



**POLÜKLOORITUD DIBENSO-P-DIOKSIINIDE (PCDD),  
POLÜKLOORITUD DIBENSOFURAANIDE (PCDF) JA  
DIOKSIINITAOLISTE POLÜKLOORITUD  
BIFENÜÜLIDE (dl-PCB) SISALDUSED LÄÄNEMERE  
RÄIMES JA KILUS OLENEVALT KALADE VANUSEST  
JA PIKKUSEST**

**OTT ROOTS  
Keemiakandidaat**

Sisukord:	Lk
Sissejuhatus.....	3
1. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide tekkepõhjused ja ohutegurid lähitulevikus.....	4
2. Eesti mereala Hea Keskkonnaseisundi indikaatorid ja keskkonnasihtide kogum...5	
3. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide üldisloomustus .....	6
4. Dioksiinide, dioksiinitaoliste ja muude polüklooritud bifenuülide piirnormid kalas, kalandustoodetes ja nendest saadud toodetes .....	7
5. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide toksilisuse taseme arvutamine.....	9
6. Läänemere räime ( <i>Clupea harengus membras</i> (L.)) alampiirkonnad ja kilu ( <i>Sprattus sprattus balticus</i> ) varude hindamine meetodika ja üksikvarud.....	11
7. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide sisaldused olenevalt kalade vanusest ja suurusest .....	12
Kokkuvõte.....	23
Kasutatud kirjandus.....	24
Lisad .....	29

## Sissejuhatus

Alates 1999. aastast on Eestis regulaarselt läbi viidud erinevate saasteainete toiduohutuse seireprogramme. Dioksiinide seirest Eestis saame rääkida alates 2002. aastast ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülidele alates 2003. aastast. PCDD/Fide ja dl-PCBide toiduohutuse seiret, aastatel 2002-2010, on siiani finantseerinud Põllumajandus- ja toiduamet ja viimastel aastatel Veterinaar- ja Toiduamet (Lisa 1), samuti Keskkonnaministeerium seoses Nord Stream rajamise mõju-uuringutega Soome lahe merekeskkonnas, aastatel 2010-2011 (Lisa 2).

Üldkasutuses olev sõna "dioksiinid" hõlmab 75 polüklooritud dibenso-p-dioksiini (PCDD) analoogi ja 135 polüklooritud dibensofuraani (PCDF) analoogi, millest 17 on toksikoloogiliselt ohtlikud. Polüklooritud bifenuülid (PCBd) on 209 erinevast analoogist koosnev rühm, mille võib nende toksikoloogiliste omaduste põhjal jagada kahte gruppi: 12 analoogil on dioksiinide toksikoloogilised omadused ja neid nimetatakse seetõttu sageli dioksiinitaolisteks polüklooritud bifenuülideks (dl-PCB). Muudel PCBdel ei ole dioksiinide toksikoloogilisi omadusi, vaid nende toksilisuse profiil on erinev ning neid nimetatakse muudeks kui dioksiinitaolisteks PCBdeks. Ülejäänud PCBidel ei ole dioksiinitaolist toksilisust, kuid neil on teistsuguseid toksikoloogilisi omadusi. Nagu muud püsivad orgaanilised saasteained, kanduvad ka PCDDid, PCDFid ja dl-PCBid üle riikide piiride ning ohustavad keskkonda ja inimeste tervist kogu maailmas Eeltoodud - ülemaailmse tähtsusega püsivate orgaaniliste saasteainete Stockholmi konventsioonis ja ÜRO Euroopa Majanduskomisjoni piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni 1998. aasta protokollis (püsivate orgaaniliste saasteainete kohta).

Polüklooritud dibenso-p-dioksiinid, polüklooritud dibensofuraanid ja dioksiinitaolised polüklooritud bifenuülid moodustavad selliste püsivate orgaaniliste saasteainete (POS) rühma, mis säilivad pikaajaliselt keskkonnas lagunemata, bioakumuleeruvad toiduahelas ning võivad ohustada inimeste tervist ja keskkonda. Nad võivad kahjustada immuunsüsteemi, närvisüsteemi, sisesekretsioonisüsteemi ja paljunemiskompleksi ning kahtlustatakse, et nad tekitavad ka vähki [Rylander & Hagmar, 1995; Yoshimura, 2003; Kahn, 2005]. Kõige ohtlikum on nende kemikaalide mõju loodetele, vastsündinud lastele ja vanuritele [Rylander et al., 1995; Ryan & Amirova, 2001]. Euroopa Ühenduste komisjon toob välja, et teatavate Läänemere piirkondadest pärit kalaliikides võib olla kõrge dioksiini- ja dioksiinitaoliste PCBde sisaldus. Osa nendest Läänemere piirkonna kalaliikidest ei vasta piinormile ja tuleks seega tarbitava toidu hulgast välja jätta. Ettevõtjad ei tohi turule viia räimi (*Clupea harengus membras* (L.)) mille pikkus ületab 17 cm või kaal 32 grammi. Kilude (*Sprattus sprattus balticus*) puhul on piirsuurusteks pikkus üle 12,5 cm ja kaal üle 11 grammi. Eelpool nimetatud piirmäärad on välja kujunenud eelnevatel aastatel läbi viidud seirete tulemusel. Samuti on arvestatud Soomes ja Rootsis läbi viidud uuringute tulemustega (<http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=821>).

Töö eesmärgiks oli: kas on võimalik nii Eestis kui Eesti lähisriikide, siiani tehtud analüüside tulemuste põhjal teha esialgseid järeldusi olukorra muutustest ; millistel Eesti rannikumere räime ja kilu vanustel/pikkustel PCDD, PCDF ja dl-PCBde sisaldused võivad ületada Euroopa Liidu toiduohutuse norme ja millised nõuavad täiendavat uurimist.

Kala söömine on inimese tervisele kasulik. Teadaolevalt on kala hea oomega-3 rasvhapete allikas ja kala tarbimine on kasulik südamele ja veresoonkonnale, kuid soovitatav oleks riske hajutada [Assmuth, 2011; Roots et al., 2011; Roots, 2011].

## 1. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide tekkepõhjused ja ohutegurid lähitulevikus

Kiire majanduslik areng on lisaks hüvedele kaasa toonud ka õhu, maapinna, veekogude, toidu ja organismide saasteprobleemid. Saasteained satuvad meid ümbritsevasse keskkonda tööstusest, põllumajandusest ja transpordist. Eristatakse kahesuguseid dioksiinide ja dioksiinitaoliste PCBide tekkekohti: paiksed allikad ja hajutatud allikad (tabel 1).

Tabel 1. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste PCBde paiksed ja hajutatud allikad [Roots, 2006].

<b>Paiksed allikad</b>	
Jäätmete põletamine	Ohtlikud jäätmed; haiglate jäätmed; reovee(muda)sete; tahked jäätmed jm
Energiatootmine	Fossiilsel kütusel töötavad tööstused ja elektrijaamad; puidu põletamine jm
Metallurgia	Termilised metallurgiaprotsessid; terase, alumiiniumi, raua jm tootmine
<b>Hajutatud allikad</b>	
Transport	Autod ja teised transpordivahendid.
Kodumajapidamise kütmine	Kivisüsi, õli, gaas, puit; põlemisprotsessid olmesektoris, kulupõlengud
Õnnetused	PCBd sisaldavate õlide põlengud; prügilate põlengud; metsapõlengud; hoonete põlengud; vulkaanilised pursked; autode põlengud; mürgistused (Ukraina presidendi juhtum)
Õhusaaste kaugülekanne	Saasteainete kaugülekanne teistest riikidest

Paiksete allikate ohtlike ühendite heiteid on võimalik allutada pidevale kontrollile. Hajutatud allikaid on väga raske kontrollida. Näiteks Taani teadlaste uuring püsivate orgaaniliste ühendite tekkeallikate kohta kolmes Balti riigis ja Poolas näitas, et Eestis paisati suurem osa dioksiinide ja dioksiinitaoliste PCBde summaarsest aasta heitkogusest õhku kontrollimatute põlemisprotsesside (prügilate põlengud; põlemisprotsessid olmesektoris; metsapõlengud jt) tulemusena [Lassen et al., 2003].

**Ohutegureid lähitulevikus.** Dioksiinide heitekoguste oluline suurenemine võib esile kutsuda dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide sisalduse tõusu Eesti toiduainetes (ka Läänemere ja siseveekogude kalades). Soovituslikuks PCDD/Fide heitkoguseks Eestis oli 2010 aastal 3,51 g I-TEQ ja 2015 aastaks 3,46 g I-TEQ). 2007. aastaks oli dioksiinide heitkogus Eestis 1990. aastaga võrreldes vähenenud 15%

[Keskkonnaülevaade 2009]. Samas kasvas Eestis 2008. aastal 2006. aastaga võrreldes dioksiinide heitkogus 45% [Stockholmi püsivate orgaaniliste saasteainete konventsiooni rakenduskava, 2011]. Kõige väiksem oli heide 2006 aastal ja pärast seda on pidevalt suurenenud (tabel 2).

Tabel 2. Püsivate orgaaniliste saasteainete heitkogused Eestis 1990-2010 [Kohv et al., 2012]

Aasta	Polüklooritud bifenüülid (PCB), kg	Dioksiinid/furaanid (PCDD/F), g I-TEQ
1990	10,154	5,666
1995	9,190	4,528
2000	7,070	3,399
2005	8,883	3,373
2010	11,056	5,608

## 2. Eesti mereala Hea Keskkonnaseisundi indikaatorid ja keskkonnasihtide kogum

2008 aastal vastuvõetud Merestrategia Raamdirektiiv sätestab EL liikmesriikidele kohustuse saavutada oma merealade Hea keskkonnaseisund (HKS) aastaks 2020. Aruandes “Eesti mereala Hea Keskkonnaseisundi indikaatorid ja keskkonnasihtide kogum ” hinnati kokku 27 indikaatorit, mis igaüks sisaldas informatsiooni kas ühe aine või ainete rühma olukorrast kogu Eesti mereala kohta. Seisundi hinnang tunnuse „Saasteainete kontsentratsioon on tasemel, mis ei põhjusta saastumisest tulenevaid mõjusid“ indikaatoritest viitasid 21 indikaatori hinnangud HKS saavutamisele. Kuue indikaatori puhul, sealhulgas dioksiinid, dioksiinitaolised polüklooritud bifenüülid ja tinaorgaanilised ühendid, ei olnud võimalik usaldusväärset hinnangut kogu mereala ulatuses anda kuna puudus kogu mereala kattev andmestik. Selle indikaatorite rühma puhul on toimivad indikaatorid ja hindamisesüsteemid reeglina paigas, arendada tuleb seireprogrammi võimaldamaks piisava usaldusväärsusega väliandmete kogumist Eesti merealal. PCDD/Fide ja DL-PCBide puhul tuuakse välja HKS-i saavutamist või mittesaavutamist ei ole võimalik mingil põhjusel määrata (kas puudub võimalus määrata taustatingimused, lubatav kõrvalekalle või puuduvad andmed) [Martin,2012].

Seisundi hinnang teise tunnuse:”Saasteained kalades ja muudes inimtarbimiseks ette nähtud mereandides ei ületa ühenduse õigusaktide või muude asjakohaste standarditega kehtestatud tasemeid” indikaatoritest viitasid 7 indikaatori hinnangud HKS saavutamisele. Ühe indikaatori (dioksiinid ja dioksiinitaolised polüklooritud bifenüülid) puhul ei olnud võimalik usaldusväärset hinnangut kogu mereala ulatuses anda kuna puudus kogu mereala kattev andmestik.

Eesti mereala Hea Keskkonnaseisundi indikaatorid ja keskkonnasihtide kogum, tuuakse välja, et räime ja kilu puhul, PCDD/F sisaldus kalades ületab piinormi kahes räime ja ühes kilu proovis. PCDD/F ja DL-PCB summaarne sisaldus ületab piinormi üheksas räime ja ühes kilu proovis (<http://www.agri.ee/uuringud-statistika/>; <http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=821>). Võib järeldada, et dioksiinid Eesti mereala kalades ei kujuta tõenäoliselt ohtu inimese tervisele. Võimalik mõju mere ökosüsteemile vajab edasist uurimist [Martin, 2012].

### 3. Dioksiinide ja dioksiinitaaliste polüklooritud bifenuülide üldiseloostus

Püsivate orgaaniliste saasteainete (POS) proovimaatriksite valikul (toiduainete, sealhulgas Läänemere kala) tuleb lähtuda kolmest põhikriteeriumist:

-**Ainete lahustuvus vees (hüdrofiilsed ja -foobsed kemikaalid)**, mille iseloomustamiseks kasutatakse jaotuskoefitsienti  $K_{ow}$  (näitab kemikaali jaotust oktanoolis ja vees). Madala  $K_{ow}$ -väärtusega kemikaale võib nimetada hüdrofiilseteks. Neid iseloomustavad üldiselt hea lahustuvus vees, madal adsorptsioonivõime pinnases ja setetes ning väike biokontsentratsioonitegur. Kõrge  $K_{ow}$ -väärtusega kemikaale võib nimetada hüdrofoobseteks. Neid iseloomustab vähene veelahustuvus, kõrge adsorptsioonivõime pinnases ja setetes ning suur biokontsentratsioonitegur. Hüdrofoobseid aineid ei leidu vees olulises kontsentratsioonis ja praktilistel kaalutlustel ei ole mõtet neid sealt määrata.

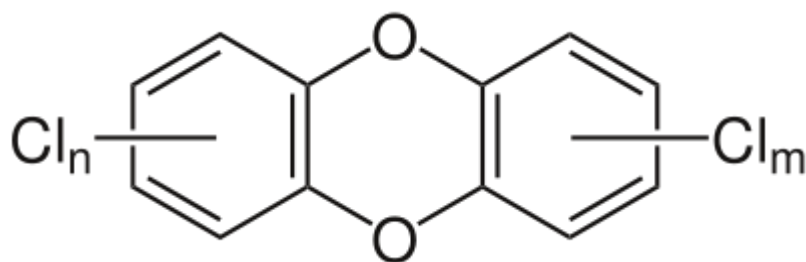
-**Ainete biokontsentratsioonitegur BCF**, mis iseloomustab aine võimet bioakumuleeruda. Seda väljendatakse suhtena kontsentratsioon organismis / kontsentratsioon keskkonnas. Kirjeldab kemikaali võimet üle minna veekeskkonnast elusorganismi rasvkoesse. Aine klassifitseeritakse bioakumuleeruvaks, kui tema BCF-väärtus on üle 2000. Ainel on madal bioakumuleerumise võime, kui tema  $\log K_{ow} \leq 3$ .

- **Kemikaali püsivus keskkonnas**. Püsivat orgaanilist saasteainet iseloomustab pooldekaeg vees üle 2 kuu ja setetes/pinnases üle 6 kuu. Seejuures on nende  $BCF > 5000$  ja/või  $\log K_{ow} > 5$ .

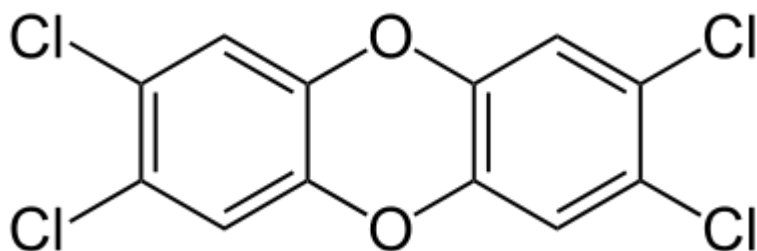
Dioksiinid ja dioksiinitaalised polüklooritud bifenuülad võivad nimetada hüdrofoobseteks ühenditeks. Näiteks 2,3,7,8-TCDD biokontsentratsioonitegur võib eri autorite uuringute põhjal muutuda väga laias vahemikus. Hsiehi et al., (1994) arvutatud keskmine aritmeetiline BCF oleks kalades 19000. USA EPA (Ameerika keskkonnaagentuur) andmetel on ohtlikuma kantserogeense dioksiini 2,3,7,8-TCDD jaotuskoefitsient  $\log K_{ow} = 6,8$  ja biokontsentratsioonitegur kaladele 29 800 (kuivkaalu kohta) ja 5840 (mürgkaalu kohta) [Technical Factsheet]. PCDD, PCDF ja dl-PCB puhul on tegemist vees halvasti, kuid rasvades hästi lahustuvate toksiliste keskkonnas püsivate ja bioakumuleeruvate ühenditega. Sellepärast soovib Euroopa Liit oma dokumendis [Technical Report, 2010] seirata püsivaid orgaanilisi saasteaineid vee asemel ennekõike biotas või setetes; meie uuringu puhul eelkõige rasvastes toiduainetes. Proovidest määratakse 17 PCDD/F ja 12 dl-PCB analoogi, mis on inimese tervisele ohtlikud.

Järgnevalt toome välja ühendite struktuurivalemid.

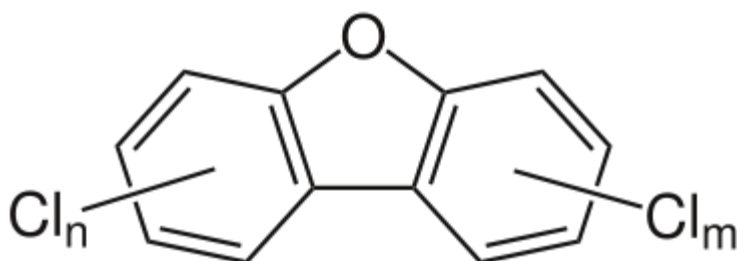
#### PCDD



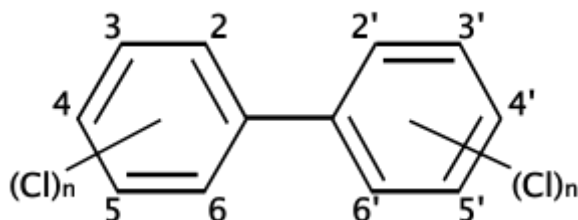
### 2,3,7,8-TCDD (ohtlikum, vähki tekitav analoog)



### PCDF



### PCB



Dioksiin on looduslikes tingimustes väga püsiv ja jõuab toiduahelasse nii taimse kui ka loomse toidu kaudu.

#### 4. Dioksiinide, dioksiinitaoliste ja muude polüklooritud bifenuülide piirnormid kalas, kalandustoodetes ja nendest saadud toodetes

Senised analüüsitulemused Eestis on näidanud, et uuritud Läänemere kalade dioksiinisaldused jäävad enamuses alla kehtestatud piirnormi. Euroopa Liidu kehtestatud piirnorm kalades on sealjuures 3,5 PCDD/F pg WHO-TEQ<sub>2005</sub> /g eluskaalu/märgkaalu kohta (tabel 3). Esmakordselt kehtestati Euroopa Komisjoni määrusega (EL) nr. 1259/2011, 2 detsember 2011, millega muudeti määrust (EÜ) nr 1881/2006 seoses dioksiinide, dioksiinitaoliste PCBde ja muude kui dioksiinitaoliste

PCBde piinormidega toiduainetes, toodi esmakordselt piinormid ka PCB markeritele (PCB 28, 52, 101, 138, 153 ja 180 - ICES – 6). Tervikuna söömiseks ettenähtud kalade puhul kohaldatakse piinormi terve kala suhtes.

Tabel.3. Dioksiinide, dioksiinitaoliste ja muude polüklooritud bifenüülide piinormid kalades, kalandustoodetes ja nendest saadud toodetes

Toode	Piinorm		
	PCDD/F pg WHO-TEQ <sub>2005</sub> /g eluskaalu/märgkaalu kohta*	PCDD/F+dl-PCB pg WHO-TEQ <sub>2005</sub> /g eluskaalu/märgkaalu kohta*	PCB 28, 52, 101, 138, 153 ja 180 summa ng/g eluskaalu/märgkaalu kohta*
Kala lihaskude, kalandustooted ja nendest saadud tooted, välja arvatud <ul style="list-style-type: none"> <li>- looduslik angerjas</li> <li>- looduslik mageveekala, välja arvatud mageveekogudest püütud diadroomsed liigid</li> <li>- kalamaks ja sellest saadud tooted</li> <li>- merelist päritolu õlid</li> </ul> Koorikloomade puhul kehtib piinorm jäsemete ja tagakeha lihaskoe kohta. Krabi ja krabilaadsete koorikloomade ( <i>Brachyura</i> ja <i>Anomura</i> ) puhul kehtib see jäsemete lihaskoe kohta.	3,5	6,5	75
Loodusliku mageveekala lihaskude, välja arvatud mageveekogudest püütud diadroomsed liigid ja nendest saadud tooted	3,5	6,5	125
Loodusliku angerja ( <i>Anguilla anguilla</i> ) lihaskude ja sellest saadud tooted	3,5	10,0	300
Kalamaks ja sellest saadud tooted, välja arvatud merelist päritolu õli (Vt järgmine punkt)	-	20,0	200
Merelist päritolu õli (kalaõli, kalamaksaõli ja teiste mereorganismide inimtoiduks ettenähtud õlid).	1,75	6,0	200

\* Sisalduse ülemtõke arvutatakse eelisel, et kõigi allpool määramispiiri olevate eri analoogide sisalduse väärtused võrduvad määramispiiriga.

Kõik kalad alla nimetatud piinormide on ohutud inimese tervisele. Kalakäitlissettevõtetal on kohustus kõik piinorme ületavad kalad ettevõttesse saabuvast partiist välja sorteerida, et oleks välistatud selliste kalade või nendest toodetud

kalatoodete jõudmine turule inimtoiduks (Veterinaar- ja Toiduameti koduleht (<http://www.vet.agri.ee/?op=body8id=821>)).

Erandina lubatakse Soomel ja Rootsil tuua turule nende territooriumil tarbimiseks ettenähtud kala, mis on pärit Läänemere piirkonnast ja mille dioksiinisaldus on kõrgem kui kala puhul ette nähtud dioksiinide ning dioksiinide ja dioksiinitaoliste PCBde summa piirnorm. Kõnealused liikmesriigid on nõuetekohaselt edastanud tarbijaile toitumisalased soovitusel. Läti on loodusliku lõhe suhtes taotlenud samasugust erandit, nagu on antud Soomele ja Rootsile [Zacs et al., 2013]. Riikides on rakendatud vajalikke meetmeid tagamaks, et Euroopa Liidus kehtestatud piirnormidele mittevastavat kala ja kalandustooteid ei turustataks teistes liikmesriikides.

## 5. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide toksilisuse taseme arvutamine

Igal dioksiini või dioksiinitaolise PCB analoogil on erinev toksilisuse tase. Nende eri analoogide summaarse toksilisuse leidmiseks ning riskianalüüsi ja kontrolli võimaldamiseks on välja töötatud toksilisuse ekvivalentfaktori (TEF) mõiste. Põhimõte on selles, et kahe kõige toksilisema analoogi – 2,3,7,8-tetraklorodibensodioksiini (TCDD) ja 1,2,3,7,8-pentaklorodibensodioksiini (PeCDD) – sisaldus proovides võrdsustatakse ühega. Teiste analoogide sisaldused korrutatakse vastava WHO-TEF toksilisuse ekvivalentfaktoriga (tabel 3) ja saadakse toksilisuseekvivalenti (WHO-TEQ) väärtused. Nende summeerimisel saadakse vastavalt PCDD/F ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide summaarne (PCDD/F ja dl-PCB) toksilisuse näitaja. Maailma Terviseorganisatsioon (WHO) korraldas, 2005. aasta juunis Genfis ekspertkohtumise, kus arutati organisatsiooni 1998. aastal kehtestatud toksilisuse ekvivalentfaktori (TEF) väärtuste muutmist. Uued toksilisuse ekvivalentfaktoriid (WHO-TEF) põhinevad Maailma Terviseorganisatsiooni (WHO) rahvusvahelise kemikaaliohutuse programmi (IPCS – International Programme on Chemical Safety) ekspertide järeldustel [Van den Berg et al., 1998; 2006]. Tabelis 4. Technical Factsheet on: Dioxin (2,3,7,8-TCDD) ([www.epa.gov/ogwdw/pdfs/factsheets/soc/tech/dioxin.pdf](http://www.epa.gov/ogwdw/pdfs/factsheets/soc/tech/dioxin.pdf)) on toksilisuse ekvivalentfaktoriid on välja toodud 29 analoogile, nendest seitsmele PCDDle, kümnele PCDFile ja kaheteistkümnele dl-PCBle.

Tabel 4. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste PCB analoogide toksilisuse ekvivalent faktoriid (WHO-TEF). Paksu kirjaga TEF 2005 aasta toksilisuse ekvivalentfaktoriid erinevused 1998 aastaga võrreldes.

Jrk nr	Ühend	WHO-TEF 1998 (Van den Berg, 1998)	WHO-TEF 2005 (Van den Berg, 2006)
<b>Polüklooritud dibensodioksiinid (PCDD)</b>			
1	2,3,7,8-tetraklorodibensodioksiin (TCDD)	1	1
2	1,2,3,7,8-pentaklorodibensodioksiin (PeCDD)	1	1
3	1,2,3,4,7,8-heksaklorodibensodioksiin (HxCDD)	0,1	0,1

4	1,2,3,6,7,8-heksaklorodibensodioksiin (HxCDD)	0,1	0,1
5	1,2,3,7,8,9-heksaklorodibensodioksiin (HxCDD)	0,1	0,1
6	1,2,3,4,6,7,8-heptaklorodibensodioksiin (HpCDD)	0,01	0,01
7	oktaklorodibensodioksiin (OCDD)	0,0001	<b>0,0003</b>
<b>Polüklooritud dibensofuraanid (PCDF)</b>			
8	2,3,7,8-tetraklorodibensofuraan (TCDF)	0,1	0,1
9	1,2,3,7,8-pentaklorodibensofuraan (PeCDF)	0,05	<b>0,03</b>
10	2,3,4,7,8-pentaklorodibensofuraan (PeCDF)	0,5	<b>0,3</b>
11	1,2,3,4,7,8-heksaklorodibensofuraan (HxCDF)	0,1	0,1
12	1,2,3,6,7,8-heksaklorodibensofuraan (HxCDF)	0,1	0,1
13	1,2,3,7,8,9-heksaklorodibensofuraan (HxCDF)	0,1	0,1
14	2,3,4,6,7,8-heksaklorodibensofuraan (HxCDF)	0,1	0,1
15	1,2,3,4,6,7,8-heptaklorodibensofuraan (HpCDF)	0,01	0,01
16	1,2,3,4,7,8,9-heptaklorodibensofuraan (HpCDF)	0,01	0,01
17	Oktaklorodibensofuraan (OCDF)	0,0001	<b>0,0003</b>
<b>Non-orto PCB</b>			
18	3,3',4,4'-tetraklorobifenüül (PCB 77)	0,0001	0,0001
19	3,4,4',5'-tetraklorobifenüül (PCB 81)	0,0001	<b>0,0003</b>
20	3,3',4,4',5'-pentaklorobifenüül (PCB 126)	0,1	0,1
21	3,3',4,4',5,5'-heksaklorobifenüül (PCB 169)	0,01	<b>0,03</b>
<b>Mono-orto PCB</b>			
22	2,3,3',4,4'-pentaklorobifenüül (PCB 105)	0,0001	<b>0,0003</b>
23	2,3,4,4',5'-pentaklorobifenüül (PCB 114)	0,0005	<b>0,0003</b>
24	2,3',4,4',5'-pentaklorobifenüül (PCB 118)	0,0001	<b>0,0003</b>
25	2',3,4,4',5'-pentaklorobifenüül (PCB 123)	0,0001	<b>0,0003</b>
26	2,3,3',4,4',5'-heksaklorobifenüül (PCB 156)	0,0005	<b>0,0003</b>
27	2,3,3',4,4',5'-heksaklorobifenüül (PCB 157)	0,0005	<b>0,0003</b>
28	2,3',4,4',5,5'-heksaklorobifenüül (PCB 167)	0,00001	<b>0,0003</b>
29	2,3,3',4,4',5,5'-heksaklorobifenüül (PCB 189)	0,0001	<b>0,0003</b>

30. mail 2001. aastal võttis toidu teaduskomitee vastu arvamuse toidus sisalduvate dioksiinide (PCDD/F) ja ja dioksiinilaadsete PCBde (dl-PCBde) kohta, ([http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out90\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out90_en.pdf)), millega ajakohastati sama komitee 22. novembri 2000. aasta arvamust ([http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out78\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out78_en.pdf))

ning kinnitati dioksiinide ja dioksiinitaoliste PCBide lubatud nädalaseks tarbitavaks koguseks (TWI) 14 pg Maaailma Terviseorganisatsiooni toksilisuse ekvivalenti (WHO-TEQ) kehamassi kilogrammi kohta.

## **6. Läänemere räime (*Clupea harengus membras*) alampiirkonnad ja kilu (*Sprattus sprattus balticus*) varude hindamise meetodika ja üksikvarud**

Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut kasutab räime ja kilu varude hindamisel Rahvusvahelise Mereuurimisnõukogu (ICES) meetodikat [ICES, 2003]. Bioloogilise materjali kogumisel lähtutakse, alates 2009 aastast [Raid et al., 2012], reast Euroopa Liidu Nõukogu määrustest ja Euroopa Komisjoni määrusest ja otsustest:

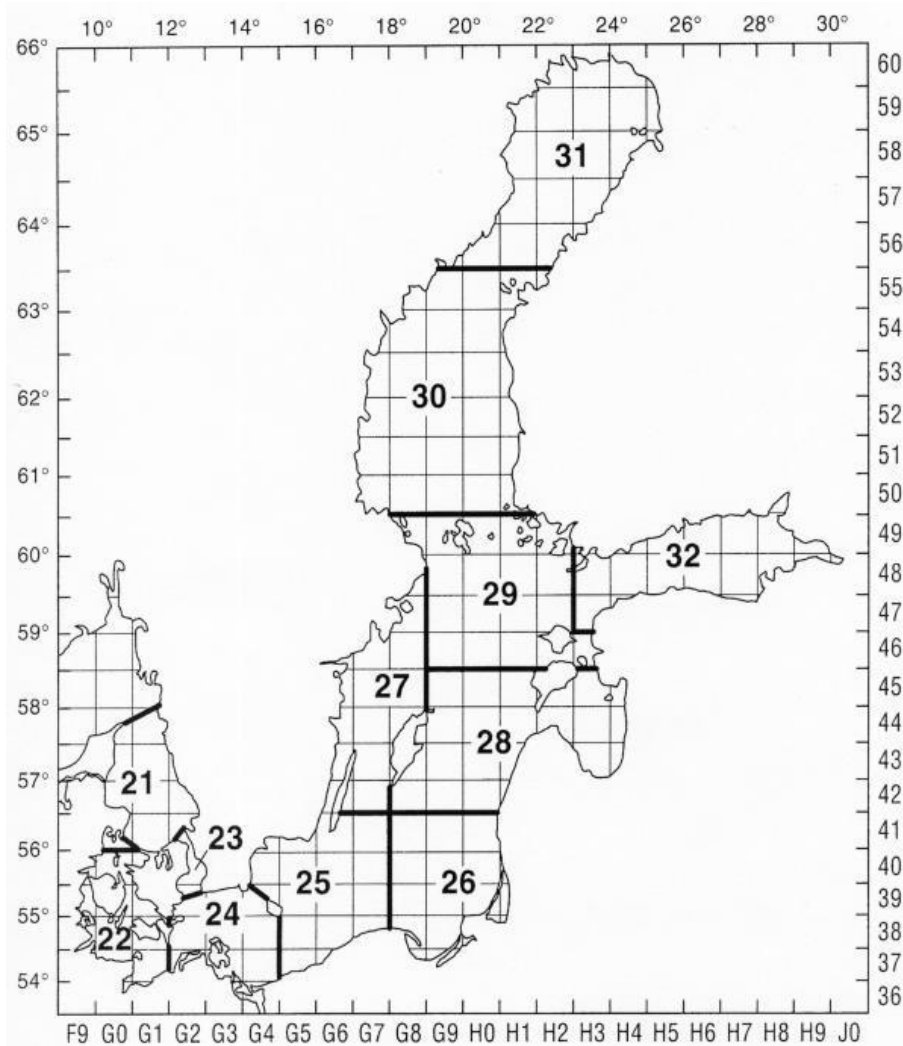
- Euroopa Liidu Nõukogu määrus (EÜ) nr 199/2008, 25. veebruar 2008, kalandussektori andmete kogumist, haldamist ja kasutamist käsitleva ühenduse raamistiku loomise ning ühise kalanduspoliitikaga seotud teadusliku nõustamise toetamise kohta);
- Euroopa Komisjoni määrus (EÜ) nr 665/2008, 14. juuli 2008, millega kehtestatakse nõukogu määruse (EÜ) nr 199/2008 kalandussektori andmete kogumist, haldamist ja kasutamist käsitleva ühenduse raamistiku loomise ning ühise kalanduspoliitikaga seotud teadusliku nõustamise toetamise kohta üksikasjalikud rakenduseeskirjad;
- Euroopa Komisjoni otsus 2010/93/EL, 18. detsember 2009, millega võetakse vastu ühenduse mitmeaastane programm kalandussektori andmete kogumiseks, haldamiseks ja kasutamiseks ajavahemikul 2011-2013;
- Euroopa Komisjoni otsus 2008/949/EÜ, 6. november 2008, millega võetakse vastu ühenduse mitmeaastane programm vastavalt nõukogu määrusele (EÜ) nr 199/2008 kalandussektori andmete kogumist, haldamist ja kasutamist käsitleva ühenduse raamistiku loomise ning ühise kalanduspoliitikaga seotud teadusliku nõustamise toetamise kohta.

Toetudes Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi “ Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Osa: Räum ja kilu” aruandes [Raid et al., 2012] esitatule: Räum puhul hinnatakse varude seisund ja antakse püügisoovitused nelja (joonis 1) nn. ühikvaru kohta eraldi:

- Räum alampiirkondades 25-29 & 32;
- Liivi lahe räum (alampiirkond 28.1);
- Botnia mere räum (alampiirkond 30)
- Botnia lahe räum (alampiirkond 31).

Neist Liivi lahe, Botnia mere ning võib-olla ka Botnia lahe räum puhul on tegemist looduslike populatsioonidega, kuna aga alampiirkondade 25-29 & 32 räum sisaldab mitut populatsiooni (erinevate autorite järgi kuni 10 [Ojaveer, 1981;Raid et al., 2012]. Autori varasemad püsivate orgaaniliste saasteainete sisalduste uuringud Eesti rannikumere räum, kinnitavad räumepopulatsioonide/parvede unikaalsust [Roots & Lukki, 1990;1991;1994].

Kilu käsitletakse kogu Läänemere ulatuses ühe nn. ühikvaruna (populatsioonina).



Joonis 1. ICES alampiirkonnad ja statistilised ruudud Läänemeres.

## 7. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenüülide sisaldused olenevalt kalade vanusest ja suuruselt

Inimtarbimiseks mõeldud uuringutes analüüsitakse nn. „turukala” – massilisemalt pükides esinevaid (eri vanuse ja suurusega) kalu aladelt, kust neid enamasti püütakse. Toiduohutuse uurimisel määratakse saasteained kõigis inimese poolt tarbitavates kala kudedes, reeglina lihaskoes, väiksemate kalade puhul, näiteks räimes, aga kogu kalas. Kala söömine on inimese tervisele kasulik. Hinnang PCDD/F ja dl-PCB mõjust inimeste tervisele [Assmuth, 2011] on toodud EFSA (European Food Safety Authority) ajakirjades [EFSA, 2010; EFSA, 2012].

Komisjoni soovitus 2006/794/EÜ alusel tuleb Eestis aastas analüüsida minimaalselt kuus loodusliku kala proovi, kusjuures püütud kalade proovid tuleks kalaliikide vahel jaotada proportsionaalselt nende püügiga. Erilist tähelepanu tuleks pöörata toiduainetele, mille PCDD/Fde ja dl-PCBde taustaniivod varieeruvad suures ulatuses. Eesti puhul kehtib see eelkõige Läänemere kala kohta. Soovitus oli tehtud aastateks 2007-2008. Hiljem ei ole peetud vajalikuks sellisel kujul seiresoovitust uuendada. Kuni tänaseni ei tohi ettevõtjad turule viia räimi, mille pikkus ületab 17 cm või kaal 32 grammi. Kilude puhul on piirsuurusteks pikkus üle 12,5 cm ja kaal üle 11 grammi.

Eelpool nimetatud kalade vanuse ja pikkuse piirmäärad on välja kujunenud põhiliselt 2002-2004. aastatel läbi viidud toiduohutuse seirete tulemusel. Samuti on arvestatud Soomes ja Rootsis läbi viidud uuringute tulemustega (<http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=821>).

**Räim.** Varasemate uuringute põhjal võib väita, et dioksiinisaldused sõltuvad väga paljuski räime ja kilu vanusest, pikkusest ja kaalust ning maitseomadused püügiajast [Timberg et al., 2011]. Samuti räime populatsioonide asukohast [Kiviranta et al., 2003; Roots et al., 2003; Shelepchikov et al., 2003; Ankarberg, et al., 2004; Roots & Zitko, 2004; Simm et al., 2006; Karl & Ruoff, 2007; Szlinder-Richert et al., 2009]. Suuremaks probleemiks on asjaolu, et enamuses töödes on jäetud määramata analüüsitava kalade vanus. Näiteks Läänemere lõunaosast pärineva räime vanus võib erineda mitmete aastate võrra sama pikkusega räime vanusest mere põhjaosas. Selliste andmete alusel tehtud dioksiinide sisalduse võrdlused Läänemere erinevate piirkondade kalades võib lugeda vägagi kaheldavateks [Ohtlike ainete seire rannikumeres 2010 aastal, 2010].

Kui alustasime kahetuhandendate aastate esimesel poolel dioksiinide analüüse Läänemere kaladest, siis näitasid tulemused, et (eriti rasedatel naistel ja rinnaga toitvatel emadel) tuleks mõningal määral vältida nn suurt räime, mille pikkus ületab 17 cm (ja vanus on üle viie aasta). Eesti tolleaegsed hinnangud põhinesid ainult 2002 aasta kevadel ja sügisel püütud kalade analüüsides põhjal (analüüsiti kalaproovides ainult PCDD/Fde sisaldusi). Kuna meil puudusid PCDD/F +dl-PCB analüüsides tulemused, siis kasutasime soome teadlaste tolleaegseid andmeid [Roots et al., 2003; Roots & Zitko, 2004; Simm et al., 2006].

Eesti varasemate aastate (2002-2004) dioksiinide kontsentratsioonide sõltuvus kalade vanusest on välja toodud tabelis 5. Tolleaegset piirnormi 4,0 pg WHO-TEQ<sub>98</sub>/g aluseks võttes, saame öelda, et nii dioksiinide sisaldused viieaastase räime organismis ei ületa piirnormi.

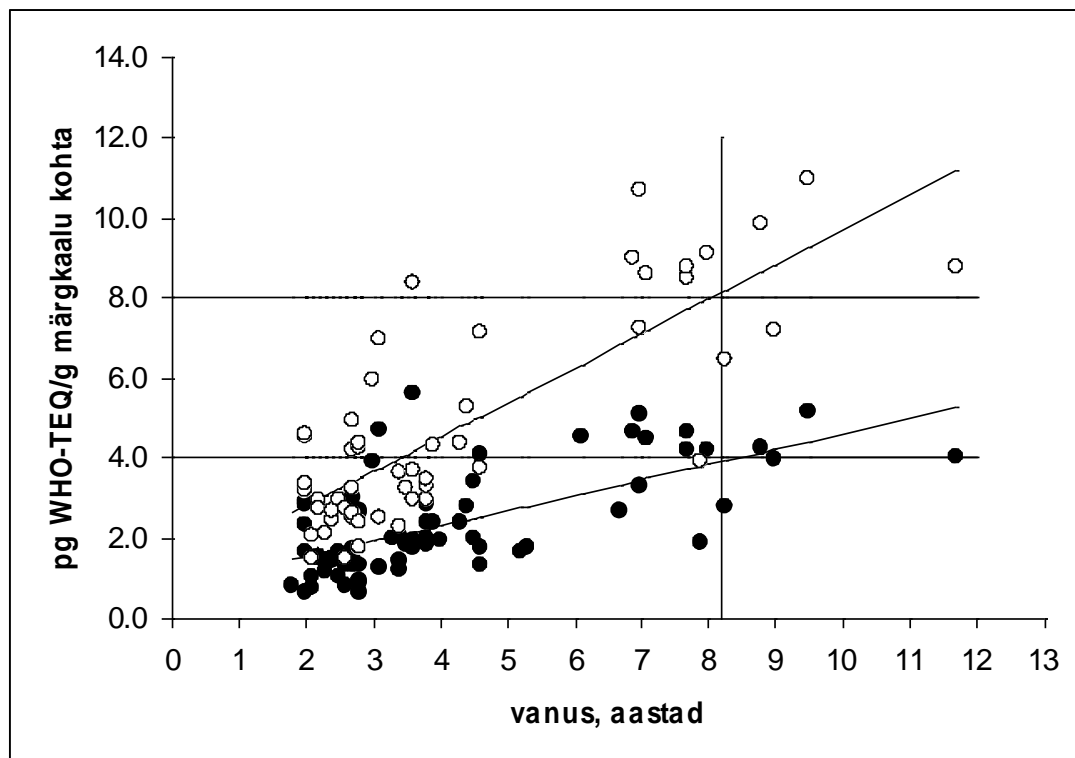
Tabel 5. Dioksiinide kontsentratsioonide sõltuvus Läänemere Eesti rannikumere räime vanusest [Roots et al., 2004; Simm, et al., 2006]

Vanus	Räim (PCDD/F pg WHO-TEQ <sub>98</sub> /g eluskaalu kohta)
2	1,3
3	1,8
4	2,2
5	2,7

PCDD/F ja dl-PCB ühendite suhteliselt kõrge sisaldus aastatel 2003 ja 2004 vähenes aastal 2005 ja on püsinud madalal tasemel aastani 2010. PCDD/F ja dl-PCB kontsentratsioon räämes oli Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi aruande “Ohtlike ainete seire rannikumeres 2010 aastal” andmetel praktiliselt võrdne kõigil uuritud aladel (Liivi laht; Läänemere avaosa; Soome lahe suue ja Soome lahe idaosa), kuigi mõnevõrra madalam sisaldus esines Soome lahe suudmeosa kalades [Ohtlike ainete seire rannikumeres 2010 aastal, 2010]. Nende esialgsete andmete põhjal on võimalik siiani saadud analüüsides tulemusi käsitleda ühtse andmekoguna.

Võttes arvesse kõik dioksiinide määrangud räämes aastatel 2002-2009 (joonis 2), saime, et nii PCDD/Fide kui ka PCDD/Fide ja dl-PCBide summaarne sisaldus on statistiliselt usaldusväärses seoses räämede vanusega, vastavalt  $r^2 = 0,44$  PCDD/F ja  $r^2 = 0,66$ . Üle piirnormi on dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide

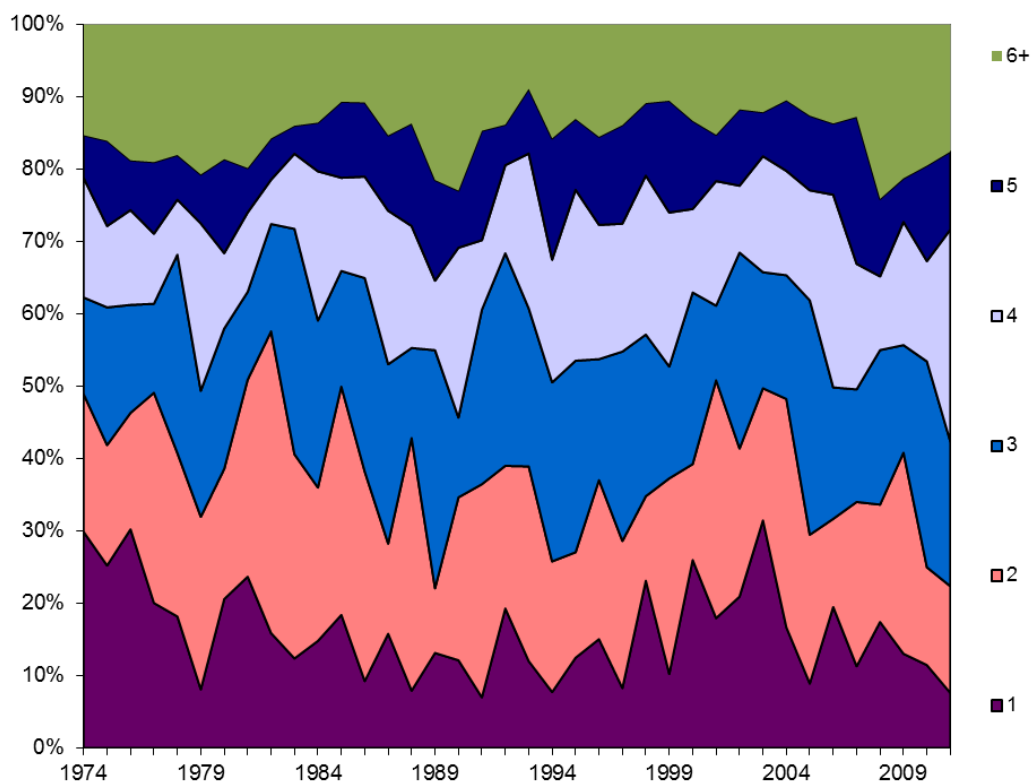
summaarne sisaldus kaheksa aasta vanustes ja 22 cm pikkustes räimedes (PCDD/Fide puhul 8,11 aastat ja dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide summaarse sisalduse puhul 7,7 aastat) [Roots & Simm, 2009].



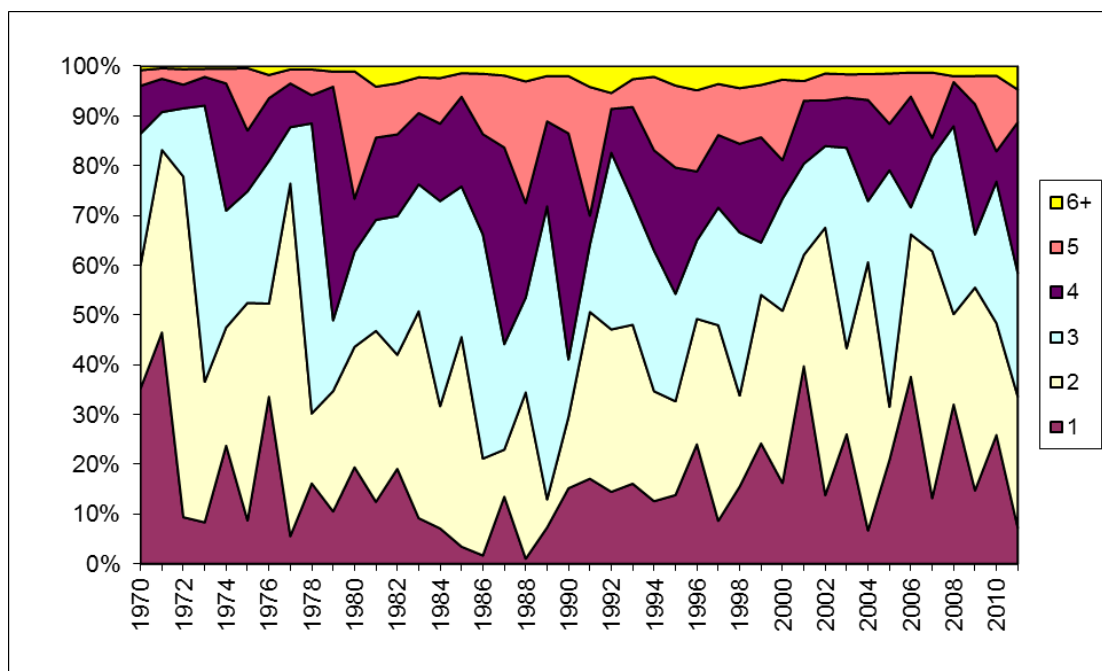
Joonis 2. Dioksiinide sisaldus (pg WHO-TEQ g elumassi märgkaalu kohta) Eestis püütud eri vanusega räimes (mustad sõõrid – PCDD/F-ide; valged sõõrid – dioksiinide ja dioksiinitaoliste PCBde summaarne sisaldus) [Roots & Simm, 2009; Roots et al., 2011].

Nende arvutuste juures lähtuti komisjoni määrusest (EÜ) nr 1881/2006, 19. detsember 2006, millega sätestatakse teatavate saasteainete piirnormid toiduainetes (PCDD/F – 4,0 pg WHO-TEQ<sub>98</sub> /g eluskaalu/märgkaalu kohta ja PCDD/F+DL-PCB – 8,0 pg WHO-TEQ<sub>98</sub> /g eluskaalu/märgkaalu kohta).

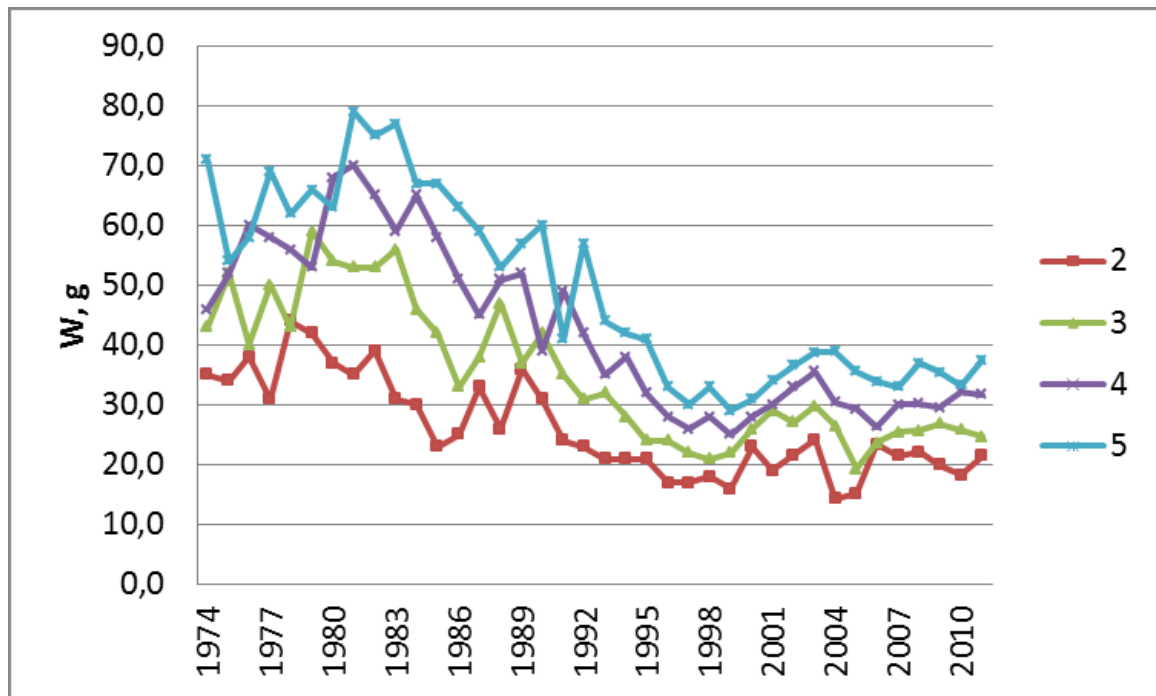
Üle kaheksaastasi räimi on Eesti kalurite saakides paar protsenti (joonised 3 ja 4). Liivi lahes 2011 aastal Tartu Ülikooli Mereinstituudi poolt läbiviidud laheräime vanuselise koosseisu hüdroakustilisel hinnangul üle 8 aasta vanuste räimede protsent oli alla ühe, täpsemalt 0,7% (5 aastaseid 2,8, 6 aastaseid 4,0 ja 7 aastaseid 0,8%)[Raid et al., 2012].



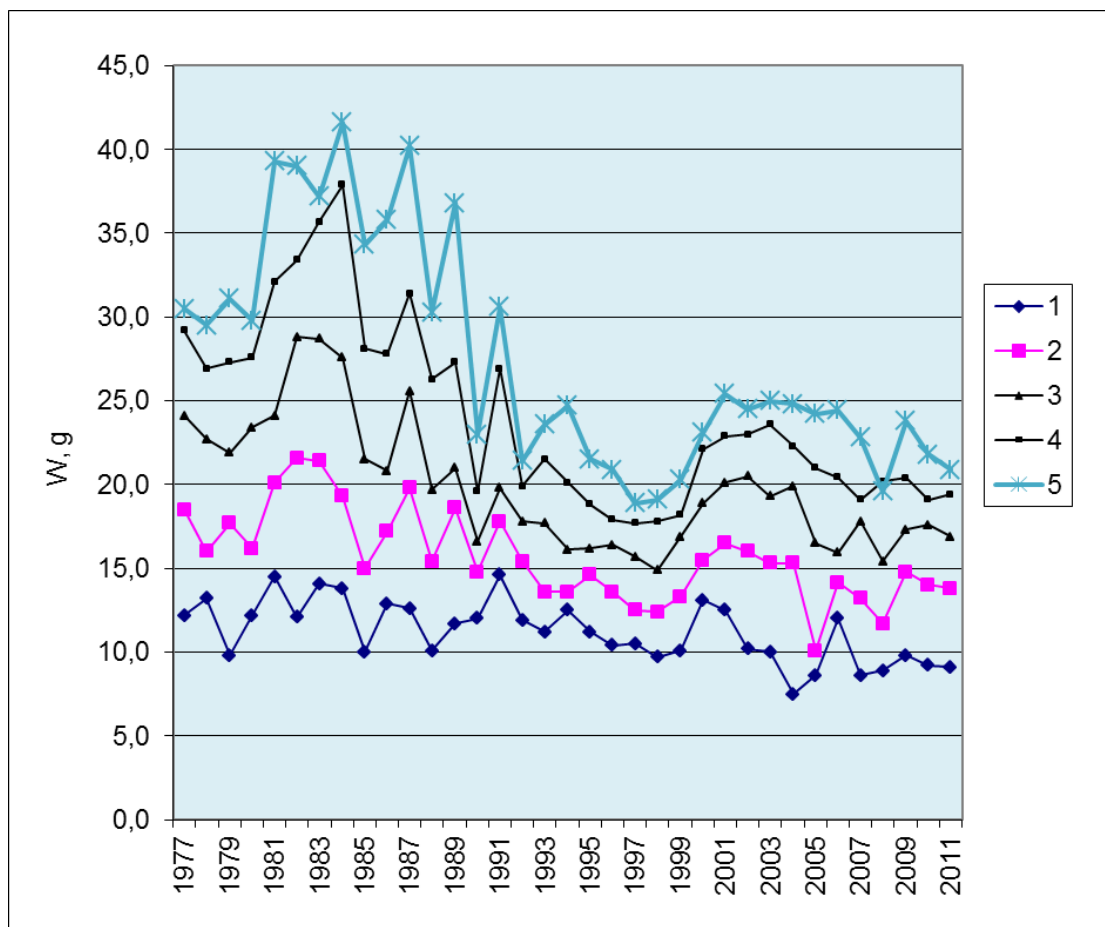
Joonis 3. Raimi alampiirkondades 25-29 ja 32: saakide vanuseline struktuur (% arvukusest) 1974-2011 [ICES, 2011).



Joonis 4. Liivi lahe raimi vanuseline koosseis 1970-2011 [ICES, 2012]

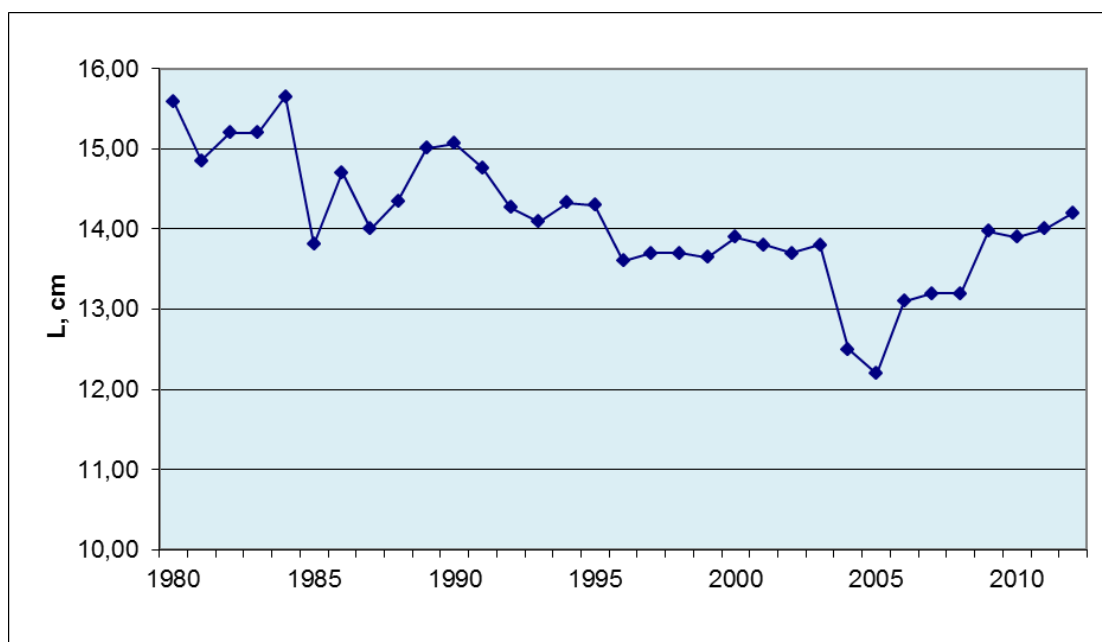


Joonis 5. Raim alampiirkondades 25-29,32: keskmise kehamassi dünaamika vanuserühmades 2-5 aastatel 1974-2011. [ICES, 2012; Raid et al., 2012].



Joonis 6. Liivi lahe räime keskmise kehamassi dünaamika saakides 1977-2011: vanuserühmad 1-5 [andmed: ICES, 2012, Raid et al., 2012].

Viimase 15-20 aasta jooksul on oluliselt vähenenud räimede keskmine kehamass ja vanuserühmades 2-5 aastat ei ületa viimastel andmetel alampiirkondades 25-29,32 - 40 grammi (joonis 5) ja Liivi lahe räime keskmise kehamass 1-5 aastastel räimedel – 25 grammi (joonis 6) [ICES, 2012; Raid et al., 2012].



Joonis 7 Räime keskmine kehapikkus Eesti saakides Soome lahes 1980-2012 [Raid et al., 2012].

1980-2005 kahanes ka saakides olnud räime keskmine kehapikkus kõigis merepiirkondades. Näiteks Soome lahe traalsaakides alanis räime keskmine kehapikkus 15-15,5 sentimeetrilt 1980.aa. kuni 12-12,5 sentimeetrini 2004-2005.aa. 2006-2012.a. on keskmine kehapikkus saakides taas suurenenud, ja moodustas viimasel neljal aastal 13.9-14,1 cm (L) ehk 1995-2004 taseme. (joonis 7). 2012.a. oktoobris toimunud akustikaekspeditsioonil (BIAS) sooritatud katsepüükides domineerisid saakides traditsiooniliselt alampiirkonnas 28 15-17 cm ja alampiirkonnas 29 ning Soome lahes 13-15 cm pikkused räimed. Viimase 15-20 aasta jooksul on oluliselt vähenenud räime suuremate pikkusrühmade osakaal. 2007-2011. aastatel domineerisid eesti traalsaakides Liivi lahes 13-16 cm pikkused (57%), alampiirkondades 28.2 ja 29 14-16 cm pikkused (vastavalt 60% ja 54%) ning Soome lahes 13-15 cm (70%) pikkused (L) räimed [Raid et al., 2012].

Tabel 6. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste PCBde analoogide 1998 ja 2005. aasta toksilisuse ekvivalentfaktorite (WHO-TEF) võrdlus 2010 aasta räime proovides [Roots, 2010].

Piirkond	n	Pikkus, cm	Mass, g	Vanus, aastat	PCDD/F pg WHO-TEQ/g eluskaalu kohta		PCDD/F + dl-PCB pg WHO-TEQ/g eluskaalu kohta	
					1998	2005	1998	2005
<b>2010</b>								
Soome lahe idaosa -48H7-Toila	30	14,3±0,1	17,3±0,5	3,9±0,2	2,54	1,87	4,46	3,33
Soome lahe lääne-osa -47H5 (ruut 157/ 153)	40	14,1±0,2	14,6±0,5	3,3±0,1	1,78	1,33	2,89	2,22
Liivi laht - 43H3 (ruut 206)	36	13,7±0,1	15,7±0,7	3,0±0,2	2,77	2,00	4,28	3,26
Soome lahe suue-Lääne-mere ava-osa -48H3 (ruut 239/ 224)	35	14,7±0,2	18,0±0,8	3,7±0,2	1,77	1,31	2,90	2,27
Soome lahe suue-Lääne-mere ava-osa -48H3 (ruut 239/ 224)	35	14,6±0,2	17,1±0,6	4,0±0,3	1,90	1,40	2,99	2,32

Meie saadud tulemusi kinnitavad ka Soome teadlastegrupi aprillis 2009. aastal saadud tulemused [Hallikainen et al., 2011a], tuuakse välja, et PCDD/Fide ja dl-PCBide sisaldused Soome rannikumere räimes on vähenenud aastatel 2002-2009. Soome lahest, Kotka ja Hanko piirkondadest, püütud nn suure räime (pikkusega üle 21 sentimeetri) dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifeniülide summaarsed sisaldused jäävad allapoole kehtestatud piinormi (arvestatud 8,0 pg WHO-TEQ<sub>98</sub>/g eluskaalu kohta). Uuritavad räime pikkusgrupid on esitatud tabelis 7.

Tabel 7. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenüülide sisaldused 2009 aasta Soome lahe räime proovides [Hallikainen 2011b].

Piirkond Soome laht	n	Pikkus, cm	Mass, g	Vanus, aastat	PCDD/F pg WHO-TEQ/g eluskaalu kohta		PCDD/F + dl-PCB pg WHO- TEQ/g eluskaalu kohta	
					1998	2005	1998	2005
Hanko	10	14,2	14,9	1	0,854	0,652	1,59	1,25
Hanko	10	15,7	20,3	4	1,30	0,95	2,4	1,82
Hanko	10	17,5	30,7	6	1,82	1,32	3,20	2,42
Hanko	10	19,5	45,9	7	1,91	1,39	3,70	2,80
Hanko	10	22,5	76,6	9	2,25	1,63	4,63	3,43
Kotka	10	14,0	14,4	2	1,32	1,06	2,47	1,84
Kotka	10	15,8	21,3	4	2,16	1,63	4,12	2,99
Kotka	10	17,6	29,8	4	4,94*	3,70	9,23	6,62
Kotka	10	19,7	44,6	7	2,38	1,74	4,24	3,02
Kotka	10	21,8	62,4	5	1,21	0,908	2,34	1,64

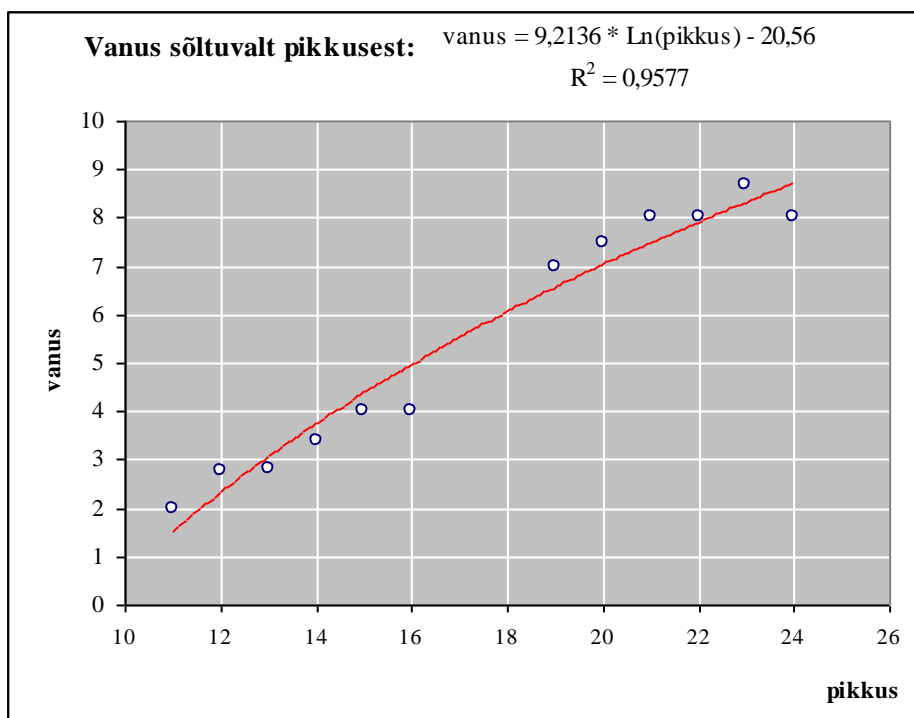
\* punane number – PCDD/F ja PCDD/F+dl-PCB sisaldus ületab kehtiva piirnormi.

Näiteks Rootsi riikliku saasteainete seireprogrammi 2013. aasta aruandes tuuakse välja, et Rootsi püügipiirkondadest kõige kõrgemad sisaldused räimes analüüsiti Bothia meres, võrreldes Botnia lahe, Läänemere avaosa ja Rootsi läänerrannikult püütutega [Bignert et al., 2013]. Rootsi andmetega me omi andmeid võrrelda ei saa, kuna on öeldud, et kõik dioksiinide sisaldused jäid allapoole piirväärtust, kuid summaarse dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenüülide kohta andmed puuduvad. Analüüsiti 2-5 aastastaseid emaseid räimi, pikkusega 16-24 cm. Läänemere lõunaosast pärineva räime vanus ja pikkus võib erineda mitmete aastate võrra sama pikkusega räime vanusest mere põhjaosas. Raim, keskmise pikkusega 16cm, Rootsi rannikumere eri piirkondadest püütud kalade keskmine vanus kõikus vahemikus 0,53 (Väderöarna) – 3,07 (Harufjärden) aastat. Samuti 3 aastaste räimede keskmised pikkused erinesid piirkonniti 15, 91 (Harufjärden) – 21,73 (Väderöarna) sentimeetrini Kilu dioksiinide sisaldusi Rootsi riikliku seireprogrammi käigus ei uuritud [Bignert et al., 2013]. Tuleb arvestada, et tegemist on keskkonnaseire, mitte toiduohutuse seireprogrammiga.

Tegelikult ei tohiks Eesti rannikumee räime pikkuse ja vanuse suhet (joonis 8) välja tuua, kuna ei saa võrrelda erinevaid räime alampiirkondi 25-29 & 32 ja 28.1 omavahel. Kuid antud graafiku eesmärk on näidata, millise pikkuse ja vanusega “räime piirkondi” pole siiani uuritud ja nõuavad edaspidist seiresse/uuringutesse lülitamist.

Joonisel 8 on näha, et tegu on kahe sõltumatu nn. “parve” andmetega. Mõlemal “parvel” oli oma eesmärk. Esimene oli seotud nn. “turukala” püükides enimlevinud kalade dioksiinide uuringutega ja selgitamisega, kas sisaldused on ohtlikud Eesti inimeste tervisele. Teine püüdis välja selgitada, millistel räime vanuste/pikkustel sisaldused ületavad piirnorme. Soovitav oleks järgnevatel seiretel/uuringutel täita see “tühimik”. Hetkel teame, et üle 8 aasta vanuste ja 22 cm pikkuste räimede dioksiinide

ja dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenüülide summaarsed sisaldused ületavad kehtestatud piirnормi.



Joonis 8. Räime vanuse sõltuvus pikkusest [Roots & Lukki, 2013].

Eesti mereala Hea Keskkonnaseisundi indikaatorid ja keskkonnasihtide kogum, tuuakse välja, et räime puhul, PCDD/F sisaldus kalades ületab piirnормi kahes räime proovis (table 8). PCDD/F ja dl-PCB summaarne sisaldus ületab piirnормi üheksas räime proovis.

Tabel 8. Dioksiinide (PCDD/F) ja dioksiinitaoliste PCBde (dl-PCB) sisaldus (avg ±SE ja piirid) Eesti mereala räimes [Martin, 2012].

Liik	n	PCDD/F pg WHO-TEQ <sub>2005</sub> /g eluskaalu kohta	PCDD/F+dl-PCB pg WHO-TEQ <sub>2005</sub> /g eluskaalu kohta	Üle piirnормi
Räim	98	1,6±0,1 (0,5-3,8)	3,2±0,2 (1,1-8,4)	2 PCDD/F 9 PCDD/F + DL-PCB

Võime teha esialgse kokkuvõtte, et üle piirnормi on dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenüülide summaarne sisaldus kaheksa aasta vanustes ja 22 cm pikkustes räimedes (PCDD/F-ide puhul 8,11 aastat ja dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenüülide summaarse sisalduse puhul 7,7 aastat) [Roots & Simm, 2009]. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenüülide sisaldus traalpüügis massiliselt esinevates räimedes on allpool Euroopa Liidu piirnормe. Räime puhul on piirsuurusteks pikkus üle 17 cm ja kaal üle 32 grammi. Eesti ja Soome (Soome lahe andmete alusel) andmed tõestavad, et räime pikkust ja kaalu võiks käesoleval ajal tõsta. Kui kõrgele (?) peaks pikkust ja kaalu tõstma, peavad selgitama edaspidised täiendavad räime-uuringud. Kui tahetakse teada,

millistel räime pikkustel ja vanustel (või räime massil) ületatakse piirnorm, siis peaks valitama uuritavate kalade pikkused vahemikus 16 – 24 cm (vanuses 6-9 aastat). Suurem osa dioksiinide ja dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide piirnormi ületamisi leiti 2003 aastal Pärnu lahest ja Saaremaa lääneranniku lähistelt seisevnootadest võetud räimeproovides. 2003 aastal analüüsitud kalade pikkuse, kaalu ja vanuse vahemikud isendite vahel koondproovis olid väga suured [Roots Simm, 2003]. Eeltoodut tuleb edaspidi igati vältida. Soovitatav oleks enne räimeproovide koostamist määrata kalade pikkus, vanus ja kaal, ning seejärel koostada proov ühevanuselitest, lähedaste pikkuse ja kaaluga isenditest. Edaspidi tuleks otsustada, kas suured kalad koguda traalpüügist või seisevnoodast.

Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide sisaldus traalpüügis massiliselt esinevates räimes oli allpool Euroopa Liidu kehtestatud piirnorme (table 6, lisa 2). Kõik kalad alla piirnormide on ohutud inimese tervisele

**Kilu.** Eesti varasemate aastate (2002-2004) dioksiinide kontsentratsioonide sõltuvus kilude vanusest on välja toodud tabelis 9. Tolleaegset piirnormi 4,0 pg WHO-TEQ<sub>98</sub>/g aluseks võttes, saame öelda, et nii dioksiinide sisaldused viieaastase kilu organismis ei ületa piirnormi.

Tabel 9. Dioksiinide kontsentratsioonide sõltuvus Läänemere Eesti rannikumere kalade vanusest [Simm, et al., 2006]

Vanus	Kilu (PCDD/F pg WHO-TEQ <sub>98</sub> /g)
2	1,5
3	2,2
4	3,0
5	3,8

Ka Eesti viimastel aastatel saasteainete uuringute tulemused Soome lahe kilus on alla EL kehtestatud piirnorme (tabelid 10 ja 11) ning on võrreldavad vastavate Soome andmetega (tabel 12). Tulemus on kooskõlas Eesti varasemate andmetega dioksiinide sisalduse kohta kahe-kolmeaastastes kiludes.

Tabel 10. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide sisaldused 2010 aasta Soome lahe kilu proovides [Roots, 2010].

Piirkond	n	Pikkus, cm	Mass, g	Vanus, aastat	PCDD/F pg WHO-TEQ/g eluskaalu kohta		PCDD/F + dl-PCB pg WHO-TEQ/g eluskaalu kohta	
					1998	2005	1998	2005
<b>2010</b>								
Soome lahe suue	60	10,7±0,1	7,2±0,2	2,6±0,1	2,24	1,72	3,92	3,19
Soome lahe suue	70	10,7±0,1	7,1±0,2	2,8±0,1	2,39	1,83	4,25	3,46
Soome lahe suue	65	10,9±0,1	7,9±0,2	2,9±0,1	2,75	2,12	4,83	3,92

Kilu puhul on siiani analüüsitud suhteliselt vähe proove, et teha põhjanevaid järeldusi. 29 proovi, nendest 21 proovi puhul saame rääkida nii dioksiinide, kui dioksiinide ja dioksiinitaaliste polüklooritud bifenüülide summa analüüsimisest. Ülejäänud 8 proovi puhul, millised jäävad 2002 aastasse analüüsiti ainult dioksiine (tabel 11). 29 proovist 23 analüüsiti ajavahemikul 2002-2004, kui dioksiinide sisaldused Läänemere kalades olid ühed kõrgemad. 2006 ja 2010 analüüsiti mõlemal aastal 3 kiluproovi. .

Tabel 11. Dioksiinide (PCDD/F) ja dioksiinilaadsete PCB-de (dl-PCB) sisaldus (avg  $\pm$ SE ja piirid) kilus Eesti merealal [Martin, 2012].

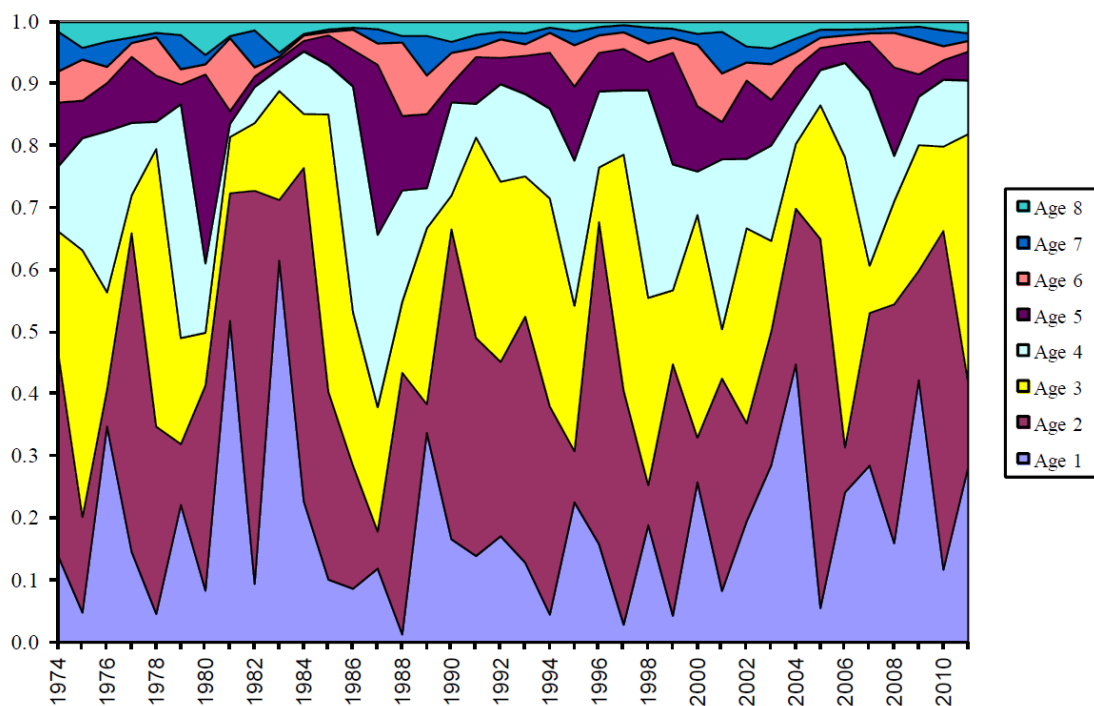
Liik	n	PCDD/F pg WHO-TEQ <sub>2005</sub> /g eluskaalu kohta	PCDD/F+dl-PCB pg WHO-TEQ <sub>2005</sub> /g eluskaalu kohta	Üle piirnormi
Kilu	29	1,9 $\pm$ 0,1 (0,8-3,6)	4,1 $\pm$ 0,3 (1,6-6,5)	1 PCDD/F 1 PCDD/F + DL-PCB

2003 aastal ühe kiluproovi PCDD/Fide ja PCDD/F+dl-PCBide summa ületas piirnormi. Kiluproov (L2603) Soome lahe suudmest oli koostatud 23 erinevast isendi proovist, keskmise pikkusega 12,5 $\pm$ 0,1 (piirid 12,0-13,5) cm, kaaluga 10,4  $\pm$ 0,2 (piirid 8,8-12,9) g ja vanusega 4,9 $\pm$ 0,4 aastat (piirid 2-10) aastat. Ilmselt see üksik piirnorme ületav kiluproov on pigem erand. Samal aastal samast kohast püütud ülejäänud kiluproovide toksikantide sisaldus jäi allapoole piirnormi, kuigi teistes koondproovides oli kalu, mille vanus küündis 10-11 aastani, kaal kuni 15,4 grammi ja pikkus 13,7 sentimeetrini [Roots & Simm, 2003].

Tabel 12. Dioksiinide ja dioksiinitaaliste polüklooritud bifenüülide sisaldused 2009 aasta Soome lahe kilu proovides [Hallikainen 2011b].

Piirkond Soome laht	n	Pikkus, cm	Mass, g	Vanus, aastat	PCDD/F pg WHO-TEQ/g eluskaalu kohta		PCDD/F + dl-PCB pg WHO-TEQ/g eluskaalu kohta	
					1998	2005	1998	2005
Hanko	10	10,5	7,4	1	0,828	0,660	1,68	1,38
Hanko	10	12,7	12,4	4	1,72	1,31	3,76	3,00
Kotka	10	10,5	8,0	1	0,923	0,758	1,62	1,29
Kotka	10	12,7	12,4	6	2,20	1,77	3,90	3,01

Soome lahest, Kotka ja Hanko piirkondadest, püütud kõikide kiluproovides (pikkus 12,7 cm, mass 12,4 grammi ja vanus 6 aastat)(table 12) dioksiinide ja dioksiinitaaliste polüklooritud bifenüülide summaarsed sisaldused jäävad allapoole kehtestatud piirnormi [Hallikainen 2011b].



Joonis 9. Kilu vanuseline koosseis (%) Läänemerest (alampiirkondades 22-32) püütud kilu saakides aastatel 1974-2011 [ICES, 2012; Raid et al., 2013].

Imselt tuleks kilude puhul edaspidi piirsuurust ja kaalu suurendada. Hetkel on kilude puhul piirsuurusteks pikkus üle 12,5 cm ja kaal üle 11 grammi. Ka Soome andmed tõestavad, et kilu pikkust ja kaalu võiks käesoleval ajal tõsta [Hallikainen 2011a,b]. Kui kõrgele peaks läbi viima täiendavad uuringud suurte kilude pikkusega üle 12,5 cm, vanusega üle 5 aasta. 2003 aasta kahes kiluproovis, keskmise vanusega 5,3 ja 5,8 (piirid 2-11) aastat, pikkusega 12-12,5 (piirid 10,8—13,7) sentimeetrit ja kaaluga 10,2-11,8 (piirid 7-15,4) grammi [Roots & Simm, 2003] jäid dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide sisaldused allapoole piirnormi. Soovitav oleks edaspidi kilu proovid koostada ühevanustest, lähedaste pikkuse ja kaaluga isenditest. Alustada võiks kuue aastastest kiludest.

Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide sisaldus traalpüügis massiliselt esinevates kiluproovides oli allpool kehtestatud piirnorme [Simm et al., 2006; Roots & Simm, 2009].

### Kokkuvõte

Inimtarbimiseks mõeldud uuringutes analüüsitakse nn. „turukala” – massilisemalt pükides esinevaid (eri vanuse ja suurusega) kalu aladelt, kust neid enamasti püütakse. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide sisaldus traalpüügis, Eesti rannikumeres, massiliselt esinevates räimes ja kilus on allpool Euroopa Liidu piirnorme. Võib eeltoodu alusel järeldada, et dioksiinid ja dioksiinitaolised PCBd Eesti mereala massiliselt pükides esinevates kalades ei kujuta tõenäoliselt ohtu Eesti inimese tervisele.

Toetudes Eesti ja Soome teadlaste andmetele, ajavahemikul 2002 – 2009, on PCDD/Fide ja dl-PCBide sisaldused Läänemere räimes kahanenud. Üle piirnormi oli

dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide summaarne sisaldus Eesti rannikumere kaheksa aasta vanustes ja 22 cm pikkustes räimedes. Põhiliselt seisevnotadest 2003 aastal võetud suurtes räimedes. Eestis saadud tulemusi kinnitasid ka Soome teadlastegrupi aprillis 2009. aastal läbiviidud uuringud. Soome lahe, Kotka ja Hanko piirkondadest, püütud ka nn suure räime (pikkusega üle 21 sentimeetri) dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide summaarsed sisaldused jäid allapoole kehtestatud piirnormati [Hallikainen et al., 2011a,b].

Hetkel on kilude puhul piirsuurusteks pikkus üle 12,5 cm ja kaal üle 11 grammi. Eesti ja Soome andmed tõestavad, et kilu pikkust ja kaalu võiks käesoleval ajal tõsta. Tuleks arutada, kas kilule üldse seada piirsuurust ja kaalu, kuna ainult üks 2003 aastal kogutud kiluproov (mis võis olla juhuslik) kahekümne üheksast proovist aastatel 2002-2010 ületas piirnormati. Teisest küljest on kiluproove vähe tehtud ning nende proovides olevate kalade keskmine vanus koondproovides ei ületa 6 aastat. Soome uurijate andmetel, jäid nende Soome lahest püütud kiluproovides kõik dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide summaarsed sisaldused allapoole kehtestatud piirnormati [Hallikainen et al., 2011a,b].

Läänemere Eesti rannikumere kalade uuringutel on kaks teed: kas taotleda erisust, nagu Soome ja Rootsi või vajadusel välja selgitada piirsuurused räime pikkusele, vanusele ja kaalule.

Edasistes uuringutes oleks soovitatav enim räime- ja kilu koondproovide koostamist määrata kalade pikkus, vanus ja kaal, ning seejärel koostada proov ühevanuselitest, lähedaste pikkuse ja kaaluga isenditest. Alustada võiks, nii räime kui kilu puhul, kuue aastastest ja vanematest kaladest ning otsustada, kas suuremate kalade proovid võtta traalpüügist või seisevnotadest.

Võib nõustuda aruandes "Eesti mereala Hea Keskkonnaseisundi indikaatorid ja keskkonnasihtide kogum". tehtud järeldusega, et dioksiinid ja dioksiinitaolised polüklooritud bifenuülid Eesti mereala kalades ei kujuta tõenäoliselt ohtu inimese tervisele. Võimalik mõju mere ökosüsteemile vajab edasist uurimist [Martin, 2012]. Siinjuures tuleb arvestada, et antud hinnang tugineb nõuetele vastavuse/mittevastavuse andmetel (tõenäoliselt). Vaatamata vastavusest sätestatud piirnormidele võib toidus sisalduv saasteaine kujutada ohtu tervisele. Selle kohase hinnangu andmiseks on vaja koostada saadavushinnang. Suurtes kogustes räime tarbimisel (üle 500 g nädalas) võidakse ületada TWI väärtust [Roots 2011; 2012].

## **Kasutatud kirjandus**

Ankarberg, A., Bjerselius, R., Aune, M., Darnerud, P.O., Larsson, L., Anderson, A., Tysklind, M., Bergek, S., Lundstedt-Enkel, K., Karlsson, L., Törnkvist, A., Glynn, A. Study of dioxin and dioxin-like PCB levels in fatty fish from Sweden 2000-2002. *Organohalogen Compounds*, 2004, **66**, 2035-2039.

Assmuth, T. Policy and science implications of the framing and qualities of uncertainty in risks:toxic and beneficial fish from the Baltic Sea. *Ambio*, 2011, **40**, 158-169.

Bignert, A., Danielsson, S., Faxneld, S., Miller, A., Nyberg, E., Berger, U., Borg, H., Eriksson, U., Holm, K., Nylund, K., Egebäck, A-L., Haglund, P. Övervakning av metaller och organiska miljögifter I marin biota, 2013, Naturhistoriska riksmuseet, 2013, Report nr 1, 258p.

Dioksiinide seire. Veterinaar- ja Toiduameti koduleht.  
(<http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=821>).

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

EFSA, 2012. Risk assessment of contaminants in food and feed. Special issue. EFSA Journal, 2012, **10**, 1-12.

Hallikainen, A., Airaksinen, R., Rantakokko, P., Koponen, J., Mannio, J., Vuorinen, P.J., Kiviranta, H. EU-Fish II: Environmental pollutants in Baltic Sea fish, ettekanne 13. septembril 2011. aastal Brüsselis.

Hallikainen, A., Kiviranta, H., Airaksinen, R., Rantakokko, P., Koponen, J., Vuorinen, P.J., Jääskeläinen, T., Mannio, J. Itämeren kalan ja muun kotimaisen kalan ympäristömyrkyt: PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- ja OT-yhdisteet. EU-kalat II. Evira, Eviran tutkimuksia 2/2011, 101p.

Hsieh, D.P.H., McKone, T.E., Chio, F., Currie, R.C., Kleinschmidt, I. Nov. 1994. Final Draft report: Intermedia transfer factors for contaminants found at hazardous waste sites. Prepared for the Office of Scientific Affairs, Department of Toxic Substances Control, California Environmental Protection Agency.

ICES 2003. Report of the Baltic International Fish Survey Working Group. ICES CM 2003/G:05. Manual for the Baltic International Acoustic Survey (BIAS) version 0.80, 34 p.

ICES. 2012. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group 2012 (WGBFAS), 12 - 19 April 2012, ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2012/ACOM: **10**, 859pp.

Kahn, H.. Dioksiini toime inimorganismile (kommentaar), Eesti Arst 2005, **6**, 397.

Karl, H., Ruoff, U. Dioxins, dioxin-like PCBs and chlororganic contaminants in herring, *Clupea harengus*, from different fishing grounds of the Baltic Sea, Chemosphere, 2007, **67**, S90-S95.

Keskkonnaülevaade 2009. Keskkonnainfo (Toimetaja K. Kaukver). AS Ecoprint, Keskkonnaministeriumi Info- ja Tehnokeskus, 2009, 78–79.

Kiviranta, H., Vartiainen, T., Parmanne, R., Hallikainen, A., Koistinen, J. PCDD/Fs and PCBs in Baltic herring during the 1990s. Chemosphere, 2003, **50**, 1201-1216.

Kohv, N, Heintalu, H, Mandel, E, Link, A. Estonian informative inventory report 1990-2010. Estonian Environment Information Centre, Tallinn, 2012, 228p.  
([http://www.keskkonnainfo.ee/failid/Estonian\\_IIR\\_2012.pdf](http://www.keskkonnainfo.ee/failid/Estonian_IIR_2012.pdf)).

Larssen, C., Hansen, E., Jensen, A.A., Olendrynski, K., Kolsut, W., Zurek, J., Kangulewicz, I., Debski, B., Skolkiewicz, J., Holtzer, M., Grochowalski, A., Brante, E., Poltimäe, H., Kallaste, T., Kapturauskas, J. Survey of dioxin sources in the Baltic Region. Environmental Science and Pollution Research, 2003, **10**, 49–56.

Lips, U (Projekti vastutav täitja). Nord Streami gaasijuhtme rajamise mõju-uuring Soome lahe merekeskkonnale (Lõpparuanne), TTÜ MSI ja TÜ EMI, Tallinn, 2011, 73lk+lisad.

Lips, U (Projekti vastutav täitja). Nord Streami gaasijuhtme rajamise mõju-uuring Soome lahe merekeskkonnale (I etapi vahearuanne – ehituseelse seire tulemused), TTÜ MSI ja TÜ EMI, Tallinn, 2010, 37lk+lisad.

Martin, G (Projekti juht). Eesti mereala Hea Keskkonnaseisundi indikaatorid ja keskkonnasihtide kogum. Aruanne MSFD artikkel 9 ja 10 nõuete täitmiseks, TÜ Eesti Mereinstituut, Tallinn, 2012, 549 lk.

Ojaveer, E. 1981. Marine pelagic fishes. In: Voipio, A. (ed) „The Baltic Sea“. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, Oxford, New York. pp. 276-292.

Ohtlike ainete seire rannikumeres 2010 aastal. Riiklik Keskkonnaseire programm, Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut, 2010, 44lk.

Põllumajandusministeeriumi koduleht. Toiduohutus. Uuringud, statistika (<http://www.agri.ee/uuringud-statistika/>).

Raid, T., Kaljuste, O., Špilev, H., Lankov, A. Riikliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine. Töövõtulepong 4-1.1/303, II vahearuanne (01.02.2011), Osa: Raim ja kilu, Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut, Tallinn, 2012, 51lk+lisad.

Roots, O., Lukki, T. On the hypothesis of uniqueness of the Baltic herring catches on the bases of polychlorinated biphenyls content evaluation. Proc. 17<sup>th</sup> Conference of the Baltic Oceanographers, Norrköping, 1990, 443 – 451.

Roots, O., Lukki, T. On the hypothesis of uniqueness of the Baltic herring (*Clupea harengus membras*) catches on the basis of polychlorinated biphenyls content evaluation. – Proc. Estonian Acad. Sci., Ecol., 1991, No.3, 109 – 114.

Roots, O., Lukki, T. Korreljatsioonie otnosheniya mesthu kontsentratsijami khlororganitsheskikh soedinenii v baltiiskoi seldi. – Ekologitsheskaja Khimija, Thesa, St. Petersburg, 1994, 3, no. 3-4, 181 – 183 (in Russian).

Roots, O., Lahne, R., Simm, M., Schramm, K-W. Dioxins in the Baltic herring and sprat in Estonian coastal waters. Organohalogen Compounds, 2003, 62, 201–203 (DIOXIN 2003, USA August 24–29).

Roots, O., Simm, M (Koostajad). Dioksiinide ja dioksiinde sarnaste polüklooritud bifenuülide (PCB) sisaldused Eesti rannikumere kalades 2003 aastal, Lõpparuanne OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskus (Leping nr. 133), Tallinn, 2003, 21 lk + lisad.

Roots, O., Zitko, V. Chlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans in the Baltic Herring and Sprat of Estonian Coastal Waters. Environmental Science & Pollution Research, 2004, No.3, 186-193.

Roots, O. Püsivad orgaanilised saasteained meie keskkonnas (Toimetajad R. Talkop, M. Maasikmets; Kujundaja T. Lukki). Keskkonnaministeerium ja Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ, Tallinn, 2006, 27 lk.

Roots, O., Simm, M (Vastutavad täitjad). Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifeniülide ühendite sisalduse hindamine Eesti kalades (räimes), värskes lihas, võis ja rapsiõlis. Lõpparuanne OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskus (Hankeleping nr. 161), Tallinn, 2009, 26 lk + lisad.

Roots, O (Vastutav täitja). Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifeniülide ühendite sisalduse hindamine Eesti kalades (räim, kilu), värskes lihas, võis, rapsiõlis ja loomasöödas (nisu, oder). Lõpparuanne OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskus (Hankeleping nr. 2-4/28), Tallinn, 2010, 22 lk + lisad.

Roots, O. Ekspert hinnangu koostamine rannakalurite kokkupuutele dioksiinide ja dioksiinilaadsete polüklooritud bifeniülidega, Põllumajandusministeerium, 2011, 36 lk (<http://www.agri.ee/uuringud-statistika/>).

Roots, O., Kiviranta, H., Pitsi, T., Rantakokko, P. Ruokojärvi, P., Simm, M., Vokk, R., Järv, L. Monitoring of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans, and polychlorinated biphenyls in Estonian food. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences 2011, **60** (3), 193–200.

Roots, O., Lukki, T., 2013. Avaldamata andmed.

Roots, O. Nutrition Recommendations for Estonian Fishermen (Dioxins and dioxin-like Polychlorinated Biphenyls), Latvian Journal of Chemistry, 2012, 51, 4, 316-323

Ryan, J., Amirova, Z. Gender of children of Russian chemical producers exposed to dioxins. Organohalogen Compounds 2001, **53**, 37–40.

Rylander, L. Hagmar, L. Mortality and cancer incidence among women with a high consumption of fatty fish contaminated with persistent organochlorine compounds, Scand J Work Environ Health 1995, **21**, 419–425.

Rylander, L., Strömberg, U., Hagmar, L. Decreased birth weight among infants born to women with a high dietary intake of fish contaminated with persistent organochlorine compounds, Scand J Work Environ Health 1995, **21**, 368–375.

Shelepchikov, A.A., Kluyev, N.A., Shenderyk, V.V., Baholdina, L.P., Brodsky, E.S. Contamination of Russian Baltic fish by PCDD/F. Organohalogen compounds, 2003, **62**, 152-155 (DIOXIN 2003, USA August 24–29).

Simm, M., Roots, O., Kotta, J., Lankov, A., Henkelmann, B., Shen, H., Schramm, K.-W. PCDD/Fs in sprat (*Sprattus sprattus balticus*) from the Gulf of Finland, the Baltic Sea, Chemosphere, 2006, **65**, 1570-1575.

Szlinder-Richert, J., Barska, I., Usydus, Z., Ruczynska, W., Grabic, R. Investigation of PCDD/Fs, dl-PCBs in fish from the southern Baltic Sea during the 2002-2006 period. Chemosphere, 2009, **74**, 1509-1515.

Stockholmi püsivate orgaaniliste saasteainete konventsiooni rakenduskava. Keskkonnaministeerium, Tallinn, 2011, 67 lk  
([www.envir.ee/orb.aw/class=file/action.../stock\\_konv\\_aruanne\\_60411.pdf](http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action.../stock_konv_aruanne_60411.pdf)).

Zacs, D., Bartkevics, V., Frank, H. Levels and congener profiles of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in Baltic wild salmon (*Salmo salar*), Toxicological and Environmental Chemistry, 2013, **94** (8),1502-1510.

Technical Factsheet on: Dioxin (2,3,7,8-TCDD)  
([www.epa.gov/ogwdw/pdfs/factsheets/soc/tech/dioxin.pdf](http://www.epa.gov/ogwdw/pdfs/factsheets/soc/tech/dioxin.pdf)).

Technical Report. Guidance on Chemical Monitoring of Sediment and Biota under the

Timberg, L., Koppel, K., Kuldjärv, R., Paalme, T. Sensory and Chemical Properties of Baltic Sprat (*Sprattus sprattus balticus*) and Baltic Herring (*Clupea harengus membras* (L.)) in Different catching seasons. Agronomy Research, 2011, **9** (Special Issue II), 489-494.

Water Framework Directive Guidance. Common Implementation Strategy for the

Water Framework Directive (2000/60/EC). European Union, 2010. Document No. 25, 74 p

Van den Berg, et al., Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and Wildlife. Environmental Health Perspectives 1998, **106** (12), 775-792.

Van den Berg, et al., Review. The 2005 World Health Organization reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. Toxicological Sciences, 2006, **93**(2), 223-241.

Yoshimura, T. Review Article. Yusho in Japan. Industrial Health 2003, **41**, 139–148.

## LISAD

### Lisa 1. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenüülide sisalduse hindamine Eesti toidus. Aruannete loetelu 2002-2011 (Vastutav täitja OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskus)

Jrk nr.	Uuringu nimetus	Teostatud ostu- ja müügitehingud	Teostamise aeg
1.	Keskkonnauuringud Dioksiinide sisalduse määramine kalades	Riigihange nr. 003664	2002
2.	Dioksiinide sisaldus Läänemere räimes ja kilus 2002 aasta sügisel	Leping nr. 397	2003
3.	Dioksiinide ja dioksiinisarnaste polüklooritud bifenüülide (PCB) sisaldused Eesti rannikumere kalades 2003 aastal	Leping nr. 133 (Põllumajandus-ministeerium)	2003
4.	Dioksiinide ja dioksiinisarnaste PCB ühendite sisalduse hindamine Eesti rannikumere kalades	Riigihange. Töövõtuleping nr. 127 (Põllumajandus-ministeerium)	2004
5.	Dioksiinide ja dioksiinisarnaste PCB-de sisalduse hindamine Eesti rannikumere kalades	Leping nr. 25/2005/196	2005
6.	Dioksiinide ja dioksiinilaadsete PCB-de sisalduse hindamine Eesti kalades, akvakultuurides, lihas, piimas, võis ja kalaõlis	Riigihange. Töövõtuleping nr. 222 (Põllumajandus-ministeerium)	2006
7.	Dioksiinide ja dioksiinitaoliste PCB ühendite sisalduse hindamine Eesti kalades, kalatoodetes, lihas, võis ja munades	Riigihange. Töövõtuleping nr. 40 (Põllumajandus-ministeerium)	2007
8.	Dioksiinide ja dioksiinitaoliste PCB ühendite sisalduse hindamine Eesti kalades, kalatoodetes ja piimas	Riigihange. Hankeleping 2008/121 (14.03.2008, muudetud 29.04.2008)(Veterinaar- ja Toiduamet)	2008
9.	Dioksiinide ja dioksiinitaoliste PCB ühendite sisalduse hindamine Eesti kalades (räimes), värskes lihas, võis ja rapsiõlis	Riigihange. Hankeleping nr. 161 (Veterinaar- ja Toiduamet)	2009
10.	Dioksiinide ja dioksiinitaoliste PCB ühendite sisalduse hindamine Eesti kalades (räim ja kilu)), värskes lihas, võis, rapsiõlis ja loomasöödas (nisu, oder)	Riigihange. Hankeleping nr.2-4/28 (Veterinaar- ja Toiduamet)	2010
11.	Ekspert hinnangu koostamine rannakalurite kokkupuutele dioksiinide ja dioksiinilaadsete polüklooritud bifenüülidega	Töövõtuleping nr. 218. (Põllumajandus-ministeerium)	2011

- Kõigi eeltoodud aruannetega saab tutvuda Põllumajandusministeeriumi ja Veterinaar ja Toiduameti kodulehtedel internetis (<http://www.agri.ee/uuringud-statistika/> ja <http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=821>).

**Lisa 2. Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide sisalduse hindamine Eesti toidus\* (Vastutavad täitjad Tallinna Tehnikaülikooli Meresüsteemide Instituut ja Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut).**

Jrk nr.	Uuringu nimetus	Teostatud ostu- ja müügitehingud	Teostamise aeg
1.	Nord Streami gaasijuhtme rajamise mõju-uuring Soome lahe merekeskkonnale (I etapi vahearuanne – ehituseelse seire tulemused)	Keskkonnaministeerium	2010
2.	Nord Streami gaasijuhtme rajamise mõju-uuring Soome lahe vesikonnale (Lõpparuanne)	Keskkonnaministeerium	2011

**Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide sisalduse hindamine räämes, seoses Nord Streami gaasijuhtme rajamise mõjuuuringuga [Lips, 2011]**

Piirkond	n	Pikkus, cm	Mass, g	Vanus, aastat	PCDD/F pg WHO-TEQ/g eluskaalu kohta		PCDD/F + DL-PCB pg WHO-TEQ/g eluskaalu kohta	
					1998	2005	1998	2005
Soome lahe idaosa (Meriküla)	31	14,6±0,2	18,5±0,9	4,0±0,2	2,36	1,72	3,83	2,80
Soome lahe idaosa (Meriküla)	30	14,8±0,2	19,0±0,8	4,1±0,2	2,75	1,98	4,47	3,18
Soome lahe idaosa (Toila)	40	13,0±0,2	12,6±0,5	3,0±0,2	1,78	1,30	3,06	2,18
Soome lahe idaosa (Toila)	40	13,2±0,2	12,6±0,5	3,0±0,2	1,47	1,06	2,63	1,80
Soome lahe idaosa (Toila)	40	12,5±0,2	11,4±0,4	2,0±0,2	1,63	1,19	2,84	2,01
Soome lahe lääneosa (Aegna)	30	15,3±0,3	21,4±1,6	4,0±0,3	1,54	1,11	2,54	1,85
Soome lahe lääneosa (Aegna)	30	14,7±0,3	18,9±1,2	3,9±0,2	1,44	1,03	2,42	1,71
Soome lahe lääneosa (Aegna)	30	15,5±0,3	22,6±1,6	4,4±0,2	1,83	1,31	2,98	2,18
Soome lahe	30	14,8±0,2	19,2±1,0	4,1±0,3	2,65	1,95	4,22	3,18

lääneosa (Tallinn)								
Soome lahe lääneosa (Tallinn)	24	15,2±0,3	21,9±1,6	4,3±0,3	2,51	1,84	4,05	3,02

**Dioksiinide ja dioksiinitaoliste polüklooritud bifenuülide sisalduse hindamine räämes, seoses Nord Streami gaasijuhtme rajamise mõjuuringuga Soome lahe merekeskkonnale. Lõpparuanne [Lips, 2010]**

Piirkond	n	Pikkus, cm	Mass, g	Vanus, aastat	PCDD/F pg WHO-TEQ/g eluskaalu kohta		PCDD/F + DL-PCB pg WHO- TEQ/g eluskaalu kohta	
					1998	2005	1998	2005
Soome lahe idaosa (Hara)	29	14,3±0,2	15,4±0,9	3,4±0,3	1,52	1,11	2,54	1,93
Soome lahe idaosa (Hara)	31	14,1±0,1	15,0±0,5	3,0±0,2	1,67	1,22	2,72	2,06
Soome lahe idaosa (Toila)	32	13,9±0,1	15,7±0,5	3,0±0,2	2,12	1,58	3,80	2,85
Soome lahe idaosa (Toila)	28	13,9±0,2	15,5±0,6	3,0±0,2	1,98	1,47	3,60	2,69
Soome lahe idaosa (Toila)	30	13,6±0,1	14,4±0,3	3,0±0,2	1,82	1,36	3,20	2,40
Soome lahe lääneosa (Aegna)	30	14,7±0,2	18,8±0,9	3,9±0,3	1,74	1,25	2,83	2,15
Soome lahe lääneosa (Aegna)	30	14,7±0,2	17,9±0,9	4,0±0,2	1,28	0,93	2,07	1,58
Soome lahe lääneosa (Aegna)	30	14,4±0,3	17,4±1,0	4,0±0,2	1,37	1,01	2,39	1,86
Soome lahe lääneosa (Tallinn)	35	13,8±0,2	14,5±0,5	3,0±0,1	1,72	1,26	2,88	2,18
Soome lahe lääneosa (Tallinn)	35	14,0±0,2	14,8±0,5	3,0±0,1	1,53	1,13	2,58	1,97