

Eviran tutkimuksia 2/2011

Itämeren kalan ja muun kotimaisen kalan ympäristömyrkyt: PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- ja OT-yhdisteet

EU-kalat II



Eviran tutkimuksia 2/2011

**Itämeren kalan ja muun kotimaisen kalan
ympäristömyrkyt:
PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- ja
OT-yhdisteet**

EU-kalat II

Anja Hallikainen, Evira
Hannu Kiviranta, Riikka Airaksinen, Panu Rantakokko, Jani Koponen, THL
Pekka J. Vuorinen, Timo Jääskeläinen, RKTL
Jaakko Mannio, SYKE

Kiitokset

Kalanäytteiden keräämiseen, käsittelyyn ja analysointiin on osallistunut suuri joukko Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL), Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) ja Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen (THL) henkilöstöä. Raportin kirjoittajat haluavat kiittää heitä kaikkia arvokkaasta työstä.

Kuvailulehti

Julkaisija	Elintarviketurvallisuusvirasto Evira
Julkaisun nimi	Itämeren kalan ja muun kotimaisen kalan ympäristömyrkyt: PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- ja OT-yhdisteet
Tekijät	Anja Hallikainen, Riikka Airaksinen, Panu Rantakokko, Jani Koponen, Jaakko Mannio, Pekka J. Vuorinen, Timo Jääskeläinen, Hannu Kiviranta
Tiivistelmä	EU-KALAT II hankkeessa tuotettiin tietoa Itämeren kalojen ja kotimaisten järvikaloiden sekä kasvatettujen kalojen PCDD/F- ja PCB- sekä PBDE-pitoisuuksista eri ikäisissä ja kokoisissa kaloissa sekä lajeittain että alueittain. Hankkeessa tutkittiin myös perfluorattuja yhdisteitä (PFC) ja organotina (OT)-yhdisteitä sekä lihaksesta että maksasta. Tutkimuksesta saatiin uutta tietoa kalojen haitallisten aineiden pitoisuuksista riskinhallintaa varten. Vuoden 2009 tuloksia verrattiin aikaisempiin tuloksiin vuosilta 2002-2003. Itämeren ja muun kotimaisen kalan PCDD/F- ja PCB-pitoisuuksista nousivat esiin samat kalalajit, joiden on aiemminkin todettu keräävän näitä ympäristömyrkyjä. Silakka, lohi ja meritaimen sekä nahkiainen ja tässä hankkeessa lisäksi kampela Kotkan alueelta ylittävät PCDD/F- ja PCB-yhdisteille asetetut enimmäispitoisuusrajat. Itämeren kaloista, kilohailin, muikun, ahvenen, hauen, kuhan, mateen ja turskan dioksiinien mediaanipitoisuudet eivät yllä edes puoleen sallitusta enimmäispitoisuudesta, joka on 4 pg/g tuorepainoa. Kun verrataan vuoden 2002-2003 pitoisuuksia vuoden 2009 PCDD/F- ja PCB- sekä PBDE-yhdisteiden pitoisuuksiin, ovat lohien ja silakan keskimääräiset pitoisuudet pienentyneet. Avomerialueiden OT-pitoisuudet lihaksessa olivat noin kolmanneksen pienemmät kuin vuonna 2005-2007 pyydytyissä näytteissä. Pahimpia Itämeren ympäristömyrkyjä ovat edelleen dioksiinit ja dioksiininkaltaiset PCB-yhdisteet. PBDE- ja PFOS- ja OT-pitoisuudet ovat pieniä muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta. Useista kalalajeista suurimmat haitta-aineiden pitoisuudet todettiin seuraavilta alueilta: Selkämereltä Porin edusta ja Turun ja Kotkan pyyntialueet sekä kaikkein pahimpana Helsingin Vanhankaupunginlahti, jossa sekä OT- että PFOS-pitoisuudet antavat aiheutta suositella kulutuksen rajoittamista, ainakin isojen ahventen osalta.
Julkaisu-aika	Toukokuu 2011
Asiasanat	Itämeri, kala, ympäristömyrkyt, dioksiinit ja furaanit, PCDD/F, PCB-, PBDE- ja PFC-yhdisteet, orgaaniset tinayhdisteet, aikatrendi, lihas ja maksa
Julkaisusarjan nimi ja numero	Eviran tutkimuksia 2/2011
Sivuja	101
Kieli	Suomi
Luottamuksellisuus	Julkinen
Julkaisun kustantaja	Elintarviketurvallisuusvirasto Evira
Taitto	Elintarviketurvallisuusvirasto Evira, virastopalveluyksikkö
ISSN	1797-2981
ISBN	978-952-225-083-4

Description

Publisher	Finnish Food Safety Authority Evira
Title	Environmental pollutants in Baltic fish and other domestic fish: PCDD/F, PCB, PBDE, PFC and OT compounds
Authors	Anja Hallikainen, Riikka Airaksinen, Panu Rantakokko, Jani Koponen, Jaakko Mannio, Pekka J. Vuorinen, Timo Jääskeläinen, Hannu Kiviranta
Abstract	<p>As an outcome of the EU FISH II project, information was produced about PCDD/F and PCB as well as PBDE levels in Baltic fish, domestic freshwater fish and farmed fish. Variations in the levels were studied by age and size of the fish as well as by species and areas. Analyses of the presence of perfluorinated compounds (PFC) and organotin compounds (OT) in muscles and liver were also carried out within the scope of the project. New data on the content of hazardous substances in fish were obtained for use in risk management. The 2009 results were compared with the results of the previous project conducted in 2002-2003. Analyses of PCDD/F and PCB levels in fish highlight the same species that have also previously been found to be susceptible to accumulation of these environmental toxins. Baltic herring, salmon and sea trout as well as river lamprey and now in this study also European flounder in Kotka area show levels of PCDD/F and PCB compounds exceeding the maximum stipulated limits. In Baltic fish, the median levels of dioxin equivalents in sprat, vendace, perch, pike, pike-perch, burbot and cod are not even half of the permitted maximum level, which is 4 pg/g of fresh weight. The comparison of the levels measured in 2002-2003 with the 2009 levels of PCDD/F and PCB as well as PBDE compounds shows that the mean levels have decreased in salmon and herring. The OT levels measured in the muscles of open sea fish were about one third lower than in the fish samples caught in 2005-2007. Dioxins and dioxin-like PCB compounds are still the worst contaminants in the Baltic Sea. The levels of PBDE, PFOS and OT were low, with a few exceptions. The Bothnian Sea and the fishing areas of Pori, Turku and Kotka took the lead in the contamination ranking, but the worst area was Vanhankaupunginlahti Bay of Helsinki, where both OT and PFOS levels give cause to recommend consumption restrictions, at least as far as large perch are concerned.</p>
Publication date	May 2011
Keywords	Baltic Sea, fish, environmental toxins, dioxins and furans, PCDD/F, PCB, PBDE and PFC compounds, organotin compounds, time trend, muscle and liver
Name and number of publication	Evira Research Reports 2/2011
Pages	101
Language	Finnish
Confidentiality	Public
Publisher	Finnish Food Safety Authority Evira
Layout	Finnish Food Safety Authority Evira, In-house Services
ISSN	1797-2981
ISBN	978-952-225-083-4

Beskrivning

Utgivare	Livsmedelssäkerhetsverket Evira
Publikationens titel	Miljögifter i östersjöfisk och annan inhemsk fisk: PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- och OT-föreningar
Författare	Anja Hallikainen, Riikka Airaksinen, Panu Rantakokko, Jani Koponen, Jaakko Mannio, Pekka J. Vuorinen, Timo Jääskeläinen, Hannu Kiviranta
Resumé	I projektet EU-FISK II producerades information om PCDD/F- och PCB- jämte PBDE-halterna i östersjöfisk och inhemsk insjöfisk och odlad fisk av olika ålder och storlek såväl artvis som regionvis. I projektet undersöktes också såväl muskler som levern med tanke på perfluorkolväten (PFC) som organiska tennföreningar (OT). Undersökningen gav ny information om halterna skadliga ämnen i fisk med tanke på riskhanteringen. Resultaten från år 2009 jämfördes med de tidigare resultaten från åren 2002-2003. I fråga om PCDD/F- och PCB-halterna i östersjöfisk och annan inhemsk fisk framhävs samma fiskarter som också tidigare kontaterats samla på sig av dessa miljötoxiner. Strömming, lax och havsöring jämte nejonöga och i detta projekt också flundra från Kotkaområdet överskred gränsvärdena som fastställts för PCDD/F- och PCB-föreningar. Av östersjöfisken når medianhalterna dioxinekvivalenter i skarpsill, siklöja, abborre, gädda, gös, lake och torsk inte ens upp till halva det tillåtna gränsvärdet, som är 4 pg/g färskvikt. Då man jämför halterna år 2002-2003 med halterna PCDD/F- och PCB- jämte PBDE-föreningar år 2009, har de genomsnittliga halterna i lax och strömming minskat. OT-halterna i muskler i fisk från öppet havar är cirka en tredjedel mindre än i proverna från fisk som fångats år 2005-2007. Dioxinerna och de dioxinliknande PCB-föreningarna utgör fortsättningsvis de värsta kontaminanterna i Östersjön. PBDE-, PFOS- och OT-halterna var med några få undantag små. Som mest kontaminerade framstod fiskeriområdena Bottenhavet, Björneborg, Åbo och Kotka och som det allra värsta området Gammelstadsviken i Helsingfors, där såväl OT- som PFOS-halterna ger orsak att rekommendera en begränsning av konsumtionen åtminstone för stora abborrars del.
Utgivningsdatum	Maj 2011
Referensord	Östersjön, fisk, miljötoxiner, dioxiner och furaner, PCDD/F-, PCB-, PBDE- och PFC-föreningar, organiska tennföreningar, tidstrend, muskel och lever
Publikationsseriens namn och nummer	Eviras forskningsrapporter 2/2011
Antal sidor	101
Språk	Finska
Konfidentialitet	Offentlig handling
Förläggare	Livsmedelssäkerhetsverket Evira
Layout	Livsmedelssäkerhetsverket Evira, Enhet för ämbetsverkstjänster
ISSN	1797-2981
ISBN	978-952-225-083-4

Sisällys

1 Taustaa tutkimukselle	11
1.1 Johdanto	11
1.2 Haitallisia aineita koskeva elintarvikelainsäädäntö ja sen uusinta.....	11
1.3 Haitallisia aineita koskeva ympäristölainsäädäntö ja kansainväliset sopimukset.....	12
1.3.1 PCDD/F, PCB	12
1.3.2 PBDE	12
1.3.3 PFC	13
1.3.4 OT.....	13
1.4 Aiemmat tutkimushankkeet.....	13
2 Taustatietoa tutkittavista yhdisteistä	15
2.1 Ominaisuudet ja käyttäytyminen ympäristössä.....	15
2.1.1 PCDD/F, PCB	15
2.1.2 PBDE, PFC	16
2.1.3 OT.....	17
2.2 Pitoisuudet elintarvikkeissa.....	18
2.2.1 PCDD/F, PCB	18
2.2.2 PBDE, PFC	19
2.2.3 OT.....	19
2.3 Saanti.....	19
2.4 Terveystieteelliset haittavaikutukset	21
2.5 Kalan syöntisuositukset	22
3 Taustatietoa kalakannoista	23
4 Tutkimuksen tarkoitus	25
5 Tutkimushypoteesit	27
6 Tutkimusaineisto	28
6.1 Näytteenotto	28
7 Analyysimenetelmät	30
7.1 Iän määrittelyt	30
7.2 Näytteiden esikäsittely.....	30
7.3 Pitoisuusmäärittelyt.....	31
7.3.1 PCDD/F, PCB, PBDE.....	32
7.3.2 PFC	32
7.3.3 OT.....	32
7.3.4 Laadunvarmistus.....	32
7.4 Tulosten raportointi.....	33

8 Tulokset ja tarkastelu	34
8.1 Organohalogeenien pitoisuudet itämeren kaloissa	34
8.1.1 Silakka (<i>Clupea harengus membras</i>)	34
8.1.2 Kilohaili (<i>Sprattus sprattus</i>)	38
8.1.3 Lohi (<i>Salmo salar</i>)	39
8.1.4 Meritaimen (<i>Salmo trutta trutta</i>)	40
8.1.5 Muikku (<i>Coregonus albula</i>)	41
8.1.6 Ahven (<i>Perca fluviatilis</i>)	42
8.1.7 Hauki (<i>Esox lucius</i>).....	44
8.1.8 Kuha (<i>Sander lucioperca</i>).....	45
8.1.9 Made (<i>Lota lota</i>)	47
8.1.10 Siika (<i>Coregonus lavaretus</i>)	48
8.1.11 Kampela (<i>Platichthys flesus</i>)	50
8.1.12 Lahna (<i>Abramis brama</i>)	51
8.1.13 Särki (<i>Rutilus rutilus</i>)	52
8.1.14 Nahkiainen (<i>Lampetra fluviatilis</i>).....	53
8.1.15 Turska (<i>Gadus morhua</i>).....	54
8.2 Organohalogeeni- ja OT-pitoisuudet järvikaloissa	54
8.2.1 Taimen (<i>Salmo trutta</i>).....	55
8.2.2 Ahven (<i>Perca fluviatilis</i>).....	55
8.2.3 Lahna (<i>Abramis brama</i>)	56
8.3 Organohalogeenien pitoisuudet kasvatettussa kalassa.....	56
8.3.1 Kirjolohi (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	56
8.3.2 Nieriä (<i>Salvelinus alpinus</i>)	57
8.3.3 Siika (<i>Coregonus lavaretus</i>)	58
8.4 PFOS- ja OT-pitoisuudet Vanhankaupunginlahden kaloissa	59
8.4.1 Ahven (<i>Perca fluviatilis</i>).....	59
8.4.2 Kuha (<i>Sander lucioperca</i>).....	59
8.5 Yhteenvedot.....	60
8.5.1 Lajienvälinen vaihtelu	60
8.5.2 Kongeneerijakauma.....	64
8.5.3 Uusien TEF-kertoimien vaikutus.....	67
8.5.4 Pitoisuuksien muutos vuosien 2002 ja 2009 välillä	68
8.5.5 Lihas/maksavertailu.....	69
8.5.6 Vanhankaupunginlahti.....	71
9 Pohdinta ja päätelmät	73
9.1 Yleistä	73
9.2 PCDD/F, PCB	73
9.3 PBDE, PFC.....	74
9.4 OT	75
9.5 Itämeren saastuminen kala indikaattorina	76
9.6 Itämeristrategia osana meristrategiaa	77
10 Viitteet	78
11 Liitteet	84

Kuvat, kartta ja taulukot

Kuva 1. Silakan ja kilohailin biomassan vuosittainen vaihtelu Itämeren pääaltaan ja Suomenlahden alueella: ICES-osa-alueet 22–32 pois lukien Riiianlahti (ICES, 2010).....	23
Kuva 2. Silakan kolmen ikäluokan keskipainon vaihtelu 1980-luvun puolivälistä alkaen Itämeren pääaltaassa (ICES tilastointiosa-alueet 22-32 pois lukien Riiianlahti) ja Suomen tärkeimmällä silakan kalastusalueella Selkämeressä (ICES osa-alue 30). Tiedot Kansainvälisen merentutkimusneuvoston aineistoista (ICES, 2010).....	24
Kuva 3. Näytteiden homogenisointi ja poolaus.....	31
Kuva 4. Selkämeren yksilösilakoiden organohalogenien pitoisuudet pituuden mukaan.....	34
Kuva 5. Selkämeren yksilösilakoiden organohalogenien pitoisuudet kalan iän mukaan.....	35
Kuva 6. Itämeren poolattujen silakoiden organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	36
Kuva 7. Itämeren kilohailien organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	38
Kuva 8. Itämeren lohien organohalogeni- ja OT-pitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	39
Kuva 9. Itämeren taimenien organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	40
Kuva 10. Itämeren muikkujen organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	41
Kuva 11. Itämeren ahvenien organohalogeni- ja OT-pitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	42
Kuva 12. Itämeren haukien organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	44
Kuva 13. Itämeren kuhien organohalogeni- ja OT-pitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	45
Kuva 14. Itämeren mateiden organohalogeni- ja OT-pitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	47
Kuva 15. Itämeren siikojen organohalogenienpitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	48
Kuva 16. Itämeren kampeloiden organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	50
Kuva 17. Itämeren lahnojen organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	51
Kuva 18. Itämeren särkien organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	52
Kuva 19. Itämeren nahkiaisten organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	53
Kuva 20. Ahvenanmeren turskien organohalogeni- ja OT-pitoisuudet näytteenottoaikoittain.....	54
Kuva 21. Inarinjärven taimenien organohalogenipitoisuudet.....	55

Kuva 22. Järvialueiden ahvenien organohalogeni- ja OT-pitoisuudet näytteenottopaikoittain.....	55
Kuva 23. Päijänteen lahnojen organohalogenipitoisuudet.....	56
Kuva 24. Kasvatettujen kirjolohien organohalogenipitoisuudet näytteenottopaikoittain.....	56
Kuva 25. Kasvatettujen nieriöiden organohalogenipitoisuudet näytteenottopaikoittain.....	57
Kuva 26. Kasvatettujen siikojen organohalogenipitoisuudet näytteenottopaikoittain.....	58
Kuva 27. Vanhankaupunginlahden ahvenien PFOS- ja OT-pitoisuudet.....	59
Kuva 28. Vanhankaupunginlahden kuhien PFOS- ja OT-pitoisuudet.....	59
Kuva 29. Kaikkien kalanäytteiden PCDD/F- ja PCB-TEQ -pitoisuudet.....	60
Kuva 30. Kaikkien kalanäytteiden indikaattori-PCB -pitoisuudet.....	61
Kuva 31. Kaikkien kalanäytteiden PBDE-pitoisuudet.....	62
Kuva 32. Kaikkien kalanäytteiden PFOS- ja OT-pitoisuudet.....	63
Kuva 33. Itämeren poolattujen silakoiden kongeneerikohtaiset PCDD/F- ja PCB-TEQ-pitoisuudet.....	65
Kuva 34. Itämeren poolattujen silakoiden kongeneerikohtaiset PBDE-pitoisuudet.....	66
Kuva 35. Kaikkien kalanäytteiden PCDD/F- ja PCB-pitoisuudet laskettuna vuoden 1998 ja 2005 TEF-kertoimilla.....	67
Kuva 36. PCDDF-, PCB- ja PBDE-pitoisuuksien muutos vuosien 2002 ja 2009 välillä.....	68
Kuva 37. Itämeren lohien PFC- ja OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa.....	69
Kuva 38. Itämeren ahvenien ja kuhien OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa.....	69
Kuva 39. Itämeren mateiden PFC- ja OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa.....	70
Kuva 40. Ahvenanmeren turskien ja järvialueiden ahvenien OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa..	70
Kuva 41. Vanhankaupunginlahden ahvenien PFC- ja OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa.....	71
Kuva 42. Vanhankaupunginlahden ahvenien ja kuhien yhdistekohtaiset OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa.....	71
Kuva 43. Vanhankaupunginlahden ahvenien ja kuhien PFC- ja OT-pitoisuudet iän mukaan.....	72
Kartta 1. Näytteenottopaikat.....	29

Taulukko 1. Itämereltä ja sisävesistä pyydettyjen kalojen keskimääräiset PCDD/F- ja PCB-toksisuusekvivalenttisuomat (pg/g tp) ja niiden suhde eri kalalajeissa ja pyyntipaikoilla vuoden 2002-2003 näytteenkeräyksessä (Hallikainen ym., 2004).....	16
Taulukko 2. Suomalaisten aikuisten keskimääräinen PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden saanti eri elintarvikkeista (Hallikainen ym., 2006).....	20
Taulukko 3. Näytteistä tehtyjen analyysien lukumäärä.....	84
Taulukko 4. Näytteistä määritetyt yhdisteet.....	87
Taulukko 5. Itämeren yksilösilakoiden taustatiedot.....	88
Taulukko 6. Itämeren yksilösilakoiden organohalogenipitoisuudet.....	88
Taulukko 7. Itämeren poolattujen silakoiden taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	89
Taulukko 8. Itämeren kilohailien taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	90
Taulukko 9. Itämeren lohien taustatiedot ja organohalogeni- ja OT-pitoisuudet.....	91
Taulukko 10. Itämeren meritaimenien taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	92
Taulukko 11. Itämeren muikkujen taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	92
Taulukko 12. Itämeren ahvenien taustatiedot ja organohalogeni- ja OT-pitoisuudet.....	93
Taulukko 13. Itämeren haukien taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	94
Taulukko 14. Itämeren kuhien taustatiedot ja organohalogeni- ja OT-pitoisuudet.....	94
Taulukko 15. Itämeren mateiden taustatiedot ja organohalogeni- ja OT-pitoisuudet.....	95
Taulukko 16. Itämeren siikojen taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	96
Taulukko 17. Itämeren kampeloiden taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	96
Taulukko 18. Itämeren lahnojen taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	97
Taulukko 19. Itämeren särkien taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	97
Taulukko 20. Itämeren nahkiaisten taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	98
Taulukko 21. Itämeren turskien taustatiedot ja organohalogeni- ja OT-pitoisuudet.....	98
Taulukko 22. Järvialueiden taimenien taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	98
Taulukko 23. Järvialueiden ahvenien taustatiedot ja organohalogeni- ja OT-pitoisuudet.....	99
Taulukko 24. Järvialueiden lahnojen taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	99
Taulukko 25. Kasvatettujen kirjolohien taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	100
Taulukko 26. Kasvatettujen nieriöiden taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	100
Taulukko 27. Kasvatettujen siikojen taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.....	100
Taulukko 28. Vanhankaupunginlanden ahvenien taustatiedot ja PFC- ja OT-pitoisuudet.....	101
Taulukko 29. Vanhankaupunginlanden kuhien taustatiedot ja PFC- ja OT-pitoisuudet.....	101

1 Taustaa tutkimukselle

1.1 Johdanto

Vuonna 2009 käynnistettiin EU-kalat II -projekti, jossa kartoitettiin kattavasti kotimaisten kalojen ympäristömyrkkypitoisuuksia vastaavalla tavalla kuin vuosina 2002–2003 toteutetussa EU-kalat -projektissa. Tärkeänä tavoitteena oli saada tietoa kalojen ympäristömyrkkypitoisuuksien, lähinnä organohalogeenyhdisteiden (OH) pitoisuuksien muutoksista vuosien 2002 ja 2009 välillä. Tutkittaviksi yhdisteiksi valittiin polyklooratut dibentso-p-dioksiinit, dibentsofuraanit (PCDD/F) ja bifenyylit (PCB) sekä polybromatut difenyylieetterit (PBDE), joita tutkittiin myös EU-kalat -projektissa. Lisäksi nyt otettiin mukaan perfluoratut yhdisteet (PFC), joiden esiintymisestä suomalaisessa kalassa on vain vähän tietoa. Eviran erilliprojektina mukaan otettiin myös laivanpohjamaalien myrky-/kiinnittymisenestoaineet, orgaaniset tinayhdisteet (OT).

Evira koordinoi EU-kalat II -yhteistyöprojektia, jolle rahoituksen myönsi maa- ja metsätalousministeriö. EU-kalat II -projektissa syntyi eri hallinnonalojen ympäristömyrkyjen riskinhallinnan pohjaksi luotettavaa tutkimustietoa, jota eri viranomaiset voivat ratkaisuisaan käyttää hyväksi. Elintarvikkeiden lainsäädännön kehittämisen ja riskinarvioinnin lisäksi esimerkiksi ympäristöhallinnolla on tarve haitallisten aineiden pitoisuustietoon ympäristöä koskevia direktiivejä ja kansainvälisiä ohjelmia varten (HELCOM, 2010). EU-kalat II -projekti auttaa osaltaan EU:n Itämeristrategia-ohjelman toteutumisen seuranta.

1.2 Haitallisia aineita koskeva elintarvikelainsäädäntö ja sen uusinta

Komission tiettyjen elintarvikkeissa olevien vierasaineiden enimmäismääristä vahvistaman asetuksen (EY) N:o 1881/2006 artiklan 7 mukaan Suomella ja Ruotsilla on 31. joulukuuta 2011 asti kestävä siirtymäkauden ajan lupa saattaa markkinoille alueellaan Itämeren lohta (*Salmo salar*), silakkaa (*Clupea harengus*), jokinahkiaista (*Lampruca fluviatilis*), taimenta (*Salmo trutta*) ja nieriää (*Salvelinus spp.*) sekä muikun (*Coregonus albula*) mätiä, joiden PCDD/F- ja PCB-pitoisuudet ovat suuremmat kuin asetuksen liitteen kohdassa 5.3 kalan lihalle ja kalatuotteille vahvistetut enimmäismäärät: 4,0 pg/g tuorepainoa kohti (tp) WHO-PCDD/F-TEQ₉₈ ja/tai 8,0 pg/g tp WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈.

Suomella on ollut velvollisuus säännöllisesti ilmoittaa komissiolle edellä mainitun asetuksen artiklan 7 mukaisesti vuosittain dioksiiniseurannan tulokset sekä kaloista johtuvan altistuksen rajoittamiseksi tehdyt toimet että 9 artiklan mukaiset dioksiini-monitoroinnin tulokset.

Suomen on osoitettava EU:n dioksiinisäädösten muutosta valmisteltaessa, miksi tarvitsemme edelleen PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden poikkeuksen erälle Itämeren alueen kaloille. EU-kalat II -projekti tuotti tätä tavoitetta varten tietoa Itämeren kalojen tämänhetkistä PCDD/F- ja PCB-pitoisuuksista sekä niiden muutoksista. Säädöksiä piti alun perin tarkistaa dioksiinien osalta vuoden 2011 loppuun mennessä. Liittyen muihin tarkistustarpeisiin, uusiin tulosten laskentaan liittyviin TEF-arvoihin ja ei dioksiinien kaltaisten PCB-yhdisteiden sääntelytarpeeseen, komissio aloittikin alkuperäisestä suunnitelmasta poiketen dioksiini- ja PCB-yhdisteiden enimmäismäärysten uusintatyön jo vuonna 2010.

1.3 Haitallisia aineita koskeva ympäristölainsäädäntö ja kansainväliset sopimukset

EU-kalat II -projektissa tutkittuja haitallisia aineita on rajoitettu tai kielletty sekä EU-lainsäädännöllä että kansainvälisillä sopimuksilla, kuten Tukholman POP-yhdisteitä koskeva yleissopimus ja YK:n Euroopan talouskomission (UNECE) ilman epäpuhtauksien kaukokulkeutumissopimus (CLRTAP). Alla on luettelo EU:n voimassa olevasta ympäristölainsäädännöstä.

1.3.1 PCDD/F, PCB

- Dioksiinistrategia (2001)
- Suurten laitosten IPPC-direktiivi (Integrated Pollution Prevention and Control) (2008/1/EC)
- Jätteenpolttdirektiivi (2000/76/EC)
- Pysyviä orgaanisia yhdisteitä rajoittava POP-asetus (2004/850/EY)

1.3.2 PBDE

- Penta- ja oktabromattujen difenyyliettereiden (penta-BDE ja okta-BDE) täyskielto 2004 (2003/11/EY).
- Vaarallisten aineiden käytön rajoittamista sähkö- ja elektroniikkalaitteissa koskevan säädöksen (RoHS direktiivi, 2002/95/EC) mukaan uudet markkinoille luovutetut elektroniset laitteet eivät ole saaneet sisältää penta-BDE:tä vuodesta 2006
- Sähkö- ja elektroniikkaromua koskeva säädös (WEEE direktiivi 2002/96/EY) asettaa vastuun tällaisen romun hävittämisestä laitteiden valmistajalle
- Komission asetus 2010/756/EU POP-asetuksen (850/2004/EY) muuttamisesta kiristi 4, 5, 6 ja 7 bromia sisältävien kongeneerien rajoituksia. Suurin sallittu pitoisuus esineissä laski 0,001 %:iin (aiemmin 0,1 %). Rajoitus koskee valmistettavia ja markkinoille luovutettavia aineita, valmisteita, tavaroita tai tavaroiden palosuojattuja osia. Kierrätysmateriaalista valmistettuja tavaroita ja valmisteita vaatimus ei koske. Niiden suurin sallittu pitoisuusraja on 0,1%.

1.3.3 PFC

- Perfluoro-oktaanisulfonaatin (PFOS) käyttöä ja markkinoille luovuttamista on rajoitettu (2006/122/EY). PFOS on osittain kielletty aineena tai ainesosana valmisteissa (yli 0,005 %) ja puolivalmisteissa (yli 0,1 %) vuodesta 2008.
- Komission asetus 756/2010/EU POP-asetuksen (850/2004/EY) muuttamisesta: aineissa ja valmisteissa sallituksi jäämäksi katsottu pitoisuus laskettiin 0,001 %:in (ennen 0,005 %). Puolivalmisteissa ja muissa tuotteissa, kuten tekstiileissä sallitut pitoisuusrajat (0,1 % ja 0,1 ug/m²) sekä sallitut poikkeuskäytöt pysyivät entisellään. Tarvetta käyttää PFOS-yhdisteitä kostutusaineena sähkökemiallisissa pinnoitusjärjestelmissä tarkastellaan uudelleen 2015.

1.3.4 OT

- OT-yhdisteitä sisältävien antifouling-maalien markkinoille luovuttaminen ja käyttökielto kaikissa aluksissa (2002/62/EY)
- TBT:llä pinnoitettujen alusten kieltö Euroopan yhteisön satamiin (1.1.2008 voimaan 782/2003/EY).
- Lisäksi orgaanisten tinayhdisteiden biosidikäyttö on kielletty kokonaan 2006 (98/8/EY) ja trifenyylitinan (TPHT) torjunta-ainekäyttö jo 2002 (PPP direktiivi, 91/414/EY).

1.4 Aiemmat tutkimushankkeet

Vuosina 2002–2003 toteutettiin Suomen meri- ja järvialueita edustava laajamittainen EU-kalat -projekti. Se oli aikaisempiin tutkimuksiin verrattuna laajin ja siitä saatiin hyvät lähtötiedot eri kalalajien ympäristömyrkkypitoisuuksista sekä Itämerellä että järvialueilla. Tutkimuksen perusteella Suomessa ravinnoksi käytetyt kalalajit pystyttiin luokittelemaan ympäristömyrkkypitoisuutensa perusteella ns. positiivilistaan ja saatiin tietoa niistä kalalajeista, joiden osalta EU:n asettamat enimmäispitoisuusrajat ylittyvät. EU-kalat -projektin tuloksia on julkaistu Eiran raporttina (Hallikainen ym., 2004) ja kansainvälisissä tieteellisissä julkaisuissa (Isosaari ym., 2006; Kiljunen ym., 2007; Koistinen ym., 2008; Parmanne ym., 2006). Projektin tuloksia on myös käytetty laajalti hyödyksi EU:n lainsäädäntötyössä.

Vuonna 2006 Suomelle myönnetyn, PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden kaloja koskeviin enimmäispitoisuuksiin liittyvän poikkeuksen myötä Suomi on noudattanut veloitetaan monitoroida vuosittain kyseisten vierasaineiden pitoisuuksia erityisesti kalassa. Viimeisimmät vuosittaiset monitorointitutkimukset tehtiin silakkafileistä ja muikun mädistä vuonna 2007 ja vuonna 2008 tutkittiin joista pyydettyjen meritaimenien PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet (Ruokojärvi ym., 2009). Vuosittaisissa monitoroinneissa samoista näytteistä on analysoitu myös PBDE-yhdisteet.

Elintarvikevirasto aloitti ensimmäiset dioksiinitutkimukset peruselintarvikkeista jo vuonna 1991 yhdessä silloisen Kansanterveyslaitoksen (KTL) kanssa. Ensimmäiset silakkanäytteet otettiin Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) asiantunte-

muksella Itämeren viideltä eri pyyntialueelta. Näytteet jaettiin sukupuolen mukaan eri-ikäisiin ja kokoiisiin näytteisiin. Tutkimukseen yhdistettiin myös silakan ja kuivarehun käyttö kirjolohen rehuna ja niiden vaikutukset kasvatetun kirjolohen pitoisuuksiin (Vartiainen ym., 1997b).

Nämä tutkimustulokset julkaistiin vuonna 1995, johon mennessä myös muiden peruselintarvikkeiden, kuten maidon, lihan ja kananmunien dioksiinipitoisuuksia oli tutkittu. Samalla julkaistiin ensimmäinen dioksiinien saantilaskelma (Hallikainen, Vartiainen, 1997), jota tarkistettiin vuonna 1998, jolloin EU:n tieteellinen yhteistyö dioksiinin saannin laskemiseksi käynnistyi. Tällöin oli käytettävissä uusia tutkimuksia dioksiinipitoisuuksista: jauhot, kasvikset, maito ja meressä kasvatettu kirjolohi (Hallikainen, Kiviranta, 2000; Kiviranta ym., 2001). Dioksiinien ja PCB-yhdisteiden saantilaskelmia on uudistettu viimeksi Evirassa vuonna 2006 (Hallikainen ym., 2006).

Suomen Akatemian Itämeritutkimusohjelmaan (BIREME 2003–2006) kuuluneessa DIOXMODE-projektissa tutkittiin muun muassa organohalogeenyhdisteiden (OH) kertymistä Itämeren ravintoketjussa. Selvitettiin myös silakan organohalogeenyhdisteiden pitoisuuksien vaihtelun ja kalastuksen vaikutus ihmiselle koituvaan OH-kuormitukseen, kun silakkaa käytetään ravinnoksi (Kiljunen ym., 2007; Peltonen ym., 2007).

Orgaanisten tinayhdisteiden (OT) pitoisuuksia kotimaisessa meri- ja järvikalassa päätettiin tutkia Evirassa (Hallikainen ym., 2008), kun Helsingin uuden suursataman rakentamisen ja Turun satama-alueiden ruoppausten yhteydessä vuonna 2005 mitattiin suuria orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksia kaloista ja sedimentistä (Vatanen, Niinimäki, 2005). Hyvänä tutkimusmallina tälle hankkeelle (OT-kalat -hanke) oli vuosina 2002–2003 toteutettu EU-kalat -projekti. Tutkimuksessa saatiin lisätietoa orgaanisten tinayhdisteiden pitoisuuksista niissä sisävesi- ja merikalossa, joita suomalaiset kuluttajat pääsääntöisesti käyttävät ravinnokseen. Samalla tutkimus antoi tietoa laivanpohjamaalien vuosikymmeniä kestäneen käytön vaikutuksesta ympäristöön ja mahdollisuuden seurata tulevaisuudessa orgaanisten tinayhdisteiden vaikutuksia, pitoisuuksien muutoksia ja häviämistä ympäristöstä.

2 Taustatietoa tutkittavista yhdisteistä

EU-kalat II -projektissa keskityttiin tutkimaan tärkeimpiä ja ajankohtaisimpia orgaanisia ympäristömyrkyjä, joille suomalainen altistuu pääasiassa kalansyönnin kautta: polykloorattuja dibentso-*p*-dioksiineja ja dibentsofuraaneja (PCDD/F), polykloorattuja bifenyylejä (PCB), polybromattuja difenyylieettereitä (PBDE) ja eräitä perfluorattuja yhdisteitä (PFC), joita kutsutaan myös yhteisnimellä organohalogeenyhdisteet (OH), sekä lisäksi orgaanisia tinayhdisteitä (OT). Suurin huomio on tänä päivänä kohdistunut juuri näihin pysyviin, ravintoketjun huipulle kertyviin yhdisteisiin, joilla on pitkäaikaisia vaikutuksia meriekosysteemissä (HELCOM, 2010).

2.1 Ominaisuudet ja käyttäytyminen ympäristössä

2.1.1 PCDD/F, PCB

Dioksiini- ja furaanikongeneereja on 210 kpl, joista 17 kpl on myrkyllisiä ja erittäin pysyviä. PCB-kongeneereja on 209, joista 12 kpl on ominaisuuksiltaan samankaltaisia kuin myrkylliset PCDD/F:t. Kalojen PCDD/F- ja PCB- pitoisuuksien suhde vaihtelee ainakin kalalajin ja pyyntipaikan mukaan (Taulukko 1). PCB-yhdisteitä on käytetty runsaasti eristeaineina muuntajissa ja kondensaattoreissa, sekä muissa käyttötarkoituksissa kuten saumaustaasteissa, maaleissa ja liimoissa. PCDD/F-yhdisteitä ei ole valmistettu tarkoituksellisesti, mutta niitä muodostuu kloorauksen ja epätäydellisen palamisen yhteydessä esimerkiksi jätteenpoltossa. Nykyisin merkittävimmät PCDD/F-yhdisteiden lähteet ovat jätteenpolttot, energiatuotanto, metalliteollisuus ja hajalähteet, joista kotitalouksien pienpolttokin voi olla merkittävä.

Dioksiinien laskeumaa ei tunneta Suomessa kuitenkaan hyvin. Laskeumaa on seurattu vuosina 1998-2008. Laskeuma on vähenemässä pääosin eniten kloorautuneilla kongeneereilla. Ilman epäpuhtauksien mallinnuksessa (EMEP) on päädytty samaan suuruusluokkaan esimerkiksi Suomenlahden kuormituksessa kuin mitatuissa ja laskeutuissa tuloksissa (julkaisematon).

PCDD/F- ja PCB yhdisteiden vaikutusmekanismeja on tutkittu lähinnä, 2,3,7,8-tetraklooridibentso-*p*-dioksiinin (TCDD) avulla. Muille 16 toksiselle PCDD/F- ja 12 PCB-kongeneerille on arvioitu vertailukerroin (TEF-kerroin) tetrakloori dibentso-*p*-dioksiiniin (TCDD) nähden. PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet ilmoitetaan usein yhtenä lukuna, joka on saatu laskemalla yhteen toksisten kongeneerien pitoisuudet kerrottuna

yhdisteen TEF-kertoimella. Tätä yhteenlaskettua pitoisuutta kutsutaan TCDD-ekvivalenttisarvoksi (TEQ). EU:n lainsäädännön mukaan tällä hetkellä käytetään WHO:n alkuperäisiä, vuonna 1997 vahvistamia TEF-kertoimia (Van den Berg ym., 1998). Vuonna 2005 WHO arvioi TEF-kertoimet uudelleen (Van den Berg ym., 2006).

PCDD/F- ja PCB-yhdisteet ovat kaikkein pysyvimpiä yhdisteitä ympäristössä, niiden puoliintumisaikojen arvioidaan sedimentissä vaihtelevan yhdisteestä riippuen 3-300 vuoden välillä (Kjeller, Rappe, 1995).

Taulukko 1. Itämereltä ja sisävesistä pyydettyjen kalojen keskimääräiset PCDD/F- ja PCB- toksisuus-ekvivalenttisummat (pg/g tp) ja niiden suhde eri kalalajeissa ja pyyntipaikoilla vuoden 2002-2003 näytteenkeräyksessä (Hallikainen ym., 2004).

Kalalaji	Pyyntipaikka	n	WHO-PCDD/F-TEQ ₉₈ pg/g tp	WHO-PCB-TEQ ₉₈ pg/g tp	PCDD/F: PCB
Lohi	Meri	8	10	11	0,91
Silakka	Meri, Pohjanlahti	109	8,6	3,8	2,3
	Meri, Suomenlahti	15	3,8	2,6	1,5
	Meri, Etelä-Itämeri	3	1,5	1,4	1,1
Lahna	Meri	3	2,0	5,6	0,36
	Sisävesi	6	2,0	1,3	1,5
Hauki	Meri	6	0,90	1,1	0,86
	Sisävesi	6	0,44	0,56	0,79
Ahven	Meri	11	2,3	2,4	0,97
	Sisävesi	6	0,25	0,49	0,51
Kuha	Meri	4	1,3	1,5	0,88
	Sisävesi	6	0,43	0,69	0,62
Muikku	Meri	3	0,61	0,45	1,4
	Sisävesi	9	0,90	0,88	1,0
Siika	Meri	10	2,8	2,1	1,3
	Sisävesi	6	0,83	0,96	0,86
Made	Meri	3	0,19	0,15	1,3
	Sisävesi	3	0,25	0,22	1,1

2.1.2 PBDE, PFC

PBDE-yhdisteitä käytetään palonestoaineina muoveissa, sisustustekstiileissä, pehmustemateriaaleissa sekä sähkö- ja elektroniikkatuotteissa. Yhdisteet voivat vapautua ympäristöön tuotteiden valmistuksen, varastoinnin, käytön tai hävittämisen aikana. PBDE-yhdisteet voivat myös muuttua ympäristössä bromatuiksi dioksiineiksi ja furaaneiksi (PBDD/F). Palonestoon käytetyistä teknisistä seoksista penta-BDE koostuu lähinnä kuudesta kongeneerista (BDE 28, 47, 99, 100, 153 ja 154) ja okta-BDE on BDE 183 sekä muiden 6-9 bromia sisältävien kongeneerien seos. Näiden kahden seoksen käyttö ja tuonti EU-alueelle on kielletty, mutta täysin bromattua, deca-BDE:tä (BDE 209), joka sisältää jonkin verran myös nona-BDE:tä, saa vielä käyttää. Kiinassa ja USA:ssa käytetään kaikkia edellä mainittuja yhdisteitä edelleen. Penta-BDE:tä onkin mitattu väestössä USA:ssa 10 kertaa enemmän kuin Euroopassa (Schechter ym., 2003).

Perfluoratut alkyyliaineet (PFAS), joista yleisimmin esiintyvät ovat perfluoro-oktaanisulfonaatti (PFOS) ja perfluoro-oktaanihappo (PFOA), ovat laaja ryhmä perfluorattuja (PFC) kemikaaleja, joita on käytetty 1950-luvulta asti monilla teollisuuden aloilla sekä kuluttajatuotteissa muun muassa pintakäsittelyaineina. PFAS-yhdisteet ovat hiili-fluorisidoksen vuoksi harvinaisen pysyviä yhdisteitä. Niitä käytetään metallien pintakäsittelyssä, sammutusvaahdoissa ja lentokoneiden hydraulikkaöljyissä palonestoaineena. Niiden veden- ja öljynhylkimiskyvyn vuoksi niitä käytetään myös lukuisissa kuluttajatuotteissa. Esimerkiksi tarttumattomat teflonpaistinpannut, matot, huonekalut, puhdistusaineet, shampoot, kengät, vaatteet ja ruokapakkaukset voivat sisältää PFC-yhdisteitä.

PFAS-yhdisteitä pidettiin pitkään haitattomina ympäristölle ja ihmisen terveydelle, mutta 1990-luvun lopulla ilmeni, että osalla PFAS-yhdisteistä on erityisesti ympäristön kannalta haitallisia ominaisuuksia. Osa ryhmään kuuluvista yhdisteistä on erittäin pysyviä ja niillä on taipumus kertyä eliöistöön. PFAS-aineet ovat tutkimusten mukaan levinneet ympäristöön ja kertyneet eliöihin maailmanlaajuisesti (Giesy, Kannan, 2001). PFAS-aineita on löytynyt merkittäviä pitoisuuksia myös Pohjoismaiden ympäristöstä, muun muassa Itämeren alueen hylkeistä ja Suomen rannikon hauista (Kallenborn ym., 2004). Myös ihmisten verestä ympäri maailmaa on löytynyt useita PFAS-yhdisteitä (Falandysz ym., 2006; Kannan ym., 2004).

PFAS-kemikaaliryhmän eniten huolta herättänyt yhdiste, PFOS eli perfluoro-oktaanisulfonaatti, on pysyvä, biokertyvä ja toksinen (OECD, 2002). Se kertyy pääasiassa sille altistuneen eläimen maksaan ja vereen (Austin ym., 2003; Jones ym., 2003), ja laboratoriotutkimuksissa sen on todettu muun muassa haittaavan maksan toimintaa (OECD, 2002).

PFC-yhdisteille on tunnistettu myös ns. prekursoreja, joista kuitenkin tänä päivänä vielä tiedetään hyvin vähän. Ne absorboituvat ihmiseen, mutta niiden farmakokiinetiikka on toistaiseksi tuntematonta; haaroittunut pre-PFOS metaboloituu nopeammin kuin suoraketjuinen (Jon Martin; plenary, Dioxin 2010).

PBDE- ja PFOS- ja PFOA-yhdisteiden pysyvyydestä ja käyttäytymisestä luonnossa ja metaboliasta tiedetään edelleen melko vähän. Nykyiset tutkimukset suuntautuvat kyseisten yhdisteiden eri metaboliatuotteiden pitoisuuksien, niiden alkuperän ja reaktiotuotteiden selvittämiseen samalla kun selvitetään niiden sitoutumista ja pysyvyyttä. Esimerkiksi tutkittaessa PBDE-yhdisteiden hajoamista maassa ei BDE 209 merkittävästi hajonnut ainakaan 400 päivän tutkimusaikana, toisaalta BDE 28:n puoliintumisaika oli n. 210 päivää (Nyholm ym., 2010). Anaerobisissa oloissa BDE 209 ei Gerecken ym., (2006) tutkimuksen aikana (kesto yli 700 päivää) merkittävästi hajonnut.

2.1.3 OT

Vesiympäristön näkökulmasta tärkein orgaanisten tinayhdisteiden käyttökohde on ollut TBT:n maailmanlaajuinen käyttö laivojen pohjien antifouling- eli eliöidenkiinnittymisenestomaaleissa, joista niitä huuhtoutuu veteen ja sedimentoituu (Risk & Policy Analysts Limited, 2005). Pieneliöiden kasvua estävien vaikutusten vuoksi TBT:aa ja TPhT:aa on käytetty myös puunsuoja-aineina, teollisuuden limoittumisenestoi-

neissa, nilviäisten torjunnassa ja maatalouden torjunta-aineissa. Antifouling-maalien lisäksi yhdyskuntien jätevedet ovat toinen merkittävä orgaanisten tinayhdisteiden lähde. Jätevesiin yhdisteet kulkeutuvat muoviteollisuudesta sekä liukenevat kotitalouksien muovituotteista ja PVC-vesiputkista. Orgaanisia tinayhdisteitä tuotettiin maailmanlaajuisesti vuosittain noin 50 000 tonnia 1990-luvun lopussa (Hoch, 2001). Orgaanisten tinayhdisteiden teollisesta tuotannosta valtaosa, noin 70 %, on käytetty muoviteollisuudessa.

Orgaaniset tinayhdisteet ovat hydrofobisia ja siten veteen niukkaliukoisia. Merivedessä TBT on ainakin kolmessa eri muodossa, hydroksidina, kloridina ja karbonaattina, jotka liukenevat veteen eri tavalla. Orgaaniset tinayhdisteet hajoavat ympäristössä biologisesti, kemiallisesti ja auringonvalon vaikutuksesta lopulta epäorgaaniseksi tinaksi (Hoch, 2001). Pääasialliset poistumisreitit vedestä ovat biologinen hajoaminen, kertyminen vesieliöihin ja sedimentoituminen. Biologisen hajoamisen osuus vähenee kylmissä ja hapettomissa sedimenteissä.

Aerobisessa sedimentissä OT-yhdisteiden puoliintumisajat ovat kuukausista vuosiin ja hajoaminen huomattavasti hitaampaa kuin vesipatsaassa (Demora ym., 1995). Anaerobisessa sedimentissä puolestaan hajoaminen on kaikkein hitainta ja voi olla kymmeniä vuosia (Batley, 1996; Viglino ym., 2004). Organotinayhdisteiden tiukka sitoutuminen sedimenttiainekseen ja tätä kautta näiden yhdisteiden alentunut biosaattavuus lisäävät aineiden pysyvyyttä sedimenteissä sillä niiden alttius hajota vähenee. Tiukasti sedimentteihin sitoutuneet yhdisteet eivät toisaalta myöskään vapaudu yläpuoliseen veteen (Salminen, 2010).

2.2 Pitoisuudet elintarvikkeissa

2.2.1 PCDD/F, PCB

Kaikissa Euroopan maissa on todettu elintarvikkeiden PCDD/F- ja PCB-pitoisuuksien vähenemistä. Tähän on syynä PCB-yhdisteiden käyttökielto Euroopan maissa, kloorattujen torjunta-aineiden valmistuksen lopettaminen sekä teollisuuden päästörajotukset. Pitoisuuksista elintarvikkeissa on aikasarjaseurantoja Englannista, Hollannista ja Ruotsista. USA:ssa analysoitiin armeijan vanhoja säilykeruokia 1900-luvulta alkaen. Aina 1940-luvulle asti rasvaa kohti lasketut dioksiinipitoisuudet olivat alle 0,5 ng TEQ/kg, sitten ne alkoivat nousta ja huippu saavutettiin noin 1970, jolloin pitoisuudet olivat eri eläinrasvoissa (nauta, sika, siipikarja, maito) lähes 4 ng/kg. Tällä hetkellä ne ovat välillä 0,8 ja 1,5 ng TEQ/kg rasvassa.

EFSA julkaisi vuonna 2010 jäsenmaista kerätyt tutkimustiedot elintarvikkeiden ja rehun dioksiini- ja PCB-pitoisuuksista (EFSA, 2010). Kaikkein suurimmat pitoisuudet oli monitoroitu kalan maksasta ja ankeriaasta. Itämeren silakan PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden summapitoisuuden keskiarvo oli 8,6 pg WHO-PCDD/F-TEQ₀₈/g tp, kun vastaava pitoisuus muussa kalassa Itämeren ulkopuolelta oli 2,3 pg.

PCB-trendit ovat hyvin samankaltaiset dioksiineihin verrattuna. Altistuksen aikatrendeistä saa hyvän käsityksen kun analysoi ikäajoitettuja, historiallisia sedimenttikerrostumia. Sekä Suomenlahdelta että Lapin järvistä analysoidut sedimenttinäytteet

osoittivat hyvin samantapaisen päästötrendin kuin muualla maailmassa, vaikkakaan meillä ei ole todettu yhtä jyrkkää dioksiinipitoisuuksien pienenemistä (Hallikainen ym., 2006; Isosaari ym., 2006; Isosaari ym., 2002; Kiljunen ym., 2008; Parmanne ym., 2006; Vartiainen ym., 1997a).

PCDD/F- ja PCB-yhdisteet kertyvät niin kaloihin kuin ihmiseenkin iän mukana. Ihmisellä eliminaation puoliintumisaika eri kongeneereilla vaihtelee paljon, puolesta vuodesta aina 70 vuoteen. Kaloilla puoliintumisaikaa ei tunneta, mutta esimerkiksi pitoisuudet silakassa ovat kasvaneet siten, että pienen, 1-vuotiaan silakan TEQ-pitoisuus on 1 pg/g tp, kun isohkossa, 10-vuotiaassa silakassa pitoisuus on noin 10 pg/g tp (Vartiainen ym., 1997b). Suomessa myytävät silakkafileet on valmistettu 3–10 -vuotiaista silakoista, mutta silakka saattaa elää 20-vuotiaaksi, jolloin pitoisuus on voinut olla jopa 30 pg/g tp. Suomen sisävesien kalat sisältävät PCDD/F- ja PCB-yhdisteitä yleisesti selvästi vähemmän verrattuna Itämeren silakkaan ja muuhun kalaan (Taulukko 1).

Useita PCDD/F- ja PCB-yhdisteitä tavataan mitattavia määriä monista rasvapitoisista elintarvikkeista myös Suomessa (Hallikainen ym., 2004; Kiviranta ym., 2004). Kalat, maito ja maitotuotteet sekä liha sisältävät näitä yhdisteitä. Pitoisuudet lihassa ja maidossa ovat Suomessa pieniä, sen sijaan kaloissa on suuria lajien välisiä, lajin sisäisiä ja alueellisia eroja. Suurimpia pitoisuuksia on mitattu Itämeren rasvaisista kaloista, erityisesti lohesta, meritaimenesta ja silakasta. Suomalaisten vihannesten ja marjojen PCDD/F- ja PCB-pitoisuudet ovat olleet hyvin pieniä (Taulukko 2).

2.2.2 PBDE, PFC

EU:ssa ei ole lainsäädäntöä PBDE- ja PFC-yhdisteiden enimmäispitoisuuksille elintarvikkeissa tai rehuissa, eikä niistä ole yhtä kattavasti tutkimustietoa kuin PCDD/F- ja PCB-yhdisteistä, joita on tutkittu ajallisesti huomattavasti kauemmin kuin edellä mainittuja ns. uusia ympäristömyrkyjä. Suomalaisessa ruokakoritutkimuksessa mitattiin PBDE-yhdisteitä kymmenessä eri ruoka-aineryhmässä, ja suurimmat pitoisuudet löytyivät kalan jälkeen rasvoista ja kiinteistä maitotuotteista (Kiviranta ym., 2004).

2.2.3 OT

Suomalaisessa ravinnossa OT-yhdisteitä on mitattu kalan lisäksi pieniä pitoisuuksia perunasta, kasviksista ja vihanneksista sekä hedelmistä ja marjoista (Rantakokko ym., 2006). OT-kalat -hankkeessa (Hallikainen ym., 2008) havaittiin, että OT-pitoisuudet avomerialueiden ja suurten sisävesijärvien ulapoiden kaloissa ovat hyvin pieniä, keskimäärin alle 20 ng/g tp. Sen sijaan satama- ja telakka-alueiden kaloista, enimmäkseen ahvenista, mitattiin huomattavasti suurempia pitoisuuksia, jopa yli 150 ng/g tp.

2.3 Saanti

Suomessa tärkein POP-yhdisteiden saantilähde on ravinto ja erityisesti kalatuotteet. Eniten tietoa suomalaisten POP-saannista on PCDD/F- ja PCB-yhdisteistä ja niiden saantiarviot on viimeksi päivitetty vuonna 2006 (Taulukko 2).

PCDD/F-yhdisteiden saannin kannalta merkittävimmät elintarvikkeet ovat kala ja kalatuotteet, joiden osuus PCDD/F-yhdisteiden saannista on 71–95 % ja PCB-yhdisteiden saannista 80 % (Hallikainen ym., 2006; Kiviranta ym., 2004). Tämä eroaa selkeästi Keski-Euroopan saantilähteistä, sillä esimerkiksi Saksassa ja Ranskassa lehmän maidon rasva ja liha ovat merkittävimmät saantilähteet. Suomalaisten PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden päivittäinen saanti ravinnosta on 114 pg WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈ mikä on samaa suuruusluokkaa kuin EU:n elintarvikealan tiedekomitean asettama vastaava päivittäinen siedettävä enimmäissaanti eli 120 pg 60 kg painoiselle henkilölle (SCF, 2001).

Kala ja kalatuotteet kattavat 52–55 % suomalaisten aikuisten ravinnon kautta tapahtuvasta altistumisesta PBDE-yhdisteille, jonka on arvioitu olevan kokonaisuudessaan 44 pg/vrk (Kiviranta ym., 2004). Huomattava osa PBDE-altistumisesta voi tulla sisäilman pölyn kautta. Eri maissa on erilaisia arvioita pölyn osuudesta altistumiseen, esimerkiksi USA:ssa huonepölyn on arvioitu vastaavan 56-82 % kokonaisaltistumisesta (Johnson-Restrepo, Kannan, 2009; Lorber, 2008) kun taas Belgiassa 90 % altistumisesta tulee ravinnosta, ja muita lähteitä ovat ilma ja pöly (Roosens ym., 2010).

Suomessa ei ole arvioitu PFOS- ja PFOA-yhdisteiden saantia. EFSA:n arvion mukaan eurooppalaisten keskimääräinen PFOS:n saanti on 60 ng ruumiin painokiloa kohti päivässä ja PFOA:lle 2 ng. PFOS-yhdisteiden saanti on noin puolet sille asetetusta siedettävästä päiväsaannista (TDI, 150 ng/kg rp/vrk), kun taas PFOA-yhdisteiden saanti on paljon alle TDI-arvon (1,5 µg/kg rp/vrk) (EFSA, 2008).

OT-yhdisteistä EFSA:n arvion mukaan eurooppalaisten keskimääräinen TBT:n, DBT:n ja TPhT:n saanti kalasta ja kalatuotteista on 83 ng ruumiin painokiloa kohti päivässä, mikä on 33 % TDI-arvosta (EFSA, 2004). Kalan ja kalatuotteiden suurkuluttajilla saannin arvioitiin eurooppalaisilla olevan 170 ng ruumiin painokiloa kohti päivässä, mikä on 70 % TDI-arvosta. EFSA:n mukaan orgaanisista tinayhdisteistä kontaminoituneiden satama-alueiden tai vilkkaasti liikennöityjen laivaväylien läheisyydestä pyydetyn kalan syönti saattaa aiheuttaa TDI-arvon ylityksiä. Suomalaisilla ravinnon kautta tulevan saannin on arvioitu olevan noin 2,5–7 ng/kg rp /vrk, mistä noin 81 % tulee kalasta (Airaksinen ym., 2010; Rantakokko ym., 2006). Suomalaisten arvioitu OT-saanti voi nousta pahimmassakin tapauksessa vain 10 %:iin TDI-arvosta .

Taulukko 2. Suomalaisten aikuisten keskimääräinen PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden saanti eri elintarvikkeista (Hallikainen ym., 2006).

Elintarvikeryhmä	Kulutus g/vrk	WHO-PCDD/F-TEQ ₉₈ pg/vrk/hlö	WHO-PCDD/F-PCB-TEQ ₉₈ pg/vrk/hlö
Maito- ja maitotuotteet	385	3,00 (5,6 %)	4,73 (4,2 %)
Kananmunat	27	1,33 (2,5 %)	2,48 (2,2 %)
Merikalat	6,29	28,9 (54 %)	47,7 (42 %)
Järvikalat	6,30	4,36 (8,1 %)	9,20 (8,1 %)
Viljelty kotimainen kala	4,47	2,08 (3,9 %)	9,28 (8,2 %)
Tuontikala	17,7	8,83 (16 %)	31,8 (28 %)
Kala yhteensä	34,7	44,2 (82 %)	98 (86 %)
Liha ja lihatuotteet	126	3,86 (7,2 %)	6,38 (5,6 %)
Kasviöljyt	5,7	0,87 (1,6 %)	1,06 (0,93 %)
Muut (jauhot, perunat, kasvikset, mustikka, kantarelli)	292	0,37 (0,69 %)	1,08 (0,95 %)
Yhteensä		53,6	114

2.4 Terveydelliset haittavaikutukset

Ympäristömyrkyt huolestuttavat väestöä niiden mahdollisten terveyshaittojen takia. Varsinkin odottavat äidit ja pienten lasten vanhemmat ovat herkkiä reagoimaan elintarvikkeiden ympäristömyrkyepäilyihin. Huolta kannetaan ympäristömyrkyjen haittavaikutuksista, kuten kehityshäiriöistä, hormonaalisista ja hermostovaikutuksista sekä myös syöpäriskistä. Seuraavassa esitetäänkin lyhyt katsaus kunkin myrkyin mahdollisiin haittavaikutuksiin ja ajankohtaiseen tutkimustietoon (Elintarviketurvallisuusvirasto, 2010).

PCDD/F-yhdisteet ovat koe-eläimille akuutisti hyvin myrkyllisiä, mistä johtuu niiden saama nimitys supermyrky. Lisäksi ne ovat pitkäaikaisessa altistuksessa syöpävaarallisia koe-eläimillä. TCDD aiheuttaa koe-eläimille sukuelinten, hampaiden ja luuston kehityshäiriöitä jo hyvin pieninä pitoisuuksina (Kattainen ym., 2001; Miettinen ym., 2005; Peterson ym., 1993).

Kansainvälinen syöpäinstituutti IARC on arvioinut TCDD:n syöpävaaralliseksi ihmiselle. Epäiltyjä syöpiä ovat pehmytkudossarkooma, lymfoomat ja mm. keuhkosyöpä. Ravinnon kautta saatu PCDD/F- ja PCB-altistus ei kuitenkaan lisännyt pehmytkudossarkooman riskiä eikä runsaasti altistuneen väestöryhmän syöpäkuolleisuutta Suomessa (Tuomisto ym., 2005; Turunen ym., 2008). Sen sijaan suomalaiset tutkijat ovat osoittaneet äidinmaidon suurien dioksiinipitoisuuksien pitkäaikaiseen imetykseen liittyneenä aiheuttavan lapsille kiilleaurioita ensimmäisiin pysyviin hampaisiin (Alaluusua ym., 1999). PCB-yhdisteiden on epäilty aiheuttavan lapselle kehityshäiriöitä (Jacobson, Jacobson, 1997). Huolenaiheena nykyisin on myös näiden yhdisteiden mahdolliset hormonaaliset vaikutukset ja vastustuskyvyn heikkeneminen (SCF, 2001). Esimerkkinä edellisistä voidaan mainita, että Seveson onnettomuudessa lapsena tai teini-iässä TCDD:lle altistuneille pojille näyttäisi aikuisena syntyneen merkittävästi enemmän tyttölapsia kuin poikia (Mocarelli ym., 2000).

PBDE-yhdisteiden terveysvaikutusten epäillään olevan hormonaalisia, sikiötoksisia ja pienentävän kilpirauhashormonien (trijodityroniinin ja tyroksiinin) pitoisuuksia. Koe-eläimille ne aiheuttavat käyttäytymishäiriöitä ja oppimisvaikeuksia sekä muutoksia maksassa ja munuaisissa (Darnerud ym., 2001).

Euroopan elintarviketurvallisuusviranomainen (EFSA) antoi lausuntonsa PFC-yhdisteistä kesällä 2008. Lausunnon mukaan PFOS ja PFOA ovat koe-eläimille suurina annoksina maksatoksisia ja voivat aiheuttaa kehityshäiriöitä sekä heikentää lisääntymiskykyä (EFSA, 2008).

Orgaaniset tinayhdisteet ovat erittäin haitallisia merieliöille. Herkimpiä TBT:lle ovat meressä elävät kotilot (Gastropoda), simpukat (Bivalvia), jotkut hyönteistoukat (Insecta) ja katkat (Amphipoda). Suuren kertyvyyden ja huonon metaboloituvuuden vuoksi TBT:n on todettu aiheuttavan monien merieliöiden kasvu- ja kehityshäiriöitä. Jopa alle 2 ng/l TBT-pitoisuudet vedessä ovat aiheuttaneet useiden kotilolajien ns. imposex-ilmiötä eli koiraan sukuelinten kehittymistä naaraille.

OT-yhdisteiden ihmistä koskeva riskinarviointi perustuu ennen kaikkea koe-eläimillä havaittuihin immunotoksiinivaikutuksiin ja niissä on keskitytty haitallisimpina

pidettyihin yhdisteisiin; TBT, TPhT, DBT ja DOT. EFSA:n riskinarvion mukaan (EFSA, 2004) ihminen voi ilman terveysriskiä altistua näiden yhdisteiden summa-pitoisuudelle 250 ng/kg rp / vrk koko elinikänsä ajan.

2.5 Kalan syöntisuositukset

EU edellyttää, että kuluttajille kerrotaan ajankohtaista tietoa kalaan liittyvistä mahdollisista haittavaikutuksista ja annetaan kalan syöntisuositukset turvaamaan kuluttajan terveyttä. Valtion ravitsemusneuvottelukunnan antamat kalan yleiset syöntisuositukset ja Eviran niihin antamat poikkeukset on asetettu viimeksi vuonna 2004. Poikkeukset perustuivat EU-kalat -projektiin, jota EU ja maa- ja metsätalousministeriö rahoittivat. Vuonna 2009 syöntisuositukseen lisättiin lohien rinnalle meritaimen, koska sinä vuonna tehdyssä tutkimuksessa joista pyydettyjen meritaimenien TEQ-pitoisuudet ylittivät EU:n asettaman enimmäispitoisuusrajan.

Valtion ravitsemusneuvottelukunnan suositusten mukaan kalaa on hyvä syödä ainakin kaksi kertaa viikossa ja eri kalalajeja on suositeltavaa käyttää vaihdellen. Ympäristömyrkyistä johtuen lapsille, nuorille ja hedelmällisessä iässä oleville on annettu seuraavat poikkeukset näihin yleisiin kalan syöntisuoi-
tuksiin:

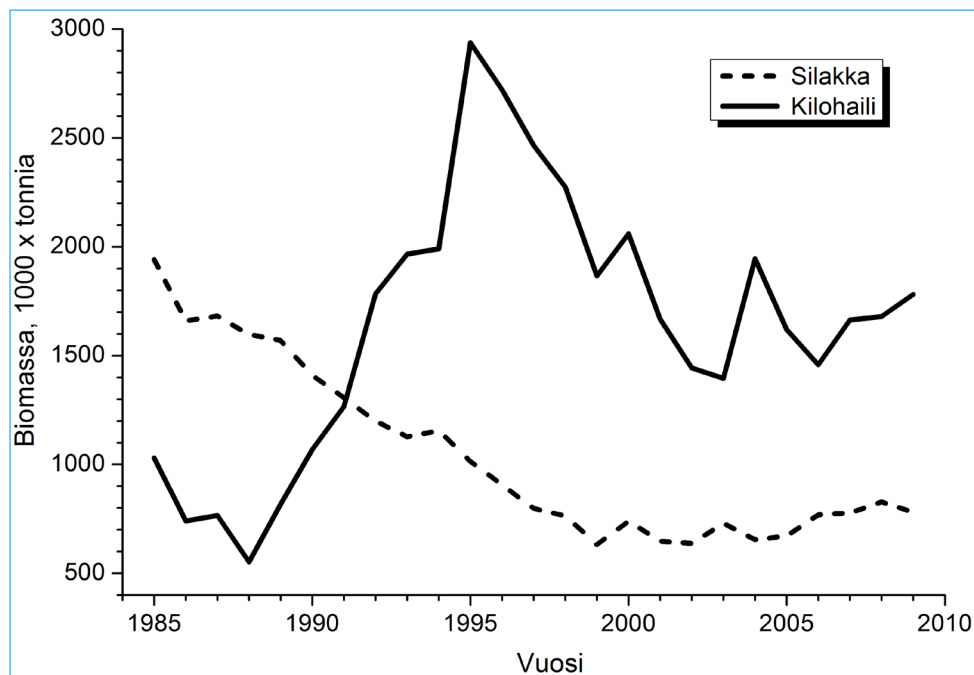
1. isoä, perkaamattomana yli 17 sentin mittaista silakkaa, voi syödä 1–2 kertaa kuussa tai vaihtoehtoisesti Itämerestä pyydettyä lohta tai taimenta voi syödä 1–2 kertaa kuussa
2. merestä tai järvestä pyydettyä haukea voi syödä 1–2 kertaa kuussa. Lisäksi suositellaan, että sisävesialueiden kalaa lähes päivittäin syövien tulisi vähentää elohopeaa keräävien petokalojen (ahven, kuha, made) käyttöä ravinnossa ja raskaana olevien tai imettävien äitien ei tule syödä haukea.

Eviran internet-sivuilta löytyvien kalan syöntisuositusten lisäksi siellä on myös muuta materiaalia kuluttajan informoimiseksi asiasta, esimerkiksi neuvoloiden, koulujen ja puolustusvoimien käyttöön painatettu kortti, kirjoitettu tietopaketti kalasta, raportti elintarvikkeiden kemiallisista vaaroista (Elintarviketurvallisuusvirasto, 2010) sekä tutkimustuloksia ja saantilaskelmia kalan ympäristömyrkyistä.

Kalansyöntisuoi-
tuksia annettaessa on otettu huomioon, että nykykäsityksen mukaan kalan käyttö suojaa erityisesti sydän- ja verisuonisairauksilta. Suositustenannon tekee haastavaksi tosiasia, että varsinkin Itämerestä pyydettyssä kalassa on tässäkin tutkimuksessa mitattuja ympäristömyrkyjä, jotka kertyvät ihmisiin ja voivat olla suurina pitoisuuksina terveydelle haitallisia. Kalan käytön terveyshyödyt ovat todennäköisesti kuitenkin suuremmat kuin mahdolliset terveyshaitat. Asiaa selvitettiin suomalaisessa ammattikalastajaväestössä ja tutkimuksen tulos lisäsi varmuutta siitä, että ympäristömyrkyjen saanti kalaravinnosta ei näy ainakaan suurempana kuolleisuutena (Turunen ym., 2008).

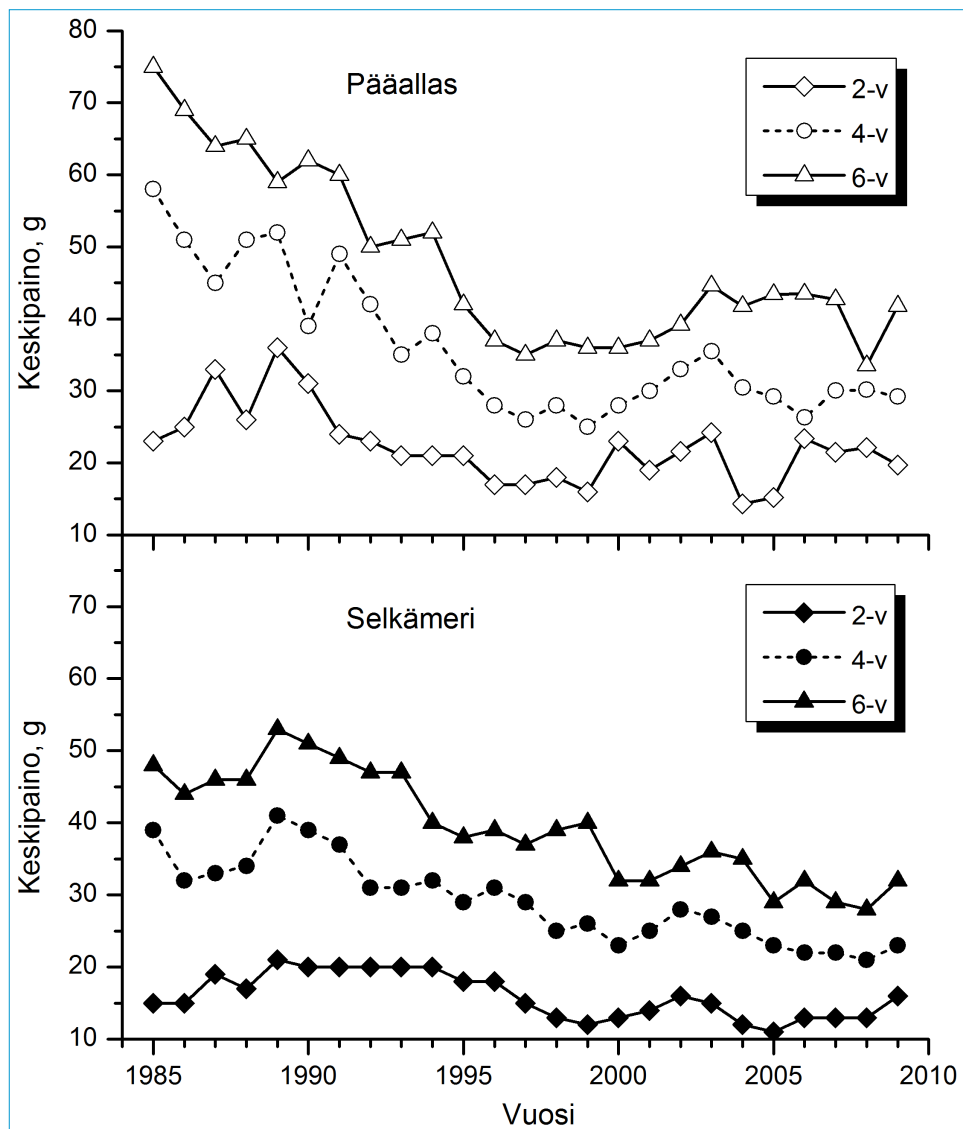
3 Taustatietoa kalakannoista

Kalojen ympäristömyrkyttöisyyksiä ja niiden ajallisia muutoksia tarkasteltaessa on syytä kiinnittää huomiota myös kalakantojen tilaan, mikä puolestaan vaikuttaa kalojen kasvunopeuteen. Itämeressä näihin tekijöihin vaikuttavat kalastuksen voimakkuuden lisäksi Atlantilta tulevat suolapulssit, joista seuraa suolaisuuden ja liuennan hapen pitoisuuksien vaihtelun kautta muutoksia ravintoketjussa. Kaikki nämä vaikuttavat kalakantojen runsaussuhteisiin, mikä puolestaan vaikuttaa ympäristömyrkytten kertymiseen kaloihin. Kuvassa 1 esitetään Itämeren päältä silakoiden ja kilohailien biomassin vaihtelu 1980-luvun puolivälistä lähtien.



Kuva 1. Silakan ja kilohailin biomassin vuosittainen vaihtelu Itämeren päältä ja Suomenlahden alueella: ICES-osa-alueet 22–32 pois lukien Riiianlahti (ICES, 2010).

Kilohailikannan voimakas kasvu 1980-luvun lopulta lähtien on aiheutunut turskakannan romahtamisesta. Suolapulssien puuttuminen on johtanut syvänteiden suolaisuuden ja liuenneen hapen pitoisuuden pieneneeseen, mikä on heikentänyt turskan lisääntymistä (Heikinheimo, 2008; Köster ym., 2005). Turskakanta on pysynyt pienenä, koska sen kalastus on ollut edelleen voimakasta. Lisäksi runsastuessaan kilohailit ovat syöneet turskan mätimunia entistä enemmän, ja kilpailleet turskan poikasten kanssa ravinnosta (Casini ym., 2009). Kilohailien määrän lisääntyminen on johtanut kovaan ravintokilpailuun kilohailien itsensä ja silakan nuorempien ikäryhmien kesken (Casini ym., 2004; Peltonen ym., 2004). Se on puolestaan johtanut sekä silakan että kilohailin keskipainon pieneneeseen Itämeren pääaltaassa (kuva 2). Selkämeressä silakkakanta on vahvistunut viimeisten parin kymmenen vuoden aikana ja vuosituhannen vaihteessa kilohaili on levinnyt Selkämerelle. Nämä seikat ovat osaltaan aiheuttaneet ravintokilpailua ja pienentäneet silakan kasvunopeutta Selkämeressä.



Kuva 2. Silakan kolmen ikäluokan keskipainon vaihtelu 1980-luvun puolivälistä alkaen Itämeren pääaltaassa (ICES tilastointiosa-alueet 22-32 pois lukien Riianlahti) ja Suomen tärkeimmällä silakan kalastusalueella Selkämeressä (ICES osa-alue 30). Tiedot Kansainvälisen merentutkimusneuvoston aineistoista (ICES, 2010).

4 Tutkimuksen tarkoitus

EU-kalat II -projektissa haluttiin saada uutta tietoa PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- ja OT-yhdisteiden pitoisuuksista niissä kotimaisissa kalalajeissa, joita suomalaiset pääsääntöisesti käyttävät ravinnokseen. PFC- ja OT-yhdisteitä tutkittiin myös maksasta, koska haluttiin tuntea pitoisuuserot lihaksen ja maksan välillä eri kalajeissa.

Tutkimus tuotti tietoa myös niistä kaloista, jotka eivät sisällä yhtä paljon ympäristömyrkyjä kuin esimerkiksi suuri silakka.

EU-kalat -projektikin osoitti, että pääsääntöisesti kaikissa kalalajeissa tutkittujen yhdisteiden pitoisuudet kasvavat iän mukana. Pyyntialueella on merkitystä pitoisuuksiin, sillä esimerkiksi ihmisravinnoksi käytetystä Selkämeren silakasta analysoidut pitoisuudet ovat olleet suurempia kuin Suomenlahden silakasta mitatut.

Tutkimuksessa selvitettiin tai saatiin lisätietoa

1. Suomen kalojen PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden pitoisuuksista Suomelle annetun poikkeusluvan perusteeksi (EC 1881/2006 §7)
2. miten pitoisuudet kaloissa ovat muuttuneet 2000-luvun alusta
3. miten eri ikäiset silakat ja muut kalat jaoteltuna kahdesta viiteen kokoluokkaan ovat keränneet ympäristömyrkyjä
4. miten eri kalalajit meri- ja järviolueella keräävät ympäristömyrkyjä
5. miten eri kalojen ympäristömyrkyjen pitoisuudet eroavat eri alueilla
6. bromattujen palonestoaineiden (PBDE) kertymisestä kaloihin
7. perfluorattujen yhdisteiden (PFC) kertymisestä kaloihin
8. orgaanisten tinayhdisteiden (OT) kertymisestä kalan lihakseen ja maksaan

Myöhemmin tämän raportin seurauksena

9. tehdään kuluttajien altistumisen arviointi
10. Evirassa otetaan kantaa, onko syytä muuttaa kuluttajille annettuja kalojen syöntisuosituksia

Suomen tärkeimpien ruokakalojen pysyvistä ympäristömyrkyistä saadaan samalla sellaista tietoa, jota voidaan hyödyntää elintarvikevalvonnassa, kuluttajaneuvonnassa, kalastuksen ohjaamisessa sekä ympäristövalvonnassa ja -suojelussa.

Lisäksi tutkimuksen tuloksia voidaan hyödyntää ympäristömyrkyjen seurannassa ja altistumistutkimuksessa sekä kehittää riskin arviointia ja riskien hallintaa. Tutkimustuloksia voidaan hyödyntää erityisesti tuottaessa tietoa Itämeren puhtauteen liittyvissä ohjelmissa ja muissa kansainvälisissä ympäristösopimuksissa, kuten:

1. UNEPin pysyvät orgaaniset ympäristömyrkyt (UNEP/POP),
2. EYn vesipuitedirektiivi ja meristrategiadirektiivi,
3. Itämeren suojelusopimus (HELCOM) ja Itämeren toimintaohjelma ja
4. Arktinen seuranta- ja arviointiohjelma (AMAP).

5 Tutkimushypoteesit

Tutkimushypoteesit tässä EU-kalat II -projektissa olivat pitkälti yhtenevät vuosien 2002–2003 EU-kalat -projektin kanssa. Tärkein motivaatio tälle projektille olikin päivittää pitoisuustietous, jotta saataisiin käsitys muutoksista eri ympäristömyrkkujen pitoisuuksissa ja siten uutta tietoa EU:n lainsäädäntötyöhön asetusta 1881/2006 uudistettaessa vuoden 2011 loppuun mennessä.

EU-kalat -projektin perusteella 2000-luvun alussa Selkämeren alueella kaloissa on suuremmat ympäristömyrkkypitoisuudet kuin muualla. Oletus oli, että tilanne on pysynyt samana tultaessa vuosikymmenen loppuun.

Lisäksi oletettiin, että Itämeren ekologiset muutokset, esimerkiksi silakan kasvunopeuden hidastuminen, vaikuttaa niin, että ravinnoksi käytetyn kalan PCDD/F- ja PCB-pitoisuudet eivät ole vähentyneet 2000-luvulla.

6 Tutkimusaineisto

Tässä projektissa kerättiin yhteensä 964 yksittäistä lihas-, 2 mäti-, ja 226 maksanäytettä. Nämä analysoitiin joko yksittäisinä näytteinä tai kokoomanäytteinä eli pooleina siten, että analysoitujen lihasnäytteiden kokonaismäärä oli 228, mätinäytteiden 2 ja maksanäytteiden 55. Yhteenvedo näytteistä tehdyistä analyyseistä on kuvattu raportin liitteissä (Taulukko 3).

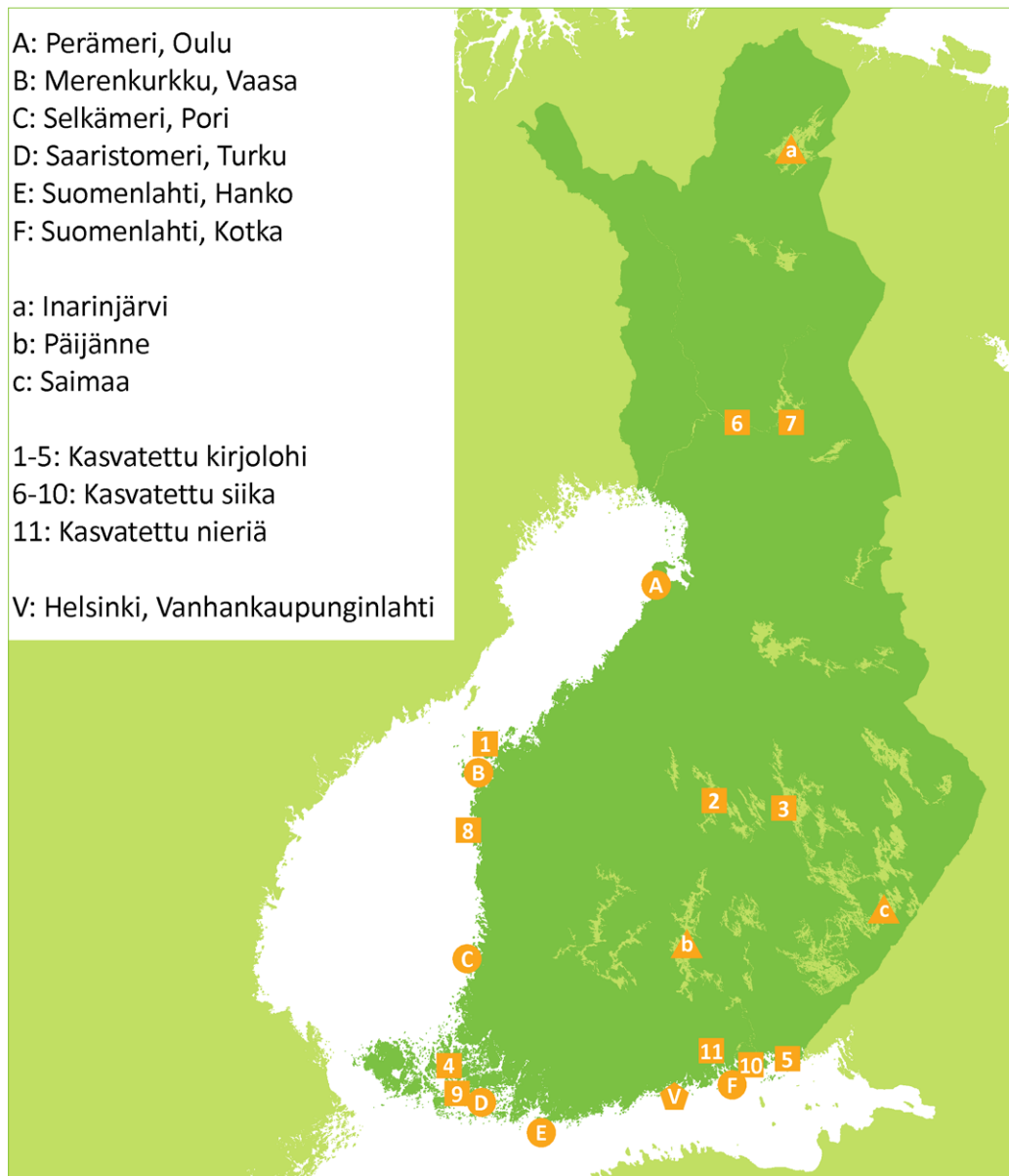
6.1 Näytteenotto

Näytteet keräsi RKTL pääosin vuonna 2009 ja osaksi vuonna 2010 ammattikalastuksen saaliista eri merialueilta Itämerestä ja sisävesistä. Näytteenottopaikat on kuvattu seuraavalla sivulla (Kartta 1). Näytteenotto integroitiin soveltuvin osin Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen EU-tiedonkeruuohjelmaan. Sisävesikalat kerättiin Päijänteestä ja Puruvedestä (Enonvedeltä), joissa haitta-ainekuormituksen oletettiin olevan merialueita pienemmän sekä Inarinjärvestä. Keruualueet Itämerellä olivat Saaristomeri, Selkämereltä Porin edusta, Oulun seutu, Hangon edusta ja itäisellä Suomenlahdella Loviisa-Kotkan alue.

Tutkittaviksi kaloiksi valittiin Suomessa yleisimmin kaupan pidettäviä kalalajeja, joiden pitoisuuksista haluttiin uutta tietoa ja joiden ympäristömyrkkypitoisuuksia haluttiin verrata aikaisempaan tutkimukseen (Hallikainen ym., 2004). Tutkittavat lajit olivat merialueilta: silakka, kilohaili, hauki, lohi, meritaimen, siika, made, ahven, kuha, kampela, lahna, särki, muikku ja turska sekä nahkiainen, ja sisävesiltä: lahna Päijänteestä, ahven Päijänteestä ja Saimaasta (Puruvesi), ja taimen Inarinjärvestä. Näytteenotto pyrittiin keskittämään ajankohtiin, jolloin kunkin lajin saaliit ja myös tarjonta kuluttajille ovat suurimmillaan, eli usein kutuaikoihin. EU-kalat -projektista poiketen silakoista näytteet kerättiin vain keväällä. Yksittäisiä, Selkämerestä pyydettyjä silakoita tutkittiin 69 yksilöä, sekä naaraita että koiraita, jotta saataisiin käsitys pitoisuuksien yksilökohtaisesta vaihtelusta.

Näytteet käsiteltiin analyysiä varten kuten aiemminkin, jotta tulokset olisivat vertailukelpoisia. Kaikkien näytteeksi otettujen kalayksilöiden kokonaispituus mitattiin, yksilöt punnittiin, niiden sukupuoli määritettiin ja lajille ominainen luutuma talletettiin iänmäärittystä varten. Isommista kaloista leikattiin medaljonki selkäevän kohdalta ja pienemmistä kaloista poistettiin sisälmykset ja pää. Näytteiden kontaminoitumisen välttämiseksi ne kerättiin ja käsiteltiin sitä varten laaditun yksityiskohtaisen ohjeen mukaisesti. Näytteet käärittiin yksilöllisesti alumiinifolioon ja suljettiin muovipussiin

numeroituina näytelomakkeiden mukaisesti. Näytteet pakastettiin ja toimitettiin pakastettuina THL:n ympäristöterveyden osaston laboratorioon analysoitaviksi.



Kartta 1. Näytteenottoaikat

7 Analyysimenetelmät

7.1 Iän määritykset

Kalojen iänmääritys tehdään lajista riippuen esimerkiksi suomusta, sisäkorvan tasapainokivistä eli otoliiteista tai luista. Koska kalat ovat vaihtolämpöisiä, niiden kasvunopeus riippuu lämpötilasta, ja vuotuinen kasvunopeuden vaihtelu aiheuttaa kalan luutumiin samankeskisiä kehiä. Kehien lukumäärä voidaan laskea vastaavalla tavalla kuin puun ikä määritetään kannon vuosirenkaista. Kalojen iänmääritys edellyttää kokemusta. Silti varsinkin vanhojen yksilöiden määrittäminen on usein vaikeaa ilman erityistekniikoita (Parmanne, Vuorinen, 2002).

Ikä määritettiin seuraavasti:

- suomusta: kuha, lohi, meritaimen ja taimen,
- otoliitista: silakka, kilohaili, kampela, made ja turska,
- suomusta tai otoliitista: muikku ja siika
- cleitrumista: särki, lahna ja hauki sekä
- operculumista: ahven.

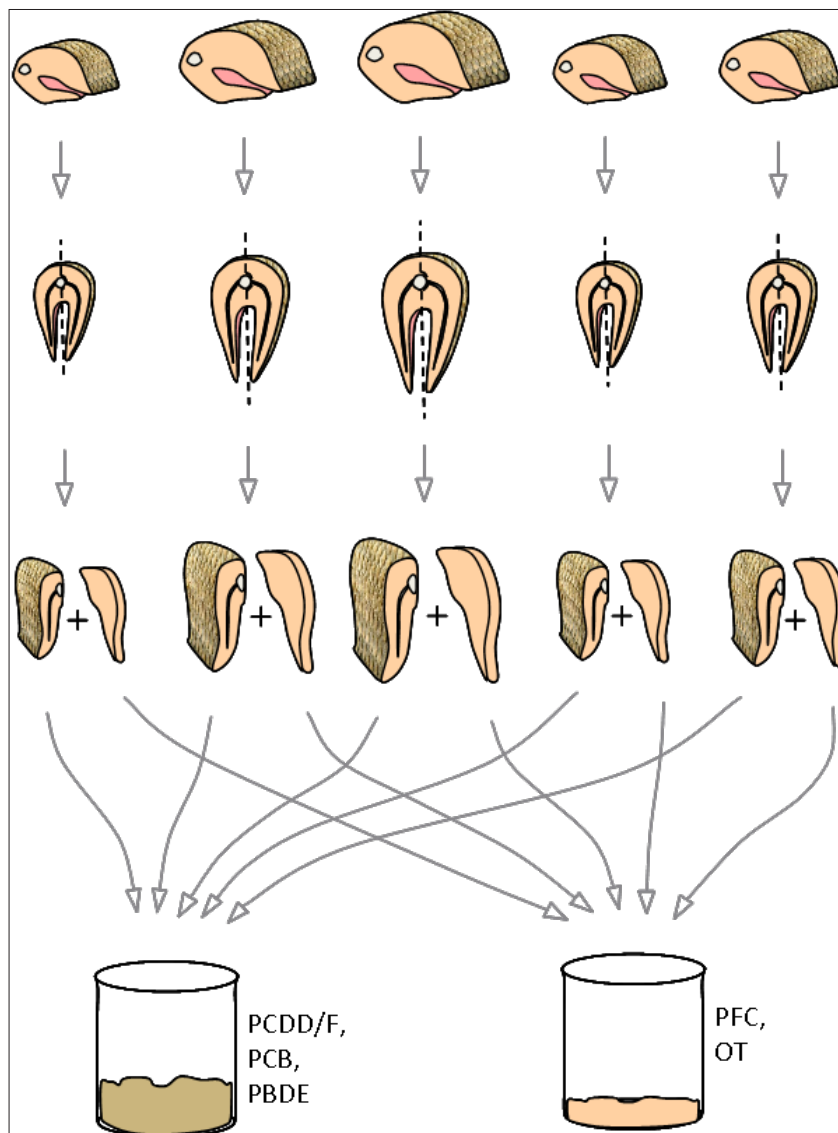
Kasvatetuista kaloista: kirjolohi, nieriä ja siika, ikää ei määritetty ja nahkiaiselle ei ole iänmääritysmenetelmää. Otoliitit valettiin muoviin, sahattiin leikkeiksi ja värjättiin, minkä jälkeen ikä määritettiin mikroskoopin avulla RCTL:ssa.

7.2 Näytteiden esikäsittely

Ennen homogenisointia ja poolausta kalanäytteet halkaistiin selkäruotoa pitkin (Kuva 3). Tämä tehtiin sen vuoksi, että direktiivin (EY) N:o 1883/2006 mukaan PCDD/F- ja PCB-määritykseen on otettava nahka rasvoineen tai vaihtoehtoisesti poistettavasta nahasta on otettava rasva mukaan analyysiin, mutta PFC- ja OT-määritykset on ollut tapana tehdä vain kalan syötävästä osasta (ilman rasvaa ja nahkaa). Toinen syy näytteiden halkaisuun on se, että preparointi oli tehtävä eri välineillä näytteiden kontaminaation välttämiseksi. Esimerkiksi PCDD/F-, PCB- ja PBDE-määrityksissä käytettiin lasiastioita ja Teflon-työvälineitä, joiden käyttöä tuli välttää PFC-näytteiden yhteydessä.

Lihaspooleihin punnittiin jokaisesta osanäytteestä yhtä paljon kuin oli pienimmän osanäytteen massa. Näytteet poolattiin näytekalojen koon mukaan ja poolin ka-

lojen mediaani-ikä laskettiin myöhemmin ikämääritysten valmistuttua. Maksanäytteet poolattiin vastaavasti kuin lihasnäytteet. Maksat olivat niin pieniä, että poolaihin otettiin osanäytteet kokonaisina. Lihas- ja maksapoolit homogenisoitiin tasaiseksi massaksi joko homogenisaattorilla tai metallisella sauvasekoittimella. Poolatut ja homogenisoidut näytteet kuivattiin kylmäkuivurilla, jonka yhteydessä näytteiden kuiva-aineprocentti määritettiin.



Kuva 3. Näytteiden homogenisointi ja poolaus.

7.3 Pitoisuusmääritykset

Näytteistä tehdyt analyysit ja määritetyt yhdisteet on lueteltu raportin liitteissä (Taulukko 3, Taulukko 4). Tässä tutkimuksessa käytetyt määritysmenetelmät ovat akkreditoituja (T77, ISO/IEC 17025), lukuun ottamatta PFC-yhdisteiden analyysimenetelmää.

7.3.1 PCDD/F, PCB, PBDE

PCDD/F-, PCB- ja PBDE-yhdisteiden määrittäminen on kuvattu aiemmin (Isosaari ym., 2006; Parmanne ym., 2006). Lyhyesti kuvattuna määritettävät yhdisteet uutettiin kylmäkuivatusta näytteestä paineistetulla liuotinuutolla (ASE, Accelerated Solvent Extraction) 15 % etanoli-tolueeniin. Liuotin haihdutettiin pois ja näytteen rasvaprosentti määritettiin. Näytteestä poistettiin rasva rikkihapposilikapylvällä. Puhdistusta jatkettiin alumiinioksidilla ja aktiivihilipylvällä, joiden avulla PCDD/F-yhdisteet ja non-ortho-PCB-yhdisteet erotettiin muista yhdisteistä. Kvantitoinnissa käytettiin sisäisiä standardeina yhdisteiden ¹³C-leimattuja analogeja. Yhdisteet analysoitiin kaasukromatografisesti (Hewlett-Packard 6890) korkean erotuskyvyn massaspektrometrillä (Waters AutoSpec Ultima tai VG70 250SE). PCDD/F- ja PCB-yhdisteille kolonni oli J&W Scientific DB-Dioxin (60m, ID 0.25 mm, 0.15 µm). PBDE-yhdisteille kolonni oli J&W Scientific DB-5 MS (60 m, ID 0.25 mm, 0.25 µm; PBDE 209:lle vastaavan kolonnin pituus 5 m).

7.3.2 PFC

Määritettävät PFC-yhdisteet uutettiin kylmäkuivatusta näytteestä metanoliin, ja uute puhdistettiin saostamalla analyysin häiriötekijät sekä neutraalissa pH:ssa ammoniumasetaatilla että happamassa pH:ssa muurahaishapolla. Kvantitoinnissa käytettiin sisäisiä standardeina määritettävien yhdisteiden ¹³C-leimattuja analogeja. Yhdisteet määritettiin käänteisfaasi-nestekromatografisesti (Dionex Ultimate 3000) kolmois-kvadrupoli- massaspektrometrillä (Thermo Finnigan TSQ Quantum Discovery Max).

7.3.3 OT

OT-yhdisteiden määrittäminen on kuvattu aiemmin (Hallikainen ym., 2008). Ennen uuttoa kudokset hajotettiin tetrametyyliammoniumhydroksidilla, minkä jälkeen yhdisteet uutettiin etikkahapon avulla eetteri-heksaaniin, jossa oli tropolonia kompleksoijana. Yhdisteistä muodostettiin etyylijohdannaiset natriumtetraetyyliboraatilla. Derivatisoidut uutteen pylväspuhdistettiin aktivoitulla alumiinioksidilla käyttäen eluenttina eetteri-heksaania. Kvantitoinnissa käytettiin kullekin yhdisteelle sen perdeuteroitua analogia sisäisenä standardina. Yhdisteet määritettiin kaasukromatografisesti (Hewlett Packard 6890) korkean erotuskyvyn massaspektrometrillä (Waters Autospec Ultima). Käytetty kolonni oli HP-1 kapillaarikolonni (Hewlett Packard: 12 m, i.d. 0.20 mm, 0.33 µm). Menetelmän määrittämissä rajat ovat yhdisteistä riippuen 0,1–1,1 ng/g tp.

7.3.4 Laadunvarmistus

Näytteiden rinnalla analysoitiin joka sarjassa 2 laboratorion taustapitoisuutta mittaavaa nollanäytettä. Lisäksi pitoisuuksien varmistamiseksi analysoitiin jokaisen näytesarjan mukana kontrollinäyte, jonka pitoisuudet on validoitu joko laboratorion sisäisesti tai ulkoisesti. PCDD/F-, PCB- ja PBDE-yhdisteille käytetyn, kansainvälisessä vertailukokeessa validoidun silakkakontrollinäytteen saantoprosentti ja suhteelliset keskihajonnat (n=19) olivat WHO-PCDD/F- TEQ₀₅ 93 ± 6,3 %, WHO-PCB-TEQ₀₅ 88 ± 4,6 % ja PBDE (summa sis. 209) 100 ± 2,5 %. OT-yhdisteille (summa MBT, DBT, TBT, MPhT, DPhT, TPhT, n=16) sertifioidun referenssimateriaalin CRM 477 saantoprosentti ja suhteellinen keskihajonta olivat 104 ± 4,1 %. PFC-yhdisteille käytettiin laboratorion sisäistä kontrollinäytettä, jonka suhteelliset keskihajonnat (n=5) olivat 10 % PFOS:lle ja 5.1 % PFOA:lle.

Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen Kemiallisen altistumisen yksikkö toimii kansallisena vertailulaboratoriona PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden analyysille rehu- ja elintarvikenäytteistä. Tutkimuksen aikana laboratorio on menestyksellisesti osallistunut kaikkiin tutkimuksen kannalta merkittäviin kansainvälisiin PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- ja OT-vertailukokeisiin.

7.4 Tulosten raportointi

Tässä raportissa tulokset ovat ns. upper bound-arvoja, eli niille yhdisteille joilla pitoisuus jäi alle määritysrajan (LOQ), on pitoisuudeksi merkitty määritysrajapitoisuus. Pitoisuudet on raportoitu tuorepainoa kohti (tp eli fresh weight, fw). Kuvissa ja taulukoissa esitetyt pitoisuudet ovat joko yksittäisiä määrittystuloksia tai mediaaneja. PCDD/F- ja PCB- toksisuusekvivalenttipitoisuudet (WHO-PCDD/F-TEQ ja WHO-PCDD/F-PCB-TEQ) on raportin liitteissä taulukoitu käyttäen sekä WHO:n vuonna 1998 asettamia TEF-kertoimia että vuoden 2005 kertoimia. Kuvissa on esitetty WHO-TEQ₀₅ -pitoisuudet, ellei ole toisin mainittu. Indikaattori-PCB-yhdisteiden summa on saatu laskemalla yhteen kongeneerien PCB 28, 52, 101, 138, 153 ja 180 pitoisuudet. OT-yhdisteille on tässä raportissa käytetty EFSA:n käyttämää summapitoisuutta DBT:lle, TBT:lle, TPHT:lle ja DOT:lle. Mitatuista PFC-yhdisteistä, PFOS ja PFOA, jälkimmäistä ei havaittu yhdessäkään näytteessä, joten kuvissa ja taulukoissa raportoidaan vain PFOS-pitoisuudet. Lisäksi kuvissa on näytteiden mediaani-ikä ja taulukoissa lisäksi mediaanit puulattujen näytteiden koosta ja rasvaprosenteista.

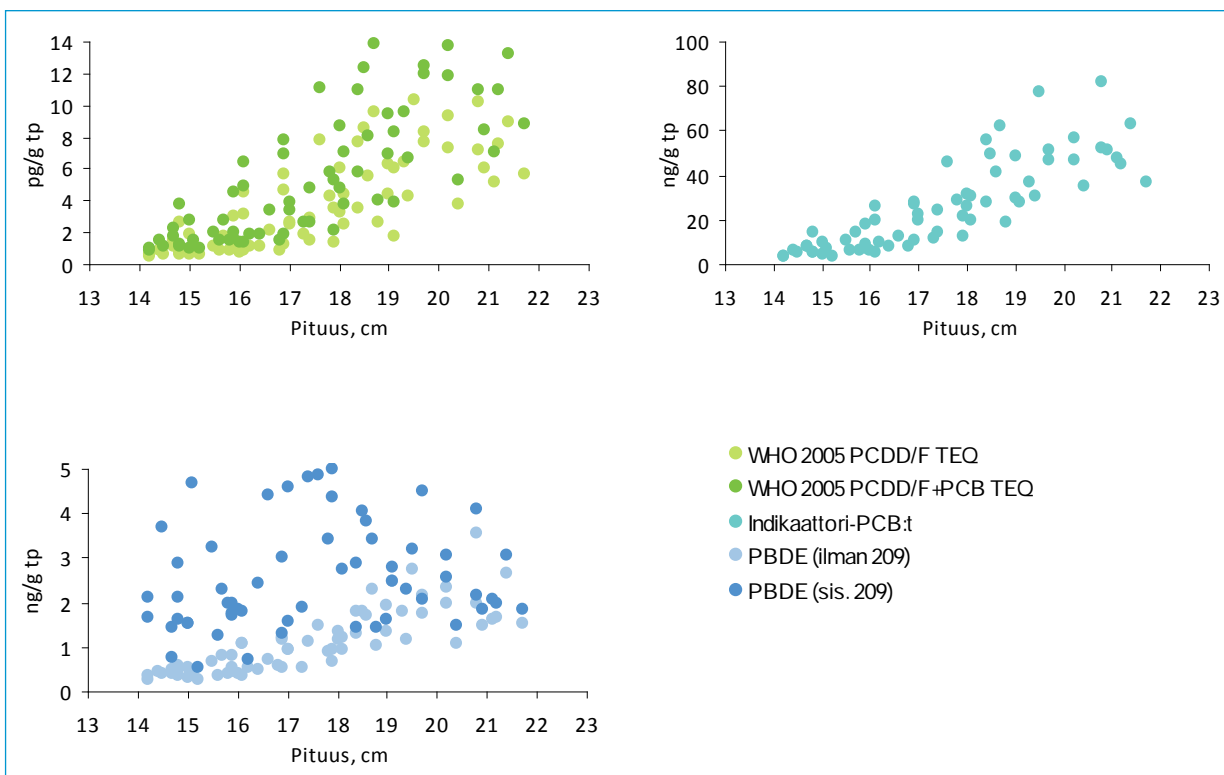
Tuloksista on raportoitu tutkimuksen seurantaryhmälle projektin aikana kahdesti. Eviran koordinoiman hankkeen seurantaryhmässä oli edustus seuraavista tahoista: MMM, Evira, THL, SYKE ja RKTL. Tulokset julkaistaan raportin lisäksi tieteellisissä konferensseissa sekä tieteellisinä julkaisuina, jotka laaditaan tutkimuksen suorittaneiden laitosten yhteistyönä.

8 Tulokset ja tarkastelu

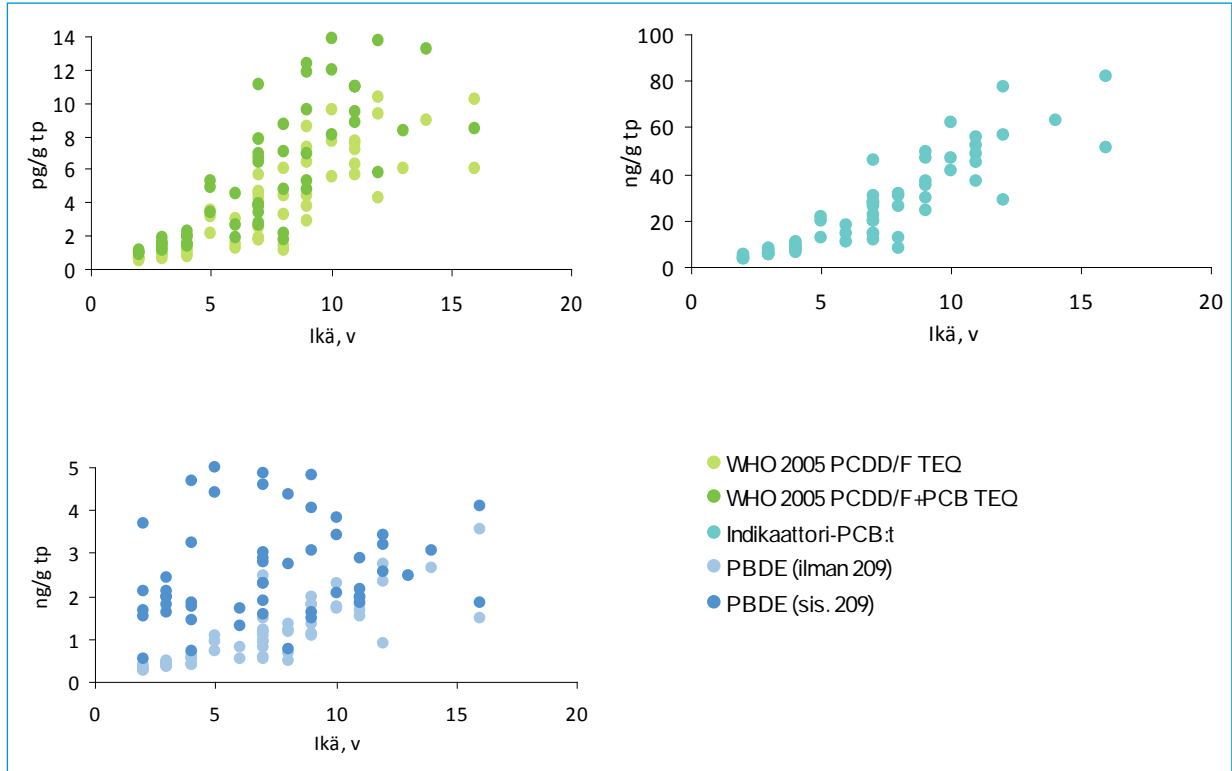
8.1 Organohalogenien pitoisuudet Itämeren kaloissa

8.1.1 Silakka (*Clupea harengus membras*)

8.1.1.1 Yksilösilakat



Kuva 4. Selkämeren yksilösilakoiden organohalogenien pitoisuudet pituuden mukaan.



Kuva 5. Selkämeren yksilösilakoiden organohalogeenien pitoisuudet kalan iän mukaan.

Selkämeren yksilösilakoissa WHO-PCDD/F-TEQ₀₅-pitoisuus vaihteli 0,49-10,2 pg/g tp, ja kokoluokassa 17-18 cm se oli keskimäärin 3,15 pg/g tp. Tässä kokoluokassa PCDD/F- ja PCB- summa- TEQ₀₅-pitoisuus oli 4,64 pg/g tp (Taulukko 6). Indikaattori-PCB-yhdisteiden mediaanit vaihtelivat välillä 6,86 ja 54 ng/g tp ja maksimissaan ne ylivät aina 82 ng/g. Polybromattujen difenyyliettereiden (PBDE) pitoisuudet olivat kaikki alle 4 ng/g tp, kun BDE 209 ei otettu laskuun. Kun BDE 209 oli mukana saavuttivat PBDE-pitoisuudet maksimissaan arvon 73 ng/g, mutta olivat silti keskimäärin alle 5 ng/g.

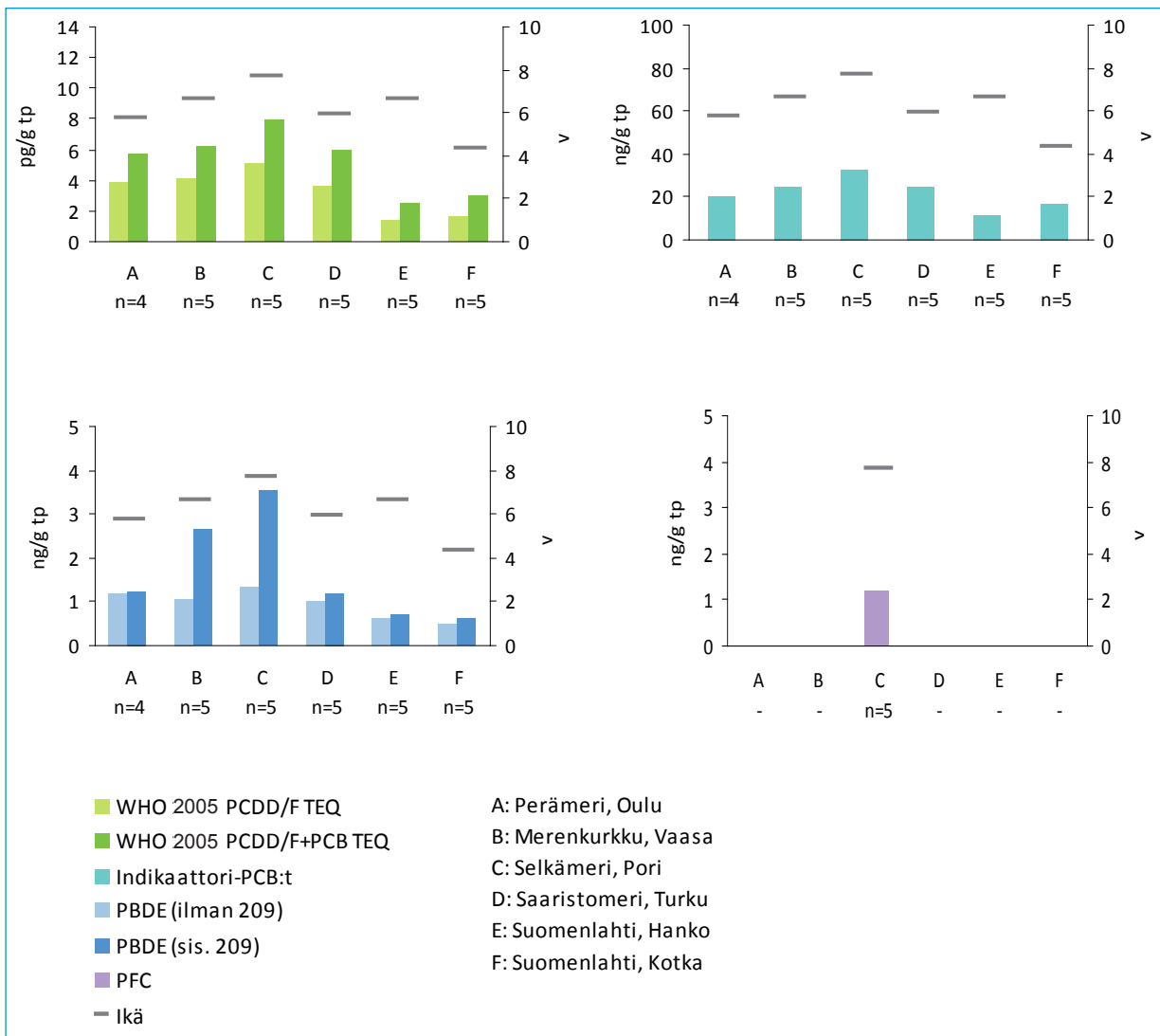
Silakoihin pituuden (Kuva 4) ja iän (Kuva 5) mukaan kertyvät selvimmin PCDD/F- ja PCB-yhdisteet. Kuten EU-kalat -projektissa, myös nyt pituudeltaan alle 17 cm ja iältään 4 vuotta tai nuorempien silakoiden pitoisuuksissa oli vain vähän hajontaa, kun taas suuremmissa ja vanhemmissa silakoissa pitoisuuksien hajonta kasvoi. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että osa Selkämeren silakoista muuttuu kasvaessaan enemmän petokalaksi ja käyttää ravintonaan korkeammalla trofiatasolla olevaa ravintoa, jossa myös ympäristömyrkyt ovat jo konsentroituneet.

PBDE-yhdisteet, jos BDE 209 jätetään pois, näyttivät myös kertyvän silakan iän ja koon mukaan. BDE 209 sen sijaan ei tunnu kertyvän silakoihin pituuden tai iän mukaan samalla tavoin kuin muut tutkitut yhdisteet. PFOS kertyi myös silakan koon mukaan; 17 cm silakoissa sitä mitattiin keskimäärin 1,6 ng/g tp ja vastaavasti 21-22 cm silakoissa 4,9 ng/g tp (Taulukko 6).

Selkämeren yksilösilakoilla rasvapitoisuudet vaihtelivat 2-15 %. Myös samassa kokoluokassa iät vaihtelivat huomattavasti (Taulukko 5).

Verrattuna EU-kalat -projektiin yksilösilakoiden tuorepainopitoisuudet olivat pienentyneet huomattavasti, 10-50 %. Pitoisuuksien pienentyminen oli voimakkainta 6-vuotiaissa ja sitä vanhemmissa silakoissa. PCDD/F-yhdisteillä pitoisuuksien pieneminen oli hieman suurempaa kuin PCB-yhdisteillä (Hallikainen ym., 2004). Yksilösilakoiden kokoluokassa 17-18 cm pitoisuudet kuitenkin yhä ylittivät voimassa olevan EU:n asettaman maksimiraja-arvon 4 pg WHO-PCDD/F-TEQ₉₈/g tp (Taulukko 6). Tässä kokoluokassa summa WHO-TEQ₉₈ - pitoisuus jäi kuitenkin alle maksimiraja-arvon (8 pg WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈/g tp) ollen 6,4 pg/g ja raja-arvo ylittyi vasta seuraavassa kokoluokassa, 18-19 cm silakoissa (Taulukko 6).

8.1.1.2 Poolatut silakat



Kuva 6. Itämeren poolattujen silakoiden organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Pohjanlahden (Perämeri, Merenkurkku, Selkämeri ja Saaristomeri) silakassa PCDD/F-, PCB- ja PBDE-pitoisuudet olivat suuremmat kuin Suomenlahden silakassa (Kuva 6). Pohjanlahdella poolattujen silakoiden kokoluokissa yli 17 cm ja isommissa WHO-PCDD/F-TEQ₀₅-pitoisuudet olivat yli 4 pg/g tp (Taulukko 7). Tässä silakan kokoluokas-

sa TEQ₀₅ -summapitoisuus oli 6,0-6,6 pg/g tp, joten poolattujen silakoiden pitoisuudet olivat samaa suuruusluokkaa yksilösilakoiden kanssa. Pohjanlahden silakkapooleissa pitoisuudet nousivat selvästi, kun silakoiden keskipituus nousi yli 17 cm:n. Pitoisuuksien ja silakoiden iän välillä oli hyvä korrelaatio, mitä vanhempi silakka sitä enemmän kontaminantteja.

Suomenlahden kahdessa näytteenottopisteessä ikä- tai kokokorrelaatiota ei ollut havaittavissa. Pitoisuudet olivat selvästi pienemmät kuin Pohjanlahden silakkapooleissa. WHO-PCDD/F-TEQ₀₅ -pitoisuus oli välillä 0,7 ja 3,7 pg/g tp ja WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅ 1,25-6,62 pg/g tp. Syy Suomenlahden silakoiden alhaisempaan kontaminanttitasoon on todennäköisesti se, että sukukypsät silakat muuttavat Itämeren pääaltaalle syksyllä ja palaavat keväisin kutuaikaan takaisin Suomenlahdelle. Altistuminen eteläisellä Itämerellä on alhaisempaa varsinkin PCDD/F-yhdisteille. Tämä muuttomatka näkyy myös PCDD/F-PCB -suhteessa joka Suomenlahden silakoilla on 1,2, kun sama suhde on Pohjanlahdella 2,0, eli Pohjanlahden silakoissa on enemmän PCDD/F-yhdisteitä.

Indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet silakkapooleissa vaihtelivat 5,0 ja 80 ng/g tp välillä ja vastasivat yksilösilakoista mitattuja pitoisuuksia. Myös PBDE-yhdisteet olivat pitoisuuksiltaan vastaavia yksilösilakoiden kanssa. Merenkurkussa ja Selkämerellä BDE 209-kongeneerin pitoisuus oli selvästi suurempi kuin muilla alueilla viitaten paikalliseen kontaminaatioon, joka on saattanut tulla laajaltakin alueelta sisämaasta.

PBDE-pitoisuus 1-3 ng/g tp (ilman BDE 209) silakassa on samaa suuruusluokkaa kuin eteläisellä Itämerellä Puolan edustalla (Szylinder-Richert ym., 2010). Sama voitaneen sanoa verrattaessa tuloksia Ruotsiin, jossa julkaistut seurantatulokset perustuvat pääkongeneerin, BDE 47:n pitoisuuteen. Sen pitoisuus on Tukholman pohjoispuolisella rannikolla noin 0,1 ng/g tp syyssilakassa mutta 0,4 ng/g tp kevätsilakassa (Bignert ym., 2009). EU-kalat II -aineistossa BDE 47 pitoisuus silakassa vaihtelee 0,2 – 2 ng/g tp.

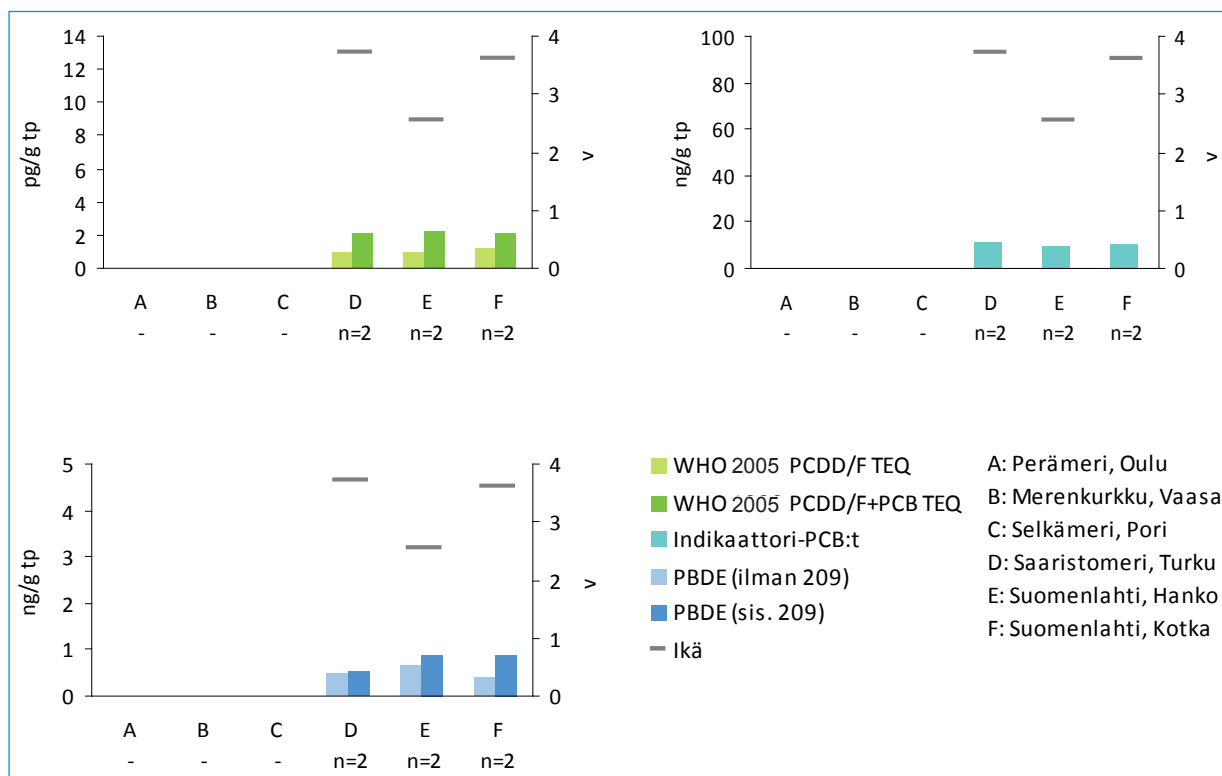
PFOS:n pitoisuuksilla ei havaittu poolatuissa näytteissä, toisin kuin yksilösilakoissa selkeää ikä- tai pituuskorrelaatiota (Taulukko 7). Selkämeren silakan lihaksen PFOS-pitoisuudet (1-5 ng/g tp) ovat melko pieniä ja Itämereltä raportoitujen pitoisuuksien vaihteluvälissä (Berger ym., 2009).

Kuten yksilösilakoissa, verrattaessa EU-kalat -projektin poolattujen silakoiden pitoisuuksiin, olivat poolattujen silakoiden dioksiini- ja PCB-pitoisuudet pienentyneet. Pitoisuuksien pienentyminen oli voimakkainta kookkaimmissa ja iäkkäimmissä silakoissa. Lisäksi varsinkin Suomenlahden poolatuilla silakoilla PCDD/F-yhdisteiden pitoisuuksien pieneneminen oli voimakkaampaa kuin PCB-yhdisteiden.

Pohjanlahdella kokoluokasta 17 cm ylöspäin PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat kuitenkin niin suuria, että ne yhä ylittivät voimassa olevat EU:n asettamat enimmäispitoisuusraja-arvot 4 pg WHO-PCDD/F-TEQ₉₈/g tp tai 8 pg/g WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈ (Taulukko 7). Suomenlahdella lukuun ottamatta yhtä poolattua näytettä pitoisuudet jäivät kaikki alle enimmäispitoisuusraja-arvojen.

EU-kalat -projektissa Selkämeren poolatuissa silakoissa mitatut PBDE-yhdisteiden pitoisuudet olivat nyt mitattuihin verrattuna jonkin verran suuremmat.

8.1.2 Kilohaili (*Sprattus sprattus*)



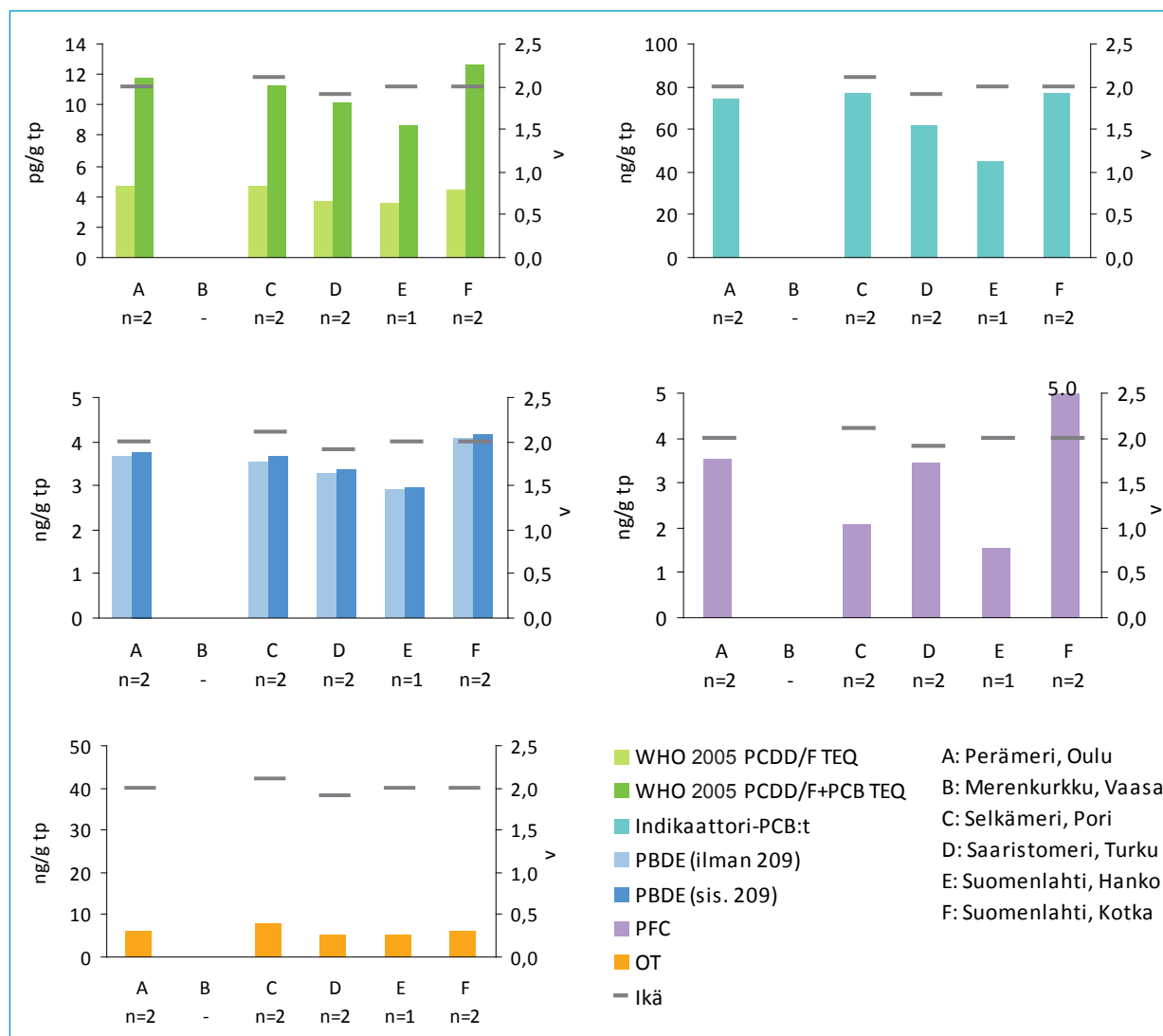
Kuva 7. Itämeren kilohailien organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Hangon edustan kilohailit olivat keskimäärin vuoden nuorempia kuin Turun ja Kotkan edustalta pyydetty kilohailit, mutta sillä ei näyttänyt olevan vaikutusta pitoisuuksiin (Kuva 7). Kilohailin rasvaprosentti oli keskimäärin 2-3 kertaa suurempi kuin silakan (Taulukko 8).

Turun, Hangon ja Kotkan kilohailissa PCDD/F- ja PCB-pitoisuudet suurenivat kokoluokan mukaan (Taulukko 8), mutta jäivät alle 3 pg WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅/g tp lähes kaikissa näytteissä. Indikaattori PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat maksimissaan 17 ng/g tp. PBDE-yhdisteidenkin pitoisuudet olivat pieniä, välillä 0,38 ja 1,42 ng/g, vaikka BDE 209 laskettiin mukaan. Ne olivat hiukan pienempiä kuin eteläisellä Itämerellä Puolan edustalla, jossa vaihteluväli on 1,2-2 ng/g tp (Szylinder-Richert ym., 2010). Kotkan edustalla BDE 209-kongeneerin osuus on suurin PBDE-yhdisteistä ja vaikka ero ei ole suuri, saattaa se viitata isojen jokien esimerkiksi Kymijoen kautta tulevaan kuormitukseen.

Voimassa olevaan lainsäädäntöön verrattuna kaikki nyt kilohaileista mitatut pitoisuudet olivat alle enimmäispitoisuusraja-arvojen ja suurimmillaan 3,9 pg WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈/g tp. Verrattuna vuoden 2002 EU-kalat -projektiin pitoisuudet olivat pienentyneet isoissa kilohaileissa enemmän kuin pienissä.

8.1.3 Lohi (*Salmo salar*)



Kuva 8. Itämeren lohien organohalogeeni- ja OT-pitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Hangon edustalta pyydetyissä lohissa oli hieman muita alueita pienemmät organohalogeeni-pitoisuudet, vaikka ns. meri-ikänsä kaikki lohet olivat noin 2-vuotiaita (Kuva 8). Suurimmat pitoisuudet mitattiin lohista Kotkan alueelta, mutta erot olivat kaiken kaikkiaan pieniä. Lohien WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅-pitoisuudet vaihtelivat 9,1–13,3 pg/g tp välillä ja PCB-yhdisteiden osuus oli TEQ₀₅:sta suurempi kuin PCDD/F-yhdisteiden ollen yli 60 % (Taulukko 9).

Indikaattori-PCB-pitoisuudet vaihtelivat pienimmästä pitoisuudesta, 45 ng/g tp, Hangon edustan lohissa, pitoisuuteen 91 ng/g tp Porin edustalla, ollen keskimäärin 69 ng/g tp. PBDE-pitoisuudet jäivät kaikilla alueilla alle 4,3 ng/g tp ja kongeneeri BDE 209 ei lisännyt pitoisuutta. Voidaan päätellä, että kyseinen kongeneeri ei kerry loheen. PBDE-pitoisuus lohessa, 3-4 ng/g tp (ilman BDE 209), on hiukan suurempi kuin eteläisellä Itämerellä Puolan edustalla, jossa pitoisuus oli noin 2-3 ng/g (Szylinder-Richert ym., 2010). Lohista mitattu PFOS-pitoisuus lihaksessa, 1-5 ng/g tp, on tyypillinen Itämeren kalalle (Berger ym., 2009).

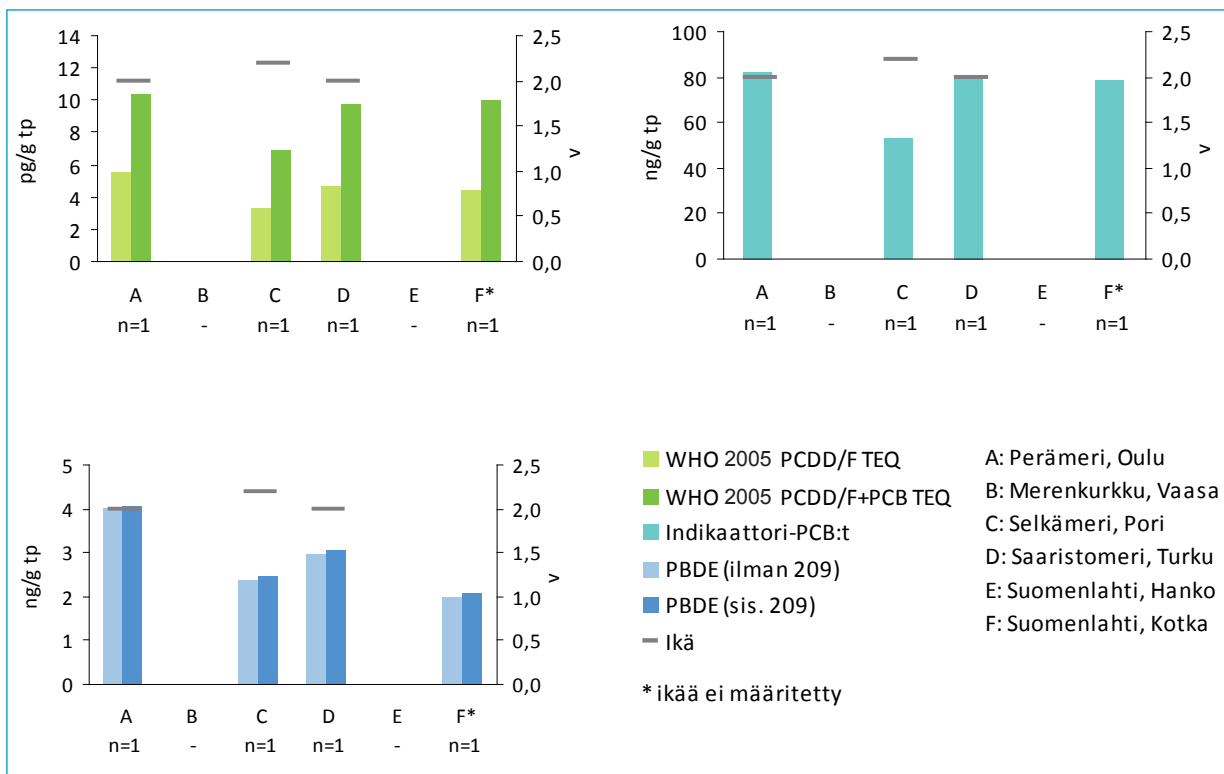
Lohen OT-pitoisuudet jäivät kaikilla tutkimusalueilla alle 10 ng/g tp, joka on pieni pitoisuus. Lohien matalia ja tasaisia OT-pitoisuuksia kuvaa myös eri OT-yhdisteiden %-jakauma; voimakkaammin kertyvän TPH:n osuus oli kaikissa näytteissä yli 50 % ja TBT:n alle 20 % (ei taulukoitu).

Verrattuna EU-kalat -projektiin lohien dioksiinien ja PCB-yhdisteiden tuorepainopitoisuuksissa oli tapahtunut huomattava pieneneminen, joka oli keskimäärin kolmanneksen pienempi kuin vuonna 2002. Suurimmat pitoisuudet analysoitiin Selkämeren lohista. On huomattava, että uudet tulokset ovat lähes kaikki 2-vuotiaista (merivuosi) lohista, kun aiemmassa tutkimuksessa lohien iät vaihtelivat enemmän ja olivat keskimäärin 2,3-vuotiaita. Siitä syystä dioksiini- ja PCB-pitoisuuksien vähenemiseen on suhtauduttava varauksella. Suunta on kuitenkin sama, kuin esimerkiksi silakoilla.

PCDD/F-yhdisteiden pitoisuudet ovat vähentyneet hieman enemmän kuin PCB-yhdisteiden, sillä vuoden 2002 projektissa PCB-yhdisteiden osuus kokonais-TEQ₉₈:sta oli noin 50 %, kun se nyt oli 60 % (Hallikainen ym., 2004). Kaikki mitatut lohinäytteet ylittivät voimassa olevat EU:n asettamat enimmäispitoisuusraja-arvot (Taulukko 9).

PBDE-yhdisteiden pitoisuudet olivat myös pienentyneet Perämerellä verrattuna 2002 EU-kalat -projektiin. Lohen OT-pitoisuudet ovat samaten pienentyneet jo vuodesta 2005–2007 (Hallikainen ym., 2008). Toisaalta lohet olivat myös nuorempia. Se vaikeuttaa luotettavan vertailun tekoa näidenkin yhdisteiden osalta.

8.1.4 Meritaimen (*Salmo trutta trutta*)



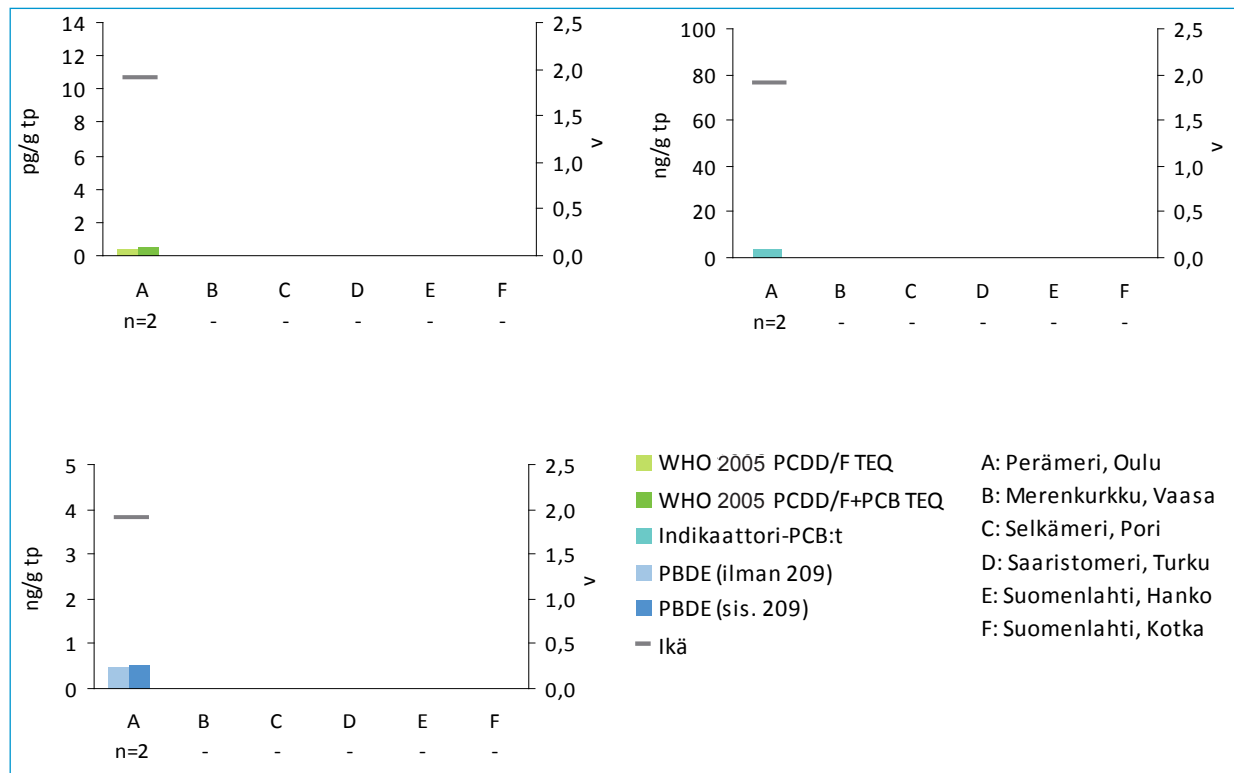
Kuva 9. Itämeren taimenien organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Tutkitut meritaimenet olivat meri-ialtään saman ikäisiä kuin lohet, noin 2-vuotiaita (Kuva 9). Meritaimenen organohalogenien pitoisuudet olivat myös hyvin samankaltaiset kuin lohilla, ja alueelliset erot olivat pieniä. Meritaimenten WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅ -pitoisuudet vaihtelivat 7,0–10,4 pg/g tp. Lohesta poiketen PCB-yhdisteiden osuus oli yhtä suuri kuin PCDD/F-yhdisteiden, noin 50 % (Taulukko 10).

Indikaattori-PCB-pitoisuudet vaihtelivat pienimmästä pitoisuudesta, 53 ng/g tp, Selkämerellä, pitoisuuteen 83 ng/g tp Oulun edustalla. PBDE-pitoisuudet olivat suurimmat Oulun edustalla ja jäivät kaikilla alueilla alle 5,0 ng/g tp, eikä kongeneeri BDE 209 lisännyt pitoisuutta. Kuten lohengin kohdalla, voidaan päätellä, että kyseinen BDE 209-kongeneeri ei kerry meritaimeneen.

Mitatuissa meritaimennäytteissä EU:n asettamat PCDD/F- ja PCB- enimmäispitoisuusraja-arvot ylittyivät (Taulukko 10). Vuoden 2008 tutkimuksen ja nyt mitattujen meritaimenten PCDD/F- ja PCB- että PBDE-pitoisuuksissa ei ollut eroja ja ne ovat samankaltaiset samanikäisissä meritaimenissa (Ruokojärvi ym., 2009).

8.1.5 Muikku (*Coregonus albula*)



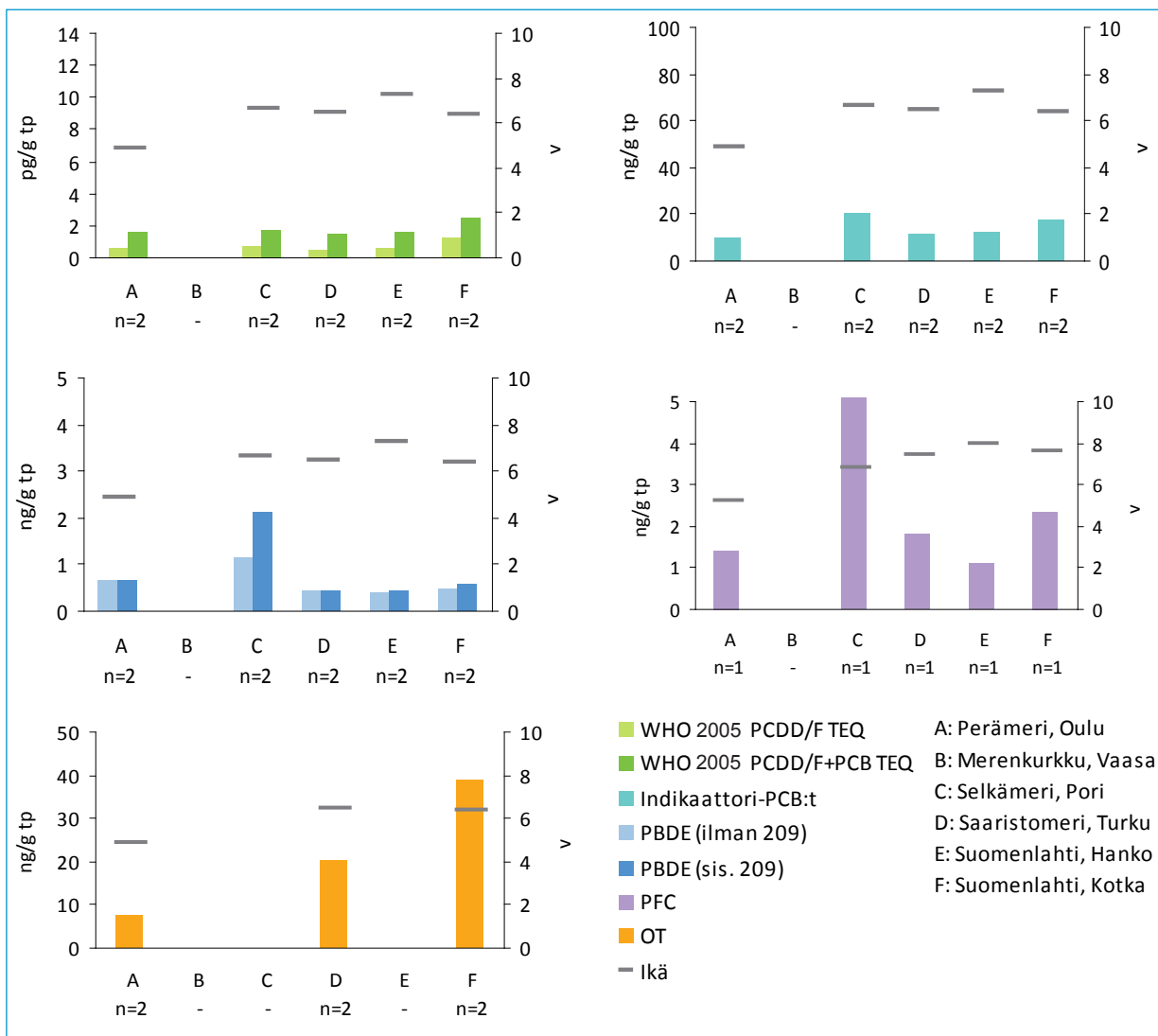
Kuva 10. Itämeren muikkujen organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Perämeren muikkujen organohalogenien pitoisuudet olivat hyvin pienet (Kuva 10). Summapitoisuus WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅ jäi alle 1 pg/g tp, indikaattori-PCB-pitoisuudet alle 10 ng/g, PBDE-pitoisuudet alle 1 ng/g ja PFOS-pitoisuus alle 1 ng/g, ollen alempi kuin mitä tyypillisesti Itämeren kalassa mitataan (Berger ym., 2009) (Taulukko 11).

Muikkujen havaittiin keräävän huomattavasti, lähes 10 kertaa vähemmän kyseisiä haitta-aineita verrattuna samankokoisiin silakoihin. Osittain tämä selittyy muikun nopeammalla kasvulla ja siten lyhyemmällä altistusajalla. Sekä muikun että silakan rasvaprocentti näissä vertailtavissa näytteissä oli noin 5 %. Sen sijaan muikun mädin rasvaprocentti oli suurempi. Tästä syystä muikun mäti sisälsi noin kaksi kertaa suuremmat TEQ-pitoisuudet PCDD/F- ja PCB-yhdisteitä verrattuna muikun lihakseen. Muikun kudun yhteydessä huomattava määrä rasvaliukoisia haitta-aineita poistuu kaloista mädin mukana ja siten voidaan olettaa, että vastakuteneen naarasmuikun myrkykuorma on pienempi kuin kudulle valmistuvan kalan.

EU-kalat -projektin yhteydessä mitattiin myös Perämeren muikkujen organohalogenipitoisuudet (Isosaari ym., 2006) ja verrattaessa näitä uusia tuloksia vuoden 2002 tuloksiin muutosta muikkujen OH-pitoisuuksissa ei ollut havaittavissa.

8.1.6 Ahven (*Perca fluviatilis*)



Kuva 11. Itämeren ahvenien organohalogeni- ja OT-pitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Organohalogenien pitoisuudet eri pyyntipaikkojen ahvenissa olivat hyvin samansuuruisia lukuun ottamatta PBDE-yhdisteitä (Kuva 11). Niiden pitoisuudet Porin edustan ahvenissa olivat muiden pyyntipaikkojen ahveniin verrattuna suurempia ja samoin oli tilanne PFOS:n osalta Porin ja myös Kotkan alueella. Tulokset viittaavat isojen jokien esim. Kokemäen ja Kymijoen kautta tulevaan kuormitukseen.

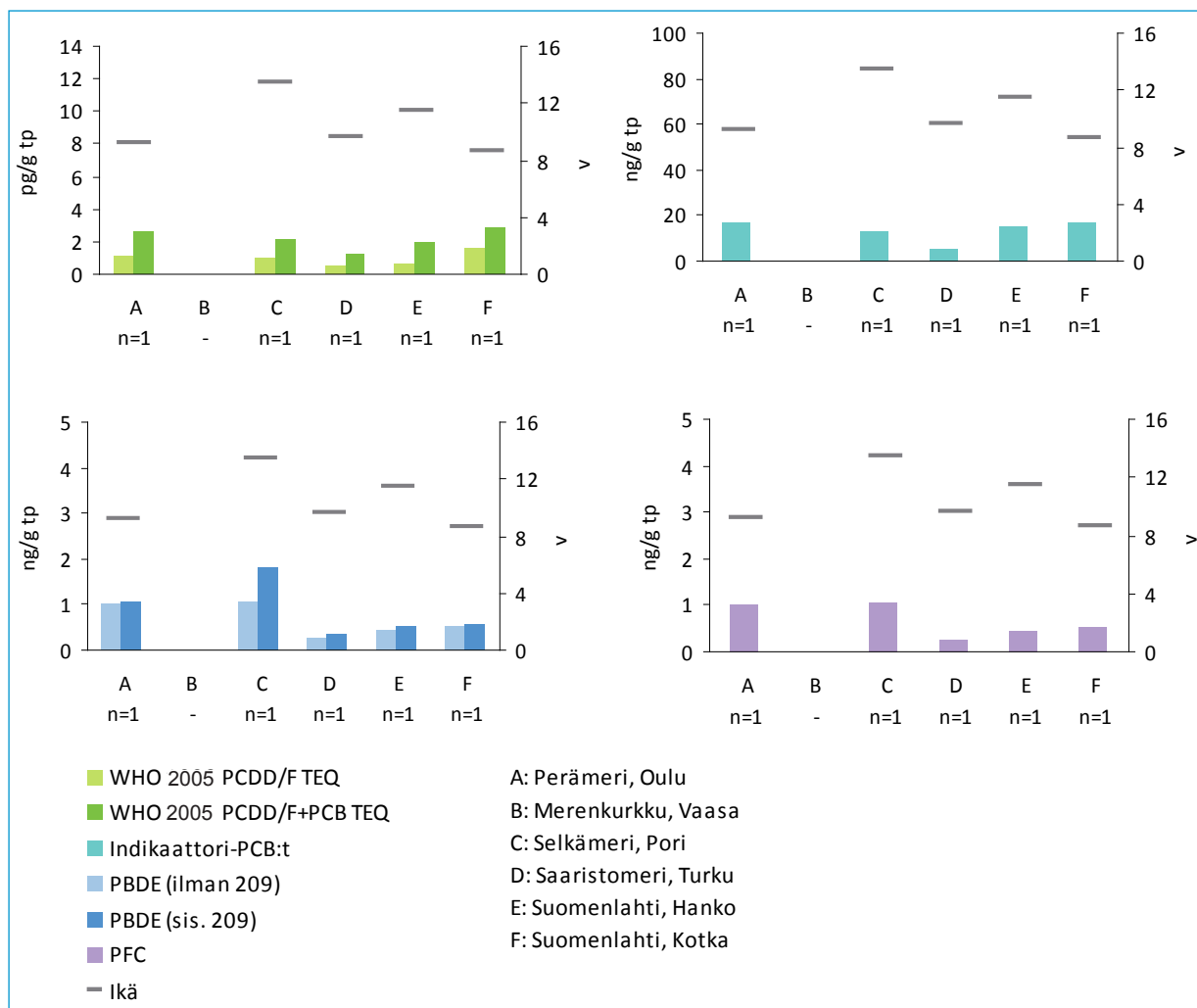
Ahventen WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅-pitoisuudet olivat jokaisella alueella alle 5 pg/g tp (Taulukko 12). Indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet vaihtelivat välillä 6,4 ja 25 ng/g tp. Selkämerellä BDE209-kongeneeria mitattiin suhteessa muihin PBDE-kongeneereihin enemmän kuin muilla alueilla. Se mukaan laskettuna PBDE-pitoisuudet Selkämeren ahvenissa olivat noin kolminkertaiset verrattuna muiden alueiden pitoisuuksiin, maksimissaan 2,8 ng/g. Ilman BDE 209 näiden palonestoaineiden pitoisuudet vaihtelivat 0,2 ja 1,3 ng/g tp välillä ja olivat siten hiukan matalammalla tasolla kuin mitä on mitattu kaloista eteläisellä Itämerellä Puolan edustalla (Szlinder-Richert ym., 2010). Kongeneeriä BDE 209 on mitattu Ahvenanmaalta (Lumparn) ahvenesta < 0,05 ng/g tp (1,3- 1,7 ng/g rasvassa), särjestä jopa n. 1 ng/g tp (48 ng/g rasvassa) (Burreau ym., 2004). Näin ollen ahventen pitoisuudet Selkämerellä, 0,6-0,8 ng/g tp ovat suurehkoja, mutta eivät aivan poikkeuksellisia.

PFOS:n pitoisuuksissa ei havaittu ikäkorrelaatiota, tosin näytteet olivat poolattuja ja eri merialueilta. Ahvenen lihaksen PFOS pitoisuudet (1-5 ng/g tp) olivat pieniä ja Itämereltä raportoitujen pitoisuuksien vaihteluvälissä (Berger ym., 2009).

Ahvenen OT-pitoisuudet Turun ja Kotkan edustalla olivat suuremmat kuin Oulun edustalla. Samanlainen havainto tehtiin myös OT-kalat -hankkeessa (Hallikainen ym., 2008). Eri OT-yhdisteistä TBT:n %-osuus kasvoi Oulusta (8 %) Turkuun (14 %) ja edelleen Kotkaan (43 %). Vastaavasti TPhT:n %-osuus oli matalimmillaan Kotkassa (50 %) kun se Turussa ja Oulussa oli 70-80 % (ei taulukoitu).

EU:n asettamat enimmäispitoisuusrajat 4 pg WHO-PCDD/F-TEQ₉₈/g tp tai 8 pg/g WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈ eivät ylittyneet yhdessäkään ahvennäytteessä. Enimmillään WHO-PCDD/F-TEQ₉₈ oli 2,38 pg/g tp ja WHO-PCDD/F-PCB-TEQ 4,95 pg/g tp (Taulukko 12). PBDE-yhdisteiden pitoisuudet vuoden 2002 ja 2009 välillä näyttivät laskusuuntaa samanikäisissä ahvenissa (ei huomioitu BDE 209 (Isosaari ym., 2006). Ahvenessa OT-pitoisuudet eivät juurikaan ole muuttuneet vuodesta 2006 (Hallikainen ym., 2008).

8.1.7 Hauki (*Esox lucius*)



Kuva 12. Itämeren haukien organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.

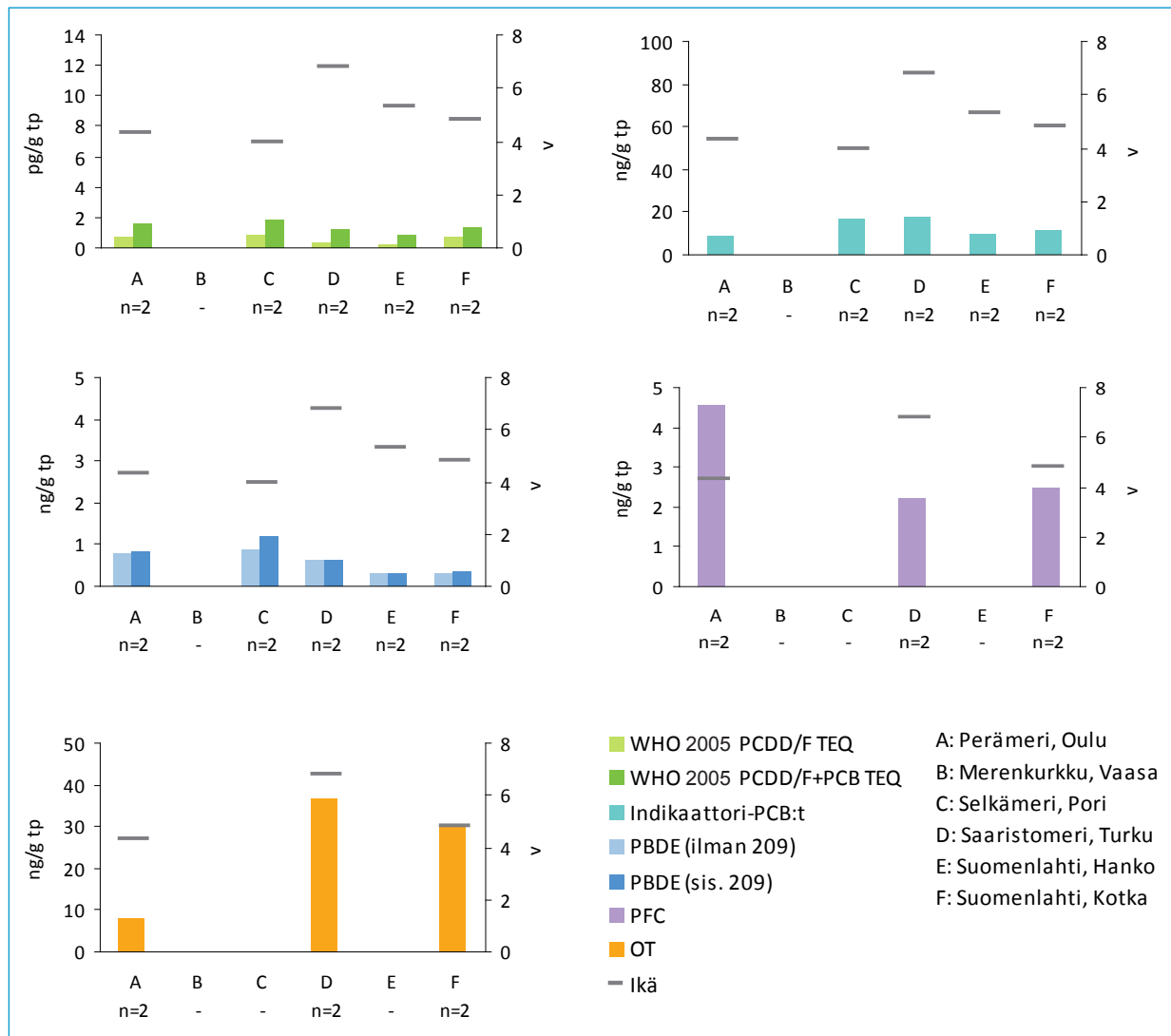
Kuten ahvenilla myös hauella organohalogenien pitoisuudet eri pyyntipaikoilla olivat hyvin samansuuruisia lukuun ottamatta PBDE-yhdisteitä (Kuva 12). Niiden pitoisuudet hauen osalta olivat Oulun ja Porin edustalla suurempia kuin muilla pyyntipaikoilla, samoin oli tilanne PFOS:n osalta. Haukien WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅-pitoisuudet olivat jokaisella alueella alle 3 pg/g tp (Taulukko 13). Indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet vaihtelivat välillä 5,7 ja 17 ng/g tp.

Selkämerellä BDE 209-kongeneeria mitattiin hauessakin suhteessa muihin PBDE-kongeneereihin enemmän kuin muilla alueilla ja se mukaan laskettuna pitoisuudet olivat maksimissaan 1,8 ng/g. Ilman BDE 209 summa-PBDE-pitoisuudet vaihtelivat 0,28 ja 1,1 ng/g tp välillä ja olivat siten hiukan matalammalla tasolla kuin mitä on mitattu kaloista eteläisellä Itämerellä Puolan edustalla (Szlinder-Richert ym., 2010). Ympäristöhallinnon kartoitusaineistossa erityyppisissä sisä- ja rannikkovesissä vuosina 1999-2001 PBDE-pitoisuuden vaihteluväli hauen lihaksessa oli 0,05-0,9 ng/g tp (SYKE, julkaisematon). Ahvenanmaalla (Lumparn) alueella hauesta on mitattu pitoisuuksia < 0,05 ng/g tp (1,3- 1,7 ng/g tp rasvassa) (Bureau ym., 2004).

Organohalogenien eikä PFOS:n pitoisuuksissa havaittu ikäkorrelaatiota toisin kuin oletettiin, tosin näytteet olivat poolattuja ja eri merialueilta. Näyttää siltä, että haukien osalta ikää määräävämpi tekijä on näytteen rasvapitoisuus, joka tässä tutkimuksessa oli huomattavasti suurempi kuin vuoden 2002 EU kalat -projektissa, 1,2 % versus 0,5 %. Hauen PFOS-pitoisuudet, 0,4-2,5 ng/g tp, olivat pienempiä kuin ahvenessa mitatut.

Näytteeksi otetut hauet tässä projektissa olivat myös keskimäärin vanhempia (8-13 vuotiaita) kuin vuoden 2002 EU-kalat -projektissa (4-8 vuotiaita). Pitoisuuksien vertailussa käytettiin vain keskimääräisiä ikä 8-9 vuotta. Hauissa PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat suurentuneet verrattuna vuoteen 2002. Tätä muista tutkituista kalalajeista poikkeavaa muutosta selittänevät nyt tutkittujen haukien korkeampi ikä ja suurempi rasvaprosentti. Ja on huomattava, että kyse on myös hyvin pienistä pitoisuuksista. Enimmillään WHO-PCDD/F-TEQ₉₈ oli 1,8 pg/g tp ja WHO-PCDD/F-PCB-TEQ 3,6 pg/g tp (Taulukko 13) ja siten alle voimassa olevien raja-arvojen. PBDE-yhdisteiden pitoisuuksissa vuosien 2002 ja 2009 välillä ei ollut eroa. (Hallikainen ym., 2008)

8.1.8 Kuha (*Sander lucioperca*)



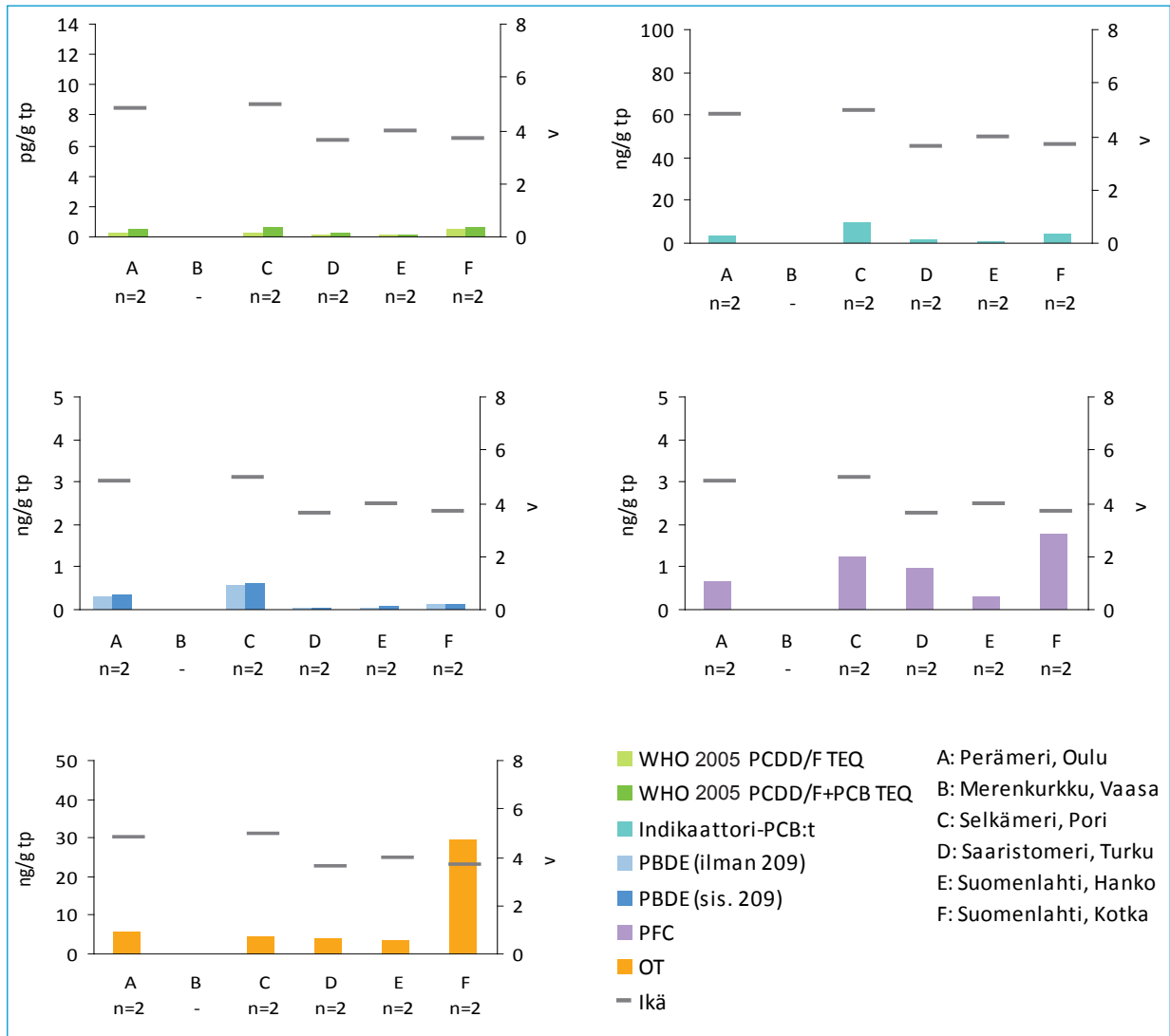
Kuva 13. Itämeren kuhien organohalogeni- ja OT-pitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Organohalogenien pitoisuudet eri pyyntipaikkojen kuhissa olivat hyvin samansuuruisia, Pohjanlahden kuhat sisälsivät hieman enemmän kontaminantteja verrattuna Suomenlahdelta pyydettyihin (Kuva 13). Ikäkorrelaatiota ei havaittu pitoisuuksissa. WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅-pitoisuudet olivat jokaisella alueella alle 2 pg/g tp (Taulukko 14) ja indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat enimmillään 28 ng/g tp.

Bromattujen difenyyliettereiden (PBDE) pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,27 ja 1 ng/g tp eikä kongeneeri BDE 209 nostanut pitoisuuksia merkittävästi. Kuhien lihaksen PFOS-pitoisuudet (välillä 2-5 ng/g tp) olivat verrannollisia ahvenesta mitattuihin pitoisuuksiin. Ahvenen OT-pitoisuudet Turun ja Kotkan edustalla (29-38 ng/g tp) olivat suuremmat kuin Oulun edustalla (6-9 ng/g tp) eli kuhissa samanlainen havainto kuin ahvenessa ja OT-kalat -hankkeessa (Hallikainen ym., 2008). Kuhalla havaittiin myös samankaltainen trendi eri OT-yhdisteiden %-osuuksissa eri näytteenottopaikoilla kuin ahvenella. TBT:n %-osuus kasvoi Oulusta (27 %) Turkuun (31 %) ja edelleen Kotkaan (59 %). Vastaavasti TPhT:n %-osuus oli Kotkassa matalimmillaan 36 % kun se Turussa ja Oulussa oli 55-65 % (ei taulukoitu).

Näytteiksi saadut kuhat olivat tässä EU-kalat II -projektissa keskimäärin nuorempia kuin EU-kalat -projektissa. Pitoisuuksia tutkimusten välillä verrattiin 5-7 vuotisten kuhien välillä. Verrattuna vuoteen 2002, oli tapahtunut pienenemistä WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈ pitoisuuksissa. Enimmäispitoisuusraja-arvot eivät ylittyneet yhdessäkään kuhanäytteessä (Taulukko 14). PBDE-yhdisteiden pitoisuuksissa vuosien 2002 ja 2009 välillä ei ollut eroa kuhissa. (Isosaari ym., 2006). Kuhan OT-pitoisuudet olivat Saaristomeren ja Kotkan alueilla pienemmät kuin edellisessä näytteenotossa vuonna 2006 (Hallikainen ym., 2008).

8.1.9 Made (*Lota lota*)



Kuva 14. Itämeren mäteiden organohalogeneeni- ja OT-pitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Kaikkien mitattujen kontaminanttien pitoisuudet kaikilla pyyntialueilla olivat mäteissä pieniä (Kuva 14). Alueilla, joilla on isoja Itämereen laskevia jokia, kuten Tornion-, Kokemäen- ja Kymijoen edustoilta kerätyissä mateissa pitoisuudet olivat isoimmat. Ikäkorrelaatiota ei pitoisuuksissa havaittu. WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅-pitoisuudet olivat jokaisella alueella alle 0,75 pg/g tp (Taulukko 15) indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuuksien ollessa enimmillään 12,4 ng/g tp.

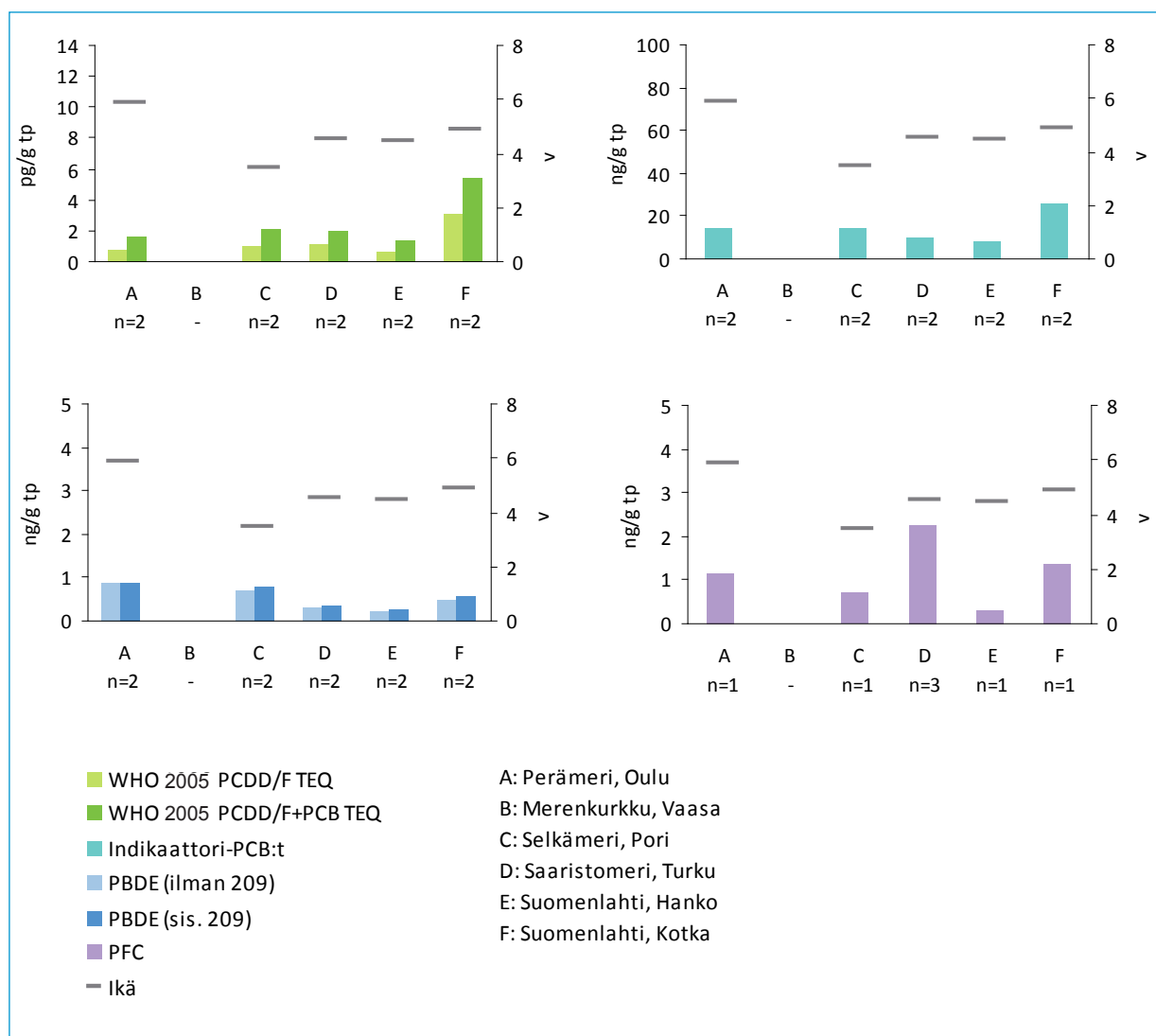
PBDE-yhdisteiden pitoisuudet olivat kaikki alle 1 ng/g tp ja kongeneeri BDE 209:n osuus oli vaatimaton summapitoisuudesta. Mäteiden PFOS-pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,3-2,5 ng/g tp ja lihaksen OT-pitoisuudet välillä 3,8 ja 33 ng/g tp.

Kotkan edustalta mitattu OT-pitoisuus oli 5-10-kertainen muilta alueilta mitattuihin pitoisuuksiin verrattuna. TBT:n %-osuus oli kaikissa mateissa suurempi kuin TPHT:n. Tämä oli tilanne erityisesti Kotkassa, missä TBT:n osuus oli yli 85 % ja TPHT:n alle 10 % (tuloksia ei taulukoitu). Mateella TPHT kertyy erittäin voimakkaasti maksaan (kts. kuva 39), mikä selittää pienet pitoisuudet lihaksessa.

Kuten hauissa, oli myös kerättyjen mateiden rasvapitoisuus tässä tutkimuksessa kaksinkertainen verrattuna vuoden 2002 EU-kalat -projektissa mitattuihin rasvapitoisuuksiin, 0,8 % versus 0,4 %.

Näytteiksi saadut mateet tässä projektissa olivat keskimäärin nuorempia (3-5 vuotiaita) kuin vuoden 2002 EU-kalat projektissa (5 vuotiaita) ja koska 5-vuotiaita oli nyt vain kaksi poolattua näytettä on pitoisuustrendin arviointi erittäin hankalaa varsinkin kun ero rasvaprosentissa selittäisi erosta valtaosan ja peittäisi ympäristössä tapahtuneen muutoksen. Enimmillään WHO-PCDD/F-TEQ₉₈ oli 0,5 pg/g tp ja WHO-PCDD/F-PCB-TEQ 1,1 pg/g tp (Taulukko 15), ja siten nuo pitoisuudet olivat selvästi alle voimassa olevien EU raja-arvojen. Mateen OT-pitoisuudet Oulun, Porin ja Kotkan alueilla olivat pienentyneet vuoden 2006 tutkimuksesta (Hallikainen ym., 2008). Turun ja Hangon alueilta ei ole vertailuaineistoa.

8.1.10 Siika (*Coregonus lavaretus*)



Kuva 15. Itämeren siikojen organohalogeeni-pitoisuudet näytteenottoaikoittain.

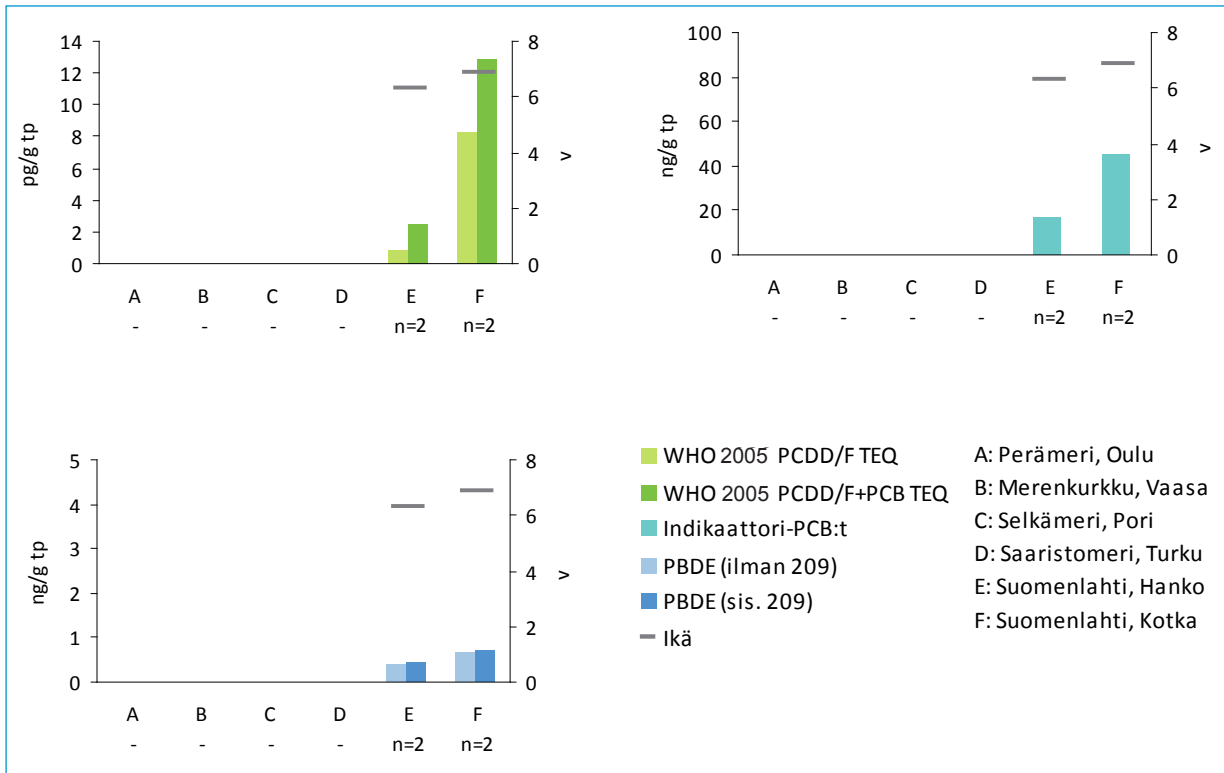
Kotkan edustalta kerätyissä siikanäytteiden PCDD/F-pitoisuuksissa havaittiin enemmän, verrattuna muiden pyyntialueiden siikoihin, puunsuoja-aine Ky-5:n kontaminantteina tunnettuja kongeneerejä: 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF, OCDF ja myös 1,2,3,6,7,8-HxCDD. Tämä viittaa siihen, että Kymijoen tuleva kuormitus saattaa vaikuttaa ainakin paikallisesti kalojen PCDD/F-pitoisuuksiin. PCB- ja PBDE-yhdisteiden sekä PFOS:n osalta pitoisuudet olivat isojen jokien edustojen näytteenottoalueilla suurimmat.

Siikojen WHO-PCDD/F-TEQ₀₅-pitoisuus vaihteli Perämeren 0,5 ja Kotkan edustan suurimman pitoisuuden 4,4 pg/g tp välillä (Kuva 15, Taulukko 16). Summa WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅ oli korkeimmillaan 6,7 pg/g tp. Indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet vaihtelivat välillä 7,6 ja 27 ng/g tp ja PBDE-yhdisteiden välillä 0,21 ja 1,1 ng/g tp. Kongeneeri BDE 209 ei näyttänyt kertyvän siikoihin ja PBDE-pitoisuudet olivat hiukan matalammalla tasolla kuin mitä on mitattu kaloista eteläisellä Itämerellä (Szlander-Richert ym., 2010). PFOS:n pitoisuuksissa ei havaittu ikäkorrelaatiota ja suurimmat pitoisuudet mitattiin 2- ja 3-vuotiaista Saaristomeren siioista. Siikojen PFOS-pitoisuudet (0,7-4,6 ng/g tp) olivat samaa tasoa kuin mitä ahvenesta ja kuhasta mitattiin.

OT-yhdisteet mitattiin vain Turun alueen siioista, joiden pitoisuudet olivat hyvin matalat, alle 5 ng/g tp.

Verrattuna voimassa olevaan EU-lainsäädäntöön yhden tässä tutkimuksessa mitatun poolatun siikanäytteen pitoisuus ylitti enimmäispitoisuusrajan ollen 8,4 pg WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₈. Siikojen kontaminanttitulosten vertaileminen on erityisen haastavaa, sillä riippuen siian elinympäristöstä yksilön kasvunopeus ja koostumus vaihtelevat paljon. EU-kalat II -projektissa siikat olivat iältään 2-6 vuotiaita, keskimäärin 4 vuotiaita ja keskimääräinen paino oli 516 g ja rasva % 4,3. Näihin verrattuna EU-kalat -projektissa siikojen iät vaihtelivat 4 ja 6 vuoden välillä ja painoivat keskimäärin 381 g ja omasivat rasvaprosentin 3,5. Näiden erojen takia muutoksen löytäminen pitoisuuksissa on vaikeaa. Tässä tutkimuksessa WHO-PCDD/F-TEQ₀₈ vaihteli 0,62 ja 5,1 pg/g tp välillä, kun se vuonna 2002 vaihteli välillä 2,1 ja 5,0 pg/g tp. Kokonais TEQ-pitoisuus vuonna 2009 keskimäärin oli 3,5 pg/g tp kun se vuonna 2002 oli 5,9 pg/g tp. PBDE-yhdisteiden pitoisuudet vuosina 2002 ja 2009 olivat järjestyksessä 1,2 ja 0,57 ng/g tp (Isosaari ym., 2006).

8.1.11 Kampela (*Platichthys flesus*)

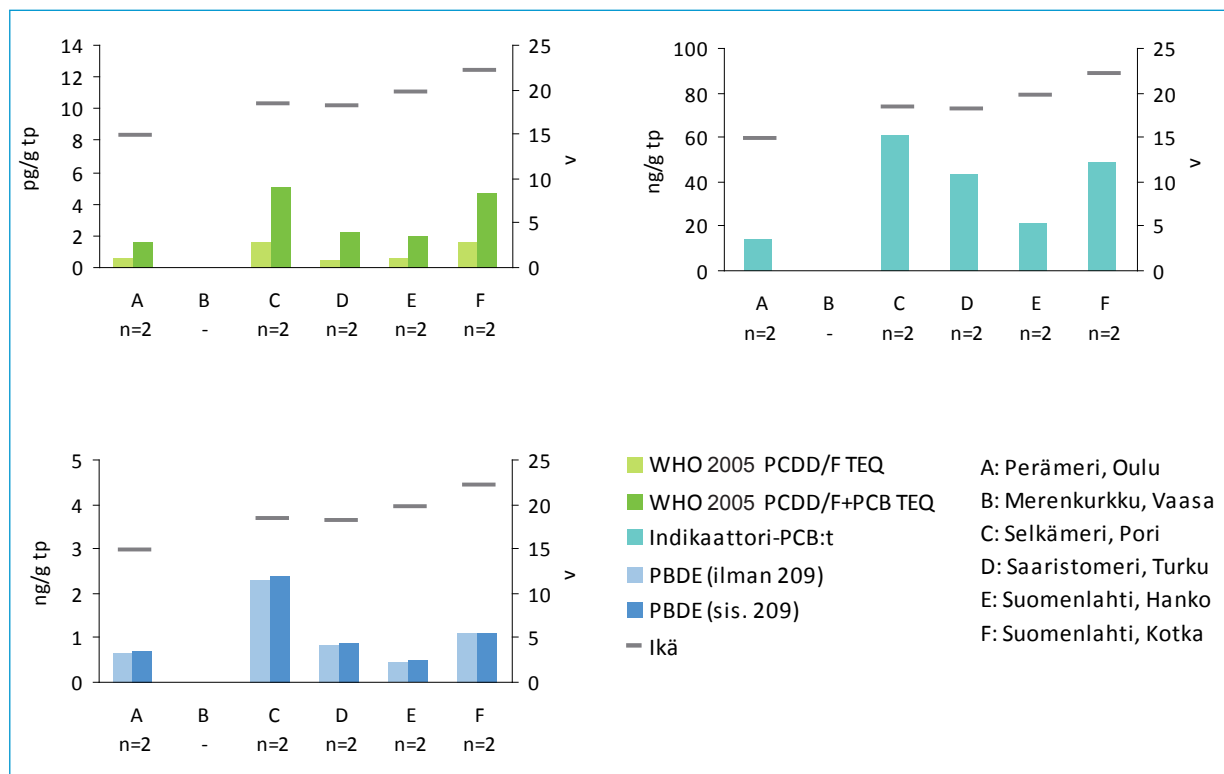


Kuva 16. Itämeren kampeloiden organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Kampelanäytteet kerättiin EU-kalat II –projektissa vain Suomenlahdella (Kuva 16) Kotkan edustalta. Kerätyissä näytteissä havaittiin PCDD/F-kongeneereissä selvästi puunsuoja-aine Ky-5:n kontaminanteina tunnettuja kongeneerejä: 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF, OCDF ja myös 1,2,3,6,7,8-HxCDD. Kymijoen tuleva kuormitus vaikutti kampelan PCDD/F-pitoisuuksiin sekä PCB- ja PBDE-yhdisteiden pitoisuuksiin. Kampeloiden WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅-pitoisuus oli Kotkan edustalla viisinkertainen verrattuna Hangon edustan pitoisuuksiin, 12,9 versus 2,5 pg/g tp (Taulukko 17). Indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat itäisellä Suomenlahdella 45 ng/g tp ja Hangon edustalla 17 ng/g tp. Kongeneeri BDE 209 ei näyttänyt kertyvän kampeloihin ja PBDE-pitoisuudet olivat keskimäärin 0,56 ng/g tp.

Kotka edustan kampeloiden ekvivalenttipitoisuudet ylittivät EU:n enimmäispitoisuusrajan ollen 15,8 pg WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈. EU-kalat –projektissa kampeloiden pitoisuudet määritettiin vain Hangon edustalta ja verrattaessa samanikäisten kalojen keskimääräistä pitoisuutta 6,2 pg WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈/g tp tuolloin tässä projektissa mitattuun 6,3 pg/g tp ei muutosta ole havaittavissa. Sen sijaan PBDE-yhdisteiden pitoisuudet näyttivät alentuneen vuosien 2002 ja 2009 välillä (keskimäärin 0,96 ng/g vuonna 2002 ja 0,44 ng/g vuonna 2009) (Isosaari ym., 2006).

8.1.12 Lahna (*Abramis brama*)



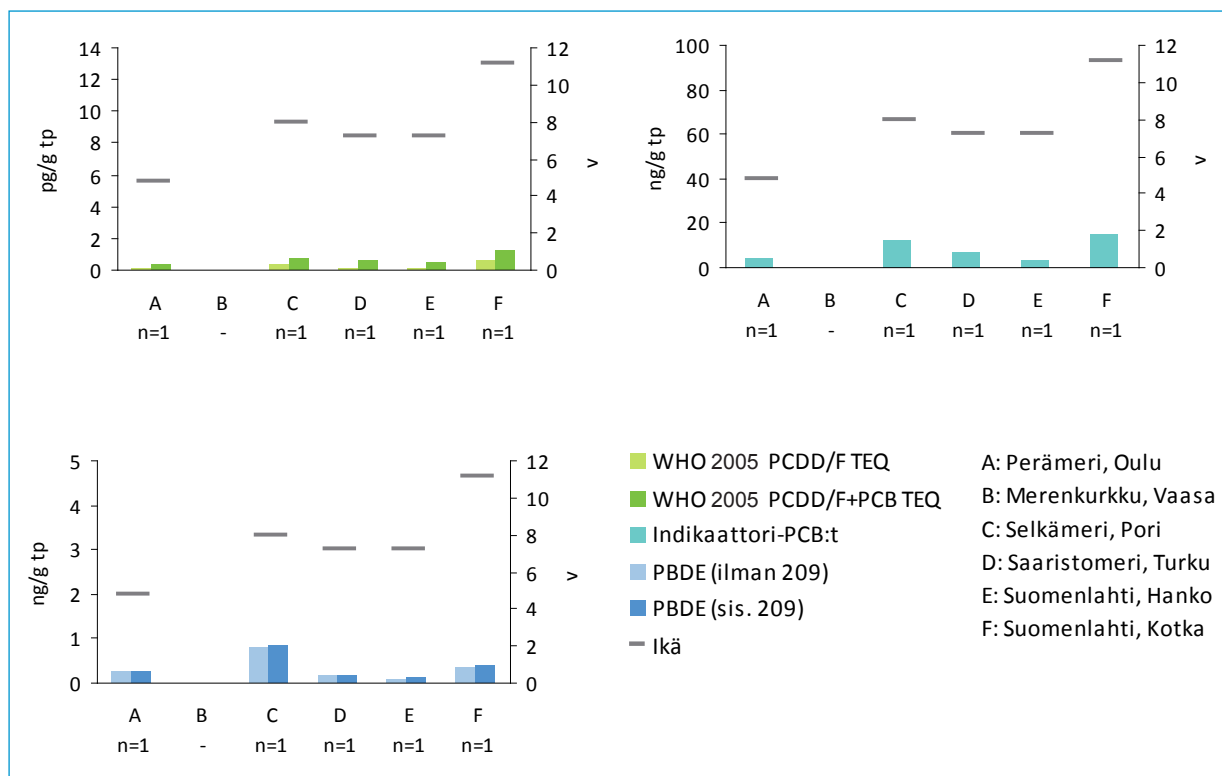
Kuva 17. Itämeren lahnojen organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Kotkan edustalta kerätyissä lahnanäytteissä, aivan kuten kampeloissa, mitattiin PCDD/F-kongeneereissa selvästi puunsuoja-aine Ky-5:n kontaminantteina tunnettuja kongeneerejä. Siten ei voida poissulkea Kymijoen vaikutusta lahnojen PCDD/F-pitoisuuksiin. Lahnatulokset vahvistavat edelleen jo muotoutunutta käsitystä siitä, että isojen jokien esim. Kokemäen ja Kymijoen kautta tulevaan kuormitus näyttää vaikuttavan kalojen pitoisuuksiin. Lahnojen WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅-pitoisuus oli enimmäislään 6,9 pg/g tp Porissa (Kuva 17, Taulukko 18).

Indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet vaihtelivat lahnanäytteissä välillä 10 ja 78 ng/g tp. Kongeneeri BDE 209 ei kerry lahnaankaan ja PBDE-pitoisuudet olivat keskimäärin 1,1 ng/g tp. Mitä vanhempi ja isompi lahna oli sitä enemmän se oli kerännyt tutkittuja yhdisteitä.

Porin ja Kotkan edustan suuremmissa lahnoissa EU:n dioksiinien enimmäispitoisuusraja, 8 pg WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈/g tp ylittyi. Muiden pyyntialueiden lahnojen dioksiinipitoisuudet olivat kuitenkin enimmäispitoisuusrajaa pienempiä. EU-kalat -projektissa lahnoja analysoitiin vain järviolueelta. Lahnat olivat yleensä suhteessa muihin näytteisiin vanhoja ja lahnojen rasvapitoisuudet vaihtelevat suuresti.

8.1.13 Särki (*Rutilus rutilus*)

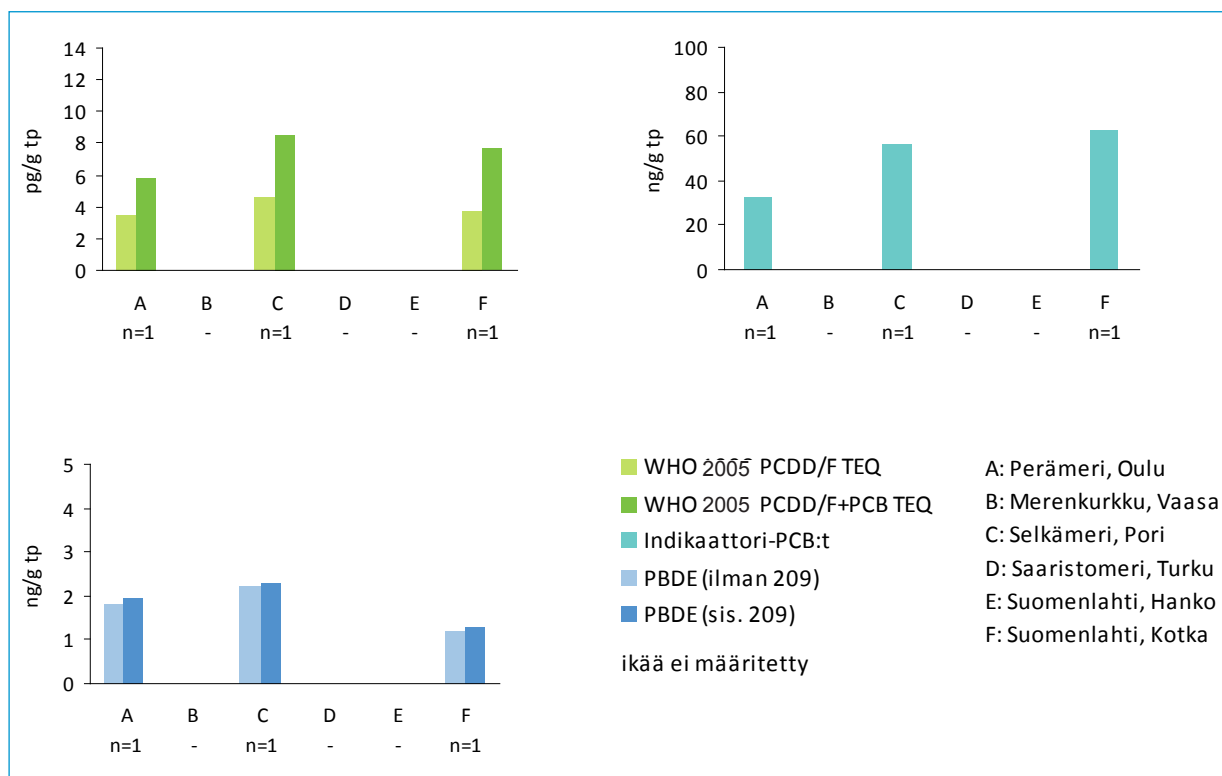


Kuva 18. Itämeren särkien organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Kontaminanttien pitoisuudet särjissä kaikilla pyyntialueilla olivat pieniä (Kuva 18). Kuitenkin Itämereen laskevien jokien edustojen alueilta kerätyissä särjissä pitoisuudet olivat isoimmat, erityisesti tämä näkyi PBDE-pitoisuuksissa Selkänmeren osalta. Vaikka särkipoolit ovat eri pyyntialueilta oli pieni ikäkorrelaatio pitoisuuksissa havaittavissa (Taulukko 19). WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅-pitoisuudet jäivät jokaisella pyyntialueella alle 1,3 pg/g tp (Taulukko 19) ja indikaattori-PCB-yhdisteiden alle 15 ng/g tp. PBDE-yhdisteiden pitoisuudet olivat kaikki alle 1 ng/g tp eikä kongeneeri BDE 209 vaikuttanut summapitoisuuteen. Kuten hauissa ja mateissa, oli tähän tutkimukseen kerättyjen särkien rasvapitoisuus suurempi kuin vuoden 2002 EU-kalat -projektissa, 2,3 % versus 1,5 %.

EU-kalat -projektissa särkien pitoisuudet määritettiin Saaristomeren alueelta ja verrattaessa noita pitoisuuksia nyt, vuonna 2009 mitattuihin, niin havaittiin alemmat pitoisuudet sekä PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden että PBDE-yhdisteiden osalta (Isosaari ym., 2006). Yleisen pitoisuuksien pienenemisen päättely pelkääntään Saaristomeren näytteiden avulla on hieman arveluttavaa, mutta suuntaus pieneneviin pitoisuuksiin taas havaittiin. Enimmillään WHO-PCDD/F-TEQ₉₈ oli 0,6 pg/g tp ja WHO-PCDD/F-PCB-TEQ 1,3 pg/g tp (Taulukko 19) ja siten pitoisuudet selvästi alle EU raja-arvojen.

8.1.14 Nahkiainen (*Lampetra fluviatilis*)

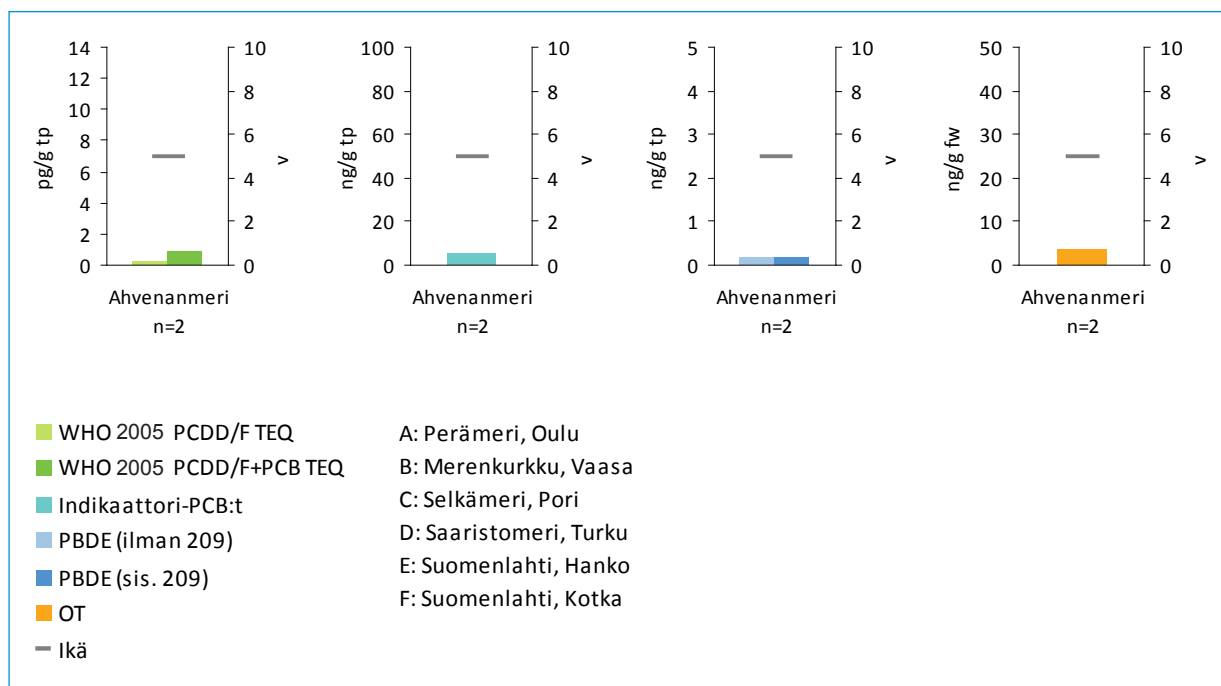


Kuva 19. Itämeren nahkiaisten organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Kontaminanttien pitoisuudet nahkiaisissa kaikilla pyyntialueilla olivat samansuuruisia (Kuva 19). Kuitenkin itäisellä Suomenlahdella näytti olevan hieman vähemmän PBDE-yhdisteitä. WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅-pitoisuudet olivat suurehkot; 5,8–8,6 pg/g tp ja verrattavissa isoihin silakoihin, lohiin ja meritaimeniin (Taulukko 20) ja myös indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet olivat huomattavan isot 32–57 ng/g tp. PBDE-yhdisteiden pitoisuudet jäivät kaikki kuitenkin alle 3 ng/g tp eikä kongeneeri BDE 209 näyttänyt kertyneen nahkiaisiin. Nahkiaisten rasvapitoisuus tässä tutkimuksessa vastasi rasvapitoisuuksia vuoden 2002 EU-kalat -projektissa.

Nahkiaisten WHO-PCDD/F-TEQ₉₈ -pitoisuudet ylittivät EU:n enimmäispitoisuusrajat kaikilla pyyntialueilla ja WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈ raja-arvon myös Selkämerellä. Vertailemalla EU-kalat -projektissa mitattujen Pohjanlahden nahkiaisten pitoisuuksia nyt määritettyihin, niin havaittiin pientä alenemaa sekä PCDD/F- että PCB-yhdisteiden pitoisuuksissa. Samaa suuntaus oli havaittavissa myös PBDE-yhdisteiden osalta (Iso-saari ym., 2006).

8.1.15 Turska (*Godus morhua*)



Kuva 20. Ahvenanmeren turskien organohalogeneeni- ja OT-pitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Turskassa kaikkien tutkittujen yhdisteiden pitoisuudet olivat hyvin pieniä (Kuva 20). WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅ -pitoisuus oli alle 1 pg/g tp, indikaattori PCB-yhdisteiden summapitoisuus alle 10 ng/g tp ja OT-yhdisteiden pitoisuudet alle 4 ng/g tp (Taulukko 21).

EU:n enimmäispitoisuusraja-arvoihin nähden turskan lihaksen pitoisuudet jäivät niitä paljon pienemmiksi, maksimissaan 1,2 pg WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈.

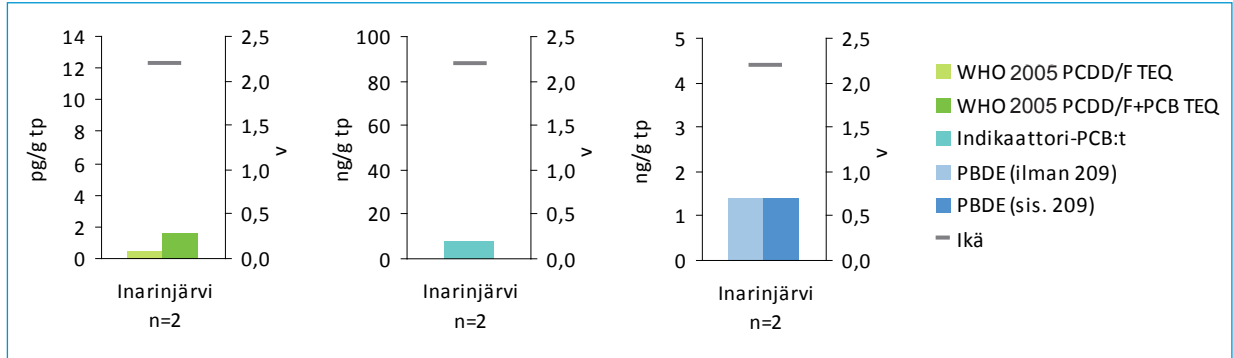
8.2 Organohalogeneeni- ja OT-pitoisuudet järvikalossa

Kaikki mitatut järvikaloiden pitoisuudet (Kuvat 21, 22 ja 23) olivat pieniä verrattuna merikaloihin. Suurin yksittäinen pitoisuus, 3,7 pg WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅/g tp, mitattiin Päijänteen lahanäytteestä. Kaikkien järvikaloiden PBDE-pitoisuudet olivat lähellä määritysrajaa. Mielenkiintoista oli se, että Inarinjärven taimeniin oli kertynyt PCDD/F- ja PCB- sekä PBDE-yhdisteitä yhtä paljon kuin ahvenen ja lahnaan Päijänteessä (Taulukot 22, 23 ja 24). Kaikki mitatut pitoisuudet olivat hieman suurempia Päijänteen ahvenessa verrattuna Saimaan ahvenen. Sama havaittiin myös vuoden 2002 EU-kalat -projektissa.

Ahvenissa selvimmät pitoisuuserot olivat OT-yhdisteillä. Ero saattaa kuitenkin johtua ahventen ikäerosta, sillä Päijänteen kalat olivat keskimäärin 9-vuotiaita, kun taas Saimaan ahvenet 6-vuotiaita. Ahvenen OT-pitoisuudet Päijänteellä ja Saimaalla ovat vähän suuremmat kuin vuonna 2006, jolloin pitoisuudet vastaavilla alueilla olivat 8,0 ja 0,47 ng/g tp (Hallikainen ym., 2008). Päijänteellä TPhT:n osuus oli 80-90 %, mutta Saimaalla pitoisuudet olivat niin matalat, että %-osuuksia on vaikea verrata (ei taulukoitu).

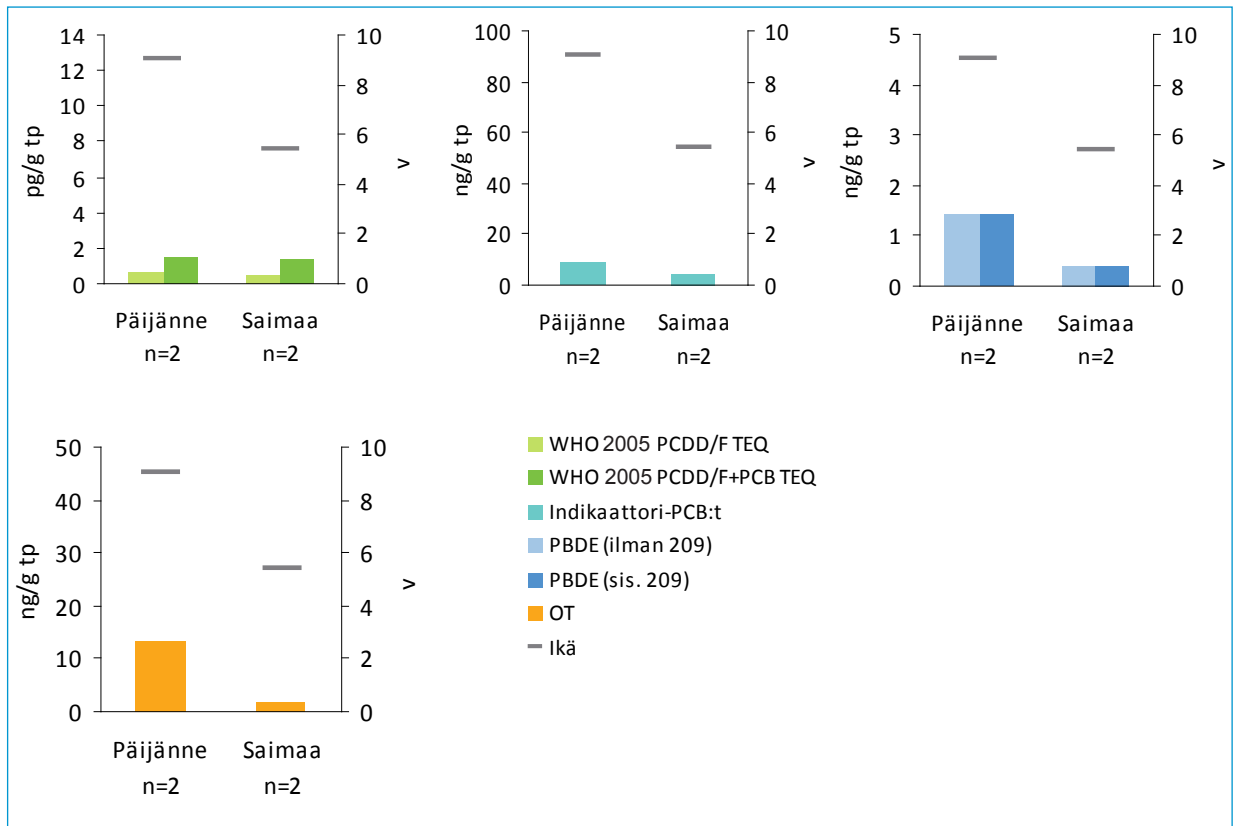
Kaikki sisävesien kaloista mitatut dioksiini- ja PCB-pitoisuudet olivat pienempiä kuin voimassa olevat enimmäispitoisuusrajat. Näytteiden lukumäärä järvialueilta on liian pieni aikatrendien määrittämiseen.

8.2.1 Taimen (*Salmo trutta*)



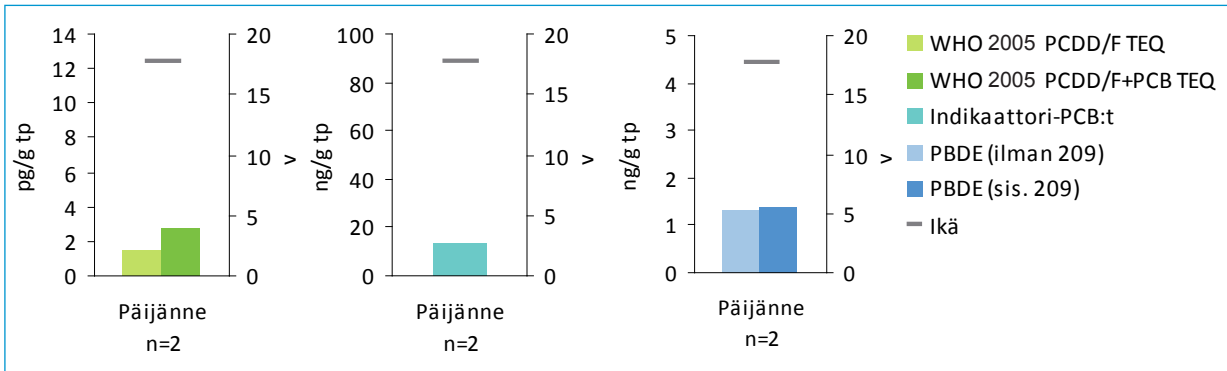
Kuva 21. Inarinjärven taimenien organohalogeenipitoisuudet.

8.2.2 Ahven (*Perca fluviatilis*)



Kuva 22. Järvialueiden ahvenien organohalogeneeni- ja OT-pitoisuudet näytteenottoaikoittain.

8.2.3 Lahna (*Abramis brama*)

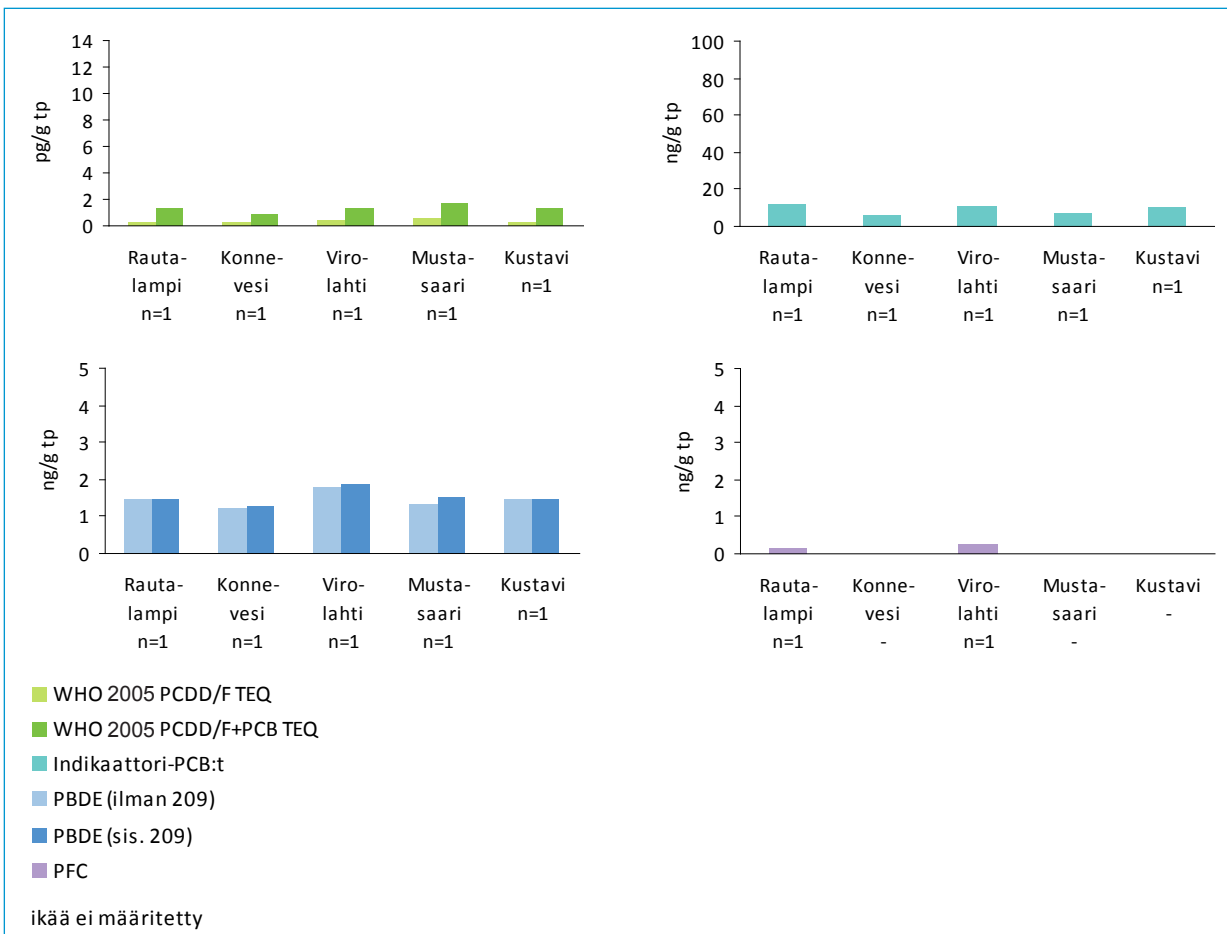


Kuva 23. Päijänteen lahnojen organohalogeeneipitoisuudet.

8.3 Organohalogeeneien pitoisuudet kasvatetussa kalassa

EU-kalat II -projektissa kasvatetun kalan pitoisuudet lähes kaikkien kontaminanttien osalta olivat samansuuruisia tai pienempiä kuin järvikaloilla. PBDE-pitoisuudet kuitenkin olivat kasvatetuissa kaloissa usein samansuuruisia kuin Itämeren kaloistakin analysoitiin.

8.3.1 Kirjolohi (*Oncorhynchus mykiss*)

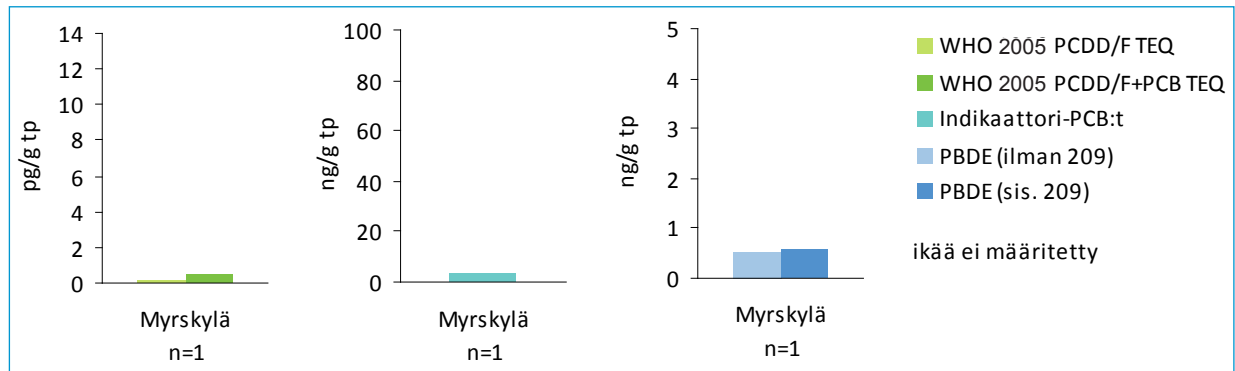


Kuva 24. Kasvatettujen kirjolohien organohalogeeneipitoisuudet näyttöpaikoittain.

Kirjolohien organohalogenipitoisuudet olivat hyvin samansuuruisia eri viljelylaitoksista otetuissa näytteissä (Kuva 24). Siitä syystä voidaan olettaa, että laitosten rehut ovat standardilataua tai samoilta rehuvalmistajilta, mitä tässä yhteydessä ei ole kuitenkaan tarkistettu. Kasvatettujen kirjolohien WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅-pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,9–1,7 pg/g tp välillä, PCB-yhdisteiden osuuden ollessa suurempi (Taulukko 25). Indikaattori PCB-pitoisuudet vaihtelivat välillä 6,6 ng/g tp ja 12 ng/g tp. BDE 209-kongeneeri ei kerry kasvatettuihin kirjolohiin ja PBDE-pitoisuudet olivat kaikki alle 2,0 ng/g tp.

Kirjolohissa EU:n asettamat enimmäispitoisuusrajat eivät ylittyneet (Taulukko 25). Kansallisessa vuosittaisessa ruokamonitoroinnissa, vuonna 2004, mitattiin kasvatettujen kirjolohien WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈-pitoisuudeksi keskimäärin 2,1 pg/g tp (n=3) ja verrattuna nykyiseen keskimääräiseen pitoisuuteen, 1,6 pg/g tp, havaittiin laskua kasvatetunkin kalan pitoisuuksissa.

8.3.2 Nieriä (*Salvelinus alpinus*)

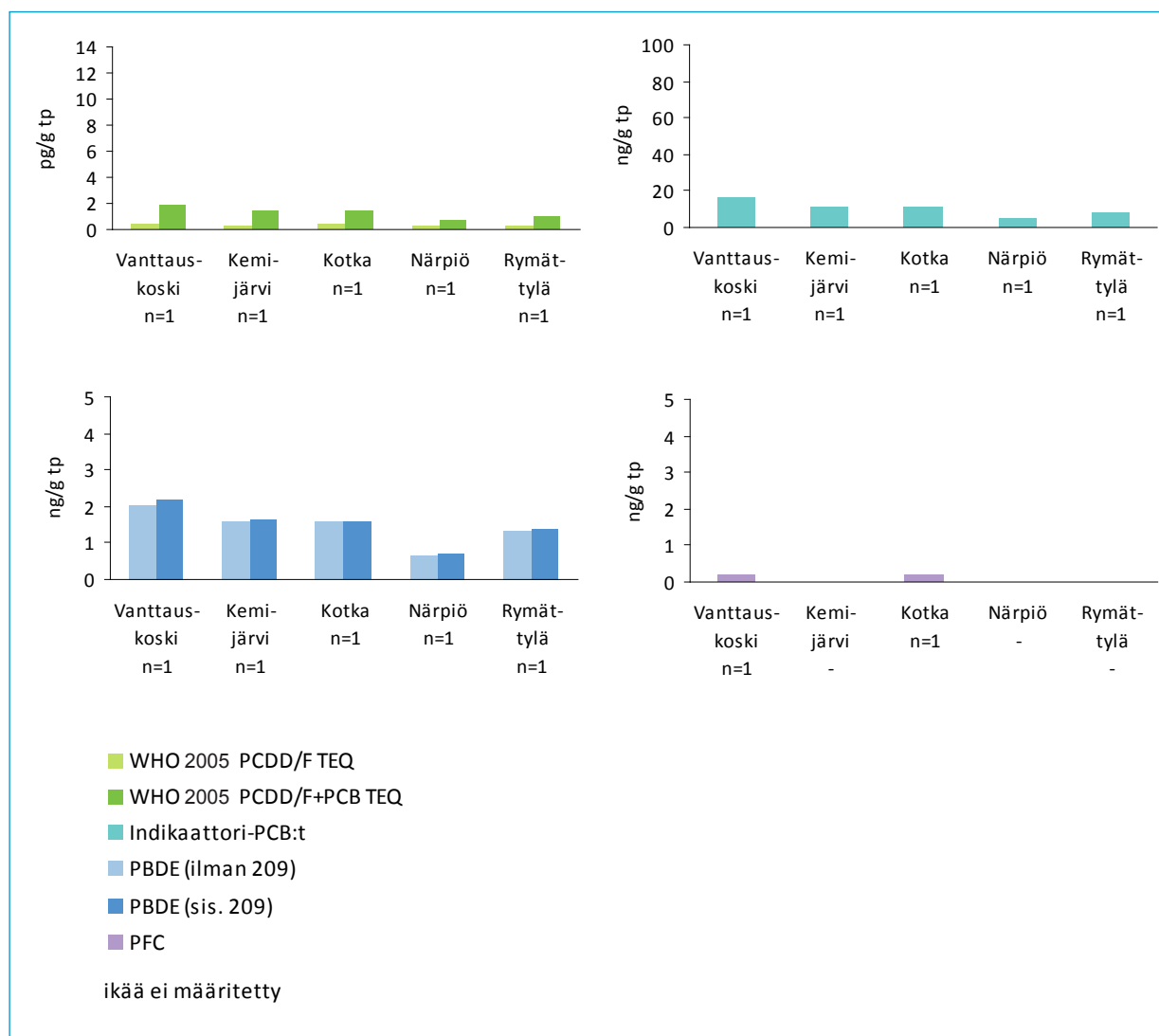


Kuva 25. Kasvatettujen nieriöiden organohalogenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Kasvatetun nieriän organohalogenipitoisuudet olivat erittäin pieniä (Kuva 25). Kaikista tutkituista näytteistä pienin PCDD/F-pitoisuus määritettiin kasvatetusta nieriästä. WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅-pitoisuus ei saavuttanut 0,5 pg/g tp tasoa (Taulukko 26).

EU-kalat -projektissa määritettiin myös yksi poolattu kasvatetun nieriän näyte ja kun verrattiin WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈-pitoisuutta vuonna 2002 ja 2009 havaittiin pienemistä pitoisuuksista. Yksittäisestä näytteestä ei voi suuria johtopäätöksiä tehdä, mutta on mahdollista, että kasvatetun kalan rehuna käytettyjen raaka-aineiden puhdistus on parantunut tutkimusten välisenä aikana.

8.3.3 Siika (*Coregonus lavaretus*)



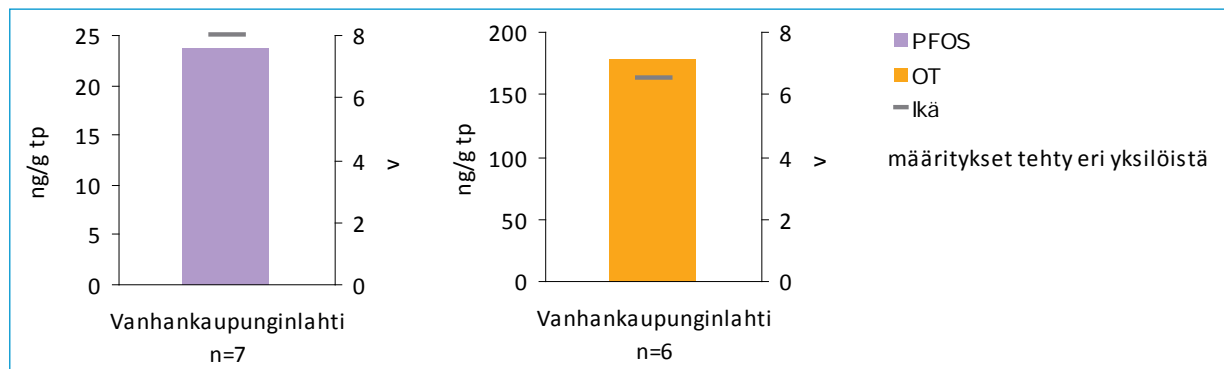
Kuva 26. Kasvatettujen siikojen organohalogeenipitoisuudet näytteenottoaikoittain.

Siikojen organohalogeenipitoisuuksissa on enemmän eroja viljelylaitosten välillä kuin kirjolohella, joten niitä on todennäköisesti ruokittu eri rehuilla (Kuva 26). Kasvatetun siian organohalogeenipitoisuudet olivat kuitenkin pieniä ja WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₀₅-pitoisuus vaihteli välillä 0,8 ja 1,8 pg/g tp (Taulukko 27). PBDE-pitoisuudet jäivät, yhtä lukuun ottamatta, kaikki alle 2 ng/g. PFOS:n pitoisuudet olivat pienet, noin 0,2 ng/g tp.

Vuoden 2002 EU-kalat -projektissa määritettiin myös yksi poolattu kasvatetun siian näyte ja kun verrattiin sen PCDD/F- ja PCB-pitoisuutta nyt mitattuun, havaittiin pienemistä pitoisuuksista kuten muissakin tutkituissa kasvatetuissa kaloissa.

8.4 PFOS ja OT-pitoisuudet Vanhankaupunginlahden kaloissa

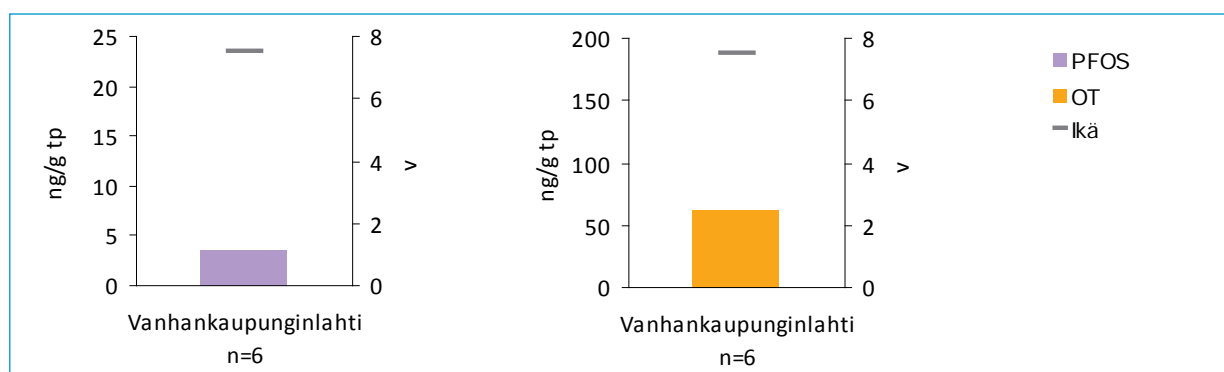
8.4.1 Ahven (*Perca fluviatilis*)



Kuva 27. Vanhankaupunginlahden ahvenien PFOS- ja OT-pitoisuudet.

Vanhankaupunginlahdella on todettu aiemminkin kaloissa suuria sekä PFOS- että OT-yhdisteiden pitoisuuksia (Hallikainen ym., 2008; Kallenborn ym., 2004). Paikka sijaitsee Vantaanjoen suulla ja Helsingin sataman sisäpuolella, joten siihen on kohdistunut paljon teollisuuden, yhdyskuntien ja laivaliikenteen kuormitusta pitkällä ajalla. Ahvenien OT-pitoisuus vaihteli välillä 5,9–384 ng/g tp (Kuva 27, Taulukko 28). Tämä on kertaluokkaa suurempi kuin avomerialueilla ja keskimäärin samaa suuruusluokkaa, kuin aiemmassa kartoituksessa (Hallikainen ym., 2008). Näin lyhyellä aikavälillä mahdolliset todellisetkin muutokset todennäköisesti peittyvät kalojen yksilölliseen vaihteluun. Vähänkin suuremmilla OT-pitoisuuksilla (yli 25 ng/g tp) TPhT oli täysin hallitseva OT-yhdiste (yli 94%) (ei taulukoitu). Tämä kuvastaa Vanhankaupunginlahden suurta TPhT kuormittuneisuutta suhteessa muihin alueisiin ja ahvenen suurta taipumusta kerätä TPhT:aa. Ahvenessa PFOS-pitoisuus vaihteli välillä 16 ja 40 ng/g tp ollen selvästi suurempi kuin pitoisuudet merialueiden kaloissa yleensä.

8.4.2 Kuha (*Sander lucioperca*)



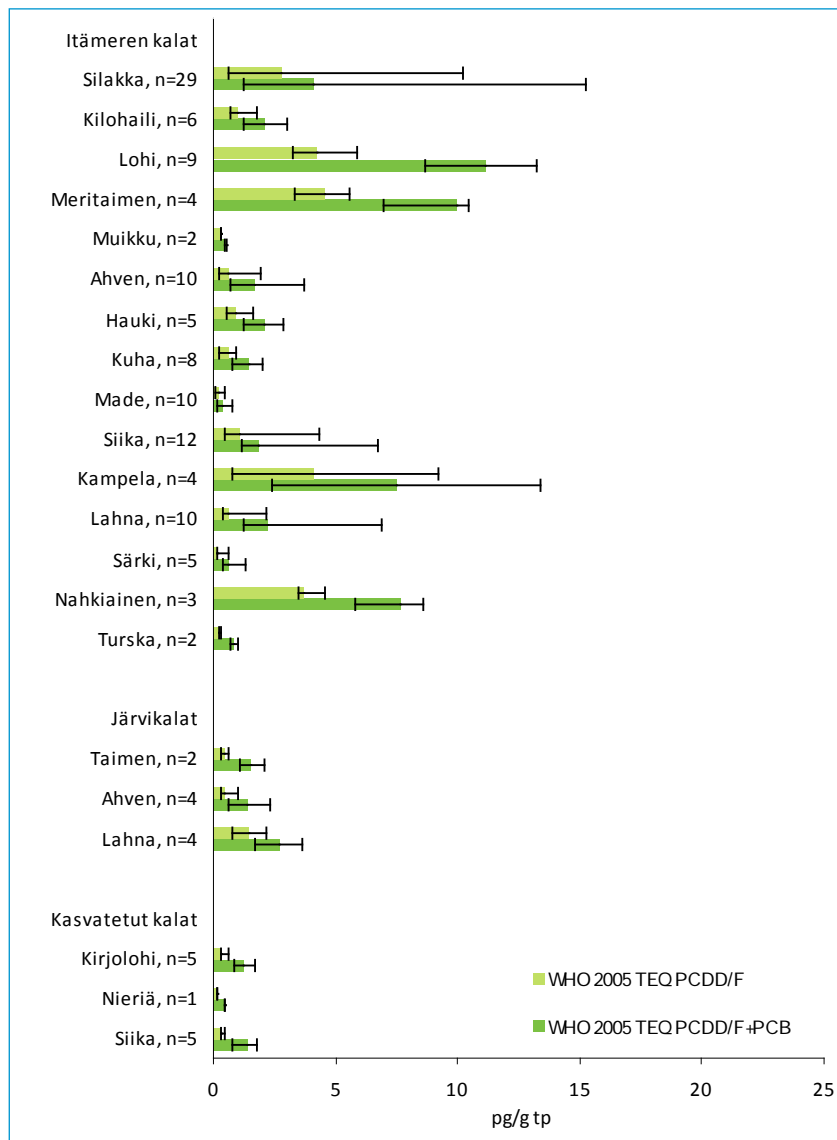
Kuva 28. Vanhankaupunginlahden kuhien PFOS- ja OT-pitoisuudet.

Vanhankaupunginlahden kuhien OT-pitoisuus vaihteli välillä 24-87 ng/g tp, mikä on samoin kuin ahvenella kertaluokkaa suurempi kuin avomerialueilla (Kuva 28). Kuhienkaan OT-pitoisuudet eivät ole juuri pienentyneet vuosina 2006 todetuista arvoista (Hallikainen ym., 2008). Kuhassa TBT:n (29-47%) ja TPhT:n (47-68%) osuudet olivat paljon lähempänä toisiaan kuin ahvenessa (ei taulukoitu).

Kuhassa PFOS-pitoisuudet olivat alle 5 ng/g tp, joka vastaa PFC-yhdisteiden pitoisuuksia merialueiden kaloissa yleensäkin (Taulukko 29). Molempien yhdisteryhmien pienempi pitoisuus ahveneen verrattuna voi johtua kuhan liikkumisesta laajemmalla alueella, jossa altistus on pienempää.

8.5 Yhteenvedot

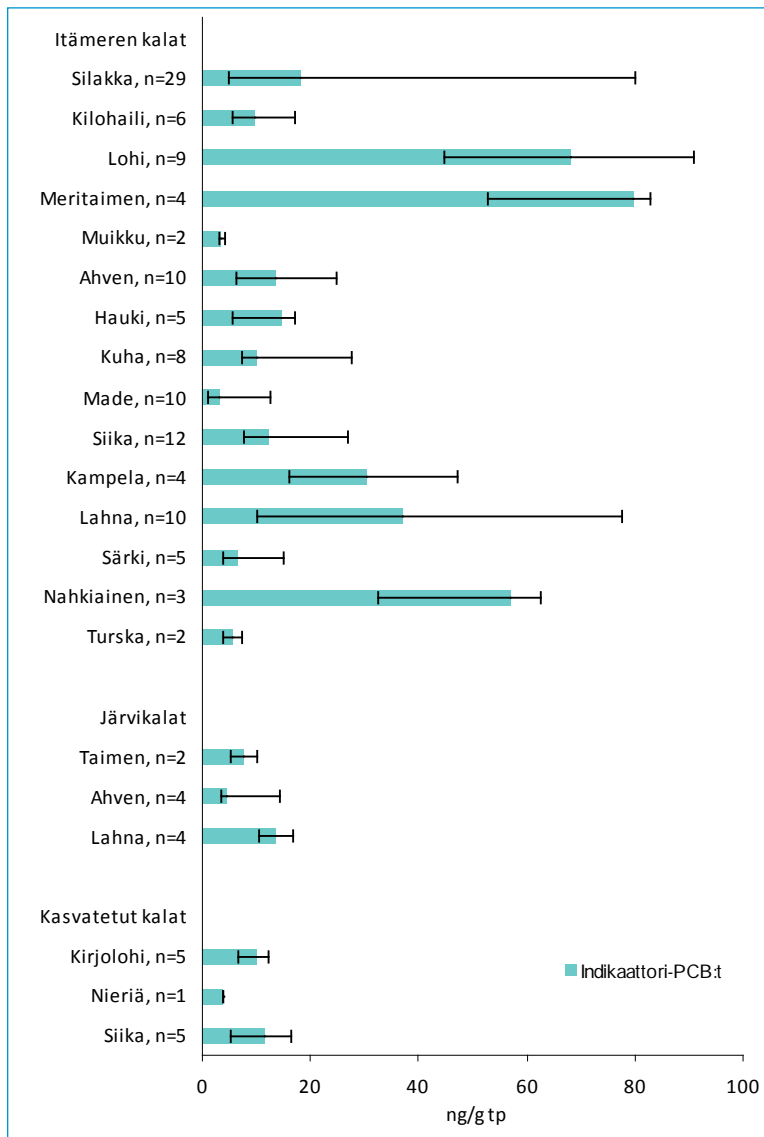
8.5.1 Lajivälinen vaihtelu



Kuva 29. Kaikkien kalanäytteiden PCDDF- ja PCB-TEQ -pitoisuudet.

Suurimmat PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden TEQ-pitoisuudet todettiin odotetusti lohesta, meritaimenesta ja silakasta (Kuva 29). Samoin nahkiaisessa nämä pitoisuudet olivat suuria. Kotkan alueen kampeloiden TEQ-pitoisuudet olivat moninkertaiset verrattuna Hangon alueen kampeloihin. Kampeloiden ikä ei selittänyt havaintoa, vaan näyttää siltä, että kampela toimii hyvin paikallisten alueiden saastuneisuuden indikaattorina ja tässä tapauksessa lähde on Kymijoki ja Ky-5 sedimenttikontaminaatio. Samanlaisia viitteitä saatiin myös lahnan ja siian osalta, joissa myös näkyi Kotkan alueen näytteissä Ky—5:n kongeneeriprofiilin luonnetta. Isojen silakoiden, lohien, meritaimenten, nahkiaisten sekä yksittäisten kampeloiden, siikojen ja lahnojen WHO-PCDD/F-PCB-TEQ₉₈-pitoisuudet saattavat yhä ylittää EU:ssa asetetun enimmäispitoisuusrajan.

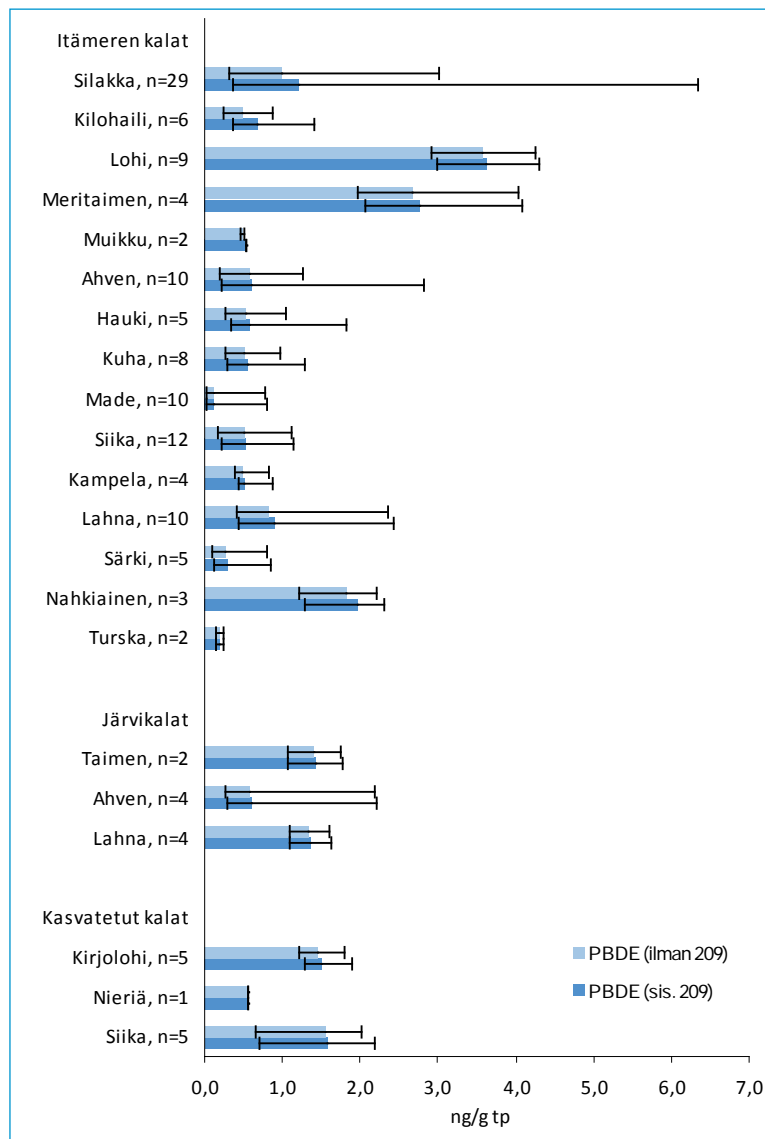
Sekä meressä että järvessä kasvatetut kalat kuuluvat puhtaimpiin tutkituista kaloista ja pitoisuusero PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden osalta esimerkiksi Itämeren lohien ja kasvatetun kirjolohen välillä on 5-10 kertainen.



Kuva 30. Kaikkien kalanäytteiden indikaattori-PCB-pitoisuudet.

Indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet noudattavat yhdenmukaista linjaa verrattuna PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden TEQ-pitoisuuksiin kanssa (Kuva 30). Niiden pitoisuudet ovat lähes suoraan verrannollisia PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden TEQ-summapitoisuuksiin, mikä on aiemminkin todettu, kun kalasta on kyse. Suurimmat silakassa, lohessa ja lahnassa todetut indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet ylittävät kuitenkin suunnitteilla olevan enimmäispitoisuusrajan 75 ng/g tp. Suuri rasvaprosentin vaihtelu eri alueiden kaloissa näyttää liittyvän edellä mainittuihin poikkeuksiin. Selkämeren silakat ovat kaikkein rasvaisimpia verrattuna muihin alueisiin. Suurimmat indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuudet löytyvät Selkämeren isoimmista silakoista ja lohista. Meritaimen kerää suuria pitoisuuksia indikaattori-PCB-yhdisteitä kaikilla tutkituilla alueilla. Myös Selkämeren lahnasta löytyy suuria indikaattori-PCB-yhdisteiden pitoisuuksia. Muut tutkitut kalalajit keräävät niitä selvästi vähemmän, eivätkä todennäköisesti aiheuta käytön rajoituksia.

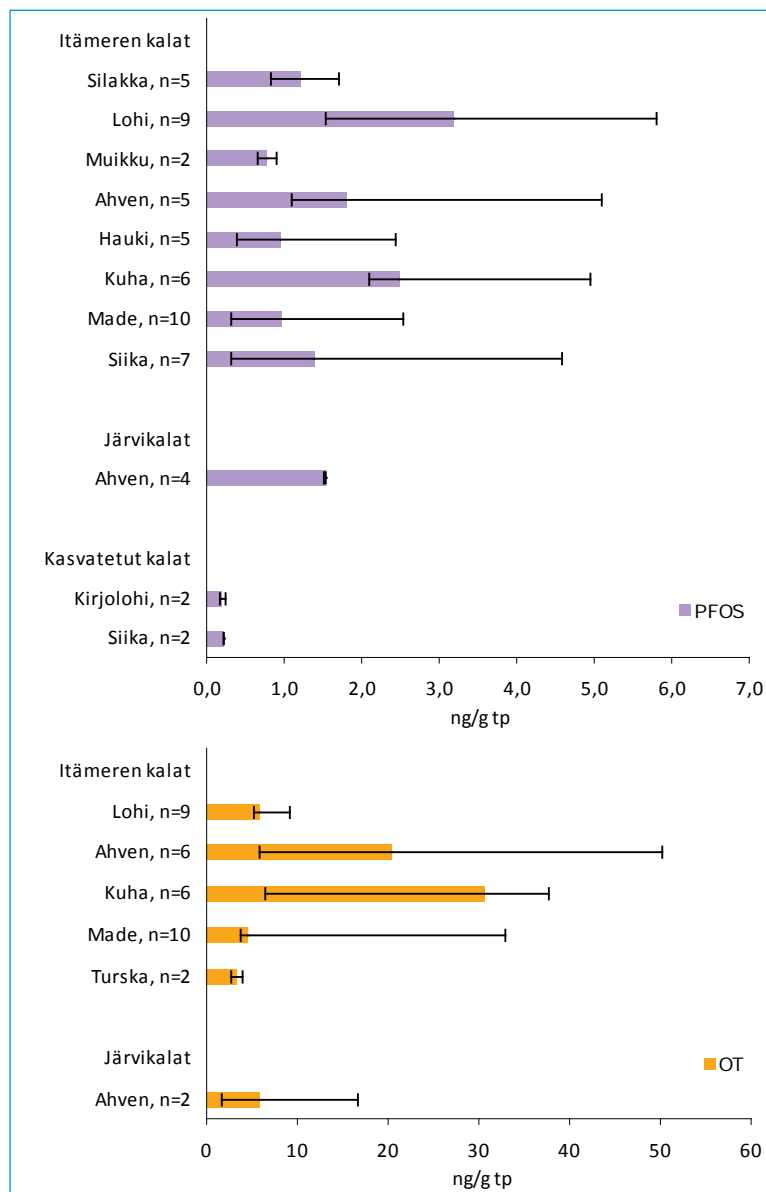
Sekä tässä tutkimuksessa olleiden järvialueiden kalojen että kasvatettujen kalojen PCB-pitoisuudet ovat pieniä.



Kuva 31. Kaikkien kalanäytteiden PBDE-pitoisuudet.

Itämeren kalan PBDE-pitoisuudet jäivät kaikissa tutkituissa lajeissa pieniksi (Kuva 31). BDE 209 -kongeneeria ei juuri näytteissä havaittu; se ei ilmeisesti kerry tehokkaasti kaloihin. Isoimmat BDE 209-pitoisuudet mitattiin silakkanäytteistä varsinkin Selkämeren alueella. On mahdollista, että esim. Kokemäenjoen vesistöä purkautuu muita jokia enemmän kyseistä kongeneeria, joka viittaa spesifisiin päästölähteisiin vesistön varrella. Yhtä selkeästi kuin PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden pitoisuuksien vertailussa silakka, lohi ja meritaimen sekä nahkiainen nousevat esiin PBDE-pitoisuuksia tarkasteltaessa, vaikka niissäkin pitoisuudet olivat pieniä.

Mielenkiintoista on, että sekä järvikaloissa että kasvatetuissa kaloissa on jopa suurempia PBDE-pitoisuuksia kuin merestä pyydytyissä kaloissa, toisin kuin PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden pitoisuuksien ollessa kyseessä. Tämä viittaa siihen, että paikalliset päästöt ja rehut ovat oleellisessa asemassa kalojen PBDE-pitoisuuksiin, kun taas PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden osalta kaukokulkeuma on tärkeämpi lähde. Silti sekä järvikaloissa että kasvatetuissa kaloissa on vain mitättömiä pitoisuuksia PBDE-yhdisteitä.



Kuva 32. Kaikkien kalanäytteiden PFOS- ja OT-pitoisuudet.

PFOS-pitoisuudet Itämeren kalan lihaksessa eivät ole suuria (Kuva 32). Vastaavaa jakautumaa eri kalajien kesken kuin PCDD/F-, PCB- ja PBDE-yhdisteissä ei PFOS-pitoisuuksista löydy. Kasvatettujen kalojen PFOS-pitoisuudet olivat lähellä määritysrajaa.

Lohen lihaksesta analysoitiin alle 6 ng /g PFOS-pitoisuuksia, mutta maksassa PFOS-pitoisuudet olivat jopa yli kymmenen kertaa suurempia, aina pitoisuuteen 95 ng/g asti. Silakoiden PFOS-pitoisuudet olivat pieniä. Yksilöittäin tutkituissa isommissa silakoissa PFOS-arvot ovat suurempia kuin pienissä. Kuitenkaan ikäkorrelaatio ei ole selvä. Hauesta, muikusta ja järviahvenesta sekä kasvatetusta kirjolohesta ja siiasta ja myös mateen lihaksesta analysoitiin vain pieniä pitoisuuksia PFOS-yhdistettä. Joitakin hieman suurempia pitoisuuksia todettiin eräistä yksittäisistä kaloista. Itämeren silakasta, siiasta ja ahvenesta löytyi 5 ng/g -pitoisuuksia ja mateen maksassa suurin PFOS-pitoisuus oli 7 ng/g tuorepainossa.

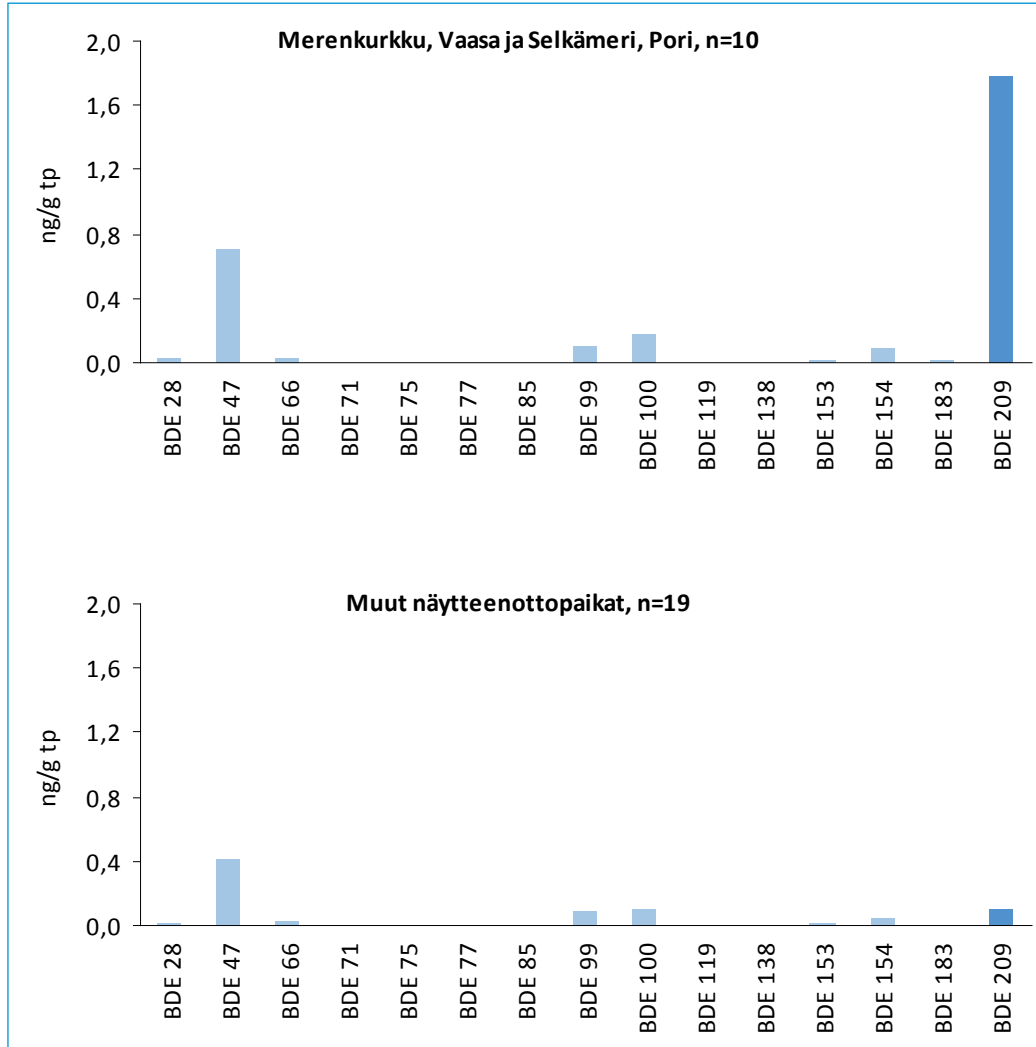
Ympäristökartoituksissa ja -seurannoissa PFOS:a on mitattu enemmän kalojen maksasta kuin lihaksesta, jossa pitoisuudet ovat huomattavasti pienempiä. Tämän tutkimuksen PFOS-pitoisuudet 1-5 ng/g tp lihaksessa ovat tyypillisiä Itämeren kalalle (Berger ym., 2009; HELCOM, 2010).

OT-pitoisuuksia mitattiin avomerialueiden lohesta, ahvenesta, kuhasta, mateesta ja turskasta, järviolueiden ahvenesta sekä Vanhankaupunginlahden ahvenesta ja kuhasta. Organotinojen pitoisuudet 10-50 ng/g tp kaloissa tässä tutkimuksessa ovat samaa suuruusluokkaa kuin vastaavassa laajemmassa tutkimuksessa 2006 samoilla alueilla (Hallikainen ym., 2008) ja aiemmissa tutkimuksissa Suomessa (Jalkanen ym., 2006). Näin lyhyellä aikavälillä mahdolliset todellisetkin muutokset todennäköisesti peittyvät kalojen yksilöllisen biologisen kehityksen ja kokoomanäytteiden koostumuksen vaihteluun.

Lihaksessa OT-pitoisuudet merialueilla vaihtelivat välillä 2,8-50 ng/g tp ja järviolueilla välillä 1,7-17 ng/g tp, kun taas Vanhankaupunginlahden ahvenissa (Kuva 27) ja kuhissa (Kuva 28) OT-pitoisuudet vaihtelivat välillä 5,9-383 ng/g tp. Ahvenesta ja kuhasta analysoitiin kaikkein suurimmat OT-pitoisuudet.

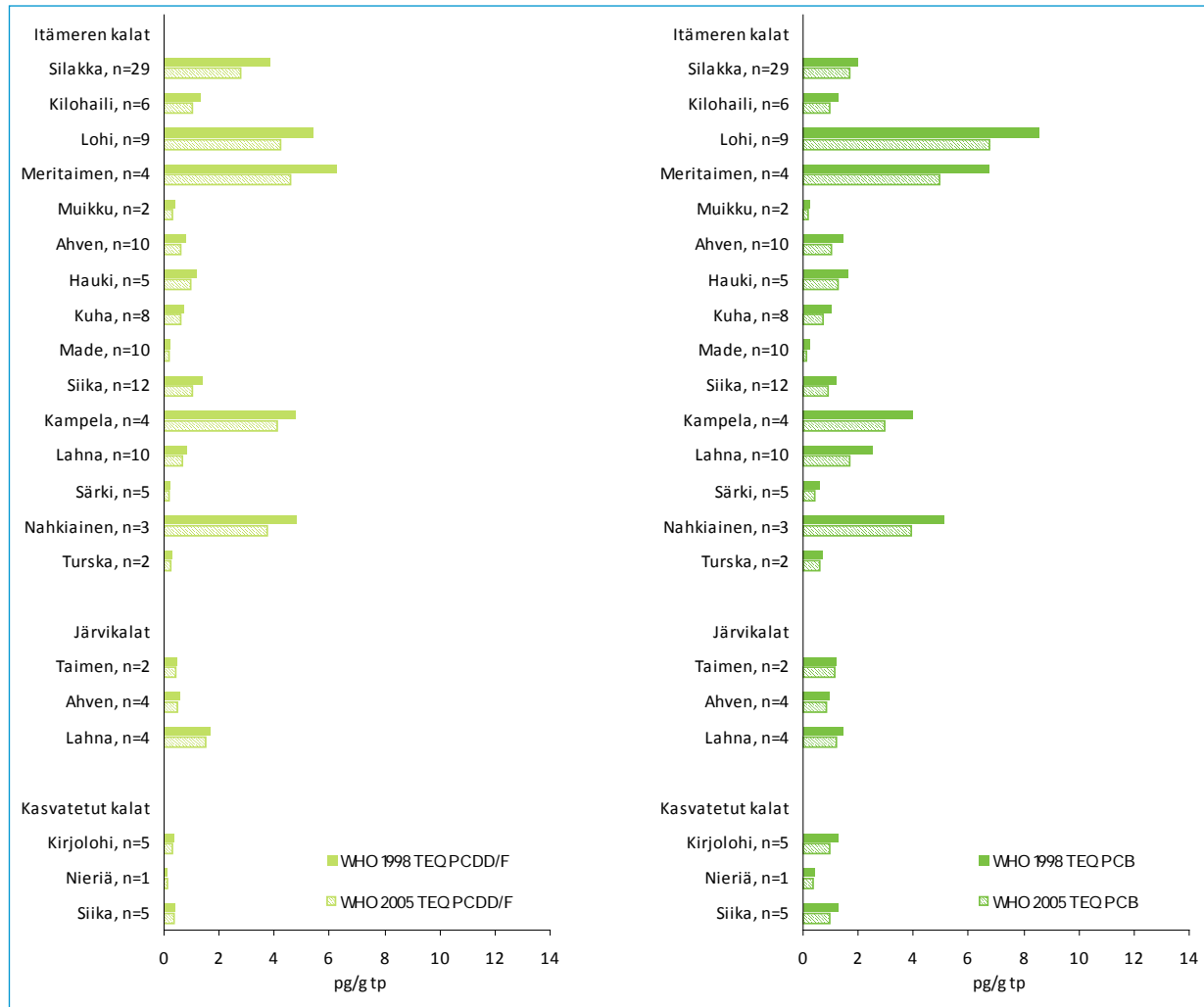
8.5.2 Kongeneerijakauma

Kongeneerijakaumista esitetään esimerkkinä silakka (Kuvat 33 ja 34). Vaasan ja Porin analyysitulokset on yhdistetty ja erotettu muista näytteenottoapaikoista, koska niiden silakoissa oli suurimmat pitoisuudet. Varsinkin PBDE-yhdisteissä ero on selvä. Porin alueella analysoitiin silakasta suurempia pitoisuuksia kongeneereja BDE 47 ja erityisesti BDE 209 kuin muilta alueilta.



Kuva 34. Itämeren poolattujen silakoiden kongeneerikohtaiset PBDE-pitoisuudet.

8.5.3 Uusien TEF-kertoimien vaikutus

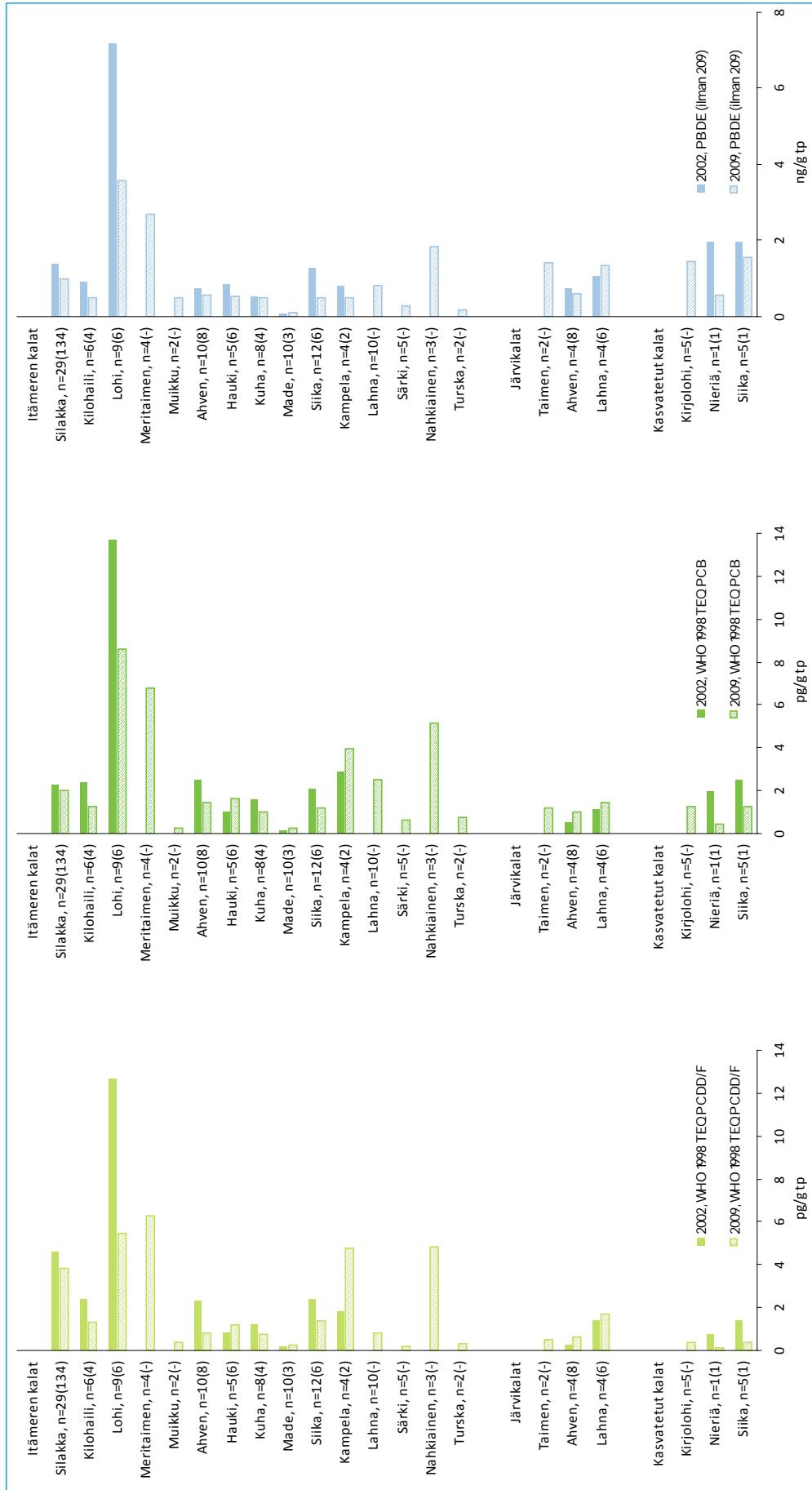


Kuva 35. Kaikkien kalanäytteiden PCDD/F- ja PCB-pitoisuudet laskettuna vuosien 1998 ja 2005 TEF-kertoimilla.

Uusien PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden toksisuutta koskevien tutkimustulosten vuoksi WHO:n vuonna 1998 vahvistamia TEF-kertoimia tarkistettiin vuonna 2005. Uusien toksisuustietojen perusteella pentafuraanien ja mono-orto-PCB-yhdisteiden TEF-kertoimia voitiin pienentää. Kalassa uusilla kertoimilla lasketun PCDD/F-TEQ₀₅-pitoisuuden tiedetään olevan keskimäärin 16 % pienemmän kuin PCDD/F-WHO₉₈-kertoimilla lasketun pitoisuuden, ja PCB-yhdisteillä vastaava ero on 25–26 % (Bhavsar ym., 2008)

Kuvassa 35 on esitetty EU-kalat II-tutkimuksessa mitatut PCDD/F-TEQ - ja PCB-TEQ-pitoisuudet laskettuna sekä vuoden 1998 että vuoden 2005 kertoimilla. Uusilla TEF-kertoimilla lasketut PCDD/F-TEQ-pitoisuudet olivat lajista riippuen 11–27 % pienemmät, ja PCB-TEQ-pitoisuudet 6–35 % pienemmät kuin vanhoilla-kertoimilla lasketut pitoisuudet.

8.5.4 Pitoisuuksien muutos vuosien 2002 ja 2009 välillä



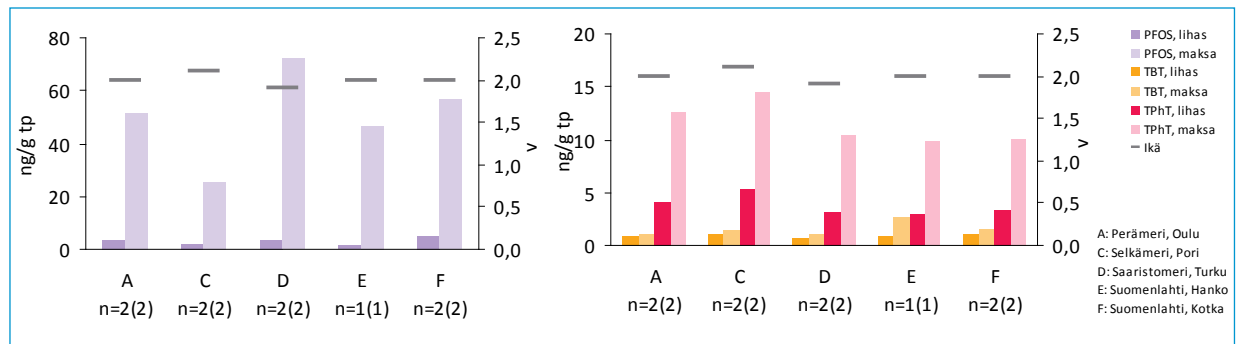
Kuva 36. PCDDF-, PCB- ja PBDE-pitoisuuksien muutos vuosien 2002 ja 2009 välillä.

Kuvassa 36 on esitetty yhteenveto erikseen dioksiinien, dioksiinien kaltaisten PCB- ja PBDE-yhdisteiden pitoisuuksien muutoksista vuodesta 2002 vuoteen 2009, joita tässä raportissa on jokaisen lajin kohdalla erikseen myös arvioitu. Silakalla ja lohella nähdään kaikilla aineilla pienempi pitoisuus 2009. Dioksiinilla ja PBDE-yhdisteillä ero oli suurempi kuin PCB-yhdisteillä. Epävarmuutta vertailuun tuo silakoiden ja lohien pienempi koko vuonna 2009 otetuissa näytteissä sekä pituuden, koon ja rasvaprosentin runsas vaihtelu samaan ikäluokkaan kuuluvien kalojen kesken vertailuvuosien välillä.

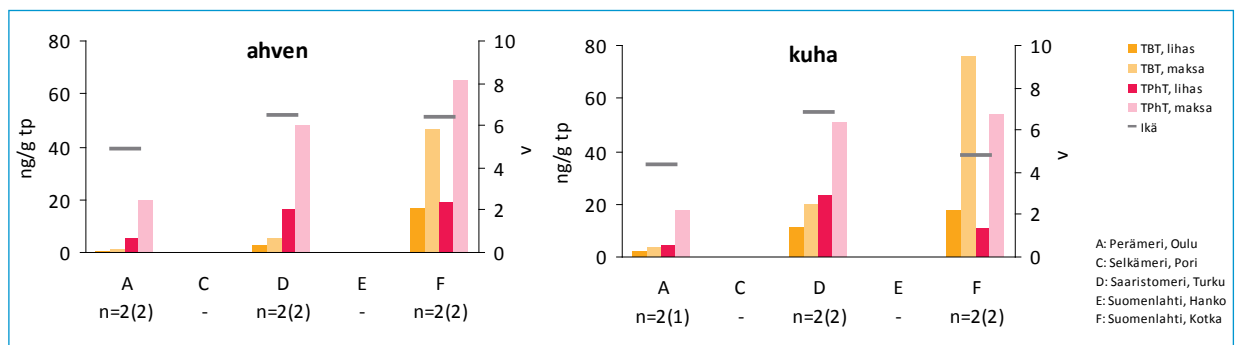
Kampelan kohdalla dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuus näytti nousseen. On kuitenkin muistettava, että kysymyksessä on vain muutaman poolatun näytteen vertailu. Molemmista analysoiduissa puulatuisissa näytteissä Kotkan alueelta oli selvää saastumista näkyvissä, joka vääristi vertailua vuoden 2002 tulosten kanssa. Järvissä ahventen ja lahnojen PCDD/F-, PCB- ja PBDE-pitoisuudet olivat lisääntyneet. Suurin syy ahvenen pitoisuseroihin tässä tutkimuksessa olivat Päijänteen selvästi vanhemmat kalat verrattuna aiempaan tutkimukseen, jossa myös puhtaan Oulunjärven kalat oli laskettu mukaan. Kaiken kaikkiaan, kun verrataan pieniä pitoisuuksia ja niiden vaihteluita kalassa, aikavertailu on lähes mahdotonta.

8.5.5 Lihas/maksavertailu

PFOS- sekä OT-yhdisteiden pitoisuudet tutkittiin myös maksasta niistä kaloista, joihin tiedettiin kyseisten yhdisteiden kertyvän. Maksan tutkimuksella haluttiin varmistaa PFOS:n kertyminen kalassa, vaikka lihaksesta sitä ei pystyttäisikään analysoimaan. OT-yhdisteiden pitoisuuksien erot eri kalalajien lihaksessa ja maksassa oli mielenkiinnon kohde, sillä niiden perusteella voi mahdollisesti päätellä kuormituksen muutoksia ja kalojen kykyä poistaa yhdisteitä elimistöstä. Näitä ns. metaboliatuotteita ovat tässä tapauksessa mono- ja dibutyylit sekä mono- ja difenyyliyhdisteet.

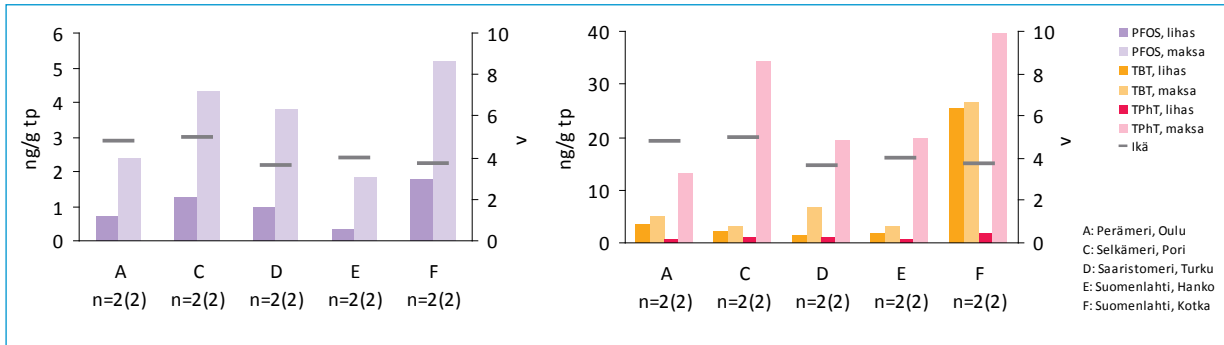


Kuva 37. Itämeren lohien PFC- ja OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa.



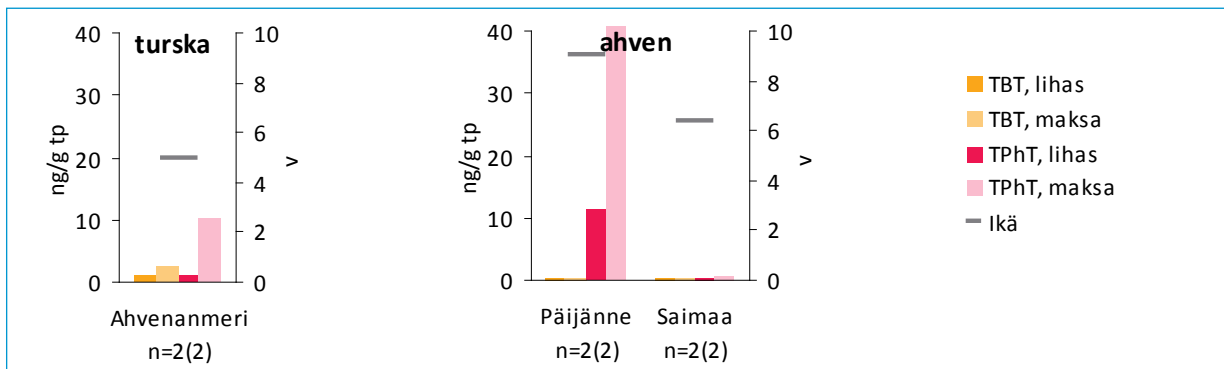
Kuva 38. Itämeren ahvenien ja kuhien OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa.

PFOS:a kertyy lohien lihakseen pieniä määriä, mutta suurin osa siitä kertyy maksaan (Kuva 37). Myös OT-yhdisteitä näyttää kertyvän lohissa enemmän maksaan kuin lihakseen, mutta suhteellisesti ero on selvästi pienempi kuin PFOS-yhdisteellä. Lohen maksassa suurin osa butyyliitinoista on hajoamistuotteita (MBT ja DBT), mikä viittaa nopeaan puhdistumiseen. Sekä kuhassa että ahvenessa OT-pitoisuuksien ero lihaksen ja maksan välillä oli vielä pienempi kuin lohessa (Kuva 38).



Kuva 39. Itämeren mäteiden PFC- ja OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa.

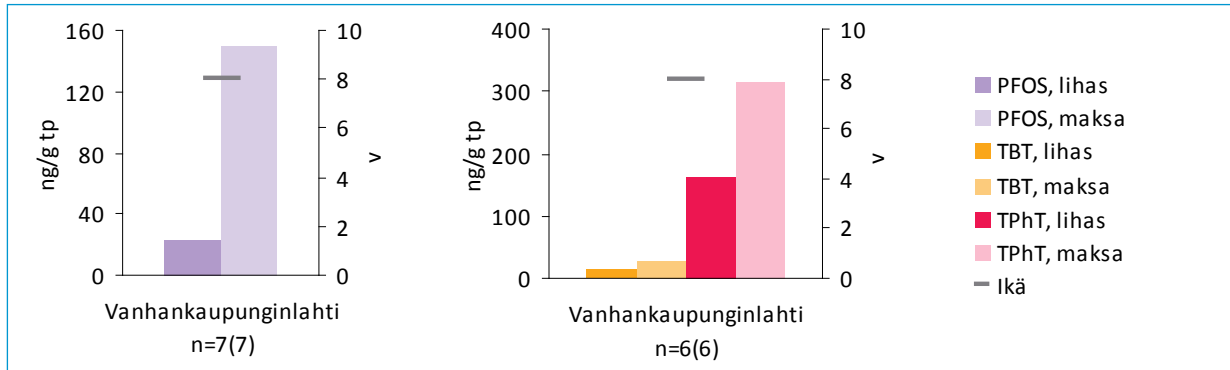
Eri alueilta tutkittujen mäteiden PFOS-pitoisuudet jäivät pieniksi sekä lihaksessa että maksassa (Kuva 39). Kotkan alueen mäteiden sekä lihaksessa että maksassa TBT-pitoisuus on selvästi suurempi kuin muilla alueilla ja osoittaa paikallista saastumista. TPhT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa eivät vaihtele yhtä paljon eri alueiden välillä. Mäteellä TPhT:n kertyminen maksaan on poikkeuksellisen voimakasta, mikä puolestaan voi selittää pieniä pitoisuuksia lihaksessa. Kuten lohella, maksassa suurin osa butyyliitinoista on hajoamistuotteita (MBT ja DBT), mikä viittaa nopeaan puhdistumiseen.



Kuva 40. Ahvenanmeren turskien ja järviolueiden ahvenien OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa.

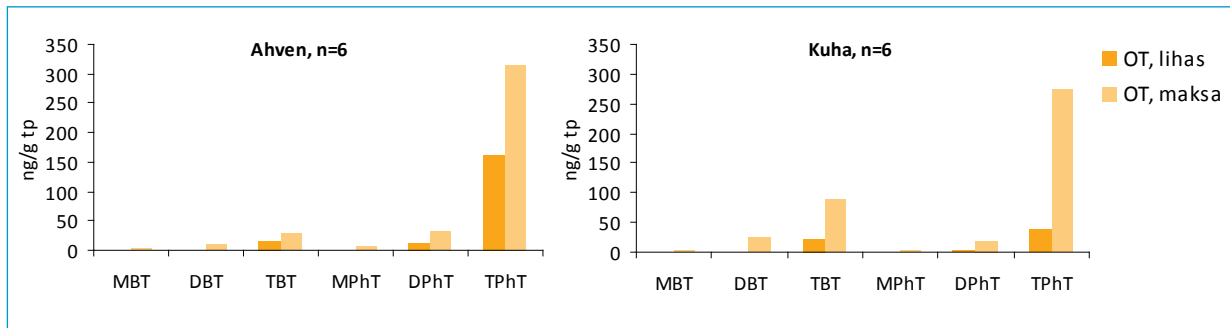
Ahvenanmeren turskan lihaksessa ja maksassa oli vain pieniä pitoisuuksia OT-yhdisteitä (Kuva 40). Saimaan ahvenissakaan ei ollut juuri lainkaan OT-yhdisteitä. Sen sijaan Päijänteen ahvenesta todettiin lihaksesta tausta-arvojen, noin 10 µg/kg suuruusluokkaa olevia TPhT-pitoisuuksia, mutta maksan TPhT-pitoisuuksista voitiin havaita, että näitäkin yhdisteitä voi olla juuri maksaan kertyvinä suurempia määriä järviolueella.

8.5.6 Vanhankaupunginlahti



Kuva 41. Vanhankaupunginlahden ahvenien PFC- ja OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa.

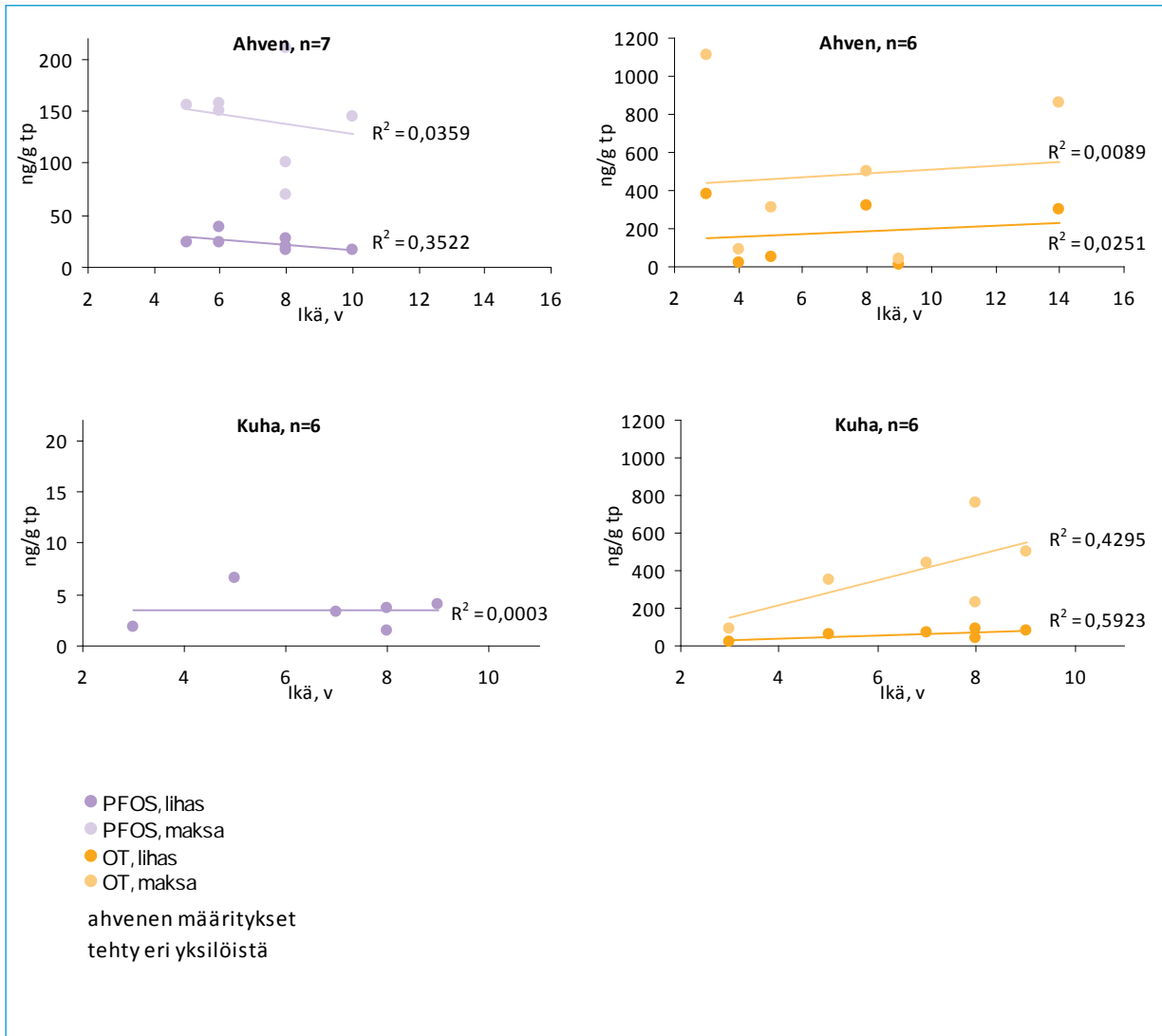
Vanhankaupunginlahden ahventen maksan PFOS-pitoisuudet 70-211 ng/g tp olivat suuria verrattuna yleensä kaloista todettuihin pitoisuuksiin, jotka ovat noin 1-20 ng/g tp ja likaantuneilla alueilla alle 100 ng/g tp (Kuva 41). Myös ahventen lihassa PFOS-pitoisuudet olivat suuria, välillä 16-49 ng/g tp verrattuna 10 kertaa pienempiin pitoisuuksiin muiden alueiden kaloissa. Vanhankaupunginlahden kuhaan ei kertynyt yhtä suuria pitoisuuksia PFOS:a kuin ahveneen. Kujan lihaksen PFOS-pitoisuudet vaihtelivat välillä 1,5-6,7 ng/g tp. Pohjoismaisessa kartoituksessa Vanhankaupunginlahden haudesta on mitattu PFOS-yhdistettä jopa 220-550 ng/g tp, joka on suurin Itämeren kaloista raportoitu tulos (HELCOM, 2010). Harmaahylkeistä on kuitenkin mitattu PFOS:a jopa 1000 ng/g tp (Kallenborn ym., 2004).



Kuva 42. Vanhankaupunginlahden ahvenien ja kuhien yhdistekohtaiset OT-pitoisuudet lihaksessa ja maksassa.

Suurin ahvenessa mitattu OT-summapitoisuus oli 384 ng/g tp (Kuva 42, Taulukot 28 ja 29). Vastaavasti suurin OT:n summapitoisuus oli kujan lihaksessa 87 ng/g. Näyttää siltä, että ainakin trifenyylitinaa kerääntyy kuhassa maksaan selvästi enemmän kuin lihaseen ja suhteellisesti enemmän kuin ahvenessa. Ahvenen maksasta analysoitu OT-summapitoisuus on noin kolminkertainen ja kujan maksassa noin seitsemänkertainen lihaseen verrattuna. Vastaavaa eroa lihaksen ja maksan OT-kertymissä kuhassa ja ahvenessa ei "puhtaiden" alueiden kuhissa ja ahvenissa ollut.

Difenyyl- ja dibutyylitinojen (DPHT ja DBT) pitoisuudet olivat trisubstituoituihin tinoihin verrattuna noin kertaluokkaa pienemmät. Monofenyylitinan (MPHT) ja monobutyylitinan (MBT) pitoisuudet lihaksessa jäivät alle määrittäjärajan, kun taas maksasta niitä mitattiin pieniä määriä. Se, että näitä hajoamistuotteita löytyy maksasta, ja että niitä löytyy enemmän kuin lihaksesta, viittaa kalojen aktiiviseen OT-yhdisteiden poistamiseen. Tämä voi merkitä pitemmällä aikavälillä pitoisuuksien alenemista, kun TBT/TPhT -altistus loppuu.



Kuva 43. Vanhankaupunginlahden ahvenien ja kuhien PFC- ja OT-pitoisuudet iän mukaan.

PFOS-yhdisteiden pitoisuus Vanhankaupunginlahden ahvenen lihaksessa korreloi iän kanssa ($R^2=0,35$), mutta vastaavaa ikäkorrelaatiota ei havaittu ahvenen maksan tai kuhan lihaksen PFOS-pitoisuuden kanssa ($R^2=0,036$ ja $0,0003$). Heikkoon korrelaatioon voi olla syynä pieni näytemäärä.

OT-yhdisteiden pitoisuus Vanhankaupunginlahden ahvenen lihaksessa tai maksassa ei korreloinut iän kanssa ($R^2=0,025$ ja $0,0089$), sen sijaan kuhalla sekä lihaksen ja maksan OT-pitoisuuden ja iän välillä oli havaittavissa selkeä korrelaatio ($R^2=0,59$ ja $0,43$). Tämä on linjassa OT-kalat -hankkeen tulosten kanssa, jossa ikäkorrelaatiota ei havaittu ahvenen lihaksen OT-pitoisuuden kanssa ($R^2=0,086$) mutta kuhan lihaksen pitoisuus kasvoi selkeästi iän myötä ($R^2=0,39$) (Hallikainen ym., 2008).

9 Pohdinta ja päätelmät

9.1 Yleistä

Pitoisuuksien vertailussa vuosien 2002 ja 2009 välillä on huomattava, että kiellettyjen ja rajoitettujen aineiden kulkeutumisessa ympäristöön ei enää tapahdu niin suuria muutoksia kuin 1970–1990 -luvulla, koska päästöjä on vähennetty eri puolilla Eurooppaa ja muualla maailmassa. Tämän vuoksi kalojen altistuminen näille aineille on tasaisempaa paikallisia saastumisia lukuun ottamatta. Biologisista vaihteluista johtuvat muutokset pitoisuuksissa voivat olla merkityksellisempiä kuin aiemmin.

Kalojen kasvunopeus vaihtelee vuosittain ja myös vuosiluokkien runsaussuhteissa voi olla suuria muutoksia eri vuosien välillä. Nämä tekijät heijastuvat saaliisiin ja siten myös näytteeksi saataviin kaloihin. Kasvunopeuteen ja vuosiluokkien runsauteen vaikuttavat ilmasto-olot, veden lämpötila ja vuodenaikojen vaihtelut sekä ravinnon saatavuus ja koostumus. Viimeksi mainitut tekijät vaikuttavat myös rasvan määrään. Kahden yksittäisen vuoden vertailussa näitä tekijöitä voi olla vaikea ottaa huomioon ja vakioida.

Ruotsin pitkäaikaisissa, vuosittain toistuvissa silakan seurannoissa ei ole tilastollisesti merkitsevää muutosta dioksiinien ja PCB-yhdisteiden pitoisuuksissa aikavälillä 1990–2008. Yksittäisiä poikkeamia aineistossa on: juuri vuonna 2002, jolloin aiemman EU-kalat -projektin näytteenotto suoritettiin, oli Pohjanlahden ja Itämeren pääaltaan seurantapaikoilla tavallista suuremmat, jopa kaksinkertaiset PCDD/F-pitoisuudet keskiarvoon verrattuna (Bignert ym., 2010). Mitään erityistä syytä tälle ei ole raportoitu, mutta se voi viitata johonkin laajempaan ilmiöön tuona vuonna. Kuitenkin silakoiden keskipaino suureni 1990-luvun lopulta vuoteen 2003, joten silakoiden kasvu on siihen asti ollut nopeampaa ja rasvapitoisuus todennäköisesti suurempi.

9.2 PCDD/F, PCB

Tässä tutkimuksessa Itämeren ja muun kotimaisen kalan PCDD/F- ja PCB-pitoisuuksista nousevat esiin samat kalalajit, joiden on aiemminkin todettu keräävän näitä ympäristömyrkyjä. Silakka, lohi ja meritaimen sekä nahkiainen ja tämän hankkeen uuden tiedon mukaan kampela Kotkan alueelta ylittävät dioksiineille ja PCB-yhdisteille asetetut enimmäispitoisuusrajat. Hangon alueen kampeloista ei ole vastaavia ylityksiä havaittu. Myös Kotkan lahna- ja siikanäytteet sisälsivät toksisuusekvivalentteja enimmäispitoisuuden ylittävän määrän. Muiden tutkittujen Itämeren kalojen, järvi-

kalojen ja kasvatettujen kalojen dioksiini- ja PCB- pitoisuudet ovat verraten pieniä ja jäävät alle enimmäispitoisuusrajojen. Itämeren kaloista, kilohailin, muikun, ahvenen, hauen, kuhan, mateen ja turskan dioksiiniekvivalenttien mediaanipitoisuudet eivät yllä edes puoleen dioksiinien enimmäispitoisuudesta, joka on 4 pg/g tuorepainoa.

Muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden pitoisuudet kasvoivat kaikilla tutkituilla lajeilla iän, mutta eivät välttämättä pituuden mukaan. Esimerkiksi sioilla pitoisuudet kasvoivat iän mukaan, mutta pienivät pituuden mukaan. Mateella ei havaittu selkeää ikä- eikä pituuskorrelaatiota.

Kun verrataan Itämeren silakoita yksilöittäin analysoitujen dioksiinien kaltaisten PCB-yhdisteiden pitoisuuksia aikaisempaan, vuosina 2002-2003 tehtyyn tutkimukseen, ovat niiden pitoisuudet suurissa silakoissa nyt noin 2 pg TEQ/g pienempiä tuorepainoa kohti. Dioksiinipitoisuuksissa on vielä suurempaa vähenemistä. Mielenkiintoista on, että erityisesti PCB-yhdisteiden pitoisuuksien odotetaan koko ajan vähentyvän, vaikkakin hitaasti pitkistä puoliintumisajoista johtuen, koska niitä ei enää käytetä. Sen sijaan dioksiineja syntyy jatkuvasti tahattomasti erilaisissa kuumentamis- ja polttoprosesseissa. Niiden syntyä voidaan estää hyvillä tekniikoilla, kuten oikeilla palamislämpötiloilla, poltettavien materiaalien (ml. jätteet) koostumusta kontrolloimalla ja ilmapäästöjä suodattamalla.

Kun verrataan vuoden 2002-2003 dioksiini- ja PCB-pitoisuuksia vuoden 2009 pitoisuuksiin, ovat lohien ja silakan keskimääräiset pitoisuudet pienentyneet. On kuitenkin otettava huomioon, että sekä silakat että lohet olivat EU-kalat II -projektissa iältään nuorempia. Lohien keskimääräinen ikä oli edellisessä hankkeessa 2,3 vuotta ja EU-kalat II -hankkeessa 2,0 vuotta. Lohien kasvunopeudessa on saattanut olla eroja, koska lohien kalastuksessa muun muassa ajoverkkojen käyttö on ollut kiellettyä vuodesta 2008. Lohisaaliissa kahden merivuoden lohet ovat selvästi enemmistönä, jolloin isompien lohien kokoluokkaankin on sattunut vain näitä lohia.

Edellisessä hankkeessa suurimmat silakat olivat 32 cm pitkiä ja painoivat 230 grammaa, kun tässä hankkeessa suurimpien silakoiden pituus oli 22 cm ja ne painoivat enintään 63 grammaa. Silakoidenkin kasvussa sekä keskipainossa ja pituudessa on suurtakin vuosittaista vaihtelua, mikä sitten heijastuu näytteeksi saataviin kaloihin. Lisäksi näytteenotossa arvatenkin on paljon vaihtelua liittyen saaliin kokojakaumaan.

Seuraavan lainsäädännön uusimisen yhteydessä otetaan käyttöön vuoden 2005 uudistetut TEF-arvot edellisten vuoden 1998 TEF-arvojen tilalle. Se merkitsee käytännössä sitä, että dioksiinien ja dioksiininkaltaisten PCB-yhdisteiden TEQ-pitoisuudet kalassa pienenevät keskimäärin noin 20 %. Vastaavasti lainsäädännössä pienennetään enimmäispitoisuusrajoja saman verran. Tässä tutkimuksessa tulokset on laskettu molemmilla TEF-arvoilla.

9.3 PBDE, PFC

Suurimmat PBDE-pitoisuudet todettiin silakasta, lohesta ja meritaimenesta. Kaikissa muissa Itämeren tutkituissa lajeissa PBDE-pitoisuudet kalassa olivat pieniä. Vastavaan suuruuksia pitoisuuksia on mitattu myös muualta Itämereltä (Szlander-Richert ym., 2010). Järvien ja kasvatettujen kalojen PBDE-pitoisuudet ovat samaa suuruusluok-

kaa kuin Itämeren kalan, eikä niistä löydy vastaavia näytteenottoalueeseen liittyviä moninkertaisia eroja pitoisuuksissa kuten esimerkiksi dioksiineista ja PCB-yhdisteistä.

PBDE-yhdisteet summana näyttävät PCDD/F- ja PCB-yhdisteiden tapaan kertyvän kaloihin iän ja pituuden mukaan. Sitä vastoin kongeneeri BDE 209 ei osoittanut selkeää ikä- tai pituuskorrelaatiota tutkituilla lajeilla. Tämä voi johtua yhdisteiden metaboliasta kalassa, eli BDE 209 on poistunut tai muuntunut kalassa muiksi kongeneereiksi (debrominaatio). Yksityiskohtaisempaa kongeneerikohtaista tarkastelua ei tähän raporttiin tehty.

Vaikka saksalaiset ovat todenneet PFOS-yhdisteiden pitoisuuksien jäävän alle määritysrajan Etelä-Itämeren kaloissa, tässä hankkeessa löydettiin Suomenlahden ja Pohjanlahden kaloista vaihtelevia, mutta pieniä pitoisuuksia PFOS-yhdisteitä kaikilta viideltä pyyntialueelta: Oulu, Pori, Turku, Hanko ja Kotka. Poikkeuksena edellä mainituista tuloksista voidaan pitää Vanhankaupunginlahden ahventen PFOS-pitoisuuksia, jotka olivat lihaksessa 10 kertaa suurempia kuin muissa kaloissa.

Mielenkiintoista on myös kuhan ja ahvenen välinen lajiero. Vanhankaupunginlahden kuhassa lihaksen PFOS-pitoisuudet olivat samaa suuruusluokkaa kuin kuhissa muillakin alueilla, mutta ahvenella kertaluokkaa suuremmat. Mainittakoon, että Saksassa jätevesialueelta pyydetystä ja kokonaisuutena tutkitusta järvikalasta suurin mitattu PFOS-pitoisuus oli 225 ng/g tp (Schuetze ym., 2010) eli samaa suuruusluokkaa kuin Vanhankaupunginlahden ahvenen maksassa.

PFOS-tuloksia voidaan pitää vielä vain suuntaa antavina, koska PFOS-yhdisteiden esiintymisestä, metaboliasta ja kertymisestä tiedetään vielä vähän. Viimeinen tieto Dioxin 2010 kokouksesta oli, että PFOS-yhdisteet esiintyvät esimerkiksi niin sanottuina pre-PFOS-yhdisteinä. Niitä voi olla suoraketjuisia tai haaroittuneita, ja ne metaboloituvat ja absorboituvat eri tavoin. Toisin sanoen emme tarkkaan tiedä, onko analyysien ulkopuolelle jäänyt tutkimattomia yhdisteitä, joilla voi olla sekä määrällistä että muuta merkitystä (Houde ym., 2006).

9.4 OT

OT-pitoisuuksia mitattiin sekä lihaksesta että maksasta avomerialueiden lohesta, ahvenesta, kuhasta, mateesta ja turskasta, järviolueiden ahvenesta sekä Vanhankaupunginlahden ahvenesta ja kuhasta. Lihaksessa OT-pitoisuudet merialueilla vaihtelivat 2,8–50 ng/g tp ja järviolueilla 1,7–17 ng/g tp, kun taas Vanhankaupunginlahden kalojen lihaksessa OT-pitoisuudet vaihtelivat 5,9–384 ng/g tp välillä.

Yksittäisistä OT-yhdisteistä mitattiin eniten trifenyylitinaa (TPHT) ja tributyylitinaa (TBT). Difenyyl- ja dibutyylitinojen (DPHT ja DBT) pitoisuudet olivat trisubstituoituihin tinoihin verrattuna noin kertaluokkaa pienemmät.

Puhtaiksi oletetuilta avomerialueilta on aiemmin tutkittu OT-yhdisteitä lähinnä vuonna 2008 toteutetussa OT-kalat -hankkeessa (Hallikainen ym., 2008), sillä muu tutkimus on keskittynyt lähinnä ongelma-alueille (Jalkanen ym., 2006). Tässä projektissa mitatut avomerialueiden ja sisävesien OT-pitoisuudet lihaksessa olivat jonkin verran pienempiä kuin OT-kalat -hankkeessa vuosina 2005–2007 pyydytyissä näytteissä. Havaittujen muutosten suuruus vaihteli kalalajeittain ja pyyntialueittain.

Avomerialueista poiketen Vanhankaupunginlahden ahventen ja kuhien OT-pitoisuuksissa ei ole tapahtunut merkittävää pienentymistä, vaan pitoisuudet ovat huolestuttavan suuria edelleen. Suurin ahvenen lihaksesta mitattu pitoisuus oli 384 ng/g tp, kun edellisessä projektissa havaittiin lähes 600 ng/g tp olevia pitoisuuksia. Tämä osoittaa, että alueella on jokin jatkuva OT-yhdisteiden lähde.

Tässä projektissa haluttiin erityisesti selvittää myös, onko OT-yhdisteiden metaboliassa, esimerkiksi lihakseen ja maksaan kertymisessä, eroja kalalajien välillä. Siikaa, madetta ja Vanhankaupunginlahden ahventa lukuun ottamatta OT-yhdisteet tuntuivat kertyvän kaloihin iän ja pituuden mukaan niin lihaksessa kuin maksassakin. Lihakseen verrattuna maksaan kertyi OT-yhdisteitä 3-10 kertaisesti kalalajista riippuen, kaikkein voimakkainta maksaan kertyminen oli mateella. Se, että TPHT:n ja TBT:n hajoamistuotteita löytyi maksasta, ja että niitä löytyi enemmän kuin lihaksesta, viittaa kalojen aktiiviseen OT-yhdisteiden poistamiseen. Tämä voi merkitä pitemmällä aikavälillä pitoisuuksien alenemista, kun OT-altistus loppuu.

OT-yhdisteiden kertyminen kalan maksaan vähentää kuluttajan altistumista kalan lihaksesta. Tästä on hyvä esimerkki Kotkan alueelta, jossa sekä kuhan että mateen lihaksen OT-pitoisuudet jäivät kohtuullisiksi, alle 30 ng/g tp, mutta vastaavien kalojen maksassa OT-pitoisuudet nousivat 150 ng/g tp tasolle. Kalanmaksan suurkuluttajille tämän suuruiset pitoisuudet voisivat nostaa OT-yhdisteiden kokonaissaannin lähelle suurinta siedettävää päiväannosta.

OT-pitoisuudet olivat mahdollisiin terveysvaikutuksiin nähden hyvin pieniä. Aiemmin on arvioitu, että suomalaisten OT-yhdisteiden saanti kalasta on vain noin 1,3 % EFSA:n TDI-arvosta (Airaksinen ym., 2010) ja tässä projektissa määritettyjen pitoisuuksien perusteella voidaan olettaa, että saanti on edelleen pienentynyt. Vanhankaupunginlahden ahvenen ja kuhan OT-pitoisuudet olivat suuria, ja Evira onkin suositellut, että yksipuolista Vanhankaupunginlahden ahvenen syöntiä tulisi välttää, ja tämän projektin tulosten perusteella suositusta tulisi jatkaa.

9.5 Itämeren saastuminen kala indikaattorina

Kun tarkastellaan EU-kalat II -hankkeen tuloksia tärkeimpien kalajien eri ympäristömyrkyistä Itämeressä, järvissä ja kalankasvatustiloissa ja alueellisesti eri paikoissa, nousee esiin jo aiemminkin tunnettuja yhtäläisyyksiä ja eroja, mutta myös yllätyksiä ja uutta tietoa. Uusien tutkittujen myrkkujen, palonestoaineiden ja PFOS-yhdisteiden sekä myös orgaanisten tinayhdisteiden valossa Itämeri ei näytä poikkeavan Etelä-Itämeren tai muiden tutkittujen vesialueiden vastaavista ympäristömyrkyypitoisuuksista kaloissa.

Pahimpia pohjoisen Itämeren kalojen saasteita ovat dioksiinit ja dioksiininkaltaiset PCB-yhdisteet. Sen sijaan vähemmän saastumista on ei-dioksiininkaltaisista PCB-yhdisteistä. PBDE- ja PFOS- ja OT-pitoisuudet ovat pieniä muutamaa yksittäistä poikkeusta lukuun ottamatta. Vain tietyissä yksittäisissä kalalajeissa ja paikallisesti voidaan havaita merkittävästi saastuneita alueita, joiden parantamiseksi ja päästöjen vähentämiseksi pitäisi ryhtyä heti toimenpiteisiin. Se, että saasteet olisivat suurelta osalta vain ilmasta peräisin, ei voi pitää tässä mielessä paikkaansa.

Suurimmat haitta-ainepitoisuudet todettiin Selkämereltä Porin edustalta ja Turun ja Kotkan alueilta sekä ennen kaikkea Vanhankaupunginlahdelta pyydetyissä kaloissa, joissa sekä OT- että PFOS-pitoisuudet antavat aihetta väittää, että isommat kalat, ainakin ahvenet ovat syöntikelvottomia.

Suomen järvien kalat ja kasvatettu kala ovat yleensä erityisen puhtaita kaikista tutkituista myrkyistä paitsi elohopeasta, jota tässä hankkeessa ei tutkittu. Silti tämä tutkimus ei sulje pois sitä, että järviolueiltakin voi löytyä saastuneita alueita, joiden kalat sisältävät huomattavia määriä esimerkiksi PCB-yhdisteitä ja OT-yhdisteitä, vaikkakaan tässä tutkimuksessa sellaista ei tullut esiin. Myös järviolueiden kalojen ympäristömyrkkypitoisuuksia tulee jatkuvasti seurata ja päästöjä ympäristöön valvoa.

Itämerestä löytyy hyvää ruokakalaa. Uusin havaintomme on Ahvenanmeren turska, joka ei kerännyt vierasaineita juuri ollenkaan.

9.6 Itämeristrategia osana meristrategiaa

Tämä EU-kalat II -projekti ja aikaisemmat Eviran ja muiden sektoritutkimuslaitosten Itämeren kartoitukset antavat kattavan tiedon Itämeristrategian toteuttamisen avuksi, kun arvioidaan vaarallisten aineiden ympäristöriskejä ja niiden pitoisuuksista kaloissa tulevaisuuden käytännön toimenpiteiden perustaksi. Sanotaan, että ihminen ja eläin, myös kalat ovat sitä mitä ne syövät. Itämeri on sitä, mitä sinne päästetään.

POP-yhdisteiden tutkimuksissa Suomi ja Ruotsi kulkevat muita maita edellä, koska olemme joutuneet dioksiineihin ja PCB:hen kohdistuneen lainsäädäntöpoikkeuksen takia tutkituttamaan meremme ja järviemme kaloja erityisen huolellisesti. Nyt kun yhä useampi maa Euroopassa ja muualla maailmassa on herännyt tutkimaan kalojen ympäristömyrkkypitoisuuksia kaikkein saastuneimmilta alueiltaan, esimerkiksi joista, havaitaan muuallakin yllättäviä ongelmia yllä mainittujen ympäristömyrkyjen pitoisuuksissa kaloissa. Niille pyritään löytämään lainsäädännössä ratkaisuja, jotta kaupankäyntiä ja aikaisempia käytäntöjä voitaisiin jatkaa. Toisaalta on löydetty myös teknisiä ratkaisuja, jotka vähentävät myrkkypitoisuuksia elintarvikkeissa. Esimerkiksi kalaöljyä voidaan puhdistaa sekä elintarvikkeiksi että rehun tuotantoon.

Kun jokin kemiallinen yhdiste asetetaan käyttökieltoon, näkyy pitoisuuksien pieneneminen tietyllä aikavälillä. Jos kyseessä on pysyvä yhdiste, ts. yhdisteen puoliintumisaika on pitkä, joudutaan odottamaan vuosikymmeniä sen poistumista merestä. Tavallisesti kun yksi yhdiste poistetaan käytöstä, otetaan sen tilalle vaihtoehtoinen kemiallinen aine, joka tekee saman tehtävän kuin kielletty aine. Tulevaisuudessa tulee kiinnittää yhä enemmän huomiota, kuten EU:n kemikaalien säätely edellyttääkin, myös vaihtoehtoisen aineen turvallisuuteen sekä luonnolle että ihmiselle.

Viiveen jälkeen uusi yhdiste alkaa näkyä luonnossa ja sen määrä vastaavasti kasvaa Itämeressä ja sen eliöissä. Tästä syystä esimerkiksi perfluorattujen yhdisteiden pitoisuudet voivat kasvaa Itämeressä, koska niiden käyttöä EU:n alueelle tuotavissa tuotteissa ei ole pystytty rajoittamaan riittävästi. Dioksiinipitoisuudet voivat periaatteessa kasvaa, jos niiden päästöille ei aseteta tiukkoja rajoja. Kriisitilanteissa voivat myös PAH-yhdisteiden pitoisuudet kasvaa öljyonnettomuuksien seurauksena ja radioaktiiviset aineet atomivoimaloiden onnettomuuksien seurauksena. Paljon on myös tutkimatta pakkausmateriaalien, kosmetiikan ja lääkeaineiden kulkeutumista vesiympäristöön ja niiden vaikutuksia ja kertymistä eliöihin.

10 Viitteet

Airaksinen R, Rantakokko P, Turunen AW, Vartiainen T, Vuorinen PJ, Lappalainen A, Vihervuori A, Mannio J, Hallikainen A, 2010. Organotin intake through fish consumption in Finland. *Environ Res* 110; 6; 544-547.

Alaluusua S, Lukinmaa PL, Torppa J, Tuomisto J, Vartiainen T, 1999. Developing teeth as biomarker of dioxin exposure. *Lancet* 353; 9148; 206.

Austin ME, Kasturi BS, Barber M, Kannan K, MohanKumar PS, MohanKumar SM, 2003. Neuroendocrine effects of perfluorooctane sulfonate in rats. *Environ Health Perspect* 111; 12; 1485-9.

Batley GE, 1996. The distribution and fate of tributyltin in the marine environment. Cambridge environmental chemistry series no.8. Cambridge University Press, Cambridge 139-65.

Berger U, Glynn A, Holmstrom KE, Berglund M, Ankarberg EH, Tornkvist A, 2009. Fish consumption as a source of human exposure to perfluorinated alkyl substances in Sweden - analysis of edible fish from Lake Vattern and the Baltic Sea. *Chemosphere* 76; 6; 799-804.

Bhavsar SP, Reiner EJ, Hayton A, Fletcher R, MacPherson K, 2008. Converting Toxic Equivalents (TEQ) of dioxins and dioxin-like compounds in fish from one Toxic Equivalency Factor (TEF) scheme to another. *Environ Int* 34; 7; 915-21.

Bignert A, Danielsson S, Nyberg E, Asplund L, Eriksson U, Berger U, Haglund P, 2009. Comments concerning the national Swedish contaminant monitoring programme in marine biota. Swedish Museum of Natural History. 153.

Bignert A, Danielsson S, Nyberg E, Asplund L, Eriksson U, Nylund K, Berger U, Haglund P. Comments concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota, 2010. Swedish Museum of Natural History Report nr 1:2010.

Burreau S, Zebuhr Y, Broman D, Ishaq R, 2004. Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) studied in pike (*Esox lucius*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) from the Baltic Sea. *Chemosphere* 55; 7; 1043-52.

Casini M, Cardinale M, Arrhenius F, 2004. Feeding preferences of herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) in the southern Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 61; 8; 1267-1277.

Casini M, Hjelm J, Molinero JC, Lovgren J, Cardinale M, Bartolino V, Belgrano A, 2009. Trophic cascades promote threshold-like shifts in pelagic marine ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106; 197-202.

Darnerud PO, Eriksen GS, Johannesson T, Larsen PB, Viluksela M, 2001. Polybrominated diphenyl ethers: occurrence, dietary exposure, and toxicology. *Environ Health Perspect* 109 Suppl 1; 49-68.

Demora SJ, Stewart C, Phillips D, 1995. Sources and Rate of Degradation of Tri (N-Butyl)Tin in Marine-Sediments near Auckland, New-Zealand. *Marine Pollution Bulletin* 30; 1; 50-57.

EFSA, 2004. Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission to assess the health risks to consumers associated with exposure to organotins in foodstuffs. *The EFSA Journal* 102; 1-119.

EFSA, 2008. Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food chain on Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts *The EFSA Journal* 653; 1-131.

EFSA, 2010. Results of the monitoring of dioxin levels in food and feed. *EFSA Journal* 8; 3; 35.

Elintarviketurvallisuusvirasto, 2010. Elintarvikkeiden ja talousveden kemialliset vaarat. *Eviran julkaisu* 15/2010.

Falandysz J, Taniyasu S, Gulkowska A, Yamashita N, Schulte-Oehlmann U, 2006. Is fish a major source of fluorinated surfactants and repellents in humans living on the Baltic Coast? *Environ Sci Technol* 40; 3; 748-51.

Gerecke AC, Giger W, Hartmann PC, Heeb NV, Kohler HPE, Schmid P, Zennegg M, Kohler M, 2006. Anaerobic degradation of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere* 64; 2; 311-317.

Giesy JP, Kannan K, 2001. Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife. *Environ Sci Technol* 35; 7; 1339-42.

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.

Hallikainen A, Kiviranta H, 2000. Dioksiinien saanti meillä ja muualla. *Ympäristö ja terveys* 3; 61-64.

Hallikainen A, Kiviranta H, Isosaari P, Vartiainen T, Parmanne R, Vuorinen PJ, 2004, Kotimaisen järvi- ja merikalalan dioksiinien, furaanien, dioksiinien kaltaisten PCB-yhdisteiden ja polybromattujen difenyyliettereiden pitoisuudet. *EU-KALAT. Elintarvikeviraston julkaisu* 1/2004.

Hallikainen A, Parmanne R, Kiviranta H, Vartiainen T, 2006. Voiko silakkaa edelleen syödä? Dioksiinien saanti elintarvikkeista arvioitu uudelleen. *Duodecim* 122; 801-804.

Hallikainen A, Vartiainen T, 1997. Food control surveys of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans and intake estimates. *Food Addit Contam* 14; 4; 355-66.

Heikinheimo O, 2008. Average salinity as an index for environmental forcing on cod recruitment in the Baltic Sea. *Boreal Environment Research* 13; 5; 457-464.

HELCOM, 2010. Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 120B*

Hoch M, 2001. Organotin compounds in the environment – an overview. *Appl Geochem* 16; 7-8; 719-743.

Houde M, Martin JW, Letcher RJ, Solomon KR, Muir DCG, 2006. Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances: A review. *Environmental Science & Technology* 40; 11; 3463-3473.

ICES, 2010. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 15-22 April 2010. ICES Headquarters, Copenhagen. ICES Advisory Committee ICES CM 2010/ACOM:10 633.

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; 2; 213-25.

Isosaari P, Kankaanpää H, Mattila J, Kiviranta H, Verta M, Salo S, Vartiainen T, 2002. Spatial distribution and temporal accumulation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in the Gulf of Finland. *Environ Sci Technol* 36; 12; 2560-5.

Jacobson JL, Jacobson SW, 1997. Evidence for PCBs as neurodevelopmental toxicants in humans. *Neurotoxicology* 18; 2; 415-24.

Jalkanen P, Pyy O, Pahkala O, Poutanen E-L, Kohonen T, Pajukallio A-M, Nikunen E, Malm J, Kultamaa A, Saviranta L, Åkerla H, Helminen H, Holm K, Mannio J, Mehtonen J, Nikulainen V, Verta M, Vartiainen T. Orgaaniset tinayhdisteet Suomen vesialueilla. Ympäristöministeriön työryhmän mietintö. Ympäristöministeriö 11/2007.

Johnson-Restrepo B, Kannan K, 2009. An assessment of sources and pathways of human exposure to polybrominated diphenyl ethers in the United States. *Chemosphere* 76; 4; 542-8.

Jones PD, Hu W, De Coen W, Newsted JL, Giesy JP, 2003. Binding of perfluorinated fatty acids to serum proteins. *Environ Toxicol Chem* 22; 11; 2639-49.

Kallenborn R, Berger U, Järnberg U, 2004. Perfluorinated alkylates substances (PFAS) in the Nordic environment. *TemaNord* 552. Copenhagen: Nordic Council of Ministers 112.

Kannan K, Corsolini S, Falandysz J, Fillmann G, Kumar KS, Loganathan BG, Mohd MA, Olivero J, Van Wouwe N, Yang JH, Aldoust KM, 2004. Perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in human blood from several countries. *Environ Sci Technol* 38; 17; 4489-95.

Kattainen H, Tuukkanen J, Simanainen U, Tuomisto JT, Kovero O, Lukinmaa PL, Alaluusua S, Tuomisto J, Viluksela M, 2001. In utero/lactational 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin exposure impairs molar tooth development in rats. *Toxicol Appl Pharmacol* 174; 3; 216-24.

Kiljunen M, Peltonen H, Jones RI, Kiviranta H, Vuorinen PJ, Verta M, Karjalainen J, 2008. Coupling stable isotopes with bioenergetics to evaluate sources of variation in organochlorine concentrations in Baltic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65; 10; 2114-2126.

Kiljunen M, Vanhatalo M, Mantyniemi S, Peltonen H, Kuikka S, Kiviranta H, Parmanne R, Tuomisto JT, Vuorinen PJ, Hallikainen A, Verta M, Ponni J, Jones RI, Karjalainen J, 2007. Human dietary intake of organochlorines from Baltic herring: Implications of individual fish variability and fisheries management. *Ambio* 36; 2-3; 257-264.

Kiviranta H, Hallikainen A, Ovaskainen ML, Kumpulainen J, Vartiainen T, 2001. Dietary intakes of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and polychlorinated biphenyls in Finland. *Food Addit Contam* 18; 11; 945-953.

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; 7; 923-932.

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; 2; 346-355.

Koistinen J, Kiviranta H, Ruokojarvi P, Parmanne R, Verta M, Hallikainen A, Vartiainen T, 2008. Organohalogen pollutants in herring, from the northern Baltic Sea: Concentrations, congener profiles, and explanatory factors. *Environmental Pollution* 154; 2; 172-183.

Köster FW, Möllmann C, Hinrichsen H-H, Wieland K, Tomkiewicz J, Kraus G, Voss R, Makarchouk A, MacKenzie BR, St. John MA, Schnack D, Rohlf N, Linkowski T, Beyer JE, 2005. Baltic cod recruitment and the impact of climate variability on key processes. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 62; 7; 1408-1425.

Lorber M, 2008. Exposure of Americans to polybrominated diphenyl ethers. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 18; 1; 2-19.

Miettinen HM, Pulkkinen P, Jamsa T, Koistinen J, Simanainen U, Tuomisto J, Tuukkanen J, Viluksela M, 2005. Effects of in utero and lactational TCDD exposure on bone development in differentially sensitive rat lines. *Toxicol Sci* 85; 2; 1003-12.

Mocarelli P, Gerthoux PM, Ferrari E, Patterson DG, Jr., Kieszak SM, Brambilla P, Vincoli N, Signorini S, Tramacere P, Carreri V, Sampson EJ, Turner WE, Needham LL, 2000. Paternal concentrations of dioxin and sex ratio of offspring. *Lancet* 355; 9218; 1858-63.

Nyholm JR, Lundberg C, Andersson PL, 2010. Biodegradation kinetics of selected brominated flame retardants in aerobic and anaerobic soil. *Environ Pollut* 158; 6; 2235-2240.

OECD, 2002. Hazard Assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its salts. Environmental directorate, Joint meeting of the chemicals committee and the working party on chemicals, pesticides and biotechnology. Report JT00135607, ENV/JM/RD(2002)17/FINAL. 363.

Parmanne R, Hallikainen A, Isoaari 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. *Marine Pollution Bulletin* 52; 2; 149-161.

Parmanne R, Vuorinen P, 2002. Kotimaisten kalojen ympäristömyrkyt tutkitaan kattavasti. *Kaari* 4; 12-13.

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. *Environmental Science & Technology* 41; 6; 1849-1855.

Peltonen H, Vinni M, Lappalainen A, Pönni J, 2004. Spatial feeding patterns of herring (*Clupea harengus* L.), sprat (*Sprattus sprattus* L.), and the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.) in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 61; 6; 966-971.

Peterson MR, Naugle DF, Berry MA, 1993. Methods of analysis for environmental carcinogens. *IARC Sci Publ* 109; 126-35.

Rantakokko P, Kuningas T, Saastamoinen K, Vartiainen T, 2006. Dietary intake of organotin compounds in Finland: A market-basket study. *Food Addit Contam* 23; 8; 749-756.

Risk & Policy Analysts Limited. Risk assessment studies on targeted consumer applications of certain organotin compounds.

Roosens L, Cornelis C, D'Hollander W, Bervoets L, Reynders H, Van Campenhout K, Van Den Heuvel R, Neels H, Covaci A, 2010. Exposure of the Flemish population to brominated flame retardants: Model and risk assessment. *Environ Int* 36; 4; 368-376.

Ruokojärvi P, Hallikainen A, Airaksinen R, Vuorinen PJ, Kiviranta H, 2009. Persistent organic pollutants in sea trout caught from Finnish rivers emptying into the Baltic Sea. *Organohalogen Compounds* 71; 307-11.

Salminen J, 2010. Organotinayhdisteiden hajoaminen murtovesisedimentissä – ORBIS-hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 3/2010. ISBN 978-952-11-3714-3 (PDF) 24.

SCF, 2001. Update of the "Risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food" based on new scientific information available since the adoption of the SCF opinion of 22nd November 2000. Opinion of the Scientific Committee on Food, adopted on 30 May 2001. European Commission Health and Consumer Protection Directorate-General.

Schechter A, Vuk MP, Papke O, Ryan JJ, Birnbaum L, Rosen R, 2003. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in US mothers' milk. *Environmental Health Perspectives* 111; 14; 1723-1729.

Schuetze A, Heberer T, Effkemann S, Juergensen S, 2010. Occurrence and assessment of perfluorinated chemicals in wild fish from Northern Germany. *Chemosphere* 78; 6; 647-52.

Szlinder-Richert J, Barska I, Usydus Z, Grabic R, 2010. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in selected fish species from the southern Baltic Sea. *Chemosphere* 78; 6; 695-700.

Tuomisto J, Pekkanen J, Kiviranta H, Tukiainen E, Vartiainen T, Viluksela M, Tuomisto JT, 2005. Dioxin cancer risk – examples of hormesis? *Dose-Response* 3; 332-41.

Turunen AW, Verkasalo PK, Kiviranta H, Pukkala E, Jula A, Mannisto S, Rasanen R, Marniemi J, Vartiainen T, 2008. Mortality in a cohort with high fish consumption. *Int J Epidemiol* 37; 5; 1008-17.

Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld AT, Brunstrom B, Cook P, Feeley M, Giesy JP, Hanberg A, Hasegawa R, Kennedy SW, Kubiak T, Larsen JC, van Leeuwen FX, Liem AK, Nolt C, Peterson RE, Poellinger L, Safe S, Schrenk D, Tillitt D, Tysklind M, Younes M, Waern F, Zacharewski T, 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Health Perspect* 106; 12; 775-92.

Van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley M, Fiedler H, Hakansson 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; 2; 223-41.

Vartiainen T, Mannio J, Korhonen M, Kinnunen K, Strandman T, 1997a. Levels of PCDD, PCDF and PCB in dated lake sediments in subarctic Finland. *Chemosphere* 34; 5-7; 1341-1350.

Vartiainen T, Parmanne R, Hallikainen A, 1997b. Ympäristömyrkköjen kertyminen si-lakkaan. *Ympäristö ja terveys* 7-8; 18-22.

Vatanen S, Niinimäki J, 2005. Vuosaaren satamahankkeen vesistö- ja kalatalousseuranta 2004. Vuosaaren satamahankkeen julkaisu 1/2005

Vigilino L, Pelletier E, St-Louis R, 2004. Highly persistent butyltins in northern marine sediments: a long-term threat for the Saguenay Fjord (Canada). *Environ Toxicol Chem* 23; 11; 2673-81.

11 Liitteet

Taulukko 3. Näytteistä tehtyjen analyysien lukumäärä.

MERIALUEET							
Laji ja pyyntipaikka	n	POP		PFC		OT	
		lihas	mäti	lihas	maksa	lihas	maksa
Silakka							
Poolit							
Perämeri, Oulu	4	4					
Merenkurkku, Vaasa	5	5					
Selkämeri, Pori	5	5		5			
Saaristomeri, Turku	5	5					
Suomenlahti, Hanko	5	5					
Suomenlahti, Kotka	5	5					
Yksilöt							
Selkämeri, Pori	69	69		9			
Kilohaali							
Saaristomeri, Turku	2	2					
Suomenlahti, Hanko	2	2					
Suomenlahti, Kotka	2	2					
Lohi							
Perämeri, Oulu	2	2		2	2	2	2
Selkämeri, Pori	2	2		2	2	2	2
Saaristomeri, Turku	2	2		2	2	2	2
Suomenlahti, Hanko	1	1		1	1	1	1
Suomenlahti, Kotka	2	2		2	2	2	2
Meritaimen							
Perämeri, Oulu	1	1					
Selkämeri, Pori	1	1					
Saaristomeri, Turku	1	1					
Suomenlahti, Kotka	1	1					
Muikku							
Perämeri, Oulu	2	2	2	2			
Ahven							
Perämeri, Oulu	2	2		1		2	2
Selkämeri, Pori	2	2		1			

Saaristomeri, Turku	2	2		1		2	2
Suomenlahti, Hanko	2	2		1			
Suomenlahti, Kotka	2	2		1		2	2
Hauki							
Perämeri, Oulu	1	1		1			
Selkämeri, Pori	1	1		1			
Saaristomeri, Turku	1	1		1			
Suomenlahti, Hanko	1	1		1			
Suomenlahti, Kotka	1	1		1			
Kuha							
Perämeri, Oulu	2	2		2		2	1
Selkämeri, Pori	2	2					
Saaristomeri, Turku	2	2		2		2	2
Suomenlahti, Hanko	2	2					
Suomenlahti, Kotka	2	2		2		2	2
Made							
Perämeri, Oulu	2	2		2	2	2	2
Selkämeri, Pori	2	2		2	2	2	2
Saaristomeri, Turku	2	2		2	2	2	2
Suomenlahti, Hanko	2	2		2	2	2	2
Suomenlahti, Kotka	2	2		2	2	2	2
Siika							
Perämeri, Oulu	2	2		1			
Selkämeri, Pori	2	2		1			
Saaristomeri, Turku	4	4		3			
Suomenlahti, Hanko	2	2		1			
Suomenlahti, Kotka	2	2		1			
Kampela							
Suomenlahti, Hanko	2	2					
Suomenlahti, Kotka	2	2					
Lahna							
Perämeri, Oulu	2	2					
Selkämeri, Pori	2	2					
Saaristomeri, Turku	2	2					
Suomenlahti, Hanko	2	2					
Suomenlahti, Kotka	2	2					
Särki							
Perämeri, Oulu	1	1					
Selkämeri, Pori	1	1					
Saaristomeri, Turku	1	1					
Suomenlahti, Hanko	1	1					
Suomenlahti, Kotka	1	1					
Nahkiainen							
Perämeri, Oulu	1	1					
Selkämeri, Pori	1	1					
Suomenlahti, Kotka	1	1					
Turska							
Ahvenanmeri	2	2				2	2

JÄRVIALUEET							
Laji ja pyyntipaikka	n	POP		PFC		OT	
		lihas	mäti	lihas	maksa	lihas	maksa
Taimen							
Inarinjärvi	2	2					
Ahven							
Päijänne	2	2		2		2	2
Saimaa	2	2				2	2
Lahna							
Päijänne	2	2					
KASVATETUT KALAT							
Laji ja pyyntipaikka	n	POP		PFC		OT	
		lihas	mäti	lihas	maksa	lihas	maksa
Kirjolohi							
Rautalampi	1	1		1			
Konnevesi	1	1					
Virolahti	1	1		1			
Mustasaari	1	1					
Kustavi	1	1					
Nieriä							
Myrskylä	1	1					
Siika							
Vanttauskoski	1	1		1			
Kemijärvi	1	1					
Kotka	1	1		1			
Närpiö	1	1					
Rymättylä	1	1					
VANHANKAUPUNGINLAHTI							
Laji ja pyyntipaikka	n	POP		PFC		OT	
		lihas	mäti	lihas	maksa	lihas	maksa
Ahven	7			7	7		
Ahven	6					6	6
Kuha	6			6		6	6

Taulukko 4. Näytteistä määritetyt yhdisteet.

Yhdiste	Yhdiste	Yhdiste
PCDD	muut PCB:t	PBDE
2,3,7,8-TCDD	PCB 18	BDE 28
1,2,3,7,8-PeCDD	PCB 28/31	BDE 47
1,2,3,4,7,8-HxCDD	PCB 33	BDE 66
1,2,3,6,7,8-HxCDD	PCB 47	BDE 71
1,2,3,7,8,9-HxCDD	PCB 49	BDE 75
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	PCB 51	BDE 77
OCDD	PCB 52	BDE 85
PCDF	PCB 60	BDE 99
2,3,7,8-TCDF	PCB 66	BDE 100
1,2,3,7,8-PeCDF	PCB 74	BDE 119
2,3,4,7,8-PeCDF	PCB 99	BDE 138
1,2,3,4,7,8-HxCDF	PCB 101	BDE 153
1,2,3,6,7,8-HxCDF	PCB 110	BDE 154
1,2,3,7,8,9-HxCDF	PCB 122	BDE 183
2,3,4,6,7,8-HxCDF	PCB 128	BDE 209
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	PCB 138	PFC
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	PCB 141	PFOS
OCDF	PCB 153	PFOA
non-ortho PCB	PCB 170	OT
PCB 77	PCB 180	MBT
PCB 81	PCB 183	DBT
PCB 126	PCB 187	TBT
PCB 169	PCB 194	MPhT
mono-ortho PCB	PCB 206	DPhT
PCB 105	PCB 209	TPhT
PCB 114		DOT
PCB 118		
PCB 123		
PCB 156		
PCB 157		
PCB 167		
PCB 189		

Taulukko 5. Itämeren yksilösilakoiden taustatiedot.

Koko- luok- ka, cm	PCDD/F, PCB, PBDE					PFC				
	n	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva- %	n	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva- %
Selkämeri, Pori										
14–15	9	4 (2–8)	14,6 (14,2–14,8)	19,6 (18,0–22,0)	7,20 (3,38–12,0)	-	-	-	-	-
15–16	11	4 (2–7)	15,5 (15,0–15,9)	22,9 (20,0–26,0)	6,57 (3,76–9,26)	-	-	-	-	-
16–17	11	5 (3–7)	16,5 (16,0–16,9)	27,2 (23,0–33,0)	6,70 (2,34–12,1)	-	-	-	-	-
17–18	9	8 (5–12)	17,5 (17,0–17,9)	31,3 (24,0–40,0)	6,00 (2,70–10,2)	2	7 (5–9)	17,7 (17,4–17,9)	35,5 (35,0–36,0)	7,70 (7,35–8,05)
18–19	10	9 (7–11)	18,4 (18,0–18,8)	39,0 (30,0–48,0)	7,30 (3,11–11,6)	2	8 ^a	18,2 (18,0–18,4)	36,0 (32,0–40,0)	6,35 (6,18–6,52)
19–20	9	9 (3–13)	19,3 (19,0–19,7)	44,9 (36,0–58,0)	7,65 (1,17–14,2)	2	12 (10–13)	19,4 (19,1–19,7)	50,5 (43,0–58,0)	9,39 (6,88–11,9)
20–21	6	12 (9–16)	20,6 (20,2–20,9)	53,3 (44,0–58,0)	9,44 (4,95–15,6)	2	13 (9–16)	20,7 (20,4–20,9)	51,0 (44,0–58,0)	5,63 (4,95–6,31)
21–22	4	12 (11–14)	21,4 (21,1–21,7)	57,5 (51,0–63,0)	5,77 (2,20–7,77)	1	-	21,1	51,0	2,20

^a Ikä tiedossa vain toisesta yksilöstä

Taulukko 6. Itämeren yksilösilakoiden organohalogenipitoisuudet.

Koko- luok- ka, cm	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB- TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g		Summa PFOS, ng/g
	WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b	
Selkämeri, Pori								
14–15	1,37 (0,637–3,57)	1,03 (0,493–2,66)	2,09 (1,06–4,93)	1,62 (0,839–3,73)	6,86 (3,89–14,6)	0,420 (0,266–0,606)	2,49 (0,751–6,14)	-
15–16	1,68 (0,744–4,10)	1,26 (0,578–2,99)	2,65 (1,22–6,07)	2,03 (0,964–4,56)	8,97 (3,89–18,5)	0,504 (0,267–0,815)	2,05 (0,528–4,67)	-
16–17	3,22 (0,974–7,88)	2,37 (0,750–5,71)	4,76 (1,72–10,6)	3,58 (1,35–7,88)	14,9 (5,55–28,3)	0,746 (0,369–1,22)	12,3 (0,706–73,1)	-
17–18	4,38 (1,87–10,9)	3,15 (1,37–7,84)	6,35 (2,95–15,1)	4,64 (2,18–11,1)	22,4 (11,4–46,1)	0,943 (0,547–1,49)	3,82 (1,57–5,00)	1,60 (0,648–2,51)
18–19	7,52 (3,42–13,4)	5,38 (2,47–9,62)	10,9 (5,19–19,0)	7,94 (3,83–13,9)	36,4 (19,3–62,0)	1,46 (0,926–2,29)	4,88 (1,44–16,5)	2,11 (0,928–3,29)
19–20	8,74 (2,45–15,2)	6,19 (1,80–10,4)	12,7 (5,18–20,7)	9,34 (3,96–14,5)	43,6 (28,0–77,9)	1,99 (1,18–2,76)	3,99 (1,61–11,2)	1,73 (1,49–1,97)
20–21	10,4 (5,59–14,7)	7,30 (3,84–10,2)	15,0 (7,76–20,9)	10,8 (5,30–14,6)	54,1 (35,2–82,2)	2,09 (1,09–3,56)	2,54 (1,49–4,10)	3,47 (2,97–3,96)
21–22	9,73 (7,53–12,9)	6,82 (5,13–9,00)	13,9 (10,4–18,4)	10,0 (7,12–13,2)	48,3 (36,9–63,3)	1,88 (1,55–2,67)	2,25 (1,84–3,08)	4,91

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 7. Itämeren poollattujen silakoiden taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti- tj- aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva- %	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB- TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g		Summa PFOS, ng/g
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b	
Perämeri, Oulu	10	6/09	3	14,3	17,5	5,57	1,47	1,12	2,32	1,83	7,66	0,668	0,730	-
	10	6/09	4	16,0	24,8	5,09	4,48	3,25	6,49	4,93	16,7	1,06	1,10	-
	10	6/09	7	17,3	30,4	3,87	6,32	4,48	8,91	6,57	24,3	1,34	1,39	-
	10	6/09	9	19,4	44,4	4,00	10,8	7,58	14,8	10,7	44,9	2,08	2,12	-
Merenkurkku, Vaasa	10	4/09	2	13,5	13,7	5,59	0,985	0,733	1,55	1,22	5,00	0,327	1,73	-
	10	4/09	3	15,6	21,5	5,86	2,16	1,60	3,48	2,68	11,6	0,606	2,41	-
	10	4/09	6	17,6	29,8	4,37	5,82	4,13	8,38	6,20	24,5	1,06	2,66	-
	10	4-6/09	9	19,4	44,0	5,99	9,91	7,01	13,9	10,2	38,6	1,71	6,36	-
Selkämeri, Pori	10	4-6/09	14	22,0	64,7	6,01	12,4	8,59	17,0	12,1	58,7	2,33	4,25	-
	10	6/09	4	15,8	27,5	6,40	3,84	2,80	5,44	4,13	15,2	0,644	1,84	1,71
	10	6/09	6	17,2	35,1	6,57	5,60	4,02	8,05	6,00	24,3	1,02	3,53	0,838
	10	6/09	7	18,4	42,6	7,99	7,02	5,09	10,5	7,90	32,3	1,31	4,69	1,21
Saaristomeri, Turku	10	6/09	10	20,2	55,5	8,18	9,42	6,65	13,6	9,94	45,7	1,70	3,46	1,36
	9	6/09	16	22,3	76,3	12,8	14,8	10,3	21,2	15,2	80,0	3,02	3,71	0,900
	10	5/09	2	14,3	16,7	3,43	1,17	0,869	2,09	1,64	7,92	0,414	0,549	-
	10	5/09	4	15,9	23,4	4,20	2,83	2,09	4,36	3,34	14,4	0,666	0,841	-
Suomenlahti, Hanko	10	5/09	5	17,7	33,1	3,69	5,57	4,02	8,13	6,10	24,6	1,03	1,21	-
	10	5/09	9	19,3	44,6	4,77	10,4	7,34	14,7	10,8	47,4	1,92	2,33	-
	10	5/09	10	23,0	85,2	3,64	4,97	3,54	8,19	5,96	35,5	1,49	1,70	-
	10	4/09	1	14,2	14,9	3,81	0,854	0,652	1,59	1,25	5,74	0,323	0,371	-
Suomenlahti, Kotka	10	4/09	4	15,7	20,3	3,31	1,30	0,953	2,40	1,82	9,36	0,498	0,632	-
	10	4/09	6	17,5	30,7	3,06	1,82	1,32	3,20	2,42	11,9	0,627	0,688	-
	10	4/09	7	19,5	45,9	2,00	1,91	1,39	3,70	2,80	14,8	0,831	1,18	-
	10	4/09	9	22,5	76,6	2,94	2,25	1,63	4,63	3,43	21,6	1,12	1,22	-
Suomenlahti, Kotka	10	5/09	2	14,0	14,4	4,23	1,32	1,06	2,47	1,84	11,5	0,369	0,530	-
	10	5/09	4	15,8	21,3	3,41	2,16	1,63	4,12	2,99	17,1	0,504	0,628	-
	10	5/09	4	17,6	29,8	4,95	4,94	3,70	9,23	6,62	35,9	1,00	1,07	-
	10	6/09	7	19,7	44,6	2,11	2,38	1,74	4,24	3,02	18,0	0,668	0,709	-
10	6/09	5	21,8	62,4	3,10	1,21	0,908	2,34	1,64	11,8	0,372	0,407	-	

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 8. Itämeren kilohailien taustatiedot ja organohalogeenipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti-aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g	
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b
Saaristomeri, Turku	10	10/09	1	10,5	7,80	16,8	0,861	0,680	1,56	1,26	5,55	0,277	0,382
	10	10/09	6	12,9	12,4	14,2	1,69	1,28	3,68	2,83	17,1	0,655	0,714
Suomenlahti, Hanko	10	9/09	1	10,5	7,40	12,7	0,828	0,660	1,68	1,38	5,60	0,419	0,667
	10	9/09	4	12,7	12,4	10,8	1,72	1,31	3,76	3,00	13,7	0,867	1,12
Suomenlahti, Kotka	10	9/09	1	10,5	8,00	16,7	0,923	0,758	1,62	1,29	5,88	0,254	0,356
	10	9/09	6	12,7	12,4	14,2	2,20	1,77	3,90	3,01	15,9	0,567	1,42

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 9. Itämeren lohien taustatiedot ja organohalogeeni- ja OT-pitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti-aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Matriisi	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g		Summa PFOS, ng/g	Summa OTC, ng/g
								WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b		
Perämeri, Oulu	5	6/09	2	83,0	6380	lihas	17,6	6,69	5,05	16,1	12,4	79,7	3,91	4,01	3,06	6,68
								-	-	-	-	-	-	-	-	53,3
Selkämeri, Pori	5	6/09	2	94,2	9320	lihas	19,9	5,58	4,27	14,2	11,0	68,4	3,43	3,51	4,06	5,85
								-	-	-	-	-	-	-	-	50,7
Saaristomeri, Turku	5	6/09	2	81,6	5520	lihas	15,1	4,60	3,59	12,9	10,2	62,7	3,27	3,32	2,08	6,40
								-	-	-	-	-	-	-	-	24,1
Suomenlahti, Hanko	5	6/09	2	93,0	8580	lihas	17,6	8,10	5,86	16,6	12,2	90,8	3,78	4,00	2,06	9,21
								-	-	-	-	-	-	-	-	26,4
Suomenlahti, Kotka	5	6/09	1	82,4	5990	lihas	16,3	4,20	3,26	11,5	9,11	55,5	2,99	3,07	3,19	5,21
								-	-	-	-	-	-	-	-	50,1
Suomenlahti, Hanko	4	6/09	2	92,9	8835	lihas	17,6	5,32	4,09	14,2	11,1	67,8	3,57	3,63	3,69	5,53
								-	-	-	-	-	-	-	-	94,5
Suomenlahti, Hanko	5	5-6/09	2	80,0	5248	lihas	13,1	4,62	3,57	11,0	8,70	44,7	2,93	2,98	1,54	5,26
								-	-	-	-	-	-	-	-	46,7
Suomenlahti, Kotka	5	6/09	2	75,9	4744	lihas	18,8	5,46	4,24	15,1	12,0	72,5	3,93	3,99	5,81	5,60
								-	-	-	-	-	-	-	-	60,9
Suomenlahti, Hanko	5	6/09	2	90,8	8592	lihas	20,5	6,18	4,79	16,9	13,3	81,0	4,24	4,31	4,19	6,74
								-	-	-	-	-	-	-	-	52,1

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan^c DBT, TBT, TPhT ja DOT

Taulukko 10. Itämeren meritaimien taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti-aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g	
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b
Perämeri, Oulu	4	6-7/09	2	61,2	2760	15,9	7,91	5,54	14,5	10,4	82,7	4,04	4,08
Selkämeri, Pori	5	6/09	2	61,0	2380	7,85	4,50	3,30	9,34	6,97	52,8	2,40	2,46
Saaristomeri, Turku	4	6/09	2	68,5	4299	11,3	6,56	4,73	13,5	9,81	80,7	2,96	3,06
Suomenlahti, Kotka	5	6/09	-	58,3	2530	13,7	5,98	4,48	14,6	10,1	79,0	1,98	2,08

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan**Taulukko 11.** Itämeren muikkujen taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti-aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Matriisi	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g		Summa PFOS, ng/g
								WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b	
Perämeri, Oulu	10	10/09	1	16,2	29,4	lihas	5,36	0,384	0,312	0,614	0,486	3,17	0,468	0,540	0,652
					mäti		14,8	0,721	0,600	1,11	0,896	5,38	0,764	0,835	-
	10	10/09	2	17,3	36,4	lihas	5,14	0,410	0,333	0,686	0,535	4,14	0,520	0,544	0,902
					mäti		14,5	0,837	0,694	1,36	1,07	7,31	0,895	0,931	-

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 12. Itämeren ahvenien taustatiedot ja organohalogeeni- ja OT-pitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti- aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Matriisi	Rasva- %	WHO-PCDD/F- TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F- TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g		Summa PFOS, ng/g	Summa OTc, ng/g
								WHO ₃₈	WHO ₀₅	WHO ₃₈	WHO ₀₅		a	b		
Perämeri, Oulu	5	4/09	4	22,6	139	lihas	1,34	0,297	0,237	0,901	0,709	6,43	0,402	0,420	-	5,93
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Selkämeri, Pori	5	4/09	5	28,1	274	lihas	1,79	1,50	1,10	3,11	2,43	13,8	0,921	0,932	1,43	8,95
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Saaristomeri, Turku	5	6/09	6	22,4	123	lihas	0,995	0,770	0,599	2,38	1,73	22,8	1,27	2,83	-	-
						lihas	2,29	1,03	0,769	2,37	1,73	18,5	1,04	1,42	5,10	-
Suomenlahti, Hanko	5	5/09	5	23,4	153	lihas	1,08	0,480	0,366	1,50	1,15	9,78	0,337	0,362	-	21,6
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Suomenlahti, Kotka	5	5/09	7	26,7	235	lihas	1,99	0,844	0,639	2,44	1,91	13,4	0,525	0,546	1,80	19,1
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Suomenlahti, Kotka	5	4/09	6	20,2	94,4	lihas	1,53	0,405	0,310	1,14	0,885	6,43	0,198	0,217	-	-
						lihas	1,98	1,19	0,873	3,13	2,33	18,4	0,641	0,665	1,09	-
Suomenlahti, Kotka	5	5/09	5	20,9	98,0	lihas	1,30	0,672	0,569	1,73	1,32	10,1	0,260	0,359	-	27,7
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Suomenlahti, Kotka	5	5/09	7	27,8	259	lihas	2,95	2,38	1,93	4,95	3,71	24,9	0,731	0,767	2,35	50,3
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

^c DBT, TBT, TPhT ja DOT

Taulukko 13. Itämeren haukien taustatiedot ja organohalogenipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti- aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva- %	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g			WHO-PCDD/F-PCB- TEQ, pg/g			Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g		Summa PFOS, ng/g
							WHO ₈₈	WHO ₀₅	WHO ₀₅	WHO ₈₈	WHO ₀₅	WHO ₀₅		a	b	
Perämeri, Oulu	5	4/09	9	69,4	2454	1,48	1,43	1,13	3,33	2,64	17,0	1,03	1,04	0,398		
Selkämeri, Pori	5	6/09	13	82,6	3936	1,45	1,22	0,948	2,60	2,07	13,2	1,05	1,82	2,43		
Saaristomeri, Turku	5	5/09	9	69,3	2271	1,05	0,649	0,514	1,50	1,25	5,67	0,276	0,340	1,26		
Suomenlahti, Hanko	5	4-5/09	11	70,7	2207	0,989	0,844	0,656	2,49	1,93	14,6	0,457	0,534	0,566		
Suomenlahti, Kotka	5	5/09	8	67,7	1828	1,25	1,80	1,60	3,56	2,88	16,6	0,527	0,576	0,943		

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria ^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 14. Itämeren kuhien taustatiedot ja organohalogeni- ja OT-pitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti- aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Matriisi	Rasva- %	WHO-PCDD/F- TEQ, pg/g			WHO-PCDD/F- PCB-TEQ, pg/g			Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g	Summa PFOS, ng/g	Summa OTc, ng/g
								WHO ₈₈	WHO ₀₅	WHO ₀₅	WHO ₈₈	WHO ₀₅	WHO ₀₅				
Perämeri, Oulu	5	11/09	3	37,2	421	lihas	2,34	0,762	0,618	1,66	1,38	7,34	0,641	0,732	4,16	6,45	
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23,6	
	5	1/09	5	44,7	834	lihas	3,05	1,16	0,911	2,27	1,83	10,0	0,912	0,964	4,95	9,20	
Selkämeri, Pori	5	6/09	4	38,2	424	lihas	1,78	0,987	0,784	2,22	1,67	14,5	0,770	1,11	-	-	
	5	6/09	4	41,3	549	lihas	1,69	1,09	0,879	2,65	1,98	18,8	0,974	1,28	-	-	
Saaristomeri, Turku	5	4/09	6	38,9	476	lihas	1,49	0,679	0,530	2,40	1,63	27,8	0,900	0,912	2,09	35,7	
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	88,6	
	5	4/09	7	42,4	629	lihas	0,932	0,391	0,308	1,04	0,770	7,70	0,321	0,332	2,35	37,8	
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	63,0	
Suomenlahti, Hanko	5	4-5/09	4	39,3	635	lihas	1,19	0,342	0,279	1,24	0,890	9,84	0,283	0,291	-	-	
	5	4-5/09	6	43,2	681	lihas	1,36	0,272	0,227	1,09	0,764	9,98	0,292	0,297	-	-	
Suomenlahti, Kotka	5	5/09	4	38,0	442	lihas	1,53	0,693	0,606	1,51	1,13	8,55	0,273	0,343	2,30	28,6	
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	117	
	5	5/09	5	41,6	625	lihas	1,11	0,895	0,800	2,09	1,53	14,4	0,363	0,381	2,65	32,8	
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	174	

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria ^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan c DBT, TBT, TPHT ja DOT

Taulukko 15. Itämeren mäteiden taustatiedot ja organohalogeeni- ja OT-pitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti-aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Matriisi	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g		Summa PFOS, ng/g	Summa OTc, ng/g
								WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b		
Perämeri, Oulu	5	1/10	4	47,0	639	lihas	0,869	0,397	0,322	0,817	0,638	4,75	0,431	0,440	0,882	4,87
								-	-	-	-	-	-	-	2,36	20,2
Selkämeri, Pori	5	1/10	5	54,8	990	lihas	0,806	0,246	0,189	0,444	0,335	2,49	0,231	0,238	0,470	6,27
								-	-	-	-	-	-	-	2,45	19,6
Saaristomeri, Turku	5	2/10	5	48,4	609	lihas	0,887	0,264	0,218	0,633	0,449	6,23	0,404	0,427	1,30	5,30
								-	-	-	-	-	-	-	4,20	32,8
Suomenlahti, Hanko	5	2/10	4	54,4	788	lihas	0,752	0,431	0,345	1,09	0,736	12,4	0,766	0,792	1,17	3,80
								-	-	-	-	-	-	-	4,42	47,1
Suomenlahti, Kotka	5	1-2/09	3	47,1	692	lihas	0,825	0,160	0,125	0,330	0,253	2,04	0,0758	0,0839	0,947	3,85
								-	-	-	-	-	-	-	3,09	13,3
Suomenlahti, Hanko	4	2/09	4	58,1	1434	lihas	0,827	0,126	0,0982	0,218	0,168	0,907	0,0312	0,0364	1,00	4,10
								-	-	-	-	-	-	-	4,46	44,0
Suomenlahti, Kotka	5	2/10	3	47,2	703	lihas	0,713	0,0992	0,0799	0,214	0,161	1,32	0,0380	0,0545	0,332	3,86
								-	-	-	-	-	-	-	1,93	35,9
Suomenlahti, Kotka	5	2/10	4	55,3	1339	lihas	0,713	0,114	0,0896	0,213	0,163	1,03	0,0355	0,100	0,305	3,65
								-	-	-	-	-	-	-	1,70	14,5
Suomenlahti, Kotka	5	3/10	4	27,5	158	lihas	0,740	0,501	0,456	0,748	0,601	4,34	0,110	0,117	1,02	32,9
								-	-	-	-	-	-	-	3,24	151
Suomenlahti, Kotka	5	3/10	3	55,2	1016	lihas	0,739	0,485	0,417	0,816	0,630	3,76	0,131	0,137	2,55	26,2
								-	-	-	-	-	-	-	7,18	94,1

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

^c DBT, TBT, TPhT ja DOT

Taulukko 16. Itämeren siikojen taustatiedot ja organohalogeeneipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti-aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g		Summa PFOS, ng/g
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b	
Perämeri, Oulu	5	9/09	5	27,5	158	2,44	1,43	1,06	2,83	2,04	18,6	1,11	1,13	-
	5	9/09	6	41,0	584	4,13	0,621	0,494	1,49	1,13	9,84	0,641	0,661	1,13
Selkämeri, Pori	5	9-11/09	4	34,6	346	5,06	1,61	1,24	3,11	2,32	17,7	0,963	1,10	-
	5	9-11/09	3	43,1	691	6,72	1,06	0,825	2,33	1,81	11,2	0,444	0,479	0,720
Saaristomeri, Turku	5	11/09-2/10	4	36,6	389	2,03	1,38	1,07	2,39	1,84	8,92	0,274	0,295	-
	5	11/09-2/10	4	42,0	585	3,34	1,65	1,27	2,81	2,19	9,88	0,363	0,398	2,26
	2	5/10	2	29,1	195	3,02	1,33	1,01	2,64	1,94	16,3	0,681	0,733	4,08
	3	5/10	3	31,9	243	2,71	1,37	1,03	2,44	1,81	13,0	0,562	0,578	4,59
Suomenlahti, Hanko	5	10/09	5	35,7	433	2,80	0,796	0,625	1,63	1,27	8,96	0,164	0,213	-
	2	10/09	3	44,7	869	6,52	0,859	0,691	1,94	1,57	7,61	0,268	0,301	0,328
	5	10/09	5	34,6	388	7,65	5,10	4,36	8,41	6,74	26,9	0,369	0,446	-
	5	10/09	4	50,8	1248	7,00	2,33	1,88	5,49	4,18	23,8	0,627	0,709	1,39

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 17. Itämeren kampeloiden taustatiedot ja organohalogeeneipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti-aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g	
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b
Suomenlahti, Hanko	5	9/09	5	25,7	188	5,80	1,01	0,809	3,10	2,40	17,5	0,440	0,459
	5	9/09	6	30,5	244	3,21	0,998	0,808	3,22	2,59	15,9	0,394	0,426
Suomenlahti, Kotka	4	11/09	-	29,0	329	8,49	10,4	9,19	16,1	13,4	43,3	0,527	0,569
	5	11/09	-	34,4	522	8,36	8,51	7,37	15,4	12,4	47,3	0,820	0,864

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 18. Itämeren lahnojen taustatiedot ja organohalogeenipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti- aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva- %	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB- TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g	
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b
Perämeri, Oulu	5	6-9/09	13	43,7	1033	6,11	0,697	0,590	1,59	1,28	10,2	0,472	0,501
	5	6-9/09	16	51,3	1741	6,14	0,748	0,637	2,33	1,84	17,7	0,843	0,938
Selkämeri, Pori	5	6/09	15	42,4	864	3,37	1,29	1,07	4,57	3,35	43,9	2,26	2,35
	5	6/09	20	47,9	1273	4,83	2,58	2,16	8,94	6,85	77,7	2,35	2,44
Saaristomeri, Turku	5	6/09	16	42,6	802	0,767	0,505	0,412	3,19	2,20	45,3	0,914	0,937
	5	6/09	19	46,9	1111	1,64	0,838	0,660	3,23	2,25	41,6	0,809	0,839
Suomenlahti, Hanko	5	6/09	18	43,0	905	3,07	0,798	0,644	2,58	1,99	20,4	0,408	0,432
	4	6/09	21	51,2	1471	2,68	0,630	0,517	2,55	1,89	22,9	0,442	0,518
Suomenlahti, Kotka	5	5/09	20	43,4	884	3,03	1,89	1,71	5,36	3,84	32,2	0,650	0,692
	5	5/09	23	50,3	1441	1,97	1,59	1,43	9,09	5,57	64,5	1,53	1,55

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan**Taulukko 19.** Itämeren särkien taustatiedot ja organohalogeenipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti- aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva- %	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB- TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g	
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b
Perämeri, Oulu	5	4/09	4	19,0	79,2	2,51	0,151	0,134	0,513	0,408	4,08	0,266	0,283
Selkämeri, Pori	5	6/09	8	21,8	108	3,03	0,367	0,310	1,12	0,794	12,4	0,811	0,850
Saaristomeri, Turku	5	5/09	7	18,5	67,4	1,40	0,216	0,181	0,836	0,616	6,71	0,180	0,190
Suomenlahti, Hanko	5	7/09	7	18,2	72,6	3,21	0,198	0,165	0,667	0,529	3,86	0,107	0,117
Suomenlahti, Kotka	5	6/09	11	19,1	59,2	1,26	0,666	0,610	1,74	1,30	15,0	0,364	0,383

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 20. Itämeren nahkiaisten taustatiedot ja organohalogeenipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti-aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g	
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b
Perämeri, Oulu	5	8/09	-	29,2	45,4	14,9	4,82	3,48	7,75	5,81	32,4	1,82	1,97
Selkämeri, Pori	5	11/09	-	30,5	54,0	16,2	6,38	4,60	11,5	8,61	57,0	2,22	2,31
Suomenlahti, Kotka	5	10/09	-	33,5	60,6	11,6	4,79	3,72	11,3	7,63	62,5	1,21	1,28

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 21. Itämeren turskien taustatiedot ja organohalogeeni- ja OT-pitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti-aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Matriisi	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g		Summa OTc, ng/g
								WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b	
Ahvenanmeri	5	9/10	3	48,4	1040	lihas	0,769	0,251	0,215	0,824	0,690	3,99	0,134	0,143	2,81
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	13,5
	5	9/10	6	65,8	2450	lihas	0,778	0,340	0,285	1,22	0,987	7,40	0,234	0,241	3,90
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	16,4

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

^c DBT, TBT, TPhT ja DOT

Taulukko 22. Järvi- ja järvialueiden taimien taustatiedot ja organohalogeenipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyynti-aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g	
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b
Inarinjärvi	5	9/09	1	44,3	998	7,03	0,348	0,308	1,17	1,09	5,13	1,06	1,07
	5	9/09	2	52,2	2330	14,1	0,670	0,595	2,23	2,06	10,3	1,75	1,79

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 23. Järvialueiden ahvenien taustatiedot ja organohalogeeni- ja OT-pitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyyntiaika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Matriisi	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g		Summa PFOS, ng/g	Summa OTC, ng/g
								WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b		
Päijänne	5	5/09	8	20,1	87,2	lihas	1,16	0,376	0,328	0,773	0,643	3,70	0,637	0,646	1,53	9,60
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	36,8
	5	5/09	10	24,8	188	lihas	1,84	1,18	0,991	2,79	2,31	14,4	2,20	2,22	1,52	16,6
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50,9
Saimaa	5	10-11/10	4	20,7	95,8	lihas	2,34	0,546	0,444	1,37	1,12	3,42	0,274	0,285	-	1,73
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,18
	5	10-11/10	6	25,0	195	lihas	2,67	0,666	0,541	1,87	1,59	5,70	0,539	0,550	-	1,88
						maksa	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,55

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

^c DBT, TBT, TPhT ja DOT

Taulukko 24. Järvialueiden lahnojen taustatiedot ja organohalogeenipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyyntiaika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g	
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b
Päijänne	5	5/09	15	46,2	1139	1,57	2,51	2,18	4,30	3,66	16,6	1,60	1,62
	5	5/09	20	50,6	1259	2,13	0,919	0,810	2,06	1,72	10,5	1,09	1,09

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 25. Kasvatettujen kirjolohien taustatiedot ja organohalogeeniipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyyntiaika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g		Summa PFOS, ng/g
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b	
Rautalampi	5	10/09	-	45,0	1276	18,0	0,369	0,298	1,64	1,26	12,4	1,48	1,50	0,174
Konnevesi	5	10/09	-	46,6	1552	16,5	0,318	0,276	1,08	0,868	6,63	1,21	1,28	-
Violahti	5	8/09	-	50,1	1827	17,5	0,455	0,374	1,72	1,35	11,2	1,80	1,88	0,235
Mustasaari	5	9/09	-	47,5	1516	23,8	0,719	0,614	1,97	1,69	7,54	1,31	1,55	-
Kustavi	5	12/09	-	49,5	1973	10,5	0,386	0,305	1,55	1,23	10,2	1,46	1,49	-

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 26. Kasvatettujen nieriöiden taustatiedot ja organohalogeeniipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyyntiaika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g	
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b
Myrskylä	5	8/09	-	44,9	707	16,1	0,139	0,116	0,569	0,465	3,72	0,553	0,568

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 27. Kasvatettujen siikojen taustatiedot ja organohalogeeniipitoisuudet.

Pyyntipaikka	Yksilöitä poolissa	Pyyntiaika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Rasva-%	WHO-PCDD/F-TEQ, pg/g		WHO-PCDD/F-PCB-TEQ, pg/g		Summa ind. PCB, ng/g	Summa PBDE, ng/g		Summa PFOS, ng/g
							WHO ₉₈	WHO ₀₅	WHO ₉₈	WHO ₀₅		a	b	
Vanttauskoski	5	11/09	-	38,6	654	22,7	0,497	0,393	2,32	1,79	16,4	2,02	2,19	0,216
Kemijärvi	5	11/09	-	33,6	435	16,2	0,399	0,317	1,76	1,38	11,4	1,56	1,64	-
Kotka	5	11/09	-	38,7	671	21,2	0,529	0,446	1,81	1,44	11,5	1,56	1,57	0,214
Närpiö	5	9/09	-	33,0	376	10,8	0,383	0,340	0,934	0,774	5,29	0,666	0,700	-
Rymättylä	5	12/09	-	43,4	910	12,6	0,398	0,314	1,32	1,06	7,90	1,33	1,38	-

^a Summa ilman BDE 209 -kongeneeria

^b Summa, kun BDE 209 on laskettu mukaan

Taulukko 28. Vanhankaupunginlanden ahvenien taustatiedot ja PFC- ja OT-pitoisuudet.

Yksilöitä poolissa	Pyynti-aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Summa PFOS, ng/g		Summa OT ^a , ng/g	
					lihas	maksa	lihas	maksa
1	7/09	6	17,4	72,5	24,4	150	-	-
1	7/09	10	17,7	78,3	15,6	144	-	-
1	7/09	8	18,6	69,7	20,0	69,7	-	-
1	7/09	6	19,1	106	38,9	158	-	-
1	7/09	8	21,1	115	26,9	211	-	-
1	7/09	8	21,6	126	17,0	100	-	-
1	7/09	5	21,8	119	23,7	155	-	-
1	5/10	4	23	151	-	-	24,5	86,8
1	5/10	9	23,6	200	-	-	5,90	39,2
1	5/10	5	25,4	174	-	-	54,9	308
1	5/10	14	27,8	291	-	-	303	862
1	5/10	3	29,1	309	-	-	384	1107
1	5/10	8	31	370	-	-	316	500

^a DBT, TBT, TPhT ja DOT**Taulukko 29.** Vanhankaupunginlanden kuhien taustatiedot ja PFC- ja OT-pitoisuudet.

Yksilöitä poolissa	Pyynti-aika	Ikä, v	Pituus, cm	Paino, g	Summa PFOS, ng/g		Summa OT ^a , ng/g	
					lihas	maksa	lihas	maksa
1	6/09	3	30,5	225	1,86	-	23,6	90,1
1	6/09	5	36,5	353	6,66	-	55,8	352
1	6/09	7	39,0	422	3,23	-	67,8	442
1	6/09	8	41,3	521	1,50	-	44,7	228
1	6/09	8	45,5	823	3,70	-	87,0	758
1	6/09	9	50,8	1 110	4,11	-	78,1	497

^a DBT, TBT, TPhT ja DOT

