



Huleveden laatu Helsingissä

Johanna Airola, Paula Nurmi ja Katja Pellikka

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisu 12/2014

Johanna Airola, Paula Nurmi ja Katja Pellikka

Huleveden laatu Helsingissä

Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsinki 2014

Kannen kuvat: Paula Nurmi ja Katja Pellikka
ISSN 1235-9718
ISBN 978-952-272-730-5
ISBN (PDF) 978-952-272-731-2

Painopaikka: Kopio Niini Oy
Helsinki 2014

Sisällysluettelo

Tiivistelmä.....	3
Sammanfattning.....	5
Abstract.....	7
1 Johdanto	9
1.1 Tutkimuksen tarkoitus	9
1.2 Määritelmiä.....	9
2 Taustatietoja	10
2.1 Hulevesivirtaama.....	10
2.2 Haitalliset ja muut aineet hulevesissä	11
2.2.1 Kiintoaine, ravinteet, bakteerit, happamuus, sulfaatti, sähkönjohtavuus ja kloridi	11
2.2.2 Metallit	13
2.2.3 Kemikaalit ja muut aineet	13
2.3 Haitallisten aineiden päästölähteet	14
2.3.1 Laskeuma	15
2.3.2 Liikenne	16
2.3.3 Rakennukset, rakenteet ja rakentaminen	17
2.3.4 Muut lähteet.....	18
2.4 Lumen sulaminen.....	19
2.5 Laatukriteerit	20
3 Aineisto ja menetelmät	22
3.1 Aineistot	22
3.2 Tutkimusalueet, aluetyypit ja havaintopaikat.....	23
3.3 Näytteenotto ja analyysit.....	37
3.4 Aineiston tilastollinen käsittely.....	38
4 Tulokset ja tulosten tarkastelu	39
4.1 Kiintoaine, happamuus ja orgaaninen hiili.....	39
4.2.Sulfaatti, kloridi ja sähkönjohtavuus	41
4.3 Ravinteet.....	44
4.4 Metallit.....	47
4.5 Öljyhiilivedyt	52
4.6 PAH-yhdisteet	53
4.7 VOC-yhdisteet.....	54
4.8 Bakteerit.....	54
4.9 Hulevesien vaikutukset Helsingin puroissa	55

4.9.1 Tilastollisen testauksen tulokset.....	55
4.9.2 Hulevesikuormitus purovesissä ja vertailu raja-arvoihin.....	58
5 Yhteenveto ja johtopäätökset	59
6 Ehdotuksia jatkotoimenpiteiksi	62
Lähteet	63
Liite 1. Analyysimenetelmät, määritysrajat ja mittausepävarmuus.	
Liite 2. Havaintojen lukumäärät, eri aineiden mediaani- ja keskiarvopitoisuudet sekä minimi- ja maksimipitoisuudet eri aluetyypeillä.	
Liite 3. Aineiston tilastollisen testauksen tunnuslukuja (p-arvo).	
Liite 4. Puroveden ja siihen laskevien hulevesien pitoisuuksien eron tilastollisen testauksen riskitasot.	
Liite 5. PAH-yhdisteet.	
Liite 6. VOC-yhdisteet.	

Tiivistelmä

Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää huleveden yleistä laatua Helsingissä ja arvioida huleveden puhdistustarvetta sekä vertailla huleveden ja puroveden laatua. Tutkimus on yksi Helsingin kaupungin hulevesistrategian erillisselvitys. Tutkimusraporttiin on lisäksi kerätty laajasti taustatietoa hulevesiin joutuvista haitallisista aineista ja niiden päästölähteistä.

Tutkimuksessa on käytetty Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen keräämiä huleveden laatutietoja aikaisemmin tehdyistä ja julkaistuista tutkimuksista sekä julkaisemattomia hulevesituloksia vuosilta 2001–2012. Lisäksi tutkimuksessa on käsitelty opinnäytetöissä Helsingin alueelta analysoituja hulevesituloksia. Tutkimuskohteet sijaitsivat eri puolilla kaupunkia.

Huleveden laatua selvitettiin erityyppisillä kaupunkialueilla. Havaintopaikat sijoitettiin kolmeen aluetyyppiin, jotka olivat: asuinaluetyyppi, teollisuusaluetyyppi ja paikoitusaluetyyppi. Hulevesien laatua verrattiin eri aluetyyppien välillä. Lisäksi verrattiin lumensulamiskauden hulevesiä muun ajankohdan hulevesiin sekä purovesiä hulevesiin. Laatueroja testattiin tilastollisilla testeillä.

Erityyppisten alueiden (asuinalueet, teollisuusalueet, paikoitusalueet) hulevesien välille saatiin tutkimuksessa vain vähän tilastollisesti merkitseviä eroja. Päästöjä hulevesiin tulee yleisesti liikenteestä ja rakennusmateriaaleista kaikilla aluetyypeillä. Vaikka eri aluetyyppien väliset erot huleveden yleisessä laadussa olivat pieniä, niin Helsingissä voi olla paikallisia alueita, missä huleveden laatu poikkeaa yleisestä laadusta.

Hulevesien merkittävimmät aineet olivat typpi, fosfori, kloridi ja raskasmetalleista kupari ja sinkki sekä öljyhiilivedyt. Lisäselvityksiä tulisi tehdä erityisesti näiden aineiden vähentämiseksi hulevesistä.

Ravinteita tuli eniten hulevesiin satunnaisista jätevesipäästöistä, joita esiintyi sekä asuin- että teollisuusalueilla. Jätevesipäästöt näkyivät myös samanaikaisesti kohonneina bakteeripitoisuuksina. Huleveden kloridipitoisuudet vaihtelivat paljon talvisesta katusuolauksesta johtuen. Lumensulamisvesien kloridi- ja sulfaattipitoisuudet olivat suurempia kuin muiden hulevesien. Raskasmetalleja hulevesiin päätyy pääasiassa liikenteestä ja rakennusmateriaaleista. Aluetyypeistä paikoitusalueilla oli suurin kuparin mediaanipitoisuus ja lumensulamisvesissä oli enemmän nikkeliä kuin muissa hulevesissä. Orgaanisten haitta-aineiden, VOC- ja PAH- yhdisteiden pitoisuudet hulevesissä jäivät varsin pieniksi. Korkeampia pitoisuuksia esiintyi vain satunnaisesti eri puolilla kaupunkia eri aineissa. Teollisuusalueiden lumensulamisvesissä esiintyi öljykalvoa yleisesti. Suurimmat öljyhiilivetyt pitoisuudet olivat paikoitusalueilla.

Purovesissä sähkönjohtavuus, kloridi, sulfaatti, kiintoaine ja ravinnepitoisuudet olivat pääsääntöisesti suurempia kuin hulevesissä. Hulevesissä taas metallipitoisuudet olivat yleisesti korkeampia kuin purovesissä ja tämä näkyi etenkin kupari-

ja sinkkipitoisuuksissa. Purovesien hyvän laadun säilyttämiseksi kuparin ja sinkin lisäksi typen, kloridin ja sulfaatin päästölähteisiin ja päästöjen vähentämiseen tulisi kiinnittää enemmän huomiota.

Huleveden puhdistustarpeen arvioimiseksi tuloksia verrattiin haitta-aineille annettuihin raja-arvoihin ja ympäristölaatunormeihin. Tukholmassa käytössä olevien hulevesien raja-arvojen alin pitoisuusraja-arvo ylittyi tässä aineistossa kuparin, sinkin ja öljyhiilivetyjen kohdalla. Ylin Tukholman raja-arvo ylittyi vain öljyhiilivetyjen kohdalla paikoitusalueilla. Pääosa tutkituista aineista ei ylittänyt Tukholman raja-arvoja.

Vertailu vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun valtioneuvoston asetuksen ympäristölaatunormeihin oli hankalaa, koska asetuksen normitus koskee liukoisia metalleja ja tämän tutkimuksen metallimääritykset on pääasiassa tehty kokonaismetallimäärityksinä.

Raja-arvot ylittyivät pääasiassa paikoitusalueityypisillä alueilla, joten on perusteltua, että isoilta paikoitusalueilta kuten logistiikka-alueilta, varikoilta ja kauppakeskusten parkkialueilta tulevat hulevedet puhdistettaisiin luonnonmukaisilla huleveden käsittelyjärjestelmillä ennen vesistöön johtamista. Tämän tutkimuksen perusteella ei näyttäisi olevan yleistä tarvetta huleveden puhdistamiselle. Tutkimuksessa ei selvitetty sellaisia erityisalueita, joilla saattaa olla paikallista hulevesien puhdistamistarvetta.

Sammanfattning

Syftet med undersökningen var att utreda den allmänna kvaliteten på dagvattnet i Helsingfors och bedöma behovet av att rena det, och att jämföra dagvattnets kvalitet med kvaliteten på bäckvatten. Undersökningen är en separat utredning inom Helsingfors stads dagvattenstrategi. För undersökningsrapporten samlade man också in omfattande bakgrundsinformation om skadliga ämnen som hamnar i dagvattnen liksom även om källorna för utsläpp av dessa ämnen.

Vid undersökningen har man använt de kvalitetsdata om dagvatten som Helsingfors stads miljöcentral har samlat in om undersökningar som har utförts och publicerats tidigare samt opublicerade dagvattenresultat från åren 2001–2012. Vid undersökningen har man dessutom bearbetat sådana dagvattenresultat från Helsingforsområdet som har analyserats i lärdomsprov. Platserna som undersöktes ligger på olika håll i staden.

Dagvattnets kvalitet utreddes i stadsområden av olika typer. Observationsplatserna placerades i tre typer av områden: bostadsområden, industriområden och parkeringsområden. Kvaliteten på dagvattnen jämfördes mellan olika typer av områden. Man jämförde även dagvatten från en snösmältningsperiod med dagvatten från en annan period samt bäckvatten med dagvatten. Kvalitetsskillnaderna testades med statistiska tester.

Vid undersökningen fick man bara föga statistiskt signifikanta skillnader mellan dagvattnen från områden av olika typer (bostadsområden, industriområden, parkeringsområden). I alla typer av områden kommer utsläppen till dagvattnen allmänt från trafiken och byggnadsmaterial. Även om skillnaderna i dagvattnets allmänna kvalitet mellan olika typer av områden var små kan det dock finnas lokala områden i Helsingfors där dagvattnets kvalitet avviker från den allmänna kvaliteten.

Kväve, fosfor, klorid och tungmetaller som koppar och zink samt oljekolväten var de viktigaste substanserna i dagvattnen. Man borde utföra fler utredningar för att minska mängderna av särskilt dessa ämnen i dagvattnen.

Mest näringsämnen till dagvattnet kom det från sporadiska utsläpp av avloppsvatten. Sådana utsläpp förekom i såväl bostads- som industriområden. Utsläppen av avloppsvatten syntes samtidigt som förhöjda bakteriehalter. Dagvattnets kloridhalter varierade mycket på grund av gatusaltningen vintertid. I snösmältningsvattnen var klorid- och sulfathalterna högre än i andra dagvatten. Tungmetaller i dagvattnet kommer huvudsakligen från trafiken och byggnadsmaterial. I de olika typerna av områden var medianhalten av koppar störst på parkeringsområdena och i snösmältningsvattnen fanns det mer nickel än i andra dagvatten. Halterna av organiska skadeämnen, VOC- och PAH-föreningar i dagvatten förblev tämligen låga. Högre halter förekom bara sporadiskt på olika håll i staden i olika ämnen. Oljehinna förekom allmänt på snösmältningsvattnen från industriområdena. De högsta halterna av oljekolväten fanns på parkeringsområdena.

För bäckvatten var den elektriska ledningsförmågan, halterna av klorid, sulfat, fasta ämnen och näringsämnen i regel högre än för dagvatten. I dagvatten var metallhalterna däremot allmänt högre än i bäckvatten och detta syntes särskilt i koppar- och zinkhalterna. För att bevara en god kvalitet på bäckvatten borde man fästa mer uppmärksamhet vid utsläppskällorna av förutom koppar och zink även kväve, klorid och sulfat samt vid att minska utsläppen.

För att utvärdera behovet av att rena dagvatten jämförde man resultaten med de gränsvärden som fastställts för skadeämnen och med normerna för miljökvalitet. Det lägsta haltgränsvärdet bland gränsvärdena som tillämpas på dagvatten i Stockholm överskreds i detta material för koppar, zink och oljekolväten. Det högsta gränsvärdet för Stockholm överskreds bara för oljekolväten i parkeringsområden. Största delen av de undersökta ämnena överskred inte Stockholms gränsvärden.

Det var besvärligt att jämföra med de normer för miljökvalitet som anges i statsrådets förordning om ämnen som är farliga och skadliga för vattenmiljön, eftersom normeringen i förordningen gäller lösliga metaller medan bestämningarna av metaller i denna undersökning utfördes huvudsakligen genom bestämning av totala metaller.

Gränsvärdena överskreds huvudsakligen i områden av typen parkeringsområde, varför det är motiverat att dagvattnen från stora parkeringsområden som till exempel logistikområden, depåer och parkeringsplatser vid affärscentra skulle renas med naturenliga system för behandling av dagvatten innan det leds ut i vattendragen. På basis av denna undersökning torde det inte finnas ett allmänt behov av att rena dagvatten. Vid undersökningen undersöktes inga särskilda områden där det kan finnas lokala behov av att rena dagvatten.

Abstract

This study aimed to examine the general quality of run-off water in Helsinki, to evaluate the need for cleaning run-off water, and to compare the quality of run-off water and brook water. The study is one of the separate reports on the run-off water strategy of the City of Helsinki. In addition, the report includes extensive background information on the harmful substances that end up in run-off water and their sources.

Information on the quality of run-off water, collected by the City of Helsinki Environment Centre from previously published studies, was used in this study, as well as unpublished results on run-off water from 2001–2012. Results on run-off water analysed in various theses examining the Helsinki region have also been discussed in the study. The areas examined in this study are located in different areas of Helsinki.

The quality of run-off water was studied in different types of city areas. The locations were divided into three area types: residential, industrial, and parking areas. The quality of run-off water was compared between these three area types. In addition, run-off water created from snow melting during the spring was compared to other times of the year, and brook water was compared to run-off water in general. The differences in quality were tested using statistical methods.

The variation in the quality of the run-off water between the three types of areas was only slightly statistically significant. The most common sources of emissions in run-off water in all area types were traffic and construction materials. Even though the differences in the quality in general were minor, there may be some areas in Helsinki where the quality of run-off water differs from the general quality.

The most significant substances found in run-off water were nitrogen, phosphorus, chloride, copper, zinc, and oil hydrocarbons. Further studies should concentrate on eliminating, in particular, these substances from the run-off water.

Most of the nutrients found in the run-off waters originated from occasional wastewater emissions in both residential and industrial areas. The wastewater emissions were also visible as increased bacteria content in the water. The chloride content of run-off water varied greatly, due to salting of the streets during the winter. The chloride and sulphate content in melting snow was higher than in other types of run-off water. Most of the heavy metals in run-off water come from traffic and construction materials. Parking areas had the highest copper median content, and melting snow had more nickel than other types of run-off water. The amount of harmful organic substances, VOCs, and PAHs in run-off water was relatively small. Higher contents of various substances were only found occasionally in different areas of the city. An oil layer was often present in water from melted snow in industrial areas. Parking areas had the highest content of oil hydrocarbons.

Electrical conductivity, as well as the content of chloride, sulphate, solids, and nutrients, were usually higher in brook water than in run-off water, whereas the metal content, particularly of copper and zinc, was higher in run-off water. In order to maintain the high quality of brook water, more attention should be paid to the sources of nitrogen, chloride, and sulphate, as well as to decreasing these emissions.

In order to evaluate the need for cleaning the run-off water, the results were compared to limit values for harmful substances and to environmental quality standards. The results of this study indicate that the contents of copper, zinc, and oil hydrocarbons exceeded the lowest content limit value for run-off water used in Stockholm. The highest limit value used in Stockholm was only exceeded in oil hydrocarbons at parking areas. The content of most of the substances examined remained below the Stockholm limit values.

Comparing the results to the environmental quality norms defined in the Government Decree on substances harmful or hazardous to the aquatic environment was difficult, as the norms are intended for soluble metals, and the metals in this study were mostly defined through total metal definitions.

The limit values were mostly only exceeded in parking areas, and therefore, we suggest purifying the run-off water from large parking areas, such as logistics areas, depots, and shopping centre parking areas, by using natural run-off water treatment systems before leading the run-off water into the waterways. This study does not indicate any need for the purification of run-off water in general. Special areas where local purification of run-off water might be necessary were not included in this study.

1 Johdanto

1.1 Tutkimuksen tarkoitus

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on selvittää huleveden yleistä laatua Helsingissä ja arvioida huleveden puhdistustarvetta. Huleveden laatua on selvitetty erityyppisillä kaupunkialueilla (asuinalueilla, teollisuusalueilla ja paikoitusalueilla). Laadun arvioimiseksi tuloksia on verrattu haitta-aineille annettuihin raja-arvoihin ja ympäristönlautunormeihin.

Helsingin kaupunki on laatinut hulevesistrategian, jonka kaupunginhallitus on hyväksynyt vuonna 2009. Tämä tutkimus toteuttaa ympäristökeskuksen vastuulla olevan strategian toimenpiteen ”selvitetään huleveden laatu ja vaikutus vastaanottavissa vesistöissä ja arvioidaan puhdistustarve.”

1.2 Määritelmiä

Vesihuoltolaissa (119/2001) hulevedellä tarkoitetaan maan pinnalta, rakennuksen katolta tai muilta vastaavilta pinnoilta pois johdettavaa sade- tai sulamisvettä.

Hulevesijärjestelmään voi päätyä myös muita kuin sade- ja sulamisvesiä, esim. tulipalojen sammutusvesiä sekä tunnelien ja katujen huuhteluvesiä. Hulevesissä korostuu ihmistoiminnan vaikutus, mikä erottaa ne muista valumavesistä. (Helsingin kaupungin rakennusvirasto 2008).

Ensihuuhtouma eli first flush on sadantatapahtuman alussa esiintyvä ilmiö, jossa huleveden ainepitoisuudet ovat korkeimmillaan ja huleveden laatu huonoimmillaan. Vettä läpäisemättömille pinnoille kertyneet epäpuhtaudet lähtevät sateen alussa sadeveden mukana liikkeelle (Karvinen 2010).

Pintavalunta tarkoittaa sadeveden virtausta maan pinnalla.

Huleveden valuma-alue tarkoittaa sitä maa-aluetta, jolta kerääntyvä sadevesi valuu samaan uomaan.

Laskeuma tarkoittaa ilmasta maahan päätyviä hiukkasia.

2 Taustatietoja

2.1 Hulevesivirtaama

Tiiviisti rakennetussa kaupungissa on runsaasti päällystettyjä pintoja kuten teitä ja pihvoja, mikä vähentää vettä läpäiseviä pintoja ja täten kasvattaa hulevesivirtaamia. Samalla virtaamat nopeutuvat, koska hulevedet johdetaan yleensä eteenpäin putkistoissa, joissa ei ole kasvillisuutta hidastamassa veden kulkua. Myös huleveden haihtuminen on vähäistä (Schueler 1995).

Hulevesien johtaminen kaupunkipuroihin saa aikaan suuria vaihteluita purojen virtaamissa ja ne äärevöityvät (Schueler 1995). Rankkasateiden aikana tai välittömästi niiden jälkeen puroissa voi esiintyä hallitsematonta tulvimista. Suurentuneet ylivirtaamat lisäävät purouoman eroosiota. Pienentyneet alivirtaamat johtavat veden lämpenemiseen ja jopa purouoman ajoittaiseen kuivumiseen, mikä taas vaikuttaa puron ekologiseen tilaan. Hulevesien tehokas poisjohtaminen yhdessä pienentyneen imeytymisen kanssa yleensä myös laskee pohjaveden pintaa (Chocat ym. 2001).

Ilmastonmuutoksen ennustetaan lisäävän sateisuutta ja rankkasateiden osuutta kaikista sateista (Aaltonen ym. 2008). Tämä tulee lisäämään hulevesivirtaamia ja tulvariskiä (kuva 1).



Kuva 1. Rankkasateesta johtuvaa tulvaa Kapteeninkadun ja Tehtaankadun risteyksessä 22.8.2011. Kuva: Valtteri Lankiniemi.

2.2 Haitalliset ja muut aineet hulevesissä

Huleveden kertymisvaiheessa läpäisemättömille pinnoille kertyy aerosoleja, hiukkasia ja nesteitä, joihin on sitoutunut erilaisia haitta-aineita (Karvinen 2010). Kun sadevesi huuhtoo näitä aineita mukaansa, kertyvän huleveden laatu huononee.

Huleveden laatua heikentävät monenlaiset aineet kuten raskasmetallit, orgaaniset haitta-aineet kuten öljyt ja liuottimet, ravinteet ja bakteerit (Stockholms stad 2005). Myös erilaiset teollisuudessa, liikenteessä ja kotitalouksissa käytettävät kemikaalit heikentävät huleveden laatua (Karvonen ym. 2012).

Haitta-aineet voivat olla hulevedessä sekä hiukkasina, tai sellaisiin kiinnittyneinä, että liukoisina (Stockholms stad 2001a). Esiintymismuoto vaikuttaa aineiden pidentymiseen ja siihen, ovatko ne eliöiden käytettävissä tai aiheuttamassa eliöille haittaa. Haitta-aineet ovat suurimmaksi osaksi hiukkasmuodossa ja mm. metallit kulkeutuvat hulevesiin yleisesti hiukkasina lukuun ottamatta korroosiolla irtoavia metalleja. Arviolta 75 % liikenteestä peräisin olevista metalleista sekä suurin osa fosforista ja PAH-yhdisteistä ovat sitoutuneina hiukkasiin. Katoilta ja muilta metallipinnoilta tuleva kupari ja sinkki sekä typpi ovat suurimmaksi osaksi liukoisessa muodossa.

Huleveden sisältämät haitta-aineet voivat olla eliöille myrkyllisiä välittömästi tai kertyvästi (Ellis ym. 2004). Välitön myrkyllisyys ilmenee tuntien tai muutaman vuorokauden kuluessa. Kertyvä myrkyllisyys taas on pitkäkestoista ja sen vaikutukset voivat ulottua useampaan kuin yhteen sukupolveen.

2.2.1 Kiintoaine, ravinteet, bakteerit, happamuus, sulfaatti, sähkönjohtavuus ja kloridi

Kiintoaine samentaa vesistöjä ja täyttää oja ym. pieniä uomia. Kiintoaine voi olla haitallista kaloille kerääntyessään kalojen kiduksiin. Liiallinen kiintoaine hävittää kutusoraikkoja. Uposlehtisten vesikasvien kasvuolosuhteet voivat heikentyä kiintoaineen määrän lisääntyessä (kuva 2).



Kuva 2. Kiintoainepitoista hulevettä virtaa rakennustyömaalta puroon. Kuva: Paula Nurmi.

Valuma-alueen ominaisuudet, sadanta, eroosio ja perustuotanto vaikuttavat kiintoaineen määrään vedessä. Ihmistoiminta kasvattaa usein eroosiota ja siten lisää kiintoaineen määrää. Suuret kiintoainemäärät sisältävät myös usein suurempia haitta-ainepitoisuuksia (Stockholms stad 2001a). Lუმensulamisen yhteydessä voi hulevedessä olla erityisen korkeita kiintoainepitoisuuksia.

Ravinteet aiheuttavat mm. rehevöitymistä, leväkukintoja ja välillisesti happikatoa vesistöissä. Pääravinteet ovat typpi ja fosfori. Ravinteet esiintyvät hulevedessä eri muodoissa: typpi pääosin liukoisena ja fosfori hiukkasiin kiinnittyneenä.

Escherichia coli -bakteeri elää tasalämpöisten eläinten suolistossa ja sitä esiintyy suuria määriä niiden ulosteissa (Ellis ym. 2004). *Escherichia coli* -bakteerin kasvupesäkkeiden määrää käytetään ulosteperäisen likaantumisen toteamiseen ja veden hygieenisen laadun määrittämiseen.

Rikkiä ja typpeä vapautuu palamisessa ilmaan muodostamaan rikki- ja typpihappoa. Ne aiheuttavat sadeveden happamuutta. Huleveden on havaittu olevan emäksisempää kuin sadeveden (Duncan 1999). Emäksisyys johtuu siitä, että sadevesi huuhtoo kalkkia sisältäviä betonipintoja (Messenger 1986). Happamuus vaikuttaa vedessä tapahtuviin kemiallisiin prosesseihin kuten metallien liukoisuuteen. Esim. sinkki ja kupari ovat sitoutuneina hiukkasiin pH-arvossa 8, mutta liukenevat veteen pH:n laskiessa arvoon 4 (Dempsey ym. 1993).

Sähkönjohtavuus kuvaa vedessä olevien ionien määrää. Yleisiä ioneja ovat suolat, metalli-ionit ja orgaanisten yhdisteiden ionimuodot. Näistä osa on haitallisia.

Kloridi on yleinen ioni, jota päätyy hulevesiin teiden liukkauden torjunnan suolasta. Korkea kloridipitoisuus hulevedessä haittaa makean veden eliöstöä muuttamalla osmoottista tasapainoa: suolainen vesi imee eliöistä vettä tasapainottaakseen suolaisuuseron.

2.2.2 Metallit

Ympäristölle haitallisia metalleja ovat kohonneina pitoisuuksina mm. elohopea, kupari, sinkki, kadmium, lyijy, nikkeli ja kromi. Elohopea on hyvin myrkyllistä ihmisille, eläimille ja kasveille (Stockholms stad 2005).

Kupari on myrkyllistä ihmisille, eläimille ja vesikasveille (Stockholms stad 2001a, 2002). Liukoinen kupari on vesiekosysteemissä myrkyllistä etenkin leville. Veden kovuus vähentää sen myrkyllisyyttä (Horne & Goldman 1994). Kaikki kupari ei kuitenkaan ole vedessä liukoisessa muodossa, koska se sitoutuu humusaineisiin ja maahiukkasiin.

Sinkki on eliöille välttämätöntä, mutta suurina pitoisuuksina myrkyllistä vesieläimille ja -kasveille (Stockholms stad 2001a, 2002). Nikkeli on myrkyllistä suurina pitoisuuksina. Kromi on haitallista ihmisille, eläimille ja kasveille ja voi aiheuttaa syöpää. Lyijy kerääntyy biomassaan ja on voimakkaasti myrkyllistä ihmisille ja eläimille. Se esiintyy lähinnä hiukkasmuodossa. Kadmium kuuluu haitallisimpiin metalleihin (Westlin 2004) ja se on myrkyllistä ihmisille ja eläimille (Stockholms stad 2002).

2.2.3 Kemikaalit ja muut aineet

Öljy on haitallista sekä ihmisille että eläimille ja myrkyllistä kasveille (Stockholms stad 2005). Öljyt hajoavat useimmiten hitaasti luonnossa. Kaupallisiin tuotteisiin yleisesti lisättyjen ainesosien ansiosta öljy erottuu herkästi tiheyden perusteella ja muodostaa kalvon veden pinnalle tai kiinteiden kohteiden ja vesieliöiden päälle (Ellis 2004). Vesistöissä mineraaliöljyt voivat myrkyllisyytensä tai hapenkulutuksensa takia aiheuttaa ongelmia. Lisäksi öljykalvot ja öljyn haju vähentävät ympäristön viihtyisyyttä (Khan ym. 2006.) Asfaltti koostuu öljypohjaisesta bitumista, joka osin imee öljyn pienempiä molekyylejä itseensä, mistä syystä öljyn liukenevuudesta huleveteen ei ole täyttä selvyyttä (Beyerl 1998). Hulevedessä öljy esiintyy vapaana, veteen sekoittuneena tai liukoisessa muodossa.

Polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH-yhdisteet) ovat myrkyllisiä ihmisille ja vesieliöille (Holmgren 1997). PAH-yhdisteet ovat kiinteitä aineita, eivätkä ne liukene veteen. Ne ovat myös hyvin pysyviä ja kerääntyvät maaperään ja vesistöjen sedimenttiin. Suomen työturvallisuuslainsäädännön mukaan kaikki PAH-yhdisteet luokitellaan syöpävaarallisiksi.

Haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC-yhdisteet) ovat vaihtelevasti haitallisia ihmiselle ja vesieliöille. Useat VOC-yhdisteet on todettu vesieliöille haitallisiksi, mutta

niiden ei ole todettu kerääntyvän ravintoketjuun. Näitä yhdisteitä ovat mm. dikloorimetaani, bentseeni, trikloorietyleeni (trikloorieteeni) ja tetrakloorimetaani (kansainväliset kemikaalikortit).

MTBE (metyyli-tertiääri-butyylieetteri) ja TAME (tertiääri-amyylimetyylieetteri), joita käytetään bensiinin lisäaineena, liukenevat veteen hyvin, mutta haihtuvat nopeasti pintavedestä. Yhdisteet ovat vesieliöille vain lievästi myrkyllistä (Työterveyslaitos 2008.)

2.3 Haitallisten aineiden päästölähteet

Hulevesiin haitta-aineet tulevat monista eri lähteistä. Merkittävin haitallisten aineiden päästölähde kaupunkialueilla on liikenne. Myös rakennukset ja rakenteet aiheuttavat eri aineiden kuormitusta hulevesiin. Merkittävä määrä aineita hulevesiin tulee ilman laskeuman kautta (taulukko 1).



Kuva 3. Energiatuotanto ja rakennusmateriaalit vaikuttavat hulevesiin (Ruoholahti).
Kuva: Paula Nurmi.

Liikenteessä haitta-aineita vapautuu ajoneuvojen eri osista ja tiepinnoista. Talvela katujen suolaus kohottaa huleveden suolapitoisuutta. Rakennetuissa ympäristöissä haitta-aineita päätyy hulevesiin rakennusmateriaaleista, rakennustyömailta ja kaduilta (Karvonen ym. 2012). Energiantuotannon, teollisuuden ja liikenteen polttoprosesseissa ilmaan pääsee haitta-aineita, jotka päätyvät huleveteen kuivatai märkälassekumana. Maaperä ja sen lannoittaminen sekä kemikaalien käyttö kuormittavat hulevettä etenkin lisääntyneenä ravinne- ja kiintoainekuormituksena. Satunnaisesti haitta-aineita hulevesiin voi tulla myös tulipalojen sammutusvesistä, onnettomuuksista ja putkirikoista.

Taulukko 1. Eräiden hulevesissä esiintyvien haitta-aineiden lähteet.
Merkittävyys: **** = hallitseva, *** = suuri, ** = kohtalainen, * = vähäinen
(Melanen 1982, Malmqvist 1983, Svensson & Malmqvist 1995, Stockholms stad 2001a)

Lähde	Metallit	Kemikaalit	Muut
liikenne	lyijy **** kromi *** kadmium *** nikkeli *** sinkki ** kupari ** vanadiini, rauta, alumiini	PAH *** öljyt ***	kemiallinen hapenkulutus **** kiintoaine*** typpi ** fosfori * rikki, tiesuola
rakennukset, rakenteet	kupari **** kadmium *** sinkki*** lyijy *		kemiallinen hapenkulutus ** typpi * fosfori *
laskeuma	elohopea *** sinkki*** kadmium *** kromi *** kupari ** lyijy ** vanadiini		typpi **** kemiallinen hapenkulutus ** fosfori ** sulfaatti, orgaaninen aine, kiintoaine
eläinten jätökset	lyijy * sinkki* kupari *		fosfori *** typpi ** kemiallinen hapenkulutus *
viljely			typpi *** fosfori ***
rakentaminen			typpi *** fosfori *** kiintoaine ***

2.3.1 Laskeuma

Energiantuotannossa, lämmityksessä, liikenteessä, teollisuudessa ja jätteiden poltossa syntyvät päästöt tulevat hulevesiin erityisesti ilman kautta laskeumana joko kaukokulkeutumisena tai paikallisista lähteistä (kuva 3).

Metalleista laskeuman kautta hulevesiin tulee kadmiumia, sinkkiä, lyijyä ja kuparia. Muita laskeuman kautta tulevia aineita ovat typpi, fosfori ja kemiallista hapenkulutusta aiheuttavat aineet ja rikkijyhdisteet. Lisäksi laskeuman mukana tulee jonkin verran vanadiinia, sulfaattia, orgaanista ainetta, elohopeaa ja kiintoainetta. Kaukokulkeuman kautta hulevesiin tulee erityisesti elohopeaa, kadmiumia ja lyijyä (Karvonen ym. 2012). Jätteenkäsittelyn kautta ympäristöön pääsee elohopeaa. PAH-yhdisteitä syntyy, kun orgaaninen aine, esimerkiksi puu tai raakaöljy, palaa epätäydellisesti. PAH-yhdisteitä tulee hulevesiin erityisesti teollisuudesta, liikenteestä ja energiantuotannosta. Muun muassa naftaleenia, fenantreenia, fluoranteenia ja pyreenia esiintyy luontaisesti maaöljyssä ja kivihielessä ja ympäristöön niitä päätyy erityisesti polttoaineiden ja muun orgaanisen aineksen palamisprosesseista (Reinikainen 2007).

2.3.2 Liikenne

Liikenteestä hulevesiin tulee etenkin metalleja sekä orgaanista ainesta, PAH-yhdisteitä, öljyä, kiintoainetta, typpeä ja rikkiä. Metalleista merkittävimpiä ovat lyijy, kadmium, kromi ja nikkeli (kuva 4).

Kiintoainetta tulee liikennehulevesiin teistä, renkaista ja hiekoituksesta (Stockholms stad 2005). Renkaiden liike rapauttaa teistä ja renkaista hiukkasia (Westlin 2004). Nastarenkaiden on havaittu jopa viisinkertaistavan tienpinnan kulumisen, jolloin asfaltin kulumisessa vapautuvan kiintoaineen määrä kasvaa huomattavasti (Malmqvist 1983).

Polttoaineen palamisen sivutuotteina syntyy typen ja rikin oksideja, ja liikenne on hulevesien merkittävä typpilähde (Westlin 2004). Tukholmassa tehdyssä selvityksessä tuestä 80 % tuli hulevesiin laskeumasta (Malmqvist ym.1994). Kuormiteuilla kaupunkialueilla on todettu typen laskeuman olevan paikoin kolminkertainen taustalla vaikuttavaan kaukokulkeumaan verrattuna (Malmqvist 1983).

Polttoprosessien sivutuotteina ja epäpuhtauksina syntyy PAH-yhdisteitä ja VOC-yhdisteitä kuten bentseeniä, MTBE:tä ja TAME:a. Aiemmin polttoaineista levisi ympäristöön paljon lyijyä, mutta sen käyttö polttoaineiden lisäaineena on lopetettu 1980-luvun lopussa.

Moottori- ja dieselöljy, noki, asfaltti, bitumi ja pakokaasut sisältävät PAH-yhdisteitä. Naftaleenia valmistetaan ja käytetään teollisesti mm. polttonesteiden ja voiteluaineiden lisäaineena. Fluoranteenia käytetään ajoneuvojen renkaiden valmistamisessa pehmentimenä ja bentso(a)pyreeniä käytetään renkaiden täyteaineena (Työterveyslaitos 2011).

Ajoneuvoista peräisin olevat polttoaine-, öljy- ja voiteluainepäästöt ovat hulevesien hiilivety- ja lyijylähteitä (Legret & Pagotto 1999.) Voitelu- ja hydraulikkaöljyt tuottavat myös raskasmetalleja hulevesiin (Pettersson 1983). Lisäksi öljyä pääsee ympäristöön mm. liikenneonnettomuuksissa (Stockholms stad 2005).



Kuva 4. Liikenteestä tulee erilaisia päästöjä hulevesiin. Kuva: Helsingin kaupungin aineistopankki / Insinööritoimisto Akukon Oy.

Ajoneuvojen korroosion ja pesemisen seurauksena hulevesiin tulee rautaa, sinkkiä, lyijyä, kromia ja kadmiumia (Sörme & Lagerkvist 2002, Butler & Davies 2004) sekä nikkeliä (Stockholms stad 2001a). Autojen jarrujen osista irtoaa kulumisessa kuparia ja nikkeliä (Legret & Pagotto 1999, Butler & Davies 2004) sekä lyijyä (Stockholms stad 2001a). Myös renkaiden tasapainotuspainoista irtoaa lyijyä (Stockholms stad 1999). Renkaiden kuluminen irrottaa kumin vulkanoinnissa käytettyä sinkkiä (Folkeson 1994), lyijyä (Stockholms stad 1999) ja nikkeliä sekä kumin pehmentämiseen käytettyjä PAH-yhdisteitä (Westlin 2004). Nastarenkaista irtoaa sinkin lisäksi rautaa ja alumiinia (Folkeson 1994) sekä kromia (Larm 1994). Teiden kaiteista on havaittu liukenevan sinkkiä (Legret & Pagotto 1999).

Liukkauden torjunnassa käytettyyn tiesuolaan lisätään paakkuuntumisenestoainetta, yleensä ferrosyanidia, ja suolassa voi olla jopa 5 % epäpuhtauksia kuten fosforia, rikkiä, typpeä, kuparia ja sinkkiä (Marsalek 2003). Ruth (2003) on arvioinut, että 35–50 % Helsingissä käytetystä tiesuolasta päätyy hulevesien kautta kaupunkipuroihin, joissa se on havaittavissa kohonneina natrium- ja kloridipitoisuuksina. Tiesuola saattaa lisätä raskasmetallien kuten sinkin (Ruth 2003) ja kadmiumin (Rasa ym. 2005) liukoiseen muotoon uuttumista ja helpommin vesistöihin päätymistä.

2.3.3 Rakennukset, rakenteet ja rakentaminen

Rakennuksista ja rakenteista päätyy hulevesiin etenkin kuparia, sinkkiä, kadmiumia ja orgaanista ainetta. Sateet huuhtovat rakennusten ulkopintoja, joten materiaalit vaikuttavat hulevesien laatuun. Kupariset tai käsittelemättömät sinkityt peltikatot ovat merkittävä näiden metallien päästölähde (Stockholm stad 2001a).

Kuparikattoja ei maalata, joten ne ovat alttiita korroosiolle. Suojamaalin puuttuminen galvanoiduilta peltikatoilta aiheuttaa sinkkipäästöjä. Sinkkipäästöjä tulee lisäksi muista rakenteista kuten valopylväistä ja kaiteista. Sinkkirakenteet sisältävät myös kadmiumia (Westlin 2004). Rakennusten saumausmassoista, sähkökondensaattoreista, kaapeleista ja muuntajista ympäristöön pääsee PCB-yhdisteitä (kuva 5).

Runsaasti PAH-yhdisteitä sisältävää kivihiilipikeä on käytetty kosteuden- ja vedeneristeenä vanhoissa rakennuksissa etenkin kellarikerrosten lattiarakenteissa, muuratuissa seinissä ja tiilisaumoissa erityisesti vuosina 1890-1950. Kivihiilipikeä on käytetty myös muuratuissa välipohjissa, pihojen kansirakenteissa ja ulkoilmassa olevissa lattia- ja perustusrakenteissa (Työterveyslaitos 2010).



Kuva 5. Kattomateriaaleista tulee raskasmetalleja hulevesiin. Kuva: Lotta Henriksson.

Rakennustyömailta tuleva vesi on usein heikkolaatuista. Työmailta tuleva kokonaistypen, kokonaisfosforin ja kiintoaineen kuormitus on yhtä suurta tai voi olla suurempaa kuin maatalousvaltaisilta valuma-alueilta tuleva vesistökuormitus (Sillanpää 2007). Lisäksi työmailta tulevat vedet voivat olla emäksisiä, ja niissä voi olla öljyä työkoneista sekä julkisivujen vanhoista pinnoista irtoavia tai niiden käsittelyssä käytettävien aineiden sisältämiä haitta-aineita (Helsingin kaupunki 2013).

2.3.4 Muut lähteet

Viljelystä sekä puistojen, pihojen ja viheralueiden lannoittamisesta ja golfkentiltä tulee ravinnekuormitusta hulevesiin (Stockholms stad 2005). Myös jätevesiviemärien ristiinkytännät ja rikkoutumiset sekä sekaviemäreiden ylivuodot voivat aiheuttaa paikallisia typpi- ja fosforipäästöjä sekä huleveden hygieenisen laadun heikkenemistä (Ferguson 1998, Butler & Davies 2004, Ellis ym. 2004, Sillanpää 2007). Hulevesien laatua heikentävät lisäksi roskaaminen ja eläinten jätökset.

Monia kemikaaleja pääsee ympäristöön niitä sisältävien tuotteiden käytöstä sekä teollisuustoiminnasta. Sinkkiä käytetään monipuolisesti teollisuudessa muun muassa teräksen galvanointiin, erilaisiin metalliseoksiin, maaleihin ja kumin vulkanisointiin, jotka ovat sinkin päästölähteitä (Malmqvist 1983, Ellis ym. 2004).

PAH-yhdisteistä fenantreenia käytetään orgaanisessa synteesissä ja siitä valmistetaan mm. väriaineita ja räjähteitä. Fluoranteenia käytetään ajoneuvojen renkaiden valmistamisessa pehmentimenä. Bentso(a)pyreeniä käytetään renkaiden täyteaineena, maalaustyössä (esim. maalit, lakat ja vernissat laivojen valmistuksessa ja korjauksessa) sekä kemian teollisuuden raaka-aineena. Fluoreenia taas vapautuu mm. kreosootista, jota käytetään teollisessa puutavaran painekyllästämisessä (Työterveyslaitos 2011, Tukes 2010, kansainväliset kemikaalikortit).

Erilaisia VOC-yhdisteitä pääsee hulevesiin liuottimien käytön seurauksena. Dikloorimetaani on helposti haihtuva orgaaninen neste, jota käytetään mm. teollisuuden liuottimena, puhdistusaineena, muoviteollisuudessa, lääketeollisuudessa sekä maalinpoistoaineena ja liuottimena maaleissa ja liimoissa (Reinikainen 2007, Karvonen ym. 2012). Toluenea käytetään mm. liuottimena ja ohenteena maaleissa, lakoissa, liimoissa sekä väriaineissa. Maaperään tolueenia on päässyt tyypillisimmin bensiinin käytön ja varastoinnin seurauksena. Etyylibentseeniä käytetään kemiallisten synteesien lähtöaineena sekä liuottimena. Sitä esiintyy luontaisesti maaöljyssä ja siten myös öljystä jalostetuissa tuotteissa, kuten bensiinissä.

2.4 Lumen sulaminen

Suurin osa kaupunkialueiden lumen epäpuhtauksista on sitoutuneena hiukkasiin, jotka tulevat lumeen ilmasta sekä maasta (Viklander ym. 2003, Colbeck 1981). Haitalliset aineet ovat peräisin etenkin liikenteestä, teiden hiekoituksesta ja suolauksesta. Kaupunkialueilta lumen vastaanottopaikoille kerätyn lumen on todettu aiheuttavan huleveden likaantumista näillä alueilla (Bengtsson & Westerström 1992).



Kuva 6. Teollisuusalueen lumensulamisvettä (Tattarisuo). Kuva: Paula Nurmi.

Lumen vastaanottopaikoilta purkautuvan sulamisveden laatua tutkittiin Helsingissä talvella 2011 (Salla ym. 2012). Tutkimuksen mukaan vastaanottopaikoilta purkautuvan veden laatu oli yleisesti ottaen melko hyvä. Merkittävimmät kaupunkipuroja kuormittavat aineet olivat typpi ja kloridi. Raskasmetalleja vastaanottopaikkojen lumensulamisvesissä oli melko vähän.

Lumen vastaanottopaikoilta vesistöihin tuleva kuormitus oli suurimmillaan sulamiskauden alussa maalis-huhtikuussa. Toukokuun lopulla sulamisvesien typpi- ja kloridipitoisuudet olivat jo huomattavasti pienentyneet. Merkittävä osa lumen sisältämästä kiintoaineesta ja haitta-aineista jää vastaanottopaikan maaperään ja purkuojien pohjasedimentteihin ja vain osa kulkeutuu veden mukana kaupunkipuroihin ja ojiin.

Suoraan mereen kaadettavan lumen haitta-aineet pääsevät suoraan vesiympäristöön, mutta laimentuvat tehokkaasti. Raskasmetalleilla, typellä tai kloridilla ei arvioida olevan merkittäviä vaikutuksia meriympäristössä (Salla ym. 2012).

2.5 Laatukriteerit

Raja-arvot ja ympäristönlautunormit

Tässä tutkimuksessa Helsingin hulevesien ainepitoisuuksia verrataan seuraaviin raja-arvoihin: 1) Tukholman läänin huleveden raja-arvoehdotuksessa hulevesille asetettuihin raja-arvoihin (Riktvärdesgruppen 2009) ja 2) valtioneuvoston asetuksessa ja sen muutoksessa (1022/2006, 868/2010) vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista asetettuihin raja-arvoihin (taulukko 2).

Tukholman läänin huleveden raja-arvojen määrittäminen perustuu moniin tutkimuksiin (Stockholms stad 1999, 2000, 2001a, 2001b, 2002) ja vesipuitedirektiivin ympäristönlautunormeihin, jotka Suomessa pantiin täytäntöön valtioneuvoston asetuksella ja sen muutoksella (1022/2006, 868/2010) vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista. Vesipuitedirektiivin pintaveden ympäristönlautunormeja on käytetty soveltaen, koska hulevesi muodostaa vain osan vesistöihin tulevasta vedestä ja vesistössä tapahtuvat prosessit useimmiten vähentävät haitta-aineita.

Tukholman läänin raja-arvoehdotuksessa on viisi porrasta, jotka määräytyvät sen mukaan, missä päästö tapahtuu valuma-alueella ja kuormittaako hulevesi suurta vai pientä vesistöä (Riktvärdesgruppen 2009). Mitä pienempään vesistöön hulevesi päättyy ja mitä lähempänä vesistöä päästö tapahtuu, sitä tiukempi on raja-arvo.

Tässä tutkimuksessa hulevesien haitta-ainepitoisuuksia verrataan kahteen Tukholman asteikon raja-arvoon: 1) suoraan pieneen vesistöön tulevan huleveden raja-arvoon ja 2) hulevesiojan kautta suureen järveen tai mereen tulevan huleveden raja-arvoon. Jatkossa niitä kutsutaan vastaavasti alimmaksi ja ylimmäksi raja-arvoksi. Näihin raja-arvoihin vertaamalla erotetaan sekä herkimpiä vesistöjä

uhkaava hulevesi (alin raja-arvo) että kaikissa tilanteissa puhdistettava hulevesi (ylin raja-arvo).

Raja-arvot ovat kokonaispitoisuuksien vuosikeskiarvoja eli analysoitu suodattamattomista näytteistä (Riktvärdesgruppen 2009). Raja-arvojen määrittämisessä on huomioitu taustapitoisuudet, normaalimitoitettun puhdistuslaitteiston puhdistuskyvyt sekä missä kyseistä ainetta kannattaa puhdistaa. Kuvan puhdistustarpeesta antaa se, että ehdotettujen raja-arvojen käyttö tarkoittaisi Tukholmassa läpiajoteiden, teollisuus- ja keskusta-alueiden suurten paikoitusalueiden ja tiiviiden asuinalueiden huleveden puhdistamista.

Taulukko 2. Hulevesien laadulle asetettuja raja-arvoja. Mikäli samalle aineelle on sekä Tukholman läänin raja-arvo että ympäristölaatunormi, matalin pitoisuus on merkitty vihreällä.

Haitta-aine	Yks	Tukholman läänin raja-arvot (Riktvärdesgruppen 2009)		VN 1022/2006, VN 868/2010		
		alin raja-arvo	ylin raja-arvo	ympäristö- laatunormi AA-EQS	ympäristö- laatunormi (MAC-EQS)	päästökielto
bentso(a) pyreeni	µg/l	0,03	0,07	0,05	0,1	
elohopea	µg/l	0,03	0,07	0,05	ei sovelleta	
fosfori	µg/l	160	250			
kadmium	µg/l	0,4	0,5	0,1	0,45 - 1,5	
kiintoaine	mg/l	40	75			
kromi	µg/l	10	25			
kupari	µg/l	18	40			
lyijy	µg/l	8	15	7,3	ei sovelleta	
nikkeli	µg/l	15	30	21	ei sovelleta	
sinkki	µg/l	75	125			
typpi	mg/l	2	3			
öljy	mg/l	0,4	0,7			
1,2-dikloori-etaani	µg/l			10	ei sovelleta	kielto
antraseeni	µg/l			0,1	0,4	
bentseeni	µg/l			8 - 10	50	
bentso(b) fluoranteeni	µg/l			0,03	ei sovelleta	
bentso(ghi) peryleeni	µg/l			0,002	ei sovelleta	
dikloori-metaani	µg/l			20	ei sovelleta	
fluoranteeni	µg/l			0,1	1	
naftaleeni	µg/l			1,2 - 2,4	ei sovelleta	
tetrakloori-eteeni	µg/l			10	ei sovelleta	kielto
trikloori-eteeni	µg/l			10	ei sovelleta	kielto

Valtioneuvoston asetuksessa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006) ja sitä täydentävässä asetuksessa (868/2010) on esitetty päästökiel-

toja, raja-arvoja ja ympäristölaatu normeja eri aineille pintavesien suojelemiseksi. Asetus perustuu EU-säädökseen ns. prioriteettiaineista. Asetuksen piiriin kuuluu joukko teollisuuskemikaaleja, kasvinsuojeluaineita, metalleja ja metalliyhdisteitä (taulukko 2). Eri aineille on annettu ympäristölaatu normit. Lisäksi asetuksessa on lueteltu 15 ainetta, joita ei saa päästää pintaveteen tai vesihuoltolaitoksen viemäriin.

Ympäristölaatu normilla (Environmental Quality Standard= EQS) tarkoitetaan aineen pitoisuutta pintavedessä, sedimentissä tai eliöstössä, jota ei saa ihmisen terveyden tai pintaveden suojelemiseksi ylittää. Ympäristölaatu normi AA-EQS tarkoittaa samalta paikalta otettujen näytteiden pitoisuuksien aritmeettista keskiarvoa vuodessa. Ympäristölaatu normi MAC-EQS koskee hetkellistä pitoisuutta näytteessä. Laatu normit on annettu erikseen EU:n prioriteettiaineille ja kansallisille haitallisille aineille sekä sisävesille että merivesille. Joihinkin ympäristölaatu normeihin on lisätty taustapitoisuus, joka riippuu valuma-alueen ominaisuuksista. Luontaisella taustapitoisuudella tarkoitetaan pitoisuutta, joka on vain vähän suurentunut ihmistoiminnan vaikutuksesta.

Vesiympäristölle vaarallisten ja haitallisten aineiden ympäristölaatu normit koskevat liukoisia metallipitoisuuksia eli suodatettujen vesinäytteiden tuloksia. Prioriteettiainedirektiivi on uusittu elokuussa 2013 (2013/39/EU) ja siihen on lisätty uusia aineita ja joidenkin aineiden ympäristölaatu normeja on tiukennettu. Tarkennukset tulevat voimaan vuoden 2015 syksyllä.

3 Aineisto ja menetelmät

3.1 Aineistot

Tutkimuksessa on käytetty Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen keräämiä huleveden laatu tietoja aikaisemmin tehdyistä ja julkaistuista tutkimuksista sekä julkaisemattomia hulevesituloksia.

Vuonna 2001 ympäristökeskus otti hulevesinäytteitä viisi kertaa vuoden aikana kuudesta eri havaintopaikasta. Näytteet otettiin suoraan hulevesiputkesta tulevasta vedestä lukuun ottamatta Tattarisuolla oleva ojanäytepaikkaa. Ojanäytettä ei ole otettu mukaan tähän selvitykseen. Tulokset on julkaistu ympäristökeskuksen julkaisusarjassa (Nurmi 2001).

Vuonna 2007 ympäristökeskus otti hulevesinäytteitä kuusi kertaa vuoden aikana kuudesta eri paikasta. Tulokset on julkaistu Helsingin yliopiston opinnäytetyönä (pro gradu) (Karvinen 2010).

Vuoden 2009 tulokset koostuvat Turo Hjerppen opinnäytetyön tuloksista (Hjerppe 2010). Tutkimus toteutettiin yhteistyössä Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen kanssa. Hulevesituloksia on kahdesta hulevesiputkesta.

Vuosina 2010 ja 2011 ympäristökeskus otti hulevesinäytteitä kuudelta havaintopaikalta yhteensä viisi kertaa. Näytteet otettiin suoraan hulevesiputkesta. Tuloksia ei ole julkaistu.

Vuoden 2012 tuloksina on käytetty Jaana Kuisman opinnäytetyön (Kuisma 2013) kahden hulevesiojan tuloksia. Tutkimus toteutettiin yhteistyössä Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen kanssa.

Huleveden ja puroveden laadun vertailualueet

Itäkeskuksessa purotuloksina käytettiin vuosien 2000–2011 Mustapuron seurantatuloksia, Myllypuron kaatopaikan seurantatuloksia (Ympäristöhallinnon OIVA-tietokanta) sekä Ville Karvisen pro gradu -työn tuloksia (vuodelta 2007). Hulevesituloksina käytettiin tämän tutkimuksen ympäristökeskuksen 2010–2011 tuloksia sekä Ville Karvisen pro gradu -työn tuloksia.

Haagassa käytettiin Haaganpuron seurantatuloksia vuosilta 2000–2011 sekä pro gradu -töiden tuloksia Vuokko Tarvaiselta (vuodelta 2004), Ville Karviselta (vuodelta 2007) ja Henna-Kaisa Räsäseltä (vuodelta 2009). Hulevesituloksina käytettiin Haagassa tämän työn ympäristökeskuksen 2010–2011 näytetuloksia sekä Ville Karvisen tuloksia.

Malmilla Longinojalla purovesituloksina käytettiin pääasiassa vuosina 2010–2011 toteutetun ympäristökeskuksen intensiiviseurannan tuloksia. Hulevesituloksina käytettiin Ala-Malminojan ja Teerikukonojan tuloksia Longinojan intensiiviseurannasta sekä Jaana Kuisman pro gradu -työstä (vuodelta 2012).

Torpparinmäellä käytettiin Näsinoja–Tuomarinkylänojan ympäristökeskuksen intensiiviseurannan tuloksia vuosilta 2009–2012 sekä hulevesituloksina intensiiviseurannan tuloksia sekä Turo Hjerppen pro gradu -työn tuloksia (2009–2010).

3.2 Tutkimusalueet, aluetyypit ja havaintopaikat

Tutkimusalueet jaettiin huleveden valuma-alueen maankäytön mukaan kolmeen eri tyyppiin: 1) asuinalueet, 2) teollisuusalueet ja 3) paikoitusalueet. Havaintopaikat sijoitettiin näihin aluetyyppeihin (taulukko 3).

Taulukko 3. Näytepisteiden jakautuminen aluetyyppeihin.

Asuinalue		Teollisuusalue		Paikoitusalue	
näytepiste	näytteitä	näytepiste	näytteitä	näytepiste	näytteitä
Ala-Malminoja	12	Herttoniemi	10	Itäkeskus	11
Etelä-Haaga (Haaganpuro)	11	Pitäjänmäki	5	Malmi (Tattarisuo)	4
Lauttasaari	5	Roihupelto	10	Metsälä Mätäpuro hulevesiputki	6
Teerikukonoja	6			Metsälä Mätäpuro hulevesiuoma	6
Torpparinmäki1	7			Oopperatalo	5

Asuinalue		Teollisuusalue		Paikoitusalue	
näytepiste	näytteitä	näytepiste	näytteitä	näytepiste	näytteitä
Torpparinmäki2	3			Töölönlahti	2
Vartioharju	5			Finlandiatalo	5
Vartiokylä Mustapuro	6				
yht.	55		25		39

Asuinalueet

Etelä-Haagassa Haaganpuroon (ent. Mätäpuro) vedet johtava hulevesiviemäri-verkosto kokoaa hulevetensä Haagan kaupunginosasta. Hulevesiverkoston valuma-alue on kerrostalovaltaista asuinaluetta, jossa asuintalojen lisäksi on kouluja ja päiväkoteja. Rakennusten välissä on kaupunkimetsää ja kallioisia alueita. Pääosa hulevesistä tulee katualueilta ja päällystetyiltä piha-alueilta ja parkkipaikoilta. Osa hulevesiviemäroinnin valuma-alueesta on rautatiealueella (kuvat 7 ja 8).



Kuva 7. Haagan hulevesiviemärin valuma-alue ja näytteenottoaikka.

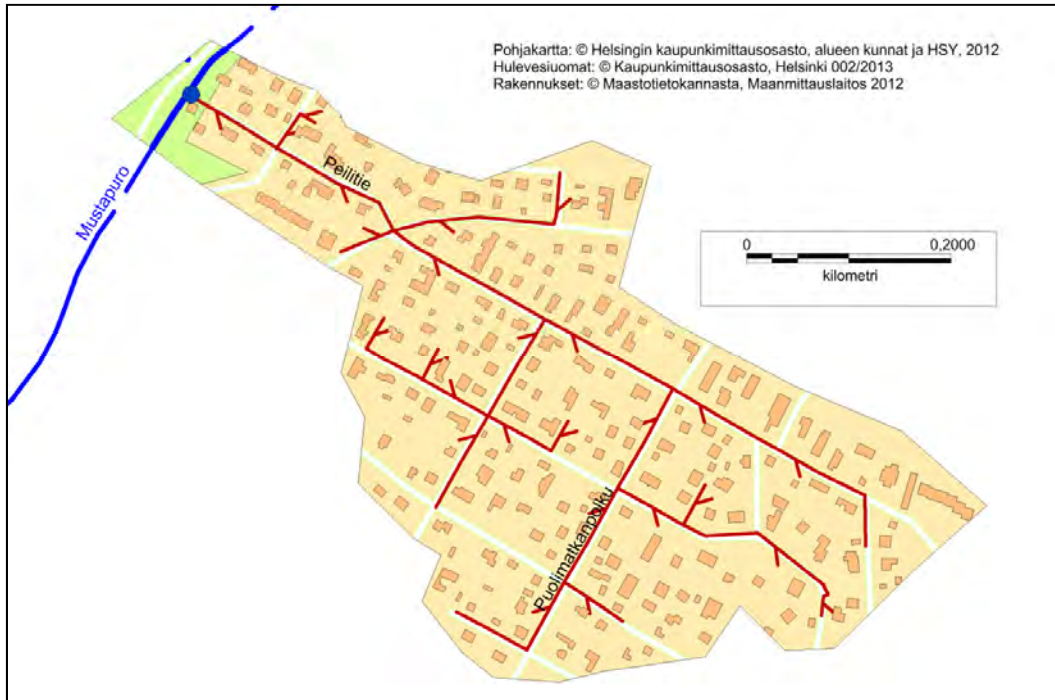


Kuva 8. Näytteenottoa Haagan hulevesiviemäristä. Kuva: Paula Nurmi.



Kuva 9. Vartiokylän hulevesiviemäri. Kuva: Katja Pellikka.

Vartiokylän kaupunginosa on pientalovaltaista asuinalueita. Hulevesiviemäri purkaa vetensä Peilitien päässä Mustapuroon. Hulevedet kerääntyvät asuinalueilta ja päällystetyiltä pihoilta. Pientalotontit ovat pääosin puutarhamaista viheraluetta ja metsikköä ja alueella on enemmän vettä läpäisevää pintaa kuin tiiviisti rakennetuilla kerrostaloalueilla (Karvinen 2010) (kuvat 9 ja 10).



Kuva 10. Vartiokylän hulevesiviemärin valuma-alue ja näytteenottopaikka.

Vartioharjun asuinalueella on pääasiassa omakotitaloja ja muita pientaloja sekä pari pienekkää puistoaluetta. Näytteet otettiin hulevesiviemärin suulta. Hulevedet johdetaan Vartiokylänlahteen (Nurmi 2001) (kuvat 11 ja 12).



Kuva 12. Vartioharjun hulevesiviemäri.
Kuva: Katja Pellikka.



Kuva 13. Lauttasaaren hulevesiviemäri.
Kuva: Paula Nurmi.

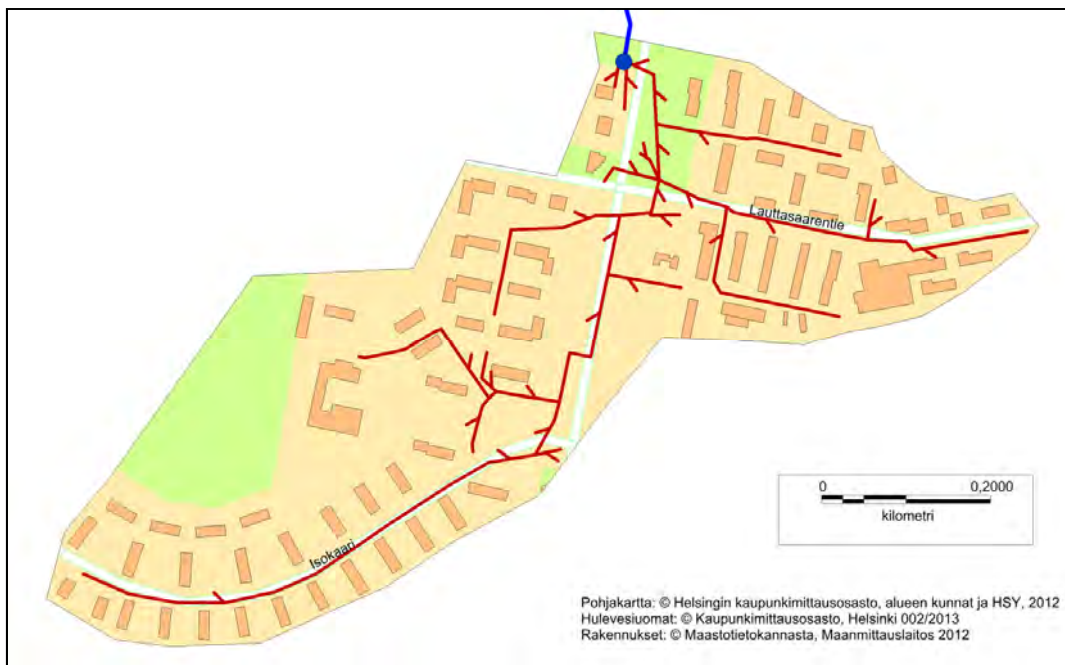


Kuva 11. Vartioharjun hulevesiviemäriin valuma-alue ja näytteenottopaikka.

Lauttasaaren hulevesiverkoston valuma-alue on tiiviisti rakennettua kerrostaloaluetta puistoinen. Hulevedet kerääntyvät pääasiassa asuinkaduilta ja päällystetyiltä pihoilta. Katualueet ovat vilkkaasti liikennöityjä. Hulevesiviemäri johtaa avouomaan, joka laskee mereen Seurasaareselälle (kuvat 13 ja 14).

Malmin kaupunginosassa Teerikukonojan hulevesiviemärin valuma-alue on pääosin kerros- ja omakotitaloaltaista asuinalueutta. Alueella sijaitsee myös teollisuutta, läpikulkuliikennekatuja sekä lyhyt osuus rautatietä. Hulevedet purkautuvat avouoman kautta Longinojaan (kuva 15).

Toinen Malmin kaupunginosan tutkimuspaikka on Ala-Malminoja, joka alkaa hulevesiviemärin suulta. Viemäröintialueella on kerros- ja omakotitaloja, puistoaluetta ja Malmin kauppakeskus sekä rautatieasema. Hulevesiviemäri purkaa vetensä Ala-Malminojaan, joka laskee Longinojaan (kuvat 15 ja 16).



Kuva 14. Lauttasaaren hulevesiviemärin valuma-alue ja näytteenottoaikka.



Kuva 15. Malmin hulevesiviemäreiden valuma-alueet ja näytteenottopaikat
Ylempi havaintopaikka on Teerikukonoja ja alempi Ala-Malminoja.



Kuva 16. Ala-Malminojan hulevesiviemäri.
Kuva: Katja Pellikka.



Kuva 17. Torpparinmäen hulevesiviemäri.
Kuva: Katja Pellikka.

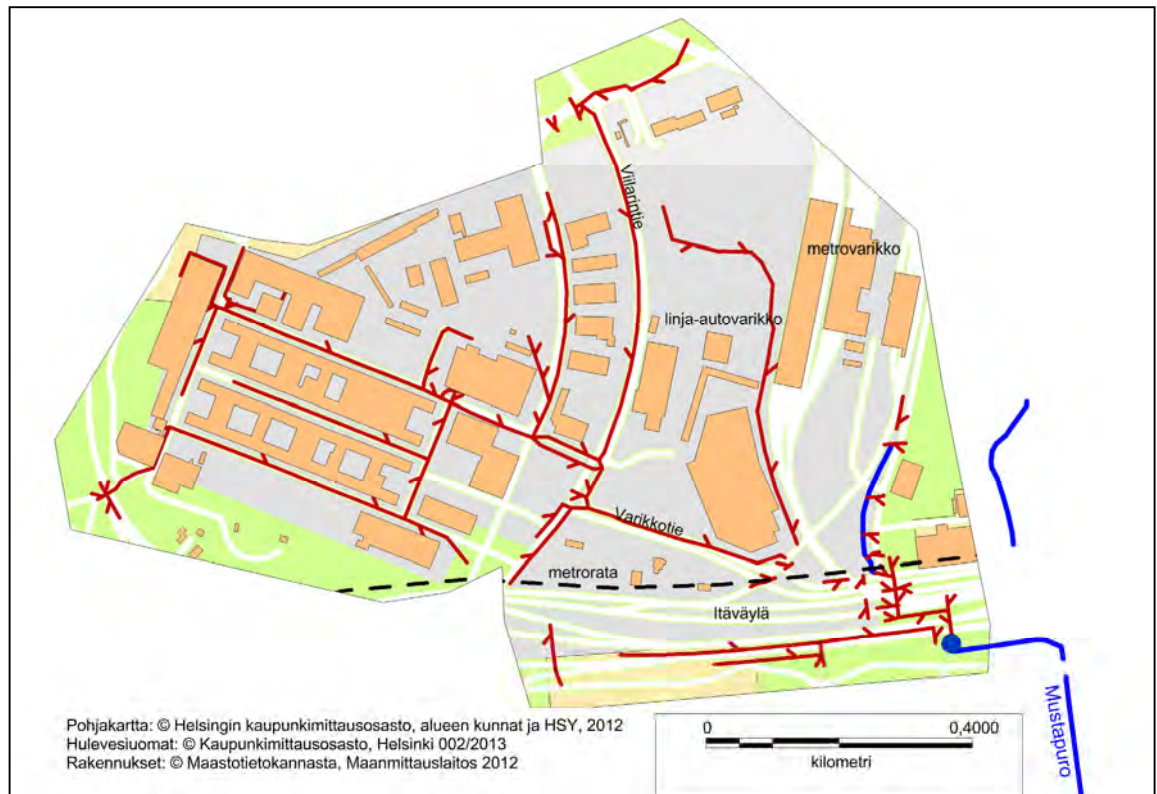
Torpparinmäen hulevesiviemärien valuma-alueet koostuvat pien- ja rivitaloista ja varsin tiheästä katuverkosta. Hulevesiputket laskevat Tuomarinkylänojaan, joka laskee Vantaanjokeen Haltialan tilan kohdalla (kuvat 17 ja 18).



Kuva 18. Torpparinmäen hulevesiviemäreiden valuma-alueet ja havaintopaikat. Ylempi havaintopaikka on Torpparinmäki 2 ja alempi Torpparinmäki 1.

Teollisuusalueet

Roihupellon teollisuusalueen hulevesiviemäröinti purkaa vetensä lyhyen hulevesiojan kautta Mustapuroon. Viemäröintialueeseen kuuluvat myös kauppakeskus Lanternan alue sekä bussi- ja metrovarikot. Roihupellon teollisuusalue muodostuu teollisuuskiinteistöistä, katuverkosta ja parkkipaikoista. Teollisuusalueella toiminta keskittyy koneiden tukkukauppaan, rakennus- ja metalliteollisuuteen, painotoimintaan sekä moottoriajoneuvojen osien ja varusteiden kauppaan. Vuonna 2001 näytteet otettiin Roihupellon bussivarikon reunassa olevasta hulevesiviemärin tarkastuskaivosta ja vuonna 2007 alueelta tulevan hulevesiviemärin päässä olevasta avouomasta (kuva 19).



Kuva 19. Roihupellon hulevesiviemärin valuma-alue ja näytteenottopaikka.

Herttoniemen teollisuusalueella on koneiden ja tarvikkeiden tukkukauppayrityksiä sekä rakentamiseen, autojen myyntiin ja huoltoon liittyvää toimintaa. Hulevesiviemäröinnin valuma-alue on pääosin asfaltoituja katu- ja piha-alueita. Liikenne alueen kaduilla on vilkasta. Hulevesinäytteet otettiin viemärin suulta paikasta, jossa viemäri muuttuu avo-ojaksi. Avo-ojaa kutsutaan Porolahdenpuroksi ja se laskee mereen (Porolahteen)(kuvat 20 ja 21).

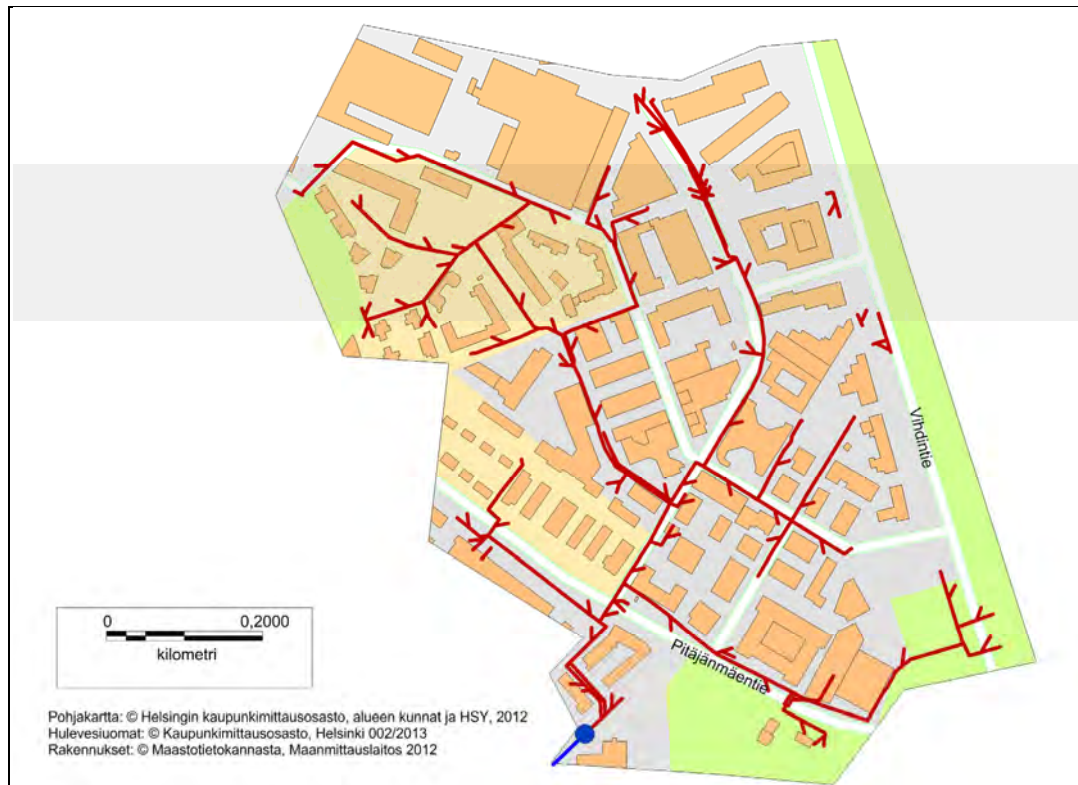


Kuva 20. Herttoniemen hulevesiviemärin valuma-alue ja näytteenottoaikka.



Kuva 21. Herttoniemen näytteenottoaikka hulevesiviemärin purkautumiskohdasta ojaan.
Kuva: Paula Nurmi.

Pitäjänmäen hulevesiviemäriverkoston valuma-alue on suurimmaksi osaksi teollisuusaluetta. Lisäksi valuma-alueella on noin neljännes kerrostaloasuinalueutta ja jonkin verran suurten teiden melualueiden viheralueita sekä puistoa. Alueella on teollisuus- ja asuinalueutta palvelevia pienempiä katuja sekä alueen halkaiseva pääkatu ja valtaväylä Vihdintie. Hulevesi päättyy lopulta mereen Iso Huopalahteen (kuvat 22 ja 23).



Kuva 22. Pitäjänmäen hulevesiviemärin valuma-alue ja näytteenottoaikka.



Kuva 23. Pitäjänmäen hulevesiviemäri.
Kuva: Paula Nurmi.

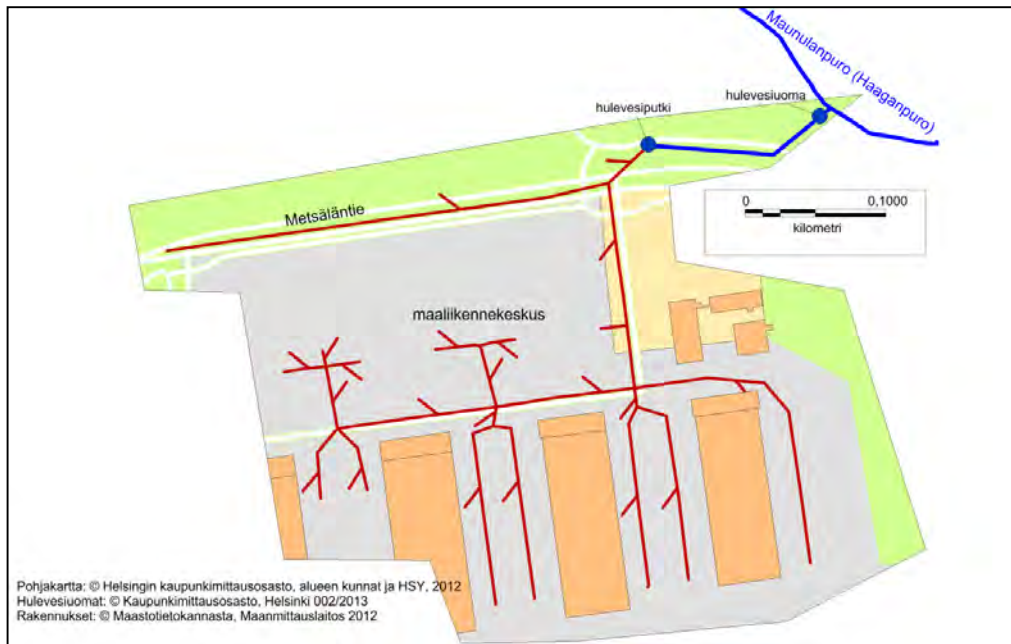


Kuva 24. Metsäläntien hulevesiviemäri.
Kuva: Kajsa Rosqvist.

Paikoitusalueet

Metsälän Haaganpuroon laskeva hulevesiputki kerää vetensä Maaliikennekeskuksesta ja osin vilkkaasti liikennöidyltä Metsäläntieltä. Maaliikennekeskus on kuljetusliikenteen terminaali, joka on pinta-alaltaan lähes kokonaan raskaan liikenteen pysäköintialueena toimivaa asfalttikenttää sekä terminaalirakennuksia (kuvat 24 ja 25).

Itäkeskuksen hulevesiviemäröintialue kerää vetensä Itäkeskuksen metroaseman ja kauppakeskuksen pohjoisosasta sekä näiden pohjoispuolella sijaitsevalta Puotinharjun alueelta. Hulevedet kerääntyvät pääosin kaduilta ja laajoilta parkkipaikka-alueilta. Hulevedet purkautuvat Mustapuroon (kuvat 26 ja 27).



Kuva 25. Metsälän hulevesiputken valuma-alue ja näytteenottopaikat.



Kuva 26. Itäkeskuskeskuksen hulevesiviemäri. Kuva: Katja Pellikka.



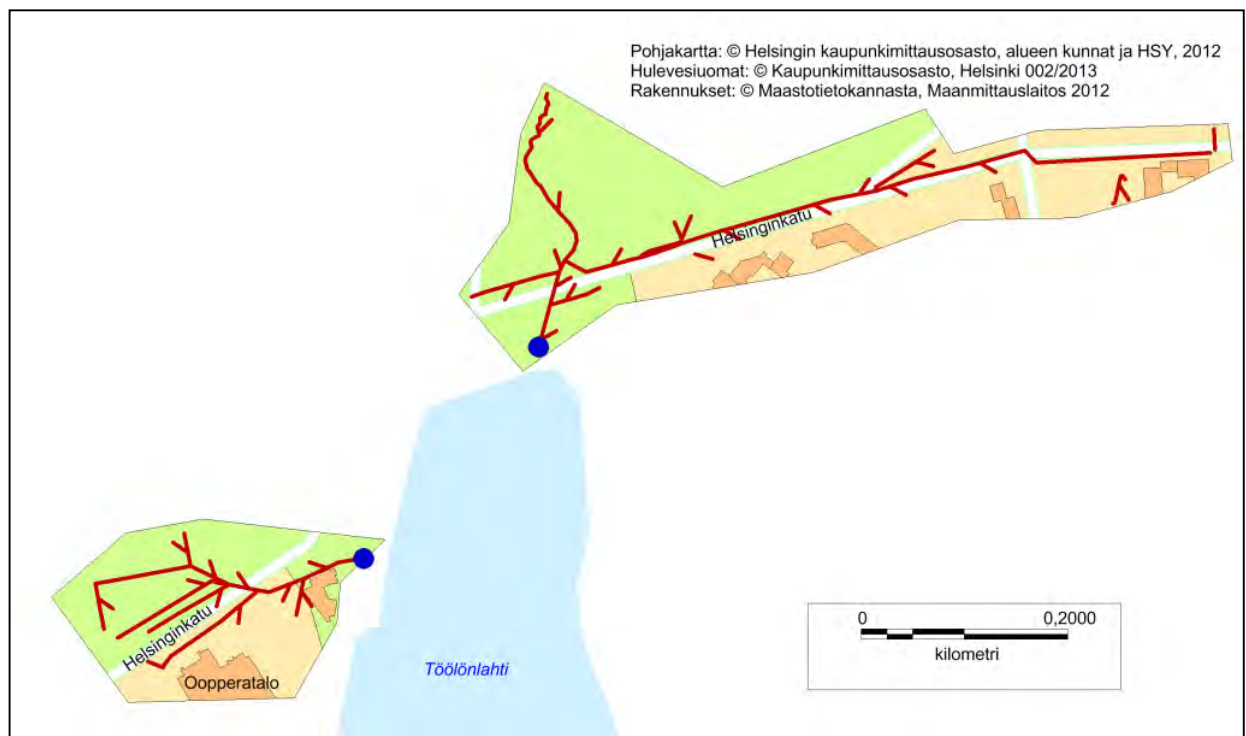
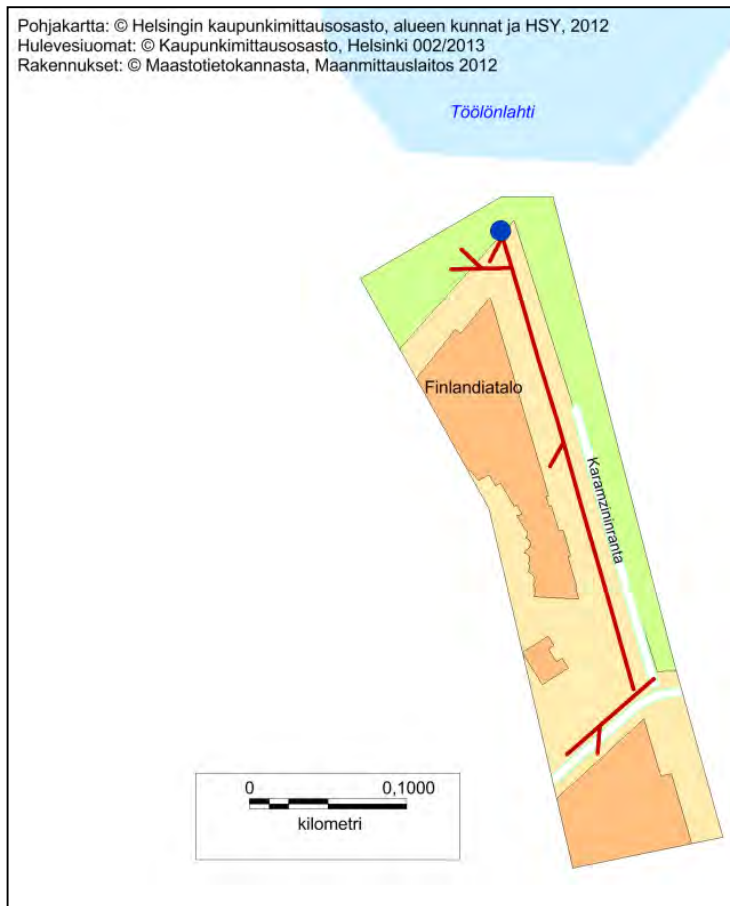
Kuva 28. Oopperatalon hulevesiviemärin valuma-aluetta (Kisahallin paikoitusalue). Kuva: ympäristökeskus.



Kuva 27. Itäkeskuksen hulevesiviemärin valuma-alue ja näytteenottoaikka.

Kaupungin keskustassa Töölönlahteen purkautuu kolme sadevesiviemäriä, jotka vuoden 2001 tutkimuksessa on nimetty Töölönlahden, Oopperatalon ja Finlandiatalon näytepaikoiksi. Kaikkien hulevesiviemäreiden valuma-alueet ovat pieniä ja hulevedet kerääntyvät kaduilta ja laajoilta paikoitusalueilta. Töölönlahden hulevesiviemäri kerää vesiä etupäässä Helsinginkadulta. Oopperatalon sadevesiviemäri kerää hulevesiä Mäntymäen kentältä, Paavo Nurmen tieltä ja -polulta sekä Helsinginkadun alkupäästä. Finlandia-talon viemäri kerää vedet Karamzininkadun ympäristöstä ja Finlandiatalolta. Näytteet otettiin hulevesikaivoista ennen vesien purkautumista Töölönlahteen (kuva 28 ja 29).

Tattarisuon alueella Malmin kaupunginosassa Lahden moottoritien vieressä on lyhyt hulevesiviemäröity alue moottoritien molemmin puolin. Viemäri purkaa vettä avo-ojaan Tattarisuon puolella ja vedet päätyvät lopulta Viikinojaan (kuva 30).



Kuva 29. Finlandiatalon, Oopperatalon ja Töölönlahden hulevesiviemärien valuma-alueet ja näytteenottopaikat.



Kuva 30. Lahdenväylän hulevesiviemärin valuma-alue ja näytteenottopaikka Tattarisuolla.

3.3 Näytteenotto ja analyysit

Näytteet otettiin suoraan pulloon hulevesiviemärin suulta viemäristä purkautuvasta vedestä. Vuoden 2001 tutkimuksessa näytteitä kerättiin myös hulevesiviemäreiden tarkastuskaivojen kautta.

Ympäristökeskuksen vuosien 2010–2011 näytteenotoissa purkuputkesta tai sen edustalta mitattiin myös virtaama siivikoimalla (kuva 31).



Kuva 31. Virtaaman mittausta Itäkeskuksessa. Kuva: Paula Nurmi.

Analysoidut aineet vaihtelivat eri tutkimusaineistoissa. Näytteistä tehtiin yleensä seuraavat analyysit: pH, sähkönjohtavuus, kiintoaine, kokonaistyyppipitoisuus, kokonaisfosforipitoisuus, orgaaninen hiili, kloridi, sulfaatti, metalleista ainakin lyijy, kadmium, kromi, elohopea, kupari, nikkeli ja sinkki, *Escherichia coli* -bakteeri sekä VOC- ja PAH-yhdisteet. Suurin osa PAH- ja VOC-yhdisteistä on analysoitu vain ympäristökeskuksen 2010 ja 2011 ottamista näytteistä. Mikäli vedessä oli viitteitä öljystä, niin mineraaliöljy analysoitiin. Ulkonäkö, haju ja mahdolliset poikkeukselliset havainnot kirjattiin muistiin.

Tutkitut aineet, menetelmät ja niiden määrittämisrajat on esitetty tarkemmin liitteessä 1.

Hjerppen (2010) ja Kuisman (2013) tutkimusten analyysit ja menetelmät on selostettu kussakin opinnäytetyössä ja analysointi on tehty Helsingin yliopiston geotieteiden ja maantieteen laitoksen geokemian laboratoriossa. Muiden tutkimusten määrittämisrajat tehtiin Metropolilabissa (ent. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ympäristölaboratorio). Metallimäärittämisrajat analysoitiin Metropolilabissa suodattamattomista näytteistä, mutta yliopiston laboratoriossa tehdyt metallimäärittämisrajat on tehty suodatetuista näytteistä.

Puroveden ja huleveden vertailussa Kuisman ja Hjerppen suodatettujen näytteiden kupari-, sinkki- ja nikkelipitoisuudet muutettiin vastaamaan suodattamattomia tuloksia.

3.4 Aineiston tilastollinen käsittely

Useissa tutkituissa näytteissä mitattavien aineiden pitoisuudet olivat alle määrittämisrajan. Tilastollisissa testeissä käytettiin tällöin tuloksena määrittämisraja-arvoa. Mikäli oli saatavilla määrittämisrajaa tarkempia rajan alittavia tuloksia, käytettiin niitä.

Maankäytöltään erilaisten alueiden, ns. aluetyyppien, välisiä tilastollisia eroja tutkittujen aineiden pitoisuuksissa tarkasteltiin aineiston jakaumasta riippuen joko parametrisillä (ANOVA) tai ei-parametrisillä testeillä (Kruskal-Wallis H; Tukey HSD post hoc -analyysi).

Lumensulamisveden ja muun veden sisältämien aineiden pitoisuuksien tilastollisia eroja tutkittiin normaalijakautuneilla aineistoilla t-testillä ja ei-normaalijakautuneille aineistoille käytettiin Mann-Whitneyn U-testiä.

Puro- ja hulevesitulosten tilastolliseen testaukseen käytettiin SigmaPlot 11.0 -ohjelman kahden otoksen testejä. Otokset testattiin t-testillä, jos otokset olivat normaalijakautuneita (Shapiro-Wilk-testi) ja niiden varianssit olivat yhtä suuret. Jos otokset eivät noudattaneet normaalijakaumaa käytettiin mediaanien testaukseen käytettävää Mann-Whitney-testiä.

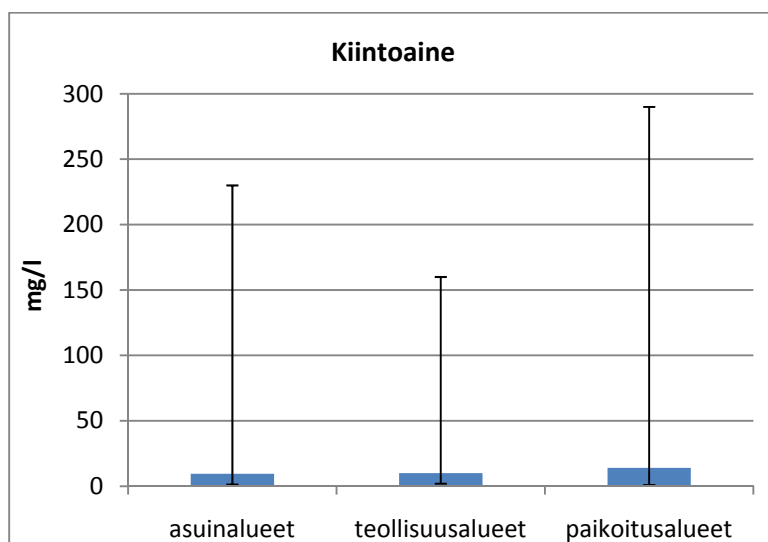
Keskiarvotesteissä aineistosta on poistettu niiden havaintoajankohtien typpi- ja fosforitulokset, jolloin hulevesiviemärissä todettiin selkeä jätevesipäästö. Tällöin huleveden laatu ei ravinteiden osalta kuvannut tavanomaista hulevettä.

4 Tulokset ja tulosten tarkastelu

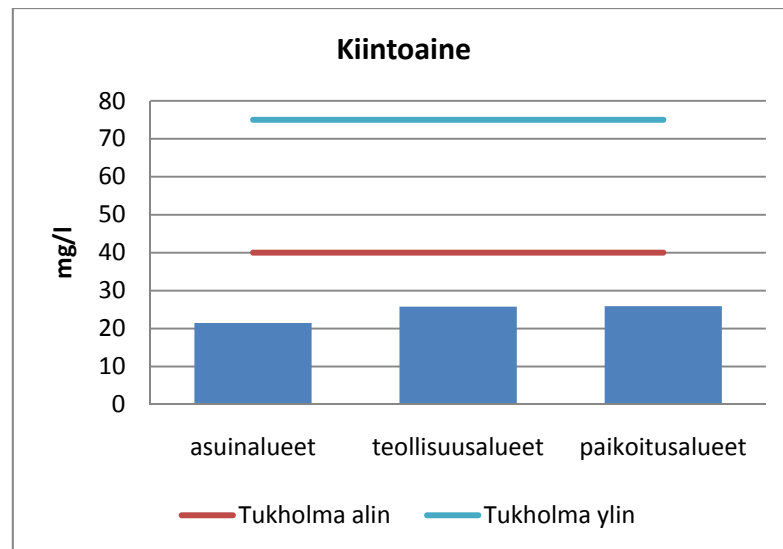
4.1 Kiintoaine, happamuus ja orgaaninen hiili

Kiintoaine

Huleveden kiintoainepitoisuus Helsingin tutkimusaineistossa vaihteli melko vähän eikä varianssianalyysissä saatu merkitseviä eroja eri aluetyyppien välille. Kiintoaineen mediaanit eri aluetyypeillä vaihtelivat 9,5–14 mg/l ja keskiarvot 21–26 mg/l. Ajallinen vaihtelu yksittäisissä näytteissä oli suurta vaihteluvälin ollessa 3–290 mg/l (kuva 32, liite 2). Lumensulamiskausi ei eronnut tilastollisesti muista ajoista (liite 3). Kiintoaineelle määritettyjä raja-arvoja ei ylitetty (kuva 33).



Kuva 32. Kiintoaineen mediaanit sekä minimi- ja maksimipitoisuudet eri aluetyypeillä.



Kuva 33. Kiintoaineen keskiarvopitoisuudet ja vertailu raja-arvoihin eri aluetyypeillä. Tukholma alin ja Tukholma ylin tarkoittavat taulukossa 2 esitetyjä raja-arvoja (Riktvärdesgruppen 2009).

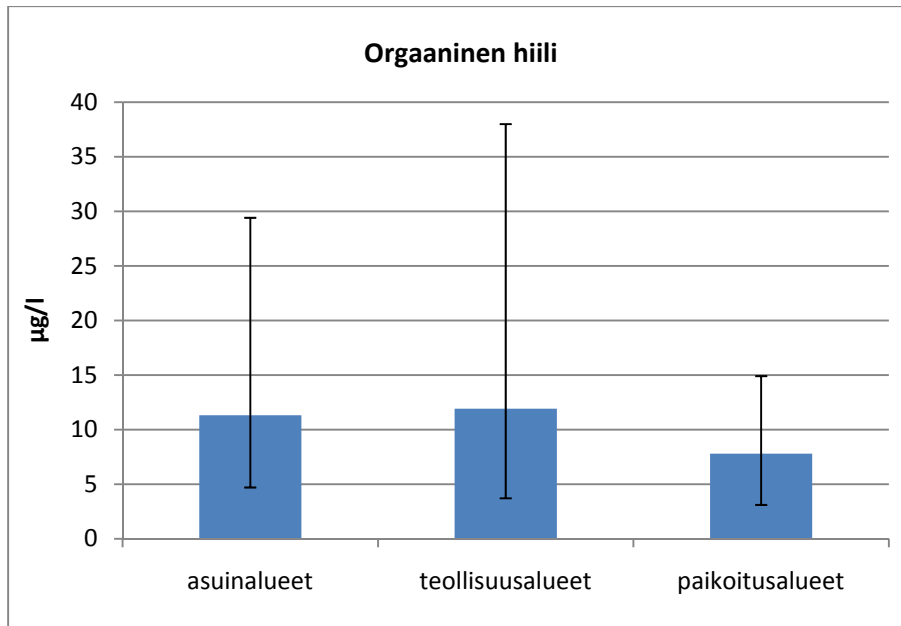
Tukholmassa mitattuihin pitoisuuksiin sekä muihin suomalaisiin tutkimuksiin verrattuna Helsingin hulevesissä oli vähemmän kiintoainetta. Melasen (1982) ja Kannalan (2001) tutkimuksissa kiintoainepitoisuus oli keskimäärin kymmenkertainen Helsingin huleveteen verrattuna. Kiintoainepitoisuuden vertailu eri tutkimusten välillä on vaikeaa, koska pitoisuuteen vaikuttaa mm. näytteenottoajankohdan tai sitä edeltänyt sadetilanne ja valuma-alueiden laatu. Ensihuuhtouman (first flush) aikana huleveden kiintoainepitoisuus voi poiketa huomattavasti myöhemmän sadevaiheen pitoisuudesta.

Happamuus

Huleveden happamuudessa ei ollut eroja eri aluetyyppien välillä eikä lumensulamisvesien ja muiden hulevesien välillä. Veden pH:n keskiarvot ja mediaanit eri aluetyypeillä olivat 7,2–7,3, suurimman pH arvon ollessa 8,0 ja pienimmän 6,4 (liitteet 2 ja 3). Hulevedet ovat yleensä emäksisempiä kuin sadevesi (Duncan 1999), koska muun muassa kalkkipitoinen sementti lisää huleveden emäksisyyttä (Messenger 1986).

Orgaaninen hiili

Hulevesien orgaanisen kokonaishiilen pitoisuudet olivat alhaisimmat paikointusalueilla verrattuna muihin aluetyyppeihin. Paikointusalueiden kokonaishiilen mediaani oli 7,8 mg/l ja muiden alueiden 11–12 mg/l. Vastaavat keskiarvot olivat 7,6 mg/l ja 13–15 mg/l (kuva 34). Korkein pitoisuus paikointusalueilla oli 15 mg/l ja muilla alueilla 38 mg/l (liite 2). Mediaanitestissä paikointusalueiden ja muiden alueiden välinen ero oli tilastollisesti merkitsevä. Lumensulamisvesien ja muiden hulevesien orgaanisen hiilen pitoisuuksien välille ei saatu tilastollisia eroja (liite 3).



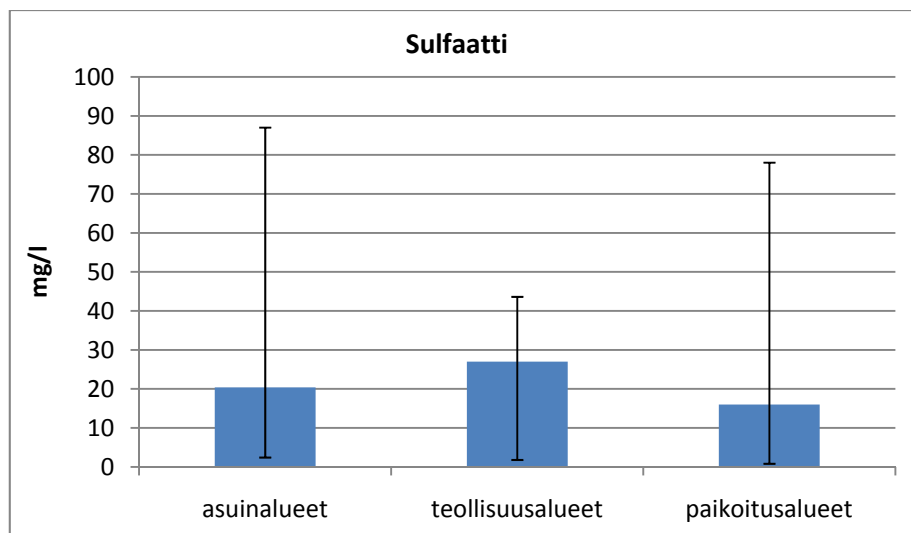
Kuva 34. Orgaanisen hiilen mediaanit sekä minimi- ja maksimipitoisuudet eri aluetyypeillä.

Paikoitusalueiden hulevedet kerääntyvät asfaltoiduilta kentiltä, joissa orgaanista ainesta on vähän. Asuin- ja teollisuusalueilla on myös viheralueita, joilta tulee orgaanista ainesta enemmän sisältäviä hulevesiä viemäriverkostoihin. Tässä aineistossa lumensulamisvedet kerääntyvät erityisesti kaduilta ja päällystetyiltä paikoitusalueilta ja pihoilta, joten sulamisvesien orgaanisen aineen pitoisuudet jäivät alhaisiksi.

4.2 Sulfaatti, kloridi ja sähkönjohtavuus

Sulfaatti

Sulfaattipitoisuuden mediaanit eri aluetyypeillä vaihtelivat välillä 16–27 mg/l (kuva 35). Yksittäisissä näytteissä korkein sulfaattipitoisuus 87 mg/l mitattiin asuinalueella ja alhaisin 0,8 mg/l paikoitusalueella. Varianssianalyysissä ei saatu merkitseviä eroja eri aluetyyppien välille (liitteet 2 ja 3).



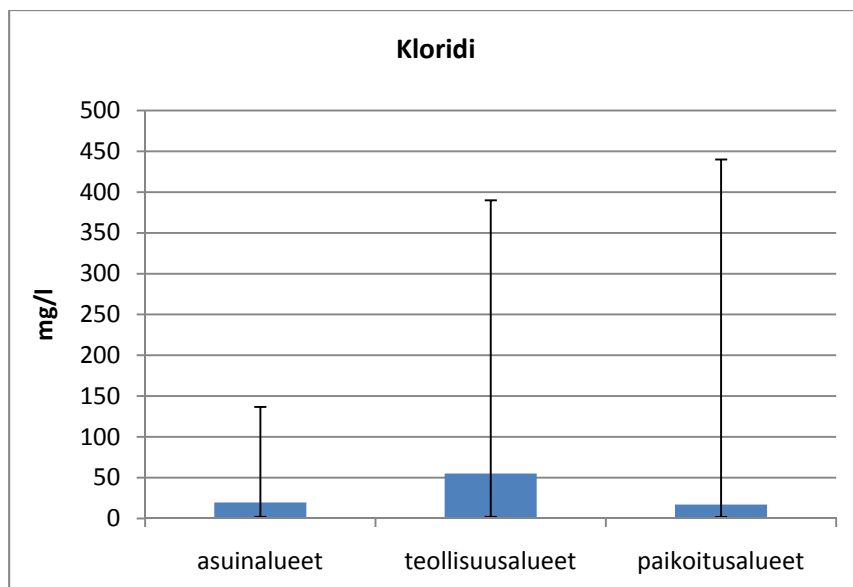
Kuva 35. Sulfaatin mediaanit sekä minimi- ja maksimipitoisuudet eri aluetyypeillä.

Lumensulamisvesien sulfaattipitoisuus oli muuta ajanjaksoa korkeampi ja ero oli tilastollisesti merkitsevä. Rikkiyhdisteitä päätyy lumeen energiatuotannosta ja lämmityksestä syntyvien ilmapäästöjen seurauksena etenkin talvella. Sallan ym. (2012) selvityksessä todettiin sulfaattia olevan Helsingin lumensulamisvesissä keskimäärin kolme kertaa enemmän huhtikuussa kuin toukokuun lopussa. Laskeuman kautta tulevien rikkiyhdisteiden pitoisuuksiin hulevesissä vaikuttaa enemmän energiatuotantolaitosten sijainti kuin valuma-alueen tyyppi.

Melasen (1982) tutkimuksiin verrattuna tämän aineiston huleveden sulfaattipitoisuudet olivat korkeampia.

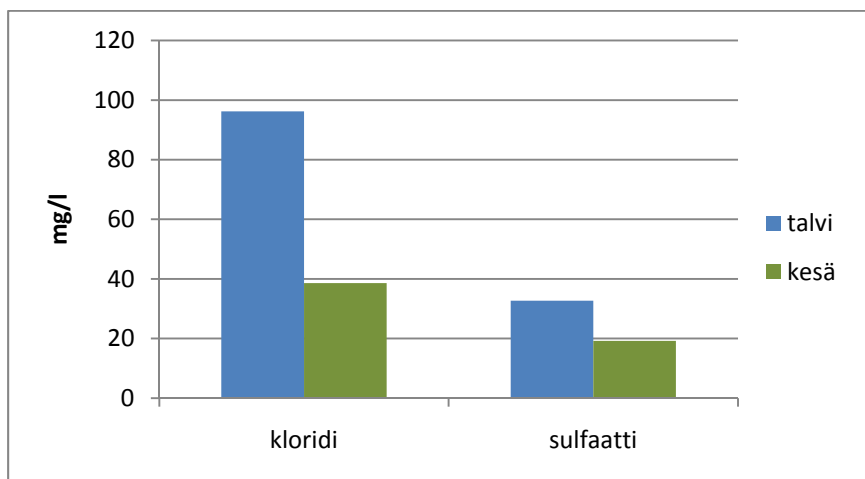
Kloridi

Kloridipitoisuuden mediaanit vaihtelivat 17–55 mg/l ja keskiarvot 35–82 mg/l eri aluetyypeillä (kuva 36). Pienin kloridipitoisuus 1,7 mg/l ja suurin kloridipitoisuus 440 mg/l mitattiin paikointusalueilta (liite 2). Keskimääräiset kloridipitoisuudet olivat asuinalueilla pienimmät. Tilastollisessa testauksessa teollisuusalueiden kloridipitoisuus erosi tilastollisesti muista alueista. Lumensulamisvesien kloridipitoisuus oli suurempi kuin muiden ajankohtien ja ero oli tilastollisesti merkitsevä (liite 3).



Kuva 36. Kloridin mediaanit sekä minimi- ja maksimipitoisuudet eri aluetyypeillä.

Korkeimmat kloridipitoisuudet mitattiin lumensulamisvesistä ja korkeat pitoisuudet johtuvat katusuolauksesta (kuva 37). Suuret erot yksittäisissä näytteissä johtuvat siitä, onko ollut tarvetta katusuolaukseen. Teollisuusalueiden erottuminen muista alueista johtuu todennäköisesti siitä, että teollisuusalueiden hulevedet ovat peräisin vilkkaasti liikennöidyltä kaduilta, joita on myös talvisin suolattu.



Kuva 37. Lumen sulamisvesien (talvi) ja muiden hulevesien (kesä) kloridi- ja sulfaattipitoisuuksien keskiarvot koko aineistossa.

Helsingin lumen vastaanottopaikkojen sulamisvesiä on tutkittu 1980-luvun lopulta alkaen (Salla ym. 2012). Tulosten mukaan vastaanottopaikkojen sulamisvesien keskimääräinen kloridipitoisuus oli vuosina 1989–1998 41 mg/l, vuonna 2004 267 mg/l ja vuonna 2011 314 mg/l. Lumensulamisvesien kloridipitoisuus näyttäisi kasvaneen 1990-luvulta nykypäivään, mikä johtunee liikennemäärien ja katuverkoston kasvusta ja sitä kautta syntyneestä lisääntyneestä katusuolauksen tarpeesta.

Helsingin purotutkimuksissa (Ruth 1998, Ketola 1998, Pellikka 2011) on todettu talviaikaisia korkeita kloridipitoisuuksia mm. Mätäjoessa, Mellunkylänpurossa ja Longinojassa katu- ja tiesuolauksen seurauksena.

Suuremmista liikennemääristä ja katusuolauksen tarpeesta johtuen Helsingin lumensulamisvesien kloridipitoisuudet ovat suurempia kuin esim. Turussa (Turun kaupunki 1985) ja muualla Suomessa (Melanen 1982). Takan (2012) tutkimuksessa mitattiin maksimipitoisuuksiksi Itä-Pasilassa 896 mg/l, Veräjänmäellä 132 mg/l ja Pihlajamäellä 110 mg/l.

Sähkönjohtavuus

Huleveden sähkönjohtavuuden mediaani vaihteli 19–34 mS/m ja keskiarvo 30–44 mS/m eri aluetyypeillä. Pienin sähkönjohtavuusarvo 2 mS/m mitattiin paikoitusalueelta ja suurin 173 mS/m liikennealueelta (liite 2). Lumensulamisvesien keskiarvo koko aineistossa oli 81 mS/m ja muun ajanjakson 41 mS/m. Lumensulamisvesien sähkönjohtavuutta nostaa etenkin sulamisveden korkea kloridipitoisuus. Erot eri aluetyyppien välillä olivat pieniä eivätkä erot olleet tilastollisesti merkitseviä (liite 3).

4.3 Ravinteet

Kokonaistyyppi

Kokonaistypen mediaanit vaihtelivat välillä 905–1 490 µg/l ja keskiarvot 1 368–4 299 µg/l. Suurin pitoisuus 45 000 µg/l mitattiin teollisuusalueelta ja pienin 461 µg/l asuinalueelta (kuva 38, liite 2).

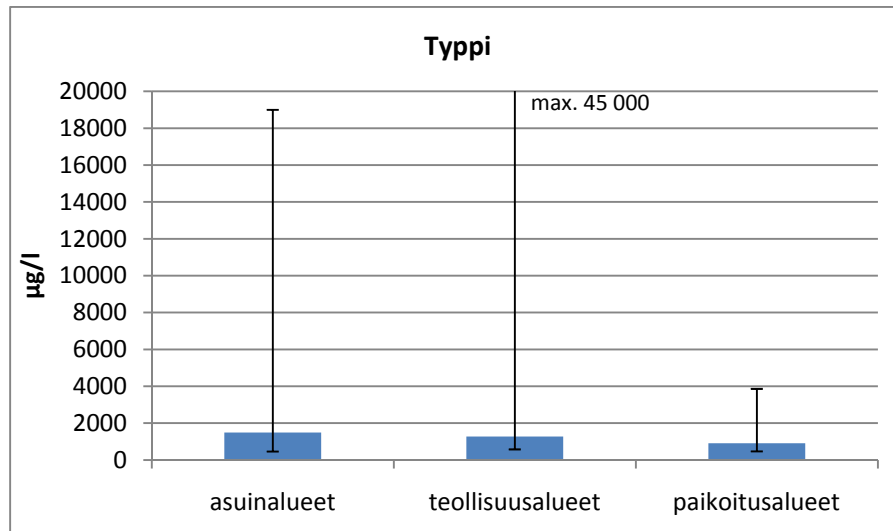
Kruskal-Wallis -testissä paikoitusalue erosi muista aluetyypeistä tilastollisesti merkitsevästi. Paikoitusalueilla typpipitoisuudet olivat pienimmät. Lumensulamisvesien ja muiden hulevesien typpipitoisuuksien välille ei saatu tilastollisia eroja (liite 3).

Hulevesiaineistossa erottuvat hulevesiverkostoon tulleet selkeät jätevesipäästöt, jotka ovat aiheuttaneet asuinalueilla ja teollisuusalueilla mitatut kokonaistypen maksimipitoisuudet. Roihupellon havaintopaikalla vuonna 2001 mitattiin jätevesistä johtuvia korkeita typpipitoisuuksia kahdessa näytteessä (29 200 µg/l ja 45 000 µg/l), mutta saman vuoden myöhemmissä näytteissä pitoisuudet olivat tavanomaisella tasolla.

Typpipitoisuudet koko aineistossa vaihtelivat 461–9 400 µg/l välillä (keskiarvo 1 673 µg/l), kun jätevesipäästöjä sisältävät näytteenottokerrat on poistettu aineistosta.

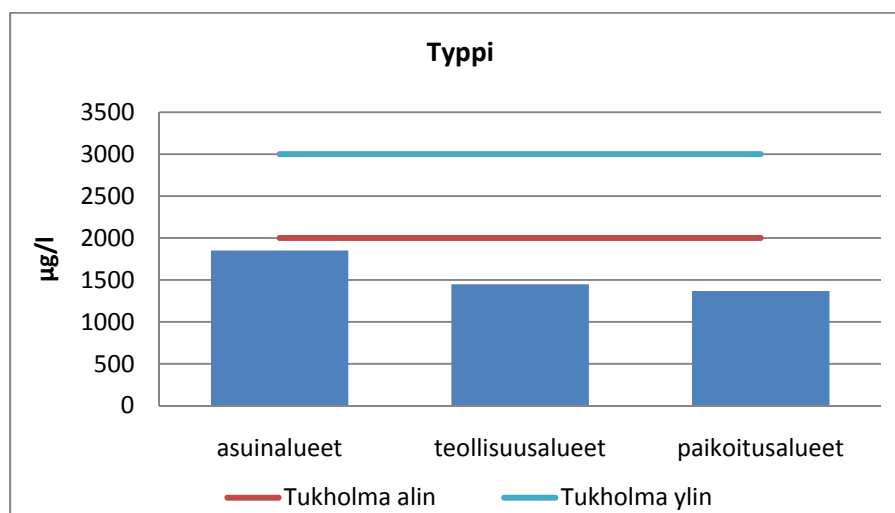
Helsingin hulevesien typpipitoisuuksien mediaanit eri aluetyypeillä olivat samaa suuruusluokkaa kuin Tukholman hulevesistä mitatut mediaanipitoisuudet. Suurimmat pitoisuudet olivat Helsingissä korkeampia kuin Tukholmassa (vrt. jätevesi-

päästöt), kun taas Tukholman tiealueilta mitatut typpipitoisuudet olivat Helsinkiä korkeampia (Stockholms stad 2001b). Typpi päätyy hulevesivesiin pääosin liikenne- ja energiatuotantopäästöistä laskeumana. Malmqvistin (1994) mukaan jopa 80 % typpikuormituksesta voi tulla laskeuman kautta.



Kuva 38. Kokonaistypen mediaanit sekä minimi- ja maksimipitoisuudet aluetyypeittäin.

Helsingin lumen vastaanottopaikoilta purkautuvan veden kokonaistypipitoisuus oli Sallan ym.(2012) tutkimuksessa huhtikuun lopussa 3 000–4 000 µg/l ja toukokuun lopussa 1 000–1 500 µg/l. Suurimmat pitoisuudet mitattiin sulamiskauden alussa. 1990-luvulta nykypäivään lumensulamiseden keskimääräiset kokonaistypipitoisuudet ovat yli kaksinkertaistuneet, mikä todennäköisesti johtuu etenkin liikennemäärien kasvusta ja sitä kautta tulevista typpipäästöistä lumeen ja sulamisveteen. Lumensulamisedet lisäävät kaupunkipurojen typpipitoisuuksia.



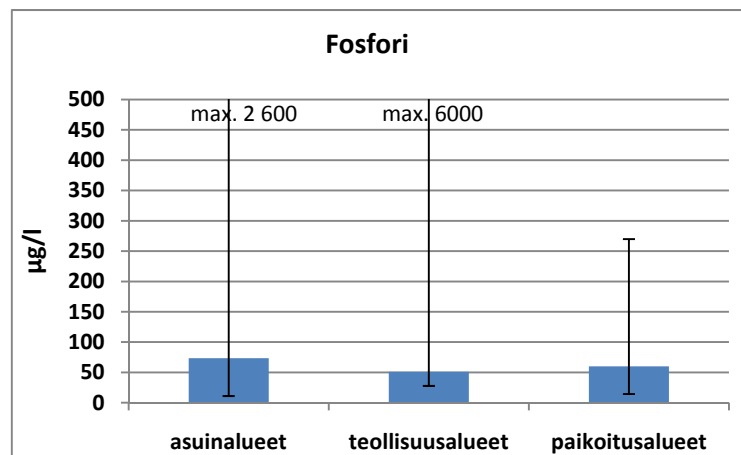
Kuva 39. Typen keskiarvopitoisuudet ja vertailu raja-arvoihin aluetyypeittäin. Tukholma alin ja Tukholma ylin tarkoittavat taulukossa 2 esitetyjä raja-arvoja (Riktvärdesgruppen 2009).

Tukholman läänin raja-arvoihin (Riktvärdesgruppen 2009) verrattuna, Helsingin hulevesien kokonaistypen keskiarvopitoisuudet eivät ylittäneet raja-arvoja (kuva 39). Yksittäisissä näytteissä oli joitakin raja-arvojen ylityksiä. Suomessa ei ole annettu hulevesien ravinnepitoisuuksille erityisiä raja-arvoja.

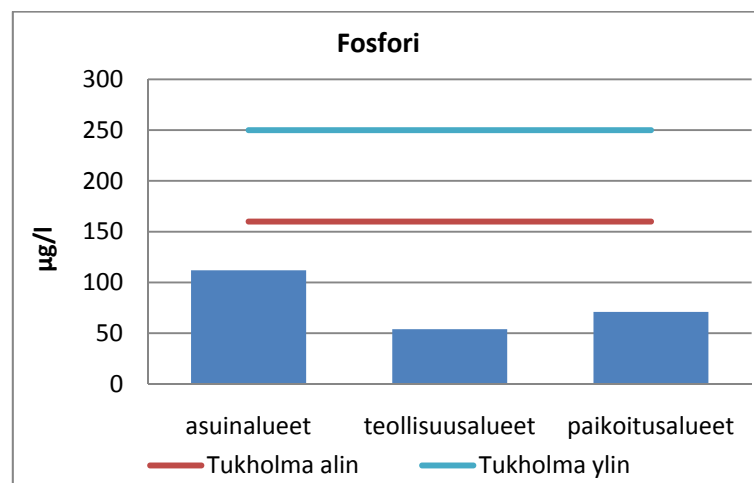
Kokonaisfosfori

Kokonaisfosforin mediaanipitoisuudet vaihtelivat 51–74 µg/l ja keskiarvot 71–470 µg/l. Pienin pitoisuus mitattiin asuinalueelta 11 µg/l ja suurin teollisuusalueelta 6 000 µg/l (kuva 40, liite 2).

Tilastollisessa testauksessa asuinalueen huleveden fosforipitoisuus oli tilastollisesti merkitsevästi suurempi. Tulokseen vaikutti Haagan asuinalueen huonokuntoinen viemäröinti, josta tihkui jätevettä hulevesiverkostoon, vaikka testausaineistosta on poistettu varsinaiset jätevesipäästöajankohdat. Lumensulamaisvesien fosforipitoisuudet eivät poikenneet tilastollisesti muista hulevesistä (liite 3).



Kuva 40. Kokonaisfosforin mediaanit sekä minimi- ja maksimipitoisuudet aluetyypeittäin.



Kuva 41. Kokonaisfosforin keskiarvopitoisuudet ja vertailu raja-arvoihin aluetyypeittäin. Tukholma alin ja Tukholma ylin tarkoittavat taulukossa 2 esitetyt raja-arvoja (Riktvärdesgruppen 2009).

Tukholman läänin (Riktvärdesgruppen 2009) raja-arvoihin verrattuna eri alue-tyyppien fosforipitoisuuden keskiarvo ei ylittänyt Tukholman raja-arvoja (kuva 41). Helsingin hulevesien fosforipitoisuuksien mediaanit olivat yleensä pienemmät kuin Tukholmassa mitatut vastaavat tulokset. Helsingin hulevesiaineiston suurimmat mitatut fosforipitoisuudet johtuvat hulevesiverkostoihin tulleista jätevesipäästöistä. Tässä hulevesiaineistossa jätevesien satunnaispäästöjä esiintyi sekä asuinalueiden että teollisuusalueiden hulevesituloksissa. Roihupellon aineistossa (Nurmi 2001) kahdessa näytteessä vuonna 2001 pitoisuudet olivat hyvin korkeat, 4 500 µg/l ja 6 000 µg/l jätevesipäästöistä johtuen. Haagan asuinalueen hulevesiverkostoon pääsi jätevesiä myös tutkimuskauden 2010–2011 aikana.

Lumen vastaanottopaikkojen sulamisveden kokonaisfosforipitoisuudet vaihtelivat huhtikuun lopussa välillä 30–80 µg/l ja toukokuun lopussa välillä 35–60 µg/l. Pitoisuudet olivat samaa tasoa kuin kaupunkipuroissa yleensä (Salla ym. 2012).

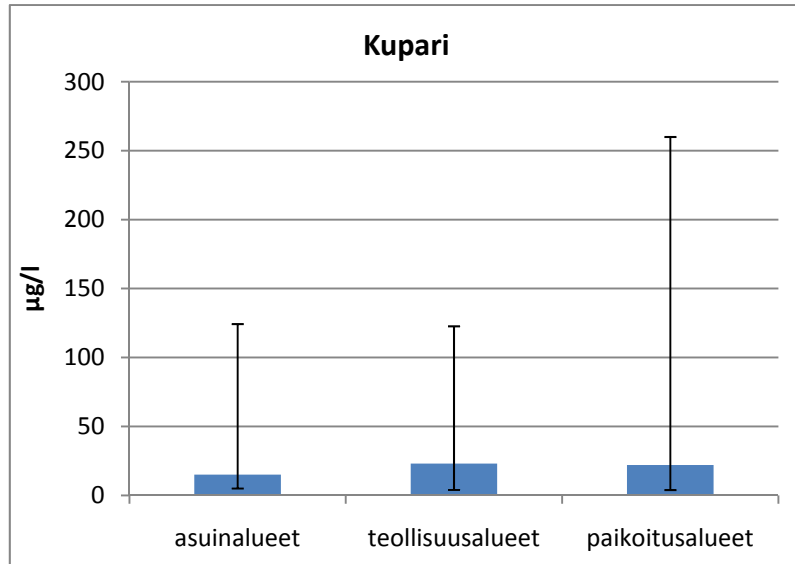
4.4 Metallit

Metallien pitoisuudet hulevesissä jäivät usein alle analyysin määrittämissä raja-arvoihin. Metallien keskimääräiset pitoisuudet ja mediaanit eri aluetyyppien välillä vaihtelivat vähän kuparia ja kromia lukuun ottamatta. Tilastollisessa testauksessa vain kuparille saatiin tilastollisesti merkitsevä ero eri aluetyyppien välille ja nikkelille lumen-sulamisvesien ja muiden hulevesien välille. Helsingissä huleveden metallipitoisuudet jäivät yleensä pienemmiksi kuin Tukholmassa mitatut pitoisuudet. Helsingissä on melko vähän raskasmetalleja ympäristöön tuottavaa teollisuutta, mikä voi osaltaan vaikuttaa pienempiin pitoisuuksiin. Raskasmetallit Helsingin hulevesissä ovat pääosin peräisin liikenteestä ja rakennusmateriaaleista.

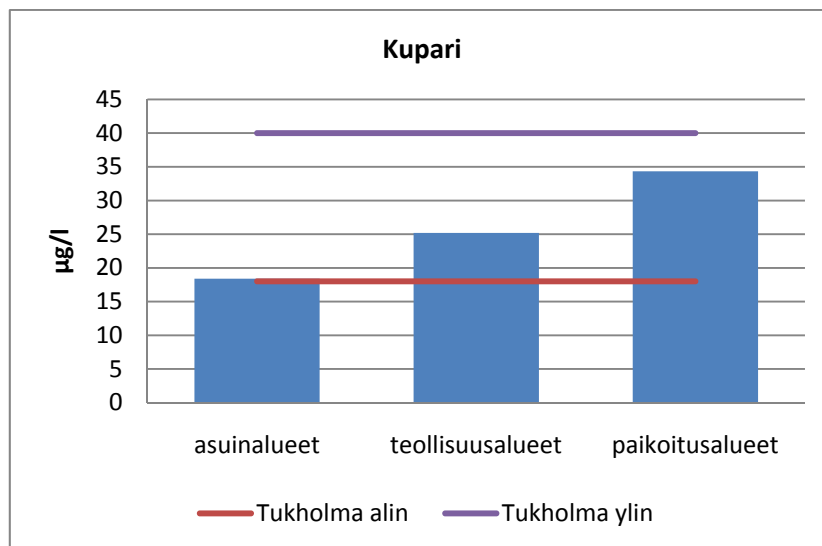
Vertailussa raja-arvoihin on huomioitava, että valtioneuvoston asetuksen vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006,868/2010) raja-arvot koskevat liukoisia metalleja (= suodatetut näytteet). Tässä tutkimuksessa metallien liukoista osaa ei ole mitattu (suodattamattomat näytteet), vaan tulos sisältää myös kiintoainemuotoisen metallin. Tukholman hulevesiraja-arvoihin tulokset ovat suoraan verrattavissa.

Kupari

Huleveden kuparipitoisuuden mediaanit vaihtelivat 13–23 µg/l välillä eri aluetyypeillä ja koko aineiston keskiarvo oli 25 µg/l (kuva 42, liite 2).



Kuva 42. Kuparin mediaanit sekä minimi- ja maksimipitoisuudet aluetyypeittäin.



Kuva 43. Kuparin keskiarvopitoisuudet ja vertailu raja-arvoihin aluetyypeittäin. Tukholma alin ja Tukholma ylin tarkoittavat taulukossa 2 esitettyjä raja-arvoja (Riktvärdesgruppen 2009). Määrittäysraja tarkoittaa laboratorioanalyysin määrittäysrajatarkkuutta.

Sekä pienin kuparipitoisuus 4 µg/l että suurin pitoisuus 260 µg/l mitattiin paikoitusalueelta. Suurimmat pitoisuudet mitattiin Finlandiatalon paikoitusalueen hulevesikaivosta ja pitoisuuksiin vaikuttivat selvästi Finlandiatalon kuparikatto ja kupariset syöksytorvet. Taka (2012) sai Itä-Pasilan hulevesien keskimääräiseksi kupa-

ripitoisuudeksi 600 µg/l, Veräjämäen 150 µg/l ja Pihlajamäen 40 µg/l. Tämän tutkimuksen ja Takan aineiston raskasmetallipitoisuudet on analysoitu eri menetelmillä, mikä on voinut vaikuttaa tuloksiin.

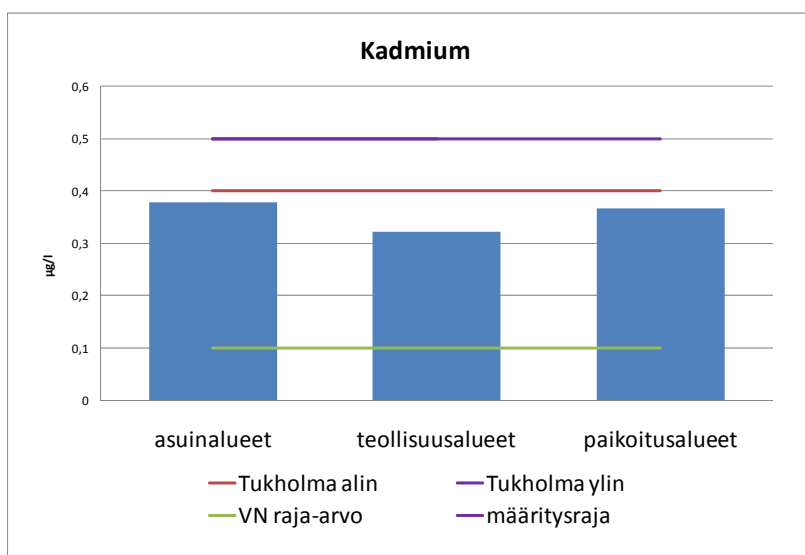
Paikoitusalueet erosivat muista aluetyypeistä myös tilastollisessa testauksessa (liite 3). Lisäksi yksittäisiä korkeita pitoisuuksia mitattiin Lauttasaaren asuinalueella ja Pitäjänmäen teollisuusaluetta kuvaavilta havaintopaikoilta.

Hulevesien keskimääräinen kuparipitoisuus ylitti Tukholman alemman raja-arvon paikoitus- ja teollisuusalueilla, mutta pitoisuudet jäivät ylemmän raja-arvon alapuolelle (kuva 43).

Kadmium

Huleveden kadmiumpitoisuudet jäivät yleisesti alle analyysin määrittämissä raja-arvoissa. Suurimmat pitoisuudet olivat alle 1 µg/l eikä tilastollisessa testauksessa eri aluetyypien välillä saatu eroja, mutta eri ajankohtina pitoisuudet vaihtelivat paljon (liitteet 2 ja 3). Tukholman raja-arvopitoisuuksia ei ylitetty (kuva 44).

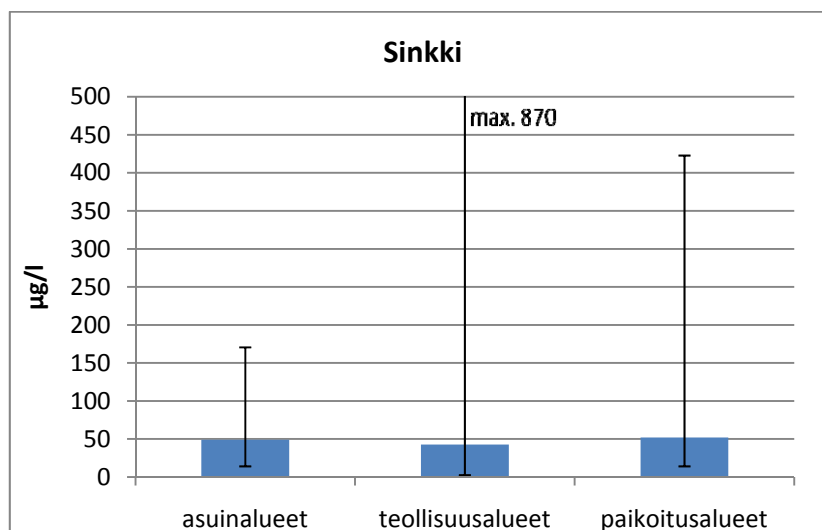
Valtioneuvoston asetuksen raja-arvo kadmiumille on niin alhainen (0,1 µg/l), että tämän tutkimuksen analyysin määrittämissä raja-arvoissa (0,5 µg/l) ei riitä asetuksen raja-arvoon vertaamiseen. Vuoden 2010–2011 hulevesiaineistossa lähes kaikkien havaintoasemien kadmiumpitoisuudet ylittivät analyysin määrittämissä raja-arvoissa talvi- ja kesätuloksissa 2010, mutta alittivat rajan talvi- ja kesätuloksissa 2011. Vuoden 2001 aineistossa kaikkien havaintoasemien tulokset alittivat analyysin määrittämissä raja-arvoissa. Sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa (461/2000) talousvedelle asetettu laaturaja on 5 µg/l, joka alitettiin kaikissa aineiston näytteissä.



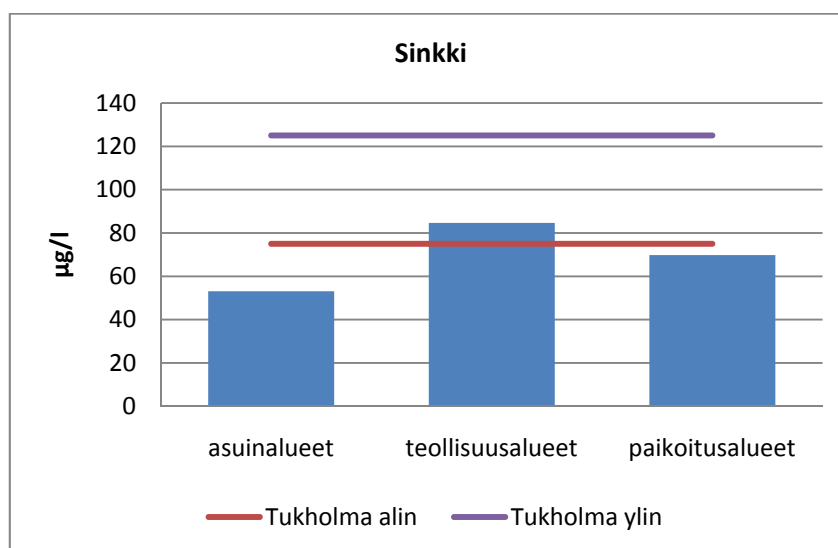
Kuva 44. Kadmiumin keskiarvopitoisuudet ja vertailu raja-arvoihin aluetyypeittäin. Tukholma alin ja Tukholma ylin tarkoittavat taulukossa 2 esitettyjä raja-arvoja (Riktvärdesgruppen 2009). VN-raja-arvo on taulukossa 2 esitetty valtioneuvoston asetusten ympäristölaatunormi. Määrittämissä raja-arvoissa tarkoittaa laboratorioanalyysin määrittämissä raja-arvoissa.

Sinkki

Sinkkipitoisuuksien mediaaneissa eikä keskiarvoissa ollut merkittäviä eroja aluetyyppien välillä. Sekä pienin (3 µg/l) että suurin (866 µg/l) sinkkipitoisuus mitattiin teollisuusalueelta (kuva 45). Maksimipitoisuus oli yksittäinen havainto Herttoniemen teollisuusalueelta (liite 2).



Kuva 45. Sinkin mediaanit sekä minimi- ja maksimipitoisuudet aluetyypeittäin.



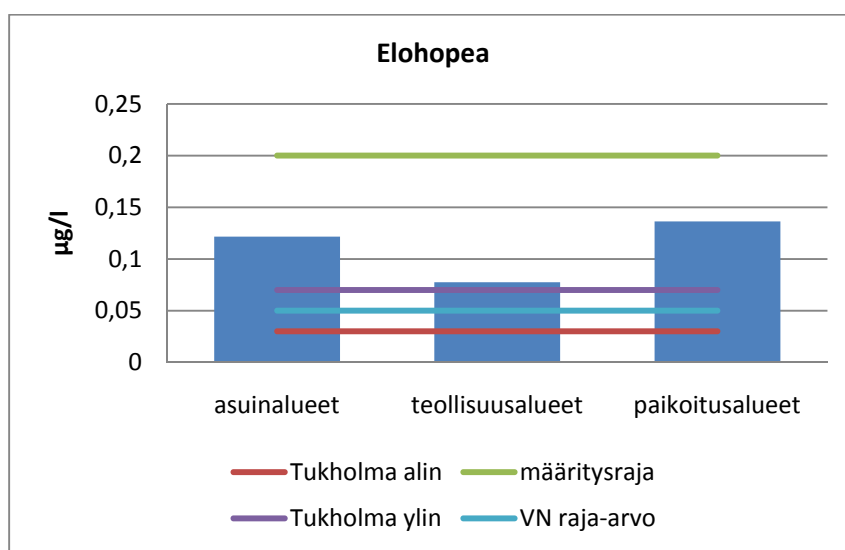
Kuva 46. Sinkin keskiarvopitoisuudet ja vertailu raja-arvoihin aluetyypeittäin. Tukholma alin ja Tukholma ylin tarkoittavat taulukossa 2 esitettyjä raja-arvoja (Riktvärdegruppen 2009).

Tukholman huleveden raja-arvoihin verrattuna teollisuusalueilla raja-arvo niukasti ylittyi (kuva 46). Sinkille ei ole annettu valtioneuvoston asetuksissa suomalaisia raja-arvoja.

Taka (2012) sai Helsingin tutkimuksessaan 2010–2011 selvästi suurempia sinkkipitoisuuksia. Keskimääräinen huleveden sinkkipitoisuus Itä-Pasilassa oli 1 270 µg/l, Veräjämäellä 470 µg/l ja Pihlajamäellä 90 µg/l.

Elohopea

Huleveden elohopeapitoisuuden määrittystarkkuus aineistossa on 0,2 µg/l. Sekä Tukholman raja-arvot että valtioneuvoston asetuksen raja-arvot ovat huomattavasti alhaisemmat. Tuloksia ei näin ollen ole mahdollista verrata näihin raja-arvoihin (kuva 47). Talousvedelle asetettu laatu normi Suomessa on 1 µg/l, mikä alittui kaikissa näytteissä.



Kuva 47. Elohopean keskiarvopitoisuudet ja vertailu raja-arvoihin aluetyypeittäin. Tukholma alin ja Tukholma ylin tarkoittavat taulukossa 2 esitettyjä raja-arvoja (Riktvärdesgruppen 2009). VN-raja-arvo on taulukossa 2 esitetty valtioneuvoston asetusten ympäristölaatu normi. Määrittysraja tarkoittaa laboratorioanalyysin määrittysrajatarkkuutta.

Muut metallit

Kromi-, nikkeli- ja lyijypitoisuuksien mediaanit ja keskiarvot eivät poikenneet tilastollisesti merkitsevästi toisistaan eri aluetyypeillä. Lumensulamisveden nikkelpitoisuus oli muita hulevesiä korkeampi ja ero oli mediaanitestissä merkitsevä. Huleveden kromi-, nikkeli- ja lyijypitoisuudet alittivat selvästi Tukholman hulevesien raja-arvot sekä valtioneuvoston asetuksen raja-arvon ja STM:n talousveden laatuvaatimusrajan (liitteet 2 ja 3).

Kromia esiintyi keskimäärin eniten Herttoniemen teollisuusalueella. Suurin yksittäinen pitoisuus 65 µg/l mitattiin kuitenkin Vartioharjun asuinalueelta vuonna 2001. Kyseessä voi olla virheellinen tulos, koska muissa analyyseissä ei samaan aikaan ollut poikkeavaa. Vuosien 2010–2011 aineistossa korkein kromipitoisuus oli vähän yli 8 µg/l ja se mitattiin Lauttasaaresta.

Korkeimmat nikkelpitoisuudet mitattiin Töölönlahden paikoitusalueilta ja Vartioharjun asuinalueelta vuonna 2001, jossa molempien paikkojen pitoisuus oli 18 µg/l.

Lyijyn maksimipitoisuudet vaihtelivat vain vähän eri alueilla ja korkein pitoisuus 21 µg/l mitattiin Töölönlahden ympäristön paikoitusalueelta vuonna 2001. Vuosien 2010–2011 aineistossa selvästi korkeimmat pitoisuudet (10 µg/l ja 15 µg/l) mitattiin Lauttasaaresta. Takan (2012) aineistossa vuosilta 2010–2011 suurin lyijypitoisuus mitattiin Veräjämäeltä; 37 µg/l.

Uusitun prioriteettiainedirektiivin mukaan lyijyn ja nikkelin ympäristölaatumerjeja tullaan tiukentamaan. Tällöin lyijyn raja-arvo muuttuu 7,3 µg/l pitoisuudesta 1,2 µg/l pitoisuudeksi ja nikkelin 21 µg/l pitoisuudesta 4 µg/l pitoisuudeksi määritettynä liukoisen pitoisuuden vuosikeskiarvona.

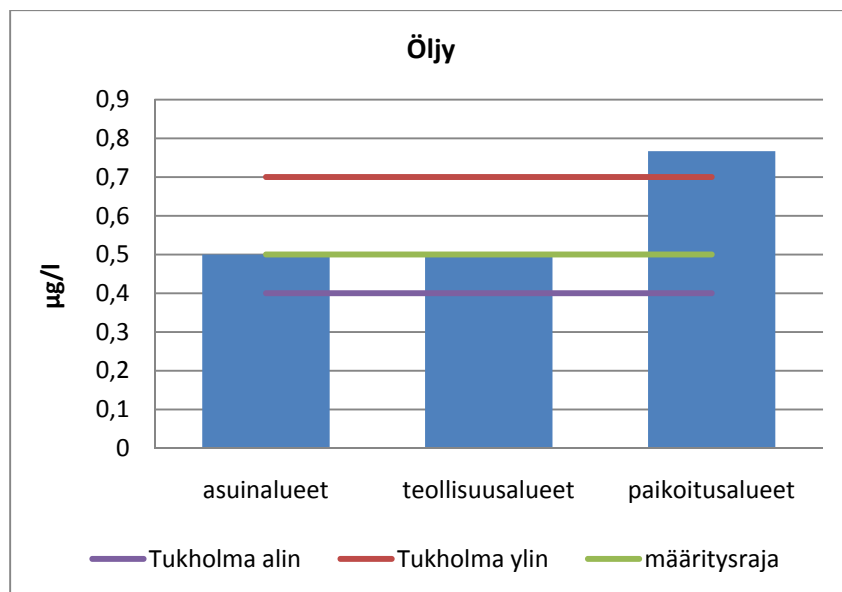
Uraania oli keskimäärin eniten Pitäjänmäen teollisuusalueella, missä maksimipitoisuudet olivat 70-90 µg/l. Koboltti ja vanadiinipitoisuuksissa ei ollut eri alueiden välillä eroja. Suurin kobolttipitoisuus 2,5 µg/l mitattiin Lahden moottoritien vieressä olevasta hulevesiviemäristä. Suurin vanadiinipitoisuus 9,2 µg/l oli Lauttasaaren havaintopaikalla. Koboltille ei ole olemassa suomalaisia raja-arvoja. Uraanille on olemassa talousveden laaturaja, joka on 2 µg/l.

Alumiinia esiintyi yksittäisinä korkeina pitoisuuksina kahdella havaintokerralla Lauttasaareissa maksimipitoisuuden ollessa 3 403 µg/l. Alumiinille on olemassa STM:n asetuksessa talousveden laaturaja 200 µg/l.

4.5 Öljyhiilivedyt

Öljyhiilivedyt määritettiin osasta näytteitä vain silloin, kun vedessä oli havaittavissa selkeää öljykalvoa. Näytteenotossa havaittiin mm. Pitäjänmäen ja Herttoniemen teollisuusalueiden lumensulamisesissä ohutta öljykalvoa huleveden pinnalla. Varsinaisia öljypäästöjä ei näytteenottokertoina todettu. Analysoitujen näytteiden öljypitoisuudet olivat alhaisia.

Karvinen (2010) toteaa hulevesitutkimuksessaan, ettei öljymäisten aineiden pitoisuuksien mittaaminen vedestä ole välttämättä tarkoituksenmukaista, sillä öljy kertyy kalvomaiseksi kerrokseksi veden pinnalle sekoittumisen sijasta, jolloin tulos riippuu pintakalvon osuudesta näytteessä.



Kuva 48. Öljyhiilivetyjen keskiarvopitoisuudet ja vertailu raja-arvoihin aluetyypeittäin. Tukholma alin ja Tukholma ylin tarkoittavat taulukossa 2 esitettyjä raja-arvoja (Riktvärdesgruppen 2009). Määritysraja tarkoittaa laboratorioanalyysin määritysrajatarkkuutta.

Öljyhiilivetyjen pitoisuudet olivat pääasiassa alle laboratorion analyysin määritysrajan (0,5 µg/l). Kaikki määritysrajan ylittävät pitoisuudet olivat paikoitusalueilta. Korkein mitattu pitoisuus oli 3 mg/l (liite 2). Eri aluetyyppien välillä eikä lumensulamiskauden ja muun ajan välillä havaittu merkittäviä eroja (liite 3). Tukholmassa huleveden öljyhiilivedyille annetut raja-arvot ovat tiukat eikä käytännössä hulevesi saisi sisältää öljyhiilivetyjä juuri lainkaan (kuva 48).

4.6 PAH-yhdisteet

PAH-yhdisteet (polyaromaattiset hiilivedyt) tutkittiin vuosien 2010–2011 hulevesi-aineistoista (25 näytettä). Pääsääntöisesti eri aineiden pitoisuudet jäivät alle laboratorion määritystarkkuusrajan. Liitteessä 5 on esitetty ne PAH-yhdisteet ja havaintokerrat, jolloin määritystarkkuusraja ylitettiin.

Hulevesissä todettiin seuraavia PAH-yhdisteitä: bifenyyli, naftaleeni, 2-metyyli-naftaleeni, 1-metyyli-naftaleeni, 2,6-dimetyyli-naftaleeni, 2,3,5-trimetyyli-naftaleeni, fluoranteeni, bentso(b)fluoranteeni, fluoreeni, fenantreeni, 1-metyylifenantreeni, kryseeni, bentso(ghi)peryleeni, pyreeni, bentso(a)pyreeni, indeno(1,2,3-cd)pyreeni.

Vain bentso(ghi)peryleenin pitoisuus ylitti valtioneuvoston vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun asetuksen raja-arvon 0,002 µg/l. Yhtenä havaintokertana vuonna 2010 mitattiin Lauttasaaresta pitoisuus 0,025 µg/l, Malmilta 0,018 µg/l ja Pitäjänmäeltä 0,011 µg/l. Yleisimmät PAH-yhdisteet aineistossa olivat fenantreeni ja pyreeni, joille ei ole annettu asetuksissa raja-arvoja.

PAH-yhdisteiden pitoisuudet olivat paljon pienempiä Helsingissä verrattuna Tukholmaan.

4.7 VOC-yhdisteet

Huleveden VOC-yhdisteiden (haihtuvat hiilivety-yhdisteet) pitoisuudet jäivät yleisesti alhaisiksi ja olivat pääsääntöisesti alle analyysien määrittämissä tarkkuuden (liite 6).

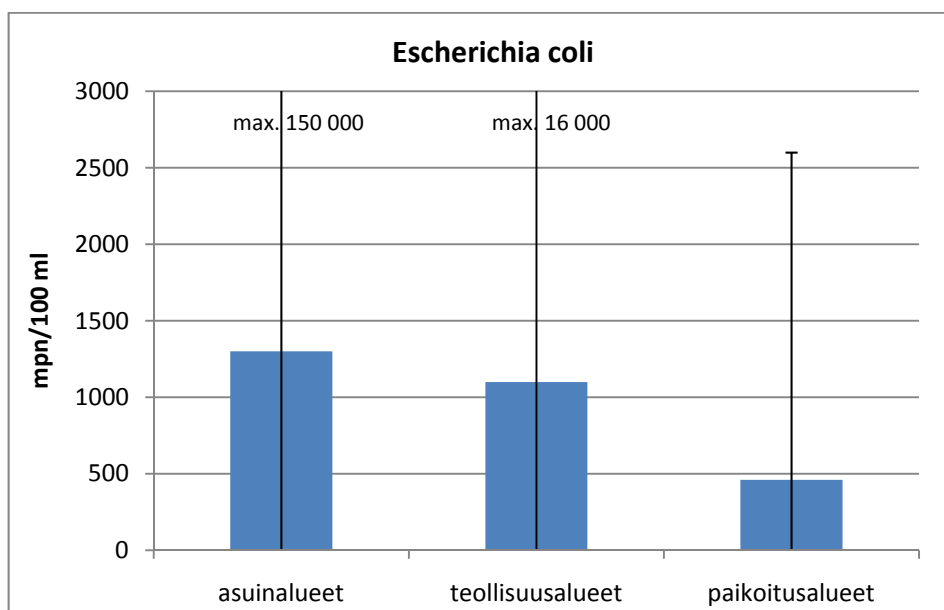
Hulevesissä todettiin seuraavia VOC-yhdisteitä: dikloorimetaani, tetrakloorimetaani, tri-kloorieteeni, tolueeni, etylibentseeni, 1,2-ksyleeni, 1,4-ksyleeni, styreeni, MTBE ja TAME.

Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun valtioneuvoston asetuksen raja-arvot ylittyivät vain yhdessä näytteessä. Lauttasaarella mitattiin 21.9.2010 dikloorimetaanipitoisuus 54,6 µg/l, kun raja-arvon on 20 µg/l. Pieniä määriä klooriyhdisteitä esiintyi myös Metsälässä ja Pitäjänmäellä.

Yleisimmät aineistossa esiintyneet VOC-yhdisteet olivat bensiinin lisäaineena käytetyt MTBE ja TAME. Yhdisteille ei ole suomalaisia raja-arvoja.

4.8 Bakteerit

Escherichia coli -bakteerimäärät vaihtelivat nolasta yli 150 000 mpn/100 ml (kuva 49, liite 2).



Kuva 49. *Escherichia coli* -bakteerien mediaanit sekä minimi- ja maksimimäärät aluetyypeittäin.

Asuinalueiden korkeat bakteerimäärät johtuivat pääosin Haagan asuinalueen hulevesituloksista, jossa alueen hulevesijärjestelmään pääsi jätevettä vanhalta viemäröntialueelta. Hulevesiviemäriin tullut jätevesipäästö sattui myös näytteenottoajankohtaan Roihupellon teollisuusalueella vuonna 2001 kerättyssä aineistossa (Nurmi 2001). Suurten bakteerimäärien ohella myös ravinnepitoisuudet olivat yleensä samanaikaisesti kohonneet. Herttoniemen teollisuusalueella todettiin kuitenkin pariin kertaan suurehkoja bakteerimääriä, vaikka ravinnepitoisuudet olivat tavanomaisella tasolla.

4.9 Hulevesien vaikutukset Helsingin puroissa

4.9.1 Tilastollisen testauksen tulokset

Mustapuron, Haaganpuron, Longinojan ja Näsinoja–Tuomarinkylänojan veden laatua sekä niihin laskevien hulevesien veden laatua verrattiin toisiinsa tilastollisesti. Vertailun tarkoituksena oli selvittää, onko hulevesillä likaa vai puhdistava vaikutus kaupunkipurovesiin (taulukko 4, liite 4).

Taulukko 4. Puroveden ja siihen laskevien hulevesien pitoisuuksien ero tilastollisesti testattuna. + = hulevedessä pitoisuus suurempi, - = hulevedessä pitoisuus pienempi ja ~ = ei tilastollisesti merkitsevää eroa. Tilastollisen testauksen riskitasot on esitetty liitteessä 4.

	Mustapuro/ Itäkeskus	Haaganpuro/ Haaga	Longinoja/ Malmi	Näsinoja- Tuomarinkylänoja/ Torpparinmäki
pH	+	~	~	~
Sähkönjohtavuus	-	-	~	+
Kiintoaine	~	~	~	-
Orgaaninen kiintoaine			~	
Orgaanisen kiintoaineen osuus			+	
Kokonaistyyppi	-	~	-	~
Nitraattityppi			~	~
Ammoniumtyppi			-	~
Kokonaisfosfori	~	+	~	-
Kloridi	-	-	-	~
Sulfaatti	-	-		
Escherichia coli	~	~	~	~
Lyijy	~	~		
Kromi	(*)	~		
Kupari	+	~	+	+
Nikkeli	(*)		-	
Vanadiini	~	~		
Sinkki	+	~	~	+

(*) = suurin osa tuloksista alle analyysin määrittämissä rajoin

Mustapuro

Mustapurosta oli analyysituloksia 6–29 riippuen tutkittavasta muuttujasta. Kahdesta Mustapuroon laskevasta hulevesiputkesta oli 17 havaintoa. Mustapuron valuma-alueella on suuria liikenneväyliä (Itäväylä ja Kehä I), Itäkeskuksen liikekeskus, Roihupellon teollisuusalue, asutusalueita sekä urheilualueita ja puistoja. Mustapuroon johdetaan pohjavesiä ainakin Myllypuron alueelta rakentamisen alle jääneistä lähteistä. Hulevesiviemärit toivat vettä Roihupellon liikenne- ja teollisuusalueelta sekä Turunlinnantieltä ja Puotilan ostoskeskuksen paikoitusalueilta.

Mustapuron sähkönjohtavuus, kloridi- ja sulfaattipitoisuus sekä kokonaistyyppipitoisuus olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia kuin hulevedessä. Kokonaisfosforipitoisuus ja kiintoaineen määrä olivat myös keskimäärin purovedessä korkeampia, mutta erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. Hulevesiputket tuovat vettä alueilta, joilla käytetään tiesuolausta, joten puroveden hulevettä suuremmat kloridipitoisuudet ovat yllättäviä ja johtunevat näytteenottoajankohtien eroista. Mustapuron pohjoisosista tulee veteen runsaasti kloridia, joka on ilmeisesti peräisin Kehä I:n hulevesistä tai pohjavesistä. Mustapuroon tulee ravinteita myös jo yläjuoksulta tai osittain todennäköisesti uomaeroosiona. Sulfaatin suurempi määrä purovedessä voi johtua Mellunkylän lämpövoimalan ilmapäästöistä tai pohjaveden suuresta sulfaattipitoisuudesta.

Hygieeninen laatu oli hulevedessä ja purovedessä selvästi heikentynyt. *Escherichia coli* -bakteerin suurehkot pitoisuudet voivat viitata jätevesien tihkumiseen hulevesiverkostoon. Alueella ulkoilutetaan todennäköisesti myös paljon koiria, joiden jätöksistä suolistobakteerit voivat olla peräisin. Sinkki- ja kuparipitoisuudet olivat hulevedessä selvästi suurempia kuin purovedessä. Sinkkiä irtoaa muun muassa renkaista ja kuparia jarruista. Lyijyn ja vanadiinin pitoisuudet olivat pieniä eikä hule- ja puroveden pitoisuuksissa havaittu eroa. Kromi- ja nikkelitulokset olivat yleensä alle laboratorion määritysrajapitoisuuden niin hule- kuin purovesissä, joten niiden eroa ei voitu testata tilastollisesti.

Haaganpuro

Haaganpurosta (entinen nimi Mätäpuro) oli analyysituloksia 6–62 riippuen tutkittavasta muuttujasta. Etelä-Haagan asuntoalueelta tulevasta hulevesiputkesta oli 17 havaintoa. Haaganpuron valuma-alueesta lähes puolet on metsää, puistoja ja peltoa (Räsänen 2011). Liikennealueitakin on lähes viidesosa valuma-alueesta, suurimpana Hämeenlinnanväylä. Hulevesiviemäri tuo vettä Etelä-Haagan asuntoalueen kaduilta. Hulevesiviemäriin tuli ainakin vuonna 2010 jätevettä.

Kloridi- ja sulfaattipitoisuus samoin kuin sähkönjohtavuus olivat tilastollisesti suurempia Haaganpurossa kuin hulevesiviemärissä. Haaganpuroon tulee todennäköisesti esimerkiksi Hämeenlinnanväylältä tiesuolauksen kloridia. Kokonaisfosforipitoisuus oli tilastollisesti suurempi hulevedessä kuin purovedessä. Kokonaistyyppipitoisuus oli suurempi hulevedessä, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Syynä huleveden ravinnepitoisuuksiin ovat viemäriin päätyneet runsasravinteiset jätevedet. Hygieeninen laatu oli erittäin heikko niin puro- kuin hulevedessäkin,

eikä niiden välillä ollut tilastollisesti merkitsevää eroa. Puroveden heikon hygieenisen laadun syynä oli näytteenottopisteen sijainti hulevesiputkesta alavirtaan.

Metallipitoisuuksissa ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa puro- ja huleveden välillä. Hulevedessä oli kuitenkin keskimäärin suuremmat sinkkipitoisuudet kuin purovedessä.

Longinoja

Longinojasta oli käytössä analyysistä riippuen 8–61 tulosta. Malmilta tulevien (Ala-Malminoja ja Teerikukonoja) hulevesien analyysituloksia oli 10–18. Longinojan valuma-alueesta vain 13 % on metsiä (Kuisma 2013). Asuinalueita on 35 % ja liikennealueita sekä lentokenttäaluetta yhteensä viidesosa valuma-alueesta. Hulevesiviemärit toivat vettä lähinnä asuinalueilta.

Kiintoaineen määrä oli keskimäärin suurempi purovedessä, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevää. Kiintoaineen orgaaninen osuus oli tilastollisesti merkitsevästi suurempi hulevedessä kuin purovedessä. Longinojan kiintoaineesta suurin osa on ilmeisesti peräisin uomaeroosiosta, jolloin epäorgaanisen kiintoaineen osuus kasvaa. Kokonaistyyppi- ja ammoniumtyyppipitoisuudet olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia purovedessä. Nitraattityppi- ja kokonaisfosforipitoisuudet olivat keskimäärin suurempia taas hulevedessä, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevää.

Kloridipitoisuus oli suurempi purovedessä, sillä puroon tulee vesiä voimakkaasti suolatun Lahdenväylän varrelta. Kupari- ja sinkkipitoisuudet olivat suurempia hulevedessä, joskaan sinkkipitoisuuden ero ei ollut tilastollisesti merkitsevää. Nikkeliä purovedessä oli tilastollisesti merkitsevästi enemmän kuin tutkituissa hulevesissä. Nikkelin lähde Longinojassa on ilmeisimmin lentokenttätoiminta (Pellikka & Saura 2012).

Näsiöja–Tuomarinkylänoja

Näsiöja–Tuomarinkylänojasta oli 25–39 tulosta riippuen analyysistä. Torpparinmäen asuinalueelta tulevasta kahdesta hulevesiviemäristä oli yhteensä 4–10 tulosta. Näsiöja–Tuomarinkylänojan valuma-alueesta 37 % on metsää, 34 % rakennettuja alueita ja 21 % viljeltyjä alueita (Hjerpe 2010).

Kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuudet olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia purovedessä kuin hulevedessä. Puro kulkee Haltialan peltojen halki, joten puroveden kiintoainepitoisuus ja siihen sitoutunut fosfori ovat peräisin suurelta osin pelloilta.

Näytteistä oli metalleista tutkittu kupari ja sinkki. Kummankin pitoisuus oli hulevedessä suurempi. Ero oli tilastollisesti merkitsevää.

4.9.2 Hulevesikuormitus purovesissä ja vertailu raja-arvoihin

Asuin- ja liikennealueilta tulevat hulevedet lisäävät Helsingissä kuparin ja sinkin määrää purovedessä. Kupari ja sinkki ovat hyvin pieninä pitoisuuksina eliöille välttämättömiä hivenaineita, mutta suurempina pitoisuuksina vesieliöille erittäin myrkyllisiä. Kuparia päätyy vesiin kuparikattojen ja jarrujen kulumisen johdosta ja sinkkiä katoilta, putkista sekä autonrenkaista (Kuusisto-Hjort 2009).

Kuparin pitoisuuden keskiarvo oli tässä otoksessa hulevedessä 22 µg/l, kun se esimerkiksi Viikinmäen jätevedenpuhdistamolta lähtevässä jätevedessä on ollut alle 10 µg/l (Lehtinen & Sundell 2011, Helsingin seudun ympäristöpalvelut - kuntayhtymä 2012). Kuparille ei ole annettu ympäristölaatunormia vesiympäristölle, mutta sille arvioitu haitattoman pitoisuuden arvo vaihtelee 1,3–13,7 µg/l (Vuori ym. 2006). SYKEN määrittämä vertailuarvo (haitattoman pitoisuuden ja taustapitoisuuden summa) kuparille on 5,3 µg/l (Vuori ym. 2006). Kjölholtin (1997) mukaan kuparin sitoutumisaste on noin 56 % joten suodatetun kuparin pitoisuuden voidaan arvioida olevan tässä Helsingin aineistossa noin 10 µg/l. Helsingin hulevesien kuparipitoisuudella voi olla myrkyllisiä vaikutuksia vesieliöstöön.

Sinkkipitoisuuden kokonaispitoisuuden keskiarvo oli tämän otoksen hulevesissä 59 µg/l. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon lähtevässä jätevedessä se on ollut 50–70 µg/l (Lehtinen & Sundell 2011, Helsingin seudun ympäristöpalvelut - kuntayhtymä 2012). Sinkille ei ole annettu ympäristölaatunormia vesiympäristölle, mutta sille arvioitu haitattoman pitoisuuden arvo vaihtelee 3,1–7,8 µg/l (Vuori ym. 2006). SYKEN määrittämä vertailuarvo (haitattoman pitoisuuden ja taustapitoisuuden summa) on (suodatetulle) sinkille 25 µg/l (Vuori ym. 2006). Inhan ym. (2013) mukaan kuparin sitoutumisaste on noin 42 % joten suodatetun kuparin pitoisuuden voidaan arvioida olevan tässä Helsingin aineistossa noin 34 µg/l. Helsingin hulevesien melko suuri sinkkipitoisuus saattaa aiheuttaa haitallisia muutoksia vesieliöstössä.

Ravinteiden kohdalla tulokset vaihtelivat alueiden välillä, mutta pääsääntöisesti tutkittujen hulevesien ravinnepitoisuudet olivat pienempiä kuin purovesien. Tutkittujen hulevesien valuma-alueet koostuivat pääosin päällystetyistä piha- ja katu-alueita ja viheralueiden osuus oli pieni. Sähkönjohtavuus ja siihen kiinteästi liittyvä kloridipitoisuus oli hulevesissä pienempi kuin yleinen taso purovesissä. Tämä johtui todennäköisesti paikallisista ja vain tiettyihin aikoihin sattuneista erittäin suurista kloridipulsseista pääväyliltä puroveteen.

Puroveden ja siihen laskevien hulevesien välisten erojen vertailua hankaloitti hulevesitulosten pieni määrä sekä purovedestä mitattujen haitta-aineanalyyysien vähäisyys. Vesinäytteet oli otettu pääosin eri aikaan ja jopa eri vuosina, mikä todennäköisesti vaikutti tuloksiin. Tämä vertailu tehtiin pitoisuuksien välillä, kun oikeamman kuvan antaisi kuormituslukujen vertailu. Siihen ei kuitenkaan ollut mahdollisuuksia, sillä käytössä oli vain muutamia virtaamamittauksia.

Huleveden kiintoaineen orgaaninen osuus oli määritetty ainoastaan Longinojan näytteistä. Näistä kävi mielenkiintoisesti esille se, että asutusalueelta tulevan huleveden kiintoaineen orgaaninen osuus oli huomattavasti suurempi kuin puroveden. Puroveden kiintoaine on usein suurelta osin uomaeroosiota, jolloin kiintoaine on epäorgaanista. Huleveden kiintoaine asutusalueelta muodostuu purovetä enemmän eloperäisestä aineksesta. Orgaanisen aineen hajoaminen kuluttaa vastaanottavassa vesistössä hajotessaan happea.

5 Yhteenveto ja johtopäätökset

Tämän tutkimusaineiston voidaan katsoa kuvaavan melko tyypillisiä helsinkiläisiä asuin- ja teollisuusalueita ja tulokset kuvaavat tavanomaisen tiiviisti rakennetun alueen hulevesien keskimääräistä laatua yleisesti. Aineisto on jokseenkin pieni, joten tuloksia voidaan pitää suuntaa antavina.

Erityyppisten alueiden (asuinalueet, teollisuusalueet, paikoitusalueet) hulevesien välille saatiin tutkimuksessa vain vähän tilastollisesti merkitseviä eroja. Hulevesien merkittävimmät aineet olivat typpi, fosfori, kloridi ja raskasmetalleista kupari ja sinkki sekä öljyhiilivedyt.

Ravinteita tuli eniten hulevesiin satunnaisista jätevesipäästöistä, joita esiintyi sekä asuin- että teollisuusalueilla. Typeä tulee myös liikenteestä ja energiatuotannosta laskeutuneena. Raskasmetalleja hulevesiin tulee pääasiassa sekä liikenne- päästöinä että rakennusmateriaaleista.

Tutkimusalueet olivat luonteeltaan Helsingille tyypillisiä tiiviisti rakennettuja kaupunginosia, joissa on paljon katuverkostoa. Hulevesiviemäröintialueet käsittävät katuverkostoa, päällystettyjä piha- ja paikoitusalueita ja kattopinta-alaa kaikilla aluetyypeillä. Teollisuusalueet Helsingissä eivät ole päästöjä tuottavaa perinteistä raskasta teollisuutta, vaan Helsingille tyypilliset teollisuusalueet käsittävät toimistotiloja, auto- ym. liikkeitä ja pienimuotoista yritystoimintaa. Teollisuusalueiden eniten päästöjä tuottava toiminta on yleisesti liikenne. Näin ollen asuinalueiden ja teollisuusalueiden luonne hulevesien suhteen on aika samanlainen ja päästöt hulevesiin ovat samantyyppisiä eikä hulevesien laadussa todettu suuria eroja eri aluetyyppien välillä.

Vaikka eri aluetyyppien väliset erot huleveden yleisessä laadussa olivat pieniä, niin Helsingissä voi olla paikallisia alueita, missä huleveden laatu poikkeaa yleisestä laadusta. Esimerkiksi erittäin vilkkaasti liikennöidyltä katualueelta tulevat hulevedet saattavat olla laadultaan heikompia.

Maankäytön vaikutuksia huleveden laatuun on tutkittu monissa tutkimuksissa Suomessa esim. Melanen (1982), Kotola ja Nurminen (2003a) ja Taka (2012). Tulokset ovat vaihdelleet, mistä voinee päätellä, että paikallisilla olosuhteilla on suuri merkitys, samoin kuin tutkimusajankohdalla esim. sadetapahtumaan näh-

den. Vertailua hankaloittavat lisäksi erilaiset analyysi- ja muut tutkimusmenetelmät sekä analysoinnin määrittystarkkuus.

Monissa tutkimuksissa on havaittu lumensulamisvesien sisältävän yleensä enemmän haitta-aineita kuin muiden hulevesien. Tässä tutkimuksessa kloridipitoisuus, sulfaattipitoisuus ja nikkelpitoisuus olivat tilastollisesti merkitsevästi suurempia lumensulamisvesissä kuin muissa hulevesissä. Katusuolauksen vaikutus hulevesiin on suuri. Sulfaattipitoisuutta lisää energiatuotannon päästöt talvisin. Nikkeli on todennäköisesti peräisin sekä liikenteestä että rakennusmateriaaleista.

Orgaanisten haitta-aineiden, VOC- ja PAH- yhdisteiden pitoisuudet hulevesissä jäivät varsin pieniksi. Korkeampia pitoisuuksia esiintyi vain satunnaisesti eri puolilla kaupunkia eri aineissa. Yleisimmät huleveden PAH-yhdisteet olivat fenantreeni ja pyreeni ja VOC-yhdisteistä bensiinin lisäaineina käytetyt MTBE ja TAME.

Hulevesien haitta-aineille ei ole juurikaan annettu erityisiä pitoisuusrajoja, joita ei saisi ylittää. Tukholmassa on arvioitu huleveden laatua siellä kehitettyjen nimenomaan hulevesille tarkoitettujen raja-arvojen perusteella, mitä on sovellettu myös tähän aineistoon. Alin Tukholman pitoisuusraja-arvo ylittyi tässä aineistossa kuparin, sinkin ja öljyhiilivetyjen kohdalla. Ylin Tukholman raja-arvo ylittyi vain öljyhiilivetyjen kohdalla paikoitusalueilla. Pääosa tutkituista aineista ei ylittänyt Tukholman raja-arvoja. Vertailu tehdään keskiarvotuloksilla, joten yksittäisissä näytteissä on voinut esiintyä raja-arvojen ylityksiä.

Suomessa asetuksessa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista on annettu vesistössä mitatuille haitta-aineille raja-arvoja, joita ei saa ylittää. Raja-arvoja ei ole tarkoitettu suoraan hulevesille, mutta niiden käyttökelpoisuutta tarkasteltiin tässä aineistossa. Metallien kohdalla tulosten vertaaminen näihin raja-arvoihin oli vaikeaa, koska raja-arvot koskevat metallien liukoista osuutta ja tässä aineistossa metallit on määritetty kokonaismetalleina. Asetuksen raja-arvot ovat hyvin alhaisia ja tässä aineistossa laboratorion määrittystarkkuus ei useiden metallien kohdalla riittänyt vertailun tekemiseen eikä monellekaan tässä tutkimuksessa esiintyneelle aineelle ole asetuksessa annettu raja-arvoja. Asetuksen raja-arvojen käyttö soveltui huonosti tämän tutkimuksen aineistoon.

Hulevesien todettiin sisältävän kuparia ja sinkkiä enemmän kuin purovedet, joihin hulevesiviemärit laskivat. Hulevesien ja sitä kautta vastaanottavien vesistöjen ja pienvesien laatuun vaikuttavat eniten typpi, kloridi, sulfaatti, kupari ja sinkki. Purovesien hyvän laadun säilyttämiseksi näiden aineiden päästölähteisiin ja päästöjen vähentämiseen tulisi kiinnittää enemmän huomiota.

Raskasmetallien ja typen päästölähde on pääasiassa liikenne. Liikenteen haitta-vaikutuksia arvioitaessa liikennepoliittisin keinoin, huomiota tulisi kiinnittää myös ilmapäästöjen lisäksi hulevesivaikutuksiin ja sitä kautta edelleen vesistövaikutuksiin. Liikennepäästöjen hulevesivaikutuksia voidaan vähentää ohjaamalla katuhulevesiä luonnonmukaisiin hulevesien käsittelyjärjestelmiin esim. biosuodatusrakteisiin tai kosteikkoihin yms. sen sijaan, että katuhulevedet ohjataan suoraan

viemäröinnillä pienvesiin tai vesistöihin. Liikenteeseen liittyy osaltaan talvinen katusuolaus, johon on mahdollista vaikuttaa talvikunnossapidolla.

Hulevesissä esiintyi talvisin paikoitellen paljon sulfaattia. Energiatuotannon päästöihin ja rikkilaskeumaan tulee kiinnittää huomiota myös hulevesivaikutusten osalta.

Kuparia ja sinkkiä hulevesiin tulee sekä liikennepäästöistä että rakennusmateriaaleista. Rakennusmateriaaleihin tulee kiinnittää entistä enemmän huomiota ja selvittää materiaalien sisältämien raskasmetallien liukoisuutta sadevesiin mm. kuparin ja sinkitetyn pellin osalta. Hulevesien luonnonmukaisilla käsittelyjärjestelmillä, imeytysjärjestelmillä ja huleveden ohjaamisella viheralueille vähennetään myös rakennuksista aiheutuvaa kuormitusta vesiin.

Hulevesiviemäriverkostojen kautta tuli yleisesti jätevesipäästöjä, jotka aiheuttavat ravinnekuormitusta ja heikentynyttä hygieenistä laatua vastaanottavassa vesistössä. Vanhojen viemäröintialueiden kuntotutkimuksia tulisi tehdä ja paikantaa vuotokohtat nykyistä tehokkaammin sekä yleisen viemäriverkoston että yksityisten viemärien osalta.

Tässä aineistossa ei havaittu sellaisia hot spot -alueita, joilla vaadittaisiin välitöntä hulevesien puhdistamista. Tukholman ylin raja-arvo ylittyi paikoitusalueilla öljyhiilivetyjen osalta. Lisäksi paikoitusalueilla todettiin mm. kuparia ja muita metalleja sekä PAH- ja VOC-yhdisteitä. Näin ollen on perusteltua, että isoilta paikoitusalueilta kuten logistiikka-alueilta, varikoilta ja kauppakeskusten parkkialueilta tulevat hulevedet puhdistettaisiin luonnonmukaisilla huleveden käsittelyjärjestelmillä ennen vesistöön johtamista.

Koska hulevedelle tarkoitettuja raja-arvoja ei juurikaan ylitetty, tämän tutkimuksen perusteella ei näytä olevan yleistä tarvetta huleveden puhdistamiselle. Huleveden puhdistaminen voi olla kuitenkin paikallisesti tarpeellista erilaisten hulevesiä kuormittavien toimintojen ympäristössä. Puhdistamistarve tulee selvittää tapauskohtaisesti. Uusilla rakennettavilla alueilla hulevesien laadun hallinta voidaan jo ennakkoon ottaa huomioon suunnittelussa esim. ohjaamalla vilkkaasti liikennöityjen väylien ja laajojen paikoitus-alueiden hulevedet luonnonmukaisiin hulevesien käsittelyjärjestelmiin.

6 Ehdotuksia jatkotoimenpiteiksi

Tässä tutkimuksessa selvitettiin huleveden yleistä laatua. Laajemman kuvan saamiseksi Helsingin hulevesien laadusta tarvitaan kohdennettuja jatkotutkimuksia, joilla kartoitetaan alueita, joilla mahdollisesti olisi tarpeen puhdistaa hulevesiä. Tällaisia kohdennettuja alueita voisivat olla esim. vilkkaasti liikennöidyt kadut ja tiet, joiden hulevesien laatu selvitetään tarkemmin.

Hulevesien puroja ja merialuetta kuormittavasta vaikutuksesta on edelleen niukasti tietoja. Tämän tutkimuksen 2010-2011 kerätystä aineistosta voidaan laskea kuormituksia myös metallien osalta. Valuma-aluemallinnuksella voidaan sitten arvioida karkeasti tiettyyn puroon ja sitä kautta mereen hulevesistä tuleva kuormitus. Aineiston käyttö kuormitusten arviointiin selvitetään ja raportoidaan myöhemmin.

Koska ympäristökeskuksen resurssit tehdä laajoja jatkotutkimuksia ovat niukat, suositeltavaa on tehdä yhteistyötä eri tutkimuslaitosten ja muiden tahojen kanssa, jolloin on mahdollista tehdä kattavampia selvityksiä.

Haitta-aineita hulevesiin tulee erityisesti liikenteestä ja rakennusmateriaaleista. Jatkotutkimuksia tulisi kohdentaa liikenteen vaikutuksiin sekä eri materiaalien käyttöön rakentamisessa. Tärkeimmät aineet, joihin jatkotutkimuksia tulisi kohdentaa, ovat typpi, kloridi, kupari ja sinkki. Tavoitteena tulisi olla päästölähteisiin vaikuttaminen.

Hulevesille tarvittaisiin suomalaiset laatukriteerit auttamaan tutkijoita ja virkamiehiä arviomaan huleveden laatua ja puhdistamistarvetta. Koska laatukriteerit olisivat valtakunnallisia, niiden laatimistyö kuuluisi valtion ympäristöhallinnolle. Samalla tarvitaan ohjeistusta näytteiden analysointiin ja määritystarkkuuksiin.

Lähteet

Aaltonen, J., Hohti, H., Jylhä, K., Karvonen, T., Kilpeläinen, T., Koistinen, J., Kotro, J., Kuitunen, T., Ollila, M., Parvio, A., Pulkkinen, S., Silander, J., Tiihonen, T., Tuomenvirta, H. & Vajda, A. 2008: Rankkasateet ja taajamatulvat. Suomen ympäristö 31/2008.

Bengtsson, L. & Westerström, G. 1992: Urban snowmelt and runoff in northern Sweden. *Hydrological Sciences Journal* 37(3):263–275.

Beyerl, H. 1998: Dagvattenundersökning - Olja på P-plats, Farsta-Rågsved-Pripps. Stockholm Vatten AB. Rapport nr 20:98.

Butler, D. & Davies, J.W. 2004: Urban drainage. 2. edition. Spon Press, London. 543 s.

Chocat, B., Krebs, P., Marsalek, J., Rauch, W. & Schilling, W. 2001: Urban drainage redefined: from stormwater removal to integrated management. *Water Science and Technology* 43(5):61–68.

Colbeck, S.C. 1981: A simulation of the enrichment of atmospheric pollutants in snow cover runoff. *Water Resources Research* 17(5):1383–1388.

Dempsey, B. A., Tai, Y.L. & Harrison, S.G. 1993: Mobilization and removal of contaminants associated with urban dust and dirt. *Water Science and Technology* 28(3-5):225–230.

Duncan, H. P. 1999: Stormwater Quality: A Statistical Overview. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. Report 99/3, February 1999. 80 s.

Ellis, B., Chocat, B., Fujita, S., Rauch, W. & Marsalek, J. (toim.) 2004: Urban drainage. A multilingual glossary. IWA Publishing, London. 512 s.

Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2013/39/EU. Direktiivien 2000/60/EY ja 2008/105/EY muuttamisesta vesipolitiikan alan prioriteettiaineiden osalta.

Ferguson, B. K. 1998: Introduction to stormwater – concept, purpose and design. John Wiley & Sons, Inc., New York. 255 s.

Folkesson, L. 1994: Environmental effects of highway runoff water. A lit. review. VTI rapport No. 391A. Swedish National Road and Transport Research Institut. Linköping. 62 s.

Helsingin kaupunki 2013: Työmaavesiohje. Helsingin kaupunki & HSY. 7 s.

Helsingin kaupungin rakennusvirasto 2008: Helsingin kaupungin hulevesistrategia. Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisut 2008:9 / Katu- ja puisto-osasto.

Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä 2012: Jätevedenpuhdistus pääkaupunkiseudulla 2011. Viikinmäen ja Suomenojan puhdistamot. - Helsingin seudun ympäristöpalvelut. Raportti.

Hjerppe, T. 2010: Näsinoja-Tuomarinkylänojan vedenlaatu ja kuormituksen erityispiirteet. – Pro gradu -tutkielma. Geotieteiden ja maantieteen laitos. Helsingin yliopisto. 85 s. + liitteet.

Holmgren, A. 1997: PAH, Polycykliska aromatiska kolväten: Källor, toxiska och kemiska egenskaper samt förekomst i Stockholms dagvatten. Examensarbete. Miljö- och utvecklingsavdelningen - Ledningsnät, Stockholm Vatten AB. Rapport nr 31:97.

Horne, A. J. & Goldman, C. R. 1994: Limnology. McGraw-Hill International. 576 s.

Inha, L. 2013: Maanteiden hulevesien laatu. Tutkimusraportti.- Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä 12/2013. 104 s.

Kannala, M. 2001: Vaasan kaupungin hulevesikuormituksen vähentäminen. Alueelliset ympäristöjulkaisut. no 216. Länsi-Suomen ympäristökeskus. 95 s.

Kansainväliset kemikaalikortit (<http://kappa.ttl.fi/kemikaalikortit/>): 1-metyylinaftaleeni, 2-metyylinaftaleeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(ghi)peryleeni, indeno(1,2,3-cd)pyreeni, dikloorimetaani, tetrakloorimetaani, pyreen, bentso(a)fenantreeni, bifenyylä.

Karvinen, V.-J. 2010: Hulevesien laatu eräillä kaupunkivaluma-alueilla Helsingissä. – Pro gradu -tutkielma. Ympäristötieteiden laitos. Helsingin yliopisto. 70 s. + liitteet.

Karvonen, A., Taina, T., Gustafsson, J., Mannio, J., Mehtonen, J., Nystén, T., Ruoppa, M., Sainio, P., Siimes, K., Silvo, K., Tuominen, S., Verta, M., Vuori, K.-M. & Äystö, L. 2012: Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annettujen säädösten soveltaminen. Kuvaus hyvistä menettelytavoista. – Ympäristöministeriön raportteja 15/2012.

Ketola, T. 1998: Veden laatu ja ainekuljetus Mellunkylänpurossa, Itä-helsingissä.- Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 7/98.

Khan, S., Lau, S.-L., Kayhanian, M. & Stenstrom, M. K. 2006: Oil and Grease Measurement in Highway Runoff – Sampling Time and Event Mean Concentrations. Journal of Environmental Engineering 132(3):415–422.

Kjölholt, J. 1997: Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer. Litteraturgennemgang og konkrete undersøkelser. - Miljøprojekt nr. 355. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Kotola, J. & Nurminen, J. 2003: Kaupunkialueiden hydrologia - valunnan ja ainehuuhtouman muodostuminen rakennetuilla alueilla, osa 2: koealuetutkimus. Teknillisen korkeakoulun vesitalouden ja vesirakennuksen julkaisuja 8, 203 s.

Kuisma, J. 2013: Helsingin Longinojan veden laatu ja veden laadun alueellinen vaihtelu. – Pro gradu –tutkielman luonnos. Geotieteiden ja maantieteen laitos. Helsingin yliopisto.

Kuusisto-Hjort, P. 2009: Controls on trace metals in urban stream sediments – implications for pollution monitoring using sediment chemistry data. Helsingin yliopiston maantieteen laitoksen julkaisuja A 146. 129 s.

Larm, T. 1994: Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling. VA-Forsk Rapport nr 1994/06. (Kotro 2001).

Legret, M. & Pagotto, C. 1999: Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. The Science of the Total Environment 235:143–150.

Lehtinen, E. & Sundell, L. 2011: Viikinmäen jätevedenpuhdistamon toiminta vuonna 2010. – Helsingin seudun ympäristöpalvelut. Moniste.

Malmqvist, P-A. 1983: Urban Stormwater Pollutant Sources. An analysis of Nitrogen, Phosphorus, Lead, Zinc, and Copper in Urban Areas. Chalmers University of Technology, Department of Sanitary Engineering, Göteborg. 371 s.

Malmqvist, P-A, Svensson, G. & Fjellström, C. 1994: Dagvattnets sammansättning. VAV-VA-forsk, rapport 1994-11. Stockholm, Svenska vatten- och avloppsverksfören (VAV) / Svensk byggtjänst, Solna. 37 s.

Marsalek, J. 2003: Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. Water Science and Technology 48(9):61–70.

Melanen, M. 1982: Quantity, composition and aerial load of urban runoff water in Finland. Acta Polytechnica Scandinavica. Civil Engineering and Building Construction Series No. 80. 32 s.

Messenger, S. 1986: Alkaline runoff, soil pH and white oak manganese deficiency. Tree Physiology 2:317–325.

Nurmi, P. 2001: Sadevesiviemärien vedenlaatu.- Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita 8/2001. 21 s. + liitteet.

OIVA- Ympäristö- ja paikkatietopalvelu asiantuntijoille. - Aineiston hakupäivämäärä 14.11.2012.

Pellikka, K. 2011: Longinojan vedenlaatutuloksia. Helsingin kaupungin ympäristökeskus. Julkaisematon.

Pellikka, K. & Saura, A. 2012: Urban stream water quality monitoring and restoration in Longinoja brook, Helsinki.- Poster Nordic Water 2012 – Symposiumissa 13.-15.8.2012 Oulussa.

Pettersson, M. 1983: Trafikens inverkan på dagvatten. Huvuddel. Naturvårdsverket Rapport 1722. Solna.

Piha, H., Londesborough, S. & Gustafsson, J. 2008: Pohjavesien kemiallisen tilan arviointiperusteet. Luonnos 8.12.2008 – versio 3.0. SYKE.

Rasa, K., Peltovuori, T. & Hartikainen, H. 2005: Effects of de-icing chemicals sodium chloride and potassium formate on cadmium solubility in a coarse mineral soil. Science of the Total Environment 366(2006):819–825.

Reinikainen, J. 2007: Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 23/2007. 164 s.

Riktvärdesgruppen 2009: Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. Regionala dagvattennätverket i Stockholms län. Regionplane- och trafikkontoret. Stockholms läns landsting. 20 s.

Ruth, O. 1998: Mätäjoki -nimeään parempi. Kaupunkipuron virtaama, aineskuljetus ja veden laatu sekä valuma-alueen virkistyskäyttö. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 6/1998.

Ruth, O. 2003: The effects of de-icing in Helsinki urban streams, Southern Finland. Water Science and Technology 48(9):33–43.

Räsänen, H-K. 2011: Mätäpuron vedenlaadun valuma-alueelähtöinen tarkastelu 2009–2010. – Pro gradu -tutkielma. Geotieteiden ja maantieteen laitos. Helsingin yliopisto. 130 s. + liitteet.

Salla, A., Nurmi, P. ja Riipinen, M. 2012: Lumen läjityksen ympäristövaikutukset Helsingissä. – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 3/2012. 50 s. + liitteet.

Schueler, T. 1995: The Importance of Imperviousness. Watershed Protection Techniques 1(3):100–111.

SigmaPlott for Windows Version 11.0. Systat Software, Inc.

Sillanpää, N. 2007: Pollution Loading from a Developing Urban Catchment in Southern Finland. In Proceedings of the 11th International Conference on Diffuse Pollution, Belo Horizonte, Brazil, August 26–31, 2007.

Sosiaali- ja terveystieteiden ministeriön asetus (461/2000) talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Annettu 19.5.2000.

Stadsbyggnadskontoret 1995: Stockholms ekologiska känslighet: Redovisning av ekologiskt särskilt känsliga områden. Strategiska avdelningen (SBK) Rapport nr 1995:1.

Stockholms stad 1999: Källor till föroreningar i Stockholms stad, Del 1 Metaller. Gatu- och fastighetskontoret. Miljöförvaltningen. Stadsbyggnadskontoret. Stadsdelsförvaltningarna och Stockholm Vatten AB.

Stockholms stad 2000: Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav, Del 1 Recipientklassificering. Gatu- och fastighetskontoret. Miljöförvaltningen. Stadsbyggnadskontoret. Stadsdelsförvaltningarna och Stockholm Vatten AB.

Stockholms stad 2001a: Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav, Del 2 Dagvattenklassificering. Gatu- och fastighetskontoret. Miljöförvaltningen. Stadsbyggnadskontoret. Stadsdelsförvaltningarna och Stockholm Vatten AB. (Ekvall, Enarsson, Hjort, Johansson, Larm, Lindgren, Nilsson, Strand, Sjölander, Thörnelöf, "Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav – Del 2 Dagvattenklassificering", Stockholm stad).

Stockholms stad 2001b: Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholms stad, Del 2 Organiska miljögifter Olja Näringsämnen och Bakterier. Gatu- och fastighetskontoret. Miljöförvaltningen. Stadsbyggnadskontoret. Stadsdelsförvaltningarna och Stockholm Vatten AB.

Stockholms stad 2002, 2005: Dagvattenstrategi för Stockholms stad. Gatu- och fastighetskontoret. Miljöförvaltningen. Stadsbyggnadskontoret och Stockholm Vatten AB.

Svensson, G. & Malmqvist, P-A. 1995: Vad innehåller daggvattnet? VAV-Nytt 4:14–15. Svenska vatten- och avloppsverksföreningen. Stockholm.

Sörme, L. & Lagerkvist, R. 2002: Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. The Science of the Total Environment 298:131–145.

Taka, M. 2012 : Maankäytön vaikutus pohjoisten alueiden hulevesiin - Esimerkkinä Helsingin kaupunkialueet. Pro gradu –tutkielma. Helsingin yliopisto. Geotieteiden ja maantieteen laitos. 172 s. + liitteet.

Tarvainen, V., Koho, E., Kouki, A-M. ja Salo, A. 2005: Helsingin purot. Millaista vettä kaupungissamme virtaa? – Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisu 7/2005. 103 s. + liitteet.

Tukes(2010):

http://www.kemikaalineuvonta.fi/Documents/reach/esitteet/PAHyhdisteet_renkaisa.pdf

Turun kaupunki 1985. Ympäristönsuojelulautakunta. Lumenkaatopaikkojen ympäristövaikutukset. Moniste.

Työterveyslaitos 2008: Onnettomuuden vaaraa aiheuttavat aineet - turvallisuusohjeet. <http://www.ttl.fi/ova> (1.12.2008)

Työterveyslaitos (2010):

http://www.ttl.fi/fi/kemikaaliturvallisuus/ainekohtaista_kemikaalitietoa/PAHyhdisteet_ja_niiden_esiintyminen

Työterveyslaitos (2011): Onnettomuuden vaaraa aiheuttavat aineet - turvallisuusohjeet, kreosootti

Työterveyslaitos (2013): Onnettomuuden vaaraa aiheuttavat aineet - turvallisuusohjeet, styreeni

Työterveyslaitos (2013): Onnettomuuden vaaraa aiheuttavat aineet - turvallisuusohjeet, ksyleeni

Valtioneuvoston asetus (1022/2006, 868/2010) vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista. Annettu 23.11.2006 ja muutos annettu 7.10.2010.

Vesihuoltolaki (119/2001). Annettu 9.2.2001.

Viklander, M., Marsalek, J., Malmqvist, P-A. & Watt, W.E. 2003: Urban runoff and Drainage in cold climates: conference overview. Water Science and Technology 48(9):1–10.

Vuori, K-M., Bäck, S., Hellsten, S., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Lax, H.-G., Lepistö, L., Londesborough, S., Mitikka, S., Niemelä, P., Niemi, J., Perus, J., Pietiläinen,

O.-P., Pilke, A., Riihimäki, J., Rissanen, J., Tammi, J., Tolonen, K., Vehanen, T., Vuoristo, H. & Westberg, V. 2006: Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. – Suomen ympäristö 807.

Westlin, A. 2004: Dagvatten från parkeringsytor. – Opinnäytetyö. Väg- och vattenbyggnadsteknik. Kungliga tekniska högskolan i Stockholm. 70 s. + liitteet.

Liite 1. Analyysimenetelmät, määrittämissuorat ja mittausepävarmuus.

Määrittäminen	näytteitä vuosilta	Menetelmät	Määrittämissuorat	Mittausepävarmuus %
alumiini	2010, 2011	ISO 17294-2	5 µg/l	25
arseeni	2007, 2010, 2011	ISO 17294-2	1 µg/l	20
elohopea	2007, 2010, 2011	SFS-EN 1483:2007 muunneltu, 2007 näytteet: SFS-EN 1483:1997	0,2 µg/l	20
Escherichia coli	2007, 2010, 2011, 2012	Colilert Quanti Tray, 2007 näytteet: SK18	1 mpn/100 ml	
kadmium	2001, 2007, 2010, 2011	ISO 17294-2	0,5 µg/l	15
kiintoaine	2001, 2007, 2009, 2010, 2011, 2012	SFS-EN 872:2005, 2007 näytteet: SFS-EN 872:1996	3 mg/l	10
kloridi	2001, 2007, 2009, 2010, 2011	ISO 10304-1:2007, 2007 näytteet: SFS-EN ISO 10304-2:97, 1:95	0,5 mg/l	10
koboltti	2007, 2010, 2011	ISO 17294-2	1 µg/l	20
kokonaisfosfori	2001, 2007, 2009, 2010, 2011, 2012	SFS 3026: 1986, kumottu, 2007 näytteet: ISO/DIS 6878	5 µg/l	15
kokonaistyyppi	2001, 2007, 2009, 2010, 2011, 2012	SFS-EN ISO 11905-1:1998	50 µg/l	15
kromi	2001, 2007, 2010, 2011	ISO 17294-2	2 µg/l	20
kupari	2001, 2007, 2009, 2010, 2011	ISO 17294-2	1 µg/l	20
lyijy	2001, 2007, 2010, 2011	ISO 17294-2	1 µg/l	20
mangaani	2001, 2010, 2011	ISO 17294-2	1 µg/l	20
nikkeli	2001, 2007, 2010, 2011	ISO 17294-2	3 µg/l	20
org. hiilen kokonaism.	2001, 2010, 2011	SFS-EN 1484:1997	0,5 mg/l	15
pH	2001, 2007, 2009, 2010, 2011, 2012	SFS 3021:1979		3
sinkki	2001, 2007, 2009, 2010, 2011	ISO 17294-2	2 µg/l	25
sulfaatti	2001, 2007, 2009, 2010, 2011	ISO 10304-1:2007, 2007 näytteet: SFS-EN ISO 10304-2:97, 1:95	0,5 mg/l	10
sähkönjohtavuus	2001, 2007, 2009, 2010, 2011, 2012	SFS-EN 27888:1994	0,1 mS/m	5
uraani	2010, 2011	ISO 17294-2	1 µg/l	20
vanadiini	2007, 2010, 2011	ISO 17294-2	1 µg/l	20
öljy	2007, 2010, 2011	SFS 3010 Sov.	0,5 mg/l	30
vinyylikloridi	2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	2 µg/l	30
dikloorimetaani	2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
MTBE	2001, 2007, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	1 µg/l	40
kloroformi	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
1,2-dikloorietaani	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,3 µg/l	30
bentseeni	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,4 µg/l	30
tetrakloorimetaani	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
TAME	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
trikloorieteeni	2001, 2007, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
bromidikloorimetaani	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30

Liite 1. Analyysimenetelmät, määrittämissrajat ja mittausepävarmuus.

Määrittäminen	näytteitä vuosilta	Menetelmät	Määrittämissrajat	Mittausepävarmuus %
tolueeni	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
dibromikloorimetaani	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
tetrakloorieteeni	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
etyyliibentseeni	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
1,4-ksyleni	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
styreeni	2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
1,2-ksyleni	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
bromoformi	2001, 2010, 2011	SFS-EN ISO 15680:2004, muunneltu	0,5 µg/l	30
PAH-yhdisteet yhteensä	2010, 2011	GC/MS	0,1 µg/l	
naftaleeni	2010, 2011	GC/MS	0,02 µg/l	30
2-metyyli-naftaleeni	2010, 2011	GC/MS	0,03 µg/l	30
1-metyyli-naftaleeni	2010, 2011	GC/MS	0,02 µg/l	30
bifenyylit	2010, 2011	GC/MS	0,015 µg/l	30
2,6-dimetyyli-naftaleeni	2010, 2011	GC/MS	0,01 µg/l	30
asenaftyleeni	2010, 2011	GC/MS	0,01 µg/l	30
asenafteeni	2010, 2011	GC/MS	0,03 µg/l	30
2,3,5-trimetyyli-naftaleeni	2010, 2011	GC/MS	0,01 µg/l	30
fluoreeni	2010, 2011	GC/MS	0,02 µg/l	30
fenantreeni	2010, 2011	GC/MS	0,01 µg/l	30
antraseeni	2010, 2011	GC/MS	0,01 µg/l	30
1-metyylifenantreeni	2010, 2011	GC/MS	0,015 µg/l	30
fluoranteeni	2010, 2011	GC/MS	0,015 µg/l	30
pyreeni	2010, 2011	GC/MS	0,01 µg/l	30
bentso(a)antraseeni	2010, 2011	GC/MS	0,03 µg/l	30
kryseeni	2010, 2011	GC/MS	0,015 µg/l	30
bentso(b)fluoranteeni	2010, 2011	GC/MS	0,01 µg/l	30
bentso(k)fluoranteeni	2010, 2011	GC/MS	0,01 µg/l	30
bentso(e)pyreeni	2010, 2011	GC/MS	0,015 µg/l	30
bentso(a)pyreeni	2010, 2011	GC/MS	0,003 µg/l	30
peryleeni	2010, 2011	GC/MS	0,015 µg/l	30
indeno(1,2,3-cd)pyreeni	2010, 2011	GC/MS	0,01 µg/l	30
dibentso(a,h)antraseeni	2010, 2011	GC/MS	0,03 µg/l	30
bentso(ghi)peryleeni	2010, 2011	GC/MS	0,01 µg/l	30

Liite 2. Havaintojen lukumäärät, eri aineiden mediaani- ja keskiarvopitoisuudet sekä minimi- ja maksimipitoisuudet eri aluetyypeillä.

Analyysit		E. coli	Ka	pH	Sähkönj.	Kok N	Kok P	TOC	Cl	SO4	U	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	Mn	Ni	Zn	V	Hg	öljy
		mpn/100 ml	mg/l		mS/m	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l
havaintoja kpl	asuinalue	36	52	55	55	55	54	15	43	33	10	10	22	27	22	27	51	27	15	45	51	22	22	12
	teollisuusalue	16	25	25	25	25	25	14	25	25	10	10	16	25	16	25	25	24	19	25	25	16	16	6
	paikoitusalue	27	39	39	39	39	39	21	39	39	9	9	27	39	27	39	39	38	21	39	39	27	27	18
mediaani	asuinalue	1300	9,5	7,2	31,5	1490	74	11,3	19,7	20,4	10,5	489	1,1	0,5	1,0	2,0	13,0	1,7	59,9	3,0	49,0	2,0	0,200	0,5
	teollisuusalue	1100	10,0	7,2	34,4	1270	51	11,9	55,1	27,0	13,7	636	1,1	0,2	1,0	4,0	23,0	2,0	55,4	3,0	42,7	2,4	0,005	0,5
	paikoitusalue	460	14,0	7,3	19,1	905	60	7,8	17,0	16,0	3,0	625	1,0	0,5	1,0	2,3	22,0	2,0	69,3	3,0	52,0	2,0	0,200	0,5
keskiarvo	asuinalue	9269	21,5	7,2	38,2	2300	158	13,0	35,2	24,8	11,6	972	1,1	0,4	1,1	6,1	18,4	2,9	58,3	4,5	53,1	2,7	0,122	0,5
	teollisuusalue	2234	25,8	7,3	43,6	4299	470	14,8	82,4	21,6	31,9	688	1,3	0,3	0,8	5,5	25,2	3,3	111,4	3,7	84,6	3,0	0,078	0,5
	paikoitusalue	654	25,9	7,3	29,7	1368	71	7,6	50,2	19,9	12,5	873	1,3	0,4	1,0	5,0	34,3	3,2	68,8	4,6	69,8	2,4	0,136	0,8
minimi	asuinalue	0	1,4	6,4	4,6	461	11	4,7	2,0	2,4	0,0	373	0,0	0,0	0,1	1,4	5,0	0,0	10,5	0,5	14,0	1,0	0,000	0,5
	teollisuusalue	2	2,0	6,7	3,5	579	28	3,7	2,0	1,8	2,2	311	0,0	0,0	0,0	1,7	4,0	0,0	12,9	1,5	2,6	1,0	0,000	0,5
	paikoitusalue	0	1,0	6,4	1,9	470	14	3,1	1,7	0,8	0,0	165	0,0	0,0	0,0	1,0	3,9	0,0	7,6	0,9	14,0	1,0	0,000	0,5
maksimi	asuinalue	150000	230,0	8,0	169,0	19000	2600	29,4	136,7	87,0	29,5	3403	2,7	0,9	4,3	65,0	124,3	15,3	170,0	18,0	170,5	9,1	0,200	0,5
	teollisuusalue	16000	160,0	8,0	138,0	45000	6000	38,0	390,0	43,6	91,6	1230	3,0	1,0	1,5	16,0	122,7	17,0	1000,0	11,0	865,7	6,7	0,200	0,5
	paikoitusalue	2600	290,0	7,9	173,0	3860	270	14,9	440,0	78,0	49,0	2126	4,4	0,7	2,5	23,0	260,0	21,0	140,0	18,0	422,8	7,4	0,200	3,0

Liite 3. Aineiston tilastollisen testauksen tunnuslukuja (p-arvo)

p= <0,05; tilastollisesti merkitsevä ero

analyysit	aluetyypit(asuinalue, teollisuusalue, paikoitusalue)				lumensulamisvedet/muut hulevedet		
	N	varianssianalyysi	Kruskal-Wallis	mediaanitesti	t-testi	Kruskal-Wallis	mediaanitesti
Escherichia coli	79		0,0544	0,0388*	0,6997		
Kiintoaine	116	0,8520			0,4659		
pH	119	0,1355			0,1136		
Sähkönjohtavuus	119		0,0607	0,1987			
Kokonaistyyppi	119		0,0169*	0,0694	0,1542		
Kokonaisfosfori	118		0,025*	0,0718	0,6974		
Orgaaninen hiili	50		0,0115*	0,0298*	0,2472		
Kloridi	107		0,0247*	0,0356*	0,0002***		
Sulfaatti	97	0,5581				0,0001***	
Alumiini	29		0,9155	0,3536	0,0612	0,1991	0,5496
Arseeni	65	0,5831			0,7425	0,6707	0,6777
Elohopea	65	0,1357			0,00003***		
Kadmium	91	0,6385			0,1360		
Koboltti	65	0,3777			0,5813		
Kromi	91	0,8454			0,6669		
Kupari	115		0,0073**	0,0078**	0,2072		
Lyijy	89	0,9376			0,0222	0,6090	0,3703
Mangaani	55	0,4445			0,6585		
Nikkeli	109	0,5885			0,0437*	0,2071	0,0349
Sinkki	115		0,5536	0,4378	0,8783		
Uraani	29		0,2614	0,6448	0,1214		
Vanadiini	65	0,4831			0,8712		
Öljyhiilivedyt	31	0,7100			0,0627		

Liite 4. Puroveden ja siihen laskevien hulevesien pitoisuuksien eron tilastollisen testauksen riskitasot. Mann-Whitney-mediaanitesti tai t-testi, jos riskitason yläindeksissä on T.

	Mustapuro/ Itäkeskus	n puro/ hulevesi	Haaganpuro/ Haaga	n puro/ hulevesi	Longinoja/ Malmi	n puro/ hulevesi	Näsinoja- Tuomarinkylänoja/ Torpparinmäki	n puro/ hulevesi
pH	<0,001^T	29 / 17	0,157	60 / 11	0,202	56 / 18	0,673	39 / 10
Sähkönjohtavuus	0,013^T	29 / 17	0,003	60 / 11	0,096	53 / 18	0,646	39 / 10
Kiintoaine	0,372	27 / 17	0,150	60 / 11	0,545	38 / 18	<0,001	35 / 10
Orgaaninen kiintoaine					0,187	26 / 14		
Org. kiintoaineen osuus					<0,001	26 / 14		
Kokonaistyyppi	0,006	28 / 17	0,473	62 / 11	0,008	43 / 18	0,833	39 / 10
Nitraattityppi					0,093	43 / 16	0,633	35 / 10
Ammoniumtyppi					0,006	43 / 15	0,652	35 / 10
Kokonaisfosfori	0,271	28 / 17	<0,001	62 / 11	0,112	43 / 17	0,014	39 / 10
Kloridi	0,022	28 / 17	0,005	62 / 11	0,014	26 / 13	0,226	30 / 6
Sulfaatti	0,001^T	22 / 17	<0,001	56 / 11				
Escherichia coli	0,772	20 / 17	0,481	25 / 11	0,644	61 / 13	0,188	39 / 4
Lyijy	0,294	7 / 17	0,107	6 / 11				
Kromi	(*)		0,415	6 / 11				
Kupari	0,013	7 / 17	0,840	6 / 11	<0,001	8 / 18	<0,001	26 / 6
Nikkeli	(*)		(*)		<0,001	9 / 18		
Vanadiini	0,416	6 / 17	0,279 ^T	6 / 11				
Sinkki	0,099^T	7 / 17	0,301 ^T	6 / 11	0,074 ^T	8 / 18	<0,001	25 / 6
(*) = ei voi testata; suurin osa tuloksista alle määritysrajan								

Liite 5. PAH-yhdisteet

			Taulukossa mukana vain ne yhdisteet, joita tavattiin analyysin määrittysrajan ylittäviä pitoisuuksia																
	havainto- paikka	PAH- yht. µg/l	Naftaleeni µg/l	2-Metyyli- naftaleeni µg/l x	1-Metyyli- naftaleeni µg/l	Bifenyyli µg/l	2,6-Dimetyyli- naftaleeni µg/l	2,3,5-Trimetyyli- naftaleeni µg/l	Fluoreeni µg/l	Fenantreeni µg/l	1-Metyylifenan- treeni µg/l	Fluoranteeni µg/l	Pyreeni µg/l	Kryseeni µg/l	Bentso(b)- fluorantee-ni µg/l	Bentso(a)- pyreeni µg/l	Indeno (1,2,3-cd)- pyreeni µg/l	Bentso (ghi)- peryleeni µg/l	
8.4.2010	Lauttasaari	x	x		x	x	x	x	x	0,011	x	x	x	x	x	x	x	x	
18.8.2010	Lauttasaari	0,138	x	x	x	x	x	x	x	0,028	x	0,051	0,039	0,016	x	0,004	x	x	
21.9.2010	Lauttasaari	0,176	x	x	x	x	x	x	x	0,03	x	0,026	0,042	x	0,028	0,010	x	0,025	
18.8.2010	Haaga	0,568	0,031	0,088	0,07	0,018	0,089	0,074	0,032	0,059	0,043	x	0,015	x	x	x	0,047	x	
21.9.2010	Haaga	x	x	x	x	x	x	x	x	0,015	x	x	0,016	x	x	0,006	x	x	
21.9.2010	Pitäjänmäki	0,118	0,023	x	x	x	x	x	x	0,019	x	0,021	0,023	x	0,012	0,009	x	0,011	
12.4.2011	Pitäjänmäki	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,018	x	x	0,002	x	x	
10.10.2011	Pitäjänmäki	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,002	x	x	
8.4.2010	Herttoniemi	x	x	x	x	x	0,021	0,019	x	0,017	x	x	0,017	x	x	0,003	x	x	
18.8.2010	Herttoniemi	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,014	x	x	x	x	x	
21.9.2010	Herttoniemi	x	x	x	x	x	x	x	x	0,015	x	x	0,023	x	x	0,008	x	x	
12.4.2011	Herttoniemi	x	x	x	x	x	0,011	x	x	x	x	x	0,011	x	x	x	x	x	
10.10.2011	Herttoniemi	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,019	x	x	0,005	x	x	
18.8.2010	Itäkeskus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,016	x	x	x	x	x	
21.9.2010	Itäkeskus	x	x	x	x	x	x	x	x	0,02	x	x	0,020	x	x	0,006	x	x	
12.4.2011	Itäkeskus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,018	x	x	x	x	x	
10.10.2011	Itäkeskus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,021	x	x	x	x	x	
21.9.2010	Malmi	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,025	x	0,011	0,011	x	0,018	
analyysin määrittysraja		0,1	0,02	0,03	0,02	0,015	0,01	0,01	0,02	0,01	0,015	0,02	0,01	0,015	0,01	0,002	0,01	0,01	

Liite 6. VOC- yhdisteet

Taulukossa mukana vain ne yhdisteet, joita tarvittiin analyysin määrittämisrajan ylittäviä pitoisuuksia

VOC	havaintopaikka	Dikloori- metaani µg/l	MTBE µg/l	Tetrakloori- metaani µg/l	TAME µg/l	Trikloori- eteeni µg/l	Tolueeni µg/l	Etyyli- bentseeni µg/l	1,4-Ksyleeni µg/l	Styreeni µg/l	1,2-Ksyleeni µg/l
8.4.2010	Lauttasaari	x	x	x	x	x	x	x	x	1,03	x
21.9.2010	Lauttasaari	54,57	x	x	x	x	x	x	x	x	x
12.4.2011	Lauttasaari	x	x	x	x	x	x	x	x	1,47	x
8.4.2010	Pitäjänmäki	x	x	x	x	1,28	x	x	x	0,87	x
12.4.2011	Pitäjänmäki	x	x	x	x	0,85	x	x	x	x	x
10.4.2001	Tattarisuo		5,76		3,10		x	x	x		x
13.6.2001	Tattarisuo		8,26		3,99	0,40	0,26		x		x
27.8.2001	Tattarisuo		7,24		3,06						
11.10.2001	Tattarisuo		18,00		3,30						
23.10.2001	Tattarisuo		4,10	x	1,38	0,78					
10.4.2001	Herttoniemi		15,33		4,50		x	x	x		x
13.6.2001	Herttoniemi		14,85		4,54	x	0,30		x		x
27.8.2001	Herttoniemi		22,60		6,60						
11.10.2001	Herttoniemi		13,00		3,20						
23.10.2001	Herttoniemi		0,54	x	0,12	x					
10.4.2001	Roihupelto		0,71		x		1,30	1,20	4,20		2,37
13.6.2001	Roihupelto		x		0,13	x	1,40		0,28		0,24
11.10.2001	Roihupelto		2,00		0,12						
10.4.2001	Vartioharju		3,20		0,17		x	x	x		x
23.10.2001	Finlandiat.		0,95	2,1	0,26	x					
9.7.2007	Metsälä Mätäpuro hulevesiputki					1,3					
9.7.2007	Metsälä Mätäpuro hulevesiuoma					1,3					
15.9.2007	Vartiokylä Mustapuro		2,30								
10.11.2007	Vartiokylä Mustapuro		0,78								
analyysin määritystarkkuus		0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

KUVAILULEHTI / PRESENTATIONSBLAD / DOCUMENTATION PAGE

Julkaisija Utgivare Publisher	Helsingin kaupungin ympäristökeskus Helsingfors stads miljöcentral City of Helsinki Environment Centre	Julkaisuaika/ Utgivningstid/ Publication time Elokuu 2014/ Augusti 2014/ August 2014	
Tekijä(t)/Författare/Author(s)	Johanna Airola, Paula Nurmi ja Katja Pellikka		
Julkaisun nimi Publikationens title Title of publication	Huleveden laatu Helsingissä Dagvattnets kvalitet i Helsingfors Stormwater quality in the City of Helsinki		
Sarja Serie Series	Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja Helsingfors stads miljöcentrals publikationer Publications by City of Helsinki Environment Centre	Numero/Nummer/No. 12/2014	
ISSN 1235-9718	ISBN 978-952-272-730-5	ISBN (PDF) 978-952-272-731-2	
Kieli Språk Language	Koko teos / Hela verket / The work in full Yhteenveto/Sammandrag/Summary Taulukot/Tabeller/Tables Kuvatekstit/Bildtexter/Captions	fin fin, sve, eng fin fin	
Asiasanat Nyckelord Keywords	hulevesi, laatu, haitta-aineet, puhdistustarve, aluetyyppi, Helsinki dagvatten, kvalitet, föroreningar, reningsbehov, områdestyp, Helsingfors stormwater, quality, harmful substances, need of purification, area type, City of Helsinki		
Lisätietoja Närmare upplysningar Further information	Paula Nurmi puh./tel. 09 31032005 sähköposti/e-post/e-mail: paula.nurmi@hel.fi		
Tilaukset Beställningar Distribution	Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Asiakaspalvelu PL 500, 00099 Helsingin kaupunki Helsingfors stads miljöcentral, Kundtjänst PB 500, 00099 Helsingfors stad City of Helsinki Environment Centre, Customer Service P.O. Box 500, FIN-00099 CITY OF HELSINKI Puh./tel. +358-9-310 1635 Sähköposti/e-post/e-mail: ymk@hel.fi		

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2013

1. Hämäläinen, A. Jäähdytettyjen ruokien hygieeninen laatu 2012
2. Öjst, H. Sushin mikrobiologinen laatu vuonna 2012
3. Saarijärvi, P., Riska, T., Mäkelä, H.-K., Laine, S. Voileipätyytteiden mikrobiologinen laatu Helsingissä 2011
4. Summanen, E. Ympäristönsuojelumääräysten noudattaminen rakennustyömailla Helsingin kaupungin alueella
5. Borgström, O. Myymälöiden palvelumyynnissä olevien sellaisenaan syötävien elintarvikkeiden mikrobiologinen laatu Helsingissä vuosina 2010 ja 2011
6. Kupiainen, K., Ritola, R. Nastarengas ja hengitettävä pöly. Katsaus tutkimuskirjallisuuteen.
7. Männikkö, J. - P., Salmi, J. Ympäristövyöhyke Helsingissä ja eräissä Euroopan kaupungeissa vuonna 2012
8. Vahtera, E., Hällfors, H., Muurinen J., Pääkkönen J.-P., Räsänen, M. Helsingin ja Espoon merialueen tila vuonna 2012. Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu
9. Meriläinen, M.-K. Ravintoloiden riisin ja lihan hygieeninen laatu Helsingissä 2011
10. Pakarinen, R. Helsinkiläisten kattolokit ja valkoposkihanhet
11. Harjuntausta, A., Kinnunen, R., Koskenpato, K., Lehikoinen, P., Leppänen, M., Nousiainen, I. Valkoposkihanhasta aiheutuvien haittojen lieventäminen
12. Espoon seudun ympäristöterveys, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Keski-Uudenmaan ympäristökeskus, Vantaan ympäristökeskus ja MetropoliLab Oy. Elintarvikehuoneistoissa käytettävän jään hygieeninen laatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2012
13. Pynnönen, P. Vanhankaupunginlahden sudenkorentoselvitys 2012
14. Mattero, E. Selvitys Helsingin kaupungin ympäristöpolitiikan toimeenpanosta
15. Salminen, P. Helsingin, Lahden ja Turun kaupunkien vertaisarvio ilmastopolitiikasta ja hulevesien hallinnasta
16. Natural Interest Oy. Palmian catering-palvelujen hiilijalanjälki
17. Pellikka, K. Helsingin lähteet
18. Pahkala, E., Viiru, J. Pizzatäytteiden hygieeninen laatu Helsingissä 2012–2013
19. Mattila, J., Rastas, T. Yleisten uimarantojen hygieniä, uimavesiluokitus ja kuluttajaturvallisuus Helsingissä vuonna 2013
20. Mikkola-Roos, M., Rusanen, P., Haapanen E., Lehikoinen A., Pynnönen P., Sarvanne, H. Helsingin Vanhankaupunginlahden linnustonseuranta 2012. Vuosien 2000–2012 yhteenveto
21. Pitkänen, E., Haahla A., Määttä A., Kokkonen J., Kontkanen, O. Helsingin kaupungin meluntorjunnan toimintasuunnitelman tarkistus 2013

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 2014

1. Reko, T. Tapahtuman hiilijalanjäljen laskennan raja
2. Airola, J. Helsingin I-luokan pohjavesialueiden vedenlaatu 2008
3. Pahkala, E., Rautio, M. Vihersalaattien ja raasteiden hygieeninen laatu Helsingissä 2010 ja 2013
4. Torniainen, H.-M. Siirtoasiakirjamenettelyn toimivuus käytännössä. Selvitys jätelain 121 §:n mukaisen siirtoasiakirjan käytöstä
5. Helminen, J., Vahtera, E. Töölönlahden kunnostushanke. Töölönlahden nykytila ja meriveden juoksutuksen vaikutus ensimmäisten seitsemän vuoden aikana
6. Vahtera, E., Muurinen, J., Räsänen, M., Pääkkönen, J.-P. Helsingin ja Espoon merialueen tila vuonna 2013. Jätevesien vaikutusten velvoitetarkkailu.
7. Ryynänen, E., Oja, L., Vehviläinen, I., Pietiläinen O.-P., Antikainen, R., Tainio, P. Helsingin 30 % päästö-vähennysselvitys. Kasvihuonekaasupäästöjen kehitys ja vähentämisen kustannustehokkaat toimenpiteet.
8. Inkiläinen, E., Tiihonen, T., Eitsi, E. Viherkerroinmenetelmän kehittäminen Helsingin kaupungille.
9. Rasinmäki, J., Känkänen, R. Kuntien hiilitasekartoitusta osa 1. Helsingin, Lahden, Turun, Vantaan ja Espoon maankäyttösektorin kasvihuonekaasupäästöt, hiilinielut ja hiilivarastot.
10. Rasinmäki, J., Känkänen, R. Kuntien hiilitasekartoitusta osa 2. Hiilitaselaskuri ja toimenpidevalikoima.
11. Haapala, A., Järvelä, E. Helsingin ilmastomuutokseen sopeutumisen toimenpiteiden priorisointi.
12. Airola, J., Nurmi, P., Pellikka, K. Huleveden laatu Helsingissä.