



**LATVIJAS
UNIVERSITĀTE**
ANNO 1919

LATVIJAS UNIVERSITĀTE
BIOLOĢIJAS FAKULTĀTE
HIDROBIOLOĢIJAS KATEDRA

Evita Strode

Promocijas darbs

**Baltijas jūras sedimentu ekoloģiskā kvalitāte un to
potenciālā ietekme uz sānpeļžu attīstību**

The ecological quality of the Baltic Sea sediments and the potential impact
on the development of Amphipods

Doktora zinātniskā grāda iegūšanai bioloģijā

Apakšnozare: hidrobioloģija

Darba zinātniskais vadītājs
Asoc. prof. Dr. biol. **Maija Balode**

Rīga, 2017

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Hidroekoloģijas institūtā un Latvijas Universitātes Bioloģijas Fakultātē, Hidrobioloģijas katedrā laika posmā no 2008. gada oktobra līdz 2016. gada decembrim. Darba izstrāde tika veikta BONUS+ projekta BEAST un ESF projekta HIDROTOX ietvaros.



Darbs sastāv no ievada, teorētiskās daļas, metodiskās sadaļas, rezultātiem, diskusijas, secinājumiem un literatūras saraksta. Darba forma: disertācija bioloģijas nozarē, hidrobioloģijas apakšnozarē.

Darba zinātniskais vadītājs: Asoc. prof. Dr. biol. Maija Balode

Promocijas darba recenzenti:

- 1) Dr. biol. Jana Paidere (Daugavpils Universitāte)
- 2) Dr. ģeogr. Juris Aigars (Latvijas Universitāte/ Latvijas Hidroekoloģijas institūts)
- 3) Dr. biol. Voldemārs Spuņģis (Latvijas Universitāte)

Promocijas darba aizstāvēšana notiks Latvijas Universitātes Bioloģijas zinātņu promocijas padomes atklātā sēdē 10.10.2017 plkst. 14:30, Rīgā, Jelgavas ielā 1.

Ar promocijas darbu un tā kopsavilkumu var iepazīties LU Dabaszinātņu akadēmiskā centra bibliotēkā, Rīgā, Jelgavas ielā 1.

Atsauksmes sūtīt zinātniskajai sekretārei Dainai Ezei, LU Dabaszinātņu akadēmiskais centrs, Bioloģijas fakultāte, Jelgavas iela 1, Rīga, LV-1004, Fakss: +371 67033919, e-pasts: Daina.eze@lu.lv

LU Bioloģijas nozares promocijas padome

Padomes priekšsēdētājs: **Guntis Brūmelis**, Dr. biol., prof. / _____/

Promocijas padomes sekretārs: **Daina Eze** / _____/

© Latvijas Universitāte, 2017

© Evita Strode, 2017

ANOTĀCIJA

Mūsdienās aktualizējies jautājums par sedimentu ekoloģiskās kvalitātes noteikšanas metodēm. Ekotoksikoloģiskie pētījumi kopumā raksturo Baltijas jūras sedimentu ekoloģisko kvalitāti kā “labu”/“vidēju” (attiecīgi 52% un 25%), salīdzinoši labāku sedimentu kvalitāti uzrādot Botnijas jūrā un Rīgas līcī, bet pārsniegtu labas vides kvalitātes robežu (>GES) - Somu līcī, Gdaņskas līcī un Belta jūrā. Biotestu standartsugām (*Monoporeia affinis*, *Corophium volutator* un *Hyaella azteca*) un darbā rekomendētajām sugām (*Bathyporeia pilosa*, *Pontogammarus robustoides* un *Gmelinoides fasciatus*) novērojama atšķirīga jutība potenciāli piesārņotu Baltijas jūras sedimentu klātbūtnē, kas norāda uz būtiski atšķirīgu Baltijas jūras sedimentu ekoloģiskās kvalitātes novērtējumu - ar standartsugām >GES robeža 8% gadījumu un ar rekomendētajām sānpelžu sugām 63% gadījumu. Līdzīgi rezultāti tika konstatēti sānpelžu toksikorezistencē pret smagiem metāliem, norādot uz darbā rekomendēto testorganismu lielāku jutību un nepieciešamību biotestos izmantot reģiona jutīgākās sānpelžu populācijas, kā piemēram *G. fasciatus* un *P. robustoides*. Sedimentu ekoloģiskās kvalitātes noteikšana pēc embriju attīstības kvalitātes liecina par vispārīgā stresa biomarkiera augstu jutības pakāpi potenciāli piesārņotu sedimentu klātbūtnē, apliecinot organismu attīstību ietekmējošu faktoru klātbūtni to dabiskajā vidē. Sedimentu kvalitātes novērtēšanai būtu jāizmanto vienlaikus vairākas metodes, ko apliecina kompleksā analīze pēc TRIAD metodes ar Rīgas līča sedimentiem – atsevišķos ķīmiskos, bioloģiskos un ekotoksikoloģiskos novērtējumos vērojama līdzīga tendence un kopumā potenciālā riska draudiem izpaužoties sekojoši: 54% gadījumu - “iespējams nav ietekmes”, 23% “varbūt ir ietekme” un 23% “iespējams ir ietekme”. Metodoloģiskie eksperimentālie pētījuma rezultāti norāda uz biotesta vides apstākļu – temperatūras, testorganismu attīstības stadijas, paraugu uzglabāšanas veida un to ievākšanas sezonālītātes nozīmi sedimentu ekoloģiskās kvalitātes noteikšanā.

Atslēgas vārdi: Baltijas jūra, sedimentu ekoloģiskā kvalitāte, sānpeldes, ekotoksikoloģija

SUMMARY

Nowadays the question about the methods for determining the sediment quality has become very popular. In general the Baltic Sea sediments ecological status by ecotoxicological studies are characterized as “good” / “moderate” (52% and 25% respectively) indicating better environment quality in the Bothnian Sea and the Gulf of Riga, but exceeding the limit of good environmental quality (GES) was found in the Gulf of Finland, the Gulf of Gdansk and Belt Sea. Different toxico-resistance of potentially polluted Baltic Sea sediments was found with standard species (*Monoporeia affinis*, *Corophium volutator* and *Hyalella azteca*) and in this thesis recommended amphipods species (*Bathyporeia pilosa*, *Pontogammarus robustoides* and *Gmelinoides fasciatus*) showing more meaningful difference in the Baltic Sea sediment quality assessment - exceeding the Good Environmental Status (>GES) boundaries with standard species in only 8% of cases and with recommended species in 63% of cases (>GES). Similar results of toxico-resistance were found with standard test species to heavy metals showing higher sensitivity of recommended species and in bioassay the necessity to use the region’s most sensitive amphipod species, like a *G. fasciatus* and *P. robustoides*. The embryo malformation test for sediment quality assessment as a general biomarker for pollution effects in amphipods appeared to be more sensitive, testifying to affecting the development factors of the organisms in their natural environment. For sediment quality assessment there is a need to use several simultaneous multiple methods as evidenced by the combined study using TRIAD method of the Gulf of Riga sediments - the individual chemical analysis, biological diversity and ecotoxicological showed similar tendencies and in general the Gulf of Riga sediments’ potential risk menace displayed the following - 54% of cases “likely unimpacted”, 23% “possibly impacted” and 23% “likely impacted”. Methodologically experimental study results indicated that the bioassay environmental conditions - temperature, stage of development of test organisms, sample storage and its collection seasons are important when determining the sediment ecological quality.

Keywords: Baltic Sea, sediment ecological quality, amphipods, ecotoxicology

SATURS

<i>IEVADS</i>	6
1. <i>LITERATŪRAS APSKATS</i>	13
1.1. Baltijas jūras piesārņojums un kvalitāte.....	13
1.1.1. Galvenie Baltijas jūras stresa faktori.....	16
1.2. Sedimentu piesārņojums.....	18
1.2.1. Sedimentu biotestēšana.....	19
1.2.2. Piesārņojuma bioloģisko efektu novērtējums.....	21
1.2.3. Komplekss sedimentu piesārņojuma riska novērtējums.....	22
1.3. Testorganismi sedimentu kvalitātes konstatēšanai.....	23
1.3.1. Sānpeļžu izmantošana sedimentu biotestēšanā.....	25
1.3.2. Vides faktoru ietekme uz testorganismiem.....	29
2. <i>MATERIĀLI UN METODEDES</i>	30
2.1. Pētījuma rajona raksturojums.....	30
2.2. Sedimentu paraugu ievākšana.....	31
2.3. Testorganismi un to ievākšana.....	33
2.4. Sedimentu akūtais tests.....	34
2.5. Sānpeļžu reprodukcija un embriju analīze.....	35
2.3. Testorganismu jutība pret smagajiem metāliem.....	37
2.4. Metodoloģiskie (eksperimentālie) pētījumi.....	38
2.5. Datu statistiskā apstrāde.....	38
3. <i>REZULTĀTI</i>	39
3.1. Baltijas jūras sedimentu biotestēšana.....	39
3.1.1. Belta jūras sedimentu ekoloģiskā kvalitāte.....	39
3.1.2. Gdaņskas līča sedimentu ekoloģiskā kvalitāte.....	40
3.1.3. Botnijas jūras sedimentu ekoloģiskā kvalitāte.....	41
3.1.4. Somu līča sedimentu ekoloģiskā kvalitāte.....	42
3.1.5. Rīgas līča sedimentu ekoloģiskā kvalitāte.....	44
3.1.6. Latvijas lielāko ostu sedimentu ekoloģiskā kvalitāte.....	46
3.2. Sānpeļžu embriju attīstības kvalitāte Rīgas līcī.....	47
3.3. Sānpeļžu toksikorezistence smago metālu klātbūtnē.....	50
3.4. Metodoloģiskie pētījumi biotestu optimizēšanai.....	53
3.4.1. Testorganismu aklimatizēšanas periods pirms biotesta.....	54
3.4.2. Testorganismu izdzīvotību ietekmējošie faktori biotestu laikā.....	56
3.4.2.1. Temperatūras loma.....	56

3.4.2.2.	Testorganisma attīstības stadijas loma.....	57
3.4.2.3.	Sedimentu ievākšanas sezonas loma.....	58
3.4.2.4.	Sedimentu uzglabāšanas metodes loma	60
4.	<i>DISKUSIJA</i>	63
4.1.	Baltijas jūras sedimentu ekoloģiskā kvalitāte.....	63
4.2.	Testorganismu toksikorezistences atšķirības.....	68
4.3.	Bioloģisko efektu noteikšana Rīgas līča sedimentu faunā	73
4.4.	Rīgas līča sedimentu novērtējums kompleksā pētījumā.....	75
4.5.	Metodoloģiskie pētījumi rekomendāciju izstrādei	79
4.6.	Rekomendācijas sedimentu biotestu ieviešanai monitoringā.....	84
	<i>SECINĀJUMI</i>	89
	<i>LITERATŪRA</i>	90
	<i>PATEICĪBA</i>	106
	<i>DARBĀ IZMANTOTIE SAĪSINĀJUMI</i>	107
	<i>PIELIKUMI</i>	108

IEVADS

Baltijas jūra tiek uzskatīta par vienu no piesārņotākajām jūrām Eiropā un pasaulē, ko nosaka lēnā ūdens apmaiņa tās akvatorijā un krastu intensīvā apdzīvotība, kas rada būtisku antropogēno slodzi. Bez biogēnām vielām Baltijas jūrā konstatētas arī dabiskas un antropogēnas izcelsmes toksisko/bīstamo vielu klātbūtne, kas ietekmē tās ekoloģisko stāvokli. Baltijas jūra tiek pakļauta būtiskam toksisko vielu piesārņojumam, uzrādot augstās koncentrācijās halogēnorganiskos savienojumus, poliaromātiskos ogļūdeņražus, smagos metālus (dzīvsudrabs, kadmijs, cinks, svins) un virkni citu vielu, kas spēj ilgstoši uzglabāties vidē un veidot jaunus toksiskus savienojumus, ietekmējot ūdens organismu attīstību. Būtiski ir noskaidrot, kā šis piesārņojums ietekmē bentisko organismu attīstību, jo tieši sedimentos notiek intensīva toksisko vielu akumulācija, kas spēj izraisīt ilgstošu toksisko iedarbību. Hidroekosistēmas un tajās atrodošo vielu mijiedarbība ir sarežģīts un grūti prognozējams process, tādēļ nepieciešams izvērtēt piesārņojuma potenciālo eko-toksikoloģisko iedarbību. Toksisko vielu iedarbības sekas ir atkarīgas no to devas un iedarbības ilguma. Ne visas vielas izraisa tiešu iedarbību uz dzīvajiem organismiem, tās spēj ietekmēt ekosistēmu pastāvēšanu kopumā, kā arī pa barības ķēdi var nokļūt cilvēka organismā un veikt tā intoksikāciju. Piesārņotu sedimentu ķīmiskās analīzes ne vienmēr ataino vidē esošo vielu ekoloģisko bīstamību, jo ne visi ķīmiskie savienojumi izraisa toksisku efektu un praktiski nav iespējams noteikt visus piesārņojošo (bīstamo) vielu savienojumus vidē.

Vides kvalitātes novērtēšanai mūsdienās tiek pievērsta pastiprināta uzmanība, par ko liecina ICES un HELCOM aktivitātes, kas vērsti Baltijas jūras izpētes un aizsardzības virzienā, tādēļ būtiski ir pārskatīt un izvērtēt vides kvalitātes kontrolē izmantojamo metožu efektivitāti un lietderību. HELCOM ietvaros izstrādātajā Baltijas jūras rīcības plānā tiek uzsvērtas vairākas Baltijas jūras prioritārās jomas - eitrofikācijas samazināšana, kuģošanas drošības un reaģēt spējas nodrošināšana (naftas avāriju un citu ārkārtas situāciju gadījumos), jūras un piekrastes bioloģiskās daudzveidības saglabāšana (tai skaitā zivju resursu saglabāšana un jūras izmantošanas telpiskā plānošanā), kā arī bīstamo vielu piesārņojuma samazināšana. Pieaugošā piesārņojuma un to komplicētā ķīmiskā sastāva dēļ, aizvien lielāku nozīmi vides kvalitātes kontrolē mūsdienās gūst biotestēšanas un biomarkķēšanas metožu izmantošana. Toksicitātes testi norāda nevis uz kāda konkrēta piesārņotāja klātbūtni, bet uz kopējo potenciāli bīstamo vielu atstāto ietekmi uz ūdens organismu attīstību, ko nav iespējams konstatēt pēc ķīmiskajām analīzēm. Ekotoksikoloģiskie pētījumi ļauj konstatēt pašreizējo situāciju, izvērtēt pagātnes sekas, kā arī prognozēt potenciālo nelabvēlīgo ietekmi uz organismu attīstību. Ja akūta ķīmiska piesārņojuma gadījumos novērojama tūlītēja ūdens organismu atbildes reakcija (kustību traucējumi; īpatņu bojāeja), tad hroniska piesārņojuma

ietekme saistās ar nelielām toksikanta koncentrācijām un grūti pamanāmu iedarbību uz organismu (reprodukciju spēju samazināšanās jeb to zaudēšana, imunoloģiskās reakcijas, oksidatīvais stress, endokrīnās sistēmas traucējumi, DNS izmaiņas u.c.), kuru noteikšanai ir nepieciešams izmantot jutīgas bioloģisko efektu konstatējošas metodes – tādas kā biotestēšana vai biomarķēšana. Lai pilnībā izvērtētu bīstamo vielu ekotoksikoloģisko iedarbību nepieciešams arī noteikt toksikanta uzkrāšanās mehānismu un tendences.

Ūdens vides kvalitātes kontrolē visplašāko pielietojumu šobrīd ir ieguvuši sedimentu biotesti, jo sedimentos akumulējas dažādas toksiskās vielas, kuras uzrāda akūtu jeb hronisku toksisku iedarbību. Kā vieni no piemērotākiem organismiem tiek uzskatītas sānpeļdes, kas uzrāda augstu jutības pakāpi pret dažādiem piesārņotājiem. Lai pilnvērtīgi novērtētu sedimentu ekoloģisko kvalitāti ir nepieciešami kompleksi pētījumi, kas ietver ķīmiskās analīzes, bioloģisko daudzveidību, kā arī ekotoksikoloģiju. Izraugoties biotestēšanai izmantojamās testu metodes un testobjektus, jāņem vērā vietējie biotiskie un abiotiskie apstākļi. Dažkārt nav iespējams tieši pārņemt jau izstrādātās starptautiskās (ISO, ASTM, ICES, EPA) standartmetodes. Tās nepieciešams pārbaudīt un piemērot pētāmo ūdeņu vides kvalitātes kontrolei, kā testobjektus izvēloties lokāli dominējošās sugas. Latvijā, Baltijas jūras sedimentu biotestēšanā ir adaptēta un rekomendēta izmantot starptautiski atzītu ISO (2005) standarttestu, neņemot vērā reģionālās īpatnības un vietējo sugu toksikorezistenci. Mūsdienās nav izstrādātu sedimentu biotestēšanas metožu standarti, kas būtu piemēroti Baltijas jūras bentiskajiem organismiem. Šī iemesla dēļ ir nepieciešams attīstīt un standartizēt jaunas metodes, kurās tiktu izmantoti Baltijas jūrai raksturīgi testorganismi ar augstu jutības pakāpi.

Darba mērķis

Noskaidrot Baltijas jūras sedimentu ekoloģisko kvalitāti un to potenciālo ietekmi uz bentisko organismu attīstību.

Darba uzdevumi

1. Veikt Baltijas jūras (Somu līcis, Rīgas līcis, Botnijas jūras, Gdaņskas līcis un Belta jūras) sedimentu kvalitātes novērtējumu un savstarpēju salīdzināšanu.
2. Noskaidrot Baltijas jūras dominējošo sānpeļžu sugu toksikorezistenci un izvērtēt to piemērotību sedimentu biotestēšanā.
3. Veikt sedimentu biotestēšanas metodoloģiskos pētījumus, metodikas pilnveidošanai un piemērošanai Baltijas jūras apstākļiem.
4. Novērtēt TRIAD metodes pielietojamību sedimentu kvalitātes kompleksā izvērtēšanā.

5. Veikt rekomendāciju izstrādi sedimentu biotestu ieviešanai Baltijas jūras (Latvijas teritoriālo ūdeņu) monitoringa programmā.

Darbā aizstāvamās tēzes:

- Pēc ekotoksikoloģijas testiem Baltijas jūras sedimenti raksturojas ar atšķirīgu piesārņojuma pakāpi un ekoloģiskās kvalitātes novērtējumu.
- Sānpeļņu embriju kvalitātes novērtējums ir salīdzinoši jutīgs bioindicators hroniskā piesārņojuma noteikšanai dabiskajā vidē.
- Testos izmantotās Baltijas jūras sānpeļdes raksturojas ar atšķirīgu toksikorezistenci.
- Sedimentu piesārņojuma potenciālā riska novērtēšanā nepieciešama kompleksa pieeja, ekotoksikoloģiskos pētījumus apvienojot ar ķīmiskajām un bioloģiskajām metodēm.
- Sedimentu akūtās toksicitātes noteikšanā nozīmīga loma ir biotestu metodikai - testorganismu vecuma, testa vides apstākļu, sedimentu paraugu uzglabāšanas un ievākšanas sezonas izvēlei.

Pētījuma zinātniskā novitāte un praktiskā nozīmība

Dabas resursu izmantošanas apjoms un cilvēku izraisītā ietekme uz vides ekosistēmu ir sasniegusi milzīgus apmērus, kas rada nepieciešamību sabalansēt ekonomikas un sociālās vides attīstību, nodrošinot pilnvērtīgu vides aizsardzību. Mūsdienās piesārņojošo vielu ķīmiskais sastāvs kļūvis komplicētāks, līdz ar to plašu pielietojumu vides kvalitātes kontrolē ir ieguvušas ekotoksikoloģijas metodes - biotestēšana un biomarkķēšana, kuras būtu ieteicams izmantot kompleksā analizē, nosakot pētāmās vides potenciālā piesārņojuma riska draudus, saistot ekotoksikoloģiskos pētījumus ar ķīmiskajiem un bioloģiskajiem rādītājiem.

Darba novitāte saistās ar faktu, ka līdz šim nav veikti pētījumi, kas dotu salīdzinošu vērtējumu par sedimentu potenciālo piesārņojumu Baltijas jūras akvatorijā un tā ietekmi uz bentisko organismu izdzīvotību, toksikorezistenci un embrioloģisko attīstību. Šī darba ietvaros pirmo reizi tika noteikts (1) Baltijas jūras sedimentu ekoloģiskās kvalitātes novērtējums pēc ekotoksikoloģijas testu rezultātiem, (2) Baltijas jūras sānpeļņu sugu toksikorezistences salīdzinājums, (3) potenciālā piesārņojuma ietekme uz sānpeļņu reprodukcijas spējām un embrionālo attīstību un (4) sānpeļņu sugu pielietojamības iespēja Baltijas jūras sedimentu kvalitātes novērtēšanā. Kā arī Baltijas jūrā līdz šim biomarkķēšanas metodes “sānpeļņu embrionālās attīstības traucējumi” pielietošana ir bijusi ļoti ierobežota, bet Rīgas līcī - šī metode līdz šim vispār nav izmantota.

Darba praktiskā nozīmība saistās ar faktu, ka izstrādātās rekomendācijas sedimentu kvalitātes novērtēšanai un piemērotāko testorganismu izvēlei sekmēs sedimentu biotestēšanas

vai biomarkieru iekļaušanu Baltijas jūras Nacionālajā Monitoringa programmā, kā vienu no vides kvalitātes rādītājiem. Metodoloģisko pētījumu rezultāti sekmēs standartizēto metožu adaptācijas iespējas un to pilnveidošanu, izmantojot biotestēšanu kā sedimentu kvalitātes novērtēšanas rādītāju Baltijas jūras reģionā.

Promocijas darba rezultātu aprobācija

Publikācijas starptautiski atzītos žurnālos

1. **Strode E.**, Jansons M., Puriņa I., Balode M. and Berezina N. 2017. Sediment quality assessment using survival and embryo malformation test in amphipod crustaceans: the Gulf of Riga, Baltic Sea as case study. *Journal of Marine Systems* 172: 93-103
2. Dabrowska, H., Kopko, O., Lehtonen, K.K., Lang, T., Waszak, I., Balode, M., **Strode, E.** 2017. An integrated assessment of pollution and biological effects in flounder, mussels and sediment in the southern Baltic Sea coastal area. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24 (4): 3626-3639
3. Putna I., **Strode E.**, Bārda I., Puriņa I., Rimša E., Jansons M., Balode M., Strāķe S. 2014. Sediment quality of the ecoregion Engure, Gulf of Riga, assessed by using ecotoxicity tests and biomarker responses. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences. Section B.*, Vol. 68, No. 1/2 (688/689): 20–30
4. Berezina N., **Strode E.**, Lehtonen K., Balode M. and Golubkov S. 2013. Sediment quality assessment using the amphipods *Gmelinoides fasciatus* and *Monoporeia affinis* in northeastern Baltic Sea. *Crustaceana* 86 (7-8) 780-801
5. **Strode E.** and Balode M. 2013. Toxic-resistance of Baltic Amphipod species to heavy metals. *Crustaceana* 86 (7-8): 1007-1024
6. **Strode E.**, Berezina N., Kalnins M. and Balode M. 2013. New records of the amphipods *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 and *Pontogammarus robustoides* G.O. Sars, 1894 in Latvian waters of the Baltic Sea. *BioInvasions Records. Volume 2., Issue 1:* 63–68

Par pētījuma rezultātiem ziņots grāmatās, bukletos un konferenču izvērstajās tēzēs

1. **Strode E.**, Puriņa I. and Balode M. 2016. Ekotoksikoloģiskie pētījumi Rīgas līča sedimentu kvalitātes noteikšanā. 74th University of Latvia Conference of Science, February 2016, Riga, Latvia: 1-5
2. **Strode E.**, Balode M. 2015. Sānpeldes kā Rīgas līča sedimentu kvalitātes indikators. 73th University of Latvia Conference of Science, January 2015, Riga, Latvia: 82-86

3. **Strode E.** and Balode M. 2014. Piesārņojuma potenciālā ietekme uz sāņpelžu embrioloģisko attīstību. 72th University of Latvia Conference of Science, January 2014, Riga, Latvia: 55-58
4. Strāķe S., Ikauniece A., Alberte M., Bārda I., Jurgensone I., Lavrinovičs A., Livdāne L., Puriņa I., Purviņa S., Rimša E., **Strode E.**, Fedoroviča D., Kurakins A., Holodkēvičs S., Balode M. 2013. Rīgas līča rietumu piekrastes ekosistēma: vides kvalitāte un bioloģiskā daudzveidība. Cilvēks un daba: Engures ekoreģions. LU akadēmiskais apgāds: 249 – 288
5. Purviņa S., Puriņa I., Balode M., Medne R., Kurakins A., Putna I., Bārda I., **Strode E.**, Rimša E., Pfeifere M., Muzikante L., Jansons M. 2012. Vides piesārņojuma konstatēšana un ietekmes novērtēšana ar ekotoksikoloģijas metodēm. Latvijas Hidroekoloģijas institūts (buklets). Rīga, 32 lpp.

Par pētījuma rezultātiem ziņots konferencēs

1. Berezina N., **Strode E.** 2015. Embryonic characteristics in amphipods as a tool for assessment of quality in the eastern Baltic Sea. 16TH ICA International colloquium on amphipoda. 7-11. September 2015, Aveiro, Portugal: p. 80
2. Putna I., **Strode E.**, Muzikante L., Skuja A., Parele E., Balode M., Puriņa I. 2013. Waste water harmful effect detection by using biological methods – bioassays and benthic macroinvertebrate metrics. SETAC Europe 23rd Annual Meeting, 12-16 May, Glasgow, Scotland: 343 – 344
3. Berezina N., Lehtonen K., Golubkov S., **Strode E.**, Balode M., 2011. Application of reproductive and physiological variables in gammaridean amphipods in environmental quality assessment in the Gulf of Finland. Gulf of Finland Trilateral Co-operation Forum „Ecosystem Approach to the Management of the Gulf of Finland” 12-13 December, Tallinn, Estonia: 11-12.
4. Berezina N., **Strode E.**, Balode M., Golubkov S., Lehtonen K. 2011. Reproductive and biological variables of Gammaridaen amphipods as tools in bioassay. Monitoring European Biodiversity "The role and importance of amphipod crustaceans 27-29. September, Palermo, Italy: 63-64.
5. **Strode E.** and Balode M. 2011. Toxico-resistance of different Baltic amphipod species. Monitoring European Biodiversity "The role and importance of amphipod crustaceans 27-29. September, Palermo, Italy: 82-83.
6. Dabrowska H, Antoniak A, Kopko O, Turja R, Lehtonen KK, Balode M, **Strode E.**, Broeg K, Sundelin B, Löf M, Šyvokienė J, Kholodkevich S, Kuznetsova T, Kurakin A, Sladkova S, Kamardin N, 2011. An integrated assessment of pollution and biological

- effects of the southern Baltic Sea coastal waters. ICES Annual Science Conference 19 – 23 September. Gdańsk, Poland: p. 189.
7. Berezina N., **Strode E.**, Golubkov S., Balode M. 2011. Sediment quality of the Gulf of Finland: bioassay with amphipods. 8th Baltic Sea Science Congress 22-26 August, St. Petersburg, Russia: p. 215
 8. Balode M., **Strode E.**, Jermakovs V., Jansons M., Purviņa S. 2011. Varied approach to detect pollution of the Baltic Sea sediments. SETAC North America Focused Topic Meeting. Pollutants in the Environment: Fate and Toxicity 24–27 August, Mérida, Mexico: p. 37
 9. **Strode E.**, Jansons M., Puriņa I. un Balode M. 2011. Ecological quality status of the Gulf of Riga sediments. 6th international conference „Research and conservation of biological diversity in Baltic Region”. 28-29. April. Daugavpils University Academic Press „Saule: p. 129
 10. **Strode E.**, Balode M. and Purina I. 2011 Inhibitory effect of sediment pollution on Baltic amphipod *Monoporeia affinis*. 7th international SedNet event 6-9 April, Venecia, Italy. Sediments and Biodiversity: bringing the gap between science and policy: p. 91
 11. **Strode E.** un Balode M. 2011. Eksperimentālie pētījumi par abiotisko vides faktoru ietekmi uz iesāļūdens sānpelžu *Monoporeia affinis* un *Gammarus zaddachi* attīstību un minēto sugu toksikorezistences. 69th University of Latvia Conference of Science, February 2011, Riga, Latvia: 54-55
 12. **Strode E.** and Balode M., 2010. Sediment-quality assessment in the Gulf of Riga. 5th International student conference Biodiversity and functioning of aquatic ecosystems in the Baltic Sea region, 6-8 October, Palanga, Lithuania: 93-94
 13. **Strode E.**, Putna I., Balode M., 2010. Sediment Toxicity of Latvian territorial waters (Eastern Baltic Sea). SETAC Europe 20th Annual Meeting 2010, 23 – 27 May, Sevilla, Spain: p. 217
 14. **Strode E.**, Putna I., Balode M., 2010. Somu jūras līča sedimentu toksiskuma noteikšana, izmantojot *Monoporeia affinis*. 68th University of Latvia Conference of Science, February 2010, Riga, Latvia: 115

Promocijas darba struktūra

Promocijas darbs sastāv no ievada, četrām daļām un secinājumiem, kopā sastādot 107 lapas, t.sk. 21. attēls, 5. tabulas un literatūras saraksts ar 198 literatūras avotiem. Promocijas darbā tika iekļauti arī divi pielikumi. Promocija darba rezultāti publicēti kopā sešās starptautiskajās publikācijās.

Autores dalība un ieguldījums zinātniskajos projektos un grantos

Promocijas darba rezultāti tika iegūti četru projektu ietvaros, kuru laikā autores ieguldījums ir sekojošs – sedimentu paraugu un testorganismu ievākšana, ekspedīciju un eksperimentu plānojums, sedimentu paraugu apstrāde, sedimentu un smago metālu ekotoksicitātes akūto testu un embrioloģisko analīžu veikšana. Ekotoksicitātes testu, ķīmisko analīžu un monitoringa datu apkopošana un izvērtēšana TRIAD metodes pilnveidošanas ietvaros. Publikāciju un prezentāciju gatavošana, iegūtos rezultātus publicējot un prezentējot nacionālas un starptautiskas nozīmes izdevumos un zinātniskās konferencēs.

- ✓ FP6 BONUS + programmas finansētais projekts „Biological Effects of Anthropogenic Chemical Stress: Tools for the Assessment of Ecosystem Health (BEAST)” (Antropogēno stresu bioloģiskā ietekme uz Baltijas jūras ekosistēmas veselību), projektu koordinētāji Asoc. prof. Dr. biol. Kari K. Lehtonen un Asoc. prof. Dr. biol. M. Balode (2009-2011).
- ✓ ESF finansētais projekts HYDROTOX „Inovātīvo metožu ieviešana dabiskas un antropogēnas izcelsmes piesārņojuma ietekmes identificēšanā Latvijas teritoriālajos ūdeņos” (2009/0226/1DP/1.1.1.2.0/09/APIA/VIAA/080), projektu koordinētāja Dr. biol. I. Puriņa (2010-2012).
- ✓ LVAFa finansētais projekts BIOMAR Nr. 1-08/415/2014 “Piesārņojuma bioloģisko efektu novērtējums Rīgas līcī un Baltijas jūras piekrastē atbilstoši Jūras stratēģijas pamatdirektīvas (2008/56/EC) kvalitātes kritērijam D8”, projektu koordinētāja Dr. biol. I. Puriņa (2015).
- ✓ LVAFa finansētais projekts “Biotestēšanas sistēmas izveide un ekotoksicitātes testu ieviešana Latvijā”, projektu koordinētāja Asoc. prof. Dr. biol. M. Balode (2007- 2008).

1. LITERATŪRAS APSKATS

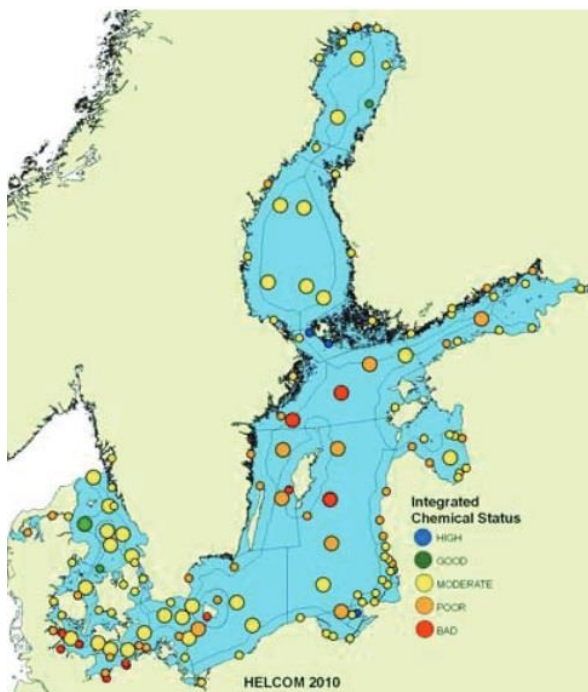
1.1. Baltijas jūras piesārņojums un kvalitāte

Par Baltijas jūras piesārņojumu varam runāt jau no viduslaikiem, kad notekūdeņi un toksiskie atkritumi tika lokāli ievadīti jūrā, kur tie noslāņojās lielāko pilsētu piekrastes rajonos. Vēl 1950. gados Baltijas jūra tika uzskatīta par videi “veselīgu” ekosistēmu, bet jau 20gs otrajā pusē piesārņojuma apjoms ar kaitīgām vielām pieauga sakarā ar industrializācijas un lauksaimniecības attīstību, par ko liecina veiktie pētījumi 1980to gadu beigās (HELCOM, 1993; Leivuori et al., 2000; Vallius and Leivuori, 2003). Dažādu iemeslu dēļ iegūtos rezultātus uzsāka apkopot un publicēt tikai 90tos gados (Leivuori, 1998). Piesārņojošo vielu nonākšana Baltijas jūrā iespējama dažādos veidos, bet nozīmīgākais ir jūrā ieplūstošais piesārņojums no dažādu avotu upju notekūdeņiem. Gandrīz 40% slāpekļa jūrā nonāk caur atmosfēru (HELCOM, 2009a). Baltijas jūras monitorings tiek veikts kopš 1979. gada, kad pie Baltijas jūras atrodošās deviņas dalībvalstis vienojās veikt piesārņojuma uzraudzības un barības vielu slodzes samazināšanas pasākumus Helsinku komitejas jeb HELCOM uzraudzībā, saskaņā ar kopīgām pamatnostādņēm Nacionālo Monitoringu programmu ietvaros (HELCOM, 1993). Par nopietnāko Baltijas jūras ekoloģisko problēmu tiek uzskatīta eitrofikācija, kuras galvenais cēlonis ir no sauszemes upēm ienākošais slāpekļa un fosfora savienojumu pārmērīgais apjoms (75-95%), kas pastiprināti stimulē aļģu vairošanos un pārmērīgu organiskā materiāla veidošanos, kā rezultātā tiek izjaukts ekosistēmas līdzsvars un tiek veicināta mirušās zonas veidošanās (Ducrotoy and Elliott, 2008; HELCOM, 2009a). Ņemot vērā HELCOM (2010a) ziņojumu, visā Baltijas jūras reģionā, izņemot Botnijas līci un Kategatas ziemeļu daļu, tiek novērota eitrofikācijas ietekme īpaši līčos, kuros nav intensīva ūdens apmaiņa ar Baltijas jūras atklāto daļu, piemēram Somu un Rīgas līčos (Ojaveer, 1995). Par vienu no eitroficētākajiem Baltijas jūras reģioniem tiek uzskatīts seklaiss Rīgas līcis, kura galvenā piesārņojuma problēma ir nepietiekami attīrīto notekūdeņu nopludināšana līcī, palielinot fosfora un slāpekļa pieplūdi, kura rezultātā samazinās skābekļa koncentrācijas un tiek radītas izmaiņas biotā. Savukārt, Botnijas līcis tiek pieskaitīts pie vienas no eitrofikācijas neapdraudētākajiem Baltijas jūras rajoniem (Ojaveer, 1995).

Mūsdienās aktuāla un nozīmīga ekoloģiskā problēma Baltijas jūrā ir piesārņojums ar bīstamām vielām, kuras nonāk jūrā ar notekūdeņiem un lauksaimniecības noteci. Bīstamās vielas (toksiskie metāli un organiskie savienojumi) piekrastes un līču zonās jūras vidē nonāk no lokāliem piesārņojuma avotiem. Negatīvu ietekmi uz Baltijas jūras piekrastes floru un faunu atstājušas celulozes un papīra ražotnes, kuru tuvumā sedimentos konstatētas augstas

metālu un hlorganisko savienojumu koncentrācijas (HELCOM, 1993). Baltijas jūrā konstatēta liela ķīmisko vielu daudzveidība, piemēram, dioksīni, polihlorētie bifenili, bromētie liesmu slāpētāji, DDT u.c., kuri saglabājas jūras vidē ļoti ilgi un akumulējas barības ķēdes dažādos posmos, sasniedzot koncentrācijas, kas var būt toksiskas jūras organismiem un ietekmēt to reprodukcijas spējas (HELCOM, 2010b, 2007). Aizliegums lietot toksiskās vielas lauksaimniecībā ir nācis par labu Baltijas jūras ekosistēmai, jo pesticīda DDT līmenis Baltijas jūras biotā ir stabils un pat samazinājies kopš 1970. gadiem. Tai pašā laikā Baltijas jūras ekosistēmā tiek atklāti jauni videi toksiski un bīstami piesārņotāji, kā toksafēns, lindāns, polihlorēti dibenzo-p-dioksīni, dibenzofurāni (PHDD/F) un polihlorbifenila (PHB) izomēri (HELCOM, 1993).

Helsinki komisija (HELCOM, 2010b) ir apkopojusi informāciju par Baltijas jūras ekoloģisko stāvokli pēc to ķīmiskā piesārņojuma (144 bīstamās vielas) kompleksā novērtējumā (1.1. attēls), konstatējot, ka mazāk ietekmētie Baltijas jūras rajoni pēc bīstamo vielu klātbūtnes ir Kategatas jūras šaurums, Botnijas līcis un Botnijas jūra, kas raksturojas ar “vidēju” ekoloģisko kvalitāti (piekrastes ūdeņi pat bīstamo vielu neietekmētas), savukārt ietekmēta ar bīstamajām vielām ir atklātās Baltijas jūras daļa, Somu, Rīgas un Gdaņskas līči, kas raksturojas ar “vāju”/“sliktu” kvalitāti (HELCOM, 2010b), kur galvenokārt tiek konstatētas augstākas smago metālu, PCB, DDT, TBT, dioksīnu un broma vielu koncentrācijas.



1.1. attēls. Baltijas jūras ekoloģiskā stāvokļa novērtējums pēc HELCOM (2010b).

Figure 1.1. The environmental status assessment of the Baltic Sea by HELCOM (2010b).

Jūras vidē ekoloģiskas problēmas izraisa arī regulārs tankkuģu un terminālu radītais piesārņojums ar naftas produktiem (HELCOM, 1993). Mūsdienās ir aktuāls arī jautājums par jūras ekoloģiskā stāvokļa noskaidrošanu sakarā ar neparedzamu ietekmi uz vidi, ekonomiku un cilvēku veselību, kā piemēram nezināmas izcelsmes piesārņojums, nesabalansēta saimnieciskā darbība, jūras resursu pārtērēšana un invazīvo sugu izlaišana jūrā ar balasta ūdeņiem. Jūras trauslajai ekosistēmai tas viss kopā rada nopietnu slodzi un organismiem arvien nelabvēlīgākus dzīves apstākļus, kalpojot par iemeslu nelabvēlīgajam Baltijas jūras vides stāvoklim (Ducrotoy and Elliott, 2008).

Sedimentos piesārņojošo vielu koncentrācijas tiek konstatētas pat vairākas reizes augstākas nekā ūdenī, jo sedimenti spēj ilglaicīgi piesaistīt piesārņojumu, kas lēni noārdās. Īpaši bīstamas ūdens vidi piesārņojušās vielas ir smagie metāli – svins, dzīvsudrabs, varš, kadmījs, hroms un niķelis (Kļaviņš, 2012). Diemžēl pagaidām sabiedrībai nav gandrīz pieejamas nekādas datubāzes par sedimentu ķīmiskajām analīzēm, kas norādītu uz jūras gultnes kvalitātes līmeni (Vallius, 2016). Samērā plaši 90os gados tika pētīts sedimentu ģeokīmiskais sastāvs, konstatējot paaugstinātas smago metālu koncentrācijas visā Baltijas jūrā. Tika noskaidrots, ka toksiskākie smagie metāli - kadmījs un dzīvsudrabs uzrāda visaugstākās koncentrācijas sedimentu virsējos slāņos, nosakot punktveida piesārņojumu estuāriju un ostu rajonos, kā arī lielākoties Baltijas jūras teritorijā norādot uz pārsniegtu labas vides kvalitātes robežu (>GES), kāda līdz šim noteikta (HELCOM, 2010b).

Magnusson and Norén (2012) uzskata, ka ziņas par Baltijas jūras sedimentu piesārņojumu nav pietiekami pieejamas apkopotā veidā, tāpēc interpretējot rezultātus rūpīgi jāņem vērā sedimentu ģeogrāfiskā izplatība. Piemēram atklātajā Baltijas jūras daļā sedimenti ir bagātāki ar organiskajām vielām, līdz ar to tajos ir lielāka iespēja akumulēties noturīgajiem organiskajiem piesārņotājiem (PHB, PAO, liesmu slāpētāji, DDT un citi hlorētie pesticīdi), tur konstatējot arī augstākās TBA koncentrācijas sedimentos un biotā, salīdzinot ar citām Baltijas jūras daļām (Mehtonen et al., 2010). Par otru piesārņotāko Baltijas jūras reģionu, spriežot pēc augstajām dioksīnu un smago metālu (Hg un Cd) koncentrācijām, tiek uzskatīts Somu līcis - Somijas piekrastes austrumu un centrālā daļa, uzskatot Ņevas upi par galveno piesārņojošo vielu ieplūdes avotu, bet zemāku piesārņojumu sedimentiem konstatējot līča rietumu daļā (Vallius, 2014; Verta et al., 2007). Arī Polijas piekrastē tiek novērotas līdzīgas piesārņojuma radītās problēmas kā atklātajā Baltijas jūras daļā, kuras izraisa ar upju plūsmu ievadītais barību (slāpekļis un fosfors) un toksisko vielu (smagie metāli, hlororganiskie ogļūdeņraži un naftas produkti) ievērojamais daudzums (HELCOM, 1993). Savukārt, Botnijas līcis raksturojas ar smago metālu (piemēram, arsēna, kadmija, dzīvsudraba un svina) un noturīgo organisko vielu pastiprinātu klātbūtni, kaut arī Botnijas līča sedimentos

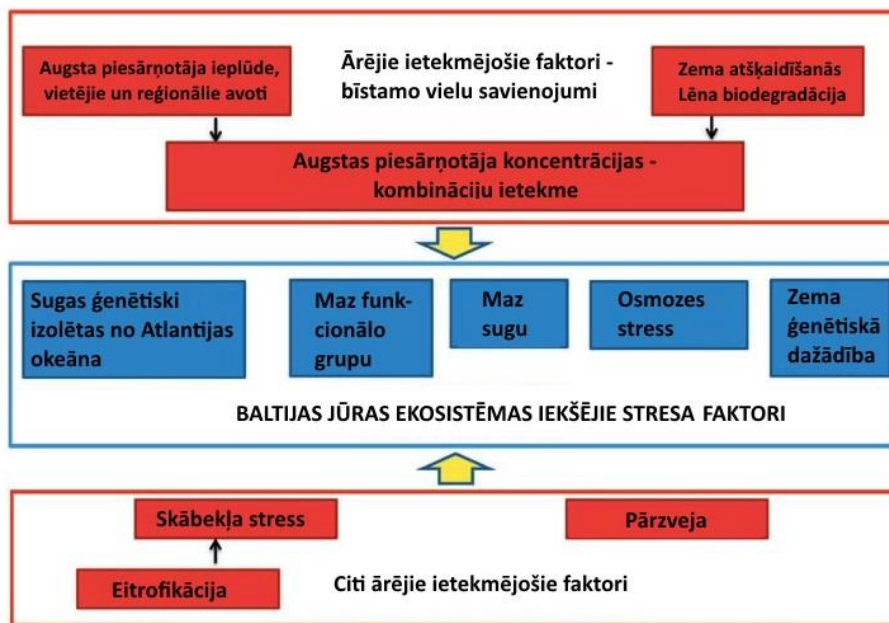
arsēna koncentrācijām pēc 1990tiem tiek novērota samazināšanās tendence (HELCOM, 1993). Paaugstināta metālu akumulācija sedimentos un organismos tiek konstatēta arī Somijas un Zviedrijas piekrastēs, kā arī kuģu transporta tuvumā (HELCOM, 2010b; Vallius and Leivuori, 2003).

Kopumā piesārņojošo vielu koncentrācijas Baltijas jūrā tiek konstatētas ievērojami lielākas nekā daudzu citu jūru teritorijās, ko iespējams skaidrot ar sekojošajiem faktoriem (1) Baltijas jūra netiek piesārņota tikai no vietējiem avotiem; ar vēju no visa Eiropas kontinenta tiek nests atmosfēras piesārņojums un sakarā ar zemo temperatūru ir pazemināta piesārņojuma iztvaikošana un transportēšana no Baltijas jūras reģiona; (2) Intensīvas eutrofikācijas rezultātā, samazinās ūdens slāņa pārredzamība un iespējams gaismas intensitāte, kas ierobežo noturīgā organiskā piesārņojuma fotodegradāciju; bezskābekļa vide savukārt palēnina bīstamo vielu biodegradācijas procesu; (3) Baltijas jūras lēnās ūdens apmaiņas rezultātā ieplūstošais piesārņojums, salīdzinot ar citām teritorijām (piem. Atlantijas okeānu), netiek aiztransportēts vai atšķaidīts, radot lielāku piesārņojumu un tā iedarbību uz biotu. Nevajadzētu arī izslēgt Baltijas jūrai papildus radītos stresa faktoros - pārzveju un intensīvo kuģniecību (Magnusson and Norén, 2012).

1.1.1. Galvenie Baltijas jūras stresa faktori

Pie Baltijas jūru negatīvi ietekmējošiem faktoriem un stresu izraisošām vides problēmām tiek uzskaitīta eutrofikācija, bīstamo vielu klātbūtne, pārzveja, naftas noplūdes risks, jūrā nonākušie atkritumi un invazīvo sugu klātbūtne (HELCOM, 2010a). Magnusson and Norén (2012) shematiski (1.2. attēls) atainojis uz Baltijas jūras ekosistēmu izraisīto negatīvo faktoru iedarbību, ko rada dabisko un antropogēno faktoru kopums, kas būtu jāņem vērā, novērtējot Baltijas jūras ekosistēmas jutību pret piesārņojumu. Grūti realizējams uzdevums ir noskaidrot cēloņsakarību starp piesārņotāja radīto iedarbību un bioloģiski novēroto ietekmi dabiskajā vidē. Papildus paaugstinātajām piesārņojošo vielu koncentrācijām un eutrofikācijas augstajam potenciālam, Baltijas jūras ekosistēma, salīdzinot ar citām jūrām, ir īpaši neaizsargāta pret šiem ārēji ietekmējošajiem stresa faktoriem. Tās dabiskie stresu izraisošie faktori (1.2. attēls) kā piemēram, zema bioloģiskā daudzveidība ar zemu sugu un ģenētiski funkcionālo grupu klātbūtni un ģenētisko izolētību no Ziemeļjūras, ierobežo Baltijas jūras sugu daudzveidību un samazina tām pārvietošanās iespējas starp citām teritorijām. Būtiska loma ir arī klimatu maiņas ietekmei uz Baltijas jūras ekosistēmu, jo abiotisko faktoru izmaiņu rezultātā organismi tiek pakļauti fizioloģiskajam stresam, kā rezultātā var izmainīties bioloģiskā daudzveidība un palielināties fitoplanktona koncentrācijas (Gustafsson et al., 2012; Neumann et al., 2012). Sakarā ar zemo sugu daudzveidību Baltijas jūras ekosistēmas

biomasas un indivīdu skaita nodrošināšanā piedalās nedaudz sugas, kā rezultātā viena vai dažas sugas būtībā uztur svarīgas ekosistēmas funkcijas, un nākotnē klimata pārmaiņu un to mijiedarbības rezultātā ar antropogēnā faktora ietekmi vēl vairāk tiks apdraudēta bioloģiskā daudzveidība (Ojaveer et al., 2010).



1.2. attēls. Kopējā stresa faktoru iedarbība uz Baltijas jūras ekosistēmu (Magnusson and Norén, 2012).

Figure 1.2. Summary of internal and external stressors acting on the Baltic Sea ecosystem (Magnusson and Norén, 2012).

Baltijas jūras ekosistēma vienlaicīgi piedzīvo visu stresu izraisošo faktoru kopumu, ko izraisa dabiskais un antropogēnais piesārņojums, norādot ne tikai piesārņojošo vielu maisījumu negatīvo ietekmi uz ekosistēmu, bet arī līdz šim neizpētīto citu faktoru radītos stresa apstākļus (Magnusson and Norén, 2012). Kā piemēram, dažādu slimību izraisošu faktoru ietekme (M74 sindroms) uz lašiem un forelēm un to reproduktīvajiem rādītājiem, *Monoporeia affinis* embriju attīstību traucējumi u.c. (Gorokhova et al., 2013). Netiek izslēgts arī variants, ka embriju bojājumi radīti no augstām bīstamo vielu koncentrācijām (Sundelin et al., 2008). Stresu izraisošs faktors Baltijas jūras ekosistēmā var rasties arī no kādas barības ķēdes posma izzušanas, kas var notikt bezskābekļa zonas veidošanās procesā, pārzvejas vai arī toksiskā piesārņojuma rezultātā (Neumann et al., 2012). Saskaņā ar HELCOM (2010b) veikto bīstamo vielu novērtējumu Baltijas jūrā vērojama zoobentosa bioloģiskās daudzveidības samazināšanās vietās, kur konstatēta “vāja” vai “slikta” vides kvalitāte, kā piemēram Somu līcī vai atklātajā Baltijas jūras daļā, ko līdz šim uzskatīja tikai par eitrofikācijas izraisītu stresa faktora rezultātu.

1.2. Sedimentu piesārņojums

Ūdenstilpju sedimentiem ekosistēmā ir svarīga nozīme, jo tie nodrošina mājvietu un barošanās avotu daudziem ūdens organismiem. Vienlaicīgi sedimentos uzkrājas virkne organisko (naftas produkti, pesticīdi, virsmas aktīvās vielas, fenoli, hlororganiskie savienojumi u.c.) un neorganisko (smagie metāli, biogēnie elementi, neorganiskie sāļi, toksiski mikroelementi) vielu (ASTM, 2003; Rand, 1995). Gan dabiskas, gan antropogēnas izcelsmes ūdenī nešķīstošas kaitīgas vielas, kuras iespējams pat nav identificētas, spēj akumulēties ūdenstilpju sedimentos un reizēm tiek konstatētas ar augstu un ilgstošu toksisko iedarbību (Vallius, 2016). Sedimentu toksiskumu var definēt kā “ekoloģiskas un bioloģiskas izmaiņas”, ko izraisa piesārņoti sedimenti vai “piesārņotu sedimentu negatīva atbildes reakcija uz floru un faunu” (Bat, 2005; Bat and Akbulut, 2001). Sedimentu piesārņojums ir aktuāla vides problēma visā pasaulē, jo tas var radīt nopietnus draudus piekrastes ekosistēmas ilgtspējīgai attīstībai, apdraudot dabas resursus un cilvēku veselību. Ūdens vidē lielākā daļa antropogēnās izcelsmes ķīmiskās vielas (toksiskās organiskās un neorganiskās ķīmikālijas) un atkritumu materiāli lēni noārdās, jo tie akumulējas sedimentos un ilglaicīgi spēj izraisīt toksisku efektu (Kļaviņš, 2012). Ķīmiski piesārņoti sedimenti var būt tieši toksiski ūdens organismiem, kā arī toksiskās vielas var akumulēties barības ķēdē, visaugstāko un visbīstamāko šo savienojumu koncentrācijas palielināšanos sasniedzot barības ķēdes pēdējā posmā – plēsējos (Burton and Landrum, 2003). Piesārņojošo vielu koncentrācijas sedimentos nereti var būt vairākas reizes augstākas nekā ūdenī, lokalizējoties punktveidīgi vai ūdens piesārņojuma gadījumos izplatoties plašās teritorijās (Rand, 1995). Upes grīvas sedimenti ir nozīmīgākais smago metālu un citu toksisko vielu akumulēšanās areāls piekrastē (Bat, 2005). Sedimentu piesārņojums, galvenokārt, novērojams tādēļ, ka saldūdens un sāļūdens sedimentos atrodas daudzas ķīmikāliju saistošas neorganiskās vai organiskās daļiņas. Šādas piesārņojumu saistošas daļiņas parasti lēni noārdās vai sorbējās, tādēļ sedimenti ilgu laika periodu ir spējīgi uzņemt piesārņojumu (Burton and Landrum, 2003).

Būtiski ir noskaidrot, kā sedimentu potenciālais piesārņojums atsaucas uz bentisko organismu attīstību, jo daudzas bentisko bezmugurkaulnieku sugas tā iespaidā var pilnībā izzust vai kļūt par piesārņojuma tolerantām sugām, ietekmējot ekosistēmas funkcijas, ieskaitot produktivitāti (Hoffman et al., 2003). Nereti sedimentos tiek atklātas augstas koncentrācijas īpaši toksiskas un noturīgas ķīmiskas vielas, radot kaitējumu ūdenī mītošajai bentiskai sabiedrībai, zivīm un potenciāli cilvēku veselībai. Svarīgi, lai sedimentu kvalitāte būtu atbilstoša noteiktām normām, nodrošinot ūdens ekosistēmu efektīvu aizsardzību (Kļaviņš, 2012).

1.2.1. Sedimentu biotestēšana

Daudzas pasaules organizācijas ir attīstījušas un standartizējušas dažādus testus, lai novērtētu sedimentu kvalitāti un to ietekmi uz bentiskiem organismiem (ASTM, 2003; OSPAR, 2007). Sedimentu biotestēšanai ir svarīga loma hidroekosistēmu monitoringā un zinātniskos pētījumos, lai varētu konstatēt sedimentu toksiskumu, bioakumulāciju un ķīmisko vielu bioloģisko pieejamību bentiskiem organismiem (Nendza, 2002). Biotesti ir piemērots veids kā novērtēt sedimentu kvalitāti, kas dod arī priekšrocības atspoguļot bioloģisko piesārņotāju klātbūtni (Bat and Akbulut, 2001). Biotestēšanas metodes var pielietot praktiski jebkurai ekosistēmai (ūdenim, sedimentiem, augsnei, notekūdeņiem) un pārbaudīt ne tikai mākslīgas izcelsmes, bet arī dabiskos procesos radušās vielas izraisīto nelabvēlīgo ietekmi uz testorganismu (ISO, 2005).

Ūdens vides kvalitātes kontrolē visplašāko pielietojumu ir ieguvuši sedimentu testi, jo sedimentos akumulējas dažādas toksiskās vielas, uzrādot ilgstošu toksisko iedarbību (Jack, 2003). Pirmie sedimentu testi parādījās 1970-to gadu beigās, bet starptautiski standartizētas metodes tika ieviestas tikai 1990-to gadu sākumā. Standartmetodes dod iespēju veikt starp laboratoriju salīdzinošo testēšanu. Kā pazīstamākie standarti minami ISO, ICES, OECD, ASTM un US EPA testi (Bat, 2005). Organizācijas US EPA un ASTM (pamatojas uz US EPA izstrādāto metodi) pirmās izstrādāja sedimentu bioloģiskās pārbaudes protokolus ar izvēlētām testa sugām, kam sekoja citu institūciju pētījumi un papildinājumi uz kuriem balstās modificētie standarti, tādi kā ISO, OPPTS, PARCOM u.c. (Bat, 2005; Bat and Akbulut, 2001). Sedimentu testēšanai tiek izmantotas dažādas standartmetodes, kuras lielākoties ir savstarpēji saistītas. Šīs standartmetodes rekomendē izmantot ekoloģiskos pamatkritērijus, lai katra laboratorija individuāli var optimizēt testorganisma kultivēšanas metodiku un samazināt ietekmi uz testorganismu veselību un rezultātu salīdzināmību (ASTM, 2003; ISO, 2005; PARCOM, 1995; Thain and Roddie, 2001).

Sedimentu biotestu mērķis ir noteikt vai ķīmiskās vielas sedimentos ir bīstamas un vai tās bioakumulējas bentiskajos organismos. Sedimentu testus iespējams izmantot, lai: (1) noskaidrotu attiecības starp toksiskiem efektiem un bioloģisko daudzveidību; (2) pētītu mijiedarbību starp piesārņojošām ķīmiskām vielām; (3) noteiktu sarežģītu ķīmisko vielu maisījuma toksiskumu sedimentos; (4) salīdzinātu dažādu ūdens organismu jutību; (5) noteiktu mākslīgi radīto un dabisko piesārņojuma sadalījumu; (6) novērtētu materiālu bīstamību; (7) noteiktu toksicitāti jaunu produktu licencēšanai vai drošības pārbaudei; (8) novērtētu efektivitāti sedimentu atveseļošanā vai pārvaldības praksē. Turklāt biotesti pieļauj iespēju izmantot sedimentu cieta fāzi, suspendētu sedimentu, sedimentu izvilcību vai

sedimentu poru ūdeni, izmantojot dažādu testorganismu (gan saldūdens, gan sāļūdens) sugas (ASTM, 2003; US EPA, 1995).

Sedimentu biotesti var būt īslaicīgi testi (akūtie testi), kas nosaka atsevišķu toksikantu ietekmi uz vienu sugu līdz pat ilgtermiņa testiem (hroniskie testi), kas nosaka vienlaicīgi vairāku ķīmisko vielu iedarbību uz atsevišķām organismu atbildes reakcijām (Schipper et al., 1999; Wenning et al., 2005). Akūta toksiska iedarbība ir viegli identificējama, jo akūtie testi parasti beidzas ar letālu iznākumu, taču salīdzinot ar hroniskiem testiem tie nedod priekšstatu par toksikantu patieso iedarbību organisma dzīves cikla laikā. Toksikantu ietekmi uz organismu augšanu, attīstību un vairošanos iespējams noteikt tikai ilgstošas iedarbības testos (US EPA, 2002). Akūtās toksicitātes testi īsā laika periodā nosaka toksikanta kaitīgo ietekmi uz kādu testa organismu grupu (izmainīta uzvedība, sugas izdzīvotība utt.), uzrādot potenciāli bīstamās toksiskās vielas klātbūtni ekosistēmā (US EPA, 1996; US EPA, 1995). Savukārt, hroniskās toksicitātes testā iespējams noteikt ilgstošu kaitīgo vielu ietekmi uz kādu testa organismu visā dzīves ciklā (Castro et al., 2006). Hroniskie testi labāk atspoguļo dabiskos apstākļus nekā akūtie testi, jo organismi dzīvo lielākoties piesārņotā vidē un toksikanta nelabvēlīgo ietekmi spēj uzrādīt tikai savā dzīves ciklā, nosakot pēc ilgstošas toksikanta iedarbības organismu augšanu un vairošanos (ASTM, 2003; US EPA, 2002).

Diemžēl lielākā daļa jūras sedimentu biotestu metodikas tiek balstīta uz akūtās (īslaicīgās) toksicitātes noteikšanu. Toksicitātes konstatēšanai tiek izmantoti dažādi parametri, piemēram, mirstība vai kustību traucējumi toksisko vielu ietekmē, ar ko tiek aprakstīta vides toksiskā iedarbība kopumā (Hoffman et al., 2003; Kļaviņš and Zaļoksnis, 2005; Rand, 1995). Ūdens videi akūto testu ilgums parasti svārstās no 24 līdz 96 stundām (nosakot letālo koncentrāciju, pie kuras iet bojā 50% organismu - LC_{50}), bet sedimentu akūtie testi sasniedz 10 dienu ekspozīciju, nosakot testorganismu izdzīvotību (ISO, 2005). Savukārt hroniskie testi parasti ilgst no 14 dienām līdz 4 nedēļām (atkarīgs no izmantotā testorganisma), testa beigās konstatējot negatīvo ietekmi uz organismu attīstības un reprodukcijas spējām, jo ilgstoša toksicitātes noteikšana ļauj novērot testorganismu vairošanās spējas un izmaiņas populācijā (Hoffman et al., 2003). Pēdējo desmit gadu laikā tiek izstrādātas jaunas hroniskās toksicitātes noteikšanas metodes, kas būs ievērojams palīg līdzeklis, nosakot sedimentu toksiskumu, bet ilgstošais testa periods un palielinātās izmaksas varētu kavēt šo testu apgūšanu plašā mērogā (Burton and Landrum, 2003; USEPA-USACE, 2001). Saldūdens sedimentu testēšanā hroniskā testa metodes ir plaši pētītas, bet sāļūdens hroniskā testa metodes ir mazāk zināmas (Moriarty, 1999). Līdz ar to jūras un estuāriju sedimentu testēšanā nepieciešams ieviest hroniskos testus, jo ar akūto toksicitāti nevar prognozēt toksisko ietekmi sugu populāciju līmenī (Thain and Roddie, 2001).

1.2.2. Piesārņojuma bioloģisko efektu novērtējums

Virksne ūdenī nonākošās ķīmiskās vielas raksturojas ar stabilu ķīmisko struktūru un nepakļaujas biodegradācijai, turklāt stabilitātes dēļ šīs vielas bioakumulējas dzīvajos organismos. Šūnu bojājumu gadījumos tiek ierosinātas molekulārās reakcijas un iedarbinātas aizsardzības reakcijas mehānismi (Depledge et al., 1995; Galloway et al., 2002; Sundelin et al., 2008). Lai novērtētu iespējamo piesārņotāju ietekmi uz biocenozi, tiek pētītas visdažādākās organismu atbildes reakcijas - samazināta izdzīvotība, kavēta organismu attīstība, slimības, reproduktīvās funkcijas izmaiņas, embrioloģiskās attīstības traucējumi u.c. (Eriksson Wiklund and Sundelin, 2001; Gorokhova et al., 2013; Hoffman et al., 2003). Vides piesārņojuma ietekmi uz veselu organismu uzrāda dažādi stresa indikatori. Toksikantiem nonākot vidē, to izraisītos efektus var novērot dažādos bioloģiskajos līmeņos – sākot no izmaiņām molekulārā, šūnu, audu un indivīdu līmenī līdz izmaiņām populāciju, sabiedrību un ekosistēmu līmenī. Jo augstākā bioloģiskā līmenī tiek konstatētas izmaiņas, jo grūtāk atrast saistību ar piesārņojošajām vielām un grūtāk novēršamas to iedarbības sekas (Depledge et al., 1995).

Tradicionāli bīstamo vielu klātbūtne vidē tiek konstatēta ar ķīmiskām metodēm, nosakot ķīmisko savienojumu koncentrācijas, taču šīs metodes ir dārgas un nepieciešama ļoti jutīga aparatūra. Turklāt toksisko vielu koncentrāciju dati nedod nepieciešamo informāciju par to ekotoksikoloģisko iedarbību, t.i., nav iespējams noteikt kaitīgo vielu (konstatētās koncentrācijas) izraisītos bioloģiskos efektus uz organismu attīstību (Kļaviņš, 2012). Ja akūta ķīmiskā piesārņojuma gadījumos uzskatāmi novērojama ūdens organismu atbildes reakcija (kā, piemēram, kustību traucējumi; īpatņu bojāeja), tad hroniskais piesārņojums ar nelielām toksikanta koncentrācijām nereti saistās ar grūti pamanāmu iedarbību (imunoloģiskām reakcijām, oksidatīvo stresu, endokrīnās sistēmas izmaiņām, embriju attīstības traucējumiem), kuru noteikšanai ir nepieciešamas jūtīgākas bioloģisko efektu noteikšanas metodes, tādas kā biomarķēšana vai hronisku ekotoksicitātes testu veikšana (Depledge et al., 1995). Biomarķēšanas metodes ir salīdzinoši lētas, ātras un efektīvas, ar tām iespējams izanalizēt ievērojami lielāku paraugu skaitu nekā ar ķīmiskām metodēm. Biomarķieri ir sub-letālas bioloģiskās atbildes reakcijas uz piesārņojošām vielām, kas uzrāda organisma novirzes no normāla funkcionālā stāvokļa (Peakall, 1994). Šobrīd tiek attīstītas un pielietotas jutīgas, selektīvas biomarķēšanas metodes toksikantu ietekmes noteikšanai zemākajos bioloģiskajos līmeņos, kas kalpotu kā „agrīnās brīdināšanas sistēmas”, lai noteiktu vides kvalitātes stāvokli un piesārņojuma ietekmi uz bioloģiskajiem resursiem (Walker et al., 2006). Tāpēc biomarķēšanas metodes var izmantot bīstamo vielu skrīningam un tikai nepieciešamības (vai

kontroles) nolūkos veikt paralēli toksikantu ķīmiskās analīzes. Sāņpelžu reprodukcijas kvalitātes konstatēšana ir vispārējs biomarķieris (vispārējā stresa indikators), kas raksturo sedimentu piesārņojuma pakāpi un bīstamo vielu izraisītos bioloģiskos efektus uz organismu (Eriksson Wiklund et al., 2005; Reutgard et al., 2014).

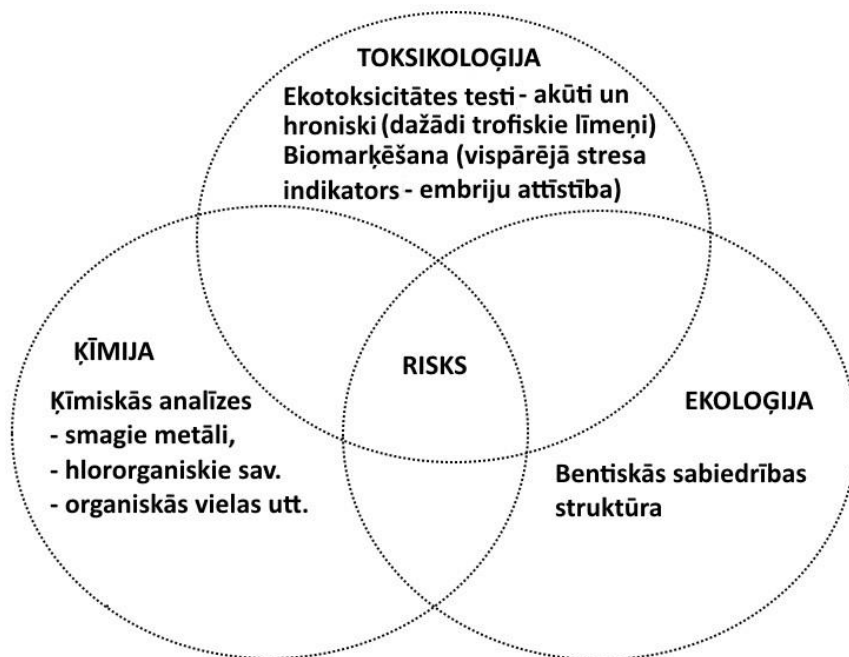
Ietekmētu/deformētu embriju noteikšana ir jutīgs bioindikators, kurš nosaka potenciālā piesārņotāja izraisīto ietekmi uz populācijas attīstību, piemēram, smago metālu un hidrofobo (vidi piesārņojošo) organisko vielu radītais piesārņojums (Sundelin et al., 2008). Pēc embriju attīstības kvalitātes iespējams iegūt informāciju par piesārņojumu neizraisošu vides faktoru ietekmi, piemēram, skābekļa deficīta vai temperatūras maiņas izraisītiem stresa apstākļiem, konstatējot atšķirības embriju attīstībā no normas (Eriksson Wiklund and Sundelin, 2001). Galvenā metodes priekšrocība ir spēja konstatēt vispārēju piesārņotāju izraisītu ietekmi no vides faktoru radītās ietekmes. Ietekmētu/deformētu embriju noteikšana ir vispārējs bioindikators, kas ir jutīgs pret visu veidu piesārņojumu vidē (pesticīdi, rūpnieciskais piesārņojums utt.) un ir izmantojams ilgtermiņa hroniskās ietekmes konstatēšanai uz konkrētu ķīmisko savienojumu vai to maisījumu, kā arī akūta piesārņojuma efekta konstatēšanai dabiskās dzīvotnes vides apstākļos (Sundelin et al., 2008).

Normāla embriju attīstība tiek novērota gadījumos, ja katrā mātītes perējumā netiek konstatētas izmaiņas embriju individuālā krāsojumā vai deformācijas to attīstības stadijās (Sundelin and Eriksson Wiklund, 1998). Ar šo metodi, nevar noskaidrot konkrēta piesārņotāja radīto ietekmi, bet tā parāda vispārēju piesārņojuma izraisītu iedarbību uz embriju attīstību, apliecinot, ka šo metodi var izmantot kā vispārīgas piesārņojuma ietekmes bioindikatoru. Baltijas jūras Zviedrijas ūdeņos *M. affinis* embrioloģiskie izmeklējumi ir iekļauti monitoringa programmā, kā galvenais biomarķieris un rezultāti liecina, ka lielāka embriju deformācija tiek konstatēta rūpniecisko rajonu tuvumā (Eriksson Wiklund and Sundelin, 2004).

1.2.3. Komplekss sedimentu piesārņojuma riska novērtējums

Chapman and McDonald (2005) uzskata, ka sedimentu kvalitātes novērtēšanai būtu jāizmanto vienlaikus vairākas metodes (piemēram, TRIAD), kas apvieno ekotoksikoloģiskos (ekotoksicitātes testi, biomarķeri), ķīmiskos (ķīmiskās analīzes) un ekoloģiskos (makrozoobentosa strukturālās analīzes) pētījumus, sniedzot objektīvu potenciāli piesārņotu sedimentu izraisītā riska izvērtējumu (1.3. attēls). Nosakot sedimentu kvalitāti ar kombinēto TRIAD metodi, vienlaicīgi izmantojot sedimentu toksicitātes un bioakumulācijas testus, ķīmiskās analīzes un bentiskās populācijas stāvokli, iespējams objektīvāk izvērtēt potenciālā riska draudus videi (Chapman and Hollert, 2006). Bīstamo vielu maisījumu komplekss, kas pārsvarā dabiskā vidē sastopams, izraisa spēcīgāku toksiskuma izpausmi uz organismiem

nekā kāda toksikanta individuāla iedarbība (Kortenkamp et al., 2009). Sedimenti sastāv no kompleksas matricas un ķīmisko analīžu dati nedod priekšstatu par bīstamo vielu bioloģisko pieejamību, savukārt ekotoksicitātes testi spēj papildināt ķīmiskos mērījumus, norādot piesārņotāju ietekmi uz organismu izdzīvotību (Nendza, 2002). Bentiskās populācijas analīžu rezultāti savukārt tiek izmantoti kā tiešais ekoloģiskais indikators un vides izmaiņu uzraudzības mehānisms, jo bentiskie organismi strauji reaģē uz antropogēno piesārņojumu (Bay and Weisberg, 2012; Zettler et al., 2007).



1.3. attēls. Shematiskais modelis sedimentu kvalitātes riska konstatēšanai pēc TRIAD metodes (Chapman et al., 1992).

Figure 1.3. Schema to assess the sediment's quality risks using TRIAD method (Chapman et al., 1992).

1.3. Testorganismi sedimentu kvalitātes konstatēšanai

Potenciāli piesārņotu sedimentu konstatēšanai iespējams izmantot dažāda trofiskā līmeņa testorganismus gan bentiskos, gan pelāģiskos, sākot ar baktērijām līdz pat zivīm (Burton and Landrum, 2003). Praksē visbiežāk tiek izmantotas sānpeļdes, mizīdas, gliemji, adatādaiņi un daudzstārpi. Ūdens bezmugurkaulnieku izmantošanai biotestēšanā ir daudz priekšrocību, piemēram, organismi ir salīdzinoši mazi, lielākai daļai sugu ir īss dzīves cikls un laboratorijas apstākļos iespējams iegūt ģenētiski identiskas populācijas (Buikema and Cairns, 1980). Lielākoties pētījumos noskaidrots, ka augstāka jutība pret toksikantu tiek konstatēta

jaunām iegūtām testkultūrām un organismiem to pirmās attīstības stadijās (Hill, 1992; Peck et al., 2013).

Izvēloties organismus toksiskuma novērtēšanai, viens no galvenajiem ekotoksikoloģiskiem kritērijiem organismiem jāspēj reaģēt uz apkārtējās vides izmaiņām, identificējot attiecīgās vides stāvokli (Kļaviņš and Prikšāne, 1995). Lai konstatētu vielu toksiskumu vidē, tiek izvēlēti pētāmajai videi raksturīgi testorganismi, kuri var raksturot ne tikai akūtu toksisko vielu iedarbības spektru, bet arī subletālas iedarbības sekas (Kļaviņš and Zaļoksnis, 2005) pie daudz zemākām bīstamo vielu koncentrācijām. Toksikuma novērtēšanai kā testorganismi tiek izmantoti gan vēžveidīgie (*Daphnia magna*, *Gammarus pulex*, *Ampelisca abdita*, *Neomysis integer*, *Artemia salina* u.c.), gan zivis (zebras zivis *Brachydanio rerio* Hamilton, varavīksnes foreles *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, *Fundulus heteroelitus*, *Tilapia sp.*), kā arī pasaulē tiek atzīti un plaši pielietoti tokskiti, kuros testorganismi tiek iegūti no ilgolām. Mūsdienās populāri kļūst izmantot kā testorganismus arī ūdensaugus *Spirodela sp.*, *Lemna sp.* (ISO, 2005; Kļaviņš and Zaļoksnis, 2005; Romanowska-Duda and Tarczyńska, 2002), fitoplanktona organismus *Selenastrum capricornutum*, *Scenedesmus subspicatus* u.c. un svaigas, dehidrētas vai liofilizētas luminiscējošās sāļūdens baktērijas *Vibrio fischeri* (Kļaviņš and Zaļoksnis, 2005; SAMC, 2009). Jāatzīmē, ka dažkārt aļģes ir daudz jutīgākas uz piesārņojumu (īpaši uz detergentiem, krāsvielām, herbicīdiem un rūpnīcu radīto piesārņojumu) nekā bezmugurkaulnieki (Graham and Wilcox, 2000). Latvijā ūdens un sedimentu kvalitātes noteikšanas standartmetodes tiek akceptētas atzīstot starptautisko ISO metodiku, kuros tikai daži minētie testorganismi biotestēšanai sastopami Latvijas teritoriālajos ūdeņos (ISO, 2005; SAMC, 2009).

Sedimentu testa rezultātu interpretācijai liela nozīme ir testorganismu izvēlei, jo visiem sedimentiem nevar piemērot vienu un to pašu sugu. Testa sugai jābūt pietiekami jutīgai un piemērotai akūtu un hronisku toksicitātes testu veikšanai. Piemērots testorganisms ir: (1) ja toksikoloģijas datu bāzē pieejama relatīvā jutība pret virkni sedimentu piesārņotāju; (2) ja ir starp laboratoriju datubāzē pieejama salīdzināma testa procedūra; (3) organisms dzīvo sedimentos; (4) vienkārši kultivējams laboratorijā vai ievācams dabā; (5) viegli identificējams; (6) ekoloģiski un ekonomiski nozīmīgs; (7) ar plašu atrašanas apgabalu un (8) izturīgs pret fizikāli – ķīmiskām īpašībām (ASTM, 2003). Ūdens bezmugurkaulnieku izmantošanai biotestēšanā ir daudz priekšrocību, piemēram, organismi ir salīdzinoši mazi, lielākai daļai sugu ir īss dzīves cikls, augsta reprodukcija, laboratorijas apstākļos ir iespējams iegūt ģenētiski identiskas populācijas (Buikema and Cairns, 1980). Lai izvērtētu piesārņojuma iedarbības bīstamību uz ekosistēmu, būtu nepieciešams izmantot komplekso iedarbības riska

novērtējumu (t.i., varbūtība, ar kādu dzīvais organisms, noteiktu laiku atrodoties nelabvēlīgā faktora iedarbībā tiks ietekmēts) (Kļaviņš, 2012).

1.3.1. Sānpelžu izmantošana sedimentu biotestēšanā

Vieni no visbiežāk izmantotiem testorganismiem sedimentu biotestēšanā ir sānpeldes, jo tām novērota augsta jutība uz toksikantu un tās tiek uzskatītas par jutīgu bioindikatoru sedimentu piesārņojuma noteikšanai, jo piesārņojuma gadījumā pirmās izmirst (Fuchsman et al., 1998). Sānpeldes apdzīvo sāļūdeņus un saldūdeņus, kā arī ir sastopamas uz sauszemes dzīvojošas sugas (Engemann and Hegner, 1981). Zinātnieki ir novērojuši, ka sānpelžu populācijas blīvums samazinās palielinoties piesārņojumam un smago metālu iedarbības rezultātā sānpeldēm tiek konstatētas subletālas iedarbības sekas, novērojot izmaiņas augšanā un konstatējot metālu akumulāciju organisma audos (Bat, 2005; Fuchsman et al., 1998).

Kā potenciālās testa sugas sedimentu testēšanai Eiropas ūdeņos tiek uzskatītas sānpeldes *Corophium volutator*, *C. multisetosum* un *Arenicola marina* (Bat, 2005; Schipper et al., 1999). Līdz šim Latvijā oficiāli ir apstiprināts tikai viens Eiropas standarts (ISO, 2005), kurā kā biotestos izmantojamie testorganismi tiek uzskaitītas vairākas Atlantiskās sānpelžu sugas sedimentu kvalitātes noteikšanai, bet Latvijas teritoriālajos ūdeņos pēc monitoringa datiem sastopamas tikai dažas no tām - *Gammarus locusta*, *C. volutator* un *Monoporeia affinis* (ISO, 2005; SAMC, 2009), augstāko sugas biomasu uzrādot Rīgas līcī dziļūdens sānpeldei *M. affinis* (100% sugas sastopamība visās monitoringa stacijās) un *C. volutator* (Strode et al., 2017). Rīgas līcī >20 m dziļumā vidēji tiek konstatētas ap 3-4 sānpelžu sugām – *Pontoporeia femorata*, *M. affinis*, *C. volutator* un nedaudz arī *Bathyporeia pilosa*. Savukārt piekrastes rajonus apdzīvo pārsvarā *B. pilosa*, *Gammarus zaddachi*, *G. locusta* (Ojaveer, 1995), kā arī svešzemju sugas *Pontogammarus robustoides* un *G. tigrinus* (Grudule et al., 2007; Kalinkina and Berezina, 2010; Strode et al., 2013).

Starptautiski atzīta un viena no visbiežāk pielietotajām sānpelžu sugām biotestos ir *Hyalella azteca* (sugas izplatība Amerikas Savienotās Valstīs), kura ir ļoti jutīga pret toksiskām vielām un salīdzinoši viegli kultivējama laboratorijas apstākļos (Blaise and Férard, 2005). Gossiaux et al. (1992) norādījis, ka sānpelžu jutīgums pret toksikantiem iespējams ir atkarīgs no temperatūras un sāļuma ietekmes. Dabiskie faktori biotestos kā sedimentu granulometriskais sastāvs, barošanās paradumi vai dzimums arī iespējams var ietekmēt sānpelžu izdzīvotību (Kennedy et al., 2009; Strom et al., 2011). Līdz ar to izmantojot sānpeldes kā testorganismus, nepieciešams noskaidrot informāciju par sugu dabisko dzīvotni un to vairošanās paradumiem, jo katrai sugai ir atšķirīgas prasības pret vides faktoriem (Melecis, 2011).

(1) *Monoporeia affinis* (agrāk saukta *Pontoporeia affinis*) ir viena no dominējošām (blīvums >10000 ind. m⁻²) Baltijas jūras makrofaunas sugām (Jacobson et al., 2008; Karlson et al., 2007; Lehtonen, 1996), kura spēj dzīvot 6-54 m dziļumā mīkstos un smilšainos sedimentos, 1-11 °C temperatūrā un 5,5-7 ‰ sāļumā un ir toleranta pret zemu skābekļa saturu 2-3 mg/l (Ojaveer, 1995). Organismi galvenokārt apdzīvo sedimentu virsējo 5 cm slāni, bet tie var arī paslēpties sedimentos līdz pat 10 cm dziļumā (Karlson et al., 2007). *M. affinis* galvenokārt pārtiek no detrīta un fitoplanktona, kas uzkrājas sedimentos vai uz to virsmas (Karlson et al., 2007; Lehtonen, 1996). *M. affinis* savus pēcnācējus rada vienreiz savā dzīves ciklā, reprodukcijas vecumam svārstoties no 1-4 gadi, kas atkarīgs no organisma izmēra (Eriksson Wiklund et al., 2008) un apkārtējiem vides apstākļiem (Lehtonen, 1996). Tēviņiem vidēji notiek trīs seksuālās nobriešanas, dzimumgatavību sasniedzot III stadijā, savukārt tie mirst dažas nedēļas pēc pārošanās, bet mātītes dzīvo vēl pāris mēnešus pēc mazuļu dzimšanas. Organismiem vairošanās (dzimumgatavība) sākas agrā rudenī, kad uzņemts nepieciešamais lipīdu daudzums un sākas dzimumdziedzeru attīstība pēc vasarā uzņemtās barības. Jaundzimušie *M. affinis* īpatņi zoobentosa sabiedrībā novērojami parasti ziemas beigās vai pavasara sākuma periodā. *M. affinis* pārošanās jau sākas novembrī, ziemā attīstās embriji un februārī/martā tie atbrīvojas no mātītes ķermeņa kā nobrieduši jaundzimušie mazuļi (Eriksson Wiklund et al., 2008; Jacobson et al., 2008).

(2) *Corophium volutator* ir sastopama suga visā pasaulē, kura labprāt apdzīvo dubļainus, mālainus sedimentus. Visvairāk *C. volutator* Eiropā sastopama Skandināvijas piekrastēs un Ziemeļjūrā, bet sastopama arī Baltijas jūras smilšaini mālainos (smilts un mālu sajaukums) sedimentos <20 m dziļumā plašā ūdens sāļuma diapazonā 2-15‰ (Dobrzycka and Szaniawska, 1995; Schipper et al., 1999). *C. volutator* dabā nesagādā grūtības apdzīvot zemu skābekļa koncentrāciju rajonus, lai gan laboratorijas apstākļos tie labprātāk izvēlas koncentrēties ap nepārtraukto skābekļa padeves vietu (Brown et al., 1999). Substrāta daļiņu lielumam ir nozīme alu veidošanas procesā, kurām ir izteikta U veida forma (Raffaelli et al., 1991; Thain and Roddie, 2001). *C. volutator* pārtiek no viensūnas aļģēm, baktērijām un citiem maziem organismiem, kurus ar antenu palīdzību atrod sedimentos vai uzņem ūdens filtrācijas procesā (Gerdol and Hughes, 1994). Barošanās procesā organisms parasti neizlien no alas, bet ar savu otro antenu palīdzību pievelk potenciālo barību (Limia and Raffaelli, 1997). Vasarā visiecienītākā barība ir viensūnas aļģes, kramaļģes, kas attīstās uz mitras, dubļainas virsmas. Ja kramaļģu ir maz, tad tie pārtiek no baktērijām, kas dzīvo uz augu atliekām, jo augu detrītu nespēj labi sagremot (Deckere et al., 2000; Smith et al., 1996). Vairošanās periods *C. volutator* ir 1-2 reizes gadā no maija sākuma līdz oktobra sākumam. Pēcnācēju skaits tiek novērots lielāks pirmajā apaugļošanās periodā (Wilson and Parker,

1996). Vairošanās parasti notiek pēc bēguma alās, kamēr vēl sedimentu virsma ir mīksta un mitra ar labu skābekļa maiņu. Mātītes vienā reizē spēj iznēsāt no 10-172 olām, atkarībā no mātītes izmēra (Brown et al., 1999).

(3) *Bathyporeia pilosa* ir viena no dominējošām Baltijas jūras un Rīgas līča piekrastes makrofaunas sugām, kura apdzīvo smilšainas piekrastes sedimentu virsējo slāni (Preece, 1971) un spēj ierakties visdziļāk sedimentos, salīdzinoši ar citām *Bathyporeia* sugām (Nicolaisen and Kanneworff, 1969). Vidēji *B. pilosa* dzīvo 1-1,5 gadus un ir toleranta pret sāļumu (2-5‰), tā spēj dzīvot un vairoties sāļumā pat zem 2‰ (Fish and Fish, 1996). Barošanās *B. pilosa* notiek ar smiltīs atrodamajām kramaļģēm (*Cocconeis* ģints sugām sastādot galveno barības bāzi), jo mutes daļa tai attīstīta kramaļģu uzņemšanai no smilts graudiņiem (Maria et al., 2011), kā arī tās spēj pārstrādāt oglekli saturošus sīko frakciju mikroorganismus (Nicolaisen and Kanneworff, 1969). Vairošanās aktivitāte novērojama pavasarī un rudenī, kā arī atsevišķos gadījumos vasarā vai pat cauru gadu (Nicolaisen and Kanneworff, 1983). Tēviņi ar mātītēm pārojas peldot kopā, bet tā nav raksturīga ilgstoša uzvedība. Mazuļu attīstība ilgst 14 dienas, un jaundzimušo skaits atkarīgs no mātītes izmēra (Fish and Fish, 1996).

(4) *Pontogammarus robustoides* ir svešzemju suga Latvijā, kura sākotnēji radusies Kaspijas jūras un lielo upju (Volgas, Dņepras u.c.) baseina iesāļajos un saldūdens ezeros. No 1960. gada šī suga bija viena no visbiežāk aklimatizētajām Ponto-kaspijas sānpeldēm Ukrainā, Kaukāzā, kā arī Lietuvas ūdenstilpnēs (Gasiunas, 1972). Svešzemju sānpelžu galvenās atrašanas vietas ir lagūnas, upju grīvas un piejūras ezeru litorāles zonas, kas ir saistītas ar sugu ekoloģiju (Konopacka, 2004). Latvijā *P. robustoides* tika introducēta no 1962. līdz 1964. gadam Ķeguma ūdenskrātuvē un Lielajā Baltezerā (Grudule et al., 2007; Paidere et al., 2016). Informācija par svešzemju sugas *P. robustoides* izplatību Latvijā mūsdienās tiek apkopota, lai spriestu par tās saistību ar nelielo vietējās sugas bioloģisko daudzveidību. *P. robustoides* ir toleranta suga pret temperatūru un sāļumu, jo spēj dzīvot un vairoties pat 27 °C un 0.2 - 7‰ sāļumā (Berezina and Panov, 2003). Barošanās *P. robustoides* ir atkarīga no dzīves apstākļiem kādos tās uzturas, jo tās var būt kā detritofāgs vai augēdājs, priekšroku dodot smalkajām barības daļiņām - makrofītiem un pavedienaļģēm (apaugumi, fitoplanktons), kuru izmērs nepārsniedz 7 mm, bet var arī pārtikt no mazzartāriem un mazākiem vēžveidīgajiem, pārtikas trūkuma gadījumā pat no saviem mazuļiem (Arbačiauskas et al., 2013; Berezina et al., 2005, 2016; Berezina and Panov, 2003). Centrāleiropā, *P. robustoides* tiek novērots dzīves cikls ar trim paaudzēm gadā (pavasarī, vasarā un rudenī). Reprodukcijas cikls ilgst no marta/aprīļa līdz oktobrim, kad tiek atrastas pēdējās reprodiktīvās mātītes ar mazuļiem. Pirmie mazuļi parādās maijā, un to klātbūtne populācijā

tiek novērota līdz oktobra beigām (Bacela and Konopacka, 2005). Pavasara/vasaras paaudzes mazuļi nobriest ļoti īsā laikā (4-5 nedēļās) un mātītēm iespējama reprodukcija jau pie ķermeņa garuma 8,5 mm. Jaundzimušo skaits mātītēs eksponenciāli korelē ar tās izmēru, piemēram 9-14 mm garai mātītei attīstās 30-106 jaundzimušie, kas atkarīgs no apkārtējās vides apstākļiem – temperatūras un ūdens sāļuma (Berezina and Panov, 2003).

(5) *Gmelinoides fasciatus* ir svešzemju suga, kura tikusi introducēta Baltijas jūras reģionā 1970. gadā no Baikāla ezera un adaptējusies kopš 1990. gada iesāļajā (>2 %) Somu līča austrumdaļas reģionā (Nēvas, Narvas, Lugas upju grīvās) ar augstu sugas biomasu >40 % un indivīdu sastopamības biežumu (Berezina et al., 2001). Kā galvenais iemesls, kāpēc netiek konstatēta tālāka sugas izplatība Baltijas jūrā ir vides faktoru barjera, jo suga nespēj izdzīvot pie zema skābekļa (<1-2 mg/l) satura un vides reakcijas pH <6 (Berezina, 2007; Panov, 1996). Savukārt visām sugas vecuma stadijām tika konstatēta atšķirīga jutība pret sāļuma izmaiņām, mātītēm un jaundzimušajiem īpatņiem līdz 7%, tēviņiem 5-6%, bet tai pašā laikā veiksmīgai embriju attīstībai sugai nepieciešams <2% (Berezina and Panov, 2004). *G. fasciatus* barojas ar dažāda spektra augu un dzīvnieku izcelsmes organismiem, pārtiekot no detrita, augu atliekām un perifitona, bet priekšroka tiek dota mazajiem plēsīgajiem bezmugurkaulniekiem (Barkov and Kurashov, 2011a). Sugas vairošanās aktivitāte tiek konstatēta sākot no aprīļa līdz augusta vidum (vairošanās kulmināciju novērojot maijā/jūnijā), novērojot pat līdz sešiem reprodukcijas cikliem gadā (embriju attīstība 3 nedēļas), kā arī jaundzimušo skaits ir atkarīgs no vides temperatūras (Barkov and Kurashov, 2011b).

(6) *Hyalella azteca* ir saldūdens sūnpele, kura dabā apdzīvo oligotrofus un eitrofos ezerus, dīķus un upes Ziemeļamerikā un Dienvidamerikā. Vislielāko biomasu tie sasniedz vasaras periodā pie 20-30 °C ūdens temperatūras. *H. azteca* ir epibentiski detritēdāji, kuri ierokas sedimentu virskārtā un pārtiek no baktērijām un aļģēm (US EPA, 2000). *H. azteca* tiek uzskatīta par vienu no visjūtīgākajām iesāļūdens un saldūdens sūnpeles sugām ūdens piesārņojuma konstatēšanai, kā arī tā ir toleranta suga pret skābekļa (>0,3 mg/L), pH, sāļuma (līdz 3‰), temperatūras (0 līdz 33 °C), sedimentu granulometriskā sastāva un organisko vielu satura izmaiņām (Wang et al., 2004). Viena *H. azteca* mātīte iznēsā vidēji 18 olas perējumā (atkarīgs no mātītes izmēra) un 152 dienās spēj veikt 15 perējumus, nodrošinot vairākas reizes gadā vairošanās ciklu (US EPA, 2000). Tēviņš kopā ar mātīti nedēļu saķērušies veic pārošanās procesu, līdz mātīte iznēsā embrijus. Jaundzimušais mazulis jau pēc 40 dienām ir reproduktīvā vecumā un spējīgs dot pēcnācējus. Līdz ar to *H. azteca* ir viegli kultivējamas laboratorijā, jo tām ir īss vairošanās periods un tiek uzskatīta par ideālu organismu saldūdens sedimentu toksiskuma testēšanai (Wang et al., 2004).

1.3.2. Vides faktoru ietekme uz testorganismiem

Mūsdienās zinātnieki izpētījuši, ka biotopu un vides faktoru izmaiņas ietekmējušas atsevišķu sūnveģu sugu vēsturisko attīstību. Katram organismam piemīt savs tolerances diapazons attiecībā uz konkrētu ekoloģisko faktoru. Dažādu sugu organismiem var būt atšķirīgas prasības pret vides faktoriem (Melecis, 2011). Noskaidrots, ka, mainoties temperatūrai, dziļumam, biotopa atrašanās vietai, sāļumam un plēsēju klātbūtnei, uz sūnveģēm dažādās dzīves stadijās tiek atstāta paliekoša iedarbība kā: (1) tiek izmainīts ķermeņa izmērs attiecīgā vecumā; (2) mainās pēcnācēju un embriju izmērs; (3) mainās jaundzimušo mātīšu skaits un (4) mainās reproduktīvā brieduma vecums (Sainte-Marie, 1991). Abiotiskie vides faktori ietekmē organismu eksistenci, daudzveidību un sastopamību. Piemēram, lai izvairītos no nevēlamas temperatūras ietekmes, dzīvajiem organismiem ir izstrādājušās īpašas izvairīšanās reakcijas – migrācija, ķermeņu pozu maiņa un patvēruma veidošana, kā arī izmaiņas vielmaiņas intensitātes ātrums un enerģijas patēriņš, kompensējot to ar pastiprinātu barošanos (Kļaviņš, 2012).

Rīgas līcī sastopamas svešzemju sūnveģu sugas, kas spēj pielāgoties jaunajiem vides apstākļiem un ir tolerantas uz dažādiem vides faktoriem – sāļumu, skābekļa un temperatūras izmaiņām, kā arī izturīgas pret augstu sārmainību un eitrofikāciju (Gaston and Spicer, 2001; Herkül and Kotta, 2007). Sakarā ar Baltijas jūras zemo sāļumu, tās iemītnieki ir ļoti jutīgi pret jebkādam fizikāli-ķīmiskām izmaiņām (Folke et al., 2004), individuāli nepieciešams sūnveģu sugām noskaidrot vides faktoru ietekmi uz populāciju, jo pēc literatūras datiem tās pārsvarā ir ar augstu toleranci pret sāļuma, skābekļa un temperatūras izmaiņām (Berezina and Panov, 2003; Fish and Fish, 1996; Ojaveer, 1995).

2. MATERIĀLI UN METODEDES

2.1. Pētījuma rajona raksturojums

Baltijas jūra ir Atlantijas okeāna seklākā pasaules iesālā iekšzemes jūra (daļēji noslēgta), kas dziļi iespiežas Eiropas ziemeļu daļā un ir stipri izstiepta, robežojoties ar deviņu valstu teritorijām – astoņām ES dalībvalstīm (Dānija, Vācija, Igaunija, Latvija, Lietuva, Polija, Somija un Zviedrija) un Krieviju. Baltijas jūras sateces baseinā ietilpst vēl viena liela valsts Baltkrievija. Baltijas jūra ir jaunākā jūra uz Zemes, kura atrodas Ziemeļeiropā platuma grādos no 53°N līdz 66°N un garuma no 20°E līdz 26°E (2.1. A attēls). Tās kopējā platība ir 415 000 km² un maksimālais dziļums sasniedz 459 m, bet vidējais dziļums 55 m (Ojaveer, 1995). Baltijas jūras teritorija iedalāma vairākās daļās: ziemeļos atrodas Botnijas līcis (tā plašāko daļu sauc par Botnijas jūru), starp Zviedriju un Somiju Ālandu jūra un Arhipelāga jūra, austrumu pusē Somu līcis un Rīgas līcis, bet pašos dienvidos – Gdaņskas līcis un Belta jūra (2.1. attēls), pārējo teritoriju aizņemot Baltijas jūras atklātajai daļai. Ļoti šaurie un sekļie Dāņu un Kategata šaurumi savieno Baltijas jūru ar Ziemeļjūru, nodrošinot lēnu ūdens apmaiņu ar pasaules okeānu un radot tai ļoti īpašus ekoloģiskos apstākļus. Ūdens apmaiņa Baltijas jūrā ir niecīga un vidēji tā notiek 30 – 40 gados, kuru laikā tiek uzkrāts piesārņojums, kas lēni noārdās (HELCOM, 2003). Līdz ar to atsevišķi Baltijas jūras apgabali atrodas dažādās ģeogrāfiskajās un klimatiskajās zonās, kas nosaka sarežģītu un mainīgu jūras hidroloģisko režīmu, kas galvenokārt saistās ar apgrūtinātu okeāna ūdeņu pieplūdi caur šaurumiem un lielo upju pieplūdumu (HELCOM, 2010a).

Augstākā sāļuma pakāpe 20‰ sastopama pie Dāņu jūras šauruma un Baltijas jūras centrālajā daļā >7‰, bet Botnijas, Somu un Rīgas līčos sāļums nepārsniedz 7‰, ko ietekmē lielā saldūdeņu ieplūde (Lips et al., 2016; Ojaveer, 1995). Līdz ar to sāļuma līmenis Baltijas jūrā var mainīties no 1‰ ziemeļu daļā līdz pat 6-8‰ centrālajā daļā, kas salīdzinot ar okeāna sāļumu (ap 35‰) ir ļoti zems (Suikkanen et al., 2007). Rezultātā Baltijas jūra, salīdzinot ar citām pasaules jūrām, tiek uzskatīta par nabadzīgu ekosistēmu, jo jūras organismi spējīgi veidot dzīvotspējīgas populācijas aptuveni pie 7‰ (Bonsdorff et al., 2002), kā arī tie ir ļoti jutīgi un pielāgojušies pret jebkādam vides kvalitātes un fizikāli-ķīmisko parametru izmaiņām (Folke et al., 2004). Baltijas jūras lielajos līčos – Rīgas, Somu un Botnijas līcī vides apstākļi atšķiras gan no atklātās daļas, gan savstarpēji viens no otra, kas tālāk nosaka atšķirīgu augu un dzīvnieku sugu kopumu katrā Baltijas jūras rajonā (Ojaveer, 1995). Kopumā dominējošās makrozoobentosa sugas ir *Monoporeia affinis*, *Marenzelleria spp.* un *Macoma balthica* (Ojaveer et al., 2010).

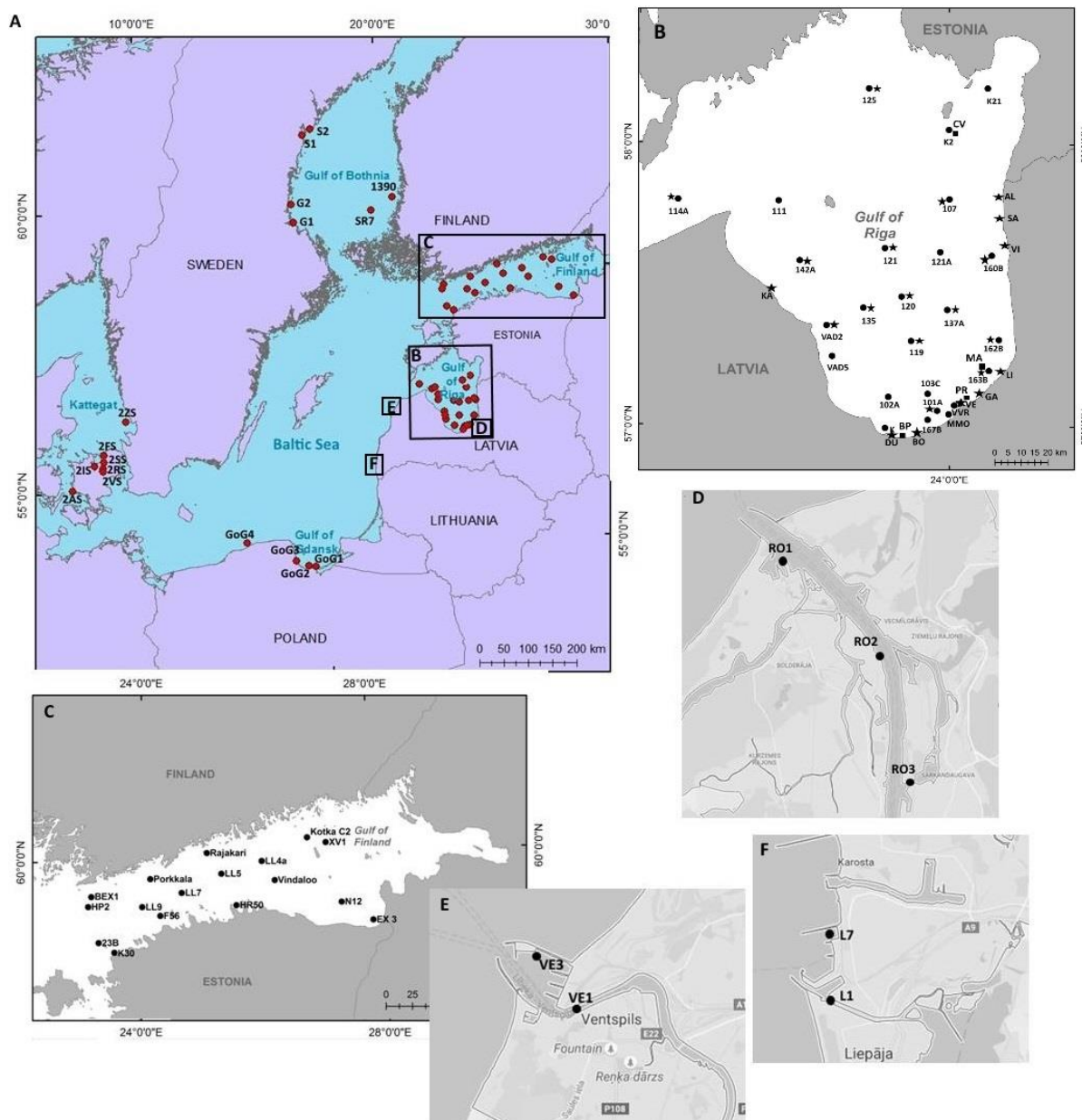
Ūdens temperatūra jūrā mainās tikai virsējā slānī, vasarā dienvidu daļā tas sasilst līdz 23 °C (Botnijas līcī tikai 9-13 °C), bet ziemā jūrā temperatūra ir 1-3 °C un dziļumā 1-7 °C (Ojaveer, 1995). Skābekļa režīmu Baltijas jūrā nosaka galvenokārt daudzgadīgās sāļuma svārstības, jo pie zemākiem sāļumiem dziļākajos slāņos tiek piegādāts mazāk skābekļa, kas izraisa sērūdeņraža un brīvās ogļskābes uzkrāšanos piegrunts slānī (HELCOM, 2003). Bezskābekļa zonās tiek novērota pastiprināta metālu akumulācija nogulumos (Borg and Jonsson, 1996), kas ietekmē bentisko organismu attīstību.

Kopumā Baltijas jūra raksturojas ar (1) zemu sāļumu - Baltijas jūra ir gandrīz pilnībā noslēgta un tajā ir liela saldūdens pieplūde no upēm un nokrišņiem, (2) zemu skābekļa saturu - piegrunts ūdens slānis nesajaucas ar augstāk esošajiem ūdens slāņiem un tajā ir maz vai nav vispār skābekļa, (3) eitrofikāciju - organiskā piesārņojuma ieplūšanu jūrā, radot ar barības vielām pārsātinātu eitrofu vidi un (4) zemu caurplūdi – salīdzinoši sekla un gandrīz pilnībā noslēgta no Ziemeļjūras (HELCOM, 2009b; Ojaveer et al., 2010). Baltijas jūras piesārņojuma raksturojums un tās pašreizējā kvalitāte aprakstīta literatūras apskata 1.1. nodaļā.

2.2. Sedimentu paraugu ievākšana

Kopumā ekotoksikoloģisko testu veikšanai Baltijas jūrā tika ievākti sedimentu paraugi dažādos dziļumos no 60 stacijām (2.1. A; B; C attēls; 1. pielikums) – Somu līcī (17 stacijas), Botnijas līcī (6 stacijas), Gdaņskas līcī (4 stacijas), Belta jūrā (7 stacijas) un Rīgas līcī (26 stacijas). Sedimentu paraugi tika ievākti laika posmā no 2009. – 2012. gadam no kuģiem „Varonis”, „Salmē”, „Aranda”, izmantojot GEMAX Dual Corer un Vann Veen grab kausu. Biotestiem tika ievākts un izmantots virsējais 2-5 cm sedimentu slānis, paraugus transportējot uz laboratoriju, kur uzglabāti atbilstoši ISO (2005) standarta prasībām – tumsā pie 4 °C, maksimāli līdz vienai nedēļai. Katrā stacijā ar CTD Profiler SBE 19 plus SeaCAT (ASV) piegrunts slānī tika veikti vides faktoru mērījumi - sāļums, temperatūra un izšķīdušā skābekļa koncentrācija.

Kuģošanas ceļu un ostu darbība ir savā starpā cieši saistīta, līdz ar to 2015. gadā tika ievākti kuģu ceļu, būvētavu un piestātņu tuvumā sedimentu paraugi (ar Ponara tipa gruntssmēlēju) no lielākajām Latvijas ostām (2.1. D; E; F attēls) - Ventspils ostas (2 stacijas), Liepājas ostas (2 stacijas) un Rīgas ostas (3 stacijas).



2.1. attēls. Baltijas jūras karte un paraugu ņemšanas vietas.

- Sedimentu paraugu ievākšana Baltijas jūrā (A), Rīgas līcī (B) Somu līcī (C), Rīgas ostā (D), Ventspils ostā (E) un Liepājas ostā (F); ■ Testorganismu ievākšana Rīgas līcī (B) – MA, *Monoporeia affinis*; BP, *Bathyporeia pilosa*; PR, *Pontogammarus robustoides*; CV, *Corophium volutator*; ★ Testorganismu *M. affinis* un *P. robustoides* ievākšana embrioloģiskajiem izmeklējumiem (B).

Figure 2.1. Map of the study area in the Baltic Sea with indication of sampling sites.

- Sediment samples' collection sites in the Baltic Sea (A), the Gulf of Riga (B), the Gulf of Finland (C), Riga's harbour (D), Ventspils' harbour (E) and Liepāja's harbour (F); ■ Collecting sites in the Gulf of Riga (B) – MA, *Monoporeia affinis*; BP, *Bathyporeia pilosa*; PR, *Pontogammarus robustoides*; CV, *Corophium volutator*; ★ Collecting sites of *M. affinis* un *P. robustoides* to analyse embryos (B).

2.3. Testorganismi un to ievākšana

Sedimentu kvalitātes noteikšanai tika izmantotas sekojošas sānpeļņu sugas – ISO (2005) standartā ieteiktās *Monoporeia affinis* (Lindström, 1855) un *Corophium volutator* (Pallas, 1766), kā arī starptautiski atzītā standartsuga *Hyaella azteca* (Saussure, 1858), savukārt kā rekomendējamie potenciālie testorganismi biotestēšanā tika izmantotas *Bathyporeia pilosa* (Lindström, 1855) un svešzemju sugas *Pontogammarus robustoides* (Sars, 1894) (2.2. attēls) un *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899). Biotestos izmantoto sānpeļņu raksturojums aprakstīts literatūras apskata 1.3.1. nodaļā.



2.2. attēls. Biotestos izmantotie testorganismi. Foto E. Strode

(A) *Monoporeia affinis*; (B) *Corophium volutator*; (C) *Bathyporeia pilosa*; (D) *Pontogammarus robustoides*; (E) *Hyaella azteca*

Figure 2.2. Test organisms used in the bioassay. Photo by E. Strode

(A) *Monoporeia affinis*; (B) *Corophium volutator*; (C) *Bathyporeia pilosa*; (D) *Pontogammarus robustoides*; (E) *Hyaella azteca*

Latvijas teritorijas ūdeņos testorganismi tika ievākti Rīgas līča dziļūdens un piekrastes stacijās (2.1. B attēls), izvērtējot monitoringa datus par sānpeļņu sugu biomasu un potenciālā piesārņojuma klātbūtni. *M. affinis* un *C. volutator* tika ievāktas no kuģiem „Varonis”, „Salme” un „Aranda” dziļūdens stacijās ar Vann Veen grab kausu, sedimentus izsijājot caur 0,5 mm sietu. Savukārt, *P. robustoides* un *B. pilosa* tika ievāktas no Rīgas līča piekrastes rajoniem (<2 m dziļumā) ar Ponara tipa gruntssmēlēju, iepriekš noskaidrojot piekrastē sastopamo sugu populāciju blīvumu (Strode et al., 2013). Somu līča austrumpiekrastē līdzīgi tika ievākta svešzemju sugu sānpeļde *G. fasciatus* (Berezina et al., 2013). Laboratorijā

testorganismi tika uzturēti atbilstoši standartu prasībām (ISO, 2005), nodrošinot dabiskās vides abiotiskos apstākļus – temperatūru (4-16 °C), skābekli (līdz 85%) sāļumu (5-6‰) un konstantu apgaismojumu. Starptautiski atzītā standartsuga *H. azteca* tika iegādāta no Chesapeake kultūras kolekcijas (ASV) un kultivēta istabas temperatūrā (23 °C) kļavu lapās (Wang et al., 2004). Organismi regulāri tika baroti ar aļģu un zivju barību Tetra-Min® maisījumu (1:1).

2.4. Sedimentu akūtais tests

Sedimentu biotestēšana tika veikta pamatojoties uz standartu metodiku (Blaise and Féraud, 2005; ISO, 2005; PARCOM, 1995), nosakot testorganismu (sešu sānpeļu sugu) pieaugušu indivīdu izdzīvotību pēc 10 dienu ekspozīcijas potenciāli piesārņotu sedimentu klātbūtnē. Standarta sugām (*M. affinis*, *C. volutator* un *H. azteca*) testa apstākļi tika nodrošināti atbilstoši standartu prasībām, bet rekomendētajām (*B. pilosa*, *P. robustoides* un *G. fasciatus*) – pielāgoti šo sugu prasībām (2.1. tabulā).

2.1. tabula. Jūras vai grīvas sedimentu akūtās toksicitātes noteikšana ar sānpeļēm

Table 2.1. Determination of acute toxicity for marine or estuarine sediments using amphipods.

Sedimentu paraugi	
Sedimentu uzglabāšanas apstākļi	5 dienas, neuzglabāt ilgāk kā 30 dienas tumsā, +4±2°C noslēgtos traukos
Kontroles sedimenti	No testorganismu ievākšanas vietas
Testorganismi	
Iegūšana	Dabiski tīros rajonos
Aklimatizācijas/uzglabāšanas laiks	min. 3, max. 14 dienas
Vecums/izmērs	Atkarīgs no sugas (4-12 mm)
Testa procedūra	
Testa ilgums	10 dienas (akūts tests)
Kontroles ūdens	Dabisks jūras ūdens (filtrēts <5µm)
Testa temperatūra	4 °C ± 2 °C <i>M. affinis</i> 16 °C ± 2 °C <i>C. volutator</i> , <i>B. pilosa</i> , <i>P. robustoides</i> 20 °C ± 2 °C <i>H. azteca</i> , <i>G. fasciatus</i>
Testa sāļuma diapazons	Atkarīgs no sugas un testorganisma dabiskie apstākļi
Testā izšķīdušais skābeklis	mērens O ₂ - 85%
Testa fotoperiods	Konstants apgaismojums 500-1000 lx
Testa trauks	1L
Atkārtojumu skaits	Optimāli - 5, minimums - 3
Organismu skaits	20 indivīdi katrā atkārtojumā
Ekspozīcijas apjoms	175 ml (2 cm) sedimenti, ūdens līdz 900 ml
Barošana	Testa laikā nav jāpiebaro
Ūdens atjaunošana	Nav jāatjauno
Testa kritērijs	Izdzīvotība

Testa laikā tika kontrolēts organismu skaits uz sedimentu virsmas, brīvi peldošie un mirušie īpatņi. Pēc 10 dienu ekspozīcijas (3-5 atkārtojumos) sedimenti tika sijāti caur 0,5 mm sietu, nosakot dzīvo un mirušo indivīdu skaitu. Sedimenta tests tika atzīts par statistiski ticamu, ja vidējā testorganisma izdzīvotība >85% kontroles sedimentos, vai katrā kontroles atkārtojumā >80% (ISO, 2005). Vidējā organismu izdzīvotība (%) paraugā tika izmantota kā testa rezultatīvais rādītājs.

Sedimentu ekoloģiskā kvalitāte tika noteikta balstoties uz Berezina et al. (2016, 2013) minētās ekotoksicitātes noteikšanas kritērijiem pēc sāņpelžu izdzīvotības un embrioloģiskajiem izmeklējumiem (2.2. tabula).

2.2. tabula. Ekotoksicitātes noteikšanas kritēriji pēc sāņpelžu izdzīvotības un embrioloģiskajiem izmeklējumiem (Malf%).

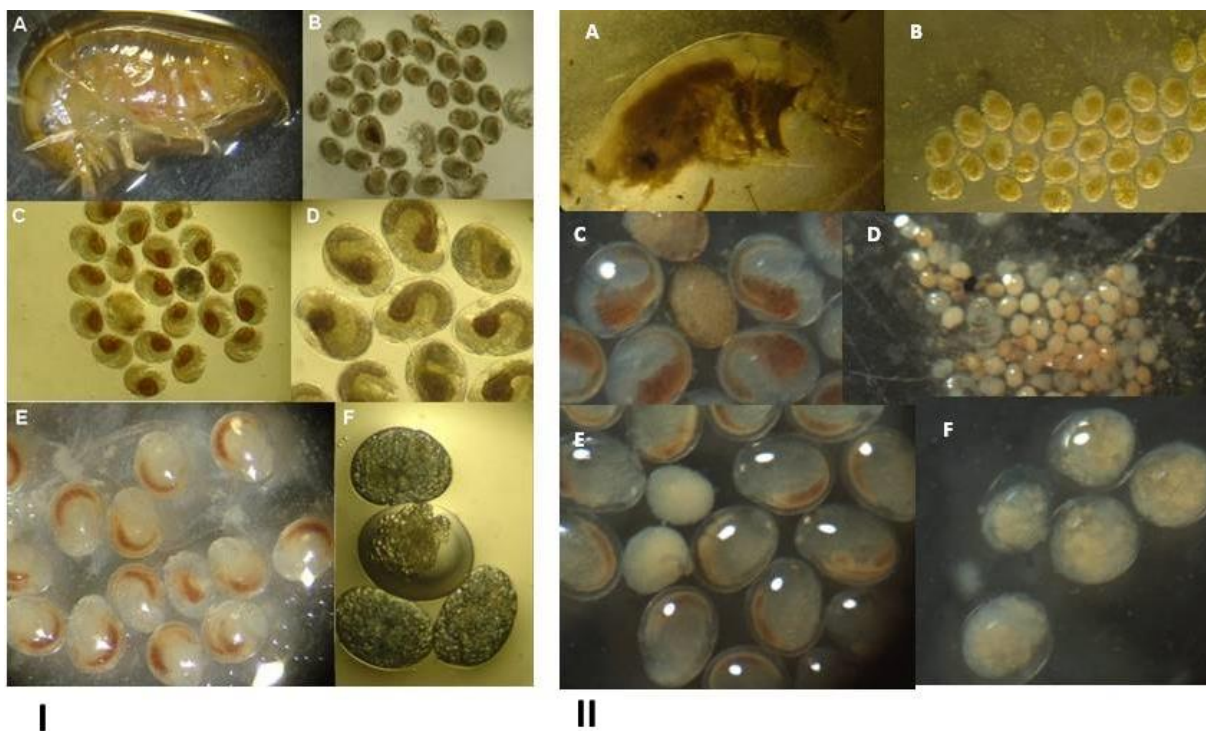
Table 2.2. Ecotoxicity assessment criteria for amphipods survival rate and embryos malformed frequency (Malf%).

Toksicitāte/ sedimentu statuss	Toksicitātes rādītājs		
	Izdzīvotība, %	Malf% <i>M. affinis</i>	Malf% <i>P. robustoides</i>
Netoksiski/Augsts	90-100	<2.9	<5
Zema/Laba	70-89	2.9<5.7	5<8
Vidējs	50-69	5.7<8.6	8<20
Vāja	20-49	8.6<11.4	20<40
Ļoti slikta	<20	>11.4	>40
Reference	Berezina et al., 2013	HELCOM, 2014	HELCOM, 2016

2.5. Sāņpelžu reprodukcija un embriju analīze

Embriju izmeklējumiem sāņpeldes *M. affinis* un *P. robustoides* tika ievāktas 2012. gadā Rīgas līcī (2.1. B attēls) to reproduktīvajā periodā - *M. affinis* janvāris/februāris un *P. robustoides* jūnijs. Sāņpelžu ievākšanas metodika identiska iepriekš aprakstītajai 2.3. nodaļā (testorganismu ievākšana). Organismu transportēšanas laikā tika nodrošināti pēc iespējas dabiski vides apstākļi, jo reproduktīvās mātītes ir izteikti jutīgas uz skābekļa un temperatūras izmaiņām izraisīto stresu (Eriksson Wiklund and Sundelin, 2001). Embriju kvalitātes noteikšana tika veikta balstoties uz Sundelin et al. (2008) metodiku, izmantojot

stereomikroskopu tika noteikts embriju skaits mātītē, attīstības stadija (1-9) un to stāvoklis - ietekmēti embriji, deformācijas, palielināti embriji vai embriji bez redzamiem vizuāliem attīstības traucējumiem, neattīstītas, neapaugļotas vai mirušas olas, vai miris viss olu maiss (2.3. attēls). Visām sānpeldēm raksturīga līdzīga embrioloģiskā attīstība, neskatoties uz to atšķirīgajiem vairošanās paradumiem (Reutgard et al., 2014; Sundelin et al., 2008).



2.3. attēls. Sānpelžu (I) *Pontogammarus robustoides* un (II) *Monoporeia affinis* embriju attīstības stāvoklis Rīgas līcī. Foto E. Strode.

I: *P. robustoides* (A) neattīstītas olas (C), deformēti embriji (B-E), membrānu tipa disfunkcijas (F) un lipīdu izplūšana (D);

II: *M. affinis* miris perējums (A), mirušas olas/embriji (D-F) un neattīstītas olas (B un C).

Figure 2.3. (I) *Pontogammarus robustoides* and (II) *Monoporeia affinis* amphipods embryo development state in the Gulf of Riga. Photo by E. Strode.

I: *P. robustoides* (A) undeveloped eggs (C), non-specific malformations (B-E), different types of membrane dysfunctions (F) and leakage of lipids outside the embryo (D);

II: *M. affinis* dead marsupium (A), dead egg/embryo (D-F) and undifferentiated eggs (B, C).

Kā rezultatīvais vides kvalitātes rādītājs tika izmantots ietekmēto embriju skaits (Malf%), iedalot un nosakot sedimentu ekoloģiskās kvalitātes klases robežu vērtības no „augstas” (tīra vide) līdz „sliktai” (piesārņota vide), kuras minētas 2.2. tabulā (Berezina et al., 2016; HELCOM, 2014). Kā arī saskaņā ar Jūras stratēģijas pamatdirektīvu 2008/56/EK (MSFD) tiek noteiktas labas vides kvalitātes robežas (GES), kas tiek balstīts uz fona līmeņa

un paaugstināta piesārņotāja identifikāciju pēc deformēto embriju īpatsvara (2.3. tabula). GES-robežas noteikšana (klases statuss „augsta/laba”) pēc sānpelžu embrioloģiskajiem izmeklējumiem balstās uz diviem mainīgajiem – deformēto un neattīstīto embriju proporciju un mātītes ar vairāk nekā vienu deformētu embriju proporciju. Abi mainīgie lielumi vienmēr jāmēra vienlaikus un tiem nevajadzētu pārsniegt GES robežu (Davies and Vethaak, 2012), kas norāda uz sānpelžu populācijas attīstībai nelabvēlīgu apstākļu klātbūtni.

2.3. tabula. GES- robežas *M. affinis* un gammaridean grupas sānpeldēm (Davies and Vethaak, 2012).

Table 2.3. GES-boundary for the amphipods *Monoporeia affinis* and other gammaridean amphipods (Davies and Vethaak, 2012).

Parametrs	Vidējais	Fona līmenis (BAC)	Paaugstināts līmenis (EAC)	GES-robeža
<i>Monoporeia affinis</i>				
Deformētu un neattīstītu embriju īpatsvars	4,1%	0-5,9 %	>5,9%	<5,9%
Mātītes ar > 1 deformētu embriju īpatsvars	23%	0-30%	>30%	<30%
Gammaridean amphipods				
Deformētu un neattīstītu embriju īpatsvars	2,02%	0-5%	>5%	<5%
Mātītes ar > 1 deformētu embriju īpatsvars	14,8%	0-20%	>20%	<20%

2.3. Testorganismu jutība pret smagajiem metāliem

Testorganismu jutības tests tika veikts balstoties uz ISO (2005) standarta metodi, noskaidrojot sānpelžu toksikorezistenci pret smagajiem metāliem. Kā toksikanti tika izmantoti sāļi - cinka sulfāts ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$), vara sulfāts ($CuSO_4$) un kadmija hlorīds ($CdCl_2$). Dziļūdens sānpeldes *M. affinis* toksikorezistence papildus tika noteikta vēl uz standartā (ISO, 2005) minētiem references toksikantiem - fluorantēnu ($C_{16}H_{10}$), kālija dihromātu ($K_2Cr_2O_7$), amonija hlorīdu (NH_4Cl) un 3,5-dihlorfenolu. Dabiskais jūras ūdens (filtrēts caur filtrpapīru <5 mm) no sānpelžu ievākšanas vietām tika izmantots kā kontroles un ķīmikāliju atšķaidīšanas vide, bet laboratorijā kultivētajai starptautiski atzītajai sānpeldei *H. azteca* tika izmantota kultivēšanas (nostādināta krānūdens) vide. Toksikanta šķīdums tika sagatavots 24h pirms testu uzsākšanas, testos nosakot vidēji katram toksikantam (3-5 atkārtojumos) iedarbības efektu pie astoņām koncentrācijām no 0,0001 – 20 mg/l. Rezultātu 48h un 96h

LC₅₀ (letālā koncentrācija, pie kuras iet bojā 50% indivīdu) ar 95% ticamības robežu aprēķināšanai tika izmantota Probit metode (Dytham, 2011).

2.4. Metodoloģiskie (eksperimentālie) pētījumi

Metodoloģiskie pētījumi papildus tika veikti ar testorganismiem un Rīgas līča sedimentu paraugiem, noskaidrojot tetstorganismu jutību mainoties dažādiem testa faktoriem. Lai veiktu metodoloģiskos pētījumus papildus tika ievākti Rīgas līča sedimentu paraugi un attiecīgi testorganismi dažādās sezonās (ziemā – janvārī, pavasarī – aprīlī, vasarā - jūlijā un rudenī - oktobrī) un paralēli (puse paraugu) uzglabāti saldētavā pirms biotestiem pie -30 °C.

Eksperimentālajos pētījumos tika noskaidrota testorganismu tolerance pret abiotisko faktoru - temperatūras, sāļuma un pH – izmaiņām sugu aklimatizācijas periodā, organismus inkubējot 14 dienas pie dažādiem vides apstākļiem. Testorganismu *M. affinis* un *P. robustoides* jutība pret smagajiem metāliem tika noteikta gan pieaugušajiem, gan jaundzimušajiem īpatņiem, kā arī tika noskaidrota standartsugu *M. affinis* un *C. volutator* toksikorezistence pret metāliem (Cd, Cu un Zn) pie dažādām testa vides temperatūrām, attiecīgi 4; 8; 16 °C un 8; 16 °C. Metodoloģiskajos pētījumos, izmantojot Rīgas līča sedimentu paraugus, papildus tika veikti biotesti, noskaidrojot testorganismu izdzīvošanu mainoties kādam no biotesta parametriem – testorganismu vecumam (jaundzimušais, pieaugušais īpatnis), testa temperatūrai (4-16 °C), sedimentu uzglabāšanas metodei (atsaldēti vai svaigi sedimenti) un sedimentu ievākšanas sezonai (ziema, pavasaris, vasara, rudens).

2.5. Datu statistiskā apstrāde

Datu statistiskai apstrādei tika izmantotas IBM SPSS statistic (version 21, IBM Corporation, New York) un XLSTAT programmatūra (XLSTAT, Fahmy, 2002). Paraugkopu salīdzināšana un būtiskuma konstatēšana tika veikta ar dispersijas analīzi – ANOVA (F-tests) testu. Būtiskuma līmenis tika konstatēts pie 5% ($p < 0,05$), norādot uz paraugkopu būtisku atšķirību. Daudzfaktoru analīzei tika izmantots Tukey Honestly Significant Difference (HSD) tests, salīdzinot vairāku paraugkopu savstarpējo atšķirību. Klāsterizācijas procesam tika izmantota hierarhiskais algoritms, korelācija (Pīrsona korelācijas koeficients) un galveno koordinātu analīze (PCA), noskaidrojot sakarību starp mainīgajiem. Probit analīze tika izmantota nosakot testorganismu toksikorezistenci (LC₅₀) pret smagajiem metāliem, aprēķinot koncentrāciju diapazona platumu (ar binomālo metodi un grafisko novērtējumu pēc Gausa logaritmiskās diagrammas), kuras robežās izpaužas organismu mirstība (Dytham, 2011).

3. REZULTĀTI

3.1. Baltijas jūras sedimentu biotestēšana

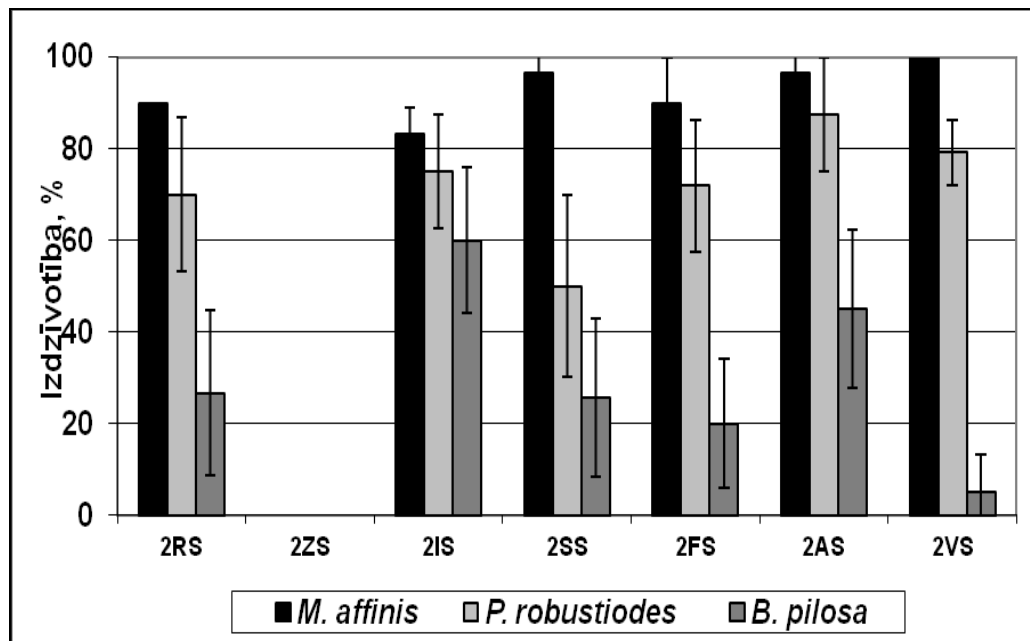
Baltijas jūras sedimentu biotestēšana tika veikta Somu, Rīgas un Gdaņskas līčos, Botnijas un Belta jūrā, kā arī lielākās Latvijas ostās – Liepājas, Ventspils un Rīgas. Kā testobjekti izmantotas dažādas sānpeļņu sugas (gan standartsugas *Monoporeia affinis*, *Corophium volutator* un *Hyaella azteca*, gan rekomendējamās sānpeļņu sugas *Pontogammarus robustoides*, *Bathyporeia pilosa* un *Gmelinoides fasciatus*). Iegūtie biotestēšanas rezultāti publicēti četrās publikācijās - par Gdaņskas līci Dabrowska et al. (2017), par Botnijas jūru un Somu līci Berezina et al. (2013) un par Rīgas līci Putna et al. (2014) un Strode et al. (2017).

3.1.1. Belta jūras sedimentu ekoloģiskā kvalitāte

Belta jūras sedimentu biotestēšana tika veikta ar sānpeļņu sugām - *M. affinis*, *B. pilosa* un svešzemju sugu *P. robustoides* (3.1. attēls), konstatējot statistiski būtiskas atšķirības ($F=5,87$; $p=0,009$) sugu izdzīvotībā, jo sevišķi savstarpēji starp *M. affinis* un *B. pilosa* (Tukey HSD tests; $p<0,05$). Neraugoties uz to, ka *P. robustoides* uzrādīja augstāku jutību Belta jūras sedimentu klātbūtnē nekā *M. affinis*, starp abu sugu izdzīvotību tika konstatēta būtiska pozitīva korelācija (Pīrsona korelācija $r=0,91$; $p=0,001$).

Biotestus veicot ar standartsugu *M. affinis* gandrīz visās stacijās tika konstatēta organismu izdzīvotība $>82\%$, 72% gadījumu norādot uz „augstu” un 14% uz „labu” sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Kā izņēmums minama Belta jūras 2ZS stacija, kurā tika konstatēta visu testorganismu 100% mirstība (3.1. attēls), liecinot par “ļoti sliktu” (14%) sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Savukārt veicot biotestus ar šajā darbā rekomendētajām piekrastes sānpeļņu sugām *P. robustoides* un *B. pilosa* tika konstatēta salīdzinoši zemāka organismu izdzīvotība, attiecīgi (izņemot 2ZS staciju) $50-88\%$ un $5-60\%$ (3.1. attēls). *P. robustoides* gadījumā biotestēšanas rezultāti liecina par „labu” (72%) un „vidēju” (14%) sedimentu ekoloģisko kvalitāti, bet *B. pilosa* gadījumā pārsvarā norādot uz „vāju” (57%) un „ļoti sliktu” (29%) sedimentu novērtējumu.

Kopumā ņemot vērā visu organismu izdzīvotību, vissliktākā sedimentu ekoloģiskā kvalitāte, kas vērtējama kā “ļoti sliktā” tika konstatēta Belta jūras stacijā 2ZS (ostas paraugs) un “vāja” - 2VS stacijā. Stacijas 2RS, 2SS, 2FS tika novērtētas ar “vidēju” sedimentu ekoloģisko kvalitāti, bet 2IS un 2AS stacijas ar “labu” ekoloģisko kvalitāti, ko apstiprināja veiktā klāsteranalīze, iedalot stacijas šādās klāsteru grupās.



3.1. attēls. Sānpelžu *M. affinis*, *P. robustoides* un *B. pilosa* izdzīvotība pēc 10 dienu ekspozīcijas Belta jūras sedimentos.

Figure 3.1. Survival rate of *M. affinis*, *P. robustoides* un *B. pilosa* amphipods during 10-days exposure to the sediment samples collected from the Belt Sea.

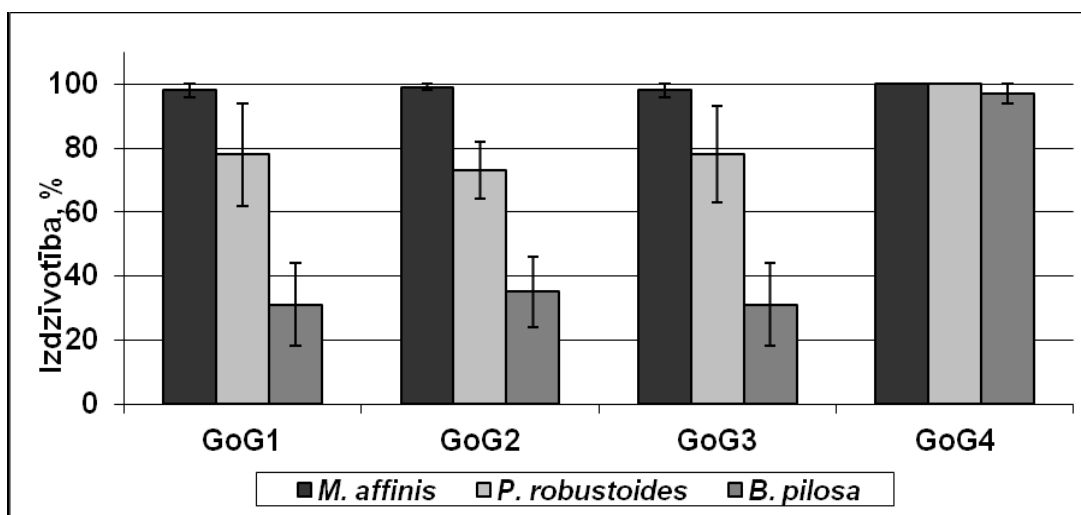
3.1.2. Gdaņskas līča sedimentu ekoloģiskā kvalitāte

Gdaņskas līča sedimentu biotestēšana tika veikta ar sānpelžu sugām - *M. affinis*, *B. pilosa* un svešzemju sugu *P. robustoides*, konstatējot statistiski būtiskas atšķirības ($F=6,56$; $p=0,017$) sugu izdzīvotībā, visbūtiskāk atšķiroties (Tukey HSD tests; $p=0,015$) *M. affinis* un *B. pilosa* gadījumā (3.2. attēls).

Standartsugas *M. affinis* izdzīvotība >98% Gdaņskas līča un Polijas piekrastes (GoG4 stacija) sedimentu paraugos norādīja uz „augstu” sedimentu kvalitāti (3.2. attēls). Kopumā augstāko izdzīvotību 97-100% uzrādīja visas testētās sānpeldes (3.2. attēls) Baltijas jūras Polijas piekrastes GoG4 stacijā, liecinot par “augstu” sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Kruskal-Wallis tests (mainīgais rādītājs - sugu izdzīvotība) uzrādīja būtiskas GoG4 stacijas atšķirības ($p<0,05$) no Gdaņskas līča pārējām stacijām - GoG1, GoG2 un GoG3.

Biotestus veicot ar šajā darbā rekomendētajām piekrastes sānpelžu sugām *P. robustoides* un *B. pilosa* tika konstatēta salīdzinoši zemāka organismu izdzīvotība (izņemot GoG4 staciju), attiecīgi 73-78% un 31-35% (3.2. attēls), un norādot uz 75% gadījumu „labu” un 75% „vāju” sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Augstāko jutību Gdaņskas līča sedimentu klātbūtnē uzrādīja *B. pilosa*, bet neraugoties uz to, starp rekomendēto sānpelžu sugu *B. pilosa* un svešzemju *P. robustoides* izdzīvotību tika konstatēta būtiska korelācija ($r=0,968$; $p=0,001$).

Kopumā, ņemot vērā visu organismu izdzīvotību, Gdaņskas līcī tika konstatēta “vidēja” sedimentu ekoloģiskā kvalitāte, izņemot “augstu” sedimentu kvalitāti konstatējot Polijas piekrastes stacijai GoG4, kas atrodas ārpus Gdaņska līča.



3.2. attēls. Sānpeļu *M. affinis*, *P. robustoides* un *B. pilosa* izdzīvotība pēc 10 dienu ekspozīcijas Gdaņskas līča un Baltijas jūras Polijas piekrastes (GoG4) sedimentos.

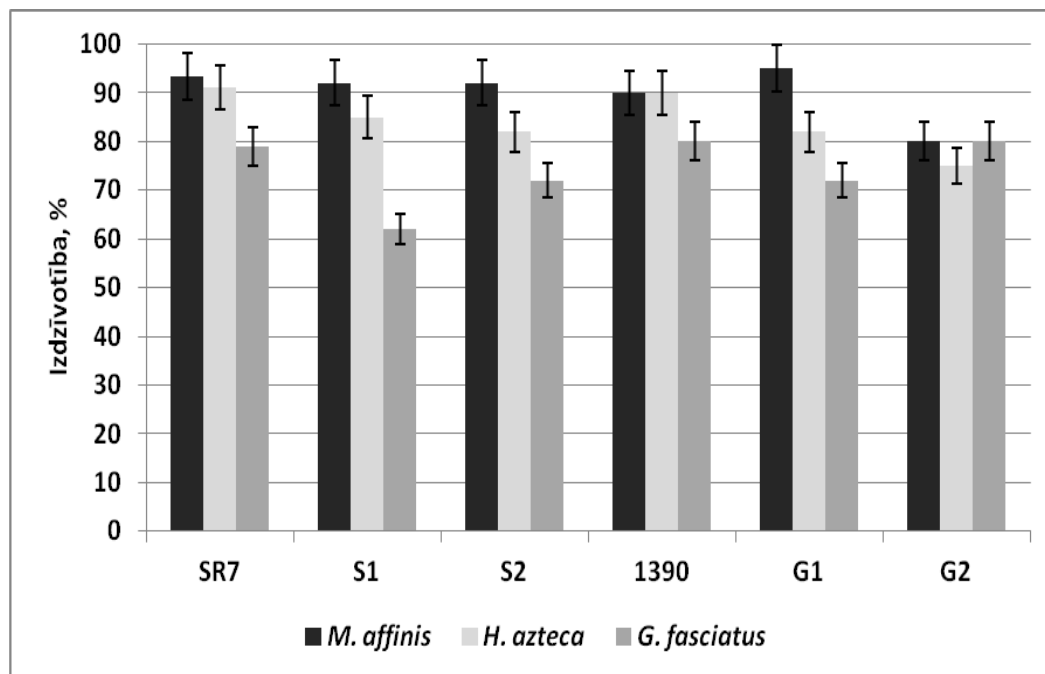
Figure 3.2. Survival rate of *M. affinis*, *P. robustoides* un *B. pilosa* amphipods during 10-days exposure to the sediment samples collected from the Gulf of Gdansk and Poland’s sublittoral regions of the Baltic Sea.

3.1.3. Botnijas jūras sedimentu ekoloģiskā kvalitāte

Botnijas jūras sedimentu biotestēšana tika veikta ar sānpeļu sugām - *M. affinis*, *H. azteca* un svešzemju sugu *G. fasciatus*, konstatējot statistiski būtiskas atšķirības ($F=10,63$; $p=0,001$) sugu izdzīvotības rādītājos. Vismazākās atšķirības tika konstatētas (Tukey HSD tests; $p=0,219$) starp *M. affinis* un *H. azteca* izdzīvotību (3.3. attēls). Netika konstatēta būtiska korelācija starp sugu izdzīvotību atkarībā no staciju dziļuma ($p>0,05$).

Visaugstākā organismu izdzīvotība (90-96%) tika konstatēta biotestos ar standartsugu *M. affinis*, izņemot dienvidrietumu piekrastes G2 staciju (3.3. attēls), 83% gadījumu norādot uz „augstu” un 17% uz „labu” sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Arī ar starptautiski atzīto standartsugu *H. azteca* tika konstatēta salīdzinoši augsta sugas izdzīvotība svārstoties 75-91% robežās, norādot uz „augstu” (36%) un „labu” (64%) sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Savukārt viszemākā izdzīvotība (63-80%) tika konstatēta ar rekomendēto svešzemju sugu *G. fasciatus*, 83% gadījumu norādot uz „labu” un 17% uz „vidēju” (Botnijas jūras ziemeļrietumu stacijā S1) sedimentu ekoloģisko kvalitāti (3.3. attēls).

Kopumā, ņemot vērā visu testēto sānpelžu izdzīvotību, Botnijas jūras sedimenti uzrādīja pārsvarā „labu” (67%) un „augstu” (33%) sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Zemāko izdzīvotību atšķirības starp sugām tika konstatētas G2, 1390 un SR7 stacijās, novērojot salīdzinoši līdzīgāku sugu izdzīvotību (3.3. attēls).



3.3. attēls. Sānpelžu *G. fasciatus*, *M. affinis* un *H. azteca* izdzīvotība pēc 10 dienu ekspozīcijas Botnijas jūras sedimentos.

Figure 3.3. Survival rate of *G. fasciatus*, *M. affinis* and *H. azteca* amphipods during 10-days exposure to the sediment toxicity in the Bothnian Sea.

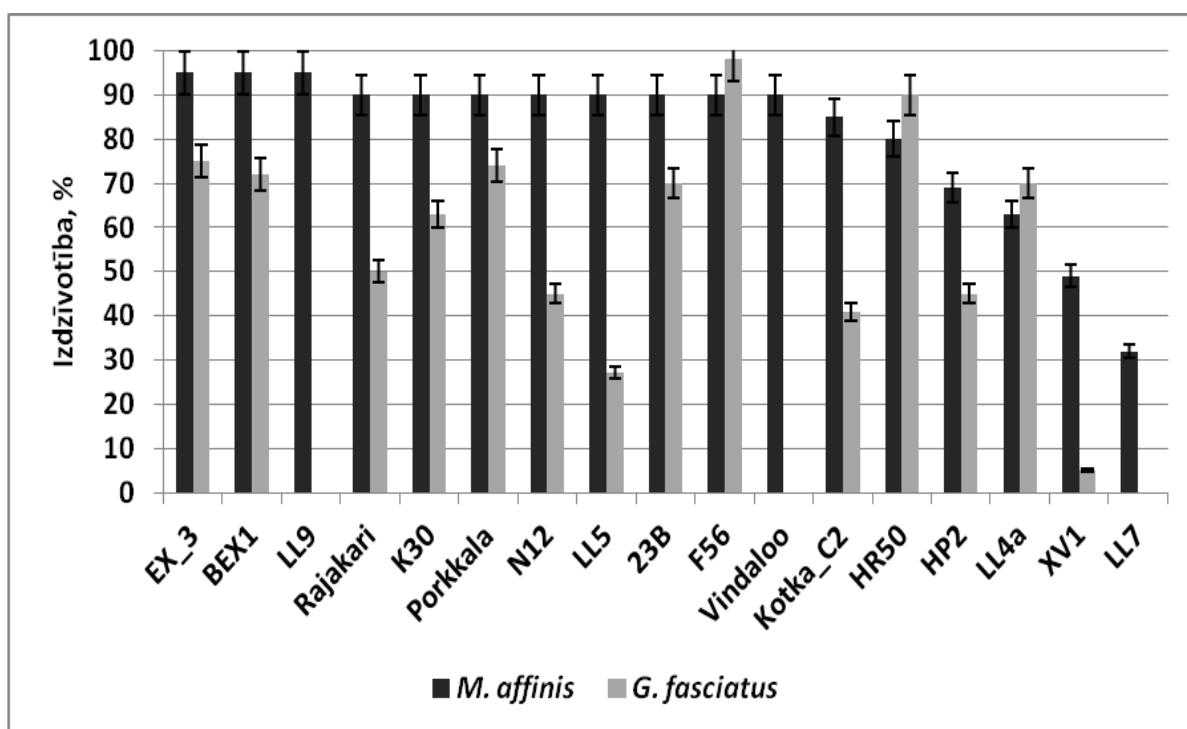
3.1.4. Somu līča sedimentu ekoloģiskā kvalitāte

Somu līča sedimentu biotestēšana tika veikta ar divām sānpelžu sugām - *M. affinis* un svešzemju sugu *G. fasciatus*, konstatējot būtiskas atšķirības abu sugu izdzīvotībā ($F_{(1,32)} = 3.9$; $p=0,01$) un norādot kopumā uz standartsugas *M. affinis* augstāku toksikorezistenci, izņemot F56, HR50 un LL4a stacijas (3.4. attēls).

Biotestos ar standartsugu *M. affinis* tika konstatēta sugas izdzīvotība 32-95% robežās (3.4. attēls), pārsvarā norādot uz „augstu” (64% gadījumu) un atsevišķās stacijās uz „labu” (12%), „vidēju” (12%) un pat „vāju” (12%) Somu līča sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Zemākā izdzīvotība (32-69%) tika konstatēta Somu līča centrālās daļas stacijās LL7 un XV1 (“vāja” kvalitāte), LL4a un HP2 (“vidēja” kvalitāte) stacijās (3.4. attēls), kas raksturojās ar zemāko piegrunts skābekļa saturu 0,5-3,3 mg/l. *M. affinis* izdzīvotībai tika konstatēta būtiski

negatīva korelācija ($r=-0,54$; $p=0,026$) ar staciju dziļumu un pozitīva korelācija ($r=0,56$; $p=0,02$) ar piegrunts skābekļa saturu.

Biotestos ar rekomendēto svešzemju sugu *G. fasciatus* tika noteiktas būtiskas ($p<0,05$) izdzīvotības atšķirības (0-98%) dažādos Somu līča paraugos, augstāko izdzīvotību uzrādot Igaunijas piekrastes zonas F56 un HR50 stacijās, attiecīgi 90 un 98% (3.4. attēls), kas liecina par sedimentu „augsto” ekoloģisko kvalitāti. Zemākā *G. fasciatus* izdzīvotība (0-5%) tika konstatēta Somu līča centrālās daļas stacijās – LL7, Vindaloo, LL9 un XV1 (3.4. attēls), uzrādot “ļoti sliktu” (24%) sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Salīdzinoši zema *G. fasciatus* izdzīvotība (27-45%), norādot uz „vāju” (24%) sedimentu ekoloģisko kvalitāti tika konstatēta arī pārējās Somu līča centrālās daļas stacijās, bet piekrastes zonas stacijās konstatējot „labu” (28%) un „vidēju” (12%) sedimentu kvalitāti. Tai pašā laikā *G. fasciatus* gadījumā netika noteikta būtiska korelācija starp staciju dziļumu ($r=-0,41$; $p=0,104$) un piegrunts skābekļa saturu ($r=0,26$; $p=0,31$), bet būtiska negatīva korelācija tika noteikta *G. fasciatus* ($r=-0,66$, $p=0,004$) un *M. affinis* ($r=-0,52$, $p=0,03$) izdzīvotībai ar organisko vielu saturu sedimentos (LOI, %).



3.4. attēls. Sānpelžu *G. fasciatus* un *M. affinis* izdzīvotība pēc 10 dienu ekspozīcijas Somu līča sedimentos.

Figure 3.4. Survival rate of *G. fasciatus* and *M. affinis* amphipods during 10-days exposure to the Gulf of Finland sediment.

Kopumā, ņemot vērā abu testēto sānpeļu izdzīvotību, Somu līča sedimentu ekoloģiskā kvalitāte pārsvarā uzskatāma par „labu” (41%) un “vidēju” (35%), bet atsevišķos gadījumos arī par “ļoti sliktu” (XV1 un LL7 stacijās) un “vāju” (HP2 stacijā). Savukārt „augsta” sedimentu ekoloģiskā kvalitāte tika konstatēta Somu līča dienvidrietumu (Igaunijas piekraste) F56 stacijā (3.4. attēls).

3.1.5. Rīgas līča sedimentu ekoloģiskā kvalitāte

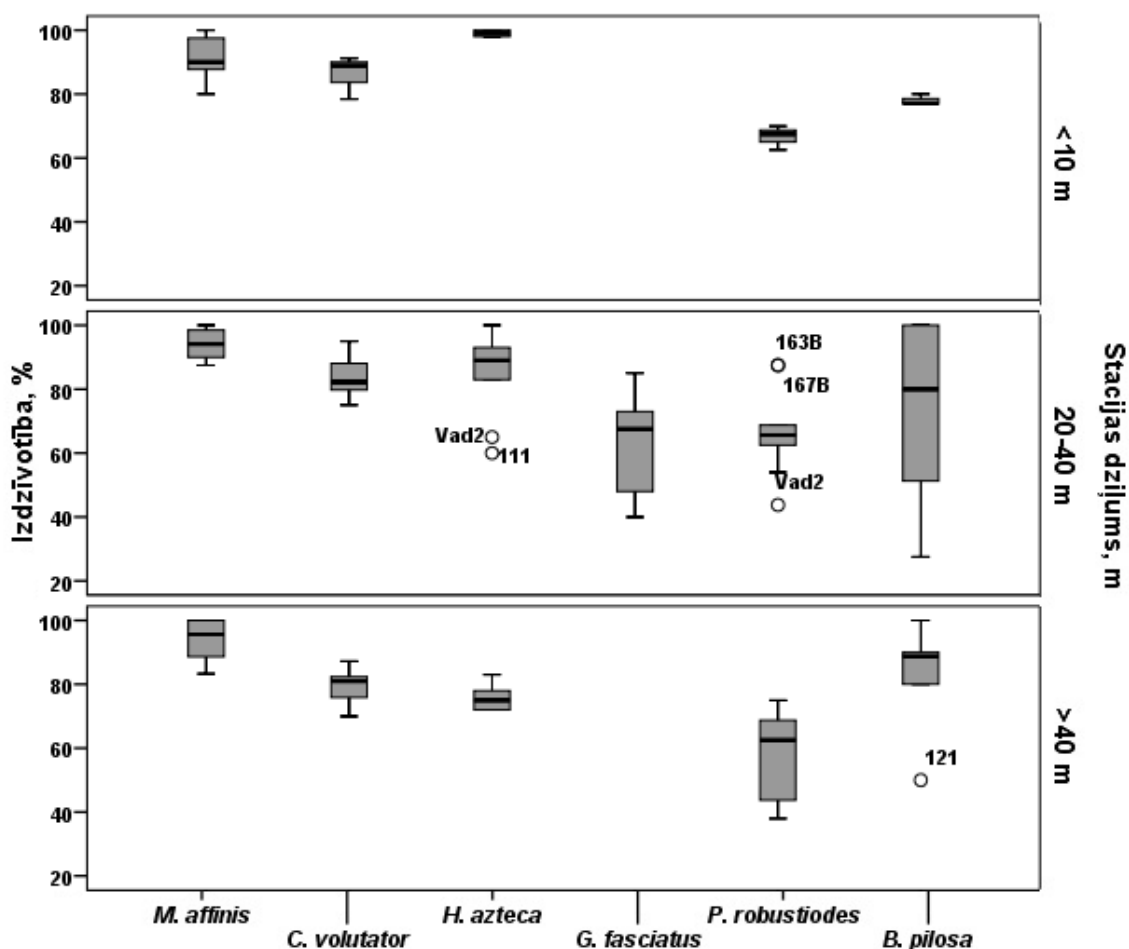
Rīgas līča sedimentu ekoloģiskā kvalitāte tika noskaidrota biotestos ar sešām sānpeļu sugām – *M. affinis*, *C. volutator*, *H. azteca*, *G. fasciatus*, *P. robustoides* un *B. pilosa*, iegūtos rezultātus attiecīgi iedalot pēc sedimentu paraugu staciju dziļumiem (<10m, 20-40m un >40m). Rīgas līča sedimentu paraugos tika konstatēta sānpeļu izdzīvotība robežās no 28-100%, norādot uz sugu atšķirīgo toksikorezistenci. Starp visām testētajām sugām tika konstatētas statistiski būtiskas atšķirības sānpeļu izdzīvotībā ($F_{(5,96)}=13,61$; $p<0,00$; ANOVA) Rīgas līča sedimentos (3.5. attēls), bet netika konstatētas statistiski būtiskas atšķirības sugu izdzīvotībā saistībā ar staciju dziļumu iedalījumu (ANOVA un Tukey HSD tests; visi $p>0,05$).

Biotestos ar standartsugām tika konstatēti augstākie izdzīvotības rādītāji *M. affinis* (80-100%), *C. volutator* (70-95%) un *H. azteca* (72-100%) visās Rīgas līča stacijās, norādot uz „augstu”/“labu” sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Pārsvarā tika konstatēta „augsta” sedimentu ekoloģiskā kvalitāte ar *M. affinis* 86% gadījumu, ar *C. volutator* attiecīgi 14% gadījumu un ar *H. azteca* – 34%. Atsevišķas 20-40 m dziļūdens stacijās Vad2 un 111 *H. azteca* (3.5. attēls) uzrādīja zemāku izdzīvotību, attiecīgi 60% un 65%, norādot uz „vidēju” (13% gadījumu) sedimentu ekoloģisko kvalitāti.

Salīdzinoši zemāki izdzīvotības rādītāji 28-100%, 38-88% un 40-85% Rīgas līča sedimentu paraugos tika konstatēti rekomendētajām sānpeļu sugām, attiecīgi *B. pilosa* un svešzemju sugām *P. robustoides* un *G. fasciatus* (3.5. attēls). Biotestus veicot ar rekomendēto sānpeļu sugu *B. pilosa* 38% un 31% gadījumu tika konstatēta attiecīgi “augsta” un „laba” sedimentu ekoloģiskā kvalitāte, bet ar svešzemju sugām *P. robustoides* un *G. fasciatus* attiecīgi 22% un 50% gadījumu tika konstatēta „laba” sedimentu ekoloģiskā kvalitāte. Savukārt „vāja” sedimentu ekoloģiskā kvalitāte un zemākie sugu izdzīvotības rādītāji (3.5. attēls) tika konstatēti Rīgas līča ziemeļrietumu rajona stacijās Vad5 (ar *B. pilosa* un *G. fasciatus*), Vad2 (ar *P. robustoides*) un 111 (ar *G. fasciatus*), un arī Rīgas līča centrālajās dziļūdens stacijās 121 un 120 (ar *P. robustoides*).

Zemākā izdzīvotība visās dziļuma zonās tika konstatēta rekomendētajai svešzemju sugai *P. robustoides*. Nevienai no rekomendētajām testa sugām netika konstatēta būtiska korelācija

ar staciju dziļumu, savukārt negatīva būtiska korelācija starp izdzīvotību un staciju dziļumu tika konstatēta standartsugām *H. azteca* ($r=-0,492$; $p=0,023$) un *C. volutator* ($r=-0,628$; $p=0,012$), norādot uz izdzīvotības samazināšanos dziļūdens staciju sedimentu paraugos. Būtiska pozitīva korelācija ($r=0,655$; $p=0,008$) tika konstatēta starp standartsugu *H. azteca* un *C. volutator* izdzīvotību Rīgas līča sedimentos. Kopumā ar Tukey's HSD testu tika konstatētas būtiskas ($p<0,05$) starpsugu izdzīvotības atšķirības (1) *M. affinis* starp *G. fasciatus*, *P. robustoides* un *B. pilosa*; (2) *H. azteca* un *C. volutator* starp *G. fasciatus* un *P. robustoides*; un (3) *P. robustoides* starp *B. pilosa*.



3.5. attēls. Sānpeļņu *M. affinis*, *C. volutator*, *H. azteca*, *G. fasciatus*, *P. robustoides* un *B. pilosa* izdzīvotība pēc 10 dienu ekspozīcijas Rīgas līča sedimentos.

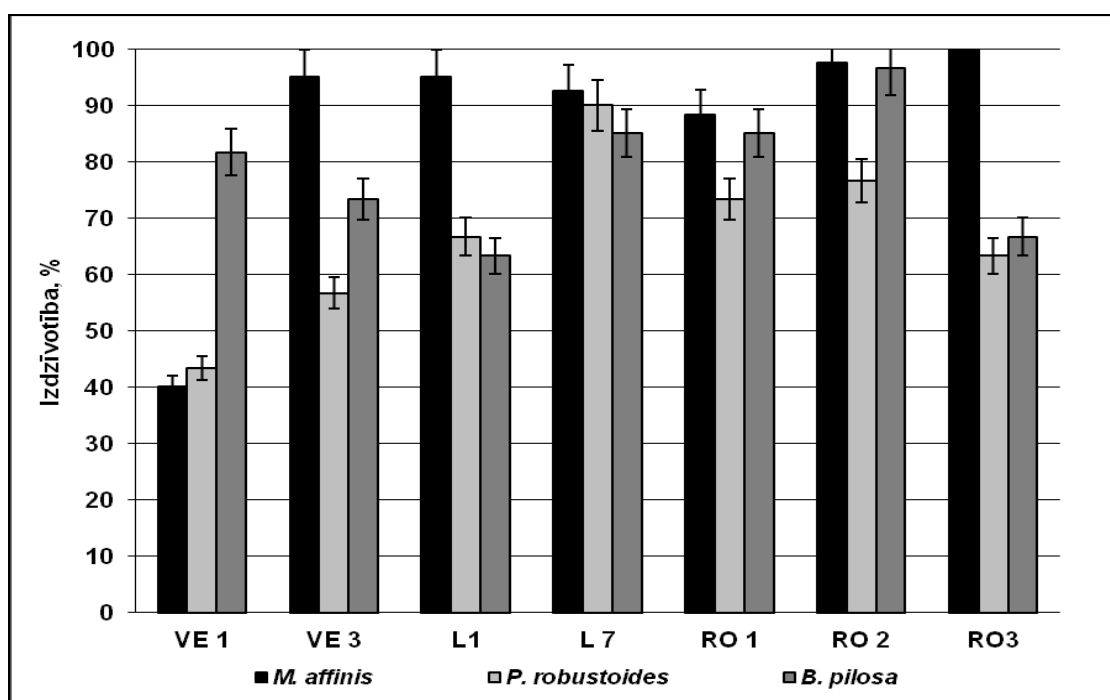
Figure 3.5. Survival rate of *M. affinis*, *C. volutator*, *H. azteca*, *G. fasciatus*, *P. robustoides* and *B. pilosa* amphipods during 10-days exposure to the sediment toxicity in the Gulf of Riga.

Kopumā, ņemot vērā visu testēto sānpeļņu izdzīvotību, Rīgas līča sedimentiem pārsvarā tika konstatēta „laba” (68% gadījumu) sedimentu ekoloģiskā kvalitāte un 12% gadījumu “vidēja”, 12% - “augsta” un pat 8% “vāja”, lielākoties augstāko sugu izdzīvotību uzrādot

Rīgas līča piekrastes (<10 m) reģionā un norādot uz nepārsniegtu labas vides kvalitātes robežu (GES).

3.1.6. Latvijas lielāko ostu sedimentu ekoloģiskā kvalitāte

Latvijas teritorijas lielākajās ostās – Liepājas, Ventspils un Rīgas ostā sedimentu biotestēšana tika veikta ar trīs sānpeļņu sugām *M. affinis*, *B. pilosa* un svešzemju sugu *P. robustoides* (3.6. attēls), nekonstatējot statistiski būtiskas atšķirības ($F_{(2,18)}=2,58$; $p=0,103$; ANOVA un Tukey's HSD tests; $p>0,05$) sugu izdzīvotībā. Statistiski būtiskas atšķirības netika konstatētas ($F_{(2,18)}=2,48$; $p=0,11$; Tukey's HSD tests; $p>0,05$) arī starp ostām, norādot uz visu testēto ostu sedimentu līdzīgu ekoloģisko kvalitāti, izņemot Ventspils ostas VE1 paraugu (3.6. attēls).



3.6. attēls. Sānpeļņu *M. affinis*, *P. robustoides* un *B. pilosa* izdzīvotība pēc 10 dienu ekspozīcijas Ventspils (VE), Liepājas (L) un Rīgas ostas (RO) sedimentos.

Figure 3.6. Survival rate of *M. affinis*, *P. robustoides* un *B. pilosa* amphipods after 10 days exposition in the harbours' sediments of Ventspils (VE), Liepajas (L) and Riga (RO).

Ar standartos minēto testorganismu *M. affinis* ostu paraugos pārsvarā tika konstatēta >90% izdzīvotība, 72% gadījumu norādot uz „augstu” sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Kā izņēmums pēc *M. affinis* izdzīvotības minama Ventspils ostas VE1 stacija ar sugas izdzīvotību 40%, attiecīgi norādot uz „vāju” sedimentu ekoloģisko kvalitāti (3.6. attēls).

Savukārt, biotestos ar rekomendētajām sānpeldēm *P. robustoides* un *B. pilosa*, ostu paraugos tika konstatēta zemāka izdzīvotība, attiecīgi sastādot 44-90% (zemākā VE1 stacijā) un 63-96% (zemākā L1 stacijā), un norādot uz “labu”/”vidēju” sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Zemākie izdzīvotības rādītāji pārsvarā tika konstatēti svešzemju sugas sānpeldei *P. robustoides* (3.6. attēls). Taču abām sugām tika konstatēta salīdzinoši „augsta” sedimentu kvalitāte Liepājas (L7) un Rīgas ostu (RO2) stacijās (3.6. attēls).

Kopumā, ņemot vērā visu trīs sānpelžu izdzīvotības rādītājus, ostu paraugi tika iedalīti divās klāsteru grupās: VE1 stacija veido atsevišķu klāstera grupu un otru klāsteru grupu veido pārējās stacijas VE3, RO3 un L1 ar stacijām RO1, RO2 un L7, attiecīgi ostu paraugiem nosakot 43% gadījumu „vidēju”, 29% „labu”, 14% „augstu” (stacijai L7) un 14% „vāju” (stacijai VE1) sedimentu ekoloģisko kvalitāti.

3.2. Sānpelžu embriju attīstības kvalitāte Rīgas līcī

Rīgas līča dabiskajā dzīvotnē tika noskaidrota sānpelžu *M. affinis* un *P. robustoides* embriju attīstības kvalitāte, rezultātus atspoguļojot 3.1. tabulā un Strode et al. (2017) publikācijā. Vidējā olu produktivitāte mātītēm būtiski atšķīrās atkarībā no sānpelžu sugas ($F_{(1,21)}=40,71$; $p<0,001$). *M. affinis* mātītēs tika konstatēta zema olu produktivitāte (11-44 embriji), savukārt *P. robustoides* mātītēs tika konstatēta pat 28-117 embriju klātbūtne. Būtiskas atšķirības ($F_{(1,21)}=36,15$; $p<0,001$; ANOVA) tika konstatētas embriju attīstības stadijai atkarībā no sānpelžu sugas. Ietekmēto embriju skaitam netika konstatētas būtiskas atšķirības abu sugu starpā ($F_{(1,21)}=3,47$; $p=0,08$) un atkarībā no Rīgas līča staciju dziļumiem ($F_{(2,20)}=2,41$; $p=0,11$; ANOVA).

Zemākais ietekmēto embriju skaits <1% (Malf%) tika konstatēts Rīgas līča pārejas un piekrastes ūdeņu zonā (*P. robustoides* SA, LI, BO un *M. affinis* 163B, 162B un 107 stacijās), kā arī Rīgas līča centrālās daļas stacijās 119 un 142A (attiecīgi *M. affinis* Malf% 1,1% un 1,7%), norādot uz “augstu” sedimentu ekoloģisko kvalitāti (3.1. tabula). Savukārt Rīgas līča centrālās daļas stacijās (120, 135 un 137A) tika konstatēta “vāja” sedimentu ekoloģiskā kvalitāte, novērojot lielāko *M. affinis* ietekmēto embriju biežumu 8,7-9,5% (3.1. tabula). Tai pašā laikā ņemot vērā mātītes ar vairāk nekā vienu deformētu embriju (FemMalf%) un ietekmēto embriju (Malf%) biežumu hierarhiskā klāsteru analīze Rīgas līča stacijas iedala divās lielās klāsteru grupās (3.7. attēls). Ņemot vērā abus šos rādītājus, lielāka ietekme uz embriju kvalitāti tika novērota piekrastes un pārejas ūdeņu stacijās (ar *P. robustoides* VI, GA, DU un ar *M. affinis* 160B, Vad2, 125) nevis Rīgas līča centrālajā daļā (3.7. attēls). Piemēram 101A stacijai tika konstatēts salīdzinoši augsts ietekmēto embriju skaits 6,2% (norādot uz

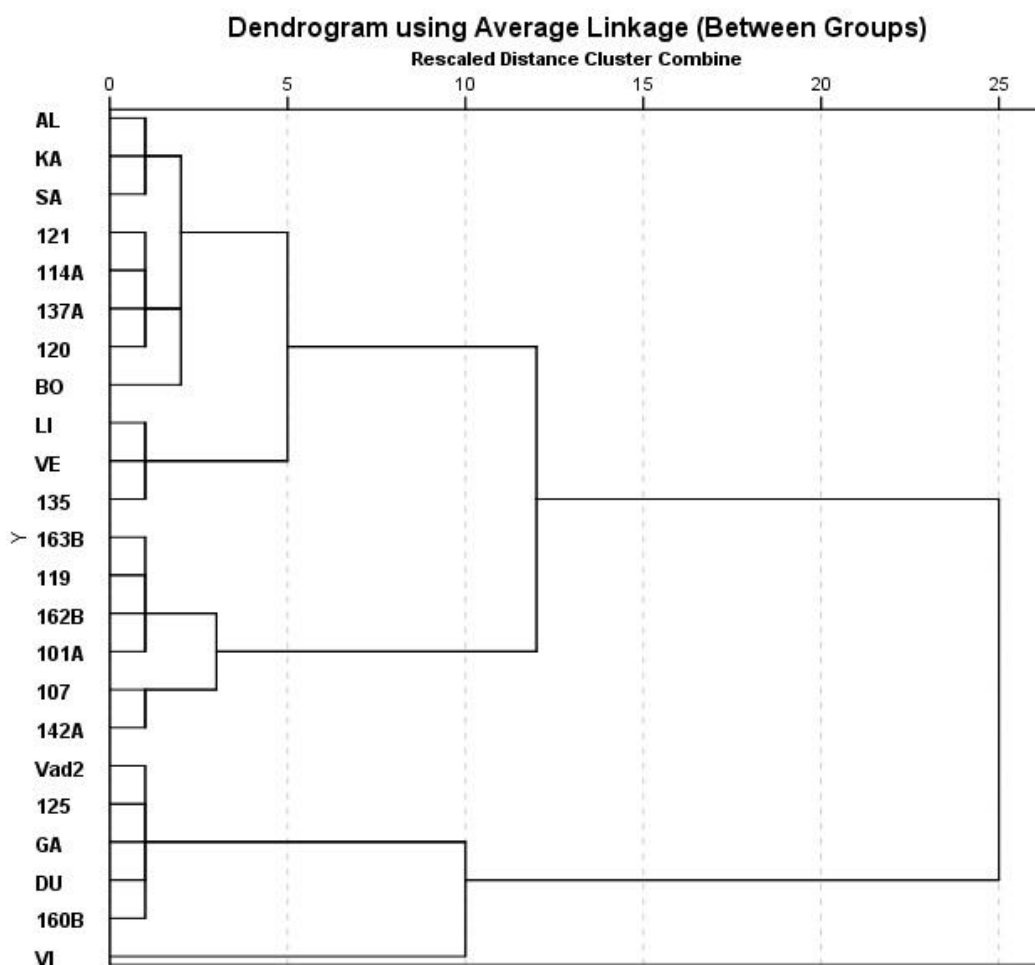
“vāju” sedimentu kvalitāti), bet ņemot vērā abus rādītājus tā iekļaujas vienā klāsteru grupā, kas norāda uz “augstu”/“labu” sedimentu kvalitāti.

3.1. tabula. Sānpeļžu *M. affinis* un *P. robustoides* embriju attīstības kvalitāte Rīgas līcī.
Table 3.1. Overview of amphipods *M. affinis* and *P. robustoides* reproduction capacities in the Gulf of Riga.

	Stacija	Mātišu skaits	Analizēto embriju skaits	Vidējais embriju skaits	Embriju attīstības stadija	Vidēji deformēto embriju, Malf%	Mācītes ar deformētu embriju, %FemMalf	sedimentu statuss pēc Malf%
Rīgas līča centrālās daļas un pārejas ūdeņu zona								
<i>M. affinis</i>	101A	12	116	13	8	6,2	17	vidējs
	160B	10	366	37	3	5,9	78	vidējs
	162B	11	440	44	3	0,9	20	augsts
	163B	10	380	38	5	1	17	augsts
	107	10	65	13	9	0	0	augsts
	Vad2	10	423	43	3	6,1	66	vidējs
	119	14	242	17	7	1,1	14	augsts
	120	13	208	16	8	9,3	46	vājš
	121	13	257	20	7	7,1	54	vidējs
	142A	12	217	18	8	1,7	8	augsts
	125	11	234	21	2	7,6	67	vidējs
	135	10	140	21	8	9,5	33	vājš
	137A	10	107	11	9	8,7	50	vājš
	114A	15	236	16	3	7,3	53	vidējs
Rīgas līča piekrastes zona								
<i>P. robustoides</i>	AL	10	860	92	3	3,3	43	labs
	SA	10	866	87	3	0,8	40	augsts
	VI	10	1060	117	3	3,4	100	labs
	LI	10	1034	110	2	0,3	30	augsts
	GA	11	778	71	4	3,5	73	labs
	VE	10	283	28	4	2,8	29	augsts
	BO	10	315	42	2	0,7	57	augsts
	DU	10	1050	107	5	7,5	71	vidējs
	KA	10	700	72	3	2,5	43	augsts

Gan *M. affinis*, gan *P. robustoides* netika konstatēta būtiska korelācija ($p > 0,05$) starp reprodūktīvajiem rādītājiem un abiotiskajiem vides faktoriem (temperatūru, skābekli, sāļumu, pH). *M. affinis* tika konstatēta negatīvi būtiska korelācija vidējam embriju skaitam ar embriju attīstības stadiju ($r = -0,690$; $p = 0,006$) un organisko vielu (LOI, %) daudzumu sedimentos ($r = -0,583$; $p = 0,03$). Būtiski pozitīva korelācija tika konstatēta arī *M. affinis* embriju attīstības

stadijai ar staciju dziļumu ($r=0,539$; $p=0,047$) un organisko vielu (LOI, %) klātbūtni ($r=0,681$; $p=0,007$).



3.7. attēls. Hierarhiskā klasteru analīze sānpelžu *M. affinis* un *P. robustoides* reprodukcijas kvalitātei Rīgas līcī pēc embriju deformācijas (Malf%) un mātīšu biežums ar vairāk nekā vienu deformētu embriju (FemMalf%).

Figure 3.7. Hierarchical cluster analysis of *M. affinis* un *P. robustoides* amphipods reproduction quality in the Gulf of Riga against embryo malformations (Malf%) and frequency of females with more than one deformed embryos (FemMalf%).

Kopumā pēc *M. affinis* embriju deformācijām (Malf%) pārsvarā (43% gadījumu) tika konstatēta „vidēja” Rīgas līča sedimentu ekoloģiskā kvalitāte, 36% gadījumu - „augsta” un 21% - „vāja” (3.1. tabula), liecinot par potenciālā piesārņojuma risku *M. affinis* populācijas attīstībai Rīgas līcī. Savukārt pēc *P. robustoides* embriju attīstības, 56% gadījumos tika konstatēts „augsts” Rīgas līča piekrastes sedimentu stāvoklis un 33% - „labs”, lielāko deformēto embriju skaitu 7,5% (Malf%) konstatējot Dubultu piekrastē, kas norāda uz „vidēju” sedimentu kvalitātes stāvokli (3.1. tabula). Uz organismu attīstību traucējošiem faktoriem

Rīgas līcī norādīja arī otrs reproduktīvās kvalitātes rādītājs – mātišu biežums ar vairāk nekā vienu deformētu embriju (FemMalf%), *P. robustoides* gadījumā visās līča piekrastes stacijās, bet *M. affinis* gadījumā - 57% staciju (3.1. tabula), pārsniedzot labas vides kvalitātes robežu (GES). Vērtējot abus rādītājus kopā, gan Rīgas līča piekrastes, gan dziļūdens sedimentiem, novērojama negatīva ietekme uz sānpelžu *P. robustoides* un *M. affinis* embrioloģisko attīstību (3.7. attēls).

3.3. Sānpelžu toksikorezistence smago metālu klātbūtnē

Lai pārbaudītu un salīdzinātu dažādu sugu toksikorezistenci, tika veikti references testi ar smagiem metāliem Cd, Cu un Zn. Testam tika pakļautas sešas sānpelžu sugas (*M. affinis*, *C. volutator*, *H. azteca*, *G. fasciatus*, *P. robustoides* un *B. pilosa*), to dažādos vecuma posmos (pieaugušie un jaundzimušie īpatņi), rezultātus atspoguļojot 3.2. tabulā un Strode and Balode (2013) publikācijā.

Kā liecina 3.2. tabulā apkopotie rezultāti, sānpelžu toksikorezistence (48h un 96h LC₅₀) metālu klātbūtnē tika konstatēta plašās robežās no LC₅₀ 0,005 mg/l (Cd) līdz 28,6 mg/l (Zn) ar statistiski būtisku atšķirību ($F_{(5,39)}=15,75$; $p<0,001$; ANOVA) starp sānpelžu sugām. Netika konstatēta statistiski būtiska atšķirība organismu izdzīvotībā starp ekspozīcijas ilgumu 48h vai 96h ($F_{(1,43)}=2,19$; $p=0,15$; ANOVA). Netika konstatētas arī būtiskas atšķirības toksikorezistencei starp pieaugušajiem un jaundzimušajiem *M. affinis* ($F_{(1,10)}=0,05$; $p=9,46$) un *P. robustoides* ($F_{(1,10)}=0,11$; $p=0,75$) īpatņiem. Augstākā toksikorezistence smago metālu klātbūtnē (3.2. tabula) tika konstatēta standartsugām *M. affinis* un *C. volutator*.

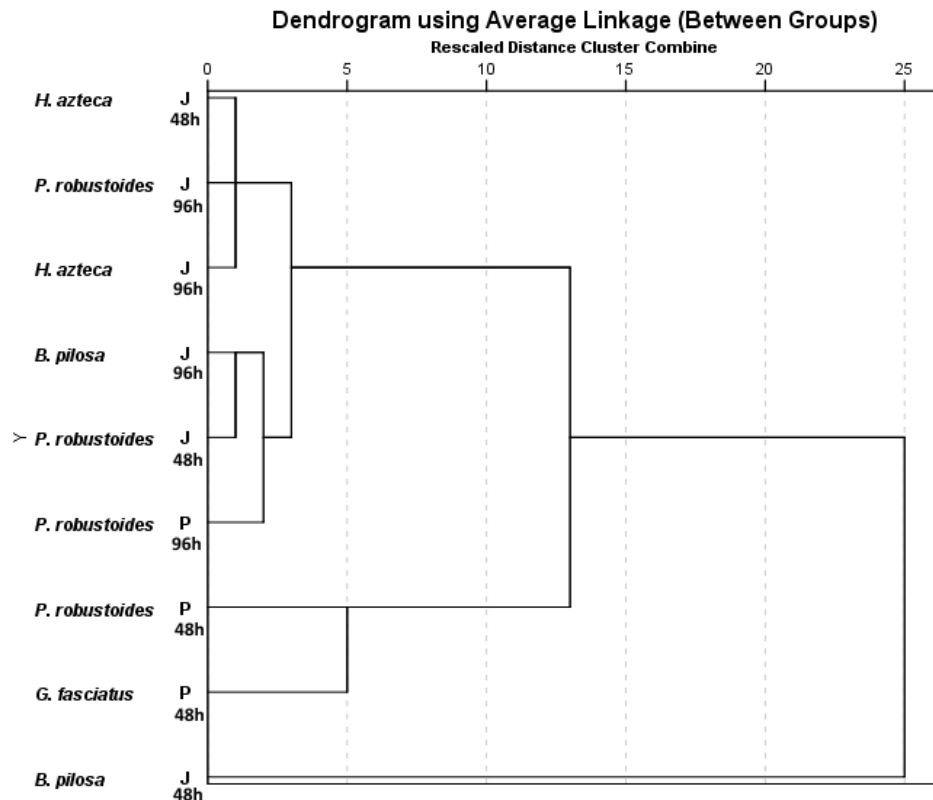
Sānpelžu, izņemot rezistentākās sugas *M. affinis* un *C. volutator*, atbildes reakcijas (gan pēc 48h, gan 96h) smago metālu (Cd, Cu un Zn) klātbūtnē tika salīdzināta izmantojot klāsteranalīzi, iedalot testētās sānpeldes pēc to toksikorezistences četrās grupās (3.8. attēls). Augstākā rezistence 48hLC₅₀ >1 mg/L pret testētajiem metāliem tika konstatēta *B. pilosa* gadījumā, izdaloties atsevišķā klāsteru grupā. Savukārt pēc 96h inkubācijas *B. pilosa* rezistence pret metāliem būtiski neatšķiras no pārējām sānpeldēm, kas veido otru klāsteru grupu ar trīs apakšgrupām (3.8. attēls). Kopumā zemākā toksikorezistence pret testētajiem metāliem tika konstatēta *H. azteca* un *P. robustoides* (gan jaundzimušiem, gan pieaugušiem īpatņiem), izņemot svešzemju sugu *G. fasciatus*, kurai tika konstatēta augstākā jutība Cd klātbūtnē 48hLC₅₀ 0,005 mg/L (3.2. tabula; 3.8. attēls). Kā arī statistiski būtiska korelācija (48hLC₅₀) tika konstatēta metālu rezistencei starp *B. pilosa* un *G. fasciatus* ($r=0,998$; $p=0,04$) un starp *G. fasciatus* un pieaugušiem *P. robustoides* īpatņiem ($r=0,997$; $p=0,048$).

3.2. tabula. Sānpelžu toksikorezistence (LC₅₀ mg/L) smago metālu kadmija, vara un cinka klātbūtnē.

Table 3.2. LC₅₀ (mg/L) values of amphipods exposed to cadmium, copper and zinc.

Sugas	Testa temp. °C	Testa ilgums, h	LC ₅₀ , mg/L (95% ticamības robeža)		
			Cd	Cu	Zn
Pieaugušie īpatņi					
<i>M. affinis</i>	4	48h	12.6 (11.2-14.2)	10.7 (9.0-12.7)	28.6 (23.6-34.9)
	4	96h	5.2 (4.7-5.8)	5.70 (4.7-6.9)	11.3 (9.9-13.1)
<i>C. volutator</i>	16	48h	4.85 (3.55-6.63)	7.31 (5.8-9.7)	6.98 (5.10-9.55)
	16	96h	3.74 (2.61-4.60)	3.51 (2.64-4.69)	1.58 (1.14-2.0)
<i>P. robustoides</i>	16	48h	0.024 (0.017-0.036)	0.34 (0.30-0.38)	2.18 (1.93-2.47)
	16	96h	0.011 (0.009-0.014)	0.32 (0.29-0.36)	1.40 (1.22-1.60)
<i>G. fasciatus</i>	20	48h	0.005 (0.002-0.008)	0.24 (0.23-0.25)	3.5 (2.9-3.7)
Jaundzimušie īpatņi					
<i>M. affinis</i>	4	48h	12.6 (11.6-14.0)	16.0 (14.0-18.3)	18.7 (15.9-22.2)
	4	96h	5.0 (4.6-5.5)	7.6 (6.9-8.4)	12.5 (10.5-14.7)
<i>H. azteca</i>	20	48h	0.015 (0.013-0.018)	0.24 (0.21-0.27)	0.61 (0.54-0.69)
	20	96h	0.007 (0.006-0.008)	0.23 (0.20-0.26)	0.45 (0.39-0.51)
<i>B. pilosa</i>	16	48h	1.46 (1.15-1.85)	1.74 (1.52-1.99)	3.53 (3.04-4.11)
	16	96h	0.35 (0.31-0.39)	1.07 (1.18-0.96)	1.15 (1.01-1.32)
<i>P. robustoides</i>	16	48h	0.25 (0.15-0.42)	0.86 (0.60-1.24)	1.33 (1.12-1.58)
	16	96h	0.014 (0.008-0.022)	0.30 (0.24-0.37)	0.71 (0.63-0.80)

Kopumā no testētajiem metāliem augstāko toksiskumu uzrādīja Cd > Cu > Zn, izņemot *C. volutator* gadījumu, kad pret Cu tika konstatēta augstāka toksikorezistence nekā pret Zn (3.2. tabula). Pēc toksikorezistences pret smago metālu iedarbību, par testorganismiem izvēlētās sānpelžu sugas iespējams sarindot sekojoši: *M. affinis* > *C. volutator* > *B. pilosa* > *G. fasciatus* > *P. robustoides* > *H. azteca* (3.2. tabula; 3.8. attēls).



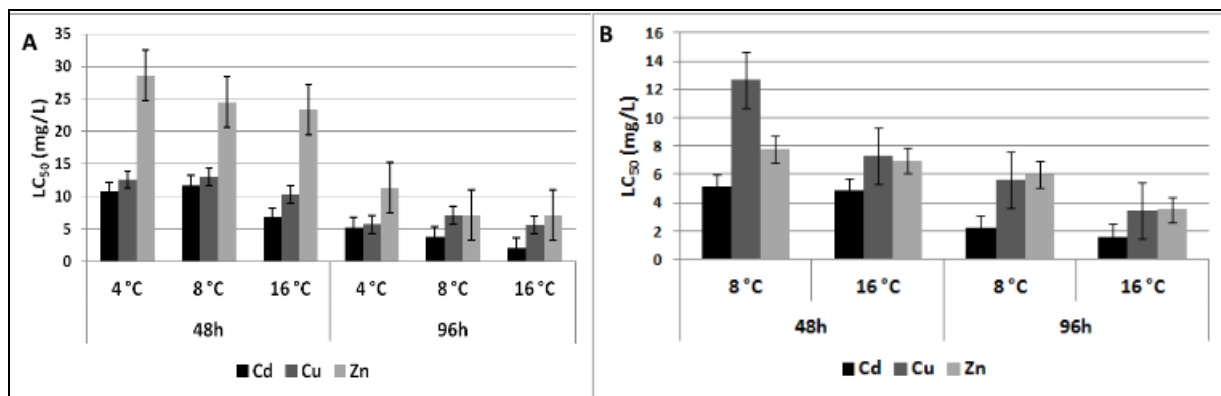
3.8. attēls. Hierarhiskā klasteru analīze sānpelžu (*H. azteca*, *B. pilosa*, *P. robustoides* un *G. fasciatus*) toksikorezistencei (48h un 96h LC₅₀) smago metālu (Cd, Cu un Zn) klātbūtnē; P – pieaugušie un J – jaundzimušie indivīdi

Figure 3.8. Dendrogram showing assemblage (*H. azteca*, *B. pilosa*, *P. robustoides* un *G. fasciatus*) identified by hierarchical cluster analysis based on amphipods' sensitivity (48-h and 96-h LC₅₀) to the heavy metals (Cd, Cu and Zn); P - subadults and J - juvenils

Temperatūras ietekme uz organismu toksikorezistenci

Temperatūras ietekme uz organismu toksikorezistenci Cd, Cu un Zn klātbūtnē papildus eksperimentālajos pētījumos tika veikta ar rezistentākajām standartsugām *M. affinis* un *C. volutator* (3.9. attēls). Vislielākā temperatūras ietekme uz *M. affinis* izdzīvotību smago metālu klātbūtnē tika novērota pie 16 °C, bet vismazākā pie 4 °C, kaut arī pie 8 °C un 16 °C netika konstatētas starp Cu un Zn 96h LC₅₀ vērtībām būtiskas atšķirības (3.9.A attēls). Smago metālu 48h un 96h LC₅₀ vērtībām tika konstatēta būtiska atšķirība starp testa temperatūrām, norādot uz būtiskāko toksikorezistences samazināšanos pret Zn, pieaugot metālu iedarbības ilgumam. Vismazākā *M. affinis* toksikorezistence (96h LC₅₀ 2,08 mg/l) tika konstatēta pret Cd pie 16 °C. Iegūtie rezultāti norāda uz *M. affinis* zemāku toksikorezistenci pie augstākas testa temperatūras (16 °C) pret Cd un Zn, bet Cu klātbūtnē netika konstatēta *M. affinis* toksikorezistences atšķirības atkarībā no temperatūras izmaiņām (3.9.A attēls). *M. affinis*

toksikorezistences (3.9.A attēls). Tāpat kā *M. affinis* arī ar *C. volutator* vislielākā temperatūras ietekme smago metālu klātbūtnē tika novērota pie augstākas temperatūras (16 °C), norādot uz zemāku toksikorezistenci (96h LC₅₀ 1,58 mg/l) pret Cd, bet starp Cu un Zn 96hLC₅₀ vērtībām nekonstatējot būtiskas atšķirības (3.9.B attēls).



3.9. attēls. Sānpeļžu *M. affinis* (A) un *C. volutator* (B) toksikorezistence (48hLC₅₀ un 96hLC₅₀) pret Cd, Cu un Zn atkarībā no testa temperatūras.

Figure 3.9. Toxicoresistance of amphipods - *M. affinis* (A) and *C. volutator* (B) - to the heavy metals - Cd, Cu and Zn - at the different temperature.

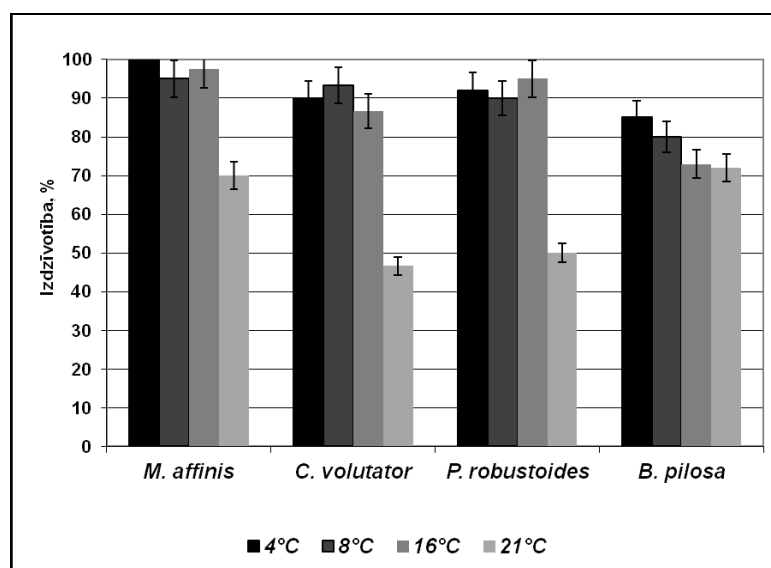
Kopumā tika noskaidrots, ka palielinoties testa temperatūrai *M. affinis* un *C. volutator* toksikorezistence pret smagajiem metāliem samazinās, pie kam palielinoties iedarbības ilgumam strauji palielinās organismu jutība (3.9. attēls).

3.4. Metodoloģiskie pētījumi biotestu optimizēšanai

Sakarā ar nepieciešamību veikt piemērotāko testorganismu izvēli un rekomendāciju izstrādi biotestu ieviešanai Baltijas jūras monitoringa sistēmā, tika veikti eksperimentālie pētījumi, lai (1) noskaidrotu testorganismu toleranci pret dažādu abiotisko faktoru (temperatūra, pH, sāļums) izmaiņām testorganismu aklimatizēšanas periodā, kā arī (2) noskaidrotu biotestu standartos (ne-) minēto parametru izmaiņu nozīmi sedimentu toksiskuma izpausmē uz testorganismu izdzīvotību, kā testa materiālu izmantojot Rīgas līča sedimentus. Tika noskaidrota testorganismu izdzīvotība atkarībā no: (1) testorganismu attīstības stadijas – ar *M. affinis* un *P. robustoides*, (2) testa temperatūras – ar *M. affinis* un *C. volutator*, (3) sedimentu un organismu ievākšanas sezonas - ar *M. affinis* un *C. volutator*, (4) sedimentu uzglabāšanas pirms biotestēšanas – ar *M. affinis*, *P. robustoides* un *B. pilosa*, iegūtos biotestēšanas rezultātus salīdzinot ar standartos minēto metodiku.

3.4.1. Testorganismu aklimatizēšanas periods pirms biotesta

Laboratorijas apstākļos tika noskaidrots, ka *M. affinis*, *C. volutator*, *B. pilosa* un svešzemju suga *P. robustoides* uzrāda augstu toleranci pret temperatūras (4-21 °C) izmaiņām (3.10. attēls), nekonstatējot statistiski būtiskas starpsugu izdzīvotību atšķirības ($F_{(3,12)}=0,47$; $p=0,71$; ANOVA; Tukey's HSD tests; $p>0,05$). Statistiski būtiskas atšķirības ($F_{(3,12)}=9,65$; $p=0,002$) tika konstatētas organismu izdzīvotībā pie dažādām testa temperatūrām, būtiski atšķiroties organismu izdzīvotībai pie 21 °C (Tukey's HSD tests, $p<0,05$). Standartsugām *M. affinis* un *C. volutator*, kā arī rekomendētajai svešzemju sugai *P. robustoides* tika konstatēta augsta izdzīvotība (>80%) temperatūras amplitūdā no 4 līdz 16 °C, bet pie 21 °C organismu izdzīvotība strauji samazinājās, *M. affinis* attiecīgi uzrādot 70% izdzīvotību, *C. volutator* - 45% un *P. robustoides* - 50% (3.10. attēls). Savukārt, ar *B. pilosa* pie visām testa temperatūrām tika konstatēta līdzīga izdzīvotība, sastādot 85-72% (3.10. attēls), augstāko izdzīvotību konstatējot pie zemākām temperatūrām. Pie 21 °C vides temperatūras *B. pilosa* uzrādīja augstāku (>70%) izdzīvotību, salīdzinot ar otru piekrastes sānpelžu sugu *P. robustoides* (3.10. attēls). Pozitīvi būtiska Pīrsona korelācija tika novērota starp *M. affinis* un *P. robustoides* ($r=0,990$; $p=0,01$), *M. affinis* un *C. volutator* ($r=0,972$; $p=0,02$) un arī starp *C. volutator* un *P. robustoides* ($r=0,976$; $p=0,024$) izdzīvotību pie dažādām testa temperatūrām, bet netika konstatēta korelācija *B. pilosa* izdzīvotībai ar kādu no sugām.



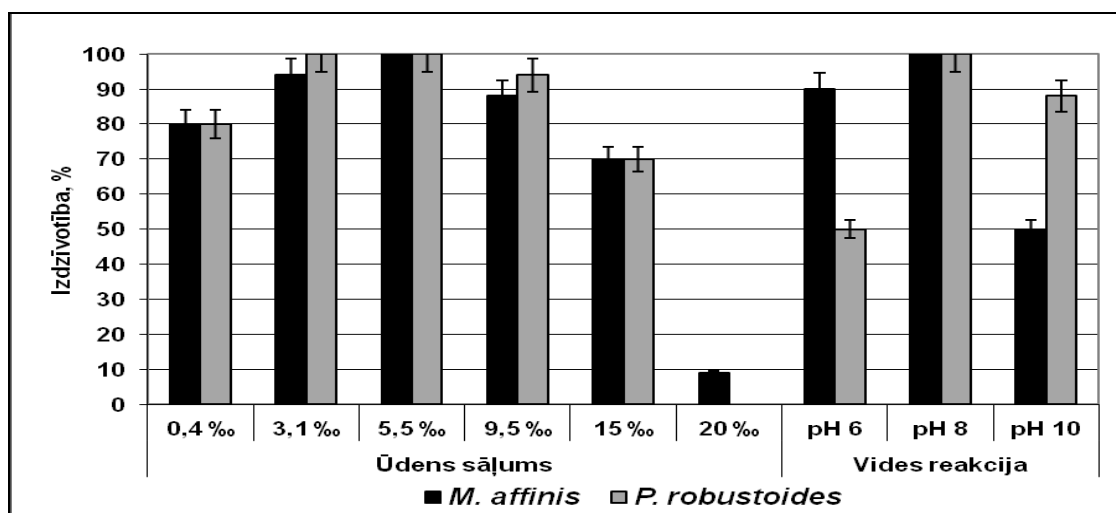
3.10. attēls. Sānpelžu *M. affinis*, *C. volutator*, *B. pilosa* un svešzemju sugas *P. robustoides* izdzīvotība pēc 14 dienu inkubācijas perioda 4-21 °C vides temperatūrā.

Figure 3.10. Survival of *M. affinis*, *C. volutator*, *B. pilosa* amphipods and invasive species *P. robustoides* after incubation period of 14 days at the temperature between 4-21 °C.

Kopumā tika konstatēta augsta visu sugu tolerance pret temperatūras izmaiņām 4-16 °C diapazonā, konstatējot salīdzinoši augstāku *C. volutator* un *P. robustoides* jutību pie 21 °C temperatūras. Salīdzinājumā ar pārējām sugām, *B. pilosa* tika konstatēti zemāki un vienlīdzīgāki izdzīvotības rādītāji 4-21 °C temperatūras diapazonā (3.10. attēls).

Testorganismu *M. affinis* un svešzemju sugas *P. robustoides* tolerance pret sāļuma izmaiņām liecina, ka abas sugas ir plastiskas jeb eurihalīnas un spējīgas piemēroties plašam ūdens sāļuma diapazonam robežās 0,4-9,5‰ (3.11. attēls). Netika konstatētas starpsugu statistiski būtiskas atšķirības ($F_{(1,10)}=0,001$; $p=0,98$; ANOVA) dažāda sāļuma diapazonā (0,4 - 20‰). Abām sugām augstākā izdzīvotība (100%) tika konstatēta pie 5,5‰ sāļuma, tikai pie 15‰ konstatējot organismu izdzīvotības (70%) samazināšanos un pie 20‰ jau augstu organismu mirstību (3.11. attēls). Starp abu sugu izdzīvotību pie dažādiem sāļumiem tika konstatēta pozitīvi būtiska korelācija ($r=0,988$; $p=0,001$).

Attiecībā uz vides reakcijas skābumu vai sārmainību *M. affinis* un svešzemju sugas *P. robustoides* uzrāda atšķirīgu toleranci, būtiskas atšķirības abu sugu izdzīvotībā tika konstatētas pie pH6 un pH10, norādot uz *M. affinis* augstāku toleranci pret skābāku vidi pH6 (izdzīvotība 90%), bet *P. robustoides* pret sārmaināku vidi pH10 (izdzīvotība 88%). Abām sugām augstākā izdzīvotība (100%) tika konstatēta pie pH8 (3.11. attēls).



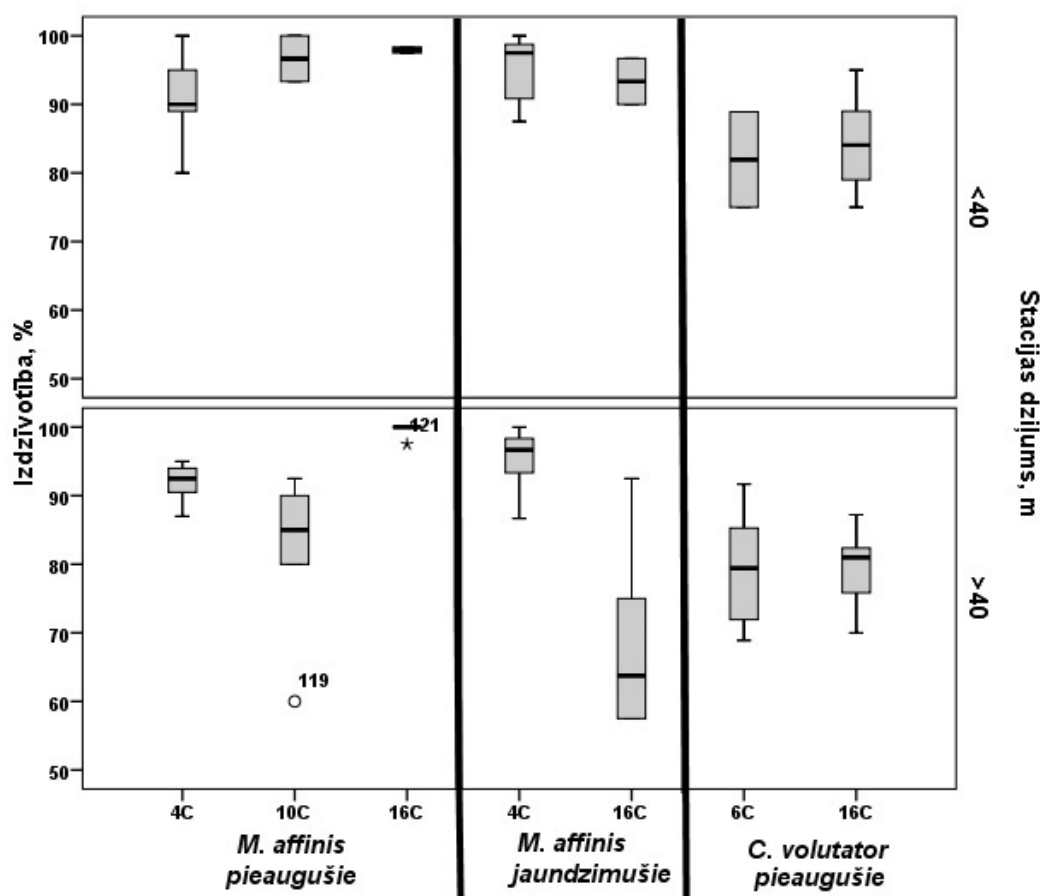
3.11. attēls. Sānpeļu *M. affinis* un svešzemju sugas *P. robustoides* izdzīvotība pēc 14 dienu inkubācijas perioda dažādos ūdens sāļumos (0,4 – 20‰) un pie dažādas vides reakcijas (pH 6 - 10).

Figure 3.11. Survival of *M. affinis* and invasive species *P. robustoides* amphipods incubation period of 14 days at the different salinities (0,4 – 20‰) and the different environmental acidity (pH 6-10).

3.4.2. Testorganismu izdzīvotību ietekmējošie faktori biotestu laikā

3.4.2.1. Temperatūras loma

Izmantojot standartos iekļautos testorganismus *M. affinis* (gan pieaugušo, gan jaundzimušo attīstības stadijas) un *C. volutator*, Rīgas līča sedimentu klātbūtnē tika noskaidrota temperatūras ietekme uz testorganismu izdzīvošanu (3.12. attēls).



3.12. attēls. Sānpelžu *M. affinis* (gan jaundzimušo, gan pieaugušo īpatņu) un *C. volutator* izdzīvotība Rīgas līča sedimentu klātbūtnē pie dažādām testa temperatūrām.

Figure 3.12. Survival of *M. affinis* (both juveniles and subadults) and *C. volutator* amphipods in the presence of the Gulf of Riga sediments at the different temperatures during biotest.

Gan pieaugušajiem, gan jaundzimušajiem *M. affinis* īpatņiem tika konstatētas statistiski būtiskas izdzīvotības atšķirības (attiecīgi $F_{(2,38)}=8,25$; $p<0,00$ un $F_{(1,19)}=18,21$; $p<0,00$; ANOVA) atkarīgas no testa temperatūras. Augstākā izdzīvotība (97-100%) Rīgas līča sedimentu klātbūtnē tika konstatēta pieaugušajiem *M. affinis* īpatņiem pie 16 °C testa temperatūras, un netika konstatēta statistiski būtiska atšķirība pieaugušo īpatņu izdzīvotībā starp 4 °C un 10 °C testu temperatūrām (Tukey's HSD tests, $p>0,05$). Savukārt

jaundzimušajiem *M. affinis* īpatņiem tika konstatēta pretēja jutība pret temperatūras izmaiņām – augstāka organismu izdzīvotība (87-100%) tika konstatēta pie 4 °C testa temperatūras, bet zemāka (58-97%) pie 16 °C (3.12. attēls). Būtiski pozitīva korelācija tika konstatēta starp pieaugušo un jaundzimušo *M. affinis* īpatņu izdzīvotību pie 4 °C testa temperatūras ($r=0,672$; $p=0,02$).

Biotestos ar *C. volutator* netika konstatēta statistiski būtiskas ($F_{(1,26)}=0,71$; $p=0,41$) izdzīvotības atšķirības starp 6 °C un 16 °C testa temperatūrām, attiecīgi pie 6 °C konstatējot organismu izdzīvotību 69-92%, bet pie 16 °C 70-95% (3.12. attēls).

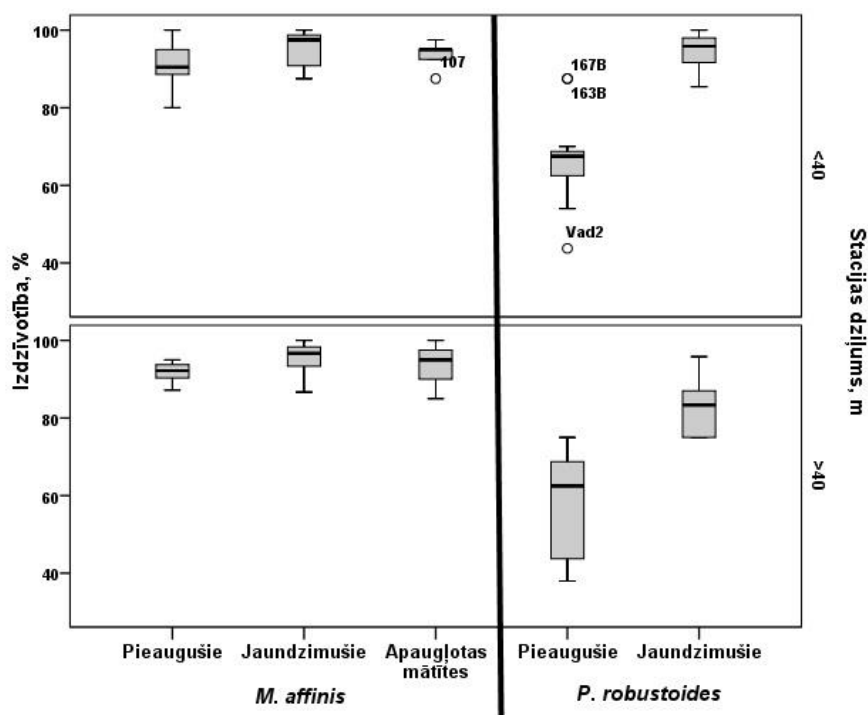
Kopumā Rīgas līča sedimentu klātbūtnē tika konstatēta pieaugušo *M. affinis* īpatņu un *C. volutator* augsta rezistence pret testa temperatūras svārstībām. Savukārt augstāka jutība pret temperatūras izmaiņām tika konstatēta jaundzimušajiem *M. affinis* īpatņiem, konstatējot pie augstākas testa temperatūras zemāku organismu izdzīvotību.

3.4.2.2. Testorganisma attīstības stadijas loma

Izmantojot testorganismus *M. affinis* un svešzemju sugu *P. robustoides*, Rīgas līča sedimentu klātbūtnē tika noskaidrota organismu attīstības stadijas loma biotesta laikā (3.13. attēls). Biotestos ar standartsugu *M. affinis* izdzīvotībā netika konstatētas statistiski būtiskas atšķirības ($F_{(2,46)}=3,09$; $p=0,055$; ANOVA, Tukey's HSD tests, $p>0,05$) atkarība no organisma attīstības stadijas, gan pieaugušo (izdzīvotība 80-100%), gan jaundzimušo (izdzīvotība 86-100%), gan reproduktīvās stadijas mātītēm (izdzīvotība 85-100%) uzrādot līdzīgus izdzīvotības rādītājus (3.13. attēls). Savukārt šajā darbā rekomendētās sānpeldes *P. robustoides* izdzīvotībā tika konstatēta statistiski būtiskas atšķirības ($F_{(1,34)}=56,93$; $p<0,00$) atkarībā no organisma attīstības stadijas, pieaugušo īpatņu izdzīvotībai svārstoties no 38-88%, bet jaundzimušo no 75-100% (3.13. attēls), norādot uz pieaugušo organismu augstāku jutību Rīgas līča (gan <40m, gan >40m staciju) sedimentu klātbūtnē.

Būtiski pozitīva korelācija tika konstatēta starp *M. affinis* pieaugušajiem un jaundzimušajiem īpatņiem ($r=0,672$; $p=0,012$), bet negatīva korelācija jaundzimušo *P. robustoides* īpatņu izdzīvotībā starp staciju dziļumu ($r=-0,688$; $p=0,002$), norādot uz jaundzimušo īpatņu zemāku izdzīvotību, palielinoties sedimentu paraugu staciju dziļumam.

Kopumā biotesta laikā tika konstatēta attīstības stadiju loma rekomendētās sānpeldes *P. robustoides* izdzīvotībā, savukārt standartsuga *M. affinis* uzrādīja līdzīgu toksikorezistenci pieaugušo un jaundzimušo īpatņu gadījumā, norādot uz testorganisma augsto toleranci to dažādās attīstības stadijās.



3.13. attēls. Sānpelžu *M. affinis* un svešzemju sugas *P. robustoides* izdzīvotība Rīgas līča sedimentos dažādās organismu attīstības stadijās.

Figure 3.13. Survival of *M. affinis* amphipods and invasive species *P. robustoides* in the Gulf of Riga sediments at the different development stages.

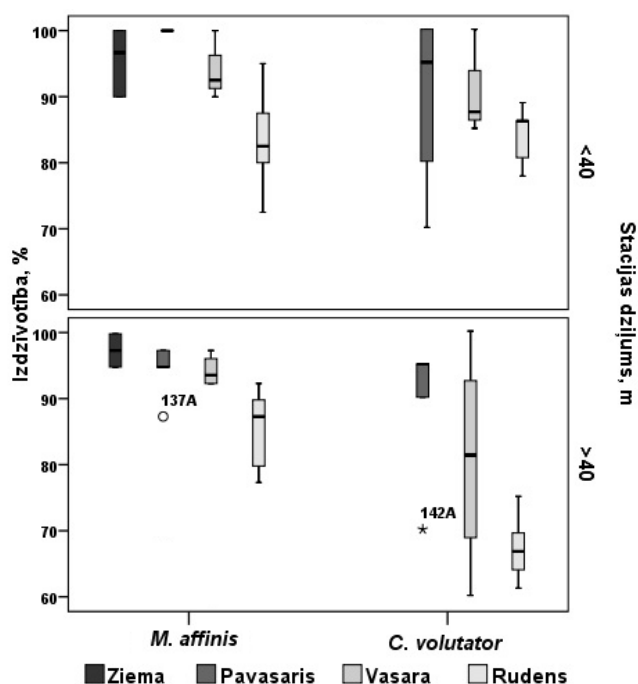
3.4.2.3. Sedimentu ievākšanas sezonas loma

Izmantojot standartos iekļautos testorganismus *M. affinis* un *C. volutator* tika noskaidrota Rīgas līča sedimentu paraugu ievākšanas sezonas loma testorganismu izdzīvošanā biotesta laikā (3.14. attēls), konstatējot statistiski būtiskas atšķirības gan *M. affinis* ($F_{(3,32)}=12.71$; $p<0,00$), gan *C. volutator* ($F_{(2,25)}=4,31$; $p=0,03$) izdzīvotībā atkarībā no sedimentu paraugu ievākšanas sezonas. Būtiskas atšķirības tika novērotas starp sugu izdzīvotību rudens sezonā ievāktajos sedimentu paraugos ($F_{(1,18)}=5,33$; $p=0,03$; ANOVA).

Augsta *M. affinis* izdzīvotība (>90%) tika konstatēta ziemas, pavasara un vasaras sezonā ievāktajos sedimentu paraugos, nekonstatējot būtiskas starpsezonu atšķirības (Tukey's HSD tests; $p>0,05$). Savukārt rudens sezonā ievāktajos Rīgas līča sedimentu paraugos tika konstatētas būtiskas *M. affinis* izdzīvotības (73-95%) atšķirības (Tukey's HSD tests, $p<0,00$) no pārējām sezonām (3.14. attēls), bet tai pašā laikā netika pārsniegta labas vides kvalitātes (GES) robeža nevienā sezonā, novērtējot Rīgas līča sedimentu kvalitāti pārsvarā 100% "augstu" - ziemas, pavasara un vasaras sezonā, bet rudens sezonā "labu" 70% gadījumu. Līdzīgi rezultāti tika konstatēti arī *C. volutator* gadījumā, nosakot zemāko testorganismu izdzīvotību (61-89%) rudens sezonā ievāktajos Rīgas līča sedimentu paraugos, salīdzinājumā

ar pavasara (70-100%) un vasaras (60-100%) sezonām (3.14. attēls), un konstatējot statistiski būtiskas *C. volutator* izdzīvotības atšķirības (Tukey's HSD tests, $p=0,02$) starp rudens un pavasara sezonā ievāktajiem sedimentu paraugiem. Sedimentu kvalitātes novērtējumā arī pēc *C. volutator* izdzīvotības tika konstatēta 100% gadījumu pavasara un 88% gadījumu vasaras paraugiem nepārsniegta labas vides kvalitātes robeža (GES), savukārt rudens sezonā ievāktos sedimentu paraugiem tika konstatēta pārsvarā “laba” (60% gadījumu) un 40% gadījumu “vidēja” (pārsniegta GES robeža) sedimentu ekoloģiskā kvalitāte.

Netika konstatēta būtiskas *M. affinis* un *C. volutator* izdzīvotību atšķirības ($p>0,05$; ANOVA) atkarībā no stacijas dziļuma (<40m un >40m), izņemot *C. volutator* izdzīvotībā rudens sezonā ievāktajos sedimentu paraugos ($F_{(1,8)}=28,13$; $p<0,00$), norādot uz organismu augstāku jutību Rīgas līča dziļūdens stacijās, ko apstiprina arī negatīvi būtiska korelācija ($r=-0,797$; $p<0,01$) starp organismu izdzīvotību rudens sezonas paraugos un stacijas dziļumu. Neraugoties uz atšķirīgo testorganismu izdzīvotību atkarībā no paraugu ievākšanas sezonas, negatīvi būtiska korelācija tika konstatēta *M. affinis* rudens un *C. volutator* pavasara sedimentu paraugu ($r=-0,934$; $p<0,01$) izdzīvotībā, savukārt starp abu sugu izdzīvotību pavasara sezonā ievāktajos paraugos tika konstatēta statistiski būtiski pozitīva korelācija ($r=0,988$; $p=0,12$).



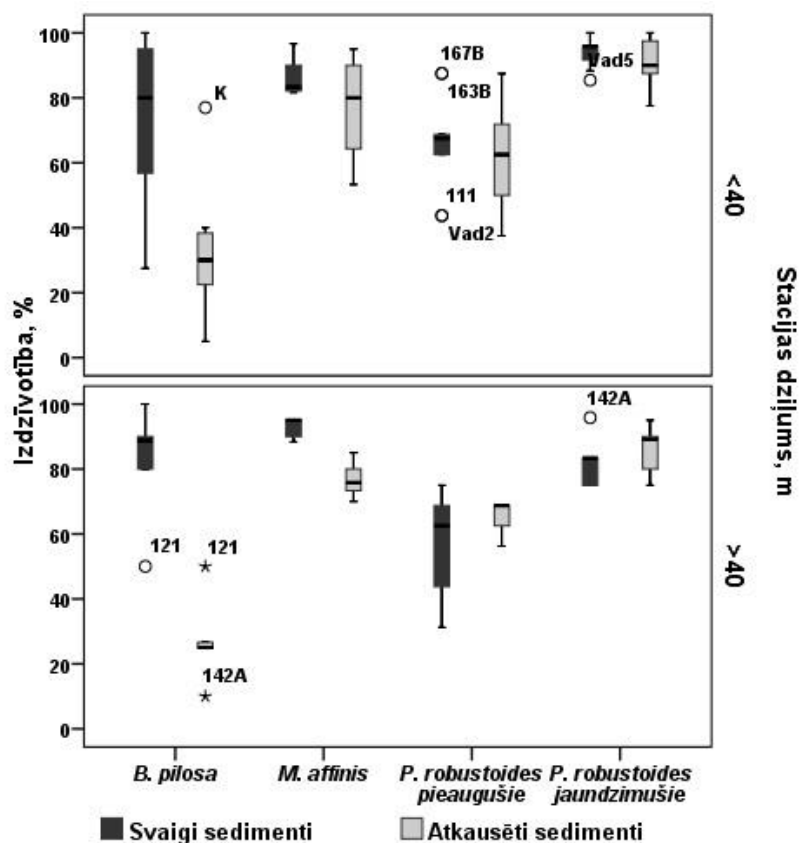
3.14. attēls. Sānpeļžu *M. affinis* un *C. volutator* izdzīvotība Rīgas līča sedimentu klātbūtnē atkarībā no sedimentu paraugu ievākšanas sezonas.

Figure 3.14. Survival of *M. affinis* and *C. volutator* amphipods in the Gulf of Riga sediments depending on the samples' collection season.

Kopumā gan *M. affinis*, gan *C. volutator* uzrādīja atšķirīgu Rīgas līča sedimentu potenciālo toksiskumu atkarībā no paraugu ievākšanas sezonas, konstatējot zemāku testorganismu izdzīvotību rudens sezonā ievāktu sedimentu klātbūtnē. Savukārt abu sugu izdzīvotībā tika konstatēta būtiska korelācija starp pavasara sezonā ievāktajiem Rīgas līča sedimentu paraugiem.

3.4.2.4. Sedimentu uzglabāšanas metodes loma

Izmantojot testorganismus *M. affinis*, *B. pilosa* un svešzemju sugu *P. robustoides* (arī jaundzimušo attīstības stadiju), Rīgas līča sedimentu klātbūtnē tika noskaidrota sedimentu uzglabāšanas metodes loma uz testorganismu izdzīvotību (3.15. attēls). Statistiski būtiskas atšķirības tika konstatēta *M. affinis* ($F_{(1,30)}=11,18$; $p<0,00$) un *B. pilosa* ($F_{(1,30)}=44,14$; $p<0,00$; ANOVA) izdzīvotībā starp sedimentu uzglabāšanas metodi pirms biotesta, bet svešzemju sugai *P. robustoides* (ne jaundzimušajiem, ne pieaugušajiem indivīdiem) netika konstatētas būtiskas atšķirības izdzīvotības ziņā atkarībā no sedimentu uzglabāšanas metodes.



3.15. attēls. Sānpelžu *B. pilosa*, *M. affinis* un *P. robustoides* (gan pieaugušo, gan jaundzimušo īpatņu) izdzīvotība Rīgas līča sedimentos atkarībā no sedimentu uzglabāšanas metodes.

Figure 3.15. Survival of *B. pilosa*, *M. affinis* and *P. robustoides* amphipods (subadults and juvenils) in the Gulf of Riga sediments depending on the storage of sediments' samples.

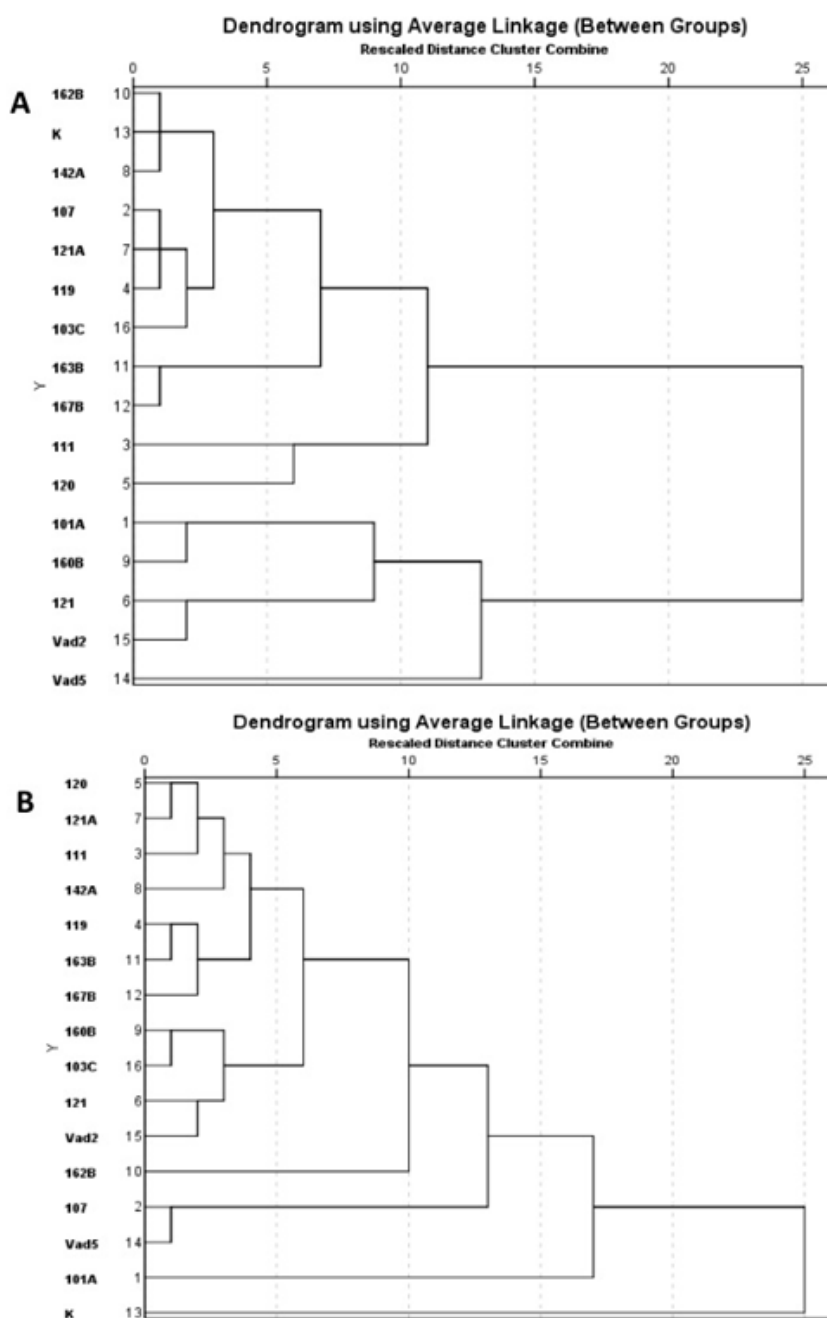
Statistiski būtiskas sugu izdzīvotību atšķirības tika konstatētas gan svaigos, gan atkausētos sedimentu paraugos (attiecīgi $F_{(3,60)}=12,47$; $F_{(3,60)}=60,79$; $p<0,00$; ANOVA un Tukey's HSD tests, $p<0,05$), būtiskas atšķirības nekonstatējot *M. affinis* starp *B. pilosa* un jaundzimušajiem *P. robustoides* īpatņu izdzīvotībā tikai svaigo sedimentu paraugos (Tukey's HSD tests, $p>0,05$) un kopumā konstatējot augstāku izdzīvotību salīdzinot ar sasaldētiem paraugiem (3.15. attēls). Statistiski būtiska atšķirība tika konstatēta svešzemju sugas *P. robustoides* izdzīvotībā starp vecuma grupām, gan svaigos ($F_{(1,30)}=40,27$; $p<0,00$), gan atsaldētos sedimentu paraugos ($F_{(1,30)}=46,92$; $p<0,00$), kopumā konstatējot jaundzimušo īpatņu augstāku izdzīvotību (75-100%), bet pieaugušajiem īpatņiem - zemāku (32-87%), un neuzrādot būtiskas atšķirības izdzīvotībā atkarībā no sedimentu uzglabāšanas metodes (3.15. attēls).

Svaigos sedimentu paraugos starp staciju dziļumu iedalījumu $<40\text{m}$ un $>40\text{m}$ tika konstatētas statistiski būtiskas izdzīvotības atšķirības jaundzimušajiem *P. robustoides* ($F_{(1,14)}=13,27$; $p<0,00$) īpatņiem un *M. affinis* ($F_{(1,14)}=6,09$; $p=0,03$), attiecīgi uzrādot būtisku negatīvu ($r=-0,847$; $p=0,001$) un pozitīvu korelāciju ($r=0,723$; $p=0,02$) ar staciju dziļumu un norādot uz *M. affinis* augstāku izdzīvotību $>40\text{m}$ dziļuma stacijām, bet jaundzimušo *P. robustoides* īpatņiem $<40\text{m}$ dziļumā (3.15. attēls).

Salīdzinot biotestēšanas rezultātus pie dažādām sedimentu uzglabāšanas metodēm, tika konstatēts atšķirīgs Rīgas līča sedimentu kvalitātes kopējais novērtējums, kā arī tika novērota atšķirīga organismu izdzīvotība konkrētās stacijās, ko apstiprināja klāsteranalīze (3.16. attēls). Kopumā pēc pieaugušo testorganismu izdzīvotības Rīgas līča svaigo sedimentu paraugi tiek iedalīti divās lielās klāsteru grupās (3.16.A attēls), 38% gadījumu norādot uz "vidēju" sedimentu ekoloģisko kvalitāti (ar zemāku *P. robustoides* un *B. pilosa* izdzīvotību), bet pārējām stacijām 56% gadījumu tika konstatēta "laba" un 6% gadījumu "augsta" sedimentu kvalitāte. Savukārt atsaldēto Rīgas līča sedimentu paraugi pēc testorganismu izdzīvotības iedalās divās klāsteru grupās, no kurām atsevišķu klāsteri veido kontroles sedimentu paraugs, bet pārējās stacijas norāda uz 75% gadījumu "vidēju" un 19% "vāju" (101A, Vad5 un 107 stacijām) sedimentu ekoloģisko kvalitāti (3.16.B attēls), norādot uz sasaldēšanas procesa izraisītu pastiprinātu toksisko efektu uz testorganismu izdzīvotību. Kopumā tikai 32% gadījumu (111, 121, 160B, K un Vad2 stacijām) netika konstatēta atšķirība starp svaigo un atsaldēto sedimentu paraugu kvalitātes novērtējumu, 44% gadījumu atšķirības nekonstatējot ar *M. affinis* (121A, 160B, 163B, 167B, K, Vad2 un 103C), 25% gadījumu - ar *P. robustoides* (119, 142A, K un 103C) un tikai 19% gadījumu - ar *B. pilosa* (121, K un Vad5).

Kopumā sedimentu uzglabāšanas process pirms biotesta atstāj būtisku ietekmi uz sedimentu kvalitātes novērtējumu, atsaldētu sedimentu klātbūtnē konstatējot toksiskuma

pieaugumu. Taču jāatzīmē atsevišķos gadījumos (lielākoties ar pieaugušajiem *P. robustoides* īpatņiem) tika novērota augstāka organismu izdzīvotība atsaldētu nekā svaigu sedimentu paraugu klātbūtnē (3.15. attēls).



3.16. attēls. Hierarhiskā klasteru analīze pieaugušo sānpelžu *B. pilosa*, *M. affinis* un *P. robustoides* izdzīvotībai atkarībā no sedimentu uzglabāšanas metodes A: svaigi sedimentu paraugi, B: saldēti sedimentu paraugi.

Figure 3.16. Dendrogram showing assemblage survival of subadults amphipods *B. pilosa*, *M. affinis* un *P. robustoides* depending on the samples' storage methods, A: fresh sediment samples, B: frozen sediment samples.

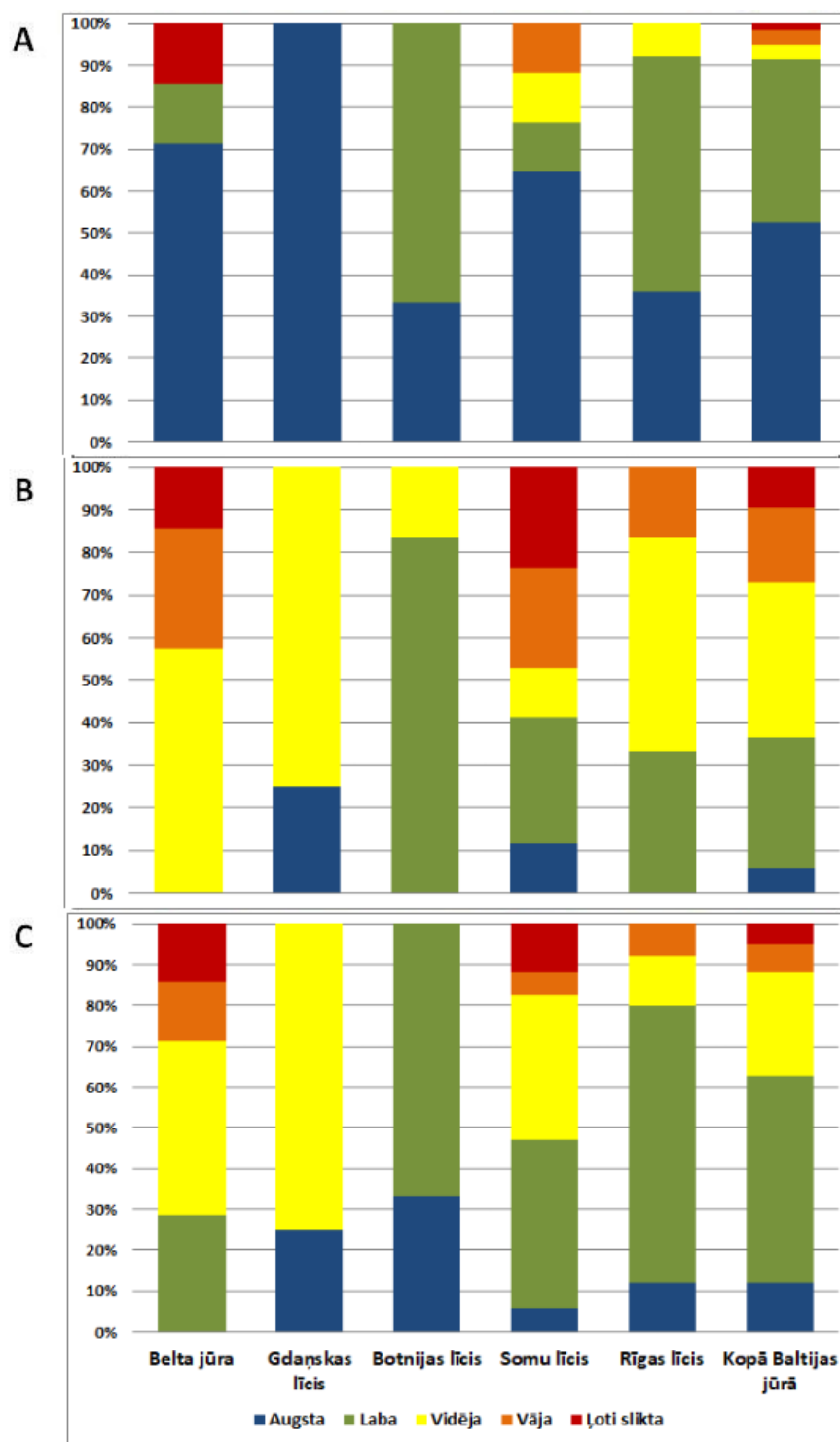
4. DISKUSIJA

4.1. Baltijas jūras sedimentu ekoloģiskā kvalitāte

Jūras sedimentu piesārņojums ir aktuāla vides problēma visā pasaulē, jo var radīt nopietnus draudus ekosistēmas ilgtspējīgai attīstībai, apdraudot dabas resursus un cilvēku veselību, jo pastāv iespēja bīstamo vielu piesārņojumam pa barības ķēdi nokļūt ūdens organismos (Ojaveer, 1997). Tiek uzskatīts, ka potenciālajam piesārņojumam nonākot ūdens vidē tā toksiskums samazinās atšķaidoties vai aizplūstot pa straumi, bet ir virkne ķīmisko savienojumu, kuri nešķīst ūdenī, lēni noārdās un spēj akumulēties ūdenstilpju sedimentos. Taču virkne ūdenī nonākošo ķīmisko vielu raksturojas ar stabilu ķīmisko struktūru un nepakļaujas biodegradācijai, turklāt stabilitātes dēļ šīs vielas bioakumulējas dzīvajos organismos. Pēc ekotoksikoloģiskajiem testiem (gan akūtiem, gan hroniskiem) iespējams konstatēt potenciāli toksisko dabisko sedimentu radīto ietekmi uz dzīvotni (Hoffman et al., 2003; Rand, 1995). Baltijas jūras gultne ir cilvēces kopējais mantojums, kas uzskatāma par neatlīdzināmu vērtību un cilvēka darbības rezultātā var tikt izmainīta, izjaucot gadsimtiem izveidojušos dabas procesu (ASTM, 2003; Jack, 2003; Rand, 1995).

Baltijas jūras sedimentu ekoloģiskā kvalitāte tika noteikta akūtajos biotestos pēc dažādu sānpeļņu sugu izdzīvotības – standartsugu *H. azteca*, *M. affinis* un *C. volutator*, kā arī biotestiem potenciāli rekomendējamās sānpeļņu sugas - *B. pilosa* un svešzemju sugas *P. robustoides* un *G. fasciatus*. Ņemot vērā visu sānpeļņu izdzīvotību rādītājus, Baltijas jūras sedimentu ekoloģiskā kvalitāte kopumā vērtējama kā “labā”/“vidēja”, atkarībā no izmantotā testorganisma un Baltijas jūras reģiona (4.1. attēls).

Salīdzinot Baltijas jūras reģiona sedimentu ekoloģisko kvalitāti **Botnijas jūra** raksturojas ar salīdzinoši augstāko kvalitāti, pēc ķīmiskā piesārņojuma kompleksā novērtējuma pat konstatējot bīstamo vielu neietekmētas Botnijas jūras piekrastes ūdeņu teritorijas (HELCOM, 2010b). Pēc *M. affinis* embrioloģiskajiem izmeklējumiem Botnijas jūra tiek novērtēta pat ar “augstu” sedimentu ekoloģisko kvalitāti (HELCOM, 2016; Reutgard et al., 2014). Līdzīga tendence Botnijas jūrā tika konstatēta arī pēc ekotoksicitātes testiem, kopumā norādot uz “labu” (67% gadījumu) un “augstu” (33% gadījumu) sedimentu ekoloģisko kvalitāti (4.1.C attēls), un nepārsniegtu labas vides kvalitātes robežu (>GES). “Vidēja” sedimentu kvalitāte (4.1.B attēls) tika konstatēta tikai vienā gadījumā ar rekomendēto svešzemju sugu *G. fasciatus* Botnijas jūras ziemeļstacijā (S1), kas iespējams saistīts ar bīstamo vielu izraisītu toksiskumu, jo pēc ķīmiskā piesārņojuma šis rajons tiek raksturots ar “vāju” kvalitāti (HELCOM, 2010b; Leivuori et al., 2000).



4.1. attēls. Baltijas jūras sedimentu ekoloģiskā kvalitāte pēc standartsugu *M. affinis*, *C. volutator* un *H. azteca* izdzīvotības (A), pēc rekomendēto sugu *P. robustoides*, *B. pilosa* un *G. fasciatus* izdzīvotības (B), kopumā pēc standartsugu un rekomendēto sugu izdzīvotības (C).

Figure 4.1. Ecological quality assessment of the Baltic Sea sediments depending on survival of standard test species amphipods *M. affinis*, *C. volutator* and *H. azteca* (A), survival of recommended test species amphipods *P. robustoides*, *B. pilosa* and *G. fasciatus* (B), average survival of standard and recommended test species amphipods (C).

Pēc standartsugu izdzīvotību rādītājiem, **Rīgas līča** sedimentu ekoloģiskā kvalitāte līdzinās Botnijas jūrā konstatētajai (4.1.A attēls). Ņemot vērā visu sānpeļu izdzīvotību rādītājus, Rīgas līcī pārsvarā (68% gadījumu) tiek konstatēta sedimentu ekoloģiskā kvalitāte kā “laba”, un atsevišķos gadījumos “vidēja”- 12%, “augsta” - 12% un pat 8% “vāja” (4.1.C attēls). Rīgas līča sedimentu klātbūtnē rekomendētajām sānpeļu sugām (*B. pilosa*, *P. robustoides* un *G. fasciatus*) tika konstatēta zemāka organismu izdzīvotība, 50% gadījumu sedimentu kvalitāti novērtējot kā “vidēju”, 33% - kā “labu” un 17% “vāju” (4.1.B attēls). Pēc bīstamo vielu sastāva, Rīgas līcī un Botnijas jūrā pārsvarā tiek konstatētas paaugstinātas smago metālu koncentrācijas un salīdzinoši ar pārējiem pētītajiem Baltijas jūras reģioniem daudz mazākas bīstamo noturīgo organisko piesārņotāju koncentrācijas (HELCOM, 2010b). Akūtajos biotestos konstatēto Botnijas jūras un Rīgas līča sedimentu salīdzinoši augstāko ekoloģisko kvalitāti, pēc HELCOM (2010b) datiem, iespējams varētu izskaidrot ar zemāku kuģu satiksmes intensitāti un naftas termināļu neesamību. Roots (1996) konstatēja, ka Rīgas līcī, salīdzinot ar Igaunijas piekrastes reģionu, siļķu taukos tiek noteiktas zemākas DDT (0,28 mg/kg) koncentrācijas, kas liecina arī par zemāku organisko piesārņojuma klātbūtni. Savukārt pēc smago metālu noteiktajām koncentrācijām, Rīgas līča sedimenti pārsvarā (62% gadījumu) raksturojas ar “labu” kvalitāti, izņemot līča centrālo daļu, kur konstatēta “vidēja” kvalitāte (Strode et al., 2017). Pēc ķīmiskā piesārņojuma kompleksā novērtējuma (HELCOM, 2010b) Rīgas līcis pārsvarā tiek raksturots ar “vidēju” ekoloģisko kvalitāti, norādot uz bīstamo noturīgo piesārņotāju klātbūtni ekosistēmā. Iespējams uz to norādīja arī Rīgas, Liepājas un Ventpils ostu sedimentu paraugu konstatētā sedimentu ekoloģiskā kvalitāte „vidēja” (43% gadījumu) un „laba” (29% gadījumu). Kā izņēmums minama Ventpils ostas stacija VE1, kur tika konstatēta salīdzinoši zema (40%) *M. affinis* un *P. robustoides* izdzīvotība, norādot pat uz “vāju” sedimentu ekoloģisko kvalitāti, kaut arī Baltijas jūras sedimentos reti tika konstatēta sānpeles *M. affinis* izdzīvotība zem 80%. Augsts smago metālu piesārņojums netika konstatēts arī Ventpils ostas sedimentu padziļināšanas un piebraukšanas ceļu izbūves darbu laikā (Muller-Karulis et al., 2003). Tai pašā laikā tika noskaidrots, ka Rīgas ostā konstatētas augstas organiskā piesārņojuma TBA (tributilalvas savienojumu) koncentrācijas, svārstoties no 14,9-150 µg/kg dw (vidēji 80,5 µg/kg dw), augstāko TBA koncentrāciju uzrādot tuvāk RO3 stacijas tuvumā (I. Puriņa personīgā komunikācija, 2016), kur konstatēta arī zemākā *P. robustoides* un *B. pilosa* izdzīvotība.

Kaut arī par vienu no piesārņotākajiem līčiem Baltijas jūrā tiek uzskatīts **Gdaņskas līcis** ar dominējošo bīstamo vielu polihlorbifenila (PHB) un hlororganiskā pesticīda DDT klātbūtni (HELCOM, 2010b; Konat and Kowalewska, 2001), Dabrowska et al. (2017) noteikusi mūsu darbā izmantotajām stacijām tiek pārsniegtas 10-20% ķīmiskajiem elementiem “labas” vides

kvalitātes robežas (>GES), kā arī sedimentos konstatētās ķīmisko vielu (PCB, DDT, PAHs, Hg) koncentrācijas norāda uz iespējamu risku (negatīvu ietekmi) jūras faunas attīstībai. Salīdzinoši augstas metālu (Zn, Pb un Cu) un alvas atvasinājumu (TBA) koncentrācijas tiek konstatētas smalko frakciju sedimentu paraugos Gdaņskas līča ostu reģionos industrializācijas kuģu būvētavu tuvumā, kaut arī ne visos paraugos konstatējot paaugstināta piesārņotāja klātbūtni, kas varētu radīt nelabvēlīgus apstākļus organismu attīstībai (Radke et al., 2013). Tai pašā laikā Gdaņskas līča sedimentos ar augstu smago metālu piesārņojumu netiek konstatēta bentisko organismu klātbūtne (Bettinetti et al., 2009). Ekotoksicitātes akūtie testi norādīja uz sedimentu “augstu” (4.1.A attēls) un “vidēju” (4.1.B attēls) ekoloģisko kvalitāti, attiecīgi pēc standartsugas *M. affinis* un pēc rekomendēto sānpelžu sugu izdzīvotības, kopumā norādot uz “vidēju” (75% gadījumu) un Polijas piekrastes stacijai “augstu” (25%) sedimentu ekoloģisko kvalitāti (4.1. C attēls). Biotestēšanas rezultāti būtiski nekorelē ar smago metālu analīzēm, jo zemākās metālu (Cu, Zn, Cd, Pb, Hg) koncentrācijas tika konstatētas GoG3 stacijas sedimentos, savukārt augstākā testorganismu izdzīvotība GoG4 stacijā, nosakot “augstu” sedimentu kvalitāti. Tai pašā laikā GoG3 un GoG4 stacijas sedimenti pēc ķīmiskajiem rādītājiem tiek konstatēti kā mazāk piesārņoti, uz ko norādīja arī biomarķieri gliemenēs un plekstēs salīdzinājumā ar GoG1 un GoG2 stacijām (Dabrowska et al., 2017, 2013), kuru atrašanās vieta ir tuvāk naftas terminālam (HELCOM, 2010b).

Par **Somu līča** īpaši slikto ekoloģisko stāvokli jau minējis Ojaveer (1997), norādot uz lauksaimniecības, rūpniecisko un municipālo notekūdeņu, kā arī palielinātās kuģu satiksmes ietekmi uz līča ekosistēmu. Kopumā Somu līča sedimentu ekoloģiskā kvalitāte norāda uz daudzveidīgu sedimentu ekoloģisko kvalitāti, pārsvarā (41% gadījumu) to konstatējot kā “labu”, 35% - kā “vidēju”, 12% - kā “ļoti sliktu” un tikai 6% kā “vāju” vai “augstu” (4.1. C attēls). Pēc standartsugu izdzīvotības rādītājiem Somu līča sedimentiem tikai 24% gadījumos (4.1.A attēls) tika konstatēta pārsniegta labas vides kvalitātes robeža (GES), savukārt pēc rekomendēto sugu izdzīvotības 60% gadījumu (4.1. B attēls). Somu līča austrumos Baltijas jūrā ieplūst vislielākā sateces baseina upe Neva, ieplūdinot Sanktpēterburgas rūpnīcu un municipālos notekūdeņus saturošo potenciāli toksisko piesārņojumu un izraisot eitrofikāciju. Nesenos pētījumos tika atklāts, ka Somu līcī plašas jūras dzelmes teritorijas cieš no skābekļa trūkuma un uzskatāmas par mirušām līča gultnes zonām (HELCOM, 2010a). Vallius (2014) norādījis, kaut arī Somu līcī notiek atsevišķu smago metālu koncentrāciju samazināšanās, kas varētu sasniegt cilvēka veselībai un videi nekaitīgas robežas, atsevišķos līča rajonos tiek konstatētas paaugstinātas kadmija un dzīvsudraba koncentrācijas, īpaši augstus rādītājus sasniedzot līča austrumu un centrālajā daļā (Hg 0,2 – 0,5 mg/kg, Cd 5 - 6 mg/kg). Zemākais smago metālu piesārņojums konstatēts līča rietumu daļā. Sedimentu biotestēšanas rezultāti

uzrādīja līdzīgu tendenci, konstatējot zemāku testorganismu (*M. affinis* un *G. fasciatus*) izdzīvotību un sliktāku sedimentu kvalitāti Somu līča austrumu daļas stacijās vai centrālajās stacijās, kurās raksturīga bezskābekļa vide un zema makrozobentosa sugu daudzveidība jeb pat bentisko organismu trūkums (Berezina et al., 2013).

Belta jūra atrodas vistuvāk Ziemeļjūrai, no kuras piegrunts slānī ieplūst ar skābekli bagātināts sāļūdens, kas ietekmē piesārņojuma (kā smago metālu) biopieejamību organismiem un potenciāli palielina sedimentu toksiskumu (Riba et al., 2004). Belta jūras estuārija ūdenim līdz šim tiek noteikta “vāja” ekoloģiskā kvalitāte (Magnussen et al., 2014). Līdzīgi kā Somu līcim arī Belta jūrā pēc biotestēšanas rezultātiem pārsvarā (43% gadījumu) tika konstatēta “vidēja” un “laba” (29%) sedimentu ekoloģiskā kvalitāte. Kā izņēmums augstu testorganismu mirstību un “ļoti sliktu” sedimentu kvalitāti uzrādīja Belta jūras ostas (2ZS) stacija, attiecībā uz standartsugu *M. affinis* pat norādot pārsniegtu GES robežu (4.1.C attēls). Rekomendētās sugas uzrādīja salīdzinoši augstāku Belta jūras sedimentu toksiskumu 100% gadījumos pārsniedzot GES robežu (4.1.B attēls). Savukārt standartsuga *M. affinis* pārsvarā norāda uz „augstu” (72% gadījumu) un „labu” (14%) sedimentu ekoloģisko kvalitāti (4.1.A. attēls). Dāņu laboratorijā veiktās tributālvas savienojumu (TBA) analīzes Belta jūras sedimentu paraugos iespējams izskaidro rekomendēto organismu zemāku izdzīvotību, jo personīgā komunikācijā ar Dr. J. Strandu (2012) tika noskaidrots, ka 2ZS paraugā konstatēta augstākā organisko vielu 17,34% (LOI, %) klātbūtne un TBA koncentrācija, sasniedzot pat 2130 µg/kg dw, kas 20 reizes pārsniedz Rīgas ostā noteiktos rādītājus (Dr. I. Puriņa personīgā komunikācija, 2016). Belta jūrā salīdzinoši augstākas TBA koncentrācijas 97 un 30 µg/kg dw un zemāka *B. pilosa* izdzīvotība 5% un 20% tika konstatētas jūras un rūpnīcu rajona stacijās, bet pārējās piekrastes stacijās ar augstāko testorganismu izdzīvotību tika konstatētas ievērojami zemākas TBA koncentrācijas <1 µg/kg dw (Dr. J. Strands personīgā komunikācija, 2012). Arī HELCOM (2010b) atskaitēs minēts, ka Belta jūras sedimentos tiek konstatēts augsts sarkanā moluska (*Neptunea antiqua*) neauglības rādītājs, norādot uz sedimentu piesārņojuma izraisīto nelabvēlīgo ietekmi uz makrozoobentosa attīstību, ko iespējams izraisa TBA piesārņojums (Strand et al., 2003). Bat and Akbulut (2001) uzskata, ka iegūtie ekotoksicitātes rezultāti var būt ļoti atšķirīgi, salīdzinot ar ķīmisko analīžu datiem, jo trūkst ziņu par organismu toksikorezistenci un adaptācijas spējām.

Neraugoties uz standartsugu un rekomendēto sugu biotestēšanas atšķirīgajiem rezultātiem, kopumā Baltijas jūras sedimentiem tika konstatēta ekoloģiskā kvalitāte pārsvarā 51% gadījumu “laba”, 25% - “vidēja” un 12% - “augsta”, vislabāko sedimentu ekoloģisko kvalitāti konstatējot Botnijas jūras un Rīgas līča gadījumā, bet “vāju” (7%) un “ļoti sliktu” (5%) Belta jūras (2ZS) un Somu līča dziļūdens stacijās (4.1.C attēls). Kā arī nepieciešams

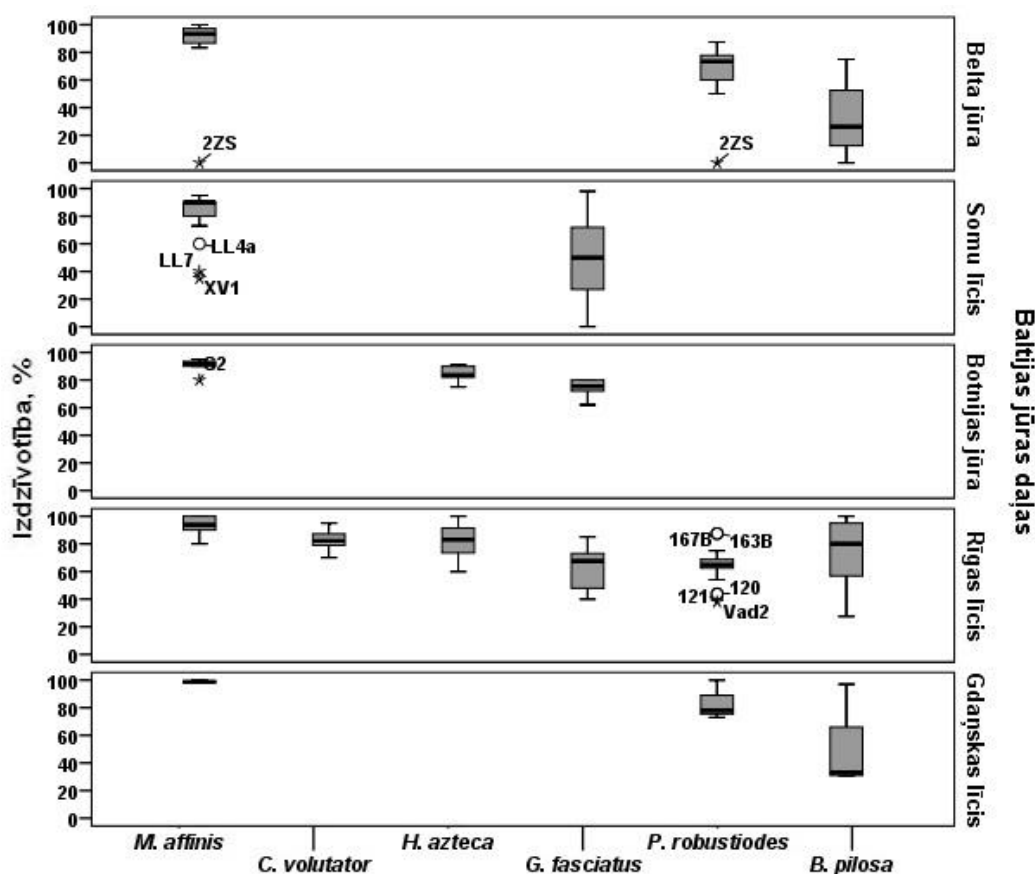
atzīmēt būtiski atšķirīgo Baltijas jūras sedimentu kvalitāti pēc standartsugu un rekomendēto sugu izdzīvotības. Testos ar standartsugām pārsvarā 92% gadījumu konstatējot “augstu”/“labu” sedimentu ekoloģisko kvalitāti (4.1.A attēls), savukārt pēc rekomendēto testorganismu izdzīvotības tikai 37% gadījumu konstatējot “augstu”/“labu” sedimentu kvalitāti un 37% gadījumos “vidēju”, 17% - “vāju” un 10% - “ļoti sliktu” (4.1.B attēls). Kopumā pēc ekotoksicitātes rezultātiem Baltijas jūras sedimenti raksturojas ar zemāku ekoloģisko kvalitāti, salīdzinot ar vides stāvokli lielākajā Baltijas jūras reģiona daļā pēc smago metālu koncentrācijām virsējā sedimentu slānī (HELCOM, 2010b).

4.2. Testorganismu toksikorezistences atšķirības

Sedimentu biotestēšana ar dominējošo Baltijas jūras ISO (2005) standartsugu *M. affinis* tika veikta visiem pieciem pētītajiem Baltijas jūras rajoniem, starp reģioniem nekonstatējot statistiski būtisku atšķirību *M. affinis* izdzīvotībā ($F_{(4,55)}=2,25$; $p=0,08$; ANOVA un Tukey HSD tests; $p>0,05$) un kopumā uzrādot augstu sugas toksikorezistenci. Tikai atsevišķās Somu līča un Belta jūras stacijās tika konstatēta zemāka *M. affinis* izdzīvotība (4.2. attēls). Kaut arī dēļ datu trūkuma ar otru ISO (2005) standartsugu *C. volutator* nevar veikt sugas jutības salīdzināšanu atšķirīgos Baltijas jūras reģionos, Rīgas līča sedimentos tika konstatēta augsta sugas izdzīvotība $>80\%$. Līdzīgus rezultātus uzrādīja arī starptautiski atzītā laboratorijā kultivētā standartsuga *H. azteca*, nekonstatējot būtiskas izdzīvotības atšķirības starp Rīgas līča un Botnijas jūras sedimentu paraugu potenciālo toksiskumu (4.2. attēls). Eriksson Wiklund et al. (2005) uzskata *M. affinis* par nozīmīgu testa sugu, kura tiek rekomendēta kā jutīgs testorganisms Baltijas jūras sedimentu ekotoksicitātes veikšanai (ISO, 2005). Šajā pētījumā gandrīz visos pētītajos Baltijas jūras sedimentu paraugos tika konstatēta augsta *M. affinis* izdzīvotība, liecinot par iespējamu adaptēšanos un jutības samazināšanos pret potenciālo piesārņojumu. Svarīgs solis biotestēšanā ir testorganismu izvēle, sedimentu toksiskuma noteikšanai izmantojot tajos mītošus dažādu sugu organismus vai dažādas trofijas pakāpes testorganismus (Burton and Landrum, 2003). Ekotoksicitātes testos vēlams pielietot pētāmajai videi raksturīgus un jutīgus testorganismus (Kļaviņš and Zaļoksnis, 2005), uz ko norādīja arī ar rekomendētajām sānpeļņu sugām iegūtie Baltijas jūras sedimentu biotestu rezultāti, kopumā uzrādot šo organismu augstāku jutību salīdzinājumā ar standartsugām (4.2. attēls).

Biotestēšanas rezultāti ar standartsugām *M. affinis*, *C. volutator* un *H. azteca* uzrādīja augstu sugu izdzīvotību (vidēji 83-88%), salīdzinot ar rekomendētajām sānpeļņu sugām *B. pilosa*, *P. robustoides* un *G. fasciatus*, kuru izdzīvotība vidēji sastādīja 57-66%, norādot uz to augstāku jutību (4.2. attēls). Ņemot vērā testorganismu izdzīvotību, tika konstatēta sekojoša sānpeļņu toksikorezistence potenciāli piesārņotu sedimentu klātbūtnē – *M. affinis* $>$ *C.*

volutator > *H. azteca* > *P. robustoides* > *B. pilosa* > *G. fasciatus*, norādot uz standartsugu augstāku toksikorezistenci un rekomendēto sugu lielāku jutību pret potenciālo piesārņojumu visos pētītajos Baltijas jūras reģionos (4.2. attēls). Neskatoties uz atšķirīgo sugu jutību dažādos Baltijas jūras reģionos, kopumā statistiski būtiska pozitīva korelācija tika konstatēta starp standartsugu *C. volutator* un *H. azteca* ($r=0,655$; $p<0,01$) izdzīvotību, kā arī standartsugas *M. affinis* un rekomendēto svešzemju sugu *P. robustoides* ($r=0,665$; $p<0,00$) un *G. fasciatus* ($r=0,422$; $p=0,02$) izdzīvotību. Savukārt attiecībā pret pārējām sugām būtiska atšķirība ($F_{(2,25)}=9,13$; $p<0,01$) tika konstatēta *B. pilosa* izdzīvotībā (4.2. attēls).



4.2. attēls. Sānpeļžu *M. affinis*, *P. robustoides*, *B. pilosa*, *G. fasciatus*, *H. azteca* un *C. volutator* izdzīvotība akūtajos testos (10 dienu ekspozīcija) Baltijas jūras atšķirīgu reģionu sedimentos (Belta un Botnijas jūrā, Somu, Rīgas un Gdaņskas līcī).

Figure 4.2. Survival rates of different amphipods species (*M. affinis*, *P. robustoides*, *B. pilosa*, *G. fasciatus*, *H. azteca* and *C. volutator*) in acute toxicity tests (10-days) with the Baltic Sea sediments from the different regions (Belt Sea, Bothnian Sea, the Gulf of Finland, the Gulf of Riga and the Gulf of Gdansk).

Biotestēšanā nozīmīga loma ir noskaidrot izmantoto testorganismu jutību, uzglabāšanas un kultivēšanas iespējas laboratorijas apstākļos, jo organismiem jābūt pietiekami jutīgiem un

piemērotiem akūtās un hroniskās toksicitātes testu veikšanai (Hoffman et al., 2003). Atkarībā no sugu jutības viena un tā pati viela spēj iedarboties atšķirīgi uz dažādiem organismiem (Kļaviņš and Zaļoksnis, 2005). Sugas jutīguma konstatēšana tiek veikta ar references testu, nosakot testorganismu populācijas relatīvo jutību pret toksisko vielu klātbūtni (ISO, 2005). Zinātnieki ir veikuši pētījumus par dažādu sānpeļu sugu toksikorezistenci pret smagajiem metāliem (Bat et al., 2000; Pantani et al., 1997; Prato et al., 2006; Strode and Balode, 2013). Līdz šim nav iegūti pietiekama daudzuma dati tieši par Baltijas jūras sānpeļu toksikorezistenci pret toksikantiem, īpaši ņemot vērā tās hidroloģiskos apstākļus (zemo sāļumu) un potenciāli augsto piesārņojuma līmeni. Tāpēc īpaši nepieciešams noskaidrot Latvijas teritorijā sastopamo sānpeļu sugu toksikorezistenci, lai izstrādātu atbilstošas rekomendācijas (testobjektu izvēlē) sedimentu biotestēšanā un veicinātu šo testu ieviešanu Nacionālajā Jūras Monitoringa Programmā.

Kopumā mūsu ekotoksicitātes pētījumi ar smagajiem metāliem uzrādīja augstu sugu jutību, novērojot būtiskas toksikorezistences atšķirības starp sugām, pēc toksikorezistences pret smagiem metāliem testorganismus sarindojot sekojošā kārtībā: *M. affinis* > *C. volutator* > *B. pilosa* > *G. fasciatus* > *P. robustoides* > *H. azteca*, augstāko jutību uzrādot piekrastes (svešzemju) un starptautiski atzītajai standartsugai. Pētījuma rezultāti liecina par svešzemju sugu *P. robustoides* un *G. fasciatus* salīdzinoši zemu toksikorezistenci pret smagajiem metāliem, salīdzinot ar Rīgas līča dziļūdens sānpeļdēm. Tajā pašā laikā jāatzīmē, ka mūsu pētījuma rezultāti attiecībā uz svešzemju sugu zemu toksikorezistenci ir pretrunā ar citu autoru hipotēzi, kuri norāda uz šo sugu augsto toleranci un ūdens kvalitātes rādītāju samazināšanos, sakarā ar augstu konkurences izraisīšanu vietējām sugām, resursu izmantošanu, vairošanās kapacitāti un pielāgošanās spējām dažādiem mainīgajiem vides apstākļiem (Costa et al., 1996; Berezina, 2007; Strode and Balode, 2013).

Sānpele *C. volutator* tiek uzskatīta par vienu no toksikorezistentākajām sugām attiecībā pret Cu, jo pēc 96h inhibīcijas tās audos netika konstatēta Cu klātbūtne (Bat et al., 1998; Bat and Raffaelli, 1996). Arī šajā pētījumā *C. volutator* uzrādīja salīdzinoši augstu toksikorezistenci pret smagajiem metāliem (Cu, Cd un Zn), bet tomēr Baltijas jūrā dominējošai dziļūdens sānpelei *M. affinis* tika konstatēta augstākā toksikorezistence smago metālu un potenciāli piesārņotu sedimentu klātbūtnē. Dabiskajos vides apstākļos sānpeles var tikt pakļautas smago metālu piesārņojumam, kuru ietekmē tām samazinās vielmaiņas ātrums (Hoffman et al., 2003). Metālu uzkrāšanās organismā ir atkarīga no konkrētās sugas akumulācijas mehānisma (Güven et al., 1999). Latvijas teritorijā sastopamās saldūdens sānpeles *G. pulex* un starptautiski atzītās standartsugas *H. azteca* toksikorezistence (šī darba ietvaros veiktajos pētījumos) bija zema un atbilda literatūrā minētajai sugu toksikorezistencei

(Costa et al., 1996; Naylor et al., 1990; Strode and Balode, 2013; Williams et al., 1985). Savukārt no Rīgas līča sedimentiem ievāktās iesāļūdens sugas kā *M. affinis* un *C. volutator* uzrādīja salīdzinoši augstāku toksikorezistenci nekā pārējās testētās sugas, norādot uz šo sugu iespējamo adaptāciju dabiskajā vidē potenciālā piesārņojuma klātbūtnē. Eisler (2007) aprakstījis, ka saldūdens sugas ir daudz jutīgākas pret smagajiem metāliem nekā sālsūdens sugas, jo pie lielāka sāļuma ir proporcionāli mazāk pieejami akumulācijai brīvo smago metālu jonu, samazinot to toksicitāti uz organismu (Gossiaux et al., 1992). Mensink et al. (1995) konstatējis *C. volutator* salīdzinoši augstāku jutību pret 3,5-dihlorfenolu, kas apstiprinājās arī šajā pētījumā ar *M. affinis* – pret smagajiem metāliem toksikorezistentākā suga uzrādīja augstu jutību pret dabā reti sastopamo hlororganisko savienojumu 3,5-dihlorfenolu (2. pielikums), kurš pārsvarā sastopams ķimikāliju kompleksu savienojuma veidā vai herbicīdu sastāvā. Zinātnieki novērojuši arī subletālas iedarbības sekas testorganismiem, kuri pakļauti smago metālu iedarbībai, novērojot izmaiņas organismu augšanā un konstatējot metālu akumulāciju audos (Bat, 2005), kā arī tiek novēroti pastiprināti embriju attīstības traucējumi, piemēram, Cd klātbūtnē (Strode, nepublicēti rezultāti). Piesārņotāja bioķīmiskās un absorbēšanās īpašības nosaka toksikanta iedarbības līmeni uz testorganismu vai tā izraisīto potenciāli toksisko efektu atkarībā no iedarbības ilguma (Güven et al., 1999). Testorganismu toksikorezistenci ietekmējošs faktors var būt ne tikai sugas jutība pret toksikantu, bet arī testorganisma vecums un testa vides apstākļi (Alonso et al., 2010; Bat et al., 2000; Pestana et al., 2007).

Respektīvi, *M. affinis* būtu atbilstoša suga Baltijas jūras sedimentu kvalitātes noteikšanai, jo ir viena no dominējošām Baltijas jūras sānpelžu sugām (piemēram Rīgas līcī 100% sugas sastopamība), kura apdzīvo dziļūdens sedimentu mīksto un smilšaino grunti un ir rezistenta uz abiotisko faktoru izmaiņām un zemu skābekļa saturu (Jacobson et al., 2008; Karlson et al., 2007). Tai pašā laikā *M. affinis* ir augsta tolerance pret smagajiem metāliem (Strode and Balode, 2013) un tā ir dabiski adaptējusies Baltijas jūras sedimentos ar izteiktu piesārņojuma līmeni (Cederwall et al., 1999; Ojaveer et al., 2010). Kā arī pie zemākām testa temperatūrām organisma jutība pret toksikantu samazinās (Gossiaux et al., 1992). Līdz ar to skaidrojama aukstūdens (4 °C) sānpeldes *M. affinis* augstākā izdzīvotība un toksikorezistence pret metāliem (Strode and Balode, 2013), jo salīdzinot ar pārējām biotestos izmantotajām sugām tai ir būtiski atšķirīga testa temperatūra.

Zinātnieki noskaidrojuši, ka sānpeldes ir jutīgi indikatororganismi sedimentu piesārņojuma noteikšanai un tie ir vieni no pirmajiem organismiem, kas piesārņojuma gadījumā var pilnībā izzust (Fuchsman et al., 1998) vai kļūt par piesārņojumu tolerantām sugām, būtiski ietekmējot ekosistēmas funkcijas, ieskaitot sugu produktivitāti (Hoffman et al.,

2003; Rand, 1995). Zemais sāļums ir viens no iemesliem kāpēc Baltijas jūras reģionā ir zema sugu daudzveidība un tik atšķirīgas sānpeļžu sugas (Gossiaux et al., 1992). Lai konstatētu sedimentu ekoloģisko kvalitāti ar biotestēšanas metodi, jāizmanto testorganismi ar atšķirīgu jutību pret potenciālo piesārņojumu (Feiler et al., 2013). Apsekojot Rīgas līča piekrasti, tika konstatēts, ka ekotoksicitātes testos potenciāli iespējams izmantot svešzemju sugas *P. robustoides* un *B. pilosa*, jo vasaras periodā tās sastopamas gandrīz visā līča litorāles zonā, sasniedzot augstas sugu biomasas (Strode et al., 2013). Bez tam abas šīs sugas izmantojamas arī embrioloģiskajos pētījumos un ir tolerantas pret sāļuma un temperatūras izmaiņām (Berezina and Panov, 2003; Fish and Fish, 1996), kā arī tām ir salīdzinoši zema toksikorezistence pret smagajiem metāliem (Strode and Balode, 2013) un līdzīga piekrastes sānpeļžu suga *Bathyporeia sarsi* jau iepriekš ir izmantota sedimentu biotestēšanā (Chapman et al., 1992). Piekrastes svešzemju sānpeļžu sugu *G. fasciatus*, kura ievākta Somu līča austrumpiekrastes litorāles zonā un raksturojas ar zemu toksikorezistenci pret smagajiem metāliem arī rekomendē Berezina et al. (2013) izmantot biotestos. Starptautiski atzīto sānpeļžu sugu *H. azteca* iespējams izmantot testorganismu jutības salīdzināšanai. Tai pašā laikā sakarā ar sugas vairošanās ciklu *H. azteca* ir izmantojama hroniskajos testos, novērojot testorganismu reprodukcijas spējas un populāciju izmaiņas potenciālā toksikanta klātbūtnē (Wang et al., 2004). Kā arī laboratorijās kultivētām sugām nav iespēja adaptēties un kļūt rezistentām pret dabiskās vides potenciālo piesārņojumu. Biotestos nepieciešams ņemt vērā arī testorganismu izdzīvotību ietekmējošos faktorus kā testēto sedimentu granulometrisko sastāvu, organisko vielu saturu vai organismu toksikorezistenci pret smagajiem metāliem (Höss et al., 2010; Strode and Balode, 2013). Līdz ar to Baltijas jūras sedimentu klātbūtnē tika noskaidrota gan standartsugu (ISO, 2005), gan šajā darbā rekomendēto sānpeļžu sugu toksikorezistence un to piemērotība eko-toksicitātes testu veikšanai Baltijas jūrā.

Sugu toksikorezistences un izdzīvotības atšķirības iespējams skaidrot ar dažādu bioloģisko faktoru atšķirību starp testorganismiem, kā piemēram testa temperatūru (zemākā temperatūrā organismos notiek lēnāks vielmaiņas process), sugas dabiskās populācijas sastopamību pētāmajā apgabalā, sugas jutību, sedimentu granulometrisko sastāvu, sānpeļžu barošanās veidu un dzimumu (Jacobson et al., 2008; Kennedy et al., 2009; Lehtonen, 2004; Strom et al., 2011), bet uzskaitītajiem faktoriem nevajadzētu izraisīt nopietnas izdzīvotības izmaiņas. Tai pašā laikā atkarībā no testorganisma dzimuma (mātītes vai tēviņi) iespējams novērot atšķirīgu atbildes reakciju uz potenciālo piesārņojumu, kas tika konstatēts ar rekomendētās svešzemju sugas *G. fasciatus* tēviņiem, novērojot tiem augstāku jutību Somu līča sedimentu klātbūtnē nekā mātītēm un norādot uz populācijas reproduktīvo potenciālu samazināšanos (Berezina et al., 2013). Sedimentu kvalitātes noteikšana tiek uzskatīta

efektīvāka, ja biotestos tiek izmantoti testorganismu dabiskajai dzīvotnei līdzīgas struktūras sedimenti (Bat, 2005). Šajā pētījumā netika konstatētas sedimentu granulometriskā sastāva ietekme uz testorganismu izdzīvotību, kaut arī *B. pilosa* un *P. robustoides* dabiskā dzīvotne ir smilšaini piekrastes sedimenti to izdzīvotība smilšaino piekrastes sedimentu biotestos (vai atsevišķos gadījumos pat augstāka) līdzinājās izdzīvotībai dubļainos (>40m dziļuma) dziļūdens sedimentu paraugos (Strode et al., 2017). Līdz ar to, lai noskaidrotu bioloģisko faktoru nozīmi biotestos un sugas toksikorezistenci uz sedimentu toksiskuma izpausmi tika veikti eksperimentālie pētījumi, izmantojot Rīgas līča sedimentus.

4.3. Bioloģisko efektu noteikšana Rīgas līča sedimentu faunā

Organismu bioloģisko atbildes reakciju uz stresa apstākļiem (t.sk. piesārņojumu) iespējams konstatēt sākot no izmaiņām molekulu struktūrā un orgānu darbībā, līdz izmaiņām organismu populācijās - veidojoties deģeneratīvām izmaiņām, traucējot reprodukcijai un izdzīvotībai (Depledge et al., 1995). Sānpelžu embriju kvalitātes konstatēšana ir jutīgs biomarķieris, ar kuru iespējams noskaidrot potenciālā piesārņotāja radīto ietekmi uz organismu to dabiskajā vidē. Baltijas jūras sedimentu kvalitātes konstatēšanai, kā vispārējs stresa biomarķieris piesārņojuma noteikšanai, tiek ieteikts izmantot sānpelžu reprodukcijas un embriju deformācijas analīžu rezultātus (HELCOM, 2016, 2014), jo pēc embrioloģiskajiem rādītājiem sānpeldēm var noteikt gan vides kvalitāti, kurā organisms dzīvo, gan organismu reproduktīvās spējas, konstatējot vai organismi netiek pakļauti piesārņojumam (Sundelin et al., 2008). Embrioloģiskie izmeklējumi zema potenciālā piesārņojuma klātbūtnē ir jutīgāks rādītājs par sānpelžu reprodukcijas kvantitāti (Sundelin and Eriksson Wiklund, 1998). Parasti sugām ir atšķirīgs vidējais embriju skaits mātītēs, kas var būt atkarīgs no embriju attīstības stadijas konkrētajā sānpelžu ievākšanas brīdī (Berezina and Panov, 2003; Jacobson et al., 2008). Arī šajā pētījumā tika konstatēts mazāks olu skaits uz vienu mātīti pie attīstītākām embriju stadijām (Strode et al., 2017).

Vides kvalitātes noteikšanā kā biomarķieris jau vairāk kā 30 gadus tiek izmantots *M. affinis* embriju deformācijas rādītājs, bet kopš 1994. gada tas jau tiek pielietots Zviedrijas valsts monitoringa programmā (Eriksson Wiklund et al., 2005; Reutgard et al., 2014), savukārt par citu sānpelžu sugu pētījumiem ir ļoti limitēta informācija (Berezina et al., 2016). Kopš 1970. gada sākuma *M. affinis* biomasa Baltijas piekrastes rajonos samazinās, novērojot traucējumus vairošanās ciklā, kā arī sugu pārošanās periods atšķiras no iepriekš izpētītā (Sundelin et al., 2000) un proporcionāli vairāk ietekmēto *M. affinis* embriju tiek konstatēti Botnijas līcī piekrastes industriālajos rajonos (Reutgard et al., 2014; Sundelin and Eriksson Wiklund, 1998). Kaut arī Rīgas līcī augstākas *M. affinis* embriju deformācijas tika konstatētas

līča centrālajā rajonā, kur sedimentos raksturīga augstāka metālu akumulācija, netika konstatēta būtiska korelācija starp metālu koncentrācijām sedimentos un *M. affinis* izdzīvotību (Strode et al., 2017), norādot uz citu inhibējošu faktoru klātbūtni. Pēc *M. affinis* embriju deformācijas rādītājiem pārsvarā (43% gadījumu) tika konstatēta “vidēja” Rīgas līča sedimentu ekoloģiskā kvalitāte, norādot arī uz 36% gadījumu “augstu” un 21% - “vāju” sedimentu statusu. Iegūtie rezultāti liecina par biomarķiera (embriju attīstības kvalitātes) augstāku jutības pakāpi, salīdzinot ar biotestēšanas rezultātiem, kuri pārsvarā norādīja “labu” (68%) un “vidēju”/“vāju” (20%) sedimentu kvalitāti. Ņemot vērā Sundelin and Eriksson Wiklund (1998) izstrādāto *M. affinis* klasifikāciju pēc deformēto embriju rādītājiem Rīgas līča sedimentos kā “īpaši tīru” (references) apgabalu iespējams klasificēt tikai 14% gadījumos (stacijās 162B, 163B, 142A). Berezina et al. (2016) norāda, ka augstāka embriju deformācija var tikt konstatēta eutrofikācijas un toksiskā piesārņojuma (smagie metāli, ogļūdeņraži u.c.) klātbūtnē.

Rīgas līča piekrastes sedimenti pēc *P. robustoides* embrioloģiskajiem izmeklējumiem pārsvarā 89% gadījumu tiek raksturoti ar “augstu”/“labu” sedimentu kvalitāti, salīdzinoši augstāku embriju deformāciju konstatējot tikai Dubultos. Savukārt pēc otra rādītāja - mātītes ar vairāk nekā vienu deformētu embriju (%FemMalf), visiem piekrastes sedimentu paraugiem pēc *P. robustoides* tika konstatēta pārsniegta labas vides kvalitātes robeža (GES). Pētījumos ar dziļūdens sānpeldi *M. affinis* pēc %FemMalf GES robeža tika pārsniegta tikai 57% gadījumu (Strode et al., 2017). Tai pašā laikā pētījumos ar piekrastes sānpeldi *B. pilosa* (Jūrmalciemā, Liepājā, Ventspilī, Kolkas ragā un Vecāķu pludmalē) netika konstatētas būtiskas embriju deformācijas, norādot uz “augstu” vides kvalitāti un labvēlīgiem apstākļiem embriju attīstībai (Strode, nepublicēti dati).

Ne tikai sānpelžu embrioloģiskie izmeklējumi to dabiskajā dzīvotnē ir atzīts biomarķieris. Potenciāli piesārņotu sedimentu izraisītu stresa apstākļu konstatēšanā tiek plaši pielietota arī gliemenes *Macoma balthica*. Biomarķieru pielietošana dod iespēju veikt dabiskās vides stāvokļa integrētu novērtējumu uz piesārņotāju izraisīto nelabvēlīgo ietekmi organismiem un norādīt to “veselības stāvokli” (Ferreira et al., 2005; Markert et al., 2003). Rīgas līča rietumpiekrastē ievāktām gliemenēm *M. balthica*, izmantojot enzimatisko biomarķieri un metalotioneīna mērījumus, tika konstatēta atbildes reakcijas uz stresu izraisošajiem faktoriem. Salīdzinot biomarķieru rezultātus ar biotestēšanu (*M. affinis* un *P. robustoides* izdzīvotību) un smago metālu klātbūtni sedimentos (Putna et al., 2014), iegūtie dati apstiprina Chapman and McDonald (2005) rekomendāciju, ka sedimentu kvalitātes novērtēšanai būtu jāizmanto vienlaikus vairākas metodes, sniedzot objektīvu sedimentu piesārņojuma līmeņa izvērtējumu. Piemēram, pēc smago metālu datiem Engures ekoreģions

varētu tikt uzskatīts par nepiesārņotu rajonu, jo tā sedimenti raksturojas ar salīdzinoši zemām smago metālu koncentrācijām (Putna et al., 2014). Arī ekotoksicitātes testi ar *M. affinis* un *P. robustoides* (izdzīvotība 80 – 100%) norāda uz “augstu”/“labu” testēto Engures ekoreģiona sedimentu kvalitāti. Būtiskas atšķirības starp stacijām netika konstatētas arī pēc biomarķieru atbildes reakcijas. Integrētais biomarķieru indekss uzrādīja lielāku “stresa” apstākļu klātbūtni gliemenēm *M. balhtica* pretī Mērsragam, bet biomarķiera MT (specifiskais biomarķieris paaugstinātu Cd, Hg, Cu, Zn koncentrāciju noteikšanai) aktivitāte liecināja par smago metālu paaugstinātu piesārņojumu pretī Engurei, ko apstiprināja arī smago metālu analīzes (Putna et al., 2014). Paaugstinātās smago metālu koncentrācijas iespējams skaidrot ar notekūdeņu attīrīšanas iekārtu darbību, kas atrodas Engures ostas reģionā (Strāķe et al., 2011).

Kopumā smago metālu koncentrācijas, ekotoksicitātes testu un biomarķieru aktivitātes rezultāti norāda, ka Engures ekoreģiona sedimentu kvalitāte ir samērā homogēna un tie nav pakļauti būtiskai antropogēnai ietekmei, neskatoties uz pieaugošajām kuģniecības aktivitātēm pēdējos desmit gadus.

4.4. Rīgas līča sedimentu novērtējums kompleksā pētījumā

Sakarā ar pieaugošu piesārņojumu ūdens vides kvalitātes novērtēšana iegūst aizvien pieaugošu nozīmi, tādēļ būtiski ir pārskatīt un izvērtēt vides kvalitātes kontrolē izmantojamo metožu efektivitāti un lietderību. Kompleksā pētījumā – dažādās kombinācijās apvienojot sedimentu ekotoksikoloģijas un ķīmisko analīžu datus ar dabisko bentisko populācijas stāvokli, iespējams noskaidrot potenciālā riska draudus pētāmajai videi (Nendza, 2002), kā arī dod iespēju individuāli novērtēt sedimentu kvalitāti pēc katra no minētajiem rādītājiem. Izmantojot Rīgas līča sedimentu 13 staciju paraugus, kuriem bija pieejami ķīmisko, ekotoksikoloģisko un bioloģisko analīžu rezultāti, tika veikts sedimentu kvalitātes komplekss novērtējums pēc TRIAD kombināciju metodes, kas apvienoja ekotoksikoloģijas datus (biotestēšanu un biomarķēšanu), sedimentu ķīmiskās analīzes (smagie metāli) un bioloģiskos rādītājus (bentiskās sabiedrības struktūru), sniedzot objektīvu piesārņotu sedimentu potenciālā riska statusa izvērtējumu (Strode et al., 2017).

Rīgas līča sedimentos augstākās smago metālu koncentrācijas (maksimālās Zn, Cu, Ni, Cr, Pb vērtības) tika konstatētas līča centrālajā daļā (dūņainos sedimentos >40m dziļumā), bet zemākās – sakarā ar abrāziju transporta zonās, jaukta tipa sedimentos 20-40m dziļumā (Seisuma and Kulikova, 2007; Seisuma and Legzdina, 1995). Kaut arī iegūtie ķīmisko analīžu rezultāti apliecināja, ka smagie metāli Rīgas līča sedimentos ir samērā stabilās koncentrācijās jau vairākus gadus, pēdējā desmitgadē konstatēts Zn, Cu, Ni, Cr, Mn koncentrāciju samazinājums un Cd un Pb pieaugums (Kulikova and Seisuma, 2005; Strode et al., 2017;

Leivuori et al., 2000). Tai pašā laikā smago metālu koncentrācijas Baltijas jūras teritorijā pārsniedz “labas vides stāvokļa” robežvērtības (HELCOM, 2010b) un Rīgas līcis nav izņēmums. Saskaņā ar OSPAR (2014) klasifikāciju, Rīgas līča sedimentos metālu koncentrācijas lielākoties tika konstatētas ekotoksikoloģiskās novērtēšanas kritērija (EAC) robežās vai tuvu tām, ar pārsniegtu robežu izņēmumiem attiecībā pret Cd un Pb. Vienlaikus konstatētas zemākas Zn, Ni un Cr fona koncentrācijas (BC) 50-60% pētāmajām stacijām, savukārt Cd un Pb gadījumā konstatējot BC tikai 7% gadījumu (Strode et al., 2017).

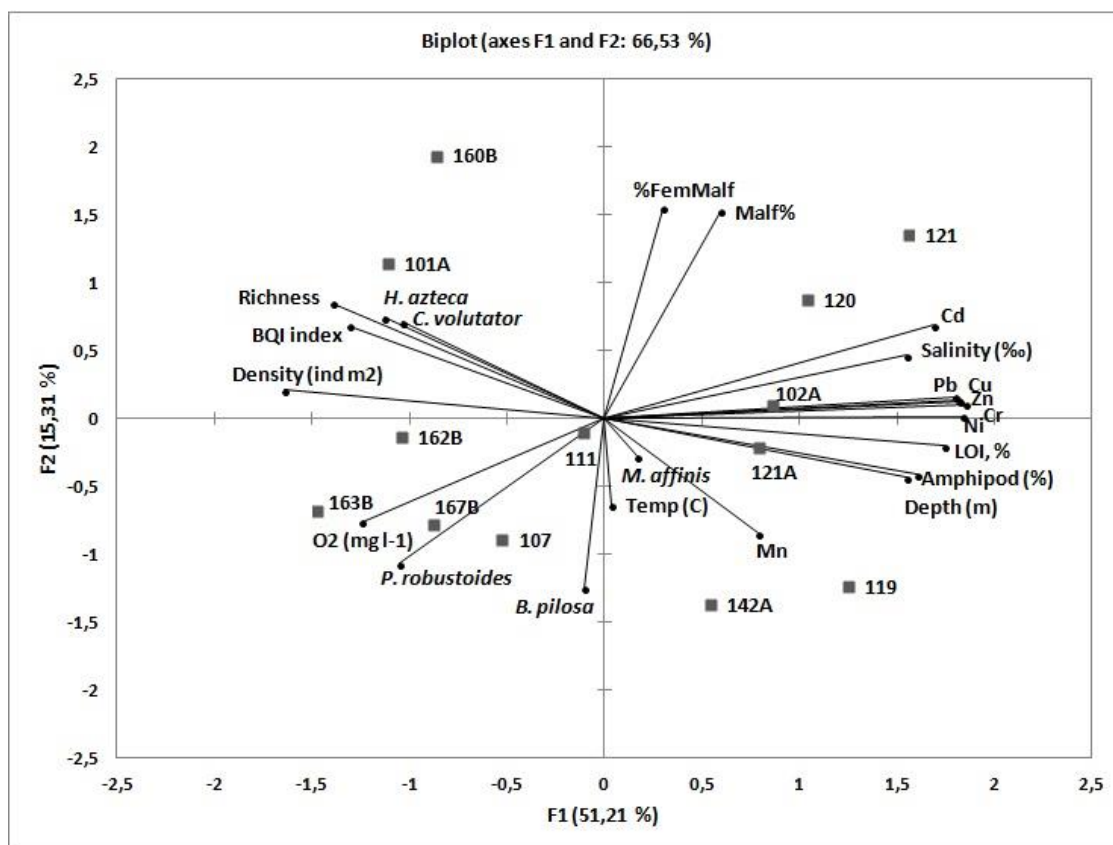
Kopumā Rīgas līča piekrastes teritorijā sedimentu kvalitāte, ņemot vērā Bakke et al. (2010) klasifikāciju, pēc smago metālu noteiktajām koncentrācijām pamatā (62% gadījumu) klasificējama kā “laba” un 15% gadījumos “augsta”. Savukārt Rīgas līča centrālās daļas stacijas, kurās pastāvīgi norisinās aktīva piesārņojošo vielu akumulācija pārsvarā (23% gadījumu) raksturojas ar “vidēju” sedimentu kvalitāti.

Sakarā ar zemo sāļumu un vienvēidīgo biotopu Rīgas līcis raksturojas ar salīdzinoši zemu bioloģisko daudzveidību un zoobentosa biomasu (Cederwall et al., 1999; Kotta, 2013). Novērojot ilgtermiņa dinamiku, zoobentosa daudzveidība un biomasu Rīgas līcī ievērojami svārstās pēdējo desmitgadu laikā, bet kopš 1990. gada konstatēta zoobentosa daudzveidības samazināšanās tendence (Latvijas Hidroekoloģijas institūta monitoringa dati). Līdzīgas makrozoobentosa struktūras izmaiņas novērotas arī Somu un Gdaņskas līčos netālu no industriālajiem rajoniem, kur konstatēta bīstamo vielu koncentrāciju palielināšanās (Reutgard et al., 2014). Izmantojot Latvijas Hidroekoloģijas monitoringa datus un makrozoobentosa daudzveidības indeksu (BQI), Rīgas līcī pārsvarā (46% gadījumu) tika konstatēta “laba” un 31% “vidēja” sedimentu kvalitāte. “Augstu” sedimentu kvalitāti uzrādīja Rīgas līča austrumpiekrastes 160B stacijā, bet “vāju” (15% gadījumu) līča centrālās daļas stacijās (Strode et al., 2017). Arī Kotta (2013) konstatējis, ka vispārējais Rīgas līča piekrastes stāvoklis pēc zoobentosa daudzveidības un biomasas kopumā ir “labs”, salīdzinot ar citiem Baltijas jūras rajoniem. Un konstatēta dominējošo sugu *M. affinis*, *Marenzelleria spp.*, un *Macoma balthica* biomasas būtiska korelācija ar sedimentu granulometrisko (no dubļiem līdz smiltīm) sastāvu (Gogina et al., 2016). Tai pašā laikā Hänninen and Vuorinen (2001) norāda, ka palielinoties organisko vielu daudzumam, palielinās arī *M. balthica* un *M. affinis* biomasas, un tiek konstatēta bezveģētāciju un mīksto sedimentu teritoriju apdzīvojošo organismu biomasas pieaugums, par ko liecina arī Rīgas līcī dziļūdens (>40 m) zonā konstatētā augstāka sānpeļņu biomasas proporcija salīdzinot ar piekrastes smilšaināku grunts (<40 m) rajonu (Strode et al., 2017).

Sedimentu ekotoksikoloģiskajos pētījumos ar standartsugām (*M. affinis*, *C. volutator*, *H. azteca*) tika konstatēta augstāka sugu izdzīvotība Rīgas līča sedimentos, salīdzinot ar

piekrastes zonā dzīvojošajām rekomendētajām sānpeļžu sugām *B. pilosa* un *P. robustoides* (Strode et al., 2017), kurām tika konstatēta arī augstāka jutība pret smagiem metāliem (Strode and Balode, 2013). Neskatoties uz testorganismu atšķirīgu izdzīvotību sedimentu ekoloģiskā kvalitāte Rīgas līcī pēc biotestēšanas rezultātiem 76% gadījumu vērtējama kā "laba", 16% - kā "vidēja" un tikai 8% gadījumu kā "augsta" (Strode et al., 2017). Savukārt pēc biomarķiera – *M. affinis* embriju attīstības kvalitātes rādītāja, tika konstatēta salīdzinoši augstāka organismu atbildes stresa reakcija uz potenciālo piesārņojumu nekā sānpeļžu izdzīvotība Rīgas līča sedimentu klātbūtnē. Pēc dziļūdens sānpeldes *M. affinis* embriju attīstības kvalitātes pārsvarā (43% gadījumu) tika konstatēta "vidēja" un "vāja" (21%) sedimentu ekoloģiskā kvalitāte, pārējās stacijās konstatējot (36% gadījumu) nepārsniegtu "labas" vides kvalitātes robežu (Strode et al., 2017). Kopumā Rīgas līča sedimenti pēc ekotoksikoloģiskajiem rādītājiem (biotestēšanas un biomarķiera) 64% gadījumu raksturojas ar "labu", 20% gadījumu ar "vidēju" un 12% ar "vāju" sedimentu ekoloģisko kvalitāti, "augstu" kvalitāti uzrādot tikai Rīgas līča austrumpiekrastes stacijā.

Sedimentu kvalitātes kompleksa novērtējumam tika veikta galveno komponentu analīze (PCA), izmantojot 23 mainīgos rādītājus – sedimentu ekotoksicitātes rezultātus, metālu koncentrācijas, zoobentosa sabiedrības struktūras rādītājus un fizikāli mainīgās vērtības. PCA analīze pēc pirmās komponentes uzrādīja 51,21% sakarību, norādot uz individuālo vērtību (visu faktoru) korelāciju starp sānpeļžu (*C. volutator*, *H. azteca* un *P. robustoides*) izdzīvotību, smago metālu koncentrācijām, zoobentosa sabiedrības klātbūtni paraugos un fizikāli mainīgajiem lielumiem - staciju dziļumiem, sāļumu un organisko vielu (LOI%) saturu (4.3. attēls). Pirmā komponente uzrādīja negatīvu korelāciju sedimentu ķīmiskajām analīzēm, staciju dziļumam, sāļumam un LOI (%) saturam ar sānpeļžu *C. volutator*, *H. azteca* un *P. robustoides* izdzīvotību, norādot arī uz metālu augstāku koncentrāciju Rīgas līča centrālās dziļūdens stacijās, kurās tika konstatēta zemāka šo sānpeļžu izdzīvotība. Savukārt otrā komponente izskaidro 15,31% ciešu sakarību starp *M. affinis* embriju deformāciju un piegrunts slāņa temperatūras samazināšanos. Sānpeļžu *B. pilosa* un *M. affinis* izdzīvotībai, mangāna un piegrunts skābekļa koncentrācijai netika konstatēta būtiska korelācija un saistība ar pārējiem noteiktajiem parametriem (4.3. attēls; Strode et al., 2017). PCA analīze kopumā norādīja uz testorganismu *C. volutator*, *H. azteca* un *P. robustoides* augstāku jutību Rīgas līča sedimentu klātbūtnē, norādot uz sānpeldes *M. affinis* embriju attīstības kvalitātes (biomarķieru) augstāku jutību pret ilgstoša piesārņojuma klātbūtnes ietekmi. Sedimentu kvalitātes konstatēšanai nepieciešams izmantot biomarķiera rādītāju kombinācijā ar citām metodēm.



4.3. attēls Galveno komponentu analīze (PCA), balstoties uz Pīrsona korelāciju, Rīgas līča (13 stacijām) sedimentiem, novērtējot metālu koncentrāciju, zoobentosa sabiedrības sastāvu, sedimentu ekotoksicitāti (biotestēšana un biomarkjeri) un fizikāli mainīgās vērtības.

Figure 4.3. Principal component analysis, based on Pearson correlations of the sediment quality assessment (sediment ecotoxicity – bioassay and biomarker, sediment metals, macrozoobenthic and physical variables) of 13 sites in the Gulf of Riga.

Sedimentu kvalitātes komplekss novērtējums pēc TRIAD kombināciju metodes – sniedz galīgos secinājumus par potenciāli piesārņotu sedimentu riska draudiem ekosistēmai (Chapman and Hollert, 2006). Pēc Bay and Weisberg (2012) izstrādātās klasifikācijas, sedimentu izraisīto potenciālo riska efektu iedala sešās kategorijās. Rīgas līča sedimentu potenciālā riska novērtējums pēc kombinētās TRIAD metodes pārsvarā (53% gadījumu) tika noteikts kā “iespējams nav ietekmēts”, 23% gadījumu kā “varbūt ietekmēts” un kā 23% “iespējams ietekmēts”, kopumā liecinot par Rīgas līča “labu”/“vidēju” ekoloģisko kvalitāti (Strode et al., 2017). Atsevišķos ķīmijas, bioloģijas jeb ekotoksikoloģijas novērtējumos vērojama līdzīga tendence - Rīgas līča piekrasti īpaši austrumdaļu iespējams uzskatīt par relatīvi nepiesārņotu (neietekmētu) reģionu, bet centrālās dziļūdens līča stacijas (120, 121 un 119) norāda uz augstāku potenciālā piesārņojuma līmeni ar “vidēju”/“vāju” sedimentu ekoloģisko kvalitāti. Augstāka Rīgas līča sedimentu kvalitāte piekrastes zonās (īpaši līča

austrumdaļā) un zemāka Rīgas līča centrālajā daļā tika konstatēta arī citos biotestēšanas un biomarkieru pētījumos (Barda et al., 2014; Berezina et al., 2013). Līdzīga tendence konstatēta arī Somu līča centrālās daļas dziļūdens stacijās (Berezina et al., 2013).

4.5. Metodoloģiskie pētījumi rekomendāciju izstrādei

Vairāki autori norādījuši, ka ekotoksicitātes eksperimentos būtu jāpievērš lielāka uzmanība testorganismu toksikorezistences ietekmējošo faktoru lomas noskaidrošanai, kā piemēram testa vides apstākļiem vai testorganismu vecumam (Eriksson Wiklund et al., 2008; Pestana et al., 2007). Biotestu laikā toksicitātes rezultātus var ietekmēt dažādi vides faktori, tādēļ testa sugām būtu jānodrošina pēc iespējas nemainīgi testa apstākļi (USEPA, 1991). Šajā darbā iegūtie metodoloģisko pētījumu rezultāti apstiprina izmantoto sugu toleranci pret vides apstākļiem un to atšķirīgo jutību uz potenciālo piesārņojumu. Biotestos izmantojamie testorganismi lielākoties ir toleranti pret vides faktoru izmaiņām (Berezina and Panov, 2003; Fish and Fish, 1996; Ojaveer, 1995; Wang et al., 2004), kas tika apstiprināts arī ar Latvijas teritorijā ievāktajām sānpeldēm *M. affinis*, *C. volutator*, *P. robustoides* un *B. pilosa*, nosakot šo sugu augstu toleranci pie temperatūras, sāļuma un pH vides apstākļu izmaiņām.

Abiotiskie faktori atstāj lielu ietekmi uz organismu eksistenci, to daudzveidību un sastopamību, bet konkrēti sāļuma, pH un temperatūras izmaiņas mijiedarbojas ar sānpelžu vielmaiņas ātrumu (Vernberg and Vernberg, 1983). Testorganismu aklimatizēšanas pētījumos pie dažādiem **vides sāļumiem** kopumā tika konstatēta *M. affinis* un svešzemju sugas *P. robustoides* augstākā izdzīvotība pie 5,5‰, vienlaicīgi novērojot abu sugu salīdzinoši augstu toleranci pret sāļumu 3,1 – 9,5‰ robežās. Abu sugu izdzīvotības samazināšanās konstatēta pie 0,4‰ (80%) un 15‰ (70%). Literatūrā tiek minēts, ka svešzemju suga *P. robustoides* konstatēta saldūdeņu upju baseinos (Konopacka, 2004) un spēj izdzīvot 0,2 – 7‰ sāļuma robežās (Berezina and Panov, 2003). Savukārt *M. affinis* optimālie augšanas apstākļi konstatēti pie 5,5-7‰ sāļuma (Ojaveer, 1995). Šajā pētījumā tika konstatēta abu sugu augsta izdzīvotība pat pie 9,5‰. Tolerantām sugām, samazinoties sāļumam, netiek novērota zemāka organismu izdzīvotība, savukārt palielinoties sāļumam – palielinās organismu mirstība īpaši pie zemāka skābekļa satura (Johansson, 1997). Sugu tolerance pret sāļumu iespējams atkarīga no testa temperatūras, skābekļa satura, testorganismu attīstības stadijas, dzimuma un citiem faktoriem, jo piemēram, svešzemju sugai *G. fasciatus* tēviņiem tika konstatēta augstāka rezistence (0-14‰) palielinoties vides sāļumam, vai arī jaundzimušajiem īpatņiem jau pie 2‰ tika novērota izdzīvotības samazināšanās (Berezina and Panov, 2004).

Barības vielām bagātās jūras ekosistēmās tiek konstatētas augstas **pH vērtības**, novērojot inhibējošu ietekmi uz fitoplanktona metabolismu (Azov, 1982; Chen and Durbin,

1994). Līdzīga ietekme tiek novērota arī sānpeldēm, pH svārstību rezultātā tiek traucēta jonu regulācija, kas var ietekmēt jaundzimušo mazuļu dzimšanu (Hauton et al., 2009). Piemēram, Grapentine and Rosenberg (1992) starptautiski atzītajai standartsugai *H. azteca* konstatēja maksimālu izdzīvotību pie pH 7,4, savukārt šajā pētījumā izmantotajām sugām *M. affinis* un svešzemju *P. robustoides* maksimālo izdzīvotību novēroja pie pH 8,0. Par pārāk lielu izvēlēto testa pH amplitūdu liecina atšķirīgā organismu izdzīvotība pie pH 6 un pH 10, norādot uz *M. affinis* toleranci pret skābāku vidi (pH 6), bet *P. robustoides* – pret sārmaināku (pH 10), kas iespējams saistīta ar abu sugu atšķirīgo dabisko dzīvotni. Piemēram, svešzemju sugas *P. robustoides* sastopamība dabiskajā vidē tika konstatēta pie pH 9,1 Ladogas ezerā (Kurashov and Barbashova, 2008), savukārt Rīgas līcī *M. affinis* tiek konstatēta pie pH 6,5-8,1. Laboratorijas apstākļos abiotisko faktoru tolerances interpretēšanai būtu ieteicami ilgstošāki eksperimenti (ar 28 dienu periodu) un citu faktoru mijiedarbības (testorganisma dzimums) pētījumi.

Pēc literatūras datiem sānpeldes pārsvarā ir ar augstu toleranci pret **temperatūras izmaiņām** (Mills and Fish, 1980; Fish and Fish, 1996). Testorganismu aklimatizēšanas pētījumos kopumā tika konstatēta zemāka sānpelžu izdzīvotība pie augstākas temperatūras (20 °C), savukārt pie zemākas temperatūras (4-16 °C) novērojot augstāku organismu izdzīvotību. Baltijas jūras dominējošai dziļūdens aukstūdens sānpeldei *M. affinis* tika novērota samazināta peldēšanas aktivitāte, paaugstinoties (līdz 18 °C) vides temperatūrai, kā arī sugas izdzīvošanas iespējas dabā samazinās pie augstākām temperatūrām, jo plēsējiem tās paliek par labāku barības bāzi (Lindström and Fortelius, 2001). Jacobson et al. (2008) konstatējis strauju *M. affinis* izdzīvotības samazināšanos pie 10 °C testa temperatūras, bet šajā pētījumā izmaiņas sugas izdzīvotībā vērojamas tikai pie 20 °C, liecinot par Rīgas līcī sastopamās sugas *M. affinis* augstu toleranci pret temperatūras svārstībām. Līdzīgi rezultāti tika konstatēti sānpeldei *C. volutator*, pie augstākas temperatūras novērojot lēnāku organismu attīstību (Meadows and Ruagh, 1981; Mills and Fish, 1980). Savukārt dabiskā vidē, plašu temperatūras diapazonu 0-20 °C (Lahdes et al., 2000) apdzīvojošu litorāles zonu sānpelžu sugām *B. pilosa* un *P. robustoides* tika konstatēta atšķirīga izdzīvotība pie 20 °C, zemāku izdzīvotību konstatējot svešzemju sugai *P. robustoides*, kura spēj dzīvot un vairoties pat pie 27 °C temperatūras (Berezina and Panov, 2003). *B. pilosa* tika konstatēta vienlīdzīgāka izdzīvotība (72-85%) dažādu temperatūru diapazonā 4-20 °C, pārējiem testorganismiem pārsvarā konstatējot augstu sugu izdzīvotību (87-100%) pie 4-16 °C.

Biotestu vides temperatūru izmaiņas ietekmē organismu fizioloģiskos parametrus, piemēram, elpošanas aktivitātes darbību un metabolisma procesu (lipīdu vielmaiņu), kas iespējams ietekmē organismu toksikorezistenci potenciāli piesārņotu sedimentu klātbūtnē

(Hill, 1992; Jacobson et al., 2008). Pie augstākas biotesta temperatūras testorganismiem tiek konstatēta zemāka izdzīvotība (Berezina et al., 2013). Eksperimentālajos pētījumos tika noskaidrota biotestu temperatūras izmaiņas ietekme uz testorganisma *M. affinis* (gan jaundzimušo, gan pieaugušo īpatņu) un *C. volutator* izdzīvotību Rīgas līča sedimentu klātbūtnē. Augstāka jutība palielinoties testa temperatūrai tika konstatēta jaundzimušajiem *M. affinis* īpatņiem. Savukārt, pieaugušajiem *M. affinis* īpatņiem pie 16 °C tika konstatēta augstākā organismu izdzīvotība nekā pie ISO (2005) standartā noteiktās 4 °C testa temperatūras. Pētījuma rezultāti ar *M. affinis* apstiprināja arī Peck et al. (2013) novērojumus, ka pieaugušie īpatņi ir tolerantāki pret temperatūras izmaiņām nekā jaundzimušie. Dabiskā vidē optimālā *M. affinis* augšanas temperatūra ir no 1-11 °C (Ojaveer, 1995), bet palielinoties ūdens temperatūrai vēlā vasaras periodā, tiek novērota augstāka jaundzimušo organismu mirstība (Hill, 1992). Savukārt, ar sāpeldi *C. volutator* netika konstatētas būtiskas organismu izdzīvotības atšķirības pie dažādām testa (6 °C un 16 °C) temperatūrām Rīgas līča sedimentu klātbūtnē, jo suga dabiski migrē dziļākos ūdeņos līdz 5 °C temperatūrai (Berezina et al., 2005).

Testa temperatūras ietekme tika noskaidrota uz *M. affinis* un *C. volutator* toksikorezistenci pret Cd, Cu un Zn, konstatējot sugu toksikorezistences samazināšanos, palielinoties testa temperatūrai. Gossiaux et al. (1992) konstatējis sāpeldi sugai *Pontoporeia spp* (sastopama Rīgas līcī kopā ar *M. affinis*) toksikorezistences samazināšanos pret Cd, palielinoties testa temperatūrai, kā arī augstāka sugas toksikorezistence tiek novērota pie lielāka sāļuma (96hLC₅₀ 6,7 mg/L), salīdzinot ar iesāļūdens vidi (96hLC₅₀ 0,06 mg/L). Savukārt Bat et al. (2000) norādījis, ka Cu un Zn toksicitāte palielinās pieaugot testa temperatūrai, līdzīgu tendenci konstatējot arī šajā pētījumā ar *M. affinis* un *C. volutator*, pie augstākām testa temperatūrām nosakot zemākas LC₅₀ vērtības. Tas iespējams izskaidrojams ar vielmaiņas procesa paātrināšanos pie augstākas temperatūras un smago metālu pastiprinātu uzņemšanu, samazinot organismu izdzīvotību, kā arī sievišķo un vīrišķo īpatņu atšķirīga reakcija uz toksikanta iedarbību (Gossiaux et al., 1992). Iegūtie rezultāti kopumā norāda, ka pie augstākām testa temperatūrām organismu toksikorezistence samazinās, kaut arī Bat et al. (2000) norāda, ka nepieciešams vairāk izvērstu pētījumu, lai izskaidrotu temperatūras atstāto ietekmi uz organisma toksikorezistences izmaiņām metālu klātbūtnē.

Dažādi faktori, piemēram, vielmaiņas ātrums, elpošanas intensitāte, vecās ādas nomaiņa, toksisko vielu neitralizēšanas mehānisms u.c. izskaidro atšķirīgu **toksikorezistenci starp vecuma grupām** (Hoang et al., 2008; Veltman et al., 2008). Organisma jutīgums pret smagajiem metāliem atkarībā no vecuma grupas ir aprakstīts vairākās citās publikācijās (Collyard et al., 1994; Shuhaimi-Othman and Pascoe, 2001; Strode and Balode, 2013),

apliecinot bezmugurkaulnieku attīstības stadijas lomu toksikorezistencei pret smagajiem metāliem (Alonso et al., 2010; Coeurdassier et al., 2004; McCahon and Pascoe, 1988). Arī šajā pētījumā toksikorezistences rezultāti atsevišķām sugām pret smagajiem metāliem uzrādīja testorganisma atšķirīgu jutību atkarībā no tā attīstības stadijas (Strode and Balode, 2013). Peck et al. (2013) novērojis, ka organismi agrākās attīstības stadijās ir mazāk izturīgi pret stresa izraisītāju. Piemēram saldūdens sugu jaundzimušajiem īpatņiem *G. pulex* un *H. azteca* tika konstatēta augstāka jutība pret Cd, Cu un Zn, salīdzinājumā ar pieaugušajiem īpatņiem (Collyard et al., 1994; Shuhaimi-Othman and Pascoe, 2001). Līdzīgu efektu konstatējis arī Eisler (2007), augstāka jutība tiek novērota jaundzimušajiem īpatņiem salīdzinājumā ar pieaugušajiem. Savukārt mūsu pētījumos netika konstatētas būtiskas atšķirības starp *M. affinis* attīstības stadijām, jaundzimušajiem īpatņiem konstatējot pat nedaudz augstāku toksikorezistenci pret Cu un Zn nekā pieaugušajiem īpatņiem. Tai pašā laikā Sundelin (1983) noskaidrojusi, ka *M. affinis* jutības konstatēšanā svarīgi veikt novērojumus ilgtermiņā, jo jaundzimušo īpatņu mirstība un embriju deformācijas tiek konstatētas jau pie zemām Cd (0,006-0,13 mg/l) koncentrācijām. Bat et al., (2000) pētījumos uzsvēris, ka uzsākot biotestēšanu būtu nepieciešams noskaidrot jutīgāko testorganismu attīstības stadiju pret piesārņojumu. Arī šī darba metodoloģiskajos pētījumos, izmantojot Rīgas līča sedimentu paraugus, tika noskaidrota testorganismu *M. affinis* un svešzemju sugas *P. robustoides* izdzīvotība to dažādās attīstības stadijās. Dziļūdens sānpeldes *M. affinis* gadījumā starp vecuma grupām netika konstatētas būtiskas atšķirības, gan pieaugušo, gan jaundzimušo, gan reproduktīvo īpatņu vidējai izdzīvotībai sastādot 93-96%. Hill (1992) noskaidrojis arī savos pētījumos, ka starp jaundzimušajiem un pieaugušajiem *M. affinis* īpatņiem nav būtisku izdzīvotības rādītāju atšķirību, bet jebkuras vecuma grupas mirstība ir augstāka pie lielākas testorganismu biomasas. Savukārt mūsu pētījumos būtiskas atšķirības starp jaundzimušo un pieaugušo īpatņu izdzīvotību Rīgas līča sedimentu klātbūtnē tika konstatētas svešzemju sugai *P. robustoides*. Jaundzimušie indivīdi potenciāli piesārņotu sedimentu klātbūtnē uzrādīja augstāku izdzīvotību salīdzinājumā ar pieaugušajiem īpatņiem. Kaut arī starp vecumu grupām netika konstatētas būtiskas atšķirības toksikorezistencē pret smagajiem metāliem, jaundzimušajiem *P. robustoides* īpatņiem tika noteikta zemāka toksikorezistence pret Zn nekā pieaugušajiem (Strode and Balode, 2013). Svešzemju sānpelžu sugai *P. robustoides* ir plaša biotopa tolerance un jaundzimušie īpatņi labprātāk barojas no makrofitu audzēm (Jermacz et al., 2015), kas būtu viens no izskaidrojumiem jaundzimušo indivīdu augstākai izdzīvotībai Rīgas līča sedimentu klātbūtnē, jo netiek uzņemtas detrītā akumulējušās potenciāli kaitīgās vielas. Kopumā veiktais pētījums starp vecuma grupām norādīja gan *M. affinis*, gan *P.*

robustoides jaundzimušo īpatņu augstāku toksikorezistenci potenciāli piesārņotu sedimentu klātbūtnē.

Starptautisko standartu testa procedūrās noteikts, ka sedimentu biotestēšana jāveic pēc iespējas ātrāk (3-5 dienu laikā) kopš paraugu ievākšanas, kā arī nav minēta vēlamā sedimenta parauga (ASTM, 2003; ISO, 2005; USEPA, 1995, 1991) vai testorganisma **ievākšanas sezona**. Iegūtie rezultāti ar *M. affinis* un *C. volutator* liecina, ka būtiska atšķirība testorganismu izdzīvotībā tiek konstatēta rudens sezonā ievāktajos Rīgas līča sedimentu paraugos. Rīgas līča sedimentu klātbūtnē *M. affinis* neuzrāda būtiskas atšķirības starp ziemas, pavasara un vasaras paraugiem, bet rudens sezonā ievāktajos paraugos pēc daudzfaktoru analīzes tika noteikta būtiska izdzīvotības atšķirība starp pārējām sezonām (Tukey's HSD tests, $p < 0,00$), kas iespējams būtu saistīts ar rudenī Rīgas līcī notiekošo termoklīna kustību, izraisot ūdens masas un sedimentu apmaiņas procesa sajaukšanos visā līcī (Aigars et al., 2008). Rudens/ziemas periodā sānpeldēm dabā tiek novērota augstāka peldēšanas aktivitāte, izmainās enerģijas līdzsvars, tiek novērota pieaugušo īpatņu zemāka izdzīvotība un organismiem lielāks pārtikas deficīts (Aljetlawi and Leonardsson, 2003), kā arī *M. affinis* gatavojas apaugļošanās periodam, kas varētu izskaidrot rudens paraugos konstatēto zemāko testorganisma izdzīvotību (Sundelin and Eriksson Wiklund, 1998). Līdzīgi rezultāti rudenī ievāktiem sedimentu paraugiem tika novēroti arī *C. volutator* gadījumā, daudzfaktoru analīzei uzrādot organismu izdzīvotībā būtiskas atšķirības rudens paraugiem salīdzinājumā starp pārējām sezonām. Abouhend and El-Moselhy (2015) minējis savā pētījumā, ka rudens-ziemas periodā konstatētas augstākas smago metālu koncentrācijas, kas iespējams var arī izraisīt augstāku organisma mirstību. Potenciāli toksisko daļiņu izplatīšanās mehānisms Rīgas līča centrālā daļā darbojas atkarībā no sezonas, novērojumu vietas un staciju dziļuma (Leivuori et al., 2000). Savukārt Poikāne et al. (2005) minējusi, ka rudenī suspendēto daļiņu horizontālā izplatība virsējā ūdens slānī ir samērā vienmērīga, bet zem termoklīna daļiņu izplatīšanās mehānisms ir kompleksā veidā, ietverot ar zemūdens strauēm uzduļķotā materiāla pānesi un fitoplanktona sedimentēšanos, līdz ar to jaunu suspendēto daļiņu rašanos, kas izraisa vides apstākļu pārmaiņas gan sedimentos, gan ūdens kolonnā. Ņemot vērā iegūtos eksperimentālos biotestu rezultātus, sedimentu paraugu ievākšanas sezona atšķirīgi ietekmē testorganismu izdzīvotību, kopumā norādot uz rudens sezonā ievāktu sedimentu paraugu toksiskuma pieaugumu.

Sedimentu toksiskumu ietekmējošais faktors biotestu laikā iespējams atkarīgs ne tikai no paraugu ievākšanas sezonas, bet arī no **paraugu uzglabāšanas metodes**. Literatūrā tiek diskutēts par sedimentu toksiskuma palielināšanos, ja biotestos tiek izmantoti sedimenti pēc sasaldēšanas/atkausēšanas procesa, pēc kura sedimentiem tiek izmainīta fizikālās, ķīmiskās un

bioloģiskās viendabīgās masas struktūra (Beiras et al., 1998; Chapman, 1988; USEPA, 1991). Lapota et al. (2000) uzskata, ka biotestēšanā nepieciešams izvairīties no sedimentu sasaldēšanas, jo sasaldēšana un ilga sedimentu uzglabāšanas maina to īpašības, biotesta laikā ietekmējot testorganismu izdzīvotību. Neskatoties uz to nav īstu pierādījumu, ka sedimentu sasaldēšana izmaina to toksikoloģiskās īpašības. Daži pētnieki uzskata, ja gadījumā paraugus nepieciešams ilgstoši uzglabāt vai transportēt, tos pat ieteicams sasaldēt, jo sasaldēšanas gadījumā izmaiņas sedimentu uzglabāšanas laikā samazinās līdz minimumam (Roddie, 1997), kas netiek izslēgts sedimentus uzglabājot 4 °C temperatūrā (ISO, 2005). Pēc sedimentu atsaldēšanas procesa biotestos organismiem tiek palielināta biopieejamība un tiek konstatēta lielāka varbūtība uz organisko savienojumu augstāku toksiskumu (Schuytema et al., 1989). Geffard et al. (2004) konstatējis, ka sedimentu sasaldēšanas un atkausēšanas process samazina organismu izdzīvotību biotestos. Līdzīgi rezultāti tika iegūti arī mūsu pētījumā, konstatējot būtiskas *B. pilosas* izdzīvotības atšķirības starp saldētiem un nesaldētiem sedimentu paraugiem. Savukārt biotestos ar dziļūdēns sānpeldi *M. affinis* un svešzemju sugu *P. robustoides* netika konstatētas būtiskas atšķirības starp saldētiem un nesaldētiem sedimentu paraugiem, organismu izdzīvotībai atšķiroties tikai par 5-12%. Kopumā eksperimentālajos pētījumos tika konstatēts, ka sedimentu paraugu sasaldēšana un tam sekojošā atsaldēšana veicina sedimentu toksiskuma pieaugumu, kas tika minēts arī citos pētījumos – atkausēti sedimenti tikai minimāli palielina tā toksiskumu (Carr and Chapman, 1995; Norton et al., 1999).

4.6. Rekomendācijas sedimentu biotestu ieviešanai monitoringā

Biotestos ir iespējams konstatēt organismu izdzīvotību traucējošu faktora klātbūtni (komplicēts piesārņojums) to dabiskajā vidē, jo ķīmiskās analīzes nesniedz atbildi par piesārņotāja izraisīto negatīvo ietekmi uz organismu. Baltijas jūras sedimentu kvalitātes novērtējums pēc eko-toksikoloģiskajiem rezultātiem kopumā norāda uz labāku vides ekoloģisko kvalitāti nekā HELCOM (HELCOM, 2010b) apkopojusi informāciju par Baltijas jūras vides stāvokli pēc ķīmiskā piesārņojuma (144 bīstamās vielas) kompleksā novērtējuma.

Izstrādājot standartizētu sedimentu kvalitātes novērtējuma sistēmu, Baltijas jūras sedimentu biotestēšanā nepieciešams izmantot, gan standartos minētos testorganismus, gan attiecīgam reģionam rekomendētus jutīgākus īpatņus. Pēc iegūtajiem rezultātiem Baltijas jūras monitoringa sistēmā kā testorganisms būtu jāturpina izmantot standartos minētā dziļūdēns sānpelde *M. affinis* kā references organisms, neskatoties uz konstatēto augsto sugas sastopamības biežumu, toksikorezistenci pret smagajiem metāliem un pret sedimentu kompleksu piesārņojumu par ko liecina sugas augstā izdzīvotība akūtajos biotestos. Kaut arī

salīdzinoši ar citām sānpeļžu sugām *M. affinis* ir vislabāk fizioloģiski adaptējusies Baltijas jūras sedimentos, tā joprojām tiek uzskatīta par jutīgu organismu, par ko liecina makrozoobentosa (to skaitā *M. affinis*) biomasas samazināšanās Baltijas jūrā (īpaši Somu un Gdaņskas līcī) rūpniecības reģionos, kur konstatēts arī palielināts bīstamo vielu piesārņojums (Reutgard et al., 2014). Paralēli *M. affinis* biotestiem Baltijas jūras sedimentu biotestēšanā nepieciešams izmantot jutīgākus testorganismus, tādēļ kā otrs references testorganisms ar kuru iespējams veikt akūtos un pat hroniskos testus, izslēdzot adaptēšanās faktoru dabiskajā vidē, būtu rekomendējama laboratorijā kultivētā standartsuga *H. azteca*. Pēc iegūtajiem biotestēšanas rezultātiem tika konstatēta savstarpēja korelācija *H. azteca* izdzīvotībā ar standartsugu *C. volutator*, kas ļauj rekomendēt *C. volutator* izmantošanu biotestos, bet sakarā ar sugas augsto toksikorezistenci būtu vēlams izvēlēties tomēr jutīgāku testorganismu. Līdz ar to kā jutīgi testorganismi Rīgas līča sedimentu kvalitātes konstatēšanai tiek rekomendēta svešzemju suga *P. robustoides* un Somu līcim – svešzemju suga *G. fasciatus*, jo abas sugas apdzīvo potenciāli nepiesārņotu litorāles sedimentu zonu, kā arī tām konstatēta augsta sugu jutība pret smagajiem metāliem un kompleksu sedimentu piesārņojumu. Bez tam abas sugas uzrāda pozitīvu būtisku korelāciju ar *M. affinis* izdzīvotību. Attiecībā uz piekrastes sānpeldes sugu *B. pilosa* rekomendāciju biotestēšanai vēl nepieciešams veikt papildus pētījumus, jo tika konstatētas lielākoties būtiskas atšķirības sugas izdzīvotībā gan starp sedimentu paraugiem (stacijām), gan Baltijas jūras reģioniem. Kaut arī zemāka *B. pilosa* izdzīvotība tika konstatēta paraugos, kuros tika noteiktas augstākas TBA koncentrācijas, norādot uz iespējamo augsto sugas jutību pret noturīgo organisko piesārņotāju, kam nākotnes pētījumos būtu jāpievērš uzmanība.

Biotestu standartu metodikā nepieciešams ieviest rekomendācijas rezultātu interpretēšanā un testorganismu izdzīvotību ietekmējošo faktoru samazināšanā. Atšķirīgā biotesta temperatūra (atbilstoši testā izmantotajai sugai) iespējams ietekmē organismu toksikorezistenci potenciāli piesārņotu sedimentu klātbūtnē, jo pie augstākām temperatūrām organisma metabolisma process (lipīdu vielmaiņa) norit ātrāk nekā zemākos grādos (Berezina et al., 2013; Jacobson et al., 2008). Līdz ar to rezultātu interpretēšanā un testorganismu izdzīvotību ietekmējošu faktoru izslēgšanā biotestu standartu metodikā būtu nepieciešams ieviest papildinājumus kā sezonalitātes un testa temperatūras faktoram. Piemēram sakarā ar jūras ekosistēmā notiekošajiem dabiskajiem procesiem rudenī, akūtos ekotoksicitātes testos rekomendētu izvairīties no testējamā materiāla ievākšanas rudens sezonā un rekomendējot veikt biotestus attiecīgajā sezonā, kurā tiek konstatētas mazākas atšķirības testorganismu izdzīvotībā (mūsu pētījumā ziemas/pavasara sezonā). Kā arī sakarā ar biotestu temperatūras ietekmi uz testorganismu izdzīvotību, biotestos būtu nepieciešams rekomendēt izmantot

testorganismus ar līdzīgākām testa temperatūrām. Iegūtie eksperimentālie rezultāti arī uzrādīja svešzemju sānpeļžu sugas *P. robustoides* indivīdu attīstības stadijas jutīgumu potenciālā piesārņojuma klātbūtnē, norādot uz pieaugušo īpatņu augstāku jutību salīdzinājumā ar jaundzimušajiem. Sānpeldēm precīzu organismu vecumu iespējams konstatēt tikai laboratorijā kultivētiem organismiem, jo biotestos vecuma grupa tiek noteikta pēc organismus izmēra. *M. affinis* pārsvarā atbilst pieaugušo īpatņu stadijai sasniedzot 10 mm garumu (ISO, 2005), kuri tiek atlasīti biotestam caur atbilstoša izmēra sietu. Savukārt mizīdu testu iespējams veikt gan ar jaundzimušajiem (<24 stundu veciem), gan ar pieaugušiem (5 līdz 6 dienu veciem) īpatņiem, biotestiem izmantojot jutīgāko attīstības stadiju (USEPA, 1995). Līdz ar to biotestēšanā būtu rekomendējams noskaidrot testorganisma jutīgāko attīstības stadiju pirms biotestu uzsākšanas. Sedimentu toksiskumu ietekmējošais faktors biotestu laikā iespējams atkarīgs arī no sedimentu uzglabāšanas metodikas – nesaldēts un sasaldēts paraugs, kaut arī netika konstatētas būtiskas atšķirības *M. affinis* un *P. robustoides* izdzīvotībā, būtu rekomendējams izvairīties no sedimentu paraugus izmantošanas pēc sasaldēšanas /atkausēšanas procesa, jo atsaldētajiem paraugiem tomēr tika konstatēta neliela toksicitātes palielināšanās (visbūtiskāk *B. pilosa*). Bez tam dabiskajā vidē nenotiek sedimentu sasaldēšana zem ūdens, līdz ar to netiek nodrošināta standartu prasība, lai biotesta apstākļi būtu pēc iespējas tuvāki dabiskajam stāvoklim.

Iegūtie rezultāti Rīgas līča sedimentu novērtējumā pēc TRIAD metodes, ļauj rekomendēt Baltijas jūras monitoringa programmā ieviest kompleksa novērtējuma sistēmu potenciālās ietekmes riska izvērtējumam – nosakot vides kvalitāti gan pēc ķīmiskā piesārņojuma, organismu atbildes reakcijas (biotestēšanas, biomarkieri) un dabiskās vides ekoloģijas stāvokļa (zoobentosa strukturālās analīzes). Potenciālās ietekmes riska izvērtējums (pēc TRIAD metodes) palīdzētu sasniegt vienu no galvenajiem Jūras Stratēģiskās pamatdirektīvas 2008/56/EK (MSFD) mērķiem – efektīvāk aizsargāt jūras ekosistēmu un konstatēt ar bīstamo vielu piesārņojumu neietekmētu Baltijas jūras faunu un floru. Savukārt kompleksai novērtēšanas sistēmai nepieciešams individuāli izstrādāt piemērotus vērtēšanas kritērijus katram Baltijas jūras reģionam gan ķīmiskajam novērtējumam, gan zoobentosa strukturālai analīzei, gan ekotoksikoloģiskajiem pētījumiem, jo pēc TRIAD metodes iespējams novērtēt sedimentu kvalitāti gan individuāli pēc katra no minētajiem rādītājiem, kā arī novērtēt kopējo potenciālo ietekmes risku uz ekosistēmu. Baltijas jūrā dabiskās vides kvalitātes noteikšanai tiek izmantots BQI indeksa rādītājs, kuram ņemot vērā sugu tolerances/jutīguma līmeni un individuālās datu kopas reģionā (atšķirīgo dabisko sugas populāciju daudzveidību) būtu nepieciešams noteikt reģionālās vides kvalitātes novērtēšanas robežas sedimentu statusa novērtējumā (BQI indekss) atdalot dziļūdens un piekrastes zonu.

Līdzīgas novērtējuma sistēmas būtu nepieciešamas izstrādāt arī ķīmiskajā un ekotoksikoloģiskajā novērtējumā, ņemot vērā potenciālā piesārņojuma līmeni reģionos un attiecīgās dziļuma zonās. Sedimentu ekoloģiskās kvalitātes novērtējums individuāli (ķīmijas, bioloģijas jeb ekotoksikoloģijas) rādījumos norādīja uz līdzīgu tendenci - augstāku potenciālā piesārņojuma līmeni konstatējot Rīgas līča dziļūdens zonās, bet piekrastes stacijas raksturojoties ar relatīvi nepiesārņotu (neietekmētu) reģionu, kas apliecina nepieciešamību pēc ekoloģiskās kvalitātes vērtējuma robežu izstrādes, ņemot vērā dabiskās vides ekosistēmas raksturojumu.

Sedimentu biotestēšanu būtu nepieciešams iekļaut Baltijas jūras monitoringa programmā, kā ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanas metodi, un reģionos, kuros tiek pārsniegta labas vides kvalitātes robeža, rekomendēt papildus veikt biomarķieru analīzes – *M. affinis* embrioloģiskos izmeklējumus vai enzimatiskos biomarķierus (gliemežos, gliemenēs, zivīs, sānpeldēs). Piemēram *M. affinis* embriju kvalitātes konstatēšana kā bioindikators jau vairāk nekā 30 gadus tiek izmantots Zviedrijas nacionālajā monitoringa programmā (Eriksson Wiklund et al., 2005; Reutgard et al., 2014), bet citu sānpelžu embrioloģiskie pētījumi pagaidām ir limitēti (Berezina et al., 2016). Arī Helsinku Komisija (HELCOM, 2014, 2010b) iesaka izmantot sānpelžu embrioloģiskos pētījumus Baltijas jūras vispārējā stāvokļa novērtēšanā un potenciālā piesārņojuma ietekmes identificēšanā, bet metodes ieviešanai nepieciešama personāla apmācība un standartmetožu interkalibrācija. Iegūtie embrioloģiskie izmeklējumi Rīgas līča piekrastes sedimentos ievāktajās sānpeldēs liecina par fona līmeni un pārsvarā nepārsniegtu labas vides kvalitātes robežu (GES), savukārt līča dziļūdens sedimentos (piesārņojuma akumulācijas un kuģu ceļu/ostu rajonā) konstatēts pārsniegts fona līmenis un “vidēja” vai pat “vāja” vides kvalitāte. Baltijas jūras sedimentu ekoloģiskās kvalitātes noteikšanā papildus biotestēšanai būtisku nepieciešams veikt embriju attīstības kvalitātes izmeklējumus - biomarķēšanu, iegūstot rezultātus par vides un organismu reprodukciju kvalitāti ekosistēmā. Biomarķieru pielietošana Baltijas jūrā spētu sniegt atbildi uz antropogēnā un vēsturiski uzkrājušā piesārņojuma riska draudiem uz sedimentu dzīvotnes stāvokli un attīstību. *M. affinis* kā testorganisms ir piemērots gan biotestēšanai, gan biomarķēšanai, jo par embrioloģiskās attīstības kvalitāti Botnijas jūrā ir uzkrāti ilgstoši fona līmeņa dati, un HELCOM (2016) darba grupa strādā pie datu interpretācijas un metodes ieviešanas Baltijas jūras monitoringā. Rīgas līča sedimentu kvalitātes pētījums arī norādīja uz sānpeldes *M. affinis* embriju attīstības kvalitātes vispārīgā stresa biomarķiera augstu jutību potenciāli piesārņotu sedimentu klātbūtnē, apliecinot organismu attīstību traucējošu faktoru klātbūtni to dabiskajā vidē, jo ķīmisko analīžu rezultāti nesniedz atbildi par bīstamo vielu

negatīvo ietekmi uz organismu. Līdz ar to biomarkķieris – embriju attīstības kvalitāte, būtu rekomendējams rādītājs vides kvalitātes noteikšanai kombinācijā ar citiem testiem.

Kopumā sedimentu ekoloģiskās kvalitātes konstatēšanai, izmantojot abas šīs vides kvalitātes noteikšanas metodes – gan biotestēšanu, gan biomarkķēšanu (embriju attīstības kvalitāte) literatūrā tiek uzskaitītas daudz priekšrocības, bet praksē konstatēti arī negatīvi aspekti un neatrisināti jautājumi, kuriem nākotnē būtu jāpievērš uzmanība:

Biotestēšanā – sānpeļžu izdzīvotības konstatēšanā nepieciešams ņemt vērā, ka:

- (1) biotestu rezultāti atkarīgi no izvēlētajā testorganisma jutības pakāpes;
- (2) biotestos netiek izslēgti dažādi testa rezultātu ietekmējoši faktori, kā testorganismu dzimuma vai attīstības stadijas atšķirīgā jutība, testa temperatūras atšķirība atkarībā no izmantotā testorganisma, testa paraugu ievākšanas sezona, testorganismu adaptācija dabiskajā vidē u.c., kas apgrūtina datu interpretāciju;
- (3) ja netiek izmantoti laboratorijā kultivēti testorganismi, tie jāievāc laicīgi pirms paraugu ievākšanas, jo organismiem nepieciešams aklimatizēšanās periods laboratorijā un sedimentu paraugus nevar uzglabāt ilgāk par 3-5 dienām.

Biomarkķēšanā – sānpeļžu embriju attīstības kvalitātes konstatēšanā nepieciešams ņemt vērā virkni faktoru:

- (1) *M. affinis* embriju attīstības kvalitātes konstatēšanu iespējams veikt tikai ziemas periodā (sugas reprodukcija), kad iespējama jūras aizsalšana un apgrūtināta paraugu ievākšana;
- (2) embriju attīstības kvalitātes konstatēšana atkarīga no personāla apmācības kvalitātes;
- (3) paraugu ievākšanai būtu optimāli jānotiek vienlaicīgi dažādos reģionos, jo embriju attīstības kvalitātes konstatēšanā liela loma ir embriju attīstības stadijai, sakarā ar to, ka pie vēlākas embriju attīstības stadijas vizuāli izteiktāk novērtējama to deformācija;
- (4) datu interpretēšanai nepieciešams apstrādāt lielu paraugu skaitu (50 indivīdu stacijā).

SECINĀJUMI

- Ekotoksikoloģiskie testi pārsvarā norāda uz Baltijas jūras sedimentu “labu”/“vidēju” ekoloģisko stāvokli, Botnijas jūrai un Rīgas līcim uzrādot salīdzinoši labāku-, bet Somu līcim, Gdaņskas līcim un Belta jūrai salīdzinoši sliktāku vides kvalitāti.
- Testos izmantotajām sānpelžu sugām novērota atšķirīga toksikorezistence potenciāli piesārņotu Baltijas jūras sedimentu klātbūtnē, rekomendētajām sānpelžu sugām (*P. robustoides* > *B. pilosa* > *G. fasciatus*) uzrādot būtiski augstāku jutību un pārsniegtu 63% gadījumu labas vides kvalitātes (>GES) robežu, salīdzinājumā ar starptautiski atzītajām standartsugām (*M. affinis* > *C. volutator* > *H. azteca*) 8% gadījumu >GES.
- Testos izmantotajām sānpelžu sugām novērota arī atšķirīga toksikorezistence smago metālu klātbūtnē, uzrādot zemāku toksikorezistenci rekomendētajām sugām salīdzinājumā ar standartsugām, attiecīgi *M. affinis* > *C. volutator* > *B. pilosa* > *G. fasciatus* > *P. robustoides* > *H. azteca*.
- Baltijas jūras sedimentu biotestēšanā, paralēli starptautiski atzītajām standartsugām, nepieciešams izmantot reģiona jutīgākās sānpelžu populācijas, kā piemēram *G. fasciatus* un *P. robustoides*.
- Sānpeldes *M. affinis* embriju attīstības kvalitāte norāda uz vispārīgā stresa biomarkiera augstu jutību potenciāli piesārņotu sedimentu klātbūtnē.
- Sedimentu kvalitātes novērtējums ar kombinēto TRIAD metodi, vienlaicīgi izmantojot sedimentu ekotoksicitātes testus, ķīmiskās analīzes un bentiskās populācijas stāvokli, sniedz objektīvu piesārņotu sedimentu potenciālā riska statusa izvērtējumu.
- Metodoloģisko pētījumu rezultāti norāda uz vides apstākļu (temperatūras, sāļuma, pH) -, testorganisma attīstības stadijas-, sezonālātes- un paraugu uzglabāšanas lomu sedimentu ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā.

LITERATŪRA

- Abouhend, A.S., El-Moselhy, K.M., 2015. Spatial and Seasonal Variations of Heavy Metals in Water and Sediments at the Northern Red Sea Coast. *Am. J. Water Resour. Am. J. Water Resour.* 3, 73–85.
- Aigars, J., Müller-Karulis, B., Martin, G., Jermakovs, V., 2008. Ecological quality boundary-setting procedures: the Gulf of Riga case study. *Environ. Monit. Assess.* 138, 313–326.
- Aljetlawi, A.A., Leonardsson, K., 2003. Survival during Adverse Seasons Reveals Size-Dependent Competitive Ability in a Deposit-Feeding Amphipod, *Monoporeia affinis*. *Oikos* 101, 164–170.
- Alonso, A., De Lange, H.J., Peeters, E.T.H.M., 2010. Contrasting sensitivities to toxicants of the freshwater amphipods *Gammarus pulex* and *G. fossarum*. *Ecotoxicol. Lond. Engl.* 19, 133–140.
- Arbačiauskas, K., Lesutienė, J., Gasiūnaitė, Z.R., 2013. Feeding strategies and elemental composition in Ponto-Caspian peracaridans from contrasting environments: can stoichiometric plasticity promote invasion success?: Feeding strategy and body stoichiometry in peracaridans. *Freshw. Biol.* 58, 1052–1068.
- ASTM, 2003. American Society for Testing and Materials. Standard test method for measuring the toxicity of sediment-associated contaminants with estuarine and marine amphipods.
- Azov, Y., 1982. Effect of pH on Inorganic Carbon Uptake in Algal Cultures. *Appl. Environ. Microbiol.* 43, 1300–1306.
- Bacela, K., Konopacka, A., 2005. The Life History of *Pontogammarus robustoides*, an Alien Amphipod Species in Polish Waters. *J. Crustac. Biol.* 25, 190–195.
- Bakke, T., Källqvist, T., Ruus, A., Breedveld, G.D., Hylland, K., 2010. Development of sediment quality criteria in Norway. *J. Soils Sediments* 10, 172–178.
- Barda, I., Purina, I., Rimsa, E., Balode, M., 2014. Seasonal dynamics of biomarkers in infaunal clam *Macoma balthica* from the Gulf of Riga (Baltic Sea). *J. Mar. Syst.* 129, 150–156.
- Barkov, D.V., Kurashov, E.A., 2011a. Feeding selectivity, food assimilability and demand of the Baikal invader *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) in Lake Ladoga. *Inland Water Biol.* 4, 455–460.
- Barkov, D.V., Kurashov, E.A., 2011b. Population characteristics and life cycle of the Lake Baikal invader *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) (Crustacea: Amphipoda in Lake Ladoga. *Inland Water Biol.* 4, 192–202.

- Bat, L., 2005. A review of sediment toxicity bioassays using the amphipods and polychaetes. *Turk. J. Fish. Aquat. Sci.* 5, 119–139.
- Bat, L., Akbulut, M., 2001. Studies on Sediment Toxicity Bioassays Using *Chironomus thummi* K., 1911 Larvae. *Turk. J. Zool.* 25, 87–93.
- Bat, L., Akbulut, M., Culha, M., Gundogdu, A., Satilmis, H., 2000. Effect of temperature on the toxicity of zinc, copper and lead to the freshwater amphipod *Gammarus pulex pulex* (L., 1758). *Turk J Zool* 24, 409–415.
- Bat, L., Raffaelli, D., 1996. The *Corophium volutator* (Pallas) sediment toxicity test: An inter-laboratory comparison. *EÜ Su Ürün. Derg.* 13, 433–440.
- Bat, L., Raffaelli, D., Marr, I., 1998. The accumulation of copper, zinc and cadmium by the amphipod *Corophium volutator* (Pallas). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 223, 167–184.
- Bay, S.M., Weisberg, S.B., 2012. Framework for interpreting sediment quality triad data. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 8, 589–596.
- Beiras, R., His, E., Seaman, M.N.L., 1998. Effects of storage temperature and duration on toxicity of sediments assessed by *Crassostrea gigas* oyster embryo bioassay. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 2100–2105.
- Berezina, N., Golubkov, S., Gubelit, J., 2005. Grazing effects of alien amphipods on macroalgae in the littoral zone of the Neva Estuary (eastern Gulf of Finland, Baltic Sea). *Oceanol. Hydrobiol. Stud.* 34, 63–82.
- Berezina, N., Panov, V., 2003. Establishment of new gammarid species in the eastern Gulf of Finland (Baltic Sea) and their effects on littoral communities. *Proc Est. Acad Sci Biol Ecol* 52, 284–304.
- Berezina, N.A., 2007. Invasions of alien amphipods (Amphipoda: Gammaridea) in aquatic ecosystems of North-Western Russia: pathways and consequences. *Hydrobiologia* 590, 15–29.
- Berezina, N.A., Gubelit, Y.I., Polyak, Y.M., Sharov, A.N., Kudryavtseva, V.A., Lubimtsev, V.A., Petukhov, V.A., Shigaeva, T.D., 2016. An integrated approach to the assessment of the eastern Gulf of Finland health: A case study of coastal habitats. *J. Mar. Syst.* doi:10.1016/j.jmarsys.2016.08.013
- Berezina, N.A., Panov, V.E., 2004. Distribution, population structure and salinity tolerance of the invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) in the Neva Estuary (Gulf of Finland, Baltic Sea). *Hydrobiologia* 514, 199–206.
- Berezina, N.A., Strode, E., Lehtonen, K.K., Balode, M., Golubkov, S.M., 2013. Sediment quality assessment using *Gmelinoides fasciatus* and *Monoporeia affinis* (Amphipoda, Gammaridea) in the northeastern Baltic Sea. *Crustaceana* 86, 780–801.

- Bettinetti, R., Galassi, S., Falandysz, J., Camusso, M., Vignati, D.A.L., 2009. Sediment Quality Assessment in the Gulf of Gdańsk (Baltic Sea) Using Complementary Lines of Evidence. *Environ. Manage.* 43, 1313–1320.
- Blaise, C., Férard, J.-F., 2005. Small-scale Freshwater Toxicity Investigations: Volume 1 - Toxicity Test Methods. Springer Science & Business Media. pp. 551
- Bonsdorff, E., Rönnerberg, C., Aarnio, K., 2002. Some ecological properties in relation to eutrophication in the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 475–476, 371–377.
- Borg, H., Jonsson, P., 1996. Large-scale metal distribution in Baltic Sea sediments. *Mar Pollut Bull* 32, 8–31.
- Brown, R.J., Conradi, M., Depledge, M.H., 1999. Long-term exposure to 4-nonylphenol affects sexual differentiation and growth of the amphipod *Corophium volutator* (Pallas, 1766). *Sci. Total Environ.* 233, 77–88.
- Buikema, A.L., Cairns, J., 1980. Aquatic Invertebrate Bioassays: A Symposium. ASTM International. pp. 218.
- Burton, G., Landrum, P., 2003. Toxicity of sediments. In G.V. Middleton, M.J. Church, M. Corigilo, L.A. Hardie, and F.J. Longstaffe (eds.). *Encyclopedia of Sediments and Sedimentary Rocks*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 748-751.
- Carr, R.S., Chapman, D.C., 1995. Comparison of methods for conducting marine and estuarine sediment porewater toxicity tests—extraction, storage, and handling techniques. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28, 6977.
- Castro, H., Ramalheira, F., Quintino, V., Rodrigues, A.M., 2006. Amphipod acute and chronic sediment toxicity assessment in estuarine environmental monitoring: An example from Ria de Aveiro, NW Portugal. *Mar. Pollut. Bull.* 53, 91–99.
- Cederwall, H., Jermakovs, V., Lagzdins, G., 1999. Long-term changes in the soft-bottom macrofauna of the Gulf of Riga. *ICES J. Mar. Sci.* 56, 41–48.
- Chapman, P., Swartz, R., Roddie, B., Phelps, H., van den Hurk, P., Butler, R., 1992. An international comparison of sediment toxicity tests in the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 91, 253–264.
- Chapman, P.M., 1988. Marine Sediment Toxicity Tests. In J.J. Lichtenberg, F.A. Wilnter, C.I. Weber, L. Fradkin (eds.). *Chemical and biological characterization of sludges, sediments, dredge spoils, and drilling muds*. ASTM STP 976. American Society for Testing and Materials. Philadelphia, pp. 391-402.
- Chapman, P.M., Hollert, H., 2006. Should the Sediment Quality Triad Become a Tetrad, a Pentad, or Possibly even a Hexad? *J. Soils Sediments* 6, 4–8.

- Chapman, P.M., McDonald, B.G., 2005. Using the Sediment Quality Triad (Sqt) in ecological risk assessment 305–329.
- Chen, C., Durbin, E., 1994. Effects of pH on the growth and carbon uptake of marine phytoplankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 109, 83–94.
- Coeurdassier, M., de Vaufleury, A., Scheifler, R., Morhain, E., Badot, P.M., 2004. Effects of cadmium on the survival of three life-stages of the freshwater pulmonate *Lymnaea stagnalis* (Mollusca: Gastropoda). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 72, 1083–1090.
- Collyard, S.A., Ankley, G.T., Hoke, R.A., Goldenstein, T., 1994. Influence of age on the relative sensitivity of *Hyalella azteca* to diazinon, alkylphenol ethoxylates, copper, cadmium, and zinc. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 26, 110–113.
- Costa, F., Correia, A., Costa, M., 1996. Sensitivity of a marine amphipod to non contaminant variables and to copper in the sediment. *Ecologie* 24, 249–276.
- Dabrowska, H., Kopko, O., Lehtonen, K.K., Lang, T., Waszak, I., Balode, M., Strode, E., 2017. An integrated assessment of pollution and biological effects in flounder, mussels and sediment in the southern Baltic Sea coastal area. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 3626–3639.
- Dabrowska, H., Kopko, O., Turja, R., Lehtonen, K.K., Góra, A., Polak-Juszczak, L., Warzocha, J., Kholodkevich, S., 2013. Sediment contaminants and contaminant levels and biomarkers in caged mussels (*Mytilus trossulus*) in the southern Baltic Sea. *Mar. Environ. Res.* 84, 1–9.
- Davies, I., Vethaak, D., 2012. Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Report No. 315. pp. 277.
- Deckere, E. de, Koppel, J., Heip, C.H., 2000. The influence of *Corophium volutator* abundance on resuspension. *Hydrobiologia* 37–42.
- Depledge, M.H., Aagaard, A., Györkös, P., 1995. Assessment of trace metal toxicity using molecular, physiological and behavioural biomarkers. *Mar. Pollut. Bull.* 31, 19–27.
- Dobrzycka, A., Szaniawska, A., 1995. The effect of salinity on osmoregulation in *Corophium volutator* (Pallas) and *Saduria entomon* (Linnaeus) from the Gulf of Gdansk. *Oceanologia*. No. 37 (1): 111–122.
- Ducrottoy, J.-P., Elliott, M., 2008. The science and management of the North Sea and the Baltic Sea: Natural history, present threats and future challenges. *Mar. Pollut. Bull.* 57, 8–21.
- Dytham, C., 2011. *Choosing and Using Statistics: A Biologist's Guide: Third Edition.* Publisher: Wiley-Blackwell. pp. 316.

- Eisler, R., 2007. Eisler's encyclopedia of environmentally hazardous priority chemicals, 1st ed. Elsevier, Amsterdam; Oxford. pp. 950.
- Engemann, J.G., Hegner, R.W., 1981. Invertebrate zoology, 3d ed. Macmillan; Collier Macmillan Publishers, New York : London. New York, 746 pp.
- Eriksson Wiklund, A.-K., Broman, D., Sundelin, B., 2005. Toxicity evaluation by using intact sediments and sediment extracts. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 660–667.
- Eriksson Wiklund, A.K., Sundelin, B., 2004. Biomarker sensitivity to temperature and hypoxia a seven year field study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 274, 209–214.
- Eriksson Wiklund, A.K., Sundelin, B., 2001. Impaired reproduction in the amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia femorata* as a result of moderate hypoxia and increased temperature. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 222, 131–141.
- Eriksson Wiklund, A.-K., Sundelin, B., Rosa, R., 2008. Population decline of amphipod *Monoporeia affinis* in Northern Europe: consequence of food shortage and competition? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 367, 81–90.
- Fahmy, T., 2002. XLSTAT-Pro 4.6 (XLSTAT), Paris, France, Addinsoft.
- Feiler, U., Höss, S., Ahlf, W., Gilberg, D., Hammers-Wirtz, M., Hollert, H., Meller, M., Neumann-Hensel, H., Ottermanns, R., Seiler, T.-B., Spira, D., Heininger, P., 2013. Sediment contact tests as a tool for the assessment of sediment quality in German waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 32, 144–155.
- Ferreira, M., Moradas-Ferreira, P., Reis-Henriques, M.A., 2005. Oxidative stress biomarkers in two resident species, mullet (*Mugil cephalus*) and flounder (*Platichthys flesus*), from a polluted site in River Douro Estuary, Portugal. *Aquat. Toxicol. Amst. Neth.* 71, 39–48.
- Fish, D., Fish, S., 1996. A student's guide to the seashore. Second Edition. Cambridge University. pp. 564.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C.S., 2004. Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 557–581.
- Fuchsman, P.C., Barber, T.R., Sheehan, P.J., 1998. Sediment Toxicity Evaluation for Hexachlorobenzene: Spiked Sediment Tests with *Leptocheirus plumulosus*, *Hyalella azteca*, and *Chironomus tentans*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35,
- Galloway, J.N., Cowling, E.B., Seitzinger, S.P., Socolow, R.H., 2002. Reactive Nitrogen: Too Much of a Good Thing? *AMBIO J. Hum. Environ.* 31, 60–63.
- Gasiunas, I., 1972. Enrichment of fodder basis of water bodies of Lithuania by acclimatized crustaceans- like organisms from the Caspian Sea complex. In: J. Maniukas and J.

- Virbickas (eds). On the breeding of fish and crustacean-like organisms in the water bodies of Lithuania, Vilnius, 57-68.
- Gaston, K.J., Spicer, J.I., 2001. The relationship between range size and niche breadth: a test using five species of *Gammarus* (Amphipoda). *Glob. Ecol. Biogeogr.* 10, 179–188.
- Geffard, O., His, E., Budzinski, H., Chiffolleau, J.F., Coynel, A., Etcheber, H., 2004. Effects of storage method and duration on the toxicity of marine sediments to embryos of *Crassostrea gigas* oysters. *Environ. Pollut. Barking Essex 1987* 129, 457–465.
- Gerdol, V., Hughes, R., 1994. Feeding behaviour and diet of *Corophium volutator* in an estuary in southeastern England. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 114, 103–108.
- Gogina, M., Nygård, H., Blomqvist, M., Daunys, D., Josefson, A.B., Kotta, J., Maximov, A., Warzocha, J., Yermakov, V., Gräwe, U., Zettler, M.L., 2016. The Baltic Sea scale inventory of benthic faunal communities. *ICES J. Mar. Sci. J. Cons.* 73, 1196–1213.
- Gorokhova, E., Löf, M., Reutgard, M., Lindström, M., Sundelin, B., 2013. Exposure to contaminants exacerbates oxidative stress in amphipod *Monoporeia affinis* subjected to fluctuating hypoxia. *Aquat. Toxicol.* 127, 46–53.
- Gossiaux, D.C., Landrum, P.F., Tsymbal, V.N., 1992. Response of the Amphipod *Diporeia* spp. to Various Stressors: Cadmium, Salinity, and Temperature. *J. Gt. Lakes Res.* 18, 364–371.
- Graham, L., Wilcox, L., 2000. *Algae*. Prentice Hall, Inc. Upper Saddle River. pp. 639.
- Grapentine, L.C., Rosenberg, D.M., 1992. Responses of the Freshwater Amphipod *Hyaella azteca* to Environmental Acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 52–64.
- Grudule, N., Parele, E., Arbačiauskas, K., 2007. Distribution of ponto-caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* in Latvian waters. *Acta Zool. Litu.* 17, 28–32.
- Gustafsson, B.G., Schenk, F., Blenckner, T., Eilola, K., Meier, H.E.M., Müller-Karulis, B., Neumann, T., Ruoho-Airola, T., Savchuk, O.P., Zorita, E., 2012. Reconstructing the Development of Baltic Sea Eutrophication 1850–2006. *AMBIO* 41, 534–548.
- Güven, K., Özbay, C., Ünlü, E., Satar, A., 1999. Acute Lethal Toxicity and Accumulation of Copper in *Gammarus pulex* (L.) (Amphipoda). *Turk. J. Biol.* 23, 513–522.
- Hänninen, J., Vuorinen, I., 2001. Macrozoobenthos structure in relation to environmental changes in the Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Boreal Environ. Res.* 6, 93–105.
- Hauton, C., Tyrrell, T., Williams, J., 2009. The subtle effects of sea water acidification on the amphipod *Gammarus locusta*. *Biogeosciences* 6, 1479–1489.
- HELCOM, 2016. Reproduction disorders - malformed embryos of amphipods and eelpout. HELCOM pre-core indicator report made available as reference material for HELCOM

- State and Conservation 5-2016. Online. 07/11/2016. Reproduction disorders-HELCOM pre-core indicator report.pdf.
- HELCOM, 2014. BASE project 2012-2014: Preparation of biodiversity and hazardous substances indicators with targets that reflect good environmental status for HELCOM (including the HELCOM CORESET project) and improvement of Russian capacity to participate in operationalization of those indicators. *Balt. Sea Environ. Proc.* pp. 266.
- HELCOM, 2010a. Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003–2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 122.* pp. 68.
- HELCOM, 2010b. Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B.* pp. 116.
- HELCOM, 2009a. Eutrophication in the Baltic Sea — An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. *Balt Sea Environ Proc No 115B.* Helsinki: HELCOM, pp. 148.
- HELCOM, 2009b. Biodiversity in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment on biodiversity and nature conservation in the Baltic Sea. *Baltic Sea Environmental Proceedings No. 116B.* pp. 192.
- HELCOM, 2007. HELCOM Baltic Sea Action Plan, Helsinki, Finland, pp. 103. www.helcom.fi/Documents/Baltic%20sea%20action%20plan/BSAP_Final.pdf
- HELCOM, 2003. The 2002 oxygen depletion event in the Kattegat, Belt Sea and Western Baltic. *Baltic Sea. Environ. Proc.* 90. pp. 64.
- HELCOM, 1993. The Baltic Sea Joint Comprehensive Environmental Action Programme. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 48.* pp. 111
- Herkül, K., Kotta, J., 2007. New records of the amphipods *Chelicorophium curvispinum*, *Gammarus tigrinus*, *G. duebeni*, and *G. lacustris* in the Estonian coastal sea; *Est. J. Ecol.* 56, 290–296.
- Hill, C., 1992. Interactions between year classes in the benthic amphipod *Monoporeia affinis*: effects on juvenile survival and growth. *Oecologia* 91, 157–162.
- Hoang, T.C., Rogevich, E.C., Rand, G.M., Frakes, R.A., 2008. Copper uptake and depuration by juvenile and adult Florida apple snails (*Pomacea paludosa*). *Ecotoxicology* 17, 605–615.
- Hoffman, D., Rattner, B., Burton, G., Cairns, J.J., 2003. Handbook of ecotoxicology 2nd ed. Lewis Publishers, Boca Raton. CRC Press. pp. 1312.
- Höss, S., Ahlf, W., Fahnenstich, C., Gilberg, D., Hollert, H., Melbye, K., Meller, M., Hammers-Wirtz, M., Heininger, P., Neumann-Hensel, H., Ottermanns, R., Ratte, H.-T.,

- Seiler, T.-B., Spira, D., Weber, J., Feiler, U., 2010. Variability of sediment-contact tests in freshwater sediments with low-level anthropogenic contamination – Determination of toxicity thresholds. *Environ. Pollut.* 158, 2999–3010.
- ISO, 2005. ISO 16712:2005 - International Standards Organization Water quality – Determination of Acute toxicity of marine and estuarine sediments to amphipods. ISO/CD 16712:2005(E). First Edition. TC 147/SC5/WG2, pp. 16.
- Jack, R., 2003. Sediment Toxicity Near Gas Works Park, Lake Union, Seattle. Environmental Assessment Program Olympia. Washington 98504-7710. pp. 37.
- Jacobson, T., Prevodnik, A., Sundelin, B., 2008. Combined effects of temperature and a pesticide on the Baltic amphipod *Monoporeia affinis*. *Aquat. Biol.* 1, 269–276.
- Jermacz, Ł., Dzierżyńska, A., Poznańska, M., Kobak, J., 2015. Experimental evaluation of preferences of an invasive Ponto-Caspian gammarid *Pontogammarus robustoides* (Amphipoda, Gammaroidea) for mineral and plant substrata. *Hydrobiologia* 746, 209–221.
- Johansson, B., 1997. Tolerance of the deposit-feeding Baltic amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia femorata* to oxygen deficiency. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 151, 135–141.
- Kalinkina, N., Berezina, N., 2010. First record of *Pontogammarus robustoides* Sars, 1894 (Crustacea: Amphipoda) in the Gulf of Riga (Baltic Sea). *Aquat. Invasions* 5, S5–S7.
- Karlson, K., Hulth, S., Rosenberg, R., 2007. Density of *Monoporeia affinis* and biogeochemistry in Baltic Sea sediments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 344, 123–135.
- Kennedy, A.J., Stevens, J.A., Lotufo, G.R., Farrar, J.D., Reiss, M.R., Kropp, R.K., Doi, J., Bridges, T.S., 2009. A comparison of acute and chronic toxicity methods for marine sediments. *Mar. Environ. Res.* 68, 118–127.
- Kļaviņš, M., 2012. Vides piesārņojums un tā iedarbība. LU Akadēmiskais apgāds. 199 lpp.
- Kļaviņš, M., Prikšāne, A., 1995. Ekotoksikoloģija. Rīga: LU. 121 lpp.
- Kļaviņš, M., Zaļoksnis, J., 2005. Ekotoksikoloģija. Rīga: 357 lpp.
- Konat, J., Kowalewska, G., 2001. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments of the southern Baltic Sea--trends and fate. *Sci. Total Environ.* 280, 1–15.
- Konopacka, A., 2004. Invasive amphipods (Crustacea, Amphipoda) in Polish waters. *Przegląd Zool.* 48, 141–162.
- Kortenkamp, A., Backhaus, T., Faust, M., 2009. State of the Art on Mixture Toxicity – Final Report, Executive Summary. pp. 391.
- Kotta, J., 2013. Water salinity and benthic macrophyte communities are the key variables defining the distribution pattern of benthic faunal assemblages in the shallow water areas of the Gulf of Riga. *Est. J. Ecol.* 62, 107.

- Kulikova, I., Seisuma, Z., 2005. Spatial and temporal distribution of metal in sediments of the Gulf of Riga (the Baltic Sea). *Ekologija, Lietuvos Mokslos akademija* 2, 6–10.
- Kurashov, E., Barbashova, M., 2008. First record of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* G.O. Sars, 1894 from Lake Ladoga, Russia. *Aquat. Invasions* 3, 253–256.
- Lahdes, E.O., Kivivuori, L.A., Lehti-Koivunen, S.M., 2000. Seasonal variation of membrane fluidity of the naturally acclimatized Baltic Sea amphipods *Gammarus spp.* and *Monoporeia affinis*. *Mar. Biol.* 137, 223–229.
- Lapota, D., Duckworth, D., Word, J., 2000. Confounding factors in sediment toxicology. SPAWAR Systems Centre San Diego. Issue papers: 1-19.
- Lehtonen, K., 1996. Ecophysiology of the benthic amphipod *Monoporeia affinis* in an open-sea area of the northern Baltic Sea: seasonal variations in oxygen consumption and ammonia excretion. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 143, 87–98.
- Lehtonen, K.K., 2004. Seasonal variations in the physiological condition of the benthic amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia femorata* in the Gulf of Riga (Baltic Sea). *Aquat. Ecol.* 38, 441–456.
- Leivuori, M., 1998. Heavy metal contamination in surface sediments in the Gulf of Finland and comparison with the Gulf of Bothnia. *Chemosphere* 36, 43–59.
- Leivuori, M., Joksas, K., Seisuma, Z., Kulikova, I., Petersell, V., Larsen, B., Pedersen, B., Floderus, S., 2000. Distribution of Heavy Metals in Sediments of the Gulf of Riga, Baltic Sea. *Boreal Environ. Res.* 5, 165–185.
- Limia, J., Raffaelli, D., 1997. The effects of burrowing by the amphipod *Corophium volutator* on the ecology of intertidal sediments. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 77, 409–423.
- Lindström, M., Fortelius, W., 2001. Swimming behaviour in *Monoporeia affinis* (Crustacea: Amphipoda) — dependence on temperature and population density. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 256, 73–83.
- Lips, U., Zhurbas, V., Skudra, M., Väli, G., 2016. A numerical study of circulation in the Gulf of Riga, Baltic Sea. Part I: Whole-basin gyres and mean currents. *Cont. Shelf Res.* 112, 1–13.
- Magnussen, K., Hasler, B., Zandersen, M., 2014. Ecosystem Services. Nordic Council of Ministers. doi:10.6027/TN2014-561
- Magnusson, K., Norén, K., 2012. The sensitivity of the Baltic Sea ecosystems to hazardous compounds. The BaltSens project. pp. 68. The report is available as a downloadable <https://www.kemi.se/global/pm/2012/pm-9-12-baltsens.pdf>

- Maria, T.F., De Troch, M., Vanaverbeke, J., Esteves, A.M., Vanreusel, A., 2011. Use of benthic vs planktonic organic matter by sandy-beach organisms: A food tracing experiment with ^{13}C labelled diatoms. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 407, 309–314.
- Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G., 2003. *Bioindicators and Biomonitoring*. Volume 6 1st Edition, Elsevier, Burlington. pp. 1014.
- McCahon, C.P., Pascoe, D., 1988. Use of *Gammarus pulex* (L.) in safety evaluation tests: culture and selection of a sensitive life stage. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 15, 245–252.
- Meadows, P., Ruagh, A., 1981. Multifactorial analysis of behavioural responses of the amphipod *Corophium volutator* to temperature-salinity combinations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62, 183–190.
- Mehtonen, J., Britta Hedlund, B., Boutrup, S., Martin, G., Mannio, J., Haarich, M., 2010. Information Sheets on the Hazardous Substances identified in the HELCOM Baltic Sea Action Plan – Occurrence in the Baltic Sea. Helcom Screening project. pp. 52.
- Meleciš, V., 2011. *Ekoloģija*. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds 352 lpp.
- Mensink, B.J.W.G., Montforts, M., Wijkhuizen-Maslankiewz, L., Tibosch, H., Linders, J.B.H.J., 1995. *Manual for Summarising and Evaluating the Environmental Aspects of Pesticides*. National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands. Report No. 679101022. pp.126.
- Mills, A., Fish, J.D., 1980. Effects of salinity and temperature on *Corophium volutator* and *C. arenarium* (Crustacea: Amphipoda), with particular reference to distribution. *Mar. Biol.* 58, 153–161.
- Moriarty, F., 1999. *Ecotoxicology. The Study of Pollutants in Ecosystems*. Third Edition. Academic Press. pp. 347.
- Muller-Karulis, B., Poikane, R., Seglins, V., 2003. Heavy metals in the Ventspils harbour: normalization based on a multi-parameter dataset. *Environ. Geol.* 43, 445–456.
- Naylor, C., Pindar, L., Calow, P., 1990. Inter- and intraspecific variation in sensitivity to toxins; the effects of acidity and zinc on the freshwater crustaceans *Asellus Aquaticus* (L.) and *Gammarus pulex* (L.). *Water Res.* 24, 757–762.
- Nendza, M., 2002. Inventory of marine biotest methods for the evaluation of dredged material and sediments. *Chemosphere* 48, 865–883.
- Neumann, T., Eilola, K., Gustafsson, B., Müller-Karulis, B., Kuznetsov, I., Meier, H.E.M., Savchuk, O.P., 2012. Extremes of Temperature, Oxygen and Blooms in the Baltic Sea in a Changing Climate. *AMBIO* 41, 574–585.

- Nicolaisen, W., Kannevorff, E., 1983. Annual variations in vertical distribution and density of *Bathyporeia pilosa* Lindström and *Bathyporeia sarsi* Watkin at Julebæk (North-Sealand, Denmark). *Ophelia* 22, 237–251.
- Nicolaisen, W., Kannevorff, E., 1969. On the burrowing and feeding habits of the amphipods *Bathyporeia pilosa* Lindström and *Bathyporeia sarsi* Watkin. *Ophelia* 6, 231–250.
- Norton, B., Lewis, M., Mayer, J.F., 1999. Storage duration and temperature and the acute toxicities of estuarine sediments to *Mysidopsis bahia* and *Leptocheirus plumulosus*. *Bull. Env. Contam Toxicol* 63, 157–166.
- Ojaveer, E., 1995. Large-scale processes in the ecosystem of the Gulf of Riga., in: Ojaveer, E. (Ed.), *Ecosystem of the Gulf of Riga between 1920 and 1990*. Estonian Academy Publishers, Tallinn, 268–277.
- Ojaveer, H., 1997. Environmentally induced changes in the distribution of fish aggregations on the coastal slope in the Gulf of Riga. *Proceedings of the 14th Baltic Marine Biologists Symposium, Pärnu, Estonia* 170–183.
- Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, B.R., Martin, G., Olenin, S., Radziejewska, T., Telesh, I., Zettler, M.L., Zaiko, A., 2010. Status of Biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS ONE* 5(9): e12467. doi:10.1371/journal.pone.0012467
- OSPAR, 2014. Levels and trends in marine contaminants and their biological effects – CEMP Assessment Report 2013. Publication Number: 631/2014, OSPAR commission, pp. 23.
- OSPAR, 2007. JAMP guidelines for general biological effects monitoring. Ref. No. 1997-7. OSPAR commission, 1-22.
- Paidere, J., Brakovska, A., Škute, A., 2016. Ponto-Caspian gammarid *Pontogammarus robustoides* G. O. Sars, 1894 in the Daugava River reservoirs (Latvia). *Zool. Ecol.* 26, 227–235.
- Panov, V., 1996. Establishment of the Baikalian endemic amphipod *Gmelinoides fasciatus* Stebb. in Lake Ladoga. *Hydrobiologia* 322, 187–192.
- Pantani, C., Pannunzio, G., De Cristofaro, M., Novelli, A.A., Salvatori, M., 1997. Comparative acute toxicity of some pesticides, metals, and surfactants to *Gammarus italicus* Goedm. and *Echinogammarus tibaldii* pink. and stock (Crustacea: Amphipoda). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59, 963–967.
- PARCOM, 1995. A sediment bioassay using an amphipod *Corophium* sp., PARCOM protocols on methods for the testing of chemicals used in the offshore industry. Oslo and Paris Commissions, London, 1-35.
- Peakall, D., 1994. Biomarkers: the way forward in environmental assessment. *Toxicol. Ecotoxicol. News* 1, 55–60.

- Peck, L.S., Souster, T., Clark, M.S., 2013. Juveniles Are More Resistant to Warming than Adults in 4 Species of Antarctic Marine Invertebrates. PLoS ONE 8, e66033. doi:10.1371/journal.pone.0066033
- Pestana, J.L.T., Ré, A., Nogueira, A.J.A., Soares, A.M.V.M., 2007. Effects of Cadmium and Zinc on the feeding behaviour of two freshwater crustaceans: *Atyaephyra desmarestii* (Decapoda) and *Echinogammarus meridionalis* (Amphipoda). Chemosphere 68, 1556–1562.
- Poikāne, R., Carstensen, J., Dahllöf, I., Aigars, J., 2005. Distribution patterns of particulate trace metals in the water column and nepheloid layer of the Gulf of Riga. Chemosphere 60, 216–225.
- Prato, E., Biandolino, F., Scardicchio, C., 2006. Test for Acute Toxicity of Copper, Cadmium, and Mercury in Five Marine Species. Turk J Zool 30, 285–290.
- Preece, G.S., 1971. The ecophysiological complex of *Bathyporeia pilosa* and *B. pelagica* (Crustacea: Amphipoda). II. Effects of exposure. Mar. Biol. 11, 28–34.
- Putna, I., Strode, E., Barda, I., Purina, I., Rimša, E., Jansons, M., Balode, M., Strake, S., 2014. Sediment quality of the ecoregion Engure, Gulf of Riga, assessed by using ecotoxicity tests and biomarker responses. Proc. Latv. Acad. Sci. Sect. B Nat. Exact Appl. Sci. 68, 20–30.
- Radke, B., Piketh, S., Wasik, A., Namiesnik, J., Dembska, G., Bolalek, J., 2013. Aspects of Pollution in Gdansk and Gdynia Harbours at the Coastal Zone of the South Baltic Sea. TransNav Int. J. Mar. Navig. Saf. Sea Transp. 7, 11–18.
- Raffaelli, D., Limia, J., Hull, S., Pont, S., 1991. Interactions Between the Amphipod *Corophium Volutator* and Macroalgal Mats on Estuarine Mudflats. J. Mar. Biol. Assoc. U. K. 71, 899–908.
- Rand, G., 1995. Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate, and risk assessment. Taylor Francis. pp. 1125.
- Reutgard, M., Eriksson Wiklund, A.-K., Breitholtz, M., Sundelin, B., 2014. Embryo development of the benthic amphipod *Monoporeia affinis* as a tool for monitoring and assessment of biological effects of contaminants in the field: A meta-analysis. Ecol. Indic. 36, 483–490.
- Riba, I., DelValls, T.A., Forja, J.M., Gómez-Parra, A., 2004. The influence of pH and salinity on the toxicity of heavy metals in sediment to the estuarine clam *Ruditapes philippinarum*. Environ. Toxicol. Chem. 23, 1100–1107.

- Roddie, B., 1997. Marine Pollution Monitoring Management Group. The group co-ordinating sea disposal monitoring. Final report of the Sediment Bioassay Task Team. Aquatic Environment Monitoring Report, 48. CEFAS: Lowestoft. pp.19.
- Romanowska-Duda, Z., Tarczyńska, M., 2002. The influence of microcystin-LR and hepatotoxic cyanobacterial extract on the water plant *Spirodela oligorrhiza*. Environ. Toxicol. 17, 434–440.
- Roots, O., 1996. Polychlorinated biphenyls and chlororganic pesticides, assessment of health risk associated with the consumption of seafood. Proc. Est. Acad. Sci. Biol. Ecol. 6, 124–135.
- Sainte-Marie, B., 1991. A review of the reproductive bionomics of aquatic gammaridean amphipods: variation of life history traits with latitude, depth, salinity and superfamily. Hydrobiologia 223, 189–227.
- SAMC, 2009. SIA “Standartizācijas, akreditācijas un metroloģijas centrs”, Latvijas standartu sistemātiskais katalogs, www.lvs.lv.
- Schipper, C., Burgess, R., van den Dikkenberg, L., 1999. The 10 d marine Amphipod *Corophium volutator* mortality sediment toxicity test. RIKZ Report No. Specie-01, The Netherlands. pp. 16.
- Schuytema, G.S., Nebeker, A.V., Griffis, W.L., Miller, C.E., 1989. Effects of freezing on toxicity of sediments contaminated with ddt and endrin. Environ. Toxicol. Chem. 8, 883–891.
- Seisuma, Z., Kulikova, I., 2007. Behaviour of heavy metals in the Daugava plume zone (1999–2003, Gulf of Riga, the Baltic Sea). Geologija 50, 10–15.
- Seisuma, Z., Legzdina, M., 1995. Heavy metals in water, sediments and organisms of the Gulf of Riga, in: Ojaveer, E. (Ed.), Ecosystem of the Gulf of Riga between 1920 and 1990. Estonian Academy, Tallinn, 51–104.
- Shuhaimi-Othman, M., Pascoe, D., 2001. Acute toxicity of copper, zinc and cadmium to the freshwater amphipod *Hyalella azteca*. Malays. Appl. Biol. 30, 1–8.
- Smith, D., Hughes, R., Cox, E., 1996. Predation of epipelagic diatoms by the amphipod *Corophium volutator* and the polychaete *Nereis diversicolor*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 145, 53–61.
- Strāķe, S., Poikane, R., Putna, I., Pfeifere, M., Jansons, M., Balode, M., Nakari, T., Sainio, P., Schultz, E., Munne, P., 2011. WP3 Innovative Approaches to Chemical Control of Hazardous Substances: National Report of Latvia. Rīga: Latvian Institute of Aquatic Ecology, 75 pp.

- Strand, J., Jacobsen, J.A., Pedersen, B., Granmo, Å., 2003. Butyltin compounds in sediment and molluscs from the shipping strait between Denmark and Sweden. *Environ. Pollut.* 124, 7–15.
- Strode, E., Balode, M., 2013. Toxicity-resistance of Baltic amphipod species to heavy metals. *Crustaceana* 86, 1007–1024.
- Strode, E., Berezina, N., Kalnins, M., Balode, M., 2013. New records of the amphipods *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 and *Pontogammarus robustoides* G.O. Sars, 1894 in Latvian waters of the Baltic Sea. *BioInvasions Rec.* 2, 63–68.
- Strode, E., Jansons, M., Purina, I., Balode, M., Berezina, N.A., 2017. Sediment quality assessment using survival and embryo malformation tests in amphipod crustaceans: The Gulf of Riga, Baltic Sea AS case study. *J. Mar. Syst.* 172, 93–103.
- Strom, D., Simpson, S.L., Batley, G.E., Jolley, D.F., 2011. The influence of sediment particle size and organic carbon on toxicity of copper to benthic invertebrates in oxic/suboxic surface sediment. *Environ. Toxicol. Chem.* 30, 1599–1610.
- Suikkanen, S., Laamanen, M., Huttunen, M., 2007. Long-term changes in summer phytoplankton communities of the open northern Baltic Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 71, 580–592.
- Sundelin, B., 1983. Effects of cadmium on *Pontoporeia affinis* (Crustacea: Amphipoda) in laboratory soft-bottom microcosms. *Mar. Biol.* 74, 203–212.
- Sundelin, B., Eriksson Wiklund, A., Ford, A., 2008. Biological effects of contaminants: the use of embryo aberrations in amphipod crustaceans for measuring effects of environmental stressors, ICES Techniques in Marine Environmental Sciences No. 41. International Council for the Exploration of the Sea. 1-21.
- Sundelin, B., Eriksson Wiklund, A.-K., 1998. Malformations in embryos of the deposit-feeding amphipod *Monoporeia affinis* in the Baltic Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 171, 165–180.
- Sundelin, B., Ryk, C., Malmberg, G., 2000. Effects on the sexual maturation of the sediment-living amphipod *Monoporeia affinis*. *Environ. Toxicol.* 15, 518–526.
- Thain, J., Roddie, B., 2001. Biological effects of contaminants: *Corophium sp.* sediment bioassay and toxicity test. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences Vol. 28. pp. 21.
- US EPA, 2002. US Environmental Protection Agency. Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Marine and Estuarine Organisms, Third Edition. Report EPA-821-R-02-014, Washington, DC. pp. 486.

- US EPA, 2000. Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. second ed. EPA/600/R-94/024. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. pp. 213.
- US EPA, 1996. US Environmental Protection Agency. Whole Sediment Acute Toxicity Invertebrates, Marine. Ecological Effects Test Guidelines. OPPTS 850.1740 (Public Draft). Washington: U.S. Environmental Protection Agency, pp. 14.
- USEPA, 1995. Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to west coast marine and estuarine organisms. EPA/600/R-95/136.
- USEPA, 1991. Methods For Measuring The Acute Toxicity Of Effluents And Receiving Waters To Freshwater And Marine Organisms . Four edition. EPA/600 4-90-027. pp. 310.
- USEPA-USACE, 2001. US Environmental Protection Agency, Army Corps of Engineers. Methods for Assessing the Chronic Toxicity of Marine and Estuarine Sediment-associated Contaminants with the Amphipod *Leptocheirus plumulosus*. EPA/600/R-01/020. US Environmental Protection Agency, Washington, DC. pp. 130.
- Vallius, H., 2016. Sediment geochemistry studies in the Gulf of Finland and the Baltic Sea : a retrospective view. *Baltica* 29, 57–64.
- Vallius, H., 2014. Heavy metal concentrations in sediment cores from the northern Baltic Sea: Declines over the last two decades. *Mar. Pollut. Bull.* 79, 359–364.
- Vallius, H., Leivuori, M., 2003. Classification of Heavy metal contaminated sediments of the Gulf of Finland. *Baltica* 16, 3–12.
- Veltman, K., Huijbregts, M.A.J., Hendriks, A.J., 2008. Cadmium bioaccumulation factors for terrestrial species: Application of the mechanistic bioaccumulation model OMEGA to explain field data. *Sci. Total Environ.* 406, 413–418.
- Vernberg, F.J., Vernberg, W.B., 1983. The biology of Crustacea: 8. Environmental adaptations. *Biol. Crustac.* Academic Press: New York, pp. 383.
- Verta, M., Salo, S., Korhonen, M., Assmuth, T., Kiviranta, H., Koistinen, J., Ruokojärvi, P., Isoaari, P., Bergqvist, P.-A., Tysklind, M., Cato, I., Vikelsøe, J., Larsen, M.M., 2007. Dioxin concentrations in sediments of the Baltic Sea--a survey of existing data. *Chemosphere* 67, 1762–1775.
- Walker, B., Anderies, J., Kinzig, A., Ryan, P., 2006. Exploring Resilience in Social-Ecological Systems Through Comparative Studies and Theory Development: Introduction to the Special Issue. *Ecol. Soc.* 11. doi:10.5751/ES-01573-110112

- Wang, F., Goulet, R.R., Chapman, P.M., 2004. Testing sediment biological effects with the freshwater amphipod *Hyalella azteca*: the gap between laboratory and nature. *Chemosphere* 57, 1713–1724.
- Wenning, R., Batley, G., Ingersoll, C., Moore, D., 2005. Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments. Society of Environmental Toxicology and Chemistry Press, Pensacola, FL, USA. pp. 816.
- Williams, K., Green, D., Pascoe, D., 1985. Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates 1. Cadmium. *Arch Hydrobiol* 102, 461–471.
- Wilson, W.H., Parker, K., 1996. The life history of the amphipod, *Corophium volutator*: the effects of temperature and shorebird predation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 196, 239–250.
- Zettler, M.L., Schiedek, D., Bobertz, B., 2007. Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the southern Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 258–270.

PATEICĪBA

Vēlos izteikt pateicību un teikt lielu paldies mana zinātniskā darbu vadītājai asociētai profesorei Dr. biol. Maijai Balodei par atbalstu, padomiem darba tapšanā un koordinēšanā. Sirsnīgs paldies arī Hydrotok projekta vadītājai Dr. biol. Ingrīdai Puriņai, kura nekad neliedza padomu un palīdzību.

Liels paldies ārzemju kolēģēm asociētai profesorei Dr. biol. Britai Sundelin un Dr. biol. Nadezdai Berezinai, kuras labprāt dalījās ar savu pieredzi, zināšanām un apmācīja praktiski sānpelžu hronisko testu un embrioloģisko analīžu veikšanā. Paldies Nadezdai par uzmundrinājumu un ticību man, motivējot mani darba turpināšanai un nobeigšanai.

Izsaku lielu pateicību Latvijas Universitātes Hidroekoloģijas katedras kolektīvam par morālo atbalstu, jo īpaši katedras vadītājam Dr. biol. Ivaram Druvietim.

Sirsnīgs paldies Hidroekoloģijas institūta atsaucīgajam kolektīvam, jo īpaši kolēģēm Ievai Bārdai un Ievai Putnai-Nīmanei, kuras vienmēr palīdzējušas paraugu ievākšanā, neatsakot padomus eksperimentālā darba veikšanā. Liels paldies arī pārējiem kolēģiem par padomiem un datu iegūšanu Mārai, Santai, Lienei, Solvitai, Andai, Mintautam, Ritai, Vadimam, Svetai un pārējiem.

Paldies recenzentiem par darba vērtējumu un noderīgajām atziņām.

No draugiem mēs prasam draudzību, sapratni, uzticību, kopīgus jaukus brīžus, gaidam no viņiem atbalstu grūtā brīdī un izpalīdzību. Liels paldies Ilonai ar vīru par angļu valodas labojumiem.

Vislielākā pateicība manai ģimenei, jo ģimene, ģimenes atbalsts ir kā tāda drošības sala, kas dara cilvēkus laimīgākus un stiprākus. Paldies vīram, kurš spēja nodrošināt man netraucētu darba rakstīšanu mājās pilnas dienas garumā. Visi mēs esam dzirdējuši šo jautājumu: “kā disertācija rakstās?” un mana atbilde vienmēr ir un būs: “Man mājās jau aug divas disertācijas”. Paldies viņām par sapratni un vakaros gaidīšanu uz gulēt iešanu, kad mamma pabeigs pastrādāt pie datora.

DARBĀ IZMANTOTIE SAĪSINĀJUMI

- ASTM - Amerikas Savienoto Valstu testēšanas un materiālu asociācija (American Society for Testing and Materials)
- BC – fona koncentrācija (background-low concentration)
- DDT – dihlorodifeniltrihloretāns; insekticīds (dichlorodiphenyltrichloroethane; DDT)
- GES – “augsts/labs” ekoloģiskā stāvokļa status, labas vides kvalitātes robeža (Good Environmental Status)
- HELCOM – Baltijas jūras vides aizsardzības komisija jeb Helsinku komisija (The Baltic Marine Environment Protection Commission)
- ICES – starptautiskā jūras pētniecības padome (International Council for the Exploration of the Sea)
- ISO - starptautiskā jūras pētniecība padome (International Standart Organization)
- LOI – organisko vielu saturs sedimentos (loss on ignition, %)
- LC₅₀ - letālā koncentrācija, pie kuras iet bojā 50% indivīdu (lethal concentration 50)
- MSFD - jūras stratēģijas pamatdirektīva 2008/56/EK (Marine Strategy Framework Directive)
- PAO - policikliskie aromātiskie ogļūdeņraži (Polycyclic aromatic hydrocarbons; PAHs)
- PARCOM – Parīzes komisija (The Paris Commission)
- PCA – galveno komponentu analīze (principal component analysis)
- PHB - polihlorētie bifenili (polychlorinated biphenyl; PCB)
- OECD – ekonomiskās sadarbības un attīstības organizācija (Organisation for Economic Cooperation and Development)
- OPPTS - pesticīdu un toksisko vielu novēršanas birojs (The Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances)
- TRIAD – sedimentu ekoloģiskā riska noteikšana ar kombinācijas metodi (The Sediment Quality Triad - SQT)
- US EPA - Amerikas Savienoto Valstu vides aizsardzības aģentūra (Environmental Protection Agency)

PIELIKUMI

1. pielikums. Baltijas jūras sedimentu paraugu ņemšanas staciju vietu koordinātes un to dziļumi.

Attachment 1. The coordinates and depth of Baltic Sea sediment sample collection stations.

Stacijas	Koordinātes		Dziļums, m
	Z pl	A gar	
Belta jūra			
2RS	55.71333	12.06667	1
2ZS	56.63917	12.53783	1
2IS	55.73	11.79167	1
2SS	55.82383	12.0565	1
2FS	55.95833	12.01667	1
2AS	55.21	11.235	1
2VS	55.65167	12.08333	2
Somu līcis			
23B	59.334	23.302	70
BEX1	59.855	23.267	36
EX3	59.480	27.925	26
F56	59.592	24.347	81
HP2	59.713	23.114	57
HR50	59.647	25.635	51
K30	59.277	23.687	33
Kotka_C2	60.327	26.897	42
LL4A	60.017	26.080	58
LL5	59.713	23.114	57
LL7	59.847	24.838	101
LL9	59.700	24.030	65
N12	59.583	27.450	36
Porkkala	59.950	24.257	34
Rajakari	60.180	25.182	21
Vindaloo	59.737	26.392	74
XV1	60.250	27.247	64
Botnijas līcis			
S1	62.207	17.233	43
S2	62.274	17.440	43
G1	60.412	17.288	27
G2	61.027	17.187	26
SR7	61.050	20.360	77
1390	61.310	21.150	32

1. pielikuma turpinājums

Stacijas	Z pl	Koordinātes	
		A gar	Dziļums, m
Gdaņskas līcis			
GoG1	54.2328	19.0005	24
GoG2	54.2397	19.2314	23
GoG3	54.4492	18.4001	23
GoG4	54.4495	17.0055	20
Rīgas līcis			
101A	57.06198	23.58898	22
GRF1	57.067	24.034	13
160B	57.35456	24.18024	21
NL5A	57.380	24.140	22
GRF6A	57.184	23.550	24
162B	57.18789	24.17206	26
163B	57.11012	24.13017	22
167B	57.03290	23.53240	21
107	57.51001	23.54980	33
111A	57.47792	22.52987	38
Vad5	57.13180	23.19975	29
Vad2	57.01523	23.14260	26
119	57.18125	23.51092	46
120	57.24946	23.46087	48
121	57.36965	23.37007	55
121A	57.36983	24.07007	43
142A	57.27268	23.12770	67
142	57.34049	22.58639	42
102A	57.10029	23.40064	40
125	58.12078	23.24068	28
135	57.24027	23.28740	46
137A	57.21104	24.04864	42
K21	58.13106	24.18299	10
K2	58.03986	23.57156	10
114A	57.49033	22.16620	32
103C	57.07488	23.57388	31
VVR	57.08320	24.10742	4
Lielākās Latvijas ostas			
RO1	57.0521	24.0301	4
RO2	57.0216	24.0861	4,5
RO3	56.9905	24.1006	5
L1	56.5162	21.0006	5,5
L7	56.5313	20.9950	6,5
VE1	57.3961	21.5511	3,5
VE3	57.4059	21.5430	4,0

2. pielikums. *M. affinis* (pieauguši īpatņi) jutība dažādu toksikantu klātbūtnē pēc 96 h ekspozīcijas.

Attachment 2. Toxicorezistance of amphipod *M. affinis* (subadults) in the presence of various toxicants after 96h exposure.

Pārbaudāmā viela		Toksikants	LC ₅₀ mg/l	NOEC mg/l	LOEC mg/l	LC ₁₀₀ mg/l
K ₂ Cr ₂ O ₇	Kālija dihromāts	Cr ⁶⁺	38,65	1	10	>100
3,5-DCP	3,5-dihlorfenols	3,5-DCP	0,26	<0,01	0,01	1,5
C ₁₆ H ₁₀	Fluorantēns	C ₁₆ H ₁₀	13,32	0,48	1,92	100
NH ₄ Cl	Amonija hlorīds	NH ₄ ⁺	83,95	38,4	76,8	153,6

LC₅₀ - letālā koncentrācija, pie kuras iet bojā 50% indivīdu

NOEC (no observed effect concentration) - pēdējā koncentrācija, kas neizraisa nekādu ietekmi

LOEC (lowest observed effect concentration) - pirmā koncentrācija, kas izraisa ietekmi

LC₁₀₀ - pirmā koncentrācija, kas izraisa 100 % organismu mirstību