

Master's programme in Water and Environmental Engineering

Pienvesiin päästettävien hulevesien haitta-aineet ja laadun tarkkailu ympäristöluvallisilla laitoksilla

Jukka Sainio

Diplomityö
2023

Copyright ©2023 Jukka Sainio

Author Jukka Sainio

Title of thesis Pollutants and quality monitoring of industrial stormwaters released in small water bodies

Programme Master's Programme in Water and Environmental Engineering

Thesis supervisor Prof. Nora Sillanpää

Thesis advisor(s) M.Sc. Mimmi Kaskenpää

Collaborative partner Häme ELY Centre

Date 25.5.2023

Number of pages 55 + 11

Language Finnish

Abstract

The attention given to pollutants found in stormwaters has been growing considerably in the last decades. In addition to noted cases of environmental contamination, the concern of pollutant loads caused by stormwaters has increased monitoring of stormwater quality. The processes of monitoring, reporting and assessing impacts still haven't become established yet and there is a demand for development of standards. This thesis aimed to offer proposals for monitoring practices and reporting along with reference values for assessing the impacts of concentrations of certain pollutants.

The results of ecotoxicological research were used to examine the issue of assessing impacts of pollutant concentrations in stormwaters. According to results found in this study, the PNEC values determined for acute toxicity for freshwater organisms offer a usable reference point in the impact assessment. The MAC-EQS values used in chemical classification of water bodies are based on the acute freshwater PNECs and were seen as the best threshold values for stormwater quality supervision.

In addition to suggested threshold values, several proposals for monitoring and supervision practices were formed in this thesis. The proposals concern sampling, analysis, reporting and maintenance of treatment structures among other things.

Keywords Stormwater, pollutant, ecotoxicology, small water bodies, environmental protection, environmental quality standards, industrial supervision

Tekijä Jukka Sainio

Työn nimi Pienvesiin päästettävien hulevesien haitta-aineet ja laadun tarkkailu ympäristöluvallisilla laitoksilla

Koulutusohjelma Master's Programme in Water and Environmental Engineering

Vastuupettaja/valvoja Prof. Nora Sillanpää

Työn ohjaaja(t) FM Mimmi Kaskenpää

Yhteistyötaho Hämeen ELY-keskus

Päivämäärä 25.5.2023 **Sivumäärä** 55 + 11 **Kieli** Suomi

Tiivistelmä

Hulevesien sisältämille haitta-aineille annetun huomion määrä on kasvanut viime vuosikymmeninä huomattavasti. Todettujen ympäristön pilaantumistapausten lisäksi huoli hulevesien aiheuttamasta kuormituksesta vesistöihin on lisännyt hulevesien laadun seuranta. Seurannan, raportoinnin ja vaikutusten arvioinnin prosessit eivät kuitenkaan ole vielä vakiintuneet ja normien kehitykselle on kysyntää. Tämän työn tavoitteena oli tarjota kehitysehdotuksia hulevesien laadun tarkkailun käytäntöihin ja raportointiin sekä viitearvoja tiettyjen haitta-aineiden pitoisuuksien vaikutusten arviointiin.

Hulevesien haitta-ainepitoisuuksien vaikutusten arviointia lähestyttiin tässä työssä ekotoksikologian kautta. Löydettyjen tulosten perusteella makealle vedelle muodostetut akuutin toksisuuden PNEC-arvot tarjoavat käyttökelpoisen vertailukohdan pienvesiin laskettavien hulevesien vaikutusten arviointiin. Vesistöjen kemiallisen tilan arvioinnissa käytössä olevat MAC-EQS-arvot perustuvat makean veden akuutin toksisuuden PNEC-arvoihin ja ne nähtiin parhaiksi kynnysarvoiksi hulevesien laadun valvonnassa.

Ehdotettujen kynnysarvojen lisäksi tässä työssä saatiin muodostettua useita kehitysehdotuksia hulevesien laadun tarkkailun ja valvonnan käytäntöihin. Kehitysehdotukset koskevat muun muassa näytteenottoa, näytteiden analysointia, raportointia ja käsittelyrakenteiden kunnossapitoa.

Avainsanat Hulevesi, haitta-aine, ekotoksikologia, pienvesi, ympäristönsuojelu, ympäristölaatumormit, laitosvalvonta

Sisällys

Esipuhe	7
Termit ja lyhenteet.....	8
1 Johdanto.....	9
1.1 Hulevedet ja haitta-aineet ympäristön kuormittajina	9
1.2 Hulevedet ja pienvedet lainsäädännössä.....	10
1.3 Haitta-aineet hulevesissä.....	12
1.4 Työn tavoitteet	13
2 Tutkimusaineisto ja -menetelmät.....	15
2.1 Kirjallisuustutkimus	15
2.2 Selvitys hulevesien laadun tarkkailun ja valvonnan käytännöistä.	15
2.3 Numeerinen aineisto.....	16
3 Tulokset.....	19
3.1 Haitta-aineet ja ekotoksisuus.....	19
3.1.1 Ekotoksikologia.....	19
3.1.2 Metallit.....	21
3.1.3 Öljyhiilivedyt.....	25
3.1.4 Polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH).....	26
3.2 Haitta-ainepitoisuuksien viitearvot eri lähteissä.....	28
3.2.1 Viitearvot Suomen lainsäädännössä.....	28
3.2.2 Viitearvot muissa valtioissa	29
3.2.3 Viitearvot BAT-päätelmissä.....	31
3.3 Hulevesien laadun tarkkailun nykykäytännöt ympäristöluvanvaraisilla laitoksilla	33
3.4 Data-analyysi	35
3.4.1 Haitta-ainepitoisuudet kerätyssä aineistossa	35
3.4.2 Metallien biosaatavuus eräissä Hämeen vesistöissä	38
4 Tulosten tarkastelu	40
4.1 Ekotoksikologian hyödyntäminen hulevesinäytteiden analyysien tulkinnassa	40
4.2 Haitta-ainepitoisuuksien viitearvot.....	43
4.3 Ehdotuksia hulevesitarkkailun toteutuksen ja valvonnan kehittämiseksi	48

4.4	Hulevesien käsittely	51
5	Päätelmät ja suositukset	53
5.1	Johtopäätökset.....	53
5.2	Ehdotuksia jatkotutkimukselle	54
	Lähteet.....	56
A.	Numeerisen aineiston esittely.....	65

Esipuhe

Tämä diplomityö tehtiin osana pintavesien suojelun ja vesienhoidon kehitystyötä ja sen rahoitti Hämeen ELY-keskus Ympäristöministeriön myöntämistä erillismäärärahoista. Työtä tehtiin tiiviissä yhteistyössä Hämeen ELY-keskuksen valvontatiimin kanssa ja työhön osallistuivat myös ympäristöhallinnon lukuisat eri tahot.

Haluan kiittää professori Nora Sillanpäättä sekä ohjaajiani Mimmi Kaskenpäättä ja Sinikka Koikkalaista neuvoista, ohjauksesta ja tukena olemisesta. Teidän ansiostanne tässä työssä löydettiin tuloksia, joille voi olla oikeaa käyttöä ympäristön ja vesistöjen suojelussa.

Lisäksi haluan kiittää kaikkia asiantuntemustaan minulle jakaneita henkilöitä. Suomen ympäristökeskuksen asiantuntijoista minua erityisesti haitta-ainekysymysten kanssa auttoivat Kaj Forsius, Matti Leppänen, Jussi Reinikainen, Timo Seppälä ja Emmi Vähä. Lahden kaupungin Juhani Järveläinen ja Etelä-Suomen aluehallintoviraston Anna Laiho ohjasivat työtäni järkevään suuntaan työtä varten perustetussa taustaryhmässä sekä jakoivat tietämystään hulevesien laadun tarkkailun nykytilanteesta. Näytteenottoon liittyvien kysymysten kanssa minua auttoivat Anna Perttola, Elisa Rauta ja Tiina Vaitinen Sitowise Group Oyj:stä sekä Jukka Lammentausta, Esa Hell ja Mikko Lauttajärvi KVVY Tutkimus Oy:stä. Hämeen ELY-keskuksen koko valvontatiimi neuvoi minua valvontakysymysten kanssa ja auttoi minua keräämään aineistoa analyysiani varten. Hämeen ELY-keskuksen vesien käyttö- ja hoitotiimin hydrobiologit Heini-Marja Hulkko ja Petri Horppila ohjasivat minua vesistöjen huomioinnissa. Esihenkilöni, luonnonvarayksikön päällikön sijainen Elina Mäkäläinen piti huolta sekä perehdytyksestäni ja työsuhteeseeni liittyvistä asioista että minun jaksamisestani.

Viimeisen kiitokseni ansaitsee vaimoni Elina, joka on jaksanut kuunnella ja tukea minua, sekä antanut tilaa tutkimuksen tekemiseen aina silloin, kun sitä olen tarvinnut.

Tampereella 25.5.2023
Jukka Sainio

Termit ja lyhenteet

AA-EQS	Vuosikeskiarvo, ympäristölaatu­normi (Annual Average Concentration - Environmental Quality Standard)
ACR	Akuutin ja kroonisen toksisuuden suhde (Acute to chronic-ratio)
Bioligandi-malli	Malli, joka arvioi esimerkiksi haitta-aineen biosaatavaa osuutta olosuhteiden, kuten veden kovuuden tai pH:n perusteella.
ECHA	Euroopan kemikaalivirasto
ELY	Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus
HC ₅	Haitallinen pitoisuus 5 %:lle eliölajeista (Hazardous concentration for 5 % of species)
LC ₅₀	Tappava pitoisuus 50 %:lle eliölajeista (Lethal concentration for 50 % of species)
LOEC	Alhaisin havaittavan vaikutuksen pitoisuus (Lowest observed effect concentration)
MAC-EQS	Suurin sallittu pitoisuus, ympäristölaatu­normi (Maximum Acceptable Concentration - Environmental Quality Standard)
NOEC	Korkein pitoisuus, jolla ei havaita vaikutusta (No observed effect concentration)
PAH	Polysykliset aromaattiset hiilivedyt
PNEC	Arvioitu vähäisen vaikutuksen pitoisuus (Predicted negligible effect concentration)
REACH	Euroopan unionin asetus kemikaalirekisteröinnistä, kemikaalien arvioinnista, lupamenettelyistä sekä rajoituksista. (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals)
SSD	Eliölajien herkkyysjakauma (Species sensitivity distribution)

1 Johdanto

1.1 Hulevedet ja haitta-aineet ympäristön kuormittajina

Rakentaminen ja maa-alueiden pinnoittaminen huonosti vettä läpäisevillä materiaaleilla kaupungeissa ja teollisuusalueilla muuttaa rakennettujen alueiden hydrologiaa. Pintavaluntana kulkevat sadevedet päätyvät jokiin ja muihin uomiin nopeammin kuin luonnollisesti maaperään imeytyvät vedet, jolloin virtaamat sateiden jälkeen ovat suurempia ja kuivana kautena pienempiä kuin ne olisivat rakentamattomilla alueilla (Burns ym. 2012 & Hulevesiopas, 2012). Rakentamisen aiheuttamia hydrologisia muutoksia on pyritty kompensoimaan rakentamalla valumavesiä viivytäviä ja maaperään imeytäviä rakenteita, kuten viheralueita ja altaita. Jotkin näistä rakenteista, kuten altaat ja kosteikot toimivat viivästyttämisen lisäksi myös valumavesien puhdistajina (Hulevesiopas, 2012).

Pintavaluntana rakennetuilla alueilla kulkevia sadevesiä kutsutaan hulevesiksi. Suomessa hulevesiä johdetaan erillisiin hulevesiverkostoihin, jätevesien sekaan, suoraan vesistöön tai imeytetään maaperään. Kaupungeissa, joissa hulevedet johdetaan jätevesien sekaan, sateet ja sulamisvedet voivat aiheuttaa ongelmia jäteveden puhdistusprosesseissa (Hulevesiopas, 2012 & HSY, 2022). Hulevesien imeyttäminen maaperään voi aiheuttaa maa-aineksen ja pohjavesialueilla pohjaveden pilaantumisen riskiä (mm. Pitt ym. 1999 & Weiss ym. 2008). Vesistöön päästetyt hulevedet voivat aiheuttaa vesistön laadun heikkenemistä (Hulevesiopas, 2012).

Hulevesien aiheuttama pilaantumisen riski johtuu siitä, että hulevedet huuhtovat maan pinnalle kerääntyneitä aineita mukaansa. Teiden pinnalle kerääntyy öljyhiilivetyjä ja metalleja kulkuneuvoista ja teollisuusalueiden pinnoille kerääntyy teollisuuden prosesseissa käytettäviä ja syntyviä aineita. Öljyhiilivedyt, monet metallit ja teollisuudessa käytettävät aineet aiheuttavat ympäristöön päästyään haittaa eliöille ja rajoittavat ympäristön käyttöä. Hulevesiin voi päätyä myös kuiva- tai märkälaskemana haitta-aineita ilmasta. Aiemman tutkimuksen perusteella hulevesien aiheuttama kuormitus on merkittävä riski vesiympäristöjen eliöille, (Goonetilleke ym. 2005) mikä voi johtaa luonnontilan merkittävään muuttumiseen (House ym. 1993).

Hulevesien aiheuttamaa ympäristöriskiä on tutkittu Suomessakin jonkin verran erityisesti viimeisen kymmenen vuoden aikana. Suomalaista aiempaa hulevesien laadun tutkimusta keräsi katsauksessaan Sillanpää (2019). Ruotsissa hulevesien määrän ja laadun tutkimukseen tehtiin katsaus Luulajan yliopistossa (Lundy ym. 2022). Hulevesien metalleihin ja niiden lähteisiin sekä poistamiseen perehtyi diplomityössään Sänkiäho (2009). Nurhonen (2020)

taas perehtyi hulevesien hallintaan ympäristölupavelvillisilla laitoksilla ja käsitteli myös hulevesien laatua, erityisesti likaantumisen rajoittamisen näkökulmasta. Metallien pitoisuutta ja liukoista osuutta kaupunkialueiden hulevesissä tutkivat Taka ym. (2022). Kuntaliitto julkaisi hiljattain selvityksen hulevesien laadusta täydentääkseen hulevesioppaan puutteita (Valtanen ym. 2023).

1.2 Hulevedet ja pienvedet lainsäädännössä

Hulevesiä käsitellään monessa eri laissa ja valtioneuvoston asetuksessa. Niiden hallintaa ja johtamista käsitellään kattavasti, mutta laatuun liittyviä suoria säädöksiä ei ole. Tässä alaluvussa käsitellään Suomen lakia siitä näkökulmasta, miten sen koskee tämän työn aihepiiriä eli noroihin ja ojiin lasketta-
vien hulevesien laatua.

Maankäyttö- ja rakennuslaki (MRL 132/1999) käsittelee hulevesiä laajasti, muttei ota kantaa hulevesien laatuun. Yksi hulevesien hallinnan yleisistä tavoitteista on kuitenkin "ehkäistä hulevesistä ympäristölle ja kiinteistöille aiheutuvia haittoja ja vahinkoja ottaen huomioon myös ilmaston muuttuminen pitkällä aikavälillä" (MRL 132/1999 103 c §) minkä voidaan tulkita tarkoittavan myös hulevesien kuljettamien haitta-aineiden aiheuttamaa haittaa ympäristölle.

Vesihuoltolaki (119/2001) käsittelee vain hulevesiä, jotka johdetaan erilliseen hulevesiviemäriin tai sekaviemäriin jätevesien kanssa. Laki tulvariskien hallinnasta (620/2010) käsittelee hulevesiä vain siltä osin kuin ne aiheuttavat hulevesitulvia.

Valtioneuvoston asetus kivenlouhimojen, muun kivenlouhinnan ja kivenmurskaamojen ympäristönsuojelusta (800/2010 10 §) toteaa, että kyseinen "toiminta on järjestettävä siten, että siitä ei aiheudu pintavesien tai kaivojen pilaantumista". Menetelmistä mainitaan, että ympäristöön päätyvät vedet tulisi laskeuttaa selkeytsaltaassa kiintoaineen erottamiseksi.

Valtioneuvoston asetus jätteen polttamisesta (151/2013) edellyttää jätteenpolttolaitoksia keräämään epäpuhtaat hulevedet sekä vuoto- ja sammutusjätevedet riittävän suuriin altaisiin tai säiliöihin mahdollisia tutkimuksia ja käsittelyä varten.

Vesilaki määrittelee noron puoroa pienemmäksi uomaksi "jonka valuma-alue on vähemmän kuin kymmenen neliökilometriä ja jossa ei jatkuvasti virtaa vettä eikä kalankulku ole merkittävässä määrin mahdollista" (VL 587/2011 1:3.1,6 §) sekä sulkee norot, ojat ja lähteet pois vesistön määritelmästä (VL

587/2011 1:3.1,3 §). Samoin, valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006) erittelee, ettei ympäristönlaatumormeja tule soveltaa noroihin tai ojiin. Vesilain 2:11 § kuitenkin kieltää muualla kuin Lapin maakunnassa sijaitsevan luonnontilaisen noron luonnontilan vaarantamisen (VL 587/2011 2:11). Suomen ympäristökeskuksen pienvesioppaan (Tolonen ym. 2019) mukaan puroja ja noroja ei voi yksiselitteisesti erottaa toisistaan fysikaalisesti tai lajistollisesti. Merkittävin ero purojen ja norojen välillä pienvesioppaan mukaan on se, että noro voi kuivua säännöllisesti, kun taas purossa virtaa vesi lähtökohtaisesti vuoden ympäri. Pienvesiopas mainitsee myös, ettei noroissa yleensä esiinny kaloja, rapuja tai muita suurempia eliöitä. (Tolonen ym. 2019.)

Ympäristönsuojelulaissa (YSL 527/2014) ei käytetä sanaa ‘hulevesi’, vaan jätevedellä tarkoitetaan “sellaista käytöstä poistettua vettä, pilaantuneelta alueelta johdettavaa vettä tai ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavaan toimintaan käytetyltä alueelta johdettavaa vettä, josta voi aiheutua ympäristön pilaantumista”, (YSL 527/2014 5.1,13 §) mikä tarkoittaa myös likaantuneita hulevesiä. Tästä syystä myös ympäristöluvuissa hulevesiä kutsutaan usein jätevesiksi, kun ne arvioidaan likaantuneiksi. Tässä työssä ei käytetä likaantuneistakaan hulevesistä nimitystä ‘jätevesi’, vaan käytetään ainoastaan sanaa ‘hulevesi’, kun tarkoitetaan läpäisemättömillä pinnoilla syntyviä, pintavaluntana kulkeutuvia sade- ja sulamisvesiä.

Ympäristön pilaantuminen määritellään ympäristönsuojelulain (YSL 527/2014) 5 § 1 momentin 2 kohdassa sellaiseksi päästökseksi, joka yksin tai muiden päästöjen yhteisvaikutuksena aiheuttaa kohdan alakohdissa mainittuja vaikutuksia. Mainittujen vaikutuksien joukossa on terveyshaitta, haitta luonnolle ja sen toiminnoille, luonnonvarojen käyttämisen estyminen tai vaikeutuminen sekä ympäristön yleisen viihtyisyyden, kulttuuriarvojen tai virkistyskäyttöön soveltavuuden vähentyminen (YSL 527/2014 5.2 §). Joidenkin näistä vaikutuksista arviointiin on annettu laissa tai asetuksissa ainekohtaisia normeja, kuten vesistöjen ympäristönlaatumormit, (Vna 1022/2006) maaperän ohjearvot (Vna 214/2007) ja pohjaveden ympäristönlaatumormit (Vna 1040/2006). Hulevesien mukana ympäristöön päätyvät haitta-aineet ovat ympäristönsuojelulain mukaisia päästöjä.

Vesipuidedirektiivi (2000/60/EY) edellyttää Suomeakin saavuttamaan vesistöissään hyvän tilan vuoteen 2027 mennessä. Hulevesien mukana kulkeutuvat haitta-aineet voivat osaltaan vaikuttaa vesistöjen kemialliseen ja ekologiseen tilaan negatiivisesti. Ympäristönlaatumormien ylittyminen otetaan huomioon vesistön luokituksessa ja hyvän tilan saavuttaminen vaatii, ettei ylittymistä tapahdu.

Ympäristön pilaantumisen ja vesistöjen tilan valvonta on ympäristönsuojelulain (YSL 527/2014) mukaan ELY-keskusten ja kuntien ympäristönsuojeluviranomaisten vastuulla. Teollisuuden ja erilaisten laitosten ympäristövaiikutuksia ja päästöjä ELY-keskukset ja kunnat valvovat ympäristölupien ja tarkkailuohjelmien mukaisesti laadittujen raporttien, sekä harkinnanvaraisen lisätutkimusten avulla. Ympäristölupia myöntävät aluehallintovirasto ja kuntien ympäristönsuojeluviranomaiset. ELY-keskukset valvovat aluehallintovirastojen myöntämien ympäristölupapäätösten noudattamista ja kuntien ympäristönsuojeluviranomaiset itse myöntämiensä ympäristölupien noudattamista. Tarkkailuohjelman sisältö voidaan ratkaista joko suoraan lupapäätöksessä tai jättää valvontaviranomaisen hyväksyttäväksi. Ympäristöluvissa edellytetään hulevesien laadun tarkkailua harvoin – tyypillisesti vain silloin, kun laitoksen toimintaan liittyy ympäristölle haitallisten materiaalien säilytystä tai käsittelyä ulkotiloissa.

1.3 Haitta-aineet hulevesissä

Melkein mikä tahansa aine voi olla ympäristölle haitallinen, kun sitä esiintyy liian suurina pitoisuuksina. Haitta-aineista puhuttaessa tarkoitetaan aineita, joilla on merkittävä riski esiintyä ympäristössä haitallisina pitoisuuksina esimerkiksi alhaisen haitallisen pitoisuutensa johdosta (Aldenberg & Jaworska, 2000). Haitta-aineita on monenlaisia ja ne voidaan jakaa orgaanisiin ja epäorgaanisiin. Monia orgaanisia yhdisteitä sekä metalleja esiintyy ympäristössä luonnollisesti, mutta osa haitta-aineista on täysin antropogeenisiä. Luonnossakin esiintyvien haitta-aineiden pitoisuudet kohoavat haitalliseksi tyypillisesti ihmisen toiminnasta johtuen (Spijker ym. 2011).

Hulevesioppaan mukaan yleisimpiä haitta-aineita, joita hulevedet sisältävät ovat ”kiintoaine, ravinteet, metallit, kloridi, sekä öljyt ja rasvat ja eräät muut orgaaniset yhdisteet, esimerkiksi polysykliset aromaattiset hiilivedyt eli PAH-yhdisteet sekä torjunta-aineet” (2012). Kiintoaine on merkittävä haitta-aine hulevesissä myös siksi, että siihen on tyypillisesti sitoutunut muita haitta-aineita, kuten metalleja. Herngren ym. (2005) havaitsivat, että metallien pitoisuus korreloi kiintoaineen kanssa lukuun ottamatta sinkkiä ja kuparia, jotka korreloivat enemmän liunneen orgaanisen aineksen kanssa.

Tässä diplomityössä haitta-aineista keskitytään valittuihin metalleihin, öljyhiilivetyihin sekä valittuihin polysyklisiin aromaattisiin hiilivetyihin (PAH-yhdisteet). Metalleista työhön on valittu kadmium, elohopea, lyijy, nikkeli, kromi, kupari ja sinkki. Näistä neljä ensimmäistä on valittu siksi, että valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006) yksilöi kadmiumin ja elohopean vaarallisiksi aineiksi ja lyijyn ja nikkelin haitallisiksi aineiksi. Kromi, kupari ja sinkki on valittu siksi, että

niiden on todettu aiheuttavan erityistä riskiä hulevesien yhteydessä (Brudler, 2019). Öljyhiilivedyt on valittu työhön siksi, että niitä esiintyy suuressa osassa hulevesiä muun muassa kulkuneuvojen ja työkonoiden käytön ja tankkauksen sekä polttonesteiden varastoinnin johdosta. PAH-yhdisteistä tarkastellaan niitä, jotka on mainittu haitallisiksi tai vaarallisiksi valtioneuvoston asetuksessa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006) eli antraseenia, fluoranteenia, naftaleenia, bentso(a)pyreeniä, Bentso(b)fluoranteenia, Bentso(k)fluoranteenia, Bentso(g,h,i)peryleeniä ja Indeno(1,2,3-cd)pyreeniä. PAH-yhdisteet on valittu työhön mukaan, sillä niiden vesiympäristölle aiheuttama haitta synnyttää kasvavaa huolta, (Honda & Suzuki, 2020) eikä niistä ole aiempaa kattavaa tutkimusta hulevesiin liittyen.

Haitta-aineita päätyy hulevesiin erityisesti ulkotiloissa tapahtuvien prosessien ja varastoinnin seurauksena (Nurhonen, 2020). Työtä varten kerättiin aineistoa muun muassa jätteitä käsitteleviltä ja puujalosteita valmistavilta laitoksilta. Jätteenkäsittelylaitoksissa jätteitä usein varastoidaan ulkotiloissa, jolloin sateet huuhtovat haitta-aineita jätteistä hulevesiin. Puujalosteita valmistavissa laitoksissa taas puutavara tai valmiit jalosteet, kuten kestopuu, voidaan säilyttää ulkotiloissa. Puutavaraa saatetaan myös kastella tarkoituksella säilytyksen ajan, jolloin hulevesien kaltaista valuntaa voi syntyä jatkuvasti.

Metalleja esiintyy ympäristössä luonnostaan ja niiden luonnollinen pitoisuus riippuu muun muassa geologiasta. Luonnollinen pitoisuus voi paikoittain olla niin korkea, että se voitaisiin tulkita haitalliseksi joidenkin normien perusteella (Kauppila ym. 2013). Luonnollinen pitoisuus otetaan usein huomioon arvioitujen taustapitoisuuksien avulla. Myös pintavesien ympäristönlaitunormeihin sovelletaan metallien taustapitoisuuksia (Vna 1022/2006).

1.4 Työn tavoitteet

Työn tärkeimpänä motivaationa on vesien tilan parantaminen ja ympäristön pilaantumisen ehkäisy. Haitta-ainekuormituksen takia monen suomalaisen vesistön kemiallinen tila on huono (SYKE, 2020). Kemiallisen tilan parantamisen edellytyksenä on, että kuormitus vesistöihin vähenee. Lisäksi hulevesien haitta-aineiden on havaittu aiheuttavan maa-aineksen pilaantumista (Weiss, 2008). Myös Hämeen ympäristöluvallisilla laitoksilla on havaittu ainakin kolme tapausta, jossa maa-aineksen pilaantumisen syynä on todennäköisesti ollut hulevedet.

Vesien tilan parantamiseen ja ympäristön pilaantumisen ehkäisyyn liittyvän työn edistämiseksi tällä tutkimuksella on kolme tavoitetta. Ensimmäinen tavoite on tarkastella ekotoksikologisen tutkimuksen avulla haitta-aineiden

haitallisuutta vesiympäristössä ja selvittää, miten ekotoksikologiset päätelmät sopivat hule- ja pienvesiin. Tutkimuksen toisena tavoitteena on tarkastella haitta-aineita hulevesissä ja ehdottaa valikoimalle haitta-aineita kynnysarvo, johon hulevesien laadun tarkkailussa havaittuja pitoisuuksia voidaan verrata. Kolmanneksi työssä pyritään etsimään ympäristöluvallisten laitosten hulevesien valvonnasta kehityskohtia ja esittää kehitysehdotuksia hulevesien laadun valvontaan.

Tavoitteet muotoiltiin kolmeksi tutkimuskysymykseksi:

1. Mitkä valittujen haitta-aineiden pitoisuudet ojiin ja noroihin lasketta-
vissa hulevesissä aiheuttavat riskin ympäristön pilaantumiselle?
2. Millä perustein hulevesien haitta-ainepitoisuuksille tulisi muodostaa
kynnys- tai ohjearvoja?
3. Mitä kehitettävää ympäristöluvallisten laitosten hulevesien laatuun
liittyvän valvonnan käytännöissä on?

Luvut 3 ja 4 seuraavat työn tavoitteita niin, että luvuissa 3.1 ja 4.1 keskitytään ensimmäiseen tavoitteeseen, luvuissa 3.2 ja 4.2 toiseen tavoitteeseen ja luvuissa 3.3 ja 4.3 kolmanteen tavoitteeseen.

Tämä työ käsittelee ympäristöluvallisten laitosten hulevesiä, jotka lasketaan ojiin ja noroihin. Työssä ei siis käsitellä hulevesiä, jotka ohjataan käsittelyyn jätevedenpuhdistamolle. Tutkimuksessa keskitytään ojiin ja noroihin lasketta-
viiin hulevesiin, mutta koska pienvedet usein laskevat suurempiin vesistöihin, on työssä käsitelty haitta-ainekuormitusta myös vesistöjen näkökul-
masta.

2 Tutkimusaineisto ja -metodit

2.1 Kirjallisuustutkimus

Yhtenä tutkimuksen menetelmänä oli selvittää kansallisen ja EU-lainsäädännön tilannetta vesiympäristölle haitallisten aineiden sekä hulevesien näkökulmasta. Lisäksi työssä selvitettiin, miten ekotoksikologisessa tutkimuksessa huomioidaan pienvedet ja hulevedet, sekä miten hulevesitutkimuksessa huomioidaan ekotoksikologia. Lainsäädäntöä ja hallinnon soft-law-julkaisuja selvitettiin Suomen lisäksi myös Ruotsista ja Yhdysvalloista. Lainsäädäntö ja erilaiset hallinnolliset julkaisut julkaistaan usein vain valtioiden virallisilla kielillä, mikä vaikeutti niiden löytämistä esimerkiksi muista Euroopan valtioista.

Ekotoksikologisia tutkimuksia etsittiin Internetin hakukoneista, kuten Google Scholar -palvelusta. Lukuisten tutkimusten lisäksi aineistona käytettiin muiden tahojen tutkimuksia keräämällä tehtyjä päätelmiä aineiden ekotoksisuudesta. Erityisesti Euroopan kemikaaliviraston verkkosivuilta löytyviä ekotoksisuusarvioita ja Euroopan Unionin riskinarvioita käytettiin aineiden haitallisten pitoisuuksien arvioinnissa. Lisäksi tutkimuksia haitta-aineiden käyttäytymisestä vesiympäristössä käytettiin niiden haitallisuuden arvioinnissa.

Haitta-ainepitoisuuksien ohjearvojen määrittämistä varten tutkittiin ekotoksikologisten tunnuslukujen ja Euroopan Unionin ympäristölaatu- ja ympäristönlaatunormien määrittämisperusteita. Määrittämisperusteista pyrittiin toteamaan ensinnäkin, ottavatko ne huomioon pienvesiin laskettaviin hulevesiin liittyvät erityispiirteet ja toisaalta, millä perusteella haitta-ainepitoisuuksien ohjearvoja tulisi määrittää. Lisäksi tutkimuksessa vertailtiin eri maista löydettyjä hulevesien haitta-aineiden raja-arvoja.

Kirjallisuustutkimuksen tuloksia esitellään alaluvuissa 3.1 ja 3.2. Luvussa 3.1 tuloksia esitetään ensimmäisen ja luvussa 3.2 toisen tutkimuskysymyksen näkökulmasta.

2.2 Selvitys hulevesien laadun tarkkailun ja valvonnan käytännöistä

Työn aikana käytiin useita keskusteluja ympäristöhallinnon ja -tutkimuksen asiantuntijoiden kanssa. Asiantuntijat olivat Hämeen ELY-keskuksen, Etelä-Suomen aluehallintoviraston, Suomen ympäristökeskuksen, Lahden kaupungin ja Aalto-yliopiston toimijoita, jotka käsittelevät hulevesiä, haitta-

aineita tai niihin liittyviä asioita työssään. Keskusteluissa käsiteltiin muun muassa hulevesien haitta-aineiden ympäristövaikutuksia, kynnysarvojen määrittämistä, hulevesien käsittelymenetelmiä sekä hulevesitarkkailun käytäntöjä. Tämän lisäksi näytteenotosta, raportoinnista ja muusta hulevesien analysointiin liittyvästä keskusteltiin alan eri yritysten ammattilaisten kanssa.

Työtä varten järjestettiin Hämeen ELY-keskuksen valvojille kysely, jonka tarkoituksena oli ottaa selvää hulevesien laadun valvonnan käytännöistä. Kysely toteutettiin lähettämällä kaikille Hämeen ELY-keskuksen laitosvalvojille sähköpostilla kysymyksiä siitä, minkälaisia hulevesien laatuun liittyviä tilanteita he olivat kohdanneet ja miten toimineet näissä tilanteissa, sekä minkälaisia käytäntöjä he noudattavat hulevesiin liittyvässä valvonnassa. Kyselyyn vastasi seitsemän henkilöä. Kyselyn vastauksia käytettiin kokonaiskuvan muodostamiseen, minkä lisäksi niiden perusteella käytiin tarkempia keskusteluja.

Hulevesien laadun tarkkailun ja valvonnan käytäntöjen selvityksestä saatuja tuloksia esitellään alaluvussa 3.3.

2.3 Numeerinen aineisto

Työtä varten kerättiin Hämeen ELY-keskuksen valvottavien ympäristöluvallisten laitosten hulevesiseurannan näytetutkimustuloksia teollisuuden hulevesien laadun nykytilan selvittämiseksi. Aineistoa varten valittiin laitoksia, joissa seurataan ympäristöluvan mukaisesti hulevesistä tämän työn tarkastelun kohteena olevien haitta-aineiden pitoisuuksia. Aineisto kerättiin taulukkoon sellaisessa muodossa, jossa tulosten vertailu ja tilastollinen analyysi oli helppoa toteuttaa. Tutkimustulosten raportoinnissa oli merkittävää vaihtelua, ja joidenkin valittujen laitosten tulosten taulukointi jouduttiin jättää tekemättä sen vaatiman käsityön ja ajan takia. Yhteensä aineistoon kerättiin näytetuloksia seitsemältä eri laitokselta.

Valikoitujen laitosten lisäksi aineistoon otettiin ympäristöhallinnon Vesläjärjestelmästä Hämeen ELY-keskuksen tilaamien näytteiden tuloksia. Nämä näytteet on otettu pääasiassa ympäristöluvallisten laitosten hulevesistä, mutta joukossa on myös pieni määrä pintavesinäytteitä ojista ja noroista. Näytteitä on tilattu veden laadun selvittämiseksi, varmistamiseksi ja vertaamiseksi erilaisin perustein. Osa näytteistä on otettu, kun veden laadun on epäilty olevan heikko, minkä takia aineistossa saattaa korostua korkeat haitta-ainepitoisuudet. Aineistoa oli yhteensä noin 30 000 analyysiä, joista kolmasosa kerättiin työtä varten valituilta laitoksilta ja kaksi kolmasosaa saatiin Vesläjärjestelmästä. Tässä työssä tarkasteltujen aineiden analyysijä oli

yhteensä 3 532, joista 2 250 oli valituilta laitoksilta ja 1282 Vesla-järjestelmästä. Aineistoa esitellään tarkemmin liitteessä A.

Data-analyysiin valitun aineiston ei voida sanoa olevan satunnaista. Aineistoa kerättiin sellaisilta Hämeen ELY-keskuksen valvottavilta laitoksilta, joissa seurataan mahdollisimman monia työn tarkastelun kohteena olevia haitta-aineita, joten aineistossa on vain muutaman eri alan laitoksia. Aineistoa valikoitiin myös sillä perusteella, kuinka helposti taulukoitavassa muodossa tutkimustulokset oli raportoitu, mutta tämä riippui lähinnä käytetystä konsulttiyrityksestä, eikä sinänsä vaikuta aineiston satunnaisuuteen. Valittuihin laitoksiin lukeutui suuri puunjalostuslaitos, useampi jätteenkäsittelylaitos, puujätteen käsittelylaitos sekä maankaatopaikka.

Koska aineisto ei ole täysin satunnaista, päätelmät esimerkiksi haitta-aineiden esiintymistiheydestä saattavat olla vääristyneitä. Aineistoa ei pyrittykään käyttämään satunnaisena otoksena kaikkien ympäristöluvallisten laitosten hulevesien laadusta. Sen sijaan aineistoa käytettiin ehdotettujen viitearvojen arviointiin tarkastelemalla, kuinka viitearvot jakavat aineiston haitta-ainepitoisuuksia. Tämän selvittämiseksi aineistot jaettiin haitta-ainekohtaisesti kolmeen luokkaan, jotka olivat seuraavat:

1. $x < \frac{k}{2}$ tai alle määritysrajan
2. $\frac{k}{2} \leq x \leq 2k$
3. $x > 2k$,

jossa x on mitattu haitta-ainepitoisuus ja k on kyseisen haitta-aineen ehdotettu viitearvo.

Luokittelun avulla pyrittiin vertailemaan viitearvoja keskenään ja selvittämään, kuinka suuri osa näytteistä sisältää haitta-aineita viitearvoja huomattavasti suurempina pitoisuuksina ja pitoisuuksina, jotka ovat samaa suuruusluokkaa viitearvojen kanssa. Analyysin tulokset esitellään alaluvussa 3.4.1.

Laitosten hulevesiaineiston lisäksi tiettyjen metallien biosaatavuutta tarkasteltiin esimerkkipitoisuuksien olosuhteiden perusteella. Tarkastelun tarkoituksena oli esitellä bioligandimallien käyttö ympäristöhallinnon ammattilaisille sekä antaa esimerkkipitoisuuksien tyypillisille olosuhteille biosaatavuuskertoimet haitta-ainepäästöjen haitallisuuden arvioinnin helpottamiseksi. Biosaatavuuden arviointiin käytettiin bio-met:n bioligandimalleja, joista nikkelin mallia käytetään myös Kankaan (2018) mukaan vesistöjen kemiallisen tilan arvioinnissa. Lyijyn kohdalla käytettiin bio-met:n bioligandimallin lisäksi

Kankaan (2018) esittelemää, pelkästään liukoisen orgaanisen hiilen huomioivaa mallia, jonka yhtälöt on esitetty alla. Biosaatavuusanalyysin tulokset esitellään alaluvussa 3.4.2.

$$Local\ EQS = AA - EQS + (1,2 \times (DOC - DOCref))$$

$$BioF = \frac{AA - EQS}{Local\ EQS}$$

jossa

Local EQS on liukoisen hiilen määrällä korjattu paikallinen ympäristölaatuunormi

AA-EQS on biosaatava, taustan huomioiva vuosikeskiarvon ympäristölaatuunormi (1,3–1,9 µg/l)

1,2 on toksisuustesteistä saatu kulmakerroin vasteen ja liukoisen hiilen lineaariselle suhteelle (µg/mg)

DOC on liukoinen orgaaninen hiili näytteessä (mg/l) ja

DOCref on keskimääräinen liukoisen hiilen pitoisuus toksisuustesteissä (1 mg/l)

BioF on biosaatava osuus. (Kangas, 2018)

3 Tulokset

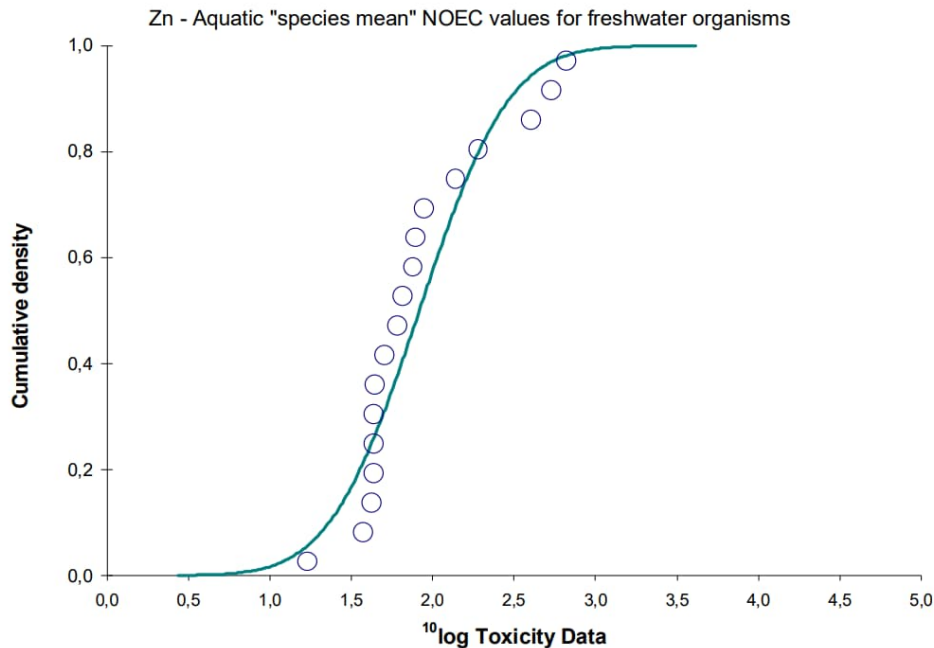
3.1 Haitta-aineet ja ekotoksisuus

3.1.1 Ekotoksikologia

Toksikologia on tieteenala, jossa tutkitaan aineiden haitallista vaikutusta eliöille ja ympäristölle. Toksikologisissa tutkimuksissa tyypillisesti altistetaan jonkin eliölajin yksilöitä tai populaatioita eri pitoisuuksille tai annoksille joltakin haitta-ainetta ja tarkastellaan niiden aiheuttamia vaikutuksia. Tutkimusten lopputulokset voivat olla esimerkiksi jonkin aineen NOEC- (No observed effect concentration) LOEC- (Lowest observed effect concentration) tai LC₅₀-arvoja (Lethal concentration 50 %) tietylle eliölajille. Altistusjakson pituus voi olla esimerkiksi tunteja tai jopa vuosia, mikä riippuu siitä, tutkitaanko aineen akuutteja vai kroonisia vaikutuksia.

Ympäristönsuojelun näkökulmasta haitta-aineen vaikutus yhteen eliölajiin ei yleensä ole riittävä tieto, vaan tarvitaan kattavampaa tietoa eri eliölajeista. Ekotoksikologia on toksikologian ala, joka arvioi haitta-aineiden merkitystä ekosysteemeihin. Ekotoksikologiassa toksikologisia tutkimuksia käytetään muodostamaan ennustettuja vähäisen vaikutuksen pitoisuuksia, eli PNEC-arvoja (Predicted negligible effect concentration). PNEC-arvoja voidaan määrittää sekä krooniselle että akuutille toksisuudelle.

PNEC-arvon määrittämiseen käytetään erilaisia tekniikoita saatavilla olevan lähtöaineiston perusteella. Mikäli tarkasteltavasta aineesta on saatavilla paljon sopivaa ekotoksikologista tutkimusta, voidaan aineistosta muodostaa SSD-käyrä (Species sensitivity distribution). SSD-käyrä saadaan, kun eri lajien havaitut LOEC-arvot tai vastaavat laitetaan järjestykseen logaritmiselle asteikolle ja sovitetaan aineistoon tilanteesta riippuen jokin logaritminen käyrä (Fox et al. 2021). Käyrältä voidaan laskea pitoisuus, jossa viisi prosenttia eliölajeista kokee jonkin vaikutuksen. Tämä HC₅-arvo (Hazardous concentration for 5 % of species) jaetaan arviointikerroimella, joka on aineistosta riippuen 1–5, jolloin saadaan PNEC-arvo. Arviointikerroin on sitä pienempi, mitä kattavampi ja sopivampi lähtöaineisto on. Korkeamman arviointikerroimen tarkoitus on varmistaa, että arvioitu PNEC on turvallinen, kun aineisto ei ole riittävä arvon tarkkaan määrittämiseen, mutta se voi johtaa hyvin mataliin arvoihin, kun aineisto on vajavainen. (ECHA, 2008b)



Kuva 1. Sinkin SSD-käyrä makean veden eliöille (Yhteinen tutkimuskeskus, 2010).

Euroopan kemikaaliviraston (ECHA) ylläpitämästä tietokannasta löytyy viraston arvio useiden aineiden PNEC-arvoista. Viraston arviot perustuvat ekotoksikologisten tutkimusten kriittiseen arviointiin ja useiden aineiden kohdalla tutkimuksia on arvioitu kymmeniä tai satoja. Tietokannassa ilmoitetaan arviointikerroin aina PNEC-arvon yhteydessä, jolloin arvon luotettavuudesta saa välittömästi käsityksen. Euroopan kemikaaliviraston PNEC-arvoista ei aina kerrota, tarkoitetaanko sillä kokonais-, liukoista vai biosaataavaa pitoisuutta, mutta ohjeesta REACH-asetuksen implementointiin (ECHA, 2008a, s. 42) voi päätellä, että metallien kohdalla se todennäköisesti tarkoittaa liukoista pitoisuutta.

Vesistöön, noroon tai ojaan päästettävien hulevesien haitta-ainepitoisuuksien turvallista tasoa arvioitaessa, laajaan aineistoon perustuva makean veden PNEC lienee luotettavin vertailukohta. Myös Euroopan Unionin ympäristölaatu normit perustuvat pitkälti PNEC-arvoihin (Euroopan komissio, 2018). Ympäristölaatu normeja käytetään vesiputedirektiivin mukaiseen vesistöjen tilan arviointiin ja seurantaan, ja niitä on kahdenlaisia: AA-EQS eli vuosikeskiarvo (Annual Average Concentration) ja MAC-EQS eli korkein sallittava pitoisuus (Maximum Allowable Concentration). AA-EQS on tyypillisesti yhtä suuri tai samaa kokoluokkaa kuin aineen tai aineryhmän PNEC, sillä kroonisen ekotoksisuuden PNEC on lähtökohta AA-EQS-arvon määrittämisessä (ECHA, 2008a). Metallien kohdalla elohopeaa lukuun ottamatta

MAC-EQS on viidestä kahdeksaan kertaa korkeampi kuin AA-EQS, tai Euroopan kemikaaliviraston määrittämä PNEC. MAC-EQS pohjautuu arvioon akuutista ekotoksisuudesta (Euroopan komissio, 2018, s. 34).

3.1.2 Metallit

Metallit ovat alkuaineita ja siten pysyviä aineita. Ne eivät siis hajoa luonnossa osiinsa, vaan jäävät sinne pysyvästi. Ne voivat kuitenkin muuttaa muotoaan esimerkiksi hapettumalla tai pelkistymällä, muodostaa yhdisteitä, kiinnittyä suspendoituneeseen kiintoainekseen ja laskeutua sedimenttiin tai kulkeutua veden mukana valtameriin. Pysyvyytensä takia metallien päästöjä tulisi ensisijaisesti ajatella pysyvinä päästöinä – kun metallia päästetään ympäristöön, se tulee olemaan siellä ikuisesti. Jotkut metallit ovat tämän lisäksi bioakertyviä, mikä tarkoittaa sitä, että pienikin jatkuva päästö voi johtaa merkittäviin haittoihin eliöstössä.

Metallien haitallisuutta vesiympäristössä arvioitaessa on tyypillistä tehdä oletus, että vain liukoinen osuus metallista on biosaatavaa ja siten haitallista eliöstölle. Liukoinen osuus on tapana arvioida suodattamalla vesinäyte 0,45 µm suodattimen läpi ennen analysointia ja sen käyttökelpoisuutta metallien biosaatavuuden arvioinnissa tukevat myös asiantuntijat (Leppänen, 2022, Reinikainen, 2022). Liukenemattoman metallin oletetaan laskeutuvan vesistössä sedimenttiin. Liukoisen osuuden arviointiin on myös ehdotettu vaihtoehtoisia menetelmiä, jotka erottelevat kolloidiset ja aidosti liuenneet metallit (Lange ym. 2020). Toisaalta Lindfors ym. (2021) arvioivat, että kolloidisetkin metallit voivat olla biosaatavia, jolloin perinteinen 0,45 µm suodatus on perusteltu käsittelymenetelmä vesinäytteen metallien biosaatavuutta arvioitaessa.

Metallien biosaatavuuteen voi vaikuttaa myös muut olosuhteet vedessä. Joillekin metalleille on kehitetty bioligandimalleja, jotka arvioivat biosaatavan osuuden liukoisesta metallista perustuen pH-arvoon sekä kalsiumin ja liunneen orgaanisen aineksen pitoisuuteen. Bioligandimalleja käytetään ympäristölaatunormeissa jo lyijyn ja nikkelin kohdalla (Kangas, 2018) ja ehdoteuissa ympäristölaatunormeissa kuparin (Peters ym. 2019) ja sinkin kohdalla (Maycock ym. 2012). Bio-met on metalliteollisuuden järjestöjen yhteistyöprojekti, jonka verkkosivuilta (bio-met.net) voi ladata Excel-pohjaisen työkalun eri metallien biosaatavuuksien arviointiin. Lyijylle käytetään Suomessa yksinkertaisempaa bioligandimallia, (Kangas, 2018, Liite 6) eikä työkalun sisältämää mallia. Kun arvioinnin kohteena on hulevesien vaikutus vastaanottavaan vesistöön, on tarkasteltava metallien biosaatavuuteen vaikuttavia olosuhteita vastaanottavassa vesistössä, eikä päästön sisältävässä hulevedessä.

Valtioneuvoston asetuksessa vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (Vna 1022/2006) annetaan metallien ympäristölaatunormien tulokinnassa mahdollisuus soveltaa luonnollisia taustapitoisuuksia. Asetuksen ensimmäisessä liitteessä on taulukko metallien taustapitoisuuksille humuspitoisuuden mukaan. Asetus antaa myös mahdollisuuden poiketa taulukon arvoista asiantuntija-arviolla.

Ympäristöluvut usein edellyttävät liukoisen pitoisuuden sijaan metallien kokonaispitoisuuksien seuranta hulevesissä. Tämä johtuu osittain siitä, että päästöjen analysointi neuvotaan tekemään kokonaispitoisuuden avulla teoksessa “Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltaminen” (Kangas, 2018). Kokonaispitoisuus ei kerro metallien välittömistä ympäristövaikutuksista yhtä hyvin kuin liukoinen tai biosaatava pitoisuus. Sen sijaan sen avulla voidaan paremmin arvioida laitoksen ja ympäristön kokonaiskuormitusta. Kokonaispitoisuudessa on mukana metalleja suurempina hiukkasina ja kiintoainekseen sitoutuneena, joiden oletetaan laskeutuvan vesistössä sedimenttiin. Sedimentistä metallit voivat kuitenkin vapautua takaisin veteen, jos veden ominaisuuksissa, kuten pH:ssa tapahtuu muutoksia tai sedimentti häiriintyy (Atkinson ym. 2007). Sedimenttiin laskeutuneet haitta-aineet voivat myös aiheuttaa haittaa sedimentissä eläville eliöille.

Elohopea on yksi kahdesta vesipuitedirektiivin (2000/60/EY) vaaralliseksi yksilöidystä metallista. Elohopean vaarallisuus perustuu hyvin alhaiseen haitalliseen pitoisuuteen sekä biokertyvyyteen. Ympäristöön päästyään elohopea liikkuu maaperän, ilmakehän ja vesistöjen välillä sekä vaihtaa olomuotoaan monien prosessien myötä (Sänkiäho, 2009). Haitallisimpia elohopean muotoja on biokertyvyytensä takia metyylielohopea, jota syntyy, kun mikrobit metyloivat elohopean (Li & Cai, 2013). Euroopan kemikaaliviraston rekisteröinti asiakirjassa (ECHA, 2022a) elohopean PNEC-arvoksi ilmoitetaan 0,057 µg/l. Elohopealla ei Suomessa ole vuosikeskiarvo ympäristölaatunormia, (AA-EQS) vaan sitä mitataan sisämaan pintavesissä ahvenesta ja merivesissä silakasta. Eliöistä mitattuna ympäristölaatunormi on 20 µg/kg tuorepainosta, joka lisätään humuspitoisuudesta riippuvaan taustapitoisuuteen Vna 1022/2006 liitteen 1 mukaisesti. Elohopean MAC-EQS on 0,07 µg/l liukoista pitoisuutta, (Vna 1022/2006) mikä poikkeaa muista metalleista siten, ettei se ole merkittävästi PNEC-arvoa suurempi. Pieni ero johtunee elohopean biokertyvyydestä, mikä johtaa akuuttien vaikutuksien toissijaisuuteen, kun pitoisuus eliöissä ei laske nopeasti.

Toinen vaaralliseksi yksilöity metalli on kadmium, jonka aiheuttama huoli perustuu myös biokertyvyyteen. Kadmium kertyy erityisesti suurempien eläinten sisäelimiin, kuten maksaan ja munuaisiin (Frazier, 1979).

Kadmiumin liukoisuus korreloi voimakkaasti kääntäen pH:n kanssa. Kun pH on yli 7, suurin osa kadmiumista on kiinnittynyt komplekseihin (Novotny, 2002, viitattu lähteessä Sänkiaho, 2009). Liukoisen kadmiumin biosaataavuuteen vaikuttaa veden kovuus ja sen ympäristölaatunormi on ilmoitettu niin, että se riippuu veden kalsiumkarbonaattipitoisuudesta. Euroopan kemikaalivirasto arvioi kadmiumin PNEC-arvoksi 0,19 µg/l (ECHA, 2022b). Kadmiumin sisämaan pintavesien AA-EQS on 0,08–0,25 µg/l ja MAC-EQS 0,45–1,5 µg/l taustapitoisuuteen lisättyä liukoista pitoisuutta veden kovuudesta riippuen (Vna 1022/2006).

Lyijy on toinen kahdesta metallista, joita ei ole yksilöity vaaralliseksi, mutta jotka silti on sisällytetty prioriteettiaineisiin. Lyijyn liukoisuus riippuu veden kovuudesta ja Euroopan kemikaaliviraston ohjeessa REACH-asetuksen implementointiin (ECHA, 2008a, s. 43) esitetään taulukko ja kaava lyijyn liukoisuuden laskentaan veden kovuuden perusteella. Liukoisen lyijyn määrän voi siis arvioida kokonaispitoisuudesta, mikäli veden kovuus on tiedossa ja samoin lyijypäästön liukoinen osuus vastaanottavassa vesistössä on arvioitavissa kokonaispitoisuuden perusteella. Liukoisen lyijyn biosaataavuuden arviointiin on kehitetty bioligandimalleja, mutta ympäristölaatunormiin verrattessa Suomessa arvioidaan lyijyn biosaataavuus vain yksinkertaisesti liukoisen orgaanisen hiilen perusteella (Kangas, 2018, Liite 6). Euroopan kemikaalivirasto (ECHA, 2022c) arvioi lyijyn PNEC-arvoksi 2,4 µg/l liukoista pitoisuutta. Lyijyn sisämaan pintavesien AA-EQS on 1,2 µg/l taustapitoisuuteen lisättyä biosaataavaa pitoisuutta ja MAC-EQS on 14 µg/l liukoista pitoisuutta (Vna 1022/2006).

Nikkeli on toinen prioriteettiaineisiin sisällytetty metalli, jota ei ole yksilöity vaaralliseksi. Nikkelin biosaataavuuteen vaikuttaa pH ja liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuus, ja nämä huomioon ottava bioligandimalli on luotu biosaataavan nikkelin arviointiin. Oppaassa “Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltaminen” (Kangas, 2018, Liite 6) ohjeistetaan, että ympäristölaatunormeihin verrattessa nikkelin biosaataava pitoisuus arvioidaan bio-met:n bioligandimallin avulla. Nikkelin riskinarviossa (Euroopan komissio, 2008) arvioitiin liukoisen nikkelin paikallisia HC₅-arvoja Euroopan vesistöissä ja arvot vaihtelivat huomattavasti alkaen 7,1:stä µg/l, joka on sama arvo kuin Euroopan kemikaaliviraston rekisteröintiasiakirjassa (ECHA, 2022d) vielä heinäkuussa 2022. Sittenkin ekotoksikologinen osio nikkelin rekisteröintiasiakirjasta on poistettu. Riskinarviossa (Euroopan komissio, 2008) mainitaan, että yhden PNEC-arvon antaminen liukoiselle nikkelille ei ole mielekäästä biosaataavuuden suuren paikallisen vaihtelun takia. Nikkelin tuottajien ympäristöllinen tutkimusjärjestö (NiPERA, 2015) laski riskinarvion perusteella nikkelin makean veden PNEC-arvoksi 5,4 µg/l. Nikkelin sisämaan pintavesien AA-EQS on 4 µg/l taustapitoisuuteen

lisättyä biosaatavaa pitoisuutta ja MAC-EQS on 34 µg/l liukoista pitoisuutta (Vna 1022/2006).

Kromia esiintyy eri hapetusasteissa, joista kolmen ja kuuden arvoiset ovat yleisimmät. Kolmen arvoisena kromi on ihmisellekin välttämätön ravinne (Anderson, 1997) ja kuuden arvoisena merkittävä ympäristömyrky ja karsinogeeni (Mishra & Bharagava, 2016). Ympäristössä kuuden arvoisen kromin arvioidaan pelkistyvän nopeasti monien fysiokemiallisten reaktioiden myötä kolmen arvoiseksi (Velma ym. 2009). Euroopan komission (2005) kromaattien riskinarviossa kromin PNEC-arvoiksi makeassa vedessä arvioitiin 4,7 µg/l kolmen arvoisen kromin ja 3,4 µg/l kuuden arvoisen kromin liukoiselle pitoisuudelle. Huonon liukoisuutensa tähden kolmen arvoista kromia ei nähdä yhtä haitallisena kuin kuuden arvoista ja pelkistyminen kolmen arvoiseksi vähentää kromin haitallisuutta nimenomaan vähentämällä liukoisen kromin määrää. Kromin käsittely yhtenä aineena on ongelmallista eri hapetusasteiden erojen takia. Toisaalta kuuden arvoisen kromin lyhytikäisyys ympäristössä voidaan nähdä perusteena sille.

Brudler ym. (2019) arvioivat, että kupari aiheuttaa hulevesissä kulkeutuvista haitta-aineista suurimman ekotoksisen riskin makeisiin pintavesiin. Kupari liukenee veteen hyvin, mutta yhdistyy helposti erilaisiin ligandeihin, joissa se on tyypillisesti vähemmän myrkyllinen (Sänkiaho, 2009). Ligandien vaihtelun muodostumisen takia kuparin biosaatavuus vaihtelee paljon veden ominaisuuksien mukana. Euroopan kemikaalivirasto ilmoittaa rekisteröinti-asiakirjassaan (ECHA, 2022e) kuparin makean veden PNEC-arvoksi 6,3 µg/l. Peters ym. (2019) arvioivat kuparin haitallisuutta Euroopan vesistöissä ja päättelivät, että 1,1 µg/l bio-met:n bioligandimallin mukaista biosaatavaa kuparia on turvallinen pitoisuus 95 %:lle Euroopan vesistöistä.

Sinkki on myös yksi eniten huolta aiheuttavista haitta-aineista hulevesistä puhuttaessa (Brudler ym. 2019) erityisesti sen muihin metalleihin verrattuna suuren liukoisuutensa takia (Sänkiaho, 2009). Euroopan kemikaalivirasto (ECHA, 2022f) arvioi sinkin PNEC-arvoksi 14,4 µg/l liukoista sinkkiä, mutta EU:n riskinarviossa (Yhteinen tutkimuskeskus, 2010) arvoksi määritettiin 7,8 µg/l taustapitoisuuteen lisättyä liukoista pitoisuutta. Sinkin liukoinen osuus on suurempi, kun pH on matala, ja sen biosaatavuuden arviointiin on kehitetty bioligandimalli, joka ottaa huomioon myös veteen liunneen orgaanisen aineen ja kalsiumin määrän (Santore ym. 2002). Maycock ym. (2012) ehdottivat EU:n ympäristölaatu normiksi sinkille bioligandimallilla arvioitua biosaatavaa pitoisuutta 10,9 µg/l.

3.1.3 Öljyhiilivedyt

Öljyhiilivedyillä tarkoitetaan maaöljystä saatuja jakeita, joissa on 5–40 hiiliatomia. Ne jaetaan tyypillisesti bensiinijakeisiin, (C₅-C₁₀) keskitisleisiin (C₁₀-C₂₁) ja raskaisiin öljyjakeisiin (C₂₁-C₄₀). Hulevesiin liittyen on tapana käsitellä vain keskitisleitä ja raskaita öljyjakeita, sillä bensiinijakeet ovat helposti haihtuvia, eikä niitä keräänny merkittävästi pinnoille hulevesien huuhdeltavaksi. Öljyhiilivedyt ovat orgaanisia aineita ja toisin kuin metallit, ne saattavat hajota osiinsa ympäristössä. Auringon säteilylle ja ilmakehän hapelle altistuvat öljyhiilivedyt hapettuvat ja muuttuvat hiilidioksidiksi ja vedeksi. Maaperässä hajoamista aiheuttavat maaperän mikrobit, mutta niiden hajottamiskyky ja -nopeus riippuu paljon hiilivetyjen rakenteesta, mikä tekee osasta hiilivetyjä hyvin pitkäikäisiä maaperässä (Khan ym. 2018).

Öljyhiilivedyille ei ole määritetty PNEC-arvoja, sillä ne koostuvat niin monista eri yhdisteistä. Ne myös liukenevat veteen niin niukasti, ettei niiden liukoista pitoisuutta ole mielekästä mitata. Öljyhiilivetyjä voi kuitenkin olla vedessä suurinakin pitoisuuksina kolloideina tai pintakalvona. Huonon liukoisuuden takia vesiympäristöön päässeiden öljyhiilivetyjen kohdalla ei voida puhua biosaatavuudesta samalla tavalla kuin metallien kohdalla. Sen sijaan voidaan olettaa, että biosaatavimmat öljyhiilivedyt hajoavat ympäristössä nopeimmin ja kun öljypäästöstä kuluu aikaa, jäljelle jää vaarattomampia yhdisteitä (Khan ym. 2018). Tyypillisimmin öljyhiilivedyt aiheuttavat pilaantumista vesiympäristössä muodostaessaan pintakalvon, joka päättyy kosketuksiin eliöiden kanssa. Öljykalvo voi esimerkiksi estää kalojen hengityksen päästessään kiduksiin, mutta öljyhiilivedyt ovat myös myrkyllisiä päästessään ravintoketjuun (Khan ym. 2018).

Öljyhiilivetyjä on hulevesissä paljon muun muassa siksi, että kulkuneuvojen pakoputkista niitä päättyy läpäisemättömille pinnoille, kuten asfaltille, jolla kulkuneuvot yleensä kulkevat. Yleisenä hulevesien haitta-aineena öljyhiilivetyjen poistaminen on myös yleistä erityisesti teollisuusalueilla. Ympäristöluvallisilla laitoksilla on usein öljynerotuskaivo, jonka läpi ympäristöön päästettävät hulevedet ohjataan. Öljynerottimia on jonkin verran erilaisia, mutta nykyään suuri osa on standardin (SFS EN 858-1, 2011) mukaisia erottimia, joissa koalisattori erottelee öljyn vedestä ja nostaa sen öljysäiliöön. Öljynerottimia on standardin mukaan kahta eri luokkaa niiden puhdistuskyvyn mukaan. Tehokkaammat, enintään 5 mg/l pitoisuuteen pääsevät luokan I erottimet ovat nykyisin normalisoitunut edellytys ympäristöluvallisilla laitoksilla, joilla arvioidaan olevan riski öljyhiilivetyjen pääsemiselle ojaan tai vesistöön johdettaviin hulevesiin. Luokan II erottimia, jotka puhdistavat veden enintään 100 mg/l öljyhiilivetyjä sisältäväksi on nykyisin lähinnä laitoksilla, jotka johtavat hulevetensä jätevedenpuhdistamolle.

Öljyhiilivetyjen pitoisuudelle ympäristöluvallisten laitosten hulevesissä on usein raja-arvona 5 mg/l, joka tulee suoraan standardin mukaisten öljynerotimien erottelukyvystä. Göteborgin hulevesiohjeessa (Göteborgs stad, 2020) öljyhiilivetyjen ohjearvo on 1 mg/l ja sen saavuttamiseksi edellytetään öljynerotimen jälkeistä käsittelyä. Tähän on markkinoilla valmiita ratkaisuja, joissa öljynerotuskaivon perään on yhdistetty aktiivihilisuodatin. Aktiivihilisuodattimellisen öljynerotuskaivon oletetaan pääsevän 1 mg/l pitoisuuteen (Kettunen ym. 2012).

3.1.4 Polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH)

Polysykliset aromaattiset hiilivedyt eli PAH-yhdisteet on laaja ryhmä eri yhdisteitä, joita yhdistää se, että niissä on yhteen liittyneitä aromaattisia renkaita. PAH-yhdisteitä on lukuisia erilaisia ja ne voivat lisäksi olla muuntu-neita niin, että niihin on kiinnittynyt yksittäisiä typpi- tai happiatomeita. Tämä tekee PAH-yhdisteistä heterogeenisen joukon yhdisteitä, joilla on erilaisia ominaisuuksia ja eri suuruisia haitallisia pitoisuuksia. PAH-yhdisteistä puhutaan kuitenkin usein aineryhmänä ja tätä voidaan perustella sillä, että eri PAH-yhdisteitä syntyy samoissa prosesseissa, mistä syystä niitä tavataan usein sekoittuneena. Merkittäviä PAH-yhdisteiden lähteitä ovat polttoaineet ja palamisprosessit, joista niitä pääsee ympäristöön lähes kaikkialla ihmisen vaikutusalueella muun muassa liikenteen takia. (Abdel-Shafy & Mansour, 2015.)

PAH-yhdisteet ovat öljyhiilivetyjen tavoin orgaanisia yhdisteitä, jotka hajoavat vedeksi ja hiilidioksidiksi. Manzetti (2013) kuvailee PAH-yhdisteiden hajoamisen ympäristössä hitaaksi ja erityisesti auringon säteilyn aiheuttamaksi. PAH-yhdisteiden molekyylimassa vaikuttaa niiden biologiseen hajoamisnopeuteen ja raskaammat yhdisteet ovat ympäristössä pitkäikäisempiä (Cerniglia & Heitkamp, 1989).

Honda & Suzuki (2020) selvittivät PAH-yhdisteiden toksisuutta vesiympäristölle ja tulivat siihen tulokseen, että veteen kulkeutuvien PAH-päästöjen ehkäisyyn tulisi keskittyä nykyistä enemmän. Päätelmän taustalla oli havainto PAH-päästöjen lisääntymisestä sekä mikromuovien ja PAH-yhdisteiden välisestä yhteydestä. PAH-yhdisteiden on myös havaittu biokertyvän eliöihin, vaikkakin biokemiallinen hajoaminen rajoittaa kertymistä (Abdel-Shafy & Mansour, 2015).

PAH-yhdisteet liukenevat huonosti veteen, mutta hyvin rasvoihin. Rasvaliukoisuuden takia PAH-yhdisteiden arvioidaan kulkeutuvan mikromuovien mukana ja päätyvän ravintoketjuun (Honda & Suzuki, 2020). Huonon vesiliukoisuutensa takia PAH-yhdisteille on vaikea määrittää PNEC-arvoja

vesieliöille. ECHAN tietokannasta löytyy PNEC-arvo vain naftaleenille (ECHA, 2022g). Valtioneuvoston asetuksessa vesiympäristölle haitallisista aineista (Vna 1022/2006) on mainittu kahdeksan eri PAH-yhdistettä, joista seitsemälle on määritetty jokin ympäristölaatonormi, jotka on esitetty taulukossa 1. Eliöstöä koskeva ympäristölaatonormi PAH-yhdisteiden kohdalla on määritetty fluoranteenin lisäksi bentso(a)pyreenille, joka toimii siltä osin indikaattorina neljälle muulle PAH-yhdisteelle.

PAH-yhdisteiden toksisuuden tutkimus on metalleihin verrattuna vähäistä, joten jotkin PNEC-arvot ja siten ympäristölaatonormit on jouduttu laatimaan käyttäen suurta arviointikerrointa. Tämä on johtanut mataliin pitoisuuksiin kyseisissä arvoissa. Toisaalta naftaleenin kohdalla sisävesien MAC-EQS on jopa huomattavan korkea, mikä johtunee sen haihtuvuudesta, jonka on arvioitu puolittavan naftaleenin määrän vedessä metrin syvyydessä jo seitsemässä tunnissa (Yhteinen tutkimuskeskus, 2003). Nopean haihtuvuuden takia hulevesissä olevan naftaleenin haitallisuutta ympäristölle tulee tarkastella vain lyhyen altistuksen näkökulmasta.

Taulukko 1. Polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen PNEC-arvoja ja ympäristölaatonormeja. Pitoisuudet µg/l paitsi EQS Ahven µg/kg tuorepaino.

Aine	PNEC (ECHA)	AA-EQS (sisävedet)	MAC-EQS (sisävedet)	EQS Ahven [µg/kg]
Antraseeni		0,1	0,1	
Fluoranteeni			0,12	30
Naftaleeni	2,4	2	130	
Bentso(a)pyreeni			0,27	5
Bentso(b)fluoranteeni		*	0,017	*
Bentso(k)fluoranteeni		*	0,017	*
Bentso(g,h,i)peryleeni		*	$8,2 \cdot 10^{-3}$	*
Indeno(1,2,3-cd)pyreeni		*		*

*"Polyaromaattisiin hiilivetyihin (PAH) kuuluvien vaarallisten aineiden (N:o 28) osalta eliöstöä koskeva EQS viittaa bentso(a)pyreenin pitoisuuteen, myrkyllisyyteen, johon ne perustuvat. Bentso(a)pyreeniä voidaan pitää muiden polyaromaattisten hiilivetyjen indikaattorina, näin ollen ainoastaan bentso(a)pyreeniä on tarpeen seurata vertailumielessä eliöstöä koskeviin ympäristölaatonormeihin nähden." (Vna 1022/2006)

Ruotsissa käytettävien hulevesien haitta-ainepitoisuuksien ohjearvojen kohdalla bentso(a)pyreeni toimii PAH-yhdisteiden indikaattorina ja on ainut PAH-yhdiste, jolle on määritetty ohjearvo. Ruotsissa käytettäviä hulevesien haitta-ainepitoisuuksien ohjearvoja käsitellään alaluvussa 3.2.2.

3.2 Haitta-ainepitoisuuksien viitearvot eri lähteissä

3.2.1 Viitearvot Suomen lainsäädännössä

Hulevesien tai pienvesien laadulle ei ole Suomessa ohje- tai suositusarvoja. Koska päteviä normeja ei ole, muita veden laadulle asetettuja vaatimuksia on syytä selvittää. Talousveden laadulle on määritetty vaatimukset Sosiaali- ja terveystieteiden ministeriön asetuksessa talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista (1352/2015). Nämä laatuvaatimukset on luotu erityisesti varmistamaan, että veden nauttiminen on ihmiselle turvallista. Suomessa voidaan olettaa, etteivät hulevedet normaalisti päädy ihmisten nautittavaksi sellaisenaan, joten talousveden laatuvaatimuksia ei ole mielekäästä soveltaa hulevesiin.

Jätevedenpuhdistamot määrittävät omat vaatimuksensa käsittelyyn johdettaville jätevesille. Näiden vaatimusten takana on puhdistamoiden käsittelykyky, sekä tarve suojella eliöitä, jotka jätevedenpuhdistamossa vastaavat biologisesta käsittelystä. Kun tarkastelun kohteena on nimenomaan ympäristöön päästettävät hulevedet, eivät jätevedenpuhdistamoiden vaatimukset sovellu laadun arviointiin.

Pintavesien (Vna 1022/2006) ja pohjavesien (Vna 1040/2006) ympäristölaatunormit määrittävät luonnonvesille laatunormit. Molemmat ympäristölaatunormit pyrkivät ympäristön suojeluun ja pohjavesien normit lisäksi ihmisen terveyden suojeluun. Pohjavedet ovat ekologiselta rooliltaan ja elinympäristönä hyvin erilaisia kuin pintavedet, joten pohjaveden laatunormien soveltaminen hulevesiin ei ole mielekäästä. Hulevedet voivat maaperään imeytyessään päätyä pohjavedeksi, mutta niiden kemiallinen laatu ja haitta-ainepitoisuudet muuttuvat radikaalisti veden suodattuessa maa-aineksen läpi.

Pintavesien ympäristölaatunormit on määritetty vesiympäristön suojelemiseksi. Niiden määrittämisessä on otettu huomioon pintavesissä elävät eliöt ja haitta-aineiden ekotoksikologiset ominaisuudet (Euroopan komissio, 2018). Suomen ympäristökeskuksen pienvesioppaan (Tolonen ym. 2019) mukaan noron ja ojan erottamista lajistollisesti ei voida yksiselitteisesti tehdä, joten pintavesien ympäristölaatunormien voitaisiin nähdä soveltuvan myös pienvesiin. Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista

annetun valtioneuvoston asetuksen (Vna 1022/2006) 2 § 1 momentin mukaan noroon tai ojaan ei kuitenkaan sovelleta 6 §:ssä tarkoitettuja ympäristönlaatu- ja pintavesien säännöksiä. Ojat ja norot rajataan siten pintavesien ympäristönlaatu- ja pintavesien soveltamisen ulkopuolelle. Vna 1022/2006 5 §:ssä määritetään elohopealle ja kadmiumille päästöarvo, jota ei saa ylittää kohdassa, jossa päästö johdetaan pintaveteen.

Haitta-aineiden pitoisuuksille maa-aineksessa on määritetty kynnys- ja ohjearvoja (Ympäristöministeriö, 2014). Hulevesissä kulkeutuvat haitta-aineet voivat päätyä maa-ainekseen ja aiheuttaa kynnys- tai ohjearvojen ylityksiä. Hämeen ELY-keskuksen asiantuntijoilta kysyttäessä tuli ilmi kolme PIMA-tapausta Hämeen alueelta viimeisen kymmenen vuoden aikana, joissa laitosten hulevesien kuljettamat haitta-aineet nähtiin todennäköisenä syynä maa-aineksen pilaantumisen. Näissä tapauksissa pilaantumista edeltänyttä hulevesien laatua yritettiin selvittää, mutta näytetutkimuksia oli näissä kaikissa kohteissa tehty hyvin vähäinen määrä, eikä niistä voitu tehdä pätevää arviota hulevesien laadusta. Erään erityisesti metalleja käsittelevän jätteenkäsittelylaitoksen hulevesissä kuitenkin oli havaittu jopa kymmeniä milligrammoja sinkkiä litrassa. Sinkki oli yksi haitta-aineista, joka ylitti Vna 214/2007 mukaisen ylemmän ohjearvon kyseisen kohteen maa-ainekseenäytteissä. Sinkki- ja kuparipitoisuudet maa-aineksessa olivat paikoitellen yli kymmenkertaiset ylempään ohjearvoon verrattuna.

3.2.2 Viitearvot muissa valtioissa

Hulevesien haitta-ainepitoisuuksille on asetettu ohjearvoja muissa valtioissa. Työtä tehdessä ei löydetty mistään valtiosta yleisesti päteviä ohjearvoja, mutta esimerkiksi Ruotsissa kaupungit ja läänit ovat luoneet omia raja-arvoja omille alueilleen. Alueellisten ohjearvojen löytäminen oli vaikeaa, koska ne luultavasti julkaistaan usein vain paikallisella kielellä, ja ilman kielitaitoa on vaikea arvata, miten ohjearvot on nimetty ja mistä ne voi löytää.

Göteborgin kaupunki on säätänyt hulevesien laadusta ensimmäisen kerran vuonna 2008 ja ohjetta on päivitetty viimeksi vuonna 2020. Ohje sisältää vertailuarvot useille aineille, ja tässä työssä tarkasteltavista aineista mukana on kaikki metallit, öljyhiilivedyt sekä bentso(a)pyreeni PAH-yhdisteiden indikaattorina. Vertailuarvot koskevat kaikkia hulevesiä, jotka johdetaan ympäristöön tai alueen jätevedenpuhdistamolle. Jätevedenpuhdistamon sisällyttämistä vertailuarvojen piiriin perustellaan sillä, että puhdistamon prosessit kärsivät haitta-aineista. Vertailuarvot on ilmoitettu kokonaispitoisuuksina, joihin niitä tulee myös verrata. Tätä on perusteltu sillä, että haitta-aineet ovat suurelta osin kiinnittyneinä suurempiin partikkeleihin. Haitta-

aineiden biosaatavuutta tai liukoisen pitoisuuden analysointia ei ohjeessa käsitellä. (Göteborgs stad, 2020.)

Niiltä osin kuin MAC-EQS on ollut metalleille saatavilla, on sitä käytetty Göteborgin kaupungin vertailuarvojen pohjana. Koska metallien MAC-EQS on määritelty liukoiselle pitoisuudelle, on nämä elohopeaa lukuun ottamatta kerrottu kahdella, jotta arvo edustaisi paremmin kokonaispitoisuutta. Öljyhiilivetyjen vertailuarvo on asetettu Kretslopp och vatten (2020, viitattu lähteessä Göteborgs stad, 2020) ehdotuksen mukaisesti enintään 1 mg/l ja arvo on pienempi, mikäli päästölähde on lähellä raakaveden ottopaikkaa tai Götajoen vesiensuojelualueella. Bentso(a)pyreenin vertailuarvo on aineen MAC-EQS. Muiden aineiden kohdalla lähtökohtana on käytetty Ruotsin muusta lainsäädännöstä löytyviä arvoja. Euroopan kemikaaliviraston PNEC-arvoihin verrattuna kromin vertailuarvo on samansuuruinen, kuparin noin puolitoistakertainen ja sinkin noin kaksinkertainen. (Göteborgs stad, 2020.)

Tukholman läänin aluesuunnittelu- ja liikennevirasto ehdotti hulevesipäästöille ohjearvoja teoksessaan "Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp" (Regionplane- och trafikkontoret, 2009). Teos ja sen ohjearvot lienevät eniten viitattu lähde hulevesien haitta-ainepitoisuuksille suomalaisessa hulevesikeskustelussa. Teoksen ohjearvot eivät ole sitovia, vaan siinä kehoitetaan joka tapauksessa ottamaan huomioon vastaanottavan ympäristön tila ja muu kuormitus. Ehdotuksessa on mukana samat seitsemän metallia kuin tässä työssäkin sekä typpi, fosfori, suspendoitunut aines, öljyt ja bentso(a)pyreeni PAH-yhdisteiden indikaattorina. Kaikki pitoisuudet on ilmoitettu kokonaispitoisuuksien vuosikeskiarvoina. Ohjearvot on jaettu viiteen eri tasoon riippuen päästön vastaanottavasta vesistöstä ja päästön lähteestä. Toiminnanharjoittajille on oma tasonsa (taso 3), jossa pitoisuudet ovat suurimmat. Tasoon 3 ohjearvot ovat suuruudeltaan samat tai lähes samat kuin MAC-EQS-arvot niillä aineilla, joille sellainen on määritetty. Kromin ja kuparin ohjearvot ovat noin viisi kertaa ja sinkin noin kymmenen kertaa Euroopan kemikaaliviraston PNEC-arvojen suuruiset. Öljyhiilivetyjen ohjearvo on 1 mg/l. (Regionplane- och trafikkontoret, 2009.)

Luoteis-Skånen kuntien yhteinen vesi- ja viemäryhtiö määrittä hulevesipäästöjen pitoisuuksille ohjearvot, jotka perustuvat pitkälti Tukholman läänin pienten vesistöjen tason 1 ohjearvoihin (NSVA, 2016). Ohjearvot koskevat ympäristöön päästettäviä hulevesiä purkupisteessä vastaanottavaan ympäristöön sekä hulevesiviemäriin johdettavia hulevesiä. Ohjearvoja sovelletaan ainoastaan uudisrakentamisessa, eivätkä ne koske jo rakennettuja alueita. Ohjearvot eivät myöskään ole laillisesti velvoittavia, vaan ne on tarkoitettu vain tavoitteiksi suunnittelussa. NSVA:n ohjeet painottavat ennaltaehkäisyä ja keskittyvätkin paljon puhdistusmenetelmiin. Ohjearvot ovat suuruusluokaltaan AA-EQS ja MAC-EQS-arvojen väliltä.

Yhdysvaltain ympäristönsuojeluviraston yleisessä teollisia hulevesiä käsitteleviä tahoja koskevassa lupakirjassa (US EPA, 2021) määrätään teollisuudenalakohtaisia velvoittavia raja-arvoja hulevesien haitta-ainepitoisuuksille. Alakohtaisia raja-arvoja on määritetty tyypillisesti vain muutamalle kyseiselle teollisuuden alalle yleiselle aineelle. Eniten raja-arvoja on vaarallisia aineita käsittelevillä tai säilyttävillä jätteenkäsittelylaitoksilla ja kaatopaikoilla, joille raja-arvoja on määritetty 14, joista tässä työssä käsiteltäviä aineita ovat naftaleeni, kromi ja sinkki. Velvoittavien alakohtaisten raja-arvojen lisäksi lupakirjassa ilmoitetaan joillekin aineille yleisesti käytettävät kynnyksiarvot, joita kutsutaan nimellä ”Benchmark thresholds”. Lupakirjassa painotetaan, että näiden kynnyksiarvojen ylitys ei tarkoita automaattisesti luparikkomusta, mutta edellyttää toimenpiteitä, jotka on määritelty lupakirjassa.

Taulukko 2. Ohjearvot eri alueilla Ruotsissa ja Yhdysvaltain ympäristönsuojeluviraston kynnyksiarvot. Kaikki arvot kokonaispitoisuuksia µg/l.

	Göteborg	Tukholman lääni (tasoj)	NSVA	US EPA
Elohopea	0,07	0,1	0,03	1,4
Kadmium	0,9	0,5	0,4	1,8*
Lyijy	28	15	8	82*
Nikkeli	68	30	15	470*
Kromi	7	25	10	
Kupari	10	40	18	5,19
Sinkki	30	150	75	120*
Öljyhiilivedyt	1000**	1000	5000	
Bentso(a)pyreeni	0,27	0,1	0,03	

*Riippuu vastaanottavan vesistön kovuudesta. Esitetty kovuuden 100 mg/l mukaiset arvot.

**500 µg/l Götajoen vesiensuojelualueella ja 100 µg/l lähellä raakavedenotopaikkaa.

3.2.3 Viitearvot BAT-päätelmissä

BAT-päätelmät ovat osa Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2010/75/EU mukaisia BAT-vertailuasiakirjoja, (BREF) joissa tarkastellaan kunkin teollisuuden alan parhaita käyttökelpoisia tekniikoita ja näihin liittyviä päästötasoja. Suomen lainsäädännössä BAT-päätelmät on määritelty ympäristönsuojelulain (YSL 527/2014) 72 pykälän 1 momentin 2 kohdassa Euroopan komission päätöksiksi, jotka sisältävät vertailuasiakirjaan perustuvat ”päätelmät parhaista käyttökelpoisista tekniikoista näiden tekniikoiden

kuvaus ja tiedot niiden sovellettavuuden arvioimiseksi, tekniikkaan liittyvät päästötasot, tarkkailu ja kulutustasot sekä tarvittaessa laitoksen kunnostustoimet”. Päästötasoilla tarkoitetaan ”päästöjen vaihteluväliä laitoksen normaaleissa toimintaolosuhteissa käytettäessä parasta käyttökelpoista tekniikkaa” (YSL 527/2014 72.1,3 §).

Joidenkin teollisuuden alojen BAT-päätelmissä on eritelty joillekin haitta-aineille päästötasot pintavesiin. Pääasiassa päästötasoja on määritelty yksittäisille haitta-aineille yksittäisissä prosesseissa. Jätteenkäsittelyn BAT-päätelmissä (Komission täytäntöönpanopäätös 2018/1147) päästötasoja on määritelty kaikille tässä työssä tarkasteltaville metalleille sekä öljyhiilivedyille, mutta ei PAH-yhdisteille. Jätteenkäsittelyn BAT-päätelmien soveltamisohjeen (Ympäristöministeriö, 2018) mukaan päätelmän päästötasot vesiin päästettävien haitta-aineiden pitoisuuksista voidaan tulkita soveltuvan myös hulevesiin, jotka päästetään pintavesiin. Metallien päästötasot ovat hyvin suuria verrattuna ekotoksikologisiin arvioihin niiden haitallisuudesta. Taulukossa 3 vertaillaan jätteenkäsittelyn BAT-päätelmien päästötasoja PNEC-arvoihin, MAC-EQS-ympäristölaatuunormeihin sekä päästöraja-arvoihin (Vna 1022/2006 5 §).

Taulukko 3. PNEC-arvot, ympäristölaatu normit, Jätteenkäsittelyn BAT-päätelmien päästötasot ja Vna 1022/2006 5 §:ssä tarkoitetut päästöraja-arvot metalleille ja öljyhiilivedyille. Pitoisuudet µg/l

Metalli	PNEC makea vesi (ECHA)	MAC-EQS (sisävedet)	Jätteenkäsittelyn BAT-päätelmä	Päästöraja-arvo (Vna 1022/2006 5 §)
Elohopea	0,057	0,07	0,5–5	5 tai 50
Kadmium	0,19	0,45–1,5	10–50	10
Lyijy	2,4	14	50–100	
Nikkeli	7,1	34	50–500	
Kromi	6,5		10–50	
Kupari	6,3		50–500	
Sinkki	14,4		100–1000	
Öljyhiilivedyt			0,5–10	

Ympäristöluvuissa määrätyt raja-arvot hulevesien haitta-ainepitoisuuksille perustuvat tyypillisesti BAT-päätelmien päästötasoihin. BAT-päätelmien päästötasot on annettu normaaliolosuhteisiin, mutta ympäristöluvuissa on tapana edellyttää, että myös poikkeustilanteet huomioidaan.

3.3 Hulevesien laadun tarkkailun nykykäytännöt ympäristöluvanvaraisilla laitoksilla

Ympäristölupavelvollisten laitosten hulevesien laatua tarkkaillaan lainsäädännön ja ympäristölupapäätösten määräysten mukaisesti. Tarkkailua tehdään vain laitoksilla, joissa arvioidaan olevan riski, että hulevesiin päätyy haitta-aineita. Tätä riskiä arvioitaessa otetaan ensisijaisesti huomioon laitoksen ulkotiloissa tapahtuvat toiminnot. Riski haitta-aineiden pääytymisestä hulevesiin nähdään suurena, mikäli ulkotiloissa varastoidaan tai käsitellään haitta-aineita sisältävää materiaalia. Myös poikkeustilanteista johtuvat päästöt otetaan huomioon riskiä arvioitaessa. (Laiho, 2022)

Ympäristönsuojelulain (YSL 527/2014) 52 § 1 momentin mukaan ympäristöluvassa on määrättävä muun muassa päästöraja-arvoista ja päästöjen ehkäisemisestä sekä ympäristön pilaantumisen ehkäisemisestä. Saman pykälän 3 momentissa painotetaan lupamääräysten tapauskohtaisuutta sekä määrätään, että päästöraja-arvojen tulee perustua parhaaseen käyttökelpoiseen tekniikkaan. Päästöraja-arvoja asetetaan tyypillisesti vain silloin, kun hulevesiä käsitellään (Laiho, 2022). Esimerkiksi laitoksella, jossa hulevedet ohjataan öljynerotuskaivoon, on yleensä hulevesien öljyhiilivetyjen päästöraja-arvoksi asetettu kaivon erotuskyvyn mukainen pitoisuus. Ympäristönsuojelulain (YSL 527/2014) 62 § kertoo seuranta- ja tarkkailumääräyksistä, joiden tulee sisältää muun muassa määräykset mittausmenetelmistä ja -tiheydestä.

Hulevesien laadun tarkkailun käytännön toteutus perustuu tarkkailuohjelmaan, josta lupaviranomainen on tehnyt päätöksen ympäristöluvan antamisen yhteydessä tai joka on ympäristönsuojelulain (YSL 527/2014) 64 §:n perusteella valvontaviranomaisen erikseen hyväksymä. Toiminnanharjoittajan tulee esittää tarkkailuohjelmaa ympäristölupahakemuksessa, mikäli tarkkailu on tarpeen toiminnan luonne ja vaikutukset huomioon ottaen (Ympäristönsuojeluasetus 713/2014 3.2,14 §). Tarkkailuohjelman mukaisesti hulevesistä otetaan näytteitä tyypillisesti kahdesti vuodessa ylivirtaaman aikaan eli keväisin ja syksyisin, mutta muitakin mittaustiheyksiä käytetään. Joillain laitoksilla näytteet otetaan kuukausittain – erityisesti sellaisilla laitoksilla, joilla on aiemmin todettu ongelmia hulevesien laadussa. Hulevesien tarkkailu voi olla myös väliaikaista hulevesien laadun selvittämiseksi ja jos ongelmia laadussa ei havaita, tarkkailu voidaan lopettaa tai näytteenottotajuutta voidaan harventaa lupa- tai valvontaviranomaisen päätöksellä.

Hulevesinäytteitä otetaan tarkkailuohjelmassa eritellyistä näytepisteistä, jotka saattavat olla esimerkiksi ojassa, purkuputken päässä, öljynerotimen poistoputkella, näytteenottokaivossa tai laskeutusaltaassa. Hulevesinäytteen ottaminen edellyttää, että näytepisteessä on vettä näytteenottohetkenä ja siihen pääsee käsiksi. Mikäli näytepiste on kuiva, siinä on näytteenoton estävä

jääkerros tai näytettä ei muuten saada suunniteltuna ajankohtana, näyte saatetaan yrittää ottaa myöhemmin uudelleen. Tarkkailuohjelmassa ei yleensä määrätä, miten toimitaan näytteenoton epäonnistuessa, joten riippuu toiminnanharjoittajasta, näytteenottajasta ja valvontaviranomaisesta, otetaanko korvaava näyte. On kuitenkin tyypillistä, että pisteistä, joissa ei ole näytteenottokaivoa, ei saada kaikkia tarkkailuohjelman mukaisia näytteitä otettua. Näytteiden ottamatta jäämisestä johtuen hulevesien laadun tilasta on vaikea tehdä päteviä johtopäätöksiä, mikä voi johtaa jopa siihen, että heikentynyt laatu jää huomaamatta.

Hulevesinäytteen ottaa käytännössä aina kolmas osapuoli, mistä on yleensä kirjattu myös ympäristölupaan. Tyypillisesti näytteenottajan edellytetään olevan akkreditoitu ja näytteenoton tapahtuvan standardien mukaisesti. Hulevesistä näytteet otetaan yleensä perinteisin menetelmin käsin ja kertänäytteinä, mutta automaattisia näytteenottimia ja passiivikeräimiä on jo käytössä joissain tilanteissa. Erityisesti kokoomänäytteet, joita on viime vuosina alettu vaatia tietyissä tilanteissa ovat lisänneet automatiikan käyttöä näytteenotossa. Passiivikeräinten käyttö keskittyy vielä lähinnä suurempiin vesistöihin, mutta myös hulevesien laadun selvittämiseen on käytetty niitä.

Tarkkailuohjelmassa voidaan määrätä myös vaikutustarkkailusta, jonka tarkoituksena on seurata laitoksen vaikutuksia ympäristöön hulevesien päästöpuolesta alapuolisissa pienvesissä tai vesistöissä. Vaikutustarkkailua voidaan tehdä esimerkiksi kauempaa samasta ojasta, johon hulevedet johdetaan tai paikasta, jossa oja laskee vesistöön. Vaikutustarkkailua voidaan myös määrätä tehtäväksi väliaikaisesti, jos halutaan selvittää esimerkiksi kohonneiden haitta-ainepitoisuuksien vaikutusta ympäristöön. Vaikutustarkkailu sisältyy suhteellisen harvaan tarkkailuohjelmaan, eikä sitä varten useinkaan määrätä näytteiden ottamista ennen toiminnan aloittamista uusilla laitoksilla.

Päästö- ja vaikutustarkkailua voidaan harjoittaa myös eri toiminnanharjoittajien yhteistarkkailuna ympäristönsuojelulain (YSL 527/2014) 63 §:n mukaisesti. Yhteistarkkailu tulee kyseeseen silloin, kun samalla alueella on useampi toiminnanharjoittaja, joiden yhteisvaikutusta on syytä seurata. Hämeen alueella hulevesitarkkailua toteutetaan yhteisesti ainakin teollisuusalueilla, joilla useat eri ympäristöluvanvaraiset laitokset johtavat hulevesiään samaan vesimuodostumaan.

Hulevesien metalleista on tapana analysoida kokonaispitoisuus Kankaan (2018) suositusten mukaisesti. Kokonaispitoisuus on tarpeellinen analyysi, kun halutaan laskea laitoksen kuormitus ympäristöön. Metallien liukoinen pitoisuus, jonka avulla välittömiä ympäristövaikutuksia voitaisiin arvioida paremmin, mitataan vain harvoin. Niin ympäristöhallinnon kuin vesinäytteiden analysoinnin ammattilaiset muistivat tilanteita, joissa liukoinen ja

kokonaispitoisuus oli sekoitettu keskenään. Sekaannuksia oli tapahtunut kaikkien osapuolten taholta ja sellaisia olivat esimerkiksi tilanteet, joissa väärä pitoisuus oli määritetty tai määrittystä oli luultu toisenlaiseksi.

Hulevesien laadun raportointi valvontaviranomaiselle tehdään tyypillisesti vuosittain kuormitus- ja vesistö tarkkailun vuosiraportin yhteydessä. Raportin tekee usein konsultti, joka on ottanut vesinäytteet tai tilannut ne näytteenoton ammattilaiselta. Raportissa on tapana kertoa myös sanallisesti merkittävistä havainnoista, kuten kohonneista pitoisuuksista. Pitoisuuksia saatetaan verrata esimerkiksi ympäristöluvan raja-arvoihin, ympäristönlautunormeihin tai Tukholman läänin ohjearvoihin. Usein pitoisuuksia verrataan myös aiempien vuosien tuloksiin ja kehityksestä saatetaan piirtää myös graafeja. Raportoinnin laatu on kuitenkin hyvin vaihtelevaa, ja joskus ainoa tapa laitoksen valvojalle saada kattava käsitys hulevesien laadun tilasta on lukea analyysitodistuksia, jotka voidaan kokea vaikealukuisiksi. Lisäksi raportin kirjoittava konsultti vaihtuu usein vuosien välillä ja uusi konsultti harvoin esittelee aiempien konsulttien aikana saatuja analyysituloksia vertailussa. Raporttien vaikea luettavuus oli yksi toistuvasti mainituista epäkohdista selvityksessä hulevesien laadun tarkkailun käytännöistä.

3.4 Data-analyysi

3.4.1 Haitta-ainepitoisuudet kerätystä aineistossa

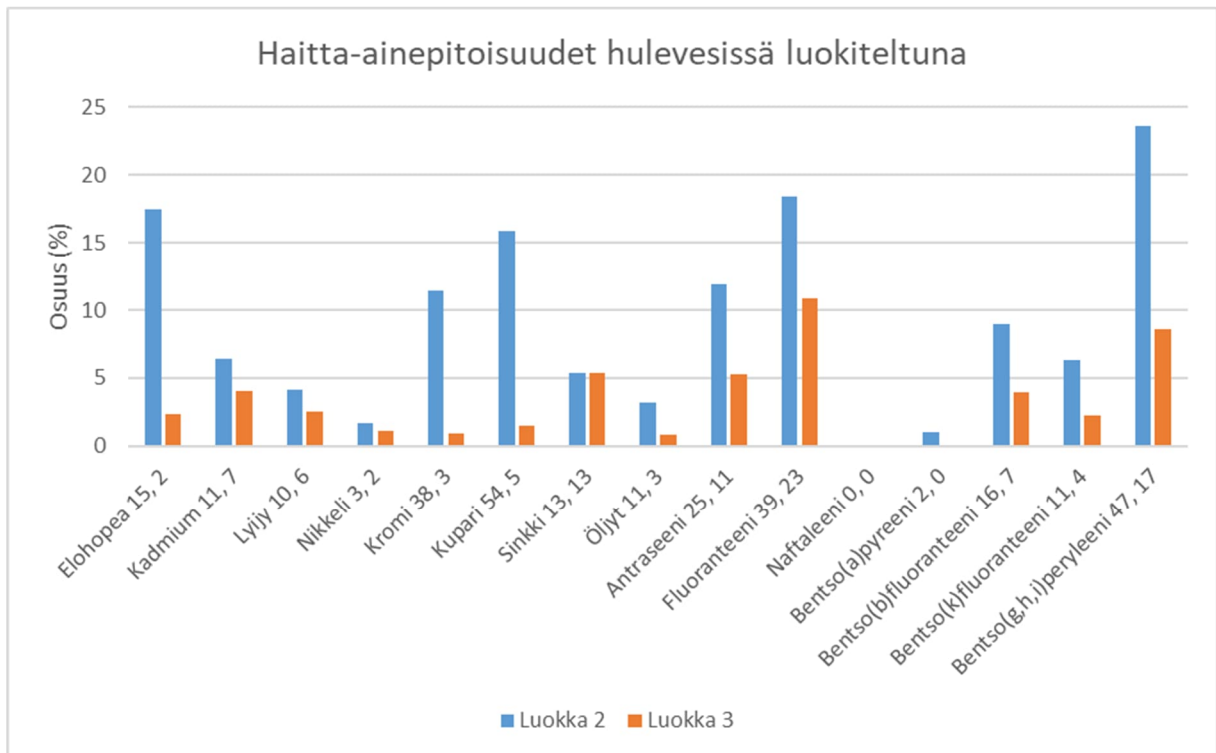
Tässä alaluvussa esitellään työtä varten kerätystä hulevesien mittausaineistosta tehtyjä havaintoja. Aineistoa analysoitiin laajasti, mutta koska se oli valikoitua, luotettavien päätelmien tekeminen sen perusteella osoittautui vaikeaksi. Ensin käsitellään yleisiä havaintoja ja niiden luotettavuutta. Sen jälkeen esitetään, kuinka luvussa 4.2 ehdotetut viitearvot (Taulukko 6) jakavat hulevesimittausten tuloksia. Tarkoituksena on tarkastella toisaalta sitä, kuinka usein valittujen laitosten hulevesissä on ylitetty haitalliseksi arvioituja pitoisuuksia ja toisaalta sitä, kuinka hyvin viitearvot toimivat haitalliseksi arvioitujen pitoisuuksien erottelussa turvallisista.

Aineistossa metallien kokonais- ja liukoisia pitoisuuksia käsitellään yhdessä seuraavista syistä:

- Liukoisia viitearvoja ehdotetaan käytettävän kokonaispitoisuuksien arviointiin tiedon liukoisesta osuudesta puuttuessa (Luku 4.3)
- Hulevesiseurannan loppuraporteista ei aina ole helppo todeta, kumpi on analysoitu.
- Erottelu olisi tehnyt tulosten esittelystä sekavamman.
- Erottelulla ei todettu olevan merkittävää vaikutusta tuloksiin.

Kun aineistoa verrataan taulukon 6 ehdotettuihin kynnysarvoihin, jotka pyrkivät esittämään akuutin toksisuuden PNEC-arvoja, useimmin esiintyviä haitta-aineita ovat elohopea, kupari, antraseeni, fluoranteeni ja bentso(g,h,i)peryleeni. Kyseisiä aineita mitattiin vähintään puolet taulukon 6 ehdotetusta kynnysarvosta useammin kuin 17 % aineistosta. Kadmiumia, kromia, sinkkiä ja bentso(b)fluoranteenia mitattiin vähintään puolet taulukon 6 ehdotetusta kynnysarvosta useammin kuin 10 % aineistosta. Näiden tulosten ei voida olettaa edustavan teollisia hulevesiä yleisesti, koska aineisto ei ollut täysin satunnaista. Lisäksi ehdotettuihin kynnysarvoihin liittyy epävarmuutta ja esimerkiksi PAH-yhdisteiden kynnysarvot saattavat olla matalammat kuin todelliset akuutteja vaikutuksia aiheuttavat pitoisuudet. Tämä johtuu siitä, että niiden PNEC-arvot on määritetty vähäisen toksisuustutkimuksen perusteella, jolloin arvoja määrittäessä on jouduttu käyttämään suurta arviointikerrointa. Aineiden ehdotetut kynnysarvot ovat Vna 1022/2006 mukaiset MAC-EQS-arvot, jotka perustuvat PNEC-arvoihin.

Aineita, joiden haitallinen pitoisuus on arvioitu hyvin matalaksi, ei välttämättä saada analysoitua riittävällä tarkkuudella. Erityisesti aineet, joiden kynnysarvoksi on ehdotettu alle 0,1 µg/l, kuten elohopea, bentso(b)fluoranteeni, bentso(k)fluoranteeni ja bentso(g,h,i)peryleeni saattavat jäädä havaitsematta, sillä niiden määrittämisraja on joillakin konsulteilla 0,1 µg/l. Aineiston keräämisen yhteydessä kuitenkin huomattiin, että määrittämisrajat ovat pienentyneet huomattavasti viime vuosikymmeninä. Useat konsultit pystyvät määrittämään kyseisiäkin haitta-aineita jopa alle 0,001 µg/l pitoisuuksina, joten tämä ongelma poistuu lähivuosina.



Kuva 2. Havaitut haitta-ainepitoisuudet hulevesissä luokiteltuna. Aineiden nimien perässä luokkien 2 ja 3 havaintojen lukumäärät.

Kuvasta 2 nähdään, kuinka usein kerätyssä aineistossa havaittiin taulukossa 6 ehdotettuihin kynnysarvoihin verrattavia pitoisuuksia kutakin haitta-ainetta. Luokka 2 kertoo, kuinka suuressa osassa näytteitä haitta-ainetta havaittiin vähintään puolet ehdotetusta kynnysarvosta ja luokka 3, kuinka suuressa osassa näytteitä haitta-ainetta havaittiin yli kaksi kertaa ehdotetun kynnysarvon pitoisuuksina. Luokassa 3 ei ole minkään aineen kohdalla luokkaa 2 suurempaa osuutta aineistosta, mutta sinkin kohdalla luokat ovat yhtä suuret.

Naftaleenia ei havaittu ehdotettuihin kynnysarvoihin verrattavia pitoisuuksia lainkaan, mikä johtunee siitä, että sen ehdotettu kynnysarvo on hyvin korkea. Naftaleenin ehdotettu kynnysarvo on aineen MAC-EQS, joka on määritetty valtioneuvoston asetuksessa 1022/2006. Se on korkea todennäköisesti siksi, että naftaleenin on arvioitu haihtuvan vedestä hyvin nopeasti (Yhteinen tutkimuskeskus, 2003).

Bentso(a)pyreeniä havaittiin vain yhdessä prosentissa aineiston näytteistä suunnilleen ehdotetun kynnysarvon suuruisia pitoisuuksia (luokka 2). Bentso(a)pyreenin ehdotettu kynnysarvo ei ole naftaleenin tapaan poikkeuksellisen suuri, joten matalaa esiintymistiheyttä on vaikea selittää, varsinkin, kun muita PAH-yhdisteitä on havaittu huomattavasti useammin.

Bentso(a)pyreenin ehdotettu kynnysarvo on kuitenkin hieman muita PAH-yhdisteitä korkeampi naftaleenia lukuun ottamatta, mikä lienee perusteltua, sillä toksisuutta aiheuttavien pitoisuuksien ei oletetakaan olevan samat kaikilla PAH-yhdisteillä. Voidaankin siis todeta, ettei bentso(a)pyreeni tämän aineiston perusteella vaikuta hyvältä indikaattorilta kaikille PAH-yhdisteille.

3.4.2 Metallien biosaatavuus eräissä Hämeen vesistöissä

Tässä alaluvussa arvioidaan, kuinka suuri osa lyijystä, nikkelistä, kuparista ja sinkistä on biosaatavassa muodossa Hämeen alueen vesistöissä bioligandimallien perusteella. Metallien biosaatavuus on tärkeä ottaa huomioon, kun hulevesien haittavaikutuksia arvioidaan vastaanottavan vesistön näkökulmasta. Analyysia varten on otettu kolme erilaista esimerkkivesistöä, jotka ovat Porvoonjoki, Päijänne ja Valkea-Kotinen. Bioligandimalleissa on käytetty taulukossa 4 esitettyjä arvoja, jotka on valittu tarkastelemalla ympäristöhallinnon Vesla-järjestelmästä löytyneitä vedenlaadun mittauksia.

Taulukko 4. Metallien biosaatavuuden analysoinnissa käytetyt veden laadun arvot.

	pH	DOC [mg/l]	Ca [mg/l]
Valkea-Kotinen	5,5	14	2,2
Päijänne	7	7	4
Porvoonjoki	7,3	12	13

Biosaatavuuden analysointiin käytettiin bio-met:n biosaatavuustyökalun bioligandimalleja. Bio-met:n bioligandimalli nikkeliä on Kankaan (2018) ohjeen mukaan käytössä myös Suomessa vesistöjen kemiallisen tilan luokittelussa. Bio-met:n biosaatavuustyökalu on Excel-tili, joka on ladattavissa osoitteesta bio-met.net. Työkaluun syötetään vesistön olosuhteet (pH, DOC ja kalsiumpitoisuus) sekä mitattu metallin liukoinen pitoisuus, joiden perusteella työkalu laskee paikallisen HC₅-arvon, biosaatavan osuuden, metallin biosaatavan pitoisuuden sekä riskikertoimen. Lyijyn biosaatavuus analysoitiin myös Kankaan (2018) ohjeen mukaan pelkästään liukoisen orgaanisen hiilen pitoisuuteen verraten alaluvussa 2.3 esitellyillä yhtälöillä.

Taulukossa 5 on esitetty tutkittavien metallien biosaatava osuus (BioF) esimerkkivesistöissä, sekä liukoinen pitoisuus, jolla ympäristölaatu normi (AA-EQS) ylittyy. Nikkelin ja lyijyn ympäristölaatu normeissa on otettu taustapitoisuus huomioon Vna 1022/2006 mukaisesti.

Taulukko 5. Metallien biosaatava osuus ja paikallinen ympäristölaatu (µg/l) esimerkivesistöissä.

Vesistö		Lyijy (Kankaan, 2018)	Lyijy*	Nikkeli	Kupari	Sinkki
Valkea-Kotinen	BioF	0,11	0,04	0,12	0,06	0,36
	Local EQS	17,5	32,1	32,4	15,6	30
Päijänne	BioF	0,16	0,07	0,19	0,03	0,36
	Local EQS	8,6	17,1	20,7	36,7	30,3
Porvoonjoki	BioF	0,1	0,04	0,17	0,02	0,18
	Local EQS	14,7	30,6	23,5	65	62

*Bio-met:n bioligandimallia lyijylle ei Kankaan (2018) mukaan käytetä Suomessa vesistöjen kemiallisen tilan arvioinnissa.

Metallien biosaatavuus näyttää bioligandimallien mukaan vaihtelevan radikaalisti vesistöjen välillä. Esimerkiksi kuparista biosaatavassa muodossa on bio-met:n bioligandimallin mukaan kolme kertaa suurempi osuus Valkea-Kotisessa kuin Porvoonjoessa. Isot erot vesistöjen välillä viittaavat siihen, että hulevesien mukana kulkeutuvien haitta-aineiden vaikutuksia vastaanotetaan vesistöön on arvioitava vesistökohtaisesti.

Suomessa sovellettavan ja bio-met:n bioligandimallit lyijylle eroavat toisistaan jonkin verran. Kankaan (2018) ohjeen malli arvioi lyijyn biosaatavan osuuden kahdesta kolmeen kertaa suuremmaksi kuin bio-met:n malli kaikissa esimerkivesistöissä.

4 Tulosten tarkastelu

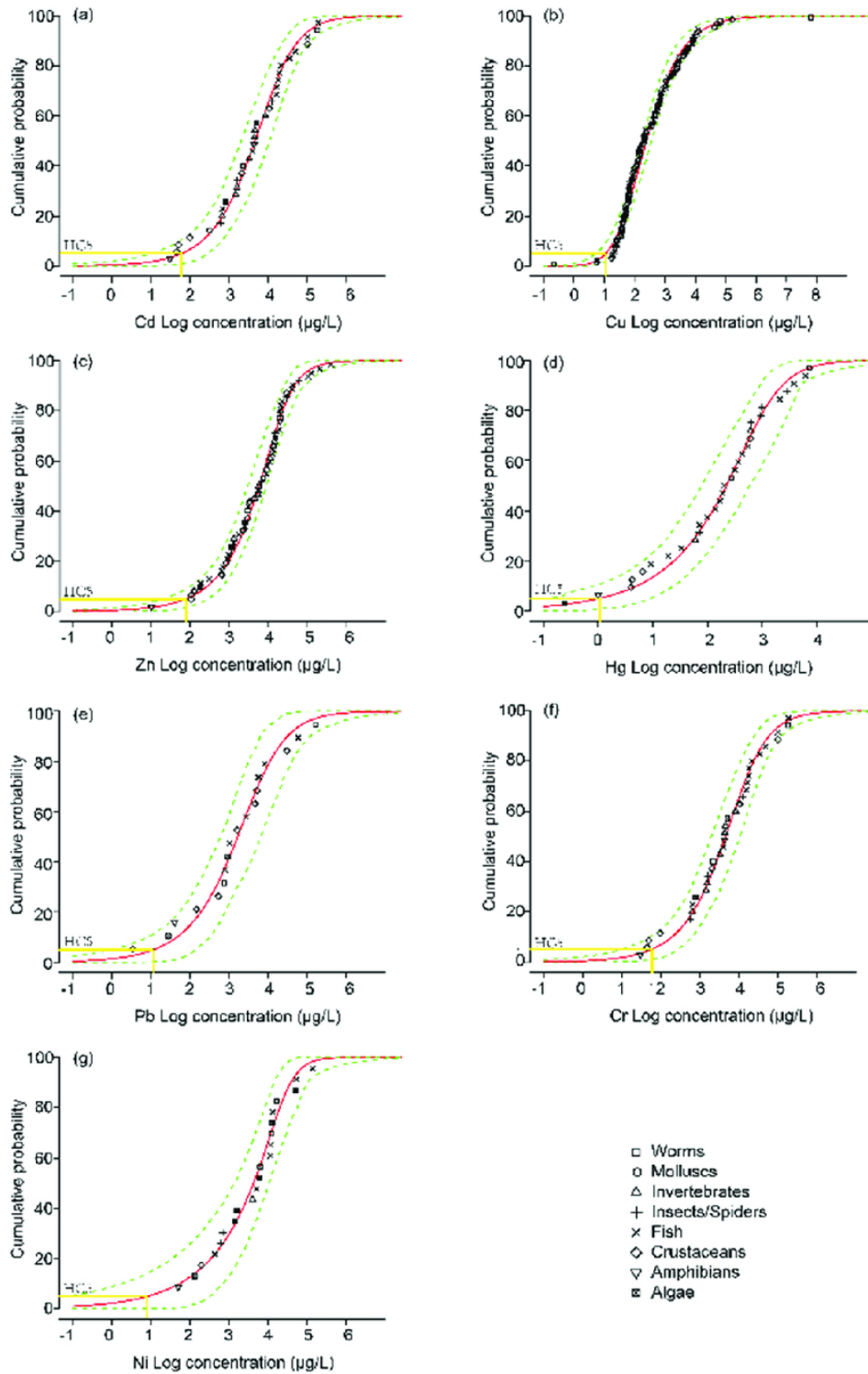
4.1 Ekotoksikologian hyödyntäminen hulevesinäytteiden analyysien tulkinnessa

Hulevesinäytteiden analyysien tulkinnessa on metallien kohdalla tärkeää huomioida, onko näyte suodatettu, eli kertooko tulos metallin liukoisen vai kokonaispitoisuuden. Lähtökohtaisesti vain liukoinen metalli voi olla biosaatavaa, joten välittömiä ekotoksisia vaikutuksia arvioitaessa on syytä tarkastella liukoista pitoisuutta. Kokonaispitoisuus sisältää myös suurempia hiukkasia sekä partikkeleihin sitoutuneita metalleja, jotka on otettava huomioon kokonaiskuormitusta arvioitaessa. Olosuhteiden muuttuessa myös nämä metallit voivat liueta ja tulla siten biosaatavammiksi. Eli hulevesipäästön lasiessa vesistöön liukoinen osuus voi muuttua, mikäli esimerkiksi vesistön pH ja veden kovuus eroavat päästön olosuhteista.

Metallin liukoinen osuus voi vaihdella paljon metallista ja olosuhteista riippuen, joten on mahdotonta määrittellä mitään vakiokertoimia, joilla arvioida liukoista pitoisuutta kokonaispitoisuudesta tai päin vastoin. Göteborgin kaupungin hulevesiohjeessa (Göteborgs stad, 2020) metallien liukoisuutta on yksinkertaistettu olettamalla, että hulevesissä metalleista noin puolet on liukoista. Tällä oletuksella liukoiselle pitoisuudelle määritettyjä ympäristölaatu- normeja voitiin soveltaa hulevesipäästöjen kokonaispitoisuuksina ilmoitettujen ohjearvojen määrittämiseen kertomalla ne yksinkertaisesti kahdella. Yksinkertaistus on karkea, ja ohjeessa sanotaankin, että lyijy on enimmäkseen sitoutunut hiukkasiin ja muilla metalleilla liukoinen osuus vaihtelee 30–70 % välillä (Göteborgs stad, 2020).

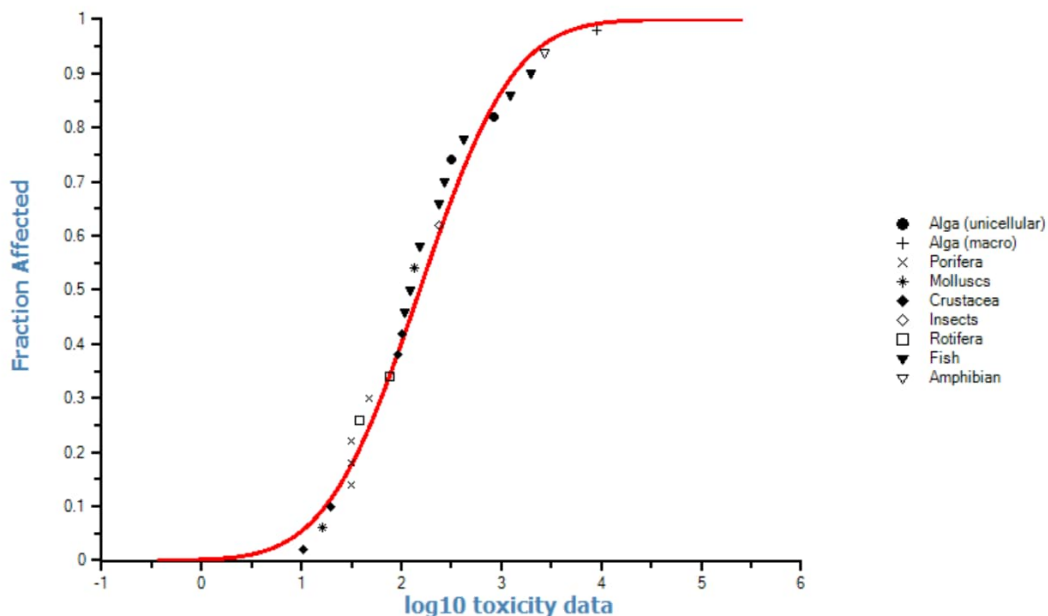
Pintavesien ympäristölaatu- normeja ei lainsäädännössä sovelleta noroihin ja ojiin luultavasti siitä syystä, että ne on luotu helpottamaan vesistöjen luokittelua vesiputedirektiivin mukaisesti. Koska vesilaki (VL 587/2011 3:1.3 §) ei luokittele noroja ja oja vesistöiksi, niille ei tehdä vesiputedirektiivin mukaista luokittelua, joten ympäristölaatu- normienkaan ei tarvitse koskea niitä. Norot ja ojat ympäristölaatu- normeista poissulkevan momentin (Vna 1022/2006 2§ 1. mom.) taustaa ei kuitenkaan voitu varmistaa, sillä asetuksesta ei löytynyt perustelumui- stiota. Pintavesien ympäristölaatu- normien määrittelyperusteet (Euroopan komissio, 2018) kuitenkin päte- vät lähes yhtä hyvin pieniin kuin suuriinkin pintavesiin, joten on perusteltua käyttää niitä vertailukohtina myös norojen ja ojien kemiallisen tilan arvioinnissa. Oletus ympäristölaatu- normien päte- vyydestä pienvesiin perustuu pienvesioppaan (Tolonen ym. 2019) arvioon, että noroa ei lajistollisesti voida erottaa pu- rosta lukuun ottamatta kalojen puutetta. Metallien riskinarvioissa esitettyjä SSD- käyriä tarkastellessa voidaan todeta, ettei metallien toksisuus kaloille

poikkea järjestelmällisesti muista eliöistä, joten ilman kaloja tehdyt arviot PNEC-arvoista tuskin merkittävästi poikkeaisivat nykyisistä, kalat huomioiduista PNEC-arvoista.



Kuva 3. Metallien SSD-käyriä Kiinan vesistöissä (Liu ym. 2020).

Poikkeuksellisesti sinkin toksisuus kaloille poikkeaa hieman muista eliöistä. Kuvassa 4 nähdään, että kalat asettuvat SSD-käyrällä korkeammalle kuin esimerkiksi sienieläimet ja äyriäiset. Koska sinkki liukenee veteen hyvin, päätyy se luultavasti todennäköisemmin ojista ja noroista suurempiin vesistöihin, mikäli ne laskevat sellaisiin. Siinä mielessä siis kalojen huomioiminen ojiin ja noroihin päästettävissä hulevesissä on perustellumpaa juuri sinkin kohdalla. Sinkin haitallisuus ojien ja norojen eliöille olisi kuitenkin perusteltua arvioida erikseen, mutta akuutin toksisuuden aineisto on vähäistä.



Kuva 4. Sinkin SSD-käyrä (Maycock ym. 2012).

Norot ja ojat yleensä laskevat suurempiin vesistöihin, joissa pintavesien ympäristölaatu normit pätevät. Riippuen ojan tai noron sekä vastaanottavan vesistön koosta, huleveden haitta-aineiden pitoisuudet voivat laimentua hyvin vähäisiksi vastaanottavassa vesistössä. On kuitenkin otettava huomioon, että kaikki haitta-ainekuormitus vaikuttaa vesistön kemialliseen tilaan, eikä yksittäisen hulevesiojan aiheuttamaa kuormitusta tule vähätellä. Pysyvien aineiden, kuten metallien, jatkuva päästäminen vesistöihin pienissäkin pitoisuuksissa voi aiheuttaa pitoisuuksien nousua pitkällä aikavälillä. Erityisesti biokertyvien aineiden, kuten elohopean ja kadmiumin päästämistä ympäristöön ei voida sallia sillä perusteella, että päästö laimenee vesistöön päästyään, sillä ne rikastuvat ravintoketjussa, minkä takia pieninkin päästö pitoisuuden vaikutukset eliöille voivat olla merkittäviä ja pitkäaikaisia. Norojen ja ojien laskeminen vesistöihin toimii perusteena pintavesille määritettyjen ympäristölaatu normien soveltamiselle pienvesissä.

Haitta-aineita sisältäviä hulevesiä vastaanottava ympäristö voi olla erityisen herkkä. Oja tai noro voi esimerkiksi kulkea uhanalaisen luontotyypin läpi tai laskea pieneen vesistöön, jossa on pitkä viipymäaika. Toisaalta oja tai noro voi laskea vastaanottavaan vesistöön, jonka kemiallisen tilan takia sinne ei saa päästää ollenkaan jotain haitta-ainetta. Hulevesien sisältämien haitta-aineiden aiheuttamaa riskiä ympäristölle tulee aina arvioida tapauskohtaisesti vastaanottavan ympäristön näkökulmasta.

4.2 Haitta-ainepitoisuuksien viitearvot

Tässä alaluvussa tarkastellaan löydettyjä hulevesien haitta-ainepitoisuuksien ohjearvoja, sekä pohditaan perusteita, joilla ohjearvoja voidaan määrittää. Alaluvussa esitetään myös ehdotus ohjearvoista työssä tarkasteltavien haitta-aineiden pitoisuuksille Suomen ympäristöluvallisten laitosten huleveissä sekä perustellaan arvojen valintoja. Ohjearvojen esittelyn jälkeen kerrotaan, miten arvoihin tulisi suhtautua ja miten niitä tulisi käyttää.

Alaluvussa 3.2.2 esitellyt Ruotsissa ja Yhdysvalloissa käytetyt hulevesien haitta-ainepitoisuuksien ohjearvot ovat keskenään monella tavalla erilaisia. Sen lisäksi, että arvot ovat erisuuruisia ja määritetty eri perustein, niitä sovelletaan eri tavoin. Göteborgin ohjearvot koskevat kaikkia ympäristöön päästettäviä hulevesiä, kun Tukholman läänin ohjearvot on jaettu päästölähteen ja vastaanottavan ympäristön mukaan ja Luoteis-Skånen kuntien ohjearvot toimivat vain ohjeina suunnittelussa. Yhdysvaltain yleisen lupakirjan ohjearvot taas koskevat pelkästään teollisuuslaitoksia, mutta ovat toisaalta sitovia tai vähintään ylityksen sattuessa toimenpiteitä käynnistäviä. Göteborgin ohjearvojen kohdalla on epäselvää, tuleeko niitä soveltaa yksittäisiin näytteisiin vai tulkita jonkin aikavälin keskiarvoina, mutta Tukholman läänin, Luoteis-Skånen kuntien ja Yhdysvaltain yleisen lupakirjan ohjearvot on ilmoitettu vuosikeskiarvoina. Toisin sanoen, ainakin kolme neljästä ohjearvoista julkaisesta tahosta kokee, ettei yksittäinen näyte anna riittävää kuvaa hulevesien laadusta tai niiden ympäristövaikutuksista.

Alaluvussa 3.2.3 esitellään jätteenkäsittelyn BAT-päätelmien päästötasoja hulevesille. Päästötasojen haitta-ainepitoisuudet ovat huomattavasti ekotoksikologiassa arvioituja haitallisia pitoisuuksia korkeampia. Ympäristönsuojelullisesta näkökulmasta BAT-päätelmien päästötasot eivät siis vaikuta turvallisilta. BAT-päätelmien päästötasot on määritetty selvittämällä referenssilaitosten päästötasoja ja ne pyrkivät ilmoittamaan, millaisiin pitoisuuksiin laitokset voivat parhaalla käyttökelpoisella tekniikalla päästä. Voi siksi olla ongelmallista vaatia laitosten hulevesien haitta-ainepitoisuuksien olevan matalampia kuin BAT-päätelmien päästötasot. Toisaalta tekniikka kehitty

jatkuvasti ja yleisesti ottaen kysyntään vastaten, joten edellyttämällä puhtaampia hulevesiä voidaan mahdollisesti vauhdittaa puhdistustekniikan kehittymistä. Lisäksi on syytä huomioida, että mikäli hulevesien haitta-ainepitoisuuksien nähdään aiheuttavan riskin ympäristön pilaantumiselle, voidaan sitä käyttää perusteena hulevesien laadun parantamisen vaatimiseksi.

Sadetapahtumat ja siten hulevesien syntyminen ovat Suomessa tyypillisesti lyhytaikaisia ilmiöitä, ja ojissa ja noroissa hulevedet viipyvät usein vain tunneista päiviin kerrallaan. Eliöt eivät siis altistu kovinkaan jatkuvasti hulevesille, vaan voidaan puhua akuutista ilmiöstä. Haitta-aineista tutkitaan sekä kroonista että akuuttia toksisuutta altistamalla eliöitä eri pituisiksi jaksoiksi. Akuutteja vaikutuksia tutkitaan altistamalla eliöitä tuntien tai päivien ajan, joten akuutin toksisuuden tutkimusten voidaan nähdä sopivan hulevesien ympäristövaikutusten arviointiin. Valtioneuvoston asetuksen 1022/2006 mukaiset MAC-EQS-arvot perustuvat akuutin ekotoksisuuden arvioihin (Euroopan komissio, 2018, s. 34) sisämaan pintavesissä ja voisivat siten toimia myös hulevesien arviointiin. MAC-EQS-arvot on määritetty vesistöille ja ne huomioivat myös kalat. Kalojen herkkyys haitta-aineille ei kuitenkaan näytä poikkeavan merkittävästi muista eliöistä, ja toisaalta ojat ja norot yleensä laskevat lopulta myös vesistöihin haitta-aineineen.

Siinä, missä MAC-EQS vaikuttaa hulevesien tarkasteluun sopivin perustein määritetyltä arvolta, sitä ei ole määritetty kaikille tässä työssä tutkittaville aineille. Aineiden akuuttia toksisuutta vesiympäristössä yritettiin selvittää, mutta sopivia akuutin toksisuuden PNEC- tai muita arvoja ei löydetty, vaikka kroonisen ekotoksisuuden arvoja on määritetty lähes kaikille työn tarkastelun kohteena oleville aineille. Akuutin toksisuuden tutkimuksen puute saattaa jopa estää MAC-EQS-ympäristölaatu normin määrittämisen kuparille ja sinkille, jotka ollaan lisäämässä prioriteettiaineiden listalle. Ekotoksikologiassa yksi usein tutkittava arvo on niin sanottu acute to chronic ratio -kerroin (ACR), joka kertoo, kuinka paljon korkeampi pitoisuus tarvitaan, että eliöt kärsivät haitta-aineesta lyhytaikaisessa altistuksessa pitkäaikaiseen verrattuna. Ei ole täysin tavatonta tehdä oletuksia aineiden ACR-kertoimista, mutta niillä aineilla, joilla ACR oli laskettavissa, sen suuruus vaihteli paljon, eikä johdonmukaista kerrointa löydetty.

Niille aineille, joille MAC-EQS-arvoa tai muuta akuuttiin toksisuuteen perustuvaa arvoa ei saatu määritettyä, päätettiin käyttää Tukholman läänin ohjearvojen tasoa 3 (Regionplane- och trafikkontoret, 2009). Valmiit, hulevesille määritetyt arvot todettiin paremmiksi kuin itse johdetut arvot. Tukholman läänin arvot on alusta lähtien määritetty juuri hulevesille ja taustalla on paljon omaa tutkimusta. Sen lisäksi Tukholman läänin ohjearvoja käytetään laajasti Suomessa vertailuarvoina ja hulevesiasiantuntijat viittaavat lähes yksinomaan niihin haitta-ainepitoisuuksia arvioidessaan.

Taulukossa 6 on ehdotettu kynnysarvoja valikoitujen haitta-aineiden pitoisuuksille ympäristölupavelvollisten laitosten hulevesissä, jotka lasketaan ojiin ja noroihin. Lisäksi taulukossa on esitelty vertailun vuoksi PNEC-arvoja ja ympäristölaatuormeja. Ehdotettujen kynnysarvojen pienet ylitykset yksittäisissä hulevesinäytteissä eivät välttämättä viittaa merkittävään ympäristön pilaantumisen riskiin. Kynnysarvojen määrittämisessä on huomattavia epävarmuuksia, ja haitta-aineiden haittavaikutukset nähdään yleensä logaritmisina ilmiönä, jolloin kaksinkertaisella pitoisuudella harvoin on kaksinkertainen vaikutus. Sen sijaan ehdotetun kynnysarvon moninkertainen ylityminen hulevesinäytteessä kertoo, että ympäristöön on mahdollisesti päästetty haitta-ainetta eliöille haitallisessa pitoisuudessa.

Taulukko 6. Haitta-aineiden makean veden PNEC-arvot, pintavesien ympäristölaatuormit sekä ehdotetut kynnysarvot ympäristöluvallisten laitosten ojiin ja noroihin laskettaville hulevesille. Suluissa arvon luonne (B = biosaattava, L = liukoinen, K = kokonaispitoisuus, E = ehdotettu ympäristölaatuormi).

Aine	PNEC makea vesi (ECHA)	AA-EQS (sisävedet)	MAC-EQS (sisävedet)	Ehdotettu kynnysarvo
Elohopea	0,057 (L)		0,07 (L)	0,07 (L)
Kadmium	0,19 (L)	0,08–0,25 (L)	0,45–1,5 (L)	0,45 (L)
Lyijy	2,4 (L)	1,2 (B)	14 (L)	14 (L)
Nikkeli	7,1 (L)	4 (B)	34 (L)	34 (L)
Kromi	6,5 (L)			25 (K)*
Kupari	6,3 (L)	1,1 (B, E)		40 (K)*
Sinkki	14,4 (L)	10,9 (B, E)		150 (K)*
Öljyhiilivedyt (C10-C40)				**
Antraseeni		0,1	0,1	0,1
Fluoranteeni			0,12	0,12
Naftaleeni	2,4	2	130	130
Bentso(a)pyreeni			0,27	0,27
Bentso(b)fluoranteeni			0,017	0,017
Bentso(k)fluoranteeni			0,017	0,017
Bentso(g,h,i)peryleeni			$8,2 \cdot 10^{-3}$	$8,2 \cdot 10^{-3}$

*Kromin, kuparin ja sinkin kynnsarvoiksi on ehdotettu muista aineista poiketen Tukholman läänin ohjearvot ympäristölaatu normien ja akuutin toksisuuden aineiston puutteesta johtuen.

**Öljyhiilivedyille ei tämän työn puitteissa pystytty määrittämään kynnsarvoa, joka perustuisi ympäristön pilaantumisen riskin aiheuttavaan pitoisuuteen. Sen sijaan niiden pitoisuutta hulevesitarkkailussa tulisi verrata käytössä olevaan puhdistustekniikkaan.

Taulukon 6 ehdotetun kynnsarvon ylittyessä merkittävästi ympäristövalvallisella laitoksella tulisi valvojan harkita lisänäytteen pyytämistä. Merkittävä ylitys tarkoittaa kynnsarvoon nähden kaksin- tai moninkertaista pitoisuutta tai toistuvaa pienempää ylitystä, mutta herkkään ympäristöön laskettavissa hulevesissä yksittäinenkin vähäinen ylitys voi olla peruste lisänäytteen pyytämiseksi. Ylityksen toistuessa valvojan tulisi harkita selvityksen pyytämistä. Selvitys tulisi pyytää päästön syistä, haitta-aineiden vaikutuksista vastaanotavassa ympäristössä sekä haitta-aineiden vähentämismahdollisuuksista. Lisäksi toistuvien ylitysten sattuessa vaikutustarkkailun tarpeellisuutta ja mahdollisuuksia tulisi arvioida, mikäli sellaista ei jo toteuteta. Käynnissä olevaan vaikutustarkkailuun tulisi pienellä kynnyksellä lisätä haitta-aineita, joita on havaittu hulevesinäytteissä päästöasteilla. Luotettavien päätelmien tekeminen ympäristön muuttumisesta vaikutustarkkailun perusteella on helpointa, kun tarkkailu aloitetaan aikaisin. Siitä syystä vaikutustarkkailu tulisi aloittaa pienellä kynnyksellä ja vähintään väliaikaisen vaikutustarkkailun lisäämistä tarkkailuohjelmaan toiminnan alkaessa tulisi harkita. Uuden toiminnan ollessa kyseessä vertailutietoa on paras hankkia jo ennen toiminnan aloittamista.

Taulukossa 6 ehdotetut kynnsarvot on tarkoitettu ensisijaisesti ympäristöhallinnon valvojen työkaluksi ympäristön pilaantumisen riskin arviointiin. Arvoja ei tule käyttää perusteluna millekään toimenpiteille lisäselvityspyynnöksi lukuun ottamatta. Nämä arvot on saatu karkeasti yleistäen, mistä syystä ne eivät sovellu ympäristöriskin arviointiin ilman tapauskohtaista arviointia. Tapauskohtaisesti arvioitaessa tulee ottaa huomioon ainakin vastaanottavan ympäristön luonne ja luontoarvot. Kynnsarvoja voidaan käyttää laimenemiskertoimen kanssa, mikäli se sopii tapaukseen hulevesien päästöpaikan luonteen takia.

Hulevesien laadun suuren vaihtelun takia yksittäisen näytteen ei voida luottaa kertovan pätevästi hulevesien todellisesta laadusta. Lisäksi näytteenottoon liittyy monia epävarmuuksia, joiden takia yksittäiseen näytteeseen voi päätyä poikkeuksellisen paljon haitta-aineita. Akuuttiin toksisuuteen perustuvia kynnsarvoja ei kuitenkaan ole tarpeen tarkastella vuosikeskiarvojen kautta, sillä jo yksittäinen päästö voi aiheuttaa haittaa vastaanottavan

ympäristön eliöille, kun pitoisuus ylittää akuuttiin toksisuuteen perustuvan kynnyksarvon.

Taulukon 6 kynnyksarvot on määritetty pintavesien ekotoksikologisesta näkökulmasta, joten niihin viittaaminen muussa yhteydessä kuin ympäristönsuojeluun liittyen ei ole mielekäästä. Esimerkiksi jätevedenpuhdistamolle johdettavien hulevesien kohdalla tulee soveltaa puhdistamon ilmoittamia pitoisuuksia, eikä taulukon 6 kynnyksarvoja. Kynnyksarvoja määrittäessä ei myöskään ole otettu huomioon pohjavesiä, joten hulevesiä, jotka mahdollisesti imeytyvät pohjavesiin, tulee arvioida lisäksi pohjavesien näkökulmasta.

Ympäristölaatu normin mukaan ehdotetut kynnyksarvot on ilmoitettu liukoisina pitoisuuksina. Hulevesistä lähtökohtaisesti määritetään vain metallien kokonaispitoisuus, mikä on tarpeen kokonaiskuormituksen selvittämisessä. Metallien liukoinen osuus voi olla arvioitavissa muiden ominaisuuksien perusteella, mutta epäselvissä tilanteissa voidaan liukoinen osuus määrätä selvittäväksi seuraavan näytteenoton yhteydessä. Karkeana yleistykseenä voidaan pitää, että metalleista noin puolet on liukoisessa muodossa. Toisaalta esimerkiksi lyijyn kohdalla osuus on tyypillisesti pienempi ja happamassa vedessä monella metallilla suurempi.

Kun aineille määritetään uusia akuuttiin toksisuuteen perustuvia ympäristölaatu normeja, tulee niitä käyttää taulukon 6 kynnyksarvojen sijasta. Ekotoksikologinen tutkimus edistyy myös jatkuvasti ja niiden aineiden kohdalla, joilla ei ole ympäristölaatu norma, tuoreempia ja pätevämpiä arvioita aineiden akuutista toksisuudesta vesiympäristössä tulee käyttää taulukon 6 ohje arvojen sijasta. Aineille, joita ei tässä työssä käsitelty, voidaan todennäköisesti arvioida vastaavan tasoisen kynnyksarvo akuutin toksisuuden kautta, mikäli aineistoa on tarpeeksi akuutin toksisuuden PNEC- tai HC₅-arvon määrittämiseen. Aineita arvioidessa on kuitenkin otettava huomioon niiden muuntautuminen ympäristössä.

MAC-EQS-arvot nähtiin kynnyksarvoiksi parhaiten sopiviksi valmiiksi arvoiksi niiden määrittämisperusteiden lisäksi siksi, että ne on kirjattu lakiin. Se, että arvot on nähty kelvollisiksi lakiin, viittaa arvojen pätevyteen. Lisäksi vesistöihin lopulta laskevien päästöjen arviointiin on syytä käyttää vesistöissä päteviä ympäristölaatu normeja.

Taulukossa 6 ehdotetuista kynnyksarvoista suurin osa perustuu akuuttiin toksisuuteen. Joissain tilanteissa hulevedet saattavat laskea vesimuodostumiin, joissa viipymäaika on pitkä, kuten pieniin lampiin, joilla ei ole jatkuvasti virtaavaa laskuojaa. Pitkä viipymä aiheuttaa sen, että vesimuodostumaan hulevesien mukana laskevat haitta-aineet jäävät sinne pitkäksi aikaa. Tällaisissa

tapauksissa olisi syytä käyttää krooniseen toksisuuteen perustuvia arvioita haitallisista pitoisuuksista, kuten kroonisia PNEC-arvoja akuuttien sijaan.

Öljihiilivetyjen kynnysarvoksi ehdotetaan öljynerotustekniikkaan perustuva pitoisuutta 5 mg/l. Öljyt ovat hyvin yleinen haitta-aine hulevesissä niiden laajan käytön takia, mutta ympäristössä monin tavoin hajoavana aineena sen aiheuttamat haitat saattavat olla lyhytaikaisia. Öljyjen tahrimat ojat ovat todennäköisesti yleinenkin ympäristön pilaantumisen ilmiö, mutta asiasta on vaikea löytää tutkimusta. On mahdollista, että tutkimus on keskittynyt suurempiin öljyvahinkoihin esimerkiksi liikenneonnettomuuksiin liittyen ja matalamman pitoisuuden öljypäästöt pienvesiin on jäänyt pienemmälle huomiolle. Tästä syystä on vaikea arvioida, millaista haittaa öljyt voivat pienvesissä aiheuttaa ja mikä olisi turvallinen pitoisuus. On kuitenkin selvää, että öljyhiilivedyt ovat myrkyllisiä ja aiheuttavat ympäristöön päästessään haittaa eliölle pieninäkin pitoisuuksina. Mikäli 5 mg/l öljypitoisuuden nähdään aiheuttavan riskin ympäristölle, tulisi harkita puhdistamisen 1 mg/l öljypitoisuuden edellyttämistä. Aktiivihiilisuodattimelliset öljynerottimet kykenevät tähän pitoisuuteen, ja niiden käyttöä edellytetään jo Göteborgissa, mikä viittaa tekniikan käyttökelpoisuuteen. Mikäli hulevesitarkkailussa havaitaan öljynerottimen erotuskyvyn mukaisen pitoisuuden ylittäviä pitoisuuksia öljyhiilivetyjä, kertoo se mahdollisesti öljynerottimen täyttymisestä tai toimintahäiriöstä.

Ympäristönsuojelulain (YSL 527/2014) 15 §:n mukaan luvanvaraisen toiminnan harjoittajalla on velvollisuus varautua ennalta onnettomuuksiin ja muihin poikkeustilanteisiin muun muassa ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseksi. Ympäristölupavelvollisilla laitoksilla tämä tarkoittaa usein sitä, että mahdolliset sammutusjätevedet on pystyttävä keräämään niin, ettei niitä pääse ympäristöön. Sammutusjätevesien kuljettamisen ja käsittelyn kustannusten takia syntyy usein tilanne, jossa toiminnanharjoittaja haluaa laskea kerätyt sammutusjätevedet ympäristöön. Tällaisessa tilanteessa sammutusjätevesistä voidaan ottaa näytteitä, jotta niiden haitallisuutta ympäristölle voidaan arvioida. Tapauksessa, jossa arvioidaan sammutusjätevesien pienvesiin laskemisen haitallisuutta, voidaan taulukon 6 kynnysarvoja käyttää vertailukohtana siinä mainittujen aineiden osalta.

4.3 Ehdotuksia hulevesitarkkailun toteutuksen ja valvonnan kehittämiseksi

Haastattelujen perusteella hulevesien laadun tarkkailussa metallien analyysien tyyppi aiheuttaa epäselvyyttä eri osapuolissa. Kokonaispitoisuuksien ja liukoisten pitoisuuksien sekoittaminen keskenään on yleistä eri valvonnan vaiheissa. Ero kokonaispitoisuuden ja liukoisen pitoisuuden välillä on tyypillisesti noin kaksinkertainen, mutta erityisesti lyijyn kohdalla ero voi olla

hyvinkin suuri. Kokonaispitoisuuden määrittäminen on tärkeää kokonaiskuormituksen laskemista varten, mutta liukoisella pitoisuudella voidaan tarkemmin arvioida välittömiä haittavaikutuksia eliöille. Kun metalleja sisältävän huleveden haitallisuutta pienvesissä ja muussa luonnonympäristössä halutaan arvioida, on syytä määrittää liukoinen pitoisuus kokonaispitoisuuden lisäksi. Hulevesien vaikutustarkkailussa päästöpuoleisten alapuolisissa pisteissä metalleista tulisi myös määrittää liukoinen pitoisuus tai molemmat.

Hulevesien laadun tarkkailusta kertovien raporttien laadussa on paljon vaihtelua. Raportti saattaa sisältää paljonkin analyysia hulevesien laadusta ja vertailua erilaisiin viitearvoihin ja aiempiin tuloksiin tai vain pinnallisen raportin ja vaikealukuiset analyysikortit. Hulevesien mitattujen haitta-ainepitoisuuksien tulkitseminen raportista saattaa olla aikaa vievää ja vaikeaa. Raportin tulisi olla helppolukuinen ja mitattuja haitta-ainepitoisuuksia tulisi verrata viitearvoihin sekä aiempien vuosien tuloksiin. Raportin kirjoittavan konsultin vaihtuminen ei saisi katkaista vesinäytteiden tulosten jatkumoa, vaan aiemmat tulokset pitäisi olla raportissa koko tarkkailun ajalta selvästi luettavissa. Analyysitulosten esittely pelkästään lisäämällä alkuperäiset analyysikortit raportin liitteiksi ei ole riittävän selkeää, vaan tulokset tulisi esittää vanhoihin tuloksiin vertaavissa kuvaajissa, selkeälukuisissa taulukoissa tai mieluiten molemmissa. Raportissa tulisi lisäksi kertoa, miten laitoksen toiminta näkyy hulevesien laadussa ja miten se on vaikuttanut päästöpuoleisten alapuolisiin pienvesiin tai vesistöihin.

Ottamatta jääneistä näytteistä tulisi aina ilmoittaa laitoksen valvojalle ja ne pitäisi pyrkiä korvaamaan. Mikäli näyte jää kokonaan ottamatta, on valvojalle toimitettava selvitys, miksi näyte on jäänyt ottamatta eikä sitä ole saatu korvattua. Epäselvyyksien estämiseksi näytteenoton epäonnistumiseen liittyvät käytännöt tulisi jatkossa kirjata tarkkailuohjelmaan. Jos näytteenotto epäonnistuu jollain tietyllä pisteellä usein, tulisi paremman näytteenottopisteen lisäämistä tarkkailuohjelmaan tai näytteenottokaivon rakentamista harkita. Mahdollinen lakkautettu piste tulisi aina jättää mahdollisuuksien mukaan merkityksi tulevaisuutta varten.

Automatiikka ja passiivikeräimet vaikuttavat lupaavilta tarjoamaan ratkaisuja näytteenoton ongelmiin. Nykyaikaiset automaattiset näytteenottimet ja passiivikeräimet saattavat olla jo käyttökelpoisia hulevesien näytteenottoon, mutta todennäköisesti ne kehittyvät lähivuosina vieläkin pätevämmiksi. Niitä tulisi harkita erityisesti paikoissa, joissa manuaalinen näytteenotto on epäonnistunut usein. Yksi mahdollinen ratkaisu näytepisteisiin, jotka kuivuvat nopeasti estäen näytteenoton on automaattinen näytteenotin, joka havaitsee virtauksen näytepisteessä ja ottaa näytteen virtaaman kasvaessa. Tällaisissa tapauksissa tulee koota näyte pidemmältä aikaväliltä, eikä vain

ensimmäisenä huuhtoutuvista vesistä, koska haitta-ainepitoisuuksien tiedetään muuttuvan sadetapahtumien aikana.

Epäonnistuneet näytteenotot johtavat usein siihen, että valvoja ei voi tehdä luotettavia päätelmiä hulevesien laadusta. Jos laadussa epäillään olevan ongelmia, mutta tiedonpuute estää päätelmien tekemisen, pitäisi matalalla kynnyksellä määrätä väliaikaista tehostettua valvontaa selvyuden saamiseksi.

Vaikutustarkkailua tulisi määrätä aina, kun hulevesien laadun epäillään aiheuttavan vähäistä suurempaa riskiä ympäristön pilaantumiselle. Erityisesti väliaikaista tarkkailua tulisi määrätä pienellä kynnyksellä. Sen lisäksi, että yksittäisessä tapauksessa haitta-aineita sisältävien hulevesien vaikutus ympäristöön voidaan selvittää parhaiten tarkkailulla, on kaikki tarkkailutieto arvokasta jatkotutkimuksen kannalta. Vaikutusten arvioinnin helpottamiseksi vaikutustarkkailuun tulisi mahdollisuuksien mukaan sisältyä laitoksen yläpuolinen näytepiste ja uuden toiminnan ollessa kyseessä näytteitä ennen toiminnan aloittamista.

Niillä laitoksilla, joilla hulevesiä käsitellään jotenkin, tulee olla käyttötarkkailusuunnitelma, jossa kuvataan käsittelyrakenteiden – kuten öljynerottimien – sulkuventtiilien ja hälyttimien tarkastus- ja kunnossapitoaikataulu. Tarkastuksista ja kunnossapidosta on myös pidettävä kirjaa, ja valvontaviranomainen voi pyytää käyttötarkkailun yhteenvedon vuosiraportissa ja tarkastaa kirjanpidon tarkastuskäynnillä. Esimerkiksi öljynerottimien toiminta sulkuventtiileineen ja hälyttimineen tulisi tarkastaa mahdollisuuksien mukaan tarkastuskäynneillä. Lisäksi tulisi varmistaa, että öljynerottimen kunnossapito ja tyhjennys hoidetaan asianmukaisesti riittävän lyhyin väliajoin. Mikäli laitoksella käytetään jonkinlaisia sorptiomateriaaleja, kuten aktiivihiiltä, hulevesien puhdistamiseksi, tulee materiaalin vaihtamisen käytäntöjen pätevyys ja noudattaminen varmistaa. Öljynerottimen tyhjennys sekä sorptiomateriaalin vaihtaminen tehdään yleensä ensisijaisesti tarpeen mukaan, joka voi vaihdella paljon kohteiden välillä. Riittäväksi öljynerottimien tarkastustaajuudeksi voidaan ELY-keskuksen laitosvalvojien kokemusten perusteella nähdä, että öljyn määrä tarkastetaan tyypillisen täyttymisnopeuden perusteella esimerkiksi 1–6 kuukauden välein, minkä lisäksi automaattinen sulkuventtiili, hälytysjärjestelmä ja koalisattori tarkastetaan vähintään kerran vuodessa. Tarkempi kuntotarkastus öljynerottimelle tulee tehdä viiden vuoden välein tai valmistajan ohjeiden mukaan.

Näytteenotto	Analyysi	Raportoinnin laatu	Käsittelyrakenteiden tarkastus ja kunnossapito
<ul style="list-style-type: none"> • Automaattinen ja passiivinen näytteenotto • Ottamatta jääneet näytteet <ul style="list-style-type: none"> • Korvaavan näytteen ottaminen • Ilmoitus valvojalle • Väliaikainen tehostettu valvonta • Vaikutustarkkailun lisääminen 	<ul style="list-style-type: none"> • Metallien liukoinen pitoisuus mukaan • Asiantuntemus metallien liukoisuudesta 	<ul style="list-style-type: none"> • Yleisten normien muodostus • Pitoisuuksien vertailu aiempiin ja vertailuarvoihin • Vaikutusten arviointi 	<ul style="list-style-type: none"> • Tarkastus- ja kunnossapitoaikataulu

Kuva 5. Kehitysehdotuksia hulevesien laadun tarkkailuun ja valvontaan

4.4 Hulevesien käsittely

Normien ehdottaminen hulevesien laadulle sisältää myös ajatuksen siitä, että likaantuneiden hulevesien laadulle tulisi tehdä jotain. Hulevesien laatua hallitaan teollisuuslaitoksilla yleisimmin vain hiekan- ja öljynerotuskaivoilla sekä laskeutusaltailla. Näiden menetelmien puhdistuskyky on hyvin rajallinen ja esimerkiksi laskeutusaltaat poistavat lähtökohtaisesti vain kiintoainekseen sitoutuneita haitta-aineita, (Casey ym. 2007) vaikka esimerkiksi metallien tiedetään olevan haitallisempia liukoisessa muodossa (John & Leventhal, 1995). Kehittyneemmät käsittelymenetelmät eivät ole yleistyneet ja tähän syitä voi olla monia, mutta yksi merkittävistä syistä lienee se, ettei parempaa hulevesien laatua ole vaadittu.

Tässä työssä oli alun perin tarkoitus arvioida myös uudempien käsittelymenetelmien käyttökelpoisuutta hulevesien puhdistamisessa, mutta löydetyn vertaisarvioidun tutkimuksen määrä oli hyvin vähäistä. Markkinoilla olevia aktiivisia geokomposiitteja, sekä muita suodatusmattoja arvioitiin pinnallisesti, ja vaikuttaa siltä, että erityisesti öljyhiilivetyjen poistamiseen hulevesistä on tarjolla ratkaisuja. Näiden ratkaisujen tehokkuutta ja käyttökelpoisuutta tulisi kuitenkin arvioida käytännön kokeilla ja kustannuselvityksillä ennen kuin niiden käyttöönottoa voitaisiin yleisesti alkaa edellyttämään likaantuneiden hulevesien puhtauden varmistamiseksi.

Öljynerotuskaivojen perään asennettavat aktiivihiilisuodattimet ja muut aktiivihiileen perustuvat suodatusmenetelmät suodattavat todennäköisesti öljyjen lisäksi muitakin aineita. Aktiivihiilen suodatuskykyä on tutkittu paljon, mutta sen toimivuutta hulevesien puhdistamisessa on tutkittu vain vähän. Van Lienden ym. (2010) totesivat, että aktiivihiili suodattaa hulevesistä ainakin liukoista kuparia ja sinkkiä tehokkaasti, mutta rajallisesti.

Tehokkaisiin käsittelymenetelmiin liittyvän tiedon puuttuessa hulevesien laadun parantaminen ei kuitenkaan aina ole mahdotonta. Useissa tapauksissa toimiva ratkaisu on estää likaantuneiden hulevesien syntyminen sijoittamalla haitta-aineita sisältävien materiaalien käsittely ja varastointi katettuihin tiloihin. Katoksen alla tai sisätiloissa materiaalit eivät altistu sateelle ja näin niistä ei pääse haitta-aineita hulevesiin. Prosessien ja varastoinnin sijoittaminen sisätiloihin voi kuitenkin olla vaikeaa, mikäli materiaalia käytetään paljon tai suurella alueella. Esimerkiksi Nurhonen (2020) on esitellyt erilaisia keinoja hulevesien likaantumisen rajoittamiseksi.

Hulevesien haitta-ainepitoisuuksien pienentäminen laimentamalla eli esimerkiksi johtamalla puhtaampia hulevesiä likaantuneiden sekaan ei ole tarkoituksenmukaista. Laimentamalla voitaisiin pienentää paikallisia pitoisuuksia esimerkiksi ojissa, mutta siten ei voida vähentää kokonaiskuormitusta. Likaantuneet hulevedet tulisi aina johtaa ja käsitellä puhtaista erillään. Mahdolliset puhdistusmenetelmät toimivat parhaiten, kun vesimäärä on mahdollisimman pieni, eikä puhtaita vesiä sekoiteta käsittelyyn.

5 Päätelmät ja suositukset

5.1 Johtopäätökset

Hulevesien laadun tarkkailuun ja valvontaan on kiinnitetty enemmän huomiota vasta noin kymmenen vuotta, mistä syystä siihen liittyvät käytännöt eivät ole ehtineet vakiintua tai kehittyä kovin pitkälle. Tässä työssä pyritään tarjoamaan muutamia ratkaisuja haasteisiin, joita asiaan liittyy. Mikäli ratkaisut päätyvät osaksi hulevesien laadun tarkkailua ja valvontaa, niillä voidaan helpottaa käytäntöjä ja siten tehostaa hulevesien haitta-aineiden aiheuttaman riskin arviointia. Käytäntöjen tehostuessa saadaan ympäristöä paremmin suojeltua haitta-aineiden kuormitukselta sekä pilaantumisen riskiltä. Myös vesistöjen näkökulmasta on tärkeää saada tarkempaa tietoa niihin päätyvien haitta-aineiden päästölähteistä, jotta vesistöjen kemiallista tilaa saadaan parannettua.

Tämän tutkimuksen ensimmäisenä tavoitteena oli selvittää, sopivatko ekotoksikologian tulokset ja päätelmät hulevesien laadun arviointiin. Tutkimuksen perusteella ekotoksikologian tuloksia voidaan käyttää hulevesien haitta-ainepitoisuuksien aiheuttaman riskin arviointiin. Ekotoksikologinen tutkimus ei kuitenkaan vielä kata pätevästi kovinkaan laajaa valikoimaa haitta-aineita. Monia aineita on tutkittu vain kroonisen tai akuutin toksisuuden näkökulmasta tai vain suolaisessa tai makeassa vesiympäristössä tai maaperässä. Ekotoksikologia ei myöskään ota huomioon hulevesien erityispiirteitä. Lisäksi ekotoksikologiassa määritetyt pitoisuusarvot ovat epätarkkoja tilastollisesti määritettyjä arvioita, jotka on usein laadittu puutteellisin aineistoin, joten niihin liittyy suuria epävarmuuksia.

Työn toisena tavoitteena oli selvittää, millä perustein hulevesien haitta-ainepitoisuuksille tulisi määrittää kynnys- tai ohjearvoja. Ekotoksikologisen tutkimuksen arviot haitta-aineiden akuutin toksisuuden PNEC-arvoista makean veden ympäristössä nähtiin parhaimmaksi lähtökohdaksi kynnys- tai ohjearvojen määrittämiseen. Ympäristölaatuunormi MAC-EQS määrittellään akuutin toksisuuden PNEC-arvon perusteella ja tutkimuksessa todettiin, että sitä olisi syytä käyttää kynnysarvona ympäristöluvallisten laitosten pienveisiin laskettavien hulevesien aiheuttaman riskin arvioinnissa. Kaikille tutkimuksen kohteena olleille haitta-aineille ei kuitenkaan voida määrittää kyseisiä arvoja puutteellisen toksikologisen aineiston takia. Näiden aineiden kohdalla suositeltiin käyttämään muilla keinoin määritettyjä ohjearvoja, kuten Tukholman läänin (Regionplane- och trafikkontoret, 2009) ehdottamia arvoja. PNEC ja siten myös MAC-EQS pyrkivät arvioimaan pitoisuutta, joka on turvallinen lähes kaikille eliöille, ja todellista pysyvää haittaa pienveisiin aiheutuu todennäköisesti vasta korkeammista pitoisuuksista. Siitä syystä

kynnysarvon vähäistä ylitystä ei tule käyttää perusteena raskaiden toimenpiteiden edellyttämiselle. Tältä osin ehdotettujen kynnysarvojen epämääräisyys voi vähentää niiden arvoa ja käytettävyyttä hulevesien laadun arvioinnissa.

Kolmantena tavoitteena työllä oli löytää kehityskohteita ympäristöluvallisten laitosten hulevesien laatuun liittyvän valvonnan käytännöistä. Kehityskohteita löydettiin useita ja moniin käytäntöihin ehdotettiin uusia toimintatapoja ja uusien asioiden huomioimista. Kehitysehdotukset koskivat niin ELY-keskusten ja kuntien laitosvalvojien työtä, laitosten omavalvontaa kuin näytteenottoakin. Kehitysehdotuksia muodostaessa keskusteltiin paljon eri asiantuntijoiden kanssa, joten niille löytyy parhaimmillaan jo kannatusta kentältä. Osa kehitysehdotuksista on työläitä tai vaatii tekijöiltä asiantuntemuksen kehittämistä, mistä syystä niiden käyttökelpoisuus saattaa edellyttää järjestelmällisempää muutosta. Hulevesien laatu ja sen tarkkailu on sekä valvontaviranomaisten, toiminnanharjoittajien että näytteenottajien työssä pieni osa kokonaisuutta, ja pullonkaulana kehitykselle tuntuu olevan asialle annetun huomion vähäinen määrä. Toisaalta hulevesien laadun valvonnan käytäntöjä kehittämällä ja normeja määrittämällä voidaan helpottaa sitä, että eri tahot ja ammattilaiset omaksuvat asian tärkeyden ja ottavat sen vahvemmin osaksi työtään, kun on olemassa valmiita malleja.

5.2 Ehdotuksia jatkotutkimukselle

Tässä työssä on käsitelty vain kourallista haitta-aineita, jotka voivat hulevesien mukana päätyä pienvesiin. Useampien aineiden arviointi on tarpeen, jotta ympäristön pilaantumista voitaisiin laajemmin ehkäistä. Alkuaineiden ja pysyvien yhdisteiden arviointi on siinä mielessä yksinkertaista, ettei hajoamista tarvitse ottaa huomioon, mikä voi olla vaikeaa sopivan tutkimuksen puuttuessa. Tässä työssä käsiteltyjen orgaanisten aineiden hajoaminen otettiin vain pinnallisesti huomioon, ja lisätutkimukselle aiheesta olisi kysyntää.

Hulevesien puhdistusmenetelmiä ja uudenlaisia puhdistustekniikoita tulisi tutkia riippumattomasti. Erilaisten sorptiomattojen ja -materiaalien potentiaali hulevesien puhdistuksessa vaikuttaa huomattavalta, mutta niiden suodatuskykyyn ja muihin ominaisuuksiin liittyvä tutkimus on pitkälti valmistajien toteuttamaa tai rahoittamaa. Lisäksi niiden toimivuutta hulevesissä tulisi arvioida erikseen.

Työssä tultiin siihen tulokseen, että akuuttiin toksisuuteen perustuvat ekotoksikologiset arvot ovat paras lähtökohta hulevesien haitta-ainepitoisuuksien ohjearvoille. Ekotoksikologista tutkimusta on vielä paljon tekemättä, mutta erityisesti akuutin toksisuuden aineiston vähäisyys oli ongelma haitta-

aineita arvioidessa. Ympäristöä tutkittaessa pitkäaikaiset vaikutukset korostuvat erityisesti pysyvien aineiden kohdalla, mutta hulevesien kaltaisissa tapauksissa, joissa altistuminen on lyhytaikaista, kaivattaisiin akuutin altistuksen aiheuttamien haittojen tutkimusta.

Tässä työssä haitta-aineiden vaikutuksia jouduttiin arvioimaan makean veden ekotoksikologian kautta, eikä konkreettisia haittavaikutuksia pienvesien eliöille voitu tutkia. Ojien ja norojen eliöitä ja haitta-aineiden vaikutuksia niihin tulisi tutkia esimerkiksi keräämällä havaintoja erilaisia hulevesiä vastaanottavien ojien ja norojen tilasta. Erityisesti tulisi tutkia, minkälaisia haittoja ojille ja noroille on aiheutunut öljypitoisista hulevesistä, sillä näitä tapauksia on luultavasti paljon. Toisaalta olisi myös tärkeää ymmärtää, kuinka haitta-ainepitoisuudet muuttuvat päästöpuolelta kauemmas mentäessä, minkä selvittämiseen tärkeä askel olisi lisätä vaikutustarkkailua laitoksilla, joiden hulevesissä havaitaan haitta-aineita.

Raportoinnin vaihtelevan laadun aiheuttamia ongelmia voitaisiin vähentää määrittämällä normit hulevesitarkkailun sekä muun ympäristökuormituksen tarkkailun raportoinnille. Vuosiraportin sisällöstä määrätään usein ympäristöluvassa, mutta määräykset voisivat olla yksityiskohtaisempia ja koskea myös esitystapaa. Raportoinnin normeihin tulisi ainakin kuulua analyysitulosten selkeä esittäminen sekä niiden vertaaminen aiempiin tuloksiin ja vertailuarvoihin, kuten ympäristölaatuunormeihin. Raporteissa tulisi verrata aiempiin tuloksiin myös yli konsultinvaihdosten ja koko tarkkailun ajalta. Tarkkailuraporttien tarkoitus viranomaisvalvonnan lisäksi on tarjota toiminnanharjoittajalle tietoa toimintansa ympäristövaikutuksista, joten on myös toiminnanharjoittajan etu, että ne ovat selkeälukuisia. Normien määrittämisen olisi syytä lähteä raporteista työssään kirjoittavien ja lukevien aloitteesta, jotta niille saadaan oikean sisällön lisäksi myös auktoriteettia ja näkyvyyttä.

Tässä työssä ympäristöluvallisten laitosten ojiin ja noroihin laskettaville hulevesille ehdotettiin kynnysarvoja pitkälti pintavesien tutkimuksen ja ympäristölaatuunormien perusteella. Hulevedet ja pienvedet poikkeavat jonkin verran muista pintavesistä esimerkiksi kiintoaine- ja humuspitoisuuksiltaan sekä eliöstöltään. Eroa ei nähty liian suureksi, etteikö pintavesille määritetyjä arvoja voitaisi käyttää hulevesien laadun arviointiin, mutta tutkimusta olisi syytä tehdä myös nämä erot huomioiden tai erityisesti hulevesiä ajatellen.

Lähteet

- Abdel-Shafy, H. & Mansour, M. (2015). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*. Vol. 25. S. 107-123. DOI: 10.1016/j.ejpe.2015.03.011
- Aldenbergh, T. & Jaworska, J. S. (2000). Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and environmental safety*. Vol. 46:1. S. 1–18. DOI: 10.1006/eesa.1999.1869
- Anderson, R.A. (1997). Chromium as an essential nutrient for humans. *Regul Toxicol Pharmacol*. Aug 26th. S. 35–41. DOI: 10.1006/rtp.1997.1136
- Atkinson, C. A. & Jolley, D. F. & Simpson, S. L. (2007). Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments. *Chemosphere*. Vol. 69:9. S. 1428–1437. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2007.04.068
- Brudler, S. & Rygaard, M. & Arnbjerg-Nielsen, K. & Hauschild, M. Z. & Ammitsøe, C. & Vezzaro, L. (2019). Pollution levels of stormwater discharges and resulting environmental impacts. *The Science of the total environment*, Vol. 663. S 754–763. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.388
- Burns, M.J. & Fletcher, T.D. & Walsh, C.J. & Ladson, A.R & Hatt, B.E. (2012). Hydrologic Shortcomings of Conventional Urban Stormwater Management and Opportunities for Reform. *Landscape and Urban Planning*. Vol. 105:3. S. 230–240. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2011.12.012
- Casey, R.E. & Simon, J.A. & Atueyi, S. & Snodgrass, J.W. & Karouna-Renier, N. & Sparling, D.W. (2007). Temporal Trends of Trace Metals in Sediment and Invertebrates from Stormwater Management Ponds. *Water Air Soil Pollut*. Vol. 178. S. 69–77. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9132-z>
- Cerniglia, C. E. & Heitkamp, M. A. (1989). Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the aquatic environment. Teoksessa Varanasi, U. *Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*. S. 41–68. CRC Press, Boca Raton, FL.

ECHA. (2008a). Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Appendix R.7.13-2: Environmental risk assessment for metals and metal compounds. Saatavissa:

https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r7_13_2_en.pdf/0497e68d-4bb5-4b12-a4db-52ce0c1bc237

ECHA. (2008b). Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment. Saatavissa:

https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r10_en.pdf/bb902be7-a503-4ab7-9036-d866b8ddce69

ECHA. (2022a). Registration Dossier. Mercury. Ecotoxicological Summary. Viitattu 16.9.2022. URL: <https://echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/5169/6/1>

ECHA. (2022b). Registration Dossier. Cadmium. Ecotoxicological Summary. Viitattu 16.9.2022. URL: <https://echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/15342/6/1>

ECHA. (2022c). Registration Dossier. Lead. Ecotoxicological Summary. Viitattu 16.9.2022. URL: <https://echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/16063/6/1>

ECHA. (2022d). Registration Dossier. Nickel. Substance identity. Viitattu 16.9.2022. URL: <https://echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/15544>

ECHA. (2022e). Registration Dossier. Copper. Ecotoxicological Summary. Viitattu 16.9.2022. URL: <https://echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/15562/6/1>

ECHA. (2022f). Registration Dossier. Zinc. Ecotoxicological Summary. Viitattu 16.9.2022. URL: <https://echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/16146/6/1>

ECHA. (2022g). Registration Dossier. Naphthalene. Ecotoxicological Summary. Viitattu 25.10.2022. URL: <https://echa.europa.eu/fi/registration-dossier/-/registered-dossier/15924/6/1>

Euroopan komissio. (2005). European Union Risk Assessment Report: Chromium trioxide, sodium chromate, sodium dichromate, ammonium dichromate, potassium dichromate. Series: 3rd Priority List, Volume 53. Final Report June 2005. European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection. Saatavissa: <https://echa.europa.eu/documents/10162/3be377f2-cb05-455f-b620-af3cbe2d570b>

Euroopan komissio. (2008). European Union Risk Assessment Report, Nickel and Nickel Compounds. Rapporteur: Denmark. Final report May 2008. Saatavissa: <https://echa.europa.eu/documents/10162/cefd8bc-2952-4c11-885f-342aacf769b3>

Euroopan komissio. (2018). Terveyden ja elintarviketurvallisuuden pääosasto. Technical guidance for deriving environmental quality standards, European Commission. DOI: 10.2875/018826

Fox, D.R. & van Dam, R. & Fisher, R. & Batley, G.E. & Tillmanns, A.R. & Thorley, J. & Schwarz, C.J. & Spry, D.J. & Mctavish, K. (2021). Recent Developments in Species Sensitivity Distribution Modeling. Environmental Toxicology and Chemistry. Vol. 40:2. S. 293-308. DOI: 10.1002/etc.4925.

Frazier, J.M. (1979). Bioaccumulation of cadmium in marine organisms. Environmental Health Perspectives. Vol. 28. S. 75–79 DOI: 10.1289/ehp.792875

Goonetilleke, A. & Thomas, E. & Ginn, S. & Gilbert, D. (2005). Understanding the role of land use in urban stormwater quality management. Journal of environmental management, 2005, Vol. 74:1. S. 31–42 ISSN: 0301-4797, 1095-8630; DOI: 10.1016/j.jenvman.2004.08.006.

Göteborgs stad. (2020). Miljöförvaltningen. Riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till dagvattennät och recipient. R2020:13. ISBN: 1401–2448.

Herngren, L. & Goonetilleke, A. & Ayoko, G. A. (2005). Understanding heavy metal and suspended solids relationships in urban stormwater using simulated rainfall. Journal of environmental management. Vol. 76:2. S. 149–158. DOI: 10.1016/j.jenvman.2005.01.013.

Honda, M. & Suzuki, N. (2020). Toxicities of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons for Aquatic Animals. International Journal of Environmental Research and Public Health. Vol. 17:4. 1363. MDPI AG. DOI: 10.3390/ijerph17041363

House, M. A. & Ellis, J. B. & Herricks, E. E. & Hvitved-Jacobsen, T. & Seager, J. & Lijklema, L. & Aalderink, H. & Clifford, I. T. (1993). Urban drainage-impacts on receiving water quality. *Water Science and Technology*. Vol. 27. S. 117–158. DOI: 10.2166/wst.1993.0293.

HSY. (2022). ”Runsaat sade- ja sulamisvedet ovat vaikuttaneet myös Suomenojan jätevedenpuhdistamon prosessiin”. Tiedote. Viitattu 30.8.2022. URL: <https://www.hsy.fi/ymparistotieto/tiedotteet/runsaat-sade-ja-sulamisvedet-ovat-vaikuttaneet-myos-suomenojan-jatevedenpuhdistamon-prosessiin/>

Hulevesiopas. (2012). Suomen Kuntaliitto ry.

Hätinen, N. (2010). Hulevesien haitta-aineet ja käsittelytarve pohjavesialueilla sijaitsevilla teollisuuskiinteistöillä. Pro gradu, Helsingin yliopisto, ympäristötieteiden laitos, 65 s.

John, D. A. & Leventhal, J. S. (1995). Bioavailability of metals. Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposit models. S. 10–18.

Kangas, A. (toim.). (2018). Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltaminen. Kuvaus hyvistä menettelytavoista. Ympäristöministeriön raportteja 19/2018. Ympäristöministeriö, Helsinki. ISBN: 978-952-11-4807-1. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4807-1>

Kauppila, P.M. & Karlsson, T. & Putkinen, S. & Forsman, P. & Solismaa, L. (2013). Yhteenvetoraportti MINERA-projektissa tehdyistä ympäristönäytteenotoista ja maaperätutkimuksista Luikonladella 2010–2011. Geologian tutkimuskeskus.

Kettunen, Koljonen, Laaksonen & Toikkanen. (2012). Syrjälänkankaan teollisuusalueen hulevesiselvitys. Heinolan kaupunki. Ramboll Oy.

Khan, M. & Biswas, B. & Smith, E. & Naidu, R. & Megharaj, M. (2018). Toxicity assessment of fresh and weathered petroleum hydrocarbons in contaminated soil- a review. *Chemosphere*. Vol. 212. S. 755–767. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.08.094

Krettslopp och vatten. (2020). Göteborgs stad. Yttrande över Riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till dagvattennät och recipient.

- Laiho, A. (2022). Ympäristöneuvos, Etelä-Suomen aluehallintovirasto. Henkilökohtainen tiedonanto. Sähköposti, 9.6.2022.
- Lange, K. & Österlund, H. & Viklander, M. & Blecken, G. T. (2020). Metal speciation in stormwater bioretention: Removal of particulate, colloidal and truly dissolved metals. *The Science of the total environment*. Vol. 724. 138121. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138121.
- Leppänen, M., Filosofian tohtori. (2022). Erikoistutkija, Suomen ympäristökeskus. Henkilökohtainen tiedonanto. Microsoft Teams-keskustelu, 7.7.2022.
- Li, Y. & Cai, Y. (2013). Progress in the study of mercury methylation and demethylation in aquatic environments. *Chinese Science Bulletin*. Vol. 58. S. 177–185 DOI: 10.1007/s11434-012-5416-4
- Lindfors, S. & Österlund, H. & Lundy, L. & Viklander, M. (2021). Evaluation of measured dissolved and bio-met predicted bioavailable Cu, Ni and Zn concentrations in runoff from three urban catchments. *Journal of Environmental Management*. Vol. 287. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112263
- Liu, J. & Wu, J. & Feng, W. & Li, X. (2020). Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Water Bodies around Typical Copper Mines in China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. Vol. 17. S. 4315. DOI: 10.3390/ijerph17124315
- Lundy, L. & Blecken, G. & Österlund, H. & Viklander, M. (2022). Systematic review of urban stormwater research in Sweden (2012-2021). Saatavissa: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ltu:diva-89766>
- Manzetti, S. (2013). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Environment: Environmental Fate and Transformation. *Polycyclic Aromatic Compounds*. Vol. 33:4. S. 311-330. DOI: 10.1080/10406638.2013.781042
- Maycock, D. & Peters, A. & Merrington, G. & Crane, M. (2012). Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: zinc. *Water Framework Directive - United Kingdom Technical Advisory Group (WFD-UKTAG)*.
- Mishra, S & Bharagava, R.M. (2016). Toxic and genotoxic effects of hexavalent chromium in environment and its bioremediation strategies. *Journal of Environmental Science and Health, Part C*. Vol. 34:1. S. 1–32. DOI: 10.1080/10590501.2015.1096883.

NiPERA. (2015). Data Compilation, Selection, and Derivation of PNEC Values for the Freshwater Compartment. European Union Environmental Risk Assessment of Nickel. Viitattu 15.9.2022. Saatavissa: <https://nickelinstitute.org/media/3714/eu-ni-ra-fact-sheet-1-2015-july.pdf>

Novotny, V. (2003). Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management, 2nd edition. John Wiley and Sons.

NSVA. (2016). Riktvärden för dagvattenutsläpp i kommunerna Båstad, Bjuv, Helsingborg, Landskrona, Svalöv och Åstorp. Bilaga 3.

Nurhonen, N. (2020). Hulevesien hallinnan tila ympäristölupavelvollisissa laitoksissa. Diplomityö. Tampereen yliopisto, Rakennetun ympäristön tiedekunta. Saatavissa: <https://urn.fi/URN:NBN:fi:tuni-202002091964>

Peters, A. & Wilson, I. & Merrington, G. & Heijerick, D. & Baken, S. (2019). Assessing Compliance of European Fresh Waters for Copper: Accounting for Bioavailability. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. DOI: 10.1007/s00128-018-2515-1.

Pitt, R. & Clarke, S. & Field, R. (1999). Groundwater contamination potential from stormwater infiltration practices. Urban Water. Vol. 1:3. S. 217-236. DOI: 10.1016/s1462-0758(99)00014-x

Regionplane- och trafikkontoret. (2009). Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. Regionala dagvattennätverket I Stockholms län. Riktvärdesgruppen. Stockholms läns landsting. Saatavissa: <http://www2.taby.se/Global/SRMH/Informationsblad/Milj%C3%B6skydd/Extern%20information/F%C3%B6rslag%20till%20riktv%C3%A4rden%20f%C3%B6r%20dagvatten%20-%20Regionplane-%20och%20trafikkontoret%20Stockholms%20L%C3%A4ns%20Landsting.pdf>

Reinikainen, J. (2022). Erikoistutkija, Suomen ympäristökeskus. Henkilökohtainen tiedonanto. Microsoft Teams-keskustelu, 19.8.2022.

Santore, R. C. & Mathew, R. & Paquin, P. R. & DiToro, D. (2002). Application of the biotic ligand model to predicting zinc toxicity to rainbow trout, fathead minnow, and *Daphnia magna*. Comparative biochemistry and physiology. Toxicology & pharmacology. Vol. 133:1-2. S. 271–285. DOI: 10.1016/s1532-0456(02)00106-0.

SFS EN 858-1. (2011). Kevyiden nesteiden (esim. öljy ja bensiini) erotinjärjestelmät. Osa 1: Tuotesuunnittelun perusteet, suoritus ja testaus, merkintä ja laadunvalvonta. Metalliteollisuuden Standardisointiyhdistys ry. 102 s.

Sillanpää, N. (2019). Hulevesien laatu ja hallinta – Tieto- ja kehitystarpeet Suomen olosuhteissa. Aalto-yliopisto. Espoo.

Spijker, J. & Mol, G. & Posthuma, L. (2011). Regional ecotoxicological hazards associated with anthropogenic enrichment of heavy metals. *Environmental geochemistry and health*. Vol. 33:4. S.409-426. DOI: 10.1007/s10653-011-9385-3

SYKE. (2020). Vesistöjen kemiallinen tila on edelleen huono. Tiedote. 28.8.2020. Saatavissa: [https://www.syke.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Vesistojen_kemiallinen_tila_on_edelleen_\(58390\)](https://www.syke.fi/fi-FI/Ajankohtaista/Vesistojen_kemiallinen_tila_on_edelleen_(58390))

Sänkiaho, L. (2009). Metals in stormwater pollution. Teknillinen korkeakoulu. Insinööritieteiden ja arkkitehtuurin tiedekunta. Espoo.

Taka, M. & Sillanpää N. & Niemi, T. & Warsta, L. & Kokkonen, T. & Setälä, H. (2022). Heavy metals from heavy land use? Spatio-temporal patterns of urban runoff metal loads. *Science of The Total Environment*. Vol. 817. 152855. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152855.

Tolonen, J. & Yli-Heikkilä, K. & Leka, J. & Hämäläinen, L. & Halonen, L. (2019). Pienvesiopas. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 36/2019. Suomen ympäristökeskus SYKE, Vesikeskus. ISBN: 978-952-11-5072-2 (PDF).

US EPA. (2021). United States Environmental Protection Agency (EPA) National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) Multi-Sector General Permit (MSGP) for Stormwater Discharges Associated with Industrial Activity. Viitattu 26.10.2022. Saatavissa: https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-01/documents/2021_msgp_-_permit_parts_1-7.pdf

Valtanen, M. & Paavilainen, P. & Jalonen, J. & Sopanen, S. & Suvanto, S. & Haapalainen, J. (2023). Selvitys hulevesien laadusta. Suomen kuntaliitto ry. ISBN 978-952-293-876-3.

van Lienden, C. & Shan, L. & Rao, S. & Ranieri, E. & Young, T. M. (2010). Metals removal from stormwater by commercial and non-commercial granular activated carbons. *Water Environment Research* Vol. 82:4. S. 351-356. DOI: 10.2175/106143009X12487095236874

Velma, V. & Vutukuru, S.S. & Tchounwou, P. (2009). Ecotoxicology of Hexavalent Chromium in Freshwater Fish: A Critical Review. *Reviews on environmental health*. Vol. 24. s. 129–45. DOI: 10.1515/REVEH.2009.24.2.129

Weiss, P. & LeFevre, G & Gulliver, J. (2008). Contamination of Soil and Groundwater Due to Stormwater Infiltration Practices, A Literature Review. St. Anthony Falls Laboratory. Saatavissa: University of Minnesota Digital Conservancy, <https://hdl.handle.net/11299/115341>
Yhteinen tutkimuskeskus, Kuluttajien terveyden ja kuluttajansuojan laitos (2010). Risk assessment: zinc metal. Part I, Environment, (Aschberger, K. & Olsson, H. & Munn, S.) Publications Office. DOI: 10.2788/40041

Yhteinen tutkimuskeskus, Kuluttajien terveyden ja kuluttajansuojan laitos (2003). Summary Risk Assessment Report: Naphthalene. Saatavissa: <https://echa.europa.eu/documents/10162/e1dc4188-c5b1-444d-8ff1-71002ebe12d6>

Ympäristöministeriö. (2014). Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta. Ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014. Saatavissa: <http://hdl.handle.net/10138/136564>

Lakilähteet:

Maankäyttö- ja rakennuslaki 132/1999.

Direktiivi 2000/60/EY: Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi yhteisön vesipolitiikan puitteista. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/ALL/?uri=celex:32000L0060>

Vesihuoltolaki 119/2001.

Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista 1022/2006.

Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä 1040/2006.

Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007.

Laki tulvariskien hallinnasta 620/2010.

Valtioneuvoston asetus kivenlouhimojen, muun kivenlouhinnan ja kivenmurskaamojen ympäristönsuojelusta 800/2010.

Direktiivi 2010/75/EU: Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi teollisuuden päästöistä. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/ALL/?uri=celex:32010L0075>

Vesilaki 587/2011.

Valtioneuvoston asetus jätteen polttamisesta 151/2013.

Ympäristönsuojelulaki 527/2014.

Valtioneuvoston asetus ympäristönsuojelusta 713/2014.

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

Komission täytäntöönpanopäätös 2018/1147: Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2010/75/EU mukaisten parhaita käytettävissä olevia tekniikoita (BAT) koskevien päätelmien vahvistamisesta jätteenkäsittelyä varten. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/ALL/?uri=CELEX%3A32018D1147>

A. Numeerisen aineiston esittely

Aine	Näytteiden lukumäärä	Eri näytepis- teitä	Näytteistä alle määritysrajan	Ehdotettu kynnysarvo (µg/l)	Lk. 1 (lkm)	Lk. 2 (lkm)	Lk. 3 (lkm)	Lk. 1 (%)	Lk. 2 (%)	Lk. 3 (%)	Keskiarvo (µg/l)	Keskihajonta (µg/l)
Elohopea	86	30	32	0,07	69	15	2	80,2	17,4	2,3	0,076	0,311
Kadmium	172	47	33	0,45	154	11	7	89,5	6,4	4,1	0,336	1,547
Lyijy	241	68	55*	14	225	10	6	93,4	4,1	2,5	4,460**	28,14**
Nikkeli	178	61	26	34	173	3	2	97,2	1,7	1,1	7,415	32,86
Kromi	333	58	62	25	292	38	3	87,7	11,4	0,9	5,543	9,938
Kupari	340	62	47*	40	281	54	5	82,6	15,9	1,5	24,57**	68,78**
Sinkki	243	70	26	150	217	13	13	89,3	5,3	5,3	245,1	1847
Öljyt	346	31	126	5000	332	11	3	96,0	3,2	0,9	653,3	2993
Antraseeni	210	26	92	0,1	174	25	11	82,9	11,9	5,2	0,045	0,105
Fluoranteeni	212	26	57	0,12	150	39	23	70,8	18,4	10,8	0,156	0,416
Naftaleeni	219	28	72	130	219	0	0	100	0	0	0,413	1,140
Bentso(a)pyreeni	199	26	104	0,27	197	2	0	99,0	1,0	0	0,012	0,032
Bentso(b)fluoranteeni	179	25	107*	0,017	156	16	7	87,2	8,9	3,9	0,013**	0,031**
Bentso(k)fluoranteeni	175	25	119*	0,017	160	11	4	91,4	6,3	2,3	0,011**	0,022**
Bentso(g,h,i)peryleeni	199	26	83*	0,0082	135	47	17	67,8	23,6	8,5	0,014**	0,043**

*Osassa näytteistä määritysraja on ollut huomattavan korkea.

**Määritysrajan alittavien näytteiden numeerisena arvona keskiarvon ja keskihajonnan laskennassa on käytetty määritysra- jaa jaettuna kahdella. Huomattavan korkeiden määritysrajojen takia keskiarvo ja keskihajonta voivat olla harhaanjohtavia.