



**“Pelaģisko indikatoru izstrāde LV jūras ūdeņu vides
stāvokļa novērtējumam.”**

Projekta Nr. 1-08/145/2017 gala atskaite

Latvijas Hidroekoloģijas institūts



**Rīga
2017**

Finansējums:

Projektu finansēja Latvijas Vides aizsardzības fonda administrācija (Līguma Nr.1-20/74) no budžeta apakšprogrammas “Vides aizsardzības projekti”.

Projekta atskaiti sagatavoja:

Iveta Jurgensone
Solvita Strāķe
Lelde Ozoliņa
Juris Tunēns
Astra Labuce
Ieva Bārda

© Latvijas Hidroekoloģijas institūts
Voleru iela 4
Rīga
LV – 1007, Latvija
<http://www.lhei.lv>

Saturs:

1. Ievads.....	4
2. Fitoplanktona indikatora “Cianobaktēriju “ziedēšanas” indekss (Cyanobacterial Bloom Index (CyaBI))” testēšanas pārskats.....	5
3. Zooplanktona indikatora „Kopējā zooplanktona krājuma vidējais izmērs (MSTS)” testēšanas pārskats.....	12
4. Fito/zooplanktona monitoringa prasības LV jūras ūdeņu vides stāvokļa novērtējumam.....	21
5. Atsauces.....	22

1. Ievads

2007. gadā Baltijas jūras rīcības plāna (BJRP) ietvaros HELCOM dalībvalstis vienojušās periodiski izvērtēt rīcības plānā izvirzītos mērķus, pielietojot indikatoru veidotu novērtējumu. Gadu vēlāk Jūras stratēģijas pamatdirektīva (JSD) vēl stingrāk uzsver Eiropas reģionālo jūru aizsardzības, ilgtspējīgas apsaimniekošanas un atjaunošanas nepieciešamību, dalībvalstīm uzliekot par pienākumu sistemātiski novērtēt jūras vides stāvokli. Lai gan katra dalībvalsts ir atbildīga definēt saviem jūras ūdeņiem laba vides stāvokļa mērķlielumu, JSD nosaka, ka indikatora pieejas metodoloģijām jābūt salīdzināmām gan starp reģionālajām jūrām, gan starp dažādiem jūras rajoniem. JSD īpaši uzsver fitoplanktona un zooplanktona monitoringa nepieciešamību, lai raksturlielumiem D1 (bioloģiskā daudzveidība), D4 (barības ķēdes) un D5 (eitrofikācija) spētu pielietot pelaģisko dzīvotņu indikatorus.

HOLAS II (HELCOM SECOND HOLISTIC ASSESSMENT OF THE ECOSYSTEM HEALTH OF THE BALTIC SEA) vides novērtējumā HELCOM dalībvalstis ir izstrādājušas vairākus, bioloģiskās kvalitātes elementu indikatorus definējot laba vides stāvokļa GES robežvērtības atsevišķiem Baltijas jūras apakšbaseiniem (HELCOM 2017b). Fitoplanktona un zooplanktona indikatoru koncepta izstrādē ir piedalījušies visu Baltijas jūras valstu eksperti, tajā skaitā arī Latvijas pārstāvji, bet to robežvērtības Latvijas jūras ūdeņiem nav izstrādātas.

Eitrofikācijas raksturlieluma vērtēšanai dalībvalstis ir izstrādājušas vairākus indikatorus, no kuriem "Cianobaktēriju "ziedēšanas" indekss (CyaBI)", kas raksturo barības vielu, īpaši fosfora, ieplūdes rezultātā radītas eitrofikācijas izmaiņas slāpekli limitējošos jūras ūdeņos, apstiprināts kā fitoplanktona sugu sastāva izmaiņu raksturojošs pamatindicators (core indikators). Antropogēnās aktivitātes, kā lauksaimniecība un rūpniecība, rada lielāko barības vielu pienesumu Baltijas jūrā, kas veicina eitrofikāciju. Šo barības vielu pārpalikums ūdenī var radīt ievērojamu aļģu "ziedēšanu", kas palielina ūdens duļķainību, skābekļa iztrūkumu un rada izmaiņas fitoplanktona sugu sastāvā, piemēram, intensīvi attīstoties cianobaktērijām. Ievērojama cianobaktēriju "ziedēšana" negatīvi ietekmē jūras ekosistēmas bioloģisko daudzveidību, ka arī tās sociāli ekonomisko vērtību. Šobrīd atsevišķos Baltijas jūras reģionos ir izstrādātas GES (good environmental status) robežvērtības, bet Latvijas jūras ūdeņos fitoplanktona indikatora pielietojamības pārbaude nav veikta. Viens no uzdevumiem ir pārbaudīt vai CyaBI var izmantot vides stāvokļa novērtējumam Rīgas līča un atklātās Baltijas jūras daļas piekrastes ūdeņiem.

Zooplanktona indikators „Kopējā zooplanktona krājuma vidējais izmērs (MSTS)” veidots pamatojoties uz Jūras stratēģijas pamatdirektīvas (2008/56/EK) uzstādījumu novērtēt vides stāvokli pēc kvalitatīviem raksturlielumiem (2008/56/EK 1. pielikums), kā arī tas ir iekļauts HELCOM pamatindikatoru kategorijā (HELCOM, 2017d). MSTS indikators ir izstrādāts ar mērķi novērtēt Baltijas jūras vides stāvokli, analizējot zooplanktona kopējo biomasu un tā vidējo izmēru, kas atspoguļo barības ķēdes līdzsvaru (2008/56/EK 1.pielikums/4.kategorija). Zooplanktons ir atslēgas posms jūras barības ķēdē, kas nodrošina enerģijas pārnesei no pirmproducentiem (fitoplanktons) uz augstākiem trofiskajiem līmeņiem, piemēram, komerciāli nozīmīgām zivju populācijām. Zooplanktona kopējā biomasu un tā vidējais izmērs

raksturo gan zivju barošanās apstākļus, gan zooplanktona spēju kontrolēt fitoplanktona biomasu, līdz ar to vienu no eitrofikācijas seku izpausmēm. Šobrīd indikatora izstrāde un pielietojamība Latvijas jūras ūdeņiem nav pabeigta, indikatora robežvērtības nav definētas. Tādēļ, lai Latvija varētu sekmīgi veikt jūras ūdeņu novērtējumu raksturlielumā barības ķēdes, indikatora izstrādē nepieciešama datu rindas papildināšana un mērķlieluma definēšana.

2. Fitoplanktona indikatora “Cianobaktēriju “ziedēšanas” indekss (Cyanobacterial Bloom Index (CyaBI))” testēšanas pārskats

Informācija par slāpekli fiksējošajām cianobaktērijām Baltijas jūrā ir atrodama jau no 1990. gadu sākuma (Hällfors u.c. 2012). Pirmie pētījumi par Rīgas līča fitoplanktonu, tai skaitā potenciāli toksiskajām cianobaktērijām veikti jau 1908.-1909. gadā Grimma vadītās Krievu-Baltijas ekspedīcijas laikā (Краббл, 1913). Balstoties uz literatūras datiem, visvairāk planktonaļģes ir pētījis Nikolajevs 40. un 50. gados un potenciāli toksisko cianobaktēriju *Aphanizomenon flosaquae* uzskatīja par vasaras fitoplanktona sastāvdaļu (Николаев, 1950; 1953; 1954; 1957), bet 70. un 80. gados šī suga bija parasta Rīgas līča fitoplanktona sukcesijas sastāvdaļa (Калвека, 1980; Рудзрога, 1974). Pirmās ziņas par nozīmīgu cianobaktēriju pieaugumu Rīgas līcī atrodamas 80. gadu beigās (Balode 1996 (B); 1997 (B)), savukārt Baltijas jūrā tās bieži sastopamas kopš 1960. gada (Finni u.c. 2001).

Nemot vērā vēsturiskos pētījumus, cianobaktēriju “ziedēšana” vasaras periodā ir uzskatāma par dabisku parādību (Finni u.c. 2000), kas liek secināt, ka labs ekoloģiskais vides stāvoklis nav iespējams bez cianobaktēriju “ziedēšanas”. Tomēr jāatzīmē, ka daudzas potenciāli toksiskās zilaļģu sugas pie intensīvas masveida savairošanās vidē spēj izdalīt toksīnus, kas rada draudus apkārtējai ekosistēmai (Sivonen 1996) un pasliktina ekoloģisko stāvokli, līdz ar to indikatorā izstrādātais labas vides atskaites stāvoklis jeb CyaBI robežvērtība atspoguļo mērenu zilaļģu “ziedēšanu”, kādam Baltijas jūrā būtu jābūt pastāvīgam.

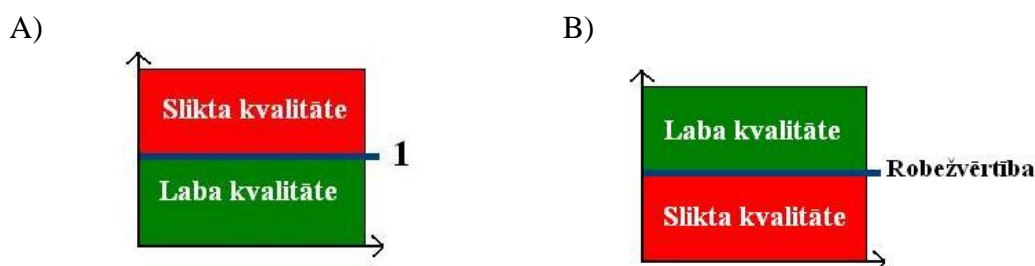
CyaBI indeksa vērtību veido divi parametri - cianobaktēriju akumulācija ūdens virspusē un cianobaktēriju biomasu. Abu šo parametru izmantošana ļauj precīzāk novērtēt ekoloģisko vides stāvokli.

- Parametrs 1 - Cianobaktēriju akumulācija ūdens virspusē (cyanobacterial surface accumulations (CSA)) - par šī parametra izstrādi katram Baltijas jūras reģionam ir atbildīgs Somijas vides institūts (SYKE). Lai iegūtu šo parametru tiek izmantoti satelītu dati par aļģu “ziedēšanas” apjomu, blīvumu un “ziedēšanas” perioda ilgumu, kas ietver arī duļķainību un hlorofila *a* datus. Satelīta novērojumi Baltijas jūrā tiek veikti jau no 70. gadu beigām.
- Parametrs 2 - Cianobaktēriju biomasu – šis parametrs ietver trīs slāpekli fiksējošo potenciāli toksisko cianobaktēriju ģinšu *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* (agrāk *Anabaena*) un *Nodularia* biomasu ($\mu\text{g/l}$) virsējā 0-10m ūdens slānī. Cianobaktēriju dati tiek iegūti no nacionālā monitoringa

fitoplanktona datiem, kas analizēti izmantojot HELCOM vadlīnijas (HELCOM 2017c).

Katram parametram tiek noteikta atsevišķa labas vides stāvokļa robežvērtība, kopējā indeksa robežvērtība tiek izteikta kā vidējā vērtība no abu parametru vērtībām. Tālāk, veicot vides novērtējumu tiek ņemta vērā eitrofikācijas attiecība (ER), kas ir attiecīgā perioda iegūtā atskaites robežvērtība pret CyaBI indeksa vērtību. Pieaugot eitrofikācijai, palielinās arī ER vērtība. Labs vides stāvoklis ir sasniegts, kad ER ir mazāks par vērtību 1 ($ER < 1,00$) (1. A) attēls).

Ja kādu no parametriem nevar piemērot, tad tiek izmantota otra parametra robežvērtība, kas tiek uzskatīta par indeksa robežvērtību. Piemēram, ja, vides vērtējumā, pielietojot tikai cianobaktēriju biomasu, tiek iegūta vērtība, kas ir lielāka par noteikto gala robežvērtību, tad attiecīgajā laika periodā ūdens kvalitāte ir laba (1. B) attēls).



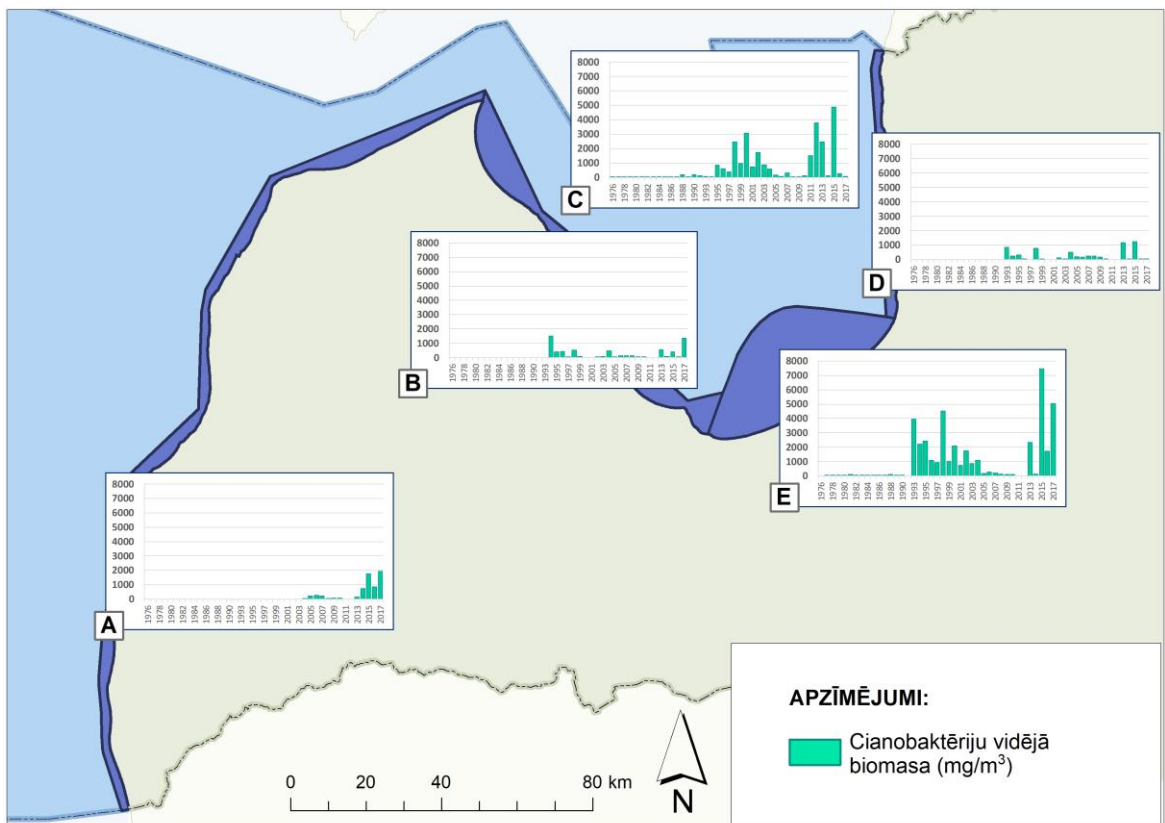
1. attēls. Shematisks attēls labam un sliktam vides kvalitātes stāvoklim A) eitrofikācijas attiecībai, B) cianobaktēriju biomasas atskaites robežvērtībai.

Cianobaktēriju ziedēšanas indeksa (CyaBI) pielietojamības pārbaude Rīgas līča un Baltijas jūras piekrastes ūdeņiem.

CyaBI pārbaudei un robežvērtību izstrādei izmantoti Latvijas Hidroekoloģijas institūta (LHEI) rīcībā esošie Rīgas līča un Baltijas jūras piekrastes cianobaktēriju (*Aphanizomenon*, *Dolichospermum* un *Nodularia*) vasaras (jūnijs-augusts) biomasas daudzgadīgie dati no 1976. līdz 2017. gadam 16 paraugu ievākšanas stacijās Rīgas līcī un 6 – Baltijas jūras piekrastē (2. attēls). Staciju sadalījums, paraugu skaits un laika periodi dažādos Rīgas līča un Baltijas jūras piekrastes ūdens objektos attēloti 1. tabulā.

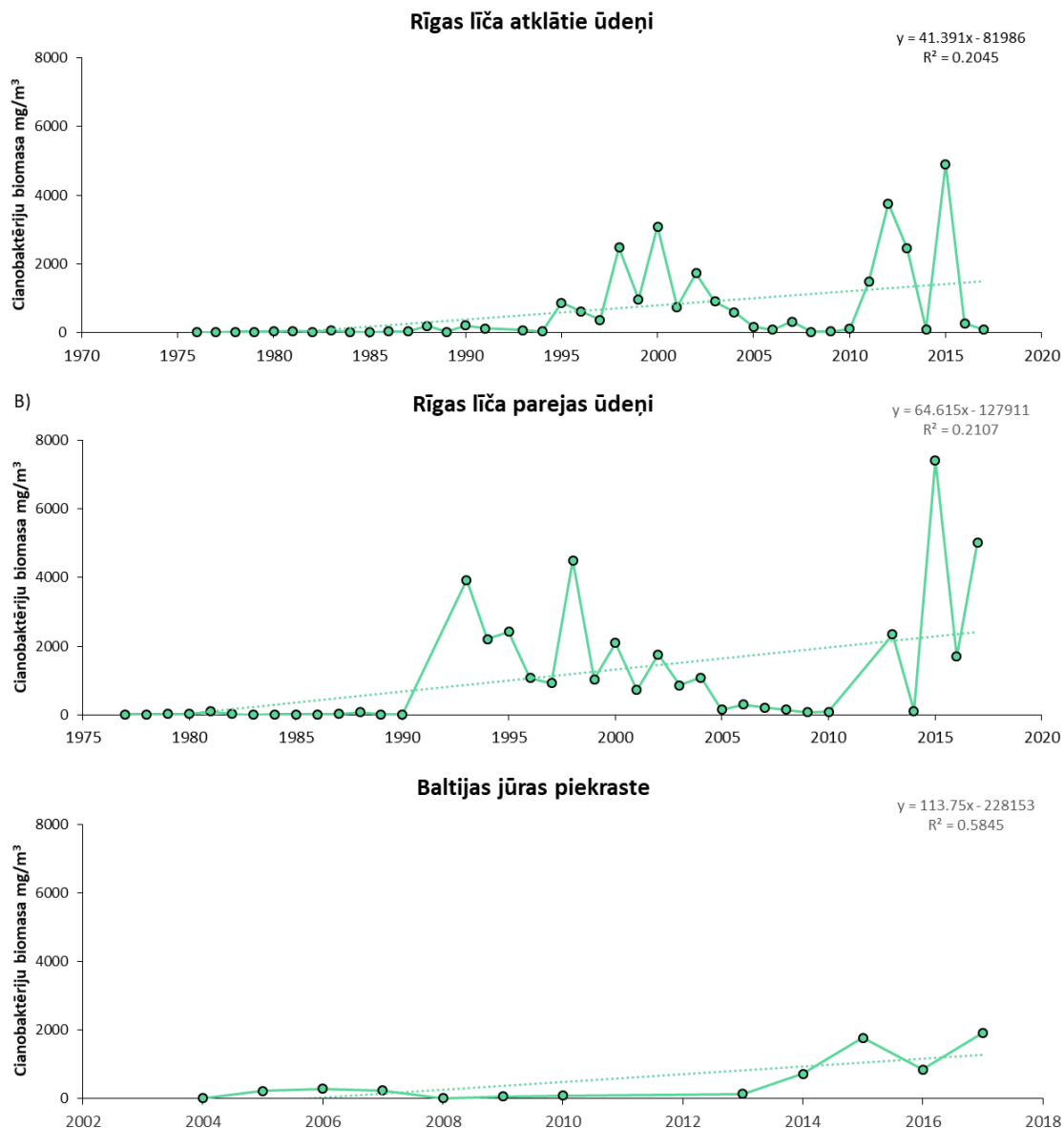
Baltijas jūras Austrumu Gotlandes baseinam, izmantojot datus no 1979-1998. gadam (HELCOM 2017a).

- Cianobaktēriju biomasa (Parametrs 2) – tā kā slāpekli fiksējošo cianobaktēriju “ziedēšana” Baltijas jūrā un arī Rīgas līcī jau vēsturiski ir dabiska parādība, tad to biomasas atskaites robežvērtība tika aprēķināta izmantojot datus no gadiem, kad cianobaktēriju noteiktā biomasa bija viszemākā (līcī nepārsniedzot 118 un jūras piekrastē 80 $\mu\text{g/l}$) un paraugu vākumu skaits ne mazāks par divām reizēm vasaras sezonā. Daudzgadīgais vidējās cianobaktēriju biomasas sadalījums līča un jūras piekrastes ūdens objektos attēlots 3. attēlā.



3. attēls. Cianobaktēriju vidējā biomasa ($\text{mg/m}^3 = \mu\text{g/l}$) vasarā (jūnijs – augusts) A – Baltijas jūras piekrastes ūdeņi, B – Rīgas līča rietumu piekraste, C – Rīgas līča atklātie ūdeņi, D – Rīgas līča austrumu piekraste, E – pārejas ūdeņi.

4. attēlā redzams, ka cianobaktēriju vidējās biomasas ievērojami variē, taču daudzgadīgajā aspektā Rīgas līča centrālajā dziļūdens daļā ($0,2; p < 0,03; n = 41$), pārejas ūdeņos ($0,2; p < 0,004; n = 37$) un Baltijas jūras piekrastē ($0,58; p < 0,004; n = 12$) tai ir vērojama tendence pieaugt.



4. att. Cianobaktēriju vidējās biomasas ($\text{mg}/\text{m}^3 = \mu\text{g}/\text{l}$) daudzgadīgās attīstības tendences vasarā (jūnijs – augusts) A – Rīgas līča atklātajos ūdeņos, B – pārejas ūdeņos un C - Baltijas jūras piekrastē

Lai aprēķinātu biomasas robežvērtību ir neiespējami noteikt vairāku gadu periodu, kurā cianobaktēriju biomasa būtu stabila un zema, tādēļ katrā ūdens objektā vidējā zemākā cianobaktēriju intensitāte atsevišķiem gadiem tika aprēķināta, izmantojot kvartiles metodi. Katram ūdens objektam aprēķinātā kvartiles vidēja vērtība $((Q_0+Q_1+Q_2)/3)$ ir attiecīgā objekta cianobaktēriju biomasas robežvērtība. Iegūtās vērtības tiek normalizētas, izsakot robežās no 0 līdz 1.

CyaBI aprēķinātās robežvērtības Rīgas līcim un Baltijas jūras piekrastei apkopotas 2. tabulā.

2. tabula. CSA; cianobaktēriju biomasas un CyaBI indeksa robežvērtības Rīgas līča un Baltijas jūras piekrastes ūdens objektiem.

Ūdens objekts	CSA robežvērtības	Cianobaktēriju biomasas robežvērtības	CyaBI indeksa robežvērtība
	(vērtības normalizētas robežās 0-1)		
Baltijas jūras piekraste	0.84	0.68	0.76
Rīgas līča rietumu piekraste	0.92	0.55	0.74
Rīgas līča centrālā daļa,	0.92	0.62	0.77
Rīgas līča austrumu piekraste	0.92	0.65	0.79
Rīgas līča pārejas ūdeņi	0.92	0.71	0.82

SYKE CyaBI indikatora aprakstā (HELCOM 2017a), kas tika izmantots HELCOM HOLAS II vides novērtējumā, aprēķinātās CyaBI indeksa atskaites robežvērtība visam Rīgas līcim kopumā ir 0,90 un Austrumu Gotlandes baseinam 0,84. LHEI aprēķinātās robežvērtības, sadalot ūdens objektos, ir zemākas (2. tabula), ko var skaidrot ar aprēķinos izmantoto datu apjomu. SYKE aprēķiniem bija pieejami tikai cianobaktēriju biomasas Valsts vides monitoringa dati no 1993.–2015. gadam. Šajā projektā tika izmantoti visi LHEI datu bāzē esošie, arī pētījumu projektu cianobaktēriju dati no 1976.-2017. gadam, līdz ar to datu rinda bija garāka/senāka, un datu apjoms lielāks, kas nodrošina statistiski precīzāku rezultātu.

CyaBI indeksa atskaites robežvērtības un pielietojamība Rīgas līča un Baltijas jūras piekrastes ūdeņu vides stāvokļa novērtēšanā

Līdzīgi kā HELCOM HOLAS II novērtējumā 2011.-2015. gada vasaras periodam, tika veikts vides stāvokļa novērtējums Rīgas līcim un Baltijas jūras piekrastes ūdeņiem, izmantojot aprēķinātās CyaBI robežvērtības. Vērtējumā izmantoti visi LHEI pieejamie jūnija – augusta cianobaktēriju biomasas dati. Katram ūdens objektam tika aprēķināta vidējā normalizētā cianobaktēriju biomasa. Vērtējuma rezultāti attēloti 3. tabulā.

3. tabula. Vides stāvokļa novērtums Rīgas līča un Baltijas jūras piekrastes ūdeņiem periodam no 2011.-2015. gadam.

Ūdens objekts	CyaBI indeksa atskaites robežvērtība (normalizēta robežās 0-1, kur 1 ir labs vides stāvoklis)	Aprēķinātā CyaBI indeksa vērtība 2011-2015 (normalizēta robežās 0-1, kur 1 ir labs vides stāvoklis)	Eitrofikācijas attiecība (Eutrophication ratio (ER))	Vides statuss (nesasniegta/sasniegta atskaites robežvērtība)
Baltijas jūras piekraste	0.76	0.77	1.0	nesasniegta
Rīgas līča rietumu piekraste	0.74	0.61	1.2	nesasniegta
Rīgas līča centrālā daļa	0.77	0.63	1.2	nesasniegta
Rīgas līča austrumu piekraste	0.79	0.63	1.2	nesasniegta
Rīgas līča pārejas ūdeņi	0.82	0.61	1.3	nesasniegta



Indeksa atskaites robežvērtība nesasniegta – slikts vides stāvoklis

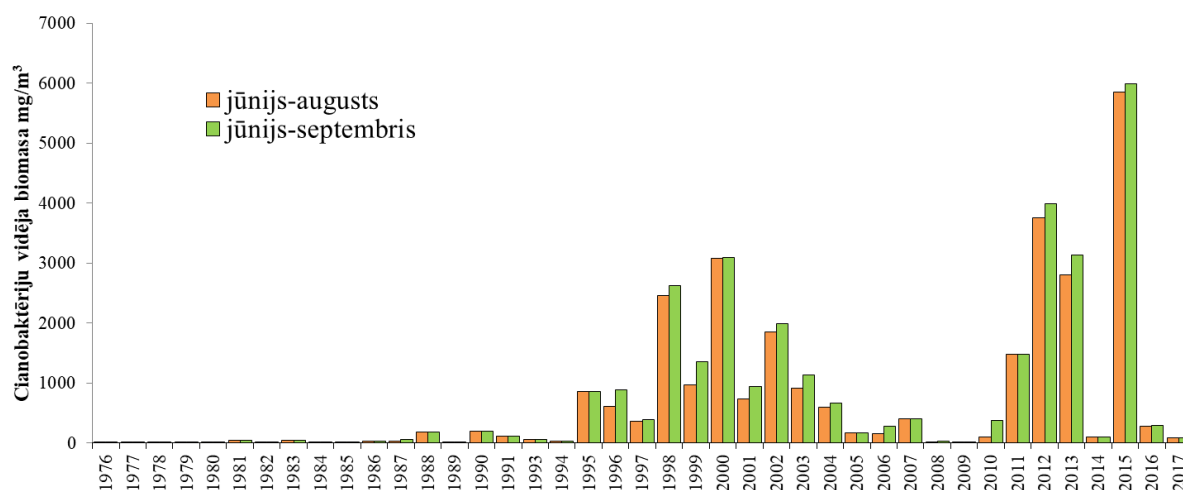
Indeksa atskaites robežvērtība sasniegta – labs vides stāvoklis

3. tabulā, aplūkojot iegūtos rezultātus redzams, ka visos ūdens objektos ER ir vienāds vai lielāks par 1, līdz ar to vides stāvokļa vērtējums ir slikts. HELCOM HOLAS II vides novērtējumā 2011.-2015. g., izmantojot CyaBI indikatoru, vides stāvokļa vērtējums Rīgas līcim un Austrumu Gotlandes baseinam arī bija slikts. Kopumā visam Rīgas līcim ER ir 1,71 un Austrumu Gotlandes baseinam 1,10 (HELCOM 2017a;b). Kā jau iepriekš minēts, atšķirības iegūtajās vērtībās varētu skaidrot ar atšķirībām aprēķinos izmantoto datu apjomā.

Precīzākam vērtējumam būtiski ir izmantot visus nepieciešamos parametrus. Šobrīd novērtējumu Baltijas jūrai ir iespējams veikt līdz 2015. gadam, jo nav pieejami CSA parametra dati. Pēc 2015. gada tiks izmantoti cita satelīta dati un ir nepieciešams izstrādāt jaunus algoritmus, lai iegūtos pilnvērtīgus datus CSA parametra aprēķināšanai. Šo datu aprēķināšanu veic SYKE un drīzumā tie būs pieejami.

CyaBI indikatora izstrāde ir balstīta uz ekspertu viedokli un turpmāk ir apspriežama:

- **vasaras perioda izvēle**, kādā tiek aprēķināti cianobaktēriju vidējie biomasas dati. HELCOM CyaBI indikatoram tiek izmantoti dati no 20. jūnija līdz 31. augustam, tomēr citos vasaras perioda vides stāvokļa novērtējuma indikatoros kā hlorofilam *a* un vasaras vidējai fitoplanktona biomasai periods ir no 1. jūnija līdz 30. septembrim. Arī LHEI eksperti varētu ieteikt HELCOM indikatoram pagarināt indikatorā izmantoto periodu, jo ne tikai hlorofila *a*, vasaras kopējā fitoplanktona biomasas, bet arī CyaBI indikatorā izmantoto cianobaktēriju vidējās daudzgadīgās biomasas parāda, ka arī jūnija sākumā un septembrī var novērot šo aļģu ievērojamu attīstību, atsevišķos gados pat vēl augstāku nekā jūnijā-augustā. Piemērs redzams 5. attēlā, kur attēlotas līča centrālās daļas cianobaktēriju vidējās biomasas periodam jūnijs-augusts un jūnijs-septembris.



5. attēls. Cianobaktēriju vidējā daudzgadīgā biomasas ($\text{mg/m}^3 = \mu\text{g/l}$) Rīgas līča centrālajā daļā periodos jūnijs-augusts un jūnijs-septembris.

Atsevišķos gados, kad septembris ir bijis saulains un siltāks, salīdzinot abus periodus, cianobaktēriju biomasas var atšķirties vairāk nekā 45-50% (1987.; 2006.; 2008. g.), un pat līdz 72% (2010. g.), tādēļ būtu vēlams periodu pagarināt, lai datu analīzē vides stāvokļa novērtējumā iekļautu tos gadus, kad septembris ir saulains un silts, jo mierīgais un siltais laiks sekmē cianobaktēriju attīstību (Kononen un Nomman, 1992).

- **aprēķināto vides stāvokļa novērtējuma vērtību ticamība** – jebkuru daudzgadīgo datu izmaiņu analīzē svarīgs ir datu apjoms, no tā būs atkarīgs cik ticami būs iegūtie rezultāti. Rīgas līcī vissenākās un biežāk ievākto datu rindas ir pieejamas līča centrālajā daļā un pārejas ūdeņos. Laika periodā no 1996. līdz 2003. gadam visā Rīgas līča akvatorijā ir bijuši no 4 līdz 8 paraugu vākumi sezonā. Pārējos gados, izņemot 2017. g. no 1 līdz 3. Projekta ietvaros 2017. gadā līča rietumu daļā un pārejas ūdeņos fitoplanktona/cianobaktēriju paraugi tika ievākti 6 līdz 9 reizes vasaras sezonā. Visīsākā un vismazākā datu apjoma ziņā ir Baltijas jūras piekrastes daļa, kur dati pieejami tikai no 2004. gada un vākti pārsvarā 1 līdz 2, retāk 3 reizes vasaras sezonā. HELCOM CyaBI indikatora aprakstā norādīts, ka biomasas datiem ir jābūt ievāktiem vismaz vienu reizi mēnesī, tā tad, ja periods ir no jūnija līdz augustam – 3 reizes, ja no jūnija līdz septembrim - 4 reizes sezonā. Kopumā, vides stāvokļa vērtējumam 2011.-2015. gadam ticamība ir zema, jo paraugu ievākšana bija tikai 1 reizi vasaras sezonā (jūnijs-augusts).
- **CyaBI indikatora izmantošana Rīgas līča un Baltijas jūras piekrastes vides kvalitātes novērtēšanā.** Šobrīd, izmantojot visus LHEI rīcībā esošos cianobaktēriju biomasas datus, ir aprēķinātas Rīgas līča un Baltijas jūras piekrastes ūdens objektu laba vides stāvokļa atskaites robežas. Tās ir pārbaudītas novērtējot vides stāvokli 2011.-2015. gada periodam un ir izmantojamas citu periodu vērtēšanai. CSA skaitļa vērtības ir zināmas līdz 2015. gadam. Kopumā indikators ir daļēji patstāvīgi izmantojams, jo pagaidām lietotājam nav iespējams pašam aprēķināt CSA vērtības, bet jāsaņem tās no SYKE, taču šo vērtību aprēķini ir nepilnīgi izskaidroti HELCOM CyaBI indikatoru aprakstā.

3. Zooplanktona indikatora „Kopējā zooplanktona krājuma vidējais izmērs (MSTS)” testēšanas pārskats

MSTS indikatora GES robežvērtības (6. attēls) veido divi parametri - zooplanktona biomasa (TS, mg m⁻³) un vidējais zooplanktona izmērs (MS, μg ind⁻¹).



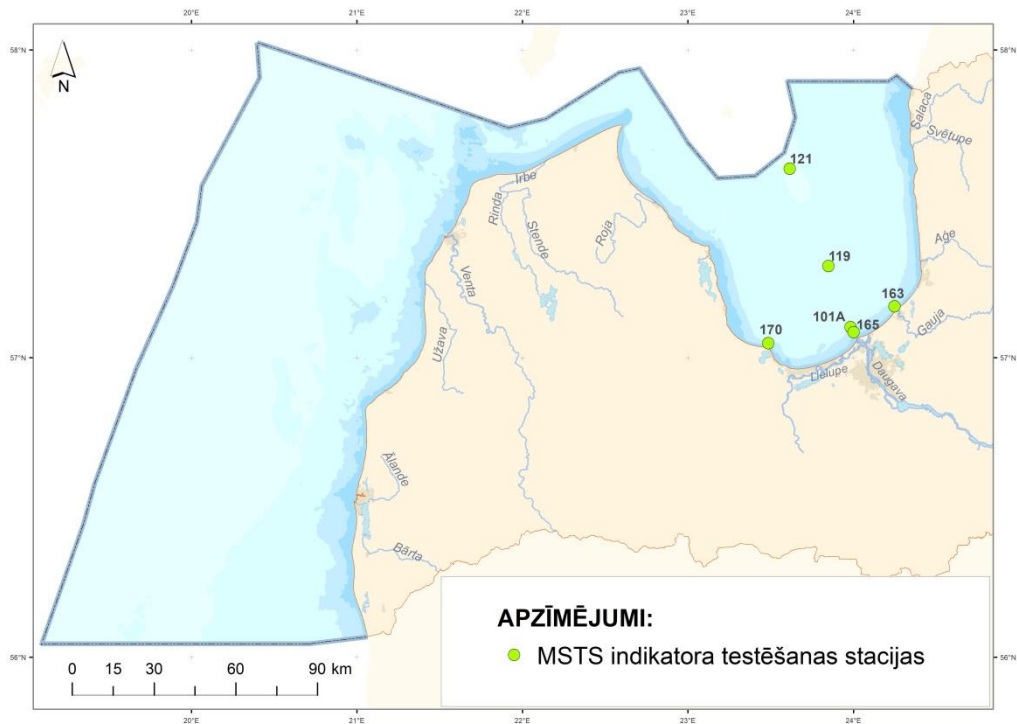
6. attēls. Shematisks MSTIS indikatora attēlojums. Zaļais lauks atbilst GES stāvoklim, dzeltenie lauki – sub-GES stāvoklim, kur tikai viens no parametriem ir izpildīts, un sarkanais lauks norāda uz apstākļiem, kuros abi parametri nesasniedz robežvērtības.

MSTIS indikators ir piemērojams visai Baltijas jūrai, tai skaitā Rīgas līcim. Uz šo brīdi MSTIS indikators ir testēts Baltijas jūras ziemeļu reģionos (Botnijas jūra, Botnijas līcis, Somu līcis) periodam 2011-2015¹, līdz ar to pārbaudīts kā praktiski pielietojams instruments vides novērtējuma veikšanai. Tomēr ievērojamo vides gradientu dēļ, zooplanktona izmēru izplatība un kopējā biomasa atšķiras dažādos Baltijas jūras reģionos, tāpēc katram reģionam piemērojamas atšķirīgas references vērtības, kas īpaši reprezentē katra reģiona references stāvokli (HELCOM, 2017d).

MSTIS indikatora pielietojamības pārbaude Rīgas līcī

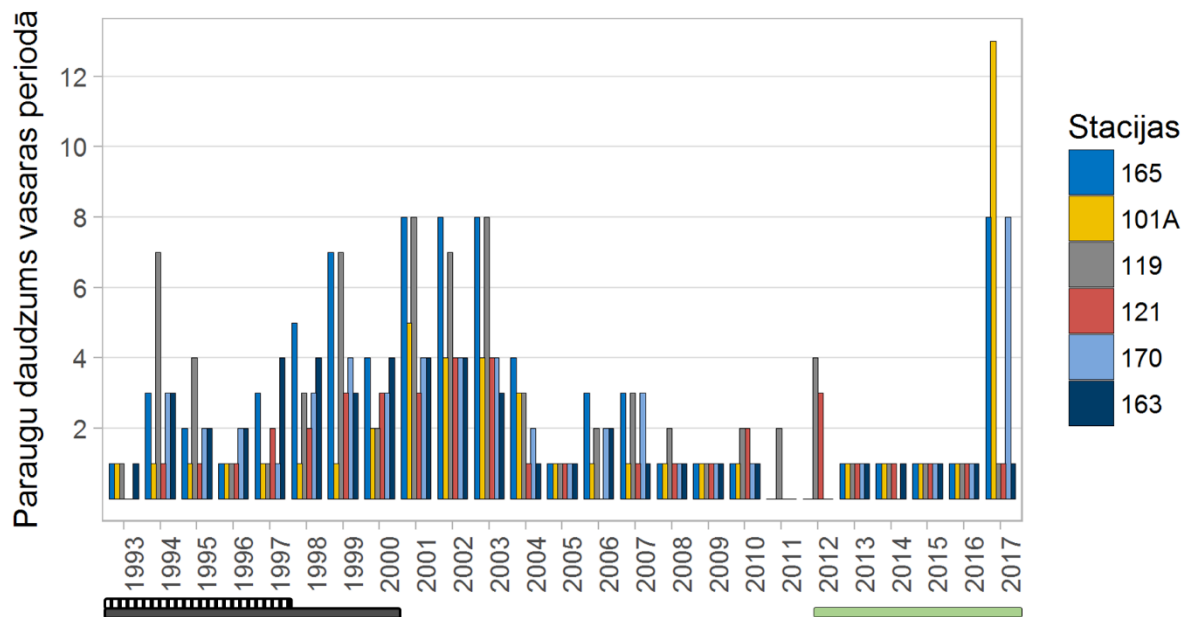
MSTIS indikatora pārbaudei un robežvērtību izstrādei (HELCOM, 2017d) analizēti Latvijas Hidroekoloģijas institūta rīcībā esošie Rīgas līča zooplanktona dati laika periodam no 1993. līdz 2017. gadam. Indikatora pārbaudei izvēlētas sešas dažāda dziļuma stacijas (7. attēls, 4. tabula), kuras raksturojas ar maksimāli pieejamo zooplanktona datu noklājumu indikatora pārbaudes periodam (jūnijs-septembris). Analizētajai datu rindai izvēlēts gan references periods (balstoties uz hlorofila *a* koncentrāciju: 1993-2000; balstoties uz reņģu skaitu: 1993-1997; sīkāk par ref. periodiem sk. metodes aprakstu), gan novērtēšanas periods (8. attēls).

¹ Interaktīvā karte šī brīža MSTIS indikatora novērtējumiem:
<http://maps.helcom.fi/website/mapservice/?datasetID=902a23a9-19a2-4fb6-a642-56578601b51b>



7.attēls. MSTS indikatora testēšanas stacijas Rīgas līcī.

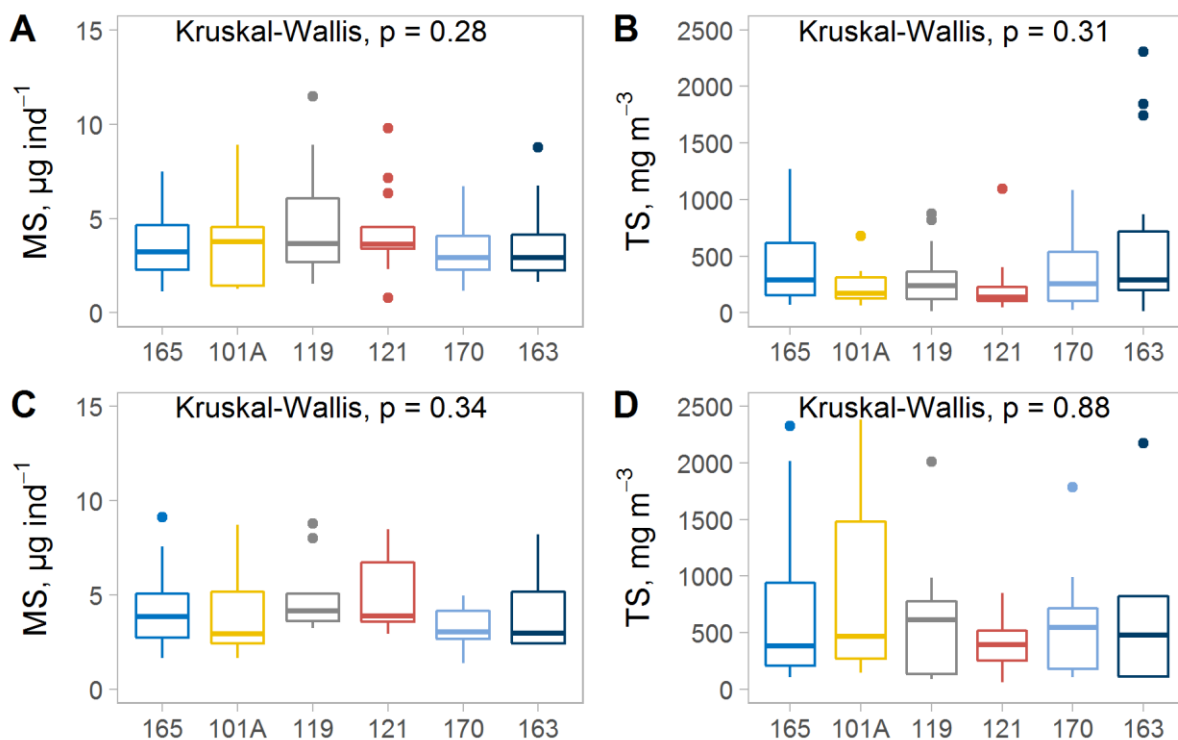
Izvēlētās indikatora testēšanas stacijas atrodas gan Rīgas līča piekrastes zonā, gan centrālajā daļā dziļuma amplitūdā no 12 līdz 56m. Aplūkojot abus MSTS indikatora analīzei nepieciešamos parametrus katrā no izvēlētajām dziļuma stacijām, redzamas nelielas datu izkliedes atšķirības (9. attēls). Tomēr statistiski nozīmīga atšķirība starp stacijām netika konstatēta (Kruskal-Wallis, $p > 0.05$) un, tās visas MSTS indikatora testēšanā, un Rīgas līča novērtēšanā, analizētas kā viena datu kopa. Līdz ar to gan abos references periodos, gan testēšanas periodā zooplanktona datu kopas pārsniedza 50 vērtības (5. tabula).



8.attēls. MSTS indikatoram nepieciešamo datu (zooplanktona biomasa, zooplanktona vidējais izmērs) daudzums Rīgas līcī vasaras periodā (dati no Latvijas Hidroekoloģijas institūta datu bāzes). ■■ - izvēlētais references periods balstoties uz augsto reņģu skaitu Rīgas līcī (ICES, 2017); ■■ - izvēlētais references periods balstoties uz zemu hlorofila *a* koncentrāciju (HELCOM, 2009); ■■ - novērtēšanas/testēšanas periods. Attēls veidots R programmas “ggplot2” paketē (R Core Team, 2017; Wickham, 2009).

4. Tabula. MSTS indikatorā testēto paraugu ņemšanas staciju koordinātas un dziļums

Stacija	Platums N	Garums A	Dziļums, m
163	57°10'	24°15'	12
165	57°05'	24°01'	12
170	57°03'	23°29'	12
101A	57°06'	23°59'	22
119	57°18'	23°51'	44
121	57°37'	23°37'	56



9. attēls. MSTS indikatora abu parametru (MS-vidējais izmērs ($\mu\text{g ind}^{-1}$) un TS-kopējā biomasa (mg m^{-3})) datu izkliede A,B) references un C,D) novērtēšanas periodos, izmantojot boxplot vizualizāciju: viduslīnija = mediāna, kolona = 1.-3. kvartile, “ūsas” = izkliede no min līdz max vērtībām. Staciju salīdzināšanai izmantota Kruskal-Wallis metode. Attēls veidots R programmas “ggplot2” paketē (R Core Team, 2017; Wickham, 2009).

5. tabula. Izmantotais zooplanktona datu apjoms (no Latvijas Hidroekoloģijas institūta datubāzes) katrā no analizētajiem laika periodiem.

Periods	Datu skaits (n)
Ref ^{Chl} 1993-2000	115
Ref ^{Fish} 1993-1997	54
Test 2012-2017	62

- **Metodes apraksts**

MSTS indikators izmantojams kompleksi, jo tas sastāv no divām daļām:

- 1) novērtējums balstoties uz laba vides stāvokļa (GES) robežvērtībām zooplanktona biomasai (TS, mg m^{-3}) un vidējam zooplanktona izmēram (MS, $\mu\text{g ind}^{-1}$);
- 2) novērtējums balstoties uz kumulatīvās z-vērtību (CuSum) kontroles līknes, kas atļauj aplūkot parametru mainību ilgtermiņā, summējot nelielas izmaiņas parametrā.

MSTS indikatora testēšana Rīgas līcī sāka ar datubāzes apkopošanu. Apkopotie parametri: zooplanktona biomasa (TS, mg m⁻³) un skaits (TA, ind m⁻³). Vidējais zooplanktona izmērs aprēķināts pēc formulas:

$$MS = \frac{TS \times 1000}{TA} (\mu\text{g ind}^{-1}).$$

Balstoties uz Shapiro-Wilk un Kolmogorov-Smirnov testiem, MS datu kopa atbilda Gausa sadalījumam, savukārt TS datu kopai bija nepieciešama Box-Cox (log) transformācija analīzes turpināšanai.

Sekojošā HELCOM MSTS indikatora metodikai (HELCOM, 2017d), definēti divi references periodi Rīgas līcim:

1) Ref^{Chl}: 1993-2000 – novērotas zemas hlorofila a vērtības (HELCOM, 2009), līdz ar to pieņemts, ka eutrofikācijas sekas mazākas un zooplanktona populācija sekmīgi kontrolē fitoplanktona biomasu;

2) Ref^{Fish}: 1993-1997 – novērots pastāvīgi augsts reņģu skaits Rīgas līcī (0.93-1.18 milj.; ICES, 2017), līdz ar to pieņemts, ka zooplanktona biomasa un kvalitāte ir pietiekama lielā reņģu skaita uzturēšanai.

Katram references periodam (Ref^{Chl}, Ref^{Fish}) aprēķināts vidējais aritmētiskais (μ^{TS} , μ^{MS}), standartnovirze (σ^{TS} , σ^{MS}) un 99% ticamības intervāla zemākā robeža ($LCI99\%^{TS}$, $LCI99\%^{MS}$), kas attiecīgi atbilst GES robežvērtībai katram parametram un periodam (3. tabula). Augstākā no periodu $LCI99\%$ vērtībām katram parametram (TS un MS) piemērojama kā GES robežvērtība Rīgas līcim MSTS indikatora novērtējuma veikšanai:

$$\max(GES_{Chl}^{TS}, GES_{Fish}^{TS}) = GES^{TS}; \max(GES_{Chl}^{MS}, GES_{Fish}^{MS}) = GES^{MS}.$$

Labs vides stāvoklis ir sasniegts, ja pārsniegtas abas GES vērtības (jo kā GES robežvērtība noteikta lielākā no abām aprēķinātajām katram parametram, bet būtībā jāpārsniedz visas četras vērtības). Visi metodiski svarīgie saīsinājumi apkopoti 6. tabulā.

6. tabula. Aprēķinātie mainīgie ar saīsinājumu paskaidrojumiem. Ref – references periods; TS – kopējā zooplanktona biomasa; MS – vidējais zooplanktona izmērs.

Skaidrojums	Ref ^{Chl} : 1993-2000	Ref ^{Fish} : 1993-1997
TS vid. aritmētiskais	Ref ^{Chl} μ^{TS}	Ref ^{Fish} μ^{TS}
MS vid. aritmētiskais	Ref ^{Chl} μ^{MS}	Ref ^{Fish} μ^{MS}
TS stand. novirze	Ref ^{Chl} σ^{TS}	Ref ^{Fish} σ^{TS}
MS stand. novirze	Ref ^{Chl} σ^{MS}	Ref ^{Fish} σ^{MS}
TS zemākā 99% ticamības intervāla robeža (GES robeža)	Ref ^{Chl} $LCI99\%^{TS} = GES_{Chl}^{TS}$	Ref ^{Fish} $LCI99\%^{TS} = GES_{Fish}^{TS}$
MS zemākā 99% ticamības intervāla robeža (GES robeža)	Ref ^{Chl} $LCI99\%^{MS} = GES_{Chl}^{MS}$	Ref ^{Fish} $LCI99\%^{MS} = GES_{Fish}^{MS}$

Turpinot izvērtēt vides stāvokli, izmantojot MSTS indikatoru, aprēķinātas svārstības (z-vērtības) no references vidējās vērtības katram parametram un periodam, pēc formulas:

$$z = \frac{x - Ref^p \mu^v}{Ref^p \sigma^v}, \text{ kur}$$

z – anomālija (z-vērtība); x - attiecīgā gada vērtība; $Ref^p \mu^v$ - vid. aritmētiskais μ^p (Chl vai Fish) references periodā v (TS vai MS) parametram; $Ref^p \sigma^v$ – stand. novirze σ^p (Chl vai Fish) references periodā v (TS vai MS) parametram.

Pēc tam aprēķināta zemākā kumulatīvā z-vērtību summa (*Lower CuSum*) visam datu pārklājumu periodam (1993-2017) katram parametram (Gorokhova, 2016). *Lower CuSum* mainība ir pieļaujama līdz vērtībai -5, ja tā noslīd zem šīs robežas, uzskatāms, ka GES nav sasniegts, jo ilgtermiņā parametra trends ir lejup slīdošs un liecina par nestabiliem apstākļiem ekosistēmā.

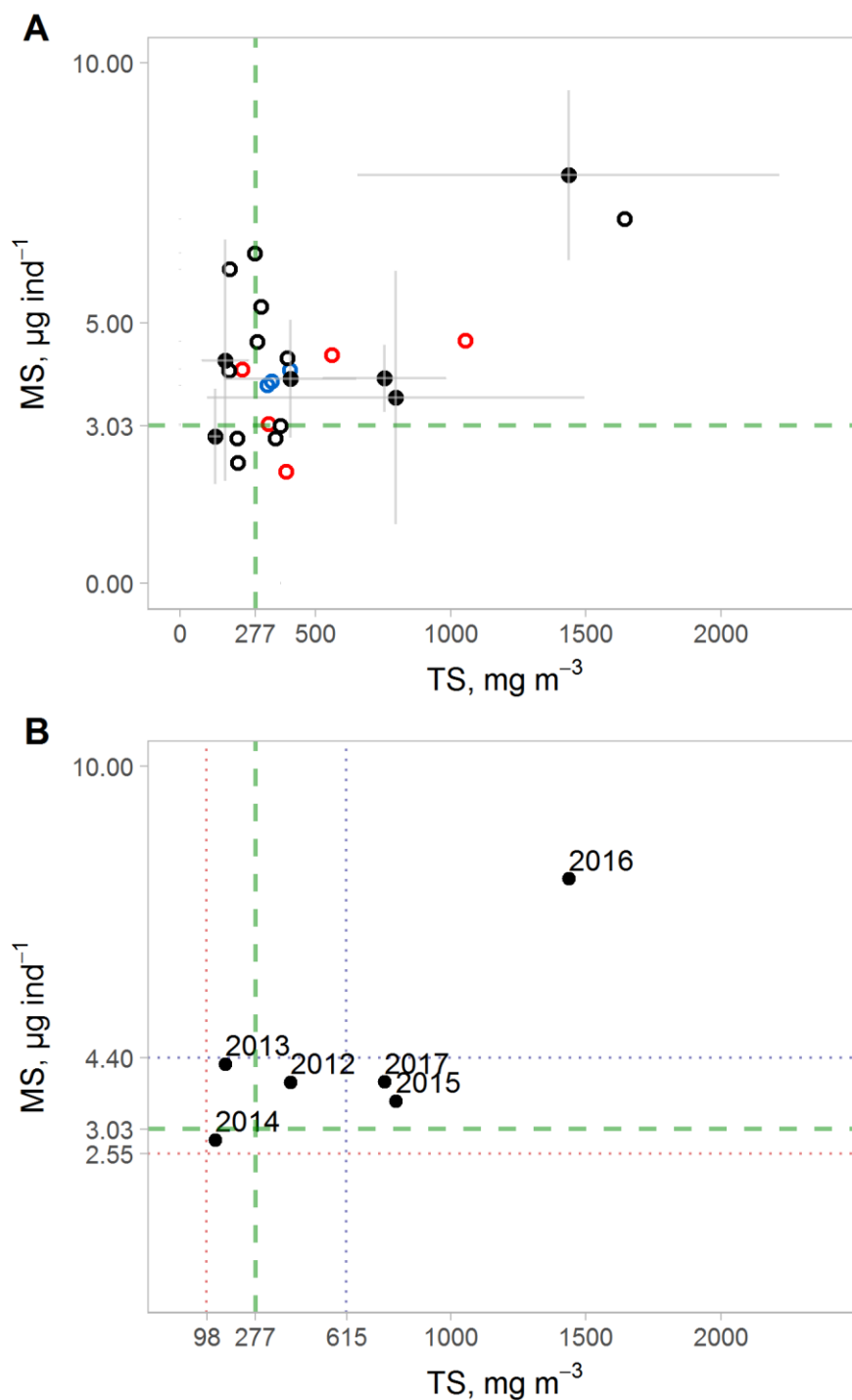
- **Rezultāti:**

Sekojošā HELCOM MSTS indikatora metodikai (HELCOM, 2017d) Rīgas līcim noteiktas robežvērtības TS un MS parametriem (7. tabula).

7. tabula. Aprēķinātās GES robežvērtības MSTS indikatora parametriem (TS – kopējā zooplanktona biomasa; MS – vidējais zooplanktona izmērs). * - norāda lielākās no abiem references periodiem aprēķinātājām robežvērtībām, kas attiecīgi definētas kā MSTS indikatora GES robežvērtības Rīgas līcim

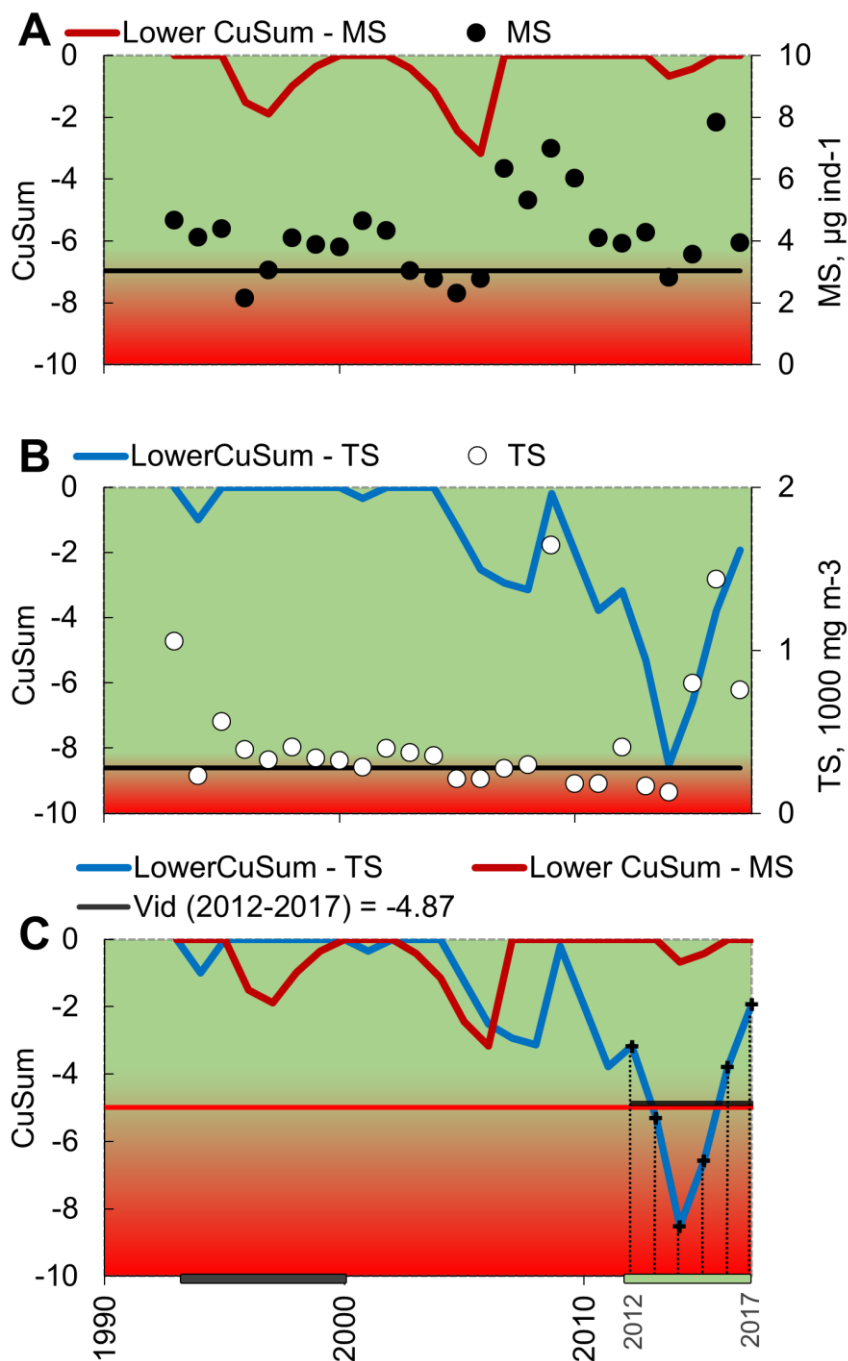
	Ref ^{Chl} : 1993-2000	Ref ^{Fish} : 1993-1997
GES ^{TS} mg m ⁻³	276.93*	229.05
GES ^{MS} μg ind ⁻¹	3.033*	2.728

Novērtēšanas periodā (2012.-2017. gads) novērotas divas vērtības (2013. un 2014. gads), kas zemākas par noteikto GES^{TS} robežvērtību, no kurām 2014. gada GES^{MS} arī neatbilst labam vides stāvoklim (10. attēls). Analizējot MSTS indikatora grafisko attēlojumu (10.A attēls) kompleksi ar *Lower CuSum* kvalitātes diagrammu (11. attēls), zem GES robežas norādīta arī 2015. gada vērtība TS parametram (11.C attēls). Tas ir likumsakarīgs rezultāts, jo pastāvīgs lejup ejošs trends zooplanktona biomasas vērtībām sācies jau 2005. gadā, ko īslaicīgi pārtrauca lielas biomasas novērojums 2009. gadā, kad novērots īpaši augsts kladoceras *Bosmina coregoni* skaits augustā piekrastes stacijās (sasniedzot 393600 ind m⁻³ jeb 4329.6 mg m⁻³ 170. stacijā). Savukārt kopš 2015. gada biomasas vērtības ir pieaugušas, nodrošinot, ka 2016. un 2017. gadā visi MSTS parametri atbilst labam vides stāvoklim.



10. attēls. MSTS indikatora vērtības Rīgas līcim vasaras periodā (jūn-sep). Viens punkts reprezentē gada vidējo vērtību no sešām test-stacijām. A) Parametru vērtības visam datu kopas periodam (1993-2017). B) Parametru vērtības novērtēšanas (2012-2017) periodā. MS – vidējais zooplanktona izmērs ($\mu\text{g ind}^{-1}$); TS – kopējā zooplanktona biomasa (mg m^{-3}); ● - vērtības no perioda 1993-1997 (Ref^{Fish} un Ref^{Chl} pārklājās) ; ● - vērtības no perioda 1998-2000 (turpinājums Ref^{Chl}); ● - vērtības no perioda 2001-2011; ● - vērtības \pm 95%CI no novērtēšanas perioda 2012-2017; ● - vidējais aritmētiskais novērtēšanas periodam (μ); ● - μ zemākā 99%CI robeža; - GES robežas abiem parametriem; GES ir sasniegts, ja vērtība pārsniedz abas GES robežvērtības, respektīvi, ja punkts atrodas augšējā labajā kvadrantā. Attēls veidots R programmas “ggplot2” paketē (R Core Team, 2017; Wickham, 2009).



Novērtēšanas perioda (2012.-2017.) MSTS indikatora vidējās parametru vērtības (11.B. attēls; $\mu^{TS}=614.6$, $\mu^{MS}=4.40$) ir augstākas par GES robežvērtībām, bet zemākā 99% ticamības intervāla robeža (10.B. attēls; $LCI99\%^{TS}=97.7$, $LCI99\%^{MS}=2.55$) abiem parametriem ir zemāka par GES robežvērtībām, norādot uz iespējamu neatbilstību labam vides stāvoklim (8. tabula).



11. attēls. Kumulatīvo z-vērtību (Lower CuSum) kontroles diagramma. MS – vidējais zooplanktona izmērs ($\mu\text{g ind}^{-1}$); TS – kopējā zooplanktona biomasa (mg m^{-3}). A) MS izmaiņas periodā; B) TS izmaiņas periodā; C) salīdzinājums starp TS un MS Lower CuSum vērtībām (robežvērtība -5). Robežvērtības MS un TS parametriem kā norādīts 7. tabulā.

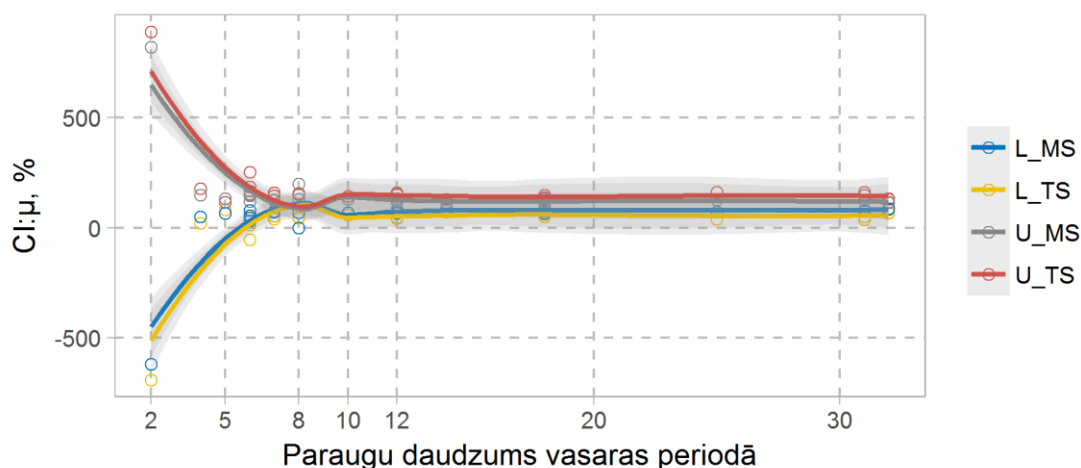
8. tabula. Vides stāvokļa vērtējums Rīgas līcim laika periodam no 2012.-2017. gadam saskaņā ar MSTs indikatoru. TS - kopējā zooplanktona biomasa; MS - vidējais zooplanktona izmērs; CuSum - z-vērtību kontroles līkne.

MSTs indikatora parametrs	Robežvērtība	Vid. vērtība (zemākā 99%CI robeža) testēšanas periodam	Labs vides stāvoklis
TS (mg m ⁻³)	276.93	615 (98)	
MS (µg ind ⁻¹)	3.033	4.40 (2.55)	
		Vid. vērtība testēšanas periodam	
CuSum	-5	-4.87	
Rīgas līča novērtējums periodam 2012.-2017. gadam			

-  Indeksa atskaites robežvērtība nesasniegta – slikts vides stāvoklis
-  Indeksa atskaites robežvērtība sasniegta – labs vides stāvoklis

4. Fito/zooplanktona monitoringa prasības LV jūras ūdeņu vides stāvokļa novērtējumam

Jebkura bioloģiskā parametra daudzgadīgajos pētījumos liela nozīme ir paraugu/datu ievākšanas biežumam. **Fitoplanktona** sugu sastāva, skaita un biomasas noteikšanai ES Ūdens struktūrdirektīvā (2000/60/EK) ierosināts ievākt 2 reizes gadā, citi autori (Ferreira u.c. 2007; Domingues u.c. 2008) norāda nepieciešamību to darīt 1 reizi mēnesī. Abos gadījumos piedāvātais paraugu ievākšanas biežums ir nepietiekams, lai sekotu izmaiņām īpaši jau ūdenstilpēs, kurās fitoplanktona sabiedrība ir pakļauta dažādiem hidroloģiskajiem apstākļiem (Carstensen 2007). Somu līcī vasaras periodā no jūnija līdz septembrim, kad raksturīga intensīvāka cianobaktēriju ziedēšana jūnijā, jūlijā paraugus iesaka ievākt 3 – 4 reizes mēnesī, savukārt vasaras otrajā pusē augustā, septembrī, kad fitoplanktona aktivitāte samazinās – 1 – 2 reizes mēnesī (Jaanus 2011). Kopumā, mikroskopisko aļģu paraugu ievākšanas skaits no jūnija līdz septembrim ir 7 – 8 reizes. HELCOM CyaBI indikatora aprakstā norādīts, ka cianobaktēriju biomasas datiem ir jābūt ievākti vismaz 1 reizi mēnesī, Ja indikatoram ir izmantots vasaras periods no jūnija līdz augustam, tad kopējais, minimālais paraugu ievākšanas skaits sezonā ir 3 reizes. Līdzšinējā fitoplanktona monitoringa paraugošanas prakse, īpaši jau pēdējos gados, kad paraugi ievākti tikai 1 reizi vasaras sezonā, nevar nodrošināt CyaBI indikatora pilnvērtīgu izmantošanu vides kvalitātes stāvokļa novērtēšanā Jūras stratēģijas pamatdirektīvas (2008/56/EK) prasībām. Un fitoplanktona/cianobaktēriju monitoringa minimālajam vākumu skaitam Rīgas līcī un Baltijas jūras piekrastē jābūt: vismaz 1 reizi mēnesī no jūnija līdz septembrim, kopumā 4 reizes vasaras sezonā.



12. attēls. Attiecības starp 95% ticamības intervāla robežām un attiecīgo vidējo aritmētisko MSTS indikatora parametru vērtību (CI:μ, izteiktu %) atkarībā no datu kopas lieluma. Līnijā attēlo Loess regresijas līkni. Iekrāsotā zona norāda līknes saistīto standartkļūdu. L_MS, U_MS – zemākā (L) un augstākā (U) 95% ticamības intervāla robeža MS (vidējais zooplanktona izmērs) parametram; L_TS, U_TS - zemākā (L) un augstākā (U) 95% ticamības intervāla robeža TS (zooplanktona biomasa) parametram.

Zooplanktona MSTS indikatora efektīvai un reprezentatīvai pielietošanai Rīgas līcī, izvērtētas monitoringa prasības. Kā objektīvs parametrs, izmantota attiecība starp 95% ticamības intervāla robežām un attiecīgo vidējo aritmētisko MSTS indikatora parametru vērtību (CI:μ; tās pašas vērtības, kas attēlotas 10. attēlā), izteiktu procentos (12. attēls). CI:μ atspoguļo 95% ticamības intervāla mainību neatkarīgi no vidējās vērtības lieluma, un iegūtie rezultāti norāda, ka datu kopai ar vērtību skaitu zemāku par 10 vienībām, ticamības intervāls nav salīdzināms, jo novērota tā mainība. Savukārt datu kopai ar vērtību skaitu lielāku par 10 vienībām, ticamības intervāla mainība ir vienmērīga un tāpēc salīdzināma. Tāpēc, lai iegūtu ilgtermiņā salīdzināmus datus par MSTS indikatora parametriem, rekomendācija ir katra gada vidējo vērtību aprēķināt no ne mazāk kā 10 vienībām, proti, sešu staciju tīklā kopumā jāanalizē ne mazāk kā 10 paraugi vērtēšanas (jūnijs – septembris) periodā.

Atsauces

Balode M., 1996.(b) Harmful Algal Blooms in Latvia, Report of the ICES/ IOC Working Group on Harmful Algal Blooms in Dynamics, 17 - 20 April 1996. Brest. France, 42 – 49

Balode M., 1997.(b) Long - Term Changes of Phytoplankton communities of the Gulf of Riga, Baltic Sea, Abstract of the International Symposium, The Temporal Variability of Plankton and Their Physico - chemical Environment, 19 - 21 March 1997, Germany, 2-3

Carstensen J., Henriksen P., Heiskanen A.S. 2007. Summer algal blooms in shallow estuaries: Definition, mechanisms, and link to eutrophication. *Limnology and Oceanography* 52:370-384

Domingues M., Barry J., Painting S., Best M., 2009. Extending the phytoplankton tool kit for the UK Water Framework Directive: indicators of phytoplankton community structure. *Hydrobiologia* 633: 151-168

Ferreira J.G., Vale C., Soares C.V., Salas F., Stacey P.E. Bricker S.B., Silva M.C., Marques J.C. 2007. Monitoring of coastal and transitional waters under the E.U. Water Framework Directive. *Environmental Monitoring and Assessment* 135: 195-216

Finni T., Kononen K., Olsonen R., Wallström K. 2001 The history of cyanobacterial bloom in the Baltic Sea. *Ambio* 30: 172-178

Gorokhova, E.; Lehtiniemi, M.; Postel, L.; Rubene, G.; Amid, C.; Lesutiene, J.; Uusitalo, L.; Strake, S.; Demereckiene, N. 2016. Indicator Properties of Baltic Zooplankton for Classification of Environmental Status within Marine Strategy Framework Directive. *PLoS One*, 11 (7)

HELCOM 2009. 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

HELCOM 2017a. Cyanobacterial bloom index. HELCOM pre-core indicator report. Online. [2017/12/11], <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/cyanobacterial-bloom-index>

HELCOM 2017b. First version of the ‘State of the Baltic Sea’ report – June 2017 – to be updated in 2018. Available at: <http://stateofthebalticsea.helcom.fi>

HELCOM 2017c. HELCOM Monitoring Manual, Guidelines for monitoring of phytoplankton species composition, abundance and biomass. Online. <http://www.helcom.fi/helcom-at-work/publications/manuals-and-guidelines/>

HELCOM 2017d. Zooplankton mean size and total stock. HELCOM core indicator report. Online. [2018/04/23], [http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/zooplankton-mean-size-and-total-stock-\(msts\)](http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/zooplankton-mean-size-and-total-stock-(msts))

Hällfors H., Backer H., Leppänen J.-M., Hällfors S., Hällfors G., Kuosa H. 2012 The northern Baltic Sea phytoplankton communities in 1903-1911 and 1933-2005: a comparison of historical and modern species data. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-012-1414-4

ICES 2017. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 19-26 April 2017, Copenhagen, Denmark. *ICES CM* 2017/ACOM:11 810 lpp.

Jaanus A. 2011. Phytoplankton in Estonian coastal waters – variability, trends and response to environmental pressures. PhD thesis, Tartu University, Estonia: 46 lpp.

Kononen K., Nomman S., 1992. Spatio - Temporal Dynamics of the Cyanobacterial Blooms in the Gulf of Finland, Baltic Sea, *Finish Marine Research*, Helsinki, 95 – 113

R Core Team 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Sivonen K., 1996. Cyanobacterial Toxins and Toxin Production, *Phycologia*, Volume 35 (6 Supplement), 12 – 24

Wickham 2009. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York, 2009

Калвека Б. Я., 1980. О сезонных циклах развития фитопланктона в открытой части Балтики и Рижском заливе в 1976 году В. кн. Рыбохозяйственные исследования в бассейне Балтийского моря, Рига: Авотс вып. 15, 36 - 45

Крабб А., 1913. Планктон Балтийской экспедиции 1908. г. Труды Русской Балтийской экспедиции Вып. 1

Николаев И. И., 1950 а. Основные эколого - географические комплексы фитопланктона Балтийского моря и их распределение Ботанический журнал Том 35 Но 6 М, 602 - 611

Николаев И. И., 1951. Аритический комплекс в фитопланктоне Балтийского моря Тр. Вис. гидробиол об - ва Т. 3, 194 - 203

Николаев И. И., 1953. Фитопланктон Рижского залива Труды Латв. отд. ВНИРО вып. 1 Рига, 115 - 172

Николаев И. И., 1954. “О цветении” воды Балтийского моря Труды Латв. отд. ВНИРО Том 26, 210 - 220

Николаев И. И., 1957 а. Биологические сезоны Балтийского моря Труды Латв. отд. ВНИРО вып. 2 Рига, 115 – 140

Рудзрога А. И., 1974. Видовой состав фитопланктона Рижского залива Биология Балтийского моря Рига, 144 - 164