

TÜ Eesti Mereinstituut

Töövõtuleping nr 3.4-29/334

SAASTEAINETE UURING LÄÄNEMERE KALAS

Lõpparuanne

Lepingu lõpptähtaeg: 30.04.2015

Tellijä: EV Põllumajandusministeerium

**Lepingu vastutav täitja:
Mart Simm**

**Lepingu täitjad:
Ott Roots
Leili Järv**

Tallinn 2015



Sisukord

Sisukord.....	2
Annotatsioon	4
1. Sissejuhatus	6
1.1. Taust	6
1.2. Uuringu eesmärk.....	7
1.3. Õiguslik taust.....	8
2. Uuritavad saasteained.....	11
2.1. Dioksiinid ja dlPCB kalades.....	11
2.2. PCB (indPCB) kalades.	13
2.3. Tinaorgaanilised ühendid kalades	14
2.4. Perfluorühendid (PFAS) kalades	16
2.4. Broomitud leegiaeglustid (PBDE) kalades.....	17
2.6. Raskmetallid kalades	19
3. Uuritavate kalade püük Eestis	22
3.1. Läänemere kalad.....	22
3.1.1. Rääm.....	22
3.1.2. Kilu	23
3.1.3. Rannikumere ahven.	24
3.1.4. Lest.....	25
3.1.5. Lõhi	25
3.1.6. Jõesilm	26
3.2. Peipsi kalad.....	27
4. Uurimismeetodid.....	29
4.1. Kalade bioloogiline analüüs	29
4.2. Keemilised analüüsid.....	30
4.2.1 Dioksiinid, PCB ja PBDE	31
4.2.2 Tinaorgaanilised ühendid.....	32
4.2.3. Perfluorühendid.....	33
4.2.4. Raskmetallid	33
5. Kalade kogumine ja bioloogiline analüüs	34
5.1. Rääm.....	34

5.2. Kilu	37
5.3. Ahven.....	38
5.4. Lest	40
5.5. Latikas	41
5.6. Koha.....	42
5.7. Lõhi.....	42
5.8. Jõesilm.....	42
6. Saasteainete sisaldus kalades (2013–2014).....	44
6.1. Dioksiinid ja dlPCB.....	44
6.1.1. PCDD/F ja dlPCB räimes	44
6.1.2. PCDD/F ja dlPCB kilus, lestas ja ahvenas.....	46
6.1.3. PCDD/F ja dl-PCB Peipsi kalades	47
6.2. PCB.....	48
6.3. Tinaorgaanilised ühendid	50
6.4. Perfluorühendid	51
6.5. Broomitud leegiaeglustid (PBDE).....	54
6.6. Raskmetallid	56
6.6.1. Kaadmium (Cd)	56
6.6.2. Elavhõbe (Hg).....	57
6.6.3. Plii (Pb).....	58
6.6.4. Arseen (As)	59
7. Saasteainete sisalduse sõltuvus kalade vanusest ja suurusest	60
7.1. Räum.....	60
7.2. Kilu	62
8. Kokkuvõtte, järeldused ja soovitused.....	64
8.1 Kokkuvõtte saasteainete uuringu tulemustest.....	64
8.2. Hinnang kalade toiduohutusele ja toitumissoovitused	64
8.3. Soovitused edasisteks tegevusteks.....	66
Kasutatud kirjandus.....	67

Annotatsioon

Uuringu käigus koguti aastatel 2013 ja 2014 kokku 50 kalaproovi. Proovide koostamisel lähtuti kalade bioloogilisest analüüsist - määrati kalade pikkus, kaal, sugu, gonaadide küpsusaste ja vanus. Koostati järgmised proovid: räim Soome lahe ida- ja lääneosast ning Liivi lahest (23 proovi, sealhulgas viis proovi eraldi välja valitud suurtest ja vanadest räimedest); kilu, lest ja ahven Soome lahe lääneosast (18 proovi); Peipsi järvest ahven, latikas ja koha (kokku kuus proovi); lõhi (üks proov) ja jõesilm (kaks proovi) Soome lahest. Proovide keemiline analüüs toimus Soomes akrediteeritud laboris (National Public Health Institute, Department of Environmental Health, Laboratory of Chemistry). Raskmetallide sisaldus määrati Eesti Keskkonnauuringute Keskuse laboris.

Proovides analüüsiti järgmiste ühendite sisaldust: dioksiinid ja PCB (37 analoogi); tinaorgaanilised ühendid (MBT, TBT, DBT, TPT); perfluorühendid (PFOS, PFOA); broomitud leegiaeglustid (PBDE); raskmetallid (plii, kaadmium, elavhõbe, arseen).

Dioksiinide, PCDD/F ja dPCB sisaldus räimes oli üle EL kehtestatud piinormi väärtuse lisaks vanematele räimedele ka kolmes nooremate räimede proovis. Tõenäoliselt oli see tingitud kõrgest rasvasisaldusest, kuna proovid koguti sügisel ja kalad olid hästi toitunud, kogunud varusid, rasvased. Ülejäänud uuritud kalades olid sisaldused piinormi väärtusest oluliselt madalamad. Varasemate uuringute ning kirjanduse andmetel on dioksiinide sisaldus kindlasti üle piinormi väärtuse lõhes ja jõesilmus. Uuringu tulemusena võib öelda, et dioksiinide sisaldus ületab piinormi väärtuse vanemates kui kuueaastastes kiludes ja üle seitsmeaastastes räimedes. PCB puhul oli merekalades indPCB sisaldus madalam kui Peipsi kalades, kusjuures nende kontsentratsioon suureneb kala vanusega. Piinormi väärtust ei ületanud indPCB sisaldus üheski proovis. Tinaorgaaniliste ühendite summaarne sisaldus oli kõrgeim lõhes ja jõesilmus, järgnesid räim Soome lahe idaosast ning räim ja lest Soome lahe suudmest. Peipsi kalades oli tinaorgaaniliste ühendite sisaldus kõigis proovides allpool määramispiiri. Perfluorühendite sisaldus oli kõrgem Soome lahe suudme kalades (ahven, kilu, lest), madalam aga Peipsi kalades. Broomitud leegiaeglustite sisaldus oli madal kohas ja ahvenas. Räimes oli sisaldus kõrgem Soome lahe idaosas ja Liivi lahes. Oluliselt kõrgem oli

PBDE sisadus lõhes ja jõesilmus. Kaadmiumi ja arseeni sisaldus oli kõrgem räimes ja kilus, madalam aga Peipsi kalades. Seevastu elavhõbe ja plii sisaldused olid suhteliselt kõrged Peipsi kalades. Kõigis kalades oli raskmetallide sisaldus piinormi väärtusest madalam.

Probleeme seoses saasteainetega on dioksiinide, tinaorgaaniliste ja perfluorühendite ning broomitud leegiaeglustitega räimes, lõhes ja jõesilmus. Probleeme ei ole raskmetallidega merekalades ning kõigi uuritud saasteainetega, välja arvatud PCB, Peipsi kalades.

Uuringu tulemused ei toeta soome uurijate järeldust, et dioksiinide sisaldus räimes on viimasel aastakümnel vähenenud. Võib aga väita, et Eestis, kus niigi on kala söömine väga madal, tuleb inimeste teavitamiseks dioksiinidest kalas suhtuda äärmise ettevaatusega. Toitumissoovitustes ei tohi lõhe ja forelli puhul unustada, et kõik söömise piirangud on looduslike, mitte kasvanduste kalade kohta. Kuigi uuringu tulemused ei näidanud oluliselt kõrgemaid sisaldusi meie kalades ei ole need siiski välistatud teatud kalaliikides suurema saastatusega piirkondades, näiteks sadamate ja tööstuspiirkondade läheduses. Tähtis on seostada saasteainete sisaldust lipiidide hulgaga kalas, jälgida nende sesoonseid muutusi erineva vanusega kalades lähtuvalt toitumise (sealhulgas talvise nälgimise) ja paljunemisega. Tuleks kaaluda, kas Eestil on vaja taotleda teatud kalaliikide puhul, nagu räim, lõhe ja jõesilm, erisust kehtivate dioksiinide ja PCBde piinormide osas nagu on Rootsil ja Soomel ning Lätil. Kindlasti on ka ilma selleta vajalik nii dioksiinide kui ka teiste saasteainete pidev jälgimine ja kontroll meie kalades.

1. Sissejuhatus

1.1. Taust

Levinud arvamuse kohaselt kuulub Läänemeri maailma kõige reostatumate merede hulka. Oluliseks probleemiks Läänemeres on ohtlikud ained, mis võivad akumuleeruda toiduahelas, jõuda ringiga tagasi inimeste toidulauale. Ohtlikud ained võivad põhjustada mitmesuguseid terviseprobleeme. Teatud ohtlikke aineid ei ole Eesti kalades üldse määratud või on rahvusvaheliste projektide ja seireprogrammide raames kogutud andmed ebapiisavad toiduohutuse seisukohalt järelduste tegemiseks. Käesoleva uuringuga saadud andmed on aluseks võimalike riskihinnangute läbiviimiseks. Rahva tervise kaitsmiseks on oluline, et saasteainete sisaldus püsiks toksikoloogiliselt vastuvõetaval tasemel.

Viimastel aastakümnetel on saasteainete uuringud Läänemere kalades kui toidus intensiivistunud. Eeskätt on see tingitud dioksiinide probleemist. Kuigi inimeste tervisele avaldavad mõju eeskätt avarii või hooletuse tagajärjel (plahvatus Itaalia keemiatehases, kanaliha skandaal Belgias, jne) keskkonda sattunud dioksiinid, on siiski leitud, et seoses kõrge dioksiinide sisaldusega Läänemere kalades on just kaladest toitumine suurimaks ohu allikaks. Eestis on kalades dioksiine uuritud alates aastast 2002.

Üldiselt on dioksiinide sisaldusega kalades palju küsitavusi. EL õigusaktides on selgelt öeldud, et kalu, kelle dioksiinide sisaldus ületab kehtestatud piirnormi, ei tohi turustada. Kindlalt on teada, et vanemates looduslikes lõhedes ületab dioksiinide sisaldus piirnormi. Sellele vaatamata eraldatakse lõhe püügiks kvoote, otsustatakse mitu lõhet tükkides võib konkreetne riik püüda. Erandkorras lubatakse kõrgema dioksiinide sisaldusega lõhet püüda ja tarbida Soomel ning Rootsil, viimastel aastatel ka Lätil. Õhku jääb küsimus, milleks siis jagatakse ülejäänud Läänemere riikidele lõhepüügikvoote, kui on teada, et dioksiinide sisaldus võib neis ületada piirnorme. Eestis on sama probleem veel jõesilmuga, kelle dioksiini sisaldus ületab üldjuhul EL kehtestatud piirnorme. Erand on silmu suhtes tehtud taas Soomele. Eestile kehtivad EL poolt kehtestatud piirnormid, mis keelavad saastunud jõesilmu realiseerida, aga silmupüügi keskuses, Narva-Jõesuus, peetakse ametlikult iga-aastaseid

silmufestivale, kus propageeritakse ülikõrge dioksiinide sisaldusega jõesilmu tarbimist. Kerkib küsimus, milleks kehtestatakse piirnормid, kui ettekirjutisi ei täideta?

Suurim probleem on meie olulisima püügikala - räimega. EL määrustes on räim toodud näiteks kõrge dioksiini sisaldusega kalast. Kas võime siis sellist kala püüda, turustada, eksportida? Meie varasemad uuringud näitasid, et dioksiinide sisaldus räimes võib EL piirnормi väärtust ületada vaid kõige vanemates ja suuremates kalades. Selle järelдuse bioloogilised tagamaad vajavad veel edasist täpsustamist. Sageli märgitakse, et Läänemere põhja- ja kirdeosast püütud räimed sisaldavad rohkem dioksiine. Selle üks põhjus võib peituda proovide komplekteerimise erinevuses. Eestis ja Soomes määratakse dioksiine nahaga kalades, Rootsis ja Saksamaal aga ilma nahata kalas, puhtas lihases. Orgaanilised saasteained akumulеeruvad rasvades. Seega on ilmne, et määrares dioksiine ilma nahaaluse rasvkoeta puhtas lihasmassis, on saadud sisaldused oluliselt madalamad. Teiseks põhjuseks tuleks pidada ohtlike ainete sisalduse sõltuvust kalade vanusest, sest konkreetselt määratlemata vanuselise koosseisuga proovide dioksiinide sisaldus on küsitav. Nii võrdlevad Saksa uurijad kalade dioksiini sisaldust ainult pikkuse alusel, Rootsi omad aga võrdlevad dioksiini sisaldusi räimeproovides, mille vanus varieerub kahest kuue aastani.

1.2. Uuringu eesmärk

Uuringu eesmärgiks oli saada ülevaade inimese tervist ohustada võivate teatud saasteainete sisaldustest (tuvastades nende esinemise või puudumise) Eestis püütavas Läänemere kalas (peamistes kalapüügipiirkondades) ning täiendavalt Peipsi järve latikas, kohas ja ahvenas. Uuritavateks saasteaineteks olid dioksiinid ja PCB (37 analoogi), tinaorgaanilised ühendid (MBT, TBT, DBT, TPT), perfluorühendid (PFOS, PFOA), broomitud leegiaeglustid (PBDE) ja raskmetallid (plii, kaadmium, elavhõbe, arseen). Lisaks täpsustati, kui vanas räimes ja kilus ületab dioksiinide ja dioksiinilaadsete PCB sisaldus EL sätestatud piirnормe ning millised on vastavate kalade ligikaudsed pikkusede püügiruuduti. Uuringu käigus saadud andmekogum on edaspidi aluseks riskihinnangute läbiviimisel.

1.3. Õiguslik taust

Saasteainete sisalduse hindamisel kalades on toiduohutuse korral õiguslikuks aluseks EL määruses kehtestatud piirnormid toidus (2006/1881/EL).

Dioksiidide piirnormid toidus kehtestati esmakordselt aastal 2001 (2001/466/EÜ). Kuna sellest jäid välja dioksiinilaadsed PCB (dlPCB) ühendid, siis tehti vastav muudatus aastal 2006 (2006/794/EÜ). Seoses toksilisuse ekvivalentfaktori (WHO-TEF) muutusega (aastast 1998 pärinev WHO-TEF väärtus asendati aasta 2005 WHO-TEF väärtusega) muudeti ka kehtivaid piirnorme 2011.aastal (2011/1259/EL). Piirnormi väärtus kujutab endast sisalduse ülempiiri, mis arvutatakse eeldusel, et kõigi allpool määramispiiri olevate eri analoogide sisalduse väärtused võrduvad määramispiiriga. Kala lihaskoes, kalandustoodetes ja nendest saadud toodetes on dioksiinide summa (WHO₂₀₀₅-PCDD/F-TEQ) piirnorm 3,5 pg/märgkaalu grammi kohta ja dioksiinide ja dlPCB summa piirnorm 6,5 pg/märgkaalu grammi kohta. Erandiks on loodusliku angerja (*Anguilla anguilla*) lihaskude ja sellest saadud tooted, kus dioksiinide ja dlPCB summa piirnorm on 10,0 pg/märgkaalu grammi kohta (2011/1259/EL).

Erandina lubatakse Soomel ja Rootsil tuua turule nende territooriumil tarbimiseks ettenähtud teatud kala, mis on pärit Läänemere piirkonnast ja mille dioksiinisaldus on kõrgem kui kehtiv PCDD/F ning PCDD/F ja dlPCBde summa piirnorm. Erand on antud järgmistele liikidele - looduslik heeringas, mis on suurem kui 17 cm, looduslik paalia, looduslik jõesilm ja meriforell ning nendest valmistatud tooted. Seejuures on tingimuseks, et neil on süsteem, mis tagab tarbijate täieliku informeerituse sellest, et teataval ohustatud elanikkonnarühmal on soovitatav piirata nimetatud kalade ning nendest valmistatud toodete kasutamist toiduks, et vältida võimalikku ohtu tervisele. Soome ja Rootsi peavad rakendama meetmeid tagamaks, et neid kalu ning nendest valmistatud tooteid, mis ei vasta kehtestatud piirnormidele, ei toodaks turule teistes liikmesriikides. Nimetatud kaks riiki annavad igal aastal komisjonile aru meetmetest, mida nad on võtnud, et tagada ohustatud elanikkonnarühma informeeritus ning tagada, et piirnormidele mittevastavat kala ja sellest valmistatud tooteid ei toodaks turule teistes liikmesriikides. Lisaks peavad nad esitama tõendid kõnealuste meetmete tõhususe kohta. Samasugune erand löhe osas tehti 2011.aastal ka Lätile (2011/1259/EL).

PCB puhul on lisaks dPCB ühendeile antud piirnorm ka kuue nn indikaator PCB (CB28, CB52, CB101, CB138, CB153 ja CB180) summale. Kala lihaskoes, kalandustoodetes ja nendest saadud toodetes on indPCB summa piirnorm 75 ng/märgkaalu grammi kohta. Erandiks on looduslike mageveekalade lihaskude, välja arvatud mageveekogudest püütud diadroomsed liigid ja nendest saadud tooted, kus indPCB piirnorm on 125 ng/märgkaalu grammi kohta ja loodusliku angerja (*Anguilla anguilla*) lihaskude ja sellest saadud tooted, kus indPCB piirnorm on 300 ng/märgkaalu grammi kohta (2011/1259/EL). Seejuures kujutab see piirnorm endast sisalduse ülempiiri, mis arvutatakse eeldusel, et kõigi allpool määramispiiri olevate eri analoogide sisalduse väärtused võrduvad määramispiiriga. Sarnaselt dioksiinidega on ka indPCB puhul tehtud erand Soomele ja Rootsile (lõhe osas ka Lätile), mis lubab neil tuua turule nende territooriumil tarbimiseks ettenähtud kala, mis on pärit Läänemere piirkonnast ja mille indPCB sisaldus on kõrgem kui piirnorm (2011/1259/EL).

Broomitud leegiaeglustite puhul ei ole EL veel piirnorme kehtestanud. Lähtudes tehnilise PBDE segude koostisest, esinemisest keskkonnas ja toidus, luges EFSA (2011a) oluliseks kaheksat PBDE derivaati: BDE28, 47, 99, 100, 153, 154, 183 ja 209. EL andis 2014.aastal soovitus (2014/118/EL), et liikmesriigid peaksid aastatel 2014 ja 2015 korraldama broomitud leegiaeglustite toidus esinemise seiret. Seire peaks hõlmama paljusid eri toiduaineid, sealhulgas kala, et andmed võimaldaksid õigesti hinnata kokkupuudet nimetatud ainetega. Lisaks EFSA poolt soovitatud kaheksale PBDE derivaadile on lisatud veel kaks – BDE49 ja BDE138 (2014/118/EL).

Mitmed tinaorgaanilised ühendid, näiteks TBT ja TPhT on klassifitseeritud püsivateks, bioakumuleerivateks ja toksilisteks kemikaalideks, mis võivad põhjustada endokriinseid häireid. EL ei ole kehtestanud tinaorgaaniliste ühendite piirnorme toidus, kuid üldiselt on kõik võimalikud TBT ja TPhT kasutusalaad piisavalt hästi reguleeritud, s.t piiratud või keelustatud. Peamiselt puudutab see tinaorgaaniliste ühendite kasutamist biotsiididena värvides, milliseid kasutatakse laevakerede katmiseks. Esimesed piirangud kattumisvastastele värvidele seati 1989. aastal (1989/677/EMÜ), millele järgnesid edasised täiendused vastavalt tehnilisele progressile (nt direktiivid 1999/51/EÜ ja 2002/62/EÜ) kuni 2003.aastani, kui TBT kasutust kõigil meresõidukitel oluliselt piirati (2003/782/EÜ). Praegu on tinaorgaaniliste ühendite kasutamise keeld paika pandud ELi määruse 2006/1907/EÜ XVII lisaga kemikaalide registreerimise, hindamise ja autoriseerimise kohta (REACH).

Perfluorühendid (PFAS) on püsivad, praktiliselt lagunematud, laialdaselt levinud keskkonnas ja on võimalik nende biokordistumine. Tähtsaimad PFAS ühendid on perfluorooktaansulfonaat (PFOS) ja perfluorooktaanhape (PFOA). Stockholmi leppes on ettepanek PFOS tootmise keelustamiseks Euroopas. Toidus ei ole PFOA ja PFOS piirnормi Euroopa Liidus kehtestatud. Teatud eranditega on PFOS ühendid üldse keelatud (2006/122/EÜ) ja PFOS kohta on antud keskkonnakvaliteedi standard (EQS) elustikus - 9,1 µg/kg märgkaalu kohta (2013/39/EL). EFSA soovitas koguda edasisi andmeid PFASi tasemete kohta toidus ja inimese organismis, et jälgida eelkõige kokkupuute tendentse. Euroopa Liidu komisjoni soovitusel (2010/161/EL) märgitakse, et liikmesriigid peaksid jälgima PFAS ühendite leidumist toidus. Seire peaks hõlmama erinevaid toiduaineid, mis peegeldavad tarbimisharjumusi, sealhulgas loomset päritolu toitu, nagu kala, liha, mune, piima ja piimatooteid, ning taimset päritolu toitu, et kokkupuudet oleks võimalik täpselt hinnata.

Raskmetallide piirnormid toidus on määratud EL komisjoni määruses 2006/1881/EÜ. Kaadmiumi piirnorm kalade lihaskoes on 0,050 mg/kg märgkaalu kohta. Teatud kalaliikidel, kuid reeglina mitte Läänemere kaladel, on kaadmiumi sisalduse piirnorm 0,10 ja mõõkkala lihaskoes 0,30 mg/kg märgkaalu kohta. Elavhõbeda piirnormiks kalades on 0,50 mg/kg märgkaalu kohta, kusjuures paljudes ookeanikalades on piirnorm aga kõrgem (1,0 mg/kg märgkaalu kohta). Plii piirnormiks kalades on 0,30 mg/kg märgkaalu kohta. EL piirnorm arseenile kalades puudub.

2. Uuritavad saasteained

2.1. Dioksiinid ja dlPCB kalades

Termin dioksiinid hõlmab 75 PCDD ja 135 PCDF analoogi. Toksikoloogiliselt ohtlikumad on 17 ühendit – seitse PCDD ja kümme PCDF analoogi. PCB on 209 erinevast analoogist koosnev rühm. Tosin, 12 analoogi, on oma toksikoloogilistelt omadustelt lähedased dioksiinidele ja neid nimetatakse seetõttu dioksiinilaadseteks PCB ühendeiks. EL määruses on dioksiinide piirnormid antud ka kala ja muude inimtarbimiseks ette nähtud mereandidele, mille all mõeldakse ainult looduslikke, merest püütud kalu, vähilaadseid, limuseid jne. Eesti mereala mereandidest tarbitakse meil praktiliselt ainult kala ja seetõttu on antud tunnuse puhul välja jäetud saasteainete sisaldused koorikloomades, krabides ja molluskites. Käsitletakse saasteaineid kalade lihaskoes.

Mitmetes Läänemere kalaliikides võib PCDD/F ja dlPCB sisaldus olla väga kõrge. Seega osa Läänemere piirkonna kalaliikidest ei vasta piirnormile ja tuleks inimeste poolt tarbitava toidu hulgast välja jätta. On aga alust arvata, et kala eemaldamine tarbitava toidu hulgast avaldab oluliselt negatiivsemat mõju inimese tervisele (eeskätt südame-veresoonkonna haiguste sagenemise tõttu) kui dioksiinide ja dioksiinilaadsete PCBde toksiline mõju (Assmuth & Jalonen, 2005). Hinnang PCDD/F ja dlPCB mõjust inimeste tervisele on toodud EFSA ajakirjas (EFSA, 2010a).

Eestis püütavates kalades uuriti dioksiinide sisaldust aastatel 2002 kuni 2010. Lisaks on aastail 2010 ja 2011 uuritud dioksiine Soome lahe räimes seoses gaasitoru ehitusega.

Räimes on kokku analüüsitud 98 proovi – Soome lahe idaosast 22, suudmest 45 ja Liivi lahest 31. Kalade vanus varieerus piirides kaks kuni kaheksa (Liivi lahes isegi 12) aastat. Lipiidide sisaldus proovides oli 1,0 kuni 12,2%. PCDD/F sisaldus oli keskmiselt (avg±SE) 1,6±0,1 (piirid 0,5 kuni 3,8) pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus (avg±SE) 3,2±0,2 (piirid 1,1 kuni 8,4) pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta. PCDD/F sisaldus ületas piirnormi väärtust (3,5 pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta) vaid kahes ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus (piirnorm 6,5 pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta) üheksas proovis. Tuleb arvestada, et piirnormi väärtust ületasid reeglina need proovid, kus olid eraldi välja valitud vanemad ja suuremad kalad.

Kilust on Eestis varasematel aastatel analüüsitud 34 proovi Soome lahe suudmest. Kalade keskmine vanus proovides oli kaks kuni kuus aastat, lipiidide sisaldus 1,2 kuni 15,7%. PCDD/F sisaldus oli keskmiselt (avg±SE) $1,9\pm 0,1$ (piirid 0,8 kuni 3,6) pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus (avg±SE) $4,1\pm 0,3$ (piirid 1,6 kuni 6,5) pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta. Piinormi väärtusest kõrgem oli nii PCDD/F kui ka dioksiinide summaarne sisaldus vaid ühes proovis.

Ahvenast on merest analüüsitud 10 proovi aastatel 2003 ja 2004. Kalade vanus oli kolm kuni kaheksa aastat ja lipiidide sisaldus 0,2 kuni 0,9%. PCDD/F sisaldus oli merekalades (avg±SE) $0,4\pm 0,1$ pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus (avg±SE) $1,0\pm 0,2$ pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta. Peipsi ahvenas analüüsiti dioksiinide sisaldust 2004. aastal. Kolmes proovis oli kalade vanus kolm kuni viis aastat ja lipiidide sisaldus 0,5%. PCDD/F sisaldus oli Peipsi ahvenates (avg±SE) $0,1\pm 0,0$ pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus (avg±SE) $0,3\pm 0,0$ pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta.

Lestas on dioksiine analüüsitud kolmes proovis Soome lahe suudmest (aastal 2004). Kalade vanus oli kolm kuni seitse aastat, lipiidide sisaldus 0,9 kuni 1,2%. PCDD/F sisaldus oli keskmiselt (avg±SE) $0,4\pm 0,1$ (piirid 0,2 kuni 0,4) pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus (avg±SE) $1,1\pm 0,3$ (piirid 0,5 kuni 1,6) pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta.

Peipsi latikas on dioksiine analüüsitud 2007.aastal – üks proov seitsmeaastasest kalast, lipiidide sisaldus 3,2%. PCDD/F sisaldus oli $0,35$ pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus $0,64$ pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta.

Peipsi kohas ei ole varem dioksiine määratud. Liivi lahe kohast on aga kuus proovi aastast 2006. Kalade vanus oli kaks kuni seitse aastat, lipiidide sisaldus 0,3 kuni 0,4%. PCDD/F sisaldus oli keskmiselt (avg±SE) $0,4\pm 0,0$ (piirid 0,3 kuni 0,4) pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus (avg±SE) $0,7\pm 0,0$ (piirid 0,6 kuni 0,8) pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta.

Lõhest on dioksiine määratud kolmes proovis Tallinna lahest kogutud kalades (aastal 2005; kalad meres kolm aastat, lipiidide sisaldus 5,9 kuni 7,4%). PCDD/F keskmine (avg±SE) sisaldus oli $3,1\pm 0,3$ (piirid 2,7 kuni 3,5) pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus (avg±SE) $7,1\pm 0,7$ (piirid 6,3 kuni 8,2) pgWHO₂₀₀₅TEQ/g

märgkaalu kohta. Piirnormati väärtust ületas PCDD/F sisaldus vaid ühes ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus kahes proovis.

Jõesilmu proove dioksiinide määramiseks on kogutud Narva jõest (2005) ja Liivi lahest (2006) – kumbagist kolm proovi. Lipiidide sisaldus proovides varieerus piirides 11,0 kuni 17,8%. PCDD/F sisaldus oli keskmiselt (avg±SE) 3,5±0,3 (piirid 3,1 kuni 6,0) pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus (avg±SE) 6,2±0,4 (piirid 5,5 kuni 10,9) pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta. Kaladele antud piirnormati väärtust ületas PCDD/F neljas ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus viies proovis.

2.2. PCB (indPCB) kalades.

PCB on 209 erinevast analoogist koosnev rühm. Kalaproovides määratakse reeglina kokku 37 PCB analoogi sisaldust (CB 18, 28, 33, 47, 49, 51, 52, 60, 66, 74, 77, 81, 99, 101, 105, 110, 114, 118, 122, 123, 126, 128, 138, 141, 153, 156, 157, 167, 169, 170, 180, 183, 187, 189, 194, 206 ja 209). Tosin, 12 analoogi, on oma toksikoloogilistelt omadustelt lähedased dioksiinidele ja neid nimetatakse seetõttu dlPCB. Ülejäänuid nimetatakse mittedioksiinilaadseteks PCB (ndlPCB). Kuue ndlPCB (CB 28, 52, 101, 138, 153, 180) summa moodustab ligikaudu poole ndlPCB kogusest toidus ning neid nimetatakse ka indikaator PCB (indPCB).

Terviseameti Tartu laboris on analüüsitud indPCB sisaldust aastatel 2003, 2007 ja 2008. Kuue indPCB ühendi sisalduse varieeruvus Läänemere kalades oli järgmine (sisalduste vahemik, µg/kg kala märgkaalu kohta): räim 1,2–21,5; lest <LOD–30,6; lõhe <LOD–12,9; kilu <LOD–29,0; tuulehaug 3,7–104; silmud 12,4–30,4; koha 0,2; ahven 0,9 (Margna & Reinik, 2009). Seega oli indPCB sisaldus kõrgem 2011.aastal kehtestatud piirnormati väärtusest ühes tuulehaugi proovis.

Põllumajandusministeeriumi ja Veterinaar- ja Toiduameti lepinguliste uuringute raames on aastatel 2006 kuni 2010 uuritud kõrvuti dioksiinidega ka indPCB sisaldust Eesti kalades. Samuti on neid ühendeid analüüsitud aastail 2010 ja 2011 Soome lahe räämes seoses gaasitoru ehitusega. Räämes on indPCB sisaldust analüüsitud kokku 53 proovis – Soome lahe idaosast, suudmest ja Liivi lahest. Kalade vanus varieerus piirides kaks kuni seitse/kaheksa (Liivi lahes isegi 12) aastat. Lipiidide sisaldus proovides oli 1,0 kuni 12,2%. Keskmise indPCB sisaldus (avg±SE) räämes oli 15,8±1,9 ng/g märgkaalu kohta (piirid 5,0 kuni 64,1 ng/g märgkaalu

kohta). Oluliselt kõrgem oli sisaldus vanemates kalades. Kaheksas proovis, enamuses Liivi lahest, kus kalade vanus oli seitse ja enam aastat oli keskmine indPCB sisaldus (avg±SE) $43,6\pm 5,4$ ng/g märgkaalu kohta. Kui vanad, üle seitsme aastased kalad välja jätta, oli indPCB keskmine (avg±SE) sisaldus Liivi lahe räimes ($17,4\pm 2,1$ ng/g märgkaalu kohta) kõrgem kui Soome lahe kalades (lahe idaosas $10,8\pm 0,8$ ja suudmes $8,2\pm 0,4$ ng/g märgkaalu kohta). Kõigis proovides oli sisaldus madalam EL piinormi väärtusest. Kilus on indPCB sisaldust analüüsitud Soome lahe suudmest aastatel 2006 ja 2010 kogutud proovides (mõlemal aastal kolm proovi). Kalade vanus oli kaks kuni kuus aastat, lipiidide sisaldus kaheksa kuni kümme protsenti. Keskmine indPCB sisaldus (avg±SE) oli $10,1\pm 0,6$ ng/g märgkaalu kohta, piirid 8,2 kuni 11,6 ng/g märgkaalu kohta. Seega oli isegi maksimaalne sisaldus ligikaudu seitse korda madalam piinormi väärtusest.

Aastal 2007 analüüsiti indPCB sisaldust ka ühes Peipsi latika proovis – kala oli seitsme aastane ja lipiidide sisaldus oli 3,2%. IndPCB sisaldus - 1,90 ng/g märgkaalu kohta – oli oluliselt madalam piinormi väärtusest.

Jõesilmu proovides on indPCB sisaldust analüüsitud Liivi lahest aastal 2006 kogutud kolmes proovis. Keskmine indPCB sisaldus (avg±SE) oli $41,1\pm 1,3$ (piirid 39 kuni 43) ng/g märgkaalu kohta, olles seega madalam kui kaladele kehtestatud piinormi väärtus.

2.3. Tinaorgaanilised ühendid kalades

Tinaorgaanilised ühendid on inimeste poolt toodetud sünteetilised kemikaalid, mille mõned orgaanilised grupid on seotud tina aatomiga. Kaasajal tuntakse ligikaudu 800 tinaorgaanilist ühendit, kusjuures praktiliselt kõik nad on tekkinud inimtegevuse tulemusena. Suurim hulk tinaorgaanilisi ühendeid on sattunud merekeskkonda laevade ja paatide värvidest (antifoulingvärvide), kus on kasutatud tributüültina (TBT) ja trifenüültina (TPhT). Lisaks värvidele on tinaorgaanikat kasutatud tselluloosi ja paberitööstuses, puidu kaitsevahendites, põllumajanduses taimekaitsevahendites jm. Dibutüültina (DBT) ja monobutüültina (MBT) kasutatakse ka praegu näiteks plastmasside tootmises stabilisaatorina, liimides, värvides jm. Tinaorgaanilisi ühendeid esineb laialdasel rannikumere alal põhjasetetes. Saastunud alade suurus ja tinorgaanika sisaldus vajaks lisa uuringuid. Vähe on andmeid heitvete sisselaskude

ja sisevete kohta. Kõrgenenud sisaldused setetes sadamate läheduses on seotud laevavärvidega. Tänapäeval on enamik eelpool nimetatud kasutusalaadest siiski keelatud.

Tinaorgaaniliste ühendite bioloogiline mõju sõltub eelkõige tina-aatomiga seotud orgaaniliste ühendite hulgast ja liigist. Kõige tuntum tinaorgaaniline ühend, TBT, on ka kõige mürgisem. Inimesed saavad tinaorgaanilisi ühendeid põhiliselt toidu kaudu. Organismi võime metaboliseerida tinaorgaanilisi ühendeid on väga erinev. Limused võivad neid ained koguda üsna suurtes kogustes, kuna nende võõrainete metabolism on nõrk, samas suudavad kalad üsna tõhusalt lagundada TBT-d. TBT ja TPhT põhjustavad tigudel ja kaladel maskuliniseerumist, mis näitab, et tegu on sisesekretsioonisüsteemi kahjustajaga. On täheldatud, et kalade TPhT metabolism on palju nõrgem kui nende TBT metabolism (Munne, 2012). TBT põhjustab mereaustritel koja paksenemist (kaltsiumi ainevahetuse häire). Kõige sagedamini on tinaorgaanika puhul mainitud meretigudel täheldatavat imposex-nähtust - emastel isenditel arenevad meesisendite seksuaalsed tunnused.

EFSA kehtestatud lubatud päevane tarbitav kogus tinaorgaanikale on 0,25 µg/kg kehakaalu kohta päevas. Inimene saab tinaorgaanilisi ühendeid toidu, eeskätt kalaga. Soome kalurite uuringust selgus, et veres on tinaorgaanilisi ühendeid määrataval hulgal väga vähestel, vaid 12% uurituist. On järeldatud, et Soome elanikkond saab vaid mõne protsendi EFSA määratletud lubatud päevasest tarbitavast annusest (Hallikainen et al., 2011).

Eesti kalades on tinaorgaanilisi ühendeid määratud rahvusvahelise uuringu käigus (Lilja et al., 2009). Analüüsiiti räime (Sillamäe piirkond, Soome lahe suue, Liivi laht), ahvenat (Sillamäe, Saaremaa läänerannik, Pärnu laht) ja lesta (Soome lahe suue). TBT sisaldus räimes varieerus üldiselt piirides 3 kuni 8 ng/g märgkaalu kohta, kuid oli erakordselt kõrge – 34 ng/g märgkaalu kohta – ühes räime proovis Sillamäe läheduses. DPhT sisaldus räimes oli üle määramispiiri vaid ühes Liivi lahe proovis (2,9 ng/g märgkaalu kohta). Ahvenas ja lestas oli TBT sisaldus reeglina allpool määramispiiri. DPhT sisaldus ahvenas oli <1 kuni 3,1 ng/g märgkaalu kohta ja lestas 6,5 ng/g märgkaalu kohta (Lilja et al., 2009). Keskkonnauuringute Keskuse uuringus (Anon., 2011) määrati tinaorgaanilistest ühendeist TBT sisaldust ahvena maksas. Peipsist kogutud kahes proovis oli sisaldus allpool määramispiiri. Rannikumerest püütud ahvenate maksas oli TBT sisaldus 2 kuni 46 (Paldiski juures) µg/kg kuivkaalu kohta (Anon., 2011). Soomes määratud tinaorgaaniliste ühendite (TBT, DBT, TPhT ja DOT summa) keskmine sisaldus kalades oli järgmine (µg/g märgkaalu kohta): räim 0,013, ahven 0,016, koha 0,031, kilu 0,0089. Magevee kalades oli tinaorgaaniliste ühendite sisaldus oluliselt, ligikaudu

suurusjärgu võrra madalam kui merekalades. Reostunud aladel, näiteks sadamate piirkonnas (Helsingin Vanhankaupunginlahdelta) võivad sisaldused kalades olla palju kõrgemad (Hallikainen et al., 2011).

2.4. Perfluoroühendid (PFAS) kalades

Perfluoroalküülitud ained (PFAS) on üldnimetus suurele fluoritud ühendite rühmale, kuhu kuuluvad oligomeerid ja polümeerid, mis koosnevad neutraalsetest ja anioonsetest pindaktiivsetest ainetest ning mis on suure termilise, keemilise ja bioloogilise inertsusega. Tähtsaimad PFAS ühendid on perfluorooktaansulfonaat (PFOS) ja perfluorooktaanhape (PFOA). Perfluoroühendeid kasutatakse laialdaselt tööstuslikes ja tarbijarakendustes, sealhulgas mustust ja niiskust hülgevate tekstiilide, paberitoodete ja toiduainete pakkematerjalina, kustustusvahus, elektroonikas jm. Paljudel juhtudel ei ole võimalik nende asendamine. PFOS ühendeid toodetakse suhteliselt palju Euroopas, mistõttu nad satuvad keskkonda ja neid on avastatud nii kalade, lindude kui ka imetajate organismidest.

PFAS ühendid on püsivad, praktiliselt lagunematud, esinevad laialt keskkonnas ja on võimalik nende biokordistumine. Euroopa Toiduohutusamet (EFSA, 2008; 2011a) peab PFOSi ja PFOA kahjulikku mõju elanikkonnale üldiselt ebatõenäoliseks, kuid märgib, et elusorganismide arenguhäirete suhtes on andmed ebakindlad. Sisaldust toidus on vähe uuritud, kuid arvatakse, et kala on üheks tähtsamaks allikaks. Muidugi on neid ühendeid ka teistes toitudes, näiteks kartulites, säilitispuuviljas, munades jm. Inimese kokkupuude PFAS-i ühenditega toimub tõenäoliselt mitmel eri moel: toiduks mittemõeldud ainete allaneelamisel, kokkupuutel nahaga ning sissehingamisel. On tõestatud, et PFOS-il on võime bioakumuleeruda kalas ja muudes mereandides, linnulihas, lihas, puuviljades, köögiviljades, munades, piimas ja piimatoodetes. Teised kokkupuuteviisid on seotud toidu pakendimaterjaliga, kööginõudega ning otsese tehnotasandi kokkupuutega (nt majapidamistolm). Reeglina on PFOS sisaldus kõrgem PFOA omast. Erinevalt teistest halogeenorgaanilistest ühenditest ei lahustu PFC rasvas ja seetõttu ei akumuleeru see mitte rasvkoes vaid maksas, neerudes ja vereseerumis, kuna seondub valkudega (EFSA, 2011a; Hallikainen et al., 2011).

Varem on PFAS ühendeid määratud Eesti rannikult 2008.aasta sügisel püütud kalade – räim, ahven, lest – maksas, kus sisaldused olid ilmselt kõrgemad kui lihastes (Lilja et al., 2009). PFOA sisaldus oli kõigis proovides allpool määramispiiri. PFOS sisaldus oli räime maksas 4,3 kuni 10, ahvena maksas 11 kuni 48 ja lesta maksas 7,1 ng/g märgkaalu kohta. Soome kalades uuriti perfluorühendite sisaldust EU-kalat II projektis aastatel 2009-2010 (Hallikainen et al., 2011). Üldiselt oli perfluorühendite sisaldus madal. PFOS sisaldus räimes, ahvenas, lõhes reeglina piirides üks kuni viis ng/g märgkaalu kohta. Magevee kalades oli PFOS sisaldus madalam kui merekalades. Seejuures reostatud merealadel võivad sisaldused kalades olla oluliselt kõrgemad, näiteks ahvenas Helsinki sadama läheuses 16 kuni 40 ng/g märgkaalu kohta (Hallikainen et al., 2011). Kalade lihastes on kogu Läänemere kohta toodud piirid PFOS puhul 1,5 kuni 5,3 µg/kg märgkaalu kohta, PFOA sisaldused lihastes olid alla määramispiiri (BSEP, 2009).

2.4. Broomitud leegiaeglustid (PBDE) kalades

Polübroomitud difenüüleetrid (PBDE) kuuluvad laiemasse broomitud kemikaalide klassi, mida kasutatakse leegiaeglustitena ja nimetatakse ka broomitud leegiaeglustiteks. Kasutuses on ligikaudu 80 tüüpi broomitud leegiaeglustit. Nad eksisteerivad eri vormides, sõltuvalt broomiaatomite arvust ja asukohast. PBDE kantakse toodetele selleks, et pidurdada või aeglustada põlevate materjalide süttimist tulekahju korral. Neid kasutatakse laialdaselt mitmesuguste tarbekaupade, näiteks elektroonikatoodete, autode, mööbli ja ehitusmaterjalide süttivuse vähendamiseks. Broomitud leegiaeglustid võivad leostuda välja või aurustuda toodetest, milles neid on kasutatud. Kuna tarbekaupad visatakse nende olelusringi lõpus ära, on need ained aja jooksul saastanud keskkonda ja toiduahelat. Paljud broomitud leegiaeglustid on püsivad, bioakumuleeruvad ja mürgised nii inimestele kui ka keskkonnale. Arvatavasti põhjustavad nad neuroloogilisi käitumishäireid ja sisesekretsiooni häireid ning neid on leitud keskkonnas ja elusorganismides.

Lähtudes tehnilise PBDE segude koostisest, esinemisest keskkonnas ja toidus, luges EFSA (2011b) oluliseks kaheksat PBDE analoogi: BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154, BDE-183 ja BDE-209. EFSA koostatud ülevaate alusel saadi analüütilised tulemused kõige sagedamini kalades. Kõrgeim oli BDE-47, aga ka BDE-100 ja BDE-209 sisaldus. Leiti seos kalade lipiidide sisalduse ja PBDE kontsentratsiooni vahel. Inimene saab suurima doosi just BDE-47 ja BDE-209 arvelt (EFSA, 2011b).

2014 aastal anti EL soovitus (2014/118/EL), et liikmesriigid korraldaksid aastatel 2014 ja 2015 seiret broomitud leegiaeglustite sisalduste kohta toidus. Seire peaks hõlmama paljusid eri toiduaineid, mis peegeldavad tarbimisharjumusi, et andmed võimaldaksid õigesti hinnata kokkupuudet nimetatud ainetega. EFSA poolt soovitatud kaheksale PBDE analoogile on lisatud veel kaks – BDE-49 ja BDE-138 (2014/118/EL). BDE-138 sisaldust on ka varasematel aastatel määratud kalades, kuid BDE-49 on varem analüüsist välja jäänud. Soome Kuopio labor alles valmistub selle analoogi määramiseks. Kokku on Soomes määratud 15 analoogi sisaldus: BDE-28, BDE-47, BDE-66, BDE-71, BDE-75, BDE-77, BDE-85, BDE-99, BDE-100, BDE-119, BDE-138, BDE-153, BDE-154, BDE-183 ja BDE-209.

Aastatel 2006 kuni 2011 uuriti PBDE sisaldust Eesti kalades (Roots et al., 2010; 2011). Kokku analüüsiti Soome Kuopio laboris 15 analoogi sisaldust. Tulemustes on eraldi välja toodud BDE-47 ja EFSA poolt soovitatud kaheksa analoogi kohta. Lähtudes teiste orgaaniliste saasteainete, näiteks dioksiinide, puhul esitatud nõudest, et tulemused, mis on allpool määramispiiri (<LOQ) võrdsustatakse LOQ-ga, on ka PBDE puhul toodud just ülempiiri andmed. Räimest on PBDE sisaldust analüüsitud kokku 51 proovis – Soome lahe idaosas 22, suudmes 45 ja Liivi lahes 31. Kalade vanus varieerus üldiselt piirides kaks kuni seitse/kaheksa (Liivi lahes isegi 12) aastat. Lipiidide sisaldus proovides oli 1,0 kuni 12,2%. PBDE keskmine sisaldus (ülempiiri alusel; ng/g märgkaalu kohta) varieerus Liivi ja Soome lahe räimes piirides 0,46 kuni 0,71 ng/g märgkaalu kohta (kaheksa analoogi) ja 0,22 kuni 0,37 (BDE-47). Oluliselt kõrgem oli PBDE keskmine sisaldus Liivi lahe suuremates ja vanemates kalades – kaheksa analoogi ja BDE-47 sisaldus vastavalt 4,92 ja 1,08 ng/g märgkaalu kohta. Kilust on analüüsitud PBDE sisaldust kuues proovis Soome lahe suudmest (kolm 2006 ja kolm 2010). Kalade vanus oli kaks kuni kuus aastat, lipiidide sisaldus 1,2 kuni 15,7%. Eri aastate tulemused olid väga erinevad: 2006 aastal oli BDE kaheksa analoogi summa keskmine (avg±SE) väärtus 0,85±0,02 (BDE-47 0,43±0,01) ng/g märgkaalu kohta, 2010 aastal aga 0,18±0,01 (BDE-47 alla 0,0005) ng/g märgkaalu kohta. Jõesilmus määrati PBDE sisaldust Liivi lahest 2006. aastal kogutud kolmes proovis. Lipiidide sisaldus silmudes oli 11,0 kuni 17,8%. Kaheksa PBDE analoogi summa varieerus piirides 1,89 kuni 2,15 ng/g märgkaalu kohta ja BDE 47 sisaldus piirides 1,01 kuni 1,28 ng/g märgkaalu kohta. Peipsi kaladest on analüüsitud PBDE sisaldust ühes latika proovis (aastal 2007) – seitsmeaastases kalas, lipiide 3,2%, kaheksa analoogi summa 0,16 ning BDE-47 0,08 ng/g märgkaalu kohta.

2.6. Raskmetallid kalades

Kaadmium esineb looduskeskkonnas anorgaanilises vormis. Inimtegevus on põhjustanud tema kõrge taseme pinnases, vees ja organismides. Inimene saab kõige rohkem kaadmiumi suitsetades, mittedistillatsioonil on aga toit peamine kaadmiumi allikas. Toidust saadakse kaadmiumi eelkõige teraviljade, köögiviljade, pähklite ja kaunviljadega, aga ka kala ja muude mereandidega. Kaadmium on eeskätt toksiline neerudele, aga põhjustab ka luude demineraliseerumist ning on statistiliselt tõestatud seos vähiga. Vees keskkonnas akumulatsioon kaadmium limustes, vähilistes ja kalades. Seejuures on avastatud, et mageveeorganismid on kaadmiumi suhtes tundlikumad kui mereorganismid. Kehasse imendunud kaadmium eraldub väga aeglaselt, selle bioloogiline poolestusaeg on hinnanguliselt 10–30 aastat (EFSA 2009).

Pliid leidub keskkonnas ka looduslikult, kuid tema tööstuslik kasutamine (kaevandamine, töötlemine, kasutamine pigmentides, akudes, elektri- ja soojatootmisel jne) on toonud kaasa plii koguse suurenemise maapinnas, vees ja õhus. Suurel hulgal on pliid sattunud keskkonda jäätmete põletamisel ja varasemal ajal ka värvide ning etüleeritud kütustest. Inimene võib plii kokku puutuda toidu, vee, mulla, tolmu ja õhu kaudu. Toidust saadakse pliid kõige rohkem kalast (Evira, 2013). Plii imendub lastes paremini kui täiskasvanutes ning plii akumulatsioon pehmetesse kudedesse, sealhulgas maksa ja neerudesse. Vanuse suurenedes võib see samuti akumulatsioon luukoes. Plii mõjutab praktiliselt iga süsteemi inimkehas, sealhulgas verd, südame-veresoonkonda, neeru-, endokriin-, seedimis-, immuunsüsteemi ning suguelundeid. Sellegipoolest on kõige ohtlikum plii sihtmärk kesknärvisüsteem, eriti arenev aju. Plii on klassifitseeritud kantserogeenseks (EFSA, 2010c).

Arseen on kõikjal keskkonnas esinev poolmetall. Looduses esineb ta nii orgaaniliste kui ka anorgaaniliste ühenditena. Inimtegevuse tulemusena satub arseeni keskkonda nii seoses tööstuse heidete, kaevandamise ja metallitööstusega kui ka energia tootmisel fossiilsetest kütustest ja väetistest. Samuti sisaldavad arseeni mitmed pestitsiidid ja puidukaitsevahendid. Teatud alade kaevuvees on mineraalidest leostatud arseeni anorgaanilises vormis. Kõik vees lahustuvad arseeniühendid on inimorganismile mürgised. Peaaegu kõigis toitudes on vähesel hulgal arseeni. Sisaldused on reeglina väga madalad, kuid kõrge taseme sisaldusi võib leida näiteks lihast ja teraviljatoodetest, sealhulgas riisist, mis on märkimisväärne anorgaanilise arseeni allikas. Võib siiski väita, et ülemaailmselt on toitudest kõige suurema arseenisisaldusega kala ja kalatooted ning mereannid koos vetikatega. Kalades, eriti

merekalades, on arseen peamiselt orgaanilise ühendina (näiteks arsenobetaiin). Toidu valmistamisel, kuumutamisel, võib orgaaniline arseen lenduda ja võib muutuda ka anorgaaniliseks. Euroopas tehtud uuringute alusel saab inimene ligikaudu poole arseenist kaladega (EFSA, 2009; Evira 2013).

Elavhõbe on keskkonnas looduslikult esinev mürgine raskmetall. Sisaldus on kasvanud seoses heitvete sisselasete ja fossiilsete kütuste (kivisüsi) põletamisega. Elavhõbeda loodusesse sattumist on pikaaja jooksul oluliselt piiratud, kuid tema kontsentratsioon keskkonnas on ikkagi kõrge. Vette liigub elavhõbe kõige otsesemalt kloorleeliste tööstuse ja elektrijaamade, metallurgia, jäätmekäitluse, akude, mõõte- ja juhtseadmed (nt termomeetrid), lambid, elektroonika jne kaudu. Olulise tähtsusega on ka elavhõbeda paiskumine atmosfääri, kuna ta võib kanduda väga kaugele saasteallikast. Looduses muudavad mikroorganismid anorgaanilise elavhõbe metüülelavhõbedaks, mis on suurimaks ohuks nii inimesele kui ka kala söövatele imetajatele ja lindudele. Inimene saab elavhõbedat peamiselt toiduga. Toiduga saadavast anorgaanilisest elavhõbedast imendub 7%, metüülelavhõbedast aga üle 90%. Kalas on elavhõbedast üle 90% metüülelavhõbedana. Elavhõbedat leidub toidus laialdaselt, kuid kõige mürgisemat metüülelavhõbedat leidub olulisel määral ainult kalades ja teistes mereandides. Muudes toitudes esinev elavhõbe, mis ei ole pärit kalast, ei ole esmatähtis, kuna esimesed sisaldavad mitteorgaanilist elavhõbedat ega põhjusta kokkupuudet metüülelavhõbedaga. Elavhõbe, erinevalt teistest raskmetallidest, akumuleerub toiduahelas. Metüülelavhõbe on närvisüsteemile erakordselt mürgine ning kõige tundlikum elund seda tüüpi toksilisusele on arenev aju. Samuti võib metüülelavhõbe kahjustada neerusid, põhjustada depressiooni, ärrituvust, mäluhäireid ja spasme.

Raskmetallide sisaldust kalas on uuritud erinevate toiduseirete raames. 2005. aastal analüüsiti Terviseameti Taru laboris plii, kaadmiumi ja elavhõbeda sisaldust Eesti vetest püütud 14-s kalaliigis (kokku 25 proovi). Merest püütud kaladest analüüsiti Väinamere ja Soome lahe kala. Väinamere kalades varieerus plii sisaldus (mg/kg märgkaalu kohta) piirides <0,05 kuni 0,06, kaadmium <0,002 kuni 0,01, arseen 0,09 kuni 0,46 ja elavhõbe <0,01 kuni 0,07. Soome lahe kalades olid piirid vastavalt <0,05 (plii), <0,002 kuni 0,01 (kaadmium), 0,12 kuni 0,24 (arsen) ja 0,02 kuni 0,03 (elavhõbe). Üle määramispiiri oli plii sisaldus ainult haugis ja kaadmiumi sisaldus räimes. Elavhõbedat oli määratavas koguses kõigis kalaliikides (Margna & Reinik, 2009). Aastatel 2009 kuni 2011 on Veterinaar- ja Toidulaboris analüüsitud metalle 61-s värske, jahutatud kala proovis, kusjuures plii, kaadmiumi ja elavhõbeda sisaldus ületas määramispiiri vaid kuues proovis (väljavõte VTA andmebaasist, K. Ehandi).

Raskmetallide (kaadmium, plii, elavhõbe) sisaldust Eesti rannikumere kalades, räimes ja ahvenas, on uuritud ka riikliku keskkonnaseire raames alates aastast 1994 (ahvenas põhiliselt alates aastast 2006). Muidugi tuleb arvestada, et analüüsi valikulisi proove – räime puhul emased, kaheaastased isendid ja ahvenal emased 15 kuni 20 cm pikkused kalad. Lisaks veel asjaolu, et kaadmium ja plii määrati kalade maksas ja ainult elavhõbe kalade lihastes.

Aastate 2006 kuni 2014 andmete alusel oli kaadmiumi keskmine kontsentratsioon räime maksas, 0,18 mg/kg märgkaalu kohta, kõrgem kui ahvena maksas - 0,06 mg/kg märgkaalu kohta. Kaadmiumi sisaldus maksas oli kõigis räime ja pooltes ahvena proovides kõrgem kui lihaste kohta antud EL piirnormi väärtused. Tuleb arvestada, et lihastes on kaadmiumi sisaldus oluliselt madalam kui maksas. Arvutades maksas saadud tulemused ümber kogu kalale (koefitsent räimes ja ahvenas vastavalt 0,08 ja 0,11; Nyberg et al., 2013), saame et isegi maksimaalsed väärtused räimes ja ahvenas ei ületanud 0,03 mg/kg märgkaalu kohta.

Aastate 2006 kuni 2014 keskmine plii kontsentratsioon räime maksas (0,08 mg/kg märgkaalu kohta) oli madalam kui ahvena maksas (0,10 mg/kg märgkaalu kohta). Piirnorm kalades ja kalatoodetes on pliil 0,30 mg/kg märgkaalu kohta. Keskkonnaseire tulemused olid reeglina sellest väärtusest madalamad, kusjuures tuleb arvestada, et lihastes (mille kohta on antud toidu piirnorm) on plii sisaldus reeglina madalam kui maksas.

Aastate 2006 kuni 2014 keskmine elavhõbeda kontsentratsioon ahvena lihastes (0,053 mg/kg märgkaalu kohta) oli kõrgem kui räime lihastes (0,019 mg/kg märgkaalu kohta). Piirnorm kalades ja kalatoodetes on elavhõbedal 0,50 mg/kg märgkaalu kohta. Seega on elavhõbeda keskmine sisaldus oluliselt madalam kehtestatud piirnormi väärtusest.

3. Uuritavate kalade püük Eestis

3.1. Läänemere kalad

3.1.1. Räum

Räum *Clupea harengus membras* L. on Atlandi heeringa alamliik, kes asustab kogu Läänemerd, moodustades kohalikke populatsioone. Räumel eristatakse kudemisaja järgi kahte ökoloogilist rühma: märtsist juunini kudevat kevadräume ja augustis-septembris kudevat sügisräume. Viimase osa saagis on alates 1970datest aastatest olnud alla 5%. Räume puhul hinnatakse varu seisundit ja antakse püügisoovitusi nelja ühikvaru kohta: Läänemere avaosa räum (alarajoonid 25–28.2, 29 ja 32), Liivi lahe räum (alarajoon 28.1), Botnia mere räum (alarajoon 30) ja Botnia lahe räum (alarajoon 31). Neist Liivi lahes ja Botnia meres (võib-olla ka Botnia lahes) on lokaalsed populatsioonid. Läänemere avaosa alarajoonide 25–28.2, 29 ja 32 räum pärineb eri populatsioonidest (Eesti kalamajandus, 2013).

Viimastel aastatel on Läänemere avaosa räumesaak suurenenud, ulatudes 2005.aasta 92 tuhande tonnise madalseisust 2010.aastal 137 tuhande tonnini, kahanedes seejärel 101 tuhande tonnini aastal 2013. Suurimad räumepüüdjad olid 2013.aastal Rootsi (27%), Poola (26%) ja Soome (18%). Eesti 12,6 tuhande tonnine saak moodustas 12% üldsaagist. Liivi lahe räume püüavad vaid Eesti ja Läti kalurid. Läti saagiosa on olnud paaril viimasel aastakümnel 60–70%. Liivi lahest püütakse lisaks kohalikule laheräumele ka lahes kudemas käivat avamereräume. Neile kehtib ühine püügikvoot. Viimastel aastatel on Liivi lahe räumesaagis avamereräume osatähtsus olnud alla 5% (Eesti kalamajandus, 2013; ICES, 2014).

Räumesaagi keskmine vanuseline koosseis on läbi aegade olnud võrdlemisi sarnane – domineerivad ühe- kuni kolmeaastased isendid, kes moodustavad ligi 60% saagist. See on seletatav peamiselt noorematest räumedest koosnevate pelaagiliste koondiste ülekaaluga traalpüügil (Eesti kalamajandus, 2013; ICES, 2014). Liivi lahe räumesaakides moodustasid viimasel kümnel aastal (2004 kuni 2013) ühe- kuni kolmeaastased kalad keskmiselt 69% saagist. Madalaim oli noorte räumede osatähtsus aastal 2011 (51%), kõrgeim aga aastal 2008 (83%). Üle viieaastaseid kalu oli Liivi lahe püükides keskmiselt 8%, kusjuures vaid viimasel kolmel aastal ületas nende osatähtsus 10%. Läänemere avaosa (SD 29) räumesaakides oli ühe-

kuni kolmeaastaseid kalu keskmiselt 49% ja üle viieaastaseid kalu 17%. Nooremate kalade osatähtsus varieerus piirides 31,3% (2012) kuni 64% (2004). Vanemate kalade osatähtsus oli väga kõrge – 35% aastal 2008 ning üle 20% aastatel 2009 ja 2012. Soome lahe (SD 32) rääimesaakides oli ühe- kuni kolmeaastaseid räimi keskmiselt 63%, piirid 51% aastal 2007 ja 86% aastal 2004. Vanemaid kui viieaastaseid kalu oli keskmiselt 9%, üle 10% aastatel 2008 kuni 2010 ja 2013 (Anon., 2014a; ICES, 2014).

3.1.2. Kilu

Kilu, *Sprattus sprattus balticus* (Schn.) käsitletakse kogu Läänemere ulatuses ühe nn ühikvaruna (populatsioonina). Ajal, mil kilu arvukus on suur, levib ta kõikjale üle kogu Läänemere, välja arvatud mageveelised alad Botnia lahe põhjaosas ja Soome lahe idaosas. Ka Liivi lahes leidub kilu suhteliselt vähe. Kiluvarude seisundit kujundab kilu peamise loodusliku vaenlase – tursa, arvukus. Kui see on kõrge, siis on Läänemeres kilu vähe, ja vastupidi. Kilu arvukuse ja biomassi suur muutlikkus peegeldub ka tema üldsaaGIS, mis on viimase 34 aasta vältel ulatunud 37 tuhandest tonnist 1983.aastal kuni 529 tuhande tonnini 1997.aastal. Suurimad kilupüüdjad on Rootsi (16%), Poola (26%) ja Läti (13%). Viimasel viiel aastal on Läänemere kilusaak olnud 231 kuni 407 tuhat tonni. 2013.aastal oli kilusaak 272,4 tuhat tonni ja see oli eelnevast aastast mõnevõrra suurem (Anon., 2014a; ICES, 2014).

Eesti kalurite poolt püüti 2013.aastal kilu 29 804 tonni (tabel 3.1), mis on võrreldes 2012. aastaga 8% suurem. Enamus kilust (54%) püüti Soome lahest, kus saagid suurenesid eelneva aastaga võrreldes 6%. Eesti kalurite poolt Läänemere avaosast (alampiirkonnast 29 ja 28) püütud kilu osakaal moodustas saagist vastavalt 39% ja 6%. Alampiirkonna 29 kilusaagid olid võrreldes 2012. aastaga 16% võrra suuremad (Anon., 2014a). Kilupüük toimub Eesti majandusvööndis valdavalt kilu-räime segakoondistest, vaid Liivi lahes ja Soome lahe idaosas esineb ta räime kaaspüügina. Kui võrrelda kilu arvulist osakaalu Eesti kalurite pelaagiliste traalpüükide saakides viimasel 16 aastal, siis varieerus see pea kõikides püügipiirkondades kuni 2004. aastani 60-80% tasemel. Aastatel 2005-2010 oli see meie pelaagilises traalpüügis ligikauu 90%, 2013.aasta näitaja 85% (Anon., 2014a). Kilu keskmine kaal vanuserühmades oli suhteliselt kõrge 1970 ja 1980ndatel. Ajavahemikus 1990-1998 vähenes kilu keskmine kaal vanuserühmades umbes 40% võrra kogu Läänemeres. Perioodil 1999-2002 suurenes kilu keskmine kaal vanuserühmades 10-20% võrra. 2002. ja 2003.aasta arvukad kilupõlvkonnad

paistavad silma eriti aeglase kasvutempoga ning 2005.aastal oli nooremate ja 2006.aastal vanemate kilu vanuserühmade keskmine kaal Läänemeres viimaste aastakümnete madalaim. Alates 2004.aastast on järgnevate kilupõlvkondade kasv olnud parem (Anon., 2014a). Vanuserühmiti oli kilu keskmine kaal 1970- ja 1980ndatel aastatel suhteliselt kõrge. Ajavahemikus 1990-1998 vähenes kogu Läänemeres kilu keskmine kaal umbes 40% võrra. Perioodil 1999-2002 suurenes kilu keskmine kaal vanuserühmades 10-20% võrra. 2002. ja 2003. aasta arvukad kilupõlvkonnad paistsid silma eriti aeglase kasvutempoga ning 2005. aastal oli kilu nooremate ja 2006. aastal vanemate vanuserühmade keskmine kaal Läänemeres viimaste aastakümnete madalaim. Alates 2004. aastast on järgnevate kilupõlvkondade kasv olnud parem (Anon., 2014a). Viimastel aastatel on kilu keskmine kaal enamuses vanuserühmades mõnevõrra paranenud. Viimasel kümnel aastal (2004 kuni 2013) domineerisid kilusaakide vanuselises koosseisus ühe- kuni kolmeaastased kalad, moodustades 75% saagist. Vanemaid, üle viieaastaseid kalu, oli püükides keskmiselt 12%. Alates 1974. aastast oli nooremate, ühe- kuni kolmeaastaste, kilude osatähtsus saagis alla 50 % vaid kahel aastal - 1979 ja 1987 ning vanemate, üle viieaastaste, kilude osatähtsus üle 30% samuti kahel aastal - 1980 ja 1987 (ICES, 2014).

3.1.3. Rannikumere ahven.

Ahven, *Perca fluviatilis* L. on Eestis laialt levinud mageveeline kala, kes asustab ühtviisi edukalt nii riimveelist rannikumerd kui ka magevett. Paigalise eluviisiga ahven on meil kõige enam töenduslikult püütav mageveekala. Ahvenat püütakse rannikumereist seisevpuünistega, st nakkevõrkude- ja eritüübiliste lõkspuüniste – mõrdadega. Saagi moodustamisel on puüniste osatähtsus enam-vähem võrdne. Rannikumere ahvenasaak püüis aastaid 800 - 900 tonni piires. Viimasel kahel-kolmel aastal on saagid, eeskätt tänu Väinamere saakide suurenemisele, tõusnud üle 1500 t (Eesti kalamajandus, 2013). Sellest valdav enamus, ligikaudu 80%, püütakse välja Liivi lahest, peamiselt Pärnu lahest. Liivi lahele järgneb ligikaudu 17% Väinameri. Ülejäänud rannikumere piirkondade osatähtsus on marginaalne. Nii oli 2014. aasta rannikumere ahvenasaak 1567 t, millest vastavalt 1254 t püüti Liivi lahest ja sellest omakorda 1190 t Pärnu lahest. Väinamere eelmise aasta ahvenasaak ulatus 267 t, millega ületas 2013. aasta väljapüüki 12%. Tundub, et Eesti rannikumeres elutseva ahvena ainus tõsiselt arvestatav, st ainsana heas seisus olev, varu paikneb jätkuvalt Pärnu lahes, sest 1990ndate aastate keskel ülepüügi tõttu kollapseeunud Väinamere ahvenavaru ei ole siiani suutnud

mõjutustest toibuda (Järv, 1996, Pukk et al., 2013). Merest püütavale ahvenale kehtib alates 1997. aastast alammõõt – üldpikkus (TL) 19 cm või kehapikkus (SL) 16 cm (Kalapüügieeskiri, 2003). Läänemerest koguti kõik kuus ahvenaproovi Soome lahe lääneosast. Proovidesse valitud kalad ületasid kõik alammõõtu ja seega peaksid neis sisalduvate ohtlike ainete kogused kirjeldama piisavalt hästi ahvena söömisest tingitud võimalikku kahju inimese tervisele.

3.1.4. Lest

Lest *Platichthys flesus trachurus* (Duncker) on Läänemeres tavaline kala, keda Soome lahe rannikumerest püütakse tavaliselt nakkevõrkudega. Enamus lestast püütakse Soome lahe soolasemast lääneosast. Lestasaak on püsinud viimastel aastatel (2007 – 2011) suhteliselt stabiilsena, jäädes 250 – 300 tonni piiridesse. Lesta saak moodustab rannapüügist keskmiselt 2,4% (Eesti kalamajandus, 2013). Lesta kogusaagist püütakse avamerest umbes 10%. Lesta saagist 14% püütakse välja harrastuskalurite poolt (Anon., 2014b).

Kõik proovidesse valitud kalad ületasid lestale kehtestatud alammõõtu, mis on ICES alarajoonis 28 üldpikkus (TL) 21 cm ning alarajoonis 29 ja 32 (TL) 18 cm (Kalapüügieeskiri, 2003). Seega peaks nendes sisalduvate ohtlike ainete kogused kirjeldama piisavalt hästi lestade söömisest tingitud võimalikku kahju inimese tervisele.

3.1.5. Lõhi

Lõhi *Salmo salar* L. on külmaveeline siirdekala, kes koeb vooluveekogudes. Lõhel on hinnatud, väga maitsev ja kõrge toiteväärtusega, liha. Tema kogunemine kudejõgede suudmete lähedusse algab tavaliselt augustis. Tõus jõkke sõltub sissevoolava vee temperatuurist. Koetakse jõgede kärestikulises osas 2 - 4 °C vees, st enamasti oktoobris - novembris. Lõhe elu jaotub kaheks – jõeeluks ja mereeluks. Jõeelu kestab reeglina poolteist kuni kaks aastat. Lõhi saavutab alammõõdu reeglina teise mereelu aasta lõpuks, st näiteks 2012.aastal laskunud kalad tulevad püüki 2013. aasta sügisel ja moodustavad olulise osa varust veel ka 2014.aastal. Lõhevaru moodustub kahe aasta asustatud ja looduslikust kudemisest pärit kaladest, kes elasid üle postsmoldi ea ja eluperioodi Läänemere kesk- ja lõunaosas (Anon., 2014c). Lõhet püütakse Eestis peamiselt sügiseti rannikumerest, kas

eriliselt asetatud nakkevõrkudega (lõhemäng) või lõkspüünistega. Lõhe püügiintensiivsus on tänu püügiiregulatsioonidele olnud pikemat aega stabiilne ja Soome lahe saagid on püsinud viimase 15 aasta jooksul tonni piires. Soome lahte antud lõhekvoot on Eesti püüdjate poolt olnud aastaid alakasutatud, mistõttu on kvooti korduvalt vähendatud, seda viimati 2014. Viimaste aastatel (2012 – 2013) on meie lõhejõgede taastootmisvõime paranenud ja Soome lahe lõhe loodusliku taastootmise maht on selle toel veidi tõusnud (Anon., 2014c). Lõhi on Eesti Punase Raamatu II kategooria kaitstav liik.

Lõheprooviks valiti looduslikult paljunenud kolm aastat meres elanud kala, kes ületas Läänemeres lõhele kehtestatud alammõõtu – üldpikkus (TL) 60 cm (Kalapüügieeskiri, 2003). Seega peaks temas sisalduvate ohtlike ainete kogused kirjeldama piisavalt hästi loodusliku lõhe söömisest tingitud võimalikku kahju inimese tervisele.

3.1.6. Jõesilm

Jõesilm *Lampetra fluviatilis* (L.), keda leidub praktiliselt kõikjal meie rannikumeres, elab vastsena (4–5 aasta jooksul) jõgedes. Moonde läbinud jõesilm laskub merre, kus veedab järgmised 2–3 aastat ja saavutab suguküpsuse. Suguküpsed, keskmiselt 7-aastased, jõesilmud kogunevad sügisel sünnijõe suudmealal parvedesse ning tõusevad sealt parvedena kärestikel paiknevatele koelmutele. Jõesilmul on negatiivne valgustaksis (pelgab valgust), st ta rändab pimedas ja seda mõjutavad tugevalt kuu faasid ning pilvisus. Soome lahe vesikonna jõgedes saabub kuderände maksimum oktoobris-novembris ja kestab sageli veel jaanuariski. Tagasi magevette jõudnud jõesilm lõpetab toitumise, sooltoru kasvab kinni ja suguproduktid küpsevad. Seega enne kudemist ei toitu jõesilm peaaegu kolmveerand aastat. Selle ajaga väheneb isaste pikkus kuuendiku- ja emaste pikkus veerandi võrra. Jõesilm koeb vaid kord elus, sest kudemisega kaasnevad muutused on pöördumatud. Jõesilmu püütakse vaid sügis-talvise kuderände ajal spetsiaalsete lõkspüüniste ehk torbikutega. Silmusaak koosneb 100% kudekarjast. Parimatel aastatel ulatuvad Soome lahe vesikonnas kudeva jõesilmu saagid paarikümne tonnini, millest valdav osa püütakse Narva jõest. Jõesilmul on maitsev ja kõrge toiteväärtusega liha. Kuna tal puuduvad sapp, luud ning suguküpsel ka sisikond, siis saab jõesilmu tervikuna toiduks kasutada. Jõesilm ei ole kaitse all, talle ei ole kehtestatud alammõõtu. Jõesilmu ohustab eelkõige jõgede reostumine. Jõesilmu püük on märtsi algusest juuni lõpuni keelatud.

Uuringus analüüsitud jõesilmud püüti Soome lahe vesikonnast, Kunda jõest. Kuna jõesilmul puuduvad vanust registreerivad struktuurid, siis piirduti antud uuringus teadmise, et keskmine jõesilmu sugukala tõuseb koelmule kuuendal kuni kaheksandal eluaastal, st keskmiselt seitsmeaastasena. Seega peaks uuritud silmudes sisalduvate ohtlike ainete kogused kirjeldama piisavalt hästi söömisest tingitud võimalikku kahju inimese tervisele.

3.2. Peipsi kalad

Seoses peipsi tindi hävimisega viidi Peipsi ökosüsteem juba aastaid tagasi tasakaalust välja. Peamise toiduobjekti, tindi, kadumise tõttu kannatab esmajärjekorras järve tähtsaim röövkala – koha, esimestel eluaastatel toidupuuduse all. Sama probleem kimbutab ka paar aastat vanemat ahvenat. Nende kalade kasv on aeglustunud, looduslik suremus tõusnud, mis on kokkuvõttes viinud nende liikide varu vähenemisele. 2009.aastal tekkinud tugevad koha- ja ahvenapõlvkonnad on senini suutnud nende liikide varu hoida keskmisel (koha) või heal (ahven) tasemel. 2009.aasta koha- ja ahvenapõlvkondade varu ammandub suure tõenäosusega 2014. või paremal juhul 2015.aastal. Edasi hakkab mõlema liigi varu kiiresti vähenema. Praegusel hetkel toimub Peipsi järve elustikul kohanemine uute tingimustega ja edasist varu käiku on raske prognoosida (Anon., 2014d).

Ahven, *Perca fluviatilis* L. on Peipsi-Pihkva järves arvukas kalaliik ning olulisim tööndus- ja harrastuspüügi objekt. Ahvena populatsioon on suure püügisurve all ja senini on ahvena töönduslik varu ja -saagid püsinud heal tasemel. Viimasel aastakümnel on Peipsi-Pihkva järve ahvenasaak püsinud 1000 tonni ringis (Saat & Vaino, 2010). Tänu 2009 aasta tugevale põlvkonnale püsib järve ahvenavaru hetkel veel heas seisus (Eesti kalamajandus, 2013), kuid ühel tugeval põlvkonnal püsivas saagis on juba märgata langustendentsi. Nii oli 2013. aasta ahvenasaak 2012. aastaga võrreldes oluliselt väiksem, kuigi püsis veel aastakümne keskmise lähedal. Ahven on parvelise eluviisiga kala, kes eelistab elupaigana Peipsi järve kesk- ja põhjaosa. Koelmud asuvad järve kaldavööndis. Eesti poolelt on suured koelmud Meerapalu, Nina, Kodavere, Sääritsa, Lohusuu, Mustvee ja Vasknarva juures. Tindivaru kadumise järel on ahven praegu üks koha tähtsamatest toiduobjektidest, samas toitub ahven meelsasti kohamaimudest. Peipsi-Pihkva järves ahvenal alamõõt puudub, kuid eri aastatel on

kehtestatud kaudseid püügipiiranguid (Anon., 2014d). 2008 - 2012 oli Eesti poole keskmine ahvenasaak 916 tonni ja kogu järve saak 1613 tonni.

Latikas *Abramis brama* (L.) on arvukas põhjatoiduline lepiskala. Peipsi-Pihkva järves on latikas tavaline- ja ühtlasi ka üks olulisemaid töõnduskalu. Esimestel eluaastatel hoidub latikas järve kaldavööndisse, hiljem suundub järve avaossa. Koelmud paiknevad Suur-Emajões, Peipsi järve lõunaosaga ühenduses olevates järvedes ja jõgedes, Lämmi- (Värska laht) ja Pihkva järves (Anon., 2014d). Viimasel aastakümnel on latika arvukus olnud kõrge, mis tagas kogu Peipsi-Pihkva järve ulatuses latikasaagi tõusu 1300 tonnini aastas, mis moodustab Eesti aastasest latikasaagist umbes poole (Saat & Vaino, 2010). Peipsi-Pihkva järve latikavaru on heas seisus (Eesti kalamajandus, 2013). Peipsi järves kehtib latikale alammõõt TL=35 cm ja iga-aastane kudeaegne püügikeeld (Kalapüügieskiri, 2003).

Koha, *Sander lucioperca* (L.) on pelaagiline röövkala, kes eelistab Peipsi järve kesk- ja põhjaosa sügavaveelisi piirkondi. Koelmud paiknevad Peipsi järve lõunaosas (Pedaspää laht, Raskopeli laht), Suur-Emajõe alamjooksul ja Lämmi ja Pihkva järves, kuhu ta kevadel kudema rändab (Anon, 2014d). Koha on ametliku statistika järgi Peipsi-Pihkva järve saakides ahvena järel teisel kohal. 2008 kuni 2012 oli kogu Peipsi-Pihkva järve keskmine kohasaak 1089 tonni. Kohavaru on Peipsi-Pihkva järves rahuldavas seisus. Tänu 2009. aasta tugevale kohapõlvkonnale võib veel sellel ja järgmisel aastal loota häid või keskmisi kohasaake (Eesti Kalamajandus, 2013). Sõltuvalt töõnduspüüki tulevate põlvkondade arvukusest ja kasvust on töõnduslik alammõõt kõikunud SL= 20-40 ja vastav TL=25-46 cm vahel. 2013.aastal oli koha alammõõduks SL= 30/35 ja TL= 40/46 cm (Anon., 2014d). Kohavaru edasine saatus sõltub tema toidubaasi seisundist.

4. Uurimismeetodid

4.1. Kalade bioloogiline analüüs

Kalaproovide võtmisel lähtuti eeskätt Euroopa Liidu õigusaktidest: Komisjoni määrus 2012/252/EL, millega sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid dioksiinide, dioksiinilaadsete PCBde ja mittedioksiinilaadsete PCBde sisalduse ametlikuks kontrolliks teatavates toiduainetes ning tunnistatakse kehtetuks määrus nr 1883/2006 (2012/252/EL); Komisjoni määrus 2007/333/EÜ, millega sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid plii, kaadmiumi, elavhõbeda, anorgaanilise tina, 3-MCPD ja polütsükliiliste aromaatsete süsivesinike ametlikuks kontrolliks teatavates toiduainetes (2007/333/EÜ); Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus 882/2004, ametlike kontrollide kohta, mida tehakse sööda- ja toidualaste õigusnormide ning loomatervishoiu ja loomade heaolu käsitlevate eeskirjade täitmise kontrollimise tagamiseks (2004/882/EÜ). Samuti arvestati Euroopa Liidu juhendamaterjalide (EC, 2010) nõudeid ning HELCOM Läänemere seireprogrammi COMBINE eeskirju.

Proovide kogumisel, bioloogilise analüüsi läbiviimisel ning proovide koostamisel keemilisteks analüüsideks lähtuti Merebioloogia osakonna Kvaliteedikäsiraamatu sisejuhendist KJ I/16 (proovivõtt kalade ja limuste keemilisteks analüüsideks). Meetod on akrediteeritud Eesti Akrediteerimiskeskuse poolt (registreerimisnumber L179) ja järgib vastavaid rahvusvahelisi standardeid (EVS-EN 13804:2013; ISO 23893-1:2007).

Analüüsideks vajalikud kalad saadi kas töönduslikest või katsepüükidest. Rääm ja kilu saadi reeglina töönduslikest traalpüükidest, teised kalaliigid aga erinevate püügivahenditega nii tööndus- kui katsepüükidest. Ohtlike ainete sisalduse määramisel kalades aastatel 2002 kuni 2010 kasutati reeglina kevadel ja suvel püütud kalu. Sellest lähtudes on aastal 2013 kasutatud osaliselt ka enne töövõtulepingu sõlmimist kogutud ja sügavkülmas säilitatud kalu.

Bioloogilisel analüüsil määrati kalade sooline kuuluvus ja gonaadide suguküpsuse aste. Suguküpsuse aste iseloomustab sugunäärmete (mari, niisk) seisundit. Kasutati üldlevinud kuueastmelist skaalat. Edasi määrati iga kala üldpikkus (kala pikkus ninamiku tipust, suu suletud, kuni sabauime lõpuni: TL, cm) ja mass (W, g), millede alusel arvutati kalade tüsedusindeks Fultoni järgi ($CI = 100 * W/L^3$). Eraldati, olenevalt liigist, kas otoliidid,

lõpuskaaneluud või soomused vanuse määramiseks. Ahvenatel määrati lisaks eelnevatele ka keha pikkus ilma sabauimeta (l, cm), sisusteta kaal (w, g) ja maksa kaal (g).

Vastavalt bioloogilise analüüsi tulemustele koostati proovid lähedaste pikkuste ja kaaludega isenditest (kalade arv oli selline, et ühe proovi kaal oleks ca 300g). 2014 aastal võeti proovidesse suurem hulk kalu ja koostati eraldi osaproovid samadest kaladest raskmetallide sisalduse määramiseks. Räimel ja kilul eraldati pea, sabauim ja sisused. Saasteainete sisaldus määrati seega summaarselt räime ja kilu kõigis söödavates osades: lihastes, nahas, uimedes (v.a sabauim) ja luudes. Teiste uuritavate kalade proovid koostati lihastest koos nahaaluse rasvakihi. Proovid pakiti fooliumisse, varustati etikettidega ja säilitati sügavkülmas (ca -20°C) kuni saatmiseni laborisse. Laborisse saatmiseks pakiti proovid termokastidesse, varustati külmapatareidega ja saadeti DHL-iga Soome, Kuopios asuvasse laborisse. Heas korras proovid jõudsid laborisse ülejärgmisel päeval pärast ärasaatmist Eestist. Raskmetallide proovid jõudsid ühe tunni jooksul termoskastis Keskkonnauuringute Keskuse laborisse, kus neid säilitati edasi sügavkülmas.

Bioloogilise analüüsi algandmed on toodud lisa 1.

4.2. Keemilised analüüsid

Tehnilised toimingud, millega tagatakse analüüsitulemuste kvaliteet ja võrreldavus, peaksid järgima rahvusvaheliselt tunnustatud kvaliteedijuhtimise süsteemi tavaid. Komisjoni määrus 252/2012, 21.märts 2012, millega sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid dioksiinide, dioksiinilaadsete PCBde ja mittedioksiinilaadsete PCBde sisalduse ametlikuks kontrolliks teatavates toiduainetes ning tunnistatakse kehtetuks määrus nr 1883/2006 (2012/252/EL). Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus 882/2004, 29.aprill 2004, ametlike kontrollide kohta, mida tehakse sööda - ja toidualaste õigusnormide ning loomatervishoiu ja loomade heaolu käsitlevate eeskirjade täitmise kontrollimise tagamiseks (2004/882/EÜ). Laboratoorsed analüüsimeetodid peavad olema akrediteeritud vastavalt EN ISO/IEC-17025 standardile. Analüüsitulemuste võrdlemisel kehtestatud piirnormidega ei ole arvestatud mõõtemääramatust.

Keemilised analüüsid viidi läbi Riigi Tervise ja Heaolu Instituudi Keskkonnatervise osakonna Keemilise eksponeerimise allüksuse laboratooriumis (National Institute for Health and Welfare (THL) / Department of Environmental Health / Chemical Exposure Unit P.O. Box 95 (Neulaniementie 4), FI-70701 (FI-70210) KUOPIO, FINLAND) Soomes. Kasutatud meetodid on akrediteeritud Soome Akrediteerimiskeskuse poolt (FINAS, registreerimisnumber T077). Laboratooriumi akrediteerimisulatus vastab tehtud analüüside spetsiifikale ja nomenklatuurile ning nende puhul on täidetud nõue standardi EN ISO/IEC-17025 rakendamise kohta. Samuti on selles laboratooriumis analüüsitud Eesti toiduproove alates 2006 aastast, mille tulemusena on Eesti toiduanalüüsid võrreldavad nii omavahel aastate kaupa kui naaberriigi Soome vastavate tulemustega. Raskmetallide kontsentratsioon määrati Eesti Keskkonnauuringute Keskuses, kus vastavad meetodid on akrediteeritud (EAA, registreerimisnumber L008).

4.2.1 Dioksiinid, PCB ja PBDE

Kalaproov ekstraheeriti tolueeni/etanooliga (85:15) kas Dionex ASE 300 ekstraktsiooni aparaadis või Soxlet ekstraktoris. Järgnevalt vahetati lahusti heksaani vastu ja kalaproovi rasvaprotsent määrati kaalanalüüsil. Sisestandarditena kasutati ¹³C-märgistatud PCDD/F, PCB ja PBDE standardaineid. Edasi kalaproov puhastati rasvast mitmekihilises (sisaldab happelist ja neutraalset silikogeeni) silikogeelkolonnis. Järgnevas aktiveeritud alumiiniumoksiidi kolonnis kõrvaldati viimased analüüsi segavad lisandid. Aktiveeritud süsiniku kolonnis erinevaid lahusteid/lahustite kombinatsioone kasutades eraldati erinevad keemiliste ühendite fraktsioonid. Saagise/tagasisaamise standardid (recovery standards) lisati proovile enne gaaskromatograafilist mass-sektromeetrilist analüüsi. Analüüsikolonnideks olid valitud PCDD/F ja PCB määramisel DB-DIOXIN, 60m, ID 0,25 mm, 0,15 µm. PBDE määramisel DB5-MS, 60m, ID 0,25 mm, 0,25 µm ja eraldi PBDE-209 puhul lühem kolonn DB5-MS, 6m, ID 0,25 mm, 0,25 µm (Suominen et al., 2011; Hallikainen et al., 2011).

Määramispiirid (limits of quantification – LOQ): vastavalt PCDD/F ja non-orto-PCB puhul 0,1-5,0 pg/g rasva kohta; ülejäänud PCB ühendite puhul 10 kuni 100 pg/g rasva kohta ja PBDE korral (üle 0,5 ng/g rasva kohta ainult PBDE-209-le).

Avastamispiirid (limit of detection – LOD): vastavalt PCDD/F-dele ja non-orto-PCB-dele - 0,05-2,5 pg/g rasva kohta; ning teistele PCB-dele ja PBDE-dele 5,0- 50,0 pg/g rasva kohta.

Mõõtemääramatuse (measurement of uncertainty – MU) protsent:

Kui WHO-TEQ PCDD/F on: < 0,5 pg/g rasva kohta, siis \pm 50%; 0,5 – 5,0 pg/g rasva kohta, siis \pm 25%; > 5,0 pg/g rasva kohta, siis \pm 20%.

Kui WHO-TEQ PCB on:< 0,5 pg/g rasva kohta, siis \pm 35%; 0,5 – 5,0 pg/g rasva kohta, siis \pm 25%; > 5,0 pg/g rasva kohta, siis \pm 20%.

Kui summaarne PBDE on: < 5,0 ng/g rasva kohta, siis \pm 70%; 5,0 – 20,0 ng/g rasva kohta, siis \pm 40%; > 20,0 ng/g rasva kohta, siis \pm 15%.

PCDD/F, PCB ja PBDE algandmed, analüüsilehed on lisades 2, 3, 8 ja 9.

4.2.2 Tinaorgaanilised ühendid

Detailselt on analüüsimeetodid kirjeldatud artiklites (Rantakokko et al., 2008; 2010; Suominen et al., 2011). Ühendite ekstraheerimisel kalaproovidest kasutati orgaanilist solventi (eeterheksaan). Etüül derivaatide moodustamiseks kasutati naatrium tetraetüülboraati. Proovid puhastati alumiiniumoksüüdiga täidetud kolonnis. Analüüsil kasutati sisestandardeid. Kvantitatiivne analüüs viidi läbi kõrglahutuvusega mass-spektromeetriga gaas-kromatograafil (GC-HRMS). Tinaorgaanilistest ühendeist määrati kalaproovides monobutüültina (MBT), dibutüültina (DBT), tributüültina (TBT), monofenüültina (MPhT), difenüültina (DPhT), trifenüültina (TPhT) ja dioktüültina (DOT) sisaldused. Nende ühendite määramispiirid (LOQ; µg/kg määrgkaalu kohta) aastatel 2013 ja 2014 olid järgmised: MBT 0,50 ja 0,90; DBT 0,30 ja 0,80; TBT 0,20 ja 0,40; MPhT 0,40 ja 0,20; DPhT 0,20 ja 0,20; TPhT 0,10 ja 0,20 ning DOT 1,1 ja 1,1. Tinaorgaaniliste ühendite mõõtemääramatus on toodud tabelis 1.

Tabel 1. Erinevate tinaorgaaniliste ühendite mõõtemääramatus (MU; protsentides) kalaproovides

Tinaorgaaniline ühend	MU %	MU %
Kontsentratsioon	<50ng/g määrgkaalu kohta	> 50 ng/g määrgkaalu kohta
Monobutüültina - MBT	50	35
Dibutüültina - DBT	30	20
Tributüültina - TBT	35	30
Monophenyltin - MPhT	70	70

Diphenyltin - DPhT	70	70
Triphenyltin - TPhT	30	20
Diocetyltn - DOT	Poolkvantitatiivne	Poolkvantitatiivne

Tinaorgaaniliste ühendite algandmed, analüüsilehed on toodud lisades 4 ja 5.

4.2.3. Perfluorühendid

Perfluorühendite (PFAS) analüüsiks kaaluti kindel kogus kuivatatud kalaproovi ja proovile lisati vastavad sisestandardid. Perfluorühendid (PFAS) ekstraheeriti kalaproovist kasutades lahutitesegu metanool/ammonium atsetaadiga. Seejärel lahustisegu aurutati gaasilise lämmastikuga ja lahustati 60%-lises metanooli vesilahuses. Proov hoiti -20°C juures kuni perfluorühendite analüüsini. Kvantitatiivne analüüs viidi läbi vedelikkromatograafia-mass-spektromeetria (LC-ESI-MS/MS) meetodil. Perfluorühendid määrati kalibreerimiskõverat kasutades. Määratavast ühendist olenevalt on määramispiirid (Limits of quantification – LOQ) vahemikus 0,2-0,5 ng/g kuivkaalu ja avastamispiirid (limit of detection – LOD) vastavalt 0,08-0,2 ng/g. Mõõtemääramatus jääb 35% piiridesse (Suominen et al., 2011; Hallikainen et al., 2011).

Perfluorühendite algandmed, analüüsilehed on toodud lisades 6 ja 7.

4.2.4. Raskmetallid

Raskmetallide sisaldused määrati OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskuse laboris. Raskmetallide mõõteprintsipiiks oli mineraliseerimine proovi eeltötlusena. Plii, kaadmiumi ja ka arseeni kontsentratsioon määrati induktiivsidestusega plasma mass-spektromeetriaga (ICP-MS). Elavhõbeda analüüsimiseks kasutati induktiivsidestusega plasma aatomemissioonspektromeetriat. Elavhõbeda ja selle ühendite määramispiir oli 0,01 mg/kg märkaalu kohta ning laiendmääramatus (k=2) 20%. Plii ja selle ühendite määramispiir oli 5 µg/kg märkaalu kohta ning laiendmääramatus (k=2) 21%. Arseeni ja selle ühendite määramispiir oli 2,5 µg/kg märkaalu kohta ning laiendmääramatus (k=2) 15%. Kaadmiumi ja selle ühendite määramispiir oli 1 µg/kg märkaalu kohta ning laiendmääramatus (k=2) 35%.

Raskmetallide algandmed, analüüsilehed on toodud lisa 10.

5. Kalade kogumine ja bioloogiline analüüs

5.1. Räim

Soome lahe ida- ja lääneosast ning Liivi lahest koguti kokku 18 räimeproovi. Proovidesse võeti traalipüügis massilisemalt esineva suurusega mõlemast soost kalad. Liivi lahe kaladest koostati 2013.aastal lisaks veel viis proovi suurematest ja vanematest räimedest. Keemilised analüüsid tehti räime rümbast. Selleks eemaldati kalal pea, sabauim ja sisused. Seega saasteainete sisaldus räimes määrati summaarselt kõigis inimese poolt toiduks kasutatavates osades: lihastes, nahas, uimedes (v.a. sabauim) ja luudes.

Soome lahe idaosa räimed saadi traaler „Aidu“ saakidest – vastavalt 27.10.2013 ja 18.02.2014. 2013.aasta sügisel toimus püük 20-22 m sügavuselt ICES ruudust 48H7 (püügikoordinaadid 59,48N ja 27,37E), 2014.aasta talvel aga 25-38 m sügavuselt ICES ruudust 48H7 (püügikoordinaadid 59,29N ja 27,24E). Saasteainete sisalduse määramiseks koostati kokku kuus proovi (tabel 2). Emaste ja isaste kalade arv proovides oli praktiliselt võrdne (moodustasid keskmiselt vastavalt 49% ja 51%). Üksikutes proovides moodustasid emased 32 kuni 76% ja isased 24 kuni 68%. Sügisel olid enamiku kalade gonaadid küpsusastmes IV (moodustasid erinevates proovides 44 kuni 82%), talvel aga küpsusastmes III (moodustasid erinevates proovides 63 kuni 73%).

Tabel 2. Räumede bioloogilised parameetrid (avg ± SE) ja kuivaine ning lipiidide sisaldus Soome lahe idaosa proovides

Proovi tähis*	n	Pikkus (cm)	Kaal (g)	Tüsedus-indeks(CI)	Vanus (aasta)	Kuivaine* (%)	Lipiidid (%)
13033	19	16,3±0,2	30,7±0,9	0,71±0,02	3,4±0,2	23,6	5,10
13034	17	16,7±0,1	32,6±0,8	0,70±0,02	4,2±0,1	22,3	4,20
13035	18	16,8±0,2	32,8±1,3	0,69±0,02	4,3±0,3	24,0	5,70
14019 (14020)	33	13,5±0,3	15,1±0,8	0,60±0,01	2,6±0,2	23,9 (23,1)	4,95
14021 (14022)	34	13,7±0,3	15,9±0,9	0,60±0,01	2,7±0,2	23,3 (23,8)	4,42
14023	34	13,8±0,2	16,3±0,8	0,59±0,01	2,9±0,2	23,9 (24,6)	6,05

(14024)							
---------	--	--	--	--	--	--	--

*sulgudes raskmetallide osaproovide tähised

2013. aasta proovides olid räimed vanemad kui aastal 2014 - keskmine vanus vastavalt 4,0 ja 2,8 aastat. Samuti olid sügisel kogutud kalad proovides ka pikemad, raskemad ning nende tüsedusindeks (CI) oli kõrgem (tabel 2). Keskmine kuivaine ja lipiidide sisaldus orgaaniliste saasteainete proovides oli vastavalt 23,5±0,2 ja 5,1±0,3%. Raskmetallide määramiseks kogutud proovides oli kuivaine keskmine sisaldus 23,8%.

Soome lahe suudmeala räimed koguti kevadel ja talvel (vastavalt 08.05.2013 ja 05.02.2014). 2013.aasta kalad saadi traaler "Viru" püügist 48-52 m sügavuselt ICES ruudust 48H4 (püügikoordinaadid 59,57N ja 24,79E). 2014.aasta räimed võeti traaler "Kaire" püügist 80-82 m sügavuselt ICES ruudust 47H3 (püügikoordinaadid 59,16N ja 23,03E). Saasteainete sisalduse määramiseks koostati kokku kuus proovi (tabel 3). Proovides domineerisid isased kalad, moodustades keskmiselt 61%. Üksikutes proovides moodustasid emased 23 kuni 58% ja isased 42 kuni 77%. Kevadel olid enamiku kalade gonaadid küpsusastmes III kuni IV (moodustasid erinevates proovides 71 kuni 83%), talvel aga küpsusastmes III (moodustasid erinevates proovides 77 kuni 83%). 2013.aasta proovides olid räimed nooremad kui aastal 2014 - keskmine vanus 2,5 ja 3,4 aastat. Vastavalt olid kalad talvel kogutud proovides ka mõnevõrra pikemad ja raskemad, kuid vähem tüsedad (tabel 3). Keskmine kuivaine ja lipiidide sisaldus orgaaniliste saasteainete proovides oli vastavalt 22,9±0,4 ja 4,6±0,2%. Raskmetallide määramiseks kogutud proovides oli kuivaine keskmine sisaldus 23,6% (tabel 3).

Tabel 3. Räimede bioloogilised parameetrid (avg ± SE) ja kuivaine ning lipiidide sisaldus Soome lahe suudmeosa proovides

Proovi tähis*	n	Pikkus (cm)	Kaal (g)	Tüsedusindeks(CI)	Vanus (aasta)	Kuivaine* (%)	Lipiidid (%)
13061	33	13,3±0,1	14,2±0,4	0,65±0,01	2,0±0,0	24,0	5,30
13062	35	13,4±0,2	14,5±0,7	0,65±0,01	3,0±0,1	21,8	3,90
13063	35	13,4±0,2	14,5±0,5	0,62±0,01	3,0±0,1	21,6	4,00
14007 (14008)	30	14,8±0,1	19,6±0,5	0,60±0,01	3,6±0,1	23,3 (23,7)	4,83
14009 (14010)	35	14,5±0,1	18,4±0,5	0,60±0,01	3,4±0,1	23,1 (23,3)	4,89
14011 (14012)	35	14,4±0,1	17,8±0,5	0,60±0,01	3,2±0,1	23,3 (23,7)	4,63

*sulgudes raskmetallide osaproovide tähised

Liivi lahe räimed saadi traaler „Ridala“ saakidest – vastavalt 16.04.2013 ja 04.05.2014. 2013.aasta aprillis toimus püük 24-30 m sügavuselt ICES ruudust 44H3 (püügikoordinaadid 57,52N ja 23,21E), 2014.aasta mais 30-40 m sügavuselt ICES ruudust 44H3 (püügikoordinaadid 57,53N ja 23,15E). Saasteainete sisalduse määramiseks koostati kokku kuus proovi (tabel 4). Isaseid kalu oli proovides mõnevõrra rohkem kui emaseid - moodustasid keskmiselt vastavalt 56% ja 44%). Üksikutes proovides moodustasid emased 37 kuni 57% ja isased 43 kuni 63%. Enamiku kalade gonaadid olid küpsusastmes III kuni IV, moodustades reeglina üle 80% räimede üldarvust. 2014.aasta proovides olid räimed vanemad kui aastal 2013 - keskmine vanus 3,4 ja 2,4 aastat. Vastavalt olid kalad 2014.aastal koostatud proovides ka pikemad, raskemad ning nende tüsedusindeks (CI) oli kõrgem (tabel 4). Keskmine kuivaine ja lipiidide sisaldus orgaaniliste saasteainete proovides oli vastavalt 23,7±0,6 ja 6,1±0,7%. Raskmetallide määramiseks kogutud proovides oli kuivaine keskmine sisaldus 22,5% (tabel 4).

Tabel 4. Räimede bioloogilised parameetrid (avg ± SE) ja kuivaine ning lipiidide sisaldus Liivi lahe proovides

Proovi tähis*	n	Pikkus (cm)	Kaal (g)	Tüsedus- indeks(CI)	Vanus (aasta)	Kuivaine* (%)	Lipiidid (%)
13064	35	12,3±0,5	13,1±1,5	0,59±0,01	2,2±0,2	24,5	6,90
13065	35	13,0±0,3	14,7±1,2	0,59±0,01	2,3±0,2	25,1	9,30
13066	35	13,6±0,4	17,1±1,3	0,59±0,01	2,6±0,2	25,9	6,10
14013 (14014)	38	14,2±0,2	18,8±0,9	0,64±0,01	3,4±0,2	22,7 (23,5)	5,33
14015 (14016)	35	14,1±0,2	16,9±0,8	0,60±0,01	3,2±0,1	21,7 (22,3)	4,81
14017 (14018)	37	14,4±0,3	18,7±1,0	0,61±0,01	3,4±0,2	22,4 (21,7)	4,19

*sulgudes raskmetallide osaproovide tähised

Dioksiinide ja PCB sisalduse määramiseks koguti 2013.aastal Liivi lahest lisaks veel viis proovi suurematest ja vanematest, kuue- kuni üheksa aastastest, räimedest. Kalad saadi

21.09.2013 võrgupüügist Turjalt. Võrgud asetati püügile 5-8 m sügavusele ICES ruudus 45H3 (püügikoordinaadid 58,53N ja 23,00E). Liivi lahe suurematest ja vanematest räimedest koostati kokku viis proovi (tabel 5). Kahes proovis (13068 ja 13069) domineerisid, vastavalt 60% ja 64% , emased kalad. Kolmes (proovid 13067, 13071 ja 13070) domineerisid isased räimed, vastavalt 64%, 73% ja 82%. Kõik kalad olid IV suguküpsuses (kudemiseelsed). Nende pikkus varieerus 17,2 kuni 21,5 cm (keskmine 19,4±0,1 cm) ja kaal varieerus 39,9 kuni 80,0 g (keskmine 53,6±1,0 g). Räimed olid viie- kuni kümneaastased (keskmine 6,8±0,2). Tüsedusindeks (CI) oli keskmiselt 0,612±0,009 (piirid 0,478 kuni 0,821). Keskmine kuivaine ja lipiidide sisaldus orgaaniliste saasteainete proovides oli vastavalt 27,3±0,4 ja 7,3±0,4% (tabel 5).

Tabel 5. Liivi lahest proovidesse valitud vanemate ja suuremate räimede bioloogilised parameetrid (avg ± SE) ning kuivaine ja lipiidide sisaldused

Proovi tähis	N	Pikkus (cm)	Kaal (g)	Tüsedusindeks (CI)	Vanus (aasta)	Kuivaine* (%)	Lipiidid (%)
13067	11	19,3±0,3	50,3±2,1	0,60±0,02	6,3±0,3	27,8	6,30
13068	10	19,6±0,2	54,9±1,4	0,61±0,03	6,6±0,3	26,3	6,50
13069	11	19,1±0,2	54,2±1,6	0,63±0,01	7,3±0,5	26,6	6,80
13070	11	19,5±0,4	53,2±2,3	0,63±0,02	7,0±0,3	27,3	7,90
13071	11	19,6±0,4	55,3±3,2	0,60±0,02	7,0±0,3	28,6	8,90

5.2. Kilu

Kilu puhul on Läänemeres tõenäoliselt tegemist ühe populatsiooniga ja seega koguti proovid – kokku kuus - vaid Soome lahe suudmest. Proovidesse võeti traalipüügis massilisemalt esineva suurusega emased ja isased kilud. Sarnaselt räimele, määrati ka kilus saasteainete sisaldus rümpades. Selleks eemaldati kilul pea, sabauim ja sisused. Seega saasteainete sisaldus määrati summaarselt kõigis inimese poolt toiduks kasutatavates osades: lihastes, nahas, uimedes (v.a. sabauim) ja luudes.

Kilud Soome lahe suudmealalt koguti kevadel ja talvel (vastavalt 08.05.2013 ja 05.02.2014). 2013.aasta kalad saadi traaler "Viru" püügist 48-52 m sügavuselt ICES ruudust 48H4 (püügikoordinaadid 59,87N ja 24,67E). 2014.aasta kilud võeti traaler "Kaire" püügist 80-82 m sügavuselt ICES ruudust 47H3 (püügikoordinaadid 59°16' ja 23°03'). Saasteainete sisalduse määramiseks koostati kokku kuus proovi (tabel 6).

Tabel 6. Proovidesse valitud kilude bioloogilised parameetrid (avg ± SE) ning kuivaine ja lipiidide sisaldused

Proovi tähis*	n	Pikkus (cm)	Kaal (g)	CI	Vanus (aasta)	Kuivaine* (%)	Lipiidid (%)
13058	60	10,8±0,1	8,1±0,1	0,78±0,02	2,2±0,1	28,8	12,2
13059	50	10,8±0,1	8,1±0,2	0,96±0,04	2,2±0,1	29,8	13,2
13060	54	11,0±0,1	8,6±0,2	0,65±0,01	2,6±0,1	29,2	12,1
14001 (14002)	70	10,7±0,1	8,0±0,2	0,63±0,01	2,6±0,1	31,7 (31,3)	14,4
14003 (14004)	70	10,6±0,1	7,7±0,3	0,63±0,01	2,5±0,1	29,8 (29,4)	12,7
14005 (14006)	70	10,5±0,1	7,7±0,3	0,64±0,01	2,5±0,1	31,4 (28,6)	14,2

*sulgudes raskmetallide osaproovide tähised

Emaseid kalu oli proovides natukene rohkem kui isaseid - moodustasid keskmiselt vastavalt 56% ja 44%. Üksikutes proovides moodustasid emased 47 kuni 62% ja isased 38 kuni 53%. Enamiku kalade gonaadid olid küpsusastmes II või III, moodustades üle 60% kilude üldarvust. Proovidesse valitud kalade keskmine pikkus oli 10,7±0,0 cm, kaal 8,0±0,1 g, tüsedusindeks 0,703±0,01 ja vanus 2,5±0,0 aastat (tabel 6). Kuivaine ja lipiidide keskmised väärtused orgaaniliste saasteainete proovides olid vastavalt 30,1±0,4 ja 13,1±0,4%. Raskmetallide määramiseks kogutud kiluproovides – 14002, 14004 ja 14006 - oli kuivaine keskmine sisaldus vastavalt 31,3, 29,4 ja 28,6% (tabel 6).

5.3. Ahven

Peipsi järve ahvenatest koostati püügis massilisemalt esineva suurusega kaladest kaks proovi. Proovid koostati kala ilma nahata lihastest. 2013.aasta ahvenad püüti Peipsi järvest 05.

septembril mutnikuga 8 – 9 meetri sügavuselt (püügikoordinaadid 58,85N ja 27,48E). 2014.aastal saadi ahvenad 15. aprillil 5 meetri sügavusele asetatud katsemõrra püügist (püügikoordinaadid 58,78N ja 27,52E). 2013.aasta Peipsi järve ahvenaproov, tähistus 13032, koostati kümne kala ilma nahata lihastest. 2014.aasta ahvenaproov, samadest kaladest eraldi osaproovid orgaanilistele saateainetele ja raskmetallidele, tähistusega vastavalt 14041 ja 14042, koostati üheksa ahvena ilma nahata lihastest. Esimesel uurimisaastal, 2013.aasta sügisel, oli proovis võrdselt emaseid ja isaseid kalu. Kalade pikkus varieerus piirides 16,4 kuni 27,3 cm (keskmine $19,4 \pm 0,9$ cm) ja kaal 48,3 kuni 215,5 g (keskmine $84,9 \pm 14,5$ g). Proovi valitud ahvenate tüsedusindeks varieerus piirides 1,059 kuni 1,122 (keskmine $1,087 \pm 0,007$). Emaste kalade suguküpsus varieerus VI - II (puhkeseisundist suguküpsemise alguseni), isased olid reeglina II küpsusastmes (suguproduktide moodustumine oli alanud). Ahvenad olid kaks kuni kolm (v.a. üks viieaastane), keskmiselt $2,9 \pm 0,3$ aastat, vanad. Teise uurimisaasta, 2014.aasta kevade proovis, olid kalad vanemad, nelja-viie aastased (keskmiselt $4,6 \pm 0,2$ aastat). Kõik kalad olid emased ja nad olid IV küpsusastmes (kudemiseelne seisund). Kalade pikkus varieerus piirides 19,6-24,3 cm (keskmine $22,2 \pm 0,5$ cm) ja kaal 87,0-176,2 g (keskmine $142,5 \pm 9,4$ g). Analüüsitud ahvenate keskmine tüsedusindeks oli $1,291 \pm 0,025$ varieerudes piirides 1,155 kuni 1,380. Kuivaine sisaldus proovides oli $21,2 \pm 0,5\%$ (raskmetalli proovis 19,8%) ja lipiidide sisaldus $0,9 \pm 0,0\%$.

Soome lahe lääneosa ahvenaproovid (kokku kuus) koguti kevadel – vastavalt 08.05.2013 ja 16.04.2014. 2013.aasta kalad saadi ICES ruudust 47H4 12 meetri sügavusele asetatud mõrrast (koordinaadid 59,57N ja 24,79E). 2014.aasta ahvenad saadi ICES ruudust 47H3 kaheksa meetri sügavusele asetatud mõrrast (koordinaadid 59,35N ja 23,83E). Ahvenatest koostati kuus proovi ilma nahata kalalihastest (tabel 7). Emaseid kalu oli proovides oluliselt rohkem kui isaseid - moodustasid keskmiselt vastavalt 76% ja 24%. Üksikutes proovides moodustasid emased 57 kuni 89% ja isased 11 kuni 43%. Ahvenate gonaadid olid 2013.aasta mais enamasti küpsusastmes II (76%), 2014.aasta aprillis aga küpsusastmes IV (79%). Kalade pikkus proovides varieerus piirides 16,8 kuni 27,6 cm (keskmine $21,4 \pm 0,4$ cm) ja kaal 55,0 kuni 307,0 g (keskmine $130,8 \pm 7,5$ g). Ahvenate tüsedusindeks (CI) varieerus piirides 0,508 kuni 1,729 (keskmine $0,963 \pm 0,050$). Kalade vanus oli kaks kuni seitse, keskmiselt $4,8 \pm 0,1$ aastat. Erinevatel aastatel kalade vanus, pikkus ja kaal oluliselt ei erinenud, kuid aastal 2014 olid kalad oluliselt tüsedamad kui aastal 2013 – tüsedusindeks vastavalt $1,257 \pm 0,034$ ja $0,628 \pm 0,015$ (tabel 7). Raskmetalli proovides oli kuivaine sisaldus keskmiselt 21,5% (piirid

20,4 kuni 22,5%). Orgaanika proovides oli kuivaine ja lipiidide keskmine sisaldus vastavalt $21,7 \pm 0,2$ ja $1,2 \pm 0,0\%$.

Tabel 7. Soome lahest proovidesse valitud ahvenate bioloogilised parameetrid (avg \pm SE) ning kuivaine ja lipiidide sisaldused

Proovi tähis*	n	Pikkus (cm)	Kaal (g)	CI	Vanus (aasta)	Kuivaine* (%)	Lipiidid (%)
13075	8	20,0 \pm 0,5	102,2 \pm 8,1	0,61 \pm 0,02	4,3 \pm 0,2	21,5	1,3
13076	7	20,2 \pm 1,0	109,1 \pm 17,6	0,64 \pm 0,02	4,1 \pm 0,5	21,6	1,2
13077	6	23,5 \pm 0,4	177,7 \pm 7,0	0,64 \pm 0,02	5,2 \pm 0,2	22,1	1,3
14029 14030)	10	20,5 \pm 0,5	109,2 \pm 7,8	1,26 \pm 0,06	4,5 \pm 0,2	21,9 (20,4)	1,1
14031 14032)	5	25,2 \pm 0,8	214,9 \pm 24,0	1,32 \pm 0,05	6,2 \pm 0,2	20,8 (22,5)	1,1
14033 14034)	9	21,3 \pm 0,4	119,0 \pm 7,0	1,22 \pm 0,05	5,0 \pm 0,2	22,0 (21,5)	1,1

*sulgudes raskmetallide osaproovide tähised

5.4. Lest

Saasteainete sisalduse määramiseks koguti Soome lahe lääneosast kokku kuus lestaproovi, seda püügis massilisemalt esineva suurusega (vanuse, kaaluga) kaladest. Proovid koostati kala lihastest koos nahaga. Kalad püüti kevadel, mais ja aprillis – vastavalt 08.05.2013 ja 15.04.2014. 2013.aastal saadi lestad ICES ruudust 47H4 12 meetri sügavusele asetatud mõrrast (koordinaadid 59,57N ja 24,79E). 2014.aasta kalad pärinevad ICES ruudust 48H4 kolme kuni kaheksa meetri sügavusele asetatud nakkevõrkudest (püügikoordinaadid 59,55N ja 24,88E). Kahes proovis (13072 ja 13074) domineerisid isased, kahes (14036 ja 14040) emased lestad ning kahes (13073 ja 14038) oli emaseid ja isaseid kalu võrdselt. Praktiliselt kõik kalad olid IV suguküpsusastmes (kudemiseelsed). Analüüsitud lestade pikkus varieerus piirides 19,5 kuni 30,0 cm (keskmine 25,8 \pm 0,4 cm) ja kaal 96,7 kuni 404,4 g (keskmine 217,5 \pm 11,9 g). Lestade vanus oli kolm kuni 13 aastat, keskmiselt 5,5 \pm 0,4 aastat. Tüsedusindeks (CI) varieerus piirides 0,458 kuni 1,607, keskmine 0,999 \pm 0,079 (tabel 8). Kahel järjestikusel aastal analüüsiks valitud lestade keskmine pikkus prooviti oluliselt ei erinenud, kuid kalade keskmised kaalud, vanused ja tüsedusindeksid olid 2014.aastal

suuremad (tabel 8). Raskmetalli proovides oli kuivaine sisaldus keskmiselt 21,4% (piirid 20,4 kuni 23,1%).

Tabel 8. Proovidesse valitud lestade bioloogilised parameetrid (avg ± SE) ning kuivaine ja lipiidide sisaldused

Proovi tähis*	n	Pikkus (cm)	Kaal (g)	CI	Vanus (aasta)	Kuivaine* (%)	Lipiidid(%)
13072	4	26,8±0,7	205,7±21,1	0,62±0,05	5,8±0,4	25,0	4,4
13073	4	25,7±0,7	205,4±23,1	0,61±0,01	4,3±0,5	24,6	3,8
13074	4	25,9±0,7	202,1±7,6	0,67±0,02	4,5±0,4	28,4	7,1
14035 (14036)	4	25,2±0,4	228,7±13,9	1,43±0,07	6,2±0,3	22,6(20,8)	3,0
14037 (14038)	4	25,4±2,2	220,2±65,3	1,24±0,10	7,3±2,0	27,2(23,1)	6,5
14039 (14040)	4	25,7± 0,4	243,2±2,8	1,42±0,07	5,8±0,3	25,2(20,4)	4,4

*sulgudes raskmetallide osaproovide tähised

Orgaanika proovides oli kuivaine ja lipiidide keskmine sisaldus vastavalt 25,5±0,8 ja 4,9±0,6% (piirid vastavalt 22,6 kuni 28,4 ning 3,0 kuni 7,1).

5.5. Latikas

Peipsi järvest oli ette nähtud analüüsida kaht latikaproovi püügis massilisemalt esineva suuruse ja vanusega kaladest. Proovid koostati kala ilma nahata lihastest. Uuringu esimesel aastal saadi kalad sügisel (05.09.2013) kaheksa-üheksa meetri sügavusel tehtud mutnikupüügist (koordinaadid 58,85N ja 27,48E). Järgmisel aastal saadi latikad aga kevadel (15.04.2014) viie meetri sügavusele asetatud katsemõrrast (koordinaadid 58,78N ja 27,52E). 2013.aastal analüüsiti 47,2 cm pikkust ja 1634,0 g raskust emast kala, kelle tüsedusindeks oli 1,51 (proovi tähis 13031). Seitsmeaastase latika gonaadid olid VI suguküpsusastmes, st kudenud isend. 2014.aastal analüüsiti isast latikat. Orgaanika osaproovi tähis oli 14043 ja raskmetallide osaproovi tähis 14044. Kala oli 47,2 cm pikk, kaalus 1333,1 g ja tema tüsedusindeks oli 1,27. Analüüsitav latikas oli kuus aastat vana ja tema gonaadid olid IV küpsusastmes, st kudemiseelne. Metallide osaproovis oli kuivaine sisaldus 27,3%, orgaanika

osaproovis aga 37,4% (proovis 13031 25,6%); lipiidide sisaldus oli orgaanika osaproovis 18,0% (proovis 13031 5,8%).

5.6. Koha

Peipsi järve kohast koostati kaks proovi püügis massilisemalt esineva suurusega (vanuse, kaaluga) kaladest. Proovid koostati kala ilma nahata lihastest. Nii 2013. kui ka 2014. aastal analüüsiti ühte emast koha. 2013.aasta kohaproov (13030) koguti 05. septembri 8 – 9 meetri sügavusel tehtud mutnikupüügist (koordinaadid 58,85N ja 27,48E). Analüüsiti nelja-aastast emast koha, kes oli 48,2 cm pikk ja kaalus 1215,1 g, tema түsedusindeks (CI) oli 1,085. Kala oli VI suguküpsuse astmes, st kudenud. 2014.aasta proov koguti 5 meetri sügavusele asetatud katsemõrrast (koordinaadid 58,78N ja 27,52E). 2014 aasta orgaanika osaproovi tähis oli 14045, raskmetalli osaproovil 14046. Analüüsiti nelja aasta vanust emasest koha, kes oli 43,0 cm pikk ja kaalus 769,8 g. Tema түsedusindeks (CI) oli 0,968. Kala oli II suguküpsuse astmes (suguküpsemise alguses). Metalli osaproovis (proov 14046) oli kuivaine sisaldus 21,3%, orgaanika osaproovis (proov 14045) aga 21,2% (proovis 13030 20,6%); lipiidide sisaldus oli orgaanika osaproovis (proov 14045) 0,89% (proovis 13030 1,6%).

5.7. Lõhi

Lõheproov saadi kevadel (08.05.2014) Kolga lahe 12 meetri sügavusele asetatud nakkevõrkudest (püügikoordinaadid 59,52N; 25,49E). Proov võeti II suguküpsusastmes olevast viieaastasest (neist kolm mereelu aastat) emasest kalast (pikkus 77,9 cm ja kaal 6132 g). Osaproovide tähisteks oli 14048 (metallid) ja 14047 (orgaanilised saasteained). Metalli osaproovis oli kuivaine sisaldus 38,9%, orgaanika osaproovis aga 34,4%; lipiidide sisaldus oli orgaanika osaproovis 12,3%.

5.8. Jõesilm

Jõesilmud saadi talvel (18.02.2014) Kunda jõkke ühe-kahe meetri sügavusele asetatud spetsiaalsetest silmulõksudest – torbikutest (koordinaadid 59,87N ja 26,90E). Kahes metallide määramiseks kogutud silmu osaproovis (tähistused 14025 ja 14026), oli isaseid rohkem kui emaseid. Isendite keskmine pikkus oli $32,3 \pm 1,0$ cm ja keskmise kaal $64,4 \pm 6,8$ g. Kuivaine sisaldus nendes proovides oli vastavalt 38,2 ja 41,4%. Teistes, orgaaniliste saasteainete osaproovides (tähistused 14027 ja 14028), oli isaseid ja emaseid võrdselt ja jõesilmude keskmine pikkus oli neis $32,1 \pm 0,5$ cm ning keskmine kaal oli $62,4 \pm 4,3$ g. Kuivaine protsent oli nendes kahes proovis 37 ja 38% ning lipiidide sisaldus 18,2 ja 19,1%.

6. Saasteainete sisaldus kalades (2013–2014)

6.1. Dioksiinid ja dlPCB

6.1.1. PCDD/F ja dlPCB räämes

PCDD/F ühenditest oli kõigis räämeproovides allpool määramispiiri OCDF ning OCDD oli määratavas koguses vaid ühes Soome lahe idaosa räämeproovis (proov 13033). 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF oli alla määramispiiri ühes Soome lahe suudme ja praktiliselt kõigis Liivi lahe proovides, sealhulgas ka suurtes räämedes. Seega erinesid PCDD/F puhul mõnevõrra ka ülem- ja alampiiri tulemused (mürgkaalu alusel moodustas alampiiri väärtus ülempiiri omast 96 kuni 99% ja TEQ alusel 100%), kuid vastavalt EL nõuetele on aruandes kasutatud just ülempiiri andmeid (analüüsitulemused, mis on allpool määramispiiri võrdsustatakse määramispiiriga). dl-PCB isomeeridest oli räämeproovides allpool määramispiiri CB-123 kahes Soome lahe idaosa räämeproovis.

Kõigi analüüsitud räämeproovide keskmiste kontsentratsiooni andmete alusel domineerisid PCDD/F ühendeist 2,3,4,7,8-PeCDF ja 2,3,7,8-TCDF (vastavalt 44 ja 29%). Toksilisuse alusel domineeris samuti 2,3,4,7,8-PeCDF (53%), järgnes aga 1,2,3,7,8-PeCDD (20%) ja siis 2,3,7,8-TCDF (12%). Seega domineerisid PCDD/F osas nii kontsentratsiooni kui ka toksilisuse alusel PCDF (tabel 9). dl-PCB puhul oli isomeeridest kontsentratsiooni alusel ülekaalus CB-118 (moodustas üle 60%), järgnes CB-105 (üle 20%). Toksilisuse alusel domineeris CB-126 (üle 80%). Kontsentratsiooni alusel oli seega rõhuvus ülekaalus mono-orto PCB (üle 98%), toksilisuse alusel aga non-orto PCB (92%). Kontsentratsiooni alusel (tabel 9) oli räämeproovides rõhuvus ülekaalus dl-PCB, toksilisuse alusel aga PCDD/F. Kõigi 2013. aasta räämeanalüüside alusel oli PCDD/F ja dl-PCB keskmine sisaldus vastavalt 3,89 ja 2,49 pg WHO₂₀₀₅-TEQ/g mürgkaalu kohta, mis annab summaarseks dioksiinide keskmiseks sisalduseks 6,38 pg WHO₂₀₀₅-TEQ/g mürgkaalu kohta. Jättes välja Liivi lahest kogutud suured ja vanad räämed, oli PCDD/F ja dl-PCB keskmine sisaldus vastavalt 2,88 ja 1,71 pg WHO₂₀₀₅-TEQ/g mürgkaalu kohta, mis annab summaarseks dioksiinide keskmiseks sisalduseks 4,59 pg WHO₂₀₀₅-TEQ/g mürgkaalu kohta. EL kehtestatud piirnormid PCDD/F

puhul on 3,5 pg WHO₂₀₀₅-TEQ/g määrgkaalu kohta ja PCDD/F ning dl-PCB summaarse sisalduse puhul 6,5 pg WHO₂₀₀₅-TEQ/g määrgkaalu kohta (2011/1259/EÜ).

Tabel 9. PCDD/F ja dl-PCB (pgWHO₂₀₀₅-TEQ/g määrgkaalu kohta) ja lipiidide (%) keskmine (avg±SE) sisaldus räimes aastal 2013

	Soome lahe idaosa	Soome lahe suue	Liivi laht	Suured Liivi lahes
Proovide arv, n	3	3	3	5
Lipiidide sisaldus	5,0±0,4	4,4±0,4	7,4±1,0	7,3±0,5
PCDD	1,14±0,10	0,45±0,01	1,05±0,12	1,88±0,16
PCDF	2,46±0,16	1,00±0,02	2,55±0,27	3,82±0,38
PCDD/F	3,59±0,26	1,45±0,04	3,60±0,39	5,71±0,54
Non-orto PCB	1,93±0,14	0,84±0,04	1,87±0,24	3,60±0,23
Mono-orto PCB	0,20±0,01	0,09±0,00	0,18±0,02	0,31±0,02
dl-PCB	2,13±0,15	0,94±0,04	2,05±0,26	3,91±0,25
Summa	5,72±0,41	2,39±0,08	5,65±0,65	9,61±0,79

Kui piirnõrmi väärtustest kõrgemaid sisaldusi suuremates ja vanemates räimedest võib lugeda seaduspäraseks, siis ikkagi on üllatav piirnõrmi väärtusest kõrgemad PCDD/F sisaldused kolmes kahe kuni nelja aastaste räimede proovis (13033, 13035 ja 13065). Aastatel 2002 kuni 2011 analüüsitud räimeproovides (kokku 98) ületas PCDD/F sisaldus kehtestatud piirnõrmi väärtust vaid kolmel korral, kusjuures kahel korral vanades (üle seitsme aasta) ja suhteliselt rasvastes (lipiidide sisaldus üle 7%) kalades. PCDD/F ja dl-PCB summaarne sisaldus oli üle piirnõrmi väärtuse kokku üheksas räimeproovis, mis kõik olid koostatud vanadest, üle seitsme aastastest räimedest. Kõrged sisaldused 2013.aasta räimeproovides on tõenäoliselt tingitud kõrgest rasvasisaldusest nendes proovides (reeglina üle 5%, ühel juhul isegi 9,3%). Proovid Soome lahe idaosast koguti sügisel, oktoobris, kui kalad olid hästi toitunud, kogunud varusid, rasvased ja tõenäoliselt sellest siis ka kõrged dioksiinide sisaldused. Edaspidi tuleks rohkem tähelepanu pöörata dioksiinide sisalduse sesoonsele varieeruvusele seoses muutustega kalade toitumises ja rasvasisalduses.

6.1.2. PCDD/F ja dlPCB kilus, lestas ja ahvenas

Soome lahe suudmeosa kalades olid allpool määramispiiri OCDD ja OCDF. Lisaks oli alla määramispiiri ahvenas 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD, 1,2,3,4,7,8-HxCDF, 1,2,3,7,8,9-HxCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF ja 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF, ühes kilu proovis (13059) ka 1,2,3,7,8,9-HxCDF. Lestas oli alla määramispiiri ka 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF ning ühes proovis (13073) ka 1,2,3,7,8,9-HxCDF. Kilu ja lesta puhul moodustasid alampiiri väärtused ülempiiri väärtustest määrgkaalu alusel 96..99 %, toksilisuse alusel aga 100%, ahvenas vastavalt 69..79% ja 98%. Kilus, lestas ja ahvenas domineerisid PCDD/F ühendeist kontsentratsiooni alusel 2,3,7,8-TCDF (vastavalt 42, 50 ja 36%) ja 2,3,4,7,8-PeCDF (vastavalt 29, 24 ja 22%).

Tabel 10. PCDD/F ja dl-PCB (pgWHO₂₀₀₅-TEQ/g määrgkaalu kohta) ning lipiidide (%) keskmine sisaldus (avg ± SE) Soome lahe suudme kilus, lestas ja ahvenas aastal 2013.

	Kilu	Lest	Ahven
Proovide arv, n	3	3	3
Lipiidide sisaldus (%)	12,5±0,4	5,1±1,0	1,3±0,0
PCDD	0,45±0,02	0,67±0,18	0,07±0,01
PCDF	1,15±0,05	1,38±0,24	0,10±0,00
PCDD/F	1,60±0,07	2,05±0,41	0,17±0,01
Non-orto PCB	1,12±0,06	1,61±0,42	0,24±0,02
Mono-orto PCB	0,10±0,00	0,17±0,05	0,02±0,00
dl-PCB	1,22±0,07	1,78±0,47	0,26±0,01
Summa	2,82±0,14	3,82±0,88	0,43±0,03

Toksilisuse alusel domineerisid samuti 2,3,4,7,8-PeCDF (vastavalt 45, 38 ja 36%) ja 2,3,7,8-TCDF (vastavalt 22, 26 ja 19%). Üle 10% moodustasid PCDD/F üldhulgast ka 1,2,3,7,8-PeCDD (16 kuni 21%) ja 2,3,7,8-TCDF (10 kuni 19%). Seega domineerisid PCDD/F osas nii kontsentratsiooni(üle 80%) kui ka toksilisuse (58–72%) alusel PCDF (tabel 10). dl-PCB puhul oli isomeeridest kontsentratsiooni alusel ülekaalus CB-118 (moodustas üle 60%), järgnes CB-105 (üle 20%). Toksilisuse alusel domineeris CB-126 (üle 85%). Kontsentratsiooni alusel oli seega rõhuvas ülekaalus mono-orto PCB (üle 98%), toksilisuse alusel aga non-orto PCB (üle 90%). Kontsentratsiooni alusel oli kilus, lestas ja ahvenas

ülekaalus dl-PCB (üle 99%), toksilisuse alusel (tabel 10) aga kilus ja lestas PCDD/F (vastavalt 57 ja 54%), ahvenas aga dlPCB (61%). PCDD/F ja dl-PCB summaarne sisaldus oli kõrgem lestas, madalam aga ahvenas. Mitte üheski proovis ei ületanud dioksiinide sisaldus kehtestatud piirnormati väärtust. Ka varem analüüsitud lesta ja ahvena proovides oli PCDD/F ning PCDD/F ja dl-PCB summaarne sisaldus oluliselt madalam, kilus aga ületas piirnormati väärtust vaid ühes proovis.

6.1.3. PCDD/F ja dl-PCB Peipsi kalades

Peipsi kalades oli PCDD/F ühenditest allpool määramispiiri OCDF, OCDD, 1,2,3,7,8,9-HxCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF ja 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF. 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD ja 1,2,3,4,7,8-HxCDF olid määratavas koguses vaid latikas, 1,2,3,4,7,8-HxCDD ja 1,2,3,7,8,9-HxCDD aga latikas ja ahvenas. Alam- ja ülempiiri alusel arvatud väärtused erinesid oluliselt vaid märgkaalu puhul kohas ja latikas (alampiiri väärtus moodustas vastavalt 61 ja 57%). TEQ alusel oli erinevus alam- ja ülempiiri väärtuste vahel alla 5%. Kohas oli alla määramispiiri ka CB-123 sisaldus. Peipsi latikas domineeris PCDD/F ühendeist kontsentratsiooni alusel 2,3,7,8-TCDF (55%) ja 2,3,4,7,8-PeCDF (10%). Kohas ja ahvenas domineeris kontsentratsiooni alusel samuti 2,3,7,8-TCDF (vastavalt 40 ja 25%), kuid ahvenas järgnesid 2,3,4,7,8-PeCDF, OCDF ning OCDD (vastavalt 15, 14 ja 13%) ja kohas OCDF, OCDD ning siis alles 2,3,4,7,8-PeCDF (vastavalt 13, 11 ja 8%). Toksilisuse alusel domineerisid kohas 2,3,7,8-TCDF (33%), järgnesid 2,3,4,7,8-PeCDF (21%), 1,2,3,7,8-PeCDD (20%) ja 2,3,7,8-TCDD (17%). Latikas oli toksilisuse alusel ülekaalus 2,3,7,8-TCDF (34%), kuid järgnesid 1,2,3,7,8-PeCDD (23%), 2,3,4,7,8-PeCDF (19%) ja 2,3,7,8-TCDD (14%). Ahvenas domineeris PCDD/F ühendeist toksilisuse alusel 2,3,4,7,8-PeCDF (32%), järgnesid 1,2,3,7,8-PeCDD (21%), 2,3,7,8-TCDD (20%) ja alles siis 2,3,7,8-TCDF (18%). Kõigis uuritud Peipsi kalades domineeris dl-PCB ühendeist kontsentratsiooni alusel CB-118 (üle 60%) ja CB-105 (ligikaudu 20%). Toksilisuse alusel moodustas CB-126 üle 80%. Uuritud Peipsi kalades moodustab kontsentratsiooni alusel üle 99,5% dl-PCB (sealjuures üle 97% mono-orto PCB). PCDD/F ühendeist on ülekaalus PCDF (moodustab tavaliselt 80%). Toksilisuse alusel on PCDD/F ja dl-PCB osatähtsus praktiliselt võrdne, kuid dl-PCB puhul on rõhuvam ülekaalus non-orto PCB. PCDD/F ja dl-PCB summaarne sisaldus on latikas kõrgem kui kohas ja

ahvenas. Kõigis uuritud Peipsi kalades on nii PCDD/F kui ka PCDD/F ja dl-PCB summaarne sisaldus oluliselt madalam EL piirnormi väärtusest (tabel 11).

Tabel 11. PCDD/F ja dl-PCB (pgWHO₂₀₀₅-TEQ/g märgkaalu kohta) ning lipiidide (%) keskmine sisaldus Peipsi kalades aastal 2013.

	Koha	Latikas	Ahven
Lipiidide sisaldus (%)	1,6	5,8	0,9
PCDD	0,03	0,17	0,03
PCDF	0,05	0,23	0,04
PCDD/F	0,08	0,40	0,08
Non-orto PCB	0,09	0,37	0,08
Mono-orto PCB	0,01	0,03	0,01
dl-PCB	0,09	0,40	0,08
Summa	0,18	0,80	0,16

PCDD/F ja dlPCB sisalduse määramist eelkõige rannikumere kalades tuleks jätkata ka edaspidi, sest nende sisaldus võib tõusta tänu õhusaaste kauglevile. Kirjanduse andmetel annavad õhumassid, mis tulevad kagust, lõunast ja edelast, 80% PCDD/F märgsadenemisest Läänemerele ja 50% dioksiinide sadenemisest meid ümbritsevast õhust (Sellström et al., 2009; Wiberg et al., 2013). Eestis on näiteks suurenenud viimastel aastatel edela ja läänetuulte osakaal (Jaagus & Kull, 2011), mistõttu võib suurened ka dioksiinide tulek veekeskonda.

6.2. PCB

Kalaproovides määrati kokku 37 PCB analoogi sisaldus (CB 18, **28**, 33, 47, 49, 51, **52**, 60, 66, 74, 77, 81, 99, **101**, 105, 110, 114, 118, 122, 123, 126, 128, **138**, 141, **153**, 156, 157, 167, 169, 170, **180**, 183, 187, 189, 194, 206, ja 209), sealhulgas 12 dioksiinilaadse PCB (dl-PCB; nimistus kursiivis) ja kuue nn indikaator PCB (indPCB; nimistus paksus kirjas). Kalades on lisaks dioksiinidele antud EL piirnorm ka indPCB kohta – 75 ng/g märgkaalu kohta (2006/1881/EÜ).

Allpool määramispiiri oli 37st PCB analoogist kaks: CB-123 Peipsi kohas, kuues räime, kahes kilu ja ühes ahvena proovis ning CB-122 kahes ahvena ning ühes lesta proovis. Seega ülem- ja alampiiri väärtused oluliselt ei erine ning järgnevalt on kasutatud ainult ülempiiri väärtusi. Kuue indPCB summa moodustab PCB (37 analoogi) üldsummast ligikaudu poole – 46% (räim Soome lahe idaosas) kuni 54% (ahven Soome lahe suudmes).

Räime proovides domineerisid PCB analoogidest CB-159 ja CB-138 (mõlemad 15%). Üle 10% moodustasid räimes ka CB-118 ja CB-110. Nii indPCB kui ka PCB summaarne sisaldus olid oluliselt madalamad Soome lahe suudmeosa kalades ning kõrged Liivi lahe kalades, eriti suurtes ja vanades räimedes (tabel 12). Kuid isegi nendes, eraldi välja valitud vanades räimedes oli indPCB sisaldus ligikaudu poole madalam EL piirnормi väärtusest.

Soome lahe suudmeosa kalades domineerisid lesta ja ahvenas CB-153 (21-23%) ja CB-138 (15-16%). Kilus oli CB138 ja CB153 osatähtsus praktiliselt võrdne (15-16%). Nii summaarne PCB sisaldus kui ka indPCB sisaldus oli ahvenas, võrreldes kilu ja lestaga oluliselt madalam (tabel 12). Lestas oli aga PCB analoogide sisaldus märgatavalt kõrgem kui teistes Soome lahe suudmeosa kalades, jäädes aga ikkagi ligikaudu poole madalamaks kehtestatud piirnормi väärtusest. Peipsi kalades domineerisid samuti CB-153 (15-17%) ja CB-138 (13-14%). Kuue indPCB sisaldus oli latikas kõrgem kui kohas ja ahvenas (tabel 12). Kõigi 37 PCB analoogi summa oli samuti kõrgem latikas ja madalam kohas ning ahvenas. Analüüsitud Peipsi kalades oli indPCB sisaldus oluliselt, ligikaudu suurusjärgu võrra madalam EL piirnормi väärtusest.

Tabel 12. Indikaator PCB ja summa PCB keskmine (avg ± SE) sisaldus (ng/g märgkaalu kohta) kalades 2013 aastal.

Kala	Ala	n	Lipiidid %	Indikaator PCB	Summa PCB
Räim	Soome lahe idaosas	3	5,00±0,44	17,8±1,2	38,3±2,2
Räim	Soome lahe suue	3	4,39±0,45	9,1±0,1	18,5±0,2
Räim	Liivi laht	3	7,42±0,96	19,2±3,0	38,2±6,0
Räim	Liivi laht (suured)	5	7,28±0,47	32,6±2,3	63,0±4,6
Kilu	Soome lahe suue	3	12,52±0,37	10,6±0,5	21,5±0,8

Lest	Soome lahe suue	3	5,09±1,00	18,6±4,9	35,6±9,4
Ahven	Soome lahe suue	3	1,26±0,04	3,2±0,5	5,9±1,0
Ahven	Peipsi	1	0,91	0,7	1,4
Latikas	Peipsi	1	5,75	3,6	7,6
Koha	Peipsi	1	1,60	0,9	1,7

Võib järeldada, et uuritud Läänemere ja Peipsi kalad ei kujuta tõenäoliselt PCB sisalduse poolest ohtu neid tarbivate inimeste tervisele, kuna indPCB sisaldused on oluliselt madalamad EL piirnormi väärtusest.

6.3. Tinaorgaanilised ühendid

Tinaorgaanilistest ühendeist määrati kalaproovides monobutüültina (MBT), dibutüültina (DBT), tributüültina (TBT), monofenüültina (MPhT), difenüültina (DPhT), trifenüültina (TPhT) ja dioktüültina (DOT) sisaldused. Tinaorgaaniliste ühendite üldsisalduse iseloomustamiseks kasutatakse nelja ühendi - TBT, DBT, TPhT ja DOT – summat.

Räimes oli DBT keskmine sisaldus 0,61±0,06 µg/kg märgkaalu kohta. Allpool määramispiiri oli DBT sisaldus kõigis Liivi lahe ja pooltes Soome lahe proovides, kusjuures mõnevõrra kõrgem oli DBT sisaldus lahe idaosa kalades (tabel 13). TBT, DPhT ja TPhT keskmised sisaldused räimes olid vastavalt 4,92±0,61, 0,17±0,01 ja 1,20±0,11 µg/kg märgkaalu kohta. Kõigi nende ühendite sisaldus oli kõrgem Soome lahe idaosa räimes ja madalam Liivi lahe kalades (tabel 13).

Soome lahe suudme kalades – ahven, kilu, lest – oli DBT, DPhT ja TPhT sisaldus kõrgeim lesta, TBT sisaldus aga ahvenas (tabel 13). Madalaim oli nende ühendite sisaldus kilus. Lõhes ja jõesilmus oli DBT sisaldus allpool määramispiiri, TBT ja MPhT sisaldused aga oluliselt kõrgemad kui teistes uuritud kalades. TPhT sisaldus lõhes oli madalam ainult sisaldusest lesta (tabel 13).

Tinaorgaaniliste ühendite summaarne sisaldus oli kõrgeim lõhes ja jõesilmus, järgnesid räim Soome lahe idaosast ning räim ja lest Soome lahe suudmest (tabel 13).

Peipsi kalades – koha, ahven, latikas – oli kõigi analüüsitud tinaorgaaniliste ühendite sisaldus kõigis proovides allpool määramispiiri. Läänemere kalades, välja arvatud lõhi ja jõesilm, oli allpool määramispiiri MBT, MPhT ja DOT sisaldus.

Tabel 13. Tinaorgaaniliste ühendite keskmine sisaldus (avg ± SE; µg/kg märgkaalu kohta) kalades aastatel 2013 - 2014.

Kala/piirkond	n	DBT	TBT	DPhT	TPhT	Summa*
Räim						
Soome lahe idaosa	6	0,65±0,11	7,57±0,75	0,20±0,00	1,57±0,07	10,88±0,83
Soome lahe suue	6	0,63±0,08	4,73±0,79	0,17±0,02	1,38±0,13	7,85±0,84
Liivi laht	6	<0,55	2,47±0,15	<0,15	0,65±0,02	4,76±0,25
Kilu	6	<0,55	0,62±0,06	0,16±0,02	1,16±0,09	3,43±0,11
Lest	6	0,88±0,07	1,69±0,34	0,34±0,07	4,23±1,27	7,90±1,53
Ahven	6	0,57±0,10	1,82±0,89	0,16±0,02	2,08±0,40	5,57±1,22
Lõhi	1	<0,80	9,60	0,30	3,40	14,90
Jõesilm	2	<0,80	11,00±1,0	0,11±0,01	1,30±0,10	14,2 ±1,10

* summa TBT, DBT, TPhT ja DOT

Ilmselt tuleks jätkata tinaorgaaniliste ühendite uuringuid kalades sadamates ja piirkondades, kus tegeldakse laevaremondiga. Nende piirkondade kalad (Lilja et al., 2009) ja põhjasetted (Roots, Nõmmsalu, 2011) on reostatud tinaorgaaniliste ühenditega.

6.4. Perfluorühendid

Proovides määrati kokku 13 perfluorühendit: PFHpA (perfluoroheptanoic acid), PFOA (perfluorooctanoic acid), PFNA (perfluorononanoic acid), PFDA (perfluorodecanoic acid), PFUnA (perfluoroundecanoic acid), PFDoA (perfluorododecanoic acid), PFTrA (perfluorotridecanoic acid), PFTeA (perfluorotetradecanoic acid), PFHxS (perfluorohexane sulfonate), PFHpS (perfluoroheptane sulfonate), PFOS (perfluorooctane sulfonate) ja PFDS (perfluorodecane sulfonate).

Kõigis proovides oli allpool määramispiiri PFHxA, PFHpA, PFTeA ja PFHpS sisaldus. Neile lisaks oli räimes allpool määramispiiri ka PFDoA, PFTrA ja PFHxS sisaldus ning PFDA oli üle määramispiiri vaid ühes Liivi lahe räimeproovis. Keskmiste sisalduste alusel domineerisid räimes PFOS ja PFDS (vastavalt 41 ja 30%), järgnesid PFNA ja PFOA (23%) ning siis PFDA (9%) ja PFUnA (8%). Liivi lahe räimes oli mõnevõrra kõrgem PFNA, Soome lahe räimes aga PFOS sisaldus (tabel 14). Summaarne PFOA sisaldus oli Liivi lahe räimes kõrgem kui Soome lahe kalades.

Tabel 14. Perfluorühendite keskmine sisaldus (avg ± SE; ng/g märgkaalu kohta) räimes aastatel 2013-2014

Ühend	Soome lahe idaosa	Soome lahe suue	Liivi laht
N	6	6	6
PFOA	<0,21	0,22±0,01	0,95±0,17
PFNA	0,31±0,04	0,40±0,10	1,53±0,20
PFDA	<0,21	<0,21	0,28±0,03
PFUnA	0,29±0,03	0,23±0,00	0,27±0,02
PFDoA	<0,25	<0,25	<0,25
PFTrA	<0,27	<0,27	<0,27
PFHxS	<0,21	<0,21	<0,21
PFOS	1,40±0,20	1,75±0,04	1,06±0,16
PFDS	0,92±0,19	0,85±0,26	0,65±0,18
Summa*	5,01±0,28	5,33±0,49	6,43±0,55

*kõigi 13 määratud ühendi summa, ülempiir

Soome lahe suudmeosa kilus olid üle määramispiiri vaid PFNA, PFUnA, PFOS ja PFDS sisaldused, kusjuures PFDS moodustas 40% (tabel 15). PFDS sisaldus kilus oli kõrgem kui räimes, kuid lestas ja ahvenas oli selle ühendi sisaldus allpool määramispiiri. Ahvenas oli allpool määramispiiri lisaks PFDS-le ka PFOA ja PFHxS. Ahvenas ja lestas domineeris PFOS

sisaldus – vastavalt 56 ja 36%. Perfluorühendite summaarne sisaldus Soome lahe suudmeosa kalades oluliselt ei erinenud, olles kõrgem ahvenas ja madalam lestas (tabel 15).

Tabel 15. Perfluorühendite keskmine sisaldus (avg ± SE; ng/g märgkaalu kohta) Soome lahe suudme kalades aastatel 2013 - 2014

Ühend	Kilu	Lest	Ahven
N	6	6	6
PFOA	<0,27	0,25±0,01	<0,27
PFNA	0,44±0,15	0,72±0,13	0,53±0,06
PFDA	<0,27	0,65±0,10	0,41±0,07
PFUnA	0,28±0,02	1,14±0,16	0,96±0,25
PFDoA	<0,32	0,29±0,02	0,33±0,06
PFTTrA	<0,35	0,30±0,03	0,39±0,11
PFHxS	<0,27	0,27±0,02	<0,20
PFOS	1,72±0,03	2,74±0,62	5,27±2,43
PFDS	3,75±1,37	<0,31	<0,27
Summa*	8,90±1,04	7,69±0,82	9,43±2,71

*kõigi 13 määratud ühendi summa, ülempiir

2014.aastal määrati perfluorühendite sisaldus ka lõhes (üks proov) ja jõesilmus (kaks proovi). Üle määramispiiri oli ainult PFOS ja PFUnA (ühes jõesilmu proovis ka PFDA) sisaldus. Summaarne sisaldus (ülempiir) oli lõhes ja jõesilmus suhteliselt madal, võrreldav sisalusega räimes (tabel 16).

Tabel 16. Perfluorühendite sisaldus (ng/g märgkaalu kohta) Soome lahe lõhes ja jõesilmus

Ühend	Lõhi	Jõesilm (14025)	Jõesilm (14027)
PFOA	<0,34	<0,36	<0,37
PFNA	<0,34	<0,36	<0,37
PFDA	<0,34	<0,36	0,41

PFUnA	0,36	0,43	0,41
PFDoA	<0,45	<0,48	<0,50
PFTTrA	<0,51	<0,54	<0,56
PFHxS	<0,34	<0,36	<0,37
PFOS	0,52	0,56	0,56
PFDS	<0,57	<0,60	<0,62
Summa*	5,47	5,85	6,03

*kõigi 13 määratud ühendi summa, ülempiir

Peipsi kalades oli määratavas koguses PFDA, PFUnA, PFDS ja PFOS. Lisaks oli kohas ja ahvenas üle määramispiiri ka PFNA ning ahvenas ka PFTTrA. Summaarne sisaldus (ülempiir) oli Peipsi latikas mõnevõrra kõrgem kui kohas ja ahvenas (tabel 17).

Tabel 17. Perfluorühendite keskmine sisaldus (avg ± SE; ng/g märgkaalu kohta) Peipsi kalades aastatel 2013 - 2014

Ühend	Koha	Latikas	Ahven
N	2	2	2
PFOA	<0,19	<0,29	<0,19
PFNA	0,33±0,12	<0,29	0,22±0,12
PFDA	0,27±0,03	0,30±0,09	0,23±0,03
PFUnA	0,30±0,03	0,33±0,12	0,24±0,02
PFDoA	<0,23	<0,36	<0,23
PFTTrA	<0,25	<0,39	0,25±0,06
PFHxS	<0,19	<0,29	<0,19
PFOS	0,51±0,19	0,36±0,15	0,35±0,06
PFDS	0,26±0,09	0,42±0,21	0,26±0,08
Summa*	3,37±0,09	4,37±1,64	3,00±0,21

*kõigi 13 määratud ühendi summa, ülempiir

6.5. Broomitud leegiaeglustid (PBDE)

Räimeproovides oli allpool määramispiiri kolm PBDE analoogi: BDE-85, -138 ja -183. Üle poole – keskmiselt 53% - PBDE üldsisaldusest (15 ühendi summast) moodustab BDE-47. Sisaldusest üle 10% moodustavad ka BDE-99 ja BDE-100. Kaheksa PBDE analoogi moodustasid rõhuva enamuse, keskmiselt 95%, PBDE üldsisaldusest (tabel 18). PBDE sisaldus oli Soome lahe suudme kalades üldiselt madalam kui Soome lahe idaosa ja Liivi lahe räämedes.

Tabel 18. PBDE keskmine sisaldus (avg ± SE; ng/g märgkaalu kohta) Läänemere ja Peipsi kalades aastal 2013 – 2014

Kala	N	Ala	BDE-47	Summa 8	Summa 15
Räim	6	Soome lahe idaosa	0,36±0,07	0,63±0,12	0,67±0,07
Räim	6	Soome lahe suue	0,20±0,01	0,37±0,02	0,39±0,01
Räim	6	Liivi laht	0,36±0,04	0,64±0,07	0,67±0,04
Kilu	6	Soome lahe suue	0,29±0,01	0,56±0,02	0,58±0,01
Lest	6	Soome lahe suue	0,22±0,03	0,35±0,04	0,36±0,03
Ahven	6	Soome lahe suue	0,05±0,01	0,12±0,02	0,12±0,01
Lõhi	1	Soome laht	0,66	1,20	1,25
Silm	2	Soome laht	0,59; 1,50	1,04; 2,49	1,10; 2,58
Ahven	2	Peipsi	0,02±0,01	0,10±0,03	0,10±0,01
Latikas	2	Peipsi	0,14±0,08	0,49±0,32	0,49±0,08
Koha	2	Peipsi	0,02±0,01	0,08±0,01	0,08±0,01

Soome lahe suudmeosa kalades oli alla määramispiiri BDE 71, 85 ja 138. Lisaks oli ahvenas allpool määramispiiri BDE75 ja kilus ning lestas BDE 183. BDE-47 moodustas PBDE üldsisaldusest ahvenas 42%, kilus 51% ja lestas koguni 61%. Kaheksa PBDE ühendit moodustasid üle 95% PBDE üldsummast. PBDE ühendite sisaldus oli ahvenas oluliselt madalam kui kilus ja lestas (tabel 18).

Lõhes ja jõesilmus oli allpool määramispiiri BDE-71, -75, -85 ja -138 ning lõhes ka BDE-183. BDE-47 moodustas PBDE üldsisaldusest lõhes 53 ja jõesilmus 57%. Kaheksa PBDE

ühendit moodustasid üle 95% PBDE üldsummast. Broomitud leegiaeglustite sisaldus lõhes ja jõesilmus oli kõrgem kui teistes uuritud kalades (tabel 18).

Peipsi kalades oli allpool määramispiiri BDE75, 71, 85 ja 138, latikas veel lisaks BDE-77. Domineeris BDE-209, moodustades 29 kuni 38% ja BDE-47 (23..28%). Kaheksa BDE analoogi moodustasid enamuse, 96..99% 15st BDEst. Broomitud leegiaeglustite sisaldus oli latikas kõrgem kui kohas ja ahvenas. Üldiselt oli PBDE sisaldus Peipsi kalades madalam kui merekalades (tabel 18).

Saadud tulemused näitavad, et uuringuid tuleks jätkata PBDE sisalduse osas kalades. EL keskkonnakvaliteedi standardi (EQS) alusel ei tohi kuue PBDE ühendi summaarne sisaldus ületada elustikus/kalades 0,0085 µg/kg märgkaalu kohta. Meie tulemustes ületas ainuüksi BDE- 47 (kergesti landuv ja õhu kaudu edasikanduv PBDE) sisaldus kõikides proovides selle väärtuse.

6.6. Raskmetallid

6.6.1. Kaadmium (Cd)

Kaadmiumi piinorm kalades on 0,050 mg/kg märgkaalu kohta (2006/1881/EL) Räimes oli kaadmiumi keskmine (avg ± SE) sisaldus 0,020±0,004 mg/kg märgkaalu kohta (0,087±0,015 mg/kg kuivkaalu kohta). Liivi lahe räimes oli kaadmiumi sisaldus madalam kui Soome lahe kalades (tabel 19). Soome lahe suudmeosa kaladest oli kaadmiumi sisaldus kilus kõrgem kui ahvenas ja lestas. Lõhes ja Peipsi kalades oli kaadmiumi sisaldus madal, alla 0,01 mg/kg märgkaalu kohta. Jõesilmus oli kaadmiumi sisaldus suhteliselt kõrge, võrreldav sisaldusega Soome lahe räimes (tabel 19). Isegi kõrgeimad määratud kaadmiumi sisaldused – 0,036 (räim Soome lahe idaosas) ja 0,032 (jõesilm) mg/kg märgkaalu kohta olid madalamad kehtestatud piinormi väärtusest.

Tabel 19. Kaadmiumi keskmine (avg ± SE) sisaldus Läänemere ja Peipsi kalades 2014. aastal

Kala	Koht	N	mg/kg märg	mg/kg kuiv
Räim	Soome lahe idaosas	3	0,024±0,008	0,101±0,032
Räim	Soome lahe suue	3	0,023±0,003	0,098±0,013

Räim	Liivi laht	3	0,014±0,007	0,062±0,030
Kilu	Soome lahe suue	3	0,018±0,000	0,062±0,001
Lest	Soome lahe suue	3	0,005±0,001	0,025±0,003
Ahven	Soome lahe suue	3	0,006±0,001	0,028±0,006
Lõhi	Soome laht	1	0,006	0,015
Jõesilm	Soome laht (Kunda)	2	0,026±0,005	0,064±0,011
Ahven	Peipsi	1	0,006	0,030
Latikas	Peipsi	1	0,008	0,029
Koha	Peipsi	1	0,007	0,033

6.6.2. Elavhõbe (Hg)

Elavhõbeda piirnorm kalades on 0,50 mg/kg märgkaalu kohta (2006/1881/EL). Räimes oli elavhõbeda keskmine (avg ± SE) sisaldus 0,016±0,002 mg/kg märgkaalu kohta (0,067±0,010 mg/kg kuivkaalu kohta). Elavhõbeda sisaldus ei erinenud oluliselt Liivi ja Soome lahe räimes (tabel 20). Suhteliselt madal oli elavhõbeda sisaldus ka kilus. Seevastu röövkalades (ahven, lõhi, koha) oli elavhõbeda sisaldus oluliselt, ligikaudu suurusjärgu võrra kõrgem kui räimes ja kilus (tabel 20). Kõik elavhõbeda sisaldused olid madalamad kehtestatud piirnormi väärtusest.

Tabel 20. Elavhõbeda keskmine (avg ± SE) sisaldus Läänemere ja Peipsi kalades 2014. aastal

Kala	Koht	N	mg/kg märg	mg/kg kuiv
Räim	Soome lahe idaosa	3	0,018±0,004	0,076±0,014
Räim	Soome lahe suue	3	0,012±0,001	0,049±0,003
Räim	Liivi laht	3	0,017±0,006	0,077±0,026
Kilu	Soome lahe suue	3	0,015±0,000	0,049±0,001
Lest	Soome lahe suue	3	0,055±0,009	0,253±0,030
Ahven	Soome lahe suue	3	0,109±0,011	0,508±0,050
Lõhi	Soome laht	1	0,139	0,357
Jõesilm	Soome laht (Kunda)	2	0,072±0,008	0,182±0,026
Ahven	Peipsi	1	0,197	0,995

Latikas	Peipsi	1	0,038	0,139
Koha	Peipsi	1	0,195	0,915

Elavhõbe osas lähevad lahku keskkonnakvaliteedi standard (2013/39/EL) ja toiduohutuse piirnorm (2006/1881/EÜ). Toiduohutuses on elavhõbeda piirnorm kalades 0,50 mg/kg märgkaalu kohta, keskkonnakvaliteedi standard aga 20 µg/kg märgkaalu kohta. Kui toiduohutuse osas olid meie tulemused piirnormi väärtusest madalamad, siis EQS osas esineb ületamisi.

6.6.3. Plii (Pb)

Plii piirnorm kalades on 0,30 mg/kg märgkaalu kohta (2006/1881/EL). Räimes oli plii keskmine (avg ± SE) sisaldus 0,055±0,006 mg/kg märgkaalu kohta (0,237±0,023 mg/kg kuivkaalu kohta). Plii sisaldus ei erinenud Liivi ja Soome lahe räimes (tabel 21). Suhteliselt kõrge oli plii sisaldus Peipsi kalades (koha, ahven), aga ka kilus ja jõesilmus (tabel 21). Kõrgeim määratud sisaldus – 0,123 mg/kg märgkaalu kohta Peipsi kohas – moodustas ikkagi vaid kolmandiku kehtestatud piirnormi väärtusest.

Tabel 21. Plii keskmine (avg ± SE) sisaldus Läänemere ja Peipsi kalades 2014. aastal

Kala	Koht	n	mg/kg märg	mg/kg kuiv
Räim	Soome lahe idaosa	3	0,052±0,013	0,215±0,049
Räim	Soome lahe suue	3	0,058±0,010	0,248±0,044
Räim	Liivi laht	3	0,056±0,010	0,247±0,040
Kilu	Soome lahe suue	3	0,070±0,014	0,233±0,040
Lest	Soome lahe suue	3	0,038±0,002	0,176±0,008
Ahven	Soome lahe suue	3	0,030±0,015	0,137±0,071
Lõhi	Soome laht	1	0,052	0,134
Jõesilm	Soome laht (Kunda)	2	0,067±0,017	0,166±0,038
Ahven	Peipsi	1	0,071	0,359
Latikas	Peipsi	1	0,039	0,143
Koha	Peipsi	1	0,123	0,577

6.6.4. Arseen (As)

Piirnormati toidus, kalades, ei ole arseenile kehtestatud. Räämes oli arseeni keskmine (avg ± SE) sisaldus 0,559±0,060 mg/kg märgkaalu kohta (2,389±0,243 mg/kg kuivkaalu kohta). Arseeni sisaldus ei erinenud oluliselt Liivi ja Soome lahe räämedes (tabel 22). Suhteliselt kõrge oli arseeni sisaldus kilus, mere ahvenas ja jõesilmus. Peipsi kalades oli arseeni sisaldus oluliselt, ligikaudu suurusjärgu võrra madalam kui Läänemere kalades (tabel 22).

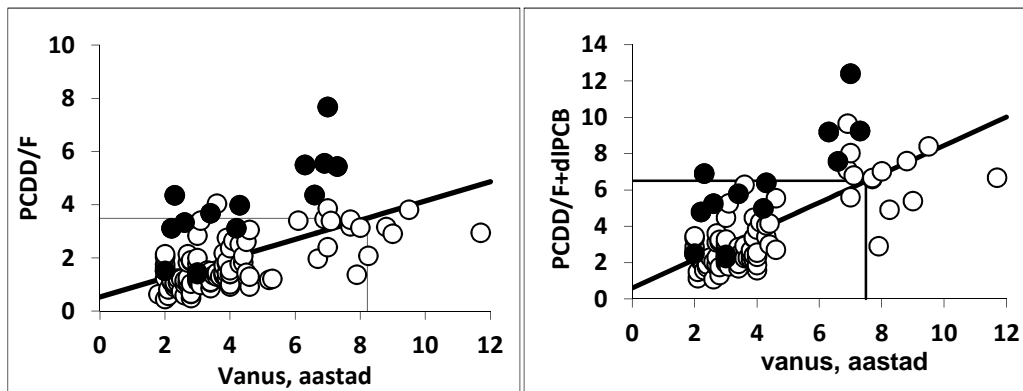
Tabel 22. Arseeni keskmine (avg ± SE) sisaldus Läänemere ja Peipsi kalades 2014. aastal

Kala	Koht	n	mg/kg märg	mg/kg kuiv
Rääm	Soome lahe idaosa	3	0,490±0,105	2,042±0,410
Rääm	Soome lahe suue	3	0,683±0,115	2,897±0,478
Rääm	Liivi laht	3	0,505±0,087	2,229±0,333
Kilu	Soome lahe suue	3	0,930±0,135	3,146±0,528
Lest	Soome lahe suue	3	0,525±0,079	2,442±0,324
Ahven	Soome lahe suue	3	0,617±0,061	2,892±0,358
Lõhi	Soome laht	1	0,217	0,558
Jõesilm	Soome laht (Kunda)	2	0,380±0,042	0,951±0,073
Ahven	Peipsi	1	0,027	0,136
Latikas	Peipsi	1	0,023	0,084
Koha	Peipsi	1	0,014	0,066

7. Saasteainete sisalduse sõltuvus kalade vanusest ja suurusest

7.1. Räim

Dioksiinide sisaldust on kokku analüüsitud 112 Eesti majandusvööndist püütud räime proovis (joonis 1). Koos räime vanusega suureneb seaduspäraselt nii PCDD/F ($r=0,566$) kui ka PCDD/F ja dlPCB summaarne sisaldus ($r=0,705$). Kehtestatud piirnormi väärtust ületas PCDD/F sisaldus 8,2 ja PCDD/F ning dlPCB summaarne sisaldus 7,5 aastastes räimedes (joonis 1). Seega ei sobi söögiks seitsmeaastased ja vanemad kalad. Dioksiinide sisalduse sõltuvust vanusest on räimes analüüsinud soome uurijad (Hallikainen et al., 2011; Airaksinen et al., 2014), kes leidsid, et koos kala vanusega suureneb nende dioksiinide sisaldus. Soome lahe ja Läänemere avaosa räimes toimub kontsentratsiooni kasv suhteliselt lineaarselt, Botnia meres ja lahes aga on täheldatud järsku sisalduse kasvu alates viiendast eluaastast. Selle põhjuseks peetakse kalade toitumise eripära. Nimelt Botnia lahes toituvad viieaastased ja vanemad räimed peamiselt zoo- ja nektobentosest, peamiselt müsiididest. Kuna nendes organismides on dioksiinide sisaldus kõrgem, siis suureneb järsult ka kontsentratsioon kalas (Hallikainen et al., 2011; Airaksinen et al., 2014).



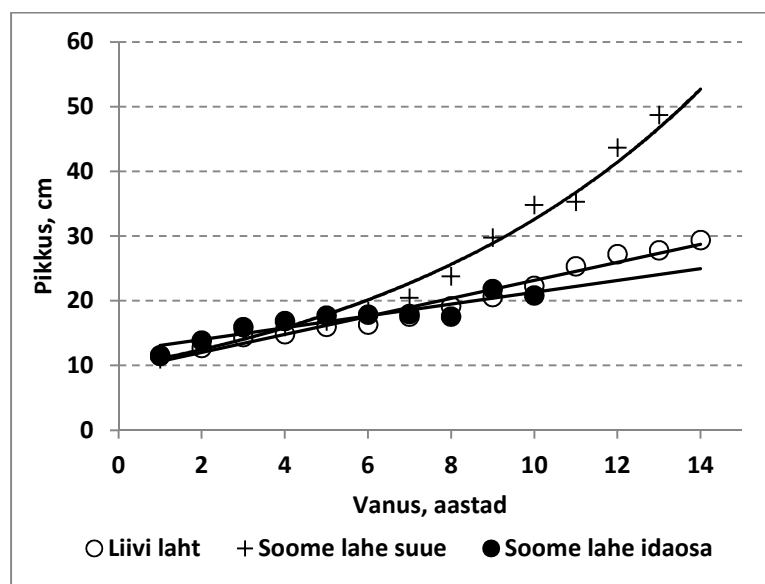
Joonis 1. PCDD/F ning PCDD/F ja dlPCB summaarne sisalduse (pgWHO₂₀₀₅TEQ/g märgkaalu kohta) erineva vanusega räimes

Ka meie vetes toituvad vanemad räimed peamiselt zooplanktonist (Lankov et al., 2010) ja seetõttu on dioksiinide sisalduse kasv seotud vanusega lineaarselt (joonis 1). Eesti kalurite püükides moodustasid seitsmeaastased ja vanemad räimed aastatel 2004 kuni 2013 keskmiselt

Soome ja Liivi lahes ligikaudu neli protsenti, Soome lahe suudmes ja avameres aga kuni 10%. Kui näiteks 2013.aastal püüti Eestis 12,6 tuhat tonni räime, siis võis potentsiaalselt sellest 500 kuni 1250 tonni olla söögiks ja müügiks kõlbamatu.

Tabel 22. Seosed räime vanuse (aastad) ja pikkuse (cm, TL) vahel Läänemere eri aladel

Ala	N	R	Seose valem
Liivi laht	2250	0,826	$Pikkus=1,082*vanus+10,626$
Soome lahe suue	8909	0,624	$Pikkus=1,667*vanus+9,608$
Soome lahe idaosa	8491	0,611	$Pikkus=1,163*vanus+11,575$



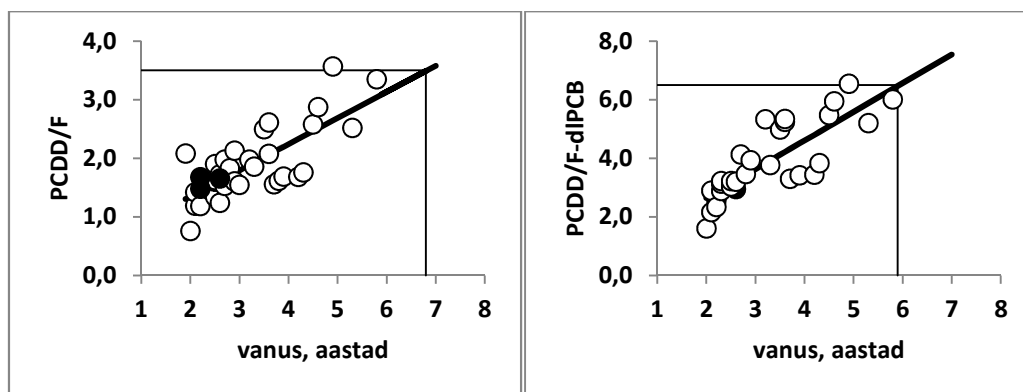
Joonis 2. Erineva vanusega räime keskmine pikkus

Vanade, kõrge saasteainete sisaldusega kalade tarbimise vältimiseks, on kõige lihtsam eraldada neid pikkuse alusel. Räime pikkuse (TL, cm) ja vanuse seost analüüsiti eraldi Liivi lahes, Soome lahe suudmeosas ja Soome lahe idaosas. Aastate 2009 kuni 2013 andmete alusel oli seos vanuse ja pikkuse vahel statistiliselt usaldusväärne kõigil nimetatud aladel (tabel 22). Liivi lahe ja Soome lahe idaosa räimedel oli vanusega seotud pikkuskasvu muutus praktiliselt sama. Soome lahe suudmeosas kasvavasid aga vanemad, üle kaheksa-aastased räimed

kiiremini kui samaealised liigikaaslased lahtedes (joonis 2). Kui lugeda dioksiinidega saastunuks räimed alates seitsmest aastast, saame et Liivi lahes on piiriks 18 cm, Soome lahe idaosas 20 ja Soome lahe suudmes ning tõenäoliselt ka avaosas 21cm. EL määruses (2006/1881/EÜ) toodud erandis Soomele ja Rootsile on antud selleks piiriks räimel 17cm. Seega meie tulemuste alusel võiks mõnevõrra suurendada inimeste tarbimiseks lubatavate räimede pikkust. Sellest olulisem on aga kindlasti seoste leidmine saasteainete sisalduse ning räime kasvu, paljunemise ja lipiidide sisalduse vahel.

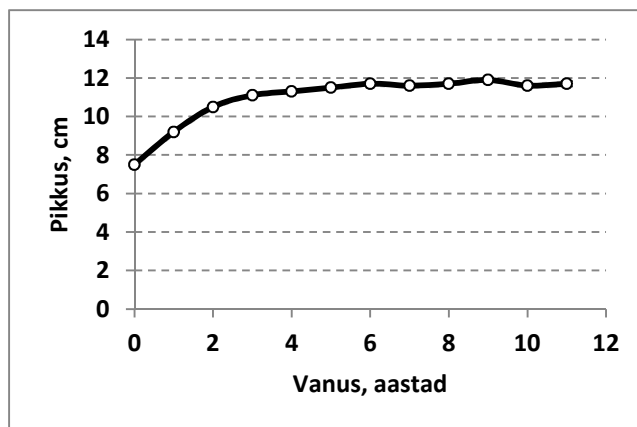
7.2. Kilu

Eestis püütavas kilus on PCDD/F sisaldust määratud kokku 38 proovis (PCDD/F ja dIPCB summa 30 proovis). Dioksiinide sisaldus suurenes koos vanuse kasvuga, $r = 0,763$ PCDD/F puhul ja $r = 0,815$ PCDD/F ning dIPCB summa korral (joonis 3). Kehtestatud EL piirnormati väärtust ületas sisaldus vaid ühes 2003.aasta proovis, kus kalad ei olnud küll kõige vanemad, kuid sisaldasid kevade kohta suhteliselt palju rasva (9,7%).



Joonis 3. PCDD/F ning PCDD/F ja dIPCB summaarne sisaldus (pgWHO₂₀₀₅-TEQ/g märgkaalu kohta) erineva vanusega kiludes.

PCDD/F sisaldus ületas kehtestatud piirnormati väärtust 6,8 aastastes kalades ja PCDD/F ning dIPCB summaarne sisaldus 5,9 aastastes kiludes (joonis 3). Seega oleks inimese tervisele ohutu süüa alla kuueaastaseid kilusid.



Joonis 4. Erineva vanusega kilude keskmine pikkus

Eesti kalurite kilusaagist moodustasid kuueaastased ja vanemad kilud aastate 2004 kuni 2013 keskmisena 1,2 tuhat tonni, aastal 2010 isegi 1,8 tuhat tonni. Võiks soovitada mitte süüa vanasid kilusid, aga selle täitmine on keeruline, sest kilu pikkuse alusel on raske hinnata vanust. Aastate 2009 kuni 2013 andmete alusel (kokku 9069 kala, vanus kuni 12 aastat) on seos kilu vanuse ja pikkuse vahel küll olemas, kuid lineaarne sõltuvus ($r = 0,686$) esineb vaid kuni nelja aastastel kaladel. Aastane pikkuse juurdkasv noorematel, kuni kolmeaastastel kaladel, oli 0,5 kuni 1 cm, kuid edasi kolme kuni 11 aasta vanustel kiludel vaid maksimaalselt 0,2 cm aastas. Kui kolmeaastane kilu pikkus oli keskmiselt 11,1 cm, siis üheteistaastane vaid 11,7 cm (joonis 4). Järelikult kolmandal-neljandal eluaastal jõuab kilu pikkuskasv platoole ja sisuliselt enam ei muutu. Küll aga tõuseb temasse toiduga jõudvate saasteainete sisaldus.

8. Kokkuvõte, järeldused ja soovitused

8.1 Kokkuvõte saasteainete uuringu tulemustest

Dioksiinide, PCDD/F ja dlPCB sisaldus räimes oli üle EL kehtestatud piinormi väärtusi lisaks vanematele räimedele ka kolmes nooremate räimede proovis. Tõenäoliselt oli see tingitud kõrgest rasvasisaldusest, kuna proovid koguti sügisel ja kalad olid hästi toitunud, kogunud varusid, rasvased. Ülejäänud uuritud kalades olid sisaldused piinormi väärtusest oluliselt madalamad. Varasemate uuringute ning kirjanduse andmetel on dioksiinide sisaldus kindlasti üle piinormi väärtuse lõhes ja jõesilmus. Uuringu tulemusena võib öelda, et dioksiinide sisaldus ületab piinormi väärtust vanemates kui kuueaastastes kiludes ja üle seitsmeaastastes räimedes. Merekalades oli indPCB sisaldus madalam kui Peipsi kalades, kusjuures nende kontsentratsioon suureneb kala vanusega. Piinormi väärtust ei ületanud indPCB sisaldus üheski proovis. Tinaorgaaniliste ühendite summaarne sisaldus oli kõrgeim lõhes ja jõesilmus, järgnesid räim Soome lahe idaosast ning räim ja lest Soome lahe suudmest. Peipsi kalades oli tinaorgaaniliste ühendite sisaldus kõigis proovides allpool määramispiiri. Perfluorühendite sisaldus oli kõrgem Soome lahe suudme kalades (ahven, kilu, lest), madalam aga Peipsi kalades. Broomitud leegiaeglustite sisaldus oli madal kohas ja ahvenas. Räimes oli sisaldus kõrgem Soome lahe idaosas ja Liivi lahes. Oluliselt kõrgem oli PBDE sisaldus lõhes ja jõesilmus. Kaadmiumi ja arseni sisaldus oli kõrgem räimes ja kilus, madalam aga Peipsi kalades. Seevastu elavhõbe ja plii sisaldused olid suhteliselt kõrged Peipsi kalades. Kõigis kalades oli raskmetallide sisaldus piinormi väärtusest madalam.

Probleeme seoses saasteainetega on dioksiinide, tinaorgaaniliste ja perfluorühendite ning broomitud leegiaeglustitega räimes, lõhes ja jõesilmus. Probleeme ei ole raskmetallidega merekalades ning kõigi uuritud saasteainetega, välja arvatud PCB, Peipsi kalades.

8.2. Hinnang kalade toiduohutusele ja toitumissoovitused

Käesoleva uuringu tulemused ei toeta soome uurijate järeldust, et dioksiinide sisaldus räimes on viimasel aastakümnel vähenenud (Hallikainen et al., 2011; Airaksinen et al., 2014).

Muidugi võib selle põhjuseks olla meie tagasihoidlik andmehulk. Kümnekond proovi aastas ei võimalda usaldusväärselt hinnata pikaajalisi muutusi. Siiski võib ühineda juba varem tehtud järeldustega, mis erinevad küll EL õigusaktides toodud nõuetest. Nimelt on näidatud, et kalade, sealhulgas ka rasvaste kalade söömisel saadavad asendamatud aminohapped parandavad ülihästi haigestumist kardiovaskulaarsetesse haigustesse, seevastu dioksiinide toksiline mõju on aga marginaalne (Assmuth & Jalonen, 2005). Suurem probleem dioksiinidega on tekkinud ikka kas siis tööstuslike avariide (Itaalia) või söötade (Belgia kanaliha) saastatusest. Eestis, kus niigi on kala söömine väga madal, tuleb inimeste kohutamisse dioksiinidega kalas, nende võimaliku ohuga liialdamisse, suhtuda äärmise ettevaatusega.

Toitumissoovitused seoses dioksiinidega on välja töötatud Eesti rannakaluritele lähtudes vastavast uuringust (Anon., 2010; Roots, 2011). Rannakalurite risk dioksiinide osas on põhimõtteliselt samasugune nagu Eesti ülejäänud elanikel, nad tarbivad vaid rohkem kala inimese kohta kui Eestis keskmiselt. Eestis on kala ja kalatoodete tarbimine elaniku kohta alates 2006. aastast vähenenud - kui aastail 2001–2005 tarbiti kala ja kalatooteid 14,3 kg, siis aastail 2006–2010 vaid 11,6 kg elaniku kohta aastas (Roots, 2011). Eesti toitumis- ja toidusoovitute kohaselt võib normaalse energiatarbimise juures süüa päevas kokku kaks kuni neli portsjonit kalu (Anon., 2006). Võttes aluseks kala ja kalakonservide maksimaalse tarbimise, mille korral ei ületata dioksiinide nädalast lubatavat tarbitava kala ja kalakonservide koguse piirnormi, on soovitatav lähtuda järgmisest: 1) Dioksiiniohtu pole, kui süüa väherasvastest kaladest ahvenat, koha, ilmselt ka haugi ja keskmise rasvasusega kaladest lesta 12 portsjonit nädalas ehk siis mitte üle 900 g nädalas (mitte üle 130 g päevas). 2) Dioksiiniohtu pole, kui süüa nädalas 12 portsjonit kalakonservi – sprotte mitte üle 360 g ja vürtsikilu mitte üle 480 g. 3) Rasvaste kalade puhul tuleb arvestada, et minimaalne söödud ühe kalaliigi kogus ei ületaks kolme korda nädalas ja kaks portsjonit korraga ehk siis kuus portsjonit nädala kohta (mitte üle 300 g üht liiki kala nädalas ehk 43 grammi päevas). Siia gruppi kuuluvad väga rasvastest kaladest lõhe, angerjas, ilmselt ka meriforell, rasvastest kaladest kilu ja keskmise rasvasusega kaladest räim, samuti jõesilm (Roots, 2011). Terviseriskide hajutamiseks on soovitatav süüa rohkem väherasvast ja keskmise rasvasusega kala, välja arvatud räim. Läänemere lõhet, mereforelli, angerjat, üle 22 cm-st räime ja jõesilmu soovitatakse süüa maksimaalselt kaks korda kuus. Söömiseks tuleb valida väiksemaid, nooremaid kalu. Dioksiinide vältimiseks on soovitatud kalade fileerimist, kalanaha eraldamist (dioksiinid on peamiselt nahaaluses rasvakihis), samuti kalade

praadimist, grillimist, marineerimist, suitsutamist jne. Sellisel juhul eraldub osa saasteainetest koos sulanud kalarasvaga (Roots, 2011). Lõhe ja forelli puhul ei tohi muidugi unustada, et kõik söömise piirangud on mõeldud looduslikele kaladele. Kasvanduste kala on reeglina kontrollitud ning nende dioksiinide sisaldus on väike.

8.3. Soovitused edasisteks tegevusteks

Kuna PCDD/F ja dIPCB sisaldus räimes oli üle EL kehtestatud piirnormi väärtuse lisaks vanematele räimedele ka kolmes nooremate räimede proovis, siis tuleks kindlasti jätkata nende ühendite analüüsi kalades ka edaspidi. PCDD/F sisaldus Eesti rannikumere kalades võib tõusta tänu õhusaaste kauglevile ja edela ning läänetuulte osakaalu kasvule viimastel aastatel. Tõenäoliselt kaalutakse EL piirnormide määratelmist lähiajal ka broomitud leegiaeglustitele, perfluoro- ja tinaorgaanilistele ühenditele. Seega oleks otstarbekas omada andmeid nende ühendite sisaldusest Eesti kalades. Esialgne võrdlus EL keskkonnakvaliteedi standarditega (EQS) näitab, et uuringuid tuleks kindlasti jätkata PBDE ja elavhõbeda sisalduse osas kalades, kuna nende ühenditele kehtestatud EQS ületab oluliselt meie poolt saadud vastavaid näitajaid. Kindlasti on vajalik nii dioksiinide kui ka teiste saasteainete pidev jälgimine ja kontroll meie kalades. Uuringu jätkumisel soovitame analüüsida orgaaniliste saasteainete sisalduse sesoonset ja vanuselist dünaamikat räimes. Kalad võiks koguda Soome lahe suudmeosast, sest sealne räimepopulatsioon iseloomustab ka Läänemere avaosa kalu.

Kuigi käesoleva uuringu tulemused ei näidanud oluliselt kõrgemaid sisaldusi meie kalades ei ole need siiski välistatud teatud kalaliikides, näiteks ahvenas, suurema saastatusega piirkondades, näiteks sadamate läheduses ja eeskätt tinaorgaaniliste ühendite puhul. Tähtis on seostada saasteainete sisaldust lipiidide hulgaga kalas, jälgida nende sesoonseid muutusi erineva vanusega kalades lähtuvalt toitumise (sealhulgas talvise nälgimise) ja paljunemisega. Uuringu tulemused näitasid, et dioksiinide sisaldus räimes võib soodsate toitumistingimuste korral ületada piirnormi väärtusi ka nooremates kalades. Samuti võib oluliselt muutuda vanemate kalade saasteainete sisaldus juhul, kui muutuvad nende toiduorganismid – näiteks räimel zooplanktoni asemele müsiidid. Tuleks arutada kas teatud kalaliikide puhul nagu räim, lõhe ja jõesilm, kus on leitud suhteliselt kõrgeid dioksiinide ja dIPCB sisaldusi, oleks vajalik taodelda kehtivate piirnormide osas erisust nagu see on Rootsil ja Soomel ning Lätil.

Kasutatud kirjandus

1989/677/EÜ Nõukogu direktiiv, 21. detsember 1989, millega kaheksandat korda muudetakse direktiivi 76/769/EMÜ liikmesriikide õigus- ja haldusnormide ühtlustamise kohta seoses teatavate ohtlike ainete ja valmististe turustamise ja kasutamise piirangutega.

1999/51/EÜ Komisjoni direktiiv, 26. mai 1999, millega viiendat korda kohandatakse tehnika arengule I lisa direktiivis 76/769/EMÜ liikmesriikide õigus- ja haldusnormide ühtlustamise kohta seoses teatavate ohtlike ainete ja valmististe (tina, PCP ja kaadmium) turustamise ja kasutamise piirangutega.

2001/466/EÜ Komisjoni määrus, 8. märts 2001, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes EMPs kohaldatav tekst.

2002/62/EÜ Komisjoni direktiiv, 9. juuli 2002, millega üheksandat korda kohandatakse tehnika arengule I lisa direktiivis 76/769/EMÜ liikmesriikide õigus- ja haldusnormide ühtlustamise kohta seoses teatavate ohtlike ainete ja valmististe (tinaorgaanilised ühendid) turustamise ja kasutamise piirangutega.

2003/782/EÜ Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus, 14. aprill 2003, tinaorgaaniliste ühendite keelamise kohta laevadel.

2004/882/EÜ Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus, 29. aprill 2004, ametlike kontrollide kohta, mida tehakse sööda- ja toidualaste õigusnormide ning loomatervishoidu ja loomade heaolu käsitlevate eeskirjade täitmise kontrollimise tagamiseks.

2006/122/EÜ. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv, 12. detsember 2006, millega muudetakse 30. korda nõukogu direktiivi 76/769/EMÜ liikmesriikide õigus- ja haldusnormide ühtlustamise kohta seoses teatavate ohtlike ainete ja valmististe turustamise ja kasutamise piirangutega (perfluorooktaansulfonaadid).

2006/794/EÜ Euroopa Komisjoni soovitus, 16. november 2006, dioksiinide, dioksiinitaoliste polükloreeritud bifenüülide ja muude kui dioksiinitaoliste polükloreeritud bifenüülide taustaniivoode seire kohta toiduainetes (teatavaks tehtud numbri K(2006) 5425 all).

2006/1881/EÜ Komisjoni määrus, 19. detsember 2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes.

2006/1883/EÜ Euroopa Komisjoni määrus, 19. detsember 2006, millega sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid dioksiinide ja dioksiinilaadsete PCBde sisalduse ametlikuks kontrolliks teatavates toiduainetes.

2006/1907/EÜ Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus, 18. detsember 2006, mis käsitleb kemikaalide registreerimist, hindamist, autoriseerimist ja piiramist (REACH) ja millega asutatakse Euroopa Kemikaalide Agentuur ning muudetakse direktiivi 1999/45/EÜ ja tunnistatakse kehtetuks nõukogu määrus (EMÜ) nr 793/93, komisjoni määrus (EÜ) nr 1488/94 ning samuti nõukogu direktiiv 76/769/EMÜ ja komisjoni direktiivid 91/155/EMÜ, 93/67/EMÜ, 93/105/EÜ ja 2000/21/EÜ.

2007/333/EÜ Komisjoni määrus, 28. märts 2007, milles sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid plii, kaadmiumi, elavhõbeda, anorgaanilise tina, 3-MCPD ja benso(a)püreenisisalduse ametlikuks kontrolliks toiduainetes.

2008/629/EÜ Komisjoni määrus, 2. juuli 2008, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnõrmiid toiduainetes.

2009/552/EÜ Komisjoni määrus, 22. juuni 2009, millega muudetakse XVII lisa Euroopa Parlamendi ja nõukogu määruses (EÜ) nr 1907/2006, mis käsitleb kemikaalide registreerimist, hindamist, autoriseerimist ja piiramist (REACH).

2010/161/EL Komisjoni soovitus, 17. märts 2010, toidus leiduvate perfluoritud alküülühendite seire kohta.

2010/276/EL Komisjoni määrus, 31. märts 2010, millega muudetakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu määruse (EÜ) nr 1907/2006 (mis käsitleb kemikaalide registreerimist, hindamist, autoriseerimist ja piiramist (REACH)) XVII lisa diklorometaani, lambiõli, grilli süütevedeliku ja tinaorgaaniliste ühendite osas.

2011/420/EL Komisjoni määrus, 29. aprill 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnõrmiid toiduainetes.

2011/1259/EL Komisjoni määrus, 2. detsember 2011, millega muudetakse määrust (EÜ) nr 1881/2006 seoses dioksiinide, dioksiinitaoliste PCBde ja muude kui dioksiinitaoliste PCBde piirnõrmiidega toiduainetes.

2012/252/EL Komisjoni määrus, 21. märts 2012 , millega sätestatakse proovivõtu- ja analüüsimeetodid dioksiinide, dioksiinitaoliste PCBde ja mittedioksiinitaoliste PCBde sisalduse ametlikuks kontrollimiseks teatavates toiduainetes ning tunnistatakse kehtetuks määrus (EÜ) nr 1883/2006.

2013/39/EL Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv, 12. august 2013 , millega muudetakse direktiive 2000/60/EÜ ja 2008/105/EÜ seoses veepoliitika valdkonna prioriteetsete ainetega.

2014/118/EL Komisjoni soovitus, 3. märts 2014 , toidus esinevate broomitud leegiaeglustite jääkide seire kohta.

Airaksinen, R., Hallikainen, A., Rantakokko, P., Ruokojärvi, P., Vuorinen, P.J., Parmanne, R., Verta, M., Mannio, J. & Kiviranta, H. 2014. Time trends and congener profiles of PCDD/Fs, PCBs, and PBDEs in Baltic herring off the coast of Finland during 1978–2009. *Chemosphere*, 2014, 165 – 171.

Anon., 2006. Eesti toitumis- ja toidusoovitused. Koostajad S.Vaask, T. Liebert, M. Maser, K. Pappel, T. Pitsi, M. Saava, E. Sooba, T. Vihalemm, I. Villa. Tervise Arengu Instituut ja Eesti Toitumisteaduse Selts, Tallinn, 2006, 1 - 80.

Anon., 2011. Lepinguline töö „Euroopa Parlamendi ja Nõukogu 6. detsembri 2008 direktiivi 2008/105/EÜ nõuete täitmiseks uuringu korraldamine prioriteetsete ainete sisalduse määramiseks vees, vee elustikus ning põhjasetetes“. Keskkonnauuringute Keskus, 1 - 110.

Anon, 2013. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group. ICES C.M. 2013/ACOM:08.

Anon., 2014a. Kalanduse riikliku andmekogumise programmi täitmine, andmete analüüs ning soovitused kalavarude haldamiseks 2014. aastal. Osa: Räim ja kilu. Töövõtulepingu nr 4-1.1/13/237 II vahearuanne. TÜ Eesti Mereinstituut. Tallinn, 2014.

Anon., 2014b. Kalanduse riikliku andmekogumise programmi täitmine, andmete analüüs ning soovitused kalavarude haldamiseks 2014. aastal. Osa: Rannikumere kalad. Töövõtulepingu nr 4-1.1/13/237 II vahearuanne. TÜ Eesti Mereinstituut. Tartu, 2014.

Anon., 2014c. Kalanduse riikliku andmekogumise programmi täitmine, andmete analüüs ning soovitused kalavarude haldamiseks 2014. aastal. Osa: Lõhe ja meriforell. Töövõtulepingu nr 4-1.1/13/237 II vahearuanne. TÜ Eesti Mereinstituut. Tartu, 2014.

Anon., 2014d. Kalavarude uuringud Peipsi, Lämmi- ja Pihkva järves. Töövõtulepingu nr. 4-1.1/13/73 lõpparuanne. TÜ Eesti Mereinstituut. Tallinn, 2014.

Assmuth, T. & Jalonen, P. 2005. Risks and management of dioxin-like compounds in Baltic Sea fish: An integrated assessment. *TemaNord*, 568, 1 – 376.

BSEP, 2010. Hazardous substances in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc.* No 120B.

EC 2010. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 25 On chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Eesti kalamajandus, 2013. Koostajad: T. Armulik, S. Sirp. Autorid: R. Eschbaum, H. Jaanuska, A. Järvalt, J. Lees, T. Paaver, K. Pärn, T. Raid, A. Rakko, T. Saat, S. Sirp, V. Vaino. *Kalanduse teabekeskus, Pärnu* 2014, 1 – 88.

EFSA, 2008. Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain.

EFSA, 2009. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food. *The EFSA Journal* 980, 1 - 139.

EFSA, 2010a. Results of the monitoring of dioxin levels in food and feed. *EFSA Journal*, 8, 1-35.

EFSA, 2010b. Results of the monitoring of non dioxin-like PCBs in food and feed. *EFSA Journal*, 8, 1-35.

EFSA, 2010c. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on Lead in Food. *EFSA Journal*, 8(4), 1 - 147.

EFSA, 2011a. Results of the monitoring of perfluoroalkylated substances in food in the period 2000 – 2009. *EFSA Journal*, 9, 1 - 34.

EFSA, 2011b. Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food. *EFSA Journal*, 9, 1 – 274.

Evira, 2013. Elintarvikkeiden ja talousveden kemialliset vaarat. *Eviran julkaisu*, 2, 1 – 150.

- Hallikainen, A., R. Airaksinen, P. Rantakokko, J. Koponen, J. Mannio, P. J. Vuorinen, T. Jääskeläinen & H. Kiviranta, H. 2011 Environmental pollutants in Baltic sea fish and other domestic fish: PCDD/F, PCB, PBDE, PFC and OT compounds, Evira Research reports 2/2011, 1-101
- ICES. 2014. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 310 April 2014, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:10. 919 pp.
- Jaagus, J. & Kull, A. 2011. Changes in surface wind directions in Estonia during 1966-2008 and their relationships with large-scale atmospheric circulation. Estonian Journal of Earth Sciences 60, 220-231.
- Järv, L. 1996. Perch *Perca fluviatilis* L. in Estonian coastal waters. In Proceeding of Polish-Swedish Symposium on Baltic Coastal Fisheries – Resources and Management. Sea Fisheries Institute, Gdynia, Poland, 81 - 89.
- Kalapüügieskiri, 2003. Vastu võetud 09.05.2003 nr 144 RT I 2003, 41, 282.
- Karl, H., Bladt, A., Rottler, H., Ludwigs, R. & Mathar, W. 2010. Temporal trends of PCDD, PCDF and PCB levels in muscle meat of herring from different fishing grounds of the Baltic Sea and actual data of different fish species from the Western Baltic Sea. Chemosphere, 78, 106 - 112.
- Koponen J., Airaksinen, R., Hallikainen, A., Vuorinen, P.J., Mannio, J. & Kiviranta, H. 2014. Perfluoroalkyl acids in various edible Baltic, freshwater, and farmed fish. Chemosphere, 2014, in press.
- Lankov, A., Ojaveer, H., Simm, M., Pöllupüü, M. & Möllmann, C. 2010. Feeding ecology of pelagic fish species in the Gulf of Riga (Baltic Sea)- the importance of changes in the zooplankton community. Journal of Fish Biology, 77, 2268 - 2284.
- Lilja, K., Norström, K., Remberger, M., Kaj, L., Engelrud, L., Junedahl, E., Viktor, E. & Brorström-Lundén, E. 2009. The screening of selected hazardous substances in the eastern Baltic marine environment. IVL, Report B1874.
- Margna, L. & Reinik, M. 2009. Toidu kvaliteedi ja ohutuse seireprogrammid. Saasteainete seire 2003-2008.a. Tervisekaitseinspektiooni Tartu labor.

- Munne, P. 2012. Valitud saasteainete ülevaade. Projekt FOODWEB. Läänemere keskkond, toit ja tervis: harjumustest teadlikkuseni. Soome Keskkonnainstituut, 1 – 18.
- Nyberg, E., Larsen, M.M., Bignert, A., Boalt, E., Danielson S. and the CORESET expert group for hazardous substances indicators. 2013. HELCOM Core Indicator of Hazardous Substances Metals (lead, cadmium and mercury). HELCOM Core Indicator Report.
- Pukk, L., Kuparinen, A., Järv, L., Gross, R., Vasemägi, A. 2013. Genetic and life-history changes associated with fisheries-induced population collapse. *Evolutionary Applications*, Blackwell Publishing Ltd: 1–12.
- Rantakokko, P., Hallikainen, A., Airaksinen, R., Vuorinen, P., Lappalainen, A., Mannio, J. & Vartiainen, T. 2010. Perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator of organotin contamination in the Finnish inland waters and Finnish coast of the Baltic sea, *Science of the Total Environment*, 408, 2474-2481
- Rantakokko, P., Turunen, A., Verkasalo, P.K., Kiviranta, H., Männistö, S. & Vartiainen, T. 2008. Blood levels of organotin compounds and their relation to fish consumption in Finland. *Science of the Total Environment* 399, 90–95.
- Roots, O. 2011. Eksperthinnangu koostamine rannakalurite kokkupuutele dioksiinide ja dioksiinilaadsete polüklooritud bifenuülidega. Tallinn 2011
- Roots O. & Nõmmsalu H. 2011. Report on hazardous substances screening in the aquatic environment in Estonia. In: Viisimaa, M., (Ed.), *Baltic Environmental Forum*, Tallinn, 1–97 (ISBN 978-9949-9218-2-9).
- Roots, O., Zitko, V., Kiviranta, H., Rantakokko, P. & Ruokajärvi, P. 2009. Concentrations and profiles of brominated diphenyl ethers (BDEs) in Baltic and Atlantic herring. *Oceanologia*, 51, 515 - 523.
- Roots, O., Zitko, V., Kiviranta, H., Rantakokko, P. & Ruokojärvi, P. 2010. Polybrominated diphenyl ethers in Baltic herring from Estonian waters, 2006-2008. *Russian Journal of General Chemistry*, 80, 2724 – 2730.
- Saat, T. & Vaino, V. 2010. Peipsi-Pihkva vesikonna kalad ja kalapüük. Rmt.: Peipsi vesikonna kalad ja kalandus. Koostaja ja toimetaja Tooma Saat, Tartu, 6 – 44.

Saat, T., Tambets, J. & Kangur, M., 2003. Lampern, river lampetry, *Lambetra fluviatilis* (L.). In *Fishes of Estonia*, E. Ojaveer, E. Pihu, T. Saat (editors), Estonian Academy Publishers, Tallinn, 48 – 52.

Sellström, U., Egeback, A.L, & McLachlan M.S. 2009. Identifying source regions for the atmospheric input of PCDD/Fs to the Baltic Sea. *Atmospheric Environment* 43, 1730-1736.

Suominen, K., Hallikainen, A., Ruokajärvi, P., Airaksinen, R., Koponen, J., Rannikko, R. & Kiviranta, H. 2011. Occurance of PCDD/F, PCB, PBDE, PFAS, and Organotin Compounds in Fish meal, Fish oil and Fish feed. *Chemosphere*, 85, 300-306 (+ Supplementary data)

Wiberg K., Assefa A. T., Sundqvist K. L., Cousins I. T., Johansson J., McLachlan M. S., Sobek A., Cornelissen G., Miller A., Hedman J., Bignert A., Peltonen H., Kiljunen M., Shatalov V. & Cato I. 2013. *Managing the dioxin problem in the Baltic region with focus on sources to air and fish*, Swedish Environmental Protection Agency. ISBN 978-91-620-8652-7, ISSN 0282-7298, Naturvårdsverket 2013, CM Gruppen AB, Bromma.