



DAUGAVPILS UNIVERSITĀTE
DZĪVĪBAS ZINĀTŅU UN TEHNOLOĢIJU INSTITŪTS
EKOLOĢIJAS DEPARTAMENTS

AIJA BRAKOVSKA

DAPHNIA CUCULLATA SARS, 1862, VIETA ZOOPLANKTONA
CENOŽU SASTĀVĀ, TĀS ĢENĒTISKĀ DAUDZVEIDĪBA
AUSTRUMLATVIJAS DZIĻAJOS EZEROS

Promocijas darba

KOPSAVILKUMS

Zinātnes doktora grāda zinātnes doktors (*Ph.D.*) Dabaszinātnēs iegūšanai

Daugavpils 2023

Promocijas darbs ir izstrādāts Daugavpils Universitātē Dzīvības Zinātņu un Tehnoloģiju Institutā Ekoloģijas departamentā laika posmā no 2006. gada līdz 2023. gadam.

Promocijas darbu daļēji finansiāli atbalstīja ESF projekts Nr. 8.2.2.0/20/I/003 “Daugavpils Universitātes stratēģiskās specializācijas jomu akadēmiskā personāla profesionālās kompetences stiprināšana 3. kārtā”



DAUGAVPILS
UNIVERSITĀTE

NACIONĀLAIS
ATTĪSTĪBAS
PLĀNS 2020



EIROPAS SAVIENĪBA

Eiropas Sociālais
fonds

I E G U L D Ī J U M S T A V Ā N Ā K O T N Ē

un ESF projekts Nr. 2009/0214/1DP/1.1.1.2.0/09/APIA/VIAA/089 “Starpdisciplināras zinātniskās grupas izveidošana Latvijas lašveidīgo zivju ezeru ilgtspējības nodrošināšanai”.

Darba forma:

Promocijas darbs (disertācija) Bioloģijas nozarē, ekoloģijas apakšnozarē

Darba zinātniskais vadītājs:

Dr. biol., prof. Natalja Škute (Daugavpils Universitāte, Daugavpils, Latvija)

Promocijas darba zinātniskais konsultants:

Dr. biol., prof. Artūrs Škute (Daugavpils Universitāte, Daugavpils, Latvija)

Darba recenzenti:

PhD., prof. Jana Radzijeuskaja (Vītauta Dižā Universitāte, Lietuva)

Dr. biol., vadošā pētniece Anda Ikauniece (Latvijas Hidroekoloģijas institūts, Latvija)

Dr. biol., prof. Inese Kokina (Daugavpils Universitāte, Latvija)

Promocijas padomes priekšsēdētājs: Dr. biol., prof., akad. Arvīds Barševskis

Darba aizstāvēšana notiks: Daugavpils Universitātes Bioloģijas nozares promocijas padomes atklātā sēdē 2024. gada 19. janvārī, plkst. 11:00, tiešsaistē ZOOM platformā/Daugavpils Universitātē

Ar promocijas darbu un tā kopsavilkumu var iepazīties Daugavpils Universitātes bibliotēkā, Parādes ielā 1, Daugavpilī (Latvija) un Daugavpils Universitātes interneta mājas lapā www.du.lv.

Atsauksmes sūtīt: Promocijas padomes sekretārei, Parādes iela 1A, Daugavpils, Latvija, LV-5401; mob. +371 260 02 593; e-pasts: jana.paidere@du.lv.

Padomes sekretāre: Dr. biol. Jana Paidere, Daugavpils Universitātes pētniece.

SATURS

IEVADS	4
Pētījuma aktualitāte	4
Zinātniskā novitāte	5
Galvenās aizstāvēšanai izvirzītās tēzes	5
Promocijas darba mērķis	6
Promocijas darba uzdevumi	6
Pētījuma rezultātu aprobācija	6
2. MATERIĀLI UN METODES	11
2.1. Pētījuma teritorija	11
2.2. Zooplanktona paraugu ievākšana un apstrāde zooplanktona cenožu sastāva un molekulāri ģenētiskajiem pētījumiem	12
2.3. Zooplanktona cenožu sastāva taksonomiskā analīze	13
2.4. DNS izdalīšana un izdalītā DNS kvantitātes un kvalitātes noteikšana no <i>Daphnia cucullata</i> īpatņiem	13
2.5. RAPD-polimerāzes ķēdes reakcijas (RAPD-PĶR) apstākļi un produktu <i>Daphnia cucullata</i> īpatņiem vizualizēšana gēla elektroforēzē	13
2.6. Mikrosatelītu-polimerāzes ķēdes reakcijas apstākļi un produktu <i>Daphnia cucullata</i> īpatņiem vizualizēšana kapilārā elektroforēzē	15
2.7. Ūdens fizikāli ķīmisko parametru noteikšana	16
2.8. Datu statistiskā apstrāde	16
3. REZULTĀTI	17
3.1. Zooplanktona taksonu sastāvs, dinamika un <i>Daphnia cucullata</i> vieta tajā	17
3.2. <i>Daphnia cucullata</i> mijiedarbība ar citiem zooplanktona taksoniem un fizikāli ķīmiskajiem parametriem	27
3.3. <i>Daphnia cucullata</i> populāciju ģenētiskā daudzveidība Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros, pamatojoties uz nejaušu secību dekanukleotīdu (RAPD) analīzi	31
3.4. <i>Daphnia cucullata</i> populāciju ģenētiskā daudzveidība Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros, izmantojot mikrosatelītu lokusu analīzi	36
4. DISKUSIJA	42
4.1. Zooplanktona sugu sastāvs un dinamika Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros	42
4.2. <i>Daphnia cucullata</i> populāciju ģenētiskā daudzveidība Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros, izmantojot nejaušu secību dekanukleotīdu (RAPD) un mikrosatelītu lokusu analīzi	45
SECINĀJUMI	51
PATEICĪBAS	52
PROMOCIJAS DARBA KOPSAVILKUMS ANĢĻU VALODĀ	53
LITERATŪRAS SARAKSTS	105

IEVADS

Pētījuma aktualitāte

Saldūdens resursu kvalitāte ieņem svarīgu vietu pasaulē. Ezeri ir izplatīts ainavu elements Latvijā un visā Baltijas grēdā. Pavisam Latvijā ir 2256 ezeri, kas lielāki par vienu hektāru, kuri atšķiras ne tikai pēc izcelsmes, morfoloģijas, attīstības stadijas, bet arī pēc lieluma, ģeoloģijas, barošanās režīma, ķīmiskajiem un fizikālajiem parametriem, bioloģiskajiem organismiem (Klavins et al., 2002). Lielākā daļa Latvijas dziļo ezeru veidojušies subglaciālajās vagās Dagdas, Feimaņu, Vestienas, Vanemas, Bandavas paugurainē un Augšzemes augstienē. Latgalē ir vislielākais ezeru skaits, kas radušies aizsprostojuma rezultātā un ir saistīti ar morēnu saposmjuumiem (Cimdiņš, 2001; Glazačeva, 2004; Klavins et al., 2002). Ievērojamai daļai Latvijas ezeru ir salīdzinoši neliela platība, dziļums un tie galvenokārt atbilst eitrofajam ezeru tipam. Tie ir pakļauti dažādas intensitātes antropogēnai ietekmei (Klavins et al., 2002). Ezeru skaits, kam ir iegūts augstas ūdens kvalitātes statuss ir mazs. Saskaņā ar Ministru kabineta noteikumiem Nr.118 (12.03.2002.) *Noteikumi par virszemes un pazemes ūdeņu kvalitāti*, Latvijā ir 26 ezeri, kas atbilst augstas kvalitātes ūdeņiem vai prioritārajiem lašveidīgajiem ūdens ezeriem, pie kuriem pieder arī Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeri. Šie noteikumi nosaka ka prioritārie zivju ūdeņi ir saldūdeņi, kurā ūdens aizsardzībai vai ūdens kvalitātei ir jāveic uzlabošanas pasākumi lai nodrošinātu zivju populācijai labvēlīgus dzīves apstākļus. Lašveidīgo ūdens ezeros ir augstāki ūdens kvalitātes standarti, tāpēc lai novērotu to ekoloģiskās kvalitātes izmaiņas, tiem ir nepieciešams pastāvīgs monitorings. Zooplanktonam ir svarīga loma vielu un enerģijas plūsmā ūdenstilpēs. Daudzas zooplanktona sugas, filtrējot barību, mazina ūdenstilpes eitrofikācijas sekas, jo kontrolē baktēriju un aļģu daudzumu piedaloties ūdens bioloģiskās pašattīrīšanās procesā. Zooplanktons (kā piemēram, Cladocera), ir svarīga zivju mazuļu un planktofāgo zivju barības bāze (Chang & Hanazato, 2004; Cimdiņš, 2001; Hebert, 1982; Malone & McQueen, 1983; Pinel-Alloul, 1995; Wetzel, 2001). Zooplanktonam kā ūdenstilpju primārās produkcijas (fito un bakterioplanktona) patērētājam ir liela nozīme pašattīrīšanās procesu nodrošināšanā. Zooplanktons var kalpot par ekoloģiskā monitoringa indikatoru, nosakot ezeru trofisko stāvokli. Mērena klimata joslā, kur ezeru zooplanktona sugu sastāva temporālās izmaiņas ietekmē daudzi faktori, zooplanktona kā bioindikatora potenciāls ir ļoti augsts. Abiotiskie vides faktori ezerā nosaka sugas esamību vai neesamību, savukārt, biotiskie faktori galvenokārt nosaka zooplanktona cenozes populācijas lielumu (Pinel-Alloul, 1995; Wetzel, 2001).

Zooplanktona cenoze ir dinamiska sistēma, kurā sugu sastāvs var būtiski mainīties atkarībā no sezonas un biotopa (Bertilsson et al., 1995; Bērziņš & Pejler, 1989a; 1989b; Malone & McQueen, 1983; Pinel-Alloul, 1995; Seda & Devetter, 2000). Kompleksi pētījumi Latvijas ezeros ir bijuši 20. gadsimta vidū un beigās (Līne, 1963; Līne, 1966; Vadzis et al., 1976). Daudzi zooplanktona pētījumi bija veikti galvenokārt ar mērķi izvērtēt zooplanktona sabiedrības kā zivju barības bāzi (Kumsāre & Gaile, 1960; Kumsāre & Selkere, 1955; Laganovska, 1961; Sloka & Sloka, 1955) un citu limnoloģisko pētījumu ietvaros (Čeirāns, 2007; Latvijas ezeru sinoptiskais monitorings, 2002; Leinerte, 1988; Poikane et al., 2001; Urtāne, 1998). Ilgtermiņa un detalizētu datu par zooplanktona cenožu kvalitatīvo un kvantitatīvo sastāvu, taksonu savstarpējo un sezonālo izmaiņu likumsakarībām, to saistību ar vides faktoru izmaiņām Austrumlatvijas dziļajos ezeros mūsdienās nav.

Daphnia ir kļuvusi arī par savdabīgu konverģences modeli ar adaptīvajām iezīmēm radikāli atšķirīgos biotopos un bieži ir izmantotas kā modeļorganismi ekoloģiski ģenētiskajos pētījumos (Colbourne & Hebert, 1996; Colbourne et al., 1997; Harris et al., 2012; Lubbock, 1857; Lynch & Spitz, 1994; Stark & Banks, 2003).

Molekulāri ģenētiskā monitoringa nolūkos ir ļoti svarīgi atrast piemērotākos ģenētiskās struktūras izpētes marķierus (Brede et al., 2006; Cousyn et al., 2001; De Meester et al., 1995; Harris et al., 2005; Hellsten & Sundberg, 2000). Mikrosatelīti jeb vienkāršās secības, kas sastāv no secīgu nukleotīdu atkārtojumu (lokusu) kopuma no 2 līdz 6 nukleotīdiem un atkārtojumu skaitu aptuveni 20 līdz 60 nukleotīdi. Atkārtojumu skaits katrā lokusā ir atšķirīgs, kā rezultātā alēles ir dažāda garuma (Ellegren, 2004). Mikrosatelītu marķieriem ir liela loma ģenētiskajos pētījumos tāpēc, ka to lokusu veidi ir ļoti daudzskaitlīgi un izkaisīti pa visu genomu, lokusi galvenokārt atrodas nekodējošos genoma reģionos, līdz ar to tiem ir jābūt selektīvi neitrāliem. Tas sniedz iespēju izprast ģenētisko struktūru *Daphnia cucullata* populācijām no dažādām ūdenstilpēm (Colbourne et al., 2004; Frisch et al., 2014; Forest et al., 2007; Haag et al., 2010; Pálsson 2000). RAPD polimorfisma analīze kalpo par ātru ģenētiskā polimorfisma noteikšanas metodi. RAPD polimorfisms izpaužas kā noteikta garuma fragmentu klātbūtne vai trūkums genomā. RAPD marķieri atšķirībā no mikrosatelītiem, ļauj pētīt visu genomu kopā, nevis atsevišķas tā daļas, jo tie ir izplatīti visā genomā (Williams et al., 1990). Sakarā ar to RAPD polimorfisma analīzes metodi var pielietot zooplanktona sugu populāciju ģenētiskās mainības noteikšanā un ģenētiskajā monitoringā, jo analīzei pietiek ar nelielu daudzumu DNS materiāla. RAPD analīze var kalpot par savdabīgu ekspresmetodi ģenētiskā polimorfisma atklāšanai, jo īpaši tas ir ļoti aktuāli maz pētītām taksonomiskām grupām. Tomēr, veicot taksonomiskās interpretācijas ar kodola DNS marķieriem, lielākas iegūto rezultātu ticamības nolūkos, ir nepieciešams izmantot vairākus marķierus.

Sakarā ar to, promocijas darba mērķis ir veikt ilgtermiņa komplekšu pētījumu par zooplanktona sugu sastāva, cenožu struktūras, sezonālās dinamikas un to ietekmējošo faktoru, kā arī *Daphnia cucullata* populāciju plastiskuma un ģenētiskās daudzveidības analīzi Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros.

Zinātniskā novitāte

1. Noskaidrots Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeru zooplanktona cenožu kvalitatīvais un kvantitatīvais sastāvs, taksonu savstarpējo un sezonālo izmaiņu likumsakarības, to saistība ar vides faktoru izmaiņām.
2. Pirmo reizi Latvijā tika noskaidroti *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskās struktūras izpētes marķieri un noskaidrota populāciju ģenētiskā struktūra izmantojot, RAPD un mikrosatelītu lokusus.

Galvenās aizstāvēšanai izvirzītās tēzes

1. Zooplanktona cenožu kvalitatīvās un kvantitatīvās izmaiņas, to struktūra un dinamika Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros ir atkarīgas no cenožu iekšējās mijiedarbības, sezonalitātes un vides faktoru izmaiņām.
2. *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskās struktūras izpētei ir iespējams izmantot kodola DNS marķierus no radniecīgām sugām.

3. Izmantojot RAPD un mikrosatelītu lokusus, ir iespējams noskaidrot Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeru *Daphnia cucullata* populācijām ģenētisko struktūru monitoringa nolūkos.

Promocijas darba mērķis

Veikt kompleksu zooplanktona cenožu struktūras, dinamikas un tās ietekmējošo faktoru analīzi Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros, un noskaidrot *Daphnia cucullata* populāciju ģenētisko struktūru, nosakot, piemērotākos ģenētiskās struktūras izpētes marķierus.

Promocijas darba mērķa sasniegšanai bija izvirzīti sekojoši uzdevumi:

1. Noteikt Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeru zooplanktona cenožu:
 - 1.1. kvalitatīvo un kvantitatīvo sastāvu;
 - 1.2. iekšējās mijiedarbības un sezonālās likumsakarības;
 - 1.3. kvantitatīvo un kvalitatīvo sastāva dinamiku saistībā ar vides faktoru izmaiņām;
2. Noskaidrot Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeru zooplanktonā sastopamajam Cladocera taksonam *Daphnia cucullata* piemērotākos ģenētiskās struktūras izpētes marķierus;
3. Noteikt Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros sastopamajam Cladocera taksonam *Daphnia cucullata* ģenētisko daudzveidību, izmantojot RAPD un mikrosatelītu lokusu analīzi.

Promocijas darba izstrāde un rezultātu aprobācija

Promocijas darbs ir veidots kā disertācija. Promocijas darba galvenie rezultāti ir atspoguļoti 9 zinātniskās publikācijās, 2 publikācijās konferenču pilna teksta rakstu krājumos un 30 starptautisko zinātnisko konferenču tēzēs. Par promocijas darba galvenajiem rezultātiem sniegti 21 starptautiskā zinātniskā konferencē un 3 vietējās zinātniskās konferencēs.

Publikācijas starptautiski recenzējamās zinātniskos žurnālos, kas iekļautas Scopus datu bāzē

Autora pieminēšanas kārtība publikācijā norāda tā ieguldījumu pētījuma veikšanā.

- I. **Brakovska, A., Škute, N.** 2023. Exploring the genetic diversity and population structure of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 in Boreal lakes (Latvian Lakeland) based on microsatellites. *Diversity*, 15 (11) 1128. 1 - 5. (Q2)
- II. **Brakovska, A., Paidere, J., Škute, R., Škute, N., Škute, A.** 2013. Occurrence of Cladocera and genetic diversity of *Daphnia cucullata* in pelagic zone of the Latvian salmonid lakes. *Estonian Journal of Ecology*. Vol. 62 No.4. 244- 264. (Q4)
- III. **Brakovska, A., Škute, R., Škute, A.** 2012. Heterogeneity of distribution and community composition of zooplankton in upper layers of Lake Svente. *Zoology and Ecology*. Vol. 22 No.2-3. 172-180. (Q4)
- IV. **Brakovska, A., Škute, R.** 2009. Ecological evaluation of zooplankton groups in Lake Geranimovas-Ilzas and Lake Garais. Proceedings of the 7th International Scientific and Practical Conference Environment. Technology. Resources. Vol. 2: 43- 50.

Publikācijas starptautiski recenzējamos zinātniskos žurnālos, kas iekļautas Web of Science datu bāzē (Biological Abstracts/ BIOSIS Previews/Zoological Record)

- V. **Brakovska, A.,** Paidere, J., Škute, A. 2020. Dynamics and factors influencing zooplankton in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas (Eastern Latvia). *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol. 20 No.1. 71 – 94.
- VI. **Brakovska, A.** 2014. *Daphnia cucullata* Sars, 1862 (CRUSTACEA: CLADOCERA) distribution and location in composition of zooplankton cenosis in Lake Dridzis. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol. 14 No.1, 1 - 19.
- VII. **Brakovska, A.,** Škute, N. 2013. Optimisation of DNA and RAPD-PCR amplification for population genetic analysis of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 (Crustacea: Cladocera). *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol. 13 No.2. 11- 20.
- VIII. **Brakovska, A.,** Paidere, J., Škute, A. 2012a. Diversity survey of samples of Rotifera group in Lakes Svente and Brigene. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol. 12 No. 2. 113 – 129.
- IX. **Brakovska, A.,** Škute, R. 2007. Ecological characterization of zooplankton groups in the deepest lakes of East Latvia. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol.7 No.2 165- 174

Publikācijas konferenču pilna teksta rakstu krājumos

- X. **Brakovska, A.,** Škute N. 2017. Genetic diversity of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 population of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas (eastern Latvia) based on microsatellite – PCR analysis. Bioindication in Monitoring of Freshwater Ecosystems III. Proceedings of IIIrd International Conference. St.Petersburg. 55-58.
- XI. **Brakovska, A.,** Paidere, J., Škute, R. 2012b. Composition dynamics of zooplankton species in the Lake Svente (Latvia) from 2006 to 2011. Proceedings of conference Международная школа-конференция “Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод” 05.- 09.11.2012. Борок, Россия, 140-144.

Par pētījumu rezultātiem ziņots konferencēs un publicētas tēzes

- 1. **Brakovska, A.,** Škute N. 2023. Genetic structure of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 native population in Eastern Latvia lakes. *VIII Baltic Genetics Congress. Kaunas, Lithuania, 22.- 24.03.2023. Biologija. Vol. 69. No.1. p.29.*
- 2. **Brakovska, A.,** Škute N. 2017. Genetic diversity of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 population of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas (eastern Latvia) based on microsatellite – PCR analysis. *Bioindication in Monitoring of Freshwater Ecosystems III. Proceedings of IIIrd International Conference. St.-Petersburg, Russia, 23.- 27.10.2017. Pp.55-58.*
- 3. **Brakovska, A.,** Škute N. 2017. Evaluation of nuclear DNA markers (RAPD and microsatellites) variability in study of genetic structure of clonal organisms *Daphnia cucullata* Sars, 1862 in Latvian Lakes. *Abstracts of the 59th International Scientific Conference of Daugavpils University, Latvia. 06.- 07.04.2017. p.132.*
- 4. **Brakovska, A.,** Škute N. 2017. Genetic diversity of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 in Latvian Lakes using nuclear DNA markers (RAPD and microsatellites). *9th International Conference on biodiversity research, Daugavpils, Latvia. 26. – 28.04.2017. Book of Abstracts. p.33.*

5. **Brakovska, A.**, Paidere J., Škute A. 2014. *Daphnia cucullata* Sars, 1862 (CRUSTACEA: CLADOCERA) distribution and location in composition of zooplankton cenosis in Lake Dridzis. *The 56th International Scientific Conference Of Daugavpils University. Daugavpils, Latvia, 09.- 11.04.2014. Book of abstracts.* p. 56.
6. Škute, N., **Brakovska, A.**, Solomennikovs A. 2014. Influence of environmental factors on Sventes lake zooplankton species diversity. *The 56th International Scientific Conference Of Daugavpils University. Daugavpils, Latvia, 09.- 11.04.2014. Book of abstracts.* p. 63.
7. **Brakovska, A.**, Škute, N., Paidere, J., Škute, A. 2013. Genetical biodiversity of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 in the Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas- Ilzas (Latvia). *7th International Conference "Research and conservation of biological diversity in Baltic Region"* Daugavpils, Latvia, 25. – 27.04.2013. *Book of abstracts.* p. 28.
8. **Brakovska, A.**, Škute, N. 2012. Genetical variation of *Daphnia cucullata* in some Latvian Lakes. *5th Baltic Genetical Congress.* Kaunas, Lithuania, 19.- 22.10.2012. *Book of abstracts.* p.26.
9. **Brakovska, A.**, Paidere, J., Škute, R., Škute, N., Škute, A., Stepanova, M., Iliško, E., Dimante-Deimantoviča, I. 2012. Occurrence of Cladocera and genetic diversity of certain species in Latvian salmonid lakes. *International Scientific Conference The current state and perspective of the Coregonid Lakes.* Daugavpils, Latvia, 01.- 02.11.2012. *Book of abstracts.* p.14.
10. Paidere, J., **Brakovska, A.**, Iliško, E., Griņko, O., Brūvere, I., Dimante-Deimantoviča, I. 2012. Applicability of zooplankton community study for ecological quality assessment of salmonid water lakes in Latvia during summer, 2010. *International Scientific Conference The current state and perspective of the Coregonid Lakes.* Daugavpils, Latvia, 01.- 02.11.2012. *Book of abstracts.* p.24.
11. Dimante-Deimantoviča, I., Paidere, J., **Brakovska, A.**, Škute, A. 2012. An examination of the method used in zooplankton counting. *International Scientific Conference The current state and perspective of the Coregonid Lakes.* Daugavpils, Latvia, 01.- 02.11.2012. *Book of abstracts.* p.16.
12. **Brakovska, A.**, Paidere, J. 2012. Composition dynamics of zooplankton species in the Lake Svente (Latvia) from 2006 to 2011. *International Conference "Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод". Proceedings of conference Международная школа-конференция "Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод"* Borok, Russia, 05. - 09.11.2012. Pp.140-144.
13. Stepanova, M., **Brakovska, A.**, Škute, A. 2011. Rotatoria grupas diennakts migrācijas Sventes ezerā. Rīga, Latvija, 25.02.2011. *LU 69.zinātniskās konferences rakstu krājums.* 53. lpp.
14. Paidere, J., **Brakovska, A.**, Škute, R. 2011. Zooplanktons Geraņimovas-Ilzas ezerā 2007., 2009. un 2010. gadā. Rīga, Latvija, 25.02.2011. *LU 69.zinātniskās konferences rakstu krājums.* 34 – 35.
15. Stepanova, M., **Brakovska, A.**, Škute, A. 2011. Zooplanktona sezonālās vertikālās migrācijas Sventes ezerā. *DU 53.starptautiskā zinātniskā konference.* Daugavpils, Latvija, 13. - 15.04.2011. *DU 53.starptautiskās zinātniskās konferences tēzu krājums.* 25. lpp.
16. Stepanova, M., **Brakovska, A.**, Škute, A., Škute, R. 2011. Seasonal changes of *Keratella cochlearis* in the Lakes Svente and Drīdzis in Latvia. *DU 6th International conference*

- „Research and conservation of biological diversity in Baltic region” Daugavpils, Latvia, 28. – 29.04.2011. *Book of abstracts*. p.126.
17. Paidere, J., **Brakovska, A.**, Stepanova, M., Bardačenko, V. 2011. The occurrence of *Eurytemora lacustris* (Poppe, 1887) in the Latvian salmonid water lakes of the east Latvia in 2010. *6th Internacional Conference Research and Conservation of Biological Diversity in Baltic Region*. Daugavpils, Latvia, 28.– 29.04.2011. *Book of abstracts*. p. 92.
 18. Dimante - Deimantoviča, I., Bardačenko, V., **Brakovska, A.**, Solomennikovs, A., Škute, A., Škute, R. 2011. Dynamics of three calanoid copepods interactions: presumption for behavioural defense in order to reduce possible predation? *The 11th International conference on copepod*. Merida, Mexico. 10.- 15.07.2011. *Book of abstracts*. p. 30.
 19. Paidere, J., **Brakovska, A.**, Škute, R., Stepanova, M., Bardačenko, V. 2011. Vertical distribution of zooplankton in the deepest Latvian lake Dridzis in summer 2010. *Lake ecosystems: biological processes, antropogenic transformation, water quality*. Minsk – Naroch, Belarus, 12.– 17.09.2011. *Book of abstracts of the IV International Scientific Conference*. p. 123.
 20. Paidere, J., **Brakovska, A.**, Stepanova, M. 2011. *Limnocolanus macrurus* G.O.Sars 1863 and *Eurytemora lacustris* (Poppe 1887) as indicator of the Latvian salmonid water lakes trophy. *IInd International Conference Bioindication in monitoring of freshwater ecosystems*. St. Petersburg, Russia, 10.- 14.10.2011. *Book of abstract*. p. 122.
 21. **Brakovska, A.**, Škute, R., Škute, A. 2010. Seasonal dynamics of Cladocera species in the Svente Lake. *The 52nd International Scientific Conference of Daugavpils University*. Daugavpils, Latvia, 15.04.2010. *Book of abstracts*. p. 42.
 22. Škute, N., **Brakovska, A.** 2010. Genetic variation in populations of *Bosmina crassicornis* of some Lakes in Latvia. *Water Observation and Information System for Decision Support*. Ohrid, Republic of Macedonia, 25. - 29.05.2010. *Abstracts Vol. II* p. 489- 490.
 23. **Brakovska, A.**, Škute, N. Genetical biodiversity of *Daphnia cucullata* in the deepest Lakes of East Latvia. *4th International Scientific Conference to commemorate Professor G.G.Winberg Modern problems of aquatic ecology*. St.Peterburg, Russia, 11. - 15.10.2010. *Book of abstracts*. p. 225.
 24. Škute, A., Deksne, R., Paidere, J., Škute, N., **Brakovska, A.** 2010. Changes in the structure of zooplankton communities in the freshwater ecosystems in Latvia over the last five decades. *Advances in Climate Changes, Global Warning, Biological Problems and Natural Hazards. 3rd WSEAS International Conference on Climate Changes, Global Warning, Biological Problems (CGB' 10)*. Faro, Portugal, 03.- 05.11.2010. Published by WSEAS Press. Pp. 96 – 100.
 25. Stepanova, M., **Brakovska, A.** 2010. Diversity of seasonal zooplankton groups in the Lake Svente in Latvia. *BIOLOGY: from a molecule up to the biosphere. V International young scientists' Conference*. Kharkiv, Ukraine, 22.- 25.11. 2010. *Book of abstracts*. p. 371.
 26. **Brakovska, A.**, Škute, R. 2009. Ecological evaluation of zooplankton groups in Lake Geranimovas-Ilzas and Lake Garais. *7th International Conference Environment. Technology. Resources*. Rezekne, Latvia, 25.- 27.06.2009. *Proceedings of the 7th International Scientific and Practical Conference Environment. Technology. Resources*. Vol. 2. Pp. 43- 50.
 27. **Brakovska, A.**, Stepanova, M., Škute, R., Škute, A. 2009. Diversity survey of samples of Rotatoria group in Lakes Svente and Brigene. *5th International Conference “Research and*

- conservation of biological diversity in Baltic Region*". Daugavpils, Latvia, 22.- 24.04.2009. *Book of abstracts*. p. 25.
28. Škute, N., **Brakovska, A.** 2009. Evaluation of RAPD method for some population of Cladocera group in Lake Svente from Latvia. *5th International Conference "Research and conservation of biological diversity in Baltic Region"* Daugavpils, Latvia, 22.- 24.04.2009. *Book of abstracts*. p. 126.
29. **Brakovska, A.**, Stepanova, M. 2008. Ecological characteristic of groups of zooplankton in Lake Svente. *International Life Sciences Students' Conference Warsaw*. Warsaw, Poland, 10.- 14.09.2008. *Book of abstracts*. p. 49.
30. **Brakovska, A.**, Škute, R. 2008. Heterogeneity of zooplankton groups in lake Svente. *The 50th International Scientific Conference Of Daugavpils University*. Daugavpils, Latvia, 15.- 17.05.2008. *Book of abstracts*. Pp. 28 – 29.
31. Deimantoviča, I., **Brakovska, A.**, Škute, R. 2008. Zooplanktona diennakts dinamika Sventes ezerā. Latvijas Universitātes 66. *Zinātniskā konference. Klimata mainība un ūdeņi*". Rīga, Latvija, 22.02.2008. *Rakstu krājums*. 30.lpp.
32. **Brakovska, A.**, Škute, R. 2007. Ecological characterization of zooplankton groups in the deepest lakes of East Latvia. *4th International Conference "Research and conservation of biological diversity in Baltic Region"*. Daugavpils, Latvia, 25.- 27.04.2007. *Book of abstracts*. p. 18.

2. MATERIĀLI UN METODEDES

2.1. Pētījuma teritorija

Materiāls zooplanktona cenožu sastāva un molekulāri ģenētiskajiem pētījumiem tika ievākts četros Austrumlatvijas dziļajos ezeros, kuri pieder pie dziļiem, labi caurredzamiem mezotrofiem un mezoeitrofiem Latvijas ezeriem (Urtāne, 1998). Izvēlētie ezeri ir salīdzinoši līdzīgi arī pēc to morfometriskajiem rādītājiem un ir iekļauti prioritāro zivju ūdeņu ezeru sarakstā (2002. gada 12. marta Ministru kabineta noteikumi Nr.118). Ezeru raksturojumi un atrašanās vietas ir atspoguļotas 2.1.1.tabulā un 2.1.1.attēlā (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2017; Brakovska & Škute, 2013; Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012).



2.1.1.attēls. Svantes, Riča, Drīdzis un Geraniņmovas-Ilzas ezeru atrašanās vieta (kartes autors: E.Iliško)

2.1.1.tabula

Svantes, Riča, Drīdzis un Geraniņmovas- Ilzas ezeru morfometriskie un ekoloģiskie parametri

Ezers	Koordinātes X/Y	Ezeru augstums virs jūras līmeņa, m	Virsmas platība ar salām, km ²	Virsmas platība bez salām, km ²	Maksimālais dziļums, m	Vidējais dziļums, m	Sateces baseins, km ²	Krasta līnija, km
Drīdzis	705390.852/ 208462.077	159,8	7,72	7,56	64	12,8	46	42
Riča	670715.594/ 175721.067	145,8	13,12	13,07	39*/ 51.9	9,7	123**/13 0***	34
Svente	647412.511/ 192388.091	136,9	7,06	7,03	38	7,8	20	26
Geraniņmovas -Ilzas	696251.015/ 228167.042	150,7	3,17	3,17	46	9,8	66	24

* Dziļums Latvijā, savukārt maksimālais dziļums atrodas Baltkrievijā- 51.9 m; ** Sateces baseins Latvijas teritorijā; *** Sateces baseins Baltkrievijas teritorijā. (Eipurs, 1995; Tidriķis, 1997; Tidriķis, 1998; Urtāne, 1998; Ezeri.lv Datubāze)

2.2. Zooplanktona paraugu ievākšana un apstrāde zooplanktona cenožu sastāva un molekulāri ģenētiskajiem pētījumiem

Lai varētu gūt pēc iespējas pilnīgāku priekšstatu par pašreizējo zooplanktona sugu sastāvu to savstarpējo mijiedarbību, mijiedarbību ar dažādiem vides faktoriem, kā arī vienas no izplatītākajām Cladocera sugām- *Daphnia cucullata* vietu un lomu zooplanktona sugu sastāvā Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas- Ilzas ezeros, paraugi tika ievākti vairāku gadu garumā, aptverot pavasara, vasaras un rudens sezonu. Paraugošanas vietas tika izvēlētas tā, lai tās pēc iespējas vairāk atspoguļotu ezera biotopu dažādību.

Zooplanktona paraugi Sventes un Drīdža ezerā tika vākti no 2007. - 2011. gadam, no maija līdz septembrim, dažādās ezeru vietās. Sventes ezerā kopā ievākti un izskatīti 275 zooplanktona paraugi, bet Drīdža ezerā kopā ievākti un izskatīti 100 zooplanktona paraugi. Savukārt, Riča un Geraņimovas-Ilzas ezerā no 2007. - 2011. gadam vienreiz sezonā, t.i. vasarā, kopā katrā ezerā ievākti un izskatīti 45 zooplanktona paraugi (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012).

Lai konstatētu paraugošanas vietas ezeros un atzīmētu šo vietu ģeogrāfiskos punktus, tika izmantots ehelots ar GPS uztvērēju LOWRANCE LMS 522c. Ezeru paraugošanas vietu kartes tika sagatavotas ar ArcGIS 10 aplikāciju, par pamatu izmantojot Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras (LĢIA) 2005. gadā sagatavotās ortofoto kartes mērogā 1:10 000.

Zooplanktona paraugu ievākšanā ezeru dažādās vietās tika izmantots DENMARK Apšteina tipa planktona tīkls (acs izmērs 65 µm), bet ezeru dziļākajās vietās Hydro-bios Apšteina tipa planktona tīkls ar atvēršanas-aizvēršanas mehānismu (acs izmērs 64 µm). Ievācot paraugus ar DENMARK Apšteina tipa planktona tīklu, zooplanktona paraugi tika ievākti aptuveni 0,5 - 1 m dziļumā, izfiltrējot 100 l ūdens. Savukārt, ar Hydro-bios Apšteina tipa planktona tīklu, tika izfiltrēts ūdens stabs, kas izcelts no ezera dziļuma līdz virspusei ezera dziļākajā vietā. Iegūtā kopējā parauga tilpums bija apmēram 200 – 250 ml. Ievāktais materiāls tika fiksēts ar 37 - 40 % formaldehīda šķīdumu, rezultātā iegūstot, 4 % zooplanktona paraugu koncentrāciju (APHA, 2005; Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012; Wetzel & Likens, 2000).

Daphnia cucullata paraugi molekulāri ģenētiskajiem pētījumiem tika ievākti vienlaicīgi ar zooplanktona cenožu sastāva pētījumu paraugiem. Sventes un Drīdža ezerā kopā ievākti un identificēti *Daphnia cucullata* īpatņi molekulāri ģenētiskajiem pētījumiem no 50 zooplanktona paraugiem, bet Riča un Geraņimovas-Ilzas ezerā kopā ievākti un identificēti *Daphnia cucullata* īpatņi no 45 zooplanktona paraugiem. Ievāktais materiāls tika konservēts un uzglabāts 70 -96% spirtā (Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2017; Brakovska & Škute, 2013; Brakovska & Škute, 2023; Harris et al., 2005; Hellsten & Sundberg, 2000; Schwenk et al., 1998).

2.3. Zooplanktona cenožu sastāva taksonomiskā analīze

Zooplanktona paraugu kvalitatīvā un kvantitatīvā analīze tika veikta izmantojot ZEISS *Primo Star* gaismas caurejošo mikroskopu (100 - 400× palielinājums). Paraugu kamerālā apstrāde tika veikta ar Griddad Sedgewick skaitāmās kameras palīdzību, kuras tilpums ir 1 ml. Pavisam tika izskatīti 6 ml (1 ml × 6) no katra parauga apakštilpuma (Wetzel & Likens, 2000). Iespēju un zināšanu robežās zooplanktona organismi tika noteikti līdz sugai, ģintij vai dzimtai, izmantojot sekojošus noteicējus: Benzie, 2005; Dagg, 1977; Dumont, & Negrea, 2002; Dussart & Defaye, 2001; Einsle, 1996; Flössner, 1972; Flössner, 2000; Flössner, 2002; Hudec, 2010; Kotov, 2006; Krauter & Streble, 1988; Lieder, 1996; Nogrady & Segers, 2002; Paidere & Škute, 2011; Pontin, 1978; Radwan et al., 2004; Rivier, 1998; Ruttner-Kolisko, 1974; Scourfield & Harding, 1994; Segers, 1995; Segers, 2007; Sloka, 1981; Smirnov, 1996; Алексеев & Цалохин, 2010; Кутикова & Старобогатов, 1977; Кутикова, 1970; Мануйлова, 1964; Определитель зоопланктона... 2010; Определитель пресноводных... 1995. Zooplanktona organismu individuālā biomasa tika iegūta no literatūras avotos pieejamās informācijas (Bottrell et al., 1976; Ruttner-Kolisko, 1977; Кисилев, 1956) (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2017; Brakovska & Škute, 2013; Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012).

2.4. DNS izdalīšana un izdalītā DNS kvantitātes un kvalitātes noteikšana no *Daphnia cucullata* īpatņiem

DNS izdalīšana tika veikta modificējot Fitzsimmons un Innes (2005) un Harris et al. (2005) piedāvātās universālās ("salting-out") DNS izdalīšanas metodikas. DNS paraugu kvalitāte un koncentrācija tika pārbaudīta ar spektrofotometra BioSpec- Nano (Shimadzu, Japan) palīdzību pēc absorbcijas koeficienta $A_{260/230}$ un $A_{260/280}$, kā arī, veicot iegūto paraugu gēlu elektroforēzi uz 1,5 % agarozes gēla (Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2017; Brakovska & Škute, 2013; Brakovska & Škute, 2023; Harris et al., 2005).

2.5. RAPD-polimerāzes ķēdes reakcijas (RAPD-PĶR) apstākļi un produktu *Daphnia cucullata* īpatņiem vizualizēšana gēla elektroforēzē

Veicot RAPD praimeru aprobāciju, tika iztestēti piecdesmit pieci vienkārši nejaušu secību dekanukleotīdu praimeru (RAPD) ātrai DNS polimorfo fragmentu amplifikācijai no A, B, C un F komplektiem (Carl Roth, Germany). Katrā komplektā ietilpst 20 vienkārši dekanukleotīdu praimeru ar gadījuma nukleotīdu secībām (Carl-Roth). Tālākam pētījumam tika atlasīti tikai septiņi praimeru no komplekta A (OPA-02; OPA-03; OPA-05; OPA-09; OPA-10; OPA-12; OPA-13), trīs praimeru no komplekta B (OPB-03; OPB-07 OPB-08), divi praimeru no komplekta C (OPC-11; OPC-20) un viens praimeris no komplekta F (OPF-10), kas amplifikācijas gaitā deva labus atkārtojamus un informatīvus DNS fragmentus visās pētāmajās *Daphnia cucullata* populācijās (2.5.1.tabula). Katrā amplifikācijas reakcijas sērijā, lai pārbaudītu reakcijas precizitāti, tika iekļauta gan pozitīvā, gan negatīvā kontrole (paraugs bez DNS) (Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2013). PĶR sintēze tika veikta, izmantojot Eppendorf *Mastercycler® proS* (Eppendorf, Hamburg, Germany) un *GeneAmp® ABI 9700* (Applied Biosystems) PĶR sistēmas.

Daphnia cucullata RAPD- PĶR analizē izmantoto praimeru raksturojums

Praimeris	Praimera sekvenca 5'→3'	Polimorfo DNS lokusu garumu diapazons (bp)
Roth A-02	TGC CGA GCT G	600 - 3000
Roth A-03	AGT CAG CCA C	800 - 3000
Roth A-05	AGG GGT CTT G	1000 – 3000
Roth A-09	GGG TAA CGC C	1000 – 3000
Roth A-10	GTG ATC GCA G	900 – 3000
Roth A-12	TCG GCG ATA G	900 – 3000
Roth A-13	CAG CAC CCA C	1000 - 3000
Roth B-03	CAT CCC CCT G	900 – 3000
Roth B-07	GGT GAC GCA G	800 – 3000
Roth B-08	GTC CAC ACG G	1200- 3000
Roth F-10	GGA AGC TTG G	500 – 3000
Roth C-11	AAA GCT GCG G	600 - 3000
Roth C-20	ACT TCG CCA C	700 - 3000

Lai veiktu RAPD-PĶR sintēzi *Daphnia cucullata* īpatņiem, tika izvēlēts sekojošs amplifikācijas režīms: denaturācija- 94°C 3min; 46 cikli: 94°C 20 s (denaturācija), X °C 40°C 30s (praimeru piesaistīšana jeb atkvēlināšana), 72°C 1 min (sintēze); 72°C 10 min; 4°C (atdzesēšana). Pēc amplifikācijas līdz paraugu analītiskai sadalīšanai agarozes gēlā, PĶR paraugi tiek glabāti ledusskapī (4°C). Lai pārlicinātos par RAPD - PĶR fragmentu amplifikācijas precizitāti, DNS paraugu amplifikācija ar katru praimeru tika atkārtota trīs reizes. Tālākam pētījumam tika atlasīti tikai tie praimeru, kas amplifikācijas gaitā deva labus atkārtojamus un informatīvus DNS fragmentus visās pētāmajās *Daphnia cucullata* populācijās.

Analīzei elektroforēzē tika izmantots viss RAPD-PĶR produkts. RAPD – PĶR fragmenti tika fracionēti 1,4 % agarozes gēlā (Sigma-Aldrich) TBE buferšķīdumā (0.045M Tris, 0.001M EDTA, 0.045M H₃BO₃, pH 8.3-8.4). RAPD-PĶR fragmentu izmēru identificēšanai tika izmantots DNS marķieris (GeneRuler™ 100bp DNA Ladder Plus) (MBI Fermentas, Vilnius, Lithuania). Ampifikācijas produkti ar noteiktu praimeru gēlā tika fracionēti pēc lieluma kā ir (1) vai nav (0) attiecīgās molekulmasas fragments, kas atspoguļo ģenētiskās variācijas starp populācijas īpatņu kloniem (Hellsten & Sundberg, 2000; Grosberg et al., 1996). DNA fragmenti ar līdzīgu mobilitāti tika uzskatīti par identiskiem. Iegūtos PĶR produktus vizualizējām ultravioletajā gaismā (BioSpectrum Imaging System; UVP, UK), bet fragmentu izmērus noteicām salīdzinot tos ar marķieri, izmantojot datorprogrammu VisionWorksLS (Ultra-Violet Products Ltd, UK)(Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2013).

2.6. Mikrosatelītu-polimerāzes ķēdes reakcijas apstākļi un produktu *Daphnia cucullata* īpatņiem vizualizēšana kapilārā elektroforēzē

Mikrosatelītu analīzē tika izmantota krosamplifikācija ar radniecīgiem praimeriem no tuvu radniecīgām *Daphnia cucullata* sugām (*Daphnia galeata*, *Daphnia rosea*, *Daphnia hyalina* (Brede et al., 2006)). Veicot mikrosatelītu praimeru optimizāciju *Daphnia cucullata* populāciju ģenētikas pētījumiem, tika izmantoti deviņi mikrosatelītu praimeru pāri (tiešais un reversais), kur viens no tiem bija fluorescējoši-4 marķēts. Marķēšanā tika izmantotas trīs fluoriscentās iezīmes TMR (dzeltēna), HEX (zaļa), FAM (zila). Tālākiem *Daphnia cucullata* populāciju ģenētikas pētījumiem, tika izmantoti seši mikrosatelītu praimeru pāri (SwiD1; Dgm105; Dgm101; DaB17 / 17; Dgm109; Dp519), kuri deva labus atkārtojamus un informatīvus DNS fragmentus visās pētāmajās *Daphnia cucullata* populācijās. PĶR sintēze tika veikta, izmantojot *Eppendorf Mastercycler® proS* (Eppendorf, Hamburg, Germany) amplifikatoru. Lai veiktu mikrosatelītu-PĶR sintēzi *Daphnia cucullata* īpatņiem, tika izvēlēts sekojošs amplifikācijas režīms: denaturācija- 98°C 5 min; 40 cikli: 98°C 5s (denaturācija), X °C vai 55°C 10s (praimeru piesaistīšana jeb atkvēlināšana), 72°C 20s (sintēze); 72°C 1min; 4°C (atdzesēšana). Līdz paraugu analītiskai sadalīšanai PĶR paraugi tiek glabāti ledusskapī (4°C). Paraugu analītiskā sadalīšana notika ar sekvenatora *GeneScan® Analysis ABI PRISM 3100* (Applied Biosystems, Foster City, CA, USA), izmantojot *GeneScan™ 500 LIZ®* izmēru standartu palīdzību. Tālākai mikrosatelītu polimorfisma analīzei tika atlasīti seši praimeru pāri, kuri amplifikācijas rezultātā deva labus atkārtojamus un informatīvus DNS fragmentus visās pētāmajās *Daphnia cucullata* populācijās (2.6.1.tabula) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

2.6.1.tabula

Daphnia cucullata mikrosatelītu- PĶR analīzē izmantoto mikrosatelītu praimeru raksturojums

Lokuss	Praimera sekvenca (5'–3')	Atkārtojumi	Fragmentu garumi (bp)
SwiD1	F:GCCGTGTTTCGAAAGCTAGTC R: AGCCGAACGAAAAACATGC	(TG) ₁₈	116 – 142
Dgm105	F:ATGTGAGCGCGAGCATT R:GTCCAGCCGGCCATTTCAGTT	(CAG) ₈ AG	172 – 197
Dgm101	F: TCTTGCTCGAATTCTCTCC R: CCTGTCTCACACGGAGC	(GA) ₁₀ AGA	162 – 177
DaB17/17	F:GAGAACTTTTATCAGCTTCG R:ACTCATCTGGTGAGATGGATC	T ₉	100 – 109
Dgm109	F: CCAGCTGTTGACCACCTG R: TGCGCGAGGATTTCCAACAC	(ACC) ₇ AC	247 – 266
Dp519	F:AGTCGCGACGACATAAAGC R:GTGGTAGTTGTGGAATCCG	(TG) ₆ (GA) ₇	144 – 160
DaB10/15	F:AGAGAAGTGTTCGTTTC R:TGTTTCCTATATCCCTCGG	TC ₆	75 – 89
Dp512	F:TTTCGTTCTACCCAGGGAAG R:TTTGCTCGTCTGTGATAGGC	(TG) ₄ ...(GT) ₈	125 - 141
DaB17/16	F: AGGGAACGAGCGGCGATAAG R:TCTTTGGCAGGCCACTGCCAAGG	GA ₁₀	189 - 195

2.7. Ūdens fizikāli ķīmisko parametru noteikšana

Ūdens fizikāli-ķīmisko parametru mērījumi Sventes, Riču, Drīdža un Ģeraņimovas-Ilzas ezeros tika veikti laika posmā no 2006. gada līdz 2011. gadam vasaras sezonas laikā, vienlaicīgi ar zooplanktona paraugu ievākšanu sugu daudzveidības un *Daphnia cucullata* īpatņu ģenētiskā polimorfisma noteikšanai, ar ūdens mērījumu daudzparametru zondi HACH® DS5. Ar zondi tika iegūti ūdens temperatūras °C, pH, elektrovadītspējas $\mu\text{S cm}^{-1}$, izšķīdušo vielu kopējā daudzuma g l^{-1} , izšķīdušā skābekļa daudzuma mg l^{-1} , izšķīdušā skābekļa daudzuma procentos %, α -hlorofila $\mu\text{g l}^{-1}$, duļķainības NTU, oksidēšanās reducēšanās potenciāla mērījumus mV pa vienu iedomātu līniju (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012).

2.8. Datu statistiskā apstrāde

Sventes, Riču, Drīdža un Ģeraņimovas-Ilzas ezeru zooplanktona cenožu struktūras analīzei tika izmantots to skaitliskais raksturojums (organismu skaits m^{-3} , biomasa g^{-3} , taksonu skaits), Šenona - Vīnera (*Shannon-Wiener*) sugu daudzveidības indekss (H') (Krebs, 1999; MacArthur, 1965; Margalef, 1958; Schwerdtfeger, 1975; Shannon, 1948; Wolda, 1981; Терешенко et al., 1994; Лебедева et al., 2004). Zooplanktona daudzuma un biomasas aprēķināšana veikta atbilstoši standartmetoēm (APHA, 2005; Wetzel & Likens, 2000), kas plašāk ir izklāstītas manās publikācijās (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012).

Statistiskā datu apstrāde un analīze, lai noskaidrotu limnoloģisko un citu vides faktoru, un bioloģisko parametru likumsakarības, tika veikta ar *SPSS Statistics 20, Canoco for Windows 4.5*. (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2020; Gotelli & Ellison, 2004; Lepš & Šmilauer, 1999; Quinn & Keough, 2002).

Balstoties uz RAPD-PĶR fragmentu (loksu) klātbūtni (1) vai trūkumu (0) starp *Daphnia cucullata* īpatņiem, tika rēķināts bāzu pāru līdzības- Dice koeficients (S) (Hellsten & Sundberg, 2000; Krebs, 1999; Schwenk et al., 1998). Pēc RAPD analīzes tika novērtēta gēnu plūsma starp populācijām (Nei, 1987; Slatkin & Barton, 1989), novērtēts populāciju ģenētiskās diferenciācijas koeficients (Nei, 1987), ģenētiskās distances (D) (Nei, 1978), ģeogrāfiskās distances (GD) un Šenona (Shenon) indekss (I) (Lewontin, 1972), izmantojot GENALEX 6 (Peakall & Smouse, 2006) datorprogrammu (Brakovska et al., 2013).

Savukārt, pēc mikrosatelītu analīzes, iegūtie dati interpretēti ar Gene Scan Analysis Software datorprogrammu, kur savukārt, tālāk analizēti ar GENALEX 6 (Peakall & Smouse, 2006) datorprogrammas palīdzību. Pēc mikrosatelītu analīzes tika novērtēts kopējais ģenētiskā polimorfisma līmenis, polimorfo lokusu skaits, vidējais novērotais Hobs un sagaidāmais Hexp (pēc Hārdija-Veinberga) heterozigotātes līmenis polimorfos lokusus (Nei, 1973), alēļu sastopamības biežums, novēroto (Na) un efektīvo (Ne) alēļu skaits lokusā, privātālēles katrā populācijā (Nei, 1987), vidējais alēļu skaits lokusā. Ģenētiskā diferenciācija starp populācijām tika novērtēta pēc galveno komponentu analīzes (PCA), F_{ST} vērtības. Populāciju ģenētiskā līdzība tika novērtēta ar Neja (Nei, 1978) ģenētiskās distances (D) indeksa palīdzību (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

3. REZULTĀTI

3.1. Zooplanktona taksonu sastāvs, dinamika un *Daphnia cucullata* vieta tajā

Sventes, Riču, Drīdža un Ģeraņimovas-Ilzas ezeru zooplanktona cenožu taksonu skaits un sastāvs pa gadiem un sezonām variēja (3.1.1.; 3.1.2.; 3.1.3.; 3.1.4. tabula) (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012). *Daphnia cucullata* (Cladocera) mūsu pētītajos ezeros bija sastopama visos gados visas sezonas laikā, atšķirās tikai tās skaitliskais sastāvs. Tomēr visos pētītajos ezeros lielākais taksonu skaits bija Rotifera grupā, tai sekoja Cladocera un Copepoda grupas (3.1.1.; 3.1.2.; 3.1.3.; 3.1.4. tabula). Analizējot ievāktos zooplanktona paraugus pa ezeriem tika konstatēts, ka vislielākā zooplanktona taksonu sastāva daudzveidība tika novērota Drīdža un Sventes ezeros, kur attiecīgi 72 zooplanktona taksoni tika identificēti Drīdžī (3.1.3. tabula) un 69 zooplanktona taksoni Sventes ezerā (3.1.1. tabula). Savukārt, 47 taksoni tika identificēti Riča ezerā (3.1.2. tabula) un 43 zooplanktona taksoni Ģeraņimovas-Ilzas ezerā (3.1.4. tabula). Pētītajos ezeros tika noskaidroti arī kopīgie zooplanktona taksoni pa paraugu vākšanas gadiem, attiecīgi Drīdžī - 25, Ričā - 21, Ģeraņimovas-Ilzas – 14 un Sventes ezerā 19 (3.1.1.; 3.1.2.; 3.1.3.; 3.1.4. tabula).

3.1.1.tabula

Zooplanktona sugu sastāvs Sventes ezerā no 2007. līdz 2011. gadam

Sugu skaits	Sugas (taxoni)	Ievākšanas laiks				Kopīgās sugas
		2007	2008	2010	2011	
39	ROTIFERA	14	19	34	30	12
1	<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	+	+	+	+	+
2	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)			+	+	
3	<i>Ascomorpha saltans saltans</i> Bartsch, 1870	+				
4	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	+	+	+	+	+
5	<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851			+	+	
6	<i>Brachionus</i> sp. Pallas, 1766			+	+	
7	<i>Brachionus urceolaris</i> Müller, 1773			+		
8	<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1832)		+	+	+	
9	<i>Collotheca</i> sp. Haring, 1913			+	+	
10	<i>Conochilus (Conochilus) hippocrepis</i> (Schrank, 1803)	+	+	+	+	+
11	<i>Conochilus (Conochilus) unicornis</i> Rousselet, 1892			+	+	
12	<i>Conochilus</i> sp. Ehrenberg, 1834			+	+	
13	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832		+	+	+	
14	<i>Euchlanis</i> sp. Ehrenberg, 1832				+	
15	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	+	+		+	
16	<i>Gastropus stylifer</i> (Imhof, 1891)	+	+	+	+	+
17	<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott, 1879	+	+	+	+	+
18	<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851	+	+	+	+	+
19	<i>Keratella quadrata</i> Müller, 1786	+	+	+	+	+

Sugu skaits	Sugas (taxoni)	Ievākšanas laiks				Kopīgās sugas
		2007	2008	2010	2011	
20	<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)			+		
21	<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	+	+	+	+	+
22	<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)			+	+	
23	<i>Lecane</i> sp. (Nitzsch, 1827)			+		
24	<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof, 1891)		+	+	+	
25	<i>Ploesoma lenticulare</i> Herrick, 1885			+		
26	<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925		+	+	+	
27	<i>Polyarthra major</i> Burckhardt, 1900	+	+	+	+	+
28	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	+	+	+	+	+
29	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	+	+	+	+	+
30	<i>Rotatoria</i> sp. Scopoli, 1777		+		+	
31	<i>Synchaeta kitina</i> Rousselet, 1902			+		
32	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832		+			
33	<i>Synchaeta tremula</i> (Müller, 1786)			+	+	
34	<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)			+		
35	<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	+	+	+	+	+
36	<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)			+	+	
37	<i>Trichocerca rousseleti</i> (Voigt, 1902)			+	+	
38	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)			+	+	
39	<i>Trichotria pocillum</i> (Müller, 1776)			+		
20	CLADOCERA	7	10	14	15	5
1	<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1835)				+	
2	<i>Bosmina (Eubosmina) crassicornis</i> Lilljeborg 1887	+	+	+	+	+
3	<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+	+
4	<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i> Baird, 1857				+	
5	<i>Bosmina (Eubosmina) longispina</i> Leydig, 1860		+	+	+	
6	<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig, 1860				+	
7	<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	+		+	+	
8	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.Müller, 1785)			+		
9	<i>Ceriodaphnia rectangula</i> (Jurine, 1820)	+	+	+		
10	<i>Chydorus ovalis</i> (Kurz, 1875)			+	+	
11	<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1776)				+	
12	<i>Daphnia (Daphnia) cristata</i> Sars, 1862	+	+	+	+	+
13	<i>Daphnia (Daphnia) cucullata</i> Sars, 1862	+	+	+	+	+
14	<i>Daphnia (Daphnia) longispina</i> (O. F. Müller, 1776)		+	+	+	
15	<i>Daphnia longispina hyalina</i> (O.F. Müller, 1775)			+		
16	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	+	+	+	+	+
17	<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)			+	+	

Sugu skaits	Sugas (taxoni)	Ievākšanas laiks				Kopīgās sugas
		2007	2008	2010	2011	
18	<i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus, 1758)			+	+	
19	<i>Scapholeberis mucronata</i> (O. F. Müller, 1776)		+			
20	<i>Sida crystallina</i> (O. F. Müller, 1776)		+			
10	COPEPODA	2	3	9	8	2
1	<i>Cyclops scutifer</i> G.O.Sars, 1863				+	
2	<i>Cyclops</i> sp. Müller, 1785	+	+	+	+	+
3	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (G.O. Sars, 1863)	+	+	+	+	+
4	<i>Eudiaptomus graciloides</i> (G.O. Sars, 1863)			+	+	
5	<i>Limnocalanus macrurus</i> G.O.Sars., 1863		+	+	+	
6	<i>Megacyclops</i> sp. Kiefer, 1927			+	+	
7	<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)			+	+	
8	<i>Mesocyclops leucarti</i> (Claus, 1857)			+	+	
9	<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)			+	+	
10	<i>Thermocyclops oithonoides</i> (G.O.Sars, 1863)			+	+	
	Copepodite	+	+	+	+	
	Nauplii	+	+	+	+	
69	Kopā	23	32	57	53	19

3.1.2.tabula

Zooplanktona sugu sastāvs Riča ezerā no 2007. līdz 2011. gadam

Sugu skaits	Sugas (taksoni)	Ievākšanas laiks			Kopīgās sugas
		2007	2010	2011	
22	ROTIFERA	19	16	16	13
1	<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	+	+	+	+
2	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)		+	+	
3	<i>Ascomorpha saltans saltans</i> Bartsch, 1870	+			
4	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	+	+	+	+
5	<i>Conochilus (Conochilus) hippocrepis</i> (Schrank, 1803)	+	+	+	+
6	<i>Conochilus (Conochilus) unicornis</i> Rousselet, 1892	+	+	+	+
7	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	+			
8	<i>Gastropus stylifer</i> (Imhof, 1891)	+	+	+	+
9	<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott, 1879	+	+	+	+
10	<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851	+	+	+	+
11	<i>Keratella quadrata</i> Müller, 1786	+	+	+	+
12	<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof, 1891)		+	+	
13	<i>Polyarthra major</i> Burckhardt, 1900	+	+	+	+
14	<i>Polyarthra remata</i> Skorikov, 1896	+			
15	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	+	+	+	+

Sugu skaits	Sugas (taksoni)	Ievākšanas laiks			Kopīgās sugas
		2007	2010	2011	
16	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	+	+	+	+
17	<i>Rotatoria</i> sp. Scopoli, 1777			+	
18	<i>Synchaeta tremula</i> (Müller, 1786)	+			
19	<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	+			
20	<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	+	+	+	+
21	<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	+	+		
22	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	+	+	+	+
16	CLADOCERA	14	9	9	6
1	<i>Bosmina (Eubosmina) crassicornis</i> Lilljeborg 1887	+	+	+	+
2	<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+
3	<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i> Baird, 1857	+			
4	<i>Bosmina (Eubosmina) longispina</i> Leydig, 1860	+	+	+	+
5	<i>Bosmina (Eubosmina) reflexa</i> Seligo, 1907		+		
6	<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig, 1860	+		+	
7	<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg, 1900	+			
8	<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	+		+	
9	<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)	+	+		
10	<i>Ceriodaphnia</i> sp. Dana, 1855	+			
11	<i>Daphnia (Daphnia) cristata</i> Sars, 1862		+	+	
12	<i>Daphnia (Daphnia) cucullata</i> Sars, 1862	+	+	+	+
13	<i>Daphnia (Daphnia) longispina</i> (O. F. Müller, 1776)	+			
14	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	+	+	+	+
15	<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)	+	+	+	+
16	<i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus, 1758)	+			
9	COPEPODA	2	6	6	2
1	<i>Cyclops</i> sp. Müller, 1785	+	+	+	+
2	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (G.O. Sars, 1863)	+	+	+	+
3	<i>Eudiaptomus graciloides</i> (G.O. Sars, 1863)		+	+	
4	<i>Limnocalanus macrurus</i> G.O.Sars., 1863		+		
5	<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)		+		
6	<i>Mesocyclops leucarti</i> (Claus, 1857)			+	
7	<i>Mesocyclops</i> sp. Kiefer, 1927		+		
8	<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)			+	
9	<i>Thermocyclops oithonoides</i> (G.O.Sars, 1863)			+	
	Copepodite	+	+	+	
	Nauplii	+	+	+	

Sugu skaits	Sugas (taksoni)	Ievākšanas laiks			Kopīgās sugas
		2007	2010	2011	
47	Kopā	35	31	31	21

3.1.3.tabula

Zooplanktona sugu sastāvs Drīdža ezerā no 2007. līdz 2011. gadam

Sugu skaits	Sugas (taksoni)	Ievākšanas laiks			Kopīgās sugas
		2007	2010	2011	
35	ROTIFERA	20	27	25	15
1	<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	+	+	+	+
2	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)		+	+	
3	<i>Ascomorpha saltans saltans</i> Bartsch, 1870	+	+	+	+
4	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	+	+	+	+
5	<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	+	+		
6	<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766		+		
7	<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783			+	
8	<i>Conochilus (Conochilus) hippocrepis</i> (Schrank, 1803)	+	+	+	+
9	<i>Conochilus (Conochilus) unicornis</i> Rousset, 1892	+	+	+	+
10	<i>Conochilus</i> sp. Ehrenberg, 1834			+	
11	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832			+	
12	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	+	+	+	+
13	<i>Gastropus stylifer</i> (Imhof, 1891)		+	+	
14	<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott, 1879	+	+	+	+
15	<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851	+	+	+	+
16	<i>Keratella quadrata</i> Müller, 1786	+	+	+	+
17	<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)			+	
18	<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)			+	
19	<i>Monommata longiseta</i> (Müller, 1786)		+		
20	<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)		+		
21	<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof, 1891)		+	+	
22	<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925		+	+	
23	<i>Polyarthra major</i> Burckhardt, 1900	+	+	+	+
24	<i>Polyarthra remata</i> Skorikov, 1896	+			
25	<i>Polyarthra</i> sp. Ehrenberg, 1834		+		
26	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	+	+	+	+
27	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	+	+	+	+
28	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832		+		
29	<i>Synchaeta</i> sp. Ehrenberg, 1832	+	+	+	+

Sugu skaits	Sugas (taksoni)	Ievākšanas laiks			Kopīgās sugas
		2007	2010	2011	
29	<i>Synchaeta tremula</i> (Müller, 1786)	+			
30	<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	+			
31	<i>Testudinella truncata</i> (Gosse, 1886)	+			
32	<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	+	+	+	+
33	<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)		+	+	
34	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	+	+	+	+
35	<i>Trichotria pocillum</i> (Müller, 1776)		+		
21	CLADOCERA	9	19	16	8
1	<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1835)			+	
2	<i>Alonella nana</i> (Baird, 1843)			+	
3	<i>Bosmina (Eubosmina) crassicornis</i> Lilljeborg 1887	+	+	+	+
4	<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+
5	<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i> Baird, 1857		+	+	
6	<i>Bosmina (Eubosmina) longispina</i> Leydig, 1860	+	+	+	+
7	<i>Bosmina (Eubosmina) reflexa</i> Seligo, 1907		+		
8	<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg, 1900	+	+		
9	<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862		+	+	
10	<i>Ceriodaphnia rectangula</i> (Jurine, 1820)		+		
11	<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)		+		
12	<i>Ceriodaphnia</i> sp. Dana, 1855		+	+	
13	<i>Chydorus ovalis</i> (Kurz, 1875)		+	+	
14	<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+
15	<i>Daphnia (Daphnia) cristata</i> Sars, 1862	+	+	+	+
16	<i>Daphnia (Daphnia) cucullata</i> Sars, 1862	+	+	+	+
17	<i>Daphnia (Daphnia) longispina</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+
18	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	+	+	+	+
19	<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)		+	+	
20	<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine, 1820)		+		
21	<i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus, 1758)		+	+	
16	COPEPODA	2	16	10	2
1	<i>Acanthocyclops</i> sp. (Kiefer, 1927)		+		
2	<i>Cyclops scutifer</i> G.O.Sars, 1863		+	+	
3	<i>Cyclops</i> sp. Müller, 1785	+	+	+	+
4	<i>Cyclops strenuus</i> Fischer, 1851		+		
5	<i>Cyclops vicinus</i> Ulyanin, 1875		+		
6	<i>Eucyclops</i> sp. Claus, 1893		+		

Sugu skaits	Sugas (taksoni)	Ievākšanas laiks			Kopīgās sugas
		2007	2010	2011	
7	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (G.O. Sars, 1863)	+	+	+	+
8	<i>Eudiaptomus graciloides</i> (G.O. Sars, 1863)		+	+	
9	<i>Eurytemora lacustris</i> (Poppe, 1887)		+	+	
10	<i>Heterocope apendiculata</i> G.O. Sars, 1863		+	+	
11	<i>Megacyclops</i> sp. Kiefer, 1927		+		
12	<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)		+	+	
13	<i>Mesocyclops leucarti</i> (Claus, 1857)		+	+	
14	<i>Mesocyclops</i> sp. Kiefer, 1927		+		
15	<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)		+	+	
16	<i>Thermocyclops oithonoides</i> (G.O.Sars, 1863)		+	+	
	Copepodite	+	+	+	
	Nauplii	+	+	+	
72	Kopā	31	62	51	25

3.1.4.tabula

Zooplanktona sugu sastāvs Ģeraņimovas-Ilzas ezerā no 2007. līdz 2011. gadam

Sugu skaits	Sugas (taksoni)	Ievākšanas laiks			Kopīgās sugas
		2007	2010	2011	
22	ROTIFERA	18	14	13	11
1	<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	+	+	+	+
2	<i>Ascomorpha minima</i> Hofsten, 1909	+			
3	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)		+		
4	<i>Ascomorpha saltans saltans</i> Bartsch, 1870	+			
5	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	+	+	+	+
6	<i>Conochilus (Conochilus) hippocrepis</i> (Schrank, 1803)	+			
7	<i>Conochilus (Conochilus) unicornis</i> Rousset, 1892	+		+	
8	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	+	+	+	+
9	<i>Gastropus stylifer</i> (Imhof, 1891)	+	+	+	+
10	<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott, 1879	+	+	+	+
11	<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851	+	+	+	+
12	<i>Keratella quadrata</i> Müller, 1786	+	+	+	+
13	<i>Lecane</i> sp. (Nitzsch, 1827)	+			
14	<i>Polyarthra major</i> Burckhardt, 1900	+	+	+	+
15	<i>Polyarthra remata</i> Skorikov, 1896		+		
16	<i>Polyarthra</i> sp. Ehrenberg, 1834		+		
17	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	+		+	

Sugu skaits	Sugas (taksoni)	Ievākšanas laiks			Kopīgās sugas
		2007	2010	2011	
18	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	+	+	+	+
19	<i>Synchaeta</i> sp. Ehrenberg, 1832				
20	<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	+	+	+	+
21	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	+	+	+	+
22	<i>Trichocerca</i> sp. Lamarck, 1801	+			
12	CLADOCERA	8	5	7	3
1	<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	+			
2	<i>Bosmina (Eubosmina) longispina</i> Leydig, 1860	+		+	
3	<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig, 1860			+	
4	<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg, 1900	+			
5	<i>Ceriodaphnia</i> sp. Dana, 1855		+		
6	<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1776)	+			
7	<i>Daphnia (Daphnia) cristata</i> Sars, 1862	+	+	+	+
8	<i>Daphnia (Daphnia) cucullata</i> Sars, 1862	+	+	+	+
9	<i>Daphnia (Daphnia) longispina</i> (O. F. Müller, 1776)	+		+	
10	<i>Daphnia (Daphnia)</i> sp. O. F. Müller, 1785		+		
11	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	+	+	+	+
12	<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)			+	
9	COPEPODA	2	8	8	1
1	<i>Cyclops scutifer</i> G.O.Sars, 1863			+	
2	<i>Cyclops</i> sp. Müller, 1785	+	+	+	+
3	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (G.O. Sars, 1863)	+	+		
4	<i>Eudiaptomus graciloides</i> (G.O. Sars, 1863)		+	+	
5	<i>Eurytemora lacustris</i> (Poppe, 1887)		+	+	
6	<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)		+	+	
7	<i>Mesocyclops leucarti</i> (Claus, 1857)		+	+	
8	<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)		+	+	
9	<i>Thermocyclops oithonoides</i> (G.O.Sars, 1863)		+	+	
	Copepodite	+	+	+	
	Nauplii	+	+	+	
43	Kopā	28	27	28	14

Sventes ezera paraugos visos pētījuma gados, visās paraugošanas vietās, kopīgie taksoni Rotifera grupā bija *Ascomorpha ecaudis*, *Asplanchna priodonta*, *Conochilus hippocrepis*, *Gastropus stylifer*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Lecane luna*, *Polyarthra major*, *Polyarthra vulgaris*, *Pompholyx sulcata* un *Trichocerca capucina*. Kopīgie Cladocera grupas taksoni visās paraugu ņemšanas vietās bija *Daphnia cucullata*,

Bosmina crassicornis, *Bosmina longirostris*, *Daphnia cristata* un *Diaphanosoma brachyurum*, bet Copepoda grupā *Cyclops* sp. un *Eudiaptomus gracilis* (3.1.1. tabula).

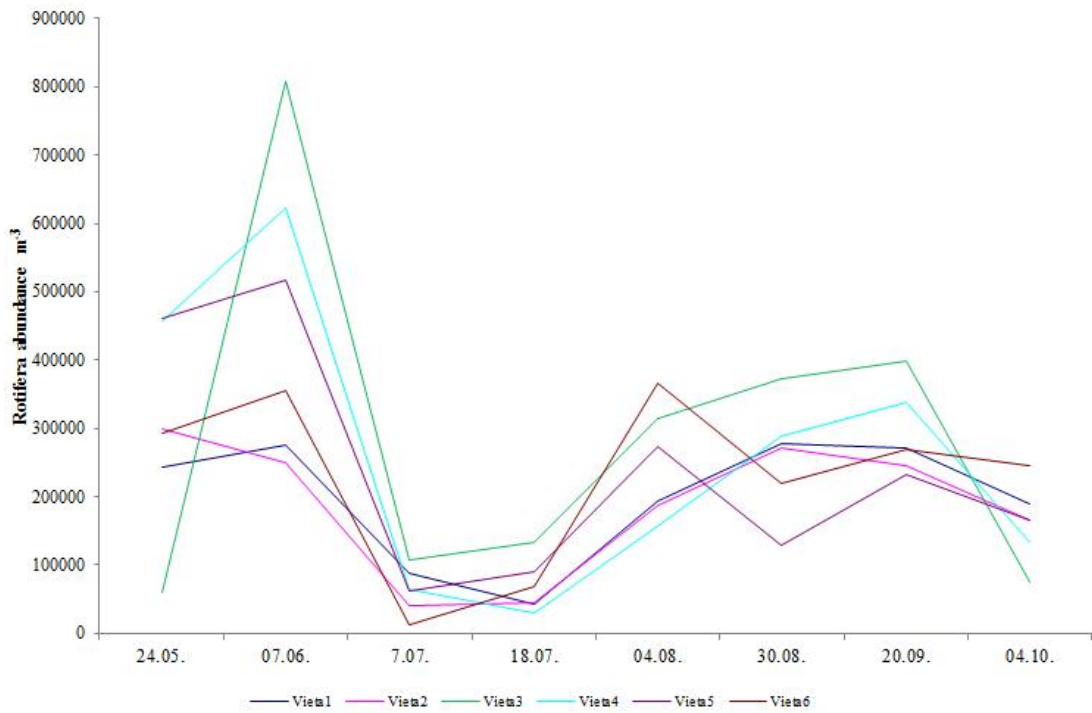
Riča ezera paraugos visos pētījuma gados, visās paraugošanas vietās, kopīgie taksoni Rotifera grupā bija *Ascomorpha ecaudis*, *Asplanchna priodonta*, *Conochilus hippocrepis*, *Conochilus unicornis*, *Gastropus stylifer*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra vulgaris*, *Pompholyx sulcata*, *Trichocerca capucina* un *Trichocerca similis*. Cladocera grupas kopīgie taksoni visās paraugu ņemšanas vietās bija *Bosmina crassicornis*, *Bosmina longirostris*, *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* un *Leptodora kindtii*, bet Copepoda grupā tāpat kā Sventes ezerā *Cyclops* sp. un *Eudiaptomus gracilis* (3.1. 2. tabula).

Drīdzī Rotifera grupas kopīgie taksoni visām paraugošanas vietām bija *Ascomorpha ecaudis*, *Ascomorpha saltans*, *Asplanchna priodonta*, *Conochilus hippocrepis*, *Conochilus unicornis*, *Filinia longiseta*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra vulgaris*, *Pompholyx sulcata* un *Trichocerca capucina*. Cladocera grupas kopīgie taksoni Drīdzī visās paraugu ņemšanas vietās bija *Daphnia cucullata*, *Bosmina crassicornis*, *Bosmina longirostris*, *Bosmina longispina*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cristata*, *Daphnia longispina* un *Diaphanosoma brachyurum*, bet Copepoda grupā netika konstatēti kopīgi taksoni (3.1.3. tabula).

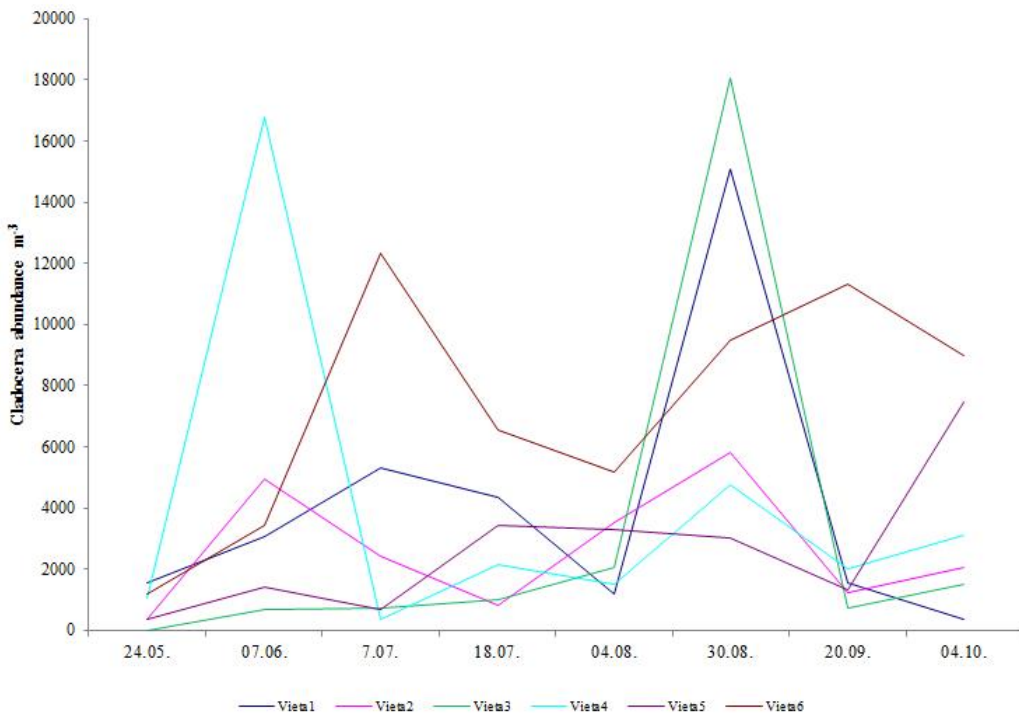
Geraniimovas-Ilzas ezerā Rotifera grupas kopīgie taksoni visām paraugošanas vietām bija *Ascomorpha ecaudis*, *Asplanchna priodonta*, *Filinia longiseta*, *Gastropus stylifer*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra major*, *Pompholyx sulcata*, *Trichocerca capucina* un *Trichocerca similis*. Cladocera grupas kopīgie taksoni Geraniimova-Ilzas ezerā visās paraugu ņemšanas vietās bija *Daphnia cucullata*, *Daphnia cristata* un *Diaphanosoma brachyurum*, bet starp Copepoda- *Cyclops* sp. (3.1.4. tabula).

Zooplanktona grupas taksoniem bija arī acīmredzama sezonālitate ar līdzīgām tendencēm visos pētītajos ezeros. Piemēram, Sventes ezerā maijā dominēja Rotifera (3.1.1. attēls), jūnijā un jūlijā to skaits samazinājās, bet augusta beigās un septembrī atkal sāka pieaugt. Savukārt, Cladocera skaita izmaiņas bija gluži pretējas. Maijā sugu skaits bija neliels (3.1.2. attēls), bet līdz jūlijam pieauga, augustā gandrīz nemainīgs vai nedaudz palielinājās, bet septembrī uzrādīja ievērojamu samazinājumu. Copepoda skaits (3.1.3. attēls) bija līdzīgs Rotifera skaitam, maijā pieauga, tad jūnijā samazinājās, jūlijā atkal pieauga, augustā uzrādīja samazināšanos un septembrī atkal palielinājās (Brakovska et al., 2012b).

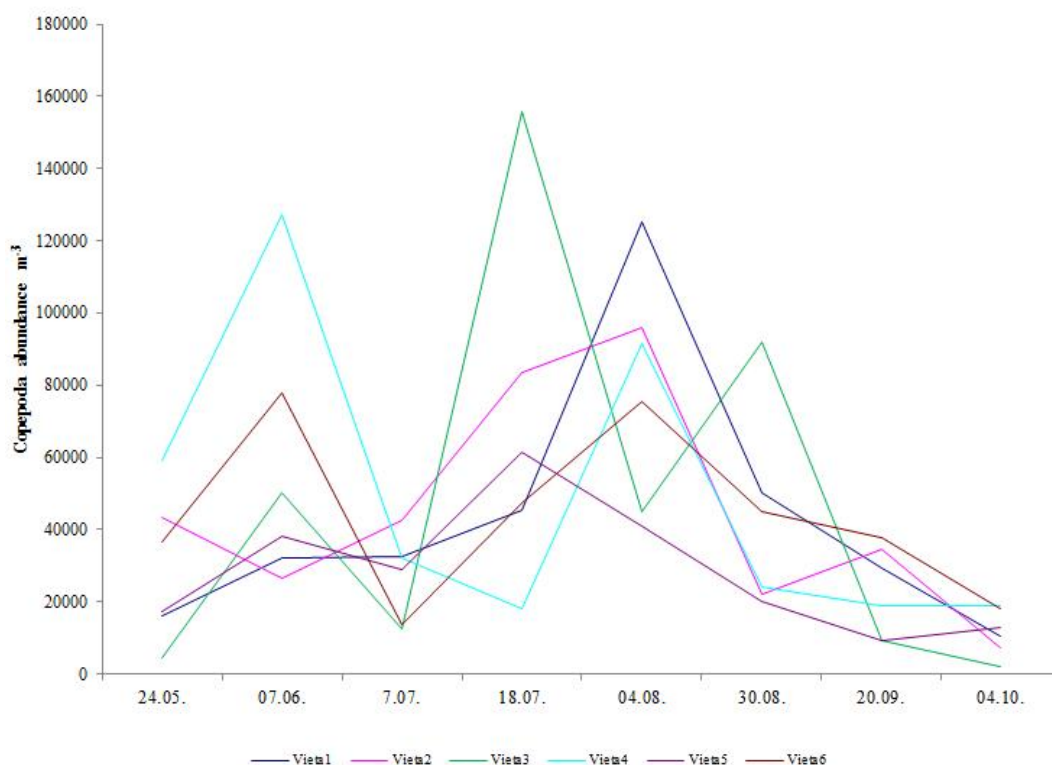
Izanalizējot visas taksonu sastāva izmaiņas pa sezonām, vislielākais taksonu skaits tika novērots maijā un jūnijā, jūlija sākumā tas uzrādīja strauju samazinājumu, tad jūlija beigās un augusta sākumā taksonu skaits atkal sāka palielināties. Savukārt, septembrī taksonu skaits sāka pakāpeniski samazināties.



3.1.1. attēls. Rotifera grupas taksonu sastopamība Sventes ezerā (Paraugu ņemšanas vietas Nr. 1 - 6)



3.1.2. attēls. Cladocera grupas taksonu sastopamība Sventes ezerā (Paraugu ņemšanas vietas Nr. 1 - 6)



3.1.3. attēls. Copepoda grupas taksonu sastopamība Sventes ezerā (Paraugu ņemšanas vietas Nr. 1 - 6)

3.2. *Daphnia cucullata* mijiedarbība ar citiem zooplanktona taksoniem un fizikāli ķīmiskajiem parametriem

Izpētot un izanalizējot pētīto ezeru fizikāli ķīmiskos parametrus, var secināt, ka pētījuma veikšanas laikā pa gadiem un ezeriem tie būtiski nemainās. Pētīto ezeru vidējā caurredzamība bija 5,27 m (max 7,5 m, min 3,15 m), vasarā ezeri labi stratificēti. Temperatūra zem metalimniona bija robežās no 9 līdz 10 °C un hipolimniona dziļajos slāņos no 4 līdz 5 °C. Izšķīdušā skābekļa koncentrācija bija mainīga atkarībā no sezonas un dziļuma. Piemēram, izšķīdušā skābekļa daudzums svārstījās no 0,63 mg L⁻¹ (hipolimnijā) līdz 9,20 mg L⁻¹ (epilimnijā), bet sezonas laikā no 3,09 līdz 7,03 mg L⁻¹. Ūdens fizikāli ķīmiskajiem parametriem bija tendence līdz ar dziļumu pazemināties (3.2.1. tabula).

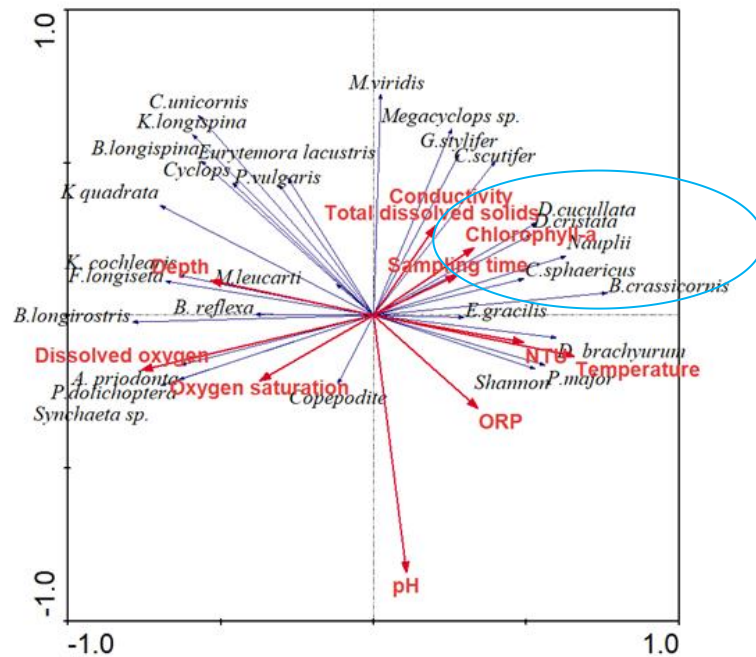
Pētīto ezeru fizikāli ķīmisko parametru vidējie rādītāji

Ezers Parametri	Svente		Rīča		Dridzis		Geraņimovas-Ilzas	
	minimālie	maksimālie	minimālie	maksimālie	minimālie	maksimālie	minimālie	maksimālie
Ūdens temperatūra (°C)	5,9	15,5	10,5	18,5	5	16,7	7,2	8,5
pH	6,5	8,1	6,06	8,25	6,55	9,08	7,05	7,89
Izšķīdušais skābeklis(mg ⁻¹)	3,9	9,7	6,2	9	4,9	10,3	5,2	7
Elektrovadītspēja(μS cm ⁻¹)	0,20	0,24	0,2	0,26	0,28	0,3	0,30	0,32
Hlorofils α (μg ⁻¹)	0,92	2	1,4	1,8	0,9	2,5	1,7	1,8

Pozitīvs korelācijas koeficients (r) (pēc Spīrmena) Sventes ezera paraugos tika novērots tikai starp *Daphnia cucullata* un α-hlorofilu (r = 0,455), bet negatīvs korelācijas koeficients *Daphnia cucullata* ar kādu taksonu vai fizikāli ķīmisko parametru netika novērots vispār. Drīdža paraugos pozitīvs korelācijas koeficients (r) (pēc Spīrmena) bija starp *Daphnia cucullata* un *Daphnia cristata* (r = 0,797), *Bosmina crassicornis* (r = 0,592), *Chydorus sphaericus* (r = 0,472) *Bosmina longispina* (r = 0,204), *Diaphanosoma brachyurum* (r = 0,563) (Cladocera), *Keratella cochlearis* (r = 0,227), *Kellicottia longispina* (r = 0,236), *Gastropus stylifer* (r = 0,616), *Filinia longiseta* (r = 0,224), *Conochilus hippocrepis* (r = 0,560), *Conochilus unicornis* (r = 0,506) (Rotifera), *Megacyclops viridis* (r = 0,225), *Cyclops* sp. (r = 0,216) un Nauplii (r = 0,569) (Copepoda). Negatīvs korelācijas koeficients (r) tika iegūts ar *Synchaeta* sp. (r = - 0,488) (Rotifera), kas ir saistīts ar šo sugu savstarpējo negatīvo mijiedarbību.

Pozitīva korelācija (pēc Spīrmena) Geraņimovas-Ilzas ezera paraugos bija starp *Daphnia cucullata* un *Ascomorpha saltans* (r = 0,943), *Asplanchna priodonta* (r = 0,777) (Rotifera), *Diaphanosoma brachyurum* (r = 0,716) (Cladocera), izšķīdušo skābekli (r = 0,727), *Eudiaptomus gracilis* (r = 0,846), *Cyclops* sp. (r = 0,688) un Nauplii (r = 0,591) (Copepoda), bet negatīvs korelācijas koeficients (r) tika iegūts tikai ar duļķainību (r = -0,615).

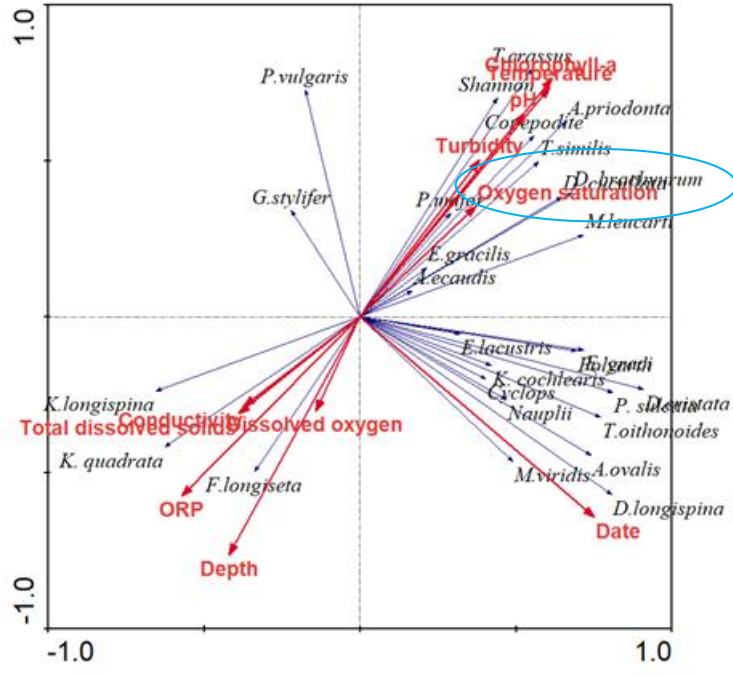
Veicot zooplanktona un vides jeb fizikāli ķīmisko datu korelāciju Drīdža ezerā ievāktajiem paraugiem analīzi, izmantojot RDA (Redundancy analysis) metodi redzams, ka cieša korelācija *Daphnia cucullata* novērota ar *Daphnia cristata*, *Chydorus sphaericus*, *Bosmina crassicornis* (Cladocera), Nauplii (Copepoda) un hlorofilu-α (3.2.1. attēls). Izšķīdušo vielu saturs un elektrovadītspēja cieši korelēja ar dažiem Copepoda grupas taksoniem, bet duļķainība un temperatūra ar *Diaphanosoma brachyurum* (Cladocera) un *Polyarthra major* (Rotifera) (3.2.1. attēls). Izšķīdušā skābekļa saturs un skābekļa piesātinājums mijiedarbojas ar *Asplanchna priodonta*, *Polyarthra dolichoptera* un *Synchaeta* sp. (Rotifera), bet elektrovadītspēja un kopējo izšķīdušo vielu daudzums ar *Megacyclops* sp., *Cyclops scutifer* (Copepoda) un *Gastropus stylifer* (Rotifera) (3.2.1. attēls) (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2020).



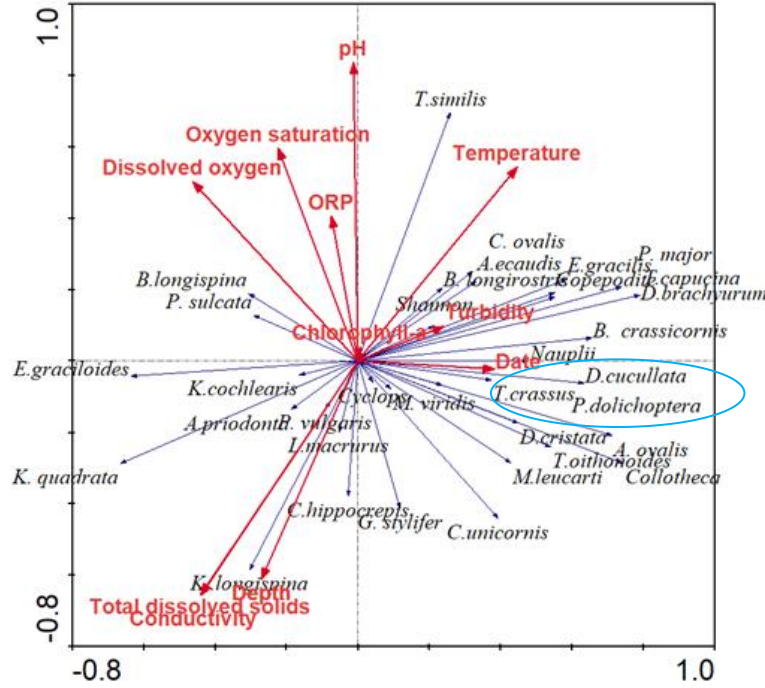
3.2.1. attēls. *Daphnia cucullata* korelācija ar citām zooplanktona sugām un vides datiem. RDA (Redundancy analysis) analīze Drīdzī 2010. gadā ievāktajiem paraugiem ievāktajiem paraugiem. Saīsinājumi: ORP- oksidēšanās – reducēšanās potenciāls; NTU- duļķainība

Veicot zooplanktona un vides datu korelāciju Geraņimovas-Ilzas ezerā ievāktajiem paraugiem, izmantojot RDA (Redundancy analysis) metodi analīzi redzams, ka starp zooplanktona taksoniem un fizikāli ķīmiskajiem parametriem veidojas trīs atšķirīgas grupas (3.2.2. attēls). Vienā no minētajām grupām *Daphnia cucullata* cieši korelē ar šādiem taksoniem un vides datiem: *Ascomorpha ecaudis*, *Trichocerca similis*, *Asplanchna priodonta*, *Polyarthra major* (Rotifera), *Eudiaptomus graciloides*, *Mesocyclops leucarti*, *Thermocyclops crassus*, *Copepodite* (Copepoda), *Diaphanosoma brachyurum* (Cladocera), skābekļa piesātinājums, pH, temperatūra, hlorofils- α , sugu daudzveidība (pēc Šenona indeksa) un duļķainība. Otrajā grupā arī ietilpst *Daphnia cucullata* un veido grupu ar *Daphnia cristata* (Cladocera), *Polyarthra vulgaris*, *Pompholyx sulcata*, *Keratella cochlearis*, *Ascomorpha ovalis* (Rotifera), *Eurytemora lacustris*, *Cyclops sp.*, *Nauplii*, *Thermocyclops oithonoides* un *Megacyclops viridis* (Copepoda). Trešajā grupā ietilpst *Kellicottia longispina*, *Keratella quadrata*, *Filinia longiseta* (Rotifera), elektrovadītspēja, izšķīdušā skābekļa daudzums, oksidēšanās reducēšanās potenciāls un ezera dziļums (Brakovska et al., 2020).

Analizējot zooplanktona un vides datu korelāciju Sventes ezerā ievāktajiem paraugiem, izmantojot RDA (Redundancy analysis) metodi analīzi redzams, ka šeit nav izveidotas atšķirīgas grupas (3.2.3. attēls), dati starp zooplanktona sugām un vides dati ir izkļiedēti diezgan vienmērīgi un vērā ņemamas grupas neveido. Kā redzams 3.2.3. attēlā, tad *Daphnia cucullata* neveido vērā ņemamas grupas ar citām zooplanktona sugām vai vides datiem (Brakovska et al., 2020).



3.2.2. attēls. *Daphnia cucullata* korelācija ar citām zooplanktona sugām un vides datiem. RDA (Redundancy analysis) analīze Geraņimovas-Ilzas ezerā 2010. gadā ievāktajiem paraugiem ievāktajiem paraugiem. Saīsinājumi: ORP- oksidēšanās – reducēšanās potenciāls



3.2.3. attēls. *Daphnia cucullata* korelācija ar citām zooplanktona sugām un vides datiem. RDA (Redundancy analysis) analīze Sventes ezerā 2010. gadā ievāktajiem paraugiem ievāktajiem paraugiem. Saīsinājumi: ORP- oksidēšanās – reducēšanās potenciāls

3.3. *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskā daudzveidība Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros, pamatojoties uz nejaušu secību dekanukleotīdu (RAPD) analīzi

Veicot *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskās daudzveidības pētījumu, izmantojot RAPD lokusu analīzi, analīzē tika atlasīti un izmantoti septiņi universāli vienkārši nejaušu secību dekanukleotīdu praimerī, kur katrs no izmantotajiem praimeriem sintezēja dažāda izmēra un dažādu skaitu DNS fragmentu. Rezultātā iegūto *Daphnia cucullata* populāciju polimorfo DNS fragmentu (lokusu) garums bija robežās no 500 bp līdz 3000 bp (3.3.1. tabula) (Brakovska et al., 2013).

3.3.1. tabula

Daphnia cucullata RAPD- PĶR analīzē izmantoto praimeru iegūto polimorfo lokusu skaits un garums (bp)

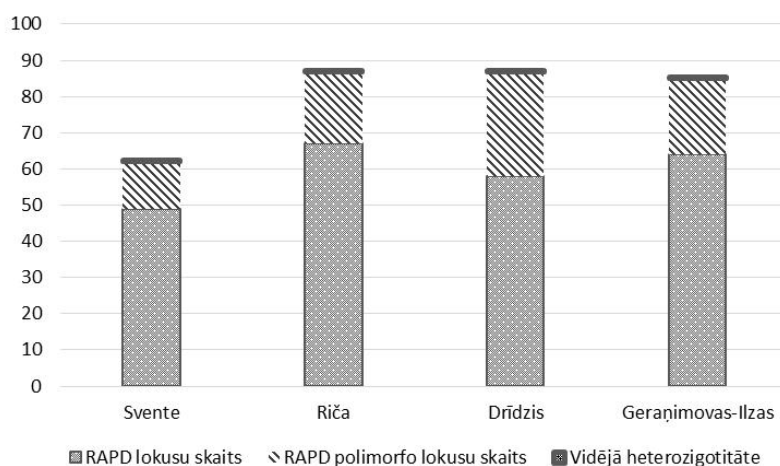
Praimeris	Praimera sekvenca 5'→3'	Polimorfo DNS fragmentu skaits								Polimorfo DNS lokusu garumu diapazons (bp)
		Svente		Riča		Drīdžis		Geraņimovas-Ilzas		
		kopā	poli	kopā	poli	kopā	poli	kopā	poli	
Roth A-02	TGC CGA GCT G	3	0	5	0	5	1	3	1	600 - 3000
Roth A-03	AGT CAG CCA C	4	0	5	1	2	1	8	1	800 - 3000
Roth A-05	AGG GGT CTT G	4	0	3	2	4	2	6	2	1000 – 3000
Roth A-09	GGG TAA CGC C	5	2	5	1	3	1	4	2	1000 – 3000
Roth A-10	GTG ATC GCA G	0	0	4	1	9	6	4	1	900 – 3000
Roth A-12	TCG GCG ATA G	2	0	2	0	2	1	3	1	900 – 3000
Roth A-13	CAG CAC CCA C	0	0	4	1	4	1	4	0	1000 - 3000
Roth B-03	CAT CCC CCT G	5	2	5	1	3	1	7	1	900 – 3000
Roth B-07	GGT GAC GCA G	5	3	5	2	5	2	5	2	800 – 3000
Roth B-08	GTC CAC ACG G	4	1	3	3	4	4	2	2	1200-3000
Roth F-10	GGA AGC TTG G	2	2	11	6	7	6	9	7	500 – 3000
Roth C-11	AAA GCT GCG G	5	0	5	0	4	0	4	0	600 - 3000
Roth C-20	ACT TCG CCA C	10	3	4	2	6	3	5	1	700 - 3000
Videji		3.77	1	4.69	1.54	4.46	2.23	4.92	1.61	
Summa		49	13	67	20	58	29	64	21	
Polimorfo DNS lokusu summa %			26.5%		29.8%		50%		32.8%	

Vislielākais bāzu pāru skaits konstatēts lokusos Roth F-10 (500 – 3000 bp), Roth C-11 (600 – 3000 bp) un Roth A-02 (600 – 3000 bp), bet vismazākais lokusos Roth B-08 (1200 - 3000 bp), Roth A-13 (1000 - 3000 bp), Roth A-09 (1000 - 3000 bp) un Roth A-05 (1000 - 3000 bp) (3.3.1. tabula) (Brakovska et al., 2013).

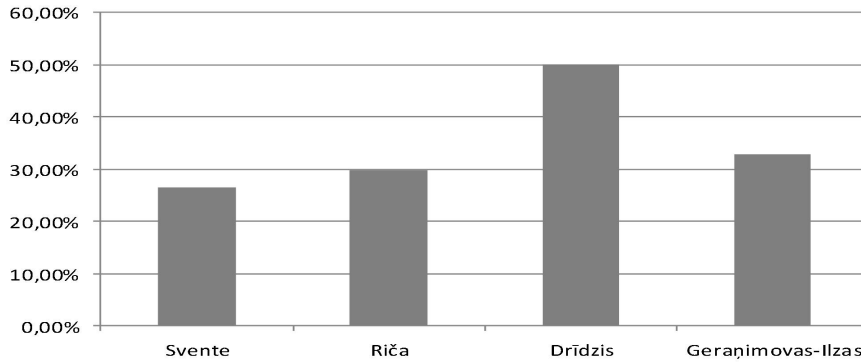
Pēc pētījumā iegūtajiem rezultātiem redzams (3.3.1. tabula; 3.3.1. attēls; 3.3.2. attēls), ka *Daphnia cucullata* DNS polimorfo lokusu skaits četros pētītajos ezeros bija atšķirīgs. Vislielākais amplificēto alēļu skaits bija Riča (67) un Geraņimovas-Ilzas (64) ezeros, bet zemākais (49) - Sventes ezerā. Vislielākais polimorfo lokusu skaits tika konstatēts *Daphnia cucullata* populācijā Drīdžī 29 (50 %), bet Geraņimovas-Ilzas ezerā ir 21 (32,8 %), Riča ezerā ir 20 (29,8 %) un Sventes ezerā ir 13 (26,5 %) (Brakovska et al., 2013).

Vislielākais alēļu skaits, izmantojot RAPD – PĶR analīzi, tika konstatēts lokusos Roth F-10 (2 - 11) un Roth C-20 (4 -10). Lokusā Roth F-10 vislielākais alēļu skaits konstatēts Riča (11) un Geraņimovas-Ilzas (9) ezeros, bet vismazāk Sventes ezerā (2). Savukārt, lokusā Roth C-20 vislielākais alēļu skaits konstatēts Sventes (10) un Drīdža (6) ezeros, bet vismazāk Riča ezerā (4). Vismazākais alēļu skaits, izmantojot RAPD – PĶR analīzi, tika konstatēts lokusā Roth A-12 (2 - 3) visos mūsu pētītajos ezeros (3.3.1. tabula) (Brakovska et al., 2013).

Vidējais heterozigotitātes līmenis, balstoties uz RAPD – PĶR analīzi, pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros svārstās no 0,18 līdz 0,20 (3.3.1. attēls). Vislielākā vidējā heterozigotitāte ir vērojama Sventes ezerā (0,20), tad seko Drīdžis (0,19) un Riča un Geraņimovas-Ilzas ezers (0,18).



3.3.1.attēls. Amplificēto RAPD DNS fragmentu raksturojumi un vidējā heterozigotitāte pētāmās *Daphnia cucullata* populācijās



3.3.2.attēls. *Daphnia cucullata* populāciju polimorfo lokusu procentuālais sadalījums Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros

Daphnia cucullata populāciju līdzība starp pētītajiem ezeriem pēc Dice koeficienta (S) vērtībām svārstījās no 0 līdz 1 (3.3.2. tabula). Vislielākā pāru līdzība bija starp Riča un Geraņimovas-Ilzas ezeriem (ar praimeriem OPA-03- 0,91; OPA-05- 0,57; OPA-09- 0,54; OPA-13- 0,57; OPB-08- 0,8; OPC-20- 0,57) un starp Sventes un Riča ezeriem (ar praimeriem OPA-02- 0,8; OPA-09- 0,54; OPB-03- 0,73). Atbilstoši, pēc primera OPB-07, populācijas bija identiskas (līdzības koeficients 1) (3.3.2. tabula)(Brakovska et al., 2013) .

Populāciju ģenētisko līdzību un atšķirību atspoguļo ģenētiskās distances un ģenētiskās līdzības rādītāji (Nei, 1978). Vismazākā ģenētiskā distance (Nei, 1978) pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās tika novērota starp Riča un Geraņimovas-Ilzas ezeriem (0,23), vislielākā ģenētiskā distance konstatētā starp Drīdža un Sventes ezeriem (0,28), Sventes un Geraņimovas-Ilzas ezeriem (0,25), Sventes un Riča ezeriem (0,25), Riča un Drīdža ezeriem (0,25) (3.3.3. tabula). Kopumā pēc ģenētiskās distances datiem var teikt, ka pētītās *Daphnia cucullata* populācijas savā starpā ir ļoti līdzīgas, bet neskatoties uz to pēc pētāmo *Daphnia cucullata* populāciju galveno komponentu analīzes (PCA) (3.3.3. attēls), redzams, ka tomēr nošķirtas grupas veidojas. Katra ass, PC1 un PC2, skaidro 37,14% un 32,75% no kopējās daudzveidības attiecīgi.

3.3.2. tabula

Daphnia cucullata populāciju ģenētiskā daudzveidība Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros pēc bāzu pāru līdzības- Dice koeficienta (S)

	Svete	Riča	Drīdzis	G-I*		Svete	Riča	Drīdzis	G-I*
Primer Roth A-02					Primer Roth A-05				
Svete					Svete				
Riča	0,8				Riča	0,4			
Drīdzis	0,67	0,73			Drīdzis	0	0,28		
Geraņimovas-Ilzas	0,67	0,5	0,5		Geraņimovas-Ilzas	0,4	0,57	0,4	
Primer Roth A-03					Primer Roth A-09				
Svete					Svete				
Riča	0,4				Riča	0,54			

	Svente	Riča	Drīdzis	G-I*		Svente	Riča	Drīdzis	G-I*
Drīdzis	0,4	0,28			Drīdzis	0,28	0,22		
Geraņimovas-Ilzas	0,36	0,91	0,22		Geraņimovas-Ilzas	0,5	0,54	0	
Primer Roth A-10					Primer Roth A-13				
Svente					Svente				
Riča	0				Riča	0			
Drīdzis	0	0,67			Drīdzis	0	0,4		
Geraņimovas-Ilzas	0	0,6	0,8		Geraņimovas-Ilzas	0	0,57	0,5	
Primer Roth A-12					Primer Roth B-03				
Svente					Svente				
Riča	0				Riča	0,73			
Drīdzis	0,4	0			Drīdzis	0,5	0,22		
Geraņimovas-Ilzas	0,4	0	0,25		Geraņimovas-Ilzas	0,67	0,33	0,22	
Primer Roth B-07					Primer Roth F-10				
Svente					Svente				
Riča	1				Riča	0,31			
Drīdzis	1	1			Drīdzis	0,44	0,68		
Geraņimovas-Ilzas	1	1	1		Geraņimovas-Ilzas	0,2	0,31	0,5	
Primer Roth B-08					Primer Roth C-11				
Svente					Svente				
Riča	0,28				Riča	1			
Drīdzis	0,4	0,28			Drīdzis	0,89	0,89		
Geraņimovas-Ilzas	0,33	0,8	0,33		Geraņimovas-Ilzas	0,89	0,89	1	
Primer Roth C-20									
Svente									
Riča	0,28								
Drīdzis	0,33	0,4							
Geraņimovas-Ilzas	0,28	0,57	0,36						

G-I* - Geraņimovas-Ilzas

Pēc ģenētiskās daudzveidības *Daphnia cucullata* populācijās katrā ezerā (pēc T-testa) Geraņimovas-Ilzas ezers bija visdaudzveidīgākais (3.3.4. attēls). Tas nozīmē, ka *Daphnia cucullata* populāciju genoma līmenis šajā ezerā ir daudzveidīgāks nekā citu pētāmo ezeru populācijās (Brakovska et al., 2013).

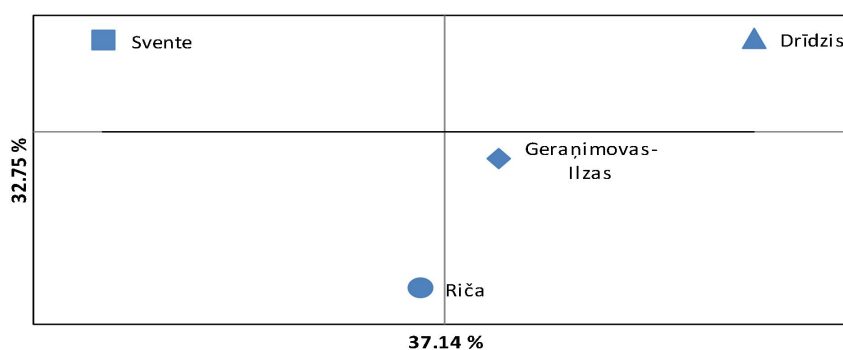
3.3.3. tabula

Ģenētiskā distance (D) (Nei, 1978) starp *Daphnia cucullata* populācijām Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros, izmantojot RAPD- PĶR analīzi

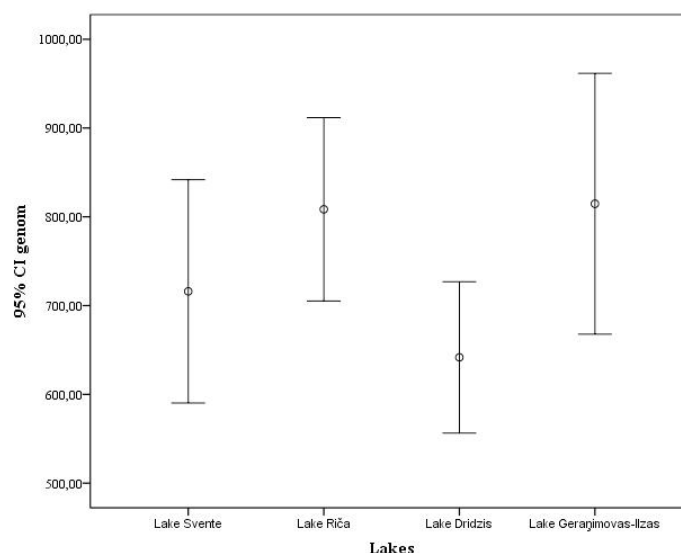
Populācija	Svente	Riča	Drīdzis	Geraņimovas-Ilzas
Svente		0,78	0,76	0,78
Riča	0,25		0,78	0,79
Drīdzis	0,28	0,25		0,79
Geraņimovas-Ilzas	0,25	0,23	0,24	

* ģenētiskā distance (D) vērtības zem diagonāles;

** ģenētiskā līdzība virs diagonāles.



3.3.3. attēls. Galveno komponentu analīze (PCA). Ģenētiskās strukturēšanas grafiks pēc ģenētiskās distances (pēc Nei, 1978) datiem starp *Daphnia cucullata* populācijām Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros



3.3.4. attēls. *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskā daudzveidība pētītajos ezeros (pēc Independent Samples Test (T-test))

3.4. *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskā daudzveidība Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros, izmantojot mikrosatelītu lokusu analīzi

Daphnia cucullata populācijās tika testēti deviņi kodola DNS mikrosatelītu lokusu praimeru (DaB10/15; Dp512; Dp519; DaB17/16; DaB17/17; SwiD1; Dgm101; Dgm105; Dgm109), bet analīzei tika atlasīti tikai seši mikrosatelītu praimeru ar labu reprezentativitāti (SwiD1; Dgm105; Dgm101; DaB17/17; Dgm109; Dp519) (3.4.1. tabula). Trīs no tiem bija dinukleotīdu mikrosatelītu prameri (SwiD1; Dgm101; Dp519) un divi trinukleotīdu mikrosatelītu prameri (Dgm105; Dgm109) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

Atlasīto polimorfo DNS fragmentu garums bija no 122 bp līdz 303 bp (3.4.1. tabula). Vislielākais bāzu pāru skaits konstatēts lokusus Dgm109 (250–303 bp) un Dgm105 (165–240 bp), bet vismazākais bija lokusus DaB17/17 (100–106 bp) un SwiD1 (122–127 bp) (3.4.1. tabula).

3.4.1. tabula

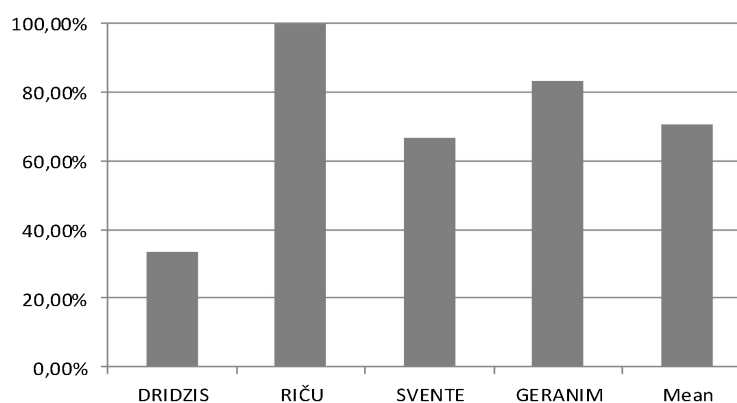
9 mikrosatelītu raksturojums: lokusa nosaukums, praimeru sekvenču, atkārtojuma vienība, fluorescējošais marķējums, fragmentu garumi, kušanas temperatūra (T_a)

Lokuss	Praimera sekvenču (5'–3')	Atkārtojuma vienība	Fluorescētais-4 marķējums	Fragmentu garumi (bp) (mūsu dati)	Fragmentu garumi (bp) (dati pēc Brede et al.)	T_a (°C)
SwiD1	F:GCCGTGTTTCGAAAGCTAGTC R: AGCCGAACGAAAAACATGC	(TG) ₁₈	5'TAM	122–127	116-142	59.4
Dgm105	F:ATGTGAGCGCGGAGCATT R:GTCCAGCCGGCCATTTCAGTT	(CAG) ₈ AG	5'FAM	165–240	172-197	59.4
Dgm101	F: TCTTGCTCGAATTCTCTCC R: CCTGTCTCACACGGAGC	(GA) ₁₀ AGA	5'HEX	165–180	162-177	54.5
DaB17/17	F:GAGAACCTTTTATCAGCTTCG R:ACTCATCTGGTGAGATGGATC	T ₉	5'TAM	100–106	100-109	55.9
Dgm109	F: CCAGCTGTTGACCACCTG R: TGCGCGAGGATTTCCAACAC	(ACC) ₇ AC	5'FAM	250–303	247-266	58.2
Dp519	F:AGTCGCGACGACATAAAGC R:GTGGTAGTTGTGGAATCCG	(TG) ₆ (GA) ₇	5'HEX	140–142	144-160	56.7
DaB10/15	F:AGAGAAGTGTTTGCCTTTC R:TGTTTCCTATATCCCTCGG	TC ₆	5'TAM	Nav rezultāta	75–89	52.4
Dp512	F:TTTCGTTCTACCCAGGGAAG R:TTTGCTCGTCTGTGATAGGC	(TG) ₄ ...(GT) ₈	5'HEX	Nav rezultāta	125-141	57.3
DaB17/16	F: AGGGAACGAGCGGCGATAAG R:TCTTTGGCAGGCCACTGCCAAGG	GA ₁₀	5'FAM	Nav rezultāta	189-195	61.4

Alēļu pārpilnība pētītajos mikrosatelītu lokusos

Lokuss	Kopējais alēļu skaits lokusā	Privāto alēļu skaits lokusā	Privāto alēļu īpatsvars (%)	Populāciju skaits, kurās konstatētas privātās alēles
SwiD1	5	1	20	1
Dgm105	8	5	62	3
Dgm101	7	4	57	3
DaB17/17	4	2	50	2
Dgm109	5	3	60	2
Dp519	2	0	0	0

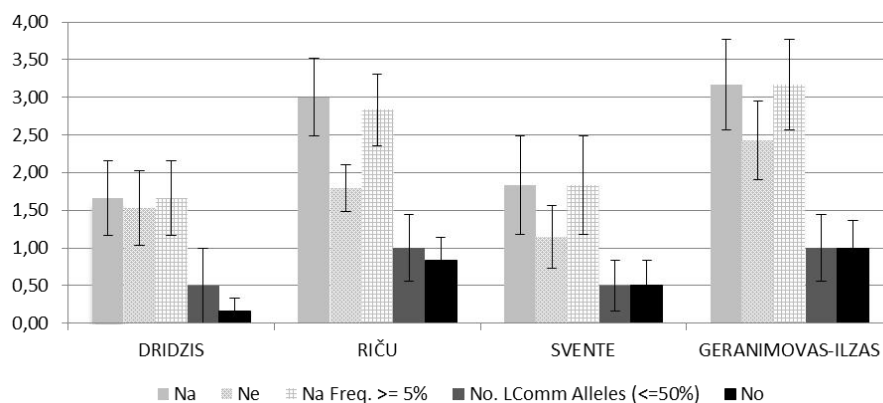
Pēc pētījumā iegūtajiem rezultātiem redzams (3.4.2. tabula), ka vidējais polimorfisma līmenis visās pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās bija vienāds un sastādīja 100 %, jo visi seši analizētie mikrosatelītu lokusi bija polimorfi visās pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās. Polimorfo lokusu skaits *Daphnia cucullata* populācijās Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros svārstījās no 33 % līdz 100 %. Vismazāk polimorfo mikrosatelītu lokusu konstatēts Drīdža ezerā (33 %), savukārt visvairāk konstatēts Riča (100%) un Geraņimovas-Ilzas (83 %) ezeros (3.4.1. attēls) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).



3.4.1.attēls. *Daphnia cucullata* populāciju polimorfo lokusu procentuālais sadalījums Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros

* GERANIM- Geraņimovas-Ilzas ezers

Analizējot iegūto alēļu pārpilnības vispārīgos parametrus (3.4.2. tabula), redzams, ka konstatētais alēļu skaits pētāmajā lokusā katrā populācijā atšķiras. Konstatēto alēļu skaits katrā analizētajā mikrosatelīta lokusā arī bija atšķirīgs. Maksimālais alēļu skaits tika konstatēts lokusos Dgm105 (8) un Dgm101 (7), turklāt jāņem vērā, ka arī šajos lokusos tika konstatēts maksimālais privāto alēļu skaits, kur Dgm105 lokusam (5) (62 % no visām atklātajām alēlēm), savukārt Dgm101 lokusā (4) (57 % no visām atklātajām alēlēm) (3.4.2. tabula). Savukārt, vismazākais alēļu skaits tika konstatēts lokusā Dp519 (2). Raksturīgi, arī tas, ka privātās alēles šajā lokusā netika atklātas vispār (3.4.2. tabula) (Brakovska & Škute, 2023).



3.4.2. attēls. Alēļu sastopamība *Daphnia cucullata* populācijās Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros, izmantojot mikrosatelītu-PCR analīzi (Na- vidējais alēļu skaits lokusā; Ne- vidējais efektīvais alēļu skaits lokusā; Na \geq 5% - vidējais alēļu skaits, kuru sastopamība ir lielāka par 5%; No \leq 50% - vidējais alēļu skaits, kuru sastopamība ir mazāka par 50%; No- vidējais privāto alēļu skaits; \pm standartnovirze)

Analizējot alēļu sastopamību pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās (3.4.2. attēls), redzams, ka alēļu skaits bija atšķirīgs, taču šis atšķirības nav statistiski nozīmīgas ($p > 0,05$). Lielākais atklāto alēļu skaits vienā lokusā bija Geraņimovas-Ilzas ezera *Daphnia cucullata* populācijai (3,17), kam sekoja Riča ezera *Daphnia cucullata* populācija (3,00). Salīdzinoši mazāks konstatēto alēļu skaits vienā lokusā bija *Daphnia cucullata* populācijām Drīdža (1,67) un Sventes ezeros (1,83) (3.4.2. attēls) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

Vidējais alēļu skaits vienā lokusā ar biežumu virs 5 % bija vienāds ar vidējo alēļu skaitu vienā lokusā visās pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās (3.4.2. attēls). Vidējais privāto alēļu skaits lokusos pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās, kas ir mazāks par 50 %, ir vienāds Geraņimovas-Ilzas un Riča ezera populācijām un attiecīgi ir 1, savukārt, *Daphnia cucullata* populācijām Drīdža un Sventes ezeros attiecīgi ir 0,5, bet kopumā šis atšķirības nav būtiskas ($p > 0,05$) (3.4.2. attēls) (Brakovska & Škute, 2023).

Vidējo efektīvo alēļu skaits uz vienu lokusu būtiski atšķiras no vidējā novērotā alēļu skaita Riča un Sventes ezeru *Daphnia cucullata* populācijās ($p < 0,05$), savukārt Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeru *Daphnia cucullata* populācijām šis atšķirības nav nozīmīgas ($p > 0,05$) (3.4.2. attēls) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

Vidējais novērotās heterozigotitātes līmenis (H_{obs}) bija augsts visās pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās un bija robežās no 1,67 līdz 3,17. H_{obs} minimālā vērtība bija 1,67 Drīdža ezerā, bet maksimālā vērtība bija 3,17 Geraņimovas-Ilzas ezerā. Savukārt, paredzamās heterozigotitātes (H_{exp}) vidējais līmenis svārstījās no 1,15 līdz 2,43. H_{exp} minimālā vērtība bija Sventes ezerā 1,15, bet maksimālā 2,43 Geraņimovas-Ilzas ezerā. Kopumā visās pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās vidējais novērotais heterozigotitātes līmenis un vidējais paredzamais heterozigotitātes līmenis (pēc Hārdija-Veinberga) bija atšķirīgs, taču šis atšķirības bija nenožīmīgas ($p < 0,001$) (3.4.2. attēls) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

Analizētie mikrosatelītu lokusi (SwiD1; Dgm105; Dgm101; DaB17/17; Dgm109 un Dp519) pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas

ezeros bija polimorfi un polimorfisma līmenis bija ļoti augsts. Ģenētiskā daudzveidība pētītajos *Daphnia cucullata* paraugos, kas konstatēti katrā pētītajā lokusā un katrā vietā, ir atspoguļots 3.4.3. tabulā. Vislielākais alēļu skaits (19) konstatēts lokusos DaB17/17 un Dp519 Riča ezera populācijā, bet minimālais alēļu skaits (1) lokusā Dgm101 konstatēts Drīdža ezera populācijā. Jāpiebilst, ka Sventes ezera populācijā lokusos Dgm101 un Dgm109 alēles netika konstatētas. Privātās alēles tika atrastas SwiD1, Dgm105, Dgm101, DaB17/17 un Dgm109 lokusos (Brakovska & Škute, 2023).

3.4.3. tabula

Ģenētiskā daudzveidība pētītajos *Daphnia cucullata* paraugos, kas atrasti katrā pētītajā lokusā un katrā pētītajā ezerā

Paraugs		SwiD1	Dgm105	Dgm101	DaB17/17	Dgm109	Dp519
Drīdžis	N	4	4	1	14	4	14
	Na	4	1	1	2	1	1
	No	0	0	1	0	0	0
	Ho	0	0	0	0	0	0
	He	0,75	0	0	0,13	0	0
Riča	N	13	12	12	19	11	19
	Na	2	4	5	2	3	2
	No	1	1	2	0	1	0
	Ho	0	0,25	0	0	0	0
	He	0,14	0,51	0,68	0,46	0,31	0,1
Svente	N	4	8	0	15	0	16
	Na	3	4	0	2	0	2
	No	0	2	0	1	0	0
	Ho	0	0,25	0	0	0	0
	He	0,62	0,33	0	0,12	0	0,37
Geraņimovas-Ilzas	N	7	6	7	14	6	8
	Na	2	5	4	3	4	1
	No	0	2	1	1	2	0
	Ho	0	0,17	0	0	0,17	0
	He	0,24	0,74	0,73	0,36	0,68	0

* Na, vidējais alēļu skaits lokusā; Ne, vidējais efektīvais alēļu skaits lokusā; No, vidējais privāto alēļu skaits; Ho, novērota heterozigotitāte; He, sagaidāmā heterozigotitāte

Ievērojams homozigotu pārpalikums tika novērots *Daphnia cucullata* populācijā Drīdža ezerā vienā lokusā DaB17/17 $p < 0,001$, Riča ezerā piecos lokusos (SwiD1, Dgm101, DaB17/17, Dgm109, Dp519 $p < 0,001$), Sventes ezerā četros lokusos (SwiD1, Dgm105 $p < 0,05$, DaB17/17 un Dp519 $p < 0,001$) un Geraņimovas-Ilzas ezerā trīs lokusos (SwiD1, Dgm101 $p < 0,01$ un DaB17/17 $p < 0,001$). Mikrosatelīta lokusam DaB17/17 ir maksimālā diferenciācija ($p < 0,001$) starp novēroto un paredzamo heterozigotitātes līmeni visos pētītajos ezeros. Turklāt mikrosatelītu lokusiem SwiD1, Dgm101, Dgm109, Dp519 un DaB17/17 ir maksimālā diferenciācija ($p < 0,001$) Ričas ezerā (3.4.4. tabula). Jāpiebilst, ka mikrosatelītu lokusi Dgm105,

Dgm101, Dgm109 un Dp519 bija monomorfi Drīdža ezerā. Savukārt mikrosatelītu lokuss Dgm101 un Dgm109 bija monomorfs Sventes ezerā, bet mikrosatelītu lokuss Dp519 bija monomorfs arī Geraņimovas-Ilzas ezerā (3.4.4. tabula) (Brakovska & Škute, 2023).

3.4.4. tabula

Novērotās un paredzamās heterozigotitātes līmeņu atšķirību nozīme (χ^2 - tests) pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros

Populācija/ Mikrosatelītu locuss	SwiD1	Dgm105	Dgm101	DaB17/17	Dgm109	Dp519
Drīdzis	ns	M	M	***	M	M
Riča	***	ns	***	***	***	***
Svente	*	*	M	***	M	***
Geraņimovas- Ilzas	**	ns	**	***	ns	M

- ns- nav nozīmīgs, M- monomorfs lokuss, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

Vismazākā ģenētiskā distance (D) (Nei, 1978) pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās tika novērota starp Riča un Geraņimovas-Ilzas ezeriem (0,16), savukārt vislielākā ģenētiskā distance konstatētā starp Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeriem (0,70) un starp Geraņimovas-Ilzas un Sventes ezeriem (1,35) (3.4.5. tabula) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

Ģenētiskās diferenciācijas F_{ST} vērtības dažādām pētītajām *Daphnia cucullata* populācijām bija robežās no 0,08 līdz 0,50. Visaugstākās vērtības bija starp *Daphnia cucullata* populācijām Riča un Sventes ezeriem (0,50), un Sventes un Geraņimovas-Ilzas ezeriem (0,49) (3.4.5. tabula). Zemākās F_{ST} vērtības bija starp *Daphnia cucullata* populācijām Riča un Geraņimovas-Ilzas ezeriem (0,08) (3.4.5. tabula) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

3.4.5. tabula

Ģenētiskā distance (D) (Nei, 1978) un ģenētiskā diferenciācija (pēc F_{ST} vērtībām) starp *Daphnia cucullata* populācijām Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros, izmantojot mikrosatelītu-PĶR analīzi

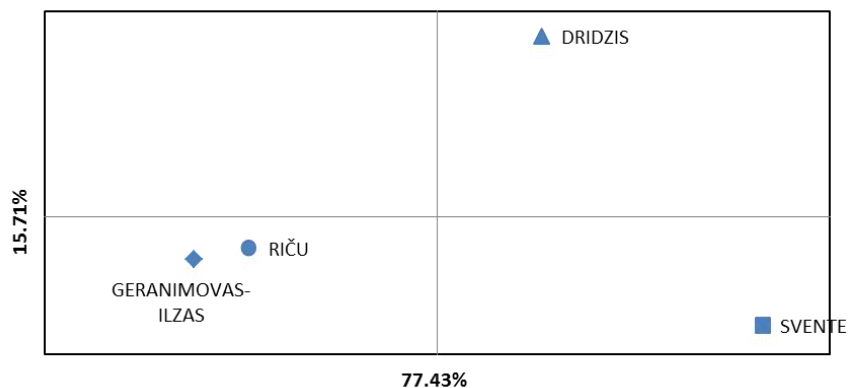
Populācija	Drīdzis	Riča	Svente	Geraņimovas- Ilzas
Drīdzis		0,29	0,45	0,37
Riča	0,56		0,50	0,08
Svente	0,50	1,14		0,49
Geraņimovas- Ilzas	0,70	0,16	1,35	

* ģenētiskā distance (D) vērtības zem diagonāles;

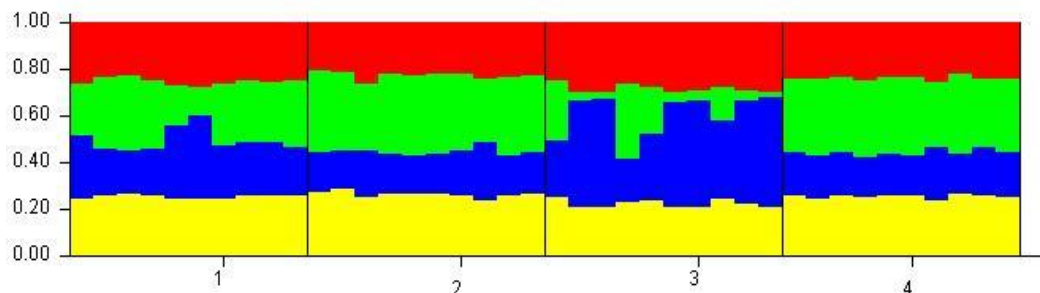
** ģenētiskā diferenciācija (F_{ST} vērtības) virs diagonāles.

Galveno komponentu analīze (PCA), četru *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskās strukturēšanas grafiks Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros, skaidri parādīja ģenētisko strukturēšanos dažādās ģenētiskajās grupās (3.4.3.attēls). Stabils *Daphnia cucullata*

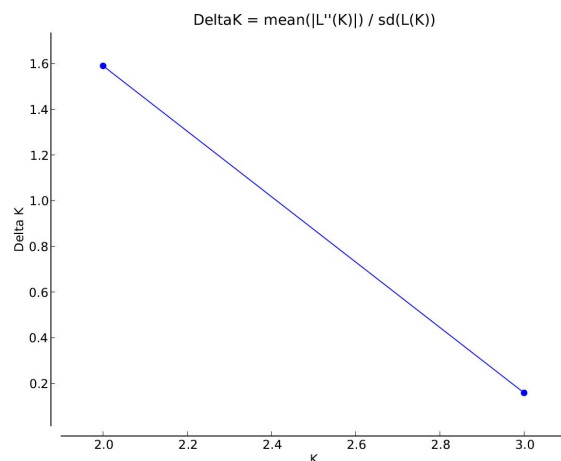
populāciju grupas veidojās starp Drīdža un Sventes ezeriem un starp Riča un Geraņimovas-Ilzas ezeriem. Galveno komponentu analīzes diagrammā (3.4.3. attēls) PC 1 un PC 2 izskaidroja 77,43 % un 15,71 % no kopējās ģenētiskās daudzveidības. Līdzīgs rezultāts iegūts, izmantojot Bajesa klāsterizācijas analīzi (STRUCTURE 2.3.4) (Hubisz et al., 2009) (3.4.4. attēls) un īpatņu kopu skaitu, izmantojot Evano et al. (2009) klāsterizācijas pieeju (3.4.5. attēls) (Brakovska & Škute, 2023).



3.4.3.attēls. Galveno komponentu analīze (PCA). Ģenētiskās strukturēšanas grafiks pēc ģenētiskās distances (pēc Nei, 1978) datiem starp *Daphnia cucullata* populācijām Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros



3.4.4.attēls. *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskā diferenciācija pēc Bajesa pieejas (STRUCTURE 2.3.4). Krāsu līnijas atdala indivīdus no dažādām paraugu ņemšanas vietām, kur katrs indivīds tiek attēlots ar vertikālu līniju, kas ir sadalīta K krāsas segmentos, kas attiecīgi norāda indivīda aptuveno piederību K klāsteros (1 - Drīdzis, 2 - Riča, 3 - Svente, 4 - Geraņimovas-Ilzas)



3.4.5.attēls. Individu kopu skaits, izmantojot Evano et al. klāsterizācijas pieeju (Evano et al., 2009), pieņemot, ka pastāv divas ģenētiskās kopas ($K=2$; $\Delta K=1,59$; $\ln P(K) \pm SD = -298,76 \pm 78,73$)

4.DISKUSIJA

4.1. Zooplanktona sugu sastāvs un dinamika Sventes, Riča, Drīdža un Ģeraņimovas-Ilzas ezeros

Analizējot zooplanktona sugu sastāvu, iespējams novērtēt gan ezera trofisko stāvokli, gan ekoloģisko kvalitāti (Bengtsson, 1986; Bertilsson et al., 1995; Bērziņš & Pejler, 1987; 1989a; 1989b; Chang & Hanazato, 2004; Cimdiņš, 2001; Cottenie et al., 2001; Dagg, 1977; Dodson, 1984; Dumont et al., 1973; Escribano & Hidalgo, 2000; Fernandez-Rosado & Lucena, 2001; Hanazato, 1991; 1992; Harris et al., 2012; Hebert, 1982; Horppila et al., 2000; Keller & Conlon, 1994; Larsson & Dodson, 1993; Locke & Sprules, 2000; Malone & McQueen, 1983; Paidere & Škute, 2011; Patalas, 1971; Pidgaiko, 1984; Pinel-Alloul 1995; Pinel-Alloul et al., 1995; Seda & Devetter, 2000; Sprules, 1975; Tallberg et al., 1999; Weider & Pijanowska, 1993; Wetzel 2001; Лазарева 2010). Daudzas zooplanktona sugas vai grupas var kalpot par ūdenstilpes trofiskā stāvokļa indikatoriem, jo to sastopamība mainās atkarībā no ezera atrofijas (Kutikova 1970; Liepa et al., 1991; Pejler 1965; Wetzel 2001).

Cladocera taksoniem, piemēram, *Daphnia*, kas bija sastopami arī mūsu pētītajos ezeros, ir nepieciešamas ūdenstilpes ar labu caurredzamību, zemu hlorofila α koncentrāciju, zemu zivju blīvumu un augstu makrobezmugurkaulnieku blīvumu (Gliwicz & Pijanowska, 1986; Lampert, 1987; Irvine et al., 1989, 1990). Līdzīgi mūsu pētījumam Sventes, Riču, Drīdža un Ģeraņimovas-Ilzas ezeros, kur zooplanktona cenožu taksonu skaits un sastāvs variēja pa gadiem un sezonām. Kā piemēram, vislielākā zooplanktona taksonu sastāva daudzveidība tika identificēta Drīdža un Sventes ezeros, 72 un 69 zooplanktona taksoni attiecīgi. Riča ezerā tika identificēti 47 taksoni un 43 Ģeraņimovas-Ilzas ezerā. Visos pētītajos ezeros lielākais identificēto taksonu skaits bija Rotifera grupā, tai sekoja Cladocera un Copepoda grupas. Pētītajos ezeros tika noskaidroti kopīgie zooplanktona taksoni pa paraugu vākšanas gadiem, attiecīgi Drīdzī - 25, Ričā - 21, Ģeraņimovas-Ilzas – 14 un Sventes ezerā 19. Sezonas laikā (maijs - septembris) vislielākais zooplanktona grupu taksonu skaits tika novērots maijā un jūnijā, jūlija sākumā tas uzrādīja strauju samazinājumu, tad jūlija beigās un augusta sākumā taksonu skaits atkal sāka palielināties. Savukārt, septembrī taksonu skaits sāka pakāpeniski

samazināties. Rotifera dominēja maijā, jūnijā un jūlijā to skaits samazinās, bet augusta beigās un septembrī atkal sāka pieaugt. Cladocera skaita izmaiņas bija gluži pretējas. Maijā sugu skaits bija neliels, bet līdz jūlijam pieauga, augustā gandrīz nemainīgs vai nedaudz palielinājās, bet septembrī uzrādīja ievērojamu samazinājumu. Copepoda skaits bija līdzīgs Rotifera skaitam, maijā pieauga, tad jūnijā samazinājās, jūlijā atkal pieauga, augustā uzrādīja samazināšanos un septembrī atkal palielinājās. Visbiežāk sastopamās Rotifera grupas sugas Latvijas ezeru zooplanktonā ir *Keratella cochlearis*, *Asplanchna priodonta*, *Filinia longiseta*, *Kellicottia longiseta*, *Lecane luna*, *Trichocerca capucina*, *Euchlanis dilatata* (Sloka, 1998; Paidere & Škute, 2011). Neskatoties uz to, ka zooplanktonam galvenokārt ir sezonāls raksturs, tomēr ir sastopamas arī sugas, kā piemēram, *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina*, *Polyarthra remata*, *Filinia longiseta* (Rotifera), kuras zooplanktonā var atrast visu gadu (Līne, 1966). Visas augstāk minētās sugas bija konstatētas arī mūsu pētītajos ezeros. Rotifera sugu attīstības maksimums parasti vērojams pavasarī, bet ir arī ezeri, kad Rotifera sugām tiek novērots otrs attīstības maksimums rudenī (Līne, 1966). Zooplanktona taksonu, biomasas proporciju dinamika, ko atklāja Halvorsens et al. (2004), veicot ilgtermiņa pētījumus Atnsjøen ezerā bezledus sezonā (jūnijs - oktobris), bija ļoti līdzīga tam, ko konstatējām mēs, t.i. Cladocera grupai bija vislielākais skaitliskais daudzums sezonas sākumā, kam sekoja Copepoda un Rotifera daļas pieaugums. Visos mūsu pētītajos ezeros un paraugu ņemšanas vietās Cladocera grupā dominēja Daphniidae, Bosminidae un Sididae. No Cladocera grupas *Daphnia cucullata*, tāpat kā *Daphnia cristata* un *Leptodora kindtii* ir tipiskas plaši izplatītas pelaģiskās sugas (Kačalova & Laganovska, 1961; Sloka, 1981). Cladocera ir nozīmīga loma starp sastopamajām zooplanktona grupām biomasas un sugu skaita ziņā. *Daphnia cucullata* var uzskatīt par vienu no visplašāk izplatītajām sugām šajā grupā, jo tās tika atrastas mūsu paraugos visas sezonas garumā. Tā ir arī svarīga repša (*Coregonus albula*) barības sastāvdaļa (Sutela & Huusko, 1997; Viljanen, 1983). Daudzi autori (Brooks & Dodson, 1965; Larsson & Dodson, 1993; Halvorsen et al., 2004; Saksgård & Hesthagen, 2004; Sutela & Huusko, 1997; Viljanen, 1983) apgalvo, ka planktofāgās zivis, mūsu gadījumā repsis *Coregonus albula* un sīga *Coregonus lavaretus*, ietekmē zooplanktonu. Eksperimentāli tika pierādīts, ka planktofago zivju daudzums ezerā paaugstina zooplanktona sugu daudzveidību vai arī sugu morfoloģiskos pielāgojumus (piemēram, mazāku izmēru) (De Meester et al., 1995; Bohn & Amundsen, 1998). Salīdzinot Cladocera sugu morfoloģiskos parametrus četros pētītajos ezeros, mēs varam piekrist apgalvojumam, ka zooplanktona organismu izmērs ir mazāks ezeros ar lielāku planktofāgo zivju skaitu, salīdzinājumā ar ezeriem, kur planktofāgo zivju skaits ir mazāks (Bohn & Amundsen, 1998; De Meester et al., 1995; Boersma et al., 1998; Boersma et al., 1999; Brooks & Dodson, 1965). Proti, pēc mūsu novērojumiem pētījuma laikā, Cladocera īpatņu izmērs Svences un Drīdža ezeros bija mazāks vietās, kur planktofagālo zivju skaits bija lielāks, savukārt Riča un Geraņimovas-Ilzas ezeros Cladocera īpatņi bija lielāki, bet planktofagālo zivju skaits bija mazāks.

Halvorsens et al. (2004) uzsver, ka konkrētu ietekmējošo faktoru noteikšana ir ierobežota, jo faktoriem ir atšķirīga ietekme uz dažādām sugām, un katrs no faktoriem būtu jāpārbauda nemainīgos apstākļos ilgu laiku. Pēc sekojošu autoru domām (Bottrell et al., 1976; Halvorsen et al., 2004; Moore, 1977; Wetzel, 2001), galvenais faktors, kas būtiski ietekmē fizikālos, ķīmiskos un bioloģiskos procesus ezeros, ir ūdens temperatūra. Tomēr citi autori (Brettum & Halvorsen, 2004) norāda, ka dažām specifiskām fitoplanktona sugām ir spēcīga ietekme uz

noteiktām zooplanktona sugām. Līdzīgos pētījumos plaši tiek diskutēts par to, ka zooplanktons pēc sugu sastāva var atšķirties viena ezera dažādās vietās, piemēram, piekrastes zonā un atklātās ūdens teritorijā vai arī upju ieteces vietās un antropogēno aktivitāšu vietās ezera piekrastē (Liepa et al., 1991; Pidgaiko, 1984; Pinel-Alloul, 1995; Fernandez-Rosado & Lucena, 2001; Seda & Devetter, 2000; Wetzel, 2001; Кутикова, 1970; Мануйлова, 1964). Dimantes-Deimantoviča ar līdzautoriem (2012) savos pētījumos par zooplanktona faunu dziļajos Latvijas ezeros atzīmē, ka pēc RDA analīzes datiem zooplanktona sugu sastāvs ir cieši saistīts ar temperatūru, oksidēšanās reducēšanās potenciālu, hlorofilu α un elektrovadītspēju. Pēc mūsu pētījumā iegūtajiem datiem arī ir redzams, ka izšķīdušo vielu saturs un elektrovadītspēja cieši korelēja ar dažiem Copepoda grupas taksoniem, bet skābekļa piesātinājums, pH, temperatūra, hlorofils- α , duļķainība un temperatūra ar *Diaphanosoma brachyurum* (Cladocera) un *Polyarthra major* (Rotifera). Izšķīdušā skābekļa saturs un skābekļa piesātinājums mijiedarbojas ar *Asplanchna priodonta*, *Polyarthra dolichoptera*, *Kellicottia longispina*, *Keratella quadrata*, *Filinia longiseta* un *Synchaeta* sp. (Rotifera), bet elektrovadītspēja un kopējo izšķīdušo vielu daudzums ar *Megacyclops* sp., *Cyclops scutifer* (Copepoda) un *Gastropus stylifer* (Rotifera). Mūsu pētījumā iegūtās korelācijas iesējams arī ir skaidrojamas ar to, ka šo taksonu eksistencei ir nepieciešami analogiski vides apstākļi.

Plēsonība piemīt dažādiem zooplanktona taksoniem un var kalpot par populācijas dinamikas strukturēšanas mehānismu. Vēžveidīgo planktonam ir negatīva ietekme uz planktona barības ķēdes mazākajiem komponentiem, t.i. Rotifera grupas taksoniem, kas ir plaši dokumentēta dažādos citu autoru pētījumos (Cottenie et al., 2001; Fussmann, 1996). Vēžveidīgie atšķirīgi ietekmē Rotifera sugu plēsonību un konkurenci. Ciklopoīdie (Cyclopoida) Copepoda sugas bieži vien ir aprakstītas kā efektīvi Rotifera grupas plēsīgo sugu (piemēram, *Asplanchna priodonta*) plēsēji (Fussmann, 1996; Williamson, 1983), bet dažas kalanoidu (Calanoida) sugas par barību var izmantot arī Rotifera grupas sugas (Fussmann, 1996; Williamson & Butler, 1986; Schulze & Folt, 1990).

Zooplanktona sugu reakcija uz temperatūras izmaiņām bieži vien ir grūti prognozējama dabisko sistēmu sarežģītības dēļ (Schiel et al., 2004). Mūsu pētījumā iegūto pozitīvo korelāciju starp temperatūru un zooplanktona taksoniem var izskaidrot ar fitoplanktona attīstību, kas nodrošināja barības resursus zooplanktonam (Castro et al., 2005; Matsubara, 1993), un temperatūras tiešo ietekmi uz bioloģisko procesu ātrumu palielināšanos organismos (Gillooly et al., 2001; Loiterton et al., 2004; Wagner & Benndorf, 2007). Tiek pieņemts, ka, pielāgojoties noteiktiem vides apstākļiem, vienas un tās pašas sugas populācija var būt sadalīta dažādos ūdens slāņos, un šīs daļas var atšķirt pēc attīstības cikliem (Castro et al., 2005; Gillooly et al., 2001; Loiterton et al., 2004; Matsubara, 1993; Wagner & Benndorf, 2007). Rotifera sugām ir plašs temperatūras diapazons (0 – 30 °C), kurā sugas var pastāvēt (Bērziņš & Pejler, 1989a), kopumā ļoti plašs optimālās eksistences diapazons ir tādām sugām kā *Polyarthra dolichoptera*, *Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis*, *Synchaeta pectinata*, t.i., 0 - 23 °C. (Bērziņš & Pejler, 1989a). Daudzi pētījumi ir parādījuši, ka jo lielākas ir temperatūras svārstības noteiktā laika periodā ezeros, jo lielāka ir sugu daudzveidība (Beaver & Havens, 1996; Gilbert, 2011; Shurin et al., 2010). Lielākā daļa Rotifera, Cladocera un Copepoda sugu bija pozitīvi un būtiski korelētas ar temperatūru un hlorofila α koncentrāciju, kas liecina, ka šo organismu daudzums var būt atkarīgs no barības koncentrācijas un tiem ir plašs temperatūras diapazons, kurā sugas var pastāvēt (Bertilsson et al., 1995; Bērziņš & Pejler, 1989a; Bērziņš &

Pejler, 1989b; Weglenska et al., 1997). Tādas Rotifera sugas kā *Polyarthra major*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra dolichoptera*, *Asplanchna priodonta*, *Kallicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, kas tika konstatētas arī mūsu pētītajos ezeros, spēj eksistēt visai plašā izšķīdušā skābekļa diapazonā, t.i., 1 - 13 mg⁻¹, ko apliecina arī citi pētījumi (Bērziņš & Pejler, 1989b).

Dažām Cladocera sugām, piemēram, *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia cucullata*, *Daphnia cristata* un *Bosmina longispina*, kas tika konstatētas arī mūsu pētītajos ezeros, optimālais temperatūras diapazons ir robežās no 7 līdz 23 °C, bet *Bosmina crassicornis* 14 - 15 °C (Bertilsson et al., 1995). Līdzīga situācija ir Copepoda sugām. Savukārt optimāla izšķīdušā skābekļa koncentrācija gan Cladocera, gan Copepoda sugām ir robežās no 5 līdz 11 mg*L⁻¹ (Bertilsson et al., 1995). Varam secināt, ka mūsu pētījumos noteiktām sugām sakrīt optimālās temperatūras un izšķīdušā skābekļa diapazons ar literatūrā minēto. Liela nozīme ir arī ūdens elektrovadītspējai. Jo elektrovadītspēja ir augstāka, jo mazāks ir Rotifera skaits un otrādi (Swadling et al., 2000). Saskaņā ar Cottenie et al. (2001) Rotifera sugām ir vajadzīgas ūdenstilpes ar augstu duļķainības līmeni, augstu hlorofila- α koncentrāciju, augstu zivju blīvumu un zemu makrozoobentosa blīvumu. (Cottenie et al., 2001). Izšķīdušā skābekļa koncentrācija ūdenī ir atkarīga no bioloģiskiem un ķīmiskiem procesiem ūdenstilpē. Piemēram, augsta izšķīdušā skābekļa koncentrācija augšējās ūdens slāņos var būt augu fotosintēzes rezultāts, kad skābeklis izdalās, vai tas var tikt ieskalots no atmosfēras ar viļņiem. Skābekļa koncentrācijas samazināšanās skaidrojama ar planktona aļģu savairošanos lielos daudzumos un skābekļa izmantošanu dzīvības procesos (Cimdiņš, 2001; Fernandez-Rosado & Lucena, 2001; Kalff, 2002; Lampert & Sommer, 1997; Pinel-Alloul, 1995; Seda & Devetter, 2000; Urtāne, 1998; Wetzel & Likens, 2000; Wetzel, 2001). Salīdzinot literatūras datus (Bertilsson et al., 1995; Bērziņš & Pejler, 1989a; Bērziņš & Pejler, 1989b; Doulka & Kehayias, 2011; Elliott, 1977; Field & Prepas, 1997; Kaya et al., 2010; Kessler & Lampert, 2004; Kizito & Nauwerck, 1995; Taylor et al., 1993) ar mūsu pētījuma laikā iegūtajiem datiem par Rotifera, Cladocera un Copepoda sugu korelāciju ar ūdens temperatūru un izšķīdušo skābekli, varam secināt, ka mūsu pētījumā konstatētās likumsakarības sakrīt ar jau minētajām literatūras avotos.

Salīdzinot mūsu pētījumā iegūtos rezultātus ar literatūras datiem (Cimdiņš 2001; Čeirāns, 2007; Kumsāre & Gaile, 1960; Kumsāre & Selkere, 1955; Laganovska, 1961; Līne, 1963; Līne, 1966; Sloka & Sloka, 1955; Urtāne, 1998; Vadzis et al., 1976), var secināt, ka Drīdža, Riča, Sventes un Geraņimovas-Ilzas ezeros zooplanktona kvalitatīvais sastāvs ir līdzīgs citiem Latvijas mezotrofo un mezoeitrofo ezeru zooplanktona sastāvam. Copepoda un Rotifera grupas sugu ciešā mijiedarbība tika novērota arī mūsu pētījumos. Konstatētās taksonu savstarpējo un sezonālo izmaiņu likumsakarības un izmaiņu tendences ir raksturīgas dziļiem, labi caurredzamiem mezotrofiem un mezoeitrofiem Latvijas ezeriem.

4.2. *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskā daudzveidība Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros, izmantojot nejaušu secību dekanukleotīdu (RAPD) un mikrosatelītu lokusu analīzi

Mikrosatelītu un RAPD marķieri ir noderīgi populācijas ģenētikas pētījumos. Mikrosatelītiem parasti ir lielas alēļu variācijas populācijās un starp tām, tādējādi palielinot varbūtību noteikt izmaiņas laika gaitā (Haag et al., 2010; Selkoe & Toonen, 2006). Visi mikrosatelītu lokusi ir augsti polimorfi, ar augstu informētību un mainīgumu *Daphnia cucullata*

populācijās, kas tajā pašā laikā dzīvo kā partenogenētiski organismi. Savukārt, nejaušu secību dekanukleotīdu (RAPD) marķieri ļauj skenēt populāciju lielas genoma daļas.

Daphnia cucullata ģenētiskās daudzveidības izpētē tika izmantoti piecdesmit pieci vienkārši nejaušu secību dekanukleotīdu (RAPD) un deviņi mikrosatelītu lokusi. RAPD lokusi *Daphnia cucullata* sugai ģenētiskās daudzveidības izpētē līdz šim nav bijuši pielietoti, bet mikrosatelītu lokusi bieži ir bijuši izmantoti Eiropas zinātniskajās laboratorijās kultivēto *Daphnia* ģints dažādu sugu ģenētiskās struktūras pētījumos (Brede et al., 2006; Colbourne et al., 2004; Ender et al., 1996; Harris et al., 2005; Hellsten & Sundberg, 2000; Lynch & Milligan, 1994). Trīspadsmit no piecdesmit pieciem RAPD marķieriem (Roth A (OPA-02; OPA-03; OPA-05; OPA-09; OPA-10; OPA-12; OPA-13), Roth B (OPB-03; OPB-07; OPB-08), Roth C (OPC-11; OPC-20) un Roth F (OPF-10)), un seši no deviņiem mikrosatelītu marķieriem (SwiD1; Dgm105; Dgm101; DaB17/17; Dgm109; Dp519) uzrādīja labus reprezentativitātes rādītājus Latvijas dziļo ezeru *Daphnia cucullata* populācijās. Tomēr daži mikrosatelītu praimerī, kas tika veiksmīgi izmantoti Eiropas *Daphnia* populāciju izpētē, Latvijas populācijās netika amplificēti. Piemēram, trīs no šiem mikrosatelītu lokusiem (DaB10/17; Dp512; DaB17/16), kas tika pielietoti Eiropas *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskās daudzveidības izpētei no Šveices un Nīderlandes ezeriem, Latvijas ezeru populācijā neparādījās (Brede et al. 2006, Colbourne et al. 2004). Tas varētu liecināt par būtisku atšķirību starp *Daphnia cucullata* genotipiem no Kontinentālajiem (Šveice, Nīderlande) un Boreālajiem (Latvija) bioģeogrāfiskajiem reģioniem Eiropā. Daži *Daphnia cucullata* populāciju mikrosatelītu lokusi mūsu pētītajās populācijās ir nedaudz garāki nekā Šveices un Nīderlandes populācijām (piemēram, lokuss Dgm105 (165 – 240 bp) un Dgm 109 (250 – 303 bp) bija garāki mūsu pētītajos ezeros. Turpretī salīdzinājumā Šveices un Nīderlandes populācijām mikrosatelītu lokusa Dgm105 izmērs bija 172 - 197 bp un Dgm 109 bija 247 - 266 bp. Ir zināms, ka garākās alēles tiek pakļautas mutācijām vairāk nekā alēles ar mazāku nukleotīdu atkārtojumu skaitu (Estoup et al., 2002). Šīs atšķirības var izskaidrot ar to, ka *Daphnia cucullata* īpatņi no Kontinentālā reģiona tika ņemti no kultivēta materiāla laboratorijā, kas nebija pakļauts dažādu antropogēno faktoru ietekmei (Brede et al., 2006), bet mūsu pētījumā *Daphnia cucullata* īpatņi tika iegūti tieši no ezeriem, kas regulāri ir bijuši pakļauti dažādu antropogēno faktoru, galvenokārt lauksaimniecības, ietekmei.

Vislielākais alēļu skaits, izmantojot RAPD lokusu analīzi, tika konstatēts lokusus Roth F-10 (2 - 11) un Roth C-20 (4 - 10). Lokusam Roth F-10 bija vislielākais alēļu skaits Riča un Geraņimovas-Ilzas ezeros. Savukārt, lokusā Roth C-20 vislielākais alēļu skaits konstatēts Svences un Drīdža ezeros. Sakarā ar to, šos lokusus var uzskatīt par vislabāk izmantojamiem turpmākajos *Daphnia cucullata* ģenētiskās populācijas struktūras pētījumos.

Vislielākais alēļu skaits, izmantojot mikrosatelītu lokusu analīzi, tika konstatēts lokusus Dgm105 un Dgm101 (8 un 7), šajos lokusus arī bija maksimālais privāto alēļu skaits (62 % un 57 %) no visām atklātajām alēlēm šajos lokusus. Tomēr Šveices un Nīderlandes ezeros *Daphnia cucullata* populācijās alēļu skaits lokusus Dgm105 un Dgm101 bija daudz mazāks (2 un 3). Alēļu skaits lokusus DaB17/17 un Dgm109 bija vienāds (4 un 5), bet lokusā Dp519 salīdzinājumā ar Šveices un Nīderlandes datiem bija mazāks alēļu skaits (Brede et al., 2006, Colbourne et al., 2004). Konstatētās nelielās atšķirības starp alēļu garumiem *Daphnia cucullata* populācijās mūsu pētītajos ezeros ar Šveicē un Nīderlandē konstatētajām, visticamāk, ir nejaušas ģenētiskas novirzes, bet ne mutāciju rezultāts (De Meester et al., 2006). Iespējams, ka

alēļu daudzveidības pieaugumu ietekmē dažādi ķīmiskie savienojumi ūdenī, kā arī kā viens no galvenajiem ietekmējošiem faktoriem jāmin dažādas temperatūras apstākļu izmaiņas mūsu pētītajos ezeros ar Šveicē un Nīderlandē konstatētajām (De Meester et al., 2004; De Meester et al., 2006; Kalff, 2002; Lampert & Sommer, 1997; Wetzel, 2001).

Mūsu pētījumā augstākais *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskais polimorfisma līmenis, izmantojot RAPD lokusus, tika novērots Drīdža (50 %) un Geraņimovas-Ilzas (33 %) ezeros. Sventes un Riča ezeros bija no 26 % līdz 29 %. Savukārt, augstākais *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskais polimorfisma līmenis, izmantojot mikrosatelītu lokusus, tika noteikts Riča (100 %) un Geraņimovas-Ilzas (83 %) ezeros, bet vismazākais Drīdža ezerā (33 %). Iegūtos diezgan atšķirīgos ģenētiskā polimorfisma līmeņa rezultātus iespējams var skaidrot ar izvēlēto kodola DNS marķieru (RAPD) specifiku.

Heterozigozitāte kalpo kā evolūcijas potenciāla rādītājs un ir svarīga populācijas dinamikas, kā arī populācijas dzīvotspējas noteikšanā. Vidējais heterozigotitātes līmenis, balstoties uz RAPD analīzi, pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās Sventes, Riča, Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeros svārstās no 0,18 līdz 0,20. Savukārt, vidējais heterozigotitātes līmenis, balstoties uz mikrosatelītu analīzi, pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās ir salīdzinoši augsts un svārstās no 1,67 līdz 3,17. Heterozigozitātes samazināšanās var izraisīt adaptācijas samazināšanos populācijā. Mūsu pētījumā *Daphnia cucullata* populācijas, kurām bija ārkārtīgi augsts heterozigotitātes līmenis, lielākoties sastāvēja no hibrīdiem (Adamowicz et al., 2004; Taylor & Hebert, 1993a, b). χ^2 -tests nosaka, vai atšķirības starp faktiskajiem un prognozētajiem datiem ir saistītas ar nejaušību vai saikni starp aplūkotajiem mainīgajiem.

Vislielākā ģenētiskā distance (Nei, 1978) pētītajās *Daphnia cucullata* populācijās, izmantojot RAPD lokusus, konstatēta starp Drīdža un Sventes ezeriem, kas atrodas viena no otras relatīvi tālu. Savukārt, vismazākā ģenētiskā distance, tika novērota starp Riča un Geraņimovas-Ilzas ezeriem gan pēc RAPD lokusu, gan mikrosatelītu lokusu analīzes. Vismazākā līdzība, izmantojot mikrosatelītu lokusu analīzi bija starp Drīdža un Geraņimovas-Ilzas ezeriem, kā arī starp Geraņimovas-Ilzas un Sventes ezeriem. Attiecīgi, gan pēc RAPD lokusu, gan pēc mikrosatelītu lokusu datiem pētītās *Daphnia cucullata* populācijas parāda līdzīgas pētīto *Daphnia cucullata* populāciju strukturēšanās dažādās ģenētiskajās grupās tendences, ko apstiprina arī pētāmo *Daphnia cucullata* populāciju galveno komponentu analīžu (PCA) dati, kā arī klāsterizācija pēc Bajesa un Evano et al. pieejām. Iegūto rezultātu nelielās līdzības/ atšķirības varētu izskaidrot ar izmantoto marķieru (RAPD un mikrosatelīti) pielietojuma īpatnībām, jo RAPD marķieru pielietošana ļauj skenēt diezgan lielu genoma daļu un līdz ar to šo marķieru pamatā iegūtās ģenētiskās distances parasti ir lielākas, nekā, ja tās ir iegūtas ar mikrosatelītu marķieru palīdzību (Williams et al., 1990). Mikrosatelītu marķieriem attiecīgi ir mazāks izmērs un tie ir plaši izplatīti genomā (Ellegren, 2004). RAPD polimorfisms izpaužas, kā noteikta garuma fragmentu klātbūtne vai trūkums, līdz ar to, ka RAPD marķieri ir izplatīti visā genomā (Williams et al., 1990). RAPD ir īpaši piemērota jaunu mainīgo marķieru, kas saistīti ar redzamām pazīmēm, ātrai noteikšanai. Līdz ar to RAPD marķieri ir ļoti nozīmīgi hidrobiontu monitoringā, populāciju ģenētiskajiem pētījumiem zooplanktona sugām, kā piemēram, mūsu gadījumā *Daphnia cucullata*, kurām ir maz vai nav informācijas par genoma struktūru (Gili et al., 2004; Harris et al., 2005; Lynch & Milligan, 1994; Spaak et al., 2004) atšķirībā no *Daphnia arenata*, *Daphnia pulex*, *Daphnia obtusa*, *Daphnia ambigua*, *Daphnia*

dentifera, *Daphnia galeata*, *Daphnia rosea*, *Daphnia hyalina* un *Daphnia magna* (Brede et al., 2006; Colbourne et al., 2004).

Mūsu pētījumā klāsterizācijas dati pēc Bajesa un Evano et al. pieejām rāda, ka *Daphnia cucullata* populācijas (Riča un Geraņimovas-Ilzas), kas atrodas salīdzinoši tālu viena no otras, veido nošķirtu ģenētisku grupu. Ir grūti izskaidrot faktu, ka populācijas, kas atrodas ģeogrāfiski tālu viena no otras un kuru ezeri nav savstarpēji saistīti, ir vislīdzīgākās. Kā vienu no faktoriem, kas var ietekmēt *Daphnia cucullata* īpatņus vai to ilgolu pārnesanu no vienas ūdenstilpes uz citu ir ūdensputni, kuri migrācijas laikā varētu pārnest šos īpatņus vai to ilgolas no vienas ūdenstilpes uz otru (Green & Figuerola, 2005; Figuerola et al., 2003; Figuerola et al., 2005). Tika parādīts, ka migrējošie ūdensputni var pārnest zooplanktona ilgolas līdz pat 50 kilometriem dienā, pārlidojot starp barošanās vai riesta vietām. Literatūrā tiek minēts, ka maksimālais attālums, ko ūdensputni var nolidot no vienas ūdenstilpes līdz otrai ir 1500 kilometri (Green & Figuerola, 2005). Pētījumos, izmantojot mtDNS, tika pierādīts, ka piemēram, *Daphnia ambigua* un *Daphnia laevis* taksonu izplatība sakrīt ar migrējošo ūdensputnu lidošanas virzieniem (Green & Figuerola, 2005). Turklāt tika pierādīts, ka piemēram, *Daphnia lumholtzi* izplatās ātrāk nekā *Bythotrephes longimanus* un *Bythotrephes cederstroemi* (Cladocera), jo to ilgolas putnu zarnu traktā ir mazāk izdzīvot spējīgas nekā *Daphnia lumholtzi* (Green & Figuerola, 2005). Ilgolas var pārnest arī vējš (Hebert & Moran, 1980; Crease et al., 1990; Gomez & Carvalho, 2000; Vanoverbeke & De Meester, 1997). Ilgolas var pārciest skarbus vides apstākļus (sasalšana, izžūšana), un pavasarī labvēlīgos apstākļos no ziemas ilgolām izšķīlušas jaunas partenogēniskas mātītes (De Meester et al., 2004; Decaestecker et al., 2009; Hughes, 1989; Hobæk & Larsson, 1990; Kalff, 2002; Lampert & Sommer, 1997; Wetzel, 2001).

Daphnia cucullata populāciju ģenētiskās struktūras atšķirības var izskaidrot arī ar lielu cikliskās partenogēzes lomu un botopa lielumu (Brönmark & Hasson, 2001; Hebert, 1987; De Meester, 1996; De Meester et al., 2006; Kalff, 2002; Lampert & Sommer, 1997; Vanoverbeke et al., 2007; Vanoverbeke & De Meester, 1997; Wetzel, 2001). Cikliskā partenogēniskā zooplanktonā lielos biotopos ir lielāks ilgolu krājums nekā mazākos biotopos, un līdz ar to augšanas sezonas sākumā palielināsies seksuālo olu skaits no ilgolu bankas. Ilgolas katru gadu uzkrājas ezeru nogulumos, un labvēlīgos apstākļos līdz pat gadsimta vecām ilgolām var izšķīlties diploīdi īpatņi (Deng & Lynch, 1996; Cousyn et al., 2001; Haag et al., 2010; Hairston et al., 2001; Maynard-Smith, 1981; Lynch & Deng, 1994). Seksuālo olu piesaiste no ilgolu bankas palielina ģenētisko daudzveidību un tādējādi būtiski ietekmē ciklisko partenogēnisko *Daphnia* populāciju ģenētisko struktūru (Korpelainen, 1986; Lynch & Deng, 1994; Michels et al., 2003; Vanoverbeke et al., 2007; Vanoverbeke & De Meester, 1997). Mūsu pētījumā tika konstatēts, ka *Daphnia cucullata* populācijām no Riča un Geraņimovas-Ilzas ezeriem ar mazu zooplanktona taksonu skaitu (47 un 43 attiecīgi) ir lielāka ģenētiskā daudzveidība, salīdzinot ar Drīdža un Sventes ezeriem, kur ir liels zooplanktona taksonu skaits (72 un 69 attiecīgi). Mazs taksonu skaits ietekmē *Daphnia cucullata* taksonu ekoloģisko eksistences nišu, jo šajā gadījumā uz *Daphnia cucullata* ir mazāka citu taksonu mijiedarbība, konkurence, tā vairāk pielāgojas dažādiem apstākļiem, vairāk krustojas, mutē utt., līdz ar to tai ir lielāka ģenētiskā daudzveidība. Brönmark & Hasson (2001), Hebert (1987), De Meester (1996), De Meester et al. (2006), Kalff (2002), Lampert & Sommer (1997), Vanoverbeke et al. (2007), Vanoverbeke & De Meester (1997), Wetzel (2001) plaši diskutē, ka pastāv vairāki

skaidrojumi pozitīvai korelācijai starp ģenētisko daudzveidību un biotopu lielumu. Piemēram, vispārārtīts fakts, ka ekoloģiskā daudzveidība palielinās, palielinoties biotopa lielumam. Turklāt populācijas lielumam ir tendence pozitīvi korelēt ar biotopu lielumu. Tiek uzskatīts, ka klonālās fāzes garums un seksuālās vairošanās biežums ir saistīts ar biotopa lielumu un noturību (Hebert, 1987; De Meester, 1996; Vanoverbeke et al., 2007). Lielās ūdenstilpēs, kur biotopu apstākļi ir stabilāki, partenogēnēze tiek uzturēta ilgāku laiku. Tā kā lielākos biotopos bieži ir vairāk ekoloģisko nišu nekā mazākos, tas var veicināt ekoloģiski atšķirīgu genotipu līdzāspastāvēšanu (De Meester, 1996). Mūsu pētīto ezeru ģenētiskās distancas un ģenētiskās diferenciācijas rezultāti gan pēc RAPD, gan mikrosatelītiem, rāda, ka pētītās *Daphnia cucullata* populācijas savā starpā ir dažādas. To iespējams var skaidrot ar pētīto ezeru līdzību pēc vidējā dziļuma un sateces baseina platības, līdzīgiem stabiliem vides apstākļiem, līdz ar to iespējams, ka partenogēnēze šajos ezeros tiek uzturēta ilgāku laiku un šeit ir iespējama atšķirīgu genotipu līdzāspastāvēšana. Lielu ūdenstilpņu partenogēnētiskās populācijās tiek novērota atsevišķu dominējošo ļoti heterozigotu klonu izdzīvošana, par ko liecina neizbēgama seksuālo ģenētisko rekombināciju pārtraukšana, un heterozigotu pārpalikums, ir raksturīga ilgstošas *Daphnia* populācijas iezīme (Deng & Lynch, 1996; Lynch & Deng, 1994; Maynard-Smith, 1981). Mazākos biotopos ir mazākas populācijas nekā lielākajos, padarot populāciju ar vienādu klonu skaitu neaizsargātāku pret nejaušu klonu izzušanu (Spaak et al., 2004; Vanoverbeke, 2007; Wolf, 1987).

Haag et al. (2005) norāda, ka vecākām populācijām ir lielāka ģenētiskā daudzveidība un ka ģenētiskā diferenciācija starp populācijām samazinās līdz ar populācijas vecumu. *Daphnia cucullata* kā ciklisks partenogēns organisms, kura dzīves cikls sastāv no viendzimuma, apomiktiskas fāzes, kas dominē augšanai labvēlīgā sezonā, kad mātītes rada diploīdus partenogēnētiskus pēcnācējus. Partenogēnētiskā reprodukcija turpinās līdz nelabvēlīgo laika apstākļu iestāšanās periodam, kad dažas olas pārvēršas par tēviņiem, bet pārējās - par haploīdām olām, kam nepieciešama apaugļošana (De Meester et al., 2006; Hobæk & Larsson, 1990). Visas vasaras garumā notiekošā partenogēnētiskā reprodukcija nenomāc ģenētisko variāciju apjomu. Tēviņi parādās, ja ir liels populācijas blīvums vai strauja barības vielu samazināšanās. Diploīdiem šajā gadījumā veidojas ziemas olas, jeb ilgolas (Deng & Lynch, 1996; Cousyn et al., 2001; Haag et al., 2010; Hairston et al., 2001; Maynard-Smith, 1981; Lynch & Deng, 1994). Atkarībā no rekombinācijas un partenogēnētiskās reprodukcijas relatīvās nozīmes *Daphnia cucullata* populācijās būs atšķirīga vietējā daudzveidība un ģenētiskā populācijas struktūra (De Meester et al., 2006; Hughes, 1989). Ja populācijām ir pietiekošs barības daudzums (piemēram, aļģes un baktērijas) un labvēlīgi dzīvošanas apstākļi (piemēram, temperatūra, izšķīduša skābekļa daudzums), tām tiek novērots liels partenogēnētiski vai biseksuāli vairojošo mātīšu skaits visā reprodūktīvajā sezonā (Gliwicz et al., 2001; Wetzel, 2001). Haag et al. (2005) pieņēma, ka dibinātāja efekts "bottleneck effect" var būt divējāds: proti, ģenētiskās daudzveidības samazināšanās un populācijas īpatņu tuva radniecība.

Jaunu īpatņu imigrācija var ne tikai ieviest jaunu ģenētisko materiālu, bet arī novest pie tuvi radniecīgu hibrīdu atlases, kas var izraisīt "imigrantu" alēļu biežuma palielināšanos, tādējādi izraisot ģenētiskās daudzveidības palielināšanos vecākajās populācijās. Metapopulāciju ģenētiskā struktūra sniedz ieskatu ģenētiskajā diferenciācijā un parāda vietējās izmiršanas un rekolonizācijas sekas. Kā piemēram, kalnu ūdenstilpju baseinu metapopulāciju ar allozīmiem pētījumi parādīja, ka ir izteikta ģenētiskā diferenciācija starp metapopulāciju baseiniem (Haag

et al., 2005). Tiek pieņemts, ka populācijas ģenētiskā struktūra metapopulācijā lielā mērā ir izskaidrojama ar trīs dibinātāja efekta sekām: spēcīga novirze kolonizācijas laikā, sekojoša imigrācija un selekcijas ietekme, piesaistot neitrālus gēnus ar saistītiem lokusiem atlasē (Haag et al., 2005).

SECINĀJUMI

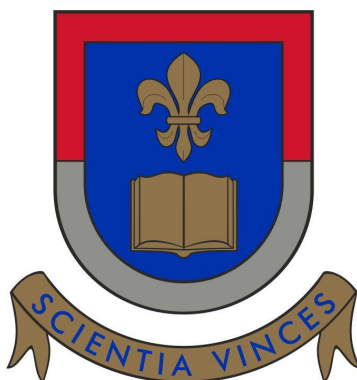
1. Visbiežāk sastopamie taksoni *Daphnia cucullata*, *Bosmina crassicornis*, *Bosmina longirostris*, *Daphnia cristata*, *Daphnia longispina* un *Diaphanosoma brachyurum* (Cladocera), kas tika konstatēti visos gados visas pētījumu sezonas laikā (no maija līdz septembrim), ir tipiski labi caurredzamiem mezotrofiem un mezoeitrofiem Latvijas ezeriem.
2. *Daphnia cucullata* īpatņu skaita cieša pozitīva korelācija pētītajos ezeros ar *Daphnia cristata*, *Chydorus sphaericus*, *Bosmina crassicornis*, *Diaphanosoma brachyurum* (Cladocera), *Gastropus stylifer*, *Trichocerca similis* (Rotifera), *Mesocyclops leucarti* (Copepoda) populāciju lielumu liecina par līdzīgu vides faktoru ietekmi un resursu nepieciešamību minēto taksonu eksistencei.
3. *Daphnia cucullata* īpatņu skaita cieša pozitīva korelācija pētītajos ezeros ar pH, temperatūru, hlorofilu- α , skābekļa piesātinājumu un duļķainību liecina par šo vides faktoru nozīmi populācijas dinamikā.
4. Konstatētās taksonu savstarpējo un sezonālo izmaiņu likumsakarības un izmaiņu tendences ir raksturīgas dziļiem, labi caurredzamiem mezotrofiem un mezoeitrofiem Latvijas ezeriem.
5. *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskā daudzveidība palielinās ezeros ar mazāku zooplanktona taksonu skaitu, kas, būdami līdzīgi pēc izmantojamiem resursiem un nepieciešamiem vides apstākļiem, ietekmē konkurenci, mainot dafniju barošanās uzvedību un barības resursu izvēli un var veicināt dažādu genotipu izdzīvošanu un izplatību.
6. RAPD lokusus Roth F-10 un Roth C-20 var uzskatīt par vislabāk izmantojamiem turpmākajos *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskās struktūras pētījumos Eiropā, jo pētītajām *Daphnia cucullata* populācijām, izmantojot šos lokusus bija noteikts vislielākais amplificēto anonīmo secību skaits populācijās un šīs populācijas bija ģenētiski visdaudzveidīgākās.
7. Mikrosatelītu lokusus Dgm105 un Dgm101 var uzskatīt par vislabāk izmantojamiem turpmākajos *Daphnia cucullata* populāciju ģenētiskās struktūras pētījumos Latvijā, jo pētītajām *Daphnia cucullata* populācijām, izmantojot šos lokusus bija noteikts lielākais mikrosatelītu alēļu skaits vienā lokusā, maksimālais alēļu un maksimālais privāto alēļu skaits lokusus.

PATEICĪBAS

Izsaku visdziļāko pateicību promocijas darba zinātniskajai vadītājai Dr. biol., prof. Nataļjai Škutei un darba zinātniskajam konsultantam Dr. biol., prof. Artūram Škutei par motivāciju, vērtīgiem padomiem, ekspedīciju nodrošināšanu un veltīto laiku darba izstrādes laikā.

Liels paldies DU Dzīvības zinātņu un tehnoloģiju institūta kolēģiem, kas uzmundrināja un dalījās savās zināšanās promocijas darba izstrādes laikā. It īpaši Janai Paiderei, Jeļenai Orehai un Marinai Savickai. Liels paldies DU DSP „Bioloģija” direktoram Dr. biol., prof. Arvīdam Barševskim, docentiem un Bioloģijas Promocijas padomei par sniegtām atziņām un vērtīgiem padomiem.

Liels paldies DU Zinātņu daļas vadītājai Annai Vanagai un vecākajai referentei Olitai Miglānei par iespēju piedalīties ESF projektā “Daugavpils Universitātes stratēģiskās specializācijas jomu akadēmiskā personāla profesionālās kompetences stiprināšana 3. kārtā” Nr. 8.2.2.0/20/I/003 un pabeigt promocijas darbu.



DAUGAVPILS UNIVERSITY
INSTITUTE OF LIFE SCIENCES AND TECHNOLOGY
DEPARTMENT OF ECOLOGY

AIJA BRAKOVSKA

*DAPHNIA CUCULLATA SARS, 1862, PLACE IN ZOOPLANKTON
COENOSES, ITS GENETIC DIVERSITY IN DEEP LAKES OF
EASTERN LATVIA*

SUMMARY

Of the Doctoral Thesis in Biology
for the Scientific Degree (Ph.D)
(Branch: Ecology)

Daugavpils 2023

The Doctoral Thesis was performed: in Latvia, at Daugavpils University, Institute of Life Sciences and Technology, at Department of Ecology in 2006 - 2023.

The thesis was partly supported by the projects ESF Project No. 8.2.2.0/20/I/003 “Strengthening of Professional Competence of Daugavpils University Academic Personnel of Strategic Specialization Branches 3rd Call” and

ESF Project No. 2009/0214/1DP/1.1.1.2.0/09/APIA/VIAA/089 “Formation of Interdisciplinarity Research Group for Securing the Sustainability of Salmonid Lakes in Latvia”.

Type of work:

Doctoral Thesis (dissertation) in Biology, branch of ecology

Supervisor:

Dr. biol., prof. Natalja Škute (Daugavpils University, Daugavpils, Latvia)

Co-supervisor:

Dr. biol., prof. Artūrs Škute (Daugavpils University, Daugavpils, Latvia)

Opponents:

PhD., prof. Jana Radzijeuskaja (Vytautas Magnus University, Lithuania)

Dr. biol., Senior researcher Anda Ikauniece (Latvian Institute of Aquatic Ecology, Latvia)

Dr. biol., prof. Inese Kokina (Daugavpils University, Latvia)

The Head of the Promotion Council: Dr. biol., prof., akad. Arvīds Barševskis

The defence of the Doctoral Thesis will take place in Daugavpils University (Parādes street 1A) an open meeting of the Promotion Council of Biological Science on 19 January 2024, at 11:00, online at Zoom platform.

The Doctoral Thesis and its summary are available at the Library of Daugavpils University, Parādes street 1 in Daugavpils, Latvia and from www.du.lv.

The comments are welcome. Send them to the secretary of the Promotion Council, Parādes street 1A, Daugavpils, Latvia, LV-5401, Tel. +371 260 02 593, e-mail: jana.paidere@du.lv.

Secretary of the Promotion Council: Dr. biol. Jana Paidere, researcher of Daugavpils University.

CONTENTS

INTRODUCTION	56
Topicality of the study	56
Novelty of the research	57
Statements to be defended	58
The aim of the study	58
Tasks of the study	58
Approbation of the research results	58
2. MATERIALS AND METHODS	63
2.1. Research territory	63
2.2. Collection and processing of zooplankton samples for zooplankton coenosis composition and molecular genetic studies	64
2.3. Taxonomic analysis of the composition of zooplankton coenoses	65
2.4. DNA isolation and determination of the quantity and quality of isolated DNA from <i>Daphnia cucullata</i> specimens	65
2.5. Conditions of RAPD-polymerase chain reaction (RAPD-PCR) and visualization of products in <i>Daphnia cucullata</i> specimens in gel electrophoresis	65
2.6. Conditions of microsatellite-polymerase chain reaction and visualization of products of <i>Daphnia cucullata</i> specimens in capillary electrophoresis	67
2.7. Determination of physicochemical parameters of water	68
2.8. Statistical processing of data	68
3. RESULTS	69
3.1. Composition, dynamics of zooplankton taxa and the place of <i>Daphnia cucullata</i> in it	69
3.2. Interactions of <i>Daphnia cucullata</i> with other zooplankton taxa and physicochemical parameters	79
3.3. Genetic diversity of <i>Daphnia cucullata</i> populations in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas based on random sequence decanucleotide (RAPD) analysis	82
3.4. Genetic diversity of <i>Daphnia cucullata</i> populations in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas using microsatellite loci analysis	87
4. DISCUSSION	94
4.1. Composition and dynamics of zooplankton species in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas	94
4.2. Genetic diversity of <i>Daphnia cucullata</i> populations species in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas using analysis of random sequence decanucleotide (RAPD) and microsatellite loci	97
CONCLUSIONS	103
ACKNOWLEDGEMENTS	104
REFERENCES	105

INTRODUCTION

Topicality of the study

The quality of fresh water resources occupies an important place in the world. Lakes are a common landscape element in Latvia and the entire Baltic range. There are a total of 2,256 lakes in Latvia larger than one hectare, which differ not only in origin, morphology, stage of development, but also in size, geology, feeding regime, chemical and physical parameters, biological organisms (Klavins et al., 2002). Most of Latvia's deep lakes were formed in the subglacial furrows in the Dagda, Feimaņi, Vestiena, Vanema, Bandava hills and the Upper Highlands. Latgale has the largest number of lakes that were created as a result of damming and are associated with the destruction of moraines (Cimdiņš, 2001; Glazačeva, 2004; Klavins et al., 2002). A significant part of Latvian lakes has a relatively small area and depth and they mainly correspond to the eutrophic type of lakes. They are exposed to anthropogenic influence of varying intensity (Klavins et al., 2002). The number of lakes that have achieved high water quality status is small. According to Cabinet of Ministers Regulations No. 118 (12.03.2002) Regulations on the quality of surface and underground waters, there are 26 lakes in Latvia that correspond to high-quality waters or priority salmon-like water lakes, which also include lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas. These regulations determine that priority fish waters are fresh waters, in which water protection or water quality improvement measures must be taken to ensure favorable living conditions for the fish population. Salmonid fish water lakes have higher water quality standards, so they need constant monitoring to observe changes in their ecological quality. Zooplankton play an important role in the flow of substances and energy in water bodies. Many species of zooplankton, by filtering food, reduce the effects of eutrophication of the water body, because they control the amount of bacteria and algae by participating in the process of biological self-purification of water. Zooplankton (such as Cladocera) is an important food base for juvenile fish and planktophagous fish (Chang & Hanazato, 2004; Cimdiņš, 2001; Hebert, 1982; Malone & McQueen, 1983; Pinel-Alloul, 1995; Wetzel, 2001). Zooplankton, as a consumer of the primary production of water bodies (phyto- and bacterioplankton), plays an important role in ensuring self-purification processes. Zooplankton can serve as an ecological monitoring indicator, determining the trophic state of lakes. In the temperate climate zone, where the temporal changes of zooplankton species composition of lakes are affected by many factors, the potential of zooplankton as a bioindicator is very high. Abiotic environmental factors in a lake determine the presence or absence of a species, while biotic factors mainly determine the size of the zooplankton census population (Pinel-Alloul, 1995; Wetzel, 2001).

Zooplankton coenosis is a dynamic system in which species composition can change significantly depending on the season and habitat (Bertilsson et al., 1995; Bērziņš & Pejler, 1989a; 1989b; Malone & McQueen, 1983; Pinel-Alloul, 1995; Seda & Devetter, 2000). There were complex studies in Latvian lakes in the middle and end of the 20th century (Līne, 1963; Līne, 1966; Vadzis et al., 1976). Many zooplankton studies were carried out mainly with the aim of evaluating the zooplankton community as a food base for fish (Kumsāre & Gaile, 1960; Kumsāre & Selkere, 1955; Laganovska, 1961; Sloka & Sloka, 1955) and within the framework of other limnological studies (Čeirāns, 2007; Latvijas ezeru sinoptiskais monitorings, 2002; Leinerte, 1988; Poikane et al., 2001; Urtāne, 1998). There are no long-term and detailed data on the qualitative and quantitative composition of zooplankton coenoses, regularities of mutual

and seasonal changes of taxa, their relationship with changes in environmental factors in the deep lakes of Eastern Latvia today.

Daphnia have also become a unique model of the convergence of adaptive traits in radically different habitats and are often used as model organisms in ecological genetic studies (Colbourne & Hebert, 1996; Colbourne et al., 1997; Harris et al., 2012; Lubbock, 1857; Lynch & Spitze, 1994; Stark & Banks, 2003).

For the purposes of molecular genetic monitoring, it is very important to find the most suitable markers for studying the genetic structure (Brede et al., 2006; Cousyn et al., 2001; De Meester et al., 1995; Harris et al., 2005; Hellsten & Sundberg, 2000). Microsatellites, or simple sequences, consisting of a set of consecutive nucleotide repeats (loci) of 2 to 6 nucleotides and the number of repeats approximately 20 to 60 nucleotides. The number of repeats at each locus is different, resulting in alleles of different lengths (Ellegren, 2004). Microsatellite markers play a major role in genetic research because their loci types are very numerous and scattered throughout the genome, the loci are mainly located in non-coding regions of the genome, and thus they must be selectively neutral. This provides an opportunity to understand the genetic structure of *Daphnia cucullata* populations from different water bodies (Colbourne et al., 2004; Frisch et al., 2014; Forest et al., 2007; Haag et al., 2010; Pálsson 2000). RAPD polymorphism analysis serves as a rapid method for genetic polymorphism detection. RAPD polymorphism express as the presence or absence of fragments of a certain length in the genome. RAPD markers, in contrast to microsatellites, allow the study of the entire genome as a whole, rather than individual parts of it, because they are distributed throughout the genome (Williams et al., 1990). Because of that, the RAPD polymorphism analysis method can be used in determining the genetic variability of zooplankton species populations and in genetic monitoring, since a small amount of DNA material is sufficient for the analysis. RAPD analysis can serve as a kind of express method for the discovery of genetic polymorphism, especially it is very relevant for little studied taxonomic groups. However, when performing taxonomic interpretations with nuclear DNA markers, it is necessary to use multiple markers for greater reliability of the obtained results.

Due to this, the aim of the doctoral thesis is to carry out a long-term complex study of the composition of zooplankton species, the structure of coenoses, seasonal dynamics and factors affecting them, as well as the plasticity and genetic diversity of *Daphnia cucullata* populations in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas.

Novelty of the research

1. The qualitative and quantitative composition of the zooplankton coenoses of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas, the regularities of mutual and seasonal changes of taxa, and their relationship with changes in environmental factors have been determined.
2. For the first time in Latvia, markers for the study of the genetic structure of *Daphnia cucullata* populations were determined and the genetic structure of the populations was determined using RAPD and microsatellite loci.

Statements to be defended

1. Qualitative and quantitative changes of zooplankton coenoses, their structure and dynamics in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas depend on the internal interaction of coenoses, changes in seasonality and environmental factors.
2. It is possible to use nuclear DNA markers from related species to study the genetic structure of *Daphnia cucullata* populations.
3. Using RAPD and microsatellite loci, it is possible to find out the genetic structure of *Daphnia cucullata* populations of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas for monitoring purposes.

The aim of the study

To carry out a complex analysis of the structure, dynamics and influencing factors of zooplankton coenoses in lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas, and to find out the genetic structure of *Daphnia cucullata* populations by determining the most suitable genetic structure research markers.

Tasks of the study:

1. Determine the zooplankton coenoses of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas:
 - 1.1. qualitative and quantitative composition;
 - 1.2. internal interactions and seasonal regularities;
 - 1.3. quantitative and qualitative dynamics of composition in relation to changes in environmental factors;
2. To determine the most suitable genetic structure research markers for the Cladocera taxon *Daphnia cucullata* which found in the zooplankton of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas;
3. To determine the genetic diversity of the Cladocera taxon *Daphnia cucullata* which found in lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas, using analysis of RAPD and microsatellite loci.

Approbation of the research results

The doctoral work is designed as a dissertation. The main results of the doctoral thesis are reflected in 9 scientific publications, 2 publications in conference full-text collections and theses of 30 international scientific conferences. The main results of the doctoral thesis were presented at 21 international scientific conferences and 3 local scientific conferences.

Publications in internationally peer-reviewed scientific journals included in the Scopus database

The order in which the author is mentioned in the publication indicates his contribution to the research.

- I. **Brakovska, A., Škute, N.** 2023. Exploring the genetic diversity and population structure of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 in Boreal lakes (Latvian Lakeland) based on microsatellites. *Diversity*, 15 (11) 1128. 1 - 5. (Q2)

- II. **Brakovska, A.**, Paidere, J., Škute, R., Škute, N., Škute, A. 2013. Occurrence of Cladocera and genetic diversity of *Daphnia cucullata* in pelagic zone of the Latvian salmonid lakes. *Estonian Journal of Ecology*. Vol. 62 No.4. 244- 264. (Q4)
- III. **Brakovska, A.**, Škute, R., Škute, A. 2012. Heterogeneity of distribution and community composition of zooplankton in upper layers of Lake Svente. *Zoology and Ecology*. Vol. 22 No.2-3. 172-180. (Q4)
- IV. **Brakovska, A.**, Škute, R. 2009. Ecological evaluation of zooplankton groups in Lake Geranimovas-Ilzas and Lake Garais. Proceedings of the 7th International Scientific and Practical Conference Environment. Technology. Resources. Vol. 2: 43- 50.

Publications in internationally peer-reviewed scientific journals included in the Web of Science Core Collection database

- V. **Brakovska, A.**, Paidere, J., Škute, A. 2020. Dynamics and factors influencing zooplankton in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas (Eastern Latvia). *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol. 20 No.1. 71 – 94.
- VI. **Brakovska, A.** 2014. *Daphnia cucullata* Sars, 1862 (CRUSTACEA: CLADOCERA) distribution and location in composition of zooplankton cenosis in Lake Dridzis. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol. 14 No.1, 1 - 19.
- VII. **Brakovska, A.**, Škute, N. 2013. Optimisation of DNA and RAPD-PCR amplification for population genetic analysis of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 (Crustacea: Cladocera). *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol. 13 No.2. 11- 20.
- VIII. **Brakovska, A.**, Paidere, J., Škute, A. 2012a. Diversity survey of samples of Rotifera group in Lakes Svente and Brigene. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol. 12 No. 2. 113 – 129.
- IX. **Brakovska, A.**, Škute, R. 2007. Ecological characterization of zooplankton groups in the deepest lakes of East Latvia. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol.7 No.2 165- 174

Publications in full-text proceedings of conferences

- X. **Brakovska, A.**, Škute N. 2017. Genetic diversity of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 population of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas (eastern Latvia) based on microsatellite – PCR analysis. Bioindication in Monitoring of Freshwater Ecosystems III. Proceedings of IIIrd International Conference.St.Petersburg. 55-58.
- XI. **Brakovska, A.**, Paidere, J., Škute, R. 2012b. Composition dynamics of zooplankton species in the Lake Svente (Latvia) from 2006 to 2011. Proceedings of conference Международная школа-конференция “Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод” 05.- 09.11.2012. Борок, Россия, 140-144.

Abstracts and attendance of conferences and congresses:

- 1. **Brakovska, A.**, Škute N. 2023. Genetic structure of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 native population in Eastern Latvia lakes. *VIII Baltic Genetics Congress. Kaunas, Lithuania, 22. - 24.03.2023. Biologija*. Vol. 69. No.1. p.29.
- 2. **Brakovska, A.**, Škute N. 2017. Genetic diversity of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 population of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas (eastern Latvia) based on microsatellite – PCR analysis. *Bioindication in Monitoring of Freshwater Ecosystems*

- III. *Proceedings of IIIrd International Conference. St.-Petersburg, Russia, 23.- 27.10.2017. Pp.55-58.*
3. **Brakovska, A., Škute N.** 2017. Evaluation of nuclear DNA markers (RAPD and microsatellites) variability in study of genetic structure of clonal organisms *Daphnia cucullata* Sars, 1862 in Latvian Lakes. *Abstracts of the 59th International Scientific Conference of Daugavpils University, Latvia. 06.- 07.04.2017. p.132.*
 4. **Brakovska, A., Škute N.** 2017. Genetic diversity of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 in Latvian Lakes using nuclear DNA markers (RAPD and microsatellites). *9th International Conference on biodiversity research, Daugavpils, Latvia. 26. – 28.04.2017. Book of Abstracts. p.33.*
 5. **Brakovska, A., Paidere J., Škute A.** 2014. *Daphnia cucullata* Sars, 1862 (CRUSTACEA: CLADOCERA) distribution and location in composition of zooplankton cenosis in Lake Dridzis. *The 56th International Scientific Conference Of Daugavpils University. Daugavpils, Latvia, 09.- 11.04.2014. Book of abstracts. p. 56.*
 6. Škute, N., **Brakovska, A., Solomennikovs A.** 2014. Influence of environmental factors on Sventes lake zooplankton species diversity. *The 56th International Scientific Conference Of Daugavpils University. Daugavpils, Latvia, 09.- 11.04.2014. Book of abstracts. p. 63.*
 7. **Brakovska, A., Škute, N., Paidere, J., Škute, A.** 2013. Genetical biodiversity of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 in the Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas- Ilzas (Latvia). *7th International Conference “Research and conservation of biological diversity in Baltic Region” Daugavpils, Latvia, 25. – 27.04.2013. Book of abstracts. p. 28.*
 8. **Brakovska, A., Škute, N.** 2012. Genetical variation of *Daphnia cucullata* in some Latvian Lakes. *5th Baltic Genetical Congress. Kaunas, Lithuania, 19.- 22.10.2012. Book of abstracts. p.26.*
 9. **Brakovska, A., Paidere, J., Škute, R., Škute, N., Škute, A., Stepanova, M., Iliško, E., Dimante-Deimantoviča, I.** 2012. Occurrence of Cladocera and genetic diversity of certain species in Latvian salmonid lakes. *International Scientific Conference The current state and perspective of the Coregonid Lakes. Daugavpils, Latvia, 01.- 02.11.2012. Book of abstracts. p.14.*
 10. Paidere, J., **Brakovska, A., Iliško, E., Griņko, O., Brūvere, I., Dimante-Deimantoviča, I.** 2012. Applicability of zooplankton community study for ecological quality assessment of salmonid water lakes in Latvia during summer, 2010. *International Scientific Conference The current state and perspective of the Coregonid Lakes. Daugavpils, Latvia, 01.- 02.11.2012. Book of abstracts. p.24.*
 11. Dimante-Deimantoviča, I., Paidere, J., **Brakovska, A., Škute, A.** 2012. An examination of the method used in zooplankton counting. *International Scientific Conference The current state and perspective of the Coregonid Lakes. Daugavpils, Latvia, 01.- 02.11.2012. Book of abstracts. p.16.*
 12. **Brakovska, A., Paidere, J.** 2012. Composition dynamics of zooplankton species in the Lake Svente (Latvia) from 2006 to 2011. *International Conference “Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод”. Proceedings of conference Международная школа-конференция “Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод” Borok, Russia, 05. - 09.11.2012. Pp.140-144.*

13. Stepanova, M., **Brakovska, A.**, Škute, A. 2011. Rotatoria grupas diennakts migrācijas Sventes ezerā. Rīga, Latvija, 25.02.2011. *LU 69.zinātniskās konferences rakstu krājums*. 53. lpp.
14. Paidere, J., **Brakovska, A.**, Škute, R. 2011. Zooplanktons Geraņimovas-Ilzas ezerā 2007., 2009. un 2010. gadā. Rīga, Latvija, 25.02.2011. *LU 69.zinātniskās konferences rakstu krājums*. 34 – 35.
15. Stepanova, M., **Brakovska, A.**, Škute, A. 2011. Zooplanktona sezonālās vertikālās migrācijas Sventes ezerā. *DU 53.starptautiskā zinātniskā konference*. Daugavpils, Latvija, 13. - 15.04.2011. *DU 53.starptautiskās zinātniskās konferences tēžu krājums*. 25. lpp.
16. Stepanova, M., **Brakovska, A.**, Škute, A., Škute, R. 2011. Seasonal changes of *Keratella cochlearis* in the Lakes Svente and Drīdzis in Latvia. *DU 6th International conference „Research and conservation of biological diversity in Baltic region”* Daugavpils, Latvia, 28. – 29.04.2011. *Book of abstracts*. p.126.
17. Paidere, J., **Brakovska, A.**, Stepanova, M., Bardačenko, V. 2011. The occurrence of *Eurytemora lacustris* (Poppe, 1887) in the Latvian salmonid water lakes of the east Latvia in 2010. *6th Internaciona Conference Research and Conservation of Biological Diversity in Baltic Region*. Daugavpils, Latvia, 28.– 29.04.2011. *Book of abstracts*. p. 92.
18. Dimante - Deimantoviča, I., Bardačenko, V., **Brakovska, A.**, Solomennikovs, A., Škute, A., Škute, R. 2011. Dynamics of three calanoid copepods interactions: presumption for behavioural defense in order to reduce possible predation? *The 11th International conference on copepod*. Merida, Mexico. 10.- 15.07.2011. *Book of abstracts*. p. 30.
19. Paidere, J., **Brakovska, A.**, Škute, R., Stepanova, M., Bardačenko, V. 2011. Vertical distribution of zooplankton in the deepest Latvian lake Drīdzis in summer 2010. *Lake ecosystems: biological processes, antropogenic transformation, water quality*. Minsk – Naroch, Belarus, 12.– 17.09.2011. *Book of abstracts of the IV International Scientific Conference*. p. 123.
20. Paidere, J., **Brakovska, A.**, Stepanova, M. 2011. *Limnocolanus macrurus* G.O.Sars 1863 and *Eurytemora lacustris* (Poppe 1887) as indicator of the Latvian salmonid water lakes trophy. *IInd International Conference Bioindication in monitoring of freshwater ecosystems*. St. Petersburg, Russia, 10.- 14.10.2011. *Book of abstract*. p. 122.
21. **Brakovska, A.**, Škute, R., Škute, A. 2010. Seasonal dynamics of Cladocera species in the Svente Lake. *The 52nd International Scientific Conference of Daugavpils University*. Daugavpils, Latvia, 15.04.2010. *Book of abstracts*. p. 42.
22. Škute, N., **Brakovska, A.** 2010. Genetic variation in populations of *Bosmina crassicornis* of some Lakes in Latvia. *Water Observation and Information System for Decision Support*. Ohrid, Republic of Macedonia, 25. - 29.05.2010. *Abstracts Vol. II* p. 489- 490.
23. **Brakovska, A.**, Škute, N. Genetical biodiversity of *Daphnia cucullata* in the deepest Lakes of East Latvia. *4th International Scientific Conference to commemorate Professor G.G.Winberg Modern problems of aquatic ecology*. St.Peterburg, Russia, 11. - 15.10.2010. *Book of abstracts*. p. 225.
24. Škute, A., Deksnis, R., Paidere, J., Škute, N., **Brakovska, A.** 2010. Changes in the structure of zooplankton communities in the freshwater ecosystems in Latvia over the last five decades. *Advances in Climate Changes, Global Warning, Biological Problems and Natural Hazards*. *3rd WSEAS International Conference on Climate Changes, Global*

- Warning, Biological Problems (CGB' 10)*. Faro, Portugal, 03.- 05.11.2010. Published by WSEAS Press. Pp. 96 – 100.
25. Stepanova, M., **Brakovska, A.**, 2010. Diversity of seasonal zooplankton groups in the Lake Svente in Latvia. *BIOLOGY: from a molecule up to the biosphere. V International young scientists' Conference*. Kharkiv, Ukraine, 22.- 25.11. 2010. *Book of abstracts*. p. 371.
 26. **Brakovska, A.**, Škute, R. 2009. Ecological evaluation of zooplankton groups in Lake Geranimovas-Ilzas and Lake Garais. *7th International Conference Environment. Technology. Resources*. Rezekne, Latvia, 25.- 27.06.2009. *Proceedings of the 7th International Scientific and Practical Conference Environment. Technology. Resources*. Vol. 2. Pp. 43- 50.
 27. **Brakovska, A.**, Stepanova, M., Škute, R., Škute, A. 2009. Diversity survey of samples of Rotatoria group in Lakes Svente and Brigene. *5th International Conference "Research and conservation of biological diversity in Baltic Region"*. Daugavpils, Latvia, 22.- 24.04.2009. *Book of abstracts*. p. 25.
 28. Škute, N., **Brakovska, A.** 2009. Evaluation of RAPD method for some population of Cladocera group in Lake Svente from Latvia. *5th International Conference "Research and conservation of biological diversity in Baltic Region"* Daugavpils, Latvia, 22.- 24.04.2009. *Book of abstracts*. p. 126.
 29. **Brakovska, A.**, Stepanova, M. 2008. Ecological characteristic of groups of zooplankton in Lake Svente. *International Life Sciences Students' Conference Warsaw*. Warsaw, Poland, 10.- 14.09.2008. *Book of abstracts*. p. 49.
 30. **Brakovska, A.**, Škute, R. 2008. Heterogeneity of zooplankton groups in lake Svente. *The 50th International Scientific Conference Of Daugavpils University*. Daugavpils, Latvia, 15.- 17.05.2008. *Book of abstracts*. Pp. 28 – 29.
 31. Deimantoviča, I., **Brakovska, A.**, Škute, R. 2008. Zooplanktona diennakts dinamika Sventes ezerā. *Latvijas Universitātes 66. Zinātniskā konference. Klimata mainība un ūdeņi*". Rīga, Latvija, 22.02.2008. *Rakstu krājums*. 30.lpp.
 32. **Brakovska, A.**, Škute, R. 2007. Ecological characterization of zooplankton groups in the deepest lakes of East Latvia. *4th International Conference "Research and conservation of biological diversity in Baltic Region"*. Daugavpils, Latvia, 25.- 27.04.2007. *Book of abstracts*. p. 18.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Research territory

Material for zooplankton coenozoic composition and molecular genetic studies was collected in four deep lakes of Eastern Latvia, which belong to deep, well-transparent mesotrophic and mesoeutrophic Latvian lakes (Urtāne, 1998). The selected lakes are also relatively similar in terms of their morphometric indicators and are included in the list of priority fish water lakes (Regulations of the Cabinet of Ministers No. 118 of March 12, 2002). The characteristics and locations of the lakes are reflected in Table 2.1.1 and Figure 2.1.1 (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2017; Brakovska & Škute, 2013; Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012).



Figure 2.1.1. Location of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraniņmovas-Ilzas (map author: E.Iliško)

Table 2.1.1.

Morphometric and ecological parameters of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraniņmovas-Ilzas

Lake	Coordinates X/Y	Height of lakes above sea level, m	Surface area with islands, sq.km	Surface area without islands, sq.km	Maximum depth, m	Average depth, m	Catchment basin, sq.km	Shore length, km
Dridzis	705390.852/ 208462.077	159.8	7.72	7.56	64	12.8	46	42
Riča	670715.594/ 175721.067	145.8	13.12	13.07	39*/ 51.9	9.7	123**/13 0***	34
Svente	647412.511/ 192388.091	136.9	7.06	7.03	38	7.8	20	26
Geraniņmovas -Ilzas	696251.015/ 228167.042	150.7	3.17	3.17	46	9.8	66	24

* Depth in Latvia, while the maximum depth is in Belarus - 51.9 m; ** Drainage basin in the territory of Latvia;

***Drainage basin on the territory of Belarus. (Eipurs, 1995; Tidriķis, 1997; Tidriķis, 1998; Urtāne, 1998; Ezeri.lv Datubāze)

2.2. Collection and processing of zooplankton samples for zooplankton coenosis composition and molecular genetic studies

In order to get as complete picture as possible of the current composition of zooplankton species, their interactions with each other, interactions with various environmental factors, as well as the location and role of one of the most common species of Cladocera - *Daphnia cucullata* in the composition of zooplankton species in lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas, the samples were collected over several years throughout the spring, summer and autumn seasons. Sampling sites were chosen to represent the diversity of lake habitats as much as possible.

The zooplankton samples were collected from 2007 to 2011, from May to September, in different places of lakes Svente and Dridzis. A total of 275 zooplankton samples were collected and studied in Lake Svente, while a total of 100 zooplankton samples were collected and examined in Lake Dridzis. On the other hand, in lakes Riča and Geraņimovas-Ilzas from 2007-2011, once a season, i.e. in summer, a total of 45 zooplankton samples were collected and studied in each lake (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012).

In order to determine the sampling sites in the lakes and to mark the geographical points of these sites, a fish-finding sonar and mapping GPS LOWRANCE LMS 522c was used. The maps of the lake sampling sites were prepared with the ArcGIS 10 application, using the orthophoto maps prepared by the Latvian Geospatial Information Agency (LĢIA) in 2005 on a scale of 1:10,000.

A DENMARK Apstein plankton net (mesh size 65 μm) was used for the collection of zooplankton samples in different parts of the lake, and a Hydro-bios Apstein plankton net with an opening-closing mechanism (mesh size 64 μm) was used in the deeper parts of the lake. When collecting samples with a DENMARK Apstein plankton net, zooplankton samples were collected at a depth of approximately 0.5 - 1 m by filtering 100 l of water. On the other hand, using the Hydro-bios Apstein plankton net, the water column was filtered out from the depth of the lake to the surface in the deepest parts of the lake. The volume of the total sample obtained was about 200 - 250 ml. The collected material was preserved by addition of 37 - 40 % solution of formaldehyde, resulting in a concentration of 4% zooplankton samples (APHA, 2005; Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012; Wetzel & Likens, 2000).

Daphnia cucullata samples for molecular genetic studies were collected at the same time as zooplankton cenoses composition research samples. *Daphnia cucullata* specimens from 50 zooplankton samples were collected and identified for molecular genetic studies in the lakes Svente and Dridzis, while *Daphnia cucullata* specimens were collected and identified from 45 zooplankton samples in the lakes Riča and Geraņimovas-Ilzas. The collected material was preserved and stored in 70 - 96 % alcohol (Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2017; Brakovska & Škute, 2013; Brakovska & Škute, 2023; Harris et al., 2005; Hellsten & Sundberg, 2000; Schwenk et al., 1998).

2.3. Taxonomic analysis of the composition of zooplankton coenoses

Qualitative and quantitative analysis of zooplankton samples was performed using a *ZEISS Primo Star* light transmission microscope (100 - 400× magnification). Chamber processing of the samples was performed using a Griddad Sedgewick counting chamber with a volume of 1 ml. A total of 6 mL (1 mL × 6) of each sample subvolume was examined (Wetzel & Likens, 2000). Within the limits of possibilities and knowledge, zooplankton organisms were determined to species, genus or family, using taxonomic keys by: Benzie, 2005; Dagg, 1977; Dumont, & Negrea, 2002; Dussart & Defaye, 2001; Einsle, 1996; Flössner, 1972; Flössner, 2000; Flössner, 2002; Hudec, 2010; Kotov, 2006; Krauter & Streble, 1988; Lieder, 1996; Nogrady & Segers, 2002; Paidere & Škute, 2011; Pontin, 1978; Radwan et al., 2004; Rivier, 1998; Ruttner-Kolisko, 1974; Scourfield & Harding, 1994; Segers, 1995; Segers, 2007; Sloka, 1981; Smirnov, 1996; Алексеев & Цалохин, 2010; Кутикова & Старобогатов, 1977; Кутикова, 1970; Мануйлова, 1964; Определитель зоопланктона... 2010; Определитель пресноводных... 1995. Individual biomass of zooplankton organisms was obtained from information available in literature sources (Bottrell et al., 1976; Ruttner-Kolisko, 1977; Кисилев, 1956) (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2017; Brakovska & Škute, 2013; Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012).

2.4. DNA isolation and determination of the quantity and quality of isolated DNA from *Daphnia cucullata* specimens

DNA isolation was performed by modifying Fitzsimmons and Innes (2005) and Harris et al. (2005) proposed universal ("salting-out") DNA isolation methods. The quality and concentration of DNA samples were checked with the help of a spectrophotometer BioSpec-Nano (Shimadzu, Japan) with absorption coefficient $A_{260/230}$ and $A_{260/280}$, as well as by gel electrophoresis of the obtained samples on a 1.5 % agarose gel (Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2017; Brakovska & Škute, 2013; Brakovska & Škute, 2023; Harris et al., 2005).

2.5. Conditions of RAPD-polymerase chain reaction (RAPD-PCR) and visualization of products in *Daphnia cucullata* specimens in gel electrophoresis

Fifty-five simple random sequence decanucleotide primers (RAPD) were tested for rapid amplification of polymorphic DNA fragments from sets A, B, C and F (Carl Roth, Germany) during RAPD primer validation. Each kit included 20 simple decanucleotide primers with random nucleotide sequences (Carl-Roth). Only seven primers from set A (OPA-02; OPA-03; OPA-05; OPA-09; OPA-10; OPA-12; OPA-13), three primers from set B (OPB-03; OPA-13) were selected for further study. OPB-07 OPB-08), two primers from set C (OPC-11; OPC-20) and one primer from set F (OPF-10), which during amplification gave good repeatable and informative DNA fragments in all studied *Daphnia cucullata* populations (Table 2.5.1). Both a positive and a negative control (sample without DNA) were included in each run of the amplification reaction to check the accuracy of the reaction (Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2013). PCR synthesis was performed using *Eppendorf Mastercycler® proS* (Eppendorf) and *GeneAmp® ABI 9700* (Applied Biosystems) PCR systems.

Table 2.5.1.

Characterization of primers used in *Daphnia cucullata* RAPD-PCR analysis

Primer	Primer sequence 5'→3'	Size range of polymorphic DNA loci (bp)
Roth A-02	TGC CGA GCT G	600 - 3000
Roth A-03	AGT CAG CCA C	800 - 3000
Roth A-05	AGG GGT CTT G	1000 – 3000
Roth A-09	GGG TAA CGC C	1000 – 3000
Roth A-10	GTG ATC GCA G	900 – 3000
Roth A-12	TCG GCG ATA G	900 – 3000
Roth A-13	CAG CAC CCA C	1000 - 3000
Roth B-03	CAT CCC CCT G	900 – 3000
Roth B-07	GGT GAC GCA G	800 – 3000
Roth B-08	GTC CAC ACG G	1200- 3000
Roth F-10	GGA AGC TTG G	500 – 3000
Roth C-11	AAA GCT GCG G	600 - 3000
Roth C-20	ACT TCG CCA C	700 - 3000

To perform RAPD-PCR synthesis for *Daphnia cucullata* specimens, the following amplification mode was chosen: denaturation - 94°C 3min; 46 cycles: 94°C 20s (denaturation), X °C 40°C 30s (primer attachment or annealing), 72°C 1 min (synthesis); 72°C for 10 min; 4°C (cooling). After amplification until analytical separation of samples in agarose gel, PCR samples were stored in a refrigerator (4°C). To verify the accuracy of RAPD-PCR fragment amplification, amplification of DNA samples with each primer was repeated three times. Only those primers that gave good repeatable and informative DNA fragments in the course of amplification in all studied *Daphnia cucullata* populations were selected for further study.

The entire RAPD-PCR product was used for electrophoresis analysis. RAPD-PCR fragments were fractionated on a 1.4 % agarose gel (Sigma-Aldrich) in TBE buffer (0.045M Tris, 0.001M EDTA, 0.045M H3BO3, pH 8.3-8.4). A DNA marker (GeneRuler™ 100bp DNA Ladder Plus) (MBI Fermentas, Vilnius, Lithuania) was used to identify RAPD-PCR fragment sizes. Amplification products with a given primer were gel fractionated as having (1) or not (0) a fragment of the relevant molecular weight, which reflects genetic variation among clones of a population (Hellsten & Sundberg, 2000; Grosberg et al., 1996). DNA fragments with similar mobility were considered identical. We visualized the obtained PCR products in ultraviolet light (BioSpectrum Imaging System; UVP, UK), and determined the sizes of the fragments by comparing them with the marker using the computer program VisionWorksLS (Ultra-Violet Products Ltd, UK) (Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2013).

2.6. Conditions of microsatellite-polymerase chain reaction and visualization of products of *Daphnia cucullata* specimens in capillary electrophoresis

Cross-amplification with cognate primers from closely related *Daphnia cucullata* species (*Daphnia galeata*, *Daphnia rosea*, *Daphnia hyalina* (Brede et al., 2006)) was used in microsatellite analysis. In the optimization of microsatellite primers for *Daphnia cucullata* population genetics studies, nine pairs of microsatellite primers (forward and reverse) were used, where one of them was fluorescent-4 labeled. Three fluorescent labels TMR (yellow), HEX (green), FAM (blue) were used for labeling. For further genetics studies of *Daphnia cucullata* populations, six microsatellite primers (SwiD1; Dgm105; Dgm101; DaB17/17; Dgm109; Dp519) were used, which gave good repeatable and informative DNA fragments in all studied *Daphnia cucullata* populations. PCR synthesis was performed using an *Eppendorf Mastercycler® proS* (Eppendorf, Hamburg, Germany) automated polymerase chain reaction (PCR) system (Version 2.1, Free Software Foundation). To perform microsatellite-PCR synthesis for *Daphnia cucullata* specimens, the following amplification mode was chosen: denaturation - 98°C for 5 min; 40 cycles: 98°C 5s (denaturation), X °C or 55°C 10s (primer attachment or annealing), 72°C 20s (synthesis); 72°C 1min; 4°C (cooling). PCR samples were stored in a refrigerator (4°C) until the analytical analysis. Analytical separation of samples was performed on a *GeneScan® Analysis ABI PRISM 3100* sequencer (Applied Biosystems, Foster City, CA, USA) using *GeneScan™ 500 LIZ®* size standards. For further microsatellite polymorphism analysis, six primers were selected, which, as a result of amplification, gave good repeatable and informative DNA fragments in all studied *Daphnia cucullata* populations (Table 2.6.1) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

Table 2.6.1.

Characterization of microsatellites used in *Daphnia cucullata* microsatellites - PCR analysis

Locus	Primer sequences (5'–3')	Repeat unit	Size range (bp)
SwiD1	F:GCCGTGTTTCGAAAGCTAGTC R: AGCCGAACGAAAAACATGC	(TG) ₁₈	116 – 142
Dgm105	F:ATGTGAGCGCGAGCATT R:GTCCAGCCGGCCATTTCAGTT	(CAG) ₈ AG	172 – 197
Dgm101	F: TCTTGCTCGAATTCTCTCC R: CCTGTCTCACACGGAGC	(GA) ₁₀ AGA	162 – 177
DaB17/17	F:GAGAACCTTTTATCAGCTTCG R:ACTCATCTGGTGAGATGGATC	T ₉	100 – 109
Dgm109	F: CCAGCTGTTGACCACCTG R: TGC GCGAGGATTTCCAACAC	(ACC) ₇ AC	247 – 266
Dp519	F:AGTCGCGACGACATAAAGC R:GTGGTAGTTGTGGAATCCG	(TG) ₆ (GA) ₇	144 – 160
DaB10/15	F:AGAGAAGTGTTTGC GTTTC R:TGTTTCCTATATCCCTCGG	TC ₆	75 – 89
Dp512	F:TTTCGTTCTACCCAGGGAAG R:TTTGCTCGTCTGTGATAGGC	(TG) ₄ ...(GT) ₈	125 - 141
DaB17/16	F: AGGGAACGAGCGGCGATAAG R:TCTTTGGCAGGCCACTGCCAAGG	GA ₁₀	189 - 195

2.7. Determination of physicochemical parameters of water

Measurements of physicochemical parameters of water in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas were carried out with HACH® DS5 multiparameter water quality sonde in the period from 2006 to 2011 during the summer season, simultaneously with the collection of zooplankton samples for the determination of species diversity and genetic polymorphism of *Daphnia cucullata* specimens. Water temperature °C, pH, conductivity $\mu\text{S cm}^{-1}$, total dissolved substances g l^{-1} , dissolved oxygen mg l^{-1} , dissolved oxygen in %, α -chlorophyll $\mu\text{g l}^{-1}$, turbidity NTU, oxidation-reduction potential mV along one imaginary line (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012).

2.8. Statistical processing and analysis of the obtained data

To analyze the structure of the zooplankton coenoses of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas, their numerical characteristics (number of organisms m^{-3} , biomass g^{-3} , number of taxa), the Shannon-Wiener (Shannon-Wiener) species diversity index (H') were used (Krebs, 1999; MacArthur, 1965; Margalef, 1958; Schwerdtfeger, 1975; Shannon, 1948; Wolda, 1981; Терешенко et al., 1994; Лебедева et al., 2004). The amount and biomass of zooplankton was calculated according to standard methods (APHA, 2005; Wetzel & Likens, 2000), which are more widely presented in my publications (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012).

Statistical data processing and analysis was performed with *SPSS Statistics 20, Canoco for Windows* version 4.5. in order to find out regularities of limnological and other environmental conditions and biological parameters (Gotelli & Ellison, 2004; Lepš & Šmilauer, 1999; Quinn & Keough, 2002).

Based on the presence (1) or absence (0) of RAPD-PCR fragments (loci) in *Daphnia cucullata* specimens, the Dice similarity coefficient (S) was calculated (Hellsten & Sundberg, 2000; Krebs, 1999; Schwenk et al., 1998). After the RAPD analysis, gene flow between populations was estimated (Nei, 1987; Slatkin & Barton, 1989), the coefficient of genetic differentiation of populations (Nei, 1987), genetic distances (D) (Nei, 1978), geographic distances (GD) and the Shannon's index (I) were calculated (Lewontin, 1972) using the GENALEX 6 software (Peakall & Smouse, 2006) (Brakovska et al., 2013).

On the other hand, after the microsatellite analysis, the obtained data were interpreted with the Gene Scan Analysis Software, where, in turn, they were further analyzed with the help of the GENALEX 6 software (Peakall & Smouse, 2006). After the microsatellite analysis, total genetic polymorphism level, number of polymorphic loci, mean observed heterozygosity H_{obs} and mean expected heterozygosity H_{exp} at polymorphic loci (according to the Hardy-Weinberg principle) (Nei, 1973), allele frequency, observed (N_a) and effective (N_e) number of alleles per locus were evaluated, private alleles in each population (Nei, 1987), mean number of alleles per locus. Genetic differentiation between populations was analysed with principal component analysis (PCA), F_{ST} value. The genetic similarity of the populations was analysed with the help of Nei's genetic distance index (D) (Nei, 1978) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017)

3. RESULTS

3.1. Composition, dynamics of zooplankton taxa and the place of *Daphnia cucullata* in it

The number and composition of zooplankton coenose taxa of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas varied by year and season (Table 3.1.1.; 3.1.2.; 3.1.3.; 3.1.4.) (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2012a; Brakovska et al., 2012b; Brakovska et al., 2020; Brakovska et al., 2013; Brakovska & Škute, 2007; Brakovska & Škute, 2009; Brakovska et al., 2012). *Daphnia cucullata* (Cladocera) was present in the lakes we studied in all years throughout the season, only its numerical composition differed. However, in all studied lakes, the largest number of taxa was in the Rotifera group, followed by the Cladocera and Copepoda groups (Table 3.1.1.; 3.1.2.; 3.1.3.; 3.1.4.). Analyzing the collected zooplankton samples from the lakes, it was found that the greatest diversity of zooplankton taxa was observed in the lakes Dridzis and Svente, where 72 zooplankton taxa were identified in Lake Dridzis (Table 3.1.3.) and 69 zooplankton taxa in Lake Svente (Table 3.1.1.), respectively. On the other hand, 47 taxa were identified in Lake Riča (Table 3.1.2.) and 43 zooplankton taxa in Lake Geraņimovas-Ilzas (Table 3.1.4.). Common zooplankton taxa were also determined in the studied lakes according to the years of sample collection, in Lake Dridzis 25, in respectively Riča 21, in Lake Geraņimovas-Ilzas 14 and in Lake Svente 19 respectively. (Table 3.1.1.; 3.1.2.; 3.1.3.; 3.1.4.).

Table 3.1.1.

Presence of zooplankton species in Lake Svente from 2007 to 2011

Number of species	Species (taxa)	Collection time				Common species
		2007	2008	2010	2011	
39	ROTIFERA	14	19	34	30	12
1	<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	+	+	+	+	+
2	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)			+	+	
3	<i>Ascomorpha saltans saltans</i> Bartsch, 1870	+				
4	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	+	+	+	+	+
5	<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851			+	+	
6	<i>Brachionus</i> sp. Pallas, 1766			+	+	
7	<i>Brachionus urceolaris</i> Müller, 1773			+		
8	<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1832)		+	+	+	
9	<i>Collotheca</i> sp. Haring, 1913			+	+	
10	<i>Conochilus (Conochilus) hippocrepis</i> (Schrank, 1803)	+	+	+	+	+
11	<i>Conochilus (Conochilus) unicornis</i> Rousset, 1892			+	+	
12	<i>Conochilus</i> sp. Ehrenberg, 1834			+	+	
13	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832		+	+	+	
14	<i>Euchlanis</i> sp. Ehrenberg, 1832				+	
15	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	+	+		+	
16	<i>Gastropus stylifer</i> (Imhof, 1891)	+	+	+	+	+
17	<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott, 1879	+	+	+	+	+

Number of species	Species (taxa)	Collection time				Common species
		2007	2008	2010	2011	
18	<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851	+	+	+	+	+
19	<i>Keratella quadrata</i> Müller, 1786	+	+	+	+	+
20	<i>Lecane ludwigii</i> (Eckstein, 1883)			+		
21	<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	+	+	+	+	+
22	<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)			+	+	
23	<i>Lecane</i> sp. (Nitzsch, 1827)			+		
24	<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof, 1891)		+	+	+	
25	<i>Ploesoma lenticulare</i> Herrick, 1885			+		
26	<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925		+	+	+	
27	<i>Polyarthra major</i> Burckhardt, 1900	+	+	+	+	+
28	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	+	+	+	+	+
29	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	+	+	+	+	+
30	<i>Rotatoria</i> sp. Scopoli, 1777		+		+	
31	<i>Synchaeta kitina</i> Rousset, 1902			+		
32	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832		+			
33	<i>Synchaeta tremula</i> (Müller, 1786)			+	+	
34	<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)			+		
35	<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	+	+	+	+	+
36	<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)			+	+	
37	<i>Trichocerca rousseti</i> (Voigt, 1902)			+	+	
38	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)			+	+	
39	<i>Trichotria pocillum</i> (Müller, 1776)			+		
20	CLADOCERA	7	10	14	15	5
1	<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1835)				+	
2	<i>Bosmina (Eubosmina) crassicornis</i> Lilljeborg 1887	+	+	+	+	+
3	<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+	+
4	<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i> Baird, 1857				+	
5	<i>Bosmina (Eubosmina) longispina</i> Leydig, 1860		+	+	+	
6	<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig, 1860				+	
7	<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	+		+	+	
8	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.Müller, 1785)			+		
9	<i>Ceriodaphnia rectangula</i> (Jurine, 1820)	+	+	+		
10	<i>Chydorus ovalis</i> (Kurz, 1875)			+	+	
11	<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1776)				+	
12	<i>Daphnia (Daphnia) cristata</i> Sars, 1862	+	+	+	+	+
13	<i>Daphnia (Daphnia) cucullata</i> Sars, 1862	+	+	+	+	+
14	<i>Daphnia (Daphnia) longispina</i> (O. F. Müller, 1776)		+	+	+	

Number of species	Species (taxa)	Collection time				Common species
		2007	2008	2010	2011	
15	<i>Daphnia longispina hyalina</i> (O.F. Müller, 1775)			+		
16	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	+	+	+	+	+
17	<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)			+	+	
18	<i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus, 1758)			+	+	
19	<i>Scapholeberis mucronata</i> (O. F. Müller, 1776)		+			
20	<i>Sida crystallina</i> (O. F. Müller, 1776)		+			
10	COPEPODA	2	3	9	8	2
1	<i>Cyclops scutifer</i> G.O.Sars, 1863				+	
2	<i>Cyclops</i> sp. Müller, 1785	+	+	+	+	+
3	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (G.O. Sars, 1863)	+	+	+	+	+
4	<i>Eudiaptomus graciloides</i> (G.O. Sars, 1863)			+	+	
5	<i>Limnocalanus macrurus</i> G.O.Sars., 1863		+	+	+	
6	<i>Megacyclops</i> sp. Kiefer, 1927			+	+	
7	<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)			+	+	
8	<i>Mesocyclops leucarti</i> (Claus, 1857)			+	+	
9	<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)			+	+	
10	<i>Thermocyclops oithonoides</i> (G.O.Sars, 1863)			+	+	
	Copepodite	+	+	+	+	
	Nauplii	+	+	+	+	
69	TOTAL	23	32	57	53	19

Table 3.1.2.

Presence of zooplankton species in Lake Riča from 2007 to 2011

Number of species	Species (taxa)	Collection time			Common species
		2007	2010	2011	
22	ROTIFERA	19	16	16	13
1	<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	+	+	+	+
2	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)		+	+	
3	<i>Ascomorpha saltans saltans</i> Bartsch, 1870	+			
4	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	+	+	+	+
5	<i>Conochilus (Conochilus) hippocrepis</i> (Schrank, 1803)	+	+	+	+
6	<i>Conochilus (Conochilus) unicornis</i> Rousselet, 1892	+	+	+	+
7	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	+			
8	<i>Gastropus stylifer</i> (Imhof, 1891)	+	+	+	+
9	<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott, 1879	+	+	+	+
10	<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851	+	+	+	+
11	<i>Keratella quadrata</i> Müller, 1786	+	+	+	+
12	<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof, 1891)		+	+	

Number of species	Species (taxa)	Collection time			Common species
		2007	2010	2011	
13	<i>Polyarthra major</i> Burckhardt, 1900	+	+	+	+
14	<i>Polyarthra remata</i> Skorikov, 1896	+			
15	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	+	+	+	+
16	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	+	+	+	+
17	<i>Rotatoria</i> sp. Scopoli, 1777			+	
18	<i>Synchaeta tremula</i> (Müller, 1786)	+			
19	<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	+			
20	<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	+	+	+	+
21	<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	+	+		
22	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	+	+	+	+
16	CLADOCERA	14	9	9	6
1	<i>Bosmina (Eubosmina) crassicornis</i> Lilljeborg 1887	+	+	+	+
2	<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+
3	<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i> Baird, 1857	+			
4	<i>Bosmina (Eubosmina) longispina</i> Leydig, 1860	+	+	+	+
5	<i>Bosmina (Eubosmina) reflexa</i> Seligo, 1907		+		
6	<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig, 1860	+		+	
7	<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg, 1900	+			
8	<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	+		+	
9	<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)	+	+		
10	<i>Ceriodaphnia</i> sp. Dana, 1855	+			
11	<i>Daphnia (Daphnia) cristata</i> Sars, 1862		+	+	
12	<i>Daphnia (Daphnia) cucullata</i> Sars, 1862	+	+	+	+
13	<i>Daphnia (Daphnia) longispina</i> (O. F. Müller, 1776)	+			
14	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	+	+	+	+
15	<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)	+	+	+	+
16	<i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus, 1758)	+			
9	COPEPODA	2	6	6	2
1	<i>Cyclops</i> sp. Müller, 1785	+	+	+	+
2	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (G.O. Sars, 1863)	+	+	+	+
3	<i>Eudiaptomus graciloides</i> (G.O. Sars, 1863)		+	+	
4	<i>Limnocalanus macrurus</i> G.O.Sars., 1863		+		
5	<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)		+		
6	<i>Mesocyclops leucarti</i> (Claus, 1857)			+	
7	<i>Mesocyclops</i> sp. Kiefer, 1927		+		
8	<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)			+	
9	<i>Thermocyclops oithonoides</i> (G.O.Sars, 1863)			+	

Number of species	Species (taxa)	Collection time			Common species
		2007	2010	2011	
	Copepodite	+	+	+	
	Nauplii	+	+	+	
47	TOTAL	35	31	31	21

Table 3.1.3.

Presence of zooplankton species in Lake Dridzis from 2007 to 2011

Number of species	Species (taxa)	Collection time			Common species
		2007	2010	2011	
35	ROTIFERA	20	27	25	15
1	<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	+	+	+	+
2	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)		+	+	
3	<i>Ascomorpha saltans saltans</i> Bartsch, 1870	+	+	+	+
4	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	+	+	+	+
5	<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	+	+		
6	<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766		+		
7	<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783			+	
8	<i>Conochilus (Conochilus) hippocrepis</i> (Schrank, 1803)	+	+	+	+
9	<i>Conochilus (Conochilus) unicornis</i> Rousset, 1892	+	+	+	+
10	<i>Conochilus</i> sp. Ehrenberg, 1834			+	
11	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832			+	
12	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	+	+	+	+
13	<i>Gastropus stylifer</i> (Imhof, 1891)		+	+	
14	<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott, 1879	+	+	+	+
15	<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851	+	+	+	+
16	<i>Keratella quadrata</i> Müller, 1786	+	+	+	+
17	<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)			+	
18	<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)			+	
19	<i>Monommata longiseta</i> (Müller, 1786)		+		
20	<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)		+		
21	<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof, 1891)		+	+	
22	<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925		+	+	
23	<i>Polyarthra major</i> Burckhardt, 1900	+	+	+	+
24	<i>Polyarthra remata</i> Skorikov, 1896	+			
25	<i>Polyarthra</i> sp. Ehrenberg, 1834		+		
26	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	+	+	+	+
27	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	+	+	+	+
28	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832		+		

Number of species	Species (taxa)	Collection time			Common species
		2007	2010	2011	
29	<i>Synchaeta</i> sp. Ehrenberg, 1832	+	+	+	+
29	<i>Synchaeta tremula</i> (Müller, 1786)	+			
30	<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	+			
31	<i>Testudinella truncata</i> (Gosse, 1886)	+			
32	<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	+	+	+	+
33	<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)		+	+	
34	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	+	+	+	+
35	<i>Trichotria pocillum</i> (Müller, 1776)		+		
21	CLADOCERA	9	19	16	8
1	<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1835)			+	
2	<i>Alonella nana</i> (Baird, 1843)			+	
3	<i>Bosmina (Eubosmina) crassicornis</i> Lilljeborg 1887	+	+	+	+
4	<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+
5	<i>Bosmina (Eubosmina) coregoni</i> Baird, 1857		+	+	
6	<i>Bosmina (Eubosmina) longispina</i> Leydig, 1860	+	+	+	+
7	<i>Bosmina (Eubosmina) reflexa</i> Seligo, 1907		+		
8	<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg, 1900	+	+		
9	<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862		+	+	
10	<i>Ceriodaphnia rectangula</i> (Jurine, 1820)		+		
11	<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)		+		
12	<i>Ceriodaphnia</i> sp. Dana, 1855		+	+	
13	<i>Chydorus ovalis</i> (Kurz, 1875)		+	+	
14	<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+
15	<i>Daphnia (Daphnia) cristata</i> Sars, 1862	+	+	+	+
16	<i>Daphnia (Daphnia) cucullata</i> Sars, 1862	+	+	+	+
17	<i>Daphnia (Daphnia) longispina</i> (O. F. Müller, 1776)	+	+	+	+
18	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	+	+	+	+
19	<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)		+	+	
20	<i>Macrothrix laticornis</i> (Jurine, 1820)		+		
21	<i>Polyphemus pediculus</i> (Linnaeus, 1758)		+	+	
16	COPEPODA	2	16	10	2
1	<i>Acanthocyclops</i> sp. (Kiefer, 1927)		+		
2	<i>Cyclops scutifer</i> G.O.Sars, 1863		+	+	
3	<i>Cyclops</i> sp. Müller, 1785	+	+	+	+
4	<i>Cyclops strenuus</i> Fischer, 1851		+		
5	<i>Cyclops vicinus</i> Ulyanin, 1875		+		

Number of species	Species (taxa)	Collection time			Common species
		2007	2010	2011	
6	<i>Eucyclops</i> sp. Claus, 1893		+		
7	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (G.O. Sars, 1863)	+	+	+	+
8	<i>Eudiaptomus graciloides</i> (G.O. Sars, 1863)		+	+	
9	<i>Eurytemora lacustris</i> (Poppe, 1887)		+	+	
10	<i>Heterocope apendiculata</i> G.O. Sars, 1863		+	+	
11	<i>Megacyclops</i> sp. Kiefer, 1927		+		
12	<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)		+	+	
13	<i>Mesocyclops leucarti</i> (Claus, 1857)		+	+	
14	<i>Mesocyclops</i> sp. Kiefer, 1927		+		
15	<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)		+	+	
16	<i>Thermocyclops oithonoides</i> (G.O.Sars, 1863)		+	+	
	Copepodite	+	+	+	
	Nauplii	+	+	+	
72	TOTAL	31	62	51	25

Table 3.1.4.

Presence of zooplankton species in Lake Gerañimovas-Ilzas from 2007 to 2011

Number of species	Species (taxa)	Collection time			Common species
		2007	2010	2011	
22	ROTIFERA	18	14	13	11
1	<i>Ascomorpha ecaudis</i> Perty, 1850	+	+	+	+
2	<i>Ascomorpha minima</i> Hofsten, 1909	+			
3	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)		+		
4	<i>Ascomorpha saltans saltans</i> Bartsch, 1870	+			
5	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	+	+	+	+
6	<i>Conochilus (Conochilus) hippocrepis</i> (Schrank, 1803)	+			
7	<i>Conochilus (Conochilus) unicornis</i> Rousset, 1892	+		+	
8	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	+	+	+	+
9	<i>Gastropus stylifer</i> (Imhof, 1891)	+	+	+	+
10	<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott, 1879	+	+	+	+
11	<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851	+	+	+	+
12	<i>Keratella quadrata</i> Müller, 1786	+	+	+	+
13	<i>Lecane</i> sp. (Nitzsch, 1827)	+			
14	<i>Polyarthra major</i> Burckhardt, 1900	+	+	+	+
15	<i>Polyarthra remata</i> Skorikov, 1896		+		
16	<i>Polyarthra</i> sp. Ehrenberg, 1834		+		
17	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	+		+	

Number of species	Species (taxa)	Collection time			Common species
		2007	2010	2011	
18	<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	+	+	+	+
19	<i>Synchaeta</i> sp. Ehrenberg, 1832				
20	<i>Trichocerca capucina</i> (Wierzejski & Zacharias, 1893)	+	+	+	+
21	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	+	+	+	+
22	<i>Trichocerca</i> sp. Lamarck, 1801	+			
12	CLADOCERA	8	5	7	3
1	<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i> (O. F. Müller, 1776)	+			
2	<i>Bosmina (Eubosmina) longispina</i> Leydig, 1860	+		+	
3	<i>Bythotrephes longimanus</i> Leydig, 1860			+	
4	<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg, 1900	+			
5	<i>Ceriodaphnia</i> sp. Dana, 1855		+		
6	<i>Chydorus sphaericus</i> (O. F. Müller, 1776)	+			
7	<i>Daphnia (Daphnia) cristata</i> Sars, 1862	+	+	+	+
8	<i>Daphnia (Daphnia) cucullata</i> Sars, 1862	+	+	+	+
9	<i>Daphnia (Daphnia) longispina</i> (O. F. Müller, 1776)	+		+	
10	<i>Daphnia (Daphnia)</i> sp. O. F. Müller, 1785		+		
11	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Liévin, 1848)	+	+	+	+
12	<i>Leptodora kindtii</i> (Focke, 1844)			+	
9	COPEPODA	2	8	8	1
1	<i>Cyclops scutifer</i> G.O.Sars, 1863			+	
2	<i>Cyclops</i> sp. Müller, 1785	+	+	+	+
3	<i>Eudiaptomus gracilis</i> (G.O. Sars, 1863)	+	+		
4	<i>Eudiaptomus graciloides</i> (G.O. Sars, 1863)		+	+	
5	<i>Eurytemora lacustris</i> (Poppe, 1887)		+	+	
6	<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)		+	+	
7	<i>Mesocyclops leucarti</i> (Claus, 1857)		+	+	
8	<i>Thermocyclops crassus</i> (Fischer, 1853)		+	+	
9	<i>Thermocyclops oithonoides</i> (G.O.Sars, 1863)		+	+	
	Copepodite	+	+	+	
	Nauplii	+	+	+	
43	TOTAL	28	27	28	14

In the samples of Lake Svente in all years of the study, in all sampling locations, common taxa in the Rotifera group were *Ascomorpha ecaudis*, *Asplanchna priodonta*, *Conochilus hippocrepis*, *Gastropus stylifer*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Lecane luna*, *Polyarthra major*, *Polyarthra vulgaris*, *Pompholyx sulcata* and *Trichocerca capucina*. Common taxa of the Cladocera group at all sampling sites were

Daphnia cucullata, *Bosmina crassicornis*, *Bosmina longirostris*, *Daphnia cristata* and *Diaphanosoma brachyurum*, but in the Copepoda group *Cyclops* sp. and *Eudiaptomus gracilis* (Table 3.1.1.).

In the samples of Lake Riča in all years of the study, in all sampling locations common taxa in the Rotifera group were *Ascomorpha ecaudis*, *Asplanchna priodonta*, *Conochilus hippocrepis*, *Conochilus unicornis*, *Gastropus stylifer*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra vulgaris*, *Pompholyx sulcata*, *Trichocerca capucina* and *Trichocerca similis*. Common taxa of the Cladocera group at all sampling sites were *Bosmina crassicornis*, *Bosmina longirostris*, *Bosmina longispina*, *Diaphanosoma brachyurum* and *Leptodora kindtii*, but in the Copepoda group, as in Lake Svente were *Cyclops* sp. and *Eudiaptomus gracilis* (Table 3.1. 2.).

In the samples of Lake Dridzis in all sampling locations, common taxa in the Rotifera group were *Ascomorpha ecaudis*, *Ascomorpha saltans*, *Asplanchna priodonta*, *Conochilus hippocrepis*, *Conochilus unicornis*, *Filinia longiseta*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra vulgaris*, *Pompholyx sulcata* and *Trichocerca capucina*. Common taxa of the Cladocera group at all sampling sites in Lake Dridzis were *Daphnia cucullata*, *Bosmina crassicornis*, *Bosmina longirostris*, *Bosmina longispina*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cristata*, *Daphnia longispina* and *Diaphanosoma brachyurum*, but common species in the Copepoda species were not found in all samplings (Table 3.1.3.).

In the samples of Lake Geraņimovas-Ilzas in all sampling locations common taxa in the Rotifera group were *Ascomorpha ecaudis*, *Asplanchna priodonta*, *Filinia longiseta*, *Gastropus stylifer*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Polyarthra major*, *Pompholyx sulcata*, *Trichocerca capucina* and *Trichocerca similis*. Common taxa of the Cladocera group in Lake Geraņimova-Ilzas at all sampling sites were *Daphnia cucullata*, *Daphnia cristata* and *Diaphanosoma brachyurum*, but in the Copepoda group - *Cyclops* sp. (Table 3.1.4.).

For example, in Lake Svente Rotifera numerically dominated higher in May, June and July (Figure 3.1.1.), it decreases, but in the end of August and September, it started to increase. While the number of Cladocera changes are opposite. In May, the number of species is small (Figure 3.1.2.), but this will increase to July, August is either nearly constant or slightly increasing, but the observed decrease in September. In turn, Copepoda numerical increase (Figure 3.1.3.), like than Rotifera was observed in May, then it falls through June, in July again increasing, in August decreases and in September again increasing (Brakovska et al., 2012b).

Having analysed all changes of taxa composition over the seasons, the highest number of taxa was in May and June, early July is a sharp decrease of taxa, then in late July and early August, it started to increase. In September, the number of taxa begin to decline gradually.

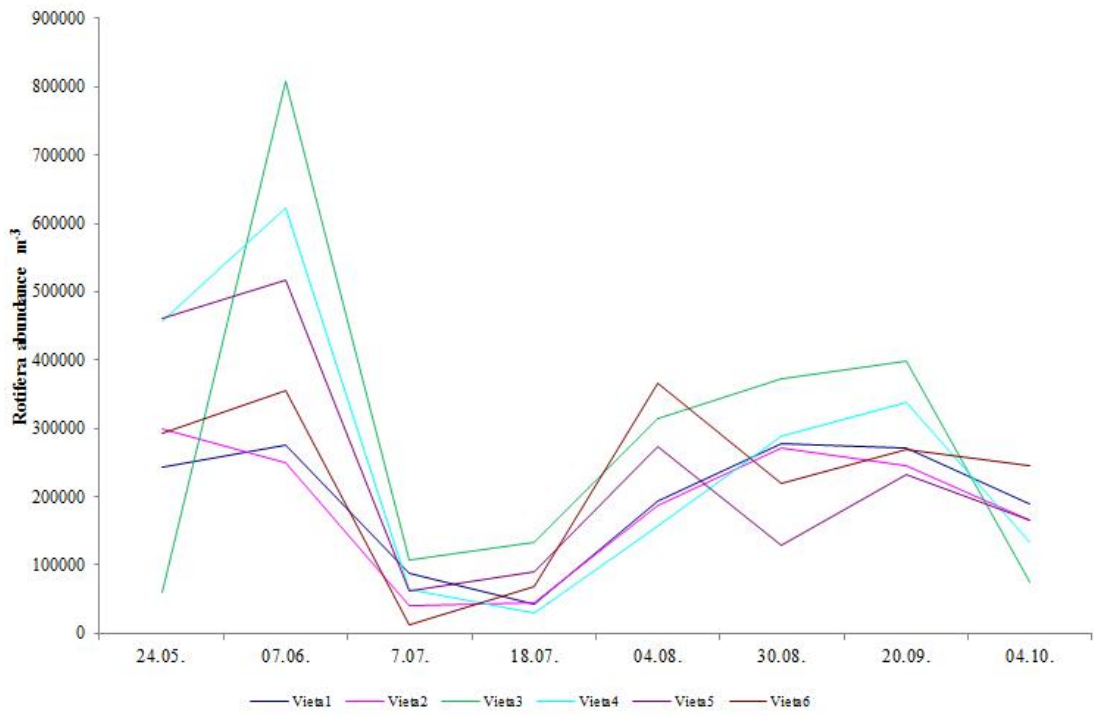


Figure 3.1.1. Occurrence of Rotifera group taxa in Lake Svente (Sampling sites No. 1 - 6)

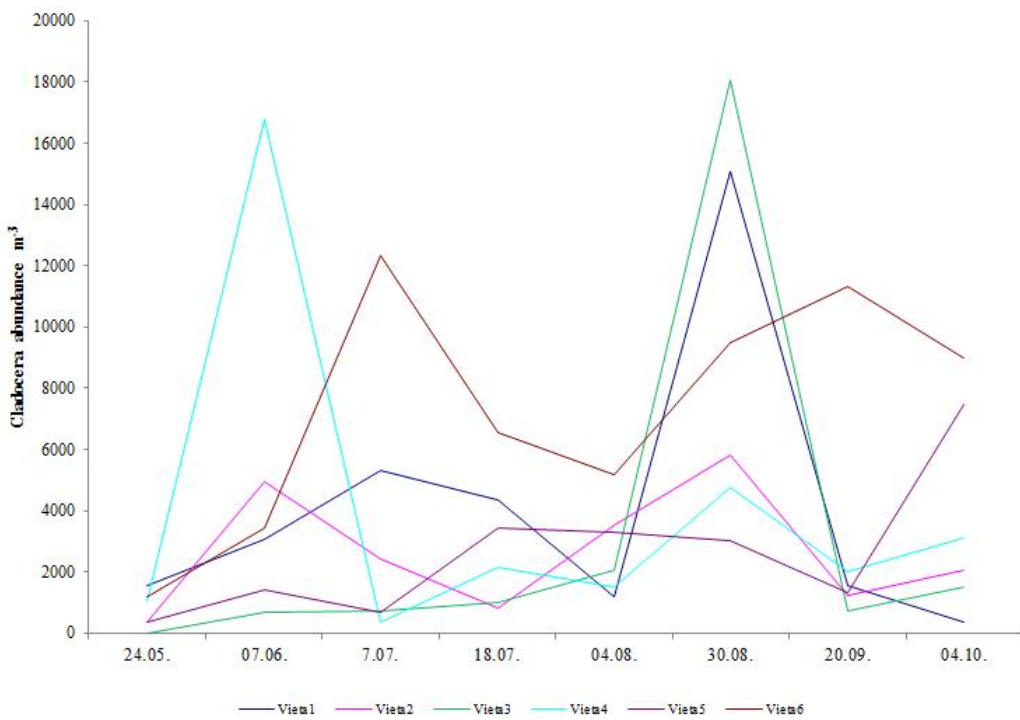


Figure 3.1.2. Occurrence of Cladocera group taxa in Lake Svente (Sampling sites No. 1 - 6)

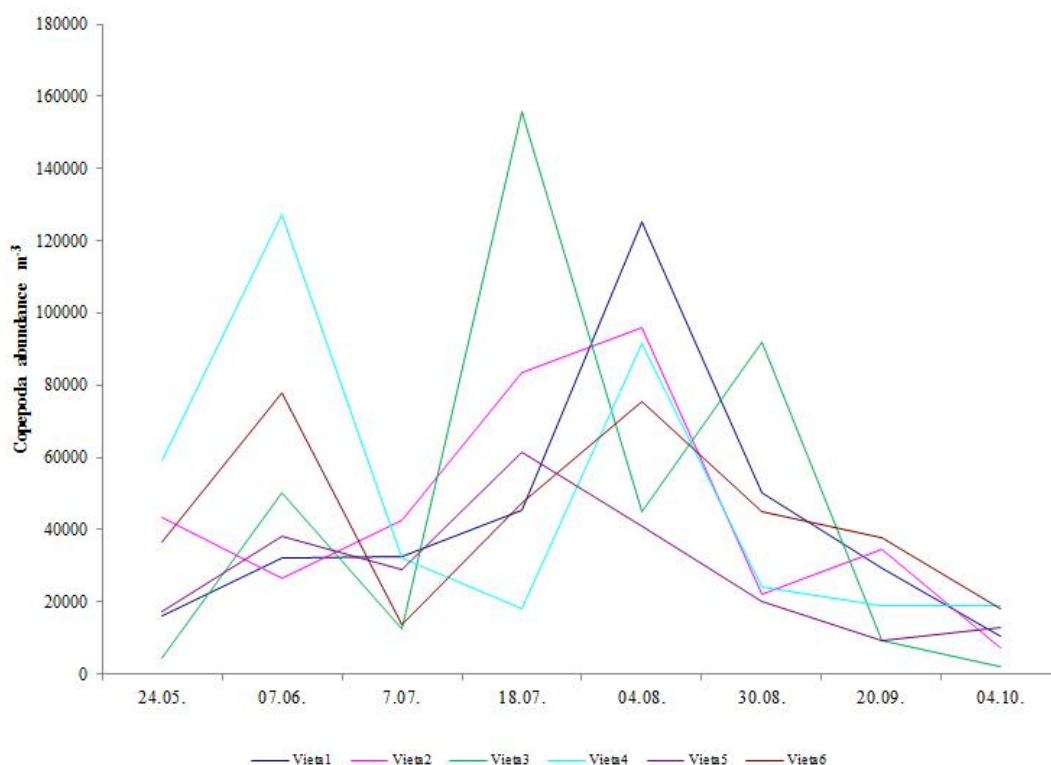


Figure 3.1.3. Occurrence of Copepoda group taxa in Lake Svente (Sampling sites No. 1 - 6)

3.2. Interactions of *Daphnia cucullata* with other zooplankton taxa and phys chemical parameters

By studying and analyzing the physico-chemical parameters of the studied lakes, it can be concluded that they do not change significantly by year and by lake during the research. The average transparency of the studied lakes was 5.27 m (max 7.5 m, min 3.15 m), in summer the lakes are well stratified. The temperature below the metalimnion ranged from 9 to 10 °C and in the deep layers of the hypolimnion from 4 to 5 °C. Dissolved oxygen concentration was variable with season and depth. For example, the amount of dissolved oxygen ranged from 0.63 mg L⁻¹ (in the hypolimnion) to 9.20 mg L⁻¹ (in the epilimnion), and between 3.09 and 7.03 mg L⁻¹ during the season. The physicochemical parameters of water tended to decrease with depth (Table 3.2.1.).

A positive correlation coefficient (r) (according to Spearman) was observed only between *Daphnia cucullata* and α -chlorophyll (r = 0.455) in samples of Lake Svente, but a negative correlation coefficient of *Daphnia cucullata* with any taxon or physicochemical parameter was not observed at all. In samples of Lake Dridzis, positive correlation coefficient (r) (according to Spearman) was between *Daphnia cucullata* and *Daphnia cristata* (r = 0.797), *Bosmina crassicornis* (r = 0.592), *Chydorus sphaericus* (r = 0.472), *Bosmina longispina* (r = 0.204), *Diaphanosoma brachyurum* (r = 0.563) (Cladocera), *Keratella cochlearis* (r = 0.227), *Kellicottia longispina* (r = 0.236), *Gastropus stylifer* (r = 0.616), *Filinia longiseta* (r = 0.224), *Conochilus hippocrepis* (r = 0.560), *Conochilus unicornis* (r = 0.506) (Rotifera), *Megacyclops viridis* (r = 0.225), *Cyclops* sp. (r = 0.216) and Nauplii (r = 0.569) (Copepoda). A negative

correlation coefficient (r) was obtained with *Synchaeta* sp. ($r = -0.488$) (Rotifera), which is due to the negative interaction between these species.

Table 3.2.1.

Average indicators of the physico-chemical parameters of the studied lakes

Lake	Svente		Riča		Dridzis		Geranimovas-Ilzas	
Water chemical parameters	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Temperature 0C	5.9	15.5	10.5	18.5	5	16.7	7.2	8.5
pH	6.5	8.1	6.06	8.25	6.55	9.08	7.05	7.89
Dissolved oxygen mg l ⁻¹	3.9	9.7	6.2	9	4.9	10.3	5.2	7
Conductivity μS cm ⁻¹	0.20	0.24	0.2	0.26	0.28	0.3	0.3	0.32
α-chlorophyll μg l ⁻¹	0.92	2	1.4	1.8	0.9	2.5	1.7	1.8

A positive correlation (according to Spearman) in the samples of Lake Geranimovas-Ilzas was between *Daphnia cucullata* and *Ascomorpha saltans* ($r = 0.943$), *Asplanchna priodonta* ($r = 0.777$) (Rotifera), *Diaphanosoma brachyurum* ($r = 0.716$) (Cladocera), dissolved oxygen ($r = 0.727$), *Eudiaptomus gracilis* ($r = 0.846$), *Cyclops* sp. ($r = 0.688$) and Nauplii ($r = 0.591$) (Copepoda), but a negative correlation coefficient (r) was obtained only with turbidity ($r = -0.615$).

When analyzing the correlation of zooplankton and environmental or physico-chemical data for the samples collected in Lake Dridzis, using the RDA (Redundancy analysis) method, it can be seen that a close correlation of *Daphnia cucullata* was observed with *Daphnia cristata*, *Chydorus sphaericus*, *Bosmina crassicornis* (Cladocera), Nauplii (Copepoda) and chlorophyll- α (Figure 3.2.1.). The content of dissolved substances and electrical conductivity were closely correlated with some taxa of the Copepoda group, but turbidity and temperature with *Diaphanosoma brachyurum* (Cladocera) and *Polyarthra major* (Rotifera) (Figure 3.2.1.). Dissolved oxygen content and oxygen saturation interact with *Asplanchna priodonta*, *Polyarthra dolichoptera* and *Synchaeta* sp. (Rotifera), but electrical conductivity and amount of total dissolved substances with *Megacyclops* sp., *Cyclops scutifer* (Copepoda) and *Gastropus stylifer* (Rotifera) (Figure 3.2.1.) (Brakovska, 2014; Brakovska et al., 2020).

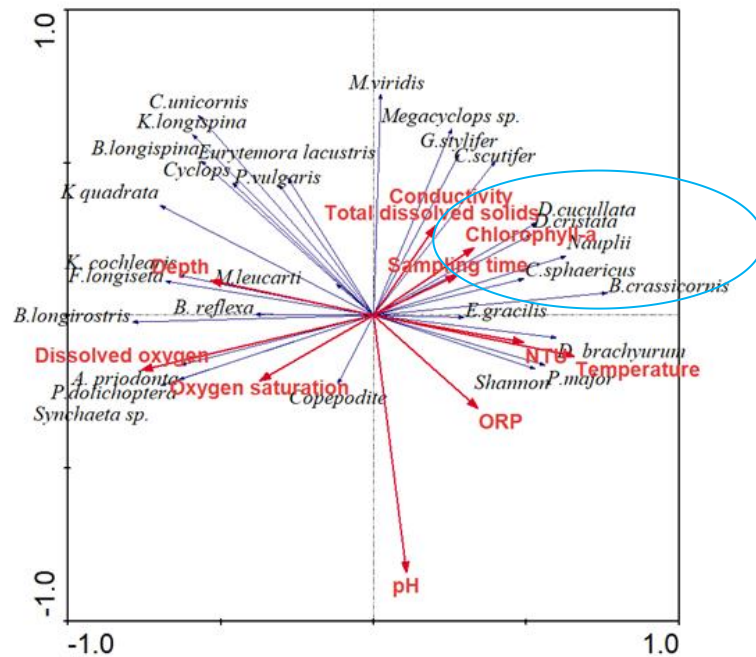


Figure 3.2.1. Correlation of *Daphnia cucullata* with other zooplankton species and environmental data. Redundancy analysis (RDA) ordination plot for zooplankton abundance from Lake Drizdis during the sampling period in 2010. Abbreviations: ORP- Oxidation-reduction potential; NTU- Turbidity.

When performing the correlation of zooplankton and environmental data for the samples collected in Lake Geraņimovas-Ilzas, using the RDA (Redundancy analysis) method, it can be seen that three different groups are formed between zooplankton taxa and physicochemical parameters (Figure 3.2.2). In one of the mentioned groups, *Daphnia cucullata* closely correlates with the following taxa and environmental data: *Ascomorpha ecaudis*, *Trichocerca similis*, *Asplanchna priodonta*, *Polyarthra major* (Rotifera), *Eudiaptomus graciloides*, *Mesocyclops leucarti*, *Thermocyclops crassus*, Copepodite (Copepoda), *Diaphanosoma brachyurum* (Cladocera), oxygen saturation, pH, temperature, chlorophyll- α , species diversity (by Shannon index) and turbidity. The second group also includes *Daphnia cucullata* and forms a group with *Daphnia cristata* (Cladocera), *Polyarthra vulgaris*, *Pompholyx sulcata*, *Keratella cochlearis*, *Ascomorpha ovalis* (Rotifera), *Eurytemora lacustris*, *Cyclops* sp., *Nauplii*, *Thermocyclops oithonoides* and *Megacyclops viridis* (Copepoda). The third group includes *Kellicottia longispina*, *Keratella quadrata*, *Filinia longiseta* (Rotifera), electrical conductivity, amount of dissolved oxygen, redox potential and lake depth (Brakovska et al., 2020).

Analyzing the correlation of zooplankton and environmental data for the samples collected in Lake Svente, using the RDA (Redundancy analysis) method, it can be seen that there are no different groups (Figure 3.2.3.), the data between zooplankton species and environmental data are spread quite evenly and there are significant groups does not create. As can be seen in the figure 3.2.3., then *Daphnia cucullata* does not form significant groups with other zooplankton species or environmental data (Brakovska et al., 2020).

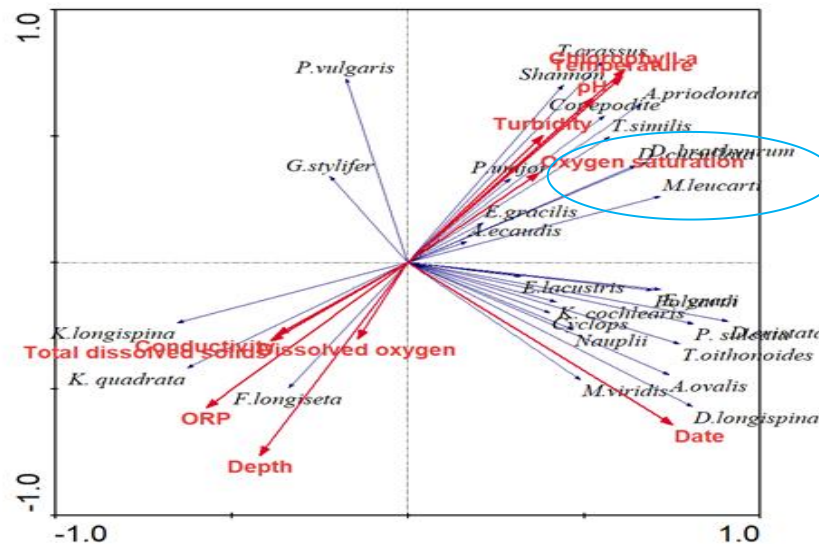


Figure 3.2.2. Correlation of *Daphnia cucullata* with other zooplankton species and environmental data. Redundancy analysis (RDA) ordination plot for zooplankton abundance from Lake Geraņimovas-Ilzas during the sampling period in 2010. Abbreviations: ORP- Oxidation-reduction potential.

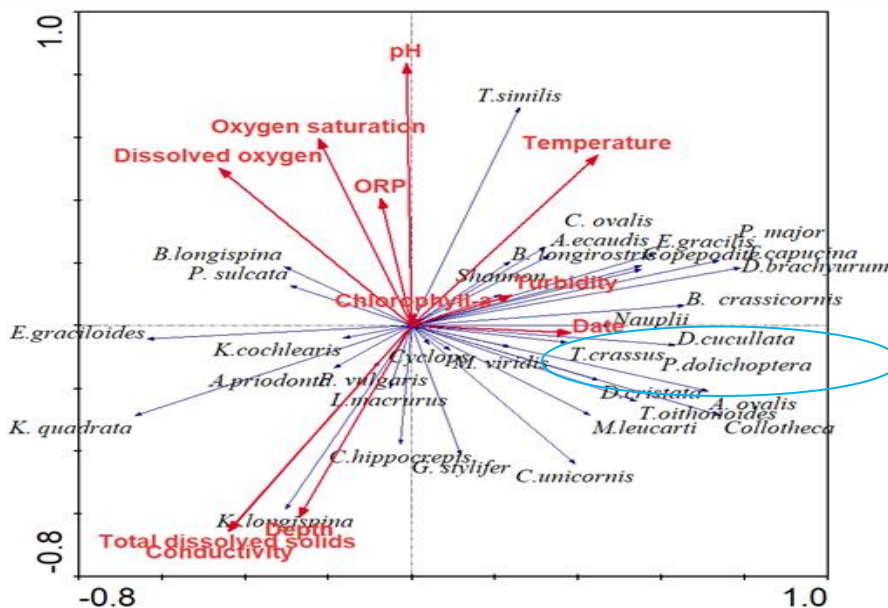


Figure 3.2.3. Correlation of *Daphnia cucullata* with other zooplankton species and environmental data. Redundancy analysis (RDA) ordination plot for zooplankton abundance from Lake Svente during the sampling period in 2010. Abbreviations: ORP- Oxidation-reduction potential.

3.3. Genetic diversity of *Daphnia cucullata* populations in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas based on random sequence decanucleotide (RAPD) analysis

In the study of genetic diversity of *Daphnia cucullata* populations using RAPD loci analysis, seven universal simple decanucleotide primers of random sequences were selected and used in the analysis, where each of the primers used synthesized different sizes and

different numbers of DNA fragments. The length of polymorphic DNA fragments (loci) of the resulting *Daphnia cucullata* populations ranged from 500 bp to 3000 bp (Table 3.3.1.). The largest number of base pairs was found in the loci Roth F-10 (500 – 3000 bp), Roth C-11 (600 – 3000 bp) and Roth A-02 (600 – 3000 bp), but the least in the loci Roth B-08 (1200 – 3000 bp), Roth A-13 (1000-3000 bp), Roth A-09 (1000-3000 bp) and Roth A-05 (1000-3000 bp) (Table 3.3.1.) (Brakovska et al., 2013).

The number of polymorphic DNA loci of *Daphnia cucullata* in the four investigated lakes was different (Table 3.3.1.; Figure 3.3.1.; Figure 3.3.2.). The number of amplified bands was the highest in lakes Riča (67) and Geraņimovas-Ilzas (64), whilst the lowest number (49) occurred in Lake Svente. The largest number of polymorphic loci was detected in lakes Dridzis and Geraņimovas-Ilzas (making up 50 % and 32.8 %, respectively), and the number was the smallest in Lake Svente (13%) (Table 3.3.1) (Brakovska et al., 2013).

Table 3.3.1.

Primers used in RAPD-PCR analysis of *Daphnia cucullata*, and numbers and length of polymorphic loci (bp)

Primer	Primer sequence 5'→3'	Number of DNA fragments								Length range of polymorphic DNA loci (bp)
		Svente		Riča		Dridzis		Geraņimovas-Ilzas		
		total	poly	total	poly	total	poly	total	poly	
Roth A-02	TGC CGA GCT G	3	0	5	0	5	1	3	1	600 - 3000
Roth A-03	AGT CAG CCA C	4	0	5	1	2	1	8	1	800 - 3000
Roth A-05	AGG GGT CTT G	4	0	3	2	4	2	6	2	1000 – 3000
Roth A-09	GGG TAA CGC C	5	2	5	1	3	1	4	2	1000 – 3000
Roth A-10	GTG ATC GCA G	0	0	4	1	9	6	4	1	900 – 3000
Roth A-12	TCG GCG ATA G	2	0	2	0	2	1	3	1	900 – 3000
Roth A-13	CAG CAC CCA C	0	0	4	1	4	1	4	0	1000 - 3000
Roth B-03	CAT CCC CCT G	5	2	5	1	3	1	7	1	900 – 3000
Roth B-07	GGT GAC GCA G	5	3	5	2	5	2	5	2	800 – 3000
Roth B-08	GTC CAC ACG G	4	1	3	3	4	4	2	2	1200- 3000
Roth F-10	GGA AGC TTG G	2	2	11	6	7	6	9	7	500 – 3000
Roth C-11	AAA GCT GCG G	5	0	5	0	4	0	4	0	600 - 3000
Roth C-20	ACT TCG CCA C	10	3	4	2	6	3	5	1	700 - 3000
Mean		3.77	1	4.69	1.54	4.46	2.23	4.92	1.61	
Total		49	13	67	20	58	29	64	21	
Polymorphic DNA bands			26.5%		29.8%		50%		32.8%	

The highest number of alleles using RAPD-PCR analysis was found at loci Roth F-10 (2 - 11) and Roth C-20 (4 - 10). In the Roth F-10 locus, the largest number of alleles was found in lakes Riča (11) and Geraņimovas-Ilzas (9), but the least in Lake Svente (2). On the other hand, in the Roth C-20 locus, the largest number of alleles was found in lakes Svente (10) and Dridzis (6), but the least in Lake Riča (4). The lowest number of alleles, using RAPD-PCR analysis, was found in the locus Roth A-12 (2 - 3) in all the lakes we studied (Table 3.3.1.) (Brakovska et al., 2013).

The average level of heterozygosity, based on RAPD-PCR analysis, in the studied *Daphnia cucullata* populations in lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas ranges from 0.18 to 0.20 (Figure 3.3.1.). The highest average heterozygosity is observed in Lake Svente (0.20), followed by Lake Dridzis (0.19) and lakes Riča and Geraņimovas-Ilzas (0.18).

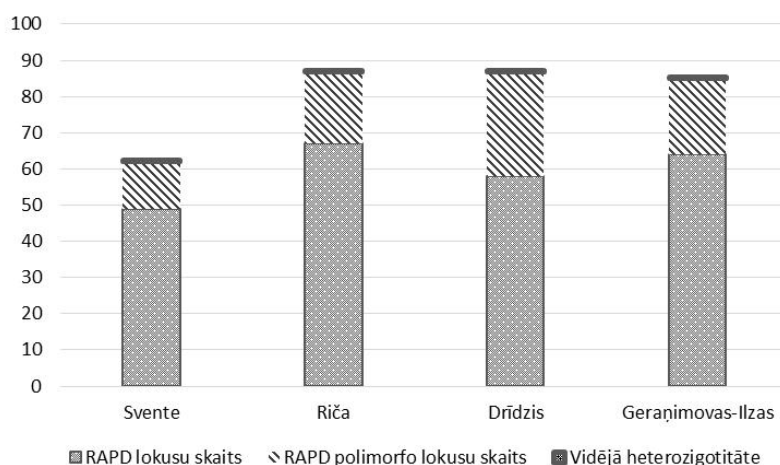


Figure 3.3.1. Characteristics and average heterozygosity of amplified RAPD DNA fragments in studied *Daphnia cucullata* populations

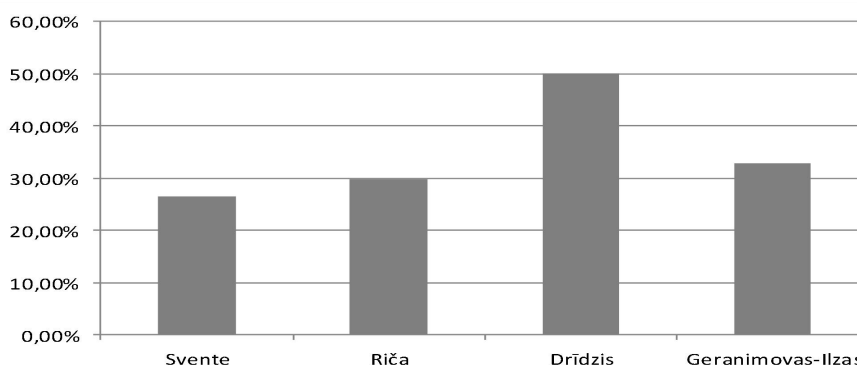


Figure 3.3.2. Percentage distribution of polymorphic loci of *Daphnia cucullata* populations in lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas

Dice coefficient (S) values of *Daphnia cucullata* populations between lakes ranged from 0 to 1 (Table 3.3.2). The greatest pairwise similarity (Table 3.3.2) was between lakes Riča and Geraņimovas-Ilzas (by the primers OPA-03- 0.91; OPA-05- 0.57; OPA-09 - 0.54; OPA-13 - 0.57; OPB-08 - 0.8; OPC-20 - 0.57) and between lakes Svente and Riča (by the primers OPA-02 - 0.8; OPA-09 -0.54; OPB-03 - 0.73). According to the primer OPB-07, the populations were identical (similarity coefficient 1) (Table 3.3.2) (Brakovska et al., 2013).

Table 3.3.2.

Pairwise similarities after Dice coefficient (S) between *Daphnia cucullata* populations in lakes Svente, Riča, Dridzis, and Geraņimovas-Ilzas

	Svente	Riča	Dridzis	G-I*		Svente	Riča	Dridzis	G-I*
Primer Roth A-02					Primer Roth A-05				
Svente					Svente				
Riča	0.8				Riča	0.4			
Dridzis	0.67	0.73			Dridzis	0	0.28		
Geraņimovas-Ilzas	0.67	0.5	0.5		Geraņimovas-Ilzas	0.4	0.57	0.4	
Primer Roth A-03					Primer Roth A-09				
Svente					Svente				
Riča	0.4				Riča	0.54			
Dridzis	0.4	0.28			Dridzis	0.28	0.22		
Geraņimovas-Ilzas	0.36	0.91	0.22		Geraņimovas-Ilzas	0.5	0.54	0	
Primer Roth A-10					Primer Roth A-13				
Svente					Svente				
Riča	0				Riča	0			
Dridzis	0	0.67			Dridzis	0	0.4		
Geraņimovas-Ilzas	0	0.6	0.8		Geraņimovas-Ilzas	0	0.57	0.5	
Primer Roth A-12					Primer Roth B-03				
Svente					Svente				
Riča	0				Riča	0.73			
Dridzis	0.4	0			Dridzis	0.5	0.22		
Geraņimovas-Ilzas	0.4	0	0.25		Geraņimovas-Ilzas	0.67	0.33	0.22	
Primer Roth B-07					Primer Roth F-10				
Svente					Svente				
Riča	1				Riča	0.31			
Dridzis	1	1			Dridzis	0.44	0.68		
Geraņimovas-Ilzas	1	1	1		Geraņimovas-Ilzas	0.2	0.31	0.5	

	Svente	Riča	Dridzis	G-I*		Svente	Riča	Dridzis	G-I*
Primer Roth B-08					Primer Roth C-11				
Svente					Svente				
Riča	0.28				Riča	1			
Dridzis	0.4	0.28			Dridzis	0.89	0.89		
Geraņimovas-Ilzas	0.33	0.8	0.33		Geraņimovas-Ilzas	0.89	0.89	1	
Primer Roth C-20									
Svente									
Riča	0.28								
Dridzis	0.33	0.4							
Geraņimovas-Ilzas	0.28	0.57	0.36						

G-I* - Geranimovas-Ilzas

The genetic similarity and dissimilarity of populations are reflected by indices of genetic distance and genetic similarity (Nei, 1978). The smallest genetic distance (Nei, 1978) in the studied populations of *Daphnia cucullata* was observed between lakes Riča and Geraņimovas-Ilzas (0.23), the largest genetic distance was found between lakes Dridzis and Svente (0.28), Svente and Geraņimovas-Ilzas (0.25), Svente and Riča (0.25), Riča and Dridzis (0.25) (Table 3.3.3.). In general, according to the genetic distance data, it can be said that the studied *Daphnia cucullata* populations are very similar to each other, but despite this, after the principal component analysis (PCA) of the studied *Daphnia cucullata* populations (Figure 3.3.3), it can be seen that separate groups are formed. Each axis, PC1 and PC2, explains 37.14 % and 32.75 % of the total diversity, respectively.

Table 3.3.3.

Genetic distance (D) (Nei, 1978) of *Daphnia cucullata* between lakes Svente, Riča, Dridzis, and Geraņimovas-Ilzas using RAPD-PCR analysis

Population	Svente	Riča	Dridzis	Geraņimovas-Ilzas
Svente		0.78	0.76	0.78
Riča	0.25		0.78	0.79
Dridzis	0.28	0.25		0.79
Geraņimovas-Ilzas	0.25	0.23	0.24	

* genetic distance (D) values below the diagonal;

** genetic similarity above the diagonal.

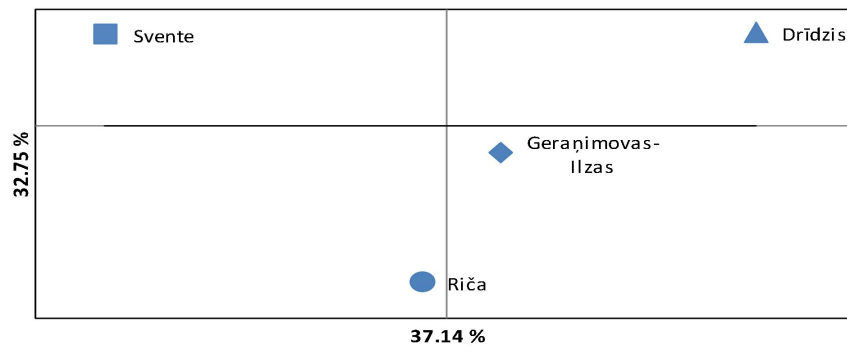


Figure 3.3.3. Principal component analysis (PCA). Plot of genetic structuring after Nei genetic distance (pēc Nei, 1978) data among *Daphnia cucullata* populations in Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas

By the genomic diversity in the populations of *Daphnia cucullata* in each lake (after T-test), Lake Geraņimovas-Ilzas was the most different (Figure 3.3.4.). This means that the genome level of *Daphnia cucullata* populations in this lake is more diverse than of the populations of the other studied lakes (Brakovska et al., 2013).

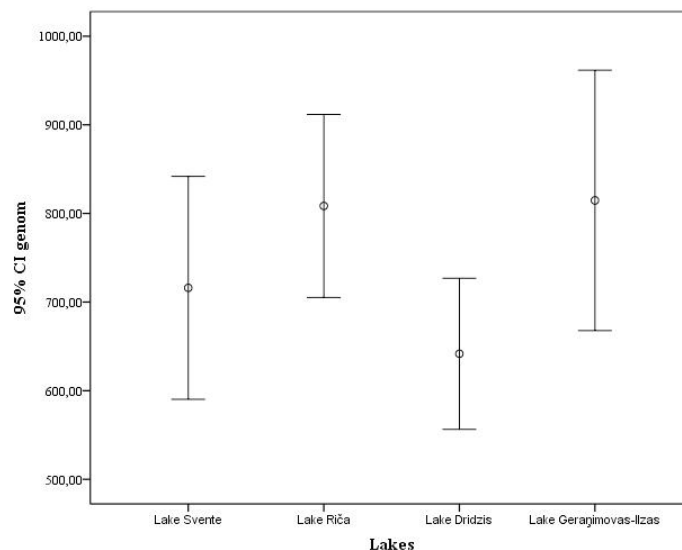


Figure 3.3.4. Genome difference of *Daphnia cucullata* populations (Independent Samples Test (T-test))

3.4. Genetic diversity of *Daphnia cucullata* populations in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas using microsatellite loci analysis

While writing the doctoral thesis, nine nuclear DNA microsatellite loci primers (DaB10/15; Dp512; Dp519; DaB17/16; DaB17/17; SwiD1; Dgm101; Dgm105; Dgm109) were studied in *Daphnia cucullata* populations, but only six microsatellites primers with good representativeness (SwiD1; Dgm105; Dgm101; DaB17/17; Dgm109; Dp519) were selected for the analysis (Table 3.4.1.). Three of them were dinucleotide microsatellite primers (SwiD1; Dgm101; Dp519) and two were trinucleotide microsatellite primers (Dgm105; Dgm109) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017). The length of the selected polymorphic

DNA fragments ranged from 122 bp to 303 bp (Table 3.4.1.). The largest number of base pairs was found in loci Dgm109 (250-303 bp) and Dgm105 (165-240 bp), while the least was found in loci DaB17/17 (100-106 bp) and SwiD1 (122-127 bp) (Table 3.4.1.).

Table 3.4.1.

Characteristics of the 9 microsatellites: locus name, primer sequences, repeat motif, modification, fragment size range, annealing temperature (T_a)

Locus	Primer sequences (5'-3')	Repeat motif	Fluorescent -4 label	Size range (bp) (our data)	Size range (bp) (data after Brede et al.)	$T(°C)$
SwiD1	F:GCCGTGTTTCGAAAGCTAGTC R: AGCCGAACGAAAAACATGC	(TG) ₁₈	5'TAM	122-127	116-142	59.4
Dgm105	F:ATGTGAGCGCGCAGCATT R:GTCCAGCCGGCCATTTCAGTT	(CAG) ₈ AG	5'FAM	165-240	172-197	59.4
Dgm101	F: TCTTGCTCGAATTCTCTCC R: CCTGTCTCACACGGAGC	(GA) ₁₀ AGA	5'HEX	165-180	162-177	54.5
DaB17/17	F:GAGAACCTTTTATCAGCTTCG R:ACTCATCTGGTGAGATGGATC	T ₉	5'TAM	100-106	100-109	55.9
Dgm109	F: CCAGCTGTTGACCACCTG R: TGC GCGAGGATTTCCAACAC	(ACC) ₇ AC	5'FAM	250-303	247-266	58.2
Dp519	F:AGTCGCGACGACATAAAGC R:GTGGTAGTTGTGGAATCCG	(TG) ₆ (GA) ₇	5'HEX	140-142	144-160	56.7
DaB10/15	F:AGAGAAGTGTTTGC GTTTC R:TGTTTCCTATATCCCTCGG	TC ₆	5'TAM	No result	75-89	52.4
Dp512	F:TTTCGTTCTACCCAGGGAAG R:TTTGCTCGTCTGTGATAGGC	(TG) ₄ ...(GT) ₈	5'HEX	No result	125-141	57.3
DaB17/16	F: AGGGAACGAGCGGCGATAAG R:TCTTTGGCAGGCCACTGCCAAGG	GA ₁₀	5'FAM	No result	189-195	61.4

Table 3.4.2.

Abundance of alleles in the studied microsatellite loci

Locus	Total number of alleles in the locus	Number of private alleles in the locus	Proportion of private alleles (%)	Number of populations in which private alleles have been detected
SwiD1	5	1	20	1
Dgm105	8	5	62	3
Dgm101	7	4	57	3
DaB17/17	4	2	50	2
Dgm109	5	3	60	2
Dp519	2	0	0	0

According to the results obtained in the study, it can be seen (Table 3.4.2.) that the average level of polymorphism in all studied *Daphnia cucullata* populations was the same and amounted to 100 %, because all six analyzed microsatellite loci were polymorphic in all studied *Daphnia cucullata* populations. The number of polymorphic loci of *Daphnia cucullata*

population in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas ranged from 33 % to 100 %. The lowest number of polymorphic microsatellite loci of *Daphnia cucullata* population was found in the Lake Dridzis (33 %), while the highest number of polymorphic microsatellite loci was found in the lakes Riča (100 %) and Geraņimovas-Ilzas (83 %) (Figure 3.4.1.) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

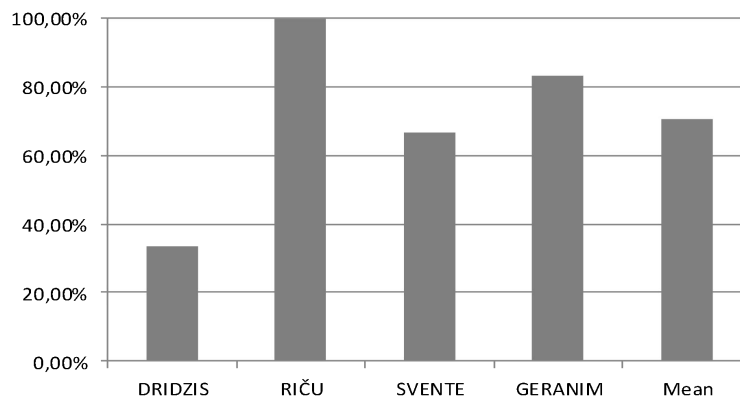


Figure 3.4.1. Percentage of polymorphic loci of *Daphnia cucullata* populations in Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas

* GERANIM- Lake Geraņimovas-Ilzas

Analyzing the general parameters of the abundance of obtained alleles (Table 3.4.2.), it can be seen that the detected number of alleles in a investigated locus differs in each population. Also, the number of detected alleles in each analyzed microsatellite locus was different. The maximum number of alleles was found in the loci Dgm105 (eight alleles) and Dgm101 (seven alleles), moreover, it should be noted that the maximum number of private alleles was also found in these loci, where the Dgm105 locus had five private alleles (62 % of the all detected alleles), while the Dgm101 locus had four private alleles (57 % of all detected alleles) in these loci (Table 3.4.2.). On the other hand, the lowest number of alleles was found in locus Dp519 (two alleles). It is also characteristic that private allele was not detected in this locus at all (Table 3.4.2.) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

Analyzing the occurrence of alleles in the investigated *Daphnia cucullata* populations (Figure 3.4.2.) shows that the alleles abundance were different, but this difference is not statistically significant ($p > 0.05$). The largest number of detected alleles per locus were for the *Daphnia cucullata* population of Lake Geraņimovas-Ilzas (3.17), followed by the *Daphnia cucullata* population of Lake Riča (3.00). The number of detected alleles per locus is relatively lower for the *Daphnia cucullata* populations of Lakes Dridzis (1.67) and Svente (1.83) (Figure 3.4.2.) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

The average number of alleles per locus with a frequency of more than 5 % is equal to the average number of alleles per locus in all studied *Daphnia cucullata* populations (Figure 3.4.2.). The average number of rare alleles per loci of the *Daphnia cucullata* specimens under research, which found to be less than 50 %, is the same for populations of lakes Geranimovas-Ilzas and Riča and respectively it is 1, while for the *Daphnia cucullata* populations of lakes Dridzis and Svente and respectively it is 0.5, but overall these differences are not significant ($p > 0.05$) (Figure 3.4.2.) (Brakovska & Škute, 2023).

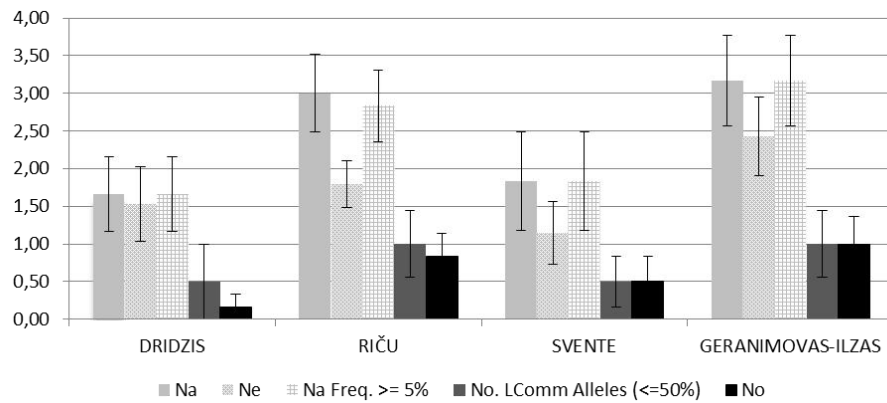


Figure 3.4.2. Allelic patterns across *Daphnia cucullata* populations between Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas using microsatellites-PCR analysis (Na- the average number of alleles at the locus; Ne- the average effective number of alleles at the locus; $Na \geq 5\%$ - average number of alleles with an incidence of more than 5 %; $No \leq 50\%$ - average number of alleles with an incidence of less than 50%; No- average number of private alleles; \pm standard deviation)

The number of average effective alleles per locus differs significantly from the average observed number of alleles in *Daphnia cucullata* populations of lakes Riča and Svente ($p < 0.05$), while these differences are not significant for *Daphnia cucullata* populations of lakes Dridzis and Geraņimovas-Ilzas ($p > 0.05$) (Figure 3.4.2.) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

The average level of the observed heterozygosity (H_{obs}) was high in all studied *Daphnia cucullata* populations, ranging from 1.67 to 3.17. The minimum value of H_{obs} was 1.67 in Lake Dridzis, and the maximum was 3.17 in Lake Geraņimovas-Ilzas. While the average level of the expected heterozygosity (H_{exp}) ranged from 1.15 to 2.43. The minimum value of H_{exp} was 1.15 in Lake Svente, and the maximum was 2.43 in Lake Geraņimovas-Ilzas. In general, in all *Daphnia cucullata* populations under research the average observed level and the average expected level of heterozygosity (according to Hardy-Weinberg) was different, but these differences were insignificant ($p < 0.001$) (Figure 3.4.2.) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

The analysed loci (SwiD1; Dgm105; Dgm101; DaB17/17; Dgm109 and Dp519) were polymorphic in the investigated *Daphnia cucullata* populations and the level of polymorphism was very high in the studied *Daphnia cucullata* populations in lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas. Genetic diversity across the studied *Daphnia cucullata* samples found in each studied loci and each each location are presented in Table 3.4.3. The greatest number of alleles (19) were found at loci DaB17/17 and Dp519 in the population of Lake Riča, and the minimum number of alleles (1) at locus Dgm101 was found in the population of Lake Dridzis. It should be noted that no alleles were not detected at loci Dgm101 and Dgm109 in the population of Lake Svente. Private alleles were found at the loci SwiD1, Dgm105, Dgm101, DaB17/17 and Dgm109 (Brakovska & Škute, 2023).

Table 3.4.3.

Genetic diversity across studied *Daphnia cucullata* samples found in each studied loci and each studied lakes

Sample		SwiD1	Dgm105	Dgm101	DaB17/17	Dgm109	Dp519
Dridzis	N	4	4	1	14	4	14
	Na	4	1	1	2	1	1
	No	0	0	1	0	0	0
	Ho	0	0	0	0	0	0
	He	0.75	0	0	0.13	0	0
Riča	N	13	12	12	19	11	19
	Na	2	4	5	2	3	2
	No	1	1	2	0	1	0
	Ho	0	0.25	0	0	0	0
	He	0.14	0.51	0.68	0.46	0.31	0.1
Svente	N	4	8	0	15	0	16
	Na	3	4	0	2	0	2
	No	0	2	0	1	0	0
	Ho	0	0.25	0	0	0	0
	He	0.62	0.33	0	0.12	0	0.37
Geraņimovas-Ilzas	N	7	6	7	14	6	8
	Na	2	5	4	3	4	1
	No	0	2	1	1	2	0
	Ho	0	0.17	0	0	0.17	0
	He	0.24	0.74	0.73	0.36	0.68	0

* Na, the average number in a locus; Ne, the average effective number of alleles in a locus; No, the average number of private alleles; Ho, observed heterozygosity; He, expected heterozygosity

A significant homozygote excess was observed in *Daphnia cucullata* population from Lake Dridzis at one locus DaB17/17 $p < 0.001$, from Lake Riča at five loci (SwiD1, Dgm101, DaB17/17, Dgm109, Dp519 $p < 0.001$), from Lake Svente at four loci (SwiD1, Dgm105 $p < 0.05$, DaB17/17 and Dp519 $p < 0.001$) and from Lake Geraņimovas-Ilzas at three loci (SwiD1, Dgm101 $p < 0.01$ and DaB17/17 $p < 0.001$) (Table 3.4.4.). Microsatellite locus DaB17/17 has maximal differentiation ($p < 0.001$) between the level of observed and expected heterozygosity in all investigated lakes. In addition, microsatellite loci SwiD1, Dgm101, Dgm109, Dp519 and DaB17/17 has maximal differentiation ($p < 0.001$) in Lake Riča (Table 3.4.4.). It should be noted that microsatellite loci Dgm105, Dgm101, Dgm109 and Dp519 were monomorphic in Lake Dridzis. Whereas microsatellite loci Dgm101 and Dgm109 were monomorphic in Lake Svente, but microsatellite locus Dp519 also was monomorphic in Lake Geraņimovas-Ilzas (Table 3.4.4.) (Brakovska & Škute, 2023).

Table 3.4.4.

Significance (χ^2 - test) of differences between the levels of observed and expected heterozygosity in studied *Daphnia cucullata* populations in Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas

Population/ Microsatellite loci	SwiD1	Dgm105	Dgm101	DaB17/17	Dgm109	Dp519
Dridzis	ns	M	M	***	M	M
Riča	***	ns	***	***	***	***
Svente	*	*	M	***	M	***
Geraņimovas- Ilzas	**	ns	**	***	ns	M

- ns- not significant, M- monomorphic loci, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

The smallest genetic distance (D) (Nei, 1978) in the *Daphnia cucullata* populations under research was observed between lakes Riča and Geraņimovas-Ilzas (0.16), while the greatest genetic distance was found between lakes Dridzis and Geraņimovas-Ilzas (0.70) and between lakes Geraņimovas-Ilzas and Svente (1.35) (Table 3.4.5.).

By contrast, F_{ST} values for different *Daphnia cucullata* populations under research ranged from 0.08 to 0.50. The highest values were between *Daphnia cucullata* populations of lakes Riča and Svente (0.50) and lakes Svente and Geraņimovas-Ilzas (0.49) (Table 3.4.5.). The lowest F_{ST} values were between *Daphnia cucullata* populations of lakes Riča and Geraņimovas-Ilzas (0.08) (Table 3.4.5.) (Brakovska & Škute, 2023; Brakovska & Škute, 2017).

Table 3.4.5.

Genetic distance (D) (Nei, 1978) and genetic differentiation (after F_{ST} values) among *Daphnia cucullata* populations between Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas

Populācija	Dridzis	Riča	Svente	Geraņimovas- Ilzas
Dridzis		0.29	0.45	0.37
Riča	0.56		<u>0.50</u>	0.08
Svente	0.50	1.14		0.49
Geraņimovas- Ilzas	<u>0.70</u>	<u>0.16</u>	<u>1.35</u>	

* genetic distance (D) values below diagonal;

** genetic differentiation (F_{ST} values) over diagonal..

Principal component analysis (PCA), a graph of genetic structuring among four *Daphnia cucullata* populations in lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas, clearly showed the genetic structuring into different genetic groups (Figure 3.4.3.). Stable groups of *Daphnia cucullata* populations were formed between lakes Dridzis and Svente and between lakes Riča and Geraņimovas-Ilzas. In the principal component analysis plot, PC 1 and PC 2 explained 77.43 % and 15.71 % of the total genetic diversity. A similar result was obtained using Bayesian clustering analysis (STRUCTURE 2.3.4) (Hubisz et al., 2009) (Figure 3.4.4.) and number of clusters of individuals using Evano et al. clustering approach (Figure 3.4.5.) (Brakovska & Škute, 2023).

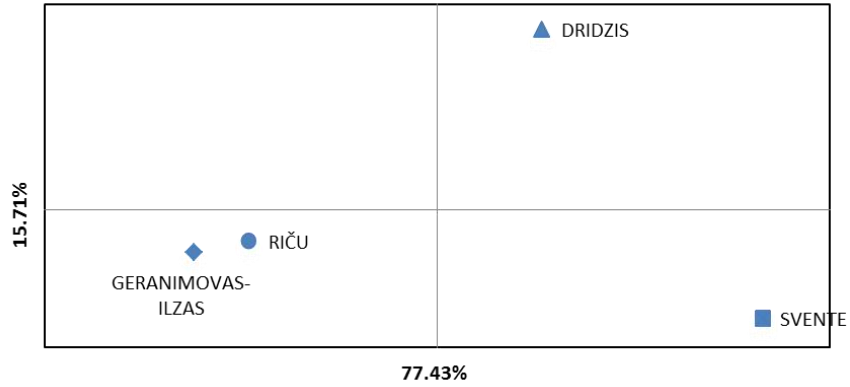


Figure 3.4.3. Principal component analysis (PCA). Plot of genetic structuring after Nei genetic distance (Nei, 1978) data among *Daphnia cucullata* populations in Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas

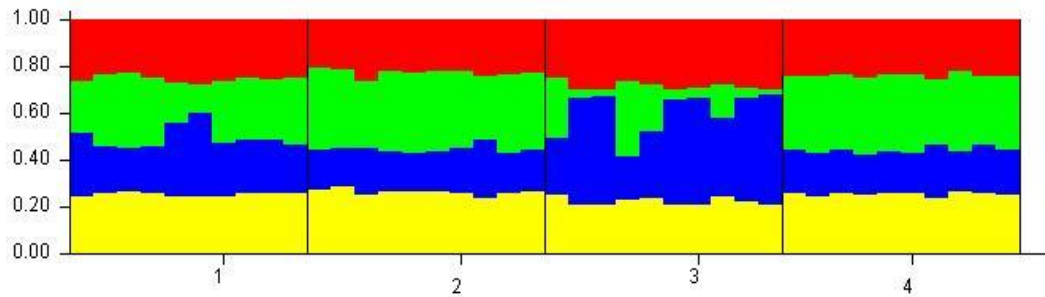


Figure 3.4.4. Bayesian clustering of individuals using STRUCTURE 2.3.4 (Hubisz et al., 2009) In the STRUCTURE analysis color lines separate individuals from different sampling sites and each individual is represented by a vertical line, which is partitioned into K-coloured segments representing an individual's estimated membership in K clusters (1 - Dridzis, 2 - Riča, 3 - Svente, 4 - Geraņimovas-Ilzas).

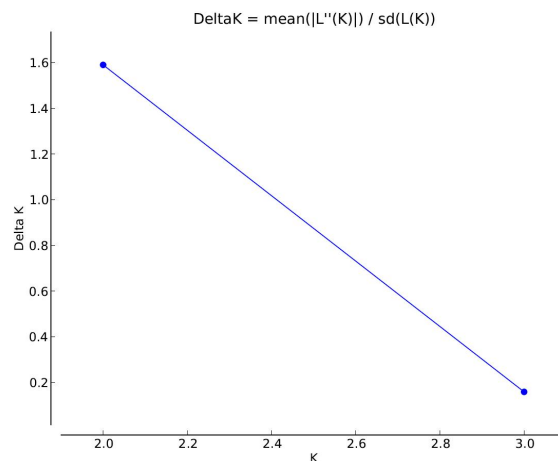


Figure 3.4.5. The number of clusters of individuals using Evano et al. clustering approach (Evano et al., 2009) assuming two genetic clusters ($K=2$; $\Delta K=1.59$; $\ln P(K) \pm SD = -298.76 \pm 78.73$)

4. DISCUSSION

4.1. Composition and dynamics of zooplankton species in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas

By analyzing the composition of zooplankton species, it is possible to assess both the trophic state and the ecological quality of the lake (Bengtsson, 1986; Bertilsson et al., 1995; Bērziņš & Pejler, 1987; 1989a; 1989b; Chang & Hanazato, 2004; Cimdiņš, 2001; Cottenie et al., 2001; Dagg, 1977; Dodson, 1984; Dumont et al., 1973; Escribano & Hidalgo, 2000; Fernandez-Rosado & Lucena, 2001; Hanazato, 1991; 1992; Harris et al., 2012; Hebert, 1982; Horppila et al., 2000; Keller & Conlon, 1994; Larsson & Dodson, 1993; Locke & Sprules, 2000; Malone & McQueen, 1983; Paidere & Škute, 2011; Patalas, 1971; Pidgaiko, 1984; Pinel-Alloul 1995; Pinel-Alloul et al., 1995; Seda & Devetter, 2000; Sprules, 1975; Tallberg et al., 1999; Weider & Pijanowska, 1993; Wetzel 2001; Лазарева 2010). Many species or groups of zooplankton can serve as indicators of the trophic state of a water body, as their occurrence varies depending on lake trophy (Liepa et al., 1991; Pejler 1965; Wetzel 2001; Кутикова, 1970).

Cladocera taxa such as *Daphnia*, which were also present in the lakes we studied, live only in water bodies with good transparency, low chlorophyll- α concentrations, lower densities of fish and higher densities of macroinvertebrates (Gliwicz & Pijanowska, 1986; Lampert, 1987; Irvine et al., 1989, 1990). Similar to our study in lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas, where the number and composition of zooplankton coenose taxa varied by year and season. As an example, the greatest diversity of zooplankton taxon composition was identified in lakes Dridzis and Svente, 72 and 69 zooplankton taxa, respectively. Forty-seven (47) taxa were found in Lake Riča and forty-three (43) in Lake Geraņimovas-Ilzas. In all studied lakes, the largest number of identified taxa was in the Rotifera group, followed by the Cladocera and Copepoda groups. In the studied lakes, common zooplankton taxa were determined by the years of sample collection, 25 in Dridzis, 21 in Riča, 14 in Geraņimovas-Ilzas, and 19 in Svente lakes. During the season (May - September), the largest number of taxa in zooplankton groups was observed in May and June, July at first it showed a sharp decrease, then the number of taxa started to increase again in late July and early August. On the other hand, in September, the number of taxa began to gradually decrease. Rotifera dominated in May, in June and July their numbers decreased, but in late August and September they started to increase again. Changes in the number of Cladocera were quite the opposite. The number of species was low in May, but increased by July, it almost unchanged or slightly increased in August, and showed a significant decrease in September. The number of Copepoda was similar to that of Rotifera, increasing in May, then decreasing in June, increasing again in July, showing a decrease in August and increasing again in September. The most common Rotifera group species in the zooplankton of Latvian lakes are *Keratella cochlearis*, *Asplanchna priodonta*, *Filinia longiseta*, *Kellicottia longiseta*, *Lecane luna*, *Trichocerca capucina*, *Euchlanis dilatata* (Sloka, 1998; Paidere & Škute, 2011). Despite the fact that zooplankton is mainly seasonal, there are also species such as *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina*, *Polyarthra remata*, *Filinia longiseta* (Rotifera), which can be found in zooplankton all year round (Līne, 1966). All the above-mentioned species were also found in the lakes we studied. The maximum development of Rotifera species is usually observed in spring, but there are also lakes where the second maximum development of Rotifera species is observed in autumn (Līne, 1966). The dynamics of zooplankton taxa, biomass proportions revealed by Halvorsen et al. (2004) during the long-

term studies in Lake Atnsjøen during the ice-free season (June - October) was very similar to what we found, i.e. the group Cladocera had the highest abundance values at the beginning of the season, followed by an increase in the proportion of Copepoda and Rotifera. In all the lakes and sampling sites we studied, the Cladocera group was dominated by Daphniidae, Bosminidae and Sididae. From the Cladocera group, *Daphnia cucullata*, as well as *Daphnia cristata* and *Leptodora kindtii*, are typical widespread pelagic species (Kačalova & Laganovska, 1961; Sloka, 1981). Cladocera play an important role among the found zooplankton groups in terms of biomass and number of species. *Daphnia cucullata* can be considered one of the most widespread species in this group, as they were found in our samples throughout the season. It is also an important feed component of European vendace (*Coregonus albula*) (Sutela & Huusko, 1997; Viljanen, 1983). Many authors (Brooks & Dodson, 1965; Larsson & Dodson, 1993; Halvorsen et al., 2004; Saksgård & Hesthagen, 2004; Sutela & Huusko, 1997; Viljanen, 1983) argue that planktophagous fish, in our case European vendace *Coregonus albula* and whitefish *Coregonus lavaretus*, affect zooplankton. It was experimentally shown that the abundance of planktophagous fish in a lake increases the diversity of zooplankton species or the morphological adaptations of species (eg smaller size) (De Meester et al., 1995; Bohn & Amundsen, 1998). Comparing the morphological parameters of Cladocera species in the four studied lakes, we can agree with the statement that the size of zooplankton organisms is smaller in lakes with a higher number of planktophagous fish compared to lakes with a lower number of planktophagous fish (Bohn & Amundsen, 1998; De Meester et al., 1995; Boersma et al., 1998; Boersma et al., 1999; Brooks & Dodson, 1965). Namely, according to our observations during the study, the size of Cladocera specimens in lakes Svente and Dridzis was smaller in places where the number of planktophagous fish was higher, while in lakes Riča and Geraņimovas-Ilzas, Cladocera specimens were larger, but the number of planktophagous fish was smaller.

Halvorsen et al. (2004) emphasize that the identification of specific influencing factors is limited because factors have different effects on different species and each factor should be tested under constant conditions over a long period of time. According to the following authors (Bottrell et al., 1976; Halvorsen et al., 2004; Moore, 1977; Wetzel, 2001), the main factor that significantly affects physical, chemical and biological processes in lakes is water temperature. However, other authors (Brettum & Halvorsen, 2004) suggest that some specific phytoplankton species have a strong influence on certain zooplankton species. In similar studies, it is widely discussed that the zooplankton community structure (species richness and species composition) can differ in different parts of the same lake, for example, in the coastal zone and open water area, or in river inlets and places of anthropogenic activities on the lake coast (Liepa et al., 1991; Pidgaiko, 1984 ; Pinel-Alloul, 1995; Fernandez-Rosado & Lucena, 2001; Seda & Devetter, 2000; Wetzel, 2001; Кутикова, 1970; Мануйлова, 1964). Dimantes-Deimantoviča with co-authors (2012) in their research on zooplankton fauna in the deep lakes of Latvia note that, according to RDA analysis data, zooplankton species composition is closely related to temperature, oxidation-reduction potential, chlorophyll- α and electrical conductivity. According to the data obtained in our study, it can also be seen that the content of solutes and electrical conductivity were closely correlated with some taxa of the Copepoda group, while oxygen saturation, pH, temperature, chlorophyll- α , turbidity and temperature were correlated with *Diaphanosoma brachyurum* (Cladocera) and *Polyarthra major* (Rotifera). Dissolved

oxygen concentration and oxygen saturation interact with *Asplanchna priodonta*, *Polyarthra dolichoptera*, *Kellicottia longispina*, *Keratella quadrata*, *Filinia longiseta* and *Synchaeta sp.* (Rotifera), but electrical conductivity and amount of total solutes with *Megacyclops sp.*, *Cyclops scutifer* (Copepoda) and *Gastropus stylifer* (Rotifera). The correlations obtained in our study can also be explained by the fact that the existence of these taxa requires similar environmental conditions.

Predation on zooplankton plays an important role and can serve as a mechanism for structuring population dynamics. Crustacean plankton has a negative effect on the smallest components of the plankton food chain, i.e. for taxa of the Rotifera group, which has been extensively documented in various studies by other authors (Cottenie et al., 2001; Fussmann, 1996). Crustaceans differentially affect predation and competition among Rotifera species. Cyclopoida species of Copepoda have often been described as effective predators of Rotifera species (e.g. *Asplanchna priodonta*) (Fussmann, 1996; Williamson, 1983), but some Calanoida species may also use Rotifera species as food (Fussmann, 1996; Williamson & Butler, 1986; Schulze & Folt, 1990).

The response of zooplankton species to temperature changes is often difficult to predict due to the complexity of natural systems (Schiel et al., 2004). The positive correlation between temperature and zooplankton taxa obtained in our study can be explained by the development of phytoplankton, which provided food resources for zooplankton (Castro et al., 2005; Matsubara, 1993), and the direct effect of temperature on the increase in rates of biological processes in organisms (Gillooly et al., 2001; Loiterton et al., 2004; Wagner & Benndorf, 2007). It is assumed that, while adapting to certain environmental conditions, the population of the same species can be divided into different water layers, and these parts can be distinguished by developmental cycles (Castro et al., 2005; Gillooly et al., 2001; Loiterton et al., 2004; Matsubara, 1993; Wagner & Benndorf, 2007). Rotifera species have a wide temperature range (0 – 30 °C) in which the species can exist (Bērziņš & Pejler, 1989a), in general, species such as *Polyarthra dolichoptera*, *Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis*, *Synchaeta pectinata* have a very wide range for optimal existence, i.e. 0 - 23°C. (Bērziņš & Pejler, 1989a). Many studies have shown that the greater the seasonal temperature variation in lakes is, the greater the species diversity is (Beaver & Havens, 1996; Gilbert, 2011; Shurin et al., 2010). Most species of Rotifera, Cladocera and Copepoda were positively and significantly correlated with temperature and chlorophyll-*a* concentration, suggesting that abundance of these organisms may depend on food concentration and have a wide temperature range in which the species can exist (Bertilsson et al., 1995; Bērziņš & Pejler, 1989a; Bērziņš & Pejler, 1989b; Weglenska et al., 1997). Rotifera species such as *Polyarthra major*, *Polyarthra vulgaris*, *Polyarthra dolichoptera*, *Asplanchna priodonta*, *Kallicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, which were also found in the lakes we studied, are able to exist in a wide range of dissolved oxygen, i.e. 1 - 13 mg⁻¹, which is also confirmed by other studies (Bērziņš & Pejler, 1989b).

For some species of Cladocera, such as *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia cucullata*, *Daphnia cristata* and *Bosmina longispina*, which were also found in the lakes we studied, the optimal temperature range is between 7 and 23°C, while for *Bosmina crassicornis* it is 14 - 15°C (Bertilsson et al., 1995). Copepoda species have a similar situation. On the other hand, the optimal dissolved oxygen concentration for both Cladocera and Copepoda species ranges from 5 to 11 mg*L⁻¹ (Bertilsson et al., 1995). We can conclude that the range of optimal temperature

and dissolved oxygen for certain species in our research coincides with the one mentioned in the literature. The electrical conductivity of water is also of great importance. The higher the electrical conductivity is, the lower the number of Rotifera is and vice versa (Swadling et al., 2000). According to Cottenie et al. (2001) Rotifera species require water bodies with high turbidity, high chlorophyll- α concentration, higher density of fish and lower density of macrozoobenthos. (Cottenie et al., 2001). The concentration of dissolved oxygen in water depends on biological and chemical processes in the water body. For example, high concentration of dissolved oxygen in the upper water layers may be the result of plant photosynthesis, when oxygen is released, or it may be washed up from the atmosphere by waves. The decline in oxygen concentration can be explained by the proliferation of plankton algae in large quantities and the use of oxygen in life processes (Cimdiņš, 2001; Fernandez-Rosado & Lucena, 2001; Kalff, 2002; Lampert & Sommer, 1997; Pinel-Alloul, 1995; Seda & Devetter, 2000; Urtāne, 1998; Wetzel & Likens, 2000; Wetzel, 2001). Comparing literature data (Bertilsson et al., 1995; Bērziņš & Pejler, 1989a; Bērziņš & Pejler, 1989b; Doulka & Kehayias, 2011; Elliott, 1977; Field & Prepas, 1997; Kaya et al., 2010; Kessler & Lampert, 2004; Kizito & Nauwerck, 1995; Taylor et al., 1993) with the data obtained during our study on the correlation of Rotifera, Cladocera and Copepoda species with water temperature and dissolved oxygen, we can conclude that the regularities found in our study coincide with those already mentioned in the literary sources.

Comparing the results obtained in our study with the literature sources (Cimdiņš 2001; Čeirāns, 2007; Kumsāre & Gaile, 1960; Kumsāre & Selkere, 1955; Laganovska, 1961; Līne, 1963; Līne, 1966; Sloka & Sloka, 1955; Urtāne, 1998; Vadzis et al., 1976), it can be concluded that the qualitative composition of zooplankton in lakes Dridzis, Riča, Svente and Geraņimovas-Ilzas is similar to the zooplankton composition of other mesotrophic and mesoeutrophic lakes in Latvia. The close interaction of Copepoda and Rotifera group species was also observed in our studies. The established regularities and trends of changes in taxa between each other and seasonally are characteristic of deep, well-transparent mesotrophic and mesoeutrophic lakes of Latvia.

4.2. Genetic diversity of *Daphnia cucullata* populations species in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geraņimovas-Ilzas using analysis of random sequence decanucleotide (RAPD) and microsatellite loci

Microsatellite and RAPD markers are useful for population genetics studies. Microsatellites typically exhibit high allelic variation within and between populations, increasing the probability of detecting changes over time (Haag et al., 2010; Selkoe & Toonen, 2006). All microsatellite loci are highly polymorphic, with high awareness and variability in *Daphnia cucullata* populations living at the same time as parthenogenetic organisms. On the other hand, randomly amplified polymorphic DNA (RAPD) markers allow the scanning of large parts of the genome of populations.

Fifty-five randomly amplified polymorphic DNA (RAPD) and nine microsatellite markers were used to study the genetic diversity of *Daphnia cucullata*. RAPD loci for the species *Daphnia cucullata* have not been used in the study of genetic diversity so far, but microsatellite loci have often been used in studies of the genetic structure of different species of the genus *Daphnia* cultivated in European scientific laboratories (Brede et al., 2006; Colbourne et al.,

2004; Ender et al., 1996; Harris et al., 2005; Hellsten & Sundberg, 2000; Lynch & Milligan, 1994). Thirteen of the fifty-five RAPD markers (Roth A (OPA-02; OPA-03; OPA-05; OPA-09; OPA-10; OPA-12; OPA-13), Roth B (OPB-03; OPB-07; OPB-08), Roth C (OPC-11; OPC-20) and Roth F (OPF-10)), and six of the nine microsatellite markers (SwiD1; Dgm105; Dgm101; DaB17/17; Dgm109; Dp519) showed good representativeness indicators in *Daphnia cucullata* populations of Latvian deep lakes. However, some microsatellite primers, which were successfully used in the study of European *Daphnia* populations, were not amplified in the Latvian populations. For example, three of these microsatellite loci (DaB10/17; Dp512; DaB17/16), which were used to study the genetic diversity of European *Daphnia cucullata* populations in Switzerland and Netherlands lakes, did not appear in the Latvian lake populations (Brede et al. 2006; Colbourne et al. 2004). This could indicate a significant difference between *Daphnia cucullata* genotypes from Continental (Switzerland, Netherlands) and Boreal (Latvia) biogeographical regions in Europe. Some microsatellite loci of *Daphnia cucullata* populations in our studied populations are slightly longer than those of Switzerland and Netherlands populations (for example, locus Dgm105 (165 – 240 bp) and Dgm 109 (250–303 bp) were longer in our studied lakes. In contrast, the microsatellite locus of Switzerland and Netherlands populations Dgm105 was 172 - 197 bp and Dgm 109 was 247-266 bp. Longer alleles are known to undergo mutations more than alleles with smaller nucleotide repeats (Estoup et al., 2002). These differences may be explained by the fact that *Daphnia cucullata* specimens from the Continental region were taken from the material grown in the laboratory that was not exposed to various anthropogenic factors (Brede et al., 2006), but in our study, *Daphnia cucullata* specimens were obtained directly from lakes and they have been regularly exposed to various anthropogenic factors, mainly to the impact of agriculture.

The highest number of alleles using RAPD locus analysis was found in loci Roth F-10 (2 - 11) and Roth C-20 (4 -10). The Roth F-10 locus had the highest number of alleles in lakes Riča and Geraņimovas-Ilzas. On the other hand, in the locus Roth C-20, the largest number of alleles was found in lakes Svente and Drīdzis. Therefore, these loci can be considered the most useful for future studies of the genetic population structure of *Daphnia cucullata*.

The highest number of alleles using microsatellite markers analysis was found in loci Dgm105 and Dgm101 (8 and 7), these loci also had the highest number of private alleles (62% and 57%) of all detected alleles in these loci. However, the number of alleles in loci Dgm105 and Dgm101 was much lower in *Daphnia cucullata* populations in Switzerland and Netherlands lakes (2 and 3). The number of alleles in loci DaB17/17 and Dgm109 was the same (4 and 5), but the number of alleles in locus Dp519 was lower compared to Switzerland and Netherlands data (Brede et al., 2006; Colbourne et al., 2004). The observed small differences between the allele lengths in the *Daphnia cucullata* populations in the lakes we studied with those found in Switzerland and the Netherlands are most likely the result of random genetic drift and not mutations (De Meester et al., 2006). It is possible that the increase in allelic diversity is influenced by various chemical compounds in the water, and as one of the main influencing factors, we should mention different changes in temperature conditions in the lakes we studied with those found in Switzerland and the Netherlands (De Meester et al., 2004; De Meester et al., 2006; Kalff, 2002; Lampert & Sommer, 1997; Wetzel, 2001).

In our study, the highest level of genetic polymorphism of *Daphnia cucullata* populations using RAPD analysis was observed in lakes Drīdzis (50 %) and Geraņimovas-Ilzas (33 %). In

lakes Svente and Riča it was between 26 % and 29 %. On the other hand, the highest level of genetic polymorphism of *Daphnia cucullata* populations, using microsatellite loci, was determined in lakes Riča (100 %) and Geranimovas-Ilzas (83 %), and the lowest in Lake Dridzis (33 %). The obtained rather different results of the level of genetic polymorphism can probably be explained by the specificity of the selected nuclear DNA markers (RAPD).

Heterozygosity serves as an indicator of evolutionary potential and is important in determining population dynamics as well as population viability. The average level of heterozygosity, based on RAPD analysis, in the studied *Daphnia cucullata* populations in lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas ranges from 0.18 to 0.20. On the other hand, the average level of heterozygosity, based on microsatellite analysis, in the studied *Daphnia cucullata* populations is relatively high and ranges from 1.67 to 3.17. A decline in heterozygosity can lead to a lower adaptation of the population. In our study, populations of *Daphnia cucullata* that showed extremely high levels of heterozygosity were mostly hybrids (Adamowicz et al., 2004; Taylor & Hebert, 1993a,b). The χ^2 -test determines whether the differences between the actual and predicted data appeared as a result of an accident or a relationship between the variables under consideration.

The largest genetic distance (Nei, 1978) in the studied populations of *Daphnia cucullata* using RAPD loci was found between lakes Dridzis and Svente, which are located relatively far from each other. On the other hand, the smallest genetic distance was observed between lakes Riča and Geranimovas-Ilzas, both after analysis of RAPD loci and microsatellite loci. The least similarity, using microsatellite markers analysis, was between lakes Dridzis and Geranimovas-Ilzas, as well as between lakes Geranimovas-Ilzas and Svente. Accordingly, the *Daphnia cucullata* populations studied by both RAPD loci and microsatellite loci analysis showed similar trends in the structuring of the studied *Daphnia cucullata* populations in different genetic groups, which is also confirmed by the principal component analysis (PCA) of the studied *Daphnia cucullata* populations, as well as Bayesian and Evano et al. clustering approaches. The small similarities/differences of the obtained results could be explained by the peculiarities of the application of the used markers (RAPD and microsatellites), since the use of RAPD markers allows scanning a rather large part of the genome and, therefore, the genetic distances obtained based on these markers are usually greater than if they were obtained with by microsatellite markers (Williams et al., 1990).

Microsatellite markers are correspondingly smaller in size and widely distributed throughout the genome (Ellegren, 2004). RAPD polymorphism manifests as the presence or absence of fragments of a specific length, with RAPD markers distributed throughout the genome (Williams et al., 1990). RAPD is particularly suitable for the rapid detection of novel variable markers associated with visible traits. Consequently, RAPD markers are very important in hydrobiont monitoring, population genetic studies of zooplankton species, such as in our case *Daphnia cucullata*, which have little or no information on genome structure (Gili et al., 2004; Harris et al., 2005; Lynch & Milligan, 1994; Spaak et al., 2004) in contrast to *Daphnia arenata*, *Daphnia pulex*, *Daphnia obtusa*, *Daphnia ambigua*, *Daphnia dentifera*, *Daphnia galeata*, *Daphnia rosea*, *Daphnia hyalina* and *Daphnia magna* (Brede et al., 2006; Colbourne et al. al., 2004).

In our study, the Bayesian and Evano et al. clustering approaches show that the populations of *Daphnia cucullata* (Riča and Geranimovas-Ilzas), which are relatively far from

each other, form a separate genetic group. It is difficult to explain the fact that populations that are geographically distant from each other and whose lakes are not connected to each other are the most similar. As one of the factors that can affect the transfer of *Daphnia cucullata* individuals or their gills from one water body to another are water birds, which during migration could transfer these individuals or their gills from one water body to another (Green & Figuerola, 2005; Figuerola et al., 2003; Figuerola et al., 2005). It has been shown that migrating waterfowl can carry zooplankton ephippia up to 50 kilometers per day when flying between feeding or roosting sites. The literature mentions that the maximum distance that waterfowl can fly from one water body to another is 1500 kilometers (Green & Figuerola, 2005). Studies using mtDNA have shown that, for example, the distribution of taxa *Daphnia ambigua* and *Daphnia laevis* coincides with the flight directions of migratory waterfowl (Green & Figuerola, 2005). In addition, *Daphnia lumholtzi*, for example, was shown to spread faster than *Bythotrephes longimanus* and *Bythotrephes cederstroemi* (Cladocera), as their ephippia are less viable in the intestinal tract of birds than *Daphnia lumholtzi* (Green & Figuerola, 2005). Ephippia can also be carried by wind (Hebert & Moran, 1980; Crease et al., 1990; Gomez & Carvalho, 2000; Vanoverbeke & De Meester, 1997). Ephippia can withstand harsh environmental conditions (freezing, desiccation), and in spring, under favorable conditions, young parthenogenetic females hatch from winter eggs (De Meester et al., 2004; Decaestecker et al., 2009; Hughes, 1989; Hobæk & Larsson, 1990; Kalff, 2002; Lampert & Sommer, 1997; Wetzel, 2001).

Differences in the genetic structure of *Daphnia cucullata* populations can also be explained by a large role of cyclic parthenogenesis and the biotope size (Brönmark & Hasson, 2001; Hebert, 1987; De Meester, 1996; De Meester et al., 2006; Kalff, 2002; Lampert & Sommer, 1997; Vanoverbeke et al., 2007; Vanoverbeke & De Meester, 1997; Wetzel, 2001). In cyclic parthenogenetic zooplankton, larger biotopes have a larger pool of ephippia than smaller biotopes, and thus the number of eggs from the pool of ephippia will increase at the beginning of the growing season. Ephippia accumulate annually in lake sediments, and under favorable conditions up to a century old ephippia can hatch into diploid individuals (Deng & Lynch, 1996; Cousyn et al., 2001; Haag et al., 2010; Hairston et al., 2001; Maynard-Smith, 2001). 1981; Lynch & Deng, 1994). Using of these eggs from the pool of ephippia increases genetic diversity and thus significantly affects the genetic structure of cyclic parthenogenetic *Daphnia* populations (Korpelainen, 1986; Lynch & Deng, 1994; Michels et al., 2003; Vanoverbeke et al., 2007; Vanoverbeke & De Meester, 1997). In our study, it was found that *Daphnia cucullata* populations from lakes Riča and Geranĭmovas-Ilzas with a low number of zooplankton taxa (47 and 43 respectively) have a higher genetic diversity compared to lakes Dridzis and Svente with a large number of zooplankton taxa (72 and 69 respectively). A small number of taxa affects the ecological existence niche of *Daphnia cucullata* taxa, because in this case, *Daphnia cucullata* has less interaction and competition with other taxa, it adapts more to different conditions, interbreeds, eats more, etc., therefore it has more genetic diversity. Brönmark & Hasson (2001), Hebert (1987), De Meester (1996), De Meester et al. (2006), Kalff (2002), Lampert & Sommer (1997), Vanoverbeke et al. (2007), Vanoverbeke & De Meester (1997), Wetzel (2001) discuss extensively that there are several explanations for the positive correlation between genetic diversity and habitat size. For example, it is a well-known fact that ecological diversity increases with increasing size of the biotope. Furthermore, the population

size tends to be positively correlated with the biotope size. The length of the clonal phase and the frequency of sexual reproduction are thought to be related to the biotope size and persistence (Hebert, 1987; De Meester, 1996; Vanoverbeke et al., 2007). In large water bodies, where the biotope conditions are more stable, parthenogenesis is maintained for a longer time. Since larger biotopes often contain more ecological niches than smaller ones, this may favor the coexistence of ecologically distinct genotypes (De Meester, 1996). The results of genetic distance and genetic differentiation in our studied lakes, both by RAPD and microsatellites analysis, show that the studied populations of *Daphnia cucullata* are different among themselves. This can probably be explained by the similarity of the studied lakes in terms of average depth and catchment area, similar stable environmental conditions, therefore it is possible that parthenogenesis in these lakes is maintained for a longer period of time and the coexistence of different genotypes is possible here. In parthenogenetic populations of large water bodies, the survival of single dominant highly heterozygous clones is observed, as it is evidenced by the inevitable cessation of sexual genetic recombination, and heterozygous excess as a characteristic feature of long-lived *Daphnia* populations (Deng & Lynch, 1996; Lynch & Deng, 1994; Maynard-Smith, 1981). Smaller biotopes have smaller populations than larger ones, making a population with the same number of clones more vulnerable to random clonal extinction (Spaak et al., 2004; Vanoverbeke, 2007; Wolf, 1987).

Haag et al. (2005) suggest that older populations have greater genetic diversity and that genetic differentiation between populations decreases with population age. *Daphnia cucullata* as a cyclic parthenogenetic organism whose life cycle consists of a unisexual, apomictic phase that dominates during the favorable growing season when females produce diploid parthenogenetic offspring. Parthenogenetic reproduction continues until the adverse weather conditions occur, when some eggs develop into males and others into haploid eggs that require fertilization (De Meester et al., 2006; Hobæk & Larsson, 1990). Parthenogenetic reproduction throughout the summer does not suppress the amount of genetic variation. Males appear when there is a high population density or a rapid depletion of nutrients. In this case, diploids produce winter eggs, or ephippia (Deng & Lynch, 1996; Cousyn et al., 2001; Haag et al., 2010; Hairston et al., 2001; Maynard-Smith, 1981; Lynch & Deng, 1994). Depending on the relative importance of recombination and parthenogenetic reproduction, populations of *Daphnia cucullata* will have different local diversity and genetic population structure (De Meester et al., 2006; Hughes, 1989). When populations have sufficient food (e.g., algae and bacteria) and favorable living conditions (e.g., temperature, dissolved oxygen), they exhibit high numbers of parthenogenetically or bisexually reproducing females throughout the reproductive season (Gliwicz et al., 2001; Wetzel, 2001). Haag et al. (2005) assumed that the "bottleneck effect" can be two-fold: namely, a decrease in genetic diversity and close relatedness of population individuals.

The immigration of new individuals may not only introduce new genetic material, but also lead to the selection of closely related hybrids, which may lead to an increase in the frequency of "immigrant" alleles, thereby leading to an increase in genetic diversity in older populations. The genetic structure of metapopulations provides insight into genetic differentiation and shows the consequences of local extinction and recolonization. As an example, studies of allozyme metapopulations of upland water bodies have shown that there is marked genetic differentiation between metapopulation pools (Haag et al., 2005). Population

genetic structure in a metapopulation is assumed to be largely explained by three consequences of the bottleneck effect: strong drift during colonization, subsequent immigration, and the effect of selection by bringing neutral genes with linked loci into selection (Haag et al., 2005).

CONCLUSIONS

1. *Daphnia cucullata*, *Bosmina crassicornis*, *Bosmina longirostris*, *Daphnia cristata*, *Daphnia longispina* and *Diaphanosoma brachyurum* (Cladocera) were found as the most common taxa in all years during the entire research season (from May to September), which are typical of well-transparent mesotrophs and mesoeutrophs of Latvian lakes.
2. The close positive correlation of the number of *Daphnia cucullata* individuals in the studied lakes with the population size of *Daphnia cristata*, *Chydorus sphaericus*, *Bosmina crassicornis*, *Diaphanosoma brachyurum* (Cladocera), *Gastropus stylifer*, *Trichocerca similis* (Rotifera), *Mesocyclops leucarti* (Copepoda) indicates a similar influence of environmental factors and the need for resources for the existence of the mentioned taxa.
3. The close positive correlation of the number of *Daphnia cucullata* individuals with pH, temperature, chlorophyll- α , oxygen saturation and turbidity in the studied lakes indicates the importance of these environmental factors in the population dynamics.
4. The established regularities and trends of changes in number of taxa between each other and seasonally are characteristic of deep, well-transparent mesotrophic and mesoeutrophic lakes of Latvia.
5. The genetic diversity of *Daphnia cucullata* populations increases in lakes with a smaller number of zooplankton taxa, which, being similar in usable resources and required environmental conditions, affect competition by changing the feeding behavior and choice of food resources of *Daphnia* and can promote the survival and spread of different genotypes.
6. RAPD loci Roth F-10 and Roth C-20 can be considered the best to used in future studies of the genetic structure of *Daphnia cucullata* populations in Europe, because the studied *Daphnia cucullata* populations had the highest number of amplified anonymous sequences in the populations and these populations were the most genetically diverse using these loci
7. The microsatellite loci Dgm105 and Dgm101 can be considered the best to be used in future studies of the genetic structure of *Daphnia cucullata* populations in Latvia, because the largest number of microsatellite alleles per locus, the maximum number of alleles and the maximum number of private alleles in the loci were determined for the studied *Daphnia cucullata* populations using these loci.

ACKNOWLEDGEMENTS

I would like to express my sincere gratitude to the scientific supervisor Dr. biol., prof. Nataļja Škute and to the scientific co-supervisor Dr. biol., prof. Artūrs Škute for the motivation, immense knowledge, provision of expeditions and the time devoted to this thesis.

Thanks to the colleagues of the Institute of Life Sciences and Technologies of Daugavpils University, who encouraged and shared their knowledge during the development of the doctoral thesis. Especially for Jana Paidere, Jeļena Oreha and Marina Savicka. Many thanks to the to the director of DSP “Biology” of Daugavpils University Dr. biol., prof. Arvīds Barševskis, docents and the Promotion Council of Biological Science for the provided knowledge and questions.

Many thanks to Anna Vanaga, head of Department of Science of Daugavpils University, and senior reporter Olita Miglāne for the opportunity to participate in the ESF Project No. 8.2.2.0/20/I/003 “Strengthening of Professional Competence of Daugavpils University Academic Personnel of Strategic Specialization Branches 3rd Call” and complete this doctoral thesis.

LITERATŪRAS SARAKSTS/REFERENCES

1. Adamowicz, S. J., Hebert, P. D. N., Marinone, M. C. 2004. Species diversity and endemism in the *Daphnia* of Argentina: a genetic investigation. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 140, 171–205.
2. APHA 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st edition. Washington, D.C., American Public Health Association.
3. Arhipova, I., Bāliņa, S. 2003. Statistika ekonomikā. Risinājumi ar SPSS un Microsoft Excel. Rīga. Datorzinību centrs. 350.
4. Atienzar, F.A., Conradi, M., Evenden, A.J., Jha, A.N., Depledge, M.H. 1999. Qualitative assessment of genotoxicity using random amplified polymorphic DNA: comparison of genomic template stability with key fitness parameters in *Daphnia magna* exposed to benzo[a]pyrene. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18, 2275 – 2282.
5. Atienzar, F.A., Jha, A.N. 2004. The random amplified polymorphic DNA (RAPD) assay to determine DNA alterations, repair and transgenerational effects in B(a)P exposed *Daphnia magna*. *Mutation Research*, 552, 125 –140.
6. Bart, T., De Stasio, Jr. 1989. The seed bank of a freshwater crustacean: Copepodology for the plant ecologist. *Ecology*, 70, 1377 - 1389.
7. Beaugrand, G., Ibanez, F., Lindley, J.A. 2001. Geographical distribution and seasonal and diel changes in the diversity of calanoid copepods in the North Atlantic and North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 219, 189– 203.
8. Beaver, J.R., Havens, K.E. 1996. Seasonal and spatial variation in zooplankton community structure and their relation to possible controlling variables in Lake Okeechobee. *Freshwater biology*, 36, 45- 56.
9. Bell, G. 1982. The masterpiece of nature *The evolution and genetics of sexuality* University of California Press, Berkeley, California.
10. Bengtsson, J. 1986. Life histories, interspecific competition between three *Daphnia* species in rockpools. *Journal of Animal Ecology*, 55(2), 641–655.
11. Benzie, J.A.H. 2005. Cladocera: The genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*). Leiden: Kenobi Product & Backhuys Publ., Ghent. 376.
12. Bertilsson, J., Bērziņš, B., Pejler, B. 1995. Occurrence of limnic micro-crustaceans in relation to temperature and oxygen. *Hydrobiologia*, 299, 163- 167.
13. Bērziņš, B., Pejler, B. 1987. Rotifer occurrence in relation to pH. *Hydrobiologia*, 147, 107–116.
14. Bērziņš, B., Pejler, B. 1989a. Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiologia*, 183, 165–172.
15. Bērziņš, B., Pejler, B. 1989b. Rotifer occurrence in relation to temperature. *Hydrobiologia*, 175, 223–231.
16. Bidēns, S., Larsons, A.M., Ulsons, M. 1997. Ūdens kvalitātes noteikšana. Gēteborga-Rīga: Gēteborgas universitāte, LU VZPSC, 67.
17. Biotopu rokasgrāmata 2000. Latvijas Dabas fonds. 160.
18. Boersma, M., De Meester, L., Spaak, P. 1999. Environmental stress and local adaptation in *Daphnia magna*. *Limnology and Oceanography*, 44, 393-402.

19. Boersma, M., Spaak, P., De Meester, L. 1998. Predator-mediated plasticity in morphology, life history, and behavior of *Daphnia*: The uncoupling of responses. *American Naturalist*, 152, 237-248.
20. Bohn, T., Amundsen, P. A. 1998. Effects of invading vendace (*Coregonus albula* L.) on species composition and body size in two zooplankton communities of the Pasvik River System, northern Norway. *Journal of Plankton Research*, 20 (2), 243-256.
21. Bohonak, A.J., Jenkins, D.G. 2003. Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. *Ecology Letters*, 6, 783-796.
22. Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., Weglenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, 24, 419-456.
23. Boxshall, G.A., Halsey, S.H. 2004. An introduction to copepod diversity. Ray Society Series, The Ray Society, London, 166 (1-2), 966.
24. Brakovska, A. 2014. *Daphnia cucullata* Sars, 1862 (CRUSTACEA: CLADOCERA) distribution and location in composition of zooplankton cenosis in Lake Dridzis. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol. 14 No.1. 1 - 19.
25. Brakovska, A., Paidere, J., Škute, R. 2012b. Composition dynamics of zooplankton species in the Lake Svente (Latvia) from 2006 to 2011. Proceedings of conference Международная школа-конференция “Актуальные проблемы изучения ракообразных континентальных вод” 05.- 09.11.2012. Борок, Россия, 140 - 144.
26. Brakovska, A., Paidere, J., Škute, A. 2012a. Diversity survey of samples of Rotifera group in Lakes Svente and Brigene. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol. 12 No. 2. 113 – 129.
27. Brakovska, A., Paidere, J., Škute, A. 2020. Dynamics and factors influencing zooplankton in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas (Eastern Latvia). *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol. 20 No.1. 71 – 94.
28. Brakovska, A., Paidere, J., Škute, R., Škute, N., Škute, A. 2013. Occurrence of Cladocera and genetic diversity of *Daphnia cucullata* in pelagic zone of the Latvian salmonid lakes. *Estonian Journal of Ecology*. Vol. 62 No.4. 244 - 264.
29. Brakovska, A., Škute N. 2017. Genetic diversity of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 population of lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas (eastern Latvia) based on microsatellite – PCR analysis. Bioindication in Monitoring of Freshwater Ecosystems III. Proceedings of IIIrd International Conference. St.Petersburg. 55 - 58.
30. Brakovska, A., Škute, N. 2013. Optimisation of DNA and RAPD-PCR amplification for population genetic analysis of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 (Crustacea: Cladocera). *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol. 13 No.2. 11 - 20.
31. Brakovska, A., Škute, N. 2023. Exploring the genetic diversity and population structure of *Daphnia cucullata* Sars, 1862 in Boreal lakes (Latvian Lakeland) based on microsatellites. *Diversity*, 15 (11) 1128. 1 - 5.
32. Brakovska, A., Škute, R. 2007. Ecological characterization of zooplankton groups in the deepest lakes of East Latvia. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. Vol.7 No.2 165 – 174.

33. Brakovska, A., Škute, R. 2009. Ecological evaluation of zooplankton groups in Lake Geranimovas-Ilzas and Lake Garais. Proceedings of the 7th International Scientific and Practical Conference Environment. Technology. Resources. Vol. 2. 43 - 50.
34. Brakovska, A., Škute, R., Škute, A. 2012. Heterogeneity of distribution and community composition of zooplankton in upper layers of Lake Svete. *Zoology and Ecology*. Vol. 22 No.2 - 3. 172 - 180.
35. Brede, N., Thielsch, A., Sandrock, C., Spaak, P., Keller, B., Streit, B., Schwenk, K. 2006. Microsatellite markers for European *Daphnia*. *Molecular Ecology Notes*, 6, 536-539.
36. Brendonck, L., De Meester, L. 2003. Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia*, 491, 65-84.
37. Brettum, P., Halvorsen, G. 2004. The phytoplankton of Lake Atnsjøen, Norway – a long-term investigation. *Hydrobiologia*, 521, 141- 147.
38. Brooks, J.L., Dodson, S.I. 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science*, 150, 28 - 35.
39. Cáceres, C.E., 1999. Interspecific variation in the abundance, production, and emergence of *Daphnia* diapausing eggs. *Ecology*, 79, 1699-1710.
40. Cáceres, C.E., Tessier, A.J. 2003. How long to rest: the ecology of optimal dormancy and environmental constraint. *Ecology*, 84, 1189–1198.
41. Carvalho, G.R. 1994. Genetics of aquatic clonal organisms. In: Beaumont A (ed) Genetics and evolution of aquatic organisms. Chapman and Hall, London, 291–323.
42. Castro, B.B., Antunes, S.C., Pereira, R., Soares, A.M.V.M., Goncalves, F. 2005. Rotifer community structure in three shallow lakes: seasonal fluctuations and explanatory factors. *Hydrobiologia*, 543, 221– 232.
43. Chang, K.H., Hanazato, T. 2004. Diel vertical migrations of invertebrate predators (*Leptodora kindtii*, *Thermocyclops taihokuensis*, and *Mesocyclops* sp.) in a shallow, eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 528, 249–259.
44. Cimdinš, P. 2001. Limnoekoloģija. Mācību grāmata, Rīga.
45. Cohen, D, Levin, S.A. 1987. The interaction between dispersal and dormancy strategies in varying and heterogeneous environments. *Lect Notes Biomath*, 71, 110–122.
46. Colbourne, J.K., Hebert, P.D.N. 1996. The systematics of North American *Daphnia* (Crustacea: Anomopoda): a molecularphylogenetic approach. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B*, 351, 349 - 360.
47. Colbourne, J.K., Hebert, P.D.N., Taylor, D.J. 1997. Evolutionary origins of phenotypic diversity in *Daphnia*. In Molecular Evolution and Adaptive Radiation. (Givnish, T. J. & Sytsma, K. J. eds), Cambridge University Press, London. 163 –188.
48. Colbourne, J.K., Robison, B., Bogart, K., Lynch, M. 2004. Five hundred and twenty-eight microsatellite markers for ecological genomic investigations using *Daphnia*. *Molecular Ecology Notes*, 4, 485 – 490.
49. Colbourne, J.K., Wilson, C.C., Hebert, P.D.N. 2006. The systematics of Australian *Daphnia* and *Daphniopsis* (Crustacea: Cladocera): A shared phylogenetic history transformed by habitat-specific rates of evolution. *Biological Journal of the Linnean Society*, 89, 469 - 488.

50. Cole, G.A. 1994. Textbook of limnology fourth edition. The C.V. Mosby Company. St. Louis, Toronto, London. 426.
51. Cottenie, K., Nuytten, N., Michels, E., De Meester, L. 2001. Zooplankton community structure and environmental conditions in a set of interconnected ponds. *Hydrobiologia*, 442, 339 – 350.
52. Cousyn C., De Meester L., Colbourne J.K., Brendonck L., Verschuren D., Volckaert F. 2001. Rapid, local adaptation of zooplankton behavior to changes in predation pressure in the absence of neutral genetic changes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98, 6256 – 6260.
53. Crease, T.J., Lynch, M., Spitze, K. 1990. Hierarchical analysis of population genetic variation in mitochondrial and nuclear genes of *Daphnia pulex*. *Molecular Biology and Evolution*, 7, 444 - 458.
54. Dagg, M. 1977. Some effects of patchy food environments on copepods. *Limnology and Oceanography*, 22, 99 – 107.
55. Dagg, M. 1977a. The Biology of Calanoid Copepods: The Biology of Calanoid Copepods. 710.
56. Davison, J. 1969. Activation of ephippial egg of *Daphnia pulex*. *Journal of General Physiology*, 53, 562 - 575.
57. De Meester, L. 1996. Local genetic differentiation and adaptation in freshwater zooplankton populations: patterns and processes. *Ecoscience*, 3, 385 - 399.
58. De Meester, L., Gómez, A., Okamura, B., Schwenk, K. 2002. The monopolization hypothesis and the dispersal-gene flow paradox in aquatic organisms. *Acta Oecol-Intern J Ecol*, 23, 121–135.
59. De Meester, L., Gómez, A., Simon, J.C. 2004. Evolutionary and ecological genetics of cyclical parthenogens. In Moya A, Font E (eds) Evolution from molecules to ecosystems. Oxford University Press, Oxford, 122 – 134.
60. De Meester, L., Vanoverbeke, J. 1999. An uncoupling of male and sexual egg production leads to reduced inbreeding in the cyclical parthenogen *Daphnia*. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*. 266, 2471 - 2477.
61. De Meester, L., Vanoverbeke, J., De Gelas, K., Ortells, R., Spaak, P. 2006. Genetic structure of cyclic parthenogenetic zooplankton populations – a conceptual framework. *Arch Hydrobiol*, 167, 217 – 244.
62. De Meester, L., Weider, L.J., Tollrian, R. 1995. Alternative antipredator defences and genetic polymorphism in a pelagic predator-prey system. *Nature*, 378, 483 - 485.
63. Decaestecker E., De Meester L., Mergeay J. 2009. Cyclical Parthenogenesis in *Daphnia*: Sexual Versus Asexual Reproduction. *Lost Sex*, 295 – 316.
64. DeMott, W. R. 1989. The role of competition in zooplankton succession. In Sommer, U. (ed.), Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities... New York: Springer, Heidelberg. 195 – 252.
65. Deng, H.W., Lynch, M. 1996. Change of genetic architecture in response to sex. *Genetics*, 143, 203 – 212.

66. Dimante-Deimantovica, I., Skute, A., Skute, R. 2012. Vertical variability of pelagic zooplankton fauna in deep Latvian lakes, with some notes on changes in ecological conditions. *Estonian Journal of Ecology*, 61, 4, 1 - 18.
67. Dodson, S. I. 1974. Zooplankton competition and predation: an experimental test of the size-efficiency hypothesis. *Ecology*, 55, 605– 613.
68. Dodson, S. I. 1984. Predation of *Heterocope septentrionalis* on two species of *Daphnia*: morphological defenses and their cost. *Ecology*, 65, 1249 - 1257.
69. Dodson, S.I. 1992. Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnology & Oceanography*, 37 (4), 848 - 856.
70. Dodson, S.I., Hanazato, T. 1995. Commentary on effects of anthropogenic and natural organic-chemicals on development, swimming behavior and reproduction of *Daphnia*, a key member of aquatic ecosystems. *Environmental Health Perspectives*, 103 (4), 7 - 11.
71. Dogels V. 1986. Bezmugurkaulnieku zooloģija. Rīga, Zvaigzne. 555.
72. Doulka, E., Kehayias, G. 2011. Seasonal vertical distribution and diel migration of zooplankton in a temperate stratified lake. *Biologia*, 66 (2), 308 - 319.
73. Dumont, H. J. 1972. Acompetition-based approach of Reverse Vetical Migration in Zooplankton and its Implications, Chiefly Based on a Study of the Interactions of the Rotifer *Asplanchna priodonta* (Gosse) with Several Crustacea Entomostraca. *International Review of Hydrobiology*, 57 (1), 1 – 38.
74. Dumont, H.J., Miron, I., Dall'Asta, U., Decraemer, W., Claus, C., Somers, D. 1973. Limnological aspects of some Moroccan Atlas Lakes, with reference to some physical and chemical variables, the nature and distribution of the Phyto- and Zooplankton, including a note on possibilities for the development of an inland fishery. *Hydrobiologia*, 58, 33 – 60.
75. Dumont, H.J., Negrea, S.V. 2002. Introduction to the Class Branchiopoda. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the World. Vol. 19. Coord. Ed. H.J.F. Dumont. The Netherlands: SPB Academic Publ. Amsterdam. 398.
76. Dussart, B. H., Defaye, D. 2001. Introduction to the Copepoda, Vol. 16. In: Dumont HJF, editor. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. Second edition. Leiden: Backhuys Publishers. 344.
77. Ebert, D. 2005. Ecology, Epidemiology, and Evolution of Parasitism in *Daphnia*, National Library of Medicine (US), National Center for Biotechnology Information, Bethesda, Md, USA. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?db=Books/> (accessed 04.08.2013).
78. Einsle, U. 1996. Copepoda: Cyclopoida. Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops, Vol. 10. In: Dumont HJF, editor. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. The Hague: SPB Academic Publishing. 83.
79. Eipurs, I. 1995. Geraņimovas-Ilzas ezers. Latvijas Daba, 2.sēj. Rīga, Latvijas enciklopēdija. 106.
80. Ellegren, H. 2004. Microsatellites: simple sequences with complex evolution. *Nature Reviews Genetics*, 5, 435 - 445.
81. Elliott, J.I. 1977. Seasonal changes in the abundance and distribution of planktonic rotifers in Grasmere (English Lake District). *Freshwater biology*, 7, 147 - 166.

82. Ender, A., Schwenk, K., Stadler, T., Streit, B., Schierwater, B. 1996. RAPD identification of microsatellites in *Daphnia*. *Molecular Ecology*, 5, 437 – 441.
83. Escribano, R., Hidalgo, P. 2000. Spatial distribution of copepods in the north of the Humboldt Current region off Chile during coastal upwelling. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80, 283 - 290.
84. Estoup, A., Jarne, P., Cornuet, J.-M. 2002. Homoplasy and mutation model at microsatellite loci and their consequences for population genetics analysis. *Molecular Ecology*, 11, 1591 – 1604.
85. Fernandez-Rosado, M.J., Lucena, J. 2001. Space-time heterogeneities of the zooplankton distribution in LaConcepción reservoir (Istán, Málaga; Spain). *Hydrobiologia*, 455, 157 – 170.
86. Field, K.M., Prepas, E.E. 1997. Increased abundance and depth distribution of pelagic crustacean zooplankton during hypolimnetic oxygenation in a deep, eutrophic Albert lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic*, 54, 2146 - 2156.
87. Figuerola, J., Green, A.J. 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*, 47, 483 - 494.
88. Figuerola, J., Green, A.J., Michot, T.C. 2005. Invertebrate eggs can fly: evidence of waterfowl-mediated gene flow in aquatic invertebrates. *American Naturalist*, 165, 274 - 280.
89. Figuerola, J., Green, A.J., Santamaria, L. 2003. Passive internal transport of aquatic organisms by waterfowl in Doñana, south-west Spain. *Global Ecology and Biogeography*. 12, 427 - 436.
90. Fitzsimmons, J.M., Innes, D.M. 2005. No evidence of *Wolbachia* among Great Lakes area populations of *Daphnia pulex* (Crustacea: Cladocera). *Journal of Plankton Research*, 27 (1), 121 - 124.
91. Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. *Tierwelt Deutschlands*, 60, 1 - 501.
92. Flössner, D. 2000. Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Leiden: Backhuys Publishers. 428.
93. Flössner, D. 2002. Die Haplopoda und Cladocera Mitteleuropas. Leiden: Backhuys Publishers. 428.
94. Forest, F., Chase, M. W., Persson, C., Crane, P. R., Hawkins, J. A. 2007. The role of biotic and abiotic factors in evolution of ant dispersal in the milkwort family (polygalaceae). *Evolution*. 61, 1675 - 1694.
95. Fox, J.A. 2004. New microsatellite primers for *Daphnia galeata mendotae*. *Molecular Ecology Notes*, 4, 544 – 546.
96. Frisch, D., Morton, P. K., Roy Chowdhury, P., Culver, B. W., Colbourne, J. K., Weider, L. J., Jeyasingh, P. D. 2014. A millennial-scale chronicle of evolutionary responses to cultural eutrophication in *Daphnia*. *Ecology Letters*, 17, 360 - 368.
97. Fussmann, G. 1996. The importance of crustacean zooplankton in structuring rotifer and phytoplankton communities: an enclosure study. *Journal of Plankton Research*, 18 (10), 1897– 1915.

98. Geller, W., R. Pinto-Coelho, Pauli, H. R. 1992. The vertical distribution of zooplankton (Crustacea, Rotatoria, Ciliata) and their grazing over the diurnal and seasonal cycles in Lake Constance. *Ergebnisse der Limnologie*, 35, 79– 85.
99. Gilbert, J. J. 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: a review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. *Limnology and oceanography*, 33, 1286 – 1303.
100. Gilbert, J.J. 2011. Temperature, kairomones and phenotypic plasticity in the rotifer *Keratella tropica* (Apstein, 1907). *Hydrobiologia*, 678 (1), 179 - 190.
101. Gili, M., Monaghan, M. T., Spaak, P. 2004. Amplified fragment length polymorphism (AFLP) reveals species-specific markers in the *Daphnia galeata-hyalina* species complex. *Hydrobiologia*, 526, 63 –71.
102. Gillooly, J.F., Brown, J.H., West, G.B., Savage, V.M., Charnov, E.L. 2001. Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science*, 293 (5538), 51- 2248.
103. Glazačeva, L. 2004. Latvijas ezeri un ūdenskrātuves. Latvijas Lauksaimniecības Universitāte, Ūdenssaimniecības un zemes zinātniskais institūts. Jelgava, 217.
104. Gliwicz, M.Z., Pijanowska, J. 1988. Effect of predation and resource depth distribution on vertical migration of zooplankton. *Bulletin of Marine Science*, 43, 695 – 709.
105. Gliwicz, M. Z., Ślusarczyk, A., Ślusarczyk, M. 2001. Life history synchronization in a long-lifespan single-cohort *Daphnia* population in a fishless alpine lake. *Oecologia*, 128, 368 – 378.
106. Gomez, A., Carvalho, G.R. 2000. Sex, parthenogenesis and genetic structure of rotifers: microsatellite analysis of contemporary and resting egg bank populations. *Molecular Ecology*, 9, 203 - 214.
107. Gotelli, J. N., Ellison, A. M. 2004. A Primer of Ecological Statistics. Sinauer Associates. 492.
108. Green, A.J. & Figuerola, J. 2005. Recent advances in the study of longdistance dispersal of aquatic invertebrates via birds. *Diversity and Distributions*, 11, 149–156.
109. Grosberg, R.K., Levitan, D., Cameron, B.B. 1996. Characterization of genetic structure and genealogies using RAPD-PCR markers: a random primer for the novice and nervous. In: Ferraris JD, Palumbi SR (eds), *Molecular Zoology Advances, Strategies and Protocols*. Wiley.
110. Haag, C.R., Riek, M., Hottinger, J.W., Pajunen, V.I., Ebert, D. 2005. Genetic diversity and genetic differentiation in *Daphnia* metapopulations with subpopulations of known age. *Genetics*, 170 (4), 1809 – 1820.
111. Haag, T., Santos, A. S., Sana, D. A., Morato, R. G., Cullen, L. Jr., Crawshaw, P. G. Jr., De Angelo, C., Di Bitetti, M. S., Salzano, F. M., Eizirik, E. 2010. The effect of habitat fragmentation on the genetic structure of a top predator: loss of diversity and high differentiation among remnant populations of Atlantic Forest jaguars (*Panthera onca*). *Molecular Ecology*, 22, 4906 - 4921.
112. Hairston, N.G. 1996. Zooplankton eggs as biotic reservoirs in changing environments. *Limnol Oceanogr*, 41, 1087 – 1092.
113. Hairston, N.G., DeStasio, B.T. 1988. Rate of evolution slowed by a dormant propagule pool. *Nature*, 336, 239–242.

114. Hairston, N.G., Holtmeier, C.L., Lampert, W., Weider, L. J., Post, D. M., Fischer, J. M., Cáceres, C. E., Fox, J. A., Gaedke, U. 2001. Natural selection for grazer resistance to toxic cyanobacteria: Evolution of phenotypic plasticity? *Evolution*, 55, 2203 – 2214.
115. Hairston, N.G., Lampert, W., Cáceres, C.E., Holtmeier, C.L., Weider, L.J., Gaedke, U., Fischer, J.M., Fox, J.A., Post, D.M. 1999. Rapid evolution revealed by dormant eggs. *Nature*, 401,446.
116. Halvorsen, G., B. K., Dervo, and K. Papinska. 2004. Zooplankton in Lake Atnsjøen 1985-1997. *Hydrobiologia*, 521, 149 - 175.
117. Hanazato, T. 1991. Pesticides as chemical agents inducing helmets formation in *Daphnia ambigua*. *Freshwater Biology* 26, 419 – 424.
118. Hanazato, T. 1992. Insecticide inducing helmet development in *Daphnia ambigua*. *Archives in Hydrobiology*, 123, 451 – 457.
119. Harris, K. D. M., Bartlett, N. J., Lloyd, V.K. 2012. *Daphnia* as an emerging epigenetic model organism. *Genetic Research International*. ID 147892, 1 - 8.
120. Harris, R.P., Wiebe, P.H., Lenz, J., Skjoldal, H.R., Huntley, M. 2005. Zooplankton Methodology Manual. Elsevier Academic Press. 533 – 570.
121. Harris, R.P., Wiebe, P.H., Lenz, J., Skjoldal, H.R., Huntley, M. 2005. Zooplankton Methodology Manual. Elsevier Academic Press. 533 – 570.
122. Hart, R. C. 1994. Seasonal replacement in two calanoid copepods with equivalent adult dietary niches: The influence of temperature. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 25, 2439 – 2444.
123. Hebert, P. D. N. 1982. Competition in zooplankton communities. *Annales Zoologici Fennici*, 19, 349 - 356.
124. Hebert, P. D. N., Schwartz, S. S., Ward, R. D., Finston, T. L. 1993. Macrogeographic patterns of breeding system diversity in the *Daphnia pulex* group. I. Breeding systems of Canadian populations. *Heredity*, 70, 148 - 161.
125. Hebert, P. D.N. 1982. Competition in zooplankton communities. *Annales Zoologici Fennici*, 19, 349 - 356.
126. Hebert, P.D.N. 1978. The population biology of *Daphnia* (Crustacea, Daphniidae). *Biological Reviews*, 53, 387 - 426.
127. Hebert, P.D.N. 1987. Genetics of *Daphnia*. In: Peters RH, De Bernardi R (eds) *Daphnia. MemInst Ital Idrobiol*, 45, 439 – 460.
128. Hebert, P.D.N., Moran, C. 1980. Enzyme variability in natural populations of *Daphnia carinata* King. *Heredity*, 45, 313 - 321.
129. Hedrick, P.W. 1995. Genetic polymorphism in a temporally varying environment: effects of delayed diapause. *Heredity*, 75, 164 – 170.
130. Hellsten, M.E., Sundberg, P. 2000. Genetic variation in two sympatric European populations of *Bosmina* spp. (Cladocera) tested with RAPD markers. *Hydrobiologia*, 421, 157 - 164.
131. Hobæk, A., Larsson, P. 1990. Sex determination in *Daphnia magna*. *Ecology*. 71, 2255 - 2268.
132. Horppila, J., Malinen, T., Nurminen, L., Tallberg, P., Vinni, M. 2000. A metalimnetic oxygen minimum indirectly contributing to the low biomass of cladocerans in Lake Hiidenvesi – a diurnal study on the refuge effect. *Hydrobiologia*, 436, 81 – 90.

133. Hudec, I. 2010. Fauna Slovenska. Anomopoda, Ctenopoda, Haplopoda, Onychopoda (Crustacea, Brachiopoda). VEDA: Vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied Bratislava. 496.
134. Irvine, K., Moss, B., Balls, H. 1989. The loss of submerged plants with eutrophication II. Relationships between fish and zooplankton in a set of experimental ponds, and conclusions. *Freshwater Biology*, 22, 89 - 107.
135. Irvine, K., Moss, B., Stansfield, J. 1990. The potential of artificial refugia for maintaining a community of large-bodied cladocera against fish predation in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 200/201, 379 - 389.
136. Yeh, F. C., Yang, R. C., Boyle, T. 1999. POPGENE 32-version 1.31. Population Genetics Software.
137. Jeppesen, E., Nøges, P., Davidson, A. T., Haberman, J., Nøges, T., Blank, K., Lauridsen, T. L., Sødergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L. S., Bjerring, R., Amsinck, S. L. 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676, 279-297.
138. Jurevičs, P., Škute, A., Brakovska, A., Stepanova, M. 2012. Spatio-temporal distribution of fish in the northern part of Lake Svente. Proceedings of International Scientific Conference "The current state and perspective of the Coregonid Lakes". *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*, Supplement 3. 50-61.
139. Kačalova, O., Laganovska, R. 1961. Zivju barības bāze Latvijas PSR ezeros. Rīga, Latvijas PSR Zinātņu akadēmijas izdevniecība. 160.
140. Kaya, M., Fontaneto, D., Segers, H., Altindag, A. 2010. Temperature and salinity as interacting drivers of species richness of planktonic rotifers in Turkish continental waters. *Journal of Limnology*, 69, 297- 304.
141. Kalff, J. 2002. Limnology: Inland water ecosystems. Prentice- Hall, Upper Saddle River, NJ. 592.
142. Kessler, K., Lampert, W. 2004. Depth distribution of *Daphnia* in response to a deep-water algal maximum: the effect of body size and temperature gradient. *Freshwater biology*, 49, 392 - 401.
143. King, C.E., Schonfeld, J. 2001. The approach to equilibrium of multilocus genotype diversity under clonal selection and cyclical parthenogenesis. *Hydrobiologia*, 446, 323 -331.
144. Kizito, Y.S., Nauwerck, A. 1995. Temporal and vertical distribution of planktonic rotifers in a meromictic crater lake, Lake Nyahiryia (Western Uganda). *Hydrobiologia*, 312/314, 303 - 312.
145. Klavins, M., Rodionovs, V., Kokorite, I. 2002. Chemistry of Surface Waters in Latvia. LU, Riga, 285.
146. Kotov, A.A. 2006. Cladocera: Family Ilyocryptidae (Branchiopoda: Cladocera: Anomopoda). Leiden: Kenobi Productions, Ghent & Backhuys Publishers. 172.
147. Krauter, D., Streble, H. 1988. Das Leben im Wassertropfen. Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers. Stuttgart: Kosmos. 432.
148. Krebs, J.Ch. 1999. Ecological Methodology. Second Edition. Addison Wesley Longman. 620.

149. Lampert, W. 1985. Food limitation and the structure of zooplankton communities. *Archiv für Hydrobiologie, Spec. Issues. Advanc. Limnol.*, 21, 1 – 497.
150. Lampert, W. 1987. Predictability in lake ecosystems: the role of biotic interactions. *Ecological Studies*, 61, 323 - 346.
151. Lampert, W. 2006. Daphnia: Model herbivore, predator and prey. – In: Gliwicz ZM, Mazurkiewicz-Boron G, Rouen K. 2005; (eds): Reviewing European Freshwater Sciences. *Polish Journal of Ecology*, 54, 633 - 652.
152. Lampert, W. 2006. *Daphnia*: model herbivore, predator and prey. *Polish Journal of Ecology*, 54, 607 – 620.
153. Lampert, W., Sommer, U. 1997. Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams. Oxford University Press, New York Oxford, 382.
154. Larsson, P., Dodson, S.I. 1993. Chemical communication in planktonic animals. *Archiv für Hydrobiologie*, 129, 129 – 155.
155. Larsson, P., Weider, L. J. 1995. Cladocera as model organisms in biology. *Developments in Hydrobiology*, 107, 1 – 307.
156. Latvijas ezeru sinoptiskais monitorings 2001.gads. 2002. Latvijas vides aģentūra, 206.
157. Latvijas Sarkanā grāmata. 5. sējums. Zivis, abinieki, rāpuļi. 2003. Galv. red. G. Andrušaitis. Rīga, 144.
158. Leinerte, M. 1988. Ezeri deg! Rīga, Zinātne. 94.
159. Lepš, N., Šmilauer, P. 1999. Multivariate Analysis of Ecological Data. University of South Bohemia České Budejovice: Faculty of Biological Sciences. 110.
160. Lepš, N., Šmilauer, P. 2003. Multivariate Analysis of Ecological Data. New York: United States of America by Cambridge University Press. 283.
161. Lewontin, R. 1972. The Apportionment of Human Diversity. *Evolutionary Biology*, 6, 391- 398.
162. Lieder, U. 1996. Crustacea: Cladocera/Bosminidae. Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Bd. 8, H. 2-3, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm: G.Fischer. 80.
163. Liepa, I., Mauriņš, A., Vimba, E. 1991. Ekoloģija un dabas aizsardzība. Rīga, Zvaigzne. 300.
164. Limburg, P.A., Weider, L.J. 2002. ‘Ancient’ DNA in the resting egg bank of a microcrustacean can serve as a palaeolimnological database. *Proc Roy Soc Lond B*, 269, 281 – 287.
165. Little, T. J., Colbourne, J. K., Crease, T. J. 2004. Molecular evolution of *Daphnia* immunity genes: Polymorphism in a gram-negative binding protein gene and an alpha-2-macroglobulin gene. *J. Mol. Evol.* 59, 498 - 506.
166. Lynch, M, Spitze, K. 1994. Evolutionary genetics of *Daphnia*. In: *Ecological Genetics* (ed. Real L), Princeton University Press, Princeton, NJ. 109 –128.
167. Lynch, M. 1990. The similarity index and DNA fingerprinting. *Molecular Biology and Evolution*, 7, 478 - 484.
168. Lynch, M., Milligan, B.G. 1994. Analysis of population genetic structure with RAPD markers. *Molecular Ecology*, 3, 91 - 99.
169. Locke, A., Sprules, W.G. 2000. Effects of pH, food quality and quantity on survival and condition of *Bosmina longirostris* and *Daphnia pulex*. *Hydrobiologia*, 437, 187 – 196.

170. Loiterton, B., Sundbom, M., Vrede, T. 2004. Separating physical and physiological effects of temperature on zooplankton feeding rate. *Aquatic Sciences*, 66, 123 - 129.
171. Louette, G., De Meester, L. 2004. Rapid colonization of a newly created habitat by cladocerans and the initial build-up of a *Daphnia*-dominated community. *Hydrobiologia*, 513, 245 - 249.
172. Lubbock J. 1857. An account of the two methods of reproduction in *Daphnia*, and of the structure of ephippium. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 57, 79 - 100.
173. MacArthur, R.H. 1965. Patterns of species diversity. *Biological Reviews*, 40, 510-533.
174. Madin, L. P., Horgan, E. F., Steinberg, D. K. 2001. Zooplankton at the Bermuda Atlantic Time series Study (BATS) station: diel, seasonal and international variation in biomass. *Deep-Sea Research*, 48 (8-9), 2063 - 2082.
175. Malone, B.J., McQueen, D.J. 1983. Horizontal patchiness in zooplankton populations in two Ontario kettle lakes. *Hydrobiologia*, 99, 101 - 124.
176. Margalef, D.R. 1958. Information theory in ecology. *General Systems*, 3, 36 - 71.
177. Martins, N., Bollinger, C., Harper, R.M., Ribeiro, R. 2009. Effects of acid mine drainage on the genetic diversity and structure of a natural population of *Daphnia longispina*. *Aquatic Toxicology*, 92, 104 - 112.
178. Matsubara, T. 1993. Rotifer community structure in the south basin of Lake Biwa. *Hydrobiologia*, 271, 1 - 10.
179. Melecis, V. 2011. Ekoloģija. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds. 352.
180. Mergeay, J., Aguilera, X., Declerck, S., Petrussek, A., Huyse, T., De Meester, L. 2008. The genetic legacy of Bolivian *Daphnia*: the tropical Andes as a source for the North and South American *D. pulicaria* complex. *Mol. Ecol.*, 17, 1789 - 1800.
181. Mergeay, J., Vanoverbeke, J., Verschuren, D., De Meester, L. 2007. Extinction, recolonisation and dispersal through time in a planktonic crustacean. *Ecology*, 88, 3032 - 3043.
182. Mergeay, J., Verschuren, D., De Meester, L. 2005. Cryptic invasion and dispersal of an American *Daphnia* in East Africa. *Limnology and Oceanography*, 50, 1278 - 1283.
183. Mergeay, J., Verschuren, D., De Meester, L. 2006. Invasion of an asexual American water flea clone throughout Africa, and rapid displacement of a native sibling species. *Proc Roy Soc Lond B*, 273, 2839 - 2944.
184. Michels, E., Audenaert, E., Ortells, R., De Meester, L. 2003. Population genetic structure of three pond-inhabiting *Daphnia* species on a regional scale (Flanders, Belgium). *Freshwater Biology*, 48, 1825 - 1839.
185. Moore, J. W. 1977. Some factors influencing the density of subarctic populations of *Bosmina longirostris*, *Holopedium gibberum*, *Codonella cratera* and *Ceratium hirundinella*. *Hydrobiologia*, 56, 199 - 207.
186. Moss, B., Stephen, D., Alvarez, C., Becares, E., Van De Bund, W., Collings, E. S., Van Donk, E., De Eyto, E., Feldmann, T., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Franken, M. J. R., García-Criado, F., Gross, M. E., Gyllström, M., Hansson, L.-A., Irvine, K., Järvalt, A., Jensen, J.-P., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijów, R., Krause, T., Künnap, H., Laas, A., Lill, E., Lorens, B., Luup, H., Miracle, R. M., Nöges, P., Nöges, T., Nykänen, M., Ott, I., Peczuła, W., Peeters, E. T. H. M., Phillips, G., Romo,

- S., Russell, V., Salujõe, J., Scheffer, M., Siewertsen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Virro, T., Vicente, E., Wilson, D. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes - a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, 507-549.
187. Nei, M. 1973. Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proc.Natl. Acad. Sci. USA*, 70, 3321 - 3323.
188. Nei, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics*, 89, 583- 590.
189. Nei, M. 1987. *Molecular Evolutionary Genetics*. Columbia University Press, New York. 512.
190. Nogrady, T., Segers, H. 2002. Rotifera. Volume 6. Asplanchnidae, Gastropodidae, Lindiidae, Microcodidae, Synchaetidae, Trochospohaeridae and Filinia. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 18*. Backhuys Publishers, Leiden. 264.
191. Ortells, R., Gomez, A., Serra, M. 2006. Effects of duration of the planktonic phase on rotifer genetic diversity. *Arch Hydrobiol*, 167, 203 – 216.
192. Paidere, J., Škute, R. 2011. Virpotāji (Rotifera) un to fauna Latvijā. *Daugavpils, Daugavpils Universitāte*. 272.
193. Pálsson, S. 2000. Microsatellite variation in *Daphnia pulex* from both sides of the Baltic Sea. *Molecular Ecology*, 9, 1075 – 1088.
194. Peakall, R. Smouse, P.E. 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes*, 6, 288 - 295.
195. Pfrender, M., Lynch, M. 2000. Quantitative genetic variation in *Daphnia*: temporal changes in genetic architecture. *Evolution*, 54, 1502 – 1509.
196. Picado, A., Chankova, S., Fernandes, A., Simões, F., Leverett, D., Johnson, I., Hernan, R., Pires, A.M., Matos, J. 2007. Genetic variability in *Daphnia magna* and ecotoxicological evaluation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 67, 406 - 410.
197. Pidgaiko, M.P. 1984. *Zooplankton of water bodies of the European part of USSR*. Moscow: Nauka. (Зоопланктон водоемов Европейской части СССР. Москва: Наука.)
198. Pijanowska, J., Stolpe, G. 1996. Summer diapause in *Daphnia* as a reaction to the presence of fish. *J Plankton Res*, 18, 1407 – 1412.
199. Pinel-Alloul B. 1995. Spatial heterogeneity as a multiscale characteristic of zooplankton community. *Hydrobiologia*, 300/301, 17 - 42.
200. Pontin, R. M. 1978. *A Key to the Freshwater Planktonic and Semi-planktonic Rotifera of the British Isles*. Freshwater Biological Association Scientific Publication, No. 38. 178.
201. Proctor, V.W. 1964. Viability of crustacean eggs recovered from ducks. *Ecology*, 45, 656 - 658.
202. Quinn, P.G., Keough, M., J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists* Cambridge University Press. 556.

203. Radwan, S., Bielańska-Grajner, I., Ejsmont-Karabin, J. 2004. Wrotki (Rotifera). Fauna słodkowodna Polski. Polskie Towarzystwo Hydrobiologiczne. Uniwersytet Łódzki. Oficyna Wydawnicza Tercja, Łódź. 447.
204. Reid, G.K., Wood, R.D. 1976. Ecology of inland waters and estuaries. Toronto, Ontario, D. Van Nostrand Co. 138 – 146.
205. Reid, V. A., Carvalho, G. R., George, D. G. 2000. Molecular genetic analysis of *Daphnia* in the English Lake District: species identity, hybridisation and resting egg banks. *Freshwater Biology*, 44, 247 - 253.
206. Rivier, I.K. 1998. The predatory Cladocera (Onychopoda: Podonidae, Polyphemidae, Cercopagidae) and Leptodoridae of the world. Amsterdam: Backhuys Publ. 213.
207. Ruttner-Kolisko, A. 1974. Plankton Rotifers. Biology and Taxonomy. Nägeli. Obermiller, Stuttgart. 146.
208. Ruttner-Kolisko, A. 1977. Suggestions for biomass calculation of planktonic rotifers. *Archiv für Hydrobiologie, Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 8, 71 - 76.
209. Saksgård, R., Hesthagen, T. 2004. A 14-year study of habitat use and diet of brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in Lake Atnsjøen, a subalpine Norwegian lake. *Hydrobiologia*, 521, 187 - 199.
210. Schiel, D.R., Steinbeck, J.R., Foster, M.S. 2004. Ten years of induced ocean warming causes comprehensive changes in marine benthic communities. *Ecology*, 85, 1833 - 1839.
211. Schultz, T.W. 1977. Fine structure of the ephippium of *Daphnia pulex* (Crustacea: Cladocera). *Trans Am Microsc Soc*, 96, 313 – 321.
212. Schulze, P.C., Folt, C.L. 1990. Food resources, survivorship, and reproduction of the omnivorous calanoid copepod *Epischura lacustris*. *Ecology*, 71, 2224 - 224.
213. Schwenk K., Posada D., Hebert P.D.N. 2000. Molecular systematics of European *Hyalodaphnia*: The role of contemporary hybridization in ancient species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 267, 1833 - 1842.
214. Schwenk K., Sand A., Boersma M., Brehm M., Mader E., Offerhaus D., Spaak P. 1998. Genetic markers, genealogies and biogeographic patterns in the Cladocera. *Aquatic Ecology*, 32, 37 - 51.
215. Schwenk, K., Spaak, P. 1995. Evolutionary and ecological consequences of interspecific hybridization in cladocerans. *Experientia*, 51, 465 – 481.
216. Scourfield, D.J., Harding, J. P. 1994. A key to the British Freshwater Cladocera. Freshwater Biological Association Scientific Publication No.5, 61.
217. Seda, J., Devetter, M. 2000. Zooplankton community structure along a trophic gradient in a canyon-shaped dam reservoir. *Journal of Plankton Research*, 22 (10), 1829 – 1840.
218. Segers, H. 1995. Rotifera. Vol. 2. The Lecanidae (Monogononta). Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6. The Netherlands: SPB Academic Publishing. 226.
219. Segers, H. 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. *Zootaxa*, 1564, 1 - 104.
220. Selkoe, K. A., Toonen, R. J. 2006. Microsatellites for ecologists: a practical guide to using and evaluating microsatellite markers. *Ecology Letters*, 9, 615-629.

221. Shannon C. E. 1948. Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379 – 423, 623 – 656.
222. Sharma, B. K. 1998. In: Faunal diversity of India (Eds. J. R. B. Alfred, A. K. Das and A. K. Sanyal). *Zoological Survey of India, Environmental Centre*, 57- 70.
223. Sharma, B.K., Dudani, V.K. 1992. Rotifers from some tropical ponds in Bihar: species composition, similarities and trophic indicators. *The Journal of the Indian Institute of Science*, 72, 121 - 130.
224. Shaw, J.R., Pfender, M.E., Eads, B.D., Klaper, R., Callaghan, A., Sibly, R.M., Calson, I., Jansen, B., Gilbert, D., Colbourne, J.K. 2008. *Daphnia* as an emerging model for toxicological genomics. *Advances in experimental biology*, Volume 2, 165 - 219.
225. Shurin, J.B., Winder, M., Adrian, R., Keller, W. Matthews, B., Paterson, A.M., Paterson, M., et al 2010. Environmental stability and lake plankton diversity: contrasting effects of chemical and thermal variability. *Ecology Letters*, 13 (4), 453 - 463.
226. Slatkin, M., Barton, N.H. 1989. A comparison of three indirect methods for estimating average levels of gene flow. *Evolution*, 43, 1349 - 1368.
227. Sloka, N. 1981. Latvijas PSR dzīvnieku noteicējs. Latvijas kladoceru fauna un noteicējs. Rīga: LVU. 146.
228. Sloka, N. 1998. Virpotāji (Rotatoria). Latvijas Daba 6. sēj. Rīga, Latvijas Enciklopēdija. 93.
229. Smirnov, N.N. 1996. Cladocera: the Chydorinae and Sayciinae. Amsterdam: Backhuys Publ. 197.
230. Stark, J.D., Banks, J.E. 2003. Population-level effects of pesticides and other toxicants on arthropods. *Annual Review of Entomology*, 48, 505 – 519.
231. Sterner, R. W. 1989. The role of grazers in phytoplankton succession. In: Sommer, U. (ed.): *Plankton Ecology*. – Springer, Berlin, 337 – 364.
232. Stollewerk, A. 2010. The water flea *Daphnia*—a new model system for ecology and evolution? *Journal of Biology*, Vol. 9 (21), 1 - 4.
233. Sutela, T., Huusko, A. 1997. Food consumption of vendace *Coregonus albula* larvae in Lake Lentua, Finland. *Journal of Fish Biology*, 51, 939 - 951.
234. Swadling, K.M., Pienitz, R., Nogrady, T. 2000. Zooplankton community composition of lakes in the Yukon and Northwest Territories (Canada): relation ship to physical and chemical limnology. *Hydrobiologia*, 431, 211- 224.
235. Taylor, B.E., DeBiase, A. E., Mahoney, D. L. 1993. Development of the zooplankton assemblage in a new cooling reservoir. *Archiv für Hydrobiologie*, 128, 129 - 148.
236. Taylor, D.J., Crease, T.J., Brown, W.M. 1999. Phylogenetic evidence for a single long-lived clade of crustacean cyclic parthenogens and its implications for the evolution of sex. *Proc Roy Soc Lond B*, 266, 791 – 797.
237. Tallberg, P., Horppila, J., Väisänen, A., Nurminen, L. 1999. Seasonal succession of hytoplankton and zooplankton along a trophic gradient in a eutrophic lake – implications for food web management. *Hydrobiologia*, 412, 81–94.
238. Ter Braak, C.J.F. 1994. Canonical community ordination, Part I: Basic theory and linear methods. *Ecoscience*, 1, 127- 140.

239. Tessier, A. J., Leibold, M. A., Tsao, J. 2000. A fundamental trade-off in resource exploitation by *Daphnia* and consequences to plankton communities. *Ecology*, 81, 826 – 841.
240. Tessier, A.J., Young, A., Leibold, M. 1992. Population dynamics and body-size selection in *Daphnia*. *Limnol Oceanogr*, 37, 1 – 13.
241. Tidriķis, A. 1997. Riču ezers. Latvijas Daba. 4.sēj. (Kavacs, G., red.), Rīga, Preses nams. 243-244.
242. Tidriķis, A. 1998. Sventes ezers. Latvijas Daba. 5.sēj. (Kavacs, G., red.), Rīga, Preses nams. 180.
243. Tilzer, M. M. 2000. Control factors of planktonic population dynamics in freshwater: a review. *Advances in Limnology*, 55, 471 – 491.
244. Urabe, J. 1990. Stable horizontal variation in the zooplankton community structure of a reservoir maintained by predation and competition. *Limnology and oceanography*, 35, 1703 – 1717.
245. Urtāne, L. 1998. Cladocera kā Latvijas ezeru tipu un trofiskā stāvokļa indikatori. LU, Rīga, 168. (Manuskripts)
246. Van den Brink, P. J, Van den Brink, N. W., Ter Braak, C.J.F. 2003. Multivariate analysis on ecotoxicological data using ordination: demonstrations of utility on the basis of various examples. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, 9, 141 - 156.
247. Vanoverbeke, J., De Meester, L. 1997. Among-population genetic differentiation in the cyclical parthenogen *Daphnia magna* (Crustacea, Anomopoda) and its relation to geographic distance and clonal diversity. *Hydrobiologia*, 360, 135-142.
248. Viljanen, M. 1983. Food and food selection of cisco (*Coregonus albula* L.) in a dysoligotrophic lake. *Hydrobiologia*, 101, 129 - 138.
249. Wagner, A., Benndorf J. 2007. Climate-driven warming during spring destabilises a *Daphnia* population: a mechanistic food web approach. *Oecologia*, 151 (2), 351 - 64.
250. Weglenska, T., Ejsmont-Karabian, J., Rybak, J.I. 1997. Biotic interactions of the zooplankton community of a shallow, humic lake. *Hydrobiologia*, 342/343, 185 – 195.
251. Weider L. J., Pijanowska J. 1993. Plasticity of *Daphnia* life histories in response to chemical cues from predators. *Oikos*, 67(3), 385 – 392.
252. Weisse T. 2006. Freshwater ciliates as ecophysiological model organisms- lessons from *Daphnia*, major achievements, and future perspectives. *Archiv für Hydrobiologie*, 167, 1 - 4; 371 - 402.
253. Wetzel R.G. 2001. Limnology. Lake and River Ecosystems. Third Edition. Academic Press. 1006.
254. Wetzel, R.G., Likens, G.E. 2000. Limnological Analyses. New York, Springer Science, Business Media. 429.
255. Williams, D.D., Feltmate, B.W. 1992. Aquatic Insects. Wallingford: CAB International. 358.
256. Williams, J. G. K., Kubelik, A. R., Livak, K. J., Rafalski, J. A., Tingey, S. V. 1990. DNA polymorphisms amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. *Nucleic Acids Research*. 18, 6531 - 6535.
257. Williamson, C.E. 1983. Invertebrate predation on planktonic rotifers. *Hydrobiologia*, 104, 385 - 396.

258. Williamson, C.E., Butler, N.M. 1986. Predation on rotifers by the suspension-feeding calanoid copepod *Diatomus pallidus*. *Limnology and Oceanography*, 31, 393 - 402.
259. Wolda H. 1981. Similarity Indices, Sample Size and Diversity. *Oecologia*, 50, 296 - 302.
260. Zaffagnini, F. 1987. Reproduction in *Daphnia*. In Peters RH, De Bernardi R (eds) *Daphnia*. Mem Inst Ital Idrobiol 45, 245 – 284.
261. Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*, 4th ed. New Jersey: Prentice Hall. 929.
262. The *Daphnia* Genomics Consortium: <http://daphnia.cgb.indiana.edu/>
263. <http://www.ezeri.lv/>. datubāze (apskatīts 30.03.2018)
264. <http://www.medicine.lv/>. datubāze (apskatīts 26.02.2022)
265. Алексеев, В.Р., Цалохин, С.Я. (ред.) 2010. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Том 1. Зоопланктон. Товарищество научных изданий КМК, Москва-Ленинград. 494.
266. Кисилев, И.А. 1956. Методы исследования планктона. Жизнь пресных вод СССР. Том IV. Ленинград, Наука. 183–265.
267. Кутикова, Л. А., Старобогатов, Я. И. Л. 1977. Определитель пресноводных беспозвоночных европейской части СССР (планктон и бентос). Ленинград, Гидрометеоиздат, 510.
268. Кутикова, Л. А. 1970. Коловратки фауны СССР. Определители по фауне СССР, издав. Зоол. Ин-том АН СССР. Вып. 104. Ленинград, Наука. 744.
269. Лазарева, В.И. 2010. Структура и динамика зоопланктона Рыбинского водохранилища. Москва, Ассоциация научных публикаций. 183.
270. Лебедева Н.В., Дроздов Н.Н., Криволицкий Д.А. 2004. Биологическое разнообразие. Гуманит. 432.
271. Мануйлова, Е. Ф. 1964. Ветвистоусые рачки (*Cladocera*) фауны СССР. Москва-Ленинград, Наука. 328.
272. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Том 1. Зоопланктон. Товарищество научных изданий КМК, Москва – Санкт-Петербург. 2010. 494.
273. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Том 2. Ракообразные. Зоологический институт РАН. 1995. 627.
274. Смирнов, Н.Н. 1979. Карцинологический анализ. В кн.: Частные методы изучения истории современных экосистем. Москва, Наука. 100 – 121.
275. Терешенко, В.Г., Терешенко, Л.И., Сметанин, М.М. 1994. Оценка различных индексов для выражения биологического разнообразия сообщества Биоразнообразие: Степень таксономической изученности. Москва. 86 - 98.