

Riikka Airaksinen, Marika Jestoi, Marja Keinänen,
Hannu Kiviranta, Jani Koponen, Jaakko Mannio, Timo
Myllylä, Janne Nieminen, Jari Raitaniemi, Panu
Rantakokko, Päivi Ruokojärvi, Eija-Riitta Venäläinen,
Pekka J. Vuorinen

Muutokset kotimaisen luonnonkalan ympäristömyrkkypitoisuuksissa (EU-kalat III)

Lokakuu 2018

Valtioneuvoston selvitys-
ja tutkimustoiminnan
julkaisusarja 51/2018

KUVAILULEHTI

Julkaisija ja julkaisuaika	Valtioneuvoston kanslia, 5.10.2018		
Tekijät	Riikka Airaksinen, Marika Jestoi, Marja Keinänen, Hannu Kiviranta, Jani Koponen, Jaakko Mannio, Timo Myllylä, Janne Nieminen, Jari Raitaniemi, Panu Rantakokko, Päivi Ruokojärvi, Eija-Riitta Venäläinen, Pekka J. Vuorinen		
Julkaisun nimi	Muutokset kotimaisen luonnonkalan ympäristömyrkkypitoisuuksissa (EU-kalat III)		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 51/2018		
Asiasanat	Dioksiinit, elintarviketurvallisuus, elintarvikkeet, kalatalous, kilpailukyky, raskasmetallit, rehut, ympäristön tila		
Julkaisuaika	Lokakuu, 2018	Sivuja 71	Kieli Suomi

Tiivistelmä

Kala on tärkeä osa ravitsemusta ja hyvinvointia. Suomalaisen luonnonkalan käytön haasteena on joihinkin lajeihin suurempina pitoisuuksina kertyvät ympäristömyrkyt. Ne ovat osittain rajoittaneet kalan hyödynnettävyyttä elintarvike- ja rehumarkkinoilla sekä heikentäneet arviota Suomen meriympäristön tilasta. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli hankkia lisää tietoa ympäristömyrkyjen pitoisuuksista niissä kaupallisesti merkittävissä kotimaisissa kalalajeissa, joiden käyttöä toivotaan voitavan lisätä elintarvikkeena ja rehuteollisuuden raaka-aineena.

Ympäristömyrkyjen pitoisuudet suomalaisessa kalassa ovat pienentyneet voimakkaasti 2000-luvun aikana. Tämä osoittaa, että kansainvälisillä sopimuksilla yhdisteiden käytön ja päästöjen rajoittamiseksi on ollut merkittäviä vaikutuksia. Tutkimuksen perusteella Suomessa on runsaasti luonnonkalaa, jonka käyttöä elintarvikkeena olisi mahdollista lisätä täysin turvallisesti ja kansanterveydellistenkin hyötyjen saavuttamiseksi. Samalla tämä edistäisi kalatalouden tuottavuutta ja kannattavuutta. Lohen ja ison silakan ympäristömyrkyjen pitoisuudet ovat edelleen niin suuret, että niiden vienti elintarvikkeeksi ei ole toistaiseksi mahdollista. Erityisesti silakassa näiden pitoisuuksien pienentyminen on ollut niin merkittävää, että Suomen olisi perusteltua jo lähitulevaisuudessa käynnistää keskustelu elintarvikelainsäädännön muuttamiseksi ja vientimahdollisuuksien edistämiseksi. Rehuksi menevä silakka ja kilohaili pitää edelleen puhdistaa ympäristömyrkyistä. Ympäristölainsäädännön kehittämistä ja toimenpiteitä on edelleen jatkettava ympäristön kuormituksen vähentämiseksi ja saavutetun kehityksen jatkumiseksi.

Liite 1 Mitatut yhdisteet

Liite 2 Näytteenottosuunnitelma

Liite 3 Näytteiden taustatiedot

Liite 4 Dioksiinien sekä PCB-, PBDE- JA PFAS-yhdisteiden pitoisuudet

Liite 5 Elohopean, kadmiumin, lyijyn ja arseenin pitoisuudet

Tämä julkaisu on toteutettu osana valtioneuvoston vuoden 2018 selvitys- ja tutkimussuunnitelman toimeenpanoa (tietokayttoon.fi).

Julkaisun sisällöstä vastaavat tiedon tuottajat, eikä tekstisisältö välttämättä edusta valtioneuvoston näkemystä.

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare & utgivningsdatum	Statsrådets kansli, 5.10.2018		
Författare	Riikka Airaksinen, Marika Jestoi, Marja Keinänen, Hannu Kiviranta, Jani Koponen, Jaakko Mannio, Timo Myllylä, Janne Nieminen, Jari Raitaniemi, Panu Rantakokko, Päivi Ruokojärvi, Eija-Riitta Venäläinen, Pekka J. Vuorinen		
Publikationens namn	Förändringar i miljögifthalterna av inhemsk vild fisk		
Publikationsseriens namn och nummer	Publikationsserie för statsrådets utrednings- och forskningsverksamhet 51/2018		
Nyckelord	Dioxiner, livsmedelssäkerhet, livsmedel, fiskerinäring, konkurrensförmåga, tungmetaller, foderna, miljöstatus		
Utgivningsdatum	Oktober, 2018	Sidantal 71	Språk Finska

Sammandrag

Fisken är en viktig del av vår kost och välmående. Utmaningen i användningen av finländsk vild fisk har varit miljögifter som ackumulerats i större halter i vissa fiskarter. Det har till en del begränsat användningen av fisk inom livsmedels- och fodermarknaden och försämrat värderingen av havsmiljöns status i Finland. Syftet med denna forskning var att förvärva mera information om miljögifternas halter i dessa kommersiellt viktiga inhemska fiskarter vars användning man hoppas öka som livsmedel och som råmaterial för foderindustrin.

Halterna av miljögifter i finländsk fisk har minskat starkt under 2000-talet. Det här bevisar att internationella konventioner och begränsningar beträffande föreningarnas användning och utsläpp har haft en betydelsefull effekt. Enligt forskningen har Finland mängder av vild fisk vars användning som livsmedel kan ökas på ett säkert sätt för att uppnå gynnsamma effekter även på folkhälsan. Samtidigt skulle detta befrämja fisknäringens produktivitet och lönsamhet. Miljögifthalterna i lax och strömming är dock ännu så stora att de inte kan exporteras som livsmedel tillsvidare. Speciellt i strömmingen har halterna minskat så betydligt att Finland har goda grunder för att sätta i gång diskussioner om att ändra livsmedelslagstiftning för att främja exportmöjligheter. Strömming och vassbuk som användas som foder bör dock ännu rengöras från miljögifter. Det är viktigt att vidareutveckla miljölagstiftningen och åtgärder för att minska miljöns belastning och för att upprätthålla uppnådd utveckling.

Bilaga 1 Uppmätta föreningar

Bilaga 2 Provtagningsplan

Bilaga 3 Bakgrundsinformation av proven

Bilaga 4 Resultat för dioxiner, PCB-, PBDE- och PFAS-föreningar

Bilaga 5 Resultat för tungmetaller och arsenik

Den här publikation är en del i genomförandet av statsrådets utrednings- och forskningsplan för 2018 (tietokayttoon.fi).

De som producerar informationen ansvarar för innehållet i publikationen. Textinnehållet återspeglar inte nödvändigtvis statsrådets ståndpunkt

DESCRIPTION

Publisher and release date	Prime Minister's Office, 5.10.2018		
Authors	Riikka Airaksinen, Marika Jestoi, Marja Keinänen, Hannu Kiviranta, Jani Koponen, Jaakko Mannio, Timo Myllylä, Janne Nieminen, Jari Raitaniemi, Panu Rantakokko, Päivi Ruokojärvi, Eija-Riitta Venäläinen, Pekka J. Vuorinen		
Title of publication	Changes in the levels of environmental contaminants of Finnish wild caught fish		
Name of series and number of publication	Publications of the Government's analysis, assessment and research activities 51/2018		
Keywords	Dioxins, food safety, food, fishing industry, competitiveness, heavy metals, feed, environmental status		
Release date	October, 2018	Pages 71	Language Finnish

Abstract

Fish is an important part of nutrition and welfare. The challenge for the utilization of Finnish wild caught fish has been the accumulation of environmental contaminants in certain species. This has restricted their use in food and feed markets, and impaired the evaluation on environmental status of Finland. The aim of this study was to obtain updated information on the levels of environmental contaminants in commercially important fish species and to evaluate the possibility to increase their safe use as food and feed.

The levels of environmental contaminants in Finnish wild caught fish has decreased significantly during 20. century. This indicates that the international conventions to diminish the use and emissions of these compounds has affected remarkably. Based on the results, a great deal of wild caught fish could be safely used as food. This would also improve the productivity and profitability of fishery industry. The levels of environmental contaminants in salmon and Baltic herring are still exceeding the maximum levels set in food legislation. However, especially in the Baltic herring the decrease has been so significant that Finland could, in the near future, initiate the discussions to change the legislation and to enable the promotion of export possibilities. The Baltic herring and sprat still need purification before the use as feed material. The development and measures of environmental legislation still need active continuation to further diminish the load of environment and to promote the achieved developments.

Appendix 1 Measured compounds

Appendix 2 Sampling plan

Appendix 3 Background information of the samples

Appendix 4 Results for dioxins, PCBs, PBDEs and PFASs

Appendix 5 Results for mercury, cadmium, lead and arsenic

This publication is part of the implementation of the Government Plan for Analysis, Assessment and Research for 2018 (tietokaytoon.fi).


The content is the responsibility of the producers of the information and does not necessarily represent the view of the Government.



SISÄLLYS

1. Taustaa tutkimukselle.....	1
1.1 Johdanto	1
1.2 Kalan ympäristömyrkyjä koskeva elintarvike- ja rehulainsäädäntö.....	1
1.3 Ympäristömyrkyjä koskeva ympäristölainsäädäntö ja kansainväliset sopimukset .	3
1.4 Aiemmat tutkimushankkeet.....	4
2. Taustatietoa tutkituista yhdisteistä	5
2.1 Ominaisuudet, käyttäytyminen ympäristössä ja terveysvaikutukset.....	5
Dioksiinit ja PCB-yhdisteet	5
PBDE-yhdisteet.....	6
PFAS-yhdisteet	6
Raskasmetallit ja arseeni	7
2.2 Altistuminen elintarvikkeiden kautta.....	8
Dioksiinit ja PCB-yhdisteet	8
PBDE-yhdisteet.....	8
PFAS-yhdisteet	9
Raskasmetallit ja arseeni	9
2.3 Kalan turvallisen käytön ohjeet	10
3. Taustatietoa kalalajeista ja -kannoista.....	12
4. Tutkimuksen tarkoitus ja tavoitteet	15
5. Aineisto ja menetelmät	16
5.1 Näytteenotto.....	16
5.2 Iänmääritykset.....	18
5.3 Näytteiden esikäsittely	19
5.4 Pitoisuusmääritykset, laadunvarmistus ja raportointi.....	19
Dioksiinit ja PCB-yhdisteet sekä PBDE-yhdisteet.....	19
PFAS-yhdisteet	20
Raskasmetallit ja arseeni	20
6. Tulokset.....	21

6.1 Silakka (<i>Clupea harengus membras</i>).....	22
6.2 Kilohaili (<i>Sprattus sprattus</i>)	24
6.3 Lohi (<i>Salmo salar</i>)	25
6.4 Muikku (<i>Coregonus albula</i>) ja muikun mäti.....	27
6.5 Siika (<i>Coregonus lavaretus</i>).....	29
6.6 Hauki (<i>Esox lucius</i>)	31
6.7 Kuha (<i>Sander lucioperca</i>)	33
6.8 Ahven (<i>Perca fluviatilis</i>)	35
6.9 Made (<i>Lota lota</i>)	37
6.10 Kuore (<i>Osmerus eperlanus</i>).....	38
6.11 Särki (<i>Rutilus rutilus</i>).....	39
6.12 Lahna (<i>Abramis brama</i>)	41
6.13 Nahkiainen (<i>Lampetra fluviatilis</i>).....	42
6.14 Lajien välinen vaihtelu Itämerellä ja järviolueilla	43
6.15 Pitoisuuksien muutos vuosina 2002–2016	45
7. Pohdinta ja päätelmät	49
7.1 Ympäristömyrkköjen pitoisuudet ja niiden muutokset	49
Dioksiinit ja PCB-yhdisteet	49
PBDE-yhdisteet.....	51
PFAS-yhdisteet	51
Elohopea	52
Kadmium	52
Lyijy 52	
Arseeni	53
7.2 Ympäristömyrkköjen pitoisuudet ja Suomen meriympäristön tila-arvio 2018	53
7.3 Kotimaisen kalan hyödynnettävyys, turvallisen käytön ohjeet sekä elintarvike- ja reholainsäädännön muutosmahdollisuudet	54
8. Suositukset	56
9. Kiitokset	57
Lähteitä ja tausta-aineistoja	58
Liite 1: Mitatut yhdisteet	63
LIITE 2: Näytteenottosuunnitelma	64



Liite 3: Näytteiden taustatiedot.....	66
Liite 4: Dioksiinien sekä PCB-, PBDE- ja PFAS-yhdisteiden pitoisuudet.....	68
Liite 5: Elohopean, kadmiumin, lyijyn ja arseenin pitoisuudet.....	70

1. TAUSTAA TUTKIMUKSELLE

1.1 Johdanto

Kala on tärkeä osa ravitsemusta ja hyvinvointia. Se on erinomainen proteiininlähde ja sisältää D-vitamiinia ja hyviä rasvahappoja. Suomalaisista kuluttajista 94 % syö kalaa ja arvostaa erityisesti kotimaista kalaa.

Kotimaisen kalan kulutus on kuitenkin vähentynyt jo yli kymmenen vuoden ajan. Yksi syy vähentymiseen voi olla kalojen sisältämät ympäristömyrkyt, jotka huolestuttavat kuluttajaa. Vaikka nykykäsityksen mukaan kalan terveyshyödyt ovat suuremmat kuin mahdolliset ympäristömyrkyjen aiheuttamat terveyshaitat, ovat muutamaan kalalajiin suurempina pitoisuuksina kertyvät ympäristömyrkyt tahranneet laajemminkin kotimaisen kalan mainetta. Tiettyjen Itämeren rasvaisten kalojen dioksiini- ja PCB-pitoisuudet myös rajoittavat niiden hyödyntämistä elintarvikkeena ja rehuna. Lainsäädäntö esimerkiksi rajoittaa tällaisten kalojen kauppaa sekä niiden käyttöä rehuna ilman puhdistusta.

Tässä EU-kalat III -hankkeessa tutkittiin orgaanisten ympäristömyrkyjen ja raskasmetallien sekä arseenin pitoisuuksia kotimaisissa kaloissa pääosin samalla tavalla kuin vuosina 2002–2003 sekä 2009–2010 toteutetuissa vastaavissa tutkimushankkeissa (EU-kalat ja EU-kalat II).

Tutkimushankkeen rahoitti valtioneuvoston kanslian yhteinen selvitys- ja tutkimustoiminta (VN TEAS), ja se toteutettiin Elintarviketurvallisuusviraston (Evira), Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen (THL), Luonnonvarakeskuksen (Luke) ja Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) yhteistyönä. Hankkeessa tuotettiin tietoa eri hallinnonalojen riskinhallinnan tueksi, ja sen tuloksia voidaan hyödyntää esimerkiksi elintarvike- ja ympäristölainsäädännön toimeenpanossa ja kehittämisessä.

Parantamalla kotimaisen kalan kilpailukykyä voidaan luoda toimintaedellytyksiä sekä paikallisille että kansallisille elinkeinoille, sillä kalan arvo moninkertaistuu alkutuotannosta vähittäiskauppaan ja tarjoiluun. Kalan käytön lisäämisellä olisi myös selkeitä kansanterveydellisiä hyötyjä. Vaikka Itämeren ekologinen tila aiheuttaa paljon huolta, meillä on edelleen useita kalalajeja, joita voitaisiin käyttää selvästi nykyistä enemmän sekä elintarvikkeena että rehuna. Näin ollen tutkimushankkeen tulosten hyödyntäjiä ovat myös kuluttajat, kalastajat, elintarvikealan toimijat ja elinkeinoelämä sekä rehualan toimijat.

1.2 Kalan ympäristömyrkyjä koskeva elintarvike- ja rehulainsäädäntö

Komissio on asettanut lainsäädännölliset enimmäispitoisuudet dioksiineille ja PCB-yhdisteille sekä tietyille raskasmetalleille kalassa ja kalastustuotteissa¹ ja rehussa² (taulukko 1). Enimmäispitoisuuksien avulla kuluttajien altistuminen näille yhdisteille pyritään pitämään toksikologisesti hyväksyttävänä kansanterveyden suojelemiseksi. Satunnainen enimmäismäärää suurempi saanti ei pääsääntöisesti merkitse välitöntä terveysriskiä, vaan enimmäispitoisuuksien avulla estetään erityisesti sellaisia haitallisia vaikutuksia, jotka aiheutuvat pitkäaikaisen ja jatkuvan altistumisen seurauksena. Elintarvikkeita, joissa näiden yhdisteiden pitoisuudet ovat sallittuja enimmäispitoisuuksia suurempia, ei saa saattaa markkinoille eikä

niitä saa käyttää elintarvikkeiden ainesosina. Vastuu elintarvikkeiden tai rehujen turvallisuudesta on elintarvike- ja rehualan toimijoilla, joiden tulee riittävällä ja tarkoituksenmukaisilla omavalvontajärjestelyillä varmistua siitä, että lainsäädännön vaatimukset täyttyvät ja elintarvikkeet sekä rehut ovat turvallisia. Elintarvike- ja rehualvontaviranomaiset valvovat toimijoiden omavalvonnan toimivuutta ja riittävyttä riskiperusteisesti ja pistokoeluentoisesti.

Taulukko 1. Kalaa ja kalastustuotteita koskevat ympäristöperäisten haitta-aineiden lainsäädännölliset enimmäispitoisuudet elintarvikelainsäädännössä¹ ja rehulainsäädännössä². TEQ = toksinen ekvivalentti eli summapitoisuus, joka huomioi myös myrkyllisyyden.

	Dioksiinit	Dioksiinit ja PCB-yhdisteet	Indikaattori-PCB:t	Lyijy	Kadmium	Elohopea
Elintarvike (pitoisuudet koskevat tuorepainoa)						
Kalanliha ja kalastustuotteet	3,5 pg TEQ/g	6,5 pg TEQ/g	75 ng/g (makean veden kalalle 125 ng/g)	0,3 mg/kg	0,05–0,25 mg/kg	0,5–1,0 mg/kg
Rehu (pitoisuudet koskevat rehua, jonka kosteuspitoisuus on 12 %)						
Kala- ja kalatuotteet	1,25 ng TEQ/kg	4,0 ng TEQ/kg	30 µg/kg			
Kalaöljy	5,0 ng TEQ/kg	20,0 ng TEQ/kg	175 µg/kg			
Rehuaineet (ml. kala)				10 mg/kg		
Kala ja niistä saatavat tuotteet elintarviketuotantoeläinten rehuseosten valmistukseen						0,5 mg/kg
Eläinperäiset rehuaineet					2 mg/kg	

Suomelle ja Ruotsille sekä lohena osalta myös Latvialle on myönnetty EU:n vierasaineasetuksen¹ 7 artiklassa pysyvä poikkeuslupa seuraavien lajien myyntiin markkinoillaan: Itämeren lohi, 17 cm:ä pidempi silakka, nahkiainen, taimen ja nieriä. Näin vaikka niiden dioksiini-, dioksiini+PCB- tai indikaattori-PCB-pitoisuudet ovat suuremmat kuin asetuksessa vahvistetut enimmäispitoisuudet¹. Poikkeuslupan ehtona on, että poikkeuslupan alaisia kaloja, jotka eivät ole EU-lainsäädännön vaatimusten mukaisia, ei saateta markkinoille muissa jäsenvaltioissa kuin Suomessa ja Ruotsissa (lohen osalta lisäksi Latviassa). Lisäksi komissiolle on ilmoitettava vuosittain, miten ruokavaliosuosituksista on tiedotettu tietyille herkille väestöryhmille ja miten on varmistettu, että tuotteita, joissa säädeltyjen yhdisteiden pitoisuudet ovat enimmäispitoisuuksia suuremmat, ei saateta markkinoille muissa jäsenvaltioissa. Myös näiden toimenpiteiden vaikuttavuus on raportoitava.

Suomen on myös osoitettava EU:lle uusin ja säännöllisin tutkimuksin, että poikkeuslupan tarve on edelleen olemassa. Seurantavelvoite on kirjattu komission suositukseen Itämeren alueen kalojen dioksiini- ja PCB-pitoisuuksien seuraamisesta³. Lisäksi Euroopan komissio on antanut suosituksia seurata tiettyjen muiden ympäristömyrkköjen pitoisuuksia muun muassa kaloissa, jotta niiden merkitystä elintarvikkeiden turvallisuudelle voidaan arvioida luotettavasti. Esimerkiksi perfluorattujen pintakäsittelyaineiden (PFAS-yhdisteet) seurantasuositus annettiin vuonna 2010⁴ ja polybromattujen palonestoaineiden (PBDE-yhdisteet) seurantasuositus vuonna 2014⁵. PFAS- ja PBDE-yhdisteille ei ole kuitenkaan toistaiseksi asetettu enimmäispitoisuuksia elintarvikelainsäädännössä.

Joitakin vuosia sitten tutkimukset ympäristömyrkköjen siirtymisestä rehuista elintarvikkeisiin osoittivat, että jos dioksiineja ja PCB-yhdisteitä on rehussa niiden enimmäispitoisuuksia vastaava määrä, voivat eläinperäisten elintarvikkeiden pitoisuudet joissakin tapauksissa olla elintarvikkeille asetettua enimmäispitoisuutta suurempia. Tästä syystä rehujen dioksiinien ja PCB-yhdisteiden enimmäispitoisuuksia pienennettiin vuonna 2012².

1.3 Ympäristömyrkyjä koskeva ympäristölainsäädäntö ja kansainväliset sopimukset

Kaikki tässä tutkimuksessa käsitellyt orgaaniset ympäristömyrkyt eli dioksiinit, PCB-, PBDE- ja PFAS-yhdisteet ovat niin sanottuja POP-yhdisteitä (Persistent Organic Pollutant). Ne ovat kaukokulkeutuvia yhdisteitä, jotka ovat erittäin pysyviä, myrkyllisiä ja kertyvät eliöihin, ja useimmat niistä ovat rasvaliukoisia. Useimpia POP-yhdisteitä on käytetty erilaisina teollisuuskemikaaleina, palonestoaineina tai torjunta-aineina. Osa yhdisteistä on epäpuhtauksia tai niitä syntyy tahattomasti muun muassa palamisen yhteydessä. POP-yhdisteet ovat kaikkein haitallisimpia ympäristömyrkyjä, sillä ne säilyvät ympäristössä ja eliöissä pitkään ja rikastumalla ravintoverkoissa kertyvät erityisesti ravintoverkkojen yläpäässä oleviin petoihin. Siten ne voivat jo pieninä pitoisuuksina ympäristössä aiheuttaa haittaa erityisesti pitkäikäisille eliöille, kuten ihmiselle. Niiden vaikutukset voivat kohdistua kehittyviin alkioihin ja ilmetä vasta jälkeläisissä.

POP-yhdisteet kulkeutuvat kauas päästölähteistään ja erityisesti kohti maapallon napa-alueita. Mikään valtio tai alue ei yksin voi ratkaista POP-yhdisteiden aiheuttamia ympäristö- ja terveysongelmia, vaan rajoittamiseksi tarvitaan kansainvälisiä toimia. POP-yhdisteitä rajoitetaan kahdella eri sopimuksella, joista toinen on maailmanlaajuinen (Tukholman sopimus vuonna 2001) ja toinen alueellinen (YK:n Euroopan Talouskomission alainen kaukokulkeutumissopimus). Tukholman yleissopimuksen sekä UNECE:n POP-pöytäkirjan velvoitteet on sisällytetty Euroopan parlamentin ja neuvoston asetukseen 850/2004/EY pysyvistä orgaanisista yhdisteistä sekä direktiivin 79/117/ETY muuttamisesta, mikä on sellaisenaan jäsenmaita sitovaa lainsäädäntöä⁶. POP-asetusta 850/2004/EY on muutettu moneen kertaan erilaisilla asetuksilla. Asetus on sellaisenaan voimassa Suomessa ja se on POP-yhdisteiden rajoittamisen kannalta tärkein lainsäädännöllinen instrumentti.

YK:n kaukokulkeutumissopimus sisältää ilmansuojelua ja ilmansaasteiden tarkkailua koskevia periaatteita ja määräyksiä. Raskasmetallipöytäkirjassa (SopS 78/2003) on esitetty velvoitteet kadmiumin, lyijyn ja elohopean päästövähennyksistä. EU:n piirissä kadmiumin, arseenin, nikkelin sekä PAH-yhdisteisiin kuuluvan bentso(a)pyreenin pitoisuuksia ulkoilmassa säädellään vuonna 2004 voimaan tulleella direktiivillä⁷, joka saatettiin kansallisesti voimaan vuonna 2007.

Laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä (1299/2004) ja siihen liittyvät asetukset, erityisesti valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006), sisältävät rajoituksia sekä raskasmetallien että orgaanisten ympäristömyrkyjen päästöille, ohjeet aineiden tarkkailulle ja laatuormit pitoisuuksille ympäristössä.

Elohopeaa koskeva kansainvälinen Minamata-sopimus tuli voimaan 2017 ja kattaa elohopean koko elinkaaren malmin louhinnasta elohopeajätteen käsittelyyn. Se kieltää merkittävimpien elohopeaa sisältävien tuotteiden – paristojen, kytkinten, lamppujen, kosmetiikan ja torjunta-aineiden sekä mittalaitteiden – valmistuksen, viennin ja tuonnin vuodesta 2020 alkaen. Amalgaamin käyttö hampaiden paikkauksessa tulee vähentää minimiin. Elohopean käyttö tulee lopettaa asetaldehydinin tuotannossa vuoteen 2018 mennessä ja kloorialkyliteollisuudessa vuoteen 2025 mennessä. Lisäksi sopimus velvoittaa osapuolet kestävään jätehuoltoon ja turvalliseen elohopean varastointiin. Myrkyllinen elohopea pysyy ilmakehässä pitkään ja kulkeutuu kauas päästölähteestään.

1.4 Aiemmat tutkimushankkeet

Tämä hanke on jatkoa kahdelle aiemmalle tutkimushankkeelle: EU-kalat-hanke toteutettiin vuosina 2001–2003^{8, 9} ja EU-kalat II -hanke vuosina 2009–2010¹⁰. Jälkimmäisessä hankkeessa näytekaloista analysoitiin vain orgaanisia ympäristömyrkkijä, kun ensimmäisessä hankkeessa mukana olivat myös raskasmetallit ja arseeni. Näiden hankkeiden erityispiirteenä oli eri merialueiden eri kokoluokkien silakoiden ympäristömyrkkypitoisuuksien yksityiskohtainen tutkimus. Tarkan jaottelun ansiosta tuloksia pystyttiin käyttämään laajasti hyväksi EU-lainsäädäntötyössä, ja Suomi sai edellä mainitun pysyvän poikkeusluvan tiettyjen kalalajien, joissa dioksiini- ja PCB-pitoisuudet ovat enimmäispitoisuuksia suurempia, myynnistä Suomen ja Ruotsin markkinoilla (lohen osalta myös Latviassa). Tuloksia on esitetty myös kansainvälisissä tieteellisissä kokouksissa ja niistä on julkaistu tieteellisiä artikkeleita¹¹⁻¹⁷.

Itämeren lohen ympäristömyrkkypitoisuuksia on kuitenkin tutkittu jo 1980-luvulta alkaen meripyyntien lohista ja kudulle nousseista lohista¹⁸⁻²². Suomen Akatemian BIREME-ohjelmaan 2003–2006 kuuluneessa DIOXMODE-hankkeessa tutkittiin dioksiinien, PCB-yhdisteiden ja muiden ympäristömyrkyiksi luettavien orgaanisten halogeeniyhdisteiden kertymistä Itämeren kalojen ravintoketjussa²³. Hankkeessa todettiin muun muassa, että orgaaniset ympäristömyrkyt kertyvät erityisen voimakkaasti iän mukana loheen ja että jopa yksivuotiaiden, kokonaisina kaloina analysoidun silakoiden ja kilohailien dioksiinipitoisuudet olivat suurempia kuin rehuraaka-aineen kalalle sallitaan²⁴. Koplanaariset PCB-yhdisteet kertyivät loheen enemmän kilohailista kuin silakasta ja voimakkaammin rasvan mukana kuin dioksiinit ja nonplanaariset PCB-yhdisteet. Orgaanisten ympäristömyrkkijien pitoisuudet lohessa kutuvallelluksella suurenivat lohien paaston ja mädintuotannon myötä vasta loppusyksyllä, jolloin lohen kuturauhoitus on jo voimassa²². DIOXMODEssa tutkittiin myös erilaisten kalastuskeinaarioiden merkitystä dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuuksien vaihteluun silakassa ja näiden yhdisteiden saantiin silakasta^{25, 26}. Suomenlahden kalojen ympäristömyrkkypitoisuuksista julkaistussa katsauksessa havaittiin, että dioksiinien ja dioksiininkaltaisten PCB-yhdisteiden TEQ-summapitoisuus silakassa oli pienentynyt 0,6 ng/kg aikana 1978–2009²⁷. Katsauksen mukaan useiden kalalajien orgaanisten ympäristömyrkkijien pitoisuudet olivat itäisellä Suomenlahdella vastaaviin läntisiin nähden useampikertaiset. Suurimmat erot löytyivät pohjalla elävistä ja pohjaeläimiä syövästä kampeloista ja mateista.

Vuosaaren sataman rakentamisen yhteydessä paljastui laaja organotinayhdisteistä johtuva sedimenttien ja kalojen saastuminen, jollainen vastaava oli todettu Turun satama-alueiden ruoppausten yhteydessä vuonna 2005. Näiden havaintojen vuoksi käynnistettiin niin sanottu OT-kalat-hanke, jossa tutkittiin koko maan kattavasti organotinayhdisteiden pitoisuuksia kaloissa vuosina 2005–2007²⁸. Organotinayhdisteiden ongelma on poistumassa, koska näitä aineita ei enää käytetä.

2. TAUSTATIETOA TUTKITUISTA YHDISTEISTÄ

Hankkeessa tutkitut yhdisteet ja alkuaineet ovat hyvin erilaisia kemiallisilta ominaisuuksiltaan, terveysvaikutuksiltaan sekä siinä, miten ne kulkeutuvat ympäristössä. Yhteistä niille on, että ne rikastuvat ravintoketjussa ja kertyvät erityisesti kalaan. Kertyminen tapahtuu kuitenkin eri mekanismeilla, ja kertymisen voimakkuus eri kalalajeihin vaihtelee.

2.1 Ominaisuudet, käyttäytyminen ympäristössä ja terveysvaikutukset

Dioksiinit ja PCB-yhdisteet

Dioksiinit on yhteisnimitys polyklooratuille dibentso-*p*-dioksiineille ja dibentsofuraaneille. Dioksiinien ja PCB-yhdisteiden (polyklooratut bifenyylit) haitalliset vaikutukset ovat samankaltaisia, mutta niiden vaikutuksen voimakkuus vaihtelee. Dioksiineja on yhteensä 210 kongeneeria, joista 17 on erityisen myrkyllisiä. PCB-yhdisteitä on yhteensä 209, ja niistä 12 on ominaisuuksiltaan samankaltaisia kuin myrkylliset dioksiinit. Dioksiinikongeneeri 2,3,7,8-TCDD (2,3,7,8-tetraklooridibentso-*p*-dioksiini) on yhdisteistä myrkyllisin, ja muille dioksiineille sekä tietyille myrkyllisimmille PCB-yhdisteille on annettu vertailukerroin eli TEF-kerroin (Toxic Equivalency Factor)²⁹, jolla yhdisteen pitoisuus kerrotaan ennen pitoisuuksien yhteenlaskua. Yhteenlaskettua pitoisuutta kutsutaan toksiseksi ekvivalentiksi (TEQ, Toxic Equivalency), ja se on siis summapitoisuus, joka huomioi pitoisuuden ja myrkyllisyyden.

Dioksiineja ei ole koskaan valmistettu tarkoituksella, vaan niitä syntyy epäpuhtautena kloorausprosesseissa ja epätäydellisen palamisen yhteydessä. Dioksiinien päästöille ilmaan on asetettu raja-arvoja, minkä ansiosta niiden kokonaispäästöt ovat vähentyneet huomattavasti. Nykyisin merkittävimmät dioksiinien lähteet ovat energiantuotanto, metalliteollisuus ja hajalähteet, kuten kotitalouksien puun pienpoltto. PCB-yhdisteitä on viime vuosisadalla käytetty runsaasti lämmönsiirtonesteinä ja eristeinä muuntajissa, kondensaattoreissa ja muissa hydraulisissa laitteissa, sekä erilaisissa saumauslaasteissa, maaleissa ja liimoissa. PCB-yhdisteet kiellettiin Suomessa jo 1970-luvulla.

Dioksiinit ja PCB-yhdisteet hajoavat ympäristössä erittäin hitaasti. Niiden puoliintumisaikat sedimentissä ovat yhdisteestä riippuen 3–300 vuotta³⁰. Kymijoen puunsuoja-aineiden tuotannosta aiheutunut dioksiinikuormitus näkyy edelleen Suomenlahden silakoissa ja lohissa kyseisille aineille ominaisina kongeneereina²⁷. Dioksiinit ja PCB-yhdisteet ovat erittäin rasvaliukoisia, joten ne kertyvät erityisesti rasvaisiin lajeihin, kuten loheen, silakkaan ja kilohailiin sekä nahkaiseen. Dioksiinien ja PCB-pitoisuuksien suhde vaihtelee kalalajin ja pyyntipaikan eli syönnösalueen mukaan^{10, 24, 27}. Näiden suhteiden perusteella voidaan päätellä muun muassa lohen pääasiallinen ravintokala ja syönnösalue Itämeressä²². Dioksiini- ja PCB-kongeneerit siirtyvät eri suhteissa emolohien kudoksista mätiin.

Suomessa dioksiini- ja PCB-laskeumasta suurin osa tulee kaukokulkeumana ja vain 12 % tulee Suomen omista päästöistä³¹. Dioksiineista varsinkin eniten klooria sisältävien yhdisteiden pitoisuudet ilmassa ovat pienentyneet huomattavasti viimeisen 20 vuoden kuluessa; muiden dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet ilmassa ovat pienentyneet hitaasti mutta vakaasti³².

Tunnetuin dioksiinien haittavaikutus ihmisellä on hankala ja pitkäkestoinen klooriakne, jota tavataan vain erittäin suurille pitoisuuksille altistumisen seurauksena. Dioksiinien ja PCB-yhdisteiden on todettu lisäävän ihmisen syöpäriskiä ainoastaan suuren, lähinnä työperäisen, altistumisen seurauksena. Dioksiineille altistuminen saattaa pitkällä aikavälillä lisätä riskiä kehityshäiriöille sekä häiritä immuunipuolustusjärjestelmää, hormonitoimintaa ja lisääntymiskykyä.

Muiden kuin dioksiininkaltaisten PCB-yhdisteiden haitalliset vaikutukset ovat kiistanalaisia. Epidemiologisten ja kokeellisten tutkimusten perusteella niiden suurille pitoisuuksille altistumisen yhteydessä mahdollisia vaikutuksia ovat henkisen suorituskyvyn ja kuulon huononeminen sikiökauden altistumisen seurauksena, syöpävaara ja vastustuskyvyn heikkeneminen³³.

PBDE-yhdisteet

PBDE-yhdisteitä (polybromatut difenyylietterit) on 209 erilaista. Niitä käytettiin vuosituhanen vaihteeseen asti laajasti palonestoaineina muovituotteissa, tekstiileissä, huonekaluissa ja elektroniikassa. Ympäristöön kertymisen ja mahdollisten terveyshaittojen vuoksi PBDE-yhdisteiden käyttö ja maahantuonti on nykyään kielletty. Käyttökielloista huolimatta PBDE-yhdisteitä on edelleen monissa kuluttajatuotteissa, jotka on valmistettu ennen kieltojen voimaantuloa. Näistä yhdisteet voivat vapautua käytön ja hävittämisen aikana ympäristöön, josta ne kulkeutuvat kalaan ja muihin ravinnoksi käytettäviin eläimiin.

Useimmat PBDE-yhdisteet ovat rasvaliukoisia ja ne käyttäytyvät ympäristössä kuten dioksiinit ja PCB-yhdisteet, mutta ne eivät ole yhtä pysyviä, mahdollisesti PBDE-209:ää lukuun ottamatta. Kalassa on eniten kongeneereja BDE-47 ja BDE-99, sillä ne ovat erityisen kertyviä, mutta joskus myös BDE-209:n pitoisuus voi olla suuri³². PBDE-yhdisteet hajoavat ympäristössä vähemmän bromatuiksi, eliöihin voimakkaammin kertyviksi PBDE-yhdisteiksi.

PBDE-yhdisteiden pitoisuudet ympäristössä ja ilmassa ovat käyttökieltojen seurauksena selvästi pienentyneet 1990-luvun huippupitoisuuksista, ja niiden oletetaan jatkossakin pienenevän^{14, 32}. Suomessa suurin osa PBDE-yhdisteiden päästöistä tulee ilmalaskeumana ulkomailta. Pieni osa päästöistä tulee suoraan vesistöihin jätevesien ja kaatopaikkojen kautta, mutta tällä on lähinnä paikallista merkitystä³⁴. Pelloille levitettävä yhdyskuntaliete voi kuitenkin olla merkittävä BDE-209:n lähde³⁵.

Huolimatta PBDE-yhdisteiden aiemmasta laajasta käytöstä niiden haittavaikutuksia ei täysin tunneta. Joissakin tutkimuksissa on havaittu, että ne saattavat lisätä imusolmukesyövän riskiä, häiritä kilpirauhashormonien tasapainoa ja olla haitallisia sikiönkehitykselle. Ne saattavat myös aiheuttaa käyttäytymishäiriöitä ja oppimisvaikeuksia.

PFAS-yhdisteet

Perfluoratut alkyyliryhdyhdisteet (PFAS-yhdisteet) ovat yhdisteitä, joissa hiilivetyketjun kaikki vetatomit on korvattu fluorilla. Näistä yleisimpiä ovat perfluoro-oktaanisulfonaatti (PFOS) ja perfluoro-oktaanihappo (PFOA). PFAS-yhdisteitä on käytetty 1950-luvulta asti monilla teollisuuden aloilla muun muassa metallien pintakäsittelyssä, hydrauliiikkaöljyissä ja sammutusvaahdoissa, ja kuluttajatuotteissa muun muassa teflonpaistinpannuissa, matoissa, huonekaluissa ja puhdistusaineissa. Kuluttajat käyttävät niitä edelleen kenkien ja vaatteiden suojaukseen.

Fluorattu hiiliketju on rakenteeltaan hyvin vahva, eikä se hajoa ympäristössä biologisesti, kemiallisesti tai fysikaalisesti. PFAS-yhdisteitä on tuhansia ja niiden käyttäytyminen ympäristössä vaihtelee hiiliketjun pituuden ja funktionaalisen ryhmän mukaan. Osa yhdisteistä riikastuu ravintoketjussa. PFOA ja PFOS ovat huonosti haihtuvia ja päätyvät laskeuman mukana maahan ja vesistöihin, missä ne vesiliukoisina ionisoituneina yhdisteinä kulkeutuvat pitkiä matkoja esim. merivirtausten mukana sekä maaperästä pohjavesiin³⁶.

Ilman kautta tuleva laskeuma on merkittävä PFAS-yhdisteiden kulkeutumisreitti sisävesiin ja Itämereen. Toinen, merkitykseltään vähäisempi reitti, on jätevedenpuhdistamojen kautta tuleva kuormitus. Suurempia paikallisia pitoisuuksia voi esiintyä alueilla, joilla on käytetty sammutusvaahoja. Näillä alueilla PFAS-yhdisteitä on kertynyt maaperään, mistä niitä vähitellen vapautuu pohja- ja pintavesiin. PFOS:n käyttöä on rajoitettu uusissa tuotteissa, mutta sen päästöt ympäristöön eivät ole vielä lähteneet pienentymään suurten varastojen takia³⁶.

PFAS-yhdisteet saattavat aiheuttaa riskin ihmisen terveydelle ja kehitykselle. Tutkimuksissa on havaittu, että altistuminen PFOS:lle ja PFOA:lle on kausaalisesti yhteydessä heikentyneeseen immuunivasteeseen ja seerumin kohonneeseen kolesterolipitoisuuteen. Altistuminen saattaa vaikuttaa myös maksan toimintaan, tulehdusalttiuteen ja alhaiseen syntymäpäivään.

Raskasmetallit ja arseeni

Vesistöjen kannalta elohopea (Hg) on metalleista selvästi haitallisimman. Teollistuneissa maissa elohopean käyttöä niin teollisuudessa kuin muuallakin on voimakkaasti rajoitettu tai kielletty, ja pääosa ilmakehään tulevasta elohopeasta on peräisin fossiilisten polttoaineiden ja erityisesti kivihiilen poltosta. Edelleen merkittävä osa maailman kasvavasta energiantarpeesta katetaan kivihiilellä.

Muista metalleista kadmiumia (Cd) ja nikkeliä (Ni) esiintyy ympäristölaatuunormia suurempia pitoisuuksia vedessä, ja ne ovat riski vesieliöille lähinnä happamien sulfaattimaiden alueilla. Muutkin metallit voivat aiheuttaa paikallisia ongelmia esimerkiksi kaivosten alapuolisissa vesissä. Ihmisen toiminnan vaikutuksesta järvikalojen elohopeapitoisuuden arvioidaan kasvaneen huomattavasti. Metsäjärvien kalojen elohopeapitoisuuden kasvun arvioidaan johtuvan pääosin ilman kautta vesistöihin ja maaperään kulkeutuneesta elohopeasta³⁷.

Vaikka elohopean laskeuma Suomessa on pienentynyt EU:n alueen päästövähennysten johdosta, ei tämä välttämättä näy kalojen elohopeapitoisuudessa pitkään aikaan, sillä maaperään on varastoitunut valtaosa sinne tulleesta elohopeasta. Aiemmin muun muassa kloorialkali- ja puunjalostusteollisuuden alapuolisten vesien kaloista mitattiin huomattavan suuria elohopeapitoisuuksia. Tämä johtui elohopean käytöstä teollisuuden prosesseissa tai putkistojen limantorjunnassa. 1970-luvun jälkeen kalojen elohopeapitoisuudet isoissa vesistöissä ovat pienentyneet huomattavasti³⁷. Pienehköjen metsäjärvien kalojen elohopeapitoisuudet ovatkin nykyään samaa suuruusluokkaa tai osin jopa suurempia kuin näillä aiemmillä ongelma-alueilla.

Arseni (As) on puolimetalli ja sitä esiintyy vesissä luonnostaan sekä epäorgaanisena että orgaanisina yhdisteinä. Arsenia voi joutua vesiin myös ihmisen toiminnasta johtuen. Fossiilisten polttoaineiden poltto ja kaivostoiminnan, erityisesti kullankaivun, jätevedet ovat tärkeimpiä päästölähteitä³⁸. Suolaisen veden kaloissa, vaikka niiden vesiympäristössä arseenipitoisuus on yleensä pieni, on enemmän arsenia kuin makean veden kaloissa. Syynä voi olla monipuolinen selkärangattomista koostuva ravinto, sillä näissä eläimissä orgaaninen ar-

seeniyhdiste arsenobetaiini todennäköisesti toimii osana suolatasapainon säätelyä³⁸. Arseenin kokonaispitoisuus silakassa, turskassa ja kampelassa korreloi positiivisesti veden suolaisuuden kanssa³⁹. Kalalajien välillä on suuria eroja arseenin kertymisessä, mutta arseeni ei rikastu ravintoketjussa⁴⁰. Yleensäkin valtamerikaloissa arseeni on 98 %:sesti orgaanisina yhdisteinä, lähinnä juuri arsenobetaiinina, joka ei ole myrkyllistä. Tosin ei ole tietoa, miten arsenobetaiini metaboloituu ihmisessä⁴¹. Myös kolmiarvoisen arseenin metyyliyhdisteitä esiintyy pieninä pitoisuuksina kalan lihassa, ja niiden on todettu olevan nisäkkäille myrkyllisiä³⁸. Makeanveden kaloissa arseenipitoisuudet vaihtelevat suuresti – samoin arseenin esiintymismuoto. Valtamerikaloista poiketen niissä orgaanisen arseenin osuus on vain vähän enemmän kuin puolet⁴⁰.

Elohopean orgaaninen muoto metyylielohopea vaurioittaa keskushermostoa, läpäisee istukan ja kulkeutuu sikiön aivoihin. Kadmium vaikuttaa munuaisten toimintaan, lyijy (Pb) aiheuttaa keskushermostovaikutuksia, jotka näkyvät etenkin lapsilla muun muassa käyttäytymishäiriönä ja älykkyydosamäärän heikentymisenä. Arseenille altistuminen on yhteydessä muun muassa iho-, vitsarakko-, keuhko-, ja maksasyöpäriskiin. Epäorgaaniset arseeniyhdisteet ovat terveydelle haitallisempia kuin orgaaniset yhdisteet.

2.2 Altistuminen elintarvikkeiden kautta

Dioksiinit ja PCB-yhdisteet

Ihmiset altistuvat dioksiineille ja PCB-yhdisteille pääasiassa eläinperäisten elintarvikkeiden välityksellä. Viimeisin kattava arvio suomalaisten dioksiinien ja PCB-yhdisteiden saannista pohjautuu vuosituhannen vaihteessa kerättyyn aineistoon⁴². Suomalaisten aikuisten keskimääräinen saanti oli tuolloin 114 pg TEQ/vrk. Suomessa dioksiinien ja PCB-yhdisteiden merkittävin lähde on kala, erityisesti Itämeren rasvaiset kalat, kuten silakka ja lohi. Kala kattaa jopa 80 % suomalaisten kokonaissaannista⁴². Liha- ja maitotuotteissa sekä kananmunissa dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet ovat Suomessa niin pienet, että niiden osuus näiden yhdisteiden saannista on melko pieni. Kokonaissaanti on Suomessa samaa suuruusluokkaa kuin muissa Euroopan maissa, mutta niissä tärkeimmät saantilähteet ovat liha ja maitorasva⁴³.

Ruotsalaisten dioksiini- ja PCB-yhdisteiden kokonaissaanniksi vuonna 2015 arvioitiin 40 pg TEQ/vrk ja saannin arvioitiin puolittuneen vuodesta 2000⁴⁴. Kalan osuus kokonaissaannista oli Ruotsissa (40 %) selvästi pienempi kuin Suomessa (80 %) vuosituhannen vaihteessa tehdyssä arvioissa. Euroopan elintarvikealan tiedekomitean SCF:n (Scientific Committee on Food) mukaan ihminen voi altistua dioksiini- ja PCB-yhdisteille 14 pg TEQ/viikko painokiloa kohti koko elämänsä ajan ilman merkittäviä terveysriskejä. Tämä vastaa 60-kiloiselle ihmiselle 120 pg TEQ/vrk. Euroopan elintarviketurvallisuusviranomaisen (EFSA) on asettanut työryhmän arvioimaan uudelleen turvallisen saannin enimmäismääriä. Uudet arvot julkaistaan todennäköisesti vuoden 2018 loppupuolella. Mitä todennäköisimmin työryhmä päätyy ehdottamaan arvoja, jotka ovat nykyisiä arvoja pienemmät.

PBDE-yhdisteet

Suomalaisten keskimääräinen bromattujen difenyyliettereiden (PBDE-yhdisteiden) saanti ravinnon kautta oli vuonna 2004 noin 14 ng/vrk. Tuolloin merkittävin PBDE-yhdisteiden lähde suomalaisille oli ravinto ja erityisesti kala, joka kattoi noin 55 % kokonaissaannista³³. Myös kansainvälisissä tutkimuksissa ravinnon on todettu olevan tärkein saantilähde Euroopassa⁴⁵. Siinä missä dioksiinien ja PCB-yhdisteiden saannista suurin osa tulee rasvaisista

Itämeren kaloista, PBDE-yhdisteitä saadaan myös vähärasvaisista petokaloista kuten ahvenesta, hauesta ja kuhasta – niin merestä kuin järvistäkin pyydetyistä kaloista. Myös siika ja kasvatettu kirjolohi ovat merkittäviä saantilähteitä. Kalan lisäksi muita ravinnon PBDE-yhdisteiden lähteitä ovat rasvat, liha, kananmuna ja maitotuotteet³³. PBDE-yhdisteille voi altistua myös hengittämällä näitä yhdisteitä sisältävää huonepölyä⁴⁶.

Ruotsissa vuonna 2015 tehdyssä arvioinnissa PBDE-yhdisteiden saanti kalasta oli noin 10 ng/vrk⁴⁴, mikä on samaa luokkaa kuin Suomessa³³. Ruotsissa kokonaissaanti oli vähentynyt yhdisteestä riippuen 35–75 % vuodesta 2000⁴⁴.

EFSA:n vuonna 2008 tekemän arvion mukaan altistuminen PBDE-yhdisteille ei nykyisin todennäköisesti aiheuta terveyshaittoja, lukuun ottamatta yhdistettä PBDE-99, jolle altistuminen voi joissain tapauksissa olla kilpirauhasvaikutusten kannalta turvallisena pidettyä rajaa suurempi. BDE-99:n pitoisuudet ympäristössä ovat pienentyneet huomattavasti 2000-luvulla⁴⁴, joten haitallinen altistuminen on tällä hetkellä hyvin epätodennäköistä.

PFAS-yhdisteet

EFSA:n mukaan merkittävin PFAS-yhdisteiden lähde on ravinto, jonka osuus saannista on yli 70 %. Muita pienempiä lähteitä ovat juomavesi, huonepöly ja hengitysilma. PFAS-yhdisteiden pitoisuuksia elintarvikkeissa ei ole Suomessa kattavasti mitattu, mutta kala vaikuttaa olevan tärkein saantilähde. Myös perunoissa, säilykehedelmissä, kananmunissa, maidossa ja sokerissa on havaittu PFAS-yhdisteitä³³. Ruotsissa arvioitiin, että kalan osuus elintarvikkeiden kautta tulevasta PFAS-yhdisteiden saannista vuonna 2015 oli 70–100 %⁴⁴. Vain PFHxA:a (perfluoroheksaanihappo) ja PFOA:a saatiin merkittävästi muista elintarvikkeista.

Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa joidenkin PFAS-yhdisteiden pitoisuudet elintarvikkeissa eivät ole pienentyneet 2000-luvulla (PFOA, PFNA eli perfluorononaanihappo, PFDA eli perfluorodekaanihappo ja PFUnDA eli perfluoronundekaanihappo), mutta toisten pitoisuudet ovat pienentyneet enemmän kuin puoleen (PFHxA, PFOS) tai jopa 95 % (PFOSA eli perfluorooktaanisulfonamidi)⁴⁴. Suomessa vastaavaa tietoa ei ole saatavilla.

Eurooppalaisten keskimääräinen PFOS:n saanti elintarvikkeista on 1,3–21 ng painokiloa kohti viikossa ja PFOA:n saanti 1,5–18 ng painokiloa kohti viikossa (EFSA). Suomalaisten saantia ei ole erikseen arvioitu, mutta Ruotsissa PFOS:n saanti elintarvikkeista on 0,44 ng/vrk ja PFOA:n saanti 0,41 ng/vrk painokiloa kohti⁴⁴. EFSA:n vuonna 2008 tekemän arvion mukaan ihminen voi altistua PFOS:lle 150 ng painokiloa kohti päivässä ja PFOA:lle 1500 ng painokiloa kohti päivässä koko elämänsä ajan ilman merkittäviä terveysriskejä. Näiden rajojen ylittyminen on epätodennäköistä, lukuun ottamatta henkilöitä, jotka kuluttavat paljon kalaa. EFSA on asettanut työryhmän arvioimaan uudelleen turvallisen saannin enimmäismääriä. Uudet arvot julkaistaan todennäköisesti vuoden 2018 loppupuolella. Mitä todennäköisimmin työryhmä päätyy ehdottamaan arvoja, jotka ovat huomattavasti nykyisiä arvoja pienemmät.

Raskasmetallit ja arseeni

Elintarvikkeisiin kertyy vaihtelevia määriä raskasmetalleja ympäristön luontaisista lähteistä tai ihmisen aiheuttamista päästöistä. Elintarviketurvallisuuden kannalta keskeisiä ovat muun muassa raskasmetallit elohopea, lyijy ja kadmium sekä puolimetalli arseeni. Suurina pitoisuuksina näillä metalleilla on haitallisia vaikutuksia ihmisten terveyteen.

Metalleista etenkin elohopeaa kertyy petokaloihin, ja elohopean pitoisuudet niissä voivat olla sallittua elintarvikkeiden enimmäispitoisuutta suurempia. Pääosa ravinnon kautta saatavasta elohopeasta onkin lähtöisin kalasta. Kalan elohopeasta noin 90 % on metyylielohopeaa. Maidon, maitovalmisteiden ja lihan elohopeapitoisuudet ovat hyvin pieniä.

Suomessa tärkeimpiä kadmiumin saantilähteitä ovat viljat ja viljatuotteet, vihannekset, peruna ja tärkkelyspitoiset juurekset. Vastaavasti lyijyn lähteitä ovat viljat ja viljatuotteet, liha ja lihavalmisteet, juomat, peruna ja tärkkelyspitoiset juurekset^{47, 48}, aikuisilla myös alkoholipitoiset ja kofeiinipitoiset juomat⁴⁹.

Suomessa monien elintarvikkeiden, etenkin viljan kadmium- ja lyijypitoisuudet, ovat pienempiä kuin EFSA:n koko EU:n alueelta kerätyn aineiston keskiarvot.

Arsenin merkittävin saantilähde on porakaivovesi. Suomen arseenipitoisin maaperä on Tampereen eteläpuolinen alue, mutta arsenia on runsaasti myös laajoilla alueilla muualla Hämeessä ja Uudellamaalla. Arseenin saantilähteitä elintarvikkeissa ovat viljat ja viljatuotteet etenkin 3–6-vuotiaiden lasten saantia arvioitaessa.

2.3 Kalan turvallisen käytön ohjeet

Elintarvikelainsäädäntö edellyttää (kappale 1.2), että kalaa koskevista turvallisen käytön ohjeista kerrotaan erityisesti niin kutsutuille alttiille kuluttajaryhmille eli niille, jotka ovat muita herkempiä ympäristömyrkköjen vaikutuksille.

Valtion ravitsemusneuvottelukunnan antamien yleisten syöntisuositusten mukaisesti kalaa tulisi syödä ainakin kaksi kertaa viikossa, eri kalalajeja vaihdellen. Kalan turvallisen käytön ohjeiksi on Evira antanut näihin yleisiin syöntisuosituksiin seuraavat poikkeukset:

- Lasten, nuorten ja hedelmällisessä iässä olevien tulisi syödä vain 1–2 kertaa kuukaudessa isoa, perkaamattomana 17 cm:ä pidempää silakkaa tai vaihtoehtoisesti Itämerestä pyydettyä lohta tai taimenta.
- Lasten, nuorten ja hedelmällisessä iässä olevien tulisi syödä järvestä tai merestä pyydettyä haukea vain 1–2 kertaa kuukaudessa.
- Raskaana olevien ja imettävien äitien ei tulisi syödä haukea ollenkaan, sillä se kerää elohopeaa.
- Sisävesialueiden kalaa päivittäin syöviä suositellaan vähentämään muidenkin elohopeaa keräävien petokalojen käyttöä. Näitä kaloja ovat hauen lisäksi isokokoiset ahvenet, kuhat ja mateet.

Turvallisen käytön ohjeita laadittaessa on otettu huomioon kalojen dioksiinien, PCB-yhdisteiden, elohopean ja cesium-137:n pitoisuudet. Turvallisuuden arvioinnissa on kalan annoskone käytetty 100 grammaa. Jos syö vähemmän kerralla, voi vastaavasti nauttia useampia aterioita. Silakkaa ja Itämerestä pyydettyä lohta tai taimenta ja sisävesien petokalaa voi syödä ajoittain, esimerkiksi kesäaikaan runsaastikin, kunhan vastaavasti tasapainottaa ja rajoittaa niiden nauttimista vuoden mittaan.

Kalaa koskevat turvallisen käytön ohjeet ovat osa elintarvikkeiden kemiallisten riskien hallintaa, ja ne on tarkoitettu ennen kaikkea kuluttajien tiedottamiseksi tilanteessa, jossa lainsäädäntö yksinään ei riitä takamaan tiettyjen kalalajien turvallista käyttöä – jokaisena päivänä,

koko eliniän ajan. Turvallisen käytön ohjeet eivät poista elintarvikealan toimijoiden vastuuta noudattaa lainsäädännöllisiä enimmäispitoisuuksia. Eviran antamat turvallisen käytön ohjeet ovat koko väestöä koskevia, yleisiä ohjeita. Paikalliset elintarvikevalvontaviranomaiset voivat tarvittaessa antaa paikallisia suosituksia elintarvikkeiden käytön rajoittamiseksi, mikäli näiden alueella on esimerkiksi suurentunut riski ympäristömyrkkujen kertymisestä kalastustuotteisiin.

Turvallisen käytön ohjeiden ohella on kuitenkin huomioitava, että nykytietämyksen mukaan kalan käyttö suojaa erityisesti sydän- ja verisuonisairauksilta, ja yleisestikin kalan käytön terveyshyödyt ovat todennäköisesti kuitenkin suuremmat kuin mahdolliset terveyshaitat. Asiaa selvitettiin suomalaisessa ammattikalastajaväestössä ja tutkimuksen tulos lisäsi varmuutta siitä, että ympäristömyrkkujen saanti kalaravinnosta ei näy ainakaan suurempana kuolleisuutena⁵⁰. Myös tieteellisen hyöty-haitta-analyysin mukaan 50 vuotta vanhemmilla suomalaisilla naisilla ja miehillä silakansyönnin terveyshyödyt ovat selkeästi suuremmat kuin terveyshaitat⁵¹.

3. TAUSTATIETOA KALALAJEISTA JA -KANNOISTA

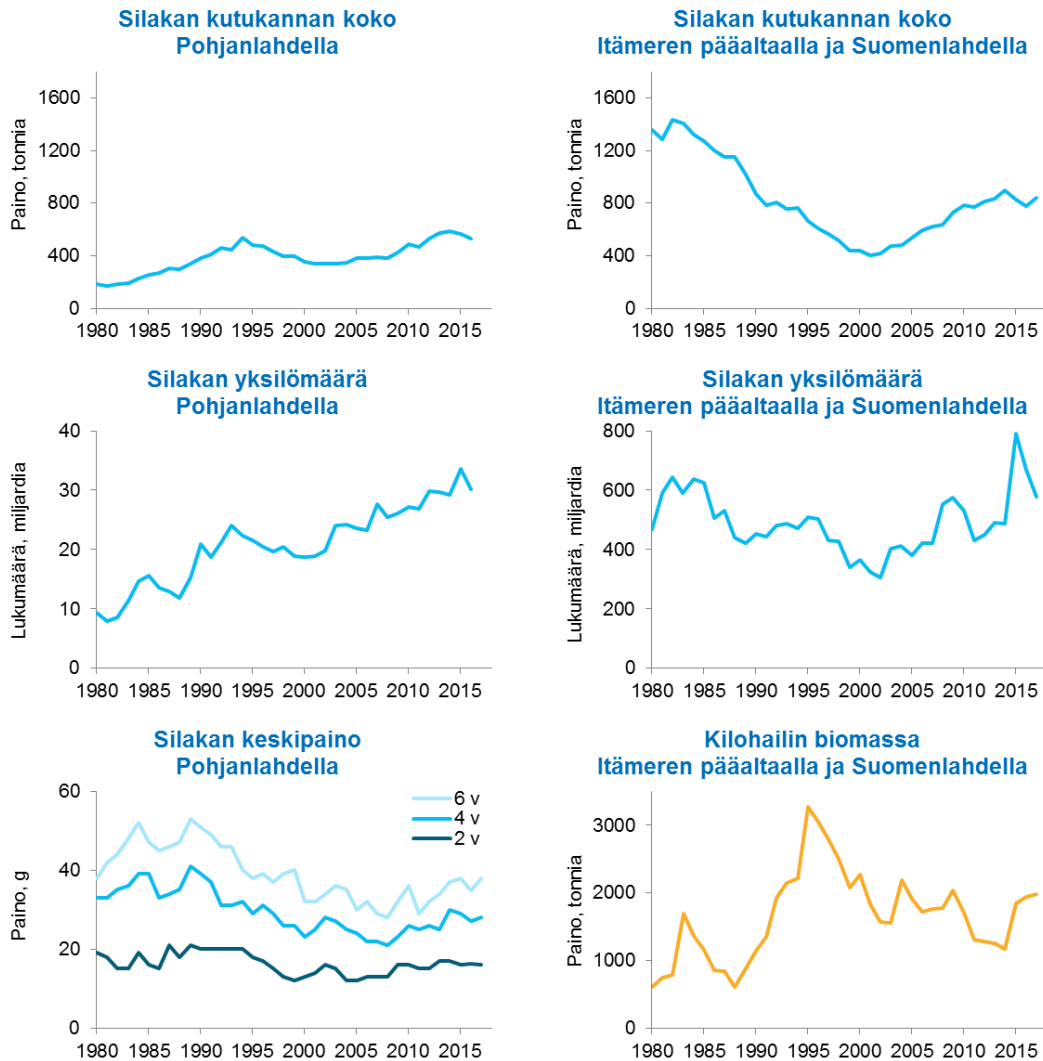
Kalakantojen tilaa seurataan jatkuvasti. Luonnonvarakeskuksen näkemys on, että Suomen kalakannat ovat pääosin vahvat ja kestävät hyvin nykyisen – osin jopa nykyistä suuremman – kalastuksen. Itämeren kalastuksessa noudatetaan tieteellisen neuvonannon pohjalta määriteltyjä kalastuskiintiöitä.

Silakka ja kilohaili ovat suurien pyyntimäärien vuoksi taloudellisesti tärkeimmät kalalajimme, vaikka niiden saaliista vain pieni osuus käytetään ihmisravinnoksi. Molemmat lajit ovat ulappan merikalalajeja, mutta silakka nousee kudulle rannikkovesiin ja voi viettää rannikon läheisyydessä useita kuukausia talvi- ja kevät aikaan. Silakka on samalla tutkituista kalalajeista myös runsain merialueillamme, lukuun ottamatta läntistä Suomenlahtea ja Itämeren pääaltaan pohjoisosaa, joissa on viime vuosina ollut hyvin runsaasti kilohailia. Suurin osa Suomen kaupallisesta silakkasaaliista saadaan Selkämerestä. Kilohaili myös kutee ulappavesiin, ja sitä tavataan lähinnä Suomenlahden länsiosassa sekä Saaristomerellä ja Ahvenanmaalla etelänpuolisine lähivesineen.

Vesiltämme saatu lohi on viettänyt poikasvuotensa joko jokivedessä jossakin Itämeren luonnonlohijoessa tai kalanviljelylaitoksessa. Merivuotensa, joita on yleensä 1–3, lohi viettää suurelta osin eteläisellä Itämerellä, ja tuolloin sen kasvu on hyvin nopeaa. Lähes koko massansa lohi kasvaa meressä. Ravinnokseen lohet syövät lähinnä silakkaa ja kilohailia. Lohen pyynti ajoittuu erityisesti kutuvaellukseen, kalojen vaeltaessa rannikon myötäisesti pohjoiseen kohti kutujokiaan, tai itse jokeen⁵².

Silakan ja muiden Itämeren kiintiökalojen (kilohaili, turska ja lohi) kannat arvioidaan kaikkien Itämeren rantavaltioiden muodostamassa ja Kansainvälisen merentutkimusneuvoston (The International Council for the Exploration of the Sea, ICES) alaisessa työryhmässä⁵³. Itämeren pääaltaan eli ICES:n osa-alueiden (SD) 24–29 ja Suomenlahden (SD 32) silakkakannat arvioidaan nykyään yhtenä kokonaisuutena, ja vastaavasti Selkämeren (SD 30) ja Perämeren (SD 31) silakkakannat yhdessä. Kahden viimeisen EU-kalat-hankkeen välillä (2009–2017) Itämeren kalakannoissa on tapahtunut huomattavia muutoksia (kuva 1). Joulukuussa 2014 Itämereen tuli kaikkien aikojen kolmanneksi suurin suolapulssi⁵⁴. Suolapulssit eivät kuitenkaan vaikuta Pohjanlahden puolella.

Itämeren pääaltaalla ja Suomenlahdella silakan kutukannan koko ja yksilömäärä ovat kasvaneet voimakkaasti vuosituhannen alusta lähtien (kuva 1)⁵⁵. Silakan kasvussa ei samalla alueella ole vastaavana aikana tapahtunut suuria muutoksia. Saman alueen kilohailin kokonaisbiomassassa on ollut muutoksia, jotka liittyvät syntyneiden kilohailin vuosiluokkien vaihteluun; esimerkiksi vuonna 2014 syntynyt vuosiluokka oli poikkeuksellisen iso, myös vuonna 2017 syntyi iso vuosiluokka (kuva 1)⁵⁶. Selkämeren silakkakannan koko ei ole tutkimusten aikana suuresti vaihdellut, mutta silakan kasvu Selkämerellä (ja koko Pohjanlahdella), on merkittävästi nopeutunut EU-kalat II ja III -hankkeiden aikana vuosina 2008–2017 (kuva 1).



Kuva 1. Silakka- ja kilohailikantojen muutokset 1980–2017 (ICES-data).

Muikku on tärkein talouskala useissa isoissa järvissämme ja merkittävä myös Perämeressä. Lisääntyäkseen se vaatii lähes makeaa vettä, siksi se on vähälukuinen muilla merialueillamme kuin Perämeressä. Myös Suomenlahden pohjukassa on muikkukanta. Muikku syö planktoneläimiä.

Taloudellisesti tärkeitä ja arvostettuja talouskaloja sekä merialueella että sisävesillä ovat myös siika, kuha, ahven, hauki ja made.

Siian levinneisyys merialueella on viime vuosina painottunut pohjoiseen⁵⁷. Eteläisilläkin merialueillamme on siikaa, ja se on merkintöjen perusteella lähinnä istutuksista peräisin. Siioista osa vaeltaa eteläiselle Itämerelle syönnökselle (vaellussiika), osa pysyy koko elämänsä lähempänä lisääntymisalueitaan. Luonnonvaraisten siikakantojen lisääntymisalueita on lähinnä Pohjanlahden pohjoisissa osissa. Siika on etenkin useissa suurehkoissa tai suurissa järvissä taloudellisesti merkittävä kalalaji. Eri siikamuotojen ravinto aikuisina vaihtelee, ja ne voivat syödä joko eläinplanktonia tai pohjaeläimiä ja kalanpoikasia.

Petokaloista **haukea** on pitkin rannikkoa, ja se on yleensä paikallinen – selviä trendejä sen esiintymisessä on havaittu vain vähän. Haukea tavataan lähes kaikissa sisävesissämme. **Kuha** sen sijaan on lämpimän veden laji, jota saadaan merkittäviä määriä etelä- ja lounais-

rannikoilta⁵⁸, ja kuhakannat ovat vahvoja useissa Suomen samea- tai ruskeavetisissä järvissä, pohjoisessa Kemijärveen asti. Kuha kasvaa järvissä nopeammin kuin rannikolla, ja järvistä saaliiksi saatu kuha on usein myös suurempaa. Myyntiin tulevan järvikuhan määrä on viime vuosina kasvanut.

Ahventa saadaan kaikkialta rannikolta⁵⁹, ja se on yleinen ja runsas lähes koko Suomessa. Myös **madetta** tavataan pitkin rannikkoa, mutta se on viime vuosikymmenien aikana vähentynyt, ehkä meren rehevöitymisen myötä. Made on yleinen laji sisävesissä.

Rannikkovesien **kuore** on viime vuosina tullut taloudellisesti merkittäväksi erityisesti Lounais-Suomessa, josta sitä pyydetään kutunousun aikana ja viedään useisiin maihin.

Lahnan ja **särjen** varsinkin aiemmin vähäinen taloudellinen merkitys on todennäköisesti kasvamassa, kun lajien prosessointia ihmisravinnoksi sopiviksi tuotteiksi on kehitetty aiempaa suuremmassa mittakaavassa taloudellisen tuen avittamana. Särki on hoitokalastuksen kohteena useissa järvissä, joissa se on rehevöitymisen vuoksi runsastunut. Särkeä on myös käytetty raaka-aineena muun muassa säilykkeissä.

Nahkiainen on ympyräsuisiin kuuluva leuaton kala, joka nousee merestä jokiin kutemaan yleensä elo-lokakuussa. Sitä esiintyy myös muutamissa järvissä. Monivuotisen toukkavaiheensa nahkiainen viettää jokilietteessä syöden hajoavaa kasvi- ja eläinjätettä sekä pieneliöitä. Meressä nahkiainen syö ihoon porautumalla elävien kalojen – muun muassa silakoiden, kilohailien, kuoreiden ja muikkujen – kudoksia, mutta myös pohjaeläimiä. Nahkiaista pidetään herkullisena kalana, ja sitä arvostetaan erityisesti Pohjanmaalla ja Satakunnassa. Vaikka kotitarvekalastajat pyytävät huomattavan osan nahkiaissaaliista, muutamille ammattikalastajille nahkiainen antaa merkittävän tulonlisan.

4. TUTKIMUKSEN TARKOITUS JA TAVOITTEET

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli hankkia lisää tietoa dioksiini-, PCB-, PBDE- ja PFAS-yhdisteiden, arseenin sekä raskasmetalleista elohopean, kadmiumin ja lyijyn pitoisuuksista niissä kotimaisissa Itämeren kalalajeissa, jotka ovat kaupallisesti merkittäviä ja joita suomalaiset pääsääntöisesti käyttävät ravinnokseen ja joiden käyttöä toivotaan voitavan lisätä elintarvikkeena ja rehuteollisuuden potentiaalisena raaka-aineena. Hankkeessa tutkittiin mainittujen yhdisteiden pitoisuuksia myös ammattikalastukselle ja kalansyönnille tärkeimpien järvi-alueiden kaloista.

Itämeren niin sanottujen hot-spot- eli suuren kuormituksen alueiden, kalojen tutkiminen jätettiin pois siksi, koska niiltä saatua kalaa ei päädy merkittävässä määrin kuluttajakäyttöön.

Tutkimuksen tarkoituksena oli saada lisätietoa alueittain Itämerellä ja järvi-alueilla siitä:

- 1) miten erikokoisiin ja -ikäisiin silakoihin sekä lohiin ja muihin poikkeusluvassa mainittuihin kalalajeihin on kertynyt dioksiineja ja PCB-yhdisteitä
 - i. kuinka paljon näiden pitoisuudet ovat muuttuneet 2000-luvun kuluessa ja
 - ii. onko mahdollisesti muuttuneilla pitoisuuksilla merkitystä kalojen hyötykäytölle kotimaisessa kulutuksessa, rehuteollisuudessa sekä kotimaan ja ulkomaan markkinoinnissa
- 2) miten muiden kalalajien dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet ovat muuttuneet
- 3) miten PBDE-yhdisteet, PFAS-yhdisteet sekä raskasmetallit ja arseeni ovat kertyneet eri kalalajeihin, ja onko pitoisuuksissa havaittavissa muutoksia aikaisempiin tutkimuksiin verrattuna

Kotimaisen luonnonkalan ympäristömyrkkypitoisuuksista kerättävän uuden tiedon tavoitteena oli:

- 1) edistää ja ohjata kalavarantojen hyödyntämistä lisäämällä kotimaista kulutusta ja selvittää kalan vientipotentiaalin mahdollista kasvua sekä antaa arvokasta taustatietoa kalan hyödyntämiseksi rehuntuotannossa
- 2) täydentää tietoa kalan ympäristömyrkkypitoisuuksien pienentymisestä ja tukea siten kuluttajaneuvontaa ja kalan kulutuksen hyödyistä kertovaa viestintää
- 3) luoda pohjaa täsmentää kalaa koskevia turvallisen käytön ohjeita
- 4) luoda edellytyksiä virkistyskalastuksen ja kalastusmatkailun edistämiseksi
- 5) luoda edellytyksiä hoitokalastuksessa saatavan saaliin hyödyntämiseksi elintarvikke- ja rehukäytössä
- 6) auttaa priorisoimaan elintarvikevalvontaa
- 7) tukea merenhoidon seurantavelvoitteiden toteuttamista, ympäristön valvontaa ja ympäristönsuojelua

5. AINEISTO JA MENETELMÄT

5.1 Näytteenotto

Kuten aiemmissakin hankkeissa⁸⁻¹⁰, näytekalat keräsi Luonnonvarakeskus (Luke, edeltäjä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos) tärkeimmiltä ammattikalastusalueilta. Jokaiseen analyoitavaan kokoomanäytteeseen pyrittiin saamaan kaloja useasta eri saaliista ja merialueilla myös usealta tilastoruudulta, ja nimenomaan niiltä ruuduilta, joiden lajikohtaiset saaliit olivat suurimmat hanketta edeltävänä vuotena 2015. Lisäksi näytteenotto pyrittiin keskittämään ajankohtiin, jolloin kunkin lajin saaliit ja myös tarjonta kuluttajille ovat suurimmillaan, eli usein kutuaikoihin. Suurin osa näytteistä saatiin osana ammattikalastuksen saalisnäytteenottoa eri merialueilta Itämerestä ja järviolueilta; osa näytteistä ostettiin ammattikalastajilta. Näytteenotto integroitiin soveltuvin osin Luken toteuttamaan kalatalouden EU-tiedonkeruuhjelmaan ja Merenhoidosuunnitelman toteuttamista palvelevaan näytteenottoon.

Tutkittaviksi kaloiksi valittiin Suomessa yleisimmin kaupan pidettäviä kalalajeja, joiden pitoisuuksista haluttiin uutta tietoa ja joiden ympäristömyrkkypitoisuuksia haluttiin verrata aikaisempiin EU-kalat-hankkeisiin (taulukko 2)⁸⁻¹⁰. Siksi näytekaloina valittiin mahdollisuuksien mukaan samoja lajeja ja niistä samanpituisia yksilöitä kuin aiemmissa hankkeissa. Tästä hankkeesta kuitenkin jätettiin merialueilta vähäisten saaliiden vuoksi pois kampela, turska ja meritaimen, ja uutena lajina mukaan otettiin kuore. Järviolueiden ahvenista ei kerätty näytteitä, koska ympäristöhallinto on kerännyt 2010–2016 vesien kemiallisen tilan kartoituksissa pitoisuustietoa elohopeasta ja orgaanisista ympäristömyrkyistä ahvenissa sekä sisä- että rannikkovesissä. Ympäristöhallinnon tutkimuksissa näytteet on preparoitu samoin menetelmin kuin EU-kalat-hankkeessa⁶⁰.

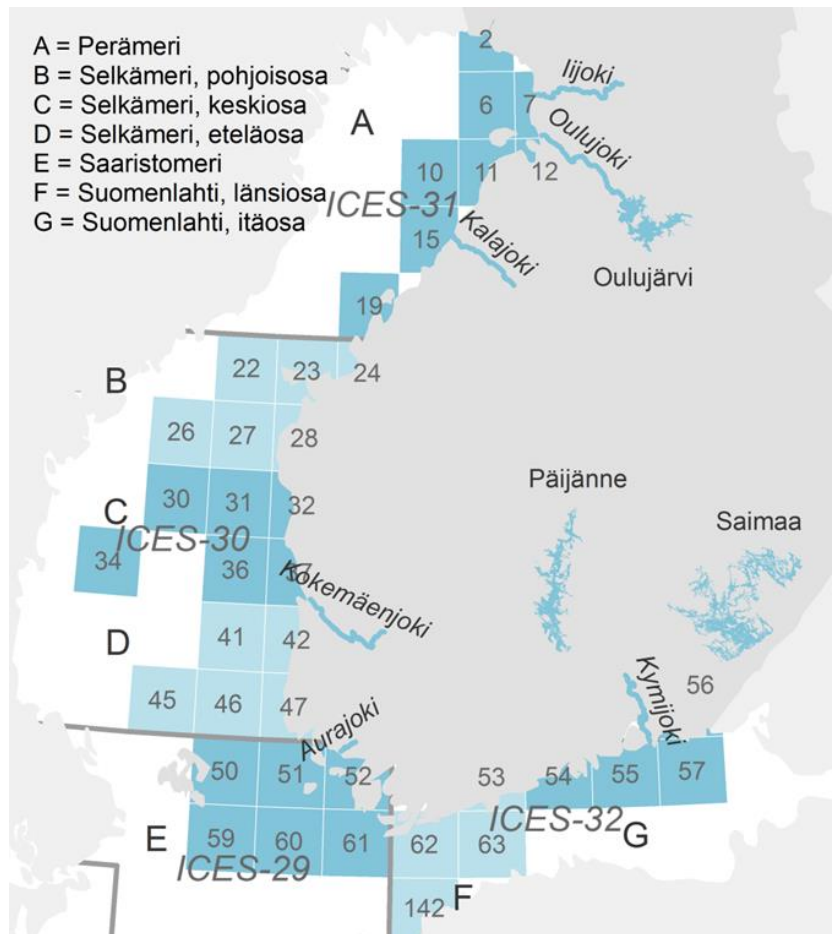
Taulukko 2. Tutkimuksen kalalajit sekä kerätyt kala- ja näytemäärät.

Laji	Merialueet		Järviolueet		Yhteensä	
	Yksilöitä	Näytteitä	Yksilöitä	Näytteitä	Yksilöitä	Näytteitä
Ahven, <i>Perca fluviatilis</i>	60	10	-	-	60	10
Hauki, <i>Esox lucius</i>	30	5	15	3	45	8
Kilohaili, <i>Sprattus sprattus</i>	132	6	-	-	132	6
Kuha, <i>Sander lucioperca</i>	22	4	15	3	37	7
Kuore, <i>Osmerus eperlanus</i>	62	2	-	-	62	2
Lahna, <i>Abramis brama</i>	54	9	-	-	54	9
Lohi, <i>Salmo salar</i>	24	8	-	-	24	8
Muikku, <i>Coregonus albula</i>	30	2	45	3	75	5
Muikun mäti	30	1	45	3	75	4
Siika, <i>Coregonus lavaretus</i>	60	10	15	3	75	13
Silakka, <i>Clupea harengus</i>	479	30	-	-	479	30
Särki, <i>Rutilus rutilus</i>	30	5	15	3	45	8
Made, <i>Lota lota</i>	29	5	-	-	29	5
Nahkiainen, <i>Lampetra fluviatilis</i>	27	3	-	-	27	3
Yhteensä	1069	100	150	18	1219	118

Hauesta, kuhasta, särjestä, mateesta ja nahkiaisesta näytteet otettiin yhden kokoluokan ka-loista. Ahven-, kilohaili-, kuore-, lahna-, lohi-, muikku- ja siikanäytteet otettiin kahdesta koko-luokasta. Silakkanäytteitä otettiin viidestä kokoluokasta. Kunkin lajin kokoluokat oli alun pe-rin valittu sen mukaan, minkä kokoiset kalat ovat ammattikalastuksen saaliissa yleisimpiä. Näytekalojen koot kokoomanäytteissä alueittain on esitetty liitteessä 2.

Näytteet otettiin noudattaen lainsäädännön^{61, 62} vaatimuksia. Näytekalat valittiin kalan pituu-den perusteella. Yhteen analysoitavaan kokoomanäytteeseen kerättiin 3–20 yksittäistä ka-laa (liite 2). Silakan ja kilohailin pienimpien kokoluokkien tavoitemäärä oli 20 yksilöä, jotta näytemassaa kertyisi varmasti riittävästi analysoitavaksi, muiden kokoluokkien tavoitemäärä oli 15 yksilöä. Silakoita kerättiin ja niistä muodostettiin kokoomanäytteitä muita lajeja enem-män, koska silakka on Suomessa tärkein kalalaji sekä kaupallisesti (määrältään ja arvol-taan) että dioksiinien ja PCB-yhdisteiden saannin kannalta. Suuremmat silakan kokoluokat ovat erityisesti kalanjalostusteollisuuden haluamaa raaka-ainetta. Silakan näytekokoluokat muodostettiin aiemmista EU-kalat-hankkeista poiketen tiheämmällä pituusluokituksella, koska 17 cm:ä pidemmissä silakoissa on aiemmin todettu EU:n asettamia enimmäispitoi-suuksia suurempia pitoisuuksia dioksiineja ja PCB-yhdisteitä.

Kaikkiaan kerättiin 1 219 kalayksilöä (taulukko 2). Kalat kerättiin ammattikalastuksen saa-liista eri merialueilta Itämerestä ja kolmelta järvikalastusalueelta (Oulujärvi, Päijänteen Te-hinselkä ja Saimaasta Puruvesi, Paasivesi sekä Orivesi) (kuva 2). Kaksi kuorenäytettä ke-rättiin Aurajoesta. Nahkaisnäytteet kerättiin Suomenlahteen (Kymijoki), Selkämereen (Ko-kemäenjoki) ja Perämereen (Kalajoki, Oulujoki ja Iijoki) laskevista joista.



Kuva 2. Näytteenottoalueet. Näytteenottopaikat merellä on esitetty kansainvä-lisen merentutkimusneuvoston (ICES) osa-alueina ja tilastoruutuina.

Näytteet kerättiin suurimmaksi osaksi vuonna 2016. Vuonna 2017 otettiin seuraavat näytteet: pohjoiselta Selkämereltä made, lahna, kuha ja hauki; eteläiseltä Selkämereltä made, kuha ja särki; Suomenlahden madenäytteen täydennys. Silakoista oli määrä kerätä näytteet vain keväällä, mutta kun suunniteltuja näytteitä ei saatu pohjoiselta Selkämereltä huonojen saaliiden vuoksi, kerättiin korvaavat näytteet eteläiseltä Selkämereltä syksyllä. Näin voitiin verrata silakoiden ympäristömyrkkypitoisuuksia keväällä ja syksyllä. Perämereltä ei saatu kuhanäytteitä. Järvialueilta saatiin kerätyksi kaikki suunnitellut näytteet vuoden 2016 aikana, paitsi Oulunjärvestä siat saatiin vuonna 2017. Saaristomereen laskevasta Aurajoesta, Hailistenkoskelta kerättiin kaksi ylimääräistä kuorenäytettä. Kaikkiaan verrattuna alun perin suunniteltuun näytteenotto toteutui 99-prosenttisesti.

Näytteet käsiteltiin analyysiä varten kuten aiemmissa EU-kalat-hankkeissa, jotta tulokset olisivat vertailukelpoisia. Kaikkien näytteenoksi otettujen kalayksilöiden kokonaispituus mitattiin, yksilöt punnittiin, niiden sukupuoli määritettiin ja lajille ominainen luutuma talletettiin iänmäärittämistä varten, paitsi silakoista ja kilohaileista, joista ikä määritettiin vertailutietojen avulla (kappale 5.2). Kuntokerroin laskettiin kaavalla $K = 100 \times \text{kalan paino (g)} / \text{kalan pituus (cm)}^3$.

Näytteiden kontaminoitumisen välttämiseksi ne kerättiin ja käsiteltiin sitä varten laaditun yksityiskohtaisen ohjeen mukaisesti. Isommista kaloista (lohi, hauki, kuha, siika, made ja lahna) leikattiin näytteenoksi medaljonki selkäevän kohdalta. Pienemmistä kaloista (muikku, kuore, kilohaili, silakka, särki ja ahven) poistettiin sisälmykset ja pää. Nahkaiset otettiin näytteenoksi kokonaisina. Näytteet suljettiin polyeteeniin muovipusseihin numeroituina näytelomakkeiden mukaisesti. Näytteet jäädettiin (-18 °C) ja toimitettiin pakastettuina Eviran Kemian laboratorioon käsiteltäviksi. Evira muodosti kalayksilöistä kokoomanäytteet, toimitti niistä osanäytteet edelleen THL:n laboratorioon Kuopioon ja analysoi itse suunnitelman mukaiset raskasmetalli- ja arseenipitoisuudet.

5.2 Iänmääritykset

Kalojen iät määritettiin luutumista – suomusta, luista tai otoliiteista – Luonnonvarakeskuksessa suositteluin menetelmin⁶³. Kaikkien lajien luutumissa on omat erityispiirteensä, jotka huomioitiin määrityksiä tehtäessä.

Edellisistä poikkeuksena silakan ja kilohailin kokoomanäytekohtaiset keskimääräiset iät estimoitiin ikä-pituusavaimen avulla laskennallisesti samoilta alueilta ja samalla vuosineljänneksellä tehtyjen kyseisten lajien iänmääritysten pohjalta. Kalojen iät määritettiin gradient boosted machines eli GBM-mallilla⁶⁴. GBM-mallin parametrit arvioitiin 10-kertaisella ristiinvalidoinnilla⁶⁵, jonka tavoitteena on välttää mallin ali- ja ylisovittuminen aineistoon sekä parantaa mallin ennustekykyä uudella aineistolla. Tilastollinen laskenta suoritettiin RapidMiner ohjelmistolla⁶⁶.

Lohen ikä määritettiin suomusta menetelmällä, jossa suomun uurteet prässätään läpinäkyvälle muovilevyille. Muoville syntyneestä painanteesta suomun uurteet näkyvät selvemmin kuin itse suomusta. Samoin kuhan ikä määritettiin suomusta. Muikun ja siian iänmäärityksessä käytettiin suomujen lisäksi tarpeen vaatiessa otoliitteja (sagitta eli sisäkorvan kuulokivet, kuuloluut tai tasapainokivet). Suomi on käyttökelpoisin nopeakasvuisten kalalajien iänmäärityksissä, mutta sen luotettavuus on hitaasti kasvaneilla kaloilla heikko.

Otoliiteista vuosirenkaat laskettiin neutraalipunalla värjättyltä otoliitin poikkileikkaukselta. Otoliittia käytettiin kuoreen ja mateen iänmäärityksessä, ja sitä oli käytetty myös ikä-pituusavaimen pohjana olevien silakka- ja kilohailiaineistojen iänmäärityksissä.

Useiden lajien iät määritettiin luista: ahvenen ikä kiduskannen luusta eli operculumista sekä hauen, lahnan ja särjen ikä hartian luskoluusta eli cleithrumista. Määrittäminen tehdään puhtaalta, kuivatulta luun pinnalta, jossa vuosirenkaat näkyvät yleensä ympäristöään läpikuultavampina, terävinä rajalinjoina.

Nahkiaisten ikää ei määritetty, mutta kaikissa kokoomanäytteissä nahkiaisten pituuden keskiarvo oli 31 cm. Nahkiaiset viettävät elämänsä ensimmäiset 4–5 vuotta joessa, ja vaeltavat 9–16 cm:n pituisina mereen.

5.3 Näytteiden esikäsittely

Kalojen esikäsittely (homogenointi) tehtiin Eviran kemian tutkimusyksikössä.

Pienimmistä kaloista (muikku, kuore, kilohaili, silakka, särki ja ahven) nahka otettiin mukaan homogenaattiin ja selkärangakkin siinä tapauksessa, että se oli niin ohut, että se soveltuisi myös syötäväksi. Isommat kalat homogenoitiin siten, että nahka, pyrstö, evät, selkäranka ja isoimmat ruodot jätettiin pois, mutta nahkan sisäpuolella oleva rasva otettiin tarkasti mukaan näytteeseen. Nahkiainen otettiin näytteeksi sellaisenaan.

Näytekalat saksittiin pieneksi silpuksi, ja analysoitavat kokoomanäytteet muodostettiin ottamalla kustakin näytekalasta saman verran kuin pienimmästä kokoomanäytteeseen tulevasta näytekalasta. Jos näytettä oli hyvin vähän, ja näytekalat olivat suhteellisen samankokoisia, otettiin ne analysoitavaan näytteeseen kokonaan (esim. nahkiaiset ja pienimmät silakat).

Kokoomanäyte homogenisoitiin Foss Tecator 2094 -homogenisaattorilla. Homogenaatti jaettiin kahteen osaan raskasmetallianalyysistä sekä orgaanisten ympäristömyrkkyjen analyysistä varten. Orgaanisten ympäristömyrkkyjen analyysiin otettiin vähintään 100 g tuoretta homogenaattia ja raskasmetalli- ja arseenianalyysistä varten 10 g. Mahdollinen ylijäämä pakastettiin (-18 °C).

Orgaanisten ympäristömyrkkyjen osanäytteet laitettiin HDPE- tai PP-muovipurkkeihin ja lähetettiin pakastettuina kylmälaukuissa Kuopioon THL:een. Osanäyte raskasmetalli- ja arseenianalyysiin säilytettiin pakastimessa (-18 °C).

5.4 Pitoisuusmääritykset, laadunvarmistus ja raportointi

Näytteistä mitatut yhdisteet on lueteltu Liitteessä 1. Käytetyt määritysmenetelmät ovat FINASin akkreditoimia (THL: T077, ISO/IEC 17025 ja Evira: T014, ISO/IEC 17025).

Dioksiinit ja PCB-yhdisteet sekä PBDE-yhdisteet

Dioksiinien, PCB-yhdisteiden ja PBDE-yhdisteiden määritys tehtiin kuten EU-kalat II hankkeessa¹⁰. Määritettävät yhdisteet uutettiin kylmäkuivatusta näytteestä paineistetulla liuotinuutolla (ASE, Accelerated Solvent Extraction) 15 %:seen etanoli-tolueeniin. Liuotin haihdutettiin pois ja näytteen rasvaprosentti määritettiin gravimetrisesti. Näytteestä poistettiin rasva rikkihapposilikapylvällä. Puhdistusta jatkettiin alumiinioksiidi- ja aktiivihiihilipylvällä, joiden avulla dioksiinit ja coplaariset PCB-yhdisteet erotettiin muista yhdisteistä. Kvantitoinnissa käytettiin sisäisinä standardeina kunkin yhdisteen ¹³C-leimattua analogia. Yhdisteet analy-

soitiin kaasukromatografisesti (Hewlett-Packard 6890) suuren erotuskyvyn massaspektrometrillä (Waters AutoSpec Ultima). Käytetty kolonni oli J&W Scientific DB-5 MS (60 m, ID 0,25 mm, 0,25 µm). BDE-209:lle vastaavan kolonnin pituus oli 6 m.

Jokaisen näytesarjan (n = 9) yhteydessä analysoitiin kontrollinäyte (silakkaa), jonka yhdisteiden pitoisuudet on varmistettu laboratorion sisäisellä 5 vuotta kestäneellä seurannalla. Kontrollinäytteen keskimääräiset pitoisuudet ja tulosten keskihajonta olivat erittäin hyvin aikaisempien mittausten mukaiset. Dioksiinien, PCB-yhdisteiden, indikaattori-PCB:n ja PBDE-yhdisteiden summien keskiarvot olivat 96–101 % oletuspitoisuudesta ja suhteelliset keskihajonnat 3,3–7,7 %. THL:n kemian laboratorio osallistuu vuosittain kansainväliseen Norwegian Institute of Public Health -instituutin järjestämään Interlaboratory Comparison on POPs in Food -vertailukokeeseen. Vuonna 2017, jolloin EU-kalat III hankkeen näytteet analysoitiin, kaikkien mitattavien yhdisteiden tulokset olivat hyväksyttäviä (z-arvot <|2|) kyseisessä vertailukokeessa.

PFAS-yhdisteet

PFAS-yhdisteiden määrittäminen tehtiin kuten EU-kalat II -hankkeessa¹⁷. PFAS-yhdisteet uutettiin kylmäkuivatusta näytteestä metanoliin, ja uute puhdistettiin saostamalla analyysin häiriötekijät ammoniumasetaatilla. Kvantitoinnissa käytettiin sisäisiä standardeina määritettävien yhdisteiden isotooppi-leimattuja analogeja. Yhdisteet määritettiin käänteisfaasi-nestekromatografisesti (Dionex Ultimate 3000) kolmoiskvadrupoli- massaspektrometrillä (Thermo Finnigan TSQ Quantum Discovery Max).

Jokaisen näytesarjan (n = 7) yhteydessä analysoitiin kontrollinäyte, jonka pitoisuudet on varmistettu laboratorion sisäisellä 4 vuotta kestäneellä seurannalla. Kontrollinäytteen tulokset olivat erittäin hyvin aikaisempien mittausten mukaiset, ja kaikkien PFAS-yhdisteiden pitoisuudet kontrollinäytteissä olivat niille asetettujen raja-arvojen sisäpuolella. THL:n kemian laboratorio osallistuu kansainvälisiin vertailukokeisiin aina kun se on mahdollista. Viimeisimmät vertailukokeet kalamatriisiin osalta järjestettiin vuosina 2015 ja 2016, ja sen tulokset olivat hyväksyttäviä.

Raskasmetallit ja arseeni

Raskasmetallien (elohopeaa lukuun ottamatta) ja arseenin määrittämistä varten näytteen sisältämä orgaaninen aine hajotettiin märkäpoltolla mikroaaltouunissa typpihapon ja vetyperoksidin avulla. Pitoisuudet määritettiin induktiivisesti kytketyllä plasma-massaspektrometrillä (ICP-MS).

Elohopea määritettiin DMA-80-laitteistolla (Direct Mercury Analyzer). Elohopean määrittäminen ei vaatinut näytteen esikäsittelyä.

Jokaisen näytesarjan yhteydessä analysoitiin nollanäytteitä mahdollisen kontaminaation selvittämiseksi sekä valvontanäytteitä, joiden pitoisuus tunnetaan. Lisäksi joka sarjassa yksi näyte tehtiin rinnakkaismäärittämisinä. Laboratorio osallistuu säännöllisesti kansainvälisiin vertailukokeisiin ja menestyminen niissä on pääsääntöisesti ollut hyvä.

6. TULOKSET

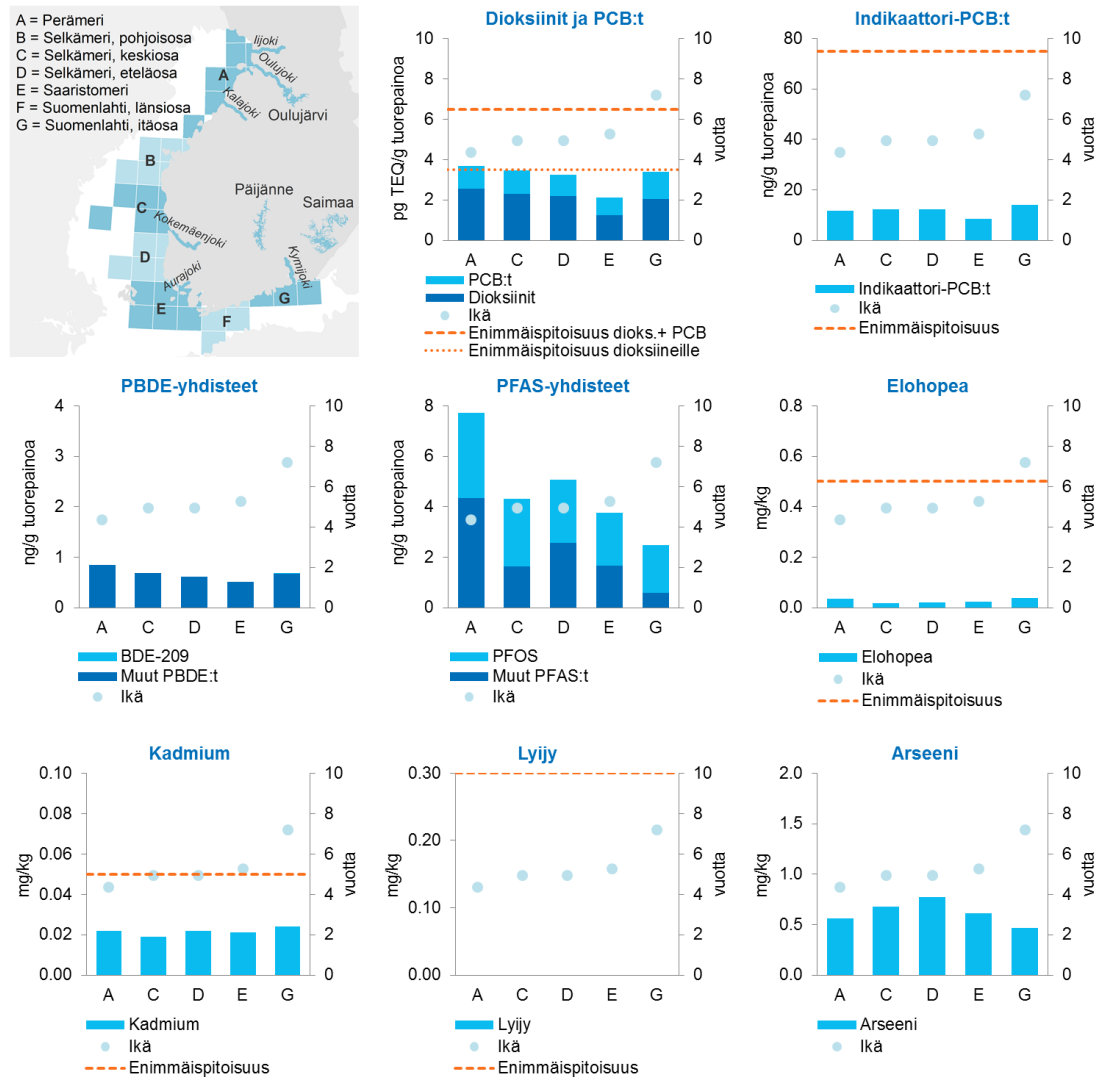
Tämän kappaleen kuvissa pylväs edustaa kaikkien kyseiseltä alueelta analysoiduissa näytteissä todetun yhdisteen keskimääräistä pitoisuutta. Joissakin yksittäisissä kokoomanäytteissä yhdisteen pitoisuus oli EU:n elintarvikelainsäädännön enimmäispitoisuutta suurempi, vaikka keskiarvo jäi enimmäispitoisuutta pienemmäksi. Yksittäisiä, enimmäispitoisuutta suurempia pitoisuuksia oli silakalla (dioksiinit ja PCB-yhdisteet) ja nahkiaisella (dioksiinit ja PCB-yhdisteet sekä kadmium). Näistä on mainittu erikseen kyseisen lajin kohdalla.

Koska elintarvikelainsäädännössä annetut enimmäispitoisuudet kalalle ovat tuorepainoa kohti, niin tässä raportissa olevat tulokset on myös annettu tuorepainoa kohti. Rasvaa kohti laskettuja pitoisuuksia ei käsitellä tässä raportissa.

Kromin, kuparin, mangaanin, nikkelin, sinkin ja seleenin pitoisuudet olivat suurimmassa osassa näytteitä määrittäjärajaa pienempiä tai hyvin lähellä määrittäjärajaa. Tämän vuoksi näitä alkuaineita ei ole käsitelty tässä raportissa.

6.1 Silakka (*Clupea harengus membras*)

Keväällä pyydetyn silakan rasvaprosentti vaihteli alueittain (2,4–7,1 %) ja oli keskimäärin selvästi suurin Selkämereltä pyydettyissä yksilöissä. Syksyllä Selkämeren eteläosasta kerätyissä näytteissä rasvaprosentti oli paljon suurempi (10,6 %) kuin keväällä (4,8 %). Myös kuntokerroin oli Selkämeren silakoissa suurempi kuin muiden alueiden silakoissa (liite 3).

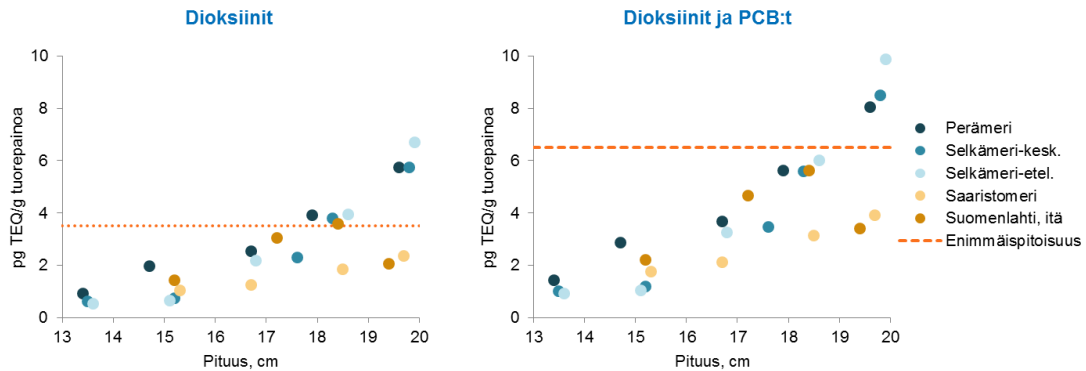


Kuva 3. Silakan ympäristömyrkkypitoisuudet Itämerellä.

Silakoissa dioksiinien ja PCB-yhdisteiden keskimääräiset pitoisuudet vaihtelivat alueittain melko vähän ja olivat selvästi lainsäädännön enimmäispitoisuuksia pienempiä. Itäisen Suomenlahden näytteissä oli enemmän Kymi-alueelta peräisin olevaa KY-5 kongeneeria 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF kuin muilla alueilla. Indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat selvästi enimmäispitoisuuksia pienempiä ja samansuuruisia eri alueilla.

Myös PBDE-yhdisteiden pitoisuudet olivat samansuuruisia eri alueilla. BDE-209-yhdistettä ei ollut silakkanäytteissä. Suurimmat PFAS-pitoisuudet mitattiin Perämeren silakoista. PFOS:n lisäksi silakassa oli erityisesti pitkäketjuisia perfluorattuja karboksylihappoja (PFNA, PFDA ja PFUnA).

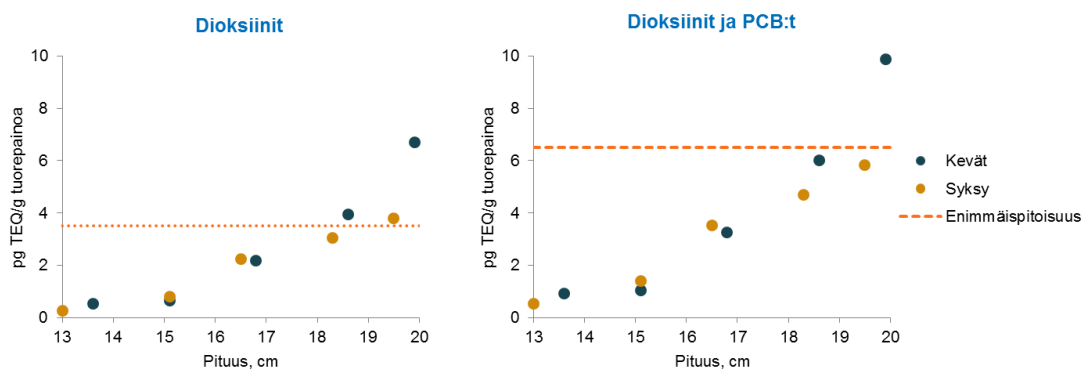
Elohopean pitoisuudet silakassa olivat pieniä, selvästi EU:n enimmäispitoisuuksia pienempiä. Lyijyn pitoisuudet olivat käytetyn menetelmän määrittämissä rajoissa.



Kuva 4. Silakan dioksiini- ja PCB-pitoisuudet Itämerellä pituuden mukaan.

Alueiden ja kokoluokkien mukaan jaoteltuna dioksiinien pitoisuudet alkoivat olla enimmäispitoisuutta suurempia 18 cm:n pituisissa ja sitä pidemmissä Selkämeren ja Perämeren silakoissa. Enimmäispitoisuuksia suurempia dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuuksia oli vain Selkämeren ja Perämeren 19 cm:ä pidemmissä silakoissa. Dioksiinien ja PCB-yhdisteiden summan enimmäispitoisuutta suuremmat pitoisuudet silakassa johtuvat ennen kaikkea dioksiineista.

EU:n rehulainsäädännössä² enimmäispitoisuus on annettu rehulle, jonka kosteuspuite on 12 %. Tällöin tuoreelle silakalle laskettuna, olettaen silakan kuiva-ainepitoisuudeksi 22 %, dioksiinien ja PCB-yhdisteiden enimmäispitoisuudeksi tulee 1,0 pg TEQ/g ja indikaattori PCB-yhdisteille 7,5 ng/g. Siten, toisin kuin elintarvikelainsäädännön suhteen, silakassa näiden yhdisteiden pitoisuudet olivat suurimmassa osassa silakkanäytteistä enimmäispitoisuuksia suuremmat, ja niitä pienemmät vain osalla merialueista yhdessä tai kahdessa pienimmässä kokoluokassa.

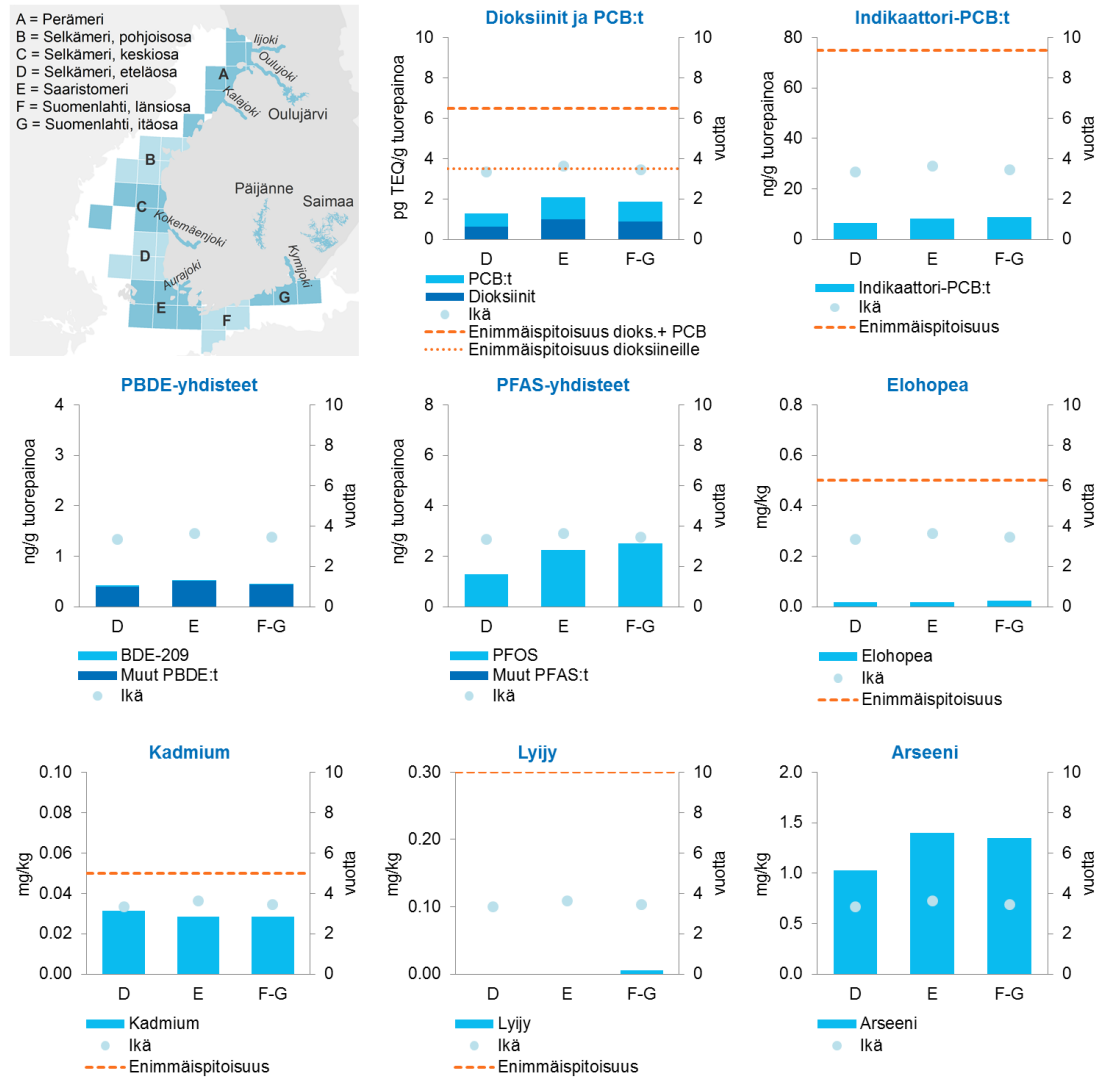


Kuva 5. Silakan dioksiini- ja PCB-pitoisuudet keväällä ja syksyllä pituuden mukaan.

Pitoisuuksien vuodenaikaisvaihtelua verrattiin vain Selkämeren eteläosassa: kevään vähärasvaisissa ja isokokoisissa (>18 cm) silakoissa pitoisuudet olivat selvästi suurempia kuin syksyllä.

6.2 Kilohaili (*Sprattus sprattus*)

Kilohaili oli lohen ja nahkiaisen ohella tutkituista kalalajeista rasvaisimpia (8,6–20 %). Toisin kuin silakalla, kilohailin keskimääräinen rasvaprosentti Selkämerellä (17 %) oli vain vähän suurempi kuin Saaristomerellä (14 %) tai Suomenlahdella (13 %) (liite 3).



Kuva 6. Kilohailin ympäristömyrkkypitoisuudet Itämerellä.

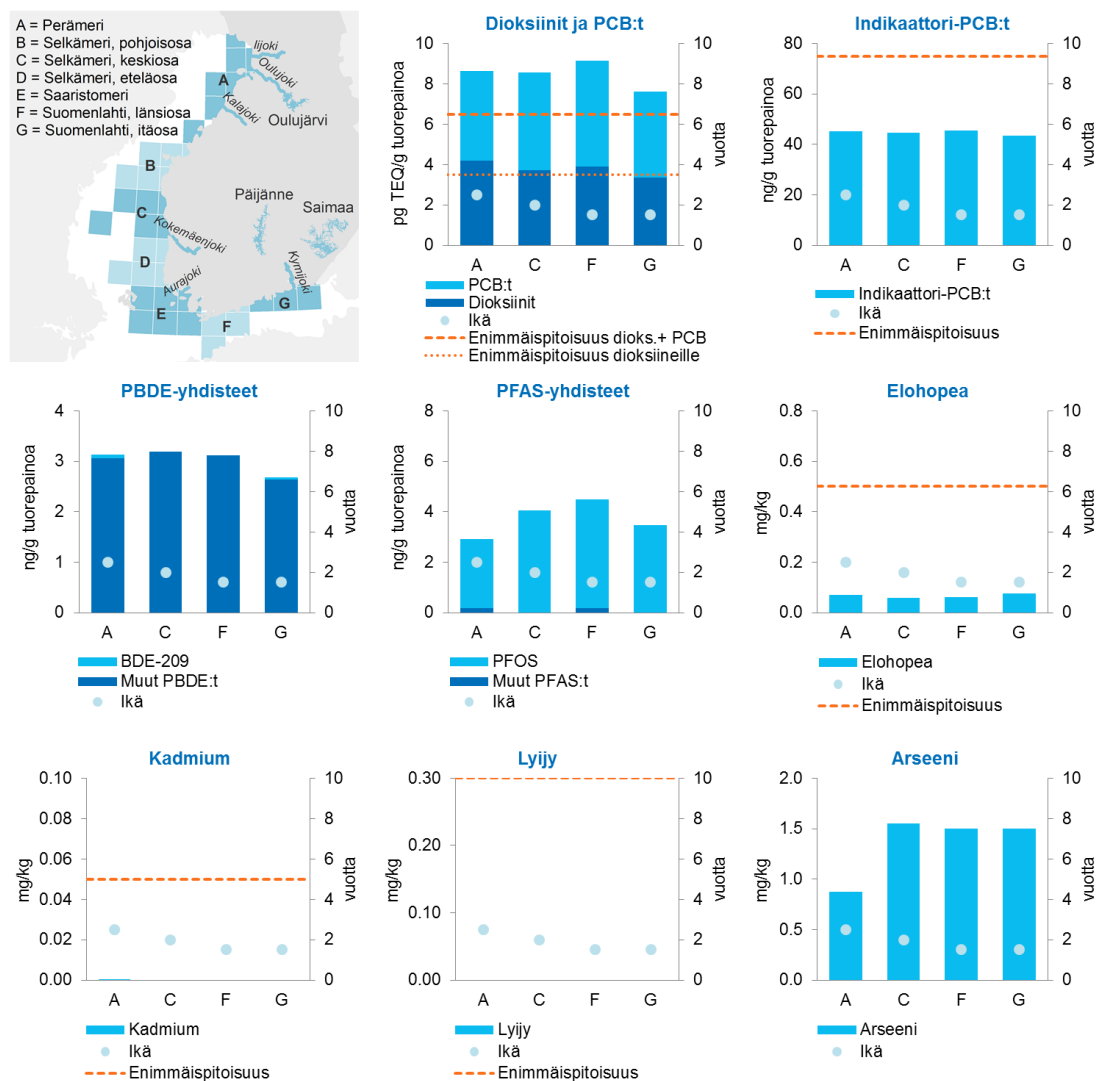
Kilohailin dioksiinien, PCB-yhdisteiden ja indikaattori-PCB-yhdisteiden keskimääräiset pitoisuudet olivat selvästi EU:n enimmäispitoisuuksia pienempiä. Toisin kuin silakassa, kilohailissa dioksiinien ja PCB:n pitoisuudet olivat suurimmat Saaristomerellä ja pienimmät eteläisellä Selkämerellä. PBDE-yhdisteiden pitoisuudet olivat samansuuruisia ja pieniä kaikilla alueilla. PFAS-yhdisteiden pitoisuudet olivat pienemmät Selkämeren kuin Suomenlahden ja Saaristomerien kilohailissa. Kilohailiin kertyy silakasta poiketen PFAS-yhdisteistä vain PFOS:a.

EU:n reulainsäädännön enimmäispitoisuuksien mukaan² myös kilohailissa dioksiini- ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat enimmäispitoisuuksia suurempia suurimmassa osassa näytteistä ja indikaattori-PCB:n pitoisuus suuremmassa tutkitusta kahdesta kokoluokasta (ei kuvassa).

Raskasmetallien pitoisuudet kilohailissa olivat myös enimmäispitoisuuksia pienempiä, mutta kadmiumin ja erityisesti arseenin pitoisuudet olivat selvästi suuremmat kuin silakassa. Kilo-hailissa arseenin pitoisuus oli selvästi pienempi Selkämerellä kuin Saaristomerellä tai Suomenlahdella.

6.3 Lohi (*Salmo salar*)

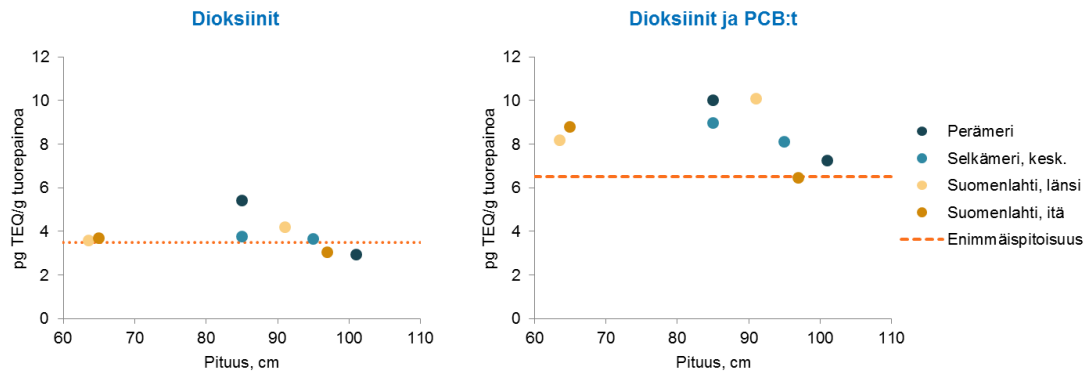
Lohi oli kilohailin ja nahkiaisen ohella tutkituista kalalajeista rasvaisimpia. Lohen rasvaprosentti (13–16 %) oli lähes sama kaikilla merialueilla (liite 3). Näyteloheet koostuivat kahdesta kokoluokasta (liite 2). Lohien keskipituus vaihteli 77,3–93,0 cm; pienemmässä kokoluokassa oli 1- ja 2-merivuoden ja isommassa 2- ja 3-merivuoden lohia (liite 3).



Kuva 7. Lohen ympäristömyrkkypitoisuudet Itämerellä.

Lohi on ainoa kalalaji, jonka dioksiinien ja PCB-yhdisteiden keskimääräiset pitoisuudet olivat EU:n enimmäispitoisuuksia suuremmat kaikilla tutkituilla alueilla. Myös indikaattori-PCB:n ja PBDE-yhdisteiden pitoisuudet olivat suuria verrattuna muihin lajeihin. Samoin kuin kilohailiin, lohiin kertyi PFAS-yhdisteistä vain PFOS:a.

Lohessa raskasmetalleista ainoastaan elohopeaa oli mitattavia pitoisuuksia. Lohen arseenipitoisuus oli selvästi pienempi Perämerellä kuin muilla alueilla.

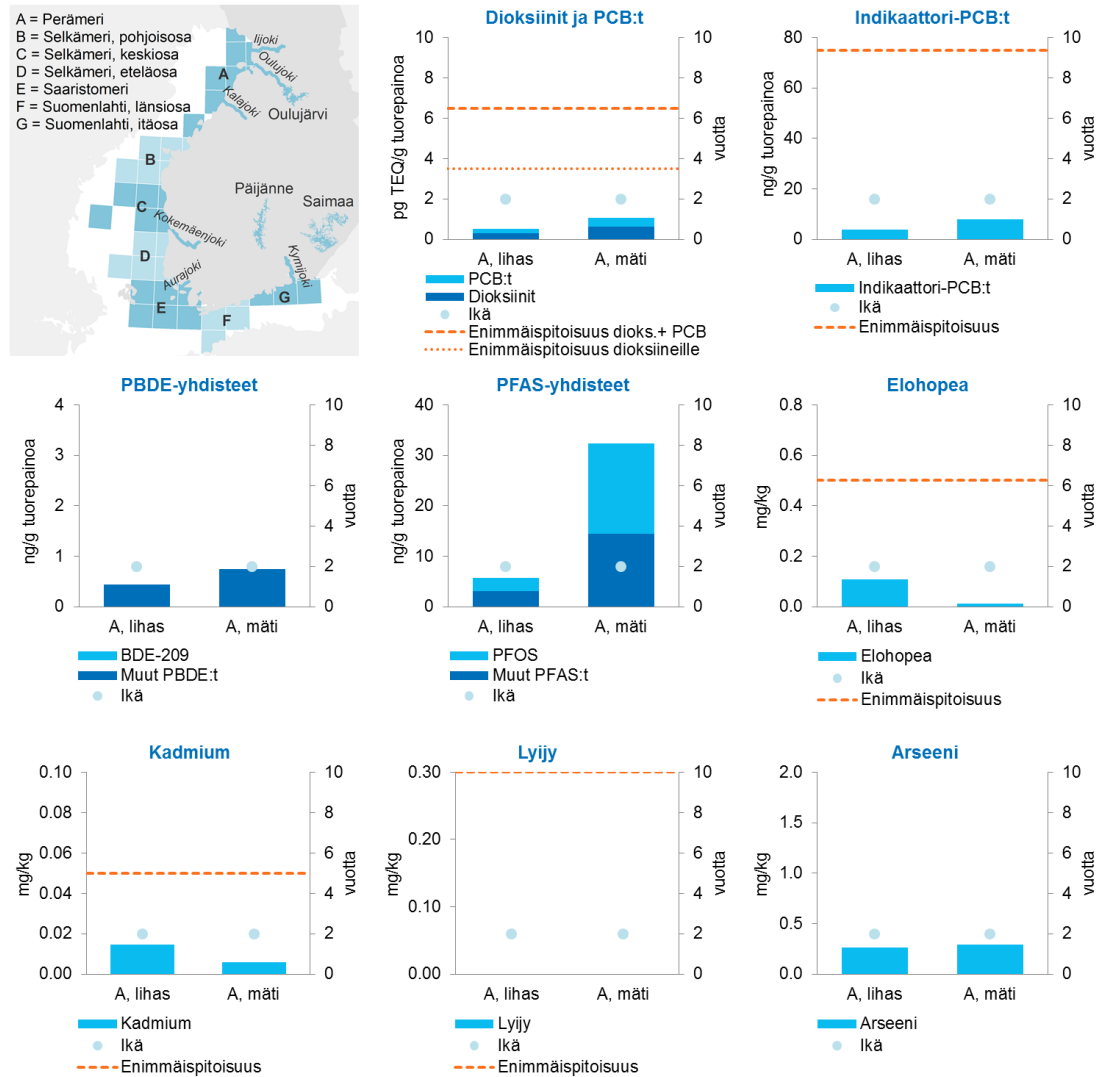


Kuva 8. Lohen dioksiini- ja PCB-pitoisuudet Itämerellä pituuden mukaan.

Lohessa dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet eivät korreloineet pituuteen, mutta olivat EU:n elintarvikelainsäädännön enimmäispitoisuuksia suuremmat kaikissa näytteissä. Voidaan päätellä, että dioksiinien ja PCB-yhdisteiden enimmäispitoisuuksia suuremmat pitoisuudet aiheutuvat enemmän dioksiinien kaltaisista PCB-yhdisteistä kuin dioksiineista.

6.4 Muikku (*Coregonus albula*) ja muikun mäti

Muikun mäti oli lohen, kilohailin ja nahkiaisen ohella tutkituista näytteistä rasvaisimpia (9,9–13 %). Perämeren muikun lihaksen rasvaprosentti (5,3 %) oli selvästi suurempi kuin järvi-alueiden muikuissa (1,4–2,9 %) (liite 3).

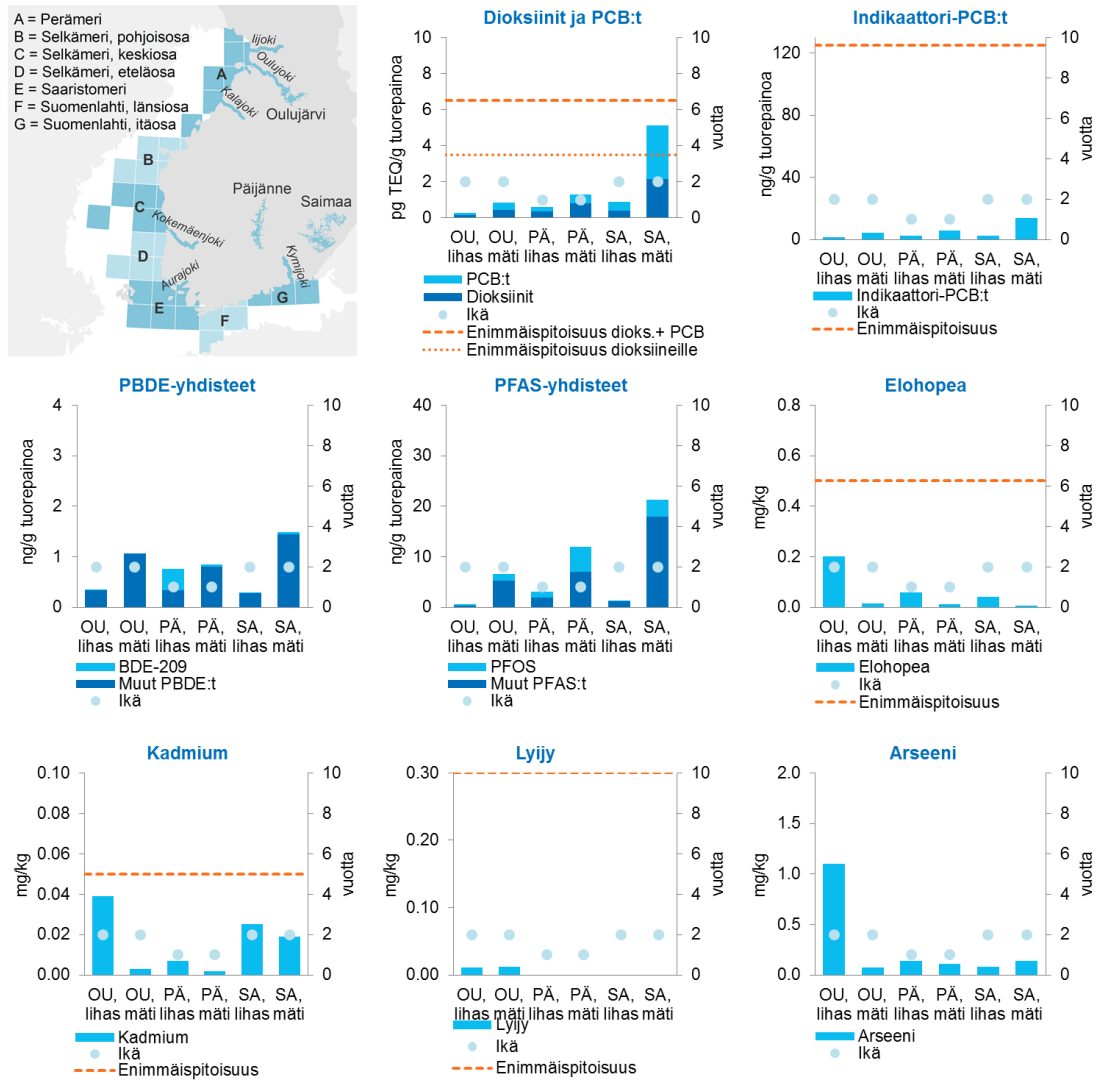


Kuva 9. Muikun ja muikun mädin ympäristömyrkkypitoisuudet Itämerellä.

Perämereltä analysoitiin kaksi muikkunäytettä, mutta niiden mäti analysoitiin yhtenä kokoomanäytteenä. Perämeren mätinäytteen pylväät kuvastavat siis yhdisteiden pitoisuuksia tässä kokoomanäytteessä, ei keskiarvoja.

Muikussa orgaanisten ympäristömyrkkujen pitoisuudet olivat pieniä, lukuun ottamatta PFAS-yhdisteitä, joita kertyi huomattavan suuria pitoisuuksia erityisesti mätiin.

Muikussa raskasmetallien ja arseenin pitoisuudet olivat suhteellisen pieniä merialueilla.



Kuva 10. Muikun ja mätin ympäristömyrkyypitoisuudet järviolueilla.

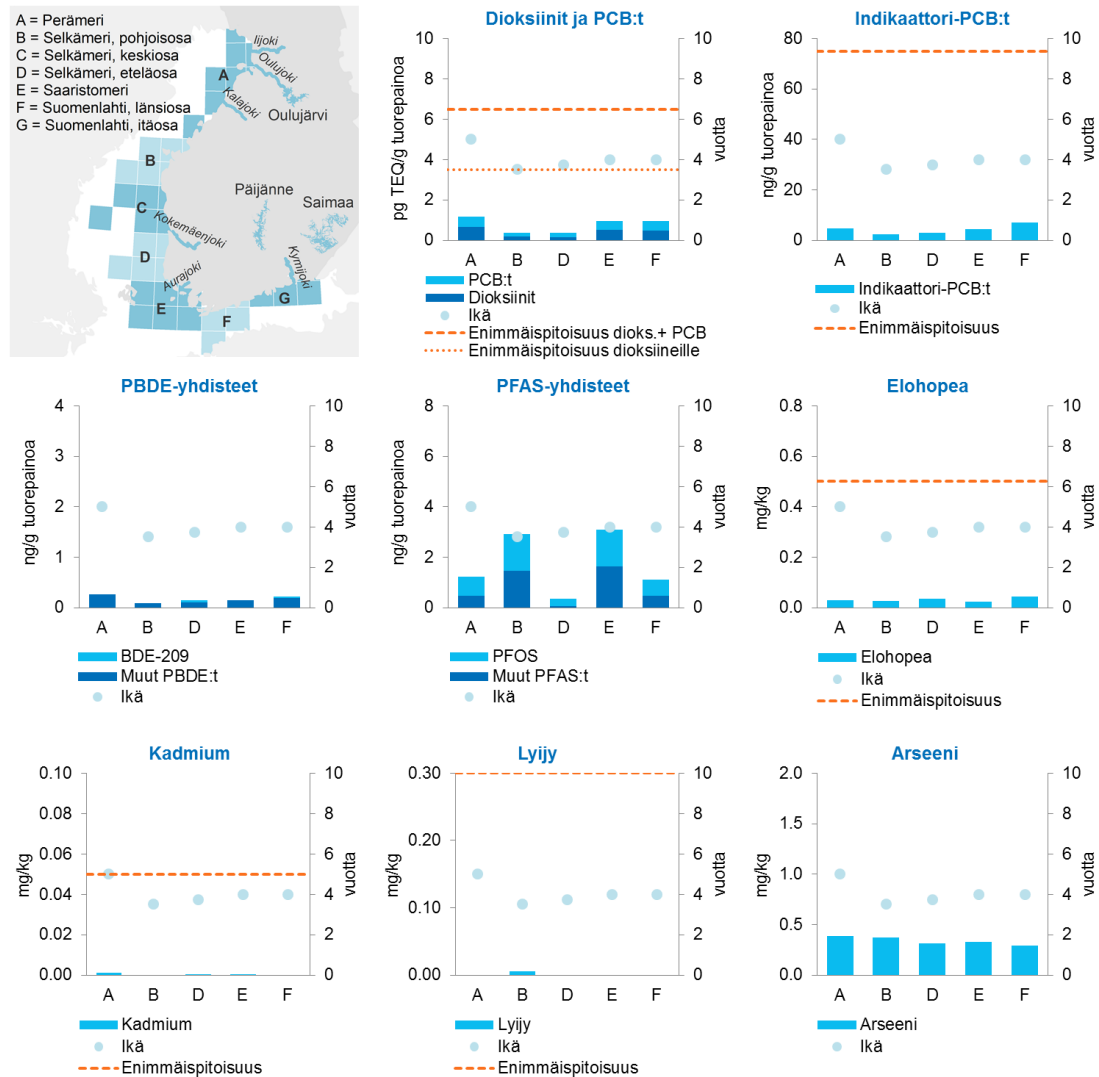
Muikku- ja mätinäytteitä analysoitiin vain yksi kultakin järviolueelta, joten pylväät kuvastavat yhdisteiden pitoisuuksia näissä kokoomänäytteissä, ei keskiarvoja.

Kaikkien orgaanisten ympäristömyrkyjen pitoisuudet olivat suuremmat muikkujen mädissä kuin itse muikuissa. Pitoisuudet olivat suurimmat Puruveden Hummonselän muikkujen mädissä.

Päinvastoin kuin orgaanisilla ympäristömyrkyillä, raskasmetallien pitoisuudet mädissä olivat useimmissa tapauksissa pienempiä kuin lihaksessa. Lisäksi huomiota kiinnittää Oulujärven muikun muita tutkittuja alueita suuremmat arseenin ja raskasmetallien pitoisuudet.

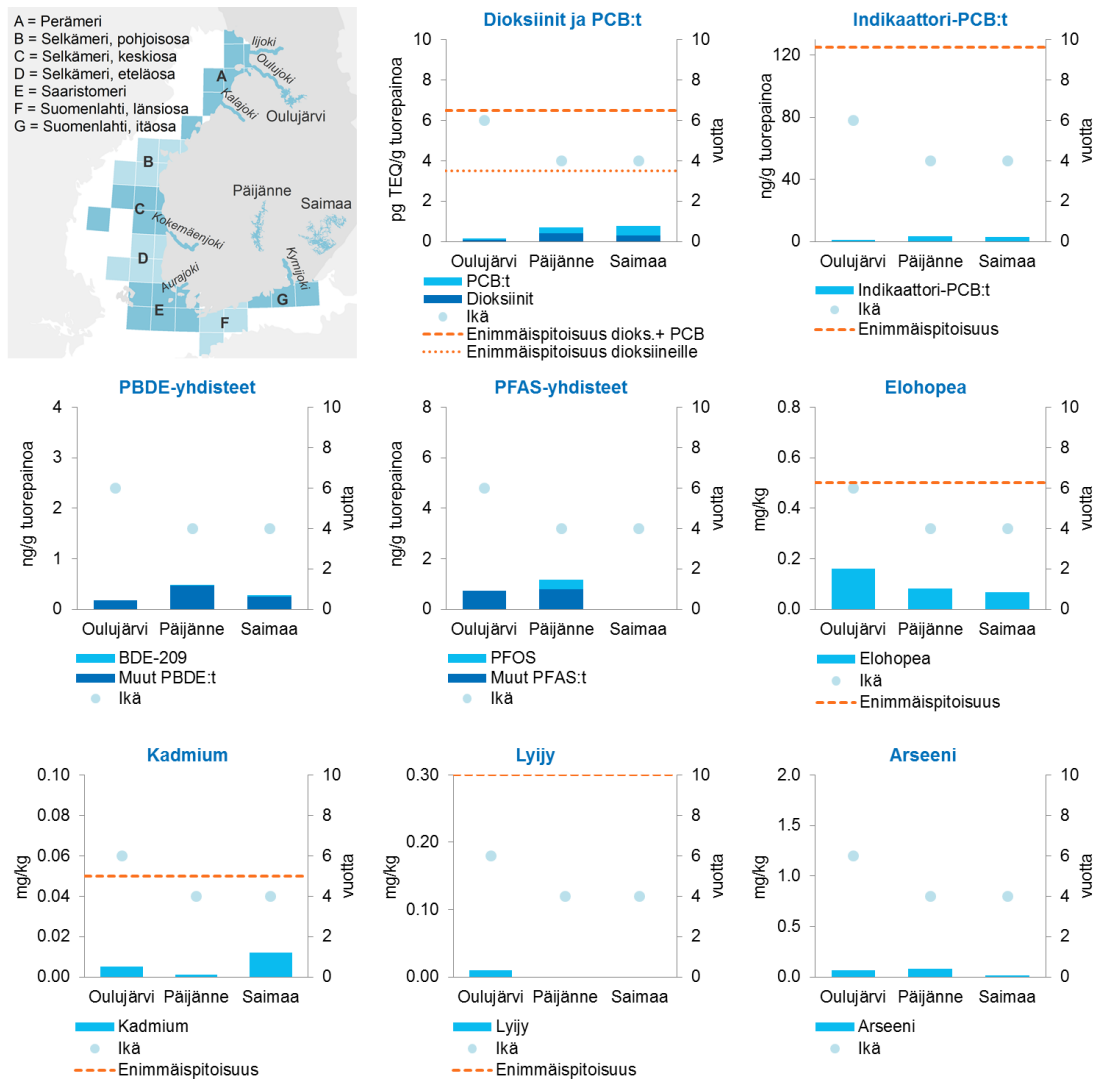
6.5 Siika (*Coregonus lavaretus*)

Siian rasvaprosentti oli suurin Perämerellä (2,4 %), mutta vaihteli vain vähän muilla merialueilla (1,3–1,9 %). Järvialueilla siian rasvaprosentti oli hieman pienempi (0,7–1,8 %) kuin merialueilla. Merialueilla siikojen keskipaino kokoomanäytteissä oli 380–788 g ja järvissä 130–512 g (liite 3).



Kuva 11. Siian ympäristömyrkkypitoisuudet Itämerellä.

Sekä orgaanisten ympäristömyrkkujen että raskasmetallien pitoisuudet siassa olivat pieniä. Lähinnä pohjoisen Selkämeren ja Saaristomerén sioissa PFAS-yhdisteiden pitoisuudet olivat suurempia kuin muilla alueilla, mutta kuitenkin verraten pieniä.



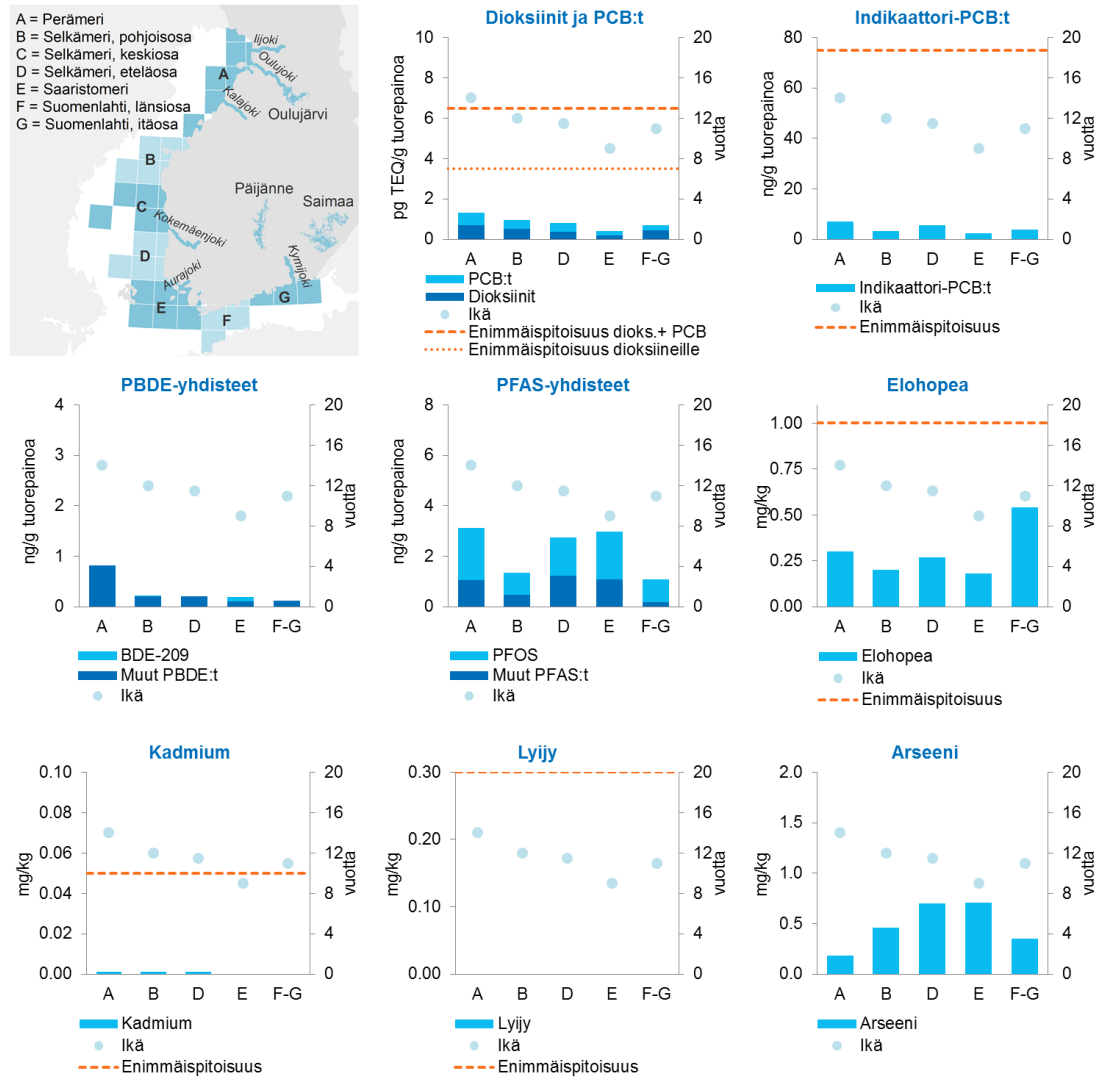
Kuva 12. Siian ympäristömyrkkypitoisuudet järviolueilla.

Siikanäytteitä analysoitiin vain yksi kultakin järviolueelta, joten pylväät kuvastavat yhdisteiden pitoisuuksia näissä kokoomanäytteissä, ei keskiarvoja.

Kaikkien tutkittujen yhdisteiden pitoisuudet siassa olivat kauttaaltaan pieniä. Elohopean pitoisuus Oulunjärven siassa oli muita järviä suurempi. Muiden raskasmetallien ja arseenin pitoisuudet eivät olleet Oulunjärven siassa vastaavalla tavalla suuria kuin ne olivat muissa.

6.6 Hauki (*Esox lucius*)

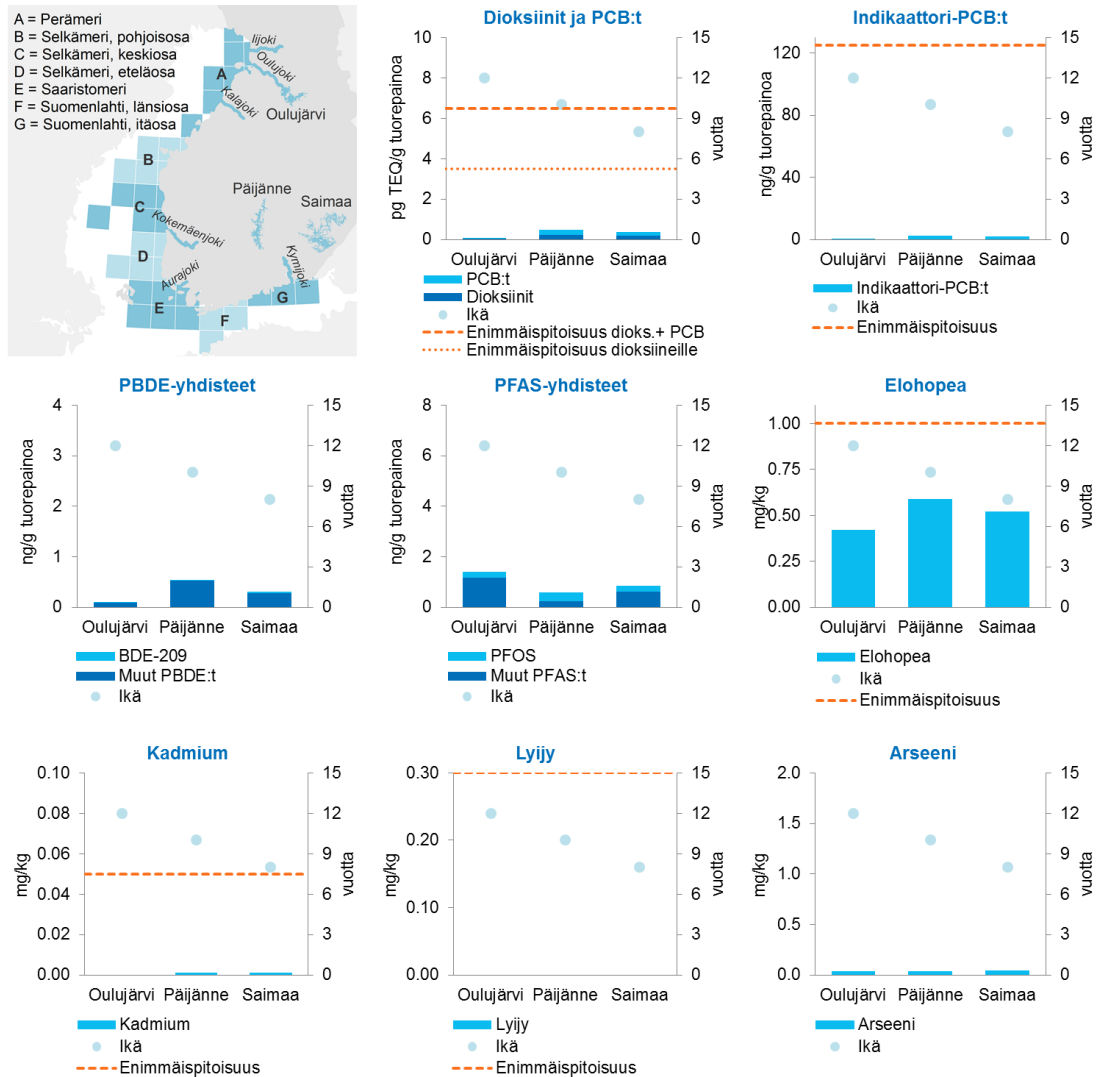
Hauki oli tutkimuksen vähärasvainen laji, ja sen rasvaprocentti vaihteli vain vähän eri merialueilla (0,4–0,6 %) ja järvialueilla (0,4–0,7 %). Kokoomanäytteiden hauen keskipaino vaihteli merialueilla 1,7–2,6 kg ja järvissä 0,9–1,2 kg (liite 3).



Kuva 13. Hauen ympäristömyrkytöisyys Itämerellä.

Haukinäytteitä analysoitiin vain yksi kultakin merialueelta, joten pylväät kuvastavat yhdisteiden pitoisuuksia näissä kokoomanäytteissä, ei keskiarvoja.

Kaikkien tutkittujen orgaanisten ympäristömyrkyjen pitoisuudet hauessa olivat kauttaaltaan pieniä. Suomenlahdelta kerättyjen hauen kokoomanäytteessä elohopean pitoisuus oli suurempi kuin muilla alueilla, mutta se ei kuitenkaan ollut suurempi kuin haulle asetettu enimmäispitoisuus 1,0 mg/kg.



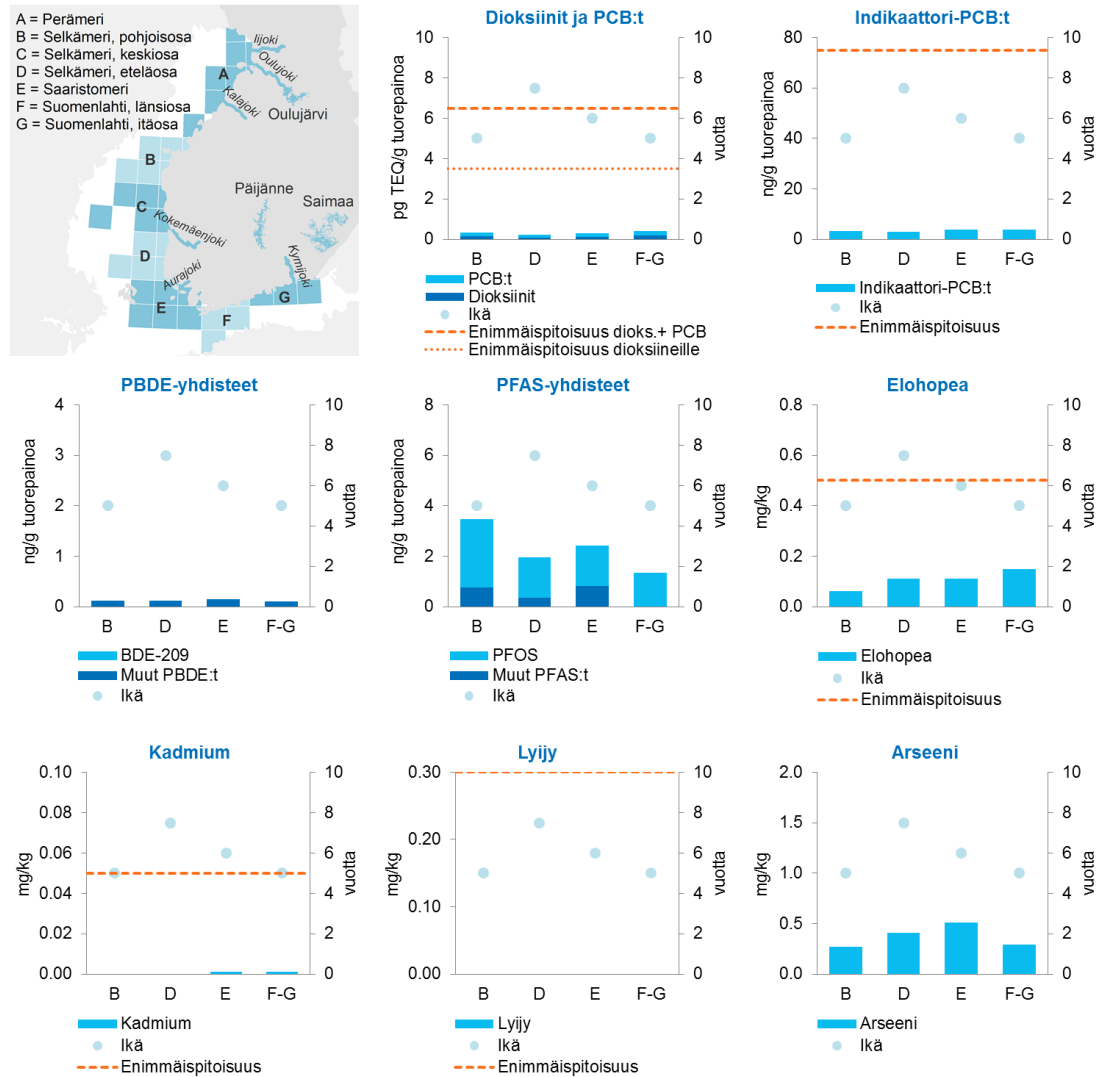
Kuva 14. Hauen ympäristömyrkkypitoisuudet järviolueilla.

Haukinäytteitä analysoitiin vain yksi kultakin järviolueelta, joten pylväät kuvastavat yhdisteiden pitoisuuksia näissä kokoomanäytteissä, ei keskiarvoja.

Kaikkien tutkittujen orgaanisten yhdisteiden pitoisuudet haussa olivat myös järviolueilla pieniä. Järviolueiden hauissa elohopeapitoisuudet olivat kaikista tutkituista näytteistä suurimmat. Suurten järviäلتaiden hauista mitatut pitoisuudet jäivät kuitenkin pienemmiksi kuin haulle asetettu enimmäispitoisuus 1,0 mg/kg.

6.7 Kuha (*Sander lucioperca*)

Toisin kuin muilla lajeilla, järvialueilla kuhan rasvaprocentti (0,4–1,7 %) oli suurempi kuin merialueilla (0,5–0,8 %). Kuhat olivat keskimäärin 630–730 g:n painoisia merialueilla ja järvissä 618–813 g (liite 3).

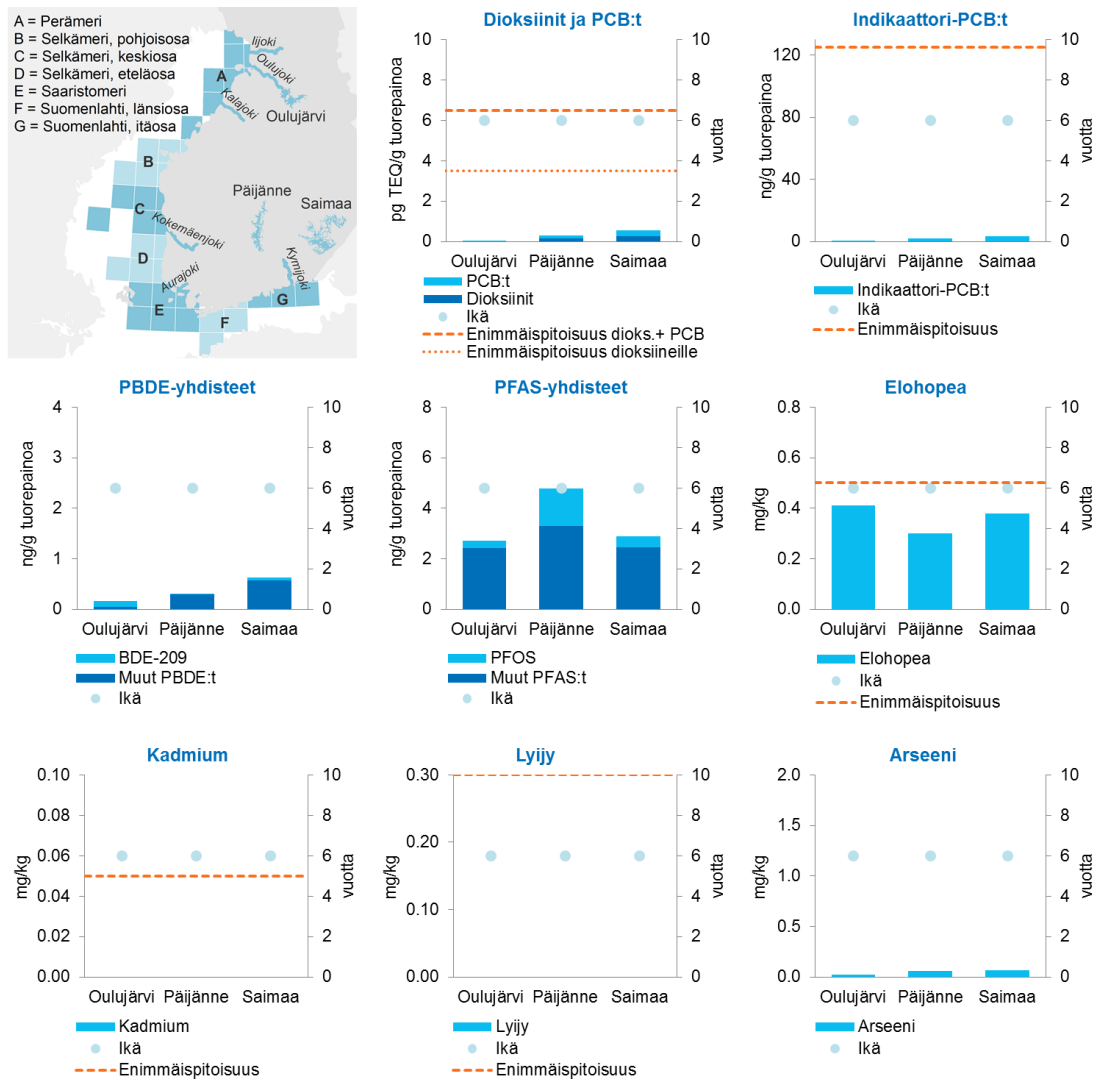


Kuva 15. Kuhan ympäristömyrkkypitoisuudet Itämerellä.

Kuhanäytteitä analysoitiin vain yksi kultakin merialueelta, joten pylvää kuvastavat yhdisteiden pitoisuuksia näissä kokoomanäytteissä, ei keskiarvoja.

Merialueiden kuha oli suurista petokaloista yksi kaikkein vähiten ympäristömyrkkyyä sisältävä. Lähinnä Selkämeren pohjoisosissa on havaittavissa hieman PFAS-yhdisteitä, erityisesti PFOS:a.

Raskasmetallien ja arseenin pitoisuudet olivat myös pieniä.



Kuva 16. Kuhan ympäristömyrkkypitoisuudet järviolueilla.

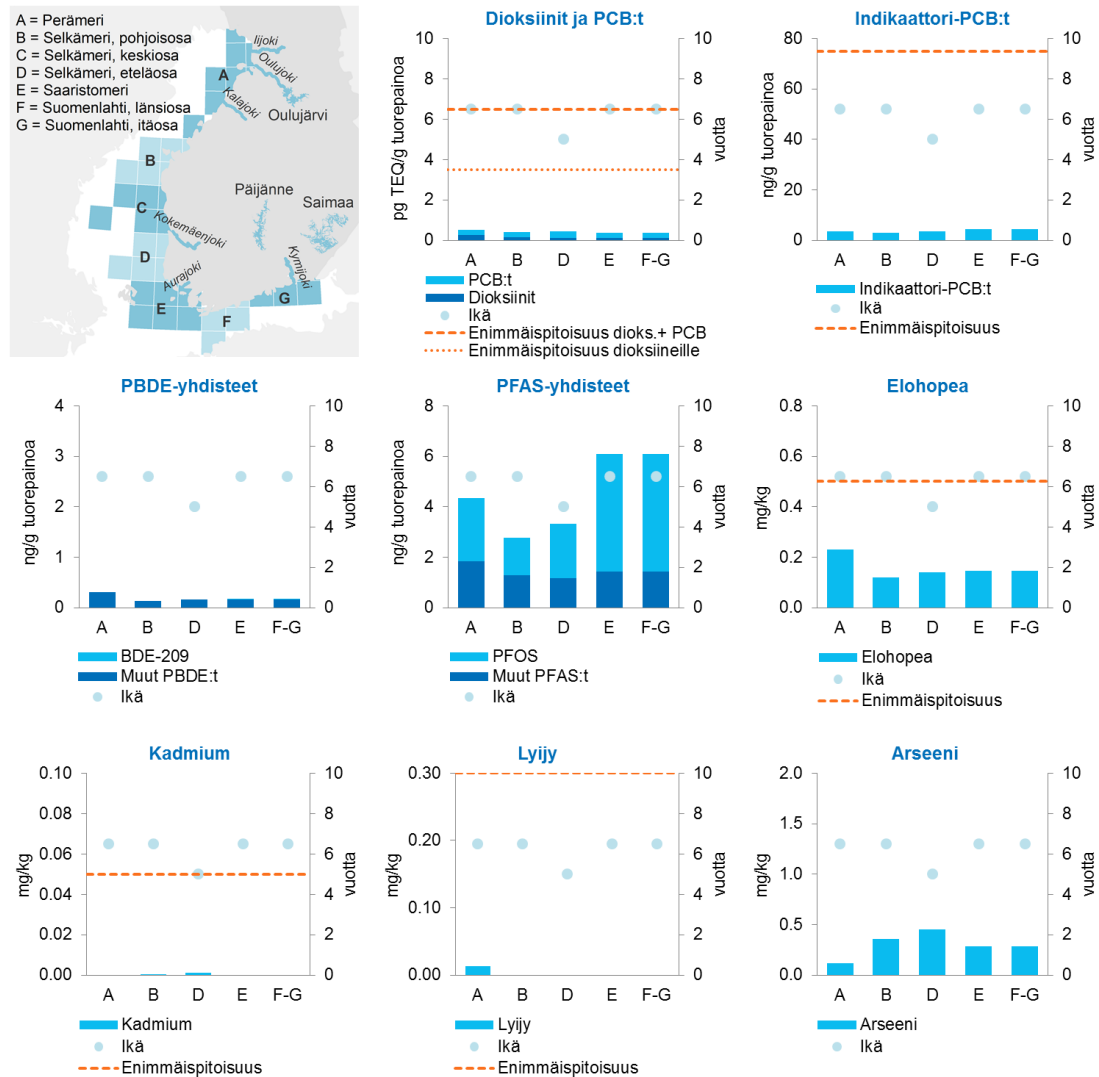
Kuhanäytteitä analysoitiin vain yksi kultakin järviolueelta, joten pylväät kuvastavat yhdisteiden pitoisuuksia näissä kokoomanäytteissä, ei keskiarvoja.

Vaikka PFAS-yhdisteiden pitoisuudet kuhassa eivät olleet erityisen suuria, niin kuhassa havaittiin järvi- ja merialueiden välillä selvä ero PFAS-yhdisteiden profiilissa: tutkittujen järviolueiden kuhassa korostuivat erityisesti pitkaketjuiset perfluoratut karboksyylihapot (PFDA, PFUnA, PFDoA ja PFTrA), joista PFTrA:n pitoisuudet olivat järviolueiden kuhassa suurimmat koko hankkeessa mitatut. Myös PFDoA:n pitoisuudet olivat samaa suuruusluokkaa kuin merialueiden kuoreessa, missä PFAS-yhdisteiden kokonaispitoisuudet olivat suurimmat hankkeessa mitatut.

Järviolueilta kerätyistä kaloista kuhassa elohopean pitoisuudet olivat kaikkien lähimpänä lainsäädännöllistä enimmäispitoisuutta (0,5 mg/kg). Vain haussa pitoisuudet olivat suurempia kuin kuhassa, mutta hauen enimmäispitoisuus on suurempi (1,0 mg/kg) kuin kuhalle asetettu enimmäispitoisuus.

6.8 Ahven (*Perca fluviatilis*)

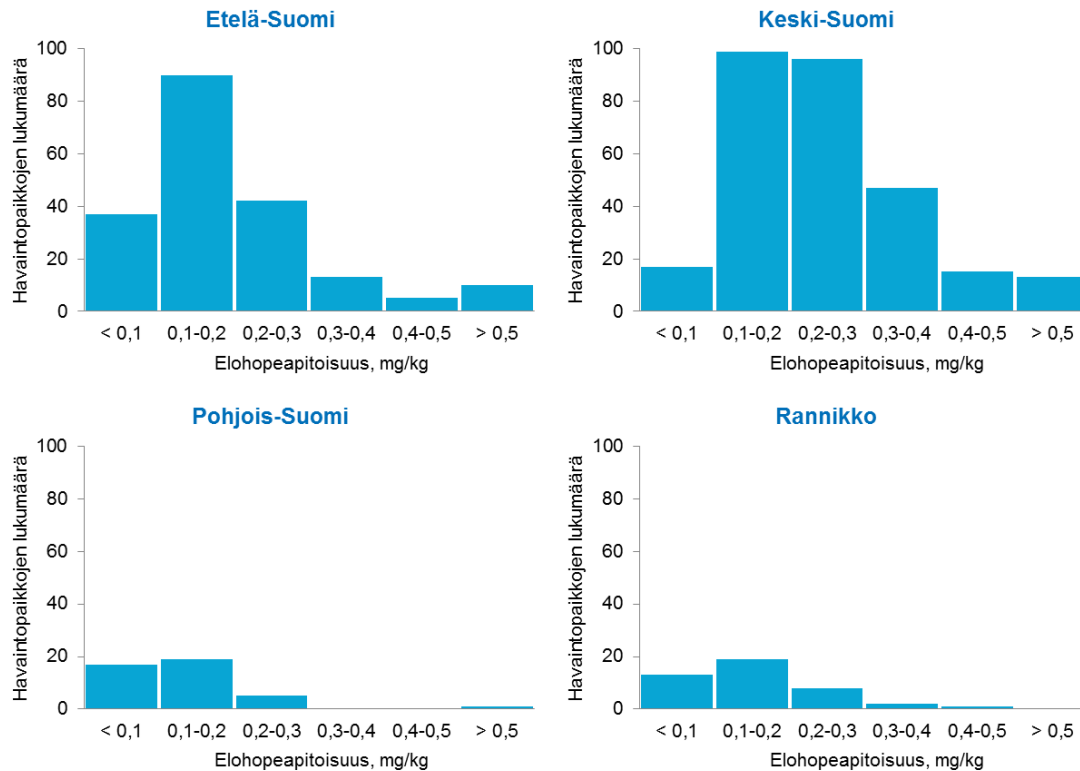
Ahvenen rasvaprosentti oli pieni ja samansuuruinen eri merialueilla (0,8–1,2 %) (liite 3).



Kuva 17. Ahvenen ympäristömyrkkypitoisuudet Itämerellä.

Orgaanisista ympäristömyrkyistä merialueiden ahveniin kertyi vain eri PFAS-yhdisteitä, mutta toisin kuin silakassa, suurimmat pitoisuudet olivat Saaristomerellä ja Suomenlahdella.

Raskasmetalleista ahveneen kertyi eniten elohopeaa, mutta pitoisuudet olivat silti selvästi sallittua enimmäispitoisuutta pienempiä.



Kuva 18. Ahvenen elohopeapitoisuudet järviolueilla (KERTY-rekisteristä).

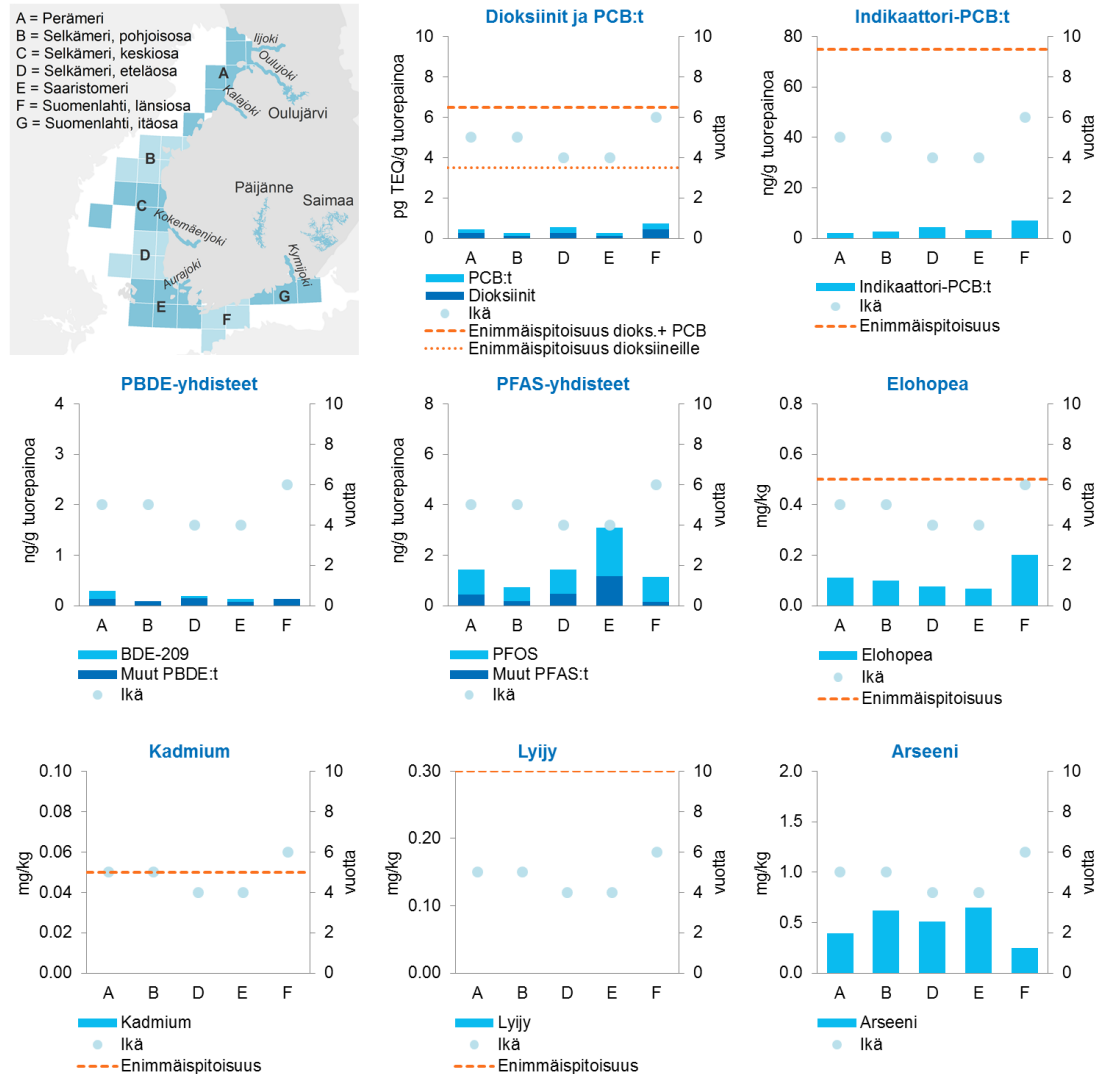
Tässä tutkimuksessa ei kerätty näytteitä järviolueiden ahvenista, mutta ympäristöhallinnossa on kartoitettu laajasti ahvenen elohopeapitoisuuksia vuosina 2010–2016 vesiympäristön kemiallisen tilan arviointia varten (kuva 18). Aineistossa, joka on tallennettu ympäristöhallinnon KERTY-rekisteriin, on mittaustuloksia koko maan alueelta 569 kohteesta (kuva 18). Tulokset ovat havaintopaikkakohtaisia keskiarvoja 15–20 cm:n pituisista yksilöistä.

Elohopeapitoisuudet ovat ympäristölaatumnormia (0,20–0,25 mg/kg) suurempia noin 40–45 %:ssa kohteista, mutta elintarvikelainsäädännön enimmäispitoisuutta suurempia (0,50 mg/kg) vain noin neljässä prosentissa kaikista kohteista. Eniten enimmäispitoisuutta suurempia pitoisuuksia on keskisessä Suomessa, mutta rannikkovesissä sellaisia ei ole havaittu.

KERTY-rekisterin järvien ja jokien orgaanisista ympäristömyrkyistä dioksiinien pitoisuudet ahvenissa olivat keskimäärin rannikkoalueita pienempiä (dioksiinien ja PCB-yhdisteiden summa 0,22 pg TEQ/g), mutta suurimmat pitoisuudet Pirkkalan Pyhäjärveltä ovat samaa luokkaa (dioksiinien ja PCB-yhdisteiden summa 0,77 pg TEQ/g) tai jopa suurempia (PBDE:t 2,65 ng/g)⁶⁰. Myös PFOS-pitoisuudet ovat sisävesissä keskimäärin pienempiä (1,6 ng/g) kuin rannikolla, mutta voivat paikallisesti (mm. Porvoonjoki 13,2 ng/g ja Tuusulanjärvi 9,1 ng/g) olla suurempiakin kuin rannikolla.

6.9 Made (Lota Iota)

Mateen rasvaprosentti oli pieni ja samansuuruinen eri merialueilla (0,7–1,0 %). Mateen keskipaino oli 589–720 g (liite 3).



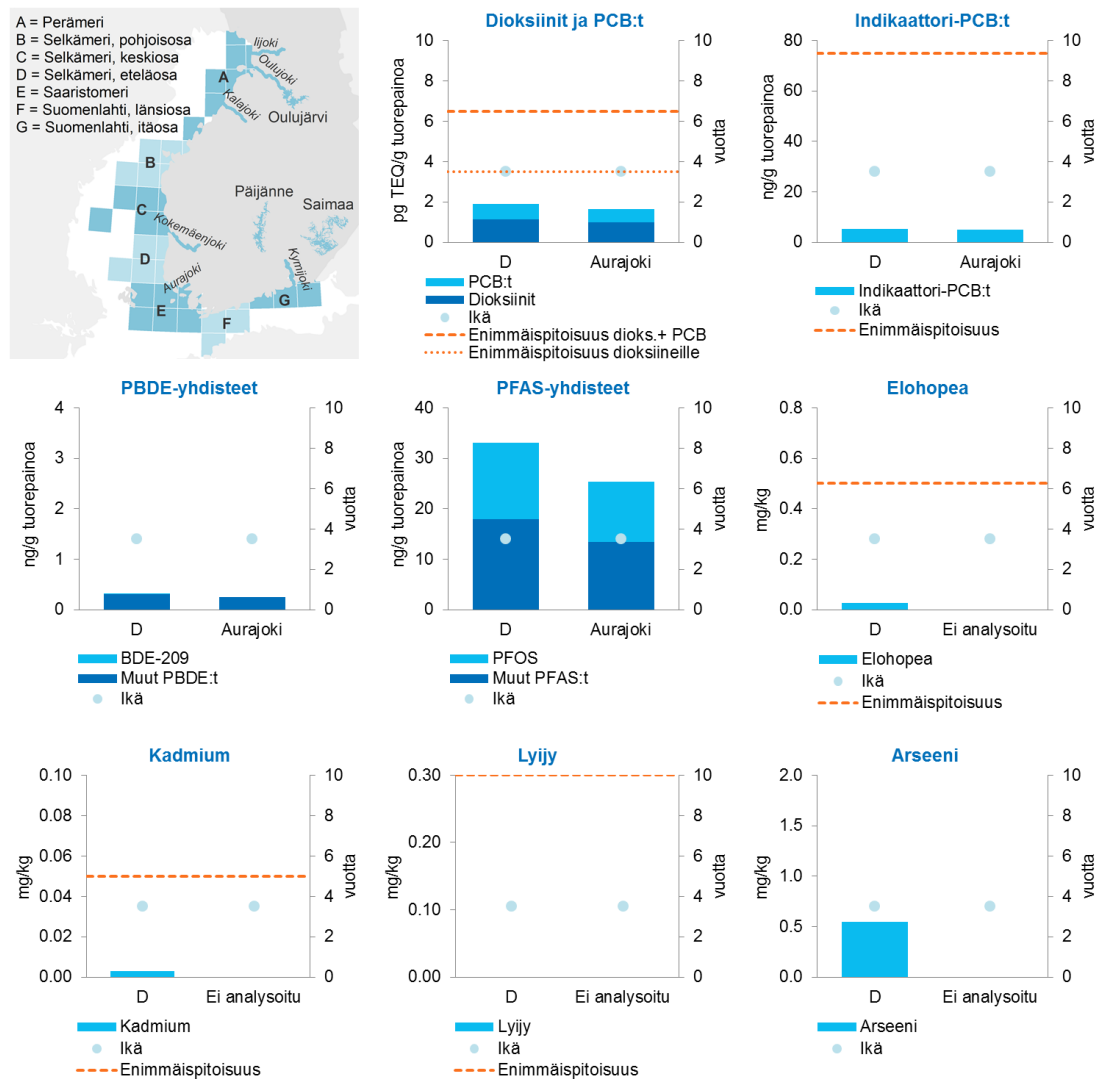
Kuva 19. Mateen ympäristömyrkytöisyys Itämerellä.

Madenäytteitä analysoitiin vain yksi kultakin merialueelta, joten pylväät kuvastavat yhdisteiden pitoisuuksia näissä kokoomanäytteissä, ei keskiarvoja.

Sekä orgaanisten ympäristömyrkyjen että raskasmetallien ja arseenin pitoisuudet olivat mateissa varsin pieniä. Elohopeapitoisuus oli suurin Suomenlahden mateissa, mutta tässä näytteessä mateet olivat vanhempia kuin muilla alueilla. Saaristomeren mateissa PFAS-pitoisuudet olivat hieman suuremmat kuin muilla alueilla.

6.10 Kuore (*Osmerus eperlanus*)

Kuoreen rasvaprosentti oli pieni ja samansuuruinen eri merialueilla (2,2–3,0 %) (liite 3).



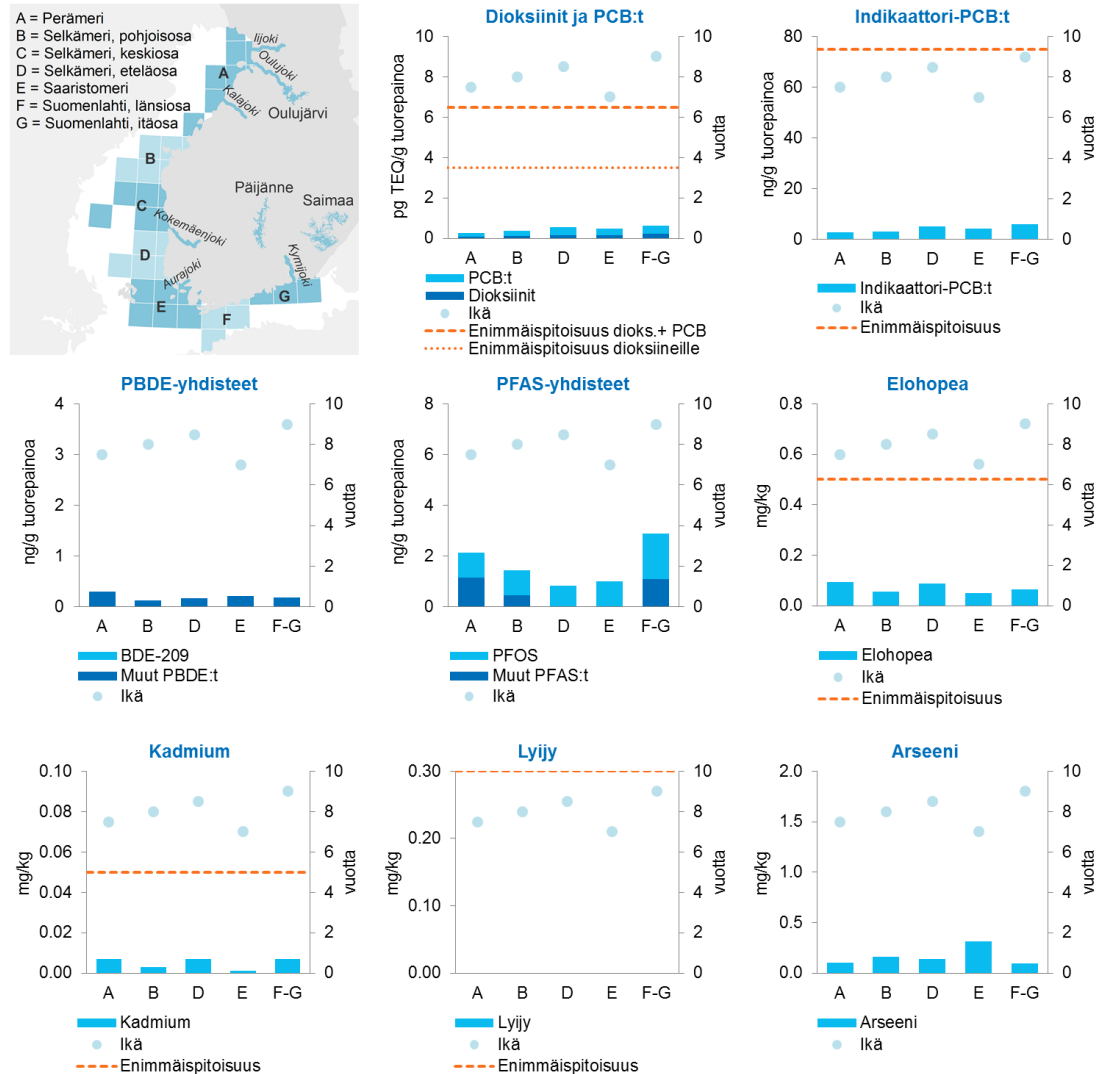
Kuva 20. Kuoreen ympäristömyrkkypitoisuudet Itämerellä ja Aurajoessa.

Yksi hankkeen suurimpia yllätyksiä oli kuoreen suuret PFAS-pitoisuudet. Kuoreeseen oli kertynyt näitä huomattavasti muita lajeja enemmän. PFOS:n lisäksi kuoreesta todettiin paljon pitkäketjuisia perfluorattuja karboksyylihappoja (PFNA, PFDA, PFUnA).

Kuoreen suuret PFAS-pitoisuudet varmennettiin ottamalla uusintanäyte. Uutta kuoreenäytettä ei saatu samalta näytteenottoalueelta, vaan se otettiin Luken koekalastuksen yhteydessä Saaristomereen laskevasta Aurajoesta, Halistenkoskeen kutemaan nousseita kuoreita lip-poamalla. Uusintanäytteestä ei analysoitu raskasmetalleja.

6.11 Särki (*Rutilus rutilus*)

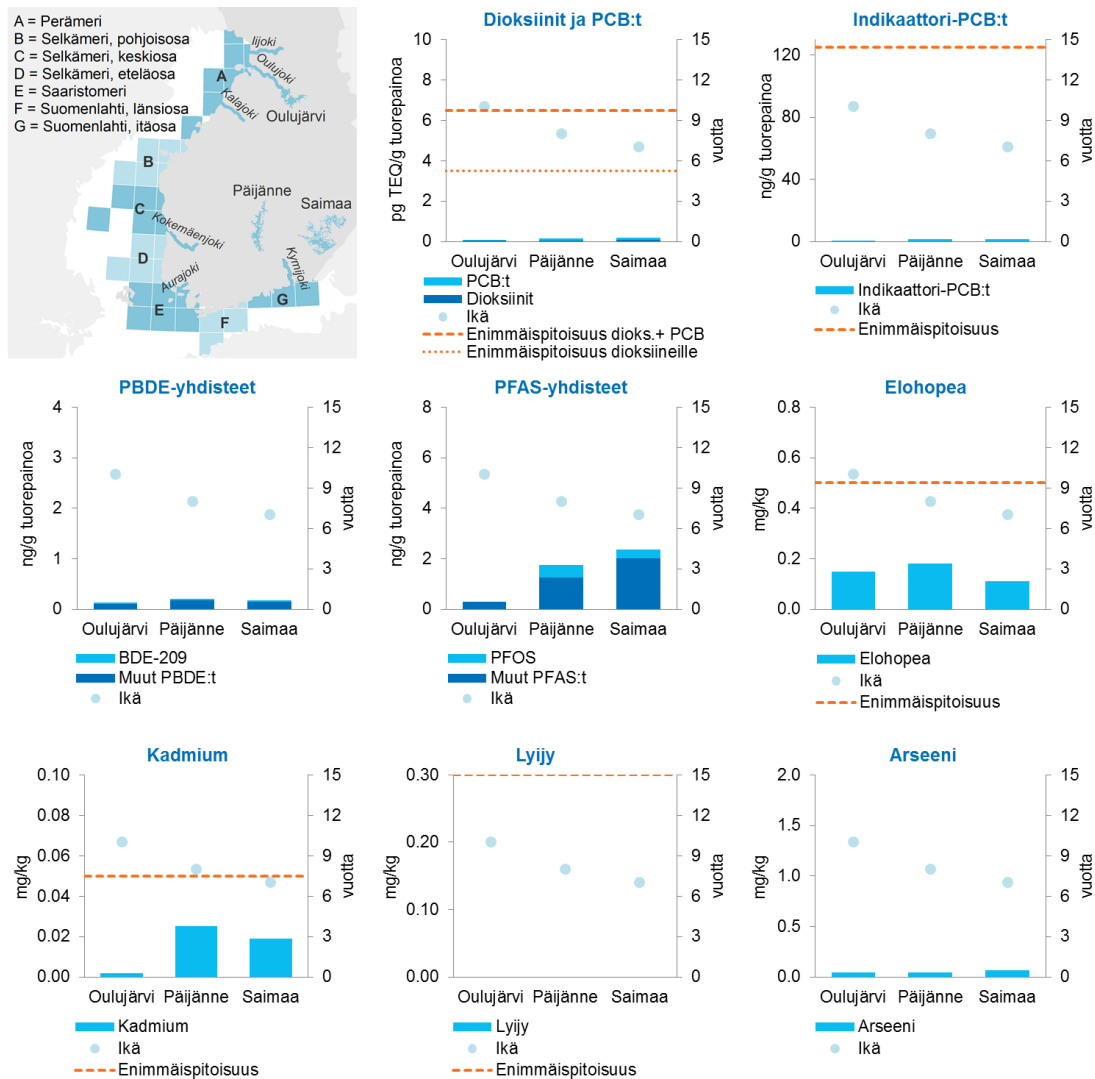
Särjen rasvaprosentti oli pieni, mutta merialueilla hieman suurempi (0,9–1,5 %) kuin järvi-alueilla (0,7–0,9 %) (liite 3).



Kuva 21. Särjen ympäristömyrkkypitoisuudet Itämerellä.

Särkinäytteitä analysoitiin vain yksi kultakin merialueelta, joten pylväät kuvastavat yhdisteiden pitoisuuksia näissä kokoomanäytteissä, ei keskiarvoja.

Sekä orgaanisten ympäristömyrkkujen että raskasmetallien ja arseenin pitoisuudet merialueiden särjessä olivat pieniä.



Kuva 22. Särjen ympäristömyrkkypitoisuudet järviolueilla.

Särkinäytteitä analysoitiin vain yksi kultakin järviolueelta, joten pylväät kuvastavat yhdisteiden pitoisuuksia näissä kokoomanäytteissä, ei keskiarvoja.

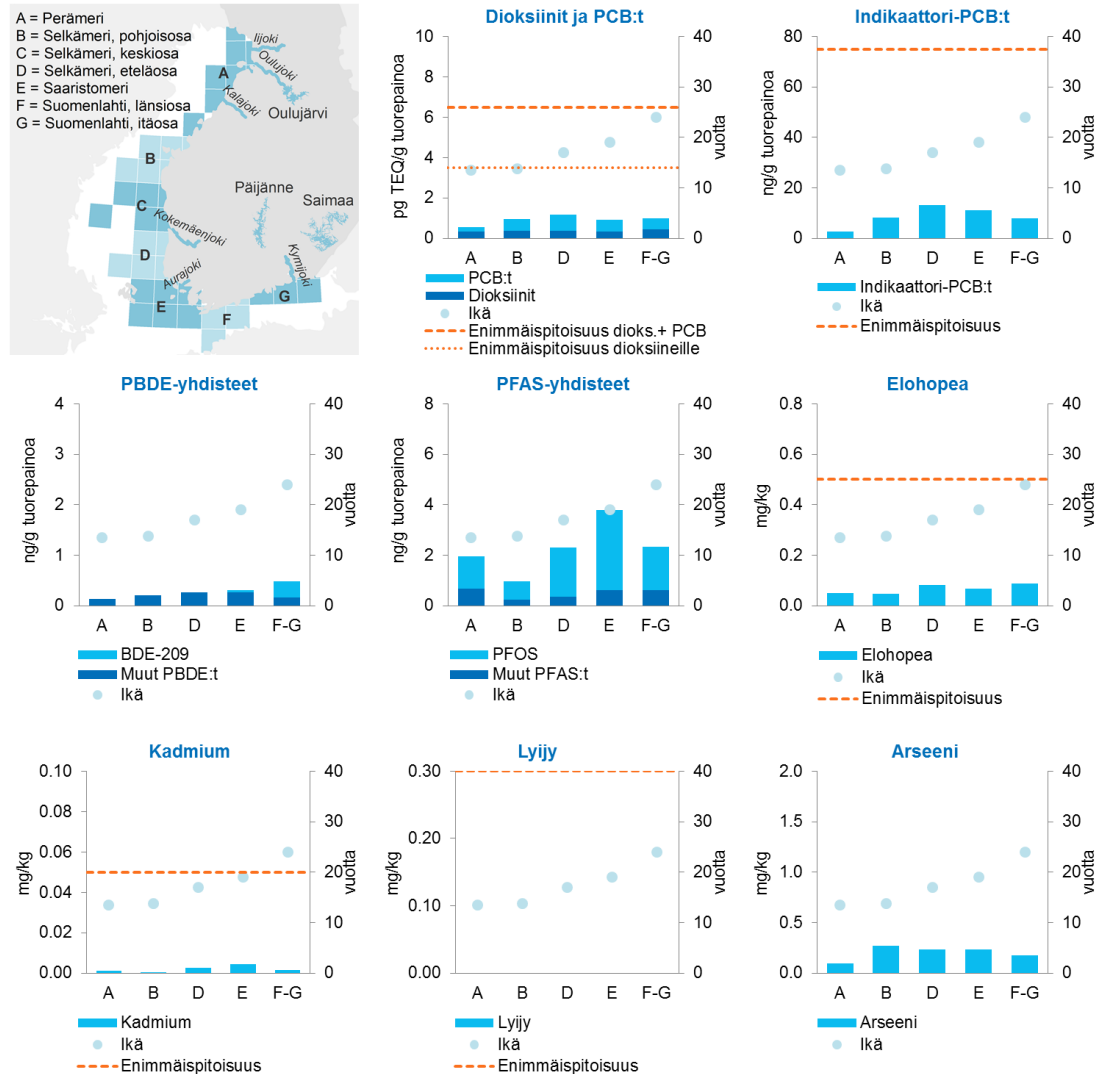
Tutkittujen järviolueiden särjessä PFAS-yhdisteiden, elohopean ja kadmiumin pitoisuudet olivat samaa luokkaa tai suurempia kuin merialueiden särjessä.

Sekä orgaanisten ympäristömyrkkujen että raskasmetallien ja arseenin pitoisuudet olivat kuitenkin myös järvien särjissä suhteellisen pieniä ja dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet pienempiä kuin merialueilla.

Pitkäketjuisten perfluorattujen karboksyylihapojen osuus PFAS-yhdisteistä oli järviolueiden särjissä suurempi kuin merialueilla. Särjellä PFAS-pitoisuuksien erot eri järviolueiden välillä olivat kuitenkin selvästi suurempia kuin toisella hyvin vähän ympäristömyrkkyjä sisältäneellä lajilla kuhalla.

6.12 Lahna (*Abramis brama*)

Lahnan rasvaprosentti oli suurin Selkämeren pohjoisosassa (3,7 %), mutta vaihteli vain vähän muilla merialueilla (0,8–1,3 %). Lahnojen keskipaino oli noin kilo (987–1348 g) (liite 3).



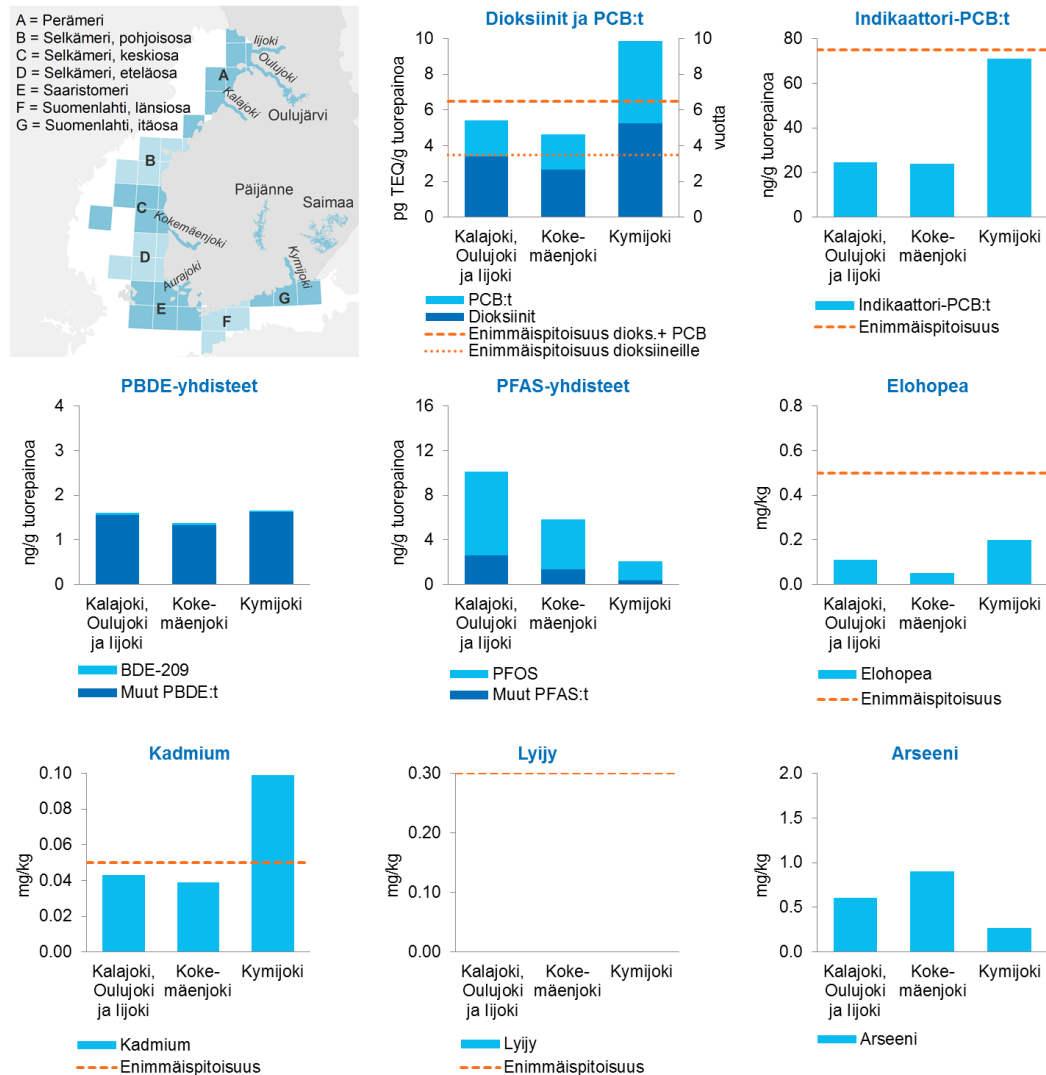
Kuva 23. Lahnan ympäristömyrkkypitoisuudet Itämerellä.

Perämereltä analysoitiin vain yksi lahnanäyte, joten pylväät kuvastavat yhdisteiden pitoisuuksia tässä kokoomanäytteessä, ei keskiarvoja.

Sekä orgaanisten ympäristömyrkkujen että raskasmetallien pitoisuudet merialueiden lahnaissa olivat pieniä. PFAS-yhdisteistä lahnaan kertyi lähinnä PFOS:a.

6.13 Nahkiainen (*Lampetra fluviatilis*)

Nahkiainen oli kilohailin ja lohen ohella tutkituista lajeista rasvaisimpia (15–16 %) (liite 3).



Kuva 24. Nahkiaisien ympäristömyrkkypitoisuudet jokialueilla.

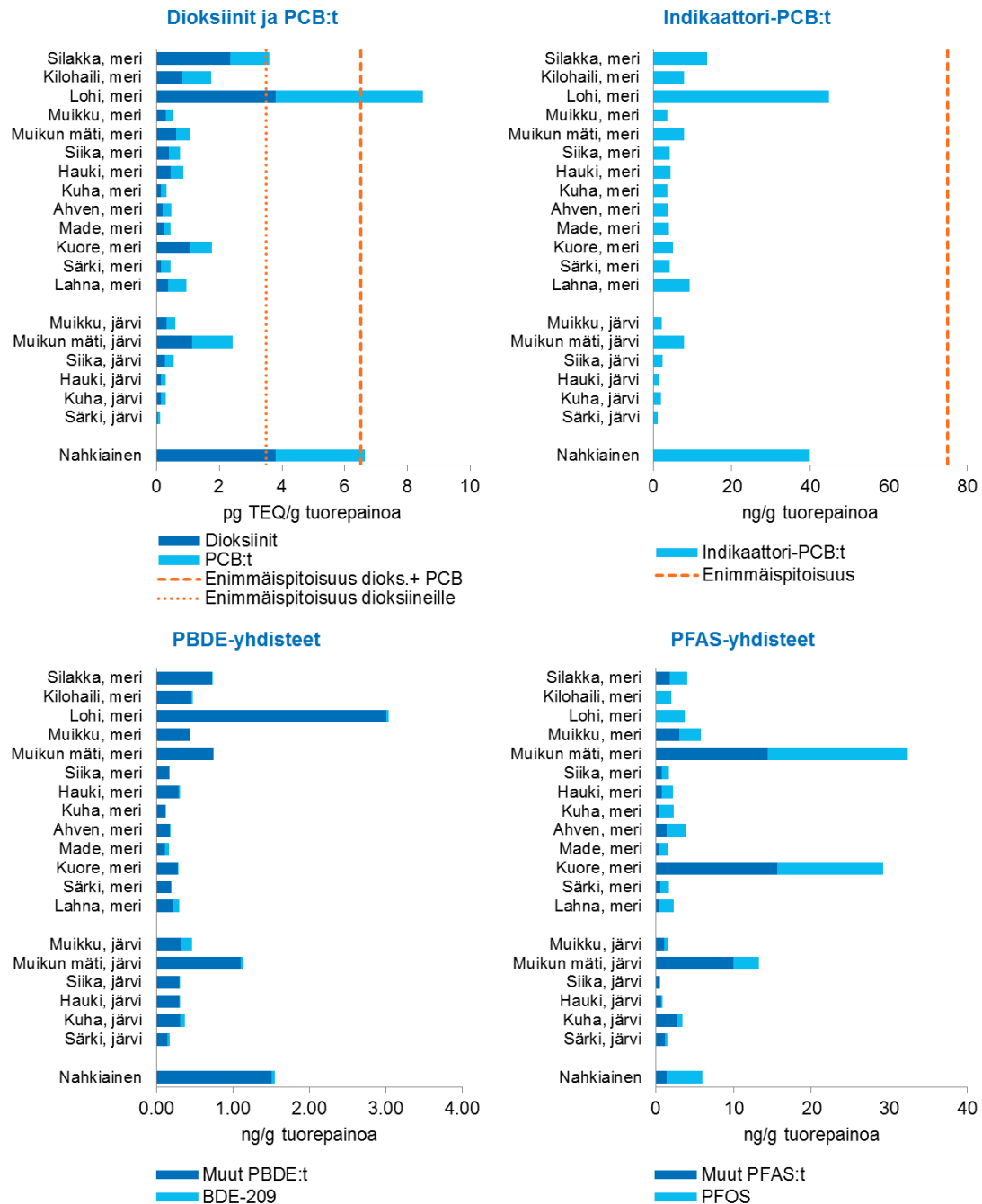
Nahkiaisnäytteitä analysoitiin vain yksi kultakin jokialueelta, joten pylväät kuvastavat yhdisteiden pitoisuuksia näissä kokoomanäytteissä, ei keskiarvoja.

Kymijoen nahkiaisissa dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat huomattavasti suuremmat kuin muilla näytteenotopaikoilla ja huomattavasti enimmäispitoisuuksia suuremmat. Perämeren jokien nahkiaisissa dioksiinien pitoisuus oli yhtä suuri kuin enimmäispitoisuus.

PFAS-pitoisuudet nahkiaisessa olivat suurimmat niille merialueille laskevissa joissa, joiden edustalla myös silakan PFAS-pitoisuudet olivat suurimmat. Nahkiaisissa pitkäketjuisten perfluorattujen karboksyylihappojen osuus oli kuitenkin suurempi kuin silakassa.

Kaikista hankkeessa tutkituista näytteistä nahkiaisien kadmiumpitoisuus oli lähimpänä enimmäispitoisuutta ja Kymijoen nahkiaisessa jopa enimmäispitoisuutta suurempi.

6.14 Lajien välinen vaihtelu Itämerellä ja järvialueilla

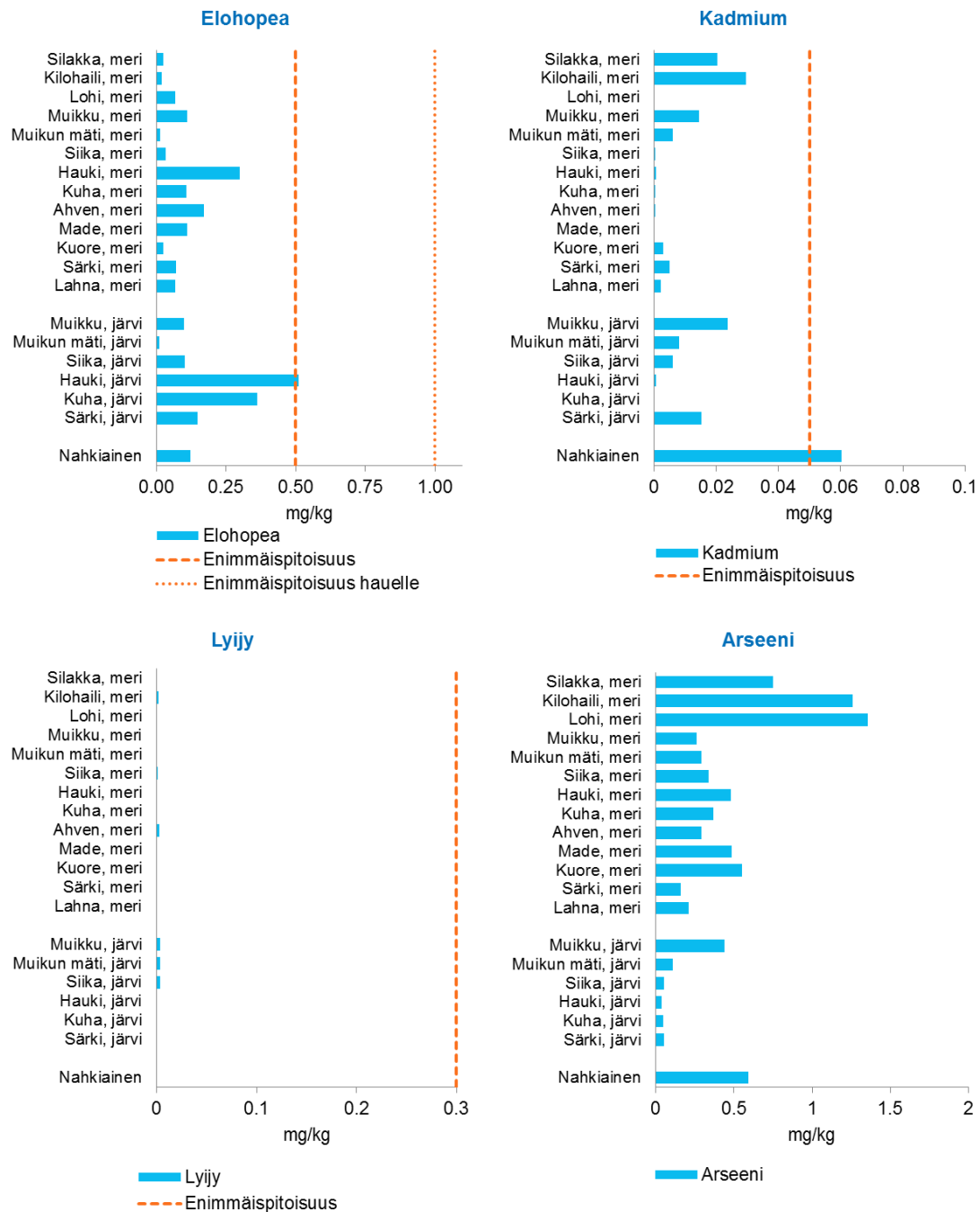


Kuva 25. Dioksiinien sekä PCB-, PBDE- ja PFAS-yhdisteiden lajenvälinen vaihtelu Itämerellä ja järvialueilla.

Rasvaisen kalan (silakka, kilohaili, lohi ja nahkiainen) tunnettu taipumus kerätä orgaanisia ympäristömyrkyjä näkyy selvästi lajien välisessä vertailussa. Pitoisuudet olivat kuitenkin pienentyneet aiemmasta niin paljon, että hankkeessa kerättyjen näytteiden dioksiinien ja PCB-yhdisteiden keskimääräiset pitoisuudet olivat enimmäispitoisuuksia suuremmat enää vain lohessa ja nahkiaisessa (kuva 27). Tämä ei kuitenkaan koske rehuksi tarkoitettua kalaa, jossa ympäristömyrkyjen pitoisuuksien tulee olla niiden ravintoketjussa kertyvyyden takia pienempiä kuin elintarvikkeeksi tarkoitettussa kalassa.

Vaikka silakassa kaikkien kokoomanäytteiden dioksiinien ja PCB-yhdisteiden keskiarvopitoisuus jäi elintarvikkeissa sallittua enimmäispitoisuutta pienemmäksi, niin yksittäisissä isojen silakoiden kokoomanäytteissä dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat enimmäispitoisuutta (6,5 pg TEQ/g) suuremmat Pohjanlahdella ja dioksiinien enimmäispitoisuutta (3,5 pg TEQ/g) suuremmat Pohjanlahden lisäksi Suomenlahden itäosassa.

PFAS-yhdisteiden kertyminen oli hyvin erilaista kuin muilla orgaanisilla ympäristömyrkyillä. Niitä kertyi eniten kuoreeseen ja muikun mätiin.

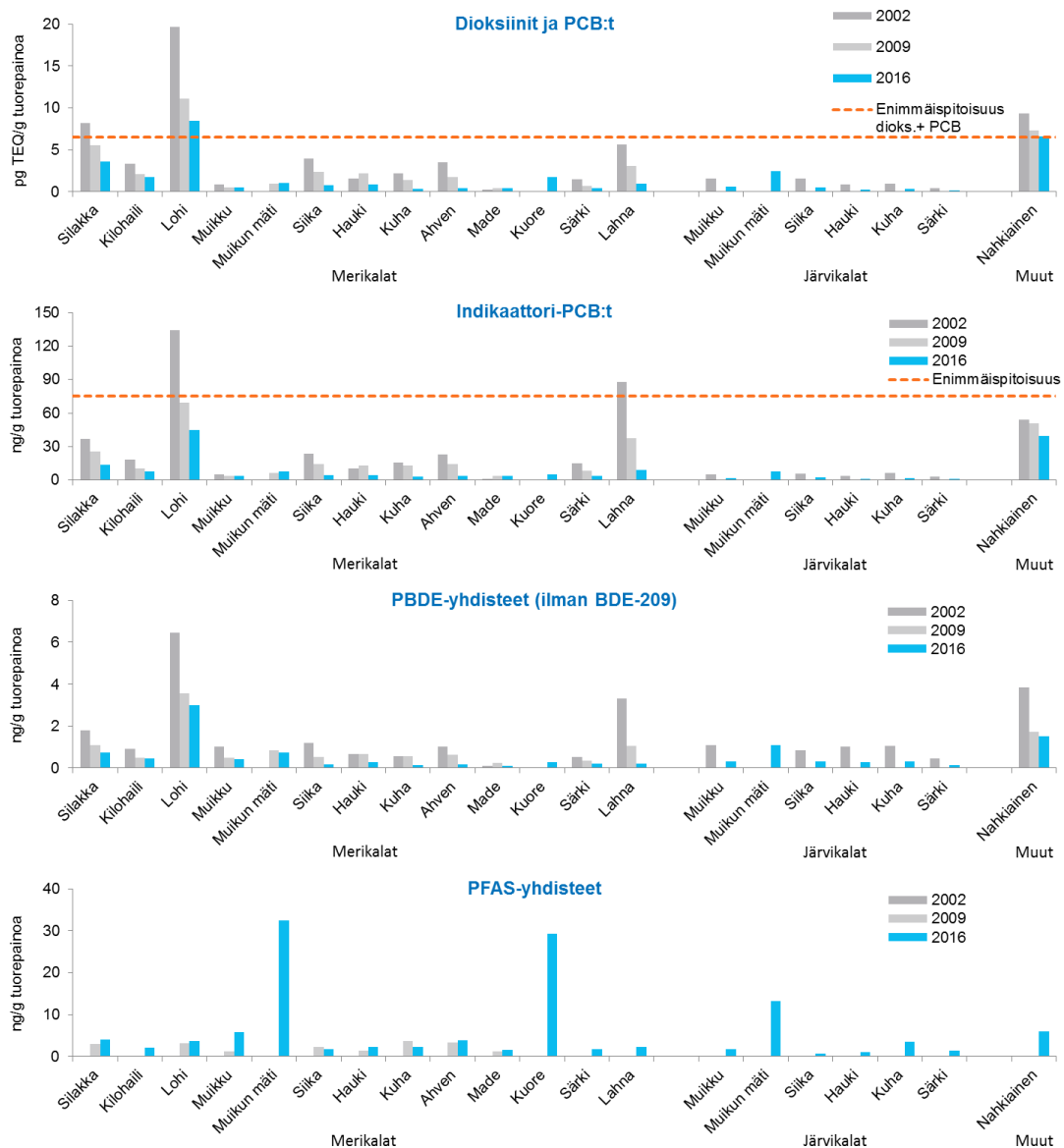


Kuva 26. Elohopean, kadmiumin, lyijyn ja arseenin lajiväläinen vaihtelu Itämerellä ja järvialueilla.

Elohopean kertyminen sisävesien petokaloihin näkyy tässäkin tutkimuksessa, mutta edes järvien hauissa ei ollut enimmäispitoisuutta suurempia elohopean pitoisuuksia. Tosin haulle asetettu enimmäispitoisuus on 1,0 mg/kg, kun se muille lajeille on 0,5 mg/kg. Tässä tutkimuksessa oli kaloja vain kolmelta suurelta järveltä. Tällaisissa vesistöissä elohopean pitoisuudet eivät ole yleensä niin suuria kuin tummavetisissä, pienehköissä vesistöjen latvoilla sijaitsevissa järvissä, joiden valuma-alueilla on yleensä runsaasti soita, mikä edistää elohopean muuttumista eliöihin voimakkaasti kertyväksi metyylielohopeaksi.

Nahkiaisen arseenipitoisuudet olivat suuremmat kuin muissa rannikon lajeissa.

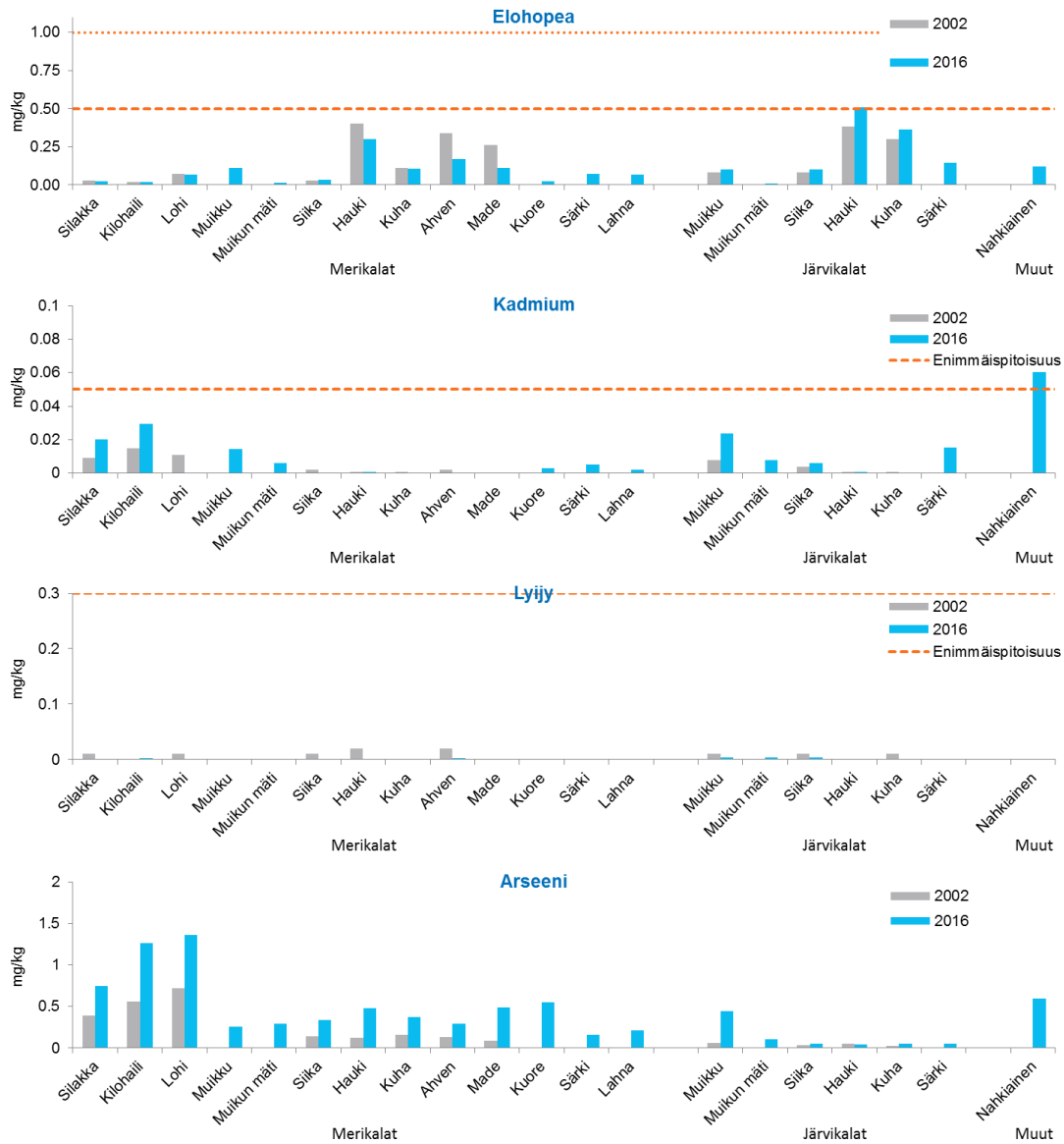
6.15 Pitoisuuksien muutos vuosina 2002–2016



Kuva 27. Organisten ympäristömyrkkyjen pitoisuuksien muutos vuosina 2002–2016.

Dioksiinien ja PCB-yhdisteiden, indikaattori-PCB:n ja PBDE-yhdisteiden pitoisuudet olivat pienentyneet voimakkaasti vuoden 2002 jälkeen ja keskimääräiset pitoisuudet olivat nyt lo-

hen ja nahkiaisien dioksiineja ja PCB-yhdisteitä lukuun ottamatta enimmäispitoisuuksia pienemmät. Pieneneminen ei kuitenkaan ollut yhtä suurta kaikilla lajeilla. Nahkaisella pitoisuuksien pieneneminen oli vain muutamia kymmeniä prosentteja, kun taas ahvenella, kuhalla, siialla ja lahnaalla se oli 80 % tai enemmän kaikille orgaanisille ympäristömyrkyille. PFAS-yhdisteitä ei mitattu EU-kalat-hankkeessa (2002) ja PFAS-yhdisteiden pitoisuuksissa oli hienoista suurenemista vuosien 2009 ja 2016 välillä muutamilla lajeilla.



Kuva 28. Raskasmetallien ja arseenin pitoisuuksien muutos 2002–2016.

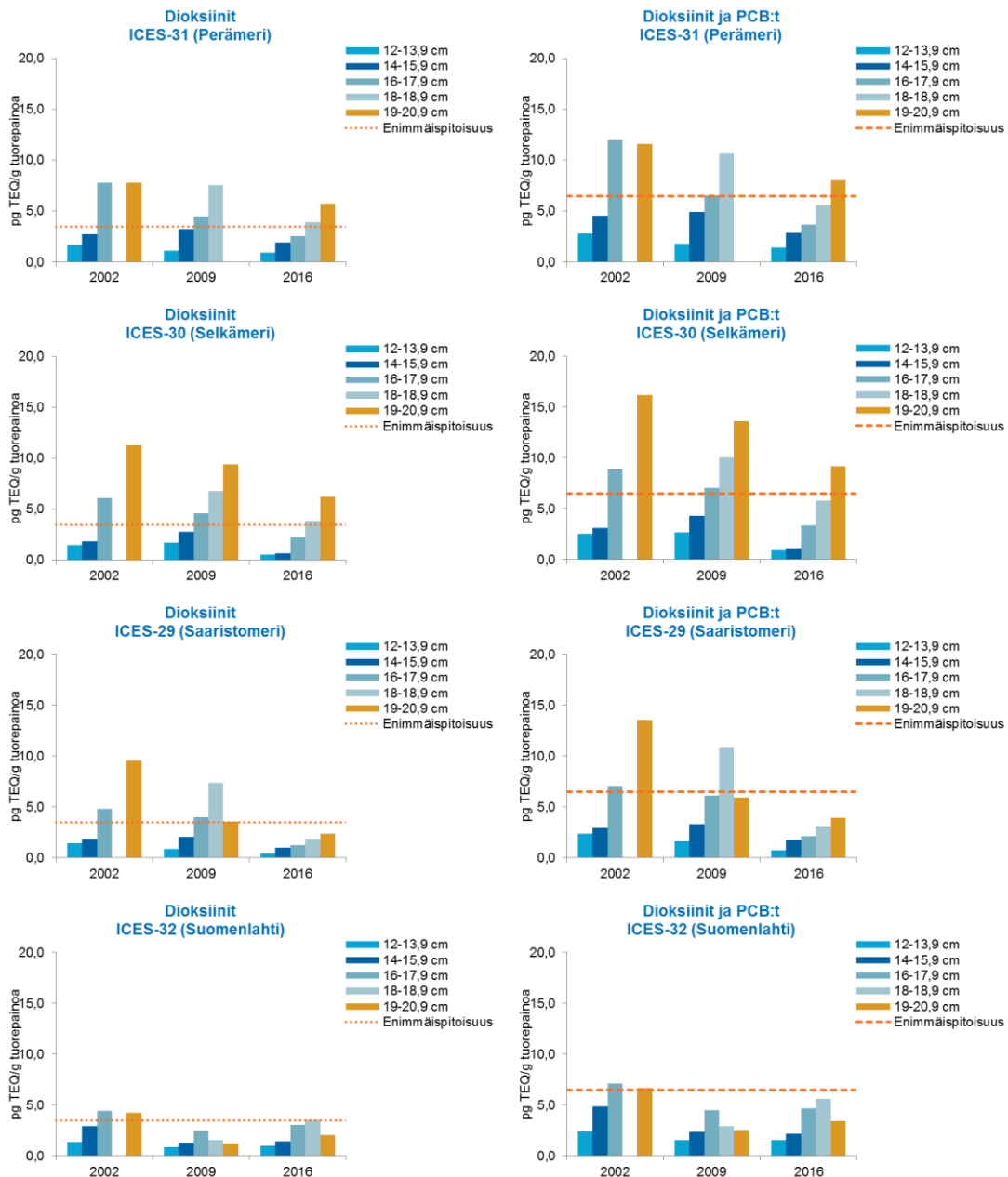
Arseenin pitoisuudet kasvoivat sekä meri- että järvikaloissa EU-kalat-hankkeen (2002) pitoisuuksiin verrattuna. Suurimmat arseenipitoisuudet havaittiin lohessa ja kilohailissa. Myös kadmiumpitoisuudet kasvoivat hieman vuodesta 2002. EU-kalat II -hankkeessa (2009) ei mitattu raskasmetalleja eikä arseenia.

Järvikaloissa oli merikaloja suuremmat elohopeapitoisuudet, mutta yhdessä näytteessä ne eivät olleet elintarvikelainsäädännön enimmäispitoisuuksia suurempia. Merikaloiden elohopeapitoisuudet pienenevät vuodesta 2002. Järvien haussa ja kuhassa, sekä jonkin ver-

ran myös muikussa, elohopeapitoisuudet olivat suuremmat kuin vuonna 2002. Ahvennäytteitä ei kerätty järviolueilta, koska järviolueiden ahventen elohopeapitoisuuksista oli saatavilla tietoa ympäristöhallinnon 2011–2016 toteuttamista kartoituksista.

Lyijypitoisuudet eivät olleet lähelläkään enimmäispitoisuutta. Myös kadmiumpitoisuudet olivat pääsääntöisesti selvästi enimmäispitoisuutta pienempiä. Muutamissa näytteissä oli mittaavia pitoisuuksia kadmiumia (mm. kilohailissa, muikussa, silakassa ja nahkaisessa). Yhdessä nahkaisnäytteessä oli enimmäispitoisuutta suurempi kadmiumpitoisuus.

6.16 Pitoisuuksien muutos silakalla vuosina 2002–2016 ICES-alueittain



Kuva 29. Pitoisuuksien muutos silakalla vuosina 2002–2016 ICES-osa-alueittain.

Komission suosituksessa 688/2016/EU³ Suomen ICES-osa-alueiden 29 (Saaristomeri), 30 (Selkämeri), 31 (Perämeri) ja 32 (Suomenlahti) 17 cm:ä pidempien silakoiden oletetaan olevan EU:n elintarvikelainsäädännön vaatimusten vastaisia dioksiinien ja PCB-yhdisteiden suhteen. Tämä oletus perustuu mm. EU-kalat- ja EU-kalat II -hankkeiden tuloksiin. Suomenlahtea lukuun ottamatta sekä dioksiinien pitoisuus että dioksiinien ja PCB-yhdisteiden summapitoisuus silakassa on pienentynyt kaikilla Suomen ICES-alueilla vuosina 2002–2016. Erityisen johdonmukaista pitoisuuksien pieneneminen on ollut Selkämeren silakassa. Toisaalta voidaan huomata, että sekä Selkämerellä että Perämerellä silakan dioksiinien pitoisuus on niukasti enimmäispitoisuutta suurempi jo kokoluokassa 18,0–18,9 cm, kun taas dioksiinien ja PCB-yhdisteiden summa on niukasti enimmäispitoisuutta pienempi samassa kokoluokassa. Suomenlahdella kokoluokan 18,0–18,9 cm silakoiden dioksiinipitoisuus on sama kuin enimmäispitoisuus. Enimmäispitoisuuksia suuremmat pitoisuudet johtuvat siis ennen kaikkea dioksiineista. Indikaattori-PCB:n pitoisuudet olivat selvästi enimmäispitoisuutta pienempiä kaikissa silakan kokoluokissa kaikilla ICES-alueilla, joten niitä ei esitetty kuvassa.

7. POHDINTA JA PÄÄTELMÄT

Tutkimus saatiin toteutettua lähes täydellisesti suunnitelman mukaan: näytteenottosuunnitelma toteutui 99-prosenttisesti. Vain kahdelta Pohjanlahden näytealueelta ei kalastuksen vähyyden vuoksi saatu kaikkia näytteitä, mutta näiden sijaan voitiin ottaa Selkämeren silakasta myös syksynäytteet. Hydrografiset tekijät heijastuvat kalojen lisääntymisen onnistumisessa ja kasvunopeuden vaihtelussa. Kalalajien runsaussuhteissa ja vuosiluokkien voimakkuudessa voi ilmetä suuriakin muutoksia eri vuosien välillä. Tällaiset tekijät, kalastuksen voimakkuuden lisäksi, näkyvät kalansaaliissa ja kalakantojen koossa ja siten vaikuttavat myös näytteeksi saataviin kaloihin niin meri- kuin sisävesialueillakin. Näitä seikkoja on vaikea ottaa huomioon ja vakioida vertailtaessa kalojen ympäristömyrkkypitoisuuksia eri vuosien välillä.

7.1 Ympäristömyrkkujen pitoisuudet ja niiden muutokset

Dioksiinit ja PCB-yhdisteet

Dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuuksien pienentyminen verrattuna aikaisempiin EU-kalalajihankkeisiin oli tulosten yleinen trendi. Pienentyminen oli merkittävää useimmissa kalalajeissa. Niillä lajeilla, joilla pienentymistä ei selvästi havaittu, pitoisuudet olivat jo 2002 käytetyn määrittämenetelmän herkkyyden alarajoilla. Tällaisia lajeja olivat esimerkiksi **muikku** ja **made**.

Elintarvikekäytössä ainoastaan Selkämeren ja Perämeren suurikokoisessa (> 19 cm) **silakassa**, kaikenkokoisissa **lohissa** kaikilla alueilla ja Kymijoen **nahkiaisessa** dioksiinien ja PCB-yhdisteiden summa oli enimmäispitoisuutta suurempi. Silakassa enimmäispitoisuuksia suuremmat pitoisuudet johtuivat ennen kaikkea dioksiineista, joiden pitoisuus oli enimmäispitoisuutta suurempi 18 cm:ä pidemmissä silakoissa. Lohessa ja Kymijoen nahkiaisessa PCB-yhdisteet olivat dominoivia.

Dioksiinien pitoisuudet olivat Selkämeren **silakassa** jonkin verran suuremmat kuin Itämeren pääaltaan silakassa. Ruotsissa on mitattu silakoista tätä tutkimusta pienempiä dioksiinipitoisuuksia jo vuosina 2007–2010, mutta koska Ruotsissa nahan alainen rasva poistetaan analyoitavasta lihasnäytteestä, tulokset eivät ole vertailukelpoisia tämän tutkimuksen tuloksiin⁶⁷.

Dioksiinien pitoisuuksien pieneneminen **silakassa** on merkittävää. Selkämeren 2002–2016 aineistoon hyvin sopivalla lineaarisella sovituksella voidaan arvioida, että kokoluokassa 18,0–18,9 cm pitoisuudet voisivat olla elintarvikelainsäädännön enimmäispitoisuuksia pienempiä jo vuonna 2018 ja suurimmassa kokoluokassa (19,0–20,9 cm) mahdollisesti noin 2023–2024 – edellyttäen, että lainsäädäntöön ei ole tulossa muita muutoksia.

Keväällä dioksiini- ja indikaattori-PCB-pitoisuudet olivat vain isommissa **silakoissa** hieman suurempia kuin syksyllä, kun vastaava ero ruotsalaisten seurantatutkimuksessa oli 1,5–3-kertainen⁶⁸. Etenkin rasvaisille kalalajeille on tyypillistä, että rasvaliukoisten orgaanisten ympäristömyrkkujen pitoisuudet ovat suuremmat keväällä kuin syksyllä, koska keväällä silakoiden, kuten muidenkin rasvaisten kalojen, kuntokerroin ja rasvaprosentti ovat pienemmät kuin varsinaisen kasvukauden jälkeen syksyllä^{24, 69}. Koska rasvaliukoisten orgaanisten ympäristömyrkkujen puoliintumisajat ovat pitkiä, niiden pitoisuudet suurenevat kalojen rasvan

vähentävä, ja päinvastoin laimenevat voimakkaan kasvun aikana, jos ravinnon ympäristömyrkkypitoisuudet eivät ole aiempaa suurempia.

Ruotsin pitkäaikaisissa, vuosittain toistuvissa **silakan** ympäristömyrkköseurannoissa PCB-yhdisteiden pitoisuudet rasvaa kohti laskettuna olivat pienentyneet tilastollisesti merkitsevästi 5–10 % vuodessa aikavälillä 2008–2014⁶⁸. Tosin samaan aikaan esimerkiksi Selkämeren silakan lihaksen rasvaprosentti oli suurentunut merkitsevästi, mikä kuvastaa silakoiden kasvun nopeutumista. Tässä EU-kalat III -hankkeessa kaikkien yhdisteiden pitoisuudet on esitetty tuorepainoa kohti laskettuna.

Lohessa dioksiini- ja PCB-pitoisuudet ovat pienentyneet 2000-luvulla²⁷ ja 2-vuotiaista lohta kohti laskettuna 45 % vuodesta 2002 tämän tutkimuksen vuoteen 2016⁷⁰. Kuitenkin kaikissa kolmen lohiyksilön kokoomanäytteissä dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat edelleen sallittuja enimmäispitoisuuksia suuremmat. Yhdisteiden kertymisessä loheen on kuitenkin eroja Itämeren eri alueilla ja eroihin vaikuttaa muun muassa lohen pääasiallisesti syövä ravintokala sekä sen rasvaisuus ja kasvunopeus²⁴. Tämän tutkimuksen lohissa ympäristömyrkkypitoisuuksissa, PFAS-yhdisteitä lukuun ottamatta, ei juuri ollut alueellisia eroja. Lohessa ympäristömyrkkypitoisuudet suurenevät voimakkaasti iän mukaan²⁴. Tämän tutkimuksen lohissa ei todettu ikä- eikä kokoriippuvuutta, mikä todennäköisesti johtuu kokoomanäytteiden analysoimisesta ja siitä, että pienemmän kokoluokan lohissa oli yhden ja kahden merivuoden lohien lisäksi myös kolmen merivuoden lohia ja suuremman kokoluokan lohissa kolmen merivuoden lohien joukossa kahden merivuoden lohia.

Lohen kutuvaelluksen aikana lihaksen ympäristömyrkkypitoisuudet suurenevät, koska lohi vähentää ravinnonottoa kutuvaelluksen edetessä lopettaen syömisen jo ennen kutujokeen nousemistaan ja käyttää proteiinejaan sekä rasva- ja muita ravintovarastojaan sukusolujen muodostamiseen²². Tämän tutkimuksen lohetauti oli pyydetty kutuvaelluksen aikana touko-kesäkuussa. Kuitenkin ympäristömyrkkypitoisuudet suurenevät merkittävästi vasta juuri ennen kutua ja ovat silloin jopa nelinkertaiset merivaiheen aikaisiin pitoisuuksiin nähden²².

Osasyynä **silakan** ja **lohen** dioksiini- ja PCB-yhdisteiden pitoisuuksien pienenemiseen voi olla Selkämerellä silakoiden kasvun nopeutuminen EU-kalat II -hankkeen jälkeen ja pääaltaalla silakoiden yksilömäärän voimakas kasvu. Jatkossa olisi myös Pohjois-Atlantilla syönöstäneitä Tenojoen lohia syytä ottaa mukaan tutkimukseen, sillä olisi tarpeen tietää ympäristömyrkkypitoisuuksien muuttumisesta laajemmin vertaamalla tilannetta aikaisempaan^{71, 72}. Lohi on hyvä indikaattorilaji dioksiinien ja PCB-yhdisteiden sekä muiden rasvaliukoisten orgaanisten ympäristömyrkkypitoisuuksien kertymiselle, koska siihen niitä rikastuu herkästi.

Vuosina 2003–2004 DIOXMODE-hankkeessa analysoitiin kokonaisia **silakoita** ja **kilohai-leja**, ja jopa yksivuotiaissa kaloissa dioksiinipitoisuudet olivat rehukalalle sallittua enimmäispitoisuutta suurempia²⁴. Vaikka pitoisuudet nyt ovat pienentyneet, ovat ne vieläkin – peratuista kaloista mitattuna – useimpien merialueiden silakoissa suurempia kuin rehukäyttöön sallitaan. Siksi rehuksi menevä silakka ja kilohaili on puhdistettava dioksiineista.

Tärkeimmän sisävesien ammattikalastuksen kohteen, **muikun**, orgaanisten halogeeniyhdisteiden pitoisuudet olivat yleensä pieniä. Huomiota herättävää orgaanisten ympäristömyrkkypitoisuuksissa oli Saimaan Puruveden Hummonselän **muikun mädin** suuret dioksiini- ja PCB-pitoisuudet. Myös indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat Hummonselän muikuissa suuremmat kuin muilla alueilla.

Dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat pienimmät **särjessä** ja järvien **kuhassa**. Kokonaisuudessaan särki oli yksi vähiten ympäristömyrkkypitoisuuksia sisältävä laji tässä hankkeessa

tutkituista kalalajeista. Myöskään järvien kuhassa orgaanisia halogeeniyhdisteitä ei ollut juuri sen enempää kuin särjessä.

Koska **nahkiainen** on rasvainen laji, yhtä rasvainen kuin lohi, se kerää voimakkaasti dioksiineja ja PCB-yhdisteitä. Erityisen voimakasta näiden yhdisteiden kertyminen nahkiaiseen oli Kymijoen, joka on tunnettu dioksiinikontaminaatiosta. Nämä ympäristömyrkyt voivat kertyä nahkiaiseen sekä merivaiheen aikana, jolloin se syö muun muassa silakan ja kilohailin kudoksia, että myös pitkän toukkavaiheen aikana Kymijoen pohjamudassa.

PBDE-yhdisteet

PBDE-yhdisteiden pitoisuuksien pieneneminen oli yllättävän samansuuntaista kuin dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuuksien pieneneminen, vaikka niiden lähteet poikkeavat merkittävästi toisistaan. Jo 1990-luvulla alkanut PBDE-yhdisteiden korvaaminen muilla yhdisteillä sekä vuosituhannen vaihteen jälkeen alkaneet lainsäädännölliset rajoitustoimet ovat ilmiselvästi vaikuttaneet. Samoin kuin dioksiinien- ja PCB-yhdisteiden, myös PBDE-yhdisteiden pitoisuudet olivat Puruveden Hummonselän **muikuissa** suuremmat kuin muilla alueilla.

PFAS-yhdisteet

Lohessa ympäristömyrkyistä vain PFAS-yhdisteissä oli eroja eri merialueiden välillä; niiden pitoisuus oli pienin Suomenlahden ja Pohjanlahden perukasta kalastetuissa lohissa. Koska sekä lohessa että **kilohailissa** oli PFAS-yhdisteistä vain PFOS:a, ne ilmeisesti rikastuvat loheen kilohailista, joka on lohen pääravinto eteläisemmällä Itämeren alueilla. Pitkäketjuisia perfluorattuja karboksyylihappoja on käytetty esimerkiksi puolijohdeteollisuudessa, sammutusvaahdoissa ja metallien pintakäsittelyssä³⁶.

PFAS-yhdisteiden kertyminen **ahvneen** Saaristomerellä ja Suomenlahdella muita alueita voimakkaammin voi johtua rannikon hajakuormituksen suuremmasta merkityksestä tiheämmin asutetuilla Etelä-Suomen rannikon vesillä.

Kuten muiden organohalogenien, myös PFAS-yhdisteiden pitoisuudet olivat Hummonselän **muikuissa** suuremmat kuin muilla alueilla. PFAS-yhdisteiden rikastuminen **muikun mätiin** oli järivistä pyydetyissä muikuissa vielä korostuneempaa kuin merialueiden muikuissa. Suurempaa PFAS-yhdisteiden pitoisuutta muikun mädissä muuhun muikun kudokseen verrattuna selittää se, että PFAS-yhdisteet kertyvät erityisesti maksaan⁷³ ja saattavat siksi helposti siirtyä kehittyviin mätimuniin maksassa syntetisoitavan vitellogeniinin mukana.

PFAS-yhdisteistä on paljon vähemmän mittaustuloksia kuin muista tässä hankkeessa tutkituista aineista, mutta muutamilla lajeilla on havaittavissa lievää pitoisuuksien suurenemista. PFAS-yhdisteiden pitoisuudet kaloissa ovat kasvaneet sen seurauksena, että ne ovat vasta nyt päätymässä vesistöihin kulutustuotteista ja muista lähteistä. PFAS-yhdisteiden suhteen hankkeen tärkein tulos oli uusi havainto, että näitä yhdisteitä kertyy voimakkaasti sekä **kuoreeseen** että **muikun mätiin**. Tämä on syytä ottaa huomioon suunniteltaessa mahdollisia kohdennettuja seurantoja. Markkinoilla olevien PFAS-yhdisteiden lukumäärä on suunnaton, ja lisäksi niiden kulkeutuminen, muuntuminen ja kertyminen ympäristössä tunnetaan vielä heikosti. Herkkien indikaattorilajien löytyminen on siis arvokas tulos tästä hankkeesta.

Kuhassa PFAS-yhdisteiden pitoisuudet olivat suuremmat kuin **särjessä**, ja Päijänteen kuhassa ne olivat kuhista suurimmat.

Elohopea

Hauki kerää tunnetusti elohopeaa koon ja iän myötä, eivätkä tämän tutkimuksen tulokset tee tässä poikkeusta. Tässä tutkimuksessa ei haussa kuitenkaan todettu sille asetettua enimmäispitoisuutta (1,0 mg/kg) suurempia pitoisuuksia elohopeaa. Järvialueiden näytekalat olivat isoista järvistä, joiden kalaa pyydetään ammattimaisesti myytäväksi kuluttajille. Tutkitut hauet olivat kokoluokkaa 55–65 cm, eli yleensä saaliiksi sisävesistä saatavan kokoisia, painoltaan 0,8–1,5 kg. Järvien hauissa elohopeapitoisuus oli kuitenkin keskimäärin suurempi kuin merialueiden hauissa.

Erityisesti tummavetisissä, pienehköissä vesistöjen latvoilla sijaitsevissa järvissä **petokalojen** elohopeapitoisuudet ovat suuria, sillä näiden järvien valuma-alueilla on yleensä runsaasti soita, mikä edistää elohopean muuttumista eliöihin voimakkaasti kertyväksi metyyli-elohopeaksi. Tummavetiset järvet ovat erityisen herkkiä elohopean kertymiselle ja myös niiden toipuminen elohopeakuormituksesta on hidasta. Myös kivennäismailla tapahtuvien metsänhoitotoimien on joissakin tutkimuksissa osoitettu edistävän metyyli-elohopean muodostumista ja kertymistä kaloihin, ja karkeasti on arvioitu, että Pohjoismaissa metsänhakuut ja maan muokkaus voivat selittää noin 10–25 prosenttia kalojen elohopeapitoisuudesta. Näin ollen metsätalouden vesiensuojelutoimillakin on jonkin verran merkitystä kalojen elohopeapitoisuuksille.

Oulujärven **muikku** poikkesi elohopeapitoisuudeltaan muiden järvialueiden muikuista.

Kadmium

Kadmiumpitoisuudet olivat pienikokoisissa kaloissa, kuten **muikuissa, kilohaileissa, silakoissa** ja **särjissä**, suurempia kuin isoissa kaloissa. Syynä pienten kalojen suurehkoihin kadmiumpitoisuuksiin voi olla se, että pienistä kaloista koostuvassa näytteessä on ollut mukana munuaista, kun taas isoista kaloista analysoitiin vain lihasta. Kadmium kertyy erityisesti munuaisiin. Pienistä kaloista oli poistettu pää ja sisälmykset, eikä niistä perkaamisen yhteydessä poistettu munuaista. Muikut yleisesti puhkotaan irrottamalla pää ja vetämällä sisälmykset pois. Pienimmät kalat (esim. pienimmät silakat) laitettiin kokoomanäytteeseen kokonaisina. Mitä pienempiä näytekalat olivat, sitä suurempi oli yleensä selkärangan myötäisen munuaisen osuus analysoitavassa näytteessä.

Nahkiainen homogenoitiin näytteeksi kokonaisena perkaamatta ja päineen, kuten se tavaan syödäkin. Näytteeseen tulivat näin mukaan maksa ja munuaisten, joihin kadmiumia kertyy. Nahkiaisien enimmäispitoisuutta suurempiin kadmiumpitoisuuksiin voi olla syynä myös sen elintavat ja ravinto. Monivuotisen toukkavaiheen aikana nahkiainen syö joen pohjalietteen hajoavaa eläin- ja kasvijätettä sekä pienikokoisia eliöitä, ja kadmiumin kertyminen tuolloin voinee näkyä vielä aikuisessa. Aikuisvaihe jää yleensä toukkavaihetta lyhemmäksi, mutta myös aikuinen nahkiainen syö kalaravinnon lisäksi pohjaeläimiä.

Lyijy

Mitattavia lyijypitoisuuksia oli Oulujärven **muikuissa** ja **sioissa** sekä Perämeren **ahvenissa**. Oulujärven vesi on humuspitoista, ja lyijy voi paljolti olla peräisin historiallisista laskeumista kaukokulkeumana, joka on sitoutunut humukseen. Havaitut pitoisuudet eivät kuitenkaan olleet suuria.

Arseeni

Suurentuneita arseenipitoisuuksia Itämeren pääaltaan kaloissa voi selittää Itämereen vuonna 2014 tullut suolapulssi, sillä suolaisemmassa vedessä kalojen arseenipitoisuudet ovat suuremmat³⁹. Tämä ei kuitenkaan selitä Selkämeren kalojen arseenipitoisuuksien suurenemista. **Lohissa** arseenipitoisuudet olivat eri lajeista suurimmat, mutta vain hieman suuremmat kuin sen ravintokaloissa **kilohailissa** ja **silakassa**. Se osoittaa, että arseeni on peräisin lohen ravintokaloista, mutta ei rikastu niistä loheen. Arseeni saattaa kertyä loheen lähinnä sen syönnösvaelluksella erityisesti kilohailista ja etenkin eteläisellä, suolaisemmalla Itämerellä.

Oulujärven **muikku** poikkesi arseenipitoisuuksiltaan muista muikun näytteenottopisteistä. Arseenipitoisuudet olivat Oulunjärven muikussa suuremmat kuin muissa järvikaloissa.

7.2 Ympäristömyrkkujen pitoisuudet ja Suomen meriympäristön tila-arvio 2018

”Suomen meriympäristön tila 2018”⁷⁴ on ehdotus Suomen merenhoitosuunnitelman ensimmäiseksi osaksi vuosille 2018–2024. Se sisältää hyvän tilan määritelmät, niihin osin perustuvan meriympäristön nykytilan arvion vuosille 2011–2016 mukaan lukien mereen kohdistuvat paineet ja tarkistetut yleiset ympäristötavoitteet sekä indikaattorit, joilla tavoitteiden toteutumista seurataan.

Merialueen tila epäpuhtauksien suhteen on hyvä, kun pitoisuudet eivät johda pilaantumiskutuksiin. Käytännössä tilan arvioinnissa tarkastellaan niitä ympäristömyrkkyjä, joille on määritetty hyvän tilan kynnyksarvot vedessä tai eliöissä, erityisesti kaloissa. Kynnyksarvot perustuvat pitkälti EU:n prioriteettiainedirektiiviin 2013/39/EY⁷⁵, jossa on määritelty ympäristölaatonormit myös kaloissa (dioksiinit ja PCB-yhdisteet, PBDE-yhdisteet, PFOS ja elohopea sekä eräitä muita orgaanisia yhdisteitä). Ihmisravinnoksi käytettävien kalojen ympäristömyrkkypitoisuuksien kynnyksarvot perustuvat EU-asetukseen 1259/2011/EU⁷⁶. Hyvä tila on saavutettu, kun tarkasteltavien aineiden pitoisuudet ovat kynnyksarvoja pienemmät.

Ympäristömyrkkujen suhteen meren tila on heikko, sillä yhden yhdisteryhmän, eli bromattujen palonestoaineiden, PBDE-yhdisteiden, pitoisuudet kaloissa ovat kynnyksarvoa suuremmat kaikilla Suomen merialueilla. Myös monien muiden yhdisteiden pitoisuudet ovat suurentuneita, mutta ne eivät kuitenkaan yleisesti ole hyvän tilan kynnyksarvoja suurempia. Fluorattuja PFOS-yhdisteitä on todettu ahvenessa suurempia pitoisuuksia kuin silakassa, mutta yhdisteiden pitoisuus on ympäristölaatonormia pienempi sekä avomerellä että rannikkovesillä, lukuun ottamatta Helsingin Vanhankaupunginlahtea. Heksabromisyklododekaanin (HBCDD), dioksiinien, furaanien ja dioksiininkaltaisten PCB-yhdisteiden pitoisuudet eivät ole ympäristölaatonormia suurempia Suomen merialueilla. Tarkempaa tietoa näistä yhdisteryhmistä löytyy HELCOMin verkkosivuilla olevista indikaattoriraporteista (<http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators>).

Monien kiellettyjen tai rajoitettujen yhdisteiden pitoisuudet ovat pienentyneet vedessä, sedimentissä ja kaloissa. Toisaalta nyt havaitaan uusia, kiellettyjä aineita korvaavia yhdisteitä. Kuitenkaan näistä ei ole huolta ihmisravintona käytettävissä kaloissa.

Ympäristön tilassa ei ole tapahtunut oleellisia muutoksia verrattuna edelliseen kauteen. Arvioidavien aineiden määrä on lisääntynyt ja kynnyksarvot muuttuneet, ja siten muutoksia on ta-

pahtunut lähinnä tulkinnassa. Rajoitettujen aineiden pitoisuudet ovat pitkällä aikavälillä pienentyneet, mutta ongelmana on monien aineiden pysyvyys päästöjen loppumisesta huolimatta. Rajoitettuja aineita on myös korvattu uusilla, samoja ominaisuuksia omaavilla aineilla, joiden vaikutuksia ei tunneta riittävästi, jotta niille olisi määritetty kynnyksiarvoja.

Merenhoidon yleiset tavoitteet asetetaan ihmisen vaikutusten vähentämiseksi ja meriympäristön ennallistamiseksi. Tila-arvion perusteella raportissa⁷⁴ asetetaan kaikkiaan 27 yleistä tavoitetta ja niitä tarkentavaa alatavoitetta. Tavoitteet kohdistuvat seuraaviin pääteemoihin: ravinnekuormituksen ja rehevöitymisen sekä ympäristömyrkkujen kuormituksen ja roskaantumisen vähentäminen, vieraslajien leviämisen vähentäminen, merellisten luonnonvarojen käytön kestävyys, luonnonsuojelu ja ennallistaminen, merenhoidon tietoperustan parantaminen ja meriympäristön hyvän tilan saavuttamisen edistäminen merialuesuunnittelun kautta. Tavoitteilla on tarkoitus ohjata kehitystä kohti hyvää tilaa, ja ne ovat pohjana muun muassa toimenpideohjelman laadinnassa.

7.3 Kotimaisen kalan hyödynnettävyys, turvallisen käytön ohjeet sekä elintarvike- ja rehulainsäädännön muutosmahdollisuudet

Saadut tulokset osoittavat, että kotimaisissa kaloissa on useita vain vähän ympäristömyrkyjä sisältäviä kalalajeja. Suomalaiset kuitenkin käyttävät kalaa yhä yleisiä ravitsemussuosituksia vähemmän. Tutkittuun tietoon perustuvan tiedotuksen avulla olisi mahdollista lisätä ympäristömyrkkujen suhteen turvallisen kotimaisen kalan kulutusta huomattavasti. Tällä olisi myös kansanterveydellisiä vaikutuksia. Samalla on mahdollista lisätä kuluttajille yhä arvostetumpaa lähiruokaa ja edistää kalatalouden tuottavuutta ja kannattavuutta.

Eri ympäristömyrkkujen pitoisuudet kaloissa vaihtelevat lajeittain ja alueittain sekä kalojen iän mukaan. Sen vuoksi hyvä ohje edelleen on syödä vaihtelevasti eri kalalajeja, mutta jättää etenkin petokaloista vanhimmat ja isoimmat yksilöt lisääntymään. Tällöin altistuminen elimistölle vieraille aineille jää vähäisimmäksi, mutta terveelliset ravintoaineet tulevat hyödynnetyiksi.

Paikallisten elintarvikevalvontaviranomaisten on edelleen syytä antaa tarvittaessa neuvoja oman alueensa kalastusalueiden tilasta ja sen vaikutuksista alueen kalastuselinkeinoille ja kuluttajille. Tämä on tarpeen erityisesti tilanteissa, joissa lainsäädännöllisiä enimmäispitoisuuksia suuremmat pitoisuudet voivat tuoda esteitä kalojen markkinoille saattamiselle. Niimenomaan petokalojen elohopeapitoisuuksissa voi olla suuria paikallisia eroja. Myös nahkiaisissa voi joillakin alueilla kadmiumin pitoisuus olla lainsäädännöllistä enimmäispitoisuutta suurempi. Nahkiaista syödään yleensä vain syyskesäkausi, joten sen merkitys väestön altistumiselle on pieni. Tarvittaessa paikallisten elintarvikevalvontaviranomaisten olisi kuitenkin syytä kiinnittää asiaan huomiota.

Evira vastaa elintarvikkeiden turvallista käyttöä koskevista ohjeista. Ne perustuvat ensisijaisesti tieteellisen tutkimusnäyttöön, mutta tarvittaessa myös niin kutsutun varovaisuusperiaatteen soveltamiseen. Annettujen turvallisen käytön ohjeiden muuttaminen yksittäisen tutkimuksen tulosten perusteella ei useimmiten ole tarkoituksenmukaista. Nyt saadut tutkimustulokset kuitenkin antavat osaltaan aihetta käynnistää pohdinta kalan turvallisen käytön ohjeiden muuttamisesta. Mahdolliset muutokset tulee kuitenkin tehdä vasta huolellisen tieteellisen riskinarvioinnin jälkeen, huomioiden kokonaisravitsemus ja ympäristömyrkyille altistuminen myös muiden elintarvikkeiden kautta. Tämän tutkimushankkeen yhteydessä tieteellistä

riskinarviointia suomalaisten kuluttajien altistumisesta tutkituille ympäristömyrkyille (erityisesti dioksiineille ja PCB-yhdisteille) ei ollut mahdollista toteuttaa. Lisäksi on huomioitava, että Euroopan elintarviketurvallisuusviranomainen EFSA on paraikaa arvioimassa dioksiinien viimeisimpiä tutkimustuloksia ja on todennäköisesti antamassa uuden arvion näiden yhdisteiden niin kutsutusta toksikologisesta viitearvosta. Näistä syistä johtuen, ja huomioiden kotimaista kalaa koskevien turvallisen käytön ohjeiden kohdistumisen erityisesti ympäristömyrkyille herkkiin kuluttajaryhmiin (lapset, nuoret ja hedelmällisessä iässä olevat), ei ohjeita ole syytä muuttaa vain tämän tutkimuksen perusteella. Saatua aineistoa tullaan kuitenkin hyödyntämään mahdollisissa tulevilla riskinarviointihankkeissa, joiden tulosten pohjalta muutostarvetta voidaan paremmin arvioida.

Nykyinen dioksiineja ja PCB-yhdisteitä koskeva poikkeuslainsäädäntö tuo Suomelle paitsi velvoitteita, myös rajoitteita esimerkiksi tiettyjen Itämeren kalojen viennin ja sisämarkkina-kaupan suhteen. Elintarvike- ja rehulainsäädännön valmistelusta Suomessa vastaa maa- ja metsätalousministeriö. Uusimpien tutkimustulosten perusteella Suomen olisi perusteltua käynnistää lähitulevaisuudessa keskustelu Euroopan komission ja muiden jäsenvaltioiden kanssa elintarvikelainsäädännön muuttamiseksi, ainakin tiettyjen kalalajien tai kokoluokkien osalta – edellyttäen, että lainsäädäntöön ei tule muita muutoksia. Ilman näitä muutoksia nyt saatujen tutkimustulosten hyödynnettävyys koko laajuudessaan (erityisesti vientipotentiaali, turvallisen käytön ohjeiden muuttaminen/poistaminen) ei ole mahdollista toteuttaa.

Tämän hankkeen tulosten perusteella vientikelpoisen elintarvikkeeksi tarkoitetun silakan maksimikokoa voitaisiin kasvattaa lähitulevaisuudessa jopa 2 cm:llä 19 cm:iin asti, jos kyseistä lainsäädäntöä ei muutoin muuteta. Pitoisuuksien alueellisesta hajonnasta olisi kuitenkin saatava lisää tietoa esimerkiksi saman näytteenottoalueen rinnakkaisten kokoomanäytteiden avulla. Tämän hankkeen rahoitus ei valitettavasti mahdollistanut sitä, mutta muun muassa käynnissä olevilla Euroopan meri- ja kalatalousrahaston rahoittamissa KALAKAS- ja TUKALA-hankkeilla näitä tietoaukkoja pyritään paikkaamaan.

Itämeren kalan käytölle kalanrehuteollisuudessa on edelleen rajoitteita. Puhdistamattoman silakan ja kilohailin dioksiini- ja PCB-pitoisuudet ovat edelleen suurempia kuin rehuhalalle sallittu enimmäispitoisuus. Tämän vuoksi näitä lajeja ei voi puhdistamattomana käyttää rehun raaka-aineeksi, turkiseläimiä lukuun ottamatta.

Vaikka suomalaisella kalastuselinkeinolla on lukuisia haasteita, tulosten perusteella erityisesti Itämeren kalojen dioksiini- ja PCB-pitoisuuksien aiheuttamat ongelmat elintarvikkeeksi tarkoitettussa kalassa ovat vähitellen poistumassa, lohta ja nahkiaista lukuun ottamatta. Näidenkin kalalajien suhteen on odotettavissa, että dioksiini- ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet tulevat edelleen pieneneään. Toteutuessaan kalan kulutuksen kasvu kotimaassa ja vientipotentiaalin lisääntyminen voisivat tuottaa miljoonien eurojen vuosilisäyksen suomalaiselle kalastuselinkeinolle. Ympäristömyrkköjen pitoisuuksien pienenemisestä tiedottaminen parantaa myös kalastusmatkailun mahdollisuuksia ja virkistyskalastuksen lisääntymistä, jotka taloudellisen hyödyn lisäksi lisäävät ihmisten hyvinvointia.

8. SUOSITUKSET

- Ympäristö- ja kemikaalilainsäädännön ja -toimenpiteiden kansallista ja kansainvälistä kehittämistä on edelleen aktiivisesti jatkettava. Siten ympäristön kuormittuminen edelleen vähenee, mikä mahdollistaa suomalaisissa luonnonkaloissa havaitun, useiden ympäristömyrkkujen pitoisuuksien pienentymisen jatkumisen. Tämä osaltaan parantaa arviota Suomen ympäristön tilasta sekä mahdollistaa tulevaisuudessa kalan hyödynnettävyyden parantamisen sekä elintarvike- että rehuketjussa.
- Turvalliseen kotimaiseen luonnonkalaan (mm. siika, muikku ja särki sekä merialueiden ahven, kuha ja made) liittyvää myönteistä viestintää kuluttajille tulee lisätä kalan käytön lisäämiseksi ja kansanterveydellisten hyötyjen parantamiseksi. Kotimaisen kalan kulutuksen kasvu edistäisi myös kalataloutta sekä paikallisesti että kansallisesti. Erityisesti hoitokalastuksen kohteena olevien särkikalajien hyödynnettävyyttä elintarvikkeena tai rehuna olisi mahdollista lisätä.
- Silakan ympäristömyrkkypitoisuuksien pieneneminen on ollut niin merkittävää, että Suomen olisi perusteltua käynnistää lähitulevaisuudessa keskustelu Euroopan komission ja muiden jäsenvaltioiden kanssa elintarvikelainsäädännön muuttamiseksi ja silakan sisämarkkinakaupan ja viennin lisäämiseksi – edellyttäen, että lainsäädäntöön ei ole tulossa muita muutoksia.
- Järvialueiden petokalajien (hauki, kuha ja ahven) isojen yksilöiden ja nahkiaisien ympäristömyrkkypitoisuuksissa voi olla suuria paikallisia eroja, vaikka tässä tutkimuksessa ongelmia ei havaittukaan järvien ammattikalastusalueilla. Tästä syystä paikallisten elintarvikevalvontaviranomaisten tulee tuntee oman alueensa kalastusalueiden tila ja tarvittaessa antaa neuvoja sen vaikutuksista kalastuselinkeinolle ja kuluttajille. Tämä edellyttää tiivistä yhteistyötä ja tiedonvaihtoa paikallisten ympäristöviranomaisten kanssa.
- Kalaa koskevien turvallisen käytön ohjeiden uudelleenarvioimiseksi ja mahdolliseksi muuttamiseksi tulee käynnistää tieteellinen arviointi kalansyönnin hyödyistä ja haitoista, jossa huomioidaan koko ruokavaliosta aiheutuva altistuminen ympäristömyrkyille.
- Luonnonkalojen ympäristömyrkköseurantoja on syytä jatkaa myös tulevaisuudessa, sillä ne palvelevat sekä ympäristöhallinnon tarpeita että elintarvike- ja rehulainsäädännön kehittämistä. Erityistä huomiota on kiinnitettävä perfluorattujen pintakäsittelyaineiden pitoisuuksiin, joissa ei havaittu pienenemistä aikaisempiin tutkimuksiin verrattuna.

9. KIITOKSET

Kalanäytteiden keräämiseen, käsittelyyn ja analysointiin on osallistunut suuri joukko Luonnonvarakeskuksen (Luke), Elintarviketurvallisuusvirasto Eviran sekä Terveystieteiden tutkimuskeskuksen, THL, henkilöstöä.

Merialueen kalanäytteenottoon ja/tai kaikkien alueiden kalojen iänmäärittämiseen osallistuivat Jukka Pönni, Timo Jääskeläinen, Mikko Leminen, Kalle Sundman, Arto Koskinen, Perttu Rantanen, Tero Saari, Hannu Harjunpää, Alpo Huhmarniemi ja Mikko Jaukkuri. Oulunjärven näytteet keräsi Pekka K. Korhonen, Päijänteen näytteet Tapio Keskinen ja Saimaan näytteet Esa Hirvonen. Lisäksi Pekka Jounela arvioi silakan ja kilohailin kokoomänäytteiden iät laskekennallisesti Luken näyteaineistoista ikä-pituusavaimen avulla ja Meri Vallin osallistui näytetietojen kokoamiseen.

Eviran Kemian tutkimusyksikön laboratoriohenkilökunta huolehti näytteiden vastaanotosta, kirjaamisesta, homogeenoinnista ja toimittamisesta Kuopioon THL:ään. Alkuainemittauksista vastasivat Kemian tutkimusyksikön epäorgaanisen kemian jaoston laborantit.

THL:n Ympäristöterveysyksikön tutkimusanalytiikot: Katri Mehtonen, Sirpa Räsänen, Arja Moilanen, Tuula Rissanen, Mervi Ojala sekä Eija Mehtonen tekivät erinomaista orgaanisten ympäristömyrkyjen analytiikkaa.

Raportin kirjoittajat haluavat kiittää kaikkia tutkimukseen osallistuneita tärkeästä työstä.

Tutkimusryhmä haluaa myös kiittää hankkeen ohjausryhmää (Liisa Rajakangas MMM, Eeva Saarisalo MMM, Elina Pahkala MMM, Ari Kangas YM, Juhani Gustafsson YM) arvokkaista kommentteista sekä hankkeen että loppuraportoinnin aikana.

LÄHTEITÄ JA TAUSTA-AINEISTOJA

1. Komission asetus (EY) N:o 1881/2006, annettu 19 päivänä joulukuuta 2006, tiettyjen elintarvikkeissa olevien vierasaineiden enimmäismäärien vahvistamisesta. Euroopan unionin virallinen lehti L 364/5-24.
2. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2002/32/EY, annettu 7 päivänä toukokuuta 2002, haitallisista aineista rehuissa. Euroopan unionin virallinen lehti L 140/10-22.
3. Komission suositus (EU) 2016/688, annettu 2 päivänä toukokuuta 2016, Itämeren alueelta peräisin olevissa kaloissa ja kalastustuotteissa esiintyvien dioksiinien ja PCB-yhdisteiden seurannasta ja hallinnasta. Euroopan unionin virallinen lehti L 118/16-23.
4. Komission suositus 2010/161/EU, annettu 17 päivänä maaliskuuta 2010, perfluorattujen alkyloijujen yhdisteiden esiintymistä elintarvikkeista koskevasta seurannasta. Euroopan unionin virallinen lehti L 68/22-23.
5. Komission suositus (EU) 2014/118, annettu 3 päivänä maaliskuuta 2014, bromattujen palonestoaineiden jäämien seurannasta elintarvikkeissa. Euroopan unionin virallinen lehti L 65/39-40.
6. Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EY) N:o 850/2004, annettu 29 päivänä huhtikuuta 2004, pysyvistä orgaanisista yhdisteistä sekä direktiivin 79/117/ETY muuttamisesta.
7. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2004/107/EY, annettu 15 päivänä joulukuuta 2004, ilmassa olevasta arseenista, kadmiumista, elohopeasta, nikkelistä ja polysyklisistä aromaattisista hiilivedyistä. Euroopan unionin virallinen lehti L23/3-16.
8. Hallikainen A, Kiviranta H, Isosaari P, Vartiainen T, Parmanne R, Vuorinen PJ (2004). Kotimaisen järvi- ja merikalvan dioksiinien, furaanien, dioksiinien kaltaisten PCB-yhdisteiden ja polybromattujen difenyyliettereiden pitoisuudet. EU-KALAT. Elintarvikeviraston julkaisuja 1/2004.
9. Venäläinen E-R, Hallikainen A, Parmanne R, Vuorinen P (2004). Kotimaisen järvi- ja merikalvan raskasmetallipitoisuudet, EU-kalat. Elintarvikeviraston julkaisuja 3/2004
10. Hallikainen A, Airaksinen R, Rantakokko P, Koponen J, Mannio J, Vuorinen PJ, Jääskeläinen T, Kiviranta H (2011). Itämeren kalan ja muun kotimaisen kalan ympäristömyrkyt: PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- ja OT-yhdisteet. Eviran tutkimuksia 2/2011
11. Parmanne R, Hallikainen A, Isosaari P, Kiviranta H, Koistinen J, Laine O, Rantakokko P, Vuorinen PJ, Vartiainen T (2006). The dependence of organohalogen compound concentrations on herring age and size in the Bothnian Sea, northern Baltic. Mar. Pollut. Bull. 52, 149-161.
12. Ruokojärvi P, Hallikainen A, Airaksinen R, Vuorinen P, Kiviranta H (2009). Persistent organic pollutants in sea trout caught from Finnish rivers emptying into the Baltic Sea. Organohalogen Compounds 71, 317-321.
13. Airaksinen R, Hallikainen A, Rantakokko P, Vuorinen P, Mannio J, Holma-Suutari A, Kiviranta H (2014). Levels and congener profiles of PBDEs in edible Baltic, freshwater, and farmed fish in Finland in 2009. Organohalogen Compounds 76, 955-958.
14. Airaksinen R, Hallikainen A, Rantakokko P, Ruokojärvi P, Vuorinen P, Parmanne R, Verta M, Mannio J, Kiviranta H (2014). Time trends and congener profiles of PCDD/Fs, PCBs, and PBDEs in Baltic herring off the coast of Finland during 1978-2009. Chemosphere. 114, 165-171.
15. Airaksinen R, Hallikainen A, Rantakokko P, Ruokojärvi P, Vuorinen P, Mannio J, Kiviranta H (2015). Levels and congener profiles of PBDEs in edible Baltic, freshwater, and farmed fish in Finland. Environ. Sci. Technol. 49, 3851-3859.
16. Isosaari P, Hallikainen A, Kiviranta H, Vuorinen PJ, Parmanne R, Koistinen J, Vartiainen T (2006). Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans, biphenyls, naphthalenes and polybrominated diphenyl ethers in the edible fish caught from the Baltic Sea and lakes in Finland. Environ. Pollut. 141, 213-225.

17. Koponen J, Airaksinen R, Hallikainen A, Vuorinen PJ, Mannio J, Kiviranta H (2015). Perfluoroalkyl acids in various edible Baltic, freshwater, and farmed fish in Finland. *Chemosphere*.
18. Tarhanen J, Koistinen J, Paasivirta J, Vuorinen P, Koivusaari J, Nuuja I, Kannan N, Tatsukawa R (1989). Toxic significance of planar aromatic compounds in Baltic ecosystem — New studies on extremely toxic coplanar PCBs. *Chemosphere*. 18, 1067-1077.
19. Vuorinen P, Paasivirta J, Piilola T, Surma-Aho K, Tarhanen J (1985). Organochlorine compounds in Baltic salmon and trout. I. Chlorinated hydrocarbons and chlorophenols. *Chemosphere*. 14, 1729-1740.
20. Vuorinen P, Paasivirta J, Keinänen M, Koistinen J, Rantio T, Hyötyläinen T, Welling L (1997). The M74 syndrome of baltic salmon (*Salmo salar*) and organochlorine concentrations in the muscle of female salmon. *Chemosphere*. 34, 1151-1166.
21. Vuorinen P, Parmanne R, Vartiainen T, Keinänen M, Kiviranta H, Kotovuori O, Halling F (2002). PCDD, PCDF, PCB and thiamine in Baltic herring (*Clupea harengus* L.) and sprat [*Sprattus sprattus* (L.)] as a background to the M74 syndrome of Baltic salmon (*Salmo salar* L.). *ICES Journal of Marine Science* 59, 480-496.
22. Vuorinen P, Kiviranta H, Koistinen J, Poyhonen O, Ikonen E, Keinänen M (2014). Organohalogen concentrations and feeding status in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) of the Baltic Sea during the spawning run. *Sci Total Environ* 468-469, 449-456.
23. Aalto A, Ihaksi T, Ikävalko J, Karjalainen J, Keinänen M, Kiljunen M, Kiviranta H, Koskinen K, Malinen E, Peltonen H, Suni S, Verta M, Vuorinen P, Romantschuk M (2006). Itämeren myrkyhat: kaksi esimerkkitapausta. *Vesitalous* 2, 15-19.
24. Vuorinen P, Keinänen M, Kiviranta H, Koistinen J, Kiljunen M, Myllylä T, Pönni J, Peltonen H, Verta M, Karjalainen J (2012). Biomagnification of organohalogens in Atlantic salmon (*Salmo salar*) from its main prey species in three areas of the Baltic Sea. *Sci Total Environ* 421-422, 129-143.
25. Kiljunen M, Vanhatalo M, Mantyniemi S, Peltonen H, Kuikka S, Kiviranta H, Parmanne R, Tuomisto JT, Vuorinen PJ, Hallikainen A, Verta M, Pönni J, Jones RI, Karjalainen J (2007). Human dietary intake of organochlorines from Baltic herring: implications of individual fish variability and fisheries management. *Ambio* 36, 257-264.
26. Peltonen H, Kiljunen M, Kiviranta H, Vuorinen PJ, Verta M, Karjalainen J (2007). Predicting effects of exploitation rate on weight-at-age, population dynamics, and bioaccumulation of PCDD/Fs and PCBs in herring (*Clupea harengus* L.) in the Northern Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.* 41, 1849-1855.
27. Vuorinen P, Roots O, Keinänen M (2017). Review of organohalogen toxicants in fish from the Gulf of Finland. *Journal of Marine Systems* 171, 141-150.
28. Hallikainen A, Airaksinen R, Rantakokko P, Vuorinen PJ, Mannio J, Lappalainen A, Vihervuori A, Vartiainen T (2008). Orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuudet Itämeren kalassa ja kotimaisessa järvikalassa. *Eviran julkaisu* 6/2008.
29. Van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley M, Fiedler H, Hakanson H, Hanberg A, Haws L, Rose M, Safe S, Schrenk D, Tohyama C, Tritscher A, Tuomisto J, Tysklind M, Walker N, Peterson RE (2006). The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicol Sci* 93, 223-241.
30. Kjeller LO, Rappe C (1995). Time Trends in Levels, Patterns, and Profiles for Polychlorinated Dibenzo-P-Dioxins, Dibenzofurans, and Biphenyls in a Sediment Core from the Baltic Proper. *Environ. Sci. Technol.* 29, 346-355.
31. Verta M, Mehtonen J (2012). Substance Flow Analysis (SFA) for Dioxins, furans and dioxin-like PCBs in Finland. Teoksessa: COHIBA WP4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea, Summary report Finland. 409.

32. Mannio J, Rantakokko P, Kyllönen K, Anttila P, Kauppi S, Ruokojärvi P, Hakola H, Kiviranta H, Korhonen M, Salo S, Seppälä T, Viluksela M (2016). Kaukokulkeutuvat ympäristömyrkyt Suomen pohjoisilla alueilla - LAPCON. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 33/2016.
33. Hallikainen A, Jestoi M, Kekki T, Koivisto P, Kostamo P, P M, Rannikko R, Suomi J, Pohjanvirta R, Hietaniemi V, Rajakangas L, Kankaanpää H, Kurttio P, Turtiainen T, Airaksinen R, Kiviranta H, Komulainen H, Rantakokko P, Viluksela M, Laakso J, Nuotio K, Siivinen K (2013). Elintarvikkeiden ja talousveden kemialliset vaarat. Uudistettu painos. Eviran julkaisuja 2/2013.
34. Mehtonen J (2012). Substance Flow Analysis (SFA) for polybrominated diphenylethers (PBDE) in Finland. Teoksessa: COHIBA WP4: Identification of sources and estimation of inputs/impacts on the Baltic Sea, Summary report Finland. 409.
35. Suominen K, Verta M, Marttinen S (2014). Hazardous organic compounds in biogas plant end products--soil burden and risk to food safety. *Sci Total Environ* 491-492, 192-199.
36. Mehtonen J, Perkola N, Reinikainen J, Seppälä T, Suikkanen J (2016). Perfluoratut yhdisteet ympäristössä – tietopaketti. Ympäristöministeriön rahoittama PERFAKTA –hanke, v. 2015-16 (Dnro YM/84/481/2015). Ympäristöministeriö.
37. Verta M, Kauppila T, Londesborough S, Mannio J, Porvari P, Rask M, Vuori K-M, Vuorinen P (2010). Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta suomen pintavesissä: ehdotus laatunormidirektiivin toimeenpanosta. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2010.
38. Basu N, Janz D (2014). Organometal(loid)s. Teoksessa: *Fish physiology, Volume 33, Organic chemical toxicology of fishes*. Academic Press, London, 141-194.
39. Larsen E, Francesconi K (2003). Arsenic concentrations correlate with salinity for fish taken from the North Sea and Baltic waters. *J Mar Biol Assoc UK* 83, 283-284.
40. McIntyre D, Linton T (2012). Arsenic. Teoksessa: *Fish physiology, Volume 31B, Homeostasis and toxicology of non-essential metals*. Academic Press, Lontoo, 297-349.
41. Popowich A, Zhang Q, Le X (2016). Arsenobetaine: the ongoing mystery. *National Science Review* 3, 451-458.
42. Kiviranta H, Ovaskainen M-L, Vartiainen T (2004). Market basket study on dietary intake of PCDD/Fs, PCBs, and PBDEs in Finland. *Environ Int* 30, 923-932.
43. Hallikainen A, Parmanne R, Kiviranta H, Vartiainen T (2006). Voiko silakkaa edelleen syödä? Dioksiinien saanti elintarvikkeista arvioitu uudelleen. *Duodecim* 122, 801-804.
44. Livsmedelverket (2017). Swedish Market Basket Survey 2015 – per capita-based analysis of nutrients and toxic compounds in market baskets and assessment of benefit or risk. Livsmedelsverkets rapportserie nr 26/2017.
45. Trudel D, Scheringer M, von Goetz N, Hungerbühler K (2011). Total consumer exposure to polybrominated diphenyl ethers in North America and Europe. *Environ. Sci. Technol.* 45, 2391-2397.
46. Rantakokko P, Kumar E, Kiviranta H (2016). Suomalaisien altistuminen bromatuille ja fosforoiduille palonestoaineille. *Ympäristö ja Terveys* 47, 60-66.
47. Suomi J, Tuominen P, Ranta J, Savela K (2015). Riskinarviointi suomalaisten lasten altistumisesta elintarvikkeiden ja talousveden raskasmetalleille. *Eviran tutkimuksia* 2/2015.
48. Suomi J, Tuominen P, Savela K (2017). Dietary exposure of Finnish children to heavy metal mixture – a cumulative assessment. *Human and Ecological Risk Assessment* 23, 1234-1248.
49. EFSA (2012). Lead dietary exposure in the European population. *EFSA Journal* 10, 2831.
50. Turunen AW, Verkasalo PK, Kiviranta H, Pukkala E, Jula A, Männistö S, Räsänen R, Marniemi J, Vartiainen T (2008). Mortality in a cohort with high fish consumption. *Int J Epidemiol* 37, 1008-1017.

51. Tuomisto J, Niittynen M, Turunen A, Ung-Lanki S, Kiviranta H, Harjunpää H, Vuorinen P, Rokka M, Ritvanen T, Hallikainen A (2015). Itämeren silakka ravintona - Hyöty-haitta-analyysi. Eviran tutkimuksia 1/2015.
52. Pakarinen T, A R, Jokikokko E, Orell P, Erkinaro J, Koljonen M, Keinänen M, Saura A, Jaala E (2017). Lohi. Teoksessa: Kalakantojen tila vuonna 2016 sekä ennuste vuosille 2017 ja 2018, Silakka, kilohaili, turska, lohi, siika, kuha ja ahven. 27-49.
53. ICES (2017). Report of the Baltic fisheries assessment working group (WGBFAS), 19-26 April 2017, Copenhagen, Denmark. ICES Advisory Committee ICES CM 2017/ACOM:11, 810 s.
54. Mohrholz V, Naumann M, Nausch G, Krüger S, Gräwe U (2015). Fresh oxygen for the Baltic Sea - An exceptional saline inflow after a decade of stagnation. *Journal of Marine Systems* 148, 152-166.
55. Pönni J (2017). Silakka. Teoksessa: Kalakantojen tila vuonna 2016 sekä ennuste vuosille 2017 ja 2018, Silakka, kilohaili, turska, lohi, siika, kuha ja ahven. 6-17.
56. Pönni J (2017). Kilohaili. Teoksessa: Kalakantojen tila vuonna 2016 sekä ennuste vuosille 2017 ja 2018, Silakka, kilohaili, turska, lohi, siika, kuha ja ahven. 18-21.
57. Jokikokko E, Veneranta L, Huhmarniemi A (2017). Pohjanlahden siika. Teoksessa: Kalakantojen tila vuonna 2016 sekä ennuste vuosille 2017 ja 2018, Silakka, kilohaili, turska, lohi, siika, kuha ja ahven. 50-54.
58. Auvinen H, Heikinheimo O, Raitaniemi J (2017). Merialueen kuha. Teoksessa: Kalakantojen tila vuonna 2016 sekä ennuste vuosille 2017 ja 2018, Silakka, kilohaili, turska, lohi, siika, kuha ja ahven. 55-72.
59. Auvinen H, Heikinheimo O (2017). Merialueen ahven. Teoksessa: Kalakantojen tila vuonna 2016 sekä ennuste vuosille 2017 ja 2018, Silakka, kilohaili, turska, lohi, siika, kuha ja ahven. 73-83.
60. Siimes K, Vähä E, Junttila V, Lehtonen K, Mannio J (2018, taitossa). Haitalliset aineet Suomen vesissä: tilanne ja seurannan suuntaviivat. Suomen ympäristökeskuksen raportteja.
61. Komission asetus (EU) N:o 589/2014, annettu 2 päivänä kesäkuuta 2014, näytteenotto- ja määrittämenetelmistä tietyissä elintarvikkeissa olevien dioksiinien, dioksiinien kaltaisten PCB-yhdisteiden ja muiden kuin dioksiinien kaltaisten PCB-yhdisteiden pitoisuuksien tarkastusta varten sekä asetuksen (EU) N:o 252/2012 kumoamisesta. Euroopan unionin virallinen lehti L 164/18-40.
62. Komission asetus (EY) N:o 333/2007, annettu 28 päivänä maaliskuuta 2007, näytteenotto- ja määrittämenetelmistä elintarvikkeiden lyijy-, kadmium-, elohopea-, epäorgaanisen tinan, 3-MCPD- ja bentso(a)pyreenipitoisuuksien virallista tarkastusta varten. Euroopan unionin virallinen lehti L88/29-38.
63. Raitaniemi J, Nyberg K, Torvi I (2000). Kalojen iän ja kasvun määrittäminen. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
64. Friedman J (2001). Greedy function approximation: A gradient boosting machine. *The Annals of Statistics* 29, 1189-1232.
65. Kohavi R (1995). A study of cross-validation and bootstrap for accuracy estimation and model selection. Teoksessa: IJCAI'95 Proceedings of the 14th international joint conference on artificial intelligence. Morgan Kaufmann Publishers, San Francisco, CA, 1137-1143.
66. Mierswa I, Wurst M, Klinkenberg R, Scholz M, T E (2006). Yale: rapid prototyping for complex data mining tasks. Teoksessa: Proceedings of the 12th ACM SIGKDD international conference on knowledge discovery and data mining (KDD '06). ACM, New York, NY, 935-940.
67. Miller A, Hedman JE, Nyberg E, Haglund P, Cousins IT, Wiberg K, Bignert A (2013). Temporal trends in dioxins (polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans) and dioxin-like polychlorinated biphenyls in Baltic herring (*Clupea harengus*). *Mar. Pollut. Bull.* 73, 220-230.

68. Bignert A, Danielsson S, Faxneld S, Nyberg E (2017). Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota. Swedish Museum of Natural History, Department of Environmental Research and Monitoring, Report 5/2016.
69. Keinänen M, Uddström A, Mikkonen J, Casini M, Pönni J, Myllylä T, Aro E, Vuorinen P (2012). The thiamine deficiency syndrome M74, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*) feeding in the Baltic Sea, is related to the fat and thiamine content of prey fish. ICES J Mar Sci 69, 516-528.
70. Jestoi M, Nieminen J, Venäläinen E-R, Airaksinen R, Kiviranta H, Koponen J, Rantakokko P, Ruokojärvi P, Keinänen M, Myllylä T, Raitaniemi J, Vuorinen P, Mannio J (2017). Lohen dioksiinipitoisuus laskussa. Suomen Kalastuslehti 5/2017: 26-27.
71. Koistinen J, Vuorinen P, Paasivirta J (1993). Contents and origin of polychlorinated diphenyl ethers (PCDE) in salmon from the Baltic Sea, Lake Saimaa and the Tenojoki River in Finland. Chemosphere. 27, 2365-2380.
72. Vuorinen P, Paasivirta J, Koistinen J, Rantio T (1992). Organochlorines in salmon (*Salmo salar* L.) from the Teno River. Teoksessa: Symposium on the State of the Environment and Environmental Monitoring in Northern Fennoscandia and the Kola Peninsula. October 6 - 8, 1992, Rovaniemi, Finland. Arktisen keskuksen julkaisuja 4. 186-188.
73. Ulhaq M, Sundström M, Larsson P, Gabrielsson J, Bergman Å, Norrgren L, Örn S (2015). Tissue uptake, distribution and elimination of ¹⁴C-PFOA in zebrafish (*Danio rerio*). Aquat. Toxicol. 163, 148-157.
74. Korpinen S, Laamanen M (2018, kuulemiskierroksella). Suomen meriympäristön tila 2018. Suomen merenhoitosuunnitelman kuulemisasiakirja.
75. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2013/39/EU, annettu 12 päivänä elokuuta 2013, direktiivien 2000/60/EY ja 2008/105/EY muuttamisesta vesipolitiikan alan prioriteettiaineiden osalta.
76. Komission asetus (EU) N:o 1259/2011, annettu 2 päivänä joulukuuta 2011, asetuksen (EY) N:o 1881/2006 muuttamisesta elintarvikkeissa olevien dioksiinien, dioksiinien kaltaisten PCB-yhdisteiden ja muiden kuin dioksiinien kaltaisten PCB-yhdisteiden enimmäismäärien osalta. Euroopan unionin virallinen lehti L 320/18-23.

LIITE 1: MITATUT YHDISTEET

Yhdiste	Yhdisteen koko nimi	Yhdiste	Yhdisteen koko nimi
Polyklooratut dibentsofuraanit, PCDF		Polybromatut difenyylietterit, PBDE	
2,3,7,8-TCDF	2,3,7,8-tetraklooridibentsofuraani	BDE-28	2,4,4'-tribromidifenyylietteri
1,2,3,7,8-PeCDF	1,2,3,7,8-pentaklooridibentsofuraani	BDE-47	2,2',4,4'-tetrabromidifenyylietteri
2,3,4,7,8-PeCDF	2,3,4,7,8-pentaklooridibentsofuraani	BDE-49	2,2',4,4',5'-tetrabromidifenyylietteri*
1,2,3,4,7,8-HxCDF	1,2,3,4,7,8-heksaklooridibentsofuraani	BDE-66	2,3',4,4'-tetrabromidifenyylietteri
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1,2,3,6,7,8-heksaklooridibentsofuraani	BDE-71	2,3',4',6'-tetrabromidifenyylietteri
1,2,3,7,8,9-HxCDF	1,2,3,7,8,9-heksaklooridibentsofuraani	BDE-77	3,3',4,4'-tetrabromidifenyylietteri
2,3,4,6,7,8-HxCDF	2,3,4,6,7,8-heksaklooridibentsofuraani	BDE-85	2,2',3,4,4'-pentabromidifenyylietteri
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1,2,3,4,6,7,8-heptaklooridibentsofuraani	BDE-99	2,2',4,4',5'-pentabromidifenyylietteri
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1,2,3,4,7,8,9-heptaklooridibentsofuraani	BDE-100	2,2',4,4',6'-pentabromidifenyylietteri
OCDF	1,2,3,4,6,7,8,9-oktaklooridibentsofuraani	BDE-119	2,3',4,4',6'-pentabromidifenyylietteri
Polyklooratut dibentso-p-dioksiinit, PCDD		BDE-138	2,2',3,4,4',5'-heksabromidifenyylietteri
2,3,7,8-TCDD	2,3,7,8-tetraklooridibentso-p-dioksiini	BDE-153	2,2',4,4',5,5'-heksabromidifenyylietteri
1,2,3,7,8-PeCDD	1,2,3,7,8-pentaklooridibentso-p-dioksiini	BDE-154	2,2',4,4',5,6'-heksabromidifenyylietteri
1,2,3,4,7,8-HxCDD	1,2,3,4,7,8-heksaklooridibentso-p-dioksiini	BDE-183	2,2',3,4,4',5,6'-heptabromidifenyylietteri
		BDE-209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-dekabromidifenyylietteri
1,2,3,6,7,8-HxCDD	1,2,3,6,7,8-heksaklooridibentso-p-dioksiini		*kongeneeri ei-akkreditoitu toistaiseksi
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1,2,3,7,8,9-heksaklooridibentso-p-dioksiini	Perfluoroalkyyliisulfonaatit, PFAS	
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1,2,3,4,6,7,8-heptaklooridibentso-p-dioksiini	PFHxS	perfluoroheksaanisulfonaatti
OCDD	1,2,3,4,6,7,8,9-oktaklooridibentso-p-dioksiini	PFHpS	perfluoroheptaanisulfonaatti
Non-orto-PCB:t eli koplanaariset polyklooratut bifenyylit, PCB:t		PFOS	perfluoro-oktaanisulfonaatti
PCB-77	3,3',4,4'-tetraklooribifenyylit	PFDS	perfluorodekaanisulfonaatti
PCB-81	3,4,4',5'-tetraklooribifenyylit	Perfluoroalkyylikarboksyylihapot, PFAA	
PCB-126	3,3',4,4',5'-pentaklooribifenyylit	PFHxA	perfluoroheksaanihappo
PCB-169	3,3',4,4',5,5'-heksaklooribifenyylit	PFHpA	perfluoroheptaanihappo
Muut PCB:t (indikaattori-PCB:t merkitty ind-lyhenteellä)		PFOA	perfluoro-oktaanihappo
PCB-18	2,2',5-triklooribifenyylit	PFNA	perfluorononaanihappo
PCB-28 (ind)	2,4,4'-triklooribifenyylit	PFDA	perfluorodekaanihappo
PCB-33	2',3,4-triklooribifenyylit	PFUnA	perfluoroundekaanihappo
PCB-47	2,2',4,4'-tetraklooribifenyylit	PFDoA	perfluorododekaanihappo
PCB-49	2,2',4,5'-tetraklooribifenyylit	PFTtA	perfluorotridekaanihappo
PCB-51	2,2',4,6'-tetraklooribifenyylit	PFTeA	perfluorotetradekaanihappo
PCB-52 (ind)	2,2',5,5'-tetraklooribifenyylit	Alkuaineet	
PCB-60	2,3,4,4'-tetraklooribifenyylit	Hg	Elohopea
PCB-66	2,3',4,4'-tetraklooribifenyylit	Cd	Kadmium
PCB-74	2,4,4',5'-tetraklooribifenyylit	Cr	Kromi
PCB-99	2,2',4,4',5'-pentaklooribifenyylit	Cu	Kupari
PCB-101 (ind)	2,2',4,5,5'-pentaklooribifenyylit	Pb	Lyijy
PCB-105	2,3,3',4,4'-pentaklooribifenyylit	Mn	Mangaani
PCB-110	2,3,3',4',6'-pentaklooribifenyylit	Ni	Nikkeli
PCB-114	2,3,4,4',5'-pentaklooribifenyylit	Se	Seleeni
PCB-118	2,3',4,4',5'-pentaklooribifenyylit	Zn	Sinkki
PCB-122	2',3,3',4,5'-pentaklooribifenyylit	As	Arseeni
PCB-123	2',3,4,4',5'-pentaklooribifenyylit		
PCB-128	2,2',3,3',4,4'-heksaklooribifenyylit		
PCB-138 (ind)	2,2',3,4,4',5'-heksaklooribifenyylit		
PCB-141	2,2',3,4,5,5'-heksaklooribifenyylit		
PCB-153 (ind)	2,2',4,4',5,5'-heksaklooribifenyylit		
PCB-156	2,3,3',4,4',5'-heksaklooribifenyylit		
PCB-157	2,3,3',4,4',5'-heksaklooribifenyylit		
PCB-167	2,3',4,4',5,5'-heksaklooribifenyylit		
PCB-170	2,2',3,3',4,4',5'-heptaklooribifenyylit		
PCB-180 (ind)	2,2',3,4,4',5,5'-heptaklooribifenyylit		
PCB-183	2,2',3,4,4',5',6'-heptaklooribifenyylit		
PCB-187	2,2',3,4',5,5',6'-heptaklooribifenyylit		
PCB-189	2,3,3',4,4',5,5'-heptaklooribifenyylit		
PCB-194	2,2',3,3',4,4',5,5'-oktaklooribifenyylit		
PCB-206	2,2',3,3',4,4',5,5',6'-nonaklooribifenyylit		
PCB-209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-dekaklooribifenyylit		

LIITE 2: NÄYTTEENOTTOSUUNNITELMA

Laji	Näytteenotto- jakso(kk)	ICES-osa-alue ja tilastoruudut	Kalan pituus (cm)	Yksilöitä per näyte (lkm)	Näytteitä (lkm)
Silakka					
Perämeri	4-6	SD31; 6,10,15	12-13,9; 14-15,9; 16-16,9; 17-18,9 ja 19-20,9	15-20	5
Selkämeri, pohjoisosa	4-6	SD30; 22,27,26	12-13,9; 14-15,9; 16-16,9; 17-18,9 ja 19-20,9	15-20	5
Selkämeri, keskiosa	4-6	SD30; 36,31,30,34	12-13,9; 14-15,9; 16-16,9; 17-18,9 ja 19-20,9	15-20	5
Selkämeri, eteläosa	4-6	SD30; 41,45,46	12-13,9; 14-15,9; 16-16,9; 17-18,9 ja 19-20,9	15-20	5
Saaristomeri	4-6	SD29; 51,52,61	12-13,9; 14-15,9; 16-16,9; 17-18,9 ja 19-20,9	15-20	5
Suomenlahti, länsi-itäosa	4-6(3)	SD32; 62,63,142,54,55,57	12-13,9; 14-15,9; 16-16,9; 17-18,9 ja 19-20,9	15-20	5
Kilohaili					
Selkämeri, eteläosa	9-10	SD30; 45,46,41	10,0-10,9 ja 12,5-13,4	15	2
Saaristomeri	9-10	SD29; 60,61,59	10,0-10,9 ja 12,5-13,4	15	2
Suomenlahti, länsiosa	9-10	SD32; 62,63,142	10,0-10,9 ja 12,5-13,4	15	2
Lohi					
Perämeri	4-6	SD31; 6,10,15	60-90 ja 91-141	3	2
Selkämeri, keskiosa	4-6	SD30; 31,36,41,46	60-90 ja 91-141	3	2
Suomenlahti, länsiosa	4-6	SD32; 53,62,63	60-90 ja 91-141	3	2
Suomenlahti, itäosa	4-6	SD32; 55,57	60-90 ja 91-141	3	2
Muikku					
Perämeri	10-11	SD31; 2,6,7	15,5-16,5 ja 17-18	15	2
Päijänne, Tehinselkä	10-11		10-15 + mäti	15	1
Saimaa, Puruvesi	10-11		10-15 + mäti	15	1
Oulujärvi	10-11		10-15 + mäti	15	1
Muikun mäti					
Päijänne, Tehinselkä	10-11		10-15 + mäti	15	1
Saimaa, Puruvesi	10-11		10-15 + mäti	15	1
Oulujärvi	10-11		10-15 + mäti	15	1
Siika					
Perämeri	9-10	SD31; 11,19,15,2	25-30 ja 40-45	6	2
Selkämeri, pohjoisosa	10-11	SD30; 23,28,32	27-37 ja 38-50	6	2
Selkämeri, eteläosa	10-11	SD30; 37,47,42	27-37 ja 38-50	6	2
Saaristomeri	10-11	SD29; 50,52,51	31-44 ja 45-54	6	2
Suomenlahti, itäosa	10-11	SD32; 55,54,57,56,62	31-44 ja 45-54	6	2
Päijänne, Tehinselkä	10-11		35-40	5	1
Saimaa, Puruvesi	10-11		35-40	5	1
Oulujärvi	10-11		35-40	5	1
Hauki					
Perämeri	5-6	SD31; 19,7,11,2	66-75	6	1
Selkämeri, pohjoisosa	5-6	SD30; 23,28,24,32	66-75	6	1
Selkämeri, eteläosa	5-6	SD30; 47,37,42	66-75	6	1
Saaristomeri	5-6	SD29; 52,50	66-75	6	1
Suomenlahti, länsi-itäosa	5-6	SD32; 54,55,57,62,56	66-75	6	1
Päijänne, Tehinselkä	4-6		55-65	5	1
Saimaa, Paasivesi/Orivesi	4-6		55-65	5	1
Oulujärvi	4-6		55-65	5	1
Kuha					
Perämeri	4-6	SD31; 19,7	40-45	6	1
Selkämeri, pohjoisosa	4-6	SD30; 32,28,23	40-45	6	1
Selkämeri, eteläosa	4-6	SD30; 47,37,42	40-45	6	1
Saaristomeri	4-6	SD29; 52,61,51	40-45	6	1
Suomenlahti, länsi-itäosa	4-6	SD32; 54,55,57,62,56	40-45	6	1
Päijänne, Tehinselkä	4-6		40-45	5	1
Saimaa, Orivesi	4-6		40-45	5	1
Oulujärvi	4-6		40-45	5	1
Ahven					
Perämeri	5-6	SD31; 11,7,6	18-23 ja 24-32	6	2
Selkämeri, pohjoisosa	5-6	SD30; 23,28,32	18-23 ja 24-32	6	2
Selkämeri, eteläosa	5-6	SD30; 47,37,42	18-23 ja 24-32	6	2
Saaristomeri	5-6	SD29; 50,51	18-23 ja 24-32	6	2

Laji	Näytteenotto- jakso(kk)	ICES-osa-alue ja tilastoruudut	Kalan pituus (cm)	Yksilöitä per näyte (lkm)	Näytteitä (lkm)
Suomenlahti, länsi-itäosa	5-6	SD32; 56,54,55,57,62	18-23 ja 24-32	6	2
Mäde					
Perämeri	1-3	SD31; 19,11,15	45-50	6	1
Selkämeri, pohjoisosa	1-3	SD30; 24,28	45-50	6	1
Selkämeri, eteläosa	1-3	SD30; 47,37	45-50	6	1
Saaristomeri	1-3	SD29; 52,51	45-50	6	1
Suomenlahti, itäosa	1-3	SD32; 54,55,56,57	45-50	6	1
Kuore					
Selkämeri, eteläosa	4-5	SD30; 47	10-14,9 ja 15-19,9	15	2
Särki					
Perämeri	4-6	SD31; 19,15,12,11	15-21	6	1
Selkämeri, pohjoisosa	4-6	SD30; 24,28	15-21	6	1
Selkämeri, eteläosa	4-6	SD30; 47,37	15-21	6	1
Saaristomeri	4-6	SD29; 52,51	15-21	6	1
Suomenlahti, länsi-itäosa	4-6	SD32; 56,54,55,57	15-21	6	1
Päijänne, Tehinselkä	4-6		15-21	5	1
Saimaa, Orivesi	4-6		15-21	5	1
Oulujärvi	4-6		15-21	5	1
Lahna					
Perämeri	4-6	SD31; 19,11,15	40-45	6	1
Selkämeri, pohjoisosa	4-6	SD30; 24,28	40-45 ja 46-55	6	2
Selkämeri, eteläosa	4-6	SD30; 47,37	40-45 ja 46-55	6	2
Saaristomeri	4-6	SD29; 52,51	40-45 ja 46-55	6	2
Suomenlahti, länsi-itäosa	4-6	SD32; 54,55,56,57	40-45 ja 46-55	6	2
Nahkiainen					
Perhojoki, Kalajoki, Iijoki	9-11		26-31	15	1
Kokemäenjoki	9-11		26-31	6	1
Kymijoki	9-11		26-31	6	1

LIITE 3: NÄYTTEIDEN TAUSTATIEDOT

Näytteenottoalue	ICES-osa-alue	Pituus (cm)	Paino (g)	Kunto-kerroin (K)	Ikä (vuotta)	Näyte-määrä	Rasva-prosentti (%)
Silakka							
Perämeri	SD31	13,4	13	0,54	2,1	19	5,5
Perämeri	SD31	14,9	18	0,55	2,8	15	4,1
Perämeri	SD31	16,5	23	0,52	4,4	15	2,1
Perämeri	SD31	17,8	31	0,55	6,3	15	2,9
Perämeri	SD31	19,6	43	0,56	8,7	15	3,5
Selkämeri, keskiosa	SD30	13,4	14	0,57	2,0	20	6,4
Selkämeri, keskiosa	SD30	15,1	20	0,59	3,1	15	7,7
Selkämeri, keskiosa	SD30	17,3	30	0,58	4,9	15	7,1
Selkämeri, keskiosa	SD30	18,4	38	0,61	7,9	15	6,8
Selkämeri, keskiosa	SD30	20,2	51	0,62	11,7	15	7,4
Selkämeri, eteläosa	SD30	13,5	15	0,61	2,0	21	4,8
Selkämeri, eteläosa	SD30	15,0	19	0,57	3,1	17	3,0
Selkämeri, eteläosa	SD30	17,0	29	0,60	4,9	15	4,5
Selkämeri, eteläosa	SD30	18,5	38	0,60	7,9	15	4,8
Selkämeri, eteläosa	SD30	19,9	51	0,64	11,7	15	7,0
Selkämeri, eteläosa (syksy)	SD30	13,0	14	0,65	1,0	21	8,5
Selkämeri, eteläosa (syksy)	SD30	15,0	21	0,64	2,2	15	10,1
Selkämeri, eteläosa (syksy)	SD30	16,7	29	0,63	3,8	15	10,7
Selkämeri, eteläosa (syksy)	SD30	18,3	40	0,66	6,8	15	12,3
Selkämeri, eteläosa (syksy)	SD30	19,6	48	0,63	10,6	15	11,3
Saaristomeri	SD29	12,8	11	0,51	2,2	15	3,3
Saaristomeri	SD29	15,2	16	0,46	3,6	15	2,5
Saaristomeri	SD29	16,8	23	0,49	5,3	15	2,4
Saaristomeri	SD29	18,5	32	0,51	7,7	15	2,6
Saaristomeri	SD29	19,8	37	0,47	8,8	15	3,5
Suomenlahti, itäosa	SD32	12,8	11	0,50	2,5	21	2,7
Suomenlahti, itäosa	SD32	15,2	16	0,47	4,6	15	1,9
Suomenlahti, itäosa	SD32	17,1	24	0,48	7,2	15	2,2
Suomenlahti, itäosa	SD32	18,4	31	0,50	8,2	15	2,5
Suomenlahti, itäosa	SD32	19,6	39	0,52	7,3	15	2,4
Kilohaali							
Selkämeri, eteläosa	SD30	10,6	8,0	0,69	2,2	20	19,9
Selkämeri, eteläosa	SD30	12,9	13	0,60	4,5	15	14,7
Saaristomeri	SD29	10,3	7,0	0,62	2,0	25	16,6
Saaristomeri	SD29	12,7	11	0,52	5,2	21	10,4
Suomenlahti, länsi-itäosa	SD32	10,4	7,0	0,61	2,1	30	17,4
Suomenlahti, länsi-itäosa	SD32	12,8	10	0,48	4,9	21	8,6
Lohi							
Perämeri	SD31	79,0	6100	1,17	1,7	3	16,2
Perämeri	SD31	100	11700	1,17	2,7	3	10,4
Selkämeri, keskiosa	SD30	84,3	5483	0,90	2,0	3	16,1
Selkämeri, keskiosa	SD30	96,7	9350	1,03	2,0	3	15,4
Suomenlahti, länsiosa	SD32	71,8	3890	1,00	1,3	3	14,5
Suomenlahti, länsiosa	SD32	93,9	8850	1,05	2,3	3	12,6
Suomenlahti, itäosa	SD32	68,7	3773	1,13	1,3	3	14,6
Suomenlahti, itäosa	SD32	95,3	10583	1,23	2,3	3	14,1
Muikku							
Perämeri	SD31	16,1	29	0,71	1,8	15	6,0
Perämeri	SD31	17,3	35	0,67	2,0	15	4,7
Päijänne	.	14,1	17	0,61	1,0	15	2,9
Saimaa, Puruvesi (Hummoselkä)	.	14,7	21	0,65	1,9	15	1,4
Oulujärvi	.	12,7	13	0,62	1,7	15	1,7
Muikun mäti							
Perämeri	SD31	30	13,0
Päijänne	15	12,1
Saimaa, Puruvesi (Hummoselkä)	15	11,5
Oulujärvi	15	9,9
Siika							
Perämeri	SD31	27,5	174	0,82	5,5	6	3,4
Perämeri	SD31	41,8	622	0,85	4,3	6	1,5
Selkämeri, pohjoisosa	SD30	33,0	293	0,82	3,2	6	1,4
Selkämeri, pohjoisosa	SD30	39,1	489	0,82	4,7	6	2,1
Selkämeri, eteläosa	SD30	35,3	356	0,81	2,5	6	1,0
Selkämeri, eteläosa	SD30	43,7	751	0,90	4,8	6	1,6
Saaristomeri	SD29	38,7	542	0,93	3,7	6	1,6
Saaristomeri	SD29	44,1	852	0,99	4,5	6	2,2
Suomenlahti, itäosa	SD32	37,0	427	0,84	3,5	6	1,2
Suomenlahti, itäosa	SD32	49,1	1199	1,00	5,3	6	1,8
Päijänne	.	36,0	418	0,87	3,8	5	0,7
Saimaa, Puruvesi (Hummoselkä)	.	25,9	132	0,76	4,4	5	1,4
Oulujärvi	.	37,6	511	0,96	6,2	5	1,8
Hauki							
Perämeri	SD31	65,6	1809	0,63	13,8	6	0,6
Selkämeri, pohjoisosa	SD30	69,3	2218	0,67	11,7	6	0,6
Selkämeri, eteläosa	SD30	71,0	2203	0,62	11,3	6	0,6
Saaristomeri	SD29	70,0	2236	0,64	8,8	6	0,5
Suomenlahti, länsi-itäosa	SD32	71,3	2545	0,69	11,7	6	0,4

Näytteenottoalue	ICES-osa-alue	Pituus (cm)	Paino (g)	Kuntokerroin (K)	Ikä (vuotta)	Näyte-määrä	Rasva-prosentti (%)
Päijänne	.	59,4	1327	0,61	10,2	5	0,7
Saimaa	.	53,3	912	0,60	8,2	5	0,6
Oulujärvi	.	57,0	1160	0,63	11,4	5	0,4
Kuha							
Selkämeri, pohjoisosaa	SD30	43,0	665	0,83	5,0	6	0,8
Selkämeri, eteläosa	SD30	41,8	632	0,86	7,5	4	0,7
Saaristomeri	SD29	42,7	688	0,88	7,0	6	0,6
Suomenlahti, länsi-itäosa	SD32	43,7	720	0,86	5,2	6	0,5
Päijänne	.	43,3	811	1,00	5,8	5	0,9
Saimaa	.	41,7	623	0,85	5,6	5	1,7
Oulujärvi	.	42,9	745	0,95	5,8	5	0,4
Ahven							
Perämeri	SD31	22,0	115	1,07	5,5	6	1,1
Perämeri	SD31	28,5	266	1,14	7,5	6	1,2
Selkämeri, pohjoisosaa	SD30	22,8	136	1,15	6,2	6	1,0
Selkämeri, pohjoisosaa	SD30	27,6	233	1,11	7,8	6	1,1
Selkämeri, eteläosa	SD30	21,8	112	1,07	4,5	6	0,7
Selkämeri, eteläosa	SD30	26,5	211	1,12	5,8	6	0,8
Saaristomeri	SD29	20,3	79	0,93	5,8	5	0,7
Saaristomeri	SD29	26,9	239	1,19	7,3	6	1,0
Suomenlahti, länsi-itäosa	SD32	21,0	108	1,17	5,0	6	0,7
Suomenlahti, länsi-itäosa	SD32	26,4	221	1,21	6,2	6	1,2
Made							
Perämeri	SD31	50,2	843	0,65	5,2	5	0,8
Selkämeri, pohjoisosaa	SD30	48,6	719	0,63	5,2	6	0,7
Selkämeri, eteläosa	SD30	45,5	627	0,66	4,3	6	1,0
Saaristomeri	SD29	47,3	714	0,67	4,5	4	0,7
Suomenlahti, itäosa	SD32	47,9	590	0,54	5,3	6	0,7
Kuore							
Selkämeri, eteläosa	SD30	13,4	11	0,44	2,7	15	1,6
Selkämeri, eteläosa	SD30	17,5	25	0,46	4,3	15	2,9
Aurajoki, Halistenkoski	SD29	13,7	14	0,52	2,6	20	2,4
Aurajoki, Halistenkoski	SD29	16,8	27	0,56	3,8	12	3,0
Särki							
Perämeri	SD31	20,7	101	1,13	7,7	6	0,9
Selkämeri, pohjoisosaa	SD30	21,4	112	1,14	8,2	6	1,5
Selkämeri, eteläosa	SD30	19,6	87	1,16	9,2	6	1,0
Saaristomeri	SD29	17,2	51	0,97	6,3	6	1,5
Suomenlahti, länsi-itäosa	SD32	19,5	73	0,98	9,0	6	1,0
Päijänne	.	19,8	63	0,80	8,4	5	0,8
Saimaa	.	17,7	43	0,75	8,6	5	0,7
Oulujärvi	.	20,8	81	0,90	9,8	5	0,9
Lahna							
Perämeri	SD31	44,1	1285	1,44	13,5	6	3,4
Selkämeri, pohjoisosaa	SD30	45,2	1178	1,25	15,0	6	3,6
Selkämeri, pohjoisosaa	SD30	50,1	1676	1,31	15,0	6	3,7
Selkämeri, eteläosa	SD30	42,7	858	1,10	16,8	6	0,7
Selkämeri, eteläosa	SD30	47,8	1138	1,04	18,2	6	0,8
Saaristomeri	SD29	43,5	884	1,06	18,3	6	0,9
Saaristomeri	SD29	47,3	1128	1,07	20,7	6	1,0
Suomenlahti, länsi-itäosa	SD32	42,2	869	1,15	22,0	6	1,4
Suomenlahti, länsi-itäosa	SD32	48,7	1203	1,05	27,0	6	1,3
Nahkiainen							
Kalajoki, Oulujoki, Iijoki	SD31	30,6	56	0,19	.	15	15,3
Kokemäenjoki	SD30	30,7	60	0,21	.	6	14,7
Kymijoki	SD32	31,1	49	0,16	.	6	16

LIITE 4: DIOKSIINIEN SEKÄ PCB-, PBDE- JA PFAS-YHDISTEIDEN PITOISUUDET

Laji	Dioksiinit, pg TEQ/g tp	Dioksiinit ja PCB-yhdisteet, pg TEQ/g tp	Indikaattori-PCB:t, ng/g tp	BDE-209, ng/g tp	PBDE summa, ng/g tp	PFOS, ng/g tp	PFAS summa, ng/g tp
Silakka							
Perämeri	0,91	1,4	4,6	< 0,011	0,36	2,2	4,1
Perämeri	2,0	2,9	8,6	< 0,12	0,62	3,9	9,6
Perämeri	2,5	3,7	12	< 0,11	0,85	3,2	7,4
Perämeri	3,9	5,6	17	< 0,12	1,2	3,4	7,7
Perämeri	5,8	8,1	26	< 0,11	1,7	3,6	8,5
Selkämeri, keskiosa	0,62	1,0	4,2	< 0,12	0,22	1,4	1,9
Selkämeri, keskiosa	0,73	1,2	4,7	< 0,12	0,27	1,0	1,4
Selkämeri, keskiosa	2,3	3,5	12	< 0,12	0,68	2,7	4,3
Selkämeri, keskiosa	3,8	5,6	21	< 0,12	1,0	2,9	4,8
Selkämeri, keskiosa	5,7	8,5	30	< 0,12	1,6	3,8	6,6
Selkämeri, eteläosa	0,54	0,91	3,9	< 0,12	0,23	0,82	1,2
Selkämeri, eteläosa	0,64	1,0	5,0	< 0,083	0,27	1,7	3,2
Selkämeri, eteläosa	2,2	3,3	12	< 0,082	0,62	4,8	10,0
Selkämeri, eteläosa	3,9	6,0	22	< 0,025	1,2	2,5	5,1
Selkämeri, eteläosa	6,7	9,9	34	< 0,025	1,7	4,0	7,7
Selkämeri, eteläosa (syksy)	0,27	0,52	3,0	< 0,04	0,17	0,53	0,53
Selkämeri, eteläosa (syksy)	0,81	1,4	6,1	< 0,042	0,32	0,61	0,61
Selkämeri, eteläosa (syksy)	2,2	3,5	15	< 0,037	0,72	1,6	2,4
Selkämeri, eteläosa (syksy)	3,1	4,7	20	< 0,016	1,00	1,5	2,1
Selkämeri, eteläosa (syksy)	3,8	5,8	23	< 0,017	1,2	1,8	2,5
Saaristomeri	0,42	0,76	4,2	< 0,085	0,25	1,0	1,3
Saaristomeri	1,0	1,7	8,2	< 0,077	0,41	2,3	4,5
Saaristomeri	1,2	2,1	8,5	< 0,082	0,51	2,1	3,9
Saaristomeri	1,9	3,1	12	< 0,025	0,77	2,1	3,7
Saaristomeri	2,4	3,9	15	0,030	0,96	2,1	3,8
Suomenlahti, itäosa	0,98	1,6	8,7	0,033	0,29	1,3	1,3
Suomenlahti, itäosa	1,4	2,2	12	0,018	0,42	2,1	2,5
Suomenlahti, itäosa	3,0	4,7	22	0,023	0,73	1,9	2,7
Suomenlahti, itäosa	3,6	5,6	24	0,018	0,89	2,1	3,8
Suomenlahti, itäosa	2,1	3,4	14	< 0,025	0,67	1,7	2,3
Kilohaali							
Selkämeri, eteläosa	0,40	0,83	4,1	0,021	0,28	0,89	0,89
Selkämeri, eteläosa	0,82	1,7	9,0	0,031	0,57	1,7	1,7
Saaristomeri	0,72	1,5	5,3	0,019	0,36	1,8	1,8
Saaristomeri	1,3	2,7	11	0,021	0,70	2,7	2,7
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,67	1,4	5,7	0,025	0,32	2,0	2,0
Suomenlahti, länsi-itäosa	1,1	2,3	12	0,018	0,59	3,0	3,0
Lohi							
Perämeri	5,4	10	53	< 0,019	3,3	2,2	2,6
Perämeri	2,9	7,2	38	0,14	2,9	3,2	3,2
Selkämeri, keskiosa	3,7	9,0	46	< 0,018	3,4	3,7	3,7
Selkämeri, keskiosa	3,7	8,1	43	< 0,018	3,0	4,4	4,4
Suomenlahti, länsiosa	3,6	8,2	43	< 0,016	2,6	3,2	3,2
Suomenlahti, länsiosa	4,2	10	49	< 0,015	3,6	5,4	5,8
Suomenlahti, itäosa	3,7	8,8	47	0,027	3,3	4,1	4,1
Suomenlahti, itäosa	3,0	6,5	40	0,047	2,0	2,9	2,9
Muikku							
Perämeri	0,27	0,47	3,2	< 0,025	0,37	2,9	6,2
Perämeri	0,32	0,57	4,1	< 0,026	0,49	2,5	5,3
Päijänne	0,38	0,61	2,4	0,41	0,75	1,1	3,0
Saimaa, Puruvesi (Hummoselkä)	0,41	0,89	2,3	0,013	0,29	0,28	1,4
Oulujärvi	0,16	0,28	1,5	0,014	0,35	0,16	0,52
Muikun mäti							
Perämeri	0,62	1,0	7,8	< 0,016	0,75	18	32
Päijänne	0,80	1,3	5,6	0,041	0,84	4,9	12
Saimaa, Puruvesi (Hummoselkä)	2,2	5,1	14	0,043	1,5	3,4	21
Oulujärvi	0,46	0,86	4,5	< 0,037	1,1	1,3	6,5
Siika							
Perämeri	1,0	1,7	5,5	< 0,016	0,36	1,1	2,0
Perämeri	0,28	0,63	4,0	< 0,016	0,17	0,42	0,42
Selkämeri, pohjoisosa	0,088	0,18	1,3	< 0,016	0,049	1,3	2,2
Selkämeri, pohjoisosa	0,29	0,54	3,5	< 0,016	0,14	1,6	3,6
Selkämeri, eteläosa	0,18	0,37	2,9	0,029	0,13	0,42	0,42
Selkämeri, eteläosa	0,15	0,37	2,8	0,059	0,16	0,19	0,29

Saaristomeri	0,53	0,98	4,7	< 0,008	0,15	1,3	2,8
Saaristomeri	0,48	0,89	3,8	< 0,0082	0,13	1,6	3,4
Suomenlahti, itäosa	0,46	0,86	7,8	0,023	0,22	0,88	1,3
Suomenlahti, itäosa	0,51	1,1	6,2	0,043	0,23	0,39	0,90
Päijänne	0,42	0,70	3,1	0,015	0,48	0,38	1,2
Saimaa, Puruvesi (Hummoselkä)	0,30	0,77	2,7	0,032	0,28	< 0,14	0
Oulujärvi	0,083	0,14	1,0	< 0,018	0,18	< 0,13	0,73
Hauki							
Perämeri	0,71	1,3	7,1	< 0,11	0,81	2,1	3,1
Selkämeri, pohjoisosa	0,52	0,95	3,1	0,013	0,22	0,88	1,4
Selkämeri, eteläosa	0,36	0,81	5,6	< 0,016	0,20	1,5	2,7
Saaristomeri	0,19	0,42	2,4	0,086	0,18	1,9	3,0
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,42	0,71	3,7	< 0,1	0,12	0,90	1,1
Päijänne	0,23	0,46	2,4	0,017	0,53	0,35	0,57
Saimaa	0,17	0,35	1,7	0,029	0,31	0,24	0,86
Oulujärvi	0,025	0,060	0,44	0,014	0,097	0,21	1,4
Kuha							
Selkämeri, pohjoisosa	0,13	0,32	3,3	< 0,0081	0,12	2,7	3,5
Selkämeri, eteläosa	0,081	0,22	3,1	< 0,043	0,12	1,6	2,0
Saaristomeri	0,12	0,30	3,8	< 0,016	0,14	1,6	2,4
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,19	0,41	3,8	< 0,11	0,10	1,3	1,3
Päijänne	0,15	0,30	1,9	0,018	0,31	1,5	4,8
Saimaa	0,26	0,55	3,5	0,050	0,62	0,43	2,9
Oulujärvi	0,015	0,034	0,31	0,12	0,16	0,30	2,7
Ahven							
Perämeri	0,20	0,41	2,6	< 0,025	0,18	3,0	5,1
Perämeri	0,32	0,64	4,5	< 0,025	0,45	2,0	3,6
Selkämeri, pohjoisosa	0,13	0,37	3,2	< 0,025	0,13	1,6	2,7
Selkämeri, pohjoisosa	0,19	0,43	2,4	< 0,025	0,14	1,4	2,9
Selkämeri, eteläosa	0,12	0,46	4,1	< 0,025	0,20	2,0	2,9
Selkämeri, eteläosa	0,14	0,38	2,9	< 0,016	0,13	2,3	3,8
Saaristomeri	0,095	0,36	4,9	< 0,11	0,17	4,7	5,7
Saaristomeri	0,14	0,39	3,7	0,018	0,16	4,6	6,5
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,30	0,54	4,4	< 0,12	0,083	1,3	2,6
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,36	0,68	5,5	< 0,12	0,15	2,0	3,3
Made							
Perämeri	0,26	0,45	2,1	0,17	0,30	1,00	1,4
Selkämeri, pohjoisosa	0,11	0,27	2,7	< 0,0082	0,089	0,54	0,73
Selkämeri, eteläosa	0,25	0,54	4,3	0,038	0,19	0,96	1,4
Saaristomeri	0,11	0,24	3,3	0,050	0,13	1,9	3,1
Suomenlahti, itäosa	0,44	0,73	7,1	< 0,0099	0,13	0,97	1,1
Kuore							
Selkämeri, eteläosa	0,88	1,5	4,5	< 0,011	0,24	9,8	20
Selkämeri, eteläosa	1,4	2,3	5,9	0,013	0,38	21	46
Aurajoki, Halistenkoski	0,90	1,5	4,4	< 0,037	0,18	11	25
Aurajoki, Halistenkoski	1,1	1,8	5,2	< 0,014	0,30	13	26
Särki							
Perämeri	0,080	0,24	2,7	< 0,025	0,30	1,0	2,1
Selkämeri, pohjoisosa	0,12	0,35	3,0	< 0,025	0,12	0,99	1,5
Selkämeri, eteläosa	0,15	0,55	4,9	< 0,045	0,17	0,82	0,82
Saaristomeri	0,15	0,48	4,1	< 0,025	0,21	1,0	1,0
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,22	0,62	5,9	< 0,025	0,18	1,8	2,9
Päijänne	0,050	0,14	1,6	0,026	0,20	0,50	1,7
Saimaa	0,066	0,17	1,3	0,021	0,17	0,34	2,4
Oulujärvi	0,024	0,059	0,64	0,039	0,13	< 0,14	0,28
Lahna							
Perämeri	0,32	0,55	2,6	< 0,12	0,13	1,3	2,0
Selkämeri, pohjoisosa	0,34	0,91	8,9	< 0,0081	0,22	0,86	1,1
Selkämeri, pohjoisosa	0,40	0,96	7,2	< 0,0088	0,19	0,58	0,77
Selkämeri, eteläosa	0,38	1,0	10	< 0,016	0,22	2,6	3,1
Selkämeri, eteläosa	0,35	1,3	16	< 0,016	0,32	1,3	1,5
Saaristomeri	0,30	0,85	9,4	0,092	0,34	3,5	4,3
Saaristomeri	0,33	0,95	13	< 0,016	0,27	2,9	3,3
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,34	0,74	5,2	0,19	0,30	1,6	2,4
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,55	1,2	10	0,44	0,66	1,8	2,3
Nahkiainen							
Kalajoki, Oulujoki, Iijoki	3,4	5,4	25	0,049	1,6	7,5	10
Kokemäenjoki	2,7	4,6	24	0,052	1,4	4,5	5,9
Kymijoki	5,3	9,8	71	0,030	1,7	1,7	2,1

LIITE 5: ELOHOPEAN, KADMIUMIN, LYIJYN JA ARSEENIN PITOISUUDET

Laji	Elohopea, mg/kg	Kadmium, mg/kg	Lyijy, mg/kg	Arseni, mg/kg
Silakka				
Perämeri	0,024	0,014	< 0,01	0,53
Perämeri	0,035	0,018	< 0,01	0,61
Perämeri	0,042	0,023	< 0,01	0,56
Perämeri	0,035	0,022	< 0,01	0,53
Perämeri	0,050	0,025	< 0,01	0,84
Selkämeri, keskiosa	0,017	0,016	< 0,01	0,60
Selkämeri, keskiosa	0,0096	0,014	< 0,01	0,68
Selkämeri, keskiosa	0,0089	0,019	< 0,01	0,65
Selkämeri, keskiosa	0,017	0,023	< 0,01	0,89
Selkämeri, keskiosa	0,021	0,023	< 0,01	1,4
Selkämeri, eteläosa	0,010	0,033	< 0,01	0,67
Selkämeri, eteläosa	0,012	0,021	< 0,01	0,48
Selkämeri, eteläosa	0,021	0,022	< 0,01	0,77
Selkämeri, eteläosa	0,024	0,027	< 0,01	0,88
Selkämeri, eteläosa	0,021	0,021	< 0,01	0,99
Selkämeri, eteläosa (syksy)	0,0070	0,016	< 0,01	0,82
Selkämeri, eteläosa (syksy)	0,0089	0,017	< 0,01	1,1
Selkämeri, eteläosa (syksy)	0,022	0,014	< 0,01	1,1
Selkämeri, eteläosa (syksy)	0,026	0,014	< 0,01	1,4
Selkämeri, eteläosa (syksy)	0,030	0,012	< 0,01	1,3
Saaristomeri	0,011	0,014	< 0,01	0,67
Saaristomeri	0,022	0,021	< 0,01	0,60
Saaristomeri	0,024	0,019	< 0,01	0,62
Saaristomeri	0,023	0,024	< 0,01	0,61
Saaristomeri	0,029	0,021	< 0,01	0,59
Suomenlahti, itäosa	0,018	0,017	< 0,01	0,45
Suomenlahti, itäosa	0,035	0,024	< 0,01	0,47
Suomenlahti, itäosa	0,072	0,032	< 0,01	0,62
Suomenlahti, itäosa	0,043	0,027	< 0,01	0,58
Suomenlahti, itäosa	0,039	0,018	< 0,01	0,46
Kilohaali				
Selkämeri, eteläosa	0,011	0,022	< 0,01	1,1
Selkämeri, eteläosa	0,025	0,041	< 0,01	0,95
Saaristomeri	0,0092	0,026	< 0,01	1,6
Saaristomeri	0,026	0,031	< 0,01	1,2
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,010	0,018	< 0,01	1,6
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,036	0,039	0,011	1,1
Lohi				
Perämeri	0,053	< 0,001	< 0,01	0,65
Perämeri	0,086	0,0010	< 0,01	1,1
Selkämeri, keskiosa	0,053	< 0,001	< 0,01	1,6
Selkämeri, keskiosa	0,064	< 0,001	< 0,01	1,5
Suomenlahti, länsiosa	0,054	< 0,001	< 0,01	1,5
Suomenlahti, länsiosa	0,071	< 0,001	< 0,01	1,5
Suomenlahti, itäosa	0,070	< 0,001	< 0,01	1,5
Suomenlahti, itäosa	0,079	< 0,001	< 0,01	1,5
Muikku				
Perämeri	0,088	0,014	< 0,01	0,27
Perämeri	0,13	0,015	< 0,01	0,25
Päijänne	0,057	0,0070	< 0,01	0,14
Saimaa, Puruvesi (Hummoselkä)	0,042	0,025	< 0,01	0,081
Oulujärvi	0,20	0,039	0,011	1,1
Muikun mäti				
Perämeri	0,012	0,0060	< 0,01	0,29
Päijänne	0,011	0,0020	< 0,01	0,11
Saimaa, Puruvesi (Hummoselkä)	0,0052	0,019	< 0,01	0,14
Oulujärvi	0,016	0,0030	0,012	0,076
Siika				
Perämeri	0,030	0,0010	< 0,01	0,45
Perämeri	0,028	0,0010	< 0,01	0,32
Selkämeri, pohjoisosa	0,017	< 0,001	0,010	0,32
Selkämeri, pohjoisosa	0,038	< 0,001	< 0,01	0,43
Selkämeri, eteläosa	0,027	< 0,001	< 0,01	0,27
Selkämeri, eteläosa	0,043	0,0010	< 0,01	0,35

Saaristomeri	0,022	0,0010	< 0,01	0,23
Saaristomeri	0,026	< 0,001	< 0,01	0,43
Suomenlahti, itäosa	0,027	< 0,001	< 0,01	0,21
Suomenlahti, itäosa	0,063	< 0,001	< 0,01	0,38
Päijänne	0,082	0,0010	< 0,01	0,078
Saimaa, Puruvesi (Hummoselkä)	0,067	0,012	< 0,01	0,016
Oulujärvi	0,16	0,0050	0,010	0,063
Hauki				
Perämeri	0,30	0,0010	< 0,01	0,18
Selkämeri, pohjoisosa	0,20	0,0010	< 0,01	0,46
Selkämeri, eteläosa	0,27	0,0010	< 0,01	0,70
Saaristomeri	0,18	< 0,001	< 0,01	0,71
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,54	< 0,001	< 0,01	0,35
Päijänne	0,59	0,0010	< 0,01	0,040
Saimaa	0,52	0,0010	< 0,01	0,043
Oulujärvi	0,42	< 0,001	< 0,01	0,033
Kuha				
Selkämeri, pohjoisosa	0,060	< 0,001	< 0,01	0,27
Selkämeri, eteläosa	0,11	< 0,001	< 0,01	0,41
Saaristomeri	0,11	0,0010	< 0,01	0,51
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,15	0,0010	< 0,01	0,29
Päijänne	0,30	< 0,001	< 0,01	0,055
Saimaa	0,38	< 0,001	< 0,01	0,063
Oulujärvi	0,41	< 0,001	< 0,01	0,024
Ahven				
Perämeri	0,15	< 0,001	0,017	0,15
Perämeri	0,31	< 0,001	0,010	0,078
Selkämeri, pohjoisosa	0,14	0,0010	< 0,01	0,49
Selkämeri, pohjoisosa	0,10	< 0,001	< 0,01	0,22
Selkämeri, eteläosa	0,10	0,0010	< 0,01	0,43
Selkämeri, eteläosa	0,18	0,0010	< 0,01	0,48
Saaristomeri	0,11	< 0,001	< 0,01	0,20
Saaristomeri	0,18	< 0,001	< 0,01	0,37
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,21	0,0010	< 0,01	0,26
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,23	< 0,001	< 0,01	0,22
Made				
Perämeri	0,11	< 0,001	< 0,01	0,39
Selkämeri, pohjoisosa	0,10	< 0,001	< 0,01	0,62
Selkämeri, eteläosa	0,076	< 0,001	< 0,01	0,51
Saaristomeri	0,066	< 0,001	< 0,01	0,65
Suomenlahti, itäosa	0,20	< 0,001	< 0,01	0,25
Kuore				
Selkämeri, eteläosa	0,026	0,0030	< 0,01	0,53
Selkämeri, eteläosa	0,025	0,0030	< 0,01	0,57
Aurajoki, Halistenkoski
Aurajoki, Halistenkoski
Särki				
Perämeri	0,093	0,0070	< 0,01	0,10
Selkämeri, pohjoisosa	0,056	0,0030	< 0,01	0,16
Selkämeri, eteläosa	0,087	0,0070	< 0,01	0,14
Saaristomeri	0,050	0,0010	< 0,01	0,31
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,065	0,0070	< 0,01	0,098
Päijänne	0,18	0,025	< 0,01	0,047
Saimaa	0,11	0,019	< 0,01	0,063
Oulujärvi	0,15	0,0020	< 0,01	0,044
Lahna				
Perämeri	0,051	0,0010	< 0,01	0,095
Selkämeri, pohjoisosa	0,047	0,0010	< 0,01	0,29
Selkämeri, pohjoisosa	0,044	< 0,001	< 0,01	0,25
Selkämeri, eteläosa	0,085	0,0030	< 0,01	0,22
Selkämeri, eteläosa	0,077	0,0020	< 0,01	0,25
Saaristomeri	0,061	0,0030	< 0,01	0,22
Saaristomeri	0,071	0,0060	< 0,01	0,24
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,085	0,0010	< 0,01	0,20
Suomenlahti, länsi-itäosa	0,089	0,0020	< 0,01	0,15
Nahkiainen				
Kalajoki, Oulujoki, Iijoki	0,11	0,043	< 0,01	0,61
Kokemäenjoki	0,052	0,039	< 0,01	0,90
Kymijoki	0,20	0,099	< 0,01	0,27



VALTIONEUVOSTON
SELVITYS- JA TUTKIMUSTOIMINTA

tietokayttoon.fi

ISSN 2342-6799 (pdf)
ISBN 978-952-287-600-3 (pdf)

