

Eiropas savienības Eiropas Jūrlietu un zivsaimniecības fonda Rīcības programmas zivsaimniecības attīstībai 2014.-2020.gadā prioritātes “Veicināt integrētās jūrlietu politikas īstenošanu” atbalstāmā pasākuma “Zināšanu uzlabošana jūras vides stāvokļa jomā” projekta Nr. 17-00-F06803-000001 ietvaros noslēgtā (iepirkuma identifikācijas Nr. VARAM 2016/54)

**Līguma Nr IL/106/2017
NOSLĒGUMA ZIŅOJUMS**



**BĪSTAMO VIELU KONCENTRĀCIJAS (D8) NOVĒRTĒJUMS
LATVIJAS JŪRAS ŪDEŅOS, ROBEŽVĒRTĪBU DEFINĒŠANA
LATVIJAS JŪRAS ŪDEŅIEM AKTUĀLAJIEM
SAVIENOJUMIEM**

Izpildes termiņš: 20.06.2022

Rīga, 2022

Saturs

Kopsavilkums	3
Ievads	4
1. Piesārņotāju koncentrācijas Baltijas jūras un Rīgas līča ūdenī.....	5
2. Piesārņotāju koncentrācijas Baltijas jūras un Rīgas līča sedimentos	5
2.1. Pētījuma vietas un metožu apraksts	5
2.2. Piesārņotāju koncentrāciju raksturojums 2017.gada paraugos	6
2.3. Piesārņotāju koncentrāciju raksturojums 2020.gada paraugos	6
2.3.1. Alvas organiskie savienojumi	6
2.3.2. Perfluoroktānsulfoskābe (PFOS) un perfluoroktānskābe (PFOA)	7
2.3.3. Poliaromātiskie ogļūdeņraži (PAH)	8
2.3.4. Polihlorētie bifenili (PHB).....	9
2.4. Piesārņotāju koncentrāciju akumulācija Baltijas jūras un Rīgas līča sedimentu slāņos	9
3. Piesārņotāju koncentrācijas Baltijas jūras un Rīgas līča biotā	20
3.1. Poliaromātiskie ogļūdeņraži (PAO).....	21
3.2. Perflourinētie organiskie savienojumi.....	21
3.3. Dioksīni / furāni un dioksīniem līdzīgi polihlorētie bifenili (DL PCB)	22
3.4. Polibromdifenilēteri (PBDE).....	23
3.5. Heksabromciklododekāns (HBCDD)	23
3.6. Hlororganiskie augu aizsardzības līdzekļi	23
3.7. Alvas organiskie savienojumi.....	23
3.8. Dzīvsudrabs.....	24
3.9. Kadmījs, cinks, varš, svins	24
3.10. Farmaceitiskās vielas un steroidi	25
4. Prioritāro savienojumu trofiskā pārnese un bio-uzkrāšanās Baltijas jūras un Rīgas līča organismos	26
4.1. Prioritāro savienojumu bio-uzkrāšanās asaru audos	26
4.1.1. Dzīvsudraba (Hg) bio-uzkrāšanās	26
4.1.2. Citu piesārņojošo vielu bio-uzkrāšanās.....	29
4.1.2.1. Dioksīni un dioksīniem līdzīgi savienojumi (ar TEQ piemērošanu)	30
4.1.2.2. Polihlorētie bifenili PHB (absolūtas koncentrācijas)	30

4.1.2.3. Polibromētie difinilēteri PBDE	30
4.1.2.4. Perfluorētie savienojumi (PFS).....	32
4.1.2.5. Tributīlālva (TBA).....	33
4.2. Prioritāro vielu trofiskā pārnese	33
4.2.1. Dzīvsudraba trofiskā pārnese.....	34
4.2.2. Citu piesārņojošo vielu trofiskā pārnese.....	35
Izmantotā literatūra	38
1.Pielikums. Prioritāro vielu koncentrācijas ūdenī (1 m slānī) 2017.gadā	39
2. Pielikums. Prioritāro vielu koncentrācijas ostu grunts izgāztuvju sedimentos 2020.gadā	43
3. Pielikums. Prioritāro vielu koncentrācijas Baltijas jūras un rīgas līča sedimentos 2020.gadā	45
4.Pielikums. Prioritāro vielu koncentrācijas biotā (reņģes (Clupea harengus) filejā) 2017.gadā	50

KOPSAVILKUMS

Eiropas Savienības Eiropas Jūrlietu un zivsaimniecības fonda projekta Nr. 17-00F06803-000001 ietvaros noslēgtā līgumdarba “Zināšanu uzlabošana jūras vides stāvokļa jomā (Līguma Nr. IL/106/2017) (turpmāk tekstā – Līgumdarbs) ietvaros tika veikts pētījums, lai celtu zināšanu kapacitāti un iegūtu nepieciešamo datu materiālu 8. Raksturlieluma “Piesārņotāju koncentrācijas pakāpe ir tāda, ka piesārņojums nerada nelabvēlīgu ietekmi” vides stāvokļa novērtēšanai.

Pētījuma ietvaros tika noskaidrots, ka Latvijas jūras ūdeņos prioritāro vielu, kas noteiktas ar Direktīvas 2013/39/EU II.Pielikuma regulējumu, koncentrācijas ūdenī ir zem analītiskās noteikšanas robežas. Tā kā vairākiem savienojumiem vai to grupām noteikšanas robeža bija jūtami augstāka kā Direktīvas 2013/39/EU II.Pielikumā noteiktā EQS vērtība, tad šobrīd nevar apgalvot, ka Latvijas jūras ūdeņos nepastāv problēmas ar prioritāro vielu piesārņojumu. Pētījuma ietvaros tika apsekoti arī Baltijas jūras un Rīgas līča sedimenti. Gan 2017.gadā, gan 2020.gadā paņemtajos paraugos tika konstatēts smago metālu, organisko alvas savienojumu, poliaromātisko ogļūdeņražu un perfluorinēto savienojumu piesārņojums. Sedimentu gadījumā vienotas EQS vērtības nav noteiktas, tāpēc nav atskaites līmeņa ar ko salīdzināt, lai novērtētu piesārņojuma smagumu. Savukārt biotas gadījumā vairākiem savienojumiem ir noteiktas EQS vērtības. No tiem Latvijas ūdeņos ņemtajos organismos (zivīs) pārsniegums ir konstatējams polibromētiem difenilēteriem un dzīvsudrabam. Pie tam dzīvsudraba koncentrācijai bija izteikta tendence pieaugt pieaugot testēšanai izmantoto piekrastes zivju garumam. Savukārt polibromētajiem difenilēteriem koncentrāciju pieaugums, pieaugot analizētā īpatņa izmēram, ir maz izteikts vai nav novērojams vispār. Visdrīzāk tas ir saistīts ar zivju migrācijas īpatnībām, kur migrācijas sākuma un beigu rajonos ir atšķirīga barības bāze, kā dēļ piesārņotājs uzkrājas zivju audos ar atšķirīgu ātrumu.

IEVADS

Eiropas Savienības Eiropas Jūrlietu un zivsaimniecības fonda projekta Nr. 17-00F06803-000001 ietvaros noslēgtā līgumdarba “Zināšanu uzlabošana jūras vides stāvokļa jomā (Līguma Nr. IL/106/2017) (turpmāk tekstā – Līgumdarbs) ietvaros tika veikts pētījums, lai celtu zināšanu kapacitāti un iegūtu nepieciešamo datu materiālu 8. Raksturlieluma “Piesārņotāju koncentrācijas pakāpe ir tāda, ka piesārņojums nerada nelabvēlīgu ietekmi” vides stāvokļa novērtēšanai. Pētījums galvenokārt fokusējās uz diviem 8. Raksturlieluma kritērijiem: D8C1 (primārais kritērijs) – Piekrastes un teritoriālajos ūdeņos piesārņotāju koncentrācijas nepārsniedz noteiktās robežvērtības (noteiktas Direktīvā 2013/39/EU) un D8C2 (sekundārais kritērijs) – Sugu veselīgumu un dzīvotņu stāvokli neskar nelabvēlīga ietekme piesārņotāju dēļ.

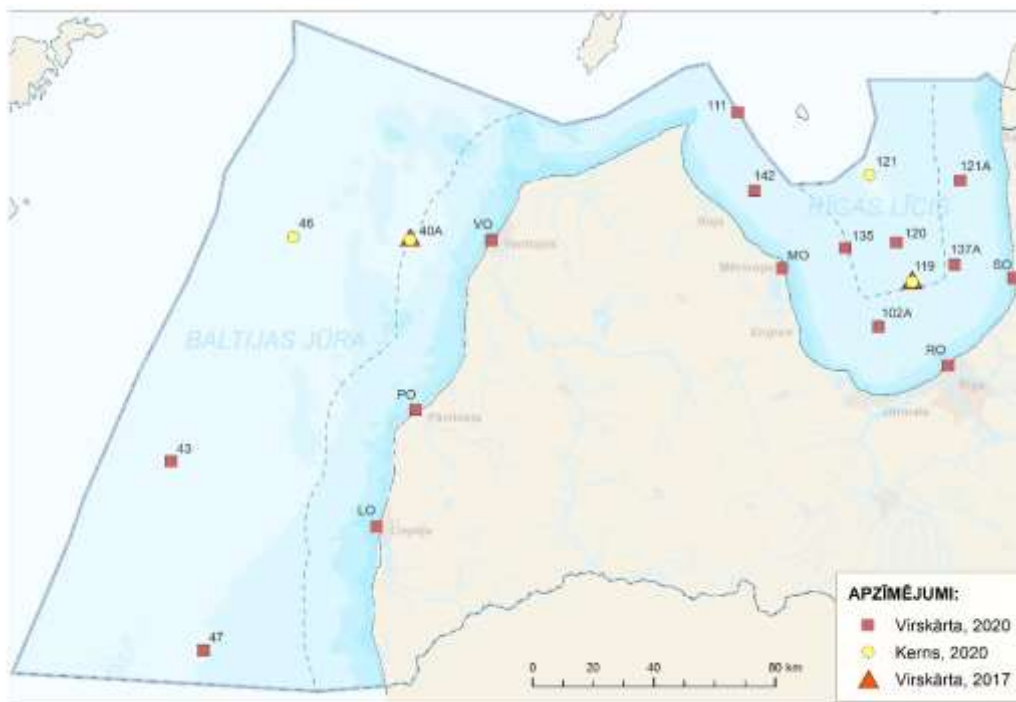
1. PIESĀRNOTĀJU KONCENTRĀCIJAS BALTIJAS JŪRAS UN RĪGAS LĪČA ŪDENĪ

Direktīvas 2013/39/EU II.Pielikumā ir apkopotas prioritārās vielas un noteiktas to robežkoncentrācijas (EQS). Kā primārā matrica šīm vielām tiek izmantots ūdens. Atbilstoši, 2017.gadā tika apsekotas Baltijas jūras un Rīgas līča ūdeņus reprezentējošas stacijas. Apsekojumā ievākto paraugu analīžu (veiktas akreditētā laboratorijā) rezultāti ir apkopoti [1. pielikumā](#). Visu analizēto savienojumu vai to grupu koncentrācijas, kas tika mērītas ūdenī, ir zem analītiskās noteikšanas robežas. Šeit gan jāatzīmē, ka virknei savienojumu vai to grupām Direktīvas 2013/39/EU II.Pielikumā noteiktās EQS robežas bija zemākas nekā ar attiecīgajām akreditētajām metodēm nosakāmā zemākā koncentrācija (LOR). Šādos gadījumos iegūtais rezultāts tika marķēts ar dzeltenu krāsu.

2. PIESĀRNOTĀJU KONCENTRĀCIJAS BALTIJAS JŪRAS UN RĪGAS LĪČA SEDIMENTOS

2.1. PĒTĪJUMA VIETAS UN METOŽU APRAKSTS

Piesārņojošo vielu apsekojums Baltijas jūras un Rīgas līča sedimentos Līgumdarba darbības laikā tika veikts divreiz – 2017.gadā un 2020.gadā. 2017.gadā, skrīninga formā, tika apsekotas divas stacijas ([2.1. attēls](#)). Savukārt 2020. gadā, padziļinātās izpētes ietvaros, tika ievākti sedimentu paraugi 8 Rīgas līča dziļūdens stacijās un 5 Baltijas jūras atklātās daļas stacijās, kā arī ir paņemti sedimentu paraugi ostu grunts izgāztuvēs: pie Skultes, Rīgas, Mērsraga, Ventspils, Pāvilostas un Liepājas ([2.1. attēls](#)).



2.1. attēls. Sedimentu paraugu ņemšanas staciju telpiskais sadalījums Baltijas jūrā un Rīgas līcī

Sedimentu 2 cm virskārtas paraugi un izgāztuvju sedimentu 5 cm virskārtas paraugi tika nosūtīti uz organisko piesārņotāju, proti, PAO, PHB, PFOS, PFOA un Sn organisko savienojumu kvantitatīvām analīzēm ALS komerclaboratorijā. Sedimentu kerno analīzes tika veiktas LHEI laboratorijā.

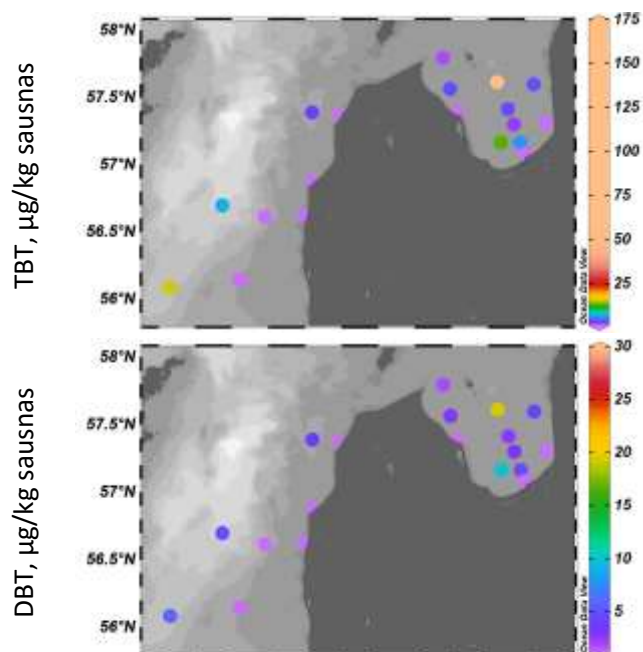
2.2. PIESĀRŅOTĀJU KONCENTRĀCIJU RAKSTUROJUMS 2017.GADA PARAGOS

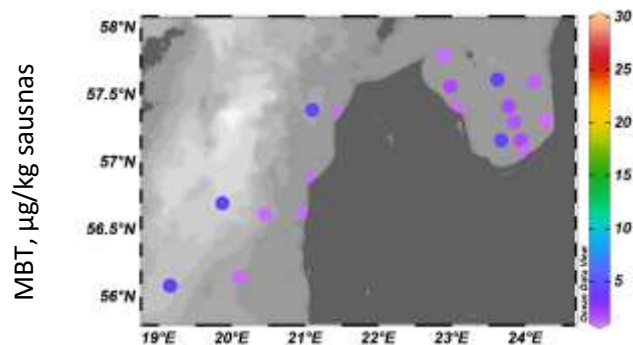
2017.gadā ievāktajos sedimentu paraugos, skrīninga formā, tika veiktas prioritāro vielu analīzes ALS un LHEI laboratorijās. No apskatītajiem savienojumiem vai to grupām kvantitatīvi nosakāmas koncentrācijas, neskaitot smagos metālus, tika novērotas organiskajiem alvas savienojumiem, tai skaitā tributilalvas (TBT) savienojumiem, poliaromātiskajiem ogleņražiem un perfluorinētajiem savienojumiem (PFOS un PFOA).

2.3. PIESĀRŅOTĀJU KONCENTRĀCIJU RAKSTUROJUMS 2020.GADA PARAGOS

2.3.1. Alvas organiskie savienojumi

Uz ALS laboratoriju nosūtītajos paraugos tika kvantitatīvi noteikti šādi alvas organiskie savienojumi: monobutilalva (MBT), dibutilalva (DBT), tributilalva (TBT), tetrabutilalva, monooktilalva, dioktilalva, monofenilalva, difenilalva, trifenilalva, tricikloheksilalva. Katra savienojuma mazākā kvantificēšanas robeža (LOQ) bija (<1 µg/kg).





2.2. attēls. Alvas organisko savienojumu tributilalvas (TBT), tibutilalvas (DBT) un monobutilalvas (MBT) koncentrācija (µg/kg) Rīgas līča un Baltijas jūras virsmas sedimentos, kā arī ostu grunts izgāztuvju sedimentos pie Liepājas, Pāvilostas, Ventspils, Mērsraga, Rīgas un Skultes ostas

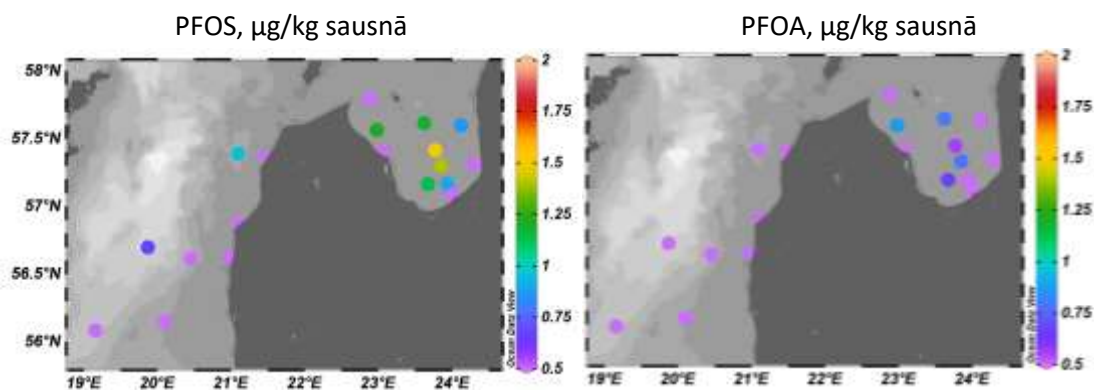
Visos ostu grunts izgāztuvju paraugos un Baltijas jūras atklātās daļas 47. un 45.A stacijas paraugos alvas organisko savienojumu koncentrācija bija mazāka nekā LOQ. Pārējās Rīgas līča dziļūdens zonas un atklātās Baltijas jūras sedimentu stacijās tikai MBT, DBT un TBT koncentrācijas bija lielākas par LOQ. Attiecīgi, pārējo alvas savienojumu koncentrācijas bija mazākas nekā LOQ (2.2. attēls).

Rīgas līča dziļūdens staciju sedimentu paraugos TBT koncentrācijas diapazons bija no 1,7 līdz 156 µg/kg sausnā, un vislielākā koncentrācija tika novērota 121.stacijā. Arī Baltijas jūras atklātās daļas 3 staciju sedimentu paraugos TBT bija kvantitatīvi nosakāms un lielākā koncentrācija bija 15,2 µg/kg sausnā. MBT koncentrācijas diapazons Rīgas līča sedimentos bija 1,11 – 4,50 µg/kg, Baltijas jūras sedimentu paraugos lielākā noteiktā koncentrācija bija 4,57 µg/kg. Savukārt DBT koncentrācijas diapazons Rīgas līča sedimentos bija 1,77 – 19,2 µg/kg, lielākā koncentrācija konstatēta 121.stacijā, bet Baltijas jūras sedimentu paraugos lielākā konstatētā koncentrācija bija 5,87 µg/kg.

Rezultāti rāda, ka TBT koncentrācija Rīgas līča dziļūdens daļas sedimentos varētu radīt bažas par alvas organisko savienojumu ietekmi uz bentisko un planktona dzīvo organismu spēju izdzīvot un/vai vairoties sedimentos.

2.3.2. Perfluoroktānsulfoskābe (PFOS) un perfluoroktānskābe (PFOA)

PFOS koncentrācija, lielāka par LOQ 0,5 µg/kg, pētījumā bija konstatēta gandrīz visās Rīgas līča dziļūdens stacijās (2.3. attēls). Lielākā PFOS koncentrācija bija konstatēta Rīgas līča 120.stacijas sedimentos – 1,48 µg/kg sausnā. Savukārt, Baltijas jūras stacijās PFOS rezultāti lielāki par metodes noteikšanas robežu bija konstatēti sedimentos no divām stacijām, no kurām lielākā koncentrācija (0,96 µg/kg) tika konstatēta 40.A stacijas sedimentos. Tai pat laikā PFOA koncentrācija lielāka par LOQ 0,5 µg/kg bija konstatēta tikai piecos Rīgas līča sedimentu paraugos. Lielākā PFOA koncentrācija sedimentos bija 0,86 µg/kg, kas tika konstatēta 142.stacijā.



2.3. attēls. Perflourinēto savienojumu PFOS un PFOA koncentrācija (ug/kg) Rīgas līča un Baltijas jūras virsmas sedimentos, kā arī ostu grunts izgāztuvju sedimentos pie Liepājas, Pāvilostas, Ventspils, Mērsraga, Rīgas un Skultes ostas

Ostu grunts izgāztuvju sedimentos gan PFOS, gan PFOA koncentrācija bija mazāka par LOQ.

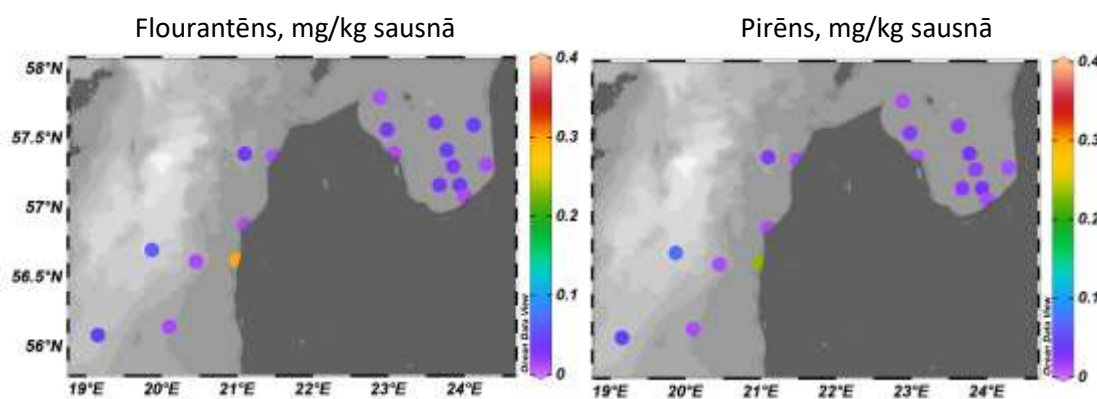
Tā kā PFOS un PFOA ir vielas, kuras piesaistās smalkai organiskai matricai un sedimentē kopā ar to, tad PFOS un PFOA klātbūtne sedimentos rada bažas par piesārņojuma ietekmi uz dzīviem organismiem, līdz ar to ir nepieciešams sistemātisks šo vielas monitorings Rīgas līča sedimentos, lai noskaidrotu turpmākās uzkrāšanās tendences.

2.3.3. Poliaromātiskie ogļūdeņraži (PAH)

Sedimentu paraugos tika analizēti 16 PAO: acenaftēns, acenaftilēns, antracēns, benzo(a)antracēns, benzo(a)pirēns, benzo(b)fluorantēns, benzo(g,h,i)perilīns, benzo(k)fluorantēns, krizēns, dibenzo(a,h)anthracēns, fluorantēns, fluorīns, indeno(1,2,3,cd)perilīns, naftalēns, fenantrēns, pirēns. Tikai Liepājas ostas grunts izgāztuves sedimentos PAO koncentrācijas bija virs LOQ (0,01 mg/kg) ([2. pielikums](#)). Naftalēna (0,050 mg/kg), fenantrēna (0,27 mg/kg), antracēna (0,079 mg/kg) un benzo(a)antracēna (0,10 mg/kg) koncentrācija Liepājas ostas grunts sedimentos pārsniedza grunts kvalitātes 1.robežlielumu, kas noteikti 2006.gada 13.jūnija Ministru kabineta noteikumos Nr.475 "Virszemes ūdensobjektu un ostu akvatoriju tīrīšanas un padziļināšanas kārtība", bet nepārsniedz 2.robežlielumu. Pārējie kvantitatīvi noteiktie PAH nepārsniedza grunts kvalitātes 1.robežlielumu. Kopējā 16 PAO koncentrācija summa Liepājas ostas grunts izgāztuves sedimentos bija 1,54 mg/kg sausas.

Iegūtie kvantitatīvie rezultāti norāda uz nepieciešamību veikt Liepājas ostas grunts izgāztuves monitoringu un ekotoksikoloģisko izpēti, lai apstiprinātu, ka šāda grunts nerada apdraudējumu un kaitīgu ietekmi uz dzīviem organismiem.

Fluorantēna un pirēna koncentrācija lielāka par LOQ bija konstatēta 7 (no 8) Rīgas līča dziļūdens staciju sedimentu paraugos un 4 (no 5) atklātās Baltijas jūras sedimentu paraugos ([2.4. attēls](#)). Savukārt citi PAO sedimentu paraugos bija konstatēti retāk. Kopējā 16 PAO koncentrāciju summa lielāka par LOQ (0,16 mg/kg) bija konstatēta 3 Rīgas līča stacijās un 2 Baltijas jūras sedimentus paraugos. Lielākā 16 PAO koncentrācija 0,29 mg/kg sausas bija noteikta Baltijas jūras 46.stacijas sedimentu paraugā, bet lielākā koncentrācija Rīgas līcī 0,20 mg/kg sausas bija noteikta 142.stacijas sedimentos.



2.4. attēls. *Flourantēna un pirēna koncentrācija (mg/kg) Rīgas līča un Baltijas jūras virsmas sedimentos, kā arī ostu grunts izgāztuvju sedimentos pie Liepājas, Pāvilostas, Ventspils, Mērsraga, Rīgas un Skultes ostas*

2.3.4. Polihlorētie bifenili (PHB)

PHB kvantitatīvā analīzē tika noskaidrots, ka gan dioksīniem līdzīgo PHB, gan dioksīniem nelīdzīgo PHB koncentrācijas visos sedimentu paraugos bija mazākas nekā LOQ (2.un 3. pielikums). Piezīme: LOQ katram PHB kongeneram dažādos paraugos var atšķirties matricas īpatnību dēļ.

2.4. PIESĀRŅOTĀJU KONCENTRĀCIJU AKUMULĀCIJA BALTIJAS JŪRAS UN RĪGAS LĪČA SEDIMENTU SLĀŅOS

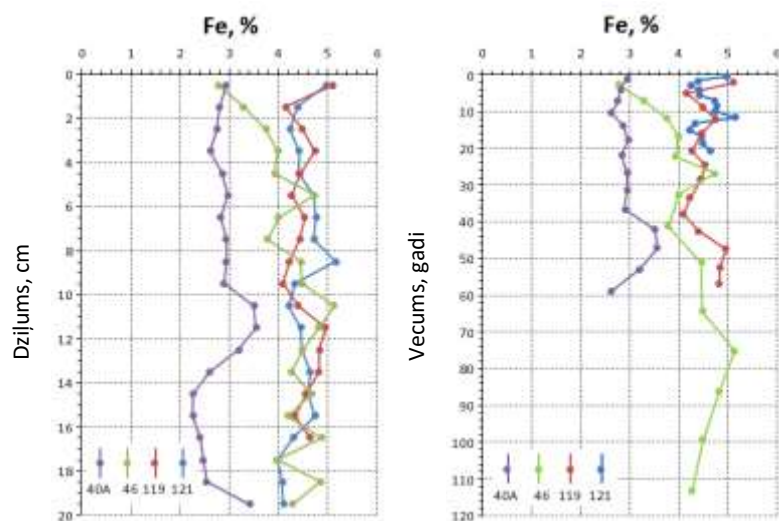
LHEI laboratorijā 2020. – 2021.gadā tika apstrādāti 119., 121., 40.A un 46. stacijas sedimentu kolonnu paraugi, kas iegūti ar Kajak gravitācijas caurulī. Svaigās 20 cm sedimentu serdes uzreiz sagrieza pa 1 cm slāņiem un sasaldēja, vēlāk izžāvēja un tajos kvantitatīvi noteica metālu (Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn), kopējā oglekļa (TC) un kopējā slāpekļa (TN) koncentrāciju un karsēšanas zudumus (LOI – loss on ignition). Bez tam, ārpakalpojuma formā, tika veikta sedimentu seržu datēšana. Metālu, TC un TN koncentrācija ir aprēķināta uz sedimentu sauso masu.

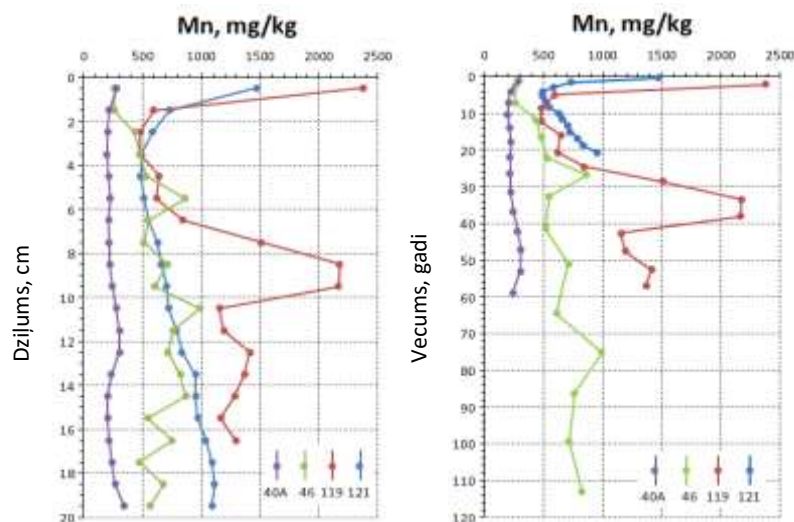
NB! Apraksti par metālu koncentrāciju vertikālo sadalījumu ir sniegti hronoloģiskā secībā, proti, secīgi aplūkoti slāņi no apakšas uz augšu, sākot ar senāko sedimentācijas vēsturi, fona līmeņiem, kas atbilst sedimentu kolonnas apakšējiem paraugiem, un tā līdz mūsdienām, kas ir sedimentu virsmas slāņi.

Fe un Mn dinamika ūdenī un sedimentos ir atkarīga no vides oksidēšanās-reducēšanās apstākļiem. Samazinoties izšķīdušā skābekļa koncentrācijai piedibens ūdens slānī vai sedimentos, notiek Mn (IV) reducēšanās par Mn (II) un Fe (III) reducēšanās par Fe(II), kur šo elementu reducētie savienojumi viegli šķīst ūdenī, līdz ar to bezskābekļa vidē dominē šo elementu savienojumu izšķīdušās formas. Reducētos apstākļos sedimentos esošie Fe un Mn savienojumi šķīst porūdenī un no sedimentiem difundē piegrunts ūdenī, kur, nonākot saskarē ar ūdenī izšķīdušo skābekli, norit Mn un Fe oksidēšanās, šo metālu ūdenī nešķīstošo oksihidroksīdu veidošanās un sedimentācija. Savukārt, ja sedimentos ilgstoši

ir ļoti reducēti apstākļi, tad sērūdeņraža klātbūtnē notiek Fe piritizācijas procesi, kas notur Fe sedimentos un neļauj Fe nonākt ūdenī.

Vismazākā Fe un Mn koncentrācija visā sedimentu kolonnā bija konstatēta Baltijas jūras 40.A stacijas sedimentos (2.5. attēls). Fe koncentrācijas pieaugums no 2,3 % līdz 3,5 % vienlaicīgi arī ar citu metālu (Cu, Zn, Cd, Hg, Ni, Pb un Cr) koncentrāciju pieaugumu bija konstatēts šīs stacijas 10 – 15 cm sedimentu slānī, kas hronoloģiski atbilst aptuveni 35 – 65 gadus senai pagātnei, taču 0 – 10 cm sedimentu slānī Fe koncentrācija bija gandrīz nemainīga – vidēji $2,9 \pm 0,1$ %. Mn koncentrācijas sadalījums visā sedimentu kolonnā bija gandrīz vienāds vidēji 244 ± 42 mg/kg. Reducēti (bezskābekļa) apstākļi, kādi novēroti šīs stacijas piedibens ūdens slānī, iespējams, bija viens no faktoriem, kādēļ Fe un Mn neakumulējās sedimentos. Savukārt 46.stacijā sedimentu slānī zem 5 cm gan Fe, gan Mn koncentrācija bija lielāka salīdzinot ar 40.A stacijā novēroto, lai gan arī šajā stacijā piedibens ūdens slānī ilgstoši pastāvēja bezskābekļa apstākļi. Abu elementu koncentrāciju vertikālais sadalījums bija nevienmērīgs un atšķīrās starp slāņiem. Fe koncentrācija starp dažiem slāņiem atšķīrās par 1 %, bet Mn – 400 mg/kg ietvaros, tādēļ grūti bija spriest par Fe un Mn akumulācijas tendenci šajā sedimentu slānī. Turpretim sedimentu kolonnas virsējos 6 cm tika konstatēta Fe koncentrācijas samazināšanās no 4,7 % līdz 2,8 %. Līdzīgi arī Mn koncentrācija sedimentu kolonnas virsējos 6 cm samazinājās no 867 mg/kg līdz 265 mg/kg. Iespējams, Fe un Mn akumulācijas režīms šajā stacijā bija atkarīgs no vairākiem faktoriem, ieskaitot oksidēšanās-reducēšanās apstākļus. Pēc organiskā materiāla sedimentēšanās reducētā vide sekmēja Fe un Mn šķīšanu un difūziju no sedimentiem, taču pēc sāļā ūdens ieplūdēm no Ziemeļjūras, kad skābekli saturošie ūdens slāņi sajaucās ar ūdens slāņiem bagātiem ar izšķīdušo Fe un Mn, notika Fe un Mn oksidēšanās, un radās ūdenī nešķīstošie Fe un Mn oksihidroksīdi, kas grima un bagātīgi izgulsnējās sedimentos. Viena no nozīmīgākajām ieplūdēm no Ziemeļjūras pēc ilgstoša stagnācijas perioda bija 1993. gadā, kas hronoloģiski atbilst 46. stacijas sedimentu kolonnas 5-6 cm slānim. Tieši šajā slānī parādās gan Mn, gan Fe koncentrācijas palielinājums, lai gan pēc 2014. un 2016. gada ieplūdes šāds Fe un Mn koncentrāciju pieaugums 46. stacijas sedimentu vertikālajā profilā neparādās, ko varētu skaidrot arī ar proporcionālu Fe un Mn koncentrācijas samazināšanos, kamēr pieauga organiskā materiāla daudzums sedimentu virskārtā.





2.5. attēls. Fe un Mn koncentrācijas vertikālais sadalījums 40.A, 46., 119. un 121. stacijas sedimentu kolonnā: pret parauga dziļumu (cm) (attēlā pa kreisi) un pret parauga datēto vecumu (gadi) (attēli pa labi, kolonnas garums 14 cm)

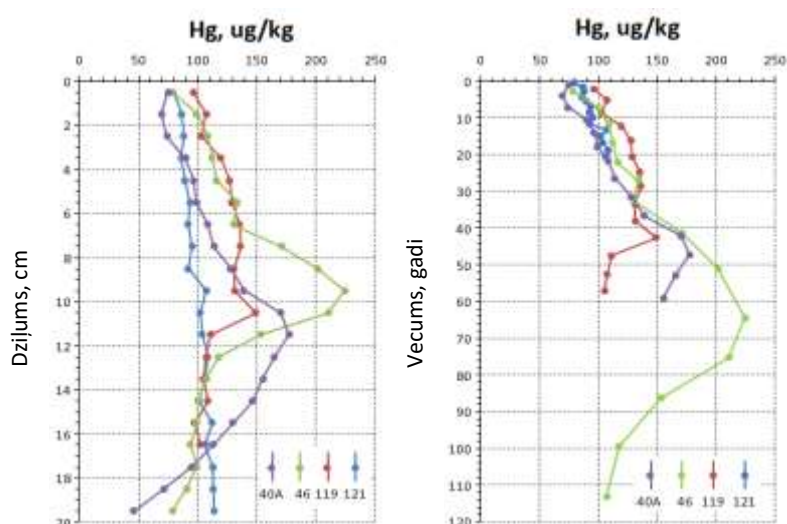
Rīgas līcī Fe un Mn uzkrāšanās dinamika abās stacijās būtiski neatšķiras. Tā kā 121. stacijas sedimentu serdes dati sniedza informāciju tikai par pēdējo 30 gadu dinamiku, tad tā labi sakrīt ar 119. stacijas attiecīgā perioda dinamiku (2.5. attēls). Lielākā Mn koncentrācija 2200 mg/kg tika konstatēta 119. stacijas sedimentu serdes slānī, kas atspoguļoja 1977. – 1986. gadu posmu. Spriest par īpašiem apstākļiem, kas ietekmēja Fe un Mn uzkrāšanos sedimentos pagātnē, ir grūti, jo izšķīdušā skābekļa apstākļi Rīgas līča piedibens ūdens slānī un oksidēšanās-reducēšanās apstākļi sedimentos bija atkarīgi gan no ikgadējās ūdens masu termiskās samaisīšanās rudenī un pavasarī, gan no sāļā ūdens ieplūdēm, turklāt Rīgas līcī ir samērā lielas Fe un Mn minerālu nogulas (konkrēciju veidā), kas būtiski var ietekmēt kopējo šo metālu dinamiku visā līcī dažādu vides apstākļu ietekmē.

Mikroelementu (smago metālu) koncentrācijas vertikālais sadalījums sedimentos (2.6. -2.11. attēls), īpaši Baltijas jūras 46. stacijas sedimentos, iespējams, uzrādīja globāla mēroga rūpniecības un transporta uzplaukumu. Ekstrapolējot datēšanas rezultātus 46. stacijas sedimentu kolonnai, varētu spekulēt, ka 20 cm gara sedimentu kolonna aprakstīja sedimentēšanās hronoloģiju aptuveni 250 gadu pagātnē. Kā liecināja makro- un mikroelementu koncentrāciju sadalījums 46. stacijas sedimentu kolonnā, tad nosacīts šo elementu uzkrāšanās līdzsvars un/vai stabilitāte parādījās sedimentu kolonnas slānī no 13 – 20 cm, kas pēc vecuma visdrīzāk atbilda sedimentēšanās laikam 18. – 19. gs. Šo slāni visdrīzāk nebija ietekmējis vai minimāli bija ietekmējis antropogēnais piesārņojums. Taču samērā straujš Hg, Cd, Pb, Cu, Zn un Ni pieaugums sedimentu kolonnā, sākot no 13 cm virzienā uz sedimentu virskārtu, atspoguļoja strauju rūpniecības un transporta attīstību, kā arī, iespējams, vēl citas globāla mēroga dabas vai cilvēka izraisītas katastrofas.

Vismazākā Hg koncentrācija Baltijas jūras 40.A un 46. stacijas sedimentos bija noteikta sedimentu kolonnas 19 – 20 cm slānī (2.6. attēls), attiecīgi 46 ug/kg un 79 ug/kg. Savukārt vislielākā Hg koncentrācija - 178 un 225 ug/kg bija noteikta attiecīgi 40.A stacijas 11 – 12 cm sedimentu slānī, kas atbilda aptuveni 1970. gadu sākumam, bet 46. stacijā 9 – 10 cm slānī, kas atbilda aptuveni 1950. gadu vidum un kas sakrīt ar līdzīgiem pētījumiem Baltijas jūrā (Leipe et al., 2013). Metildzīvsudrabs (MeHg) ir ūdenī labi šķīstošs savienojums, kas veidojas sedimentos metilēšanas procesā sulfātu un/vai Fe(III)

reducējošo baktēriju klātbūtnē. MeHg šķīst sedimentu porūdeņos un no sedimentiem difundē ūdenī. Balstoties uz Leibnīcas Baltijas jūras pētniecības institūta Varnemündē (Vācija) publikācijām (Feistel et al, 2016; Matthäus et al 2008), varēja secināt, ka pirmie fiksētie novērojumi par sērūdeņraža klātbūtni Gotlandes ieplakā parādījās tikai ap 1960.gadu. Tas varētu liecināt, ka līdz tam izšķīdušā skābekļa koncentrācija ūdens slānī virs sedimentiem bija pietiekami liela un sedimentu virsējie slāņi bija pietiekami oksidēti, lai Hg metilēšanās nenotiktu. Par iemeslu, kas veicinājis Hg koncentrācijas samazināšanos Baltijas jūras sedimentu slānī no 9 cm līdz virsmai, varētu būt gan bioģeoķīmisku, gan sociālekonomisku faktoru kopums. Bioģeoķīmiskie faktori bija ilgstoši reducēti vides apstākļi, kuri sekmē Hg metilēšanos, šķīšanu porūdeņos un difūziju no virsmas sedimentiem ūdenī; sociālekonomiskie – īstenotā vides un cilvēka veselības politika Eiropas Savienībā un citur pasaulē, energoefektivitātes uzlabojumi, ogļu kā kurināmā aizvietošana ar gāzi. Iespējams, ka ir vēl citi būtiski faktori.

Ekstrapolējot datēšanas rezultātus Rīgas līča 119. stacijas sedimentu kolonnai, varētu prognozēt, ka 20 cm gara kolonna vēsturiski aprakstīja aptuveni 90 gadu sedimentēšanās pagātņi. Spriežot pēc Hg koncentrācijas vertikālā sadalījuma serdē, tad līdz aptuveni 1970.gadam, kuram atbilda 11 – 12 cm sedimentu slānis, Hg koncentrāciju 110 ug/kg varēja uzskatīt par fona koncentrāciju Rīgas līča sedimentos. Sedimentu kolonnas 5 – 11 cm slānis atspoguļoja antropogēnā Hg uzkrāšanās hronoloģiju Rīgas līča sedimentos pēc 1970. gada. Vislielākā Hg koncentrācija 150 ug/kg bija konstatēta 10 – 11cm sedimentu slānī, kas atbilda laikam ap 1977.gadu. Taču jau 9 – 10 cm slānī Hg koncentrācija līča sedimentos samazinājās līdz 130 un saglabājās vienmērīga līdz slānim, kas atbilda 2004.gadam. Rīgas līča sedimentu virsējais 0 – 5 cm sedimentu slānis bija bioturbēts, kas liecināja par aerobiem apstākļiem, līdz ar to Hg metilēšanās procesi sedimentos bija gandrīz neiespējami, iespējams, tādēļ Hg uzkrāšanās intensitāte šajā sedimentu slānī bija samazinājusies, kā arī iepriekš aprakstīto sociālekonomisko faktoru dēļ. Tas pats attiecas uz 121. stacijas sedimentiem, kur bija vērojama hronoloģiska Hg koncentrācijas samazināšanās no 114 ug/kg sedimentu kolonnas apakšā līdz virskārtā konstatētai samērā mazai Hg koncentrācijai 80 ug/kg.



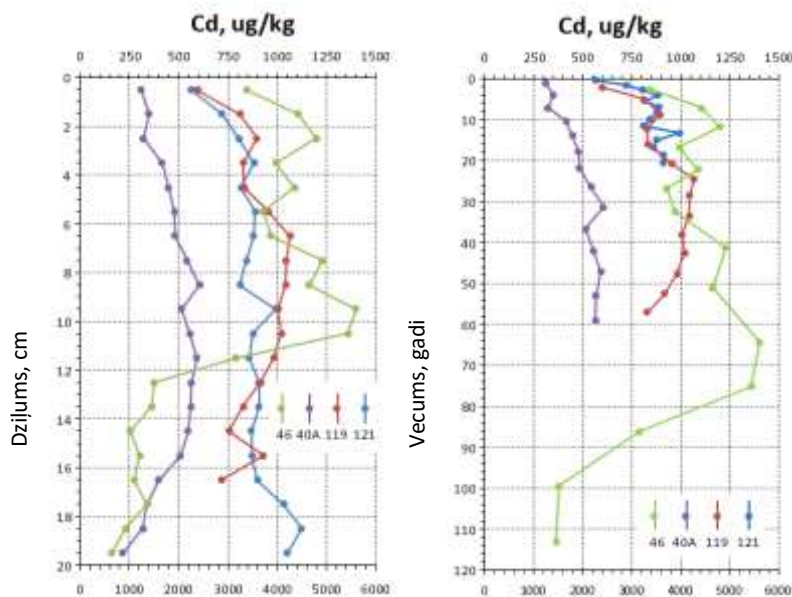
2.6. attēls. Hg koncentrācijas vertikālais sadalījums 40.A, 46., 119. un 121. stacijas sedimentu kolonnā: pret parauga dziļumu (cm) (attēli pa kreisi) un pret parauga datēto vecumu (gadi) (attēli pa labi, sedimentu kolonnas garums 14 cm)

Cd koncentrāciju vertikālais sadalījums sedimentu kolonnās būtiski atšķīrās pēc to ņemšanas vietas (2.7. attēls). Rīgas līcī 119.stacijas sedimentu kolonnai par Cd fona koncentrāciju varēja uzskatīt 16 – 17 cm slānī konstatēto koncentrāciju 720 ug/kg. Cd koncentrācija laika gaitā no 1960. gada līdz 1997. gadam (6 – 15 cm slānī) Rīgas līča sedimentos pakāpeniski pieauga un sasniedza 1100 ug/kg, savukārt sedimentu serdes virsmas 5 cm jau bija vērojama kadmija samazināšanās līdz 600 ug/kg. Salīdzinot Cd koncentrācijas vertikālo sadalījumu abām Rīgas līča stacijām pēc sedimentu vecuma skalas, jāsecina, ka pēdējo 20 gadu Cd koncentrācijas sadalījums gan 121., gan 119. stacijas sedimentu kolonnā bija vienāds.

Turpretim vismazākā Cd koncentrācija visas sedimentu kolonnas garumā bija 40.A stacijā. Ekstrapolējot datēšanas rezultātus, 40.A stacijas serde hronoloģiski atspoguļoja sedimentēšanās vēsturi aptuveni no 1920. gada, līdz ar to varētu pieņemt, ka 220 ug/kg bija šīs stacijas Cd fona koncentrācija. Laika gaitā Cd koncentrācija pakāpeniski pieauga līdz 560 ug/kg un saglabājās nemainīga līdz 1990. gadiem. Vēlāk Cd koncentrācija samazinājās un līdz sedimentu virskārtas 3 cm Cd koncentrācija bija 270 ug/kg.

Savukārt 46.stacijas sedimentos bija konstatēta vislielākā Cd koncentrācija un vertikālais Cd koncentrācijas sadalījums bija nevienmērīgs. Cd fona koncentrācija vidēji 1000 ug/kg bija konstatēta 14 – 20 cm dziļumā. Savukārt 10 – 13 cm slāņa ietvaros, kas atbilda laika posmam no 1920. līdz 1945.gadam, Cd koncentrācija 46.stacijas sedimentos strauji palielinājās līdz sasniedza 5500 ug/kg. Laikā no 1960.gada līdz aptuveni 1990. gadam (5 – 10 cm slānis) Cd koncentrācija 46. stacijas sedimentos pakāpeniski samazinājās līdz 3700 ug/kg, taču šo koncentrāciju varēja joprojām uzskatīt par ļoti augstu un samazināšanās tempu par lēnu.

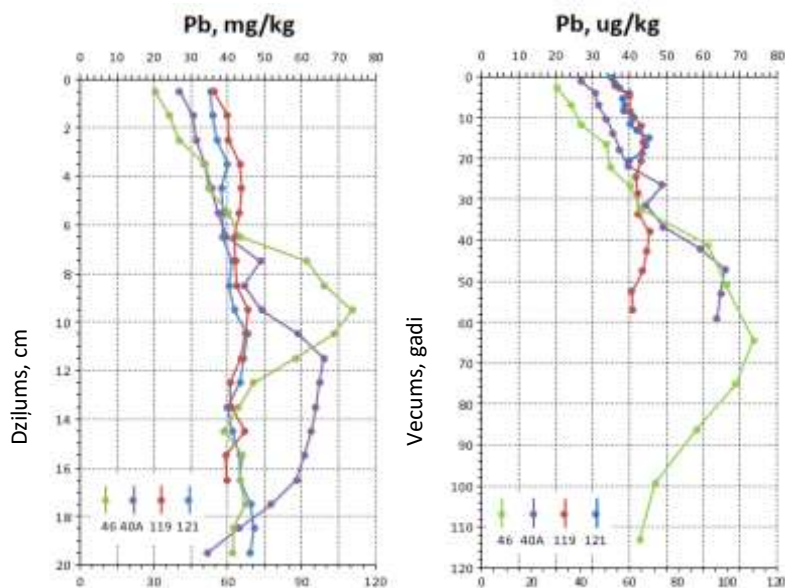
Lai Cd no ūdenī izšķīdušās fāzes nonāktu sedimentos, ir iespējami 3 galvenie scenāriji – sedimentācija kopā ar organisko materiālu vai kopā ar Fe un Mn oksihidroksīdiem vai arī sērūdeņraža klātbūtnē veidojas ūdenī nešķīstošais CdS. Cd koncentrācijas vertikālais sadalījums 46. stacijas sedimentos visdrīzāk apvienoja dažādus Cd sedimentēšanās mehānismus, bet tie savstarpēji bija nomainījuši cits citu vai darbojušies vienlaicīgi. Taču, ja Cd sedimentos bija nonācis sulfīdu formā, tad arī oksiskos apstākļos tas paliks sedimentos kā CdS. Turpretim Rīgas līcī Cd sedimentēšanās scenāriji visbiežāk bija tikai 2 – sedimentēšanās kopā ar organisko materiālu vai Fe un Mn oksihidroksīdiem, izslēdzot iespēju sedimentēties kā CdS, jo Rīgas līcī pēdējo 20 gadu laikā ne ūdens kolonnā, ne sedimentu virsējā slānī nebija konstatēts sērūdeņradis. Tādējādi, Cd, kas nonācis līča sedimentos, var pāriet šķīdumā jonogēnā formā un difundēt atpakaļ ūdenī.



2.7. attēls. Cd koncentrācijas vertikālais sadalījums 40.A, 46., 119. un 121. stacijas sedimentu kolonnā: pret parauga dziļumu (cm) (attēli pa kreisi) un pret parauga datēto vecumu (gadi) (attēli pa labi, sedimentu kolonnas garums 14 cm). Augšējā Cd koncentrācijas skala attiecas uz 40.A, 119. un 121.staciju, apakšējā – uz 46.staciju

Citu mikroelementu Pb, Cu, Zn un Ni (2.8.-2.12. attēls) koncentrāciju vertikālais sadalījums gan Baltijas jūras 40.A un 46. stacijas sedimentos, gan Rīgas līča 119. un 121. stacijas sedimentos uzrāda akumulācijas dinamiku līdzīgu Cd uzkrāšanās dinamikai. Vislielākā atšķirība elementu koncentrāciju maiņas dinamikai bija konstatēta 46. stacijas sedimentu virsējos 10 cm.

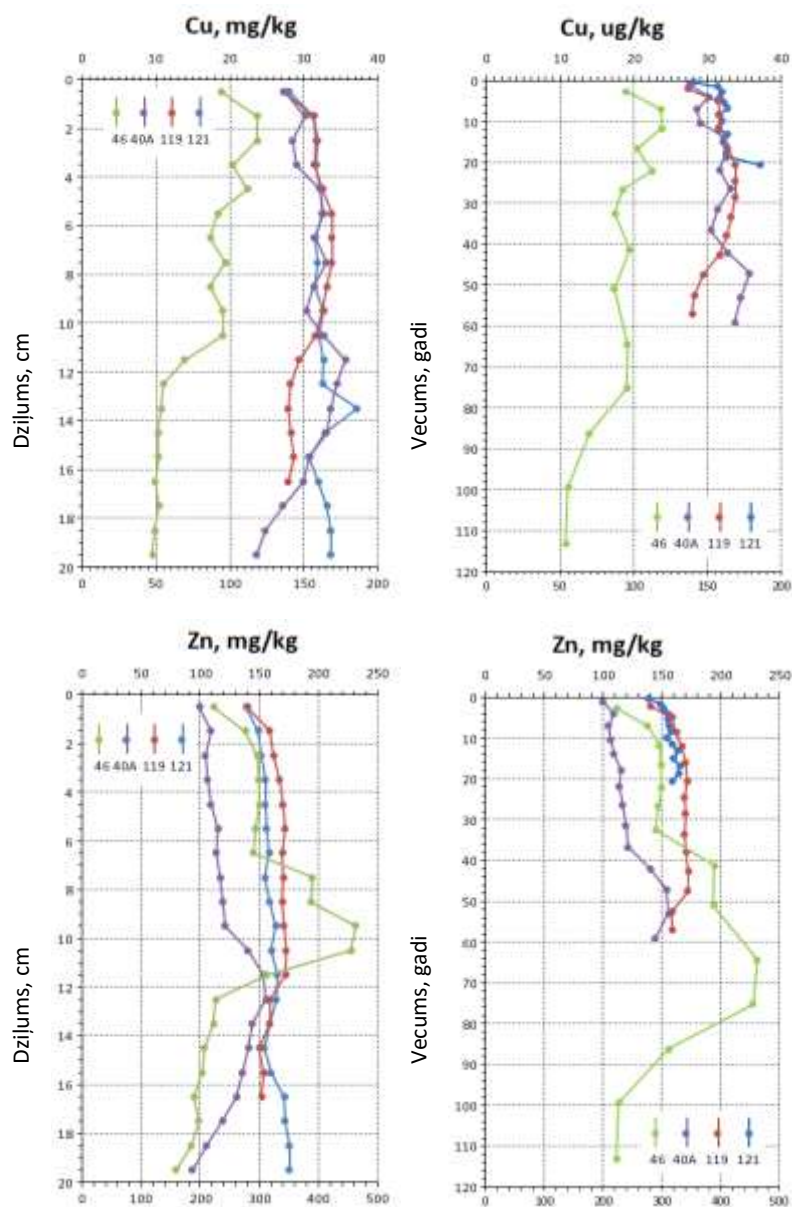
No hronoloģiskā skatu punkta, aprakstot sedimentu kolonnā 46. stacijā no apakšas uz augšu (2.8. attēls), Pb koncentrācija sedimentos pirms aptuveni 120 gadiem bija 60 mg/kg, ko varēja uzskatīt par fona koncentrāciju. Nākamajos gados Pb koncentrācija pakāpeniski pieauga un aptuveni ap 1955.gadu sasniedza 110 mg/kg. Pēc 1955.gada Pb koncentrācija sedimentos pakāpeniski samazinājās, līdz pašā sedimentu virskārtā sasniedza koncentrāciju 30 mg/kg, kas bija divas reizes mazāka nekā konstatētā fona koncentrācija. Pb koncentrācijas izmaiņu dinamika 40.A stacijā bija līdzīga, taču fona koncentrācija bija divas reizes mazāka nekā 46. stacijā. Pakāpeniska Pb uzkrāšanās notika līdz aptuveni 1975. gadam un sasniedza koncentrāciju 65 mg/kg, taču turpmākajos gados notika Pb koncentrācijas pakāpeniska samazināšanās līdz 25 mg/kg sedimentu virskārtā. Apsekotajās stacijās būtiska loma Pb noturēšanai sedimentos ir sērūdeņradim, kurš reakcijā ar izšķīdušiem Pb sāļiem veido ūdenī nešķīstošo PbS.



2.8. attēls. Pb koncentrācijas (mg/kg) vertikālais sadalījums 40.A, 46., 119. un 121. stacijas sedimentu kolonnā: pret parauga dziļumu (cm) (attēls pa kreisi) un pret parauga datēto vecumu (gadi) (attēls pa labi, kolonnas garums 14 cm). Augšējā Pb koncentrācijas skala attiecas uz 40.A, 119. un 121.staciju, apakšējā – uz 46.staciju.

Rīgas līča sedimentos Pb uzkrāšanās dinamika nebija tik spilgti izteikta kā Baltijas jūras sedimentos. Par fona koncentrāciju sedimentos varēja uzskatīt 40 mg/kg, bet lielākā nomērītā koncentrācija bija tikai nedaudz lielāka par to (46 mg/kg). Līdzīgi novērojumi bija arī par Cu un Zn koncentrāciju sadalījumu 119. stacijas sedimentos (2.9. attēls), kur Cu fona koncentrācija bija 28 mg/kg, bet Zn – 150 mg/kg, savukārt lielākā konstatētā koncentrācija Cu bija 33mg/kg, bet Zn – 170 mg/kg.

Cu koncentrācijas vertikālais sadalījums sedimentos (2.9. attēls) abās Baltijas jūras stacijās būtiski atšķīrās – 46.stacijas sedimentos varēja konstatēt fona koncentrāciju 50 mg/kg 14 – 15 cm slānī, savukārt 40.A stacijas serde, iespējams, bija par īsu, lai šādu koncentrāciju konstatētu. Taču abas serdes atspoguļoja būtisku Cu koncentrāciju pieaugumu rūpniecības un transporta intensīvās attīstības laikā aptuveni no 20. gs. sākuma līdz vidum, kad Cu koncentrācija 46. stacijas sedimentos sasniedza 95 mg/kg, bet 40.A stacijā 36 mg/kg. Taču 46.stacijas sedimentu 10 cm virskārtā Cu koncentrācija turpināja lēni palielināties, 1 – 2 cm slānī sasniedzot 119 mg/kg, kurpretim 40.A stacijā nebija vērojams Cu koncentrācijas pieaugums, drīzāk neliels samazinājums, 2 – 4 cm slānī sasniedzot 29 mg/kg.



2.9. attēls. Cu un Zn koncentrācijas (mg/kg) vertikālais sadalījums 40.A, 46., 119. un 121. stacijas sedimentu kolonnā pret parauga dziļumu (cm) (attēli pa kreisi) un pret parauga datēto vecumu (gadi) (attēli pa labi, kolonnas garums 14 cm). Augšējā Cu un Zn koncentrācijas skala attiecas uz 40.A, 119. un 121.staciju, apakšējā – uz 46.staciju.

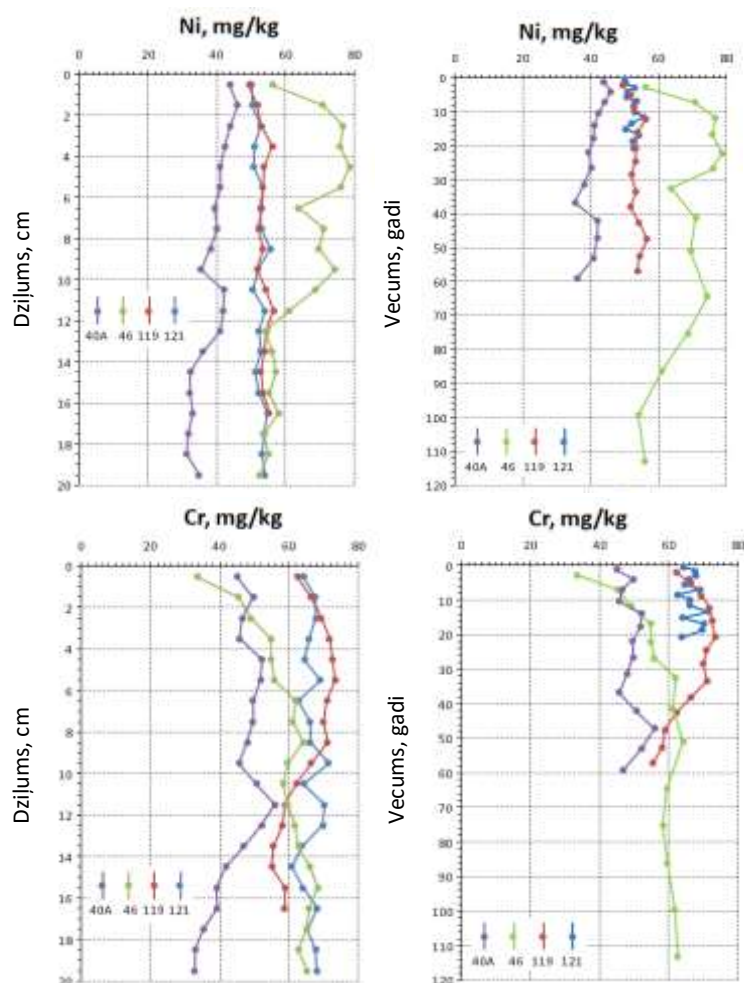
Zn koncentrācijas vertikālais sadalījums 46. un 40.A stacijas sedimentos (2.9. attēls) atainoja Cu līdzīgu uzkrāšanās tendenci, lai gan nebija skaidrs, vai 40.A stacijas 19 – 20 cm slānis atspoguļoja Zn fona koncentrāciju, jo 46. stacijas sedimentu kolonnas 13 – 20 cm slānī, kas varēja atbilst 18. – 19.gs., Zn koncentrācija pakāpeniski pieauga no 159 mg/kg līdz 227 mg/kg. Straujš Zn koncentrācijas pieaugums līdz 463 mg/kg 46. stacijas sedimentos bija vērojams 10 – 13 cm slānī, kas atbilda 35 gadu periodam pēc 1920.gada. Tam sekoja nākamais 35 gadu periods līdz 1980.gadu vidum, kad Zn koncentrācija atkal samazinājās līdz 290 mg/kg un tādā līmenī saglabājās vēl 25 gadus (2 – 7 cm slānis). Savukārt 40.A stacijas sedimentos 19 – 20 cm slānī visdrīzāk varēja konstatēt Zn koncentrācijas pieauguma sākumpunktu no 90 mg/kg, kam sekoja samērā vienmērīgs Zn koncentrācijas pieaugums līdz 156

mg/kg 12 – 13 cm slānī, kas atbilda aptuveni 1970.gadiem. Sedimentu 0 – 12 cm slānī virsmas virzienā Zn koncentrācija pakāpeniski samazinājās un svaigākajos sedimentos sasniedza 100 mg/kg.

Ni koncentrācijas vertikālais sadalījums (2.10. attēls) sedimentos abās Baltijas jūras stacijās atšķirās – 46.stacijas sedimentos fona koncentrāciju 55 mg/kg varēja konstatēt slānī zem 12 cm, kas atbilda aptuveni 1920.gadam, savukārt 40.A stacijas fona koncentrācija 32 mg/kg bija konstatēta sedimentos zem 14 cm, kas, iespējams, atbilda laikam ap 1950. gadu, ja ekstrapolētu datēšanas rezultātus. Kopumā 40.A stacijā Ni koncentrācijas vertikālais sadalījums bija samērā vienmērīgs, tomēr tika novērota Ni koncentrācijas palielināšanās tendence, sākot ar 1950.gadiem līdz sedimentu virsmas 1 – 2 cm slānī Ni koncentrācija sasniedza 46 mg/kg. Tai pat laikā Baltijas jūrā 46.stacijā iegūto sedimentu serdē bija manāmi divi Ni koncentrācijas pieauguma posmi – laikā aptuveni no 1920. gada līdz 1955.gadam, kad Ni koncentrācija šīs stacijas sedimentos sasniedza 74 mg/kg, un laika posmā pēc 1990. gada līdz 2000. gadam, kad Ni koncentrācija sasniedza 79 mg/kg. Savukārt sedimentu 0 – 2 cm virskārtā bija manāma Ni koncentrācijas samērā krasa samazināšanās līdz 56 mg/kg. Savukārt Ni koncentrācija abu Rīgas līča staciju sedimentu serdēs bija gandrīz nemainīga – aptuveni 47 mg/kg.

Cr koncentrācijas sadalījums abu Baltijas jūras staciju sedimentu serdēs bija atšķirīgs (2.10. attēls). Dziļākās 46.stacijas sedimentos Cr akumulācija nebija notikusi – sedimentu slānī zem 15 cm bija konstatēta vislielākā Cr koncentrācija – 68 mg/kg, pārējā sedimentu slānī, sākot no 14 cm virzienā uz sedimentu virskārtu, sekoja Cr koncentrācijas samazinājums līdz virskārtas pirmajā centimetrā konstatētā koncentrācija bija 34 mg/kg. Savukārt 40.A stacijā 19 – 20 cm slānī konstatētā Cr koncentrācija bija 33 mg/kg. Līdz sedimentu 11 cm, kas atbilda aptuveni 1975.gadam, tā pakāpeniski palielinājās, sasniedzot 56 mg/kg. Augstāk sedimentu kolonnā bija manāmi posmi, kad nākamos 10 gadus Cr koncentrācija samazinājās līdz 46 mg/kg un atkal atkārtojās koncentrācijas palielināšanās periods līdz aptuveni 2005.gadam, kad Cr koncentrācija sasniedza 52 mg/kg. Pašā sedimentu virskārtā Cr koncentrācija atkal samazinājās līdz 45 mg/kg. Turpretim Cr koncentrācijas dinamika Rīgas līča 119.stacijā bija ar izteiktu Cr uzkrāšanās tendenci no 55 mg/kg 14 – 15 cm slānī, kas, iespējams, atbilda aptuveni 1960.gadiem, līdz 73 mg/kg sedimentu 5 – 6 cm slānī, kas atbilda aptuveni 2000.gadam. Savukārt virsējā sedimentu 0 – 5 cm slānī tika novērota Cr pakāpeniska koncentrācijas samazināšanās no dziļākiem sedimentiem virsmas virzienā, sasniedzot koncentrāciju 62 mg/kg. Tai pat laikā 121. stacijas sedimentos nebija novērota Cr koncentrācijas palielināšanās vai samazināšanās tendence – vidējā koncentrācija visas serdes garumā bija 66 ± 3 mg/kg.

Samērā komplicētu oksidēšanās – reducēšanās reakciju un apstākļu kopums, kas joprojām tiek aktīvi pētīts, būtiski ietekmē Cr savienojumu biogeoķīmisko dinamiku jūras vidē. Cr(III) savienojumu ķīmiskās īpašības būtiski atšķiras no Cr(VI) savienojumu ķīmiskajām īpašībām un tās nosaka šo Cr savienojumu savstarpējo fizikāli – ķīmisko līdzsvaru vidē. Būtiska nozīme Cr savienojumu mobilitātei ūdens un sedimentu vidē ir abiotiskiem faktoriem, oksidēšanās – reducēšanās apstākļiem, sēru reducējošo baktēriju klātbūtnei, organiskā materiāla klātbūtnei, kā arī citu elementu, piemēram, Mn un Fe oksidēšanās – reducēšanās dinamikai ūdenī un sedimentos.

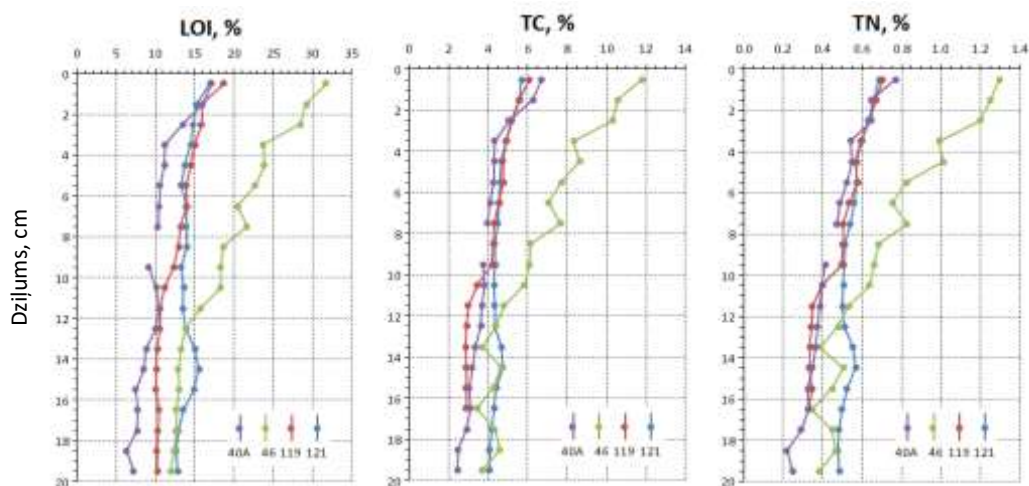


2.10. attēls. Ni un Cr koncentrācijas (mg/kg) vertikālais sadalījums 40.A, 46., 119. un 121. stacijas sedimentu kolonnā pret parauga dziļumu (cm) (attēli pa kreisi) un pret parauga datēto vecumu (gadi) (attēli pa labi, kolonnas garums 14 cm)

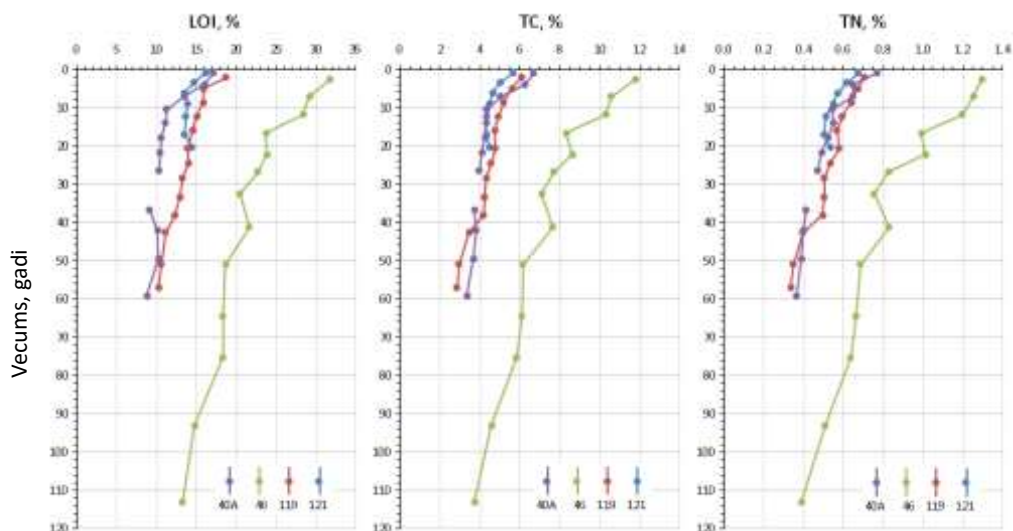
LOI, TC un TN satura analīze parādīja, ka 46.stacijas virsmas sedimenti saturēja gandrīz 2 reizes vairāk organiskā materiāla nekā 40.A stacijas virsmas sedimenti (2.11. attēls). LOI, TC un TN koncentrācija 46.stacijas sedimentu kolonnā no virsmas līdz 14 cm dziļumam vienmērīgi samazinājās – LOI samazinājās no 31,8 % līdz 13,3 %, TC – no 11,8 % līdz vidēji 4,2 %, bet TN – no 1,30 % līdz vidēji 0,42 %. Visdrīzāk 46.stacijā dominēja vieglā jūras organiskā materiāla uzkrāšanās, bet smagākais sauszemes minerālais materiāls (piemēram, mālu daļiņas, karbonāti un smiltis) izgulsnējās tuvāk krastam, tādēļ 40.A stacijā akumulētie sedimenti vairāk atspoguļo abējādas izcelsmes materiālu. Šāds secinājums izdarīts, jo organiskā materiāla 40.A stacijas sedimentos ir 2 reizes mazāk nekā konstatēts 46.stacijā, arī sedimentu akumulācijas ātrums virsējā 3 cm slānī, kas pēc datēšanas aptver pēdējos 10 gadus, bija nevienmērīgs un lielāks nekā 46.stacijā. LOI un TC koncentrācijas vertikālo sadalījumu 40.A stacijas sedimentu kolonnā raksturoja divi posmi – slānis no virskārtas līdz 4 cm dziļumam, kurā strauji samazinājās LOI un TC koncentrācija, attiecīgi LOI no 17,2 % līdz 11,2 % un TC no 6,7 % līdz 4,3 %, un slānis zem 4 cm līdz iegūtās kolonnas apakšai, kurā LOI un TC koncentrācija samazinājās lēni – dziļākajā slānī LOI bija 7,2 % un TC – 2,5 %. TN koncentrācijas samazināšanās visas kolonnas garumā bija tuvu lineārai – no 0,77 % sedimentu virskārtā līdz TN – 0,25 % sedimentu kolonnas apakšā.

Savukārt Rīgas līča 119. stacijas sedimentu kolonnā LOI, TC un TN koncentrācijas vienmērīgi samazinājās līdz 12 cm dziļumam – virsmas slānī LOI bija 18,7 % un samazinājās līdz 10,5 %, TC

koncentrācija – no 6,1 % līdz 3,0 %, TN koncentrācija – no 0,71 % līdz 0,35 % (2.11. attēls). Dziļākos sedimentu kolonnas slāņos LOI, TC un TN koncentrācija bija vienāda. Savukārt 121.stacijas sedimentu kolonna aptvēra visīsāko sedimentācijas vēstures periodu, un, iespējams, tādēļ šajā serdē visā garumā tika konstatēta salīdzinoši neliela, bet vienmērīga LOI, TC un TN saturs samazināšanās (2.12. attēls). Šīs stacijas sedimentos LOI virsmā bija 17,5 % un samazinājās līdz 12,8%, TC koncentrācija samazinājās no 5,7 % līdz 4,1 %, TN koncentrācija – no 0,70 % līdz 0,49 %. Iegūtie dati liecina, ka Rīgas līča centrālās daļas sedimentu akumulācijas zonā nogulsņējas līdzīgas izcelsmes un materiāla daļiņas neatkarīgi no attāluma līdz krastam vai pārejas ūdeņu zonai, taču intensīvāka sedimentu akumulācija notiek Rīgas līča rajonā, kur ūdens kolonnas dziļums ir lielāks par 50 m.



2.11. attēls. Karsēšanas zudumi (LOI, %), kopējā oglekļa (TC, %) un kopējā slāpekļa (TN, %) koncentrācijas vertikālais sadalījums (pret parauga dziļumu, cm) 40.A, 46., 119. un 121. stacijas sedimentu kolonnā



2.12. attēls. Karsēšanas zudumi (LOI, %), kopējā oglekļa (TC, %) un kopējā slāpekļa (TN, %) koncentrācijas vertikālais sadalījums pret parauga datēto vecumu (gadi) 40.A, 46., 119. un 121. stacijas sedimentu kolonnā (datētās kolonnas garums ir 14 cm)

3. PIESĀRNOTĀJU KONCENTRĀCIJAS BALTIJAS JŪRAS UN RĪGAS LĪČA BIOTĀ

2017.gadā skrīninga formā veiktās prioritāro vielu analīzes biotā vairākos gadījumos uzrādīja kvantitatīvi nosakāmus koncentrāciju līmeņus, kur divos gadījumos tika konstatēts EQS vērtības pārsniegums – polibromētiem difenilēteriem (PBDE) un dzīvsudrabam (*skatīt 4. pielikumu*). PBDE gadījumā vislielāko summārās koncentrācijas daļu veido BDE 47.

Padziļinātā prioritāro vielu pētījumā 2020. gadā tika savākti reņģu (*Clupea harengus*) paraugi Baltijas jūras un Rīgas līča atklātajā daļā, pa vienam paraugam no abām vietām (2 paraugi), un asaru (*Perca fluviatilis*) paraugi Baltijas jūras un Rīgas līča piekrastē, pa 5 paraugiem no abām vietām (10 paraugi). Reņģēm izmēra diapazonā no 12 – 18 cm izgriezta fileju bez ādas un apvienoja paraugos (aptuveni 700 g mitrās masa) attiecīgi no Baltijas jūras vai Rīgas līča. Asari, kurus ievāca 2020.gadā pie Salacgrīvas un Jūrmalciema, tika sašķiroti pa 5 izmēra grupām – 1.grupa līdz 13 cm, 2.grupa 13 – 15,9 cm, 3.grupa 16 – 18,9 cm, 4.grupa 19 – 21,9 cm un 5.grupa lielāki par 22 cm. Asariem izgriezta muguras muskuli bez ādas un apvienoja attiecīgo izmēra grupu paraugos no Jūrmalciema (Baltijas jūras piekraste) un Salacgrīvas (Rīgas līča piekraste). Monitoringa mērķiem un vides stāvokļa novērtējumam parasti tiek analizēti 2 – 3 gadu veci asari, kas atbilst 13 – 16 cm izmēra grupai, tādēļ vides kvalitātes standarti (VKS) lielākoties tiek piemēroti šāda vecuma zivīm. Paraugi tika nosūtīti uz komerclaboratorijām organisko piesārņotāju analīzēm. ALS laboratorijā Čehijā paraugos kvantitatīvi tika noteikti poliaromātiskie ogļūdeņraži (PAO), perflourinētie organiskie savienojumi, dioksīni/furāni un polihlorbifenili (PHB), polibromdifenilēteri (PBDE), heksabromociklododekāns (HBCDD), hlororganiskie savienojumi (augu aizsardzības līdzekļi) un Sn organiskie savienojumi. Farmaceutisko vielu (ibuprofēna un diklofenaka) un steroīdu (17β-estradiola un 7β-etinilestradiola) kvantitatīvām analīzēm paraugi bija nosūtīti uz BIOR laboratoriju latvijā. Hg, Cd, Pb, Zn un Cu kvantitatīvās analīzes tika veiktas LHEI laboratorijā. Zivju filejā analizēto prioritāro vielu koncentrāciju atbilstība vides kvalitātes standartiem (VKS) apkopota *3.1.tabulā*.

*3.1.tabula. Prioritāro vielu koncentrācijas (ug/kg mitrās masas) 2020. gadā ievāktu zivju – reņģu un asaru filejā (13 – 16 cm) un to atbilstība VKS (2013/39/ES). Marķējums: sarkans – VKS pārsniegums; zaļš – koncentrācija mazāka par VKS; dzeltens – noteikšanas metodes kvantificēšanas robeža lielāka par VKS; *vielu koncentrācija noteikta 2018 gadā vāktām zivīm; TEQ - toksiskā ekvivalence; TEQ-*up* toksiskās ekvivalences augšējā robeža.*

Vielas nosaukums	CAS numurs	VKS	Reņģe Baltijas jūra	Reņģe Rīgas līcis	Asaris Baltijas jūras piekraste	Asaris Rīgas līcis
Brominēti difenilēteri (PBDE)	32534-81-9	0,0085	0,11	0,11	0,036	0,029
Fluorantēns	206-44-0	30	<2,4	<2,4	-	<0,48*
Heksahlorbenzols	118-74-1	10	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Heksahlorbutadiēns	87-68-3	55	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0

Hg	7439-97-6	20	12,3	9,5	74	36
Benzo(a)pirēns	50-32-8	5	<0,12	<0,11	-	<0,089*
Dikofols	115-32-2	33	<10	<10	<10	<10
Perfluoroktānsulfo- skābe un tās atvasinājumi (PFOS)	1763-23-1	9,1	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Dioksīni un dioksīniem līdzīgie savienojumi		0,0065 (TEQ)	0.00076 (TEQ-up)	0.00054 (TEQ-up)	0.00042 (TEQ-up)	0.00040 (TEQ-up)
Heksabromociklo- dodekāns (HBCDD)		167	<5	<5	-	0,1*
Heptahloro un heptahlorepoksīds	76-44-8 1024-57-3	0,0067	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0

3.1. POLIAROMĀTISKIE OGLŪDENRAŽI (PAO)

Vienotā kvantitatīvo analīžu blokā bija noteikti 16 PAO: naftalēns, acenaftilēns, acenaftēns, fluorēns, fenantrēns, antracēns, fluorantēns, pirēns, benzo(a)antracēns, krizēns, benzo(b)fluorantēns, benzo(k)fluorantēns, benzo(a)pirēns, indeno(123-cd)pirēns, dibenzo(ah)antracēns, benzo(ghi)perilēns. Vielas no PAO grupas, kurām Bīstamo vielu direktīvā 2013/39/ES noteikti VKS, ir fluorantēns un benzo(a)pirēns. Šo divu vielu koncentrācija reņģu filejā bija mazāka par analītiskās kvantificēšanas robežu (LOQ) (attiecīgi <2,4 ug/kg un <0,12 ug/kg), kas attiecīgi bija 8% un 2,4% no šo vielu VKS. Analītiskās metodes veiktspēja bija atbilstoša (2009/90/EK), jo LOQ bija mazāka par 30% no VKS, līdz ar to var uzskatīt, ka šo divu vielu klātbūtne paraugos bija ārkārtīgi maza un bažas neradīja. Arī citu 14 PAO koncentrācija, ko noteica 2020.gadā nozvejoto reņģu filejā bija mazāka par šo savienojumu kvantificēšanas robežu (LOQ).

Ekonomējot 2020.gada asaru fileju paraugus citām kvantitatīvām analīzēm, PAO asaru filejā netika analizēti. Taču iepriekšējā projekta posmā bija veikta kvantitatīvā analīze PAO noteikšanai asaros, kas ķerti 2018.gadā pie Salacgrīvas. Tad bija noskaidrots, ka fluorantēna un benzo(a)pirēna koncentrācija asaru filejā bija mazāka par LOQ (<0,48 ug/kg un <0,089 ug/kg), attiecīgi 1,6% un 1,8% no VKS, līdz ar bažas neradīja.

3.2. PERFLOURINĒTIE ORGANISKIE SAVIENOJUMI

Perflourinēto organisko savienojumu grupā kvantitatīvi tika analizēti 13 savienojumi: perfluoroktānsulfoskābe (PFOS; LOQ <1 ug/kg), kurai direktīvā 2013/39/ES ir noteikts VKS, perfluoroktānskābe (PFOA; LOQ <1 ug/kg), perfluorbutānskābe (PFBA; LOQ <3 ug/kg), perfluorpentānskābe (PFPeA; LOQ <5 ug/kg), perfluorheksānskābe (PFHxA; LOQ <2 ug/kg),

perfluorheptānskābe (PFHpA; LOQ <5 ug/kg), perfluornonānskābe (PFNA; LOQ <1 ug/kg), perfluordekānskābe (PFDA; LOQ <1 ug/kg), perfluorundekānskābe (PFUnDA; LOQ <2 ug/kg), perfluordodekānskābe (PFDoDA; LOQ <2 ug/kg), perfluorbutānsulfoskābe (PFBS; LOQ <2 ug/kg), perfluorheksānsulfoskābe (PFHxS; LOQ <1 ug/kg), perfluordekānsulfoskābe (PFDS; LOQ <1 ug/kg).

PFOS koncentrācija gan Baltijas jūras, gan Rīgas līča reņģu un 13 – 16 cm izmēra grupas asaru fileju paraugos bija mazāka par LOQ (3.1. tabula), kas bija 11% no VKS. Savukārt citos paraugos PFOS koncentrācija bija kvantificējama, bet tā visos gadījumos bija mazāka par VKS (9,1 ug/kg) (3.2. tabula).

Pārējo perfluorinēto organisko savienojumu koncentrācijas visos gan reņģu, gan asaru fileju paraugos bija mazāka par LOQ.

3.2. tabula. PFOS koncentrācija asaru fileju paraugos, kas sadalīti pa izmēra grupām

	<13 cm	13 – 15,9 cm	16 – 18,9 cm	19 – 21,9 cm	>22 cm
Rīgas līcis pie Salacgrīvas	1,9	<1,0	<1,0	2,3	2,1
Baltijas jūra pie Jūrmalciema	<1,0	<1,0	<1,0	1,9	<1,0

3.3. DIOKSĪNI / FURĀNI UN DIOKSĪNIEM LĪDŽĪGIE POLIHĻORĒTIE BIFENILI (DL PCB)

Baltijas jūras un Rīgas līča reņģu un asaru filejā bija noteikts plašs spektrs dioksīnu/furānu un DL PCB konginēru.

Visu analizēto dioksīnu un furānu, izņemot 2378-TCDF un 23478-PeCDF, koncentrācija reņģu filejā bija mazāka par LOQ, taču toksiskās ekvivalences augšējās robežas (TEQ-upperbound) aprēķinos, kur katra konginēra koncentrācija tiek reizināta ar attiecīgā konginēra toksiskās ekvivalences faktoru (TEF) un summētas, tika izmantota katra konginēra LOQ un 2378-TCDF un 23478-PeCDF kvantitatīvi noteiktas koncentrācijas. Gan Baltijas jūras, gan Rīgas līča reņģu filejās dioksīnu/furānu TEQ-upperbound vērtība bija 0,00035 ug/kg. Daudzu DL PCB koncentrācija reņģu filejās bija lielāka par LOQ, bet TEQ vērtības bija 0,00041 ug/kg Baltijas jūras reņģei un 0,00019 ug/kg Rīgas līča reņģei. Taču kopīgā TEQ vērtības nepārsniedza Direktīvā 2013/39/EU noteikto VKS TEQ robežvērtību 0,0065 ug/kg (3.1. tabula).

Visu analizēto dioksīnu un furānu koncentrācija visos asaru fileju paraugos bija mazāka par LOQ un TEQ-upperbound vērtības bija diapazonā no 0,00021 – 0,00040 ug/kg. Tai pat laikā dažu DL PCB konginēru koncentrācija bija lielāka par LOQ, taču aprēķinātās TEQ-upperbound vērtības paraugos bija 3 – 10 reizes mazākas nekā dioksīniem un furāniem. PCB koncentrāciju pieaugums līdz ar zivju izmēra pieaugumu nebija konstatēts. Taču kopīgā TEQ vērtības nevienā no paraugiem nepārsniedza Direktīvā 2013/39/EU noteikto VKS TEQ robežvērtību 0,0065 ug/kg (3.1. tabula).

3.4. POLIBROMDIFENILĒTERI (PBDE)

Zivju fileju paraugos kvantitatīvi tika analizēti 8 savienojumi, no tiem PentaBDE ar radniecīgo vielu numuriem 28, 47, 99, 100, 153 un 154, OktaBDE ar vielas numuru 183 un DekabDE ar vielas numuru 209. Direktīvā 2013/39/EU noteiktā VKS robežvērtība biotā (0,0085 ug/kg) attiecas uz PentaBDE.

PentaBDE tika konstatēti visos Baltijas jūras un Rīgas līča reņģu un asaru filejas paraugos un, salīdzinot ar Direktīvā 2013/39/EU noteikto VKS robežvērtību biotā, visos paraugos bija konstatēts VKS pārsniegums (3.1. tabula). Lielākas PentaBDE koncentrācijas konstatētas tieši reņģu fileju paraugos. Bet asaru paraugiem PentaBDE koncentrāciju pieaugums līdz ar zivju izmēra pieaugumu nebija konstatēts ne Baltijas jūras piekrastē, ne Rīgas līča piekrastē. Reņģu paraugos Okta- un DekabDE bija mazāks par LOQ. Arī asaru filejas paraugos Okta- un DekabDE bija mazāks par LOQ, izņemot vienu paraugu no Baltijas jūras piekrastes 2.izmēra grupas (13-15,9 cm), kur bija konstatēts DekabDE 0,078 ug/kg.

3.5. HEKSABROMCIKLODODEKĀNS (HBCDD)

HBCDD koncentrācija Baltijas jūras un Rīgas līča reņģu fileju paraugos bija mazākas par LOQ (5 ug/kg) un nepārsniedz Direktīvā 2013/39/EU noteikto VKS robežvērtību 167 ug/kg.

Šajā analīžu kārtā netika noteikti HBCDD asaru paraugos, lai saglabātu pietiekamu paraugu apjomu citām analīzēm, taču HBCDD analīzes ir veiktas Rīgas līča asaru paraugos 2018.gadā, kur konstatēja, ka HBCDD koncentrācija asaru filejā bija mazāka par 1 ug/kg un nepārsniedz Direktīvā 2013/39/EU noteikto VKS robežvērtību.

3.6. HLORORGANISKIE AUGU AIZSARDZĪBAS LĪDZEKĻI

Zivju fileju paraugos kvantitatīvi tika analizēti 4 hlororganiskie savienojumi, kas ir augu aizsardzības līdzekļi – heksahlorbenzols, heksahlorbutadiēns, dikofols, heptahloro un tā epoksīdi. Šie savienojumi tika noteikti Baltijas jūras un Rīgas līča reņģu filejā un asaru 2.izmēru grupas (13 – 15,9 cm) filejā. Visos paraugos iepriekšminēto savienojumu koncentrācija bija mazāka par LOQ (1 ug/kg). Heksahlorbenzola, heksahlorbutadiēna un dikofola LOQ bija attiecīgi 10%, 1,8% un 3% no šo savienojumu VKS. Taču heptahloro un tā epoksīdu LOQ bija 150 reizes lielāks par VKS.

3.7. ALVAS ORGANISKIE SAVIENOJUMI

Alvas organisko savienojumu grupā tika analizēti šādi savienojumi: mono-, di-, tri- un tetra-butilalva; mono-, di- un tri-fenilalva; mono- un di-oktilalva; tricikloheksilalva. Visiem savienojumiem LOQ bija 1 ug/kg. Zivju fileju paraugos no visas savienojumu grupas tikai tributilalvas (TBT) koncentrācija bija lielāka par LOQ, citu alvas organisko savienojumu koncentrācijas bija mazākas par LOQ. Rīgas līča reņģu filejā TBT koncentrācija bija 1,41 ug/kg, Baltijas jūras reņģu filejā – 2,43 ug/kg. TBT koncentrācija asaru fileju paraugos apkopota 3.3. tabulā. Alvas organiskajiem savienojumiem VKS biotā Bīstamo vielu direktīvā 2013/39/EU nav noteikts.

3.3. tabula. *TBT koncentrācija asaru fileju paraugos dažādās asaru garuma grupās*

	<13 cm	13 – 15,9 cm	16 – 18,9 cm	19 – 21,9 cm	>22 cm
Rīgas līcis pie Salacgrīvas	1,38	1,01	<1	2,58	1,35
Baltijas jūra pie Jūrmalciema	1,01	2,20	1,50	1,93	1,27

3.8. DZĪVSUDRABS

Hg koncentrācija visos zivju fileju paraugos bija lielāka par LOQ. Baltijas jūras un Rīgas līča reņģēs Hg koncentrācija bija attiecīgi 12,3 un 9,5 ug/kg un bija mazāka par VKS 20 ug/kg. Savukārt Hg mērījumi asaru filejās uzrādīja, ka VKS tiek pārsniegts visās asaru izmēru grupās (3.4. tabula). Ja salīdzina Hg koncentrāciju vienāda vecuma reņģu un asaru paraugos, tad reņģu filejā Hg koncentrācija ir būtiski mazāka nekā asaru filejā.

3.4. tabula. *Hg koncentrācija (vid. vērtība un standartnovirze, ug/kg) asaru fileju paraugos dažādās asaru garuma grupās (2020.gada maija – jūlija dati)*

	<13 cm	13 – 15,9 cm	16 – 18,9 cm	19 – 21,9 cm	>22 cm
Rīgas līcis pie Salacgrīvas	28,8 _{+9,6}	35,8 _{+8,8}	47,5 _{+15,4}	62,1 _{+27,3}	91,8 _{+21,6}
Baltijas jūra pie Jūrmalciema	36,5 _{+31,9}	74,4 _{+33,1}	61,9 _{+16,7}	87,8 _{+32,5}	114 _{+33,6}

3.9. KADMIJS, CINKS, VARŠ, SVINS

Kadmija, cinka, varša un svina labi iekļaujas bioloģiskos procesos, tādējādi sastopams un/vai uzkrājas visos bioloģiskajos organismos. Šie četri metāli pastiprināti akumulējas zivju aknās, tādēļ zivju aknas tiek izmantotas šo metālu monitoringā. Nacionālā monitoringa programmas ietvaros tika noskaidrots, ka Cd koncentrācija Baltijas jūras reņģu aknās bija 307 ug/kg mitrās masas, bet Rīgas līča reņģu aknās – 364 ug/kg mitrās masas, savukārt asariem (13 – 16 cm) no Baltijas jūras piekrastes Cd koncentrācija aknās bija mazāka par LOQ (<22 ug/kg mitrās masas), bet Rīgas līča piekrastes asaru aknās – 37 ug/kg mitrās masas (3.5. tabula).

OSPAR ir izstrādājis kadmija GES robežvērtību, kas attiecināma uz visu zivs mitro masu – 26 ug/kg (OSPAR, 2010). Lai Cd mērījumi aknās būtu izmantojami salīdzinošai analīzei uz visu zivs masu, Nyberg u.c. (2013) piedāvāja pārrēķina koeficientus no Cd koncentrācijas aknās uz Cd koncentrāciju visā zivī. Šie pārrēķina koeficienti ir sugas specifiski, attiecīgi, reņģei un asarim tie atšķiras. Šajā atskaitē ir definētas tās Cd koncentrāciju robežvērtības reņģu un asaru aknās, kuras pārrēķinā, izmantojot atbilstošus koeficientus, dotu 26 ug/kg uz visu zivi. Reņģu aknai Cd vides kvalitātes robežvērtība ir 325 ug/kg, bet asaru aknai – 236 ug/kg, un salīdzinājums ar monitoringa datiem apkopots 3.5. tabulā.

3.5. tabula. Cd koncentrācija Baltijas jūras un Rīgas līča reņģu un asaru aknās, 2020.gada monitoringa paraugos. Marķējums: sarkans – VKS pārsniegums; zaļš – koncentrācija mazāka par VKS

Vielas nosaukums	CAS numurs	VKS reņģe / asaris	Reņģe Baltijas jūra	Reņģe Rīgas līcis	Asaris Baltijas jūras piekraste	Asaris Rīgas līcis
Cd	7440-43-9	325/236	307	364	<22	37

Savukārt Cd, Cu, Pb un Zn mērījumi ir veikti 2018.gadā pie Salacgrīvas ķerto asaru aknās. Rezultāti apkopoti pa asaru izmēru grupām **3.6. tabulā**. Salīdzinot šīs paraugu vākšanas kārtas rezultātus, bija konstatēts, ka arī salīdzinoši lieliem asariem Cd koncentrācija aknās nepārsniedz vides kvalitātes robežvērtību.

3.6. tabula. Cd, Cu, Pb un Zn koncentrācija (vid. vērtība un standartnovirze, ug/kg) asaru aknu paraugos no Salacgrīvas, kas sadalīti pa izmēra grupām (2018.gada jūnija – septembra dati)

Elements	<13 cm	13 – 15,9 cm	16 – 18,9 cm	19 – 21,9 cm	>22 cm
Cd	73,3+9,5	64,4+17,4	80,1+28,6	79,0+19,2	105+19,6
Cu	6,1+1,9	5,8+3,8	7,0+2,6	7,6+2,1	9,1+2,6
Pb	<54	<54	<54	<54	<54
Zn	28,5+1,7	26,8+2,8	26,7+2,4	29,6+1,6	28,7+1,2

3.10. FARMACEITISKĀS VIELAS UN STEROĪDI

Bior laboratorijā bija nodoti 2 reņģu filejas un 2 asaru filejas paraugi farmaceitisko vielu ibuprofēna un diklofenaka kvantitatīvai noteikšanai, kā arī steroīdu 17β-estradiola un 7β-etinilestradiola kvantitatīvai noteikšanai. Salacgrīvas asaru paraugi bija no 16 – 18,9 cm izmēra grupas, bet Jūrmalciema paraugs bija no asariem, kuri bija lielāki par 22 cm. Visu savienojumu koncentrācijas paraugos bija mazāka par LOQ – ibuprofēnam un diklofenakam <2 ug/kg mitrās masas, 17β-estradiolam un 7β-etinilestradiolam <0,5 ug/kg mitrās masas.

4. PRIORITĀRO SAVIENOJUMU TROFISKĀ PĀRNESE UN BIO-UZKRĀŠANĀS BALTIJAS JŪRAS UN RĪGAS LĪČA ORGANISMOS

Bīstamo vielu trofiskās pārneses un bio-uzkrāšanās pētījumu nolūkos Baltijas jūras un Rīgas līča piekrastes ūdeņos (Jūrmalciema un Salacgrīvas paraugu ņemšanas stacijas) un arī saistītās saldūdens ūdenstilpēs, kas ir dabiski savienotas ar jūras piekrasti (Liepājas ezers pie Jūrmalciema stacijas un upe Salaca pie Salacgrīvas stacijas) tika ievākti dažāda trofiska līmeņa organismi, kas ir uzskaitīti [4.1. tabulā](#). Daži bentiski jūras organismi, piemēram, gliemenes un tārpi, tika ievākti tuvākajās bentisko paraugu ievākšanas vietās - stacijās: 107, 161B, un 121A kā Salacgrīvas paraugi, un Ni – kā Jūrmalciema paraugi.

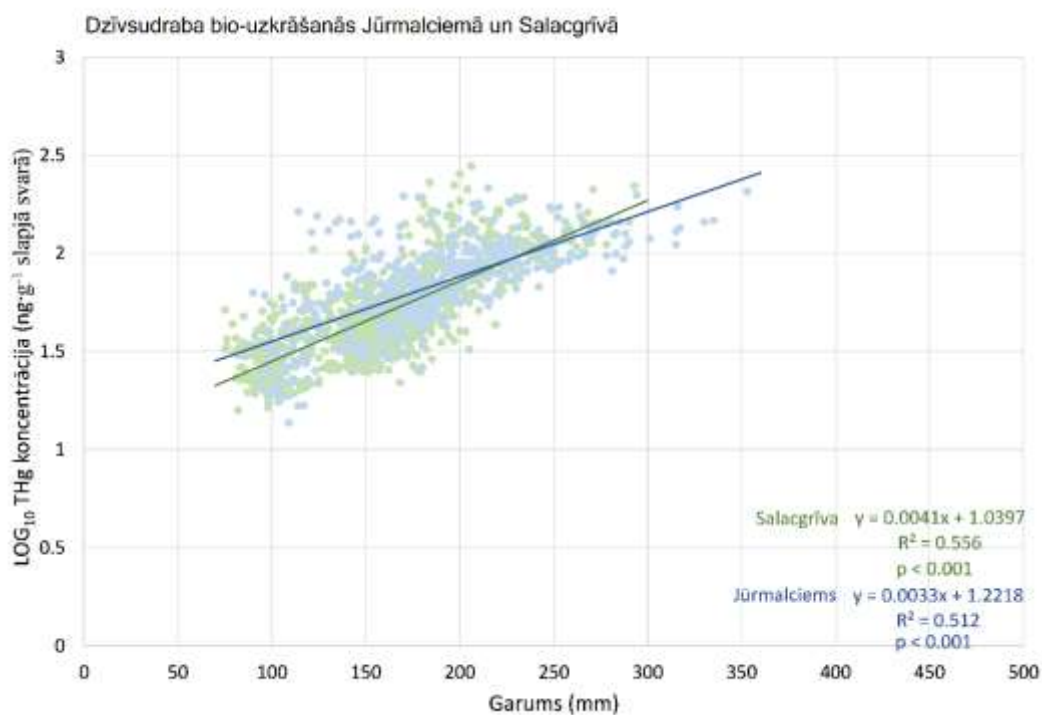
4.1. PRIORITĀRO SAVIENOJUMU BIO-UZKRĀŠANĀS ASARU AUDOS

Bīstamo vielu bio-uzkrāšanas pētījums sastāv no divām principiālām daļām: (1) dzīvsudraba bio-uzkrāšanās un (2) citu piesārņojošo vielu grupu bio-uzkrāšanās (polibromētie difinilēteri (PBDE), dioksīni un furāni (PHDD un PHDF), dioksīniem līdzīgi un citi polihlorētie bifeniļi (PHB), perfluorētie savienojumi (PFS) un organiskie alvas savienojumi (tributilalva, TBA), kas ir saistīts ar parauga iesvara minimālām prasībām (0.5 g sausā svarā Hg analīzēi, 50-250 g mitrā svarā citu vielu grupu analīzei). Līdz ar ko Hg bio-uzkrāšanas pētījums tika pamatots uz kopā 1739 Hg mērījumiem asara (*Perca fluviatilis*) muskuļaudos, no tiem: 1091 Salacgrīvā, 446 Jūrmalciemā, 159 Liepājas ezerā, 12 Kuršu jomā, 22 upē Saka un 9 upē Salaca). Turpretim citu bīstamo vielu bio-uzkrāšanas pētījums tika veikts uz Jūrmalciemā un Salacgrīvā noķerto asaru piecu izmēra grupu pamata (<130 mm, 130-159 mm, 160-189, 190-219, ≥220 mm).

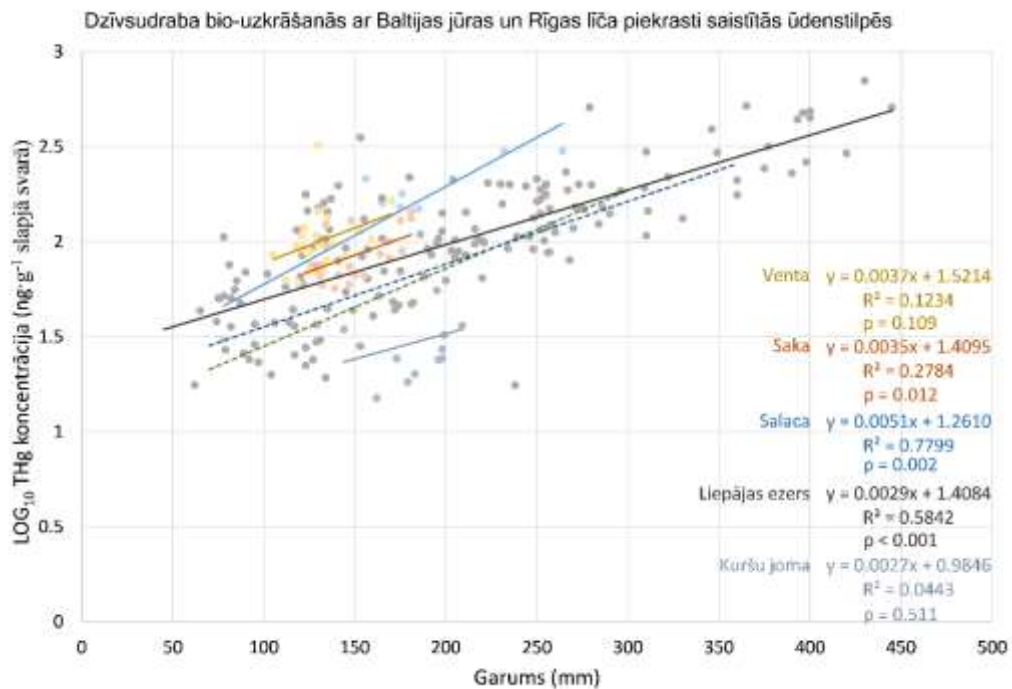
4.1.1. *Dzīvsudraba (Hg) bio-uzkrāšanās*

Dzīvsudraba koncentrācija tika noteikta asara muskuļaudos, kas tika ievākti Salacgrīvā, Jūrmalciemā, Liepājas ezerā, Kuršu jomā, upē Saka un upē Salaca. Var redzēt ([4.1. attēls](#)), ka abās, Baltijas jūras (Jūrmalciems) un Rīgas līča (Salacgrīva), piekrastēs Hg koncentrācijas ir stipri izkliedētas visu izmēru grupās (izkliede sastādīja ±5.3 – 11.1% no koncentrācijas vidējās vērtības noteiktajā garuma grupā Salacgrīvā un ±5.4 – 15.7% Jūrmalciemā). Vislielākā koncentrāciju izkliede abās stacijās tika novērota asariem, kas atbilst 100-124.9 mm garuma grupai (1-2 gadi), kas vistīcāmāk ir saistīts ar juvenilo īpatņu uzturēšanos dažādās saldūdens ūdenstilpēs pirmajā dzīves posmā pirms migrācijas uz jūras piekrasti. Neskatoties uz to, ka abu līkņu ([4.1. attēls](#)) koncentrācijas izkliede pārklājas, bio-uzkrāšanas līknes būtiski atšķiras (dispersiju analīze: $p < 0.05$) Jūrmalciema ($LOG[THg] = 0.0033 \cdot Garums + 1.222$) un Salacgrīvas ($LOG[THg] = 0.0041 \cdot Garums + 1.039$) paraugiem. No iegūtiem rezultātiem var secināt, ka uz Salacgrīvas piekrasti asaru mazulji, kas ir īsāki par 100 mm, nonāk ar zemāku sākotnējo Hg koncentrāciju (vidēji $29.5 \pm 1.3 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$) nekā uz Jūrmalciema piekrasti (vidēji $31.6 \pm 1.4 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$), bet Hg uzkrāšanas ātrums Salacgrīvā ir straujāks nekā Baltijas jūras piekrastē (līknes slīpums ir lielāks un saskaņā ar dispersijas analīzi būtiski atšķiras).

Lai salīdzinātu Hg koncentrācijas dažādās paraugu ņemšanas vietās bez bio-uzņemšanas ietekmes, iegūtās Hg koncentrācijas tika normalizētas uz 120 mm īpatņa garumu (4.3. attēls). Visās pētītajās saldūdens ūdenstilpēs Hg koncentrācijas ir nozīmīgi augstākas (vienvirziena dispersijas analīze: $p < 0.001$) par tām Jūrmalciema un Salacgrīvas piekrastēs (4.2. attēls). Savā starpā koncentrācijas saldūdens objektos ir salīdzināmi vienādas (vienvirziena dispersijas analīze: $p > 0.05$), izņēmums ir tikai Ventas un Liepājas ezera salīdzinājums, kas ir Hg koncentrāciju augšējais un zemākais gals starp saldūdens paraugu ņemšanas stacijām. Liepājas ezerā ievāktiem asariem Hg koncentrācijas ir būtiski augstākas nekā asariem no Jūrmalciema piekrastes, kas ir savienota ar Liepājas ezeru ar Tirdzniecības kanālu.

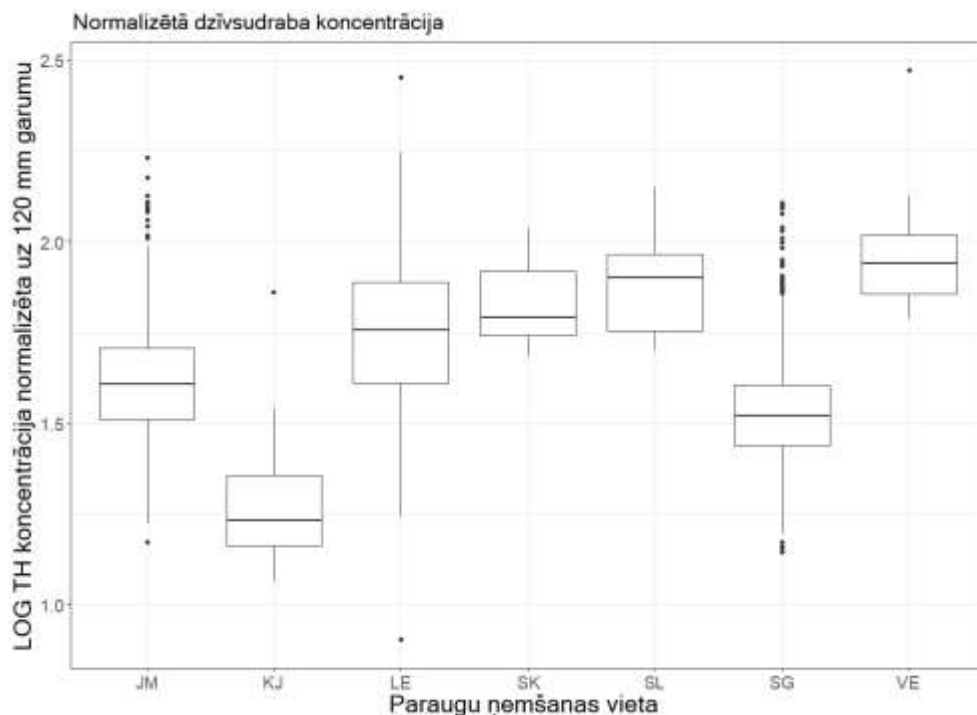


4.1. attēls. Kopējā dzīvsudraba (THg) logaritmēta koncentrācija attiecībā uz asaru garumu, Jūrmalciemā un Salacgrīvā ievāktajos īpatņos



4.2. attēls. *Kopējā dzīvsudraba (THg) logaritmēta koncentrācija attiecībā uz asaru garumu, ar Jūrmalciemu un Salacgrīvu savienotās ūdenstilpēs (Liepājas ezers, Kuršu joma, Sala, Venta un Salacgrīva) ievāktajos īpatņos. Zaļa pārtraukta līnija – bio-uzkrāšanas līkne Salacgrīvas asariem, zila pārtraukta līnija – bio-uzkrāšanas līkne Jūrmalciema asariem, kas ir aprakstītās Attēlā 4.1.*

Līdzīgi, Salacā ievāktajos asaros Hg koncentrācijas ir būtiski augstākas nekā Salacgrīvas asaros. Kuršu jomā tika konstatētas būtiski zemākas koncentrācijas nekā Jūrmalciema un Salacgrīvas piekrastēs un zemākas nekā saldūdens objektos. Papildus tika novērots arī, ka Hg bio-uzkrāšanās ātrums dažādos ūdens objektos samazinās virzienā: Salaca > Salacgrīva > Venta > Saka > Jūrmalciems > Liepājas ezers > Kuršu joma. Tas liecina par to, ka ar Rīgas līči saistītās ūdenstilpēs (līča piekrastē un upes grīvā) Hg plēsīgo zivju organismā uzkrājas straujāk nekā ar Baltijas jūras piekrasti saistītos ūdens objektos.



4.3. attēls. Logaritmēta dzīvsudraba koncentrācija ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ slapjā svarā), kas tika normalizēta uz 120 mm asara garumu. Paraugu ņemšanas vietas: JM – Jūrmalciems, KJ – Kuršu joma, LE – Liepājas ezers, SK – Saka, SL – Salaca, SG – Salacgrīva, VE – Venta

4.1.2. Citu piesārņojošo vielu bio-uzkrāšanās

Citu piesārņojošo vielu analīze asara paraugos uzrādīja, ka daudzām no tām noteiktās koncentrācijas bija zem noteikšanas vai kvantificēšanas robežas. Katram paraugam šīs robežas ir unikālas un svārstās atkarībā no parauga matricas īpašībām. Tāpēc, lai izvairītos no neobjektīviem secinājumiem, bio-uzkrāšanas pētījumam tika izvēlētas tikai tās vielas, kurām vismaz vienā garuma grupā noteiktā koncentrācija bija virs noteikšanas vai kvantificēšanas robežas, izņemot gadījumus, kad vielu koncentrāciju summa tika salīdzināta ar vides kvalitātes standartu (VKS).

Jūrmalciema gadījumā normalizācija uz tauku saturu PHB, PBDE, PFS un TBA uzkrāšanās vienādojumu slīpumu neietekmēja, bet Salacgrīvas paraugiem šo savienojumu koncentrācijas normalizācija uz tauku saturu uzrādīja straujāku koncentrācijas pieaugumu, uzkrājoties ar asara garuma palielināšanu. Tas iespējams ir saistīts ar to, ka Salacgrīvas asariem bija lielāka tauku satura izkliede nekā Jūrmalciema asariem (Salacgrīvā vidējais tauku procentuālais saturs asaru muskuļaudos bija $0.50\pm 0.11\%$, un Jūrmalciema asaros – $0.63\pm 0.07\%$). Tālāk tekstā piesārņojošo vielu bio-uzkrāšanās aprakstā tiks norādīts uz tauku saturu nenormalizētās koncentrācijas, jo tiek uzskatīts ka tauku saturs vienas sugas ietvaros svārstās nenozīmīgi. Tajā pašā laikā gan tieši noteiktas, gan uz tauku saturu normalizētās koncentrācijas attēlos tiks norādītas blakus.

4.1.2.1. *Dioksīni un dioksīniem līdzīgi savienojumi (ar TEQ piemērošanu)*

Dioksīnu un dioksīniem līdzīgo savienojumu koncentrāciju summa asaru muskuļaudos (aprēķināts saskaņā ar Eiropas Parlamenta un Padomes Direktīvas 2013/39/ES norādījumiem, ņemot vērā toksiskuma ekvivalentu TEQ) gan Salacgrīvā, gan Jūrmalciemā bija zemāka par VKS visās asara izmēra grupās. Saskaņā ar aprēķināto bio-uzkrāšanas vienādojumu šo vielu koncentrācija Salacgrīvā (4.4. attēls) mainās no $0.18 \text{ pg}\cdot\text{g}^{-1}$ (garuma grupā $<130 \text{ mm}$) līdz $0.20 \text{ pg}\cdot\text{g}^{-1}$ (garuma grupā $>220 \text{ mm}$), kas sastāda pieaugumu par 11%, vai atbilst 0.3% no VKS (VKS ir $0.0065 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ vai $6.5 \text{ pg}\cdot\text{g}^{-1}$). Jūrmalciemā (4.5. attēls) šo piesārņotāju līmenis bija nedaudz augstāks, tā saskaņā ar aprēķināto vienādojumu, koncentrācija samazinājās pa 13 % (no $1.83 \text{ pg}\cdot\text{g}^{-1}$ izmēra grupā $<130 \text{ mm}$ līdz $1.59 \text{ pg}\cdot\text{g}^{-1}$ izmēra grupā $>220 \text{ mm}$), kas ir 3.7% no VKS. Tāpēc nevar secināt, ka šajās vietās tiek novērota nozīmīga dioksīnu un dioksīniem līdzīgo savienojumu bio-uzkrāšanas vai koncentrācijas samazināšanas tendence ar asara izmēra palielināšanos.

4.1.2.2. *Polihlorētie bifenili PHB (absolūtas koncentrācijas)*

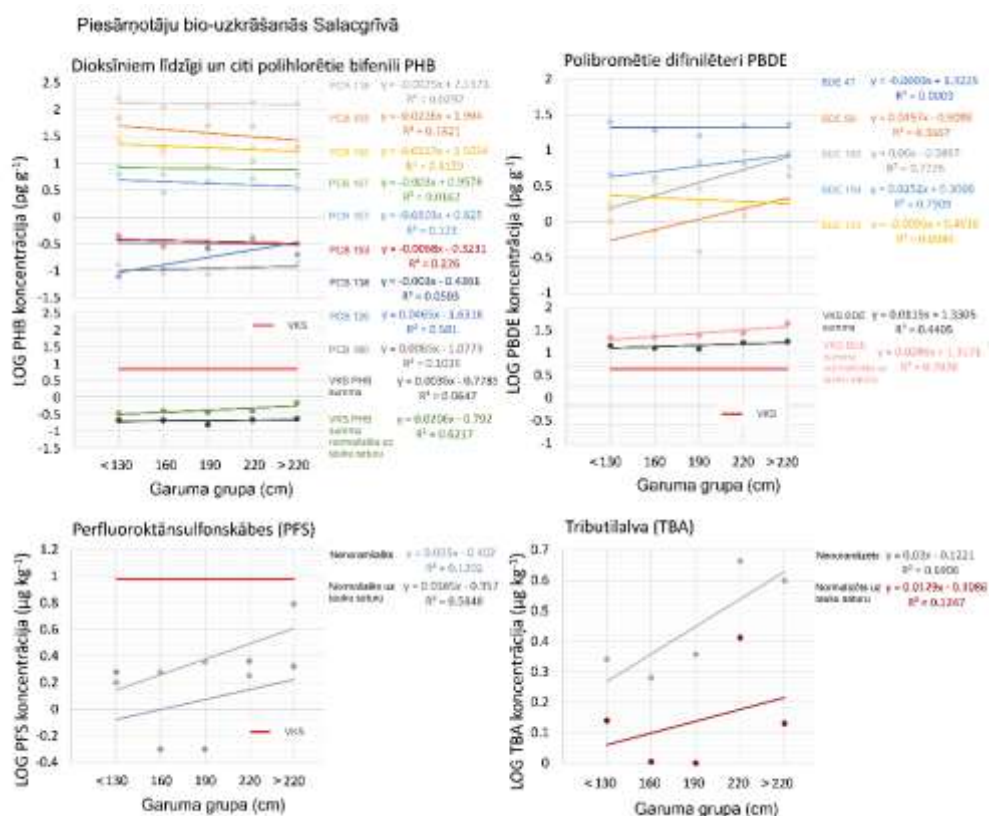
PHB vielas, kurām noteiktās koncentrācijas pārsniedza noteikšanas un kvantificēšanas robežas, bija: PHB 105, PHB 118, PHB 126, PHB 157, PHB 156, un PHB 138, PHB 153, PHB 180. Šo vielu koncentrācijas Jūrmalciemā (4.5. attēls) bija vidēji divreiz augstākas par Salacgrīvā novērotajām (4.4. attēls) un līdz pat 10 reizēm augstākas PHB 126 gadījumā. Vielu uzkrāšanās/samazināšanās tendences pārsvarā bija dilstošas. Attiecīgi Salacgrīvas asariem vislielākā izmēra grupai koncentrācijas bija zemākas par 5% (PHB 118) - 46% (PHB 105) no koncentrācijām, kas tika noteiktas vismazākā izmēra grupai. Jūrmalciema asariem koncentrācijas samazināšanās bija vēl straujāka: no 29% (PHB 105) līdz 59% (PHB 126) no koncentrācijas vismazākā izmēra grupā. PHB 126 koncentrācija Salacgrīvā un PHB 157 koncentrācija Jūrmalciemā uzrādīja pozitīvo bio-uzkrāšanas tendenci, bet abos gadījumos līkņu slīpumus stipri ietekmēja koncentrācijas, kas bija zem noteikšanas vai kvantificēšanas robežas, tāpēc nav iespējam objektīvi novērtēt koncentrācijas pieauguma ātrumu. PHB 180 koncentrācija Salacgrīvas asaros ir par 20% augstāka asaros ar izmēru $>220 \text{ mm}$ nekā izmēra grupā $<130 \text{ mm}$.

PHB koncentrāciju vidē ietekmē divi pamatmehānismi: bio-degradācija un atmosfēras iedarbība. Normālos vides apstākļos PHB noārdās lēni un bio-noārdīšanās ir atkarīga no hlora atoma novietojuma uz bifenila molekulas un hlorēšanas pakāpes. Augstāk hlorētie savienojumi (ar pieciem vai vairāk hlora atomiem) ir noturīgāki vidē, un PHB ar ūdeņraža atomiem uz diviem blakus esošajiem oglekļa atomiem tiek vieglāk metabolizēti nekā tie, kuru ūdeņraža atomi atrodas blakus hlora atomiem. Šī pētījuma gadījumā jebkāda sakarība starp ūdeņraža atomiem uz diviem blakus esošajiem oglekļa atomiem un noteikto vielu koncentrāciju samazināšanu ar īpatņa izmēru netika atrasta. Tajā pašā laikā, hlora atomu skaits savienojumā uzrādīja stipru negatīvu korelāciju ($r = -0.49$ un -0.55 , Salacgrīvā un Jūrmalciemā respektīvi) ar PHB koncentrāciju asara muskuļaudos.

4.1.2.3. *Polibromētie difinilēteri PBDE*

Polibromēto difinilēteru koncentrāciju summa asaru muskuļaudos (aprēķināts saskaņā ar Eiropas Parlamenta un Padomes Direktīvas 2013/39/ES norādījumiem, aprēķinos izmantojot BDE 28, DBE 47, BDE 99, BDE 100, BDE 153 un BDE 154 radniecīgas vielas) gan Salacgrīvā (4.4. attēls), gan Jūrmalciemā

(4.5. attēls) bija nozīmīgi augstāka par VKS visās asara izmēra grupās. Saskaņā ar aprēķināto bio-uzkrāšanas vienādojumu šo vielu koncentrācija Salacgrīvā mainās no 30.2 pg·g⁻¹ (izmēra grupā <130 mm) līdz 41.5 pg·g⁻¹ (izmēra grupā >220 mm), kas sastāda pieaugumu par 37% vai kas atbilst 132% no VKS kas ir 0,0085 μg·kg⁻¹ vai 8.5 pg·g⁻¹. Jūrmalciemā šo piesārņotāju līmenis bija līdzīgā līmenī, bet saskaņā ar aprēķināto vienādojumu, koncentrācija nemainās atkarībā no asara izmēra grupas un sastāda 30.1 pg·g⁻¹ izmēra grupā <130 mm un 30.3 pg·g⁻¹ izmēra grupā >220 mm. Tāpēc, kaut arī abās vietās PBDE koncentrācijas ir nozīmīgi augstā līmenī, tikai Salacgrīvā tika konstatēts šo piesārņotāju koncentrācijas būtisks pieaugums lielākos asara īpatņos. Šī tendence varētu būt saistīta gan ar asara barošanas paradumiem un barības piesārņojuma līmeni, gan ar vēsturisko piesārņojumu (asara garums >220 mm atbilst >5 gadu vecumam).



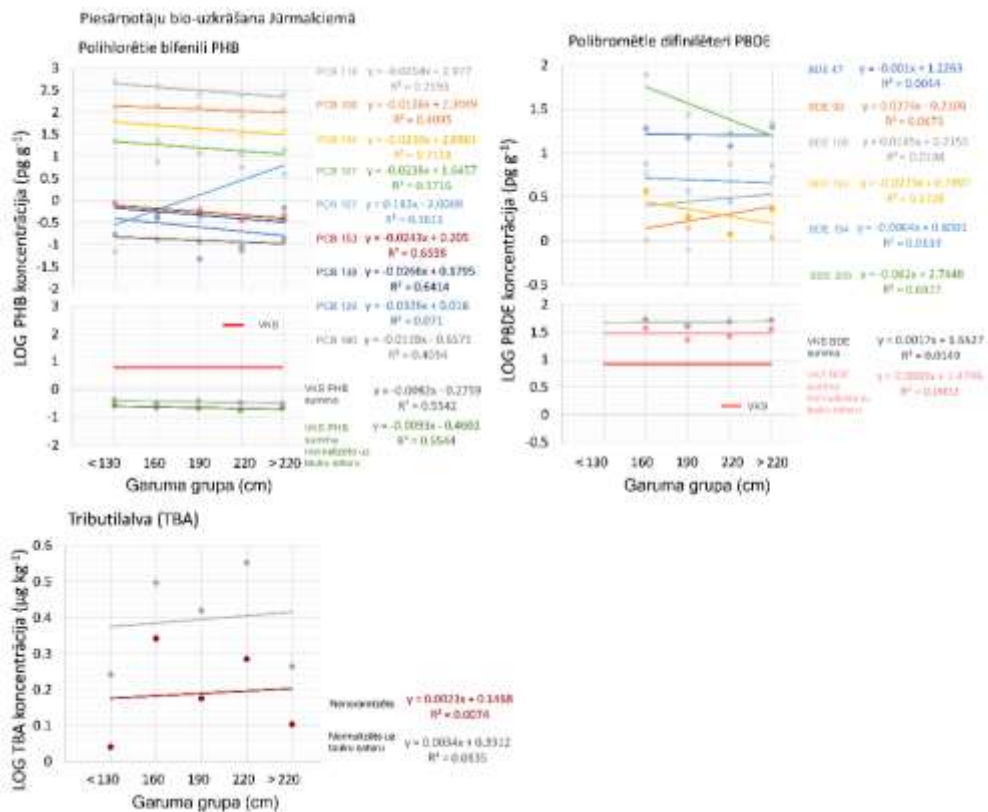
4.4. attēls. Salacgrīvas paraugi: Polihlorēto bifēnili, polibromēto difēniliēteri, perfluoroktānskābes un tributilalvas logaritmētās koncentrācijas asaru muskuļaudos piecās garuma grupās, tieši noteiktas un normalizētas uz tauku saturu

Jūrmalciema asaru audos visaugstākā koncentrācija bija dekaBDE 209 radniecīgai vielai. Pamatojoties uz analītisko metožu kapacitāti, ķīmisko savienojumu sastopamības pārtikā un barībā, to noturīguma vidē un toksiskuma, 2006. gadā Eiropas Pārtikas Nekaitīguma Iestāde ieteica dekaBDE 209 un heptaBDE 183, līdzīgi kā pašlaik izmantojamus triBDE 28, tetraBDE 47, pentaBDE 99 un 100, heksoBDE 153 un 154, par PBDE piesārņojuma monitoringa indikatoriem. Taču uzsverot analītiskās grūtības, kas joprojām pastāv attiecībā uz heptaBDE 183 un dekaBDE 209, un arī zemo dekaBDE 209 prioritāti, šīs vielas netika iekļautas indikatoru sarakstā. Dekabromdifēniliēteris (dekaBDE 209) ir pilnībā bromēts PBDE radniecīgs savienojums, kas satur 10 bromā atomus. Iepriekšējie pētījumi parādīja, ka tas tiek vāji uzņemts gan cilvēku, gan dzīvnieku audos. Turklāt tiek uzskatīts, ka neliels dekaBDE savienojuma daudzums var tikt viegli metabolizēts organismā. Vienlaicīgi BDE 209 tiek uzskatīts par “ļoti noturīgu”

savienojumu (primārās sadalīšanās pusperiods nogulumos un augsnē > 180 dienas). Taču ir pētījumi, kuri liecina, ka dekaBDE var pārveidoties augsnē un nogulumos, veidojot vielas, kas ir “noturīgas, bioakumulatīvas un toksiskas” vai “ļoti noturīgas un ļoti toksiskas” (PBT/vPvB), piemēram, PBDE radniecīgās vielas ar mazāku bromu atomu skaitu (no 4 līdz 9). Tāpēc paaugstinātās BDE 209 koncentrācijas mazākos asaru īpatņos Jūrmalciema piekrastē varētu liecināt par citu radniecisku vielu koncentrācijas paaugstināšanas potenciālo risku nākotnē. No iegūtiem rezultātiem var arī secināt, ka, asarim augot, visstraujāk uzkrājas pentaBDE 99 un 100. Tā Salacgrīvas asaros BDE 99 koncentrācija vislielākajā garuma grupā (>220 mm) ir par 298% augstāka salīdzinājumā ar izmēra grupu <130 mm (pieaugot no 0.54 līdz 2.15 pg·g⁻¹, kas ir 19% no VKS robežlieluma), un Jūrmalciemā tā ir lielāka par 114% (pieaugot no 1.39 līdz 2.98 pg·g⁻¹, kas arī ir 19% no VKS robežlieluma). Līdzīgi BDE 100 koncentrācija pieaug par 424% Salacgrīvas asaros (no 1.55 līdz 8.13 pg·g⁻¹, kas ir 77% no VKS) un par 50% Jūrmalciema asaros (2.53 līdz 3.78 pg·g⁻¹, kas ir 15% no VKS).

4.1.2.4. *Perfluorētie savienojumi (PFS)*

Salacgrīvā tika novērotas nedaudz paaugstinātas perfluoroktānsulfonskābes (PFOS) koncentrācijas (4.4. attēls), t.i., augstākas par kvantitatīvās noteikšanas robežu, bet zemākas par vides kvalitātes standartu (9.1 μg·kg⁻¹). Savukārt no aprēķinātā vienādojuma izriet, ka dzīves gaitā PFOS koncentrācija asaru muskuļaudos dubultojas - no 0.836 μg·kg⁻¹ garuma grupā <130 mm līdz 1.668 μg·kg⁻¹ garuma grupā >220 mm μg·kg⁻¹, un šis pieaugums sastāda tikai 3% no VKS. Tajā pašā laikā ir svarīgi atzīmēt, ka garuma grupā <130 mm PFOS koncentrācija ir nozīmīgi augstāka (1.9 μg·kg⁻¹) nekā lielākos asaros (garuma grupa 130-159 mm un 160-189 mm, kur PFOS koncentrācija ir zem kvantitatīvās noteikšanas robežas), un ir salīdzināma ar koncentrācijām vislielākos īpatņos (2.3 μg·kg⁻¹ un 2.1 μg·kg⁻¹ garuma grupās 190-219 mm un >220 mm, attiecīgi). Šis novērojums varētu būt saistīts ar no saldūdeņiem iemigrējošo asaru daļu apkopotā paraugā, tā garuma grupā < 130 mm vairāk nekā 20% no asaru īpatņiem uzrādīja saldūdens ūdenstilpēm raksturīgu stabila izotopa δ¹³C signālus. Salīdzinājumam, starp 130-189 mm gariem asariem tikai 6% no īpatņiem tika konstatētas saldūdens ūdenstilpēm raksturīgi izotopu signāli, un starp asariem garākiem par 190 mm tādu īpatņu nebija.



4.5. attēls. Jūrmalciema paraugi: Polihlorēto bifēnili, polibromēto difeniļēteri, perfluoroktānskābes un tributilalvas logaritmētās koncentrācijas asaru muskuļaudos piecās garuma grupās, tieši noteiktas un normalizētas uz tauku saturu

4.1.2.5. Tributilalva (TBA)

No visiem alvas organiskiem savienojumiem, kas tika analizēti, asaru muskuļaudu paraugos (mono-, di-, tri-, tetra-butilalvas katjoni, mono-, di-, tri-fenilalvas katjoni, mono-, di-oktilalvas katjoni un tricikloheksilalvas katjons) tikai tributilalvas katjonam (TBA) tika konstatētas koncentrācijas augstākas par kvantificēšanas robežu ($1 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$). No bio-uzkrāšanas vienādojuma var secināt, ka TBA ir spējīgs uzkrāties plēsīgas zivs sugas audos tās dzīves gaitā. Tā Salacgrīvas piekrastē (4.4. attēls) TBA koncentrācijas var pieaugt par 43%, no $1.15 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, garuma grupā $<130 \text{ mm}$, līdz $1.64 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, garuma grupā $>220 \text{ mm}$. Savukārt Jūrmalciema piekrastē (4.5. attēls) par 6%, no $1.5 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, garuma grupā $<130 \text{ mm}$, līdz $1.6 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, garuma grupā $>220 \text{ mm}$.

4.2. PRIORITĀRO VIELU TROFISKĀ PĀRNESE

Trofiskā pārnese tika novērtēta aprēķinot noteiktās piesārņojošās vielas logaritmētās koncentrācijas un slāpekļa stabilā izotopa $\delta^{15}\text{N}$ proporcijas vērtībās attiecības vienādojumu:

$$\log_{10}(BV) = a + b \times \delta^{15}\text{N},$$

kur BV – piesārņojošās vielas koncentrācija, a – līknes nobīdes koeficients, b – līknes slīpuma koeficients, $\delta^{15}\text{N}$ - slāpekļa stabilā izotopa proporcijas vērtība. Trofiskās magnifikācijas faktors (TMF) tika aprēķināts no šī vienādojuma slīpuma koeficienta b , kur:

$$TMF = 10^b.$$

Ja TMF ir > 1 , tad var secināt, ka piesārņojošā viela uzkrājas trofiskā ķēdē; ja TMF ir < 1 , tad piesārņojošās vielas neuzkrājas trofiskā ķēdē, ja $TMF = 1$, tad tās vielas koncentrācijai netiek novērota nekāda tendence.

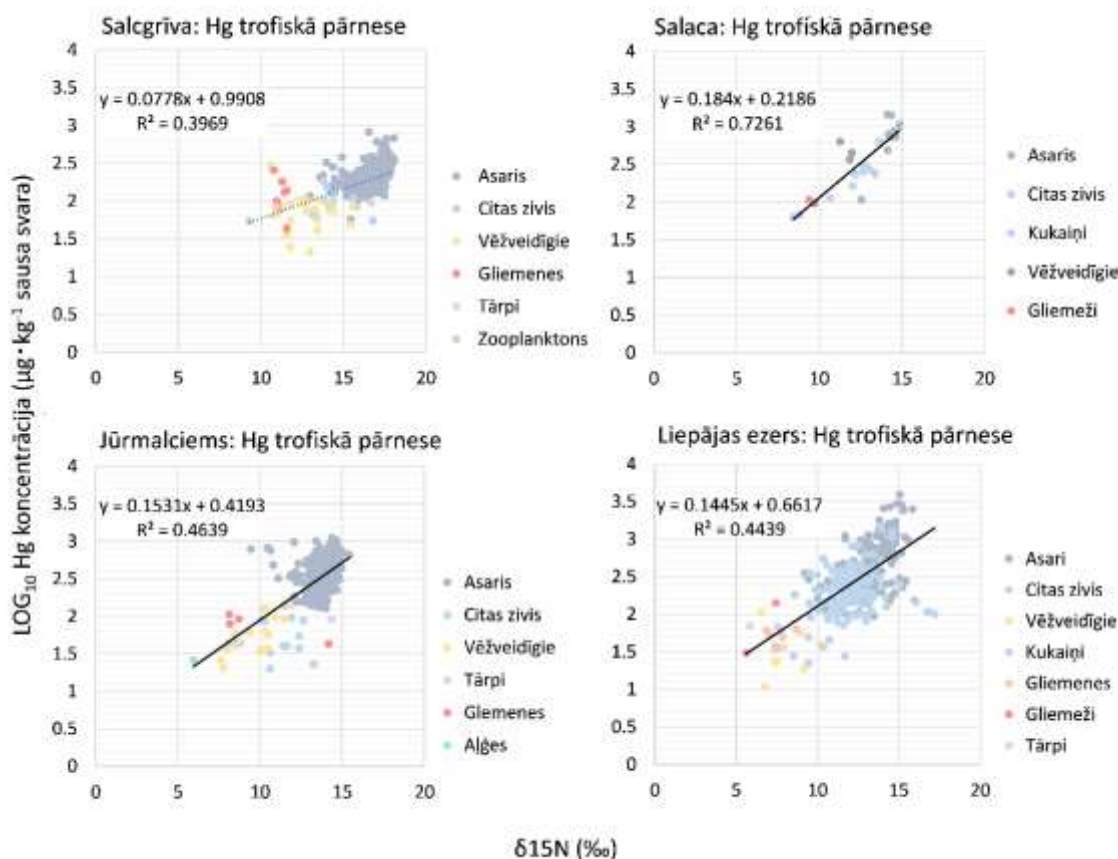
4.2.1. Dzīvsudraba trofiskā pārnese

Dzīvsudraba trofiskā pārnese tika aprēķināta izmantojot Salacgrīvas un Jūrmalciema piekrastē, Salacā un Liepājas ezerā noķertus īpatņus (4.6. attēls). No aprēķinātiem vienādojumiem var secināt, ka visstraujākā trofiskā pārnese ir Salacā ($TMF = 1.53$), Jūrmalciemā un Liepājas ezerā tā ir diezgan līdzīga ($TMF = 1.42$ un 1.39 , respektīvi), un viszemākais TMF ir Salacgrīvas piekrastē – 1.2 . Tik nozīmīga atšķirība starp Salacgrīvas piekrasti un ar to saistīto Salacu ir saistīta ar to, ka Salacā tika atrastas visaugstākās Hg koncentrācijas (uz 120 mm garumu normalizētas koncentrācijas mediāna ir $79.4 \pm 26.3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ slapjā svarā, bet Salacgrīvas asariem uz 120 mm garumu normalizētas koncentrācijas mediāna ir $33.2 \pm 13.7 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ slapjā svarā). Bez tam Salacā noķertiem asariem ir zemāka trofiskā pakāpe nekā tāda paša izmēra īpatņiem Salacgrīvas piekrastē (piemēram, augot no 120 mm līdz 200 mm, Salacas asariem slāpekļa stabilā izotopa vērtības $\delta^{15}\text{N}$ palielinās no 13.7 līdz 14.4, un Salacgrīvas asariem – no 16.3 uz 17.4). Zemāka trofiskā pakāpe Salacas asariem varētu būt saistīta ar barības bāzes atšķirību, kur Salacgrīvas piekrastē asaris aktīvi barojas ar juvenīliem apaļiem jūrasgrunduljiem (*N. melanostomus*, $\delta^{15}\text{N} = 11-14$) un nedaudz arī ar garnelēm (*C. crangon* un *P. elegans*, $\delta^{15}\text{N} = 12-15$), bet Salacā pārsvarā ar Amerikas signālvēžiem (*P. leniusculus*, $\delta^{15}\text{N} = 11$) un kukaiņiem ($\delta^{15}\text{N} = 8$), atsevišķos gadījumos kuņģos tika konstatētas arī sānpeldes un citas zivis. Turklāt svarīgi atzīmēt, ka Hg koncentrācija Amerikas signālvēžos sastādīja $89.6 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ slapjā svarā, kas atbilst Hg koncentrācijai, kas tika konstatēta 135 mm garam Salacā noķertam asarim, tāpēc var secināt, ka asaru barošanas paradumi Salacā ietekmē strauju Hg trofisko pārnesei no Amerikas signālvēžiem uz asariem. Tomēr Salacgrīvā asara barības avoti ar visaugstākām Hg koncentrācijām ir stagari ($157 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ SS), vīķes ($240 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ SS), apaļais jūrasgrundulis ($117 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ SS), tūbītes ($83 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ SS) un garneles (*C. crangon* un *P. elegans*, $79 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ SS un $101 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ SS).

Liepājas ezera gadījumā mazāki asari pārsvarā barojas ar sānpeldēm (*Gammarus spp.*, $\delta^{15}\text{N} = 7-9$), bet lielāku īpatņu kuņģos tika atrastas arī citas zivju sugas, piemēram, juvenīls apaļais jūrasgrundulis ($\delta^{15}\text{N} = 10$, Jūrmalciema piekrastē), deviņdatu stagari (*P. pungitatus*, $\delta^{15}\text{N} = 10$), trīsdatu stagari (*G. aculeatus*, $\delta^{15}\text{N} = 9-13$) un vīķe (*A. Alburnus*, $\delta^{15}\text{N} = 11-13$). Tādējādi asara diēta Liepājas ezerā ir līdzīga tā diētai Jūrmalciema piekrastē, kur asaru pamatbarība ir sānpeldes ($\delta^{15}\text{N} = 7-10$), mizīdas ($\delta^{15}\text{N} = 8-10$), zivis (juvenīli apaļie jūrasgrunduļi, stagari ($\delta^{15}\text{N} = 10$), tūbītes un lucīši (*Ammodytidae*, $\delta^{15}\text{N} = 12$), salakas (*O. eperlanus*, $\delta^{15}\text{N} = 13$), vīķe ($\delta^{15}\text{N} = 11-12$)), izņemot, ka Jūrmalciemā asari barojas arī ar garnelēm (*C. crangon* un *P. elegans*, $\delta^{15}\text{N} = 10-11$). Jūrmalciemā un Liepājas ezerā asaru barības avoti ar visaugstākām Hg koncentrācijām ir apaļie jūrasgrunduļi ($126 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ SS), vīķes ($77/293 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ SS, Jūrmalciemā/Liepājas ezerā), stagari ($88/205 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ SS) un garneles ($95 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ SS un $71 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ SS, respektīvi, atteicas tikai uz Jūrmalciemu).

Salīdzinot savā starpā asara barības paradumus Salacgrīvas un Jūrmalciema piekrastēs, var secināt, ka mazākas TMF vērtības Salacgrīvā ir saistītās ar to, ka tur asaru diēta ir pārsvarā fokusēta uz apaļiem jūrasgrunduļiem, kam salīdzinājumā ar stagariem vai viķēm ir zemākās Hg koncentrācijas.

No visa augstāk minētā var secināt, ka Hg trofiskā pārnese un TMF ir būtiski atkarīgi no plēsīgā organisma diētas struktūras un barības avotu piesārņojuma līmeņa.



4.6. attēls. Dzīvsudraba trofiskā pārnese Salacgrīvas Salacas, Jūrmalciema un Liepājas ezera barības ķēdēs

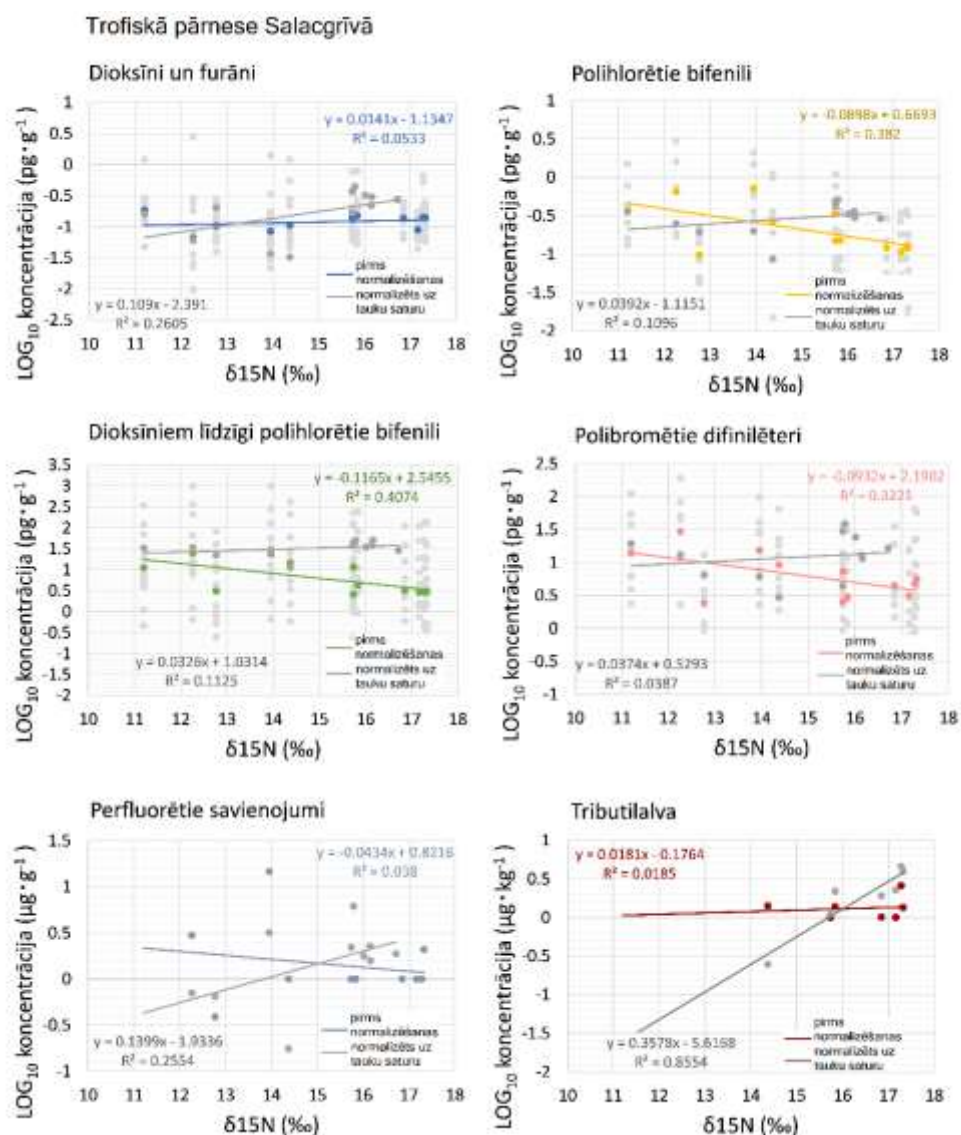
4.2.2. Citu piesārņojošo vielu trofiskā pārnese

Lai aprēķinātu citu bīstamo piesārņojošo vielu trofisko pārnese un TMF, šīs vielas tika noteiktas sekojošos organismos:

- Salacgrīvā (4.7. attēls) - asaros (5 garuma grupas), apaļos jūrasgrunduļos, mizīdās, trīsradu stagros, viķēs un reņģēs (*C.harengus*);
- Jūrmalciemā (4.8. attēls) - asaros (5 garuma grupas), ēdamgliemenēs (*M.trossulus*), tūbītēs, akmeņu garnelēs, smilšu garnelēs, reņģēs, salakās, apaļos jūrasgrunduļos, juvenilās plekstēs.

Tā kā noturīgiem organiskiem piesārņotājiem bieži piemīt lipofīlas īpašības, bet analizētiem organismiem ir dažāds tauku saturs, piesārņotāju koncentrācijas tika normalizētas uz tauku saturu. Tālāk tekstā piesārņojošo vielu trofiskās pārnese aprakstā tiks norādīts uz tauku saturu normalizētām

koncentrācijām, jo tauku saturs dažādās sugās var ievērojami svārstīties. Tajā pašā laikā gan tieši noteiktas, gan uz tauku saturu normalizētās koncentrācijas attēlos tiks norādītas blakus.



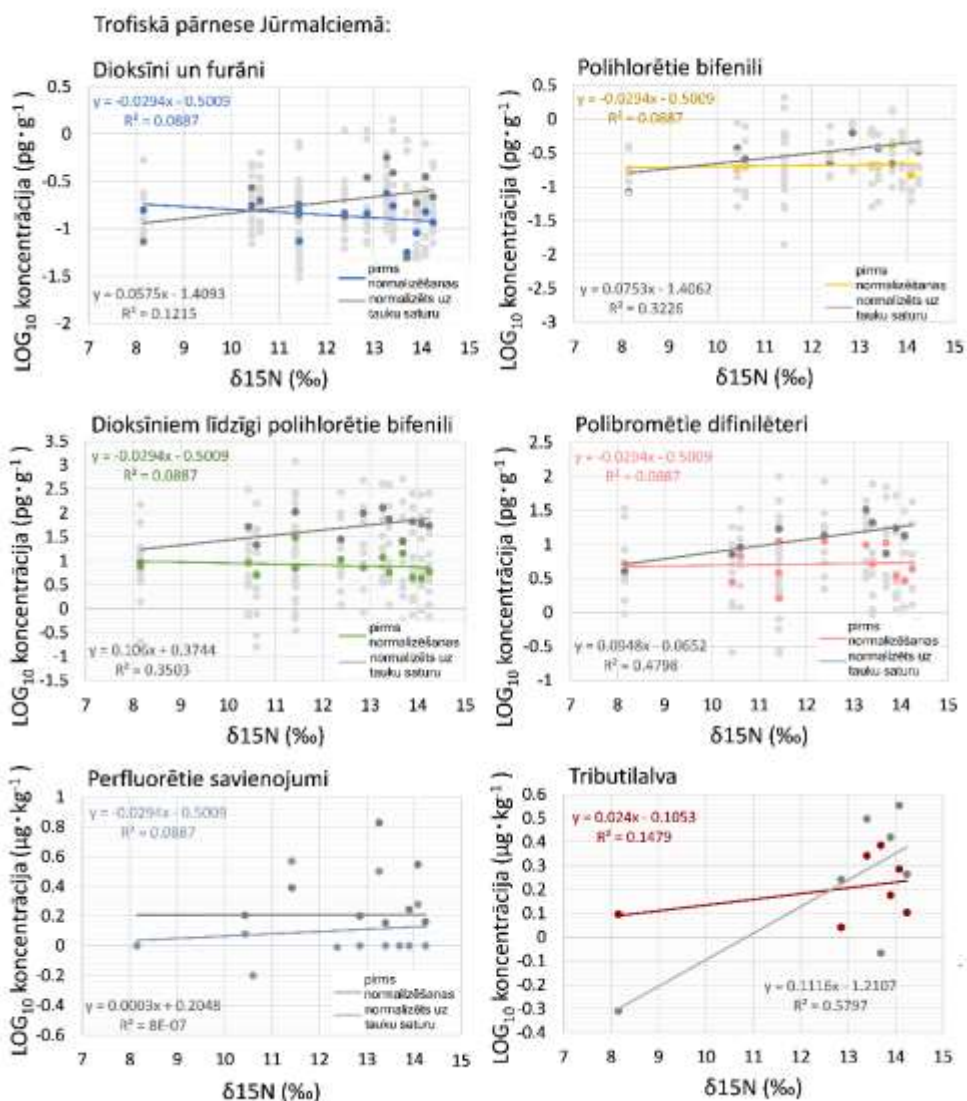
4.7. attēls. Salacgrīvas paraugi: Dioksīnu un furānu, polihlorēto bifenilu, polibromēto difenilēteru, perfluoroktānskābes un tributilalvas trofiskā pārnese barības ķēdē, tieši noteiktas koncentrācijas un normalizētas uz tauku saturu

Dioksīnu un furānu koncentrācijas analizētajos paraugos bija augstākas par noteikšanas vai kvantificēšanas robežu tikai organismos ar lielāku lipīdu saturu: Jūrmalcēmā – tūbīte (tauku saturs 1.5%), juvenīla plekste (1.5%), reņģe (2.83%); un Salacgrīvā – trīsdatu stagers (4.6%), viķe (4.2%), apaļais jūrasgrunduļis (0.4%), reņģe (5.7%). Tāpēc dioksīniem un furāniem iegūtas tendences iespējams neatspoguļo pilno trofiskās pārnese procesu. Dioksīnu un furānu TMF Salacgrīvā ir 1.28, bet Jūrmalcēmā 1.14, no tā var spriest, ka šie piesārņotāji aktīvi akumulējas trofiskā ķēdē abās vietās.

Dioksīniem līdzīgo un pārējo polihlorēto bifenilu, līdzīgi kā polibromēto difenilēteru TM faktori, Jūrmalcieņa piekrastē ir nozīmīgi lielāki par tiem Salacgrīvas piekrastē, kur trofiskā pārnese ir niecīga (Jūrmalcēmā: 1.27, 1.19 un 1.24; Salacgrīvā: 1.08, 1.09 un 1.08, respektīvi). Otrādi ir perfluorēto

savienojumu gadījumā, kur Salacgrīvā tika novērota strauja trofiskā pārnese (TMF = 1.38), bet Jūrmalciema piekrastē trofiskā akumulācija nenotiek (TMF = 1).

Īpaši lipofīlas tributilalvas (TBA) trofiskā pārnese tika novērtēta uz sekojošo analizēto organismu pamata: Jūrmalciemā – asari (5 garuma grupas), ēdamgliemenēs, reņģes; Salacgrīva - asari (5 garuma grupas), apaļie jūrasgrudūji, reņģes. Tā Jūrmalciemā TBA trofiskās magnifikācijas faktors bija 1.3, un Salacgrīvā TMF = 2.2, norādot uz to, ka šim savienojumam piemīt stipras trofiskās pārnese īpašības. Šī tendence attiecas arī uz bio-uzkrāšanos, jo plēsīga suga, tāda kā asaris, augot pāriet uz augstāko trofisko pakāpi, līdz ar ko uzņem TBA straujāk.



4.8. attēls. Jūrmalciema paraugi: Dioksīnu un furanu, polihlorēto bifenilu, polibromēto difinilēteru, perfluoroktānskābes un tributilalvas trofiskā pārnese barības ķēdē, tieši noteiktas koncentrācijas un normalizētas uz tauku saturu

IZMANTOTĀ LITERATŪRA

Nyberg, E., Larsen, M.M., Bignert, A., Boalt, E., Danielson, S., and the CORESET expert group for hazardous substances indicators. (2013) Metals (lead, cadmium and mercury). HELCOM Core Indicator Report.

OSPAR (2010) OSPAR Quality Status Report 2010. OSPAR Commission, London, 176 pp.

**1. PIELIKUMS. PRIORITĀRO VIELU KONCENTRĀCIJAS ŪDENĪ (1 M SLĀNĪ)
2017. GADĀ**

Vielas nosaukums	CAS numurs	Jūras ūdens (µg/l)			
		AA-EQS	MAC-EQS	Baltijas jūra	Rīgas līcis
Alahlors	15972-60-8	0,3	0,7	<0,010	<0,010
Antracēns	120-12-7	0,1	0,1	<0,020	<0,020
Atrazīns	1912-24-9	0,6	2,0	<0,050	<0,050
Benzols	71-43-2	8	50	<0,20	<0,20
Brominēti difenilēteri (PBDE)	32534-81-9	-	0,014	<0,11	<0,06
Cd	7440-43-9	0,2	1,5	<0,05	<0,05
Tetrahlorglekļis	56-23-5	1,2	n.a.	<0,10	<0,10
C10-13 hloralkāni	85535-84-8	0,4	1,4	<0,40	<0,40
Hlorfenvīfos	470-90-6	0,1	0,3	<0,050	<0,050
Hlorpirifoss	2921-88-2	0,03	0,1	<0,050	<0,050
Aldrīns	309-00-2	$\Sigma=0,005$	n.a.	<0,0050	<0,0050
Dieldrīns	60-57-1			<0,010	<0,010
Endrīns	72-20-8			<0,010	<0,010
Izodrīns	465-73-6			<0,010	<0,010
Σ DDT		0,025	n.a.	<0,040	<0,040
Para-para-DDT (4,4'-DDT)	50-29-3	0,01	n.a.	<0,010	<0,010

1,2-dihloretāns	107-06-2	10	n.a.	<0,50	<0,50
Dihlormetāns	75-09-2	20	n.a.	<6,0	<6,0
Di(2- etilheksil)ftalāts (DEHP)	117-81-7	1,3	n.a.	<1,0	<1,0
Diuron	330-54-1	0,2	1,8	<0,050	<0,050
Endosulfāns	115-29-7	0,0005	0,004	<0,020	<0,020
Fluorantēns	206-44-0	0,0063	0,12	<0,030	<0,030
Heksahlorbenzols	118-74-1	-	0,05	<0,0050	<0,0050
Heksahlorbutadiēns	87-68-3	-	0,6	<0,010	<0,010
Heksahlorciklo- heksāns	608-73-1	0,002	0,02	<0,010	<0,010
Izoproturons	34123-59-6	0,3	1,0	<0,050	<0,050
Pb	7439-92-1	1,3	14	<0,3	<0,3
Hg	7439-97-6	-	0,07	<0,002	<0,002
Naftalīns	91-20-3	2	130	<0,100	<0,100
Ni	7440-02-0	8,6	34	1,61	1,25
Nonilfenols (4-nonilfenols)	84852-15-3	0,3	2,0	<0,100	<0,100
Oktilfenols ((4-(1,1',3,3'- tetrametilbutil)- fenols)	140-66-9	0,01	n.a.	<0,100	<0,100
Pentahlorbenzols	608-93-5	0,0007	n.a.	<0,010	<0,010
Pentahlorfenols	87-86-5	0,4	1	<0,10	<0,10

Benzo(a)pirēns	50-32-8	0,00017	0,027	<0,020	<0,020
Simazīns	122-34-9	1	4	<0,050	<0,050
Tetrahlortilēns	127-18-4	10	n.a.	<0,20	<0,20
Trihlortilēns	79-01-6	10	n.a.	<0,10	<0,10
Tributilalva	36643-28-4	0,0002	0,0015	<1	<1
Trihlorbenzoli	12002-48-1	0,4	n.a.	<0,40	<0,40
Trihlormetāns	67-66-3	2,5	n.a.	<0,10	<0,10
Trifluralīns	1582-09-8	0,03	n.a.	<0,010	<0,010
Dikofols	115-32-2	0,000032	n.a.	-	-
Perfluoroktānsulfo- skābe un tās atvasinājumi (PFOS)	1763-23-1	0,00013	7,2	<0,0100	<0,0100
Hinoksifēns	124495-18-7	0,015	0,54	<0,050	<0,050
Dioksīni un dioksīniem līdzīgie savienojumi		n.a.	n.a.	-	-
Aklonifēns	74070-46-5	0,012	0,012	<0,050	<0,050
Bifenokss	42576-02-3	0,0012	0,004	<0,050	<0,050
Cibutrīns	28159-98-0	0,0025	0,016	<0,050	<0,050
Cipermetrīns	52315-07-8	0,000008	0,00006	-	-
Dihlorfoss	62-73-7	0,00006	0,00007	<0,050	<0,050
Heksabromociklo- dodekāns (HBCDD)		0,0008	0,05	<0,010	<0,010

Heptahlors un heptahlorepoksīds	76-44-8 1024-57-3	0,00000001	0,00005	<0,010	<0,010
Terbutrīns	886-50-0	0,0065	0,034	<0,050	<0,050

2. PIELIKUMS. PRIORITĀRO VIELU KONCENTRĀCIJAS OSTU GRUNTS IZGĀZTUVJU SEDIMENTOS 2020.GADĀ

	Mērvienība	Rīga	Liepāja	Pāvilosta	Skulte	Mērsrags	Ventspils
Dibutilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Dioktilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Difenilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Monobutilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Monooktilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Monofenilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Tetrabutilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Tributilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Tricikloheksilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Trifenilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1	<1
PHB 105	ng/g DW	<0.061	<0.028	<0.1	<0.081	<0.084	<0.01
PHB 114	ng/g DW	<0.0024	<0.0028	<0.0061	<0.0065	<0.0088	<0.0024
PHB 118	ng/g DW	<0.13	<0.063	<0.17	<0.17	<0.15	<0.035
PHB 123	ng/g DW	<0.0034	<0.0057	<0.0061	<0.006	<0.0084	<0.0022
PHB 126	ng/g DW	<0.0069	<0.0067	<0.0067	<0.0062	<0.0083	<0.0085
PHB 156	ng/g DW	<0.035	<0.015	<0.073	<0.038	<0.051	<0.0068
PHB 157	ng/g DW	<0.0057	<0.0072	<0.041	<0.006	<0.0079	<0.03
PHB 167	ng/g DW	<0.0055	<0.0074	<0.012	<0.0063	<0.0078	<0.0054
PHB 169	ng/g DW	<0.0055	<0.0065	<0.011	<0.0067	<0.0085	<0.0073
PHB 170	ng/g DW	<0.12	<0.055	<0.011	<0.15	<0.083	<0.013
PHB 180	ng/g DW	<0.36	<0.11	<0.091	<0.15	<0.14	<0.042
PHB 189	ng/g DW	<0.0064	<0.0083	<0.011	<0.0064	<0.0092	<0.012
PHB 77	ng/g DW	<0.011	<0.0067	<0.0094	<0.0068	<0.0091	<0.0028
PHB 81	ng/g DW	<0.0037	<0.0063	<0.015	<0.0068	<0.0093	<0.0097
TEQ (dl-PHB) - zemākā robeža	ng/g DW	0	0	0	0	0	0
TEQ (dl-PHB) - augšējā robeža	ng/g DW	0.00081	0.00077	0.00089	0.00076	0.00099	0.00095
PHB 101	ng/g DW	<0.24	<0.07	<0.36	<0.13	<0.1	<0.055
PHB 118	ng/g DW	<0.13	<0.063	<0.17	<0.17	<0.15	<0.035
PHB 138	ng/g DW	<0.33	<0.098	<0.49	<0.19	<0.3	<0.053
PHB 153	ng/g DW	<0.39	<0.14	<0.46	<0.29	<0.3	<0.05
PHB 180	ng/g DW	<0.36	<0.11	<0.091	<0.15	<0.14	<0.042
PHB 28	ng/g DW	<0.076	<0.067	<0.094	<0.029	<0.083	<0.062
PHB 52	ng/g DW	<0.091	<0.057	<0.056	<0.058	<0.035	<0.035
Kopējie PHB - 7 kongeneri - zemākā robeža	ng/g DW	0	0	0	0	0	0

	Mērvienība	Rīga	Liepāja	Pāvilosta	Skulte	Mērsrags	Ventspils
Kopējie PHB - 7 kongeneri – augšējā robeža	ng/g DW	1.6	0.6	1.7	1.0	1.1	0.33
PFOS	mg/kg DW	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
PFOA	mg/kg DW	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Acenaftēts	mg/kg DW	<0.010	0.097	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaftilēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Antracēns	mg/kg DW	<0.010	0.0787	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benz(a)antracēns	mg/kg DW	<0.010	0.101	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benzo(a)pirēns	mg/kg DW	<0.010	0.0794	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benzo(b)fluorantēns	mg/kg DW	<0.010	0.092	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benzo(g,h,i)perilēns	mg/kg DW	<0.010	0.027	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benzo(k)fluorantēns	mg/kg DW	<0.010	0.04	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Krizēns	mg/kg DW	<0.010	0.094	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Dibenz(a,h)antracēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluorantēns	mg/kg DW	<0.010	0.296	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluorēns	mg/kg DW	<0.010	0.047	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(1.2.3.cd)pirēns	mg/kg DW	<0.010	0.034	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Naftalēns	mg/kg DW	<0.010	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fenantrēns	mg/kg DW	<0.010	0.271	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Pirēns	mg/kg DW	<0.010	0.228	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
16 PAO summa	mg/kg DW	<0.160	1.54	<0.160	<0.160	<0.160	<0.160

3. PIELIKUMS. PRIORITĀRO VIELU KONCENTRĀCIJAS BALTIJAS JŪRAS UN RĪGAS LĪČA SEDIMENTOS 2020.GADĀ

Prioritāro vielu koncentrācijas Baltijas jūras atklātās daļas sedimentos

	Mērvienība	46.st	40A st	43.st	47. st	45A st
Dibutilalva	µg/kg DW	5.87	3.82	5.09	<1	<1
Dioktilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1
Difenilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1
Monobutilalva	µg/kg DW	3.96	4.44	4.57	<1	<1
Monooktilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1
Monofenilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1
Tetrabutilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1
Tributilalva	µg/kg DW	15.2	3.16	7.00	<1	<1
Tricikloheksilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1
Trifenilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1	<1
PHB 105	ng/g DW	<0.84	<2	<5.9	<0.086	<0.14
PHB 114	ng/g DW	<0.0074	<0.0039	<0.0076	<0.0064	<0.0071
PHB 118	ng/g DW	<2	<4.2	<12	<0.21	<0.32
PHB 123	ng/g DW	<0.0068	<0.069	<0.0071	<0.0059	<0.0062
PHB 126	ng/g DW	<0.0074	<0.0035	<0.0067	<0.006	<0.0067
PHB 156	ng/g DW	<0.38	<0.63	<1.9	<0.014	<0.12
PHB 157	ng/g DW	<0.013	<0.0033	<0.0061	<0.0056	<0.0068
PHB 167	ng/g DW	<0.014	<0.28	<0.52	<0.016	<0.023
PHB 169	ng/g DW	<0.012	<0.0032	<0.0064	<0.0056	<0.0064
PHB 170	ng/g DW	<0.86	<1.3	<3.1	<0.13	<0.25
PHB 180	ng/g DW	<0.97	<1.4	<4.9	<0.19	<0.32
PHB 189	ng/g DW	<0.014	<0.062	<0.0066	<0.0057	<0.0071
PHB 77	ng/g DW	<0.017	<0.0042	<0.0081	<0.0073	<0.0069
PHB 81	ng/g DW	<0.018	<0.0042	<0.0076	<0.0066	<0.0071
TEQ (dl-PHB) - zemākā robeža	ng/g DW	0	0	0	0	0
TEQ (dl-PHB) - augšējā robeža	ng/g DW	0.0015	0.0015	0.0039	0.00072	0.00088
PHB 101	ng/g DW	<4.2	<5.4	<27	<0.14	<0.31
PHB 118	ng/g DW	<2	<4.2	<12	<0.21	<0.32
PHB 138	ng/g DW	<3.1	<5.7	<23	<0.42	<0.48
PHB 153	ng/g DW	<3.9	<6.1	<22	<0.42	<0.64
PHB 180	ng/g DW	<0.97	<1.4	<4.9	<0.19	<0.32
PHB 28	ng/g DW	<0.88	<0.46	<2.5	<0.047	<0.089
PHB 52	ng/g DW	<1.8	<1.6	<20	<0.064	<0.14
Kopējie PHB - 7 kongeneri - zemākā	ng/g DW	0	0	0	0	0
Kopējie PHB - 7 kongeneri - augšējā	ng/g DW	17	25	110	1.5	2.3
PFOS	mg/kg DW	<0.000500	0.000956	0.000661	<0.000500	<0.000500

	Mērvienība	46.st	40A st	43.st	47. st	45A st
PFOA	mg/kg DW	<0.000500	<0.000500	<0.000500	<0.000500	<0.000500
Acenaftēts	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.048	<0.010	<0.010
Acenaftilēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.048	<0.010	<0.010
Antracēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.048	<0.010	<0.010
Benz(a)antracēns	mg/kg DW	0.011	<0.010	<0.048	<0.010	<0.010
Benzo(a)pirēns	mg/kg DW	0.0184	0.0185	<0.048	<0.010	<0.010
Benzo(b)fluorantēns	mg/kg DW	0.044	0.049	<0.048	<0.010	<0.010
Benzo(g,h,i)perilēns	mg/kg DW	0.049	0.038	<0.048	<0.010	0.012
Benzo(k)fluorantēns	mg/kg DW	0.017	<0.010	<0.048	<0.010	<0.010
Krizēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.048	<0.010	<0.010
Dibenz(a,h)antracēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.048	<0.010	<0.010
Fluorantēns	mg/kg DW	0.039	0.032	0.063	<0.010	<0.010
Fluorēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.048	<0.010	<0.010
Indeno(1.2.3.cd)pirēns	mg/kg DW	0.047	0.041	<0.048	<0.010	0.012
Naftalēns	mg/kg DW	0.012	<0.010	<0.048	<0.010	<0.010
Fenantrēns	mg/kg DW	0.015	0.012	<0.048	<0.010	<0.010
Pirēns	mg/kg DW	0.035	0.024	0.068	<0.010	<0.010
16 PAO summa	mg/kg DW	0.287	0.214	<0.768	<0.160	<0.160

Prioritāro vielu koncentrācija Rīgas līča dziļūdens daļas sedimentos

	Mērvienība	121.st	142.st	102.A st	119.st
Dibutilalva	µg/kg DW	19.20	2.94	9.89	3.01
Dioktilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
Difenilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
Monobutilalva	µg/kg DW	4.07	1.80	4.50	1.62
Monooktilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
Monofenilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
Tetrabutilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
Tributilalva	µg/kg DW	156.00	3.62	12.90	2.08
Tricikloheksilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
Trifenilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
PHB 105	ng/g DW	<1.2	<0.71	<1.2	<1.7
PHB 114	ng/g DW	<0.0032	<0.0032	<0.017	<0.0077
PHB 118	ng/g DW	<2.6	<1.8	<2.4	<3
PHB 123	ng/g DW	<0.0029	<0.003	<0.014	<0.0064
PHB 126	ng/g DW	<0.0032	<0.0032	<0.016	<0.0068
PHB 156	ng/g DW	<0.31	<0.2	<0.015	<0.97
PHB 157	ng/g DW	<0.023	<0.03	<0.012	<0.0076
PHB 167	ng/g DW	<0.065	<0.05	<0.013	<0.21
PHB 169	ng/g DW	<0.0059	<0.0033	<0.011	<0.0077
PHB 170	ng/g DW	<0.46	<0.31	<0.57	<2.4
PHB 180	ng/g DW	<0.85	<0.66	<1.5	<2.2
PHB 189	ng/g DW	<0.011	<0.0037	<0.012	<0.008
PHB 77	ng/g DW	<0.012	<0.0036	<0.016	<0.0095
PHB 81	ng/g DW	<0.012	<0.0034	<0.014	<0.01
TEQ (dl-PHB) - zemākā robeža	ng/g DW	0	0	0	0
TEQ (dl-PHB) - augšējā robeža	ng/g DW	0.001	0.00076	0.0022	0.002
PHB 101	ng/g DW	<3.2	<2.2	<3.1	<3.4
PHB 118	ng/g DW	<2.6	<1.8	<2.4	<3
PHB 138	ng/g DW	<2.9	<2.5	<3.7	<9.3
PHB 153	ng/g DW	<3	<2.2	<3.3	<6
PHB 180	ng/g DW	<0.85	<0.66	<1.5	<2.2
PHB 28	ng/g DW	<0.27	<0.54	<0.6	<0.73
PHB 52	ng/g DW	<1.8	<1.2	<2.5	<1.6
Kopējie PHB - 7 kongeneri - zemākā	ng/g DW	0	0	0	0
Kopējie PHB - 7 kongeneri - augšējā	ng/g DW	15	11	17	26
PFOS	mg/kg DW	0.00118	0.00122	0.00114	0.0014
PFOA	mg/kg DW	0.000786	0.000862	0.00067	0.000767
Acenaftētš	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaftilēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Antracēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010

	Mērvienība	121.st	142.st	102.A st	119.st
Benz(a)antracēns	mg/kg DW	<0.010	0.012	<0.010	<0.010
Benzo(a)pirēns	mg/kg DW	0.0117	0.0124	<0.010	<0.010
Benzo(b)fluorantēns	mg/kg DW	0.025	0.028	0.019	<0.010
Benzo(g,h,i)perilēns	mg/kg DW	0.023	0.025	<0.010	<0.010
Benzo(k)fluorantēns	mg/kg DW	<0.010	0.012	<0.010	<0.010
Krizēns	mg/kg DW	<0.010	0.016	<0.010	<0.010
Dibenz(a,h)antracēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluorantēns	mg/kg DW	0.029	0.031	0.029	0.024
Fluorēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(1.2.3.cd)pirēns	mg/kg DW	0.028	0.025	0.021	<0.010
Naftalēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fenantrēns	mg/kg DW	<0.010	0.014	<0.010	<0.010
Pirēns	mg/kg DW	0.022	0.023	0.023	0.018
16 PAO summa	mg/kg DW	<0.160	0.198	<0.160	<0.160

	Mērvienība	121.A st	120.st	103.st	111.st
Dibutilalva	µg/kg DW	4.38	2.50	4.82	1.77
Dioktilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
Difenilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
Monobutilalva	µg/kg DW	1.40	1.76	1.85	1.11
Monooktilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
Monofenilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
Tetrabutilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
Tributilalva	µg/kg DW	3.82	3.69	5.96	1.67
Tricikloheksilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
Trifenilalva	µg/kg DW	<1	<1	<1	<1
PHB 105	ng/g DW	<0.78	<0.88	<0.55	<0.39
PHB 114	ng/g DW	<0.0041	<0.011	<0.0039	<0.0033
PHB 118	ng/g DW	<1.9	<1.7	<1.2	<0.47
PHB 123	ng/g DW	<0.058	<0.01	<0.0035	<0.0072
PHB 126	ng/g DW	<0.004	<0.01	<0.0038	<0.0071
PHB 156	ng/g DW	<0.2	<0.34	<0.35	<0.11
PHB 157	ng/g DW	<0.0074	<0.0096	<0.041	<0.0079
PHB 167	ng/g DW	<0.16	<0.29	<0.072	<0.008
PHB 169	ng/g DW	<0.0078	<0.0088	<0.0037	<0.0076
PHB 170	ng/g DW	<0.85	<1.6	<1.3	<0.16
PHB 180	ng/g DW	<1.3	<1.6	<3	<0.33
PHB 189	ng/g DW	<0.0079	<0.023	<0.052	<0.01
PHB 77	ng/g DW	<0.0092	<0.028	<0.01	<0.0071
PHB 81	ng/g DW	<0.009	<0.029	<0.01	<0.0066
TEQ (dl-PHB) - zemākā robeža	ng/g DW	0	0	0	0
TEQ (dl-PHB) - augšējā robeža	ng/g DW	0.00097	0.0017	0.00097	0.00096
PHB 101	ng/g DW	<2.2	<2.6	<0.97	<0.44

	Mērvienība	121.A st	120.st	103.st	111.st
PHB 118	ng/g DW	<1.9	<1.7	<1.2	<0.47
PHB 138	ng/g DW	<3.1	<4.1	<2.8	<0.55
PHB 153	ng/g DW	<3.6	<3.7	<4.3	<0.72
PHB 180	ng/g DW	<1.3	<1.6	<3	<0.33
PHB 28	ng/g DW	<1.4	<0.65	<0.41	<0.032
PHB 52	ng/g DW	<0.96	<2	<0.42	<0.18
Kopējie PHB - 7 kongeneri - zemākā	ng/g DW	0	0	0	0
Kopējie PHB - 7 kongeneri - augšējā	ng/g DW	15	16	13	2.7
PFOS	mg/kg DW	0.000853	0.00148	0.00089	<0.000500
PFOA	mg/kg DW	<0.000500	0.000552	<0.000500	<0.000500
Acenaftēts	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaftilēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Antracēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benz(a)antracēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benzo(a)pirēns	mg/kg DW	0.0102	<0.010	<0.010	<0.010
Benzo(b)fluorantēns	mg/kg DW	0.024	0.026	0.034	<0.010
Benzo(g,h,i)perilēns	mg/kg DW	0.031	<0.010	0.033	<0.010
Benzo(k)fluorantēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	0.012	<0.010
Krizēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	0.018	<0.010
Dibenz(a,h)antracēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluorantēns	mg/kg DW	0.041	0.043	0.042	<0.010
Fluorēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(1.2.3.cd)pirēns	mg/kg DW	0.027	<0.010	<0.010	<0.010
Naftalēns	mg/kg DW	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fenantrēns	mg/kg DW	0.012	<0.010	0.019	<0.010
Pirēns	mg/kg DW	0.031	0.032	0.032	<0.010
16 PAO summa	mg/kg DW	0.176	<0.160	0.19	<0.160

4. PIELIKUMS. PRIORITĀRO VIELU KONCENTRĀCIJAS BIOTĀ (REŅĒS (CLUPEA HARENGUS) FILEJĀ) 2017. GADĀ

Vielas nosaukums	CAS numurs	Biota (µg/kg ww) 2017.g.		
		EQS	Baltijas jūra	Rīgas līcis
Alahlors	15972-60-8	-		
Antracēns	120-12-7	-	<0,22	<0,22
Atrazīns	1912-24-9	-		
Benzols	71-43-2	-		
Brominēti difenilēteri (PBDE)	32534-81-9	0,0085	0,29	0,26
Cd	7440-43-9	-		
Tetrahlorglekļis	56-23-5	-		
C10-13 hloralkāni	85535-84-8	-		
Hlorfenvinfos	470-90-6	-		
Hlorpirifoss	2921-88-2	-		
Aldrīns	309-00-2	-		
Dieldrīns	60-57-1			
Endrīns	72-20-8			
Izodrīns	465-73-6			
∑DDT				
Para-para-DDT (4,4'-DDT)	50-29-3	-		
1,2-dihloretāns	107-06-2	-		
Dihlormetāns	75-09-2	-		
Di(2-etilheksil)ftalāts (DEHP)	117-81-7	-		
Diuron	330-54-1	-		
Endosulfāns	115-29-7	-		

Fluorantēns	206-44-0	30	<1,7	<1,7
Heksahlorbenzols	118-74-1	10	<10	<10
Heksahlorbutadiēns	87-68-3	55	<50	<50
Heksahlorciklo-heksāns	608-73-1	-		
Izoproturons	34123-59-6	-		
Pb	7439-92-1	-		
Hg	7439-97-6	20		
Naftalīns	91-20-3	-	<5,3	<5,3
Ni	7440-02-0	-		
Nonilfenols (4-nonilfenols)	84852-15-3	-		
Oktilfenols ((4-(1,1',3,3'-tetrametilbutil)- fenols)	140-66-9	-		
Pentahlorbenzols	608-93-5	-		
Pentahlorfenols	87-86-5	-		
Benzo(a)pirēns	50-32-8	5	<0,12	<0,12
Simazīns	122-34-9	-		
Tetrahlortilēns	127-18-4	-		
Trihlortilēns	79-01-6	-		
Tributilalva	36643-28-4	-		
Trihlorbenzoli	12002-48-1	-		
Trihlormetāns	67-66-3	-		
Trifluralīns	1582-09-8	-		
Dikofols	115-32-2	33	<20	<20
Perfluoroktānsulfo-skābe un tās atvasinājumi (PFOS)	1763-23-1	9,1	0,5	0,106
Hinoksifēns	124495-18-7	-		
Dioksīni un dioksīniem līdzīgie savienojumi		0,0065 (TEQ)	0,0011 – 0,0012	0,0011 – 0,0014
Aklonifēns	74070-46-5	-		

Bifenokss	42576-02-3	-		
Cibutrīns	28159-98-0	-		
Cipermetrīns	52315-07-8	-		
Dihlorfoss	62-73-7	-		
Heksabromociklo-dodekāns (HBCDD)		167	0,000282	0,000202
Heptahloro un heptahlorepoksīds	76-44-8 1024-57-3	0,0067	<10	<10
Terbutrīns	886-50-0	-		