

# Orgaaniset haitta-aineet puhdistamolieteteissä

Ville Kasurinen, Päivi Munne, Jukka Mehtonen,  
Ayhan Türkmen, Timo Seppälä, Jaakko Mannio,  
Matti Verta ja Lauri Äystö



SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN  
RAPORTTEJA 6 | 2014

# Orgaaniset haitta-aineet puhdistamolieteteissä

**Ville Kasurinen, Päivi Munne, Jukka Mehtonen,  
Ayhan Türkmen, Timo Seppälä, Jaakko Mannio,  
Matti Verta ja Lauri Äystö**

Helsinki 2014

Suomen ympäristökeskus



SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 6 | 2014  
Suomen ympäristökeskus (SYKE)  
Kulutuksen ja tuotannon keskus

Taitto: Ritva Koskinen

Julkaisu on saatavana ainoastaan internetistä:  
<https://helda.helsinki.fi/syke>

ISBN 978-952-11-4272-7 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkokj.)

## SISÄLLYS

<b>I Johdanto</b> .....	5
<b>2 Lietteet</b> .....	6
<b>2.1 Yleistä lietteistä</b> .....	6
<b>2.2 Lietteiden lähteet Suomessa</b> .....	6
<b>2.3 Keskeisimmät käsittelymenetelmät</b> .....	6
<b>2.4 Lietteiden hyötykäyttö ja loppusijoitus</b> .....	7
<b>2.5 Orgaanisten haitta-aineiden vaikutus lietteen hyötykäytölle</b> .....	9
<b>2.6 Tarkastelussa mukana olleet yhdisteet</b> .....	10
<b>3 Tutkitut yhdisteet</b> .....	12
<b>3.1 Dioksiinit ja furaanit (PCDD/F)</b> .....	12
3.1.1 Taustatietoa yhdisteryhmästä.....	12
3.1.2 Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa.....	13
3.1.3 Yhteenveto.....	15
<b>3.2 Polyklooratut bifenyylit (PCB)</b> .....	15
3.2.1 Taustatietoa yhdisteryhmästä.....	15
3.2.2 Tutkimustuloksia Suomesta ja muista Pohjoismaista.....	16
3.2.3 Yhteenveto.....	19
<b>3.3 Polybromatut difenyylietterit (PBDE)</b> .....	19
3.3.1 Taustatietoa yhdisteryhmästä.....	19
3.3.2 Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa.....	21
3.3.3 Yhteenveto.....	24
<b>3.4 Heksabromisyklododekaani (HBCD)</b> .....	24
3.4.1 Taustatietoa yhdisteryhmästä.....	24
3.4.2 Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa.....	25
3.4.3 Yhteenveto.....	27
<b>3.5 Perfluoratut yhdisteet (PFC)</b> .....	27
3.5.1 Taustatietoa yhdisteryhmästä.....	27
3.5.2 Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa.....	28
3.5.2.1 Perfluorioktaanihappo (PFOA).....	28
3.5.2.2 Perfluorioktaanisulfonaatti (PFOS).....	30
3.5.3 Yhteenveto.....	33
<b>3.6 Orgaaniset tinayhdisteet</b> .....	33
3.6.1 Taustatietoa yhdisteryhmästä.....	33
3.6.2 Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa.....	34
3.6.3 Yhteenveto.....	36
<b>3.7 Fenoliset yhdisteet</b> .....	36
3.7.1 Taustatietoa yhdisteryhmästä.....	36
3.7.2 Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa.....	38
3.7.2.1 Nonyylifenolit ja oktyylifenolit sekä niiden etoksylaatit.....	38
3.7.2.2 Bisfenoli-A.....	40
3.7.3 Yhteenveto.....	41

<b>3.8 Polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH-yhdisteet)</b> .....	42
3.8.1 Taustatietoa yhdisteryhmästä .....	42
3.8.2 Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa .....	43
3.8.3 Yhteenveto.....	45
<b>3.9 Ftalaatit</b> .....	45
3.9.1 Taustatietoa yhdisteryhmästä.....	45
3.9.2 Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa.....	46
3.9.2.1 Di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti (DEHP).....	46
3.9.2.2 Dibutyyliftalaatti (DBP) .....	47
3.9.2.3 Butyylibentsyyliftalaatti (BBP).....	49
3.9.3 Yhteenveto.....	50
<b>3.10 Lineaariset alkylibentseenisulfonaatit (LAS)</b> .....	50
3.10.1 Taustatietoa yhdisteryhmästä.....	50
3.10.2 Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa.....	51
3.10.3 Yhteenveto .....	52
<b>3.11 Lääke- ja kosmetiikka-aineet (PPCPs)</b> .....	52
3.11.1 Taustatietoa yhdisteryhmästä.....	52
3.11.2 Lääkeaineet jätevedenpuhdistamojen lietteissä .....	53
3.11.3 Yhteenveto .....	54
<b>4 Riskinarviointi ja sen kehittäminen</b> .....	55
4.1 Aikaisemmat arvioinnit ja niiden tulokset.....	56
4.2 Suositukset riskin arvioinnin kehittämiseksi .....	57
<b>5 Johtopäätökset ja tulevaisuuden tutkimustarpeet</b> .....	59
<b>Lähdeluettelo</b> .....	61
<b>Liitteet</b> .....	65
<b>Liite 1. Eräiden aineiden arvioitu kuormitus maaperään sekä lietteen levityksen ja ilmalaskeuman suhde</b> .....	65
<b>Liite 2. Eräiden aineiden arvioitu kuormitus maaperään</b> .....	66
<b>Kuvailulehti</b> .....	67
<b>Presentationsblad</b> .....	68
<b>Documentation page</b> .....	69

# 1 Johdanto

Tällä hetkellä Euroopan unionin alueella on rekisteröity noin 143 000 kemikaalia, teollista käyttöä varten. Useat näistä ovat keinotekoisesti valmistettuja orgaanisia yhdisteitä, jotka voivat lopulta päätyä mm. jätevedenpuhdistamoille (Clarke et al 2011). Ongelmaksi nämä synteettiset yhdisteet voivat muodostua silloin, kun niitä havaitaan puhdistetuissa jätevesissä, niiden hajoaminen varsinaisessa puhdistusprosessissa on vähäistä tai niillä on taipumus kertyä ympäristöön ja eliöihin. Mikäli yhdisteellä on edellä mainittuja ominaisuuksia, kutsutaan sitä usein orgaaniseksi kontaminantiksi tai haitta-aineeksi ("OC" organic contaminants).

Yhdisteiden hajoamista voi tapahtua jätevedenpuhdistusprosessissa sekä puhdistamolietteen käsittelyssä (Mehtonen et al 2012a). Yhdisteiden hajoamisnopeuksissa voi olla merkittäviä eroja niiden ominaisuuksista ja alkuperästä riippuen. Kunnallisilla puhdistamoilla jäteveden sisältämät orgaaniset haitta-aineet voivat joko haihtua ilmaan, hajota/muuntua, sitoutua lietteeseen tai kulkeutua puhdistusprosessin läpi. Useilla yhdisteillä reduktio lietteeseen on tehokasta, sillä jopa eräiden haihtuvien yhdisteidenkin on todettu jossain määrin sitoutuvan lietteeseen (Harrison et al 2006). Hajoamiseen vaikuttaa puhdistamotyyppin lisäksi myös lietteen käsittelymenetelmä.

Valtaosa orgaanisista haitta-aineista on nykyään peräisin antropogeenisistä lähteistä, sillä niitä käytetään aiempaa laajemmin mm. erilaisissa kulutustavaroissa. Tämän vuoksi yhä suurempi osuus kunnallisten puhdistamoiden haitta-ainekuormituksesta muodostuu mm. kotitalouksien päästöistä. Osa pitkäikäisistä ja yhä käytössä olevista tuotteista saattaa sisältää myös jo kiellettyjä tai rajoitettuja yhdisteitä (Brädli et al 2007abc, Clarke et al 2011, Ricklund et al 2008, Eljarrat 2008).

Lannoitevalmistelainsäädäntö ohjaa ja asettaa kriteerit lietteitä käsitteleville laitoksille, niistä jalostettujen lannoitevalmisteiden käytölle sekä lietteen levitykselle. Lietteille tai niistä jalostetuille orgaanisille lannoitevalmisteille ei vielä ole asetettu ohje- tai raja-arvoja haitallisten tai pysyvien orgaanisten yhdisteiden osalta. Eräissä Euroopan maissa on säädetty kansallisia rajoituksia tai ohjeita osalle orgaanisista yhdisteistä, mutta maakohtaisissa käytännöissä on suuria eroja (Rantanen et al 2008).

Kansallisen kemikaaliohjelman (YM 2013) toimenpidesuosituksen yhtenä tavoitteena on haitallisten aineiden riskinarviointi ja -hallinta sekä toimenpiteiden vaikuttavuuden arviointi. Tämä edellyttää riittävää tietoa terveydelle sekä ympäristölle vaarallisten aineiden päästöistä ja niille altistumisesta. Ohjelman sisältää toimenpidesuosituksen, joka kohdistuu erityisesti puhdistamolietteisiin; "Selvitetään jatkuvan seurannan tarpeen arvioimiseksi yhdyskuntajäteveden mukana tulevat sekä lietteen sisältämät haitalliset aineet". Tämä lieteselvitys osaltaan toteuttaa em. toimenpidesuositusta.

Tämän selvityksen tarkoituksena on koota jo olemassa olevaa tietoa yhdyskuntajätevedenpuhdistamolietteiden sisältämistä haitallisista aineista ja erityisesti pysyvistä orgaanisista yhdisteistä. Selvityksessä pyritään myös arvioimaan lietteisiin ja niiden hyötykäyttöön liittyviä lisätutkimustarpeita. Suomessa jätevesilietteistä määritettyjä orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksista on vähän muihin Pohjoismaihin verrattuna.

## 2 Lietteet

### 2.1

#### **Yleistä lietteistä**

Lietteitä syntyy mm. teollisuudesta, maataloudesta sekä yhdyskuntien jätevedenpuhdistuksesta. Lietteiden koostumus ja ominaisuudet vaihtelevat toimintojen erityispiirteiden mukaan. Jotkut teollisuuslaitokset käsittelevät itse osan tuottamistaan lietteistä tai hyödyntävät ne tuotantoprosesseissaan. Maataloustuotannossa syntynyt lanta/lietelanta hyödynnetään usein paikallisesti joko sellaisenaan tai käsittelemällä se kompostoimalla taikka mädättämällä biokaasulaitoksessa. Myös metsä- ja metalliteollisuuden prosessit tuottavat lietteitä, joiden energia- tai alkuainesisältö voidaan hyödyntää. Teollisuusprosesseissa syntyneiden ja hyötykäyttöön soveltumattomien lietteiden loppusijoitus stabiloinnin tai muun esikäsittelyn jälkeen on myös mahdollista.

Kiinnostus yhdyskuntien jätevedenpuhdistuksessa syntyvien lietteiden hyötykäyttöön on kasvanut viime vuosina. Suurin osa suomalaisista lietteistä on hyödynnetty lähinnä viherrakentamisessa sekä kaatopaikkojen maisemoinnissa.

### 2.2

#### **Lietteiden lähteet Suomessa**

Lietteitä muodostui Suomessa vuonna 2007 noin 23 000 000 t/a märkäpainona ilmoitettuna mm. yhdyskuntajätevesien puhdistuksesta, haja-asutuksesta, maataloudesta, maaseudun pienteollisuudesta sekä elintarviketeollisuudesta. Maataloustoiminnan tuottamat lietteet muodostavat valtaosan Suomessa vuosittain syntyvästä lietteestä, noin 95 % (vuonna 2007 märkäpainona 21 300 000 t/a). Yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen osuus on noin 4 %, joka kuiva-aineeksi (= dw → dry weight) muutettuna vuonna 2007 oli noin 147 000 t/a ja vuonna 2011 noin 140 900 t/a (Pöyry 2007).

### 2.3

#### **Keskeisimmät käsittelymenetelmät**

Suomessa on kaikkiaan noin 500 jätevedenpuhdistamoja, joista 400 on pieniä (asukasvastinluku < 10 000) ja noin 60 suuria puhdistamoja, jotka käsittelevät yhdyskuntien, palvelutuotannon sekä pienteollisuuden jätevesiä. Yhdyskuntien jätevedenpuhdistus koostuu useasta perättäisestä prosessista, joiden tarkoituksena on erottaa vedestä valtaosa kiintoaineesta, siihen liuenneesta orgaanisesta aineesta sekä ravinteista. Tyypillisesti puhdistamolle tuleva jätevesi ensin välpätään, jolloin siitä poistetaan puhdistusprosessiin liian suuret partikkelit.



Välppäyksen jälkeen jätevedestä erotetaan yleensä hiekka virtausnopeutta alentamalla. Tämän jälkeen jätevesi ilmastetaan. Hiekanerotuksen ja ilmastuksen yhteydessä kemiallista puhdistusprosessia käyttävässä laitoksessa lisätään orgaanisen aineen saostamiseen käytettäviä kemikaaleja, kuten ferrosulfaattia. Ferrosulfaatin reaktiot veden sisältämien orgaanisten yhdisteiden kanssa käynnistävät ns. sakkautumisen. Sakkautunut orgaaninen aines laskeutuu jäteveden esiselkeytyksessä lietteenä altaan pohjalle. Tästä prosessista syntynyttä lietettä kutsutaan usein raaka- tai primäärilietteeksi, jonka vesipitoisuus on yleensä suuri ja kuiva-ainepitoisuus pieni. Esiselkeytyksessä poistuu noin puolet kiintoaineesta, orgaanisesta aineesta ja fosforista.

Esiselkeytyksen jälkeen jätevettä ilmastetaan ja siihen lisätään uudestaan saostuskemikaaleja. Ilmastuksen jälkeen jätevesi ohjataan jälkiselkeytykseen, jonka yhteydessä orgaanisen aineksen sakkautuminen ja laskeutuminen jatkuu. Jälkiselkeytyksessä syntynyttä lietettä kutsutaan usein sekundäärilietteeksi ja se palautetaan usein lähes kokokaan ilmastusaltaaseen tai johdetaan suoraan puhdistamon lietteen jatkokäsittelyprosessiin. Sekundäärilietteen vesipitoisuus on usein primäärilietettä pienempi ja kuiva-ainepitoisuus suurempi.

Jätevedenpuhdistuksessa erotettu liete voidaan johtaa puhdistamolla anaerobiseen käsittelyyn, jossa primääri- ja sekundäärilietettä mädätetään biokaasureaktorissa. Suomessa toimi vuoden 2011 lopussa yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoilla 16 biokaasureaktorilaitosta. Biokaasureaktorissa käsiteltävästä lietteestä käytetään usein ulkomaisissa julkaisuissa termiä "anaerobically digested sludge". Mädätys tapahtuu hapettomassa tilassa. Prosessia kutsutaan valitun lämpötilan perusteella joko mesofiiliseksi (37°C) tai termofiiliseksi (55°C). Suurin osa suomalaisista mädättämöistä toimii mesofiilillä alueella. Mädätetyn lietteen kuiva-ainepitoisuus on noin 2 %. Mädätetty liete kuivataan tavallisesti mekaanisesti joko lingolla, suotonauhapuristimella tai ruuvipuristimella, jolloin kuiva-ainepitoisuus nousee noin 25–30 % (Pöyry 2007).

Mädätetty ja kuivattu liete yleensä kompostoidaan tai sekoitetaan muuhun maa-ainekseen (Latvala 2005). Kompostin raaka-aineena on voitu käyttää myös muita raaka-aineita kuin pelkästään puhdistamolietettä. Osa jätevedenpuhdistuksessa syntyvästä lietteestä voidaan kuitenkin kompostoida myös suoraan ilman mädätystä tai vaihtoehtoisesti mädätetty liete hyötykäyttää suoraan ilman kompostointia.

Puhdistamon primääri- ja sekundäärilietteet voidaan käsitellä myös puhdistamon ulkopuolisella biokaasulaitoksella, jossa prosessiin voidaan lisätä puhdistamolietteen lisäksi muita orgaanisia lähtöaineita (biojäte, elintarviketeollisuuden sivutuotteet). Euroopassa jätevedenpuhdistusprosessin yhteydessä syntyneitä lietteitä käsitellään myös kuivaamalla ja polttamalla selvästi enemmän kuin Suomessa.

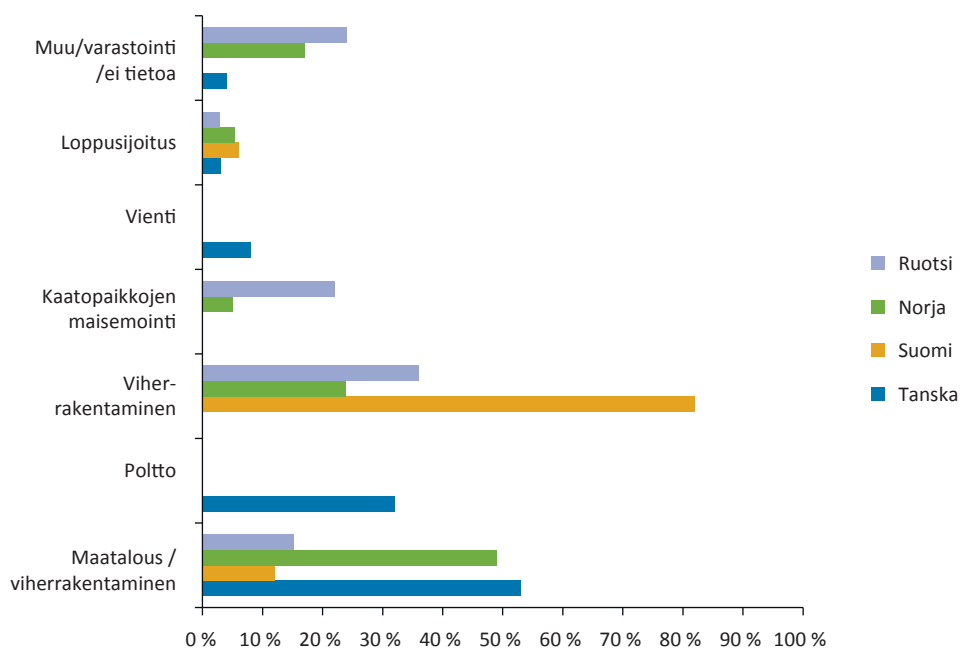
## 2.4

### **Lietteiden hyötykäyttö ja loppusijoitus**

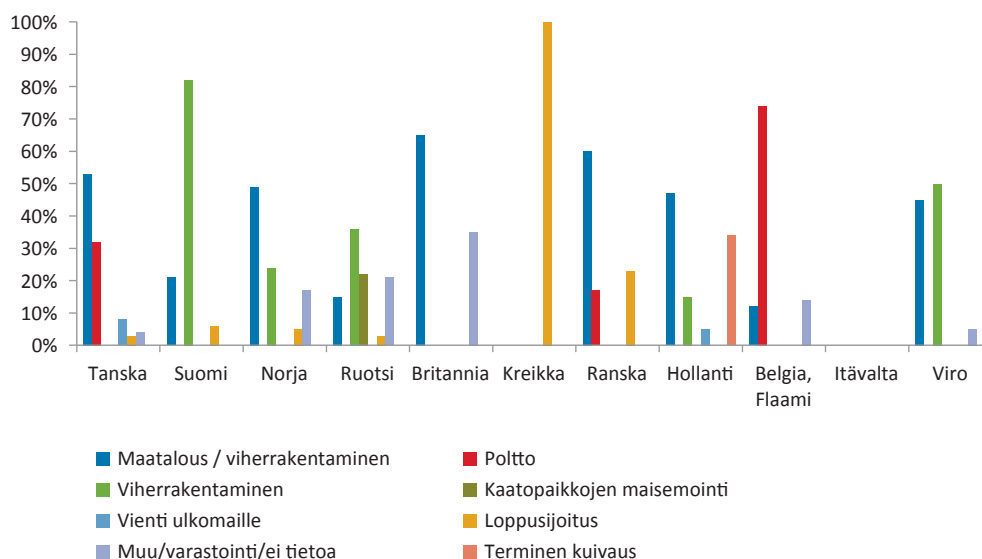
Pohjoismaissa yhdyskuntalietteiden hyötykäytön osuus maataloudessa vaihtelee paljon. Suurinta maatalouskäyttöä on Norjassa ja Tanskassa, kun taas Suomessa valtaosa lietteistä päättyy viherrakentamiseen (kuva 1). Tilastointitavoissa saattaa tosin olla eroja, sillä osa maista on raportoinut sekä maatalouden hyötykäytön, että viherrakentamisen yhtenä arvona mikä vaikeuttaa maiden välistä vertailua. Lisäksi Ruotsissa ja Norjassa kaatopaikkojen maisemointiin käytetyt osuudet on raportoitu erikseen. Muiden maiden osalta se sisältynee viherrakentamiseen (Sternbeck et al 2011). Lietteen hyötykäyttöä ja loppusijoitusta on tarkasteltu Pohjoismaiden lisäksi myös muualla Euroopassa (kuva 2). Lietteiden maatalouskäytön esteiksi mainittiin tärkeysjärjestyksessä; korkeat raskasmetallipitoisuudet, taudinaiheuttajat, typpipitoisuus, orgaaniset haitta-aineet, kustannukset (kuljetus) sekä ennakkoluulot lietteen hyötykäyttöä kohtaan (Rantanen et al 2008). Näiden tekijöiden lisäksi esteiksi todettiin

myös alueelliset rajoitukset, kausittaisesta käytöstä aiheutuva varastointitarve, vaihtoehdoista käsittelytavoista kiinnostuneiden asiakkaiden puuttuminen sekä viranomaisten toiminnasta aiheutuvat esteet. Osa maista lähestyy lietteiden hyötykäyttöä puhtaasti viljelysmaan ravinnetasapainon kautta, jolloin soveltuvuutta arvioidaan C:N:P-suhteiden perusteella. Nitraattidirektiivi (91/676/EEC) saattaa myös osaltaan asettaa alueellisia rajoituksia pohjavesialueilla typpipitoisten lietteiden käytölle (Rantanen et al 2008).

Puhdistamolietteiden maatalouskäytössä sovelletaan nitraattiasetuksessa (VNa 931/2000) karjanlannalle asetettuja säästöjä. Asetuksessa on esitetty rajoituksia mm. levityksen kokonaismäärälle, ajankohdalle ja alueelle. Lietevalmistetta tulee levittää niin, ettei lietevalmistetta tai sen sisältämiä ravinteita päädy vesistöön tai ojaan eikä levityksestä aiheudu pohjavesien pilaantumisvaaraa. Lietevalmisteiden käyttöä tulisi välttää alueilla, joilla siitä aiheutuu pohjaveden pilaantumisvaaraa.



Kuva 1. Lietteiden käsittely ja hyötykäyttö pohjoismaissa (Sternbeck et al 2011).



Kuva 2. Lietteiden käsittely ja hyötykäyttö eräissä Euroopan maissa (Rantanen et al 2008).

## Orgaanisten haitta-aineiden vaikutus lietteen hyötykäytölle

Orgaanisia haitta-aineita voi päätyä jätevedenpuhdistamoille useista eri lähteistä. Rajoitettujen ja kiellettyjen aineiden päästöt ovat aikaisemmin olleet selvemmin teollisuuden keskittyneitä. Esimerkiksi pitkään haitalliseksi tunnettujen yhdisteiden kuten dioksiinien ja furaanien (PCDD/F), polykloorattujen bifenyyliden (PCB) sekä polyaromaattisten hiilivetyjen (PAH) tärkeimpiä lähteitä ovat energiantuotanto sekä erilaiset poltto- ja palamisprosessit. Näissä aineryhmissä eri kongeneerien ja yhdisteiden välillä voi olla suuria eroja niiden pysyvyyden, myrkyllisyyden ja kertyvyyden suhteen. Jätevedenpuhdistamoille yhdisteet voivat päätyä myös ilmalaskeuman ja hulevesien välityksellä, sillä kaupunkialueiden erilaisilta pinnoilta ja kaduilta näitä yhdisteitä voi huuhtoutua sadevesien mukana viemäriverkostoon.

Entistä merkittävimmissä osassa ovat nykyään ns. käytöstä peräisin olevan yhdisteet, jotka voivat vapautua tuotteista koko niiden elinkaaren ajan. Tällaisia ovat esimerkiksi ftalaatit ja polybromatut difenyylieetterit (PBDE). Yhdisteiden lähteet ja kulkeutumisreitit jätevedenpuhdistamoiden lietteeseen voidaan yleistää esimerkiksi seuraavalla tavalla (Smith 2009):

- 1) Fossiilisten polttoaineiden epätäydellisen palamisen seurauksena syntyvät pysyvät yhdisteet voivat laskeutua kivipinnoille ja huuhtoutua sieltä valumavesien mukana jätevesien keräysjärjestelmiin (PAH, PCDD/F)
- 2) Puunsuojauksessa aiemmin käytettyjen kemikaalituotteiden ja yhdisteiden, kuten kreosootin ja pentakloorifenolin (PCP) sisältämät epäpuhtaudet voivat huuhtoutua valumavesien mukana jätevesien keräysjärjestelmiin (PAH, PCDD/F)
- 3) Kiellettyjen tai rajoitettujen aineiden mobilisaatio haihtumalla maaperästä, jolloin ne voivat laskeuman ja valumavesien mukana huuhtoutua jätevesien keräysjärjestelmiin.
- 4) Ruoanvalmistuksen yhteydessä kotitalouksissa muodostuvat pysyvät yhdisteet voivat päätyä jätevesien keräysjärjestelmiin (PAH)
- 5) Kielletyt tai rajoitetut yhdisteet voivat kulkeutua kotitalousvesien mukana jätevesien keräysjärjestelmiin (klooratut pestisidit)
- 6) Teollisissa prosesseissa käytetyt tai kotitalouksista peräisin olevat yhdisteet, kuten liuottimet, palonestoaineet sekä tuotteiden käytön yhteydessä muoveista, pinnoilta tai polymeeristä vapautuvat yhdisteet voivat päätyä jätevesien keräysjärjestelmiin (ftalaatit, PBDE)
- 7) Käytössä olevien pesuaineiden jäämät ja hajoamistuotteet (lineaariset alkyylibentseenisulfonaatit [LAS], nonyylibentseenisulfonaatit [NPE]) voivat päätyä jätevesien keräysjärjestelmiin
- 8) Ihmisten ja eläinten lääkinnässä käytettävät lääkkeet, antibiootit, endogeeniset hormonit ja synteettiset steroidit voivat päätyä jätevesien keräysjärjestelmiin
- 9) Edellisistä ryhmistä poikkeavat yhdisteet, jotka omaavat hormonitoimintaa häiritsevän potentiaalin voivat päätyä jätevesien keräysjärjestelmiin

Lietteiden sisältämät haitalliset aineet voivat vaikeuttaa niiden hyötykäyttöä. Toistaiseksi selvät raja-arvot on asetettu vain lietteen sisältämille raskasmetalleille (direktiivi 86/278/EEC), jonka vaatimustason lähes kaikki Euroopan maat nykytilanteessa alittavat (Rantanen et al 2008). Jätevedenpuhdistamolietteiden sisältämille pysyville orgaanisille yhdisteille raja-arvoja ei ole toistaiseksi asetettu, eikä myöskään lietteitä primääriraaka-aineenaan käyttävien biokaasu- ja kompostointilaitosten lopputuot-

teille. Valmisteilla olevassa uudessa lannoitevalmistelainsäädännössä tultaneen kuitenkin asettamaan raja-arvot ainakin joillekin orgaanisille haitta-aineille.

Vaikka EU:n säätely ei nykyään ota kantaa lietteiden orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksiin niiden hyötykäytön osalta, on osa Euroopan yhteisön jäsenmaista sääntänyt maakohtaisia raja-arvoja muutamille yhdisteille. Kansallisia raja-arvoja löytyy mm. Tanskasta, Ruotsista, Itävallasta, Saksasta ja Belgiasta (Rantanen et al 2008). Näissä maissa lietteiden poltto ja muut hyödyntämistavat ovat selvästi yleisempiä kuin maissa, joissa liete käytetään pääosin maataloudessa ja viherrakentamisessa.

## 2.6

### Tarkastelussa mukana olleet yhdisteet

EU:n vesipuidedirektiiviin on listattu ns. vaaralliseksi luokitellut prioriteettiaineet, jotka voivat aiheuttaa vaaraa tai ympäristön pilaantumista. Näiden yhdisteiden päästöt ja huuhtoumat tulee lopettaa asteittain vuoteen 2021 mennessä. Nykyään myös lääke- ja kosmetiikka-aineiden ("PPCPs" eli Pharmaceuticals and Personal Care Products) käyttäytymiseen sekä pysyvyyteen jätevesilietteissä on kiinnitetty entistä tarkempaa huomiota mm. Pohjoismaisissa tutkimuksissa (TemaNord 2012:519).

POP-yhdisteet ("Persistent Organic Pollutants") ovat puolestaan erityinen ryhmä pysyviä ja kaukokulkeutuvia orgaanisia yhdisteitä, jotka hajoavat ympäristössä erittäin hitaasti. Ne kertyvät eliöihin, rikastuvat ravintoketjussa ja ovat eliöille myrkyllisiä. Lisäksi niiden on todettu olevan usein myös karsinogeenisia tai hormonaalisia häiriöitä aiheuttavia. Mekittäviä POP -yhdisteiden pitoisuuksia on myös havaittu sellaisilta alueilta, joilta paikalliset päästölähteet puuttuvat. Näiden edellä mainittujen ominaisuuksiensa vuoksi, POP-yhdisteiden voidaan olettaa aiheuttavan haittaa ympäristölle ja eliöiden terveydelle vielä pitkään niiden käytön kieltämisen tai päästöjen loppumisen jälkeen. Lisäksi kaukokulkeutuviin aineisiin liittyviä ongelmia voidaan ratkaista lähinnä vain kansainvälisillä sopimuksilla. Tällä hetkellä keskeisiä kansainvälisiä sopimuksia ovat vuonna 2004 solmittu Tukholman sopimus sekä Euroopan talouskomission UNECEn kaukokulkeutumisosuimukseen POP-pöytäkirja vuodelta 2003, jotka pyrkivät rajoittamaan POP-yhdisteiden käyttöä (Seppälä et al 2012).

Tähän tutkimukseen on valittu em. yhdisteitä, joilla tiedetään olevan mm. seuraavia ominaisuuksia; hidas hajoaminen maaperässä, potentiaalinen biokertyminen kasveihin/eliöihin sekä mahdolliset toksiset vaikutukset mm. maaperäeliöille. Osa yhdisteistä on valittu mukaan myös siksi, että niitä tiedetään jo entuudestaan esiintyvän lietteissä suurina pitoisuuksina mm. niiden käytön seurauksena (taulukko 1).

Tutkimustietoa pyrittiin keräämään myös lyhyt, keski- ja pitkäketjuisista klooratuista parafiineista (SCCP, MCCP, LCCP), polyklooratuista naftaleeneista (PCN) ja tetrabromobisfenoli-A:sta (TBBPA). Näiden yhdisteiden osalta tulokset lietteestä ovat varsin vähäisiä, minkä vuoksi niihin tulisi kiinnittää huomiota tulevia tutkimuksia suunniteltaessa. Lisäksi etenkin klooriparafiinien analyysitekniikkaan liittyy edelleen epävarmuuksia. Polykloorattujen parafiinien reduktio lietteeseen näyttäisi kuitenkin julkaistujen mallien perustella olevan merkittävää (EU-RAR 1999, EU-RAR 2002). PCN yhdisteiden sitoutumistehokkuudesta lietteeseen ei puolestaan löytynyt tietoja. Myös TBBPA:n taipumus sitoutua lietteeseen on korkea ja Suomessa havaitut pitoisuudet ovat matalampia kuin ruotsalaisten vertailutulosten. Edellä mainituista yhdisteistä lyhytketjuisia klooriparafiineja (SCCP) ja PCN:a on ehdotettu lisättäväksi Tukholman POP-sopimukseen.

Taulukko I. Tarkastelussa mukana olevat yhdisteet.

Yhdiste	Lyhenne	Luokitus
Polyklooratut dibentso-para-dioksiinit ja dibentsofuraanit	PCDD/F	POP, PHS
Polyklooratut bifenyylit	PCB	POP
Polybromatut difenyylietterit	PBDE	POP* PHS**
Heksabromisyklododekaani	HBCD	POP, PHS
Perfluorioktaanisulfonaatti	PFOS	POP, PHS
Perfluorioktaanihappo	PFOA	
Mono-, di- ja tributyylitina	MBT, DBT, TBT	PHS***
Moni-, di- ja trifenyylitina	MPhT, DPhT, TPhT	
Nonyylifenolit ja Nonyylifenolietoksylaatit	NP ja NPE	PHS****
Oktyylifenolit ja Oktyylifenolietoksylaatit	OP ja OPE	PS
Bisfenoli-a	BPA	
Polyaromaattiset hiilivedyt	PAH	PHS*****
Di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti, Dibutyyliftalaatti, Butyylibentsyyliftalaatti	DEHP, DBP, BBP	PHS***** KV*****
Lineaariset alkyylibentseenisulfonaatit	LAS	
Lääkeaineet ja kosmetiikan sisältämät yhdisteet	PPCP	
Lyhyt-, keskipitkä- ja pitkäketjuiset klooriparafiinit	SCCP, MCCP, LCCP	PHS*****
Polykloorattu naftaleeni	PCN	
Tetrabromobisfenoli-A	TBBPA	

POP Tukholman yleissopimukseen kuuluva pysyvä orgaaninen yhdiste

PS Vesipuitteiden direktiivin mukainen prioriteettiaine

PHS Vesipuitteiden direktiivin mukainen vaarallinen prioriteettiaine

KV Kansallinen vaarallinen aine

\* Penta- ja oktaBDE

\*\* Vain tetra-, penta-, heksa-, ja heptabromidifenyylietterit (CAS-numerot 40088-47-9, 32534-81-9, 36483-60-0 ja 68928-80-3)

\*\*\* Sisältää tributyylitina -kationin (CAS 36643-28-4)

\*\*\*\* Nonyylifenoli (CAS 25154-52-3, EU 246-672-0) mukaan lukien isomeerit 4-nonyylifenoli (CAS 104-40-5, EU 203-199-4) ja nonyyliifenoli (haarautunut) (CAS 84852-15-3)

\*\*\*\*\* Sisältää seuraavat aineet; bentso(a)pyreeni (CAS 50-32-8, EU 200-028-5), bentso(b)fluoranteeni (CAS 205-99-2, EU 205-911-9), bentso(g,h,i)peryleeni (CAS 191-24-2, EU 205-883-8), bentso(k)fluoranteeni (CAS 207-08-9, EU 205-916-6, indenol(1,2,3-cd)pyreeni (CAS 193-39-5, EU 205-893-2). Ei sisällä antaseenia, fluoranteenia, ja naftaleenia, jotka mainitaan luettelossa erikseen.)

\*\*\*\*\* DEHP

\*\*\*\*\* DBP ja BBP

\*\*\*\*\* C<sub>10-13</sub>

Kursiivilla merkityistä yhdisteistä ei ollut saatavilla tutkimustietoa.

## 3 Tutkitut yhdisteet

Pohjoismaiden osalta jätevesilietteiden maatalouskäytön riskinarviointeja on tehty vain muutama (Sternbeck et al 2011, Eriksen et al 2009, Jensen et al 2012). Tämän julkaisun tulosten laskemisessa on käytetty levitysmääriä 3,5 t ja 6 t dw ha<sup>-1</sup> joka viides vuosi sekä 20 t ha<sup>-1</sup> joka kymmenes vuosi (Sternbeck et al 2011).

### 3.1

## Dioksiinit ja furaanit (PCDD/F)

### 3.1.1

#### Taustatietoa yhdisteryhmästä

Polyklooratut dibentso-para-dioksiinit ja dibentsofuraanit (PCDD/F) ovat tasomaisia kolmirenkaisia yhdisteitä, joilla on samankaltaiset ominaisuudet. PCDD/F-yhdisteet voivat sisältää 1–8 klooriatomia. Polykloorattuja dioksiineja ja furaaneja ei ole valmistettu teollisiin tarkoituksiin, mutta niitä esiintyy epäpuhtauksina muissa yhdisteissä (esim. PCB:ssä, kloorifenoleissa ja fenoksihappoissa) sekä syntyy orgaanisten aineiden ja kloorin reagoitessa tietyissä olosuhteissa poltto- / teollisuusprosesseissa.

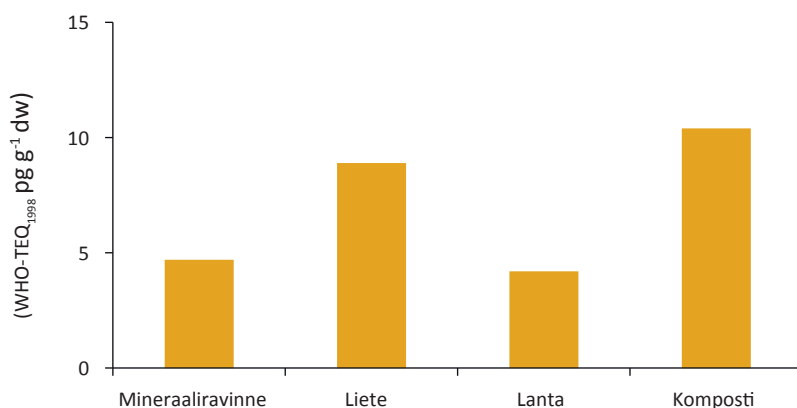
Dioksiineilla voi olla kaikkiaan 75 ja furaaneilla 135 erilaista kongeneeria ja niiden myrkyllisyydessä on suuria eroja. Myrkyllisin PCDD/F yhdisteistä on tasomainen 2,3,7,8-TCDD ja sitä käytetään muiden kongeneerien myrkyllisyyskvivalentin (I-TEQ = International Toxicity Equivalent) määrittämisessä. Yhdisteet liukenevat veteen huonosti ja liukoisuus laskee klooripitoisuuden kasvaessa. Jotkut dioksiinit ja furaanit ovat kohtalaisen haihtuvia ja voivat kulkeutua ilmassa pitkiäkin matkoja.

Maaperään päästyään PCDD/F yhdisteet ovat erittäin pysyviä ja niiden puoliintumisaikaksi onkin arvioitu 6 250–100 000 vuorokautta eli noin 17–270 vuotta. Pysyvyytensä lisäksi ne ovat myös eliöihin erittäin voimakkaasti kertyviä yhdisteitä (vPvB = Very Persistent Very Bioaccumulative). Dioksiinit ja furaanit on listattu Tukholman sopimukseen ja kuuluvat näin ollen POP-asetuksessa (EU) 859/2004 säädeltyn aineiden joukkoon.

Suomessa PCDD/F -yhdisteiden suurin päästölähde ilmaan on energiassektori, jonka osuus kokonaispäästöistä on noin 56 % (Verta & Mehtonen 2012). Seuraavaksi suurimmat lähteet ovat muut teollisuusprosessit (21 %), liikenne (19 %) sekä jätteenpoltto (4 %). Jätevedenpuhdistamojen kautta pintavesiin purkautuvan PCDD/F -kuorman arvioitiin olevan pieni. Suomalaiseen jätevesilietteeseen arvioitiin kertyvän dioksiineja 0,38–2,2 g WHO-TEQ<sub>2005</sub> vuodessa. Eurooppalaisten tutkimusten mukaan puhdistamotyypillä, puhdistusprosessilla, lietteen tuotannolla tai asukasvastineluvulla ei ole todettu olevan yhteyttä lietteessä havaittuihin dioksiinipitoisuuksiin (De la Torre et al 2011).

Ilmallaskeuma on edelleen varsin tärkeä yksittäinen maatalousmaan PCDD/F-kuormittaja. Toisaalta myös lietteen käyttö voi nostaa merkittävästi pinta-alakoh-taista kuormitusta (kuormitus per hehtaari standardilannoituksella), jolloin levityk-sen kautta maaperään siirtyvän PCDD/F kuorman merkitys voi olla selvästi muita lähteitä suurempi.

Eräissä saksalaisessa tutkimuksessa maaperän dioksiinipitoisuuden kehitystä tutkittiin vuosien 1962–2001 välillä kolmella eri lannoitevalmisteella (kuva 3). Or-gaanisten lannoitevalmisteiden käytön aiheuttamaa pitoisuuden muutosta verrattiin maaperään, jota lannoitettiin vain mineraaliravinteilla. Jätevesilietteen ja kompostin käyttö kaksinkertaistivat maaperän PCDD/F-pitoisuuden verrattuna alueisiin, joilla käytettiin vain lantaa tai mineraaliravinnelannoitteita (Umlauf et al 2011).



Kuva 3. Maaperästä havaitut PCDD/F WHO-TEQ<sub>1998</sub> pitoisuudet 30 cm:n syvyydessä erityyppisten lannoitevalmisteiden käytön jälkeen (Umlauf et al 2011).

### 3.1.2

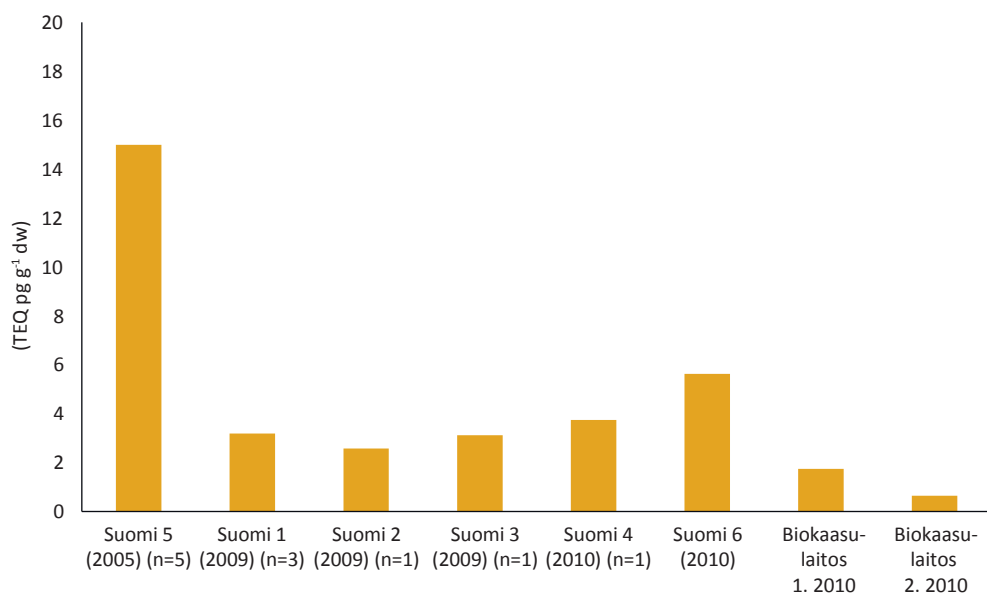
#### Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa

Suomessa vuosina 2008–2009 lietteestä määritetyt PCDD/F -pitoisuudet (ka  $\Sigma$ PCDD/F 630 pg g<sup>-1</sup>) vaihtelivat vain vähän kolmen puhdistamon välillä (kuva 4). Hallitsevin kongeneeri oli OCDD, jonka osuus oli noin 73,5 % (Mehtonen et al 2012a). Seuraavaksi yleisin kongeneeri oli OCDF, jonka osuus oli keskimäärin 14 %. Pitoisuudet ja kongeneerien suhteet vastasivat Ruotsissa vuonna 2008 määritettyjen kahdeksan puhdistamon pitoisuuksia (kuvat 4 ja 5). Suomessa vuonna 2005 määri-tettyjen viiden jätevedenpuhdistamon näytteiden PCDD/F -pitoisuudet vaihtelivat puolestaan välillä 0,3–55 ng I-TEQ kg<sup>-1</sup> dw<sup>1</sup> (ka 15 ng kg<sup>-1</sup> I-TEQ dw, Itävaara et al 2007.) Dioksiini- ja furaanipitoisuudet suomalaisissa puhdistamolietteessä ovat sel-västi laskeneet 1990-luvun alkuun verrattuna (Mehtonen et al 2012a).

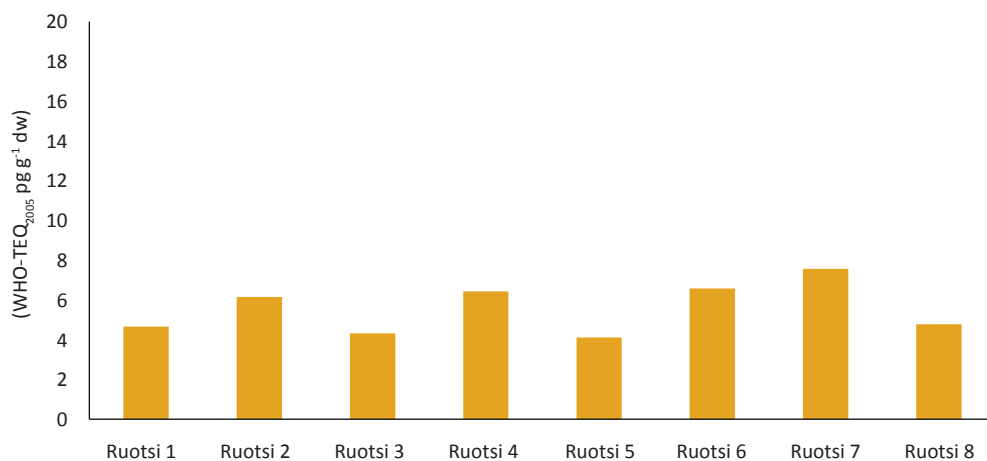
COHIBA-projektissa (Nakari et al 2011) määritetty suurin PCDD/F pitoisuus, erään kunnallisen puhdistamon lietteessä, oli 3,8 ng kg<sup>-1</sup> WHO-TEQ<sub>2005</sub>. Pitoisuus oli kuitenkin pieni verrattuna Saksaan, 770 ng kg<sup>-1</sup> WHO-TEQ<sub>2005</sub>, jossa havaittiin selvästi suurimmat pitoisuudet (kuva 6). Suomessa lietteestä havaitut pitoisuudet eivät poikkea muissa pohjoismaissa havaittuista pitoisuuksista.

Pienimmät PCDD/F -pitoisuudet on havaittu biokaasulaitosten jatkokäsitellyissä lietteissä ( $\leq$  0,003–2,0 ng kg<sup>-1</sup> WHO-TEQ<sub>1998</sub> dw, kuva 4). Näytteistä havaitut konge-neeriprofiilit olivat samansuuntaisia kuin PCDD/F laskeumalla vuosina 1997–2004, joissa OCDD:n osuus oli suurin (Suominen et al 2011).

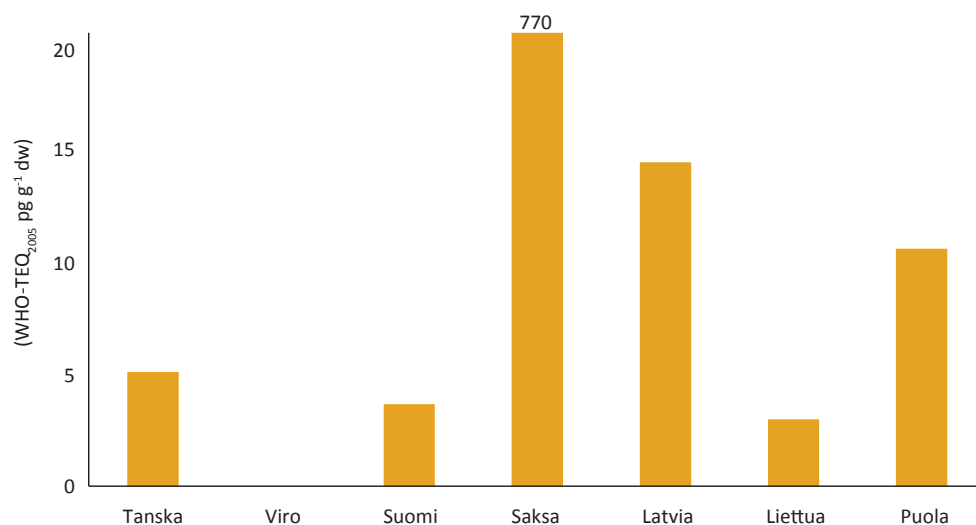
<sup>1</sup> dw = dry weight



Kuva 4. PCDD/F -pitoisuuksia suomalaisten puhdistamojen lietteissä (Mehtonen et al 2012a, Suominen et al 2011, Itävaara et al 2007).



Kuva 5. PCDD/F WHO-TEQ<sub>2005</sub> -pitoisuudet ruotsalaisilla puhdistamoilla vuonna 2008 (Haglund et al 2008).



Kuva 6. Suurimmat COHIBA-projektissa (Nakari et al 2011) havaitut PCDD/F WHO-TEQ<sub>2005</sub> pitoisuudet. HUOM! Saksan pitoisuus 770 pg g<sup>-1</sup> dw.



Iltanlaskeuman kautta maaperään tulevan PCDD/F -kuorma oli vuosina 2009–2010 arviolta  $0,2 \text{ ng m}^{-2} \text{ WHO-TEQ}_{2005}$  vuodessa (Korhonen et al 2013). Laskeuman osuus on noin yhdeksän kertaa pienempi, kuin lietteen kertalevityksen kautta maaperään päätyvä PCDD/F -kuorma. Vuonna 2009 määritetyllä lietteen keskimääräisellä PCDD/F -pitoisuudella  $5 \text{ ng kg}^{-1} \text{ WHO-TEQ}_{2005}$  ja levitysmäärällä  $0,35 \text{ kg ha}^{-1}$  tämä tarkoittaisi siis  $1,7 \text{ ng m}^{-2}$  suuruista kuormaa (liite 1).

Suomessa vuonna 2005 määritetyllä keskimääräisellä PCDD/F -pitoisuudella ( $15 \text{ ng kg}^{-1} \text{ I-TEQ}$ ) sekä lietteen kertalevitysmäärällä  $20 \text{ t ha}^{-1}$ , kuormitus peltomaahan pinta-alaa kohden olisi laskeumaan nähden 150-kertainen ( $30 \text{ ng m}^{-2}$ ). Vaikka pitoisuudet lietteessä ovat matalampia kuin vuonna 2005, aiheuttaisi vastaavan suuruinen lietalisyys vuonna 2009 määritetyllä keskimääräisellä PCDD/F WHO-TEQ<sub>2005</sub> pitoisuudella ( $5 \text{ ng kg}^{-1}$ ) edelleen 50-kertaisen kuorman ( $10 \text{ ng m}^{-2}$ ) laskeumaan nähden. Laskeuman kautta tuleva dioksiini-kuormitus on siis hyvin pieni verrattuna lietteen kertalevityksen kautta maaperään päätyvään kuormitukseen.

### 3.1.3

#### Yhteenveto

Puhdistetun yhdyskuntajäteveden kautta pintavesiin päätyvän PCDD/F -kuorman on arvioitu olevan pieni. Suomalaiseen jätevesilietteeseen on arvioitu vuosittain kertyvän dioksiineja ja furaaneja  $0,38\text{--}2,2 \text{ g WHO-TEQ}_{2005}$ . Dioksiini- ja furaanipitoisuudet suomalaisissa puhdistamolietteessä ovat selvästi laskeneet 1990-luvun alkuun verrattuna. Lietteiden kertalevityksen kautta maaperään päätyvä dioksiini-kuormitus on huomattavasti suurempaa kuin laskeuman kautta maaperään päätyvä PCDD/F -kuorma.

### 3.2

## Polyklooratut bifenyylit (PCB)

#### 3.2.1

#### Taustatietoa yhdisteryhmästä

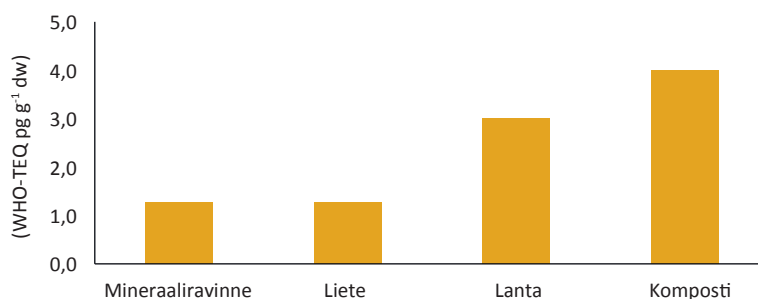
Eri PCB -kongeneereja on olemassa kaikkiaan 209 ja kaupallisissa tuotteissa niistä ollut käytössä 103. Yhdisteen pääasiallisena käyttökohteena ovat olleet kondensaattorit ja muuntajat, mutta niitä on käytetty myös esimerkiksi saumausmassoissa ja hydraulikkaöljyissä. PCB-yhdisteitä vapautuu ilmaan mm. erilaisista poltto- ja kaasutusprosesseista, joista tärkein yksittäinen lähde on jätteenpolttu. PCB:tä voi esiintyä myös homeenesto- ja säilöntäaineena ulkomailla valmistetuissa tekstiileissä. Suomalaiseen jätevesilietteeseen PCB:tä ( $\Sigma\text{PCB}_{33}$ ) arvioitiin kertyvän  $4,5\text{--}15,9 \text{ kg a}^{-1}$  (Verta & Mehtonen 2012). Teollisuuslaitokset saattavat olla osaltaan eräs lietteiden PCB-pitoisuutta lisäävä tekijä.

PCB:n ja niitä sisältävien tuotteiden valmistus, maahantuonti, myynti tai markkinoille luovutus kiellettiin Suomessa vuoden 1990 alussa. Suomessa arvioidaan nykyisin PCB -päästöt ilmaan, muttei vesistöihin ja maaperään kohdistuvaa kuormitusta. PCB -yhdisteet kuuluvat Tukholman sopimukseen ja lukeutuvat näin POP-asetuksella (EU) 859/2004 säädelyjen aineiden joukkoon.

PCB-yhdisteiden vaikutukset ympäristössä vaihtelevat kongeneerista riippuen ja niiden pysyvyys maaperässä vaihtelee  $1\ 100\text{--}14\ 000$  vuorokautteen (3–38 vuotta). PCB-yhdisteet pyrkivät varastoitumaan elimistön rasvakudoksiin sekä maksaan ja näin ollen rikastuvat ravintoketjuissa tehokkaasti. PCB-yhdisteet ovat vesiympäristössä akuutisti myrkyllisiä. Vesiliukoisuus laskee klooripitoisuuden kasvaessa ja yhdisteet ovat sitä pysyvämpiä sekä hitaammin liikkuvia, mitä enemmän klooria ne sisältävät. Vesistöissä klooriatomien määrä lisää PCB-yhdisteiden adsorboitumista orgaaniseen ainekseen ja sedimenttiin.

Raskaiden PCB-kongeneerien on todettu rikastuvan kompostointi- ja mädätyskäsitelyssä orgaanisen aineksen hajoamisen seurauksena (Brändli et al 2007a). Laskeuman merkitys maaperän PCB -pitoisuutta lisäävänä tekijänä on edelleen merkittävä, mutta kompostin ja lietteen käyttö voivat nostaa pinta-alakohtaista kuormitusta moninkertaisesti.

Maaperän dioksiinien kaltaisten PCB -yhdisteiden (DL-PCB) kehitystä, vuosien 1962–2001 välillä, tutkittiin kolmella eri lannoitevalmisteella. Orgaanisten lannoitevalmisteiden käytön aiheuttamaa pitoisuuden muutosta verrattiin maaperään, jota lannoitettiin vain mineraaliravinteilla. Jätevesilietteen ja kompostin käyttö kolmin- tai nelinkertaistivat maaperän DL-PCB -yhdisteiden pitoisuuden verrattuna alueisiin, joilla käytettiin vain lantaa tai mineraaliravinne-lannoitteita (kuva 7).



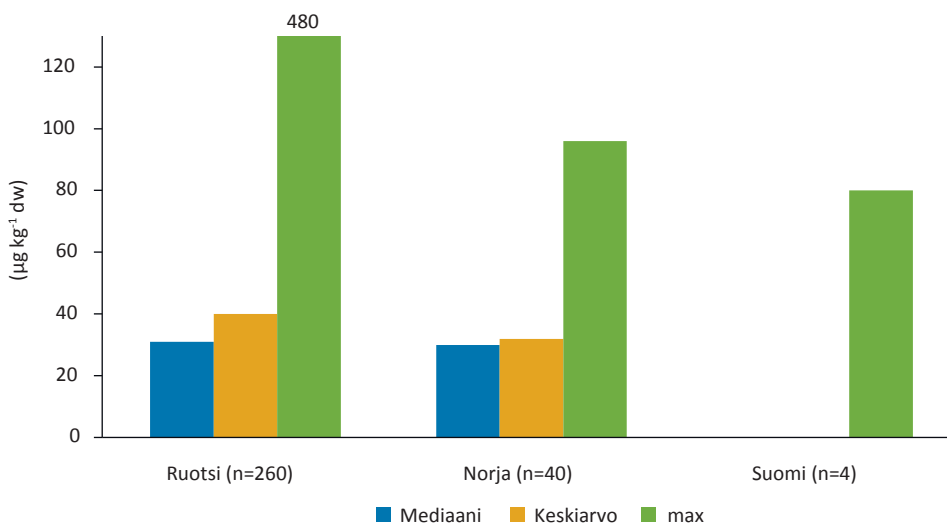
Kuva 7. Maaperän DL-PCB WHO-TEQ -pitoisuuksia 30 cm:n syvyydessä erityyppisten lannoitevalmisteiden käytön jälkeen (Umlauf et al 2011).

### 3.2.2

#### Tutkimustuloksia Suomesta ja muista Pohjoismaista

Ruotsissa ja Norjassa puhdistamolietteiden sisältämät keskimääräiset  $\Sigma$ PCB7 -pitoisuudet ovat lähes samalla tasolla, mutta selvästi suurin pitoisuus on raportoitu Ruotsista 0,48 mg kg<sup>-1</sup>. Maksimipitoisuuksien havaittiin olevan molemmissa maissa yli 10-kertaisia keskimääräisiin pitoisuuksiin nähden (kuva 8).

Ruotsissa vuosina 2007–2008 mitatut lietteen  $\Sigma$ PCB7 -pitoisuudet vaihtelivat muutamilla puhdistamoilla 60–130  $\mu$ g kg<sup>-1</sup> (Pettersson et al 2010). PCB-yhdisteiden pitoisuuksia Suomessa ja Ruotsissa on vaikea vertailla, koska selvityksissä on usein



Kuva 8. Jätevesilietteiden  $\Sigma$ PCB7 mediaani, keskiarvo ja maksimipitoisuus jätevedenpuhdistamojen lieteissä Ruotsissa, Tanskassa, Norjassa ja Suomessa (Sternbeck et al 2011). HUOM! Ruotsin max-pitoisuus 0,48 mg kg<sup>-1</sup> dw.

mitattu eri yhdisteitä tai summaparametrejä. Poikkeuksena on kuitenkin  $\Sigma$ PCB7, jonka pitoisuudet Suomessa ja Ruotsissa näyttäisivät olevat samaa suuruusluokkaa (Mehtonen et al 2012a). Ruotsissa mitattujen DL-PCB -yhdisteiden pitoisuudet lietteissä ovat puolestaan vaihdelleet 0,1–5,8 pg g<sup>-1</sup> WHO-TEQ<sub>2005</sub> välillä (kuva 11).

Pitoisuuksien vaihtelu jätevesilietteisissä voi olla merkittävää. Suomalaisista jätevesilietteisistä PCB-pitoisuuksia on määritetty varsin vähän. Tässä selvityksessä käytettiin lähivuosien kansallisia vertailutuloksia, joiden PCB-pitoisuudet olivat melko samaa luokkaa kuin Ruotsissa. Tulokset eivät kuitenkaan välttämättä kuvaa PCB-pitoisuuksien ajallista ja paikallista vaihtelua, jota oletetaan esiintyvän myös Suomessa.

Vuonna 2009 (Mehtonen et al 2012a) kolmelta jätevedenpuhdistamolla ja vuonna 2010 yhdeltä puhdistamolta (Huhtala et al. 2011) otettujen näytteiden perusteella  $\Sigma$ PCB12 -pitoisuus lietteissä vaihteli välillä 30–97  $\mu\text{g kg}^{-1}$  (kuva 9). Pitoisuuden vaihtelusta huolimatta kongeneerien suhteelliset osuudet näytteissä olivat hyvin samankaltaiset. Näiden näytteiden dioksiinienkaltaisten PCB-yhdisteiden pitoisuus vaihteli välillä 0,6–1,2 pg g<sup>-1</sup> WHO-TEQ<sub>2005</sub> (kuva 10).

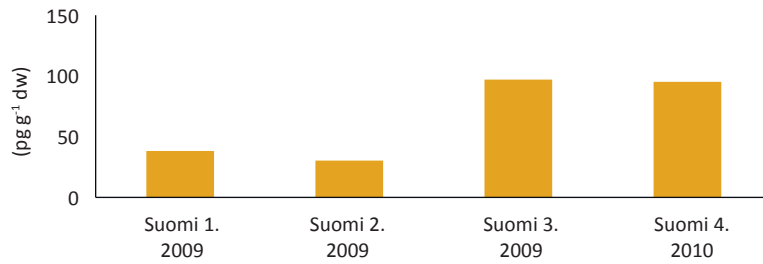
COHIBA -projektissa suomalaisen lietteen DL-PCB -pitoisuus oli 0,8 pg g<sup>-1</sup> WHO-TEQ<sub>2005</sub> (kuva 12, Nakari et al 2011). Kolmen suomalaisen biokaasulaitoksen näytteissä havaitut PCB-pitoisuudet olivat kaikki puolestaan alle määritysrajan (Suominen et al 2011).

Suomessa  $\Sigma$ PCB7:n ilmalaskeuma on noin 0,146  $\mu\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$  (Korhonen et al käsikirjoitus). Suomessa lietteen kertalevityksen kautta maaperään päätyvä  $\Sigma$ PCB7 -kuormitus on lähes 100 kertaa suurempaa kuin vuotuisen laskeuman kautta tuleva kuormitus, mikäli lietettä levitetään 3 500 kg ha<sup>-1</sup> (liite 1). Lietteiden keskimääräiseksi  $\Sigma$ PCB7-pitoisuudeksi arvioitiin 40  $\mu\text{g kg}^{-1}$ . Kyseisellä levitysmäärällä tämä siis tarkoittaisi 14  $\mu\text{g m}^{-2}$  suuruista kuormaa. Laskeuman kautta tuleva  $\Sigma$ PCB7 -kuormitus on siis pientä, verrattuna lietteen kertalevityksen kautta maaperään päätyvään kuormitukseen.  $\Sigma$ PCB7:n eri kongeneerien puoliintumisaika maaperässä vaihtelee arviolta 1 000–13 000 vuorokauteen. PCB -yhdisteiden on myös todettu kertyvän maaperään.

Dioksiinien kaltaisten PCB -yhdisteiden käytettävissä olevan keskimääräinen ilmalaskeuma-arvio on 0,01 ng m<sup>-2</sup> WHO-TEQ<sub>2005</sub> a<sup>-1</sup> (Korhonen et al käsikirjoitus). Käytettäessä lietteen keskimääräistä DL-PCB -pitoisuutta 0,8 pg g<sup>-1</sup> WHO-TEQ<sub>2005</sub> (Nakari et al 2011), maaperään kohdistuva kuorma lietteen kertalevityksen seurauksena olisi keskimäärin noin 0,3 ng m<sup>-2</sup> levitysmäärällä 3 500 kg ha<sup>-1</sup> ja 1,6 ng m<sup>-2</sup> levitysmäärällä 20 000 kg ha<sup>-1</sup>. Vuotuisen laskeuman kautta tuleva kuormitus olisi siis noin 30–150 kertaa pienempää, lietteen kertalevitykseen verrattuna.

Huomattava osa puhdistamolietteisissä havaitusta PCB:stä voi olla peräisin viemäroidylle kaupunkialueille päätyvästä laskeumasta. Ruotsalaisessa tutkimuksessa jätevesilietteiden PCB-pitoisuuden on havaittu nousevan sadannan vaikutuksesta. Kuivaan jaksoon verrattuna, pitoisuus nousi 54  $\mu\text{g kg}^{-1}$  dw aina 85  $\mu\text{g kg}^{-1}$  dw saakka (Nylund et al 2002). Kaupunkialueilla ilman PCB-pitoisuus voi olla 40–500 % korkeampia kuin alueellinen taustapitoisuus (Offenberg & Baker 1997). PCB:n saastuttamilla alueilla myös katupöly voi olla merkittävä PCB-pitoisuutta lisäävä lähde (Clarke et al 2010, Loganathan et al 1997).

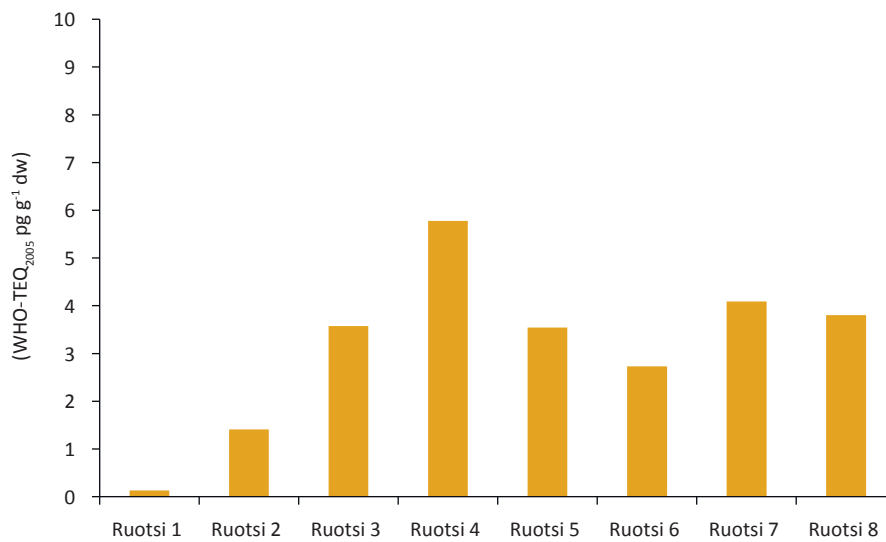
PCB-kuormitusten kattavaan arviointiin tarvittaisiin nykyistä enemmän pitoisuustietoja erityyppisiltä puhdistamoilta. Lisäksi on huomion arvoista, että raskaiden PCB -kongeneerien on todettu rikastuvan kompostointi- ja mädätyskäsittelyssä orgaanisen aineksen hajoamisen seurauksena. Kansallista tietoa jätevesilietteiden sisältämien PCB-yhdisteiden käyttäytymisestä lannoitevalmisteita tuottavilla laitoksilla ei tällä hetkellä ole käytettävissä.



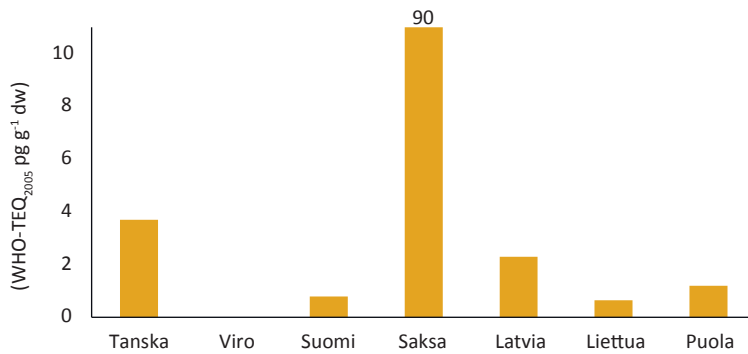
Kuva 9. Puhdistamolietteistä määritettyjä  $\Sigma$ PCB12 -pitoisuudet Suomessa (Mehtonen et al 2012a).



Kuva 10. Puhdistamolietteistä määritettyjä dioksiinien kaltaisten PCB -yhdisteiden pitoisuuksia Suomessa (Mehtonen et al 2012a).



Kuva 11. Puhdistamolietteistä määritettyjä dioksiinien kaltaisten PCB -yhdisteiden WHO-TEQ<sub>2005</sub> -pitoisuuksia vuosilta 2007 ja 2008 Ruotsissa (Haglund & Olofsson 2008, Petterson & Wahlberg 2010).



Kuva 12. COHIBA -projektissa havaitut DL-PCB WHO-TEQ<sub>2005</sub> maksimipitoisuudet (Nakari et al 2011). Huom! Saksan pitoisuus 90 pg g<sup>-1</sup> dw.

### 3.2.3

#### Yhteenveto

Kiellosta ja käytön lopettamisesta huolimatta (PCB-laitteistoja lienee vähäisissä määrin käytössä edelleen), PCB -yhdisteitä esiintyy edelleen jätevedenpuhdistamojen lietteissä. Pitoisuudet ovat kuitenkin pienentyneet 1970-luvusta. Huomattava osa puhdistamolietteissä havaitusta PCB:stä voi olla peräisin viemäröidylle kaupunkialueille päätyvästä ilmalaskeumasta. Suomessa PCB:n laskeuma on vähentynyt selvästi verrattuna 1990-lukuun, jolloin sen käyttö kiellettiin. Suomessa lietteen kertalevityksen kautta maaperään päätyvä DL-PCB -kuormitus ylittää lähes 30-kertaisesti vuotuisen laskeuman, levitysmäärällä 3 500 kg ha<sup>-1</sup>. ΣPCB7 kohdalla kuormitus on puolestaan lähes 100 kertaa suurempaa kuin vuotuinen laskeuma, vastaavalla kertalevitysmäärällä.

### 3.3

## Polybromatut difenyylieetterit (PBDE)

#### 3.3.1

#### Taustatietoa yhdisteryhmästä

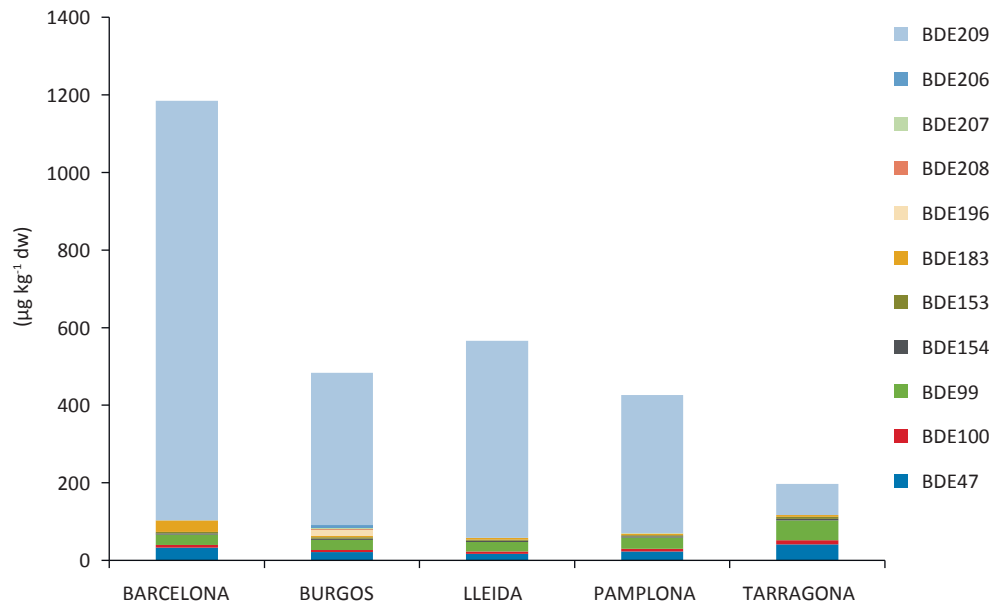
Polybromatut difenyylieetterit (PBDE) ovat bromia sisältäviä orgaanisia yhdisteitä. Ne ovat rakenteellisesti samankaltaisia kuin polyklooratut bifenyylit (PCB) tai klooratut dioksiinit (PCDD). PBDE-yhdisteet koostuvat kahdesta happisillalla yhdistyneestä halogenoidusta aromaattisesta renkaasta. Yhdisteiden luokittelu perustuu bromausasteeseen ja 209 kongeneerin nimeäminen noudattaa samaa käytäntöä kuin PCB -yhdistellä. Kaupalliset tekniset seokset ovat useiden yhdisteiden seoksia.

PBDE-yhdisteitä on käytetty 1970-luvulta palonsuoja-aineena alentamaan tuotteiden syttymisherkkyyttä. Yhdisteitä on käytetty mm. muovien, vaahtomuovien, elektroniikkakomponenttien, verhoilukankaiden, tekstiilien ja rakennusmateriaalien palonsuojaukseen. Difenyylieetterit ovat additiivisia, jolloin ne eivät sitoudu kemiallisesti polymeeriin minkä seurauksena ne voivat vapautua tuotteesta esimerkiksi haihtumalla (Alaee et al 2003).

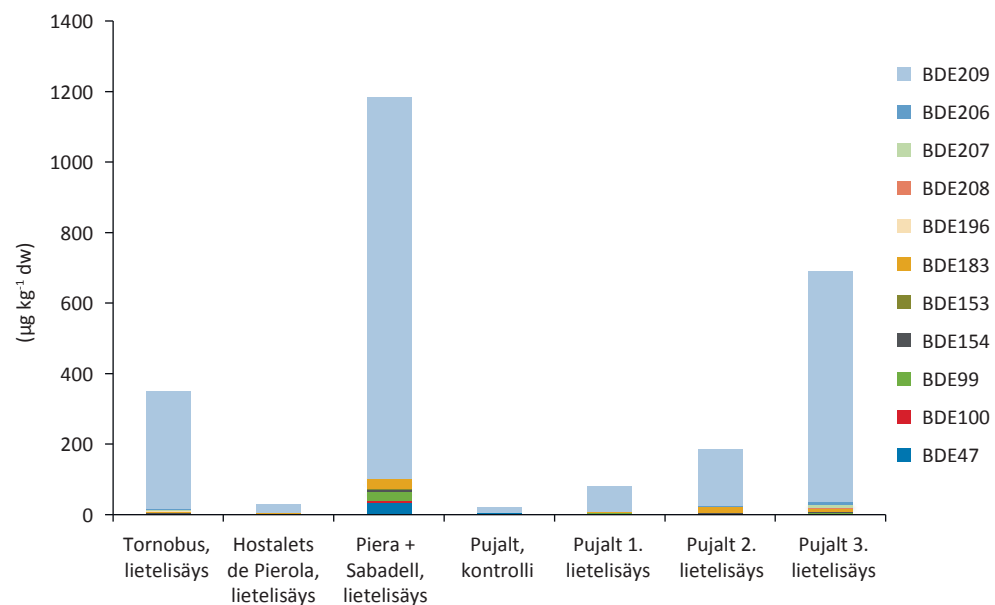
PBDE-yhdisteistä pentan (PeBDE) ja oktan (OcBDE) käyttö on ollut EU:n alueella kiellettyä vuodesta 2004 alkaen. Myös dekan (DeBDE) käyttöä on rajoitettu eräissä käyttökohteissa. Tällä hetkellä yleisin ympäristöstä havaittu kongeneeri on DeBDE:n sisältämä -209, jonka käyttö on yhä sallittua. Yhdisteen hajoaminen ympäristössä on hidasta ja hajoamistuotteena voi syntyä alhaisemman bromausasteen omaavia, vielä haitallisempia yhdisteitä kuten pentan kongeneereja.

PBDE-yhdisteitä voi päästä ympäristöön niiden valmistuksen yhteydessä, niitä tuotteisiin lisättäessä tai vapautumalla tuotteista niiden elinkaaren aikana. Yhdisteitä voi vapautua jätehuollon liitännäisissä prosesseissa materiaalikierrätyksen tai energiantuotannon prosesseissa, minkä vuoksi merkittäviä pitoisuuksia on mitattu mm. jätevesilietteilistä, kaatopaikkojen suotovesistä ja sedimenteistä.

Eräissä tutkimuksissa selvitettiin viiden jätevedenpuhdistamon lietteiden PBDE-pitoisuuksia (kuva 13) sekä lietteiden käytön vaikutuksia maaperän pitoisuuksien kehitykseen vuonna 2005. Lietteen käyttö lannoitevalmisteena nosti maaperän PBDE-pitoisuuksia selvästi vertailualueisiin nähden. Maaperästä eniten havaittiin kongeneeria -209, muiden kongeneerien pitoisuuksien jäädessä pieniksi (kuva 14).



Kuva 13. Puhdistamolietteen PBDE-pitoisuuksia (Eljarrat et al 2008).



Kuva 14. Maaperästä määritettyjä PBDE-pitoisuuksia lietteen levityksen jälkeen (Eljarrat et al 2008).

Jätevedenpuhdistamolla tehtyjen tutkimusten perusteella penta-, okta- ja decaBDE sitoutuivat lietteeseen tehokkaasti (93%) ja vain pieni osa (1–6%) päätyi lähtevään jäteveeseen. Itse käsittelyprosessin aikana yhdisteistä hajosi vain noin 1 % (Ricklund et al 2008b, Haimi & Mannio 2008). On myös arvioitu, että DeBDE -kuorma olisi kasvanut 5–10 kertaiseksi 2000 -luvun alusta lähtien (Kierkegaard et al 1999, Sellström et al 1999, Ricklund et al 2008b). Laskelmien perusteella ruotsalaiselle Henkisdahlin puhdistamolle päätyy DeBDE:tä vuosittain kaikkiaan noin 20 kg (Ricklund et al 2008b).

Jätevesilietteeseen sitoutuneen PBDE:n debrominaatioon vaikuttaa mm. lietteen käsittelytapa. Lietteen PBDE:n (-47, -99, -100, -153 ja -154) pitoisuuksien on havaittu laskevan eniten kompostointikäsittelyssä. Lietteen kompostointi pienensi kongeneerien  $\Sigma$ -pitoisuutta 30–85 % jätevedenpuhdistamosta riippuen. Lietteistä valmistettujen lannoitevalmisteiden käytön on havaittu, 33-vuoden aikana, lisäävän maaperän PBDE-pitoisuutta kontrollinäytteisiin verrattuna selvästi. Myös kevyempien PBDE-yhdisteiden havaittiin akkumuloituvan pidemmällä aikavälillä (Xia et al 2010).

### 3.3.2

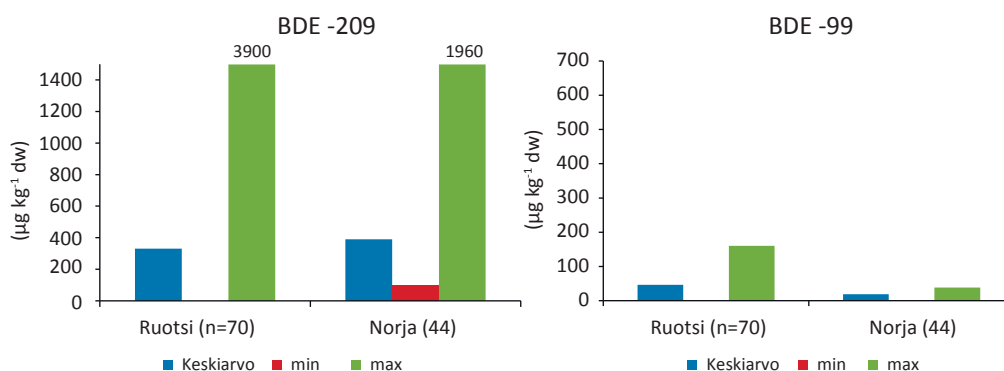
#### Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa

Pohjoismaisessa selvityksessä lietteestä määritettyjä PBDE-pitoisuuksia raportoitiin vain Ruotsista ja Norjasta, joissa suurimmat havaitut BDE-209 pitoisuudet olivat 3 900 ja 1 960  $\mu\text{g kg}^{-1}$  (kuva 15). Norjassa keskimääräinen BDE-209 -pitoisuus oli hieman Ruotsia suurempi, kun taas BDE-99:ä löytyi puolestaan enemmän Ruotsista (Sternbeck et al 2011).

COHIBA -projektissa (Nakari et al 2011) määritettyjen ruotsalaisnäytteiden pitoisuus (kuva 16) poikkesi selvästi vuosien 2004–2009 seurantatutkimusten tuloksista (kuva 17). COHIBA -projektissa korkeita DeBDE pitoisuuksia määritettiin Virossa ja Latviasta (kuva 16). Suomalaiseen jätevesilietteeseen PeBDE:tä arvioitiin kertyvän vuosittain 8,5–9,7 kg ja DeBDE:tä 75–90 kg (Mehtonen et al 2012a).

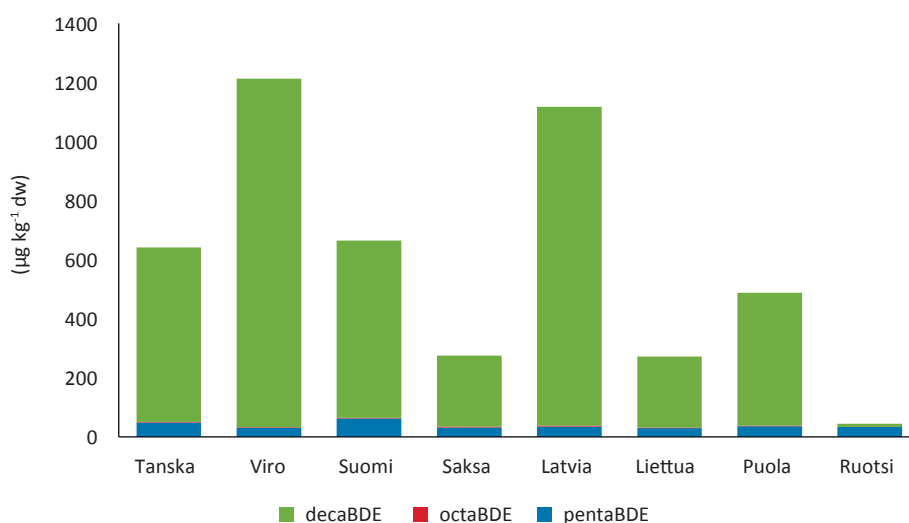
Suomessa vuosina 2008–2009 määritetyissä näytteissä BDE -209 pitoisuudet vaihtelivat kolmen jätevedenpuhdistamon lietteissä 252–579  $\mu\text{g kg}^{-1}$  (Mehtonen et al 2012a). Tulokset ovat hieman korkeampia kuin Ruotsin seurantatutkimusten vuosikeskiarvot ja lähellä puhdistamoilla havaittuja maksimipitoisuuksia (kuva 17 ja 18). Ruotsalaisissa seurantatutkimuksissa puhdistamoilla BDE-209 pitoisuudet ovat vaihdelleet voimakkaasti vuosien välillä, eikä selvää trendiä ole havaittavissa (kuva 19).

Suomalaisilla biokaasulaitoksilla käsitellyissä näytteissä PBDE -pitoisuudet vaihtelivat 28–690  $\mu\text{g kg}^{-1}$  dw, määrittämissä ollessa (LOQ 4–100  $\mu\text{g kg}^{-1}$  dw). Yleisimmät havaitut kongeneerit olivat DeBDE ja OcBDE alemman bromausasteen omaavien kongeneerien pitoisuuksien jäädessä pieneksi (Suominen et al 2011).

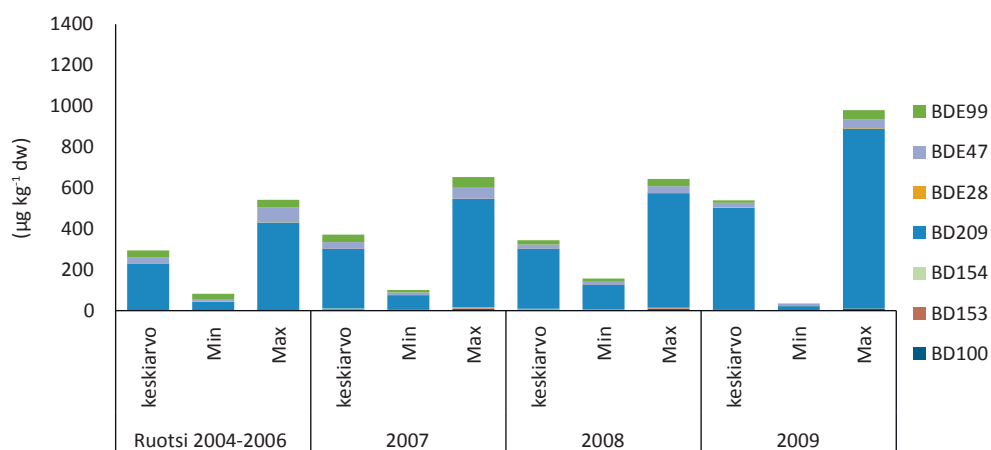


Kuva 15. Kongeneerien BDE-209 ja BDE-99 pitoisuuksia pohjoismaisissa puhdistamolietteissä (Ricklund et al 2008).

Suomessa vuosina 2008–2009 määritettyjen lietenäytteiden BDE-209 keskipitoisuus oli  $431 \mu\text{g kg}^{-1}$  (Mehtonen et al 2012a). Maaperään kertalevityksenä päätyvä PBDE -kuorma voisi vaihdella noin  $150\text{--}860 \mu\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ , riippuen liettelisäyksen määrästä. Arvio BDE-209 ilmalaskeumasta on  $150 \text{ng m}^{-2} \text{a}^{-1}$  (IVL). Näin ollen  $3\,500 \text{kg ha}^{-1}$  suuruisen lietteen kertalisäyksen aiheuttama kuormitus maaperään olisi noin 1 000 kertainen ilmalaskeumaan verrattuna ja lähes 6 000 kertainen kertalevitysmäärällä  $20\,000 \text{kg ha}^{-1}$ . Alhaisemmalla levitysmäärällä tämä tarkoittaisi noin  $150 \mu\text{g m}^{-2}$  ja suuremmalla noin  $860 \mu\text{g m}^{-2}$  suuruista kuormaa (liite 1). PBDE-yhdisteet voivat hajota maaperässä debrominaation kautta, mutta hajoamisnopeudet ovat vielä toistaiseksi tuntemattomia. DeBDE:n hajoamisen seurauksena syntyy haitallisempia alemman bromausasteen omaavia PBDE-yhdisteitä.

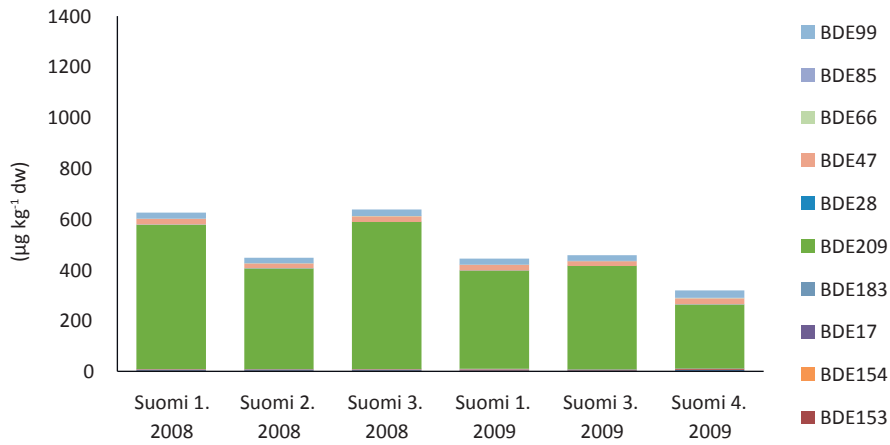


Kuva 16. COHIBA -projektin yhteydessä määritettyjä PBDE-pitoisuuksia. Huomaa, että kuvassa on esitetty havaitut maksimipitoisuudet (Nakari et al 2011).

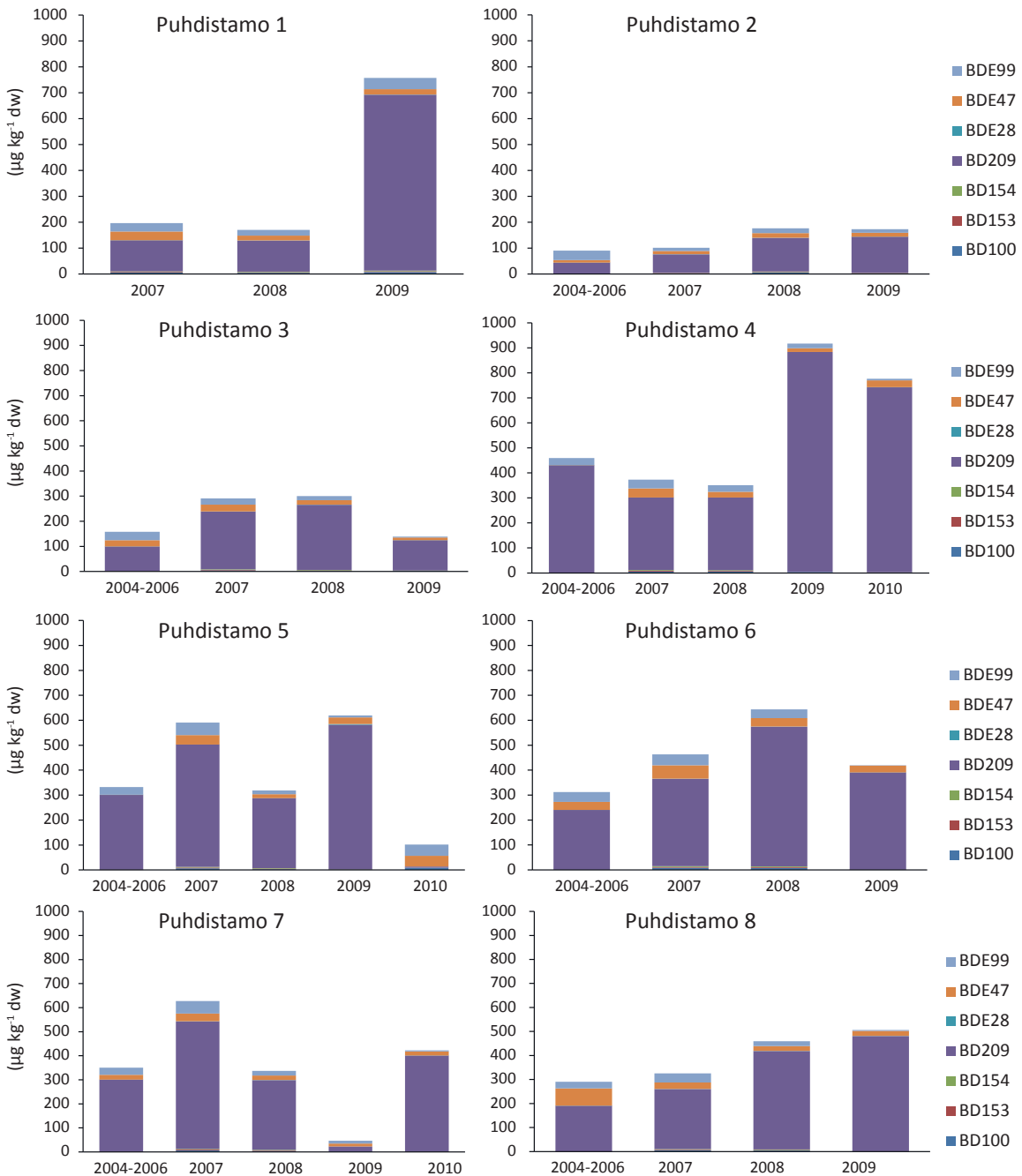


Kuva 17 Ruotsalaisissa seuranta-tukimuksissa määritettyjen PBDE-pitoisuuksien vuosittainen mini, maksimi ja keskiarvo (Haglund & Olofsson 2004–2008).





Kuva 18. Suomalaisissa lietteissä havaittuja PBDE-pitoisuuksia (Mehtonen et al 2012a).



Kuva 19. Ruotsalaisten jätevedenpuhdistamoiden PBDE-yhdisteiden pitoisuuksia lietteessä vuosina 2004–2009 (Haglund & Olofsson 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, Kaj et al 2010).

### 3.3.3

## Yhteenveto

Hallitsevin PBDE-kongeneeri puhdistamolietteessä on BDE-209. Jätevedenpuhdistamoiden lietteissä PBDE -pitoisuuksien on havaittu vaihtelevan paljon sekä puhdistamon sisällä riippuen näytteenoton ajankohdasta, että eri puhdistamojen välillä. Ruotsissa kertaluontoisesti havaitut maksimipitoisuudet ovat olleet moninkertaisia, mukana olleiden puhdistamoiden vuosikeskiarvoihin verrattuna.

Suomessa jätevedenpuhdistamoiden lietteestä mitatut PBDE-pitoisuudet ovat keskimäärin samalla tasolla ruotsalaisten vertailutulosten kanssa. Tosin määritettyjen näytteiden määrä on pieni, eikä puhdistamoilla ole toistaiseksi havaittu yhtä korkeita PBDE -pitoisuuksia kuin Ruotsissa. On mahdollista, että myös suomalaisten puhdistamoiden jätevesipitoisuuksissa sekä lietteeseen sitoutuvissa PBDE:n määrissä on sekä ajallista, että paikallista vaihtelua.

Maaperään kohdistuva BDE -209 kuormitus olisi lietteen kertalevityksen seurauksena noin 1 000 kertaa suurempaa laskeumaan verrattuna, mikäli lietettä levitettäisiin  $3,5 \text{ t ha}^{-1}$  ja puolestaan lähes 6 000 -kertaista, mikäli lietettä levitettäisiin  $20 \text{ t ha}^{-1}$ . PBDE-yhdisteet voivat hajota maassa debrominaation kautta, mutta hajoamisnopeudet ovat toistaiseksi tuntemattomia. DeBDE:n hajoamisen seurauksena syntyy alemman bromausasteen omaavia yhdisteitä, jotka ovat BDE-209 haitallisempia. BDE-209:n puoliintumisajaksi maaperässä on arvioitu 700 vuorokautta ja mallinustenperusteella sen arvellaan myös kertyvän maaperään, erityisesti jos lietettä levitetään toistuvasti.

### 3.4

## Heksabromisyklododekaani (HBCD)

### 3.4.1

#### Taustatietoa yhdisteryhmästä

Heksabromisyklodekaani (HBCD) on syklinen bromisubstituoitu alifaattinen yhdiste, jota on käytetty erityisesti additiivisena palonsuoja-aineena 1960-luvulta lähtien. HBCD on ollut 2000-luvun alkupuolella kolmanneksi käytetyin bromattu palonsuoja-aine maailmassa tetrabromibisfenoli -A:n (TBBPA) ja DeBDE:n jälkeen ja sen tuotantomäärä on kaksinkertaistunut vuodesta 2001 vuoteen 2010. Kaupallinen seos sisältää pääasiassa kolmea stereoisomeeriä;  $\alpha$ ,  $\beta$  sekä  $\gamma$ . Isomeerien pitoisuudet seoksessa riippuvat valmistajasta, mutta gammastereoisomeerin pitoisuus (79–95 %) kuuluu kuitenkin olla selvästi korkeampi kuin  $\alpha$ - ja  $\beta$ -isomeerin yhteiset pitoisuudet (3–30 %). HBCD:n kaksi muuta stereoisomeeriä ( $\epsilon$  ja  $\delta$ ) on myös löydetty epäpuhtautena kaupallisista seoksista. HBCD:n isomeerien kertyvyydessä ja toksisuudessa on eroja, minkä vuoksi isomeerispesifinen analysointi on tärkeää.

HBCD:n käyttö matriisiin sekaan sekoitettavana palonestoaineena, joka ei muodosta kemiallisia sidoksia tuotteessa, tekee siitä helpommin irtoavan verrattuna reaktiivisiin palonestoaineisiin. Tärkeimpiä käyttökohteita ovat tällä hetkellä suulakepursotetut (XPS) ja paisutetut (EPS) polystyreenituotteet, joita käytetään etupäässä rakennusteollisuudessa lämmöneristeenä. Näiden lisäksi yhdistettä käytetään jonkin verran myös tekstiilien, autojen sekä lentokoneiden verhoilukankaiden ja elektroniikkatuotteiden palosuojaukseen.

HBCD lisättiin Tukholman yleissopimukseen kieltoliitteeseen vuonna 2013 siten, että rajoituksen voimaantulon jälkeen ainetta voi käyttääainoastaan rakennusten EPS- ja XPS-eristeisiin määräaikaisella poikkeuksella. HBCD:n käyttö tekstiileissä, HIPS-muovissa sekä kaikissa muissa EPS- ja XPS-käytöissä (kuten esimerkiksi siltojen

ja teiden rakentaminen, pakkausmateriaalit, huonekalujen sisukset) on lopetettava. Kyseisen poikkeuksen nojalla tuotettu EPS ja XPS on myös merkittävä niin, että se voidaan tunnistaa koko elinkaarensa ajan.

Jätteistä peräisin olevien HBCD -päästöjen on arvioitu olevan jopa suurempia, kuin yhdisteen tuotannosta tai sitä sisältävien tuotteiden käytöstä aiheutuvat päästöt. Tukholman sopimuksen uusien säädösten tultua voimaan, HBCD:tä sisältävät jätteet on käsiteltävä POP-jätteenä. Keskeinen ongelma HBCD:tä sisältävien tuotteiden jätehuollossa on, että sitä ei voida silmämääräisesti erottaa palosuojaamattomasta materiaalista.

HBCD:n ympäristöpitoisuuksien ennustetaan kasvavan tulevaisuudessa yhä, yhdisteen käytön rajoituksista huolimatta. Merkittävin yhdisteen lähde ovat HBCD sisältävät tuotteet, joista useat ovat elinkaareltaan pitkäikäisiä (verhoilutekstiilit, rakennusmateriaalit ja elektroniikkatuotteet). Tämän vuoksi yhdisteen päästöjä on vaikeaa lopettaa kokonaan, eikä sen käytön rajoittaminen välttämättä johda ympäristöpitoisuuksien pientymiseen lyhyellä aikavälillä.

Eräässä eurooppalaisessa tutkimuksessa HBCD:n ja tetrabromobisfenoli-A:n (TBBA) pitoisuuksia seurattiin jätevesilietteissä sekä kompostissa. Vaikka palosuojaukseen käytettävien kemikaalien määrät Euroopan markkina-alueella ovat olleet samalla tasolla vuonna 2001 komposti- ja lietenäytteet sisälsivät merkittävästi enemmän HBCD:ta kuin TBBPA:ta. Erojen arvioitiin johtuvan siitä, että HBCD on tuotteissa usein additiivinen (ei sitoutunut), kun taas TBBPA sitoutuu polymeeriin kovalenttisilla sidoksilla. Sekä HBCD:n ja TBBPA:n pitoisuudet olivat korkeampia lietteessä kuin kompostissa. Tutkimusten mukaan HBCD:n maatalousmaahan kohdistuvaa kuormitusta dominoi yleensä ilmalaskeuma.

Jätevedenpuhdistamoilla arviolta noin 79 % HBCD:sta sitoutuu lietteeseen ja noin 21 % kulkeutuu purkuvesistöön käsittelyn jälkeen. HBCD:n ei ole juuri havaittu hajoavan itse puhdistusprosessin aikana.

### 3.4.2

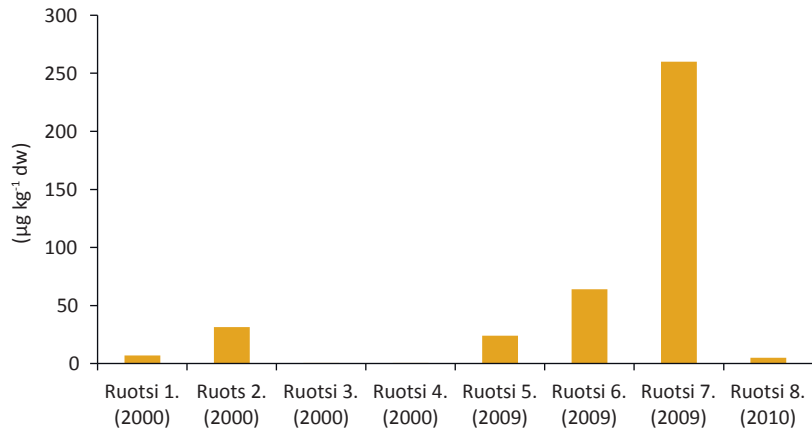
#### Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa

Pohjoismaissa lietteestä määritettyjä HBCD-tuloksia löytyi hyvin vähän. Ruotsalaisissa seurantatutkimuksissa yhdistettä on seurattu harvakseltaan verrattuna moneen muuhun haitta-aineeseen. Havaituista pitoisuuksista on vaikeaa vetää johtopäätöksiä trendeistä, sillä pitoisuuksien vaihtelu eri vuosien välillä on ollut merkittävää. Vuodesta 2000 pitoisuudet ovat mahdollisesti kasvaneet ja suurin pitoisuus havaittiin vuonna 2009 (kuva 20).

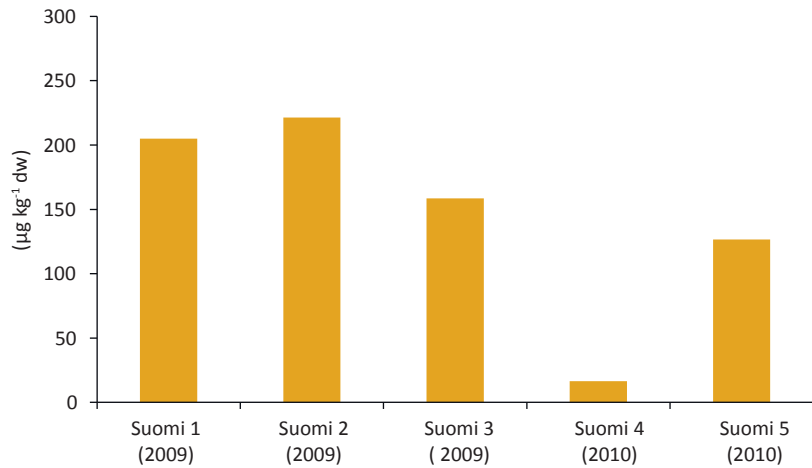
Ruotsissa COHIBA-projektin yhteydessä määritetyissä näytteissä korkeimmat havaitut HBCD -pitoisuudet olivat pienempiä, kuin kansallisen seurannan yhteydessä havaitut (kuva 22). On kuitenkin huomioitava, että COHIBA:n yhteydessä määritetyt ruotsalaiset ja tanskalaiset HBCD -pitoisuudet eivät ole suoraan vertailukelpoisia muiden projektissa mukana olleiden maiden tulosten kanssa, sillä näiden maiden käyttämät määrittämenetelmät olivat erilaiset.

Suomessa HBCD:n pitoisuuksia on tutkittu vain harvoista lietenäytteistä. Havaitut pitoisuudet olivat  $\alpha$ -HBCD 16–82  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ,  $\beta$ -HBCD 59–183  $\mu\text{g kg}^{-1}$  ja  $\gamma$ -HBCD 6–27  $\mu\text{g kg}^{-1}$  dw (Mehtonen et al 2012a). Kuvassa 21 esitetyt pitoisuudet ovat eri isomeerien summia. Suomalaiseen jätevesilietteeseen arvioitiin kertyvän HBCD:a ( $\alpha$ -,  $\beta$ - &  $\gamma$ -isomeerien summa) 2–31 kg/vuosi (Mehtonen et al 2012b).

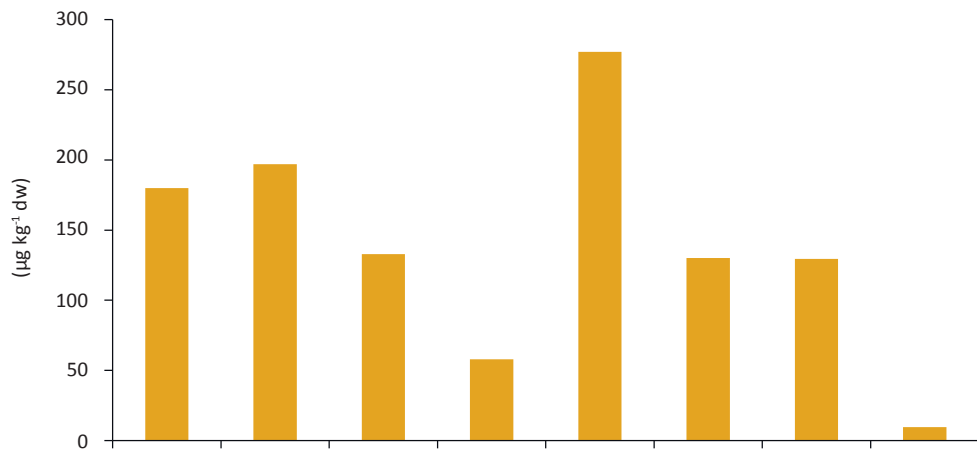
Puhdistamolietteen lannoitekäytön seurauksena maaperään päätyvän HBCD:n määrä on ilmalaskeumaan verrattuna merkittävä. Laskeuman suuruudeksi on arvioitu noin 40  $\text{ng m}^{-2} \text{a}^{-1}$  (IVL). Suomessa suurimman lietteessä havaitun pitoisuuden perusteella (221  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , Mehtonen et al 2012a) 3,5–20  $\text{t ha}^{-1}$  lietelisyys toisi noin 1 900–11 000 -kertaisen HBCD kuorman laskeumaan verrattuna (liite 1). Tämä tarkoittaisi



Kuva 20. Jätevedenpuhdistamoiden lietteistä havaittuja HBCD-pitoisuuksia (Kaj et al 2010 ja Sternbeck et al 2001).



Kuva 21. Suomalaisen jätevedenpuhdistamoiden lietteistä määritettyjä keskimääräisiä HBCD-pitoisuuksia (Mehtonen et al 2012a, Nakari et al 2011).



Kuva 22. Suurimmat havaitut maakohtaiset pitoisuudet COHIBA -projektissa (Nakari et al 2011).

siis 77–440  $\mu\text{g m}^{-2}$  suuruista HBCD -kuormaa. Alhaisemmalla pitoisuudella (16  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , Mehtonen et al 2012a) HBCD -kuormitus maaperään olisi kuitenkin noin 140 kertaa suurempaa laskeumaan verrattuna, lietettä levitettäessä 3 500  $\text{kg ha}^{-1}$ . Levitysmäärän ollessa puolestaan 20 000  $\text{kg ha}^{-1}$  kuormitus olisi noin 800 kertaa suurempaa. Tämä tarkoittaisi siis noin 6–32  $\mu\text{g m}^{-2}$  suuruisia kuormia.

### 3.4.3

#### Yhteenveto

Jätevesilietteiden HBCD-pitoisuuksia koskevia tietoja löytyi varsin niukasti. Pitoisuudet vaihtelevat niin maittain kuin puhdistamoinnin, tutkimusajankohdasta riippuen. Tulosten perusteella Suomen jätevesilietteiden keskimääräisen HBCD-pitoisuuden arvioiminen on vaikeaa, sillä käytettävissä olevat kansalliset vertailutulokset perustuvat vain viiteen lietenäytteeseen (vaihdellen 16–221  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ). Alhaisemmalla pitoisuudella HBCD -kuormitus maaperään olisi kuitenkin noin 140 kertaa suurempaa laskeumaan verrattuna, kertalevitettäessä lietettä 3 500  $\text{kg ha}^{-1}$ . Suuremmalla lietteen HBCD -pitoisuudella (221  $\mu\text{g kg}^{-1}$ ) kuormitus, samalla levitysmäärällä, olisi puolestaan jopa noin 1 900 kertaa suurempaa laskeumaan verrattuna. Jätevedenpuhdistamolietteen lannoitekäytön seurauksena maaperään päätyvän HBCD:n määrä on siis laskeumaan verrattuna merkittävä. HBCD:n puoliintumisajaksi maaperässä on arvioitu 63 vuorokautta ja sen arvellaan myös kertyvän maaperään.

### 3.5

## Perfluoratut yhdisteet (PFC)

### 3.5.1

#### Taustatietoa yhdisteryhmästä

Perfluoratut yhdisteet (PFC) on laaja ryhmä kemikaaleja, joita on käytetty laajasti 1950-luvulta lähtien sekä teollisuudessa että kuluttajatuotteissa. Rakenteellisesti PFC-yhdisteet ovat orgaanisia fluoriyhdisteitä, joissa hiileen sitoutuneet vedyt on korvattu osittain tai kokonaan fluorilla. Ryhmään kuuluu satoja yhdisteitä, jotka voidaan edelleen jakaa rakenteen perusteella pienempiin ryhmiin: PFAS -aineisiin (joihin PFOS kuuluu), PFCA -aineisiin (joihin PFOA kuuluu) sekä fluoritelomeereihin. Lisäksi edellä mainituista esiintyy muuten samanlaisen perusrakenteen omaavia homologeja, joilla hiiliketjun pituus on erilainen. Hiilivetyketjuihin voi liittyä myös funktionaalisia ryhmiä kuten hydroksyyli- (-OH), karboksyyli- (-COOH) tai aldehydiryhmä (-CHO). Tällaisia ovat esim. fluoritelomeerit, joista osan tiedetään hajoavan fysikaalis-kemiallisesti ja biologisesti PFCA-yhdisteiksi. Fluoritelomeerialkoholit voivat myös olla haihtuvia ja siten kaukokulkeutuvia (Ahrens et al 2010, Dinglasan et al 2004, Ellis et al 2004, Korkki 2006, Young et al 2007).

PFAS-yhdisteet voivat esiintyä ympäristössä happoina, metallisuoloina, sulfonamideina tai niiden johdannaisina. PFC -yhdisteistä tunnettuja ovat muun muassa perfluoratuista sulfoni- ja karboksyylihapoista (PFSA ja PFCA) kahdeksan hiiltä sisältävätperfluorioktaanisulfonaatti (PFOS) ja perfluorioktaanihappo (PFOA).

Osalla PFAS-aineista ominaisuudet ovat samankaltaisia kuin POP-yhdisteillä, sillä niiden sisältämä hiili-fluoridokset ovat varsin pysyviä. Esimerkiksi perfluorioktaanisulfonaatti (PFOS) täyttää sekä Tukholman sopimuksen, että UNECE:n kaukokulkeutumispöytäkirjan PBT- yhdisteiden (Persistent Bioaccumulative Toxic) kriteerit. Tällä hetkellä PFC -yhdisteistä vain PFOS:n ja sen prekursoreiden käyttöä on rajoitettu. PFOS-yhdisteitä on käytetty Suomessa ennen 2000 -lukua 9–20  $\text{t a}^{-1}$  ja 2000-luvulla noin 160–230  $\text{kg a}^{-1}$ . Niiden käyttöä rajoitettiin EU:ssa vuonna 2008, poikkeuksena tietty teollisuusprosessit (mm. metallien pintakäsittely, elektroniikkatuotteet) sekä lento-

koneiden hydraulineesteet. PFOS:a sisältäviä sammutusvaahtoja sai käyttää 27.6.2011 saakka (POP-asetus [EU] 850/2004). PFOA:a ja sen suoloja puolestaan käytetään mm. fluoripolymeerien kuten teflonin valmistuksessa (Haimi & Mannio 2008).

PFOS:in on todettu, kaukokulkeutumisen lisäksi, olevan erityisen pysyvä, toksinen ja kertyvä. Päästölähteitä on useita, sillä yhdisteitä käytetään kuluttajatuotteissa joista ne vapautuvat käytön aikana ympäristöön. Lähteenä voivat toimia myös käytöstä poistettujen tuotteiden jätehuoltoon liittyvät prosessit ja yhdisteiden vapautumista kaatopaikkojen suotovesiin voi tapahtua. Jätevedenpuhdistamoilla noin 2/3 PFOS-aineista kulkeutuu puhdistusprosessin läpi. Suomalaiseen jätevesilietteeseen arvioidaan 2000-luvun lopulla kertyvän PFOS:ia 1–17 kg a<sup>-1</sup> (Mehtonen et al 2012b).

Jätevedenpuhdistamojen lietteisiin perfluorattuja yhdisteitä voi päätyä niitä käyttävän teollisuuden sekä kotitalousjätevesien mukana. Monet kotitalouksissa käytössä olevat tuotteet voivat sisältää fluorattuja alkyylilyhdisteitä. Suomalaiseen jätevesilietteeseen arvioitiin kertyvän PFOA:a 0,1–0,4 kg a<sup>-1</sup> (Mehtonen et al 2012b). Tutkimusten mukaan kaikki jäteveden sisältämä PFOA ei päädy lietteeseen, vaan yhdistettä poistuu myös puhdistetun jäteveden mukana (Bossi et al 2008).

PFOS ei juuri päädy lietteeseen (28%) vaan yhdistettä poistuu myös puhdistetun jäteveden mukana jopa noin 72 % (Bossi et al 2008). Useissa tutkimuksissa PFOS ja PFOA-pitoisuuksien on havaittu keskimäärin korkeammaksi lähtevässä jätevedessä kuin puhdistamolle tulevassa jätevedessä. Puhdistusprosessin aikana muut PFC-aineet kuten fluoritelomeerialkoholit voivat toimia prekursorimolekyyleinä, joiden hajoamisen ja muuntumisen seurauksena PFOS:n pitoisuus kasvaa. PFOS:n ei myöskään ole havaittu hajoavan prosessin aikana (Bossi 2008, Rhoads et al 2008, Sinclair et al 2006).

Yhdysvaltalaisessa tutkimuksessa selvitettiin yhdyskuntajätevedenpuhdistamolietteiden vaikutusta maatalousmaan PFAS-aineiden pitoisuuteen. PFAS-aineiden pitoisuuden havaittiin nousevan lineaarisesti levitetyn lietemäärän kasvaessa. PFOS oli tutkimuksessa havaituista yhdisteistä yleisin sekä lisätyn lietteen että lannoitetun maaperän osalta (Sepulvado et al 2011).

### 3.5.2

#### Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa

Pohjoismaisessa kartoitustutkimuksessa lietenäytteiden summapitoisuus (PFOSA+PFHxS+PFOS+PFHxA+PFOA+PFNA) vaihteli Ruotsissa välillä 0,1–3,8 µg kg<sup>-1</sup> ww (ww = wet weight), Suomessa 0,2–2,5 µg kg<sup>-1</sup> ww, Norjassa 1,1–1,7 µg kg<sup>-1</sup> ww, Islannissa ~0,2 µg kg<sup>-1</sup> ww ja Färsaarilla noin 1,7 µg kg<sup>-1</sup> ww. Tanskalaisissa näytteissä pitoisuus on vaihdellut välillä 0,7–1,5 µg kg<sup>-1</sup> ww (Kalleborn et al 2004). Tutkimuksessa näytteiden pitoisuudet on kuitenkin määritetty suhteessa märkäpainoon eivätkä ne ole suoraan vertailukelpoisia muiden esitettyjen pitoisuuksien kanssa.

#### 3.5.2.1

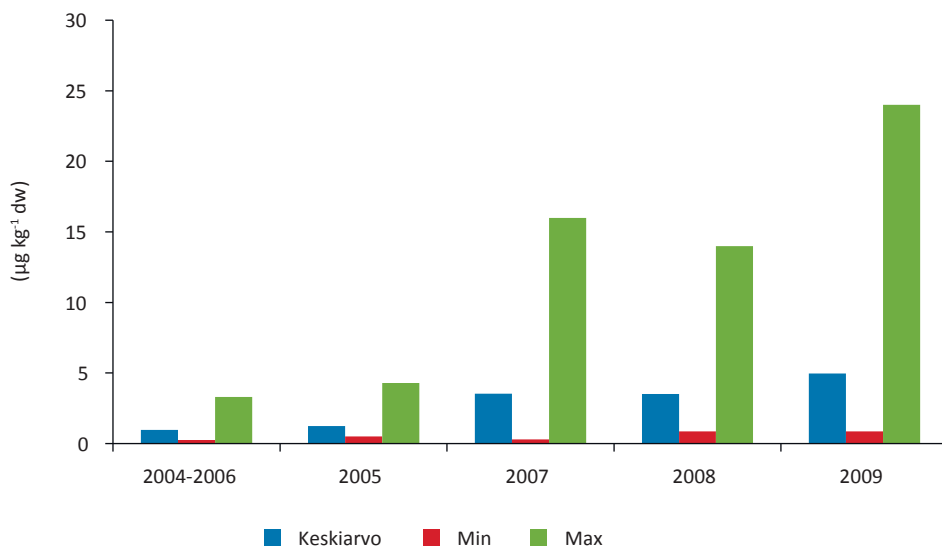
##### Perfluorioktaanihappo (PFOA)

Ruotsalaisilla jätevedenpuhdistamoilla vuosien 2004 ja 2009 välillä tehtyjen seuranta-tutkimusten perusteella sekä PFOA:n keski- että maksimipitoisuuksien trendi on ollut lievästi nouseva. Lisäksi vuosien 2007–2009 keskihajonta oli keskiarvopitoisuutta suurempi, mikä kertoo suuresta pitoisuusvaihtelusta puhdistamoiden välillä (kuva 23).

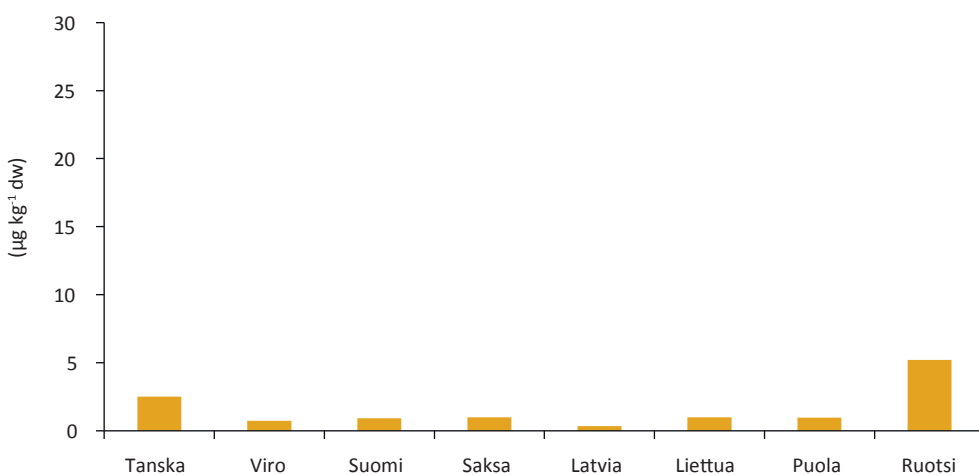
COHIBA -projektin (Nakari et al 2011) yhteydessä määritetyissä näytteissä PFOA maksimipitoisuus oli selvästi suurin Ruotsissa ja samaa tasoa kuin kansallisessa seuranta-tutkimuksessa vuonna 2009 (kuva 24).

Suomessa PFOA -pitoisuuksista lietteissä on hyvin vähän tietoa. COHIBA-projektin (Nakari et al 2011) yhteydessä analysoitujen näytteiden suurin havaittu pitoisuus oli hieman pienempi, kuin vuosina 2009 ja 2010 otetuissa näytteissä (kuva 25).

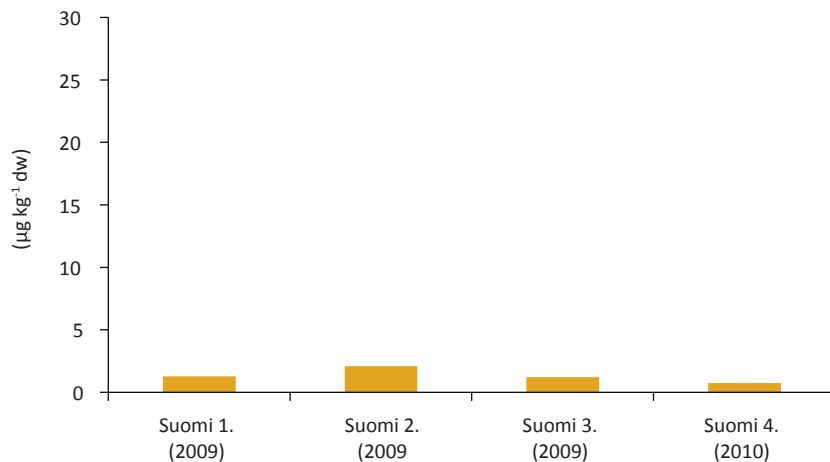
Yleisesti ottaen Suomesta havaitut pitoisuudet ovat hieman pienempiä Ruotsiin tai Tanskaan verrattuna.



Kuva 23. Ruotsalaisten jätevedenpuhdistamoiden PFOA-pitoisuuksia vuosina 2004–2009 (Haglund & Olofsson 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, Petterson & Wahlberg 2010, Woldegiorgis et al 2006).



Kuva 24. COHIBA -projektissa raportoidut PFOA:n maksimipitoisuudet (Nakari et al 2011).



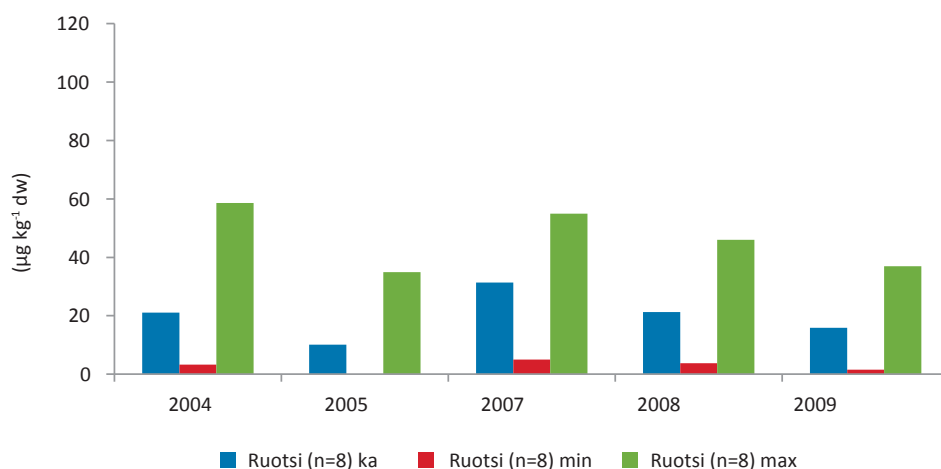
Kuva 25. Suomalaisilta puhdistamoilta määritettyjä PFOA -pitoisuuksia (Mehtonen et al 2012a).

### 3.5.2.2

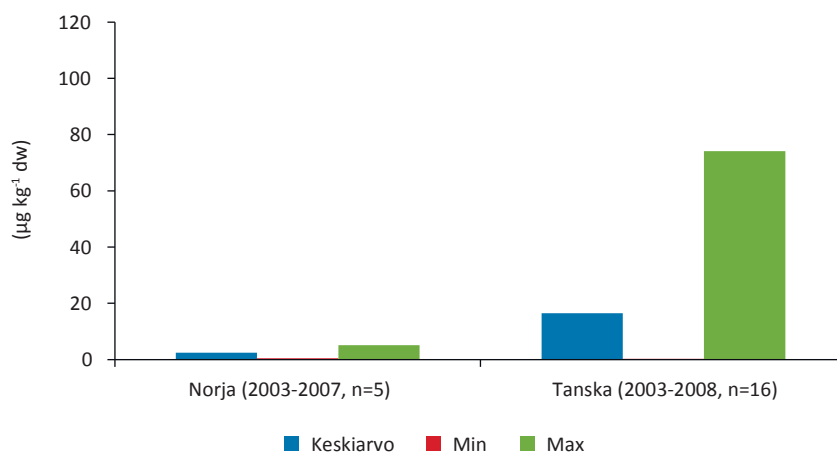
#### Perfluorioktaanisulfonaatti (PFOS)

Ruotsin seurantatutkimuksissa jätevedenpuhdistamoiden lietteiden PFOS-pitoisuuksissa ei ole havaittavissa selvää trendiä vuosien 2004–2009 välisenä aikana (kuva 30). Lietteiden keskipitoisuudet ja keskihajonta ovat pysyneet melko samanlaisina, mutta korkeimmat havaitut pitoisuudet ovat hieman laskeneet (kuva 26). Norjassa 2003–2007 havaitut pitoisuudet ovat jonkin verran Ruotsia pienempiä ja Tanskalaiset tulokset samaa tasoa Ruotsalaisten tulosten kanssa (kuva 27).

Suomessa vuonna 2009 määritettyjen näytteiden PFOS pitoisuudet ovat matalia (kuva 29) verrattuna ruotsalaisten seurantatutkimusten keskiarvoihin, mutta COHIBA -projektin yhteydessä (kuva 28) määritetyissä näytteissä suurin havaittu maksimipitoisuus oli yli kymmenkertainen muihin suomalaisiin tuloksiin verrattuna ja noin kaksinkertainen Ruotsissa havaittuihin maksimipitoisuuksiin nähden.

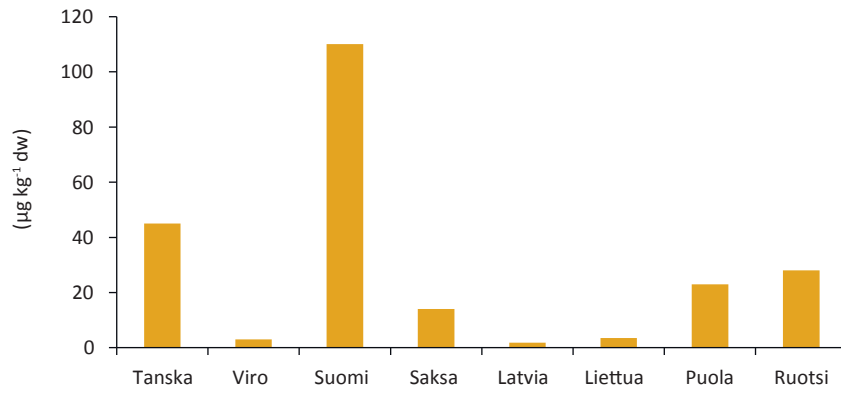


Kuva 26. Ruotsissa havaittuja puhdistamolietteen PFOS -pitoisuuksia (Haglund & Olofsson 2006, 2007, 2008, 2009, 2010).

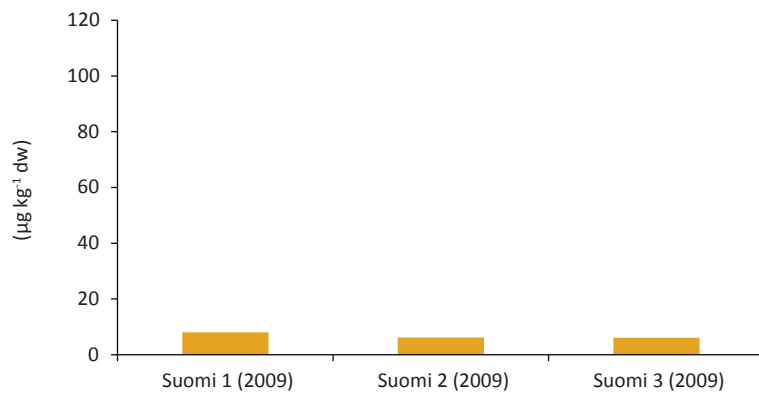


Kuva 27. Norjassa ja Tanskassa havaittuja puhdistamolietteen PFOS -pitoisuuksia (Bossi et al 2008, Kallenborn et al 2004, Green et al 2008).

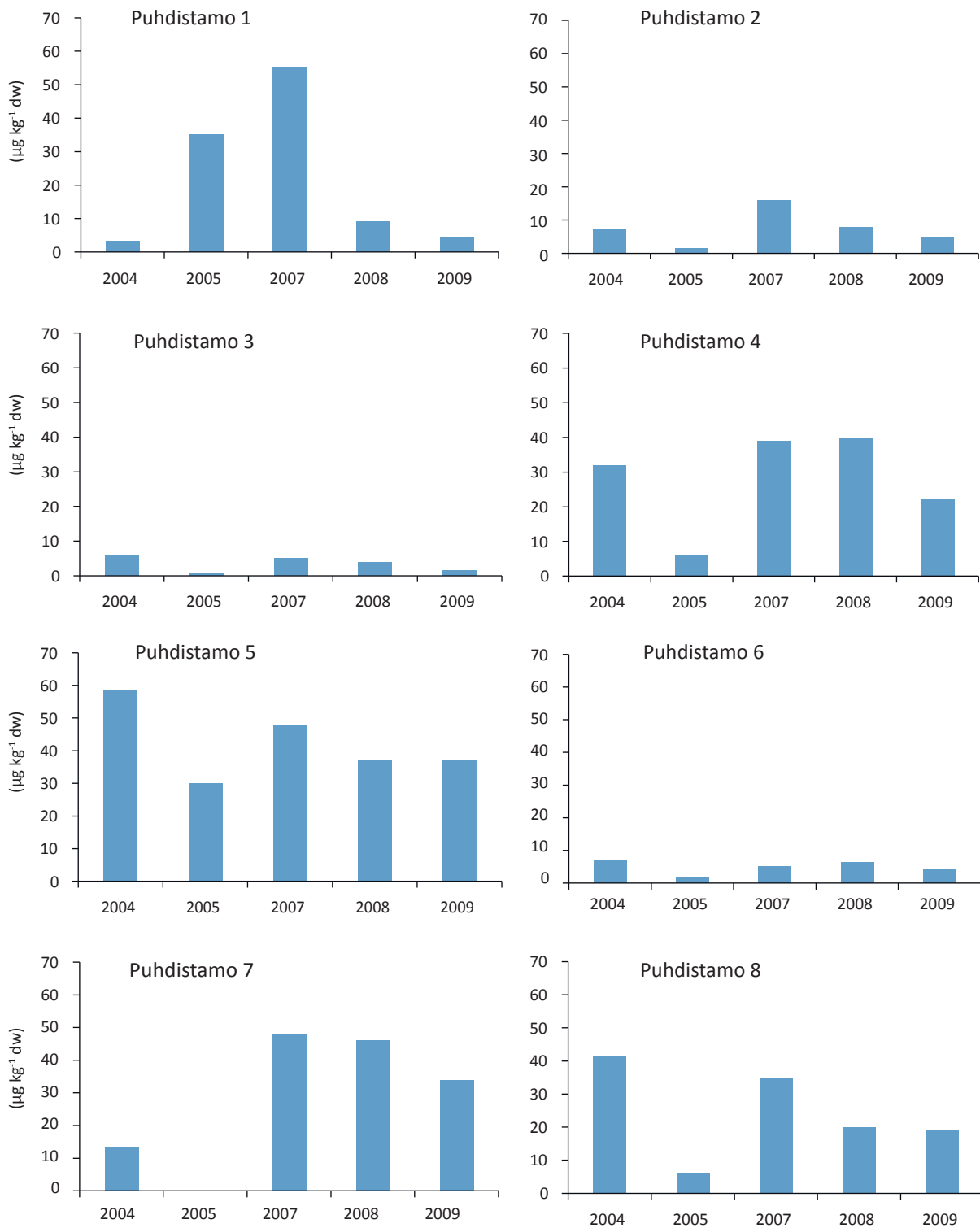




Kuva 28. COHIBA -projektissa havaittuja puhdistamolietteen PFOS:n maksimipitoisuuksia (Nakari et al 2011).



Kuva 29. Suomessa havaittuja puhdistamolietteen PFOS -pitoisuuksia (Mehtonen et al 2012a).



Kuva 30. PFOS -pitoisuuden vaihtelu ruotsalaisissa puhdistamolietteisissä vuosina 2004–2009 (Haglund & Olofsson 2006, 2007, 2008, 2009).

### 3.5.3

## Yhteenveto

Muiden pohjoismaisten tulosten perusteella PFOA:n pitoisuudet lietteissä ovat jonkin verran nousseet vuosien 2004–2009 välillä. Suomen osalta mittausten määrä on pieni, minkä vuoksi ei luotettavasti voida arvioida esiintyykö puhdistamoilla vastaavanlaista pitoisuusvaihtelua kuin ruotsalaisissa seurantatutkimuksissa. Maaperään kohdistuva PFOA -kuormitus olisi kuitenkin keskimääräisellä PFOA -pitoisuudella ( $1,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ ) arvioituna (Mehtonen et al 2012 & Nakari et al 2011) pienempää ( $0,4 \mu\text{g m}^{-2}$ ), kuin laskeuman kautta tuleva kuormitus ( $0,98 \mu\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ) mikäli lietettä kertalevitettäisiin  $3\,500 \text{ kg ha}^{-1}$ . Levitysmäärän kasvaessa  $20\,000 \text{ kg ha}^{-1}$ , kuormitus olisi lähes kaksinkertainen laskeumaan verrattuna (liite 1). PFOA:n hajoamisajaksi maaperässä on arvioitu  $> 120$  vuorokautta.

Ruotsin seurantatulosten perusteella PFOS keskipitoisuudet ovat pysyneet jokseenkin samalla tasolla vuosien 2004–2009 välillä, mutta mitatuissa maksimipitoisuuksissa oli havaittavissa lievää laskua. Pohjoismaiden korkein PFOS -pitoisuus lietteessä on havaittu Tanskassa. Tiedot suomalaisten lietteiden PFOS-pitoisuuksista ovat varsin vähäisiä. Vuoden 2009 näytteiden perusteella pitoisuudet ovat pienempiä muihin pohjoismaisiin tuloksiin verrattuna. Toisaalta COHIBA -projektin yhteydessä havaitut poikkeavat pitoisuudet viittaavat siihen, että lietteen PFOS-pitoisuus voi vaihdella merkittävästi niin ajallisesti, kuin eri puhdistamoiden välillä. Tämä on nähtävissä myös ruotsalaisesta seuranta-aineistosta.

Lietettä kertalevitettäessä  $3\,500 \text{ kg ha}^{-1}$  olisi maaperään kohdistuva PFOS -kuormitus keskimääräisellä pitoisuudella  $30 \mu\text{g kg}^{-1}$  (Mehtonen et al 2012 & Nakari et al 2011) arviolta noin seitsemäntoista kertaa suurempaa ( $11 \mu\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ), laskeumaan verrattuna ( $0,63 \mu\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ). Lietettä levitettäessä  $20\,000 \text{ kg ha}^{-1}$ , kuormitus olisi puolestaan lähes 100 -kertaista laskeumaan verraattuna (liite 1). PFOS:n puoliintumisajaksi maaperässä on arvioitu 365 vuorokautta.

### 3.6

## Orgaaniset tinayhdisteet

### 3.6.1

### Taustatietoa yhdisteryhmästä

Orgaaniset tinayhdisteet ovat olleet laajasti käytössä mm. biosideinä erilaisissa maatalouden ja teollisuuden toiminnoissa. Yhdisteiden pitoisuudet voivat vaihdella jätevesilietteissä ajallisesti ja niillä tiedetään olevan myrkyllinen vaikutus maaperään sekä vesistöihin. Orgaanisiin tinayhdisteisiin kuuluvat mm. monobutyyliitina (MBT), dibutyyliitina (DBT), tributyyliitina (TBT), monofenyylitina (MPhT), difenyylitina (DPhT) ja trifenyylitina (TPhT). Näiden yhdisteiden toksisuus riippuu niiden kemiallisesta rakenteesta sekä organismien sietokyvystä (Dubascoux et al 2008). Vähiten myrkyllisiä ovat MBT-yhdisteet (Stasinakis et al 2005) ja myrkyllisimpiä ovat trisubstituoidut yhdisteet TBT sekä TPhT (Dubascoux et al 2008). Monet teollisuuden ja kotitalouden tuotteet, kuten fungisidit, hyönteismyrkyt, bakterisidit, puukyllästeet ja PVC-stabilisaattorit ovat olleet näiden kontaminanttien mahdollisia lähteitä (Dubascoux et al 2008).

Tributyyliitina (TBT) ja trifenyylitina (TPhT) ryhdyttiin käyttämään laivoissa ja veneissä käytettyjen, eliöiden kiinnittymistä estävien, pohjamaalien (ns. antifouling-maalit) tehoaineina 1960-luvulla. Niiden käyttö yleisty 1970- ja 1980-luvuilla, mutta väheni 1990-luvulla käyttörajoitusten johdosta. Yhdisteiden käyttö antifouling-maaleissa kiellettiin vuonna 2003. Vuoden 2007 loppuun mennessä vanhat TBT-pi-

toiset maalipinnoitteet on pitänyt joko poistaa tai maalata yli. Maalien lisäksi TBT:a ja jossakin määrin myös TPhT:a on käytetty myös mm. massa- ja paperiteollisuudessa limanestoaineena, puutavaran suojauksessa, kalankasvattamoilla verkkokassien desinfiointiin sekä maataloudessa kasvinsuojeluaineena.

Dibutyylitinaa on käytetty vuosina 2007–2009 Suomessa noin 5–16 tonnia vuodessa ja vuonna 2006 jopa 106 tonnia vuodessa. Muovituotteiden valmistus on ollut merkittävin DBT:n käyttökohde, mutta sitä on käytetty myös mm. liimoissa, maaleissa ja saumaussmassoissa. Sen sijaan monobutyylitinaa (MBT), joka on DBT:n hajoamistuote, on käytetty 2000 -luvun lopulla Suomessa vain vähäisessä määrin muovituotteiden valmistuksessa. TPhT:tä ei ole Suomessa käytetty vuoden 2001 jälkeen (YM 2007, Mehtonen et al 2012a, Mehtonen & Munne 2012).

Yhdisteiden myrkyllisyys saattaa vähentyä lietteen vanhentuuessa tai pitoisuuksien vakiintuuessa (Stasinakis et al 2005). Orgaaniset tinayhdisteet voivat esiintyä niin jätevesilietteissä, vesistöissä, sedimenteissä kuin maaperässä, jonne ne päätyvät lietteiden leviyksen ja biosidien kulkeutumisen sekä kerrostumisen kautta. Myös ilmalaskeumalla saattaa olla merkitystä maaperäkuormitukselle. Yhdisteet voivat hajota luonnossa abiottisissa ja bioottisissa prosesseissa (Marcic et al 2006). Vaikutus ympäristöön riippuu yhdisteiden pysyvyydestä, muuntumisesta tai hajoamisesta luonnossa. Abioottiset tekijät, kuten UV – säteily tai kemiallinen jakautuminen, ovat melko merkityksettömiä maaperässä ja sedimenteissä. Bioottisten prosessien on havaittu olevan tehokkaampia orgaanisten tinayhdisteiden hajoamisessa. Yhdisteiden puoliintumisaikojen vaihteluväli riippuu tutkimusalueen maaperän ominaisuuksista, lämpötilasta, yhdisteen konsentraatiosta ja hapellisista tai hapettomista olosuhteista.

### 3.6.2

#### Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa

Ruotsissa orgaanisia tinayhdisteitä on tutkittu systemaattisesti jätevedenpuhdistamoilla vuosina 2001–2009. Vuonna 2001 raportoitu dibutyylitina pitoisuus  $690 \mu\text{g kg}^{-1}$  perustuu vain yhteen näytteeseen, mutta muiden vuosien tulokset kuvaavat yhdisteiden vuosikeskiarvoja. Ruotsalaisessa aineistossa tinayhdisteistä hallitsevia ovat monobutyyl- ja dibutyylitina. Havaitut keskiarvopitoisuudet ovat pysyneet jokseenkin samalla tasolla vuosien 2004–2009 välillä (kuva 31).

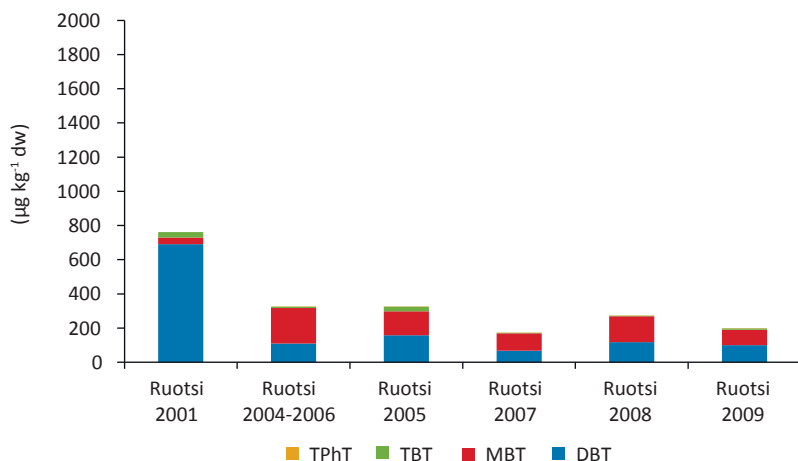
COHIBA -projektissa määritetyissä näytteissä MBT, DBT, mono-oktyylitina (MOT) ja dioktyylitina (DOT) muodostivat useimmissa maissa valtaosan havaituista pitoisuuksista. Raportoidut tulokset olivat maksimipitoisuuksia, minkä vuoksi esimerkiksi Ruotsin tulokset poikkesivat kansallisissa seurantatutkimuksissa raportoiduista pitoisuuksista (kuva 31 ja 32).

Suomessa vuosina 2008–2009 määritetyissä näytteissä MBT ja DBT muodostivat suurimman osan havaituista orgaanisista tinayhdisteistä, samaan tapaan kuin Ruotsissa. Suomessa MBT pitoisuudet olivat samalla tasolla ruotsalaisten seurantatutkimusten vuosikeskiarvojen kanssa (kuva 33). Suomalaiseen jätevesilietteeseen on arvioitu kertyvän  $1\text{--}3 \text{ kg TBT a}^{-1}$  ja  $0,1\text{--}0,2 \text{ kg TPhT a}^{-1}$  (Mehtonen & Munne 2012).

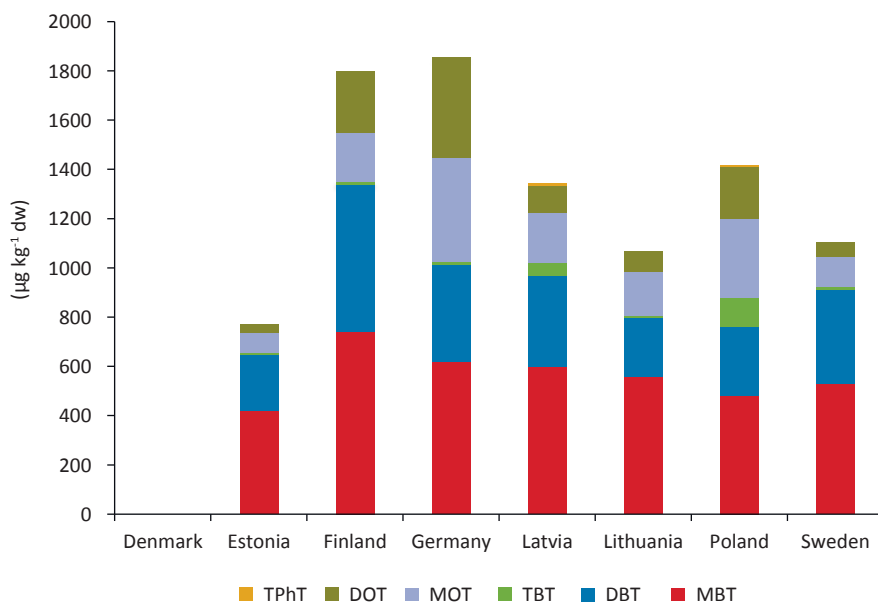
Vuosina 2008–2009 määritettyjen pitoisuuksien ja lineaarisen kuormitusmallin perusteella liete, joka sisältää keskimäärin  $699 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ dw}$  MBT:tä (Mehtonen et al 2012a & Nakari et al 2011) toisi kertalaisyksellä ( $20\,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ) noin  $1,4 \text{ mg m}^{-2}$  kuorman maaperään. DBT:n tapauksessa vastaavalla lisäyksellä kuormitus olisi puolestaan noin  $914 \mu\text{g m}^{-2}$ , keskimääräisellä DBT -pitoisuudella  $457 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ dw}$  (Mehtonen et al 2012a & Nakari et al 2011) ja TBT:n kohdalla (keskimääräisellä pitoisuudella  $13 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ dw}$ , Mehtonen et al 2012a) noin  $30 \mu\text{g m}^{-2}$  (liite 2). Laskeumatietoja orgaanisista tinayhdisteistä ei ole saatavissa.

Lietteen keskimääräisellä MOT-pitoisuudella ( $195 \mu\text{g kg}^{-1}$ , Nakari et al 2012), maaperään kohdistuva kuormitus olisi puolestaan noin  $68 \mu\text{g m}^{-2}$ , lietettä kertalevitettäes-

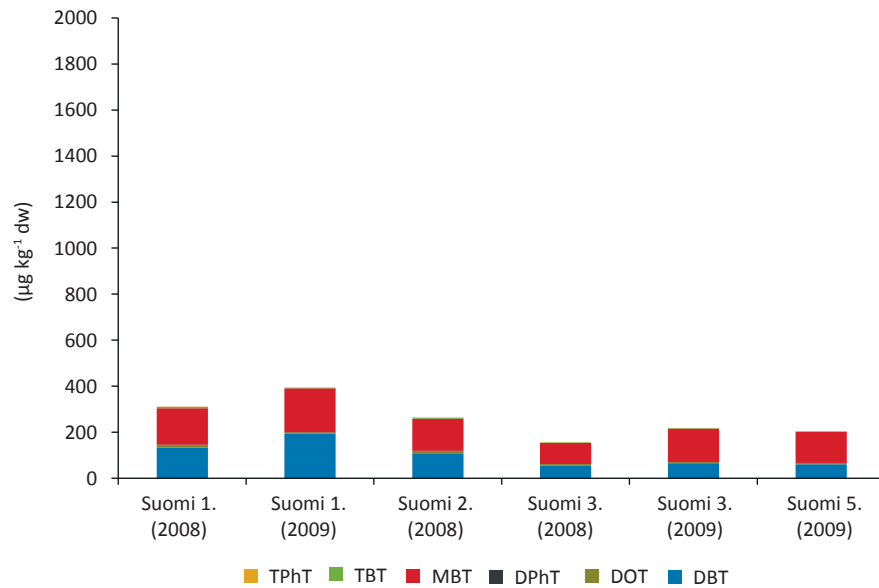
sä 3 500 kg ha<sup>-1</sup> ja 390 µg m<sup>-2</sup> levitysmäärän ollessa 20 000 kg ha<sup>-1</sup>. Vastaava kuorma DOT:lle, keskimääräisellä pitoisuudella 72 µg kg<sup>-1</sup> dw (Mehtonen et al 2012) olis noin 25 µg m<sup>-2</sup>, lietettä kertalevitettäessä 3 500 kg ha<sup>-1</sup> ja 144 µg m<sup>-2</sup> levitysmäärän ollessa 20 000 kg ha<sup>-1</sup>. TPhT:n kuormitus olisi puolestaan (lietteen keskimääräisellä pitoisuudella 1,6 µg kg<sup>-1</sup>, Mehtonen et al 2012) noin 1 µg m<sup>-2</sup>, lietettä kertalevitettäessä 3 500 kg ha<sup>-1</sup> ja 3 µg m<sup>-2</sup>, levitysmäärän ollessa 20 000 kg ha<sup>-1</sup> (liite 2). Esitettyissä arvioissa ei ole otettu huomioon yhdisteiden hajoamista maaperässä.



Kuva 31. Organisten tinayhdisteiden vuosikeskiarvoja ruotsalaisten jätevedenpuhdistamoiden lietteissä (Haglund & Olofsson 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, Sternbeck et al 2006).



Kuva 32. Cohiba -projektin yhteydessä havaitut suurimmat maakohtaiset pitoisuudet (Nakari et al 2011).



Kuva 33. Orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksia suomalaisten jätevedenpuhdistamoiden lietteissä (Mehtonen et al 2012a).

### 3.6.3

#### Yhteenveto

Orgaanisten tinayhdisteiden käyttöä on rajoitettu erityisesti 2000 -luvulla, mikä on havaittavissa myös ruotsalaisista seurantalutkimuksista (2001–2009). Tulosten perusteella voidaan havaita selvä lasku lietteiden sisältämien orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksissa.

Suomalaisten seurantalutulosten perusteella orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet ovat samalla tasolla kuin ruotsissa havaitut pitoisuudet. Toisaalta COHIBA -projektin tulokset heijastelevat myös tinayhdisteiden osalta merkittäviä pitoisuusvaihteluja näytteenotton ajankohdasta sekä puhdistamosta riippuen. Havaitut maksimipitoisuudet ovat tyypillisesti moninkertaisia vuosikeskiarvoihin nähden.

### 3.7

## Fenoliset yhdisteet

#### 3.7.1

#### Taustatietoa yhdisteryhmästä

Luonnossa esiintyvät fenolit ovat orgaanisia yhdisteitä, jotka koostuvat bentseenirenkaasta, johon on liittynyt suoraan vähintään yksi hydroksyyli-ryhmä (-OH). Alkyyli-fenoleihin (AP) kuuluvat nonyyli-fenolipolyetoksylaatti (NPE) ja oktyyli-fenolietoksylaatti (OPE) ovat teollisesti fenolien alkyloinnin avulla valmistettuja yhdisteitä, joita on käytetty maailmanlaajuisesti pikemminkin pinta-aktiivisina aineina erilaisissa käyttökohteissa. Tärkeimpiä käyttökohteita ovat olleet pesuaineet, kosmetiikkatuotteet, vesipohjaiset maalit, musteet, valokuvauskemikaalit ja tekstiilit. Nykyisin yhä maahan tuodut tekstiilit sekä muut tuotteet voivat sisältää em. fenolisia yhdisteitä. Tällä hetkellä arviolta suurimmat nonyyli-fenolien (NP) ja NPE:n lähteet jätevesiin ovat erilaiset pesuainekäyttökohteet (autojen pesu, teollinen puhdistus), tekstiilien pesu sekä maalien valmistus ja käyttö (Mehtonen et al 2012c).

NP on luokiteltu vesipuitteiden suhteen vaaralliseksi prioriteettiaineeksi, joiden päästöt ja häviöt on asteittain lopetettava vuoteen 2021 mennessä. NPE on määritetty kansallisessa menettelyssä vesi- ja ympäristölle haitalliseksi aineeksi Suomessa.

(VNa 868/2010). NPE riskikäyttökohteita vesiympäristön kannalta ovat mm. maalien valmistus sekä lentokoneiden jäänesto. Vain tietyt NP:n ja NPE:n käyttökohteet on kielletty ja näistäkin osassa käyttö on yhä sallittua, mikäli päästöjä ei synny (YM 2005).

Jätevedenpuhdistuksessa pidemmät polyetoksyalaattiketjut hajoavat lyhyemmiksi, jonka seurauksena syntyy mono- ja dietoksyalaatteja. Ne hajoavat myöhemmin nonyyli- (NP) ja oktyylifenoleiksi (OP), jotka ovat lipofiilisempiä, toksisempia ja hitaammin hajoavia kuin pitkäketjuiset yhdisteet. Fenoliset yhdisteet sitoutuvat vesiympäristössä tehokkaasti kiintoainekseen ja sedimenttiin.

NPE-yhdisteet muodostivat noin 80 % käytetyistä alkyylifenolietoksyalaateista (APE) vielä 2000-luvun alussa. Tuolloin yhdisteitä tuotettiin maailmassa 500 000 tonnia vuosittain. Yhdisteitä yli puolet päätyi vesiympäristöön yhdyskunta- ja teollisuusjätevedenpuhdistamojen kautta (Haimi & Mannio 2008). Jätevedenpuhdistamoilla reduktio ja hajoaminen ovat osittain yhdiste- ja prosessispesifistä (Haimi & Mannio 2008). NP:sta 34 % sitoutuu puhdistamolietteeseen ja 24 % hajoaa käsittelyssä. Vastaavat osuudet NPE:n osalta ovat 19,5 % ja 45 %. Nonyylifenoleista haihtuu puhdistusprosessin aikana ilmaan noin 7 % ja purkautuu vesistöön puhdistetun jäteveden mukana lopulta noin 35 %. Vastaavat luvut NPE ovat 0 % ja noin 25–33%. Molemmista yhdisteistä noin kolmannes kulkeutuu puhdistusprosessin läpi (EU-RAR 2002). Suomalaiseen jätevesilietteeseen arvioitiin kertyvän NP:tä noin 300–1 800 kg a<sup>-1</sup>, OP:ta noin 80–200 kg a<sup>-1</sup> sekä OPE:tä (OP1E+OP2E) noin 10–40 kg a<sup>-1</sup> (Meh-tonen et al 2012c ja d).

Bisfenoli A (BPA) on myös fenolinen yhdiste. Sen keskeisimpiä käyttökohteita Suomessa ovat lämpöherkän paperin pinnoitus. Tämän tyyppistä paperia käytetään mm. kuiteissa (75 %) ja fax-papereissa sekä vähemmässä määrin pääsy- ja bussilipuissa. EU:n alueella BPA:n käyttö keskittyy valtaosin polykarbonaatin ja (71%) ja epoksihartsin (25%) tuotantoon (EU-RAR 2003).

EU:n alueella BPA:n käyttömäärä oli 685 000 tonnia 1990-luvun lopulla. Suomessa BPA -tuotteiden käyttö 2000-luvulla on vaihdellut 100–650 tonniin, ollen vuonna 2009 kaikkiaan 1 100 tonnia. Lisäksi markkinoilla on yhdistettä sisältäviä kemiakaalituotteita, joiden määrät ovat jonkin verran nousseet 2000-luvun alusta vuosikymmenen loppuun mentäessä (70 → 100 tuotetta). Nonyyli- ja oktyylifenolien tapaan BPA voi häiritä hormonijärjestelmää, jonka lisäksi se on myrkyllistä vesieliöille ja hajoaa hitaasti ympäristössä.

Bisfenoli A:n osalta jätevedenpuhdistamojen reduktioksi on raportoitu 30–99 % ja suurin osa yhdisteen hajoamisesta ja sitoutumisesta lietteeseen on havaittu tapahtuvan sekundääriprosessin aikana (Melcer & Klecka 2011). Bisfenoli A näyttää hajoavan melko tehokkaasti puhdistusprosessin aikana, mutta sitoutuu huonosti lietteeseen, minkä vuoksi yhdistettä pääsee kuitenkin purkuvesistöön puhdistetun jäteveden mukana.

On havaittu, että lietettä kompostoitaessa nonyylifenolin ja niiden etoksyalaattien (mono- ja di) pitoisuudet nousivat eniten orgaanisen aineksen hajoamisen seurauksena. Kasvu oli suurinta anaerobisessa käsittelyssä ja pienintä aerobisessa käsittelyssä. Tulosten mukaan lietteen käsittelytapa vaikuttaa merkittävästi yhdisteiden hajoamiseen. Riskiarvioinnin perusteella NP aiheuttaa etoksyalaatteja suuremman ekotoksikologisen riskin maaperän organismeille, sillä etoksyalaattien pitoisuudet laskivat merkittävästi lietteen levittämisen jälkeen.

Lietteen NP- ja NPE-pitoisuuksien muutoksia kompostointikäsittelyn aikana tutkittaessa havaittiin, että nonyylifenolietoksyalaateista hajosi 60 päivän kompostoinnin aikana 74–95 %. Nonyylifenoli hajosi puolestaan toisessa näytteessä käsittelyn aikana 69 %, mutta toisessa lähes kymmenkertaistui. Näin ollen ilmeisesti näytteen nonyylifenolipitoisuus nousi etoksyalaattien hajoamistuotteina syntyvän nonyylifenolin seurauksena (Pakou et al 2009).

Myös BPA-pitoisuudet ovat osoittaneet, että pitoisuudet vaihtelevat käsittelyprosessin vaiheesta riippuen. Suurimmat pitoisuudet on yleensä tavattu anaerobisesti käsitellyissä lietteissä (Melcer & Kelcka 2011). Kirjallisuudessa esitetty korkein BPA:n pitoisuus lietteessä on 325 000 µg kg<sup>-1</sup> dw. Pitoisuus havaittiin jätevedenpuhdistamolla, jonka jätevesistä 50 % on peräisin teollisuudesta. Muuten raportoidut mediaanipitoisuudet ovat vaihdelleet noin 20–4 700 µg kg<sup>-1</sup> dw välillä (Mecler & Kelca 2011).

### 3.7.2

## Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa

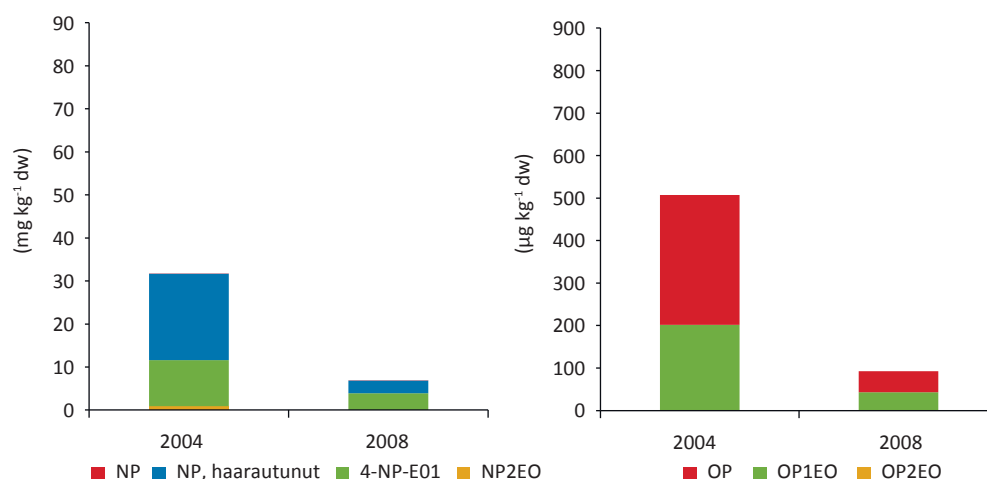
### 3.7.2.1

#### Nonyylifenolit ja oktyylifenolit sekä niiden etoksylaatit

Ruotsin vuosien 2004 ja 2008 seuranta-aineistojen perusteella nonyyli- ja oktyylifenoleiden sekä niiden etoksylaattien keskipitoisuudet ovat laskeneet selvästi. Vuonna 2004 NP ja OP pitoisuudet olivat etoksylaatteja suurempia, kun taas vuoden 2008 tuloksissa tilanne oli kutakuinkin päinvastainen (kuva 34). COHIBA-projektin yhteydessä analysoitujen ruotsalaisten näytteiden pitoisuudet olivat fenolisten yhdisteiden osalta samaa tasoa vuoden 2008 kansallisten tulosten kanssa (kuvat 35 ja 36).

COHIBA-projektissa suurimmat ΣNP + NPE -pitoisuudet havaittiin Virossa ja Puolassa (kuva 35) sekä ΣOP + OPE -pitoisuudet puolestaan Virossa ja Tanskassa (kuva 36). 4-NP oli yhdisteistä vallitsevin Viroa ja Saksaa lukuun ottamatta, joissa NPE -pitoisuudet olivat puolestaan suurempia. Virossa ja Tanskassa OPE:t olivat niin ikään hallitsevia, muualla yhdisteiden välisten pitoisuuserojen ollessa selvästi pienempiä (kuva 35 ja 36).

Vuonna 2008 suomalaisissa näytteissä 4-n-nonyylifenolin (NP4<sup>2</sup>; CAS 104-40-5,) pitoisuudet olivat alle määritysrajan (Mehtonen et al 2012a, kuva 37). Sen sijaan nonyyylifenolin teknistä seosta (NPT<sup>3</sup>; CAS 84852-15-3;) löytyi kahden jätevedenpuhdistamon lietteestä 2,4 ja 4,9 mg kg<sup>-1</sup> dw. Oktyylifenolia ei vuosien 2006–2007 näytteissä havaittu lainkaan, mutta OP1E löytyi yhdeltä puhdistamolta (kuva 38).

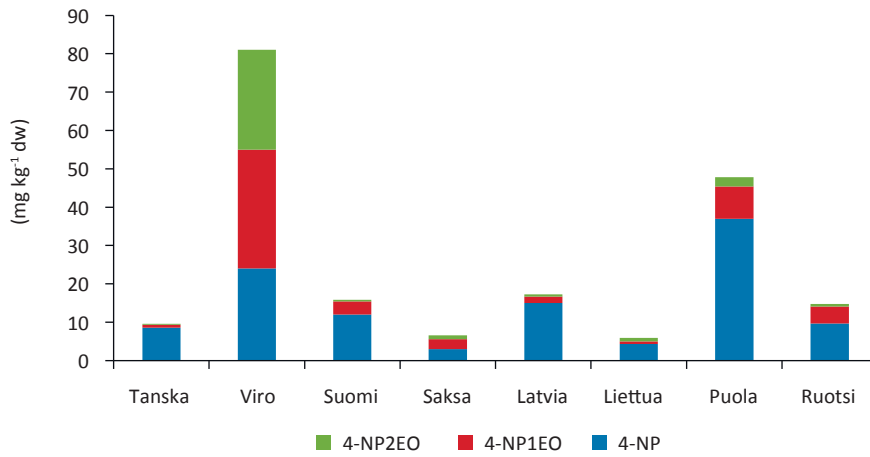


Kuva 34. Fenolisten yhdisteiden pitoisuuksia ruotsalaisissa lietteissä kuiva-ainetta kohden (Remberg et al 2004, Kaj et al 2008).

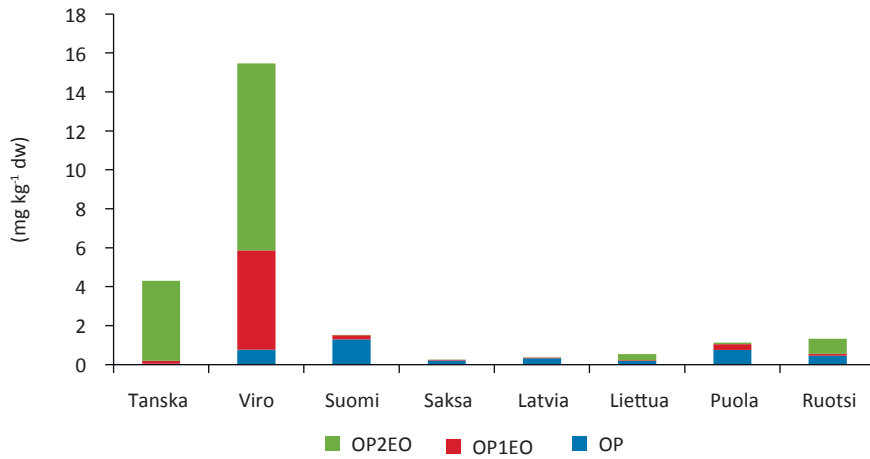
<sup>2</sup> nonyyylifenoli-isomeeri, jossa fenolin neljänteen hiileen on liittynyt suora hiilivetyketju

<sup>3</sup> nonyyylifenoli-isomeerejä, jotka sisältävät suoria ja eri tavalla haaroittuneita hiilivetyketjuja

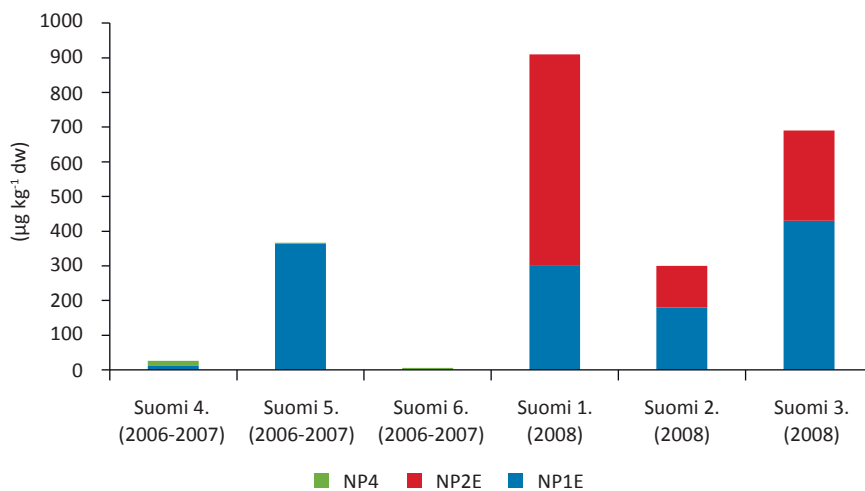




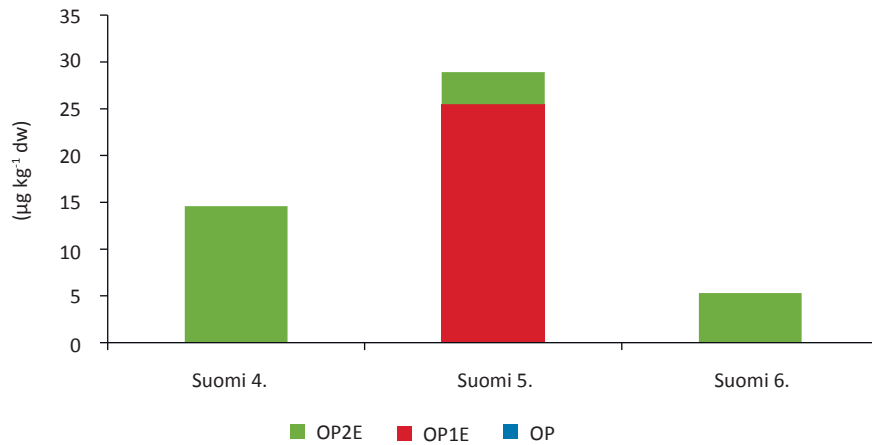
Kuva 35. COHIBA-projektissa mitattuja nonyyliifenolien ja niiden etoksyalaattien maksimipitoisuuksia (Nakari et al 2011).



Kuva 36. COHIBA-projektissa mitattuja oktyylifenoleiden ja niiden etoksyalaattien maksimipitoisuuksia (Nakari et al 2011).



Kuva 37. Nonyyliifenolien ja niiden etoksyalaattien pitoisuuksia suomaisten jätevedenpuhdistamoiden lietteissä vuosina 2006–2008 (Data: Hansen & Larssen 2008, Mehtonen et al 2012a).



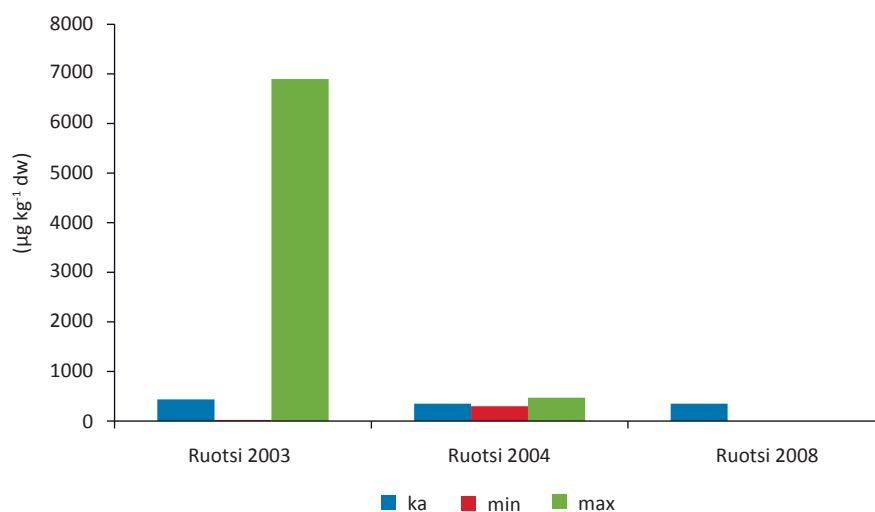
Kuva 38. Oktyylifenoleiden ja niiden etoksylaattien pitoisuuksia suomaisten jätevedenpuhdistamoiden lietteissä vuosina 2006–2008 (Data: Hansen & Larssen 2008, Mehtonen et al 2012a).

### 3.7.2.2

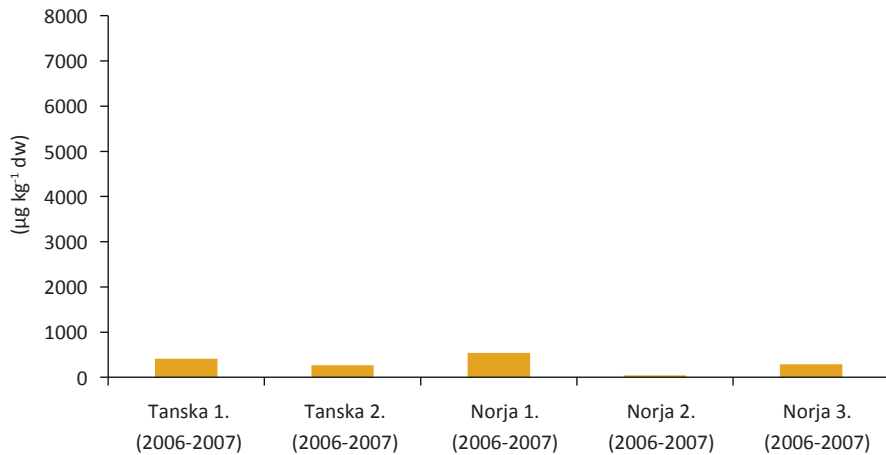
#### Bisfenoli-A

Bisfenoli-A:n pitoisuudet ovat selvästi laskeneet ruotsalaisten seurantojen perusteella vuosina 2003–2008. BPA:n suurin lietenäytteistä havaittu pitoisuus vuonna 2003 oli  $6\,900\ \mu\text{g kg}^{-1}$ . Vuosina 2004 ja 2008 vastaavia pitoisuuksia ei havaittu ja vuosikeskiarvo jäi noin  $100\ \mu\text{g kg}^{-1}$ . Toisaalta mainittakoon, että vuoden 2008 tulokset perustuvat vain yhteen näytteeseen (kuva 39). Tanskassa ja Norjassa vuosien 2006–2007 BPA:n pitoisuudet lietteessä ovat samalla tasolla ruotsalaisten vertailutulosten kanssa (kuva 40).

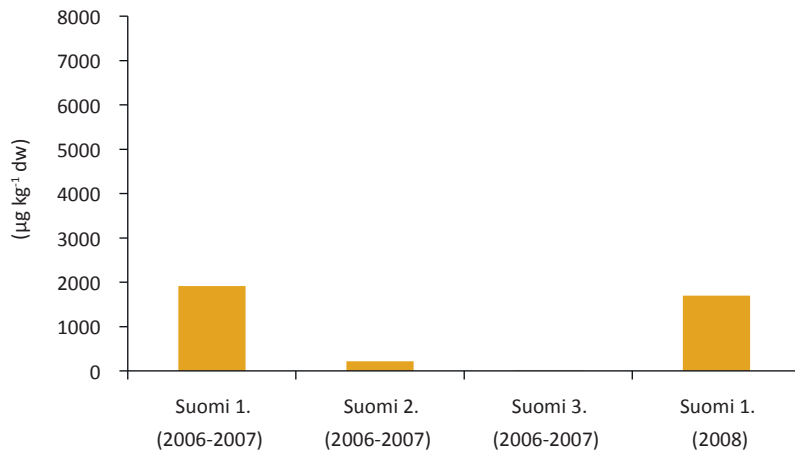
Suomessa havaitut BPA:n pitoisuudet vaihtelivat paljon vuosina 2006–2008. Vuosina 2006–2007 eräällä suomalaisella puhdistamolla havaittiin pitoisuus  $1\,91\ \mu\text{g kg}^{-1}$ , muiden jäädessä selvästi pienemmiksi. Samansuuntainen havainto tehtiin myös vuonna 2008, jolloin eräällä puhdistamolla havaittiin pitoisuus  $1\,700\ \mu\text{g kg}^{-1}$ , muiden puhdistamoiden pitoisuuksien jäädessä puolestaan alle toteamisrajan. Suomessa tehdyt harvat BPA havainnot ovat selvästi suurempia kuin ruotsalaisten seurantatutkimusten raportoimat vuosikeskiarvot (kuvat 39 ja 41).



Kuva 39. Bisfenoli-A:n pitoisuuksia ruotsalaisissa puhdistamolietteissä (Arner et al 2004, Kaj et al 2008).



Kuva 40. Bisfenoli-A:n pitoisuuksia norjalaisissa puhdistamolietteissä (Hansen & Larssen 2008).



Kuva 41. Bisfenoli-A:n pitoisuuksia suomalaisissa puhdistamolietteissä (Hansen & Larssen 2008, Mehtonen et al 2012a).

### 3.7.3

#### Yhteenveto

Fenolisten yhdisteiden havaitut liete-pitoisuudet Suomessa ovat pääsääntöisesti pienempiä tai samalla tasolla kuin muissa Pohjoismaisissa, muutamia korkeita BPA havaintoja lukuun ottamatta. Suomesta pitoisuustietoja on hyvin vähän saatavilla, minkä vuoksi jätevedenpuhdistamoiden lietteiden keskimääräisiä fenolisten yhdisteiden pitoisuuksia on vaikeaa arvioida.

Linearisen kuormitusmallin perusteella lietteen keskimääräisellä NP -pitoisuudella ( $5,7 \text{ mg kg}^{-1}$ , Mehtonen et al 2012 ja Nakari et al 2012), maaperään kohdistuva NP -kuorma olisi noin  $2,0 \text{ mg m}^{-2}$  kertalevitysmäärällä  $3\,500 \text{ kg ha}^{-1}$  ja noin  $11 \text{ mg m}^{-2}$  kertalevitysmäärällä  $20\,000 \text{ kg ha}^{-1}$ . Vastaavasti lietteen keskimääräisellä NPE -pitoisuudella (noin  $1,3 \text{ mg kg}^{-1}$ , Mehtonen et al 2012 ja Nakari et al 2012), maaperään kohdistuva NPE -kuorma olisi noin  $1 \text{ mg m}^{-2}$  kertalevitysmäärällä  $3\,500 \text{ kg ha}^{-1}$  ja noin  $3 \text{ mg m}^{-2}$  kertalevitysmäärällä  $20\,000 \text{ kg ha}^{-1}$  (liite 2). NP:n puoliintumisajaksi maaperässä on arvioitu 10 vuorokautta ja mallinnusten perusteella sen arvellaan myös kertyvän maaperään, lietelevitysten tiheydestä riippuen.

BPA:n kuorma maaperään olisi puolestaan lietteen keskimääräisellä pitoisuudella (1,7 mg kg<sup>-1</sup>, Mehtonen et al 2012) noin 1 mg m<sup>-2</sup> kertalevitysmäärällä 3 500 kg ha<sup>-1</sup> ja noin 3 mg m<sup>-2</sup> kertalevitysmäärällä 20 000 kg ha<sup>-1</sup> (liite 2). BPA:n puoliintumisaika maaperässä on noin 30 vuorokautta ja mallinnusten perusteella sen arvellaan myös kertyvän maaperään, lietelevitysten tiheydestä riippuen.

Lietteen keskimääräisellä OP pitoisuudella (0,9 mg kg<sup>-1</sup>, Nakari et al 2012), maaperään kohdistuva NP -kuorma olisi puolestaan noin 0,3 mg m<sup>-2</sup> kertalevitysmäärällä 3 500 kg ha<sup>-1</sup> ja noin 1,8 mg m<sup>-2</sup> kertalevitysmäärällä 20 000 kg ha<sup>-1</sup>. Vastaavasti lietteen keskimääräisellä OPE pitoisuudella (noin 0,1 mg kg<sup>-1</sup>, Nakari et al 2012), maaperään kohdistuva OPE -kuorma olisi noin 0,04 mg m<sup>-2</sup> kertalevitysmäärällä 3 500 kg ha<sup>-1</sup> ja noin 0,3 mg m<sup>-2</sup> kertalevitysmäärällä 20 000 kg ha<sup>-1</sup> (liite 2).

### 3.8

## Polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH-yhdisteet)

### 3.8.1

#### Taustatietoa yhdisteryhmästä

Polysykliset aromaattiset hiilivedyt eli PAH-yhdisteet ovat orgaanisia yhdisteitä, jotka koostuvat vähintään kahdesta tasomaisesta bentseenirenkaasta. Aromaattiset renkaat voivat olla yhteen sulautuneita kuten naftaleenilla tai niitä voi yhdistää yksinkertainen sidos kuten bifenyylillä. PAH-yhdisteitä syntyy epätäydellisen palaamisen seurauksena ja niiden toksisuus sekä haitallisuus ovat yhdistespesifiä. Myös joitakin PAH-yhdisteitä sisältäviä kemikaalituotteita kuten kreosoottia on käytetty Suomessa.

PAH-yhdisteitä on yhteensä useita satoja, mutta yleensä niistä analysoidaan yhdysvaltalaisen EPA:n (Environment Protection Authority) linjaamat 16 yhdistettä, jotka on arvioitu ympäristölle ja ihmisille haitallisimmiksi. Pääsääntöisesti PAH-yhdisteet ovat ympäristössä pysyviä sekä niukkaliukoisia aineita, jotka sitoutuvat tehokkaasti vesiympäristön orgaaniseen ainekseen.

EU:n Vesipuitedirektiivin prioriteettiainelistalla on kuusi vaaralliseksi luokiteltua PAH-yhdistettä: antraseeni, bentso(a)pyreeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(g,h,i)peryleeni, bentso(k)fluoranteeni ja indeno(1,2,3cd)pyreeni, joiden päästöt on lopetettava asteittain vuoteen 2021 mennessä. Edellä mainittujen lisäksi fluoranteeni ja naftaleeni ovat luokiteltu prioriteettiaineiksi, joiden päästöt on asteittain vähennettävä (VNa 868/2010). On kuitenkin huomattava, että ympäristöstä peräisin olevien prioriteettiaineiden päästöjä ei ole mahdollista täysin lopettaa.

Erään tutkimuksen mukaan ΣPAH16-yhdisteiden puhdistamokohtainen reduktio vaihteli 37–89 % välillä puhdistamoprosessista riippuen ja niiden pääasiallisiksi poistumisreiteiksi arvioitiin sitoutuminen lietteeseen ja VOC-yhdisten osalta myös haihtuminen (Fatone et al 2011). Jätevedenpuhdistamolietteiden sisältämien PAH-yhdisteiden hajoamista tutkittaessa 56 vuorokauden kompostointikäsitteilyn aikana havaittiin, että ΣPAH16-yhdisteet hajosivat tehokkaimmin ilmastetuissa komposteissa. Lähtötilanteessa korkeista PAH-pitoisuuksista huolimatta yhdisteistä hajosi käsittelystä riippuen 70–94 % (Cai et al 2007).

Selvitettäessä puhdistamolietteen käytön vaikutusta viljelysmaan PAH-pitoisuuden havaittiin, että hajoamiseen vaikutti mm. levitetty lietteen määrä. Suurilla levitysmäärillä pitoisuudet olivat korkeampia, mutta toisaalta myös hajoaminen nopeampaa. Tässä tutkimuksessa käytettyä lietettä ei ilmeisesti ollut esikäsitelty. PAH-yhdisteistä hajosi maaperässä 33–80 % ensimmäisen puolen vuoden aikana. Toisaalta suurilla levitysmäärillä alkuperäisestä ΣPAH16-pitoisuudesta oli yhä edelleen 30 % jäljellä 4,5 vuoden kuluttua levityksestä (Oleszczuk et al 2003). Tulos viittaa siihen, että käsittelemättömän jätevesilietteen levitys voi nostaa maaperän PAH-pitoisuutta.

Moleyylipainoltaan raskaat PAH-yhdisteet kuten fluoranteeni, pyreeni, bentso(k)fluoranteeni ja bentso(a)pyreeni absorboituvat lietteen orgaaniseen ainekseen. Arviolta kaikkiaan noin 10–20 % PAH-yhdisteistä voisi sitoutua lietteen orgaaniseen ainekseen (Larsen et al 2009, Cai et al 2007, Oleszczuk 2006, Oleszczuk 2003), minkä on myös havaittu huonontavan yhdisteiden hajoavuutta.

### 3.8.2

#### Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa

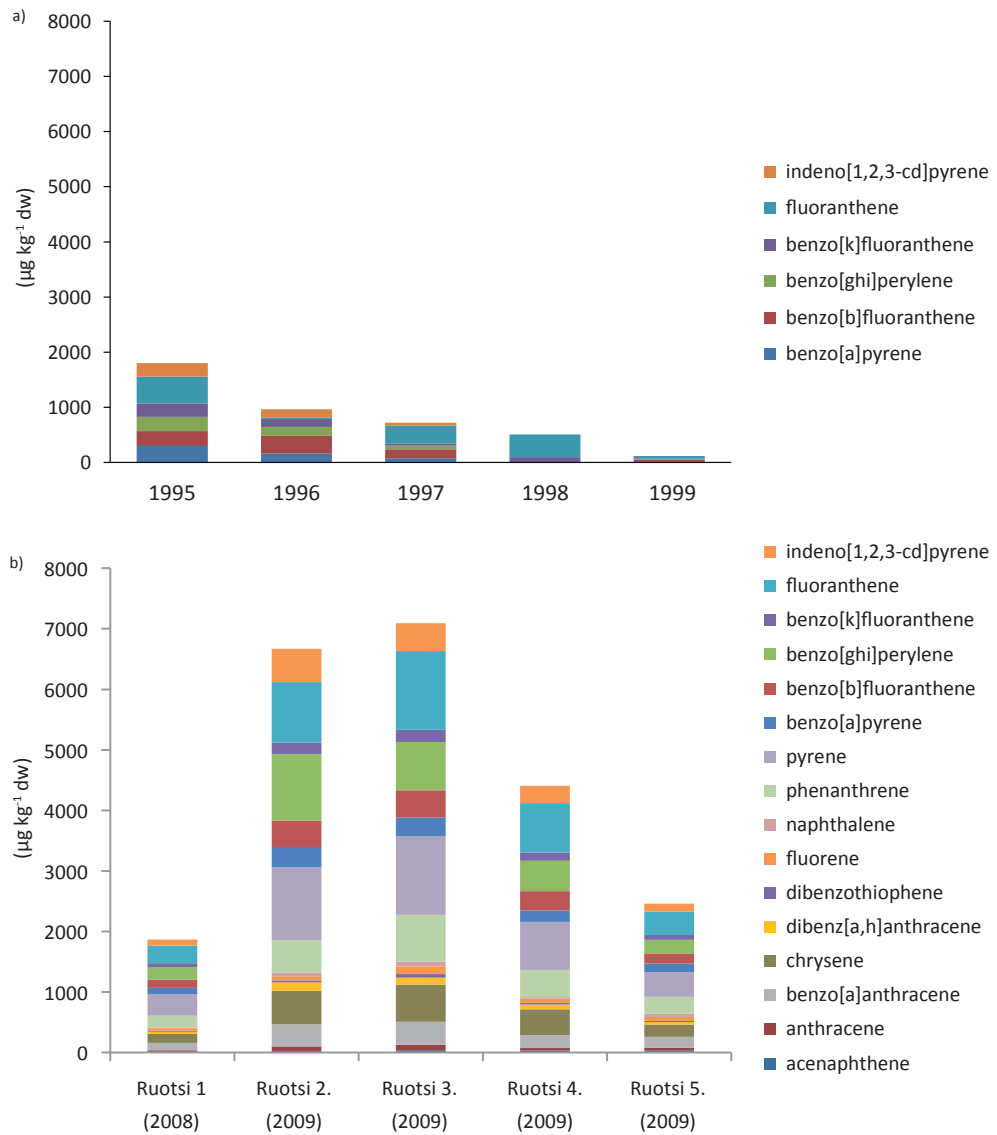
Pohjoismaisia jätevesilietteitä käsittelevässä selvityksessä, PAH-yhdisteryhmään kuuluvien aineiden pitoisuuksia raportoitiin laajasti (Sternbeck et al 2011 taulukko 3). Maakohtaisista tuloksista on havaittavissa, että käytännöt PAH-yhdisteiden seurannasta vaihtelevat. Esimerkiksi  $\Sigma$ PAH6 -ryhmän pitoisuudet on saatavilla vain Ruotsista.  $\Sigma$ PAH6 -ryhmän suurin Pohjoismaissa havaittu pitoisuus raportoitiin Ruotsista ja PAH16 ryhmän yhdisteistä Tanskassa (taulukko 4).

Taulukko 2. Pohjoismaissa jätevedenpuhdistamoiden lietteissä havaittuja PAH-pitoisuuksia ( $\text{mg}^{-1} \text{kg}$ ) (Sternbeck et al 2011).

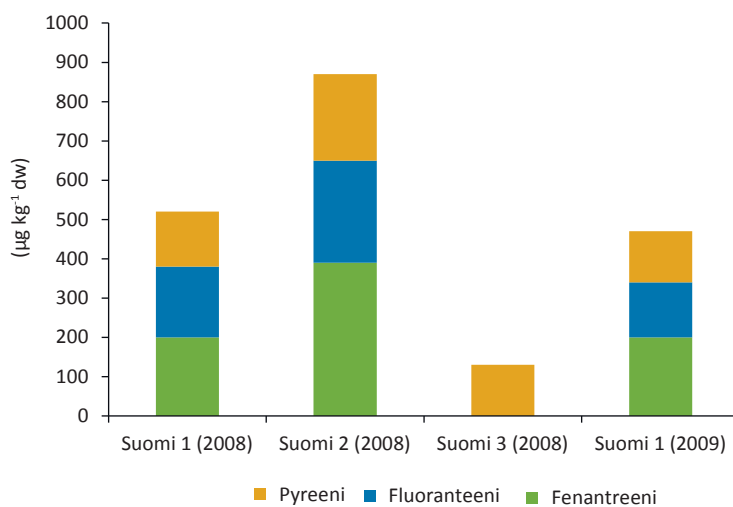
PAH6	N	Mediaani	Keskiarvo	Min	Max
Ruotsi	520	0,3	0,5	0	23,7
Tanska	nd				
Norja	nd				
Suomi	nd			0,5	9,3
PAH16	N	Mediaani	Keskiarvo	Min	Max
Ruotsi	25	0,69	1,4	0,2	5
Tanska	2610	1,1	3,3	0,02	1220
Norja	100	1,9	2	0,44	5
Suomi	4				

Ruotsin seurantatutkimuksissa PAH -yhdisteitä on raportoitu jätevedenpuhdistamoiden lietenäyteistä vuodesta 1995 alkaen. Vuosien 1995–1999 välillä, näytteissä havaittiin vain osa  $\Sigma$ PAH6 -ryhmän yhdisteistä, sillä monien ryhmän yhdisteiden pitoisuudet jäivät alle määrittyrajojen (kuva 42a). Vuosien 2008–2009 seurantatuloksissa on määritetty  $\Sigma$ PAH16 -pitoisuuksia (kuva 42b).

Suomessa vuosina 2008 ja 2009 (Mehtonen et al 2012a)  $\Sigma$ PAH16 -ryhmän yhdisteistä vain muutamilla mitattiin yli määritysrajan olevia pitoisuuksia. Havaitut summapitoisuudet olivat selvästi pienempiä kuin Ruotsissa, mutta johtopäätöksen luotettavuutta heikentää suomalaisen mittaustiedon vähäisyys (kuva 43). Tämän tuoreemman suomalaisen kartoituksen pitoisuuksia on myös vaikea verrata aiempaan vuosien 2003–2005 kartoitukseen (Mannio et al 2011), sillä vuosina 2008–2009 PAH-yhdisteiden määritysrajat olivat huomattavasti korkeammat.



Kuva 42 a) ja b). Puhdistamolietteen PAH-pitoisuuksia ruotsalaisilla jätevedenpuhdistamoilla.



Kuva 43. Puhdistamolietteen PAH-pitoisuuksia suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla. (Mehtonen et al 2012a).

### 3.8.3

## Yhteenveto

Ruotsin seuranta-aineiston perusteella  $\Sigma$ PAH-6-ryhmän pitoisuudet jätevesilietteisissä ovat pienentyneet vuodesta 1995 lähtien. Suomessa PAH-pitoisuudet puhdistamolietteisessä näyttäisivät olevan alhaisempia tai samalla tasolla ruotsalaisten vertailutulosten kanssa. Vuosien 2003–2005 kartoituksen perusteella (Mannio et al 2011) lietteen keskimääräinen  $\Sigma$ PAH6 pitoisuus oli  $501 \mu\text{g kg}^{-1}$ . Tämän perusteella  $\Sigma$ PAH6:n kuorma maaperään olisi noin  $0,2 \text{ mg m}^2$  kertalevitysmäärällä  $3\,500 \text{ kg ha}^{-1}$  ja noin  $1 \text{ mg m}^2$  kertalevitysmäärällä  $20\,000 \text{ kg ha}^{-1}$  (liite 2). Kirjallisuudessa ilmoitetut PAH-yhdisteiden puoliintumisajat maaperässä vaihtelevat kymmenistä vuorokausista muutamiin tuhansiin vuorokausiin. Eri PAH-yhdisteiden kertymistaipumus maaperässä vaihtelee, mutta monien niistä on mallinnettu kertyvän maaperään jos lietettä levitetään toistuvasti.

### 3.9

## Ftalaatit

### 3.9.1

### Taustatietoa yhdisteryhmästä

Ftalaatit ovat ryhmä orgaanisia yhdisteitä, jotka ovat rakenteeltaan ftaalihapon estereitä. Niitä on valmistettu 1940-luvulta lähtien teollisesti prosessilla, jossa happo ja alkoholi esteröidään. Ftalaatteja esiintyy nykyisin ympäristössä maailmanlaajuisesti ja niiden tiedetään olevan toksisia muun muassa leville sekä aiheuttavan hormonaalisia häiriöitä. Tämän lisäksi osa ftalaateista on luokiteltu lisääntymiselle vaarallisiksi yhdisteiksi.

Vesipuitedirektiivissä Di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti (DEHP), on luokiteltu prioriteettiaineeksi, jonka päästöt on asteittain vähennettävä (VNa 868/2010). DEHP:n, DBP:n ja BBP:n käyttö keskittyy vahvasti muovien, maalien, liimojen ja kosmetiikan valmistukseen (taulukko 3).

Taulukko 3. DEHP:n, DBP:n ja BBP:n käyttökohteet ja käyttömäärät Suomessa 2000-luvulla.

Yhdiste	Käyttökohteet	Käyttömäärä Suomessa (t a <sup>-1</sup> )
DEHP	Pehmennin, liuotin tai lisäaine muoveissa (osa PVC:stä) maaleissa, liimoissa, musteissa, kumeissa, tiivitsaineissa ja kosmetiikassa	200–2000 t
DBP	Pehmennin, liuotin tai lisäaine lakoissa, muoveissa, maaleissa, liimoissa, kosmetiikassa ja pesuaineissa.	200–300 t
BBP	Pehmennin, liuotin tai lisäaine muoveissa lakoissa, muoveissa, maaleissa, liimoissa ja kosmetiikassa	100–600 t (2000-luvulla) 2700 t (v. 2007)

DEHP:n käyttö 2000 -luvulla on ollut laajaa. Monista tuotteista vapautuu yhdistettä ympäristöön jo käytön aikana, sillä se on additiivinen eikä siten sitoudu kemiallisesti polymeeriin. Suurin osa (80 %) DEHP:ta sisältävistä tuotteista on tarkoitettu sisätiloihin ja vain n. 20 % ulkokäyttöön (EU-RAR 2001). Tämän vuoksi DEHP kulkeutuu helposti myös yhdyskuntajätevedenpuhdistamoille. Tässä tarkasteltavat ftalaatit käyttäytyvät puhdistusprosessissa hieman toisistaan poikkeavasti. DEHP sitoutuu tehokkaasti lietteeseen (78 %) ja hajoaa huonosti puhdistusprosessissa (15 %), kun taas DBP ja BBP sitoutuvat puolestaan heikosti lietteeseen (33–34 %), mutta hajoavat tehokkaasti (5–58 %) jätevedenkäsittelyn seurauksena. Yhdisteistä 7–9 % päätyy puhdistetun jäteveden mukana purkuvesistöön (Haimi & Mannio 2008).

Tutkittaessa DEHP hajoamista lietteen kompostoinnin aikana havaittiin, että alkuperäisestä pitoisuudesta hajosi käsittelyssä 68–97 % kahdenkymmenen päivän aikana, riippuen DEHP -pitoisuudesta kokeen alussa. Tutkimuksessa havaittiin myös, että korkea DEHP -pitoisuus voi inhiboida bakteerien kasvua, mikä puolestaan saattaa hidastaa yhdisteen hajoamista (Pakou et al 2009). DEHP:n hajoamismallin perusteella, yhdisteen hajoaminen maaperässä on voimakkaasti lämpötilasta riippuvaa. Mallissa maaperän DEHP:stä hajoaa 140 vuorokauden tarkastelujaksolla 5 °C:n lämpötilassa < 20 %, 10 °C:n lämpötilassa < 70 % ja 20 °C:n lämpötilassa hieman yli 50 % (Vavilin 2007).

### 3.9.2

## Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa

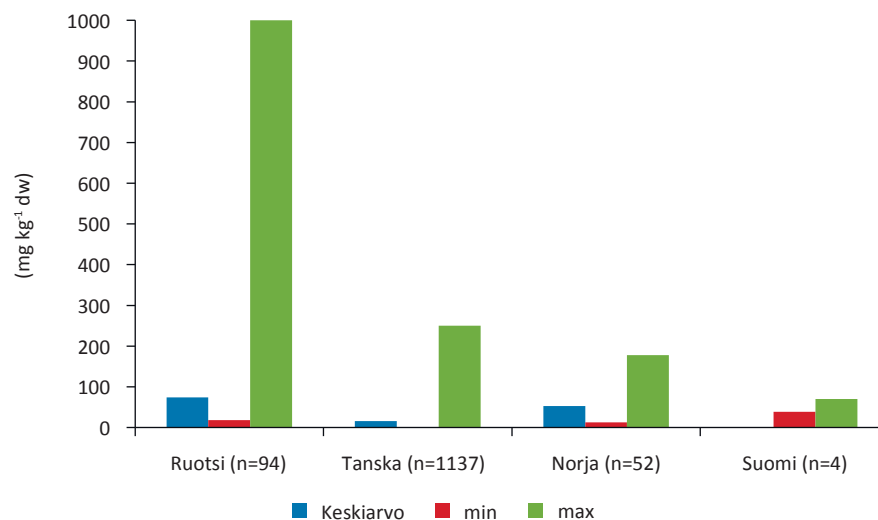
### 3.9.2.1

#### Di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti (DEHP)

Pohjoismaisen selvityksen mukaan korkeimmat DEHP -pitoisuudet on mitattu Ruotsissa (1 000 mg kg<sup>-1</sup>), maiden välisten keskimääräisten pitoisuuserojen ollessa kuitenkin suhteessa pienempiä (kuva 44). Suomessa tietoa lietteen DEHP:n pitoisuuksista on varsin vähän. Pitoisuuksien voidaan kuitenkin olettaa laskeneen vuodesta 1998, jolloin mitattu pitoisuus oli selvästi suurempi (179 mg kg<sup>-1</sup>) kuin vuosina 2008–2009 (5–24 mg kg<sup>-1</sup>, kuva 46).

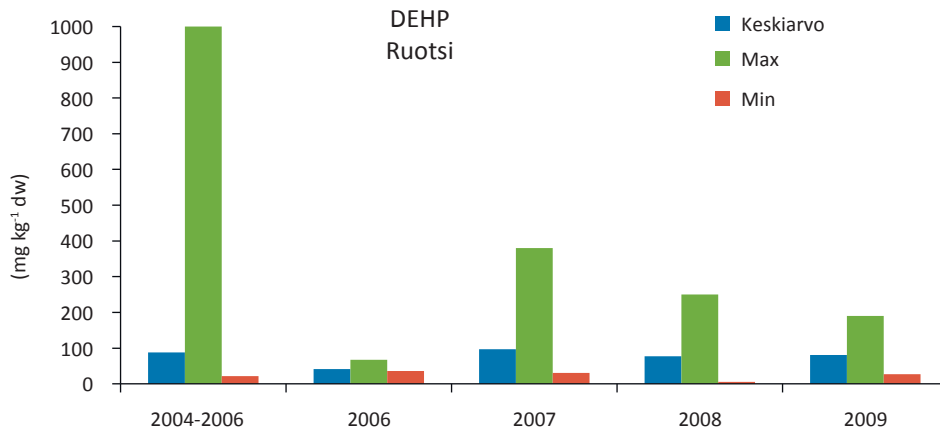
Ruotsalaisten jätevedenpuhdistamoiden seurannoissa on kuitenkin havaittu suurta vuosien välistä vaihtelua. Korkeimmat pitoisuudet mitattiin vuonna 2006, jolloin yhden puhdistamon näytteestä löytyi DEHP:ta jopa 1 g kg<sup>-1</sup>. Ruotsissa niin maksimi kuin keskimääräiset pitoisuudetkin ovat kuitenkin laskeneet vuodesta 2006. Keskimääräisten pitoisuuksien laskusta huolimatta, yksittäisillä puhdistamoilla ei välttämättä ole havaittu selvää laskevaa trendiä (kuva 44 ja 45).

Suomalaisilta puhdistamoilla vuosina 2008–2009 DEHP-pitoisuuden keskiarvo lietteessä oli noin 14 mg kg<sup>-1</sup> (Mehtonen et al 2012). DEHP:tä sisältävän lietteen levittäminen maahan aiheuttaa laskennallisesti noin 5–30 mg m<sup>-2</sup> suuruisen DEHP-kuorman, riippuen lisäyksen määrästä (0,35–2 kg m<sup>-2</sup>, liite 2). Tosin DEHP:n on todettu hajoavan sekä kompostointikäsittelyssä että maaperässä, mitä arvioissa ei ole huomioitu. Lietteiden käsittely todennäköisesti pienentää DEHP-pitoisuutta, mutta tällä hetkellä kansallista tietoa käsittelytekniikan merkityksestä ei ole saatavilla. DEHP:lle ilmoitetut puoliintumisajat maaperässä vaihtelevat runsaasti, korkeimpien arvojen ollessa 300 vrk. Yhdisteen on mallinnettu voivan kertyä maaperään käytetystä hajoamisnopeudesta ja lietteenlevitysten tiheydestä riippuen.

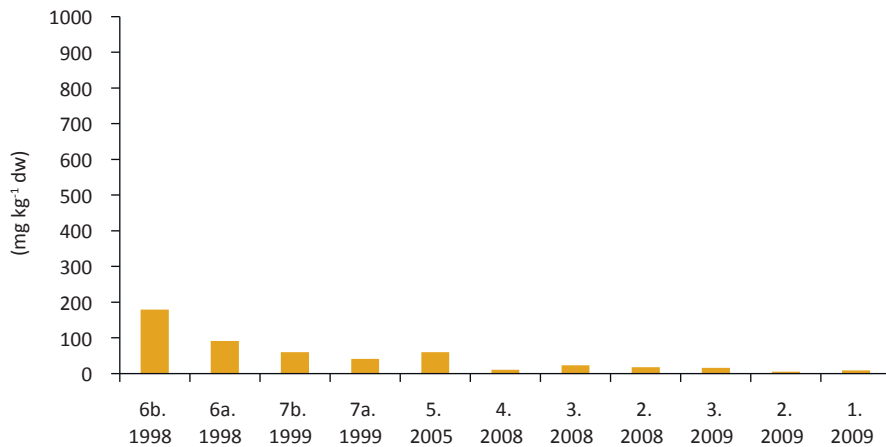


Kuva 44. Pohjoismaissa havaittuja puhdistamolietteen DEHP -pitoisuuksia (Sternbeck et al 2011).





Kuva 45. Ruotsissa havaittuja puhdistamolietteen DEHP pitoisuuksia (Haglund & Olofsson 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, Cousins-Palm et al 2007, Petterson & Wahlberg 2010).



Kuva 46. Suomesta havaittuja puhdistamolietteen DEHP pitoisuuksia.

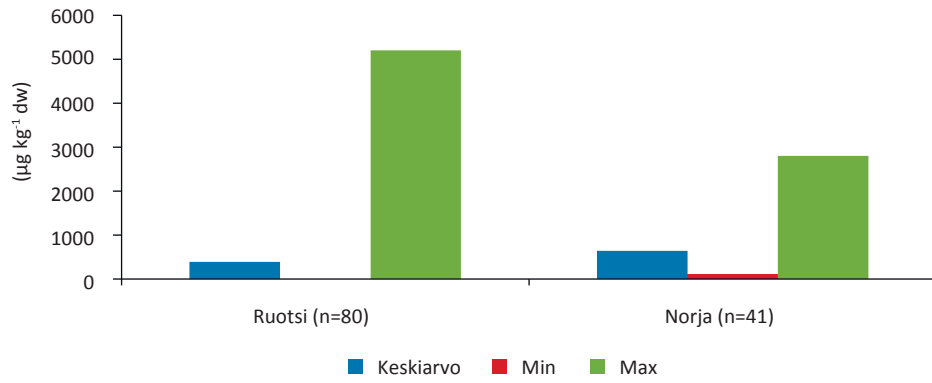
### 3.9.2.2

#### Dibutyyliftalaatti (DBP)

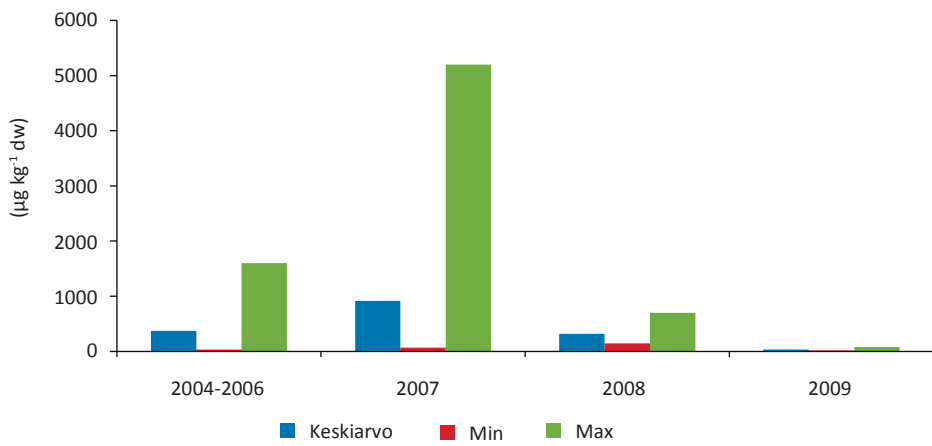
Pohjoismaisessa selvityksessä dibutyyliftalaatin (DBP) suurimmat pitoisuudet on havaittu Ruotsista, jossa lietenäytteestä mitattiin yhdistettä  $5,2 \text{ mg kg}^{-1}$  (kuva 47). Vertailusta puuttuvat Tanskan sekä Suomen tiedot (Sternbeck et al 2011). Ruotsin seuranta tutkimusten perusteella DBP:n pitoisuudet jätevedenpuhdistamoiden lietteessä ovat hieman laskeneet vuosien 2004–2009 välillä lukuunottamatta vuotta 2007, jolloin poikkeavan korkea pitoisuus nosti vuosikeskiarvoa ja keskihajontaa. Vuoden 2009 näytteissä DBP:n vuosikeskiarvo on vain kymmenesosa vuosien 2004–2006 keskipitoisuudesta (kuva 48).

Suomessa DBP:n pitoisuudet lietteessä jäivät vuosien 2008–2009 näytteenotoissa alle määritysrajan (Huom! korkea määritysraja  $500$  ja  $1000 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$ , kuva 49). Suomessa vuosina 2003–2005 tehdyssä kartoituksessa kuudella puhdistamolla lietteen DBP-pitoisuus vaihteli  $<50$ – $410 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$ , keskiarvon ollessa  $343 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ dw}$  (Mannio et al 2011).

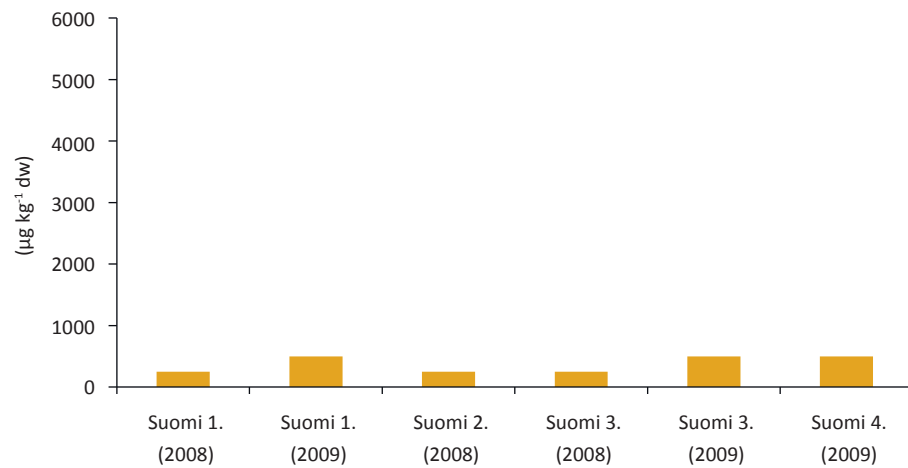
Suomalaisilla puhdistamoilla vuosina 2008–2009 DBP-pitoisuuden keskiarvo lietteessä oli noin  $0,7 \text{ mg kg}^{-1}$  (Mehtonen et al 2012a). DBP:tä sisältävän lietteen levittäminen maahan aiheuttaa laskennallisesti  $0,2$ – $1,3 \text{ mg m}^{-2}$  suuruisen DBP-kuorman, riippuen kertalisäyksen määrästä ( $0,35$ – $2 \text{ kg m}^{-2}$ , liite 2). Maaperässä DBP:n puoliintumisaikaksi on arvioitu noin 20 vuorokautta ja sen arvellaan mahdollisesti myös kertyvän maaperään.



Kuva 47. Pohjoismaissa havaittuja puhdistamolietteen DBP- pitoisuuksia (Sternbeck et al 2011).



Kuva 48. Ruotsissa havaittuja puhdistamolietteen DBP -pitoisuuksia (Haglund & Olofsson 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, Kaj et al 2010).



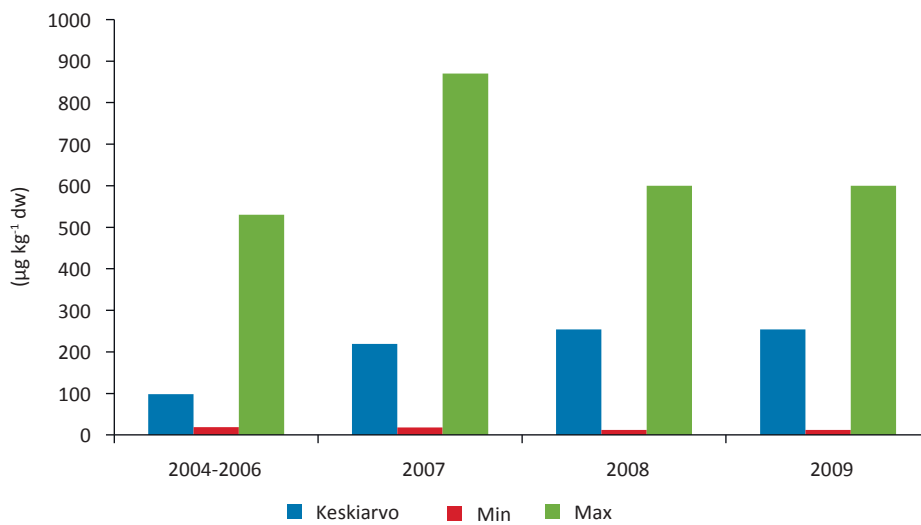
Kuva 49. Suomessa havaittuja puhdistamolietteen DBP -pitoisuuksia (Mehtonen et al 2012a).

### 3.9.2.3

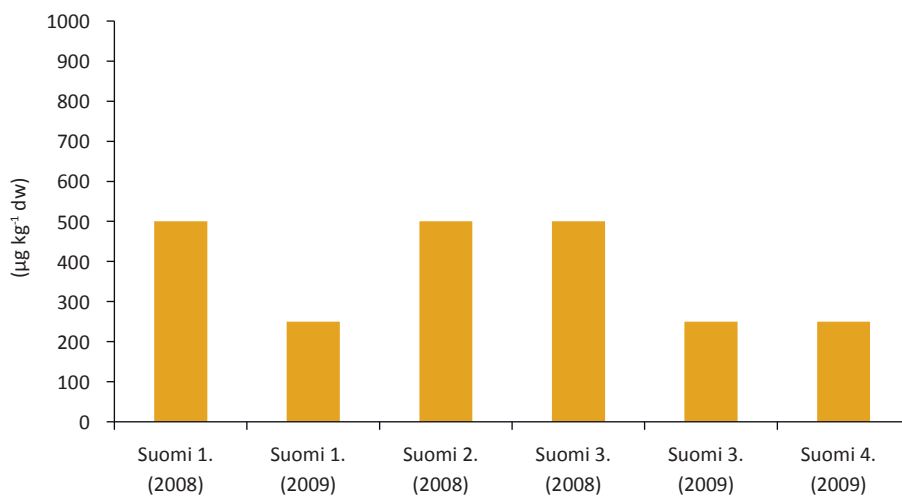
#### Butyylibentsyyliiftalaatti (BBP)

Butyylibentsyyliiftalaatin (BBP) pitoisuudet ovat pysyneet jokseenkin samalla tasolla Ruotsissa vuosina 2004–2009 (kuva 50). Havaitut vuosikeskiarvot ovat olleet noin 200  $\mu\text{g kg}^{-1}$ . Suomessa BBP:n pitoisuudet jäivät alle määritysrajojen vuosina 2008 ja 2009 (Huom! korkea määritysraja 500 ja 1000  $\mu\text{g kg}^{-1}$ , kuva 51). Suomessa vuosina 2003–2005 kuudella puhdistamolla lietteen BBP-pitoisuus vaihteli <50–350  $\mu\text{g kg}^{-1}$  dw, keskiarvon ollessa 252  $\mu\text{g kg}^{-1}$  dw (Mannio et al 2011).

Suomalaisilta puhdistamoilla vuosina 2008–2009 BBP -pitoisuuden keskiarvo lietteessä oli noin 0,4  $\text{mg kg}^{-1}$  dw (Mehtonen et al 2012a). BBP:tä sisältävän lietteen levtäminen maahan aiheuttaa laskennallisesti 0,1–0,8  $\text{mg m}^{-2}$  suuruisen BBP-kuorman, riippuen kertalisäyksen määrästä (0,35–2  $\text{kg m}^{-2}$ , liite 2). BBP:n puoliintumisajaksi maaperässä on ilmoitettu 59–178 vrk ja se saattaa mahdollisesti myös kertyä maaperään.



Kuva 50. Ruotsissa havaittuja puhdistamolietteen BBP-pitoisuuksia (Haglund & Olofsson 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, Kaj et al 2010).



Kuva 51. Suomessa havaittuja puhdistamolietteen BBP-pitoisuuksia (Mehtonen et al 2012a).

### 3.9.3

## Yhteenveto

Ftalaateista erityisesti DEHP:n sitoutuminen lietteeseen on merkittävää, kun taas DBP ja BBP hajoavat helpommin jätevedenpuhdistusprosesseissa. Suomessa 2000-luvun lopulla mitatut DEHP:n lietepitoisuudet ovat melko matalia, kun taas DBP- ja BBP-pitoisuudet ovat samaa tasoa verrattuna muiden pohjoismaiden keskimääriin pitoisuuksiin. DBP:n ja BBP:n lietepitoisuudet Suomessa ovat huomattavasti alhaisempia kuin DEHP:n pitoisuudet.

Suomalaisilla puhdistamoilla vuosina 2008–2009 DEHP-pitoisuuden keskiarvo lietteessä oli noin 14 mg kg<sup>-1</sup>. DEHP:tä sisältävän lietteen levittäminen maahan kyseisellä pitoisuudella aiheuttaisi laskennallisesti 5–28 mg m<sup>-2</sup> suuruisen kuorman, riippuen kertalisäyksen määrästä. Arviossa ei oteta huomioon aineen hajoamista lietteen käsittelyssä. DBP ja BBP kuormat maaperään olisivat puolestaan 0,2–0,1 mg m<sup>-2</sup>, kertalevitysmäärillä 3 500 ja 20 000 kg ha<sup>-1</sup>, lietteen keskimääriäisillä pitoisuuksilla DBP 1,3 mg kg<sup>-1</sup> ja BBP 0,8 mg kg<sup>-1</sup>.

### 3.10

## Lineaariset alkyylibentseenisulfonaatit (LAS)

### 3.10.1

#### Taustatietoa yhdisteryhmästä

Lineaarisia alkyylibentseenisulfonaatteja valmistetaan lineaarisesta alkyylibentseenistä, jonka hiiliketjun pituus vaihtelee yleensä 10–16 atomin välillä. Lineaarisia alkyylisulfonaatteja esiintyy mm. synteettisissä puhdistus- ja pesuaineissa. LAS-yhdisteet ovat luonteeltaan hydrofobisia ja sitoutuvat tehokkaasti jätevedenpuhdistamon lietteeseen. Vuonna 2009 julkaistun tutkimuksen mukaan, LAS:n reduktio jätevedenpuhdistamoilla oli pääsääntöisesti 74–99 % (Mungray et al 2009).

LAS-yhdisteet hajoavat biologisesti ympäristössä, mutta hajoamisnopeudet maaperässä vaihtelevat mm. aerobisista olosuhteista riippuen. Kaupalliselle LAS-seokselle on ilmoitettu puoliintumisajaksi <7–30 vrk, mutta osa näistä yhdisteistä saattaa kuitenkin säilyä maaperässä pitkäänkin. Puhdistamolietteissä LAS-yhdisteitä voidaan tavata korkeina pitoisuuksina, muutamasta sadasta mg kg<sup>-1</sup> yli 10 g kg<sup>-1</sup> ylittäviin pitoisuuksiin (Sternbeck et al 2011). On myös havaittu, että LAS-yhdisteet eivät juuri hajoa anaerobisissa oloissa mm. mädätyksen aikana.

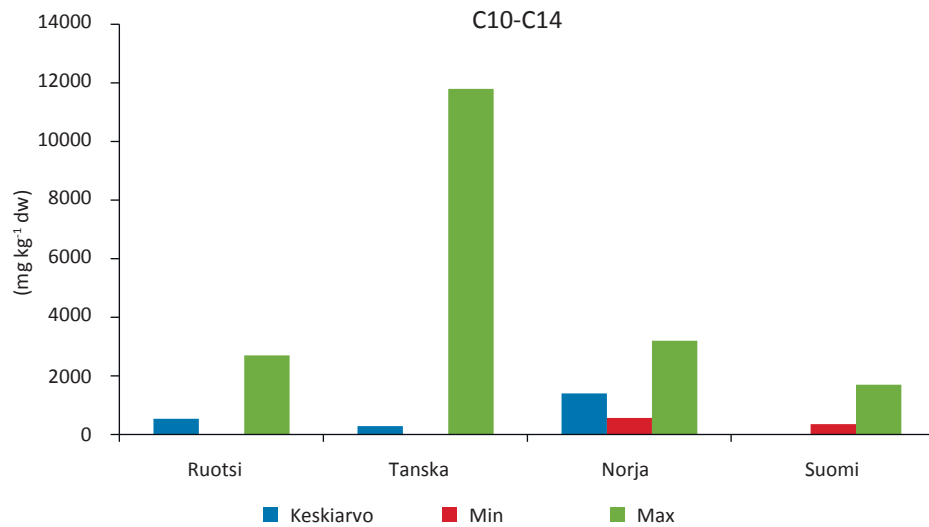
LAS-pitoisuuden väheneminen lietteen kompostoinnin yhteydessä viittaa siihen, että hajoamista tapahtuu olosuhteissa joissa happea on läsnä (Schröder et al 1999). Kompostoinnin aikana lietteen alkuperäisestä LAS-pitoisuudesta hajosi 30 päivän aikana 77–85 % ja 60 päivän aikana 89–91 % (Pakou et al 2009).

Tanskalaisessa tutkimuksessa maaperän LAS:n pitoisuutta lietteen levityksen jälkeen seurattiin vuoden ajan. Pitoisuudet alkoivat laskea välittömästi lietteen levityksen jälkeen ja kuuden viikon aikana noin 70 % yhdisteistä oli hajonnut maaperässä. Pitoisuudet myös laskivat maaperässä lähes alkuperäiselle tasolle (< 5 %) 6 kk kulluttua lietteen levityksen jälkeen (Petersen et al 2003).

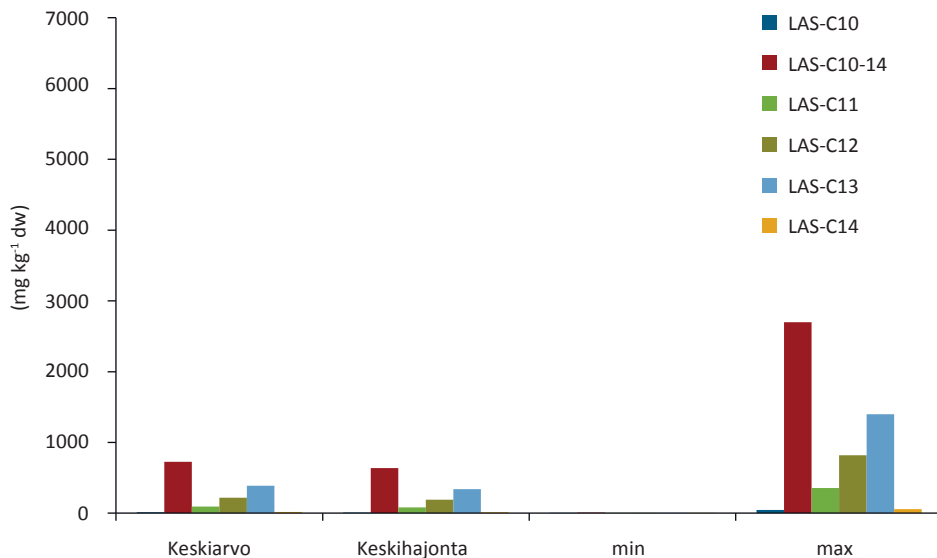
### 3.10.2

## Mitatut pitoisuudet Suomessa ja muissa Pohjoismaissa

Pohjoismaisessa selvityksessä LAS-yhdisteiden suurin havaittu pitoisuus sekä pienin keskimääräinen pitoisuus on havaittu Tanskasta (kuva 52). Norjassa LAS-yhdisteiden havaittu keskipitoisuus on moninkertaisesti suurempi kuin muissa Pohjoismaissa (Kuva 52). Ruotsin seurantatutkimuksen perustella lietteestä laskettu LAS-C10-14 keskiarvopitoisuus oli 728 mg kg<sup>-1</sup> (kuva 53). LAS-C13 muodostaa suurimman osan havaituista keskiarvopitoisuuksista. Suomessa määritettyjä LAS-pitoisuuksia löydettiin vain kaksi (kuva 52).



Kuva 52. Lietteessä havaittuja LAS-pitoisuuksia Pohjoismaissa (Sternbeck et al 2011).



Kuva 53. Lietteessä havaittuja LAS-pitoisuuksia Ruotsissa (Kaj et al 2008).

### 3.10.3

## Yhteenveto

Pohjoismaisissa tutkimuksissa LAS-yhdisteitä on havaittu korkeina pitoisuuksina muun muassa Tanskassa. Suomessa määritettyjä pitoisuustuloksia ei ole riittävästi, jotta lietteiden sisältämien LAS-yhdisteiden tarkkaa merkitystä lietteen hyötykäytölle voisi luotettavasti arvoida. Lineaarisen kuormitusmallin perusteella maaperään kohdistuva LAS -kuormitus (käytettäessä lietteestä havaittuja min ja max pitoisuuksia 360 ja 1 700 mg kg<sup>-1</sup>, Sternbeck et al 2011) olisi kuitenkin noin 130–600 mg m<sup>-2</sup> kertalevitysmäärällä 3 500 kg ha<sup>-1</sup> ja puolestaan noin 0,7–3,4 g m<sup>-2</sup>, kertalevitysmäärällä 20 000 kg ha<sup>-1</sup> (liite 2). LAS -yhdisteiden on todettu hajoavan aerobisissa olosuhteissa suhteellisen nopeasti, sillä niiden puoliintumisajaksi maaperässä on arvioitu noin kahdeksan vuorokautta (Sternbeck et al. 2011). Anaerobisissa olosuhteissa hajoaminen on puolestaan huomattavasti hitaampaa.

### 3.11

## Lääke- ja kosmetiikka-aineet (PPCPs)

### 3.11.1

#### Taustatietoa yhdisteryhmästä

Lääke- ja kosmetiikka-aineet ("PPCPs" eli Pharmaceuticals and Personal Care Products) ovat heterogeeninen ryhmä kemiallisesti hyvin erityyppisiä yhdisteitä. Yhteinen tekijä ryhmälle on kuitenkin se, että niiden käyttö keskittyy pääasiassa kotitalouksiin. Markkinoilla on nykyisin valtava määrä erilaisia henkilökohtaiseen hygieniaan liittyviä tuotteita. Myös lääkkeiden käyttö on moninkertaistunut 1930-luvulta lähtien. Lääkealan turvallisuus- ja kehittämiskeskus (Fimea) luettelo on listattu, lääkelain (359/87) nojalla, myös lääkevalmisteiksi luokiteltavat yhdisteet.

PPCP -aineita pääsee ympäristöön niiden tuotannon ja käytön yhteydessä. Lääkeaineita sekä niiden metaboliatuotteita päätyy ympäristöön myös ihmisten ja eläinten erityksen kautta. Lääkkeiden biologinen hyötyosuus on yhdistespesifistä samoin, kuin niiden metaboliatuotteiden erityreitit. Esimerkiksi parasetamoli imeytyy elimistöön lähes täydellisesti, eli sen biologinen hyötyosuus on 80–88 %. Lääkkeen hoitavasta annoksesta erittyy virtsaan noin 5 % muuttumattomana, 55 % glukuronihappojohdokseksi ja 30 % sulfaattijohdokseksi.

Toistaiseksi tiedot lääkkeiden ja niiden hajoamistuotteiden sekä kosmetiikkatuotteiden vaikutuksista ympäristössä ovat vähäisiä. Kuluttajatuotteista mm. hajusteina käytetyt (pesu-, puhdistus-, huuhteluaineet, ilmanraikastimet, shampoot, parfyymit jne.) polysykliset myskit ovat kertyviä ja pysyviä yhdisteitä. Kotitalouksien jätevesiin päätyy myös lukuisia muita haitta-aineita kuten pintakäsittelyaineita (PFOS), palonsuoja-aineita (PBDE) sekä muovinpehmentimiä (ftalaatit).

Valtaosa PPCP-yhdisteistä päätyy yhdyskuntajätevedenpuhdistamoille käytön painoutuessa kotitalouksiin. Jonkin verran PPCP -yhdisteet hajoavat puhdistusprosessissa tai sitoutuvat lietteeseen, mutta silti niiden hajoamistuotteita voi päätyä ympäristöön, puhdistettujen jätevesien sekä lietteen levityksen seurauksena.

Tässä yhteydessä esitellään lähinnä käyttömääriltään suurimmat lääkeaineryhmät Suomessa. Tuloksia lietteiden sisältämistä lääkeainepitoisuuksista on olemassa vain muutamia, joten lisäksi käsitellään myös Ruotsista havaittuja yhdisteitä, yli 50 µg kg<sup>-1</sup> ylittävinä pitoisuuksina.

### Lääkeaineet jätevedenpuhdistamojen lietteissä

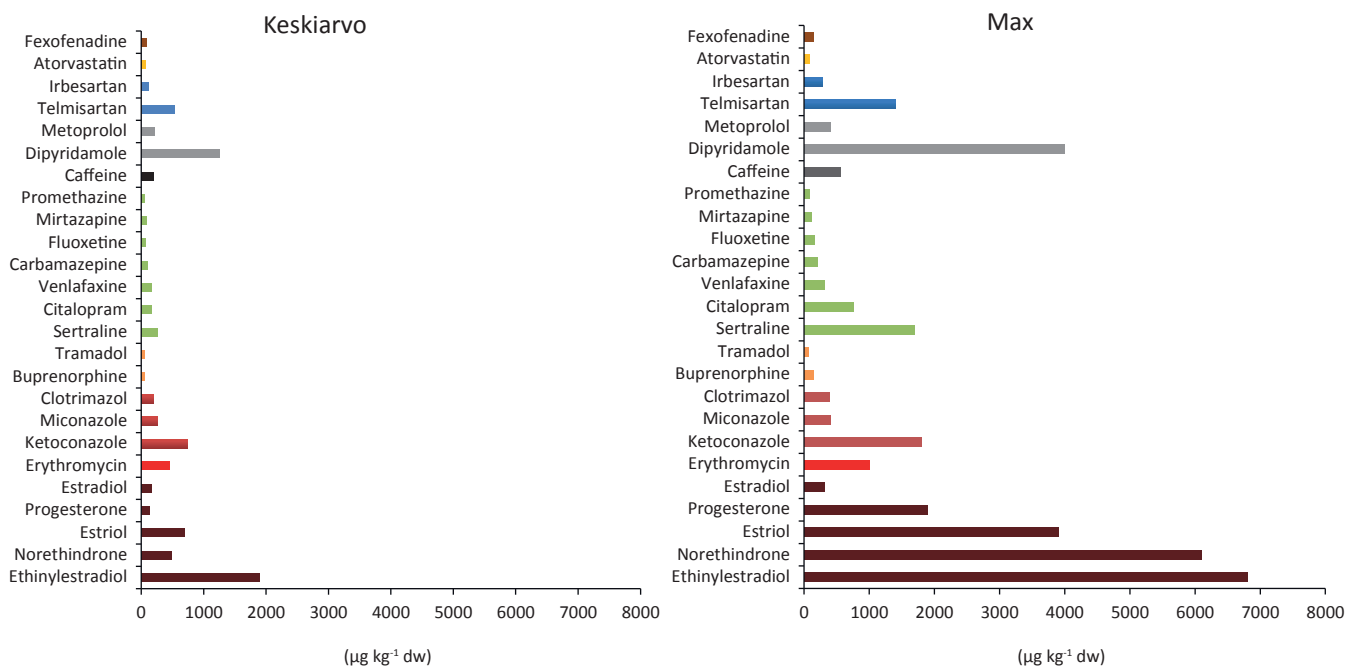
Vuonna 2008 Suomessa eniten käytettyjä lääkeaineita olivat parasetamoli, ibuprofeini, naprokseeni, metoprololi ja karbamatsepiini (Lahti & Oikari 2011). Edellä mainituista kolme ensimmäistä kuuluu kipu- ja tulehduskipulääkkeisiin, metoprololi beetasalpaajiin ja karbamatsepiini mieliala- ja psyykelääkkeisiin. Ibuprofeinin vuosittainen käyttö kasvoi vuosina 2002–2005 kaikkiaan  $70\,000\text{ kg a}^{-1} \rightarrow 94\,000\text{ kg a}^{-1}$  (Vieno 2007). Vuonna 2012 ibuprofeenia käytettiin Suomessa jo kaikkiaan  $120\,000\text{ kg}$ . Muita Suomessa yleisesti käytettyjä tulehduskipulääkkeitä ovat diklofenaakki ja ketoprofeini (Vieno 2007). Edellä mainittujen yhdisteiden lisäksi käytössä on suuri joukko muita lääkeaineita, joita käytetään mm. tulehdusten (antibiootit ja sienilääkkeet), sydän- ja verisuonitautien (mm. beetasalpaajat, sydänlääkkeet), hormonitasapainon (hormonit ja hormoni antagonistit) sekä erilaisten mielenterveyshäiriöiden hoitoon (mieliala- ja psyykelääkkeet). Tässä työssä ei yksityiskohtaisesti syvennytä käsittelemään kaikkia lääkeaineryhmiä aihepiirin laajuuden vuoksi, vaan on valittu muutamia aineita joita tiedetään lietteestä löytyvän.

Suomessa lääkeaineiden esiintymisestä ja käyttäytymisestä jätevedenpuhdistamoilla on vain vähän julkaistua tietoa. Puhdistamolietettä raaka-aineenaan käyttäneen biokaasulaitoksen mädätysjäännöksestä havaittiin mm. ibuprofeenia, metoprololia, karbamatsepiinia ja diklofenaakkaa (Marttinen et al 2013).

Ruotsalaisessa seurantatutkimuksessa määritettiin lääkeaineiden pitoisuuksia jätevedenpuhdistamoilla vuonna 2010 (Fick et al 2011). Tutkimuksessa seurattiin kaikkiaan 101 lääkeaineen pitoisuuksia, joista 92 havaittiin tulevassa jätevedessä vähintään yhdellä puhdistamolla. Pieniä pitoisuuksia 26 lääkeaineesta havaittiin myös raakavesinäytteistä. Tutkimuksessa kaikkiaan 25 lääkeaineen keskimääräinen pitoisuus lietteessä ylitti  $50\ \mu\text{g kg}^{-1}$ . Näihin yhdisteisiin lukeutui antibiooteja, antihistamiineja, hormoneja, kipu- /tulehduskipulääkkeitä, kolesterolilääkkeitä, mieliala- /psyykelääkkeitä, opioideja, sienilääkkeitä, diabeteslääkkeitä sekä sydän- ja verisuonitautien hoitoon käytettäviä lääkettä. Keskiarvopitoisuudet olivat osalla yhdisteistä huomattavasti matalampia kuin havaitut suurimmat pitoisuudet, mikä viittaa lääkeaineiden pitoisuustasojen vaihteluun puhdistamoilla (kuva 54).

Lineaarisen kuormitusmallin perusteella maaperään kohdistuva lääkekuormitus (käytettäessä ruotsalaisista lietteistä havaittuja pitoisuuksia) vaihtelee yhdisteittäin. Kipulääkkeistä ibuprofeenin ja paracetamolien (keskimäärin  $451\ \mu\text{g kg}^{-1}$  ja  $33\ \mu\text{g kg}^{-1}$ , Fick et al 2011 & TemaNord 2012:519) kuorma maaperään olisi noin  $160\ \mu\text{g m}^{-2}$  ja  $12\ \mu\text{g m}^{-2}$  kertalevitysmäärällä  $3\,500\text{ kg ha}^{-1}$  ja puolestaan noin  $900\ \mu\text{g m}^{-2}$  ja  $66\ \mu\text{g m}^{-2}$ , kertalevitysmäärällä  $20\,000\text{ kg ha}^{-1}$ . Näistä tulehduskipulääkkeistä ainakin ibuprofeenin on todettu kertyvän ainakin jossain määrin lietteeseen, vaikka se on varsin vesiliukoinen yhdiste. Ibuprofeenin hajoamisaika maaperässä on arviolta noin 12 vuorokautta. Ibuprofeenia ( $111\,000\text{ kg a}^{-1}$ ) ja paracetamolaa ( $122\,000\text{ kg a}^{-1}$ ) käytetään Suomessa vuosittain varsin runsaasti (Lahti 2012). Tulehduskipulääkkeistä myös diklofenaakin (keskimäärin  $30\ \mu\text{g kg}^{-1}\text{ dw}$ , Fick et al 2011) on todettu muissa Pohjoismaisissa tutkimuksissa pidättyvän erityisen hyvin lietteeseen. Suomessa yhdistettä käytetään vuosittain noin  $1\,100\text{ kg}$  (Fimea 2012). Diklofenaakin arvioidut kuormat maaperään ovat levitysmäärillä  $3\,500\text{ kg ha}^{-1}$  ja  $20\,000\text{ kg ha}^{-1}$  noin  $11\ \mu\text{g m}^{-2}$  ja  $60\ \mu\text{g m}^{-2}$ .

Antibiooteista puolestaan ainakin siprofloksasiinin (keskimäärin siprofloksasiinia  $3,6\ \mu\text{g kg}^{-1}\text{ dw}$ , TemaNord 2012:519) ja ofloksasiinin (keskimäärin ofloksasiinia  $22\ \mu\text{g kg}^{-1}\text{ dw}$ , Fick et al 2011) on todettu kertyvän lietteeseen. Näillä yhdisteillä biohajoaminen on lähes olematonta. Siprofloksasiinin ja ofloksasiinin kuormat maaperään kertalevitysmäärällä  $3\,500\text{ kg ha}^{-1}$  olisivat noin  $1,3$  ja  $7,7\ \mu\text{g m}^{-2}$ . Kertalevitysmäärällä  $20\,000\text{ kg ha}^{-1}$  kuormitus olisi puolestaan noin  $7,2$  ja  $44\ \mu\text{g m}^{-2}$ . Antibakteerisista yhdisteistä triklosaanin (keskimäärin  $5,3\text{ g kg}^{-1}\text{ dw}$ , TemaNord 2012:519) on niin ikään



Kuva 54. Ruotsissa havaittuja lääkeaineiden pitoisuuksia puhdistamolietteissä (Data Woldegiorgis et al 2007, Fick et al 2011).

todettu kertyvän voimakkaasti lietteeseen. Triclosaanin kuorma maaperään kertalevitysmäärällä 3 500 kg ha<sup>-1</sup> olisi noin 1,9 g m<sup>-2</sup> ja kertalevitysmäärällä 20 000 kg ha<sup>-1</sup> noin 11 g m<sup>-2</sup>.

Beetasalpaajiin kuuluvaa metoprololia (lietteessä keskimäärin 224 µg kg<sup>-1</sup> dw, Fick et al 2011) käytetään Suomessa vuosittain noin 4 400 kg (Fimea 2012). Sen on todettu kertyvän lietteeseen ja arvioitu kuorma maaperään olisi kertalevitys määrillä 3 500 kg ha<sup>-1</sup> ja 20 000 kg ha<sup>-1</sup> noin 80 µg m<sup>-2</sup> ja 450 µg m<sup>-2</sup>. Epilepsia lääkkeenä käytetyn karbamatsepiinin (keskimäärin 76 µg kg<sup>-1</sup> dw, Fick et al 2011) kuorma maaperään vastaavilla kertalevitysmäärillä olisi puolestaan noin 30 µg m<sup>-2</sup> ja 150 µg m<sup>-2</sup>. Karbamatsepiiniä käytetään Suomessa vuosittain noin 3 500 kg (Fimea 2012). Mielialälääkkeistä sitalopraamin (584 µg kg<sup>-1</sup>, Fick et al 2011) kuormat puolestaan vastaavilla kertalevitysmäärillä (3 500 kg ha<sup>-1</sup> ja 20 000 kg ha<sup>-1</sup>) olisivat 0,2 mg m<sup>-2</sup> ja 1,2 mg m<sup>-2</sup>. Sitalopraamia käytetään Suomessa vuosittain noin 610 kg (Fimea 2012).

### 3.11.3

#### Yhteenveto

Kansalliset tiedot jätevedenpuhdistamoilla esiintyvistä lääkeaineista perustuvat tällä hetkellä vain muutamaaan tutkimukseen. Muiden pohjoismaisten tulosten perusteella voidaan olettaa, että myös Suomessa useita lääkeaineita esiintyy jätevedenpuhdistamojen lietteissä määritysrajat ylittävinä pitoisuuksina. Ruotsissa 25:n eri lääkeaineen maksimipitoisuudet lietteessä olivat usealla yhdisteellä moninkertaisia verrattuna niiden keskiarvopitoisuuksiin. Suomessa lääkkeiden esiintymisestä lietteissä tarvittaisiin selvästi lisää tutkimustietoa.

Lääkeaineet tulisikin tulevaisuudessa sisällyttää lietteiden hyötykäyttöön liittyvään riskitarkasteluun, sillä etenkin hormonien ja hormonivaikutteisten yhdisteiden pitoisuudet voivat, olla jopa useita mg kg<sup>-1</sup> dw.



## 4 Riskinarviointi ja sen kehittäminen

Lietteiden hyötykäyttöön kohdistuvan riskitarkastelun tavoitteena on tunnistaa liettettä sisältävien lannoitevalmisteiden aiheuttamat riskit niitä vastaanottavilla alueilla sekä löytää erilaisia keinoja, joilla näiden alueiden ja niillä tuotettujen elintarvikkeiden laatu saataisiin säilymään turvallisena. Lähtökohtana arvioinnissa tulisi olla ympäristöön ja ihmiseen kohdistuvat suorat riskit lannoitteita käytettäessä, maataloustuotteiden kautta aiheutuvat riskit sekä mahdolliset krooniset ekotoksikologiset vaikutukset maaperäeliöille, laiduntaville eläimille ja muulle ympäristölle.

Käytännön vaihtoehtoina on pyritäänkö hallitsemaan haitallisten aineiden lähteitä tai jäteveden puhdistusprosesseja, jottei niitä päätyisi lietteisiin, vai pyritäänkö ohjaamaan maaperään levitetyn lietteen laatua ja määrää sekä lietteen käyttökohteita terveyden ja/tai ympäristön suojelemiseksi. Tämä voi pitää sisällään lietteen ravinteiden talteenoton ja muiden fraktioiden käytön myös muihin tarkoituksiin kuin maanparannukseen.

Ihmisiin ja tuotantoeläimiin kohdistuvia haitallisten aineiden altistustesteitä voi olla useita. Ihminen voi altistua maaperään levitetyn lietteen sisältämille haitallisille aineille, joko suoraan suun ja ihon kautta tai hengittämällä pölyävää maata. Lisäksi ihminen voi altistua välillisesti mm. hyödyntämällä ravinnokseen lietteellä käsitellyssä maassa kasvanutta kasvimateriaalia, johon haitalliset aineet ovat mahdollisesti kertyneet. Altistumista voi tapahtua myös kasvimateriaalia laiduntaneiden ja myöhemmin ravinnoksi käytettyjen eläinten tai niistä valmistettujen elintarvikkeiden kautta. Lietteen sisältämät haitalliset aineet saattavat myös kulkeutua pohja- ja pintavesiin. Pintavesissä haitalliset aineet voivat kertyä puolestaan kaloihin ja sitä kautta edelleen ihmiseen (CEN 2007).

Ihmisaltistuksen ohella lietteen sisältämät haitalliset aineet voivat aiheuttaa myös ekologisia riskejä. Pilaantuneet pintavedet saattavat olla myrkyllisiä kaloille tai maaperään päätyneet haitalliset aineet maaperäeliöille ja niiden saalistajille. Lisäksi haitallisia aineita keränneet kasvit voivat olla myrkyllisiä niitä laiduntaville eliäimille. Lietteiden sisältämät haitalliset aineet voivat näin ollen aiheuttaa sekä vesistöjen että maaperän toimintojen heikkenemistä (CEN 2007).

Riskinarvioinnissa lietteen levityksen vaikutukset tulisi suhteuttaa kokonaisaltistuksesta (esim. ilmaperäisestä kuormituksesta ja/tai kemiallisista lannoitteista jne.) aiheutuviin riskeihin pitkällä aikavälillä. Arvioinnissa tulisi keskittyä erityisesti sellaisiin yhdisteisiin, joilla on haitallisia vaikutuksia jo varsin pienillä altistuspitoisuuksilla. Arviointia ei voi siis perustaa yksinomaan lietteessä havaittuihin pitoisuuksiin.

## 4.1

**Aikaisemmat arvioinnit ja niiden tulokset**

Pohjoismaiden osalta kattavia jätevesilietteiden maatalouskäytön riskiarvioiteja on tehty ainoastaan muutama (Sternbeck et al 2011, Eriksen et al 2009, Jensen et al 2012). Näistä ensiksi mainitussa mainitussa on koottuna saatavilla oleva tutkimustieto ja esitetty enimmäispitoisuuksia maatalouskäyttöön päätyville lietteille, joille alituttaessa haittoja maaperän organismeille, ihmisille ja linnuille ei pitäisi esiintyä.

Raja-arvoja on esitetty laskennallisesti mm. ftalaateille (DEHP ja DBP), alkyylifenoleille (OP, NP), lineaarisille alkyylisulfonaateille (LAS), osalle polyaromaattisia hiilivetyjä (PAH), polyklooratuille bifenyyleille (PCB) ja bromatuille difenyylieettereille (PBDE). Haitattomaksi esitetyt lietteen pitoisuudet olivat varsin korkeita ja ylittivät monien aineiden osalta moninkertaisesti esimerkiksi EU:n lietedirektiivin kolmannessa luonnoksessa esitetyt raja-arvot (taulukko 4).

Taulukko 4. EU:n lietedirektiivin kolmannen luonnoksen ehdotettuja raja-arvoja sekä kansallisia raja-arvoja eräille orgaanisille haitta-aineille kuiva-ainetta kohden (Rantanen et al 2008).

	$\Sigma$ PAH15 (mg kg <sup>-1</sup> )	AOX (mg kg <sup>-1</sup> )	LAS (mg kg <sup>-1</sup> )	DEHP (mg kg <sup>-1</sup> )	NP/NPE (mg kg <sup>-1</sup> )	$\Sigma$ PCB7* (mg kg <sup>-1</sup> )	PCDD/F (I-TEQ ng/g)
<b>WDS (European commission)</b>	6**	500	2600	100	50	0,8	100
<b>Tanska (Danish Ministeral Order No. 823)</b>	3	-	1300	50	10	-	-
<b>Ruotsi (LFR, SEPA, VAV)</b>	3***	-	-	-	50	0,4	-
<b>Itävalta</b>	-	500	-	-	-	0,2	50-100
<b>Saksa</b>	-	500	-	-	-	0,2	100

\* PCB = PCB kongeneerien 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 summa.

\*\*  $\Sigma$ PAH9

\*\*\*  $\Sigma$ PAH6

Kirjallisuudesta löytyi myös muutamia riskinarvioiteja yksittäisiin yhdisteisiin liittyen, joissa lähtökohta oli puhdistamolieteissä tyypillisesti esiintyvät yhdistepitoisuudet. Alkyylifenolien ja niiden etoksyalaattien esiintymisestä aiheutuvien riskien arvioinnin yhteydessä, jätevesilietteiden lannoitevalmistekäytön todettiin lisäävän ekotoksikologista riskiä selvästi NP pitoisuuden osalta, vaikka pitoisuudet laskivatkin melko nopeasti lietteen levityksen jälkeen (Gonzales et al 2010).

Lähinnä ihmisvaikutuksiin perustuvassa riskinarvioinnissa todettiin, että altistuminen lietteen sisältämille haitallisille aineille tapahtuu pääasiassa ravinnon kautta. Käytännössä tämä tarkoittaa lietteellä käsitellyssä maassa kasvatetun kasvimateriaalin tai sitä laiduntaneiden ja sittemmin ihmisravinnoksi hyödynnettyjen tuotantoeläinten kautta tapahtuvaa altistusta. Voimakkaimmin altistuviksi ihmisryhmiksi arvioitiin mm. maanviljelijät, jotka kuluttavat runsaasti lietteellä käsitellyillä alueilla kasvatettuja kasviksia (INERIS 2008).

Eräiden orgaanisten yhdisteiden (kuten LAS:n, DEHP:n ja NP:n) kohdalla, lietteen levityksen ei havittu lisäävän ihmisten altistumisriskiä, mikäli kyseisten yhdisteiden pitoisuudet lietteessä vastasivat yhdisteille ehdotettuja raja-arvoja (Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on Spreading on Land [CEC 2003], DEHP:lle käytettiin pitoisuutta oli 100 mg kg<sup>-1</sup> dw). Riskinarvion perusteella, bentso(a)pyreeniä kehoitettiin tarkastelemaan jatkossa, etenkin lietedirektiivin uusimisen yhteydessä, erillään muista PAH -yhdisteistä sen ollessa tunnetusti muita kyseisen ryhmän yhdisteitä haitallisempi. Lisäksi suositeltiin puskurivyöhykkeiden

perustamista lietteellä käsiteltyjen maiden sekä niiden lähistöllä olevien purojen/jokien välille, jotta välttyttäisiin mahdollisilta pintavesiin kohdistuvilta haittavaikutuksilta (INERIS 2008).

Norjalaisessa riskinarvioinnissa oktyylifenoleiden, nonyylifenoleiden ja LAS-yhdisteiden pitoisuuksien havaittiin kohoavan maaperässä hetkellisesti lietelisäyksen seurauksena. Koska näiden yhdisteiden on todettu hajoavan maaperässä melko nopeasti, niiden aiheuttamaa riskiä ympäristölle pidettiin melko pienenä (Eriksen et al 2009). Lopullisten johtopäätösten tekemiseksi tutkimuksia tarvittaisiin kuitenkin lisää, sillä kyseisten yhdisteiden vaikutuksista maaperässä sekä niiden mahdollisista yhteisvaikutuksista on tietoa varsin vähän (Eriksen et al 2009). Vain muutamien PAH- ja PCB-yhdisteiden oletettiin kertyvän maaperään toistuvan (joka kymmenes vuosi tapahtuvan) lietelevityksen seurauksena, sadan vuoden tarkastelujaksolla. Tällöinkin näiden yhdisteiden pitoisuudet maaperässä alittivat ns. haitattomat ympäristöpitoisuudet (PNEC = Predicted No Effect Concentration) (Eriksen et al 2009).

Joidenkin lääkeaineiden arveltiin kuitenkin aiheuttavan riskejä maaperän eliöstölle. Esimerkiksi resistenssin kehittymistä siprofloksasiinille (antibiootti) pidettiin mahdollisena, koska kyseinen lääkeaine hajoaa hitaasti ja eikä juuri kulkeudu maaperässä. Ihmisravintona käytetyille eläimille lietteen levityksen arveltiin aiheuttavan jonkin verran riskejä, niiden eliniästä riippuen. Lihakarjalle, jolla elinikä jää melko lyhyeksi, riskien katsottiin olevan melko merkityksettömiä. Maitokarjalle, jolla elinikä puolestaan on selvästi pidempi, riskien arvioitiin olevan alhaisia. Tuloksia tarkastellessa tulisi kuitenkin muistaa, ettei riskinarvioinnissa otettu huomioon erilaisten yhdisteiden yhteisvaikutuksia (Eriksen et al 2009).

Suomessa on tehty varsin vähän jätevedenpuhdistamolietteiden haitallisiin aineisiin liittyviä tutkimuksia, muihin Pohjoismaihin verrattuna. Kansalliset tiedot ovat pirstaleisia, koska haitallisten aineiden pitoisuuksia on määritetty lähinnä kertaluonteisesti. Tuloksia löytyy jonkin verran mm. seuraavien hankkeiden raporteista; LIETU I ja II (VTT), Biosafe (MTT) sekä Bioliete (VTT ja EVIRA).

## 4.2

### Suosituksset riskin arvioinnin kehittämiseksi

Lietteiden hyötykäyttöön liittyvää riskinarviointia ei Suomessa ole toistaiseksi tehty kattavasti. Kaikille lannoitevalmisteille sovelletaan lannoitevalmistelainsäädännössä vain raskasmetalleille asetettuja raja-arvoja, sillä orgaanisille haitta-aineille ei ole tällä hetkellä lainsäädäntöä tai suosituksia. Orgaanisten lannoitevalmisteiden taloudellinen kilpailukyky on kuitenkin selvästi parantunut epäorgaanisten lannoitevalmisteiden hintojen noustessa ja valmisteiden käytöstä aiheutuvien riskien laajempi tarkastelu on yhä perustellumpaa.

Lähitulevaisuudessa orgaanisia lannoitevalmisteita tuottavien kaupallisten toimijoiden määrä on kasvussa ja myös erikokoisten kaupallisten biokaasulaitosten arvellaan lisääntyvän. Kyseiset laitokset voivat ottaa vastaan tuotantoprosessinsa raaka-aineiksi monentyyppisiä, jätteeksi luokiteltavia, orgaanisia aineita aina tuotantoeläinten lannasta, elintarviketeollisuuden sivutuotteisiin saakka.

Suomessa riskinarvioinnin pohjaksi tarvitaan lisää pitoisuustietoja lietteiden ja niistä jalostettujen lopputuotteiden (erilaisten lannoitevalmisteiden) sisältämistä haitallisista aineista. Kansallinen haitallisten aineiden seuranta on kohdistunut lähinnä eliöstön, veden sekä sedimenttien pitoisuuksiin ja palvelee näin ollen huonosti puhdistamolietteiden kartoitustyötä. Mittaustieto voidaan toisinaan korvata myös vesifaasista mitatuilla pitoisuustiedoilla, jolloin haitallisten aineiden määriä lietteissä voidaan arvioida mm. ainetaseiden kautta. Lisätietoa tarvitaan myös haitallisten aineiden vaikutuksista ympäristössä, niiden kulkeutumisesta maaperässä, mahdol-

lisesta biokertymisestä kasveihin ja eliöihin sekä erilaisten yhdisteiden mahdollisista yhteisvaikutuksista.

Lietteiden käsittelymenetelmät ovat puhdistamokohtaisia ja käytännössä toiminnanharjoittaja voi käsitellä ne joko itse tai luovuttaa esimerkiksi kaupallisille laitoksille käsiteltäväksi. Vastuu markkinoille luovutettavan lannoitevalmisteen laadusta on puolestaan ensisijaisesti toiminnanharjoittajalla. Kansallisen riskinarvioinnin yhteydessä tulisi kartoittaa ja arvioida myös keinoja, joiden avulla markkinoille luovutettujen orgaanisten lannoitevalmisteiden sisältämistä haitallisista aineista saataisiin nykyistä kattavampia tietoja.

Keskeisenä tavoiteena olisikin siis selvittää, minkä tyyppisiin lietteisiin mahdolliset riskit liittyvät ja miten niitä voitaisiin vähentää niin, että lietteiden sisältämät ravinteet saataisiin kuitenkin mahdollisimman tehokkaasti hyötykäyttöön. Lietteiden sisältämien haitallisten aineiden kulkeutumismallinnuksiin liittyy tällä hetkellä myös huomattavia epävarmuustekijöitä. Jos tietoja on liian vähän tai ne eivät ole kovin tarkkoja on noudatettava varovaisuusperiaatetta (Rantanen et al 2008).

Tarkkailu ja seuranta liittyvät keskeisesti ympäristöriskien arviointiin. Nykyistä laajempaa seurantarvetta puoltaa mm. se, että orgaanisten haitta-ainepitoisuuksien on havaittu vaihtelevan puhdistetussa jätevedessä ja lietteessä niin vuoden aikojen, kuin näytteenotokertojenkin välillä (Nakari et al 2011).

Lähitulevaisuudessa POP-asetus asettaa raja-arvot POP-jätteelle, mikä on huomioitava myös lietteiden käsittelyssä ja niistä valmistettuja lannoitevalmisteita markkinoille luovutettaessa. POP-yhdisteet voivat estää lietteiden hyötykäytön silloin, kun niiden mitatut pitoisuudet ylittävät POP-jäteraja-arvot.

## 5 Johtopäätökset ja tulevaisuuden tutkimustarpeet

Lietteiden hyötykäytön riskinarviointiin tarvitaan nykyistä laajempaa tietoa. Lisätietoa tarvitaan sekä yhdisteiden mahdollisista yhteisvaikutuksista että niiden kertymisestä ympäristöön ja eri trofiatason eliöihin. Lannoitevalmistekäyttöön liittyvien riskien arvioimiseksi kaivataan tietoa myös erilaisten yhdisteiden käyttäytymisestä lietteen jatkokäsittelyssä.

Pysyvien ja herkästi kaukokulkeutuvien yhdisteiden (POP) osalta riskinarviointi on ongelmallista, sillä raja-arvojen ja ns. haitattomien riskitasojen asettaminen ei näille PBT-yhdisteille ole mielekäästä. POP -yhdisteiden osalta varteenotettavia riskinhallintatoimenpiteitä voisivat näin ollen olla esim. niiden pääsyn estäminen lietteeseen, mikä voisi tapahtua mm. yhdisteiden käytön kieltämisellä tai niiden entistä voimakkaammalla rajoittamisella. Myös kyseisten yhdisteiden korvaaminen vähemmän haitallisilla aineilla voisi vähentää kulkeutumista ja päätymistä ympäristöön.

Tietoa tarvitaan jatkossa myös lietteistä lannoitevalmisteeksi jalostettujen lopputuotteiden sisältämien haitallisten aineiden pitoisuuksista. Niin ikään tieto yhdisteiden mahdollisesta kertymisestä alueille, joissa kyseisiä lannoitevalmisteita on käytetty, on tällä hetkellä varsin puutteellista. Tässä selvityksessä käsitellyt tutkimukset on suoritettu pääasiassa sellaisissa ilmasto-olosuhteissa, jotka eivät ole suoraan verrattavissa Suomen olosuhteisiin. Meillä kasvukausi on selvästi lyhyempi kuin muualla Euroopassa, minkä lisäksi vuorokauden alhainen keskilämpötila kevät-, syys- ja talvikukausina hidastaa orgaanisten yhdisteiden hajoamista maaperässä.

Suomalaisten jätevesilietteiden sisältämien orgaanisten haitta-aineiden ja erityisesti lääkeaineiden pitoisuustiedot ovat varsin rajalliset minkä vuoksi ne eivät kuvaa riittävän kattavasti jätevesilietteissä esiintyvien yhdisteiden kokonaismääriä. Tämän selvityksen perusteella, etenkin PCDD/F-, PCB-, DL-PCB, HBCD-, PAH- ja PBDE-yhdisteet sekä eräiden PPCP -yhdisteiden (triklosaani, sitalopraami ja diklofenaakki) havaittiin pidättyvät melko tehokkaasti sekä lietteeseen, että maaperän pintakerrokseen. PFAS -ryhmän yhdisteistä tehokkaimmin lietteeseen sitoutuu PFOS, vaikka se on selvästi edellä mainittuja yhdisteitä heikompa. Useissa tutkimuksissa PFOS- ja PFOA -pitoisuuksien on myös havaittu nousevan jäteveden puhdistusprosessin aikana, mikä on seurausta niiden prekursoriyhdisteiden muuntumisesta. Lietteeseen sitoutuneiden prekursoriyhdisteiden käyttäytymisestä maaperässä ei tällä hetkellä ole olemassa riittävästi tietoja.

Jätevesilietteet voivat sisältää lukuisia niin teollisuudesta kuin kotitalouksistakin peräisin olevia orgaanisia yhdisteitä. Lietteistä tutkitaan tyypillisesti vain murto-osa erilaisista yhdisteistä, eikä tietoa ole juurikaan siitä, millaisia yhteisvaikutuksia näillä orgaanisilla haitta-aineilla maaperään voi mahdollisesti olla. Klooratuista parafiineista sekä polyklooratuista naftaleeneista on äärimmäisen vähän julkaistua tietoa. Näitä yhdisteryhmiä koskeva lisätutkimuksen tarve nouseekin esiin useissa tieteellisissä julkaisuissa. Myös lääkeaineet sekä erilaiset PPCP -yhdisteet tulisi jatkossa sisällyttää erilaisiin tutkimusohjelmiin.

Riskiarvioinnin pohjaksi tarvittaisiin nykyistä kattavampia tietoja myös lietteiden hyötykäyttöön liittyvien toimintojen eri vaiheista, aina niiden synnystä markkinoille luovutettavien lannoitevalmisteiden sekä niiden käytön maaperävaikutuksiin saakka. Tietotarpeita tulisi arvioida niin, että jatkossa voitaisiin priorisoida ne yhdisteryhmittä joiden esiintymisestä tulisi ensisijassa saada lisätietoa. Lisäksi lopputuotteiden merkitys maaperän haitta-ainepitoisuuksia nostavana tekijänä ja toisaalta sitä kautta edelleen yhdisteiden mahdollinen biokertyminen tai huuhtoutuminen pohja- ja pintavesiin tulisi arvioida myös Suomen ilmasto-olosuhteissa.

## LÄHDELUETTELO

- Ahrens, L. Gerwinski, W., Theobald, N., Ebinghaus, R. 2010 Sources of polyfluoroalkyl compounds in the North Sea, Baltic Sea and Norwegian Sea: Evidence from their spatial distribution in surface water, *Marine Pollution Bulletin* 60 (2): 255-260.
- Alaee, M., Arias, P., Sjödin, A., Bergman, Å. 2003. An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release. *Environment International*, 29. 683–689.
- Arner, M., Forsberg, J., Taaler, M., Forsgren, A. (2004) Screeninupppdrag inom nationell miljöövervakning. Bisfenol A 2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metendifenol, Bis(4-klorfenyl)sulfon. WSP Environmetal. På uppdrag av Naturvårdsverket
- Bossi, R., Strand, J., Sortkjær, O., Larsen, M.M. 2008. Perfluoroalkyl compounds in Danish wastewater treatment plants and aquatic environments. *Environment International*, 34. 443–450.
- Brändli, R.C., Bucheli, T.D., Kupper, T., Mayer, J., Stadelmann, F.X., Tarradellas, J. 2007a. Fate of PCBs, PAHs and their source characteristic ratios during composting and digestion of source-separated organic waste in full-scale plants. *Environmental Pollution*, 148. 520–528.
- Brändli, R.C., Bucheli, T.D., Kupper, T., Furrer, R., Stahel, W.A., Stadelmann, F.X., Tarradellas, J. 2007b. Organic pollutants in compost and digestate, part 1. *Journal of Environmental Monitoring*, 9. 456–464.
- Brändli, R.C., Kupper, T., Bucheli, T.D., Zennegg, M., Huber, S., Ortelli, D., Müller, J., Schaffner, C., Lozza, S., Schmid, P., Berger, U., Edder, P., Oehme, M., Stadelmann, F.X., Tarradellas, J. 2007c. Organic pollutants in compost and digestate, part 2. *Journal of Environmental Monitoring*, 9. 465–472.
- Brändli, R.C., Bucheli, T.D., Kupper, T., Furrer, R., Stadelmann, F.X., Tarradellas, J. 2005. Persistent Organic Pollutants in Source-Separated Compost and Its Feedstock Materials—A Review of Field Studies. *Journal of Environmental Quality*, 34/3.
- Cai, Q.Y., Mo, C.H., Wu, Q.T., Zeng, Q.Y., Katsoyiannis, A., Féraud, J.F. 2007. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-contaminated sewage sludge by different composting processes. *Journal of Hazardous Materials*, 142. 535–542.
- PD-CEN-15584:2007. Tekninen raportti. Suomenkielinen käännös – Lietteiden karakterisointi – Riskienarviointipäätös liittyen erityisesti lietteiden käyttöön ja sijoitukseen. (2007)
- Clarke, B.O., Smith, S.R. 2011. Review of 'emerging' organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environment International*, 37. 226–247.
- Clarke, B.O., Porter, N.A., Marriott, P.J., Blackbeard, J.R. 2010. Investigating the levels and trends of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyl in sewage sludge. *Environment International*, 36. 323–329.
- Clarke, B., Porter, N., Symons, R., Blackbeard, J., Ades, P., Marriot, P. (2008) Dioxin-like compounds in Australian sewage sludge – Review and national survey. *Chemosphere*, 72, 1215-1228.
- Cousins-Palm, A., Remberg, M., Kaj, Lennart, Ekheden, Y., Dusan, B., Brorström-Lunden E. (2007). Results from the Swedish national Screening programme 2006. B1750 (<http://www3.ivl.se/rapporter/pdf/B1750.pdf>)
- De la Torre, A., Alonso, E., Concejero, M.A., Sanz, P., Martínez, M.A. 2011. Sources and behavior of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Ds) in Spanish sewage sludge. *Waste Management*, 31. 1277–1284.
- Dinglasan, M.J., Ye, Y., Edwards, E.A., Mabury, S.A., 2004. Fluorotelomer alcohol biodegradation yields poly- and perfluorinated acids. *Environ. Sci. Technol.* 38, 2857–2864.
- Dubascoux, S., Lespes, G., Denaix, L., Potin Gautier, M. 2008. Kinetic monitoring of trisubstituted organotins in soil after sewage sludge application. *Appl. Organometal.Chem.*, 22. 481–487.
- Eljarrat, E., Marsh, G., Labandeira, A., Barcelo, A. (2008) Effect of sewage sludges contaminated with polybrominated diphenylethers on agricultural soils. *Chemosphere* 71, 1079–1086.
- Ellis, D.A., Martin JW., De Silva, A.O., Mabury SA, Hurley MD, Andersen MPS, Wallington TJ (2004) Degradation of fluorotelomer alcohols: a likely atmospheric source of perfluorinated carboxylic acids. *Environmental Science and Technology*38:3316–3321.
- Eriksen G. S., Amundsen C. E., Bernhoft A., Eggen T., Grave K., Halling-Sorensen B., Källqvist T., Sogn T., Sverdrup L. 2009. Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils. Opinion of the Panel on Contaminants in the Norwegian Scientific Committee for Food Safety (VKM).
- EU-RAR 2004a. European Union Risk assessment on Dibutyl phthalate. Final report with addendum 2004. European Union Risk assessment report 29, European Chemicals Bureau, 139 s.
- EU-RAR 2004b. European Union Risk assessment on Benzyl butyl phthalate. Draft, November 2004. European Union Risk assessment report X, European Chemicals Bureau, X s.
- EU-RAR 2003. European Union Risk Assessment Report on Dibutyl phthalate. Final report 2003 with addendum 2004. Saatavilla internetissä: European chemical Substances Information System (ESIS)
- EU-RAR 2002a. European Union Risk assessment on bis(pentabromophenyl) ether. Final report. European Union Risk assessment report 17, European Chemicals Bureau, 279 s.



- EU-RAR 2001. European Union Risk Assessment Report on bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP). Consolidated Final Report: September 2001. Saatavilla internetissä: European chemical Substances Information System (ESIS)
- EU-RAR 1999. European Union Risk Assessment on alkanes, C10-13, chloro. Final report.
- Fatone, F., Di Fabio, S., Bolzonella, D., Cecchi, F. 2011. Fate of aromatic hydrocarbons in Italian municipal wastewater systems: An overview of wastewater treatment using conventional activated-sludge processes (CASP) and membrane bioreactors (MBRs). *Water Research*, 45. 93–104.
- Fick, J., Lindberg, R., H., Kaj, L., Brorström-Lunden, E. (2011) Results from the Swedish National Screening Programme 2010: Subreport 3. Pharmaceuticals. IVL B2014.
- Fimea 2012. Suomen lääketilasto, Finnish Statistics on Medicines 2011.
- González, M.M., Martín, J., Santos, J.L., Aparicio, I. & Alonso, E. (2010). Occurrence and risk assessment of nonylphenol and nonylphenol ethoxylates in sewage sludge from different conventional treatment processes. *Science of the Total Environment* 408: 563–570.
- Green, N., Schlabach, M., Bakke, T., Brevik, E., M., Dye, C., Herzke, D., Huber, S., Plosz, B., Remberg, M., Schoyen, M., Uggerud, H., T., Vogelsand, C. (2008). Screening of selected metals and new organic contaminants (2007) 2367-2008. Norwegian Pollution Control Authority. SPFO-report: 1014/2008
- Haglund, P & Olofsson, U (2008). Miljöövervakning av slam. Redovisning av resultat från 2008 års provtagning (inklusive en sammanfattning av åren 2004-2008). Naturvårdsverket.
- Haglund, P & Olofsson, U (2010). Miljöövervakning av slam. Redovisning av resultat från 2010 års provtagning (inklusive en sammanfattning av åren 2004-2010). Naturvårdsverket.
- Haglund, P & Olofsson, U (2009). Miljöövervakning av slam. Redovisning av resultat från 2009 års provtagning (inklusive en sammanfattning av åren 2004-2009). Naturvårdsverket.
- Haglund, P & Olofsson, U (2008). Miljöövervakning av slam. Redovisning av resultat från 2008 års provtagning (inklusive en sammanfattning av åren 2004-2008). Naturvårdsverket.
- Haglund, P & Olofsson, U (2007). Miljöövervakning av slam. Redovisning av resultat från 2007 års provtagning (inklusive en sammanfattning av åren 2004-2007). Naturvårdsverket.
- Haglund, P & Olofsson, U (2006). Miljöövervakning av slam. Redovisning av resultat från 2004, 2005 och 2006 års provtagning (inklusive en sammanfattning av åren 2004-2009). Naturvårdsverket.
- Haimi, H. & Mannio, J. 2008. Haitallisten aineiden näytteenotto ja esiintyminen jätevedenpuhdistamolla. Kirjallisuusselvitys. Haitallisten aineiden ja riskien tutkimusohjelma. Suomen ympäristökeskus.
- Hansen, A., B., & Lassen, O. (2008) Screening of phenolic substances in the Nordic environments. Nordic Council of Ministers. TemaNord 2008:530.
- Harrison, E.Z., Oakes, S.R., Hysell, M., Hay, A. 2006. Organic chemicals in sewage sludges. *Science of the Total Environment*, 367. 481–497.
- Huhtala S., Munne P., Nakari T., Nuutinen J., Perkola N., Sainio P., Schultz E., Schultz L. 2011. WP3 Innovative Approaches to Chemicals Controls of Hazardous Substances. National Report Finland. COHIBA –project (Control of Hazardous Substances in the Baltic Sea Region).
- INERIS 2008. Public health risk assessment of sludge landspreading, Final report.
- Itävaara M., Kapanen A., Vikman M. 2007. Yhdyskuntajäteliitteiden turvallinen loppukäyttö – Orgaaniset haitta-aineet, Loppuraportti. VTT.
- Jensen J, Ingvertsen S. T., Magid J. 2012. Risk evaluation of five groups of persistent organic contaminants in sewage sludge. Environmental Project No. 1406 2012. Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency.
- Kaj, L., Nordström, K., Egelrud, L., Remberger, M., Lilja, K., Brorström-Lunden, E. (2010) Results from the Swedish National Screening Programme 2009. Subreport 2. Dechlorane Plus.
- Kaj, L., Nordström, K., Egelrud, L., Remberg, M., Lilja, K., Brorström-Lunden, E. (2010b) Results from the Swedish National Screening Programme 2009. Subreport 2. Dechlorane Plus. IVL B1950
- Kaj, L., Allard, A-S, Egelrd, L., Remberger, M., Wiklund, P, Brorström-Lunden, E (2010) Regional screening, 2008, Fenolära ämnen, ftalater, kvartära ammoniumföreningar, tennorganiska föreningar och ytterligare antifoulingämnen i miljöproven. IVL SvenskaMiljöinstitutet
- Kaj, L., Lilja, K., Remberg, M., Allard, A-S, Dusan, B., Brorström-Lunden E. (2008) Results from the Swedish National Screening Programme 2007 Subreport 4: Linear alkyl benzene sulfonate (LAS). IVL B1808.
- Kaj, L., Ekheden, Y., Dusan, B., Hansson, K., Cousins, A., P., Remberg, M., Brorström-Lunden, E., Schlabach, M. (2008) Screening 2004 Uppföljningsprojekt - Analys av oktaklorstyren, flyktiga metylsiloxaner, vissa fenoler och endosulfan. IVL rapport B1745.
- Kalleborn, R., Berger, U., Järnberg, U (2004): Perfluorinated alkylated substances PFAS) in the Nordic environment . Norden.
- Kierkegaard, A., Balk, L., Tjarnlund, U., Wit, C. A. d. & Jansson, B., 1999. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 1612–1617.
- Korhonen M. et al 2013. Käsikirjoitus, manuscript.
- Korkki, K. 2006. Perfluorattujen alkyyliaineiden (PFAS) aiheuttamat ympäristöriskit Suomessa. Suomen ympäristö 14/2006.
- Lahti, M., Oikari, A. 2011. Pharmaceuticals in settleable particulate material in urban and non-urban waters. *Chemosphere* 85, 826–831.
- Larsen, S.B., Karakeshev, D., Angelidaki, I., Schmidt, J.E. 2009. Ex-situ bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 164. 1568–1572.
- Latvala Markus 2005. Jätevesilietteen anaerobinen käsittely ja biokaasun hyötykäyttö. Tampere, 2005.



- Loganathan, B.G., Irvine, K.N., Kannan, K., Pragatheeswaran, V., Sajwan, K.S. 1997. Distribution of selected PCB congeners in the Babcock Street sewer district: a multimedia approach to identify PCB sources in combined sewer overflows (CSOs) discharging to the Buffalo River, New York. *Arch Environ Contam Toxicol*, 33. 130–140.
- Mannio, J., Mehtonen, J., Londesborough, S., Grönroos, M., Paloheimo, A., Köngäs, P., Kalevi, K., Erkoma, K., Huhtala, S., Kiviranta, H., Mäntykoski, K., Nuutinen, J., Paukku, R., Piha, H., Rantakokko, P., Sainio, P. & Welling, L. 2011. Vesiympäristölle haitallisten teollisuus- ja kuluttaja-aineiden kartoitus vesiympäristössä (VESKA1). Suomen ympäristö 3/2011. 97 s.
- Marcic, C., Le Hecho, I., Denaix, L., Lespes, G. 2006. TBT and TPhT persistence in a sludged soil. *Chemosphere*, 65. 2322–2332.
- Marttinen S., Paavola T., Ervasti S., Salo T., Kapuinen P., Rintala J., Vikman M., Kapanen A., Tornainen M., Maunuksela L., Suominen K., Sahlström L., Herranen M. 2013. Biokaasulaitosten lopputuotteet lannoitevalmisteina. MTT Raportti 82.
- Mehtonen, J. 2012a Substance Flow Analysis (SFA) for polybrominated diphenylethers (PBDE) in Finland. Julkaisussa Mehtonen J., Verta, M., Munne P. 2012; COHIBA WP4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea; Summary report Finland. 409 s.
- Mehtonen, J. 2012b. Substance Flow Analysis (SFA) for perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in Finland. Julkaisussa Mehtonen J., Verta, M., Munne P. 2012; COHIBA WP4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea; Summary report Finland. 409 s.
- Mehtonen, J. 2012c. Substance Flow Analysis (SFA) for nonylphenol (NP) and nonylphenol ethoxylates (NPE) in Finland. Julkaisussa Mehtonen J., Verta, M., Munne P. 2012; COHIBA WP4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea; Summary report Finland. 409 s.
- Mehtonen, J. 2012d. Substance Flow Analysis (SFA) for octylphenol (OP) and octylphenol ethoxylates (OPE) in Finland. Julkaisussa Mehtonen J., Verta, M., Munne P. 2012; COHIBA WP4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea; Summary report Finland. 409 s.
- Mehtonen, J., Mannio, J., Kalevi, K., Huhtala, S., Nuutinen, J., Perkola, N., Sainio, P., Pihlajamäki, J., Kasurinen, V., Koponen, J., Paukku, R., Rantakokko, P. 2012a. Tiettyjen haitallisten orgaanisten yhdisteiden esiintyminen yhdyskuntajätevedenpuhdistamoilla ja kaatopaikoilla. Painossa Suomen ympäristökeskuksen raportteja 29/2012.
- Mehtonen, J., Seppälä T., Verta, M. 2012b. Substance Flow Analysis (SFA) for hexabromocyclododecane (HBCD) in Finland. Julkaisussa Mehtonen J., Verta, M., Munne P. 2012; COHIBA WP4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea; Summary report Finland. 409 s.
- Mehtonen, J. & Munne P. 2012. Substance Flow Analysis (SFA) for tributyltin (TBT) and triphenyltin (TPhT) in Finland. Julkaisussa Mehtonen J., Verta, M., Munne P. 2012; COHIBA WP4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea; Summary report Finland. 409 s.
- Melcer, H., Klečka, G. 2011. Treatment of Wastewaters Containing Bisphenol A: State of the Science Review. *Water Environment Research*, Volume 83, Number 7.
- Mungray, A.K., Kumar, P. 2009. Fate of linear alkylbenzene sulfonates in the environment: A review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63. 981–987.
- Nakari, T., Schultz, E., Sainio, P., Munne, P., Bachor, A., Kaj, L., Madsen, B. K., Pocheviciute, D., Pöllumäe, A., Strake, S., Volkov, E., Zielonka, U. 2011. Cohiba Work package 3: Innovative approaches to chemicals control of hazardous substances. Final report, Finnish Environment Institute SYKE.
- Nakari, T., Schultz, E., Munne, P., Sainio, P. & Perkola, N., 2012. Haitallisten aineiden pitoisuudet puhdistetuissa jätevesissä ja jätevesien ekotoksisuus. Suomen ympäristö 7/2012.
- Nylund, K., Asplund, L., Jansson, B., Jonsson, P., Litzén, K., Sellström, U. 2002. Analysis of some polyhalogenated organic pollutants in sediment and sewage sludge. *Chemosphere* 24, 1721–30.
- Offenberg, J.H., Baker, J.E. 1997. Polychlorinated biphenyls in Chicago precipitation: enhanced wet deposition to near-shore Lake Michigan. *Environ Sci Technol*, 31. 1534–1538.
- Oleszczuk, P. 2006. Persistence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge-amended soil. *Chemosphere*, 65. 1616–1626.
- Oleszczuk, P., Baran, S., 2003. Degradation of individual polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil polluted with aircraft fuel. *Pol. J. Environ. Stud.* 12 (4), 431–437.
- Pakou, C., Kornaros, M., Stamatelatos, K., Lyberatos, G. 2009. On the fate of LAS, NPEOs and DEHP in municipal sewage sludge during composting. *Bioresour Technol*, 100. 1634–1642.
- Petersen, S.O., Henriksen, K., Mortensen, G.K., Krogh, P.H., Brandt, K.K., Sørensen, J., Madsen, T., Petersen, J., Grøn, C. 2003. Recycling of sewage sludge and household compost to arable land: fate and effects of organic contaminants, and impact on soil fertility. *Soil & Tillage Research*, 72. 139–152.
- Petterson, M & Wahlberg, C. (2010) Övervakning av prioriterade ämnen i vatten och slam från avloppsreningsverk i Stockholm. Svenskt Vatten Utveckling.
- Pöyry Environment Oy. 2007. Lietteenkäsittelyn nykytila Suomessa ja käsittelymenetelmien kilpailukyky –selvitys. SITRA, ISBN 978-951-563-597-6.
- Rantanen, P., Valve, M., Kangas, A. 2008. Lietteen loppusijoitus-esiselvitys. Suomen Ympäristökeskuksen Raportteja I.
- Remberg, M., Kaj, L., Sternbeck, J., Kvernes, E., Brorström-Lunden E. (2004) Screening tertiary butylphenols, methylphenols, and long-chain alkylphenols. IVL B 1594
- Remberger M., Sternbeck J., Palm A., Kaj L., Strömberg K., Brorström-Lundén E. 2004. The environmental occurrence of hexabromocyclododecane in Sweden. *Chemosphere*, 54, 9–21.

- Rhoads, K.R., Janssen, E.M.L., Luthy, R.G., Criddle, C.S. 2008. Aerobic Biotransformation and Fate of N-ethyl Perfluorooctane Sulfonamidoethanol (N-EtFOSE) in Activated Sludge). *Environ. Sci. Technol.*, 42, 2873–2878.
- Ricklund, N., Kierkegaard, A., McLachlan, M.S. 2008a. An international survey of decabromodiphenyl ether (decaBDE) in sewage sludge samples. *Chemosphere*, 73, 1799–1804.
- Ricklund, N., Kierkegaard, A., McLachlan, M.S., Wahlberg, C. 2008b. Mass balance of decabromodiphenyl ether in a WWTP. *Chemosphere*, 74, 389–394.
- Schröder, F.R., Schmitt, M., Reichensperger, U., 1999. Effect of waste water treatment technology on the elimination of anionic surfactants. *Waste Manage.* 19, 125–131.
- Sellström, U., Kierkegaard, A., Alsberg, T., Jonsson, P., Wahlberg, C., Wit, C.D. 1999. Brominated flame retardants in sediments from European estuaries, the Baltic Sea and in sewage sludge. *Organohalogen Comp.*, 40:3836.
- Seppälä, T., Häkkinen, E., Munne, P., Vikström, L., Pyy, O., Jouttijärvi, T., Mehtonen, J., Johansson, M. 2012. Pysyviä orgaanisia yhdisteitä koskevan Tukholman yleissopimuksen velvoitteiden kansallinen täytäntöönpano (NIP). Suomen ympäristökeskuksen raportteja 23/2012.
- Sepulvado, J.G., Blaine, A.C., Hundal, L.S., Higgins, C.P. 2011. Occurrence and fate of perfluorochemicals in soil following the land application of municipal biosolids. *Environmental Science & Technology*, 45, 8106–8112.
- Sinclair, E., Kannan, K., 2006. Mass loading and fate of perfluoroalkyl surfactants in wastewater treatment plants. *Environ. Sci. Technol.* 40, 1408–1414.
- Smith, S.R. 2009. Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling. *Phil. Trans. R. Soc. A*, 367, 4005–4041.
- Stasinakis, A.S., Thomaidis, N.S., Nikolaou, A., Kantifas, A. 2005. Aerobic biodegradation of organotin compounds in activated sludge batch reactors. *Environmental Pollution*, 134, 431–438.
- Sternbeck, J., Remberg, M., Kaj, L., Stömberg, K., Palm, A., Brorström-Lunden, E. (2001) HBCD I Sverige – Screening av ett bromerat flamskyddsmedel. IVL.
- Sternbeck, J., Fäldt, J., & Österås, A., H. (2006) Screening of organotin compounds in the Swedish environment.
- Sternbeck, J., Blytt, D.L., Gustavson, K., Frankki, S., & Bjergström, M. (2011). Using sludge on arable land– effect based levels and longterm accumulation for certain organic pollutants. *Temanord 506*. Nordic Council of Ministers.
- Suominen, K.P., Tornainen, M., Maunuksela, L., Paavola, T. 2011. PCDD/F, PCB, PBDE and PAH in digestates from three biogas plants in Finland. *MTT Agrifood Research Finland*, volume 73, 66–69.
- TemaNord 2012:519. PPCP monitoring in the Nordic Countries – Status Report. Nordic Council of Ministers. [www.norden.org/en/publications](http://www.norden.org/en/publications).
- Umlauf, G., Christoph, E.H., Lanzini, L., Savolainen, R., Skejo, H., Bidoglio, G., Clemens, J., Goldbach, H., Scherer, H. 2011. PCDD/F and dioxin-like PCB profiles in soils amended with sewage sludge, compost, farmyard manure, and mineral fertilizer since 1962. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 18, 461–470.
- Vavilin, V.A. 2007. Corrected first-order model of DEHP degradation. *Chemosphere*, 68, 1992–1995.
- Verta, M. & Mehtonen, J. Substance Flow Analysis (SFA) for Dioxins, furans and dioxin-like PCBs in Finland. Julkaisussa Mehtonen J., Verta, M., Munne P., 2012; COHIBA WP4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea; Summary report Finland. 409 s.
- Vieno N. 2007. Occurrence of Pharmaceuticals in Finnish Sewage Treatment Plants, Surface Waters and Their Elimination in Drinking Water Treatment Processes. Tampereen Teknillinen Yliopisto, Tampere University of Technology, publication 666, Tampere.
- Woldegiorgis, A., Green, J., Remberg, M., Kaj, L., Brorström-Lunden E., Dye, C., Schlabach, M. (2007) Results from the Swedish screening 2006. Sub report 4: Pharmaceuticals. IVL B1751
- Xia, K., Hundal, L.S., Kumar, K., Armbrust, K., Cox, A.E., Granato, T.C. 2010. Triclocarban, triclosan, polybrominated diphenyl ethers and 4-nonylphenol in biosolids and in soil receiving 33-year biosolids application. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 29, no. 3, 597–605.
- YM 2005. Vesiympäristölle haitalliset ja vaaralliset aineet pintavesissä. Ympäristöministeriö. Ympäristöministeriön moniste 159. Ympäristöministeriön työryhmän mietintö. 202 s.
- YM 2006. Kansallinen vaarallisia kemikaaleja koskeva ohjelma. Ympäristöministeriö. Suomen ympäristö 49/2006. 100 s.
- YM 2007. Orgaaniset tinayhdisteet Suomen vesialueilla. Ympäristöministeriö. Ympäristöministeriön raportteja 11/2007. Ympäristöministeriön työryhmän mietintö. 85 s. ISBN 978-952-11-2663-5.
- Young, C., Furdui, V.I., Franklin, J., Koerner, R.M., Muir, D.C.G., Mabury, S.A. 2007. Perfluorinated Acids in Arctic Snow: New Evidence for Atmospheric Formation. *Environmental Science and Technology* 2007: 41, 34553–461.

Liite I. Eräiden aineiden arvioitu kuormitus maaperään sekä lietteen levityksen ja ilmalaskeuman suhde.

Lietelisäys kg dw m <sup>-2</sup>	Liete PCDD/F TEQ ng kg <sup>-1</sup> dw	PCDD/F TEQ kuorma ng m <sup>-2</sup>	Laskeuma ng m <sup>-2</sup> WHO-2005-TEQ a <sup>-1</sup>	Liete vs laskeuma
0,35 0,6 2	5 5 5	2 3 10	0,2 0,2 0,2	9 15 50
Lietelisäys kg dw m <sup>-2</sup>	Liete PCDD/F TEQ ng kg <sup>-1</sup> dw	PCDD/F TEQ kuorma ng m <sup>-2</sup>	Laskeuma ng WHO-2005-TEQ m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup>	Liete vs laskeuma
0,35 0,6 2	15 15 15	5 9 30	0,2 0,2 0,2	26 45 150
Lietelisäys kg dw m <sup>-2</sup>	Liete DL-PCB ng kg <sup>-1</sup> dw	DL-PCB kuorma ng m <sup>-2</sup>	Laskeuma ng WHO-1998-TEQ m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup>	Laskeuma vs liete
0,35 0,6 2	0,8 0,8 0,8	0,28 0,48 1,6	0,01 0,01 0,01	26 44 146
Lietelisäys kg dw m <sup>-2</sup>	Liete ΣPCB7 µg kg <sup>-1</sup> dw	ΣPCB7 kuorma µg m <sup>-2</sup>	Laskeuma µg m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup>	Laskeuma vs liete
0,35 0,6 2	40 40 40	14 24 80	0,15 0,15 0,15	96 164 548
Lietelisäys kg dw m <sup>-2</sup>	Liete PBDE (-209) µg kg <sup>-1</sup> dw	PBDE (-209) kuorma µg m <sup>-2</sup>	Laskeuma µg m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup>	Liete vs laskeuma
0,35 0,6 2	431 431 431	151 259 862	0,15 0,15 0,15	1006 1724 5747
Lietelisäys kg dw m <sup>-2</sup>	Liete HBCD µg kg <sup>-1</sup> dw	HBCD kuorma µg m <sup>-2</sup>	Laskeuma µg m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup>	Laskeuma vs liete
0,35 0,6 2	16 16 16	6 10 32	0,04 0,04 0,04	140 240 800
Lietelisäys kg dw m <sup>-2</sup>	Liete HBCD µg kg <sup>-1</sup> dw	HBCD kuorma µg m <sup>-2</sup>	Laskeuma µg m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup>	Laskeuma vs liete
0,35 0,6 2	221 221 221	77 133 442	0,04 0,04 0,04	1934 3315 11050
Lietelisäys kg dw m <sup>-2</sup>	Liete PFOS µg kg <sup>-1</sup> dw	PFOS kuorma µg m <sup>-2</sup>	Laskeuma µg m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup>	Laskeuma vs liete
0,35 0,6 2	30 30 30	11 18 60	0,6 0,6 0,6	17 29 95
Lietelisäys kg dw m <sup>-2</sup>	Liete PFOA µg kg <sup>-1</sup> dw	PFOA kuorma µg m <sup>-2</sup>	Laskeuma µg m <sup>-2</sup> a <sup>-1</sup>	Laskeuma vs liete
0,35 0,6 2	1,2 1,2 1,2	0,4 0,7 2,4	1,0 1,0 1,0	0,4 1 2

Liite 2. Eräiden aineiden arvioitu kuormitus maaperään.

<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete TBT µg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>TBT kuorma µg m<sup>-2</sup></b>	<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete TPhT µg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>TPhT kuorma µg m<sup>-2</sup></b>
0,35	13	5	0,35	1,6	0,6
0,6	13	8	0,6	1,6	1
2	13	26	2	1,6	3
<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete MBT µg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>MBT kuorma µg m<sup>-2</sup></b>	<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete DBT µg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>DBT kuorma µg m<sup>-2</sup></b>
0,35	699	245	0,35	457	160
0,6	699	419	0,6	457	274
2	699	1398	2	457	914
<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete MOT µg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>MOT kuorma µg m<sup>-2</sup></b>	<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete DOT µg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>DOT kuorma µg m<sup>-2</sup></b>
0,35	195	68	0,35	72	25
0,6	195	117	0,6	72	43
2	195	390	2	72	144
<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete NP mg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>NP kuorma mg m<sup>-2</sup></b>	<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete NPE mg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>NPE kuorma mg m<sup>-2</sup></b>
0,35	6	2	0,35	1,3	1
0,6	6	3	0,6	1,3	1
2	6	11	2	1,3	3
<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete OP mg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>OP kuorma mg m<sup>-2</sup></b>	<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete OPE mg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>OPE kuorma mg m<sup>-2</sup></b>
0,35	0,9	0,3	0,35	0,1	0,04
0,6	0,9	0,5	0,6	0,1	0,1
2	0,9	1,8	2	0,1	0,3
<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete BPA mg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>BPA kuorma mg m<sup>-2</sup></b>	<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete DBP mg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>DBP kuorma mg m<sup>-2</sup></b>
0,35	2	1	0,35	0,7	0,2
0,6	2	1	0,6	0,7	0,4
2	2	3	2	0,7	1,3
<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete DEHP mg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>DEHP kuorma mg m<sup>-2</sup></b>	<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete ΣPAH6 µg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>ΣPAH6 kuorma µg m<sup>-2</sup></b>
0,35	14	5	0,35	501	175
0,6	14	8	0,6	501	301
2	14	28	2	501	1002
<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete BBP mg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>BBP kuorma mg m<sup>-2</sup></b>	<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete LAS mg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>LAS kuorma mg m<sup>-2</sup></b>
0,35	0,4	0,1	0,35	360	126
0,6	0,4	0,2	0,6	360	216
2	0,4	0,8	2	360	720
<b>Lietelisäys kg dw m<sup>-2</sup></b>	<b>Liete LAS mg kg<sup>-1</sup> dw</b>	<b>LAS kuorma mg m<sup>-2</sup></b>			
0,35	1700	595			
0,6	1700	1020			
2	1700	3400			

## KUVAILULEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)			Julkaisu-aika Helmikuu 2014
Tekijä(t)	Ville Kasurinen, Päivi Munne, Jukka Mehtonen, Ayhan Türkmen, Timo Seppälä, Jaakko Mannio, Matti Verta ja Lauri Äystö			
Julkaisun nimi	<b>Orgaaniset haitta-aineet puhdistamolietteissä</b>			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristökeskuksen raportteja 6/2014			
Julkaisun teema				
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana ainoastaan internetistä: <a href="http://www.syke.fi/julkaisut">www.syke.fi/julkaisut</a>   <a href="http://helda.helsinki.fi/syke">helda.helsinki.fi/syke</a>			
Tiivistelmä	<p>Paine lietteen hyväksikäyttöön maataloudessa on lisääntymässä. Yhdyskuntajätevedenpuhdistamojen lietteet sisältävät paljon ravinteita varsinkin fosforia, minkä vuoksi niillä voidaan korvata epäorgaanisia lannoitteita. Aiemmin lietteiden käyttöä lannoitustarkoituksessa rajoitti ennen kaikkea niiden sisältämät raskasmetallit, mutta nykyään nämä pitoisuudet Suomessa alittavat raja-arvot. Tämän lisäksi liete saattaa sisältää myös huomattavan määrän eri lähteistä peräisin olevia pysyviä orgaanisia yhdisteitä. Tällaisia ovat mm. erilaiset palonestoaineet, pintakäsittelyaineet, muovin pehmentimet, erilaiset lääkeaineet sekä kosmetiikan sisältämät yhdisteet. Lietteille tai niistä jalostetuille orgaanisille lannoitevalmisteille ei vielä ole asetettu ohje- tai raja-arvoja haitallisten tai pysyvien orgaanisten yhdisteiden suhteen. Lietteessä esiintyvistä lukuista yhdisteiden joidenkin on myös havaittu kertyvän maaperään ja sieltä edelleen kasveihin tai eliöihin.</p> <p>Tässä selvityksessä tarkasteltiin kirjallisuustietojen perusteella erilaisten haitallisten aineiden esiintymistä yhdyskuntien puhdistamolietteissä lähinnä Suomessa ja muissa pohjoismaissa. Lietteiden turvallisen hyötykäytön arvioimiseksi tarvitaan nykyistä laajempaa tietoa erilaisten yhdisteiden esiintymisestä ja käyttäytymisestä jätevedenpuhdistamolietteissä sekä niistä lannoitevalmisteiksi tai maanparannusaineiksi jalostetuissa lopputuotteissa.</p> <p>Selvityksen perusteella etenkin dioksiinien (PCDD/F), polykloorattujen bifenyyliden (PCB), dioksiinien kaltaisten polykloorattujen bifenyyliden (DL-PCB), heksabromisyklododekaanin (HBCD), polyaromaattisten hiilivetyjen (PAH), polybromattujen difenyylitereiden (PBDE), PFAS -ryhmän yhdisteistä perfluorioktaanisulfonaatin (PFOS) sekä eräiden PPCP – (Pharmaceuticals and Personal Care Products) yhdisteiden (triklosaani, sitalopraami ja diklofenaakki) havaittiin pidättyvän melko tehokkaasti sekä lietteeseen että maaperän pintakerrokseen.</p>			
Asiasanat	Jätevesiliete, eloperäiset lannoitteet, lääkeaineet, haitalliset aineet, jätevesi käsittely			
Rahoittaja/ toimeksiantaja				
	ISBN	ISBN 978-952-11-4272-7 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-1726 (verkkokj.)
	Sivuja 69	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis.alv 8 %) -
Julkaisun myynti/ jakaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), neuvonta PL 140, 00251, Helsinki  Sähköposti: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a>			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), syke.fi PL 140, 00251, Helsinki Puh. 0295 251 000 Sähköposti: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a>			
Painopaikka ja -aika				

## PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)			Datum Februari 2014
Författare	Ville Kasurinen, Päivi Munne, Jukka Mehtonen, Ayhan Türkmen, Timo Seppälä, Jaakko Mannio, Matti Verta och Lauri Äystö			
Publikationens titel	<b>Orgaaniset haitta-aineet puhdistamolietteisä</b> (Skadliga organiska ämnen i avloppsslam)			
Publikationsserie och nummer	Finlands miljöcentrals rapporter 6/2014			
Publikationens tema				
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig bara på internet: <a href="http://www.syke.fi/publikationer">www.syke.fi/publikationer</a>   <a href="http://helda.helsinki.fi/syke">helda.helsinki.fi/syke</a>			
Sammandrag	<p>Trycket att utnyttja slam i jordbruket ökar. Slam från reningsverk för avloppsvatten från tätbebyggelse innehåller en stor mängd näringsämnen, i synnerhet fosfor, varför det kan användas för att ersätta oorganiskt gödselmedel. Tidigare begränsades användningen för gödsel i synnerhet av slammets tungmetaller, men idag understiger deras halter i Finland gränsvärdena. Därutöver kan slammet också innehålla en avsevärd mängd svårnedbrytbara organiska föreningar från olika källor. Dylåka är bl.a. olika flamskyddsmedel, ytbehandlingsmedel, mjukgörare i plast, olika läkemedel samt föreningar i kosmetika. Tillsvärdare har inga rikt- eller gränsvärden fastställt för skadliga eller svårnedbrytbara organiska föreningar i slam eller organiska gödselprodukter. Det har observerats att vissa av de talrika föreningarna i slam ackumuleras i marken och därifrån vidare i växter eller organismer.</p> <p>Denna utredning är en litteraturstudie och behandlar förekomsten av olika skadliga ämnen i slam från reningsverk för avloppsvatten från tätbebyggelse främst i Finland och de övriga nordiska länderna. För att bedöma hur tryggt det är att utnyttja slam behövs mera omfattande kunskap än vi har idag om olika föreningars förekomst och beteende i avloppsslam samt i de slutprodukter som förädlas ur slammet till gödselprodukter eller jordförbättringsmedel.</p> <p>På basis av utredningen observerades att i synnerhet dioxiner (PCDD/F), polyklorerade bifenylor (PCB), dioxinlika polyklorerade bifenylor (DL-PCB), hexabromcyklododekan (HBCD), polyaromatiska kolväten (PAH), polybromerade difenyletrar (PBDE), perfluoroktansulfonat (PFOS) ur PFAS-gruppens föreningar samt vissa PPCP (Pharmaceuticals and Personal Care Products) – föreningar (triklosan, citalopam och diklofenak) absorberas rätt effektivt både i slammet och markens ytskikt.</p>			
Nyckelord	Avloppsslam, organiska gödselmedel, läkemedel, skadliga ämnen, avloppsvatten -- behandling			
Finansiär/ uppdragsgivare				
	ISBN	ISBN 978-952-11-4272-7 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-1726 (online)
	Sidantal 69	Språk Finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %) -
Beställningar/ distribution	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors  Epost: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a>			
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors Tel. 0295 251 000 Epost: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a>			
Tryckeri/tryckningsort och -år				

## DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute (SYKE)			<i>Date</i> February 2014
<i>Author(s)</i>	Ville Kasurinen, Päivi Munne, Jukka Mehtonen, Ayhan Türkmen, Timo Seppälä, Jaakko Mannio, Matti Verta and Lauri Äystö			
<i>Title of publication</i>	<b>Orgaaniset haitta-aineet puhdistamolietteisä</b> (Organic contaminants in sewage sludge)			
<i>Publication series and number</i>	Reports of the Finnish Environment Institute 6/2014			
<i>Theme of publication</i>				
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available only on the internet: <a href="http://www.syke.fi/publications">www.syke.fi/publications</a>   <a href="http://helda.helsinki.fi/syke">helda.helsinki.fi/syke</a>			
<i>Abstract</i>	<p>The pressure of using sewage sludge on agricultural purposes is growing. Municipal sewage sludge contains large amounts of nutrients, especially phosphorous, which is why it might be used as a substitute for the inorganic fertilizers. Previously the use of sludge as a fertilizer has been limited by the high amounts of heavy metals but nowadays their concentrations are below the limit values.</p> <p>In addition to heavy metals, sludge can also contain large amounts of persistent organic contaminants originating from various sources. These substances may include, for example, flame retardants, surfactants, plastic softeners, pharmaceuticals and other cosmetic additives. In another words, mixture of industrial and consumer chemicals. Currently there are no limit values for any organic contaminants in sludge or neither in fertilizers produced from the sludge. Some of these organic substances have also been found to accumulate to soil and even further on to soil organisms and to edible plants.</p> <p>In this report information was gathered from the occurrence of different organic compounds in the municipal sludge in northern countries, especially in Finland, based on the literature. Being able to evaluate the safe use of sewage sludge as a fertilizer more detailed information on the occurrence of different organic compounds in sludge and their behavior in the waste water treatment plants is still needed.</p> <p>According to this study especially dioxins (PCDD/F), polychlorinated biphenyls (PCB), dioxin like polychlorinated biphenyls, hexabromocyclododecane (HBCD), polyaromatic hydrocarbons (PAH), polybrominated diphenylethers (PBDE), perfluorooctane sulfonate (PFOS) and some pharmaceuticals and personal care products (triclosan, citralopram, diclofenac) are absorbed quite efficiently to the sludge and further on to the surface layer of the soil.</p>			
<i>Keywords</i>	Sewage sludge, organic fertilizers, pharmaceuticals, contaminants, waste water treatment			
<i>Financier/ commissioner</i>				
	ISBN	ISBN 978-952-11-4272-7 (PDF)	ISSN	ISSN 1796-1726 (online)
	<i>No. of pages</i> 69	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i> -
<i>For sale at/ distributor</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), neuvonta P.O. Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland  Email: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a>			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), P.O. Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Phone +358 0295 251 000 Email: <a href="mailto:neuvonta.syke@ymparisto.fi">neuvonta.syke@ymparisto.fi</a>			
<i>Printing place and year</i>				









**ISBN 978-952-11-4272-7 (PDF)**

**ISSN 1796-1726 (verkköj.)**