rantarakentamisesta ja Espoossa Keilaniemenrannan ruoppauksista ja rakentamisesta.

Näiden toimien ohella, pääkaupunkiseudun kauppamerenkulun satamien (Länsi-satama, Etelä-satama ja Vuosaaren satama) sekä pienvenesatamien (189 kpl[1]) liikenne ja väylänhoitotarpeet sekä ranta- ja vesirakentaminen vaikuttavat merialueen tilaan.

[1] Helsingin seudun palvelukartta, venesatamat ja laiturit https://palvelukartta.hel.fi/fi/search?service_node=546

2. Tarkkailualue ja sääolot

Jyrki Muurinen ja Emil Nyman

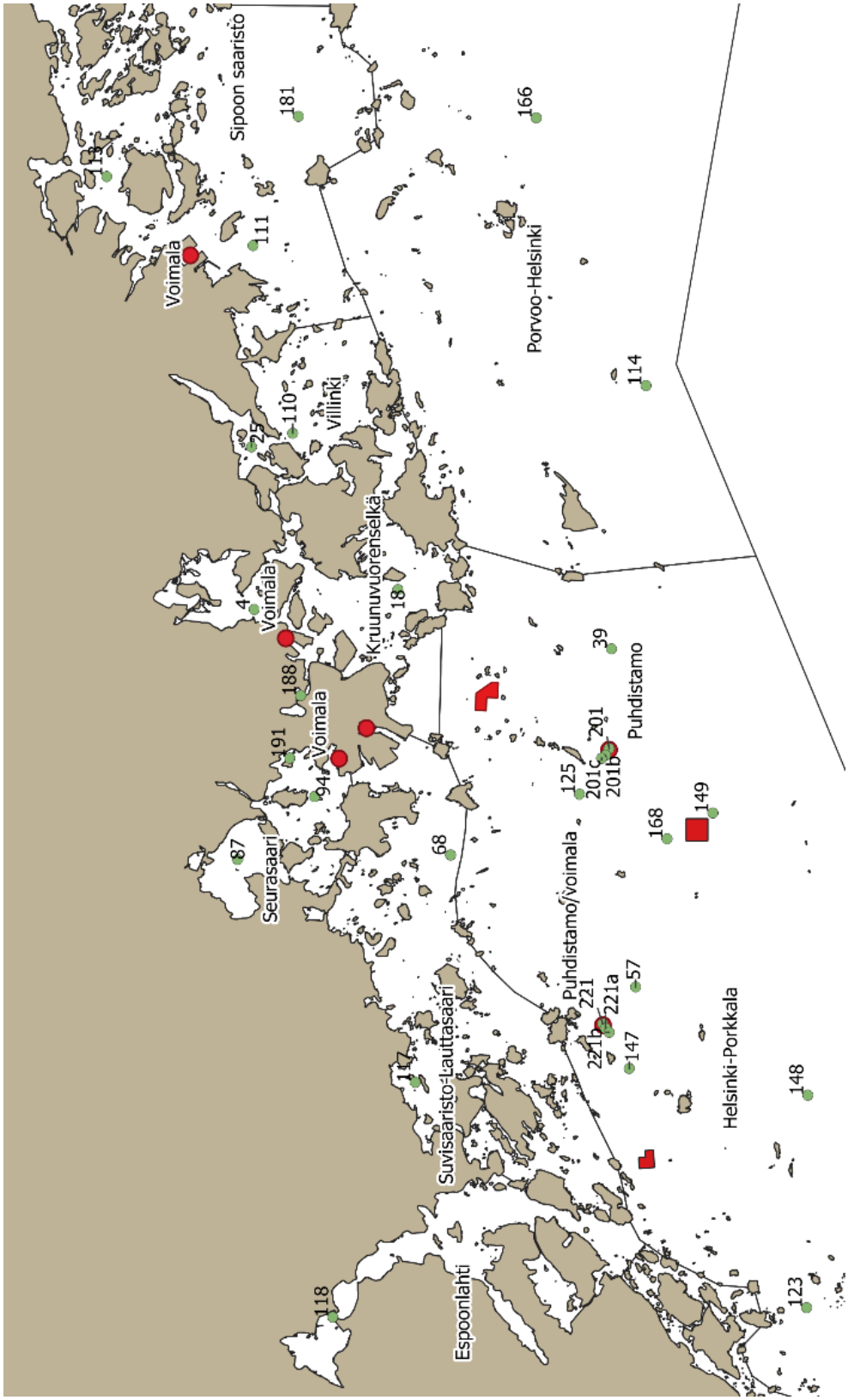
2.1. Tarkkailualue

Tarkkailualue käsittää Helsingin ja Espoon kaupunkien sekä osittain Kirkkonummen ja Sipoon kuntien merialueet (kuva 2.1). Tutkimusalue kuuluu Suomenlahden pohjoisrannikon saaristovyöhykkeeseen. Se koostuu suhteellisen eristettyjen lahtien vyöhykkeestä, missä veden keskisyvyys on vain 1–3 m, tämän vyöhykkeen ulkopuolella olevasta 7–10 km levyisestä saaristovyöhykkeestä (syvyys 10–20 m), sekä uloimpana ulkoluotojen ja avomeren vyöhykkeestä, missä veden syvyys on yleensä yli 30 m. Alueella on neljä syvälle mantereen sisään ulottuvaa lahtea (Espoonlahti, Laajalahti, Vanhankaupunginlahti sekä Vartiokylänlahti), joilla veden vaihtuvuus on heikkoa. Merkittävimmät alueelle laskevat joet ovat Vanhankaupunginlahteen laskeva Vantaanjoki sekä Espoonlahteen laskevat Espoon- ja Mankinjoki. Alueen itäosassa on merkitystä myös Sipoonlahteen laskevalla Sipoonjoella. Helsingin edustalla saaristo on harvahkoa, minkä vuoksi veden vaihtuvuus saaristossa on suhteellisen hyvä. Aluetta luonnehtivat kaakosta luoteeseen suuntautuvat syvänteet, joiden kautta tapahtuu kumpuamista sisempään saaristoon.

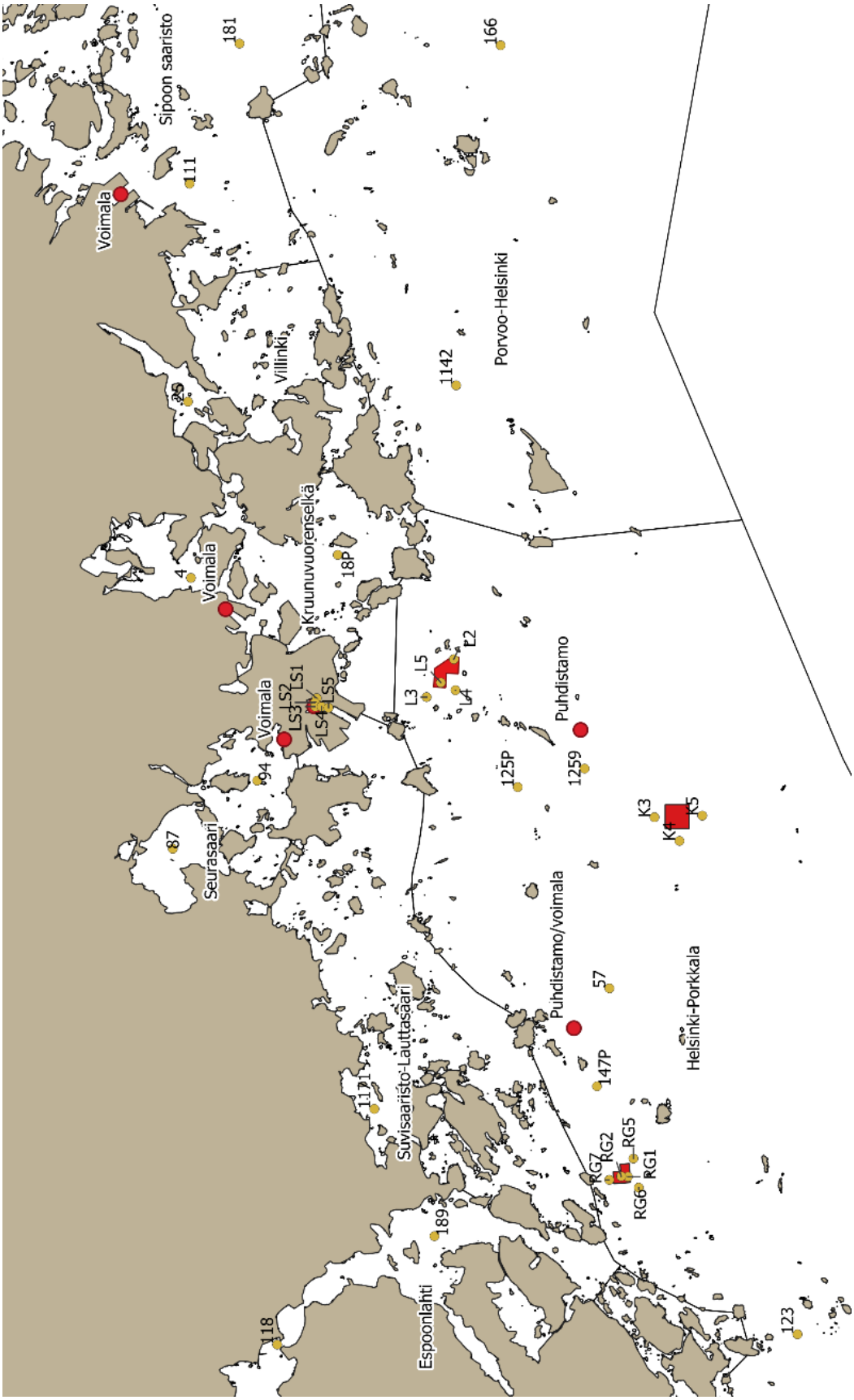
Alueella on kaksi puhdistettujen jätevesien purkupaikkaa. Helsingin Viikinmäen puhdistamolta jätevedet johdetaan kalliotunnelissa avomeren reunaan Katajaluodon eteläpuolelle, noin seitsemän kilometrin etäisyydelle rannikosta. Espoon Suomenojan puhdistamon jätevedet sekä Fortumin Suomenojan voimalaitoksen jäähdytysvedet johdetaan niin ikään kalliotunnelissa noin seitsemän kilometrin päähän ulkosaaristoon, Gåsgrundet-luodon kaakkoispuolelle. Jätevesien puhdistuslaitoksia hallinnoi Helsingin Seudun Ympäristöpalvelut (HSY). Purkukohtien etäisyys toisistaan itä-länsisuunnassa on noin kahdeksan kilometriä (kuva 2.1)

Lisäksi alueella sijaitsi tarkkailun toteutuksen aikana (2020–2021) kolme merisedimenttien läjitysaluetta; Rövargrundet, Koirasaarenluodot ja Lokkiluoto. Rövargrundet on Espoon kaupungin kaupunkitekniikan keskuksen hallinnoima läjitysalue ja sijaitsee Espoon Suvisaariston kaakkoispuolella (kuva 2.1). Koirasaarenluodot ja Lokkiluoto ovat Helsingin kaupungin hallinnoimia läjitysalueita. Koirasaarenluodot sijaitsee Helsingin ulkosaariston ja avomeren vaihettumisvyöhykkeellä ja Lokkiluoto sijaitsee noin neljän kilometrin etäisyydellä Länsi-Satamasta ns. välisaariston alueella (kuvat 2.1).

Alueen muita toimintoja ovat Länsisatamassa sijaitseva Archtech Shipyards Oy:n telakka sekä Helen Oy:n (Vuosaari, Sörnäinen ja Salmisaari) ja Fortum Power and Heat Oy:n (Suomenoja) rannikolla sijaitsevat voimalat sekä lämmöntuotto ja jäähdytyslaitokset (kuva 2.1). Merialueen seurantaohjelmaan kuuluvat ja tässä raportissa esitettävien tulosten veden laadun seuranta-asemat sekä pohjaeläinseuranta-asemat esitetään kuvissa 2.1 ja 2.2.



Kuva 2.1. Pääkaupunkiseudun yhteistarkkailun veden fysikaalis-kemiallisen, hygieenisen laadun sekä kasviplankton- ja eläinplanktonlajiston havaintopaikat vuosina 2020 ja 2021 (vihreät pallot). Kuvaan on merkitty myös Helsingin oman lähivesien seurannan havaintopaikat sekä merialueen jaottelu vesipuitedirektiivin mukaisiin vesimuodostumiin (yhtenäiset viivat) ja tarkkailuun osallistuvien tahojen kuormituslähteiden sijainnit (punaiset kuviot).



Kuva 2.2. Pääkaupunkiseudun yhteistarkkailun pohjaeläin- ja sedimentin haitta-aineiden näytteenoton havaintopaikat vuosina 2020 ja 2021 (keltaiset pallot), merialueen jaottelu vesipuitedirektiivin mukaisiin vesimuodostumiin (mustat viivat) ja tarkkailuun osallistuvien tahojen kuormituslähteiden sijainnit (punaiset kuviot).

2.2. Sääolot

Talvi 2019–2020 oli ennätyslämmin, ja jäätä ei käytännössä muodostunut ollenkaan Helsingin ja Espoon merialueille. Seuraava talvi 2020–2021 luokiteltiin varsin tavanomaiseksi lukuun ottamatta jäiden sulamista paria viikkoa keskiarvoa aikaisemmin (taulukko 2.1).

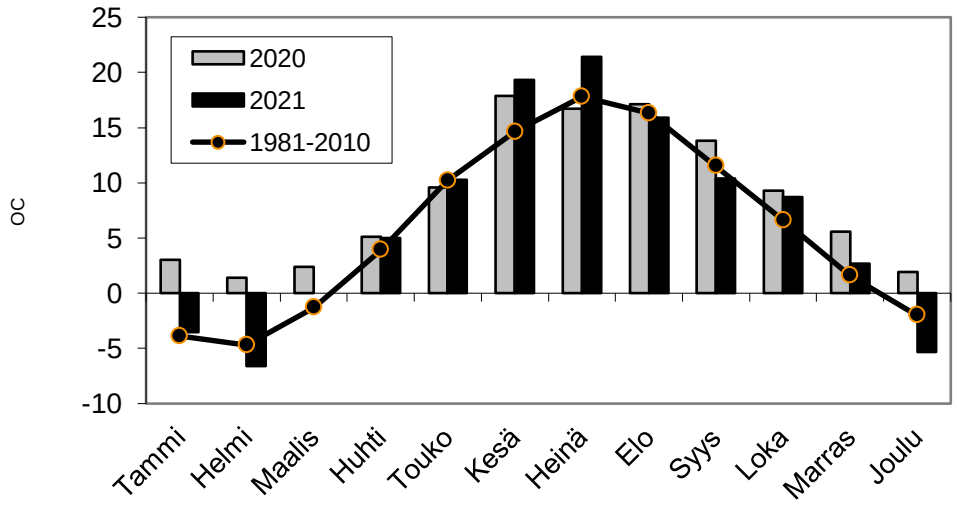
Taulukko 2.1. Helsingin edustan jäätilanteen kehitys, talvet 2019–20 ja 2020–21. Lähde: Ilmatieteen laitoksen Merentutkimusyksikkö.

Paikka	Lat N	Lon E	A	B	C	D	E
2019–2020							
Suomenlinna	60°08.3´	24°59.1´	-	-	-	-	0
Harmaja	60°06.3´	24°58.5´	-	-	-	-	0
Helsingin matala	59°56.9´	24°55.5´	-	-	-	-	0
2020–2021							
Suomenlinna	60°08.3´	24°59.1´	17.1.	19.1.	8.3.	10.3.	53
Harmaja	60°06.3´	24°58.5´	17.1.	7.2.	27.2.	10.3.	35
Helsingin matala	59°56.9´	24°55.5´	4.2.	7.2.	1.3.	9.3.	27

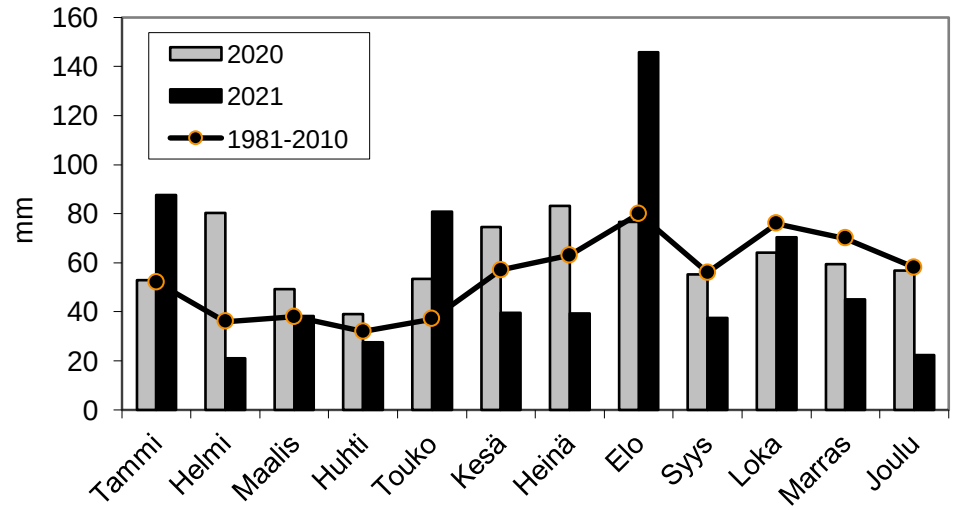
Selitteet:
A = Jäätyminen
B = Pysyvän jääpeitteen muodostuminen
C = Pysyvän jääpeitteen päättyminen
D = Jään lopullinen katoaminen
E = Todellisten jääpäivien lukumäärä

Vuosi 2020 oli Helsingin seudulla ennätyksellisen lämmin. Keskiarvoon verrattuna vuosi oli 2,2 °C tavanomaista lämpimämpi ja erityisesti se, että kaikkien kuukausien keskilämpötilat olivat yli 0 °C, oli historiallista. Vuosi 2021 sen sijaan oli kuin paluuta vanhoihin aikoihin: talvi oli kylmä ja kesä kuuma (kuva 2.3).

Vuosi 2020 oli paitsi lämmin, myös noin 14 % tavallista sateisempi. Normaalia suurempi sateisuus painottui helmikuulle, kesäkuulle ja heinäkuulle. Vuosi 2021 oli sademäärältään lähes millimetrin tarkkuudella keskimääräinen, mutta kuukausien välinen sateisuus vaihteli suhteellisen paljon, tammikuun, toukokuun ja erityisesti elokuun sademäärät olivat suuret ja muiden kuukausien, luukuun ottamatta maaliskuuta, huhtikuuta ja lokakuuta, sademäärät olivat pienet (kuva 2.4).

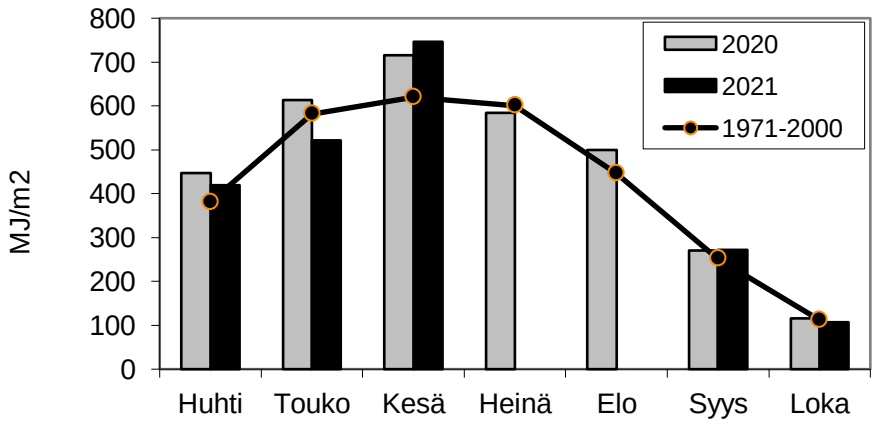


Kuva 2.3. Kuukauden keskilämpötila (°C) Helsingin Kaisaniemessä vuosina 2020 ja 2021 sekä vuosina 1981–2010 (keskiarvo). Lähde: Ilmatieteen laitos.



Kuva 2.4. Kuukauden sademäärä (mm) Helsingin Kaisaniemessä vuosina 2020 ja 2021 sekä vuosina 1981–2010 (keskiarvo). Lähde: Ilmatieteen laitos.

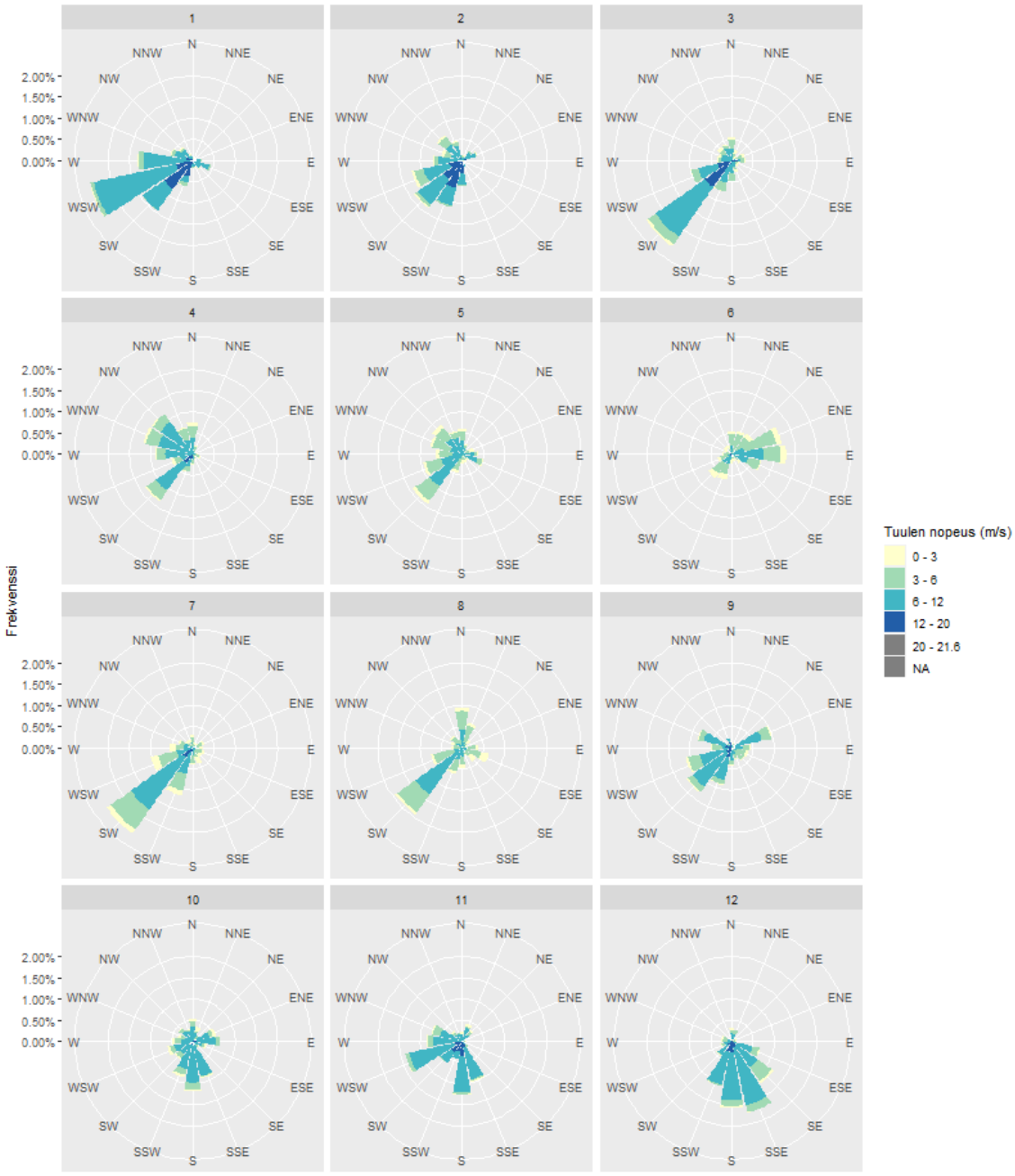
Huhtikuun alusta lokakuun loppuun muodostuvan kasvukauden globaalisäteilytasot olivat tavanomaiset, molempien vuosien kesäkuiden säteilymäärien ollessa jonkin verran keskimääräistä suuremmat. Heinä- ja elokuun 2021 tuloksia ei ollut käytettävissä (kuva 2.5).



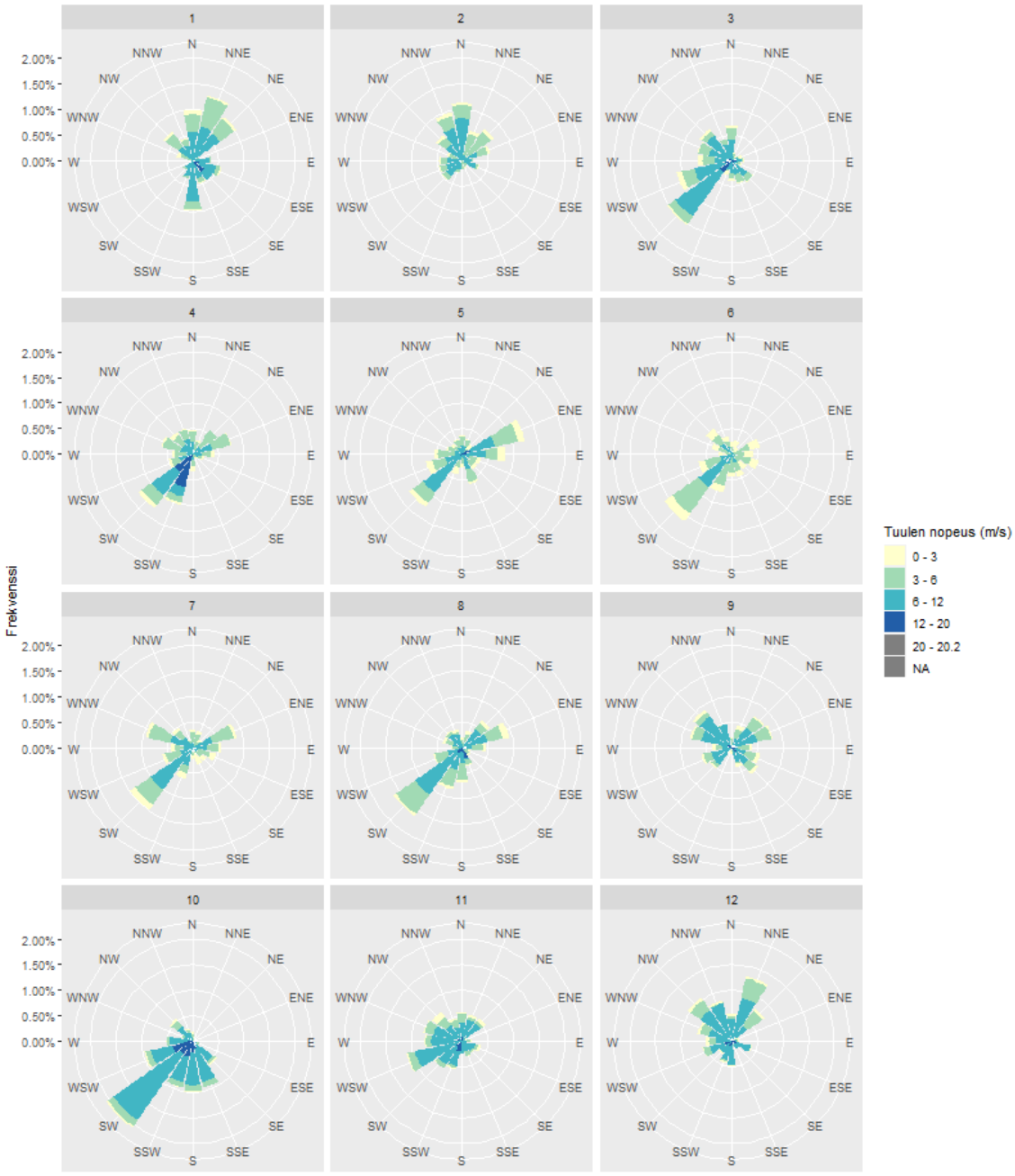
Kuva 2.5. Kasvukauden globaalisäteily kuukausittain (MJ/m^2) Helsinki–Vantaan lentoasemalla 2020 ja 2021 sekä vuosina 1971–2000 (keskiarvo). Lähde: Ilmatieteen laitos.

Tuuliolosuhteet erosivat vuosina 2020 ja 2021 toisistaan jonkin verran. Vuoden 2020 alkuvuodesta esiintyi suhteellisen paljon länsi-lounaasta tai lounaasta puhaltavia tuulia, sama läntinen ilmavirtaus jatkui, mutta hieman heikompana huhtikuussa ja toukokuussa. Kesäkuussa tuulet kääntyivät pääosin itään, tuulen nopeuden myös ollessa suhteellisen matala. Heinäkuussa ja elokuussa esiintyi runsaasti lounaistuulia. Syyskuussa ja lokakuussa tuulen suunta vaihteli suhteellisen paljon ja loppuvuodesta länsi-lounaan ja etelä-kaakon väliset tuulet vallitsivat alueella (kuva 2.6).

Vuoden 2021 tammikuussa tuulet puhalsivat pääosin pohjoisesta tai etelästä, kääntyen pohjoistuuliksi helmikuulle. Kevät oli suhteellisen tuulinen etenkin huhtikuussa, ja tuulet puhalsivat pääosin lounaasta tai koillisesta. Kesäkuu, heinäkuu ja elokuu oli pääosin lounaistuulten dominoimia kuukausia, tuulen nopeudet kasvoivat hieman elokuulle. Syyskuussa tuulen nopeus oli vaihteleva. Lokakuu oli suhteellisen tuulinen, tuulten puhaltaessa pääosin lounaasta. Loppuvuosi oli tuulen suuntien osalta vaihtelevampi (kuva 2.7).



Kuva 2.6. Vuoden 2020 kuukausikohtaiset tuuliruusut Helsingin Harmajan sääaseman tuuliaineistolle.



Kuva 2.7. Vuoden 2021 kuukausikohtaiset tuuliruusut Helsingin Harmajan sääaseman tuuliaineistolle.

3. Merialueen kuormitus

Emil Nyman

3.1. Johdanto

Tässä raportissa käsiteltävä kuormitus koostuu puhdistettujen jätevesien johtamisesta mereen, ruoppausmassojen meriläjittämisestä, voimaloiden merilauhdevesien johtamisesta mereen sekä telakkatoiminnasta. Jätevedenpuhdistamoiden kuormitus koostuu ravinteista, orgaanisesta aineksesta sekä haitta-aineista. Läjitystoiminta puolestaan muokkaa pohjan habitaatteja, aiheuttaa veden samentumista ja kiintoaineksen ja ravinteiden sekä mahdollisesti haitta-aineiden leviämistä meriympäristössä. Mereen läjitettäville massoille on haitta-aineiden osalta pitoisuusrajat, joten massojen mukana ei pitäisi mereen kulkeutua suuria määriä haitta-aineita. Merilauhdevesien kuormittavuus perustuu pääosin meriveden lämpenemiseen. Yllä mainittujen toimien osalta on käytössä kuormitustietoja. Telakkatoiminta aiheuttaa pääosin haitta-aineiden kulkeutumista meriympäristöön. Telakkatoiminnan osalta käytössä ei ole kuormitustietoja.

Ravinnekuormitukseen vaikuttaa myös merialueelle laskeva myös Vantaanjoki, jonka ravinnekuormitustiedot käsitellään myös tässä kappaleessa. Merialueelle laskee myös useampi pienempi puro ja ojia, sekä kaupunkialueen hulevesiä ja kantakaupungin alueen sekaviemäröidyn alueen ajoittaisia ylivuotovesiä. Purojen ja ojien sekä sekaviemäröidyn alueen ylivuotojen kuormitus suhteessa muuhun ravinnekuormitukseen pyritään arvioimaan. Niiden hulevesien määristä, jotka eivät laske mereen ojien ja purojen kautta ei ole kattavaa tietoa.

3.2. Viikinmäen jätevedenpuhdistamo

HSY:n (2022) mukaan: ”Viikinmäen jätevedenpuhdistamo on vuonna 1994 käyttöön otettu aktiivilietelaitos, jossa jätevedenpuhdistus perustuu mekaanisiin, kemiallisiin ja biologisiin prosesseihin. Fosforin poisto toteutetaan kemiallisesti ns. rinnakkaissaostusperiaatteella. Fosforin saostuskemikaalina käytetään ferrosulfaattia, jota annostellaan sekä hiekanerotusaltaaseen prosessin alussa, että kaasunpoistoaltaaseen ennen jälkiselkeytystä. Biologinen typen poisto toteutetaan Viikinmäessä kaksivaiheisesti. Ensimmäisessä vaiheessa typpeä poistetaan aktiivilieteprosessissa denitrifikaatio-nitrifikaatioperiaatteella ja toisessa vaiheessa biologisissa denitrifikaatiosuodattimissa. Nitraatin pelkistämiseksi biologisissa suodattimissa käytetään metanolia, ja nitrifikaatioprosessin alkaliteettitason ylläpitämiseksi prosessia tuetaan ajoittain kalkin syötöllä. Orgaaninen lika-aines (BOD) poistetaan osittain prosessin alkuvaiheessa kemiallisesti kiintoaineen erotuksen myötä ja osittain biologisessa vaiheessa bakteeritoiminnan avulla. Rejektivesistä n. 15–20 % käsitellään biologisessa erilliskäsittelyssä, joka vähentää ilmastuksen kuormitusta ja metanolin kulutusta jälkisuodatuksessa”. Puhdistusprosessissa ei tapahtunut suuria muutoksia vuosien 2020 tai 2021 aikana (HSY 2021, 2022). Puhdistetut jätevedet johdettiin 16 km pitkän kalliotunnelin kautta Katajaluodon kaakkoispuolelle, jossa ne puretaan mereen noin 20 m syvyydessä.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamon lupaehdot esitetään taulukossa 3.1. Laitos täytti molempina vuosina ympäristöluvan lupaehdot. Vesistöön johdetun jäteveden biologinen ja kemiallinen hapenkulutus, kokonaisfosforipitoisuus ja poistotehokkuudet myös kokonaistypen osalta olivat lupamääräysten mukaiset (taulukko 3.1).

Taulukko 3.1. Viikinmäen jätevedenpuhdistamolta mereen johdetun puhdistetun jäteveden pitoisuuksien (mg/l) ja reduktioiden (%) neljännesvuosikeskiarvot, niistä lasketut keskiarvot sekä lupaehdot.

	BOD_{7ATU}		Kok-P		Kok-N	COD_{Cr}	
	mg/l	Poistoteho %	mg/l	Poistoteho %	Poistoteho %	mg/l	Poistoteho %
Lupaehto	≤ 10*	≥ 95*	≤ 0,30*	≥ 95*	≥ 80**	≤ 75*	≥ 85*
2020	**4,9**	**98**	**0,19**	**97**	**91**	**41**	**92**
I/2020	4,6	98	0,20	96	85	41	90
II/2020	4,7	98	0,19	97	93	46	91
III/2020	4,8	98	0,18	97	93	38	93
IV/2020	5,4	98	0,18	97	92	38	93
2021	**4,6**	**98**	**0,18**	**97**	**91**	**37**	**92**
I/2021	5,1	98	0,19	97	92	39	92
II/2021	4,4	98	0,19	97	89	35	93
III/2021	3,5	98	0,15	98	92	36	93
IV/2021	5,4	98	0,18	98	92	40	92

* neljännesvuosikeskiarvo, ** vuosikeskiarvo

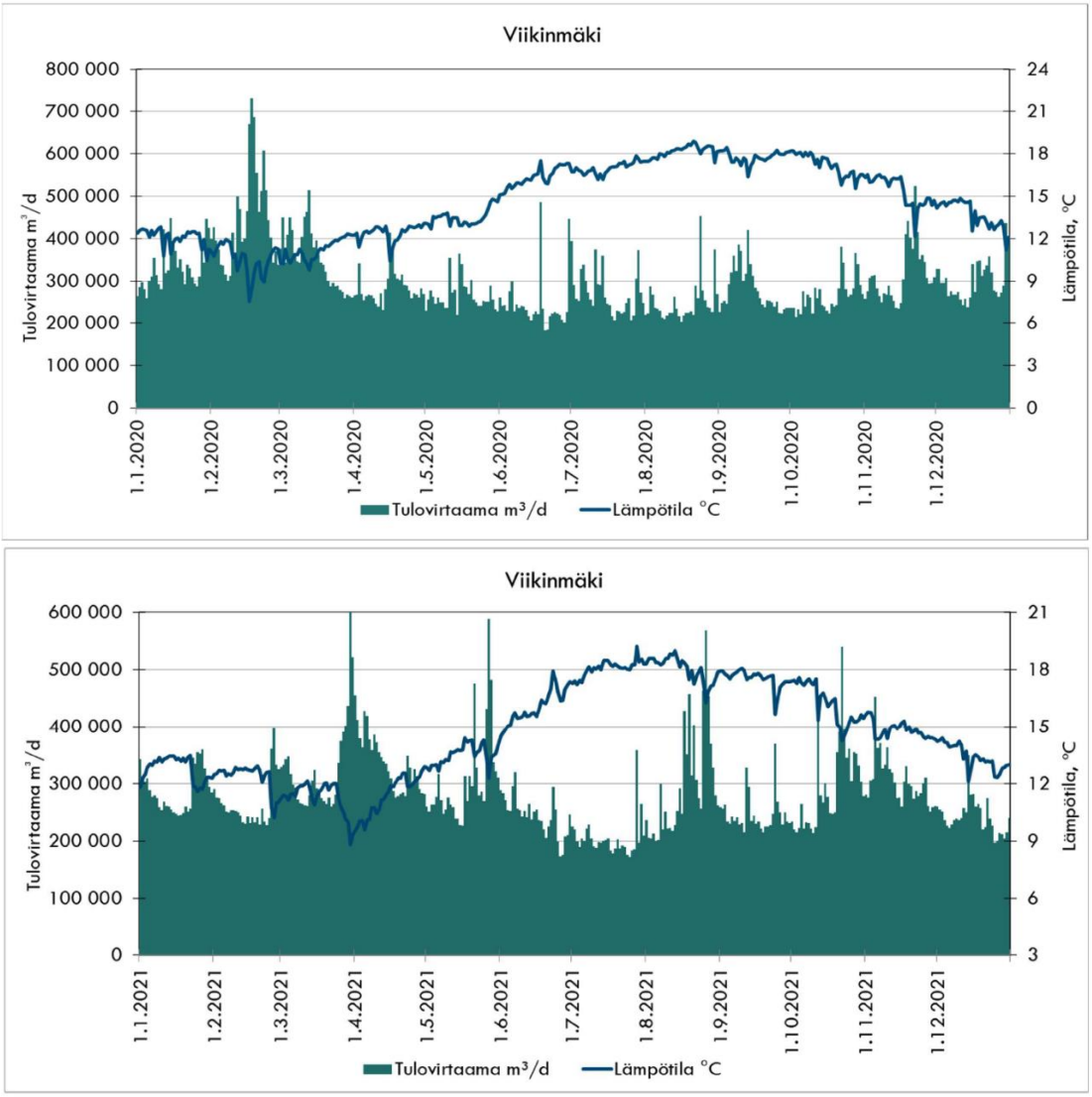
Vuosina 2020 ja 2021 Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla ei tapahtunut laitosohituksia, jossa jätevettä johdetaan biologisten puhdistusprosessien ohi. Vuonna 2020 helmikuussa johdettiin Viikinmäeltä puhdistettuja jätevesiä kahden vuorokauden ajan Kyläsaaren varapurkureitin kautta Vanhankaupunginlahdelle yhteensä noin 174 000 m^3. Varapurkureitin käyttöönotto johtui korkeasta meriveden pinnasta sekä poikkeuksellisen suuresta laitoksen tulovirtaamasta. Tapauksen johdosta käynnistettiin erillistarkkailu, jonka tulokset esitetään vuoden 2020 veden laadun yhteenvetoraportissa (Nyman 2021). Vaikutukset veden laatuun olivat lyhytkestoiset.

Kantakaupungin ja vanhan Herttoniemen sekaviemäröidyn alueen ylivuotoja, jotka useimmiten liittyvät poikkeuksellisen koviin sateisiin ja kohdistuvat suoraan rannikkomereen, arvioitiin kantakaupungin alueella vuonna 2020 laskennallisen mallin avulla olleen noin 103 556 m^3, joka vastasi noin 0,09 % Viikinmäen puhdistamolle tulleesta kokonaisjätevesimäärästä. Ylivuotovesistä noin 2,3 % arvioitiin olevan asumisjätevesiä, eli noin 2379 m^3. Vastaavasti vuonna 2021 sekaviemäröidyn alueen ylivuotoja arvioitiin olevan noin 109 050 m^3, joka vastasi noin 0,11 % vuoden kokonaisjätevesimääristä. Vuoden 2021 ylivuotovesistä asumisjätevesien määräksi arvioitiin noin 12,5 %, eli 13 586 m^3.

Muualla kuin kantakaupungin ja vanhan Herttoniemen alueella tapahtuneiden pumppaamo- ja verkostoylivuotojen määräksi Viikinmäen viemäröintialueelta arvioitiin vuonna 2020 noin 4850 m^3. Tästä noin 10 m^3 kohdistui suoraan rannikkomereen ja noin runsas 4000 m^3 purojen ja ojien kautta joko Vantaanjokeen tai rannikkomereen. Vuonna 2021 Viikinmäen puhdistamon viemäröintialueella pumppaamo- ja verkostoylivuotojen määräksi arvioitiin noin 2424 m^3, josta noin 670 m^3 kohdistui suoraan rannikkomereen, Ruoholahden kanavaan. Suurin osa ylivuodoista 2021 kohdistui purojen ja ojien kautta Vantaanjokeen.

Vuoden 2020 Viikinmäen keskimääräinen vuorokautinen tulovirtaama oli 299 739 m^3 ja suurin vuorokausivirtaama, 730 739 m^3 mitattiin alkuvuodesta 18.2.2020. (kuva 3.1). Vuoden 2021 Viikinmäen keskimääräinen vuorokautinen tulovirtaama oli vuoden 2020 keskivirtaamaa hieman pienempi, 279 452 m^3 ja suurin vuorokausivirtaama, 604 671 m^3 mitattiin maalikuun lopussa. Jätevesivirtaama oli vuonna 2021 hieman vaihtelevampaa verrattuna vuoteen 2020, ja keskikesän

alivirtaamakauden virtaamat olivat pienempiä. Suurimman virtaaman ajanjakso ajoittui vuonna 2020 selvästi aikaisempaan ajankohtaan verrattuna vuoteen 2021 (kuva 3.1).



Kuva 3.1 Viikinmäen jätevedenpuhdistamon jätevesien kokonaisvirtaama (m³/kk) vuosina 2020 ja 20121 (kuvat raporteista: ”Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2020, HSY” https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2020.html sekä Jäteveden-puhdistus pääkaupunkiseudulla 2021, HSY https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2021.html).

Johtuen pienemmästä kokonaisvirtaamasta vuonna 2021, kokonaiskuormitusmäärät laskivat hieman vuodesta 2020 (taulukko 3.2). Laitoksen toiminta vuosina 2020 ja 2021 esitetään tarkemmin raporteissa HSY (2021) ja HSY (2022).

Taulukko 3.2. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon aiheuttama kuormitus mereen vuosina 2020 ja 2021 sekä vuosien 2020 ja 2021 välinen kuormituksen muutos.

	Kokonaiskuormitus t/vuosi		Muutos
	2020	2021	
BOD_{7ATU}	534	473	-61
Fosfori	21	18	-3
Typpi	478	470	-8

3.3. Suomenojan jätevedenpuhdistamo

HSY:n (2022) mukaan: ”Suomenojan jätevedenpuhdistamo on aktiivilietelaitos, joka on nykyisen tyyppisenä prosessina otettu käyttöön vuonna 1997 varsinaisen puhdistustoiminnan käynnistyttyä jo vuonna 1964 lammikkopuhdistamona. Fosforinpoisto toteutetaan myös Suomenojalla kemiallisesti ns. rinnakkaissaostusperiaatteella. Fosforin saostuskemikaalina käytetään ferrosulfaattia, joka syötetään prosessin alkuun karkeavälppien jälkeisten ruuvipumppujen imualtaaseen. Typenpoisto tapahtuu biologisesti aktiivilieteprosessissa esidenitrifikaatio-nitrifikaatioperiaatteella. Denitrifikaatioprosessia tehostetaan lisäämällä metanolia lisähiililähteeksi aktiivilieteprosessin alkuosaan. Nitrifikaation vaatiman alkaliteettitason ylläpitämiseen Suomenojalla käytetään soodaa. Orgaaninen lika-aines poistetaan osittain prosessin alkuvaiheessa kemiallisesti kiintoaineen erotuksen myötä ja osittain biologisessa vaiheessa bakteeritoiminnan avulla”. Puhdistusprosessia ei tapahtunut suuria muutoksia vuosien 2020 tai 2021 aikana (HSY 2021, 2022). Jätevedet johdettiin 7,5 km pituisessa kalliotunnelissa ulkosaaristoon Gåsgrundet-saaren kaakkoispuolelle noin 15 m syvyyteen (kuva 2.1).

Suomenojan jätevedenpuhdistamon lupaehdot esitetään taulukossa 3.3. Laitos täytti molempina vuosina ympäristöluvan lupaehdot. Vesistöön johdetun jäteveden biologinen ja kemiallinen hapenkulutus, kokonaisfosforipitoisuus ja poistotehokkuudet myös kokonaistypen osalta olivat lupamääräysten mukaiset (taulukko 3.3).

Taulukko 3.3. Suomenojan jätevedenpuhdistamolta mereen johdetun puhdistetun jäteveden pitoisuuksien (mg/l) ja reduktioiden (%) neljännesvuosikeskiarvot, niistä lasketut keskiarvot sekä lupaehdot.

	BOD_{7ATU}		Kok-P		Kok-N	COD_{Cr}	
	mg/l	Poistoteho %	mg/l	Poistoteho %	Poistoteho %	mg/l	Poistoteho %
Lupaehto	≤ 10*	≥ 95*	≤ 0,35*	≥ 95*	≥ 70**	≤ 75*	≥ 85*
2020	**4,3**	**98**	**0,20**	**98**	**72**	**32**	**93**
I/2020	5,7	96	0,21	97	64	33	93
II/2020	4,2	98	0,16	98	75	33	94
III/2020	3,1	99	0,21	98	82	30	94
IV/2020	4,0	98	0,21	97	68	33	92
2021	**4,3**	**98**	**0,20**	**97**	**77**	**31**	**94**
I/2021	5,0	98	0,20	97	71	30	94
II/2021	4,3	98	0,17	98	78	33	94
III/2021	3,3	98	0,23	97	81	29	94
IV/2021	4,8	98	0,21	97	78	31	93

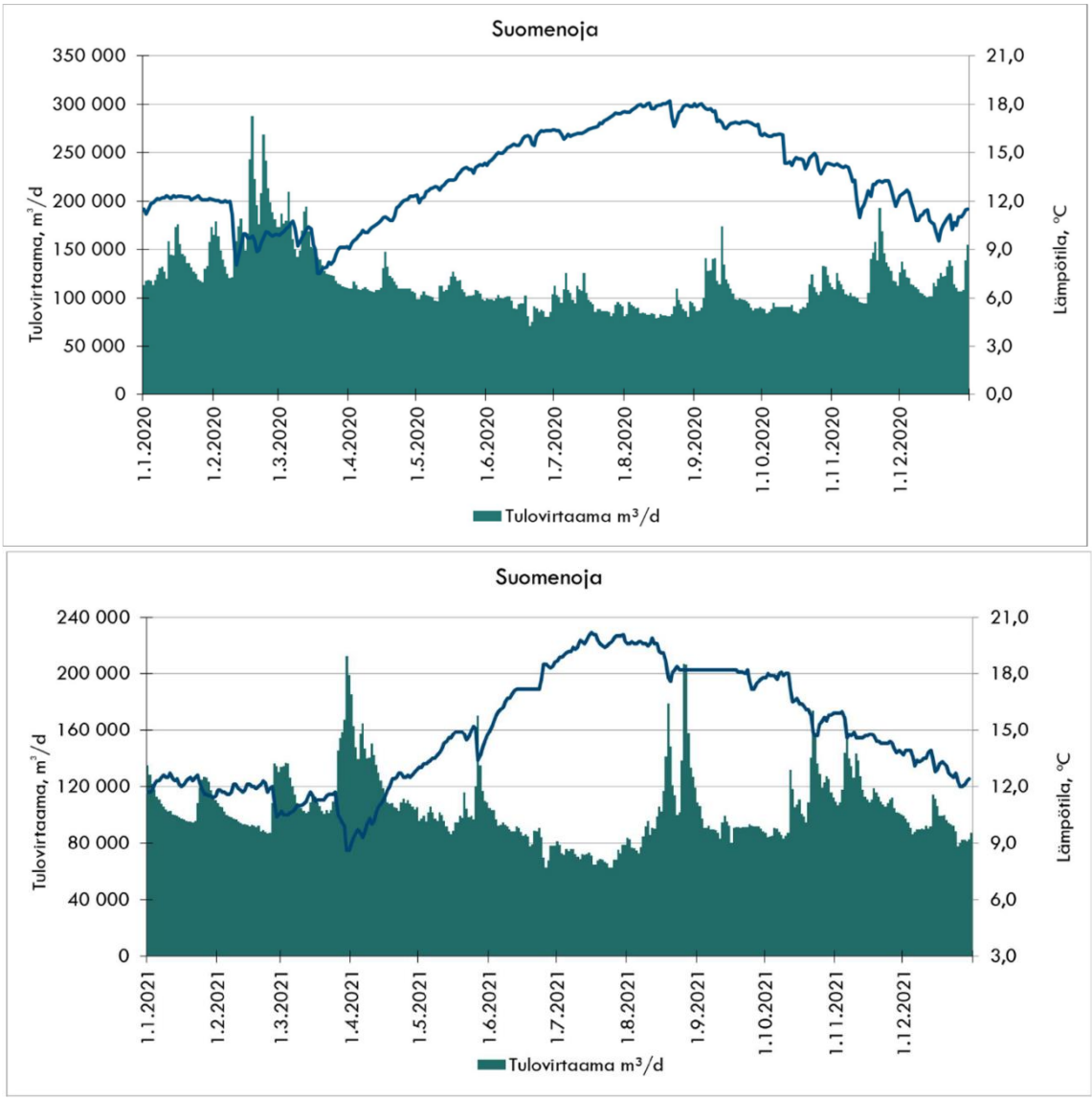
* neljännesvuosikeskiarvo, ** vuosikeskiarvo

Vuosina 2020 ja 2021 Suomenojan jätevedenpuhdistamolla ei tapahtunut laitosohituksia, jossa jätevettä johdetaan biologisten puhdistusprosessien ohi.

Pumppaamo- ja verkostoylivuotojen määräksi Suomenojan puhdistamon viemäröintialueelta arvioitiin vuonna 2020 noin 10 709 m^3. Tästä noin 40 m^3 kohdistui suoraan rannikkomereen ja noin 7600 m^3 purojen ja ojien kautta rannikkomereen. Vuonna 2021 Suomenojan puhdistamon viemäröintialueella pumppaamo- ja verkostoylivuotojen määräksi arvioitiin noin 5547 m^3, josta noin 470 m^3 kohdistui suoraan rannikkomereen ja noin 4000 m^3 Gräsanojan kautta Haukilahteen.

Vuoden 2020 Suomenojan keskimääräinen vuorokautinen tulovirtaama oli 116 905 m^3 ja suurin vuorokausivirtaama, 287 763 m^3 mitattiin alkuvuodesta 18.2.2020. (kuva 3.2). Vuoden 2021 Suomenojan keskimääräinen vuorokautinen tulovirtaama oli vuoden 2020 keskivirtaamaa hieman pienempi, 103 702 m^3 ja suurin vuorokausivirtaama, 212 282 m^3 mitattiin maalikuun lopussa. Jätevesivirtaama oli vuonna 2021 hieman vaihtelevampaa verrattuna vuoteen 2020, ja

keskikesän alivirtaamakauden virtaamat olivat pienempiä. Suurimman virtaaman ajanjakso ajoittui vuonna 2020 selvästi aikaisempaan ajankohtaan verrattuna vuoteen 2021 (kuva 3.2).



Kuva 3.2 Suomenojan jätevedenpuhdistamon jätevesien kokonaisvirtaama (m^3/kk) vuosina 2020 ja 20121 (kuvat raporteista: "Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2020, HSY" https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2020.html sekä Jäteveden-puhdistus pääkaupunkiseudulla 2021, HSY https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2021.html).

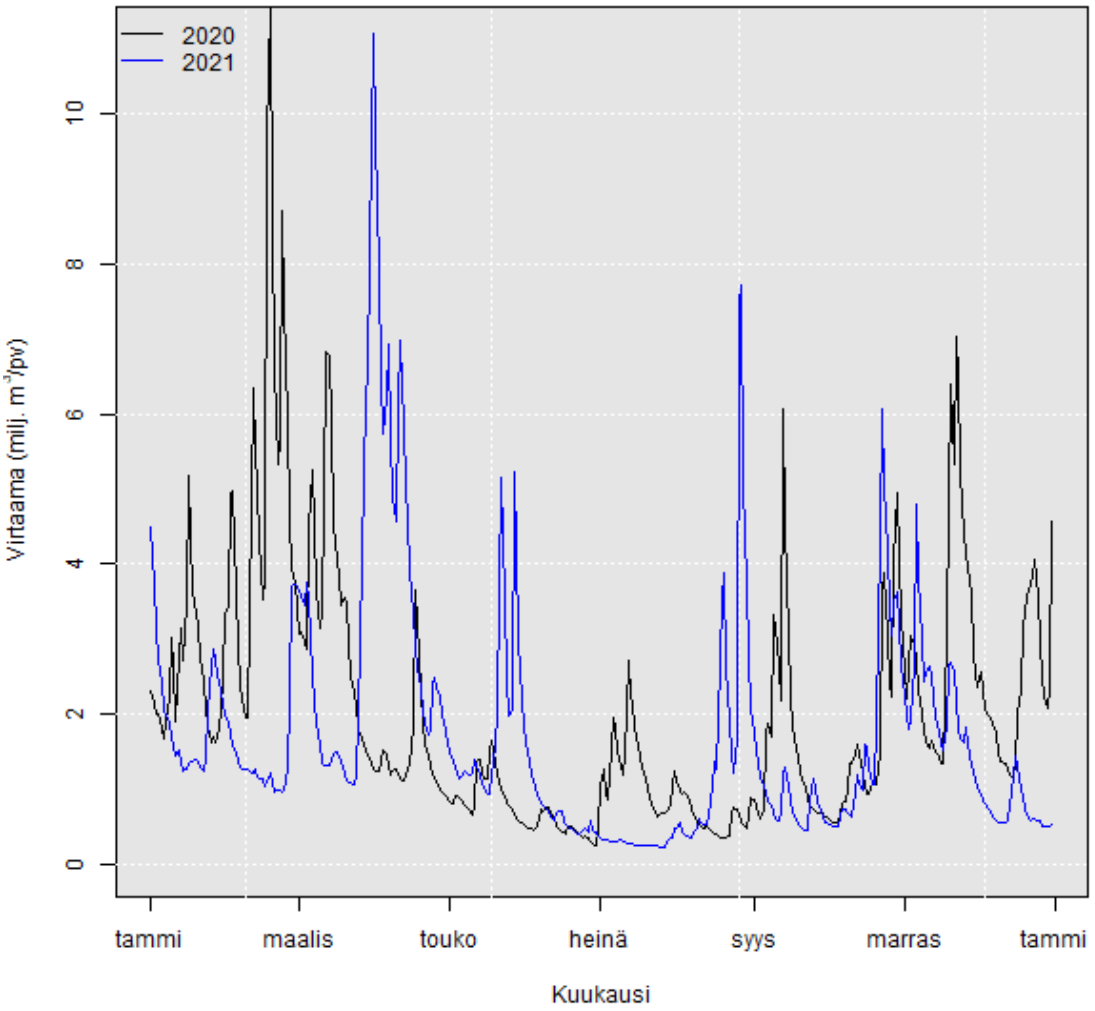
Johtuen pienemmästä kokonaisvirtaamasta vuonna 2021, kokonaiskuormitusmäärät laskivat hieman vuodesta 2020 (taulukko 3.2). Laitoksen toiminta vuosina 2020 ja 2021 esitetään tarkemmin raporteissa HSY (2021) ja HSY (2022).

Taulukko 3.4. Suomenojan jätevedenpuhdistamon aiheuttama kuormitus mereen vuosina 2020 ja 2021 sekä vuosien 2020 ja 2021 välinen kuormituksen muutos.

	Kokonaiskuormitus t/vuosi		Muutos
	2020	2021	
BOD_{7ATU}	189	163	-26
Fosfori	9	8	-1
Typpi	656	597	-59

3.4. Vantaanjoen sekä mereen laskevien purojen tuoma kuormitus ja kokonaiskuormituksen pitkän aikavälin muutokset

Vantaanjoen tuoma typpikuormitus merialueelle oli vuonna 2020 noin 1370 t. Vuoden 2021 typpikuormitus oli vuoteen 2020 verrattuna hieman pienempi (taulukko 3.5). Vuosien 2020 ja 2021 erot fosforikuormituksen osalta olivat typpikuormituksen kanssa samankaltaiset, ollen hieman suuremmat vuonna 2020 (taulukko 3.5). Ero kokonaiskuormituksessa johtui pääosin Vantaanjoen virtaamien vaihteluista vuosien 2020 ja 2021 välillä (kuva 3.3). Vuonna 2020 virtaama oli suurinta helmikuussa, maaliskuussa sekä syyskuussa ja marraskuussa. Myös keskikesällä virtaama kasvoi heinäkuussa, suhteellisen runsaiden sateiden johdosta (kts. kappale 2). Vuoden 2021 pääasiallinen kevätvirtaaman huippu ajoittui vuotta 2020 myöhemmäksi, virtaamahuippuja havaittiin myös toukokuussa, elokuussa ja lokakuun ja marraskuun vaihteessa. Ravinteiden kuormitushuiput ajoittuvat luonnollisesti virtaamahuippujen kanssa samaan aikaan (kuvat 3.3 ja 3.4). Vuonna 2020 fosforikuormitus oli poikkeuksellisen suurta helmikuisen virtaamahuipun aikana. Vuoden 2020 talvi oli poikkeuksellisen lämmin ja sateinen (kts. kappale 2).

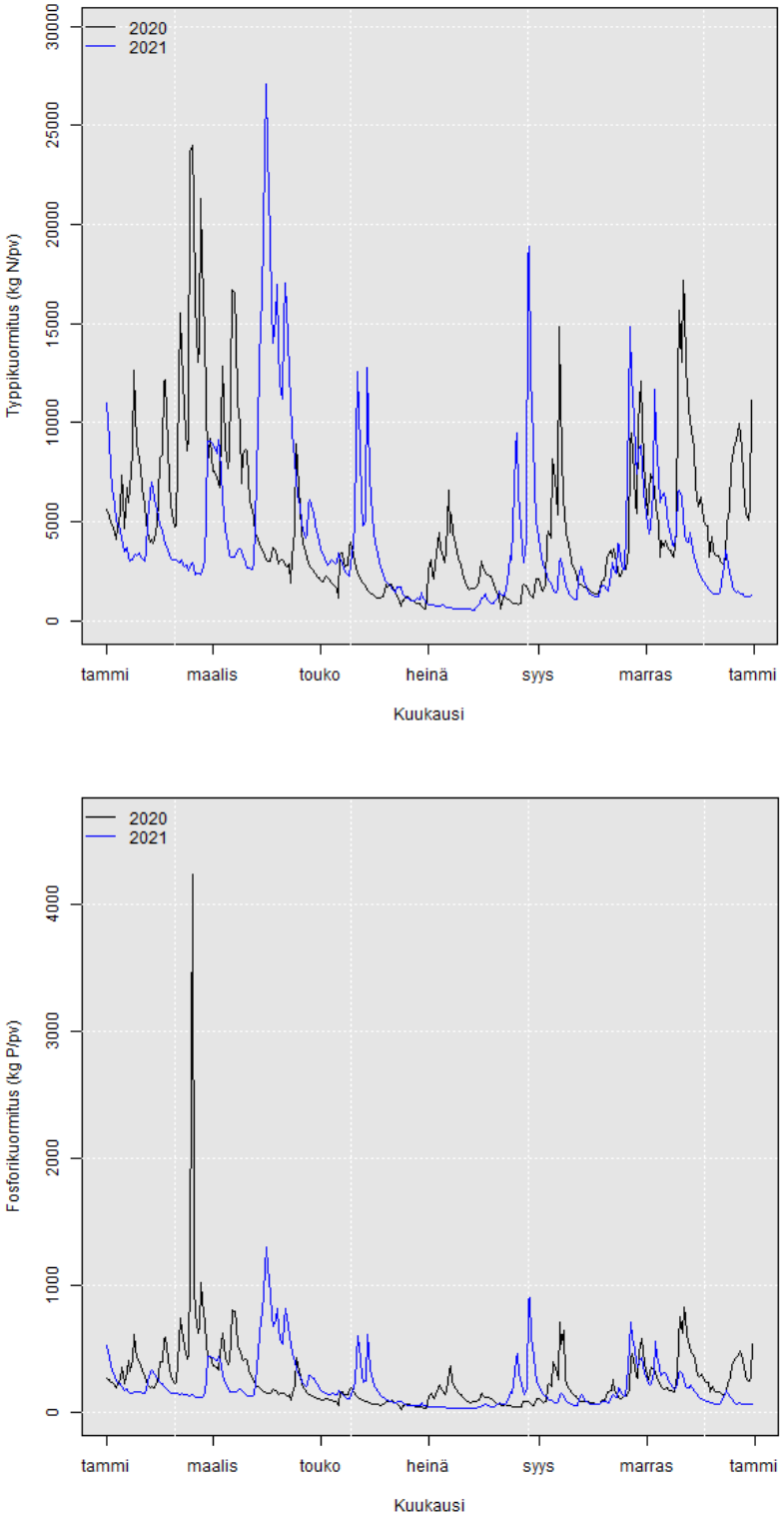


Kuva 3.3. Vantaanjoen virtaama (milj. m³/pv) vuosina 2020 ja 2021.

Verrattuna puhdistettujen jätevesien ravinnekuormitukseen vuoden 2000 jälkeen, Vantaanjoen ravinnekuormitus mereen on ollut typen osalta noin 8 % suurempi ja fosforin osalta noin 44 % suurempi (taulukko 3.5).

Taulukko 3.5. Vantaanjoen pääkaupunkiseudun merialueelle tuoma ravinnekuormitus vuosien 2000-2019 keskiarvo (± keskihajonta) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuormitus (tonnia ravinteita per vuosi). Vantaanjoen aineisto VHVSY: http://www.vhvsy.fi/sivut/Kuormitus-mereen.

Vantaanjoki	2000-2019	2020	2021
Typpi (t/vuosi)	1264 ± 367	1370	1280
Fosfori (t/vuosi)	66 ± 25	110	71
Jätevedenpuhdistamot			
Typpi (t/vuosi)	1165 ± 320	1134	1067
Fosfori (t/vuosi)	37 ± 10	30	26



Kuva 3.4. Vantaanjoen pääkaupunkiseudun merialueelle tuoma päiväkohtainen (kg/päivä) typpi- ja fosforikuormitus vuosina 2020 ja 2021.

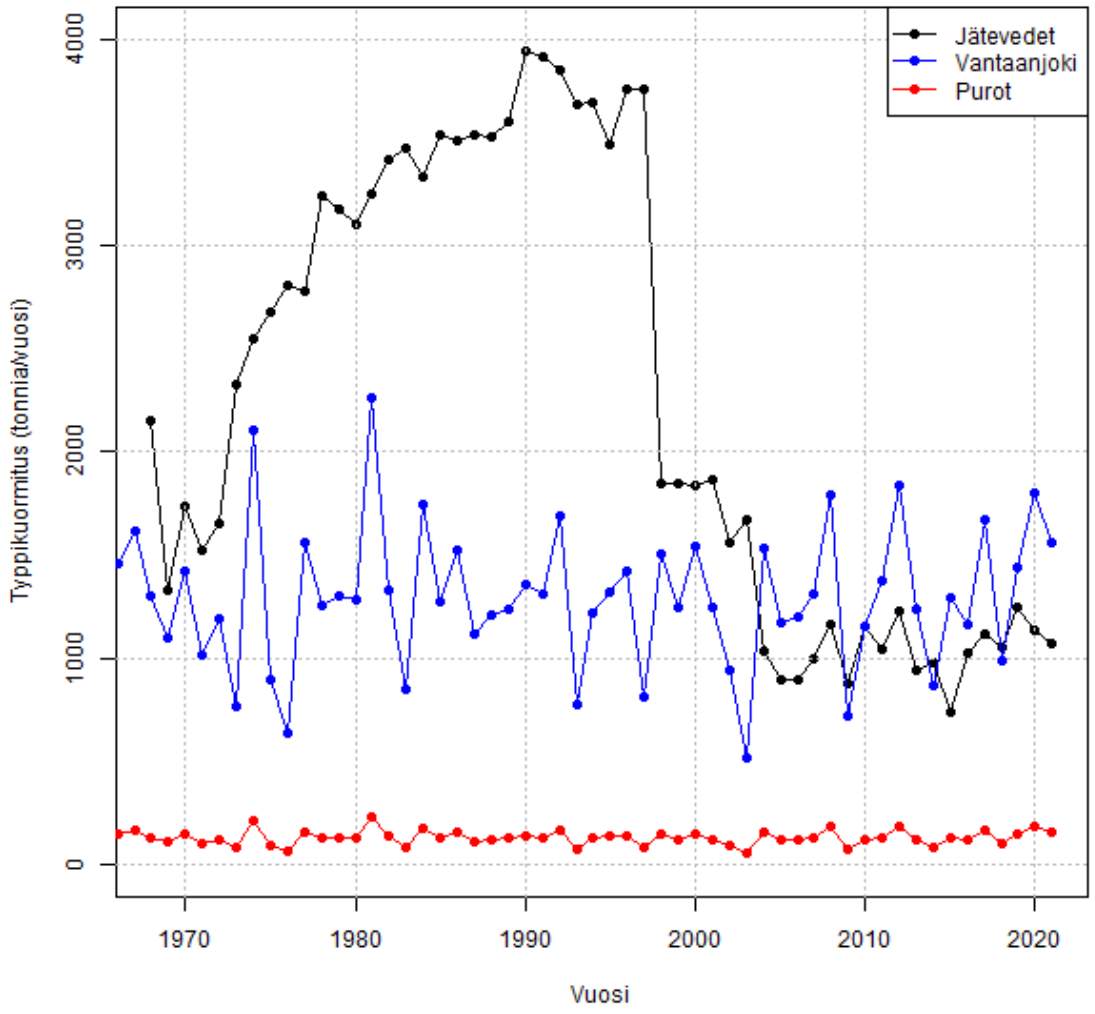
Pidemmällä aikavälillä (1966–2021) Vantaanjoen tuomat typpi- ja fosforikuormituksen määrät[2] ovat hieman laskeneet, mutta vuosien välinen kuormituksen vaihtelu on huomattavan suurta (kuvat 3.5 ja 3.6), johtuen pääosin vuosien välisistä jokivirtaaman vaihteluista (kuva 3.7). Pitkän aikavälin (1966-2021) keskimääräinen (±keskihajonta) virtaama on ollut noin 526 (±142) milj. m^3 vuodessa. Saman ajanjakson minimi- ja maksimivirtaamat olivat vastaavasti noin 203 ja 926 milj. m^3 vuodessa.

Puhdistettujen jätevesien osuus pääkaupunkiseudun merialueen typen kokonaiskuormituksesta oli huomattava vuoteen 1997 saakka, jonka jälkeen puhdistamoilla otettiin käyttöön esidenitrifikaatioon perustuva typenpoisto, mikä johti puhdistamoiden typpikuorman puolittumiseen (kuva 3.5). Vuoden 2003 jälkeen käyttöön otettu biologinen jälkikäsittely tehosti edelleen typen poistoa jonkin verran. Puhdistettujen jätevesien typpikuorman osuus kokonaiskuormasta on nykyään noin 40 %. Purojen yhteenlaskettu typpikuorma[3] on verrattuna Vantaanjoen tai puhdistettujen jätevesien kuormaan kertaluokkaa pienempi ja se vaihtelee pääosin purojen virtaamien mukaan. Purojen typpikuorman osuus kokonaiskuormasta on nykyään noin 6 %.

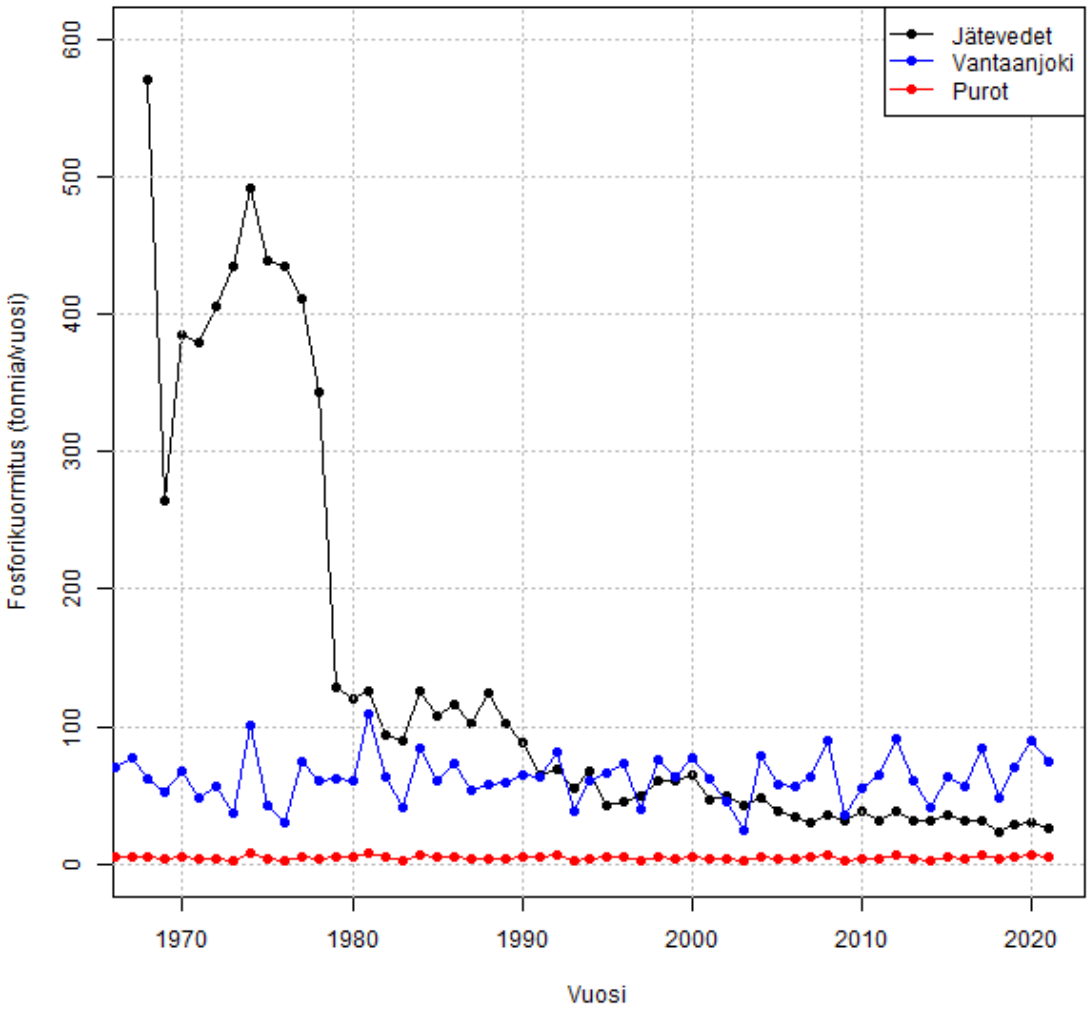
Fosforikuormituksen osalta puhdistettujen jätevesien osuus kokonaiskuormasta laski huomattavasti jo 1970-luvun lopulla ja edelleen 1990-luvulla (kuva 3.6) ja osuus fosforin kokonaiskuormasta on nykyään noin 25 %. Purojen tuoma fosforikuorma on tämän arvion mukaan kertaluokkaa pienempi, verrattuna Vantaanjoen tuomaan kuormaan ja noin 5–8 kertaa pienempi puhdistettujen jätevesien tuomaan kuormaan verrattuna. Puhdistettujen jätevesien tuoman fosforikuorman pienennyttyä, purojen lähivesiä kuormittava suhteellinen vaikutus on kuitenkin kuusinkertaistunut vuodesta 1966 vuoteen 2019. Purojen fosforikuorman osuus kokonaiskuormasta on nykyään noin 6 %.

[2] Vantaanjoen kuormitus on arvioitu mitatun päiväkohtaisen virtaaman ja harvemmin mitattujen veden kokonaistypen ja kokonaisfosforin pitoisuuksien avulla. Aineisto on ladattu valtiohallinnon ympäristötietojärjestelmästä https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat. Ravinnepitoisuuksille on puuttuville päiville imputoitu arvot lineaarisen interpolaation avulla, jonka jälkeen päiväkohtainen ravinnekuormitus on laskettu kertomalla päiväkohtainen virtaama ravinnepitoisuudella.

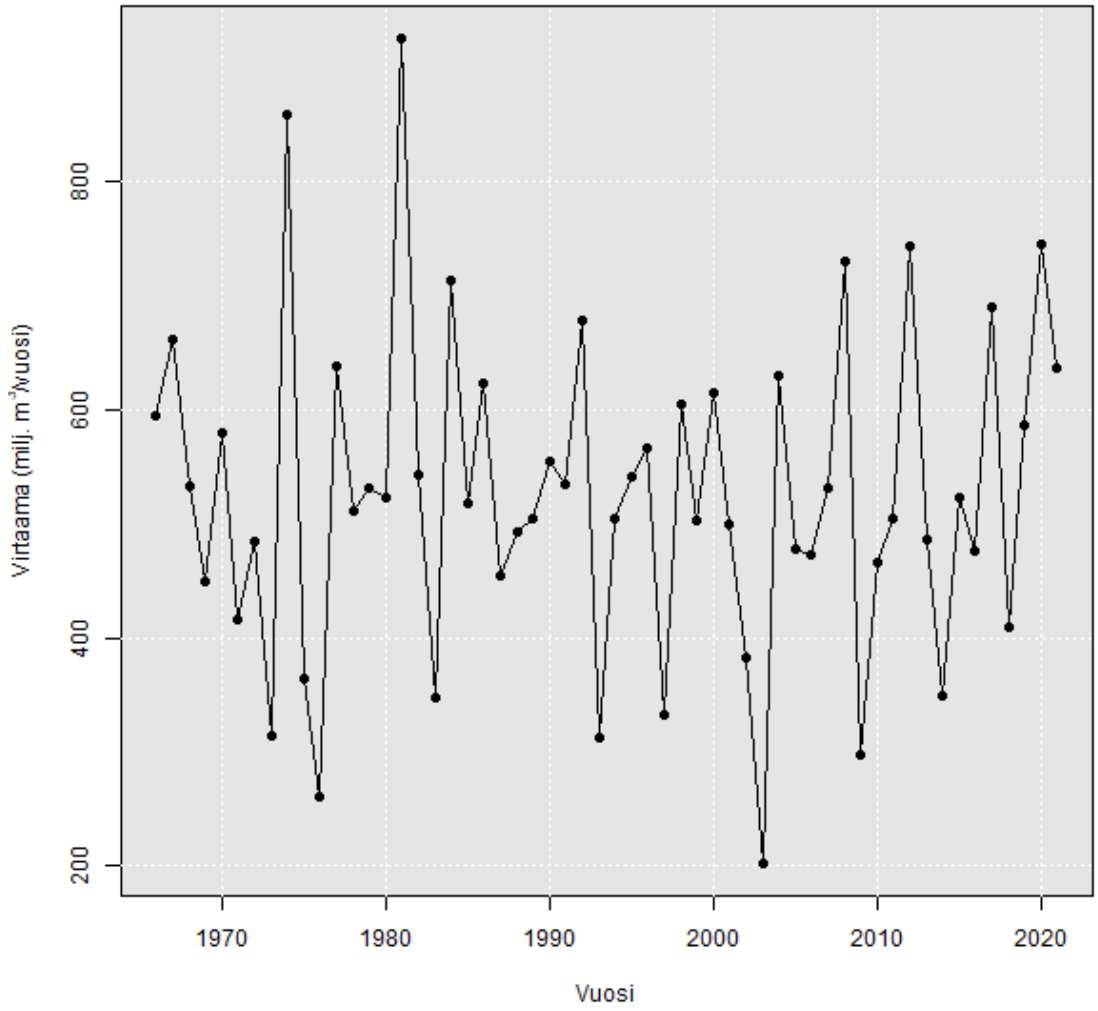
[3] Purojen kokonaiskuormitus on arvioitu käyttämällä Helsingin kaupungin ylläpitämän vedenlaatutietokannan puroseurantojen tuloksia. Tietokannasta on laskettu purokohtaisesti koko havaintohistorian kattava keskimääräinen purojen virtaama sekä ravinnepitoisuudet. Päiväkohtainen virtaama-aikasarja vuosille 1966-2021 on laskettu skaalaamalla Vantaanjoen virtaaman päiväkohtainen virtaama-aikasarja purokohtaisella keskivirtaamalla. Tämä tapa todennäköisesti yliarvioi kokonaisvirtaamaa, joidenkin purojen miltei kuivuessa alivirtaaman aikaan. Päiväkohtainen skaalattu virtaama on tämän jälkeen kerrottu purokohtaisella keskimääräisellä ravinnepitoisuudella, jonka jälkeen kaikkien purojen päiväkohtainen kuormitus on summattu.



Kuva 3.5. Vantaanjoen, jätevedenpuhdistamoiden ja pääkaupunkiseudun purojen arvioitu pitkän aikavälin typpikuormitus (tonnia/vuosi).



Kuva 3.6. Vantaanjoen, jätevedenpuhdistamoiden ja pääkaupunkiseudun purojen arvioitu pitkän aikavälin fosforikuormitus (tonnia/vuosi).



Kuva 3.7. Vantaanjoen pitkän aikavälin arvioitu keskimääräinen vuosittainen virtaama (miljoonaa m^3/vuosi).

3.5. Sekaviemäröidyn alueen ylivuodot

Helsingin keskustan alueella, Munkkiniemessä ja Herttoniemessä on noin 2100 ha sekaviemäröityjä alueita ja noin 220 km sekaviemäriputkia. Sekaviemärit kuljettavat yhdyskuntajätevesien lisäksi sade- ja kuivatusvesiä puhdistamoille. Sekaviemäriverkosto on mitoitettu niin että sen kapasiteetti ei riitä kaikille sateiden aiheuttamille virtaamille. Suurien sadetapahtumien yhteydessä syntyvät hulevedet ohjataan ylivuotokaivojen kautta suoraan lähimpään vesistöön. Sekaviemäröidyn alueen verkostoylivuotoja ei mitata, joten ylivuotojen aiheuttama kuormitus ympäristöön raportoidaan laskennallisen mallin avulla.

Mallinnus toteutettiin vuonna 2020 FCG Suunnittelu ja Tekniikka Oy:n toimesta käyttäen DHI MIKE Urban mallia, joka on ollut käytössä sekaviemäröidyn alueen ylivuotojen mallinnukseen vuodesta 1995. Vuonna 2021 mallinnus toteutettiin HSY:n toimesta käyttäen EPA SWMM 5.1

mallinnusalustaa ja Fluidit Storm -ohjelmaa mallinnusalustan hallintaa varten. Uutta mallia on kehitetty vuodesta 2015 alkaen. Sekaviemäröidyn alueen ylivuotojen mallinnus toteutetaan toistaiseksi vuodesta 2021 eteenpäin tällä mallilla[4].

Laskenta koostui vuonna 2020 valuma-aluemallista, joka laskee toteutuneiden sadetietojen avulla nopean pintavalunnan ja hitaan pohjavalunnan kullakin mallinnetulla osavaluma-alueella. Tämän jälkeen verkostomalli laskee valunnan aiheuttaman virtaaman ja laskutetun jätevesimäärän avulla verkostosta valuntahuippujen aikana ylivuotaneen veden määrän sekä laskutetun asutusjäteveden osuuden ylivuotaneesta vedestä. Vuodesta 2021 käyttöön otettu EPA SWMM 5.1/Fluidit Storm -mallinnussovellus on edellistä mallia laajempi ja tarkempi ja se kattaa koko Helsingin sekaviemäröidyn alueen, lukuun ottamatta Korkeasaaren ja Kulosaaren alueita, joissa mahdolliset ylivuodot tapahtuvat pumppaamojen kautta. Pumppaamoylivuodot raportoidaan HSY:n toimesta erikseen.

Vuonna 2020 sekaviemäriverkoston ylivuodoista arvioitiin hule- ja viemärivettä johdetun vesistöihin laskentatulosten mukaan noin 103 556 m^3, josta yhdyskuntajätevesien osuus oli noin 2.3 %, eli noin 2379 m^3. Laskennallinen ainekuormitus vesistöön oli vuonna 2020 noin 25 kg kokonaisfosforia, 192 kg kokonaistyppeä ja 1007 kg kiintoainetta. Biologisen hapenkulutuksen kuormitus oli 967 kg (BHK_7). Vuonna 2020 suurin osa verkostosta ylivuotaneesta vedestä vuosi Etelärannassa sijaitsevista kaivoista. Kyseinen alue on ollut pääasiallinen alue, josta ylivuotoja tapahtuu useimpina mallinnuksen toteutuksen vuosina. Vuonna 2020 myös Taivallahden pohjukkaan, Munkkipuistonlampiin, Katajanokanlaiturin kupeeseen, Sompasaarenaltaaseen sekä Siltavuorenrantaan ylivuotavista kaivoista pääsi mereen huomattavia määriä hule- ja jätevesiä (yhteensä n. 14 530 m^3). Muita yli 1000 m3 ylivuotoja kohdistui Töölönlahdelle, Pohjoissatamaan, Hietalahteen ja Merisatamaan. Suurin osa ylivuodoista tapahtui huhti-syyskuun välisenä aikana. Noin 80 % arvioiduista ylivuodoista tapahtui kahden Eteläsatamaan laskevan kaivon kautta.

Vuonna 2021 sekaviemäriverkoston ylivuodoista arvioitiin hule- ja viemärivettä johdetun vesistöihin laskentatulosten mukaan noin 109 055 m^3, josta yhdyskuntajätevesien osuus oli noin 13 %, eli noin 14 177 m^3. Laskennallinen ainekuormitus vesistöön oli vuonna 2020 noin 155 kg kokonaisfosforia, 1182 kg kokonaistyppeä (kiintoainemäärää ei arvioitu). Biologisen hapenkulutuksen kuormitus oli 5923 kg (BHK_7). Vuonna 2021 suurin osa verkostosta ylivuotaneesta vedestä vuosi Etelärannassa sijaitsevista kaivoista, joskin osuus uudella mallilla arvioituna oli vuotta 2020 pienempi (n. 47 %). Osasyynä pienempään Eteläsataman kaivojen osuuteen on myös suuri ylivuoto, joka tapahtui Herttoniemensalmeen (29 683 m^3). Muita määrältään merkittäviä (> 1000 m^3) ylivuotoja kohdistui Hietalahteen, Laajalahden Kasinonlahteen, Merisatamaan, Munkkipuistonlampiin, Ramsaynrantaan (Saunalahti), Sörnäistenrantaan, Taivallahteen ja Töölönlahteen. Uudella mallilla arvioituna ainekuormitus on edellisiä arvioita huomattavasti suurempi.

Sekaviemäröidyn alueen ainekuormat ja vesimäärät ovat suhteessa muihin alueen kuormittajiin kuitenkin hyvin pienet, vuonna 2021 osuus kuormittajien kokonaisvesimäärästä oli noin 0.014 % ja purojen merialueelle tuomasta vesimäärästä noin 0.14 %. Sekaviemäröidyn alueen ylivuotojen vaikutukset ovat kuitenkin paikallisia ja äkillisiä ja niillä saattaa olla terveysvaikutuksia, sekä merkittäviäkin paikallisia veden laatua heikentäviä vaikutuksia.

[4] Sekaviemäriverkoston ylivuotojen kuormitustarkastelut mallintamalla – Uuden mallin käyttöönotto, raportti. HSY, Leena Sänkiaho.

3.6. Läjitysalueet

Läjitysalueiden vesiluvissa on määrätty, että läjityksestä vastaavien tahojen tulee tarkkailla läjitystoiminnan vaikutuksia meriympäristön tilaan ja läjitysmassojen pysyvyyttä läjitysalueilla Uudenmaan ELY-keskuksen hyväksymällä tavalla. Veden laadun tarkkailu suoritetaan pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa ja toimijat teettävät itsenäisesti läjitysmassojen pysyvyyksien tarkkailut, joiden tulokset toimitetaan erikseen tarkkailun tuloksia valvovalle viranomaiselle (Uudenmaan ELY-keskus). Vuosina 2020 ja 2021 alueen aktiiviset läjitysalueet olivat Rövargrundet (Espoo), Lokkiluoto (Helsinki) ja Koirasaarenluodot (Helsinki). Helsingin kaupungin läjitysalueen Mustakuvun käyttö lopetettiin vuonna 2017. Sen osalta viimeisimmät tarkkailutulokset ovat esitetty raportissa Vahtera ym. (2018).

Rövargrundetin läjitysalueelle läjitettiin vuonna 2020 yhteensä noin 126 470 m^3 ja vuonna 2021 yhteensä noin 3 040 m^3 meriläjityskelpoisia maamassoja. Vuoden 2020 läjitysmäärä oli poikkeuksellisen suuri verrattuna viimeisten vuosien läjitysmääriin (taulukko 3.6).

Taulukko 3.6. Merialueen yhteistarkkailun puitteissa tarkkailtavien läjitysalueiden läjitysmäärät (m^3) vuodesta 2018 vuoteen 2021.

	Rövargrundet	Lokkiluoto	Koirasaarenluodot
2016	1 320		
2017	6 390		
2018	5 070	1 250	
2019	9 580	174 892	153 876
2020	126 470	97 963	71 501
2021	3 040	74 539	232 326

Pääkaupunkiseudun merialueella avattiin vuonna 2018 lopulla kaksi uutta läjitysaluetta, joista molemmille ensimmäiset läjitykset tehtiin vuoden 2019 aikana. Lokkiluodon läjitysalueen läjitysmassojen määrät ovat laskeneet alueen avaamisesta. Alueelle läjitettiin vuonna 2020 noin 98 000 m^3 ja vuonna 2021 noin 75 000 m^3 meriläjityskelpoisia maamassoja (taulukko 3.6.). Koirasaarenluotojen läjitysalueelle läjitettiin vuonna 2020 noin puolet vuoden 2019 läjitysmääristä, noin 72 000 m^3. Vuoden 2021 aikana läjitysmassojen määrä kasvoi huomattavasti edellisvuoteen verrattuna, ollen noin 232 000 m^3 (taulukko 3.6.).

3.7. Voimalat, lämpö- ja jäähdytyslaitokset

Voimalat, lämpö- ja jäähdytyslaitokset tarkkailevat toimiensa ympäristövaikutuksia osallistumalla pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuun. Voimaloiden ja jäähdytyslaitosten kuormitus koostuu laitosten jäähdytyksessä käytetyn lämmenneen meriveden johtamisesta takaisin mereen sekä lämpölaitosten lämmöntalteenotossa jäähtyneen meriveden johtamisesta mereen.

Fortum Power and Heat Oy:n merilauhdevedet puretaan Suomenojan puhdistamon purkutunneliin ja johdetaan sitä kautta mereen. Laitos käyttää hyödykseen myös Suomenojan jätevedenpuhdistamon (vuoden 2022 lopusta Blominmäen jätevedenpuhdistamon) jätevesien sisältämää lämpöenergiaa. Voimalaan asennettujen lämpöpumppujen johdosta vuosikohtaiset kokonaislämpökuormat ovat olleet negatiivisia, mikä tarkoittaa, että laitokselle otettu merivesi ja puhdistettu jätevesi viilenevät jonkin verran ennen, kun se lasketaan Suomenojan jätevesipurkutunneliin. Sama koskee Helen Oy:n Katri Valan puiston lämpöpumppulaitosta, jossa otetaan talteen osa Viikinmäen jätevedenpuhdistamon puhdistettujen jätevesien lämpöenergiasta.

Helen Oy:n voimalat ja lämpölaitokset sijaitsevat Vuosaaressa, missä lauhdevedet johdetaan Vuosaaren sataman satama-altaaseen, Hanasaaressa, puolestaan lauhdevedet johdetaan Sörnäisten sataman satama-altaaseen ja Salmisaaressa, lauhdevedet johdetaan Lapinlahteen. Salmisaaressa on toiminnassa myös kaukojäähdytyslaitos. Katri Valan lämpöpumppulaitoksen kautta kulkevat puhdistetut jätevedet, joista lämpö otetaan talteen, johdetaan uudestaan Katajaluodon tunneliin. Helen Oy:n kokonaiskuormitus vesistöihin hukkalämmön muodossa oli käytettyjen merilauhdevesien osalta vuonna 2018 noin 126 gigawattituntia (454 TJ) ja 2019 noin 147 gigawattituntia (529 TJ). Kuormitus oli samalla tasolla vuosien 2016 (576 TJ) ja 2017 (436 TJ) kanssa. Vuosina 2020 ja 2021 Helen Oy:n hukkalämpökuormitus mereen oli kokonaisuudessaan noin 607 TJ ja 409 TJ. Suurin osa hukkalämmöstä johdetaan mereen Vuosaaren laitoksilta.

4. Veden fysikaalis-kemiallinen ja hygieeninen laatu

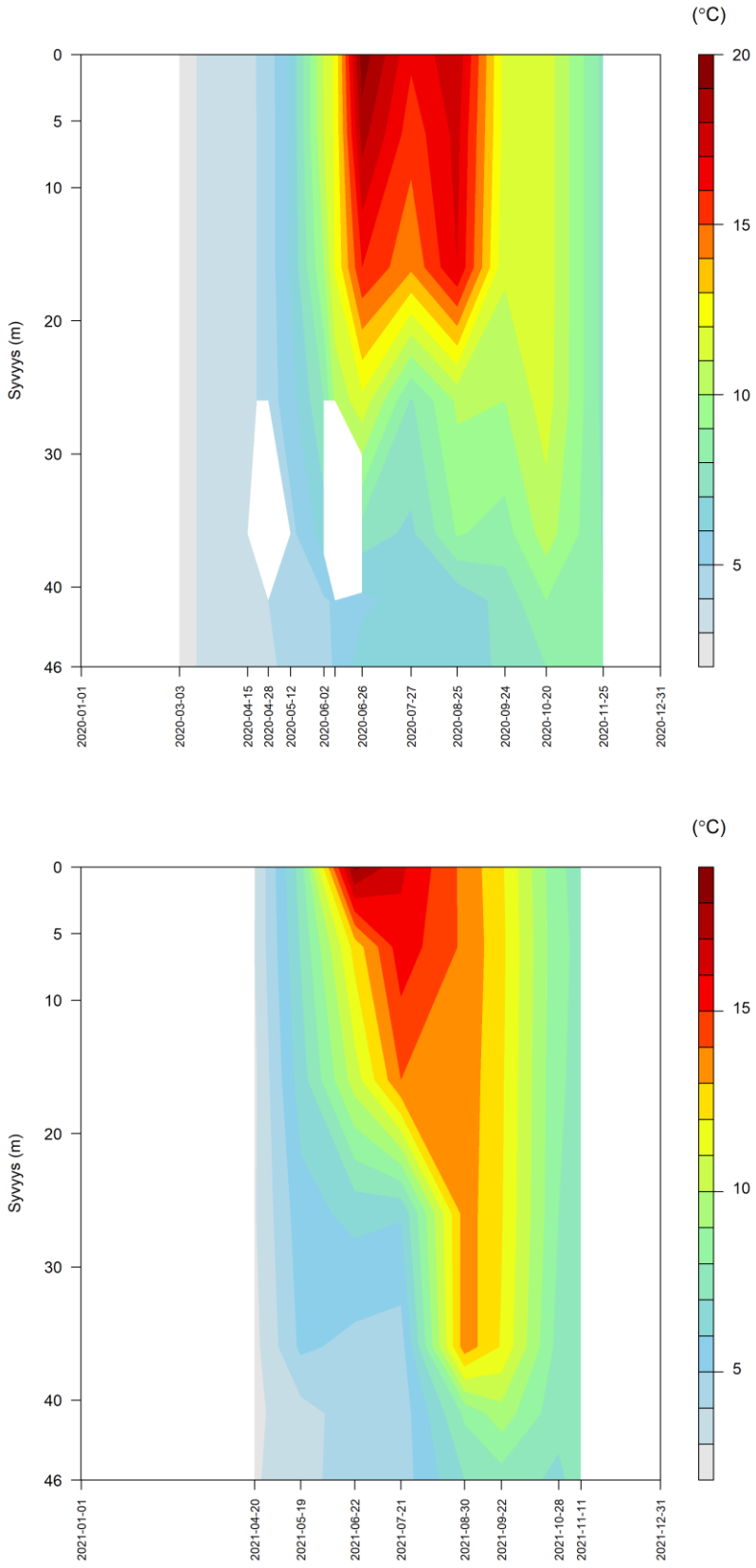
Emil Nyman

4.1. Johdanto

Meriveden kemiallisen, fysikaalisen ja hygieenisen laadun seuranta on osa pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailua. Tämän raportin tarkoituksena on selvittää merialueen tilaa vuosina 2020 ja 2021 ja verrata näiden vuosien tilaa edeltäviin vuosiin. Meriveden fysikaalista, kemiallista ja hygieenistä laatua seurattiin tarkkailuohjelman mukaisesti 14 havaintopaikalta (taulukko 4.1 ja kuva 2.1) noin kuukauden välein. Näiden asemien tulokset toimivat jätevesien velvoitetarkkailun pääasiallisena aineistona. Tämän ohella nämä tulokset toimivat taustatietona tarkkailun muille osioille.

Tässä raportissa aineiston tarkastelussa merialue jaotellaan vesienhoitolain (1299/2004) mukaisiin vesimuodostumiin (taulukko 4.1), joita käytetään myös valtakunnallisessa pintavesien tilan arvioinnissa. Näistä vesimuodostumista kaksi (Porvoo-Helsinki ja Helsinki-Porkkala) kuuluvat pintavesityyppiin Suomenlahden ulkosaaristo ja loput kolme (Kruunuvuorenselkä, Seurasaari, Suvisaaristo-Lauttasaari, Sipoon saaristo, Villinki) kuuluvat pintavesityyppiin Suomenlahden sisäsaaristo.

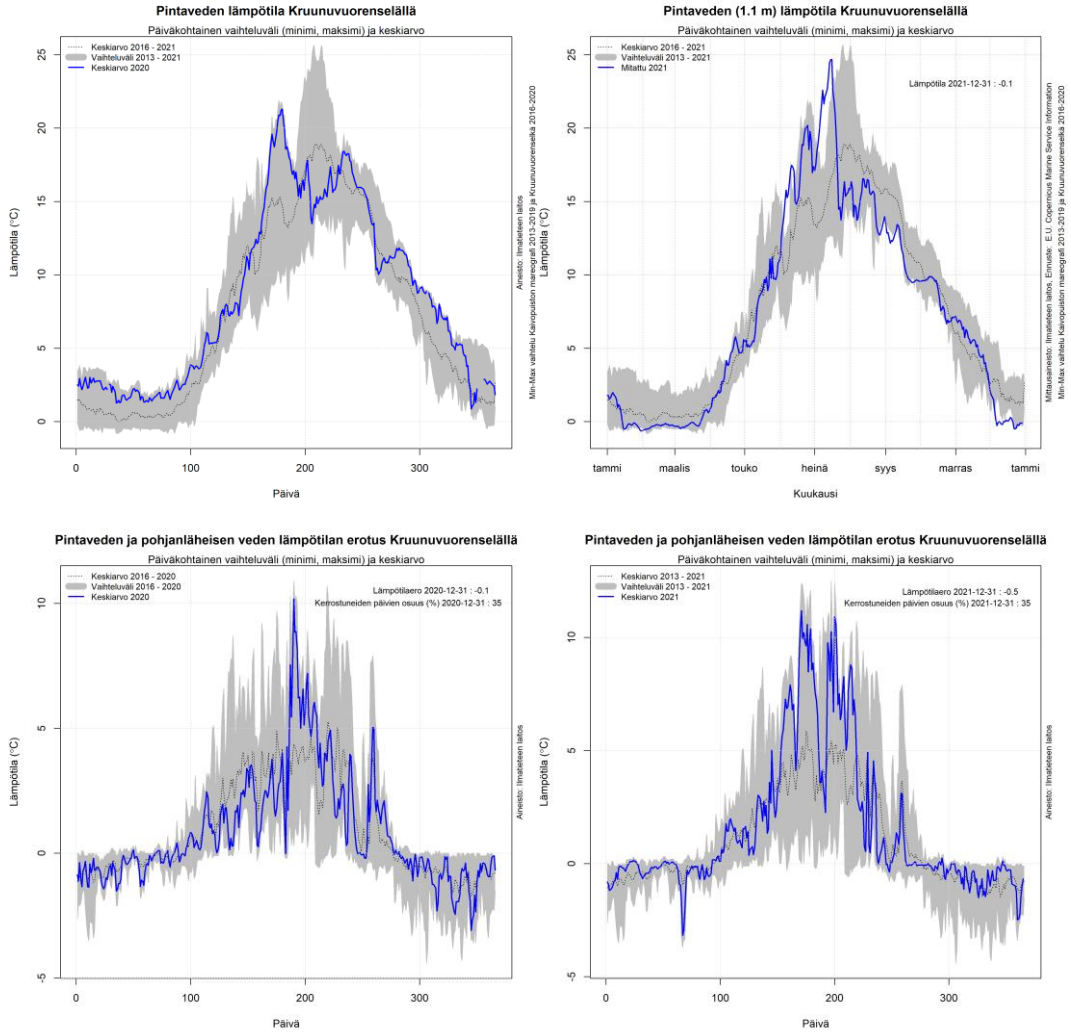
Ulkosaariston havaintopaikkoja yhdistää niiden avoimuus sekä syvyys, joka ylittää 25 m. Syvempien asemien syvimmissä vesikerroksissa saattaa ajoittain esiintyä suhteellisen voimakastakin suolaisuuden kerrostuneisuutta, joka johtaa suhteellisen korkeisiin pinnan- ja pohjanläheisten vesien välisiin tiheyseroihin (> 3 kg m^{-3}). Kesäaikaan näitä asemia luonnehtii myös veden suhteellisen voimakas kerrostuneisuus lämpötilan suhteen. Vesi ei täten kesällä voimakkaimman kerrostuneisuuden aikana sekoitu pohjaan saakka, rajoittaen syvemmissä vesikerroksissa olevien ravinnevarantojen päätymistä yhteyttävään pintakerrokseen ja rajoittaen hapellisen pintaveden sekoittumista syvemmälle. Rannikonläheinen kumpuaminen on alueelle kuitenkin tyypillistä, mikä johtaa ajoittaiseen veden kesänaikaiseenkin sekoittumiseen (Alenius ym. 1998, Myrberg ja Andrejev 2003). Helsingin, Espoon ja Sipoon merialueen kaikilla näyteasemilla vesi sekoittuu pohjaa myöten jossakin vaiheessa marraskuun ja maaliskuun välisenä aikana, mikä näkyy esimerkiksi vesipatsaan yhtenäisenä lämpötilana loppu- ja alkuvuodesta (kuva 4.1).



Kuva 4.1. Interpoloitu veden pystysuuntainen lämpötilan jakauma Länsi-Tontun (114) havaintoasemalla vuosina 2020 ja 2021. X-akselille on merkitty havaintojen päivämäärät.

Sisäsaaristoon lasketaan kuuluviksi rannikon läheinen saaristoalue ja matalat lahdet. Maalta tuleva valuma ja ulkosaariston vesimassat vaikuttavat vuodenajasta riippuen alueen hydrografisiin ominaisuuksiin. Maalta tulevan valuman vaikutus on suhteellisesti suurempi alueilla, joilla veden vaihtuvuus on heikkoa. Vanhankaupunginselän ja Kruunuvuorenselän alueiden veden laatuun vaikuttaa voimakkaasti Vantaanjoen valuma.

Rannikonläheisten asemien veden laadun tulosten hajonta onkin paljon suurempaa verrattuna ulompana oleviin asemiin, johtuen luonnollisesti suuremmasta vedenlaatuparametrien vaihtelusta. Sisäsaariston havaintopaikoilla vesipatsas sekoittuu käytännössä pohjaan saakka suurimman osaa vuotta. Lyhyempiä ja toistuvia pääosin lämpötilan aiheuttamia kerrostuneisuusjaksoja esiintyy tyynellä säällä (kuva 4.2). Rannikonläheisillä havaintopaikoilla veden suolapitoisuuteen vaikuttavat sadannan ja mantereelta tulevan valunnan määrä ja erityisesti Vanhankaupunginselällä Vantaanjoen virtaama.



Kuva 4.2. Kruunuvuorenselän pintaveden (-1.1 m) lämpötilan päiväkohtainen keskiarvo vuosina 2020 ja 2021 sekä pintaveden ja pohjanläheisen veden (-9.6 m) päiväkohtainen suurin lämpötilaero vuosina 2020 ja 2021, sekä pintalämpötilan ja lämpötilaeron 2013–2021 minimi ja maksimi vaihteluväli. Kerrostuneiden päivien määrä on laskettu päivinä, jolloin pintaveden ja pohjanläheisen veden lämpötilaero on ollut >= 1°C.

4.1.1. Näytteenotto, seuranta-asemat ja analyysimenetelmät

Fysikaalis-kemialliset ja hygieeniset mittaustulokset esitetään taustoittamaan muita tarkkailun osia kuukausikeskiarvoin, jotka ovat tuotettu sovittamalla yleistetty additiivinen malli aineistoon vuosilta 2001–2019. Vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset keskiarvot esitetään kuvissa erikseen ja niitä verrataan pitkän ajan kuukausikeskiarvoihin. Sekä tilastollisesti mallinnetulle pitkän ajan kuukausikeskiarvolle, että vuosien 2020 ja 2021 tuloksille esitetään 95 % luottamusvälit.

Kaikki vesinäytteet otettiin vesinäytteenottoon sertifioidun näytteenottajan toimesta Ruttner-tyyppisellä vesinoutimella (tilavuus 2.8 litraa) ja valutettiin suoraan näytepulloihin. Lämpötila mitattiin noutimen sisällä olevalla lämpömittarilla (mittaustarkkuus 0.1 °C) ja näkösyvyys määritettiin noutimen valkoista kansilevyä käyttäen lähimpään 0.1 m arvoon. Asemakohtaiset näytesyvyydet esitetään taulukossa 4.1, pintanäyte on merkitty 0 m ja on otettu niin että noutimen kansi on juuri veden pinnan alapuolella. Pohjanläheisen veden näyte on pyritty ottamaan niin että noutimen keskikohta on noin 1 m pohjan yläpuolella. Kaikki vesinäytteet toimitettiin mustissa kylmälaukuissa laboratorioon saman päivän aikana. Näytteistä analysoitiin taulukon 4.2. mukaiset suureet MetropoliLab Oy:n toimesta. Kaikki tarkkailussa käytetyt analyysit ovat akkreditoituja ja analyysit tehdään voimassa olevien standardien mukaisesti, lukuun ottamatta suolaisuuden, hapen pitoisuuden ja a-klorofyllin pitoisuuden määrityksiä, joiden analysointi toteutetaan MetropoliLab Oy:n akkreditoiduilla sisäisillä menetelmillä (taulukko 4.2).

Taulukko 4.1. Fysikaalisen, kemiallisen ja hygieenisen yleistarkkailun havaintopaikkojen nimet, asematunnisteet, syvyydet, sijaintikoordinaatit ja näytteenottosyvyydet sekä luokittelu vesienhoitolain mukaisiin vesimuodostumiin ja rannikkovesityyppeihin (SS: Suomen-lahden sisäsaaristo, SU: Suomenlahden ulkosaaristo). Espoonlahden näyteaseman näytteenottofrekvenssi on muista asemista (10 kertaa vuodessa) poiketen 4 kertaa vuodessa. Yhteistarkkailun ulkopuoliset, tässä raportissa käytetyt asemat ovat merkitty tähdellä.

Vesimuodostuma/	Asematunnus	Syvyys (m)	Koordinaatit (WGS-84)		Näytesyvyydet (m)
Havaintopaikka			lat	lon	
Kruunuvuorenselkä (SS)					
Vanhankaupunginselkä	4	2,5	60° 11.752'	24° 59.625'	0, 2
Kruunuvuorenselkä*	18	17	60° 8.925’	25° 0.310’	0, 5, 10, 16
Eläintarhanlahti*	188	2,8	60° 10.729’	24° 56.577’	0, 2
Seurasaari (SS)					
Laajalahti*	87	3,5	60 11.726	24 50.906	0, 3
Porsas*	94	9	60 10.436	24 53.142	0, 4, 8
Rajasaaren silta*	191	3	60 10.884	24 54.430	0, 2
Suvisaaristo-Lauttasaari (SS)					
Ryssjeholmsfjärden	117	3,5	60° 8.734'	24° 43.236'	0, 3
Melkin selkä*	68	17	60° 8.056'	24° 51.297'	0, 5, 10, 16
Sipoon saaristo (SS)					
Skatanselkä*	111	13	60° 11.579’	25° 11.833’	0, 5, 12
Granöfjärden*	113	7	60° 14.292’	25° 13.656’	0, 6
Musta Hevonen*	181	14	60° 11.098'	25° 15.156'	0, 5, 13
Villinki (SS)					
Vartiokylänlahti*	25	5	60 11.704	25 5.032	0, 4
Kallvikinselkä*	110	11	60 10.100	25 5.539	0, 5, 10
Porvoo-Helsinki (SU)					
Flathällgrundet	39	33	60° 5.395'	24° 58.506'	0, 15, 32
Länsi-Tonttu	114	47	60° 4.996'	25° 7.389'	0, 5, 10, 20, 30, 40, 46
Pentarn*	166	48	60° 6.586'	25° 16.733'	0, 25, 47
Helsinki-Porkkala (SU)					
Kytön väylä	57	31	60° 5.038'	24° 47.338'	0, 15, 30
Stora Mickelskären	123	27	60° 1.003'	24° 35.096'	0, 13, 26
Katajaluoto	125	28	60° 5.791'	24° 53.428'	0, 5, 10, 20, 27
Knaperskär	147	27	60° 4.803'	24° 44.131'	0, 5, 10, 20, 26
Berggrund	148	51	60° 0.925'	24° 45.206'	0, 25, 50
Gråskärsbådan	149	32	60° 3.305'	24° 53.975'	0, 15, 31
Koiraluoto	168	31	60° 4.776'	24° 52.323'	0, 15, 30
Espoonlahti (SS)					
Espoonlahti*	118	14	60° 9.818’	24° 35.381’	0, 5, 13

Taulukko 4.2. Tarkkailussa käytetyt määritykset ja menetelmät. Akkreditoidut menetelmät on merkitty tähdellä.

Määritys	Menetelmä	Määritys-raja	Mittausepävar-muus
Näkösyvyys	Valkolevynä Ruttner-noutimen kansi		
Lämpötila	Ruttner-noutimen lämpömittari		
Suolaisuus*	Sis. menet. perus. Grashoff 1999		10 %
Sameus*	SFS-EN ISO 7027-1:2016	0,05 FNU	15 %
pH*	SFS 3021:1979		3 %
Happi*	Sis. menet. perus. SFS-EN 25813:1993		10 %
NH_4-typen pitoisuus*	SFS-ISO 15923-1:2018, DA	4 µg/l	15 %
Nitraatti-ja nitriittitypen summa, $(NO_3+NO_2)N$*	SFS-ISO 15923-1:2018, DA	2 µg/l	15 %
Typen kokonaispitoisuus*	SFS-EN ISO 11905-1:1998	50 µg/l	15 %
PO_4- fosforin pitoisuus, liukoinen (NPC, 0.45 µm)*	SFS-ISO 15923-1:2018 (DA)	5 µg/l	15 %
Fosforin kokonaispitoisuus*	SFS 3026 mod. DA	5 µg/l	15 %
*Escherichia coli**	ISO 9308-2:2012	< 1	
a-klorofylli*	Sisäinen menetelmä MO121, fluorometria		15 %

4.2. Veden fysikaalis-kemiallinen ja hygieeninen laatu

4.2.1. Pintavesi

Lämpötila

Pintaveden lämpötila vaihtelee eri vesimuodostumien alueella keskimäärin noin yhdestä aseesta vajaaseen 20 asteeseen vuoden aikana. Pintavesi on keskimäärin kylmimmillään helmi-maaliskuussa ja lämpimimmillään heinä- elokuussa ja pintavesi lämpenee huomattavasti nopeammin Suomenlahden sisäsaaristoon kuuluvien vesimuodostumien seuranta-asemilla (liite 1).

Pintavesi oli keskimääräistä selvästi lämpimämpää alkuvuodesta 2020 ja kesäkuussa sekä vuosina 2020 että 2021. Vuonna 2021 pintavesi oli myös keskimääräistä lämpimämpää heinäkuussa. Syyskuussa pintaveden lämpötila viileni nopeasti ja oli paikoitellen keskimääräistä kylmempää (liite 1). Yleisesti tarkasteltuna pintavedet näyttivät lämpenevän vuosina 2020 ja 2021 vertailuaineistoon nähden hieman nopeammin, kuten todettiin myös edellisen 2-vuotistarkastelujakson osalta (Vahtera ym. 2020). Korkeimmat kuukausikohtaiset lämpötilat olivat huomattavasti normaalia suuremmat molempina vuosina 2020 ja 2021, etenkin kesäkuussa. Syyskuun jälkeen pintavedet viilenivät pääosin tavanomaiseen tapaan.

Verrattuna edellisiin 2-vuotis yhteenvetoraportteihin, pintaveden lämpötilat olivat vuonna 2014 keväällä normaalia lämpimämmät, vuoden 2016, 2018, 2019 ja 2020 tapaan. Vuodet 2016-2019 poikkesivat kuitenkin vuosista 2014 ja 2015 niin, että pintavedet viilenivät syksyllä normaaliin tapaan, kun taas vuosina 2014-2015 veden pintalämpötilat viilenivät poikkeuksellisen hitaasti (Vahtera ym. 2016, Vahtera ym. 2018). Vuosina 2020 ja 2021 pintavedet viilenivät nopeasti syyskuussa, mutta olivat taas lokakuussa keskimääräistä lämpimämpiä (liite 1). Pääkaupunkiseudun merialueen pintaveden lämpötilat ovat viimeisen 40 vuoden aikana lämmenneet noin 1.5

°C (Vahtera 2019). Vuosien välinen ja sisäinen vaihtelu voi kuitenkin olla suurta johtuen kumpuamisesta, tuulioloista ja veden suolaisuuden vaihteluista mikä vaikuttaa veden kerrostuneisuuden voimakkuuteen pidemmällä aikavälillä (Vahtera ym. 2005, Väli ym. 2013).

Suolaisuus

Veden suolaisuuden vaihteluista voidaan päätellä jotakin avomeren vesimassojen ja maalta tulevan valuman sekoittumisesta rannikolla. Mitä vähäsuolaisempaa vettä sen suurempi maalta tulevan valuman vaikutus alueella voidaan arvioida olevan. Tämä taas vaikuttaa voimakkaasti muihin, tarkkailun puitteissa mitattuihin veden laadun parametreihin, etenkin liukoisiin typpiravinteisiin, kokonaisfosforiin, veden sameuteen ja veden hygieeniseen laatuun.

Pintaveden suolaisuus on ulkosaaristossa korkeimmillaan talvikuukausina laskien kesää kohden, kun taas lähempänä rannikkoa kehitys on päinvastainen. Maalta tuleva valuma laskee pintaveden suolaisuutta rannikon lähellä alkuvuodesta ja vaikutus ulottuu hiljalleen ulkosaaristoon kesän edetessä. Syksyn veden pystysuuntaisen täyskierron jälkeen ulkosaariston pintaveden suolaisuus palaa korkeammaksi.

Porvoo-Helsinki-vesimuodostuman pintaveden suolaisuus on keskimäärin alkuvuodesta Helsinki-Porkkala-vesimuodostuman suolaisuutta matalampi, muutoin näiden kahden vesimuodostuman pintaveden suolaisuus kehittyy tyypillisesti hyvin samantapaisesti. Myös Sipoon saariston vesimuodostuman pintaveden suolaisuus on kahden ulomman vesimuodostuman kanssa saman tyyppinen (liite 1).

Seurasaari ja Villinki -vesimuodostuminen suolaisuuden pieneneminen alkuvuodesta on edellä mainittuja vesimuodostumia suurempi, mutta loppuvuoden suolaisuus kasvaa keskimäärin ulompien vesimuodostumien suolaisuuden tasolle. Suvisaaristo-Lauttasaari-vesimuodostuman keskimääräinen pintaveden suolaisuus on vielä kahta edellä mainittua pienempi, mutta myös tämän vesimuodostuman pintaveden suolaisuus kasvaa ulompien vesimuodostuminen suolaisuuden tasolle toukokuulle tultaessa. Näiden vesimuodostumien osalta kevään jokivalumahuippujen jälkeen keskimääräiseen veden laatuun vaikuttavat avomeren veden laatu ja alueen sisäiset prosessit, esim. fosfaatin vapautuminen sedimentistä, hienojakoisen sedimentin resuspensio ja paikallinen levätuotanto.

Kruunuvuoren vesimuodostuman pintaveden suolaisuuden vuoden sisäinen tyypillinen kehitys erottuu selvästi muiden vesimuodostumien pintaveden suolaisuuden kehittymisestä (liite 1) ja alueella maalta tulevan valuman vaikutus veden laatuun onkin selvästi suurin.

Pintaveden suolaisuus vaihteli suhteellisen voimakkaasti vuosina 2020 ja 2021 ulkosaariston vesimuodostumien seuranta-asemilla (liite 1). Suolaisuus oli vuonna 2020 alkuvuodesta maaliskuussa ja huhtikuussa keskimääräistä jopa 0,5 PSU yksikköä suurempi laskien toukokuussa lähelle tavanomaista tasoa ja ollen kesäkuussa huomattavasti keskimääräistä tasoa alhaisempi. Loppuvuoden ajan suolaisuus oli lähellä keskimääräistä tasoa. Vuonna 2021 suolaisuus oli helmikuussa huomattavasti keskimääräistä alhaisempi kasvaen huhtikuulle keskimääräistä suuremmaksi. Suolaisuus pysyi loppuvuoden ajan keskimääräisellä tasolla tai sitä hieman suurempana (liite 1). Ulkosaariston pintaveden suolaisuuden vaihtelut ovat vuosien välillä ja sisällä suhteellisen suuret alueella (vrt. edelliset yhteenvetoraportit Vahtera ym. 2016, Vahtera ym. 2020) ja vuosien välisellä jokivirtaamien vaihtelulla näyttää olevan ulkosaaristonkin alueella huomattava vaikutus pintaveden suolaisuuteen.

Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumien veden suolaisuuteen vaikuttavat myös lyhyemmän aikavälin tuuliolojen vaihtelut (Liblik ja Lips 2017, Lips ym. 2017, Suhhova ym. 2018, Westerlund ym. 2019). Tuuliolot määräävät pintaveden liikkeitä, jolloin itätuulten vallitessa ja veden virratessa ulos Suomenlahdelta, syvään veteen muodostuu kompensaatiovirtaus, joka tuo Itämeren pääaltaalta vettä Suomenlahdelle syvemmissä vesikerroksissa. Tuulten puhaltaessa pääosin lännen suunnalta, veden pystysuuntainen kerrostuneisuus heikkenee syvässä vedessä tapahtuvan kompensaatiovirtauksen heiketessä. Heikomman veden pystysuuntaisen kerrostuneisuuden vallitessa veden suolaisuus rannikoilla on yleensä suurempi.

Vesimuodostumat joidenka alueella maalta tulevan valuman vaikutus on suuri, näkyy suolaisuuden vuosien 2020 ja 2021 kuukausikeskiarvoissa tyypillisesti suurta vaihtelua vuoden alkupuolella, jolloin valunta oli suurimmillaan (liite 1). Kruunuvuoren vesimuodostuman alueella vaihtelu on suurta läpi vuoden vesimuodostuman näyteasemien sijainnin vuoksi, Vanhankaupunginselän asema on jatkuvasti Vantaanjoen valuman vaikutuksen alaisena, kun taas Kruunuvuorenselän asema on muutoin kuin suurimman jokivalunnan aikana voimakkaammin meriveden vaikutuksen alaisena. Näiden kahden aseman suolaisuuden erot johtavat alueen suolaisuuden keskiarvon arvioimisessa epävarmuuteen mikä näkyy suurina keskiarvon luottamusväleinä. Suomenlahden sisäsaariston vesimuodostumien suolaisuus oli vuonna 2020 alkuvuodesta keskimääräistä suurempi, vuoden 2018 tapaan (Vahtera ym. 2020) ja vuonna 2021 keskimääräistä pienempi (liite 1). Suolaisuus oli kesäkuusta eteenpäin lähellä keskimääräistä tasoa.

Ravinnepitoisuudet

Kokonaistypen määrä on alueesta riippumatta suurimmillaan talvella ja alkukeväästä, pitoisuudet kasvavat tyypillisesti myös rannikkoa kohden (liite 1). Vantaanjoen vaikutuksen alaisena oleva Kruunuvuoren vesimuodostuma on alueista selkeästi rehevöitynein kokonaistypen määrissä mitattuna. Alueilla, joilla esiintyy typpeä sitovien syanobakteerien kukintoja kokonaistypen määrät kasvavat hieman loppukesästä.

Kokonaistypen pitoisuudet olivat pääosin keskimääräiset tai sitä hieman matalammat vuosien 2020 ja 2021 aikana Suomenlahden sisäsaariston vesimuodostumien havaintoasemilla, jatkaen osittain keskimääräistä matalampien kokonaistypen pitoisuuksien tasoa vuosilta 2014–2019 (Vahtera ym. 2016, Vahtera ym. 2018, Vahtera ym. 2020). Ulkosaariston vesimuodostumien kokonaistypen pitoisuus vaihteli suhteessa vertailuaineiston keskimääräiseen tasoon ajoittain sisäsaariston pitoisuuksia enemmän (liite 1). Pitoisuudet olivat ajoittain keväällä keskimääräistä selvästi pienempiä ja alkukesästä keskimääräistä suurempia. Nämä havainnot selittyvät kevään ajan keskimääräistä suuremmilla suolaisuuksilla ja voimakkaammalla avomeren vesimassojen vaikutuksella alueella. Vuosina 2020 tai 2021 alueella ei havaittu vuosien 2016 ja 2018 tapaan voimakkaita syanobakteerien pintaesiintymiä (Vahtera ym. 2018, Vahtera ym. 2020). Pintaesiintymät kasvattavat tyypillisesti kokonaistypen pitoisuuksia loppukesästä pintavedessä (Larsson ym. 2001, Eggert ja Schneider 2015).

Kokonaistypen tapaan pintaveden kokonaisfosforin keskimääräinen pitoisuus on suurimmillaan talvella ja alkukeväästä. Tästä poikkeuksena on Seurasaaren vesimuodostuma, jossa pitoisuudet ovat keskimäärin korkeimmillaan elokuussa, indikoiden alueella esiintyvän fosforin sisäisen kuormituksen ja hienojakoisen pintasedimentin resuspension merkitystä alueen ravinnedynamiikkaan (Liite 1). Kokonaisfosforin pitoisuudet olivat ulkosaariston alueella sekä Sipoon saariston vesimuodostuman havaintoasemilla pääosin keskimääräiset tai sitä korkeammat vuosina 2020 ja 2021, vuosien 2018 ja 2019 tapaan (Vahtera ym. 2020). Sisäsaariston alueella pitoisuudet olivat keskimääräiset tai ajoittain sitä matalammat, joitakin suurempia kesäkuun tai loppuvuoden aikana havaittuja pitoisuuksia lukuun ottamatta.

Liukoisen epäorgaanisen typen pitoisuudet ovat suurimmillaan talvella ja ne ehtyvät pintavedestä melkein poikkeuksetta toukokuuhun mennessä. Kruunuvuoren vesimuodostuman alueella liuennutta typpeä on pintavedessä vielä ajoittain kesälläkin (Liite 1). Rannikonläheiset talven ajan pitoisuudet ovat jopa 15–20 kertaiset verrattuna ulkosaariston pitoisuuksiin. Liukoisen epäorgaanisen typen pitoisuudet olivat alkuvuodesta pääosin keskimääräisellä tasolla, tai jopa sitä pienemmät (liite 1), poiketen vuosien 2018 ja 2019 tilanteesta, jolloin liukoisen epäorgaanisen typen pitoisuudet olivat keskimääristä suuremmat talvella (Vahtera ym. 2020). Liukoisen epäorgaanisen typen pitoisuus ehtyi kuitenkin keskimääräistä nopeammin (liite 1), kuten alueella on huomattu myös aiempina vuosina (Vahtera ym. 2018, Vahtera ym. 2020). Vantaanjoen typen kuormitus merialueelle oli vuonna 2020 2000-luvun keskiarvon tasolla noin 1300 tonnia/vuosi, samoin kuin vuonna 2019.

Liukoisen fosfaatin pitoisuudet ovat suurimpia talvisin (Liite 1), ja pohjan sedimentistä lähtöisin olevan sisäisen fosforikuormituksen vaikutus näkyy kesimääräisen pitoisuuden kasvuna loppukesästä, etenkin sisäsaariston havaintoasemilla, jossa pintaveden ja pohjan yhteys on läheinen eikä vesi kerrostu voimakkaasti. Liukoisen fosfaatin pitoisuuksissa on enemmän vaihtelua verrattuna liukoisen typen pitoisuuksiin, ilmentäen fosforin parempaa saatavuutta kasviplanktonlevien kasvun vaatimusten suhteen. Tuottavan kauden aikana (maaliskuu-lokakuu) suuri osa liukoisista ravinteista sidotaan partikkelimaiseen muotoon kasviplanktonlevien ja bakteerien toimesta eri eliöryhmien vaatimien ravinnesuhteiden mukaan. Mikäli valon määrä ei rajoita levien kasvua on kasviplanktonin perustuotanto ja biomassan muodostus ravinteiden osalta pääosin typpiravinteiden rajoittamaa (kts. kappale 6.7) (Tamminen ja Andersen 2007, Vahtera ym. 2016, Vahtera ym. 2020), myös osittain tästä syystä liukoista fosfaattia kertyy kasvukauden mittaan vesipatsaaseen.

Ulkosaariston liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat vuosien 2020 ja 2021 ensimmäisten kuukausien aikana pääosin keskimääräisellä tasolla, tai sitä hieman pienemmät. Kesällä ja loppuvuodesta tehtiin useita havaintoja keskimääräistä suuremmista pitoisuuksista (liite 1). Vuoden 2020 liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat pienemmät kuin vuonna 2021 ulkosaariston alueella. Sisäsaariston vesimuodostumien seuranta-asemilla liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat pääosin keskimääräisellä tasolla, vaihdellen kuitenkin suhteellisen paljon. Poikkeuksena tästä säännöstä Kruunuvuorenselän seuranta-asemilla havaittiin keskimääräistä selvästi suurempia pitoisuuksia kesällä ja alkusyksystä sekä vuonna 2020 että 2021. Vuonna 2020 havaittiin myös Sipoon saariston, Villingin ja Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostumien seuranta-asemilla yksittäisiä korkeita liukoisen fosfaatin pitoisuuksia (liite 1).

Sameus

Veden sameus tarkkailualueella vaihtelee kausiluontoisesti, riippuen vedessä keijuvien levien, resuspension aiheuttaman veden samentumisen sekä jokivesien mukanaan kuljettaman kiintoaineksen määristä. Vesi on ulkosaaristossa tyypillisesti sameimmillaan keväällä ja loppukesästä, jolloin levämäärät vedessä ovat suurimmat. Lähempänä rannikkoa veden sameus vaihtelee huomattavasti enemmän. Matalilla alueilla tuulen ja vesialueen liikennekäytön aiheuttama pohjan kiintoaineksen resuspensio aiheuttaa veden samentumista. Vettä samentavat matalilla alueilla myös laivaliikenne, vesirakentaminen sekä ruoppaukset, hieman syvemmällä ruoppausaineksen läjitys.

Vuosien 2014–2019 tapaan pintaveden sameus vaihteli suhteellisen paljon, etenkin rannikonläheisemmillä asemilla (Vahtera ym. 2016, Vahtera ym. 2018, Vahtera ym. 2020), mikä näkyy suurina keskiarvojen luottamusväleinä (liite 1). Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että veden samentumista aiheuttavat tekijät ovat hetkellisiä ja vesi kirkastuu myös sameamman jakson jälkeen

suhteellisen nopeasti (näytteenottofrekvenssi, joka on noin 4 viikkoa ei riitä dokumentoimaan vaihettumia). Pintaveden sameus oli pääosin keskimääräisellä tai sitä hieman alhaisemmalla tasolla, joitakin poikkeuksellisen korkeita havaintoja lukuun ottamatta, samaan tapaan vuosien 2018 ja 2019 kanssa (Vahtera ym. 2020). Suurimmat pintaveden sameuden poikkeamat havaittiin Seurasaaren vesimuodostuman alueella vuonna 2020, jolloin alueelle laskettiin uutta paineviemäriä sekä Kruunuvuoren alueella helmikuussa 2020 sekä huhtikuussa ja lokakuussa vuonna 2021. Vantaanjoen kiintoainekuormitus oli todennäköisesti poikkeuksellisen suurta helmikuussa 2020, jolloin virtaama oli suurta (kts. kappale 3), virtaamat olivat myös suuria huhtikuussa ja lokakuussa 2021, vaikkakin kiintoainekuormitus oli vain murto-osan siitä mitä sen oli helmikuussa 2020.

Kerrostuneisuus

Veden kerrostuneisuus muodostuu Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumien alueilla pintaveden lämmetessä keväällä. Kerrostuneisuus on täten voimakkaimmillaan heinä- elokuussa (liite 1). Pinta- ja pohjaveden suolaisuuserot säätelevät alueen pidemmän ajan kerrostuneisuuden muutoksia, yhdessä vallitsevien tuulen suuntien kanssa (Liblik ja Lips 2011, 2017, Vahtera 2019). Veden kerrostuneisuuden voimakkuus vaikutta pintaveden ravinnevarantoihin sekä kasviplanktonyhteisön koostumukseen (Lips ym. 2009, Lips ja Lips 2017). Muiden vesimuodostumien alueilla veden kerrostuminen vaihtelee suhteellisen paljon, ollen kuitenkin keskimääräisesti heikkoa ja vesi sekoittuu ajoittain kesälläkin pohjaa myöten Suomenlahden sisäsaariston vesimuodostumien alueella.

Vuosina 2020 ja 2021 vesi oli tavanomaista heikommin kerrostunutta alkuvuodesta, kerrostuen voimakkaasti kesäkuun alussa pintavesien lämmetessä nopeasti molempina vuosina (liite 1). Kerrostuneisuus heikkeni vuonna 2020 nopeasti jo heinäkuussa, pintavesien viiletessä ja kerrostuneisuus oli loppuvuoden ulkosaariston alueella keskimääräistä heikompaa. Vuonna 2021 kerrostuneisuus heikkeni heinä- elokuun vaihteessa, kun pintaveden lämpötila laski voimakkaasti ja ulkosaaristossa kerrostuneisuus oli tämän jälkeen keskimääräistä heikompaa.

Vuonna 2016 ulkosaariston alueella vesi kerrostui normaalia aikaisemmin, mutta kerrostuneisuus heikkeni selvästi elokuussa 2016 ollen kesimääräistä heikompaa suurimman osan loppuvuotta (Vahtera ym. 2018), samaan tapaan vuosien 2020 ja 2021 kanssa. Vuonna 2017 vesi kerrostui ulkosaaristossa heikosti, voimakkuuden ollessa heinä- elokuussa vain noin vajaa puolet pitkän ajan keskiarvojen tasoista (Vahtera ym. 2018). Veden kerrostuneisuuden muutokset vaikuttavat kasviplanktonyhteisön koostumukseen. Veden sekoittuessa tehokkaasti heikkenee syanobakteerien potentiaali muodostaa kukintoja. Vuosina 2016 ja 2018 jolloin veden kerrostuneisuus oli voimakkaampaa ja voimakkaimman kerrostuneisuuden aika ajoittui heinä- elokuulle muodostui alueelle myös voimakkaammat syanobakteerien kukinnot (kts. kappale 5, Vahtera ym. 2018, 2020).

4.2.2. Pohjanläheinen vesi

Lämpötila

Pohjanläheisen veden lämpötila seuranta-alueella kehittyy vuoden mittaan pintaveden lämpötilan tapaan, ollen lämpimintä loppukesästä/alkusyksystä (liite 1). Veden lämpötila syvemmillä alueilla jää kuitenkin useita asteita pintavettä viileämmäksi ja lämpeneminen on hieman hitaampaa

syvemmillä alueilla. Matalimmilla alueilla pinta- ja pohjanläheisen veden lämpötilaero on hyvin pieni.

Pohjanläheisen veden lämpötila oli alkuvuodesta keskimääräistä korkeampi ulkosaariston vesimuodostumien asemilla, etenkin vuonna 2020. Sisäsaariston alueella vuoden 2020 kesäkuussa lämpötilat olivat keskimääräistä suuremmat (liite 1). Alkusyksyn lämpötilat olivat monin paikoin molempina vuosina keskimääräistä alhaisemmat. Keskimääräistä korkeampia pohjanläheisen veden lämpötiloja on havaittu säännönmukaisesti myös vuosina 2016, 2018 ja 2019 (Vahtera ym. 2018, 2020).

Suolaisuus

Pohjanläheisen veden keskimääräinen suolaisuus on suhteellisen vakaa ulkosaariston alueella. Lähempänä rannikkoa kevään jokivaluntahuippu näkyy pintaveden tapaan matalampana suolaisuutena alkuvuodesta (liite 1). Pohjanläheisen veden suolaisuuden vaihtelu oli vuosina 2020 ja 2021 huomattavaa ulkosaaristossa, etenkin kesäkuukausina ja alkuvuoden pintaveden suolapitoisuus oli pintaveden suolapitoisuuden tasolla. Sisäsaariston vesimuodostumien suolaisuus oli alkuvuodesta pääosin keskimääräistä suurempi, ollen samantapainen pintaveden suolaisuuden vaihtelun kanssa. Pienet pinta- ja pohjanläheisen veden suolapitoisuuserot johtivat vuosina 2020 ja 2021 vesipatsaan tavanomaista heikompaan kerrostumiseen alkuvuodesta. Vuonna 2019 kerrostuneisuusolot ja pinta- ja pohjanläheisenveden suolaisuuserot olivat vuosien 2020 ja 2021 kaltaisia, kun taas vuosina 2016 ja 2018 voimakkaampi suolaisuusero pinta- ja pohjaveden välillä johti voimakkaampaan kerrostuneisuuteen ja korkeampiin liuoksen fosfaatin pitoisuuksiin alueen vesipatsaassa (Vahtera ym. 2018, 2020).

Ravinnepitoisuudet

Kokonaistypen pitoisuudet ovat suhteellisen vakaat ja vaihtelevat ulkosaariston pohjanläheisessä vedessä noin 375 ja 425 µg/l välillä (liite 1). Sisäsaariston vesimuodostumien alueella pitoisuudet vaihtelevat enemmän ollen korkeimmillaan talvella. Poiketen vuosista 2014–2017 pohjanläheisen veden kokonaistypen pitoisuudet olivat paikoitellen tavanomaista suuremmat, etenkin vuonna 2020, vuoden 2018 tapaan (Vahtera ym. 2020). Vaihtelu aineistossa oli kuitenkin suhteellisen suurta ja Seurasaaren, Suvisaaristo-Lauttasaari ja Kruunuvuoren vesimuodostumien havaintoasemilla kokonaistypen pitoisuudet olivat pääosin keskimääräistä pienemmät, vuosien 2018 ja 2019 tapaan (Vahtera ym. 2020).

Kokonaisfosforin pitoisuudet ovat pohjanläheisessä vedessä suhteellisen vakaat tai kasvavat loppukesästä, etenkin Seurasaaren vesimuodostuman havaintoasemilla (liite 1). Kokonaisfosforin pitoisuuden kasvaminen indikoi fosforin sisäistä kuormitusta ja sedimentin fosforin sitomiskyvyn heikkenemistä, mikä johtuu suuresta orgaanisen aineksen kuormasta hapen kulumisesta sedimentissä ja pohjan yläpuolisessa vedessä. Kokonaisfosforin pitoisuuksissa ilmeni vuosina 2020 ja 2021 suurehkoa vaihtelua, kuten oli myös havaittu edeltävinä vuosina 2014–2019 (Vahtera ym. 2016, 2020), pitoisuudet eivät olleet selvästi suurempia loppukesästä kuten vuosina 2018 ja 2019 havaittiin (Vahtera ym. 2020). Indikoiden sedimentistä vapautuvan fosforin ja Suomenlahden ulapalta rannikkoa kohden työntyvän suolaisemman ja ravinteikkaamman veden vaikutusten alueella olleen edellisvuosia pienemmät vuosina 2020 ja 2021.

Liukoisen epäorgaanisen typen pitoisuudet pohjanläheisessä vedessä laskevat tyypillisesti alle analyyttisen määritysrajan viimeistään toukokuun aikana, lukuun ottamatta ulkosaariston Hel-

sinki-Porkkala ja Porvoo-Helsinki sekä Kruunuvuoren vesimuodostumia (liite 1). Näiden vesimuodostumien pohjanläheiseen veteen jää yleensä liukoisessa muodossa olevia ravinteita veden kerrostumisen jälkeen. Kruunuvuoren vesimuodostuman osalta vantaanjoen mukanaan tuoma kuormitus ylläpitää korkeampia liukoisen epäorgaanisen typen pitoisuuksia. Poiketen vuosista 2016 ja 2017 (Vahtera ym. 2018), mutta vuosien 2018 ja 2019 tapaan (Vahtera ym. 2020), liukoisen typen pitoisuudet eivät pääosin laskeneet alle analyyttisen määritysrajan ulkosaariston alueella. Pitoisuudet olivat pääosin keskimääräistä tasoa suuremmat vuonna 2020 ja pienemmät vuonna 2021 (liite 1). Sisäsaariston vesimuodostumien havaintoasemilla liukoisen typen pitoisuudet olivat pääosin keskimäärisellä tai sitä pienemmällä tasolla, joitakin yksittäisiä havaintoja lukuun ottamatta (liite 1).

Liukoinen fosfaatti käyttäytyy kokonaisfosforin tapaan ulkosaariston pohjanläheisessä vedessä pitoisuuksien ollessa myös hyvin lähellä toisiaan. Suurin osa fosforiravinteesta syvemmissä rannikkovesissä on liukoisessa muodossa. Lähempänä rannikkoa, matalilla alueilla liukoisen fosfaatin pitoisuudet laskevat voimakkaasti alkukesään saakka, jonka jälkeen pitoisuudet taas kasvavat (liite 1). Liukoisen fosfaatin pitoisuudet vaihtelivat kaikkien vesimuodostumien kohdalla suhteellisen paljon vuosina 2020 ja 2021, edeltävien vuosien tapaan (Vahtera ym. 2020). Liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat heikosti kerrostuneen alkuvuoden aikana matalat, kasvaen nopeasti veden kerrostuneisuuden kasvaessa kesällä, molempina tarkasteluvuosina. Fosforin sisäinen kuormitus vaikuttaa olevan ongelma monien vesimuodostumien alueella. Sama ilmiö on ollut havaittavissa edellisten kaksivuotisyhteenvetoraporttien yhteydessä (Vahtera ym. 2018, 2020). Fosforin sisäisen kuormituksen on todettu olevan pääkaupunkiseudun merialueella suhteellisen yleistä, mutta keskittyen sedimentin akkumulaatioalueille (Vahtera ja Lukkari 2015).

Sameus

Pohjanläheisen veden sameus on tyypillisesti pientä ja suhteellisen vakaa ulkosaariston alueella. Lähempänä rannikkoa vesi samenee kesällä orgaanisen aineksen määrän lisääntyessä ja kirkastuu uudestaan talveksi (liite 1). Ulkosaaristossa pohjanläheisen veden sameus oli pääosin keskimääräisellä tasolla tai sitä matalampi vuonna 2021 ja keskimääräisellä tasolla tai sitä suurempi vuonna 2020. Sisäsaariston veden sameus vaihteli suhteellisen paljon, ollen kuitenkin keskimääräistä hieman alhaisempi suurimman osan vuotta Seurasaari, Kruunuvuori ja Villinki vesimuodostumien havaintoasemilla. Suvisaaristo-Lauttasaari ja Sipoon saaristo vesimuodostumien havaintoasemien pohjanläheisen veden sameus oli paikoitellen suurta suhteessa keskimääräiseen alueiden pohjanläheisen veden sameuteen (liite 1). Aiempina vuosina (2014–2019) pohjanläheinen vesi on ollut keskimääristä sameampaa, vaihdellen kuitenkin suhteellisen paljon (Vahtera ym. 2016, 2018, 2020).

Happi

Pohjanläheisen veden happipitoisuus vaihtelee ulkosaariston alueella keskimäärin noin 12 ja 8 mg/l välillä, johtuen osittain veden lämpötilan muutoksista, joka vaikuttaa hapen liukenemiseen meriveteen. Sisäsaaristossa kevään levätuotantohuipun aikana matalissa vesissä pohjanläheisen veden happipitoisuus kasvaa noin 14 mg/l (liite 1). Kesällä hajoava orgaaninen aines kuluttaa happea pohjanläheisessä vedessä ja hapen pitoisuus voi laskea alle vähähappisen rajan (2 mg/l) paikallisesti. Suurin osa seuranta-asemista sijaitsee alueilla, joissa vähähappisuutta tai hapettomuutta ei muodostu (Vahtera ja Lukkari 2015).

Vuosina 2020 ja 2021 seuranta-alueella ei havaittu hyvin vähähappisia vesiä (< 2 mg/l) kerätyissä seurantaohjelman rutiininäytteissä (Liite 1), lukuun ottamatta yhtä yksittäistä havaintoa,

jossa hapen pitoisuus oli lähellä 0 mg/l Laajalahdella heinäkuun alussa vuonna 2021. Keskimääräräistä selvästi matalampia pitoisuuksia mitattiin Helsinki-Porkkala, Seurasaari, Suvisaaristo-Lauttasaari ja Sipoon saaristo vesimuodostuminen alueella heinä-, elo-, syys- ja marraskuussa (liite 1). Edellisinä vuosina (2016–2019) selvästi keskimääräistä alhaisempia happipitoisuuksia mitattiin vain Porvoo-Helsinki, Helsinki-Porkkala ja Sipoon saariston vesimuodostumine havaintoasemilla elo- ja lokakuussa (Vahtera ym. 2018, 2020).

Alueen itäosissa sijaitsevien Sipoon saariston ja Porvoo-Helsinki vesimuodostumien alueella on sedimentin akkumulaatioalueita, joilla pohjanläheisen veden happipitoisuus toistuvasti laskee alhaiseksi loppukesästä (Rantataro 1992, Vahtera ja Lukkari 2015). Pohjanläheisen veden happipitoisuus mitataan seurantaohjelmassa noin 1 m etäisyydeltä pohjasta, tarkemmissa mittauksissa on huomattu, että tätä lähempänä pohjaa hapen pitoisuus laskee usein hyvin voimakkaasti (Vahtera ja Lukkari 2015). Aivan pohjanläheisen veden happipitoisuus saattaa täten paikoin olla niin matala, että se haittaa pohjaeläinten esiintymistä alueella. Helsinki-Porkkala vesimuodostuman alueelle johdetaan puhdistettuja jätevesiä, alue on pääosin vesisyvyydeltään paljon matalampi, verrattuna Porvoo-Helsinki vesimuodostuman osaan, joka kuuluu yhteistarkkailun puitteisiin. Helsinki-Porkkala vesimuodostuman alueella on yksittäisiä pienempiä sedimentin akkumulaatioalueita, pohjanläheisen veden hapen kulutukseen vaikuttaa kuitenkin todennäköisesti myös alueelle johdettava orgaanisen aineksen kuormitus. Seurasaari vesimuodostuman alue on voimakkaasti rehevöitynyt ja veden vaihtuvuus on heikkoa, mikä voi poikkeuksellisen lämpiminä kesinä johtaa matalissakin vesissä vähähappisuuteen.

4.3. Puhdistettujen jätevesien vaikutus veden fysikaalis-kemialliseen ja hygieeniseen laatuun

4.3.1. Vuoden 2020 ja 2021 poikkeukselliset havainnot Katajaluodon ja Knaperskärin havaintoasemilla (Helsinki-Porkkala vesimuodostuma)

Helsingin Seudun Ympäristöpalveluiden puhdistettujen jätevesien tarkkailu on toteutettu esittämällä Helsinki-Porkkala vesimuodostuman pintaveden pitkän ajan aineiston (2000–2019) mediaani, 5, 25, 75 ja 95 prosenttipisteet, joita vasten vuosien 2020 ja 2021 asemien 125 (Katajaluoto) ja 147 (Knaperskär) havaintoja verrataan suoraan. Prosenttipisteet ilmaisevat sen rajan aineistossa, jonka ulkopuolelle tietty prosenttiosuus aineiston havainnoista jää. Esimerkiksi 5 % aineiston pienimmistä havainnoista sijaitsee 5. prosenttipisteen janan alapuolella, käänteisesti 5 % aineiston suurimmista havainnoista sijaitsee 95. prosenttipisteen janan yläpuolella. Esittämällä aineisto näin, on helppo havaita pitkän ajan aineistosta poikkeavia yksittäisiä havaintoja.

Puhdistettujen jätevesien vaikutusten oletetaan näkyvän ensisijaisesti *E. coli*-bakteerien määrien kasvuna tai suurempana vaihteluna purkualueiden lähistön näyteasemilla. Bakteerimäärät indikoivat jätevesien vaikutusta alueella, jolloin myös mahdollisesti muut, samaan aikaan esiintyvät poikkeamat aineistossa, voidaan tulkita johtuvan puhdistettujen jätevesien johtamisesta alueelle. Mikäli havainto sijoittuu 5 tai 95 prosenttipisteen ala- tai yläpuolelle, voidaan havaintoa pitää normaalista hyvin poikkeavana ja sille pyritään löytämään tulkinta. Graafisen tarkastelun lisäksi purkualueiden lähistöllä sijaitsevien asemien 39, 57, 125 ja 147 kuukausikeskiarvoja verrataan hydrografialtaan vastaavien asemien 114, 148, 166 ja 181 kuukausikeskiarvoihin. Analyysi tehdään vuosien välisen ja vuoden mittaan tapahtuvan mitattujen suureiden vaihtelu huomioon ottavalla tilastollisella lineaarisella sekamallilla (Pinheiro ym. 2019). Näytteenottovuosi ja -kuukausi ovat mallissa satunnaismuuttujia ja näytepisteen etäisyys puhdistettujen jätevesien purkualueista selittää mitatuissa suureissa potentiaalisesti havaittavia eroja. Etäisyys otetaan huomioon luokittelevana muuttujana, jolla on kaksi tasoa.

Pintaveden lämpötila oli poikkeuksellisen korkea, tai hyvin lähellä sitä asemilla 125 ja 147 kesäkuussa ja lokakuussa 2020 sekä asemalla 147 marraskuussa 2020 (kuva 4.3). Vuoden 2021 aikana pintaveden lämpötilat olivat kauttaaltaan alhaisempia, joskin poikkeuksellisen korkeita lämpötiloja mitattiin kesäkuussa ja heinäkuussa. Pintalämpötilat rannikkomeressä kasvoivat kesäkuussa 2020 poikkeuksellisen korkeiksi tyynen ja lämpimän sään myötä, heinäkuun aikana sää viileni ja tuulen nopeudet kasvoivat niin että pintaveden lämpötila laski nopeasti. Pintalämpötila oli tavanomaista korkeampi myös suuren osaa loka- ja marraskuuta, johtuen vuodenaikaan nähden korkeista ilman lämpötiloista[5]. Vuoden 2021 korkeat pintaveden lämpötilat johtuivat vuoden 2020 tapaan tyynestä ja lämpimästä säästä kesä- ja heinäkuussa (katso kappale 2.2).

Pintaveden suolaisuus oli vuonna 2020 suuri tai poikkeuksellisen suuri maaliskuussa ja huhtikuussa (kuva 4.3), ilmentäen Suomenlahden avomeren vesimassojen vaikutusta rannikkoalueella. Voimakkaat lännen ja lounaan puoleiset tuulet heikensivät todennäköisesti Suomenlahden jokisuistomaista veden kiertoa (Lips ym. 2017, Westerlund ym. 2019), jolloin suolaista vettä on työntynyt pintakerroksessa pidemmälle itään, kasvattaen pintaveden suolaisuutta pääkaupunkiseudun edustalla.

Pintaveden lämpötilan ja suolaisuuden vaihtelut johtuvat alueella luonnollisesta vaihtelusta. Pintaveden lämpötilaan vaikuttavat pääosin auringon säteilyn määrä, ilman lämpötila sekä tuulisuus. Kesällä tuulinen sää sekoittaa tehokkaasti syvempää viileämpää vettä pintakerrokseen mikä myös usein johtaa ravinnepitoisuuksien kasvuun. Suolaisuuden vaihtelut ilmentävät avomeren ja maalta tulevan valuman vaikutusta alueella. Vähäsuolaisemman veden sameus ja typen pitoisuudet ovat usein suuremmat kuin korkeasuolaisemman, jossa liukoisen fosfaatin pitoisuudet yleensä ovat koholla. Lämpötilan ja suolaisuuden vaihteluita eri vuodenaikoina voi käyttää tulkitsemaan muiden parametrien vaihteluita.

Kokonaistypen pitoisuus oli kesäkuussa 2020 poikkeuksellisen suuri sekä asemalla 125 että 147 (kuva 4.3), suuret kokonaistypen pitoisuudet havaittiin samaan aikaan poikkeuksellisen korkeiden lämpötilojen ja matalan suolaisuuden kanssa. Myös kokonaisfosforin ja liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat korkeat kesäkuun lopulla. Verrattuna vuoteen 2021, kokonaisfosforin ja liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat vuonna 2020 kauttaaltaan suuremmat (kuva 4.3).

Vantaanjoen virtaama oli ajanjaksolla suhteellisen pientä, joten pintaveden suolaisuuden lasku johtunee Suomenlahden tyypillisen jokisuistomaisten virtaamakenttien voimistumisesta kesäkuussa. Kesäkuussa Suomen yllä oli pysyvä korkeapaineen alue, jonka myötä tuulet puhalsivat pääosin koillisen ja idän suunnalta (katso kappale 2.2). Idän suunnalta puhaltavat tuulet voimistavat Suomenlahden tyypillistä jokisuistomaista veden kiertoa, työntämällä makeampaa vettä idästä pintaa pitkin ulos Suomenlahdelta. Tämä aiheuttaa kompensaatiovirtauksen syvemmällä, mikä aiheuttaa suolaisemman veden voimakkaamman pohjavirtauksen sisään Suomenlahdelle. Ilmiö voimistaa suolaisuuden pystysuuntaisten erojen aiheuttamaa kerrostuneisuutta kasvattaen pohjanläheisen veden suolaisuutta samaan aikaan pintaveden suolaisuuden laskiessa. Samalla ilmiö voimistaa Suomenlahden itä-länsisuuntaista suolaisuusgradienttia (Elken ym. 2003, Liblik ja Lips 2017).

Jokisuistomaisen veden kierron voimistumisen johdosta korkeat ravinnepitoisuudet kesäkuussa ovat voineet johtua rannikon myötä pintavedessä idän suunnalta kulkeutuneista ravinteista, mutta myös paikallisista lähteistä peräisin olevista ravinteista, jotka voimakkaamman veden pystysuuntaisen kerrostumisen myötä eivät sekoitu niin suureen vesitilavuuteen ja ovat täten helpommin havaittavissa pintavedessä.

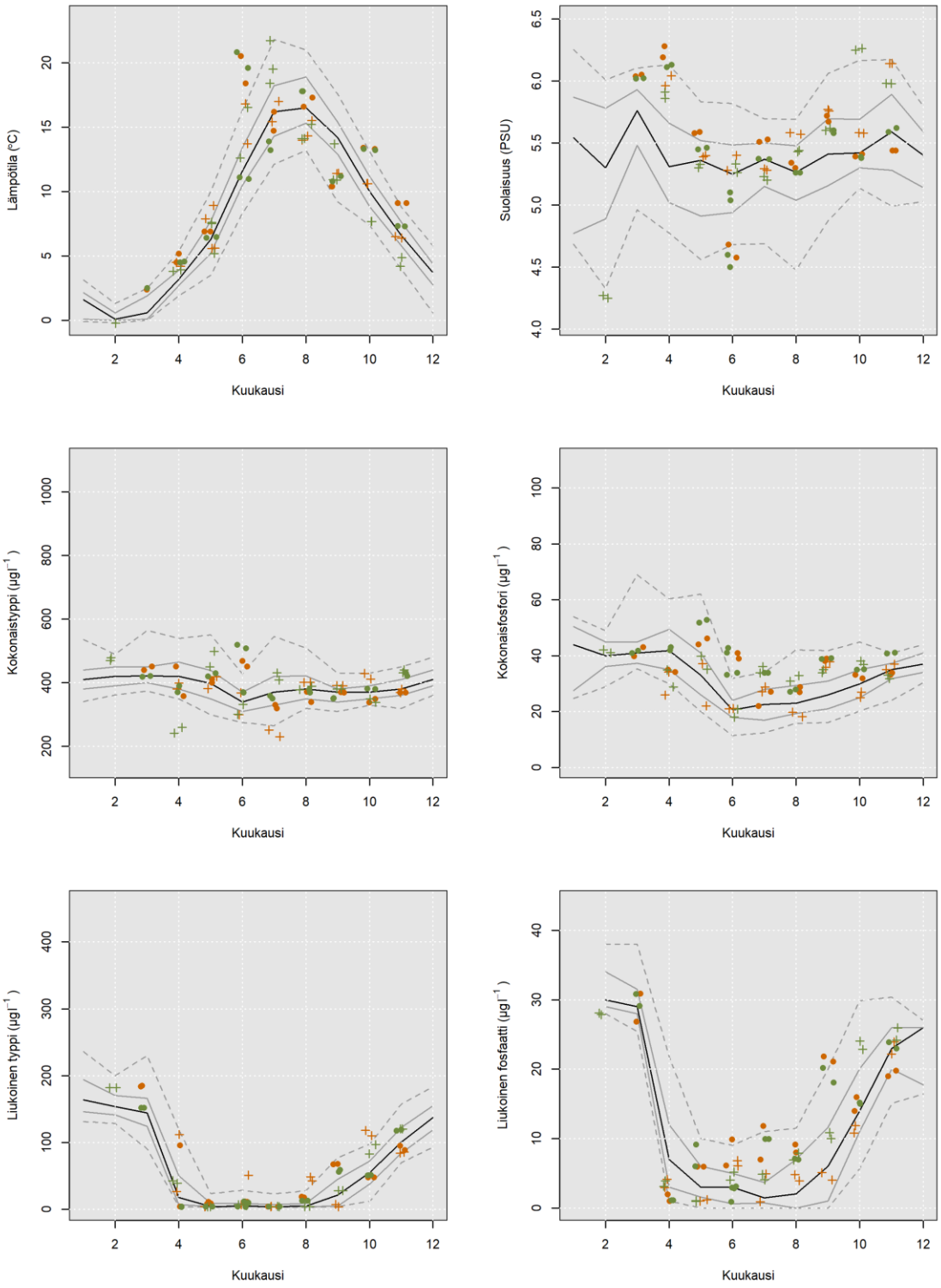
[5] https://www.ilmatieteenlaitos.fi/vuosi-2020 (13.4.2022)

Myös pintaveden sameus oli kesäkuussa 2020 tavanomaista suurempaa (kuva 4.3). Suuri pintaveden sameus on todennäköisesti johtunut suurista levämääristä kesäkuun puolessa välissä ja loppupuolella, jolloin a-klorofyllin pitoisuudet olivat paikoittain poikkeuksellisen suuret (katso kappale 6). Kesäkuun alussa levämäärät ovat yleensä tyypillisesti alueella pienimmillään. Kesäkuun lopulla mitattiin myös tavanomaista suurempia pH-arvoja ja voimakkaampaa pintaveden hapen ylikyllästystä (kuva 4.3), mikä viittaa suureen levätuotantoon alueella. Knaperskärin asemalla (147) mitattiin kesäkuun lopulla ja elokuussa poikkeuksellisen matala hapen kyllästysasteen taso. Pintaveden hapen kyllästysasteeseen vaikuttavat levien perustuotanto sekä keijustoyhteisön respiraatio sekä kaasujen vaihto ilmakehän ja veden välillä. Suurin lyhyen aikavälin vaihtelu johtuu tuotannosta ja respiraatiosta. Pintavedessä ei tavanomaisesti esiinny voimakasta hapen alikyllästyneisyyttä, alhaiset arvot indikoivat voimakasta happea kuluttavan orgaanisen aineksen kuormaa, jonka lähteenä alueella ovat puhdistetut jätevedet. Vuosien 2018 ja 2019 aikana asemilla 125 ja 147 havaittiin myös ajoittain poikkeuksellisen alhaisia hapen kyllästysprosentteja, joille ei löytynyt aineistosta suoraa selitystä (Vahtera ym. 2020).

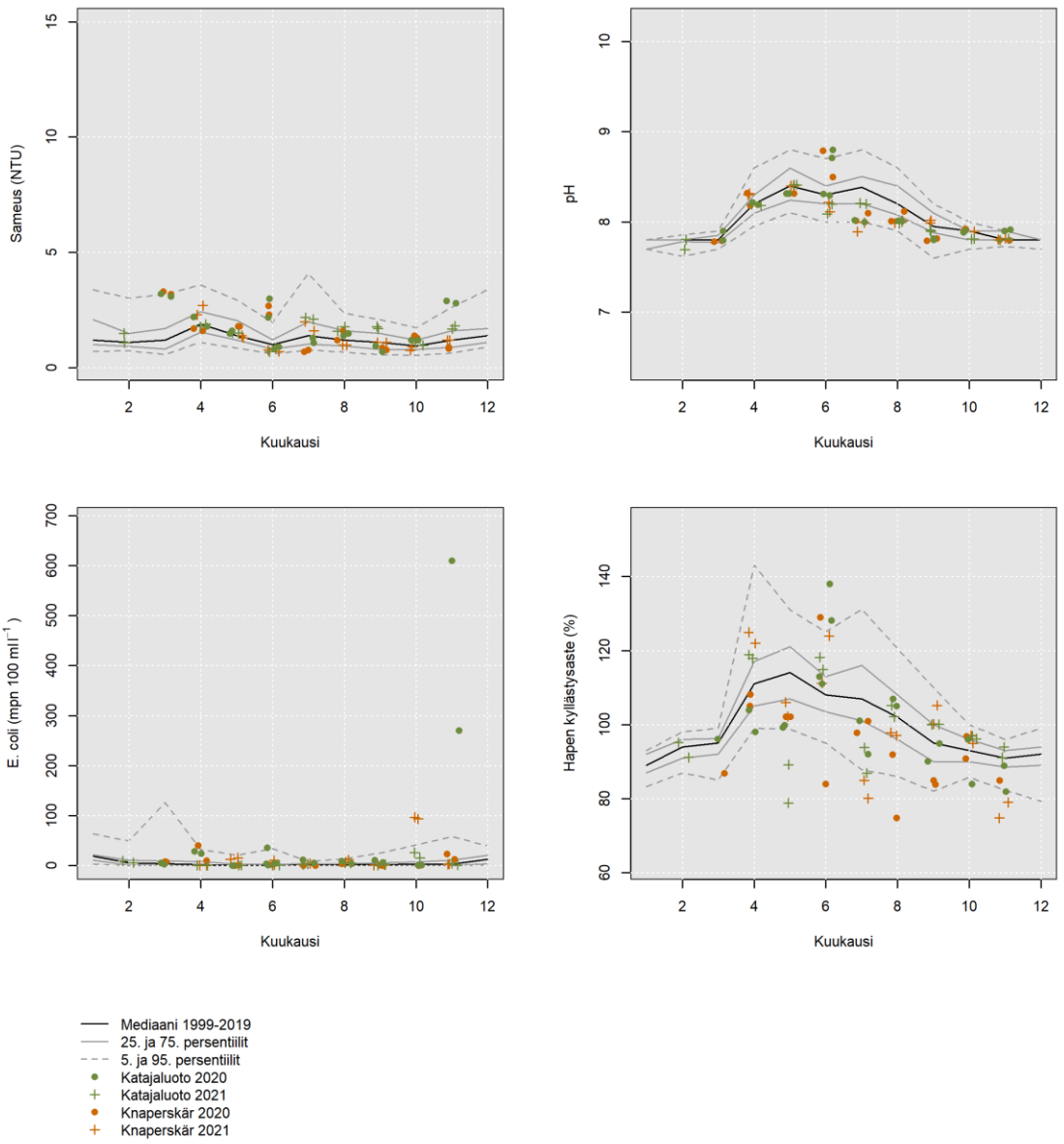
Vuonna 2021 suurimmat poikkeamat tavanomaisesta veden laadusta olivat ajoittaiset poikkeuksellisen pienet kokonaistypen pitoisuudet, suuret liukoisen typen pitoisuudet (asema 147), sekä alhaiset hapen kyllästysasteen tasot (asemat 125 ja 147) (kuva 4.3). Kokonaistypen pitoisuus oli poikkeuksellisen pieni asemalla 125 huhtikuussa ja asemalla 147 heinäkuussa, pitoisuudet olivat molempina ajankohtina noin puolet tavanomaisista pitoisuuksista. Samaan aikaan a-klorofyllin pitoisuus oli suuri (katso kappale 6, Nyman 2022) ja hapen kyllästysaste tavanomaista suurempi (kuva 4.3), viitaten suuren leväbiomassaan ja perustuotantoon. Suuri leväbiomassa korreloi tavanomaisesti suurten kokonaisravinteiden pitoisuuksien kanssa, viitaten mahdollisiin muihin kuin luonnollisiin syihin alhaisten kokonaistypen pitoisuuksien selityksenä.

Toukokuussa Viikinmäen puhdistamon purkutunnelin läheisyydessä (asema 125) havaittiin poikkeuksellisen alhaisia pintaveden hapen kyllästysasteen arvoja, koholla olevien kokonaistypen pitoisuuksien kanssa (kuva 4.3), viitaten mahdollisesti puhdistettujen jätevesien vaikutukseen alueella. Aseman 147 hapen kyllästysaste oli myös poikkeuksellisen pieni heinäkuussa ja marraskuussa, mutta muita viitteitä puhdistettujen jätevesien vaikutuksesta alueella kyseisinä ajankohtina ei havaittu.

Aseman 147 veden laatu vaikuttaa olevan aseman 125 veden laatua heikompi, mitattuna liukoisten ravinteiden ja hapen kyllästysasteen ääriarvoina. Aseman 147 liukoisen typen pitoisuudet olivat vuosina 2020 ja 2021 kolmena ajankohtana suuremmat kuin vertailuaineiston 95. prosenttipiste (kuva 4.3), asemalla 125 95. prosenttipistettä suurempia arvoja ei havaittu liukoisen typen osalta. Liukoisen fosfaatin osalta asemalla 147 tehtiin kolmen näytteenoton yhteydessä havainnot 95. prosenttipistettä suuremmista pitoisuuksista, kun asemalla 125 tällaisia havaintoja oli vain yksi. Hapen kyllästysasteen osalta, 5. prosenttipistettä pienempiä havaintoja tehtiin useita molemmilta asemilta (kuva 4.3). Aseman 125 näytteenottokerroista hapen kyllästysasteen 5. prosenttipisteen raja alittui kaksi kertaa, aseman 147 näytteenottokerroista vastaavasti 5. prosenttipisteen raja alittui neljällä kerralla (kuva 4.3). Alhainen hapen kyllästysaste viittaa alueella mahdollisesti puhdistettujen jätevesien vaikutukseen.



Kuva 4.3. Helsinki-Porkkala vesimuodostuman pintaveden laadun mediaanit (2008–2019), 5, 25, 75 ja 95 prosenttipisteet, sekä 2020 ja 2021 Katajaluodon ja Knaperskärin asemien havainnot.



Kuva 4.3. Jatkoa edelliseltä sivulta.

4.3.2. Veden fysikaalis-kemiallisen ja hygieenisen laadun erot vertailuasemien ja jätevesien vaikutusten alaisena olevien näyteasemien välillä

Puhdistettujen jätevesien vaikutusta testattiin tilastollisesti toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisella sekamallilla (Pinheiro ym. 2019) käyttäen R-ohjelmistoa (R Core Team 2019). Lineaariset sekamallit ovat yleistettyjen lineaaristen mallien laajennuksia. Sekamalleja voidaan käyttää tilanteissa, joissa analysoitava aineisto sisältää jollakin tapaa korreloituneita havaintoja. Sekamalliin lisätään tästä syystä yleistetyn lineaarisen mallin lisäksi satunnaisosa. Mallin satunnaisosa määrittelee vastemuuttujien kovarianssirakenteen ja mahdollistaa täten toisistaan riippuvien ja variansseiltaan eri suuruisten vastemuuttujaryhmien vertailun.

Vaikutuksia testattiin jaottelemalla sarja näytepisteitä jätevesien vaikutuksen alaisena oleviin pisteisiin (Knaperskär 147, Kytön väylä 57, Katajaluoto 125 ja Flathällgrundet 39) ja vaikutusten ulkopuolella oleviin pisteisiin (Länsi-Tonttu 114, Berggrund 148, Pentarn 166 ja Musta-Hevonen 181) (katso kuva 2.1), jotka ovat hydrografialtaan samankaltaisia vaikutuksen alaisina olevien asemien kanssa. Jaottelu tehtiin aiemmin toteutetun mallinnushankkeen tulosten pohjalta (Viitasalo ym. 2012).

Tilastollisella mallilla testattiin määritellyn kahden asemaryhmän pintavedestä (0–5 m) viimeisen 10 vuoden aikana mitattujen suureiden eroavaisuuksia toisistaan. Analyysi tehtiin ottamalla huomioon vuosien välinen sekä vuosien sisäinen kuukausien välinen satunnainen vaihtelu aineistossa, käyttäen näytteenottovuotta ja kuukautta satunnaisvaihtelun lähteenä tilastollisessa mallissa.

Analysointi rajataan pintaveteen koska puhdistetut jätevedet nousevat meren pohjassa sijaitsevasta purkutunnelin aukosta käytännössä suoraan pintaan. Puhdistettujen jätevesien ollessa makeaa vettä on niiden tiheys merivettä huomattavasti pienempi. Tilastollisen mallin mukaan arvioidut keskimääräiset erot analysoiduissa parametreissa ovat esitetty taulukossa 4.3.

Pintaveden lämpötilan erot eivät olleet tilastollisesti merkitsevästi erilaisia jätevesien vaikutusten alaisena olevilla pisteillä, verrattuna vertailuasemien pintalämpötiloihin (taulukko 4.3). Edellisten kaksivuotis yhteenvetoraporttien tulosten mukaan lämpötilassa ei myöskään havaittu tilastollista eroa asemaryhmien välillä (Vahtera ym. 2018, 2020).

Samoin kun edellisten kaksivuotistarkastelujakson tulokset osoittavat (Vahtera ym. 2018, 2020) on pintaveden suolaisuudessa tilastollisesti merkitsevä ero asemaryhmien välillä myös 10 vuoden jaksolla. Pintaveden suolaisuus on hieman korkeampi jäteveden vaikutuksen alaisena olevilla havaintoasemilla (taulukko 4.3). Suolaisuuden ero asemaryhmien välillä viimeisten 10 vuoden aikana on absoluuttisesti hyvin pieni (0,07 PSU) eikä sillä katsota olevan merkitystä alueen kasvi- tai eläinplanktonin esiintymiseen. Vuosien välien keskimääräinen vaihtelu aineistossa (0,16 PSU) sekä vuosien sisällä kuukausien välinen vaihtelu (0,31 PSU) ovat kertaluokkaa suuremmat kuin asemien välinen vaihtelu ja vaikuttavat täten voimakkaammin alueen eliöstöön. Asemaryhmien välinen ero johtuu Suomenlahden luonnollisesta itä-länsisuuntaisesta suolaisuuden vaihettumasta. Jäteveden vaikutuksen alaisina olevat asemat ovat kaikki hieman lännempänä kuin jätevesien vaikutuksen ulkopuolella olevat asemat.

Kokonaistypen pitoisuudet olivat tilastollisesti merkitsevästi suuremmat (8,45 µg/l) purkualueiden vaikutuksen alaisilla pisteillä, myös liukoisen typen pitoisuus oli tilastollisesti merkitsevästi korkeampi (1,15 µg/l) (taulukko 4.3). Korkeammat pitoisuudet purkualueilla ovat absoluuttisesti melko pienet (keskimääräinen kokonaistypen pitoisuus vertailupisteillä: 378 µg/l, kuukausien välinen vaihtelu vuosien sisällä: 39 µg/l), mutta ne ilmentävät mahdollisesti puhdistettujen jätevesien vaikutusta alueella. Edellisten kaksivuotisyhteenvetoraporttien yhteydessä tehtyjen tilastollisten analyysien tulokset olivat saman suuntaiset (Vahtera ym. 2018, 2020).

Samoin kuin edellisen yhteenvetoraportin analyysit indikoivat (vahtera ym. 2020), ei 10-vuotis jaksoa tarkasteltaessa aineistosta löytynyt tilastollisesti merkitsevää eroa asemaryhmien välillä kokonaisfosforin osalta (taulukko 4.3). Liukoisen fosfaatin pitoisuuksien erot (merkitsevästi pienempi pitoisuus puhdistettujen jätevesien vaikutuksen alaisina olevilla asemilla, taulukko 4.3) olivat myös linjassa edellisen tarkastelun kanssa (Vahtera ym. 2020), jolloin pitoisuuksissa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero asemaryhmien välillä. Liukoisen fosfaatin ero oli kuitenkin absoluuttisesti hyvin pieni (0,63 µg/l) verrattuna alueen vuoden sisäiseen kuukausien väliseen aineiston vaihteluun (11,3 µg/l), joten erolla ei todennäköisesti ole juurikaan käytännön tasolla merki-

tystä ja ero johtuu todennäköisesti Suomenlahden itä-länsi sunnassa kulkevasta rehevöityneisyysgradientista (Raateoja ym. 2016). Liukoisten ravinteiden pitoisuuksien on todettu kasvavan lännestä itään siirryttäessä, sekä avomerellä että ulommassa rannikkovyöhykkeessä.

Pintavesi oli jätevesien purkualueella vertailualuetta hieman sameampaa, edellisen tarkastelun tapaan (Vahtera ym. 2020), mutta kokonaisuudessaan ero oli pieni (0,13 NTU yksikköä).

E. coli –bakteerien määrien analysointi muille suureille sovellettujen menetelmien kanssa on aineiston luonne huomioon ottaen haastavaa. Aineisto on voimakkaasti vasemmalle vinoutunut ja aineistossa on suuri määrä nollahavaintoja. Tarkasteltaessa bakteeriaineiston tunnuslukuja voidaan kuitenkin huomata edellisen yhteenvetotarkastelun tapaan (Vahtera ym. 2020), että puhdistettujen jätevesien purkualueilla tehdään useammin havaintoja *E. coli* –bakteereista, ja että bakteerien määrät ovat suuremmat näillä asemilla (taulukko 4.3).

Taulukko 4.3. Tilastollisen toistomittaukset huomioon ottavan sekamallin tulokset, merkitsevyystasona käytetty p-arvoa < 0.05, sekä *E. coli* -aineiston joitakin tunnuslukuja (keskiarvo, 75- ja 95-kvantiilien arvot, maksimiarvo sekä 0-havaintojen suhde kokonaisnäytemäärään) jätevesien vaikutuksen alaisina oleville asemille (JV) ja vertailualueen asemille (VA). Liukoisen typen pitoisuuksille tehtiin logaritmimuunnos ennen analyysiä. Mallin y-akselin leikkauspiste, eli ero vertailuasemiin on liukoisen typen osalta ilmaistu logaritmimuunnettuun aineistoon sovitetun mallin pohjalta, suluissa liukoisen typen pitoisuus takaisin muunnettuna.

	Ero vertailuasemiin	Keskivirhe	Vapausasteet	t-arvo	p-arvo
Lämpötila	0,13	0,08	640	1,68	0,09
Suolaisuus	0,07	0,01	631	5,64	< 0,05
Kokonaistyppi	8,45	3,01	631	2.81	< 0,05
Kokonaisfosfori	0,15	0,33	631	0,47	0,64
Liukoinen typpi	0,14 (1,15)	0,04	630	3,35	< 0,05
Liukoinen fosfaatti	-0,63	0,25	631	-2,51	< 0,05
Sameus	0,13	0,04	631	3,13	< 0,05

	Mediaani		75-kvantiili		95-kvantiili		Maksimi		0-havaintojen suhde	
	JV	VA	JV	VA	JV	VA	JV	VA	JV	VA
E. coli (mpn 100 ml^{-1})	1,5	0	6	0,5	35	3	490	16	29%	69%

E. coli –bakteerien määrät ovat selvästi suurempia jätevesien vaikutuksen alaisuuteen arvioitujen asemien tuloksissa, viitaten siihen, että asemat todellisuudessa ovat ihmisperäisen päästön vaikutuksen alaisena. Sama havainto tehtiin edellisen yhteenvetoraportin tarkasteluissa (Vahtera ym. 2020). Alueella, jossa päästöjen vaikutuksen alaisiksi arvioidut asemat sijaitsevat, ainoat merkittävät bakteerien päästölähteet ovat jätevesien purkutunnelit. Tämä huomio tukee muiden tulosten tulkintaa puhdistettujen jätevesien vaikutuksia arvioitaessa. Puhdistettujen jätevesien ravinnepitoisuudet ovat voimakkaasti typpiravinteiden suhteen rikastuneita, mikä myös näkyy ajoittain suurempina kokonaistypen tai liukoisen typen pitoisuuksina jätevesien vaikutuksen alaisina olevilla asemilla ja samanaikaiset havainnot *E. coli* bakteerien suuremmista määristä tukee oletusta siitä, että nämä alueelliset erot johtuvat jätevesien johtamisesta alueelle.

Fosforiravinteiden pitoisuudet eivät ole eronneet asemaryhmien välillä edellisinä vuosina (Vahtera ym. 2016, 2020), tai erot ovat olleet vastakkaiset (Vahtera ym. 2018), indikoiden luonnollisen vertikaalisen ravinteiden kulkeutumisen samankaltaisuutta alueiden välillä ja luonnollisten syiden merkitystä vaihtelun lähteenä. Mikäli vertikaalinen sekoittuminen tai kumpuaminen eroaisi alueiden välillä selvästi näkyisi se juuri fosforiravinteissa, joita on runsaasti saatavilla kylmem-

mässä pohjanläheisessä vedessä (Vahtera ym. 2005, Zhurbas ym. 2008, Lips ym. 2009). Liukoisen fosfaatin osalta myös Suomenlahden länsi-itä suuntainen rehevöitymisgradientti vaikuttanee tämän analyysin tuloksiin.

Tässä raportissa käytetty tapa analysoida aineisto, yhdistäen 10-vuoden aineistot ja ottaen huomioon vuosien välinen ja vuosien sisäinen kuukausien välinen vaihtelu, lisää hieman tilastollisten testien todistusvoimaa verrattuna vuosien 2016 ja 2017 tuloksia koskevan raportin aineiston käsittelytapaan, jossa tarkasteltiin vain kyseisten vuosien asemaryhmien veden laadun eroja (Vahtera ym. 2018). Kun aineistoa tarkastellaan pidemmällä ajanjaksolla, johtaa se oletettavasti esim. liukoisen fosfaatin erojen tilastollisen merkitsevyyteen. Puhdistetuilla jätevesillä vaikuttaa olevan vaikutus alueen vedenlaatuparametreihin, kohottaen typpipitoisuuksia hieman ja heikentäen veden hygieenistä laatua.

4.4. Espoonlahden veden laatu

Pääkaupunkiseudun yhteistarkkailun puitteissa toteutetaan myös Espoon kaupungin Espoonlahden veden fysikaaliskemiallisen ja hygieenisen laadun tarkkailu yhdeltä näytteenottoasemalta (taulukko 4.1) jolta haetaan näytteet neljä kertaa vuodessa, tammikuussa, huhtikuussa, heinäkuussa ja lokakuussa. Analyysivalikoima on sama kuin merialueen tarkkailun muilla asemilla (taulukko 4.2). Veden laadun keskimääräiset muutokset esitetään kuukausikohtaisina mediaaneina sekä 5, 25, 75 ja 95 prosenttipisteinä pinta- ja pohjanläheiselle vedelle, joita vasten vuosien 2018 ja 2019 yksittäisiä havaintoja verrataan.

Kuukausikohtaiset mediaanit ja prosenttipisteet perustuvat muuta yhteistarkkailua suppeampaan aineistoon. Mediaanit ja prosenttipisteet ovat laskettu käytettävissä olevan aineiston pohjalta, aineisto koostuu havainnoista vuosilta 1998, 2001, 2005, 2007, 2009, 2010, 2011, 2013, 2016–2019. Tästä johtuen prosenttipisteiden arviointi on epävarmaa ja varsinaisia poikkeamia keskimääräisestä veden laadusta vuosien 2020 ja 2021 kohdalla on osittain vaikea arvioida.

Vuoden 2020 ja 2021 seurantanäytteet haettiin ohjelman aikataulun mukaisesti, lukuun ottamatta molempien vuosien huhtikuun näytteitä, jotka haettiin toukokuussa ja vuoden 2021 tammikuun näytettä, joka haettiin helmikuussa.

Espoonlahden veden laadun vaihteluissa näkyy Espoonjoen ja Mankinjoen vaikutukset ja täten veden laadun vaihtelut muistuttavatkin Kruunuvuorenselän vesimuodostuman veden laadun vaihtelua (liite 1), joskin vaihtelun amplitudit ovat hieman pienemmät (kuva 4.4). Pintaveden lämpötila kehittyi pääosin tavanomaisesti, ollen kuitenkin heinäkuussa 2021 poikkeuksellisen suuri, samaan tapaan muiden vesimuodostumien pintaveden lämpötilojen tapaan (Nyman 2022, liite2). Lokakuussa 2020 pintaveden lämpötila oli tavanomaista korkeampi (kuva 4.4.).

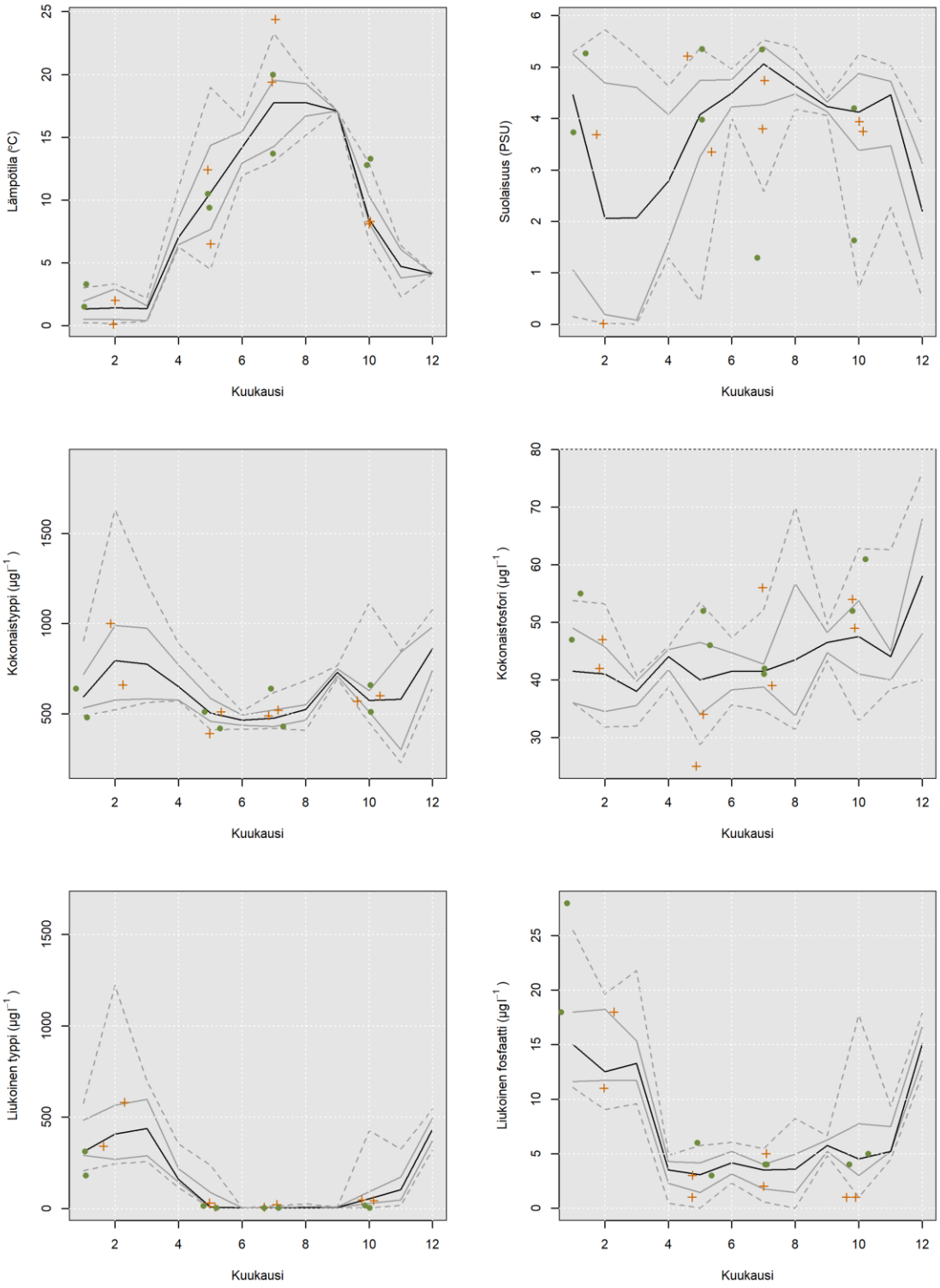
Pintaveden suolaisuus vaihteli alueelle tyypillisesti suhteellisen paljon, ollen heinäkuussa 2020 aivan pintavedessä poikkeuksellisen pieni, 5 m syvyydessä suolaisuus oli korkea (kuva 4.4.). Kuvassa 4.4. esitetään 0 m ja 5 m näytesyvyyksien tulokset, vuonna 2020 suolaisuuden ero pinnan ja 5 m välillä oli vuotta 2021 pääosin suurempi, viitaten voimakkaampaan vesipatsaan kerrostuneisuuteen vuonna 2020, etenkin keskikesällä, jolloin lämpötilaerot olivat myös suuret.

Kokonaisravinnepitoisuudet ovat suhteellisen korkeat ja kokonaisfosforin määrä pintavedessä kasvaa vuoden mittaan, indikoiden alueella mahdollisesti esiintyvää fosforin sisäistä kuormitusta. Alku ja loppuvuodesta 0 m näytteen pitoisuus on 5 m näytteen pitoisuutta suurempi, kun taas keväällä ja kesällä 5 m näytteen pitoisuus on 0 m pitoisuutta suurempi. Liukoisen typen pitoisuudet

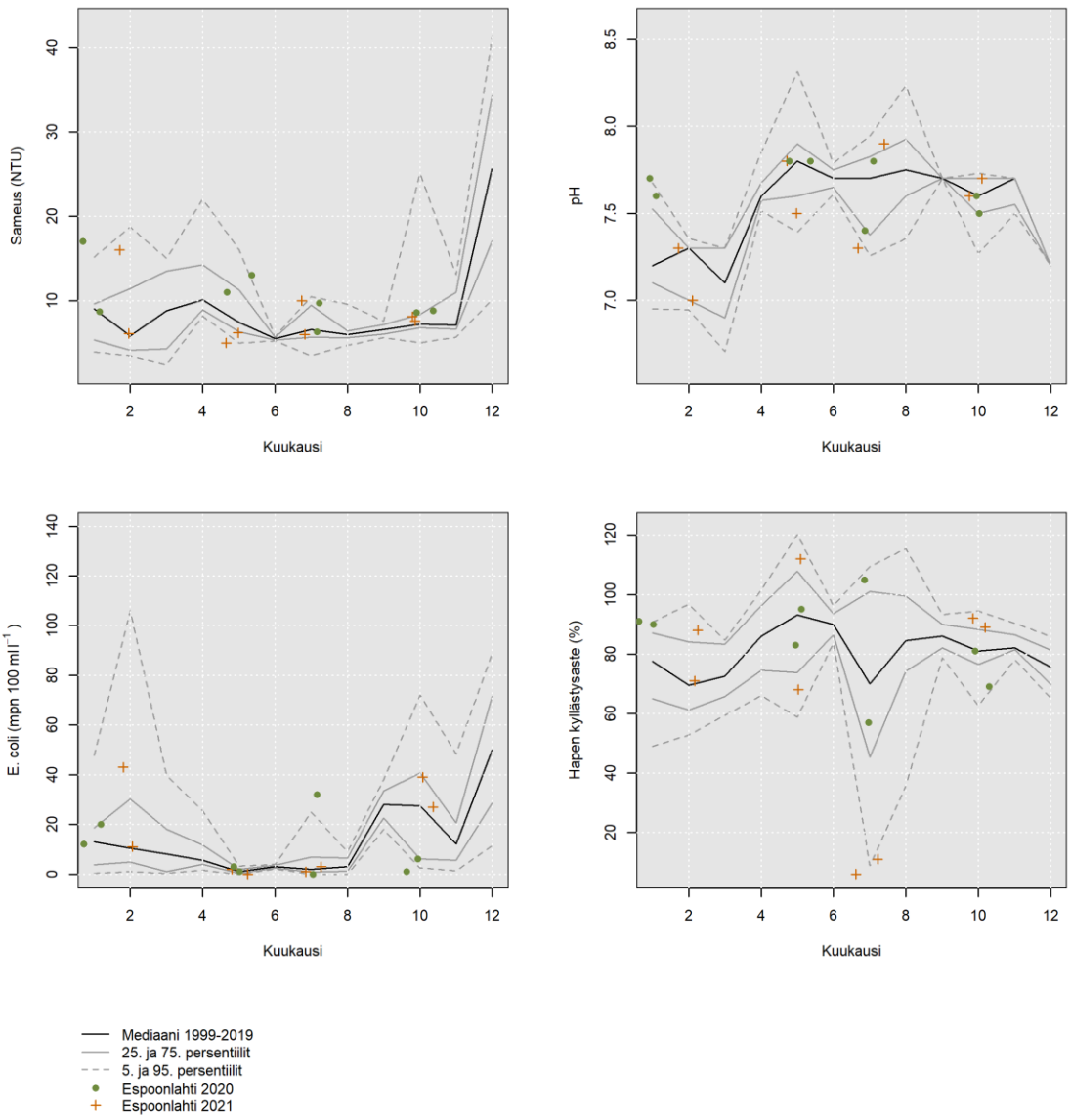
laskevat kesällä tyypillisesti alle analyyttisen määritysrajan, kun taas liukoista fosforia on pintavedessä jonkin verran saatavilla (kuva 4.4), tämä edelleen viittaa sisäisen kuormituksen vaikutukseen alueella. Vuosina 2020 ja 2021 kokonaistypen pitoisuudet olivat pääosin tavanomaiset, joskin toukokuussa 2021 pitoisuus oli poikkeuksellisen pieni ja heinäkuussa 2020 poikkeuksellisen suuri (kuva 4.4). Kokonaisfosforin pitoisuus oli toukokuussa 2020 vuotta 2021 selvästi suurempi, kun taas heinäkuussa 2021 korkean pintalämpötilan ohella myös kokonaisfosforin pitoisuus oli suuri (kuva 4.4). Liukoisen typen pitoisuudet olivat alkuvuoden jälkeen lähellä analyyttistä määritysrajaa ja liukoisen fosfaatin pitoisuus vaihteli tavanomaisen puitteissa, lukuun ottamatta vuoden 2021 lokakuuta, jolloin pitoisuudet olivat tavanomaista pienemmät.

Pintaveden pH:n ja hapen kyllästysasteen tulosten perusteella voidaan päätellä tyypillisen voimakkaan levien kevätkukinnan olevan suhteellisen heikko alueella ja perustuotanto vaikuttaa keskittyvän keskikesään. Sama ilmiö huomataan Kruunuvuorenselän ja myös jossain määrin Seurasaaren vesimuodostumien alueilla, joilla maalta tuleva kuormitus tai liettyneen sedimentin resuspensio aiheuttaa veden samentumista ja heikentää täten etenkin valuntahuippujen aikaan valon läpäisevyyttä vedessä. Vuoden 2021 heinäkuussa havaittiin poikkeuksellisen alhainen hapen kyllästysaste sekä 0 m että 5 m näytteissä (~10 %, kuva 4.4), samaan aikaan pohjanläheisessä vedessä ei ollut happea lainkaan (kuva 4.5).

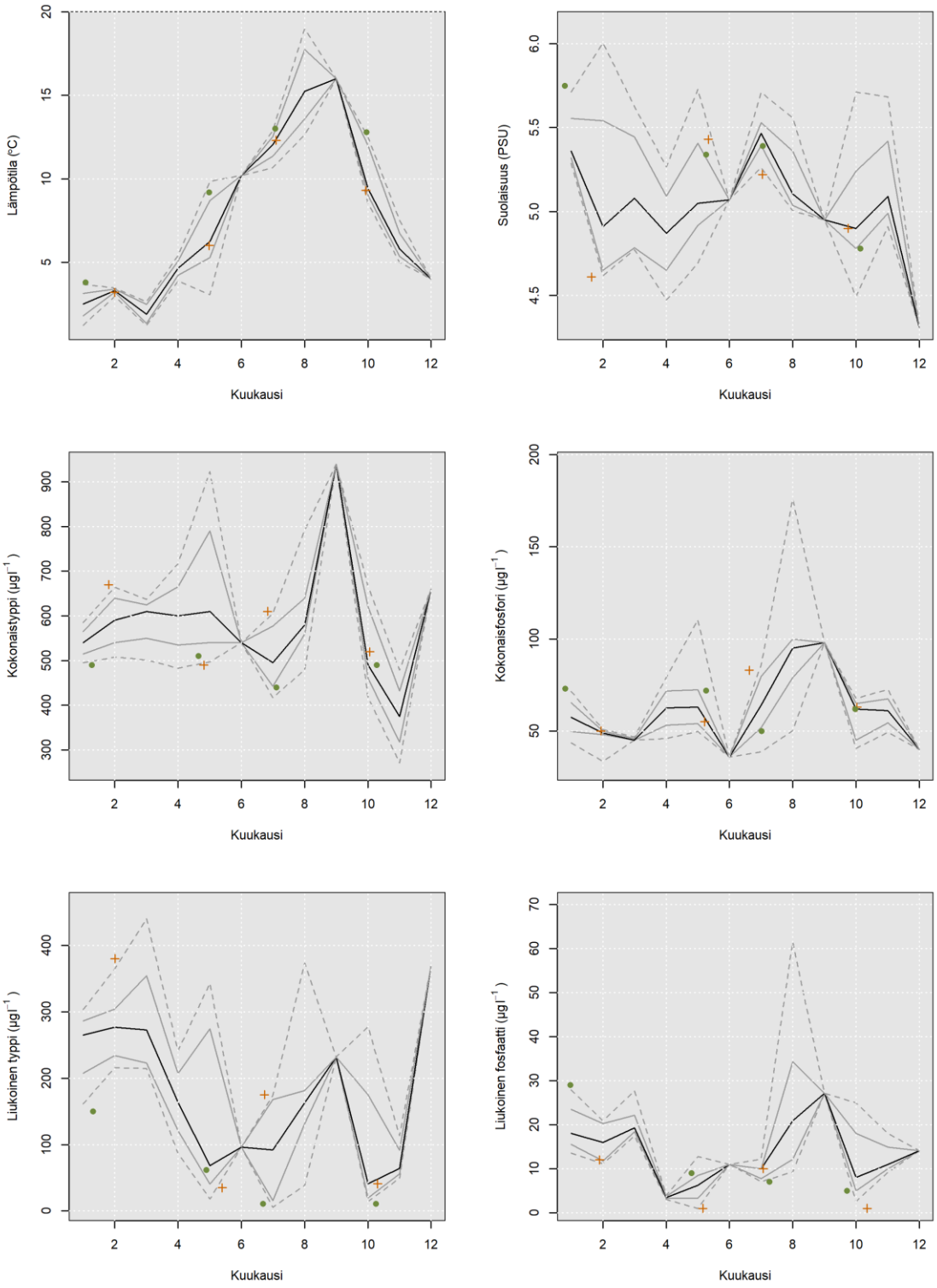
Pohjanläheisen veden happipitoisuus laskee alueella yleensäkin alhaiseksi (kuva 4.5) ja ravinnepitoisuudet pohjanläheisessä vedessä ovat korkeat. Alueella voidaan todeta esiintyvän huomattavaa sisäistä kuormitusta, sekä typen että fosforin suhteen, liukoisten ravinteiden pitoisuudet moninkertaistuvat pohjanläheisessä vedessä loppukesästä suhteessa alkukesään. Vuonna 2021 pohjanläheisen veden happipitoisuus laski liki 0 mg/l, alle 2 mg/l pitoisuuksia pidetään yleisesti voimakkaan happivajeen rajana, jossa tavanomaisen pohjan eliöstön selviytymismahdollisuudet ovat olemattomat. Pohjanläheisen veden laatu oli kauttaaltaan pääosin tavanomaisella tasolla suurimmalla osalla mitatuista vedenlaatuparametrista vuosina 2020 ja 2021. Kokonaisfosforin pitoisuus oli poikkeuksellisen korkea heinäkuussa 2021, matalan hapen pitoisuuden kanssa (kuva 4.5).



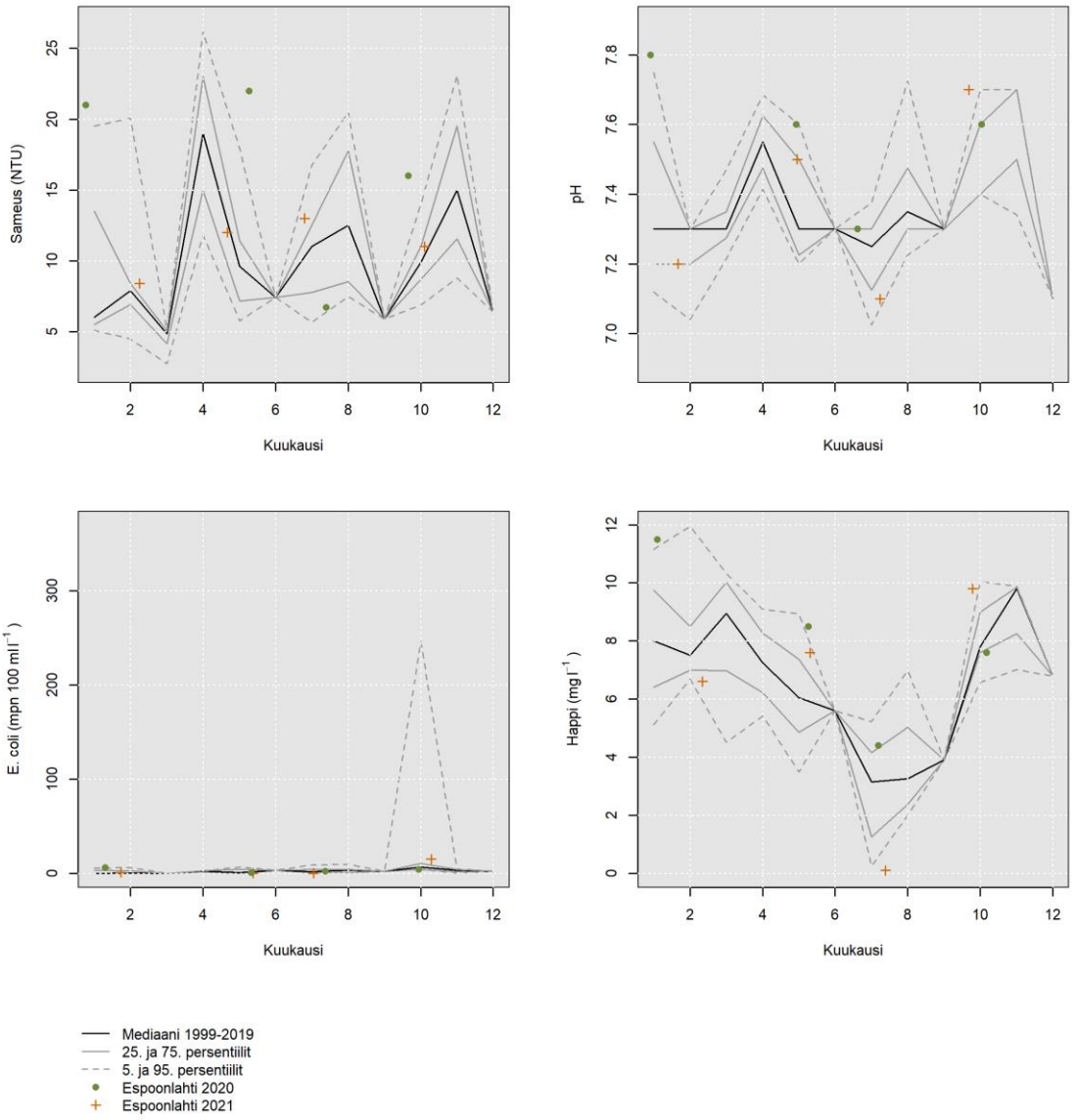
Kuva 4.4. Espoonlahden pintaveden (0 ja 5 m) laadun mediaanit, 5, 25, 75 ja 95 prosentti-pisteet, sekä 2020 ja 2021 havainnot.



Kuva 4.4. Jatkoa edelliseltä sivulta.



Kuva 4.5. Espoonlahden pohjanläheisen veden (13 m) laadun mediaanit, 5, 25, 75 ja 95 pro-sentti-pisteet, sekä 2020 ja 2021 havainnot.



Kuva 4.5. Jatkoa edelliseltä sivulta.

4.5. Yhteenveto

Tarkkailualueen pintavesi oli ennätyslämmintä talvella 2020 ja pintaveden lämpötila kohosi suureksi kesäkuun lopulla. Vesi oli taas tavanomaista lämpimämpää lokakuulta marraskuulle. Vuonna 2021 pintaveden lämpötila oli poikkeuksellisen suuri kesällä, etenkin heinäkuussa. Veden suolapitoisuuden pohjalta arvioituna, avomeren veden laadulla oli tarkkailualueella suhteellisen voimakas vaikutus veden laatuun alkuvuodesta 2020. Kesäkuussa 2020 maalta tuleva valuma on vaikuttanut alueen veden laatuun suhteellisesti enemmän. Vuonna 2021 helmikuussa maalta tuleva valuma on todennäköisesti vaikuttanut tavanomaista enemmän veden laatuun, kun taas huhtikuussa avomeren vettä työntyi laajalti alueelle.

Laajemmassa mittakaavassa ravinnepitoisuudet vaihtelivat alueelle tyypillisesti vuosina 2020–2021, kokonaistypen pitoisuuksien ollessa kuitenkin monin paikoin tavanomaista hieman alhaisemmat, jatkumona havainnoille, joita on tehty jo viimeisen viiden vuoden aikana. Kokonaisfos-

forin pitoisuudet olivat ajoittain tavanomaista suuremmat ulkosaariston ja Sipoon-saariston vesimuodostumissa. Liukoisen typen pitoisuudet ehtyivät pintavedestä vertailuaineistoon nähden hieman aikaisemmin. Ulkosaariston alueella vuoden 2020 liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat keskimärin pienemmät kuin vuoden 2021 pitoisuudet, mutta molempina vuosina kesällä tehtiin loppuvuodesta ajoittain havaintoja tavanomaista suuremmista pitoisuuksista. Pintaveden sameus vaihteli alueille tyypillisesti, suuria pintaveden sameuden poikkeamia havaittiin etenkin Seurasaarenselän ja Kruunuvuorenselän vesimuodostuman alueella. Pohjanläheisen veden happivajetta ei havaittu seuranta-asemilla vuosina 2020–2021, lukuun ottamatta poikkeavaa havaintoa Laajalahdella, jossa veden happipitoisuus oli lähellä 0 mg/l heinäkuun alussa 2021.

Puhdistettujen jätevesien vaikutukset veden laatuun näkyvät purkualueiden lähistöllä ajoittain heikentyneenä veden hygieenisenä laatuna sekä korkeampina kokonais- ja liukoisen typen pitoisuuksina, etenkin Suomenojan puhdistamon purkualueen lähistöllä.

5. Pintaveden fysikaalis-kemiallisen laadun laaja tarkkailu

Emil Nyman ja Matias Scheinin

5.1. Johdanto

Pintaveden fysikaaliskemiallisen laadun laajan tarkkailun tavoitteena on pyrkiä arvioimaan pääkaupunkiseudun merialueelle kohdistuvien monien eri käyttöpaineiden (läjitykset, ruoppaukset, jätevesien johtaminen, jokikuormitus, hulevesikuormitus, alus- ja veneliikenne yms.) yhteisvaikutukset alueen veden laatuun.

Pintaveden fysikaaliskemiallisen laadun laaja tarkkailu toteutetaan liikkuvasta veneestä käsin, hyödyntäen vedenlaatuantureita, jotka mittaavat eri vedenlaatuparametreja useita kertoja minuutissa veneen liikkuessa. Näin pystytään luomaan kattava kuva veden laadun pienen mittakaavan vaihteluista laajallekin alueelle ja suhteuttamaan veden laadun vaihtelu pintaveden laadun luonnolliseen taustavaihteluun. Taustavaihtelun huomioiminen auttaa arvioimaan tarkemmin eri toimien suoria vaikutuksia mitattuihin veden laadun indikaattoreihin tarkkailualueella. Seurannan mittauslinjastoilla pyrittiin kattamaan edustavasti alueella vallitsevat laajemmat ympäristögradientit sekä erilaisten ympäristötyyppien skaalat aina sisäsaaristosta ulkosaaristoon (kuva 5.1).

Laitteisto, jolla näytevesi johdetaan vedenlaatuantureille, on Luode Consulting Oy:n kehittämä (liite 2) ja aineiston käsittelyn toimintamalli Pro Litore ry:n kehittämä. Pro Litore ry:n kehittämä Coastrider-toimintamalli mahdollistaa

1) vesien tilaa keskeisesti kuvaavien indikaattorimuuttujien mittaamisen rinnakkain fysikaalisia olosuhteita kuvaavien muuttujien kanssa sekä

2) kaikissa muuttujissa ilmenevän alueellisen ja ajallisen vaihtelun edustavan kattamisen.

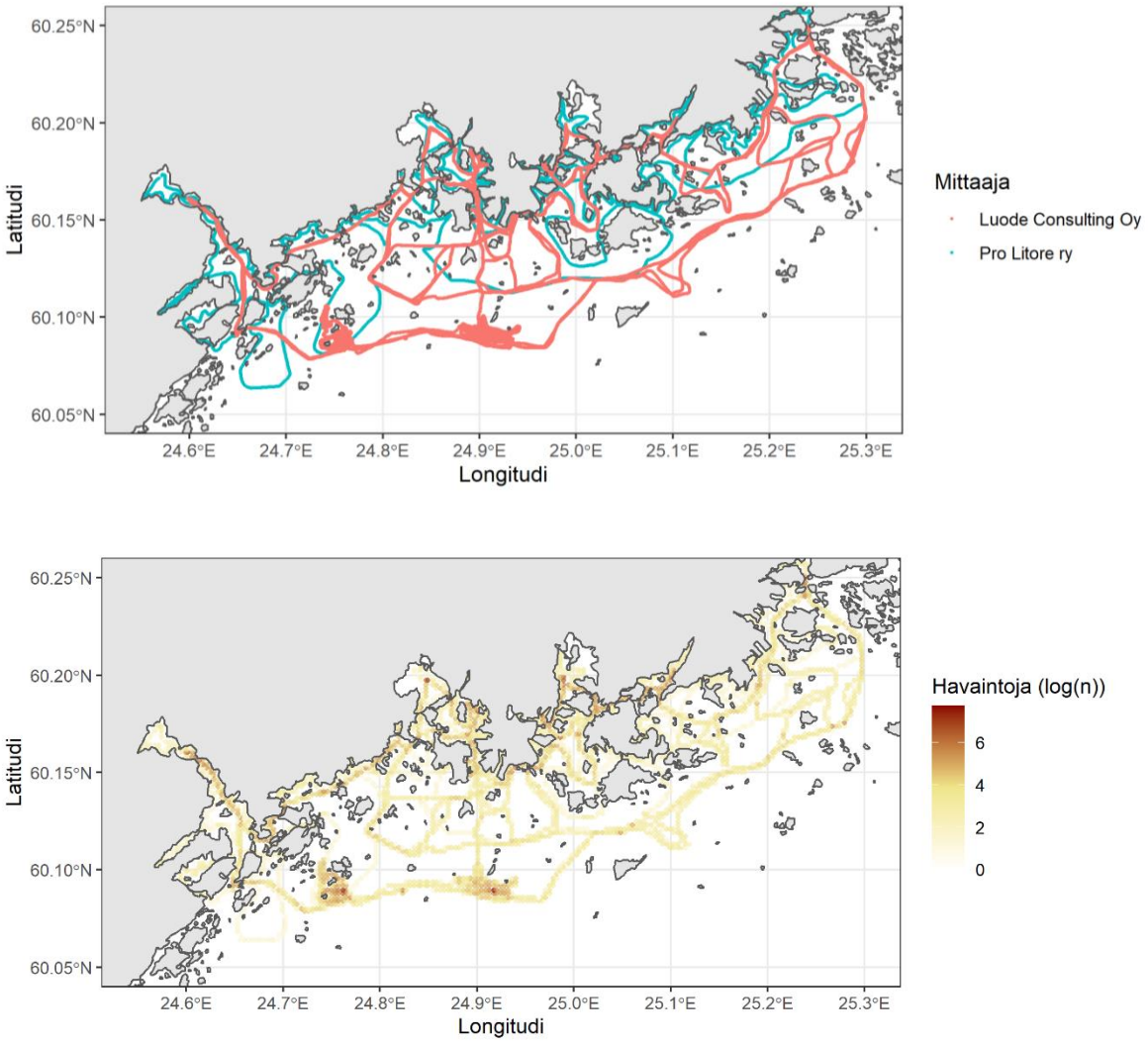
Näin kerätyn empiirisen tiedon avulla kullekin indikaattorimuuttujalle voidaan määrittää eri ympäristöolosuhteille ominaiset, tarkat ja luotettavat viitearvot. Vesien kuormittuneisuutta voidaan tällöin tarkastella poikkeamana viitearvojen muodostamasta normaalitasosta. Menetelmän resoluutio ja kattavuus määräytyvät kerättävän aineiston käyttötarkoituksen mukaan vapaasti skaalautuvasti sekä ajan että paikan suhteen.

Kartoitukset toteutettiin Luoden Consulting Oy:n sekä Pro Litore Ry:n toimesta vuoden 2021 aikana.

5.2. Aineisto ja Menetelmät

Luode Consulting Oy:n ja Pro Litore ry:n mittalaitteistot muistuttavat toisiaan, molemmat järjestelmät ovat Luode Consulting Oy:n rakentamia ja pääasialliset erot ovat vedenlaatuanturien valikoimassa. Vuoden 2021 aikana toteutettiin yhteensä kuusi erillistä kartoituskokonaisuutta, keväällä (19.4.2021), kesällä (19.7.2021), sekä syksyllä (27-29.9.2021), jolloin saman viikon aikana toteutettiin neljä erillistä kartoituskertaa, joista yksi Luode Consulting Oy:n toimesta ja kolme Pro Litore Ry:n toimesta.

Luode Consulting Oy:n laitteistolla tehdyt kolme kartoituskertaa kattoivat alueen laajat ympäristögradientit, mutta ei yksityiskohtaisempia rannikonläheisiä gradientteja (kuva 5.1). Näytevesi johdettiin tutkimusaluksen mittauslaitteistoon 0,5 m syvyydeltä. Luode Consulting Oy:n tutkimusaluksen laitteisto koostuu patentoidusta läpivirtauslaitteistosta sekä YSI EXO2 mittalaitepaketista ja Trios Opus spektrometristä, jolla mitattiin nitraattitypen pitoisuutta ja fluoresoivan liuenneen eloperäisen aineksen (fDOM) määrää. YSI EXO2 mittaa seuraavat parametrit sekunnin välein: lämpötila, johtokyky, sameus, a-klorofylli ja syanobakteerit (fykosyaniini pigmentin fluoresenssi). Kaikkiaan YSI EXO2:lla kerättiin noin 28 000–36 000 havaintoa jokaisesta muuttujasta / mittauskampanja. Tiedot nitraattitypen ja fDOM-määrien vaihteluista kerättiin Opus laitteistolla kaksi kertaa minuutissa, yhteensä mittauksia saatiin noin 900–1 200 paikasta / mittauskampanja. Kaikki mittaustulokset tallennettiin yhdessä aika- ja paikkatiedon kanssa.



Kuva 5.1. Vuoden 2021 mittauslinjastot sekä logaritmimuunnettu havaintofrekvenssi 220*220 m kokoisissa ruuduissa tarkkailualueella.

Pro Litore Ry:n laitteistolla tehtiin kolme kartoituskertaa, jotka ajoittuivat samalle viikolle alkusyksystä Luode Consulting Oy:n tekemän viimeisen mittauslinjaston kanssa. Mittauslinjasto kattoi laajat ympäristögradientit sekä yksityiskohtaiset rannikonläheiset gradientit (kuva 5.1). Jatkuvatoimiset mittaukset toteutettiin avoveneeseen kytkettyyn läpivirtausjärjestelmään liitetyillä sekä veneen kannelle kiinnitetyillä antureilla. Kaikkia mitattavia muuttujia rekisteröitiin yhdessä paikka- ja aikatiedon kanssa viiden sekunnin eli veneen nopeudesta (10–45 km/h) riippuen noin 15-60 metrin välein. Havaintoja kertyi yhteensä 5 678 mittauspisteestä.

Puolen metrin syvyydeltä vettä (29 l/min) keräävään läpivirtausjärjestelmään (Scheinin ja Asmala 2020) liitetyn YSI EXO2-sondin (Xylem Inc., USA) anturit mittasivat vedestä keskeisimpiä tilaindikaattoreita eli liukoisen eloperäisen aineksen määrää, kasviplankton- ja sinileväpigmenttien (a-klorofylli ja fykosyaniini) pitoisuuksia, sameutta, hapen määrää sekä happamuutta. Lisäksi sondissa oli veden lämpötilaa ja suolapitoisuutta mittaava anturi ympäristöolosuhteiden rekisteröintiä varten. Sondiin suorassa yhteydessä oleva EXO Handheld -yksikkö mittasi samalla ilmanpainetta sekä rekisteröi GPS-sijainnin ja -ajan. Lisäksi läpivirtausjärjestelmään kuului veden hiilidioksidipitoisuutta rekisteröivä CO2 Pro CV -anturi (Pro Oceanus Inc., Kanada) ja veden metaanipitoisuutta rekisteröivä Mini CH4-anturi (Pro Oceanus Inc., Kanada). Metaanianturi ei ollut tämän mittauskampanjan aikana käytössä. Veneen targakaarelle asennetuilla antureilla (Onset Computer Corp., USA) mitattiin yhteyttämiselle aallonpituuksiltaan soveltuvan valon (PAR) määrää (S-LIA-M003) sekä ilman lämpötilaa ja kosteutta (S-THB-M002).

Läpivirtausjärjestelmällä toteutettujen mittausten lisäksi kartoitusalueelta kerätiin vesinäytteitä jokaisen kartoituskerran yhteydessä usealta havaintopisteeltä automaattimittausaineiston kalibrointia ja validointia varten. Näytteet otettiin läpivirtausjärjestelmään kuuluvasta hanasta, johon vesi virtaa suoraan mittausantureilta. Vesinäytteet toimitettiin Metropolilab Oy:lle, jossa niistä analysoitiin kiintoaine, sameus, kokonaistypen, kokonaisfosforin, nitraattitypen, liukoisen fosfaatin, orgaanisen hiilen kokonaispitoisuus, liuennen orgaanisen hiilen pitoisuus ja a-klorofyllin pitoisuudet akkreditoitujen menetelmien mukaan.

5.2.1. Viitearvojen ja poikkeamien määrittäminen

Keskeisimpien indikaattorimuuttujien eli a-klorofyllin ja fluoresoivan liukoisen eloperäisen aineksen pitoisuudet sekä sameus suhteutettiin ympäristöolosuhteiden perusteella määritettyyn normaalitasoonsa eli spesifeihin viitearvoihinsa hyödyntämällä koko aineistosta (115 446 havaintoa) tuhat havaintoa kattavaa satunnaisotosta. Näin aineistoa voitiin analysoida yleistetyllä additiivisella regressiomallilla autokorrelaatioita välttäen mutta aineiston edustavuudesta tinkimättä. Malleissa vedenlaatuparametrin vaihtelua selittävinä muuttujina käytettiin veden lämpötilan ja suolapitoisuuden pääefektejä, sekä mittausajankohdan viikkoa luokkamuuttujana (liite 3).

Tämän jälkeen malliyhtälöä sovellettiin koko aineistoon, josta indikaattorimuuttujien havaittujen mittausarvojen poikkeamat vastaavasta mallin ennustamasta arvosta määritettiin muodossa $m_p = m_h – m_e$, jossa m_p on indikaattorimuuttujan arvon poikkeama viitearvostaan, m_h on havaittu indikaattorimuuttujan arvo, ja m_e on mallin ennustama indikaattorimuuttujan arvo eli ympäristöolosuhdekohtainen viitearvo. Poikkeamat standardisoitiin Z-arvoiksi soveltamalla yhtälöä $Z_i = (x_i - \bar{x}) / s$, jossa Z_i kuvaa veden ympäristövakioitua tilaa tietyn indikaattorimuuttujan osalta, x_i on havainnon poikkeama absoluuttisella skaalalla, $\bar{x}$ on kaikkien poikkeamien keskiarvo absoluuttisella skaalalla, ja s on kaikkien poikkeamien keskihajonta absoluuttisella skaalalla.

Tulosten esittämisen selkeyttämiseksi, standardoitujen poikkeamien arvot esitetään kartoilla, jossa aineisto on jaoteltu 220 x 220 m kokoisiin havaintoruutuihin, jotka kattavat seuranta-alueen. Seuranta-alueen ruuduista, joissa oli tehty vedenlaatuhavaintoja, keskimääräinen havaintojen määrä/ruutu oli 40 (minimi: 1, mediaani: 19, maksimi: 2288) (kuva 5.1). Epätasainen havaintojen lukumäärä vaikuttaa jossain määrin tulosten tulkintaan. Veden laadun poikkeaman arviointi on epävarmempaa ruuduissa, joissa havaintojen määrä on hyvin pieni koska niissä ruuduissa ei pystytä arvioimaan vuodenaikaisvaihteluiden vaikutusta poikkeaman pysyvyyteen. Koska aineistoa on myös vain yhdeltä vuodelta ei vuosien välistä vaihtelua luonnollisesti pystytä arvioimaan. Havaintoruutukohtaista viitearvopoikkeamaa kuvataan tarkastelemalla poikkeaman minimi-, mediaani- ja maksimiarvoa, yhdistämällä kaikkien kartoituskertojen aineistot. Näin pystytään osittain myös arvioimaan tarkkailujakson aikana tapahtuvaa havaintoruutukohtaista ajallista veden laadun poikkeaman vaihtelua, niiden havaintoruutujen osalta, joissa on tehty havaintoja usealla eri tarkkailukerralla. Tämän raportin yhteydessä esitettävässä aineistossa ei vielä kaikista havaintoruuduista ole aineistoa useammalta vuodenajalta, joten tulosten tulkinnassa tämä tulee huomioida. Jatkossa, aineiston karttuessa, vuodenaikojen välisen vaihtelun arviointi tarkastelemalla havaintoruutukohtaista vaihtelua vankistuu.

5.3. Tulokset ja tulkinta

5.3.1. Vedenlaatuparametrien ajallinen ja tilallinen vaihtelu

Kartoitusten veden laadun tulokset mittauslinjoilla sekä viitearvojen ja poikkeamien laskentaan käytettyjen tilastollisten mallien tulokset esitetään liitteissä 3 ja 4.

Huhtikuun aikana toteutetun ensimmäisen mittauslinjaston aikana pintavesi oli selvästi jo lämmennyt rantavyöhykkeellä, missä lämpötila oli 5–7 astetta avomerta korkeammat ja suolaisuudessa oli havaittavissa jokivirtaamien aiheuttama makean ja suolaisen veden vaihettumat, etenkin Espoonlahdella ja Vanhankaupunginlahdella (liite 2). Huhtikuun aikana mitatut sameus ja fDOM arvot noudattelivat pääosin jokivesien vaikutusalueita, viitaten siihen, että suurin osa liukoisesta orgaanisesta aineksesta alueella on peräisin maalta tulevasta valumasta (liite 2). Lindfors ym. (2021, liite 2) mukaan korkeimmat leväpitoisuudet havaittiin mittausalueen itäosissa. Nitraattipitoisuuksissa erottui Vantaanjoen vaikutukset sekä Suomenojan puhdistamon jätevesien purkupiste merellä. Lievempiä kohonneita nitraattipitoisuuksia havaittiin myös Espoonlahdella ja Kivenlahdella sekä Vuosaaren edustalla.

Heinäkuun aikana toteutetun mittauslinjaston tuloksissa rantavyöhykkeen veden lämpötila oli huhtikuun tulosten tapaan noin 5 astetta avomeren lämpötilaa korkeampi. Laivaliikenteen vaikutuksen alaisena olevan Hernesaaren ympäristössä havaittiin paikallinen lämpötilaminimi pintavedessä (liite 2). Makean veden sekoittumisalueet olivat siirtyneet syvemmälle jokisuistoihin Espoonlahdella ja Vanhankaupunginlahdella. Pintaveden sameus oli koholla pääosin matalilla sisälahdilla, joissa myös mitattiin korkeita leväpitoisuuksia (liite 2). Nitraattipitoisuuksissa erottui ainoastaan Espoon kaupungin jätevesien purkupiste merellä.

Lindfors ym. (2021, liite 2) mukaan syyskuun kierroksella rantavyöhykkeen vesimassat olivat jo jäähtyneet ja olivat kauttaaltaan noin kaksi astetta avomeren lämpötiloja matalammat. Suolapitoisuudessa oli nähtävissä syyssateiden aiheuttamat makeanveden sekoittumisalueet Vantaanjoen jokisuistoalueilla ja Espoonlahdella. Sameusarvot olivat koholla ainoastaan Vanhakaupungin lahdella, mutta sielläkin sameusarvot jäivät mataliksi. Nitraattipitoisuuksissa erottuivat sekä Helsingin että Espoon kaupungin jätevesien purkupisteet merellä sekä Vantaanjoen vaikutukset.

Kohonneita leväpitoisuuksia havaittiin yksittäisinä lauttoina koko mittausalueella, kun taas kohonneita fDOM arvoja nähtiin sekä Espoonlahdella että Vantaanjoen jokisuistoalueilla.

Mitattujen parametrien osalta alueen pääasiallinen kuormitus tulee maalta tulevasta valumasta, raaka-aineistoa tarkasteltaessa pääosin Vantaanjoesta, joka laskee Vanhankaupunginlahdelle ja Espoonjoesta/Mankinjoesta, jotka laskevat Espoonlahteen. Maalta tuleva valuma määrää koko tarkkailualueen mittakaavan veden laadun parametrien vaihtelun, etenkin veden sameuden liuenneen orgaanisen aineksen ja nitraattitypen osalta (liite 2). Nitraattitypen ja osittain myös sameuden osalta pystyttiin kuitenkin myös havaitsemaan paikallisemman tason muutoksia veden laadussa, esim. matalilla lahdilla ja puhdistettujen jätevesien purkutunnelien yhteydessä (liite 2).

Levämäärät, arvioituna a-klorofyllin pitoisuuden kautta, vaihtelevat eri vuodenaikoina eri tavalla. Keväällä levämäärät olivat selvästi suuremmat tarkkailualueen itäreunalta Katajaluodon ympäristöön ulottuvalla makeamman veden alueella. Korkeimmat pitoisuudet havaittiin Vantaanjoen valuman ja meriveden rintama-alueella vyöhykkeellä, joka ulottui idässä Santahaminan ja Villingin eteläpuolelta Pihlajasaaren eteläpuolelle (liite 2). Jokisuistojen rintama-alueet ovat yleisesti alueita, joissa evätuotanto on suurta ravinteikkaan jokiveden sekoittuessa vähemmän sameaan meriveteen (esim. Zhang ym. 2020). Heinäkuussa a-klorofyllin pitoisuuden esiintyminen oli laikukkaampaa, etenkin avomerellä ja välisaaristossa ja korkeimmat pitoisuudet mitattiin sisälahdilla, Laajalahdella, Vanhankaupunginlahdella ja Vartiokylänlahdella (liite 2). Syyskuun lopulla pintaveden a-klorofyllin pitoisuus oli laskenut sisälahdilla, mutta sisäsaaristossa oli havaittavissa voimakkaita pienempiä levälaikkuja. A-klorofyllin pitoisuuden vaihtelun on todettu luonnostaan olevan laikukasta eri mittakaavoilla tarkasteltuna, pienempien laikkujen ollessa säteeltään vain joidenkin kymmenien metrien laajuisia (Kahru ym. 1990, Pavelson ym. 1999, Scheinin ja Asmala 2020).

5.3.2. Vedenlaatuparametrien poikkeama viitearvoistaan

Havaintoruutukohtaista sameuden standardoitua poikkeamaa tarkasteltaessa suurin piirtein samat alueet erottuvat pintaveden sameuden suhteen poikkeavina minimi ja mediaaniarvoja tarkasteltaessa (kuva 5.2). Pintavesi oli viitearvoaan sameampaa Ryssjeholmsfjärdenin, Laajalahden Kruunuvuorenselän, Länsisataman ja Vuosaaren sataman ympäristöissä sekä Melkin selällä.

Samat alueet painottuvat maksimipoikkeamia tarkasteltaessa, joskin sameudeltaan positiivisesti poikkeavat (veden sameus on viitearvoa suurempi) alueet hieman laajenevat (kuva 5.2). Tulokset korostavat tarkkailualueen alusliikenteen vaikutusta veden sameuteen. Laivojen liikennöinti tekee satamien edustan vedestä ympäristötekijät huomioon ottaen viitearvoaan sameammaksi. Veden sameus oli myös viitearvoaan sameampaa matalilla pehmeäpohjaisilla lahdilla, jossa on runsaasti veneliikennettä (esim. Ryssjeholmsfjärden) tai jossa on sekä veneliikennettä että suhteellisen suuri vesipinta-ala, mikä aiheuttaa tehokkaampaa tullen aiheuttamaa turbulenssia, joka voi sekoittaa liettyneitä pintasedimenttejä pintaveteen (esim. Laajalahti). Vartiokylänlahden pintaveden sameus ei poikennut viitearvostaan minimi- tai mediaaniarvoja tarkasteltaessa, vaikka alueella on runsaasti veneliikennettä. Tämä voi johtua lahden pohjukkaan laskevista puroista, jotka hieman laskevat lahden suolaisuutta ja täten myös suurentavat lahden sameuden viitearvoa (vrt. liite 3, kuva 1).

Minimi- ja mediaaniarvoja verrattaessa maksimiarvoihin, Lauttasaaren eteläpuolella korostuu itä-länsi-suunnassa kulkeva mittauslinjasto. Nämä mittaukset on tehty heinäkuussa (kuva 5.1. ja liite 2) ja koska alue korostuu voimakkaammin vain maksimiarvoja tarkasteltaessa, on havaintolaatikkojen sameuden vaihtelu ollut paikallisesti todennäköisesti suurempaa. Tämä voi johtua alueella

mahdollisesti vesipatsaaseen sekoittuneista syanobakteereista, jotka ovat mittauksissa aiheuttaneet suurempaa havaintoruutukohtaista vaihtelua. Syanobakteerit runsastuivat pääkaupunkiseudun merialueella heinäkuun aikana (kts. kappale 6) ja alueella esiintyvien filamenttisten syanobakteerien tiedetään vaikuttavan anturien sameussignaaliin (esim. Groetsch ym. 2014).

Veden sameuden negatiiviset poikkeamat, eli alueet, joilla veden sameus oli viitearvoaan pienempi, eli vesi oli odotettua kirkkaampaa, keskittyivät itäiseen sisä- ja välisaaristoon (kuva 5.2). Veden sameuden positiiviset poikkeamat, eli alueet, joilla pintaveden sameus on viitearvoaan suurempi, keskittyvät pääosin alueille, joilla vesialueen käyttö on suhteellisen intensiivistä (kuva 5.2), kuvastaen suoraa ihmistoiminnan vaikutusta tarkkailualueen veden kirkkauteen. Myös Lokkiluodon läjitysalueen ympäristössä vesi oli viitearvoaan sameampaa, mutta koska vesi oli myös ympäröivällä alueella viitearvoaan sameampaa, ei läjitysten vaikutusta veden sameuteen alueella voida mittauksista suoraan erottaa.

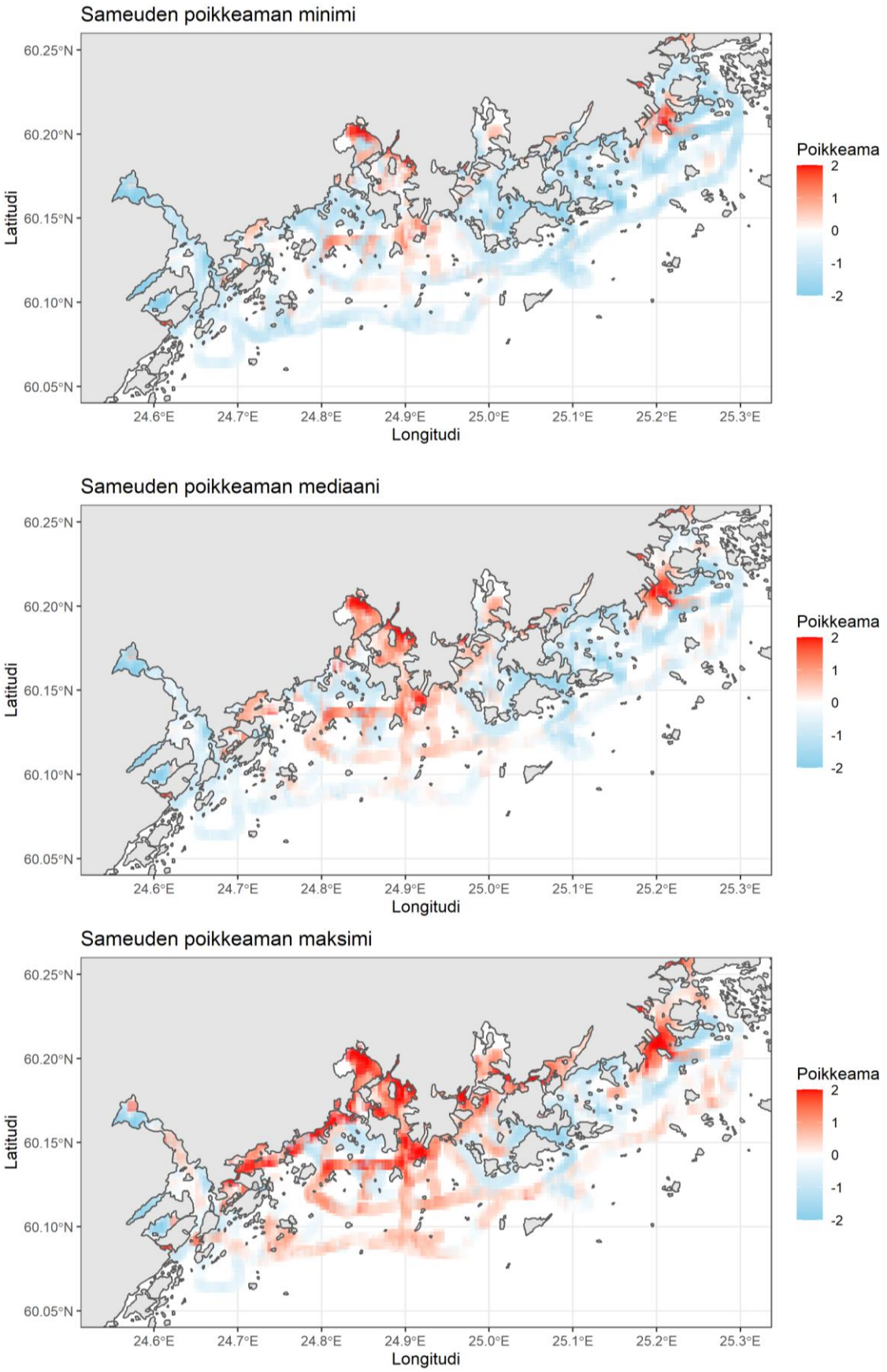
Pintaveden a-klorofyllin pitoisuuksien raakadatan tilallista jakaumaa ja standardoituja poikkeamia tarkasteltaessa, a-klorofyllin esiintymiselle tyypillinen laikuittaisuus korostuu (liite 2, kuva 5.3). Laikuittaisuus on havaittavissa suoraan poikkeaman havaintoruutukohtaisista mediaaneista, mutta se myös korostuu vertailtaessa mediaani- ja maksimiarvoja, joiden tilallisen jakauman välillä on suhteellisen suuri ero. Maksimiarvoja tarkasteltaessa, suurimmalla osaa havaintoruuduista on havaintoja, jotka poikkeavat viitearvosta yli yhden keskihajonnan ja suurella osaa havaintoruuduista poikkeama on kaksi keskihajontaa tai suurempi. Tämä viittaa siihen, että a-klorofyllin laikkujen koko olisi havaintoruudun kokoa pienempi, eli yhden havaintoruudun sisällä olisi tehty toistuvasti havaintoja sekä negatiivisista että positiivisista a-klorofyllin tasojen poikkeamasta. Tyypillisten a-klorofyllilaikkujen on todettu Suomenlahden rannikkomeressä olevan keskimäärin noin 200 m kokoisia (Scheinin ja Asmala 2020).

Alueet, joilla a-klorofyllin pitoisuudet olivat odotettua suurempia, esiintyivät Espoonlahdella, Miessaarenselällä, Seurasaarenselällä ja Lauttasaarensalmessa sekä Helsingin kantakaupungin eteläpuolella aina Katajaluodon ja Harmajan paikkeille (kuva 5.3). Myös Vanhankaupunginlahdella, Villasaarenselällä sekä kauttaaltaan Vuosaaren sataman ympäristössä a-klorofyllin pitoisuudet olivat viitearvoaan suuremmat (kuva 5.3). Viitearvoa selvästi pienempiä pitoisuuksia havaittiin pysyvämmin Espoonlahden eteläosissa sekä Suvisaariston alueella ja osittain myös Laajalahdella (kuva 5.3). Suvisaariston eteläosat kartoitettiin vuonna 2021 vain kerran ja negatiivinen viitearvopoikkeama johtuu osittain todennäköisesti tästä. Toisaalta alueen a-klorofyllin pitoisuus vaikutti olevan pienempää Suvisaariston eteläosissa suhteessa muuhun tarkastelualueeseen, myös raaka-aineistoa tarkasteltaessa (liite 2).

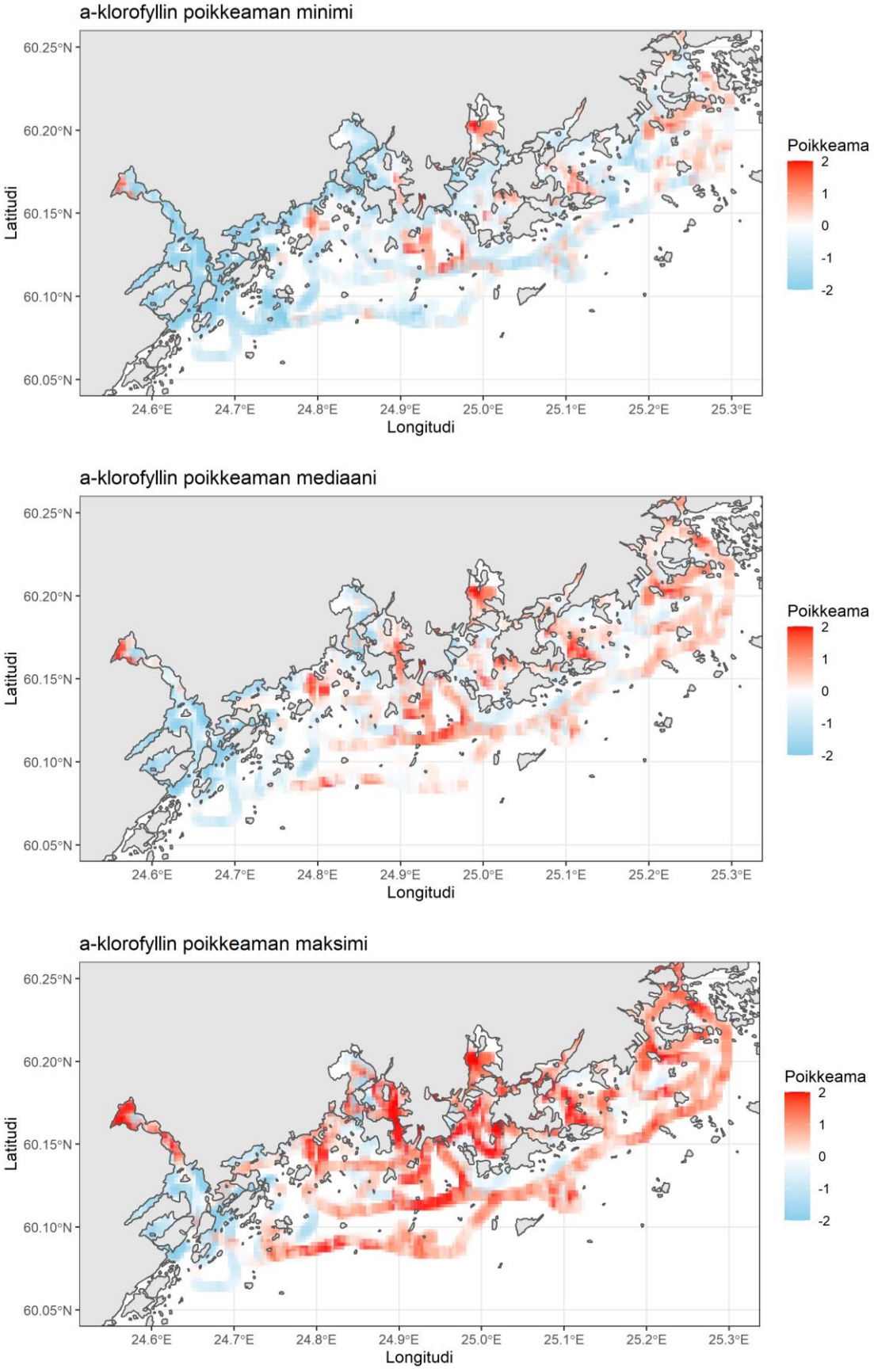
Pintaveden fDOM-määrän standardoituja poikkeamia tarkasteltaessa alueen virtavesien luomat rintama-alueet korostuvat aineistossa (kuva 5.4). Havaintoruutukohtaisia minimipoikkeamia tarkasteltaessa korostuvat Vantaanjoen ylivirtaaman aiheuttaman makean veden leviämisalueen ja meriveden kohtaamisesta kevään aikana muodostuva rintama-alue, joka yleensä ulottuu Suomenlinnan eteläpuolelle ja on havaittavissa esim. alueen satelliittikuvista selvänä pintaveden sameuden rajapintana[6]. Myös Suvisaariston eteläosissa havaittiin korostetusti poikkeavan suuria fDOM määriä suhteessa viitearvoon (kuva 5.4). Tämä saattaa johtua Espoonlahdelta purkautuvaan Espoonjoen ja Mankinjoen virtaaman purkautumisesta Espoonlahdelta. Havainnot poikkeavan suurista fDOM määristä Suvisaariston eteläosista pohjautuvat vain yhteen kartoituskertaan (27.9.2021), minkä johdosta alue korostuu voimakkaasti myös fDOM määrien poikkeamien havaintoruutukohtaisia minimiarvoja tarkasteltaessa. Alueella a-klorofyllin ja sameuden poikkeamat olivat viitearvojaan huomattavasti pienempiä (kuvat 5.2 ja 5.3).

[6] https://wwwi4.ymparisto.fi/i4/fin/tarkka/index.html?type=RGB&date=2022-04-22&datespan=1&name=DEFAULT&lang=fi&zoom=12&lat=60.15950&lon=24.93689&op=0 (11.5.2022)

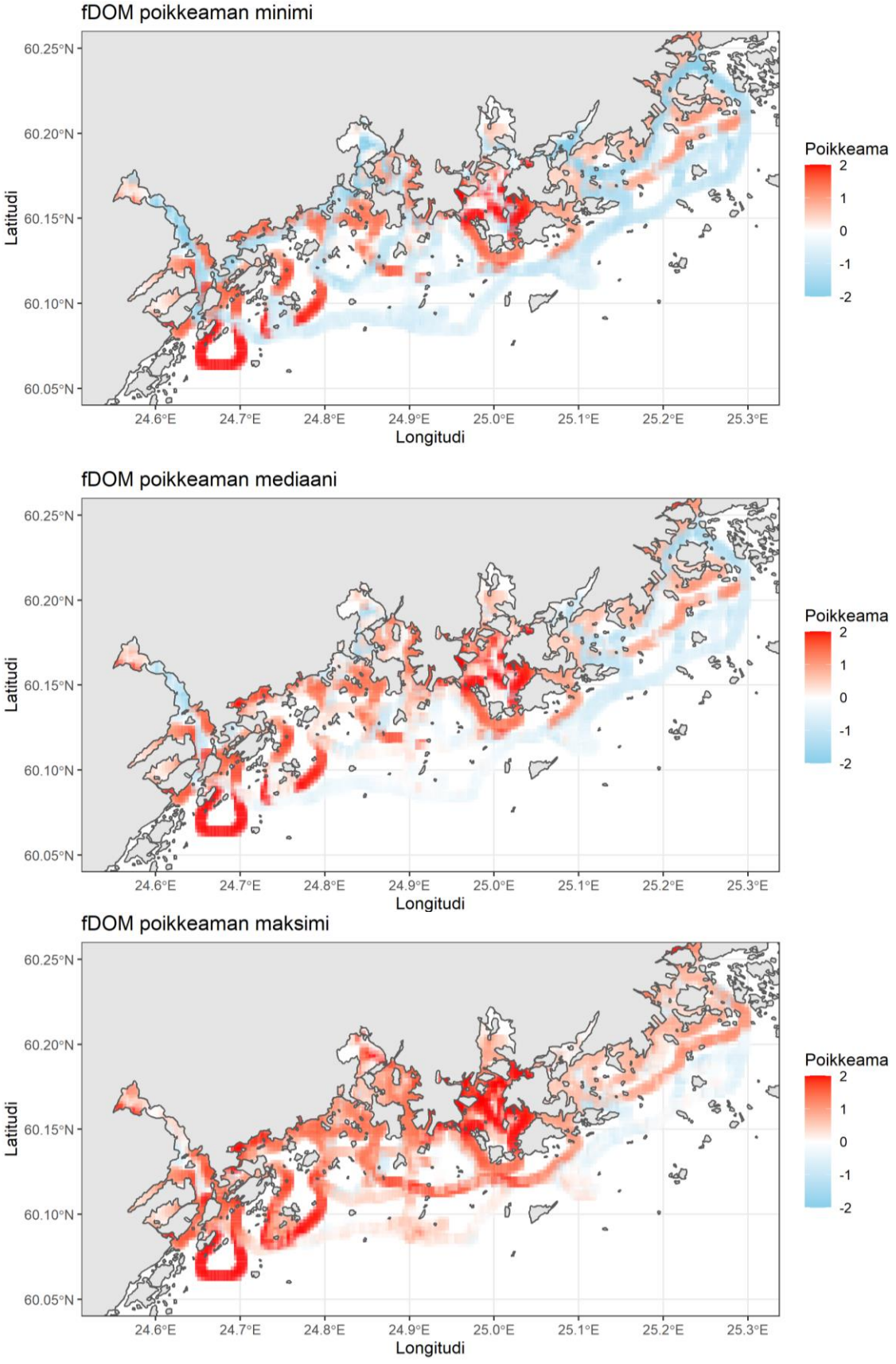
Tarkasteltaessa fDOM määrien poikkeamien maksimiarvoja voidaan havaita, että suurin osa pääkaupunkiseudun rannikkomeren kartoitetusta alueesta on jossain määrin suoran maalta tulevan valuman vaikutuksen alaisena, lukuun ottamatta Itäisen ulkosaariston aluetta, jossa poikkeamat olivat lähellä nollaa (kuva 5.4). Suurimmat poikkeamat havaittiin Kruunuvuorenselällä sekä Suvisaaristossa, jossa paljon orgaanista ainesta sisältävät makeat jokivedet sekoittuvat suolaisempaan meriveteen.



Kuva 5.2. Pintaveden sameuden havaintoruutukohtainen standardoidun poikkeaman minimi, mediaani ja maksimi 220 x 220 m suuruisissa ruuduissa tarkkailualueella. Havaintojen lukumäärä/ruutu 1–2288.



Kuva 5.3. Pintaveden a-klorofyllin pitosuden havaintoruutukohtainen standardoidun poikkeaman minimi, mediaani ja maksimi 220 x 220 m suuruisissa ruuduissa tarkkailualueella. Havaintojen lukumäärä/ruutu 1-2288.



Kuva 5.4. Pintaveden a-klorofyllin pitosuden havaintoruutukohtainen standardoidun poikkeaman minimi, mediaani ja maksimi 220 x 220 m suuruisissa ruuduissa tarkkailualueella. Havaintojen lukumäärä/ruutu 1-2288.

5.4. Yhteenveto

Pohjautuen laajoihin, koko tarkkailualueen kattaviin muutaman päivän aikana toteutettaviin kartoituksiin, veden ladultaan viitearvoistaan poikkeavina alueina korostuvat suurten satamien edustat, Ryssjeholmsfjärden, Laajalahti ja Lauttasaaren eteläpuolinen merialue (sameuden osalta), Espoonlahti, Miessaarenselkä, Seurasaarenselkä, Lauttasaarensalmi sekä Helsingin kantakaupungin eteläpuolinen merialue Katajaluodolle saakka (a-klorofyllin osalta).

Suurin osa tarkkailualueesta oli jossain määrin suoran maalta tulevan valuman vaikutuksen alaisena, lukuun ottamatta itäisen ulkosaariston avomerialuetta. Suurimat vaikutukset maalta tulevalla valumalla on Suvisaaristossa sekä Kruunuvuorenselällä. Valuman vaikutusta kuvaavan fluoresoivan orgaanisen liuennen aineen määrän suurimmat poikkeamat viitearvoistaan havaittiin alueilla, joissa joki- ja muu maalta tuleva valuma sekoittuu suolaisempaan meriveteen.

6. Kasviplankton

Marjut Räsänen ja Emil Nyman

6.1. Johdanto

Kasviplanktonseurantaa on tehty Helsingin ja Espoon merialueen seurannan yhteydessä jo 1960-luvun puolesta välistä lähtien. Vuonna 2014 otettiin käyttöön uusi yhteistarkkailuohjelma, joka sisältää puhdistettujen jätevesien vaikutusten tarkkailun lisäksi jäähdytysmerivesien johtamisen, satama- ja telakkatoimintojen sekä läjitysalueiden vaikutusten tarkkailua.

Kasviplankton on hyvä indikaattori veden tilalle koska kasviplanktonin määrä ja lajistorakenne reagoivat herkästi ympäristön muutoksiin. Kasviplanktonin lajisto ja biomassa määritetään kvantitatiivisesti mikroskopoimalla. Kasviplanktonyhteisön kokonaisbiomassan, perustuotannon ja lajirikkauden vaihtelut selittyvät kasvua tukevien resurssien saatavuudella (Lehtinen ym. 2017). Kasviplanktonin tuotanto vaikuttaa myös hapen määrään suoraan ja muokkaa näin veden kemiallista koostumusta.

Kasviplanktonin määrää voidaan mitata epäsuorasti määrittämällä veden a-klorofyllipitoisuus. A-klorofyllin kohonneet pitoisuudet indikoivat myös vesistön rehevöityneisyyttä. Alueella rehevöitymistilannetta seurataan myös perustuotantokykymittausten avulla. Kasviplanktonin perustuotannolla tarkoitetaan veteen liuenneen epäorgaanisen hiilen sitoutumista leväsoluihin orgaanisiksi hiiliyhdisteiksi. Perustuotantokyky ei kerro luonnossa tapahtuvasta perustuotannosta vaan on kuvaus sen hetkisen perustuottajayhteisön yhteyttämistehokkuudesta vakioiduissa olosuhteissa laboratoriossa.

Tämän raportin kasviplanktonosuuden tarkoitus on esitellä tarkkailun tuloksia ja verrata niitä aikaisempien vuosien tuloksiin. Samalla yritetään selvittää, aiheuttaako nimenomainen toiminta, kasviplanktonin osalta lähinnä jätevesien laskeminen, vaikutuksia kasviplanktonlajistoon ja määriin. Tässä raportissa tarkastellaan myös rannikkovesien rehevöitymiskehitystä käyttämällä resurssien saatavuutta ja kasviplanktonin tuottavuutta kuvaavia trofia- ja sameusindeksejä (Vollenweider ym. 1998), sekä arvioimalla kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuutta käyttämällä tarkoitukseen suunniteltua menetelmää (Andersen ym. 2007, Tamminen ja Andersen 2007).

Kasviplanktontarkkailu toteutetaan pääosin kolmella ulkosaariston ja kolmella lahtialueilla sijaitsevilta tarkkailuasemilta. Ympäristöhallinnon vesimuodostumajaottelun mukaan Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) havaintopaikat sijoittuvat Helsinki-Porkkala rannikkovesimuodostumaan ja Länsi-Tontun (114) havaintopaikka sijoittuu Porvoo-Helsinki rannikkovesimuodostumaan. Nämä vesimuodostumat kuuluvat pintavesityyppiin ”Suomenlahden ulkosaaristo”. Näiden kolmen havaintopaikan tuloksia käsitellään yhdessä, sillä pääpiirteiltään havaintopaikkojen kasviplanktonlajisto muistuttavat toisiaan.

Helsingin suurista lahdista Vanhankaupunginlahti (4) kuuluu Kruunuvuorenselän vesimuodostumaan, Laajalahti (87) Seurasaaren vesimuodostumaan ja Vartiokylänlahti (25) Villingin vesimuodostumaan. Nämä vesimuodostumat kuuluvat pintavesityyppiin ”Suomenlahden sisäsaaristo”. Näiden sisäsaariston vesimuodostumien veden laatu ja myös kasviplanktonlajisto ovat keske-

nään erilaisia. Ulkosaariston kasviplanktonyhteisön koostumus on viime vuosina entisestään homogenisoitunut ja monimuotoisuuden kasvu on taittunut, kun lahtialueiden yhteisöjen diversiteetti kasvaa edelleen (Olli ym. 2022).

6.2. Näytteenotto ja menetelmät

Yhteistarkkailuun kuuluvat kvantitatiiviset kasviplanktonlajistonäytteet Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) havaintopaikoilta otettiin vuonna 2020 ja 2021 huhtikuun ja-marraskuun välisenä aikana. Näytteet otettiin pääsääntöisesti kahden viikon välein aamupäivisin putkinoutimella 0–4 metrin syvyydestä kokoomanäytteenä. Näytteitä määritettiin kumpanakin vuonna kasvukauden aikana yhteensä 12–13 näytettä kultakin havaintopaikalta.

Helsingin ympäristöpalvelut seurasi vuosien 2020 ja 2021 aikana kasviplanktonlajistoa ja -biomassoja myös lahtialueilla. Seurantaa tehtiin Vanhankaupunginselältä (4), Vartiokylänlahdelta (25) ja Laajalahdelta (87). Myös nämä näytteet otettiin pintavedestä kokoomanäytteenä putkinoutimella, mikä tarkoittaa Vartiokylänlahdella 0–4 metriä, Laajalahdella 0–3 metriä ja Vanhankaupunginlahdella 0–2 metriä. Kvantitatiivisia kasviplanktonnäytteitä määritettiin 5–6 näytettä kultakin havaintopaikalta kumpanakin kasvukautena.

Kasviplanktonlaskenta tehtiin Utermöhl-menetelmällä. Menetelmän kuvaus löytyy Suomen ympäristökeskuksen www-sivuilta löytyvästä kasviplanktonin tutkimusmenetelmäohjeesta (Järvinen ym. 2011). Sen perustana on eurooppalainen standardi SFS-EN-15204 "Water quality – Guidance on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique)" (SFS 2006).

Kasviplanktonin lajistonäytteiden kanssa samasta kokoomanäytteestä Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) havaintopaikoilta otettiin myös perustuotantokykynäytteet. Perustuotantokykymittauksia tehtiin myös Vasikkasaaren (18), Vartiokylänlahden (25), Melkin selän (68), Porsaan (94), Kallahdenselän (110), Skatanselän (111), Granöfjärdenin (113), Pentarnin (166) ja Musta Hevosen (181) tarkkailuasemilta. Yhteistarkkailun perustuotantokykymittaukset tehtiin MetropoliLab Oy:n toimesta akkreditoidulla menetelmällä, joka pohjautuu standardiin SFS 2049:1977.

Ennen vuotta 2014 merialueseurannan a-klorofyllinäytteet otettiin kokoomanäytteenä 0–4 metristä. Vuodesta 2014 vuoteen 2018 yhteistarkkailun a-klorofyllinäytteet on otettu Ruttner-noutimella kahdelta syvyydeltä (0 ja 5 metriä). Näytteet eri syvyyksiltä analysoitiin erikseen. Vuodesta 2018 lähtien siirryttiin ottamaan a-klorofyllinäytteet jälleen kokoomanäytteenä 0–4 metristä. Klorofylli-a määritettiin MetropoliLab Oy:n toimesta akkreditoidulla sisäisellä menetelmällä, joka on fluorometrinen etanoliuuttomenetelmä (Mittausepävarmuus 15 % ja määritysraja 0,75 µg/l). Yhteistarkkailuun kuuluvat Klorofylli-a:n havaintopaikat on esitetty taulukossa 6.1. A-Klorofyllituloksia on saatu myös yhteistarkkailuun kuulumattomista Helsingin kaupungin ylläpitämistä tarkkailuista, joiden tuloksia myös tarkastellaan raportoinnin yhteydessä.

Taulukko 6.1. Yhteistarkkailuun kuuluvat a-klorofyllihavaintopaikat, havaintopaikan koordinaatit ja näytesyvyydet. Taulukossa on myös Helsingin edustan lähivesien havaintopaikkoja (25, 87, 111), joista on otettu kasviplanktonlajisto ja/tai perustuotantokykynäytteet. Kasviplanktonlajisto ja perustuotantokyky -näytteet on otettu tähdellä merkityiltä havaintopaikoilta. Kasviplanktonlajisto on laskettu/määritetty havaintopaikoilta, joiden nimi on lihavoitu.

Havaintopaikka	Tunnus	Syvyys (m)	Koordinaatit (WGS 84)		*a*-klorofyllin, lajisto- ja perustuotantokykynäytteiden, syvyydet
			Lat	Lon	
Vanhankaupunginselkä	4	2,5	60.19267	24.98976	0-2
Flathällgrundet	39	33	60.08459	24.97956	0-4
Kytön väylä	57	31	60.08005	24.78031	0-4
Länsi-Tonttu*	114	47	60.08236	25.12483	0-4
Ryssjeholmsfjärden	117	3,5	60.14246	24.72521	0-3
Stora Mickelskären	123	27	60.02849	24.60473	0-4
Katajaluoto*	125	28	60.09872	24.88555	0-4
Knaperskär*	147	27	60.08106	24.73821	0-4
Bergrund	148	51	60.03166	24.72217	0-4
Gråskärsbådan	149	32	60.05946	24.88344	0-4
Koiraluoto	168	31	60.0727	24.8677	0-4
Vartiokylänlahti	25	5	60.11576	25.05100	0-4
Laajalahti	87	3,5	60.11595	24.50904	0-3
Skatanselkä	111	13	60.11643	25.11566	0-4

6.3. Kasviplanktonyhteisön koostumus

Marjut Räsänen

6.3.1. Ulkosaaristo

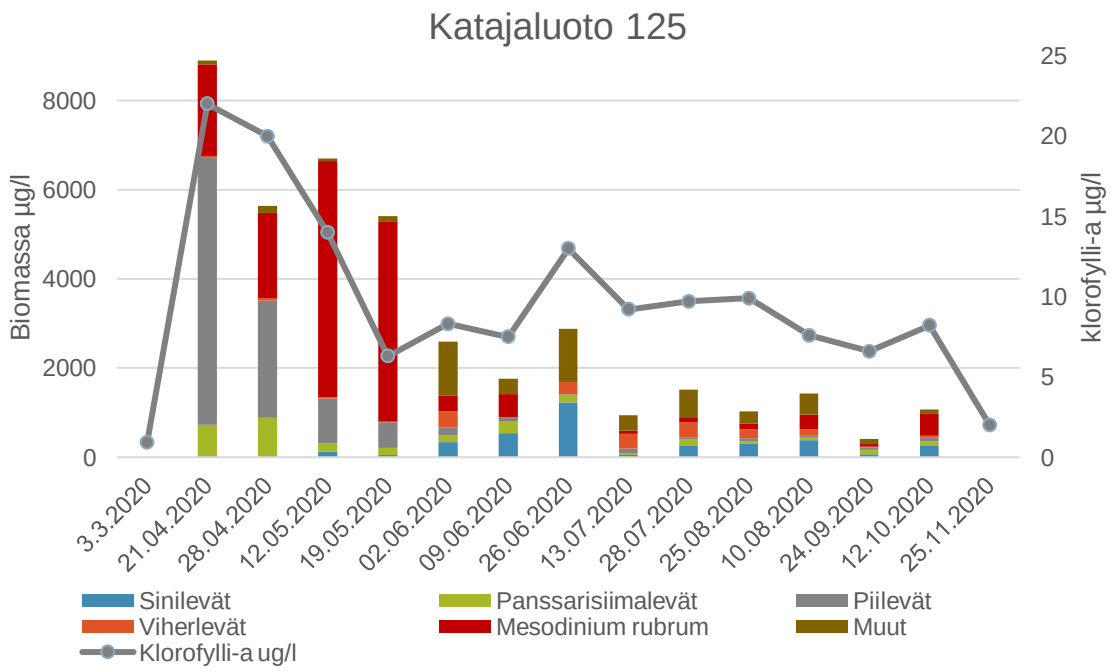
Yhteistarkkailun kasviplanktonin lajistotarkkailun painopistealueet sijaitsevat ulkosaaristossa, Helsinki-Porkkalan (asemat 125 ja 147) ja Porvoo-Helsinki (asema 114) rannikkovesimuodostumien alueella.

Knaperskärin (147), Katajaluodon (125) ja Länsi-Tontun (114) lajistot muistuttavat kesän kuluessa hyvin paljon toisiaan. Lajiston määräsuhteissa on kuitenkin vaihtelua. Pii- ja panssarisiimalevien keväinen runsastuminen ns. kevätkukinta ilmenee ensimmäisenä Knaperskärin tarkkailuasemalla ja etenee kevään edetessä itää kohti. Sama ilmiö toistuu monesti myös kesäisin monien lajien runsastumisen suhteen.

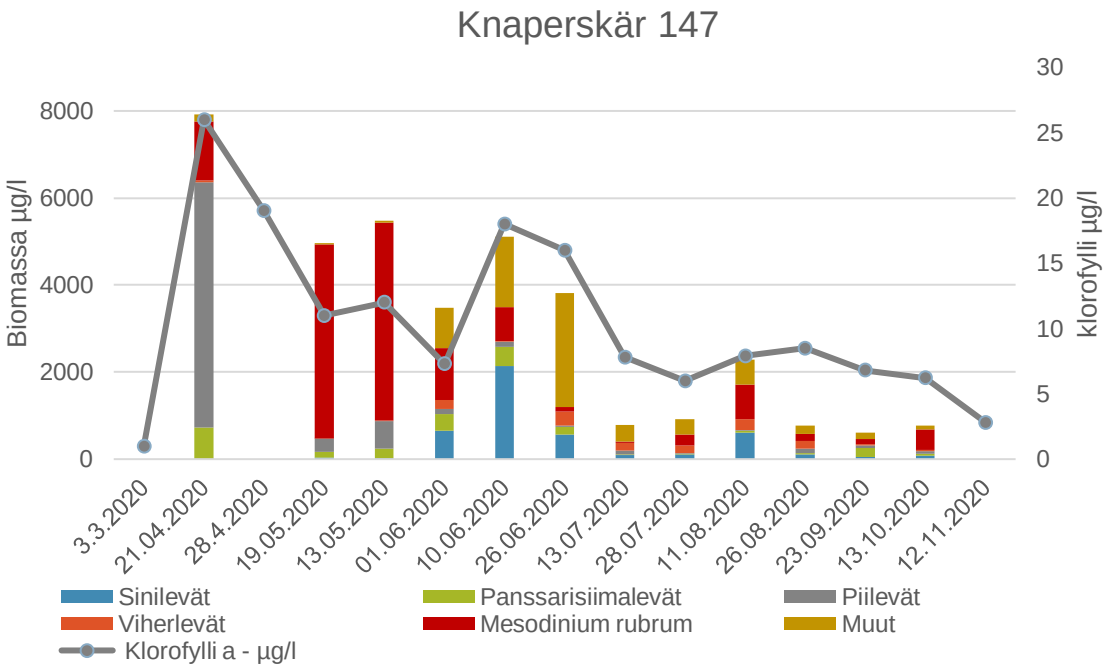
Ensimmäiset lajistonäytteet keväällä 2020 saatiin huhtikuun puolivälissä Länsi-Tontulta (114), missä kasviplanktonin määrä oli tuolloin vielä vähäinen. Seuraavalla viikolla, Katajaluodolla (125) ja Knaperskärillä (147), havaittiin leväbiomassan olevan alueella keväisessä huipussaan. Länsi-

Tontulla biomassan määrä oli runsaimmillaan vasta toukokuun alkupuolella. Alkukevään leväbiomassa koostui Katajaluodolla ja Knaperskärillä valtaosin piilevistä, joista selvästi runsaimpana *Skeletonema marinoi* (kuvat 6.1 ja 6.2). Panssarisiimalevien määrä oli poikkeuksellisen vähäinen. Länsi-Tontulla keväisen kukintahuipun lajikoostumus oli varsin erikoinen, sillä suurimman biomassan muodosti yhteyttämiseen kykenevä ripsieläin *Mesodinium rubrum* (Kuva 6.3). *M. rubrum* oli runsas myös Katatajaluodolla ja Knaperskärillä, mutta laji esiintyi runsaimmillaan vasta keväisen piilevien runsastumisen jälkeen toukokuussa. Tällöin liukoisten ravinteiden, varsinkin typen pitoisuudet olivat tavanomaista hieman suuremmat sekä Katajaluodolla että Knaperskärillä (Nyman 2021). Myöhempään kevääseen ajoittuva *M. rubrumin* runsastuminen voi johtua lajin kyvystä vertikaaliseen migraatioon, jolloin se voi käyttää fosfaattivarantoja syvemmistä vesistä (Lips ja Lips 2017). Aikaisen veden lämpenemisen on todettu suosivan *M. rubrumin* esiintymistä. Vuoden 2020 talvi ja alkukevät olivat poikkeuksellisen lauhoja (kts. kuva 4.2).

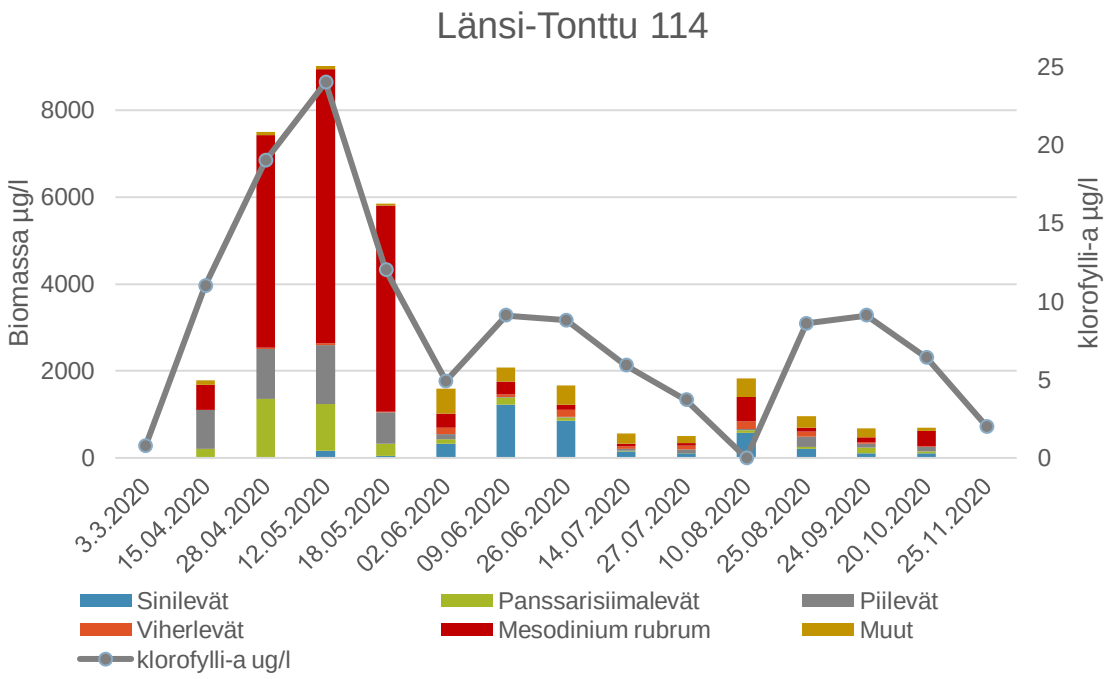
Kesällä 2020 kasviplanktonin määrä laski ulkosaariston alueella kesäkuun alkupuolelle saakka, jonka jälkeen sinilevät runsastuivat (kuvat 6.1, 6.2 ja 6.3). Kesällä 2020 sinilevät olivat runsaimmillaan jo kesäkuussa, vaikka yleensä sinileväaika painottuu heinä-elokuulle. Tämä johtunee poikkeuksellisen lämpimästä kesäkuusta (kts. kuva 4.2). Tällöin myös kokonais- ja liukoisten ravinteiden pitoisuudet olivat paikoitellen poikkeuksellisen korkeita (Nyman 2021). Valtalajina tällöin esiintyi *Aphanizomenon flos-aquae*-sinilevä. Samaan aikaan runsastuivat Knaperskärillä ja Katajaluodolla myös lämpimässä ja ravinteikkaassa vedessä viihtyvät *Eutreptiella* sp.-silmälevät. Lämpötilojen ja ravinnepitoisuuksien laskettua tavanomaiselle tasolle heinäkuussa (Nyman 2021) kasviplanktonbiomassat olivat koko loppukesän 2020 kokonaisuutena pieniä vaikkakin *A. flos-aquae*-sinilevä sekä *M. rubrum* ripsieläin hieman runsastuivat vielä elo- ja lokakuussa.



Kuva 6.1. Katajaluodon (125) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa µg/l) vuonna 2020.



Kuva 6.2. Knaperskärin (147) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplankton-ryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa µg/l) vuonna 2020.

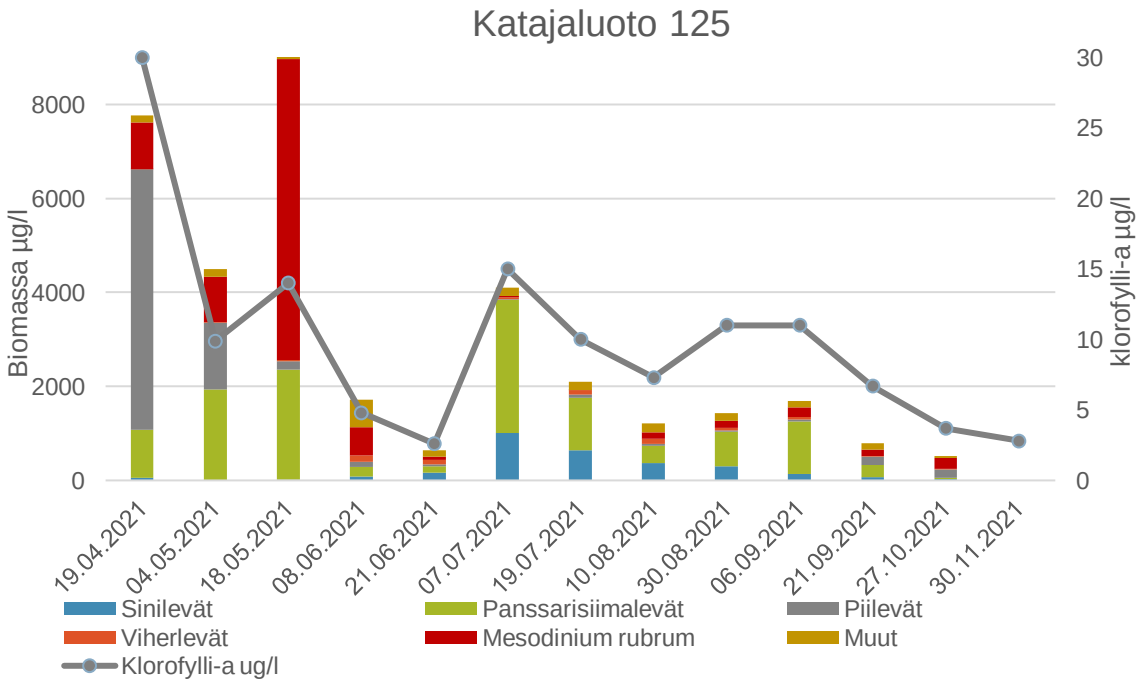


Kuva 6.3. Länsi-Tontun (114) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplankton-ryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa µg/l) vuonna 2020.

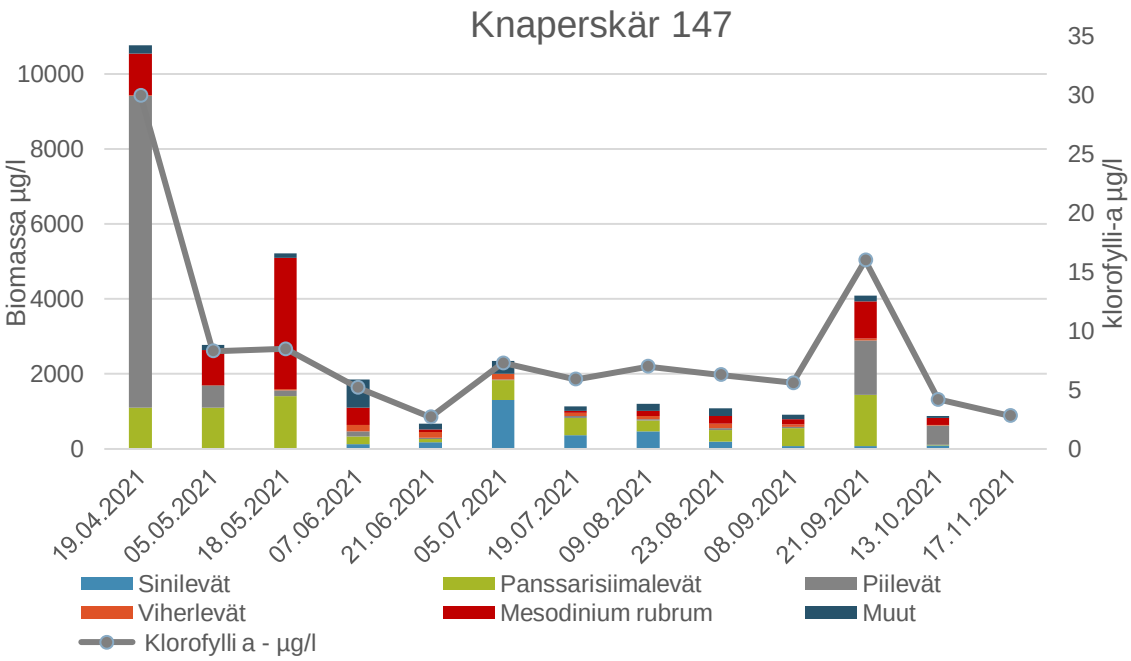
Vuonna 2021 Knaperskärillä ja Katajaluodolla *Skeletonema costatum*-piilevien aikaansaama kevätkukinta oli runsaimmillaan huhtikuun puolivälissä (kuvat 6.4 ja 6.5). Panssarisiimalevien, lähinnä *Peridinella catenata*-lajin, määrä kevätkukinnassa oli 2021 melko vaatimaton mutta kuitenkin suurempi kuin edellisenä vuonna. *M. rubrum*-ripsieläin esiintyi hyvin runsaana toukokuussa 2021, samaan aikaan kun kokonaistypen pitoisuudet olivat alueella keskimääräistä suurempia

(Nyman 2022). Länsi-Tontun kevätkukinnassa taas piileviä oli vähemmän ja panssarisiimaleviä enemmän kuin Knaperskärillä ja Katajaluodolla (kuva 6.6).

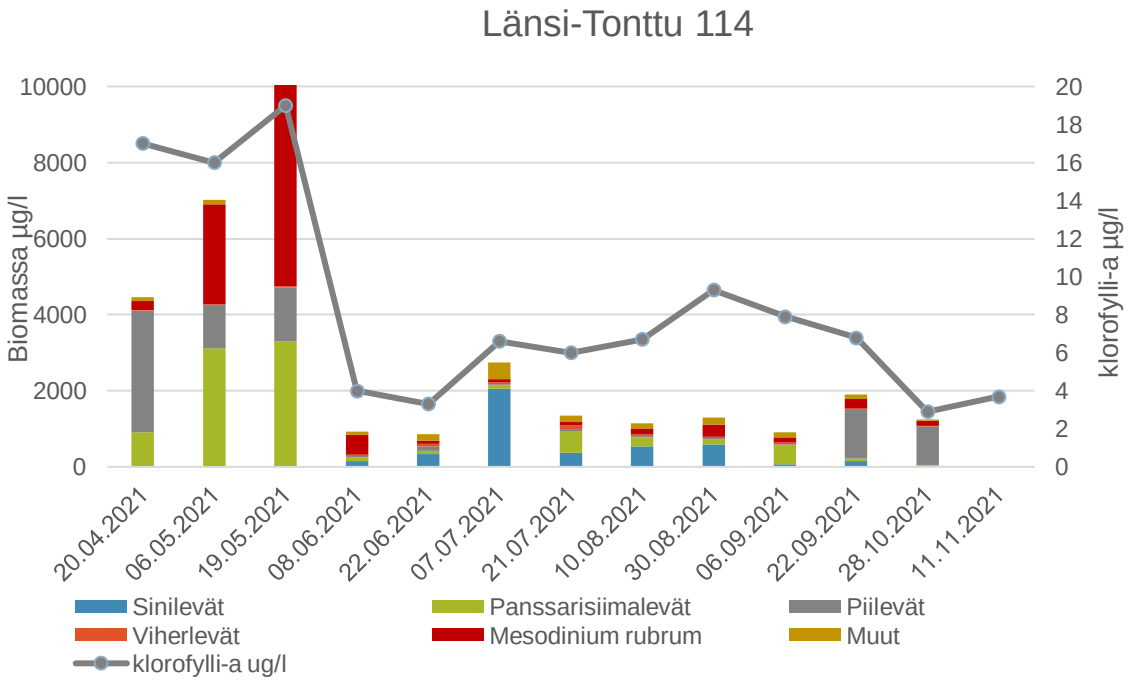
Heinäkuu 2021 oli ennätyslämmin (kts. kuva 4.2), jolloin myös sinilevämäärät olivat alueella suurimmillaan. Runsaimpana lajina oli edellisen vuoden tapaan *A. flos-aquae*, kun taas *Dolichospermum lemmermaniin* ja *Nodularia spumigena*-lajien määrät jäivät vähäisiksi ja sinilevien kokonaismäärä pysyivät kohtuullisina. Liukoisen fosfaatin pitoisuudet alkuvuodesta olivat olleet pienet, mikä on osittain voinut vaikuttaa heikkoon sinileväkukintaan (Nyman 2022). Pintaveden lämpötila oli ulkosaaristossa loppuvuodesta tavanomaisella tasolla (Nyman 2022) mikä saattoi mahdollistaa *H. triquetra*-panssarisiimalevän runsastumisen syyskuussa, liukoisen typen pitoisuuksien kasvaessa (Nyman 2022). *H. triquetra*-lajia pidetään haitallisena, sillä se voi massaesiintymiä muodostaessaan aiheuttaa happikatoa varsinkin suljetuissa lahdenpoukamissa (Hällfors 2007). Myös suurikoisia syksyisiä *Coscinodiscus granii*-piileviä tavattiin tällöin lajistossa.



Kuva 6.4. Katajaluodon (125) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa µg/l) vuonna 2021.



Kuva 6.5. Knaperskärin (147) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplankton-ryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa µg/l) vuonna 2021.

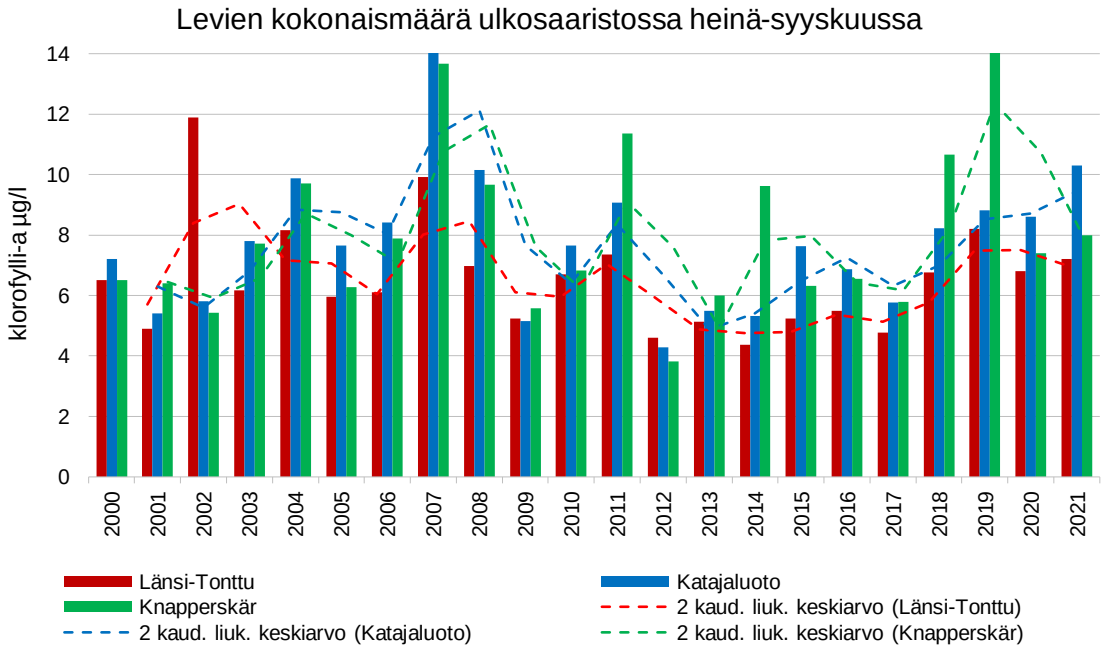


Kuva 6.6. Länsi-Tontun (114) kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplankton-ryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa µg/l) vuonna 2021.

M. rubrum-ripsieläin on runsastunut tällä vuosikymmenellä paitsi pääkaupunkiseudun edustan näytteissä niin myös koko Suomenlahden ulkosaaristossa (Suikkanen ym. 2019). Laji pystyy liikkumaan ”siimariviensä” ansiosta nopeasti poikittais- sekä syvyyssuunnassa ja voi täten runsastua eri vesikerroksissa. *M. rubrum* voi esiintyä olosuhteista riippuen joko heterotrofisena tai autotrofisena eikä sen runsaus aina näy a-klorofyllituloksissa. Lajin on todettu hyötyvän lämpimästä

alkuvuodesta sekä mahdollisesti saavan kilpailuetua tilanteissa, joissa liukoiset ravinteet ovat ehtyneet pintakerroksesta (Lips ja Lips 2017).

Vuosien väliset erot kasviplanktonin määrissä ja lajiston runsaussuhteissa ovat suhteellisen suuria. Vaikuttaa kuitenkin siltä, että Katajaluodon ja Knaperskärin kasviplanktonin kesäaikainen kokonaismäärä (a-klorofylli, heinä-syyskuun keskiarvo) on 2000-luvun alusta kasvanut noin vuoteen 2007, jonka jälkeen määrät vähenivät vuoteen 2013, kasvaakseen uudelleen tämän jälkeen (kuva 6.7). Länsi-Tontun a-klorofyllin pitoisuudet vaikuttavat laskeneen 2000-luvun alusta vuosille 2013–2014, jonka jälkeen ne ovat hieman taas kasvaneet. Vuosien välisissä runsausvaihteluissa on saman tyylistä vaihtelua Katajaluodon ja Knaperskärin asemien kanssa, mutta vaihtelun amplitudi ja a-klorofyllin pitoisuuden perustaso ovat pienempiä (kuva 6.7).



Kuva 6.7 Länsi-Tontun (114), Katajaluodon (125) ja Knaperskärin (147) heinä-syyskuun a-klorofyllipitoisuuksien keskiarvot vuodesta 2000. Vuodesta 2000 vuoteen 2013 saakka tulokset ovat vuosikohtaisia heinä-syyskuun keskiarvotuloksia kokoomanäytteestä. Vuodesta 2014 vuoteen 2017 tulokset taas ovat kahden näytteenottosyvyyden heinä-syyskuun vuosikeskiarvojen keskiarvoja. Vuodesta 2018 lähtien tulokset ovat taas vuosikohtaisia heinä-syyskuun keskiarvotuloksia.

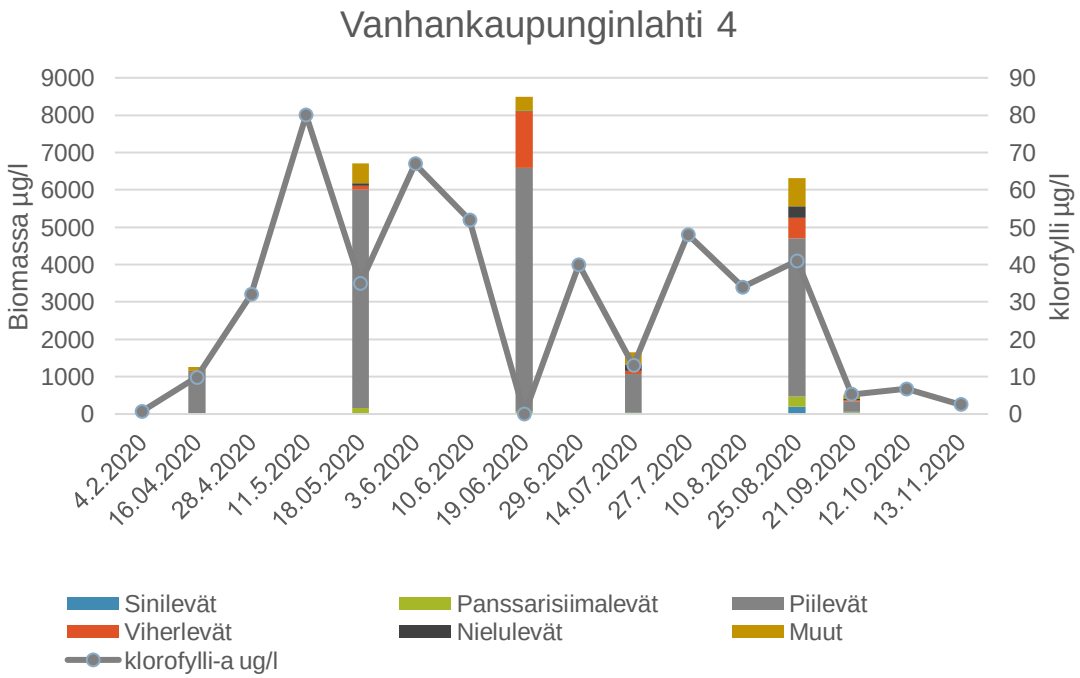
Visuaalisesti tarkasteltuna, selvimpänä erona kasviplanktonlajistossa kuormitetumpien alueiden ja Länsi-Tontun alueen välillä ovat erot kevätkukinnassa. Piilevien määrä on Länsi-Tontulla pienempi ja panssarisiimalevien määrä hieman suurempi kuin Knaperskärillä ja Katajaluodolla. Myös Knaperskärin ja Katajaluodon asemilla kesällä 2020 ilmennyt *Eutreptiella*-silmälevien runsastuminen puuttui Länsi-Tontulta (kuvat 6.1, 6.2 ja 6.3, ryhmä ”muut”).

6.3.2. Lahtialueet

Helsingin kasviplanktonseurannassa olevat suuret lahdet ovat ominaisuuksiltaan ja historialtaan hyvin erilaisia. Vanhankaupunginlahteen on suuresti vaikuttanut se, että vielä 1980-luvun alkupuolella noin 75 % Helsingin puhdistetuista jätevesistä johdettiin Vanhankaupunginselän-Tullisaarenselän-Kruunuvuorenselän alueelle. Vuonna 1986 puhdistettuja jätevesiä alettiin johtaa

Katajaluodon alueelle. Tämän jälkeen kuormitus Vanhankaupunginlahteen on tullut lähinnä Vantaanjoesta. Laajalahteen vaikutti 1960- ja 1970-luvuilla toiminut Talin jätevedenpuhdistamo, joka laski puhdistetut jätevetensä Rajasaaren edustalle vuoteen 1978 asti. Nykyisin Laajalahteen tuleva kuormitus on lähinnä hajakuormitusta ja alueen puroista alueelle laskevaa kuormitusta, joka on voimakkainta talvella ja lumen sulamisen aikaan. Alue on kuitenkin pysynyt rehevöityneenä, sedimentaatio on kasvanut ja maankäytön muutokset ovat havaittavissa sedimenttitutkimuksissa (Vaalgamaa 2004). Alueen heikohko veden vaihtuvuus vaikuttaa todennäköisesti myös alueen pohjoisosien tilaan. Vartiokylänlahti on ollut Helsingin suurista sisälahdista vähiten rehevöitynyt (Kajaste 2004), sillä sinne ei ole kohdistunut yhtä voimakasta kuormitusta kuin muihin Helsingin lahtiin.

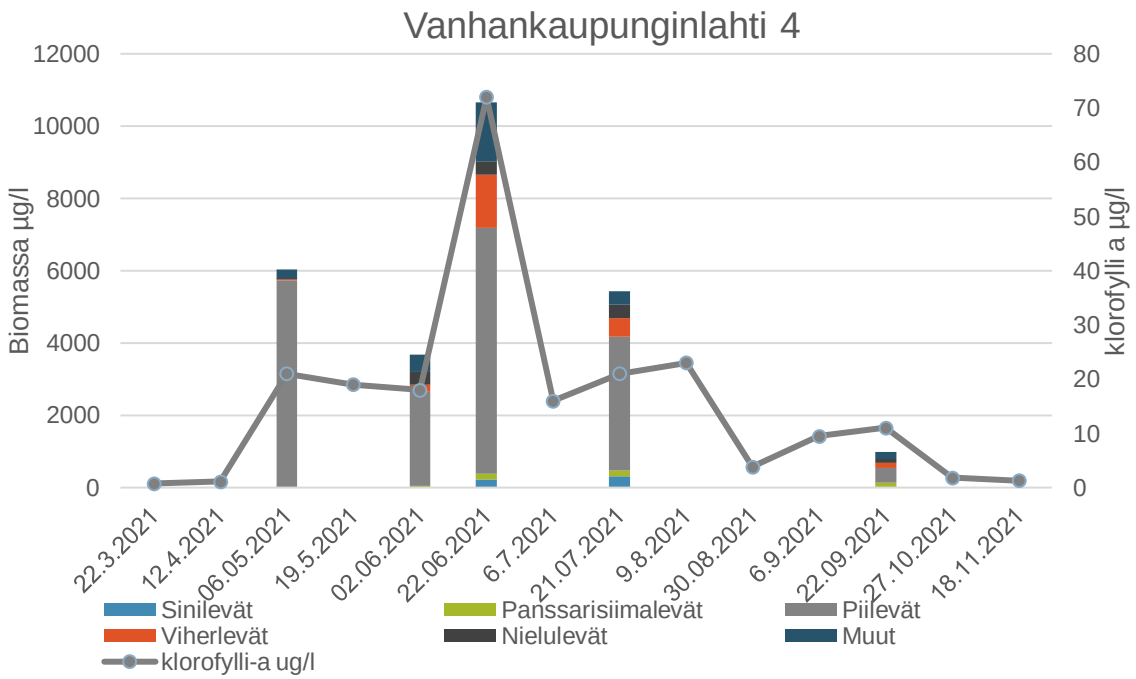
Vanhankaupunginlahti (tarkkailuasema 4) sijaitsee Kruunuvuorenselän rannikkovesimuodostuman alueella. Vantaanjoen virtaama vaikuttaa Vanhankaupunginlahden kasviplanktonmääriin ja lajistoon voimakkaasti. Yleensä keväisin Vantaanjoen tuomat savisameat sulamisvedet estävät valon kulkeutumisen veteen ja kasviplanktonin määrä pysyy pienenä pitkälle kevääseen. Vuonna 2020 kasviplanktonin määrä kuitenkin runsastui poikkeuksellisesti jo toukokuun puoliväliin mennessä, jolloin a-klorofylli:n pitoisuudeksi mitattiin jopa 80 µg/l (kuva 6.8). Vantaanjoen virtaama oli vuonna 2020 suurimmillaan helmikuussa ja maaliskuussa ja kevään ja alkukesän virtaama oli suhteellisen pientä (katso kappale 3). Toukokuussa kasviplanktonlajisto koostui lähes kokonaan piilevistä. Runsaslukuisimpana esiintyivät pienet kiekkomaiset piilevät. Kesäkuussa runsastuivat kiekkomaisten piilevien ohella *Skeletonema marinoi*-piilevät. Kesäkuussa lajistossa oli runsaasti myös *Pyramimonas* -viherleviä. Levämäärät vaihtelivat kesän aikana paljon. Sinilevien määrä Vanhankaupunginlahden lajistossa oli kesällä 2020 hyvin pieni. Vanhankaupunginlahden lajisto oli tavalliseen tapaan hyvin pienikokoista.



Kuva 6.8. Vanhankaupunginlahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, µg/l) vuonna 2020.

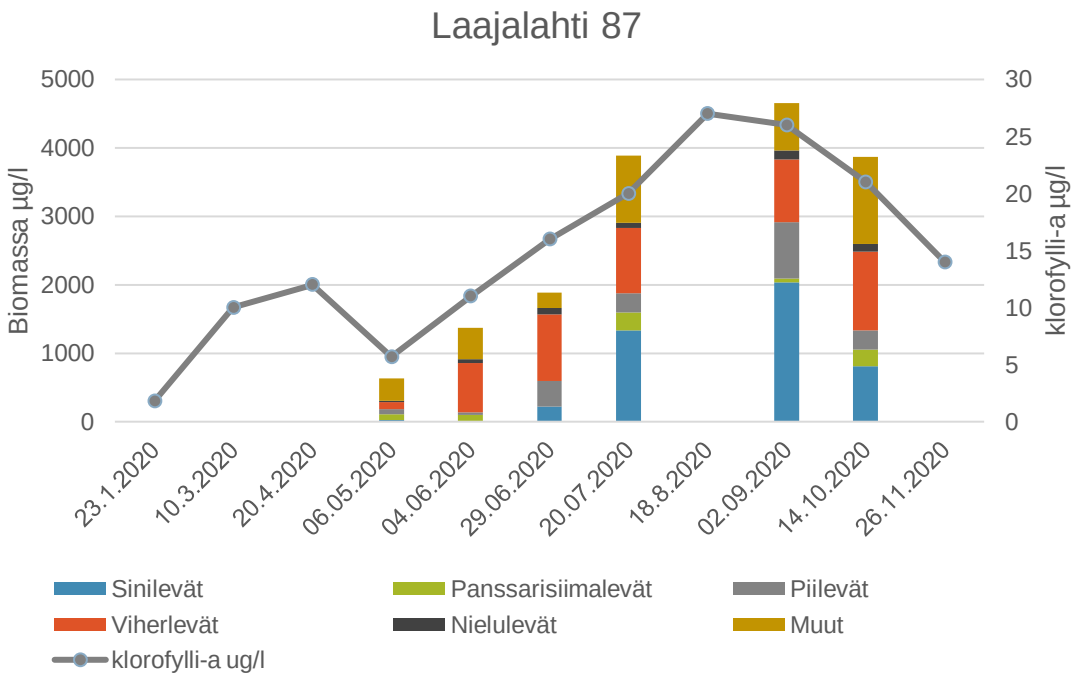
Keväällä 2021 kasviplanktonbiomassat alkoivat edellisten vuosien tapaan kasvaa Vantaanjoen virtaaman vähennyttyä ja veden kirkastuttua huhtikuisen poikkeuksellisen samean jakson jälkeen (kuva 6.9), mutta levämäärät eivät keväällä kasvaneet yhtä suuriksi kuin edellisenä

vuonna. Vantaanjoen vuoden 2021 ylivirtaamajakso ajoittui huhtikuulle, myös touko- ja kesäkuussa sekä elo- ja syykuussa virtaamat olivat ajoittain suuria (katso kappale 3). Keväisessä lajistossa runsaimpia olivat edellisen vuoden tapaan pienet kiekkomaiset piilevät. Suurimmat a-klorofyllipitoisuudet mitattiin kesäkuun loppupuolella hyvin lämpimän veden aikaan (72 µg/l), jolloin piilevät yhä olivat vallitsevana leväryhmänä. Leväbiomassa oli vuoden 2020 kesän huippua suurempi (kuvat 6.8 ja 6.9). Myös myöhemmin kesällä lajisto pysyi melko yksipuolisesti piilevävaltaisena. Pienten piileväkiekkojen ohella lajistossa esiintyi suhteellisen runsaasti *Skeletonema marinoi*, *Aulacoseira arctica*, ja *Cylindrotheca closterium* –piileviä. Muiden lajien osuudet olivat vaatimattomia, runsaimpina *Pyramimonas* sp. ja *Clamydomonas*-lajit. Sinilevien määrä oli myös kesällä 2021 vähäinen.



Kuva 6.9. Vanhankaupunginlahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, µg/l) vuonna 2021.

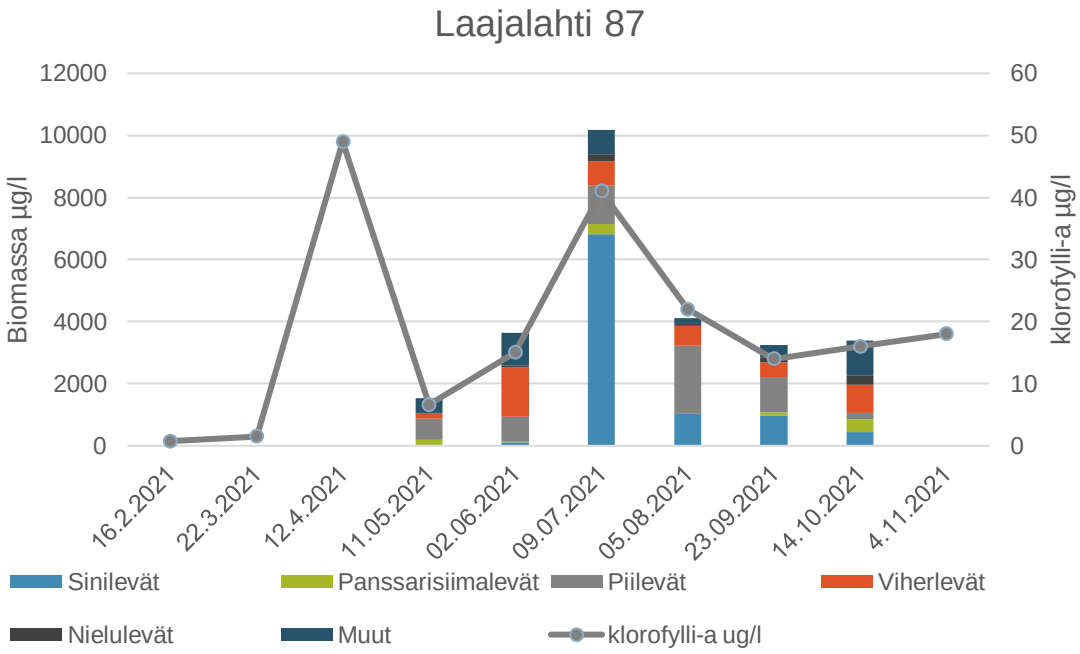
Laajalahti sijaitsee Seurasaaren vesimuodostuman alueella. Keväällä 2020 kasviplanktonin huhtikuinen kevätmaksimi jäi vaatimattomaksi (kuva 6.10), liukoisen typen pitoisuudet olivat alkuvuodesta alueella tavanomaista pienemmät (Nyman 2021). Toukokuun alun leväminimin jälkeen kasviplanktonin määrä lisääntyi koko kesän ajan elokuun loppupuolelle saakka. Kasviplankton oli kesällä 2020 runsaimmillaan elokuun puolivälissä, jolloin a-klorofylli-pitoisuus oli 27 µg/l. Leväbiomäärät olivat kesällä 2020 suhteellisen pieniä eikä laajoja sinileväkukintoja esiintynyt. Heinäkuun aikana sinilevien, lähinnä *Dolichospermum lemmermanniin*, suhteellinen määrä lajistossa kuitenkin lisääntyi. Kesäaikana runsastuivat myös viherlevät, joista runsaimpina olivat *Dictyosphaerium subsolitarium*, *Crucigenia* spp. ja *Phacotus* spp. Viher- ja sinileviä oli suhteellisen runsaasti vielä lokakuussa, jolloin pintaveden lämpötila oli hieman tavanomaista suurempi (Nyman 2021).



Kuva 6.10. Laajalahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, µg/l) vuonna 2020.

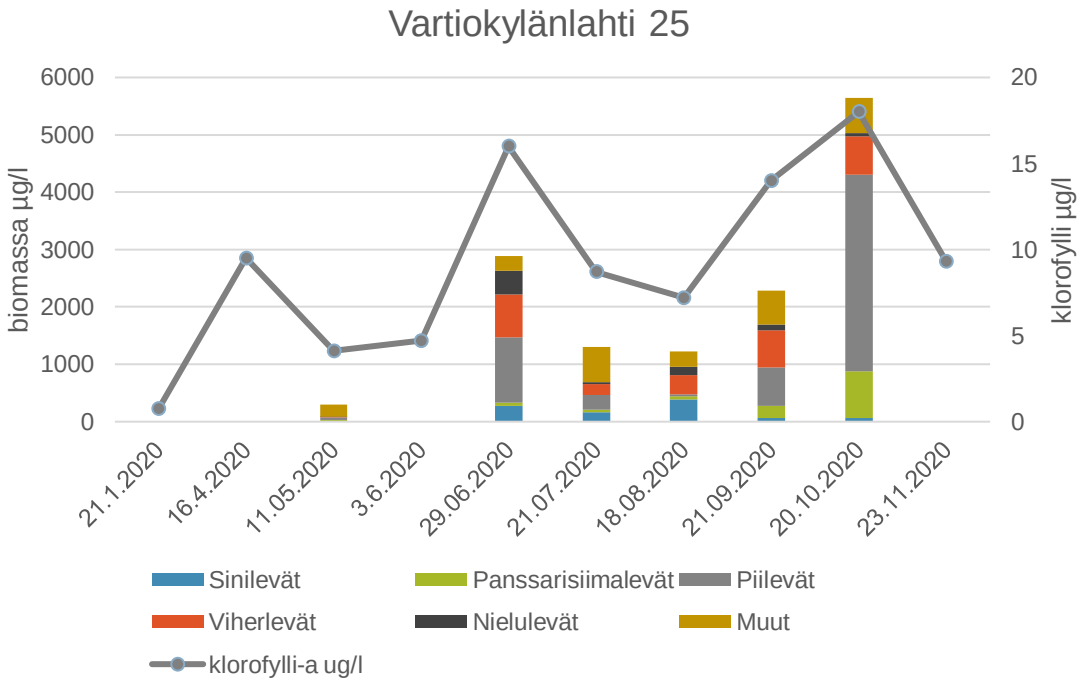
Maaliskuun loppupuolella 2021 a-klorofyllin pitoisuudet olivat Laajalahdella vielä olemattomia, mutta huhtikuun puolivälissä mitattiin kevään a-klorofyllimaksimi, 49 µg/l (kuva 6.11). Vuoden 2021 kevätkukinnan huippu oli tavanomaista voimakkaampi, huhtikuussa ei kuitenkaan tarkkailun puitteissa otettu kasviplanktonnäytettä. Kesän 2021 biomassamaksimi havaittiin heinäkuun alkupuolella, jolloin pintaveden lämpötila ja ravinnepitoisuudet olivat myös korkeita (Nyman 2022). Lajisto muodostui suurimmaksi osaksi *Aphanizomenon flos-aquae*-sinilevästä. Elokuussa biomassan määrä oli selvästi pienempi ja lajistossa vallitsivat piilevät, runsaimpana lajina *Chaetoceros subtilis*.

Tyypillistä Laajalahden kasviplanktonlajistolle on, että solut ovat pienikokoisia. Tämä oli nähtävissä myös kasvukausina 2020 ja 2021. Monet pienisoluiset lajit esiintyivät lajistossa hyvin runsaslukuisina, vaikkakin niiden osuus biomassasta oli vaatimaton. Tällaisia olivat mm. *Merismopedia* spp. ja *Romeria* sp.-sinilevät *Chrysochromulina* -tarttumalevät, *Pyramimonas* -viherlevät, *Pseudopedinella* -kultalevät, *Plagioselmis* -nielulevät, *Koliella, Raphidocelis* ja *Monoraphidium* -viherlevät. Alueen lajisto on kesällä selvästi sinilevien hallitsema.



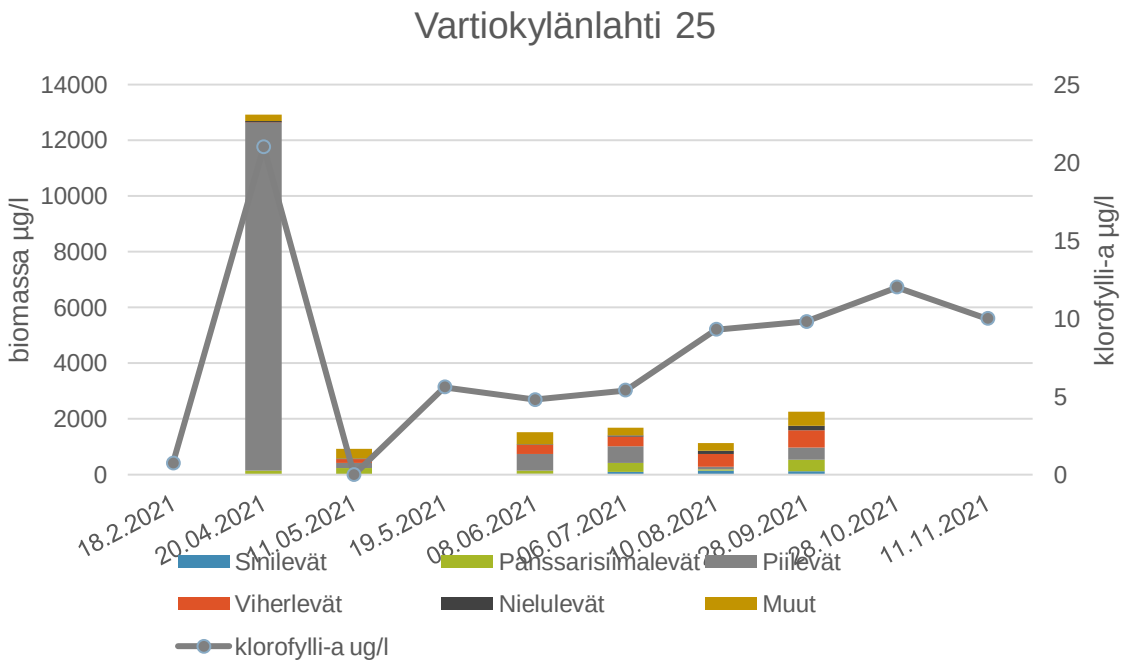
Kuva 6.11. Laajalahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, µg/l) vuonna 2021.

Villingin rannikkovesimuodostuman alueella Vartiokylänlahdella kevään huhtikuinen kukinta-huippu jäi 2020 pieneksi (kuva 6.12). Toukokuun puolivälissä kasviplanktonin määrä oli kesäisessä minimissä sisältäen lähinnä *Mesodinium rubrum*-ripsieläimiä, joita esiintyi näytteissä läpi vuoden. Kesäkuussa lämpötila ja ravinnepitoisuudet olivat korkeita (Nyman 2021), jolloin myös kasviplankton runsastui. Kesäkuisen kasviplanktonin runsastumisen aiheuttivat lähinnä pienet kiekkomaiset piilevät, *Dictyosphaerium* sp. -viherlevät ja *Plagioselmis prolonga* –nielulevät. Kasviplanktonin määrä vaihteli kesän kuluessa paljon ja oli runsaimmillaan vasta lokakuussa. Tällöin valtaosa lajistosta oli piileviä, lähinnä pieniä kiekkomaisia piilevälajeja. Lokakuisessa näytteessä runsaslukuisina esiintyivät myös *Heterocapsa triquetra* -panssarisiimalevät ja *Eutreptiella* -silmälevät. Sinilevien määrä jäi kesällä 2020 Vartiokylänlahdella pieneksi.



Kuva 6.12. Vartiokylänlahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplankton-ryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, µg/l) vuonna 2020.

Vuodesta 2020 poiketen, kasviplanktonin määrä lisääntyi 2021 keväällä jo huhtikuussa huippuunsa, vaikka vuoden 2020 huhtikuulta ei ole kasviplanktonnäytettä oli a-klorofyllin pitoisuus noin kaksinkertainen vuonna 2021, verrattuna vuoteen 2020. Vuoden 2021 huhtikuussa *Chaetoceros* spp., *Skeletonema marinoi*, *Melosira arctica* ja *Thalassiosira* spp. -piilevät olivat lajistossa runsaita. Panssarisiimalevien määrä oli olematon. Kesäminimi saavutettiin edellisen vuoden tapaan ennen toukokuun puoliväliä. Tämän jälkeen levämäärät kasvoivat tasaisesti lokakuulle, joskin jäivät lokakuussa vuoden 2020 lokakuuta pienemmiksi.

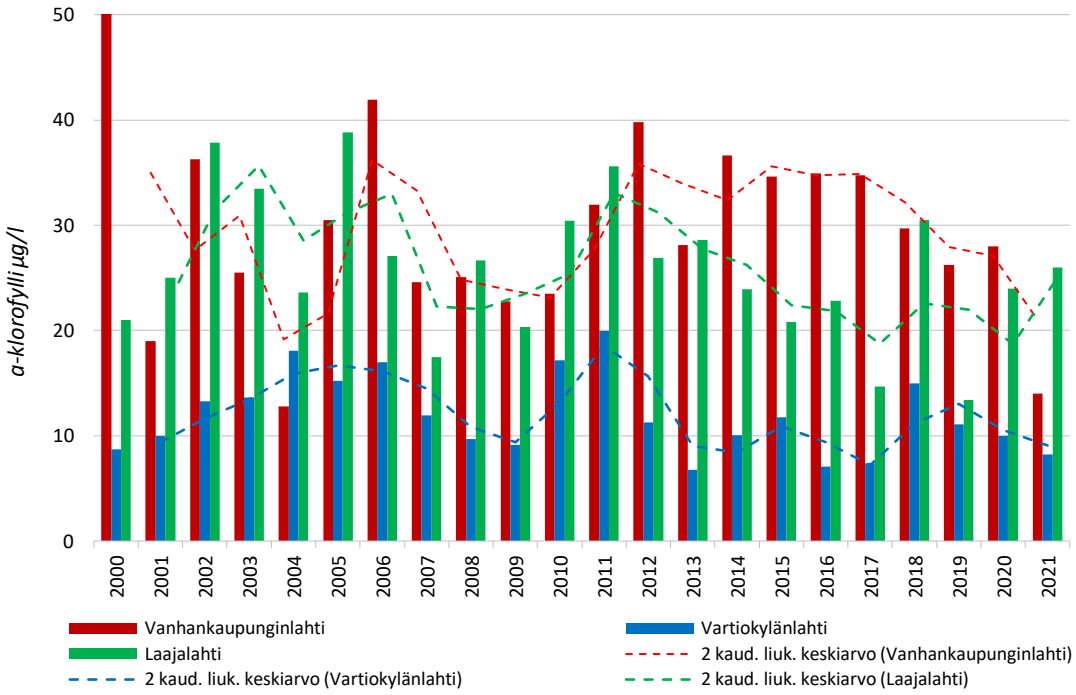


Kuva 6.11. Laajalahden kasviplanktonin määrä (a-klorofylli, µg/l) ja kasviplanktonryhmien osuudet kokonaisbiomassasta (biomassa, µg/l) vuonna 2021.

2010-luvun alkupuolella Vanhankaupunginlahdella tavattiin lähes säännöllisesti Helsingin suurten lahtialueiden heinä-syyskuun suurimmat kasviplanktonmäärät (kuva 6.14). Viimeisimpien vuosien aikana kasviplanktonin määrä vaikuttaa kuitenkin alueella vähentyneen. Sinilevien, varsinkaan typensidontaan pystyvien rihmamaisten lajien, määrät eivät olleet kovin suuria. Sen sijaan lajistossa ovat vallinneet pienikokoiset piilevät, jotka ovat olleet runsaita koko kesän, matalien lahtialueiden veden lämpötilat ovat ympäröivää merialuetta korkeampia, kohonneiden lämpötilojen on todettu aiheuttavan kasviplanktonyhteisöjen solukokojen pienenemistä ja pienempien lajien runsastumista (Abonyi ym. 2020).

Vuodesta 2011 vuoteen 2017 Laajalahden kesäaikainen planktonlevien määrä vähentyi mutta viimeisimpien vuosien aikana kasviplanktonlevien määrän väheneminen näyttää pysähtyneen tai taas hieman kasvaneen (kuva 6.14). Kesäkuussa 2020 ja heinäkuussa 2021 veden lämpötila oli poikkeuksellisen korkea ja ravinnepitoisuudet myös suhteellisen suuria, mikä on todennäköisesti heijastunut kasviplanktonmäärien vaihteluun. Pidemmällä aikavälillä kesän leväbiomassan määrä kuitenkin näyttää vähentyvän (kuva 6.14).

Vartiokylänlahti on edelleen Helsingin suurista sisälahdista vähiten rehevöitynyt ja avoimuutensa johdosta kasviplanktonlajisto muistuttaa ajoittain ulompien alueiden lajistoa. Lajistossa on kuitenkin ajoittain runsaastikin pienikokoisia lahtialueille tyypillisiä lajeja esim. piileviä. Myös Vartionkylänlahdella leväbiomassat vaikuttivat kasvukaudella hieman pienenevän viimeisen kymmenen vuoden aikana.



Kuva 6.14 Vanhankaupunginlahden (4), Laajalahden (87) ja Vartiokylänlahden (25) heinä-syyskuun a-klorofyllipitoisuuksien keskiarvot vuodesta 2000. Vuodesta 2000 vuoteen 2013 saakka tulokset ovat vuosikohtaisia heinä-syyskuun keskiarvotuloksia kokooma-näytteestä. Vuodesta 2014 vuoteen 2017 tulokset taas ovat kahden näytteenottosyvyyden heinä-syyskuun vuosikeskiarvojen keskiarvoja. Vuoden 2018 jälkeen tulokset ovat taas vuosikohtaisia heinä-syyskuun keskiarvotuloksia.

6.4. Kasviplanktonyhteisön koostumuksen erot vertailuasemien ja jätevesien vaikutuksen alaisina olevien näyteasemien välillä

Emil Nyman

6.4.1. Johdanto

Kasviplanktonyhteisön kokonaisbiomassan, kasviplanktonyhteisön luokkien biomassojen ja yhteisön lajikoostumuksen voidaan olettaa eroavan puhdistettuja jätevesiä vastaanottavilla merialueilla alueista, joilla puhdistettujen jätevesien ja muun suoran ravinnekuormituksen vaikutukset ovat vähäisä. Oletus mahdollisista eroista johtuu yleisestä ravinnekuormituksen ja ravinnepulssien vaikutuksista kasviplanktonyhteisöjen koostumukseen (Sommer 1985, Vuorio ym. 2005, Lehtinen ym. 2017).

Kasviplanktonyhteisön koostumuksen mahdollisia eroja tarkasteltiin NMDS (Non-metric Multi-Dimensional Scaling) -ordinaatiomenetelmällä käyttäen R-ohjelmiston ”vegan”-analyysikirjastoa (Oksanen ym. 2022). Analyysissä käytettiin vuosien 2016–2021 kaikkea aineistoa niin että kasviplanktonlajien biomassat keskiarvostettiin näytteenottoaseman (4, 25, 87, 114, 125 ja 147) ja näytteenottoviikon (viikko minimi 12, viikko maksimi 46) mukaan. Akselien lukumääräksi määrättiin kaksi. Ordinaatioanalyysin stressiarvo oli 0.15.

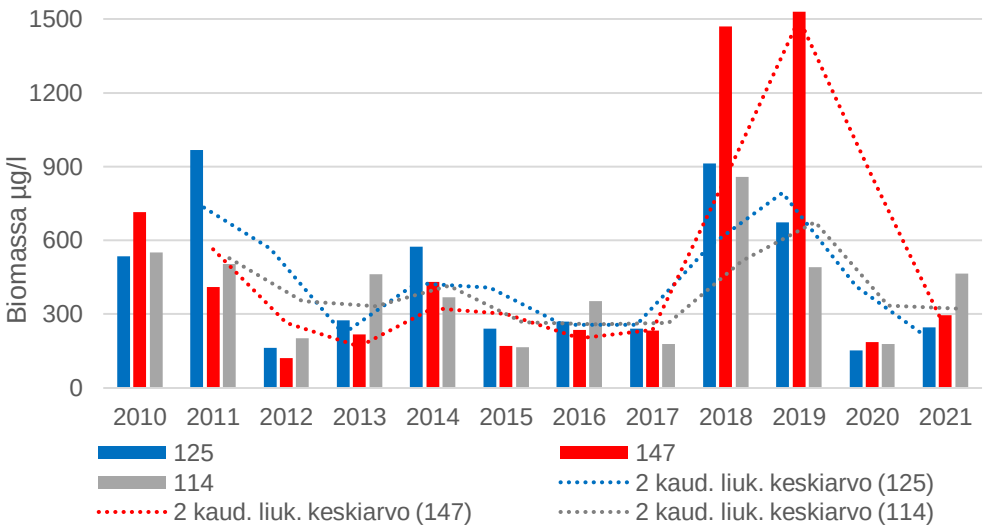
Perustuotanto-, a-klorofylli- ja kasviplanktonbiomassa- sekä kasviplanktonlajiryhmätuloksia tarkasteltiin tilastollisesti toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisella mallilla käyttäen R-ohjelmiston (R Core Team 2019) ”nlme”-analyysikirjastoa (Pinheiro ym. 2019). Tarkasteluun sisällytettiin kuuden vuoden aineisto vuosilta 2016–2021 analyysien tilastollisen voiman lisäämiseksi. Vaikutuksia testattiin jaottelemalla näytepisteet 125 ja 147 jätevesien vaikutuksen alaisena oleviksi pisteiksi ja 114 vaikutusten ulkopuolella olevaksi pisteeksi, sekä käyttäen näytteenottovuotta, kuukautta ja viikkoa satunnaisina muuttujina, näin ottaen huomioon vuosien, kuukausien ja viikkojen välisen ja sisäisen satunnaisen vaihtelun vaikutuksen vastemuuttujaan.

6.4.2. Tulokset

Kasviplanktonyhteisön koostumus tarkasteltuna luokkatasolle ryhmiteltynä (luokka *M. rubrum* koostuu lajitasolle tehdystä ryhmittelystä ja luokka muut taksonomisista yksiköistä, jotka eivät kuulu muihin kuvassa esitettyihin luokkiin) oli samankaltainen kaikilla asemilla (kuvat 6.15, 6.16 ja 6.17). Runsaimmat ryhmät ovat panssarisiimalevät, piilevät, syanobakteerit ja *M. rubrum*. Kevään biomassa koostuu pääosin panssarisiimalevistä ja piilevistä ja syanobakteerit runsastuvat yhteisössä kesällä. Syanobakteeribiomassan ja *M.rubrum*-ripsieläimen osuudet yhteisössä vaihtelevat vuosien välillä tarkastelluilla kolmella asemalla pääosin samaan tapaan (kuvat 6.15, 6.16 ja 6.17).

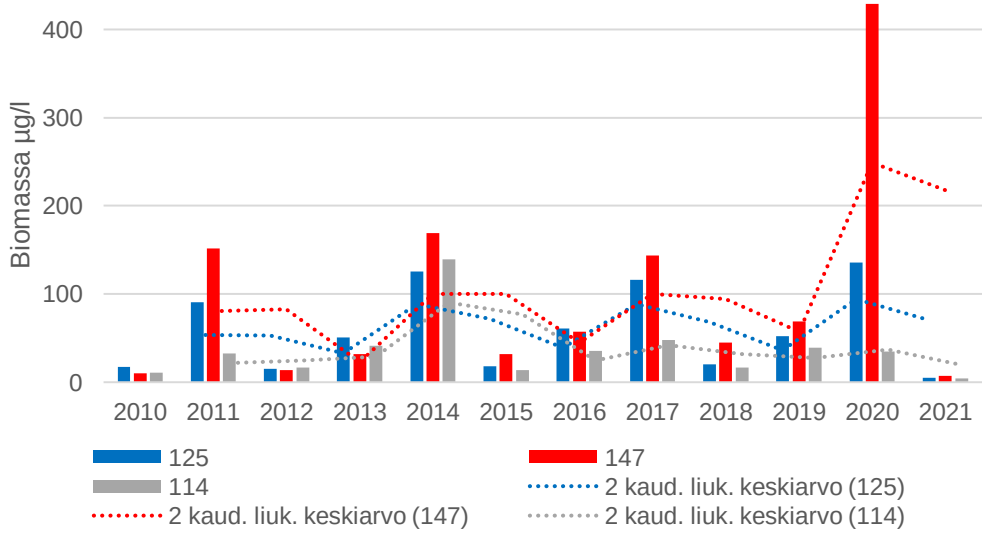
Kasviplanktonlaskennan kokonaisbiomassan vuosikeskiarvon perusteella kasviplanktonin vaikuttaa 2010-luvulta lähtien kasvaneen Katajaluodolla, Knaperskärillä ja Länsi-Tontulla (kts. kuva 6.7). Keväällä levämäärien lisääntymiseen osaltaan vaikuttaa Katajaluodolla piilevien määrän hienoinen lisääntyminen. Knaperskärillä ja Länsi-Tontulla taas havaittiin panssarilevien määrässä hienoista lisääntymistä. Panssarisiimalevien on havaittu laajemminkin lisääntyneen 2010–2017 tilastollisesti merkitsevästi lounaisessa sisäsaaristossa (Suikkanen ym. 2019). Suurin syy keväiseen biomassan kasvuun lienee kuitenkin *M. rubrum*-ripsieläimen määrän selkeä lisääntyminen kaikilla havaintopaikoilla. *M. rubrum*-ripsieläimen on havaittu runsastuneen viime vuosikymmenellä koko Suomenlahden ulkosaariston alueella (Suikkanen ym. 2019).

Rihmamaisten, typensidontaan kykenevien ja potentiaalisesti myrkyllisten sinilevien (pääasiassa Nostocales-lahkon suvut *Nodularia*, *Aphanzomenon* ja *Dolichospermum*) biomassojen on havaittu vähentyneen Suomenlahden ulkosaaristossa vuosien 2010–2017 aikana (Suikkanen ym. 2019). Pääkaupunkiseudun merialueella selvää ajallista trendiä ei ole havaittavissa jaksolla 2010–2021 seurannan puitteissa olevilla asemilla Katajaluodolla (125), Knaperskärillä (147) ja Länsi-Tontulla (114), mutta vuosien välinen vaihtelu biomassassa on suhteellisen suurta, etenkin Knaperskärin (147) asemalla (kuva 6.15). Kesällä 2020 ja 2021 sinilevien määrät jäivät sekä Knaperskärillä että Katajaluodolla melko pieniksi.



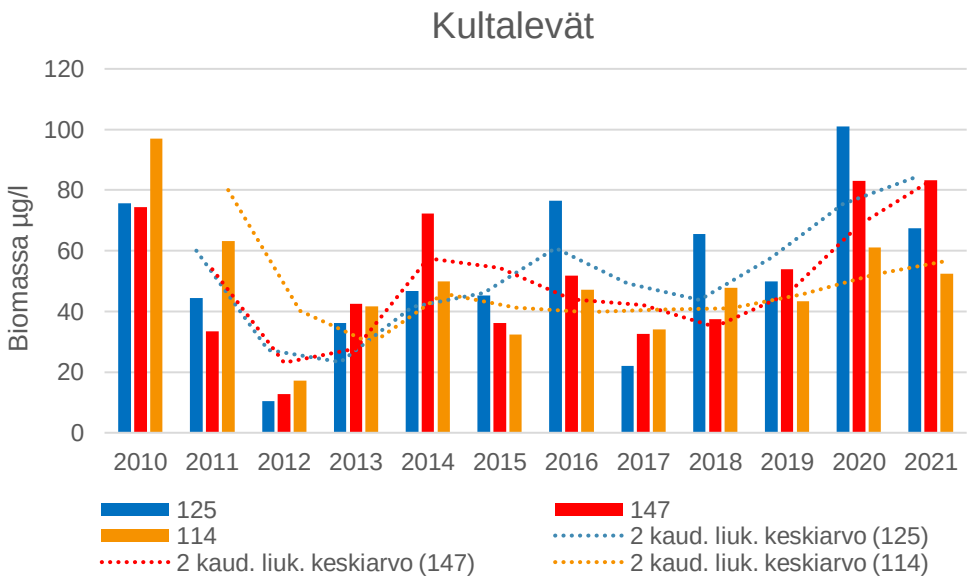
Kuva 6.15. Nostocales-lahkon sinilevien kesän ajan (kesäkuu-syyskuu) seuranta-asemakohtaiset biomassan keskiarvot vuosille 2010–2021.

Ravinnepitoisessa ja lämpimässä vedessä viihtyvät *Eutreptiella*-silmälevät ovat lisääntyneet jonkin verran, varsinkin Knaperskärillä mutta myös Katajaluodolla, joskin vuosien välinen vaihtelu on suurehkoa ja lajeilla näyttää olevan noin kolmen vuoden välein toistuva voimakkaampi esiintyminen (kuva 6.16). Länsi-Tontulla *Eutreptiella*-silmälevien määrä ei näytä viimeisen kymmenen vuoden aikana juurikaan muuttuneen ja biomassan syklinen vaihtelu ei ole aivan yhtä selvää kuin Knaperskärin ja Katajaluodon asemilla. Silmälevien on todettu Helsingin alueella ilmentävän rehevöitymistä (Finni ym. 2001). Silmälevien suurempi määrä puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähellä saattaa indikoida jätevesien johtamisen vaikutusta alueella.



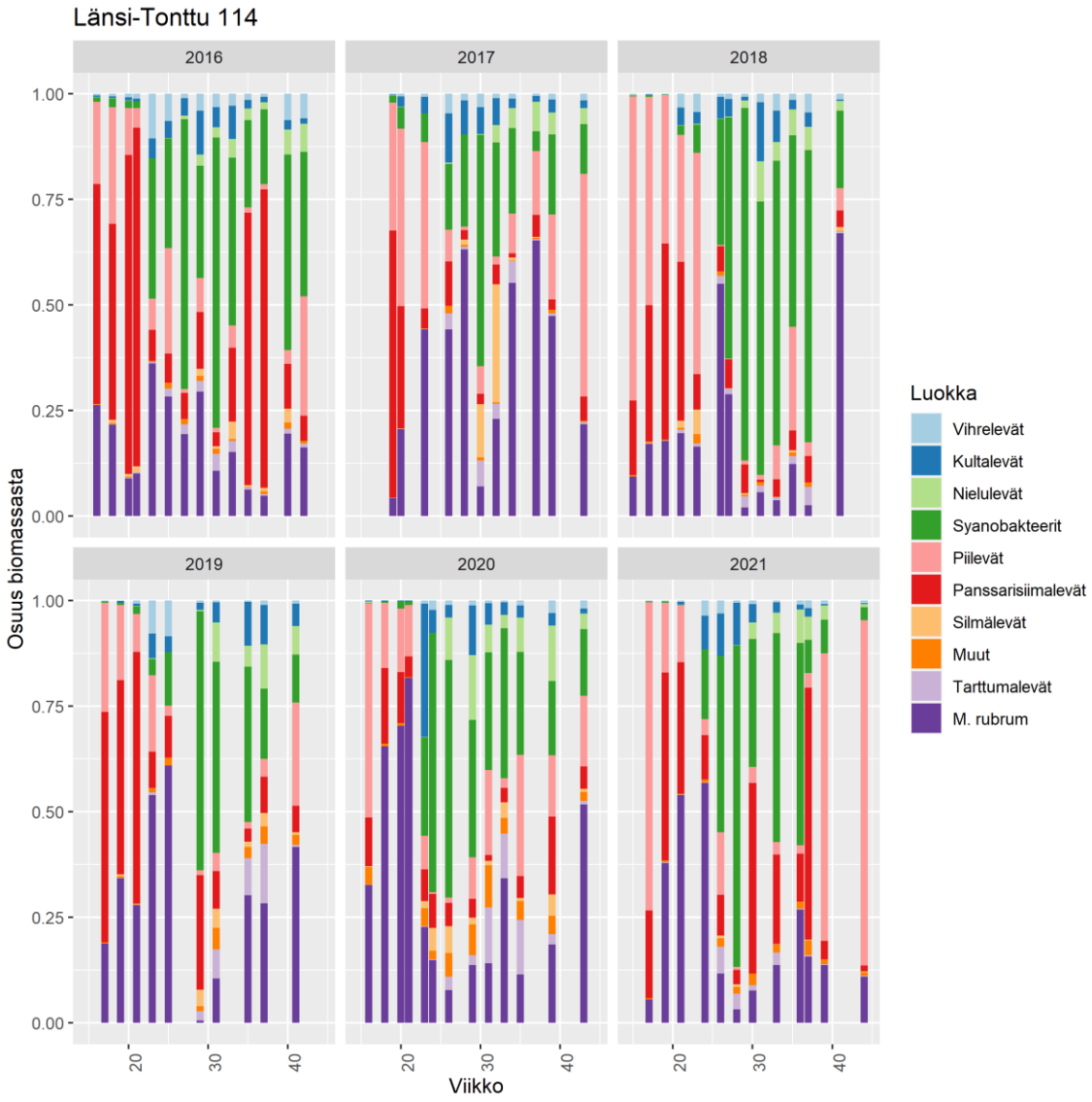
Kuva 6.16. *Eutreptiella*-silmälevien kesän ajan (kesäkuu-syyskuu) seuranta-asemakohtaiset biomassan keskiarvot vuosille 2010–2021.

Kultalevien, joista useimmat ovat tyypillisiä makean veden levälajeja, määrät näyttävät viimeisen kymmenen vuoden aikana kasvaneen sekä Katajaluodolla että Knaperskärillä. Länsi-Tontulla kultalevien määrän kasvu vuodesta 2012 on pienempää (kuva 6.17). Kultalevien suhteellinen osuus kokonaisbiomassasta on kuitenkin kokonaisuudessaan pieni (kuvat 6.18, 6.19 ja 6.20).

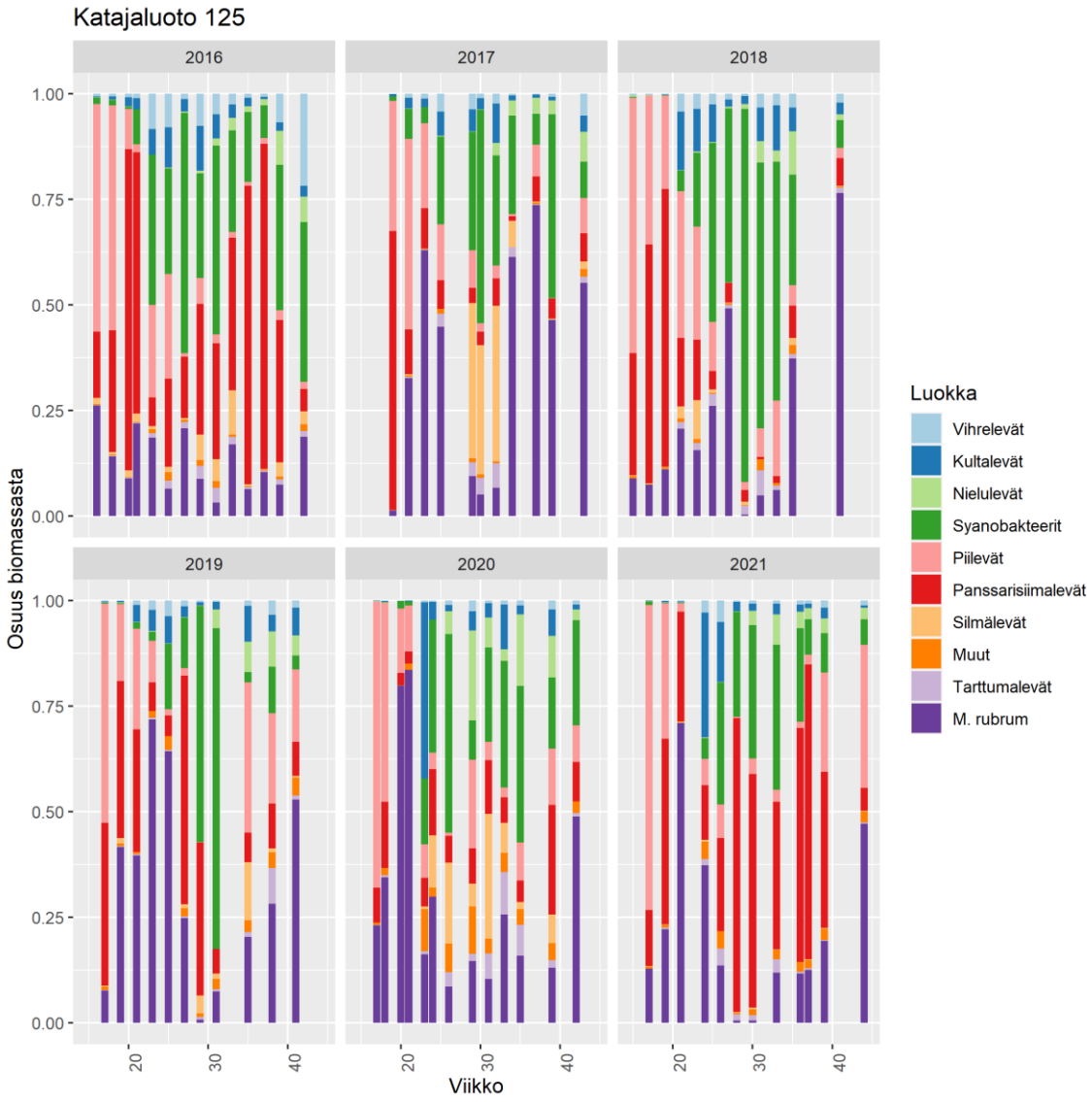


Kuva 6.17. Kultalevien kesän ajan (kesäkuu-syyskuu) seuranta-asemakohtaiset biomassan keskiarvot vuosille 2010–2021.

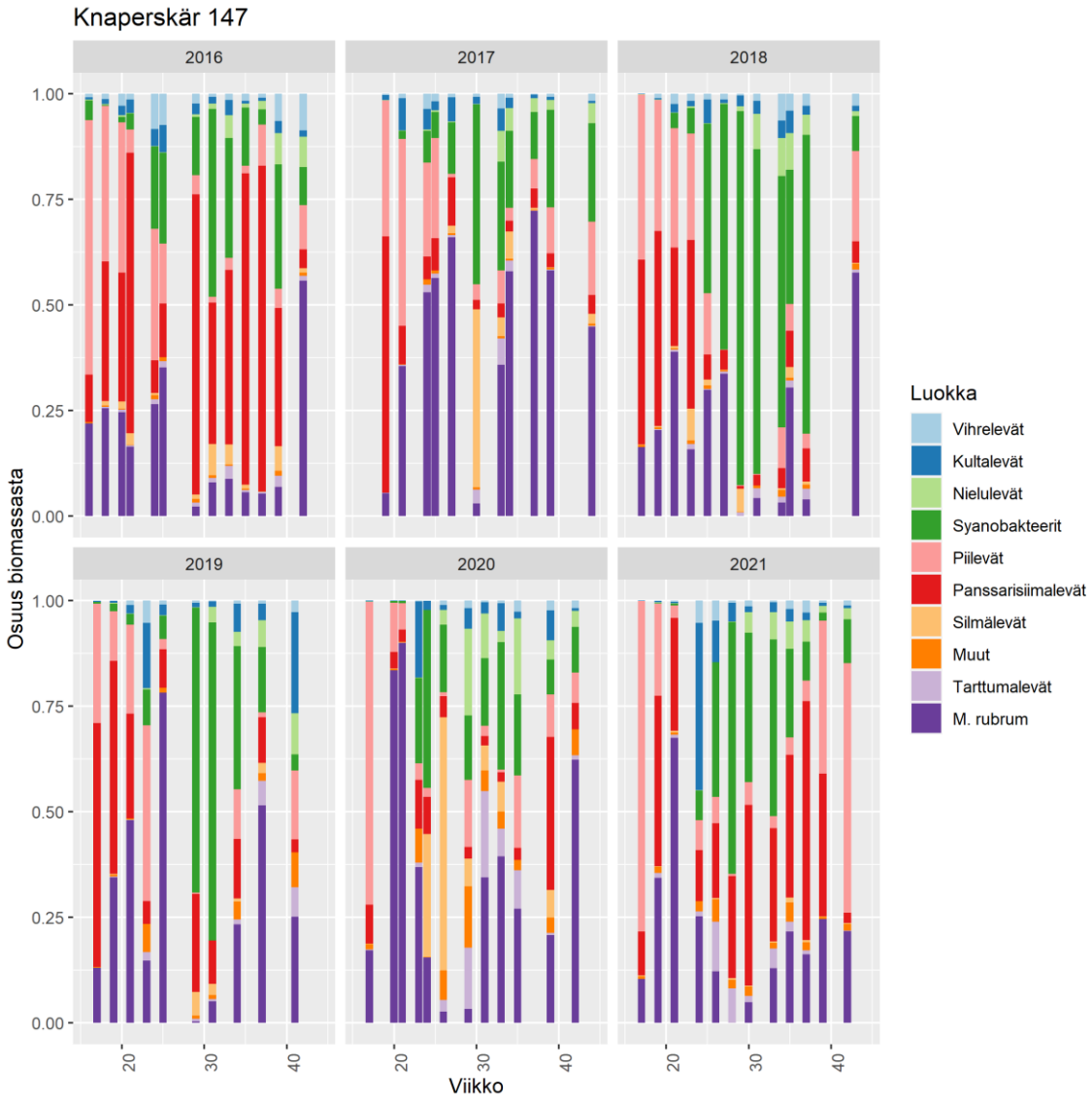
Heterocapsa triquetra –panssarisiimalevä on esiintynyt ajoittain hyvin runsaana lämpimän veden aikaan Helsingin edustan merialueella. Viimeisen kymmenen vuoden aikana lajin määrä näyttää kuitenkin vähentyneen kaikilla kolmella seuranta-asemalla.



Kuva 6.18. Kasviplanktonryhmien osuudet kokonaiskasviplanktonbiomassasta Länsi-Tontun havaintoasemalla vuosina 2016–2021.



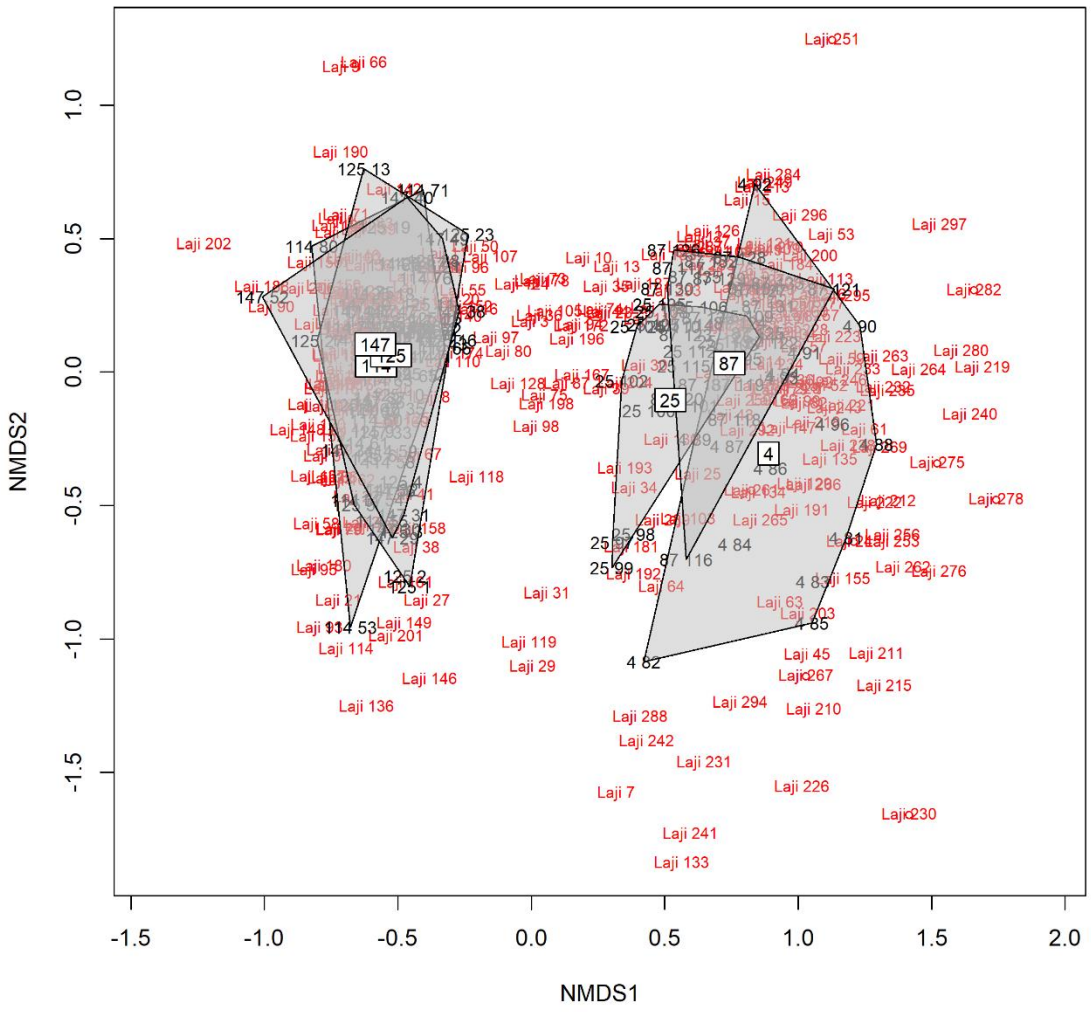
Kuva 6.19. Kasviplanktonryhmien osuudet kokonaiskasviplanktonbiomassasta Katajaluodon havaintoasemalla vuosina 2016–2021.



Kuva 6.20. Kasviplanktonryhmien osuudet kokonaiskasviplanktonbiomassasta Knaperskärin havaintoasemalla vuosina 2016–2021.

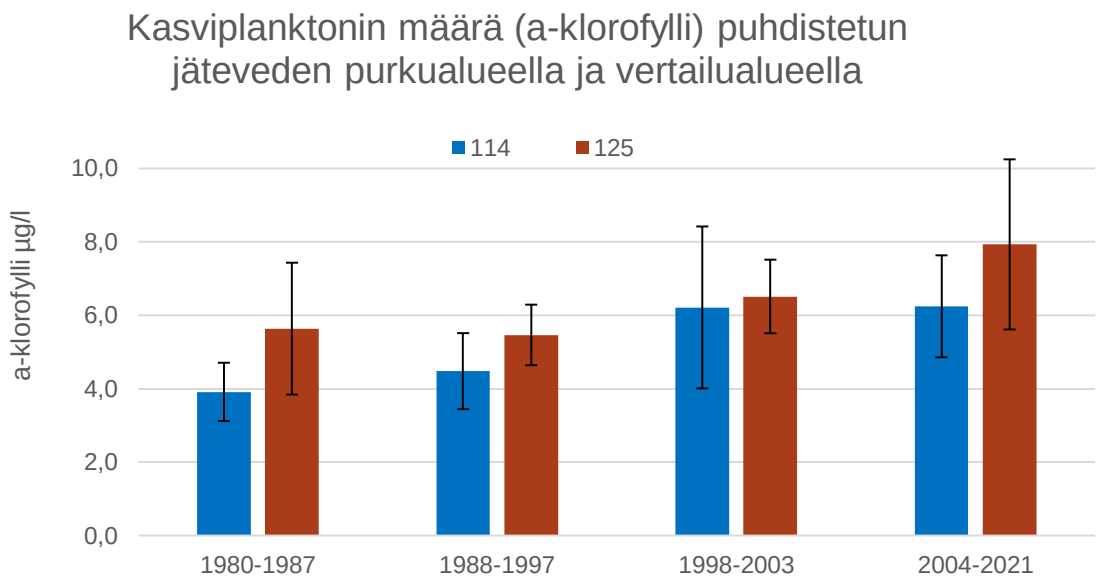
Kasviplanktonyhteisön koostumuksessa ei havaittu eroa ulkosaariston näytteenottoasemien (114, 125 ja 147) välillä NMDS ordinaatiomenetelmällä tarkasteltuna (kuva 6.21). Kun analyysiin lisättiin lahtialueiden näytteet, erottuvat näiden asemien kasviplanktonyhteisön koostumus ulkosaariston asemien yhteisön koostumuksesta omina ryhminään, niin että Vartiokylänlahden (25) ja Vanhankaupunginlahden (4) kasviplanktonyhteisön koostumukset eroavat toisistaan eniten omanlaisinaan (kuva 6.21). Ordinaatiokuvaajan x-akseli kuvastaa pääosin näytteenottoaseman vaikutusta yhteisökoostumukseen ja y-akseli vuodenaikaa. Vuodenajan aiheuttama vaihtelu kasviplanktonyhteisön koostumukseen on suurempi kuin näytteenottoaseman vaikutus kaikilla alueilla.

NMDS-ordinaatioanalyysin pohjalta, puhdistettujen jätevesien johtaminen ulkosaaristoon ei näytä vaikuttavan kasviplanktonyhteisön lajistokoostumukseen vertailtujen asemien välillä.



Kuva 6.21. NMDS ordinaatiokuvaaja yhteisön Bray-Curtis erilaisuudelle perustuen kasviplanktonlajien esiintymiseen kuudella eri havaintoasemalla (4, 25, 87, 114, 125, 147) vuosien 2016–2021 viikkojen 12–46 aikana.

Kasviplanktonlajiston erot jätevesien purkupaikkojen läheisyydessä ja vertailualueella ovat edellisvuosien tapaan suhteellisen vähäisiä. Kesäaikaisen (heinä-syyskuu) kokonaisbiomassan on kuitenkin havaittu ajoittain olevan korkeampi purkualueiden läheisyydessä kuin Länsi-Tontun havaintoasemalla. Erot näiden alueiden välillä eivät kuitenkaan mikroskopointitulosten kokonaisbiomassan osalta olleet tilastollisesti merkitseviä. Edellisen yhteenvetoraportin yhteydessä todettiin, että tilanne on ollut samansuuntainen jo ennen jätevesien johtamista ulkosaaristoon eikä jätevesien johtaminen ole muuttanut tilannetta havaittavasti (Vahtera ym. 2018). Kun kokonaisbiomassaa tarkastellaan a-klorofyllitulosten pohjalta, keskimääräinen a-klorofyllin taso on kuitenkin tilastollisesti merkitsevästi suurempi puhdistettujen jätevesien purkualueiden läheisyydessä, verrattuna Länsi-Tontun aseman vastaaviin tuloksiin (kuva 6.22) (taulukko 6.2).



Kuva 6.22. Länsi-Tontun ja Katajaluodon kasviplanktonin määrän (a-klorofylli) heinä-syyskuun keskiarvo ennen jätevesien laskemista ulkosaaristoon (1980–1987), jätevesien laskemisen aloittamisen jälkeen (1988–1997), typen poiston alettua Viikinmäen jäteveden-puhdistamolla (1998–2003) ja sen tehostuttua (2004-2019).

A-klorofyllipitoisuus oli kesällä 2020 ja 2021 purkualueilla Katajaluodolla sekä Knaperskärillä keskimääräisesti suurempi kuin vertailualueella Länsi-Tontulla (Kuva 6.7), ja ero oli tilastollisesti merkitsevä, kun analyysissä käytettiin vuosien 2016–2021 aineistoa (taulukko 6.2). A-klorofyllin pitoisuuksissa on todettu esiintyvän merkittävää vaihtelua tilallisella ja ajallisella mittakaavalla, jotka ovat pienempiä kuin pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun asemien keskimääräiset etäisyydet toisistaan ja/tai näytteenottojen ajallinen frekvenssi (Little ym. 2018, Scheinin ja Asmala 2020). Suuri tilallinen ja ajallinen vaihtelu lisäävät pistemäisen seuranta-aineiston epävarmuutta arvioida eroja a-klorofyllin pitoisuuksissa eri asemien välillä.

A-klorofyllipitoisuuksien vaihtelun on todettu myös olevan suhteellisen suurta Suomenlahdella kumpuamistapahtumien yhteydessä, jolloin kasviplanktonbiomassan tilallista jakaumaa määrittävät kumpuamisen muokkaamat pintavirtaukset (Uiboupin ym. 2012). A-klorofylli ja mikroskooppilaskentaan perustuva kasviplanktonin kokonaisbiomassa pyrkivät kuvaamaan saamaa asiaa, eli kasvikeijuston kokonaismäärää vedessä. A-klorofyllin määrä leväsolun sisällä vaihtelee kuitenkin solun fysiologisen tilan mukaan. Solun tilaan ja sen sisältämän a-klorofyllin määrään vaikuttavat pääosin valon määrä sekä typpiravinteen saatavuus (Seppälä 2009). Valon määrään vesipatsaassa vaikuttaa veden sameus sekä sekoittuvan kerroksen syvyys. Veden sameus on tilastollisesti merkitsevästi suurempaa puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähistöllä verrattuna alueisiin, jotka ovat etäämmällä purkualueista (kts. kappale 4). Veden kerrostuneisuus on alueilla samankaltaista. Myös liukoisten typpiravinteiden pitoisuudet ovat tilastollisesti merkitsevästi suurempia purkualueiden lähistöllä. Tästä johtuen korkeamman a-klorofyllin määrän purkualueiden lähistöllä, vaikka mikroskooppilaskentoihin perustuva kasviplanktoninkokonaisbiomassa ei olekaan suurempi, voi selittyä leväsolujen paremmalla ravinteiden saannilla ja hieman heikommalla valoympäristöllä, mikä ajaa solut syntetisoimaan enemmän a-klorofylliä leväsolua kohti.

Panssarisiimalevien ja silmälevien biomassat olivat tilastollisesti merkittävästi suuremmat puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähistöllä ja syanobakteerien biomassat tilastollisesti merkitsevästi pienempiä (taulukko 6.2). Typpiravinteiden saatavuudesta hyötyvien panssarisiimalevien

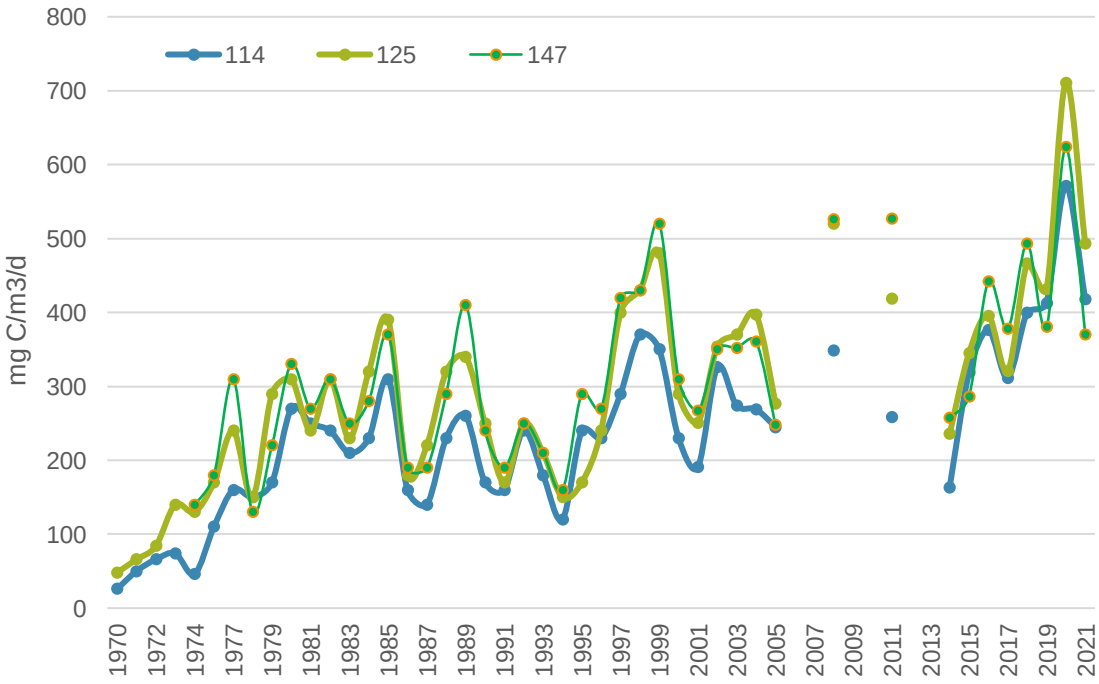
ja silmälevien suurempi määrä purkualueiden lähistöllä saattaa indikoida puhdistettujen jätevesien vaikutusta alueella.

Taulukko 6.2. Tilastollisen toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisen mallin tulokset perustuotantokyvyn, kasviplanktonin kokonaisbiomassan a-klorofyllin ja kasviplanktonryhmien biomassojen suhteen vuosille 2016–2021. Kaikki vastemuuttujat ovat logaritmimuunnettuja.

	Ero vertailu-asemaan	Keskivirhe	Vapausasteet	t-arvo	p-arvo
Perustuotantokyky	0.05	0.07	90	0.77	0.44
Kokonaisbiomassa	0.08	0.06	120	1.36	0.18
a-klorofylli	0.12	0.04	130	2.94	< 0.05
Syanobakteerit	-0.28	0.14	120	-2.04	< 0.05
Panssarisiimalevät	0.30	0.10	120	2.89	< 0.05
Piilevät	-0.18	0.11	120	-1.60	0.11
Silmälevät	0.65	0.15	81	4.13	< 0.05
Viherlevät	0.06	0.08	120	0.77	0.44
M. rubrum	-0.01	0.09	118	-0.13	0.90

6.5. Perustuotantokyky

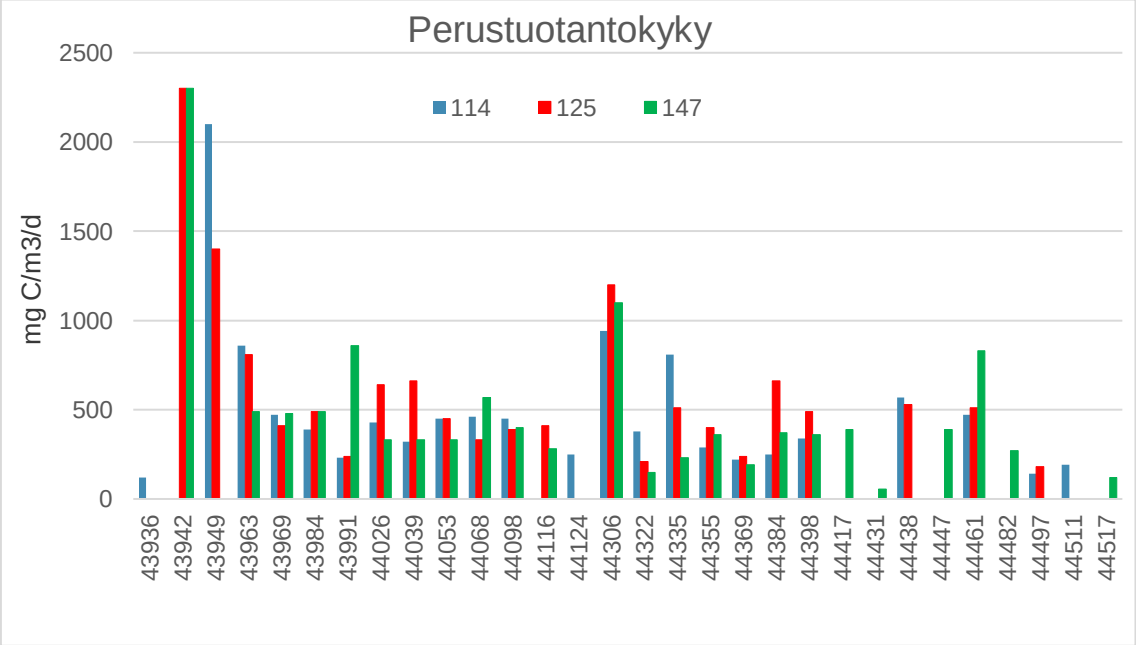
Ulkosaariston perustuotantokyvyn vuosikeskiarvot ovat 1970-luvulta alkaneen seurannan tulosten perusteella kasvaneet selvästi (kuva 6.23). 1970-luvulla perustuotantokykymittausten taso oli Länsi-Tontulla vain noin kolmannes 2010-luvulla mitatuista tasoista. Perustuotantokyky oli jo1970-luvulla Katajaluodolla ja Knaperskärillä suurempi kuin Länsi-Tontulla. Rehevöitymiskehitys näyttää edelleen edenneen koko ulkosaariston alueella, sillä vuonna 2020 saavutettiin perustuotantokyvyn vuosikeskiarvojen uudet huippuarvot.



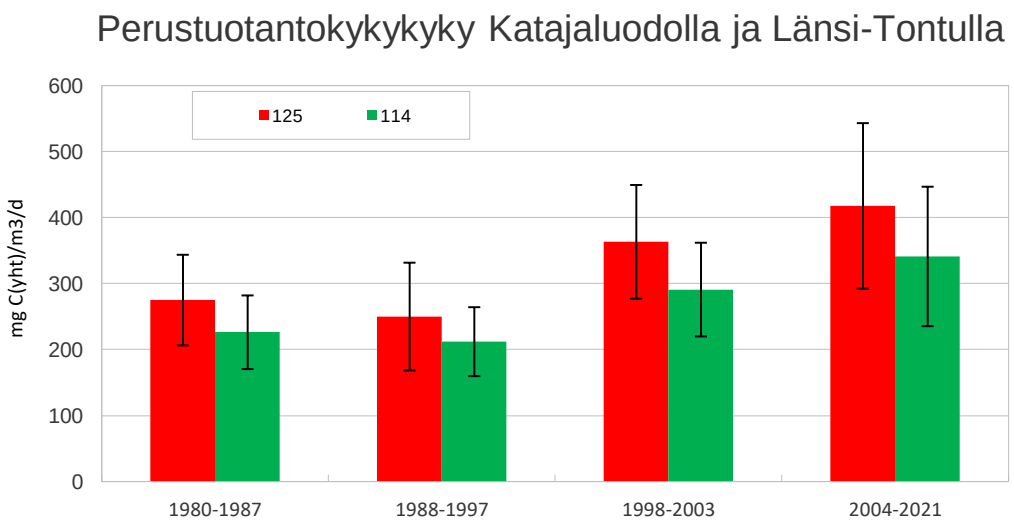
Kuva 6.23. Kasviplanktonin perustuotantokyvyn vuosikeskiarvot 1970-luvulta lähtien (mg C/m^3/d) Länsi-Tontulla (114), Katajaluodolla (125) ja Knaperskärillä (147).

Ulkosaaristolle on tyypillistä korkea keväinen tuotantomaksimi, useat vähäisemmät tuotantohuiput keski- ja loppukesällä sekä mahdollisesti vähäinen tuotantohuippu syksyllä (kuva 6.24). Keväällä 2020 huhtikuun puolivälin jälkeen kasviplanktonin perustuotantokyky nousi ennätyksellisen korkeaksi (kuva 6.24). Korkeita perustuotantokykytasoja mitattiin Knaperskärillä, Katajaluodolla ja myös Länsi-Tontulla, mistä voisi päätellä, että kysymyksessä on jäteveden kuormitusta laajempi kehityssuunta. Huippuarvoja mitattiin vain huhtikuun loppupuolella, jonka jälkeen arvot olivat lähempänä edellisvuotisia tuloksia. Pieni tuotantohuippu mitattiin kesäkuussa Knaperskärillä samaan aikaan kun liukoisen fosfaatin ja kokonaisravinteiden määrät olivat koholla ja *A. flos-aquar* -sinilevät sekä *Eutreptiella* -silmälevät olivat runsastuneet lajistossa. Katajaluodolla taas heinäkuisen pienen tuotantohuipun aikaan mitattiin korkeita typpiravinnepitoisuuksia, jolloin myös syanobakteerit ja silmälevät olivat runsastuneet. Vuoden 2020 perustuotantokykytulokset vaihtelivat kasvukauden aikana Katajaluodolla välillä 240–2300 mg C/m^3/d, Knaperskärillä välillä 280–2300 mg C/m^3/d ja Länsi-Tontulla välillä 120–2100 mg C/m^3/d.

Vuoden 2021 perustuotantokykytulokset olivat edellistä vuotta matalampia. Keväinen tuotantohuippu jäi jopa puoleen edellisen vuoden huippuarvoista. Perustuotantokyvyn tulokset laskivat Katajaluodolla ja Knaperskärillä tuotantohuipun jälkeen kesäiselle tasolle, mutta Länsi-Tontulla perustuotantokyky oli koholla myös toukokuun lopulla (kuva 6.24). Toukokuun puolivälin toisen perustuotantokykyhuipun aikaan panssarisiimalevät, piilevät ja ennen kaikkea *M. rubrum* –ripsieläin esiintyivät runsaina alueella (kuva 6.18). Katajaluodolla perustuotantokyky oli koholla heinäkuussa, jolloin samaan aikaan *H. triquetra*-panssarisiimalevät ja *A. flos-aquae*-sinilevät runsastuivat (kuva 6.19). Syyskuun lopulla perustuotantokyky oli koholla Knaperskärillä, jossa *H. triquetra* –panssarisiimalevät, *C. granii*-piilevät ja *M. rubrum*-ripsieläin runsastuivat (kuva 6.20). Loka-marraskuussa perustuotantokyky pieneni selvästi. Kasvukauden 2021 perustuotantokyvyn tulokset vaihtelivat Katajaluodolla välillä 230–1200 mg C/m^3/d, Knaperskärillä 54–1100 mg C/m^3/d ja Länsi-Tontulla 140–940 mg C/m^3/d.



Kuva 6.24. Kasviplanktonin perustuotantokyky (mg C/m^3/d) 2020 ja 2021 Länsi-Tontulla (114), Katajaluodolla (125) ja Knaperskärillä (147).



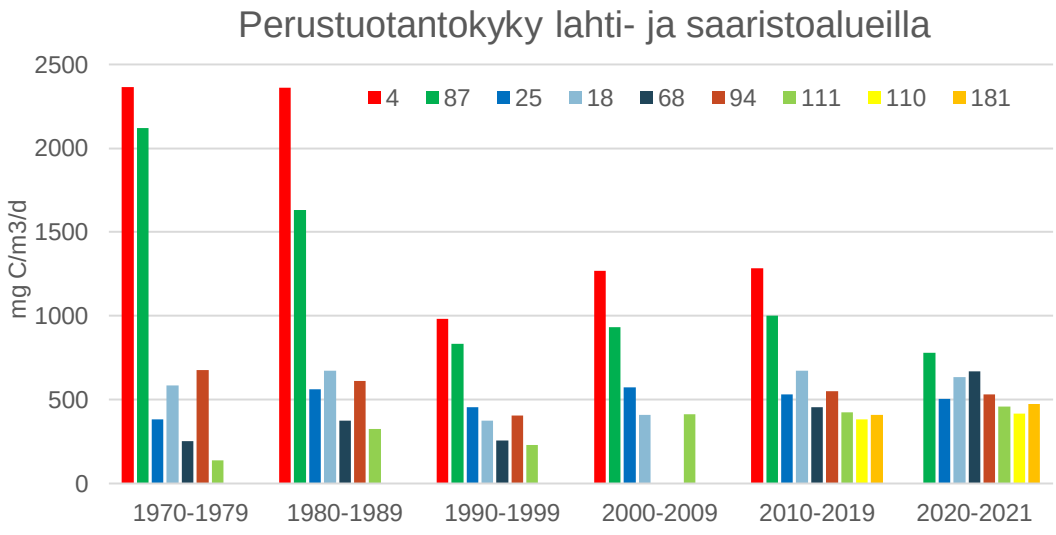
Kuva 6.25. Katajaluodon ja Länsi-Tontun perustuotantokyky (mg C/m^3/d) vuosikeskiarvoina ennen jätevesien laskemista ulkosaaristoon (1980–1987), jätevesien laskemisen aloittamisen jälkeen (1988–1997), typenpoiston alettua Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla (1998–2003) ja sen tehostuttua (2004–2021).

Ennen jätevesien purkamista ulkosaaristoon (1980–1987) keskimääräinen perustuotantokyky Katajaluodolla oli noin 275 mg C/m^3/d ja Länsi-Tontulla 226 mg C/m^3/d (kuva 6.25). Jätevesien johtamisen aloittamisen jälkeen perustuotantokyky pysyi samalla tasolla. 2000-luvun alkupuolelle siirryttäessä perustuotanto kasvoi molemmilla alueilla, mikä viitaa puhdistettujen jätevesien laskemista yleisempään rehevöitymiskehitykseen. Perustuotantokyvyn kasvu 2000-luvulle tultaessa oli Katajaluodon alueella kuitenkin suurempaa kuin Länsi-Tontun alueella. Jätevesien puhdistusprosessin typen poiston alkamisen ja sen tehostumisen jälkeen merialueen perustuotantokyky pysyi edelleen korkealla tasolla. Viimeisen vajaan kahdenkymmenen vuoden aikana perustuotantokyky on kasvanut sekä Katajaluodolla että Länsi-Tontulla samaan tahtiin, joten viimeisimpien vuosien keskiarvotuloksissa ei voida selvästi havaita jätevesien rehevöittävää vaikutusta Katajaluodon alueella. Perustuotantokyky ei eronnut tilastollisesti merkitsevästi aseman 114 ja asemien 125 ja 147 välillä jaksolla 2016–2021 (taulukko 6.2).

Vanhankaupunginselän perustuotantokykytulokset olivat 1970 ja 1980-luvuilla suuria johtuen puhdistettujen jätevesien laskemisesta alueelle vuoteen 1986 asti (kuva 6.26). Vantaanjoki toi lisäksi alueelle kuormitusta. 2000-luvulla Vanhankaupunginselältä on saatu perustuotantokykytuloksia ainoastaan neljänä vuotena (2000, 2005, 2008 ja 2011) ja näiden perusteella perustuotantokyky on kasvanut 1990 –luvun tuloksista. Laajalahdella perustuotantokyky kasvoi 2000-luvulla, mutta viimeisimmän kahden vuoden tulokset olivat edellisten vuosikymmenien tuloksia pienempiä. Vanhankaupunginselän ja Laajalahden perustuotantokykytulokset eivät suoranaisesti enää kerro jätevesien laskemisen vaikutuksista. Ne voivat kuitenkin varsinkin Laajalahdella heijastaa menneiden vuosikymmenien jätevesien laskemisen vaikutuksista sisäisen kuormituksen kautta. Alueiden nykykuormitus Vantaanjoen ja purojen valuman, suoran pintavalunnan sekä hulevesien kautta vaikuttanevat kuitenkin myös näiden alueiden rehevöityneisyyteen.

Perustuotantokyky on pysynyt Vartiokylänlahdella kymmeniä vuosia lähes ennallaan eikä viimeisinä vuosina ole tapahtunut suurempaa muutosta (kuva 6.26). Vasikkasaaren havaintopaikalla Kruunuvuorenselällä perustuotantokyvyn taso pieneni 1990-luvulla ja 2000-luvun ensimmäisellä vuosikymmenellä edellisten vuosikymmenten korkeammasta tasosta, mutta on palannut 2010-

luvulla 1960- ja 1970-lukujen perustuotantokyvyn tasolle (kuva 6.26). Myös Porsaan havaintopaikalla Seurasaarenselällä, perustuotantokyky on kehittynyt samaan suuntaan kuin Vasikkasaaren asemalla, kasvaen viime vuosina. Melkinselällä ja Skatanselällä perustuotantokyky on selvästi kasvanut 1970-luvun varsin matalilta tasoilta samalle tasolle kuin mitä Katajaluodolla, Knapperskärillä ja Länsi-Tontulla nykyisin mitataan. Nämä perustuotantokyvyn tason nousut kertovat laajamittaisemmasta rehevöitymiskehityksestä koko alueella.



Kuva 6.26. Vanhankaupunginselän (4), Laajalahden (87), Vartiokylänlahden (25), Vasikkasaaren (18), Melkinselän (68), Porsaan (94), Kallahdenselän (110), Skatanselän (111) ja Mustan Hevosen (181) perustuotantokyvyn keskiarvotulokset 1970-luvulta lähtien eri vuosikymmenillä.

6.6. Trofia- ja sameusindeksi

Emil Nyman

6.6.1. Johdanto

Merialueen tilaa arvioidaan useilla eri menetelmillä, vertailemalla suoraan esim. vesikemiallisia mittaustuloksia tai biologisia mittaustuloksia (esim. kokonaisravinnepitoisuudet, kasviplankton-biomassa ja -lajisto, pohjaeläinten tiheys ja lajisto jne.) toisiin mittaustuloksiin tai referenssitasoihin, jotka on ennalta määritelty tarkoituksena kuvata ympäristön tilaa. Käytössä on myös useita ympäristön tilaa kuvaavia nk. ympäristömuuttujien komposiitti-indeksejä.

Yleisin Suomessa käytetty vesiympäristön tilaa kuvaava indeksi lienee ELS-arvo (ekologinen laatusuhde), jonka pohjalta lasketaan rannikkovesiemme ekologinen laatuluokitus (Aroviita ym. 2012, Aroviita ym. 2019). Ekologisen tilan luokitus on kattava arvio vesiympäristön tilasta ja se tehdään valtiohallinnon toimesta joka kuudes vuosi. Ekologisen luokituksen tekeminen on suhteellisen työlästä ja dataintensiivistä. Laatuluokitus tehdään ympäristöhallinnon ohjeistukseen pohjautuen pääkaupunkiseudun merialueelle joka vuosi (Airola ja Vahtera 2016)[7] ja tulos julkaistaan internetsivuilla http://www.hel.fi/merivesi. Tämä luokitus ei kuitenkaan vastaa virallista

[7] https://www.hel.fi/static/ymk/merialueen-seuranta/ELS-kartta-TS.png (12.5.2022)

ympäristöhallinnon ekologisen tilan luokitusta, eikä sitä tule käyttää virallista luokittelua vastaavasti. Pääkaupunkiseudun ELS-indeksin ajallista kehitystä käsitellään tämän raportin kappaleessa 11.

Pääkaupunkiseudun merialueelle vuosittain laskettava ELS-arvo kuvaa ekologisen tilan luokittelun tapaan useita eri vesiympäristön ravintoverkon osia, tässä kappaleessa esitetään kevyempi ja pääasiassa vesipatsaan perustuotantoa ja ravinnevarantoja kuvaava trofiaindeksi, joka on luotu ilmentämään vesiympäristön rehevöitymisen tasoa (Vollenweider ym. 1998). Trofiaindeksi perustuu rutiininomaisesti mitattaviin parametreihin (a-klorofylli, happi, typpi ja fosfori), se on luotu ottamaan huomioon perustuotannon lopputuote (biomassa) ja perustuotantodynamiikka (happi). Indeksi sisällyttää myös rehevöitymisen pääasialliset kausaaliset tekijät (ravinteet) ja se kuvaa täten suhteellisen kattavasti vesiympäristön rehevöitymisen muutoksia.

6.6.2. Aineisto ja menetelmät

Trofiaindeksi laskettiin yhteensä 11 laajemmalle vesialueelle, jotka hieman eroavat ympäristöhallinnon pääkaupunkiseudulle määrittämistä vesimuodostumista[8]. Tässä tarkastelussa vesimuodostumat Seurasaari ja Kruunuvuori on jaettu kahteen erilliseen vesialueeseen ja tarkasteluun on lisätty Töölönlahti omana vesialueenaan. Seurasaaren vesimuodostuma on jaettu Laajalahden ja Seurasaarenselän vesialueiksi ja Kruunuvuoren vesimuodostuma on jaettu Kruunuvuorenselän ja Vanhankaupunginlahden vesialueiksi, johtuen näillä alueilla esiintyvistä voimakkaista veden laadun gradienteista.

Trofiaindeksi (alla TRIX) kuvaa vesipatsaan rehevöityneisyystilaa ottamalla huomioon kasviplanktonin biomassan ja tuotannon sekä ottamalla huomioon pääasialliset biomassaan ja tuotantoon vaikuttavat tekijät ja se pohjautuu rutiininomaisesti mitattaviin parametreihin (Vollenweider ym. 1998). Indeksi laskettiin vesimuodostumakohtaisesti parametrien kesäkuukausien (kesäkuu-syyskuu) keskiarvoille kaavalla:

$$TRIX = (Log[Chl\text{-}a * aDO\% * Ntot * Ptot] - [3.2]) / 0.5 \quad (1)$$

jossa *Chl-a* on klorofyllipitoisuus, *aDO%* on pintaveden hapen kyllästysasteen absoluuttinen poikkeama 100:sta, *Ntot* on pintaveden kokonaistypen pitoisuus ja *Ptot* pintaveden kokonaisfosforin pitoisuus. Indeksi on skaalattu niin, että se saa arvon 0–10 väliltä ja indeksi sovitettiin käytössä olevan aineiston vaihteluun, koska alkuperäinen indeksin laskukaava oli sovitettu Välimereltä kerättyyn aineistoon.

Indeksin yksinkertainen tulkinta on, että indeksin arvoille < 4 rehevöityneisyyden taso on alhainen ja vesistön tila vesipatsaan tuotannon ja perustuottajien resurssitarpeen osalta on erinomainen, arvoille 4-5 tila on hyvä, arvoille 5-6 tila on keskinkertainen ja arvoille > 6 tila on huono.

TRIX-indeksin lisäksi laskettiin veden sameusindeksi (TRBIX) (Vollenweider ym. 1998), jota voi käyttää yhdessä TRIX-indeksin kanssa arvioimaan veden sameuden pääasiallisia lähteitä. Veden sameus johtuu ainakin kolmesta eri tekijästä: 1) vedestä ja veteen liuenneesta aineksesta johtuva, 2) biomassasta johtuva ja 3) elottomasta kiintoaineksesta johtuva valon absorptio tai sironta. Itämerellä liuenneen aineksen tiedetään vaikuttavan veden valon läpäisevyyteen paljonkin (Kowalczuk ym. 2005, Simis ym. 2017), ja koska kohtaa 1 ei erikseen huomioida TRBIX-indeksin laskennassa ovat tulokset todennäköisesti hieman vääristyneet. Indeksi kuvaa kuitenkin elottoman ja elollisen kiintoaineksen suhteiden vaihteluiden vaikutusta veden valon läpäisevyyteen.

[8] http://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikartta (20.5.2022)

TRBIX lasketaan kaksivaiheisesti, laskemalla ensin yksinkertainen suhde veden läpinäkyvyyden ja klorofyllin välille:

$$TRSP(p) = 30 / Chl\text{-}a^{0.7} \quad (2)$$

jossa *Chl-a* on a-klorofyllin pitoisuus. Kaavan 2 mukaisen suhteen pohjalta lasketaan nk. ”sameus/klorofylli –suhde” (TRBR) joka on potentiaalisen (p) ja mitatun (a) veden läpinäkyvyyden (TRSP) suhde, TRBR = TRSP(p) / TRSP(a). Mitattuna veden läpinäkyvyytenä käytetään mitattua näkösyvyyttä. Sameusindeksi lasketaan kaavalla 3:

$$TRBIX = log_2(TRBR) \quad (3)$$

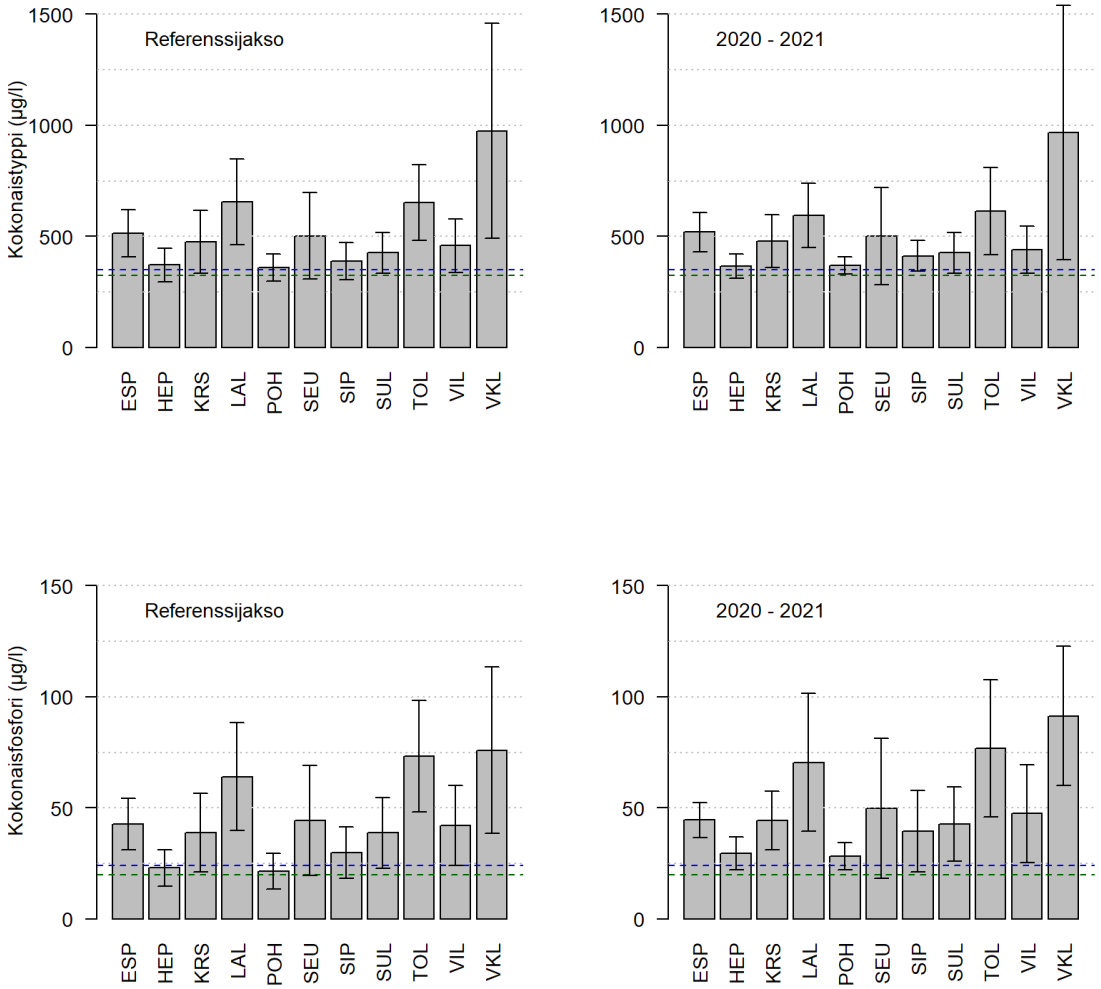
Sameusindeksin yksinkertaisessa tulkinnassa on indeksin arvolla 0 veden sameus on biomassasaturoitunut, eli leväbiomassa aiheuttaa kaiken veden sameuden. TRBIX arvolla 1 veden sameus on puoliksi biomassan ja puoliksi elottoman kiintoaineksen aiheuttamaa, arvolla 2 biomassan osuus veden sameudesta on 1/4, jne. Sameusindeksi laskettiin trofiaindeksin tapaan, käytettävien parametrien kesäkuukausien keskiarvoista, vesimuodostumakohtaisesti.

6.6.3. Tulokset

Trofiaindeksin laskentaan käytetyt vedenlaatuparametrit

Trofiaindeksin laskentaan käytettävien suureiden muutokset tarkastelujaksolla 2020–2021 verrattuna referenssijaksoon 1999–2019 esitetään kuvissa 6.27 ja 6.28.

Suomenlahden ulkosaariston pintavesityyppiin kuuluvien vesialueiden (Helsinki-Porkkala, Porvoo-Helsinki) kokonaistypen ja kokonaisfosforin pintaveden pitoisuudet olivat lähellä hyvän ja tyydyttävän luokan raja-arvoa referenssijaksolla (kuva 6.27). Kokonaistypen pitoisuuksissa ei havaittu muutosta, kun taas kokonaisfosforin pitoisuuksissa on havaittavissa lievää kasvua (kuva 6.27). Suomenlahden sisäsaariston pintavesityyppiin kuuluvien vesialueiden osalta sekä kokonaistypen että kokonaisfosforin pitoisuudet olivat hyvän ja tyydyttävän luokkien raja-arvoja suuremmat referenssijaksolla, pienimmät pitoisuudet mitattiin Sipoon saaristo ja Suvisaaristo-Lauttasaari vesialueilla ja korkeimmat Laajalahti ja Vanhankaupunginlahti vesialueilla (kuva 6.27). Laajalahdella on havaittavissa lievää kokonaistypen pitoisuuden laskua verrattaessa referenssijakson pitoisuuksia tarkastelujaksoon, muiden vesialueiden osalta pitoisuudet ovat pysyneet suhteellisen samalla tasolla, ja aineiston vaihtelu on suhteellisen suurta (kuva 6.27). Kokonaisfosforin osalta lievää pitoisuuksien kasvua on havaittavissa Laajalahti ja Vanhankaupunginlahti vesialueiden tuloksissa (kuva 6.27), vaihtelun ollessa taas suhteellisen suurta.

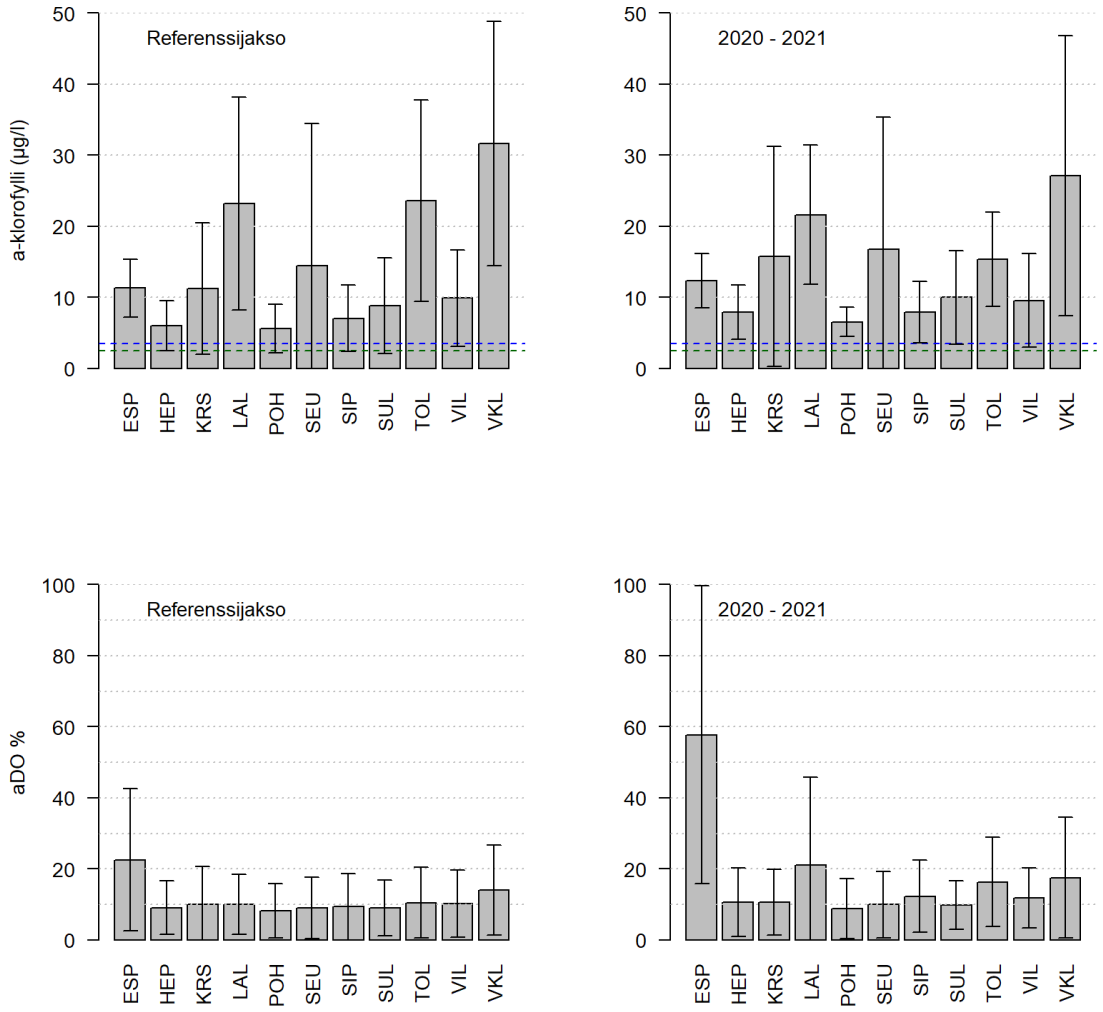


Kuva 6.27. Kokonaistypen ja kokonaisfosforin pitoisuuksien keskiarvot ja keskiarvojen keskihajonnat tarkasteltujen vesialueiden (ESP: Espoonlahti, HEP: Helsinki-Porkkala merialue, KRS: Kruunuvuorenselkä, LAL: Laajalahti, POH: Porvoo-Helsinki merialue, SEU: Seurasaarenselkä, SIP: Sipoon saaristo, SUL: Suvisaaristo-Lauttasaari, TOL: Töölönlahti, VIL: Villinki, VKL: Vanhankaupunginlahti) pintavedessä referenssijaksolla 1999–2019 ja tarkastelujaksolla 2020–2021. Sininen katkoviiva: ekologisen laatuluokituksen mukainen kokonaistypen ja kokonaisfosforin pitoisuuksien hyvän ja tyydyttävän luokan raja-arvo Suomenlahden sisäsaariston vesimuodostumille, vihreä katkoviiva: kokonaistypen ja kokonaisfosforin pitoisuuksien hyvän ja tyydyttävän luokan raja-arvo Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumille.

Suomenlahden ulkosaaristo pintavesityyppiin kuuluvien vesialueiden (Helsinki-Porkkala, Porvoo-Helsinki) a-klorofyllin pitoisuudet olivat referenssijaksolla hyvän ja tyydyttävän raja-arvoa suuremmat, tarkastelujaksolla Helsinki-Porkkala vesialueen a-klorofyllin pitoisuudet ovat kasvaneet jonkin verran (kuva 6.28). Hapen kyllästysasteen poikkeamat eivät olleet referenssijaksolla suuria ja poikkeamat olivat pääosin samalla tasolla muiden vesialueiden kanssa, poikkeamat eivät juuri muuttuneet verrattaessa tarkastelujakson poikkeamia referenssijakson poikkeamiin (kuva 6.28).

Suomenlahden sisäsaariston pintavesityyppiin kuuluvien vesialueiden osalta a-klorofyllin pitoisuudet olivat referenssijaksolla vaihtelevia mutta huomattavasti hyvän ja tyydyttävän luokan raja-

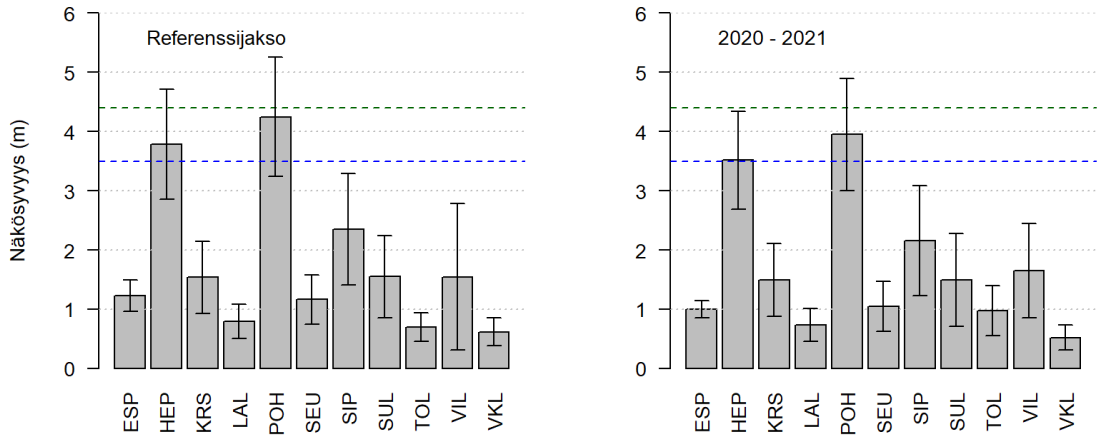
arvoa suurempia, etenkin Laajalahti, Seurasaari, Töölönlahti ja Vanhankaupunginlahti vesialueilla (kuva 6.28). Tarkastelujakson a-klorofyllin pitoisuudet olivat jonkin verran kasvaneet Espoonlahti, Kruunuvuori ja Seurasaari vesialueilla, joskin vaihtelu on suurta. Pitoisuudet olivat vastaavasti pienempiä tarkastelujaksolla verrattaessa referenssijaksoon Töölönlahti ja Vanhankaupunginlahti vesialueilla, joskin näidenkin tulosten vaihtelu oli suurta (kuva 6.28). Hapen kyllästysasteen absoluuttinen poikkeama oli tarkastelujaksolla Espoonlahdella referenssijaksoa huomattavasti suurempi ja se oli myös kasvanut Laajalahti vesialueen osalta (kuva 6.28).



Kuva 6.28. A-klorofyllin pitoisuuksien ja absoluuttisen hapen kyllästysasteen poikkeaman keskiarvot ja keskiarvojen keskihajonnat tarkasteltujen vesialueiden (ESP: Espoonlahti, HEP: Helsinki-Porkkala merialue, KRS: Kruunuvuorenselkä, LAL: Laajalahti, POH: Porvoo-Helsinki merialue, SEU: Seurasaarenselkä, SIP: Sipoon saaristo, SUL: Suvisaaristo-Lauttasaari, TOL: Töölönlahti, VIL: Villinki, VKL: Vanhankaupunginlahti) pintavedessä referenssijaksolla 1999–2019 ja tarkastelujaksolla 2020–2021. Sininen katkoviiva: ekologisen laatuluokituksen mukainen a-klorofyllin pitoisuuden hyvän ja tyydyttävän luokan rajaarvo Suomenlahden sisäsaariston vesimuodostumille, vihreä katkoviiva: a-klorofyllin pitoisuuden hyvän ja tyydyttävän luokan raja-arvo Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumille. Hapen kyllästysasteen absoluuttiselle poikkeamalle ei ole määritetty raja-arvoja.

Suomenlahden ulkosaaristo pintavesityyppiin kuuluvien vesialueiden (Helsinki-Porkkala, Porvoo-Helsinki) näkösyvyys oli referenssijaksolla Porvoo-Helsinki vesialueen osalta lähellä hyvän ja tyydyttävän luokan raja-arvoa, ollen Helsinki-Porkkala vesialueen osalta raja-arvoa pienempi. Näkösyvyys oli molempien vesialueiden osalta heikentynyt jonkin verran verrattaessa tarkastelujakson keskiarvoja referenssijakson vastaaviin lukuihin (kuva 6.29).

Suomenlahden sisäsaariston pintavesityyppiin kuuluvien vesialueiden osalta näkösyvyys oli huomattavasti hyvän ja tyydyttävän luokan raja-arvoa pienempi kaikilla vesialueilla. Näkösyvyys oli hieman kohentunut ainoastaan Töölönlahden vesialueen osalta, verrattaessa referenssijakson tuloksia tarkastelujaksoon (kuva 6.29).



Kuva 6.29. Näkösyvyyden keskiarvo ja keskiarvon keskihajonta tarkasteltujen vesialueiden (ESP: Espoonlahti, HEP: Helsinki-Porkkala merialue, KRS: Kruunuvuorenselkä, LAL: Laajalahti, POH: Porvoo-Helsinki merialue, SEU: Seurasaarenselkä, SIP: Sipoon saaristo, SUL: Suvisaaristo-Lauttasaari, TOL: Töölönlahti, VIL: Villinki, VKL: Vanhankaupunginlahti) referenssijaksolla 1999–2019 ja tarkastelujaksolla 2020–2021. Sininen katkoviiva: ekologisen laatuluokituksen mukainen näkösyvyyden hyvän ja tyydyttävän luokan raja-arvo Suomenlahden sisäsaariston vesimuodostumille, vihreä katkoviiva: näkösyvyyden hyvän ja tyydyttävän luokan raja-arvo Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumille.

Trofiaindeksi

Trofiaindeksillä arvioituna tarkkailualueen vähiten rehevöityneet vesialueet olivat Helsinki-Porkkala ja Porvoo-Helsinki (kuva 6.30). Näiden vesialueiden tila oli kuitenkin heikentynyt suhteessa referenssijaksoon, kun edellisellä tarkastelukerralla niiden tila ei ollut juurikaan muuttunut suhteessa referenssijakson luokitteluun (Vahtera ym. 2020). Vuosien 2020–2021 heikentynyt tila heijastanee kuitenkin jossain määrin myös vain vuosien välistä vaihtelua tuloksissa. Helsinki-Porkkala ja Porvoo-Helsinki vesimuodostumien tila arvioitiin trofiaindeksin mukaan hyväksi, joskin Helsinki-Porkkala vesialueen osalta indeksin arvo oli kasvanut miltei luokkaan tyydyttävä. Trofiaindeksin mukainen heikentynyt veden laatu johtunee pääosin heikenneestä näkösyvyydestä ja kasvaneista kokonaisfosforin pitoisuuksista. Helsinki-Porkkala ja Porvoo-Helsinki vesimuodostuman virallinen ekologinen laatuluokitus on viimeisimmän luokituksen mukaan tyydyttävä[9].

[9] Ympäristöhallinnon vesikartta-palvelu http://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikartta/ (20.5.2022)

Veden sameusindeksin (TRBIX) mukaan veden sameus johtui Porvoo-Helsinki ja Helsinki-Porkkala vesimuodostuminen havaintoasemilla noin puoliksi kasviplanktonbiomassasta ja puoliksi muista näkösyvyyteen vaikuttavista tekijöistä.

Näiden kahden vesimuodostuman veden laatu oli keskimääristä vedenlaatua parempaa ja veden sameus johtui keskimääräistä enemmän kasviplanktonin biomassasta (luokittelutulos sijoittuu indeksien keskiarvoja kuvaavien vaaleansinisten katkoviivojen muodostamien kvadranttien vasempaan alakvadranttiin, kuva 6.30). Keskimääräistä parempi rehevöityneisyysluokitus ja sameusluokitus havaittiin, tosin vain referenssijaksolla, myös Sipoon saariston vesialueen osalta, luokitus oli heikentynyt yhden luokan vuosille 2020–2021 verrattuna referenssijaksoon (kuva 6.30). Samat huomiot näiden vesialueiden osalta tehtiin tarkastelujakson ja referenssijakson vertailujen osalta myös edellisen tarkastelun yhteydessä (Vahtera ym. 2020).

Tarkastelujaksolla Kruunuvuorenselkä (Vanhankaupunginlahti käsitellään erikseen), Suvisaaristo-Lauttasaari, Seurasaarenselkä (Laajalahti käsitellään erikseen), Sipoon saaristo ja Villinki vesialueiden luokitukset olivat samankaltaisia ja sijoittuivat koko tarkkailualueen keskiarvon lähelle (kuva 6.30). Näiden vesialueiden rehevöityneisyys- tai sameusluokituksessa ei juuri ole tapahtunut muutoksia vuosille 2020–2021 verrattuna referenssijaksoon, lukuun ottamatta Sipoon saaristo ja Kruunuvuorenselkä vesialueiden luokituksia, jotka heikkenivät (kuva 6.30). Näiden vesialueiden rehevöityneisyysluokitus oli keskinkertainen ja sameusindeksin mukaan enää noin neljäsosa veden sameudesta johtuu kasviplanktonbiomassasta ja kolme neljäsosaa muista vettä samentavista tekijöistä. Näiden vesialueiden vesisyvyys on suhteellisen matala ja pohjan laatu lähellä rannikkoa on orgaanispitoista liejua, joka sekoittuu uudestaan veteen tuulen vaikutuksesta suhteellisen helposti. Osaan vesimuodostumista kohdistuu myös maalta tulevaa kiintoainekuormitusta sekä voimakasta vesialueen käyttöä suurten rakennusprojektien muodossa. Myös veneily ja laivaliikenne edelleen samentavat vettä.

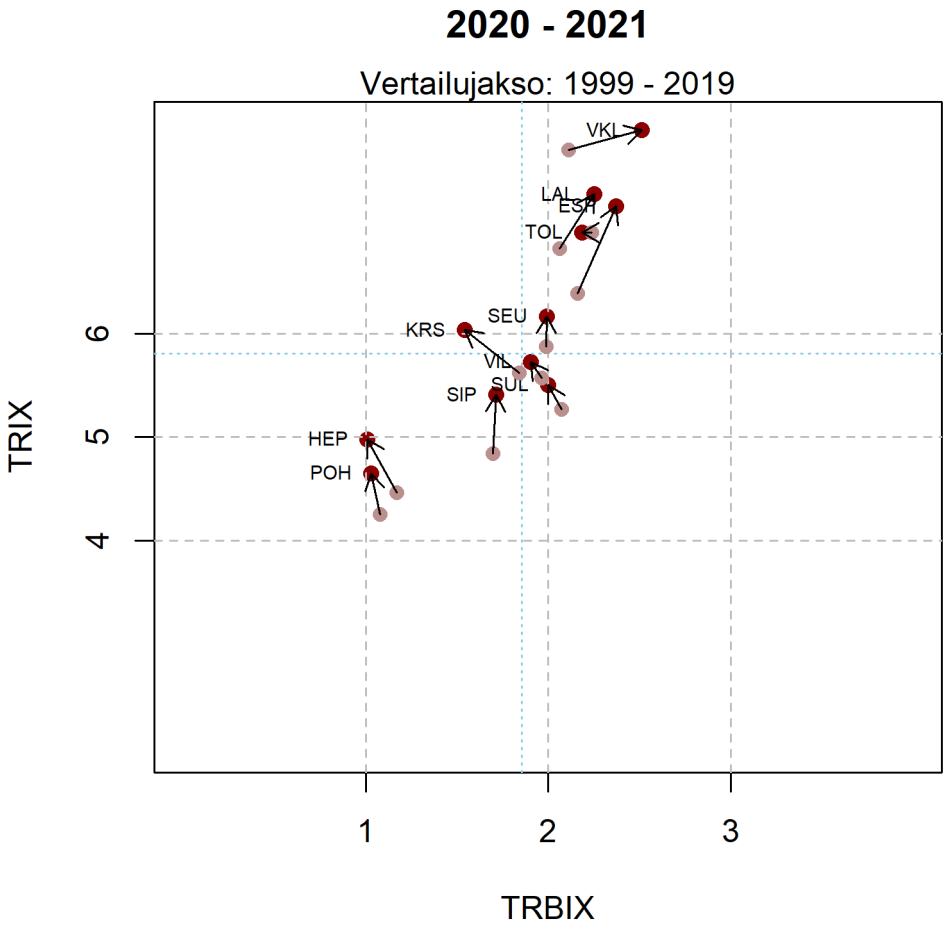
Espoonlahden rehevöityneisyysluokitus oli edellisen tarkastelun yhteydessä kohentunut huomattavasti tarkasteltaessa vuosia 2018–2019 suhteessa referenssijaksoon (Vahtera ym. 2020). Kun tarkastellaan vuosien 2020–2021 tuloksia, on tulos täysin päinvastainen, mikä johtunee pääosin suuresta hapen kyllästysasteen poikkeamasta (kuva 6.27). Veden sameus johtui vielä suurelta osin todennäköisesti Espoonjoen ja Mankinjoen kiintoainekuormituksesta, kuten myös todettiin edellisen tarkastelun yhteydessä (Vahtera ym. 2020). Espoonlahden rehevöityneisyysluokitus on nykyään trofiaindeksin mukaan huono, ja alueella tiedetään esiintyvän vähähappisuutta alueen syvänteissä. Espoonlahdella vuoden 2021 kesäkuun ja heinäkuun aikana havaittu happikato oli erityisen voimakas (katso kappale 4).

Espoonlahden lisäksi vesialueista huonoimmassa kunnossa ovat Vanhankaupunginlahti, Laajalahti sekä Töölönlahti. Näiden alueiden trofiaindeksin mukainen rehevöityneisyysluokitus oli Espoonlahden tapaan huono. Töölönlahden luokitustulos ei ole juuri muuttunut suhteessa referenssijaksoon, kuten myös todettiin edellisen tarkastelun yhteydessä (Vahtera ym. 2020). Vanhankaupunginlahden rehevöityneisyysluokitus oli edellisen tarkastelun yhteydessä jonkin verran parantunut, kun se nyt oli suhteellisen samalla tasolla, mutta veden sameuden pääkomponentti näytti painottuneen jaksolla 2020–2021 enemmän elottoman kiintoaineksen suuntaan (kuva 6.30). Alueen ympäristössä on tarkastelujakson aikana aloitettu useampia suurempia rakennushankkeita, jotka saattavat vaikuttaa tulokseen. On kuitenkin todennäköisempää, että Vantaanjoen alueelle tuoman kiintoainekuorman kasvu on pääasiallinen tekijä, joka vaikuttaa luokittelutulokseen. Kiintoainekuorman arvioitiin olleen suurempi vuosina 2020–2021 (summakuorma n. 56 000 tonnia/v) verrattuna vuosiin 2018–2019 (summakuorma n. 39 000 tonnia/v)[10].

[10] http://wwwi2.ymparisto.fi/i2/98/21/sumpitkafi.html (20.5.2022)

Laajalahden trofiaindeksin arvo oli edellisellä tarkastelukerralla pysynyt jokseenkin samana (Vahtera ym. 2020), kun se vuosina 2020–2021 oli selvästi heikentynyt suhteessa referenssijakson luokitteluun verrattaessa, johtuen pääosin hapen kyllästysasteen suuremmasta absoluuttisesta poikkeamasta (kuva 6.30). Laajalahdella havaittiin Espoonlahden tapaan vuoden 2021 aikana voimakasta happivajetta kesäkuun ja heinäkuun aikana (katso kappale 4.2.2).

Trofiaindeksin tulokset ovat pääosin linjassa muiden rehevöityneisyyden tilaa arvioivien menetelmien kanssa (esim. perustuotantokyky, biomassa ja ympäristöhallinnon ekologinen laatuluokitus).



Kuva 6.30. Vesialuekohtainen TRIX- ja TRBIX-indeksien keskiarvo referenssijaksolle 1999–2019 (roosat pallot) ja vuosille 2020–2021 (viininpunaiset pallot). Nuolet indikoivat keskiarvon muutosta. Harmaat katkoviivat indikoivat indeksien luokkarajoja (katso teksti) ja mustat pisteistä koostuvat viivat TRIX ja TRBIX-indeksien kaikkien vesialueiden keskiarvoa. Vesialueiden lyhenteet: ESP: Espoonlahti, HEP: Helsinki-Porkkala, KRS: Kruunuvuorenselkä, LAL: Laajalahti, POH: Porvoo-Helsinki, SIP: Sipoon saaristo, SUL: Suvisaaristo-Lauttasaari, TOL: Töölönlahti, VIL: Villinki, VKL: Vanhankaupunginlahti.

6.7. Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuden tarkkailu

Emil Nyman

6.7.1. Johdanto

Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuden tilaa selvittäviä koesarjoja on toteutettu pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa vuosina 2015, 2018 ja 2021. Vuonna 2015 koesarjat toteutettiin asemilla, jotka sijaitsivat suhteellisen etäällä purkutunneleista (125 etäisyys purkutunneliin: 1,8 km, 147 etäisyys purkutunneliin: 1,6 km, 114 etäisyys purkutunneliin: 11,5 km). Vuosina 2018 ja 2021 koesarjat toteutettiin purkutunneleista etääntyvillä asemilla, jotka sijaitsivat noin 10, 200 ja 400 m etäisyydellä purkutunnelista. Vuoden 2015 koesarjan tuloksia voidaan käyttää alueen taustavaihtelua kuvaavana ja vuosien 2018 ja 2021 tuloksia voi verrata keskenään, sekä niiden pohjalta voi paremmin arvioida puhdistettujen jätevesien varsinaista vaikutusta kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuteen ja tätä kautta vaikutusta purkutunnelien lähialueiden rehevöityneisyyteen.

Yksinkertaistetusti, kasviplanktonin perustuotantoa säätelevät ympäristön lämpötila, valaistusolosuhteet sekä ravinteiden saatavuus, biomassan muodostumista tietyllä alueella säätelee edellä mainittujen lisäksi laidunnus, sedimentaatio, kulkeutuminen ja kuolevuus johtuen monesta eri tekijästä. Ravinteiden saatavuus on tekijä, joka asettaa rajan suurimmalle mahdolliselle muodostuvalle biomassalle, tämän johdosta rehevöitymisen (ravinteiden ylitarjonta) yksi oire on suuri kasviplanktonbiomassa. Pääkaupunkiseudun merialueen pääasialliset pistemäiset ulkoiset ravinnelähteet ovat Vantaanjoki, Suomenojan jätevedenpuhdistamo ja Viikinmäen jätevedenpuhdistamo (katso kappale 3). Nykyisillä jätevedenpuhdistusmenetelmillä molempien jätevedenpuhdistamoiden osuus kokonaistyppikuormasta merialueelle on noin runsas 40 % ja fosforin osalta luku on noin 30 % (kts. kappale 3). Ravinnekuormitus jätevedenpuhdistamoilta kohdistuu väli- ja ulkosaaristoon, jossa liukoiset ravinteet usein ehtyvät kesällä (kts. kappale 4), lieventäen näin todennäköisesti ravinnerajoittuneisuutta jollakin mittakaavalla.

Suomenlahden rannikon kasviplanktonyhteisön kasvun on ravinteiden osalta todettu pääosin olevan typpiravinteen rajoittamaa (Tamminen ja Andersen 2007). Sama yleistetty johtopäätös vedettiin myös vuosina 2015 ja 2018 pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa toteutettujen kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuutta selvittävien koesarjojen perusteella (Vahtera ym. 2016, 2020). Vuoden 2015 tulosten pohjalta todettiin, että tarkkailuasemien 114, 125 ja 147 kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuusluokka vaihteli yksinomaisen typpirajoittuneisuuden ja ensisijaisen yhteisrajoittuneisuuden välillä (Vahtera ym. 2016).

Vuoden 2015 koesarjojen pohjalta todettiin, että aseman 114 kasviplanktonyhteisö oli useammin ensisijaisesti typen rajoittama ja asemien 125 ja 147 useammin yksinomaan typen rajoittamia. Yksinomainen typen rajoittuneisuus viittaa tilanteeseen, jossa fosforiravinteiden saatavuus on suurempi suhteessa tarpeeseen kuin ensisijaisen typpirajoittuneisuuden tapauksissa. Suhteellisesti paremman fosforin saatavuuden asemilla 125 ja 147 todettiin todennäköisesti johtuvan näiden asemien matalammasta vesisyvyyksistä ja heikommasta vesipatsaan kerrostuneisuudesta, verrattuna asemaan 114. Asemilla 125 ja 147 todettiin myös useammin ensisijaisesti typen ja fosforin yhteisesti rajoittamia tapauksia, mikä viittaa siihen, että kasviplanktonyhteisöön vaikuttavat osittain myös puhdistettujen jätevesien mukanaan tuomat ravinteet (pääosin typpi). Kasviplanktonyhteisö ajautuu yksinomaisesta ja ensisijaisesta typpirajoittuneesta tilasta ensisijaiseen yhteisrajoittuneeseen tilaan typpiravinteiden saatavuuden kasvaessa ja fosforiravinteiden saatavuuden pysyessä samana (tai vaihtoehtoisesti fosforiravinteiden saatavuuden laskiessa ja typpiravinteiden saatavuuden pysyessä samana). Puhdistetut jätevedet ovat typpiravinteiden osalta

rikastuneita (liukoisten typpi ja fosforiravinteiden suhde vaihtelee noin 40:1–70:1 välillä, lähde: HSY 2018). Asemilla, jotka olivat lähempänä puhdistettujen jätevesien purkualueita, kasviplanktonyhteisö oli siis ravinnedynamiikaltaan epävakaampi (Vahtera ym. 2016), todennäköisesti puhdistettujen jätevesien aiheuttamista typpiravinnepulsseista johtuen.

Vuoden 2018 koesarja toteutettiin näyteasemilta, jotka sijaitsivat lähempänä purkupisteitä (vuoden 2021 koesarjojen tapaan). Vuoden 2018 koesarjan tulokset olivat asemien sijainnista johtuen huomattavasti vaihtelevampia verrattuna vuoden 2015 koesarjoihin ja ravinnerajoittuneisuus vaihteli koko luokitteluskaalalla yksinomaisesta fosforirajoittuneisuudesta, ravinteiden rajoittamattomasta kasvusta yksinomaiseen typen rajoittuneisuuteen (Vahtera ym. 2020). Purkualueiden läheisyydessä kasviplanktonyhteisö ilmensi useammin tilannetta, jossa kasviplanktonyhteisön biomassan muodostus oli joko fosforin tai fosfori ja typen yhteisesti rajoittamaa, tai jopa ravinteiden saatavuudesta riippumatonta, ilmentäen puhdistettujen jätevesien vaikutusta alueen rehevöityneisyyskehitykseen. Vaikutusalue on kuitenkin suhteellisen suppea, selvästi havaittavat vaikutukset rajoittuivat arvion mukaan noin 400 m säteelle purkualueesta (Vahtera ym. 2020).

6.7.2. Aineisto ja menetelmät

Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuutta tarkkailtiin poiketen vuoden 2015 ravinnerajoittuneisuuden tarkkailusta (Vahtera ym. 2016) aivan puhdistettujen jätevesien purkualueiden läheisyydessä, vuoden 2018 tarkkailun tapaan (Vahtera ym. 2020). Vuoden 2015 tarkkailun yhteydessä, näyteasemien etäisyydet purkualueista olivat noin 1500 m tai enemmän. Vuosien 2018 ja 2021 tarkkailut toteutettiin kummallakin puhdistettujen jätevesien purkualueella kolmella asemalla, joiden etäisyys purkualueesta oli kasvava. Ensimmäinen asema oli aivan purkualueen vieressä ja seuraavien asemien etäisyys toisistaan oli n. 200 m. Asemat olivat sijoitettu linjassa purkualueesta luoteeseen Katajaluodolla ja linjassa lounaaseen Viipurinkivellä. Molempien purkualueiden ympäristöissä tehtiin kolme koesarjaa (taulukko 6.3). Koesarjoja varten näytteet otettiin kaikilta asemilta 19.4.2021, 19.7.2021 ja 27.9.2021.

Taulukko 6.3. Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuutta selvittävien koesarjojen havaintoasemat, havaintoaseman sijaintikoordinaatit sekä näyteasemien syvyydet.

Alue	Asema	Etäisyys purkutunnelista	Koordinaatit (wgs-84)		Aseman syvyys (m)
			Lat	Lon	
Katajaluoto	201	n. 10	60.09969	24.91848	10
	201b	200	60.09066	24.91461	26
	201c	400	60.09178	24.91275	25
Viipurinkivi	221	n. 10	60.08897	24.76194	9
	221a	200	60.08814	24.75946	12
	221b	400	60.08704	24.75725	10

Ensimmäisen koesarjan yhteydessä kevätkukinta oli huipussaan ja kasviplanktonyhteisö koostui pääosin piilevistä ja panssarisiimalevistä (kuvat 6.4 ja 6.5). Toisen koesarjan yhteydessä kasviplanktonbiomassa oli ohittanut heinäkuun alussa esiintyneen panssarisiimalevistä ja syanobakteereista koostuneen leväkukinnon huipun, kasviplanktonyhteisön koostuessa pääosin kuitenkin näiden ryhmien lajeista (kuvat 6.4 ja 6.5). Toisen koesarjan aikaan veden lämpötila viileni nopeasti noin 10 °C (vrt. kuva 4.2), johtuen säätyypin vaihtumisesta tyynestä ja aurinkoisesta, tuuliseen säähän. Kolmannen koesarjan yhteydessä kasviplanktonbiomassa oli laskenut huomattavasti Katajaluodon ympäristössä, kun se Viipurinkiven lähistöllä asemalla 147 oli suhteellisen suuri, noin nelinkertainen verrattuna Katajaluodon asemaan (kuvat 6.4 ja 6.5), kasviplanktonyhteisöt koostuivat pääosin kuitenkin samoista ryhmistä, panssarisiimalevistä, piilevistä ja miksotrofisista *Mesodinium rubrum* -ripsieläimistä, jotka kykenevät myös yhteyttämään.

Taulukko 6.4. Ravinnelisäyskokeiden näyteasemien sekä vertailunäyteasemien (125, 147) näytteenottopäivämäärät, ravinne- (DIN: liukoinen epäorgaaninen typpi NO_2+NO_3+NH_4, Liu. PO_4: liukoinen fosfaatti) ja a-klorofyllin pitoisuudet, näyteaseman näkösyvyys sekä veden lämpötila.

	Katajaluodon ympäristö							
Pvm	Asema	DIN (µg l^{-1})	Liu. PO_4 (µg l^{-1})	Kokon. N (µg l^{-1})	Kokon. P (µg l^{-1})	a-klorofylli (µg l^{-1})	Näkösyv. (m)	Lämpötila (°C)
19.4.2021	201	238	10	560	57	28	2,6	3,5
	201B	119	6	420	43	29	2,3	3,8
	201C	28	2	280	35	26	2,1	3,8
	125	39	3	260	35	30	2,6	3,9
19.7.2021	201	128	22	640	77	3,6	3,9	
	201B	< 4	3	290	33	8,3	1,9	
	201C	< 4	< 2	370	33	8,2	1,9	
	125	4	4	430	36	10	1,9	19,5
27.9.2021	201	78	11	430	32	4,2	3,9	11,2
	201B	50	9	440	33	7,7	3,3	11,2
	201C	47	12	500	35	9,7	3,3	11,2
21.9.2021	125	28	10	380	35	6,7	2,9	10,9
	Viipurinkiven ympäristö							
19.4.2021	221	414	2	740	26	30	1,9	4,7
	221A	240	2	570	26	31	1,9	4,3
	221B	32	< 2	430	31	30	2,0	4,6
	147	112	3	400	34	30	2,0	4,5
19.7.2021	221	1000	18	1200	39	2,7	2,5	
	221A	4	< 2	310	28	5,4	2,0	
	221B	< 4	3	440	28	8,1	2,0	
	147	4	5	250	29	5,9	2,4	17,0
27.9.2021	221	644	14	950	41	2,5	3,6	10,8
	221A	104	10	460	31	5,4	3,2	10,9
	221B	75	8	480	35	7,8	3,5	10,8
21.9.2021	147	7	4	390	38	16	3,3	11,4

Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuden arvioimiseen käytetty menetelmä on yksityiskohtaisesti esitetty julkaisuissa Andersen ym. (2007) sekä Tamminen ja Andersen (2007). Kaikki kokeet suoritettiin Suomen ympäristökeskuksen merikeskuksen laboratoriossa. Näytteet kerättiin aamupäivällä, kokoomanäytteenä, joka vastasi kaksi kertaa näkösyvyyden syvyyttä. Näytteen tilavuus oli 10–20 litraa, riippuen näkösyvyydestä. Näytteet toimitettiin aina saman päivän aikana laboratorioon, jossa ne asetettiin vesihauteeseen, jonka lämpötila vastasi sen hetkistä meriveden lämpötilaa ja valaistusoloihin, jonka valorytmi vastasi näytteenottoajankohdan luonnollista valorytmiä. Seuraavana päivänä kokoomanäyte jaettiin alanäytteisiin (tilavuus 1 l), jossa osaan alanäytteistä lisättiin yksittäin pääravinteita eli typpeä ja fosforia tai näitä ravinteita yhdessä. Ravinnelisäysten vaikutusta kasviplanktonin biomassaan seurattiin mittaamalla päivittäin a-klorofyllin määrää.

Tulokset (a-klorofyllin vaste ravinnelisäyksiin) luokiteltiin autonomisesti tilastollisella menetelmällä yhteen seitsemästä erilaisesta ravinnerajoittuneisuusluokasta, joille voidaan määrittää loogisia biologisia tulkintoja. Tulokset esitetään ravinnerajoittuneisuusluokan todennäköisyyksinä, jotka on laskettu käyttäen aineiston uudelleenotantamenetelmää (Bootstrap). Duplikaatteina mitattujen a-klorofyllin pitoisuuksien uudelleenotanta luokittelua varten toteutettiin jokaisen kokeen osalta 1000 kertaa. Uudelleenotanta tehtiin koska autonomisen luokittelun tuloksessa on aina epävarmuutta, johtuen aineiston vaihtelusta. Esittämällä todennäköisyys luokittelun tulokselle kuvataan myös osittain aineiston vaihtelua, luokittelutuloksen varmuuden ohella. Suurempi vaihtelu aineistossa ilmentää myös kokeissa käytettyjen kasviplanktonyhteisön kokemia häiriöitä, esim. ravinnepulsseja ennen näytteenottoa.

Käytetyt ravinnerajoittuneisuutta kuvaavat luokat olivat 1) Ei vastetta (OO); tämä luokka kuvaa tilannetta, jossa molempia pääravinteita on runsaasti saatavilla, tai mahdollisesti tilanteita, jossa

levien kasvu on voimakkaasti lämpötilan, valon tai laiduntajien kontrolloimaa. 2) Yksinomaan fosforin rajoittama (XP); typpeä on niin runsaasti saatavilla, että sen lisäys ei aiheuta biomassavastetta. 3) Ensisijaisesti fosforin rajoittama (P1); typpiravinnetta on niin runsaasti saatavilla, että pelkän typen lisääminen ei aiheuta muutoista biomassassa. Pelkän fosforin lisääminen johtaa kuitenkin typpivajeeseen ja siksi käsittely, johon lisätään sekä typpeä että fosforia, käyttäytyy eri tavalla kuin käsittely, johon lisätään vain fosforia. 4) Yksinomaan typen ja fosforin yhteisesti rajoittama (XC); typen ja fosforin saatavuus on tasapainossa kasviplanktonyhteisön tarpeeseen nähden. Pelkästään sekä typen että fosforin lisääminen yhdessä aiheuttaa biomassavasteen 5) Ensisijaisesti typen ja fosforin yhteisesti rajoittama (C1); kaikki käsittelyt eroavat toisistaan. Tähän luokkaan kuuluvat tilanteet, joissa yhteisö voi olla muutostilassa ja sen eri lajit ovat eri ravinneyhdistelmien rajoittamia. 6) Ensisijaisesti typen rajoittama (N1); fosforiravinnetta on niin runsaasti saatavilla, että pelkän fosforin lisääminen ei aiheuta muutoista biomassassa. Pelkän typen lisääminen johtaa kuitenkin fosforivajeeseen ja siksi käsittely, johon lisätään sekä typpeä että fosforia, käyttäytyy eri tavalla kuin käsittely, johon lisätään vain typpeä. 7) Yksinomaan typen rajoittama (XN); fosforia on niin runsaasti saatavilla, että sen lisäys ei aiheuta biomassavastetta.

6.7.3. Tulokset

Kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuus vaihteli purkualueiden välillä ja niiden sisällä. Suomenojan puhdistamon purkualueen, eli Viipurinkiven ympäristön kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuusluokitukset indikoivat runsasta typpiravinteen ylitarjontaa alueella. Viipurinkiven ympäristön kasviplanktonyhteisö oli pääosin biomassan muodostumisen osalta riippumatonta ravinnelisäyksistä tai ensisijaisesti fosforiravinteen rajoittamaa keskikesällä (kuva 6.31), mikä on Suomenlahden rannikon kasviplanktonyhteisölle hieman epätyypillistä (Tamminen ja Andersen. 2007. Vahtera ym. 2016).

Katajaluodon ympäristön kasviplanktonyhteisö oli pääosin typpiravinteen rajoittamaa, lukuun ottamatta asemaa 201, joka sijaitsi aivan purkutunnelin läheisyydessä, jossa kasviplanktonyhteisö vapautui kokonaan ravinnerajoittuneisuudesta (kuva 6.31). Tilanteet, jossa kasviplanktonyhteisön biomassan muodostuminen on ollut ravinteiden saatavuudesta riippumatonta, johtuvat osittain alueille johdettavista puhdistetuista jätevesistä ja niiden aiheuttamasta ravinnelisästä.

Katajaluodon ympäristön (asemat 201B ja 201C) kasviplanktonyhteisö oli pääosin yksinomaan typen rajoittamaa (luokka XN) ensimmäisen (20.4.2021) ja kolmannen (28.9.2021) kokeen aikana. Keskikesällä rajoittuneisuusluokka N1, eli ensisijaisesti typen rajoittama, oli todennäköisin luokittelutulos asemilla 201B ja 201C, jotka sijaitsevat noin 200 ja 400 m etäisyydellä purkualueesta. Puhdistettujen jätevesien purkualueella sijaitsevan aseman 201, luokittelutulokset poikkesivat asemien 201B ja 201C tuloksista. Ensimmäisen kokeen yhteydessä luokittelutulos oli asemalla 201 hyvin epävarma (kuva 6.31), ilmentäen a-klorofyllipitoisuuden samankaltaisuutta, mutta myös suurehkoa vaihtelua ravinnelisäyskokeen eri käsittelyssä. Toisen ja kolmannen kokeen osalta, kasviplanktonyhteisön biomassan kasvu oli ravinteiden saatavuudesta riippumatonta asemalla 201, mikä heijastaa puhdistettujen jätevesien vaikutusta alueella, joskin myös kasviplanktonyhteisön koostumus, kasvuhistoria ja muut kuin ravinnepitoisuudet voivat myös vaikuttaa luokittelutuloksiin osittain.

Katajaluodon ympäristön ensimmäisen kokeen yhteydessä biomassat olivat suuret kokeen aloituksen yhteydessä (a-klorofyllin pitoisuudet n. 30 µg/l, taulukko 6.4), aseman 201 biomassavaste oli voimakas ja a-klorofyllin pitoisuudet tuplaantuivat kokeen aikana. Biomassan kasvu kokeissa oli maltillisempaa muilla Katajaluodon ympäristön asemilla, etenkin asemalla 201C. Liukoisen typen lähtötasot olivat kokeissa suhteellisen suuret (taulukko 6.4) mutta luokittelutulosten pohjalta voidaan olettaa, että ravinnevarannot ovat typen osalta käytetty loppuun kokeen aikana.

Koe ajoittui välisaariston alueen kevätkukinnan huipun kanssa samaan aikaan (katso kappale 6.1), kevätkukinnan loppuminen alueella johtuu pääosin veden lämpötilakerrostuneisuuden muodostumisesta ja typpiravinteiden ehtymisestä pintavedessä. Kokeen luokittelutulokset kuvastanevat tätä tilannetta.

Viipurinkiven ympäristön (asemat 221, 221A ja 221B) kasviplanktonyhteisön biomassan kasvu oli useimmiten (6/9 kokeessa todennäköisin luokittelutulos oli luokka 00) ravinteiden saatavuudesta riippumatonta (kuva 6.31). Ensimmäisen kokeen aikana (20.4.2021) purkualueesta kauimpana sijaitsevalla asemalla luokittelutulos oli yksinomainen typpirajoittuneisuus (XN), Katajaluodon ympäristön asemien 201B ja 201C tulosten tapaan (kuva 6.31), ilmentäen tässä tapauksessa todennäköisesti myös kevätkukinnan biomassan kasvun aiheuttamaa typpiravinteiden vajautta suhteessa kasviplanktonyhteisön tarpeeseen. Verrattaessa Katajaluodon tuloksiin, yksinkertaisena lopputulemana voidaan olettaa, että Viipurinkiven ympäristössä Suomenojan puhdistamon puhdistettujen jätevesien vaikutusalue on Viikinmäen puhdistamon vaikutusaluetta hieman suurempi. Vaikutusalueen suurempi laajuus Viipurinkiven ympäristössä on myös havaittavissa suurempina nitraattitypen pitoisuuksina purkualueen ympäristössä, verrattuna Katajaluodon ympäristön pitoisuuksiin (kts. kappale 5 ja liite 2).

Viipurinkiven ympäristössä myös eri fosforin rajoittuneisuusluokat esiintyivät tuloksissa useammin, etenkin keskikesän kokeen aikana (20.7.2021), jolloin asemilla 221A ja 221B todennäköisin ravinnerajoittuneisuusluokitustulos oli ensisijainen fosforirajoittuneisuus (luokka P1, kuva 6.31). Ensisijainen fosforirajoittuneisuuden tila kuvastaa tilannetta, jossa typpiravinteita on saatavilla suhteessa kasviplanktonyhteisön tarpeisiin niin paljon että pelkän typen lisääminen ei aiheuta kasviplanktonbiomassassa vastetta. Pelkän fosfori lisääminen koeyksiköihin ajaa yhteisön typpivajeeseen ja aiheuttaa täten erilaisen vasteen kuin sekä typen että fosforin lisääminen. Tällainen tilanne saattaa syntyä myös, kun yhteisössä on läsnä typensidontaan kykeneviä syanobakteereja, joiden kasvu voi olla fosforin rajoittamaa ja niiden biomassa vasteet ovat muusta kasviplanktonyhteisöstä erillisiä. Viipurinkiven lähistöllä Knaperskärin (147) seuranta-asemalla on viimeisen 5 vuoden aikana havaittu suuria typensidontaan kykenevien sinilevien biomassoja (kts. kuva 6.15). Joskin pitoisuudet seuranta-asemalla 147 olivat vuonna 2021 linjassa muiden asemien biomassojen kanssa.

Edellisen kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuden tarkastelun (Vahtera ym. 2020) yhteydessä todettiin, että Suomenojan puhdistamon puhdistettujen jätevesien purkualueen ympäristössä jätevesien purkaminen alueelle selvästi lieventää Suomenlahden rannikolle tyypillistä kasviplanktonlevien biomassan typpiravinteen rajoittuneisuutta. Selvästi havaittavat vaikutukset heikkenevät etäännyttäessä purkualueelta jo noin 400 m etäisyydelle, mutta kuten edellisen ravinnerajoittuneisuusselvityksen yhteydessä todettiin (Vahtera ym. 2016), esiintyy noin 2000 m etäisyydellä purkualueesta aineistossa enemmän vaihtelua verrattuna kontrollialueeseen, mikä viittaa mahdollisesti jätevesien vaikutukseen alueella jopa 2000 m etäisyydellä purkukohdasta. Viikinmäen puhdistamon puhdistettujen jätevesien purkualueella, puhdistamon normaalin toiminnan puitteissa, puhdistettujen jätevesien ravinnelisän vaikutukset kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuustilaan olivat Suomenojan vastaavaa tilannetta pienemmät. Tässä raportissa esitetyt tulokset ovat pääosin yhteneväisiä edellisen tarkastelun lopputulemien kanssa, vaikkakin vuonna 2021 luokittelussa esiintyi enemmän luokan 00 (kasvu riippumatonta ravinnelisäyksistä) tuloksia.

Kuva 6.31. Autonomisen ravinnerajoittuneisuusluokittelun luokittelutulosten frekvenssit luokittelujen tuhannen otoksen uudelleenotannasta. Asemat 201, 201B ja 201C sijaitsevat Viikinmäen jätevedenpuhdistamon purkutunnelin läheisyydessä ja asemat 221, 221A ja 221B Suomenojan jätevedenpuhdistamon purkutunnelin läheisyydessä.

6.8. Yhteenveto

Vuoden 2020 kevätkukinnan huippu ulkosaariston alueella ajoittui huhtikuun lopulle tarkkailualueen keski- ja länsiosissa ja toukokuulle tarkkailualueen itäosissa. Itäosissa kevätkukinta koostui pääosin yhteyttämiseen kykenevistä ripsieläimistä ja muilla alueilla piilevistä. Ripsieläinten määrät kasvoivat piilevähuipun jälkeen myös tarkkailualueen keski- ja länsiosissa. Tarkkailualueen kesi- ja länsiosissa syanobakteerien kesäinen biomassahuippu ajoittui tavanomaista aikaisempaan kesäkuun puoleenväliin ja itäosissa heinäkuun alkuun. Syanobakteereja esiintyi leväyhteisössä suurempia määriä aina elokuulle saakka, vaikka kokonaisbiomassa laski.

Vuonna 2021 kevätkukinnan huippu ajoittui huhtikuun puoleen väliin ja se koostui ulkosaariston alueella pääosin pii- ja panssarisiimalevistä. Yhteyttämiseen kykeneviä ripsieläimiä esiintyi runsaasti kevätkukinnan huipun jälkeen. Vuonna 2021 syanobakteerien kukintahuippu ajoittui heinäkuun alkuun ja tarkkailualueen keskiosissa syanobakteerien ohella yhteisössä esiintyi runsaasti panssarisiimaleviä. Suomenojan jätevedenpuhdistamon purkutunnelin läheisyydessä havaittiin syyskuun lopulla pieni leväkukinta, joka koostui pääsoin pii- ja panssarisiimalevistä. Ulkosaaristossa levien kokonaismäärä on hieman kasvanut vuodesta 2012 vuoteen 2021.

Vanhankaupunginlahden kasviplanktonin biomassahuippu ajoittuu tyypillisesti keskikesään, biomassa oli suurimmillaan vuosina 2020 ja 2021 kesäkuun lopulla, koostuen pääosin piilevistä. Vuonna 2020 biomassa oli huomattavan suuri vielä elokuun lopullakin, kun se vuonna 2021 laski maltillisemmalle tasolle kesäkuun lopun huippuarvojen jälkeen. Laajalahdella yhteisöä hallitsevat syanobakteerit ja alueen biomassahuippu ajoittuu tavanomaisesti loppukesään. Vuonna 2020 biomassahuippu saavutettiin vasta syyskuun alussa, jolloin yhteisö koostui pääosin syanobakteereista. Syanobakteereja havaittiin huomattavia määriä vielä lokakuussakin. Vuonna 2021 Laajalahden tyypillinen syanobakteerien biomassahuippu ajoittui heinäkuun alkuun, biomassahuippu oli kuitenkin noin kaksi kertaa suurempi verrattuna vuoteen 2020. Heinäkuun jälkeen syanobakteerien määrät olivat maltillisemmat. Vuonna 2020 Vartiokylänlahden kevätkukinnan huipusta ei saatu näytteitä. Vartiokylänlahdella havaittiin kuitenkin vuonna 2020 lokakuussa voimakas piilevien kukinto. Vartiokylänlahden vuoden 2021 kasviplanktonbiomassan vaihtelua hallitsi voimakas piilevien kevätkukinta huhtikuun lopulla, lopun vuotta kasviplanktonbiomassa oli maltillisella tasolla. Lahtialueiden levien kokonaisbiomassa näyttä laskeneen hieman vuodesta 2012-vuoteen 2021.

Kasviplanktonyhteisön koostumukset eroavat selvästi toisistaan lahtialueiden ja ulkosaariston välillä. Lahtialueiden seuranta-asemien kasviplanktonyhteisön koostumukset eroavat toisistaan, etenkin Vartiokylänlahden ja Vanhankaupunginlahden osalta. Ulkosaaristossa yhteisökoostumuksissa ei juuri ole eroa eri seuranta-asemien välillä, indikoiden sitä, että puhdistettujen jätevesien purkamisella ei ole laajemman mittakaavan vaikutuksia ulkosaariston kasviplanktonin yhteisökoostumukseen. Puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähistöllä havaittiin kuitenkin korkeampi a-klorofyllin pitoisuus, sekä suurempia määriä panssarisiimaleviä ja silmäleviä, mikä voi indikoida ravinnekuormituksen vaikutusta levien fysiologiaan sekä tiettyjen kasviplanktonryhmien runsauteen. Ulkosaaristossa kasviplanktonyhteisön perustuotantokyky näyttää kasvaneen selvästi 1970-luvulta nykypäivään, viitaten kasvaneiden a-klorofyllin määrien ohella rehevöitymisen kasvamiseen.

Trofiaindeksillä arvioituna, tarkasteltujen alueiden rehevöityneisyys oli kasvanut vuosina 2020–2021 verrattuna referenssijaksona toimivaan 21-vuotisjaksoon 1999-2019. Suurimmat muutokset olivat tapahtuneet Laajalahdella ja Espoonlahdella, Sipoon saaristossa sekä läntisen ulkosaariston alueella.

Puhdistetut jätevedet vaikuttavat kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuteen välillisesti vähintään noin 2000 m säteellä, ja suoria vaikutuksia havaitaan noin 400 m säteellä. Suomenojan puhdistamon purkualueen lähistöllä kasviplanktonyhteisön biomassan muodostus oli pääosin riippumatonta ravinteiden saatavuudesta, mikä on ulkosaariston alueella poikkeuksellista ja ilmentää suoraan ravinnekuormituksen vaikutusta alueella. Viikinmäen puhdistamon purkualueella vaikutukset kasviplanktonyhteisön ravinnerajoittuneisuuteen ovat heikommat, mutta havaittavissa.

7. Pohjaeläimet ja läjitysalueiden pohjien tarkkailu

Marjut Räsänen ja Emil Nyman

7.1. Johdanto

Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun pohjaeläinosuudessa seurataan makroskooppisen pohjaeläimistön lajistoa, yksilötiheyttä ja biomassaa. Saman tyyppistä seurantaa on sisältynyt 1960-luvulta lähtien Helsingin ja Espoon jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailuseurantaan. Pohjaeläimet ovat suhteellisen paikallaan pysyviä, pitkäikäisiä ja ilmentävät hyvin pidemmän aikavälin muutoksia ja ovat täten hyviä ympäristön indikaattoreita. Tulosten pohjalta pyritään arvioimaan mahdollisten kuormituslähteiden (puhdistettujen jätevesien purkaminen ja ruoppausmassojen läjitys) vaikutusta pohjaeläinmääriin, lajistoon ja pohjaeläinyhteisön monimuotoisuuteen. Tässä kappaleessa käsitellään myös läjitysalueiden pohjien muotojen ja läjitysmassojen pysyvyyksien tarkkailun tulokset läjitysalueiden pohjaeläintulokset käsittelevien kappaleiden yhteydessä.

Pääkaupunkiseudun merialueen pohjaeläinlajistossa on tapahtunut suuria muutoksia 1970-luvulta nykypäivään. Suurimmat muutokset ajoittuvat meriveden laajamittaiseen suolapitoisuuden laskuun 1980-luvun puolivälissä, jolloin 1970-luvun puolivälistä runsastuneiden harvasukasmatojen (Oligochaeta), liejusimpukoiden (*Macoma balthica*) ja erityisesti okamakkaramatojen (*Halicryptus spinulosus*) ja valkokatkojen (*Monoporeia affinis*) määrät laskivat voimakkaasti. Pohjaeläinten yksilömäärät olivat pieniä 1980-luvun lopulla, jonka jälkeen liejusimpukoiden ja osittain harvasukasmatojen määrät kasvoivat jonkin verran. Vuoden 2005 jälkeen monisukasmatoihin kuuluva vieraslaji *Marenzelleria* spp. -liejuputkimato on runsastunut voimakkaasti. Myös harvasukasmatojen (Oligochaeta) ja okamakkaramatojen (*H. spinulosus*) määrät ovat lisääntyneet jonkin verran. Valkokatka (*M. affinis*) on laji, joka ei siedä alhaisia happipitoisuuksia, kun taas liejuputkimato (*Marenzelleria* spp.) selviää heikoissakin happiolosuhteissa.

7.2. Aineisto ja menetelmät

Nykyinen yhteistarkkailuohjelma on ollut toteutuksessa vuodesta 2014 lähtien. Aikaisempien tarkkailuvuosien tulokset löytyvät kaupungin oman Mobilenote-vesitietokantasovelluksen lisäksi SYKE:n avoimen datan ympäristötietopalvelusta[11]. Tämä raportti käsittelee pääasiassa vuosien 2020 ja 2021 tuloksia.

Pohjaeläinnäytteitä otettiin elokuun-marraskuun aikana kahdeltatoista yhteistarkkailuohjelman mukaiselta havaintopaikalta (taulukko 7.1). Pohjaeläinnäytteitä otettiin myös Laajalahden, Porsaan, Vartiokylänlahden, Vasikkasaaren ja Skatanselän havaintopaikoilta, jotka ovat Helsingin kaupungin ympäristöpalveluiden omaa pohjaeläinseurantaa. Vuonna 2020 ohjelmaan kuului

[11] https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat (30.9.2022)

myös läjitysalueiden sedimentin laadun ja haitta-aineiden tarkkailun pohjaeläinnäytteet, joista näyteitä saatiin seitsemältätoista havaintoasemalta (taulukko 7.1). Haitta-ainetarkkailun tulokset esitettään kappaleessa 10. Vuosina 2020 ja 2021 toteutettiin myös Rövargrundetin, Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen läjitysalueiden luotaukset (Mericon ja Ramboll) läjitysmassojen pysyvyyden ja pohjan muotojen muutosten arvioimiseksi (liite 4). Luotaukset tehtiin pääosin monikeilausluotauksina, joitakin linjakeilaustutkimuksia lukuun ottamatta. Vuonna 2021 toteutettiin myös Lokkiluodon läjitysalueella erillinen veden sameuden mittauskampanja Luoden Consulting Oy:n toimesta (liite 5).

Taulukko 7.1 Yhteistarkkailun pohjaeläinseurannan havaintopaikat, koordinaatit (lat, lon, WGS-84) ja näytteenottoasemien syvyydet (metriä) vuosina 2020 ja 2021. Tähdellä merkityt asemat ovat nk. liikkuvia asemia, joihin kuluvan vuoden aikana on läjitetty massoja. Vuoden 2020 sijainnit näille liikkuville asemille ovat esitetty alla.

Havaintopaikka	Nro	lat	lon	syvyys
Vanhankaupunginselkä	4	60.19292	24.99123	2.5
Kytön väylä	57	60.07995	24.78273	31
Itäinen ulkosaaristo	1142	60.125	25.0965	30
Ryssjeholmsfjärden	1171	60.1404	24.71526	3
Espoonlahti	118	60.16363	24.58969	13
Stora Mickelskären	123	60.02758	24.60498	27
Katajaluoto	125P	60.10567	24.88667	28
Katajaluoto	1259	60.08833	24.8975	29
Knaperskär	147P	60.08233	24.73117	27
Pentarn	166	60.1158	25.27567	48
Musta Hevonen	181	60.18417	25.27298	14
Björköfjärden	189	60.1235	24.64959	6
Laajalahti	87	60.19544	24.84842	4
Porsas	94	60.17392	24.8857	9
Vartiokylänlahti	25	60.19507	25.08387	5
Vasikkasaari	18P	60.15467	25.00565	14
Skatanselkä	111	60.19624	25.19857	13
Koirasaarenluodot	K3	60.06963	24.87318	25
Koirasaarenluodot	K4	60.06289	24.86118	25
Koirasaarenluodot	K5	60.05713	24.87481	27
Lokkiluoto	L2*	60.12345	24.95274	15
Lokkiluoto	L3	60.13028	24.93238	32
Lokkiluoto	L4	60.12278	24.93651	32
Lokkiluoto	L5	60.12666	24.94024	14
Länsisatama	LS1	60.15904	24.93003	9
Länsisatama	LS2	60.15943	24.92770	11
Länsisatama	LS3	60.15935	24.92554	10
Länsisatama	LS4	60.15771	24.92565	9
Länsisatama	LS5	60.15585	24.92520	9
Rövargrundet	RG1*	60.07342	24.68432	21
Rövargrundet	RG2*	60.07518	24.68442	21
Rövargrundet	RG5	60.07215	24.69397	22
Rövargrundet	RG6	60.07049	24.67882	23
Rövargrundet	RG7	60.07826	24.68236	18

Näytteenottopisteet ryhmitellään ympäristöhallinnon vesimuodostumajaon pohjalta. Stora Mickelskärenin (123), Knaperskärin (147P), Kytön väylän (57) ja Katajaluodon ympäristön kaksi pohjaeläinhavaintopaikkaa (125P ja 1259) kuuluvat Helsinki-Porkkalan rannikkovesimuodostumaan. Itäinen ulkosaaristo (1142) ja Pentarn (166) kuuluvat Porvoo-Helsinki vesimuodostumaan, Musta Hevonen (181) ja Skatanselkä (111) Sipoon saariston rannikkovesimuodostumaan, Vartiokylänlahti (25) Villingin rannikkovesimuodostumaan, Vanhankaupunginselkä (4) ja Vasikkasaari (18) Kruunuvuorenselän vesimuodostumaan, Laajalahti (87) ja Porsas (94) Seurasaaren vesimuodostumaan, Ryssjeholmsfjärden (1171) Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostumaan ja Espoonlahti (118) sekä Björköfjärden (189) Espoonlahden rannikkovesimuodostumaan.

Näytteenotossa sovellettiin lahtialueilla menetelmää SFS 5076 ja ulommilla alueilla HELCOM pehmeiden pohjien näytteenotto-ohjeistusta. Näytteenottimena pehmeillä pohjilla käytettiin Ekman-Birge –tyyppistä pohjanoudinta (pinta-ala 303 cm^2), jolla otettiin viisi rinnakkaisnäytettä yhtä havaintopaikkaa kohti. Näytteet seulottiin vesijohtovedellä 0,5 mm teräsverkkoseulan läpi. Kovemmilla pohjilla käytettiin van Veen -tyyppistä pohjanoudinta (pinta–ala 1111 cm^2), jolla otettiin kolme osanäytettä kultakin havaintopaikalta. Kovien pohjien näytteet seulottiin heti näytteenoton jälkeen vesijohtovedellä kahden teräsverkkoseulan läpi (1,0 mm ja 0,5 mm). Jokaisen noston eri seuloissa olleet osanäytteet säilöttiin erilliseen astiaan, Bengalrosalla värjättyyn noin 94 % etanoliin. Näytteenoton yhteydessä arvioitiin sedimentin laatu kvalitatiivisesti. Lisäksi arvioitiin sedimentin pinnan värin perusteella, onko pinta hapettava vai pelkistävä (musta pinta = pelkistävä ympäristö) sekä rikkivedyn muodostus hajun perusteella. Maastotiedot vietiin suoraan maastossa käsitietokonetta käyttäen internetin kautta toimivaan Mobilenote-tietokantasovellukseen.

Eläimet lajistoanalyysiä varten eroteltiin muusta seulontajätteestä laboratoriossa stereomikroskoopin avulla vähintään kuusinkertaista suurennosta käyttäen. Eläimet nypittiin ja määritettiin pääasiassa lajitasolle, mutta harvasukasmatojen (Oligochaeta) ja surviaissääskien (Chironomidae) toukat määritettiin ryhmätasolle. Leväkatkat (*Gammarus* spp.) määritettiin sukutasolle. *Marenzelleria* -liejuputkimadot käsitellään lajiryhmänä, sillä lajintunnistus perustuu siinä lähinnä molekyyligeneettisiin menetelmiin. Ryhmä sisältää kolme lajia; *M. viridis*, *M. neglecta* ja *M. arctia*. Suomen vesiltä lajitasolle on määritetty *M. neglecta* ja *M. arctia*[12]. Sukkulamatoja (Nematoda) ja levärupea (*Electra crustulenta*) ei laskettu yksilömääriin tai biomassaan, mutta niiden esiintyminen huomioitiin. Raakkuäyriäisten (Ostracoda) lukumäärä laskettiin mutta niitä ei poimittu eikä punnittu. Raakkuäyriäisten tarkan lukumäärän laskeminen on kuitenkin haastavaa, sillä yksilöt kelluvat näytteen pinnalla ja pyrkivät karkaamaan näkökentästä veden virtausten mukana. Raakkuäyriäisiä ei ole huomioitu näytteistä ennen vuotta 2006. Tässä pohjaeläinraportissa käytetty lajimäärä -ilmaisu tarkoittaa yleensä taksonimäärää.

Poimittuja näytteitä pyrittiin säilyttämään noin kuukausi etanolissa ennen niiden punnitsemista. Aikataulullisista syistä aikaa jouduttiin joidenkin näytteiden osalta lyhentämään. Ennen punnitusta eläimiä liotettiin hetki vedessä, jonka jälkeen ne ”kuivattiin” imupaperin päällä. Jokainen laji/taksoni punnittiin erikseen kaikista nostoista.

Liejusimpukat (*Macoma baltica*) jaettiin 1 mm:n tarkkuudella kokoluokkiin ja biomassa määritettiin tämän perusteella. Taustatietona käytettiin ympäristökeskuksessa vuosien 1990–1995 aineistosta tehtyä kokoluokkien painokerroinselvitystä.

Kaikilta pohjaeläinhavaintoasemilta laskettiin Shannon-Wiener diversiteetti-indeksin eksponenttifunktio, joka kuvaa lajiston monimuotoisuutta. Indeksin arvon eksponenttifunktio on sitä suurempi, mitä enemmän lajeja havaitaan ja mitä tasaisemmin yksilömäärät ovat jakautuneet.

Pohjaeläintuloksia säilytetään Helsingin ympäristöpalveluiden Mobilenote-vesitietokantasovelluksessa. Tulokset viedään myös SYKE:n pohjaeläintietokantaan.

[12] https://laji.fi/taxon/MX.53460 (21.9.2022)

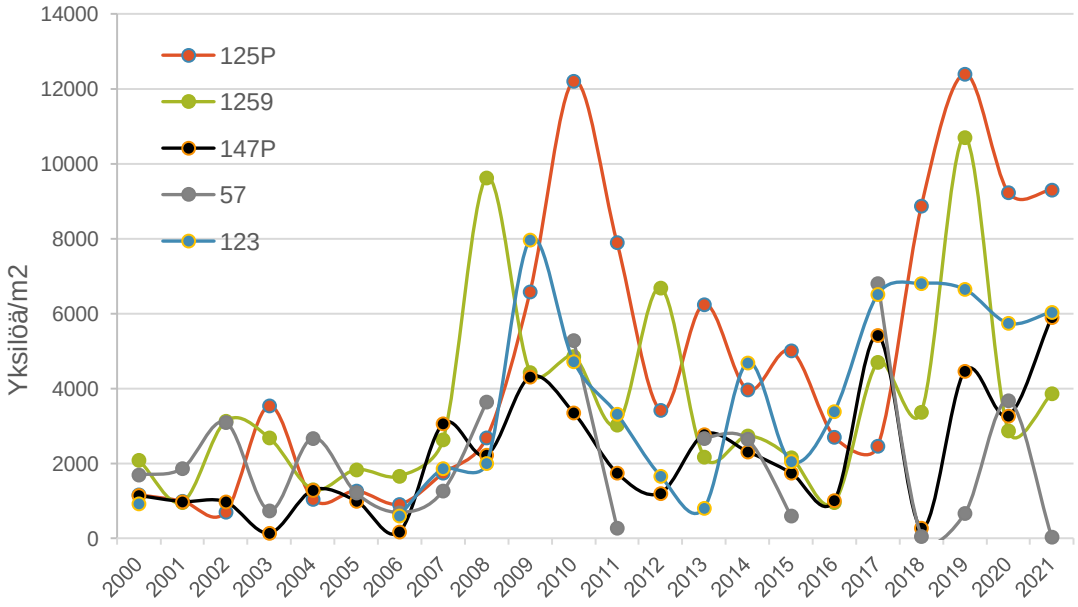
7.3. Tulokset

7.3.1. Helsinki-Porkkala vesimuodostuma

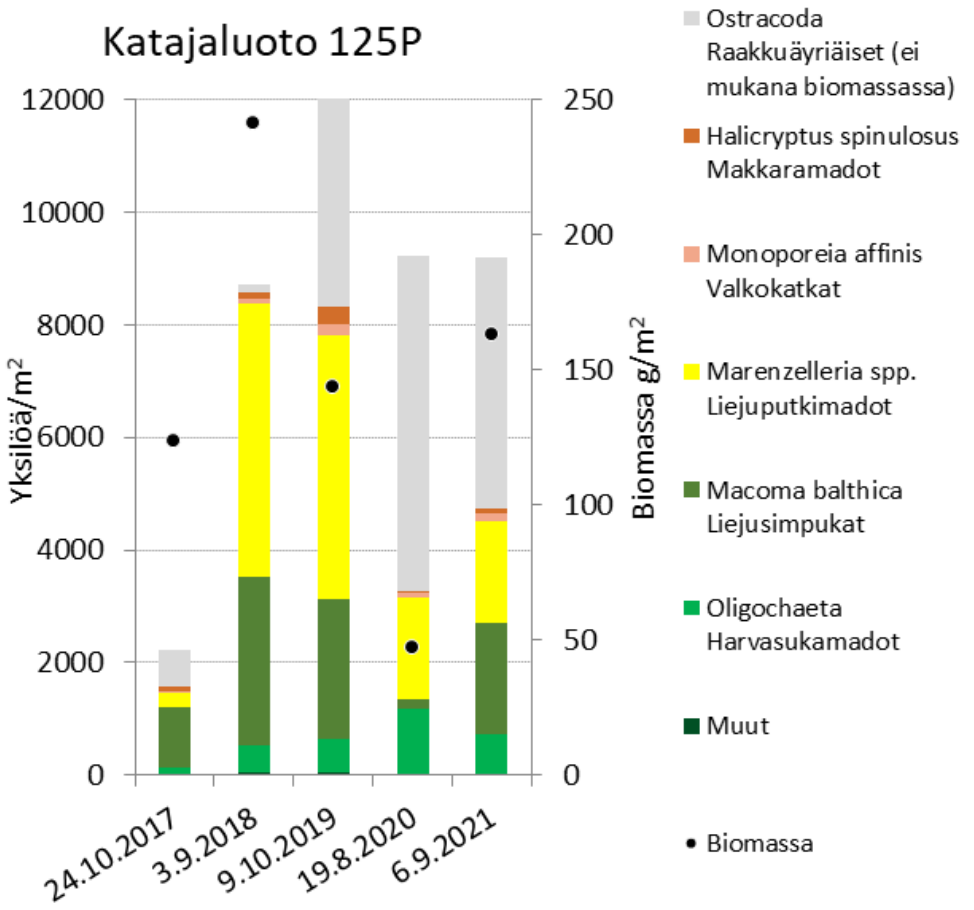
Viikinmäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamojen purkualueet, Espoon kaupungin kaupunkitekniikan keskuksen läjitysalue Rövargrundet, Helsingin kaupungin rakennetun ympäristön läjitysalueet Koirasaarenluodot ja Lokkiluoto, sekä Fortum Power and Heat Oy:n merilauhdevesien purkualue (puretaan Suomenojan puhdistamon vesien kanssa samassa tunnelissa) sijoittuvat Helsinki-Porkkala vesimuodostuman alueelle. Katajaluodon havaintopaikat (125P ja 1259) ovat havaintopaikoista lähimpänä Viikinmäen jätevesitunnelin purkupaikkaa. Havaintoasemat sijaitsevat etelään avautuvassa syvännekohdassa, jota ympäröi matalampi, sekasedimentistä koostuva pohja ja asemien länsipuolella useampi kallioinen vedenalainen riutta. Havaintoasemien pohja koostuu pääosin hiekkaisesta savesta.

Valkokatkat (*M. affinis*), liejusimpukat (*M. balthica*) ja harvasukamadot (Oligochaeta) esiintyivät 1970- ja 1980-lukujen vaihteessa tällä alueella runsaslukuisena. Valkokatkojen vähennyttyä 1980-luvun lopulta lähtien vallitsivat, varsinkin alueella 125P, liejusimpukat ja harvasukasmadot. Samansuuntaisia muutoksia on havaittu myös muualla Suomenlahdella ja yhdeksi syyksi arvioidaan pohjanläheisen veden lämpötilan nousua. Vieraslajina tunnettu liejuputkimato, *Marenzelleria* spp., ilmestyi alueelle jo 1993 mutta runsastui vasta 2000-luvulla.

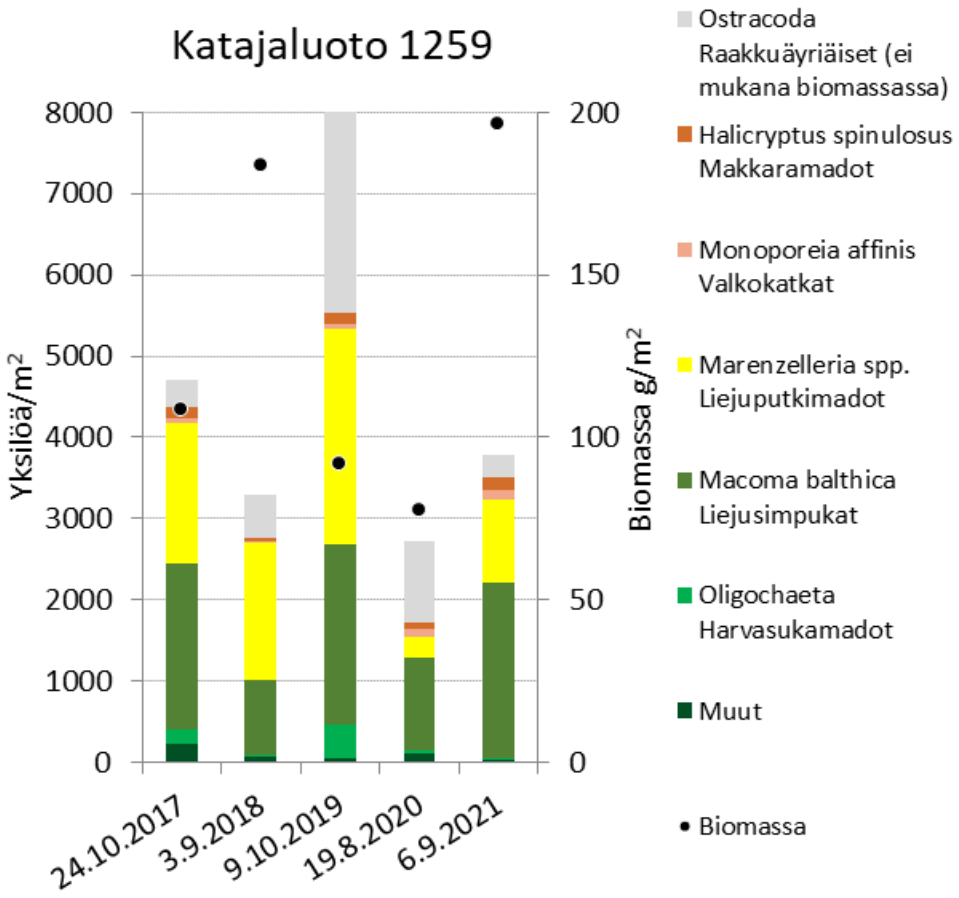
Viimeisen kahdenkymmenen vuoden aikana pohjaeläinten yksilömäärät ovat Katajaluodon alueella vaihdellet suuresti lähinnä johtuen hapen määrästä pohjanläheisessä vedessä. 2019 yksilömäärät olivat Katajaluodon alueella erittäin suuria (Kuva 7.1). Lajiston biomassa koostui vuonna 2019 lähinnä *Marenzelleria* spp. -liejuputkimadoista ja liejusimpukoista (*M. balthica*). Samat taksonit olivat dominantteja vuosina 2020 ja 2021 (Kuva 7.2 ja Kuva 7.3). Myös raakkuäyriäisiä (Ostracoda) oli runsaasti. Yksilömäärät Katajaluodon alueella vähentyivät johtuen suurimmaksi osaksi liejuputkimatojen ja liejusimpukoiden määrien vähentymisestä. Alueella tavattiin valkokatkaa, mutta aiempiin vuosiin verrattuna vaatimattomia määriä.



Kuva 7.1. Pohjaeläinten yksilömäärät Helsinki-Porkkala vesimuodostumassa vuosina 2000–2021.



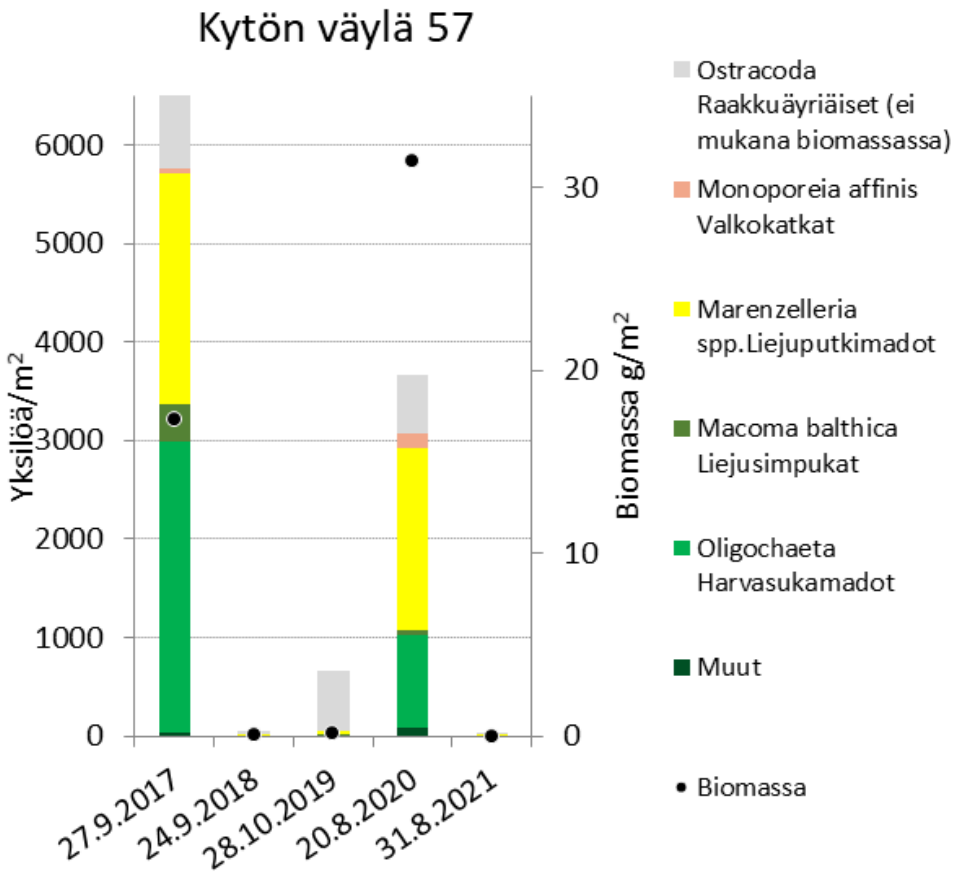
Kuva 7.2. Katajaluodon (125P) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.



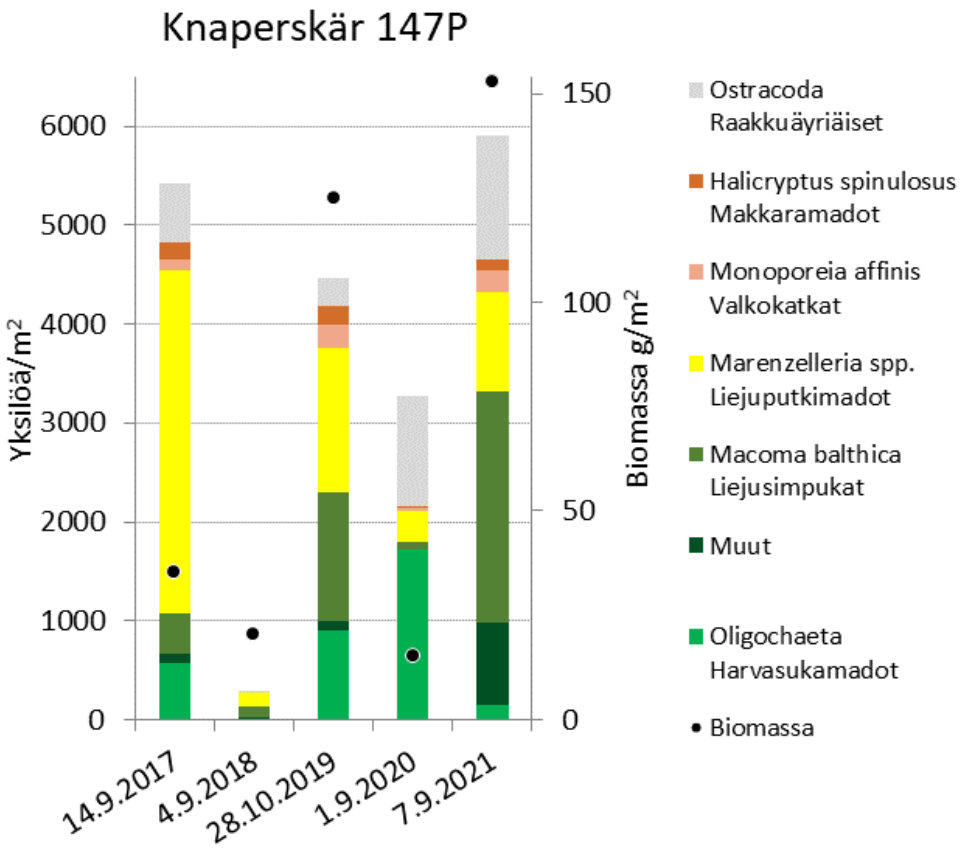
Kuva 7.3. Katajaluodon (1259) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

Knaperskärin (147P) ja Kytön väylän (57) havaintopaikat sijaitsevat lähellä Suomenojan puhdistamon purkualuetta. Kytön väylän alueen pohjan happitilanne on monesti ollut heikko, ja tämä on näkynyt myös pohjaeläinmäärissä; 2018, 2019 ja 2021 pohjaeläimiä ei käytännössä ollut lainkaan. 2020 tilanne oli hieman parempi pienien liejuputkimatojen (*Marenzelleria* spp.) ja liejusimpukoiden (*M. balthica*) johdosta (Kuva 7.4). Myös Knaperskärin pohjaeläinten määrät romahtivat vuonna 2018, mutta sen jälkeen tilanne alueella on elpynyt. Lajisto koostui 2021 edellisvuoden tapaan valtaosin liejusimpukoista (*M. balthica*) ja liejuputkimadoista (*Marenzelleria* spp.), kun taas harvasukamatojen (Oligochaeta) määrät vähentyivät (Kuva 7.5). Myös puhtaampia oloja ilmentävät lajit kuten makkaramato (*H. spinulosus*), kilkki (*Mesidotea entomon*) ja valkokatka (*M. affinis*) ovat alueella hieman runsastuneet. Alueella tavattiin myös *Bylgides sarsi* –liejusukasjalkainen.

Merenpohjan muuttuessa hapettomasta hapekkaaksi ensimmäisten 2–3 vuoden aikana alueelle saapuvat pohjan pinnalla uivat pienet madot ja katkat, kuten liejusukasjalkainen (*B. sarsi*) ja valkokatka (*M. affinis*). Sukasmatojen tiedetään olevan herkkiä organotinoille, joten liejusukasjalkainen on hyödyllinen indikaattorieläin, koska se on yksi harvoista lajeista, joka elää syvillä pehmeillä pohjilla. Knaperskärin lajisto on viime vuoden aikana kokonaisuudessaan monipuolistunut; lajilukumäärä on lisääntynyt kahdeksasta jopa kahdeksaantoista lajiin. Knaperskärin (147P) näytteessä oli runsaasti tummaa öljymäistä ainetta, joka hankaloitti pohjaeläinnäytteen käsittelyä. Aseman 147P sedimentin haitta-aineanalyyseissä tavattiin jonkin verran raskaita öljyhiilivetyjä (kts. kappale 10).

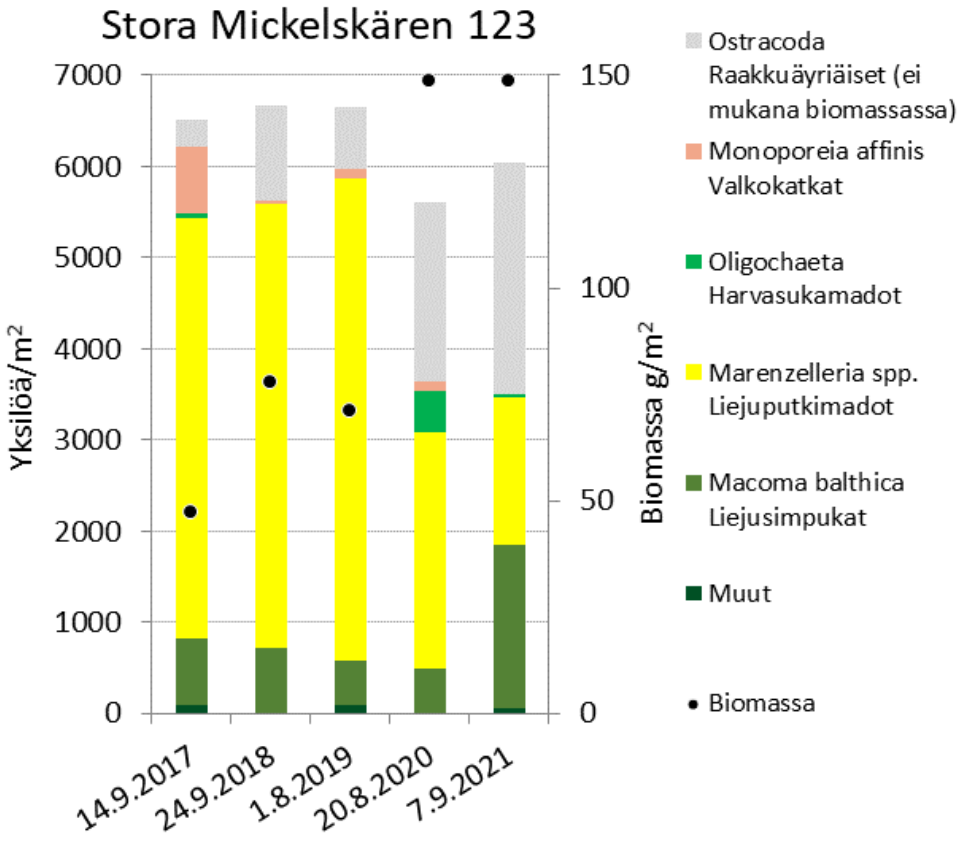


Kuva 7.4. Kytön väylän (57) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.



Kuva 7.5. Knaperskärin (147) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

Stora Mickelskärenillä *Marenzelleria* spp. –liejuputkimatojen yksilömäärät ovat viime vuosien aikana olleet erittäin suuria, vuonna 2019 jopa yli 5200 yksilöä/m^2. Niiden määrä on kuitenkin tämän jälkeen vähentynyt, kun taas liejusimpukoiden määrä on kasvanut (Kuva 7.6). Lajisto alueella oli melko yksipuolinen, mutta yksilömäärien vaihtelu on ollut muita asemia maltillisempaa.

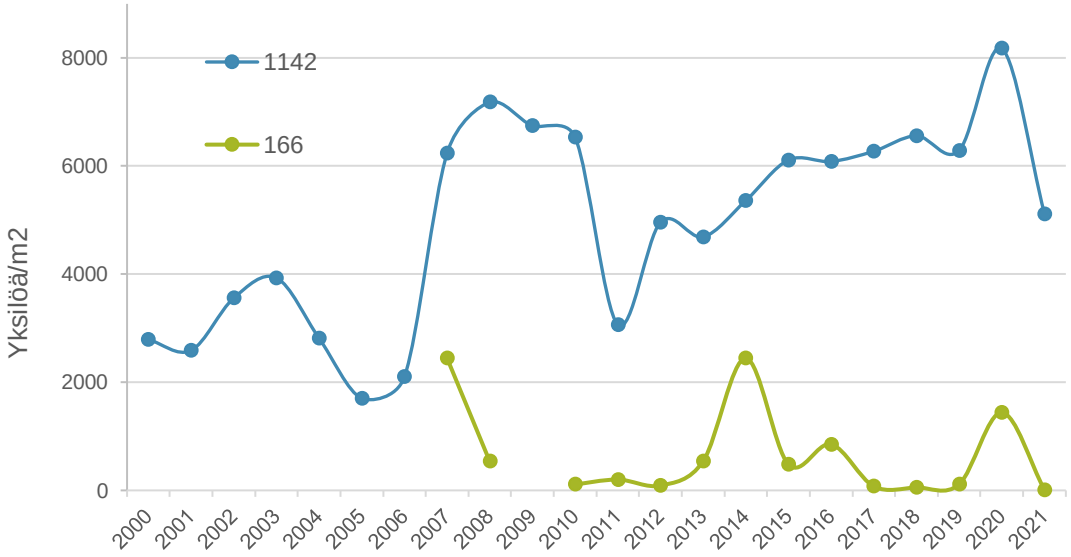


Kuva 7.6 Stora Mickelskärenin (123) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

7.3.2. Porvoo-Helsinki vesimuodostuma

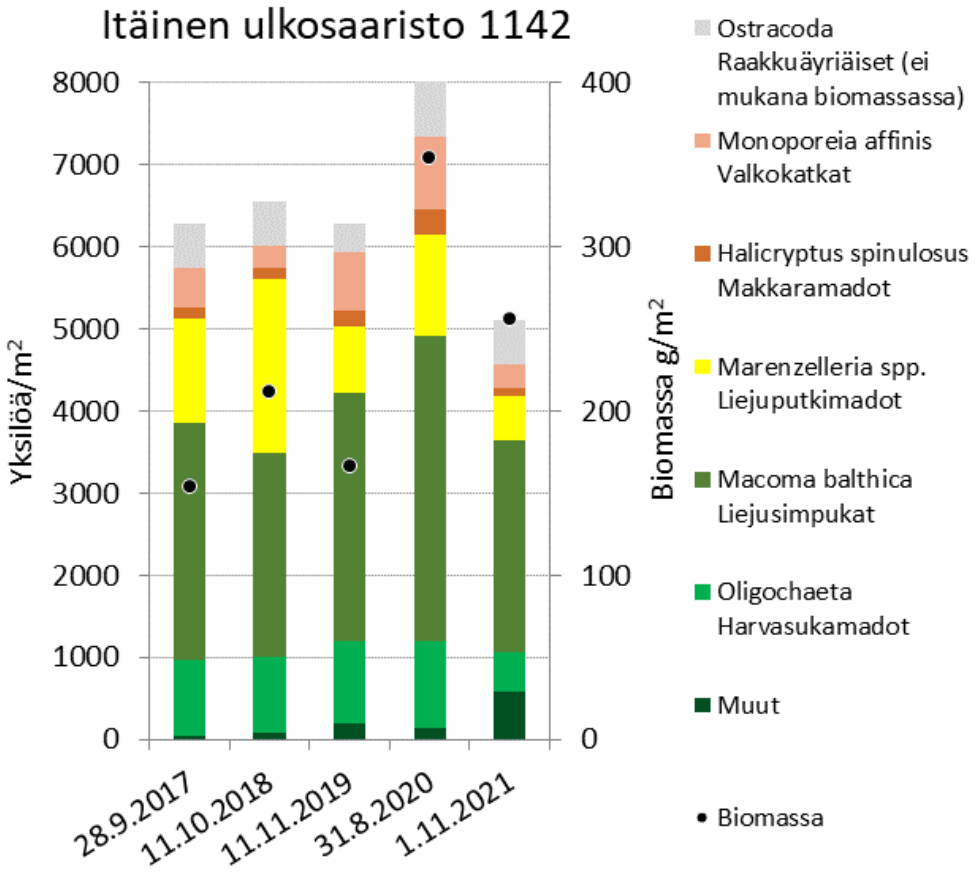
Porvoo-Helsinki vesimuodostuman alueelle sijoittuvat Itäisen saaristoalueen havaintoasema 1142 ja Pentarn 166. Itäisen saaristoalueen 1142 havaintoasemaa voidaan pitää vertailualueena Katajaluodon ja Knaperskärin tuloksille. Itäisen saaristoalueen yksilölukumäärät ovat kasvaneet usean vuosikymmenen ajan. 2000-luvulla selkeä lukumäärien kasvu tapahtui vuoden 2006 jälkeen. Suuntaus on ollut samanlainen myös Katajaluodolla ja Knaperskärillä, mutta kuormitetummilla alueilla varsinkin viimeisen vuosikymmenen aikana vaihtelut ovat olleet itäistä saaristoaluetta suurempia (vrt. kuvat 7.1 ja 7.7).

Itäisen saaristoalueen (asema 1142) lajimäärät (taksonimäärät) ovat viimeisen viiden vuoden aikana olleet tasaisesti kasvussa ja diversiteetti on lisääntynyt (kuva 7.27). Myös vuosina 2020 ja 2021 lajimäärät olivat edellisiä vuosia suurempia. Itäisen saaristoalueen yksilölukumäärä, lajimäärä ja myös yhteisökoostumus vaikuttaa stabiilimmalta verrattuna Katajaluodon ja Knaperskärin alueeseen, vaikka pohjaeläinlajisto tällä alueella muistuttaa yleisesti Katajaluodon ja Knaperskärin lajistoa. Lajistossa liejusimpukka (*M. balthica*) sekä valkokatkat (*M. affinis*), joita tosin oli melko vähäisiä määriä, esiintyivät Itäisen saariston alueella runsaampana kuin Katajaluodon alueella (kuva 7.8). Liejuputkimadon osuus kokonaisyksilömäärästä on viime aikoina ollut huomattavasti 2000-luvun alun huippumääriä pienempi. Vuosina 2020 ja 2021 alueella esiintyi edellisten vuosien tapaan kilkkiä ja okamakkaramatoja, joka häviävät lajistosta olosuhteiden huonontuessa.

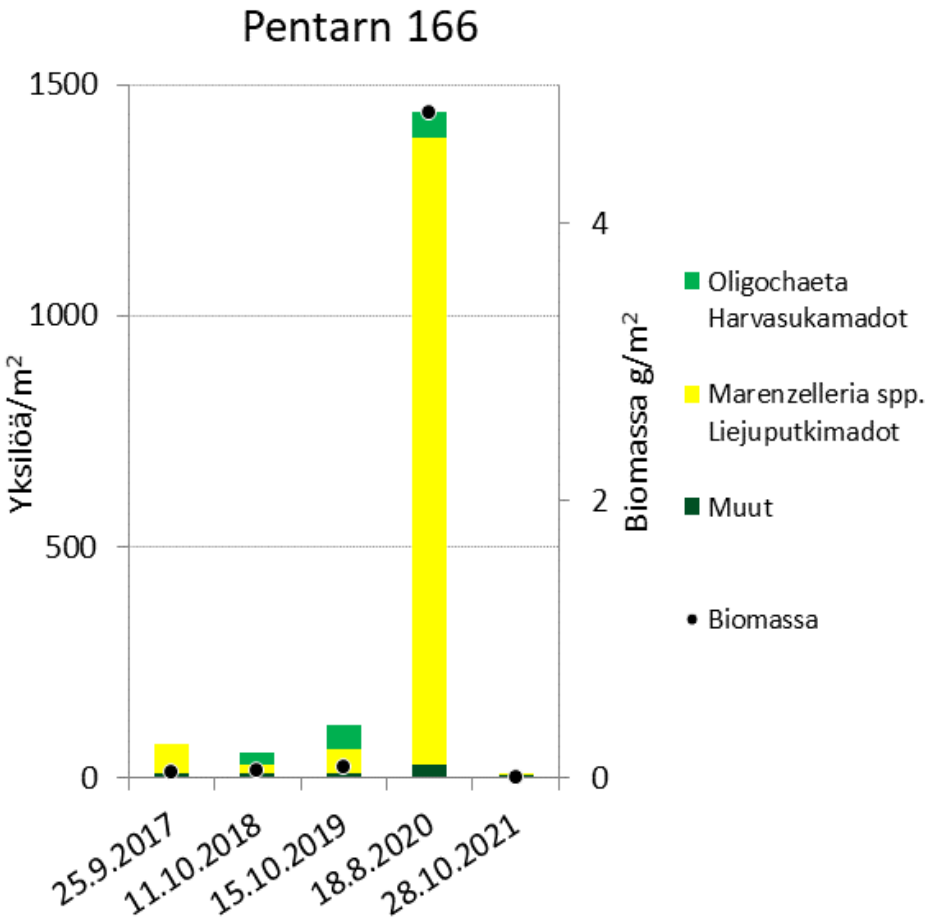


Kuva 7.7. Pohjaeläinten yksilömäärät Porvoo-Helsinki vesimuodostumassa vuosina 2000–2021.

Pentarnin 166 havaintopaikka on 48 metriä syvä ja se sijaitsee sedimentin akkumulaatioalueella Sipoon selällä (Rantataro 1992) ja siksi se on altis happiongelmille. *Marenzelleria*-liejuputkimadot selviävät myös vähähappisessa ympäristössä ja ovat parhaiten alueella selviävä laji. Vuosina 2017, 2018 ja 2019 pohjaeläinten määrät olivat Pentarnin näytteessä hyvin vähäisiä johtuen huonosta happitilanteesta. Tällöin alueella havaittiin vain hyvin pieniä määriä liejuputkimatoja (*Marenzelleria* spp.) ja harvasukamatoja (Oligochaeta) (kuva 7.9). Tilanne hieman parantui väliaikaisesti 2020, sillä silloin liejuputkimatojen määrä lisääntyi. Vuonna 2021 alue näytti kärsineen taas happiongelmista eikä pohjaeläimiä juuri aseman näytteissä ollut. Veden kemiallisen laadun tarkkailun yhteydessä ei havaittu vähähappisuutta pohjanläheisessä vedessä, vrt. kappale 4 ja Nyman 2022, mutta sedimentin pinta ja etenkin syvemmät kerrokset voivat kuitenkin tästä huolimatta olla pelkistäviä (Vahtera ja Lukkari 2012) ja pohjan eliöstölle täten huonoja elinympäristöjä.



Kuva 7.8. Itäisen ulkosaaristoalueen (1142) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.



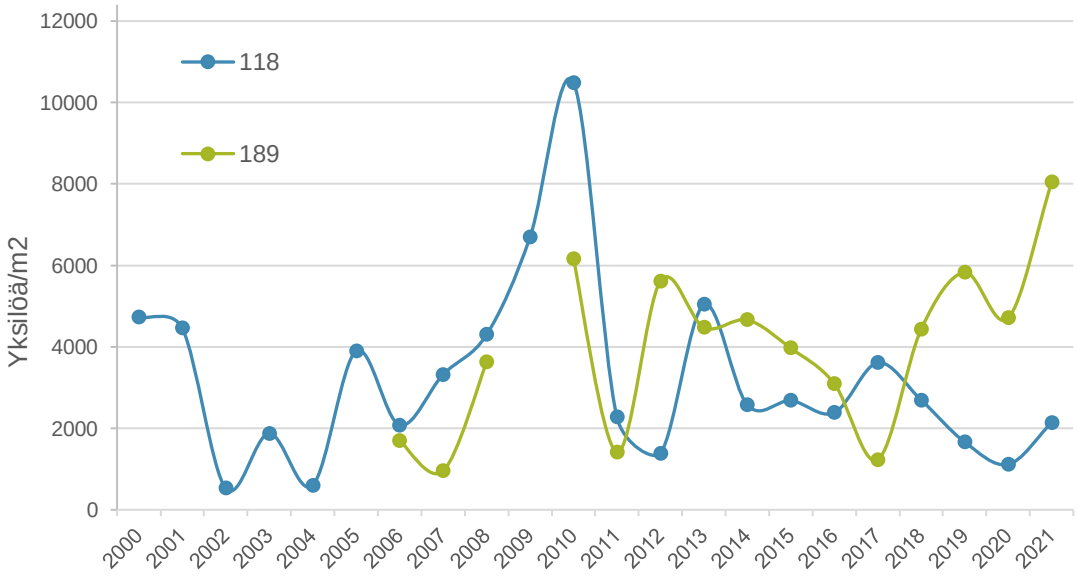
Kuva 7.9. Pentarnin (166) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

7.3.3. Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostuma

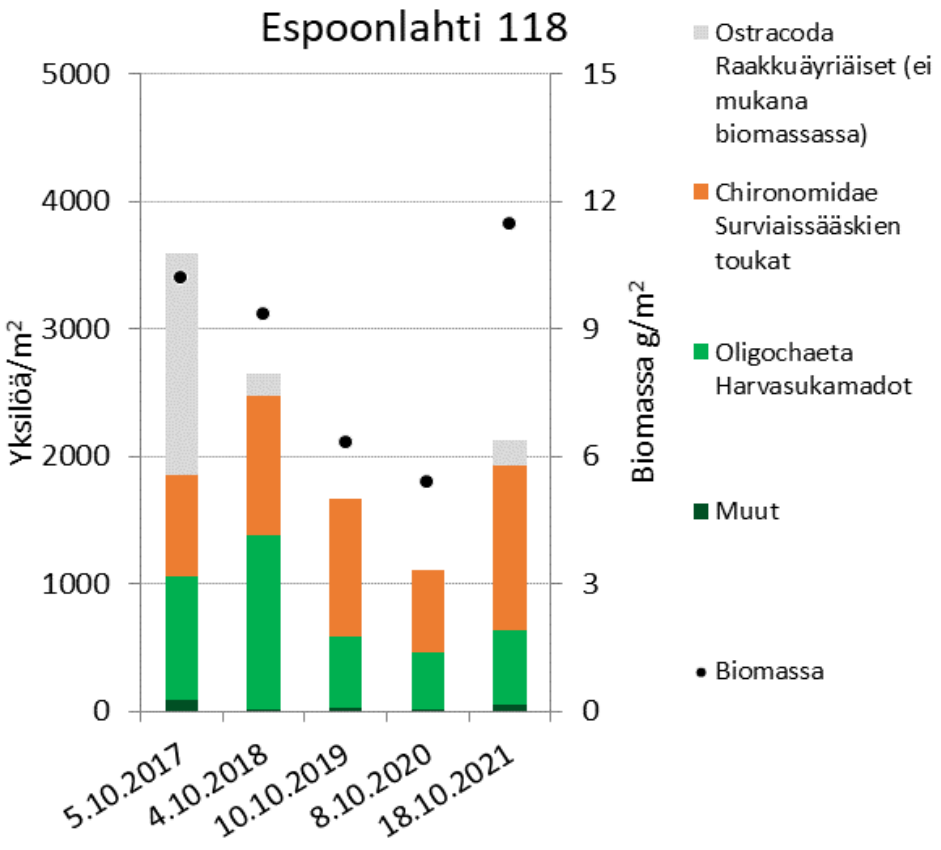
Ryssjeholmsfjärdenin pohjaeläinyhteisön koostumusta on analysoitu tarkemmin raportissa ”Ryssjeholmsfjärden – veden laatu, plankton ja pohjaeläinyhteisöt” (liite 6).

7.3.4. Espoonlahden vesimuodostuma

Espoonlahden (118) ja Björkfjärdenin (189) pohjaeläinhavaintopaikat sijoittuvat Espoonlahden rannikkovesimuodostuman alueelle. Happitilanne pohjanläheisessä vesikerroksessa säätelee pohjaeläinten yksilömääriä Espoonlahden perukassa asemalla 118, joka sijaitsee syvännealueella. Vuonna 2010 yksilömäärät olivat todella suuria, jopa yli 10 000 yksilöä/m^2 (Kuva 7.10). Tämän jälkeen yksilömäärät ovat taas vähentyneet. Viime vuosina happipitoisuudet ovat alueella pohjanläheisessä vedessä olleet matalia (kts. kappale 4.4). Vuonna 2021 pohjanläheisen veden happipitoisuus Espoonlahdella laski liki 0 mg/l. Alle 2 mg/l pitoisuuksia pidetään yleisesti voimakkaan happivajeen rajana, jossa tavanomaisen pohjan eliöstön selviytymismahdollisuudet ovat olemattomat. Alueella kuitenkin havaittiin harvasukamatoja (Oligochaeta) ja surviaissääsken toukkia (Chironomidae) (kuva 7.11). Lajimäärä on kahden viimeisen vuoden aikana ollut viime vuosikymmentä matalampi.



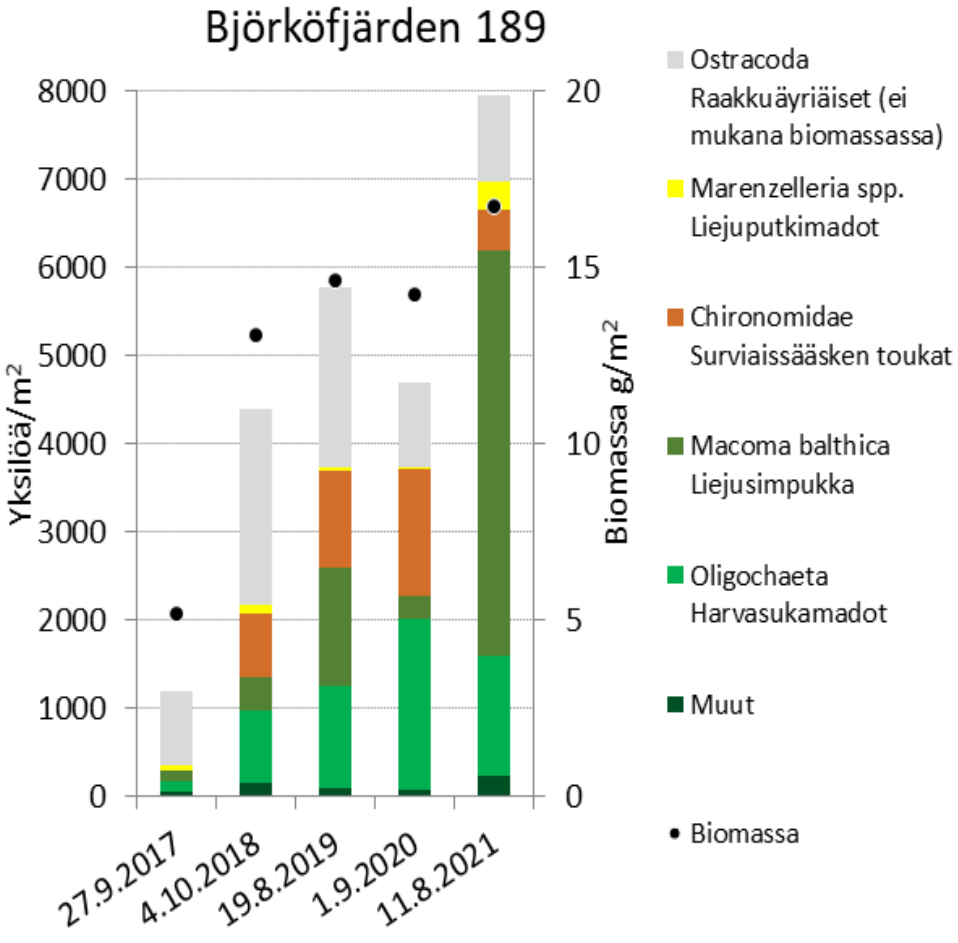
Kuva 7.10. Pohjaeläinten yksilömäärät Espoonlahden vesimuodostumassa vuosina 2000–2021.



Kuva 7.11. Espoonlahden (118) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

Björkfjärdenin (189) havaintopaikka Espoonlahdella sijaitsee Björkö-saaren kaakkoispuolella. Björköfjärden ei sijaitse syvänteessä (syvyys 6 metriä) ja happiolosuhteet ovat yleensä Espoon-

lahden perukkaa (118) suotuisammat. Pohjaeläinten yksilömäärä ja lajirunsaus onkin vuosikymmenen alkupuolella ollut suhteellisen hyvä. Vuonna 2017 pohjaeläinten lukumäärä väheni selvästi indikoiden happiongelmia, tai muita häiriötekijöitä. Tämän jälkeen tilanne on kuitenkin parantunut selvästi. Vaatimattomissakin olosuhteissa selviävät surviaissääsken toukat (Chironomidae) ja harvasukamadot (Oligochaeta) ovat lisääntyneet ja varsinkin liejusimpukoiden määrä oli 2021 selvästi aiempaa suurempi (Kuva 7.12). Liejukatkaa (*Corophium volutator*) sekä hyönteisten toukkia havaittiin myös edellisistä vuosista poiketen. Pikkuliejumato (*Boccardiella ligerica*), 1960-luvulla Turun edustalla ensimmäistä kertaa havaittu monisukasmato, havaittiin myös lajistossa. Lajia pidetään kuitenkin huonokuntoisiakin elinympäristöjä sietävänä lajina



Kuva 7.12. Björkfjärdenin (189) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

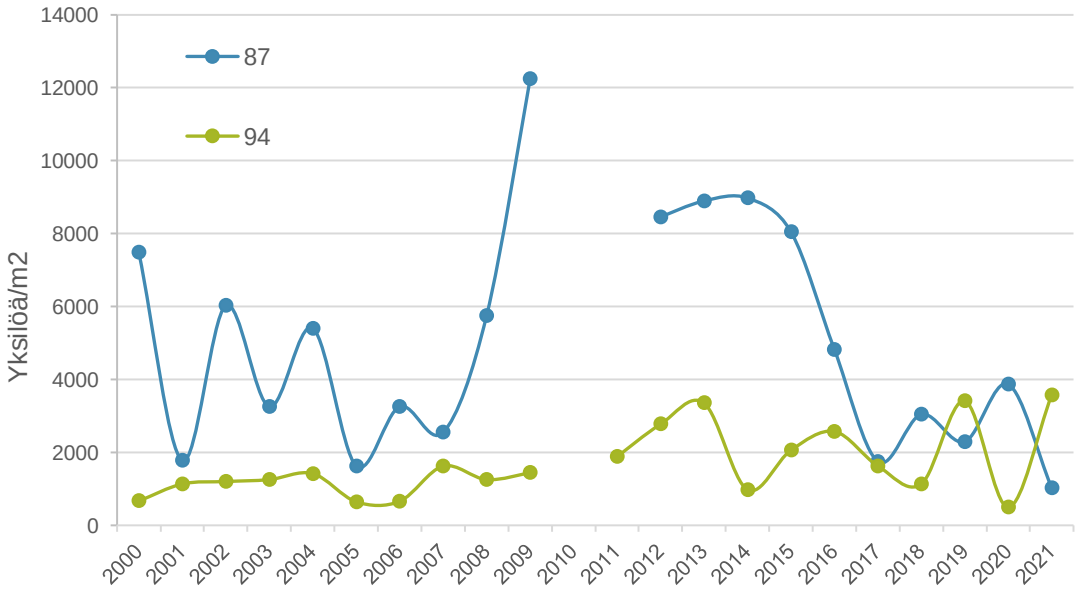
7.3.5. Seurasaaren vesimuodostuma

Yhteistarkkailuun kuuluva Salmisaaren voimala purkaa lauhdevetensä Seurasaaren vesimuodostuman alueelle. Alueella sijaitsevat Laajalahden (87) ja Porsaan (94) havaintopaikat. Alueelle on 1960 ja 1970-luvuilla kohdistunut voimakasta jätevesikuormitusta.

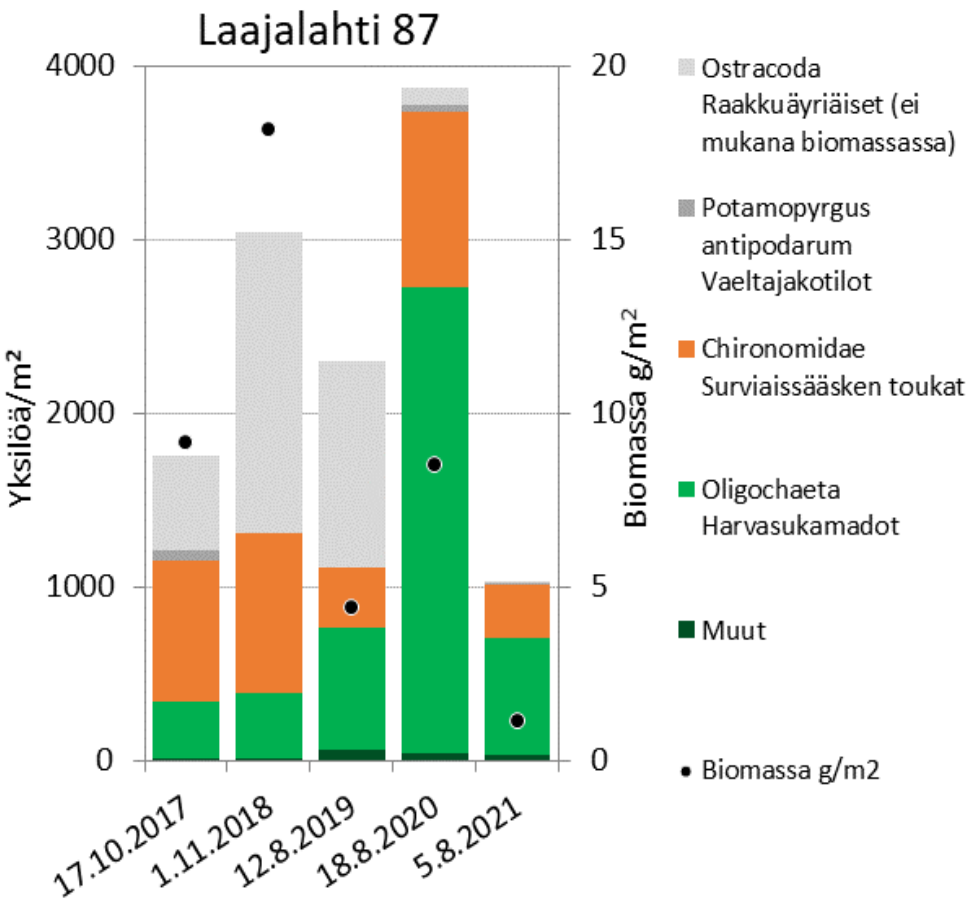
1960- ja 1970-luvuilla Laajalahden alue oli pohjaeläinten osalta lähes kuollutta aluetta. Tuolloin Laajalahden pohja olikin lähes kokonaan hapetonta sulfidiliejua. 1980-luvun loppupuolella pohja-

eläinten yksilömäärät ja biomassat alkoivat lisääntyä selvästi ja alueella (havaintopiste 83, seuranta lopetettu 1991) havaittiin koko tarkkailualueen yksilötiheyden maksimi, lähes 21 700 yksilöä/m^2. Huippuvuosi yksilömäärien osalta 2000-luvulla oli 2009, jolloin yksilömäärät nousivat Laajalahdella (asema 87) yli 12 000 yksilöön/m^2. (kuva 7.13). Valtaosan lajistosta muodostivat tuolloin harvasukamadot (Oligochaeta), vaeltajakotilot (*Potamopyrgus antipodarum*) ja biomassan osalta myös surviaissääskien toukat (Chironomidae). Vuosina 2012, 2013, 2014 ja 2015 yksilömäärät olivat yhä suuria (yli 8 000 yksilöä/m^2).

Viimeisen viiden vuoden aikana Laajalahden pohjaeläinten yksilömäärät ovat selvästi vähentyneet. (Kuva 7.14). Vuonna 2020 Laajalahdella havaittiin yksi uusi vieraslajiksi luokiteltava laji; kirjoviuhkamato (*Laonome xeprovala*), jota havaittiin myös Ryssjeholmsfjärdenillä vuonna 2021 (Nyman ja Räsänen 2022). Kirjoviuhkamato on 2010-luvulla Itämereen levinnyt noin sentin mittainen pehmeiden merenpohjien monisukasmato. Vieraslajin alkuperäaluetta ei tunneta, ja se kuvattiin muodollisesti tieteelle uutena lajina vasta vuonna 2018. Laji löytyi ensiksi tiheänä esiintymänä Viron Pärnunlahdesta. Suomen eteläarannikolla sitä on tavattu vuodesta 2014 alkaen. Muilta osin lajisto on pysynyt hyvin samanlaisena koostuen lähinnä huonojakin olosuhteita sietävistä harvasukamadoista (Oligochaeta) ja surviaissääskien toukista (Chironomidae). Vuoden 2021 heinäkuussa havaittu heikko happitilanne heijastui pohjaeläinyhteisön yksilömäärissä ja biomassassa romahduksena vuodesta 2020 vuoteen 2021 (kuva 7.14).



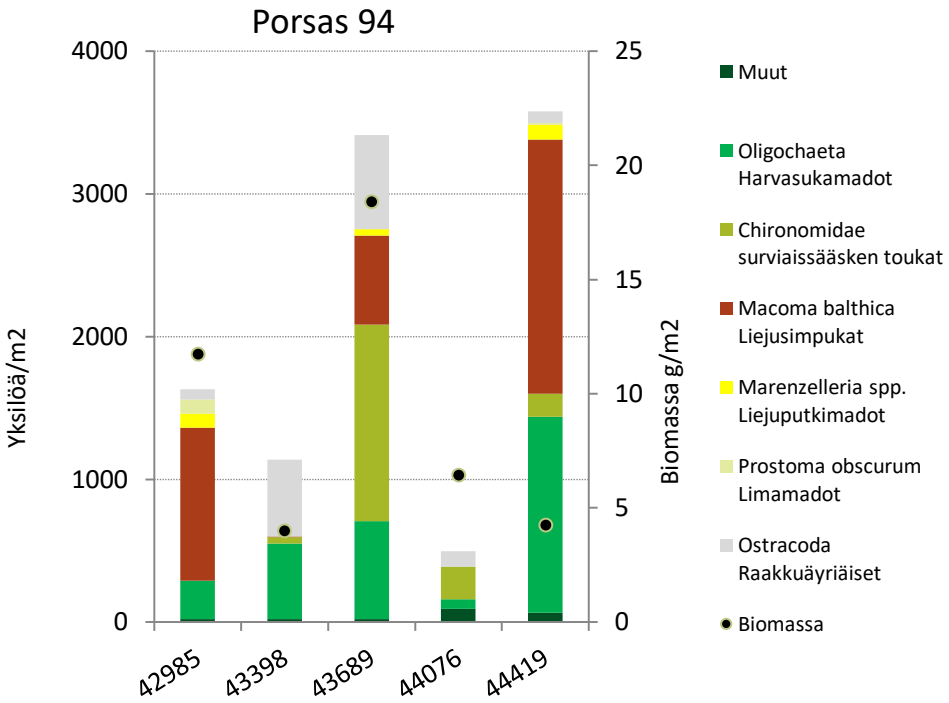
Kuva 7.13. Pohjaeläinten yksilömäärät Seurasaaren vesimuodostumassa vuosina 2000–2021.



Kuva 7.14 Laajalahden (87) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

Myös Seurasaarenselän veden laatu parani 1970- ja 1980-luvuilla, kun Rajasaaren ja Talin jätevedenpuhdistamot alueella lakkautettiin. Alueen pohjaeläimistö elpyi veden laadun paranemisen myötä. Seurasaarenselän pohja muodostui ja muodostuu yhä monin paikoin sulfidiliejusta, tosin aivan pintasedimentti on nykyään monin paikoin hapettunutta. Alueen pohjaeläimistön yksilölukumäärät olivat 1980-luvulla noin 2 000 yksilöä/m^2. 2000-luvulla tilanne Seurasaarenselän pohjien osalta on hieman parantunut (kts. kuva 7.13). Yksilölukumäärät ovat lisääntyneet mutta erot eri vuosien välillä ovat suuria, ilmentäen pohjaeläinyhteisön heikohkoa tilaa ja ulkoisia häiriötekijöitä. Esimerkiksi vuosina 2019 ja 2021 yksilölukumäärät olivat jopa noin 3 500 yksilöä/m^2 kun taas vuonna 2020 lukumäärät romahtivat alle 500 yksilöön/m^2.

Lajistossa runsaslukuisimpia 1980-luvulla olivat harvasukamadot (Oligochaeta), surviaissääsken toukat (Chironomidae) ja liejusimpukat (*M. balthica*). Samat lajit muodostavat yhä valtaosan lajistosta, mutta 2000-luvulla lajisto on monipuolistunut. Suurin lajimäärä, jopa 12 taksonia, havaittiin 2016. Vuonna 2020 poikkeuksellisen lämpimät veden lämpötilat alkuvuodesta ja hapen puute tuhosivat todennäköisesti suuren osan pohjaeläimistä, mutta tilanne on elpymässä sillä vuonna 2021 havaittiin alueella runsaasti pieniä liejusimpukoita ja harvasukamatoja (Kuva 7.15)

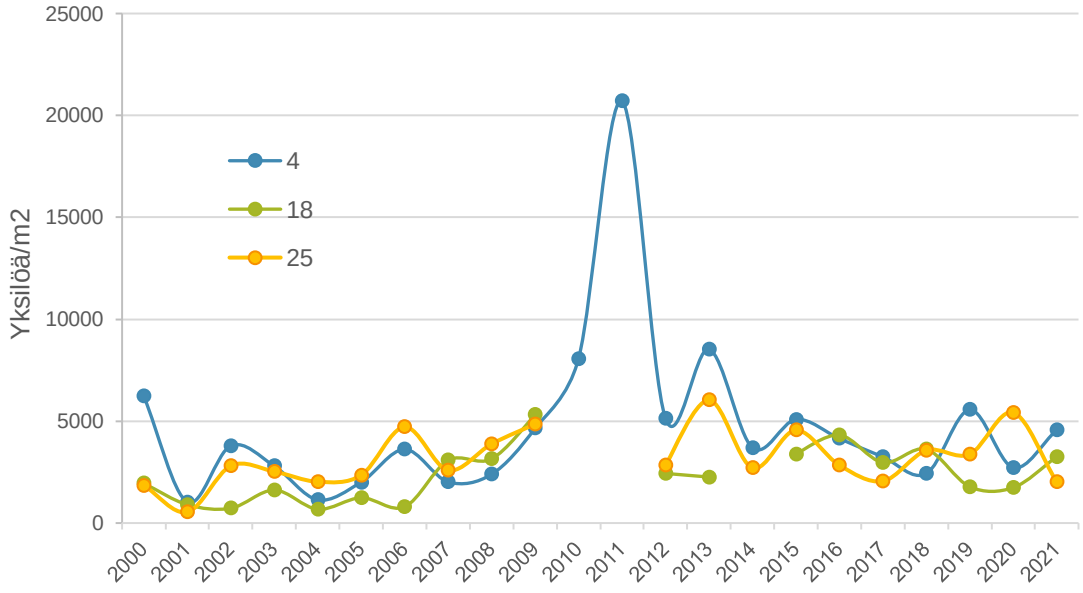


Kuva 7.15 Porsaan (94) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

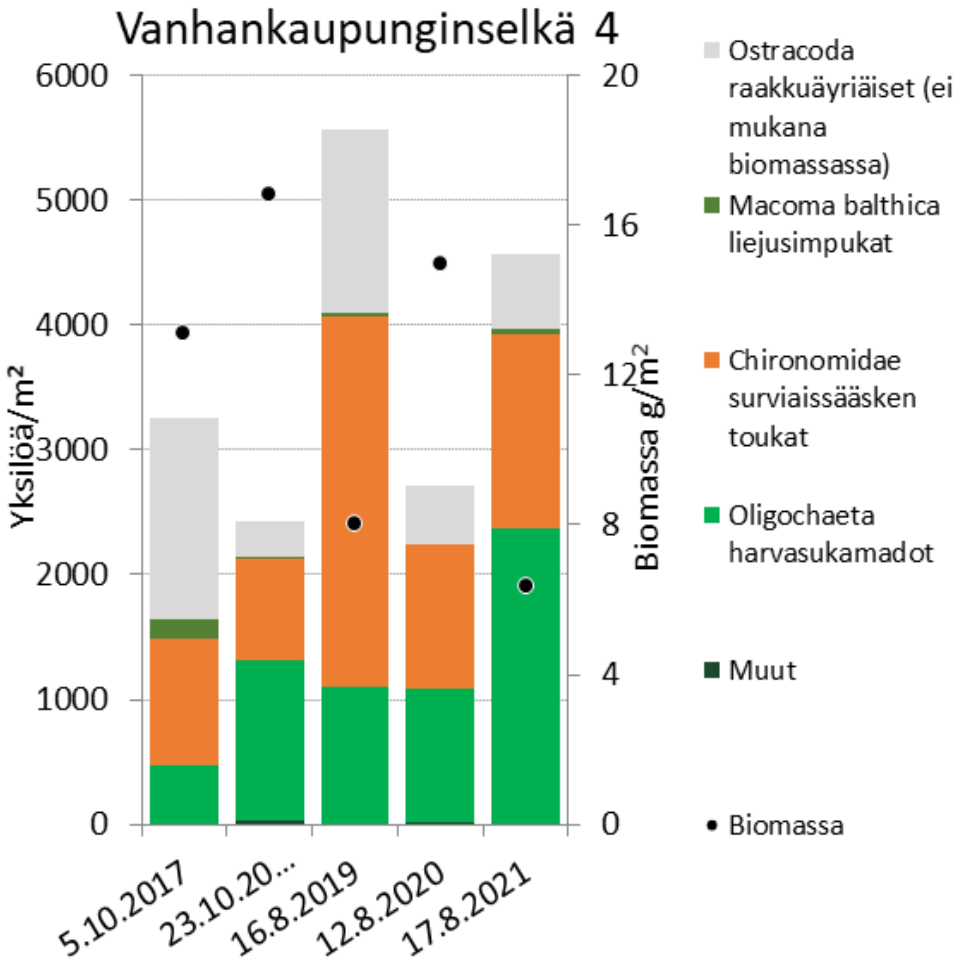
7.3.6. Kruunuvuorenselän vesimuodostuma

Helsingin sataman eteläsatama, Viikinmäen jätevedenpuhdistamon puhdistettujen jätevesien varapurkureitit sekä Helsingin energian Hanasaaren voimalaitoksen lauhdevesien purkualueet sijoittuvat Kruunuvuorenselän vesimuodostuman alueelle. Vantaanjoki myös vaikuttaa alueeseen voimakkaasti.

Kun puhdistettujen jätevesien johtaminen lopetettiin alueelle, Vanhankaupunginlahden veden laatu parantui 1970-luvun lopun jälkeen selvästi mikä heijastui myös pohjaeläimistössä. Pohjaeläinten yksilölukumäärät kasvoivat 1980-luvun alkupuolelle saakka, mutta sen jälkeen yksilömäärät ovat vaihdelleet melko paljon vuosien välillä. Vuonna 2011 yksilölukumäärä oli erittäin suuri (n.15000 yksilöä/m^2), mutta sen jälkeen määrät ovat olleet laskussa (Kuva 7.16). Vuosien 2018 ja 2021 aikana pohjaeläinten lukumäärät vaihtelivat 2000 ja 4000 yksilön/m^2 välillä (kuva 7.17). Kuten aikaisemoinakin vuosina, valtalajeina olivat harvasukamadot (Oligochaeta) ja surviaissääsken toukat (Chironomidae). Alueen taksonimäärä on muutaman viime vuoden aikana vakiintunut viiteen lajiin.

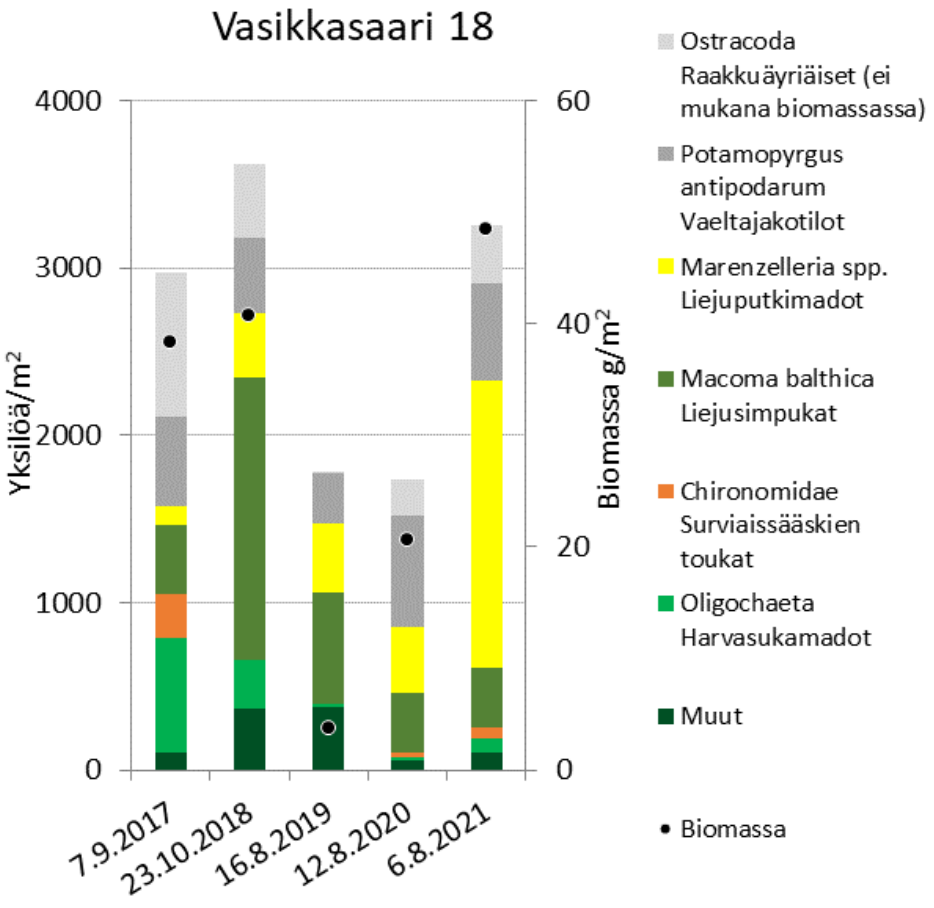


Kuva 7.16 Pohjaeläinten yksilömäärät Kruunuvuorenselän vesimuodostumassa vuosina 2000–2021.



Kuva 7.17 Vanhankaupunginlahden (4) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

Kruunuvuorenselällä Vasikkasaaren (18) havaintopaikalla suurimmat pohjaeläinlukumäärät havaittiin 1980-luvulla. 1990-luvulla yksilölukumäärät taantuivat ja vielä 2000-luvun alussa lukumäärät olivat monena vuonna alle 1000 yksilöä/m^2 (Kuva 7.16). 2010-luvun vaihteessa lukumäärät lisääntyivät ja vuonna 2009 yksilölukumäärät olivat noin 5000 yksilöä/m^2 (aineisto vuosilta 2010 ja 2011 puuttuu). Viime vuosien aikana lukumäärät ovat vaihdelleet reilun 3000 ja vajaan 2000 yksilön/m^2 välillä (kuva 7.18). Kruunuvuorenselällä on monesti ollut lahtialueita enemmän liejusimpukoita (*M. balthica*) johtuen avoimemmasta yhteydestä merelle. Viime vuosina myös liejuputkimatojen (*Marenzelleria* spp.) ja vaeltajakotiloiden (*P. antipodarum*) määrät ovat kasvaneet, kun taas harvasukamatojen (Oligochaeta) ja surviaissääsken toukkien (Chironomidae) osuus on vähentynyt selvästi. Lajilukumäärä on vakiintunut noin kymmeneen lajiin.

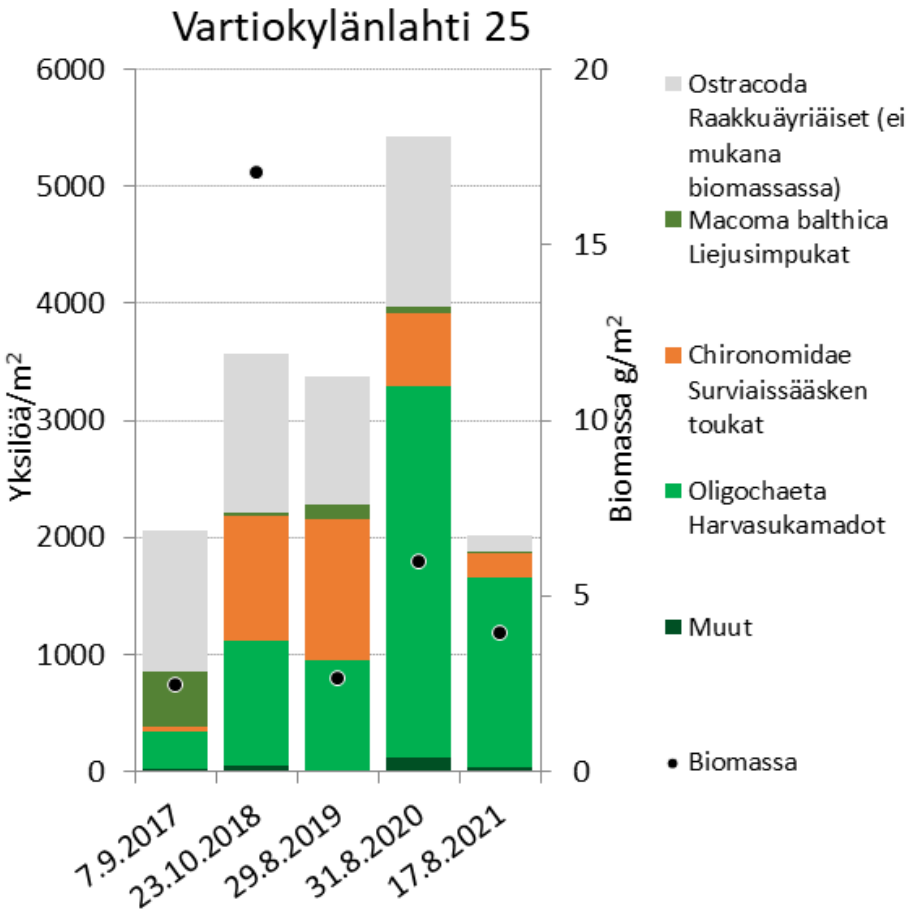


Kuva 7.18 Vasikkasaaren (18) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

7.3.7. Villingin vesimuodostuma

Vartiokylänlahden havaintopiste 25 sijaitsee Vartiokylänlahden eteläosassa, joka on suhteellisen matalaa aluetta. Villingin rannikkovesimuodostuman alueelle on ennen johdettu puhdistettuja jätevesiä, mutta kuormitus ei kuitenkaan ole kohdistunut suoraan Vartiokylänlahteen. Vartionkylänlahden pohjaeläimistö olikin 1970–1980-luvuilla Helsingin lahtialueista monipuolisin. Myöhemmin tilanne lahtialueiden välillä on tasoittunut. Pidemmällä aikavälillä aseman 25 pohjaeläinten yksilömäärät ovat olleet samankaltaiset aseman 18 pohjaeläinten yksilömäärien kanssa (vuosien 2010 ja 2011 aineisto puuttuu).

2010-luvulla yksilölukumäärät ovat vaihdelleet vuosittain melko paljon kahden tuhannen (2017 ja 2021) ja kuuden tuhannen (2013) yksilön välillä (Kuva 7.16). 2010-luvun puolivälissä lajilukumäärä oli noin 7–8 taksonia, mutta lähempänä 2020-lukua taksonimäärä väheni noin 4–5 taksoniin. Selkeästi runsaimpana taksoniryhmänä 2020 ja 2021 olivat harvasukamadot (kuva 7.19). Surviaissääsken toukkien ja liejusimpukoiden määrät olivat alueella vähentyneet.



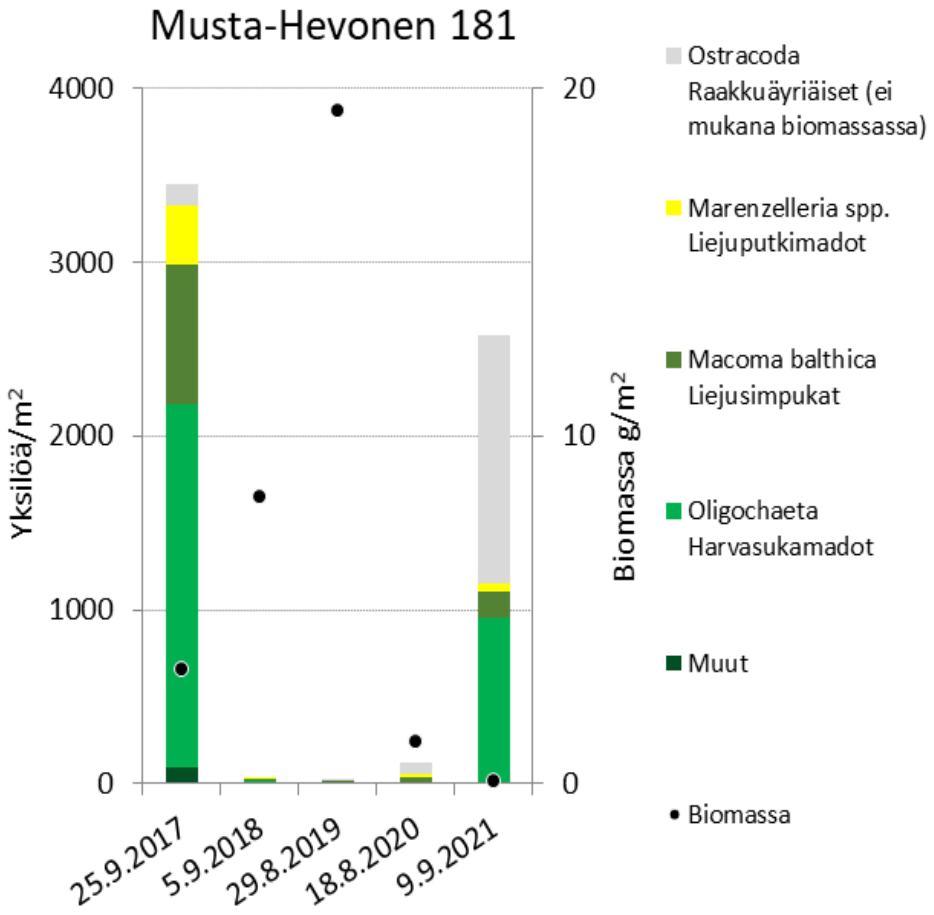
Kuva 7.19. Vartiokylänlahden (25) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

7.3.8. Sipoon saariston vesimuodostuma

Sipoon saariston rannikkovesimuodostumaan sijoittuu tarkkailtavista toimista Helen Oy:n voimalatoimintaa sekä tarkkailun ulkopuolella oleva Helsingin sataman Vuosaaren satama. Pohjaeläinhavaintopaikoista alueelle sijoittuvat Mustan Hevosen (181) ja Skatanselän (111) havaintopaikat.

Mustan Hevosen (181) havaintopaikka on ympäristöään syvempi (15 metriä) ja se sijaitsee sedimentin akkumulaatioalueella ja sedimentin pinta on ajoittain pelkistävä ja aivan pohjanläheinen vesi saattaa olla vähähappista (Vahtera ja Lukkari 2015). Hapenpuutteesta johtuen pohja on sulfidiliejua ja siksi pohjaeläimistö monina vuosina on ollut niukkaa. Vuonna 2017 tapahtui selvää elpymistä ja pohjaeläinten määrä lisääntyi (kuva 7.20). Viimeisen kolmen vuoden aikana pohjaeläinten määrät ovat olleet pieniä (kuva 7.21). Kuitenkin vuonna 2021 harvasukamadot (Oligochaeta) lisääntyivät alueella, sillä happitilanne oli hieman aikaisempaa parempi. Myös lie-

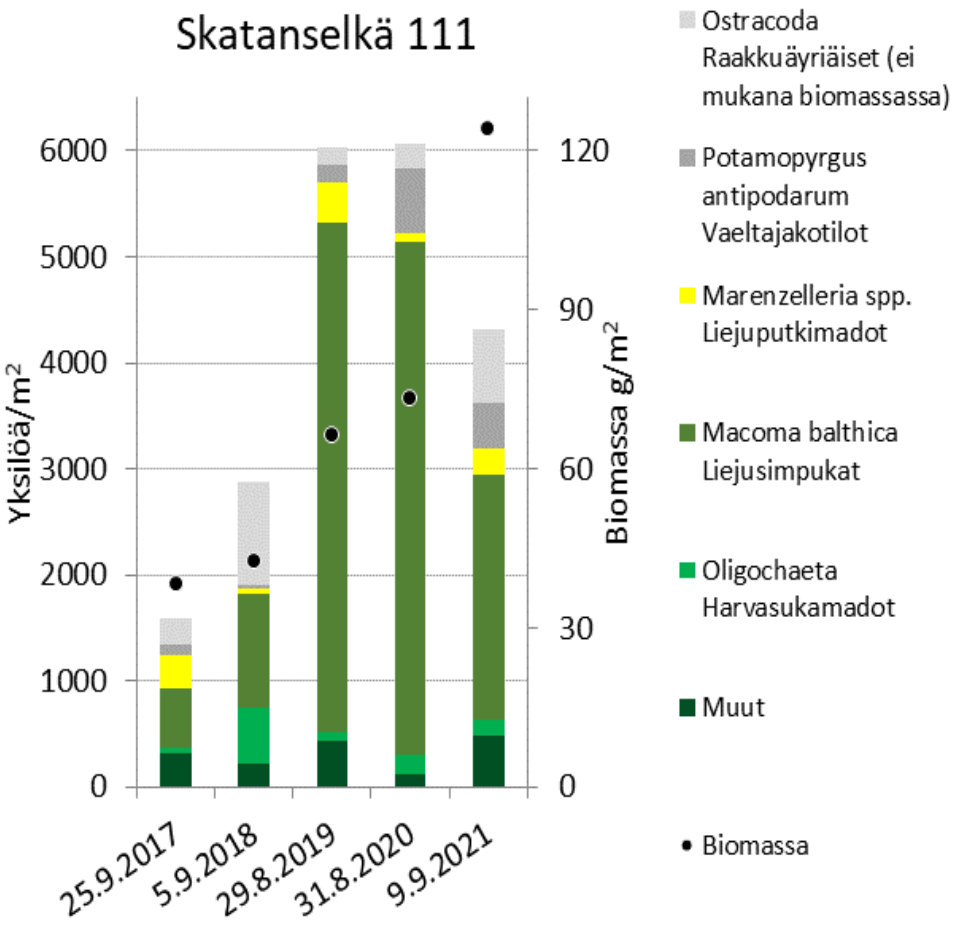
jusimpukoita (*M. balthica*) ja liejuputkimatoa (*Marenzelleria* spp.) havaittiin alueella pieniä määriä. Raakkuäyriäisiä (Ostracoda) esiintyi myös paikoin runsaasti, ennen kaikkea vuonna 2013. Viime vuosien aikana lajimäärä on vaihdellut neljän ja kuuden lajin välillä.



Kuva 7.21 Mustan Hevosen (181) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

Skatanselän (111) pohjaeläinlajistoa ovat viime vuosina hallinnet pääosin liejusimpukat (*M. balthica*) (kuva 7.22). Näytteissä on havaittu myös liejuputkimatoja (*Marenzelleria* spp.), vaeltajakotiloita (*P. antipodarum*), viherlimamatoja (*Cyanophthalma obscura*) ja harvasukamatoja (Oligochaeta). Lajilukumäärä on viime vuosina ollut noin kymmenen lajia.

Skatanselän pohjaeläinhavaintopaikka on Vuosaaren sataman läheisyyden takia myös potentiaalinen paikka uusien vieraslajien havaitsemiselle. Syksyn 2019 Skatanselän näytteestä löytyikin seurannalle uusi laji, *Sinelobus vanharenii*-saksisiira. Tämän jälkeen lajia ei ole kuitenkaan havaittu.



Kuva 7.22 Skatanselän (111) pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuosina 2017–2021.

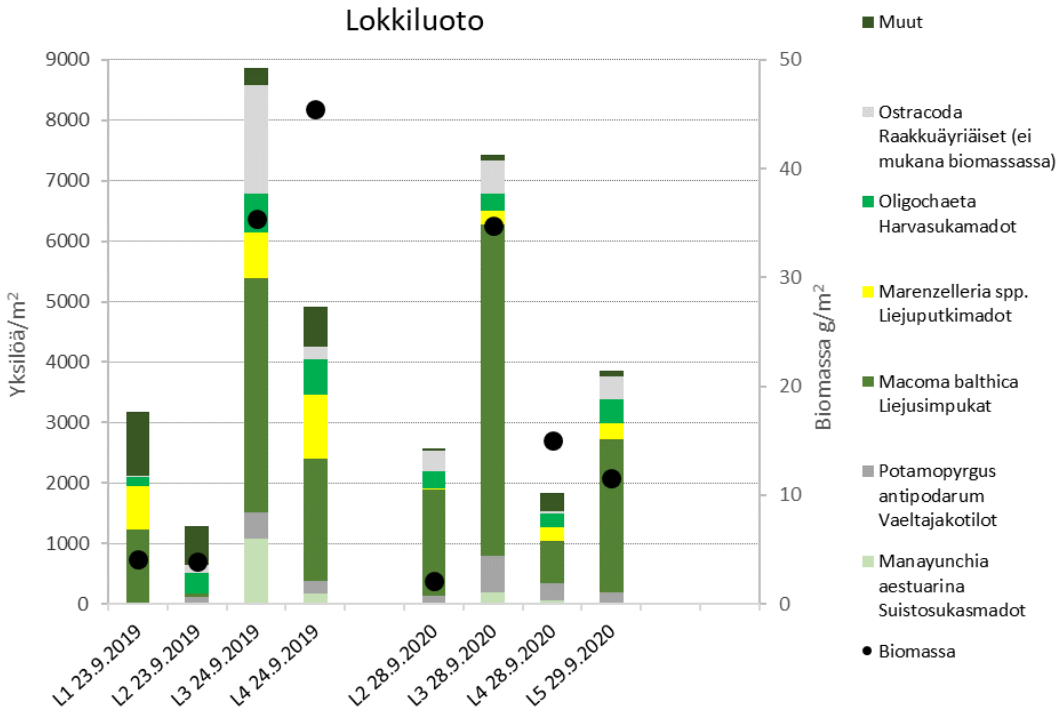
7.3.9. Lokkiluodon, Koirasaarenluotojen ja Rövargrundetin meriläjitysalueiden sekä Länsisataman pohjaeläin- ja pohjan luotausten tulokset

Lokkiluodon meriläjitysalue

Lokkiluodon meriläjitysalue otettiin käyttöön vuonna 2018, jolloin sinne läjitettiin noin 1250 m^3 ruoppausmassoja. Varsinaisesti Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen läjitysalueille tehtiin ensimmäiset suuremmat läjitykset vuoden 2019 aikana (kts. taulukko 3.6) ja näiltä läjitysalueilta haettiin myös ensimmäiset näytteet vuonna 2019 läjitysten alettua.

Lokkiluodon läjitysalue sijaitsee noin 4 km etäisyydellä Länsisatamasta ns. välisaariston alueella (kuva 2.2). Alue on pienten saarien ja luotojen ympäröimä. Alueen pohjan topografia on suhteellisen tasainen, vesisyvyyden vaihdellessa noin 10 ja 16 m välillä ja pohjan laadun ollessa pääosin savea, hiekkaa ja soraa, mutta alueella on myös liejua. Lokkiluodon pohjaeläinlajistoa on seurattu 2005, 2008 ja 2011 Taulukarin läjitysalueen seurannan yhteydessä (Haikonen ym. 2012). Pohjaeläinmäärät vähentyivät Lokkiluodolla vuodesta 2005 vuoteen 2011. Yksilömäärältään ja biomassaltaan runsain laji oli tuolloin liejusimpukka (*M. balthica*). Vuosina 2005 ja 2008 liejuputkimadot (*Marenzelleria* spp.) runsastuivat, mutta 2011 niiden määrät taas vähentyivät.

Lokkiluodon pohjaeläinlajisto koostui 2019 valtaosin pienikokoisista liejusimpukoista, mutta yhteisössä oli myös liejuputkimatoja (*Marenzelleria* spp.), harvasukamatoja (Oligochaeta), suistosukasmatoja (*Manayunkia aestuarina*) ja vaeltajakotiloita (*P. antipodarum*) (Kuva 7.23). Suurimmat yksilömäärät sekä biomassat havaittiin tällöin havaintopaikoilla L3 ja L4, jotka ovat läjitysten ulkopuolisia vertailualueita. Läjitetyllä alueella (L1) yksilölukumäärät olivat vertailualueita pienempiä ja lajistosta puuttuivat kokonaan suistosukasmadot (*M. aestuarina*), jotka pohjaan kaivautuvina lajeina oletettavasti häiriintyvät läjityksistä.



Kuva 7.23 Lokkiluodon pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuonna 2019 ja 2020.

Läjitysalueen sisällä oleva havaintopaikka L2 oli pohjaltaan varsin erilainen kuin muut Lokkiluodon havaintopaikat. Havaintopaikan L2 näyte sisälsi paljon kuolevaa kasvijätettä ja massassa oli näytteenoton yhteydessä havaittu ”puhdistamolietemäinen” haju. Näytteessä havaittiin muista Lokkiluodon havaintopaikoista poiketen hoikkaleväsiiroja (*Idotea chelipes*), surviaissääsken toukkia (Chironomidae) ja katkoja (*Gammarus* spp.). Näytteen lajimäärää lisäsi runsas kasvijätteen määrä. Aseman L2 näytteestä puuttuivat muilla Lokkiluodon havaintoasemilla tavatut monisukamadot ja liejusimpukat, joista suurin osa Lokkiluodon muiden asemien yksilömääristä koostui.

Vuonna 2020 yksilömäärät ja biomassat olivat läjitysten ulkopuolisilla alueilla (L3 ja L4) edellisestä vuodesta pienentyneet, erityisesti havaintopaikalla L4 (Taulukko 7.3). Kaivautuvien monisukamatojen (*Marenzelleria* spp. ja *M. aestuarina*) määrät olivat myös edellisestä vuodesta vähentyneet. Hietamassiainen (*Neomysis integer*) ja kilkki (*Mesidotea entomon*), jotka esiintyivät vuonna 2020 läjittämättömillä vertailualueilla L3 ja L4, puuttuivat läjitettyjen alueiden näytteistä kokonaan. Hietamassiainen sietää hyvin vähäsuolaista vettä, mutta vaikuttaa karttavan rehevöityneitä vesiä. Kilkki taas pystyy uimaan pohjan yläpuolella, se ei elämänsä aikana liiku kauaksi kuoriutumispaikastaan. Siksi kilkin esiintymistä voidaan käyttää pohjaeläimistön hyvinvoinnin indikaattorina.

Taulukko 7.3 Lokkiluodon, Koirasaarenluotojen ja Rövargrundetin läjitysalueiden sekä Länsisataman pohjaeläinten laji- ja yksilölukumäärät sekä biomassat 2020. Lokkiluodolta ja Koirasaarenluodoilta tuloksia myös vuodelta 2019. Tummennetut alueet olivat alueilta läjitysalueen sisällä, johon oli kyseisenä vuonna läjitetty ruoppausmassoja.

	Lajilukumäärä /näyte		Yksilölukumäärä/m^2		Biomassa g/m^2	
	2019	**2020**	**2019**	**2020**	**2019**	**2020**
Lokkiluoto L1	10		2178		4.1	
Lokkiluoto L2	16	9	1296	2571	3.9	2.1
Lokkiluoto L3	9	13	8872	7423	35	35
Lokkiluoto L4	11	13	4917	1827	46	15
Lokkiluoto L5		15		3864		12
Koirasaarenluodot K1	6		1787		33	
Koirasaarenluodot K2	10		4248		76	
Koirasaarenluodot K3	15	14	3477	3786	42	73
Koirasaarenluodot K4	16	14	5469	3000	195	191
Koirasaarenluodot K5	16	13	4137	2048	76	105
Koirasaarenluodot K6		12		3732		201
Koirasaarenluodot K7		8		2640		78
Rövargrundet RG1		13		2904		7.2
Rövargrundet RG2		15		4395		73
Rövargrundet RG5		17		8296		88
Rövargrundet RG6		14		7584		80
Rövargrundet RG7		18		7268		143
Länsisatama LS1		9		2625		13
Länsisatama LS2		11		3906		20
Länsisatama LS3		12		6037		21
Länsisatama LS4		11		3600		59
Länsisatama LS5		12		3434		14

Läjitetyllä alueella L2, yksilölukumäärät, varsinkin valtalaji liejusimpukan (*M. balthica*) yksilömäärät, olivat edellisestä vuodesta lisääntyneet. Biomassat jäivät kuitenkin pieniksi, sillä liejusimpukat olivat pienikokoisia. Havaintopaikalla ei enää ollut edellisvuoden tapaan kuolevaa kasvimassaa, vaan näyte koostui kokonaan pohjasedimentistä. Vertailualueen ja läjitetyn alueen lajilukumäärissä oli eroavuuksia. Lajilukumäärät vertailualueella L3 lisääntyivät yhdeksästä kolmeentoista ja vertailualueella L4 yhdestätoista kolmeentoista. Lajilukumäärä puolestaan vähentyi läjitetyllä alueella L2 kuudestatoista yhdeksään.

Pohjan luotausten perusteella vuonna 2020 maamassoja läjitettiin pääosin alueen eteläosiin. Luotausten perusteella lasketut läjitysmäärät (86 000 m^3) vastaavat suuruusluokaltaan ilmoitettuja läjitysmääriä (98 000 m^3) ilmoitettuja läjitysmääriä (liite 4). Vuoden 2021 ja 2022 aikana tehtyjen luotausten perusteella alueelle arvioitiin läjitetyn noin 71 800 m^3, joka on hieman pienempi määrä kuin ilmoitusten mukainen 74 000 m^3 (2021) ja 11 700 m^3 (2022) (liite 4). Erot laskelmien ja ilmoitetun läjitysmäärien välillä voivat johtua sedimentin painumisesta, luotausten ja ilmoitettujen määrien epätarkkuuksista sekä jossain määrin mahdollisesti sedimentin kulkeutumisesta alueen ulkopuolelle.

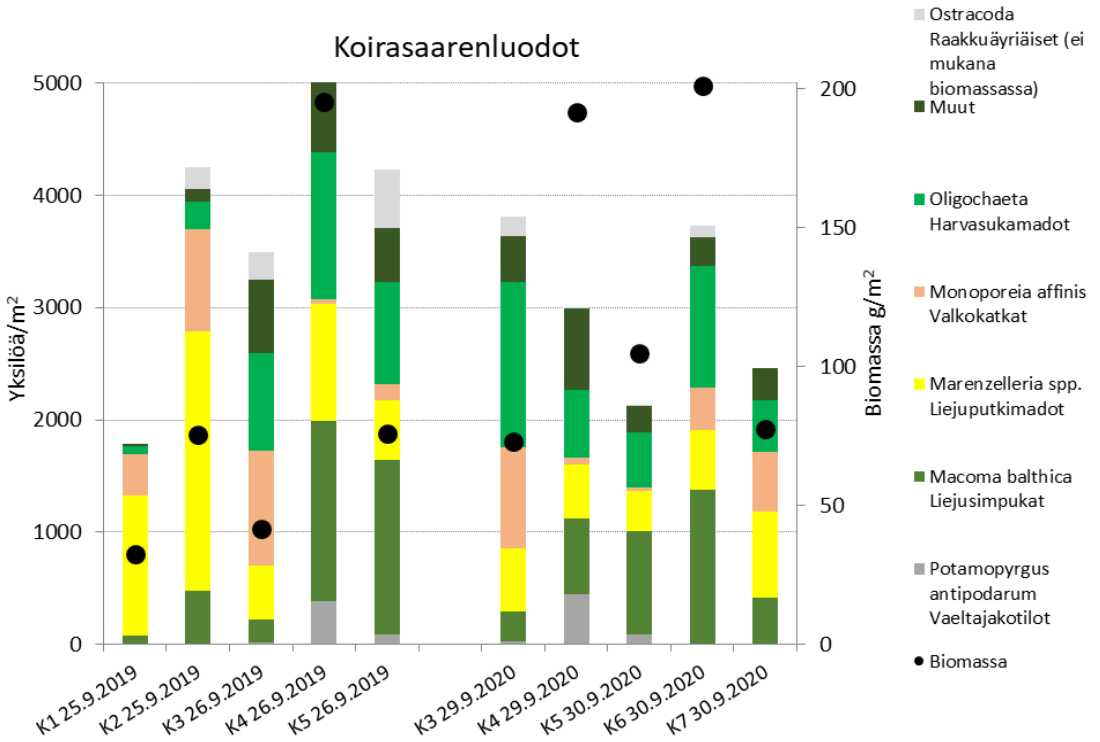
Lokkiluodon läjitysalueella havaittiin vuonna 2021 vesiluvan mukaisen ylimmän läjitystason (MW_{2012} -10 m) ylitys alueen keskellä. Läjityksen toteuttanutta urakoitsijaa on kehotettu tasoittamaan alue, joka tehtiin ennen syyskuuta 2021. Tämän jälkeen toteutetuissa luotauksissa tasoylitys on edelleen mitattavissa (liite 4).

Vuonna 2021 Lokkiluodon läjitysalueella toteutettiin veden sameuskartoituksia (liite 5). Läjitysten aiheuttaman veden samennuksen todettiin keskittyvän alimpaan 5 m vesikerrokseen ja vaikutusalue rajoittui pääosin läjitysalueen sisäpuolelle. Läjitysten yhteydessä sameusarvot nousivat moninkertaisiksi, verrattuna alueen taustasameustasoon, ja suurin samentava vaikutus syntyi läjitysmassojen osumisesta merenpohjaan. Sameustasojen todettiin palaavaan tarkastellulla alueella taustason sameuteen noin 2 tuntia läjitystoiminnan lakkaamisesta (liite 5). Riippuen läjitetyn aineksen raekoosta samennusvaikutus voi kuitenkin mahdollisesti kestää kauemmin, etenkin jos läjitetyissä massoissa on raekooltaan hienoa maa-ainesta (siltti/savi raekoko < 3 µm) voi hienojakoinen kiintoaines kulkeutua läjitysalueelta aiheuttaen paikallista samentumista etäämmällä läjitysalueesta (Fernandes ym. 2021, Salmela ym. 2022).

Koirasaarenluotojen läjitysalue

Koirasaarenluotojen läjitysalue sijaitsee ulkosaaristossa, noin 11 km päässä Helsingistä, jossa vedenlaatuun vaikuttaa pääasiassa ulkomeren veden laatu (kuva 2.2). Koirasaarenluotojen läjitysalue on pohjan topografialtaan hyvin tasainen ja se sijaitsee pohjois- eteläsuuntaisen syvänteen länsireunalla, vesisyvyyden vaihdellessa noin 29–31 m välillä. Alueen pohjan on luotauksin todettu koostuvan löyhästä sedimentistä. Näytteenottoasemien pohjan laatu oli havaintojen perusteella pääosin savea ja hiekan/soran sekaista savea. Muutamalla asemalla esiintyi runsaasti rauta-mangaani konkretioita. Koirasaarenluotojen läjitysalueelle läjitettiin vuonna 2019 noin 154 000 m^3 ja vuonna 2020 noin 72 000 m^3 maamassoja (taulukko 3.6).

Koirasaarenluotojen havaintopaikat K1 ja K2 sijaitsivat 2019 läjitetyllä alueella. Näiltä alueilta otettujen pohjaeläinnäytteiden havaittiin jo näytteenoton yhteydessä muistuttavan läjitysmassaa. Alueen runsaimpina pohjaeläinlajeina esiintyivät liejuputkimadot (*Marenzelleria* spp.) ja valkokatkat (*M. affinis*) (Kuva 7.24). Valkokatkat eivät Koirasaarenluotojen läjitysalueella näyttäneet karttavan läjitysaluetta. Havaintopaikalla K1 lajilukumäärä oli kuusi ja havaintopaikalla K2 kymmenen lajia.



7.24 Koirasaarenluotojen pohjaeläinten yksilömäärät ja biomassat vuonna 2019 ja 2020.

Koirasaarenluotojen havaintopaikat K3, K4 ja K5 sijaitsivat läjitysalueiden ulkopuolella. Asemilla K3 ja K4 havaittiin näytteenoton yhteydessä erittäin runsaasti rauta-mangaani konkretioita. Myös havaintopaikalla K5 konkretioita oli melko paljon. Konkretioiden tiedetään lisäävän biologista monimuotoisuutta pehmeillä pohjilla muodostamalla kolmiulotteisia ja kovia rakenteita, jotka tarjoavat suojaa ja kiinnittymisalustoja pohjaeläimille (Leinikki 2020). Tämän lisäksi ne voivat suojata pehmeää pohjaa eroosiolta. Rauta-mangaanisaostumat sitovat ympäristömyrkkyjen lisäksi myös fosforia. Rauta-mangaanisaostumat yhdistetään usein suhteellisen rikkaaseen pohjaeläinyhteisöön.

Koirasaarenluodon konkretiopohjat olivat yhteistarkkailualueen monilajisimpia pohjia. Lajistossa hallitsivat muillakin pohjaeläintarkkailun asemilla tyypilliset liejusimpukat (*M. balthica*), harvasukasmadot (Oligochaeta), liejuputkimadot (*Marenzelleria* spp.) sekä sinisimpukkat (*Mytilus trossulus*), joita ei havaittu muilta tarkkaiuasemilta. Kaikilla konkretiopohjilla esiintyi myös, K1 ja K2 havaintopaikoista poiketen, siiroja (*J. albifrons*), sukkulamerietanoita (*Limapontia capitata*), vaeltajakotiloita (*P. antipodarum*) ja katkoja (*Gammarus* spp.). Vaikka lajilukumäärät hieman vähentyivät havaintopisteillä K3 ja K4 vuodesta 2019 vuoteen 2020, ne olivat silti yhä läjitettyjä alueita suurempia. Vuonna 2019 havaintopaikalla K3 esiintyi viisitoista taksonia ja havaintopaikalla K4 kuusitoista taksonia, kun taas taksonimäärä oli vuonna 2020 havaintopisteillä K3 ja K4 neljätoista taksonia molemmissa.

Vuonna 2020 Koirasaaren läjitysalueelta otettiin näytteet havaintopaikoilta K5, K6 ja K7. Kaikissa kolmessa läjitysalueen näytteessä esiintyi rautamangaanikonkretioita, havaintopaikoilla K5 ja K6 suhteellisen runsaasti. 2020 otetut pohjaeläinnäytteet Koirasaarenluodolta eivät siten ole todennäköisesti sisältäneet läjitettyä massaa vaan sedimenttiä läjitysmassan vierestä. Ilmeisesti kuitenkin sameuden lisääntyminen alueella on vaikuttanut lajistoon haitallisesti, sillä K6 ja K7 havaintoasemien lajimäärät olivat pienempiä kuin läheisten vertailualueiden.

Havaintopaikka K5 oli vuonna 2019 alueella, jonne ei läjitetty mutta 2020 läjitettiin. Tällöin lajilukumäärä havaintopaikalla K5 pieneni kuudestatoista kolmeentoista lajiin ja yksilölukumäärät vähentyivät lähes kaikkien tavattujen lajien osalta. Biomassa havaintopaikalla K5 kuitenkin hieman kasvoi johtuen suurempikokoisista liejusimpukoista näytteissä.

Vuoden 2020 aikana Koirasaarenluotojen läjitysalueelle ilmoitettiin läjitetyn noin 61 000 m^3 läjitysmassoja, mikä vastasi luotaustutkimusten perusteella arvioitua massamäärää suhteellisen hyvin (noin 71 000 m^3) (liite 4). Läjitykset kohdistuivat laajalti läjitysalueen sisäpuolelle, keskittyen kuitenkin alueen keski- ja luoteisosiin. Läjitysmassat näkyvät luotauskuvissa laajahkoina kraatterimaisina rinkuloina, muokaten paikallista pohjan morfologiaa, paikoitellen jopa metrien kokoluokassa (liite 4).

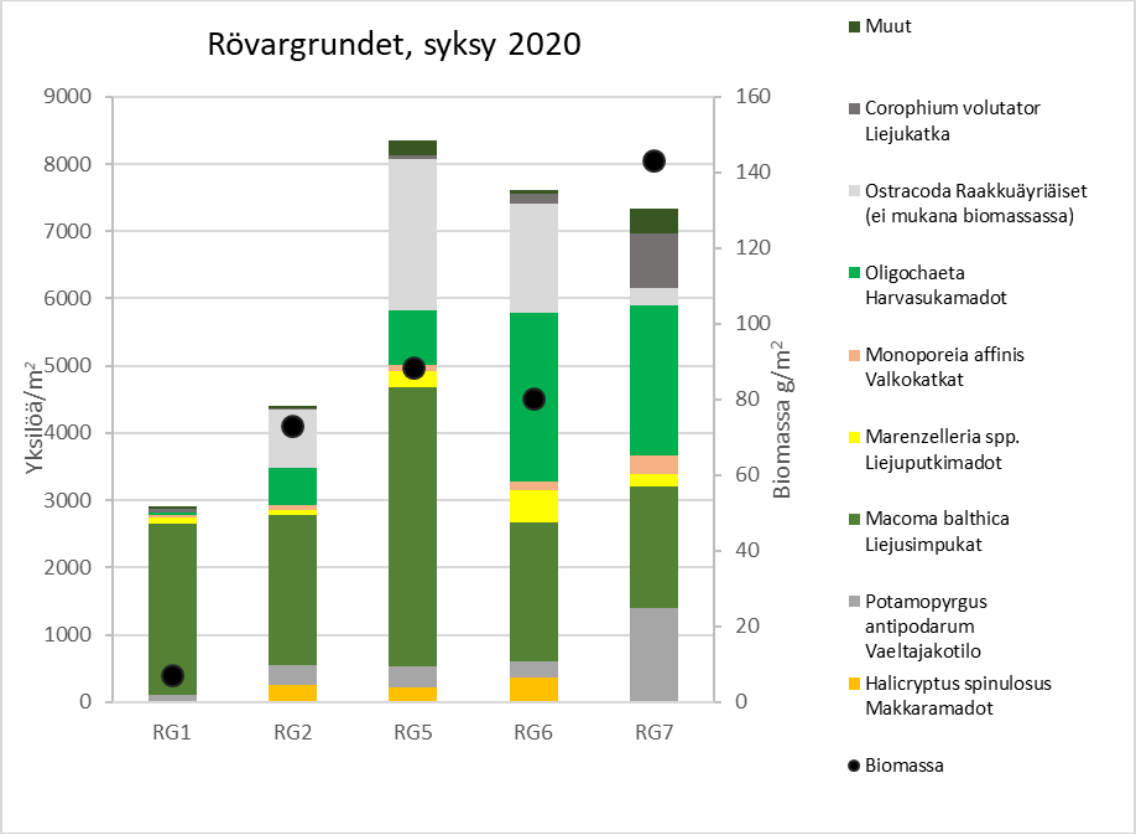
Vuoden 2021 läjityskautta edeltävän pohjan luotauksen tuloksissa nähdään selvästi edeltävien täyttöjen vaikutukset pohjan morfologiaan (liite 4). Vuoden 2021 luotauksin arvioitu läjitetty massamäärä oli noin 245 000 m^3, mikä on ilmoitettua läjitysmäärää (302 000 m^3) pienempi, johtuen vuoden 2021 luotausten alueellisen kattavuuden rajoittuneisuudesta.

Rövargrundetin läjitysalue

Rövargrundetin Läjitysalue sijaitsee noin 4,5 km Espoon Soukanniemestä etelään ja noin 1,5 km Kytön saaresta luoteeseen (kuva 2.2). Espoon edustan saaristo ulottuu alueen itä- ja pohjoispuolelle, ja aluetta ympäröi etelä- ja länsisuunnissa matalikkojen ja karikkojen ketju. Lähin matalikko on välittömästi alueen itäpuolella sijaitseva Rövargrund. Rövargrundetin meriläjitysalueelle on läjitetty massoja 2000-luvun alusta lähtien yhteensä noin 480 000 m^3. Läjitysmäärät ovat olleet vähäisiä (< 10 000 m^3) viime vuosina, lukuun ottamatta vuotta 2020 jolloin alueelle läjitettiin noin 126 000 m^3 maamassoja (taulukko 3.6).

Näytteenottopaikka RG1 sijaitsee alueella, minne läjitysmassoja on viety vuoden 2020 aikana. Läjitettävä maamassa koostui lähinnä Espoon Keilaniemenrannan ruoppausmassoista. Näytteen RG1 Pohjaeläinlajisto koostui suurimmaksi osaksi pienistä liejusimpukoista (*M. balthica*) (Kuva 7.25). Näytteessä esiintyi monia lajeja, joita muissa Rövargrundetin näytteissä ei esiintynyt; surviaissääskentoukkia (Chironomidae) sekä muita hyönteisten toukkia, katkoja (*Gammarus* spp), merisukasjalkaisia (*Hediste diversicolor*). Näytteessä havaittiin myös yksittäinen kirjoviuhkamato (*Laonome xeprovala*), vieraslaji, joka on vasta 2014 ensimmäisen kerran havaittu Suomen rannikolla Turun seudun merialueen seurannoissa. Lajia on havaittu myös ruoppausalueen läheisillä lahtialueilla Laajalahdella ja Ryssjeholmsfjärdenillä ja laji on mahdollisesti kulkeutunut läjitysmassan mukana Rövargrundetin alueelle. Alueelta puuttuivat muissa Rövargrundetin havaintopaikoissa esiintyvät raakkuäyriäiset (Ostracoda) ja sukkulamerietanat (*Limapontia capitata*). Havaintopaikan yksilömäärä ja kokonaisbiomassa jäivät suhteellisen pieneksi.

Muiden Rövargrundetin pohjaeläinpisteiden alueelle (RG2, RG5, RG6 ja RG7) ei oltu syksyllä 2020 läjitetty maamassoja. Havaintoasema RG2 sijaitsi läjitysalueen sisällä, vuoden 2020 läjitysohjauskartan mukaan vuoden 2020 läjitystoiminnalle varatun pinta-alan täyttöluiskan reunalla. Havaintopisteillä RG2, RG5, RG6 ja RG7 liejusimpukat (*M. balthica*), harvasukasmadot (Oligochaeta) ja raakkuäyriäiset (Ostracoda) ovat runsaimpina lajiryhminä, mutta näytteissä esiintyi pienempiä määriä myös liejuputkimatoja (*Marenzelleria* spp.), vaeltajakotiloita (*P. antipodarum*), valkokatkoja (*M. affinis*) ja makkaramatoja (*Halicryptus spinulosus*). Havaintopaikan RG7 näytteessä havaittiin runsaasti rautamangaanikonkretioita, joka vaikuttaa lajirunsauteen positiivisesti. Aseman RG7 näytteessä havaittiin kahdeksantoista taksonia. Edellä mainittujen lajien lisäksi havaintopaikalla RG7esiintyi suhteellisen runsaasti liejukatkaa (*Corophium volutator*). Yksilölukumäärät, biomassat ja myös Taksonilukumäärät olivat Rövargrundetin läjitetyllä alueella (RG1) pienempiä kuin läjitysalueen ulkopuolisilla vertailualueilla.



7.25 Rövargrundetin pohjaeläinten yksilömäärät ja kokonaisbiomassat vuonna 2020.

Rövargrundetin läjitysalueelle ilmoitettiin vuonna 2020 läjitetyn noin 120 000 m^3 maamassoja, luotausten pohjalta laskettu läjitysmäärä vastasi ilmoitettua määrää hyvin (120 170 m^3). Alueella havaittiin kuitenkin poikkeamia lupapäätöksen määräyksistä. Joitakin läjityksiä oli tehty alueen länsireunan ulkopuolelle, johtuen ilmeisesti alueen merkinnän puutteista. Vuoden 2020 suurten läjitysmäärien johdosta alueen keskiosissa korkein läjitystaso ylittyi noin 670 m^2 alueella, ollen tasolla noin N_{2000} -16,4 m (lupamääräys N_{2000} -17 m). Vuonna 2021 alueelle ilmoitettiin läjitetyn vain noin 6 300 m3 massoja, kun luotaustutkimusten laskennalliseksi läjitysmääräksi arvioitiin noin 39 000 m^3. Erot voivat johtua paikallisesta sedimentin kulkeutumisesta ja sedimentaatiosta, sekä menetelmäepävarmuuksista (liite 4).

Länsisatama

Länsisatamasta otettiin pohjaeläinnäytteitä vuonna 2017, jolloin näytteet otettiin havaintopaikoilta LS2 ja LS3. Vuonna 2020 toteutettiin laajempi pohjaeläinten näytteenotto Helsingin Länsisataman alueelta. Näytteitä otettiin viideltä paikalta; LS1, LS2, LS3, LS4 ja LS5.

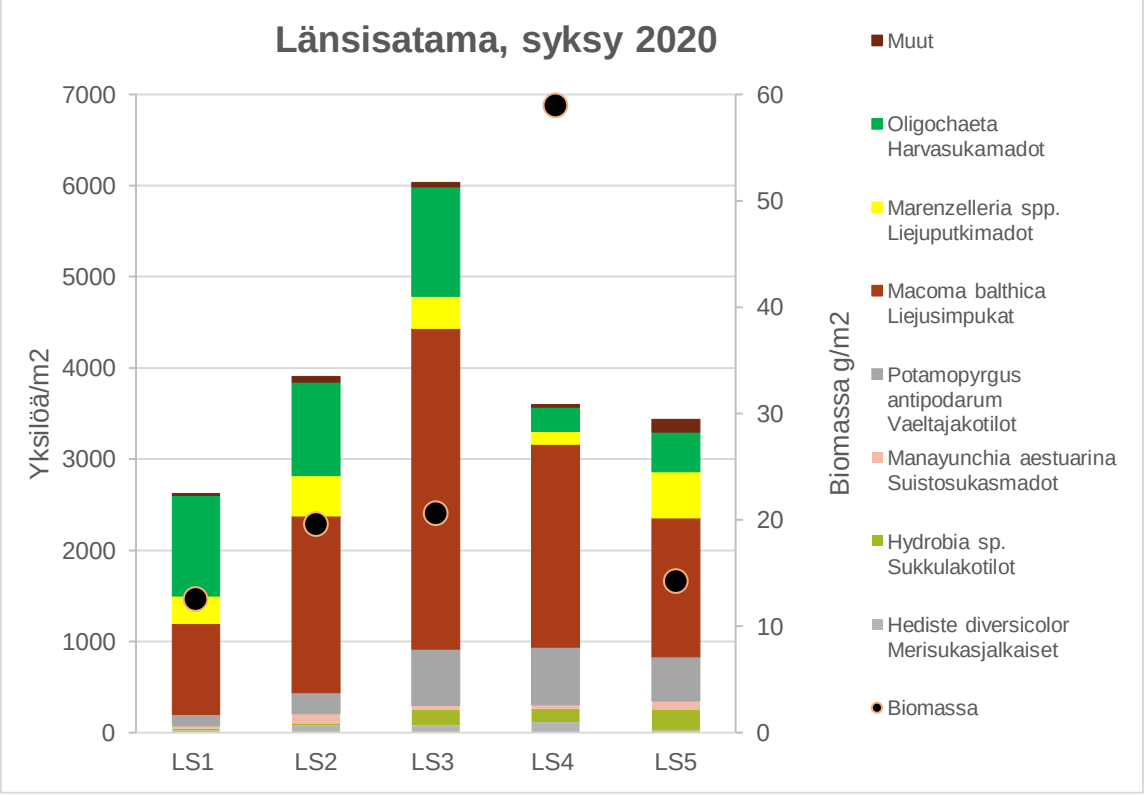
Havaintopaikka LS1 sijaitsee Hietalahdenrannan kupeessa sataman pohjukassa, jossa vedenvaihtuvuus on näytepaikoista heikointa (Kuva 2.2.). Tässä näytteessä yksilömäärä, biomassa ja lajilukumäärä olivat havaintopaikkojen näytteistä pienimmät (Kuva 7.26). Lajistosta puuttuivat kaikilla muilla Länsisataman havaintopaikoilla esiintyvät hietamassiaiset (*Neomysis integer*) ja liejukatkat (*Corophium volutator*). Harvasukamadot (Oligochaeta) olivat runsain lajiryhmä; niiden runsaus ilmentää vaatimattomia elinolosuhteita. Yksilö- ja lajimäärät olivat runsaimpia havaintopaikoilla LS5 sekä LS3, jossa varsinkin pieniä liejusimpukoita oli runsaasti. Havaintopaikkojen LS2, LS3 ja LS4 näytteet olivat melko yhteneväiset lajien osalta; runsaimpana lajiryhmänä olivat pienet liejusimpukat. Havaintopaikalla LS4 biomassat taas olivat selvästi muita suurempia, mikä johtui useista hyvin suurista liejusimpukoista. Havaintopaikoista LS5 sijaitsee lähellä Helsinki-

Tallinna laivojen satamapaikkaa ja veden vaihtuvuus on alueella suurempi kuin lähempänä pohjukkaa sijaitsevilla paikoilla. Havaintopaikalla LS5 lajimäärä oli Länsisataman näytteiden suurin, 12 lajia. Lajeista Idänsydänsimpukka (*Cerastoderma glaucum*) ja merisiira (*Jaera* spp.) puuttuivat muilta Länsisataman näytepaikoilta. Yksilömäärät, biomassat ja lajilukumäärät on esitetty taulukossa 7.3.

Pohjaeläinten yksilölukumäärä oli vuoden 2017 tuloksiin verrattuna havaintoasemilla LS2 ja LS3 kasvanut, kun taas biomassa oli pienentynyt. Vaikka lajisto oli hyvin samantapainen, pienten liejusimpukoiden määrä oli runsastunut.

Suomen ympäristökeskus teki 2018 Helsingin satamien vieraslajikartoituksen (Outinen ym. 2018 Liitteenä julkaisussa Helsingin Satama Oy / Länsisatama 25.2.2019. Ympäristöluvan mukainen vuosiraportointi 2018.). Yksi havaintopaikka sijaitsi Länsisatamassa pohjaeläinseurannan havaintopaikalla LS5. Vieraslajikartoituksessa löydettiin useita vieraslajeja eri eliöryhmistä, mm kasvi- ja eläinplanktonista. Pohjaeläinseurannassa näistä vieraslajeista Länsisataman alueella havaittiin liejuputkimatoja (*Marenzelleria* spp.) ja vaeltajakotiloita (*Potamopyrgus antipodarum*).

Näytteiden mikroskopoinnin yhteydessä havaittiin, että Länsisataman näytteissä oli silmämääräisesti havaittava suuri määrä mikroskooppista muoviroskaa.

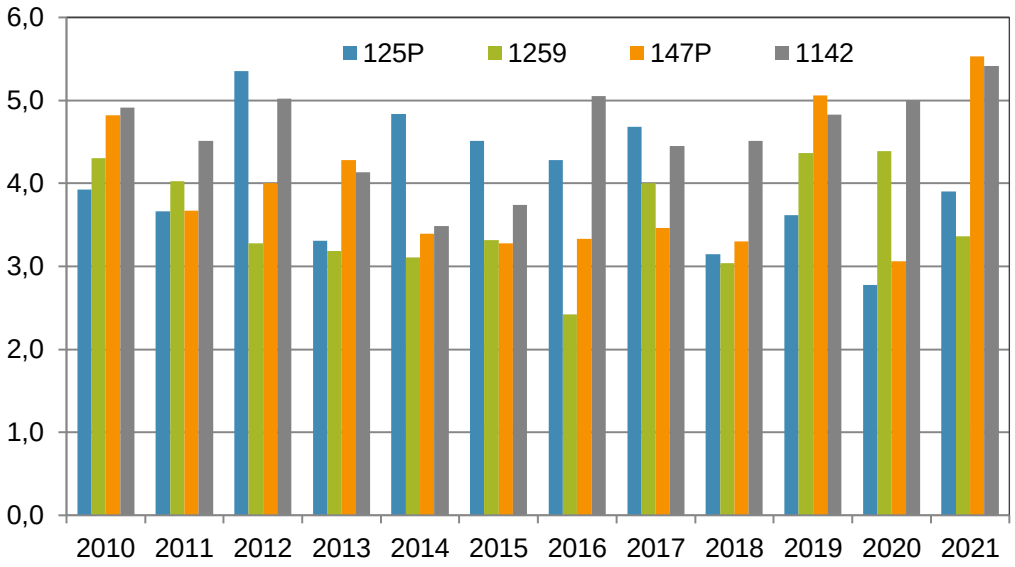


7.26 Länsisataman pohjaeläinten yksilömäärät ja kolonaisbiomassat vuonna 2020.

Pohjaeläinyhteisöjen monimuotoisuus

Pohjan tilan voidaan katsoa olevan sitä parempi mitä enemmän pohjaeläinlajeja näytteessä esiintyy. Myös pienempi taksonien välinen runsausero kertoo paremmin voivasta eliöyhteisöstä. Taksonimäärien ja niiden välisten runsauserojen muutoksia voidaan mitata Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktiolla (Jost 2006), joka kuvaa tehokasta lajimäärää näytteessä. Mitä korkeamman arvon indeksi saa sen tasapainoisempi ja monimuotoisempi yhteisö on.

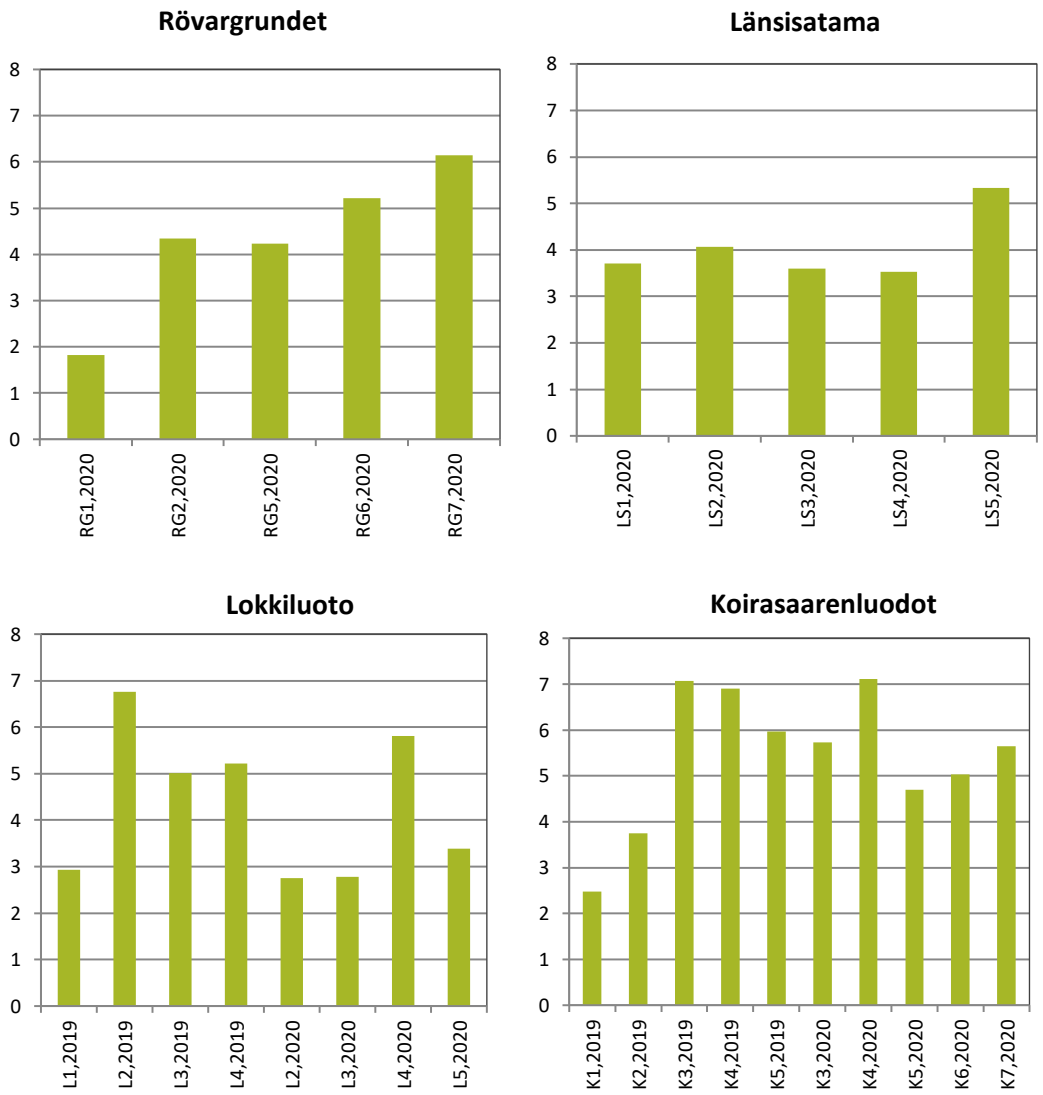
Ulkosaariston havaintoasemilla diversiteetti-indeksin mukainen lajimäärä vaihteli noin 2 ja 6 välillä (kuva 7.27). Yhteisön monimuotoisuus oli suurinta ja vaihteli vähiten (vuosien 2010–2021 keskiarvo 5, keskihajonta 0.6) asemalla 1142, joka sijaitsee etäällä alueen kuormituslähteistä. Ero muiden asemien keskimääräiseen diversiteetti-indeksin mukaiseen lajimäärään oli kuitenkin pieni, muiden asemien indeksin mukainen keskimääräinen (2010–2021) lajimäärä oli 4 ja keskihajonnat 0.63 (1259), 0.76 (125P) ja 0.81 (147P).



Kuva 7.27. Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktion arvo ulkosaariston havaintoasemilla.

Lokkiluodolla, Koirasaarenluodolla sekä Rövargrundetilla läjittämättömät vertailualueet (asemat L2 2019, L3, L4, RG2, RG5, RG6, RG7 ja K3-K7) olivat pohjaeläinyhteisöiltään monimuotoisempia kuin alueet, joille läjitettiin maamassoja (L1, L2 2020, L3, RG1 ja K1, K2) (Kuva 7.28). Lokkiluodon havaintoaseman L3 diversiteetti-indeksin arvo on kuitenkin pienentynyt, vaikka alueelle ei ole läjitetty. Tämä johtunee liejusimpukoiden suuresta määrästä suhteessa muihin lajeihin. Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktion mukainen tehokas lajimäärä oli alueilla, joille läjitettiin maamassoja pääosin alle kolme, kun se ulkosaariston vertailuasemilla oli vuosina 2019–2020 keskimäärin neljä ja suurimmillaan kuusi. Koirasaarenluotojen läjitysalueen ympäristö on tarkkailualueen monimuotoisin mitattuna tehokkaana lajilukumääränä (indeksin arvo suurimmillaan 7) (kuva 7.28).

Länsisataman Tallinna-Helsinki laivojen terminaalin lähellä sijaitsevalla asemalla LS5 oli Länsisataman suurin diversiteetti, indeksiarvon ollessa ulkosaariston alueen indeksiarvon tasolla, johtuen mahdollisesti alueella esiintyvistä vieraslajeista. Muilla Länsisataman havaintoasemilla diversiteetti-indeksin arvot ovat pienempiä ja melko lähellä toisiaan (Kuva 7.28).



Kuva 7.28. Shannonin diversiteetti-indeksin eksponenttifunktion arvo läjitysalueiden pohjaeläintarkkailuasemille. Rövargrundetin ja Länsisataman asemilta näytteitä vuodelta 2020 ja Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen asemilta näytteitä vuosilta 2019, 2020.

7.4. Yhteenveto

Pohjaeläinten yksilömäärät olivat suuret 2010-luvun taitteessa suurimmalla osaa seuranta-asemista. Yksilömäärät kasvoivat uudestaan 2010-luvun lopulla, etenkin väli- ja ulkosaariston asemilla, jotka eivät kärsi pohjanläheisen veden happikadosta.

Viime vuosien aikana pohjaeläinten määrät lahtialueilla ovat vaihdelleet 1000–5000 yksilön/m^2 välillä. Lahtialueiden lajistossa vallalla ovat harvasukamadot (Oligochaeta) ja surviaissääsken toukat (Chironomidae), jotka sietävät heikkojakin olosuhteita. Lajisto on tyypillinen matalille rehevöityneille ja liettyneille alueille.

Pohjaeläinten yksilömäärät olivat 2019 Katajaluodon alueella harvinaisen suuria, suurimmillaan 12 000 yks/m^2. Yksilömäärä laski huomattavasti vuosille 2020 ja 2021, ja lajisto koostui edellis-

vuosien tapaan lähinnä liejuputkimadoista (*Marenzelleria* spp.) ja liejusimpukoista (*Macoma balthica*). Myös raakkuäyriäisiä (Ostracoda) oli runsaasti. Yksilömäärät Katajaluodon alueella vähentyivät vuodesta 2019 johtuen suurimmaksi osaksi liejuputkimatojen määrän vähentymisestä. Valkokatkaa (*Monoporeia affinis*) tavattiin alueella vieläkin säännöllisesti, mutta yksilömäärät olivat suhteellisen pienet.

Knaperskärin (147) ja Kytön (57) havaintopaikat sijaitsevat lähellä Suomenojan puhdistamon purkualuetta. Näillä asemilla pohjaeläinten määrät romahtivat vuonna 2018 pohjanläheisen veden heikon happitilanteen johdosta. Kytön asemalla happiongelmat ovat jatkuneet mutta Knaperskärillä tilanne oli elpynyt. Lajisto Knaperskärin asemalla koostui 2021 edellisvuoden tapaan valtaosin liejusimpukoista (*M. balthica*) ja liejuputkimadoista (*Marenzelleria* spp.), kun taas harvasukamatojen (Oligochaeta) määrät ovat vähentyneet. Myös puhtaampia olosuhteita ilmentävät lajit kuten makkaramato (*Halicryptus spinulosus*), kilkki (*Mesidotea entomon*) ja valkokatka (*M. affinis*) ovat alueella hieman runsastuneet. Alueella tavattiin myös *Bylgides sarsi* –liejusukasjalkainen, joka on yksi ensimmäisistä lajeista, jotka saapuvat alueelle merenpohjan muuttuessa hapettomasta hapekkaaksi. Knaperskärin lajisto on viime vuoden aikana kokonaisuudessaan monipuolistunut. Ajoittain hapettomina käyvien asemien palautuminen alueella näyttää olevan suhteellisen nopeaa, mikä johtunee hapettomien alueiden laikuittaisuudesta. Lähistöllä on suhteellisen hyvin voivia pohjaeläinyhteisöjä, joilta leviää yksilöitä alueille, jotka ovat uudelleen hapettuneet.

Itäisen saaristoalueen 1142 havaintoasemaa voidaan pitää vertailualueena Katajaluodon ja Knaperskärin tuloksille. Itäisen saaristoalueen taksonimäärät ovat viimeisen vuosikymmenen aikana kasvaneet hieman. Suuntaus on ollut samanlainen myös Katajaluodolla ja Knaperskärillä, joskin vaihtelua on enemmän. Itäisen saaristoalueen yksilö- ja lajimäärä sekä myös yhteisökoostumus vaikuttaa kuormitettuja alueita stabiilimmalta. Myös vuosina 2020 ja 2021 lajimäärät olivat itäisellä saaristoalueella edellisiä vuosia suurempia. Lajistossa liejusimpukka (*M. balthica*) ja valkokatkat (*M. affinis*), joita tosin oli melko vähäisiä määriä, esiintyivät myös hieman runsaampina Itäisellä saaristoalueella, verrattuna Katajaluodon ja Knaperskärin asemiin. Liejuputkimadon (*Marenzelleria* spp.) osuus kokonaisyksilömäärästä on viime aikoina ollut huomattavasti 2000-luvun alun huippumääriä pienempi. Vuosina 2020 ja 2021 alueella esiintyi edellisten vuosien tapaan kilkkiä (*M. entomon*) ja okamakkaramatoja (*H. spinulosus*), jotka häviävät lajistosta olosuhteiden huonontuessa.

Katajaluodon alueen pohjaeläinlajiston monimuotoisuus on hieman pienempi kuin Itäisen saaristoalueen. Tähän osasyynä saattaa olla alueelle johdetut puhdistetut jätevedet. Monimuotoisuus on monena vuonna, kuten myös 2021, ollut Katajaluodolla pienempi kuin Knaperskärillä. Muutokset Knaperskärin olosuhteissa vuosien välillä ovat kuitenkin suuria ja alueen pohjaeläinyhteisö vaikuttaa Katajaluotoa epävakaammalta. Idässä Sipoon edustalla Mustan-Hevosen havaintopaikka on kärsinyt happiongelmista, ja pohjaeläimistö on monena vuonna ollut lähes olematonta. Vuoden 2021 aikana happitilanteen parantuessa pohjaeläimet kuitenkin lisääntyivät alueella.

Läjitystoiminta näkyy pohjaeläinten yksilömäärissä, biomassoissa ja varsinkin lajimäärissä. Pohjaeläinten yksilölukumäärät olivat pääsääntöisesti suurempia läjitysalueiden ulkopuolisissa näytteissä kuin läjitysaluenäytteissä. Kokonaisbiomassojen määrä vaihteli lajiston mukaan, jos läjitysalueen lajistossa havaittiin runsaasti suuria liejusimpukoita (K5 ja K6 2020), biomassa kohosi helposti läjittämättömiä alueita suuremmaksi. Muutoin myös biomassat olivat suurempia läjitysalueiden ulkopuolisissa näytteissä kuin läjitysaluenäytteissä. Lajimäärät olivat selvästi suurempia läjitysalueiden ulkopuolella kuin sisäpuolella, varsinkin Koirasaarenluodoilla ja Rövargrundetilla.

Näytteissä, jotka otettiin alueilta, jonne oli läjitetty maamassoja esiintyi lajeja, jotka ovat todennäköisesti kulkeutuneet alueelle läjitysmassojen mukana. Tällaisia lajeja olivat Rövargrundetin RG1 havaintopaikan surviaissääskentoukat (Chironomidae), katkat (*Gammarus* spp), merisukasjalkaiset (*Hediste diversicolor*), hyönteisten toukat ja kirjoviuhkamato (*Laonome xeprovala*). Läjitysalueiden näytteissä myös puuttui lajeja, jotka muissa alueen näytteissä esiintyivät. Tällaisia olivat Lokkiluodolla Hietamassiainen (*Neomysis integer*) ja kilkki (*M. entomon*) sekä Rövargrundetilla raakkuäyriäiset (Ostracoda) ja sukkulamerietanat (*Limapontia capitata*). Lokkiluodolla, Koirasaarenluodolla sekä Rövargrundetilla läjittämättömät vertailualueet olivat monimuotoisempia kuin läjitetyt alueet.

Länsisataman pohjaeläinlajistossa yksilömääriltään runsaimpina esiintyivät liejusimpukat (*M. balthica*) ja sulkeutuneemmilla alueilla myös harvasukamadot (Oligochaeta). Yksilömäärä, biomassa ja lajilukumäärä olivat pienimpiä sataman pohjukassa Hietalahden rannan kupeessa havaintopaikalla LS1. Lajistosta puuttuivat kaikilla muilla Länsisataman havaintopaikoilla esiintyvät hietamassiaiset (*N. integer*) ja liejukatkat (*Corophium volutator*). Havaintopaikalla LS5, joka sijaitsee lähellä Helsinki-Tallinna laivojen satamapaikkaa, lajimäärä oli Länsisataman näytteiden suurin, 12 lajia. Muiden Länsisataman näytepaikkojen lajiston lisäksi LS5 näytteissä havaittiin Idänsydänsimpukka (*Cerastoderma glaucum*) ja merisiira (*Jaera* spp.). LS5 oli Länsisataman viidestä havaintopaikasta monimuotoisin. Silmiinpistävää Länsisataman näytteissä oli jo silmämääräisestikin havaittava mikroskooppisen muoviroskan suuri määrä.

8. Eläinplankton

Emil Nyman

8.1. Johdanto

Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailussa eläinplanktonseurantaan kuuluu kolme Suomenlahden ulkosaariston asemaa (114 Länsi-Tonttu, 125 Katajaluoto, 147 Knaperskär, taulukko 8.1, kuva 2.1), joilta ohjelman mukaan haetaan näytteitä maaliskuussa kerran ja huhtikuu-lokakuun aikana kaksi kertaa kuukaudessa, samaan aikaan muun näytteenoton kanssa. Tässä raportissa tarkastellaan vuosien 2020–2021 eläinplanktontuloksia ja vertaillaan niitä alueelle kohdistuvaan kuormitukseen, yhteistarkkailun muissa osakokonaisuuksissa havaittuihin tuloksiin, sekä vanhempiin eläinplanktonaineistoihin menetelmämuutosten sallimissa rajoissa.

Eläinplanktonlajiston ja -biomassan seuranta on ollut osana Helsingin ja Espoon jätevesien vaikutusten seurantaa jo 1960-luvulta ja tuloksia on julkaistu velvoitetarkkailuraporteissa sekä pitkän aikavälin seurantaraporteissa (Pellikka ja Viljamaa 1998). Näytteenottomenetelmät ovat kuitenkin muuttuneet vuosien saatossa, minkä johdosta eri vuosien aineistot eivät ole keskenään suoraan vertailukelpoisia.

Alueen eläinplanktonista on tehty erillisselvityksiä ajanjaksoille, joille löytyy yhtenäistä aineistoa. Selvityksissä on tutkittu muun muassa lajisto- ja biomassamuutoksia sekä niihin vaikuttavia ympäristötekijöitä (Pellikka ja Viljamaa 1998). Pellikka ja Viljamaa (1998) totesivat että, eläinplanktonbiomassa ja yksilömäärä olivat tyypillisesti suurimmat sisäsaaristossa. Ulkosaariston eläinplanktonin kokonaisyksilömäärien ja kokonaisbiomassan todettiin pysyneen suurin piirtein samana 1980- ja 1990-lukujen aikana, ollen kesimäärin vastaavasti noin 30 000 yks. m^{-3} ja 40 mg C m^{-3}. Näytteet otettiin 1980- ja 1990-luvuilla 28 l vesinoutimella, jonka jälkeen näyte konsentroitiin 50 µm haavikankaalle. Uudemmissa näytteissä (2007-2021) pienimmät eliöt (< 100 µm, pääosin ripsieläimet ja pienimmät rataseläimet) eivät sisälly näytteisiin koska 2000-luvulla siirryttiin käyttämään HELCOM ohjeistuksen (HELCOM 2015) mukaista haavinäytteenottoa, jossa haavin silmäkoko on 100 µm.

Viimeisten vuosien aikana (2014–2019) vuoden keskimääräiset kokonaisyksilömäärät ja keskimääräinen kokonaisbiomassa ovat vaihdelleet noin 30 000–110 000 yksilön m^{-3} ja 7-23 mg C m^{-3} välillä (Vahtera ym. 2016, 2020).

8.2. Menetelmät

Pääkaupunkiseudun merialueelta otettiin vuosittain eläinplanktonnäytteitä kolmelta ulkosaaristoon sijoittuvalta havaintopaikalta (taulukko 8.1, kuva 2.1), näytteet on otettu vuodesta 2008 vuoteen 2016 WP-2 sulkuhaavilla (haavin suuaukon pinta-ala: 0,255 m^2, haavikankaan silmäkoko: 100 µm) ja vuodesta 2017 eteenpäin Aquatic Research Instruments sulkuhaavilla (haavin suuaukon pinta-ala: 0,0718 m^2, haavikankaan silmäkoko:100 µm). Haavivedot ovat tehty 1 m pohjan yläpuolelta pintaan ulottuvana vetona. Haavin läpi virtaavan veden määrä arvioitiin haavin suuaukkoon kiinnitetyllä SeaLite MF315 virtausmittarilla. Näytteet säilöttiin 37 % neutraloidulla formaliinilla (lopullinen konsentraatio 4 %).

Taulukko 8.1. Eläinplankton havaintopaikat, niiden tunnistenumero, kokonaissyvyys (m), sijaintikoordinaatit, sekä näytteiden määrä eri vuosina.

Havaintopaikka	Nro	Syvyys	Koordinaatit (WGS-84)		Näytteiden lukumäärä	
		m	Lat	Lon	2020	2021
Länsi-Tonttu	114	47	60.08236	25.12483	10	13
Katajaluoto	125	27	60.09872	24.88555	11	12
Knaperskär	147	27	60.08106	24.73821	12	13

Eläinplankton-näytteiden lajimäärityksestä ja laskennasta vastasi Tmi Zwerver. Ennen analysointia, näytemäärän pienentämiseksi, näytteet siivilöitiin 48 µm haavin läpi formaliinin poistamiseksi. Tämän jälkeen näytteet jaettiin erikokoisiin osanäytteisiin suuriaukkoisella pipetillä. Siivilään jääneeseen näytteeseen lisättiin muutama kymmenen millilitraa tavallista vettä niin että näytteen tilavuudeksi saatiin noin 60-80 ml. Näytteen paino punnittiin tässä vaiheessa 0,01 mg:n tarkkuudella. Tämän jälkeen näyte jaettiin laskennalle sopiviin osanäytteisiin suoraan laskentakyvettiin pipetillä. Osa-näytteitä tutkittiin yleensä näytettä kohden useampia. Pipetoidun näytteen paino suhteutettiin koko litramäärään, jolloin saatiin tietää lasketun näyteosion edustama alkuperäinen näytemäärä.

Jos näytteessä oli runsaasti levää, siivilöitiin näyte erikseen 120 µm haavin läpi, jotta suurin osa levistä saataisiin pois näytteestä. Tämän johdosta osa alkuperäisessä 100 µm silmäkoon haavilla otetussa näytteessä olleista pienimmistä eliöistä (naupliukset, ripsieläimet) menetettiin. Ripsieläinten määrin tulisikin suhtautua varauksella.

Näyte tutkittiin valomikroskooppia käyttäen, kirkaskenttäoptiikalla. Ensiksi tarkastettiin näytteen tasainen jakautuminen kyvetin pohjalle pienellä (37,5x) suurennuksella, jonka jälkeen lajit määritetiin käyttäen 62,5- ja 125-kertaista suurennusta. Tarvittaessa käytettiin 312,5-kertaista suurennusta. Kyvetistä laskettiin aina joko puolet tai koko kyvetin pinta-ala.

Näytteestä laskettiin ja määritettiin mikroplankton (20–200 µm = lähinnä alkueläimet, mm. ryhmä ripsieläimet ja pienemmät rataseläimet) sekä mesozooplankton (200–2000 µm = suuremmat rataseläimet, vesikirput ja hankajalkaiset) ja näihin kokoluokkiin kuuluva meroplankton (lähinnä simpukan ja merirokon toukkavaiheet; ryhmä muut). Koska näytteenotossa on käytetty 100 µm silmäkooltaan olevaa haavia on osa mikroplanktoniin kuuluvista organismeista aliedustettuina näytteissä, etenkin ripsieläinten, rataseläinten ja osittain eri ryhmien nuoruusvaiheiden määrään tulee suhtautua varauksella. Määritykset pyrittiin viemään lajitasolle. Lajien biomassat ovat arvioitu laskennallisesti käyttäen biomassamuuntotaulukoita vuoteen 2020 saakka. Vuoden 2020 jälkeen mikroskopointitulokset syötetään suoraan Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämään eläinplanktontietokantaan[13]. Järjestelmää kehitetään edelleen Suomen ympäristökeskuksen toimesta. Uuden tietokannan raportointi eroaa vuoteen 2020 asti käytetystä raportoinnista niin että biomassat ilmoitetaan märkäpainona eikä hiilibiomassana. Laji- ja kehitysvaihekohtaisten märkäpainolistojen puutteen johdosta ei vuoden 2021 tuloksia voitu biomassan osalta yhtenäistää vuoteen 2020 asti laskettujen tulosten kanssa, eikä vuoden 2021 biomassatuloksia täten esitetä.

Tässä raportissa tuloksia tarkasteltiin yksilömäärinä (yks m^{-3}) sekä biomassana (vuoteen 2020 asti, µg C m^{-3}) eläinplanktonryhmien tasolla. Ripsieläimet jätettiin analyysistä pois johtuen menetelmämuutoksista ja näytteenotossa pääosin käytetystä 100 µm haavikankaan silmäkoosta johtuen. Kasviplanktonanalyysien yhteydessä lasketaan mixotrofisen *Mesodinium rubrum* ripsieläimen lukumääriä, joiden määriä tarkastellaan myös tässä kappaleessa. Ripsieläinten esiintymisen on todettu olevan yhteydessä orgaanisen aineksen kuormituksen lisääntymisen kanssa, ja kytköksissä ulappa-alueiden ravintoverkon mikrobisilmukan voimistumiseen (Paczkowska ym.

[13] https://wwwp2.ymparisto.fi/zplank/Taxa (4.7.2022)

2020). Mikrobisilmukan korostuminen ravintoverkossa on yleensä merkki ravintoverkon häiriöstä (Havenhand ym. 2019), esimerkiksi kohonneen orgaanisen aineksen määrien tai ravinteiden kuormituksen johdosta.

Puhdistettujen jätevesien vaikutusta eläinplanktonryhmien yksilömääriin ja biomassaan testattiin tilastollisesti toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisella mallilla (Pinheiro ym. 2019), käyttäen R-ohjelmistoa (R Core Team 2019). Vaikutuksia testattiin jaottelemalla näytepisteet 125 ja 147 jätevesien vaikutuksen alaisena oleviksi pisteiksi ja 114 vaikutusten ulkopuolella olevaksi pisteeksi, sekä käyttäen näytteenottovuotta ja kuukautta satunnaisina muuttujina, näin ottaen huomioon vuosien ja kuukausien välisen satunnaisen vaihtelun vaikutuksen. Näytteenottoasemat ovat pintaveden fysikaalisilta ominaisuuksiltaan samankaltaisia (kts. kappale 4). Analysoidun aineiston vastemuuttujille (eläinplanktonlukumäärät ja biomassat) tehtiin logaritmimuunnos normaalisuuden ja residuaalien heteroskedastisuuden korjaamiseksi. Analyyseissä käytettiin aineistoja vuosilta 2014–2021 (2014–2020 hiilibiomassan osalta). Eläinplanktonyhteisön monimuotoisuutta tarkasteltiin laskemalla taksonomisille yksiköille Shannonin monimuotoisuusindeksi (H, arvio yhteisön entropiasta) ja muuntaen se tehokkaaksi lajien määräksi (arvio yhteisön diversiteetistä) laskemalla H:n eksponenttifunktio (Jost 2006) käyttäen R-ohjelmiston ”vegan” -kirjastoa (Oksanen ym. 2022). Näytteenottoasemien eläinplanktonyhteisöjen eroavaisuuksia tarkasteltiin NMDS (Non-metric Multi-Dimensional Scaling) ordinaatiomenetelmällä käyttäen R-ohjelmiston ”vegan”-analyysikirjastoa (Oksanen ym. 2022). Menetelmällä analysoitiin vuosien 2020 ja 2021 yksilötiheysaineistot erikseen asemille 114, 125 ja 147 (2020) sekä 114, 117, 125 ja 147 (2021) näytteenottoviikkokohtaisesti. Vuosien välistä vaihtelua aineistossa ei huomioida. Ordinaatioanalyysin stressiarvo oli vuoden 2020 aineistolle 0.13 (k = 2) ja vuoden 2021 aineistolle 0.15 (k = 3).

8.3. Tulokset

Keskimääräiset eläinplanktonin yksilömäärät ja biomassat olivat suurempia puhdistettujen jätevesien purkualueiden lähistöllä kuin vertailualueilla (taulukko 8.2). Eläinplanktonin keskimääräiset yksilömäärät ja biomassa olivat suurimmillaan vuonna 2020, yksilötiheydet romahtivat vuodelle 2021 kaikilla asemilla. Vuodesta 2014 eläinplanktonin vuosikohtainen keskimääräinen kokonaislukumäärä on kasvanut vuoteen 2020, jonka jälkeen yksilötiheydet romahtivat vuonna 2021 (kuva 8.1). Erot vuosijaksojen 2014–2016 ja 2017–2019 välillä johtunevat tosin osittain näytteenottomenetelmän muutoksesta.

Taulukko 8.2. Tarkkailuasemien vuosien 2018–2021 eläinplanktonin näytteenottokertojen kokonaisyksilömäärien (yks. m^{-3}) ja kokonaisbiomassojen (vuodet 2018–2020, µg C m^{-3}) keskiarvot, sekä yksilömäärien erotukset asemien 114 ja 125 sekä 114 ja 147 välillä. Ripsieläimiä ei ole sisällytetty tuloksiin.

	114		125		Yks.lkm.	147		Yks.lkm.
	Yksilömäärä	Biomassa	Yksilömäärä	Biomassa	erotus (125-114)	Yksilömäärä	Biomassa	erotus (147-114)
2018	34601	16332	103488	33112	68887	75444	34044	40843
2019	56190	21409	96474	24831	40285	65280	17106	9090
2020	89010	34032	140359	31276	51350	94372	16551	5362
2021	30884		49314		18430	52436		21552

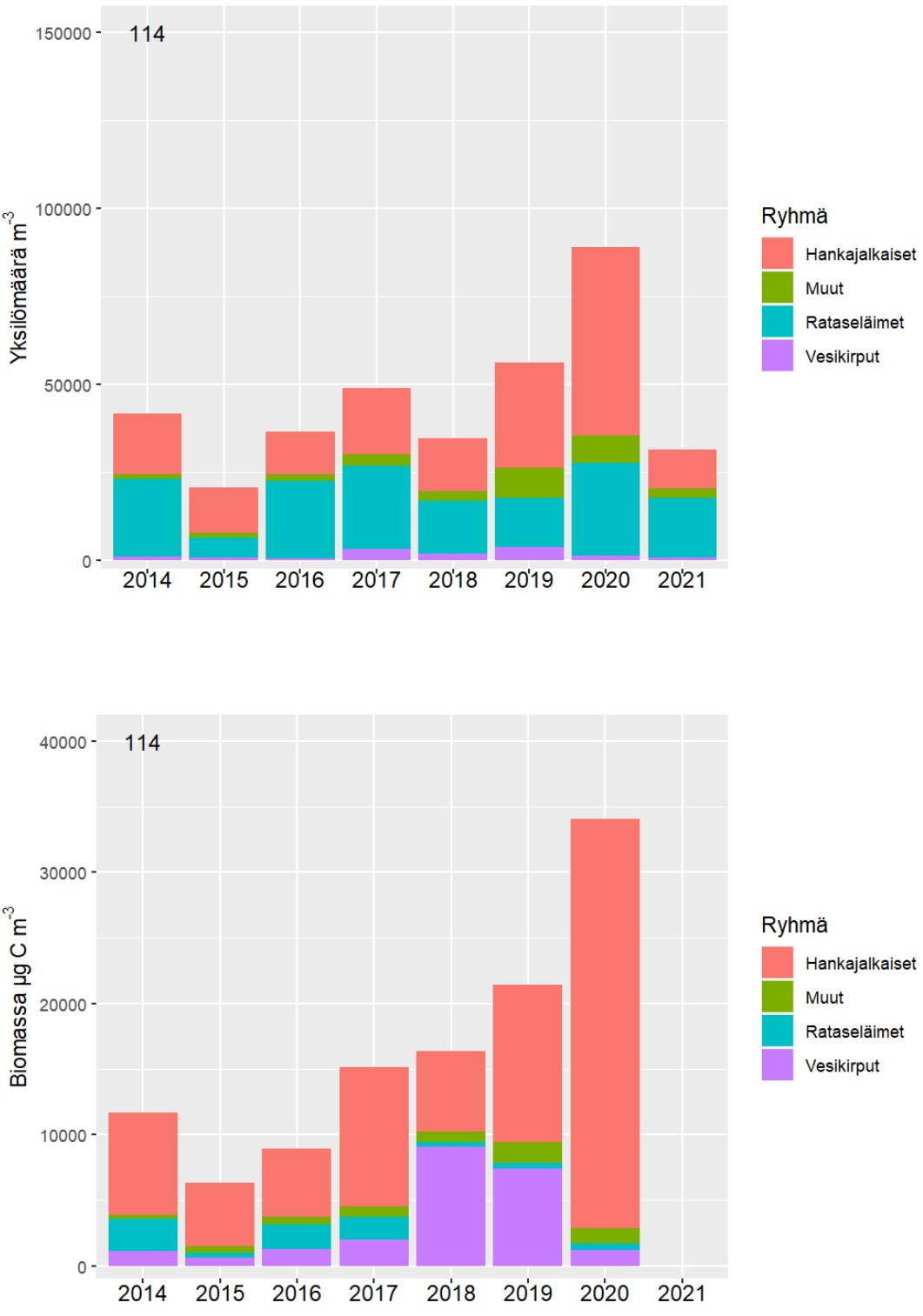
8.3.1. Eläinplanktonyhteisön yksilömäärät ja yhteisön koostumus

Kokonaisyksilömäärät sekä tarkasteltujen eläinplanktonryhmien yksilömäärät olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia puhdistettujen jätevesien purkualueiden läheisyydessä verrattuna aseman 114 tuloksiin (taulukko 8.3). Ero alueiden välillä oli suurin ryhmässä ”muut”, jossa myös aineiston vaihtelu oli suhteessa pienintä (t-arvo 5.84). Ryhmä ”muut” koostuu pääosin eri eliöiden toukkavaiheista, suurimmalta osin simpukoiden sekä merirokon toukkavaiheista. Asemien 125 ja 147 ympäristö on aseman 114 ympäristöä huomattavasti vesisyvyydeltään matalampaa ja pohjan morfologialtaan vaihtelevampaa. Lähistöllä on todennäköisemmin esimerkiksi suurempia simpukkapopulaatioita, joiden toukkavaiheet näkyvät asemien 125 ja 147 tuloksissa. Yksilömäärissä mitattuna rataseläimet ja hankajalkaiset olivat runsaimmat ryhmät kaikilla asemilla (kuva 8.1).

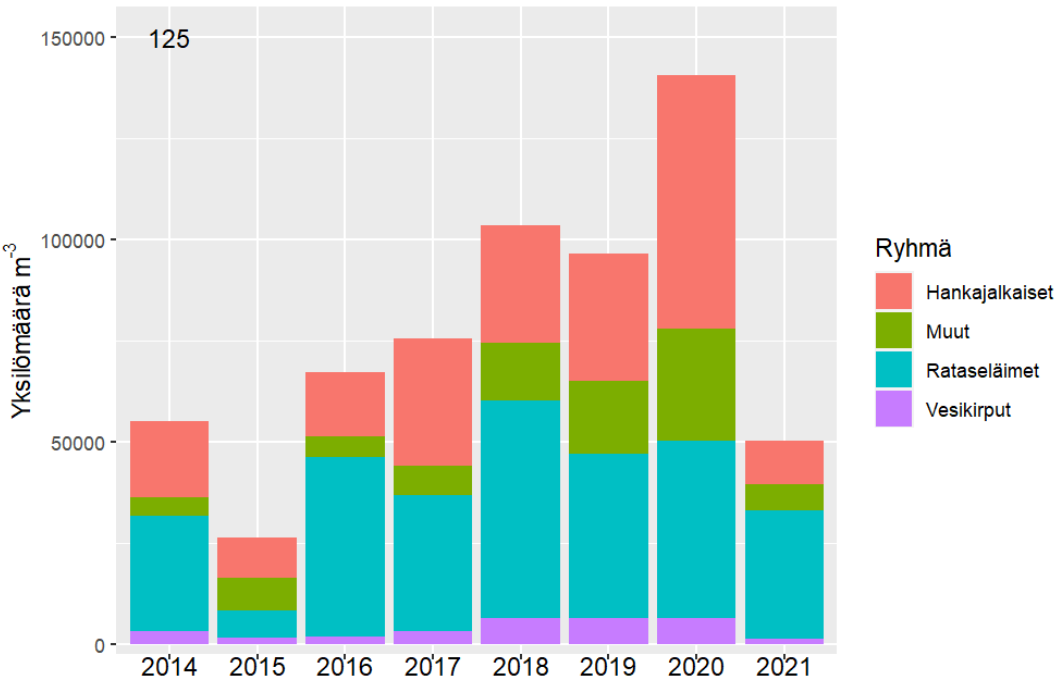
Tarkasteltuna vuodesta 2017 eteenpäin, josta lähtien näytteenottomenetelmä on pysynyt samana, yksilömäärät ovat kasvaneet asemilla 114 ja 125, vuoteen 2020 asti. Asemalla 147 yksilömäärät vaihtelivat vuosien 2017–2020 aikana (kuva 8.1). Yksilömäärät laskivat huomattavasti kaikilla asemilla vuodesta 2020 vuoteen 2021. Vuonna 2021 hankajalkaisten ja vesikirppujen määrät laskivat suhteellisen voimakkaasti kaikilla asemilla, myös simpukoiden toukkavaihteita tavattiin edellisvuotta vähemmän, etenkin asemilla 125 ja 147 (kuva 8.1), joilla ne normaalisti ovat runsaita.

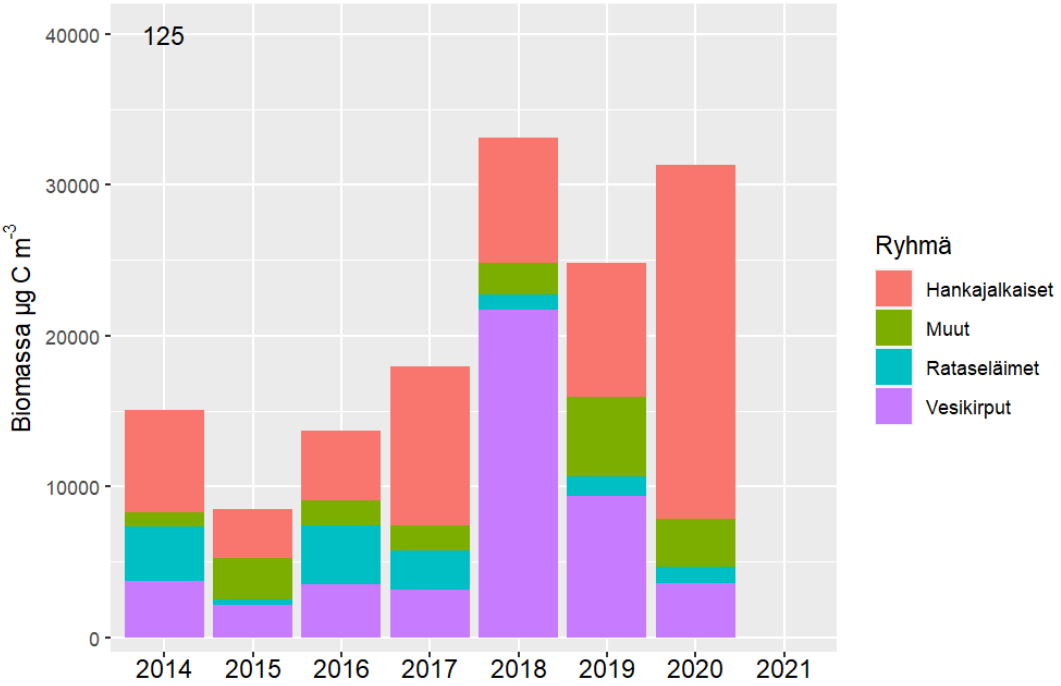
Runsaimpien lajien osalta suuria muutoksia vuosista 2016 ja 2017 ei ollut tapahtunut. Vesikirppujen osalta runsaimmat lajit olivat *Pleopis polyphemoides* (*Podon polyhelmoides*) ja *Evadne nordmannii*. Hankajalkaisista runsaimmat suvut olivat *Eurytemora* ja *Acartia*. Vuonna 2018 *Pseudocalanus*-suku ja vuonna 2019 *Cyclops* suvun lajit olivat myös suhteellisen runsaita. Asemilla 125 ja 147 esiintyi myös poiketen aseman 114 lajistosta vesikirppuihin kuuluvat *Daphnia cristata, Daphnia cuculata, Bosmina* sp. ja *Cercopagis pengoi*. *C. pengoi* on suurikokoinen petovesikirppu joka, on Itämerellä tulokaslaji ja se muodostaa ajoittain massaesiintymiä. Lajin yksilömäärät olivat kuitenkin maltilliset vuosina 2018–2019. Rataseläimistä runsaimmat suvut olivat *Keratella* ja *Synchaeta*. Ryhmä ”muut” koostui pääosin simpukoiden ja merirokkojen toukista.

Vuosina 2020 ja 2021 vesikirpuista selvästi runsaimpana lajina on esiintynyt *Pleopis polyhelmoides* (*Podon polyhelmoides*), kaikilla asemilla. Hankajalkaisista runsaimpana taksoniryhmänä asemalla 114 oli lajikompleksi *Eurytemora*. Asemilla 125 ja 147 yhteisössä oli läsnä ajoittain runsaana myös *Acartia* suvun lajeja. Ryhmä muut koostui pääosin simpukoiden toukkavaiheista. Rataseläimistä runsaimpina ovat esiintyneet sukujen *Keratella* ja *Synchaeta* lajit.

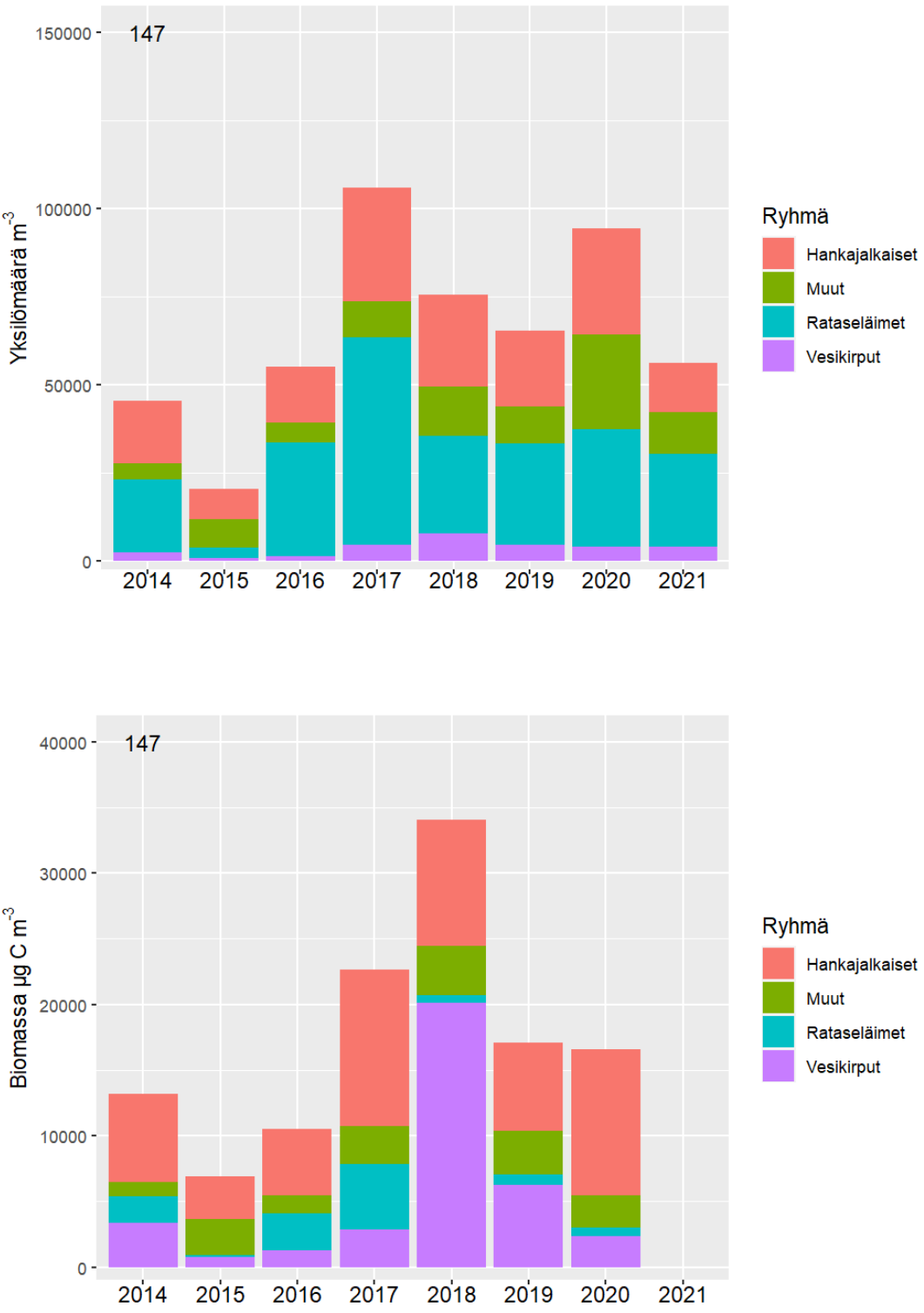


Kuva 8.1. Asemilla 114, 125 ja 147 vuosina 2014–2021 havaittujen eri eläinplanktonryhmien keskimääräinen kokonaisyksilömäärä (yks. m^{-3}) ja kokonaisbiomassa (µg C m^{-3}), sekä eläinplanktonryhmien osuudet kokonaismääristä. Vuoden 2021 kokonaishiilibiomassojen keskiarvoja ei voida laskea johtuen eläinplanktonaineistojen tietokantamuutoksista.





Kuva 8.1. Jatkoa edelliseltä sivulta.



Kuva 8.1. Jatkoa edelliseltä sivulta.

Asemien välinen taksonomisten yksikköjen monimuotoisuus (mitattu Shannonin-monimuotoisuusindeksin eksponenttifunktiolla: e(H)) oli samankaltainen asemille 114 ja 125 ja hieman suurempi asemalla 147. Vuosien 2014-2021 keskiarvo (±keskihajonta) oli asemalle 114: e(H) = 14,6

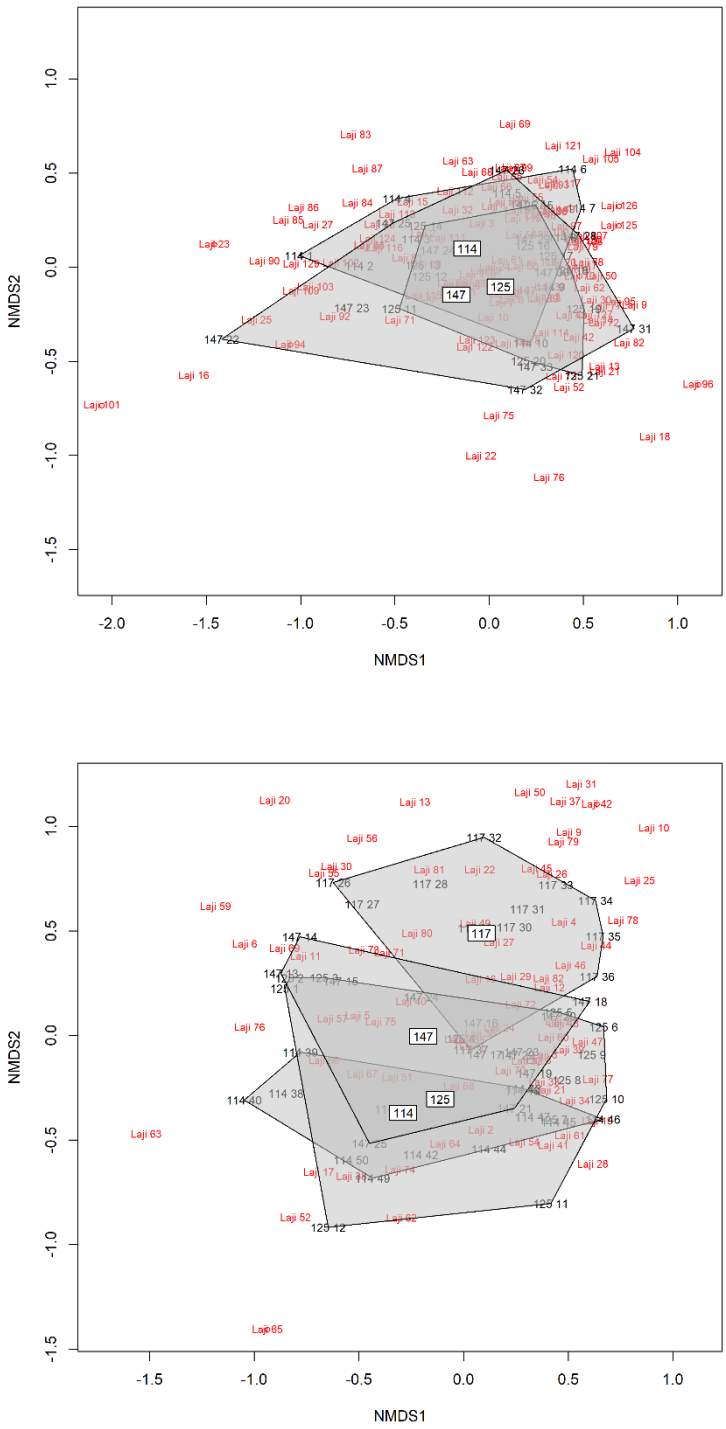
± 2,9, asemalle 125: e(H) = 14,5 ± 3,7 ja asemalle 147: e(H) = 16,1 ± 2,9. Eläinplanktonyhteisön monimuotoisuuden osalta asemien välillä ei näyttänyt täten olevan suuria eroja.

Taulukko. 8.3. Tilastollisen toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittävien muuttujien lineaarisen mallin tulokset eläinplanktonryhmien yksilömäärien suhteen vuosille 2014–2021. Tilastollisesti merkitsevät erot ovat merkitty tähdellä.

Yksilömäärät	Ero vertailuasemaan (log)	Keskivirhe	Vapausasteet	t-arvo	p-arvo
Kaikki ryhmät	0.35	0.09	207	3.89	< 0.01*
Vesikirput	0.56	0.20	207	2.80	< 0.01*
Hankajalkaiset	0.06	0.09	207	0.64	0.52
Muut	0.82	0.14	207	5.84	< 0.01*
Rataseläimet	0.35	0.18	207	1.95	0.05

Tarkasteltuna NMDS-ordinaatiomenetelmällä yhteisökoostumukset eivät juuri eronneet asemilla 125 ja 147 aseman 114 yhteisökoostumuksesta vuonna 2020 (kuva 8.2). Vuoden 2021 aineiston osalta analyysin lisättiin asema 117, joka sijaitsee lähellä rannikkoa Ryssjeholmsfjärdenillä (kuva 2.1). Vuoden 2021 aineistossa aseman 125 yhteisön koostumus oli vaihtelevin, mutta merkittäviä eroja asemien 114, 125 ja 147 välillä yhteisökoostumuksissa ei havaittu. Aseman 117 yhteisön koostumus erosi muiden asemien eläinplanktonyhteisöjen koostumuksesta (kuva 8.2), mikä on oletettavissa, koska asema 117 sijaitsee suojaisella matalalla lahdella, jossa veden laatu on välisaariston asemien veden laatua heikompi (kts. kappale 4) ja maalta tulevan makean veden vaikutus suurempi.

Lajistotasolla suurimmat yksilömäärien poikkeamat asemien 125 ja 147 sekä 114 välillä johtuivat ajoittaisista *Keratella quadratica* –lajin (rataseläin) nopeasta runsastumisesta heinäkuussa 2018 ja 2019. *K. quadratica* esiintyi myös runsaana alku- ja loppukesästä vuonna 2020, vuonna 2021 *K. quadratican* määrät olivat pienemmät ja alkuvuodesta esiintynyt rataseläinten suuri tiheys johtui *Synchaeta baltica* lajin runsastumisesta asemilla 125 ja 147 (Kuva 8.3). Laji runsastui myös asemalla 114 vuonna 2021, mutta yksilömäärät olivat kuitenkin huomattavasti muita asemia pienemmät (kuva 8.3.). Hankajalkaisten osalta, poikkeukset johtuivat pääosin ajoittaisista *Eurytemora*- ja jossain märin *Acartia* -sukujen nauplius- ja juveniilivaiheiden voimakkaista runsausvaihteluista (kuva 8.3). Eläinplanktonbiomassa koostui kaikilla asemilla pääosin vesikirpuista ja hankajalkaisista (kuvat, 8.1 ja 8.3). Suurimman biomassavaihtelun aiheuttaa ajoittainen koukkuvesikirpun (*Cercopagis pengoi*) biomassojen voimakas kasvu (kuva 8.3). Koukkuvesikirppujen yksilöiden suuri koko vaikuttaa voimakkaasti ryhmän vesikirput kokonaisbiomassaan. Lämmin kesä 2018 jolloin alueella esiintyi myös laajoja sinileväkukintoja (kts. kappale 5) näyttää suosineen koukkuvesikirpun esiintymistä. Koukkuvesikirppujen runsastuminen johti suureen vesikirppujen biomassaan vuonna 2018. Koukkuvesikirpun määrät olivat pienemmät vuosina 2020 ja 2021, vaikka pintaveden lämpötilat olivatkin korkeat, etenkin alkukesästä.



Kuva 8.2. NMDS ordinaatiokuvaaja yhteisön Bray-Curtis erilaisuudelle perustuen eläinplanktonlajien esiintymiseen kolmella eri havaintoasemalla (114, 125, 147) vuonna 2020 (ylempi paneeli) ja neljällä eri havaintoasemalla (114, 117, 125, 147) vuonna 2021 (alempi paneeli).

8.3.2. Eläinplanktonbiomassa

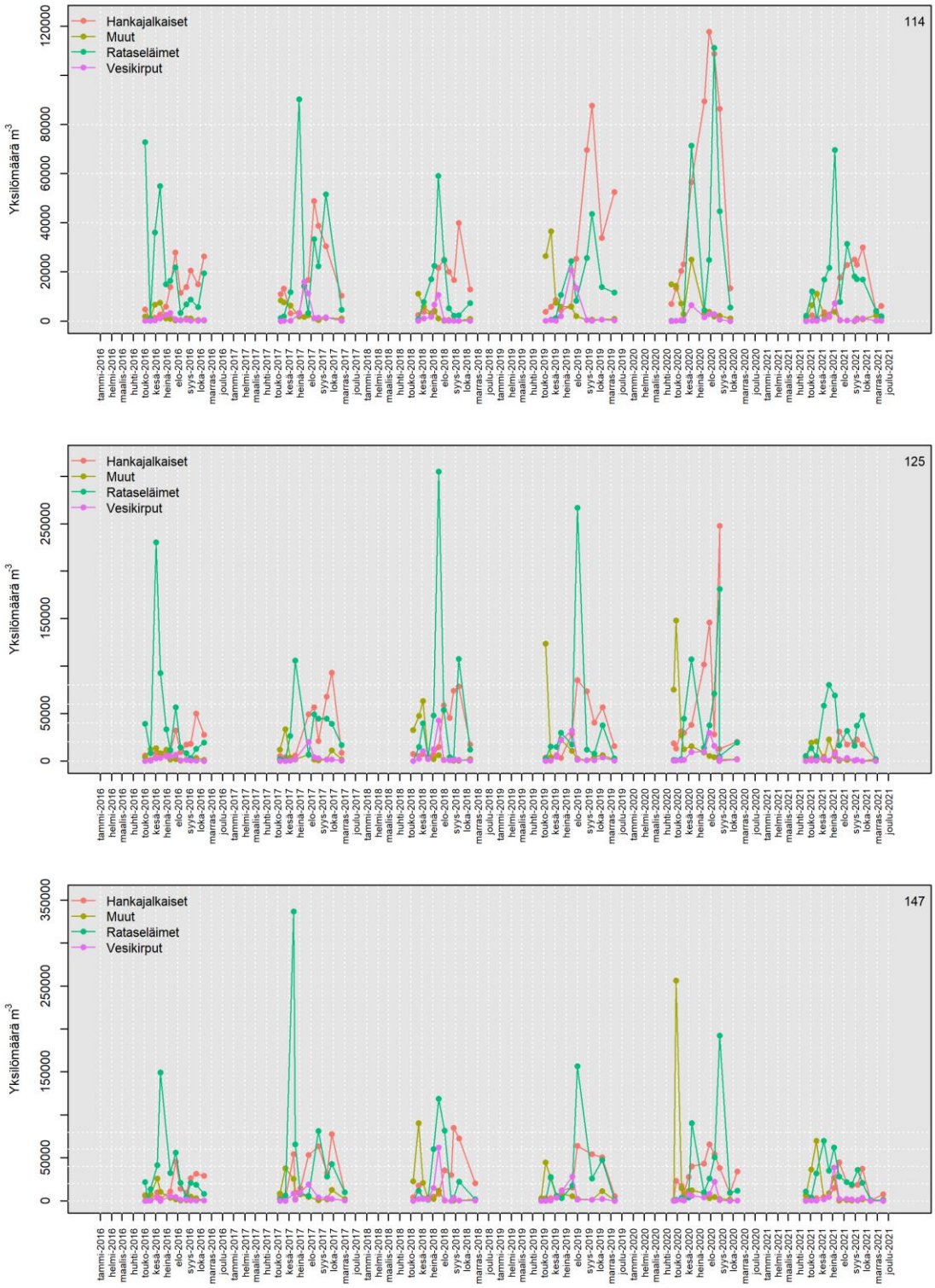
Vuoden 2021 biomassoja ei esitetä tässä kappaleessa, johtuen eläinplanktonlaskennassa käytetyn tietokannan muutoksista. Vuoden 2021 tulokset eivät ole vertailukelpoisia vanhempien tulosten kanssa.

Laskennallinen keskimääräinen eläinplanktonbiomassa oli asemilla 125 ja 147 suurempi vuonna 2018, verrattuna vuoteen 2019. Vuonna 2020 aseman 125 vuoden keskimääräinen eläinplanktonin kokonaisbiomassa kasvoi ja asemalla 147 se pysyi vuoden 2019 tasolla. Aseman 114 eläinplanktonbiomassa kasvoi tasaisesti vuoteen 2020 saakka. Pääasialliset erot johtuvat asemilla vesikirppujen biomassan muutoksista ja asemilla 114 ja 125 hankajalkaisten biomassan kasvusta. Vesikirppujen biomassa oli suurin vuonna 2018, ja laski tämän jälkeen merkittävästi kaikilla asemilla. Hankajalkaisten biomassa kasvoi kaikilla asemilla vuodesta 2019 vuoteen 2020.

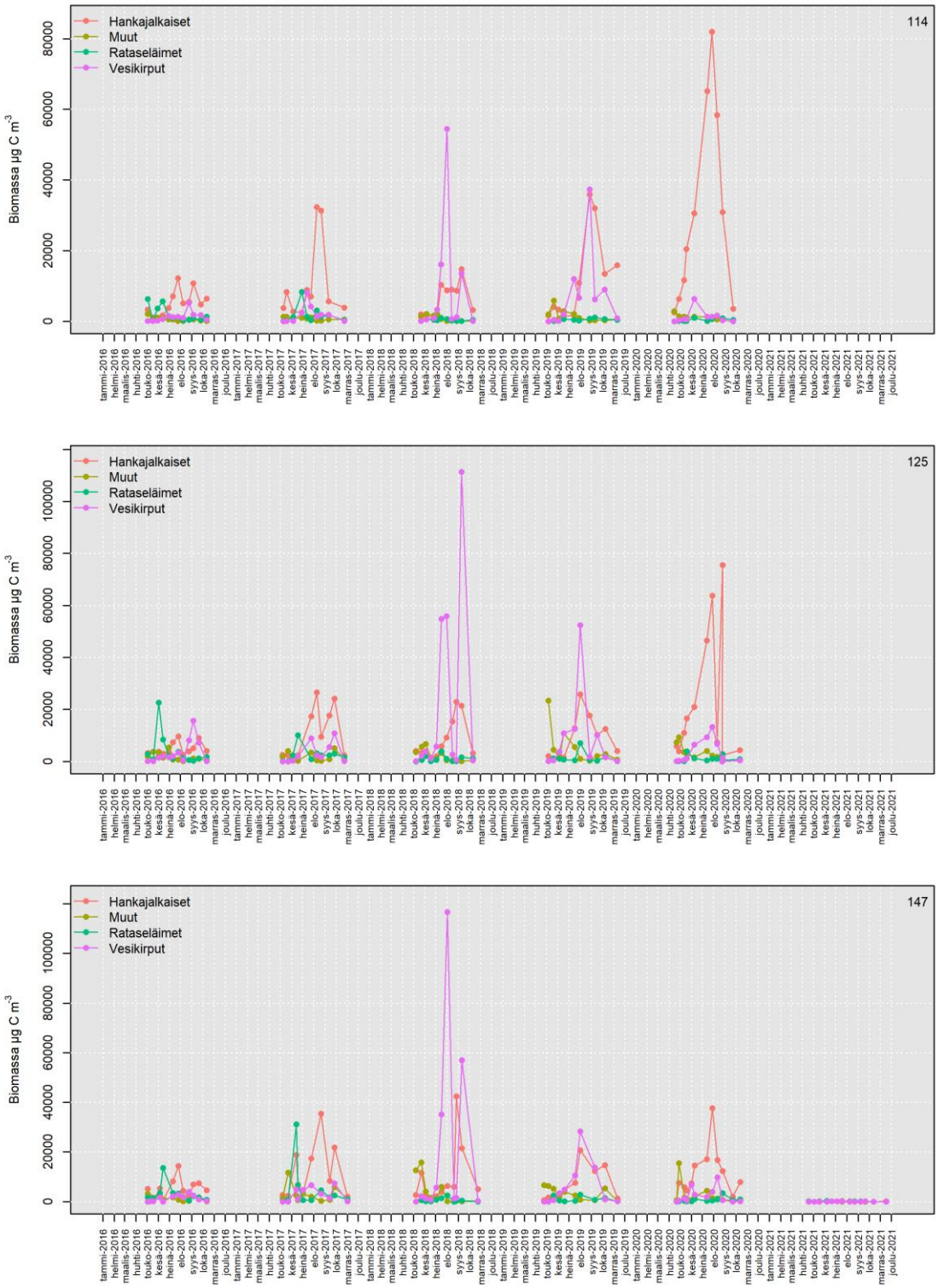
Tarkasteltaessa vuosia yksittäin, eläinplanktonbiomassa oli purkualueiden lähistöllä hieman suurempi verrattuna asemaan 114, lukuun ottamatta vuosia 2019 ja 2020 (kuva 8.1). Eläinplanktonin keskimääräisissä kokonaisbiomassoissa oli tilastollisesti merkitseviä eroja joidenkin ryhmien osalta. Vesikirppujen, ryhmän ”muut” ja rataseläinten biomassat olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia purkualueiden läheisyydessä, verrattuna asemaan 114 (taulukko 8.4).

Taulukko. 8.4. Tilastollisen toistomittaukset huomioivalla kiinteiden ja satunnaisten selittä-vien muuttujien lineaarisen mallin tulokset eläinplanktonryhmien biomassojen suhteen vuosille 2014–2020. Tilastollisesti merkitsevät erot ovat merkitty tähdellä.

Yksilömäärät	Ero vertailuasemaan (log)	Keskivirhe	Vapausasteet	t-arvo	p-arvo
Kaikki ryhmät	0.17	0.15	177	1.91	0.06
Vesikirput	0.42	0.21	177	1.99	< 0.05*
Hankajalkaiset	-0.19	0.10	177	-1.87	0.06
Muut	0.90	0.12	177	7.16	< 0.01*
Rataseläimet	0.38	0.19	177	1.98	< 0.05*


Hankajalkaiset
Muut
Rataseläimet
Vesikirput
Yksilömäärä m3
114
125
147

Kuva 8.3.



Kuva 8.3. Jatkoa edelliseltä sivulta.

8.3.3. Yhteenveto

Eläinplanktonnäytteenotossa tapahtuneet menetelmä- ja tietokantamuutokset vaikuttavat jossain määrin tulosten vertailtavuuteen, joka tulee huomioida tarkastelussa. Eläinplanktonyhteisöjen koostumukset puhdistettujen jätevesien ja vertailualueen välillä eivät vaikuta merkittävästi eroavan toisistaan. Eläinplanktonyhteisön monimuotoisuudessa ei havaittu alueiden välillä suuria eroja. Eläinplanktonin kokonaisyksilömäärä oli suurempi purkualueiden lähistöllä, ryhmätasolla purkualueiden lähistöllä vesikirput ja simpukoiden toukkavaiheet esiintyivät vertailualueeseen verrattuna runsaslukuisempina. Biomassana mitattuna vesikirppujen, simpukoiden toukkavaiheiden sekä rataseläinten biomassat olivat suurempia purkualueiden lähistöllä.

9. Voimaloiden merilauhdevesien ympäristövaikutukset

Emil Nyman

9.1. Johdanto

Helen Oy:n voimaloiden ja kaukojäähdytyslaitosten (Salmisaari, Hanasaari, Vuosaari) merilauhdevesien vaikutuksia arvioidaan tarkkailuohjelman mukaisesti pääosin mallintamalla. Mallinnus toteutettiin vuosille 2020 ja 2021 Salmisaaren ja Vuosaaren laitosten osalta. Hanasaaren laitoksen osalta ei ole saatavilla mallinnuksen tarpeisiin tarpeeksi kattavaa aineistoa mereen johdettavista vesimääristä tai lämpötiloista. Hanasaaren laitosten osalta esitetään vain mereen johdetut kuukausikohtaiset vesi- ja lämpömäärät ja näiden suuruusluokkaa vertaillaan aiempina vuosina tehtyjen kartoitusten tuloksiin (kts. kappale 3.7).

Myös puhdistettujen jätevesien mukana merelle kulkeutuvien merilauhde- ja jäähdytyslaitosten vesien tarkkailua on esitetty toteutettavan mallinnuksen avulla. Luotettavan kuormitusaineiston puutteen johdosta näitä arvioita ei kuitenkaan tässä raportissa esitetä. Mittaustulosten perusteella jätevesien purkualueilla ei myöskään ole havaittu ympäristöään lämpimämpää merivettä (kts. liite 2) ja vaikutukset meriveden lämpötilaan ovat todennäköisesti alueella häviävän pienet.

Mallinnukset vuosille 2020 ja 2021 tehtiin kahdella eri mallihilalla. Karkeammalla mallihilalla mallinnettiin jakso, joka kattaa mallinnetun alueen avovesikauden maaliskuun puolesta välistä joulukuulle molempina vuosina. Avoveden kauden aikaista mallinnusta käytettiin alueen veden suolaisuuden ja lämpötilan vuoden mittaan tapahtuvan kehityksen tarkasteluun, sekä mallisimulaatioiden validointiin. Salmisaaren ja Vuosaaren laitosten merilauhdevesien leviämistä tarkasteltiin mallilla, jossa laskentahila oli avovesikauden tarkastelussa käytettyä mallia hienompi Salmisaaren ja Vuosaaren laitosten purkualueilla, jonka johdosta myös mallin laskenta-aika moninkertaistui. Tästä syystä tarkempi merilauhdevesien tarkastelu tehtiin neljän viikon pituiselle jaksolle. Käytetyt mallit kuvataan tarkemmin alla, kappaleessa 9.2.

Merilauhdevesien vaikutukset ovat paikallisia ja ajallisesti vaihtelevia, mutta ajoittain meriveden lämpötila voi kasvaa useilla asteilla. Lyhyemmällä aikavälillä tarkasteltuna, jatkuvampien tai usein toistuvien merilauhdevesien purkutapahtumien yhteydessä vastaanottavan vesistön meriveden lämpötila voi olla ympäröivää vesialuetta huomattavasti korkeampaa useita päiviä. Pidemmällä ajanjaksolla tarkasteltuna, keskimääräinen lämpötila purkualueella on ympäröivää merialuetta hieman suurempi. Pidemmällä aikavälillä korkeamman keskimääräisen lämpötilan vaikutukset ovat monipuolisia, negatiivisina vaikutuksina on todettu esim. orgaanisen aineksen hajotustoiminnan kiihtyminen (Lønborg ym. 2009), suurempi levätuotanto ja leväkukintojen muodostumisen suurempi mahdollisuus (Trombetta ym. 2019) ja täten veden samentuminen. Heikossa valoympäristössä, kohonneet lämpötilat saattavat heikentää makrolevien kasvua (Bulthuis 1987). Korkeammat lämpötilat myös kiihdyttävät heterotrofisten eliöiden respiraatiota, kasvattaen hapen tarvetta (Roman ym. 2019). Lämpötilan muutoksen vaikutukset ovat yleensä kytkeytyneitä muihin ympäristön muutoksiin, ja kokonaisvaikutus voi olla näiden kytkösten johdosta positiivinen tai

negatiivinen (Torres ym. 2021). Ekosysteemitason vaikutusten ja merilauhdevesien johtamisen suorien vaikutusten arviointi ilman kattavia mittauksia on tämän johdosta haastavaa. Tässä selvityksessä tarkastellaan pääosin merilauhdevesien merivettä lämmittävää vaikutusta ja merilauhdevesien leviämistä vastaanottavalla vesialueella.

9.1.1. Salmisaaren laitokset

Helen Oy:n Salmisaaren yhteistuotantovoimalaitokset tuottavat sähköä, kaukolämpöä ja kaukojäähdytystä. Kaukojäähdytysverkkoon johdettava vesi viilennetään meriveden avulla lämmönvaihtimilla ja absorptiopumpuilla. Jäähdytykseen käytettävä merivesi otetaan voimalaitoksen länsipuolelta Lauttasaarensalmen pohjoispäästä noin seitsemän metrin syvyydestä, ja jäähdytysprosessissa lämmennyt merivesi johdetaan purkukanavan kautta voimalaitoksen pohjoispuolelle Lapinlahteen (Kuva 2.1).

Salmisaaren voimalaitoksen lauhde- ja jätevesien mereen johtamiseen liittyvää vesistötarkkailua on tehty alueella noin kahdenkymmenen vuoden ajan. Tarkkailumenetelmänä on ollut pääasiassa vesinäytteisiin perustuva vedenlaadun fysikaaliskemiallinen seuranta. Laitoksen purkuvesillä ei ole kuitenkaan havaittu olevan merkittäviä vaikutuksia alueen veden laatuun (Heitto ja Vatanen 2011) ja merilauhdevesikuormien vaikutus on osoittautunut vaikeaksi havainnoida merilauhdevesien virtaamien ollessa jaksottaisia (Karppinen ym. 2011). Salmisaaren vesistötarkkailu liittyy seuraaviin Länsi-Suomen ympäristölupaviraston lupapäätökseen: Dnro ESAVI/178/04.08/2013.

Merilauhdevesien Lapinlahtea lämmittävää vaikutusta ja merilauhdevesien leviämistä on selvitetty aiemmin (Heitto ja Vatanen 2011, Karppinen ym. 2011). Karppisen ym. (2011) selvitys tehtiin aikavälillä 1.7. – 30.9.2011 sijoittamalla lahdelle viisi kiinteää jatkuvatoimista lämpötilan mittausasemaa, joilla lämpötilaa mitattiin kolmelta eri syvyydeltä. Mittausasemaverkostoa täydennettiin yhdellä asemalla, mittausjakson keskivaiheilla. Jatkuvan seurannan ohella Lapinlahdessa ja sen läheisellä merialueella tehtiin seurantajakson aikana kuusi erillistä lämpötilakartoitusta noin kahden viikon välein. Selvitysjakson aikainen kuukausikohtainen keskimääräinen lämpökuorma Lapinlahteen oli noin 37 TJ, ollen suurimmillaan heinäkuussa, noin 55 TJ.

Selvityksessä pystyttiin havaitsemaan merilauhdevesien vaikutus säännöllisesti aivan purkukanavan suulla, jossa lämpötilaeron todettiin olevan noin 0.5 °C suhteessa ympäröivään veteen. Lämpimämmät merilauhdevedet sekoittuivat Lapinlahden veteen tehokkaasti ja etäämmällä purkukanavasta kohonneita lämpötiloja havaittiin vain satunnaisesti, riippuen ympäröivän veden lämpötilasta ja vallitsevasta tuulen suunnasta ja tuulen nopeudesta. Lämmittävä vaikutus keskittyi selvityksen mukaan pääosin vesipatsaan ylimpään 2 m kerrokseen. Lämpimämpiä vesiä havaittiin ajoittaan lahden keskipaikkeilla ja etenkin länsituulilla Lapinlahden itäpäässä, jossa veden vaihtuvuus on suhteellisesti heikompaa. Kokonaisuudessaan vaikutukset todettiin kuitenkin pieniksi.

9.1.2. Hanasaaren laitokset

Helen Oy:n Hanasaaren voimalaitos tuottaa sähköä ja kaukolämpöä. Voimalaitoksen jäähdytykseen käytetään merivettä, joka otetaan laitokselle voimalaitoksen länsipuolelta noin 2 m syvyydeltä ja johdetaan voimalaitoksen itäpuolelle Sompasaarenaltaaseen purkukanavan kautta. Hanasaaren laitoksen käyttö on kesäaikaan tyypillisesti vähäistä (Karppinen ja Vatanen 2012) ja

laitos ollaan sulkemassa vuoden 2023 alkupuolella kokonaan. Hanasaaren voimalaitoksen tarkkailuvelvoite perustuu Länsi-Suomen ympäristölupaviraston lupaan 28.6.2006 (Dnro LSY-2002-Y-165, Nro 16/2006/2).

Hanasaaren laitoksen vesistövaikutuksista on tehty laajempi selvitys vuonna 2012 (Karppinen ja Vatanen 2013) ja vesistövaikutuksia on käsitelty suppeammin aiemmassa pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun yhteenvetoraportissa (Vahtera ym. 2016). Karppisen ja Vatasen (2013) mukaan Hanasaaren vesistövaikutukset ovat keskittyneet keskiveteen ja vaikutusalueen on todettu olevan suhteellisen pieni. Myös Vahtera ym. (2016), totesivat että merilauhdevesien vettä lämmittävä vaikutus keskittyy pääosin Sompasaarenaltaan alueelle, n. 900 m päässä purkukohdasta ei enää havaittu meriveden lämpötilan taustavaihtelusta eroavaa lämpötilan vaihtelua. Hanasaaren laitosten vesistövaikutuksia ei ole arvioitu tässä raportissa mallintamalla, mallinnukseen sopivan kuormitusaineiston puutteen johdosta.

9.1.3. Vuosaaren laitokset

Vuosaaren kombivoimalaitoksissa tuotetaan suuri osa Helsingin sähköstä ja kaukolämmöstä. Vuosaaren voimalan ympäristöluvan mukaista tarkkailua on toteutettu pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa vuodesta 2012. Ennen tätä tarkkailua toteutettiin Vuosaaren sataman ja voimalaitosten kalataloudellisen tarkkailun yhteydessä (Heitto ym. 2011, Heitto ja Vatanen 2012, 2013, 2014). Merivesi otetaan laitoksille Kalkkisaarenselältä ja johdetaan pääasiassa Vuosaaren sataman satama-altaaseen. Heitto ym. (2011), Heitto ja Vatanen (2012), Heitto ja Vatanen (2013) ja Heitto ja Vatanen (2014) totesivat selvityksissään, että voimalaitosten kuormituksella ei tutkittujen parametrien perusteella ollut vaikutusta veden laatuun ja että lämpöpäästön mahdollista rehevyyttä lisäävää ja tuotantokautta pidentävää vaikutusta ei voitu erottaa muusta vedenlaadun vaihtelusta alueella.

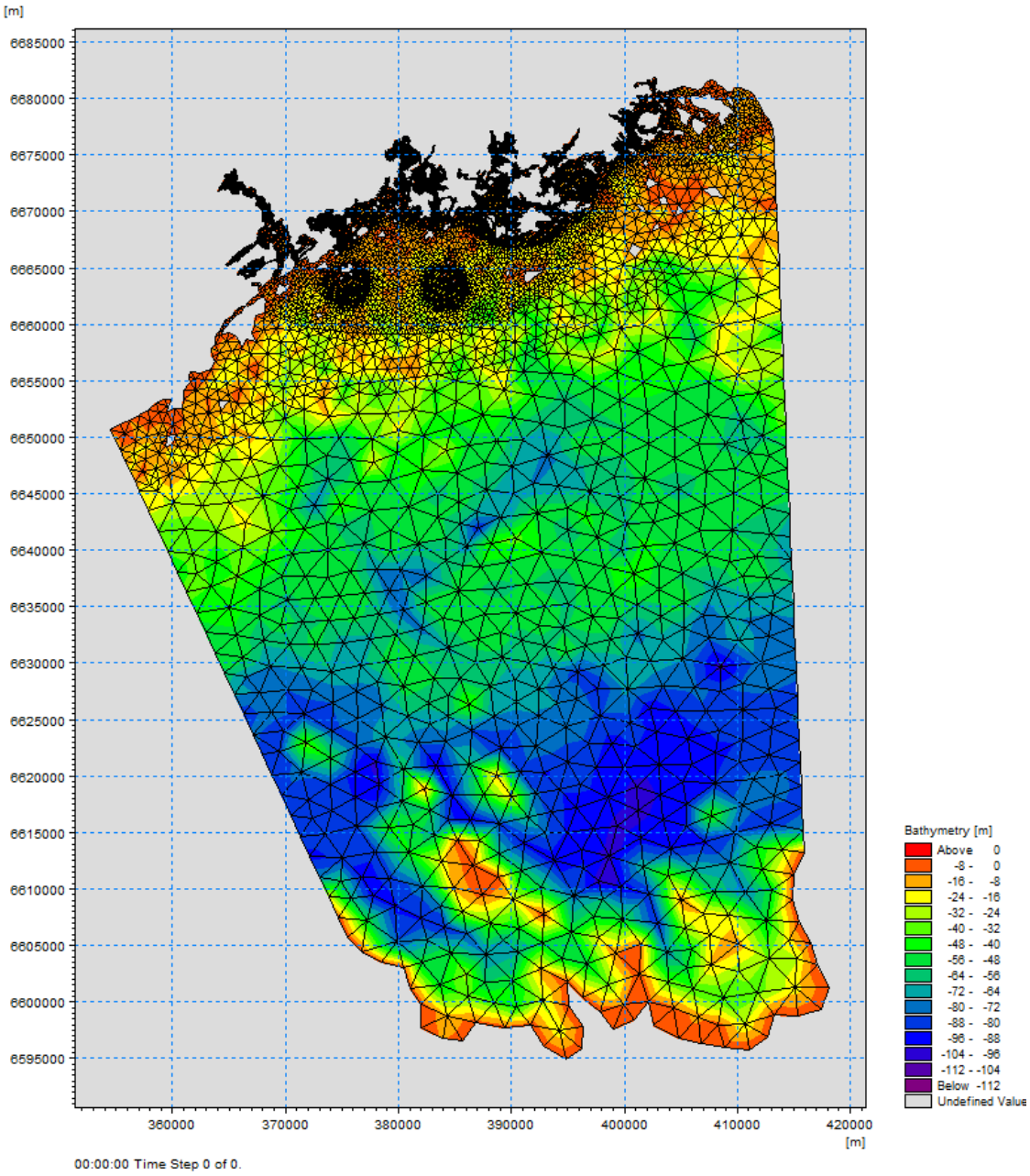
9.2. Mallinnuksen kuvaus

Veden virtaukset ja veden lämpötilan sekä suolapitoisuuden mallinnus toteutettiin kolmiulotteisella fysikaalisella mallilla (DHI MIKE3FM). Mallinnusalue kattoi poikkileikkauksen koko Suomenlahdesta, jossa mallinnusalueen länsireuna ja itäreunat ovat avoimia (kuva 9.1). Mallinnuksessa käytettiin kahta eri mallinnushilaa joista toisessa mallinnushilaa oli tarkennettu merilauhdevesien purkualueiden (Lapinlahti ja Vuosaaren satama) läheisyydessä. Molemmat mallinnushilat ovat karkeampia avomerellä ja tarkentuvat pääkaupunkisedun edustalla. Tarkennetun mallinnushilan hilakoppien koko oli pienempi Salmisaaren ja Vuosaaren laitosten purkualueiden läheisyydessä sekä puhdistettujen jätevesien purkutunnelien kohdalla (kuvat 9.1, 9.2 ja 9.3). Mallinnusalueen syvyystiedot ovat haettu avoimista tietokannoista ja niitä on täydennetty Salmisaaren ja Vuosaaren edustoilla, sekä Kruunuvuorenselällä, Vartiokylänlahdella ja Ryssjeholmsfjärdenillä pohjan syvyyden luotauslinjastoilla.

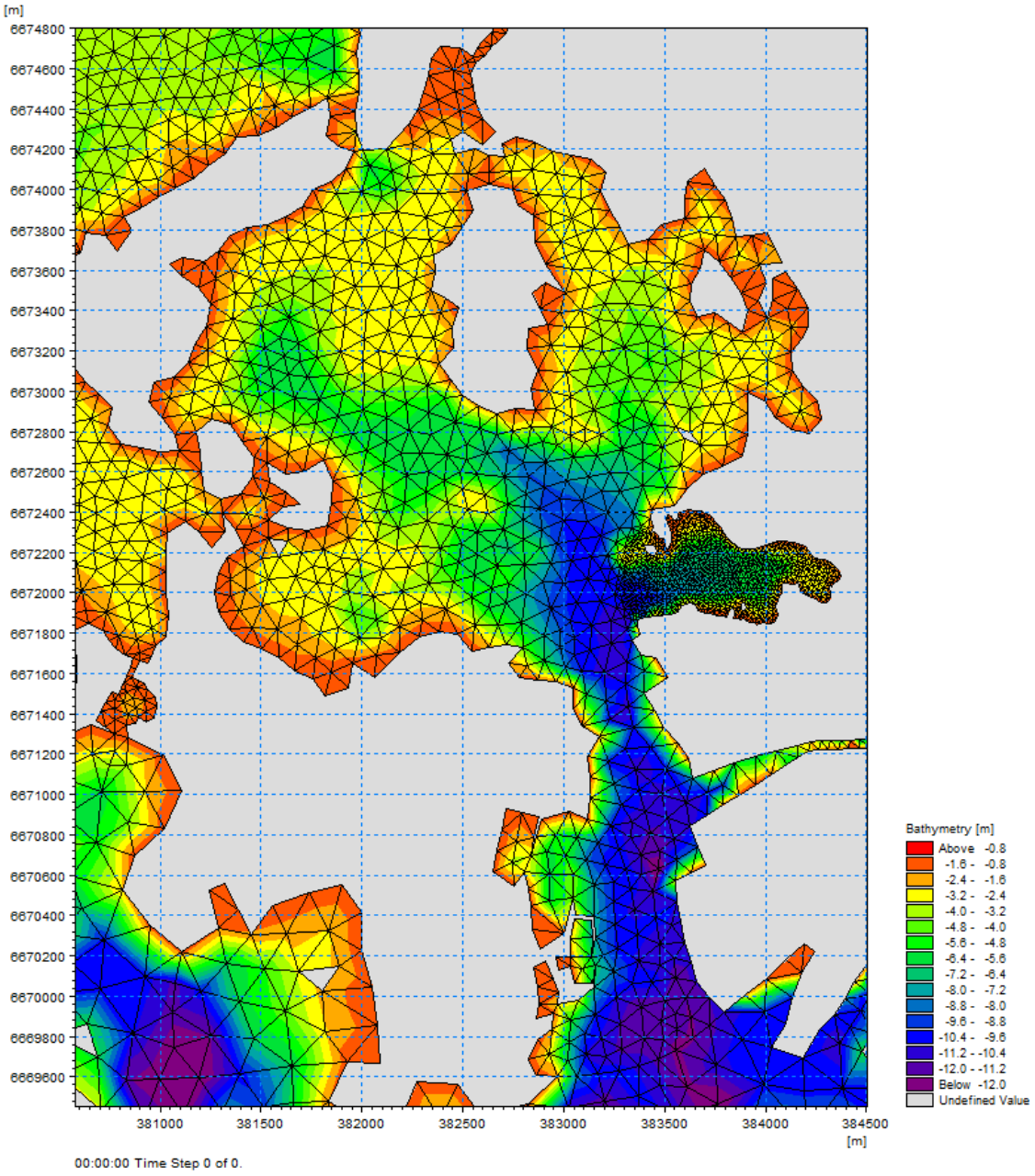
Mallinnushila koostui 10 syvyyskerroksesta koko syvyysalueella (sigma-koordinaatisto) ja kolmion muotoisista hilakopeista (pienin pinta-ala n. 120 m^2). Mallin avoimien reunojen virtaukset, vedenpinnan korkeuden vaihtelu, lämpötila ja suolaisuus kuvattiin mallin reunoilla koko Itämeren kattavasta mallista saaduilla arvoilla. Mallin pakotteina käytettiin meteorologisesta mallista saatuja tuuli-, ilmanpaine-, ilmankosteus-, lämpötila-, pilvisyys- ja sadanta-aineistoja. Malliin sisällytettiin merilauhdevesikuormituslähteiden lisäksi jätevedenpuhdistamoilta mereen kulkeutuva lämpökuorma (arviona käytetty laitoksilta lähtevän veden lämpötilaa, joka todennäköisesti on yliarvio veden todennäköisesti jäähtyessä merivesitunneleissa) sekä suurin osa pääkaupunkiseudun

merialueelle laskevista virtavesiuomista (14 kpl), joille oli saatavilla virtausmittauksia tai arvio uoman keskivirtaamasta. Uomat, joille oli saatavilla vain keskivirtaamatieto, virtaaman vaihtelu arvioitiin suhteuttamalla keskivirtaama Vantaanjoen virtaaman.

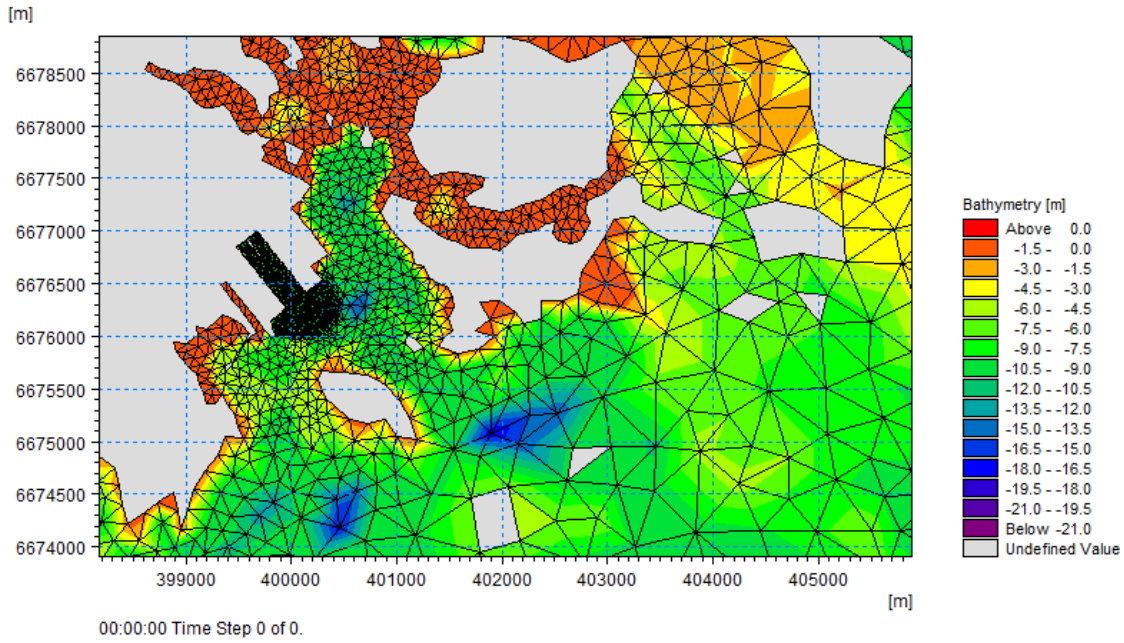
Karkeampihilaisella mallilla kuvattiin alueen meriveden virtaukset sekä veden lämpötilan ja suolaisuuden kehityksen vuosien 2020 ja 2021 avovesikaudelle ja tuloksia käytettiin simulaatioiden tulosten validointiin. Hienompihilaisella mallilla toteutettiin vuosille 2020 ja 2021 kuukauden pituiset skenaariomallinnukset, samoilla ympäristöpakotteilla, joita käytettiin karkeahilaisemmalle mallille, sisällyttäen merilauhdevesien johtamisen ensimmäisessä tapauksessa ja jättäen ne pois toisessa, niin että merilauhdevesien vaikutuksia vesipatsaan lämpötilaan voitiin arvioida vertailemalla näiden kahden skenaarion tuloksia. Lyhyemmät mallinnusjaksot olivat 31.10.2020 – 30.11.2020 ja 1.4.2021 – 1.5.2021. Vuosien 2020 ja 2021 osalta mallisimulaatiot toteutettiin vain merilauhdevesien tarkkailun osalta, koskien Salmisaaren ja Vuosaaren laitosten toimintaa.



Kuva 9.1. Laaja mallinnusalue, karkeampihilaisen mallin hilarakenne sekä mallinnetun alueen syvyyskäyrät.



Kuva 9.2. Salmisaaren ympäristön mallin hilan rakenne ja syvyyskäyrät hienohilaisemmassa mallissa.



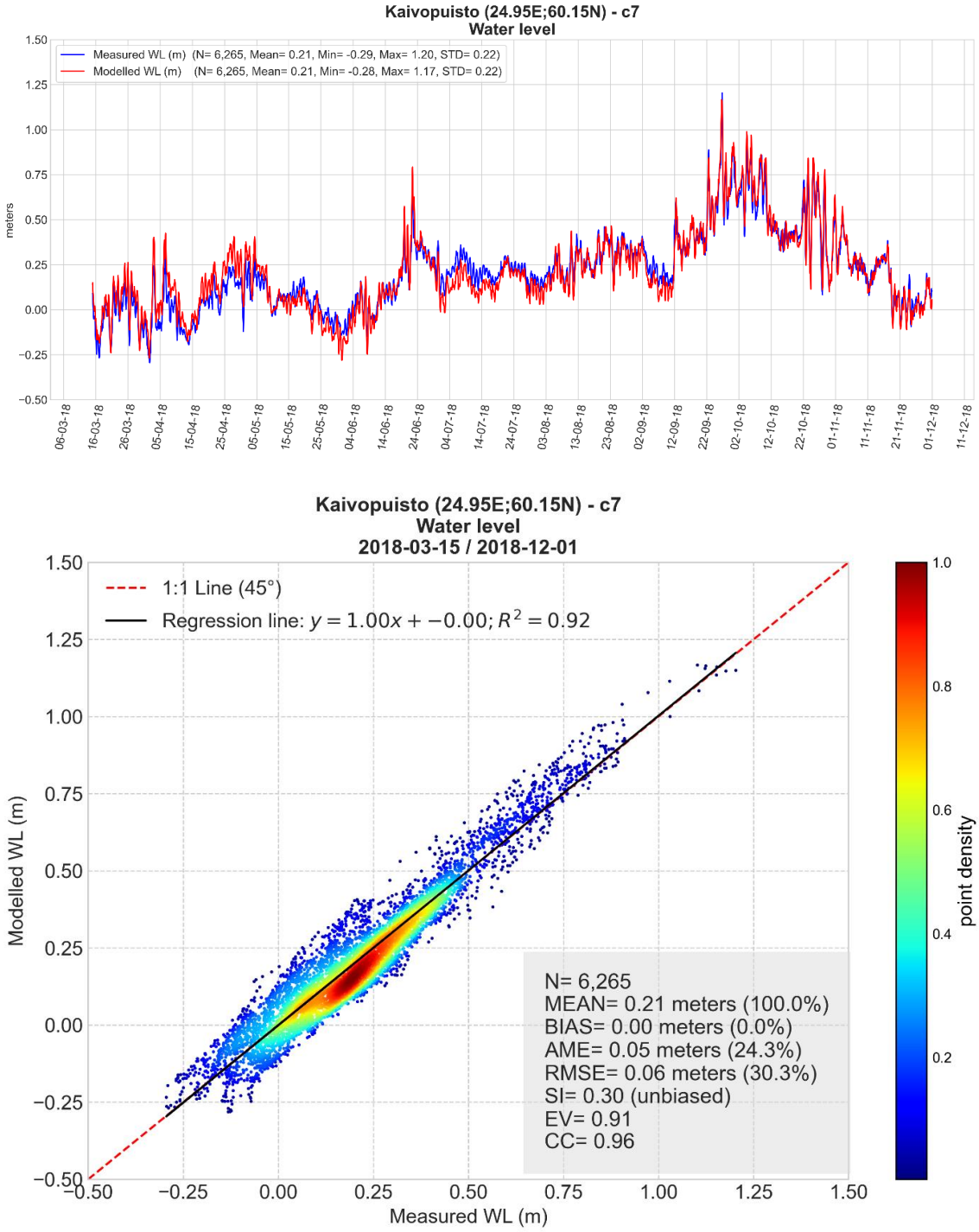
Kuva 9.3. Vuosaaren ympäristön mallin hilan rakenne ja syvyyskäyrät hienohilaisemmassa mallissa.

9.2.1. Mallin tulosten kalibrointi ja validointi

Mallin toiminta kalibroitiin vastaamaan vuoden 2018 aikana mitattuja veden lämpötiloja ja suolapitoisuuksia (10 mittausasemaa ja vähintään kolme vesisyvyyttä), virtauksia (kaksi mittausasemaa Lapinlahden suulla), vedenpinnan korkeutta (yksi mittausasema, Helsingin Kaivopuisto). Veden lämpötilan ja suolaisuuden mitattujen ja mallinnettujen arvojen yhteensopivuus oli pääosin erinomaisella tai erittäin hyvällä tasolla, arvioituna Evansin (1993) kriteerien (prosentuaalinen harha, Spearman järjestyskorrelaatio ja kustannusfunktio) mukaan (taulukko 9.1). Malli toisti alueen meriveden pinnan vaihtelun Kaivopuiston mareografilla hyvin (kuva 9.4). Virtaamamittaukset ja mallinnetut tulokset tuottivat samankaltaiset pääasialliset virtaamasuunnat ja vaihtelun, mutta virtaamamittauksissa esiintyi mallinnettuja tuloksia enemmän vaihtelua.

Taulukko 9.1. Vertailuasema, vertailtava parametri, vertailujakso sekä Evans (1993) mukaisten kriteerien (Pharh: prosentuaalinen harha, SJK: Spearman järjestyskorrelaatio ja KF: kustannusfunktio) arvot. Arvojen tasot merkitty taulukkoon väreillä seuraavasti, tumman vihreä: erinomainen, vaalean vihreä: erittäin hyvä, sininen hyvä. Asemien sijainnit (kuva 2.1), asema Krunn: ilmatieteenlaitoksen Kruunuvuorenselän veden lämpötilamittausasema.

Asema	Parametri	Jakso	Pharh	SJK	KF
4	Pinta Lämpötila	Huhtikuu 23 2018 - Marraskuu 06 2018	-7.9	0.97	0.21
4	Pohja Lämpötila	Huhtikuu 23 2018 - Marraskuu 06 2018	-6.2	0.93	0.21
4	Pinta Suolapitoisuus	Huhtikuu 23 2018 - Marraskuu 06 2018	-21.0	0.90	0.51
4	Pohja Suolapitoisuus	Huhtikuu 23 2018 - Marraskuu 06 2018	14.7	0.38	0.44
18	Pinta Lämpötila	Toukokuu 07 2018 - Marraskuu 20 2018	-15.8	0.96	0.52
18	Pohja Lämpötila	Toukokuu 07 2018 - Marraskuu 20 2018	4.1	0.82	0.88
18	Pinta Suolapitoisuus	Toukokuu 07 2018 - Marraskuu 20 2018	0.0	0.96	0.78
18	Pohja Suolapitoisuus	Toukokuu 07 2018 - Marraskuu 20 2018	1.5	0.68	0.71
25	Pinta Lämpötila	Toukokuu 07 2018 - Marraskuu 20 2018	-18.2	0.96	0.51
25	Pohja Lämpötila	Toukokuu 07 2018 - Marraskuu 20 2018	2.6	0.86	0.51
25	Pinta Suolapitoisuus	Toukokuu 07 2018 - Marraskuu 20 2018	2.1	0.79	1.07
25	Pohja Suolapitoisuus	Toukokuu 07 2018 - Marraskuu 20 2018	2.4	0.86	1.80
68	Pinta Lämpötila	Toukokuu 08 2018 - Marraskuu 20 2018	-17.3	0.93	0.66
68	Pohja Lämpötila	Toukokuu 08 2018 - Marraskuu 20 2018	1.4	0.86	0.90
68	Pinta Suolapitoisuus	Toukokuu 08 2018 - Marraskuu 20 2018	-0.5	0.68	1.01
68	Pohja Suolapitoisuus	Toukokuu 08 2018 - Marraskuu 20 2018	-0.0	0.96	0.75
87	Pinta Lämpötila	Toukokuu 28 2018 - Marraskuu 19 2018	-0.0	0.93	0.19
87	Pohja Lämpötila	Toukokuu 28 2018 - Marraskuu 19 2018	4.8	0.90	0.24
87	Pinta Suolapitoisuus	Toukokuu 28 2018 - Marraskuu 19 2018	3.0	0.89	0.73
87	Pohja Suolapitoisuus	Toukokuu 28 2018 - Marraskuu 19 2018	3.1	0.96	0.94
94	Pinta Lämpötila	Toukokuu 08 2018 - Marraskuu 19 2018	-17.5	0.96	0.54
94	Pohja Lämpötila	Toukokuu 08 2018 - Marraskuu 19 2018	-14.2	0.82	0.53
94	Pinta Suolapitoisuus	Toukokuu 08 2018 - Marraskuu 19 2018	1.6	0.79	0.95
94	Pohja Suolapitoisuus	Toukokuu 08 2018 - Marraskuu 19 2018	2.3	0.85	1.35
114	Pinta Lämpötila	Huhtikuu 10 2018 - Marraskuu 06 2018	-11.6	0.93	0.21
114	Pohja Lämpötila	Huhtikuu 10 2018 - Marraskuu 06 2018	9.3	0.95	0.27
114	Pinta Suolapitoisuus	Huhtikuu 10 2018 - Marraskuu 06 2018	-3.2	0.34	1.35
114	Pohja Suolapitoisuus	Huhtikuu 10 2018 - Marraskuu 06 2018	-2.0	0.90	0.34
125	Pinta Lämpötila	Huhtikuu 10 2018 - Marraskuu 08 2018	-16.7	0.98	0.31
125	Pohja Lämpötila	Huhtikuu 10 2018 - Marraskuu 08 2018	-7.8	0.98	0.22
125	Pinta Suolapitoisuus	Huhtikuu 10 2018 - Marraskuu 08 2018	-3.2	0.73	1.08
125	Pohja Suolapitoisuus	Huhtikuu 10 2018 - Marraskuu 08 2018	2.7	0.81	0.59
147	Pinta Lämpötila	Huhtikuu 23 2018 - Marraskuu 08 2018	-16.8	0.88	0.41
147	Pohja Lämpötila	Huhtikuu 23 2018 - Marraskuu 08 2018	2.3	0.81	0.43
147	Pinta Suolapitoisuus	Huhtikuu 23 2018 - Marraskuu 08 2018	-2.0	0.90	0.91
147	Pohja Suolapitoisuus	Huhtikuu 23 2018 - Marraskuu 08 2018	0.1	0.79	0.34
181	Pinta Lämpötila	Toukokuu 07 2018 - Marraskuu 20 2018	-17.8	0.93	0.54
181	Pohja Lämpötila	Toukokuu 07 2018 - Marraskuu 20 2018	-3.2	0.86	1.01
181	Pinta Suolapitoisuus	Toukokuu 07 2018 - Marraskuu 20 2018	1.2	0.70	1.36
181	Pohja Suolapitoisuus	Toukokuu 07 2018 - Marraskuu 20 2018	1.8	0.61	1.27
Krunn	Pinta Lämpötila	Maaliskuu 15 2018 - Joulukuu 01 2018	-5	0.98	0.15
Krunn	Pohja Lämpötila	Maaliskuu 15 2018 - Joulukuu 01 2018	-1.8	0.95	0.21



Kuva 9.4. Helsingin Kaivopuiston mareografin mitattu meriveden pinnan vaihtelu sekä mallinnettu meriveden pinnan vaihtelu maregorafin kohdalla sijaitsevassa mallinnushilassa. Mitattujen ja mallinnettujen meriveden pinnan havaintojen regressio ja tunnusluvut.

Vuosien 2020 ja 2021 mallisimulaatioiden toiminta validoitiin vertaamalla vuoden 2020 ja 2021 (alla esitetään vain tulokset vuoden 2020 osalta, vuoden 2021 validoinnin lopputulema oli samankaltainen vuoden 2020 validoinnin kanssa) mallinnustuloksia mitattuihin veden lämpötiloihin ja suolapitoisuuksiin käyttämällä karkeamman hilan mallisimulaatioiden tuloksia. Lyhyen aikavälin pinta- ja pohjanläheisen veden lämpötilan vaihteluiden validointi tehtiin vertaamalla mallinnus-

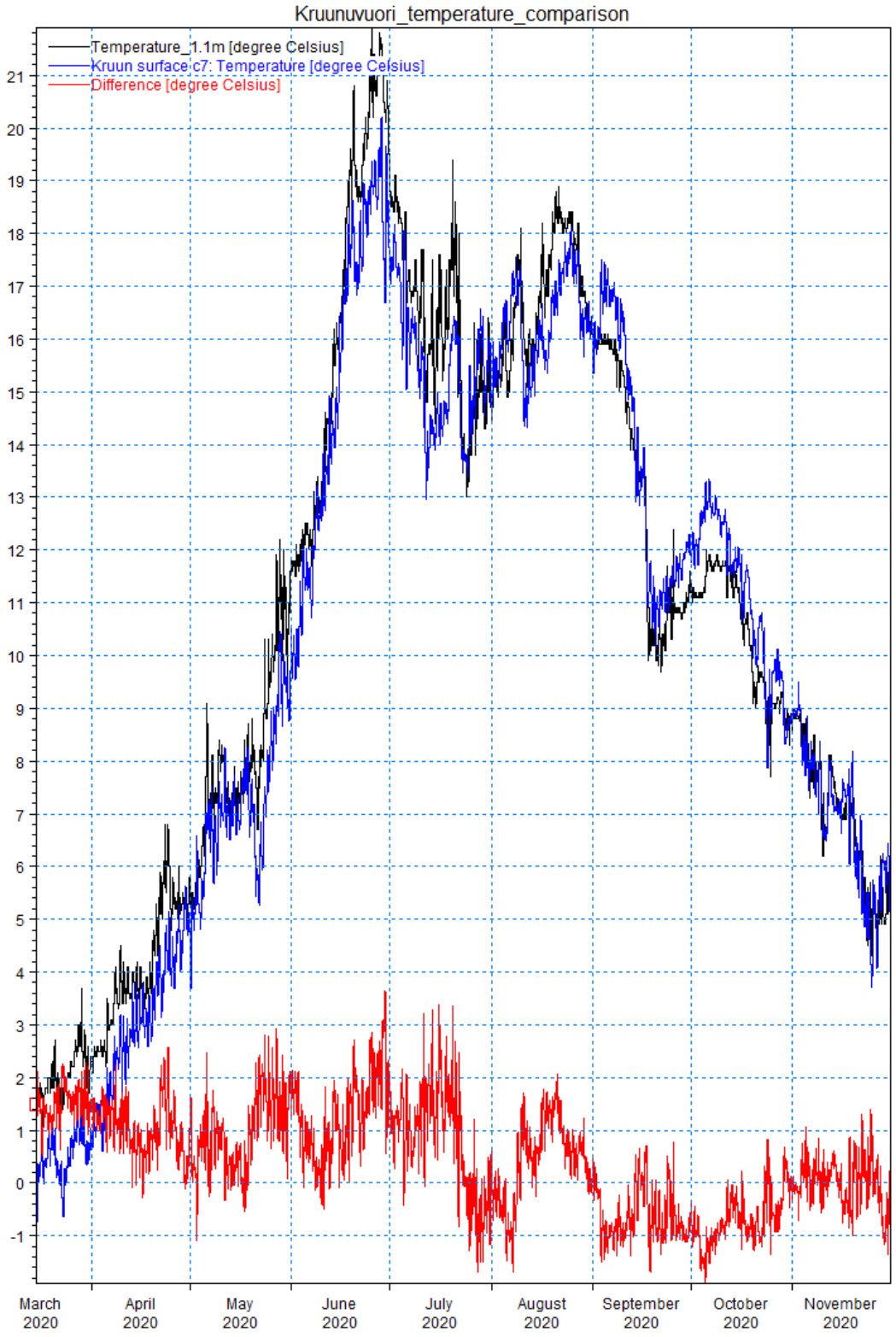
tuloksia ilmatieteenlaitoksen ylläpitämän Kruunuvuorenselällä sijaitsevan mittausaseman[14] pintaveden (1,1 m) ja pohjanläheisen veden (9,6 m) tuloksia mallinnettuihin tuloksiin. Malli kuvasi pintaveden lämpötilan kehityksen ja vaihtelut hyvin (kuva 9.5), yliarvioiden pintaveden lämpötilan noin 1 °C heinäkuun puoleen väliin saakka. Malli kuvasi nopean pintaveden jäähtymisen kesäkuun lopulla ja syyskuussa hyvin (kuva 9.5) ja mallinnus- ja mittaustulosten ero oli suhteellisen pieni. Malli kuvasi pohjanläheisen veden lämpötilan kehityksen ja vaihtelut suhteellisen hyvin (kuva 9.6). Mallinnustulokset seurasivat kevään ja alkukesän pohjanläheisen veden lämpenemisen mittaustuloksia hyvin. Heinäkuun alussa havaittu nopea pohjanläheisen veden viileneminen pystyttiin myös kuvaamaan, mutta mallinnustuloksissa esiintyi huomattavaa vaihtelua juuri ennen viilenemistä, suhteessa mittaustuloksiin (kuva 9.6). Viilentymisen jälkeinen lämpeneminen onnistuttiin kuvaamaan hyvin, mutta loppuvuodesta malli hieman yliarvioi pohjanläheisen veden lämpötilaa, noin 1 °C.

Laajemmalla mittakaavalla mallinnustuloksia verrattiin seuranta-asemien 4, 18, 87, 68, 147 ja 114 (kts. kuva 2.1) pinta- ja pohjanläheisen veden lämpötilamittauksiin ja suolapitoisuuksiin. Vertailuasemiksi valittiin joukko asemia, jotka sijaitsevat rannikko-ulappa gradientilla ja jotka ovat vaihtelevassa määrin jokivaluman vaikutuksen alaisina. Malli toisti suhteellisen hyvin pintaveden lämpötilan mitatun kuukausien välisen vaihtelun, etenkin matalimmilla asemilla (4 ja 87) (kuva 9.7). Hieman syvemmillä asemilla, joissakin tapauksissa, mallinnustulokset hieman aliarvioivat pintalämpötilaa ja 5 m syvyydestä mitatut lämpötilat olivat lähempänä pintaveden mallinnustuloksia (kuva 9.7). Yleisellä tasolla malli kuvasi hyvin koko tarkkailualeen lämpötilan vuodenaikaisen kehityksen sekä mitatut minimi- ja maksimilämpötilat.

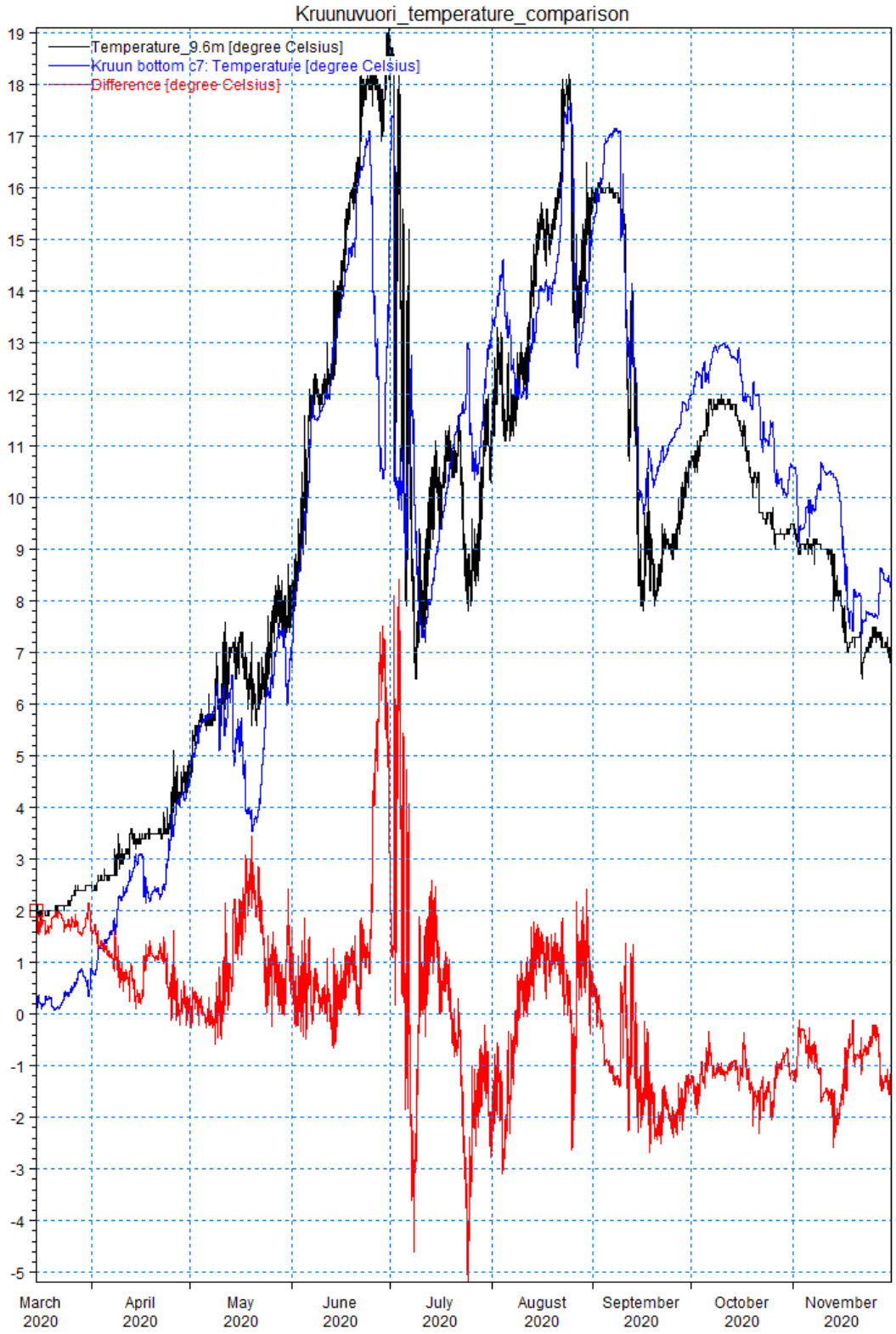
Malli kuvasi tyydytyttävällä tavalla suolaisuuden tason vaihtelun asemilla, jotka olivat suoraan jokivaluman vaikutuksen alaisina (asemat 4 ja 18) (kuva 9.7). Malli hieman aliarvioi suolapitoisuutta kesäkuulle saakka asemalla 4 ja lokakuussa asemalla 18. Syvemmillä asemilla havaintojen ja mallinnustulosten yhteensopivuus pintaveden suolapitoisuuden osalta oli hyvä ja malli tuotti myös havaitun suolapitoisuuden laskun kesäkuussa 2020 (kuva 9.7).

Pohjanläheisen veden osalta, mallinnustulokset vastasivat pääosin hyvin mitattuja lämpötiloja ja suolapitoisuuksia (kuva 9.8), etenkin asemilla 4, 18, 87 ja 68. Suolaisuuden vaihtelu oli mallinnustuloksissa huomattavaa asemalla 4, mikä johtunee aseman sijainnista keskellä Vanhankaupunginlahtea. Vaikka asema 4 on matala (n. 2 m) ja suoraan Vantaanjoen valuman vaikutuksen alaisena, seurantatuloksissa on ajoittain havaittu pohjanläheisessä vedessä pintavettä korkeampia suolapitoisuuksia (Nyman 2022). Alueelle on todennäköisesti tyypillistä suolaisemman veden tunkeutuminen pohjaa pitkin alueelle johtavista salmista, joka aiheuttaa ajoittaista heikkoa suolaisuuskerrostuneisuutta. Mallinnustulosten ja mittausten välillä oli joitakin eroavaisuuksia, etenkin syvemmillä asemilla 147 ja 114 lämpötilan osalta. Mallinnustulokset yliarvioivat pohjanläheisen veden lämpötilaa paikoitellen useita asteita (kuva 9.8). Tämä johtuu todennäköisesti pääosin käytettyjen reunaehtoaineistojen liian syvällä sijaitsevasta termokliinistä. Ottaen huomioon kuitenkin, että tarkemman tarkastelun alueet sijaitsevat matalilla alueilla ja että ulkosaaristossa puhdistettujen jätevesien mukana merelle johdettava lämpökuorma leviää pääosin pintakerroksessa, voidaan simulaatiotuloksia pitää luotettavina.

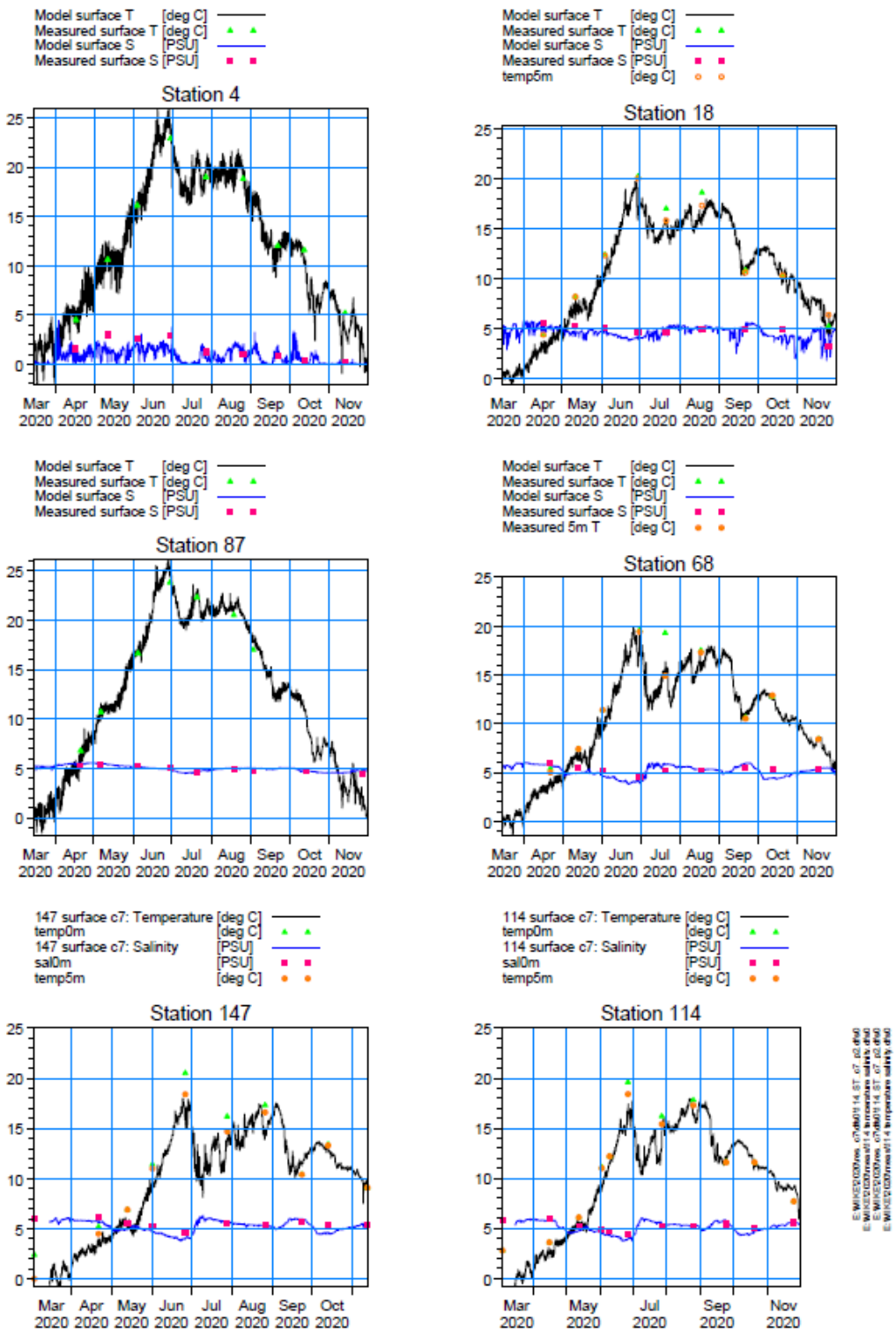
[14] https://swell.fmi.fi/Marinehelsinki/ (6.10.2022)



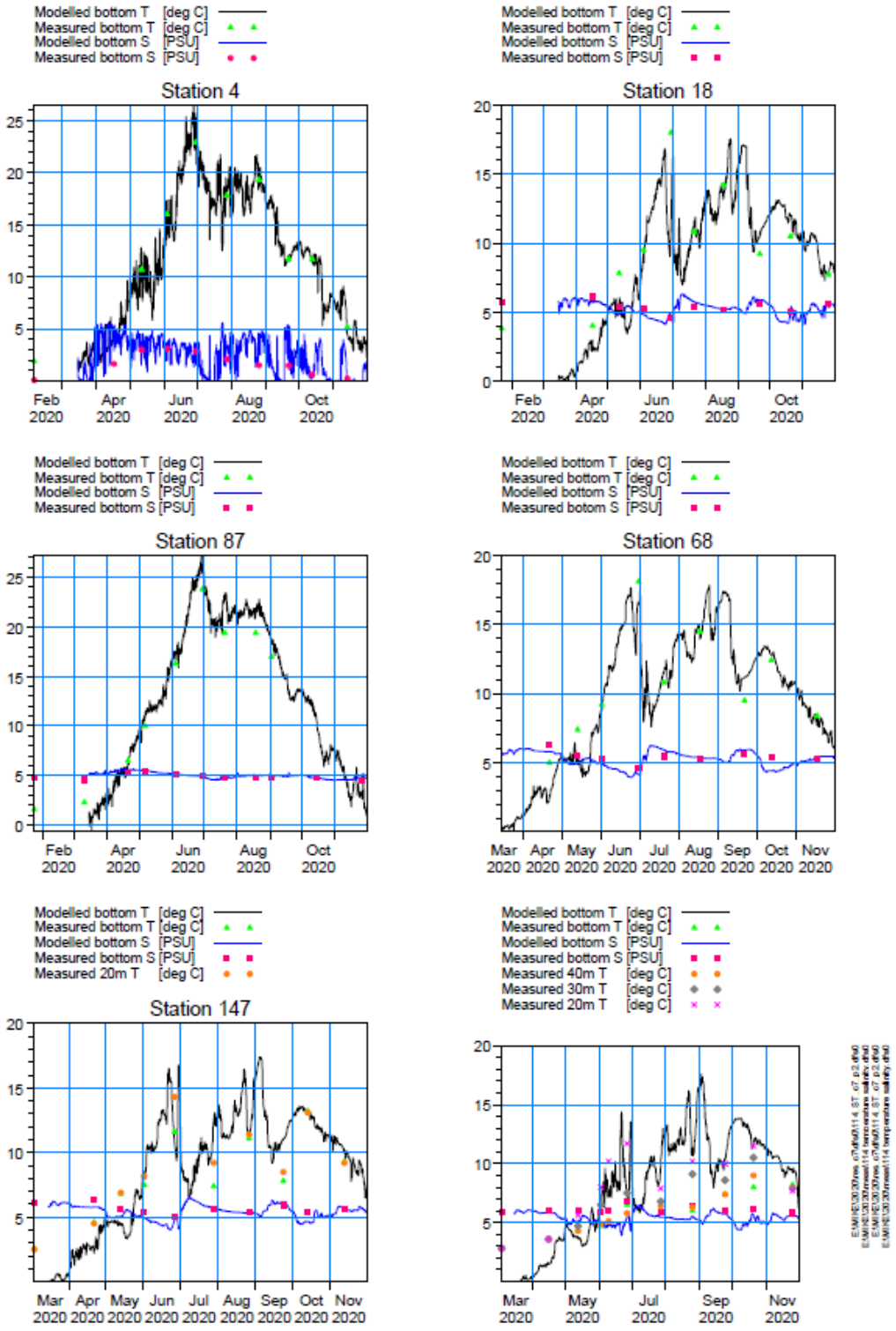
Kuva 9.5. Pintaveden (1,1 m) lämpötila Ilmatieteenlaitoksen Kruunuvuorenselän mittausasemalla (sininen jana), mallin Kruunuvuorenselän mittausaseman kohdalla olevan ylimmän mallihillan kerroksen laskema pintaveden lämpötila (musta jana) ja mittauksien sekä mallin laskeman lämpötilan erotus (punainen jana).



Kuva 9.6. Pohjan läheisen veden (9,6 m) lämpötila Ilmatieteenlaitoksen Kruunuvuorenselän mittausasemalla (sininen jana), mallin Kruunuvuorenselän mittausaseman kohdalla olevan alimman mallihillan kerroksen laskema pintaveden lämpötila (musta jana) ja mittauksien sekä mallin laskeman lämpötilan erotus (punainen jana).



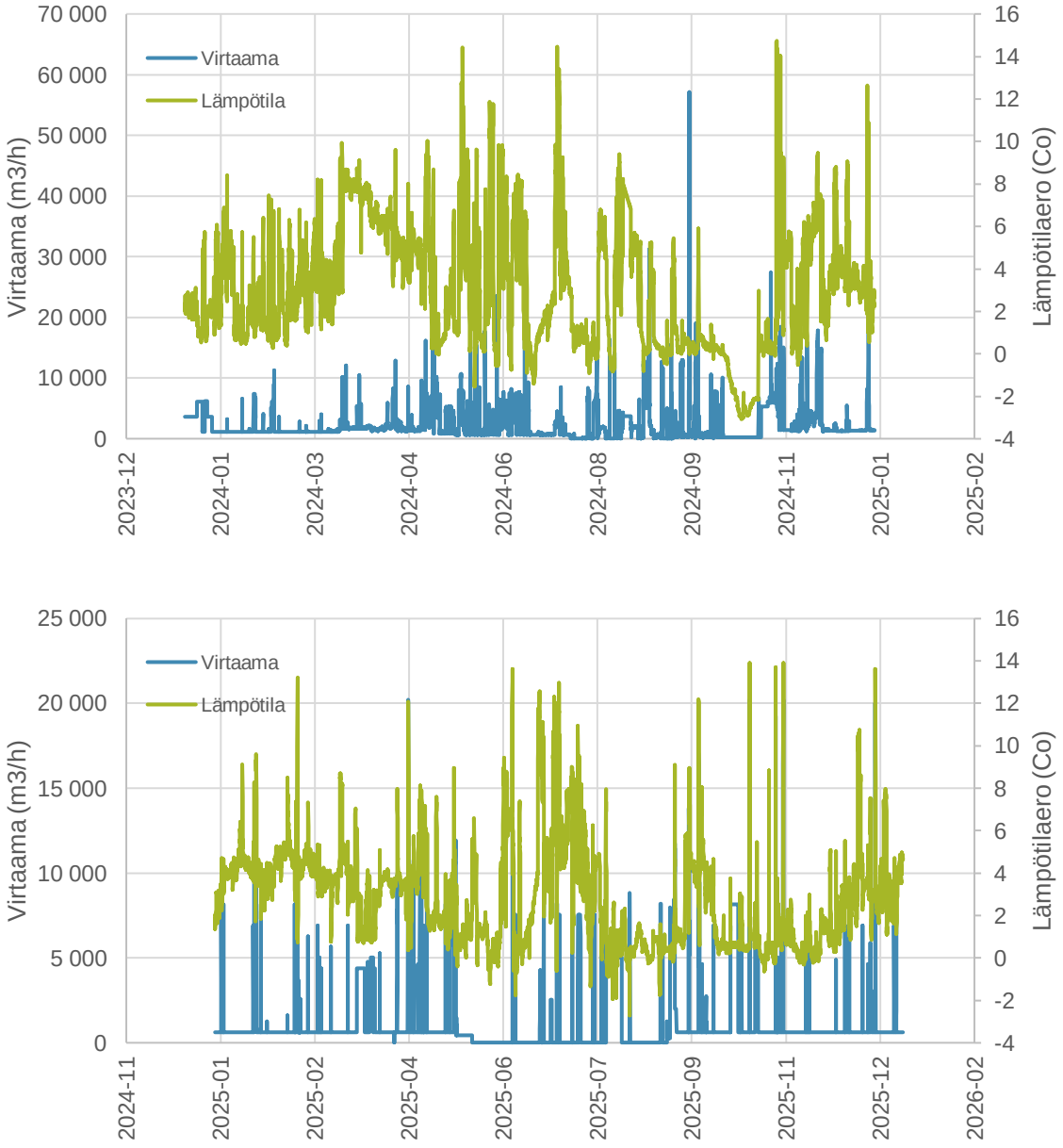
Kuva 9.7. Mallinnettu ja mitattu pintaveden lämpötila ja suolaisuus valikoiduilla merialueen tarkkailun seuranta-asemilla.



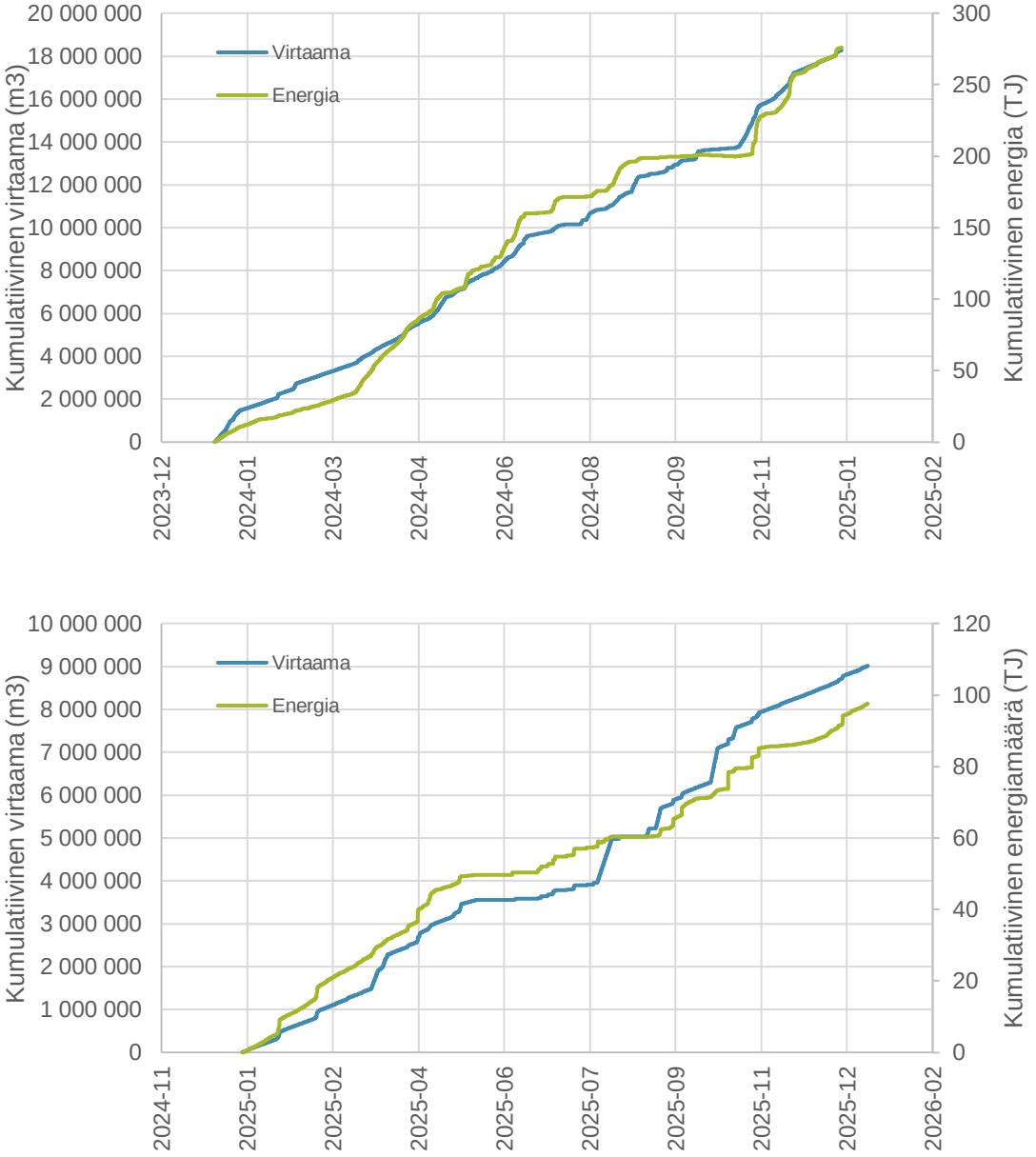
Kuva 9.8. Mallinnettu ja mitattu pohjanläheisen veden lämpötila ja suolaisuus valikoiduilla merialueen tarkkailun seuranta-asemilla.

9.3. Salmisaaren voimalaitoksen ja kaukojäähdytyskeskuksen merilauhdevesien vaikutusten arvio

Suurimmat hukkalämmön kuormitusjaksot ajoittuivat vuonna 2020 toukokuulle, kesäkuulle ja marraskuulle. Vuonna 2021 voimakkaimmat hukkalämmön kuormitustapahtumat ajoittuivat kesäkuulle ja lokakuulle (kuva 9.9). Molempina vuosina merilauhdevesien määrissä ja lämpötilaeroissa oli suhteellisen suurta vaihtelua. Meriveden ja mereen purettujen merilauhdevesien lämpötilaerotus oli vuonna 2020 keskimäärin (±keskihajonta) noin 3.0 (± 2.9) °C ja vuonna 2021 noin 2.8 ± 2.3 °C. Merilauhdevesien kokonaisvirtaama vuonna 2020 oli noin 18 miljoonaa m^3 ja vuonna 2021 noin 9 miljoonaa m^3 (Lapinlahden arvioitu tilavuus on noin 1 200 000m^3). Salmisaaren laitoksilta johdettiin mereen energiaa hukkalämpönä vuonna 2020 noin 276 TJ ja vuonna 2021 noin 98 TJ (kuva 9.10).



Kuva 9.9. Salmisaaren laitosten mereen johtama tuntikohtainen merilauhdevesien virtaama ja mereen johdetun veden lämpötilaerotus suhteessa laitokselle otettuun meriveteen vuosille 2020 ja 2021.



Kuva 9.10. Salmisaaren laitosten mereen johdetun vesimäärän ja lämpöenergian kumulatiivinen summa vuosille 2020 ja 2021.

9.3.1. Vuoden 2020 vaikutusten arvio

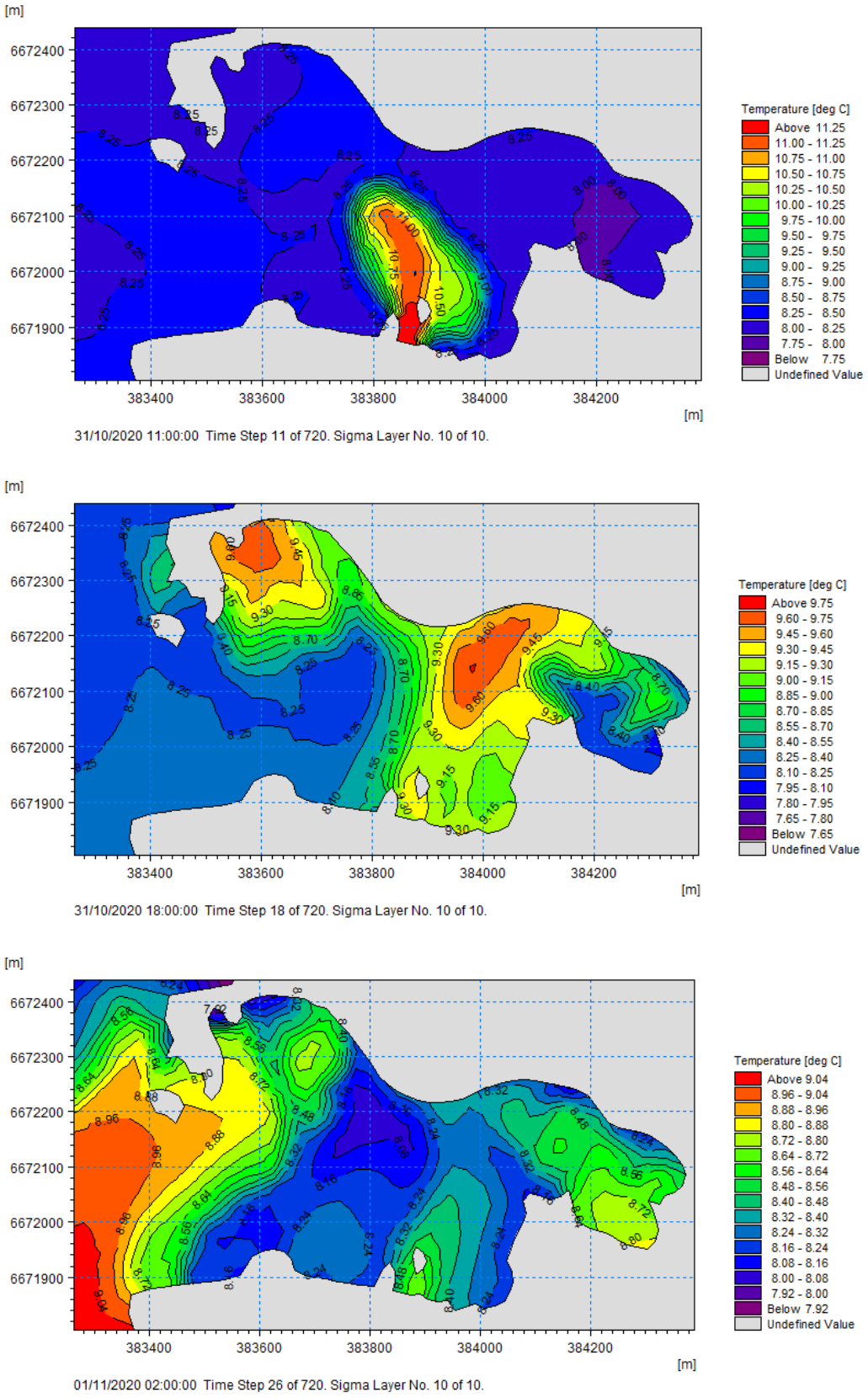
Salmisaaren voimalan merilauhdevesien aiheuttaman lämpökuormituksen leviämistä ja kokonaisvaikutusta tarkasteltiin vuoden 2020 lokakuun lopulta marraskuun lopulle, jolloin Lapinlahdelle johdettiin suurempia määriä suhteellisen lämmintä vettä eripituisina jaksoina (kuva 9.9). Jakson maksimivirtaama oli n. 27 360 m^3/h ja keskimääräinen virtaama n. 4 000 m^3/h. Merilauhdevesien hetkellinen erotus meriveden lämpötilasta oli suurimmillaan n. 15 °C ja keskimääräinen erotus oli n. 3 °C. Tarkastellun jakson aikana Lapinlahteen johdettiin yhteensä n. 42 TJ energiaa hukkalämmön muodossa. Mallinnustuloksia tarkasteltaessa tuulen suunnan ja pintavirtausten vaikutukset korostuvat lämpökuormituksen leviämisessä, kuten aiemmissakin selvityksissä on todettu (Karppinen ym. 2011).

Vuoden 2020 tarkennetun mallinnusjakson alussa (31.10.2020) pintaveden lämpötila oli noin 8 °C ja alueella vallitsisivat etelätuulet. Marraskuun aikana tuulen suunta oli pääosin etelästä tai länsi-lounaasta ja tuulen nopeus vaihteli pääosin n. 6–12 m/s välillä (kts. kappale 2). Lapinlahdelle johdettu yksittäinen pienempi noin 5 tuntia kestänyt purkutapahtuma (maksimivirtaama noin 7000 m^3/h ja lämpötilaerotus noin 2 °C) levisi purkukanavan suulta pääosin pintakerroksessa lahden eteläreunalta suoraan lahden pohjoisreunalle (kuva 9.11), jossa lämmin vesi painui pohjaan ja levisi pohjaa myöden lahdella sekä itään että länteen (kuva 9.12). Pintavesi jäähtyi ympäröivän veden lämpöiseksi alle vuorokaudessa, samaan aikaan kun lämpimämpää merivettä virtasi Seurasaarenselälle Lauttasaaren salmen kautta. Pohjanläheisessä vedessä lämpötilaerot tasoittuivat noin reilussa vuorokaudessa. Tämän lyhyen purkutapahtuman vaikutusalue rajautui Lapinlahdelle (kuvat 9.11 ja 9.12).

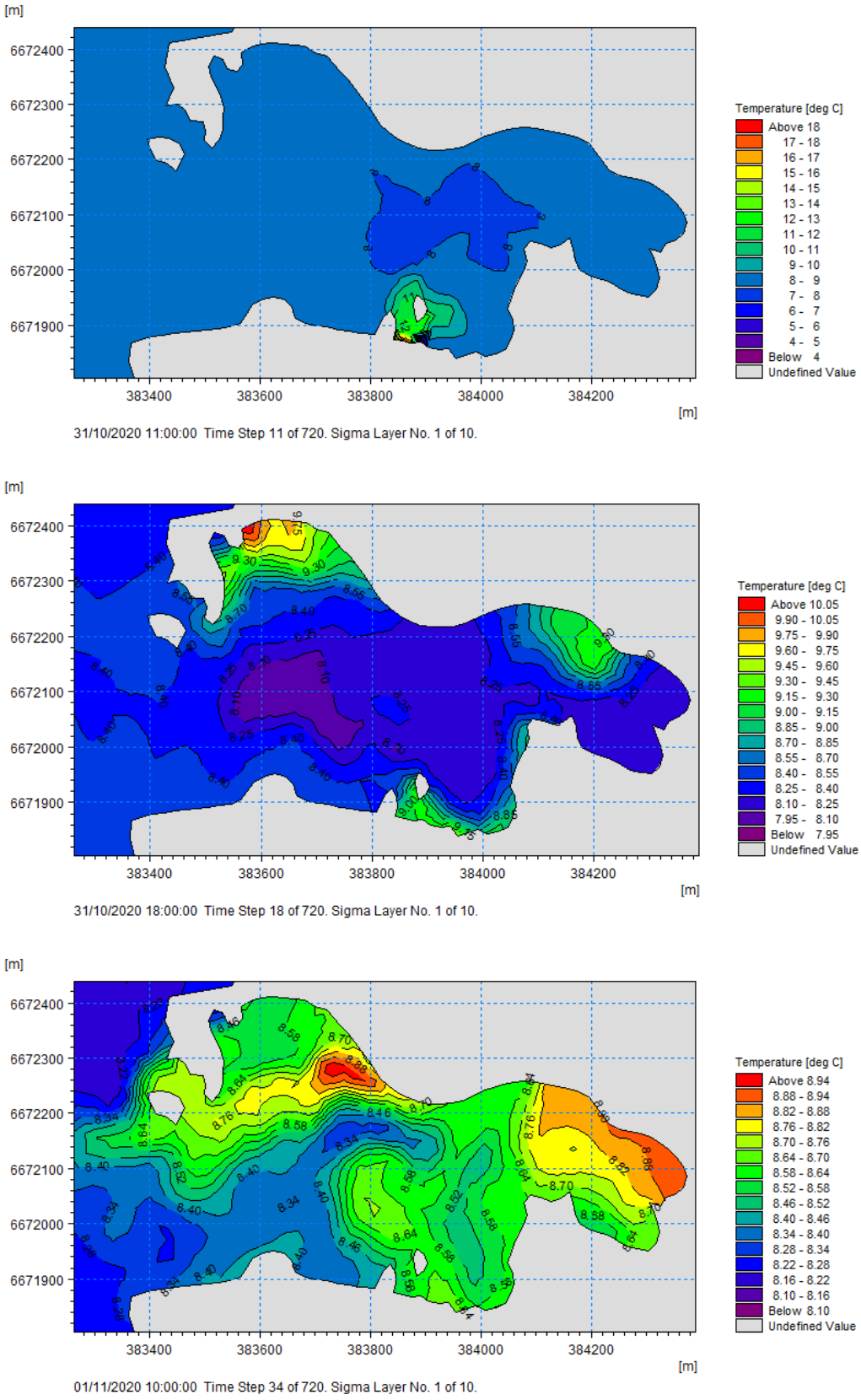
Lapinlahdelle johdettu suurempi ja useita virtauspiikkejä sisältänyt, kokonaisuudessaan noin neljä ja puoli vuorokautta (9.11.2020 17:00 – 14.11.2020 00:00) kestäneen purkutapahtuman (kuva 9.9) (maksimivirtaama n. 18 000 m^3/h, keskivirtaama n. 6600 m^3/h, kokonaisvirtaama n. 460 000 m^3, maksimi lämpötilaerotus n. 15 °C ja keskimääräinen lämpötilaerotus n. 5.5 °C) ensimmäinen kuormituspiikki levisi pintakerroksessa käytännössä koko lahdelle noin yhdeksässä tunnissa. Tämän ensimmäisen kuormituspiikin aikana tuulet puhalsivat luoteesta ja pohjoisesta. Lämpimämpää vettä virtasi ulos Lapinlahdelta Seurasaarenselälle ja ympäröivää vettä 2–3 °C lämpimämpää vettä virtasi pintakerroksessa Lauttasaarensalmeen (kuva 9.13), jossa se sekoittui ympäröivään veteen ja jäähtyi taustatasolle noin vuorokaudessa.

Jakson toisella puoliskolla tuulen suunta kääntyi länteen ja purkutapahtumista lähtöisin oleva lämmin pintavesi virtasi Lapinlahdelta ulos Seurasaarenselälle, virraten pohjoiseen rannanmyötäisesti (kuva 9.14). Ympäristöään lämpimämpää vettä havaittiin aina Seurasaarenselän ja Rajasaaren etelärannalle saakka (kuva 9.14). Lämpimämpi pintavesi Seurasaarenselällä sekoittui ympäröivään veteen ja jäähtyi suhteellisen nopeasti heti purkutapahtuman lakattua. Lapinlahdella lämpimämpää pintavettä havaittiin vielä noin vajaa kymmenen vuorokautta varsinaisen purkutapahtuman jälkeen. Tämä johtui pääosin siitä, että varsinaisen suuremman purkutapahtuman jälkeen lahdelle johdettiin vielä pienempiä määriä suhteellisen lämmintä vettä. Suuremman purkutapahtuman vaikutusalue pintavedessä keskittyi Lapinlahdelle mutta huomattavia poikkeamia pintaveden lämpötilassa havaittiin myös Seurasaarenselällä ja Lauttasaaren salmessa (kuvat 9.13 ja 9.14). Pintavesi Lapinlahdella jäähtyi kuitenkin heti merilauhdevesien purkamisen lakattua.

Tämän toisen tarkastellun purkupiikin yhteydessä vesi lämpeni koko vesipatsaassa purkualueen lähistöllä purettujen vesimäärien suuresta tilavuudesta johtuen ja lämpökuormaa kulkeutui tätä kautta ulos lahdelta pohjavirtausten myötä. Lapinlahden suulle ja Seurasaarenselän puolelle muodostui lämmin pohjanläheisen veden vesimassa purkujakson ajaksi (kuva 9.15).

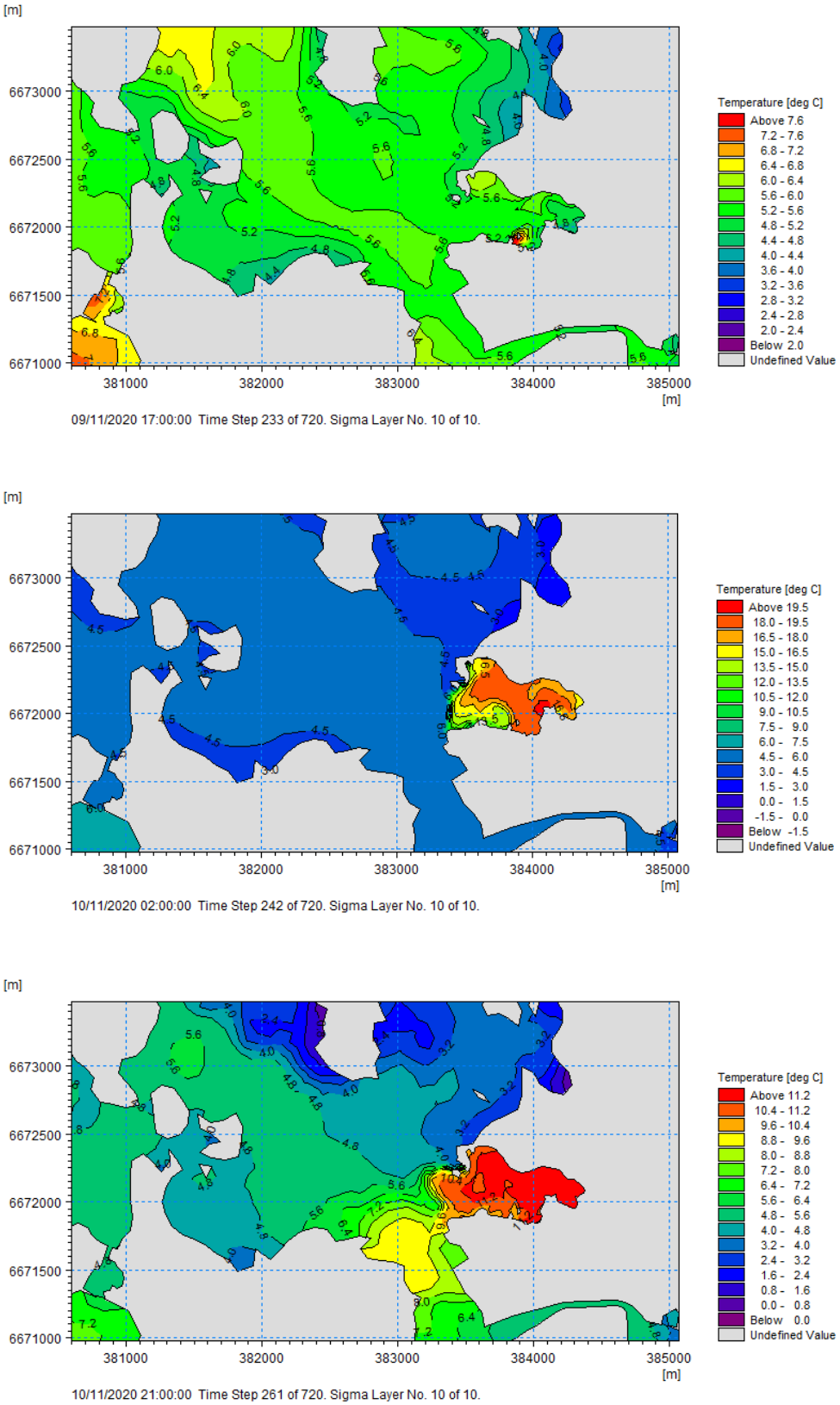


Kuva 9.11. Kuvakaappaukset pintaveden lämpötilan mallinnustuloksista Lapinlahden alueelta lyhytkestoisen merilauhdevesien purkutapahtuman ajalta (31.10.2020 11:00 – 1.11.2020 2:00). Huomaa lämpötila-asteikkojen erot.

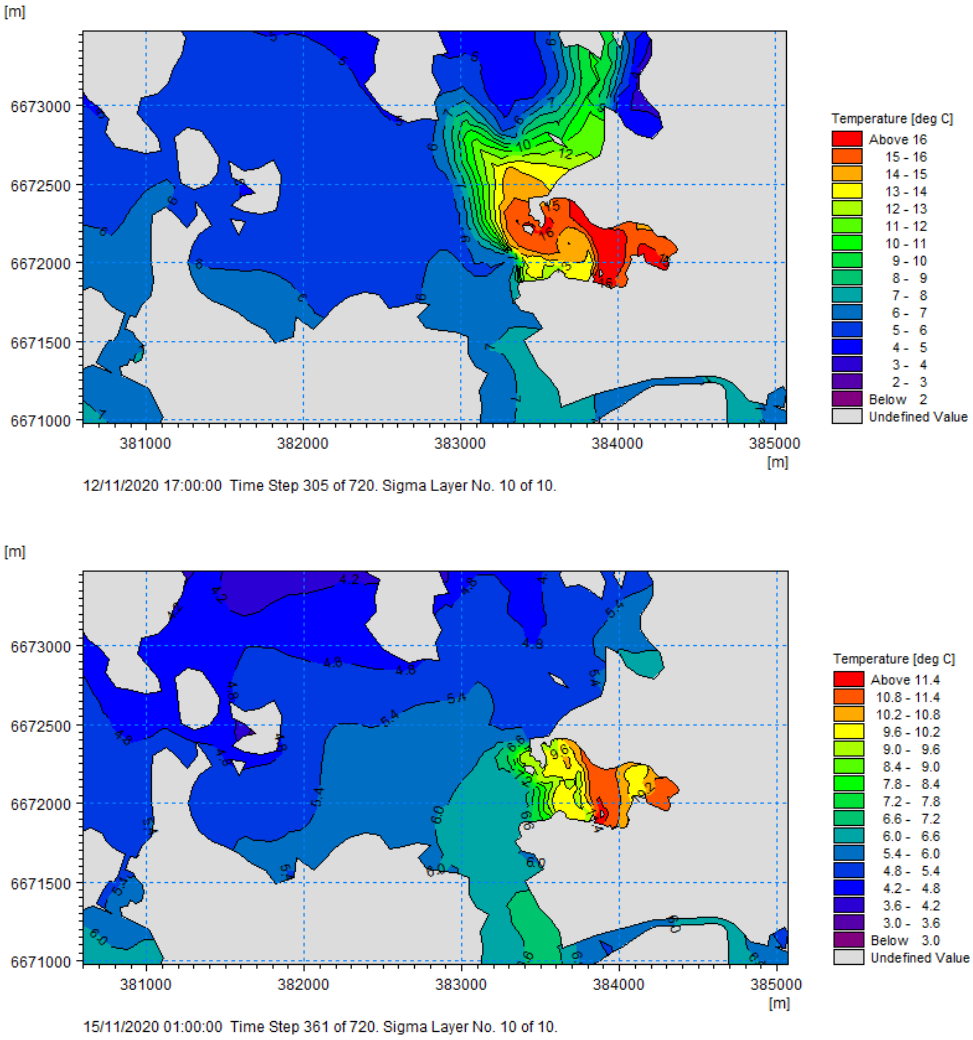


Kuva 9.12. Kuvakaappaukset pohjanläheisen veden lämpötilan mallinnustuloksista Lapinlahden alueelta lyhytkestoisen merilauhdevesien purkutapahtuman ajalta (31.10.2020 11:00 – 1.11.2020 10:00). Huomaa lämpötila-asteikkojen erot.

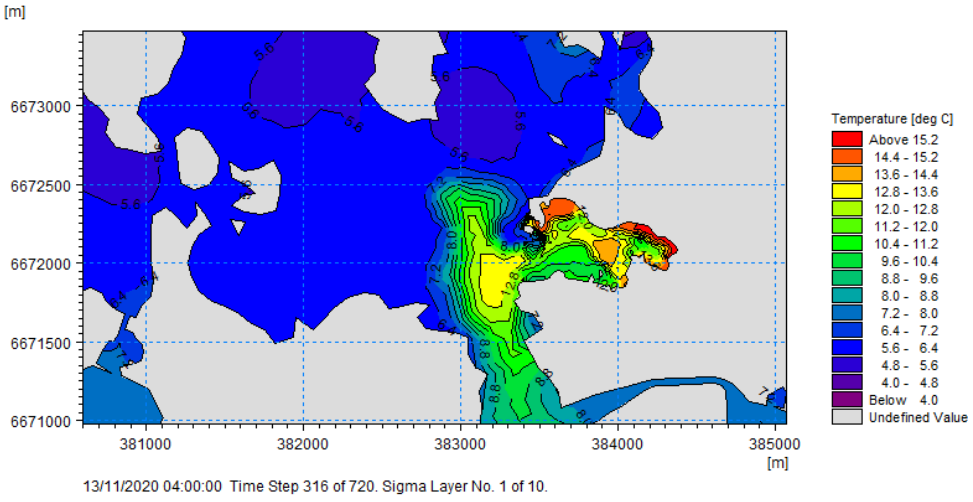
Arvio merilauhdevesien johtamisen kokonaisvaikutuksesta Lapinlahden ympäristön vesipatsaan lämpötilaan tehtiin vertaamalla tarkemman mallinnusjakson ajalta (31.10.2020-30.11.2020) tehtyjä kahta mallinnusskenaarioita. Toisessa skenaariossa sisällytettiin merilauhdevesien aiheuttama lämpökuormitus ja toisessa kuormitusta ei sisällytetty simulaatioon. Näille kahdelle simulaatiojaksolle laskettiin mallinnushilakoppikohtainen vesipatsaan keskimääräinen lämpötila, jonka jälkeen laskettiin näiden kahden skenaarion keskimääräinen vesipatsaan lämpötilaerotus. Salmisaaren laitosten aiheuttama meriveden lämpeneminen keskittyy Lapinlahdelle, arvioidun lämpötilaeron ollessa suurimmillaan aivan purkukohdan edustalla noin 4 °C (kuva 9.16). Lahden itäpäässä vesi oli keskimäärin noin 2,4 °C ja länsipäässä noin 1,2 °C lämpimämpää kuormittamattomaan tilanteeseen nähden. Lahden suun edustalla Seurasaarenselällä havaittiin myös lievää meriveden keskimääräistä lämpenemistä (0,4–0,8 °C).



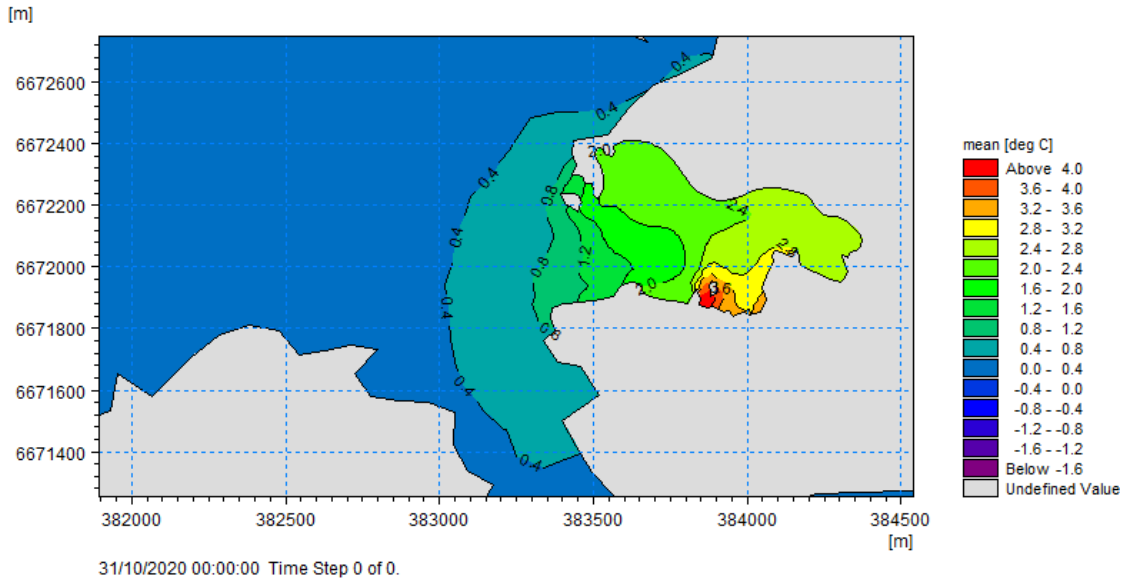
Kuva 9.13. Kuvakaappaukset pintaveden lämpötilan mallinnustuloksista Lapinlahden ja Seurasaarenselän alueelta pidempikestoisen merilauhdevesien purkutapahtuman ajalta (9.11.2020 17:00 – 10.11.2020 21:00). Huomaa lämpötila-asteikkojen erot.



Kuva 9.14. Kuvakaappaukset pintaveden lämpötilan mallinnustuloksista Lapinlahden ja Seurasaarenselän alueelta pidempikestoisen merilauhdevesien purkutapahtuman ajalta (12.11.2020 17:00 – 15.11.2020 1:00). Huomaa lämpötila-asteikkojen erot.



Kuva 9.15. Kuvakaappaus pohjanläheisen veden lämpötilan mallinnustuloksista Lapinlahden ja Seurasaarenselän alueelta pidempikestoisen merilauhdevesien purkutapahtuman ajalta (13.11.2020 4:00). Huomaa lämpötila-asteikkojen erot.



Kuva 9.16. Salmisaaren laitosten purkualueen merilauhdevesikuormituksen sisältävän ja kuormittamattoman mallinnusskenaarion vesipatsaan keskimääräinen lämpötilaerotus jaksolla 31.10.2020 – 30.11.2020.

9.3.2. Vuoden 2021 vaikutusten arvio

Salmisaaren voimalan merilauhdevesien aiheuttaman lämpökuormituksen leviämistä ja kokonaisvaikutusta tarkasteltiin vuoden 2021 huhtikuun alusta toukokuun alkuun, jolloin Lapinlahdelle johdettiin useammassa lyhyemmässä jaksossa (9 kpl) suurehkoja määriä (maksimivirtaama: 20 210 m^3/h, keskimääräinen virtaama: 1 051 m^3/h) merilauhdevesiä, joiden lämpötilaerotus meriveden hetkelliseen lämpötilaan oli suurimmillaan noin 12 °C ja keskimäärin noin 4 °C (kuva 9.9). Verrattuna vuoteen 2020, vuoden 2021 tarkemmin tarkastellun kuukauden pituisen jakson merilauhdevesien määrät olivat puolet pienempiä ja lämpökuormitus oli kolmasosa vuoden 2020 tasosta, eli 14 TJ. Mallinnustuloksia tarkasteltaessa tuulen suunnan ja pintavirtausten vaikutukset korostuvat lämpökuormituksen leviämisessä, kuten aiemmissakin selvityksissä on todettu (Karppinen ym. 2011).

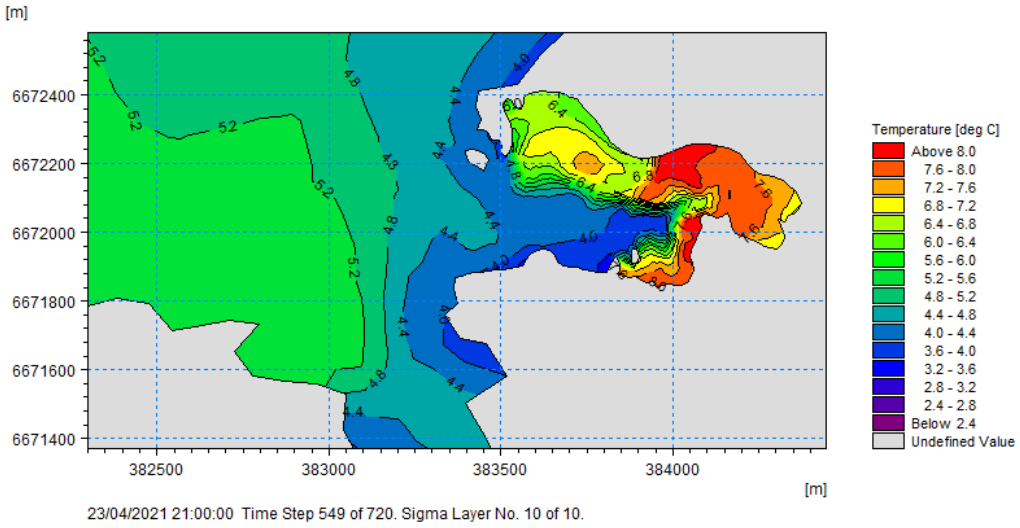
Vuoden 2021 tarkennetun mallinnusjakson alussa (1.4.2021) pintaveden lämpötila oli noin 1,5 °C ja alueella vallitsisivat luoteis- ja länsituulet. Huhtikuun aikana tuulet puhalsivat alueella pääosin lounaasta tai etelä-lounaasta, tuulen nopeuden vaihdellessa pääosin 6–20 m/s välillä, muutamien tyynempien pohjoisen suunnista tulevien tuulijaksojen ohella (kts. kappale 2). Salmisaaren laitosten purkutapahtumat vuoden 2021 huhtikuussa jakautuivat kuukauden keskivaiheille suhteellisen tasaisesti ja purkutapahtumien vesitilavuudet ja lämpötilaerotukset olivat keskenään suhteellisen samankaltaisia. Voimakkain purkutapahtuma ajoittui kuukauden keskivaiheille (13.4.2021).

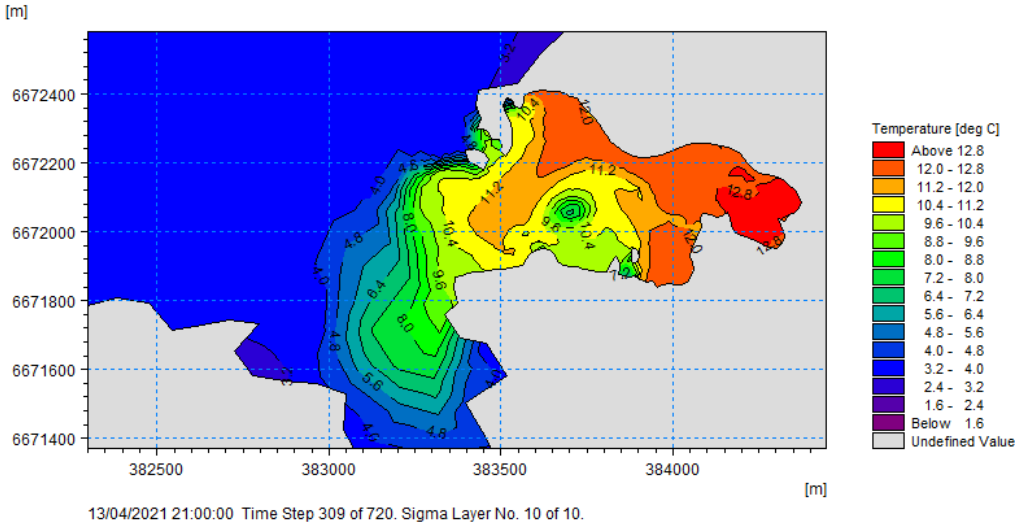
Vallitsevien tuulen suuntien johdosta pääosa merilauhdevesien pintavettä lämmittävistä vaikutuksista kohdistui Lapinlahden itäpäähän, etenkin pienemmillä merilauhdevesien virtaamilla (kuva 9.17). Huhtikuun keskivaiheen voimakkaamman purkutapahtuman yhteydessä (13.4.2021) lämpimämpää pintavettä virtasi ulos Lapinlahdelta Kruunuvuorenselälle, ja Lauttasaarensalmeen, aina Ruoholahden kanavan suulle saakka (kuva 9.17), pintavesi jäähtyi kuitenkin ympäröivän meriveden lämpötilaan noin 12 tunnissa. Riippuen tuulen suunnasta, myös muiden hie-

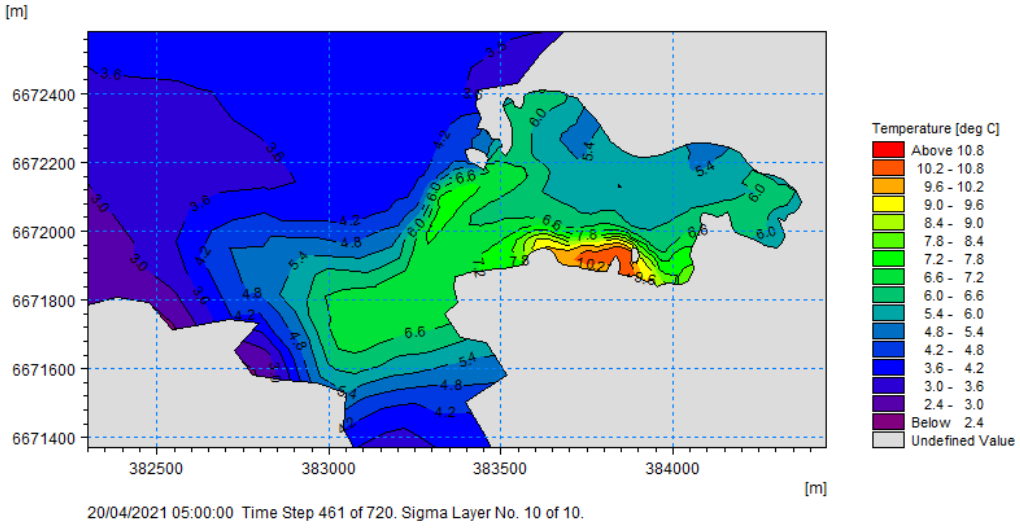
man pienempien purkutapahtumien yhteydessä, pintavettä lämmittävä vaikutus ulottui Seurasaarenselälle (kuva 9.17), mutta pintavesi jäähtyi usein muutamissa tunneissa ympäröivän pintaveden lämpötilaan.

Ympäröivää vettä lämpimämpi merilauhdevesi levisi pääosin pintakerroksessa huhtikuun tarkastelujakson aikana. Purkutapahtumien yhteydessä havaittiin kuitenkin samankaltainen ilmiö verrattuna vuoden 2020 tarkastelujen kanssa, jossa purkutapahtuman aiheuttama virtaus sekä tuulten ajamat pintavirtaukset aiheuttivat pintaveden painumista pohjaan Lapinlahden pohjoisrannalla, lämmittäen myös siten pohjoisrannan pohjanläheistä vettä jonkin verran (kuva 9.18). Vaikutusalue ei kuitenkaan ollut yhtä laaja vuoden 2020 tarkasteluun verrattuna. Pohjanläheinen vesi pysyi kuitenkin ympäröivää vettä lämpimämpänä suhteellisen kauan (kuva 9.18).

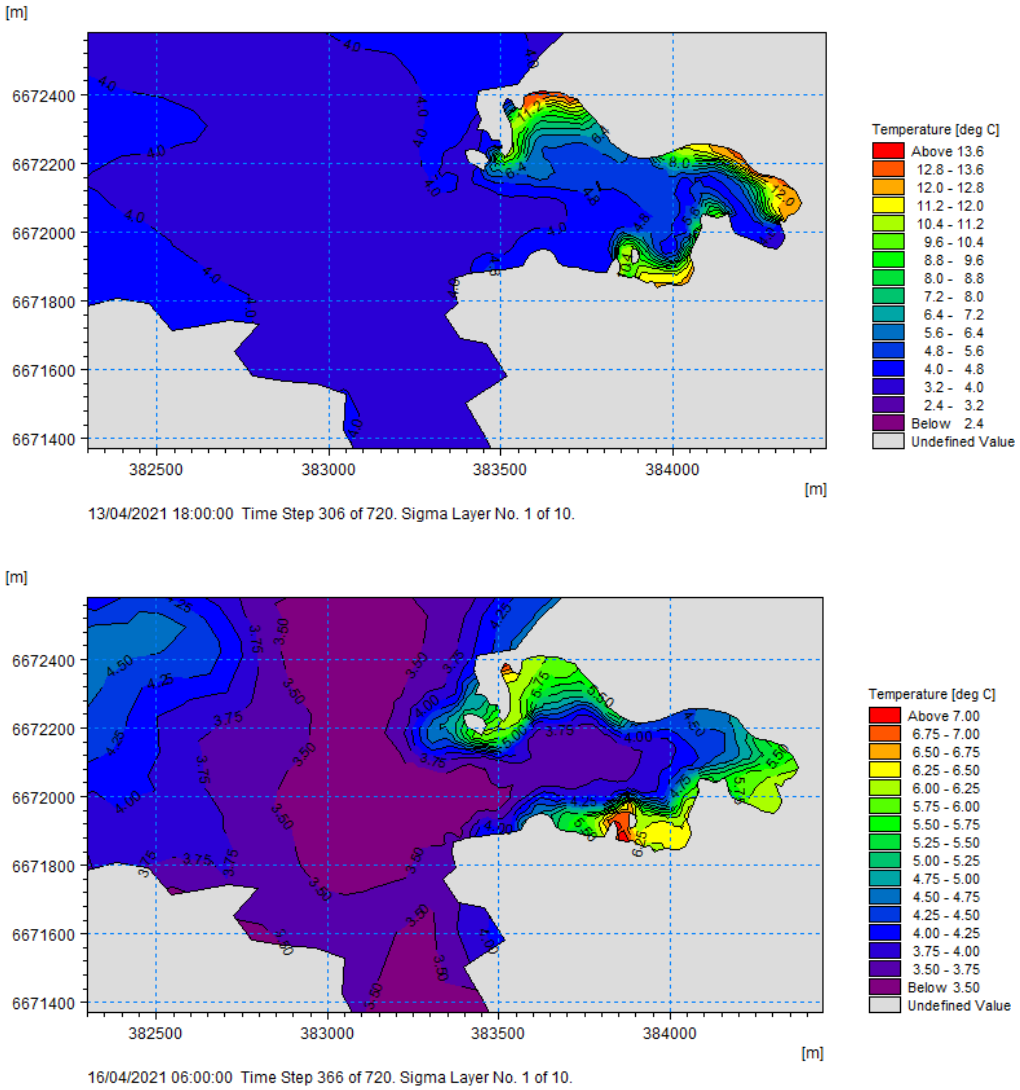
Arvio merilauhdevesien johtamisen kokonaisvaikutuksesta Lapinlahden ympäristön vesipatsaan lämpötilaan tehtiin vertaamalla tarkemman mallinnusjakson ajalta (1.4.2021-1.5.2021) tehtyjä kahta mallinnusskenaarioita. Toisessa skenaariossa sisällytettiin merilauhdevesien aiheuttama lämpökuormitus ja toisessa kuormitusta ei sisällytetty simulaatioon. Näille kahdelle simulaatiojaksolle laskettiin mallinnushilakoppikohtainen vesipatsaan keskimääräinen lämpötila, jonka jälkeen laskettiin näiden kahden skenaarion keskimääräinen vesipatsaan lämpötilaerotus. Salmisaaren laitosten aiheuttama meriveden lämpeneminen keskittyy Lapinlahdelle, arvioidun lämpötilaeron ollessa suurimmillaan aivan purkukohdan edustalla noin 3 °C (kuva 9.19). Lahden itäpäässä vesi oli keskimäärin noin 1,5 °C ja länsipäässä noin 0,75 °C lämpimämpää kuormittamattomaan tilanteeseen nähden. Lapinlahden suun edustalla Seurasaarenselällä havaittiin myös lievää meriveden keskimääräistä lämpenemistä (0,5–0,25 °C). Merilauhdevesien vaikutus Lapinlahden vesipatsaan keskimääräiseen lämpötilaan oli vuoden 2020 tarkastelujaksoon nähden maltillisempi ja vaikutusalue suppeampi, johtuen puolta pienemmistä vesimääristä sekä noin kolmanneksen pienemmästä lämpökuormituksesta. Vaikutukset pohjanläheisen veden lämpenemiseen olivat myös maltillisemmat, eikä selvää merivettä lämmittävää vaikutusta havaittu Seurasaarenselän pohjanläheisessä vedessä, verrattuna vuoteen 2020.



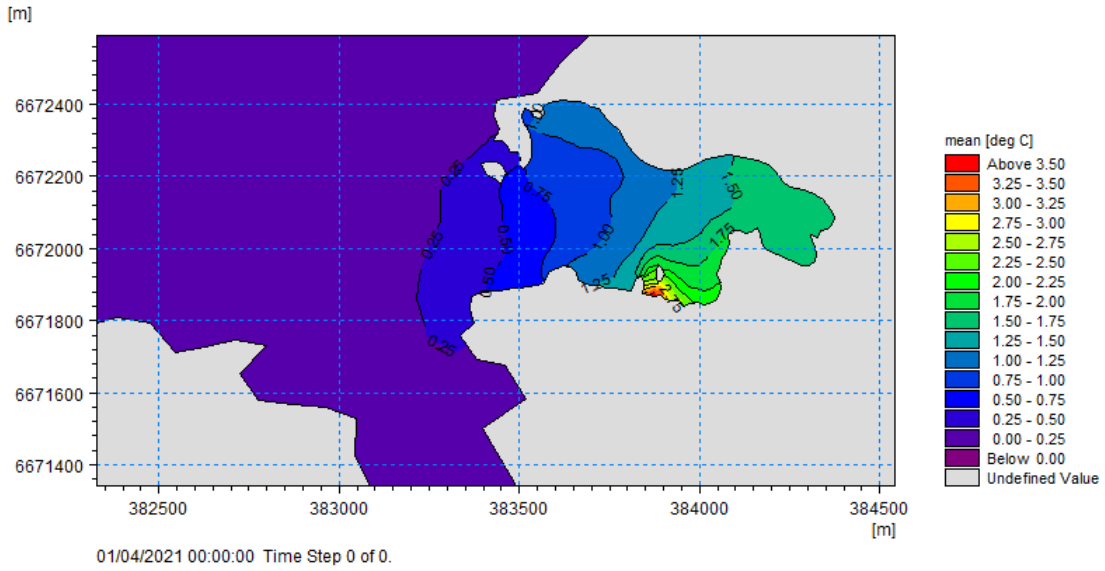




Kuva 9.17. Kuvakaappaukset pintaveden lämpötilan mallinnustuloksista Lapinlahden alueelta merilauhdevesien purkutapahtumien ajalta. Huomaa lämpötila-asteikkojen erot.



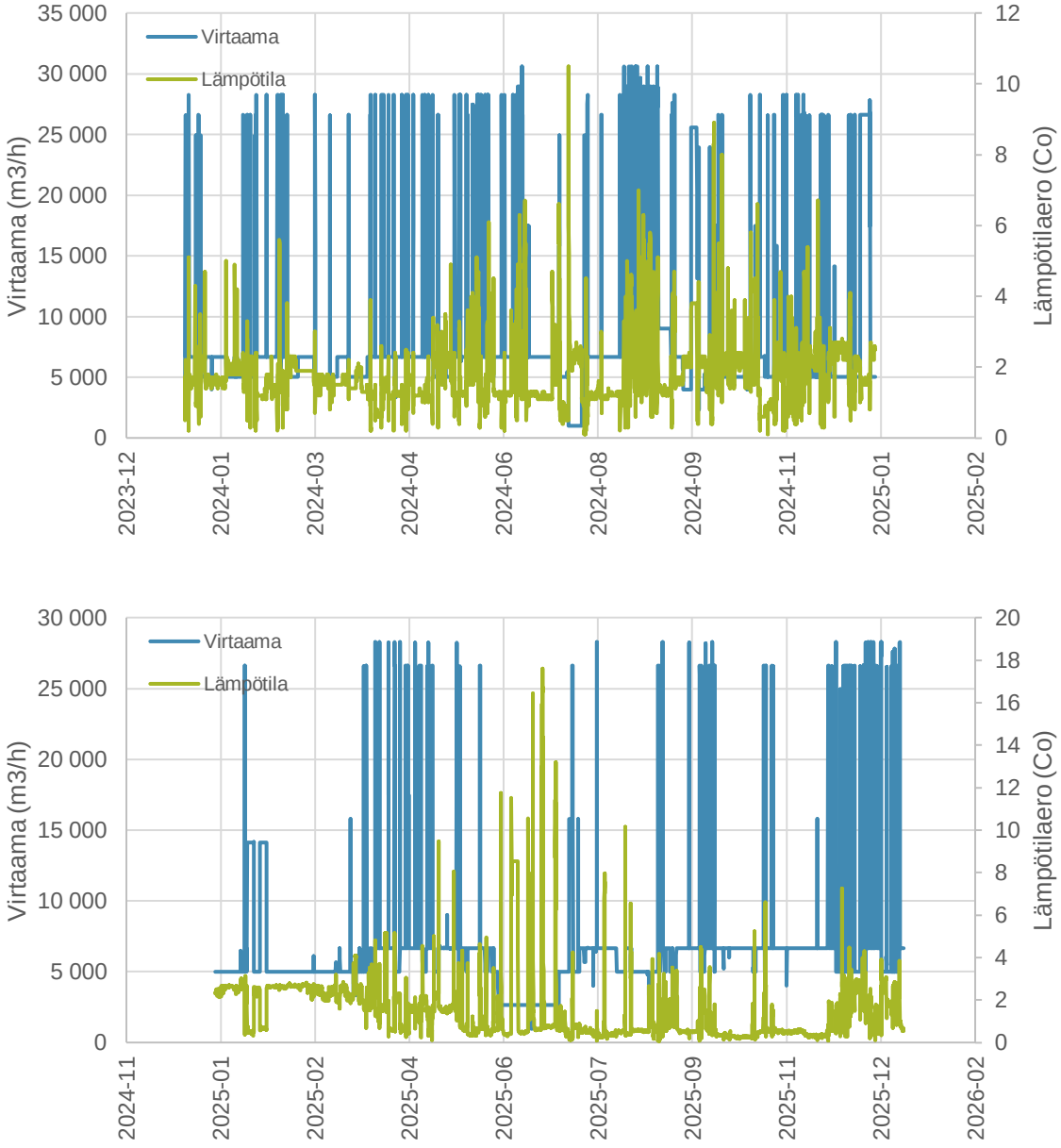
Kuva 9.18. Kuvakaappaukset pohjanläheisen veden lämpötilan mallinnustuloksista Lapinlahden alueelta merilauhdevesien purkutapahtumien ajalta. Huomaa lämpötila-asteikkojen erot.



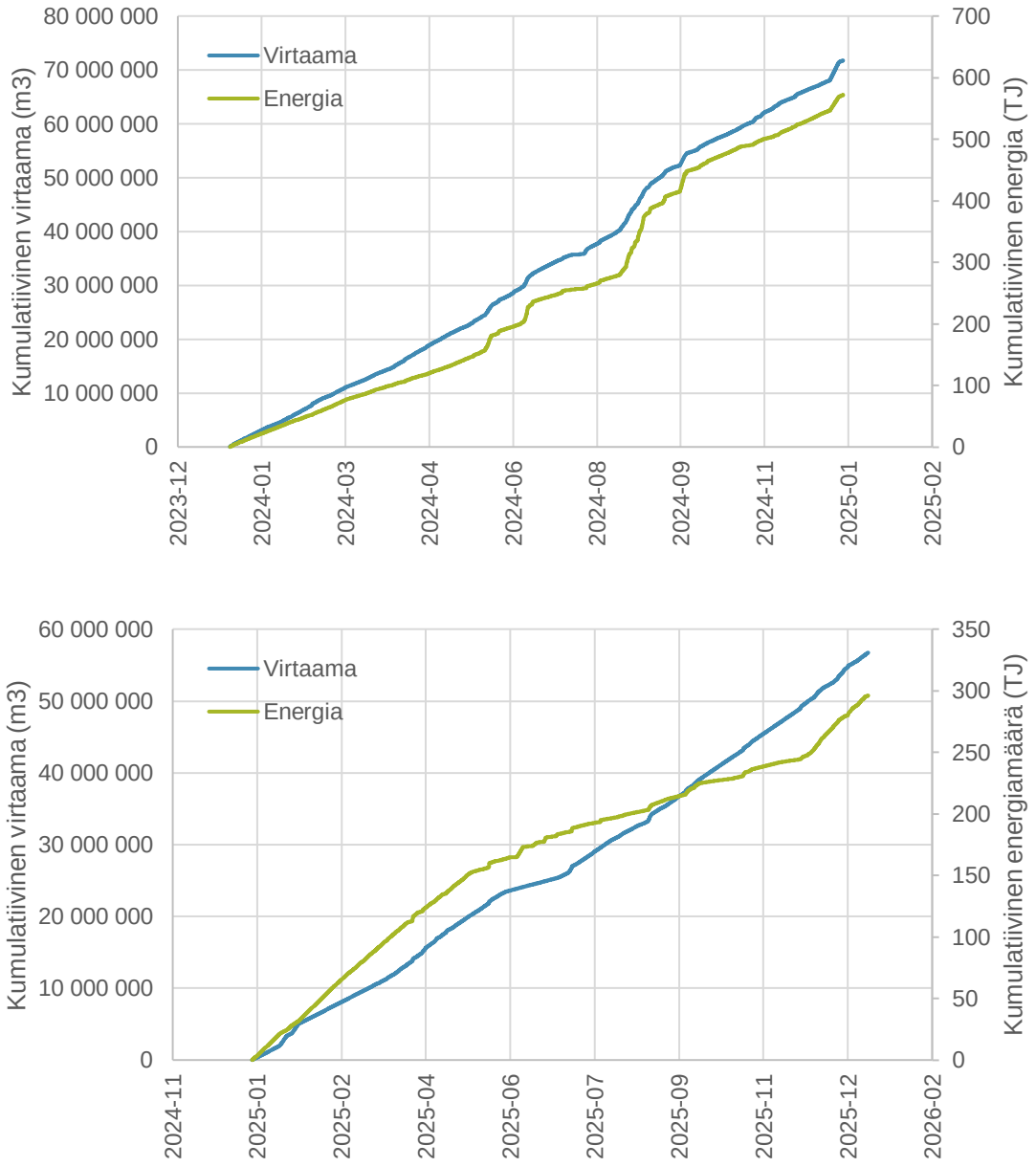
Kuva 9.19. Salmisaaren laitosten purkualueen merilauhdevesikuormituksen sisältävän ja kuormittamattoman mallinnusskenaarion vesipatsaan keskimääräinen lämpötilaerotus jaksolla 1.4.2021 – 1.5.2021.

9.4. Vuosaaren voimalaitoksen merilauhdevesien vaikutusten arvio

Suurimmat hukkalämmön kuormitusjaksot ajoittuivat vuonna 2020 toukokuulle, kesäkuulle, elokuulle sekä lyhyemmissä jaksoissa, syyskuulle, lokakuulle ja marraskuulle. Vuonna 2021 voimakkaimmat hukkalämmön kuormitustapahtumat ajoittuivat kesäkuulle, elokuulle sekä syyskuulle ja lokakuulle (kuva 9.20). Meriveden ja mereen purettujen merilauhdevesien lämpötilaerotus oli vuonna 2020 keskimäärin (±keskihajonta) noin 1.7 (± 0.8) °C ja vuonna 2021 noin 1.4 ± 1.4 °C. Merilauhdevesien kokonaisvirtaama oli vuonna 2020 noin 72 miljoonaa m^3 ja vuonna 2021 noin 57 miljoonaa m^3. Vuosaaren laitoksilta johdettiin mereen energiaa hukkalämpönä vuonna 2020 noin 572 TJ ja vuonna 2021 noin 296 TJ (kuva 9.21), energiamäärän ollessa 2020 samalla tasolla aiempien selvitysten yhteydessä raportoitujen tulosten kanssa (Heitto ja Vatanen 2014). Vuoden 2021 mereen johdettu energiamäärä oli aiempia vuosia pienempi.



Kuva 9.20. Vuosaaren laitosten mereen johtama tuntikohtainen merilauhdevesien virtaama ja mereen johdetun veden lämpötilaerotus suhteessa laitokselle otettuun meriveteen vuosille 2020 ja 2021.



Kuva 9.21. Vuosaaren laitosten mereen johdetun vesimäärän ja lämpöenergian kumulatiivinen summa vuosille 2020 ja 2021.

9.4.1. Vuoden 2020 vaikutusten arvio

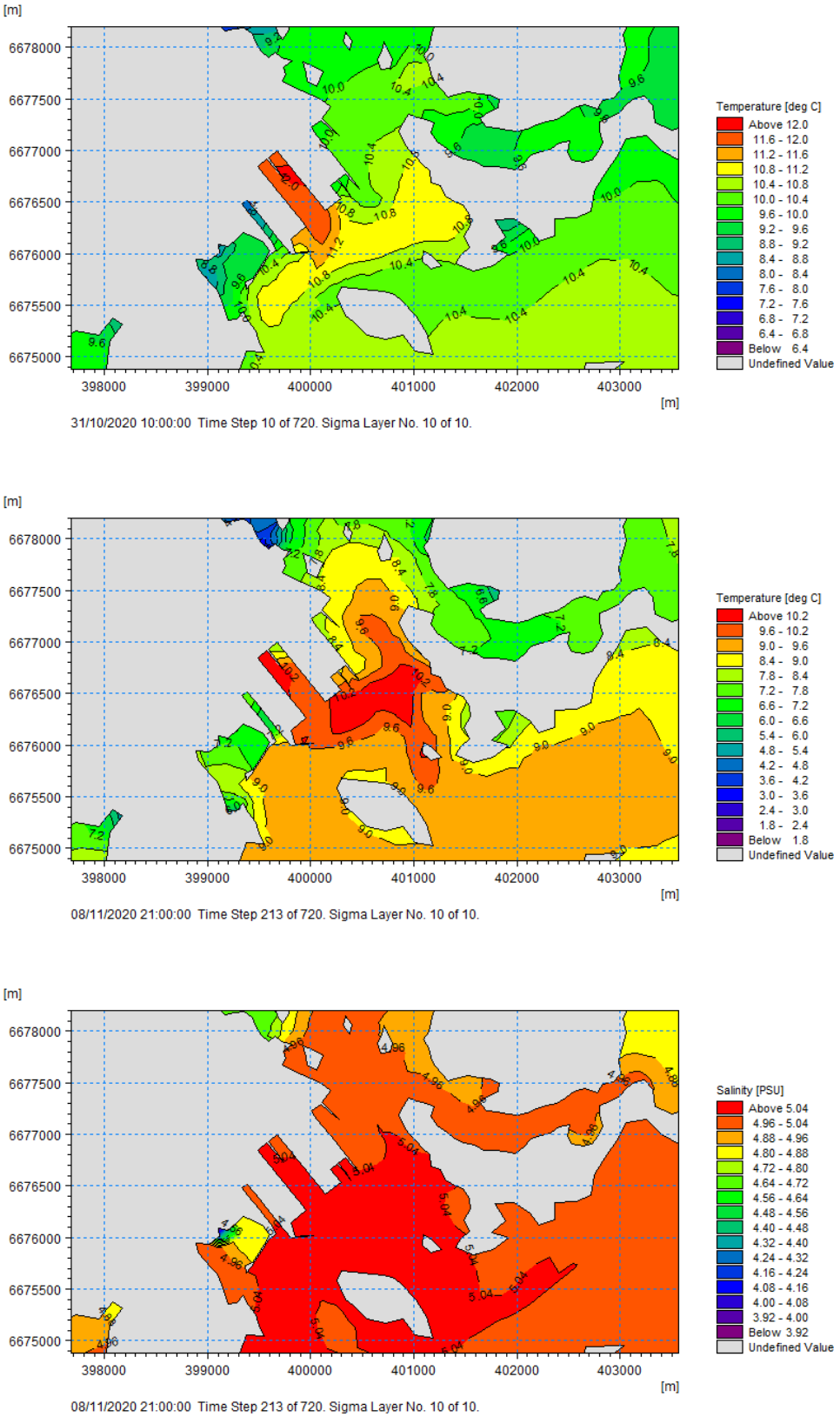
Vuosaaren laitosten merilauhdevesien aiheuttaman lämpökuormituksen leviämistä ja kokonaisvaikutusta tarkasteltiin vuoden 2020 lokakuun lopulta marraskuun loppuun, jolloin Vuosaaren sataman altaaseen johdettiin useammassa lyhyemmässä jaksossa (12 kpl) ja yhdessä noin 1,5 vuorokautta kestäneessä jaksossa suurehkoja määriä merilauhdevesiä (maksimivirtaama: 28 272 m^3/h, keskimääräinen virtaama: 7 493 m^3/h), joiden lämpötilaerotus meriveden hetkelliseen lämpötilaan oli suurimmillaan noin 5 °C ja keskimäärin noin 1 °C (kuva 9.20). Vuoden 2020 tarkemmin tarkastellun kuukauden pituisen jakson merilauhdevesien aiheuttama lämpökuormitus oli noin 31 TJ.

Vuoden 2020 tarkennetun mallinnusjakson alussa (31.10.2020) pintaveden lämpötila oli noin 10 °C (kuva 9.22) ja alueella vallitsisivat luoteis- ja länsituulet. Marraskuun aikana tuulen suunta oli pääosin etelästä tai länsi-lounaasta ja tuulen nopeus vaihteli pääosin n. 6–12 m/s välillä (kts. kappale 2). Vuosaaren laitosten purkutapahtumat vuoden 2020 marraskuussa jakautuivat kuukauden ajalle suhteellisen tasaisesti ja purkutapahtumien vesitilavuudet ja lämpötilaerotukset olivat keskenään suhteellisen samankaltaisia. Suurin osa purkutapahtumista oli lyhytkestoisia (< 12 h). Voimakkain purkutapahtuma ajoittui kuukauden alkupuolelle (8.11.2020-9.11.2020).

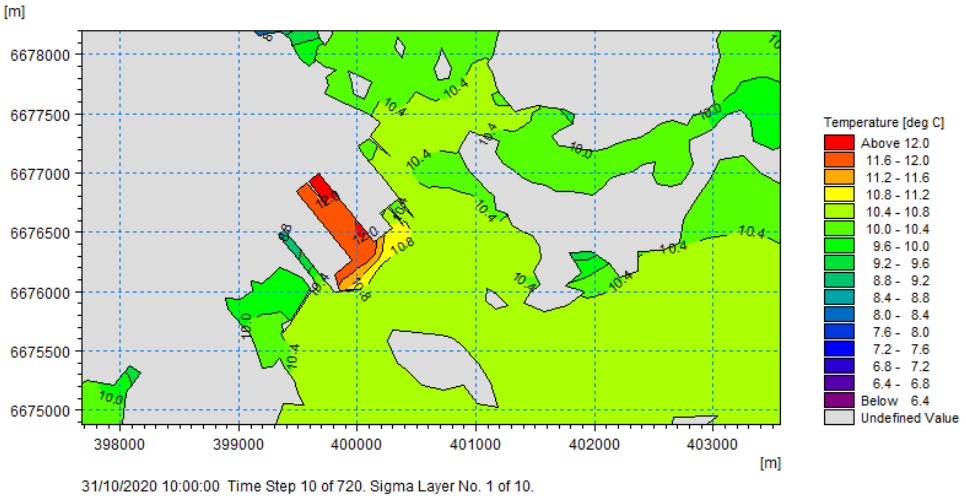
Merilauhdevesien pintavettä lämmittävä vaikutus keskittyi pääosin selvästi satama-altaaseen (kuva 9.22). Ympäröivän meriveden lämpötilasta poikkeavia lämpötiloja havaittiin kuitenkin myös Kalkkisaarenselällä, joskin erot olivat pääosin pienet, n. 0,1 °C. Pidempikestoinen purkutapahtuma, joka alkoi 8.11.2020 aiheutti laajemman vaikutusalueen ja pintavesi oli ympäristöstään poikkeavan lämmintä suurella osaa Kalkkisaarenselkää (kuva 9.22), joskin lämpötilaerotus oli suhteellisen pieni, n. 1 °C. Koska Vuosaaren sataman edusta on suhteellisen avoin, pienet lämpötilaerotukset syksyllä voivat myös johtua osittain ulapalta alueelle työntyvistä lämpimämmistä avomeren vesimassoista (avomeren pintavesi jäähtyy rannikonläheistä vettä hitaammin, kts. liite 2). Veden suolaisuuden perusteella voidaan päätellä jotakin vesimassojen alkuperästä. Alueen pintaveden suolaisuus vaihteli noin 5,04 ja 4,96 välillä, ollen suolaisempaa etelämpänä ja sataman edustalla. Suolainen eteläisempi vesimassa oli kuitenkin hieman viileämpää verrattuna merilauhdevesien aiheuttamaan lämpimämpään alueeseen (kuva 9.22), joten hieman lämpimämpi alue Kalkkisaarenselällä oli merilauhdevesistä johtuva ilmiö, mikä näkyy myös selvästi mallinnustulosten animaatioissa (ei esitetä). Pintavesi jäähtyi Kalkkisaarenselällä ympäröivän meriveden lämpötilan tasolle alle vuorokaudessa purkutapahtuman lakattua. Tähän vaikuttavat useat tekijät (tuulisuus, ilman lämpötila, auringon säteilymäärä, veden lämpötila, purettujen merilauhdevesien määrä ja lämpötila), mutta myös alueen suhteellinen syvyys, jolloin merilauhdevedet sekoittuvat suurempaan tilavuuteen ja jäähtyvät nopeammin.

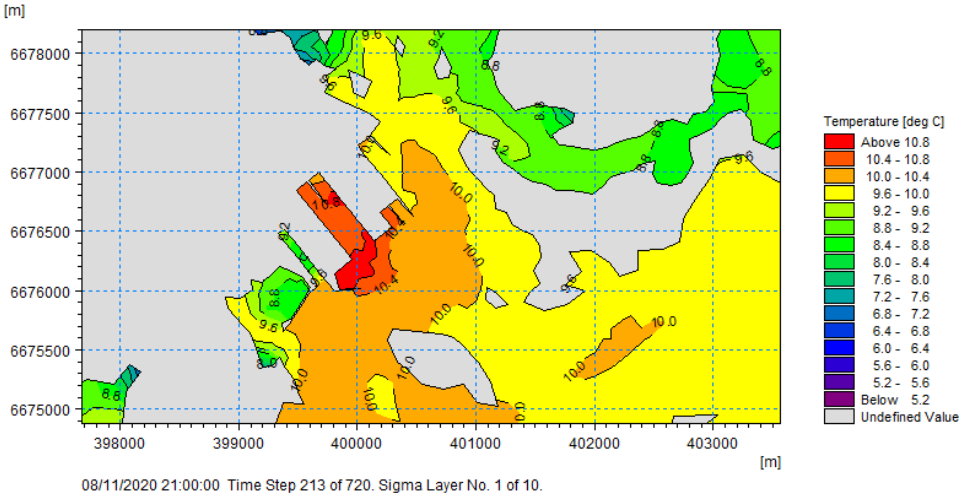
Mallinnustulosten mukaan merilauhdevesien lämmittävä vaikutus satama-altaan ulkopuolella rajoittui pintakerrokseen (kuva 9.23). Pidempikestoisen purkutapahtuman yhteydessä (8.11.2020) ympäristöään hieman lämpimämpi pohjanläheisen veden kieleke ulottui satama-altaan edustalta pohjoiseen (kuva 9.23). Tämä on kuitenkin todennäköisesti johtunut alueelle työntyneestä suolaisemmasta pohjanläheisestä ympäristöään hieman lämpimämmästä vesimassasta (kuva 9.23), jonka vaikutus ulottui myös Kalkkisaarenselälle.

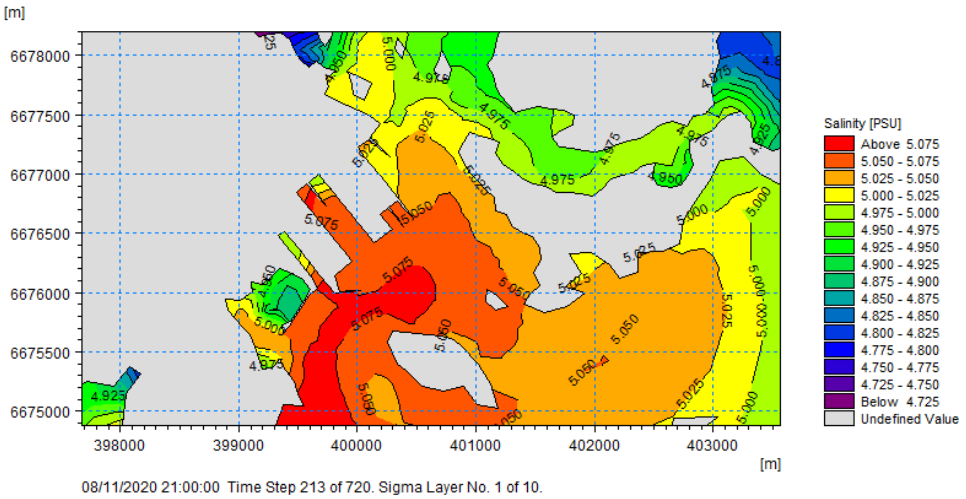
Arvio merilauhdevesien johtamisen kokonaisvaikutuksesta Lapinlahden ympäristön vesipatsaan lämpötilaan tehtiin vertaamalla tarkemman mallinnusjakson ajalta (31.10.2020-30.11.2020) tehtyjä kahta mallinnusskenaarioita. Toisessa skenaariossa sisällytettiin merilauhdevesien aiheuttama lämpökuormitus ja toisessa kuormitusta ei sisällytetty simulaatioon. Näille kahdelle simulaatiojaksolle laskettiin mallinnushilakoppikohtainen vesipatsaan keskimääräinen lämpötila, jonka jälkeen laskettiin näiden kahden skenaarion keskimääräinen vesipatsaan lämpötilaerotus. Merilauhdevesien vaikutus keskittyi Vuosaaren sataman satama-altaaseen (kuva 9.24). Satama-altaassa suurin keskimääräinen lämpötilaerotus oli noin 2,4 °C, vaikutusalue ei juurikaan ulottunut satama-altaan ulkopuolelle, jossa noin 200 m etäisyydellä lämpötilaero laski alle 0,2 °C.



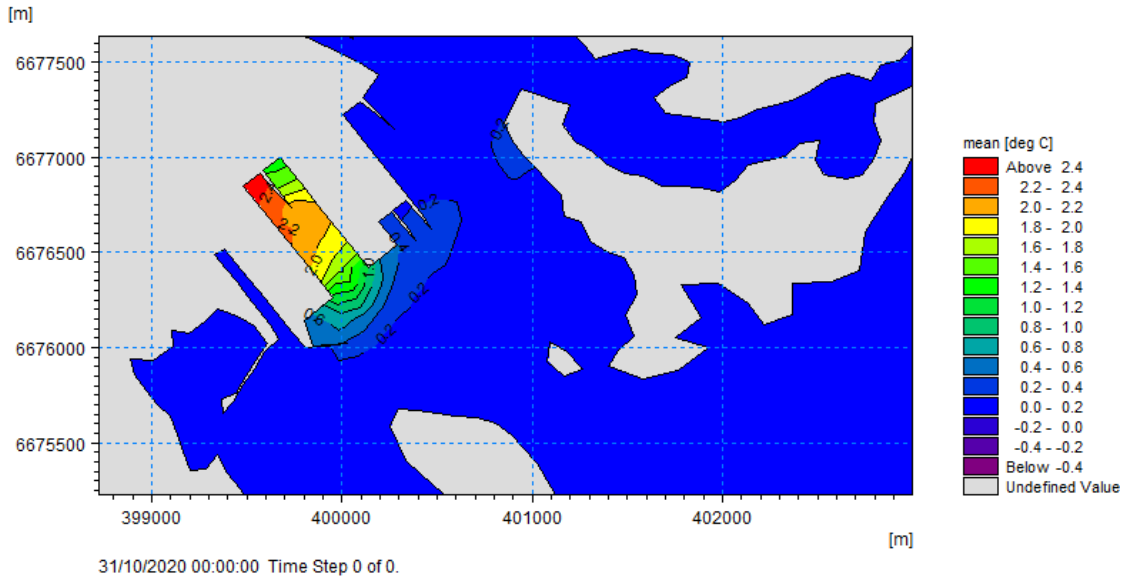
Kuva 9.22. Kuvakaappaukset pintaveden lämpötilan sekä suolaisuuden mallinnustuloksista Vuosaaren sataman ja Kalkkisaarenselän alueelta merilauhdevesien purkutapahtumien ajalta (31.10.2020 – 30.11.2020). Huomaa lämpötila-asteikkojen erot.







Kuva 9.23. Kuvakaappaukset pohjanläheisen veden lämpötilan sekä suolaisuuden mallinnustuloksista Vuosaaren sataman ja Kalkkisaarenselän alueelta merilauhdevesien purkutapahtumien ajalta (31.10.2020 – 30.11.2020). Huomaa lämpötila-asteikkojen erot.



Kuva 9.24. Vuosaaren laitosten purkualueen merilauhdevesikuormituksen sisältävän ja kuormittamattoman mallinnusskenaarion vesipatsaan keskimääräinen lämpötilaerotus jaksolla 31.10.2020 – 30.11.2020.

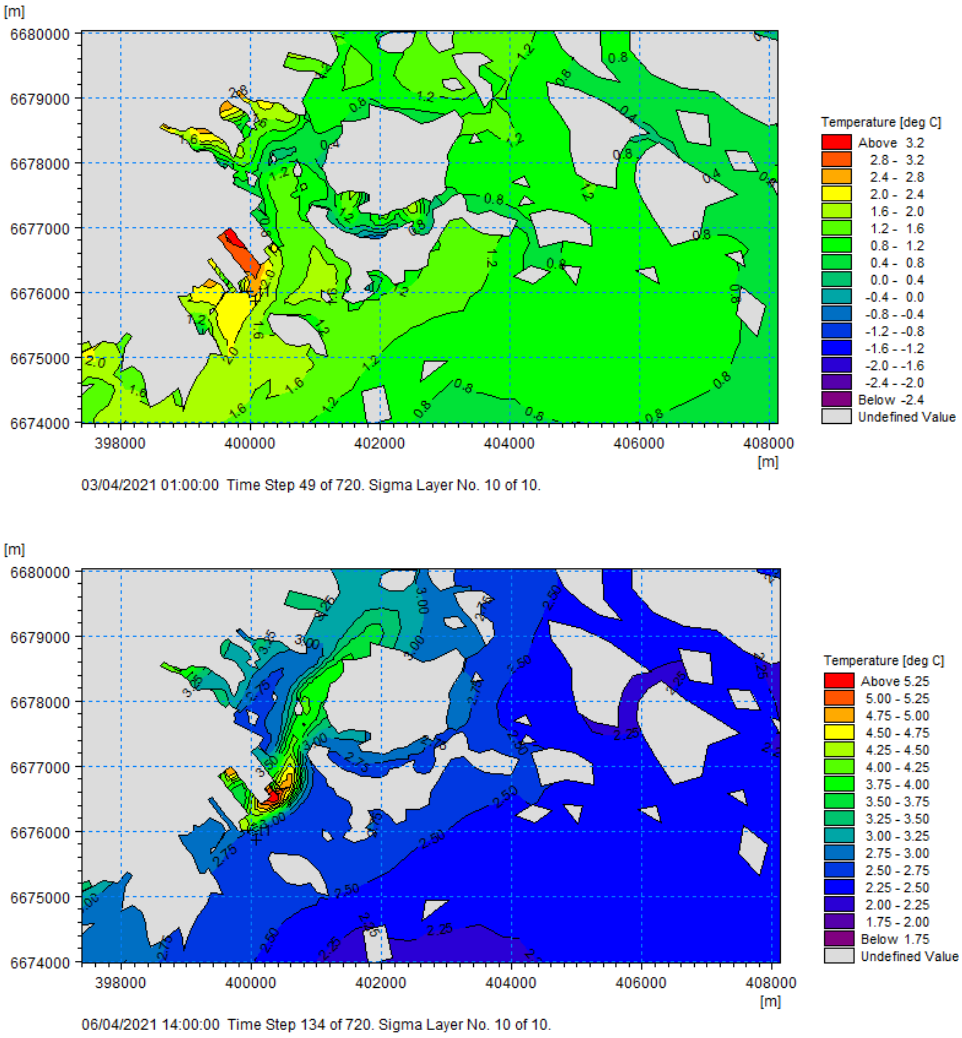
9.4.2. Vuoden 2021 vaikutusarvio

Vuosaaren laitosten merilauhdevesien aiheuttaman lämpökuormituksen leviämistä ja kokonaisvaikutusta tarkasteltiin vuoden 2021 huhtikuun alusta toukokuun alkuun, jolloin Vuosaaren sataman satama-altaaseen johdettiin useammassa lyhyemmässä jaksossa (11 kpl) suurehkoja määriä merilauhdevesiä (maksimivirtaama: 28 272 m^3/h, keskimääräinen virtaama: 7 856 m^3/h), joiden lämpötilaerotus meriveden hetkelliseen lämpötilaan oli suurimmillaan noin 9 °C ja keskimäärin noin 1 °C (kuva 9.20). Verrattuna vuoteen 2020, vuoden 2021 tarkemmin tarkastellun kuukauden pituisen jakson merilauhdevesien määrät olivat samankaltaiset. Mallinnustuloksia tarkasteltaessa tuulen suunnan ja pintavirtausten vaikutukset korostuvat lämpökuormituksen leviämisessä.

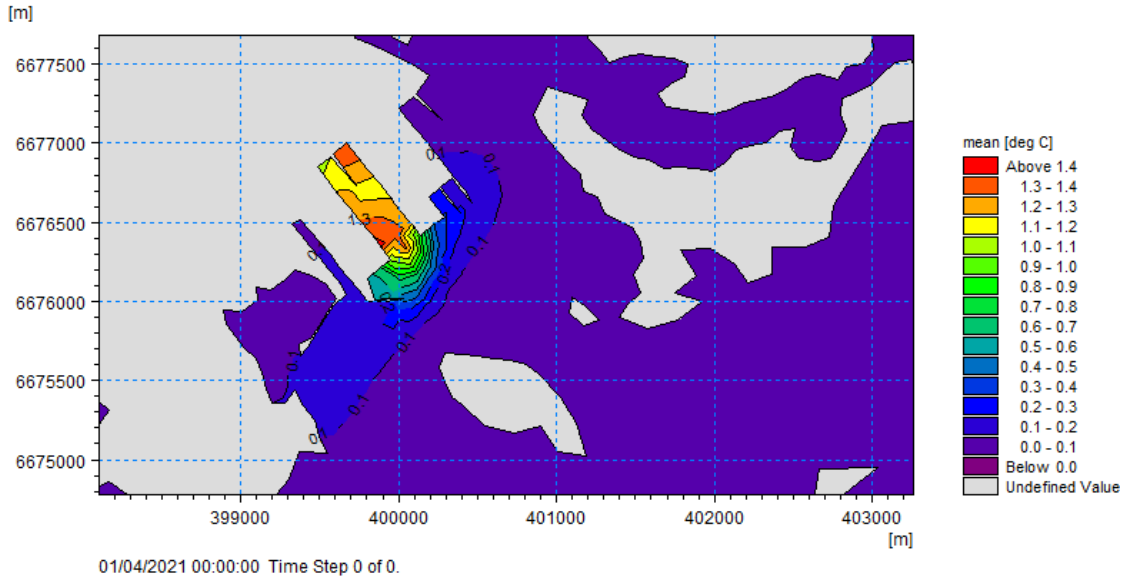
Vuoden 2021 tarkennetun mallinnusjakson alussa (1.4.2021) pintaveden lämpötila oli noin 1,5 °C (kuva 9.25) ja alueella vallitsisivat luoteis- ja länsituulet. Huhtikuun aikana tuulet puhalsivat alueella pääosin lounaasta tai etelä-lounaasta, tuulen nopeuden vaihdellessa pääosin 6–20 m/s välillä, muutamien tyynempien pohjoisen suunnista tulevien tuulijaksojen ohella (kts. kappale 2). Vuosaaren laitosten purkutapahtumat vuoden 2021 huhtikuussa jakautuivat huhtikuun ajan suhteellisen tasaisesti ja purkutapahtumien vesitilavuudet ja lämpötilaerotukset olivat keskenään suhteellisen samankaltaisia. Voimakkain purkutapahtuma ajoittui kuukauden alkupuolelle (5.4.2021-6.4.2021).

Vuonna 2021 Vuosaaren sataman edustalla pintavirtaukset, mallinnustulosten mukaan, suuntautuivat kuukauden pituisen tarkastelujakson aikana pääosin Pikku Niinisaaren ja Uutelan välisestä salmesta etelään, mikä aiheutti ajoittain lievää pintaveden lämpenemistä Uutelan niemen itärannalla (kuva 9.25). Lyhyempien pohjoiseen suuntautuvien virtausjaksojen myötä merilauhdevesiä levisi myös Kalkkisaarenselälle, lämmittäen alueen pintavettä hieman (kuva 9.25). Johtuen pienestä keskimääräisestä lämpötilaerotuksesta merilauhdevesien ja meriveden välillä, kokonais-

vaikutukset jäivät kuitenkin maltillisiksi. Vuosaaren laitosten merilauhdevesien pääasiallinen merivettä lämmittävä vaikutus vuonna 2021, vuoden 2020 tapaan, rajautui pääosin satama-altaaseen (kuva 9.26).



Kuva 9.25. Kuvakaappaukset pintaveden lämpötilan mallinnustuloksista Vuosaaren sataman ja Kalkkisaarenselän alueelta merilauhdevesien purkutapahtumien ajalta (1.4.2021 – 1.5.2021). Huomaa lämpötila-asteikkojen erot.



Kuva 9.26. Vuosaaren laitosten purkualueen merilauhdevesikuormituksen sisältävän ja kuormittamattoman mallinnusskenaarion vesipatsaan keskimääräinen lämpötilaerotus jaksolla 1.4.2021 – 1.5.2021.

9.5. Yhteenveto

Merilauhdevesien ympäristöään lämmittävä vaikutus riippuu johdettavien merilauhdevesien määristä, lämpötilasta, sääoloista, vastaanottavan vesistön virtaamaolosuhteista sekä vastaanottavan vesistön lämpötilasta. Salmisaaren laitosten merilauhdevesien vaikutusalue oli mallinnustulosten pohjalta arvioituna ajoittain suhteellisen laaja, ulottuen Lauttasaarensalmeen etelässä tai Rajasaaren ja Seurasaaren etelärannoille pohjoisessa. Merilauhdevesien leviämiseen vaikutti purkutapahtuman mereen purettu merilauhdevesien tilavuus sekä meriveden virtaukset. Salmisaaren laitosten merilauhdevesien pääasialliset vaikutukset rajoittuvat kuitenkin Lapinlahdelle, jossa kuukauden pituisen tarkastelujakson aikana havaittiin ympäristöään noin 2-4 °C lämpimämpi keskimääräinen vesipatsaan lämpötila. Vuosaaren laitosten merilauhdevesien vaikutusalue rajoittuu selvemmin Vuosaaren sataman satama-altaaseen ja keskimääräinen vesipatsaan lämpötilaero ympäröivään vesimassaan oli noin 1-2 °C.

10. Sedimentin laatu ja haitalliset aineet sedimentissä

Emil Nyman ja Marjut Räsänen

10.1. Johdanto

Vuonna 2020 pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelman puitteissa toteutettiin sedimentin laadun ja haitta-aineiden esiintymisen tarkkailu. Haitta-aineet analysoitiin pintasedimentistä (0–10 cm) yhteensä 21 asemalta ja liejusimpukoiden pehmytkudoksesta yhteensä 11 asemalta. Simpukoiden haitta-aineanalyysien tuloksissa esiintyi epäjohdonmukaisuuksia ja tulokset tarkastetaan uudestaan ja julkaistaan tarkastamisen jälkeen erikseen. Sedimenttien laadun ja haitta-aineiden tarkkailuilla pyritään arvioimaan meriläjitystoiminnan, telakkatoiminnan ja jätevedenpuhdistuksen vaikutuksia merialueen pohjien tilaan sekä haitta-aineiden esiintymiseen tutkitulla alueella. Tässä kappaleessa esitetään myös meriläjitysalueiden läjitysmassojen pysyvyyden arvioinnit ja arviot läjitysten vaikutuksista meren pohjan muotojen muutoksiin läjitysalueilla.

Sedimenteissä esiintyviä haitta-aineita on tutkittu alueella aiemmin laajalti eri tarkkailuohjelmien ja rakennushankkeiden yhteydessä (Vatanen 2005, Vatanen ja Haikonen 2010, 2011, Haikonen ym. 2012, Peltonen ja Salo 2013, Hovi ym. 2014, Lindfors ym. 2015). Myös vesifaasissa esiintyviä haitta-aineita on analysoitu esimerkiksi ruoppausten yhteydessä (Karjalainen ja Nyman 2016). Läjityksen aiheuttamia vesistövaikutuksia on tutkittu laajalti Vuosaaren sataman rakentamisen yhteydessä (Haikonen ym. 2007, Haikonen ym. 2012).

Edeltävinä vuosina orgaanisten tinayhdisteiden on huomattu aiheuttavan tarkkailualueella haitta-aineista suurimmat ongelmat. Orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet sedimentissä ovat tosin laskeneet yhdisteiden käytön osittaisen (vuodesta 2003) sekä täyskiellon jälkeen (vuodesta 2008) (Vatanen 2005, Lindfors ym. 2015). Suurimmat orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet ovat keskittyneet Länsisataman, Kruunuvuorenselän sekä Vartiokylänlahden ympäristöihin. Linjan Melkki-Vallisaari-Santahamina eteläpuolella orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet ovat olleet alle määritysrajojen. PCB-yhdisteitä on todettu esiintyvän suhteellisen laajalla alueella, ja raskasmetallien pitoisuudet ovat olleet koholla etenkin Laajalahdella, Vanhankaupunginlahdella sekä Sörnäisten sataman lähistöllä.

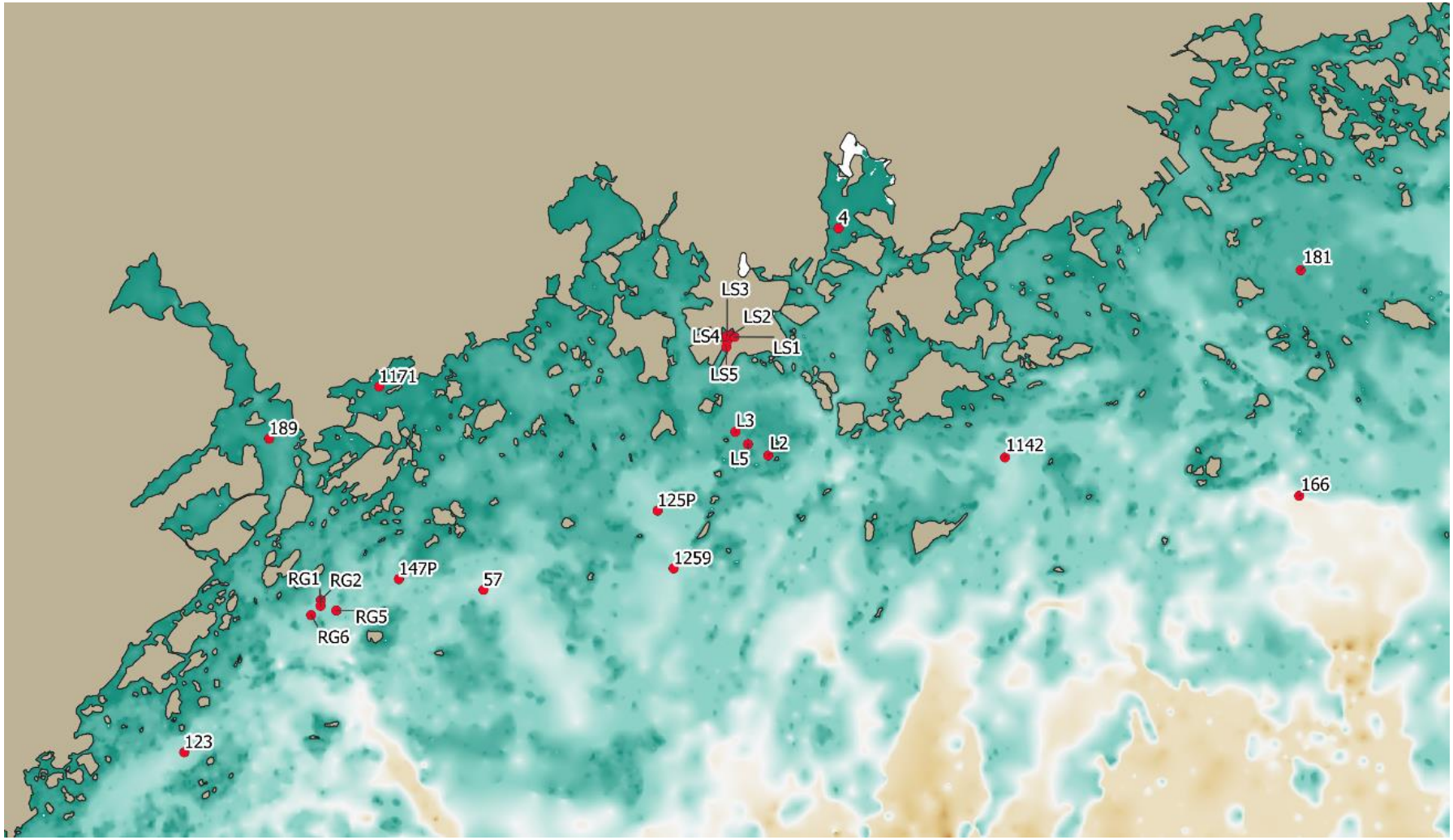
Valtiohallinnon läjitys- ja ruoppausohjeistuksessa on lyhyt suomenkielinen yhteenveto haitta-aineiden vaikutuksista meriympäristössä (Ympäristöministeriö 2015). Raportissa todetaan, että haitallisten aineiden eliövaikutukset muodostuvat aineen luontaisiin ominaisuuksiin perustuvasta vaikutustavasta sekä eliöiden altistumisesta aineille. Haitta-aineiden myrkyllisyys on luonteeltaan sekä välitöntä että pitkän ajan kuluessa ilmenevää. Ympäristön kannalta haitallisimpia ovat ne aineet, jotka ovat myrkyllisiä jo hyvin pieninä pitoisuuksina tai aineet, jotka ovat pysyviä ja/tai jotka kertyvät eliöihin ja rikastuvat ravintoketjuissa. Tyypillisiä päästölähteitä ovat erityyppinen teollinen toiminta, kaivosalueet, satamat, telakat, jätevedenpuhdistamot, maantieliikenne ja laivaliikenne sekä vanhat läjitysalueet.

Aineen pidättyminen kiintoainekseen vähentää sen biosaatavuutta ja täten myös myrkyllisyyttä. Sedimentin sisältämästä haitta-aineesta vain osa on biosaatavassa muodossa. Biosaatavuuskysymys on pyritty osittain huomioimaan haitallisille aineille annettujen ohjeellisten pitoisuustasojen määrittelyssä normalisoimalla tulokset standardisedimenttiin, jolloin eri alueita voidaan vertailla keskenään. Standardisedimentin orgaanisen aineksen kuivapaino-osuus on 10 % ja saven (< 2 µm raekooltaan oleva aines) kuivapaino-osuus on 25 % (Ympäristöministeriö 2015). Tämän seurannan normalisoituja tuloksia verrataan Ruoppaus ja läjitysoheistuksen pitoisuustasoihin.

Haitta-aineiden arvioidut biologiset vaikutukset ovat esitetty ruoppaus- ja läjitysohjeen (Ympäristöministeriö 2015) liitteessä 2. Vertailutason 1 raja-arvo on asetettu niin, että se kuvaa tyypillistä taustapitoisuutta tarkastellulle aineelle. Metallien ja PAH-yhdisteiden osalta taso 1A edustaa pitoisuutta, jonka ei arvioida pitkäaikaisenkaan altistuksen aikana aiheuttavan eliöille haittaa. Vastaavasti 1B on pyritty asettamaan niin, että haittaa ei koidu lyhytaikaisen altistuksen aikana. Metallien osalta taso 1C edustaa pitoisuutta, jolla 5 %:lle vesieliöistä aiheutuu akuuttia toksisuutta. Muilla metalleilla, pois lukien elohopea, kupari ja lyijy, vastaava toksisuus ilmene tasolla 2. PAH-yhdisteiden osalta niiden toksisuuteen vaikuttaa yhdisteiden taipumus pidättyä sedimentin orgaaniseen- ja hienoainekseen ainekseen. PAH-yhdisteiden osalta pitoisuustaso 2 on pyritty asettamaan niin, että sen alittavilla pitoisuuksilla ei eliöille koidu haittaa pitkäaikaisenkaan altistumisen yhteydessä sedimentissä, jonka sorptio-ominaisuudet vastaavat 10 % orgaanista hiiltä sisältävän sedimentin sorptio-ominaisuuksia. Öljyhiilivetyjen pitoisuustaso on asetettu hallinnollisin perustein, eikä arvioita biologisista haitoista ole lainkaan. TBT:n osalta biologisista vaikutuksista löytyy paljon tietoa, mutta pitoisuustasot 1B, 1C ja 2 ovat kuitenkin asetettu hallinnollisin perustein. Itämerellä esiintyvistä TBT:lle altistuvista lajeista herkin laji on sinisimpukka (*Mytilus trossulus*), jolle haitaton TBT:n pitoisuus vedessä on 6 ng/l (Lapota ym. 1993, Stenalt ym. 1998). Tätä korkeammilla pitoisuuksilla sinisimpukan aikuisvaiheen esiasteilla on havaittu kasvunopeuden hidastumista. Kuoleman tai hormonaalisia vaikutuksia aiheuttavien pitoisuuksien todetaan olevan suurimmalle osalle lajeista yllä mainittua pitoisuutta huomattavasti korkeampia (>50-200 ng/l). Hyvän ympäristön tilan arvioinnissa käytetään kuitenkin myös huomattavan pieniä pitoisuuksia johtuen yksilönkehityshäiriöistä sekä simpukoiden kyvyttömyydestä demetyloida tinayhdisteitä, mikä aiheuttaa kertymistä ravintoketjussa simpukoita syövien eliöiden kautta (HELCOM 2017).

10.2. Aineisto ja menetelmät

Sedimentti- ja pohjaeläinnäytteet otettiin ajanjaksolla 12.8. – 10.11.2020. Sedimenttinäytteet otettiin käyttäen Gemini-putkinoudinta tai Van Veen-pohjanoudinta (taulukko 10.1) yhteensä 21 asemalta (kuva 10.1). Van Veen-noudinta käytettiin asemilla, jossa pohja oli liian kova putkinoutimen käyttöön tai putkinoutimella ei onnistuttu ottamaan edustavaa näytettä muusta syystä. Pohjaeläinnäytteet nostettiin Van Veen -pohjanoutmella tai Ekman-Birge noutimella. Van Veen -noudinta käytettäessä näytteistä nostettiin kolme rinnakkaista ja Ekman-Birge pohjanoudinta käytettäessä viisi rinnakkaista näytettä. Pohjaeläintulokset esitetään tarkemmin kappaleessa 7. Tässä kappaleessa käsitellään pohjaeläinnäytteenoton yhteydessä kerättyjen liejusimpukoiden pehmytkudoksen haitta-ainetulokset. Haitta-aineiden normalisoimattomat ja normalisoidut analyysitulokset esitetään liitteessä 7.


4
181
LS3
LS2
LS4
LS1
LS5
1171
189
L3
L2
L5
1142
166
125P
1259
147P
57
RG1
RG2
RG5
RG6
123

Kuva 10.1. Kartta sedimentin laadun tarkkailun seuranta-asemista sekä pohjan syvyys pääkaupunkiseudun merialueella.

Gemini putkinoutimella otetuista näytteistä kahden näyteputken näytteistä siivutettiin 0–10 cm pintakerros, jotka yhdistettiin näytepussiin. Van Veen-noutimella otetuista näytteistä, jokaisesta yksittäisen aseman osanostosta otettiin näyte kaapimalla näyte noin 10 cm syvyyteen noutimen pinnasta, ja osanäytteet yhdistettiin samaan näytepussiin. Käytettäessä Van Veen –noudinta, on todennäköistä, että aivan pintasedimentti on huuhtoutunut näytteestä veteen nostoa tehdessä, jolloin aivan tuoreeseen orgaaniseen ainekseen tai muuhun pienirakeiseen partikkelimaiseen ainekseen sitoutuneet haitta-aineet eivät näy tuloksissa.

Näytteet suljettiin Rilsan-pusseihin ja toimitettiin laboratorioon kylmälaukuissa saman päivän aikana, jossa näytteet pidettiin pakastimessa ennen analysontia. Sedimenttinäytteistä määritettiin Metropolilab Oy:n, ALS Czech Republic, s.r.o. (Lab 1163/CAI):n tai SGS Finland OY:n toimesta sedimentin raekoko jaoteltuna kolmeen fraktioon, 1) savipitoisuus (< 2 µm), 2) siltti ja 3) hiekka ja sora. Tämän lisäksi määritettiin hehkutushäviö, jonka pohjalta laskettiin sedimenttinäytteen orgaanisen aineksen osuus. Haitallisista aineista analysoitiin, Arseeni (As), Elohopea (Hg), Kromi (Cr), Kupari (Cu), Lyijy (Pb), Nikkeli (Ni), Sinkki (Zn), Kadmium (Cd), öljyhiilivedyt (>C10-C21, >C21-C40, >C10-C40), Pah-yhdisteet, PCB-yhdisteet, organotinayhdisteet. Simpukan pehmytkudoksesta analysoitiin Bromatut palonestoaineet (BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-209, HBCD) ja perfluoratut yhdisteet (PFOS).

Taulukko 10.1. Sedimentti- ja pohjaeläinnäyteasemat, näyteaseman sijainnin alue (joko vesimuodostuma tai seurattava toimi), aseman syvyys (m), asemat joilta otettiin simpukan pehmytkudosnäyte, näytteenottopäivämäärä, asemalla käytetty näytteenottomenetelmä sekä aistinvaraisen havainnoin perusteella määritelty sulfidiliejun havainto.

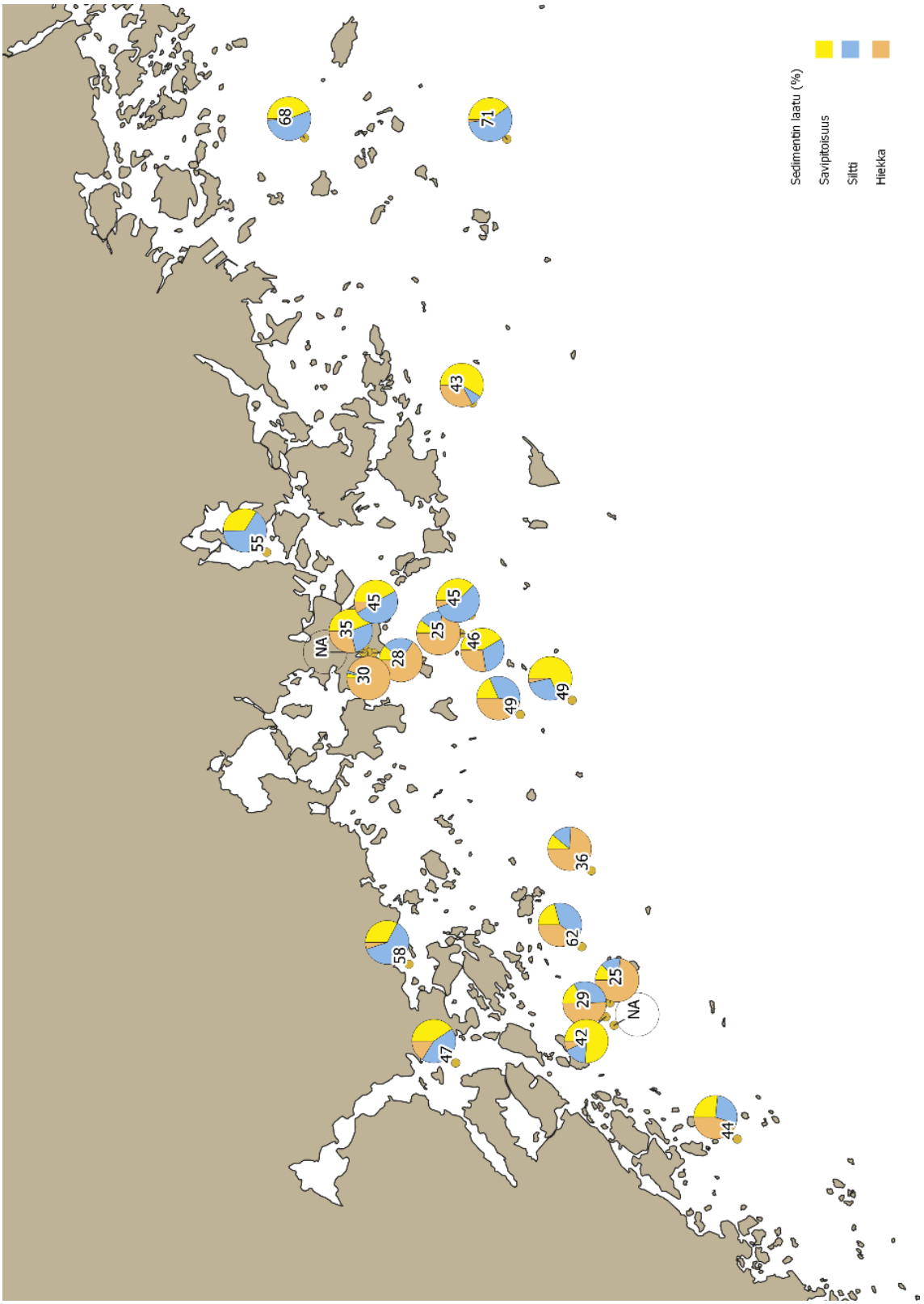
Asema	Alue	Syvyys (m)	Simpukkanäyte	Pvm	Näytteenotin	Sulfidilieju (-/+)
L5	Lokkiluoto	14	+	29.9.2020	Gemini	-
L3	Lokkiluoto	16		28.9.2020	Van Veen	-
L2	Lokkiluoto	15		28.9.2020	Van Veen	-
RG5	Rövargrundet	22	+	10.11.2020	Van Veen	-
RG2	Rövargrundet	21	+	10.11.2020	Gemini	-
RG1	Rövargrundet	21		10.11.2020	Van Veen	-
125P	Helsinki-Porkkala	28		19.8.2020	Van Veen	-
LS5	Länsi-satama	9	+	17.8.2020	Van Veen	-
LS4	Länsi-satama	9		17.8.2020	Gemini	-
LS2	Länsi-satama	11	+	13.8.2020	Gemini	-
LS1	Länsi-satama	9	+	13.8.2020	Gemini	-
189	Espoonlahti	6		1.9.2020	Gemini	-
181	Porvoo-Helsinki	14		18.8.2020	Gemini	+
166	Porvoo-Helsinki	48		18.8.2020	Van Veen	+
147P	Helsinki-Porkkala	27		1.9.2020	Van Veen	+
1259	Porvoo-Helsinki	29		19.8.2020	Van Veen	-
123	Helsinki-Porkkala	27		20.8.2020	Van Veen	-
1171	Suvisaaristo-lauttasaari	3		11.8.2020	Gemini	-
1142	Porvoo-Helsinki	30		31.8.2020	Van Veen	-
57	Helsinki-Porkkala	31		20.8.2020	Van Veen	-
4	Kruunuvuori	2,5		12.8.2020	Gemini	-

Simpukkanäytteet haitta-aineanalyysejä varten otettiin muun pohjaeläinnäytteenoton yhteydessä (kts. yllä ja kappale 7). Pohjaeläinnäytteiden seulonnan yhteydessä liejusimpukat eroteltiin sedimentistä ja niitä säilytettiin vähintään 24 tuntia merivedessä ennen pakastamista. Pakastetut simpukat sulatettiin laboratoriossa, simpukoiden lukumäärä laskettiin ja niiden pituudet mitattiin, jonka jälkeen simpukoista erotettiin pehmytkudos. Simpukoiden pehmytkudosnäytteet yhdistettiin näyteasemakohtaisesti ja toimitettiin laboratorioon. Näyteasemakohtaiset pehmytkudosnäytteet homogenisoitiin ja toimitettiin analysoitavaksi. Kaikilta asemilta ei saatu tarpeeksi simpukoita (tai asemilla ei esiintynyt simpukoita lainkaan) kaikkien haitta-ainemäärityksien tekoa varten. Kahdelta asemilta ei saatu sedimenttinäytettä varten tarpeeksi syvää näytettä, mutta asemalta saatiin kerättyä simpukkanäytteet (asemat RG6, LS3, liite 7).

10.3. Haitallisten aineiden tarkkailun tulokset ja tulosten tarkastelu

10.3.1. Sedimentin laatu

Näyteasemien sedimentin laatu vaihtelee seuranta-alueella (Rantataro 1992, Lehtoranta 2003), mutta orgaanisen aineksen määrä on kaikilla asemilla suhteellisen suuri (kuva 10.2). Pohjan orgaanisen aineksen osuus on suurin itäisen välisaariston sedimentin akkumulaatioalueilla sijaitsevilla asemilla (181 ja 166), jossa osuudet olivat 68 % ja 71 %. Pienimmät orgaanisen aineksen osuudet havaittiin Länsi-satamassa sekä Rövargrundetin ja Lokkiluodon läjitysalueilla (kuva 10.2). Läjitysasemien ja Länsi-sataman pohjan laatu koostui pääosin hiekasta tai sitä suuremmista raekoon sedimentin jakeista, suojaisemmilla asemilla pohja koostui pääosin siltistä ja savesta (kuva 10.2). Sulfidiliejua ja silmämääräisen tarkastelun pohjalta indikaatioita pelkistävästä sedimentin pintakerroksesta havaittiin asemilla 181, 166 ja 147P.



Kuva 10.2. Sedimenttien haitta-ainetarkkailun sedimentin raekokojakauma (%) sekä sedimentin orgaanisen aineksen osuus (%) kokonaispainosta. Orgaanisen aineksen osuus on merkitty lukuna.

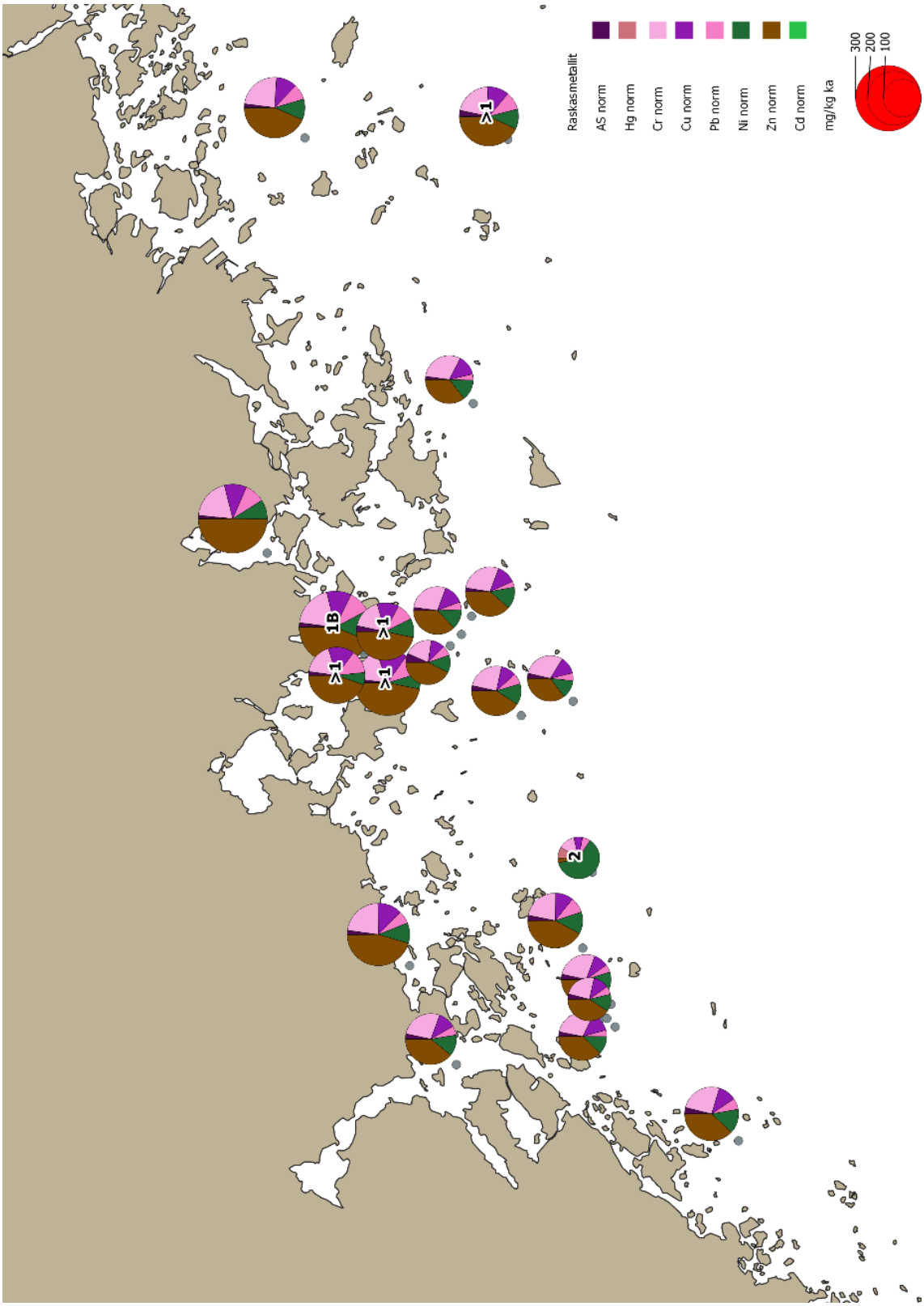
10.3.2. Raskasmetallit

Raskasmetalleja havaittiin kaikilla seuranta-asemilla, joilta otettiin sedimenttinäyte. Suhteellisesti eniten näytteissä oli sinkkiä, kromia, kuparia, nikkeliä ja lyijyä (kuva 10.3). Ruoppaus ja läjitysohjeen mukaisia tasoylityksiä normalisoidussa tuloksissa havaittiin eniten Länsisatamassa, jossa havaittiin elohopean, kromin ja kuparin osalta tason 1 ylityksiä, eli pitoisuuksien arvioidaan ylittävän luonnostaan esiintyvän taustapitoisuuden. Nikkelin osalta Länsisataman näyteasemalla LS4 havaittiin tason 1B ylitys, eli pitoisuuden arvioidaan vaikuttavan pohjan eliöstöön pitkäaikaisen altistumisen kautta negatiivisesti, mutta akuutteja haittoja ei esiinny. Raskasmetallien osalta, asemalla 57 havaittiin elohopean ja nikkelin osalta tason 2 ylitykset, eli normalisoitu pitoisuustaso jolla 5 % eliöistä esiintyy akuutteja toksisuusvaikutuksia. Asemalla 181 havaittiin kadmiumin pitoisuus, joka poikkesi luonnollisesta taustapitoisuudesta (ruoppaus ja läjitysohjeen tason 1 ylitys).

Länsisataman ympäristössä on paljon lähteitä raskasmetalleille, telakkatoimintaa, runsaasti liikennettä rakentamista ja läpäisemättömiltä pinnoilta alueelle valuvia hulevesiä. Täten, ei ole yllättävää, että alueella tehtiin useampia havaintoja ruoppaus- ja läjitysohjeen tasoylityksistä. Asemat 57 ja 181 sijaitsevat molemmat sedimenttien akkumulaatioalueilla, mikä saattaa johtaa raskasmetallien kertymiseen alueille. Asema 57 on myös puhdistettujen jätevesien vaikutuksen alaisena, ja puhdistetut jätevedet saattavat olla yksi raskasmetallien lähde alueella. HSY:n laitosseurantojen mukaan[15] nikkeliä päätyi vesistöihin puhdistettujen jätevesien mukana vuonna 2020 Suomenojan puhdistamolta (purkutunnelin sijainti lähellä asemaa 57) noin 238 kg, eikä puhdistusprosessissa juurikaan poistu nikkeliä. Elohopeaa ei kuitenkaan juurikaan päädy vesistöihin puhdistettujen jätevesien mukana[8], vuonna 2020 Suomenojalta ei arvioitu päätyvän lainkaan elohopeaa mereen ja Viikinmäeltäkin ainoastaan 11 kg. Täten, nikkelin osalta, on mahdollista, että puhdistetut jätevedet ovat osalähde asemalla 57 havaittuihin pitoisuuksiin, elohopean osalta tämä on epätodennäköisempää.

Edellisen haitta-ainetarkastelun yhteydessä Länsi-satama tunnistettiin metallien osalta myös ongelmalliseksi alueeksi, jossa tavattiin joidenkin metallien ruoppaus ja läjitysohjeen tasojen 1, 1A ja 1B ja 2 ylityksiä (Vahtera ym. 2018). Edellisen tarkastelun (Vahtera ym. 2018) yhteydessä havaittuja korkeita arseenin pitoisuuksia Skatanselän seuranta-asemalla (111) ei tämän tarkastelun yhteydessä havaittu.

[15] https://julkaisu.hsy.fi/jatevedenpuhdistus-paakaupunkiseudulla-2020.html#cWiT4P2Fie (19.8.2022)

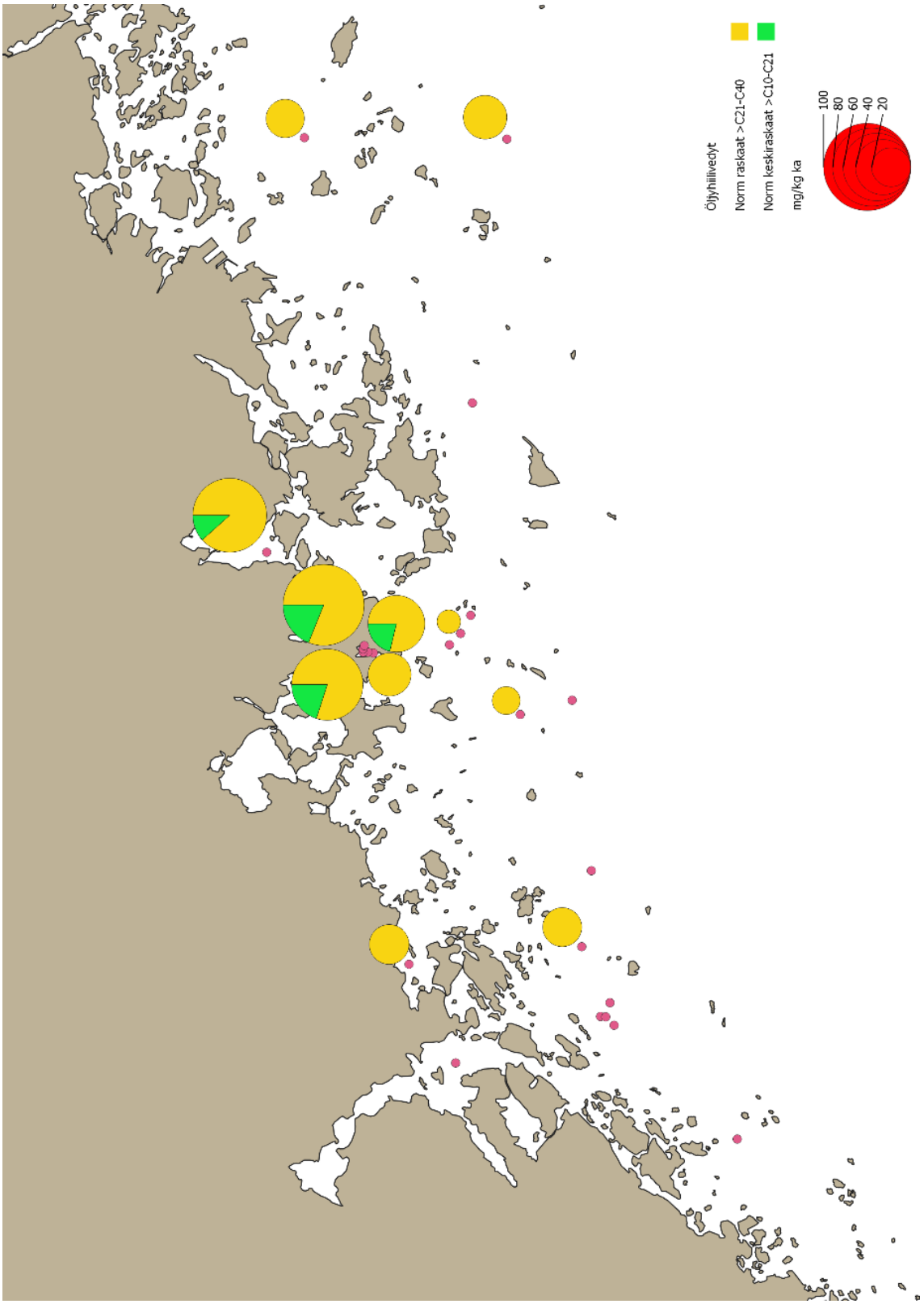


Kuva 10.3. Sedimenttien haitta-ainetarkkailun raskasmetallien normalisoidut pitoisuudet ja eri metallien osuudet kokonaismetallipitoisuudesta seurannan havaintoasemilla. Ruoppaus- ja läjitysohjeen mukaiset tasoylitykset ovat merkitty kuvaan niillä asemilla, joilla tasoylitys havaittiin.

10.3.3. Öljyhiilivedyt

Öljyhiilivetyjä ei havaittu kaikilta seuranta-asemilta. Suurimmat pitoisuudet mitattiin Länsi-satamassa ja Vanhankaupunginlahdella (kuva 10.4). Pienempiä pitoisuuksia havaittiin Ryssjeholmsfjärdenillä, Lokkiluodon läjitysalueella, sedimentin akkumulaatioalueilla asemilla 181, 166 ja 147P, sekä Katajaluodon länsipuolella asemalla 125P, joka sijaitsee pääosin eroosiopohja-alueella (Rantataro 1992). Länsisataman ja Vanhankaupunginlahden asemilla havaittiin raskaiden öljyhiilivetyjakeiden lisäksi keskiraskaita öljyhiilivetyjä. Öljyhiilivetyjen osalta ei tosin ylitetty ruoppaus- ja läjitysohjeen raja-arvoja millään asemalla.

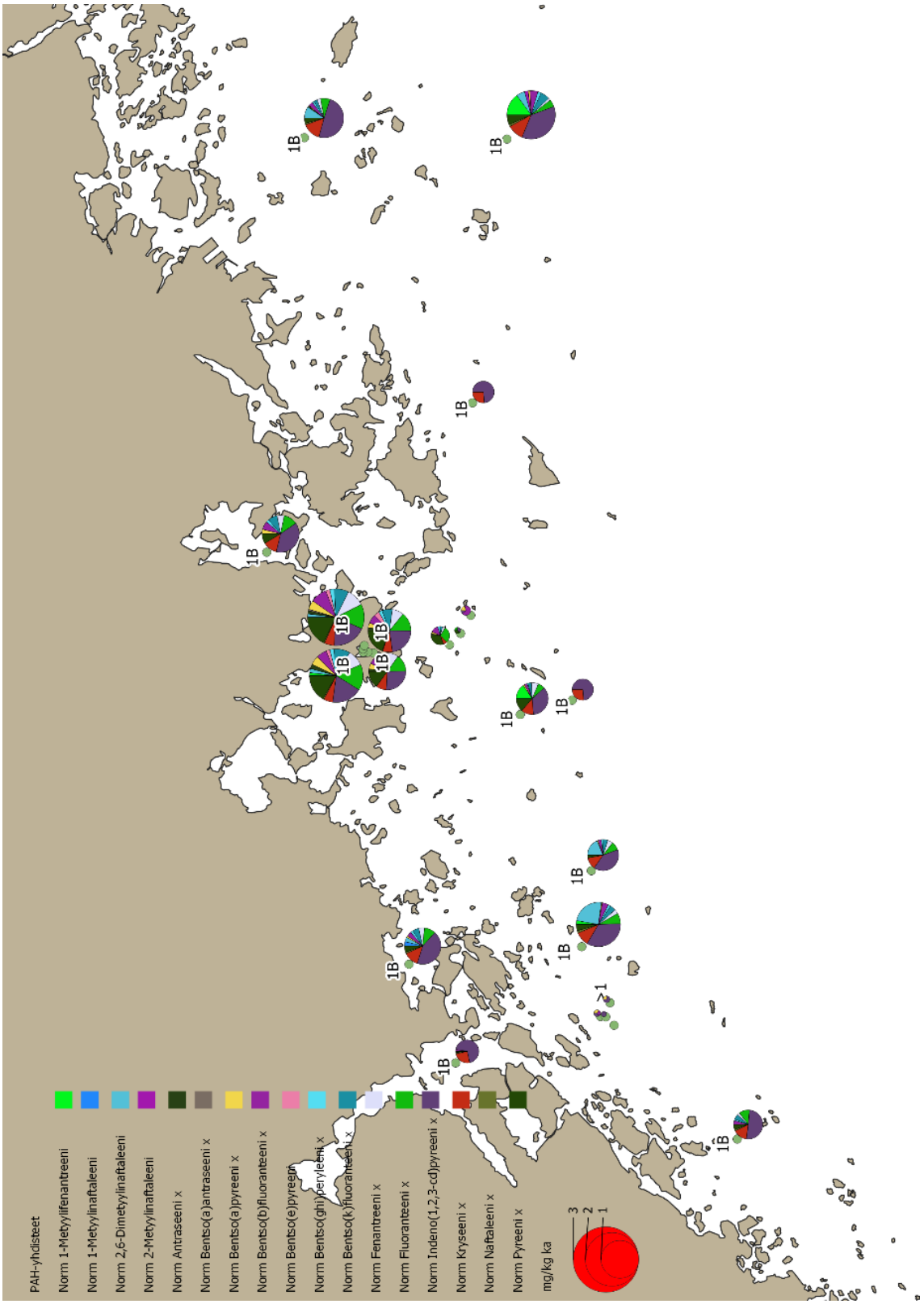
Tulokset poikkeavat edellisestä sedimentin haitta-aineiden selvityksestä, missä öljyhiilivetyjä havaittiin miltei kaikilta asemilta suhteellisen korkeina pitoisuksina (Vahtera ym. 2018). Öljyhiilivetykontaminaatiolle altistuneimmat alueet ovat sedimentin akkumulaatioalueet, läjitysalueet, sekä alueet, joilla esiintyy runsaasti vene- ja alusliikennettä ja alueet, jotka vastaanottavat katualueilta hulevesiä.



Kuva 10.4. Sedimenttien haitta-ainetarkkailun öljyhiilivetyjakeiden normalisoidut pitoisuudet ja eri jakeiden osuudet kokonaisöljyhiilivetypitoisuudesta seurannan havaintoasemilla. Ruoppaus- ja läjitysohjeen mukaiset tasoylitykset ovat merkitty kuvaan niillä asemilla, joilla tasoylitys havaittiin.

10.3.4. PAH-yhdisteet

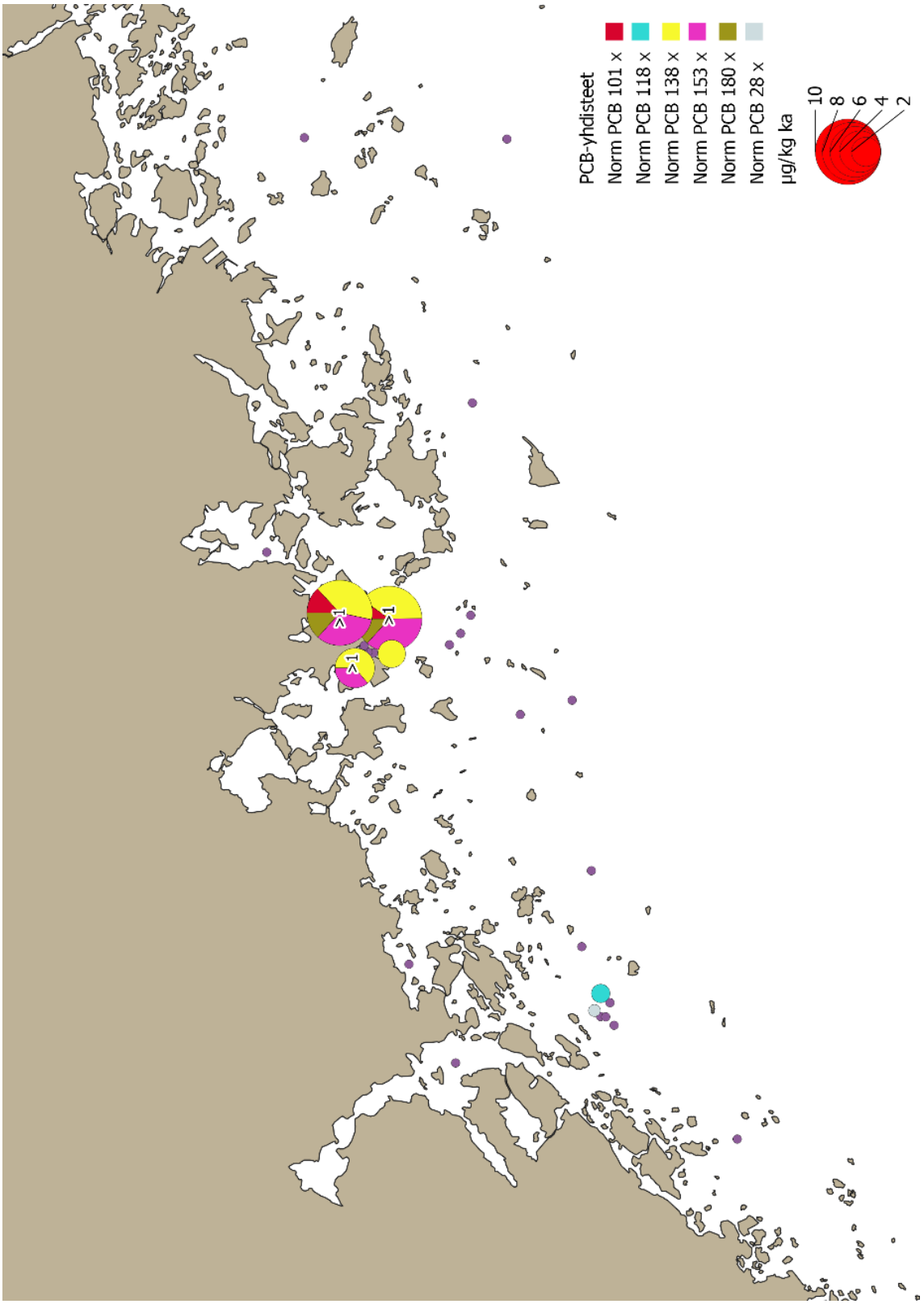
PAH-yhdisteitä havaittiin kaikilta tarkkailun asemilta, jolta otettiin sedimenttinäyte (kuva 10.5). Pitoisuudet olivat suurimmat Länsi-satamassa, sekä sedimenttien akkumulaatioalueilla itäisessä väli- ja ulkosaaristossa sekä asemilla 4, 117 ja 147P. Läjitys- ja ruoppausohjeen tason 1B ylityksiä havaittiin suurella osaa seuranta-asemista (kuva 10.5), lukuun ottamatta läjitysalueiden asemia. Tasoylitykset koskevat pääosin Indeno(1,2,3-cd)pyreeniä. Länsi-satamassa myös Fluranteenin ja Pyreenin pitoisuudet ylittivät tason 1B rajan.



Kuva 10.5. Sedimenttien haitta-ainetarkkailun PAH-yhdisteiden normalisoidut pitoisuudet ja eri yhdisteiden osuudet kokonaispitoisuudesta seurannan havaintoasemilla. Ruoppaus- ja läjitysohjeen mukaiset tasoylitykset ovat merkitty kuvaan niillä asemilla, joilla tasoylitys havaittiin.

10.3.5. PCB-yhdisteet

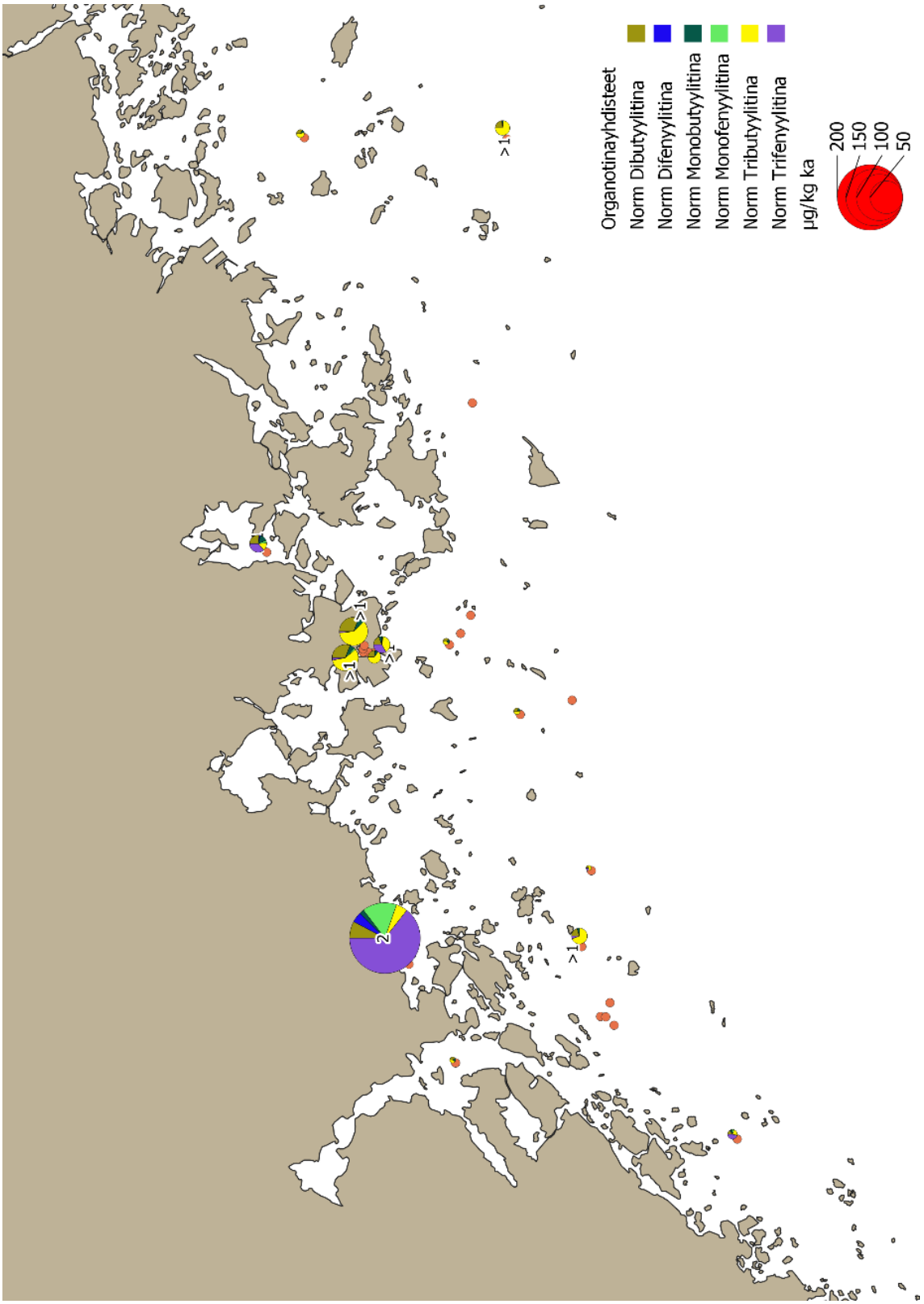
PCB-yhdisteitä havaittiin pääosin Länsi-sataman alueella (kuva 10.6), mikä viittaa paikalliseen lähteeseen PCB-yhdisteiden osalta. PCB yhdisteiden 138 ja 153 pitoisuudet olivat ruoppaus- ja läjitysohjeen tasolla 1A asemilla LS1, LS2 ja LS4 (vain PCB 138). Rövargrundetin läjitysalueen näytteistä havaittiin pieniä PCB-yhdisteiden pitoisuuksia (PCB28 ja PCB118) (kuva 10.6).



Kuva 10.6. Sedimenttien haitta-ainetarkkailun PCB-yhdisteiden normalisoidut pitoisuudet ja eri yhdisteiden osuudet kokonaispitoisuudesta seurannan havaintoasemilla. Ruoppaus- ja läjitysohjeen mukaiset tasoylitykset ovat merkitty kuvaan niillä asemilla, joilla tasoylitys havaittiin.

10.3.6. Orgaaniset tinayhdisteet

Orgaanisia tinayhdisteitä havaittiin Suomenojan sataman (asema 1171) sekä Länsi-sataman näytteistä selvästi eniten. Pienempiä pitoisuuksia mitattiin Vanhankaupunginlahdelta (asema 4), sekä itäisen saariston sedimentin akkumulaatioalueilta (asemat 166 ja 181), sekä asemalta 147P Knaperskärin länsipuolelta (kuva 10.7). Suomenojan sataman edustalla (asema 1171), normalisoidut pitoisuudet ylittivät ruoppaus- ja läjitysohjeen tason 2 raja-arvon trifenyylitinan osalta.



Kuva 10.7. Sedimenttien haitta-ainetarkkailun orgaanisten tinayhdisteiden normalisoidut pitoisuudet ja eri yhdisteiden osuudet kokonaispitoisuudesta seurannan havaintoasemilla. Ruoppaus- ja läjitysohjeen mukaiset tasoylitykset ovat merkitty kuvaan niillä asemilla, joilla tasoylitys havaittiin.

10.4. Yhteenveto

Orgaanisen aineksen pitoisuus pääkaupunkiseudun merialueen sedimentissä oli suhteellisen suuri, suurimmillaan sedimentin akkumulaatioalueilla itäisessä väli- ja ulkosaaristossa > 68 % kuivapainosta. Haitta-aineita esiintyi eniten Helsingin kantakaupungin ympäristössä, Länsisatamassa ja Vanhankaupunginlahdella. Läjitys- ja ruoppausohjeen tason 2 ylityksiä havaittiin asemalla 57 läntisessä ulkosaaristossa elohopean ja nikkelin osalta sekä Suomenojan sataman edustalla asemalla 1171 trifenyylitinan osalta.

11. Pääkaupunkiseudun merialueen tilan muutokset 1970–2021 arvioituna ELS-indeksin avulla

11.1. Johdanto

Pääkaupunkiseudun merialueen vesimuodostumien tilaa arvioidaan ympäristöhallinnon kuuden vuoden välein toteutettavalla vesimuodostumien ekologisen tilan luokituksella. Luokitus on tehty kolme kertaa, viimeisimmän kerran vuonna 2019, jaksolle 2012–2017[16]. Luokituksen tekemisen ohjeistus kehittyy jatkuvasti ja viimeisin ohjeistus on julkaistu 2019 (Aroviita ym. 2019).

Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa kerättävää ainestoa käytetään ympäristöhallinnon ekologisen tilan luokittelun tekemiseen. Ekologisen tilan luokittelu pohjautuu ELS-arvoon, joka on indeksi, joka kertoo vesimuodostuman ekologisesta tilasta ottaen pääasiassa huomioon joitakin biologisia muuttujia (kasviplanktonbiomassa, pohjaeläinyhteisön koostumus ja vesikasvillisuus), sekä a-klorofyllin määrän, veden ravinnepitoisuudet ja näkösyvyyden. Helsingin kaupungin ympäristöseuranta ja -valvonta yksikkö kehitti vuonna 2012 julkaistun toisen luokittelukauden tila-arvion luokitteluohjeiden (Aroviita ym. 2012) pohjalta R-skriptikokoelman, jolla voi laskea skaalatun ELS-arvon pääkaupunkiseudun vesimuodostumille (Airola ja Vahtera 2016). Tällä työkalulla laskettu ELS-arvo pohjautuu aineistoon, joka sisältää kasviplanktonbiomassan (Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumat) a-klorofyllin (Suomenlahden sisäsaariston vesimuodostumat), pohjaeläimet, ravinnepitoisuudet ja näkösyvyyden.

Tässä kappaleessa esitettävät ELS-arvot eivät vastaa virallista ympäristöhallinnon luokittelua, vaan ELS-arvoa käytetään indeksinä kuvaamaan pääkaupunkiseudun vesimuodostumien ekologisen tilan muutoksia ajassa. Kun jonkin alueen ekologisen tilan arviointi on tärkeä esimerkiksi ympäristö- tai vesilupien hakemisen yhteydessä, tulee käyttää valtiohallinnon virallista ekologisen tilan luokittelun tulosta (https://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikartta/). Tässä kappaleessa käytetty ELS-arvon laskennan menetelmä kuvataan tarkemmin julkaisussa Airola ja Vahtera (2016). ELS-arvo laskettiin 4-vuotis jaksoille, alkaen vuodesta 1970. ELS-arvo ilmoitetaan jakson viimeiselle vuodelle ja seuraavan jakson arvon laskentaan käytetty aineisto sisältää täten aineistoa kolmelta vuodelta, jota on käytetty myös sitä edeltävän jakson laskentaan.

11.2. Tulokset

Tarkastelujakson alussa vesimuodostumien ELS-arvoissa oli selkeitä eroja (kuva 11.1). Suomenlahden ulkosaariston vesimuodostumien (Porvoo-Helsinki ja Helsinki-Porkkala) ELS-arvot olivat korkeimmat (välillä 0,4 - <0,6) ja niiden pohjalta vesimuodostumien tila olisi luokiteltu tyy-

[16] https://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikartta/

dyttäväksi. Suomenlahden sisäsaariston vesimuodostumien osalta kolmen (Sipoon saaristo, Villinki ja Suvisaaristo-Lauttasaari) ELS-arvo oli edeltäviä hieman pienempi (välillä 0,2 - <0,4), vastaten luokitteluasteikolla luokkaa välttävä. Kruunuvuoren ja Seurasaaren vesimuodostumien ELS-arvo oli pienin (välillä 0 - <0,2), vastaten luokittelutulosta huono.

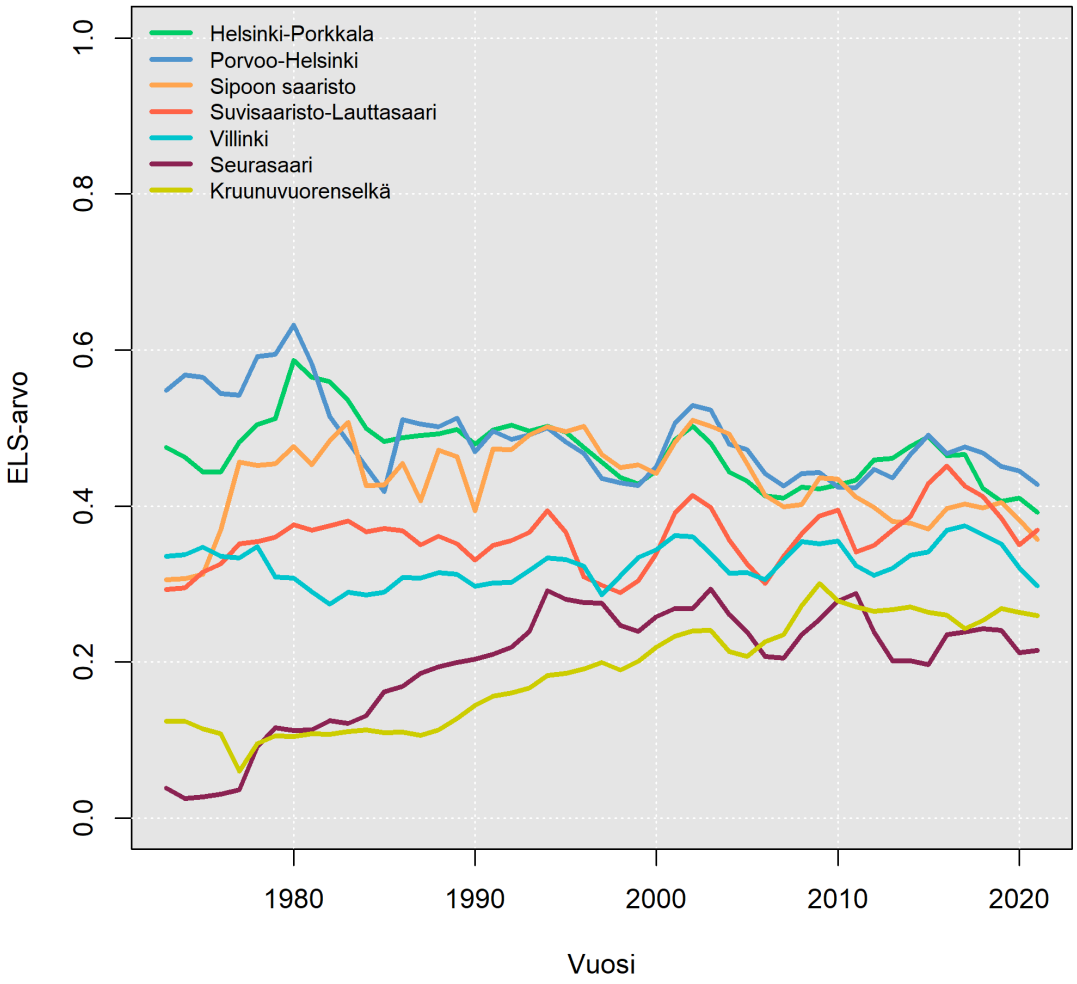
Ulkosaariston vesimuodostumien ELS-arvo on laskenut jaksolta 1970–1973 jaksolle 2018–2021, kohentuen hieman vuosituhanteen vaihteen jälkeen sekä vuoden 2015 paikkeilla, mutta lähentyen luokan välttävä rajaa (ELS-arvon <0,4) tasaisesti (kuva 11.1). Helsinki-Porkkala vesimuodostuman ELS-arvo laski alle 0,4 jaksolla 2018–2021 ensimmäistä kertaa. Ulkosaariston vesimuodostumien tilan heikkeneminen johtuivat sekä fysikaaliskemiallisten (kokonaistyppi, kokonaisfosfori, näkösyvyys) ja biologisten (kasviplanktonbiomassa, pohjaeläinyhteisön koostumus ja runsaus) tilaindikaattorien tilojen heikkenemisistä (Airola ja Vahtera 2016).

Sipoon saariston vesimuodostuman ELS-arvo kasvoi nopeasti 1970-luvulta 1980-luvulle siirryttäessä, jonka jälkeen se oli samalla tasolla ulkosaariston vesimuodostumien ELS-arvojen kanssa noin vuoteen 2010, jonka jälkeen arvo on laskenut ulkosaariston vesimuodostumien ELS-arvoja nopeammin, alittaen arvon 0,4 (vastaten luokittelutulosta välttävä) vuonna 2012, jonka jälkeen arvo on pääosin pysynyt alle aron 0,4 (kuva 11.1). Sipoon saariston vesimuodostuman osalta tarkastelujakson alun tilan koheneminen on todennäköisesti osittain laskennallinen artefakti koska pohjaeläinaineostoa on tarkastelujakson alussa harvakseltaan. Toisaalta fysikaaliskemiallisten parametrien (kokonaistyppi, kokonaisfosfori, näkösyvyys) tila koheni jakson 1970–1976 aikana (Airola ja Vahtera 2016). Vuoden 2002 jälkeen havaittu ELS-arvon lasku johtui vuoden 1995 jälkeen alkaneesta biologisten tilaindikaattorien ja vuoden 2000 jälkeen alkaneesta fysikaaliskemiallisten tilaindikaattorien tilojen heikkenemisistä (Airola ja Vahtera 2016).

Suvisaaristo-Lauttasaari ja Villinki vesimuodostumien ELS-arvo on pääosin vaihdellut samaan tapaan noin 0,3–0,4 välillä, vastaten tilaluokitusta välttävä (kuva 11.1). Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostuman ELS-arvo on kohentunut hieman koko tarkastelujakson aikana ja ajoittain ollut > 0,4, mutta sen on viimeisten vuosien aikana laskenut takaisin tasolle < 0,4. Suvisaaristo-Lauttasaari ja Villinki vesimuodostumien ELS-arvon vaihtelu johtui pääosin biologisten tilaindikaattorien vaihtelusta. Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostuman ELS-arvon hienoinen pidemmän aikavälin kasvu johtui pääosin fysikaaliskemiallisten tilaindikaattorien tilan kohentumisesta.

Seurasaari vesimuodostuman ELS-arvo kasvoi jaksolta 1970–1973 jaksolle 1991–1994, jonka jälkeen arvo on vaihdellut noin 0,2 ja 0,3 välillä (kuva 11.1), johtuen pääosin biologisten tilaindikaattorien tilan vaihtelusta. Sekä biologisten että fysikaaliskemiallisten tilaindikaattorien tila on heikentynyt jonkin verran vuodesta 1995 eteenpäin (Airola ja Vahtera 2016). Kruunuvuorenselkä vesimuodostuman ELS-arvo pysyi jokseenkin muuttumattomana 1980-luvun loppupuolelle, jonka jälkeen arvo on kasvanut jaksolle 2006–2009, jonka jälkeen arvo on hieman laskenut (kuva 11.1). Arvon kohentuminen johtuu sekä biologisten että fysikaaliskemiallisten tilaindikaattorien tilan kohentumisesta, kun taas vuoden 2009 jälkeen havaittu arvon lasku, johtuu pääosin biologisten tilaindikaattorien tilan heikkenemisestä (Airola ja Vahtera 2016).

Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostuman lievää ELS-arvon keskimääräistä kasvua 1990-luvun puolesta välistä saakka huomioimatta, kaikkien vesimuodostumien tila vaikuttaa heikenneen tai pysyneen muuttumattomana 2000-luvun alusta. Tilan heikkeneminen, arvioituna ELS-arvon muutoksena, on ollut selvintä ulkosaariston ja Sipoon saariston vesimuodostumissa (kuva 11.1).



Kuva 11.1. Pääkaupunkiseudun merialueen rannikkovesimuodostumien ELS-arvot vuosille 1973–2021. ELS-arvo on laskettu 4-vuotis jaksoissa ja arvo ilmoitetaan jakson viimeiselle vuodelle. Seuraavaan jaksoon sisältyy aineistoa kolmelta vuodelta edellisestä jaksosta. Ekologisen tilan luokituksen vastaavat luokkarajat ovat 0 - <0,2; huono, 0,2 - <0,4: välttävä, 0,4 - <0,6: tyydyttävä, 0,6 - <0,8: hyvä, 0,8 - 1: erinomainen. Tässä raportissa esitetty ELS-arvo ei vastaa virallista ympäristöhallinnon ekologisen tilan luokittelua.

12. Viitteet

Abonyi, A., Kiss, K. T., Hidas, A., ym. 2020: Cell Size Decrease and Altered Size Structure of Phytoplankton Constrain Ecosystem Functioning in the Middle Danube River Over Multiple Decades. Ecosystems 23(6): 1254-1264.

Airola, S. ja Vahtera, E. 2016: Pääkaupunkiseudun rannikkovesien ekologinen laatuluokitus - Työkalu rannikkovesien laatuluokituksen laskentaan sekä laatuluokituksen vauhtelu 1970-luvulta nykypäivään. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. Helsinki.

Alenius, P., Myrberg, K. ja Nekrasov, A. 1998: The physical oceanography of the Gulf of Finland: a review. Boreal Environment Research 3: 97-125.

Andersen, T., Saloranta, T. M. ja Tamminen, T. 2007: A statistical procedure for unsupervised classification of nutrient limitation bioassay experiments with natural phytoplankton communities. Limnol. Oceanogr.: Methods 5: 111-118.

Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., ym. 2012: Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012-2013 - päivitetyt arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita. Helsinki.

Aroviita, J., Mitikka, S. ja Vienonen, S. 2019: Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 37/2019.

Bulthuis, D. A. 1987: Effects of temperature on photosynthesis and growth of seagrasses. Aquatic Botany 27(1): 27-40.

Eggert, A. ja Schneider, B. 2015: A nitrogen source in spring in the surface mixed-layer of the Baltic Sea: Evidence from total nitrogen and total phosphorus data. Journal of Marine Systems 148: 39-47.

Elken, J., Raudsepp, U. ja Lips, U. 2003: On the estuarine transport reversal in deep layers of the Gulf of Finland. Journal of Sea Research 49(4): 267-274.

Fernandes, E. H., da Silva, P. D., Gonçalves, G. A., ym. 2021: Dispersion Plumes in Open Ocean Disposal Sites of Dredged Sediment. Water 13(6): 808.

Finni, T., Laurila, S. ja Laakkonen, S. 2001: The History of Eutrophication in the Sea Area of Helsinki in the 20th Century. AMBIO: A journal of the Human Environment 30(4): 264-271.

Groetsch, P. M. M., Simis, S. G. H., Eleveld, M. A., ym. 2014: Cyanobacterial bloom detection based on coherence between ferrybox observations. Journal of Marine Systems 140: 50-58.

Haikonen, A., Heitto, A., Ilmarinen, K., ym. 2007: Vuosaaren satamahankkeen vesistö- ja kalatalousseuranta 2006. Vuosaaren satamahanke. S. Vatanen ja A. Haikonen.

Haikonen, A., Karppinen, P., Kiirikki, M., ym. 2012: Taulukarin ja Mustakuvun läjitysalueiden vesistö- ja kalataloustarkkailu vuonna 2011. Kala- ja vesimonisteita.

Haikonen, A., Vatanen, S., Ilmarinen, K., ym. 2012: Vuosaaren sataman rakentamisen aikaisen (2003-2008) vesistö- ja kalataloustarkkailun yhteenvetoraportti. Kala- ja vesimonisteita. S. Vatanen ym. (toim.).

Havenhand, J. N., Filipsson, H. L., Niiranen, S., ym. 2019: Ecological and functional consequences of coastal ocean acidification: Perspectives from the Baltic-Skagerrak System. Ambio 48(8): 831-854.

Heitto, A., Haikonen, A., Ilmarinen, K., ym. 2011: Vuosaaren sataman ja voimalaitosten vesistö- ja kalataloustarkkailu vuona 2010. Kala- ja vesimonisteita nro 45.

Heitto, A. ja Vatanen, S. 2011: Helsingin Energian Hana- ja Salmisaaren voimalaitosten vesistövaikutusten tarkkailu vuonna 2010. Kala- ja vesimonisteita.

Heitto, A. ja Vatanen, S. 2012: Vuosaaren Sataman ja voimalaitosten vesistötarkkailu vuonna 2011. Kala- ja vesimonisteita nro 74.

Heitto, A. ja Vatanen, S. 2013: Vuosaaren sataman ja voimalaitosten vesistötarkkailu vuonna 2012. Kala- ja vesimonisteita.

Heitto, A. ja Vatanen, S. 2014: Vuosaaren sataman ja voimalaitosten vesistötarkkailu vuonna 2013. Kala- ja vesimonisteita.

HELCOM 2015: Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM.

. TBT and imposex. HELCOM core indicator report. Online. 6.4.2018 http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/tbt-and-imposex/.

Hovi, M., Karppinen, P., Leinikki, J., ym. 2014: Taulukarin läjitysalueen vesistö- ja kalataloustarkkailu sekä Mustakuvun läjitysalueen vesistötarkkailu vuonna 2013. Kala- ja vesimonisteita. S. Vatanen.

HSY 2020: Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2020 - Viikinmäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamot. HSY:n julkaisuja 3/2021.

HSY 2021: Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2020 - Viikinmäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamot. HSY:n julkaisuja 3/2021.

HSY 2022: Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2021 - Viikinmäen ja Suomenojan jätevedenpuhdistamot. HSY:n julkaisuja 1/2022.

Hällfors, S. 2007: Annex 6: Potentially harmful phytoplankton species of the Baltic Sea. ICES, Report of the ICES-IOC-SCOR Working Group on GEOHAB Implementation in teh Baltic (WGGIB), 7-9 May 2007. S. Hällfors. Helsinki, Finland.

Jost, L. 2006: Entropy and Diversity. Oikos 113(2): 363-375.

Kahru, M., Leppänen, J.-M., Nõmmann, S., ym. 1990: Spatio-temporal mosaic of the phytoplankton spring bloom in the open Baltic Sea in 1986. Marine Ecology Progress Series: 301-309.

Kajaste, I. 2004: Vartiokylänlahden tila - Vartiokylänlahden veden laatu vuosina 2000-2001. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja.

Karjalainen, E. ja Nyman, T. 2016: Jätkäsaaren edustan merialue, Helsinki Yhteistarkkailu, Vuosiraportti 2015.

Karppinen, P., Haikonen, A. ja Vatanen, S. 2011: Helsingin Energian Salmisaaren voimalaitosten jäähdytysvesien leviämiskartoitus. Kala- ja vesimonisteita.

Karppinen, P. ja Vatanen, S. 2013: Helsingin Energian Hanasaaren voimalaitoksen ja Katri Valan lämpö- ja jäähdytyslaitoksen jäähdytysvesien leviämiskartoitus. Kala- ja vesimonisteita.

Kowalczuk, P., Olszewski, J., Darecki, M., ym. 2005: Empirical relationships between coloured dissolved organic matter (CDOM) absorption and apparent optical properties in Baltic Sea waters. International Journal of Remote Sensing 26(2): 345-370.

Lapota, D., Rosenberger, D. E., Platter-Rieger, M. F., ym. 1993: Growth and survival of Mytilus edulis larvae exposed to low levels of dibutyltin and tributyltin. Marine Biology 115(3): 413-419.

Larsson, U., Hajdu, S., Walve, J., ym. 2001: Baltic Sea nitrogen fixation estimated from the summer increase in upper mixed layer total nitrogen. Limnology and Oceanography 46(4): 811-820.

Lehtinen, S., Tamminen, T., Ptacnik, R., ym. 2017: Phytoplankton species richness, evenness, and production in relation to nutrient availability and imbalance. Limnology and Oceanography 62(4): 1393-1408.

Lehtoranta, J. 2003: Dynamics of sediment phosphorus in the brackish Gulf of Finland, Finnish Environment Institute.

Leinikki, E. 2020: The Ecological Role of Iron-Manganese Concretions. Environmental Change and Global Sustainability. Helsinki, University of Helsinki. MSc: 38 + appendices.

Liblik, T. ja Lips, U. 2011: Characteristics and variability of the vertical thermohaline structure in the Gulf of Finland in summer. Boreal Environment Research 16 (suppl. A): 73-83.

Liblik, T. ja Lips, U. 2017: Variability of pycnoclines in a three-layer, large estuary: the Gulf of Finland. Boreal Environment Research 22: 27-47.

Lindfors, A., Kiirikki, M. ja Vatanen, S. 2015: Taulukarin läjitysalueen vesistö- ja kalataloustarkkailu vuonna 2014. Kala- ja vesimonisteita. S. Vatanen.

Lips, I. ja Lips, U. 2017: The Importance of Mesodinium rubrum at Post-Spring Bloom Nutrient and Phytoplankton Dynamics in the Vertically Stratified Baltic Sea. Frontiers in Marine Science 4(407).

Lips, I., Lips, U. ja Liblik, T. 2009: Consequences of coastal upwelling events on physical and chemical patterns in the central Gulf of Finland (Baltic Sea). Continental Shelf Research 29(15): 1836-1847.

Lips, U., Laanemets, J., Lips, I., ym. 2017: Wind-driven residual circulation and related oxygen and nutrient dynamics in the Gulf of Finland (Baltic Sea) in winter. Estuarine, Coastal and Shelf Science 195: 4-15.

Little, H. J., Vichi, M., Thomalla, S. J., ym. 2018: Spatial and temporal scales of chlorophyll variability using high-resolution glider data. Journal of Marine Systems 187: 1-12.

Lønborg, C., Davidson, K., Álvarez–Salgado, X. A., ym. 2009: Bioavailability and bacterial degradation rates of dissolved organic matter in a temperate coastal area during an annual cycle. Marine Chemistry 113(3-4): 219-226.

Myrberg, K. ja Andrejev, O. 2003: Main upwelling regions in the Baltic Sea - a statistical analysis based on three-dimensional modelling. Boreal Environment Research 8: 97-112.

Nyman, E. 2021: Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailu - Neljännesvuosiraportti 4/2020 - Veden fysikaalisen, kemiallisen ja hygieenisen laadun tarkkailu. Kaupunkiympäristön aineistoja 2021:3. Helsinki.

Nyman, E. 2022: Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailu - Neljännesvuosiraportti 4/2021 - Veden fysikaalisen, kemiallisen ja hygieenisen laadun tarkkailu. Kaupunkiympäristön aineistoja 2022:3. Helsinki.

Nyman, E. ja Räsänen, M. 2022: Ryssjeholmsfjärden - veden laatu, plankton- ja pohjaeläinyhteisöt 2021. Kaupunkiympäristön julkaisuja 2022:14.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., ym. 2022: vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5–7. 2020.

Olli, K., Nyman, E. ja Tamminen, T. 2022: Half-century trends in alpha and beta diversity of phytoplankton summer communities in the Helsinki Archipelago, the Baltic Sea. Journal of Plankton Research.

Outinen, O., Katajisto, T., Hällfors, H., ym. 2018: Vieraslajikartoitus Helsingin satamassa 2018 - Suomen ympäristökeskus 19.12.2018.

Paczkowska, J., Brugel, S., Rowe, O., ym. 2020: Response of Coastal Phytoplankton to High Inflows of Terrestrial Matter. Frontiers in Marine Science 7.

Pavelson, J., Kononen, K. ja Laanemets, J. 1999: Chlorophyll distribution patchiness caused by hydrodynamical processes: a case study in the Baltic Sea. ICES Journal of Marine Science(56): 87-99.

Pellikka, K. ja Viljamaa, H. 1998: Eläinplankton Helsingin merialueella 1969-1996. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 12/98.

Peltonen, H. ja Salo, E. 2013: Ruoppausmassojen meriläjitysalue, Rövargrundet Ympäristövaikutusten seurantatulokset vuonna 2012.

Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., ym. 2019: R Core Team (2019) nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-139. Available at http://CRAN. R-project. org/package= nlme.

Raateoja, M., Pitkänen, H., Eremina, T. R., ym. 2016: Nutrients in the water. The Gulf of Finland Assessment. M. Raateoja ja O. Setälä. Helsinki, Finnish Environment Institute (SYKE): 94-107.

Rantataro, J. 1992: Pääkaupunkiseudun edustan vedenalaisten maa-ainesvarojen kartoitus. Helsingin seutukaavaliiton julkaisuja.

Roman, M. R., Brandt, S. B., Houde, E. D., ym. 2019: Interactive Effects of Hypoxia and Temperature on Coastal Pelagic Zooplankton and Fish. Frontiers in Marine Science 6.

Salmela, J., Saarni, S., Blåfield, L., ym. 2022: Comparison of cold season sedimentation dynamics in the non-tidal estuary of the Northern Baltic Sea. Marine Geology 443: 106701.

Scheinin, M. ja Asmala, E. 2020: Ubiquitous Patchiness in Chlorophyll a Concentration in Coastal Archipelago of Baltic Sea. Frontiers in Marine Science.

Seppälä, J. 2009: Fluorescence properties of Baltic Sea phytoplankton. Department of Biological and Environmental Sciences, Faculty of Biosciences. Helsinki, Universtiy of Helsinki. PhD.

Simis, S. G. H., Ylöstalo, P., Kallio, K. Y., ym. 2017: Contrasting seasonality in optical-biogeochemical properties of the Baltic Sea. PLoS ONE 12(4): e0173357.

Sommer, U. 1985: Comparison between steady state and non-steady state competition: experiments with natural phytoplankton. Limnology and Oceanography 30(2): 335-346.

Stenalt, E., Johansen, B., Lillienskjold, S. v., ym. 1998: Mesocosm Study ofMytilus edulisLarvae and Postlarvae, Including the Settlement Phase, Exposed to a Gradient of Tributyltin. Ecotoxicology and Environmental Safety 40(3): 212-225.

Suhhova, I., Liblik, T., Lilover, M.-J., ym. 2018: A descriptive analysis of the linkage between the vertical stratification and current oscillations in the Gulf of Finland. Boreal Environment Research 23: 83-103.

Suikkanen, S., Lehtinen, S. ja Hällfors, H. 2019: Uudenmaan rannikon kasviplanktonyhteisön koostumus ja muutokset 2010-2017. Raportteja.

Tamminen, T. ja Andersen, T. 2007: Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of salinity and eutrophication. Marine Ecology Progress Series 340: 121-138.

Team, R. C. 2019: R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Torres, G., Charmantier, G., Wilcockson, D., ym. 2021: Physiological basis of interactive responses to temperature and salinity in coastal marine invertebrate: Implications for responses to warming. Ecology and Evolution 11(11): 7042-7056.

Trombetta, T., Vidussi, F., Mas, S., ym. 2019: Water temperature drives phytoplankton blooms in coastal waters. PLOS ONE 14(4): e0214933.

Uiboupin, R., Laanemets, J., Sipelgas, L., ym. 2012: Monitoring the effect of upwelling on the chlorophyll a distribution in the Gulf of Finland (Baltic Sea) using remote sensing and in situ data**The study was supported by the Estonian Science Foundation (grants No. 7467, No. 6752, No. 7633, No. 7581 & No. 8968). The remote sensing data were provided by ESA via Cat-1 project No. 6855. Oceanologia 54(3): 395-419.

Vaalgamaa, S. 2004: The effect of urbanisation on Laajalahti Bay, Helsinki City, as reflected by sediment geochemistry. Marine Pollution Bulletin 48: 650-662.

Vahtera, E. 2019: Pääkaupunkiseudun rannikkovesien laatu - Ilmastonmuutoksen ja ravinnekuormituksen vaikutukset 1970-luvulta nykypäivään. Helsingin kaupunkiympäristön julkaisuja 2019:6.

Vahtera, E., Laanemets, J., Pavelson, J., ym. 2005: Effect of upwelling on the pelagic environment and bloom-forming cyanobacteria in the western Gulf of Finland, Baltic Sea. Journal of Marine Systems 58(1): 67-82.

Vahtera, E. ja Lukkari, K. 2015: Pääkaupunkiseudun merenpohjien tila ja fosforin sisäinen kuormitus (in Finnish). Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 7/2015.

Vahtera, E., Räsänen, M. ja Muurinen, J. 2018: Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2016-2017. Kaupunkiympäristön julkaisuja 21. Helsinki.

Vahtera, E., Räsänen, M. ja Muurinen, J. 2020: Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2018-2019. Kaupunkiympäristön julkaisuja 2020:25. Helsinki.

Vahtera, E., Räsänen, M., Muurinen, J., ym. 2016: Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2014-2015. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja. Helsinki.

Vatanen, S. 2005: Sedimenttien haitta-ainekartoitus Helsingin vesialueella vuonna 2005. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 8/2005.

Vatanen, S. ja Haikonen, A. 2010: Vuosaaren sataman ja voimalaitosten vesistö- ja kalatalous-tarkkailu vuonna 2009. Kala- ja vesimonisteita.

Vatanen, S. ja Haikonen, A. 2011: Vuosaaren sataman ja voimalaitosten vesistö- ja kalatalous-tarkkailu vuonna 2010. Kala- ja vesimonisteita.

Viitasalo, M., Andrejev, O., Sokolov, A., ym. 2012: Puhdistettujen jätevesien leviäminen purkuputkien kautta pääkaupunkiseudun merialueella - Mallinnustyö. Technical report of the MARISPLAN -project. Helsinki.

Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., ym. 1998: Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters with Special Reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a Trophic Scale, Turbidity and Generalized Water Quality Index. Environmetrics 9: 329-357.

Vuorio, K., Lagus, A., Lehtimäki, J. M., ym. 2005: Phytoplankton community responses to nutrient and iron enrichment under different nitrogen to phosphorus ratios in the northern Baltic Sea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 322(1): 39-52.

Väli, G., Meier, H. E. M. ja Elken, J. 2013: Simulated halocline variability in the Baltic Sea and its impact on hypoxia during 1961–2007. Journal of Geophysical Research: Oceans 118(12): 6982-7000.

Westerlund, A., Tuomi, L., Alenius, P., ym. 2019: Circulation patterns in the Gulf of Finland from daily to seasonal timescales. Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography 71(1): 1627149.

Ympäristöministeriö 2015: Sedimenttien ruoppaus- ja läjitysohje. Ympäristöhallinnon ohjeita.

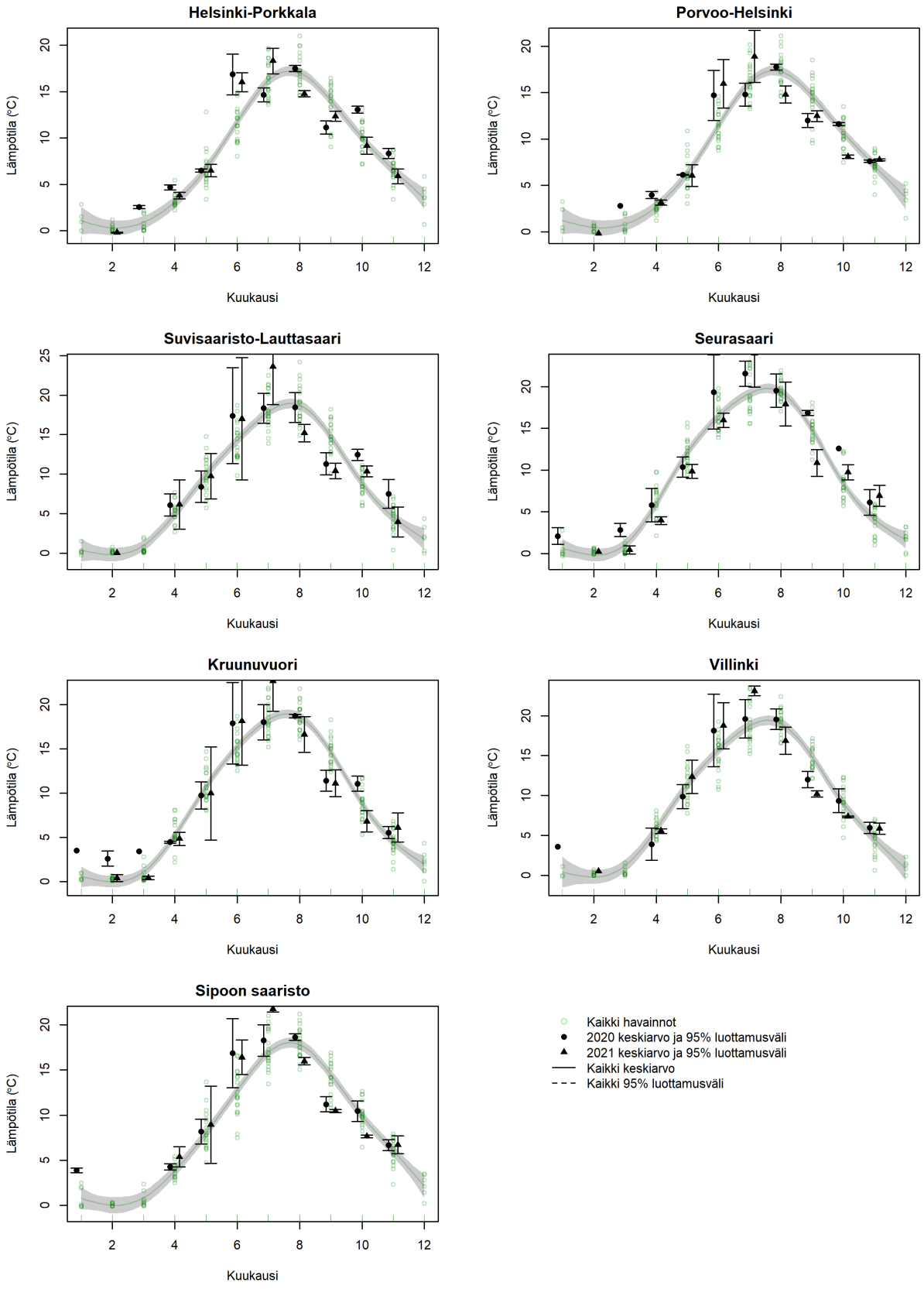
Zhang, Z., Zhou, M., Zhong, Y., ym. 2020: Spatial Variations of Phytoplankton Biomass Controlled by River Plume Dynamics Over the Lower Changjiang Estuary and Adjacent Shelf Based on High-Resolution Observations. Frontiers in Marine Science 7.

Zhurbas, V., Laanemets, J. ja Vahtera, E. 2008: Modeling of the mesoscale structure of coupled upwelling/downwelling events and the related input of nutrients to the upper mixed layer in the Gulf of Finland, Baltic Sea. Journal of Geophysical Research: Oceans 113(C5): n/a-n/a.

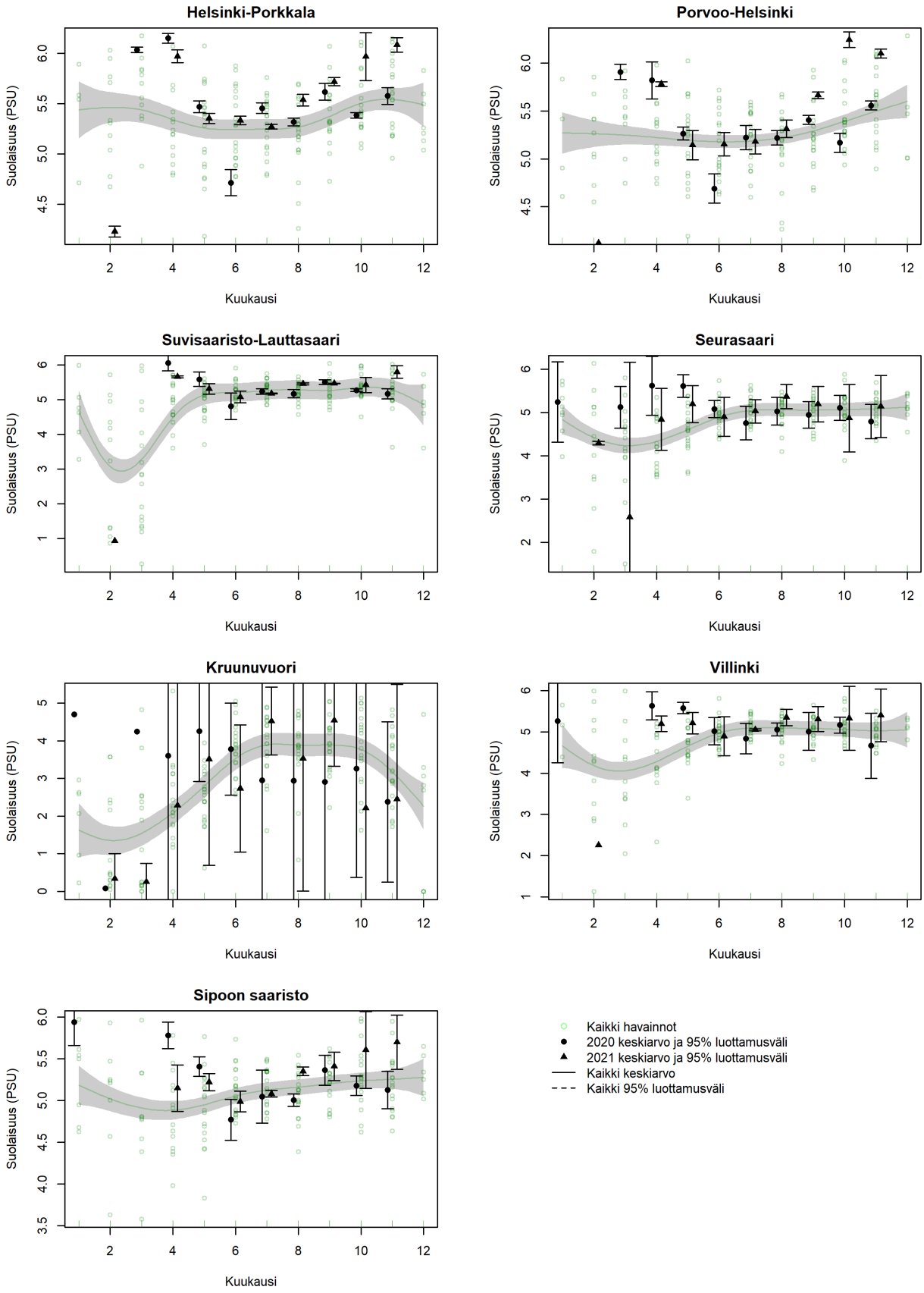
13. Liitteet

13. Liitteet

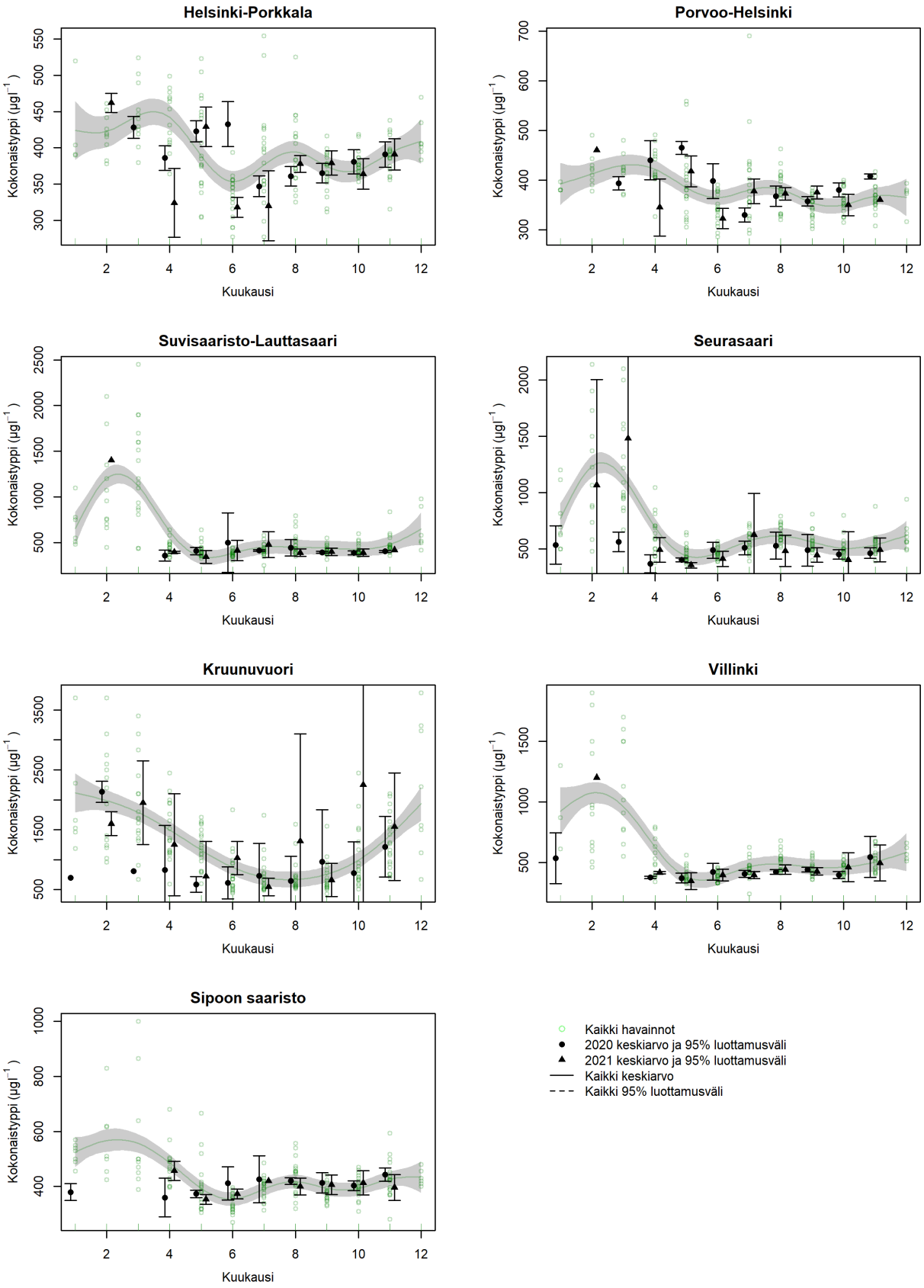
Liite 1. Pintaveden kuukausikohtainen lämpötilan, suolaisuuden, kokonaistypen, kokonaisfosforin, liukoisen epäorgaanisen typen, liukoisen fosfaatin, sameuden ja vesipatsaan kerrostuneisuuden keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen additiivinen yleistetty malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla. Pohjanläheisen veden (pohja +1 m) lämpötilan, suolaisuuden, kokonaistypen, kokonaisfosforin, liukoisen epäorgaanisen typen, liukoisen fosfaatin, sameuden ja hapen keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen additiivinen yleistetty malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



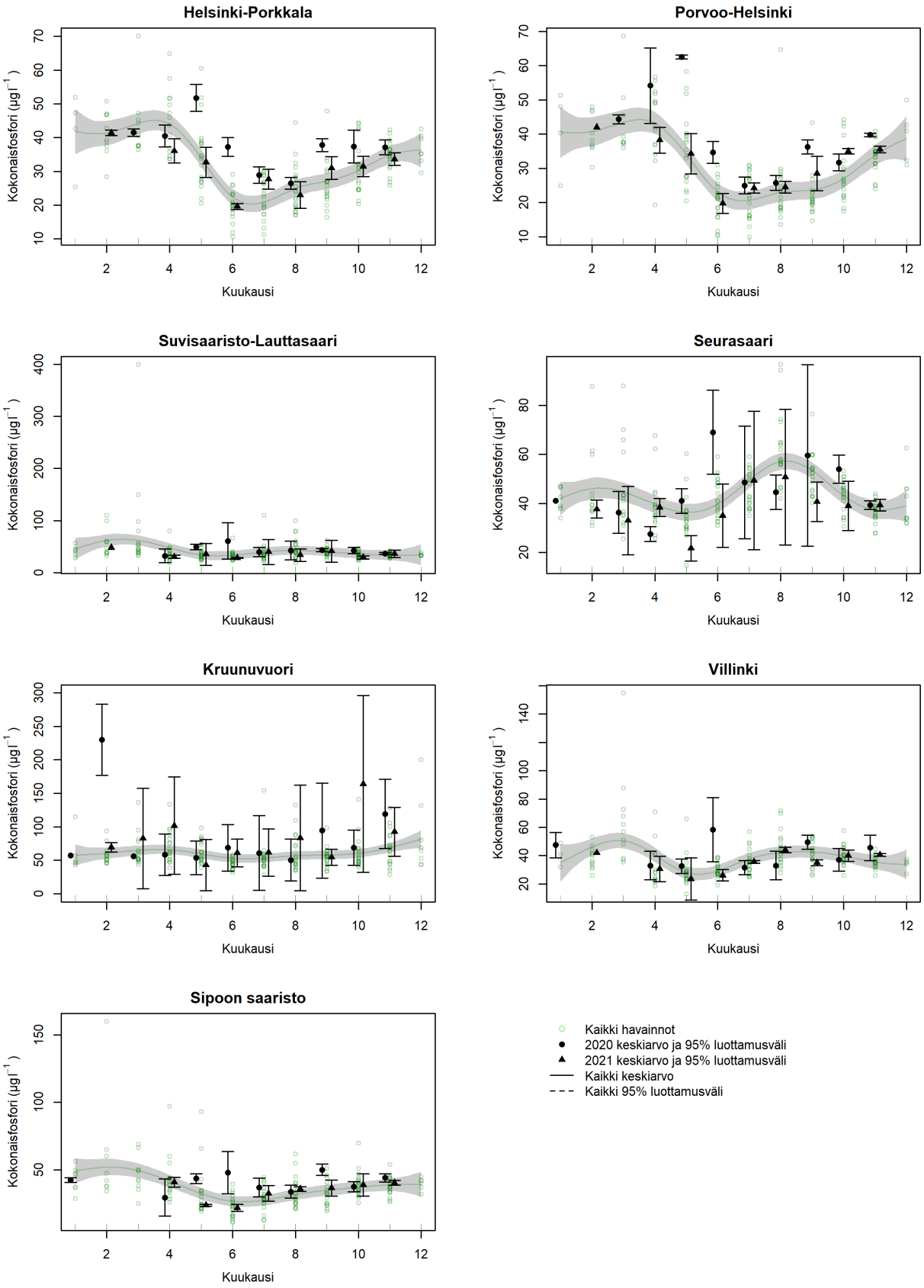
Kuva 1. Pintaveden lämpötilan (°C) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



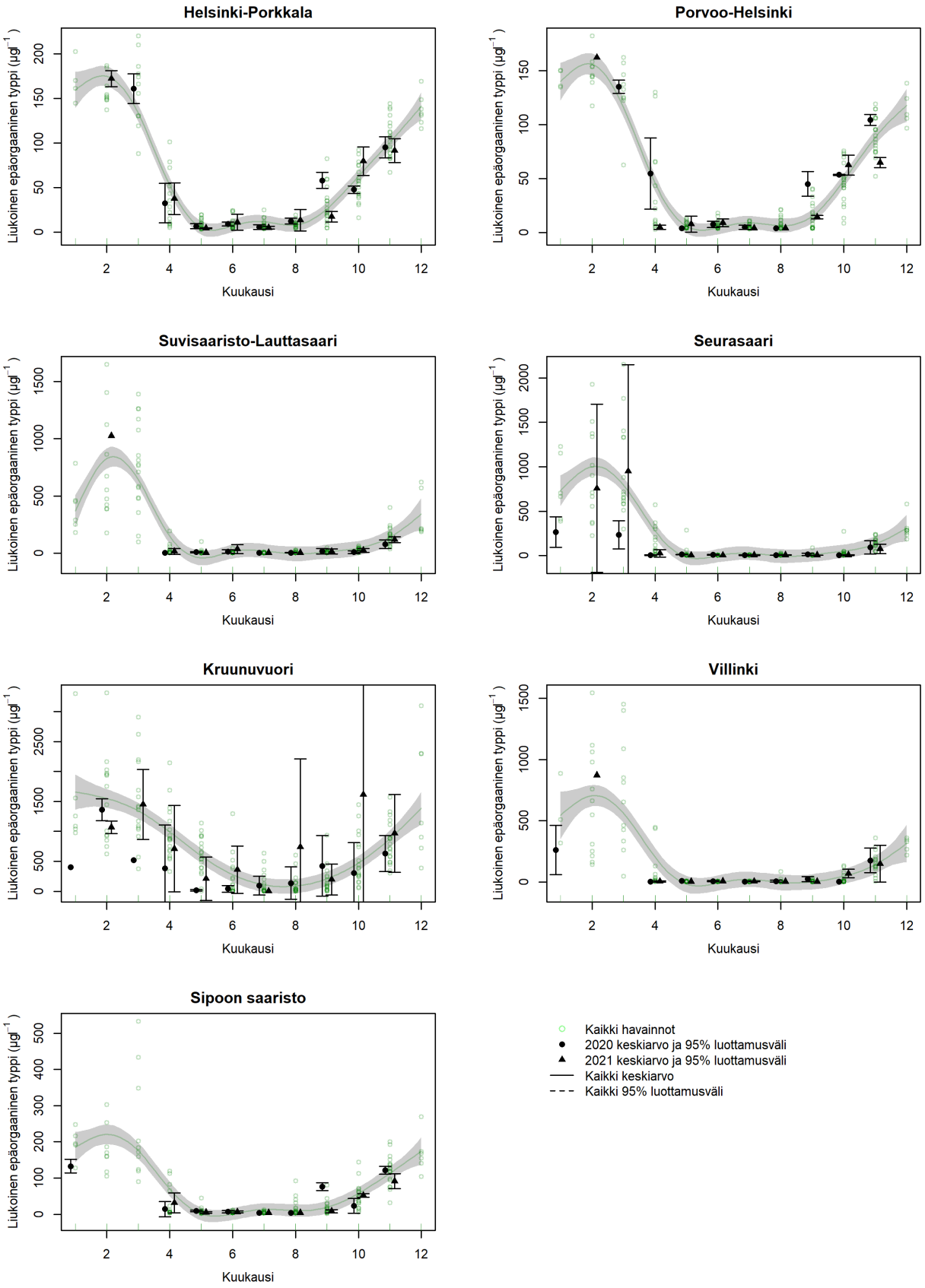
Kuva 2. Pintaveden suolaisuuden (PSU) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



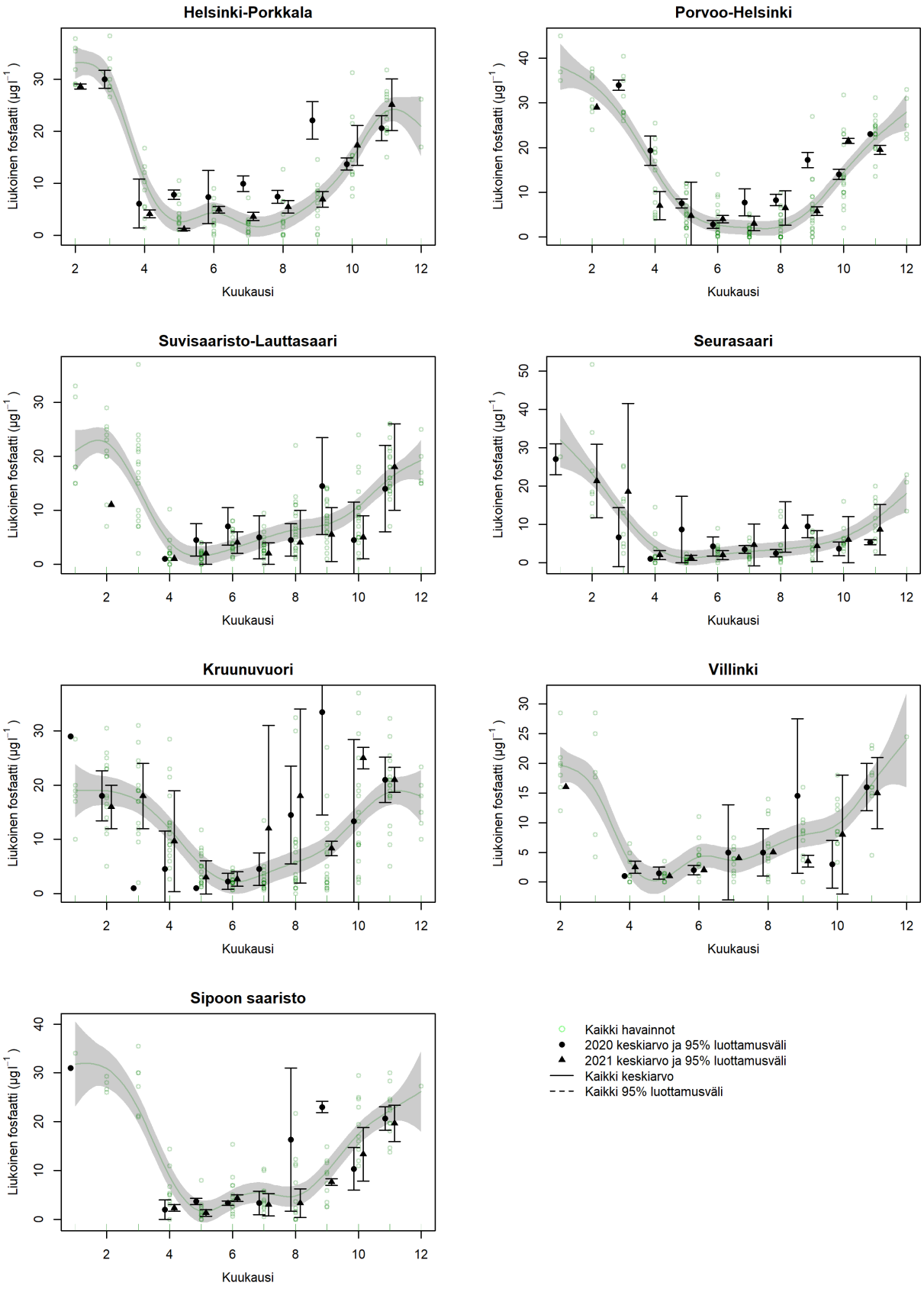
Kuva 3. Pintaveden kokonaistypen pitoisuuden (µg/l) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



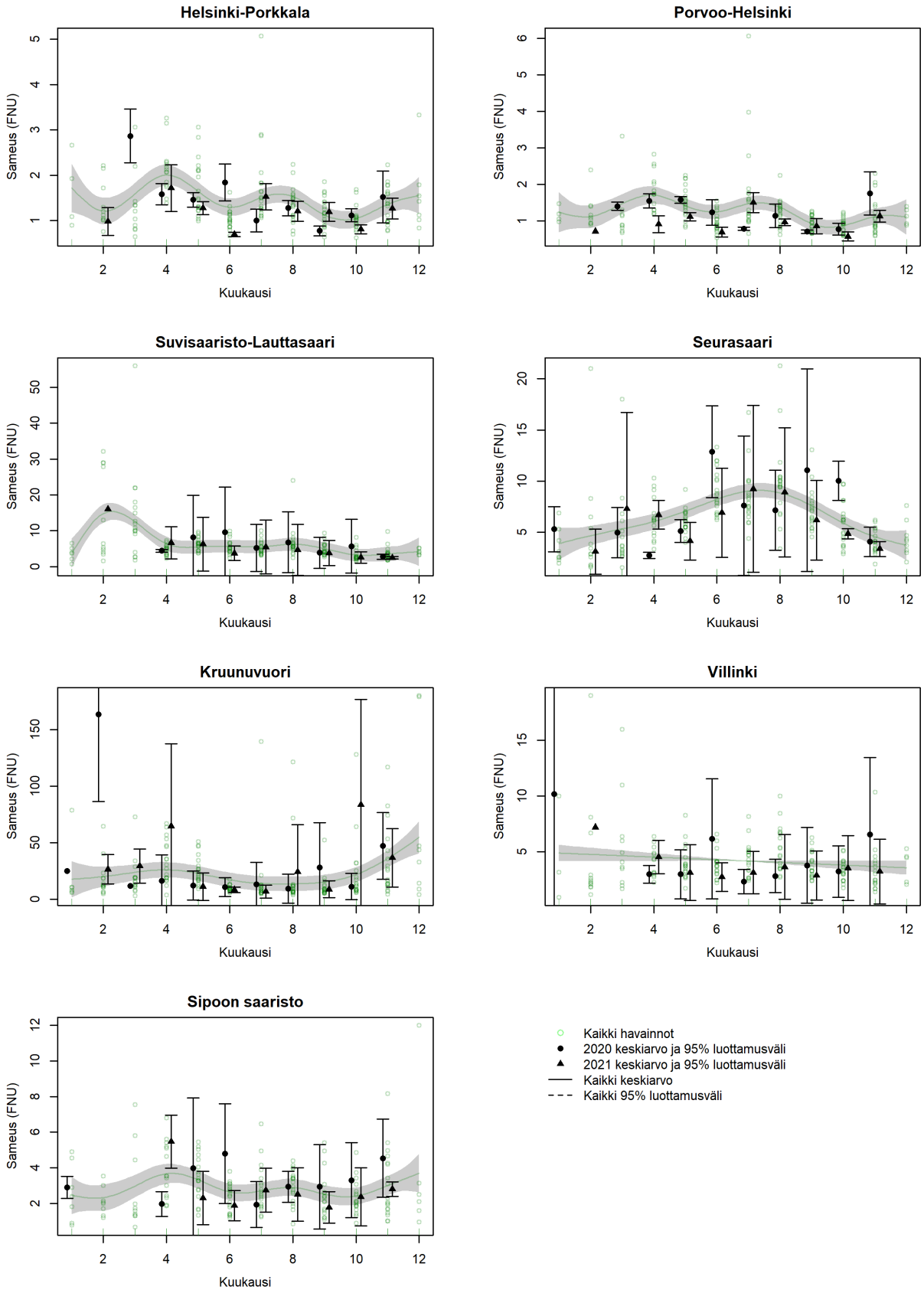
Kuva 4. Pintaveden kokonaisfosforin pitoisuuden (µg/l) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



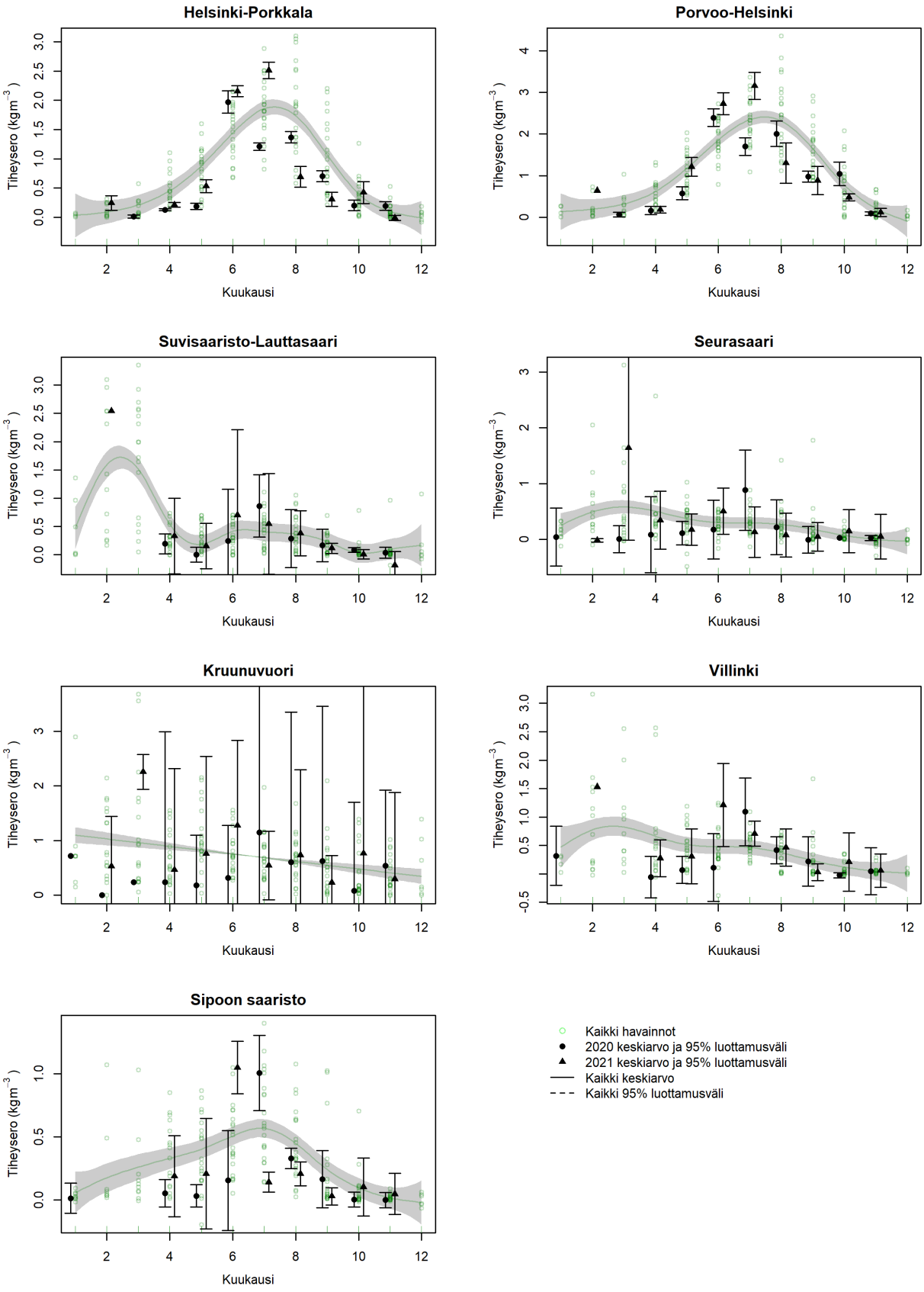
Kuva 5. Pintaveden liukoisen epäorgaanisen typen pitoisuuden (µg/l) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



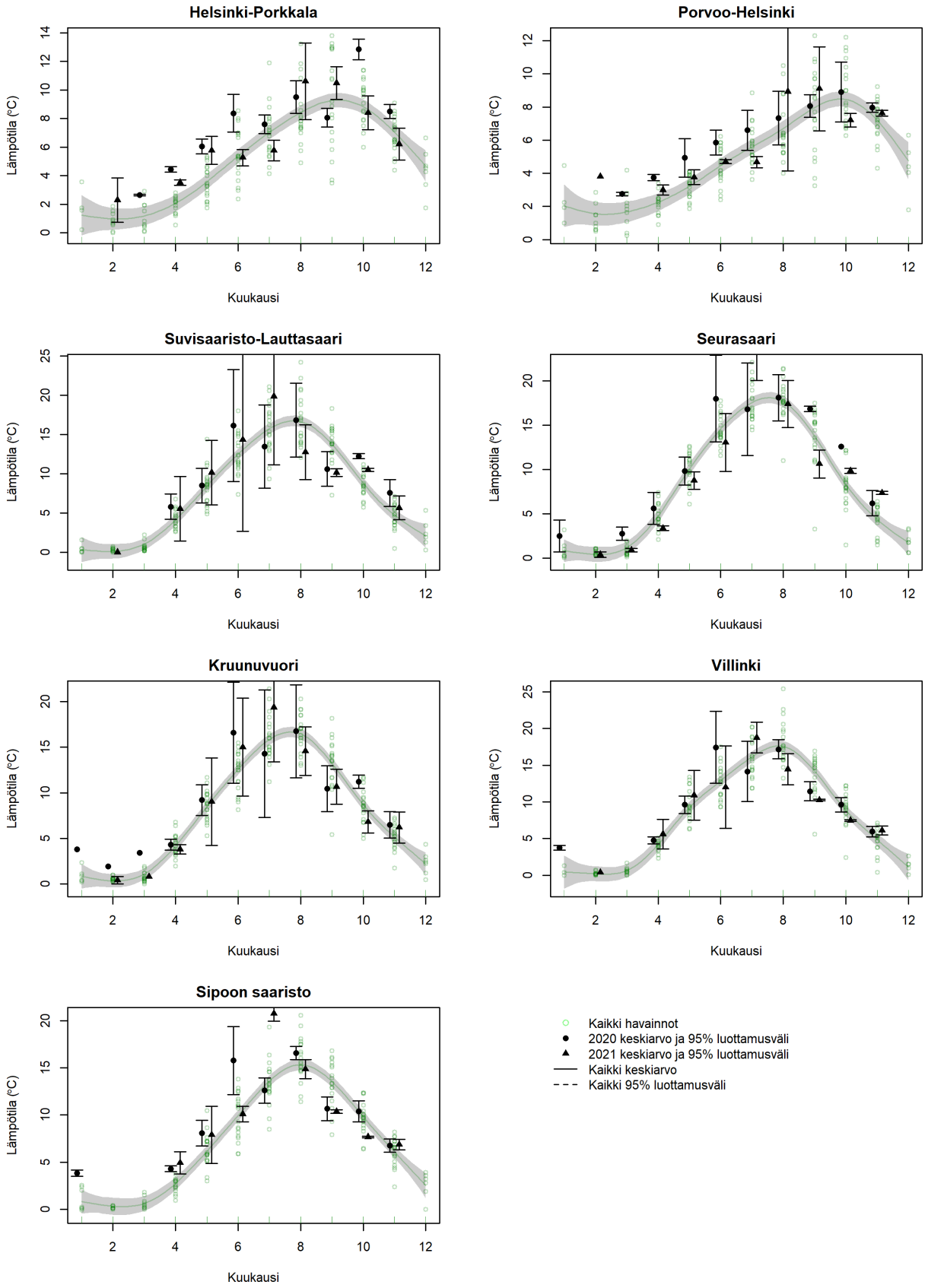
Kuva 5. Pintaveden liukoisen fosfaatin pitoisuuden (µg/l) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



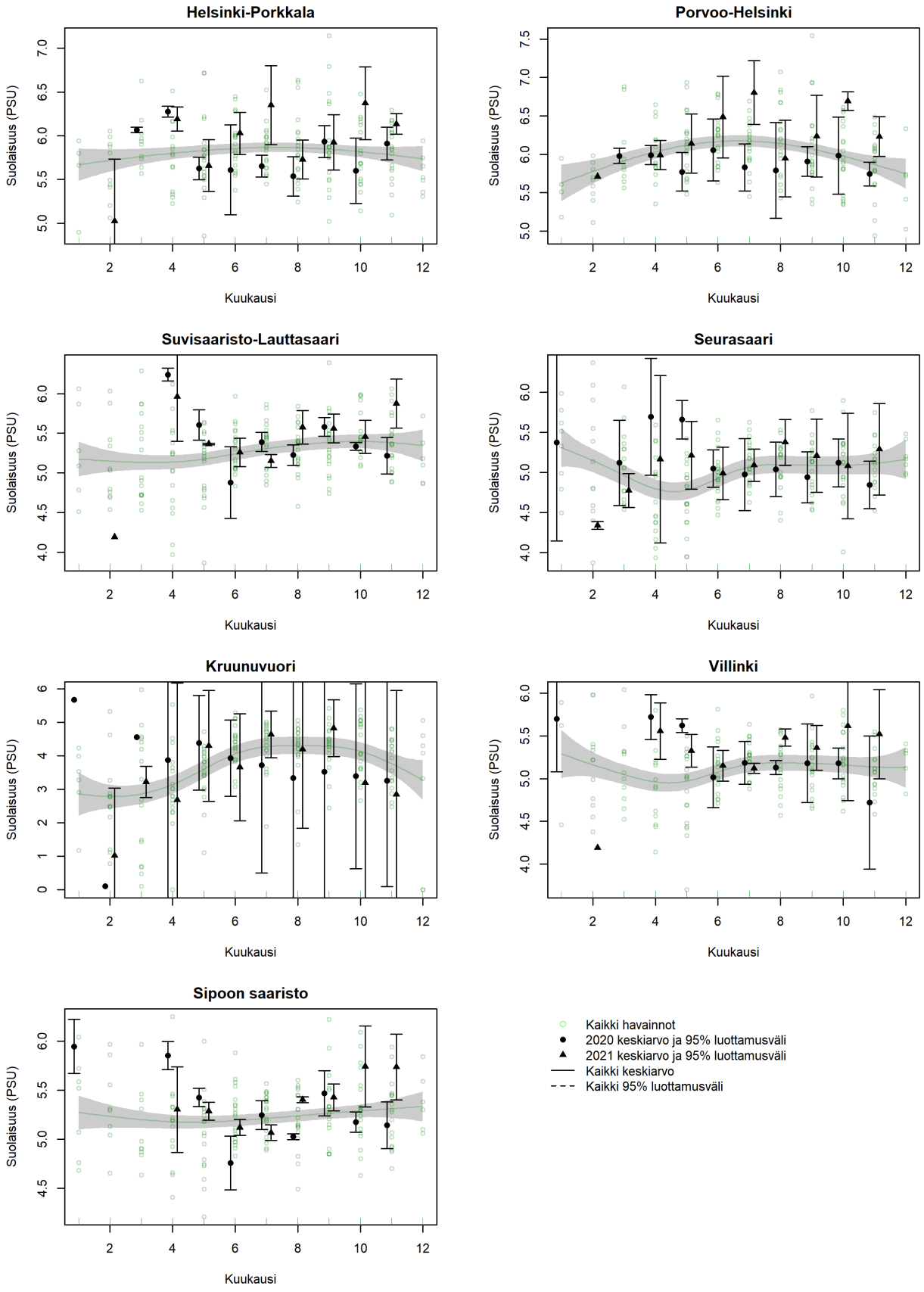
Kuva 6. Pintaveden sameuden (FNU) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



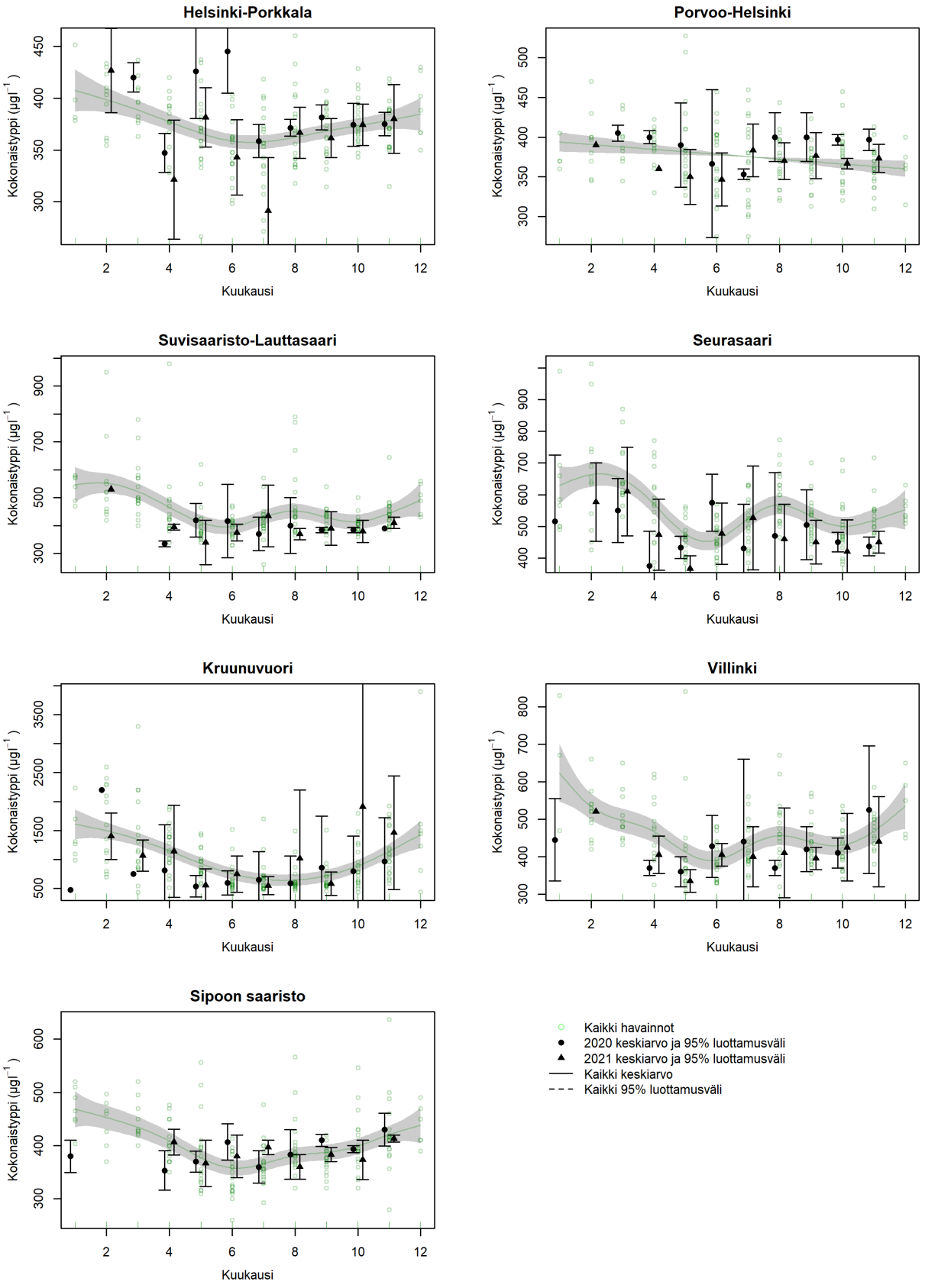
Kuva 7. Pintaveden ja pohjanläheisen veden tiheysero (kg(m^3) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



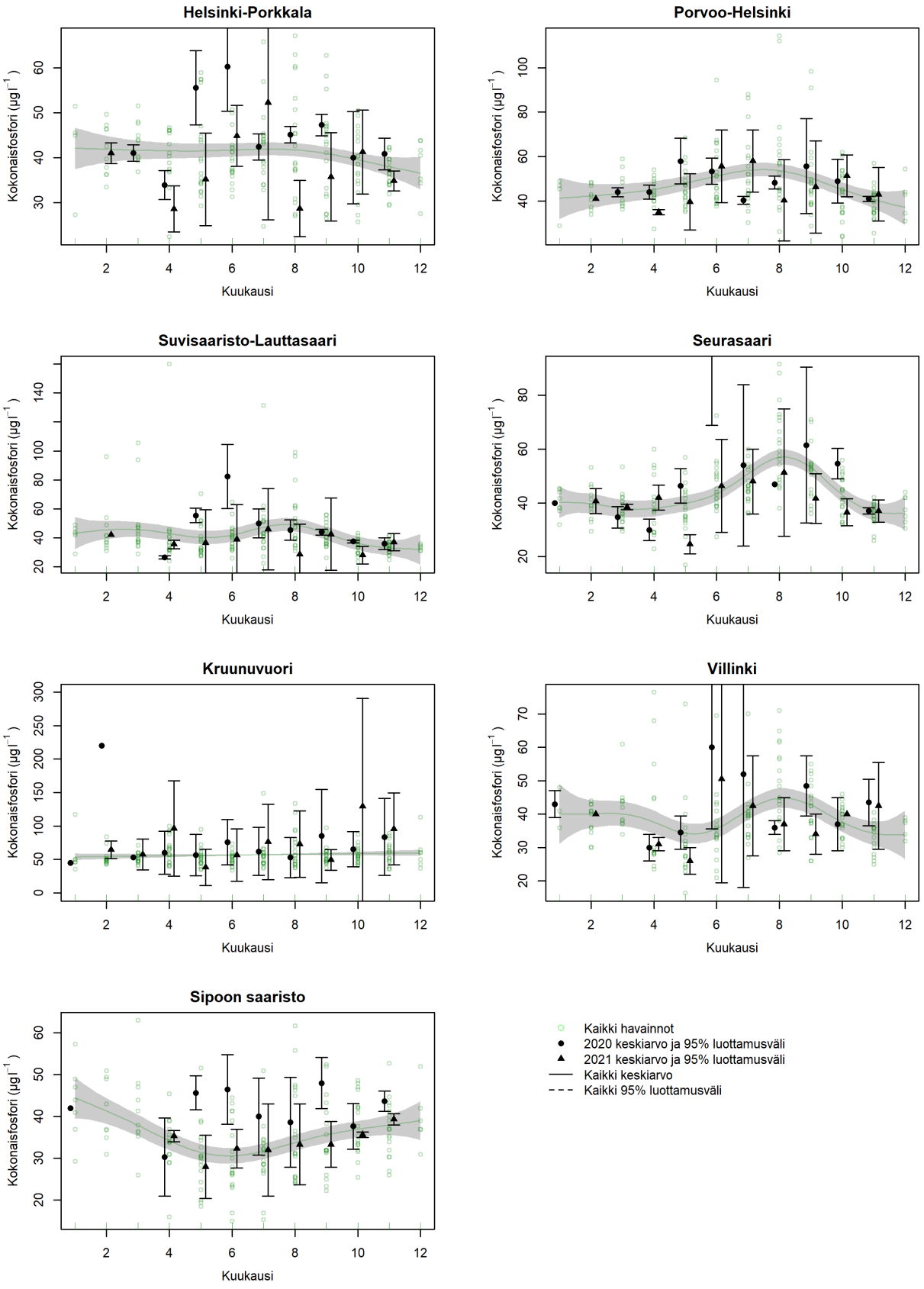
Kuva 8. Pohjanläheisen veden (pohja +1 m) lämpötilan (°C) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



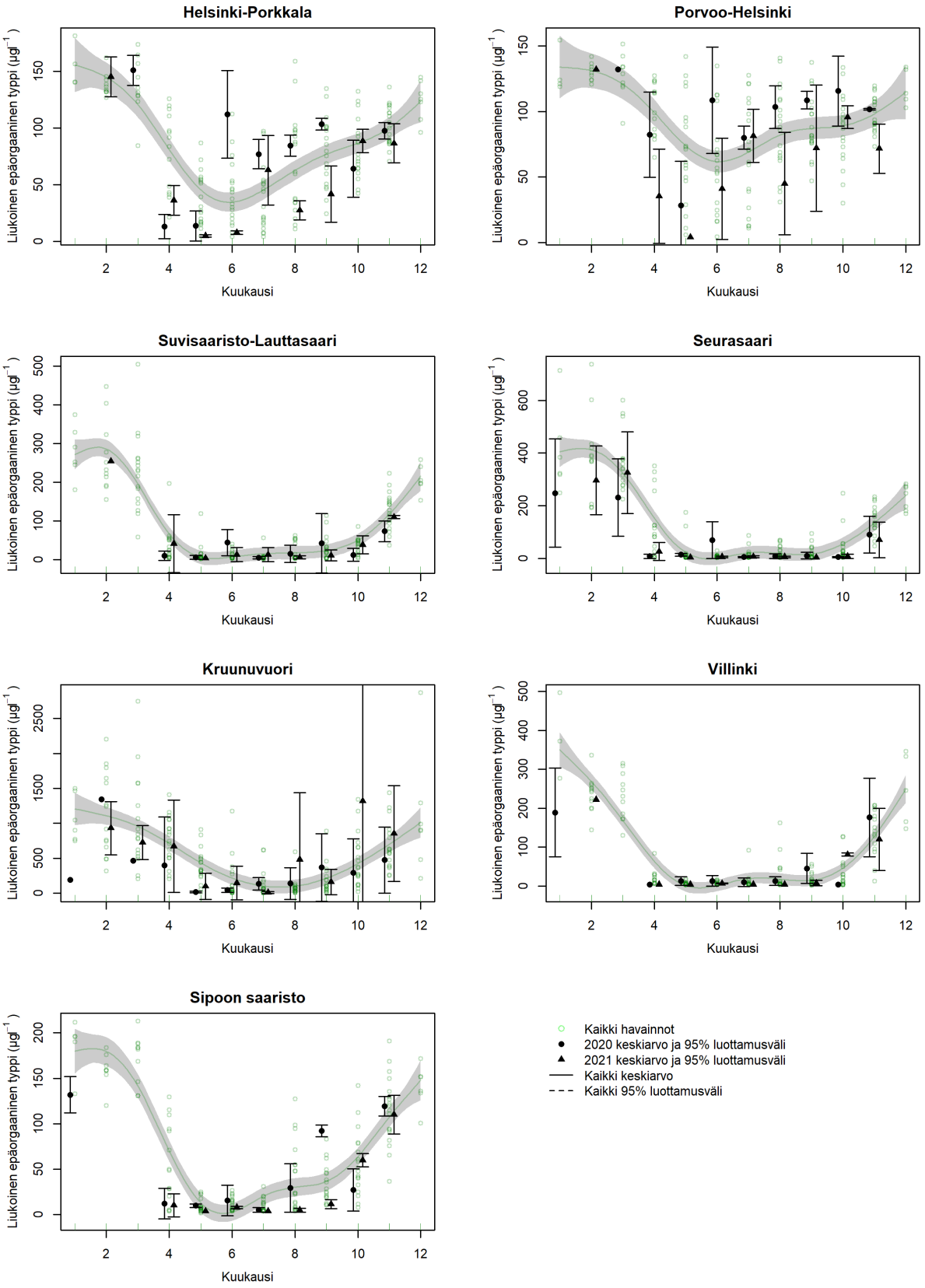
Kuva 9. Pohjanläheisen veden (pohja +1 m) suolaisuuden (PSU) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



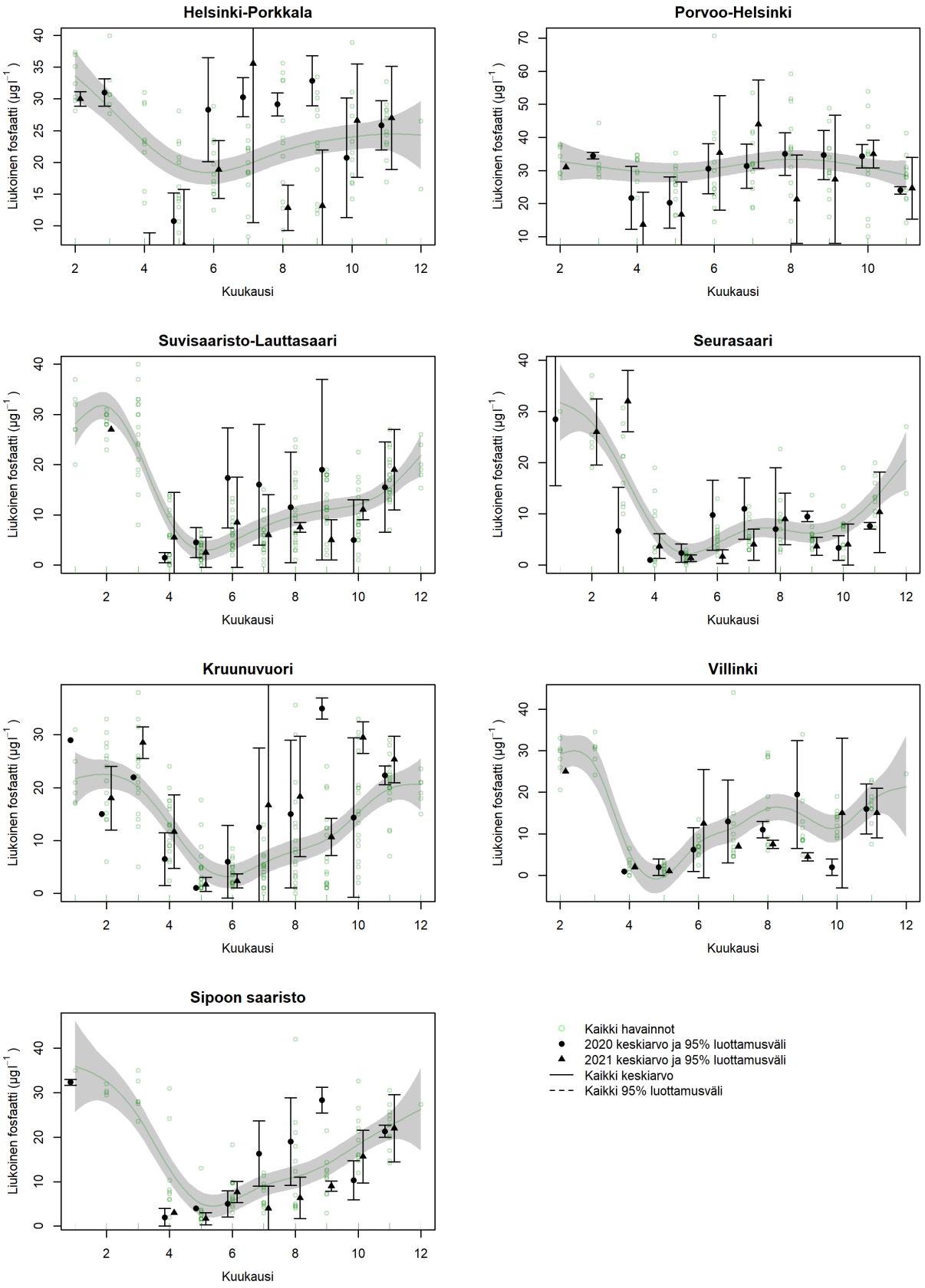
Kuva 10. Pohjanläheisen veden (pohja +1 m) kokonaistypen pitoisuuden (µg/l) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



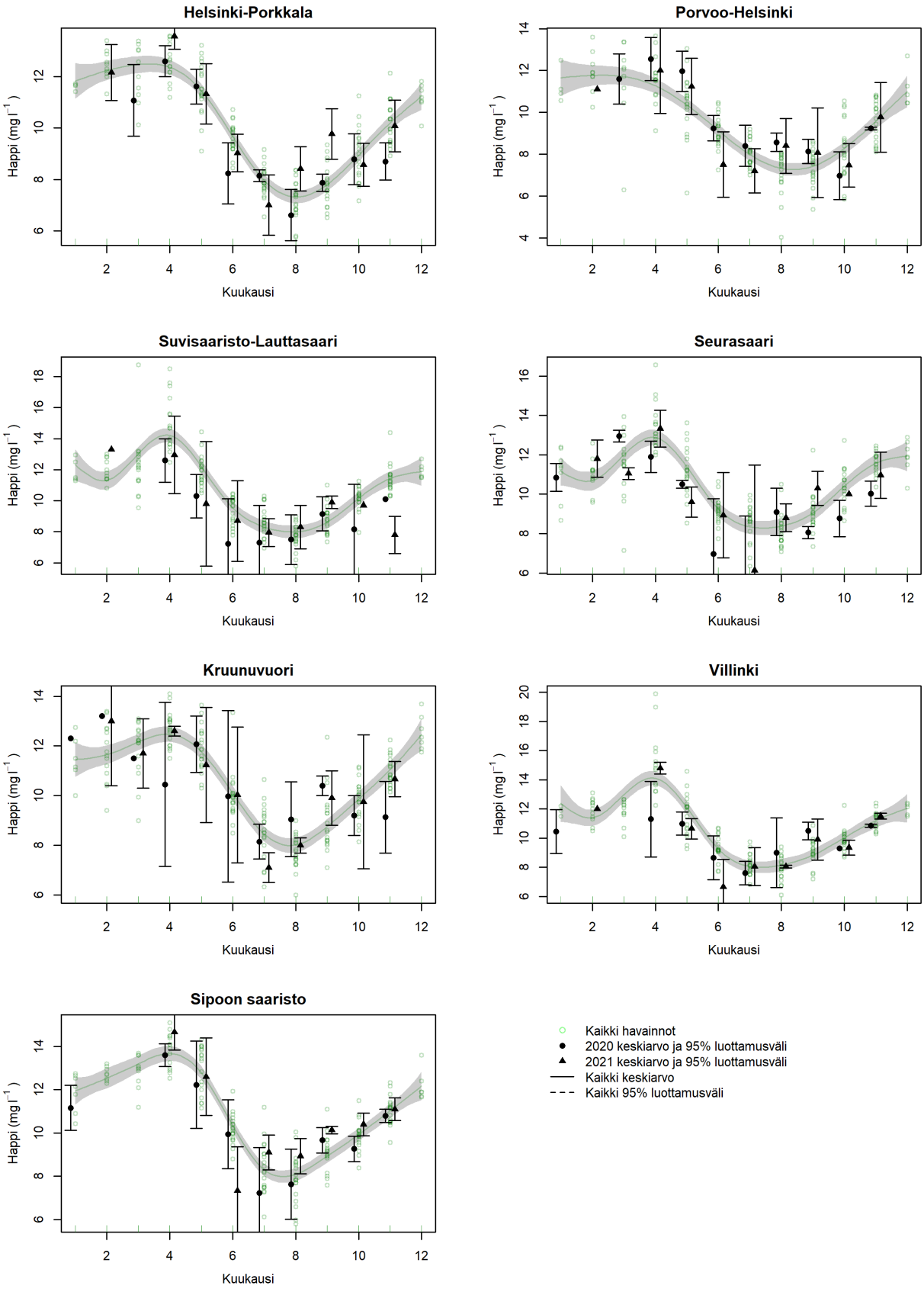
Kuva 11. Pohjanläheisen veden (pohja +1 m) kokonaisfosforin pitoisuuden (µg/l) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



Kuva 12. Pohjanläheisen veden (pohja +1 m) liukoisen epäorgaanisen typen pitoisuuden (µg/l) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



Kuva 13. Pohjanläheisen veden (pohja +1 m) liukoisen fosfaatin pitoisuuden (µg/l) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.



Kuva 14. Pohjanläheisen veden (pohja +1 m) hapen pitoisuuden (µg/l) keskiarvo vuosille 2001–2019 (arvioitu sovittamalla tilastollinen GAM-malli aineistoon) sekä vuosien 2020 ja 2021 kuukausikohtaiset havaintojen aritmeettiset keskiarvot tarkkailualueen vesimuodostumien tarkkailuasemilla.

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUS

Helsingin ja Espoon edustan vedenlaatu avovesikaudella 2021 tehtyjen läpivirtausmittausten perusteella

Antti Lindfors, Toni Meriläinen ja Lari Litmanen
Luode Consulting Oy
6.11.2021

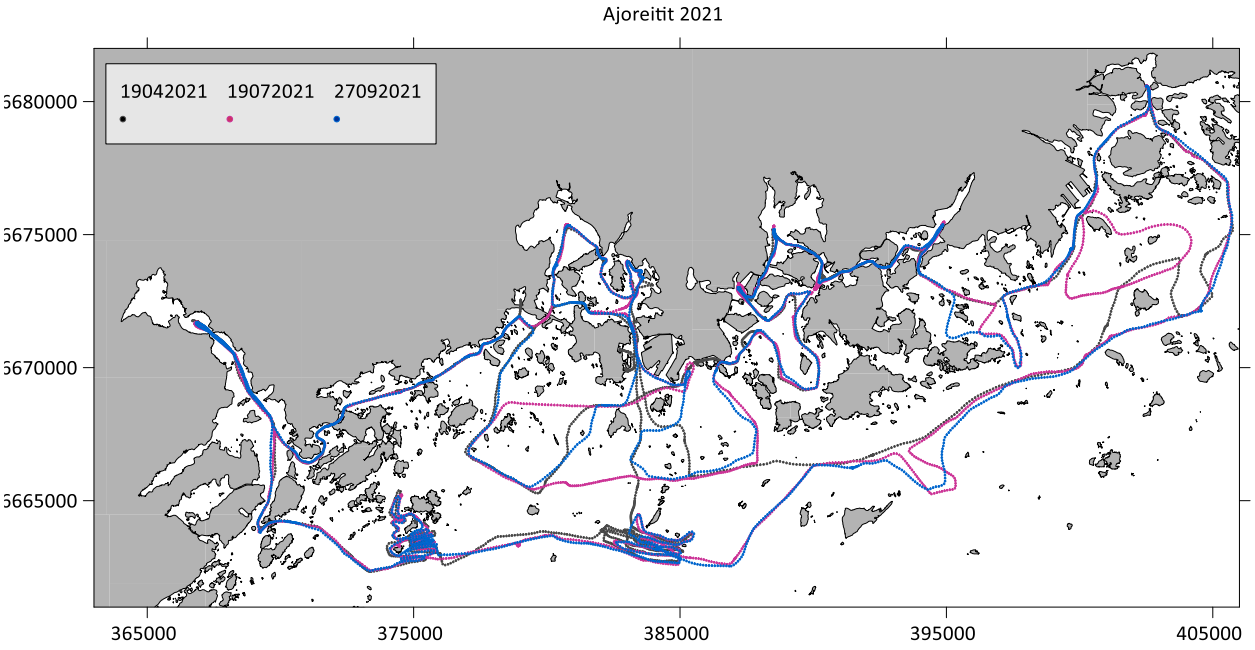
Johdanto

Työssä selvitettiin Helsingin ja Espoon edustan vedenlaadun alueellista vaihtelua avokaudella 2021. Kartoitukset tehtiin Luode Consulting Oy:n kehittämällä järjestelmällä, joka mahdollistaa vedenlaatuhavaintojen keräämisen liikkuvasta veneestä. Mittaukset tehtiin 19.4.2021, 19.7.2021 ja 27.9.2021. Samaan aikaan kerättiin sarja vesinäytteitä, joista analysoitiin mm. ravinteet, klorofylli sekä orgaanisen aineen pitoisuudet.

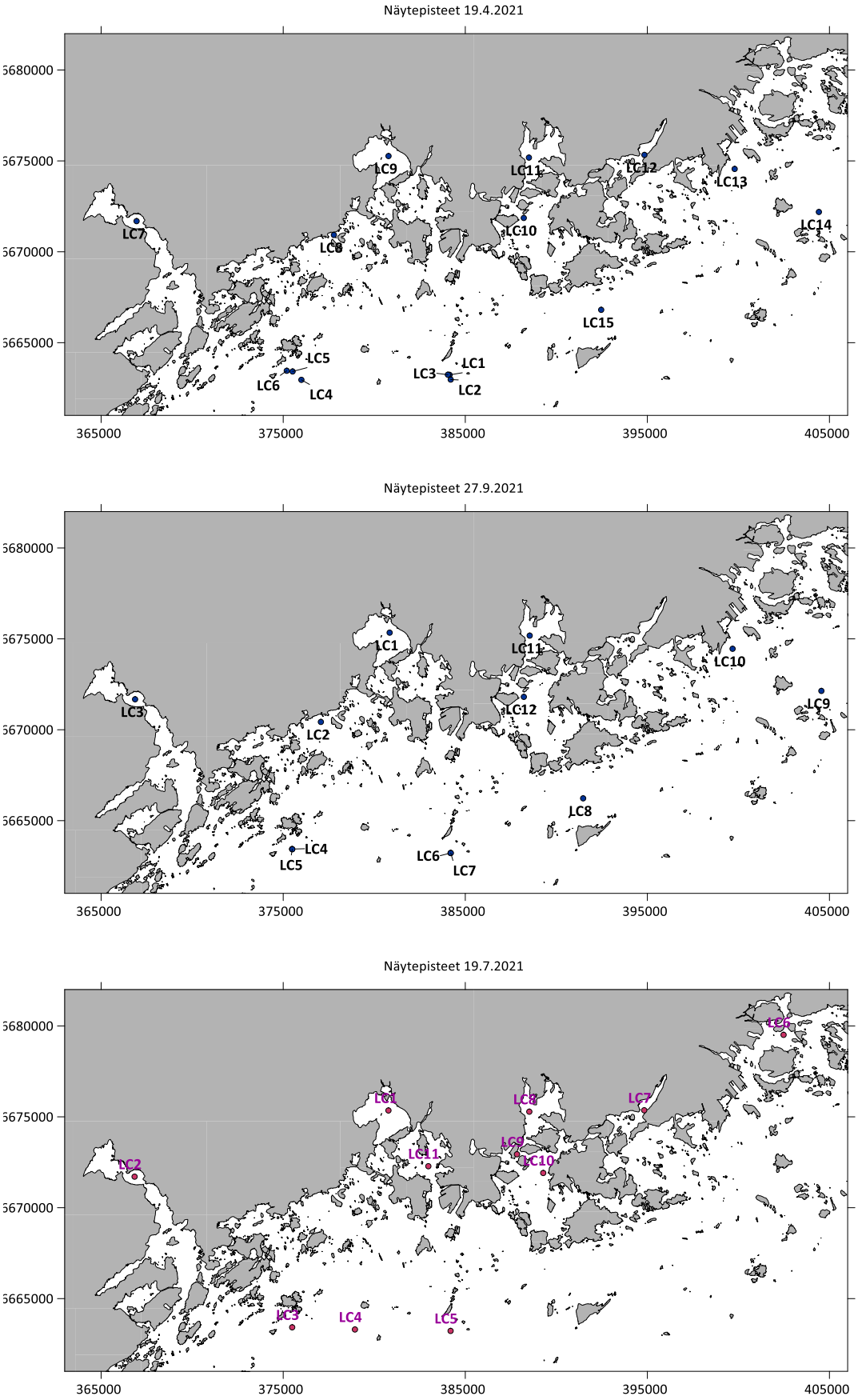
Mittaukset ja menetelmät

Näytevesi johdetaan Luoteen tutkimusaluksen mittauslaitteistoon 0,5 m syvyydeltä. Laitteisto koostuu patentoidusta läpivirtauslaitteistosta sekä EXO2 mittalaitepaketista ja Trios Opus spektrometristä. EXO2 mittaa seuraavat parametrit sekunnin välein: lämpötila, johtokyky, sameus, a-klorofylli ja sinilevät (fykosyaniini pigmentti). Kaikkiaan EXO2:lla kerättiin noin 28 000 – 36 000 havaintoa jokaisesta muuttujasta / mittauskerta.

Tiedot NO3-N ja DOC-pitoisuuksista kerättiin Opus laitteistolla kaksi kertaa minuutissa, yhteensä analyysituloksia saatiin noin 900 – 1 200 paikasta / mittauskerta. Kaikki mittaustulokset tallennettiin yhdessä paikkatiedon kanssa ja niistä interpoloitiin vedenlaatukartat. Kartoituksessa ajettu mittausreitit on esitetty Kuvassa 1.



Kuva 1. Vedenlaatukartoituksen ajoreitit vuonna 2021



Kuva 2. Vedenlaatukartoituksen yhteydessä otettujen vesinäytteiden näytepisteet vuonna 2021

Tulokset ja yhteenveto havainnoista

Huhtikuun kierros

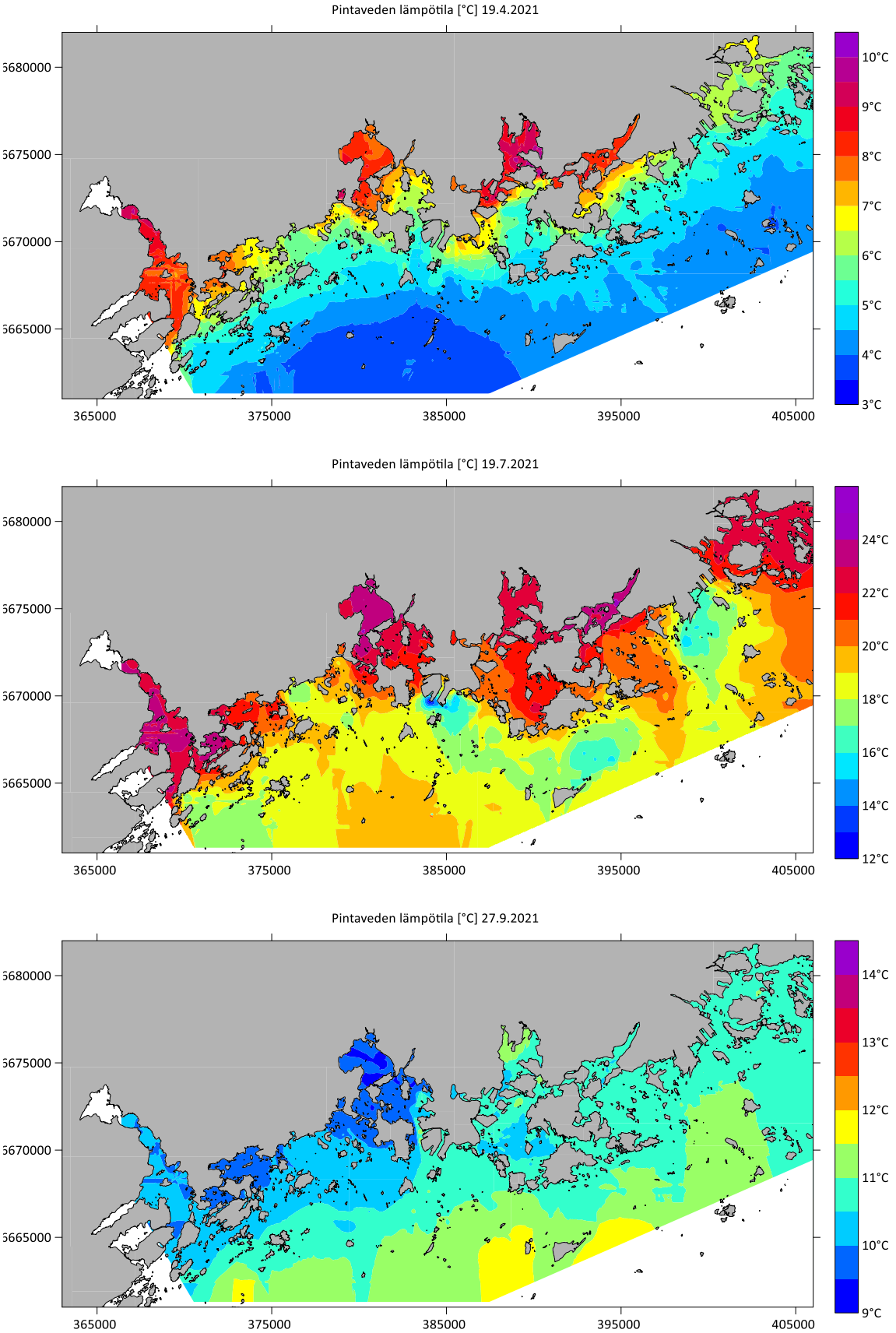
Lämpeneminen oli selvästi alkanut rantavyöhykkeellä, missä lämpötilat olivat 5-7 astetta avomerta korkeammat. Suolapitoisuudessa havaittiin selvänä kevätvirtaamien aiheuttamat makean veden vyöhykkeet erityisesti Kivenlahdella sekä Vantaanjoen vaikutusalueella. Merialueilla nähtiin myös lounaasta työntyvä merivesikieleke, mikä ulottui Isosaaren tasalle. Sameus- ja DOC -arvot noudattelivat pitkälti jokivesien vaikutusaluetta, minkä perusteella alueen sameus sekä orgaaninen aine on pääasiassa peräisin pintavalunnan mukana tulevasta kuormituksesta. Korkeimmat leväpitoisuudet havaittiin mittausalueen itäosissa. Nitraattipitoisuuksissa erottui Vantaanjoen vaikutukset sekä Espoon kaupungin jätevesien purkupiste merellä. Lievempiä kohonneita nitraattipitoisuuksia havaittiin myös Espoonlahdelle ja Kivenlahdella sekä Vuosaaren edustalla.

Heinäkuun kierros

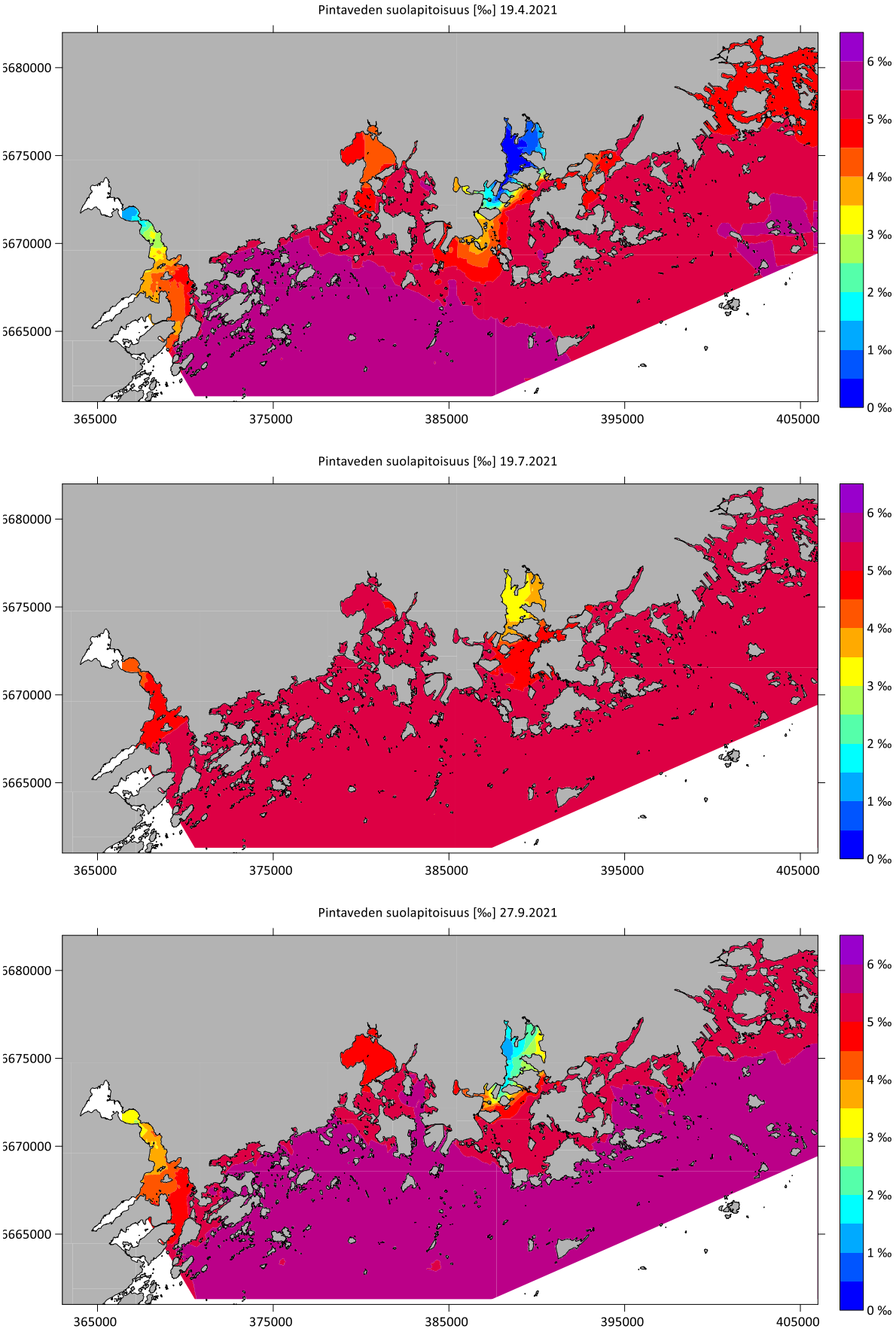
Rantavyöhyke erottui edelleen muuta merialutta noin viisi astetta lämpimämpänä. Hernesaaren päässä havaittiin paikallinen lämpötilaminimi, mikä todennäköisesti aiheutui laivaliikenteestä. Suolapitoisuudessa oli nähtävissä pienet makeanveden sekoittumisalueet Vantaanjoen esturaarialueilla ja Espoonlahdella. Sameusarvot olivat lähinnä koholla matalilla merenlahdilla Laajalahdella sekä Seurasaarenselällä, missä mitattiin myös korkeimmat leväpitoisuudet. Nitraattipitoisuuksissa erottui ainoastaan Espoon kaupungin jätevesien purkupiste merellä.

Syyskuun kierros

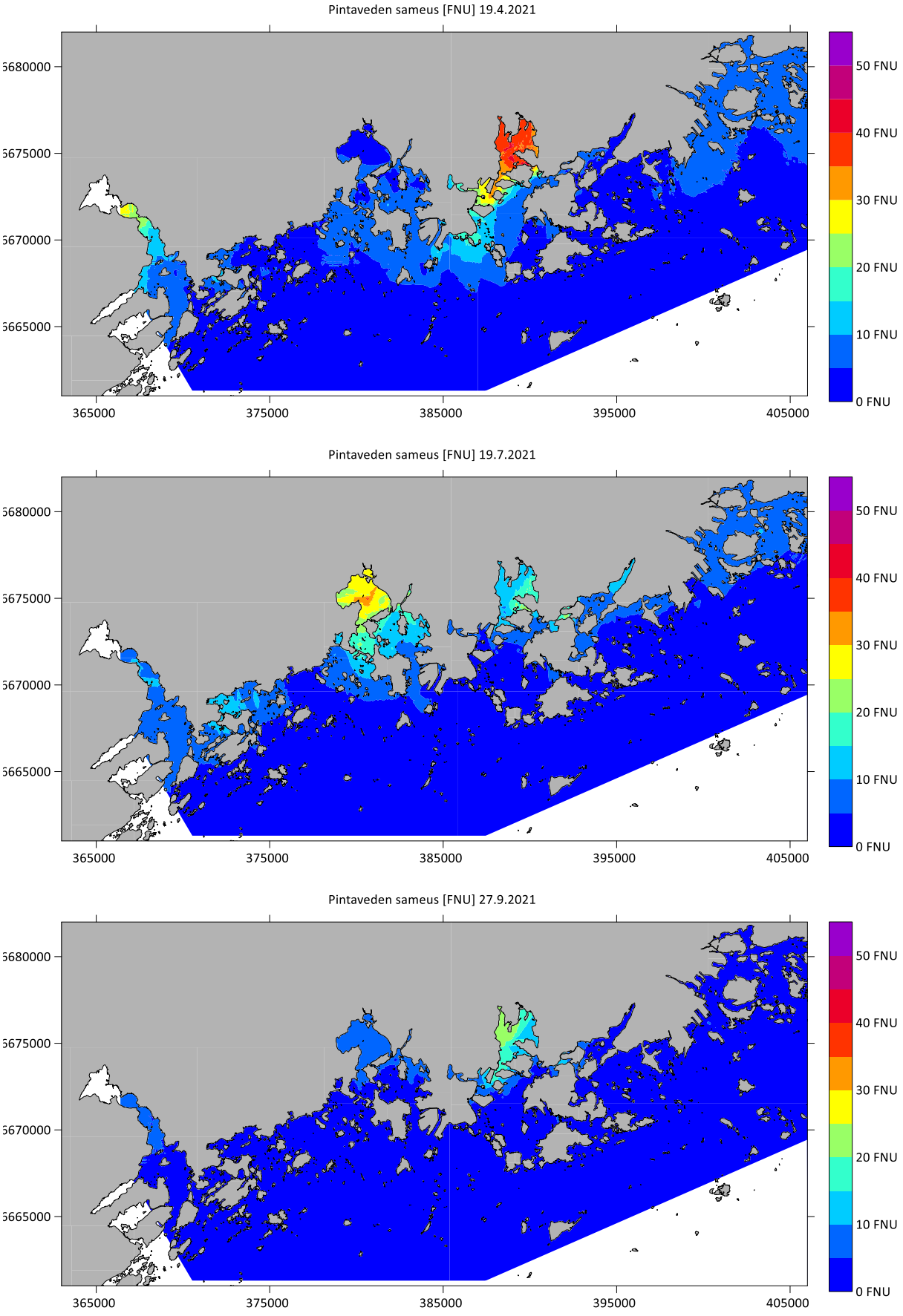
Syyskuun kierroksella rantavyöhykkeen vesimassat olivat jo jäähtyneet ja olivat kauttaaltaan noin kaksi astetta avomeren lämpötiloja matalammat. Suolapitoisuudessa oli nähtävissä syyssateiden aiheuttamat makeanveden sekoittumisalueet Vantaanjoen esturaarialueilla ja Espoonlahdella. Sameusarvot olivat koholla ainoastaan Vanhakaupungin lahdella, mutta sielläkin sameusarvot jäivät mataliksi. Nitraattipitoisuuksissa erottuivat sekä Helsingin että Espoon kaupungin jätevesien purkupisteet merellä sekä Vantaanjoen vaikutukset. Kohonneita leväpitoisuuksia havaittiin yksittäisinä lauttoina koko mittausalueella, kun taas kohonneita DOC arvoja nähtiin sekä Espoonlahdella että Vantaanjoen estuaarialueilla.



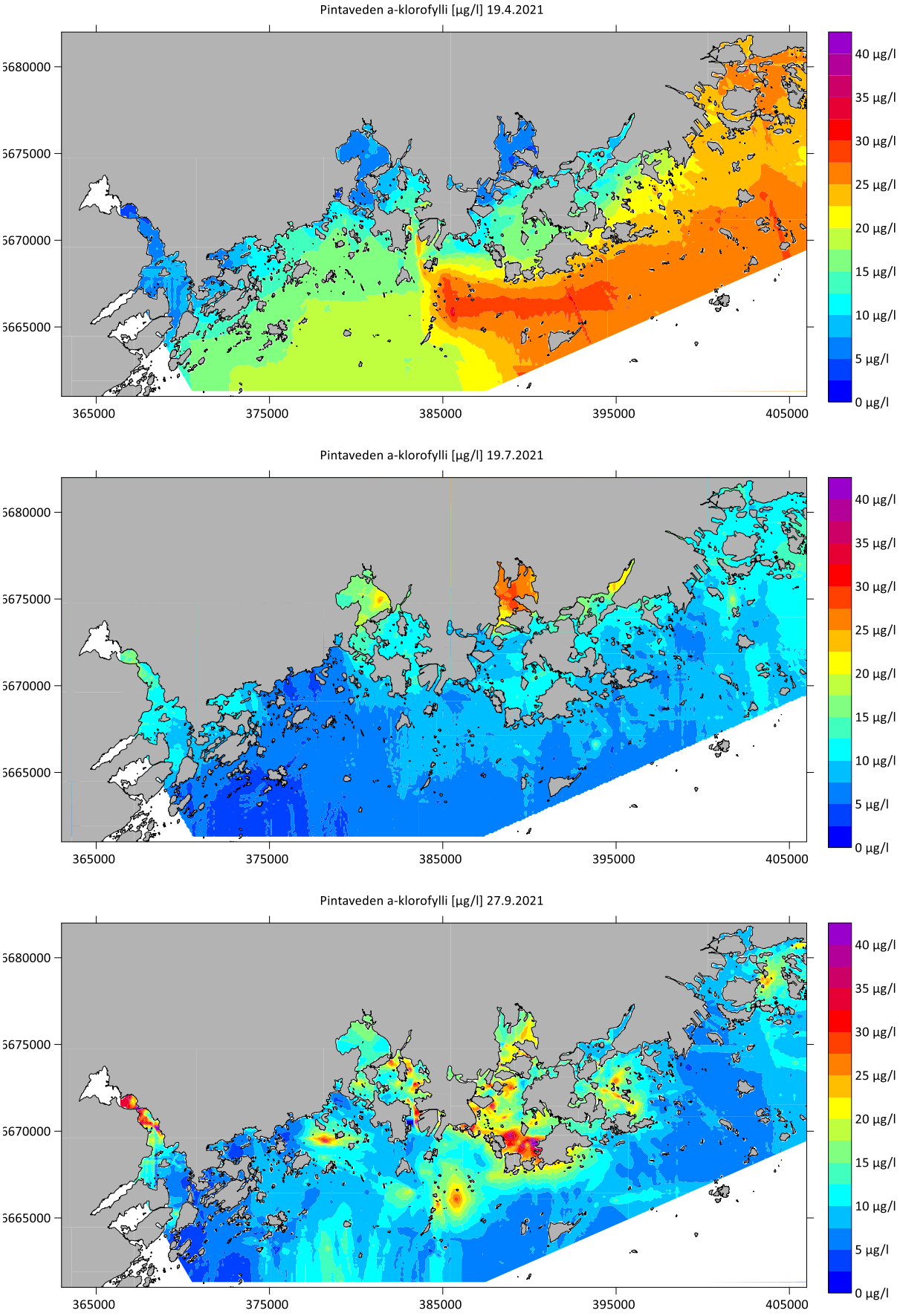
Kuva 3. Pintaveden lämpötila-arvot vuonna 2021 tehtyjen mittausten perusteella.



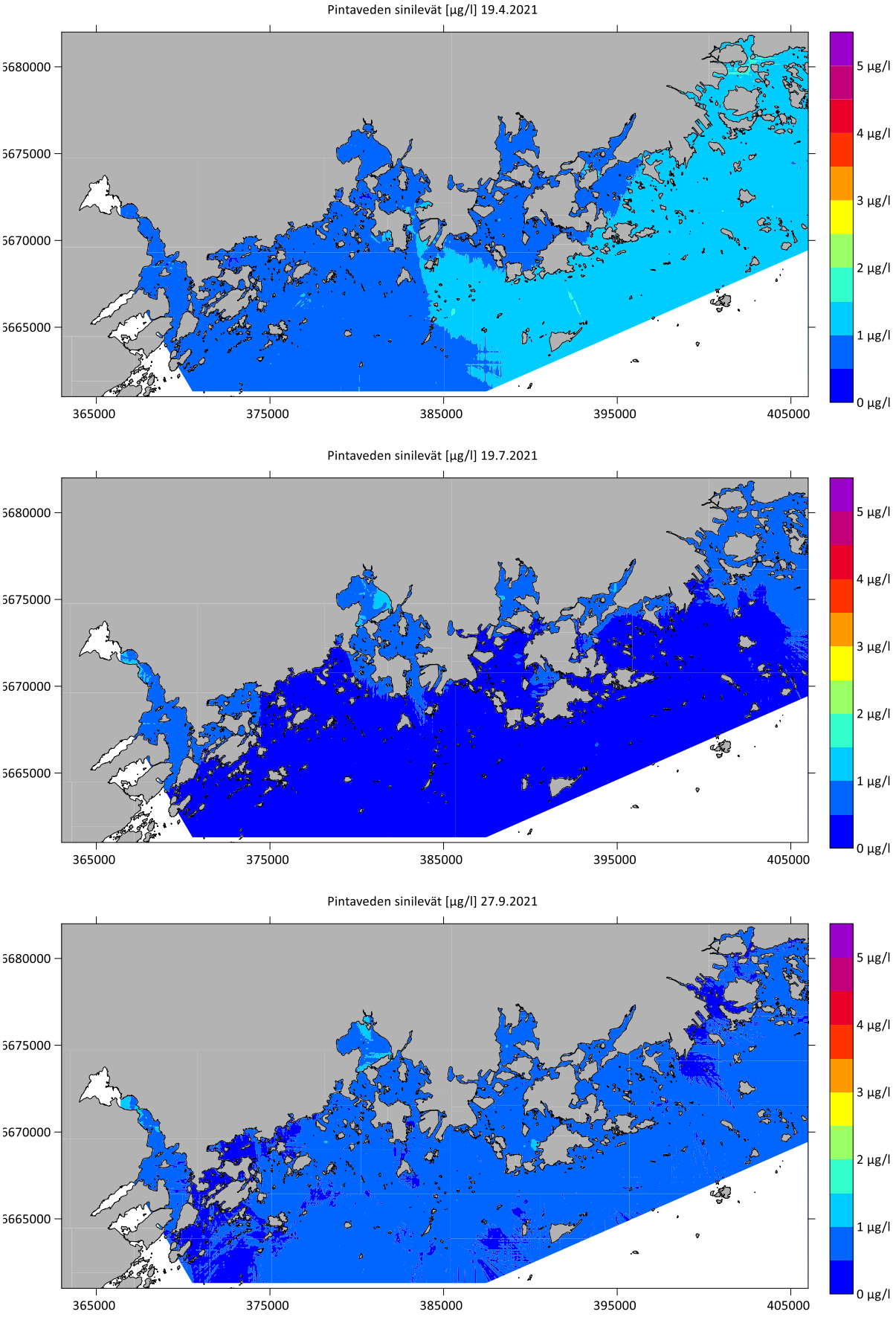
Kuva 4. Pintaveden suolapitoisuus vuonna 2021 tehtyjen mittausten perusteella.



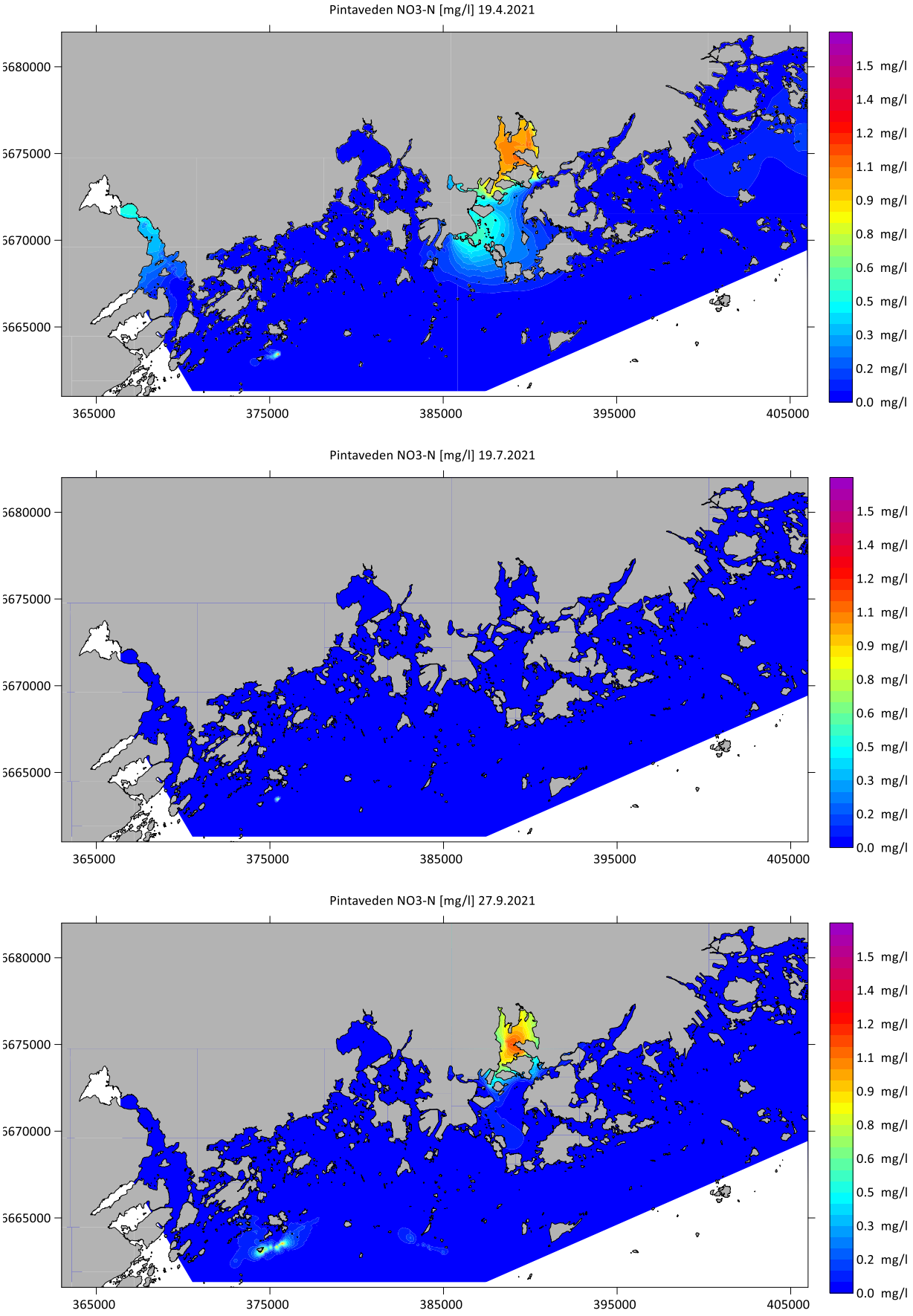
Kuva 5. Pintaveden sameus vuonna 2021 tehtyjen mittausten perusteella.



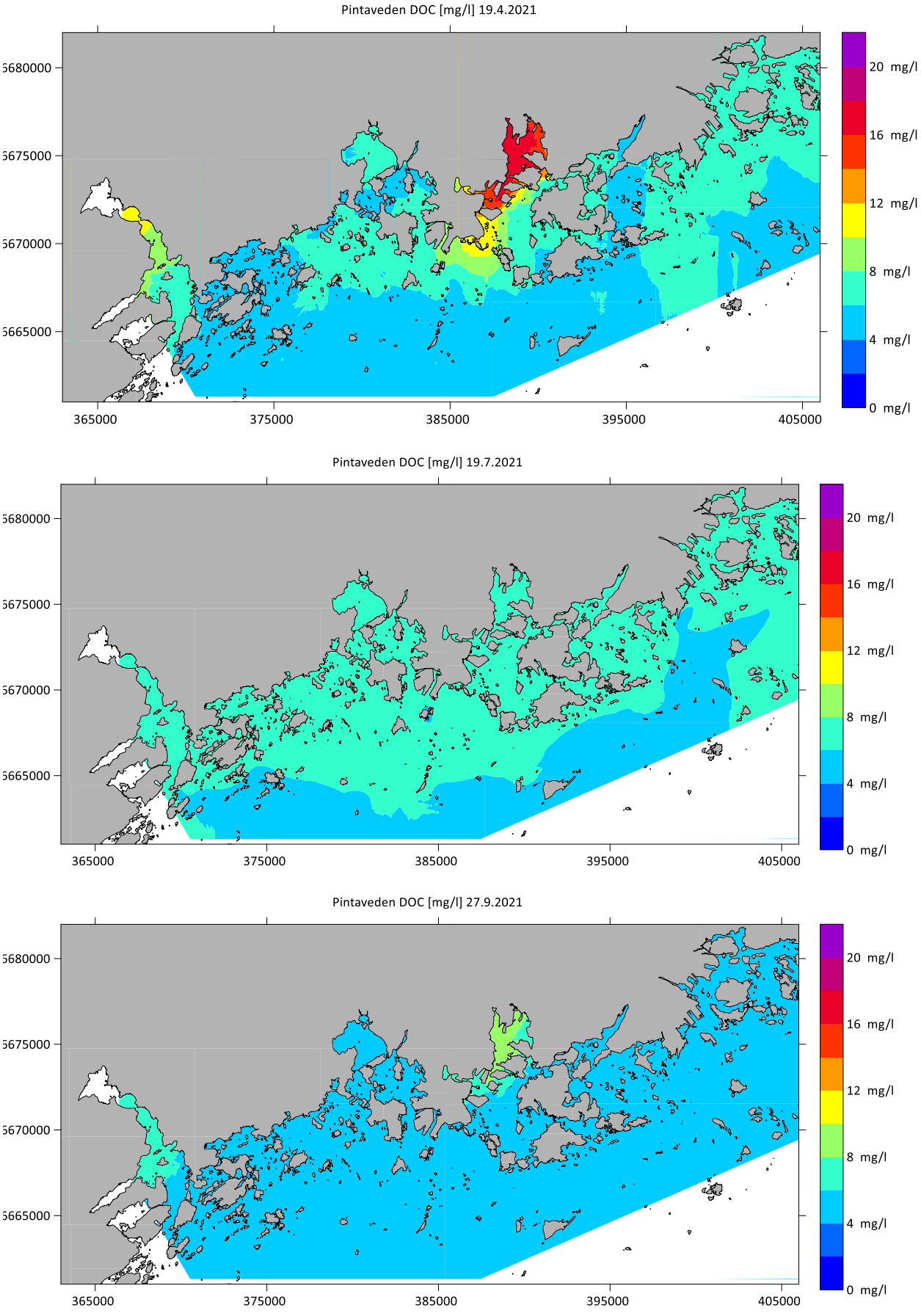
Kuva 6. Pintaveden a-klorofyllipitoisuus vuonna 2021 tehtyjen mittausten perusteella.



Kuva 7. Pintaveden sinileväpitoisuus vuonna 2021 tehtyjen mittausten perusteella. Tulokset suuntaa antavia.



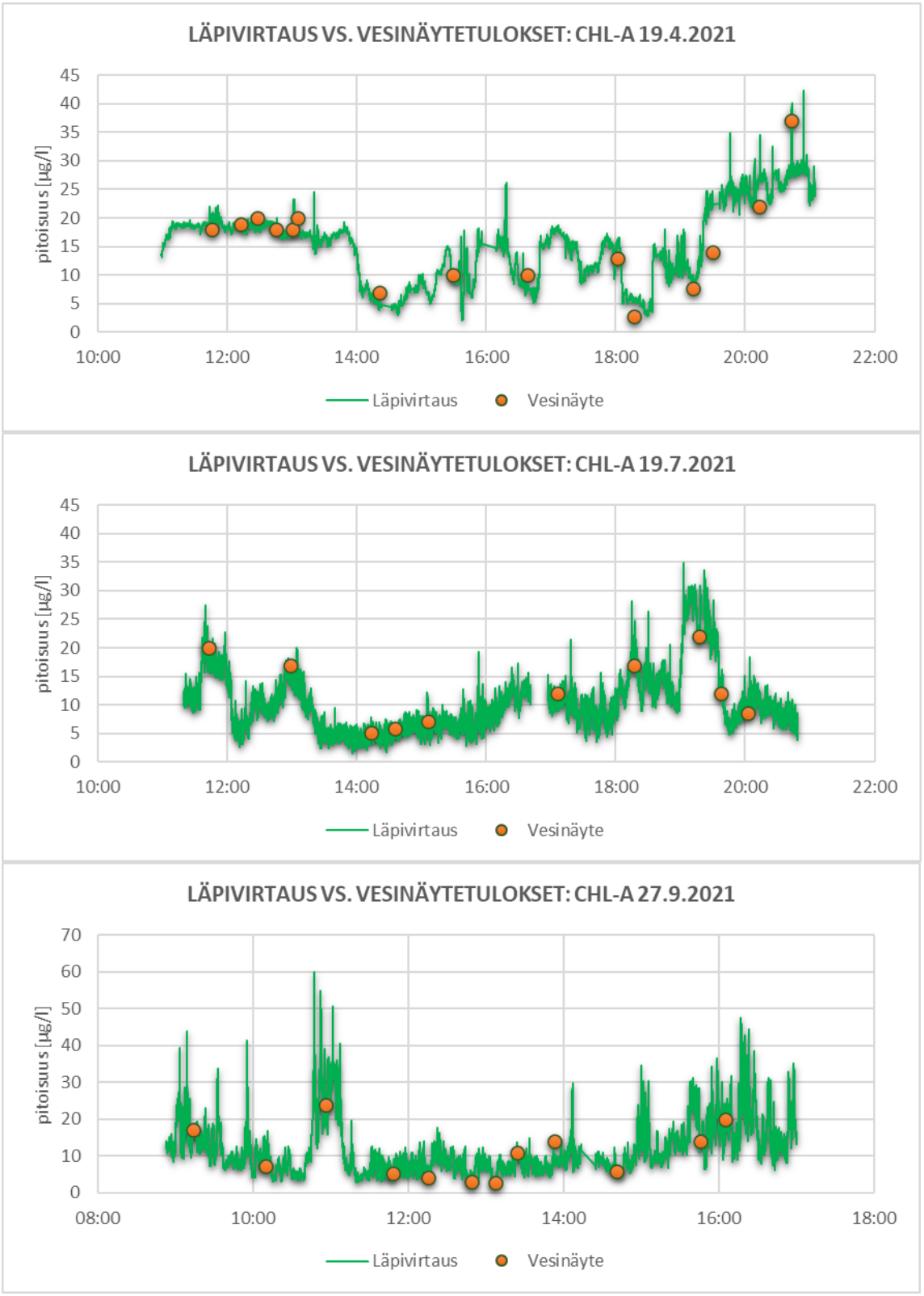
Kuva 8. Pintaveden nitraatti- ja nitriittityppipitoisuus vuonna 2021 tehtyjen mittausten perusteella.



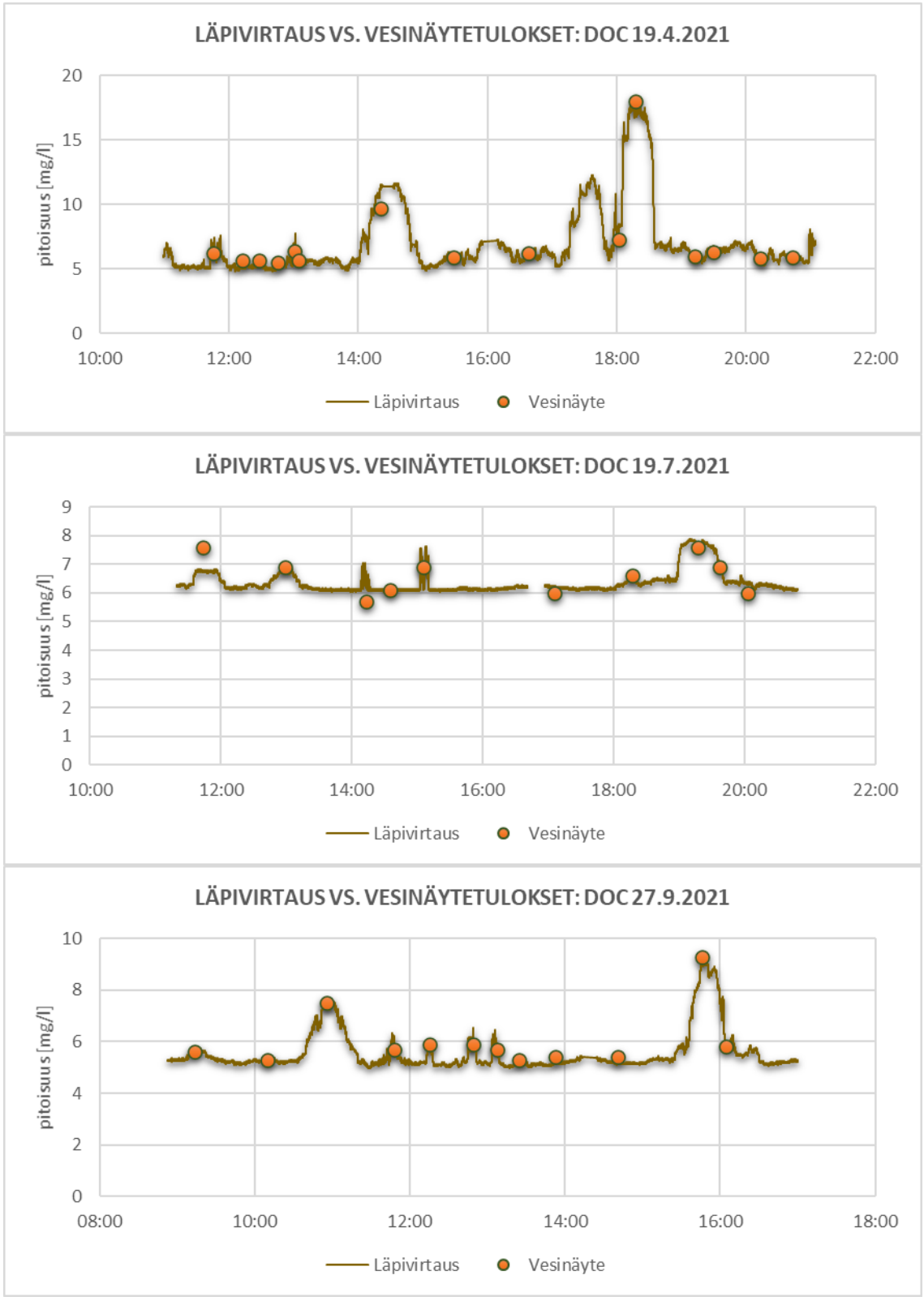
Kuva 9. Pintaveden DOC-pitoisuus vuonna 2021 tehtyjen mittausten perusteella.

Kalibrointi

A-klorofylli- ja DOC -pitoisuudet kalibroitiin laboratoriotuloksilla. Läpivirtausaineistojen kalibroinnit tehtiin sovittamalla läpivirtausaineistoon lineaarinen regressio siten, että kalibrointia varten mittauslinjasta otetut vesinäytteet kohdistettiin läpivirtausaineiston dataan aikaleiman perusteella. Vesinäytteet otettiin mittausantureiden läpi kulkeneesta vedestä ja ne edustavat tyypillisesti noin 30-60 sekunnin aikaikkunaa. DOC arvot perustuvat EXO2 laitteiston fdom sensorilla kerättyihin datoihin. Muut parametrit eivät vaatineet kalibrointia vesinäytteisiin perustuen.



Kuva 10. A-klorofyllin kalibroidut arvot vs. vesinäyteanalyysien tulokset



Kuva 11. DOC kalibroidut arvot vs. vesinäyteanalyysien tulokset

Taulukko 1. Vesinäytteiden tulokset 19.7.2021. Mittauspaikat on esitetty kuvassa 2.

parametri	**Pvm**	**Kello**	**Lat**	**Lon**	Kiintoaine	Sameus	COD	NO23-N	N-tot	PO4-P	P-tot	chl-a	TOC	DOC
yksikkö			WGS-84	WGS-84	mg/l	FNU	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
042021_LC1	19.4.2021	11:46	60° 05.375'N	24° 55.058'E	4	1.6	8.8	83	1 100	21	62	18	6.6	6.2
042021_LC2	19.4.2021	12:13	60° 05.245’N	24° 55.075’E	3.4	1.9	9	< 4	400	4	39	19	6.1	5.7
042021_LC3	19.4.2021	12:28	60° 05.394’N	24° 54.872’E	3.4	1.6	9.2	29	620	7	42	20	6.1	5.7
042021_LC4	19.4.2021	12:45	60° 05.118’N	24° 46.244’E	4.2	2.1	9.1	< 4	400	3	28	18	6.1	5.5
042021_LC5	19.4.2021	13:01	60° 05.342’N	24° 45.699’E	4.2	2.8	8.6	1 400	1 800	3	40	18	7	6.4
042021_LC6	19.4.2021	13:05	60° 05.348’N	24° 45.359’E	4.8	3.1	9.1	150	430	2	32	20	6.4	5.7
042021_LC7	19.4.2021	14:21	60° 09.645’N	24° 36.085’E	24	30	10	440	740	7	46	7	9.7	9.7
042021_LC8	19.4.2021	15:29	60° 09.422’N	24° 47.904’E	7.6	6.1	9.1	< 4	300	3	28	10	6.7	5.9
042021_LC9	19.4.2021	16:38	60° 11.806’N	24° 50.974’E	5.8	4.7	9	< 4	260	2	18	10	7.5	6.2
042021_LC10	19.4.2021	18:02	60° 10.097’N	24° 59.125’E	9.3	10	9.7	190	440	5	31	13	7.8	7.3
042021_LC11	19.4.2021	18:17	60° 11.892’N	24° 59.317’E	41	47	19	990	1 400	15	71	2.8	18	18
042021_LC12	19.4.2021	19:12	60° 12.125’N	25° 06.280’E	6	4.2	9.2	< 4	240	3	25	7.7	6.9	6
042021_LC13	19.4.2021	19:30	60° 11.741’N	25° 11.557’E	5.6	6.5	9.2	100	370	5	46	14	6.9	6.3
042021_LC14	19.4.2021	20:13	60° 10.381’N	25° 16.024’E	4.4	3.1	9.1	< 4	300	2	49	22	6.2	5.8
042021_LC15	19.4.2021	20:43	60° 07.394’N	25° 03.642’E	6.4	4.9	9.5	< 4	390	< 2	56	37	6.8	5.9

parametri	**Pvm**	**Kello**	**Lat**	**Lon**	Kiintoaine	Sameus	COD	NO23-N	N-tot	PO4-P	P-tot	chl-a	TOC	DOC
yksikkö			WGS-84	WGS-84	mg/l	FNU	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
072021_LC1	11:43	19.7.2021	60°11.850'N	24°50.963'E	33	30	n/a	6	730	86	150	20	7.1	7.6
072021_LC2	12:58	19.7.2021	60°09.595'N	24°35.996'E	9.2	8.9	n/a	4	580	5	60	17	7.1	6.9
072021_LC3	14:12	19.7.2021	60°05.341'N	24°45.696'E	1	1.4	n/a	270	620	4	28	5.2	5.5	5.7
072021_LC4	14:35	19.7.2021	60°05.342'N	24°49.431'E	2.2	1.3	n/a	< 4	390	9	27	5.8	5.4	6.1
072021_LC5	15:05	19.7.2021	60°05.378'N	24°55.080'E	1.5	0.94	n/a	72	670	31	52	7.2	6.3	6.9
072021_LC6	17:05	19.7.2021	60°14.419'N	25°14.280'E	8.8	7.2	n/a	< 4	450	15	49	12	5.7	6
072021_LC7	18:17	19.7.2021	60°12.091'N	25°06.166'E	11	12	n/a	< 4	550	5	71	17	6.6	6.6
072021_LC8	19:17	19.7.2021	60°11.959'N	24°59.346'E	11	12	n/a	< 4	600	2	72	22	8.2	7.6
072021_LC9	19:37	19.7.2021	60°10.682'N	24°58.673'E	5.6	7.2	n/a	< 4	500	6	58	12	6.8	6.9
072021_LC10	20:02	19.7.2021	60°10.135'N	25°00.237'E	3.3	4.7	n/a	< 4	530	7	41	8.6	5.9	6
072021_LC11	21:26	19.7.2021	60°10.234'N	24°53.442'E	7.2	9.6	n/a	< 4	470	11	61	13	5.8	6

parametri	**Pvm**	**Kello**	**Lat**	**Lon**	Kiintoaine	Sameus	COD	NO23-N	N-tot	PO4-P	P-tot	chl-a	TOC	DOC
yksikkö			WGS-84	WGS-84	mg/l	FNU	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
092021_LC1	9:13	27.9.2021	60°11.847'N	24°51.041'E	9	7.2	n/a	< 4	500	2	48	17	6.2	5.6
092021_LC2	10:09	27.9.2021	60°09.136'N	24°47.135'E	1.3	1.6	n/a	< 4	390	3	33	7.2	5.5	5.3
092021_LC3	10:56	27.9.2021	60°09.615'N	24°36.069'E	8.3	6.3	n/a	< 4	550	< 2	42	24	8.6	7.5
092021_LC4	11:48	27.9.2021	60°05.343'N	24°45.682'E	1.5	1.4	n/a	1 200	1 500	19	48	5.3	6.1	5.7
092021_LC5	12:15	27.9.2021	60°05.337'N	24°45.696'E	1.8	1.4	n/a	860	1 200	17	42	4.2	5.8	5.9
092021_LC6	12:49	27.9.2021	60°05.378'N	24°55.075'E	1.6	1.2	n/a	160	670	19	37	2.9	6.1	5.9
092021_LC7	13:05	27.9.2021	60°05.380'N	24°55.084'E	1.6	1.2	n/a	110	560	13	33	2.6	5.7	5.7
092021_LC8	13:24	27.9.2021	60°07.118'N	25°02.826'E	1.6	1.6	n/a	13	420	9	38	11	5.5	5.3
092021_LC9	13:52	27.9.2021	60°10.496'N	25°16.779'E	1.4	1.5	n/a	4	400	7	34	14	5.6	5.4
092021_LC10	14:41	27.9.2021	60°11.674'N	25°11.439'E	2	1.8	n/a	15	370	10	30	5.7	5.4	5.4
092021_LC11	15:45	27.9.2021	60°11.890'N	24°59.365'E	22	25	n/a	1 000	1 600	8	87	14	11	9.3
092021_LC12	15:45	27.9.2021	60°10.071'N	24°59.128'E	5.2	4.9	n/a	120	550	7	45	20	6.3	5.8

Liite 3. Vedenlaatuparametrien viitearvojen määrittämiseen käytettyjen tilastollisten mallien kuvaus ja tulokset.

Sameuden (Turb_FNU), a-klororfyllin (ChlaReal) ja fluoresoivan liuenneen orgaanisen aineksen (fDOM) määrien vaihtelua kuvaavat tilastolliset mallit, sekä suolaisuuden, lämpötilan ja havaintoviikon vaikutus logaritmimuunnetun sameuden tasoon (kuva 1), logaritmimuunnetun a-klorofyllin tasoon (kuva 2) ja logaritmimuunnettujen fDOM määrien tasoon (kuva 3) sekä tilastollisten mallien diagnostiikkakuvaajat sameuden (kuva 4), a-klorofyllin (kuva 5) ja fDOM (kuva 6) osalta.

Sameus

Family: gaussian
Link function: identity
Formula:
log(Turb_FNU) ~ s(Sali_psu, k = 18) + s(TempCels, k = 18) + week
Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(>|t|)	
(Intercept)	1.45669	0.07773	18.741	< 2e-16	***
week16	0.22406	0.09589	2.337	0.01966	*
week29	-0.65550	0.24707	-2.653	0.00811	**

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	F	p-value	
s(Sali_psu)	13.27	15.23	71.04	<2e-16	***
s(TempCels)	13.68	15.63	71.58	<2e-16	***

Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

R-sq.(adj) = 0.81 Deviance explained = 81.6%
-REML = 408.9 Scale est. = 0.11938 n = 987

a-klorofylli

Family: gaussian
Link function: identity

Formula:
log(ChlaReal) ~ s(Sali_psu, k = 18) + s(TempCels, k = 18) + week

Parametric coefficients:
```
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  2.74289    0.06946  39.491  < 2e-16 ***
week16      -0.58289    0.10003  -5.827 7.67e-09 ***
week29      -0.59692    0.19272  -3.097  0.00201 **
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1
```

Approximate significance of smooth terms:
```
              edf Ref.df     F p-value
s(Sali_psu)  8.305  10.22 29.73  <2e-16 ***
s(TempCels) 14.547  16.18 51.45  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1
```

R-sq.(adj) = 0.635   Deviance explained = 64.4%
-REML = 326.83 Scale est. = 0.1026   n = 989

fDOM

Family: gaussian
Link function: identity

Formula:
log(fDOMcorr) ~ s(Sali_psu, k = 18) + s(TempCels, k = 18) + week

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(>|t|)	
(Intercept)	2.66362	0.02412	110.441	< 2e-16	***
week16	-0.08132	0.04446	-1.829	0.067682	.
week29	0.21388	0.06408	3.338	0.000877	***

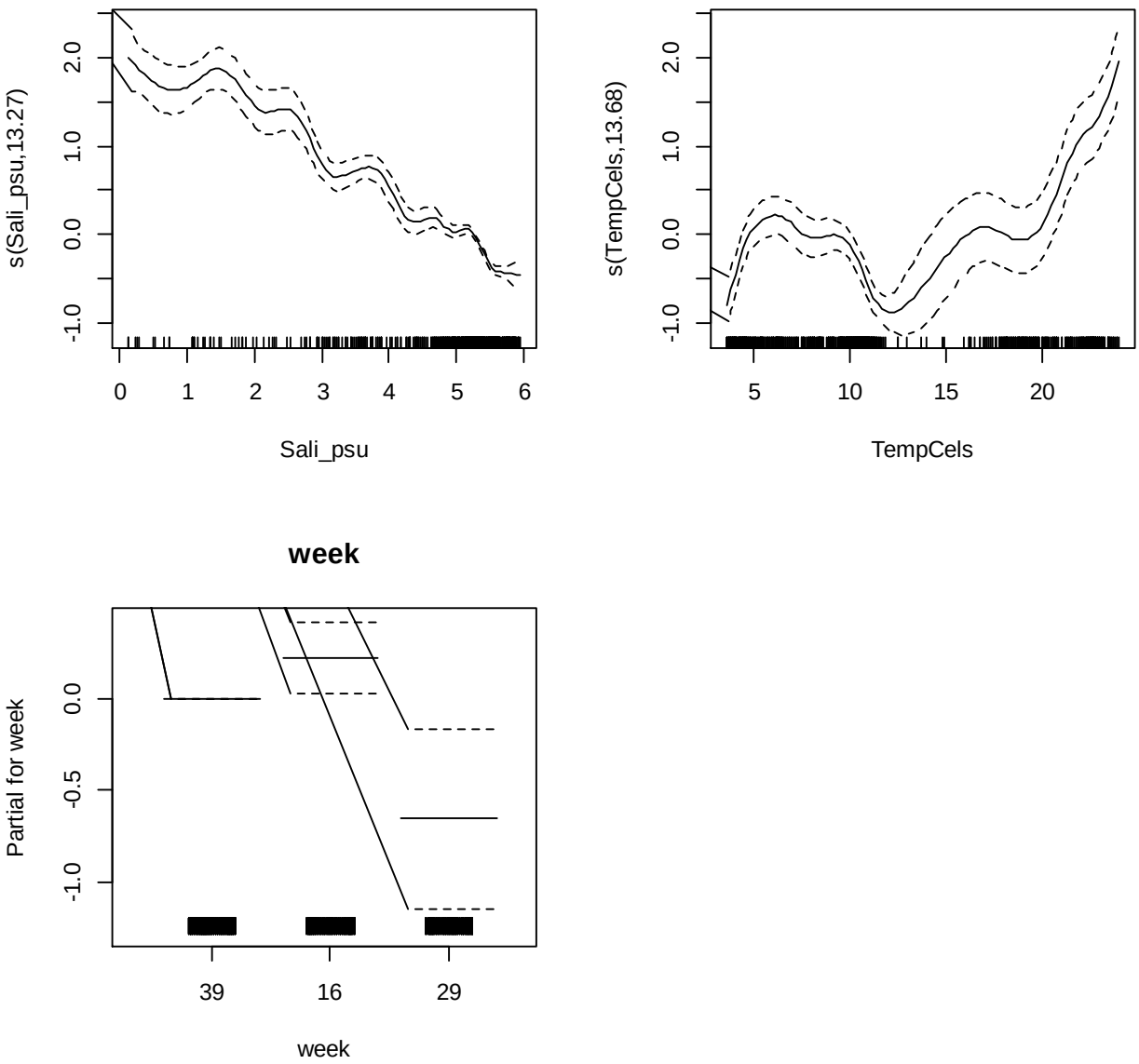
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

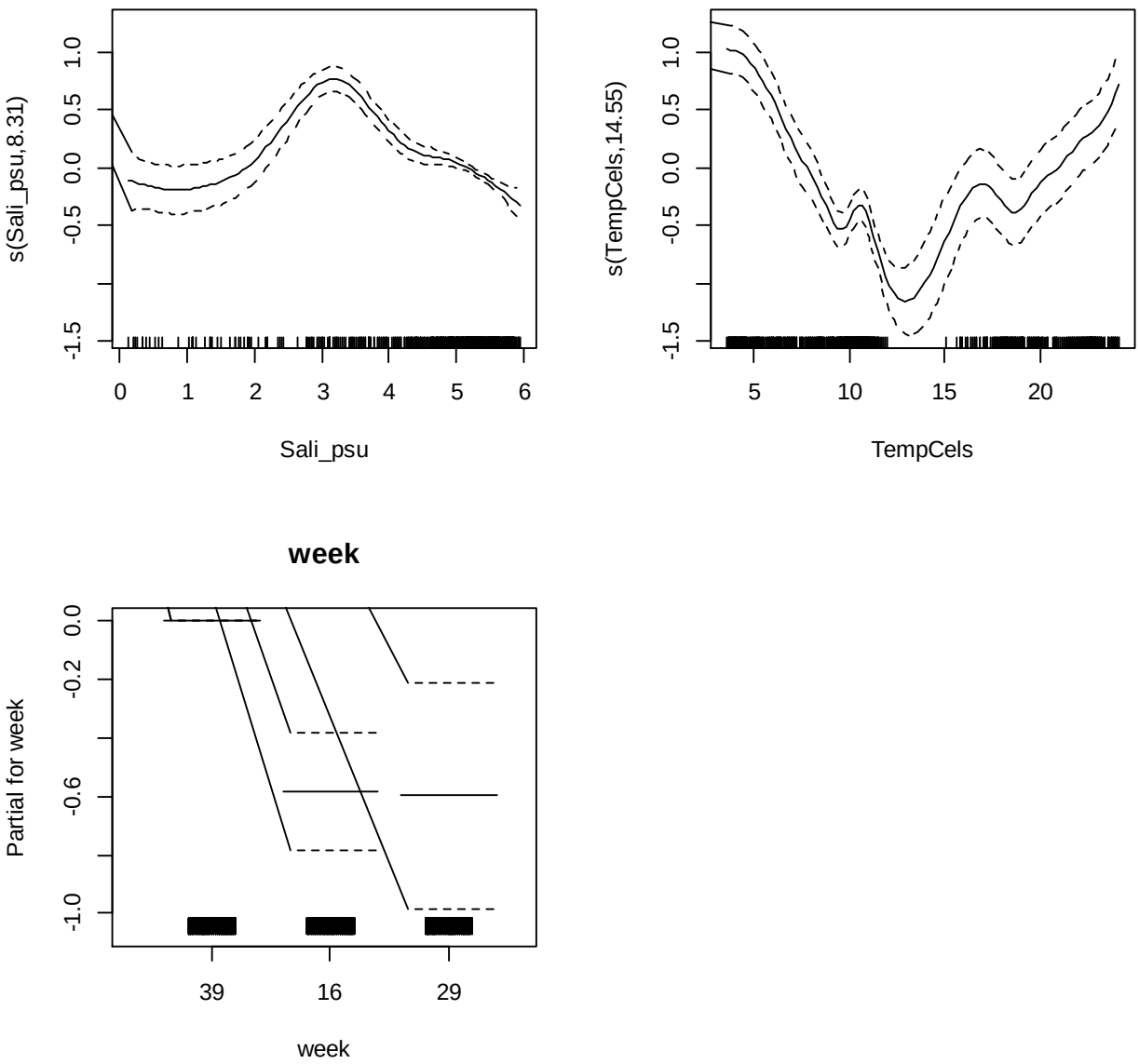
	edf	Ref.df	F	p-value	
s(Sali_psu)	11.81	13.93	628.77	<2e-16	***
s(TempCels)	15.50	16.67	46.49	<2e-16	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

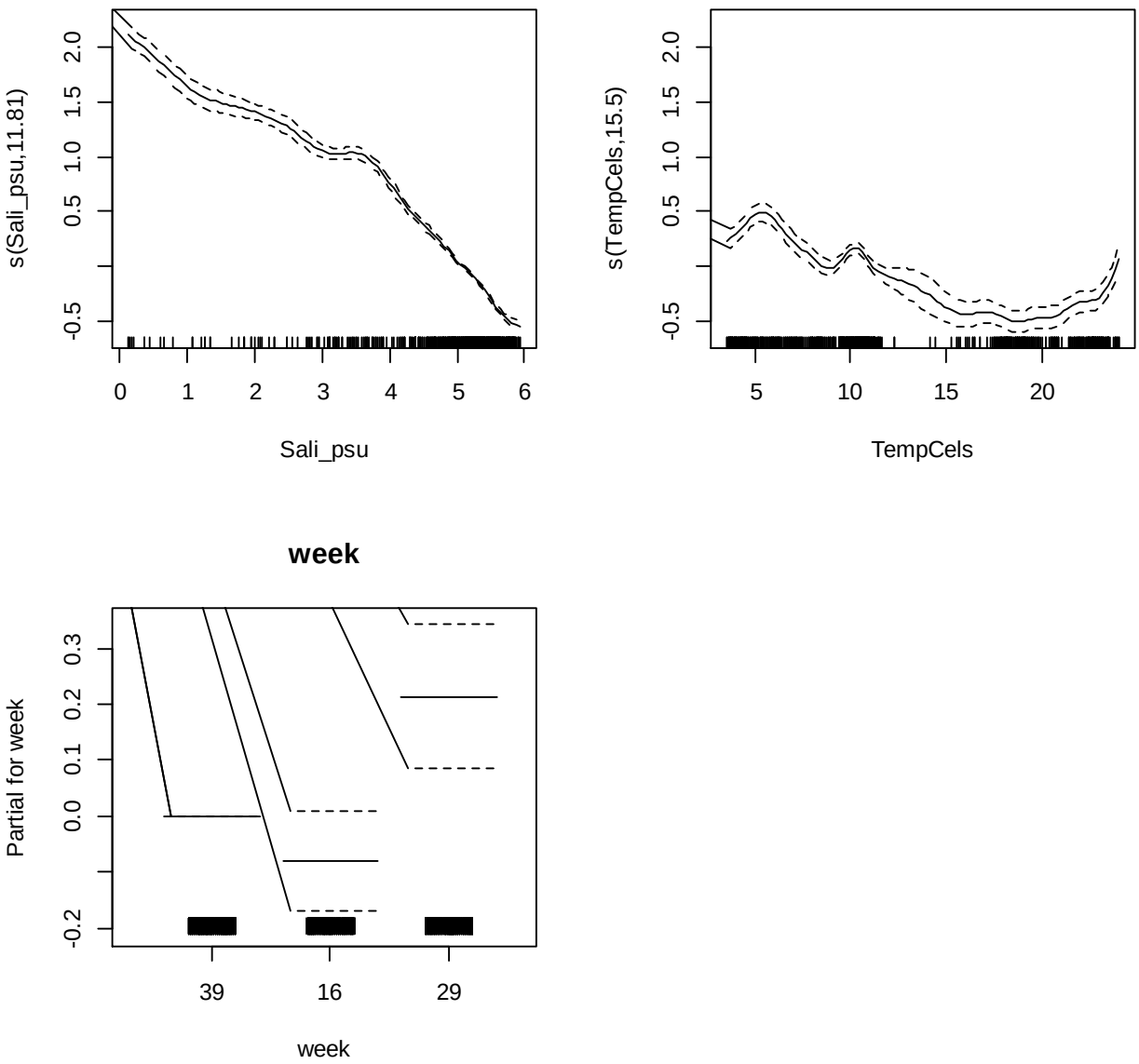
R-sq.(adj) = 0.939 Deviance explained = 94%
-REML = -602.19 Scale est. = 0.01516 n = 990



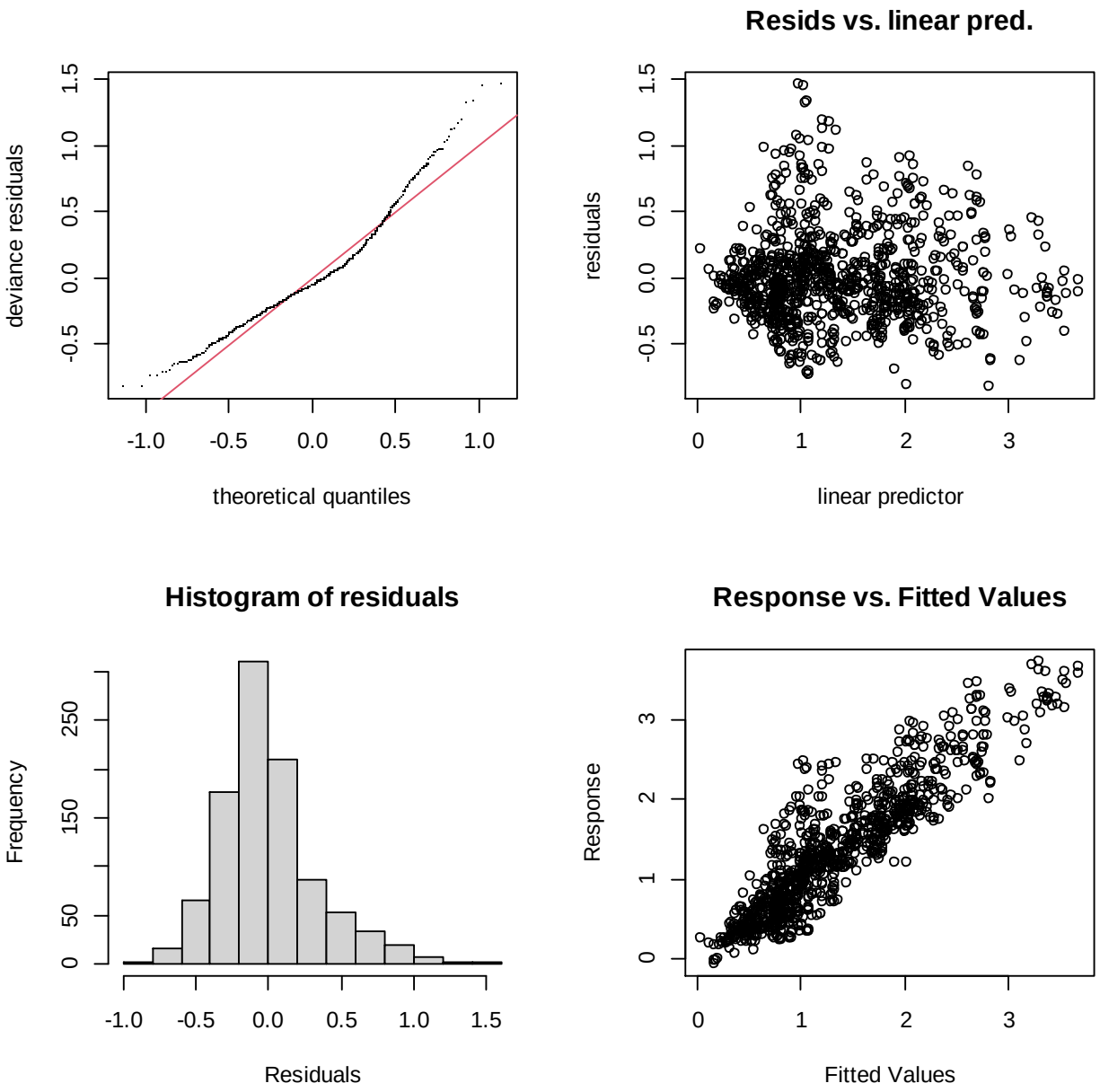
Kuva 1. Suolaisuuden, lämpötilan ja havaintoviikon vaikutus logaritmimuunnettuun sameuden tasoon.



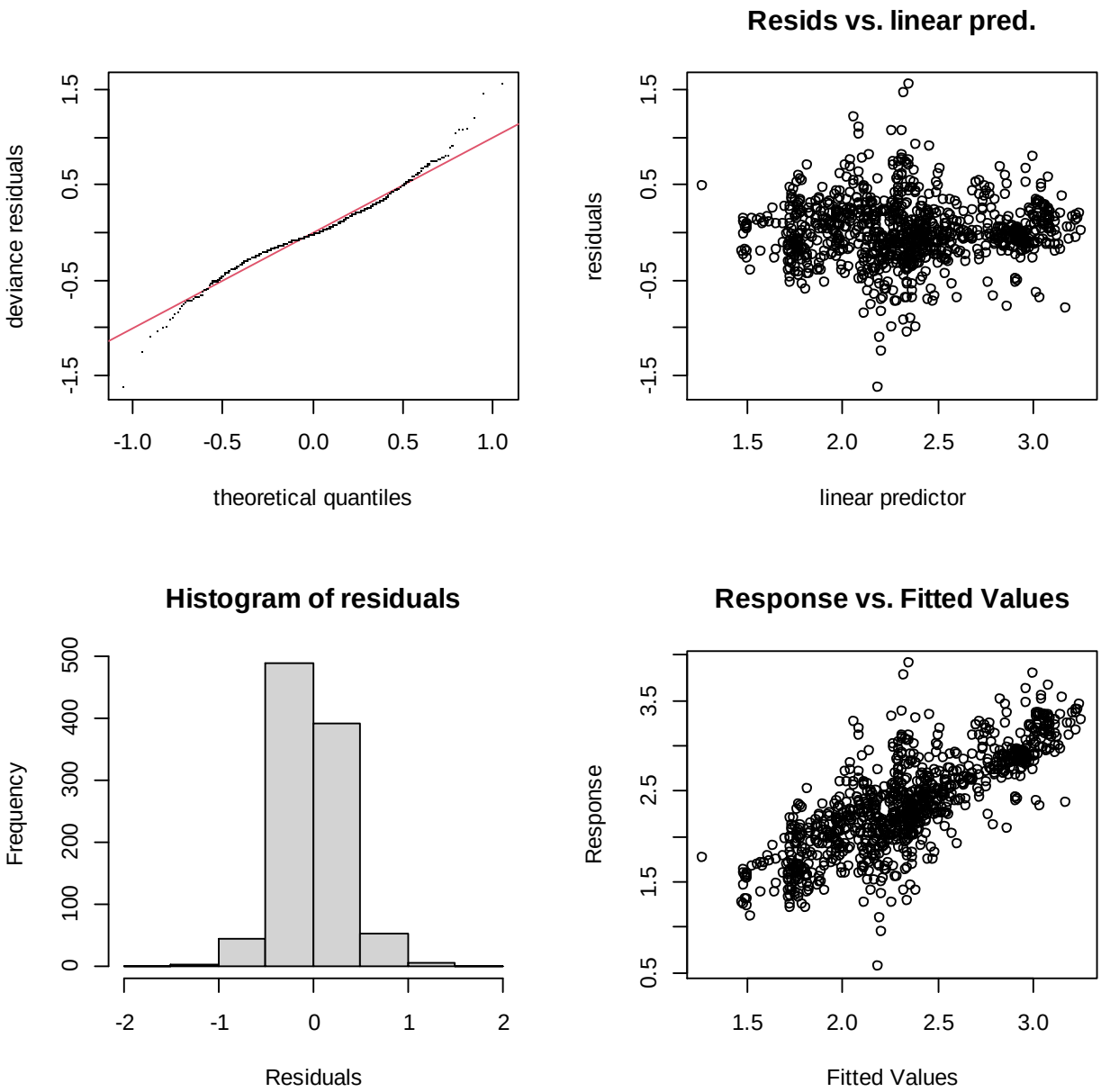
Kuva 2. Suolaisuuden, lämpötilan ja havaintoviikon vaikutus logaritmimuunnettuun a-klorofyllin tasoon.



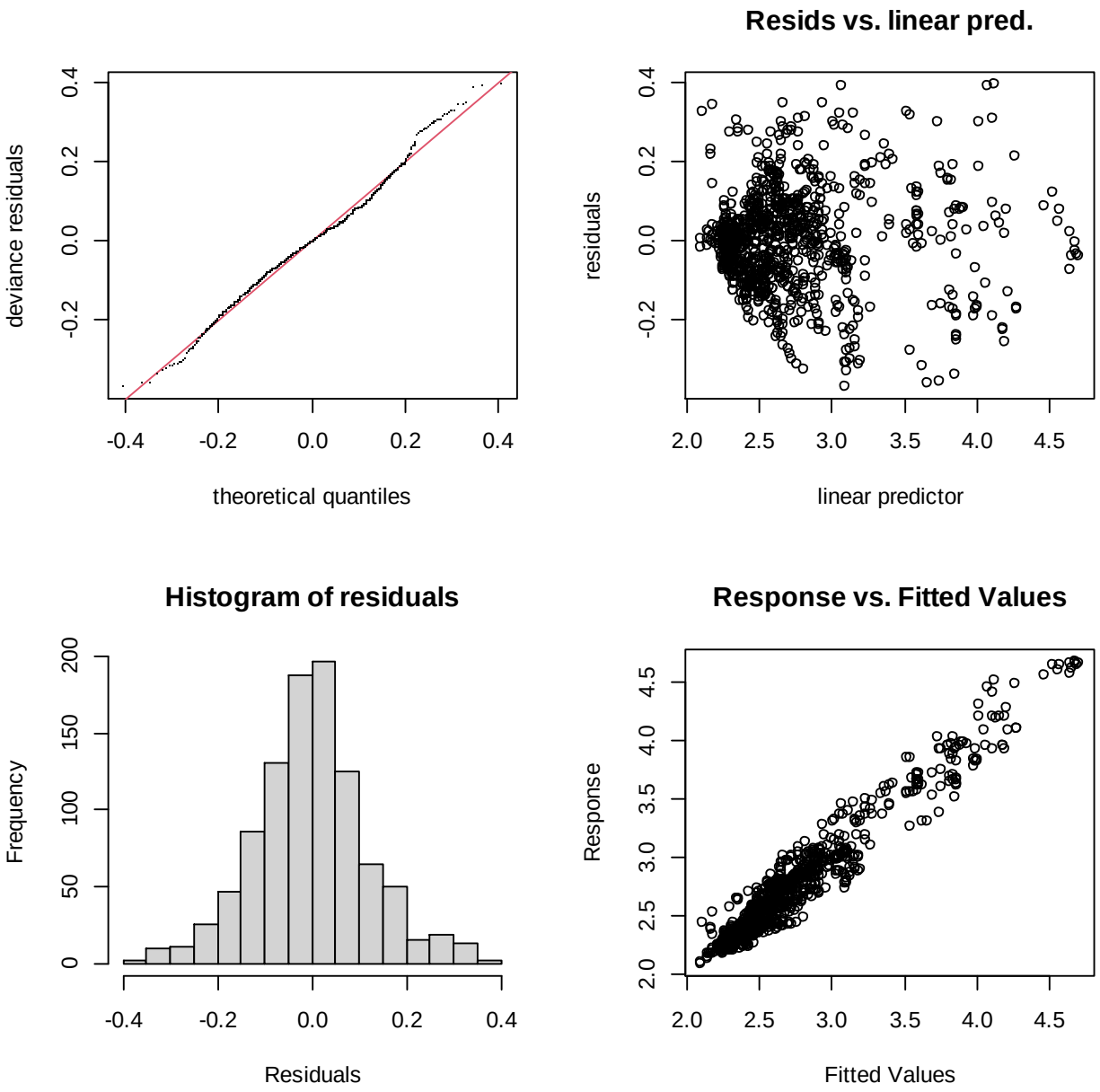
Kuva 3. Suolaisuuden, lämpötilan ja havaintoviikon vaikutus logaritmimuunnettuun fDOM tasoon.



Kuva 4. Sameuden vaihtelua kuvaavan yleistetyn additiivisen mallin diagnostiikkakuvaajat.



Kuva 5. a-klorofyllin vaihtelua kuvaavan yleistetyn additiivisen mallin diagnostiikkakuvaajat.



Kuva 6. fDOM vaihtelua kuvaavan yleistetyn additiivisen mallin diagnostiikkakuvaajat.

Vastaanottaja
Espoon kaupunki

Asiakirjatyyppi
Raportti

Päivämäärä
28.10.2021

ESPOON KAUPUNKI RÖVARGRUNDETIN MERILÄJITYSALUE

Meriläjitysalueelle sijoitettujen ruoppausmassojen pysyvyyden tarkkailuraportti 2020

RAMBØLL Bright ideas. Sustainable change.

ESPOON KAUPUNKI
RÖVARGRUNDETIN MERILÄJITYSALUE

Päivämäärä	**28.10.2021**
Laatija	**Teemu Roikonen**
Tarkastaja	**Tommy Nyman**
Hyväksyjä	**Tarja Bäck**
Kuvaus	**Rövargrundetin meriläjitysalueelle sijoitettujen ruoppausmassojen pysyvyyden tarkkailuraportti**

Ramboll
PL 25
Itsehallintokuja 3
02601 ESPOO

P +358 20 755 611
F +358 20 755 6201
https://fi.ramboll.com

Ramboll CM Oy
Y-tunnus 0692498-4, ALV rek.
Kotipaikka Espoo

SISÄLTÖ

1.	**Taustaa**	**2**
1.1	Tarkkailun perusteet	2
1.2	Läjitysalueen sijainti	2
2.	**Tutkimusmenetelmät**	**3**
3.	**Tulokset**	**3**
3.1	Läjitysten massamäärätiedot	3
3.2	Tehdyt luotaukset ja niiden perusteella lasketut massamäärät	5
3.3	Läjitysalueen jäljellä oleva tilavuus	10
4.	**Johtopäätökset**	**10**
5.	**Lähteet**	**10**

1. TAUSTAA

1.1 TARKKAILUN PERUSTEET

Etelä-Suomen aluehallintovirasto on antanut 15.6.2018 Espoon kaupungille Rövargrundetin ruoppausmassojen meriläjitysaluetta koskevan lupapäätöksen 92/2018/2 (dnro ESAVI/12563/2017). Lupapäätös on voimassa vuoden 2028 loppuun saakka. Alueelle sijoitettavien ruoppausmassojen sallittu enimmäismäärä on 1 milj. m^3ktr ja ne on läjitettävä tason N_{2000} -17 m alapuolelle. Läjitysten päätyttyä alue on peitettävä ruoppaus- ja läjitysohjeen tason 1 tai 1A pitoisuustason massoilla siten, että massat pysyvät mahdollisimman hyvin paikoillaan ja niiden ympäristövaikutukset ovat mahdollisimman vähäiset.

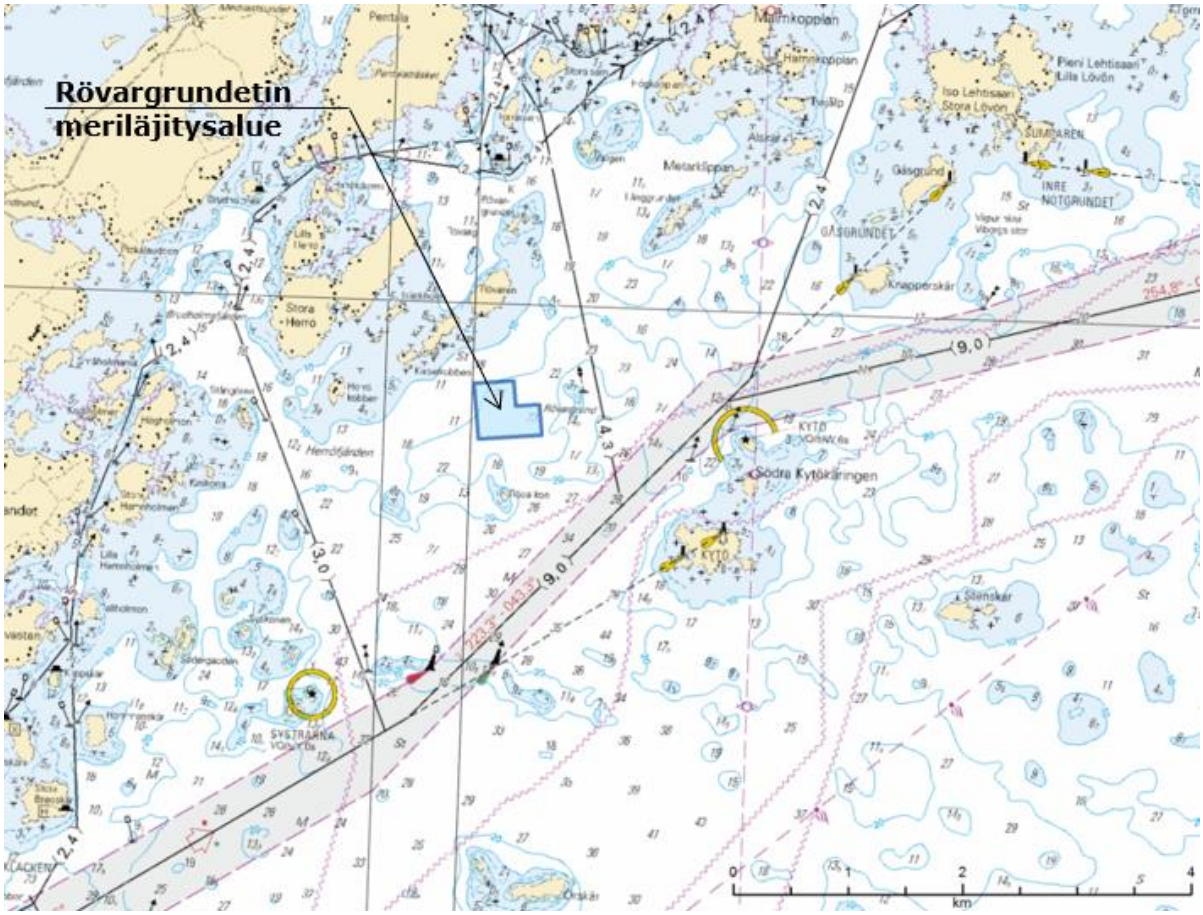
Edellä mainitun lupapäätöksen lupamääräyksen 6 mukaisesti ”Luvan saajan on tarkkailtava vuosittain läjitysten vaikutuksia merialueen tilaan ja läjitysmassojen pysyvyyttä läjitysalueella Uudenmaan elinkeino-, liikenne-, ja ympäristökeskuksen ympäristö ja luonnonvarat -vastuualueen hyväksymällä tavalla…”.

Rövargrundetin massojen pysyvyyden tarkkailua koskevan lupamääräyksen toteuttamiseksi on laadittu Rövargrundetin läjitysalueen tarkkailuohjelma (Ramboll Finland Oy 2019), joka on toimitettu hyväksyttäväksi Uudenmaan ELY-keskukselle 24.4.2019. Rövargrundetin massojen pysyvyyttä on arvioitu aiemmin kertaalleen vuonna 2020 laaditussa tarkkailuraportissa (Mericon Oy 2020). Kyseinen raportti käsitti pysyvyystarkastelun vuosien 2016 ja 2019 välillä tehtyjen luotaustutkimusten perusteella.

Tässä raportissa arvioidaan massojen pysyvyyttä vuonna 2020.

1.2 LÄJITYSALUEEN SIJAINTI

Rövargrundetin läjitysalue on kooltaan noin 22,5 ha ja se sijaitsee noin 4,5 km Espoon Soukanniemestä etelään noin 1,5 km Kytön saaren luoteispuolella. Läjitysalueen sijainti on esitetty kuvassa 1.



Kuva 1. Rövargrundetin läjitysalueen sijainti. Taustakartta: Väylävirasto. Ei navigointikäyttöön. Ei täytä virallisen merikartan vaatimuksia.

2. TUTKIMUSMENETELMÄT

Ruoppausmassojen läjitysalueen massojen pysyvyyden arviointia varten meriläjitysalueella ja sen lähiympäristössä tehdään merenpohjan tason määrittäviä luotaustutkimuksia. Rövargrundetin läjitysalueella toteutettiin luotaukset 21.7.2020 ja 14.4.2021. Kumpikin luotaus tehtiin monikeilaustekniikalla. Vuoden 2020 luotaus toteutettiin Espoon Keilaniemenrannan ruoppaustyön jälkeen. Vuoden 2021 luotaus toteutettiin ennen vuoden 2021 ruoppaus-/läjityskauden alkua ja se kuvaa tilannetta vuoden 2020 läjityskauden jälkeen. Luotaukset on toteuttanut Mericon Oy.

Luotaustutkimusten tulosten lisäksi raportissa esitetään kirjanpito läjitysalueelle tuotujen massojen ruoppaushankkeiden massamääristä hankekohtaisesti.

3. TULOKSET

3.1 LÄJITYSTEN MASSAMÄÄRÄTIEDOT

Espoon kaupunki pitää kirjaa Rövargrundetin meriläjitysalueelle läjitetyistä massoista. Yksityiskohtaiset tiedot vuoden 2020 läjityksistä on esitetty tämän raportin liitteessä 1. Esitetyt vuosittaiset läjitysten massamäärätiedot perustuvat Keilaniemenrannan ruoppausten osalta

ruoppausalueella tehtyihin luotauksiin (m^3ktd) ja asuinkiinteistöjen ruoppausten osalta proomuista laskettuihin tietoihin (m^3-proomu).

Vuonna 2020 Rövargrundetin meriläjitysalueelle läjitettiin ruoppausmassoja Keilaniemenrannan ruoppaushankkeesta (118 500 m^3) ja asuinkiinteistöjen rantojen ruoppauskohteista (noin 7 970 m^3) yhteensä noin 126 470 m^3. Espoon kaupungin kirjanpidon mukaan asuinkiinteistöjen ruoppauksista noin 1 670 m^3 läjitettiin meriläjitysalueelle ennen 21.7.2020 tehtyjä luotauksia ja noin 6 300 m^3 kyseisten luotausten jälkeen. Keilaniemenrannan hankkeen läjitykset toteutettiin kokonaisuudessaan ennen 21.7.2020 tehtyjä luotauksia.

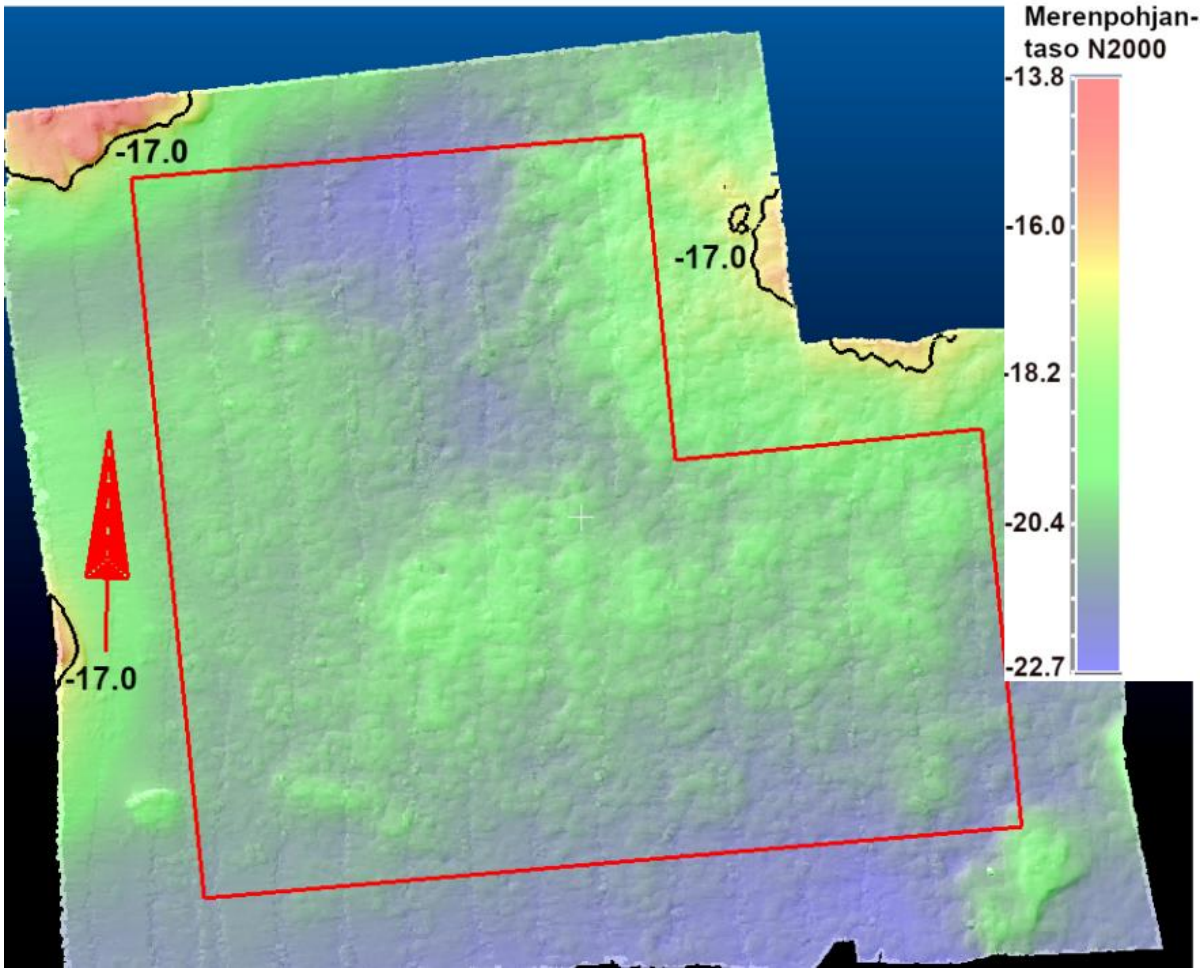
Meriläjitysalueelle läjitettyjen ruoppausmassojen kokonaismäärät vuosina 2000-2020 on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Meriläjitysalueelle läjitettyjen ruoppausmassojen määrät vuosina 2000-2020 sekä hankkeiden lukumäärät voimassa olevan luvan mukaiselta ajanjaksolta vuodesta 2018 lähtien. Espoon kaupungin ylläpitämä kirjanpito.

Vuosi	Määrä m^3 (vanha lupa)	Määrä m^3 (voimassa oleva lupa)	Hankkeiden lkm
2000-2002	30 225		
2003	14 600		
2004	13 440		
2005	5 590		
2006	105 641		
2007	60 276		
2008	22 700		
2009	26 345		
2010	11 650		
2011	14 500		
2012	1 700		
2013	3 710		
2014	3 800		
2015	10 320		
2016	1 320		
2017	6 390		
2018		5 070	13
2019		9 580	16
2020		126 470	24
Yhteensä	332 207	141 120	53

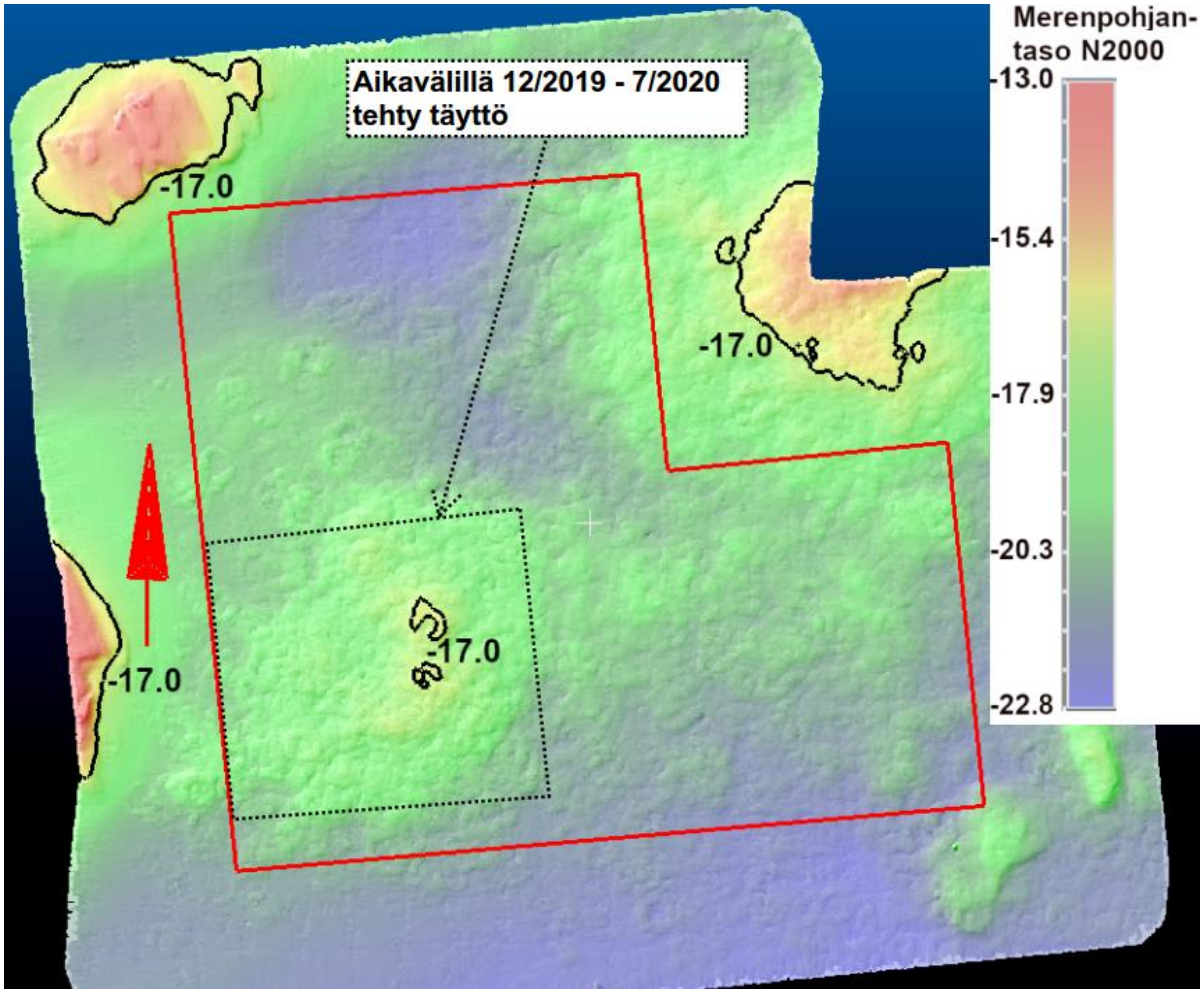
3.2 TEHDYT LUOTAUKSET JA NIIDEN PERUSTEELLA LASKETUT MASSAMÄÄRÄT

Vuoden 2019 läjityskauden jälkeen tehdyn luotauksen (16.12.2019) tulokset on esitetty kuvassa 2. Kyseinen luotaus toteutettiin ennen Keilaniemenrannan ruoppaustöiden aloitusta ja siitä vastasi Mericon Oy.

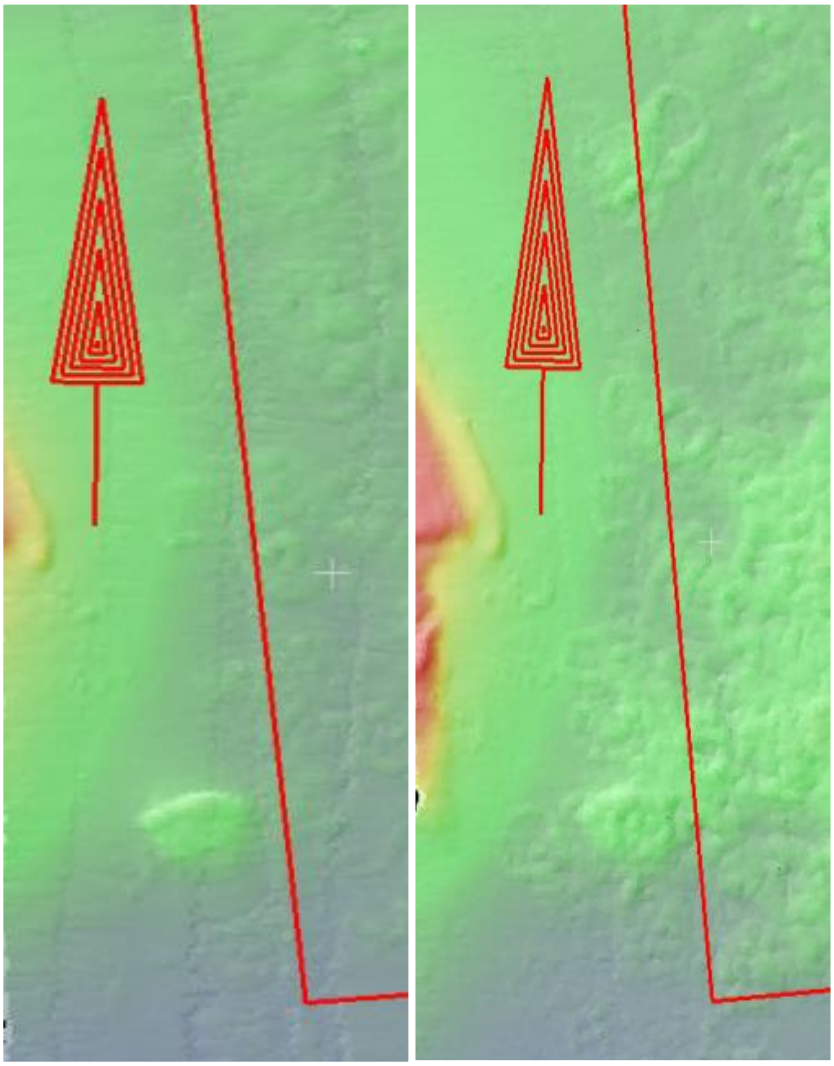


Kuva 2. Rövargrundetin meriläjitysalueen luotaus 16.12.2019 ennen Keilaniemenrannan hankkeen läjitysten aloittamista (luotaus: Mericon Oy). Luvan mukainen ylin läjitystaso N_{2000} -17 m on merkitty korkeuskäyrällä.

Keilaniemenrannan ruoppausten ja läjitysten päätyttyä meriläjitysalue luodattiin 21.7.2020 Mericon Oy:n toimesta. Kyseiset tulokset on esitetty kuvassa 3. Verrattaessa 16.12.2019 (kuva 2) ja 21.7.2020 (kuva 3) tehtyjen luotausten tuloksia, kyseisellä aikavälillä tehty täyttö on havaittavissa pääosin läjitysalueen lounaisosassa (kuva 3). Lisäksi täyttöä on havaittavissa läjitysalueen länsireunassa pyöreinä kuvioina. Tuloksista nähdään, että täyttöä on tehty pienissä määrin myös läjitysalueen länsireunan ulkopuolelle (kuva 4). Saatujen tietojen perusteella läjitysalue on merkitty keltaisilla ”erikoismerkki”-viitoilla, joiden sijainti on tarkastettu keväällä 2021.

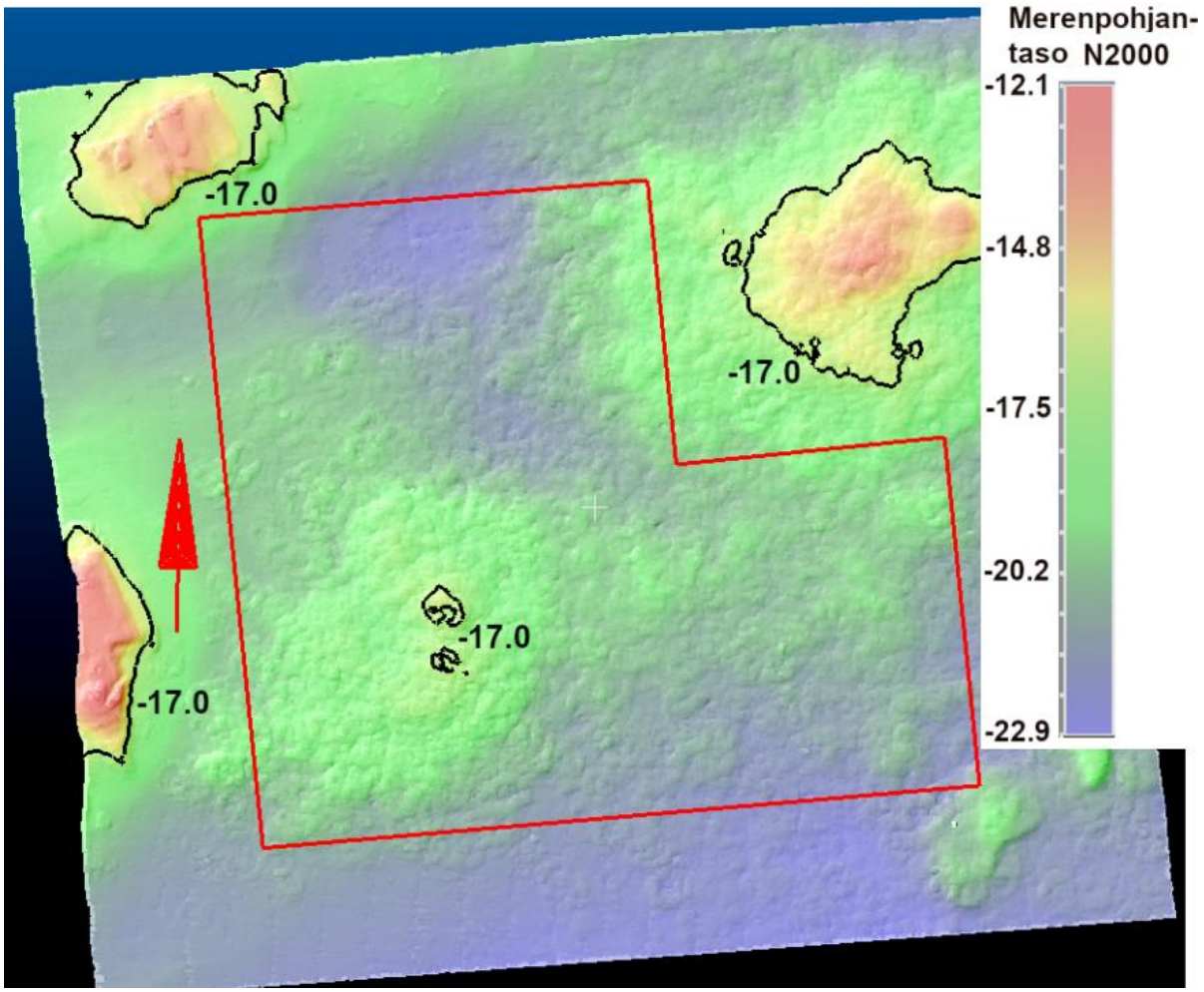


Kuva 3. Rövargrundetin meriläjitysalueen luotaus 21.7.2020 Keilaniemenrannan hankkeen läjitysten jälkeen. Tehty täyttö on havaittavissa katkoviivoilla merkityn alueen sisäpuolelta sekä pienemmissä määrin sen pohjois- ja länsipuolelta (pyöreät kuviot) (luotaus: Mericon Oy). Luvan mukainen ylin läjitystaso N_{2000} -17 m on merkitty korkeuskäyrällä.



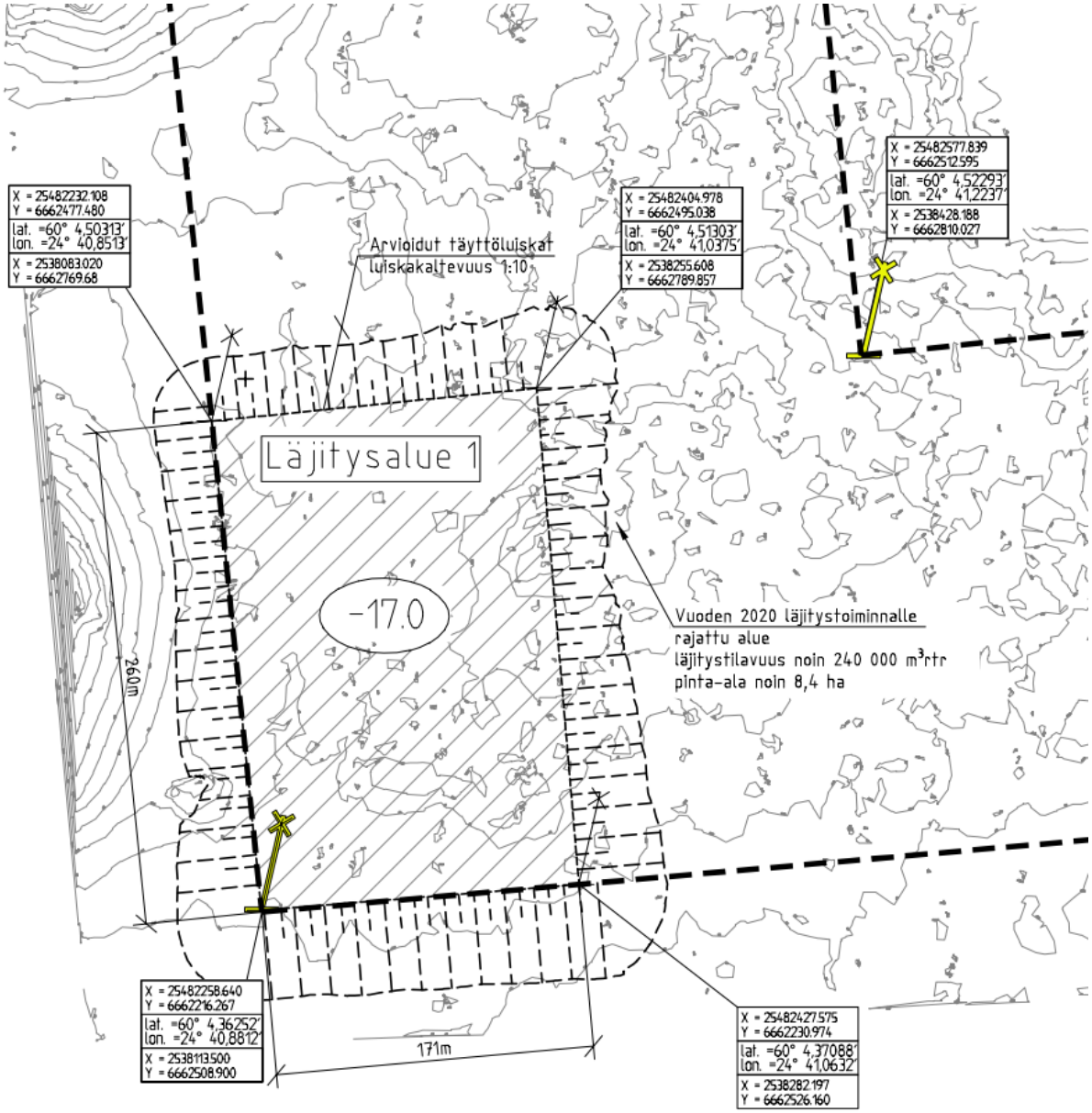
Kuva 4. Suurennoskuva läjitysalueen länsireunasta luotausaineistosta vuosilta 2019 (vasen kuva) ja 2020 (oikea kuva). Kuvista havaitaan, että täyttöä on tehty pienissä määrin myös läjitysalueen länsireunan ulkopuolelle.

Ennen vuoden 2021 läjityskauden alkua toteutettiin luotaus 14.4.2021 Mericon Oy:n toimesta. Kyseiset tulokset on esitetty kuvassa 5. Aikavälillä 21.7.2020 - 14.4.2021 läjitysalueelle sijoitettu ruoppausmassamäärä oli Espoon kaupungin kirjanpidon mukaan pieni (6 300 m^3-proomu), eivätkä vuoden 2020 (kuva 3) ja vuoden 2021 (kuva 5) luotaustulokset eroa siten juurikaan toisistaan. Vuoden 2021 tuloksista on nähtävissä vuonna 2020 tehdyt Keilaniemenrannan hankkeen läjitykset vuoden 2020 luotaustulosten tapaan. Läjitysalueella ylin sallittu läjitystaso N_{2000} -17 m ylittyy viimeisimmän luotauksen perusteella yhteensä noin 670 m^2 suuruisella alueella. Korkeimmillaan merenpohja on tasolla noin N_{2000} -16,4 m.



Kuva 5. Rövargrundetin meriläjitysalueen luotaus 14.4.2021 ennen vuoden 2021 läjityskauden alkua (luotaus: Mericon Oy). Luvan mukainen ylin läjitystaso N_{2000} -17 m on merkitty korkeuskäyrällä.

Rövargrundetin meriläjityksiä ohjeistetaan vuosittain laadittavassa läjityssuunnitelmassa. Luotaustulosten perusteella vuoden 2020 läjitykset ovat kohdistuneet suurimmaksi osaksi läjityssuunnitelman mukaiselle alueelle. Pieneltä osin läjityksiä on kuitenkin tehty myös suunnitellun alueen itä-, pohjois- ja länsipuolelle. Ote vuoden 2020 läjityssuunnitelmasta on esitetty kuvassa 6.



Kuva 6. Ote vuoden 2020 läjityssuunnitelmasta (20.2.2020, Ramboll Finland Oy)

Läjitysalueen luotausaineistoista tehdyn laskennan perusteella Rövargrundetin meriläjitysalueen vuoden 2020 luotaushetkeen 21.7.2020 mennessä toteutunut täyttö oli noin 120 000 m^3, joka vastaa Keilaniemenrannan ruoppausalueelta määritettyä ja asuinkiinteistöjen ruoppausmassojen proomuista yhteenlaskettua määrää (noin 120 170 m^3). Laskennan perusteella aikavälillä 21.7.2020 – 14.4.2021 toteutunut täyttö oli noin 39 000 m^3, joka on suurempi kuin kirjanpidon mukainen asuinkiinteistöjen proomuista laskettu toteutunut läjitysmäärä (noin 6 300 m^3). Laskennan perusteella määritetyn ja kirjanpidon mukaisen massamäärän eroavaisuuden syihin ei saatu varmuutta. Mahdollisia syitä massamäärien eroavaisuuksiin on käsitelty kappaleen 4 johtopäätöksissä.

3.3 LÄJITYSALUEEN JÄLJELLÄ OLEVA TILAVUUS

Rövargrundetin meriläjitysalueen lupapäätöksen määräysten mukaisesti läjitysalueen ylätaso ei saa nousta yli tason N_{2000} -17 m. Alueelle sijoitettavien ruoppausmassojen enimmäismäärä on 1 milj. m^3ktr. Luotaustutkimusten tulosten perusteella meriläjitysalueelle läjitetyt massat löytyvät läjitysalueelta, eivätkä ne ole tutkimusten perusteella liikkeessä läjitysalueelta pois.

Luotaustulosten perusteella Rövargrundetin meriläjitysalueella on vielä runsaasti läjitykseen sallittua tilavuutta jäljellä. Läjitysalue on korkeimmillaan alueen lounaisosassa tasolla noin -16,4 m vuonna 2020 sinne kohdistuneiden täyttöjen seurauksena. Sallittu läjitystaso -17 m ylittyy yhteensä noin 670 m^2 suuruisella alueella. Suurimmaksi osaksi läjitysalue on kuitenkin tasolla noin -20…22 m. Runsaimmin läjitykseen sallittua tilavuutta on jäljellä alueen pohjoisosassa. Luotausten perusteella läjitysalueen läjityskapasiteettia on kokonaisuudessaan jäljellä 887 100 m^3.

4. JOHTOPÄÄTÖKSET

Rövargrundetin luotaustutkimuksista on saatu hyvä kuva meriläjitysalueen tilanteesta ja siellä tapahtuneista muutoksista. Meriläjitysalueelle sijoitetut massat vaikuttavat tulosten perusteella pysyneen läjitysalueella. Sallittua läjitystilavuutta on vielä jäljellä, mutta lupamääräysten mukainen läjitystaso N_{2000} -17 m on ylittynyt hieman pienellä alueella läjitysalueen lounaisosassa. Lisäksi luotausten tulosten perusteella pieni osa vuoden 2020 läjityksistä on sijoitettu läjitysalueen länsireunan ulkopuolelle. Läjitysten kohdistamista läjitysalueelle ohjeistetaan vuosittain tehtävässä läjityssuunnitelmassa. Tulevien läjitysten osalta ohjeistuksessa tulee korostaa läjitysten kohdistamista vuotuisen läjitysalueen sisälle sekä kiinnittää huomiota läjitystason seurantaan.

Luotaustutkimusten perusteella tehtävässä massojen pysyvyyden arvioinnissa on olemassa epävarmuustekijöitä, jotka on syytä tiedostaa. Merialueella tapahtuva luonnollinen sedimentaatio ja mahdollinen virtausten aiheuttama merenpohjan kiintoaineksen kulkeutuminen sekä ruoppausmassojen tiivistyminen läjitysalueella vaikuttavat massojen pysyvyyden arviointiin ja lisäävät tulosten tulkinnan epävarmuutta. Myös pohjanläheisessä vesikerroksessa tapahtuva resuspensio voi vaikuttaa luotausaineiston tarkkuuteen ja siten edelleen massalaskelmiin.

Rövargrundetin meriläjitysalueen massojen pysyvyyden tarkkailua esitetään jatkettavan luotauksilla tarkkailuohjelman mukaisesti:

- Kunkin purjehduskauden (ruoppauskauden) alussa tai lopussa.
- Mikäli läjitys yhden kauden aikana ylittää 100 000 m^3, luodataan alue lisäksi jokaisen 100 000 m^3 ylityksen jälkeen erikseen.
- Yli 100 000 m^3 ruoppausta käsittävien hankkeiden alussa ja lopussa.

5. LÄHTEET

Ramboll Finland Oy 2019. Rövargundetin meriläjitysalueelle sijoitettujen ruoppausmassojen pysyvyyden tarkkailuohjelma. 15.4.2019.

Mericon Oy 2020. Rövargundetin meriläjitysalueelle sijoitettujen ruoppausmassojen pysyvyyden tarkkailu 2019. 29.5.2020.

LIITE 1
KIRJANPITO VUODEN 2020 MERILÄJITYKSISTÄ

Rövargrundetin meriläjitysalueelle läjitetyt massat 2020

LIITE 1

Lupa	Ruopattavan alueen tiedot	Lausunto/ lupa	Myönnetty m3	Toteutunut m3	Läjitysajankohta	Laatu
20/2019	Espoon Keilaniemenrannan länsirannalla kaupungin omistamilla vesialueilla	Etelä-Suomen aluehallintoviraston päätös 13.11.2019 (Nro 446/2019, Dnro ESAVI/3728/2019)	120000	118500	Joulukuussa 2019 1000 m3, 1.1.2020-13.7.2020 118 500 m3	savi, lieju
21/2019	Suvisaaristo, tilan 49-449-1-700 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 4.12.2019 (UUDELY/12762/2019)	500	500	4.-6.4.2020	savi, lieju
1/2020	Suvisaaristo, tilan 49-449-1-809 edustalla	ELY-keskuksen ilmoitus 8.1.2020 (UUDELY/14115/2019) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	0	Hanketta ei toteutettu	
2/2020	Saunalahti, kiinteistön 49-42-320-15 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 11.3.2020 (UUDELY/2681/2019) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	500	huhti.20	savi, lieju
4/2020	Lyökkiniemi, kiinteistön 49-13-11-6 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 26.3.2020 (UUDELY/2829/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	500	huhti.20	Savi, muta
5/2020	Malmkloppan, tilan 49-449-1-349 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 10.3.2020 (UUDELY/2001/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	200	huhti.20	Savi, muta
6/2020	Moisö, kiinteistön 49-449-1-651 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 30.3.2020 (UUDELY/3611/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	500	28.4.-29.4.2020	savi, hiekka
7/2020	Laurinlahti, kiinteistön 49-451-1-178	ELY-keskuksen ilmoitus 23.3.2020 (UUDELY/2475/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	500	vko 18/2020	savi,siltti, lieju
8/2020	Tvijälp, kiinteistön 49-449-1-611 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 28.2.2020 (UUDELY/1679/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	0	Hanketta ei toteutettu	
9/2020	Svinö, kiinteistön 49-449-1-892 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 11.3.2020 (UUDELY/2000/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	70	28.4.2020	savi
10/2020	Suvisaaristo, kiinteistön 49-449-1-151 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 22.4.2020 (UUDELY/4120/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	0	Hanketta ei toteutettu	
11/2020	Bosund, kiinteistön 49-449-1-743 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 22.4.2020 (UUDELY/4275/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	200	200	8.9.2020	Savi, lieju
12/2020	Magasinudden, kiinteistöjen 49-436-6-222 ja 49-436-6-265 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 21.4.2020 (UUDELY/4865/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	100	100	syys.20	lieju
13/2020	Pukkisaari, kiinteistön 49-434-1-3 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 20.8.2020 (UUDELY/8836/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	500	syys.20	Hiekkaa

14/2020	Malmkloppan, kiinteistön 49-449-1-755 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 20.8.2020 (UUDELY/8833/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	250	250	syys.20	Savi, lieju
15/2020	Pentala, kiinteistön 49-449-1-1045 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 11.9.2020 (UUDELY/9522/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	400	250	loka.20	Savi, muta
16/2020	Munkkiranta, kiinteistön 49-33-146-23 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 22.9.2020 (UUDELY/9769/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	500	loka.20	Savi, muta
17/2020	Munkkiranta, kiinteistön 49-33-146-24 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 22.9.2020 (UUDELY/9770/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	500	loka.20	Savi, muta
18/2020	Munkkiranta, kiinteistön 49-33-146-25 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 22.9.2020 (UUDELY/9772/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	500	loka.20	Savi, muta
19/2020	Suvisaaristo, kiinteistön 49-449-1-1064 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 5.11.2018 (UUDELY/10850/2018) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	50	50	5.10.2020	Siltti
20/2020	Stora Bodö, kiinteistön 49-449-1-15 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 25.9.2020 (UUDELY/10052/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	250	loka.20	savi, lieju
21/2020	Ängvik, kiinteistön 49-33-146-2 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 6.10.2020 (UUDELY/11121/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	300	12.10.2020	savi
22/2020	Suvisaaristo, kiinteistön 49-449-1-58 edustalla yhteisellä vesialueella 49-449-876-1	Etelä-Suomen aluehallintoviraston 31.8.2020 antama päätös Nro 310/2020, Dnro ESAVI/38921/2019	1800	1500*	joulu.20	savi, siltti, hiekka, silttinen hiekkamoreeni. *Luvan määrä 1800 m3ktr. Ilmoitettu toteuma 2500 m3itd. Massan muuntokertoimena käytetty 0,60.
23/2020	Kiinteistön 49-449-1-67 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 13.3.2020 (UUDELY/2112/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	450	450	27.10.2020	mutaa
24/2020	Ramsö Sund, kiinteistöjen 49-449-1-481 ja 49-449-1-567 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 22.10.2020 (UUDELY/10900/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	500	marras.20	Muta, savi
25/2020	Suvisaaristo, tilan 49-449-1-858 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 17.10.2018 (UUDELY/10196/2018) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	400	huhti.20	Muta, savi
26/2020	Pieni Lehtisaari, kiinteistön 49-444-1-370 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 19.10.2020 (UUDELY/10507/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	0	Hanketta ei toteutettu	
27/2020	Svinö, kiinteistön 49-449-1-758 edustan vesialueella	ELY-keskuksen ilmoitus 10.11..2020 (UUDELY/11665/2020) ruoppausilmoituksen vastaanottamisesta	500	450	6.12-8.12.2020	Savi, lieju

Rövargrundetin meriläjitysalueelle läjitetyt massat 2000-2020

2000-2002	30225
2003	14600
2004	13440
2005	5590
2006	105641
2007	60276
2008	22700
2009	26345
2010	11650
2011	14500
2012	1700
2013	3710
2014	3800
2015	10320
2016	1320
2017	6390
2018	5070
2019	9580
2020	126 470
Yhteensä:	**473327**

Espoo/ Antti Kuosmanen, 29.4.2021

Vastaanottaja
Helsingin kaupunki

Asiakirjatyyppi
Raportti

Päivämäärä
16.3.2021

HELSINGIN KAUPUNKI LOKKILUODON JA KOIRASAARENLUOTOJEN MERILÄJITYSALUEET

Meriläjitysalueille sijoitettujen ruoppausmassojen pysyvyyden tarkkailuraportti 2020

RAMBØLL Bright ideas. Sustainable change.

HELSINGIN KAUPUNKI
LOKKILUODON JA KOIRASAARENLUOTOJEN MERILÄJITYSALUEET

Päivämäärä	**16.3.2021**
Laatija	**Teemu Roikonen**
Tarkastaja	**Tommy Nyman**
Hyväksyjä	**Susanna Hantula**
Kuvaus	**Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen meriläjitysalueille sijoitettujen ruoppausmassojen tarkkailuraportti**

Ramboll
PL 25
Itsehallintokuja 3
02601 ESPOO

P +358 20 755 611
F +358 20 755 6201
https://fi.ramboll.com

Ramboll CM Oy
Y-tunnus 0692498-4, ALV rek.
Kotipaikka Espoo

SISÄLTÖ

1.	**Taustaa**	**2**
1.1	Tarkkailun perusteet	2
1.2	Läjitysalueiden sijainti	2
2.	**Tutkimusmenetelmät**	**3**
3.	**Tulokset**	**4**
3.1	Läjitysten massamäärätiedot	4
3.2	Tehdyt luotaukset ja niiden perusteella lasketut massamäärät	5
3.2.1	Lokkiluoto	5
3.2.2	Koirasaarenluodot	10
3.3	Läjitysalueiden jäljellä oleva tilavuus	14
4.	**Johtopäätökset**	**15**
5.	**Lähteet**	**16**

1. TAUSTAA

1.1 TARKKAILUN PERUSTEET

Helsingin edustan merialueelle sijoittuvien Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen ruoppausmassojen meriläjitysaluille on annettu seuraavat lupapäätökset:

Lokkiluoto:
- AVI: 92/2015/2, 13.5.2015 (ESAVI/73/04.09/2014)
- VHAO: 16/0299/2, 9.12.2016 (01531/15/5201)

Koirasaarenluodot:
- AVI: 93/2015/2, 13.5.2015 (ESAVI/74/04.09/2014).
- VHAO: 16/0253/2, 8.11.2016 (01533/15/5201 ja 01534/15/5201)

Lokkiluotoa koskevan VHAO:n tarkentamassa lupamääräyksessä 9. ja Koirasaarenluotoja koskevan VHAO:n tarkentamassa lupamääräyksessä 8. todetaan seuraavasti:
”Luvan saajan on tarkkailtava vuosittain läjitysten vaikutuksia merialueella ja läjitysmassojen pysyvyyttä Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen ympäristö ja luonnonvarat –vastuualueen hyväksymällä tavalla…”

Läjitysten vaikutuksia ympäröivään merialueeseen tarkkaillaan veden laadun, kasvi- ja eläinplanktonin, pohjan laadun ja pohjaeliöstön osalta Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelman (Helsingin kaupungin ympäristöpalvelut 2017) mukaisesti. Lisäksi läjitysalueiden veden sameutta ennen läjitystä, läjityshetkellä ja sen jälkeen on tutkittu luotaustutkimuksessa vuonna 2019 (Luode Consulting Oy 2019).

Vaikutuksia kalastoon tarkkaillaan Helsingin ja Espoon edustan merialueen kalataloudellisen yhteistarkkailuohjelman (Kala- ja vesitutkimus Oy 2018) mukaisesti. Tarkkailuvelvoitteiden lisäksi läjitysalueiden lupapäätöksissä on annettu kalatalousvelvoite siian poikasten istuttamisesta, mikä toteutetaan erillisen toteuttamissuunnitelman mukaisesti (Kala- ja vesitutkimus Oy 2017). Lisäksi alueen linnustoon kohdistuvia vaikutuksia tarkkaillaan erillisen linnustoseurantaohjelman (Ympäristötutkimus Yrjölä Oy 2017) mukaisesti.

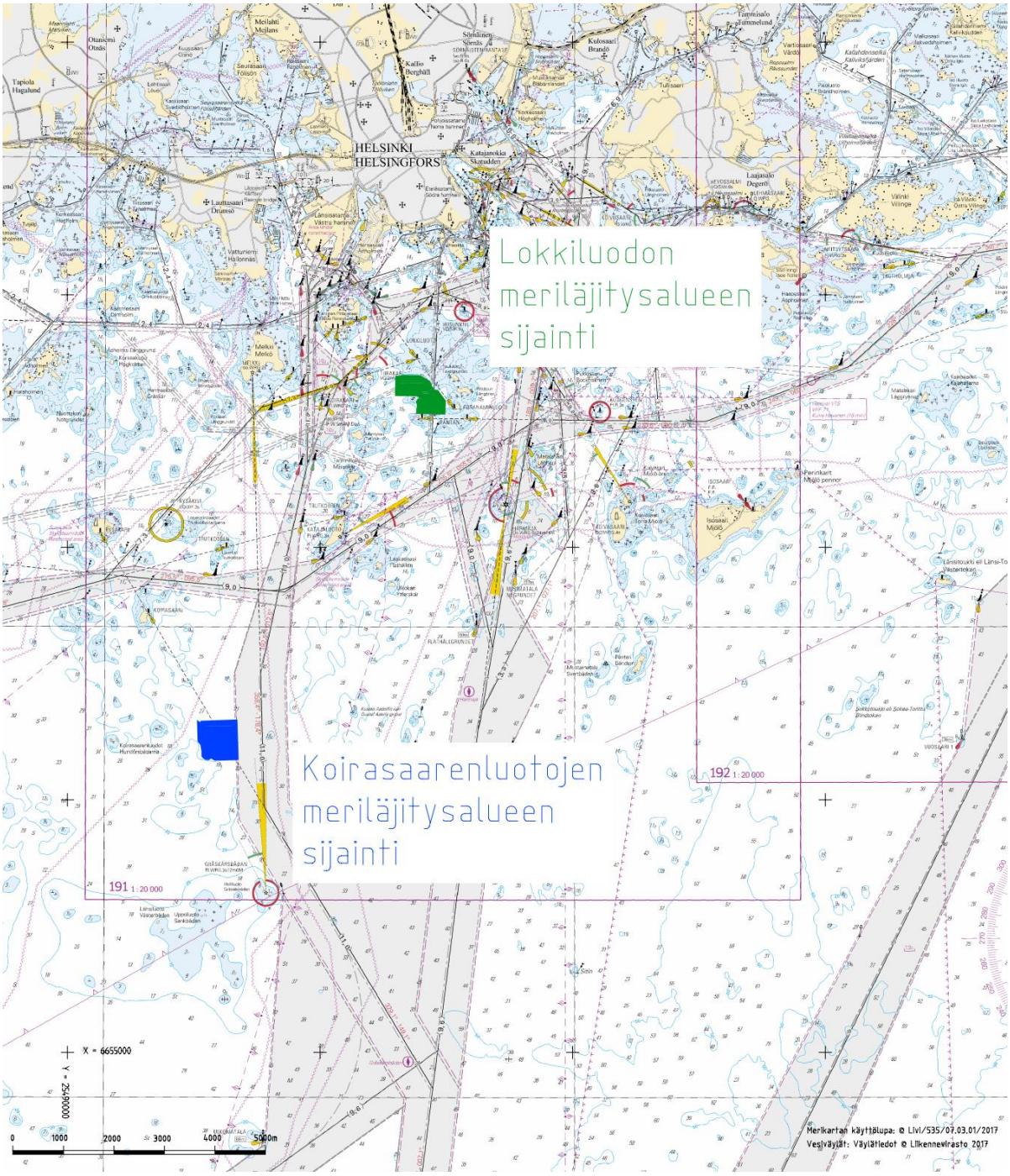
Edellä mainittujen tarkkailuosioiden tulokset raportoidaan erillisenä omien ohjelmiensa mukaisesti, eikä niiden tuloksia raportoida tässä yhteydessä.

Läjitysmassojen pysyvyyttä Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen alueilla on tarkkailtu vuonna 2017 laaditun tarkkailuohjelman mukaisesti (Ramboll Finland Oy 2017). Tässä raportissa esitetään kyseisen ohjelman mukaisesti toteutetun massojen pysyvyyden tarkkailun tulokset.

1.2 LÄJITYSALUEIDEN SIJAINTI

Lokkiluodon läjitysalue sijaitsee noin 3 km Helsingin Kaivopuiston rannasta etelään Taulukarin länsipuolella. Koirasaarenluotojen ruoppausmassojen läjitysalue sijaitsee noin 11 km Helsingin Länsisatamasta etelään Koirasaarenluotojen itäpuolella. Lokkiluodon läjitysalue sijaitsee kaupungin omistamalla ja Koirasaarenluotojen läjitysalue valtion omistamalla vesialueella. Lokkiluodon läjitysalueen pinta-ala on noin 35 ha ja Koirasaarenluotojen noin 49 ha.

Läjitysalueiden sijainnit on esitetty kartalla kuvassa 1.



Kuva 1. Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen meriläjitysalueiden sijainnit.

2. TUTKIMUSMENETELMÄT

Ruoppausmassojen läjitysalueiden massojen pysyvyyden arviointia varten meriläjitysalueilla ja niiden lähiympäristössä tehdään merenpohjan tason luotaustutkimuksia. Luotaustutkimusten lisäksi kerätään vuosittain läjitysalueille tuotujen massojen ruoppaushankkeista ruoppausmassamäärien toteutumatiedot hankekohtaisesti.

Lokkiluodon meriläjitysalueella on toteutettu luotauksia yhteensä viitenä ja Koirasaarenluotojen läjitysalueella yhteensä neljänä kertana vuosina 2017-2020. Luotaustutkimusten

toteutusajankohdat listattu alla. Luotaukset on tehty monikeilausluotauksina lukuun ottamatta vuoden 2019 läjityskauden jälkeen tehtyjä luotauksia, jotka toteutettiin linjaluotauksina. Linjaluotauksella ei saada monikeilaimen tasoista yksityiskohtaista tietoa merenpohjasta, mutta myös sen avulla saadaan tietoa merenpohjan yleiskuvasta sekä tietoa esim. massalaskennan tarpeisiin.

Lokkiluodon meriläjitysalue

- Monikeilausluotaus ennen uuden lupapäätöksen mukaisten läjityksien aloittamista lähtötilanteen selvittämiseksi, 3.-4.5.2017 (Mericon Oy)
- Monikeilausluotaus ennen vuoden 2019 läjityskautta, 9.-10.1.2019 (Mericon Oy)
- Linjaluotaus vuoden 2019 läjityskauden jälkeen, 28.10.2019 (Boskalis Terramare Oy)
- Monikeilausluotaus ennen vuoden 2020 läjityskautta, 27.4.2020 (Meritaito Oy)
- Monikeilausluotaus vuoden 2020 läjityskauden jälkeen, 10.12.2020 (Boskalis Terramare Oy)

Koirasaarenluotojen meriläjitysalue

- Monikeilausluotaus ennen uuden lupapäätöksen mukaisten läjityksien aloittamista lähtötilanteen selvittämiseksi, 28.4.2017 (VRT Finland Oy)
- Linjaluotaus vuoden 2019 läjityskauden jälkeen, 28.10.2019 (Boskalis Terramare Oy)
- Monikeilausluotaus ennen vuoden 2020 läjityskautta, 21.-22.4.2020 (VRT Finland Oy)
- Monikeilausluotaus vuoden 2020 läjityskauden jälkeen, 10.12.2020 (Boskalis Terramare Oy)

3. TULOKSET

3.1 LÄJITYSTEN MASSAMÄÄRÄTIEDOT

Seuraavana esitetyt vuosittaiset läjitysten massamäärätiedot perustuvat Helsingin kaupungin ruoppausten osalta ruoppausalueilla tehtyihin luotauksiin (m^3ktd) ja asuinkiinteistöjen ruoppausten osalta proomuista laskettuihin tietoihin (m^3-proomu).

Vuonna 2018 Lokkiluodon meriläjitysalueelle läjitettiin ruoppausmassoja asuinkiinteistöjen rantojen parantamiskohteista yhteensä noin 1 250 m^3. Koirasaarenluotojen meriläjitysalueelle ei läjitetty ruoppausmassoja vuonna 2018.

Vuonna 2019 Lokkiluodon meriläjitysalueelle läjitettiin ruoppausmassoja Koirasaaren esirakentamisen (noin 130 000 m^3) ja Stansvikinrannan esirakentamisen (43 792 m^3) hankkeista sekä asuinkiinteistöjen rantojen parantamiskohteista (1 100 m^3) yhteensä noin 175 000 m^3. Koirasaarenluotojen meriläjitysalueelle läjitettiin ruoppausmassoja Koirasaaren esirakentamisen hankkeesta (noin 154 000 m^3).

Vuonna 2020 Lokkiluodon meriläjitysalueelle läjitettiin ruoppausmassoja Hernesaaren esirakentamisen (89 125 m^3) ja Lauttasaaren paineviemärin rakentamisen (7 708 m^3) hankkeista sekä asuinkiinteistöjen rantojen parantamiskohteista (noin 1 130 m^3) yhteensä noin 98 000 m^3. Koirasaarenluotojen meriläjitysalueelle läjitettiin ruoppausmassoja Hernesaaren esirakentamisen hankkeesta (noin 72 000 m^3).

Meriläjitysalueille läjitettyjen ruoppausmassojen kokonaismäärät vuosina 2018-2020 on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Meriläjitysalueille läjitettyjen ruoppausmassojen määrät vuosina 2018-2020.

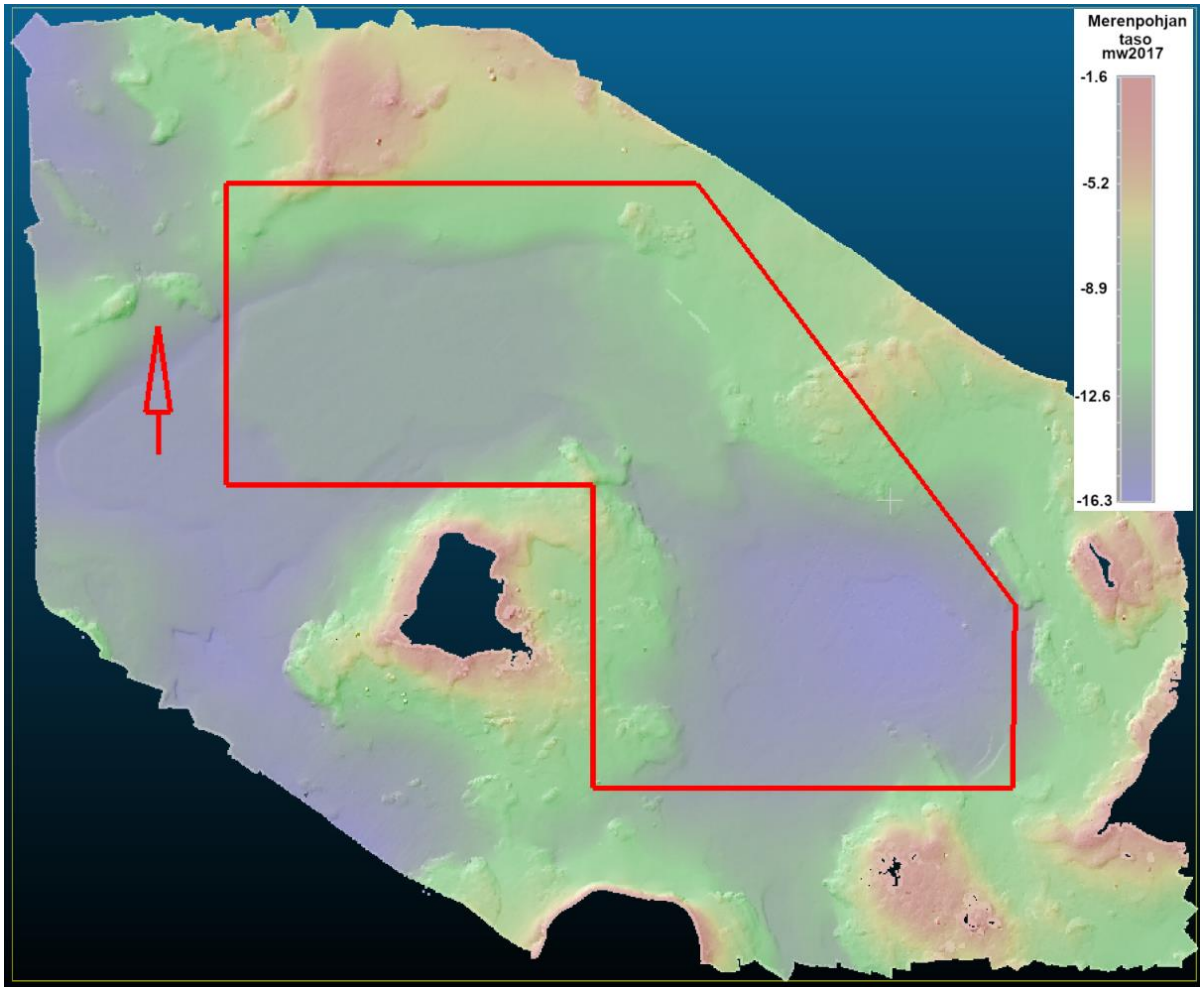
Läjitettyjen ruoppausmassojen määrät (m3)			
	2018	**2019**	**2020**
Lokkiluoto	1 250	175 000	98 000
Koirasaarenluodot	ei läjityksiä	154 000	72 000

3.2 TEHDYT LUOTAUKSET JA NIIDEN PERUSTEELLA LASKETUT MASSAMÄÄRÄT

3.2.1 Lokkiluoto

Vuosi 2017

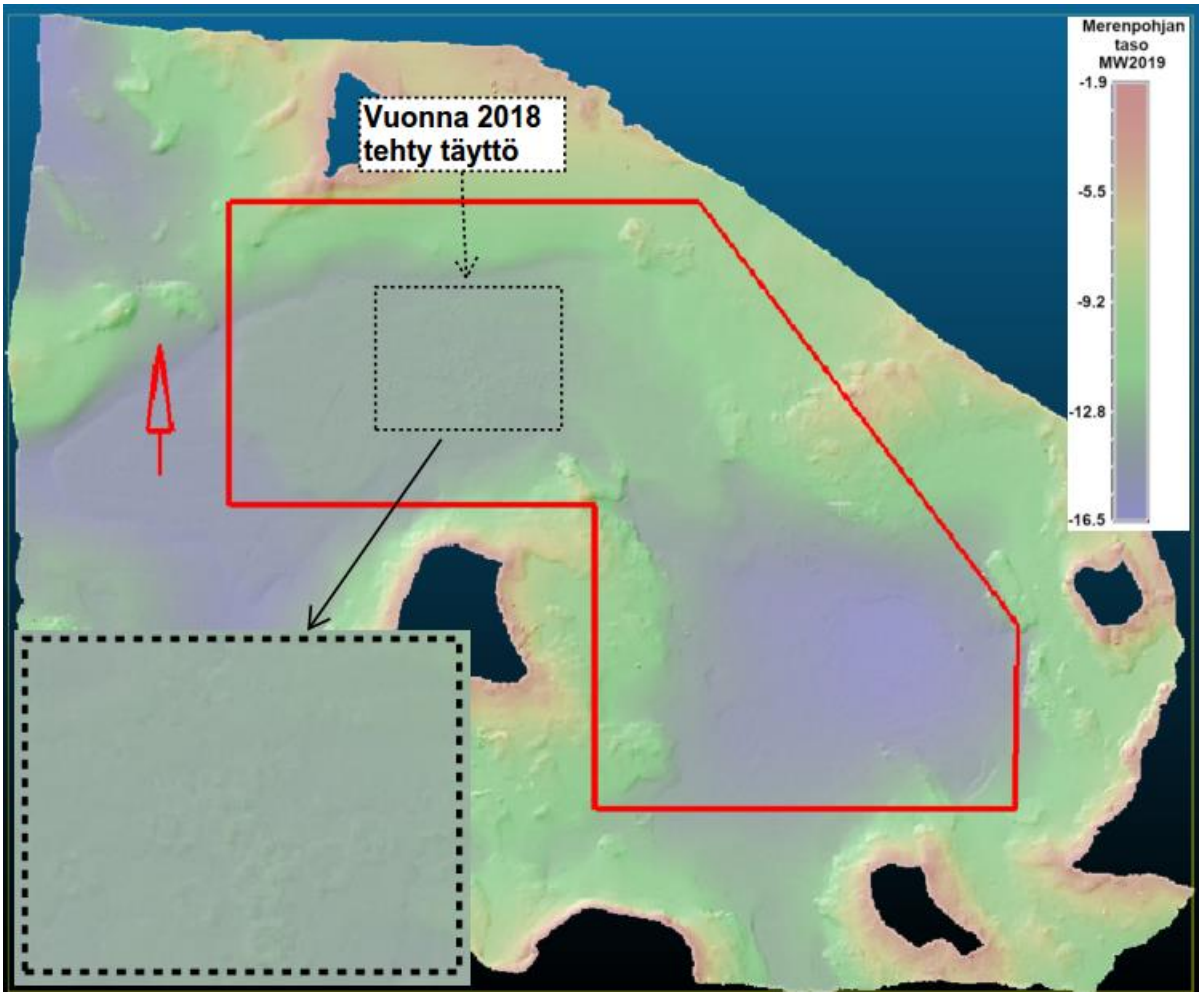
Ennen uuden lupapäätöksen mukaisten läjityksien aloittamista Lokkiluodon meriläjitysalueen lähtötilanteen selvittämiseksi toteutettiin monikeilausluotaus 3.-4.5.2017. Luotauksesta vastasi Mericon Oy. Luotaustulokset on esitetty kuvassa 2.



Kuva 2. Lokkiluodon meriläjitysalueen luotaus toukokuussa 2017 ennen läjitysten aloittamista (luotaus: Mericon Oy).

Vuosi 2018

Vuoden 2018 läjityskauden jälkeen toteutettiin Lokkiluodon meriläjitysalueen monikeilausluotaus 9.-10.1.2019 Mericon Oy:n toimesta. Vuonna 2018 tehty täyttö on nähtävissä pyöreinä kuvioina Lokkiluodon meriläjitysalueen pohjoisosassa ja se on merkitty katkoviivoilla kuvaan 3.

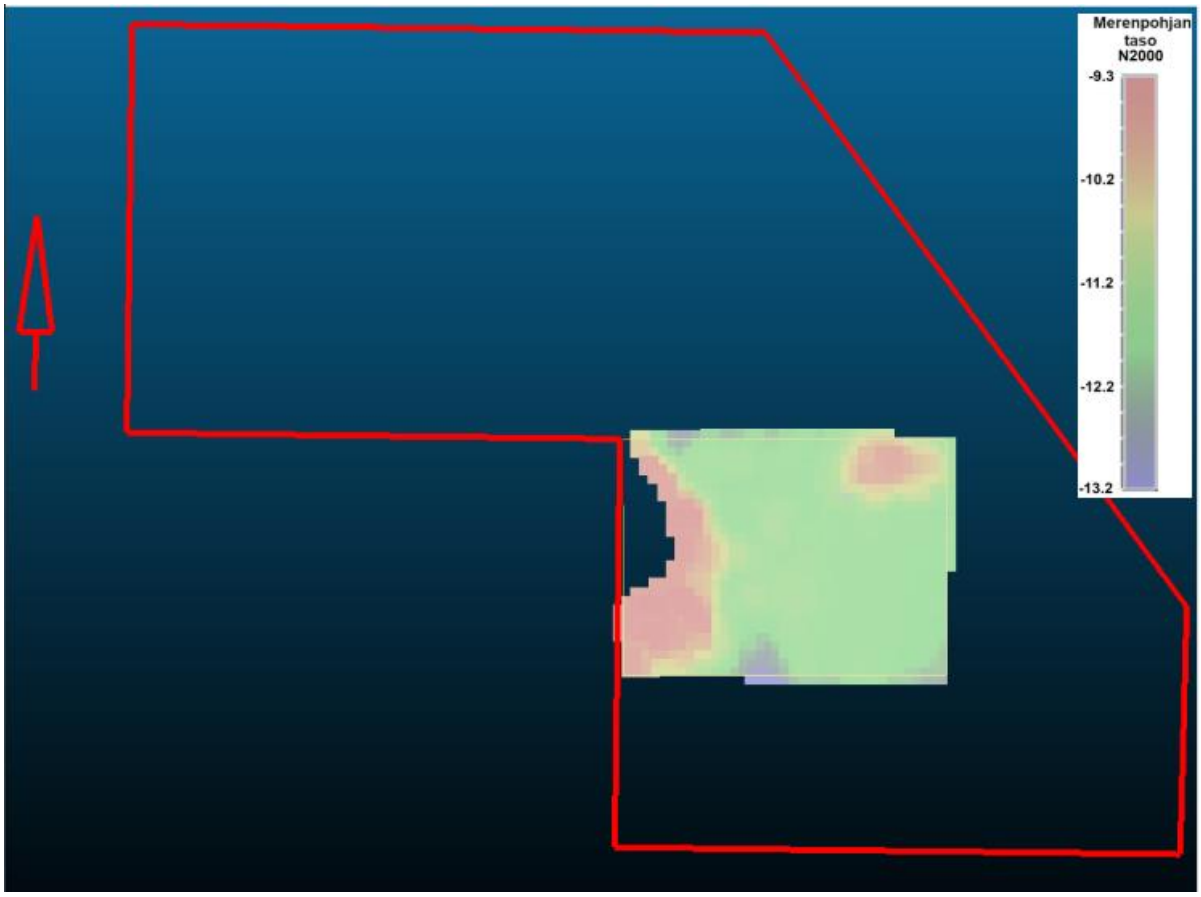


Kuva 3. Lokkiluodon meriläjitysalueen luotaus tammikuussa 2019 ennen vuoden 2019 läjitysten aloittamista. Kuvan vasemmassa alakulmassa on esitetty suurennos käytetystä täyttöalueesta ja siinä näkyvästä täytöstä (luotaus: Mericon Oy).

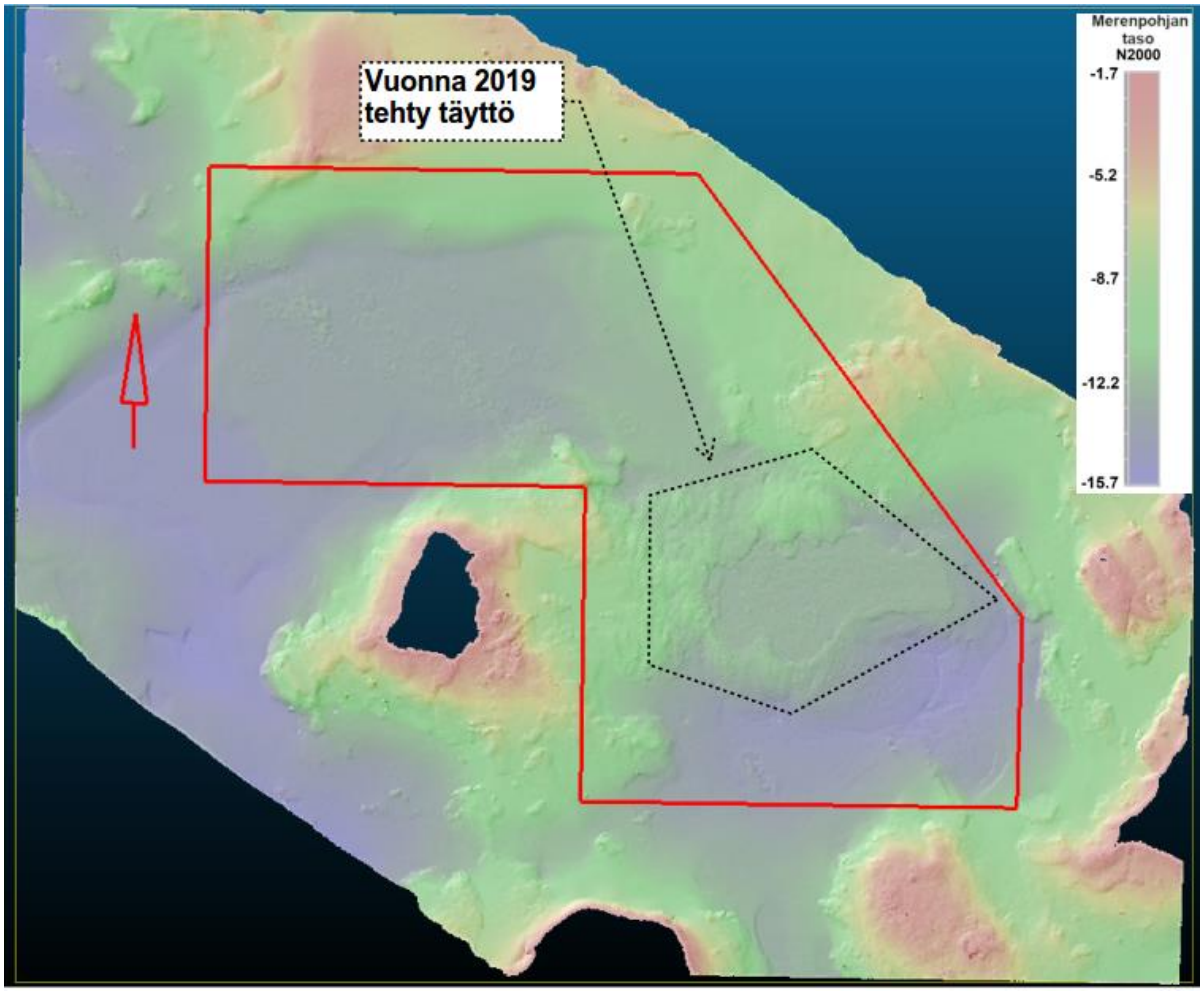
Läjitysalueen luotausaineistoista tehdyn laskennan perusteella Lokkiluodon meriläjitysalueen vuoden 2018 toteutunut täyttö oli noin 21 000 m^3, mikä on hieman suurempi kuin proomuista laskettu asuinkiinteistöjen ruoppausmassojen määrä (noin + 1 250 m^3).

Vuosi 2019

Vuoden 2019 läjityskauden jälkeen toteutettiin Lokkiluodon meriläjitysalueen linjaluotaus Boskalis Terramare Oy:n toimesta 28.10.2019 (Kuva 3). Kyseinen urakoitsija teki ruoppauksia Koirasaaren alueella Kruunuvuorenrannassa ja osa ruoppausmassoista läjitettiin Lokkiluodolle. Luotausalueena käytettiin vastaavaa aluetta, kuin mihin läjityksiä oli tehty eikä läjitysaluetta luodattu kokonaan, mikä vaikeuttaa läjitysalueen kokonaistilanteen hahmottamista. Ennen vuoden 2020 läjityskautta toteutettiin monikeilausluotaus Meritaito Oy:n toimesta 27.4.2020 (Kuva 4). Kevään 2020 monikeilaluotauksen aineistosta on selkeämmin havaittavissa läjitysalueelle vuonna 2019 tehty täyttö, joka on merkitty katkoviivalla kuvaan 4.



Kuva 3. Lokkiluodon meriläjitysalueen luotaus lokakuussa 2019 vuoden 2019 läjityskauden jälkeen (luotaus: Boskalis Terramare Oy).



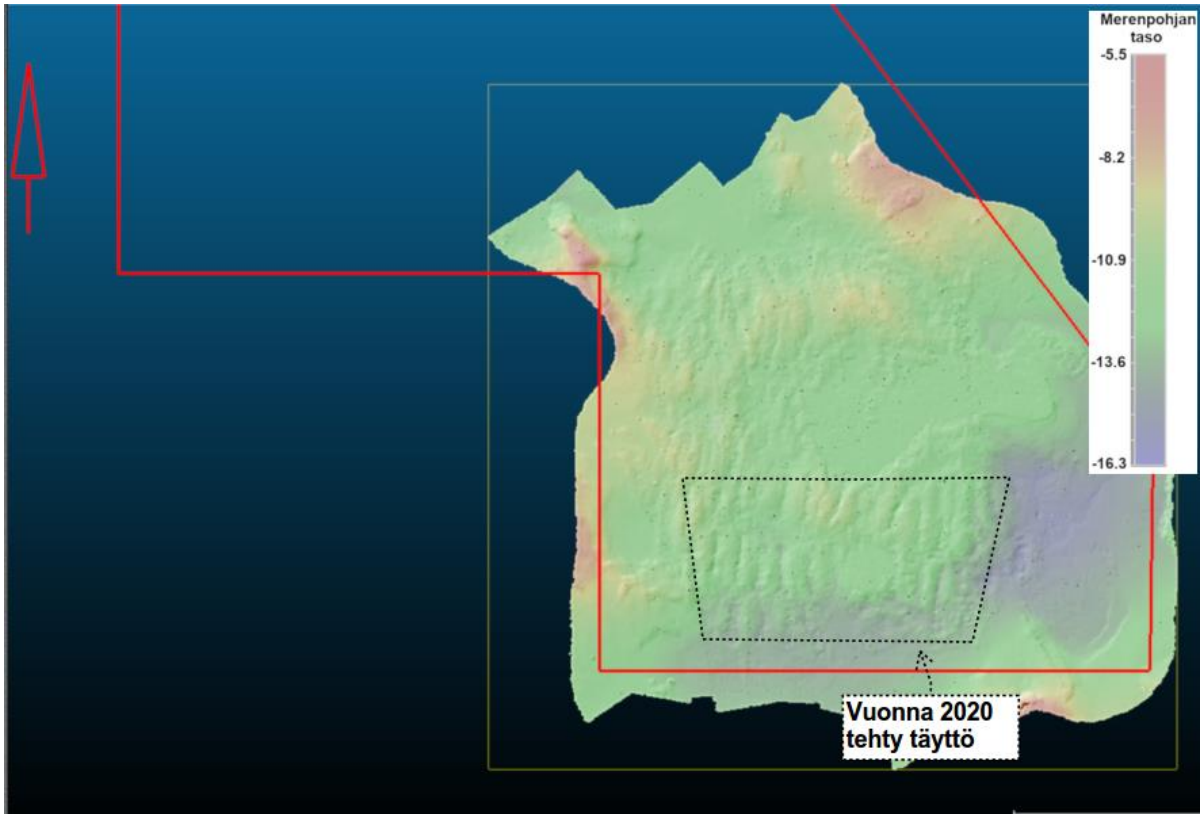
Kuva 4. Lokkiluodon meriläjitysalueen luotaus huhtikuussa 2020 ennen vuoden 2020 läjitysten aloittamista (luotaus: Meritaito Oy).

Läjitysalueen massamäärien laskenta tehtiin vertaamalla tammikuun 2019 luotausaineistoa sekä lokakuun 2019 että huhtikuun 2020 aineistoihin. Lokakuun 2019 aineiston tulosten tarkastelussa on huomioitava, että kyseiset luotaukset kohdistuivat pinta-alaltaan pienemmälle vesialueelle. Verrattaessa tammikuun 2019 luotausaineistoa lokakuun 2019 aineistoon, massalaskelmien perusteella vuoden 2019 toteutunut täyttö oli noin 117 000 m^3. Verrattaessa tammikuun 2019 luotausaineistoa huhtikuun 2020 aineistoon, massalaskelmien perusteella vuoden 2019 toteutunut täyttö oli noin 225 000 m^3. Pääosin ruoppausalueiden luotauksista ja pieneltä osin proomuista laskettu massamäärä oli vuonna 2019 noin 175 000 m^3.

Massalaskennan tulosten perusteella lokakuun 2019 läjitysalueen luotaus ei välttämättä ole kattanut kokonaan aluetta, jonne läjityksiä on kyseisenä vuonna tehty. Huhtikuun 2020 läjitysalueen luotausaineiston perusteella laskennallinen massamäärä oli hieman suurempi kuin ruoppausalueiden luotauksista ja proomuista laskettu massamäärä. Sedimentaatiota tapahtuu merialueella luonnostaan myös silloin, kun läjityksiä ei ole käynnissä, mikä selittää laskennan tulosta.

Vuosi 2020

Vuoden 2020 läjityskauden jälkeen toteutettiin Lokkiluodon meriläjitysalueen monikeilausluotaus Boskalis Terramare Oy:n toimesta 10.12.2020 (Kuva 5). Vuonna 2020 tehty täyttö on nähtävissä Lokkiluodon meriläjitysalueen eteläosassa ja se on merkitty katkoviivoilla kuvaan 5.



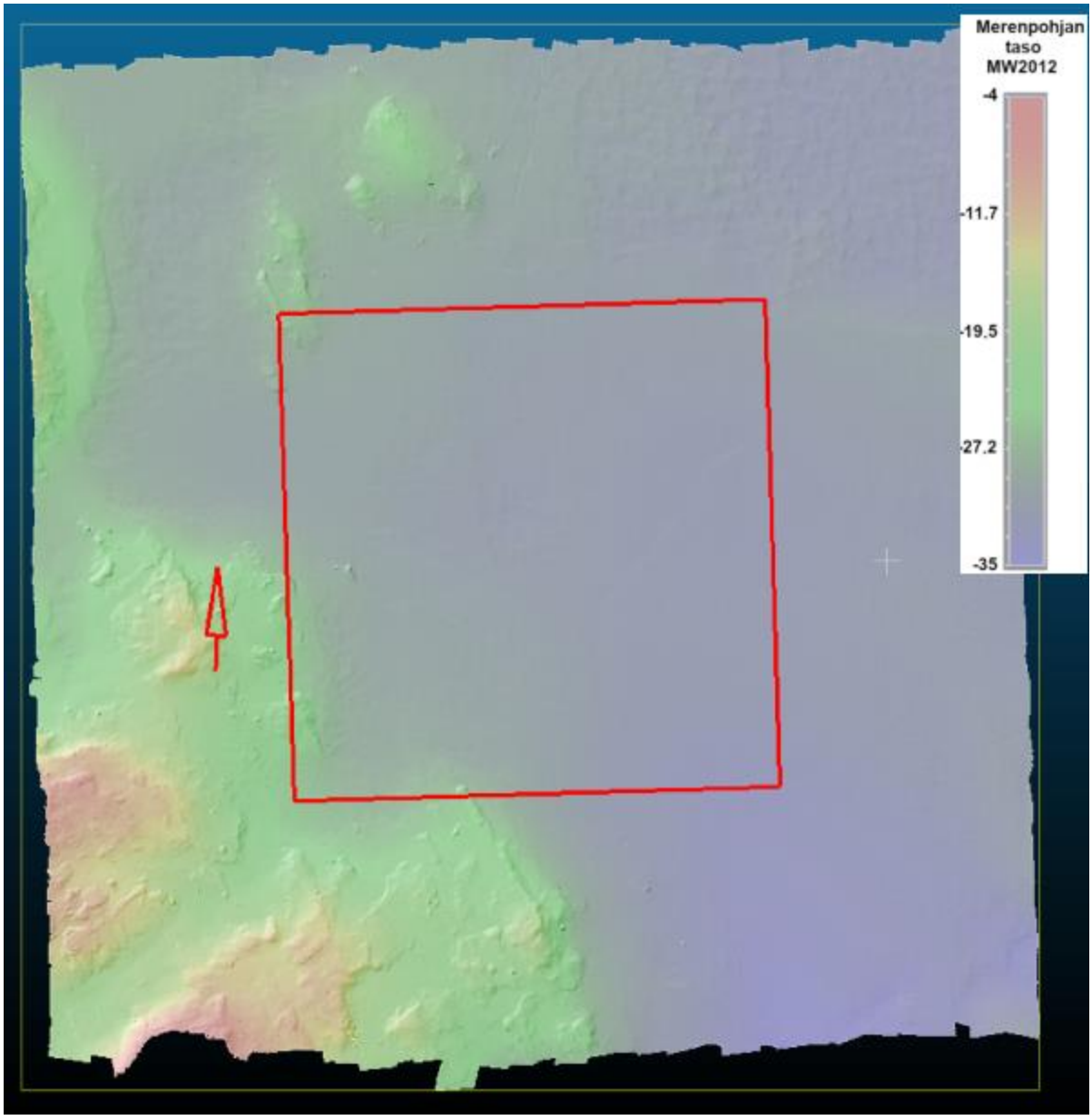
Kuva 5. Lokkiluodon meriläjitysalueen luotaus joulukuussa 2020 vuoden 2020 läjitysten jälkeen (luotaus: Boskalis Terramare Oy).

Läjitysalueen luotausaineistoista tehdyn laskennan perusteella Lokkiluodon meriläjitysalueen vuoden 2020 toteutunut täyttö on noin 86 000 m^3, mikä vastaa melko hyvin ruoppausalueen luotauksista ja proomuista laskettujen massojen määrää (noin 98 000 m^3).

3.2.2 Koirasaarenluodot

Vuosi 2017

Ennen uuden lupapäätöksen mukaisten läjityksien aloittamista Koirasaarenluotojen meriläjitysalueen lähtötilanteen selvittämiseksi toteutettiin monikeilausluotaus 28.4.2017. Luotauksesta vastasi VRT Finland Oy. Luotaustulokset on esitetty kuvassa 6.

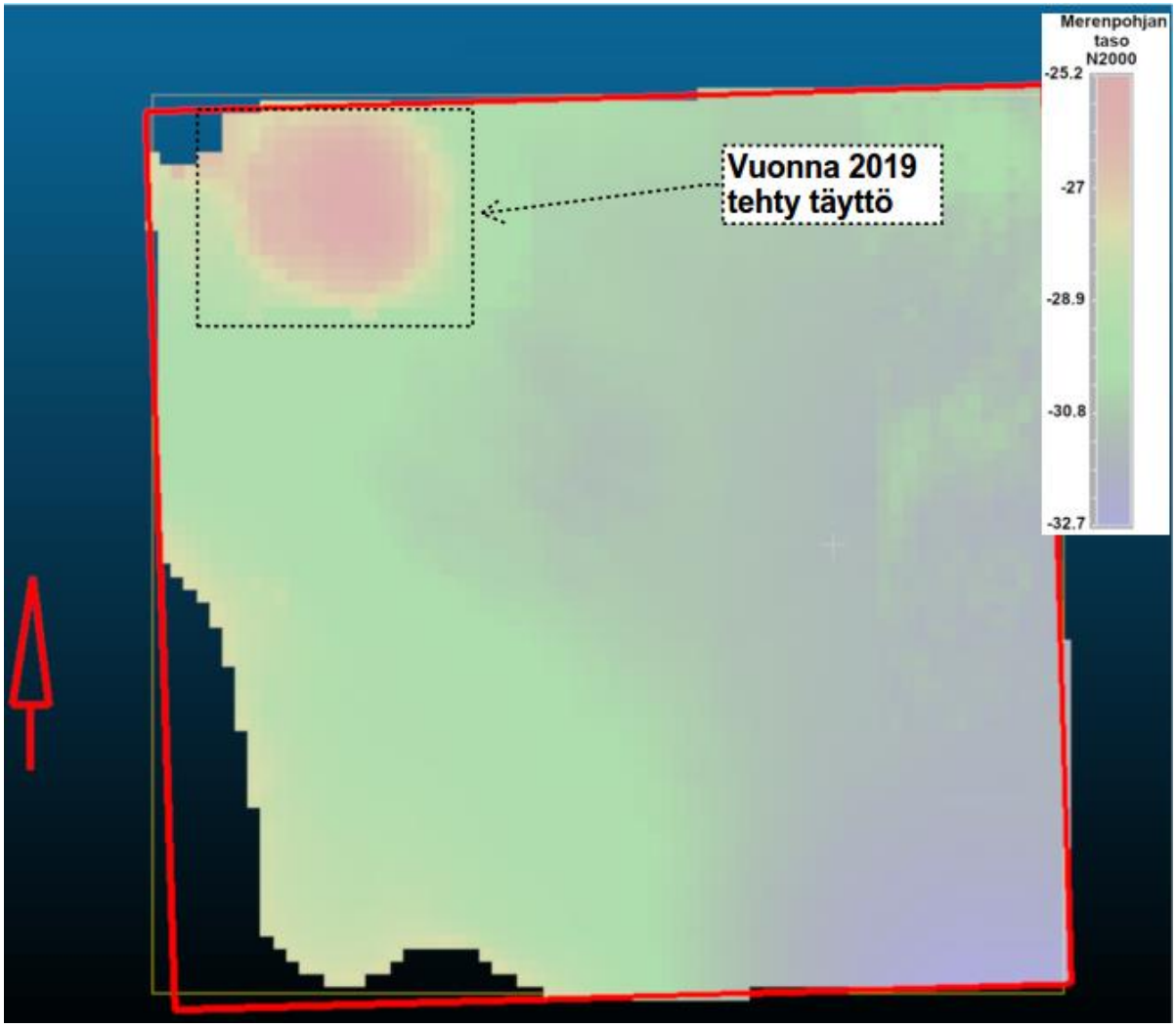


Kuva 6. Koirasaarenluotojen meriläjitysalueen luotaus huhtikuussa 2017 ennen läjitysten aloittamista (luotaus: VRT Finland Oy).

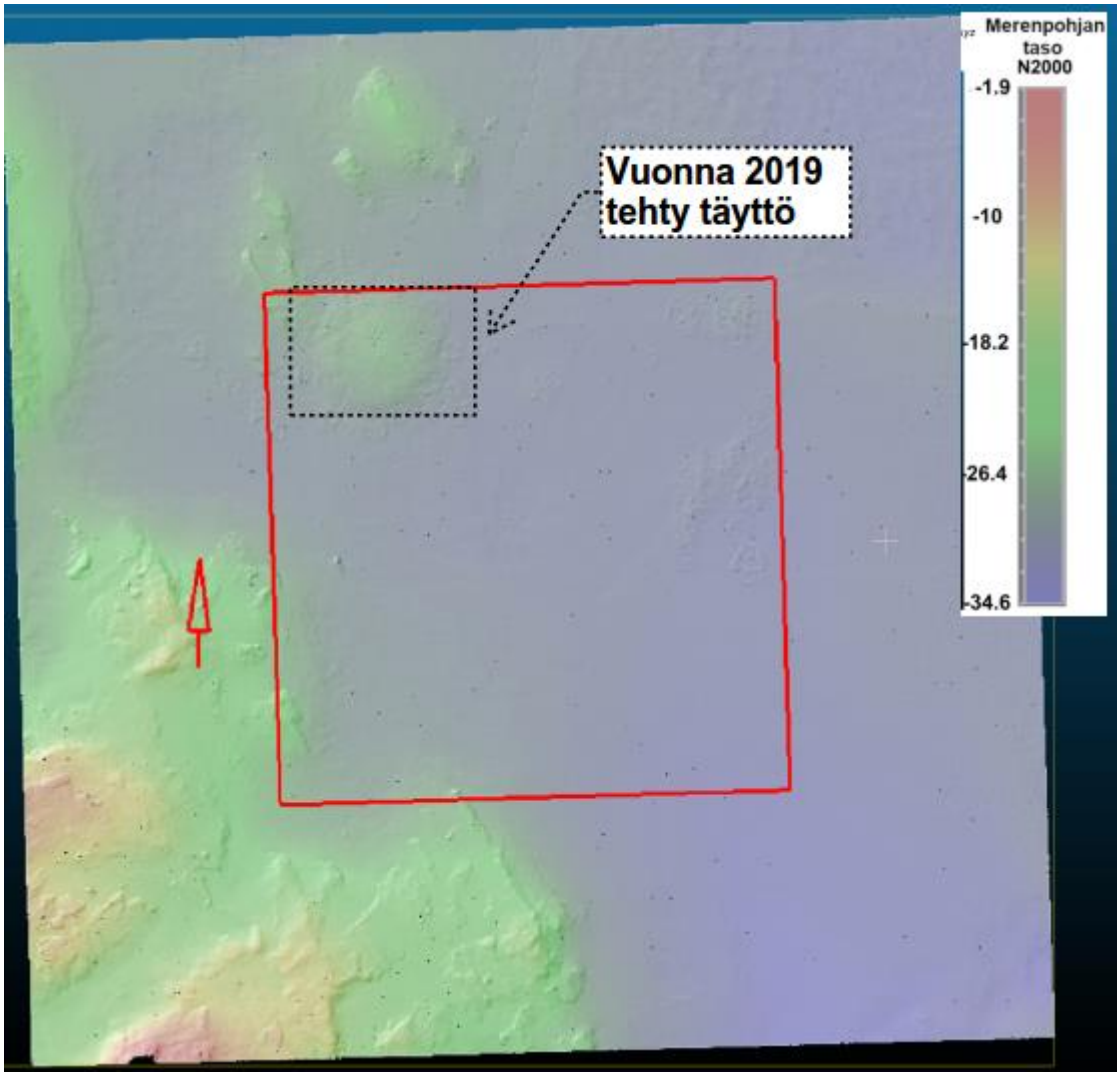
Vuosi 2019

Vuoden 2019 läjityskauden jälkeen toteutettiin Koirasaarenluotojen meriläjitysalueen linjaluotaus Boskalis Terramare Oy:n toimesta 28.10.2019 (Kuva 7). Kyseinen urakoitsija teki ruoppauksia Koirasaaren alueella Kruunuvuorenrannassa ja osa ruoppausmassoista läjitettiin Lokkiluodolle. Linjaluotauksesta saatava aineisto ei anna monikeilauksen tasoista tarkkaa kuvaa massojen sijoittumisesta. Luotausaineistosta on kuitenkin selkeästi nähtävissä, että massojen läjitys on kohdistunut läjitysalueen luoteiskulmaan, vaikka läjityssuunnitelmassa urakoitsijaa oli ohjeistettu massojen tasaiseen läjitykseen. Urakoitsijan poikkeamaraportti liittyen läjitysten toteuttamiseen on esitetty tämän raportin liitteenä 1.

Ennen vuoden 2020 läjityskautta toteutettiin monikeilausluotaus VRT Finland Oy:n toimesta 21.-22.4.2020. Myös tästä luotausaineistosta on havaittavissa, että läjitykset ovat kohdistuneet alueen luoteiskulmaan (Kuva 8).



Kuva 7. Koirasaarenluotojen meriläjitysalueen luotaus lokakuussa 2019 vuoden 2019 läjityskauden jälkeen (luotaus: Boskalis Terramare Oy).

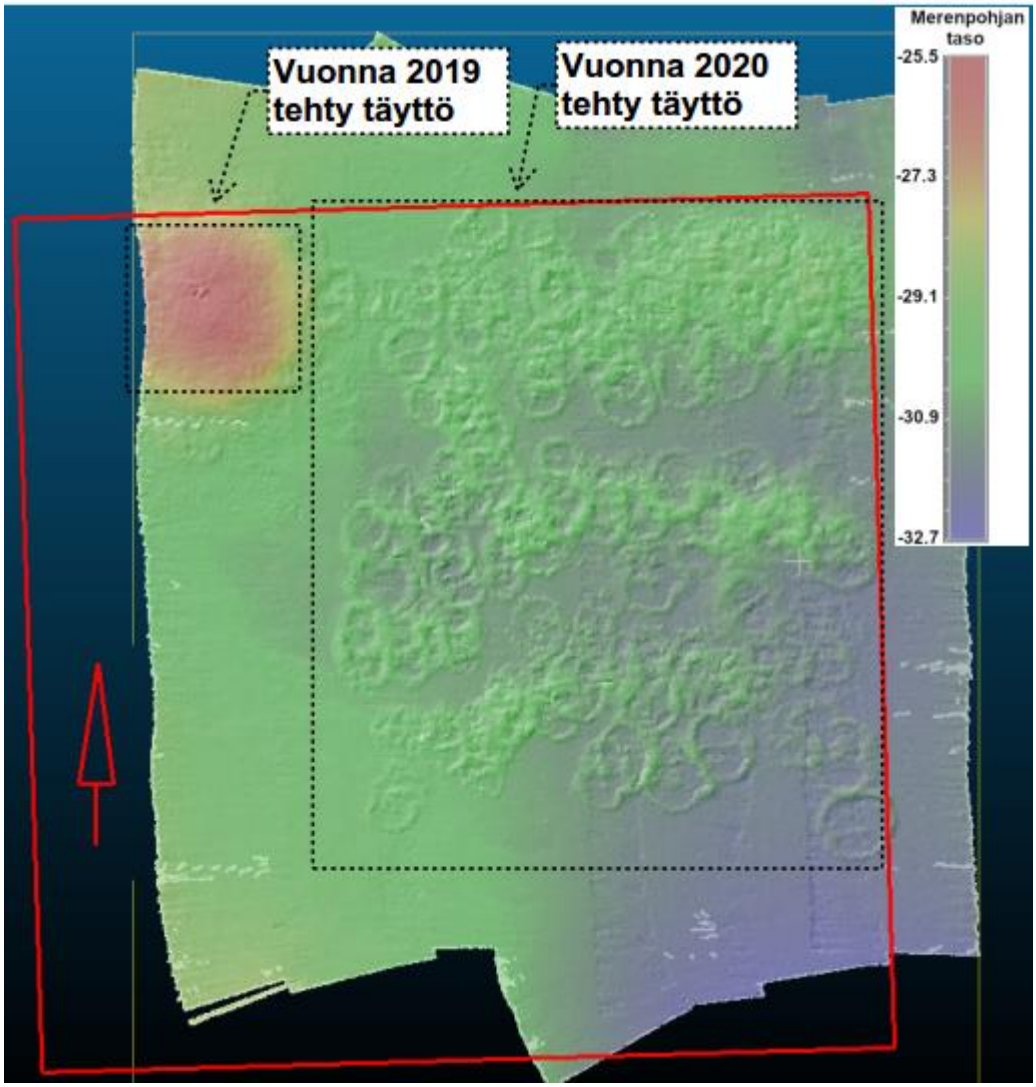


Kuva 8. Koirasaarenluotojen meriläjitysalueen luotaus huhtikuussa 2020 ennen vuoden 2020 läjitysten aloittamista (luotaus: VRT Finland Oy).

Läjitysalueen luotausaineistoista tehdyn laskennan perusteella Koirasaarenluotojen meriläjitysalueen vuoden 2019 toteutunut täyttö on noin 179 000 m^3, mikä vastaa melko hyvin ruoppausalueen luotauksista laskettujen massojen määrää (noin 153 876 m^3).

Vuosi 2020

Vuoden 2020 läjityskauden jälkeen toteutettiin Koirasaarenluotojen meriläjitysalueen monikeilausluotaus Boskalis Terramare Oy:n toimesta 10.12.2020 (Kuva 9). Vuonna 2020 tehty täyttö on nähtävissä rinkuloina laajalla alueella läjitysalueen sisällä painottuen kuitenkin hieman alueen pohjoisosaan. Myös vuoden 2019 täyttö on edelleen nähtävissä läjitysalueen luoteiskulmassa.



Kuva 9. Koirasaarenluotojen meriläjitysalueen luotaus joulukuussa 2020 vuoden 2020 läjityskauden jälkeen (luotaus: Boskalis Terramare Oy).

Läjitysalueen luotausaineistoista tehdyn laskennan perusteella Koirasaarenluotojen meriläjitysalueen vuoden 2020 toteutunut täyttö on noin 61 000 m^3, mikä vastaa melko hyvin ruoppausalueen luotauksista laskettujen massojen määrää (noin 71 501 m^3).

3.3 LÄJITYSALUEIDEN JÄLJELLÄ OLEVA TILAVUUS

Lokkiluodon meriläjitysalueen lupapäätösten määräysten mukaisesti läjitysalueen ylätaso ei saa nousta yli tason MW_{2012} -10,0 m mukaan lukien läjityksen loputtua viimeistelytoimenpiteenä tehtävä läjitysalueen pinnan peittäminen. Koirasaarenluotojen osalta vastaava asetettu yläraja on MW_{2012} -16,0 m. Lokkiluodon alkuperäinen vesiluvan mukainen läjitystilavuus on noin 1,2 milj.m^3ktr ja Koirasaarenluotojen noin 9,76 milj.m^3ktr. Luotaustutkimusten tulosten perusteella meriläjitysalueille läjitetyt massat löytyvät läjitysalueilta eivätkä ne ole tutkimusten perusteella liikkeessä läjitysalueelta pois.

Luotaustulosten perusteella Koirasaarenluotojen meriläjitysalueilla on vielä runsaasti läjitykseen sallittua tilavuutta jäljellä. Koirasaarenluotojen läjitysalue on korkeimmillaan noin tasolla MW_{2012} -

25 m alueen luoteiskulmaan vuonna 2019 keskittyneen täytön seurauksena. Suurimmaksi osaksi Koirasaarenluotojen läjitysalue on kuitenkin tasolla noin -30…-32 m.

Lokkiluodon meriläjitysalue on korkeimmillaan noin tasolla MW_{2012} -6 m alueen itäreunassa. Tilanne kyseisessä kohdassa on kuitenkin ollut sama jo ennen meriläjitysten aloittamista eikä itäreunaan ole kohdistettu läjityksiä. Suurimmaksi osaksi Lokkiluodon läjitysalue on tasolla noin -10…-16. Lokkiluodon läjitysalueella on läjitykseen sallittua tilavuutta jäljellä alueen kaakkoiskulmassa sekä laajemmin alueen pohjoisosissa.

4. JOHTOPÄÄTÖKSET

Meriläjitysalueiden vuosien 2017-2020 luotaustutkimuksista on saatu melko kattava kuva läjitysalueiden tilanteesta ja alueilla tapahtuneista muutoksista. Sekä Lokkiluodon että Koirasaarenluotojen meriläjitysalueille sijoitetut massat vaikuttavat tulosten perusteella pysyneen läjitysalueilla. Kummallakin meriläjitysalueella on vielä lupamääräysten mukaista sallittua läjitystilavuutta jäljellä, mutta varsinkin Lokkiluodon läjitysten kohdistamiseen on syytä kiinnittää jatkossa huomiota, jottei luvanmukainen taso ylity.

Luotaustutkimusten perusteella tehtävässä pysyvyyden arvioinnissa on olemassa epävarmuustekijöitä, jotka on syytä tiedostaa. Merialueella tapahtuva luonnollinen sedimentaatio ja mahdollinen virtausten aiheuttama merenpohjan kiintoaineksen kulkeutuminen sekä ruoppausmassojen tiivistyminen läjitysalueella vaikuttavat massojen pysyvyyden arviointiin ja lisäävät tulosten tulkinnan epävarmuutta. Myös pohjanläheisessä vesikerroksessa tapahtuva resuspensio voi vaikuttaa luotausaineiston tarkkuuteen ja siten edelleen massalaskelmiin.

Laadukkaamman ja vertailukelpoisemman aineiston saamiseksi luotaustutkimusten toteutusta olisi tarkoituksenmukaista yhdenmukaistaa. Jatkossa myös ruoppausurakoihin liittyvät luotaustutkimukset suositellaan toteutettavaksi monikeilainluotaimella, jotta merenpohjasta saatavan kuvan tarkkuus paranee ja tulosten tulkinta helpottuu. Rajaamalla luotaustutkimusalueet ainakin osassa tutkimuksia meriläjitysalueiden seurantaohjelmassa kuvatun mukaisesti 100…200 m teoreettisten täyttöluiskien helmojen ulkopuolelle saadaan kokonaisvaltaisempi kuva läjitysalueiden tilanteesta ja siellä mahdollisesti tapahtuneista muutoksista. Luotaukset toteuttavia tahoja voidaan jatkossa yksityiskohtaisemmin ohjeistaa toiminaan seurantaohjelman mukaisesti mm. urakka-asiakirjoissa.

5. LÄHTEET

Lindfors, A., Mykkänen, J. & Meriläinen, T. 2019. Koirasaarenluotojen ja Lokkiluodon sameusmittaukset. Luode Consulting Oy.

Talvinen, T. & Nyman, T. 2017. Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen meriläjitysalueille sijoitettujen ruoppausmassojen pysyvyys, seurantaohjelma. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. Ramboll Finland Oy.

Vahtera, E. 2017. Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelma. Helsingin kaupunki, ympäristöpalvelut, ympäristönsuojeluyksikkö.

Vatanen, S. 2017. Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen läjitysalueet, kalatalousvelvoitteiden toteuttamissuunnitelma. Kala- ja vesitutkimus Oy.

Vatanen, S. & Haikonen, A. 2018. Helsingin ja Espoon edustan merialueen kalataloudellinen yhteistarkkailuohjelma vuodesta 2017 eteenpäin. Kala- ja vesitutkimus Oy.

Yrjölä, R. 2017. Helsingin meriläjitysalueiden linnustonseurantaohjelma. Helsingin kaupunki, rakennusvirasto. Ympäristötutkimus Yrjölä Oy.

LIITE 1
URAKOITSIJAN POIKKEAMARAPORTTI 6.11.2019

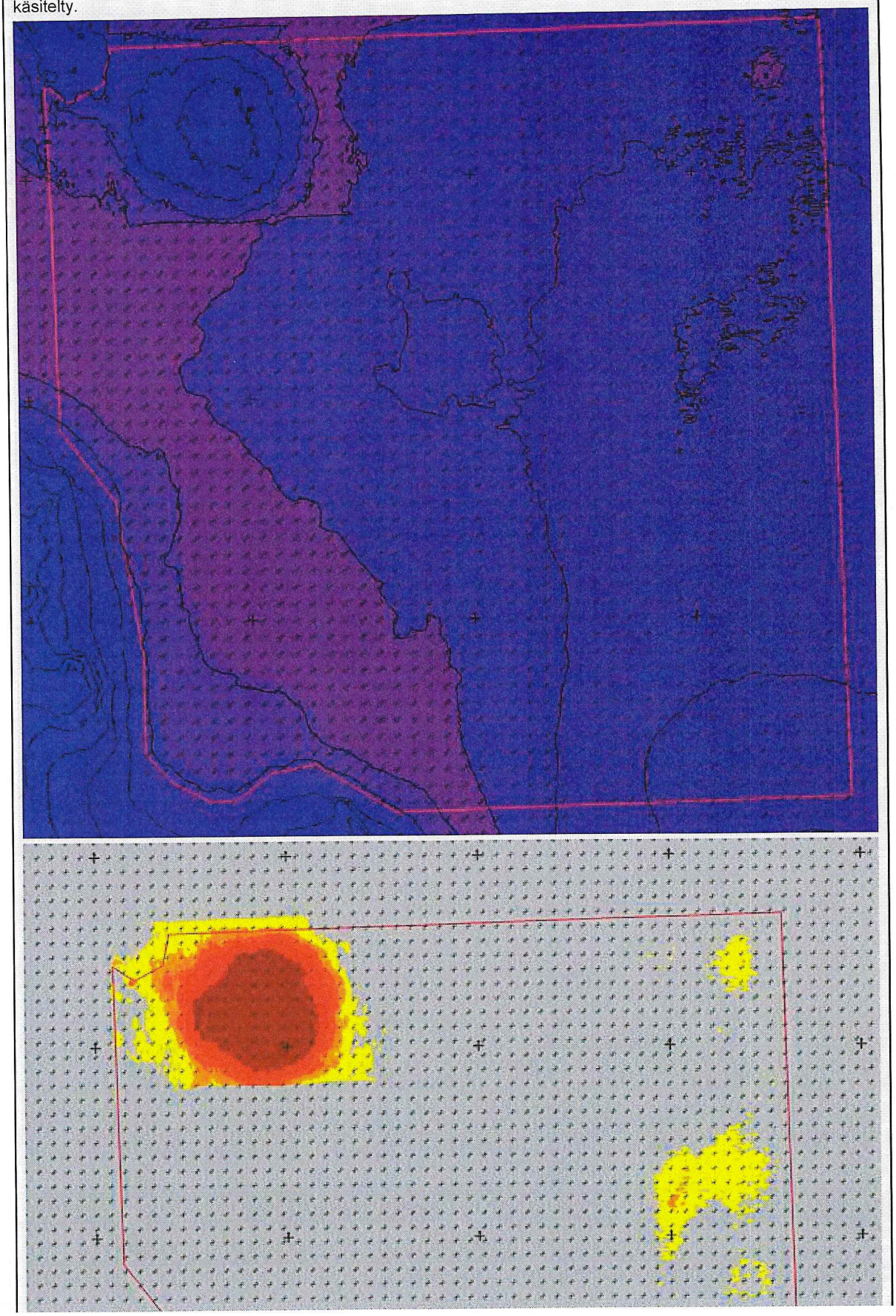
Boskalis
Dredging & Marine Experts

GT-254-FI Poikkeamaraportti (NCR)			
Projekri Nro. / Nimi:	P0037400 / Koirasaaren ja Stansvikinrannan esirakentaminen		
Asiakas / Viite:	Helsingin kaupunki, kaupunkiympäristön toimiala, rakennuttaminen palvelu		
Boskalis Osasto:	Terramare Oy		
Revisio pvm:	17-May-2017	**Revisio:**	3.0

NCR Numero :	**NCR-002**	**Tarkastusraportti Nro.** :	.....
NCR Raportoija :	MPOY	**Poikkeaman pvm** :	1.5-14.5.2019
Poikkeaman osapuolet :	Terramare Oy	**Vastuuhenkilö** :	Markku Pöyhönen
Paikka :	Koirasaari	**Muut huomautukset:**	.....
Poikkeaman kuvaus: **Koirasaaren luotojen läjitysalueella läjitetty sallitun korkeuden yläpuolelle.**			

Boskalis
Dredging & Marine Experts

Hinaajan miehistö ei osannut vaihtaa läjitysalueen boksikartasta uutta boksia, vaikka perehdytyksessä asia oli käsitelty.



Boskalis
Dredging & Marine Experts

Poikkeaman tyyppi		
☒ Poikkeama menettelystä/sopimuksesta	☐ Valmistusvirhe	☒ Väärä/puutteellinen tieto
☐ Poikkeavat materiaalit	☐ Virheellinen testi	☐ Lähetetty ilman tarkastusta
☐		
Projektipäällikön hyväksyntä	Nimi/Allekirjoitus Jukka Soini	6.11.2019 pvm:

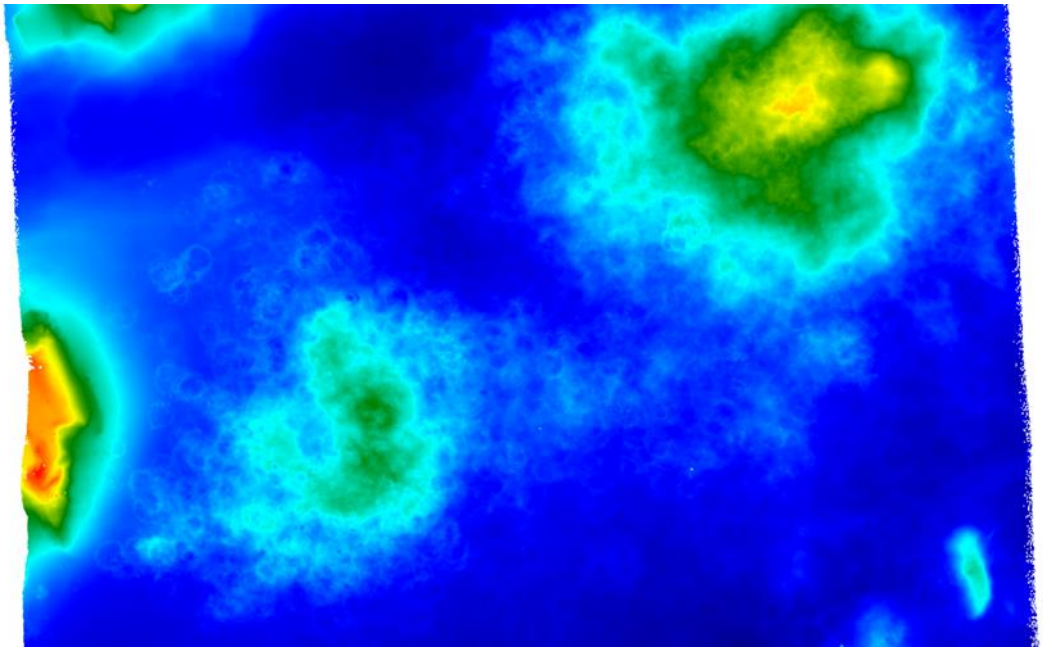
Ehdotetut korjaavat toimenpiteet				
☒ Hyväksytty sellaisenaan	☐ Vaihto	☐ Korjaus	☐ Hylätty	☐ Muu
Sovittu työmaakokouksessa, että poikkeama ei aiheuta toimenpiteitä.				
Ehdotettujen korjaavien toimenpiteiden toteutumis- pvm:	pvm:	*Liitteet, viittaukset:*		
Hyväksynyt ehdotetut korjaavat toimenpiteet	Nimi/Allekirjoitus		pvm:	

Hyväksyntä / Kommentit Boskalikselta		
☐ Hyväksytty toimenpiteet	☐ Hyväksytty kommenteilla	☐ Hylätty kommenteilla
Kommentit:		
Hyväksynyt Projektipäällikkö	Nimi/Allekirjoitus	pvm:

Tehdyt korjaavat toimenpiteet		
Tehtyjen korjaavien toimenpiteiden kuvaus		
Tarkastaja	Nimi/Allekirjoitus	pvm:

Jakelu		
☒ Projektipäällikkö	☐ Projekti-insinööri	☐ Projektin laatupäällikkö
☐	☐	☐

RÖVARGRUNDETIN LÄJITYSALUEEN LUOTAUSRAPORTTI MONIKEILALUOTAUKSESTA 14.4.2021



Mericon Oy
Laurinmäenkuja 3 A
00440 Helsinki

Y-tunnus 2101408-1
Kotipaikka Helsinki

Puhelin 050-4488 500
Puhelin 040-5001 508

E-mail info@mericon.fi
URL http:// www.mericon.fi

V. Gunnari

1. YLEISTÄ

Tämä raportti on tehty Rövargrundetin meriläjitysalueelta 14.4.2021 tehdystä monikeilaluotauksesta. Luotauksen tarkoituksena oli selvittää läjitysalueen merenpohjansyvyystieto ja laskea alueen jäljellä oleva läjitystilavuus.

Luotauksen suoritti Mericon Oy:stä Jaakko Kautto ja Ville Gunnari.

Luotausaluksena käytettiin Mericon Oy:n alumiinista luotausvene Kaikua. Luotauslaitteistona käytettiin R2Sonic 2024-monikeilaluotainta, joka on varustettu inertialaitteistolla ja VRS-verkkoon yhdistetyllä GNSS-laitteistolla. Monikeilaa käytettiin 400 kHz-taajuudella ja keilan leveytenä 120 astetta. Paikannuslaitteena käytettiin Trimblen R8-GNSS vastaanotinta VRS-verkossa. Luotauksen jälkikäsittely tehtiin Meridata Oy:n MDPS 5.2-ohjelmistolla, Bentleyn MicroStationilla ja Terrasolidin TerraSurveyllä ja TerraModelerilla.

2. LUOTAUSMENETELMÄT

Luotausmenetelmänä käytettiin monikeilaluotausta n. 200 % peitolla, luotausalue oli rajattu tarjouksen mukaisesti n.100 m ulos läjitysalueen reunoista.

Luotaus suoritettiin ETRS-GK25 -koordinaattijärjestelmässä ja syvyydet sidottiin merivedenkorkeuteen, MW2021. Tulokset muunnettiin N2000 korkeusjärjestelmään määrälaskennan vertailtavuuden vuoksi.

3. LUOTAUSOLOSUHTEET

Monikeilaluotaus tehtiin 14.4.2019.
Sää oli luotauspäivänä pilvinen. Lämpötilaltaan noin 2 °C. Tuulta oli n. 3 m/s etelästä luotauspäivän aikana.

Vesikerroksen äänennopeus määritettiin alueella Valeportin valmistamalla äänennopeudenmittaussensorilla.

4. LUOTAUS- JA KARTOITUSTULOSTEET

Luotaus tulostettiin sovitusti kolmioverkkomallina ja syvyyskäyrinä ETRS-GK25 – ja N2000-järjestelmissä dwg-, dgn- ja pdf-tiedostoina. Edellisen lisäksi luotauksesta tuotettiin intensiteettivärjätty kuva pdf-formaatissa ja syvyyden mukaan liukuvärjätty tif-kuva. Jotta liukuvärjätty kuva saadaan koordinaatistoon, on tfw-päätteinen tiedosto tallennettava samaan polkuun kuin tif-tiedostokin.

5. LUOTAUSTULOSTE TILAAJALLE

- Ramboll_Rövargrundet_Monikeilaluotaus_210414_GK25_N2000_tilaajalle.dwg
- Ramboll_Rövargrundet_Monikeilaluotaus_210414_GK25_N2000_tilaajalle.pdf
- Ramboll_Rövargrundet_Monikeilaluotaus_210414_GK25_N2000.pdf

- Ramboll_Rövargrundet_Monikeilaluotaus_210414_GK25_N2000_värjäys.pdf
- RB_Rövargrundet_210414_MBES_GK25_MW2021_Intensity_Image_0_5m.tif
- Rövargrundet_GK25_MW2021_210414_HQ.TIF
- Rövargrundet_GK25_MW2021_210414_HQ.tfw
- Tämä raportti 19.4.2021

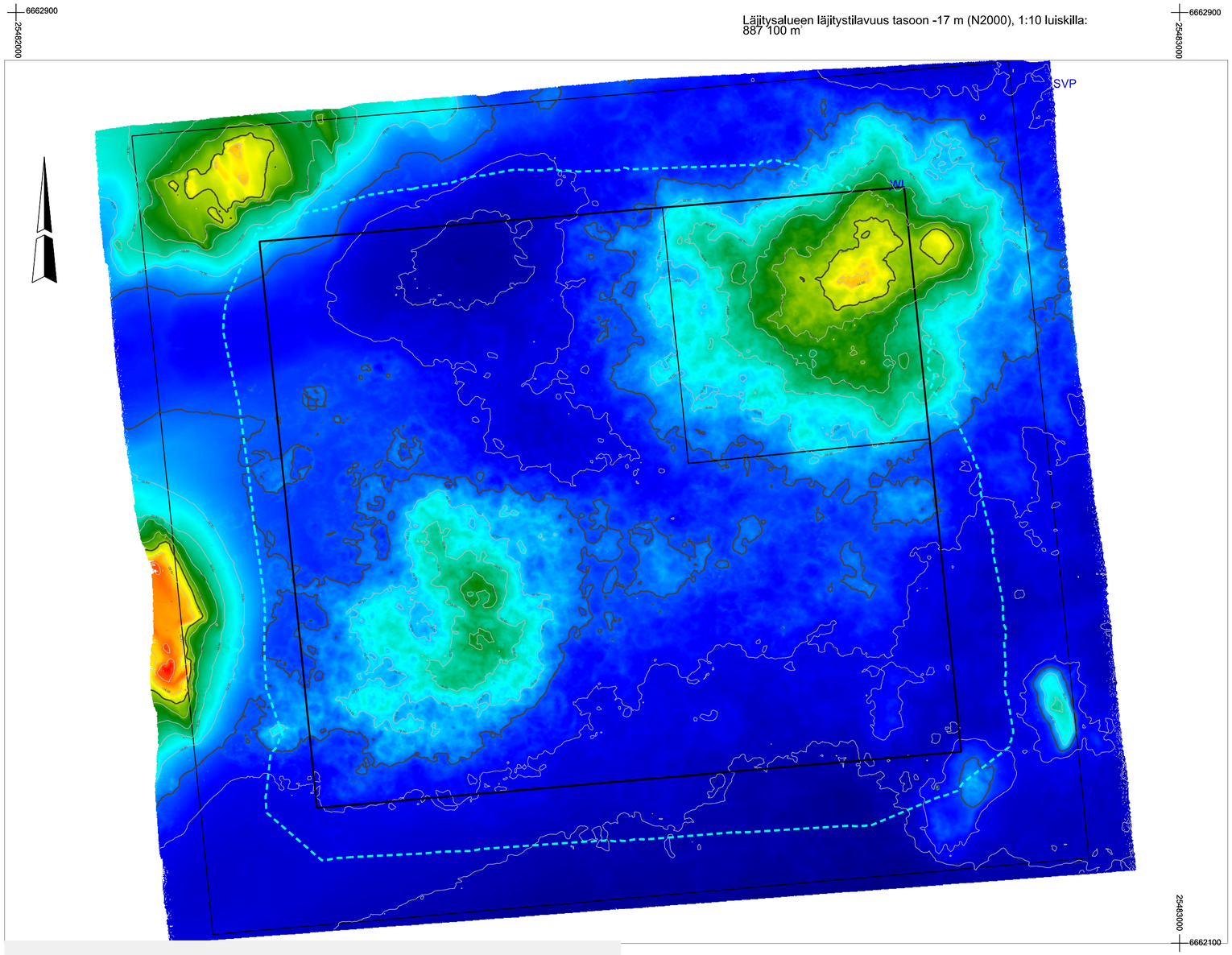
Mericon Oy
Laurinmäenkuja 3 A
00440 Helsinki

Y-tunnus 2101408-1
Kotipaikka Helsinki

Puhelin 050-4488 500
Puhelin 040-5001 508

E-mail info@mericon.fi
URL http:// www.mericon.fi

Läjitysalueen läjitystilavuus tasoon -17 m (N2000), 1:10 luiskilla:
887 100 m³



Kuva on ETRS-GK25-koordinaatistossa ja N2000 -korkeusjärjestelmässä.

PIIRUSTUKSEN SISÄLTÖ
RAMBOLL FINLAND OY
RÖVARGRUNDETIN MERILÄJITYSALUE
MONIKEILALUOTAUS 14.4.2021

MITTAKAAVA 1:3 000

PAPERIKOKO A2

MERICON
Laurinmäenkuja 3 A
00440 Helsinki, Finland
etunimi.sukunimi@mericon.fi
www.mericon.fi

PVM 26.4.2021

TIEDOSTONIMI
Ramboll_Rövargrundet_Monikeilaluotaus_210414_GK25_N2000.dgn

SUUNNITTELIJA
Ville Gunnari

OHJELMA
MicroStation CONNECT Edition/Terra Survey&Modeler

Vastaanottaja
Helsingin kaupunki

Asiakirjatyyppi
Raportti

Päivämäärä
8.11.2022

HELSINGIN KAUPUNKI LOKKILUODON JA KOIRASAARENLUOTOJEN MERILÄJITYSALUEET

Meriläjitysalueille sijoitettujen ruoppausmassojen pysyvyyden tarkkailuraportti 2021

RAMBØLL Bright ideas. Sustainable change.

HELSINGIN KAUPUNKI
LOKKILUODON JA KOIRASAARENLUOTOJEN MERILÄJITYSALUEET

Päivämäärä	**8.11.2022**
Laatija	**Teemu Roikonen, Juha-Matti Oksanen**
Tarkastaja	**Tommy Nyman**
Hyväksyjä	**Susanna Hantula**
Kuvaus	**Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen meriläjitysalueille sijoitettujen ruoppausmassojen tarkkailuraportti**

Ramboll
PL 25
Itsehallintokuja 3
02601 ESPOO

P +358 20 755 611
F +358 20 755 6201
https://fi.ramboll.com

Ramboll CM Oy
Y-tunnus 0692498-4, ALV rek.
Kotipaikka Espoo

SISÄLTÖ

1.	**Taustaa**	**2**
1.1	Tarkkailun perusteet	2
1.2	Läjitysalueiden sijainti	2
2.	**Tutkimusmenetelmät**	**3**
3.	**Tulokset**	**4**
3.1	Läjitysten massamäärätiedot	4
3.2	Tehdyt luotaukset ja niiden perusteella lasketut massamäärät	5
3.2.1	Lokkiluoto	5
3.2.2	Koirasaarenluodot	9
3.3	Läjitysalueiden jäljellä oleva tilavuus	12
4.	**Läjitysten poikkeamat**	**13**
5.	**Johtopäätökset**	**13**
6.	**Lähteet**	**14**

Liite 1: Vastaus Uudenmaan ELY-keskuksen selvityspyyntöön, Destia Oy, 28.9.2021

1. TAUSTAA

1.1 TARKKAILUN PERUSTEET

Helsingin edustan merialueelle sijoittuvien Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen ruoppausmassojen meriläjitysaluille on annettu seuraavat lupapäätökset:

Lokkiluoto:
- AVI: 92/2015/2, 13.5.2015 (ESAVI/73/04.09/2014)
- VHAO: 16/0299/2, 9.12.2016 (01531/15/5201)

Koirasaarenluodot:
- AVI: 93/2015/2, 13.5.2015 (ESAVI/74/04.09/2014).
- VHAO: 16/0253/2, 8.11.2016 (01533/15/5201 ja 01534/15/5201)

Lokkiluotoa koskevan VHAO:n tarkentamassa lupamääräyksessä 9. ja Koirasaarenluotoja koskevan VHAO:n tarkentamassa lupamääräyksessä 8. todetaan seuraavasti:
”Luvan saajan on tarkkailtava vuosittain läjitysten vaikutuksia merialueella ja läjitysmassojen pysyvyyttä Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen ympäristö ja luonnonvarat –vastuualueen hyväksymällä tavalla…”

Läjitysten vaikutuksia ympäröivään merialueeseen tarkkaillaan veden laadun, kasvi- ja eläinplanktonin, pohjan laadun ja pohjaeliöstön osalta Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelman (Helsingin kaupungin ympäristöpalvelut 2017) mukaisesti. Lisäksi läjitysalueiden veden sameutta ennen läjitystä, läjityshetkellä ja sen jälkeen on tutkittu luotaustutkimuksessa vuonna 2019 (Luode Consulting Oy 2019).

Vaikutuksia kalastoon tarkkaillaan Helsingin ja Espoon edustan merialueen kalataloudellisen yhteistarkkailuohjelman (Kala- ja vesitutkimus Oy 2018) mukaisesti. Tarkkailuvelvoitteiden lisäksi läjitysalueiden lupapäätöksissä on annettu kalatalousvelvoite siian poikasten istuttamisesta, mikä toteutetaan erillisen toteuttamissuunnitelman mukaisesti (Kala- ja vesitutkimus Oy 2017). Lisäksi alueen linnustoon kohdistuvia vaikutuksia tarkkaillaan erillisen linnustoseurantaohjelman (Ympäristötutkimus Yrjölä Oy 2017) mukaisesti.

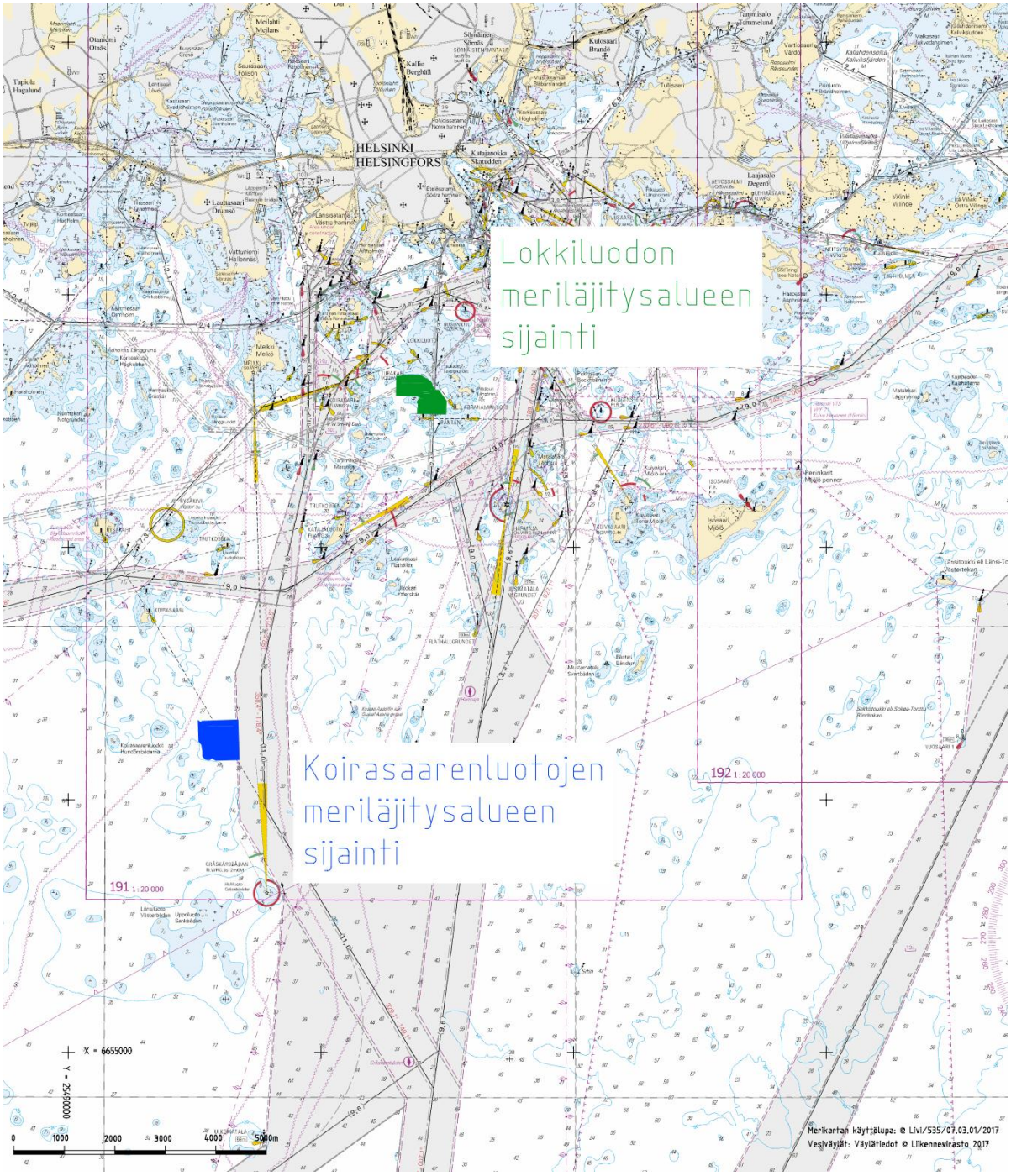
Edellä mainittujen tarkkailuosioiden tulokset raportoidaan erillisenä omien ohjelmiensa mukaisesti, eikä niiden tuloksia raportoida tässä yhteydessä.

Läjitysmassojen pysyvyyttä Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen alueilla on tarkkailtu vuonna 2017 laaditun tarkkailuohjelman mukaisesti (Ramboll Finland Oy 2017). Tässä raportissa esitetään kyseisen ohjelman mukaisesti toteutetun massojen pysyvyyden tarkkailun tulokset.

1.2 LÄJITYSALUEIDEN SIJAINTI

Lokkiluodon läjitysalue sijaitsee noin 3 km Helsingin Kaivopuiston rannasta etelään Taulukarin länsipuolella. Koirasaarenluotojen ruoppausmassojen läjitysalue sijaitsee noin 11 km Helsingin Länsisatamasta etelään Koirasaarenluotojen itäpuolella. Lokkiluodon läjitysalue sijaitsee kaupungin omistamalla ja Koirasaarenluotojen läjitysalue valtion omistamalla vesialueella. Lokkiluodon läjitysalueen pinta-ala on noin 35 ha ja Koirasaarenluotojen noin 49 ha.

Läjitysalueiden sijainnit on esitetty kartalla kuvassa 1.



Kuva 1. Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen meriläjitysalueiden sijainnit.

2. TUTKIMUSMENETELMÄT

Ruoppausmassojen läjitysalueiden massojen pysyvyyden arviointia varten meriläjitysalueilla ja niiden lähiympäristössä tehdään merenpohjan tason luotaustutkimuksia. Luotaustutkimusten lisäksi kerätään vuosittain läjitysalueille tuotujen massojen ruoppaushankkeista ruoppausmassamäärien toteutumatiedot hankekohtaisesti.

Lokkiluodon meriläjitysalueella on toteutettu luotauksia yhteensä viitenä ja Koirasaarenluotojen läjitysalueella yhteensä neljänä kertana 5/2021–6/2022 välisenä ajanjaksona. Luotaustutkimusten

toteutusajankohdat listattu alla. Luotaukset on tehty monikeilainluotauksina lukuun ottamatta lokakuussa 2021 tehtyjä luotauksia, jotka toteutettiin linjaluotauksina. Linjaluotauksella ei saada monikeilaimen tasoista yksityiskohtaista tietoa merenpohjasta, mutta myös sen avulla voidaan saada tietoa merenpohjan yleiskuvasta sekä tietoa esim. massalaskennan tarpeisiin.

Lokkiluodon meriläjitysalueella tehdyt luotaukset

- Monikeilainluotaus ennen vuoden 2021 läjityskautta, Helsingin kaupungin teettämä luotaus koko alueelta, 21.-23.5.2021 (luotausaineiston toimittaja: Arctia Meritaito Oy)
- Monikeilainluotaus vuoden 2021 urakan läjitysten jälkeen, Hernesaaren esirakennusurakan luotaus, 9/2021 (Boskalis Terramare Oy)
- Linjaluotaus ennen urakan läjitysten aloitusta, Kruunusiltojen hankkeen työyhteenliittymän luotaus, 10/2021 (aineiston toimittanut HTJ Oy)
- Monikeilainluotaus ennen urakan vuoden 2022 läjitystöiden aloittamista, Kruunusiltojen hankkeen työyhteenliittymän luotaus, 5/2022 (aineiston toimittanut HTJ OY)
- Monikeilainluotaus ennen vuoden 2022 läjityskautta, Helsingin kaupungin teettämä luotaus koko alueelta, 7.6.2022 (Arctia Oy, alikonsulttina Lilaco Offshore Oy)

Koirasaarenluotojen meriläjitysalueella tehdyt luotaukset

- Monikeilainluotaus ennen vuoden 2021 läjityskautta, Helsingin kaupungin teettämä luotaus koko alueelta, 2.6.2021 (luotausaineiston toimittaja Arctia Meritaito Oy)
- Linjaluotaus ennen urakan läjitysten aloitusta, Kruunusiltojen hankkeen työyhteenliittymän luotaus, 10/2021 (aineiston toimittanut HTJ Oy)
- Monikeilainluotaus ennen urakan vuoden 2022 läjitystöiden aloittamista, Kruunusiltojen hankkeen työyhteenliittymän luotaus, 5/2022 (aineiston toimittanut HTJ OY)
- Monikeilainluotaus ennen vuoden 2022 läjityskautta, Helsingin kaupungin teettämä luotaus koko alueelta, 7.6.2022 (Arctia Oy, alikonsulttina Lilaco Offshore Oy)

Vuonna 2021 lokakuussa molemmilla meriläjitysalueilla toteutettujen linjaluotausten aineistot olivat niin harvoja, etteivät ne ole käyttökelpoisia tämän raportoinnin tarpeisiin eikä niiden tuloksia siten esitetä tässä raportissa.

3. TULOKSET

3.1 LÄJITYSTEN MASSAMÄÄRÄTIEDOT

Seuraavana esitetyt vuosittaiset läjitysten massamäärätiedot perustuvat Helsingin kaupungin ruoppausten osalta ruoppausalueilla tehtyihin luotauksiin (m^3ktd) ja asuinkiinteistöjen ranta-alueiden ruoppausten osalta proomuista laskettuihin tietoihin (m^3-proomu). Tekstissä määrät esitetään kuutioina ilman em. tarkennuksia.

Vuonna 2021 Lokkiluodon meriläjitysalueelle läjitettiin ruoppausmassoja Kruunusiltojen sekä Nihdin Sompasaarenlaiturin ja Satamamestarinlaiturin hankkeista sekä asuinkiinteistöjen rantojen ruoppauskohteista yhteensä noin 74 000 m^3 ja läjitetyt massamäärät jakautuivat seuraavasti:

- Kruunusillat noin 50 000 m^3
- Nihdin Sompasaarenlaituri ja Satamamestarinlaituri 22 539 m^3

- Yksityisten asuinkiinteistöjen rantojen ruoppauskohteista, yhteensä noin 1 000 m^3

Vuoden 2022 aikana, viimeisimpään luotaustutkimukseen 7.6.2022 mennessä, Lokkiluodon meriläjitysalueelle läjitettiin noin 11 700 m^3 ruoppausmassoja Kruunusiltojen hankkeesta.

Vuonna 2021 Koirasaarenluotojen meriläjitysalueelle läjitettiin ruoppausmassoja Hernesaaren esirakentamisen, Kruunusiltojen sekä Nihdin Sompasaarenlaiturin ja Satamamestarinlaiturin hankkeista yhteensä noin 235 000 m^3 ja läjitetyt massamäärät jakautuivat seuraavasti:

- Hernesaaren esirakentaminen noin 111 210 m^3
- Kruunusillat noin 132 550 m^3
- Nihdin Sompasaarenlaituri ja Satamamestarinlaituri noin 1 116 m^3

Meriläjitysalueille läjitettyjen ruoppausmassojen kokonaismäärät vuosina 2018-2021 ja vuodelta 2022 7.6.2022 mennessä on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Meriläjitysalueille läjitettyjen ruoppausmassojen määrät vuosina 2018-2021 sekä vuonna 2022 7.6.2022 mennessä

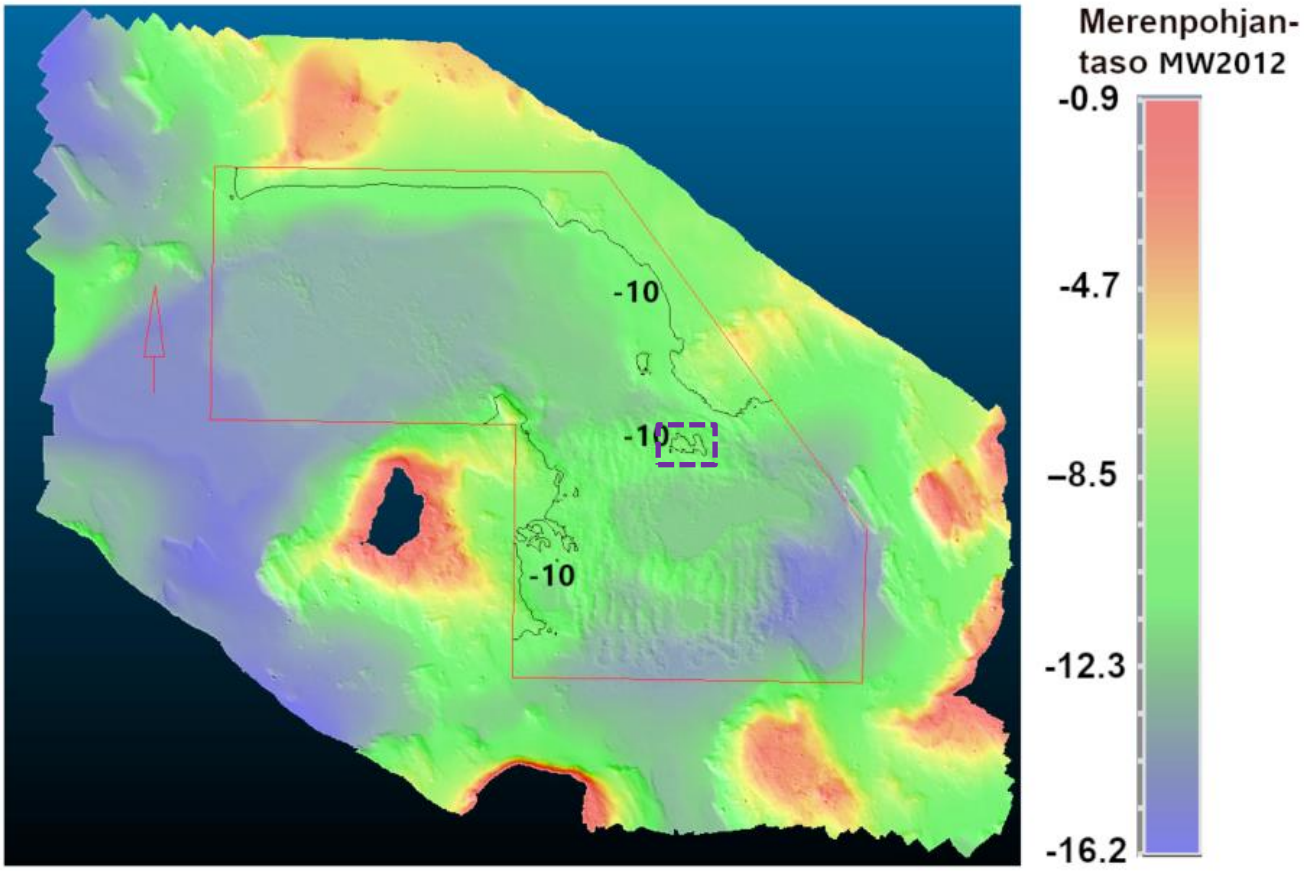
Läjitettyjen ruoppausmassojen määrät (m3)					
	2018	**2019**	**2020**	**2021**	**7.6.2022 mennessä**
Lokkiluoto	1 250	175 000	98 000	74 000	11 700
Koirasaarenluodot	ei läjityksiä	154 000	72 000	245 000	0

3.2 TEHDYT LUOTAUKSET JA NIIDEN PERUSTEELLA LASKETUT MASSAMÄÄRÄT

3.2.1 Lokkiluoto

Luotaus 5/2021

Vuoden 2021 läjityskautta edeltävä monikeilaluotaus toteutettiin toukokuussa 2021 Arctia Oy:n toimesta. Luotaustulokset on esitetty kuvassa 2.

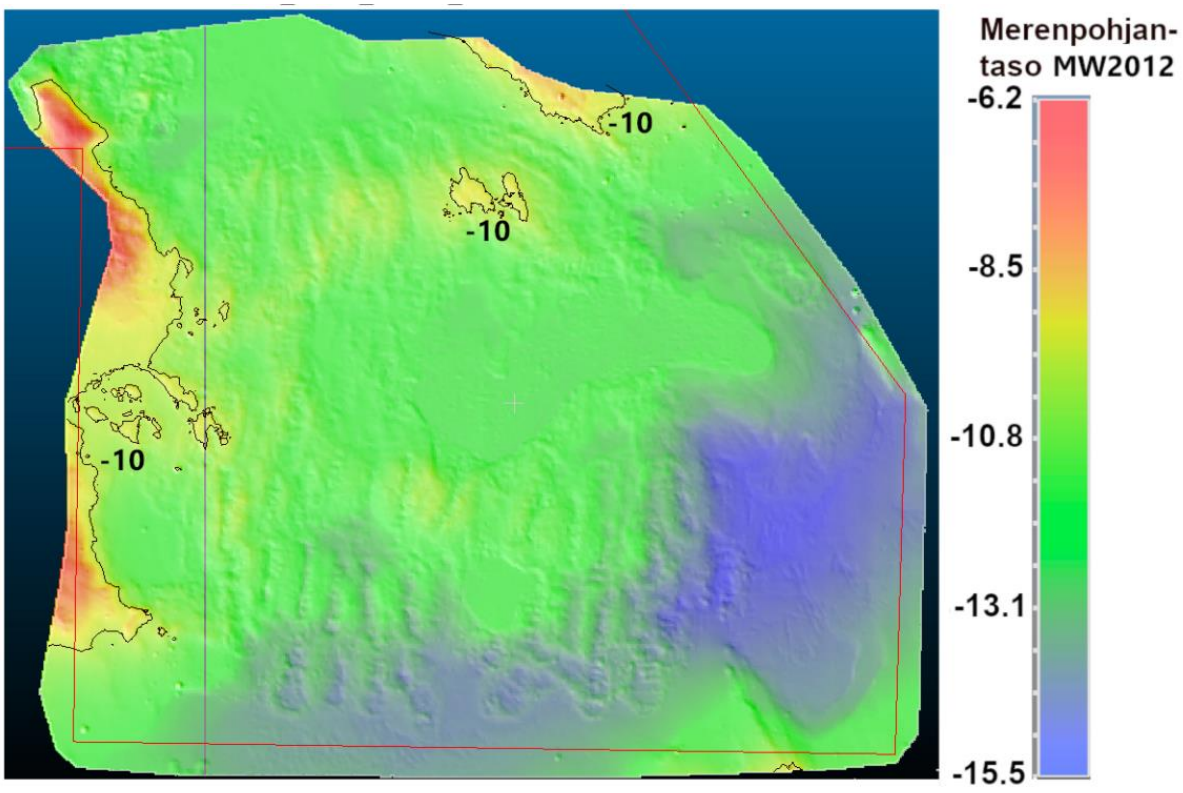


Kuva 2. Lokkiluodon meriläjitysalueen luotaus toukokuussa 2021 ennen vuoden 2021 läjityskauden alkua (luotaus: Arctia Meritaito Oy). Violetilla katkoviivalla merkitty alue, jolla läjitystoiminnasta aiheutunut tason MW_{2012} -10,0 m ylitys.

Lokkiluodon meriläjitysalueen lupapäätösten määräysten mukaisesti läjitettyä ruoppausmassaa ei saa olla tason MW_{2012} -10,0 yläpuolella. Kuvassa 2 läjitysalueen reuna-alueilla näkyvä luvan mukaisen ylimmän läjityksen tasokäyrä vastaa merenpohjan luontaista topografiaa ennen läjitystoiminnan aloitusta. Violetilla katkoviivalla kuvaan merkityn alueen tason N_{2000} -10,0 m ylitykset ovat tapahtuneet kevään 2021 ja syksyn 2022 välisenä aikana.

Luotaus 9/2021

Läjitystason ylitystä selviteltiin loppukesästä 2021 eri rakennushankkeissa. Kävi ilmi, että käynnissä oli useampi hanke, jotka läjittivät ruoppausmassoja Lokkiluodon alueelle. Hernesaaren esirakennusurakassa sovittiin, että urakoitsija käy tasoittamassa läjitysaluetta ennen urakan päättymistä. Tämän jälkeen alueella toteutettiin monikeilainluotaus Boskalis Terramare Oy:n toimesta syyskuussa 2021 läjitysalueen eteläosassa. Luotaustulokset on esitetty kuvassa 3.

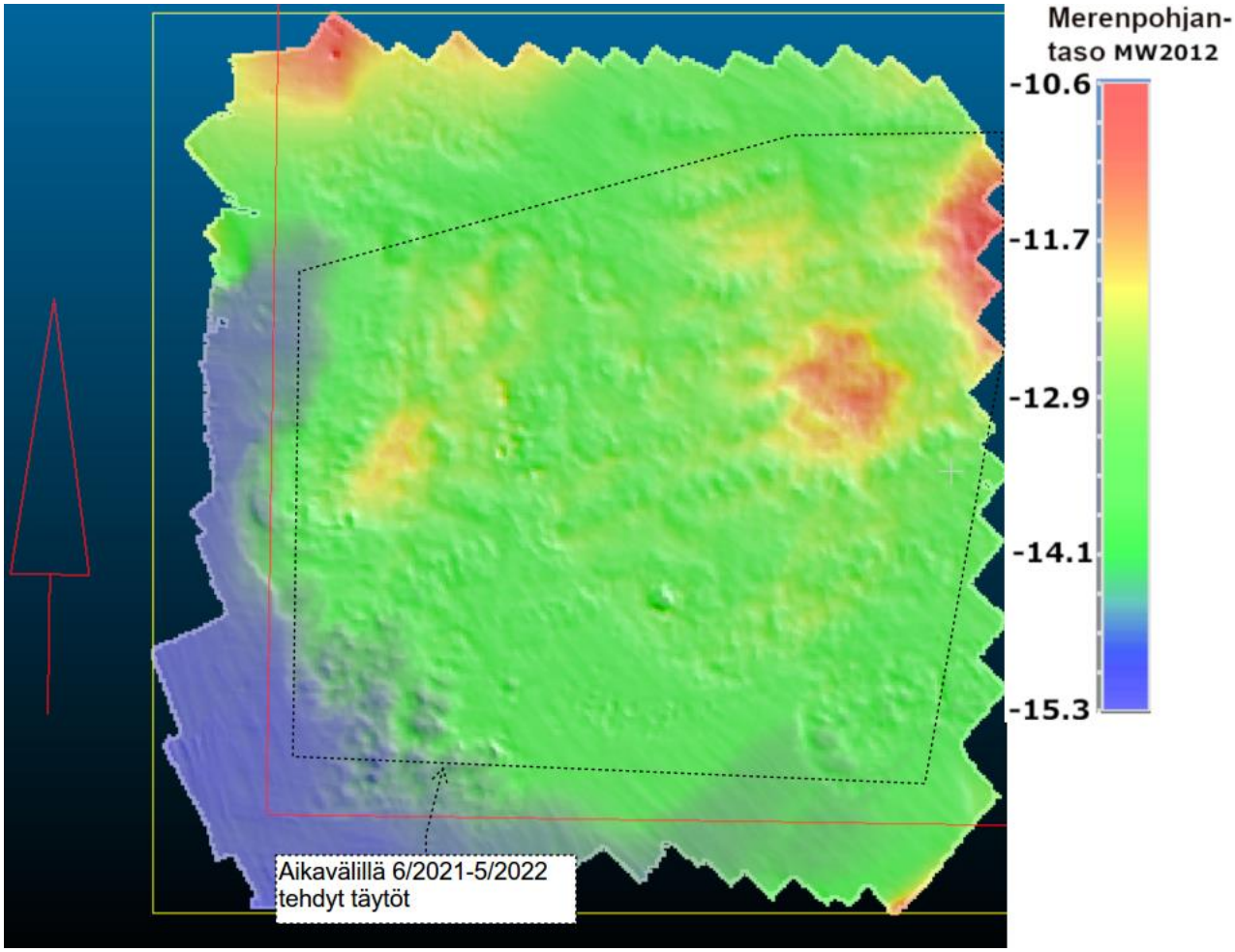


Kuva 3. Lokkiluodon meriläjitysalueen eteläosan luotaus syyskuussa 2021 Hernesaaren esirakennusurakan läjitysten jälkeen (luotaus: Boskalis Terramare Oy).

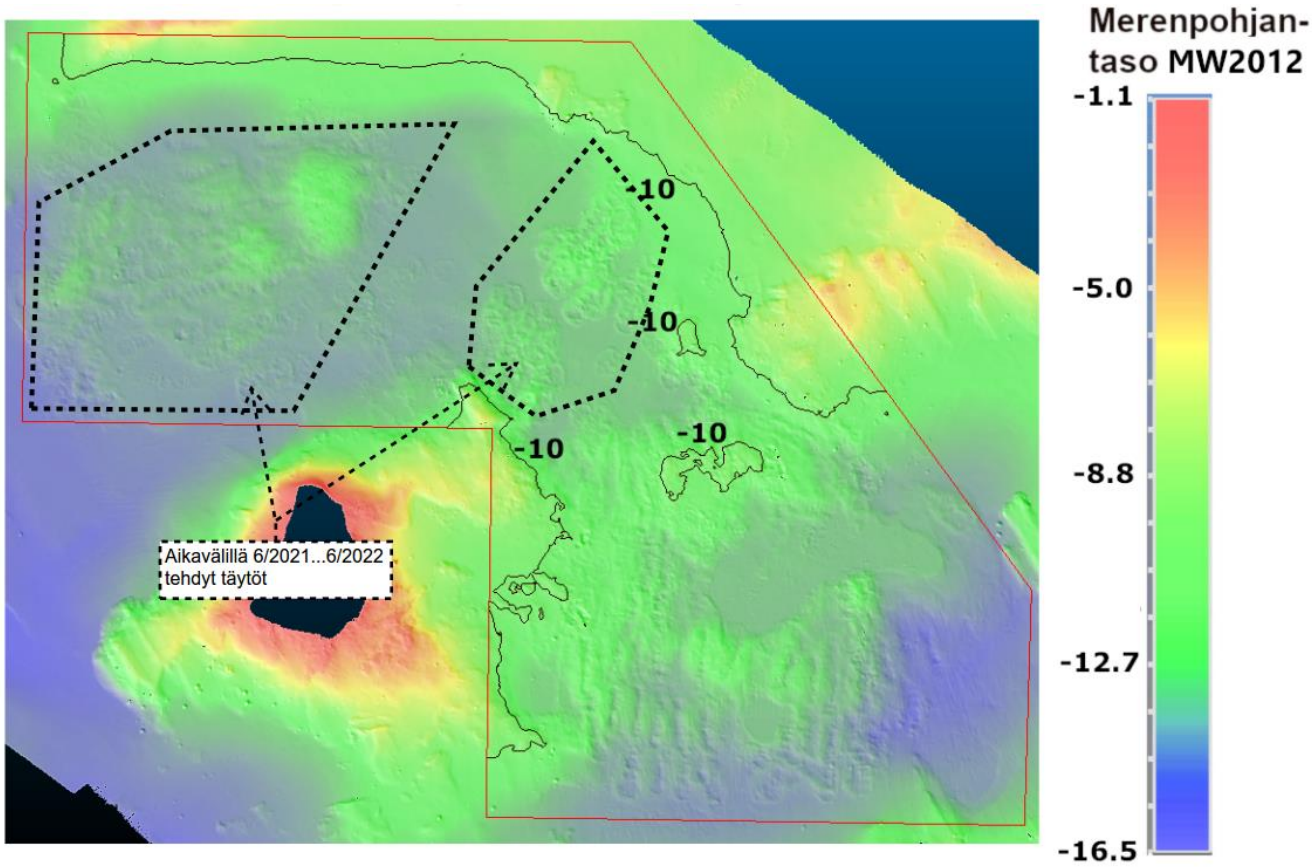
Luotaustulosten perusteella läjitysalueen teläosalla on edelleen läjitystoiminnan seurauksena alue, jolla merenpohjan taso on vesiluvan mukaisen tason yläpuolella.

Luotaukset 5/2022 ja 6/2022

Kruunusiltojen hankkeen työyhteenliittymän suoritti alueen länsiosalla monikeilanluotauksen toukokuussa 2022 ennen hankkeen luotausten aloitusta. Kesäkuussa 2022 kaupunki teetti koko läjitysalueen luotauksen monikeilaluotaimella. Luotaustulokset on esitetty kuvissa 4 ja 5.



Kuva 4. Lokkiluodon meriläjitysalueen länsiosan luotaus toukokuussa 2022 ennen Kruunusiltojen hankkeen työyhteenliittymän ruoppausten aloitusta.



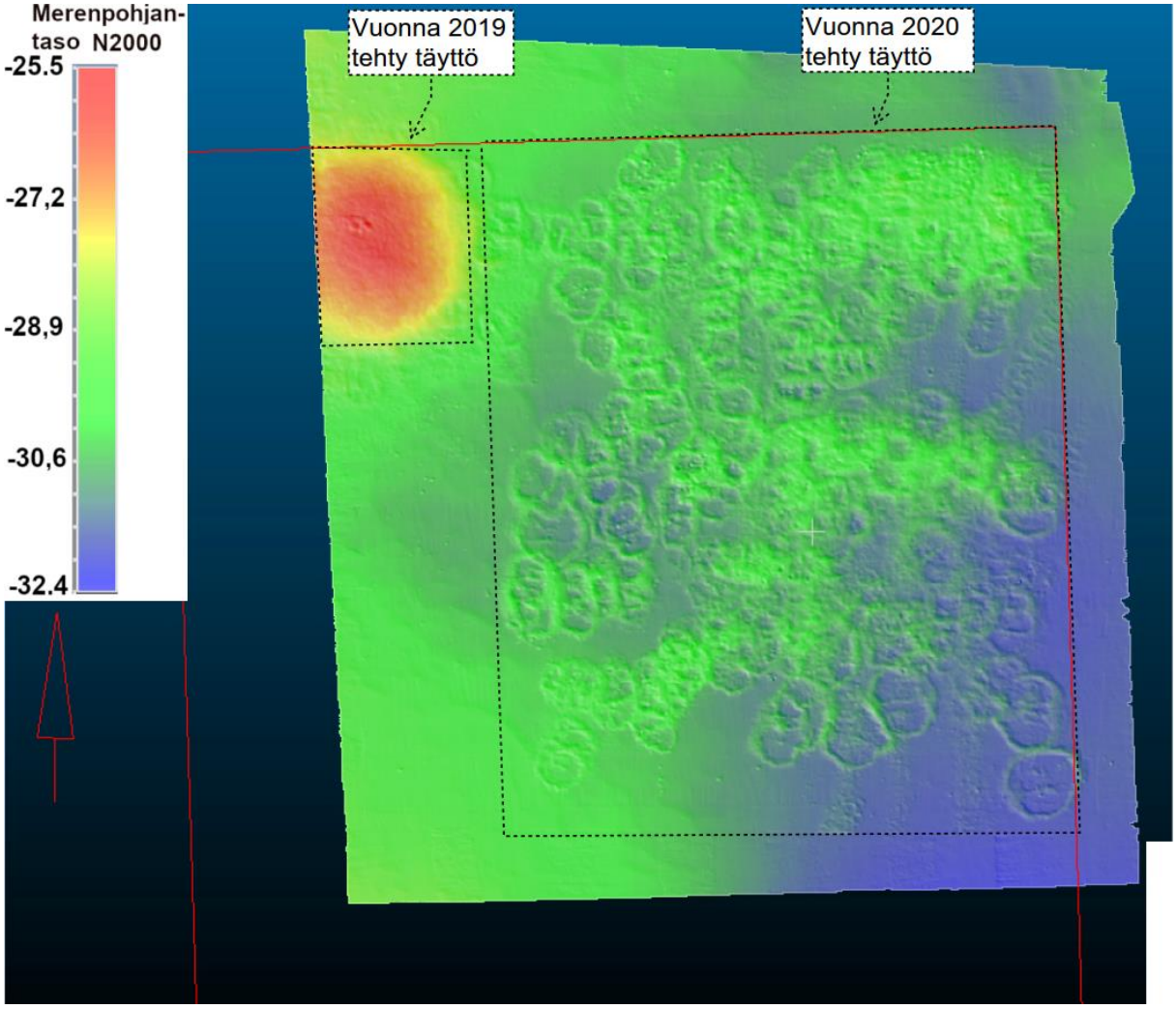
Kuva 5. Lokkiluodon meriläjitysalueen luotaus kesäkuussa 2022 ennen läjityskauden alkua (luotaus: Arctia Oy, alikonsulttina Lilaco Offshore Oy).

Luotausten perusteella läjityksiä alueelle on tehty vuoden 2021 aikana alueen länsiosalle ja keskiosalle. Lokkiluodon meriläjitysalueelta tehtiin läjitysmassojen määrän arviointi vertaamalla kesäkuun 2021 luotausaineistoa kesäkuun 2022 luotausaineistoon. Kyseiset luotausaineistot kattavat koko läjitysalueen ja soveltuvat siten massalaskentaan. Luotausaineistoihin perustuvan massalaskennan perusteella kyseisellä aikavälillä toteutunut täyttö oli noin 71 800 m^3. Tämä on hieman pienempi määrä kuin ruoppausurakoista vuonna 2021 ja vuoden 2022 aikana esitetty läjitysmäärä 74 000 m^3 + 11 700 m^3.

3.2.2 Koirasaarenluodot

Luotaus 5/2021

Vuoden 2021 läjityskautta edeltävä monikeilanluotaus toteutettiin kesäkuussa 2021 Boskalis Terramare Oy:n toimesta. Luotaustulokset on esitetty kuvassa 6.

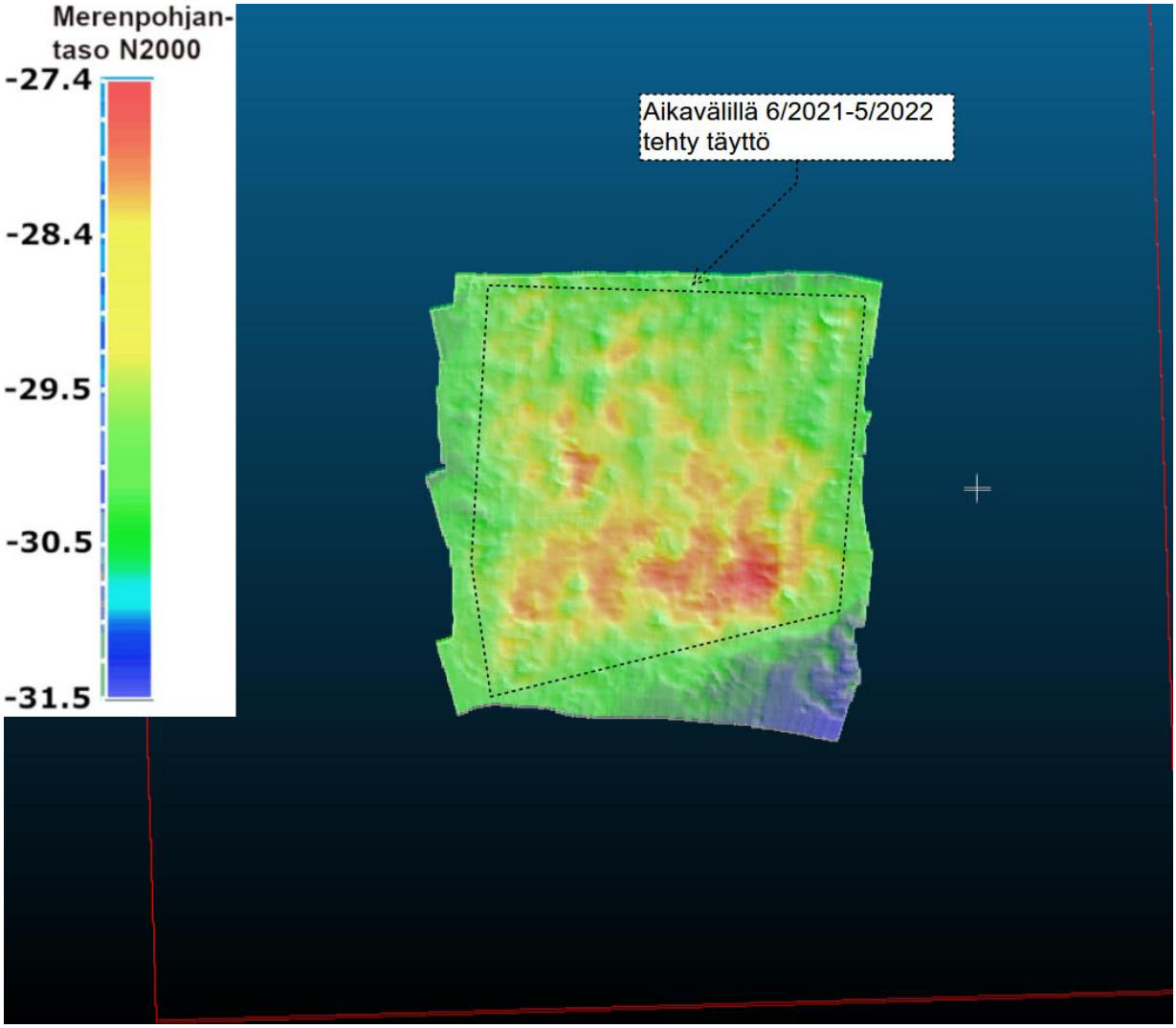


Kuva 6. Koirasaarenluotojen meriläjitysalueen luotaus kesäkuussa 2021 ennen vuoden 2021 läjityskauden alkua (luotaus: Arctia Meritaito Oy).

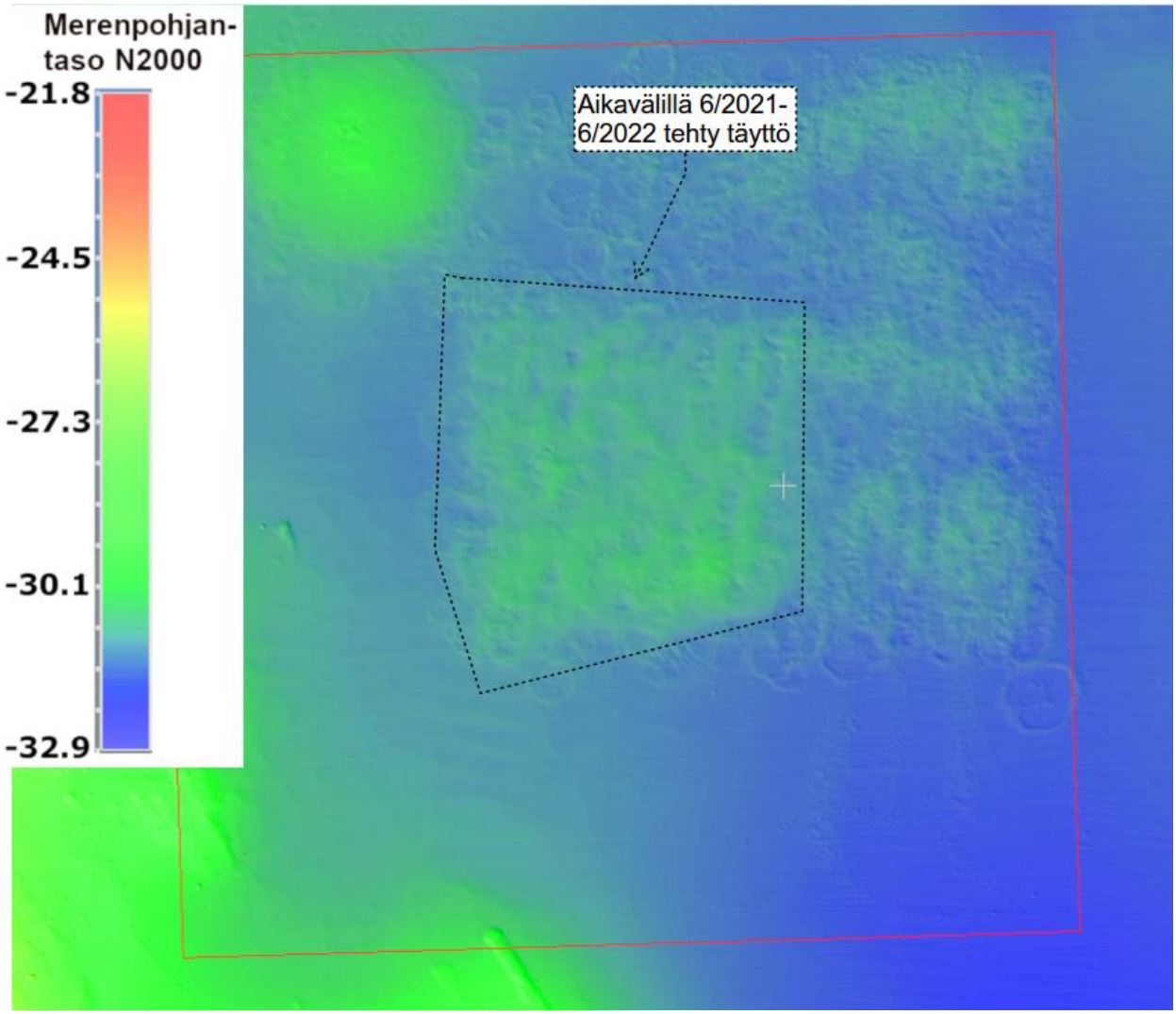
Luotaustuloksista on edelleen selkeästi havaittavissa vuosina 2019-2020 toteutuneet täytöt ja ne on merkitty katkoviivoilla kuvaan 6.

Luotaukset 5/2022 ja 6/2022

Ennen vuoden 2022 läjityskautta toteutettiin monikeilanluotaukset toukokuussa HTJ Oy:n toimesta ja kesäkuussa 2022 Lilaco Offshore Oy:n toimesta. Toukokuun luotaus perustui Kruunusiltojen rakennushankkeeseen ja luotaus kattoi läjitysalueen keskiosan. Kesäkuussa 2022 Helsingin kaupungin erillisenä tilauksena tehty luotaus kattoi koko läjitysalueen. Luotaustulokset on esitetty kuvissa 7 ja 8.



Kuva 7. Koirasaarenluotojen meriläjitysalueen luotaus toukokuussa 2022 ennen läjityskauden alkua (luotaus: HTJ Oy).



Kuva 8. Koirasaarenluotojen meriläjitysalueen luotaus kesäkuussa 2022 ennen läjityskauden alkua (luotaus: Arctia Oy, alikonsulttina Lilaco Offshore Oy).

Vuonna 2021 tehdyt läjitykset ovat nähtävissä läjitysalueen keskiosassa (kuvat 7 ja 8). Koirasaarenluotojen läjitysalueen vuoden 2021 luotausaineisto ei kattanut koko läjitysaluetta eivätkä vuosien 2021 ja 2022 aineistot siten ole täysin vertailukelpoisia keskenään. Luotausaineistosta tehdyn massalaskennan perusteella kyseisellä aikavälillä toteutunut täyttö oli noin 302 000 m3 eli suurempi kuin ruoppausalueiden luotaustutkimuksista määritetty massojen määrä (noin 245 000 m^3), mikä selittyy edellä mainitulla aineistojen eroavaisuudella.

3.3 LÄJITYSALUEIDEN JÄLJELLÄ OLEVA TILAVUUS

Lokkiluodon meriläjitysalueen lupapäätösten määräysten mukaisesti läjitysalueen ylätaso ei saa nousta yli tason MW_{2012} -10,0 m mukaan lukien läjityksen loputtua viimeistelytoimenpiteenä tehtävä läjitysalueen pinnan peittäminen. Koirasaarenluotojen osalta vastaava asetettu yläraja on MW_{2012} -16,0 m. Lokkiluodon alkuperäinen vesiluvan mukainen läjitystilavuus on noin 1,2 milj.m^3ktr ja Koirasaarenluotojen noin 9,76 milj.m^3ktr.

Viimeisimmän, kesäkuun 2022 luotausaineiston perusteella Lokkiluodon läjitysalueen jäljellä oleva vesiluvan mukainen tilavuus on noin 0,87 milj.m^3ktr. Lokkiluodon meriläjitysalue on korkeimmillaan

noin tasolla MW_{2012} -8 m alueen itäreunassa. Tilanne kyseisessä kohdassa on kuitenkin ollut sama jo ennen meriläjitysten aloittamista eikä itäreunaan ole kohdistettu läjityksiä. Suurimmaksi osaksi Lokkiluodon läjitysalue on tasolla noin -11…-15. Lokkiluodon läjitysalueella on läjitykseen sallittua tilavuutta jäljellä alueen kaakkoiskulmassa sekä laajemmin alueen pohjoisosissa.

Luotaustulosten perusteella Koirasaarenluotojen meriläjitysalueilla on vielä runsaasti läjitykseen sallittua tilavuutta jäljellä. Viimeisimmän, kesäkuun 2022 luotausaineiston perusteella jäljellä oleva vesiluvan mukainen tilavuus on noin 6,66 milj.m^3ktr. Koirasaarenluotojen läjitysalue on korkeimmillaan noin tasolla MW_{2012} -26 m alueen luoteiskulmaan vuonna 2019 keskittyneen täytön seurauksena. Suurimmaksi osaksi Koirasaarenluotojen läjitysalue on kuitenkin tasolla noin -30…-32 m.

Luotaustutkimusten tulosten perusteella meriläjitysalueille läjitetyt massat löytyvät läjitysalueilta, eivätkä ne ole tutkimusten perusteella liikkeessä läjitysalueilta pois.

4. LÄJITYSTEN POIKKEAMAT

Vuoden 2021 kesällä kävi ilmi, että Nihdin Sompasaarenlaiturin ja Satamamestarin laiturin ruoppaushankkeesta oli läjitetty elokuussa noin 1 300 m3 ruoppausmassoja noin 500 metriä Koirasaarenluotojen läjitysalueen eteläpuolelle.

Poikkeamasta pidettiin neuvonpito Helsingin kaupungin, urakoitsijoiden, konsulttien ja ELY-keskuksen kesken 17.9.2021. Neuvonpidossa sovittiin, että pääurakoitsija toimittaa selvityksen tapahtuneesta Helsingin kaupungille, joka toimittaa sen edelleen ELY-keskukselle. Selvitys on esitetty tämän raportin liitteenä 1.

Toukokuun 2021 luotausten tulosten perusteella kävi ilmi, että Lokkiluodon meriläjitysalueelle on läjitetty ruoppausmassoja yli luvan mukaisen tason MW_{2012} -10. Asiaa selvitettiin eri urakoiden kesken. Hernesaaren esirakentamisen työmaakokouksessa 22.9.2021 sovittiin, että tämän urakan urakoitsija selvittää omalta osaltaan asiaa ja esittää toimenpiteet asian saattamiseksi kuntoon. Selvittelyn perusteella urakoitsija kävi tasaamassa läjitysaluetta ylityskohdista vuodenvaihteessa 2021/2022. Kesäkuun 2022 luotausten perusteella Lokkiluodon läjitysalueella jo edelleen jonkin verran läjitettyjä ruoppausmassoja tason MW_{2012} -10 yläpuolella. Tilanteen luvan mukaiseksi saattamisesta on jatkettu keskusteluja aluetta käyttäneiden urakoitsijoiden kanssa.

5. JOHTOPÄÄTÖKSET

Meriläjitysalueiden luotaustutkimuksista on saatu kattava kuva läjitysalueiden tilanteesta ja alueilla tapahtuneista muutoksista. Sekä Lokkiluodon että Koirasaarenluotojen meriläjitysalueille sijoitetut massat vaikuttavat tulosten perusteella pysyneen läjitysalueilla. Kummallakin meriläjitysalueella on vielä lupamääräysten mukaista sallittua läjitystilavuutta jäljellä, mutta varsinkin Lokkiluodon läjitysten kohdistamiseen eri urakoissa on syytä kiinnittää jatkossa huomiota, jottei luvanmukainen taso ylity.

Laadukkaamman ja vertailukelpoisemman aineiston saamiseksi luotaustutkimusten toteutusta olisi tarkoituksenmukaista yhdenmukaistaa. Jatkossa myös ruoppausurakoihin liittyvät luotaustutkimukset suositellaan toteutettavaksi monikeilainluotaimella, jotta merenpohjasta saatavan tiedon tarkkuus paranee ja tulosten tulkinta helpottuu. Rajaamalla luotaustutkimusalueet ainakin osassa urakoihin liittyvissä tutkimuksissa meriläjitysalueiden seurantaohjelmassa kuvatun

mukaisesti 100…200 m teoreettisten täyttöluiskien helmojen ulkopuolelle saadaan kokonaisvaltaisempi kuva läjitysalueiden tilanteesta ja siellä mahdollisesti tapahtuneista muutoksista. Luotaukset toteuttavia tahoja voidaan jatkossa yksityiskohtaisemmin ohjeistaa toiminaan seurantaohjelman mukaisesti mm. urakka-asiakirjoissa.

Luotaustutkimusten perusteella tehtävässä pysyvyyden arvioinnissa on olemassa epävarmuustekijöitä, jotka on syytä tiedostaa. Merialueella tapahtuva luonnollinen sedimentaatio ja mahdollinen virtausten aiheuttama merenpohjan kiintoaineksen kulkeutuminen sekä ruoppausmassojen tiivistyminen läjitysalueella vaikuttavat massojen pysyvyyden arviointiin ja lisäävät tulosten tulkinnan epävarmuutta. Myös pohjanläheisessä vesikerroksessa tapahtuva resuspensio voi vaikuttaa luotausaineiston tarkkuuteen ja siten edelleen massalaskelmiin.

Ulkomerellä sijaitsevan Koirasaarenluotojen läjitysalueen rajauksia on päätetty havainnollistaa paremmin merkitsemällä alueen läntisimmät ja laivaväylästä kauempana olevat nurkkapisteet erikoismerkki viitoilla. Näin riskiä alueen ulkopuolelle sijoittuvista ruoppausmassojen läjityksistä pienenemään. Viitat on asennettu paikoilleen 21.07.2022.

Käytäntö on osoittanut, että ruoppausmassojen läjitysalueiden luotaus ei onnistu ruoppauskauden päätteeksi, sillä ruoppaajat toimivat merialueella useasti siihen saakka että jäät estävät työt. Luotausveneiden laskuluiskat ovat tässä vaiheessa lähes aina olleet jo pitkään ennen sitä poissa käytöstä. Tästä syystä ehdotetaan että kunkin läjityskauden päätösluotaus ja aloitusluotaus yhdistetään ja tehdään mahdollisimman varhain keväällä.

6. LÄHTEET

Lindfors, A., Mykkänen, J. & Meriläinen, T. 2019. Koirasaarenluotojen ja Lokkiluodon sameusmittaukset. Luode Consulting Oy.

Talvinen, T. & Nyman, T. 2017. Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen meriläjitysalueille sijoitettujen ruoppausmassojen pysyvyys, seurantaohjelma. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. Ramboll Finland Oy.

Vahtera, E. 2017. Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailuohjelma. Helsingin kaupunki, ympäristöpalvelut, ympäristönsuojeluyksikkö.

Vatanen, S. 2017. Lokkiluodon ja Koirasaarenluotojen läjitysalueet, kalatalousvelvoitteiden toteuttamissuunnitelma. Kala- ja vesitutkimus Oy.

Vatanen, S. & Haikonen, A. 2018. Helsingin ja Espoon edustan merialueen kalataloudellinen yhteistarkkailuohjelma vuodesta 2017 eteenpäin. Kala- ja vesitutkimus Oy.

Yrjölä, R. 2017. Helsingin meriläjitysalueiden linnustonseurantaohjelma. Helsingin kaupunki, rakennusvirasto. Ympäristötutkimus Yrjölä Oy.

LIITE 1
VASTAUS UUDENMAAN ELY-KESKUKSEN SELVITYSPYYNTÖÖN, DESTIA OY, 28.9.2021

28.9.2021

Uudenmaan ELY-keskus

Ilppo Kajaste

DESTIA OY:N VASTAUS UUDENMAAN ELY-KESKUKSEN SELVITYSPYYNTÖÖN

Viite: Koirasaaren luotojen meriläjitysalueelle läjitetyistä 1C tason ruoppausmassoista

Taustaa

Kalasataman raitiotien esirakentamisen urakkaan (Pasila-Nihti) on sisältynyt ruoppaustöitä. Osa ruopattavista maista on sisältänyt haitallisia aineita, jotka on luokiteltu pitoisuustason 1C mukaisiksi massoiksi. Ramboll Oy on toimittanut meriläjityssuunnitelmat Destia Oy:lle. Meriläjityssuunnitelma on sisältänyt 1C massojen läjitysalueen koordinaatit sekä suunnitelmakartan.

Vahanen Oy on tehnyt tutkimukset vesiluvan hakemusvaiheessa (Liite nro. 1: Kartta hankealueen tutkimuspisteistä). Tämän tutkimuksen yhteydessä on havaittu, että ruopattavalla alueella esiintyy 1C tason massoja. Asiasta on pidetty 12.8.2021 palaveri, johon ovat osallistuneet Susanna Hantula (Helsingin kaupunki), Johanna Pollari (Vahanen), Milja Vepsäläinen (Vahanen), Ari Laavainen (Suomen Vesityö), Sanna Lehtonen (Destia), Kare Viljaranta (Destia), Jussi Sulkama (Destia), Atte Vuorio (Destia) ja Antti Slunga (Destia). Palaverissa sovittiin, miltä alueelta ja syvyydeltä massoja ruopataan (Liite nro. 2: Karttamuistio 2- ja 1C tason massojen ruoppausten laajuudesta Sompasaarenlaiturilla 12.8.2021).

Hankkeelle myönnetty vesilupa edellyttää 1C tason massojen purkupaikkojen sijaintitiedon kartoittamista. Destia Oy on edellyttänyt, että sen aliurakoitsijana toimiva Suomen Vesityö toimittaa nämä toteutuneiden purkupaikkojen sijaintitiedot Destialle.

Destia Oy on havainnut, että 1C tason ruoppausmassoja on läjitetty Koirasaaren luotojen meriläjitysalueelle virheelliseen paikkaan. Uudenmaan ELY-keskus on pyytänyt Destia Oy:ltä selvitystä tapahtumien johdosta.

Selvitys

Destia Oy:n selvityksen mukaan virhe on johtunut siitä, että koordinaattitietojen syötössä muunnosohjelmaan tai karttaplotteriin on tapahtunut inhimillinen luku- tai näppäilyvirhe, mikä on aiheuttanut 1C massojen läjitysten sijaintivirheen n. 500 m:a suunnitelman mukaisesta sijainnista etelään (Liite nro. 3: Meriläjitettyjen 1C massojen toteutuneet läjityssijainnit). Virheellisten läjitysten kokonaismassamäärä on yhteensä n. 1 300 m3itd / 4 proomukuormaa x 335 m3 itd / krm.

Suomen Vesityö Oy suoritti näiden kyseisten massojen ruoppaustöitä Destia Oy:n tilaamana aikavälillä 30.-31.8.2021. Pääosa meriläjityskelpoisista massoista kuljetettiin Lokkiluodon meriläjitysalueelle ja 1C tason massat oli määrätty kuljetettaviksi Koirasaaren luotojen meriläjitysalueella sijaitsevalle ja kyseisille massoille rajatulle alueelle.

DESTIA

28.9.2021

Suomen Vesityö Oy ei ole aikaisempien ruoppauskohteiden yhteydessä kuljettanut ruoppausmassoja Koirasaaren luotojen meriläjitysalueelle, joten aiemmin suoritetuista proomuläjityksistä ei ollut sijaintitietoja yrityksen hinaajakaluston karttaplottereissa.Lisäksi meriläjitysalueen paikallistaminen vesialueella on hankalaa kiintopisteiden (Koirasaaren luodot) suuresta etäisyydestä ja läjitysalueen merkintälaitteiden (erikoismerkki /- viitta) puuttumisesta johtuen.

Destia Oy toimitti Ramboll Oy:lta saamansa Koirasaaren luotojen meriläjitysalueella sijaitsevan 1C massoille tarkoitetun läjitysalueen koordinaatit urakoitsijalle ETRS-GK25 muodossa, mitkä Suomen Vesityö Oy / Ari Laavainen toimitti Mericon Oy:lle (Sanna Lehmusvirta) koordinaatisto-muutosta varten ETRS-GK25 muodosta VGS 84 muotoon, mitä käytetään hinaajien ja alusten karttaplottereissa.

Koordinaattijärjestelmän muutokseen Mericon Oy käytti Paikkatietoikkunan koordinaattimuunnosohjelmaa, millä on aiempien urakoiden yhteydessä suoritettu vastaavia muutoksia onnistuneesti.

Toimenpiteet

Destia Oy esittää toimenpiteinä vastaavien tapahtumien ehkäisemiseksi seuraavaa:

1) Koordinaatteja muunnettaessa järjestelmästä toiseen tulee kiinnittää huomiota, että arvot syötetään oikein sekä varmistaa, että saadut koordinaatit ovat meriläjityksen suorittajan käyttämän karttaplotterin vaatimassa muodossa. Tämän jälkeen meriläjityksen suorittajan tulee vielä varmistaa, että hänelle toimitetut kyseiset koordinaatit ovat karttaplotterin vaatimassa muodossa. Koskee ennen kaikkea tässä käytettyä WGS84 -järjestelmää, jossa koordinaatteja voidaan ilmoittaa useassa eri muodossa.
2) Meriläjitysalueen kulmien merkitseminen viitoituksella, varsinkin tilanteessa, jossa ei ole selkeitä maamerkkejä tai kiintopisteitä.

Helsingissä 28.9.2021

Destia Oy

Antti Slunga
Lohkopäällikkö

Liite nro. 1

Ruoppausalueen pinta-ala (länsiosa): 1,4 ha

VAH706

VAH501

VAH707

E

VAH701

4347

Syvyydellä 0–0,3 m
kuorintaruoppaus.

Syvyydellä 0–0,8 m
kuorintaruoppaus.

VAH708

E

VAH407

Syvyyksillä 0–1 m
kuorintaruoppaus.

VAH702

VAH409

4346

VAH703

Syvyydellä 0–1 m
kuorintaruoppaus.

VAH503

E

VAH719

E

VAH507

Syvyydellä 0–1,1 m
kuorintaruoppaus.

VAH718

E

VAH717

E

Syvyydellä 0–0,3 m
kuorintaruoppaus.

VAH506

Syvyydellä 0–0,6 m
kuorintaruoppaus.

VAH716

VAH15

Syvyydellä 0–0,5 m
kuorintaruoppaus.

VAH17

VAH713

VAH504

VAH715

E

VAH714

VAH505

Syvyydellä 0–0,6 m
kuorintaruoppaus.

Ruopattavan alueen pinta-ala (koko alue): 4,4 ha

Ruoppausalueen pinta-ala (itä- ja eteläosa): 3,04 ha

1:3000

0m 30m 150m 300m

Pohjakartta © Kaupunkimittauspalvelut, Helsinki 2019

C	03	Päivitetty kuorintaruopattavat sedimentit	JPo	17.1.2020
B	02	Ruoppaussyvyyksiä tarkennettu	TLe	25.2.2019
A	01	Päivitetty Sompasaarenlaiturin alue	TLe	7.2.2019

Hankealue, Nihdin rantarakenteet

VAH501-VAH507 Näytepiste, Vahanen Environment Oy (2016)

VAH701-719 Näytepiste, Vahanen Environment Oy (2019)

VAH15, VAH17 Näytepiste, Vahanen Environment Oy (2013)

4346-4347 Näytepiste, FCG Suunnittelu ja tekniikka Oy (2015)

Pitoisuus tasolla 1A

Pitoisuus tasolla1B

Pitoisuus tasolla 1C

Pitoisuus tasolla 2

Ei näytettä

E Eroosioherkkä, läjityskelpoisuutta nostettu yhdellä tasolla

Näytteenotto päättyi kovaan pohjaan

Maalle kuorintaruopattavat tason 2 massat

Toimenpide: Vesilupahakemus	Piirustuslaji: YMP
Kohteen nimi ja osoite: Nihti, Helsinki	Piirustuksen sisältö: Hankealueen tutkimuspisteet; Normalisoidut haitta-ainetasot; Kuorintaruopattavat sedimentit
Päiväys: 17.1.2020 / Suunnittelija: JPO / Hyväksyjä: MVE	Projektinumero: ENV1612 / Mittakaava: 1:3000 (A3)

VAHANEN
Linnoitustie 5, 02600 ESPOO
puh 0207 698 698
fax 0207 698 699
www.vahanen.com

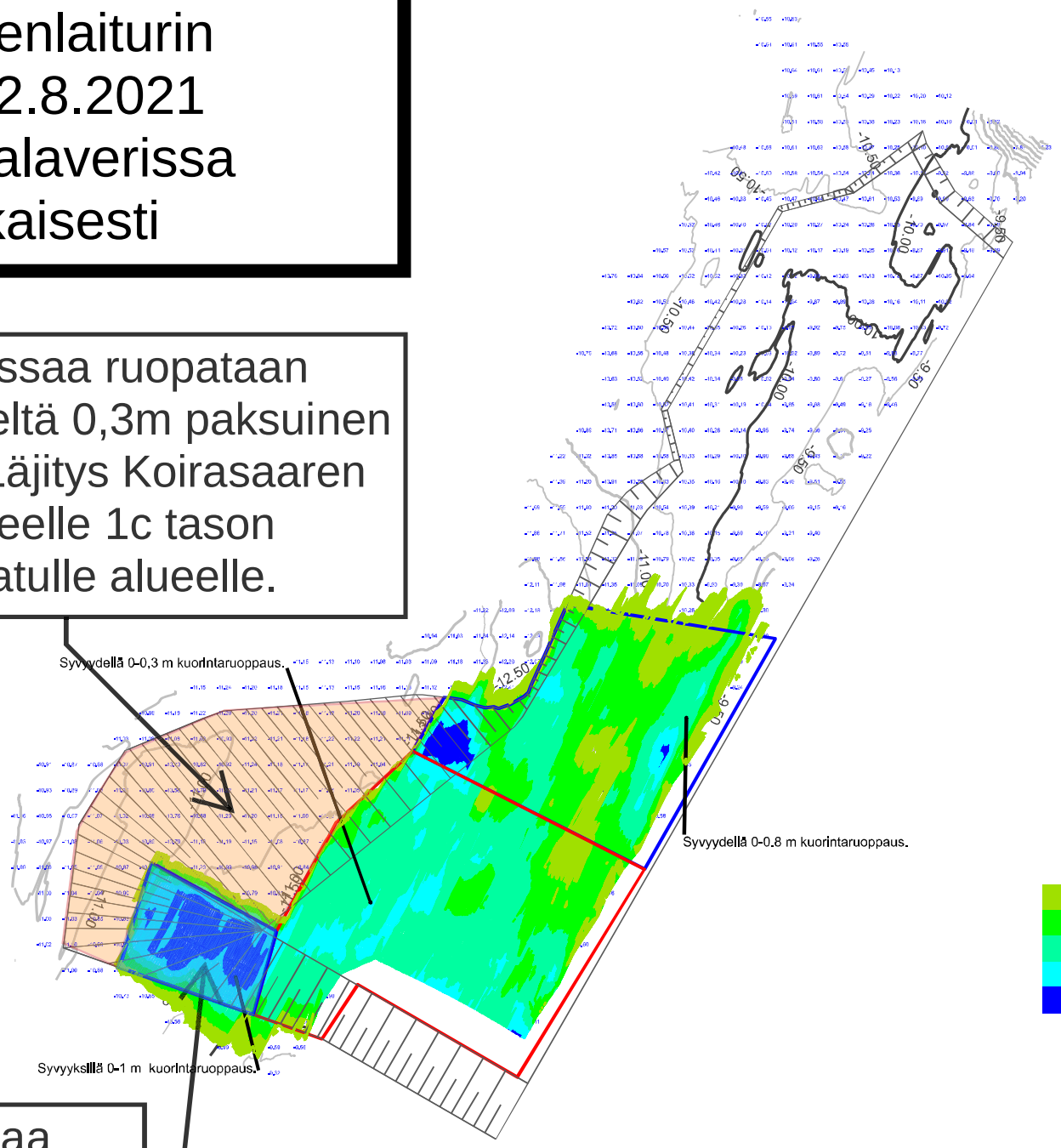
Suun.ala	Työ N:O	Piir. N:O	REV
YMP	1612	02	03

RAPORTTILIITE VAIN VÄRILLISEEN KOPIOINTIIN

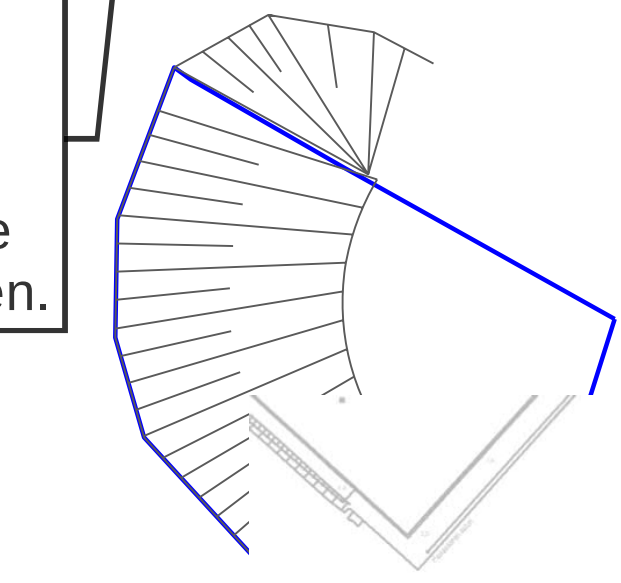
Liite nro. 2

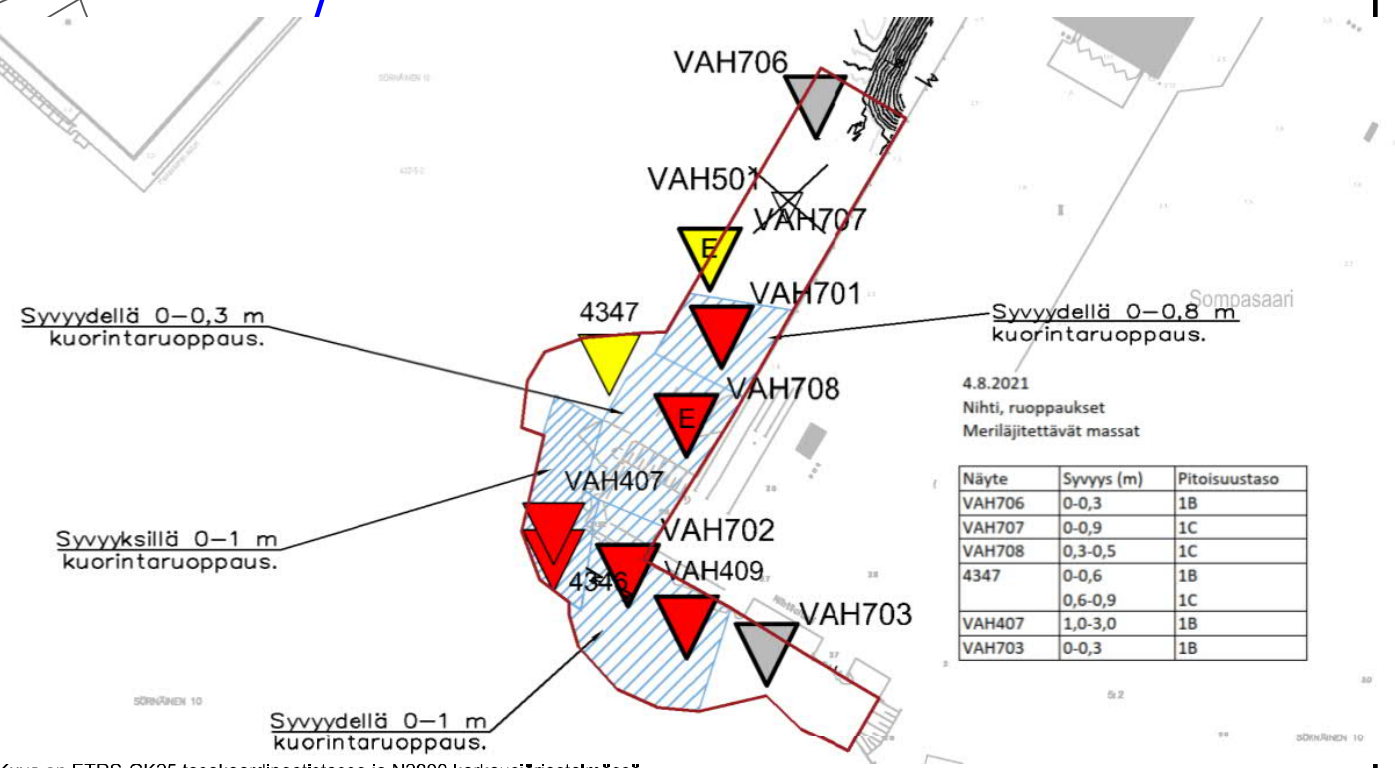
2 ja1c -tason massojen poiston laajuus ja sijainnit Sompasaarenlaiturin osuudella 12.8.2021 pidetyssä palaverissa sovitun mukaisesti

Tason 1c massaa ruopataan 0,6m syvyydeltä 0,3m paksuinen kerros pois. Läjitys Koirasaaren meriläjitysalueelle 1c tason massalle varatulle alueelle.



Tason 2 massaa ruopataan 3m syvyydeltä 1m paksuinen kerros pois. Läjitys maalle sedimenttialtaaseen.





4.8.2021
Nihti, ruoppaukset
Meriläjitettävät massat

Näyte	Syvyys (m)	Pitoisuustaso
VAH706	0-0,3	1B
VAH707	0-0,9	1C
VAH708	0,3-0,5	1C
4347	0-0,6	1B
	0,6-0,9	1C
VAH407	1,0-3,0	1B
VAH703	0-0,3	1B

25498500
6674100

25498300
6673800

Kuva on ETRS-GK25 tasokoordinaatistossa ja N2000 korkeusjärjestelmässä.

PIIRUSTUKSEN SISÄLTÖ
DESTIA OY
NIHTI, KUORINTA ALUEET
KUORINNAN KORKEATAAJUINENLINJALUOTAUS 12.8.2021
KUORITTUPAKSUUS JA MERENPOHJAN SYVYYSASEMA

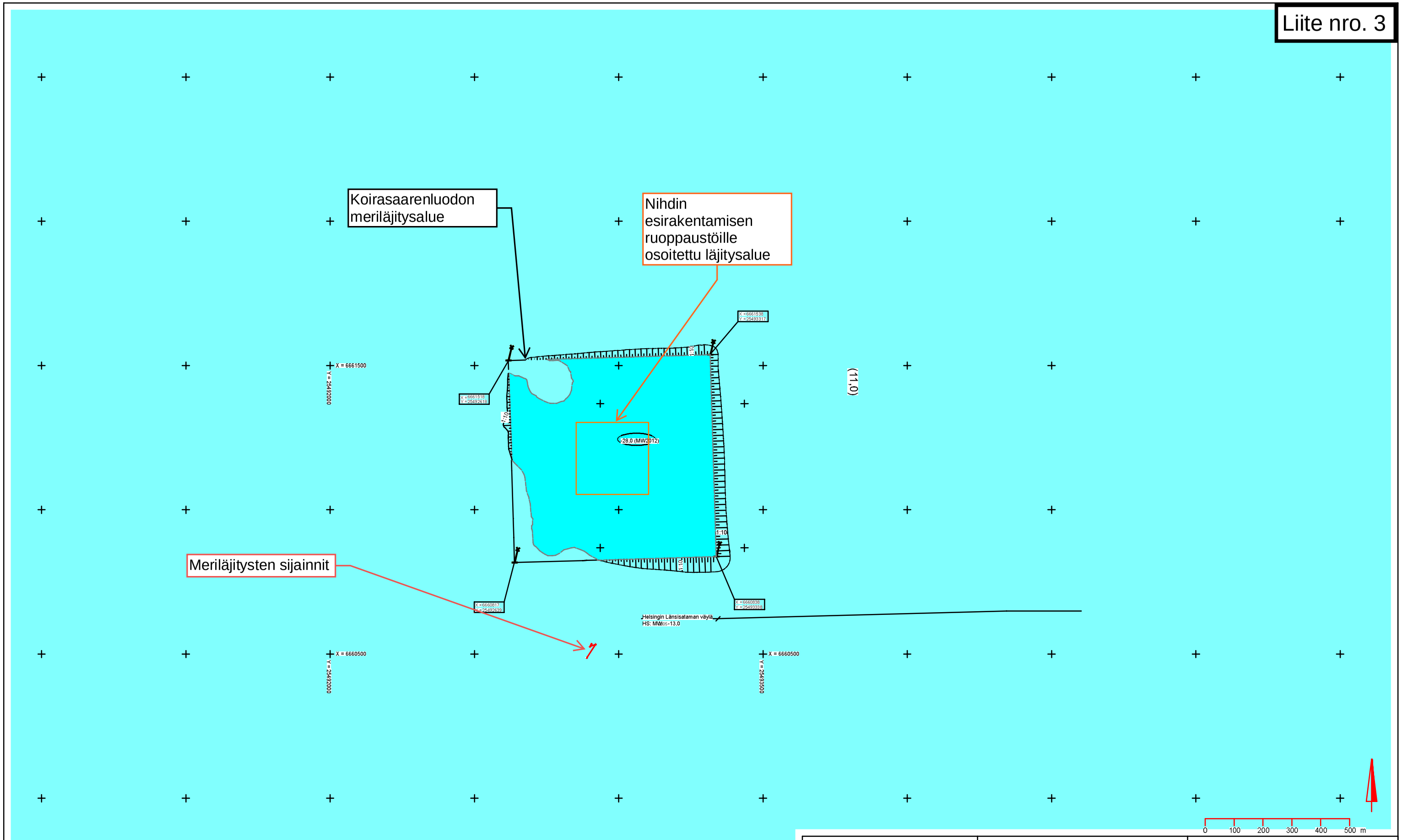
MITTAKAAVA: 1:1 000
PAPERIKOKO: A3

MERICON
Laurinmäenkuja 3 A
00440 Helsinki, Finland
etunimi.sukunimi@meri con.fi
www.meri con.fi

PVM: 12.8.2021

TIEDOSTONIMI: Destia_Nihti_Korkeataajuinen_Kuorintaluotaus_210811_GK25_N2000.d
SUUNNITTELIJA: Sanna Lehmusvirta
OHJELMA: MicroStation CONNECT Edition/Terra Scan&Modeler

Liite nro. 3



DESTIA

	EPSG 3879 Koord.järj. GK25 Kork.järj. N2000 Lajikoodaus InfraBIM	Tulostus Atte Vuorio Puh.nro 0417310354 atte.vuorio@destia.fi
Kuvaus Meriläjitettyjen 1C massojen sijainnit		Tekniikkalaji Mittaus Mittakaava 1:12138 Päiväys 17.9.2021

HELSINGIN KAUPUNKI & RAMBOLL OY

Lokkiluodon sameusmittaukset

Antti Lindfors, Joose Mykkänen ja Toni Meriläinen

Luode Consulting Oy

22.11.2021

LUODE Consulting

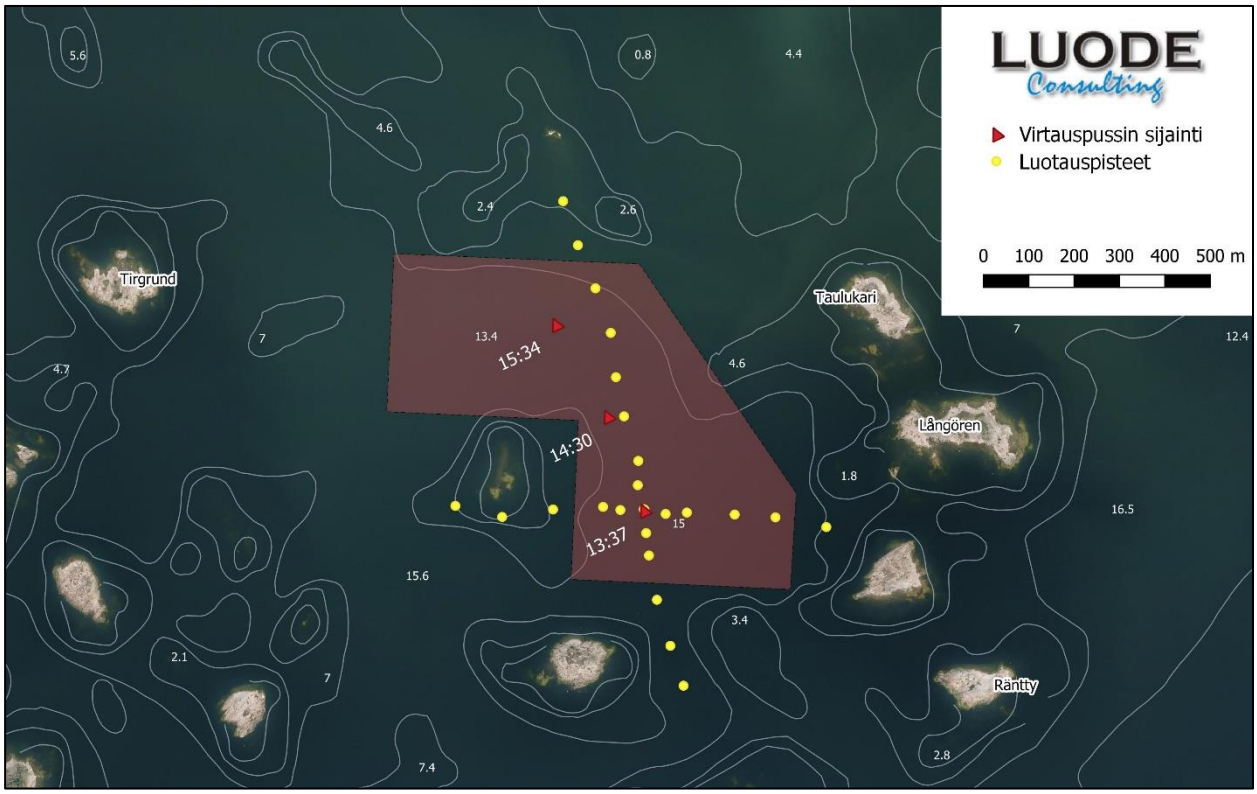
Johdanto

Työssä selvitettiin Lokkiluodon läjitysalueen sameustasoja osana ruoppausmassojen meriläjitysalueiden käytön ympäristötarkkailua. Kartoitukset tehtiin Luode Consulting Oy:n veneestä 6.10.2021. Mittaukset tehtiin Lokkiluodon läjitysalueella kahdella risteävällä luotauslinjalla. Sameusarvot mitattiin jokaisella mittauspisteellä ennen läjitystä, läjityshetkellä ja tunti läjityksen jälkeen.

Mittaukset ja menetelmät

Luotaukset tehtiin EXO2 CTD -laitteistolla, johon on liitetty optinen sameusanturi. Laitteisto mittaa veden syvyyssuuntaisen sameusjakauman sekunnin välein pinnalta pohjaan. Luotauslinjojen paikat määritettiin GPS -laitteistolla. Mittauslinjojen paikat ja luotauspisteet on esitetty kuvassa 1. Luotauslinjat kulkivat läjitysalueen poikki siten, että ne ristesivät toisensa keskellä kyseisen hetken läjityspaikkaa. Kuvissa käytetty sameusyksikkö FNU vastaa 1:1 aiemmin käytettyä sameusyksikkö NTU:ta, mutta perustuu eri mittausstandardiin.

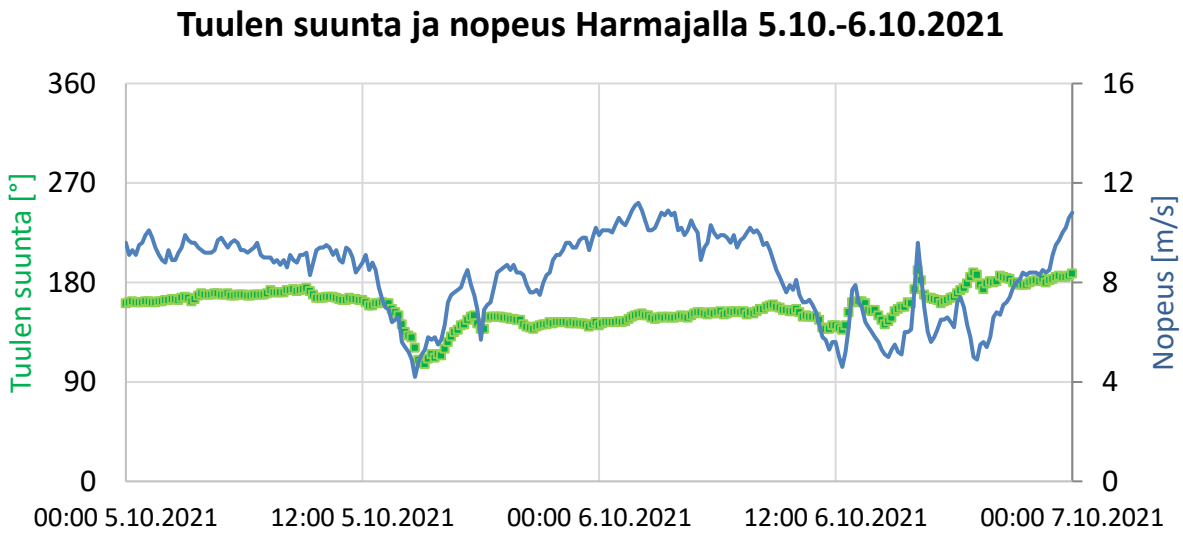
Sameusluotausten ohessa läjityskohdan pohjanläheinen vesikerros merkittiin virtauspussilla, joka kulkeutuu virtausten mukana läjityksestä aiheutuvan sameuspilven tavoin. Virtauspussissa on pohjan lähelle asennettu pohjavirtauksen mukana kulkeutuva uimuri, josta tulee pintaan ohut naru ja sen päässä vesirajassa kelluva merkkikoho. Merkkikohon sijainti mitattiin GPS -laitteistolla mittausten aikana, jolloin saatiin selville pohjanläheisen virtauksen suunta ja arvio nopeudesta. Virtauspussin sijainnit eri ajanhetkillä läjityksen jälkeen on merkitty kuvaan 1.



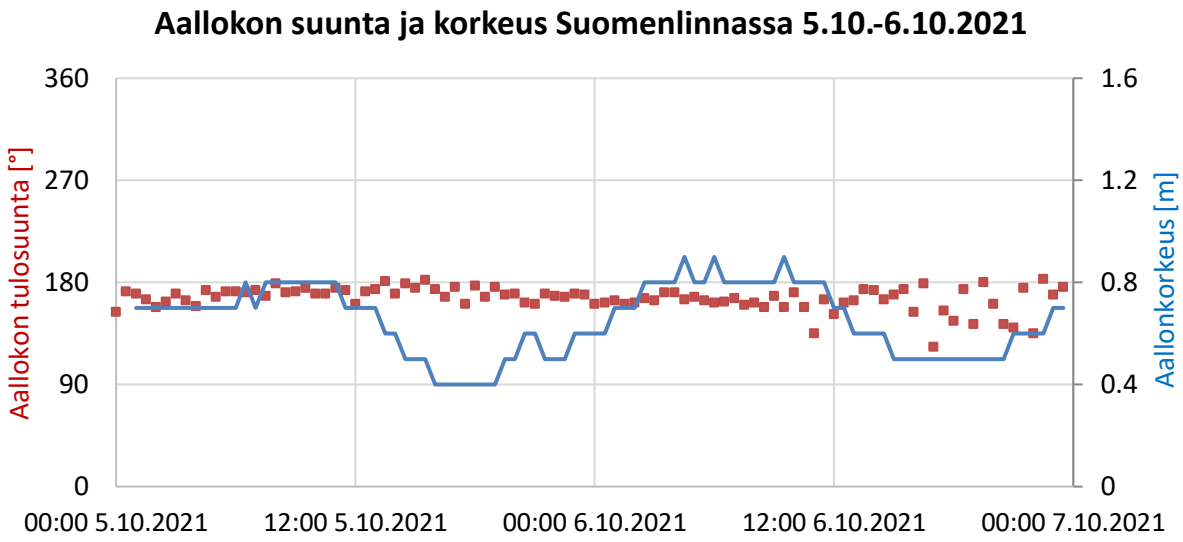
Kuva 1. Lokkiluodon luotauspisteet, mittausalueen kartta sekä läjitysalueen rajat. Kuvaan on lisäksi merkitty punaiselle virtauspussin sijainnit eri ajankohtina.

Mittausajankohdan ja mittauksia edeltäneen päivän tuuli- ja aallokkotiedot on esitetty kuvissa 2-3. Tuulitiedot on kerätty Harmajalta ja aallokkotiedot IL:n Suomenlinnan mittauspaikoilta. Virtauspussista määritetyn tiedon perusteella pohjanläheinen virtaus kulki pohjois-luoteen suuntaan noin 6-7 cm/s nopeudella mikä vastaa noin 220-250 metrin matkaa tunnissa. Tuuli puhalsi mittauspäivänä etelä-kaakosta ja myös aallokon tulosuunta oli etelästä.

Virtauskentän voimakkuutta ja suuntaa mitattiin lisäksi jatkuvatoimisesti ADCP laitteistolla, joka asennettiin luotaustöiden ajaksi pohjaan läjitysalueen eteläreunalle (kuva 1). Pohjasta pintaa eri vesikerrosten virtausolosuhteet tallentavan ADCP laitteiston havaintojen mukaan koko vesikerros virtasi luotaustöiden ajan suuntaan 330° keskimääräisellä virtausnopeudella 6 cm/s. Tämä vastaa hyvin virtauspussin kulkeutumisnopeutta ja suuntaa.



Kuva 2. Mittausjakson tuuliolosuhteet Harmajan mittausasemalla. Aineisto IL avoin data.



Kuva 3. Mittausjakson aallokko-olosuhteet Suomenlinnan aaltopoijulla. Aineisto IL avoin data.

Tulokset Lokkiluodon läjitysalueen mittauksista 6.10.2021

Lokkiluodon läjitysalueella mittaukset tehtiin kahdella 800-900 metrin mittaisella linjalla (kuva 1) kello 12 ja 16 välisenä aikana. Läjitystapahtuman jälkeen pohjois-eteläsuuntaista linjaa jatkettiin vielä 200 metriä pidemmälle pohjoiseen virtauspussin havaintojen perusteella.

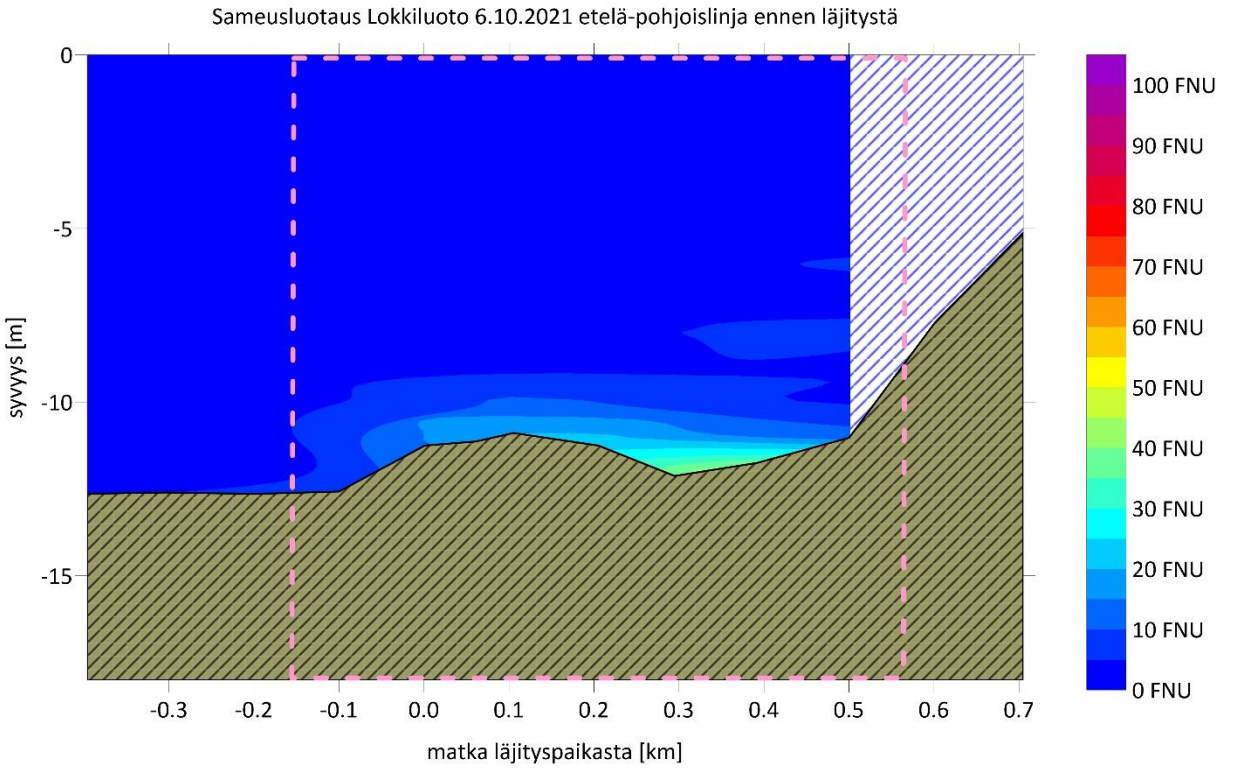
Taustamittauksissa havaittiin jo ennen läjitystapahtumaa selvää samentumaa pohjakerroksen läheisyydessä mittauspäivän aamuna noin 3 h ennen tarkkailussa olevaa läjitystä tehdyn edellisen läjityskuorman jäljiltä. Sameusarvot olivat noin 40-50 FNU luokkaa alimman 2 metrin kerroksessa (Kuva 4). Itä-länsisuuntaisella linjalla oli havaittavissa myös heikko sameuslautta pohjakerroksessa (Kuva 5).

Heti läjitystapahtuman jälkeen tehdyissä mittauksissa havaittiin pohjanläheisessä kerroksessa selvä sameustason nousu. Maksimisameudet nousivat noin 60 FNU tasolle (Kuvat 6 ja 7). Pohjois-eteläsuuntaisella linjalla sameusarvot jäivät selvästi matalammalle tasolle kuin länsi-itäsuuntaisella linjalla, mutta heikkoja vaikutuksia havaittiin pohjoisen suunnassakin aina 300-400 metrin etäisyydelle läjityspaikasta.

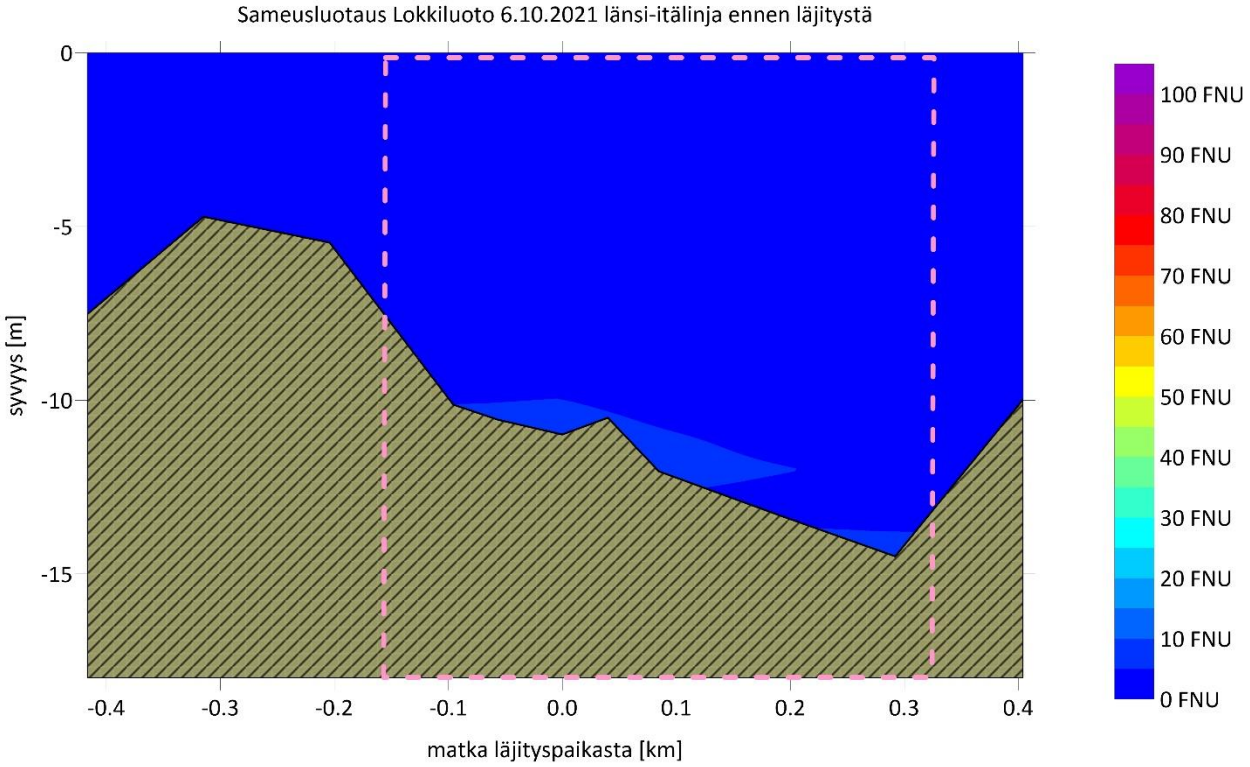
Tunti läjityksen jälkeen tehdyssä luotauksessa havaittiin sameustasojen laskeneen mutta olevan edelleen 20-30 FNU tasolla. Itä-länsisuuntaisella linjalla sameusarvot olivat laskeneet selvästi lähelle samaa tasoa kuin ennen läjitystä tehdyissä mittauksissa (Kuvat 8-9).

Johtopäätökset

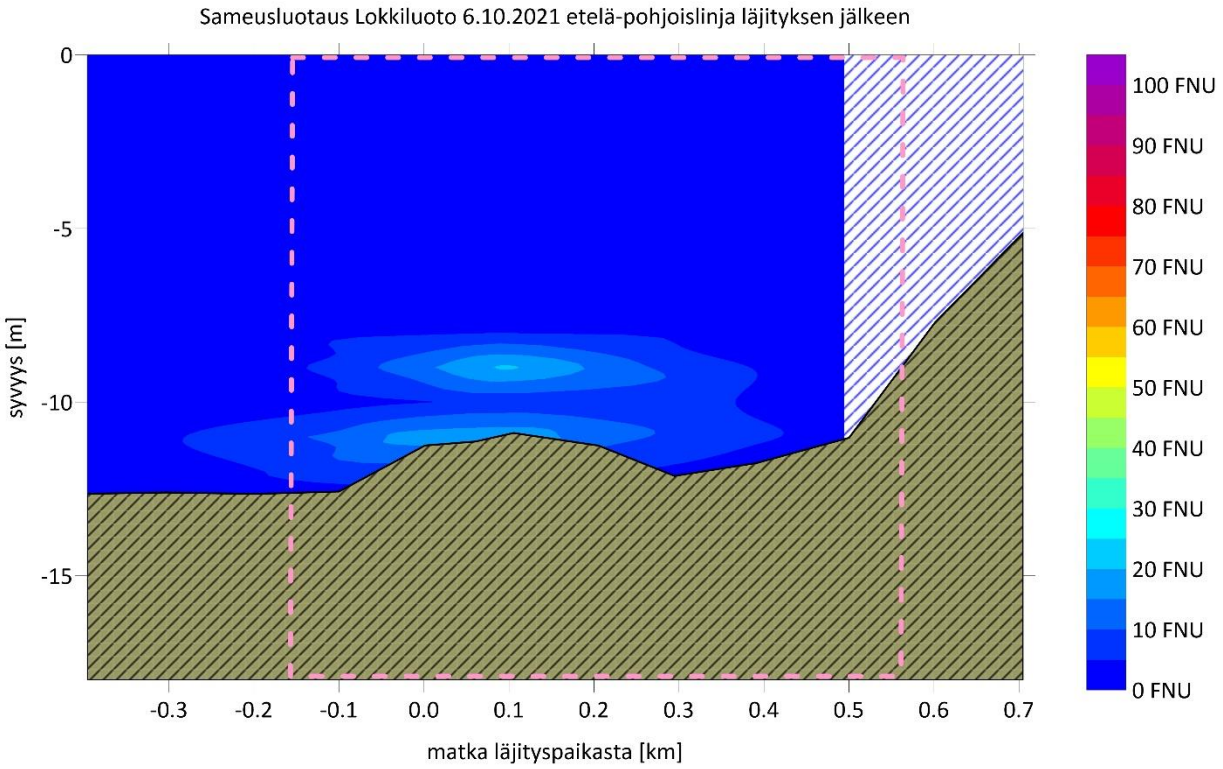
- Virtausmittaukset osoittivat läjitysalueen koko vesikerroksen virtaussuunnan olleen mittaushetkellä luoteen ja pohjoisen välille
- Taustamittauksissa ennen läjitystä havaittiin edellisen läjityksen sameusvaikutuksia pohjanläheisessä vesikerroksessa läjityspisteen pohjoispuolella vastaten virtausmittausten kulkeutumissuuntaa
- Tarkkailussa olevan läjityksen vaikutukset näkyivät heti läjityksen jälkeen 100-200 m säteellä läjityspisteestä
- Läjityksen sameusvaikutukset rajoittuivat alimpaan viiden metrin vesikerrokseen
- Läjityksen suurimmat sameusvaikutukset aiheutuivat massan osumisesta merenpohjaan
- Meriveden sameusarvot olivat palautuneet ennen läjitystapahtumaa vallinneelle tasolle kahden tunnin kuluttua läjityshetkestä
- Läjityksessä meriveteen vapautuvan kiintoaineksen merkittävä vaikutusalue rajautui läjitysalueen sisälle, läjitysalueen reunoilla ja ulkopuolella sameuspitoisuudet pysyivät taustapitoisuuden tasolla



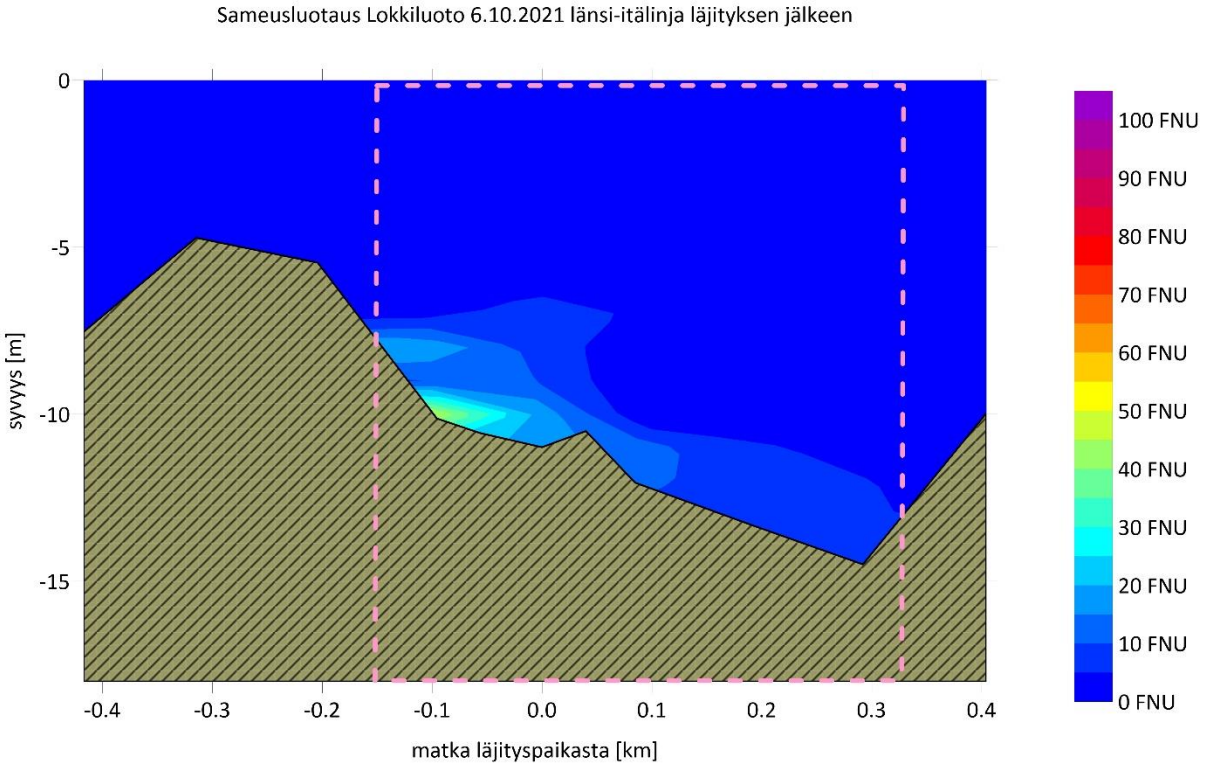
Kuva 4. Syvyyssuuntainen sameuden poikkileikkaus pohjois-eteläsuuntaisella linjalla tunti ennen läjitystä tehtyjen mittausten perusteella. Läjityspiste on x-akselin nollakohta. Kuvassa etelä vasemmalla ja läjitysalue on merkitty katkoviivalla.



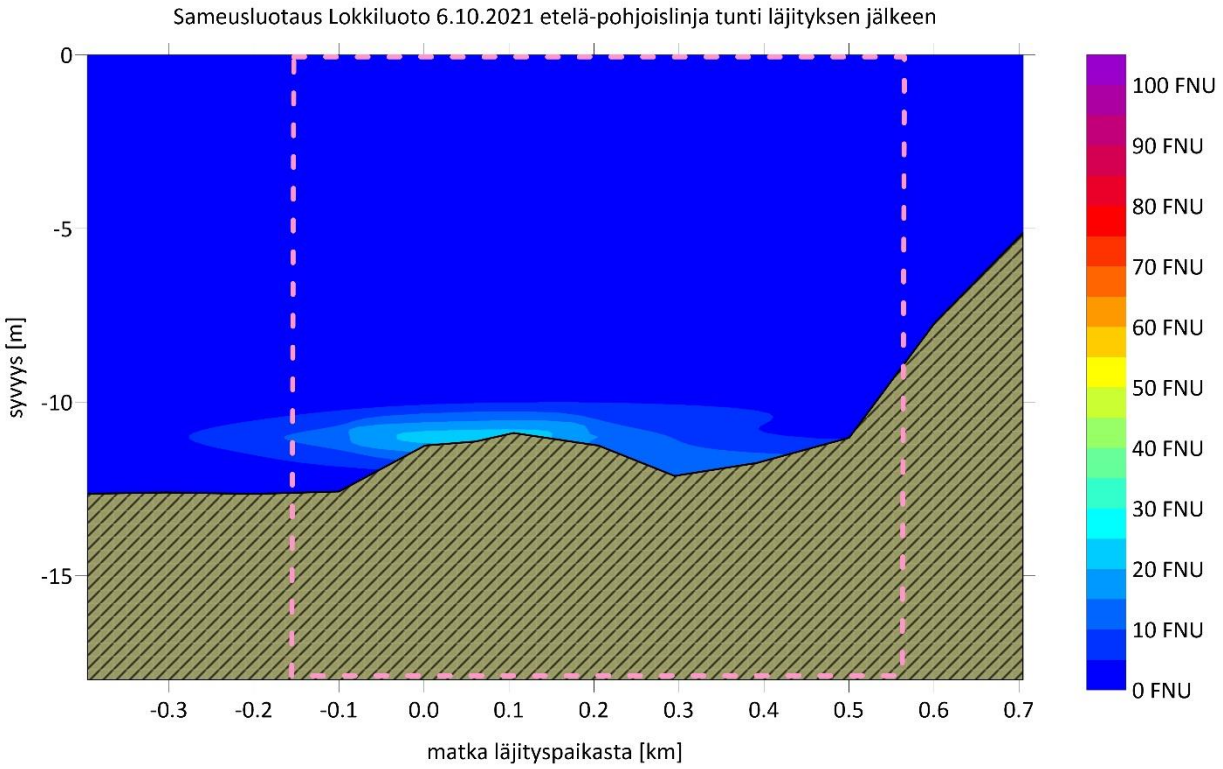
Kuva 5. Syvyyssuuntainen sameuden poikkileikkaus länsi-itäsuuntaisella linjalla tunti ennen läjitystä tehtyjen mittausten perusteella. Läjityspiste on x-akselin nollakohta. Kuvassa länsi vasemmalla ja läjitysalue on merkitty katkoviivalla.



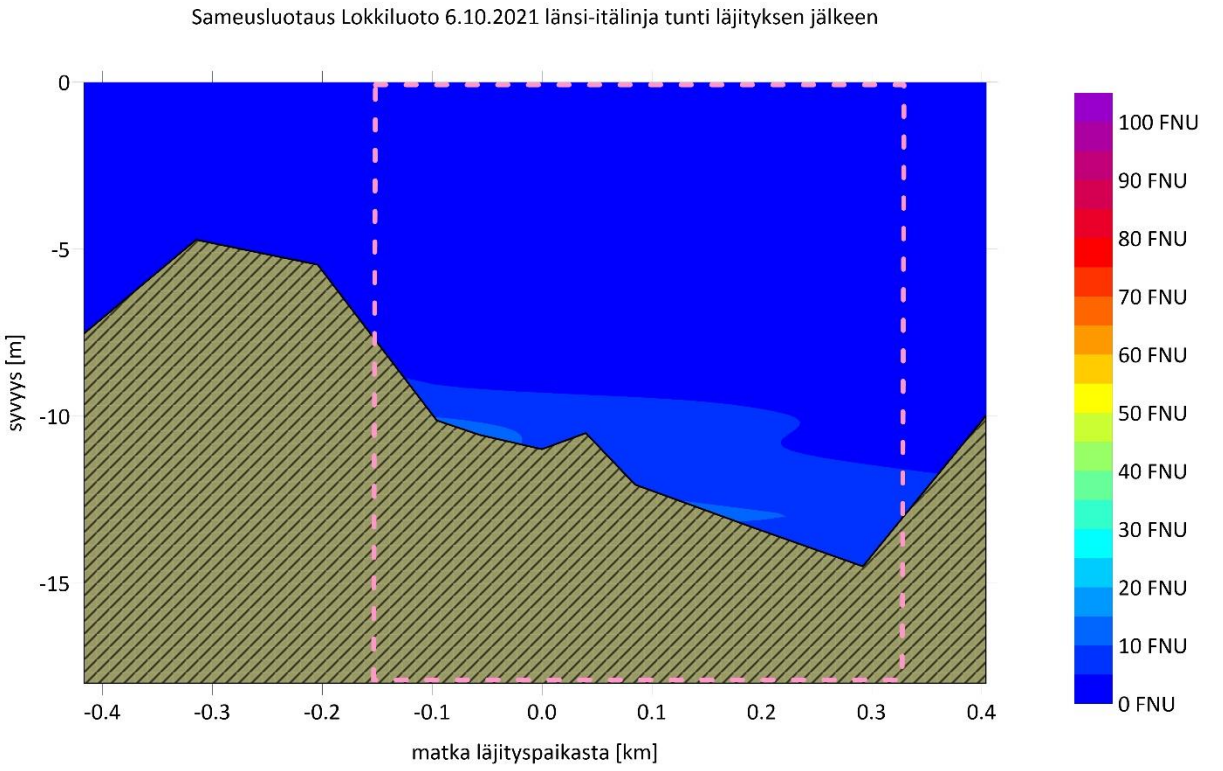
Kuva 6. Syvyyssuuntainen sameuden poikkileikkaus pohjois-eteläsuuntaisella linjalla heti läjityksen jälkeen tehtyjen mittausten perusteella. Läjityspiste on x-akselin nollakohta. Kuvassa etelä vasemmalla ja läjitysalue on merkitty katkoviivalla.



Kuva 7. Syvyyssuuntainen sameuden poikkileikkaus länsi-itäsuuntaisella linjalla heti läjityksen jälkeen tehtyjen mittausten perusteella. Läjityspiste on x-akselin nollakohta. Kuvassa länsi vasemmalla ja läjitysalue on merkitty katkoviivalla.



Kuva 8. Syvyyssuuntainen sameuden poikkileikkaus pohjois-eteläsuuntaisella linjalla tunti läjityksen jälkeen tehtyjen mittausten perusteella. Läjityspiste on x-akselin nollakohta. Kuvassa etelä vasemmalla ja läjitysalue on merkitty katkoviivalla.



Kuva 9. Syvyyssuuntainen sameuden poikkileikkaus länsi-itäsuuntaisella linjalla ennen tunti läjityksen jälkeen mittausten perusteella. Läjityspiste on x-akselin nollakohta. Kuvassa länsi vasemmalla ja läjitysalue on merkitty katkoviivalla.

Kaupunkiympäristön julkaisuja 2022:14

Ryssjeholmsfjärden – veden laatu, plankton- ja pohjaeläinyhteisöt 2021

Emil Nyman ja Marjut Räsänen

Kaupunkiympäristön julkaisuja 2022:14

Ryssjeholmsfjärden – veden laatu, plankton- ja pohjaeläinyhteisöt 2021

Emil Nyman ja Marjut Räsänen

Kannen kuva | Olli Urpela
Julkaisija | Helsingin kaupunki / Kaupunkiympäristön toimiala
ISBN | 978-952-386-120-6
ISSN | 2489-4230

Sisällys

1. Johdanto 4

2. Ryssjeholmsfjärden 5

2.1. Alueen kuvaus ja ympäristöä kuormittavat toimet 5

2.2. Alueen tyypillinen veden laatu 6

2.3. Alueen pohjan eliöstö 7

2.4. Alueen vedenalainen kasvillisuus, kalojen kutualueet ja meriuposkuoriaisen esiintymät 8

3. Seurantamenetelmät ja aineiston tallennus 10

4. Tarkkailun tulokset 13

4.1. Veden laatu 13

4.1.1. Fosforin esiintymismuodot 22

4.2. Sedimentin koostumus 23

4.3. Pohjaeliöstö 24

4.4. Planktoneliöstö 25

4.4.1. Kasviplankton 25

4.4.2. Eläinplankton 28

5. Yhteenveto 31

6. Viitteet 32

7. Liitteet 35

1. Johdanto

Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön toimialan Ympäristön valvonta- ja –seurantayksikön Vesi-tiimi suoritti Ryssjeholmsfjärdenin ympäristön veden laadun ja pohja- sekä planktoneliöstön erillistarkkailun vuonna 2021. Tarkkailu toteutettiin liittyen HSY:n Blominmäen jätevedenpuhdistamon puhdistettujen jätevesien varapurkujärjestelyihin (Etelä-Suomen aluehallintoviraston päätös 78/2020, Dnro ESAVI/865/2018).

Varapurkutunnelin suu sijoittuu Rajaojan itäpuolelle, noin 60 m Rajaojan purkukohdasta yläjuoksulle päin ja varapurkureittiä käytettäessä puhdistettua jätevettä johdettaisiin Rajaojan kautta mereen Finnoonsataman länsipuolelle (Kuva 1).

Blominmäen puhdistamon purkutunnelin ja purkukanavan vedenpinnan korkeus määräytyy merenpinnan korkeuden ja purkutunnelin virtausvastuksen mukaan niin, että meren pinnan noustessa ja virtausvastuksen kasvaessa purkutunnelin veden pinta alkaa nousta. Varapurkureitti on rakennettu poikkeuksellisia tilanteita varten jossa purkutunnelin veden pinta ylittäisi tason N2000 +3,2m. Tämän tason ylittyessä, varapurkutunneliin johdetaan se osuus puhdistetusta jätevedestä, jonka virtausvastus meripurkutunnelissa ylittää tunnelin välityskyvyn. Varapurkutilanteissakin valtaosa virtaamasta johdetaan normaalia reittiä meritunnelissa merelle.

Blominmäen puhdistamon virtaamien on arvioitu vuonna 2040 olevan keskimäärin noin tasolla 150 000 m^3/d (6250 m^3/h), ja huippuvirtaamien on arvioitu olevan noin kolminkertaiset, verrattuna Suomenojan puhdistamon nykyvirtaamiin, eli noin 20 000 m^3/h (HSY 2011).

Tässä raportissa kuvataan Ryssjeholmsfjärdenin vedenlaatu vuonna 2021, verrattuna alueen veden laadun tyypillisen vaihteluun jaksolla 2000-2020. Tämän lisäksi kuvataan alueen kasviplankton, eläinplankton ja pohjaeläinyhteisöjen koostumukset pohjautuen vuonna 2021 tehtyihin näytteenottoihon. Pohjaeläinyhteisön koostumusta verrataan aiempien vuosien analyysien tuloksiin. Alueelta ei ole 2000-luvulla analysoitu kasviplankton- tai eläinplanktonnäytteitä, joten näiden osalta ei ole olemassa vertailuaineistoa.

2. Ryssjeholmsfjärden

2.1. Alueen kuvaus ja ympäristöä kuormittavat toimet

Varapurkureitin vastaanottava merialue (kuva 1) on suojaisa ja suhteellisen matala (0,5 – 4 m) merenlahti, jossa veden vaihtuvuuden määräävät meriveden virtaukset jotka kulkevat Nuottaniemen ja Pirisaaren, Pirisaaren ja Ryssjeholmenin sekä Ryssjeholmenin ja Svinön välisten salmien kautta. VELMU-karttapalvelun[1] mukaan alueella esiintyy luontodirektiivin mukaisista luontotyypeistä luontotyyppiä Rannikon laguunit (arvio perustuu ilmakuvatarkasteluun[2]), sekä vedenalaisista luontotyypeistä mahdollisesti haura- ja hapsikkapohjat, merinäkinruohopohjat, vesikuusipohjat, vitapohjat sekä yksivuotisten rihmalevien luonnehtimat pohjat (arviot esiintymistä perustuvat mallinnukseen[3]), joskin näiden mallinnettujen luontotyyppiesiintymien laajuudet ovatkin alueella suhteellisen suppeat ja esiintymistodennäköisyydet ovat pääosin alle 50%.

Veden virtauksien suunnat ja voimakkuudet määräytyvä pääosin tuulen suunnan, voimakkuuden ja meriveden pinnankorkeuksien vaihteluiden myötä (Mykkänen ja Lindfors 2016) ja keskimääräisen veden vaihtuvuuden on arvioitu alueella vaihtelevan noin 1,5 ja 9 vuorokauden välillä, riippuen tarkastelualueesta ja laskentatavasta (Mykkänen ym. 2016, Inkala 2013). Veden vaihtuvuus on hitainta Nuottalahden (Ryssjeholmsfjärdenin pohjoisosa sataman itäpuolella) ja Sepetlahden (Nuottalahden itäisin pohjukka) sekä Kaitalahden (alueen länsipää) alueilta. Nämä alueet ovat matalia, liejupohjaisia ja alueilla kasvaa laajoja yhtenäisiä ruovikoita.

Alueen nykyinen ulkoinen ravinteiden ja kiintoaineen kuormitus koostuu pääosin purojen ja ojien kautta mereen laskevista hulevesistä ja suorasta pintavalunnasta. Rajaojan, Finnoobäckenin sekä Sepetlahteen laskevan hulevesiojan keskimääräisen yhteenlasketun valuman on arvioitu olevan noin 100 m^3/h ja maksimivirtaamien vastaavasti noin 10 000 m^3/h luokkaa (Mykkänen ym. 2016 ja Hyöty ym. 2015). Maalta tulevan valuman lisäksi aluetta kuormittaa voimakas veneilypaine. Alueella sijaitsee yksi Suomen suurimmista pienvenesatamista, Suomenojan venesatama jossa on liki 1000 venepaikkaa, tämän lisäksi alueella sijaitsee Svinön, Nuottaniemen, Sepetlahden ja Kaitalahden satamat. Venepaikkoja on yhteensä alueella noin 1800.

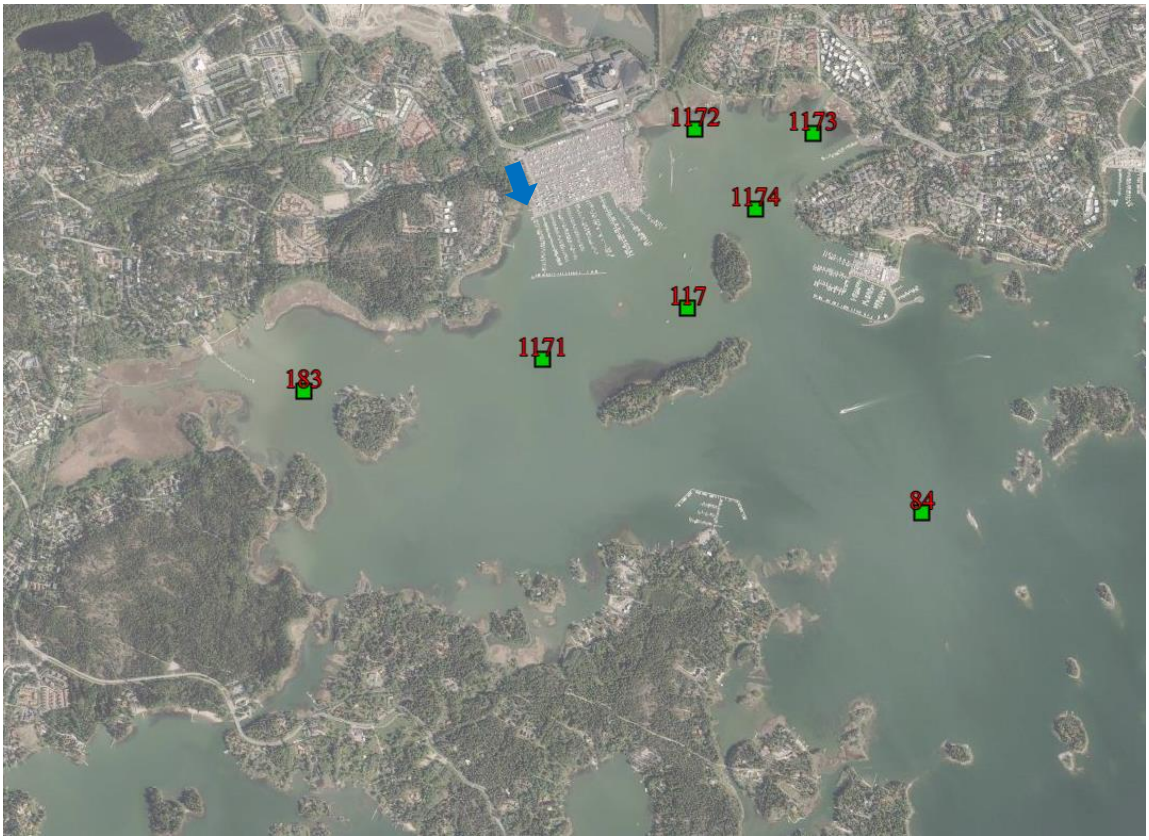
Alueen meren pohja koostuu kauttaaltaan pehmeistä maalajeista[1] (Lieju-Hiekka) ja kovempia pohjia (Sora-Kallio) esiintyy vasta Svinön Itäpuolella jossa myös vesisyvyys kasvaa. Alueen vedenpinnan aaltoekspositio on pienintä Sepetlahdella sekä Kaitalahdella, kasvaen avoimeksi Ryssjeholmen-saaren kaakkoispuolella[1]. Alueen pohjien avoimuusindeksi on kuitenkin vesisyvyydestä ja saarien suojaavasta vaikutuksesta johtuen pääosin äärimmäisen suojainen[1], johtaen liettyneisiin, orgaanisen aineksen rikastamiin sedimentteihin. Alueen voimakas veneilypaine aiheuttaa todennäköisesti suojaisten pohjien liettyneiden sedimenttien resuspensiota, samentaen alueen vettä (Mosisch ym. 1998, Asplund ja Cook 1999). Veneilypaine voi myös heikentää suoraan vedenalaisen kasvillisuuden esiintymismahdollisuuksia, heikentää kalakantaa (Hansen ym. 2019) sekä kasvattaa alueen haitallisten aineiden kuormitusta (Majamäki 1998, Johansson ym. 2020).

[1] VELMU-karttapalvelu https://paikkatieto.ymparisto.fi/velmu/

[2] Rannikon laguunit karttatason metatiedot https://ckan.ymparisto.fi/dataset/%7BA9F4B178-E8EB-4966-BF94-24A32687D61B%7D (14.4.2022)

[3] Vedenalaisten luontotyyppien esiintymistodennäköisyyksien karttatasojen metatiedot https://ckan.ymparisto.fi/dataset/luontotyyppien-esiintymistodennakoisyys-mallit

Suomenojan venesataman vieressä sijaitsee Suomenojan jätevedenpuhdistamo sekä Fortum Power & Heat Oy:n lämpövoimalaitos. Suomenojan jätevedenpuhdistamo purkaa normaalitilanteissa puhdistetut jätevedet välisaaristoon puhdistamon purkutunnelin kautta. Ryssjeholmsfjärdenin pohjoispuolella sijaitsee puhdistamon virtaaman tasauslammikko, jonne ajoittain johdetaan puhdistamattomia esiselkeytettyjä jätevesiä puhdistamon tulovirtaaman ollessa suuri. Tasauslammikon ylivuotoja ei ole viimeisten vuosien aikana tapahtunut, joskin joitakin puhdistamon häiriötilanteista johtuvia jätevesien ylivuotoja alueelle on kohdistunut. Viimeisin dokumentoitu tapaus on vuodelta 2019, jolla oli selkeitä, joskin hetkellisiä, vaikutuksia alueen veden laatuun (Vahtera 2019). Fortum Power & Heat Oy:n toiminta alueella vaikuttaa pääosin pienimuotoisesti alueen virtaamiin (Mykkänen ym. 2016).



Kuva 1. Ilmakuva Ryssjeholmsfjärdenin alueesta, seuranta-asemien sijainnit sekä suunniteltu puhdistettujen jätevesien varapurkureitin purkukohta mereen (sininen nuoli).

2.2. Alueen tyypillinen veden laatu

Ryssjeholmsfjärdenin alue kuuluu Suomenlahden sisäsaariston pintavesityyppiin ja Suvisaaristo-Lauttasaari vesimuodostumaan. Vesimuodostuman pintavesien ekologinen tilan arvioidaan olevan tyydyttävä, hydrologismorfologinen tila arvioidaan välttäväksi ja vesimuodostuman alueella on mitattu ympäristölaatunormit ylittäviä TBT-pitoisuuksia[4].

Vesimuodostuman veden laatua seurataan säännöllisesti pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun mukaisesti seuranta-asemalla 117 (kuva 1), sekä ulompana Melkin selällä sijaitsevalla Melkin selän seuranta-asemalla (asematunnus 68). Alueen veden laatua ja ympäristön tilaa on selvitetty myös useiden erillistarkkailujen yhteydessä, jotka liittyvät alueen kehittämiseen

[4] Vesikartta -vedenlaadun karttapalvelu http://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikartta/

(Mykkänen ym. 2016, Mykkänen ja Lindfors 2016, Peltonen 2014, Saari 2014, Salomäki ym. 2012). Veden laadun tyypillistä vuoden sisäistä vaihtelua kuvataan tässä kappaleessa viimeisen 20-vuoden aineiston kuukausikohtaisten 25-75 persentiilien avulla.

Vesimuodostuman talven kokonaistyppipitoisuudet vaihtelevat pintavedessä tyypillisesti kokonaistypen osalta noin 390-1800 µg/L välillä (Nyman 2022), ollen suurempia mitä lähemmäksi rannikkoa liikutaan. Kokonaistypen pitoisuudet ovat samaa suurusluokkaa pääkaupunkiseudun rannikkoalueen Villingin vesimuodostuman Vartiokylänlahden pitoisuuksien kanssa. Pohjanläheisessä vedessä kokonaistypen pitoisuudet ovat talvella pintakerrosta pienemmät, osoittaen maalta tulevan valuman leviävän jään alla ohuessa pintakerroksessa lähellä rannikkoa. Maalta tulevan valuman vaikutus Ryssjeholmsfjärdenillä on todettu myös jatkuvatoimisilla vedenlaatuantureilla (Mykkänen ja Lindfors 2016). Kokonaisfosforia vesimuodostuman pintavedessä on tavanomaisesti noin 28–96 µg/L. Poiketen typpiravinteista, pohjanläheisen veden fosforipitoisuudet ovat pintaveden kaltaiset, joskin elokuussa havaittava kokonaisfosforin määrän kasvu on pohjanläheisessä vedessä pintavettä selvempi (Nyman 2022).

Ennen levien kevätkukintaa typpeä on liukoisessa muodossa ravinteista noin puolet, kun fosforin suhteen liukoisten ravinteiden osuus on noin kolmannes. Liukoisten ravinteiden typen ja fosforin (N:P) -suhde on noin 30:1, mikä viittaa levien kasvun suhteen typpiravinteen ylijäämään, eli fosforiravinne (poiketen ulkosaariston asemista (Vahtera ym. 2018)), tai rannikon sameissa vesissä jossa on myös runsaasti liuennutta värillistä orgaanista ainesta todennäköisemmin valon saatavuus on tekijä joka rajoittaa levien kevätkukinnan laajuutta vesimuodostuman alueella.

Ulkosaariston vesimuodostumien tapaan pintaveden ravinnepitoisuudet laskevat voimakkaasti keväällä (Nyman 2022), tosin liukoinen fosfori ehtyy tyypillisesti ennen typpeä lähempänä rannikkoa. Kevätkukinnan biomassahuippu ajoittuu tyypillisesti huhtikuulle. Pintaveden suolaisuus vaihtelee voimakkaasti tammikuulta huhtikuulle, ollen suhteellisen vakaa (noin 5 PSU) lopun vuotta.

Pinta- ja pohjanläheinen vesi alueella on tyypillisesti lämpimimmillään heinä- ja elokuussa (Nyman 2022). Loppukesän leväkukinnot ajoittuvat tyypillisesti elokuulle niillä alueilla joilla veden kiintoainepitoisuus ja liuenneen värillisen orgaanisen aineksen määrä eivät ole liian suuria. Alueilla joilla veden valon läpäisevyys on heikkoa leväkukinnot jäävät heikommiksi. Suomenlahden rannikkoalueilla liuenneen värillisen orgaanisen aineksen on todettu pääosin säätelevän valon määrää vesipatsaassa, elottoman kiintoaineen ja leväbiomassan ohella (Pykäri 2022).

Pohjanläheisen veden happivaje on tyypillisesti suurimmillaan elokuussa. Sekä pinta että pohjanläheinen vesi on sameaa ja silmin havaittavan selvän samentumisen raja (~10 NTU) ylittyy ajoittain koko vesimuodostuman alueella ja useammin Ryssjeholmsfjärdenillä, jossa pintavesi on vertailualueena toimivan Vartiokylänlahden pintavettä sameampaa (Nyman 2022). Alueen huhtikuun – lokakuun ajan keskimääräinen näkösyvyys vaihtelee noin 1.3 – 0.7 m välillä.

Veden hygieeninen laatu vaihtelee talvella paljon, johtuen maalta tulevasta valumasta. Tyypillisesti *E. coli* -bakteerien määrät vaihtelevat noin 0-400 mpn 100/ml välillä (Nyman 2022). Loppuvuodesta vaihtelu on pienempää (noin 0-20 mpn 100/ml). Veden hygieeninen laatu on selvästi heikompaa lähempänä rannikkoa.

2.3. Alueen pohjan eliöstö

Alueen pohjan eliöstöä on seurattu säännöllisesti vuodesta 1986 asemalta 1171 (kuva 1). Näyteaseman 1171 pohja koostuu pääosin liejusta. Alueen yleisimmät pohjaeläintaksonit jaksolla

1986-2020 ovat olleet liejusimpukka (*Limecola balthica*/*Macoma balthica* (syn.)) surviaissääskentoukat (*Chironomus sp.*), harvasukasmadot (Oligochaeta) sekä raakkuäyriäiset (Ostracoda) joita on näytteistä laskettu vuodesta 2008 alkaen. Vartiokylänlahdella, joka on Ryssjeholmsfjärdenin kaltainen alue, samat taksonit ovat yhteisössä dominantteja.

Aseman 1171 näytteistä tunnistetut taksonimäärät ovat vaihdelleet 3 ja 14 taksonin välillä, keskimääräisen taksonimäärän ollessa 8 (keskihajonta: ±2). Taksonimäärät olivat runsaimmillaan tarkastelujakson alkupuolella, laskien 1990-luvun puoliväliin, jolloin asemalla 1171 havaittiin vain 3 eri taksonia (*L. balthica*, *Chironomus* sp. ja Oligochaeta). Taksonien lukumäärä kasvoi vuodesta 1996 vuoteen 2010, jonka jälkeen määrät ovat vaihdelleet 7 ja 12 välillä. Taksonimäärä on hieman suurempi, verrattuna Vartiokylänlahden pohjaeliöstön taksonimääriin (Keskiarvo: 6, keskihajonta: ±2, minimi: 3, maksimi: 9). Erot johtuvat joistakin harvaluikuisista ja yksittäisinä vuosina havaituista taksoneista (*Alderia modesta, Cerastoderma glaucum, Harmothoe sarsi, Lymnea* sp., *Monoporeia affinis, Neomysis integer, Radix peregra, Saduria entomon, Theodoxus fluviatilis*), joista osa on syvemmillä pohjilla viihtyviä mereisempiä taksoneita ja osa akvaattisia kotiloita.

Pohjaeläinten kokonaisyksilömäärät ovat vaihdelleet alueella suhteellisen paljon, ollen pienimmillään noin 200 yks./m^2 ja suurimmillaan noin 5000 yks./m^2. Yksilömäärät olivat suurimmillaan 1987, 1990-luvun keskivaiheilla, 2010-luvun alussa sekä 2017, 2019 ja 2020. Pienimmillään yksilömäärät olivat vuosituhanteen vaihteessa, vuosina 2006-2008 sekä vuosina 2013-2016. Runsausvaihtelut johtuvat pääosin yleisimpien taksonien (*L. balthica*, *Chironomus* sp. ja Oligochaeta) yksilömäärien vaihteluista, eikä niinkään uusien lajien ilmaantumisesta yhteisöön tai havaittujen lajien poistumisesta yhteisöstä.

Liejusimpukka oli alueella yleisin taksoni jakson alkupuolella, surviaissääsken toukkien ja harvasukasmatojen määrien kasvaessa jakson loppua kohden. Yleisimpien taksonien vaihtelut eivät olleet synkronisia, indikoiden taksonispesifisten häiriötekijöiden aiheuttavan havaitut runsaat yksilömäärien vaihtelut. Keskimääräinen yksilömäärä asemalla 1171 (keskiarvo: 1668 yks./m^2, keskihajonta: ±1136) oli huomattavasti pienempi kuin vartiokylänlahdella (keskiarvo: 2592 yks./m^2, keskihajonta: ±1170).

Alueen liejusimpukoiden kokojakaumasta on aineistoa vuodesta 2016 eteenpäin. Vuonna 2017 asemalla havaittiin suuri määrä pienimmän kokoluokan (2 mm) yksilöitä, mikä indikoi hyvää nuorten yksilöiden rekrytointia kyseisenä vuonna. Suurempien kokoluokkien yksilöitä havaittiin koko jaksolla kuitenkin hyvin pieniä määriä ja myös pienimmän kokoluokan yksilöiden märät laskivat hyvin pieniksi vuoden 2017 jälkeen, mikä viittaa liejusimpukoiden nuoruusvaiheiden korkeaan kuolleisuuteen jatkuvan häirinnän johdosta sekä yleisesti heikkoon liejusimpukkapopulaation tilaan. Korkeiden lämpötilojen ja matalan pH:n on todettu heikentävän liejusimpukoiden nuoruusvaiheiden selviytymistä (Beukema ym. 2017, Jansson ym. 2013) ja toukkien asettumisen kannalta matalaenergisten alueiden esiintyminen on tärkeää (Bouma ym. 2001). Myös ranta-aleuiden käytön on todettu heikentävän pohjan eliöstön tilaa (Seitz ym. 2006).

2.4. Alueen vedenalainen kasvillisuus, kalojen kutualueet ja meriuposkuoriaisen esiintymät

Ryssjeholmsfjärdenin ranta-alueiden arvioidaan olevan suotuisa elinympäristö viherahdinparralle ja mukulanäkinparralle. Alueen syvempien pohjien arvioidaan olevan suotuisa elinympäristö

meri- ja hapsividalle ja etenkin alueen länsiosat ovat erittäin suotuisaa kasvuympäristöä ahvenvidalle[5].

Ryssjeholmsfjärdenin koillisosissa, Nuottalahdessa, Nuottaniemen lounaiskärjessä sekä Pirisaaren itäpuolella on havaittu mukulanäkinparta ja merisykeröpartaesiintymiä, joskin näiden peittävyydet ovat hyvin pieniä[6]. Pirisaaren itäpuolella on havaittu suhteellisen hyvällä peittävyydellä oleva rakkohauruesiintymä[6] (5-15%). Nuottalahdella esiintyy etenkin hapsivitaa ja Kaitalahdella hauroja[6]. Muissa selvityksissä alueella on havaittu pääosin ärviöitä, vitoja ja sätkin-lajeja (Saari 2014, Salomäki ym. 2012) ja tunnistettu kirkasvetisempiä kohteita ruovikoiden aukoissa Ryssjeholmsfjärdenin pohjoisrannalla jossa vesikasvillisuuden peittävyys on hyvä. Ennen vuotta 2019 uhanalaiseksi luokiteltua (Hyvärinen ym. 2019) meriuposkuoriaista (*Macroplea pubipennis*) on alueella havaittu Nuottalahdella ja Skatanin pohjoiskärjessä (Saari 2014).

Alue on suhteellisen tärkeä silakanpoikasten syönnösalueena (Vatanen ym. 2020), ja alueen on aiemmin arvioitu olevan myös tärkeä kutualue silakalle, tokoille ja kolmipiikille (Peltonen 2014), mutta alueen vesialueen käytön on todettu haittaavaan kalojen kutemista alueella ja yleisesti ottaen alueen vedenalaisen luonnon tilaa voidaan pitää häiriintyneenä johtuen alueen voimakkaasta vesialueen käytöstä ja suuresta veden sameudesta.

[5] VELMU-karttapalvelun lajien esiintymistodennäköisyysmallit https://paikkatieto.ymparisto.fi/velmu/

[6] VELMU-karttapalvelun lajihavainnot https://paikkatieto.ymparisto.fi/velmu/

3. Seurantamenetelmät ja aineiston tallennus

Vesikemiallisia analyysejä varten näytteet otettiin Ruttner-tyyppisellä vesinoutimella (tilavuus 2,7 L) taulukossa 1 esitetyiltä asemilta ja vesisyvyyksiltä, laskemalla noudin veteen niin että noutimen keskiosa oli näytteenottosyvyydessä. Pintanäyte otettiin niin että noutimen kansi oli juuri veden pinnan alapuolella. Näkösyvyys määritettiin noutimen valkoisen kansilevyn avulla 0,1 m tarkkuudella ja veden lämpötila noutimen sisällä olevan lämpömittarin avulla 0,1 °C tarkkuudella. Vesinäytteistä analysoitiin taulukon 2 mukaiset suureet Metropolilab Oy:n toimesta. Näytteet kuljetettiin laboratorioon kylmälaukuissa saman päivän aikana. Happinäytteiden reagenssit lisättiin näytteisiin kentällä.

Taulukon 2 mukaisista analyyseistä ”Fosfaattifosfori PO_4-P” vastaa suodattamattomasta näytteestä tehtyä reaktiivisen fosforin määritystä, eli tulos sisältää pääosin vapaana vedessä liuenneena ja eri partikkelien pinnoille adsorboituneena olevaa reaktiivista fosfaattifosforia. ”Fosfaattifosfori PO_4-P, liukoinen NPC” on sama analyysi, joka on tehty huokoskooltaan 0,4 µm suodatinmembraanin läpi suodatetusta näytteestä, eli tulos kuvaa pääosin vedessä liuenneena olevan vapaan reaktiivisen fosfaattifosforin määrää. Tämä fosforin fraktio on suoraan leville käyttökelpoisessa muodossa. Liukoinen kokonaisfosfori sisältää liukoisena reaktiivisessa fosfaattimuodossa olevan fosforin lisäksi muut liukoiset fosforin muodot (pääasiassa liukoinen orgaaninen fosfori) ja kokonaisfosfori on vesinäytteen sisältämä kaikkien fosforin esiintymismuotojen summa, sisältäen biomassaan sitoutuneen fosforin.

Fosforin osalta, analysoitujen tulosten lisäksi laskettiin arviot neljälle eri laskennalliselle fosforin esiintymisfraktiolle: 1) ei liukoinen fosfori (sisältää partikkelien pinnoille adsorboituneen fosfaatin), 2) partikkelimainen fosfori, 3) ei reaktiivinen liuennut fosfori (oletetaan että edustaa liuennutta orgaanista fosforia) ja 4) partikkeleiden pinnoille sitoutunut reaktiivinen fosfaatti.

Fraktiot laskettiin seuraavasti:

1) Ei liukoinen fosfori = kokonaisfosfori – liukoinen kokonaisfosfori

2) Partikkelimainen fosfori = ei liukoinen fosfori – (fosfaattifosfori – liukoinen fosfaattifosfori)

3) Ei reaktiivinen liuennut fosfori = liukoinen kokonaisfosfori – liukoinen fosfaattifosfori

4) Partikkeleiden pinnoille sitoutunut reaktiivinen fosfaatti = fosfaattifosfori – liukoinen fosfaattifosfori

Kasviplankton, eläinplankton ja a-klorofyllinäytteet otettiin kokoomanäytteinä 0-1, 0-3 tai 0-4 m, riippuen asemien vesisyvyydestä joko Ruttner-tyyppisellä vesinoutimella jonka tilavuus oli 2,7 L (0-1m näytteet ja kaikki eläinplanktonnäytteet) tai putkinoutimella (0-3 ja 0-4 m näytteet, kasviplankton- ja a-klorofyllinäytteet). Putkinoutimen pituus oli 2 m ja sisäläpimitta 40 mm (tilavuus 2,5 L). Näytteet kuljetettiin laboratorioon analysoitavaksi kylmälaukuissa saman päivän aikana. Kasviplanktonnäytteet säilöttiin kentällä happamalla Lugol-liuoksella. Kasviplanktonlaskenta tehtiin Utermöhl-menetelmällä. Menetelmän kuvaus löytyy Suomen ympäristökeskuksen www-sivuilta löytyvästä kasviplanktonin tutkimusmenetelmäohjeesta (Järvinen ym. 2011). Ohjeen perustana

on eurooppalainen standardi SFS-EN-15204 "Water quality – Guidance on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique)" (SFS 2006).

Eläinplanktonnäytteet otettiin 10 L kokoomanäytteenä yhdistäen näytteet 0, 1 ja 2 m syvyydeltä asemalla 117. Kokoomanäyte konsentroitiin 50 µm silmäköön haavikankaalle ja siirrettiin huuhtelemalla suodatetulla merivedellä ruskeaan 500 ml lasipulloon. Eläinplanktonnäytteet säilöttiin formaliiniin laboratoriossa saman päivän aikana. Näytteet laskettiin Tmi Zwerver planktonmääritykset yrityksen toimesta ja menetelmä perustuu HELCOM-ohjeistukseen[7] ja se on tarkemmin kuvattu esim. raportissa Zwerver (2020). Eläinplanktonin yksilömäärissä ja biomassa-arvoissa on mukana eri taksonien kehitysvaiheet, mutta ei munia.

Pohjaeläinnäytteet otettiin Ekman-Birge-tyyppisellä noutimella, käyttäen viittä rinnakkaisnostoa per näytteenottoasema. Näytteenoton yhteydessä arvioitiin pohjan laatu silmämääräisesti (Lieju, Sulfidilieju, Kasvinjäte+lieju, Lieju+savi, Lieju+savi+hiekka, Savi, Savi+hiekka, Hiekka, Hiekka+sora). Pohjaeläinnoutimen näytteestä otettiin sedimentin pintakerroksesta (0-5 cm) osanäytteet sedimentin raekoon, tiheyden ja orgaanisen aineksen määrityksiä varten. Nostot seulottiin 0,5 mm ja 1,0 mm seuloille josta seuloille jäänyt aines huuhdeltiin erikseen omiin astioihinsa, säilöttiin 94% etanoliin ja värjättiin Bengalrosalla lajintunnistusta ja laskentaa varten. Eläimet lajistoanalyysiä varten eroteltiin muusta seulontajätteestä laboratoriossa stereomikroskoopin avulla vähintään kuusinkertaista suurennosta käyttäen. Eläimet nypittiin ja määritettiin pääasiassa lajitasolle, mutta harvasukasmatojen (Oligochaeta) ja surviaissääskien (Chironomidae) toukat määritettiin ryhmätasolle. Leväkatkat (*Gammarus* spp.) määritettiin sukutasolle. Sukkulamatoja (Nematoda) ja levärupea (*Electra crustulenta*) ei laskettu yksilömääriin tai biomassaan, mutta niiden esiintyminen huomioitiin. Raakkuäyriäisten (Ostracoda) lukumäärä laskettiin mutta niitä ei poimittu eikä punnittu. Raakkuäyriäisiä ole huomioitu näytteistä ennen vuotta 2006. Poimittuja näytteitä säilytettiin noin kuukausi etanolissa ennen niiden punnitsemista. Ennen punnitusta eläimiä liotettiin hetki vedessä, jonka jälkeen ne ”kuivattiin” imupaperin päällä. Jokainen laji/taksoni punnittiin erikseen kaikista nostoista. Liejusimpukat (*Limecola balthica/Macoma balthica*) jaettiin 1 mm:n tarkkuudella kokoluokkiin ja biomassa määritettiin koon perusteella. Taustatietona käytettiin Helsingin kaupungin ympäristökeskuksessa vuosien 1990–1995 aineistosta tehtyä kokoluokkien painokerroinselvitystä.

Taulukko 1. Seurannan havaintoasemat (ympäristöhallinnon tietojärjestelmien asematunnukset suluissa), koordinaatit, asemien vesisyvyys ja näytteenottosyvyydet sekä näytteenottoaseman näytetyypit, V: vesinäyte, P: pohjaeläin ja pohjan laadun näyte, KPL: kasviplanktonnäyte, EPL: eläinplanktonnäyte.

Asematunnus (VESLA)	*Sijainti (WGS-84) Lat, Lon*	*Sijainti (ETRS-TM35FIN) N, E*	*Kokonaissyvyys (m)*	*Näytesyvyydet (m)*	*Vesinäyte (V), pohjanäyte (P)*
84 (Ryssjeholmsfjärden 84)	60,13567 24,74128	6668666 374546	5	0, 4, 0-4	V, P
117 (Ryssjeholmsfjärden 117)	60,14246 24,72521	6669452 373680	3,5	0, 3, 0-3	V, P, KPL, EPL
1171 (Ryssjeholmsfjärden 1171)	60,14040 24,71526	6669242 373120	3		P
1172 (Nuottalahti 1)	60,14833 24,72504	6670106 373693	0,5	0	V, P
1173 (Nuottalahti 2)	60,14832 24,73300	6670089 374135	1	0	V, P
1174 (Nuottalahti Pirisaari 1174)	60,14572 24,72929	6669897 373919	2,5	0, 2, 0-2	V, P
183 (Kaitalahti 2)	60,13996 24,69971	6669210 372258	1,5	0, 1, 0-1	V, P

[7] HELCOM eläinplanktonseurannan ohjeistus https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Guidelines-for-monitoring-of-mesozooplankton.pdf

Taulukko 2. Vesinäytteistä tehdyt määritykset.

Analyysi	*Menetelmä*	*Yksikkö*	*Epävarmuus-%*
Esceria coli	SFS-ENISO 9308-2:2014	mpn/100ml	
Kiintoaine (GF/C)	SFS-EN 872:2005	mg/l	10
Kiintoaineen orgaaninen aines	SFS-EN 872:2005	mg/l	10
Sameus	SFS-EN ISO 7027-1:2016	FNU	15
pH	SFS 3021:1979	-	3
Saliniteetti	Sis. menet. perus. Grashoff 1999	‰	10
Hapen kyllästysaste	Sis. menet. perus. SFS-EN 25813:1993	%	10
Happi	Sis. menet. perus. SFS-EN 25813:1993	mg/l	10
Ammoniumtyppi, NH_4-N	SFS-ISO 15923-1:2018, DA	µg/l	15
Nitraatti- ja nitriittitypen summa, NO_3+NO_2-N	SFS-ISO 15923-1:2018, DA	µg/l	15
Kokonaistyppi, N	SFS-EN ISO 11905-1:1998	µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO_4-P	SFS-ISO 15923-1:2018, DA	µg/l	15
Fosfaattifosfori, PO_4-P, liukoinen (NPC)	SFS-ISO 15923-1:2018, DA	µg/l	15
Kokonaisfosfori, P	SFS-EN ISO 6878:2004, DA	µg/l	15
Kokonaisfosfori, P, liukoinen (NPC)	SFS-EN ISO 6878:2004, DA	µg/l	15
Veden lämpötila	kenttämittaus	°C	

Kaikki analyysitulokset ovat ladattavissa valtion ympäristöhallinnon avoimesta ympäristötiedon hallintajärjestelmästä[8] tai saatavilla pyydettäessä Helsingin kaupungin ympäristöseuranta- ja valvonta-yksiköstä.

[8] Ympäristöhallinnon avoimen ympäristötiedon hallintajärjestelmä https://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat

4. Tarkkailun tulokset

4.1. Veden laatu

Pintaveden lämpötilassa ei ollut alueen eri seuranta-asemilla suuria eroja, mutta rannikonläheisempien ja suojaisempien asemien pintaveden lämpötilat olivat keskimäärin noin 1 °C avoimempien asemien pintalämpötiloja suuremmat avovesikauden aikana (taulukko 3). Pintalämpötila kehittyi samaan tapaan muiden pääkaupunkiseudun alueen sisäsaariston rannikkovesimuodostumien kanssa (kuva 2, Nyman 2022). Pintaveden lämpötila oli poikkeuksellisen suuri kesäkuun lopulla ja heinäkuun alussa (kuva 2), sama lämpöaalto havaittiin myös muissa pääkaupunkiseudun merialueen rannikkovesimuodostumissa (Nyman 2022). Alueen pohjanläheisen veden lämpötila vaihteli pintaveden lämpötilan tapaan (kuva 3).

Pintaveden keskimääräisessä suolaisuudessa alueen eri asemien välillä avovesikauden aikana ei juurikaan ollut eroja (taulukko 3). Vesi oli kuitenkin luonnollisesti suolaisinta alueen avoimimmilla ja uloimmilla asemilla (84 ja 117) ja makeinta alueen rannikonläheisimmillä asemilla (1172, 1174 ja 183). Pintaveden suolaisuus oli helmikuun alussa tavanomaista pienempi asemalla 117, suhteessa vertailuaineistoon (kuva 2). Huhtikuulle tultaessa, pintaveden suolaisuus oli noussut kaikilla alueen seuranta-asemilla tavanomaista suuremmaksi ja suolaisuus oli miltei sama kaikilla asemilla. Huhtikuussa lahdelle työntyvä meriveden vaikutus näkyi siis kauttaaltaan koko Ryssjeholmsfjärdenin alueella. Veden vaihtuvuuden lahdelle johtavien salmien kautta on todettu vaikuttavan laajemmalti lahden veden laatuun ja veden vaihtuvuus riippuu pääosin meriveden pinnan korkeuden vaihteluista sekä tuulien aiheuttamista paikallisista pintavirtauksista (Mykkänen ja Lindfors 2016). Alueen pohjanläheisen veden suolaisuus vaihteli pintaveden suolaisuuden tapaan (kuva 3), suolaisuuden ollessa kuitenkin keskimäärin pintaveden suolaisuutta korkeampaa (etenkin alkuvuodesta), osoittaen mereisemmän veden vaikutusta alueen pohjanläheisen veden laatuun. Asemalta 183 ei otettu pohjanläheisen veden näytettä marraskuussa.

Huhtikuun jälkeen pintaveden suolaisuus oli verrattuna pitkän ajan keskimääräiseen tasoon, pääosin tavanomaisella tasolla (n. 4,5 – 5,5 PSU). Lukuun ottamatta marraskuun alkua, jolloin asemalla 183 havaittiin poikkeuksellisen pieni suolaisuus (kuva 2), ilmentäen voimakasta maalta tulevan valuman vaikutusta alueella. Vantaanjoen virtaama kasvoi lokakuun lopulla nopeasti (liite 1) sateisen jakson myötä ja todennäköisimmin myös pienempien virtavesien virtaamat ovat kasvaneet samaan aikaan. Kaitalahteen, jonka läheisyydessä asema 183 sijaitsi, ei laske virtavesiuomia. Täten on mahdollista, että kuormitus on lähtöisin pääosin Rajaojasta, jonka suulle puhdistettujen jätevesien varapurkureitti myös toteutetaan (kuva 1).

Taulukko 3. Vuoden 2021 huhtikuun – lokakuun vedenlaadun parametrien keskiarvot ja keskihajonnat tarkkailun havaintoasemilla.

	Asematunnus					
	117	183	1172	1173	1174	84
Lämpötila (°C)	14,4 ± 6,5	15,6 ± 6,3	15,4 ± 7,1	15,5 ± 7,1	15,2 ± 7,0	14,6 ± 6,2
Suolaisuus (PSU)	5,4 ± 0,2	5,3 ± 0,2	5,2 ± 0,3	5,3 ± 0,2	5,3 ± 0,2	5,4 ± 0,2
Kok. N (µg/L)	409 ± 73	418 ± 83	441 ± 53	421 ± 63	418 ± 67	409 ± 91
Kok. P (µg/L)	40 ± 10	37 ± 9	45 ± 11	46 ± 13	33 ± 12	30 ± 8
Liu. N (µg/L)	10 ± 12	6 ± 5	35 ± 35	24 ± 36	14 ± 13	8 ± 9
Liu. PO4 (µg/L)	4 ± 2	5 ± 3	6 ± 3	7 ± 6	3 ± 1	4 ± 2
Sameus (FNU)	7,1 ± 2,6	6,6 ± 3,5	8,2 ± 3,6	6,3 ± 2,3	6,6 ± 2,5	4,5 ± 1,9
pH	8,0 ± 0,3	8,0 ± 0,2	8,0 ± 0,3	8,0 ± 0,3	8,1 ± 0,3	8,2 ± 0,3
E. coli (mpn/100 ml)	26 ± 34	5 ± 6	33 ± 37	10 ± 10	28 ± 51	11 ± 24
Chl-a (µg/L)	8,0 ± 2,4	6,8 ± 2,0	7,3 ± 1,7	10,1 ± 6,4	8,4 ± 3,1	8,3 ± 2,8
Hapen kyl. %	103 ± 19	103 ± 18	99 ± 18	100 ± 21	106 ± 21	104 ± 26

Pintaveden avovesikauden aikaiset kokonaistypen pitoisuudet vaihtelivat alueen eri seuranta-asemilla pääosin samassa suuruusluokassa, pitoisuuksien ollessa kuitenkin hieman suuremmat alueen rannikonläheisemmillä asemilla, etenkin Nuottalahdella (taulukko 3). Suhteessa vertailuaineistoon, pitoisuudet olivat avoveden aikaan pääosin tavanomaisten pitoisuuksien (n. 450 - 650 µg/L) puitteissa (kuva 2), lukuun ottamatta toukokuuta ja heinäkuuta. Toukokuussa pitoisuudet olivat tavanomaista pienemmät tai poikkeuksellisen pienet, etenkin alueen avoimemmilla asemilla (84, 117, 1174) ja heinäkuussa pitoisuudet olivat tavanomaista suuremmat kaikilla asemilla, samaan aikaan tavallista suurempien a-klorofyllin pitoisuuksien kanssa (kuva 2) ja suurten syanobakteerien biomassojen kanssa (katso kappale 4.4.1.).

Kokonaistypen pitoisuus oli poikkeuksellisen suuri Kaitalahden asemalla (183) marraskuussa samaan aikaan matalan suolaisuuden kanssa, ilmentäen maalta tulevan valuman voimakasta vaikutusta Kaitalahden veden laatuun. Pohjanläheisen veden kokonaistypen pitoisuudet olivat pintaveden vastaavia pitoisuuksia pääosin pienemmät (kuva 3), etenkin alkuvuodesta, joskin pitoisuuksien vuoden sisäinen vaihtelu seurasi samaa kuviota pintaveden pitoisuuksien vaihtelun kanssa. Tämä kuvastaa tilannetta jossa typen osalta kuormitus alueelle kohdistuu pääosin maalta, jolloin valuman mukana tuleva kuormitus kohdistuu pääosin pintaveteen, sekoittuen tuulen vaikutuksesta, ravinteiden osalta laimeampaan ja suolaisempaan pohjanläheiseen veteen. Typpiravinteiden ja suolaisuuden väillä on pidemmällä aikavälillä alueella selvä yhteys (kuva 4), niin että typpipitoisuudet kasvavat suolaisuuden laskiessa.

Pintaveden kokonaisfosforin avovesikauden aikaiset keskimääräiset pitoisuudet erosivat alueen eri seuranta-asemilla (taulukko 3), olleen suurimmat Nuottalahden asemilla (1172, 1173). Pitoisuudet olivat ajoittain liki kaksinkertaiset (toukokuu asema 1172) tai jopa kolminkertaiset Nuottalahdella (heinäkuu asema 1173) verrattuna Själakobbenin (84) aseman tuloksiin. Vuoden mittaan vertailuaineistoon suhteutettuna, pitoisuudet vaihtelivat suhteellisen paljon, ollen ajoittain tavanomaista pienemmät tai poikkeuksellisen pienet asemilla 84, 183 ja 1174. Suurimmat pitoisuudet mitattiin asemilla 117, 1172, 1173 ja 183 (kuva 2). Asemalla 183 mitattiin marraskuussa samaan aikaan pienen suolaisuuden ja poikkeuksellisen suuren kokonaistypen pitoisuuden kanssa poikkeuksellisen suuri kokonaisfosforin pitoisuus (kuva 2). Avovesikauden aikainen kokonaisfosforin pitoisuus vaihteli alueella noin 38-45 µg/L välillä.

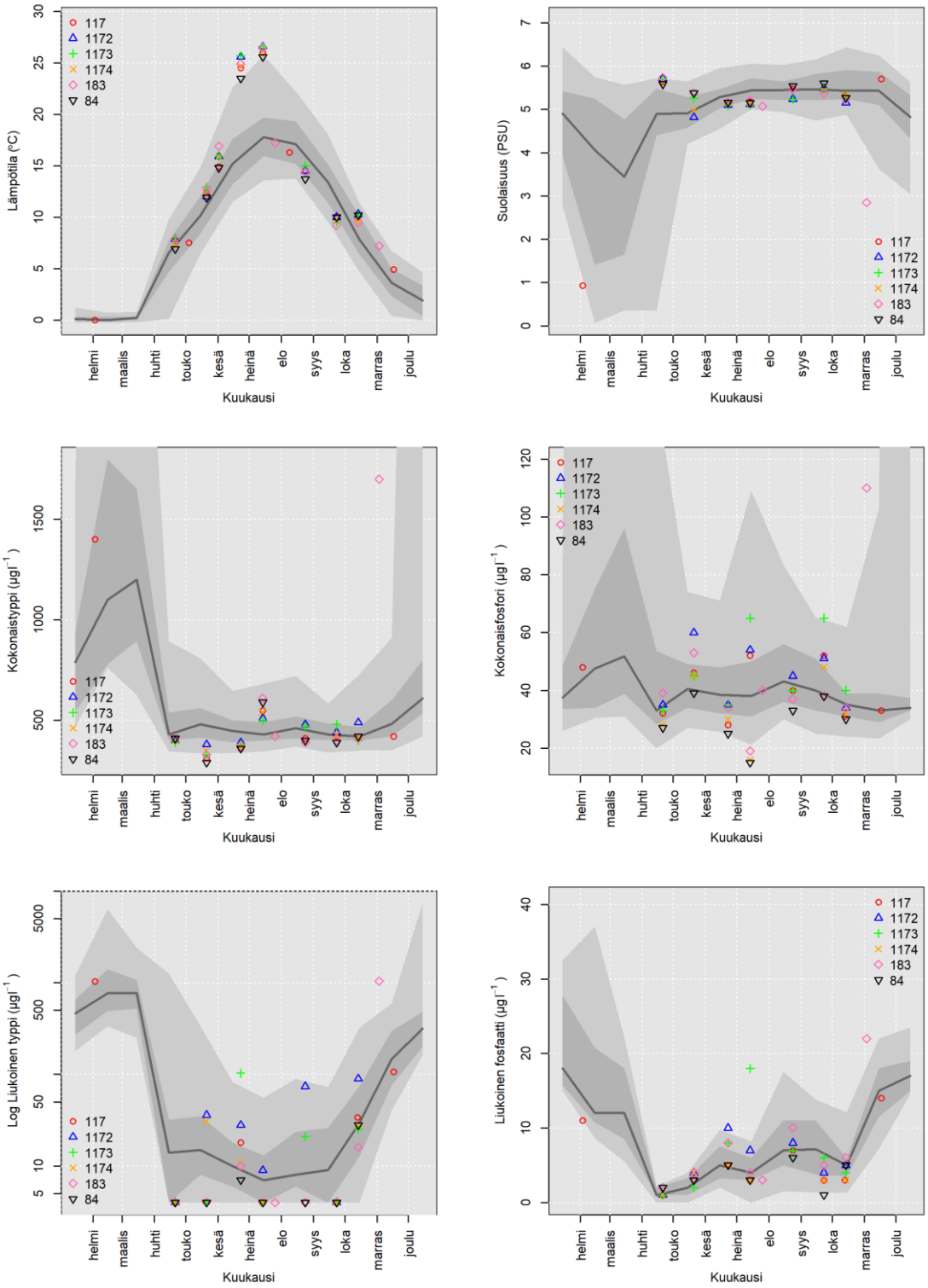
Pohjanläheisen veden kokonaisfosforin pitoisuudet vaihtelivat pääosin samalla tasolla pintaveden vastaavien pitoisuuksien kanssa (kuva 3). Poiketen typen vuoden sisäisen vaihtelun dynamiikasta, kokonaisfosforilla ei havaita selvää yhteyttä suolaisuuden vaihteluihin (kuva 4). Korkeita fosforipitoisuuksia havaitaan myös korkeiden suolapitoisuuksien yhteydessä. Fosforin osalta kuormitusta kohdistuu alueelle niin maalta kuin avoimemmalta mereltä päin lahdelle ajoit-

tain virtaavien suolaisempien vesimassojen myötä. On myös mahdollista, että alueella sedimentistä vapautuu fosfaattia loppukesästä, jolloin pohjanläheisen veden happipitoisuus on matalimmillaan sekä lämpötila korkeimmillaan (kuva 3).

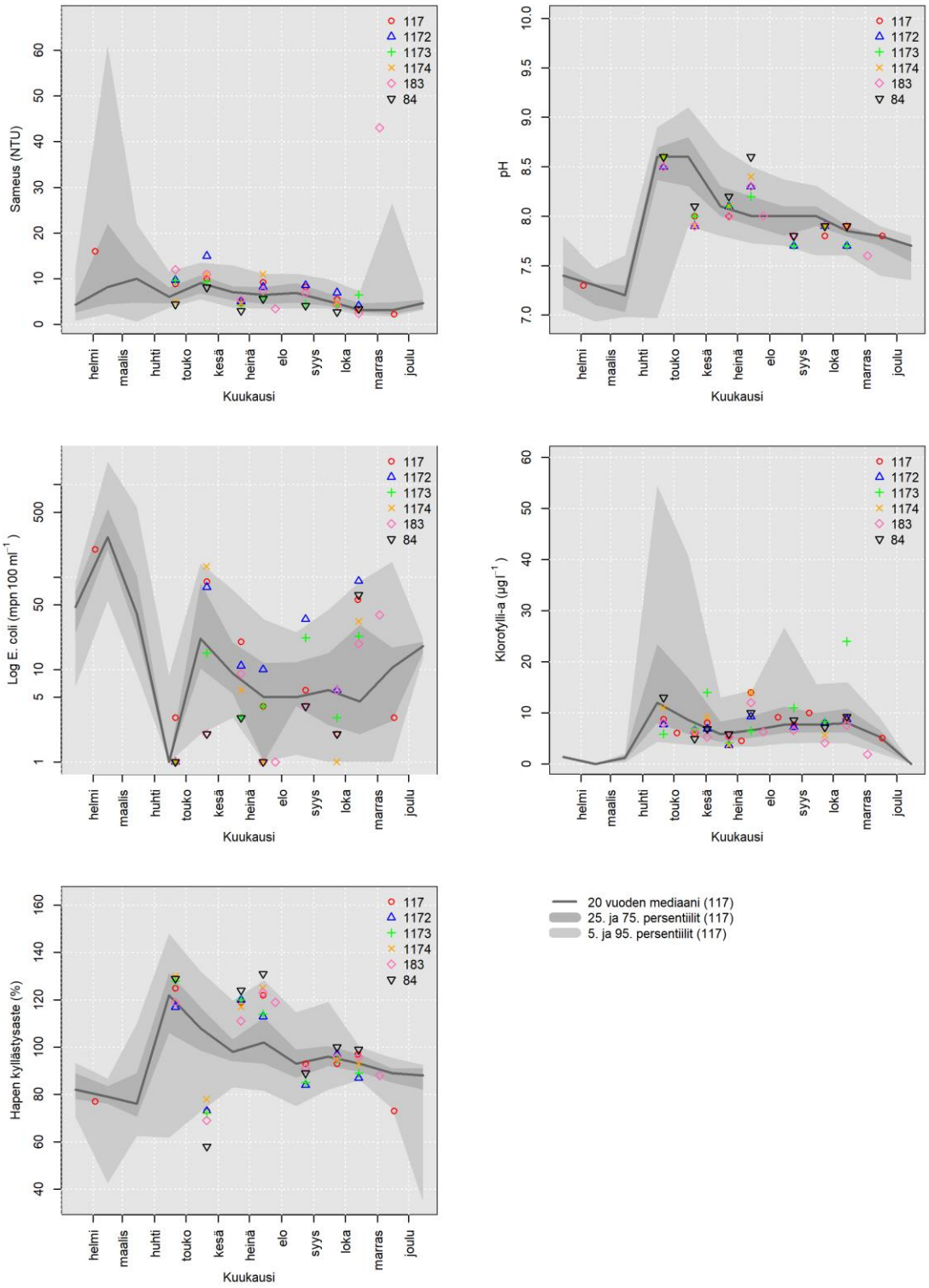
Pintaveden liukoisen typen pitoisuudet olivat korkeammat Nuottalahden alueella (asemat 1172, 1173) verrattuna alueen muihin seuranta-asemiin. Själakobbenin asema (84) ja Kaitalahden asema (183) erosivat muista asemista avovesikauden aikaisen liukoisen typen pitoisuuksien osalta. Pitoisuudet olivat muita asemia pienemmät (taulukko 3) ja muutamaa havaintoa lukuun ottamatta analyyttisen määritysrajan alapuolella. Liukoisen typen pitoisuus oli poikkeuksellisen suuri asemalla 1173 kesäkuussa (kuva 2). Aseman 183 liukoisen typen pitoisuus oli alhaisen suolaisuuden ja suurten kokonaisravinnepitoisuuksien kanssa poikkeuksellisen suuri marraskuun alussa (kuva 2). Kokonaisuudessaan liukoisen typen pitoisuuksissa esiintyi suhteellisen paljon vaihtelua, ilmentäen avovesikauden aikana todennäköisesti maalta tulevan valuman vaikutusta alueella. Liukoisen typen ja suolaisuuden välillä on myös selvä yhteys, niin että alhaisilla suolapitoisuuksilla ei esiinny pieniä liukoisen typen pitoisuuksia, eikä suurilla suolaisuuksilla esiinny suuria liukoisen typen pitoisuuksia (kuva 4). Pohjanläheisen veden liukoisen epäorgaanisen typen pitoisuudet olivat etenkin alku- ja loppuvuodesta huomattavasti pintaveden pitoisuuksia pienempiä (kuva 3). Nämä huomiot vahvistavat oletusta, että maalta tulevan valuman vaikutus on suuri typpiravinteiden vaihtelun osalta.

Pintaveden liukoisen fosfaatin pitoisuudet olivat pääosin tavanomaisella tasolla, lukuun ottamatta asemia 1172 ja 1173 Nuottalahdella, jossa havaittiin ajoittain poikkeavan suuria pitoisuuksia (kuva 2). Toukokuun ja syyskuun korkeat kokonaisfosforin pitoisuudet asemilla 1172 ja 1173 eivät toistuneet suurina liukoisen fosfaatin pitoisuuksina (kuva 2), viitaten fosforin olleen sitoutuneena partikkeleihin (esim. biomassa). Heinäkuussa havaittu suuresta kokonaisfosforin pitoisuudesta, noin kolmasosa oli liukoisessa reaktiivisessa muodossa asemalla 1173, viitaten ulkoiseen päästölähteeseen tai vapautumiseen sedimentistä fosfaatin lähteenä. Kokonaisfosforin tapaan, liukoisen fosfaatin pitoisuus oli poikkeuksellisen suuri asemalla 183 marraskuun alussa, alhaisen suolaisuuden myötä (kuva 2). Liukoisen fosfaatin osalta asemien välinen ja sisäinen vaihtelu oli liukoisen typen pitoisuuksien vaihtelua huomattavasti pienempää (taulukko 3). Liukoisen reaktiivisen fosfaatin ja suolaisuuden välillä ei ole alueella selvää yhteyttä (kuva 4), suuria ja pieniä pitoisuuksia esiintyy sekä korkeissa että matalissa suolaisuuksissa, viitaten sekä malta tulevaan valumaan, suolaisempiin vesimassoihin että paikalliseen sedimentistä vapautumiseen liukoisen fosfaatin vaihteluun vaikuttavina tekijöinä. Pohjanläheisen veden fosfaattipitoisuuksien vaihtelu viittaa myös suolaisempien vesimassojen merkitykseen fosfaatin kuormituslähteenä Ryssjeholmsfjärdenillä. Fosfaatin pitoisuus oli ajoittain poikkeuksellisen suuri seuranta-alueen avoimimmalla asemalla (84), jossa myös suolaisuus ja avomeren vesimassojen vaikutus oli suurin.

Pintaveden ravinnepitoisuuksien ja veden suolaisuuden välillä ei ollut selvää yhteyttä vuoden 2021 tuloksissa, korkeimmat ravinnepitoisuudet mitattiin kuitenkin alhaisimpien suolapitoisuuksien kanssa samaan aikaan, mutta suuriman osan vuotta ravinteiden pitoisuudet vaihtelivat erillään suolaisuuden vaihteluista. Pidemmällä aikavälillä typpiravinteiden pitoisuudet alueella kuitenkin vaihtelevat suolaisuuden myötä (kuva 4), ilmentäen maalta tulevan valuman vaikutusta alueella, fosforin osalta kuormituslähteet ovat monimuotoisemmat (avomeren suolaisemmat vesimassat, vapautuminen sedimentistä paikallisesti, maalta tuleva valuma, pääosin kiintoainekseen sitoutuneena).



Kuva 2. Pintaveden (0-0,5 m) havaintojen kuukausikohtaiset viimeisen 20 vuoden mediaanit sekä 5., 25., 75. ja 95. persentiilit ja kuluvan vuoden havainnot. Kuva jatkuu seuraavalla sivulla.



Kuva 2. Jatkoa edelliseltä sivulta.

Pintaveden sameus oli avovesikauden aikana pääosin suurinta asemilla 117 ja 1172 ja pienintä asemalla 84 (taulukko 3). Asemien 183, 1173 ja 1174 pintaveden sameus oli hyvin samankaltainen, vaihdellen keskimäärin noin 6,3 ja 6,6 NTU-yksikön välillä. Samankaltaisena pidettävän Vartiokylänlahden alueen vuoden 2021 kesimääräinen (±keskihajonta) avovesikauden aikainen pintaveden sameus oli vuonna 2021 noin 4,5±0,7 NTU-yksikköä.

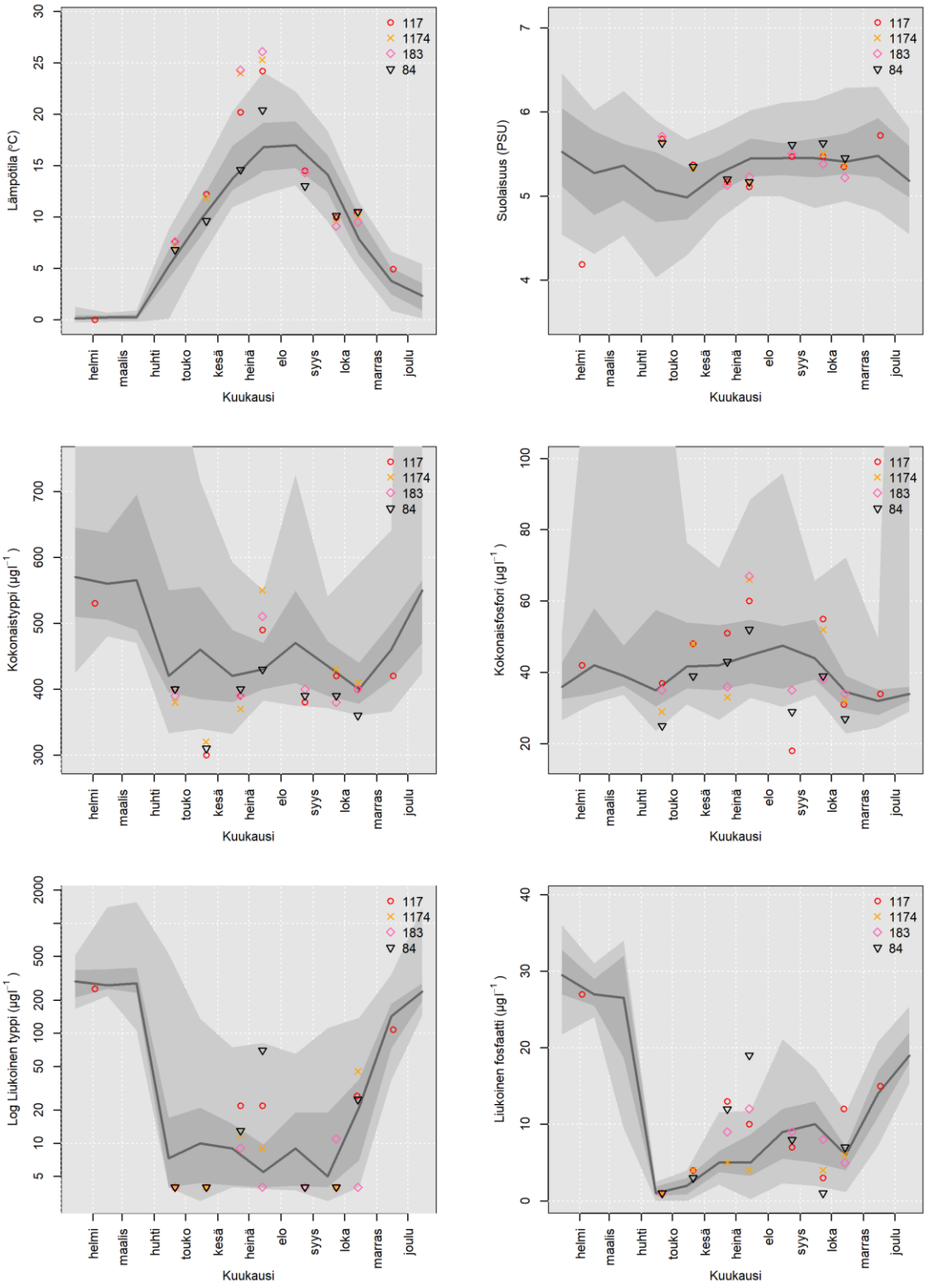
Pintaveden sameus vaihteli vuonna 2021 Ryssjeholmsfjärdenillä pääosin vertailuaineistoon nähden tavanomaisella tasolla, ollen kuitenkin ajoittain poikkeuksellisen pientä pääosin asemalla 84 ja poikkeuksellisen suurta asemalla 1172, 1174 ja 183 (kuva 2). Pohjanläheisen veden sameus oli alkuvuodesta huomattavasti pintaveden sameutta pienempää, ja ajoittain kesällä poikkeuksellisen suurta (asema 117 kesäkuu). Pohjanläheisen veden sameus oli pienintä asemalla 84 ja suurinta asemalla 117 (kuva 3). Aseman 117 pohjanläheisen veden sameuden kasvu kesällä ilmentää mahdollisesti alueen vilkkaan veneliikenteen vaikutuksia alueella. Potkurivirtausten on todettu samentavan pehmeäpohjaisten matalien suojaisten alueiden vettä vertailualueisiin nähden (Alexander ja Wigart 2013, Carreño ja Lloret 2021).

Pintaveden pH oli avovesikauden aikana keskimäärin hieman pienempi alueen suojaisemmilla asemilla, verrattuna avoimempiin asemiin 1174 ja 84 (taulukko 3). Pintaveden pH vaihteli suhteutettuna vertailuaineistoon paikoitellen tavanomaista pienemmän (toukokuu) ja poikkeuksellisen suuren (heinäkuu) välillä (kuva 2). Pohjanläheisen veden pH vaihteli pääosin tavanomaisen puitteissa, ollen kuitenkin paikoitellen poikkeavan pieni kesäkuussa ja poikkeavan suuri heinäkuussa (kuva 3).

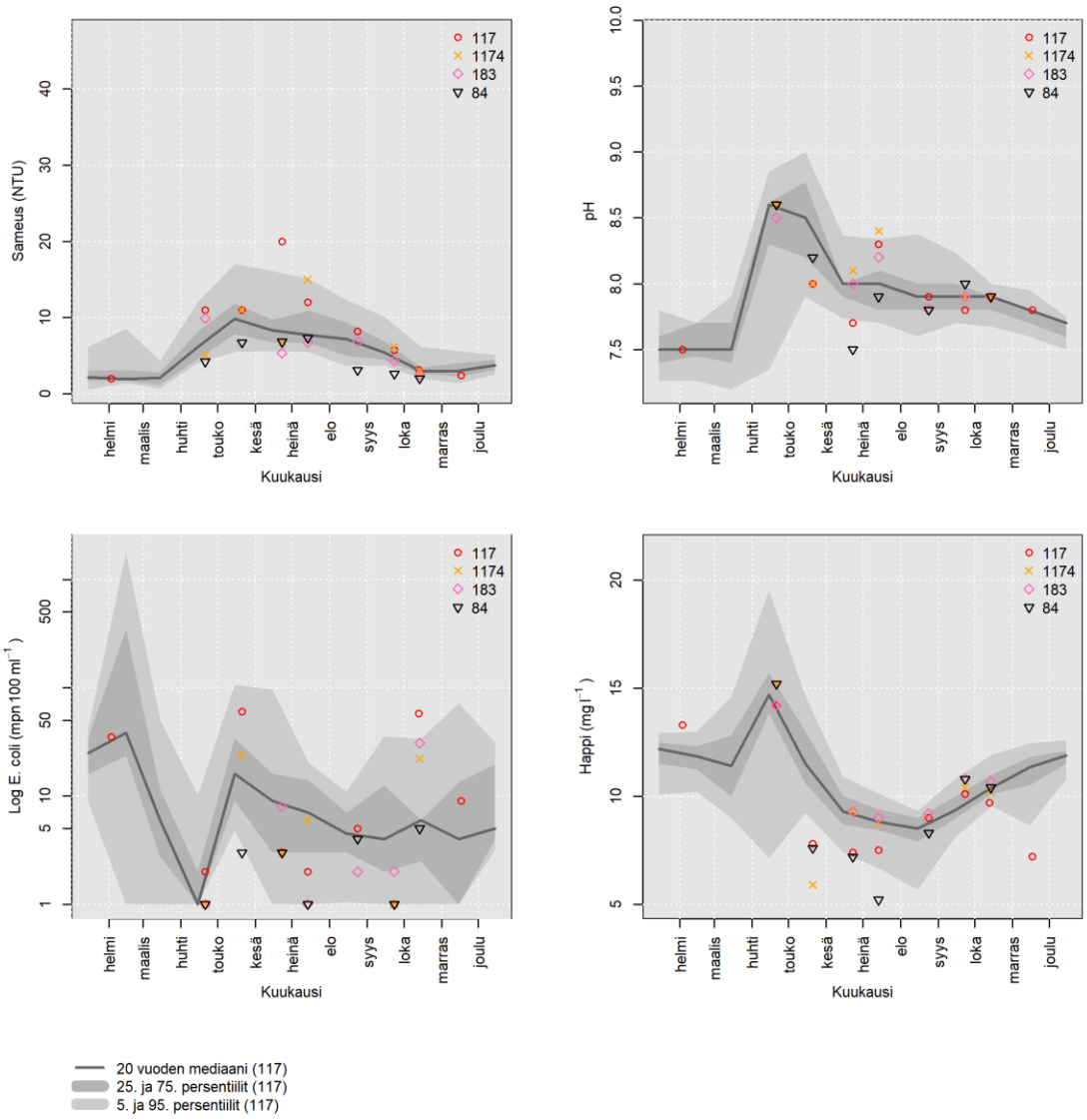
Pintaveden ja pohjanläheisen veden hygieeninen laatu vaihteli alueella paljon (kuvat 2 ja 3). *E. coli* bakteerien määrä oli avovesikauden aikana suurinta rannikonläheisillä asemilla (117, 1172, 1174) ja pienintä alueen eteläisimmällä asemalla (84), sekä Kaitalahden asemalla (183) jonne ei suoraan kohdistu maalta tulevaa valumaa. Marraskuussa, Kaitalahdella havaitun matalan suolaisuuden ja korkeiden ravinnepitoisuuksien yhteydessä havaittiin myös veden hygieenisen laadun heikkeneminen (kuva 2).

Kasviplanktonbiomassa mitattuna a-klorofyllin pitoisuutena, oli avovesikauden aikana pienin Kaitalahden asemalla (183) ja suurinta Nuottalahdella (1173) (taulukko 3). Vuonna 2021 a-klorofyllin pitoisuus oli alueella pääosin tavanomaisella tasolla tai sitä hieman pienempi, muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta. Yksittäisiä suuria pitoisuuksia havaittiin toukokuussa ja lokakuussa asemalla 1173 sekä heinäkuussa suurimmalla osaa seuranta-asemista (kuva 2).

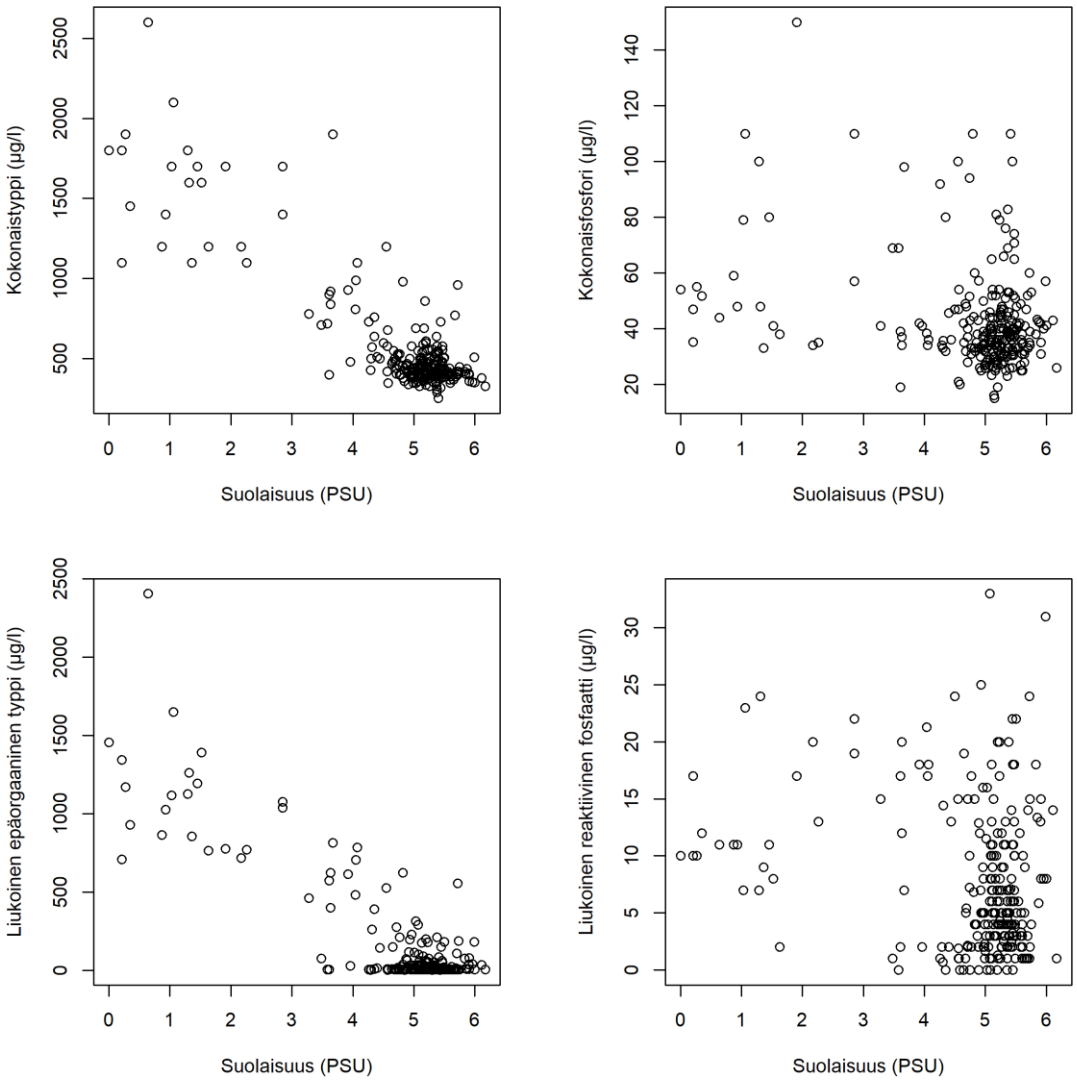
Pintaveden hapen kyllästysaste oli alkuvuoden tavanomaisella tasolla, toukokuussa havaittiin alueen miltei kaikilla asemilla poikkeuksellisen pieni hapen kyllästysaste, samaan aikaan kohonneen veden sameuden ja *E. coli* –bakteerien määrien kanssa (kuva 2). Myös pohjanläheisen veden happipitoisuus laski poikkeuksellisen pieneksi toukokuussa (kuva 2). Matala happipitoisuus on mahdollisesti johtunut kasviplanktonin kevätkukinnan biomassan hajoamisen (kuva 2), rajoitetun veden vaihdon sekä maalta tulevan orgaanisen aineksen kuormituksen yhteisvaikutuksesta Virtavesien virtaamat kasvoivat toukokuun puolen välin jälkeen nopeasti sateisen jakson johdosta (liite 1). Heikot ja/tai vaihtelevat tuulet sekä suhteellisen vähän vaihteleva tai ei selvästi nouseva tai laskeva meriveden pinta, mikä oli tilanne toukokuussa (liite 1), heikentävät veden vaihtoa lahdelta koska tällaisissa tilanteissa lahdelle johtavissa salmissa veden virtauksen suunnat vaihtelevat suhteellisen paljon (Mykkänen ja Lindfors 2016).



Kuva 3. Pohjanläheisen veden (pohja - 0,5-1 m) havaintojen kuukausikohtaiset viimeisen 20 vuoden mediaanit sekä 5., 25., 75. ja 95. persentiilit ja kuluvan vuoden havainnot. Kuva jatkuu seuraavalla sivulla.



Kuva 3. Jatkoa edelliseltä sivulta.



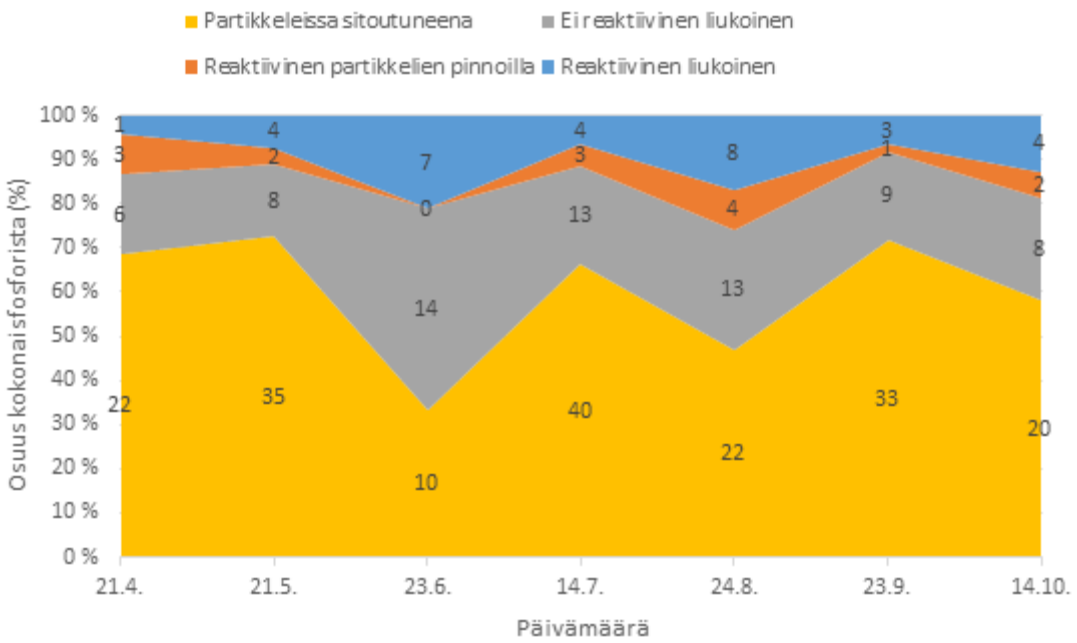
Kuva 4. Aseman 117 vuosien 2000-2021 pintaveden kokonaistypen, kokonaisfosforin, liukoisen epäorgaanisen typen ja liukoisen reaktiivisen fosfaatin suhde aseman pintaveden suolaisuuteen.

4.1.1. Fosforin esiintymismuodot

Tarkkailun yhteydessä analysoitiin myös laajemmin eri fosforin esiintymismuotoja (kts. kappale 3, taulukko 2). Huhtikuussa suurin osa fosforista (74 %) oli partikkelimaisessa muodossa, sitoutuneena todennäköisesti planktonbiomassaan (kuva 5). Liukoisen reaktiivisen fosfaatin osuus kokonaisfosforin määrästä oli pieni (4 %) ja partikkeleiden pinnoille kiinnittyneenä reaktiivista fosfaattia oli 11%. Ei reaktiivisessa liukoisessa muodossa (oletettavasti orgaanisiin liukoisiin yhdisteisiin sitoutuneena) fosforia oli sitoutuneena arviolta 11 %. Kuukautta myöhemmin fosforin fraktioiden suhteellinen jakauma oli suurin piirtein sama kuin huhtikuussa, mutta kokonaisfosforin pitoisuus oli kasvanut lähes 50 % (kuvat 2 ja 5). Samaan aikaan a-klorofyllin pitoisuus, hapen kyllästysaste ja pH laskivat huomattavasti, veden sameuden (kuvastaen kiintoaineksen määrää) kasvaessa. Muutokset viittaavat kevätkukinnan kasviplanktonbiomassan fysiologisen tilan heikentymiseen, mutta fosfori ollessa edelleen sitoutuneena pääosin kiintoainekseen. Osa todennäköisesti oli siirtynyt laidunnuksen kautta runsastuneeseen eläinplanktonbiomassaan (kts. kappale 4.4.2.) ja osa on ollut hajoavassa kasviplanktonbiomassassa.

Kesäkuun 23. päivänä kevätkukinnan hiivuttua ja sen biomassan hajoamisen ja remineralisaation myötä, suurin osa (58 %) fosforista oli ei reaktiivisessa liukoisessa muodossa (oletettavasti liukoinen orgaaninen fosfori) (kuva 5). Myös liukoisen reaktiivisen fosfaatin määrä kasvoi, ollen 27%. Kiintoaineeseen sitoutuneena olevan fosforin määrä oli laskenut aiemmasta ajankohdasta 58 %, ollen 15 % kokonaisfosforin määrästä. Heinäkuussa fosforin fraktioiden osuudet palasivat huhtikuun ja toukokuun tapaisiksi ja kokonaisfosforin pitoisuus oli seurantajakson suurin (kuvat 2 ja 5). Suurin osa fosforista oli ajankohtana todennäköisesti sitoutuneena planktonbiomassaan. Eläinplanktonbiomassa oli seurantajakson puitteissa suhteellisen suuri heinäkuun lopulla (kts. kappale 4.4.2), ja yhteisössä oli suhteellisen runsaasti suurempia hankajalkaisia, mikä on johtanut todennäköisesti suhteellisen voimakkaaseen kasviplanktoniin kohdistuvaan laidunnuspaineeseen. Kasviplanktonbiomassa ei ollut huomattavan suuri, mutta perustuotannon tasoa ilmentävät hapen kyllästysaste sekä veden pH olivat selvästi koholla ja a-klorofyllin pitoisuus korkea. Suuri osa fosforista lienee ollut sitoutuneena eläinplanktonbiomassaan, mutta myös kasvi- ja bakteeriplanktoniin.

Elokuussa kiintoaineeseen sitoutuneen fosforin määrä taas laski, kuvastaen kesän kasviplanktonkukinnan hajoamista (kts. kappale 4.4.1.). Myös eläinplanktonin biomassa (yksilömäärät kasvoivat) laski samaan aikaan (kts. kappale 4.4.2.). Keijuston biomassan hajoamisen johdosta fosfori todennäköisesti remineralisoitui pääosin liukoiseksi reaktiiviseksi fosfaatiksi. Syyskuussa panssarisiimalevien määrien kasvaessa, fosfori sitoutui taas pääosin partikkelimaiseen muotoon kasviplanktoniin (kts. kappale 4.4.1), eläinplanktonin määrä romahti samaan aikaan (kts. kappale 4.4.2). Lokakuun lopulla liukoisen fraktion osuus kasvoi taas perustuotannon hiipuessa valon vähyyden myötä ja heterotrofisen toiminnan ja tätä myöden remineralisaation kasvaessa.



Kuva 5. Fosforin jakautuminen neljään eri fraktioon, partikkeleissa sitoutuneena, ei reaktiivisessa liukoisessa muodossa (orgaaniset liukoiset yhdisteet), reaktiivisena fosfaattina sitoutuneena partikkelien pinnoille sekä reaktiivisena liukoisena fosfaattina. Luvut kuvassa ilmaisevat kyseisen fosforin fraktion pitoisuudet (µg/l) kyseisenä ajankohtana.

4.2. Sedimentin koostumus

Pohjan laatu alueella on pääasiassa liejua, saven sekaista liejua tai liejua ja kasvinjätteitä. Kuiva-aineen osuus sedimentin märkäpainosta oli selvästi suurin Nuottalahden ympäristössä (Asemat 1172, 1173 ja 1174). Näillä asemilla oli myös muita asemia suurempi määrä kasvijätettä ja hiekkaa sedimentin seassa.

Asemat joiden kuiva-aineen osuus oli suuri, saven osuus ja orgaanisen aineksen osuus kuiva-aineesta oli pääosin muita asemia pienempi (taulukko 4). Suomen rannikon sedimenttien orgaanisen aineksen määrä vaihtelee pääosin noin 2-20 % k.a. välillä (Siiro ja Kohonen 2003), joten asemien 1172 ja 1174 orgaanisen aineksen osuutta sedimentistä voidaan pitää suhteellisen pienenä.

Orgaanisen aineksen ja saven osuudet olivat suurimmat alueen länsiosissa. Alueen länsiosa on täten herkempi eri haitta-aineiden kertymiselle sedimenttiin, haitta-aineiden kiinnittyessä herkemmin sedimentin hienompiin fraktioihin helpommin (Siiro ja Kohonen 2003).

Taulukko 4. Seuranta-asemien pintasedimentin (0-5 cm) laatu.

Asema	*Sedimentin kuvaus*	*Kuiva-aine%*	*Kuiva-aineen orgaaninen aines %*	*Savi (< 2 µm)*	*Tiheys*
117	Lieju	32	6,1	31,9	1270
1171	Lieju + Savi	26	7,9	38,2	1240
1172	Kasvinjäte + Lieju	71	1,2	7,6	1780
1173	Kasvinjäte + Lieju	43	4,7	24,4	1320
1174	Lieju + savi + hiekka	71	1,2	7,2	1730
84	Lieju	39	4,5	19,1	1260
183	Lieju	31	7,1	24,6	1210

4.3. Pohjaeliöstö

Alueen pohjaeliöstö oli selvästi monipuolisin ja runsain Nuottalahden matalilla seuranta-asemilla (1172, 1173) ja lajiköyhin sekä yksilömääriltään niukin Suomenojan sataman edustalla asemilla 117 ja 1171 (kuva 6 ja taulukko 5).

Taulukko 5. Pohjaeläinseurannan asemat, aseman syvyys, asemalta havaittu taksonien lukumäärä, pohjaeläinten kokonaisbiomassa sekä kokonaisyksilömäärä.

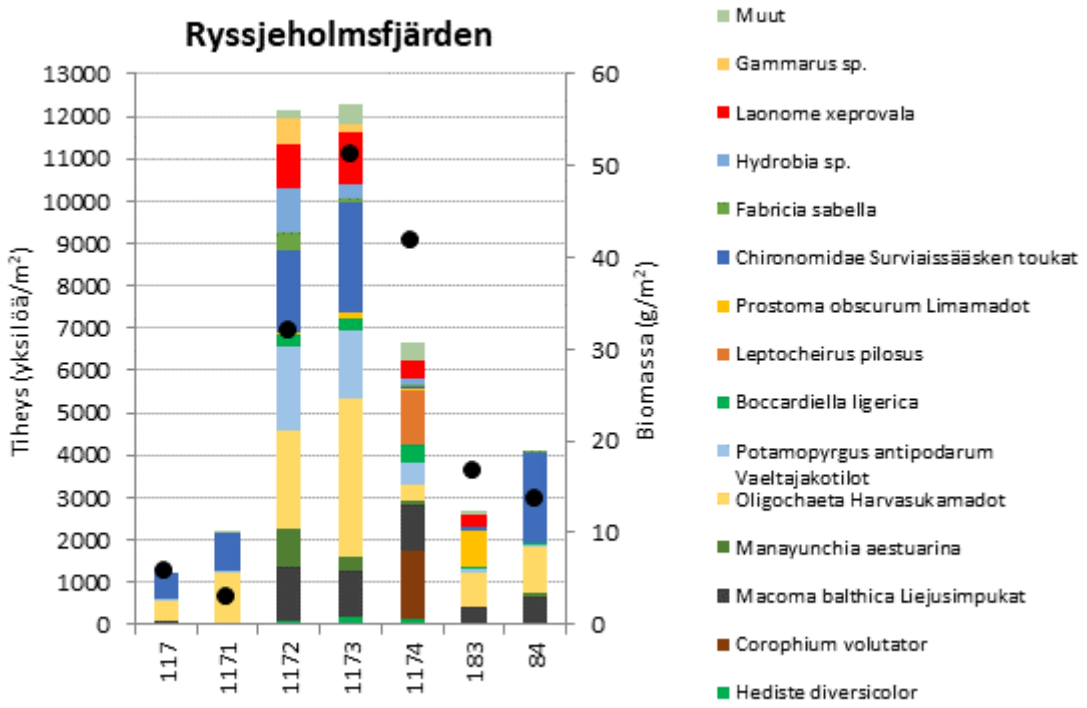
	Asematunnus						
	117	1171	1172	1173	1174	183	84
Syvyys (m)	3,5	3,5	0,5	1	2,5	1,5	6
Taksonien lkm	7	5	22	25	22	15	10
Biomassa (g/m^2)	5,7	2,9	31,8	51,2	41,7	16,7	13,7
Yksilömäärä (yks./m^2)	1215	2205	12165	12264	6673	2667	4053

Asemien 117 ja 1171 lajisto koostui pääosin surviaissääsken toukista sekä harvasukasmadoista (kuva 6), jotka ovat molemmat ryhmiä joihin kuuluu pääosin ympäristön pilaantuneisuuden suhteen hyvin tolerantteja lajeja, jotka sietävät hyvin häiriintyneitä kasvuympäristöjä (Leonardsson ym. 2015). Myös uloimman aseman (84 Själakobben) pohjaeliöstö koostui pääosin harvasukasmadoista ja surviaissääsken toukista, mutta tällä asemalla esiintyi myös jonkin verran liejusimpukoita ja kokonaistaksonimäärä oli asemien 117 ja 1171 kokonaistaksonimäärää hieman suurempi (taulukko 5) ja yksilömäärä sekä biomassa noin kaksinkertainen (kuva 6). Taksonimäärä oli suurempi koska asemalla 84 esiintyi monisukasmatoja joita sataman edustan asemalla ei havaittu.

Kaitalahden aseman pohjaeliöstö koostui pääosin *Prostoma obscurum* –limamadoista sekä harvasukasmadoista (kuva 6). Asemalla havaittiin myös tulokaslaji *Laonome xaprovala*. Pirisaaren itäpuolella Nuottalahteen vievässä salmessa olevan aseman 1174 pohjaeliöstö erosi muiden asemien pohjaeliöstöstä. Pohjaeliöstö koostui pääosin katkoista ja liejusimpukoista ja yksilömäärät ja biomassat olivat suhteellisen suuret (kuva 6). Asemalla 1174 esiintyi muista asemista poiketen liejukatkaa (*Corophium volutator*), polyyppikatkaa (*Corophium lacustre*) ja putkikatkaa (*Leptocheirus pilosus*) suhteellisen runsaana.

Asemien 1172 ja 1173 pohjaeliöstö olivat selvästi alueen monipuolisimmat ja yksilömääriltään ja biomassoiltaan suurimmat. Asemilta tavattiin eri kotiloita, kaspianpolyyppi sekä liuskamerietana (*Embletonia pallida*) joita ei muilta asemilta havaittu.

Itämerellä vuoden 2010 jälkeen runsastunutta vieraslajia kirjoviuhkamatoa (*L. xeprovala*) havaittiin asemien 1172, 1173, 1174 ja 183 näytteistä. Asemien 183 ja 1174 pohjaeliöstöstä puuttui miltei kokonaan alueelle tyypilliset surviaissääsken toukat.



Kuva 6. Pohjaeläinseuranta-asemien taksonikohtaiset yksilötiheydet (pylväät) ja biomassat (mustat pisteet).

4.4. Planktoneliöstö

4.4.1. Kasviplankton

Piilevät olivat runsain kasviplanktonryhmä alueella tarkkailujakson alussa, panssarisiimalevät olivat runsain ryhmä alkukesästä sekä syksyllä ja syanobakteerit olivat runsain ryhmä heinäkuussa, viherlevät runsastuivat syanobakteerikukinnon jälkeen elokuussa (kuva 7). Piilevät ja syanobakteerit ovat autotrofisia, mutta alueella esiintyneet panssarisiimalevät ovat miksotrofisia, eli ne voivat käyttää energian ja ravinteiden lähteinään muita mikro-organismeja. Miksotrofisen elintavan merkityksen on todettu korostuvan huonoissa valo-olosuhteissa sekä lämpötilojen kasvaessa (Legrand ym. 1998, Paczkowska ym. 2016, Wilken ym. 2013). Myös alloktoninen orgaanisen aineksen kuormitus lisää miksotrofisten eliöiden menestysmahdollisuuksia.

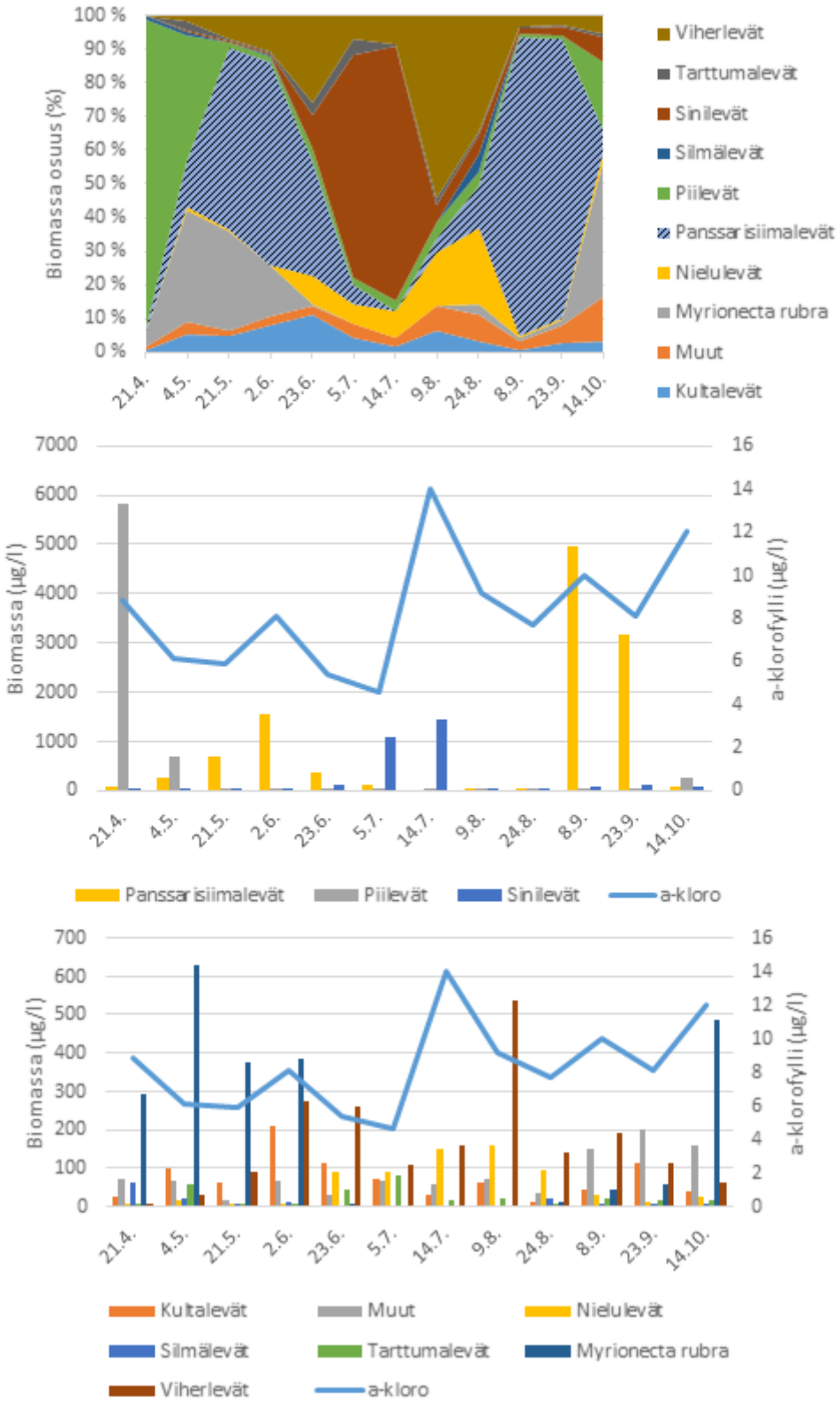
Kasviplanktonin kokonaisbiomassa oli suurimmillaan huhtikuussa ja syyskuun alussa ja a-klorofyllin määrä ei kuvannut kasviplanktonbiomassan runsausvaihteluita alueella (kuva 7, kokonaisbiomassan ja a-klorofyllin välisen korrelaation selitysaste oli pieni, $r^2 = 0.03$), korostaen mikroskooppilaskentojen tärkeyttä alueen kasviplanktonin runsausvaihteluiden tarkkailussa.

Alueen kevätkukinta huhtikuussa koostui pääosin piilevistä (*Skeletonema marinoi*, *Chaetoceros wighamii*). Kevätkukinnan hiipuessa miksotrofinen ripsieläin *Myrionecta rubra* runsastui toukokuun alussa ja sen määrät olivat suhteellisen runsaat aina kesäkuun alkuun asti (kuva 7). Heinäkuussa syanobakteerit lisääntyivät, ollen runsain kasviplanktonryhmä koko heinäkuun ajan. Syanobakteerilajisto koostui pääosin pienistä koloniaalisista lajeista (*Merismopedia* spp. ja *Romeria* spp.) sekä filamenttisista lajeista (*Dolichospermum lemmermannii*, *Aphanizomenon* spp. ja *Pseudanabaena* spp.). Alueella havaituista syanobakteereista osa on potentiaalisesti toksisia

lajeja. Elokuussa kasviplanktonin kokonaisbiomassa oli pienimmillään samaan aikaan voimakkaasti laskeneen veden pintalämpötilan kanssa (kuva 2). Viherlevät ja nielulevät olivat runsaimmat ryhmät elokuussa (kuva 7). Syyskuussa, panssarisiimalevistä pääasiassa *Heterocapsa triquetra*, runsastui voimakkaasti, muodostaen koko kuukauden kestäneen kukinnon. Kasviplanktonin kokonaisbiomassa laski voimakkaasti lokakuulle, jolloin kasviplanktonyhteisön runsain laji oli miksotrofinen ripsieläin *M. rubra*.

Kasviplanktonin biomassa arvioituna a-klorofyllin määränä oli suurimmillaan heinäkuussa ja pienimmillään kesäkuun lopulla (kuva 7). Kokonaisbiomassan ja a-klorofyllin pitoisuuksien vaihtelu eivät seuranta-aineistossa korreloineet (r^2 = 0.03), johtuen mahdollisesti keväällä esiintyneestä miksotrofisen ripsieläimen (*M. rubra*) kukinnasta sekä panssarisiimalevä *H. triquetran* suurista määristä syksyllä. Molemmat lajit kykenevät hankkimaan energiaa miksotrofisesti, eli fagosytoosin kautta syömällä esim. pienempiä leviä. Tämän energiahankintamenetelmän on todettu olevan hyödyllinen ravinteiden ja valon määrän ollessa pieniä (Legrand ym. 1998) ja miksotrofisen elintavan on todettu olevan tärkeä osa rannikkomerien kokonaistuotannossa, etenkin korkeissa lämpötiloissa (Paczkowska ym. 2016, Wilken ym. 2013).

Kasviplanktonin hiilen ja a-klorofyllin suhde (C:Chla) vaihteli kasvukauden aikana 26 ja 79 välillä, ollen eteläisellä Itämerellä havaitun tavanomaisen vaihtelun puitteissa (Jakobsen ja Markager 2016). Suhdeluku on yhteydessä kasviplanktonyhteisön typpirajoittuneisuuteen, typen määrän laskiessa suhdeluku tyypillisesti kasvaa. Suhdeluku oli pienimmillään heinäkuun alussa ennen syanobakteerien runsastumista alueella. Heinäkuussa, typpeä sitovien syanobakteerien määrien kasvaessa C:Chla-suhde pieneni, ilmentäen kasviplanktonyhteisön typpirajoittuneisuuden hellittämistä. Typpeä sitovien syanobakteerien populaatioiden on todettu lisäävän liuoista typpeä pintaveteen kukintojen aikana (Ohlendieck ym. 2007).

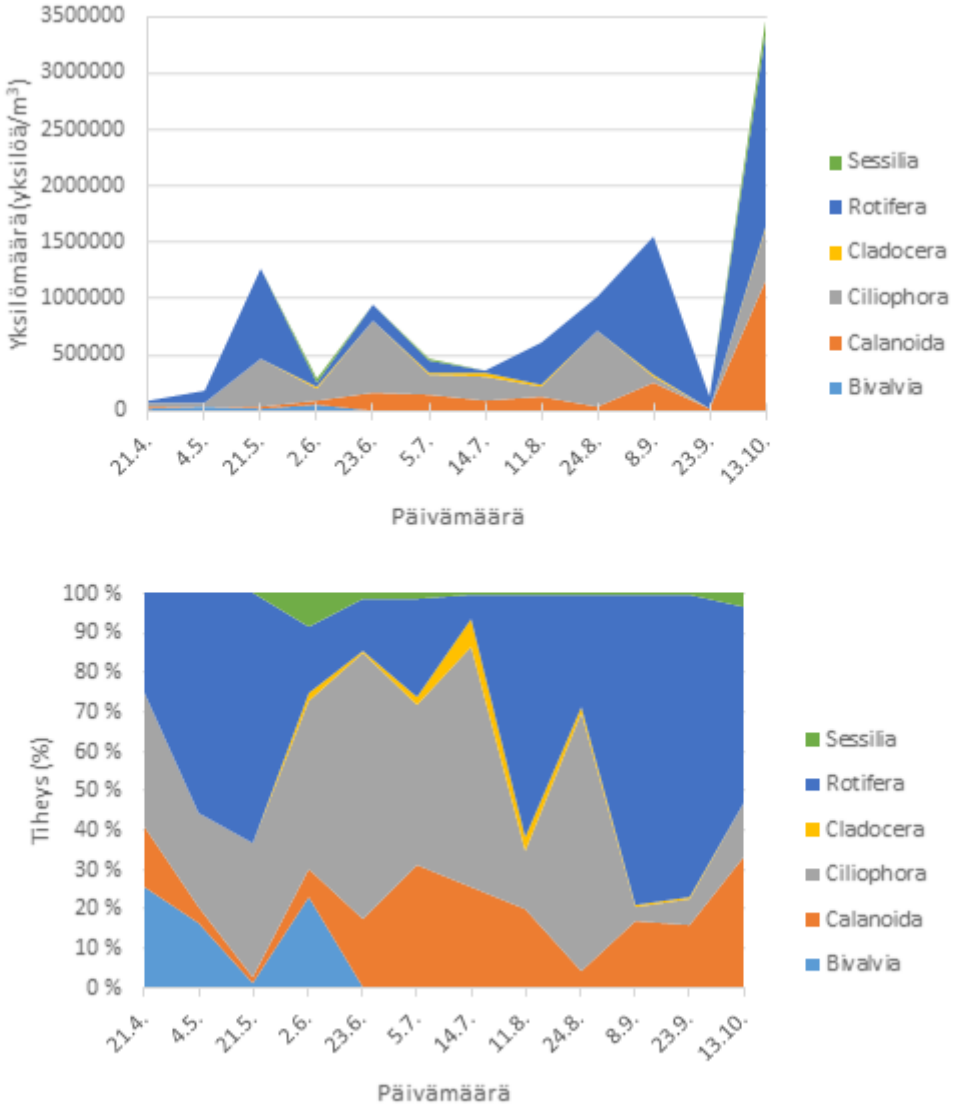


Kuva 7. Kasviplanktonyhteisön koostumus sekä taksoniryhmien biomassat (µg/l) sekä a-klorofyllin pitoisuus (µg/l), huomaa paneelien y-akseleiden eri skaalat. Luokka ”muut” sisältää tunnistamattomia flagellaatteja.

4.4.2. Eläinplankton

Eläinplanktonyhteisön (sisältäen simpukoiden, monisukasmatojen ja merirokon toukkavaiheet) kokonaisyksilömäärät vaihtelivat voimakkaasti ollen pienimmillään huhtikuussa noin 70 000 yks/m^3 ja suurimmillaan seurantajakson lopussa lokakuussa noin 3 400 000 yks/m^3. Eläinplanktonin yksilömääräpiikkejä Ryssjeholmsfjärdenillä esiintyi lokakuun lisäksi myös toukokuussa, kesäkuussa ja syyskuussa (kuva 8). Voimakkaat yksilömäärien vaihtelut johtuivat pääosin rataseläinten ja heterotrofisten ripsieläinten määrien vaihteluista. Hankajalkaisten yksilömäärät kasvoivat voimakkaasti lokakuussa (kuva 8). Eläinplanktonin yksilömäärien on havaittu vaihtelevan voimakkaasti myös pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun puitteissa välisaaristoalueelta kerätyissä näytteissä (Vahtera ym. 2020), jossa esim. rataseläinten yksilömäärät vaihtelivat vuosina 2016-2019 noin <1000 - > 350 000 yksilöön/m^3. Muista ryhmistä simpukoiden toukkien yksilömäärät olivat suuria tarkkailujakson alussa (kuva 8).

Suhteellisesti runsaimmat eläinplanktonryhmät olivat rataseläimet, ripsieläimet sekä hankajalkaiset (kuva 8), joista rataseläinten ja ripsieläinten määrät dominoivat suurimman osaa vuotta. Hankajalkaisten yksilömäärät kasvoivat voimakkaasti vasta syksyllä (kuva 8). Seurantajakson alussa simpukoiden toukat olivat *Synchaeta* ja *Tintinnopsis* sukujen rataseläinten kanssa runsaimmat taksonit, joukossa oli myös pieni määrä *Eurytemora naupliustoukkia* (kuva 8). Kesäkuun jälkeen yhteisöä dominoivat *Tintinnopsis, Vorticella* sekä *Keratella* sukujen rataseläimet. Näiden lisäksi *Acartia* suvun hankajalkaisen naupliustoukkavaihe sekä *Acartia* aikuisia esiintyi suhteellisen runsaana kesäkuun alusta elokuulle (kuva 8). Lokakuussa hankajalkaisten (*Eurytemora* suvun naupliustoukat ja juveniilit, sekä *Acartia* juveniilit) suhteellinen runsaus kasvoi voimakkaasti. Eläinplanktonyhteisössä oli myös ajoittain hyvin pieniä määriä vesikirppuja (*Bosmina* spp., *Daphnia* spp.).

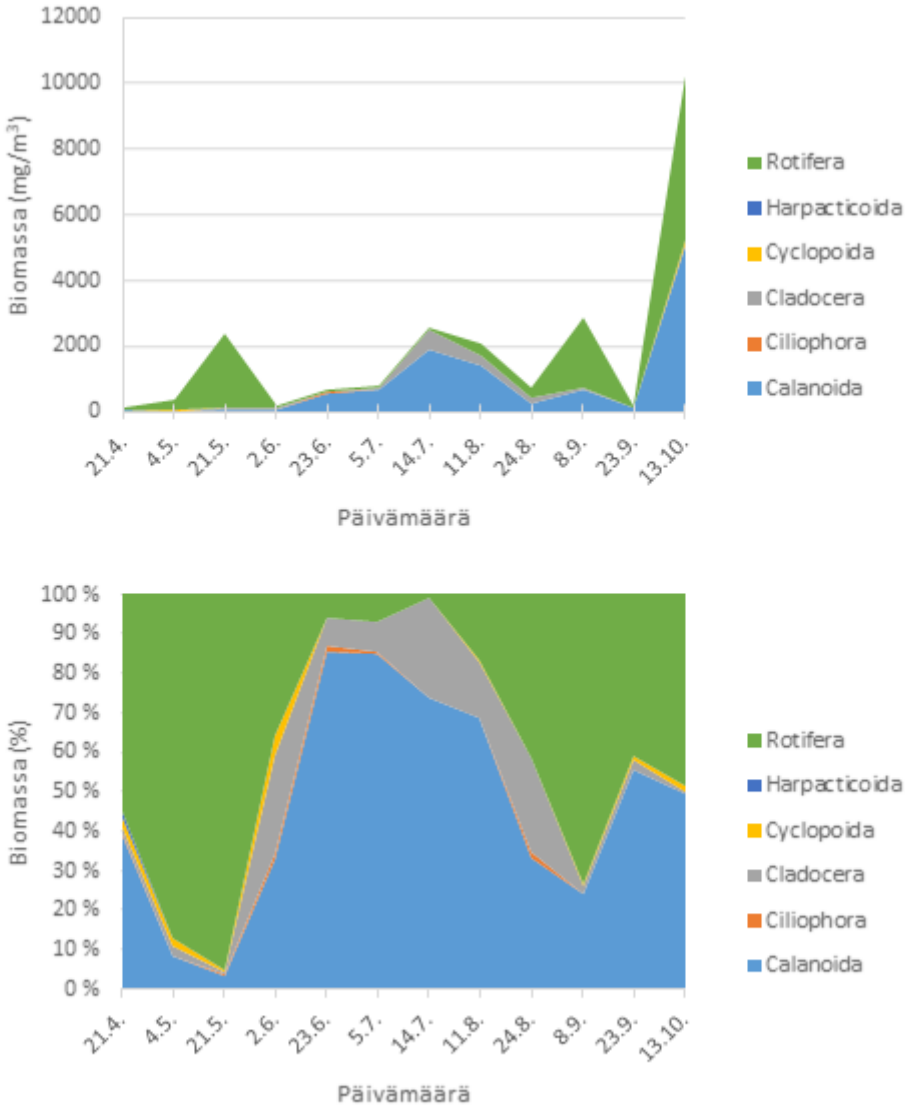


Kuva 8. Eläinplanktonin taksoniryhmien yksilömäärät sekä yksilömäärien suhteelliset runsaudet. Cyclopoida ja Harpacticoida lahkojen määrät olivat niin pieniä, että niitä ei esitetä kuvissa. Sessilia ryhmä sisältää merirokon toukat.

Eläinplanktonin kokonaisbiomassan kehitys seurasi pääosin yksilömäärien kehitystä (kuvat 8 ja 9), lukuun ottamatta 24.8. näytteenottoa, jolloin ripsieläimet olivat eläinplanktonissa dominantti ryhmä. Eläinplanktonin kokonaisbiomassa kasvoi toukokuun lopulle voimakkaasti, romahtaen kesäkuun alkuun mennessä, kasvu johtui pääosin rataseläinten runsastumisesta (kuva 9). Biomassa kasvoi taas kesäkuulta heinäkuun puoleen väliin, pääosin johtuen hankajalkaisten biomassan kasvusta (kuva 9).

Hankajalkaisten biomassa pieneni aina syyskuun lopulle, jonka jälkeen biomassa kasvoi voimakkaasti lokakuulle. Rataseläinten biomassa kasvoi syyskuussa ja lokakuussa (kuva 9). Vuoden mittaan rataseläinten biomassa hallitsi eläinplanktonin kokonaisbiomassan vaihteluita huhtikuussa ja toukokuussa, hankajalkaiset olivat biomassaltaan runsain ryhmä kesäkuulta elokuulle.

Loppuvuodesta eläinplanktonin kokonaisbiomassa koostui puoliksi rataseläinten ja puoliksi hankajalkaisten biomassasta (kuva 9).



Kuva 9. Eläinplanktonin taksoniryhmien biomassat (µg/l) sekä biomassan suhteelliset runsaudet.

5. Yhteenveto

Ryssjeholmsfjärdenin veden laatu muistuttaa Vartiokylänlahden veden laatua, ollen kuitenkin hieman sameampaa ja alueelle laskevien virtavesiuomien ravinnekuormitus näkyy selvästi ravinnepitoisuuksissa alkuvuodesta. Kevään jälkeen avomeren suolaisemman veden vaikutus korostuu lahdella, mutta mitä lähempänä rantaviivaa ravinnepitoisuudet ovat koholla läpi vuoden, vaikka vaihtelua veden laadussa esiintyykin lahden eri osissa niin että pysyviä selviä eroja lahden eri osien välillä ei aina ole.

Typpiravinteiden vaihtelu lahdella on selvästi kytköksissä maalta tulevaan valumaan, kun taas fosforin pitoisuudet vaihtelevat sekä maalta tulevan valuman, mereisemmän suolaisemman veden sekä oletettavasti pohjasta vapautumisen mukaan. Rajaojan kautta lahdelle kohdistuva kuormitus voi ajoittain olla suhteellisen voimakasta ja kohdistua niin että sen havaitsemiseksi suositellaan tulevien tarkkailujen suorittamista vähintään samalla asemavalikoimalla kuin tässä selvityksessä.

Fosforiravinne oli suurimman osan vuotta (huhtikuun loppu-lokakuu) sitoutuneena partikkelimaiseen muotoon, kesäkuun loppua lukuun ottamatta, jolloin hellejakson aikana suuri osa fosforista oli ei reaktiivisessa liukoisessa muodossa (liukoinen orgaaninen fosfori). Liukoinen orgaaninen fosfori oli todennäköisesti peräisin hajoavasta leväbiomassasta.

Alueen kasviplanktonyhteisö koostui alkuvuodesta piilevistä, keväällä miksotrofiset ripsieläimet ja panssarisiimalevistä runsastuivat ja kesällä yhteisö koostui pääosin syanobakteereista, viherlevistä ja nielulevistä. Piilevät, syanobakteerit ja panssarisiimalevät muodostivat pääosan biomassasta. Alueella esiintyy leväkukintoja.

Eläinplanktonyhteisön yksilömäärät vaihtelivat voimakkaasti, ja suurimmat yksilömääräpiikit johtuivat toisenvaraisten ripsieläinten ja rataseläinten määrien vaihteluista. Hankajalkaisia esiintyi alueella kesällä ja lokakuussa. Alueella ei juuri havaittu vesikirppuja.

6. Viitteet

Alexander, M. T. ja Wigart, R. C. 2013: Effect of motorized watercraft on summer nearshore turbidity at Lake Tahoe, California–Nevada. Lake and Reservoir Management 29(4): 247-256.

Asplund, T. ja Cook, C. H. A. D. 1999: Can no-wake zones effectively protect littoral zone habitat from boating disturbance? LakeLine 19(1): 16.

Beukema, J. J., Dekker, R. ja Drent, J. 2017: Dynamics of a Limecola (Macoma) balthica population in a tidal flat area in the western Wadden Sea: effects of declining survival and recruitment. Helgoland Marine Research 71(1): 18.

Bouma, H., Duiker, J. M. C., de Vries, P. P., ym. 2001: Spatial pattern of early recruitment of Macoma balthica (L.) and Cerastoderma edule (L.) in relation to sediment dynamics on a highly dynamic intertidal sandflat. Journal of Sea Research 45(2): 79-93.

Carreño, A. ja Lloret, J. 2021: Environmental impacts of increasing leisure boating activity in Mediterranean coastal waters. Ocean & Coastal Management 209: 105693.

Hansen, J. P., Sundblad, G., Bergström, U., ym. 2019: Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. Ambio 48(6): 539-551.

HSY 2011: Hankesuunnitelman tarkennus - Blominmäen jätevedenpuhdistamo. HSY:n hallitus 16.12.2011.

Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., ym. 2019: Suomen lajien uhanalaisuus - Punainen kirja 2019. Helsinki, Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus.

Hyöty, P., Harilainen, L. ja Okkonen, T. 2015: Rajaoja - hulevesimallinnus 26.5.2015. Sito Oy.

Inkala, A. 2013: Finnoonsataman YVA-menettelyn virtausmalliselvitys. Suomen Ympäristövaikutusten Arviointikeskus Oy. Espoo.

Jakobsen, H. H. ja Markager, S. 2016: Carbon-to-chlorophyll ratio for phytoplankton in temperate coastal waters: Seasonal patterns and relationship to nutrients. Limnology and Oceanography 61(5): 1853-1868.

Jansson, A., Norkko, J. ja Norkko, A. 2013: Effects of Reduced pH on Macoma balthica Larvae from a System with Naturally Fluctuating pH-Dynamics. PLoS ONE 8(6): e68198.

Johansson, L., Ytreberg, E., Jalkanen, J. P., ym. 2020: Model for leisure boat activities and emissions - implementation for the Baltic Sea. Ocean Sci. Discuss. 2020: 1-28.

Järvinen, M., Forström, L., Huttunen, M., ym. 2011: Kasviplanktonin laskentamenetelmät https://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BAC2A0126-44F3-4419-8590-F7A5B0100ACD%7D/29255.

Legrand, C., Granéli, E. ja Carlsson, P. 1998: Induced phagotrophy in the photosynthetic dinoflagellate Heterocapsa triquetra. Aquatic Microbial Ecology 15: 65-75.

Leonardsson, K., Blomqvist, M., Magnusson, M., ym. 2015: Calculation of species sensitivity values and their precision in marine benthic faunal quality indices. Marine Pollution Bulletin 93(1): 94-102.

Majamäki, E. 2019: Tracking environmental pressures from recreational boating. School of Engineering. Espoo, Aalto University. MSc: 77.

Mosisch, T. D. ja Arthington, A. H. 1998: The impacts of power boating and water skiing on lakes and reservoirs. Lakes & Reservoirs: Research & Management 3(1): 1-17.

Mykkänen, J. ja Lindfors, A. 2016: Virtaus- ja vedenlaatumittaukset Finnoon edustan merialueella. Luode Consulting Oy. Espoo.

Mykkänen, J., Rasmus, K., Lindfors, A., ym. 2016: Finnoon meritäyttöjen vesistövaikutusten mallinnus. Luode Consulting Oy. Espoo.

Nyman, E. 2022: Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailu - Neljännesvuosiraportti 4/2021 - Veden fysikaalisen, kemiallisen ja hygieenisen laadun tarkkailu. Kaupunkiympäristön aineistoja 2022:3. Helsinki.

Ohlendieck, U., Gundersen, K., Meyerhöfer, M., ym. 2007: The significance of nitrogen fixation to new production during early summer in the Baltic Sea. Biogeosciences 4: 63-73.

Paczkowska, J., Rowe, O., Schlüter, L., ym. 2016: Allochthonous matter: an important factor shaping the phytoplankton community in the Baltic Sea. Journal of Plankton Research 39(1): 23-34.

Peltonen, H. 2014: Finnoonsataman edustan merialueen kutualueselvitys kevät ja kesä 2014. Ramboll. Espoo 23.9.2014.

Pykäri, J. 2022: Comparing three methods to estimate light attenuation along a coastal salinity gradient. MSc Thesis, University of Helsinki, Faculty of Biological and Environmental Sciences.

Saari, S. 2014: Meriuposkuoriaisen esiintyminen Finnoon alueella Espoossa. Pintafilmi Oy, Porvoo.

Salomäki, P., Virtanen, T., Yrjölä, R., ym. 2012: Ryssjeholmen ja Pirisaari sekä Finnoon satama-alue, Espoo Luontoselvitykset 2012. Ympäristötutkimus Yrjölä.

Seitz, R. D., Lipcius, R. N., Olmstead, N. H., ym. 2006: Influence of shallow-water habitats and shoreline development on abundance, biomass, and diversity of benthic prey and predators in Chesapeake Bay. Marine Ecology Progress Series 326: 11-27.

Siiro, P. ja Kohonen, T. 2003: Selvitys rannikkosedimenttien haitta-ainepitoisuuksien normalisointimenetelmistä. Suomen ympäristökeskuksen moniste 274. Helsinki.

Vahtera, E., Räsänen, M. ja Muurinen J. 2018: Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2016-2017. Kaupunkiympäristön julkaisuja 21.

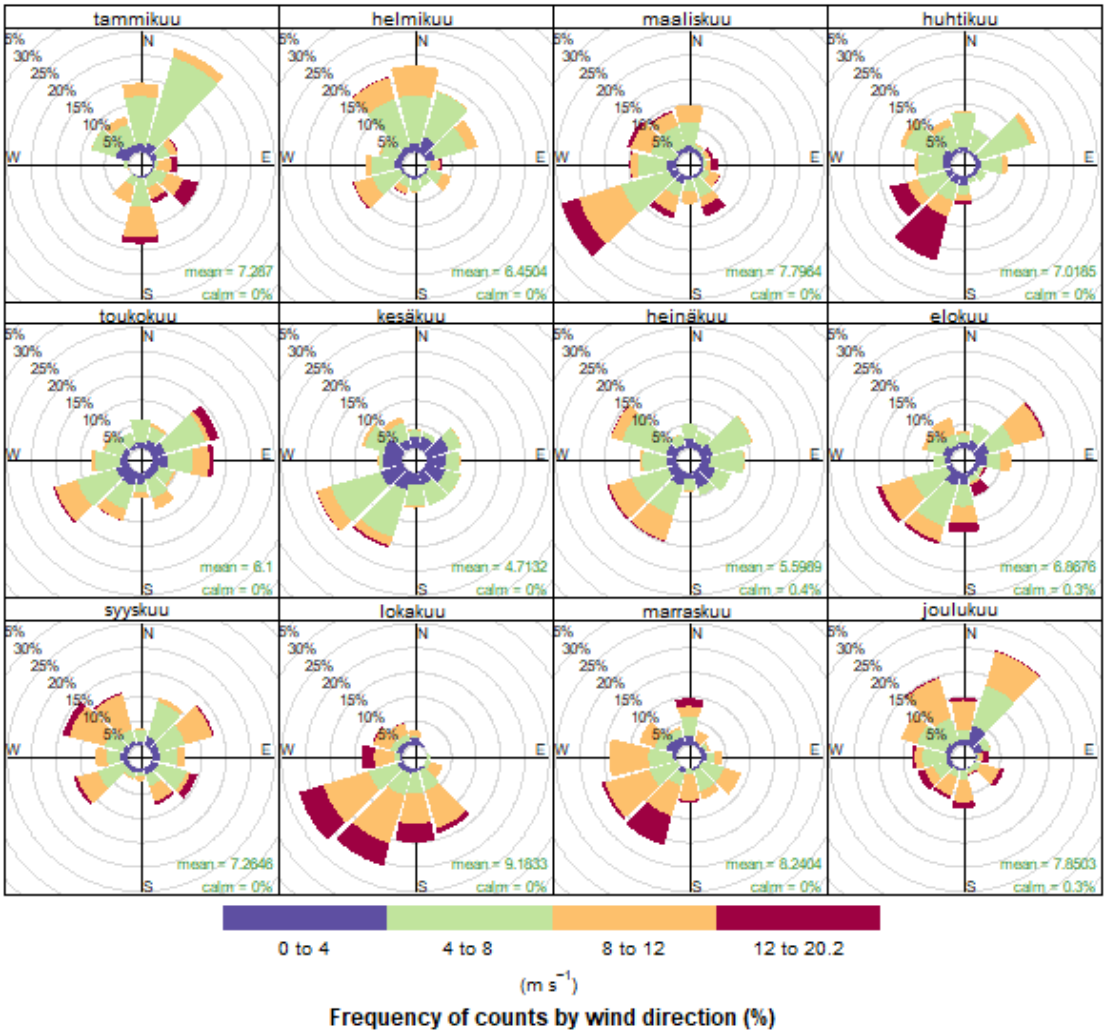
Vahtera, E. 2019: Suomenojan puhdistamon lietevuoto - Vaikutukset meriveden laatuun Ryssjeholmsfjärdin ympäristössä. Helsingin kaupunki, Kaupunkiympäristön toimiala, Ympäristöpalvelut. Helsinki.

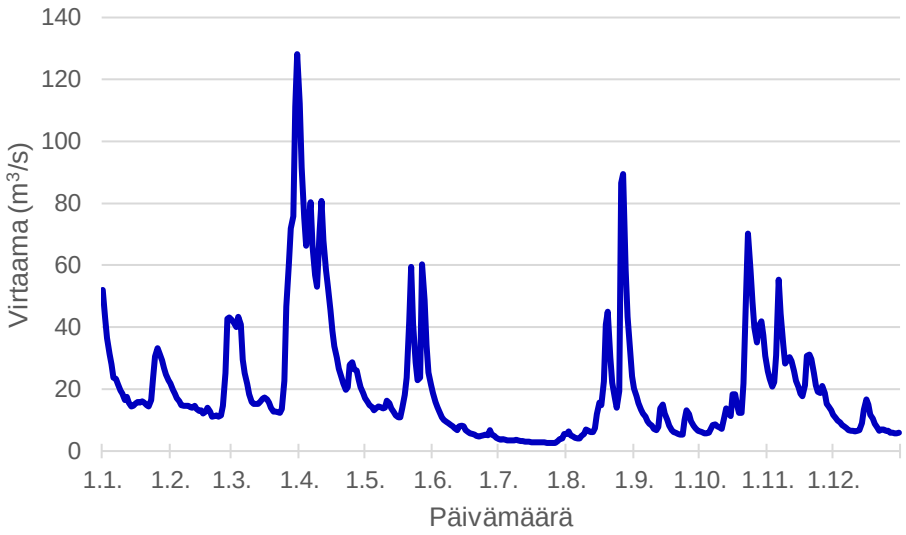
Vatanen, S., Happo, L., Hynninen, M., ym. 2020: Helsingin ja Espoon edustan merialueen kalataloudellinen yhteistarkkailu vuosina 2018 ja 2019. Kala- ja vesijulkaisuja nro 290.

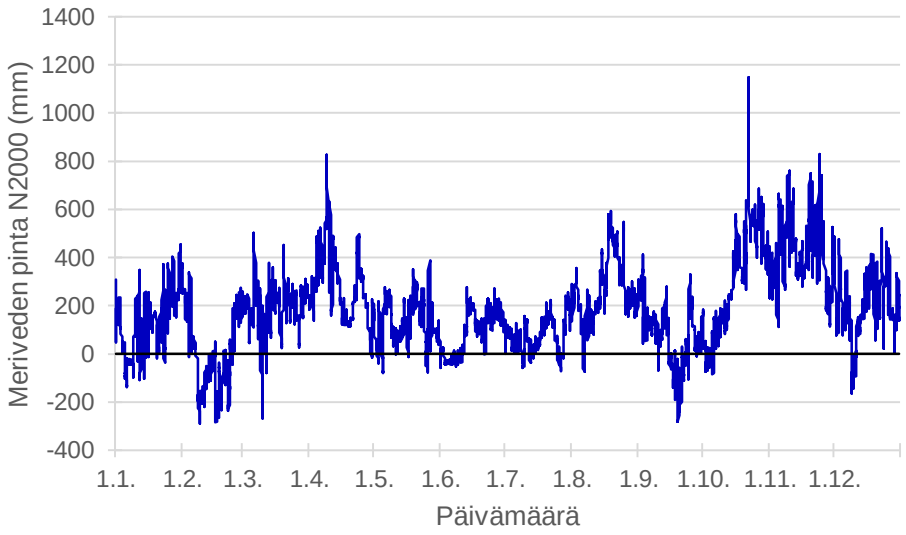
Wilken, S., Huisman, J., Naus-Wiezer, S., ym. 2013: Mixotrophic organisms become more heterotrophic with rising temperature. Ecology Letters 16(2): 225-233.

7. Liitteet

Liite 1. Tuulen sunnan ja nopeuden kuukausikohtaiset frekvenssit, sekä Vantaanjoen virtaama ja meriveden pinnan korkeus Kaivopuiston mareografilla.




140
120
100
80
60
40
20
0
Virtaama (m3/s)
1.1.
1.2.
1.3.
1.4.
1.5.
1.6.
1.7.
1.8.
1.9.
1.10.
1.11.
1.12.
Päivämäärä


1400
1200
1000
800
600
400
200
0
-200
-400
Meriveden pinta N2000 (mm)
1.1.
1.2.
1.3.
1.4.
1.5.
1.6.
1.7.
1.8.
1.9.
1.10.
1.11.
1.12.
Päivämäärä

Kuvailulehti

Tekijä	Emil Nyman, Marjut Räsänen
Nimike	Ryssjeholmsfjärden – veden laatu, kasviplankton- ja pohjaeläinyhteisöt 2021
Sarjan nimike	Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön julkaisuja
Sarjanumero	2022:14
Julkaisuaika	4:2022
Sivuja	37
Liitteitä	1
ISBN	978-952-386-120-6
ISSN	2489-4230 (verkkojulkaisu)
Kieli, koko teos	Suomi
Kieli, yhteenveto	Suomi

Tiivistelmä:

Ryssjeholmsfjärdenin veden laatu muistuttaa Vartiokylänlahden veden laatua, ollen kuitenkin hieman sameampaa ja alueelle laskevien virtavesiuomien ravinnekuormitus näkyy selvästi ravinnepitoisuuksissa alkuvuodesta. Kevään jälkeen avomeren suolaisemman veden vaikutus korostuu lahdella, mutta mitä lähempänä rantaviivaa ravinnepitosuudet ovat koholla läpi vuoden, vaikka vaihtelua veden laadussa esiintyykin lahden eri osissa niin että pysyviä selviä eroja lahden eri osien välillä ei aina ole.

Typpiravinteiden vaihtelu lahdella on selvästi kytköksissä maalta tulevaan valumaan, kun taas fosforin pitoisuudet vaihtelevat sekä maalta tulevan valuman, mereisemmän suolaisemman veden sekä oletettavasti pohjasta vapautumisen mukaan. Rajaojan kautta lahdelle kohdistuva kuormitus voi ajoittain olla suhteellisen voimakasta ja kohdistua niin että sen havaitsemiseksi suositellaan tulevien tarkkailujen suorittamista vähintään samalla asemavalikoimalla kuin tässä selvityksessä.

Fosforiravinne oli suurimman osan vuotta (huhtikuun loppu-lokakuu) sitoutuneena partikkelimaiseen muotoon, kesäkuun loppua lukuun ottamatta, jolloin hellejakson aikana suuri osa fosforista oli ei reaktiivisessa liukoisessa muodossa (liukoinen orgaaninen fosfori). Liukoinen orgaaninen fosfori oli todennäköisesti peräisin hajoavasta leväbiomassasta.

Alueen kasviplanktonyhteisö koostui alkuvuodesta piilevistä, keväällä miksotrofiset ripsieläimet ja panssarisiimalevistä runsastuivat ja kesällä yhteisö koostui pääosin syanobakteereista, viherlevistä ja nielulevistä. Piilevät, syanobakteerit ja panssarisiimalevät muodostivat pääosan biomassasta. Alueella esiintyy leväkukintoja.

Eläinplanktonyhteisön yksilömäärät vaihtelivat voimakkaasti, ja suurimmat yksilömääräpiikit johtuivat toisenvaraisten ripsieläinten ja rataseläinten määrien vaihteluista. Hankajalkaisia esiintyi alueella kesällä ja lokakuussa. Alueella ei juuri havaittu vesikirppuja.

Avainsanat: Itämeri, Suomenlahti, veden laatu, kasviplankton, eläinplankton, pohjaeläin

Helsinki

Kaupunkiympäristön toimiala huolehtii Helsingin kaupunkiympäristön suunnittelusta, rakentamisesta ja ylläpidosta, rakennusvalvonnasta sekä ympäristöön liittyvistä palveluista.

Haitta-ainetulokset 2020

Sedimentti

Analyysi	Savipitoisuus < 2 um BS ISO 11277:2009	Siltti (2-63 µm)	Hiekka (> 63 µm)	Kuiva-aine sedimentistä SFS 3008:1990	Orgaaninen aine Laskennallinen	Tiheys Sisäinen menetelmä	Tuhka SFS 3008:1990
Asema	% ka	%	%	%	%	g/l	% ka
L5	42	31	27	54	46	1520	52
L3	10	18	72	75	25	1830	73
L2	38	57	5	55	45	1490	53
RG5	12	15	72	75	25	1870	74
RG2	17	32	51	71	29	1790	69
RG1	76	17	7	58	42	1560	56
125P	18	34	47	51	49	1440	48
LS5	12	23	66	72	28	1750	71
LS4	4	2	94	70	30	1700	69
LS2	44	27	29	65	35	1630	63
LS1	42	50	9	55	45	1450	51
189	41	43	16	53	47	1400	51
181	44	55	1	32	68	1230	29
166	40	58	2	29	71	1140	25
147P	21	39	40	38	62	1250	35
1259	68	29	3	51	49	1400	49
123	27	28	45	56	44	1600	54
1171	33	62	5	42	58	1380	39
1142	59	8	33	57	43	1540	56
57	11	15	74	64	36	1630	63
4	34	66	0	45	55	1360	42

Haitta-ainetulokset 2020

	Arseeni, As	AS norm	Elohopea, Hg	Hg norm	Kromi, Cr	Cr norm	Kupari, Cu	Cu norm	Lyijy, Pb	Pb norm	Nikkeli, Ni	Ni norm
	ICP-OES: SFS-EN ISO 11885:2009		ICP-MS: SFS-EN ISO 17294-2 2016		ICP-OES: SFS-EN ISO 11885:2009		ICP-OES: SFS-EN ISO 11885:2009		ICP-OES: SFS-EN ISO 11885:2009		ICP-OES: SFS-EN ISO 11885:2009	
Asema	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka
L5	5.00	3.32	0.09	0.05	61.00	45.74	35.00	21.72	12.00	8.38	32.00	21.67
L3	9.00	9.00	0.06	0.04	20.00	28.60	14.00	14.01	10.00	10.00	10.00	17.54
L2	6.00	4.14	< 0.05	< 0.05	60.00	47.92	33.00	21.38	9.00	6.50	33.00	24.26
RG5	6.00	5.82	< 0.05	< 0.05	35.00	46.95	17.00	16.38	9.00	8.77	17.00	26.72
RG2	6.00	5.20	< 0.05	< 0.05	27.00	32.08	18.00	15.19	9.00	7.96	13.00	16.80
RG1	10.00	5.05	< 0.05	< 0.05	95.00	47.05	47.00	21.53	13.00	7.09	48.00	19.54
125P	7.00	5.91	0.06	0.04	37.00	42.63	21.00	17.17	14.00	12.09	19.00	23.42
LS5	8.00	7.53	0.20	0.13	29.00	39.73	30.00	27.91	24.00	22.79	15.00	24.42
LS4	7.00	7.14	0.29	0.18	40.00	69.93	39.00	39.93	36.00	36.60	20.00	51.47
LS2	7.00	4.55	0.39	0.21	55.00	39.86	55.00	33.33	43.00	29.48	24.00	15.56
LS1	9.00	5.96	0.44	0.23	70.00	52.32	73.00	45.20	45.00	31.38	34.00	22.93
189	9.00	6.04	< 0.05	< 0.05	65.00	49.54	32.00	20.08	15.00	10.57	35.00	24.21
181	8.00	5.20	0.09	0.05	85.00	61.51	47.00	28.46	31.00	21.23	44.00	28.47
166	12.00	8.10	0.12	0.06	66.00	50.85	46.00	29.08	34.00	24.10	38.00	26.65
147P	8.00	6.56	0.09	0.05	43.00	46.84	28.00	22.13	23.00	19.38	24.00	27.18
1259	10.00	5.34	< 0.05	< 0.05	82.00	43.99	37.00	18.02	14.00	8.03	42.00	18.80
123	10.00	7.70	0.11	0.06	54.00	52.33	30.00	22.06	17.00	13.56	31.00	29.64
1171	8.00	5.79	0.13	0.07	71.00	61.53	50.00	34.21	24.00	18.10	35.00	28.69
1142	6.00	3.44	< 0.05	< 0.05	82.00	48.87	42.00	22.12	11.00	6.73	44.00	22.35
57	< 0.05		17.00	10.35	11.00	15.28	9.00	8.18	8.00	7.47	45.00	75.00
4	7.00	5.01	0.14	0.08	76.00	64.63	51.00	34.46	42.00	31.37	38.00	30.37

Haitta-ainetulokset 2020

	Sinkki, Zn ICP-OES: SFS-EN ISO 11885:2009	Zn norm	Kadmium, Cd ICP-MS: SFS-EN ISO 17294-2 2016	Cd norm
Asema	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka
L5	93.0	59.2	0.2	0.1
L3	49.0	58.4	0.2	0.1
L2	97.0	65.3	0.2	0.1
RG5	60.0	67.6	0.1	0.1
RG2	55.0	53.2	0.2	0.1
RG1	140.0	60.7	0.2	0.1
125P	75.0	69.9	0.3	0.2
LS5	97.0	107.4	0.2	0.2
LS4	120.0	158.8	0.3	0.2
LS2	160.0	98.7	0.3	0.2
LS1	220.0	139.6	0.5	0.3
189	110.0	71.0	0.3	0.2
181	180.0	110.9	0.6	0.4
166	160.0	104.3	1.1	0.7
147P	100.0	88.8	0.5	0.4
1259	110.0	51.4	0.4	0.2
123	96.0	76.9	0.4	0.3
1171	170.0	123.3	0.7	0.4
1142	110.0	56.7	0.5	0.3
57	4.0	4.4	0.5	0.4
4	230.0	164.0	0.8	0.5

Haitta-ainetulokset 2020

Asema	Keskiraskaat >C10-C21 mg/kg ka	Norm keskiraskaat >C10-C21 mg/kg ka	Raskaat >C21-C40 mg/kg ka	Norm raskaat >C21-C40 mg/kg ka	Öljyhiilivedyt >C10-C40 mg/kg ka	Norm öljyhiilivedyt >C10-C40 mg/kg ka
L5	< 20		22.0	7.3	< 40	
L3	< 20		< 20		< 40	
L2	< 20		< 20		< 40	
RG5	< 20		< 20		< 40	
RG2	< 20		< 20		< 40	
RG1	< 20		< 20		< 40	
125P	< 20		31.0	10.3	< 40	
LS5	< 20		68.0	24.3	84.0	30.0
LS4	27.0	9.0	100.0	33.3	130.0	43.3
LS2	40.0	13.3	160.0	53.3	200.0	66.7
LS1	49.0	16.3	210.0	70.0	260.0	86.7
189	< 20		< 20		< 40	
181	< 20		58.0	19.3	71.0	23.7
166	< 20		75.0	25.0	91.0	30.3
147P	< 20		60.0	20.0	76.0	25.3
1259	< 20		< 20		< 40	
123	< 20		< 20		< 40	
1171	< 20		62.0	20.7	78.0	26.0
1142	< 20		< 20		< 40	
57	< 20		< 20		< 40	
4	25.0	8.3	190.0	63.3	210.0	70.0

Haitta-ainetulokset 2020

Analyysi	1-Metyylifenantreeni	Norm 1-Metyylifenantreeni	1-Metyylinaftaleeni	Norm 1-Metyylinaftaleeni	2,3,5-Trimetyylinaftaleeni	2,6-Dimetyylinaftaleeni	Norm 2,6-Dimetyylinaftaleeni	2-Metyylinaftaleeni	Norm 2-Metyylinaftaleeni	Antraseeni x	Norm Antraseeni x	Asenafteeni x
Asema	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka
L5	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
L3	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.02	0.01	< 0.1
L2	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
RG5	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
RG2	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
RG1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
125P	0.33	0.11	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
LS5	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.06	0.02	< 0.1
LS4	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.09	0.03	< 0.1
LS2	0.11	0.04	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.15	0.05	< 0.1	< 0.1	0.16	0.05	< 0.1
LS1	0.35		< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.13	0.04	< 0.1	< 0.1	0.12	0.04	< 0.1
189	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
181	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.31	0.10	< 0.1	< 0.1	0.03	0.01	< 0.1
166	0.73	0.24	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.28	0.09	0.12	0.04	< 0.02	< 0.02	< 0.1
147P	0.12	0.04	< 0.1	< 0.1	< 0.1	1.00	0.33	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
1259	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
123	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
1171	< 0.1	< 0.1	0.11	0.04	< 0.1	0.11	0.04	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
1142	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
57	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.38	0.13	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1
4	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.1

Haitta-ainetulokset 2020

Analyysi	Asenaftyleeni x	Bentso(a)antraseeni x	Norm Bentso(a)antraseeni x	Bentso(a)pyreeni x	Norm Bentso(a)pyreeni x	Bentso(b)fluoranteeni x	Norm Bentso(b)fluoranteeni x	Bentso(e)pyreeni	Norm Bentso(e)pyreeni	Bentso(ghi)peryleeni x	Norm Bentso(ghi)peryleeni x
Asema	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka
L5	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02
L3	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.02	0.01	0.08	0.03	< 0.1	< 0.1	0.03	0.01
L2	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.04	0.01	0.13	0.04	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02
RG5	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.02	0.01	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02
RG2	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.03	0.01	0.03	0.01	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02
RG1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02
125P	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.03	0.01	0.06	0.02	< 0.1	< 0.1	0.02	0.01
LS5	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.13	0.05	0.18	0.06	< 0.1	< 0.1	0.06	0.02
LS4	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.14	0.05	0.26	0.09	0.16	0.05	0.10	0.03
LS2	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.33	0.11	0.38	0.13	0.14	0.05	0.15	0.05
LS1	< 0.1	0.06	0.02	0.35	0.12	0.63	0.21	0.16	0.05	0.18	0.06
189	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0.03	0.01	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02
181	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.02	0.01	0.12	0.04	< 0.1	< 0.1	0.05	0.02
166	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.06	0.02	0.26	0.09	< 0.1	< 0.1	0.11	0.04
147P	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.03	0.01	0.19	0.06	< 0.1	< 0.1	0.07	0.02
1259	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02
123	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0.08	0.03	< 0.1	< 0.1	0.03	0.01
1171	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.04	0.01	0.12	0.04	< 0.1	< 0.1	0.06	0.02
1142	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02
57	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.02	0.01	0.07	0.02	< 0.1	< 0.1	0.03	0.01
4	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.11	0.04	0.21	0.07	< 0.1	< 0.1	0.07	0.02

Haitta-ainetulokset 2020

Analyysi	Bentso(k)fluoranteeni x	Norm Bentso(k)fluoranteeni x	Bifenyyli	Dibentso(a,h)antraseeni x	Fenantreeni x	Norm Fenantreeni x	Fluoranteeni x	Norm Fluoranteeni x	Fluoreeni x	Indeno(1,2,3-cd)pyreeni x	Norm Indeno(1,2,3-cd)pyreeni x
Asema	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka
L5	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.02	0.01	< 0.1	0.03	0.01
L3	0.02	0.01	< 0.1	< 0.1	0.03	0.01	0.17	0.07	< 0.1	< 0.02	< 0.02
L2	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.02	0.01
RG5	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.06	0.02
RG2	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.03	0.01
RG1	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.06	0.02
125P	0.08	0.03	< 0.1	< 0.1	0.15	0.05	0.15	0.05	< 0.1	0.76	0.25
LS5	0.26	0.09	< 0.1	< 0.1	0.24	0.09	0.40	0.14	< 0.1	0.70	0.25
LS4	0.30	0.10	< 0.1	< 0.1	0.34	0.11	0.55	0.18	< 0.1	0.88	0.29
LS2	0.58	0.19	< 0.1	< 0.1	0.59	0.20	0.94	0.31	< 0.1	1.10	0.37
LS1	0.55	0.18	< 0.1	< 0.1	0.69	0.23	0.95	0.32	< 0.1	1.30	0.43
189	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.78	0.26
181	0.09	0.03	< 0.1	< 0.1	0.10	0.03	0.25	0.08	< 0.1	1.60	0.53
166	0.30	0.10	< 0.1	< 0.1	0.08	0.03	0.24	0.08	< 0.1	1.80	0.60
147P	0.18	0.06	< 0.1	< 0.1	0.13	0.04	0.32	0.11	< 0.1	1.40	0.47
1259	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.70	0.23
123	0.10	0.03	< 0.1	< 0.1	0.05	0.02	0.21	0.07	< 0.1	0.90	0.30
1171	0.16	0.05	< 0.1	< 0.1	0.14	0.05	0.28	0.09	< 0.1	1.20	0.40
1142	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.73	0.24
57	0.11	0.04	< 0.1	< 0.1	0.11	0.04	0.18	0.06	< 0.1	0.82	0.27
4	0.24	0.08	< 0.1	< 0.1	0.18	0.06	0.35	0.12	< 0.1	1.10	0.37

Haitta-ainetulokset 2020

Analyysi	Kryseeni x	Norm Kryseeni x	Naftaleeni x	Norm Naftaleeni x	Peryleeni	Pyreeni x	Norm Pyreeni x	PAH-yhdisteet yhteensä	PAH-norm yhteensä	PAH-yhdisteet yhteensä (PIMA) x
Asema	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka
L5	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.03	0.01	0.10	0.03	0.10
L3	0.04	0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.18	0.07	0.60	0.24	0.60
L2	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.20	0.06	0.20
RG5	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.10	0.03	0.10
RG2	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.10	0.03	0.10
RG1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.02	< 0.02	0.10	0.02	0.10
125P	0.27	0.09	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.29	0.10	2.10	0.71	1.80
LS5	0.24	0.09	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.40	0.14	2.70	0.95	2.70
LS4	0.28	0.09	0.02	0.01	< 0.1	0.75	0.25	3.90	1.29	3.70
LS2	0.33	0.11	0.04	0.01	< 0.1	1.00	0.33	6.00	2.00	5.60
LS1	0.38	0.13	0.04	0.01	< 0.1	1.20	0.40	7.10	2.25	6.50
189	0.28	0.09	0.02	0.01	< 0.1	0.02	0.01	1.10	0.38	1.10
181	0.49	0.16	0.04	0.01	< 0.1	0.14	0.05	3.20	1.08	2.90
166	0.53	0.18	0.07	0.02	< 0.1	0.32	0.11	4.90	1.63	3.80
147P	0.42	0.14	0.07	0.02	< 0.1	0.19	0.06	4.10	1.37	3.00
1259	0.25	0.08	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.02	< 0.02	1.00	0.32	1.00
123	0.28	0.09	0.03	0.01	< 0.1	0.10	0.03	1.80	0.59	1.80
1171	0.37	0.12	0.04	0.01	< 0.1	0.15	0.05	2.80	0.93	2.60
1142	0.26	0.09	< 0.02	< 0.02	< 0.1	< 0.02	< 0.02	1.00	0.33	1.00
57	0.25	0.08	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.06	0.02	2.00	0.68	1.70
4	0.36	0.12	< 0.02	< 0.02	< 0.1	0.25	0.08	2.90	0.96	2.90

Haitta-ainetulokset 2020

Analyysi	PCB 101 x	Norm PCB 101 x	PCB 105	PCB 118 x	Norm PCB 118 x	PCB 138 x	Norm PCB 138 x	PCB 153 x	Norm PCB 153 x	PCB 156	PCB 180 x	Norm PCB 180 x
Asema	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka
L5	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
L3	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
L2	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
RG5	< 0.002	< 0.002	< 0.002	0.002	0.001	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
RG2	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
RG1	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
125P	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
LS5	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	0.005	0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
LS4	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	0.007	0.002	0.004	0.001	< 0.002	< 0.002	< 0.002
LS2	0.003	0.001	< 0.002	< 0.002	< 0.002	0.012	0.004	0.011	0.004	< 0.002	0.004	0.001
LS1	0.004	0.001	< 0.002	< 0.002	< 0.002	0.012	0.004	0.010	0.003	< 0.002	0.004	0.001
189	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
181	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
166	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
147P	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
1259	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
123	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
1171	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
1142	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
57	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002
4	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002	< 0.002

Haitta-ainetulokset 2020

Analyysi	PCB 28 x	Norm PCB 28 x	PCB 52 x	PCB-yhdisteet summa	Norm PCB summa	PCB-yhdisteet summa x (PIMA/HELCOM)	Norm PCB-yhdisteet summa x (PIMA/HELCOM)
Asema	mg/kg ka		mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka
L5	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
L3	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
L2	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
RG5	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.002	0.001	< 0.003	
RG2	0.001	0.0003	< 0.001	0.001	0.000	< 0.003	
RG1	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
125P	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
LS5	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.005	0.002	0.008	0.003
LS4	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.011	0.004	0.012	0.004
LS2	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.030	0.010	0.030	0.010
LS1	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.030	0.010	0.026	0.009
189	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
181	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
166	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
147P	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
1259	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
123	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
1171	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
1142	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
57	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	
4	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000	< 0.003	

Haitta-ainetulokset 2020

Analyysi	Dibutyylitina	Norm Dibutyylitina	Difenyylitina	Norm Difenyylitina	Dioktyylitina	Mono-oktyylitina	Monobutyylitina	Norm Monobutyylitina	Monofenyylitina	Norm Monofenyylitina	Tetrabutyylitina
Asema	mg/kg ka		mg/kg ka		mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka		mg/kg ka		mg/kg ka
L5	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
L3	0.002	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	0.000	< 0.001	< 0.001	< 0.001
L2	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
RG5	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
RG2	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
RG1	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
125P	0.002	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	0.000	< 0.001	< 0.001	< 0.001
LS5	0.007	0.003	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.002	0.001	0.001	0.000	< 0.001
LS4	0.006	0.002	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.002	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
LS2	0.030	0.010	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.006	0.002	0.002	0.001	< 0.001
LS1	0.035	0.012	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.007	0.002	0.001	0.000	< 0.001
189	0.002	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	0.000	< 0.001	< 0.001	< 0.001
181	0.003	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	0.000	< 0.001	< 0.001	< 0.001
166	0.007	0.002	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	0.000	< 0.001	< 0.001	< 0.001
147P	0.007	0.002	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.002	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
1259	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
123	0.002	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	0.000	0.001	0.000	< 0.001
1171	0.054	0.018	0.033	0.011	< 0.001	< 0.001	0.015	0.005	0.110	0.037	< 0.001
1142	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
57	0.001	0.000	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
4	0.011	0.004	0.001	0.000	< 0.001	< 0.001	0.006	0.002	0.002	0.001	< 0.001

Haitta-ainetulokset 2020

Analyysi	Tributyylitina	Norm Tributyylitina	Trifenyylitina	Norm Trifenyylitina	Trisykloheksyylitina	OT-yhdisteet yhteensä	Norm OT-yhdisteet yhteensä
Asema	mg/kg ka		mg/kg ka		mg/kg ka	mg/kg ka	mg/kg ka
L5	0.003	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.003	0.001
L3	0.002	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.005	0.002
L2	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000
RG5	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000
RG2	0.001	0.000	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	0.000
RG1	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000
125P	0.003	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.006	0.002
LS5	0.014	0.005	0.012	0.004	< 0.001	0.036	0.013
LS4	0.015	0.005	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.023	0.008
LS2	0.056	0.019	0.003	0.001	< 0.001	0.097	0.032
LS1	0.068	0.023	0.002	0.001	< 0.001	0.113	0.038
189	0.002	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.005	0.002
181	0.005	0.002	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.009	0.003
166	0.022	0.007	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.030	0.010
147P	0.024	0.008	0.002	0.001	< 0.001	0.035	0.012
1259	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000
123	0.003	0.001	0.006	0.002	< 0.001	0.013	0.004
1171	0.037	0.012	0.450	0.150	< 0.001	0.699	0.233
1142	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000	0.000
57	0.002	0.001	0.001	0.000	< 0.001	0.004	0.001
4	0.006	0.002	0.015	0.005	< 0.001	0.041	0.014

Haitta-ainetulokset 2020

Analyysi	PFOA	PFOS	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209	BDE, valitut summa	BDE, yläraja
Asema	mg/kg ka	mg/kg ka	ng/kg ka	ng/kg ka	ng/kg ka	ng/kg ka	ng/kg ka	ng/kg ka	ng/kg ka	ng/kg ka	ng/kg ka	ng/kg ka
L5	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0039	< 0.0045	< 0.087	< 0.077	< 0.015	< 0.013	< 0.018	< 1.1	0	0.72
L3	< 0.0005	< 0.0005	< 0.013	< 0.012	< 0.016	< 0.013	<0.011	< 0.0098	< 0.015	< 0.61	0	0.7
L2	< 0.0005	< 0.0005	< 0.12	< 0.055	< 0.11	< 0.054	< 0.051	< 0.046	< 0.089	< 0.62	0	0.57
RG5	< 0.0005	< 0.0005	< 0.075	< 0.027	< 0.042	< 0.061	< 0.028	< 0.025	< 0.086	< 1.1	0	0.75
RG2	< 0.0005	< 0.0005	< 0.028	< 0.021	< 0.031	< 0.025	< 0.02	< 0.018	< 0.027	< 0.98	0	0.57
RG1	< 0.0005	< 0.0005	< 0.025	< 0.024	< 0.035	< 0.032	< 0.022	< 0.02	< 0.029	< 1.02	0	0.85
147P	< 0.0005	0.000557	< 0.014	< 0.038	< 0.039	< 0.0053	< 0.0057	< 0.0029	< 0.0062	< 1.4	0	0.82
1171	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0019	< 0.02	< 0.025	< 0.0011	< 0.00069	< 0.0027	< 0.0014	< 0.89	0	0.94
57	< 0.0005	< 0.0005	< 0.0029	< 0.0049	< 0.0031	< 0.0026	< 0.018	< 0.016	< 0.0021	< 1.4	0	0.75
4	< 0.0005	0.000907	< 0.018	< 0.11	< 0.08	< 0.021	0.024	0.024	< 0.069	7.1	7.1	7.4

	1,2,5,6,9,10-HBCDD	Tetrabromibisfenoli-A (TBBP-A)	TBBP-A määritysrajaa on nostettu matriisihäiriön johdosta
	µg/kg ka	µg/kg ka	
L5	< 5	< 5	
L3	< 5	< 5	
L2	< 5	< 5	
RG5	< 5	< 5	
RG2	< 5	< 5	
RG1	< 5	< 5	

Haitta-ainetulokset 2020

Simpukan pehmytkudos

Analyysi	HBCD	PFOS	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
Asema	µg/kg ka	µg/kg ka	µg/kg ka	µg/kg ka	µg/kg ka	µg/kg ka	µg/kg ka	µg/kg ka	µg/kg ka	µg/kg ka
L5	< 5.0	< 1.0	< 0.050	< 0.050	< 0.050	< 0.050				< 5.0
RG6	< 5.0	< 1.0	< 0.050	< 0.050	< 0.050	< 0.050				< 5.0
RG5	< 5.0	< 1.0	< 0.050	< 0.050	< 0.050	< 0.050				< 5.0
RG2	< 5.0	< 1.0	< 0.050	0.053	< 0.050	< 0.050				< 5.0
LS5	< 5.0	< 1.0	< 0.050	0.290	0.300	0.070				< 5
LS3	< 5	< 1.0	< 0.05	0.200	0.260	0.063				< 5
LS2	< 5.0	< 1.0	< 0.050	0.150	0.210	0.055				< 5
LS1	< 5.0	< 1.0	< 0.050	0.190	0.280	0.068				< 5
123	< 5.0	< 1.0	< 0.050	0.059	< 0.050	< 0.050				< 5.0
1142	< 5.0	< 1.0	< 0.050	< 0.050	< 0.050	< 0.050				< 5.0
57	< 10	< 1.0	< 0.10	< 0.10	< 0.10	< 0.10				< 10

Kuvailulehti

Tekijä	Emil Nyman, Marjut Räsänen, Jyrki Muurinen
Nimike	Pääkaupunkiseudun merialueen tila 2020-2021
Sarjan nimike	Helsingin kaupungin kaupunkiympäristön julkaisuja
Sarjanumero	2022:33
Julkaisuaika	12:2022
Sivuja	232
Liitteitä	7
ISBN	978-952-386-202-9
ISSN	2489-4230 (verkkojulkaisu)
Kieli, koko teos	Suomi
Kieli, yhteenveto	Suomi, Ruotsi, Englanti

Tiivistelmä:

Pääkaupunkiseudun merialueen yhteistarkkailun 2-vuotis yhteenvetoraportti veden laadun fysikaalis-kemiallisille sekä biologisille muuttujille. Raportissa tarkastellaan pääkaupunkiseudulla toimivien ympäristö- tai vesiluvallisten toimien vaikutuksia rannikkomeren tilaan.

Avainsanat: Itämeri, veden laatu, rehevöityminen, pohjaeläin, kasviplankton, a-klorofylli, typpi, fosfori, ravinnepitoisuus, meriläjitys, läjitysalue, voimalaitos, merilauhdevesi, ympäristövaikutus, haitta-aine.

Helsinki

Kaupunkiympäristön toimiala huolehtii Helsingin kaupunkiympäristön suunnittelusta, rakentamisesta ja ylläpidosta, rakennusvalvonnasta sekä ympäristöön liittyvistä palveluista.