

LATVIJAS UNIVERSITĀTE
ĢEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU FAKULTĀTE
VIDES ZINĀTNES NODAĻA

CARNIKAVAS GAREZERU MAKROFĪTU VEGETĀCIJAS
RAKSTUROJUMS UN TO EKOĻOGISKĀ STĀVOKĻA NOVĒRTĒJUMS
MAĢISTRA DARBS

Autors: Lauma Vizule

Stud. apl. lv08113

Darba vadītājs: Dr.biol. Laura Grīnberga

RĪGA 2013

ANOTĀCIJA

Vizule L. 2013. Carnikavas Garezeru makrofītu veģetācijas raksturojums un to ekoloģiskā stāvokļa novērtējums. Maģistra darbs. Rīga, Latvijas Universitāte, 90 lpp.

Saskaņā ar Eiropas Parlamenta un Padomes „Ūdens struktūrdirektīvu” 2000/60/EC līdz 2015.gadam visos Latvijas ūdensobjektos ir jāsasniedz vismaz laba ūdeņu ekoloģiskā kvalitāte. Maģistra darba mērķis ir novērtēt Carnikavas Garezeru ekoloģisko kvalitāti kā indikatororganismus izmantojot makrofītus. Darbā veikti ezeru veģetācijas pētījumi, noteikti makrofītus ietekmējošie vides faktori, novērtēta ezeru ekoloģiskā kvalitāte pēc *LMNI* un *ESMI* indeksiem, Igaunijas ezeru kvalitātes novērtēšanas metodes, Latvijai pielāgotās Igaunijas metodes un ķīmiskajiem parametriem. Pētījuma rezultāti liecina, ka Dienvidu un Vidējā Garezerā ir laba ekoloģiskā kvalitāte, bet Ziemeļu Garezerā – vidēja.

Atslēgas vārdi: makrofīti, sugu sastāvs un sastopamība, sugu daudzveidības indeksi, vides faktori, ekoloģiskā kvalitāte.

ANNOTATION

Vizule L. 2013. Characterization of macrophyte vegetation and ecological quality assessment of the Garezeri lakes. Master. Riga, University of Latvia, 90 pp.

According to the Water Framework Directive 2000/60/EC all water bodies in Latvia must achieve at least good water ecological quality status until 2015. The aim of this study is to estimate ecological quality of the Garezeri lakes by using macrophytes as biological indicators. This study includes research of macrophyte vegetation, examination of environmental factors that affect them, ecological quality assessment by *LMNI*, *ESMI*, Estonian macrophyte assessment method, for Latvia adapted Estonian method and chemical parameters of lakes. Results of this study demonstrate that ecological quality of Lake Dienvidu Garezers and Lake Vidējais Garezers is good, but ecological quality of Lake Ziemeļu Garezers is moderate.

Key words: macrophytes, species composition and occurrence, species diversity indices, environmental factors, ecological quality.

SATURS

ANOTĀCIJA	2
ANNOTATION	3
IEVADS	7
1. EZERI UN TO RAKSTUROJUMS	9
2. MAKROFĪTU VISPĀRĪGS RAKSTUROJUMS	14
2.1. Makrofitu iedalījums	14
2.2. Makrofitu loma ezeru ekosistēmā	16
2.3. Makrofitu attīstību ietekmējošie faktori	18
2.3.1. Gaisma	19
2.3.2. Ūdens caurredzamība	20
2.3.3. Temperatūra	21
2.3.4. Ūdens cietība	22
2.3.5. Biogēno elementu daudzums	22
2.3.6. Ūdens pH	24
2.3.7. Ezera morfometrija	24
2.3.8. Antropogēnā ietekme	25
3. MAKROFĪTI KĀ INDIKATORI ŪDENSTILPJU EKOĻOĢISKĀS KVALITĀTES NOVĒRTĒŠANĀ	27
4. MATERIĀLS UN METODES	30
4.1. Pētījuma vietu raksturojums	30
4.1.1. Carnikavas Garezeru raksturojums	32
4.1.2. Carnikavas Garezerus apdraudošie faktori	34
4.2. Makrofitu pētījumu metodika	35
4.3. Vides faktoru noteikšanas metodika	37
4.4. Makrofitu sugu daudzveidību raksturojošie rādītāji	39
4.5. Ekoloģiskās kvalitātes novērtējuma metodika	40
4.5.1. <i>Ecological State Macrophyte Index</i>	40
4.5.2. <i>Lake Macrophyte Nutrient Index</i>	41
4.5.3. Igaunijas ezeru kvalitātes novērtēšanas metode	42
4.5.4. Latvijai pielāgotā Igaunijas ezeru kvalitātes novērtēšanas metode	43
4.5.5. Ekoloģiskās kvalitātes novērtējums pēc ķīmiskajiem parametriem	43
4.6. Datu apstrādes metodes	44

5. REZULTĀTI UN DISKUSIJA	45
5.1. Makrofītu sugu sastāvs un sastopamība	45
5.2. Makrofītu sastopamības dziļums	47
5.3. Makrofītu segums	49
5.4. Sugu daudzveidību raksturojošo indeksu izvērtējums	50
5.5. Vides faktori un to ietekme uz makrofītu cenozi	52
5.5.1. Ūdens caurredzamības un krāsainības ietekme	52
5.5.2. Biogēno elementu daudzuma ietekme	55
5.5.3. pH ietekme	61
5.5.4. Ūdens cietības ietekme	62
5.5.5. Grunts sastāva ietekme	65
5.5.6. Skābekļa apstākļi ezeros	66
5.6. Ekoloģiskās kvalitātes izvērtējums	69
5.6.1. <i>Ecological State Macrophyte Index</i>	69
5.6.2. <i>Lake Macrophyte Nutrient Index</i>	70
5.6.3. Igaunijas ezeru kvalitātes novērtēšanas metode	70
5.6.4. Latvijai pielāgotā Igaunijas ezeru kvalitātes novērtēšanas metode	71
5.6.5. Ekoloģiskās kvalitātes novērtējums pēc ķīmiskajiem parametriem	72
5.6.6. Rezultātu salīdzinājums un problemātika	72
5.7. Carnikavas Garezeru ūdens fizikāli ķīmisko parametru, makrofītu veģetācijas un ekoloģiskās kvalitātes izmaiņas.....	76
SECINĀJUMI	80
PATEICĪBAS	82
IZMANTOTĀ LITERATŪRA	83
PIELIKUMI	91
1.Pielikums. Lauka darbu protokols (1)	
2.Pielikums. Lauka darbu protokols (2)	
3.Pielikums. Lauka darbu protokoli (3)	
4.Pielikums. Sugu akronīmu skaidrojumi	
5.Pielikums. Ūdens paraugu ņemšanas punktu koordinātas	
6.Pielikums. Dienvidu Garezera apsekojuma shēma	
7.Pielikums. Vidējā Garezera apsekojuma shēma	
8.Pielikums. Ziemeļu Garezera apsekojuma shēma	
9.Pielikums. Garezeros sastopamo makrofītu taksonu <i>LMNI</i> koeficienti	

10. Pielikums. Carnikavas Garezeros konstatēto makrofītu taksonu sastopamība
11. Pielikums. Korelācija starp makrofītu cenozi raksturojošiem parametriem un vides faktoriem
12. Pielikums. Korelācija starp ekoloģiskās kvalitātes rezultātiem, biogēno elementu daudzumu, aizauguma pakāpi un sugu daudzveidību

IEVADS

Ūdeņu aizsardzība jau kopš pagājušā gadsimta septiņdesmitajiem gadiem ir kļuvusi par vienu no galvenajiem sektoriem Eiropas Savienības vides politikā, kad ar direktīvu palīdzību tika noteikti kvalitātes normatīvi dažādiem ūdeņu veidiem (Dudley et al., 2008). Saskaņā ar Eiropas Parlamenta un Padomes Ūdens struktūrdirektīvu 2000/60/EC līdz 2015.gadam visos Eiropas Savienības dalībvalstu, tai skaitā Latvijas, ūdensobjektos ir jāsasniedz augsts vai labs ūdeņu ekoloģiskais stāvoklis (European Comission, 2000). Galvenais pamats ūdeņu ekoloģiskā stāvokļa novērtējumam ir ūdeņu bioloģiskā kvalitāte. Makrofīti ir vieni no bioloģiskās kvalitātes elementiem, kurus kā bioindikatorus, veicot to sugu sastāva un sastopamības novērtēšanu, ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes noteikšanai paredz lietot gan Eiropas Parlamenta un Padomes Ūdens struktūrdirektīva 2000/60/EC, gan Latvijas normatīvie akti. Taču, lai iegūtu pilnīgāku ezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtējumu, kāds tiek prasīts atbilstoši direktīvai 2000/60/EC, ir būtiski makrofītu datus skatīt kopā ar vides faktoros raksturojošiem rādītājiem (Penning et al., 2008).

Kaut arī ūdeņu aizsardzība ir viena no galvenajām prioritātēm arī Latvijas vides aizsardzības politikā, Latvijā nepastāv noteikta metodika, kā analizēt makrofītu datus ezeros, tādēļ šis parametrs tiek vērtēts tikai upēs. Par Latvijas ezeriem kopumā ir salīdzinoši maz makrofītu pētījumu. Pēdējais ezeru monitorings, kurā iekļauts arī makrofītu novērtējums, tika veikts 2004.gadā. Maģistra darbā pētāmie ezeri atbilst Latvijā īpaši aizsargājamam saldūdens biotopam – semidistrofiem ezeriem (Dienvidu Garezerā šis biotops pārklājas ar citu aizsargājamu biotopu - mīkstūdens ezeriem ar ezereņu *Isoëtes* un/vai lobēliju *Lobelia* un krasteņu *Littorella* audzēm), taču to ekoloģiskā kvalitāte netiek kontrolēta. Ziemeļu un Vidējā Garezerā makrofītu sugu sastāva noteikšana nav tikusi veikta vispār, bet Dienvidu Garezerā pēdējie pētījumi tika veikti 2001.gadā.

Maģistra darba mērķis: novērtēt Dienvidu, Vidējā un Ziemeļu Garezera ekoloģisko kvalitāti, kā indikatororganismus izmantojot makrofītus.

Maģistra darba uzdevumi:

1. Apkopot informāciju un pieejamos datus par pētījumā izvēlētajiem ezeriem;
2. Veikt lauka pētījumus ezeros, novērtējot makrofītu sugu sastāvu un sastopamību, un nosakot makrofītu sastopamības dziļumu;
3. Iegūtos datus izmantot aizauguma pakāpes, makrofītu sugu daudzveidības un ezera trofijas pakāpi raksturojošo rādītāju aprēķināšanā;

4. Noteikt ūdens vidi ietekmējošos vides faktorus lauka pētījumu gaitā un veicot ūdens paraugu analīzes laboratorijā, kā arī novērtēt vides faktoru ietekmi uz makrofītu cenozi pētāmajā teritorijā;
5. Salīdzināt iegūtos fizikāli ķīmisko parametru un makrofītu datus ar iepriekš veikto pētījumu rezultātiem;
6. Pēc iegūtajiem rezultātiem novērtēt Garezeru ekoloģisko kvalitāti.

Maģistra darba pirmās trīs nodaļas ir veltītas pētījuma teorētisko jautājumu apskatam. Nodaļā „Materiāls un metodes” ir dots pētījuma vietu apraksts, raksturotas makrofītu un vides faktoru pētījumu metodes, kā arī sugu daudzveidības un ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanas metodika. Savukārt nodaļā „Rezultāti un diskusija” sniegta iegūto pētījuma rezultātu analīze.

Maģistra darba apjoms bez pielikumiem ir 90 lapaspuses, tajā iekļautas 16 tabulas un 35 attēli, pievienoti 12 pielikumi. Darbā izmantoti 115 informācijas avoti.

Pētījuma rezultātu aprobācija:

1. Vizule L. Assessment of biological diversity and ecological quality of Garezeri Lakes. Environmental Science and Education in Latvia and Europe: Resources and Biodiversity. 19.10.2012., Rīga. Tēzes publicētas konferences rakstu krājumā : Environmental Science and Education in Latvia and Europe: Resources and Biodiversity. Proceedings of 5th International Conference. Riga: Ministry of Environmental Protection and Regional Development, 54. – 55. lpp.

2. Vizule L. Carnikavas Garezeru makrofītu veģetācijas raksturojums un to ekoloģiskā stāvokļa novērtējums. Latvijas Universitātes 71. zinātniskā konference, sekcija „Latvijas ūdeņu vides pētījumi un aizsardzība”. 18.02.2013., Rīga. Tēzes publicētas konferences rakstu krājumā : Latvijas ūdeņu vides pētījumi un aizsardzība. Referātu tēžu krājums. Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultāte, 64. – 65. lpp.

3. Vizule L. Carnikavas Garezeru makrofītu veģetācijas raksturojums un to ekoloģiskā stāvokļa novērtējums. Daugavpils Universitātes 55. starptautiskā zinātniskā konference. 10.04.2013.-12.04.2013., Daugavpils. Tēzes pieņemtas publicēšanai konferences zinātnisko rakstu krājumā “Daugavpils Universitātes 55. starptautiskās zinātniskās konferences materiāli”.

1. EZERI UN TO RAKSTUROJUMS

Ezeri ir dabiskas ūdenstilpes reljefa pazeminājumos sauszemē – ezerdobēs. Ezeri atrodas nepārtrauktā attīstībā, tie ir nepastāvīgs dabas un ainavas elements. Ezeri ir pirmais no litosfēras nākošo (izskaloto) vielu uztvērējs un līdz ar to ļoti lielā mērā pakļauti cilvēka ietekmei. Tā kā ezeri ir relatīvi nelielas ūdenstilpes, tie var visai ātri izmainīties un iet bojā – aizaugt vai pārpurvoties (Cimdiņš, Kļaviņš, 2004). Ģeoloģiskā laika skatījumā ezeri ir visai jauns veidojums, Latvijas ezeri ir veidojušies pēcledušlaikmetā – holocēnā (Zīverts, 2004).

Pastāv dažāda ezeru klasifikācija – tos var iedalīt pēc ekoloģiskā tipa, bioloģiskajiem rādītājiem, izcelsmes, hidroloģiskā režīma, mineralizācijas un citiem faktoriem. Lai atbilstoši Eiropas Parlamenta un Padomes ūdens struktūrdirektīvas 2000/60/EC (turpmāk tekstā ŪSD) prasībām novērtētu ūdensobjektu ekoloģisko kvalitāti, izmanto virszemes ūdeņu ekoloģiskos tipus, kurus nosaka 2004.gada 19.oktobra Ministru Kabineta noteikumi Nr.858 „Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību”. Ir izdalīti 10 dažādi ezeru ekoloģiskie tipi. Šāda tipoloģija balstās uz ūdens cietību, ūdens krāsu un ezera dziļumu. Ezerus var iedalīt dzirdrūdēns jeb oligohumozos (< 80 Pt-Co) un brūnūdēns jeb polihumozos (> 80 Pt-Co) ezeros atkarībā no to ūdeņu krāsainības. Pēc ūdens cietības ezeri tiek iedalīti cietūdēns (> 165 mkS/cm) un mīkstūdēns (<165 mkS/cm) ezeros. Savukārt pēc ezera dziļuma - ļoti seklos (< 2m), seklos (2-9 m) un dziļos (> 9 m) ezeros (Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, ... , 2004). Dažādiem ūdeņu ekoloģiskajiem tipiem atbilst atšķirīgi dabisko fona stāvokli raksturojošie rādītāji un līdz ar to arī atšķirīgi kritēriji augstai, labai, vidējai, sliktai un ļoti sliktai ūdens ekoloģiskajai kvalitātei. Ūdenstilpnes, kas atbilst augstai ekoloģiskajai kvalitātei pēc bioloģiskajiem, hidroķīmiskajiem un hidromorfoloģiskajiem elementiem, tiek uzskatītas par references ūdenstilpnēm. Tajās nav novērojama vai ir ļoti neliela antropogēnās ietekmes pakāpe (European Commission, 2000).

Ezeru attīstības gaitā vienu barošanās jeb vielu uzkrāšanās tipu nomaina cits. Katra ezera attīstības ceļš var būt atšķirīgs, taču sākumā visi ezeri ir oligotrofi, bet noslēdz savu attīstību kā aizaugoši diseitrofi ezeri. Ezera iespējamie attīstības ceļi ir atkarīgi no eitifikācijas un distrofikācijas procesu intensitātes - no biogēnu un humīnvielu ieplūdes (Wetzel, 1983). Ezeriem attīstoties dabiskos apstākļos, visbiežāk ir izplatīta šāda tipu secība: oligotrofs – mezotrofs – eitrofs - diseitrofs (Leinerte, 1988).

Oligotrofos (O) ezeros raksturo dzidri ūdeņi ar augstu ūdens caurredzamību. Tajos ir zems organisko vielu saturs, augsts skābekļa saturs ūdenī, augsta bioloģiskā daudzveidība, bet zema dzīvo organismu kopējā masa (Lampert & Sommer, 2007). Oligotrofiem ezeriem ir

raksturīga zema bioloģiskā produktivitāte (pirmprodukcija $<150 \text{ gC/m}^2$ gadā, hlorofila a koncentrācija ūdeņī $<3\mu\text{g/l}$), (Kļaviņš, Cimdiņš 2004). Šādos ezeros ir maz aļģu un augstāko ūdensaugu, ko nosaka nelielais organisko vielu daudzums (Conleyb et al., 2005).

Mezotrofais (M) tips ir pāreja no oligotrofā uz eitrofo, mezotrofi ezeri tiek uzskatīti par vidēji produktīviem ezeriem (Conleyb et al., 2005). Eitrofikācija ir augu pirmprodukcijas kāpināšana, kuru izraisījis barības vielu koncentrācijas pieaugums ūdenī. Eitrofikācija pamatā ir dabisks un neatgriezenisks ezeru attīstības process, ezeram no oligotrofa stāvokļa, attīstoties dzīvības procesiem un pieplūstot biogēnajiem elementiem no sateces baseina, pārvēršoties eitrofā (E), bet noslēgumā aizaugot (Lampert & Sommer, 2007). Antropogēnais ūdeņu piesārņojums ievērojami var paātrināt šo procesu (Conleyb et al., 2005). Eitrofos ūdeņus raksturo augsta biogēno elementu koncentrācijas ūdenī un nogulumos (ūdenī fosfora saturs $>20\mu\text{g/l}$), augsts organisko vielu saturs ūdenī, augsta ūdeņu bioloģiskā produktivitāte (pirmprodukcija $>250\text{gC/m}^2$ gadā, hlorofila a koncentrācija ūdenī $>6\mu\text{g/l}$), duļķains ūdens, skābekļa deficīts piegrunts zonā, bioloģiskās daudzveidības samazināšanās, bet dzīvo organismu kopējās masas pieaugums ūdeņos (Kļaviņš, Cimdiņš 2004).

Barības vielu pārbagātības apstākļos eitrofo ezera tipu var nomainīt hipereitrofais (HE) tips. Šādi ekoloģiskie apstākļi var rasties sadzīves notekūdeņu iepludināšanas, kā arī pārmērīgas lauksaimniecības zemju mēslošanas rezultātā (Conleyb et al., 2005). Hipereitrofos ūdeņus raksturo strauja organisko vielu uzkrāšanās, ārkārtīgi slikti skābekļa apstākļi, ļoti maza ūdens caurredzamība, dzeltenzaļa vai intensīvi zaļa ūdens krāsa (Hanazoto et al., 2001).

Semidistrofais (SD) tips ir pāreja no oligotrofā stāvokļa (Latvijas apstākļos no mezotrofā stāvokļa) uz distrofo (Līcīte, 2007). Distroficēšanos izraisa kādu ārēju apstākļu izraisīta pastiprināta humīnvielām bagātu ūdeņu ieplūšana ezerā no sateces baseina, kas visbiežāk ir purva ūdeņi (Murphy, 2002). Latvijā semidistrofi ezeri ir reti sastopami, ir zināmi apmēram 6 šādi ezeri. Pie semidistrofa tipa pieder Ungura ezers, kuram blakus notiek kūdras ieguve (Latvijas ezeri, 2006). Semidistrofi ezeri ir mīkstūdens ezeri (to elektrovadītspēja $<165 \mu\text{S/cm}$), kas lielākoties izvietoti uz minerālgrūntīm, tiem raksturīga liela humīnvielu koncentrācija un augsta ūdens krāsainība ($>80 \text{ Pt-Co}$), bet ūdens $\text{pH} > 5$. Semidistrofie ezeri ir attīstījušies bez eitrofās stadijas, kurā notiek intensīva nogulumu veidošanās. Brūnūdens ezeros liels humīnvielu daudzums samazina eitrofikācijas izpausmes (Girvan and Foy, 2006), semidistrofos ezeros nav tipisko dūņu, ūdens krāsa ir brūna vai oranža. Turpinoties humīnvielu ieplūdei semidistrofajos ezeros, tie kļūst distrofi (Auniņš u.c., 2010). Ezeru attīstība ar semidistrofo stadiju dabā ir sastopama retāk, nekā ezeru attīstība ar eitrofo stadiju (Murphy, 2002).

Distrofi (D) ezeri jeb purva ezeri ir bagāti ar humīnskābēm, augiem tajos barības vielu ir ļoti maz, grunts ir kūdraina. Ūdens krāsa ir brūna līdz sarkanbrūna, brūnais ūdens šajos ezeros ir radies dabiski, nevis cilvēka veiktas piesārņošanas rezultātā. Distrofie ezeri parasti ir purvu ekoloģiskā kompleksa daļa (Hansen, 1962). Distrofos ezeros uzkrājas vienīgi humusvielas. Šādā stāvoklī ezeri var saglabāties ilgi. Distrofu ezeru aizaugšana var sākties ūdens līmenim pazeminoties dabiskā vai mākslīgā ceļā vai bagātinoties ar barības vielām no ārienes, kas notiek retāk (Murphy, 2002).

Diseitrofi (DE) ezeri ir ar brūnu ūdeni un augstu produkcijas līmeni - pa pusei distrofi, pa pusei eitrofi. Tajos vienlaikus uzkrājas humusvielas, kas ir distrofijas pazīme, un biogēnie elementi, kas ir eitrofijas pazīme. Diseitrofi ezeri var rasties divējādi: distrofā ezerā ieplūstot barības vielām, kā rezultātā pieaug pirmprodukcija, tiek izjauktas dabiskās purva ezera augu un dzīvnieku sabiedrības, vai eitrofam ezeram pamazām pārpurvojoties humusvielu ieplūdes rezultātā (Carpenter & Pace, 1997). Ūdens kvalitāte šajos ezeros ir zema. Seklos ezeros visa veģetācijas perioda garumā ir ļoti labi skābekļa apstākļi, taču ziemās, zemledus periodā, - ļoti slikti (Ezeru klasifikācija ... , bez dat.). Diseitrofie ezeri ir aizaugoši ezeri. Izšķir divus aizaugšanas veidus – aizaugšanu un pāraugšanu. Aizaugšana ir raksturīga ezeriem ar plašu un seklu litorāli. Vienai augu kārtai klājoties virs otras, seklākajās vietās sakrājas tik daudz nogulumu, ka ūdens tos vairs nevar pārsegt. Savukārt pāraugšanas gadījumā aizaugšanu neveicina gruntī iesakņojušies augi, bet blīvi kopā saaugušu un savijušos augu “pārklājs”, kas turas virs ūdens, tā dēvētā sliksņa (Leinerte, 1988). Šāds aizaudzis – pārpuvojies ezers jau ir kļuvis par purva ekosistēmu (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004).

Ezeru eitrofikācijas procesā izmainās arī ezera biocenotiskā struktūra, tiek ietekmēta ūdens veģetācijas sugu daudzveidība, sastāvs un sastopamība (1.1.tabula) (Hilt et al., 2006).

1.1.tabula

Dažādu ezera attīstības stadiju veģetācijas raksturojums (Poikāne un Znotiņa, 2006)

Trofijas pakāpe	Oligotrofs	Mezotrofs	Eitrofs	Hipereitrofs	Diseitrofs	Distrofs
Indikatorsugas	<i>Isoetes spp.</i> , <i>Lobelia dortmanna</i>	<i>Chara spp.</i> , <i>Potamogeton praelongus</i> , <i>Nuphar pumila</i>	<i>Elodea canadensis</i> , <i>Acorus calamus</i> , <i>Spirodela polyriza</i> , <i>Ceratophyllum spp.</i>	<i>Spirodela polyriza</i> , <i>Acorus calamus</i> , <i>Ceratophyllum spp.</i>	<i>Stratiotes aloides</i> , <i>Equisetum fluviatile</i>	<i>Carex spp.</i> , <i>Sphagnum spp.</i>
Veģetācijas joslas	Skrajās	Vidēji blīvas	Blīvas	Ļoti blīvas	Vidēji blīvas	Skrajās
Veģetācijas raksturs	Nabadzīga	Daudzveidīga	Bagāta, viendveidīga	Ļoti viendveidīga	Bagāta	Ļoti nabadzīga

Eitrofos ezeros augiem ir izcili barošanās apstākļi, tādēļ zemāko un augstāko augu attīstība paātrinās. Aizaugums piekrastes joslā kļūst blīvāks, ieviešas tādas sugas, kurām nepieciešami barības vielām bagāti ūdeņi (Pokorný, Björk, 2010). Sugu daudzveidība samazinās, bet pieaug katras sugas īpatņu skaits (Dudley et al., 2008). Augstākā sugu daudzveidība ir mezotrofos un vāji eitrofos seklos ezeros, kuros kā atbildes uz reakciju uz barības vielu pieaugumu ir blīva iegrimušo un virsūdens makrofitu joslu attīstība, bet sasniedzot ekstremāli augstas barības vielu koncentrācijas, sugu attīstība samazinās, līdz ar to sugu daudzveidība ir ļoti niecīga (Dudley et al., 2008). Oligotrofi un mezotrofi ezeri reti sasniedz makrofitu kopējo aizaugumu lielāku nekā 20%, savukārt eitrofi un hipereitrofi ezeri potenciāli var sasniegt pat 100% kopējo aizaugumu (Gasith & Hoyer, 1998).

Dabiskie ezera attīstību ietekmējošie faktori ir ezera dziļums, ezera lielums, ūdens ķīmiskais sastāvs, ūdens apmaiņas biežums un sateces baseina laukums (Gunes et al., 2008). Ezera ūdeņu, kā dabas ūdeņu sastāva veidošanos pirmkārt ietekmē fizikāli ģeogrāfiskie un ģeoloģiskie nosacījumi – klimats, reljefs, iežu veidošanās un dēdēšana, augsnes sega un augu valsts (Cimdiņš, Kļaviņš, 2004). Klimats un tā mainība ir viens no būtiskākajiem faktoriem, kas regulē dabas ūdeņu sastāvu, līdz ar to ietekmējot arī visu ūdens ekosistēmas struktūru. Klimata ietekme izpaužas caur meteoroloģiskajiem faktoriem – ūdens termisko režīmu, nokrišņu daudzumu un iztvaikošanu (Lawa et al., 2009). Vietas reljefs ūdeņu sastāvu ietekmē netieši, tas nosaka ūdens apmaiņas režīmu – virszemes un pazemes noteci, nokrišņu sadalījumu, pārpurvošanās tendences. Ūdens sastāvs veidojas arī šķīstot ūdens vidē minerāliem un iežiem, vai arī tiem ķīmiski pārveidojoties. No minerālu dēdēšanas procesiem Latvijā nozīmīgākie ir silikātu un karbonātu dēdēšana. Dabas ūdeņu sastāvu ietekmē arī vielu izskalošanās no augsnes. Šo procesu intensitāti nosaka augsnes tips un sastāvs. Ūdens sastāva veidošanos ietekmē arī bioloģiskie faktori, īpaši tas saistāms ar mikroorganismu darbību. Mikroorganismu klātbūtne ir galvenais faktors, kas nosaka vidi piesārņojošo un toksisko vielu degradācijas procesus (Cimdiņš, Kļaviņš, 2004). Ūdens kvalitāti spēj ietekmēt arī augi un ūdens organismi, piemēram, intensīva augstāko augu attīstība īsā laikā var kardināli izmainīt ūdeņu kvalitāti (Cronin et al., 2006).

Mūsdienās ūdeņu sastāvu un ezeru attīstības gaitu ļoti būtiski spēj ietekmēt cilvēku saimnieciskā darbība, jo antropogēnā piesārņojuma izraisīta eitrofikācija ir galvenais iemesls, kas pasliktina ūdeņu ekoloģisko kvalitāti (Conley et al., 2005). Antropogēnā ietekme uz ezera ekosistēmu var izpausties caur zemes lietojuma veidu un apsaimniekošanu ezera sateces baseinā - ezera vides ķīmiskais stāvoklis mainās atkarībā no lauksaimniecības intensitātes un urbanizācijas attīstības sateces baseinā (Partanen et al., 2009). Antropogēnās darbības rezultātā ezerā var ieplūst dažādas piesārņojošas vielas. Augstas slāpekļa un fosfora slodzes

no punktveida un difūzajiem piesārņojuma avotiem tiek uzskatītas par vienu no galvenajiem faktoriem, kas bojā ūdeņu ekoloģisko kvalitāti (Kronvanga et al., 2005). Tipisks punktveida piesārņojums ir piemēram, notekūdeņu ievadīšana ūdenstilpē, bet viens no galvenajiem difūzā piesārņojuma avotiem ir virszemes notece no lauksaimniecībā izmantojamām zemēm, kurās izmantoti minerālmēsli vai augu aizsardzības līdzekļi. Šāda difūzā piesārņojuma gadījumā ezerā pastiprināti var ieplūst arī biogēnie elementi, kas var veicināt eitrofikāciju - ūdens kvalitātes pasliktināšanos un ezeru aizaugšanu (Gunes, 2008). Antropogēnās darbības rezultātā var paaugstināties arī gruntsūdens līmenis, kā rezultātā ezers var tikt pakļauts lēnam pārpurvošanās procesam, bet meliorācijas rezultātā var pazemināties ezera ūdens līmenis – ezers var tikt pakļauts aizaugšanai (Del Pozo et al., 2010).

2. MAKROFĪTU VISPĀRĪGS RAKSTUROJUMS

Augstākie ūdensaugi jeb makrofīti ir vaskulārie augi, sporaugi, makroskopiskās aļģes un ūdens sūnaugi, kas pilnīgi vai daļēji piemērojušies dzīvei ūdenī un saskatāmi ar neapbruņotu aci (Hynes, 1970).

Pēc dzīves apstākļiem ezerus, kā dzīves telpu iedala divās lielās zonās - brīvā ūdens zona jeb pelagiāle un ezera dibena zona jeb bentāle. Savukārt bentāli iedala litorālē un profundālē. Profundāle ietver sevī ezera atklātāko un dziļāko daļu, bet litorāle ir zona, kas atrodas ezera seklākajā daļā, tajā ir sastopami makrofīti. Par litorāli nosacīti var uzskatīt ezeru ieskaujošo ūdensaugu zonu visapkārt ezeram (Cimdiņš, Kļaviņš, 2004). Litorāles robežas sakrīt ar ūdens līmeņa zemāko un vaskulāro augu izplatības zemāko robežu (Cronin et al., 2006).

Makrofīti ir attīstījušies no sauszemes augu sugām, pielāgojoties ūdens videi. Būtiskākās atšķirības starp sauszemi un ūdens vidi ir daudz lēnāks gāzu izplatīšanās ātrums un mazāks augiem pieejamās gaismas daudzums. Atbilstoši šiem specifiskajiem vides apstākļiem, makrofītiem ir virkne pielāgojumu dzīvei ūdenī: maz attīstīti balstaudi, vājas vai pat reducējušās saknes, labi attīstīta aerenhīma jeb vēdinātājaudi, pārsvarā veģetatīva vairošanās. Gandrīz visi ūdensaugi ir daudzgadīgi (Fox, 1992). Tā kā makrofīti ir cēlušies no dažādām augu grupām, tiem dažkārt ir novērojams liels struktūras un morfoloģijas plastiskums attiecībā pret vides apstākļu mainību. Līdz ar to bieži novērojama ūdensaugu heterofīlija, kad vienam augam var būt gan zemūdens, gan peldošas un virsūdens lapas, kas atšķiras pēc formas un uzbūves. Heterofīlija līdztekus ar ļoti daudzveidīgajiem litorāles biotopu apstākļiem nosaka to, ka ir grūti izveidot precīzu ūdensaugu ekoloģisko klasifikāciju (Wetzel, 1983).

2.1. Makrofītu iedalījums

Ir izveidotas dažādas makrofītu klasifikācijas. Sākotnēji makrofīti tika iedalīti grupās atkarībā no tā vai tie sakņojas vai nesakņojas gruntī. Šī grupa tika iedalīta apakšgrupās balstoties uz makrofītu lapotnes un ziedkopas tipu, un atkarībā no tā, vai šis auga daļas ir virsūdens, peldošas vai iegrimušas. Atšķirības iegrimšanas pakāpē un veids, kādā makrofīti piestiprinās vai sakņojās substrātā, ir novedis pie daudzu sarežģītu apakšklasifikāciju un attiecīgas terminoloģijas izveides, tomēr tā ir vairāk piemērota fizioloģiskiem pētījumiem un tās pielietojums citās nozarēs ir apgrūtināts. Visplašāk tiek pielietota sekojoša klasifikācija (Arber, 1920; Sculthorpe, 1967), kas ir samērā vienkārša un balstīta uz makrofītu

piestiprināšanās veidu, bet tā ir atzīta par piemērotāko ekoloģijas, morfoloģijas un fizioloģijas studijām (Wetzel, 1983).

1. Makrofīti, kas sakņojas gruntī:

1.1. Virsūdens makrofīti ir sastopami ūdens piesātinātos vai ar ūdenī klātos substrātos, aug līdz 1,5m dziļumam. Visām sugām reproduktīvas daļas ir virs ūdens. Heterofilajām sugām iegrimušās un/vai peldošās lapas attīstās pirms virsūdens lapām, iegrimušās lapas attīstās vairākām sugām (Wetzel, 1983). Atkarībā no ūdenstilpes formas un dziļuma, šie augi var veidot blīvas vienlaidu audzes vai atsevišķus pudurus gar krastu, vai arī salu un ceru mozaīku pa visu ezeru (Poikāne un Znotiņa, 2006);

1.2. Peldlapu makrofīti ir sastopami ūdenī no 0,5– 3 m dziļumam. Reproduktīvās daļas ir peldošas vai virsūdens. Heterofilajām sugām pirms vai vienlaicīgi ar peldošajām lapām attīstās arī iegrimušās lapas;

1.3 Iegrimušie makrofīti ir plaša grupa, kuru sastopamību limitējošais faktors ir ūdens caurredzamība. Lapu morfoloģija ir ļoti daudzveidīga, augu reproduktīvās daļas ir virsūdens, gan arī peldošas vai iegrimušas. Šajā grupā bez segsēkļiem ietvertas arī atsevišķas sporaugu sugas, vairākas sūnu sugas un mieturaļģes.

2. Brīvi peldošie makrofīti ir ļoti daudzveidīga augu grupa, kuru veido dažādi ūdensaugi, kas nepiestiprināti aug ūdens slānī vai uz tā. Sugas atšķiras pēc to formas – no samērā liela izmēra augiem ar rozetē augošām lapām un ar labi attīstītu sakņu sistēmu (piemēram, peldošais ezerrieksts *Trapa natans*), līdz sīkiem, virs ūdens peldošiem vai iegrimušiem augiem, kuriem attīstījušās dažas saknes vai vispār nav sakņu (ūdensziedi *Lemna sp.*, raglapes *Ceratophyllum sp.*). Reproduktīvās daļas ir peldošas vai virsūdens, bet reti iegrimušas (Wetzel, 1983).

Lai gan šī klasifikācija kopumā ir veiksmīga, atkarībā no vides apstākļiem vai augšanas stadijas dažas sugas pilnībā neatbilst nevienai kategorijai (Wetzel, 1983). Atbilstoši citai ūdensaugu klasifikācijai, kas arī tiek plaši izmantota jaunākos pētījumos, ūdensaugiem tiek izdalītas 5 grupas – helofīti (piekrastes augi, kam augšējā daļa paceļas virs ūdens), nimfeīdi (augi, kuriem virs ūdens atrodas lapas un ziedi), lemnīdi (brīvi peldoši augi), elodeīdi (augi, kam virs ūdens paceļas tikai ziedi) un izoetīdi (augi, kas sakņojas ūdenstilpnes dibenā un nekad npaceļas virs ūdens) (Hutchinson, 1975). Izoetīdu sugas, kā, piemēram, *Isoetes lacustris*, *Littorella uniflora* un *Lobelia dortmanna* ir izplatītas un dominējošas ezeros ar zemu ūdens cietību. Mīkstūdens ezeros izoetīdu daudzveidība ir visaugstākā, bet ezeros ar augstu ūdens cietību – viszemākā (Sand-Jensen & Vestergaard, 1999). Izoetīdi ir lēni augoši, mūžzaļi augi, kuriem lapas izkārtotas rozetē tuvu ezera gultnei (Hutchinson, 1975). Izoetīdu sugas nespēj izmantot bikarbonātus, bet tās ir spējīgas izmantot oglekļa dioksīdu, kas ir atrodams sedimentos, kā galveno oglekļa avotu fotosintēzes nodrošināšanai. Tātad izoetīdu

sugu fotosintēzes process ir neatkarīgs no bikarbonātu koncentrācijas ūdenī. Nelielā izoetīdu sugu esamība ezeros ar augstu ūdens cietību varētu būt skaidrojama arī ar konkurenci ar elodeīdu sugām dēļ gaismas un vietas (Sand-Jensen & Vestergaard, 1999). Izoetīdi ir makrofīti ar zemām konkurences spējām (Roelofs, 1983), jo to lapas ir novietotas tuvāk ezera gultnei, bet elodeīdu lapas, kas novietojušās tuvāk ezera virsmai, spēj samazināt gaismas pieejamību izoetīdu sugām. Izoetīdiem ir prasības pret augstu ūdens caurredzamību un zemu hlorofila, kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrāciju (Pedersen et al., 2006), tādēļ izoetīdu jeb piegrunts augājs ir raksturīgs ļoti tīriem un barības vielām nabadzīgiem ezeriem ar smilšainu litorāli (Sand-Jensen & Vestergaard, 1999).

2.2. Makrofītu loma ezeru ekosistēmā

Augstākie ūdensaugi ir svarīgs ūdeņu ekosistēmas komponents, tie kopā ar bezmugurkaulniekiem, zivīm un putniem veido plašu un daudzveidīgu litorāles biocenozi – visu ekosistēmas dzīvo organismu sugu sabiedrību (Sand-Jensen & Vestergaard, 2000). Ekosistēmas nedzīvās dabas komponents ir biotops – gaiss, ieži, ūdens. Biocenožu sugu sastāvs ir atkarīgs no biotopa īpašībām un klimata. Taču dažādu sugu organismi savos dzīvības procesos nemitīgi atgriezeniski ietekmē biotopu – ar saviem izdalījumiem un atliekām izmaina augsnes sastāvu, iedarbojas uz gaisa un ūdens sastāvu. Biocenozes un biotopa savstarpējās mijiedarbības dēļ ekosistēma nemitīgi attīstās – mainās sugu un sastāvs un vides īpašības (Melecis, 2011). Piemēram, plašas joslas ar iegrimušiem un peldlapu makrofītiem var pārveidot ezera hidrodinamiskos apstākļus, samazinot viļņu darbību un palēninot ūdens straumes, kas palielina sedimentu akumulāciju litorālē. Zemūdens veģetācija arīdžan kavē sedimentu resuspensiju un pārveido barības elementu plūsmas starp ūdeni un sedimentiem (Barko & James, 1998). Iegrimušie un peldlapu makrofīti ietekmē arī gaismas iekļūšanu dziļākos ūdens slāņos, noēnojot un tādējādi pārveidojot piegrunts apstākļus (Binzer & Sand-Jensen, 2006). Harofīti un elodeīdi, augot tuvu ezera dibenam, veicina ūdens caurredzamību, samazinot ūdens plūsmu ezera dibenā un aizkavējot sedimentu resuspensiju (Berg et al., 1997). Blīvs ezera aizaugums var izveidot bezskābekļa apstākļus piegrunts slānī, palielinot fosfora atbrīvošanos no sedimentiem (Moss et al., 1996).

Ekosistēmas funkcionēšana izpaužas vielu un enerģijas maiņā. Dzīvie organismi nodrošina enerģijas plūsmu un vielu riņķojumu caur ekosistēmas barības ķēdi. To veido producenti jeb zaļie augi, konsumenti jeb patērētāji un reducenti jeb organisko vielu noārdītāji (Wetzel, 1983). Zālēdājiem makrofīti ir nozīmīgs iztikas avots, noteiktas dzīvnieku grupas izvēlas specifiskas makrofītu grupas. Tomēr lielākā daļa makrofītu biomasas netiek

izmantota, atmirstot tā nonāk uz augsnes virsmas, kur veido atmirušo organisko atlieku slāni (Cronin et al., 2006).

Relatīvi mazos un seklos ezeros litorālās zonas florai ir nozīmīga loma ezera ekosistēmas produktivitātē (Wetzel, 1983). Makrofīti veido būtisku ezera ekosistēmas fotoautotrofā komponenta daļu, kas līdz ar fitoplanktonu nodrošina saules enerģijas saistīšanu tajā un pa ekoloģisko barības ķēdi padara to pieejamu pārējiem ekosistēmas komponentiem (Melecis, 2011). Vasaras periodā makrofīti veido pat līdz 84% no kopējās primārās produkcijas (Feldmann, 2012), paaugstinot sedimentāciju un veidojot labvēlīgus apstākļus sedimentu akumulācijai (Barko & James, 1998). Tomēr makrofītu kā primāro producentu loma ir nozīmīgāka seklos oligotrofos un mezotrofos ezeros, bet eitrofos un hipereitrofos ezeros to loma samazinās līdz ar fitoplanktona palielināšanos, jo ūdens duļķainība izraisa sliktus gaismas apstākļus. Makrofīti arī piedalās dažu organisko vielu sadalīšanā, tiem ir liela ietekme bioloģiskajā struktūrā un elementu apritē (Cronin et al., 2006). Makrofīti ir galvenais komponents ezeru ekosistēmās, kas veido dzīves vietas apstākļus citiem organismiem (Feldmann, 2012) - mikroflorai un zooplanktonam, kā arī lielākiem bezmugurkaulniekiem, tādējādi makrofīti ietekmē dzīvo organismu izplatību un bagātību (Wetzel, 1983). Pētījumi pierāda, ka teritorijās, kurās ir sastopama veģetācija, ir lielāks epifītisko un bentisko organismu daudzums un dažādība nekā teritorijās, kurās veģetācijas nav (Cronin et al., 2006).

Litorāle ir ezera ūdeņu un sateces baseina zemes mijiedarbības zona, bet makrofīti ir kā dzīva saikne starp ūdeni, sedimentiem un atmosfēru. Makrofīti ir iesaistīti tādos ekosistēmas procesos kā biomineralizācija, iztvaikošana, sedimentācija, elementu aprīte, tie var ietekmēt gāzu apmaiņu un paaugstināt skābekļa iekļūšanu sedimentos (Cronin et al., 2006). Makrofīti arī palielina vides daudzveidību, nodrošina ūdeņu bioloģisko pašattīrīšanos, kavē grunts izskalošanos, kā arī spēj saistīt lielus daudzumus ūdenī izšķīdušo vielu (Engelhardt & Ritchie, 2001). Makrofīti, kas sakņojas gruntī, ir saikne starp sedimentiem un ūdens slāni. Barības elementi caur saknēm tiek uzņemti, bet atbrīvojas līdz ar augu bojā eju (Barko & Smart, 1980). Makrofīti nodrošina arī nepārtrauktas pārmaiņas sedimentos, izmainot pH, oksidēšanās – reducēšanās apstākļus un barības elementu apriti, kā arī ietekmē barības elementu daudzumu ūdenī, sedimentu resuspensiju un ūdens duļķainību (James & Barko, 1990).

Makrofītiem īpaši nozīmīga loma ir seklos ezeros, kuros ir iespējami divu veidu līdzsvari – samērā dzidrs ūdens, kurā dominē makrofīti, vai duļķains ūdens, kurā dominē fitoplanktons. Gan fitoplanktons, gan iegrimušie makrofīti veicina sev labvēlīgus vides apstākļus un pasliktina apstākļus otram. Makrofīti uztur dzidrā ūdens stāvokli ar dažādiem mehānismiem, kā, piemēram, sedimentu stabilizācija, zooplanktona populāciju veicināšana

(Cronin et al., 2006). Tā kā fitoplanktonam ir nepieciešams mazāks gaismas daudzums augšanai, tam ir priekšrocības augšanai tumšākos un dziļākos ūdeņos. Ja fitoplanktons sāk dominēt, tas uztur duļķaino stāvokli caur augstu gaismas absorbciju un barības elementu uzturēšanu ūdenī. Duļķainais stāvoklis, kurā dominē fitoplanktons, parasti tiek uzskatīts par nevēlamu, jo dabiskās sugu sabiedrības izzūd un samazinās bioloģiskā daudzveidība. Sekliem ezeriem, atbilstoši ŪSD labs ekoloģiskais stāvoklis tiek asociēts ar dzidru, makrofītiem dominējošu stāvokli (Jansea et al., 2008).

2.3. Makrofītu attīstību ietekmējošie faktori

Seklos ezeros litorāle aizņem plašu ezera daļu. Šo platību raksturo plašs vides faktoru spektrs. Makrofītu sugām ir dažādi pielāgojumi vides apstākļiem, kas izpaužas ne tikai caur konkrētas sugas esamību vai neesamību ezerā, bet arī caur to augšanas formu un sastopamības dziļumu. Biocenozes līmenī šīs atšķirības pirmkārt izpaužas sugu daudzveidības telpiskajā variācijā. Atsevišķu sugu dominanci nosaka gan vides faktori, gan arī ezera veģetācijas vēsturiskā attīstība (Sculthorpe, 1971).

Galvenie faktori, kas ietekmē makrofītus, var tikt iedalīti trijās lielās kategorijās – fizikālie, ķīmiskie un bioloģiskie, kuriem attiecīgi ir limnoloģiskas, metaboliskas un biotiskas ietekmes uz augiem (Gasith & Hoyer, 1998). Limnoloģiskās ietekmes ir saistītas ar ūdens un sedimentu fizikālajiem apstākļiem. Galvenie limnoloģiskie faktori, kas ietekmē makrofītu izplatību litorālē ir ezera morfometrija, sedimentu sastāvs, ūdens plūsma, gaisma un temperatūra (Feldmann, 2012). Metaboliskās ietekmes ir saistītas ar elementu apriti un organisko vielu producēšanu. Galvenie ūdens hidroķīmiskie faktori, kas ietekmē makrofītu veģetāciju, ir barības vielu daudzums un ūdens kopējā cietība (Søndergaard, 1990), kā arī ūdens pH (Sand-Jensen & Vestergaard, 2000). Savukārt biotiskās ietekmes ir saistītas ar starpsugu un starppopulāciju mijiedarbību (Feldmann, 2012).

Ezera kopējo aizaugumu ar makrofītiem ir iespējams prognozēt, ņemot vērā ezera platību un barības vielu pieplūdi. Savukārt, makrofītu sugu sastāvu un daudzveidību nosaka ezera vides fizikāli ķīmiskie apstākļi un makrofītiem pieejamā biotopa platība (Sand-Jensen & Vestergaard, 2000). Būtiskākais faktors, kas ietekmē makrofītu cenozes ir klimats, kuru nosaka ģeogrāfiskā atrašanās vieta – atšķirīgos ģeogrāfiskos reģionos ir arī atšķirīgs sugu sastāvs, neatkarīgi no ezera ķīmiskajām īpašībām (Duarte & Kalff, 1987). Ūdens ķīmiskās īpašības nosaka dažādu sugu esamību vai neesamību noteiktos ezeros, bet fizikāli parametri, kā, piemēram, dziļums, litorāles slīpums vai sedimentu sastāvs ietekmē sugu izplatību ezera ietvaros (Sand-Jensen & Vestergaard, 1999).

2.3.1. Gaisma

Saules starojums ir visu uz Zemes notiekošo procesu galvenais enerģijas avots. Saules gaisma, kas sasniedz ūdenstilpes virsmu, tiek daļēji atstarota, un atstarotās gaismas daudzums ir atkarīgs no staru krišanas leņķa. Saules starojuma bioloģiskā iedarbība ir ļoti daudzveidīga, un to nosaka starojuma spektrālais sastāvs, intensitāte, kā arī apgaismojuma diennakts un sezonālais periodiskums (Lampert & Sommer, 2007). Saules starojuma spektrā izdalās trīs joslas. Ūdens labi absorbē infrasarkanā un ultravioletā starojumu, bet no redzamās gaismas – sarkanā spektra daļu (Melecis, 2011). Infrasarkanais starojums ir nozīmīgs siltuma avots, bet redzamajai gaismai ir vislielākā nozīme organismu dzīvības procesos. Izmantojot šo gaismas spektra daļu kā galveno enerģijas avotu, fotosintēzes procesā zaļie augi, tai skaitā makrofīti, sintezē organiskās vielas (Lampert & Sommer, 2007).

Gaismas apstākļiem dabā ir gan diennakts, gan sezonas periodiskums. Gandrīz visiem augu fizioloģiskajiem procesiem ir diennakts ritms ar maksimumu un minimumu noteiktās stundās (Herb & Stefan, 2006). Sezonālā aspektā gaismas daudzumam ir cieša saistība ar ūdens temperatūru, jo šie abi faktori tieši ietekmē makrofītu augšanu, to morfoloģiju, fotosintēzi un vairošanās procesus (Lampert & Sommer, 2007). Ja rudenos vēlāk izveidojas ledus sega un pavasaros ledus ātrāk izkūst, nepieciešamais gaismas daudzums augiem ir pieejams ilgāku laika periodu. Atsevišķas iegremdēto ūdensaugu sugas ir spējīgas saglabāt aktīvus vielmaiņas procesus arī ziemā zem plānas ledus segas, bet nav novērota to augšana, kaut arī ir pietiekams gaismas daudzums (Haslam, 2006).

Gaismas pieejamību ūdensaugiem limitē ūdens dziļums, ūdens duļķainība un krāsainība (Kirk, 1994). Samazinoties gaismas daudzumam ūdenī, proporcionāli samazinās ūdensaugu augšanas dziļums, augiem attīstās garāki un vairāk dzinumus, garākas lapas (Barko et al., 1986). Pieejamais gaismas daudzums visbūtiskāk ietekmē iegremdētās makrofītu sugas, jo tas nosaka maksimālo dziļumu, kādā makrofīti būs sastopami. Palielinoties to dabisko un antropogēno faktoru summai, kas samazina gaismas iespiešanās dziļumu ūdens vidē, proporcionāli samazinās tā ūdens slāņa amplitūda, kurā izplatīti iegremdētie makrofīti (Fox, 1992). Iegrimušie makrofīti spēj izdzīvot tikai dziļumā, kur ir pieejami apmēram 20% no ezera virsmas gaismas daudzuma (Chambers & Kaiff, 1985). Virsūdens un peldlapu makrofītiem, kam lapas sasniedz ezera ūdens virsmu, gaismas daudzuma vertikālās izmaiņas nav nozīmīgas, to sastopamību dziļākos ūdens slāņos ietekmē hidrostatiskais spiediens (Lampert & Sommer, 2007). Vismazākās prasības pret gaismas daudzumu ir ūdens sūnaugiem un makroskopiskajām aļģēm (Markarger & Middelboe, 1997).

2.3.2. Ūdens caurredzamība

Makrofītu augšana ir atkarīga no minimālajām prasībām pret gaismu (Sand-Jensen & Madsen, 1991), tādēļ gaismas pieejamība ir viens no galvenajiem limitējošiem faktoriem, kas nosaka makrofītu izplatību dziļumā (Sculthorpe, 1971). Ūdens caurredzamību ievērojami ietekmē ūdenī suspendētās vielas, tāpat arī peldošie augstākie ūdensaugi un aļģes (Fox, 1992). Arī ūdens krāsainība – optiska īpašība mainīt spektra sastāvu caurejošai redzamajai gaismai, ir viens no faktoriem, kas būtiski ietekmē gaismas nokļūšanu ūdens dziļākos slāņos. Ūdens krāsainība ir parametrs, pēc kura vērtības ezeri tiek iedalīti dzidrūdens un brūnūdens ezeros (Ūdeņu stāvokļa monitoringa programma, 2009), to nosaka humusvielu daudzums ūdenī (Kirk, 1994). Humusvielas ir fizikāli un ķīmiski heterogēni savienojumi ar plašu krāsu spektru (no dzeltenas līdz melnai). Tās veidojušās sekundārās sintēzes (humifikācijas) rezultātā, satrūdot un transformējoties biomolekulām, kas rodas no atmirušiem organismiem, un iedarbojoties mikroorganismiem uz organiskajām atliekām (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004). Brūnūdens ezeros humusvielas samazina gaismas iespiešanās efektivitāti, gluži tāpat kā palielinātas hlorofila koncentrācijas eutrofikācijas gadījumā, līdz ar to samazinās ūdens caurredzamība (Kirk, 1994). Ūdens caurredzamība mainās sezonāli – vismazākā tā ir vasarā, kad intensīvi norisinās tāds process kā ūdens ziedēšana, bet vislielākā ūdens caurredzamība ir novērojama ziemas laikā (Fox, 1992).

Ūdens caurredzamība ietekmē gan makrofītu sugu daudzveidību, gan arī maksimālo dziļumu, kādā ezerā makrofīti ir sastopami. Makrofītu sugu daudzveidība pieaug līdz ar ūdens caurredzamību - tā palielinās vidēji par 1,6 sugām līdz ar katru 1 m pieaugumu ūdens caurredzamībā (Sand-Jensen & Vestergaard, 2000). Maksimālais dziļums, kādā ir sastopami makrofīti, ir atkarīgs no ezera ūdens caurredzamības un makrofītu augšanas formas. Garāki augi, kā, piemēram, elodeīdi un dažas makroskopiskās aļģes var izvairīties no gaismas trūkuma ezeros ar zemu caurredzamību, augot ezera ūdens virsmas virzienā (Dale, 1986). Izoetīdiem ir viszemākās maksimālā sastopamības dziļuma vērtības salīdzinoši ar pārējām makrofītu grupām. Kopumā visiem makrofītiem ir raksturīga pazīme, ka pieaugot ezera ūdens caurredzamībai, līdz noteiktai atzīmei palielinās arī to maksimālais sastopamības dziļums (Markarger & Middelboe, 1997).

2.3.3. Temperatūra

Temperatūra ir viens no nozīmīgākajiem abiotiskajiem faktoriem, kas ietekmē visu organismu dzīvības norises. Ezers siltumu saņem ar Saules radiāciju un atdziest izstarojot garos viļņus, iztvaikojot vai kondensējot ūdens tvaikus. Lielākā daļa Saules radiācijas, īpaši infrasarkanais starojums, sasniedzot ezera virsmu tiek absorbēts un pārvērsts siltumā. Tāpat kā gaisma, arī temperatūra samazinās līdz ar dziļumu. Ūdens temperatūrai ir ļoti nozīmīga loma augšanas procesos – palielinoties temperatūrai, bioloģiskā aktivitāte palielinās (Lampert & Sommer, 2007). Paaugstinoties temperatūrai, samazinās skābekļa un oglekļa dioksīda koncentrācija, bet palielinās sārņu koncentrācija (Melecis, 2011). Salīdzinot ar sauszemi, ūdens videi ir raksturīgi stabilāki temperatūras apstākļi. Nelielās temperatūras svārstības padara saldūdens ekosistēmas neaizsargātas pret invāziju (Shea & Chesson, 2002).

Temperatūra ietekmē ūdensaugu augšanu, izplatību un sugu sastāvu biocenozē. Makrofīti ir poikilotermi organismi - tie nespēj uzturēt pastāvīgu sava ķermeņa temperatūru, tādēļ ir atkarīgi no apkārtējās vides temperatūras. Poikilotermo organismu augšana un attīstība ir tieši atkarīga no vides temperatūras, katrai sugai normāla vielmaiņa sākas pie konkrētas temperatūras, kuru dēvē par attīstības temperatūras sliekšni. Lai varētu augt un attīstīties, poikilotermiem organismiem ir jāsaņem noteikts siltuma daudzums, kas tiek izteikts kā efektīvā siltuma summa – sakarība starp vides temperatūru un organisma attīstības temperatūras sliekšni. Katrai sugai ir sava efektīvās temperatūras augšējā un apakšējā robeža, kuru pārsniedzot, organisma attīstība tiek kavēta vai nenotiek vispār (Švarcbahs u.c., 2005). Temperatūra ir būtiskākais faktors, kas nosaka metabolisko procesu intensitāti augos (Berry & Bjørkman, 1980), vairākumam sugu eksistences apstākļi atbilst 0 - 50°C, bet augiem fotosintēzes procesa nodrošināšanai optimālā temperatūra ir > 20°C. Tomēr atšķirīga ir augu spēja pielāgoties un veikt fotosintēzi zemākās temperatūrās (Barko & Smart, 1981). Iegrimušajiem makrofītiem ir plaša ekoloģiskā valence attiecībā uz temperatūru – tie ir spējīgi augt plašā temperatūras amplitūdā (Madsen & Brix, 1997). Tā kā temperatūrai ir sezonāls raksturs, tā arī nosaka makrofītu veģetācijas sezonas garumu (Lampert & Sommer, 2007). Cieši saistīts ar temperatūru ir arī ledus, kas ietekmē augus, veidojot ēnu un traucējot pieeju atmosfērai (Wilcox & Meeker, 1991).

2.3.4. Ūdens cietība

Kopējā ūdens cietība līdzās biogēno elementu koncentrācijai ir galvenie ūdens hidroķīmiskie parametri, kas nosaka makrofitu sugu sastāvu un daudzveidību ezeros (Feldmann, 2012). Kopējā ūdens cietība ir kopējais kalcijs un magnija jonu daudzums. Ciešā saistība starp makrofitu sugu izplatību un bikarbonātu koncentrāciju norāda uz tās nozīmīgu ietekmi makrofitu fotosintēzes procesa nodrošināšanā, to augšanu un ilgtermiņa pastāvēšanu (Sand-Jensen & Vestergaard, 1999). Nozīmīgākais faktors, kas nosaka kāda ūdens tipa izplatību konkrētā reģionā, ir ģeoķīmiskā uzbūve. Ļoti mīksti ūdeņi sastopami reģionos ar bazalta, granīta, smilšakmens segumu, bet cieti ūdeņi, ja dominē ar kaļķi, ģipsi un dolomītu bagātas augsnes (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004).

Dažādām makrofitu augšanas formām ir noteikta to izplatība, atkarībā no ezera ūdens cietības. Elodeīdi dominē ezeros ar augstu ūdens cietību, jo izmanto bikarbonātus kā oglekļa avotu fotosintēzes procesam. Izoetīdi dominē ezeros ar zemu ūdens cietību (Sand-Jensen & Vestergaard, 1999), tie uzrāda negatīvu korelāciju ar ūdens cietības pieaugumu (McElarneya et al., 2010). Savukārt ezeros ar vidēju cietību ir sastopami pārstāvji gan no elodeīdiem, gan izoetīdiem. Kopējā iegrimušo makrofitu daudzveidība viszemākā ir skābos ezeros ar negatīvu ūdens cietību, bet augstākā – ezeros ar augstu ūdens cietību. Tas ir skaidrojams ar elodeīdu, kas ir sugām bagātāka makrofitu grupa, dominēšanu pār izoetīdiem ezeros ar augstu ūdens cietību. Atšķirīga oglekļa izmantošana dažādām makrofitu augšanas formām ietekmē to sastopamību ezeros, bet vienas augšanas formas dažādu sugu sastopamību izplatību ietekmē gan oglekļa pieejamība, gan arī gaiss, barības vielu daudzums un temperatūra (Sand-Jensen & Vestergaard, 1999).

2.3.5. Biogēno elementu daudzums

Pēdējo 100 gadu laikā saldūdeņu ekosistēmas visā Eiropā ir pieredzējušas būtiskas izmaiņas (Sand – Jensen et al., 2000), jo ir pieauguši barības vielu ieplūdes apjomi saldūdeņos (Kristensen & Hansen, 1994). Pieaugošās biogēno elementuslodzes negatīvi ietekmē sugu struktūru un daudzveidību daudzos ezeros (Del Pozo et al., 2010). Par biogēnajiem elementiem ūdeņos uzskata slāpekli neorganiskajos jonus (NH_4^+ , NO_2^+ , NO_3^-) un slāpekļa organiskajos savienojumos, fosforu neorganiskajos jonus (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , polifosfātajonos) un fosfora organiskajos savienojumos, dzelzi un silīciju to dažādajās oksidēšanas pakāpēs un atrašanās formās (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004).

Tā kā hidrosfērā kopumā ir pieejami relatīvi niecīgi fosfora daudzumi (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004), lielākoties visās dabiskajās ūdens ekosistēmās limitējošais elements ir fosfors (Tracy et al, 2003). Fosfora savienojumiem ir liela nozīme ūdenskrātuvju eitrofikācijas procesos, un ja fosfātu saturs > 0,05 mg/l, tad pie pietiekoša slāpekļa savienojumu daudzuma ūdenstilpēs labvēlīgos apstākļos var sākties intensīva aļģu un citu ūdens augu vairošanās (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004). Tomēr antropogēnās darbības rezultātā pieaugošā fosfora slodze un eitrofikācija bieži izraisa pāreju uz slāpekli kā limitējošo elementu (Tracy et al., 2003). Izmainoties slāpekļa un fosfora attiecībām, mainās to kā augšanu limitējošo faktoru nozīme:

- ✓ ja N : P ir lielāks par 12, tad P ir limitējošais faktors;
- ✓ ja N : P ir mazāks par 7, tad N ir limitējošais faktors;
- ✓ ja N : P ir mazāks par 12 un lielāks par 7, tad abi šie elementi nav eitrofikāciju kā aļģu strauju augšanu limitējošie faktori (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004).

Eitrofikācija ezeros var izraisīt pārmaiņu no dzidra ūdens, kurā dominē makrofīti, uz duļķainu stāvokli, ja limitējošā elementa slodzes sasniedz kritisku līmeni (Hilt & Gross, 2008). Galvenais faktors, kas nosaka, kurš līdzsvars būs dominējošs, ir biogēno elementu slodze. Ja ir ļoti augstas biogēno elementu slodzes, tikai duļķainais stāvoklis ir stabils, bet dzidrūdens stāvoklis – pie ļoti zemām slodzēm. Amplitūdā starp tiem, abi stāvokļi var eksistēt un mainīties, jo abiem stāvokļiem ir vairāki stabilizējoši mehānismi (Jansea et al., 2008).

Kopējā makrofītu sugu daudzveidība samazinās līdz ar kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrāciju paaugstināšanos, jo tie ir apgriezti proporcionāli saistīti ar ūdens caurredzamību. Ezera trofijas pakāpe ietekmē arī makrofītu sugu sastāvu un makrofītu maksimālo sastopamības dziļumu ezerā (Markarger & Middelboe, 1997). Izmainoties ezera trofijas pakāpei, sugu sastāvs izmainās atbilstoši dažādām prasībām pēc barības vielām un gaismas. Izoetīdi ir lēni augoši un pielāgojušies oligotrofiem apstākļiem, tie nav piemēroti konkurencei ar elodeīdiem (Sand-Jensen & Vestergaard, 1999). Ja notiek ezera eitrofikācija, izoetīdu sugas izzūd un to vietā nāk lēni augošas elodeīdu sugas, kas vēlāk tiek nomainītas ar ātri augošām elodeīdu sugām (Pokorný & Björk, 2010). Šādi eitrofikācijas procesu rezultātā ūdensaugu sastāvs ir būtiski izmainījies daudzu Eiropas valstu ezeros – izoetīdus un harofītus nomainījušas barības vielu prasīgas sugas, piemēram, ķemmveida glīvene *Potamogeton pectinatus*, iegrimusī raglape *Ceratophyllum demersum*, vārpainā daudzlape *Myriophyllum spicatum* (Sand – Jensen et al., 2000).

Dažādām makrofītu augšanas formām ir atšķirīgas prasības pret barības vielu daudzumu. Vislielāko kopējo un iegrimušo makrofītu daudzveidību ir iespējams novērot mezotrofos ezeros, jo tajos izoetīdu sugas var eksistēt līdzās ar elodeīdiem, kuru pastāvēšanai ir nepieciešamas augstākas barības vielu koncentrācijas. Eitrofos ezeros kopumā ir

nepiemēroti augšanas apstākļi iegrimušajiem makrofītiem, jo seklos ūdeņos pastāv konkurence par gaismu un vietu ar virsūdens makrofītiem un peldlapu makrofītiem, bet dziļākos ūdeņos gaismas daudzumu tiem limitē augstās fitoplanktona koncentrācijas (Sand-Jensen & Vestergaard, 2000). Sasniedzot ekstremāli augstas barības vielu koncentrācijas, kopējā sugu daudzveidība un attīstība samazinās (Birks et al., 1976). Šādos, slāpekļa bagātos, seklos ezeros parasti dominē brīvi peldošie makrofīti, fitoplanktons un perifitons, savukārt makrofītu, kuri sakņojas gruntī, daudzveidība ir neliela (Tracy et al, 2003).

2.3.6. Ūdens pH

Ūdens pH ir viens no makrofītu izplatību kontrolējošiem faktoriem. Tam ir netieša loma, caur tā spēju ietekmēt trofijas pakāpi, katjonu, piemēram, Ca^{2+} un Mg^{2+} , koncentrāciju, jonu šķīdību un šūnu regulāciju (Stewart & Freedman, 1989). pH vērtības Latvijas iekšzemes ūdeņos svārstās no aptuveni 3,5 līdz 9 (Kokorīte, 2007). Dabas ūdeņu sastāvu ietekmē skābju un bāzu savstarpējās reakcijas. Gan skābes, gan bāzes veidojas vulkānisku procesu rezultātā, dēdējot iežiem, antropogēnās ietekmes un bioloģisko faktoru iedarbībā. No iežiem, kas īpaši nozīmīgi var ietekmēt ūdeņu pH, jāmin karbonāti (dolomīts, kaļķakmens u.c.), kuriem šķīstot, veidojas hidrogēnkarbonātionī, kas savukārt var ietekmēt dabas ūdeņu reakciju. Arī dabiskas izcelsmes organiskas skābes – humusvielas, var ietekmēt ūdeņu pH (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004).

Skābi ezeri ar $\text{pH} < 5$ un zemu ūdens cietību ir makrofītu sugām nabadzīgi, jo sugām bagātākā elodeīdu grupa šādos ezeros nav plaši pārstāvēta. Skābos ezeros sastopamo makrofītu sugu skaits varētu būt zem 10. Izoetīdi skābos ezeros ir pārstāvēti ar sīpoliņu doni *Juncus bulbosus* un *L. uniflora*. Starp vaskulārajiem augiem *J. bulbosus* ir zināms kā augs, kurš spēj augt ļoti skābos ūdeņos, pat ar $\text{pH} 2 - 3$. Visaugstākā sugu daudzveidība ir neitrālos ezeros, kur pH robežās $7 - 9$, šādos ezeros sugu daudzveidība var sasniegt pat $25 - 30$ sugas. Savukārt bāziskos ezeros makrofītu sugu daudzveidība atkal samazinās līdz vidēji 10 sugām (Sand-Jensen & Vestergaard, 1999).

2.3.7. Ezera morfometrija

Jautājums par to, kā ezera dziļums un platība ietekmē makrofītu sugu izplatību, nav pietiekoši plaši izpētīts (Feldmann, 2012). Vispārīgi vērtējot, lielos un dziļos ezeros ir mazāk makrofītu nekā mazos un seklos ezeros (Gasith & Hoyer, 1998). Tas ir saistīts ar gaismas pieejamību augiem – dziļums ir viens no kritiskajiem vides faktoriem, kas nosaka ne tikai

makrofītu sugu daudzveidību, bet arī to spēju augt un attīstīties (Chambers & Kalff, 1985). Palielinoties ezera dziļumam un platībai, vēja un viļņu ietekme palielinās (Sand-Jensen, 1989), tādēļ helofītu un īpaši peldlapu augu izplatība samazinās (Spence, 1982). Līdz ar to mazos ezeros ir plašāka seklā ezera daļa, kurā ir piemērotākas vietas makrofītu kolonizācijai (Van den Berg et al., 1999). Tomēr līdz ar ezera platību un krasta līnijas daudzveidību pieaug makrofītu izplatības variācijas. Lielos ezeros ar sarežģītu un daudzveidīgu krasta līniju tiek nodrošināts plašs vides apstākļu spektrs dažādām makrofītu sugām (Feldmann, 2012). Attiecība starp litorāles platību un ezera kopējo platību samazinās līdz ar ezera platības un dziļuma palielināšanos, bet palielinās līdz ar krasta līnijas daudzveidību (Gasith, 1991). Ezeriem ar nevienmērīgu un daudzveidīgu krasta zonu ir arī plašākas veģetācijas joslas salīdzinot ar ezeriem, kuriem krasta zona ir vienvēidīga. Šie faktori tieši un netieši mijiedarbojas ar citiem vides faktoriem, kā, piemēram, gaisma, barības vielu daudzums, grunts sastāvs, nosakot atšķirīgu aizauguma pakāpi un makrofītu sugas (Gasith & Hoyer, 1998). Mazos ezeros ir mazāk izteikta resuspensija, kas saistīta ar mazāku viļņu darbības ietekmi, tādēļ tie ir piemērotāki makrofītiem nekā lieli ezeri. Mazos ezeros arī ir plašāka seklā ezera daļa, kurā ir piemērotākas vietas makrofītu attīstībai (Van den Berg et al., 1999).

Tiek uzskatīts, ka starp makrofītu sugu daudzveidību un ezera platību nav novērojama būtiska sakarība, tomēr oligotrofos ezeros ar augstu caurredzamību sugu daudzveidības saistība ar ezera platību ir nozīmīgāka nekā eutrofos ezeros (Sand-Jensen & Vestergaard, 2000). Makrofītu sugu daudzveidība ir vairāk saistīta ar makrofītiem pieejamā biotopa, nevis visa ezera platību. Lielāka nozīme ir makrofītiem pieejamā biotopa paplašināšanai vertikālā nekā horizontālā virzienā. Tas nozīmē, ka sugu daudzveidība pieaug līdz ar ūdens caurredzamību, nevis ezera platību (Sand-Jensen & Vestergaard, 2000).

Pie limnoloģiskiem faktoriem tiek pieskaitīts arī krasta nogāzes slīpums, kas ietekmē makrofītiem pieejamā biotopa platību un nosaka sedimentu stabilitāti, veidojot erozijas vai sedimentācijas zonu (Gasith & Hoyer, 1998).

2.3.8. Antropogēnā ietekme

Antropogēnais faktors ir kvalitatīvi atšķirīgs ietekmes faktoru veids, kas atšķirībā no dabiskajiem, raksturojams ar lielāku dinamismu. Antropogēnie faktori var ietekmēt ekosistēmas un dzīvo organismu populācijas tieši un netieši. Daudziem tiešajiem antropogēnajiem faktoriem ekosistēmas nav evolucionāri pielāgojušās, līdz ar to šo faktoru iedarbība pat nelielā intensitātē var ļoti nelabvēlīgi ietekmēt ekosistēmas (Melecis, 2011). Tiešā antropogēnā ietekme var izpausties kā makrofītu vākšana vai tīša iznīcināšana,

piemēram, izraušana vai izbradāšana (Lampert & Sommer, 2007). Savukārt netiešā antropogēnā ietekme uz sugu populācijām izpaužas kā vides piesārņojums un biotopu degradācija (Auniņš u.c., 2010). 1. nodaļā ir minētas antropogēnās ietekmes, kas var pasliktināt ezeru biotopu kvalitāti un līdz ar to arī nelabvēlīgi ietekmēt makrofītu cenozi ezerā, jo makrofītu eksistence ir atkarīga no ūdens kvalitātes, tādēļ tās ir uzskatāmas par netiešajiem antropogēnajiem iedarbības faktoriem.

3. MAKROFĪTI KĀ INDIKATORI ŪDENSTILPJU EKOĻOĢISKĀS KVALITĀTES NOVĒRTĒŠANĀ

Ūdeņu aizsardzība jau kopš pagājušā gadsimta 70.tajiem gadiem ir kļuvusi par vienu no galvenajiem sektoriem Eiropas Savienības (turpmāk tekstā ES) vides politikā. ŪSD ir galvenais dokuments, kas nosaka ūdens aizsardzības un apsaimniekošanas principus un uzdevumus ES dalībvalstīs, saskaņā ar kuru līdz 2015.gadam visos ES dalībvalstu ūdensobjektos ir jāsasniedz augsta vai vismaz laba ūdeņu ekoloģiskā kvalitāte (Dudley et al., 2008). Ūdeņu bioloģiskā kvalitāte ir galvenais pamats ūdeņu ekoloģiskā stāvokļa novērtējumam. Par bioindikatoriem ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes noteikšanai var izmantot gan aļģes, gan makrofītus, gan makrozoobentosu, gan arī zivis (Ciecierska & Żurawska, 2004). Visus iepriekš minētos bioloģiskās kvalitātes elementus kā bioindikatorus ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes noteikšanai paredz lietot ŪSD (Dudley et al., 2008). Makrofītiem ir divas pamatīpašības, kas to tos padara par vērtīgiem bioindikatoriem ezera ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā. Pirmkārt, tiem ir garš dzīves cikls un, salīdzinoši ar citiem ūdeņu biocenozes pārstāvjiem, kā, piemēram, fitoplanktonu vai zooplanktonu, tiem ir nepieciešams ilgāks laiks, lai reaģētu uz biotopa apstākļu mainību, tādēļ makrofīti var tikt izmantoti kā ilgtermiņa vides apstākļu indikatori (Hofmann et al., 2004). Makrofīti integrē informāciju par vides stāvokli vairāk kā viena veģetācijas perioda garumā un atspoguļo to caur taksonomiskā sastāva izmaiņām un sugu sastopamības palielināšanos/samazināšanos (Schaumburg et al., 2004). Otrkārt, daudzām makrofītu sugām ir noteikta tolerance pret konkrētiem vides faktoriem. Piemēram, vairākas sugas ir eutrofikācijas indikatori, tādēļ makrofītu veģetācijas īpatnības raksturo ekosistēmas stāvokli – ezera trofijas pakāpi, kā arī ļauj spriest par ezera limnoloģisko tipu un ūdens kvalitāti (Melzer, 1999). Savukārt citas sugas ir jutīgas pret paskābināšanos (Roelofs, 1983) vai sasāļošanos (Schutten et al., 1994; Schaumburg et al., 2004). Atšķirīgām makrofītu ekoloģiskajām grupām ir atšķirīgas indikatīvās īpašības, kas nosaka to pielietojumu ezera stāvokļa novērtējumā. Īstermiņā helofītu indikatīvās īpašības ir samērā zemas, ņemot vērā to relatīvo neatkarību no ūdens vides apstākļiem (Penning et al., 2008) un lielo atkarību no ģeomorfoloģiskajiem apstākļiem. Ņemot vērā, ka helofītu zonā esošie makrofīti lēni, bet stabili reaģē uz ezera vides pārmaiņām, tie ir ļoti labs ilgtermiņa indikators. Savukārt iegrimušie makrofīti ir labi ezera vides ķīmisko un fizikālo apstākļu īstermiņa indikatori, jo to sastāvs un sastopamība mainās no gada uz gadu (Søndergaard et al., 2010).

ŪSD 2000.gadā izraisīja jaunu pieeju ūdens vides kvalitātes pētījumos, paredzot izmantot ūdens organismus, tai skaitā makrofītus, kā indikatorus ūdenstilpes trofiskā stāvokļa novērtējumam (Feldmann, 2012). Saskaņā ar ŪSD vienādiem ezera tipiem būtu jābūt arī

līdzīgai makrofītu sugu sabiedrībai, ja tiem ir vienāda ekoloģiskā kvalitāte. ŪSD uzsver sugu sastāva un sastopamības būtiskumu, nosakot, ka makrofītu taksonomiskais sastāvs tiek izmantots ūdensobjektu ekoloģiskā stāvokļa novērtējumā, bet sniedz relatīvi brīvu izvēli novērtējuma metožu izvēlē (Dudley et al., 2008). Vairākums šobrīd ieteikto metožu makrofītu izmantošanai ūdens kvalitātes novērtēšanā atbilstoši ŪSD prasībām ir izstrādās tekošiem ūdeņiem (O'Hare et al., 2006). Ezeru makrofītu sabiedrību novērtēšanai nav daudz publicētu un saskaņotu metožu, kas atbilstu ŪSD prasībām (Dudley et al., 2008). Šobrīd izmantotās metodes ir atšķirīgas – gan relatīvi vienkāršas, kā, piemēram, daudzveidības indeksi, gan sarežģītākas, ūdenstilpnes trofiskuma pakāpes noteikšanai (Bertrin et al., 2012).

Vairākas ES dalībvalstis ir izstrādājušas savas uz makrofītiem balstītas ūdens kvalitātes novērtēšanas metodes, tās ir Vācija (Schaumburg et al., 2004; Stelzer et al., 2005), Dānija (Sondergaard et al., 2005), Nīderlande (Van den Berg, 2004), Beļģija (Leysen et al., 2005), Zviedrija (Ecke, 2007), Somija (Leka et al., 2007), Lielbritānija (Willby et al., 2006) un Īrija (Free et al., 2006). Vācijā tiek izmantots indekss, kas balstās uz relatīvo sastopamību „jutīgām”, „tolerantām” un „indiferentām” sugām. Nīderlandes, Dānijas un Beļģijas pieeja ir multimetriska, izmantojot vairākus makrofītu sugu sabiedrības aspektus, lai aprakstītu makrofītu stāvokli (Del Pozo et al., 2010). Nīderlandes metodē tiek izmantota sugu sastopamība un makrofītu procentuālais segums dažādām makrofītu augšanas formām. Dānijas pieeja iekļauj maksimālā sastopamības dziļuma indeksu, kā arī atsevišķu sugu esamību/neesamību ezerā (Dudley et al., 2008). Zviedru indekss tiek aprēķināts kā vidējā svērtā vērtība no visām ezerā esošo sugu indikatoru vērtībām (ņemot vērā fosfora gradientu). Lielbritānijas pieeja raksturo sugas kā pozitīvi (ietekmes sugas) vai negatīvi (references sugas) reaģējošas pret eutrofikācijas spiedienu, un definē Ezera Trofijas Pakāpi (*LTR*) kā vidējo no visu sugu vērtībām, kas konstatētas ezerā (Del Pozo et al., 2010). Šobrīd ekoloģiskās kvalitātes novērtēšana atbilstoši ŪSD prasībām galvenokārt tiek balstīta uz eutrofikācijas un paskābināšanās ietekmi, taču hidromorfoloģiskās ietekmes tiek ņemtas vērā tikai pastarpināti. Tomēr ūdenslīmeņa svārstībām upēs un ezeros, kas rodas hidroelektrostaciju darbības rezultātā, ir būtiska ietekme arī uz ūdens ekosistēmu kvalitāti, līdz ar to skatījums uz ekoloģiskās kvalitātes novērtējumu būtu jāpaplašina, lai tas aptvertu plašāku ietekmju loku (Sutelaa et al., 2013).

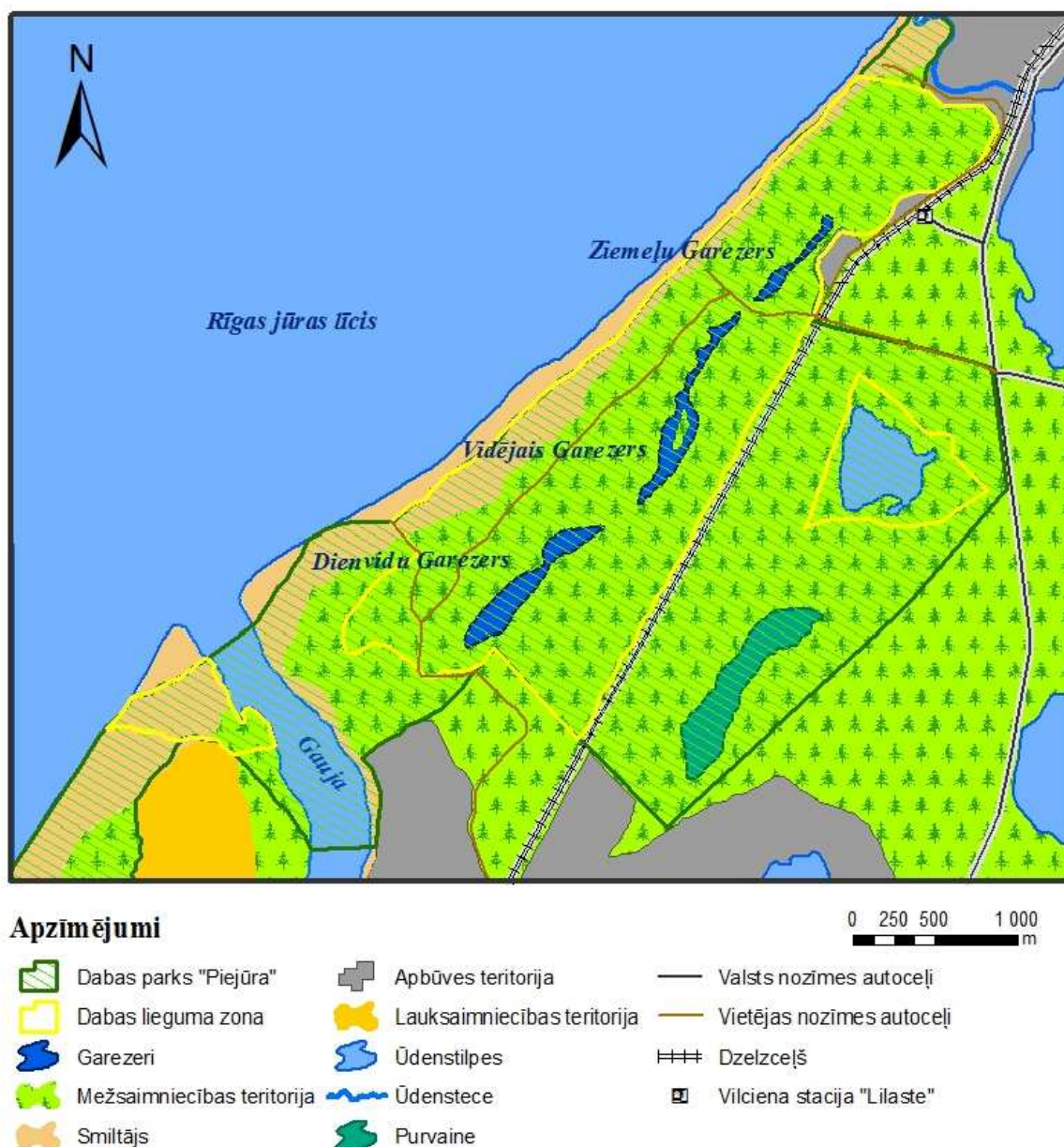
Līdz ar iestāšanos ES arī Latvija ir apņēmusies izpildīt tās vides aizsardzības prasības. Latvijā ŪSD prasības jau ir iestrādātas Ūdens apsaimniekošanas likumā un MK noteikumos. Viens no Latvijas normatīvajiem aktiem, kas paredz makrofītu izmantošanu ūdens ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā ir 2004.gada 19.oktobra Ministru Kabineta noteikumi Nr.858 „Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes

kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību”. Šo noteikumu 3. pielikums paredz, ka makrofītu sugu sastāvs un sastopamība ezeros ir viens no ekoloģiskās kvalitātes kritērijiem virszemes ūdensobjektu klasifikācijai, bet 4. pielikums nosaka, ka makrofītu sastāvs ir viens no kritērijiem augstas, labas un vidējas virszemes ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes noteikšanai (Noteikumi par virszemes ..., 2004). Vēl jāatzīmē 2004.gada 17.februāra Ministru Kabineta noteikumus Nr. 92 „Prasības virszemes ūdeņu, pazemes ūdeņu un aizsargājamo teritoriju monitoringam un monitoringa programmu izstrādei”, kuru 1.pielikums nosaka ūdensaugu novērtēšanu ezeros ne retāk kā reizi gadā uzraudzības monitoringā un ne retāk kā reizi trijos gados operatīvajā monitoringā (Prasības virszemes ..., 2004). Makrofītu novērtējumu upēs un ezeros Latvijas Vides, Ģeoloģijas un Meteoroloģijas centrs nodrošina saskaņā ar Vides monitoringa programmu pamatnostādņēm 2006. - 2008. gadam un 2009. - 2012.gadam. Pirmais makrofītu novērtējums tika īstenots 2006. - 2008.gadā, bet tas tika darīts tikai upēs. Nākamais makrofītu novērtējums tika plānots laika periodam 2009. - 2014.gadam, un šajā novērtējumā ir paredzēts iekļaut arī ezeros, aprobējot ekspertu ieteikto transektu metodi, jo Latvijā (arī Eiropā) šobrīd nav starptautiski salīdzināmas metodikas makrofītu parametru analīzei ezeros. Šis novērtējums tiks uzsākts 2013.gada vasaras sezonā (Valsts SIA „Latvijas Vides ... , 2012).

4. MATERIĀLS UN METODES

4.1. PĒTĪJUMA VIETU RAKSTUROJUMS

Pētāmie ezeri – Dienvidu, Vidējais un Ziemeļu Garezers - atrodas Carnikavas novadā, Rīgas jūras līča Vidzemes piekrastē. Visi trīs Garezeri atrodas dabas parkā „Piejūra”, ezeri ar to apkārtējo teritoriju ir iekļauti dabas lieguma zonā (4.1.1.attēls). Dabas parks „Piejūra” ir arī Natura 2000 teritorija. Parks ir īpaši aizsargājama dabas teritorija, jo tajā sastopami reti piejūras biotopi, mežainas jūrmalas kāpas un veci boreāli meži, embrionālās kāpas, priekškāpas, retas augu un dzīvnieku sugas, savukārt reljefa pazeminājumos izvietojušies ekoloģiski vērtīgi ezeri (Dabas parka „Piejūra” ..., 2004).



4.1.1.attēls. Garezeru apkārtējās teritorijas raksturojums (izstrādājis autors, izmantojot TOPO 50K Satelītkarte, Carnikavas novada teritorijas plānojums 2005. – 2017. gadam)

Dienvidu Garezers, Vidējais Garezers un Ziemeļu Garezers veido triju ezeru virkni, kas izvietojusies Carnikavas novada ziemeļdaļā. Garezeri aizpilda ap 3,5 km garu starpkāpu ieplaku, tiem ir ļoti izstiepta un šaura forma. Garezeri ietilpst Gaujas sateces baseinā, tie atrodas tās labā krasta apkārtnē, pie Gaujas ietekas Rīgas jūras līcī, 300 – 1000 m attālumā no Rīgas jūras līča piekrastes. No jūras ezerus norobežo kāpas, kas vietām ievirzījušās ezeros (Suško, 1990). Notece uz Gauju ir minimāla, bet ezeriem ir bagātīga ūdens pieplūde no avotiem (Dabas parka „Piejūra” ..., 2004).

Visi trīs Garezeri pēc izcelšanās ir piejūras jeb lagūnu ezeri. Tie ir veidojušies kā Litorīnas jūras lagūna pirms apmēram 5000 gadiem (Zīverts, 2004). Garezeri ir unikāli to ģeoloģiskās izcelsme ziņā – tie ir Latvijas visizteiksmīgākie jomu ezeri un vienīgie šādas izcelsmes ezeri Vidzemes jūrmalā (Dabas parka „Piejūra”..., 2004).

Teritorijas ģeoloģiskais raksturojums. Garezeri ietilpst Piejūras zemienes Rīgas smiltāju līdzenumā, kas ietver bijušo Litorīnas jūras lagūnu ar reliktajiem ezeriem. Kvartāra nogulumu segu galvenokārt veido Baltijas ledus ezera un Litorīnas jūras lagūnu smilšainie un kūdrainie nogulumi. Teritorijas lielāko daļu sedz jaunākie eolie smilts nogulumi (Carnikavas novada ... , 2005). Sateces baseina ģeoloģiskā uzbūve ietekmē barības vielu piegādi ezeram, kas savukārt ietekmē ezera trofijas pakāpi (Kokorīte, 2007). Garezeru apkārtnē sastopamās nabadzīgās smilšainās augsnes nosaka relatīvi zemu biogēnu pieplūdi ezerā. Barības vielām nabadzīgo augšņu dēļ Garezeru sateces baseinam raksturīgs priežu mežs, kas veido 90% no sateces baseina teritorijas. Tajā dominējoša ir parastā priede *Pinus sylvestris*, bieži sastopams arī āra bērzs *Betula Pendula* un parasto viršu *Calluna vulgaris* audzes, zemsegu veido sūnas un ķērpji. Apkārt esošais priežu mežs samazina organisko nogulumu uzkrāšanos un eitrofikāciju krastmalas joslā, kā arī sekmē ūdens bagātināšanos ar skābekli vēja ietekmē (Auniņš u.c., 2010).

Teritorijas reljefs. Rīgas smiltāju līdzenums ģeoloģiski ir teritorija, kas aptver no jūras izskaloto smilšu akumulācijas zonu, kurā turpinās savdabīga kāpu veidošanās. Taču pārsvarā Rīgas smiltāju līdzenumā zemes virsa ir līdzena, bieži tā ir pārpuvota. Tagadējā reljefa virsas absolūtā augstuma atzīmes svārstās vidēji 3 – 7 m robežās, sasniedzot 20 – 28 m kāpu grēdās (Carnikavas novada ... , 2004).

Teritorijā sastopamās augsnes. Dabas parks „Piejūra” ietilpst Piejūras augšņu rajonā. Uz eolo smilšu cilmiežiem dominē tipiskas podzolaugsnes, bet vāji drenētajos līdzenumos – velēnu glejaugsnes, velēnpodzolētās glejaugsnes, kā arī purvu augsnes (Dabas parka „Piejūra”..., 2004).

Teritorijā valdošā klimata raksturojums. Pētāmie ezeri atrodas mērenā klimata joslā, piejūras klimatisko apstākļu ietekmē, līdz ar to šajā teritorijā ir novērojamas mazākas

temperatūras svārstības un paaugstināts gaisa mitrums. Vasaras ir relatīvi vēsas, mākoņainas, bet ziemas samērā siltas, ar biežiem atkušņiem. Bez sala periods vidēji 150 dienas. Gada vidējā temperatūra Garezeru atrašanās teritorijā ir 5,6°C, janvāra vidējā temperatūra ap –5°C, jūlija vidējā temperatūra ir apmēram + 17,1°C, nokrišņi – vidēji 700 – 720 mm gadā (Carnikavas novada ... , 2004).

4.1.1. Carnikavas Garezeru raksturojums

Dažādos avotos Garezeriem ir atšķirīgi nosaukumi, Dienvidu Garezers tiek saukts arī par Rietumu Garezeru un Lejas Garezeru, Vidējais Garezers - par Vidus Garezeru, bet Ziemeļu Garezers - par Lilastes Garezeru (Carnikavas novada ... , 2005). Tabulā 4.1.1.1. ir redzami Garezerus raksturojošie parametri.

4.1.1.1.tabula

Garezerus raksturojošie parametri (Izstrādājis autors, izmantojot Datubāze – ezeri, [Bez dat.])

Ezers	Spoguļa laukuma platība, ha	Sateces baseina platība, km ²	Vidējais dziļums, m	Maksimālais dziļums, m	Krasta līnijas garums, km
Dienvidu Garezers (1972.g.)	11,9	3,0	1,8	3,5	1,7
Vidējais Garezers (1972.g.)	11,4	0,9	1,8	2,8	1,9
Ziemeļu Garezers (1995.g.)	6,0	Nav datu	1,8	3,0	Nav datu

Garezeriem raksturīgi viegli pieejami krasti, krastmalas pārsvarā ir sausas un smilšainas, vietām – kūdrainas. Garezeru rietumu krastus pārsvarā veido stāva kāpas nogāze, bet austrumu krasti ir zemi.

Garezerus savā starpā savieno stipri aizauguši grāvji. Ezeru galos krasti vietām ir pārpurvojušies un izveidojies pārejas un augstais purvs, kas daļēji aizaudzis ar nelielām priedītēm *Pinus sylvestris*, kuras acīmredzmi aug pārmitros apstākļos, purva vaivariņu *Ledum palustre*, parasto viršu *Calluna vulgaris* un zīleņu *Vaccinium iliginosum* audzēm. Šāda situācija ir novērojama, piemēram, Dienvidu Garezera dienvidu daļā. Šajās vietās krasti ir slīkšņaini un nav pieejami.

Vidējā Garezerā nav novērojama krastu pārpurvošanās, bet ezera galos ir sākusies to aizaugšana, izveidojušies grīšļu *Carex spp.* ceri un slīkšņainas saliņas, šajās vietās dominē parastā niedre *Phragmites australis* un parastais elsis *Stratiotes aloides*, ir daudz sakrituši un satrupējuši koki. Vidējam Garezeram ir raksturīgi ļoti vienveidīgi krasti un skraja veģetācija. Vietām nav pludmales joslas – koki aug līdz ar ūdensmalu. Vidējā Garezerā atrodas Čūsku sala, kuras platība ir 1,4 ha. Uz salas ir priežu mežs, taču gar krastu esošie koki ir nokaltuši.

Arī Ziemeļu Garezera dienvidaustrumu krasts ir purvains, taču tajā dominējoši ir lapkoki nevis *P.sylvestris*, krasts ir apaudzis ar maziem āra bērziem *Betula pendula*, melnalkšņiem *Alnus glutinosa* un baltalkšņiem *Alnus incana*. Ziemeļu Garezera krastos novērojama bebru darbība, redzami vairāki nogāzti koki.

Dienvidu un Vidējā Garezera apkārtnē ir raksturīgs tikai priežu mežs, bet Ziemeļu Garezera ziemeļaustrumu krasts ir apdzīvots – tajā ir uzceltas mājas, ierīkotas privātās peldvietas un laivu piestātne. Tomēr aizsargjoslas platība šajā krastā ir ievērota. Atbilstoši „Aizsargjoslu likumam” līdz 10 ha lielām ūdenstilpnēm Latvijā ir noteikta aizsargjosla vismaz 10 m platumā (Aizsargjoslu likums, 1997). Gar visu Ziemeļu Garezera austrumu krastu ir novērojami lapkoki.

Pēc lauka pētījumu rezultātiem, atbilstoši 2004.gada 19.oktobra Ministru Kabineta noteikumu Nr.858 „Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību” 1.pielikumam, Garezeriem tika noteikti to ekoloģiskie tipi, balstoties uz ezera vidējo dziļumu, ūdens krāsainību un ūdens cietību. Dienvidu, Vidējais un Ziemeļu Garezers atbilst ļoti sekliem brūnūdens ezeriem ar zemu ūdens cietību (Noteikumi par virszemes ..., 2004). Šis iedalījums tika izmantots makrofītu novērtēšanai ezeros, kas tiek veikta atbilstoši ezeru ekoloģiskajām klasēm.

Garezeros ir sastopami arī īpaši aizsargājami stāvošu saldūdeņu biotopi. Atbilstoši 2000.gada 5.decembra Ministru Kabineta noteikumu Nr. 421 „Noteikumi par īpaši aizsargājamo biotopu veidu sarakstu” pielikuma 4.15.punktam, semidistrofi ezeri atbilst īpaši aizsargājamiem saldūdens biotopiem (Noteikumi par īpaši aizsargājamo ... , 2000). Dienvidu Garezerā šis biotops pārklājās ar citu aizsargājamo biotopu - mīkstūdens ezeriem ar *Isoëtes* un/vai *Lobelia* un krasteņu *Littorella* audzēm. Šis biotops ir aizsargājams ne tikai Latvijas, bet arī ES mērogā. Dienvidu Garezers atbilst ES nozīmes biotopam 3130 – ezeri ar oligotrofām līdz mezotrofām augu sabiedrībām. Latvijā šādam biotopam atbilst ezeri un to palu josla ar raksturīgu lobēliju - ezereņu kompleksa sugu veidotu augāju, kā arī mezotrofie un semidistrofie ezeri. Šāds ezeru tips Latvijā ir ļoti reti sastopams (Latvijā kopumā ir apmēram 13 ezeri ar šo biotopu), pret eutrofikāciju un piesārņojumu sevišķi jūtīgs un apdraudēts (Auniņš u.c., 2010). Labas kvalitātes biotopi ir saglabājušies Ummja un Mazuikas ezerā, tomēr pēdējā gadsimta laikā lobēliju – ezereņu kompleksa populācija valstī ir izzudusi 25 ezeros, no kuriem 15 atrodas Rīgas rajonā (Ummja ezera Dabas aizsardzības plāns, 2007).

4.1.2 Carnikavas Garezerus apdraudošie faktori

Mīkstūdens ezeru sabiedrības Eiropā arvien samazinās. Galvenie draudi tam ir paskābināšanās, eutrofikācija, biotopu iznīcināšana, pastiprināta ezeru izmantošana rekreācijai un ezeru ūdens līmeņa izmaiņas. Tiek uzskatīts, ka arī globālā sasilšana un CO₂ daudzuma palielināšanās ir drauds mīkstūdens ezeru veģetācijas pastāvēšanai, jo izoetīdi, kas ir raksturīgi mīkstūdens ezeriem, ir ļoti atkarīgi no neorganiskā oglekļa pieejamības. Baltijas valstīs kā būtiskākais drauds mīkstūdens ezeru veģetācijas pastāvēšanai tiek uzskatīta eutrofikācija, tomēr paskābināšanās arī izraisa problēmas mazos ezeros, kuru sateces baseinā sastopamas smilšainas augsnes un purvainas teritorijas (Murphy, 2002).

Dabas parkam „Piejūra”, kurā atrodas Carnikavas Garezeri, ir izstrādāts dabas aizsardzības plāns, kura izstrāde notika 2002. - 2004. gadā. Galvenais faktors, kas apdraud vai tuvākā nākotnē var apdraudēt dabas parka un tā objektu vērtību, aizsardzības plānā ir minēta antropogēnā ietekme, izbraukājot, izmīdot, piesārņojot un citādi ietekmējot dabiskās teritorijas. Kaut arī Garezeri nav paredzēti rekreācijas vajadzīgām, galvenokārt tos ietekmē aktīva šo ezeru izmantošana atpūtai. Tiek izmīdīta krastos esošā kāpu zemsedze, īpaši pie Dienvidu Garezera, kas izraisa smilšu ieplūšanu ezerā. Tā veidojusies pāržmauga Ziemeļu Garezerā, šis process novērojams arī Dienvidu Garezera austrumu krastā. Ezeru krasti tiek piesārņoti un izbraukāti (4.1.2.1.attēls), nelielās platībās sākusies augsnes erozijas, atsedzot priežu saknes. Peldvietās tiek izbradātas augu sugu atradnes. Peldoties, mazgājoties, kā arī no piesārņotajiem un izbradātajiem krastiem ezeros tiek ienestas augiem nepieciešamās barības vielas, kas paātrina eutrofikāciju (Dabas parka „Piejūra” ..., 2004).



4.1.2.1.attēls. Antropogēnā ietekme Dienvidu Garezera krastā 2013.gada augustā

Ezeru biotopus ietekmē dabīgā distrofikācija – humusvielu ieplūšana no ezera sateces baseina un uzkrāšanās, un ezeru pārpurvošanās. Ezeru biotopus ietekmē arī dabiskā eutrofikācija, kas izpaužas kā dūņu uzkrāšanās un aizaugšana. Dabiskā eutrofikācija šajos

ezeros ir ļoti lēna, jo ezeru sateces baseini ir nelieli, tajos atrodas galvenokārt priežu meži ar nabadzīgām augsnēm (Dabas parka „Piejūra” ..., 2004). Tomēr antropogēnā darbība var paātrināt eitrofikācijas procesu, kā rezultātā izmainās mīkstūdens ezeriem raksturīgā veģetācija. Izmaiņas var notikt ģenētiskā līmenī - fizioloģiskas vai morfoloģiskas izmaiņas makrofītos, kas samazina ģenētisko daudzveidību (Nielsen & Sand – Jensen, 1997), sugu līmenī - sugu daudzveidības samazināšanās, sugu sastāva izmaiņas, dominējošo sugu maiņa (Arts et al., 1990), kā arī funkcionālā līmenī – makrofītu ekoloģisko grupu struktūras izmaiņas vai atsevišķu makrofītu grupu izzušana (Murphy et al., 1990). Tas īpaši attiecināms uz Dienvidu Garezeru, kurā sastopamas *L.dortmanna* un *I.lacustris*, kuras ir īpaši jutīgas pret eitrofikāciju un paskābināšanos (McElarneya et al., 2010). Lai saglabātu Dienvidu Garezera ekoloģisko kvalitāti esošā stāvoklī un nodrošinātu vērtīgā biotopu saglabāšanu, būtu nepieciešama:

- ✓ dabiskā hidroloģiskā režīma saglabāšana (nedrīkst tuvumā veikt meliorācijas darbus);
- ✓ sateces baseina ekstensīva apsaimniekošana (nedrīkst lietot minerālmēslus un indīgas ķīmikālijas);
- ✓ rekreācijas ierobežošana;
- ✓ jebkādu notekūdeņu ieplūdes un citu biogēnus ienesošu darbību nepieļaušana;
- ✓ var būt nepieciešama nevēlamo sugu izplatības ierobežošana un krastmalas augāja struktūras uzlabošana, piemēram, nevēlamo koku un krūmu izciršana, taču pirms šo darbību uzsākšanas ir rūpīgi jāizvērtē to iespējamā ietekme uz ezera ekosistēmu (Auniņš u.c., 2010).

Kaut arī piebraukšanas iespēju samazināšana tiek uzskatīta par vienu no galvenajiem mehānismiem peldēšanās un telšu celšanas ierobežošanai, ar to ne vienmēr tiek panākts vēlamais rezultāts (Ummja ezera Dabas aizsardzības plāns, 2007). Lai novērstu galveno Garezerus ietekmējošo antropogēno faktoru – paaugstinātu atpūtnieku slodzi un līdz ar to arī piesārņojumu ezeros, būtu nepieciešama atpūtnieku plūsmas novirzīšana uz citiem tuvumā esošiem ezeriem, attīstītot rekreācijai nepieciešamo infrastruktūru tajos. Tuvākajā apkārtnē šādi ezeri ir, piemēram, Lilastes ezers, Dzirnezers, Pulksteņezers un Kadagas ezers.

4.2. MAKROFĪTU PĒTĪJUMU METODIKA

Lauka pētījumi Garezeros tika veikti 2012.gada vasarā – ūdensaugu veģetācijas periodā. Redzamo virsūdens, peldlapu un brīvi peldošo makrofītu sastāvs un to segums tika novērtēts no laivas. Lai noteiktu iegrimušo makrofītu sastāvu un to sastopamības dziļumu, paraugu ievākšana tika veikta ar grābekli. Seklākā ūdenī makrofītu novērtēšana tika veikta bez ekipējuma - brienot pa ūdeni. Iegūtie rezultāti tika ierakstīti lauku darbu protokolos

(1.pielikums – 3.pielikums), kas pēc tam tika apkopoti. Darbu protokoli iekļauj arī ezeru grunts raksturojumu transekta ietvaros, kas tika izmantots, lai raksturotu ezerdobes substrātu un makrofītu cenozi atkarībā no tā.

Makrofītu sugu sastāvs tika noteikts pētījumu vietā. Makrofītu sugu noteikšanā tika izmantots „Latvijas PSR augu noteicējs” (Pētersone, Birkmane, 1980) un Zviedrijā izdots augu noteicējs „Den nya nordiska floran” (Mossberg, Stenberg, 2003). Makrofītu sugu noteikšana pamatā ir balstīta uz augu lapu un stumbru novietojumu attiecībā pret ūdens virsmu (Mossber & Stenberg, 2003).

Makrofīti, kuriem lauka pētījumu gaitā sugu nebija iespējams noteikt, tika ievākti herbārijā, piefiksējot, kur tie tikuši ievākti un kāds ir bijis to sastopamības biežums. Makrofītu sugu noteikšanai tika lūgta speciālista (L.Grīnbergas) palīdzība.

Makrofītu sugu un augu joslu sastopamība tiek vērtēta 5 ballēs (Kohler, 1978) – 1 (ļoti reti, atsevišķi augi vai nelielas audzes), 2 (dažas nelielas vai divas līdz trīs vidēja lieluma audzes), 3 (bieži sastopama, var būt subdominanta), 4 (sastopama lielos daudzumos, dominanta), 5 (sastopama masveidā, pilnīgi dominējoša (reti sastopama situācija)) (Melzer, 1999).

Latvijā nepastāv noteikta metodika, kā analizēt makrofītu datus ezeros, tādēļ makrofītu novērtēšanai ezeros tika izmantota autores izvēlētā **transektu metode**. Tā ir makrofītu novērtēšanas metode, kuru ir paredzēts aprobēt Latvijas ezeru pētījumiem, tādēļ tā tika izvēlēta kā maģistra darba pētījumā pielietojamā metode. Transektu metode ir universāla metode, kas tiek izmantota makrofītu pētījumiem gan upēs, gan ezeros. Metodes pamatā ir transektu veidošana perpendikulāri ezera krastam, tas sākas no ezera krasta un sniedzas līdz maksimālajam dziļumam, kurā ir sastopami makrofīti. Katra transekta ietvaros tiek noteikts makrofītu sugu sastāvs un sastopamība. Metode ir relatīvi vienkārša, bet nodrošina ticamu, detalizētu informāciju par ezera veģetāciju, tādēļ tā ir plaši izmantota ūdensobjektu monitoringā vairākās Eiropas valstīs, piemēram, Vācijā, Francijā, Dānijā. Lai gan metodes būtība nemainās, tai var būt atšķirīgas pieejas tehniskām detaļām - transektu skaitam, transektu platumam vai makrofītu novērojumu skaitam viena transekta ietvaros (katrā transekta kvadrātmetrā, ik pēc kāda noteikta attāluma vai atsevišķi katrai dziļuma zonā) (Bertrin et al., 2012).

Makrofītu pētījumiem Garezeros transekts tika veidots apmēram 3 m platumā. Transektu skaits tiek izvēlēts atkarībā no ezera platības. Ja ezeru platība ir 5 - 20 ha, tad ezerā jāveido apmēram 15 – 20 transekti (Melzer, 1999). Ņemot vērā ezeru platības, Dienvidu un Vidējā Garezerā tika veidots 21 transekts, bet Ziemeļu Garezerā – 11 transekti. Transekti tika izvēlēti tā, lai tie varētu attēlot visu ezera veģetācijas daudzveidību.

Lai uzlabotu rezultātu precizitāti, makrofītu kartēšana tika veikta trijās dažādās dziļuma zonās, tās ir 0 – 1 m, 1 – 2 m, > 2 m. Katrā dziļuma zonā tika novērtēts sugu sastāvs un sastopamība. Šādā veidā tika noteikts arī maksimālais dziļums, kādā ir sastopamas dažādas makrofītu sugas, kā arī noteiktas makrofītu maksimālās sastopamības dziļuma izmaiņas visā litorālē (Melzer, 1999). Visi parametri, izņemot maksimālo sastopamības dziļumu, tiek balstīti uz eksperta viedokli.

4.3. VIDES FAKTORU NOTEIKŠANAS METODIKA

Papildus makrofītu pētījumiem tika veikta arī ūdens vides faktoru noteikšana, lai novērtētu to ietekmi uz makrofītu sugu sastāvu un sastopamību, iedalītu ezerus atbilstoši to ekoloģiskajiem tipiem, kā arī nodrošinātu pilnīgāku ezera ekoloģiskās kvalitātes raksturojumu. Šie vides faktori ir ūdens caurredzamība, elektrovadītspēja, pH, skābekļa daudzums, ūdens cietība, kopējais slāpekļa daudzums, kopējais fosfora daudzums un ūdens krāsainība. Tā kā makrofītu saikne ar apkārtējo vidi tiek nodrošināta galvenokārt caur lapām, kuras ir peldošas vai arī tās apņem ūdens (Feldmann, 2012), ūdens vides faktori būtiski ietekmē makrofītu cenozi ezerā. Papildus tika noteikts arī grunts sastāvs katrā transektā.

Mērījumi tika veikti četras reizes – 2012.gada aprīlī, augustā, novembrī un 2013.gada janvārī, lai uzlabotu rezultātu precizitāti un nodrošinātu ezeru fizikālo un ķīmisko parametru sezonālu raksturojumu. Vides faktori tika noteikti gan lauka pētījumos, gan veicot ūdens paraugu analīzes laboratorijā. Saskaņā ar Kristensen et al. (1990) mērījumi tika veikti un ūdens paraugi tika ievākti divās vietās katra ezera vidū, pēc tam tika aprēķināta vidējā vērtība no abiem iegūtajiem mērījumiem, jo makrofītu pētījumos ir būtiski iegūt datus, kas reprezentē visa ezera stāvokli. Ņemot vērā Garezeru nelielās platības, kā arī to, ka ezeros neietek upes un netika novēroti būtiski punktveida piesārņojuma avoti, tiek uzskatīts, ka atbilstoši Kristensen et al. (1990) iegūtie dati sniedz reprezentatīvu ezera novērtējumu.

Ūdens caurredzamība tiek mērīta no laivas ar Sekki disku. Kaut arī Sekki dziļums mainās atkarībā no sezonas un laika apstākļiem, tā ir vienkārša, ātra un efektīva metode ezeru piesārņojuma noteikšanai. Sekki diska mērījumi nav sarežģīti un Eiropā tie plaši tiek pielietoti ūdeņu kvalitātes raksturošanai, sevišķi seklajos ezeros (Ūdeņu monitoringa programma, 2009).

Elektrovadītspēja un **pH** tika noteikts lauku mērījums ar konduktometru/pH metru. Mēraparāts pirms lietošanas tika kalibrēts. Būtiski ir izvēlēties atbilstošas mērījumu vietas – nedrīkst veikt mērījumus, piemēram, vietās, kur ezerā ietek strauts, ezera krastā. Šādā gadījumā mērījumi ir nerepresentatīvi ezera stāvoklim. Mērījumu veikšanai ir jāizvēlas 0:5

ūdens horizonts. Mērījumu veikšanai ūdenī tika ielaista zonde, kas ir savienota ar mēraparātu. Mērījumi tika veikti tik ilgi, kamēr mērāmā vērtība kļuva stabila. Pēc tam stabilā vērtība tika nolasīta no mēraparāta.

Skābekļa daudzums arī tika noteikts lauku mērījumos ar oksimetru, tika noteikts gan skābekļa piesātinājums procentos, gan skābekļa koncentrācija mg/l. Mērījumu veikšanas gaita un nosacījumi ir identiski iepriekš aprakstītajai elektrovadītspējas un pH noteikšanai ar konduktometru/ pH metru.

Ūdens paraugi ķīmisko analīžu veikšanai tika ievākti 0,5l plastmasas pudelēs, pudeles iepriekš izskalojot ar ezera ūdeni. Ūdens paraugi tika uzglabāti vēsā vietā un nākamajā dienā nogādāti LU ĢZZF Vides kvalitātes un monitoringa laboratorijā, kur tika veiktas to ķīmiskās analīzes – noteikta ūdens krāsainība un kopējā cietība.

Ūdens krāsainība tika mērīta spektrofotometriski, izmantojot spektrofotometru HACH DR2800 un viļņu garumu 455 nm.

Ūdens kopējā cietība tika noteikta izmantojot titrimetrisko metodi. Metodes pamatā ir ūdens parauga titrēšana ar trilonu B amonija buferšķīduma klātienē, kā indikatoru izmantojot eriohrommelno. Ūdens paraugs tiek titrēts līdz notiek krāsu pāreja no vīnsarkana uz gaiši zilu. Ūdens kopējā cietība tiek aprēķināta izmantojot sekojošo formulu

$$\text{Kop. cietība} = ml_{\text{Trilona B}} \frac{N_{\text{Trilonam B}} \cdot 1000 \text{ ml}}{20 \text{ ml}} = \text{mg} \cdot \frac{\text{ekv}}{\text{l}}$$

Kaut gan arī elektrovadītspēja raksturo ūdens cietību, elektrovadītspējas noteikšana bija nepieciešama, lai Garezerus iedalītu ekoloģiskajos tipos, bet kopējās ūdens cietības rādītāji tika iekļauti ekoloģiskās kvalitātes indeksa *Lake Macrophyte Nutrient Index* aprēķinā.

Ūdens paraugu ievākšanai un analizēšanai tika pielietotas ISO un Latvijas valsts standartiem pielīdzinātas virszemes ūdeņu kvalitātes testēšanas metodes (Kokorīte, 2007).

Tā kā LU ĢZZF Vides kvalitātes un monitoringa laboratorijā nav pieejama iespēja veikt kopējā slāpekļa un kopējā fosfora daudzuma noteikšanu ūdens paraugos, šīs analīzes tika pasūtītas Latvijas Vides Ģeoloģijas un Meteoroloģijas Centrā.

Kopējā fosfora noteikšanai tika izmantota spektrofotometrija, mobildāta metode pēc parauga oksidēšanas ar peroksidisulfātu (metodika LVS EN ISO 6878:2005).

Kopējā slāpekļa noteikšanai tika izmantota mineralizēšana ar persulfātu, segmentētas plūsmas kadmija reducēšanas metode (metodika LVS EN ISO 11905-1:1998).

Grunts sastāvs tika novērtēts vizuāli, nosakot, vai tas ir smilšains, dūņains vai kūdrains, jo sedimentu ietekme makrofitu sastopamību galvenokārt izpaužas caur to granulometrisko sastāvu (Barko & Smart, 1986).

5. – 8. pielikumā ir redzamas ezeru kartes ar transektiem un ūdens fizikālo un ķīmisko parametru mērījumu vietām, kā arī to koordinātēm.

4.4. MAKROFĪTU SUGU DAUDZVEIDĪBU RAKSTUROJOŠIE RĀDĪTĀJI

Sugu daudzveidība ir ne tikai sugu skaits kādā teritorijā, bet arī to sastopamība. Liels sugu skaits ne vienmēr liecina par augstu bioloģisko daudzveidību. Sugu daudzveidība raksturo sugu skaitu augu sabiedrībā, to sadalījuma vienmērīgumu un katras sugas relatīvo sastopamību (Cox & Moore, 2005). Lai novērtētu sugu daudzveidību tiek lietoti sugu daudzveidības indeksi - augu sabiedrības daudzveidības matemātiski mēri. Daudzveidības indeksi ir nozīmīgi augu sabiedrības struktūras raksturotāji, no kuriem pazīstamākie ir Šennona indekss, Simpsona indekss, maksimālās daudzveidības indekss un izlīdzinātības koeficients. Daudzveidības indeksi nodrošina vairāk informācijas par sugu sabiedrības struktūru nekā tikai sugu skaits. Tie iekļauj aprēķinos arī sugu relatīvo sastopamību, tādēļ balstās ne tikai uz sugu skaitu, bet arī uz to, cik vienmērīgi indivīdi ir sadalīti starp dažādām sugām (Kot, 2001).

Šennona indekss (H') tiek izmantots sugu daudzveidības novērtēšanā, tas raksturo bioloģisko daudzveidību teritorijā (Shannon & Weaver, 1963). Šennona indekss tiek aprēķināts pēc sekojošās formulas:

$$H = - \sum \frac{n_i}{N} \cdot \ln \frac{n_i}{N}, \text{ kur}$$

n_i – sugas sastopamība transektā

N – kopējā sugu sastopamība transektā

Jo lielāks ir aprēķinātais Šennona indekss, jo augstāka bioloģiskā daudzveidība teritorijā (šajā gadījumā – transektā). Šennona indekss tāpat kā Simpsona indekss apvieno abus daudzveidības aspektus - gan skaitu, gan izlīdzinātību, tādēļ augstāka Šennona indeksa vērtība norāda arī uz vienmērīgāku sugu sadalījumu.

Simpsona indekss (D) arī var tikt izmantots sugu daudzveidības novērtēšanai (Simpson, 1949), tas tiek aprēķināts pēc šādas formulas:

$$D = \sum \left(\frac{n_i}{N}\right)^2, \text{ kur}$$

n_i – sugas sastopamība transektā

N – kopējā sugu sastopamība transektā

Simpsona indekss norāda sugas īpatsvaru augu sabiedrībā jeb sugas dominanci. Simpsona indeksa vērtības ir intervālā no 0 līdz 1. Simpsona indeksa vērtība samazinās līdz ar sugu daudzveidības pieaugumu - jo šī vērtība ir tuvāka 0, jo lielāka ir sugu daudzveidība.

Savukārt, jo lielāks ir Simpsona indekss (tā vērtība ir tuvāka 1), jo lielāka ir kādas atsevišķas vai vairāku sugu dominance teritorijā.

Maksimālās daudzveidības indekss (H_{max}) atspoguļo teorētiski iespējamo Šennona indeksa maksimālo vērtību vienlīdzīgas konkurences apstākļos (Shannon & Weaver, 1963). Maksimālās daudzveidības indeksu aprēķina pēc šādas formulas:

$$H_{max} = \ln S, \text{ kur}$$

S – sugu skaits transektā

Izlīdzinātības koeficients (e) raksturo sugas relatīvo daudzumu sabiedrībā. To aprēķina izmantojot sekojošo formulu:

$$e = H/H_{max}, \text{ kur}$$

H – Šennona indekss

H_{max} – maksimālās daudzveidības indekss

Izlīdzinātības koeficients salīdzina reālo sugu sadalījuma vienlīdzību ar maksimāli iespējamo, tā vērtības ir intervālā no 0 līdz 1. Sugu sabiedrība tiek uzskatīta par daudzveidīgu, ja visām sugām ir aptuveni vienāda sastopamība, nevis izteikta vienas vai vairāku sugu dominance. Ja izlīdzinātības koeficients ir 1, tad sugu sadalījums ir absolūti vienlīdzīgs (Kot, 2001).

4.5. EKOLOĢISKĀS KVALITĀTES NOVĒRTĒJUMA METODIKA

4.5.1. *Ecological State Macrophyte Index*

Ecological State Macrophyte index (ESMI) ir Polijā izmantotā metode ezeru kvalitātes novērtēšanā (Rejewski, 1981). Metodes oriģinālais nosaukums ir *MFI* jeb *MacroPhytoIndication*, 2005 - 2006. gadā šī metode tika attīstīta un uzlabota, lai tā atbilstu Ūdens struktūdirektīvas prasībām. *ESMI* tiek aprēķināts pēc šādas formulas:

$$ESMI = 1 - \exp \left[- \frac{H}{H_{max}} \times Z \times \exp \left(\frac{N}{P} \right) \right]$$

, kur

P – ezera platība

N – fitolitorāles platība

Z – kolonizācijas indekss

H- Šennona indekss

H_{max} – maksimālās daudzveidības indekss

Kopējā fitolitorāles platība tiek aprēķināta izmantojot maksimālo makrofitu sastopamības dziļumu un ezera batimetrisko karti, bet kolonizācijas indekss atspoguļo minimālo potenciālo fitolitorāles platību, kas tiek aprēķināts izmantojot formulu:

$$Z = \frac{N}{izob.2,5}, \text{ kur}$$

N – fitolitorāles platība

izob. 2,5 – platība no ezera krasta līnijas līdz 2,5 m izobātai

ESMI tika aprēķināts atsevišķi katram transektam, pēc tam tika aprēķināta vidējā ESMI vērtība ezeram. Izmantojot 4.5.1.1.tabulu, tika noteikta ezera ekoloģiskā kvalitāte (Bertrin et al., 2012).

4.5.1.1.tabula

Ekoloģiskās kvalitātes novērtējums pēc ESMI (Bertrin et al., 2012)

Ekoloģiskā kvalitāte	Augsta	Laba	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
ESMI vērtība	0,680 - 1,000	0,270 - 0,679	0,110 - 0,269	0,05 - 0,109	<0,05

4.5.2. Lake Macrophyte Nutrient Index

Lake Macrophyte Nutrient Index (LMNI) ir projekta LEAFPACS ietvaros izstrādātā metodoloģija, kas tika izstrādā kā nacionāla makrofitu novērtēšanas metode Lielbritānijā. Šis indekss tika izstrādāts balstoties uz katram taksonam nepieciešamo barības elementu daudzumu. Katrai sugai ir ticiis piemērots atbilstošs indekss atkarībā no to prasībām pret barības vielu daudzumu (9.pielikums). Metodes ietvaros makrofitu taksonomiskais sastāvs tiek novērtēts sugu līmenī, tomēr atsevišķos gadījumos indekss ir piemērots arī ģintij. LMNI tiek aprēķināts balstoties tikai uz sugu sastāvu, neņemot vērā sugu sastopamību, kā vidējā vērtība no visām sugu trofiskajām vērtībām, kurām indeksi ir pieejami (Bertrin et al., 2012). Pēc tam tiek aprēķināts iespējamais LMNI, izmantojot formulu:

$$LMNI = 0.9333 \times \left(\log \left(\frac{\text{kopējā cietība}}{\text{vidējais dziļums}} \right) \right) + 5.4937,$$

kur kopējā ūdens cietība tiek izteikta mg*ekv/l un ezera vidējais dziļums ir izteikts metros.

Ecological Quality Ratio (EQR) jeb ekoloģiskās kvalitātes koeficients tiek aprēķināts, pēc formulas

$$EQR = \frac{LMNI-10}{\text{Teorētiskais LMNI}-10},$$

kur 10 ir teorētiski iespējamais maksimālais (sliktākais) *LMNI*. Tas nodrošina, ka zemākas *LMNI* vērtības uzrāda augstāku *EQR*. Ekoloģiskā kvalitāte atbilstoši *EQR* tiek noteikta pēc sekojošas skalas (4.5.2.1.tabula).

4.5.2.1.tabula

Ekoloģiskās kvalitātes novērtējums pēc *LMNI* (Bertrin et al., 2012)

Augsta	Laba	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
← 0,91	0,79 →	← 0,67	0,55 →	

4.5.3. Igaunijas ezeru kvalitātes novērtēšanas metode

Igaunijā pielietotajā metodē makrofitu novērtēšana tiek veikta atbilstoši ezeru ekoloģiskajiem tipiem. Tā kā dažādos ezeru tipos veidojas atšķirīgs veģetācijas sastāvs, katram ezeru tipam ir atšķirīgi vērtējamie parametri. Šī metode makrofitu novērtēšanai mazos ezeros ir kombinēta metode - transektu metode ir apvienota ar fitolitorāles kartēšanu. Papildus izveidotajiem transektiem, tika veikta makrofitu novērtēšana atbilstoši, apsekojot ezeru pa perimetru. Makrofitu novērtējuma punkti tika izvēlēti, ņemot vērā krasta zonas daudzveidību (Bertrin et al., 2012). Dienvidu Garezerā papildus transektiem makrofitu novērtējums tika veikts 16 punktos, bet Vidējā un Ziemeļu Garezerā – 11 punktos.

Šajā metodē makrofitu sastopamība tiek noteikta nevis atsevišķi visām makrofitu sugām, bet gan makrofitu ekoloģiskajām grupām, atbilstoši 4.5.3.1.tabulai. Katrai kvalitātes klasei dots veģetācijas raksturojums, pēc kura tiek iegūts ezera raksturojums atbilstoši vienai no piecām kvalitātes klasēm.

4.5.3.1.tabula

Kvalitātes kritēriji atbilstoši Igaunijas metodei mīkstūdens ezeriem (LCB3) (Bertrin et al., 2012)

Parametrs/Klase	Augsta	Laba	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
Nozīmīgākie sastopamie taksoni	Iso, Bry	Iso, Bry, Char	El, Pot, Char	-	-
Izoetīdu sastopamība	4	3 - 4	2	1	0
Elodeīdu sastopamība	0	1	2	3	-

*Iso – izoetīdi: *Isoetes*, *Lobelia*; Bry – briofīti; El – *Elodea*; Pot – *Potamogeton*; Char – harofīti

Gan oriģinālās Igaunijas makrofitu novērtēšanas metodes, gan Latvijai pielāgotās Igaunijas metodes nepilnība ir to subjektivitāte, jo atkarībā no pētnieka, novērtējums var atšķirties +/- 1 balle (Bertrin et al., 2012).

4.5.4. Latvijai pielāgotā Igaunijas ezeru kvalitātes novērtēšanas metode

Projekta „Virszemes ūdeņu ekoloģiskās klasifikācijas sistēmas zinātniski pētnieciskā izstrāde atbilstoši Eiropas Parlamenta un Padomes Direktīvas 2000/60/EK (2000. gada 23. oktobris), ar ko izveido sistēmu Kopienas rīcībai ūdens resursu politikas jomā prasībām” gaitā tika pārbaudīta Igaunijā izstrādātā makrofītu novērtēšanas metodika. Rezultāti uzrādīja, ka Igaunijā izstrādātā metode makrofītu novērtēšanai ezeros būtu uzskatāma par potenciāli piemērotāko Latvijas ezeru makrofītu datu analīzei un tā tika piemērota Latvijas apstākļiem. Ierobežojošais faktors novērtējuma veikšanai ir sugu skaits – jābūt konstatētām vismaz 7 - 8 sugām, optimāli virs 10. Ir noteikts, ka ļoti seklos brūnūdens ezeros novērtējumu var veikt tikai ūdenstilpēs, kurās pH ir augstāks par 6. Tomēr tiek uzskatīts, ka šāda tipa ezeros ir grūtības izmantot makrofītus kā indikatororganismus, jo sugu sastāvu ezerā nosaka galvenokārt ūdens pH un krāsainība (Latvijas Vides Aizsardzības Fonds, 2009).

4.5.4.1.tabula

Makrofītu novērtēšanas kritēriji ļoti sekliem brūnūdens ezeriem ar zemu ūdens cietību (Latvijas Vides Aizsardzības Fonds, 2009)

Bioloģiskās kvalitātes elementu parametri	Ekoloģiskās kvalitātes klases				
	Augsta	Laba	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
Raksturīgie taksoni	<i>Iso, Char, Bry</i>	<i>El, Pot, Nup</i>	-	-	
Indikatoraugi	<i>Sphagnum, Untricularia, Nuphar lutea</i>				
Viršūdens augu sastopamība	0 - 1	2	3	4	5
Izoetīdu un harofītu sastopamība	4 - 5	2 - 3	1	0	0
Elodeīdu sastopamība	0 - 1	2	3	4	5
Peldlapu augu sastopamība	0 - 1	2	3	4	5

*Iso – izoetīdi: *Isoetes, Lobelia*; Bry – briofīti; El – *Elodea*; Pot – *Potamogeton*; Char – harofīti; Nup – *Nuphar*

Ezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai atbilstoši šai metodei tika izmantoti 2.pielikumā redzami protokoli.

4.5.5. Ekoloģiskās kvalitātes novērtējums pēc ķīmiskajiem parametriem

Lai novērtētu izmantoto makrofītu novērtēšanas metožu rezultātu atbilstību ezeru ekoloģiskajai kvalitātei, Garezeru ekoloģiskā kvalitāte tika novērtēta arī pēc ķīmiskiem parametriem – kopējā slāpekļa un kopējā fosfora daudzuma, atbilstoši 4.5.5.1.tabulai. Šī ir ūdensobjektu ekoloģiskās kvalitātes klasifikācija Latvijā, kas tika izstrādāta Dānijas Vides aizsardzības aģentūras finansētā projekta „Ūdens struktūrdirektīvas 2000/60/EK ieviešana

Latvijā” ietvaros. Tā ir pagaidu klasifikācijas sistēma, kas nav apstiprināta valsts normatīvajos aktos (Valsts SIA „Latvijas Vides ... , 2005)

4.5.5.1.tabula

Ekoloģiskās kvalitātes novērtējums ļoti sēkliem brūnūdens ezeriem ar zemu ūdens cietību
(Valsts SIA „Latvijas Vides ... , 2005)

	Augsta	Laba	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
P_{kop}, mg/l	<0,025	0,025-0,050	0,05-0,075	0,075-0,100	>0,100
N_{kop}, mg/l	<1	1-1,5	1,5-2	2-2,5	>2,5

4.6. DATU APSTRĀDES METODES

Datu apkopošana un apstrāde tika veikta izmantojot *Microsoft Excel 2010* programmatūru.

Sakarības starp vides faktoriem, makrofītu sugu skaitu, maksimālo sastopamības dziļumu, Šennona daudzveidības indeksu, aizauguma pakāpi, ekoloģisko kvalitāti tika novērtētas, aprēķinot Pīrsona korelācijas koeficientu (*r*), pie būtiskuma līmeņiem $p < 0,05$ un $p < 0,01$.

Lai veiktu korelācijas analīzi grunts ietekmei, tai tika piešķirtas kategoriālas vērtības. Atbilstoši lauka pētījumu gaitā izstrādātajam iedalījumam tās ir smilšaina grunts = 1, dūņaina grunts = 2, kūdraina grunts = 3. Arī Latvijā un Igaunijā izmantotās ekoloģiskās kvalitātes novērtējuma rezultātiem tika piešķirtas kategoriālas vērtības – 2 = laba kvalitāte, 3 = vidēja kvalitāte, 4 = slikta kvalitāte.

Sugu ordinācija tika veikta, izmantojot programmu PC – ORD, detrendēto korespondences analīzi (DCA). Datu analīzē tika lietoti sugu akronīmi, pilni sugu nosaukumi ir redzami 4.pielikumā.

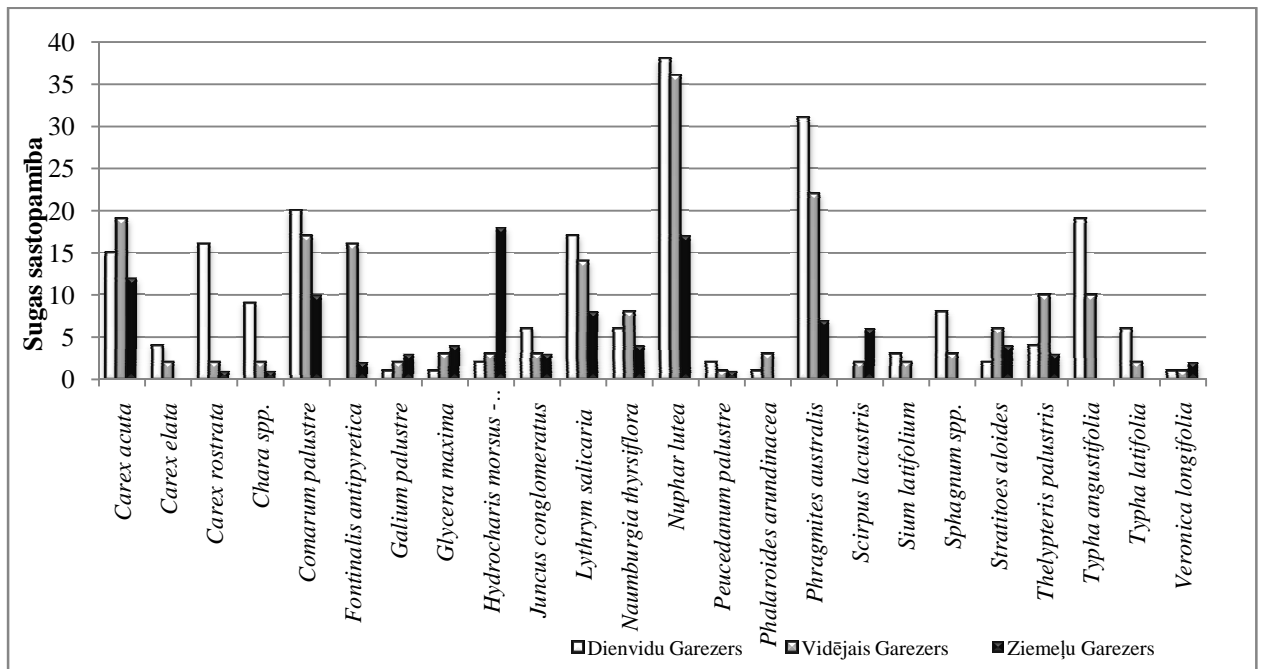
Kastveida diagrammu sagatavošanai tika izmantota statistikas programma R.

Karšu sastādīšanai tika izmantota ģeogrāfiskās informācijas sistēmas ESRI programmatūra ArcGIS 10 (*ArcMap 10 un ArcView 10*). Pētījuma izstrādē tika izmantots LU ĢZZF WMS sistēmas un Carnikavas novada teritorijas plānojuma 2005. - 2017.gadam kartogrāfiskais materiāls.

5. REZULTĀTI UN DISKUSIJA

5.1. MAKROFĪTU SUGU SASTĀVS UN SASTOPAMĪBA

Pētāmajos ezeros kopumā tika konstatēti 36 augstāko ūdensaugu taksoni. Līdz sugai tika noteikti 34 taksoni, bet līdz dzimtai – 2 taksoni. Vislielākais taksonu skaits tika konstatēts Dienvidu Garezerā - 27 makrofitu taksoni, Vidējā Garezerā tika konstatēti 24 makrofitu taksoni, bet Ziemeļu Garezerā – 25 taksoni.



5.1.1.attēls. Dienvidu, Vidējā un Ziemeļu Garezerā visbiežāk konstatēto makrofitu taksonu sastopamība

5.1.1.attēlā ir redzama biežāk konstatēto makrofitu taksonu sastopamība pētāmajos ezeros (sugu latviskie nosaukumi ir redzami 4.pielikumā), bet 10.pielikumā ir redzams visu Carnikavas Garezeros sastopamo makrofitu saraksts. Visbiežāk sastopamā suga ezeros ir dzeltenā lēpe *Nuphar lutea*. Samērā augsta sastopamība visos ezeros ir arī parastajai niedrei *Phragmites australis*, slaidajam grīslim *Carex acuta*, purva vārnkājai *Comarum palustre*, vītoli vėjmietaņam *Lythrum salicaria*. Augsta sastopamība Dienvidu Garezerā ir arī uzpūstajam grīslim *Carex rostrata*, peldošajai glīvenei *Potamogeton natans* un šaurlapu vilkvālītei *Typha angustifolia*, Vidējā Garezerā augstu sastopamību uzrāda parastā avotsūna *Fontinalis antipyretica*, bet Ziemeļu Garezerā - parastā mazlēpe *Hydrocharis morsus – ranae*.

Ziemeļu Garezerā ir atšķirīgs sugu sastāvs. Tajā tika konstatētas 7 sugas, kas nav sastopamas ne Vidējā, ne Dienvidu Garezerā. Tās ir purva cūkausis *Calla palustris*, divrindu grīslis *Charex disticha*, dižmeldru grīslis *Carex pseudocyperus*, indīgais velnarutks *Cicuta virosa*, purva pameldrs *Eleocharis palustris*, krastmalas skābene *Rumex hydrolapathum*,

parastā bultene *Sagittaria sagittifolia*. Ziemeļu Garezerā veģetācijas sastāvs liecina par ezera pārpuvošanās tendenci.

Carnikavas Garezeros ir sastopamas vairākas Ziemeļeiropas mīkstūdens ezeriem raksturīgās sugas, tās ir, Dortmaņa lobēlija *Lobelia dortmanna*, gludsporu ezerene *Isoëtes lacustris*, *N.lutea*, mazā ūdensroze *Nymphaea tetragona*, *P.natans*, *S. sagittifolia*, parastais elsis *Stratiotes aloides*. Arī sfagni *Sphagnum spp.* un doņi, Garezeros tas ir kamolainais donis *Juncus conglomeratus*, ir bieži sastopami neitrālos un vāji skābos mīkstūdens ezeros. Glīveņu *Potamogeton spp.* sugas ir plaši izplatītas mīkstūdens ezeros, ja pH ir neitrāls un ezeri pēc biogēno elementu daudzuma atbilst mezotrofiem un vāji eitrofiem, kaut arī to optimālie augšanas apstākļi ir vidēji cietos līdz cietos ūdeņos (Murphy, 2002). Carnikavas Garezeros no glīveņu ģints ir sastopama peldošā glīvene *Potamogeton natans*. Visvairāk mīkstūdens ezeriem raksturīgā veģetācija ir Dienvidu Garezerā, kurā ir sastopamas oligotrofā ezereņu – lobēliju kompleksa sugas, tās ir *L.dortmanna* un *I.lacustris*, kas ir arī Latvijā aizsargājamās sugas saskaņā ar 2000.gada 14.novembra Ministru Kabineta noteikumu Nr.396 “Noteikumi par īpaši aizsargājamo sugu un ierobežoti izmantojamo īpaši aizsargājamo sugu sarakstu” 1.pielikumu.

Garezeros visplašāk pārstāvētā makrofītu ekoloģiskā grupa helofīti. Kā redzams 5.1.1.tabulā, Dienvidu un Vidējā Garezerā tie ir 18 taksoni, bet Ziemeļu Garezerā – 19 taksoni. Pārējās makrofītu joslās ir sastopamas salīdzinoši mazāk sugas, vairākās no tām – pat tikai 1 suga katrā makrofītu joslā.

5.1.1.tabula

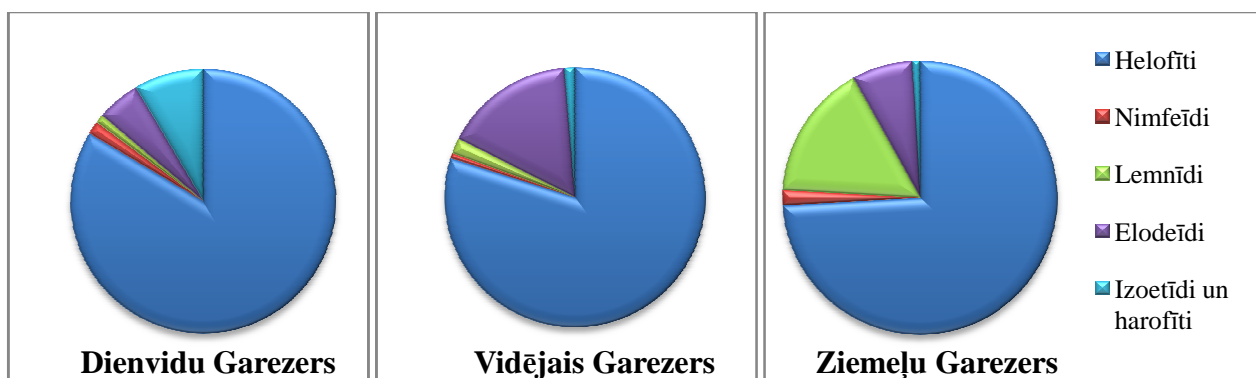
Makrofītu sugu skaits dažādās augu joslās Dienvidu, Vidējā un Ziemeļu Garezerā

	Dienvidu Garezers	Vidējais Garezers	Ziemeļu Garezers
Helofīti	18	18	19
Nimfeīdi	3	1	2
Lemnīdi	1	1	1
Elodeīdi	2	3	3
Izoetīdi un harofīti	3	1	1

Helofītu joslā visos trijos Garezeros dominējošās sugas ir *C.acuta*, *C.palustre*, *L.salycaria*, *P.australis* un *T.angustifolia*. Nimfeīdu joslā Garezeros visvairāk sastopama ir *N.lutea*, bet lemnīdu joslā ir sastopama tikai viena suga *H.morsus – ranae*. Lemnīdi ir reti sastopami mīkstūdens ezeros, tomēr *Hydrocharis spp.* ir viena no tām sugu sabiedrībām, kas reizēm ir sastopamas oligotrofos līdz mezotrofos mīkstūdens ezeros Ziemeļeiropā (Murphy, 2002). Elodeīdu joslā dominējošais taksons Dienvidu Garezerā ir sfagni *Sphagnum spp.*, Vidējā Garezerā - *F.antipyretica*, bet Ziemeļu Garezerā – parastais elsis *Stratiotes aloides*.

Savukārt izoetīdu/harofītu joslā hāres *Chara spp.* ir dominējošās Dienvidu Garezerā, bet Vidējā un Ziemeļu Garezerā tā ir vienīgais izoetīdu/harofītu pārstāvis. Zemais elodeīdu, izoetīdu un harofītu sugu skaits Garezeros ir likumsakarīgs, jo brūnūdens ezeriem ir raksturīga zema iegrimušo makrofitu daudzveidība, parasti to skaits nepārsniedz 9 sugas ezerā (Murphy, 2002).

Helofītu augājs, kā redzams 5.1.2.attēlā, ir dominējošs ne tikai sugu skaita, bet arī makrofitu kopējās sastopamības ziņā gan Dienvidu, gan Vidējā, gan Ziemeļu Garezerā. Vidējā Garezerā augsta sastopamība ir arī elodeīdu augājam, bet Ziemeļu Garezerā – lemnīdu augājam.



5.1.2.attēls. Makrofitu kopēja sastopamība dažādās augu joslās Dienvidu, Vidējā un Ziemeļu Garezerā

Iegrimušajiem makrofitiem, piemēram, hārēm *Chara spp* Garezeros, ir būtiska loma - tie palīdz uzturēt dzidra ūdens stāvokli, samazinot fitoplanktona biomasu, iedarbojoties uz to ar vairākiem mehānismiem, kuru nozīme ir atkarīga arī no sugu sastāva un blīvuma (Hilt & Gross, 2008). Tā kā makrofitu procentuālais segums Garezeros ir neliels (makrofitu segums tiek analizēts 5.3. nodaļā), makrofiti ietekmē fitoplanktonu tikai caur zooplanktona populāciju veicināšanu. Ja makrofitu procentuālais segums pārsniedz 20% no ezera platības, tad šie mehānismi ir arī sedimentu resuspensijas samazināšana, paaugstināta sedimentācija, samazināts barības vielu un gaismas daudzums, allelopātija (Hilt & Gross, 2008).

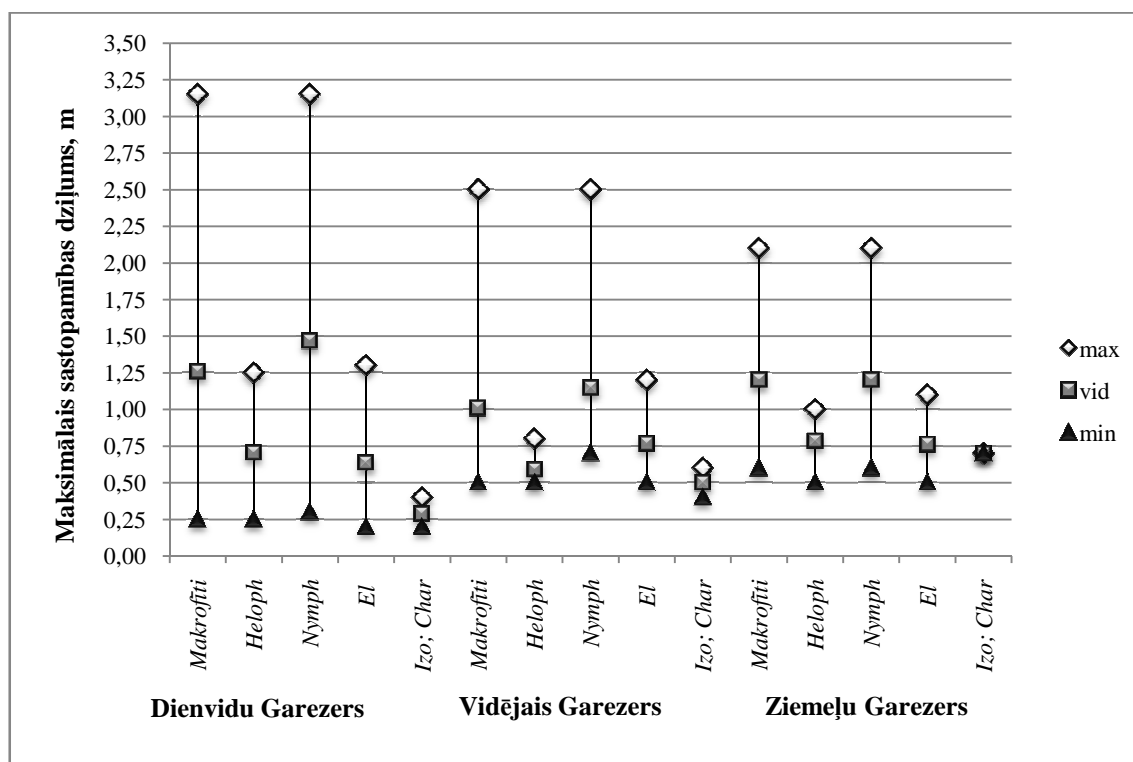
5.2. MAKROFĪTU SASTOPAMĪBAS DZIĻUMS

Tā kā makrofitu kartēšana tika veikta pa dziļuma zonām, ir iespējams salīdzināt sugu skaitu un sastopamību katrā no tām. Kā redzams 5.2.1.tabulā, visaugstākais sugu skaits un līdz ar to arī sugu sastopamība visos trijos pētāmajos ezeros ir seklākajā, 0 – 1 m dziļuma zonā. Sugu skaits šajā dziļuma zonā sakrīt ar kopējo noteikto sugu skaitu ezerā. 1 – 2 m un > 2 m dziļuma zonā gan sugu skaits, gan to sastopamība strauji samazinās.

Makrofitu sugu skaits un sastopamība Garezeros atšķirīgās dziļuma zonās

Ezers	Dienvidu Garezers		Vidējais Garezers		Ziemeļu Garezers	
	Sugu skaits	Sastopamība	Sugu skaits	Sastopamība	Sugu skaits	Sastopamība
0 - 1m	27	211	24	176	25	119
1 - 2m	5	29	2	12	3	8
> 2m	1	6	1	1	0	0

Makrofitu sastopamības dziļums tika noteikts visām makrofitu grupām, kas sakņojas gruntī – helofītiem, nimfeīdiem, elodeīdiem un izoetīdiem /harofītiem. Vislielākais maksimālais makrofitu sastopamības dziļums ir Dienvidu Garezerā, tas ir, 3,15 m. Savukārt, vismazākais maksimālais makrofitu sastopamības dziļums tika konstatēts Ziemeļu Garezerā – 2,10 m (5.2.1.attēls).

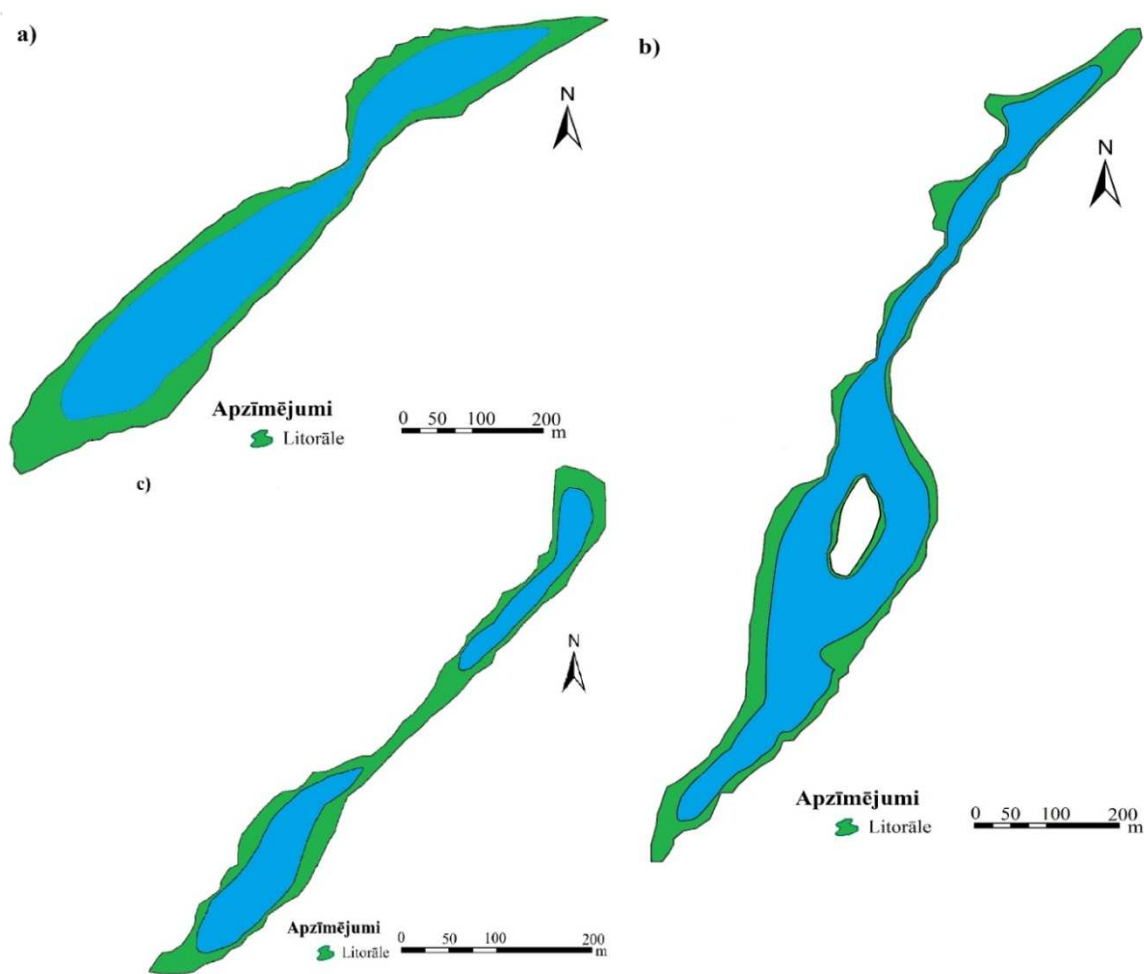


5.2.1.attēls. Makrofitu maksimālais sastopamības dziļums Garezeros (Makrofiti – makrofiti kopumā, Heloph – helofīti, Nymph – nimfeīdi, El – elodeīdi, Izo/Char – izoetīdi/harofīti)

Parasti iegrimušie makrofiti ir visdziļāk sastopamā makrofitu grupa, tomēr atsevišķos ezeros nimfeīdi var būt sastopami vēl dziļāk (Bertrin et al., 2012). Šāda situācija ir arī Garezeros, kur visdziļāk sastopamā makrofitu grupa ir nimfeīdi. Visdziļāk sastopamā suga visos ezeros ir nimfeīdu joslā esošā *N.lutea*, kas vienīgā ir sastopama 2 - 4 m dziļuma zonā Dienvidu un Vidējā Garezerā. Izoetīdi/harofīti, kā *Chara spp.*, *I.lacustris* un *L.dortmanna* ir sastopami tikai seklākajā ezeru daļā jeb 0 – 1 m dziļuma zonā. Tiem ir arī vismazākais sastopamības dziļums, maksimālo vērtību - 0,7 m, sasniedzot Ziemeļu Garezerā.

5.3. MAKROFĪTU SEGUMS

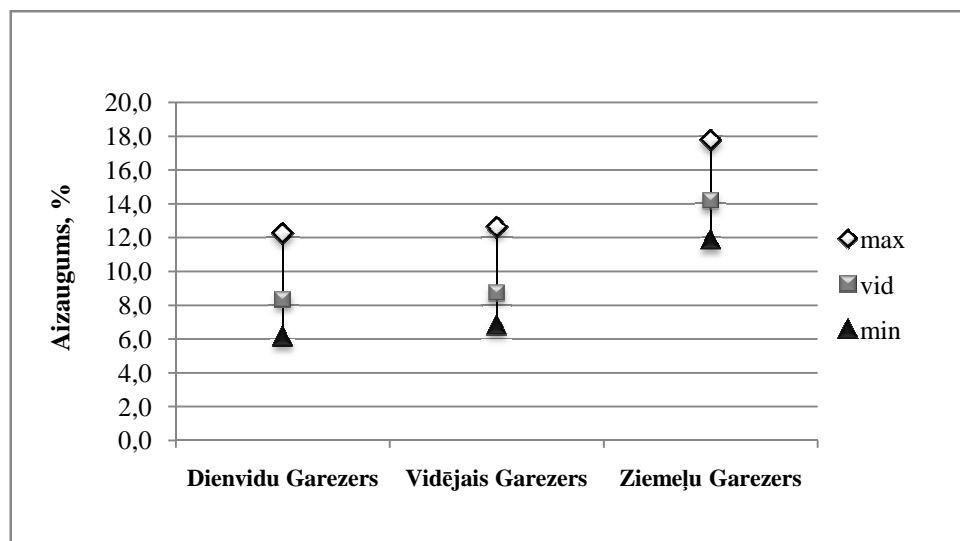
Dienvidu, Vidējā un Ziemeļu Garezerā, izmantojot ezeru batimetriskās kartes, veģētācijas kartēšanas shēmu un noteiktos maksimālos dziļumus, kādā makrofīti sastopami katrā transektā, tika aprēķināta ezeru litorāles platība. Dienvidu Garezerā litorāles platība ir 3,64 ha jeb 30% no ezera kopējās platības, Vidējā Garezerā litorāles platība ir 3,87 ha, kas ir 32% no ezera kopējās platības, bet Ziemeļu Garezerā - 3,55 ha jeb 59% no kopējās ezera platības. Ezeru litorāles ir redzams 5.3.1. attēlā.



5.3.2.attēls. **Garezeru litorāles** (a) – Dienvidu Garezers, b) – Vidējais Garezers, c) – Ziemeļu Garezers)

Tomēr jāņem vērā, ka litorāles platība nenorāda ezera aizaugumu. Litorāles robežas sakrīt ar vaskulāro augu izplatības zemāko robežu (Cronin et al., 2006), taču ne vienmēr visā litorāles platībā ir sastopami ūdensaugi. Tādēļ, izmantojot datus par makrofītu sastopamību, tika aprēķināts litorāles aizaugums procentos, kas pēc tam tika pārrēķināts uz ezera aizaugumu procentos. Aizaugums ar makrofītiem Dienvidu Garezerā ir 8%, Vidējā Garezerā - 9%, bet Ziemeļu Garezerā - 14% (5.3.2.attēls). Mazākais aizaugums transektā tika noteikts

Dienvidu Garezerā, tas ir, 6,1%, bet augstākais aizaugums – 17,8%, tika noteikts Ziemeļu Garezerā.



5.3.2.attēls. Makrofitu procentuālais segums Garezeros

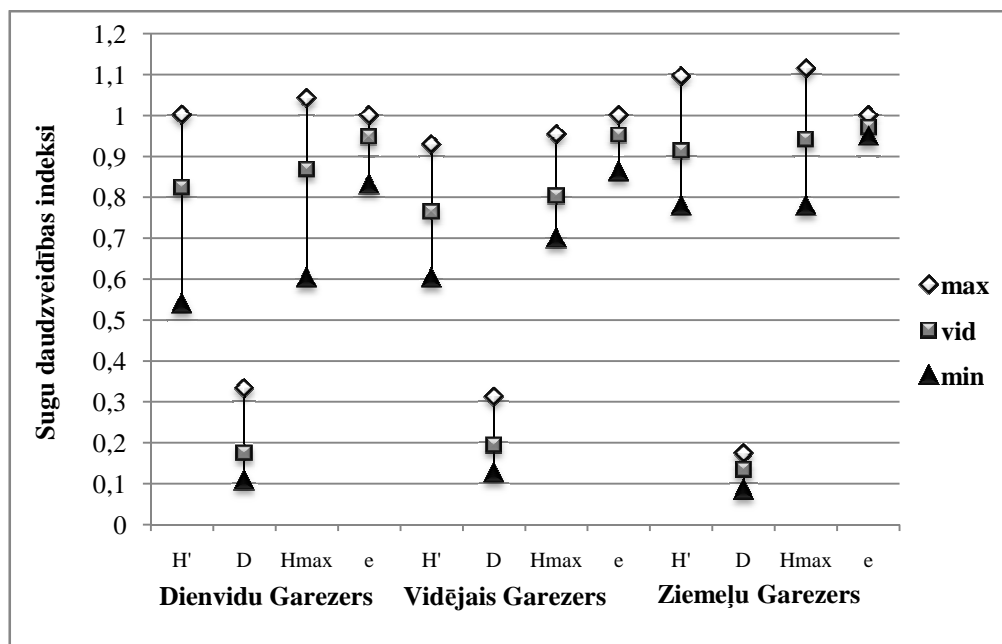
Gar Garezeru rietumu krastiem krastmala nav lēzena un strauji paliek dziļš, šajā krastā ezeru veģetācija vietām ir ļoti skraja. Tas skaidrojams ar to, ka ezeru ezerdobes veids ietekmē augu attīstību – stāvi krasti un krastmalā tuvu augoši koki būtiski ierobežo ūdensaugu sastopamību (Grīnberga un Zviedre, 2012).

5.4. SUGU DAUDZVEIDĪBU RAKSTUROJOŠO INDEKSU IZVĒRTĒJUMS

Pētāmo ezeru sugu daudzveidības raksturošanai tika aprēķināti četri indeksi – Šennona indekss (H'), Simpsona indekss (D), maksimālās daudzveidības indekss (H_{max}) un izlīdzinātības koeficients (e). Sugu daudzveidības indeksi tika aprēķināti katram transektam, 5.4.1.attēlā ir redzamas sugu daudzveidības indeksu minimālās, vidējās un maksimālās vērtības pētāmajos ezeros.

Kaut arī mīkstūdens ezeri Ziemeļeiropā reprezentē nozīmīgu bioloģiskās daudzveidības daļu, nodrošinot piemērotus augšanas apstākļus vairākām retām un aizsargājamām sugām (Murphy, 2002), brūnūdens ezeru ar zemu ūdens cietību pārsvarā raksturo zema līdz vidēja sugu daudzveidība (Røslett, 1991). Arī Garezeros, atbilstoši Šennona daudzveidības indeksiem, sugu daudzveidību varētu raksturot kā vidēju. Salīdzinot pētāmos ezeros, visaugstākā bioloģiskā daudzveidība ir sastopama Ziemeļu Garezerā, tajā Šennona indekss uzrāda visaugstākās vidējās, maksimālās un minimālās vērtības. Šennona indeksa maksimālā vērtība Ziemeļu Garezerā ir 1,1, vidējā vērtība – 0,91, bet minimālā – 0,78. Salīdzinot Šennona indeksa vidējās vērtības redzams, ka viszemākā bioloģiskā

daudzveidība ir Vidējā Garezerā - 0,76. Arī maksimālā Šennona indeksa vērtība viszemākā ir Vidējā Garezerā – 0,93.



5.4.1.attēls. Dienvidu, Vidējā un Ziemeļu Garezera sugu daudzveidības indeksu vērtības (H' - Šennona indekss, D – Simpsona indekss, H_{max} – maksimālās daudzveidības indekss, e – līdzinātības koeficients)

Arī Simpsona indekss Ziemeļu Garezerā norāda uz augstāku sugu sabiedrības daudzveidību nekā Dienvidu vai Vidējā Garezerā. Simpsona indeksa vērtības Ziemeļu Garezerā variē mazākā amplitūdā (minimālā vērtība - 0,08 vidējā vērtība - 0,13, bet maksimālā vērtība - 0,18), kas norāda uz to, ka visā ezera platībā ir novērojama samērā līdzīga sugu daudzveidība. Savādāka situācija ir Dienvidu un Vidējā Garezerā, kuros ir lielāka atšķirība starp Simpsona indeksa vidējām un maksimālajām vērtībām. Lielāks Simpsona indekss norāda uz mazāku sugu daudzveidību un izteiktāku vienas vai vairāku sugu dominanci. Tātad sugu daudzveidība šajos ezeros nav vienmērīga. Dienvidu un Vidējā Garezerā lielāks sugu skaits un daudzveidība ir sastopama ezeru galos, savukārt transektos ezeru vidū sugu skaits salīdzinoši bija neliels, tādēļ arī Simpsona indekss uzrāda augstākas vērtības.

Maksimālās daudzveidības indekss atspoguļo teorētiski iespējamo Šennona indeksa maksimālo vērtību vienlīdzīgas konkurences apstākļos. Ir redzams, ka Šennona indeksa un maksimālās daudzveidības indeksa vērtības ir ļoti tuvas, kas norāda uz to, ka visos trijos pētāmajos ezeros esošā sugu daudzveidība ir tikai nedaudz zemāka par maksimāli iespējamo sugu daudzveidību.

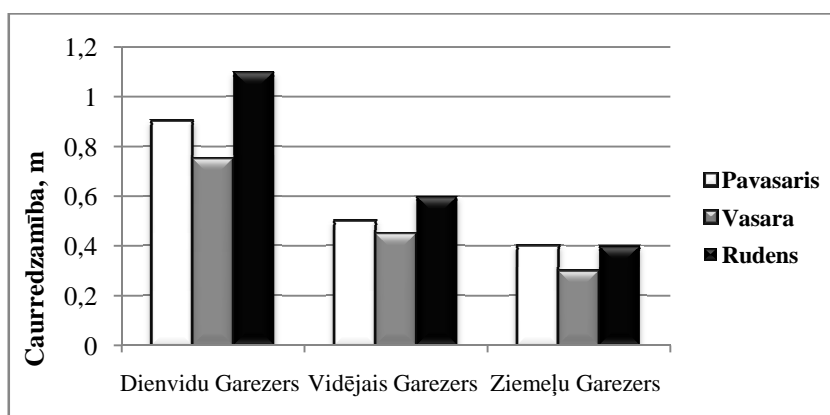
Arī izlīdzinātības koeficients, kas salīdzina reālo sugu sadalījuma vienlīdzību ar maksimāli iespējamu, norāda uz to, ka esošā sugu sadalījuma vienlīdzība ir tuva maksimāli iespējamajai. Izlīdzinātības koeficienta vidējā vērtība Ziemeļu Garezerā ir 0,97, Vidējā Garezerā - 0,95, bet Dienvidu Garezerā - 0,94. Jo izlīdzinātības koeficienta vērtības ir tuvāk 1, jo sugu sabiedrība tiek uzskatīta par daudzveidīgāku.

5.5. VIDES FAKTORI UN TO IETEKME UZ MAKROFĪTU CENOZI

Sugu daudzveidības un ekoloģisko stāvokli raksturojošie indeksi paši par sevi nevar palīdzēt izprast, kā ezera sugu sabiedrība ir izmainījies eutrofikācijas spiediena rezultātā. Būtiski ir rezultātus skatīt kopā ar vides faktorus raksturojošiem rādītājiem, kas var palīdzēt veikt pilnīgāku ezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtējumu, kāds tiek prasīts atbilstoši ŪSD. Tiek uzskatīts, ka makrofītu pētījumos būtiski ir ņemt vērā arī biogēno elementu daudzumu, sedimentu tipu un gaismas pieejamību ezeros (Penning et al., 2008). Savukārt konkrēti mīkstūdens ezeros par galvenajiem parametriem, kas kontrolē makrofītu sugu sastāvu un sastopamību tiek uzskatīts kopējais fosfora daudzums, pH un ūdens cietība (McElarneya et al., 2010). Lai novērtētu vides faktoru saistību ar makrofītu sugu sastāvu un sastopamību Carnikavas Garezeros, tika veikta detrendētā korespondences analīze (DCA), bet, lai novērtētu vides faktoru ietekmi uz makrofītu sugu skaitu, daudzveidību, aizauguma pakāpi un sastopamības dziļumu, tika veikta korelāciju analīze. Iegūtie rezultāti ir analizēti turpmāk tekstā.

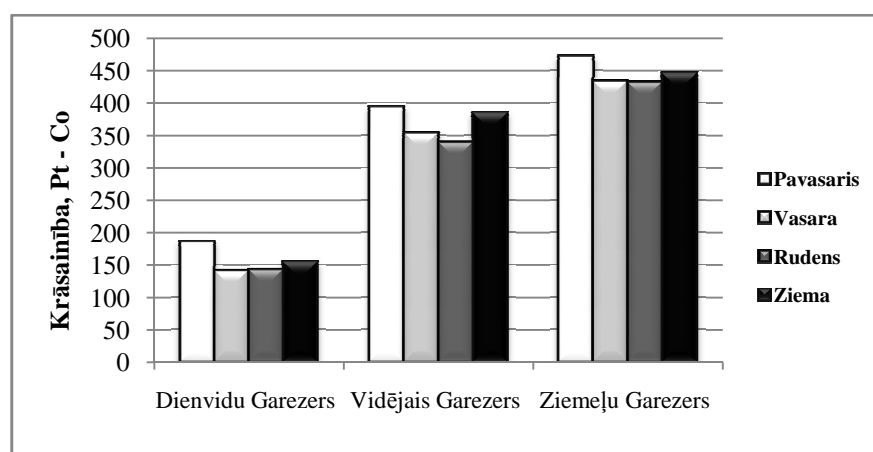
5.5.1. Ūdens caurredzamības un krāsainības ietekme

Ūdens caurredzamības mērījumi Garezeros tika veikti vienreiz pavasarī, vasarā un rudenī. 5.5.1.1.attēlā redzams, ka augstākā ūdens caurredzamība tika noteikta Dienvidu Garezerā. Tā ir robežās 0,75 – 1,1 m, bet zemākā ūdens caurredzamība ir konstatēta Ziemeļu Garezerā – 0,3 – 0,4 m. Visos trijos Garezeros zemākā ūdens caurredzamība ir vasaras sezonā, kas saistāma ar planktonaļģu savairošanos.



5.5.1.1.attēls. Ūdens caurredzamība Garezeros

Ūdens krāsainība, kā redzams 5.5.1.2.attēlā, zemākā ir Dienvidu Garezerā, tā sezonāli mainās robežās no 142 – 187 Pt – Co. Augstākā ūdens krāsainība tika noteikta Ziemeļu Garezerā. Ūdens krāsainība ir arī viens no rādītājiem, kas raksturo organisko vielu saturu ūdenī, augstas izšķīdušo organisko vielu koncentrācijas ir purvu ezeriem, no kurām lielāko daļu (65 – 80%) veido humusvielas (Kokorīte, 2007). Kā tika analizēts 5.1.nodaļā, Ziemeļu Garezerā ir sastopamas purvu ezeriem raksturīgas makrofītu sugas. Humīnvielas Garezeros nokļūst no purvainajām teritorijām, kas bieži sastopamas Rīgas smiltāju līdzenumā, kā arī izskalojoties no sateces baseinā esošajām podzolaugsnēm, kuras veidojušās uz nabadzīgiem smilts cilmiem, dominējot podzolēšanās procesam, ko nosaka fulvoskābes, dažādas mazmolekulārās skābes un to savienojumi, kas rodas skujkoku zemsedzē. Līdz ar to parasti šādām augsnēm visā profilā ir skāba reakcija (Āva, 1997).

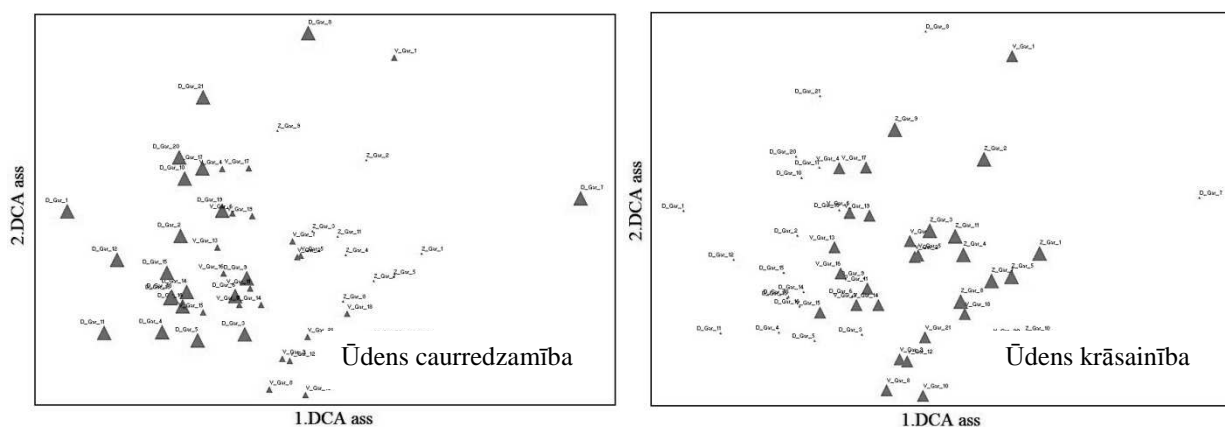


5.5.1.2.attēls. Ūdens krāsainība Garezeros

Garezeros neliels ūdens krāsainības piegaums ir novērojams pavasarī, jo virszemes notece izraisa salīdzinoši nelielu ūdens organisko vielu satura pieaugumu (Kokorīte, 2007).

Atbilstoši DCA analīzes rezultātiem (5.5.1.3.attēls), ūdens caurredzamība un krāsainība ir vieni no vides faktoriem, kas uzrāda saistību ar makrofītu sugu sastāvu un sastopamību Garezeros. Ir redzams, ka palielinoties ūdens krāsainībai, kopējā slāpekļa un

caurredzamību un augstāko maksimālā makrofitu sastopamības dziļuma vērtību ($r = 0,999$). Starp ūdens caurredzamību un makrofitu maksimālo sastopamības dziļumu katra transekta ietvaros saistība ir ļoti zema ($r = 0,104$).

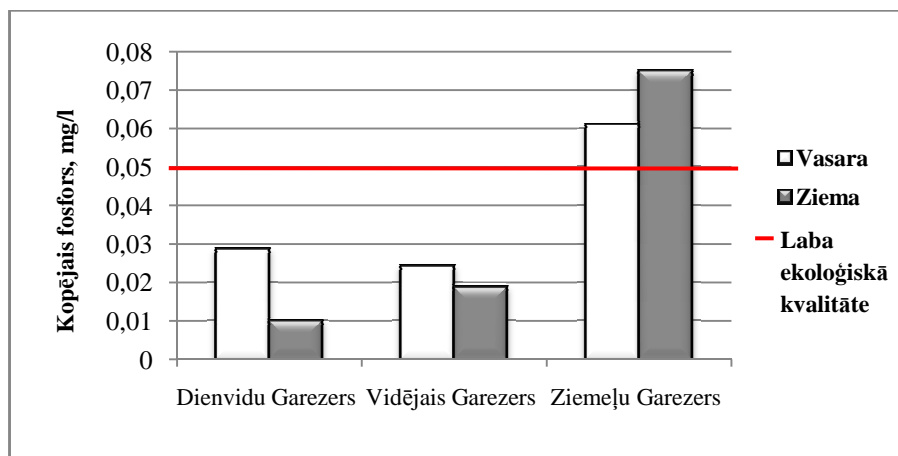


5.5.1.4. attēls. Transektu ordinācija, izmantojot netiešās gradientu analīzes metodi (DCA)
Attēloti vides faktori

Tiek uzskatīts, ka ūdens caurredzamība ietekmē ne tikai maksimālo dziļumu, kādā makrofiti ir sastopami, bet arī makrofitu sugu daudzveidību, abiem šie rādītājiem būtu jāpieaug līdz ar ūdens caurredzamību (Sand-Jensen, Vestergaard, 2000). Tomēr **makrofitu sugu daudzveidība** Garezeros līdz ar ūdens caurredzamību nepieaug. Pīrsona korelācijas koeficienti (11.pielikums) neuzrāda būtisku ūdens caurredzamības saistību ne ar sugu skaitu ($r = -0,077$), ne Šennona daudzveidības indeksu ($r = -0,106$).

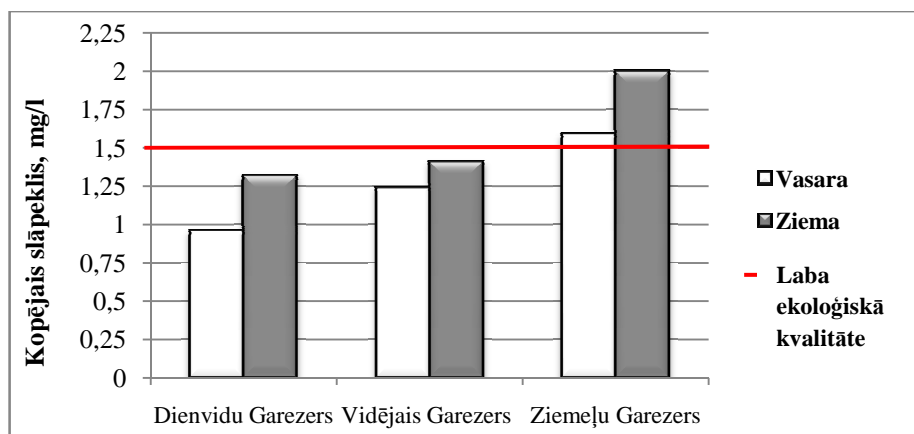
5.5.2. Biogēno elementu daudzuma ietekme

Kopējais fosfors parāda visu fosfora atrašanās formu summu ūdens paraugā. Kopējā fosfora daudzums Garezeros neuzrāda biogēnajiem elementiem raksturīgo sezonālo mainību – Dienvidu un Vidējā Garezerā ziemas sezonā ir zemākas kopējā fosfora koncentrācijas nekā vasarā (5.5.2.1.attēls). Iespējams, ka paaugstinātu kopējā fosfora koncentrāciju vasaras sezonā nosaka intensīva ezeru izmantošana rekreācijā, kā rezultātā notiek ezeru piesārņošana ar fosfora savienojumiem. Salīdzinājumam var minēt, ka ezera ūdens bagātināšanās ar fosfora savienojumiem rekreācijas rezultātā ir galvenais apdraudējums un antropogēnās eutrofikācijas cēlonis Ummja ezerā (Ummja ezera Dabas aizradzības plāns, 2007), kas pēc ekoloģijas ir līdzīgs Garezeriem. Taču, lai šim apgalvojumam gūtu apstiprinājumu, būtu nepieciešams veikt detalizētu ezeru ķīmiskās kvalitātes novērtējumu. Jāatzīmē, ka biogēno elementu koncentrāciju ietekmē arī ūdens apmaiņa (Kokorīte, 2007) - gan ūdens pieplūde no avotiem, gan rudens vētras, kā rezultāta notiek aktīvāka fosfora savienojumu sadalīšanās. Līdz ar to ūdens apmaiņa varētu būt iemesls šādām kopējās fosfora koncentrācijas izmaiņām.



5.5.2.1.attēls. Kopējā fosfora daudzums Garezeros

Kopējais slāpekļis ir NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ un organiskajos savienojumos esošā slāpekļa summa. Kā redzams 5.5.2.2.attēlā, kopējā slāpekļa koncentrāciju Garezeros raksturo sezonāla mainība, ko nosaka biogēno elementu koncentrācijas saistība ar bioloģiskajiem procesiem ūdeņos (Feldmann, 2012). Vasarā Garezeros ir novērojamas zemākas kopējā slāpekļa koncentrācijas nekā ziemā, kas skaidrojams ar to, ka vasarā slāpekļis tiek intensīvi patērēts bioloģiskajos procesos un pieplūde no virszemes noteces ir minimāla (Kokorīte, 2007). Savukārt ziemas sezonā slāpekļa koncentrācijas ir paaugstinātas, ko nosaka organisko vielu sadalīšanās pašā ūdenstilpē (Cimdiņš un Kļaviņš, 2004).



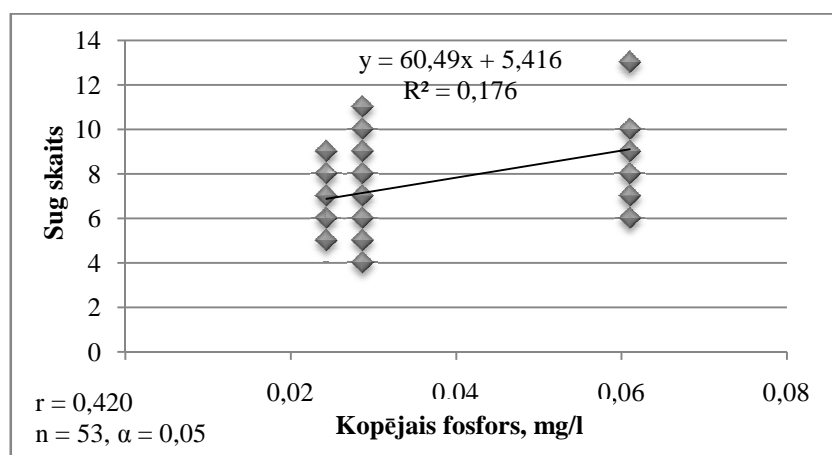
5.5.2.2.attēls. Kopējā slāpekļa daudzums Garezeros

Biogēno elementu saturs Garezeros atbilst vāji eitrofu ezeru rādītājiem. Lagūnas tipa ezeri ir morfometriski eitrofi un aizaugoši, jo ir izcelsmes ziņā jauni ezeri. Tomēr salīdzinot ar citiem lagūnu tipa ezeriem, piemēram, Engures un Babītes ezeru (Dabas parka „Engures ezers”..., 2010), Garezers raksturo salīdzinoši neliels ezeru aizaugums. Kā vienu no šādas atšķirības iemesliem varētu minēt brūnūdens ezeros esošo augsto humīnvielu daudzumu, kas samazina eitrofikācijas izpausmes (Girvan and Foy, 2006). Limitējošais elements Garezeros ir fosfors (slāpekļa un fosfora attiecība ezeros ir lielāka par 12), taču brūnūdens ezeros ne viss

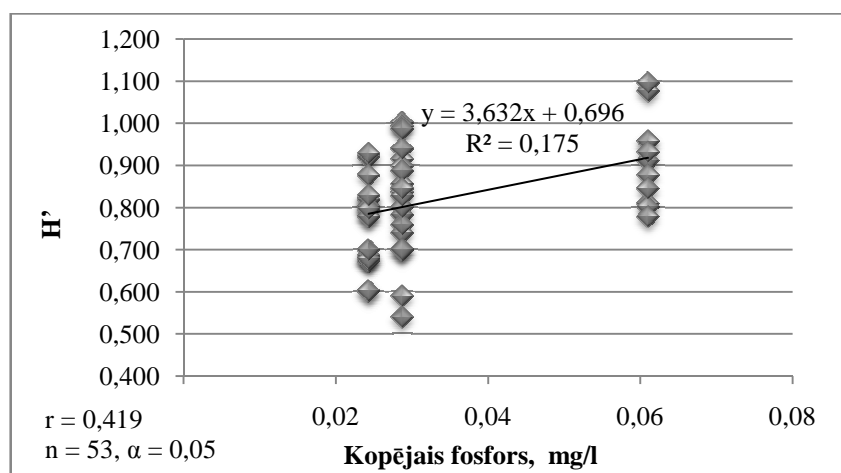
fosfors piedalās apritē, jo biogēnie elementi brūnūdens ezeros atrodas kompleksu veidā ar humusvielām (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004). Tādēļ brūnūdens ezeros pirmproducentiem pieejamais fosfora daudzums (no kopējā ezerā esošā) ir mazāks kā dzidrūdens ezeros (Līcīte, 2007), un ierobežotā barības vielu pieejamība hidrobiontiem nodrošina pazeminātu produktivitātes līmeni ezeros (Girvan and Foy, 2006).

Galvenie faktori, kas ietekmē biogēno elementu daudzumu Garezeros, ir to nelielais sateces baseins, kurā dominē barības vielām nabadzīgas smilšainas augsnes un galvenokārt sastopami priežu meži, nav augsti urbanizētu vai lauksaimniecībā izmantojamu teritoriju, kā arī tas, ka Garezeros neietek neviena upe, kas varētu tos bagātināt ar biogēnajiem elementiem. Salīdzinot biogēno elementu koncentrācijas ezeros, ir redzams, ka vidēji augstākās slāpekļa un fosfora koncentrācijas ir novērojamas Ziemeļu Garezerā. Kā iespējamo iemeslu tam var minēt Garezeriem piegulošo teritoriju izmantošanas veidu atšķirību. Dienvidu un Vidējā Garezera apkārtnē ir sastopami dabiski biotopi - priežu mežs, bet Ziemeļu Garezera ZA krasts ir apdzīvots, un kā zināms, biogēnie elementi ūdeņos pastiprināti ieplūst antropogēnās darbības rezultātā (Kronvanga et al., 2005).

Tiek uzskatīts, ka sugu bagātība ir vienkāršākais ezera stāvokļa novērtētājs (Bertrin et al., 2012), tādēļ tie ir visbiežāk izmantotie parametri bioindikācijas pētījumos (Del Pozo et al., 2010). Garezeros pastāv sakarība starp *sugu skaitu un daudzveidību* un kopējā fosfora daudzumu, abi šie rādītāji pieaug līdz ar fosfora koncentrācijas palielināšanos (5.5.2.3. un 5.5.2.4.attēli). Ar kopējo slāpekli būtiska sakarība netiek uzrādīta (9.pielikums).



5.5.2.3.attēls. Sakarība starp kopējā fosfora daudzumu un sugu skaitu

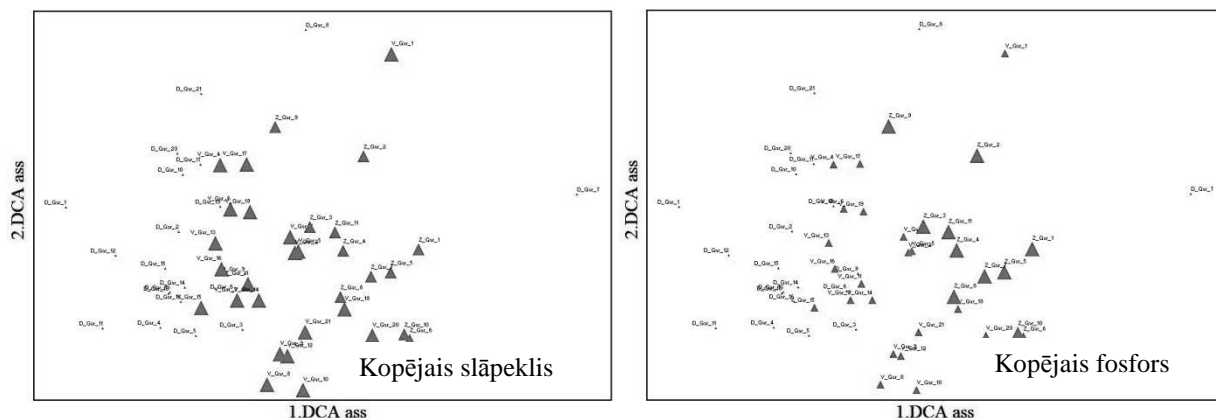


5.5.2.4.attēls. Sakarība starp kopējā fosfora daudzumu un Šennona daudzveidības indeksu

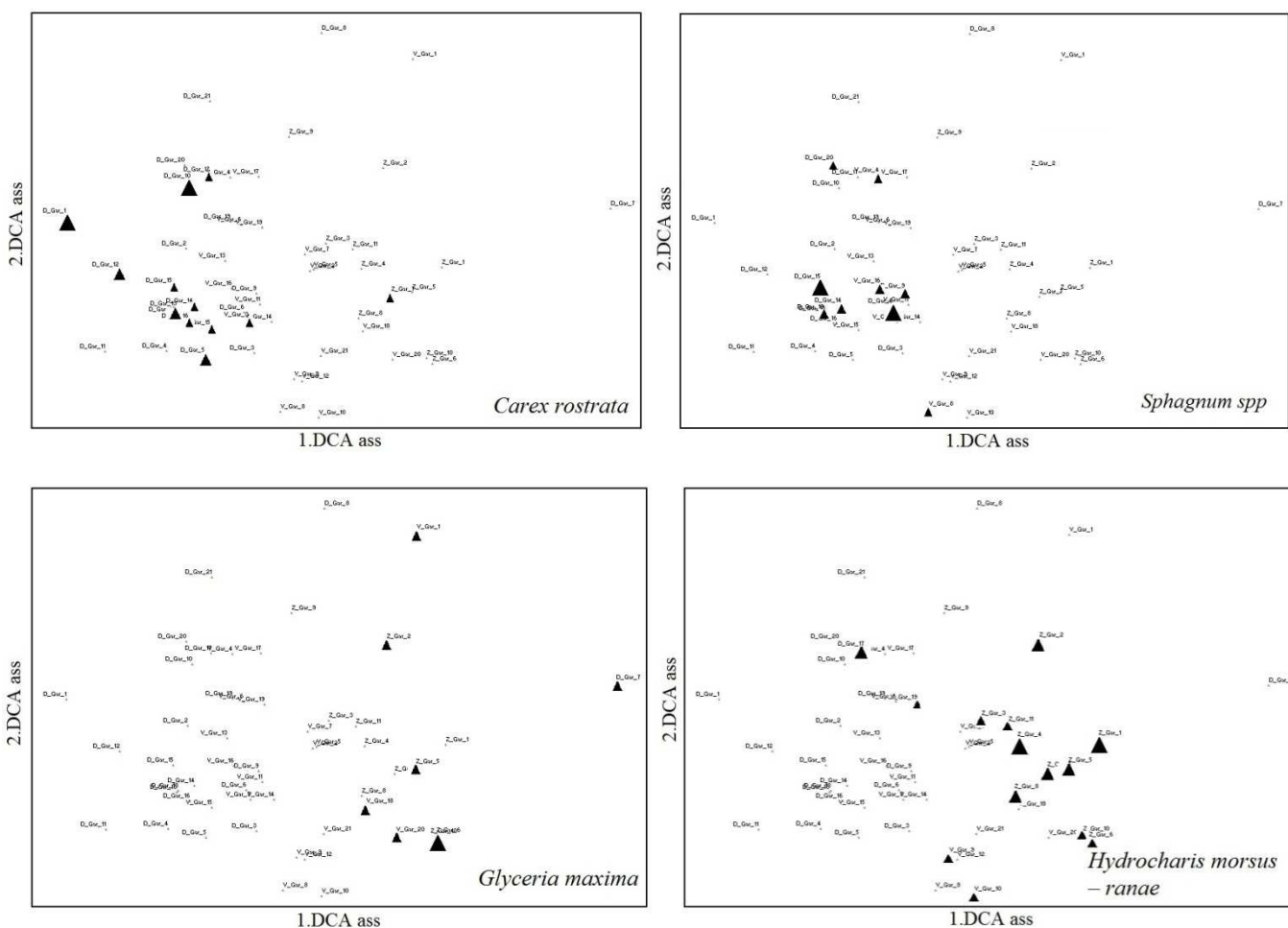
Tomēr sugu daudzveidības izmantošana eutrofikācijas novērtēšanā joprojām ir diezgan ierobežota un apšaubāma. Tas skaidrojams ar to, ka vispārīgi sugu daudzveidība/bagātība ir augstāka mezotrofos un eitrofos apstākļos, bet zemāka barības vielām nabadzīgos oligotrofos un distrofos, kā arī barības vielām pārbagātos – hipereitrofos apstākļos (Penning et al, 2008). Šo sakarību ir aprakstījuši vairāki autori, piemēram, Rørslett 1991, Toivonen and Huttunen 1995, Murphy 2002 (Betrin et al., 2012). Arī projekta *WISER*, kas tika veltīts Eiropas upju, ezeru, piekrastes un pārejas ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes novērtējumam un metodoloģijai, rezultāti neuzrādīja būtisku sakarību ar eutrofikācijas spiedienu, jo zems sugu skaits tika novērtos dažādas trofijas pakāpes ezeros (Penning et al, 2008). Augstākā makrofītu daudzveidība ne vienmēr ir augstas ekoloģiskās kvalitātes ezeros, jo sugu daudzveidības nodrošināšanai ir nepieciešams augstāks barības vielu daudzums (Del Pozo et al., 2010). Šāda sakarība ir novērojama arī Carnikavas Garezeros. Augstāka bioloģiskā daudzveidība ir novērojama Ziemeļu Garezerā, bet, kā tiek analizēts 5.6. nodaļā, tajā ir salīdzinoši zemāka ekoloģiskā kvalitāte. Arī Pīrsona korelācijas koeficienti neuzrāda būtisku saistību starp sugu daudzveidību un ekoloģiskās kvalitātes klasēm Garezeros (12.pielikums).

Pētījumi 300 Dānijas ezeros (Søndergaard et al., 2010) parādīja, ka neskatoties uz makrofītu jutību pret eutrofikāciju, tikai dažas sugas tika atzītas par pietiekami labiem indikatoriem zemām vai augstām barības vielu koncentrācijām. Tātad, kaut arī sugu daudzveidības rādītāji labi raksturo makrofītu sabiedrības, tie nedod kvalitatīvu ūdens piesārņojuma vērtējumu. Tiek rekomendēts tos izmantot kā papildus, bet ne kā galvenos rādītājus ūdensobjekta ekoloģiskā stāvokļa noteikšanā (Thiébaud, 2002). Arī Garezeros tikai dažas sugas uzrāda izteiktu saistību ar kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrāciju ezeros. *C.rostrata* un *Sphagnum spp.*, kurām atbilstoši Ellenberga skalai slāpekļa vērtība ir 3, sastopamība un izplatība ezeros uzrāda saistību ar biogēno elementu daudzumu. Kā redzams

5.5.2.6.attēlā *C.rostrata* un *Sphagnum spp.* izplatība koncentrējas diagrammas kreisajā pusē, kurai ir atbilstoši mazāks slāpekļa un fosfora daudzums (5.5.2.5.attēls).



5.5.2.5. attēls. Transektu ordinācija, izmantojot netiešās gradientu analīzes metodes (DCA) Attēloti vides faktori

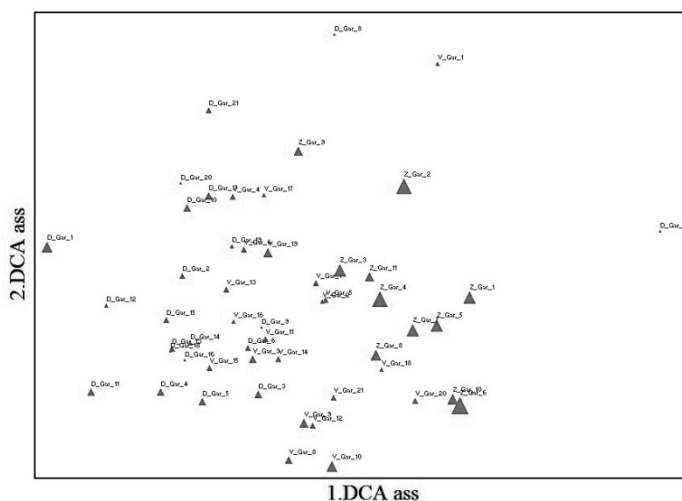


5.5.2.6. attēls. Transektu ordinācija, izmantojot netiešās gradientu analīzes metodes (DCA). Attēlota sugu sastopamība

Savukārt pret barības vielām prasīgāku sugu - *G.maxima*, kurai atbilstoši Ellenberga skalai slāpekļa vērtība ir 9, un *H.morsus – ranae*, kurai slāpekļa vērtība ir 6, sastopamība palielinās līdz ar kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrācijas pieaugumu. Šo sugu

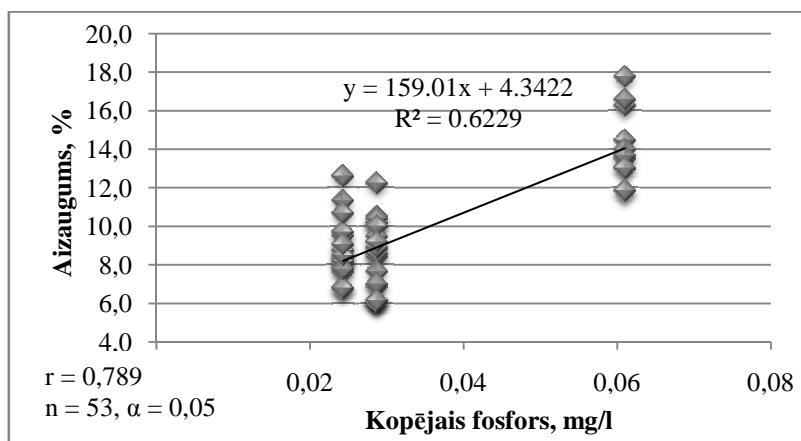
izplatība koncentrējas diagrammas labajā pusē - barības vielām bagātākos apstākļos. Citas Garezeros konstatētās sugas tik izteiktu saistību ar biogēno elementu daudzumu neuzrādīja.

Kopējam slāpekļa un fosfora daudzumam ir ietekme arī uz ezera *aizaugumu*. Kā parāda DCA analīzes rezultāti (5.5.2.7.attēls), aizaugums palielinās līdz ar biogēno elementu pieaugumu.

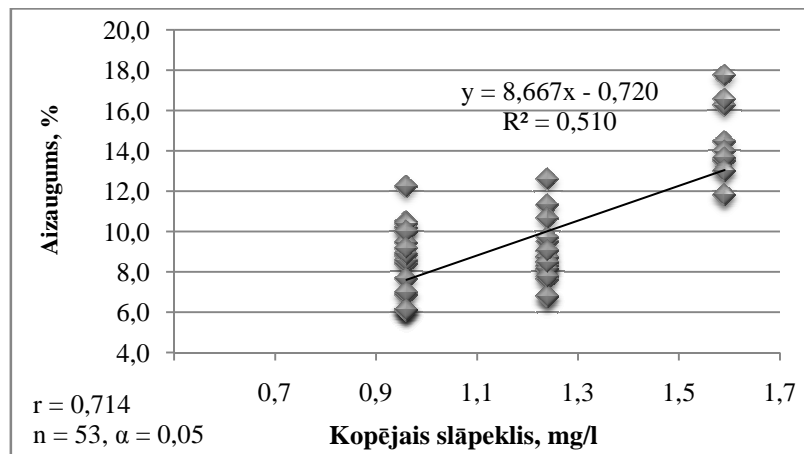


5.5.2.7.attēls. Transektu ordinācija, izmantojot netiešās gradientu analīzes metodi (DCA).
Attēlots aizaugums procentos (no 6% līdz 18%)

Arī Pīrsona korelācijas koeficienti uzrāda šādu saistību (5.5.2.8. un 5.5.2.9.attēli). Tomēr kopējā fosfora ietekme ($r = 0,789$) uz aizaugumu ir būtiskāka nekā kopējā slāpekļa, tāpat kā sugu skaita un daudzveidības gadījumā, kas varētu būt skaidrojams ar to, ka fosfors ir limitējošais elements Garezeros.



5.5.2.8.attēls. Sakarība starp kopējā fosfora daudzumu un aizaugumu

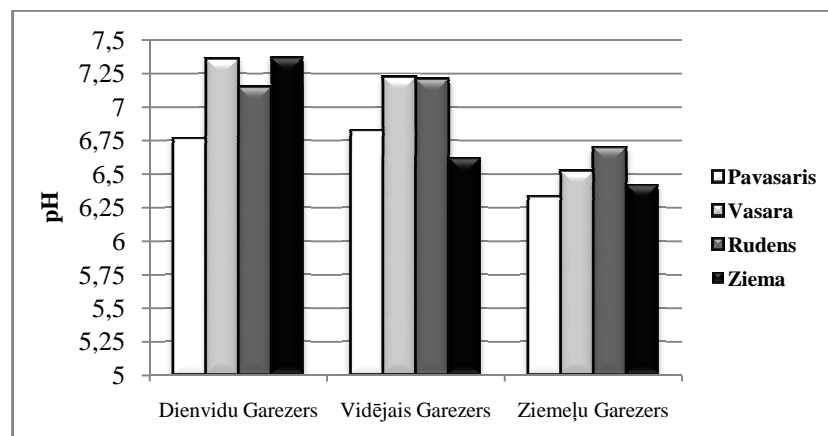


5.5.2.9.attēls. Sakarība starp kopējā slāpekļa daudzumu un aizaugumu

Kopējā fosfora koncentrācijai Garezeros ir būtiska ietekme arī uz ezera stāvokli – dzidra ūdens, kurā dominē makrofīti, vai duļķaina ūdens, kurā dominē fitoplanktons. Ir vairāki faktori, kas to nosaka, taču biogēno elementu, īpaši limitējošā elementa, slodze ir galvenais faktors (Jansea et al., 2008).

5.5.3. pH ietekme

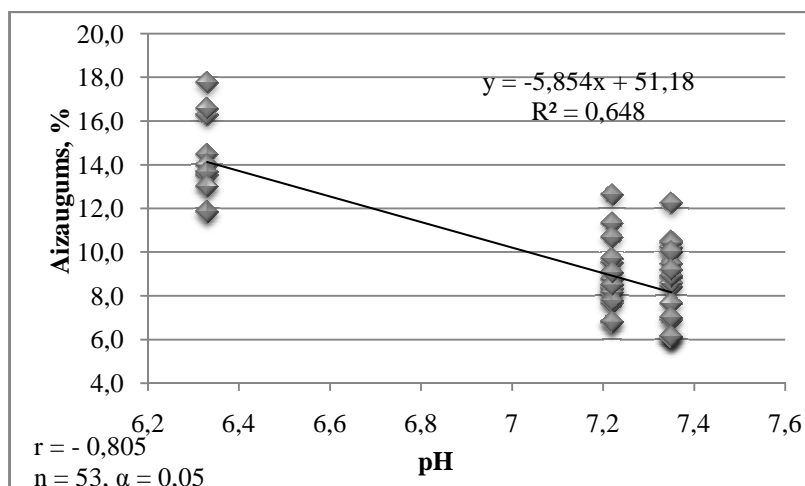
Ūdens pH vērtības Garezeros ir parādītas 5.5.3.1.attēlā. Zemākās pH vērtības ir novērojamas Ziemeļu Garezerā, tās svārstās no 6,3 līdz 6,7. Pēc tādiem pH rādītājiem ezers atbilst vāji skābam. Purvu ūdeņu zemās pH vērtības lielā mērā nosaka augstas izšķīdušo organisko vielu koncentrācijas, kuru sastāvā ietilpst arī zemmolekulāras organiskās skābes (Kokorīte, 2007). Ziemeļu Garezeram ir arī citas purvu ezeriem raksturīgas pazīmes – sastopamas purvu ezeru makrofītu sugas, daļēji kūdrais substrāts un augsta ūdens krāsainība.



5.5.3.1.attēls. pH vērtības Garezeros

Kā redzams 5.5.3.1. attēlā, Garezeros pavasarī ir novērojamas salīdzinoši zemākās pH vērtības. Pavasara palu laikā ir novērojama ūdeņu paskābināšanās, ko izraisa sniega segā uzkrājušos vielu nokļūšana virszemes ūdeņos (Kokorīte, 2007).

DCA analīzes rezultāti uzrāda pH saistību ar makrofitu sugu sastāvu un sastopamību Garezeros (5.5.1.3.attēls). Būtiska negatīva korelācija tiek uzrādīta starp pH ar *aizauguma pakāpi* (5.5.3.2.attēls). Ziemeļu Garezerā, kurā ir zemākās pH vērtības, ir augstāks aizaugums nekā Dienvidu un Vidējā Garezerā. pH ietekme uz aizauguma pakāpi ir netieša, kas skaidrojama ar pH ietekmi uz ķīmisko vielu, tai skaitā aizauguma pakāpi kontrolējošo biogēno elementu, šķīdību un bioloģisko pieejamību makrofitiem un ūdens organismiem (Heegard et al., 2001).



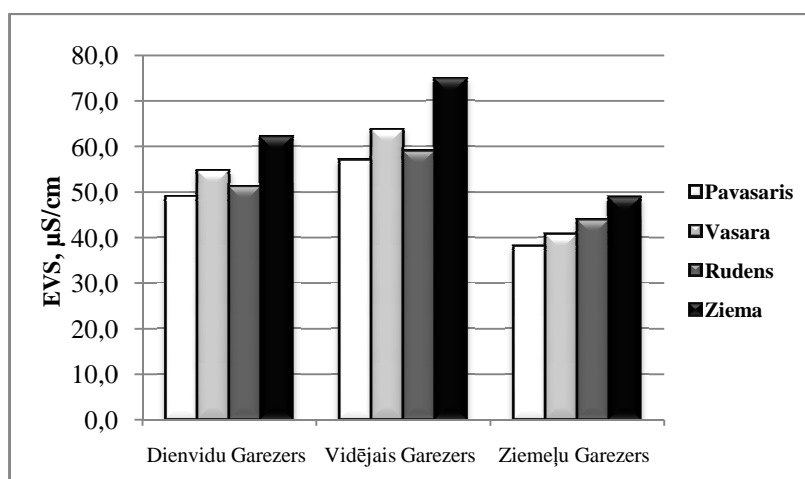
5.5.3.2.attēls. Sakarība starp pH un aizaugumu

5.5.4. Ūdens cietības ietekme

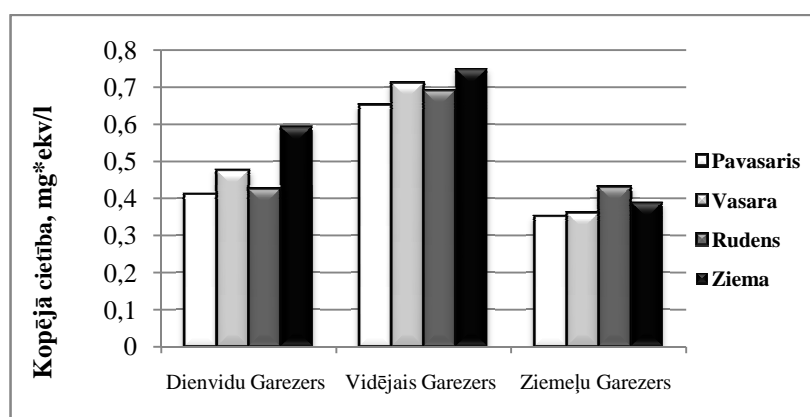
Ūdens elektrovadītspēja raksturo kopējo izšķīdušo vielu saturu ūdenī (Kokorīte, 2007), tā izmainās, mainoties katjonu un anjonu daudzumam ūdenī (Gunes, 2008). Garezeri atbilst mīkstūdens ezeriem, jo elektrovadītspēja visās sezonās tajos ir mazāka par 165 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tās vērtības ir robežās no 40,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ līdz 75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (5.5.4.1.attēls). Augstākā elektrovadītspēja ir Vidējā Garezerā, bet zemākā – Ziemeļu Garezerā. Arī *ūdens kopējā cietība*, kalcija un magnija jonu summa, Garezeros ir zema. Kā redzams 5.5.4.2.attēlā attēlā, zemākā ūdens cietība, tāpat kā elektrovadītspēja ir Ziemeļu Garezerā, tā ir robežās 0,33 – 0,46 $\text{mg}\cdot\text{ekv}/\text{l}$, savukārt augstākās ūdens cietības vērtības ir Vidējā Garezerā. Pēc šādiem cietības rādītājiem ūdens tiek uzskatīts par ļoti mīkstu (Sand – Jensen & Vestgaard, 2000). Dienvidu Garezerā ir arī sastopamas mīkstūdens ezeriem raksturīgās sugas – *L.dortmanna* un *I.lacustris*.

Galvenais faktors, kas nosaka ūdens tipa izplatību, ir reģiona ģeoķīmiskā uzbūve. Augstāks kopējo izšķīdušo vielu saturs raksturīgs ūdeņiem, kuru sateces baseinā dominē karbonātiem bagātas augsnes (Kokorīte, 2007), savukārt ļoti mīksti ūdeņi sastopami reģionos

ar bazalta, granīta un smilšakmens segumu (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004). Garezeri atrodas teritorijā, kurā sastopami eolie smilšu cilmieži (Carnikavas novada ... , 2005).



5.5.4.1.attēls. Elektrovadītspēja Garezeros

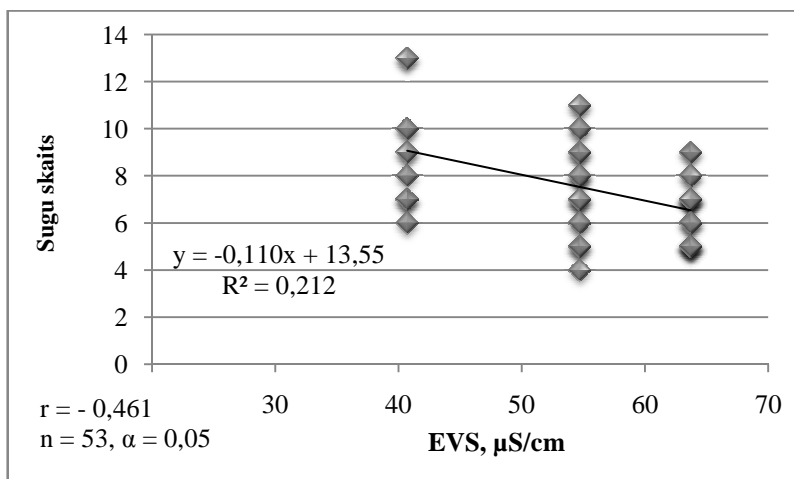


5.5.4.2.attēls. Ūdens cietība Garezeros

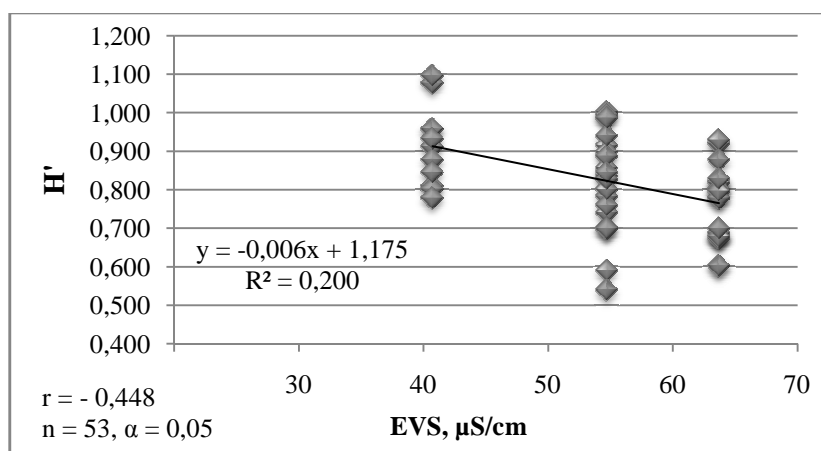
Paaugstināta izšķīdušo vielu koncentrācija ir novērojama mazūdens periodos, galvenokārt vasarā un ziemā, kad galvenais barošanās avots ir pazemes ūdeņi, kuriem raksturīga augstāka mineralizācijas pakāpe (Kokorīte, 2007). Garezeriem ir raksturīga bagātīga ūdens pieplūde no avotiem, kas iespējams ir iemesls, kādēļ augstāka elektrovadītspēja/ūdens cietība tika noteikta ziemas sezonā. Savukārt pavasarī Garezeros ir novērojamas zemākas elektrovadītspējas/ ūdens cietības vērtības tādēļ, ka virszemes ūdeņu atšķaidīšanās efekts ir dominējošais, kas ietekmē ūdeņu ķīmisko sastāvu. Līdz ar to pavasara palu laikā tiek konstatētas zemākās virszemes ūdeņu mineralizācijas vērtības (Kokorīte, 2007). Jāņem vērā, ka Garezeri ir lagūnu ezeri un to ķīmiska sastāva sezonālo mainību var ietekmēt arī jūras ūdeņu ieplūde, kuriem salīdzinoši ar saldūdeņiem ir daudz augstāka elektrovadītspēja. Tātad paaugstinātu elektrovadītspēju ziemas sezonā varētu noteikt arī ziemas vētras, kā rezultātā notiek jūras ūdeņu ieplūde ezeros. Tomēr, lai to varētu apstiprināt, būtu nepieciešams noteikt arī hlorīdjonu koncentrācijas sezonālo mainību, jo jūras ūdeņu

ieplūde var tikt uzskatīta par galveno faktoru, kas nosaka augstākas hlorīdjonu koncentrācijas piejūras ezeros (Gunes, 2008).

Gan ūdens elektrovadītspēja, gan ūdens cietība uzrāda būtisku ietekmi *uz makrofītu sugu skaitu, sugu daudzveidību un aizauguma pakāpi*, tomēr augstāki Pīrsona korelācijas koeficienti tiek uzrādīti attiecībā pret elektrovadītspēju, tādēļ tās ietekme uz minētajiem parametriem ir attēlota sekojošajos grafikos (attēli 5.5.4.3., 5.5.4.4., 5.5.4.5.).



5.5.4.3.attēls. Sakarība starp elektrovadītspēju un sugu skaitu

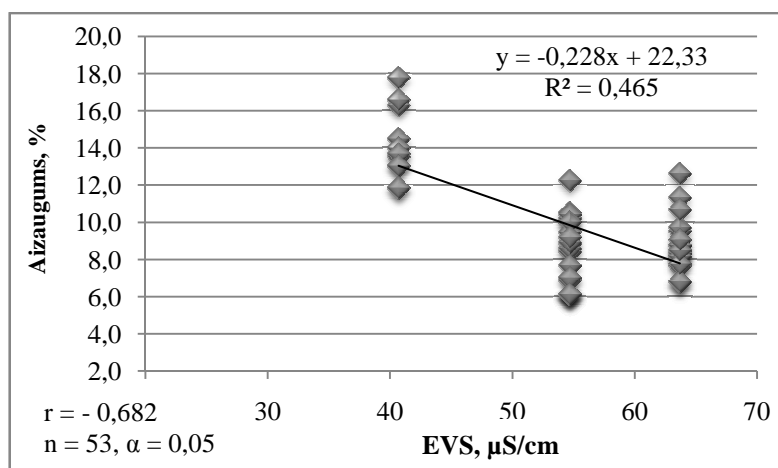


5.5.4.4.attēls. Sakarība starp elektrovadītspēju un Šennona daudzveidības indeksu

Ir redzams, ka pētāmajos ezeros mazāka elektrovadītspēja nosaka augstāku sugu skaitu un sugu daudzveidību. Tomēr šī situācija Garezeros ir pretrunā ar citiem pētījumiem (Hutchinson 1975, Roberts et al. 1985, Sand- Jensen & Vestergaard 2000), kuri norāda pretēju ūdens cietības ietekmi. Pastāv cieša saistība ūdens cietību un bikarbonātu koncentrāciju, kam ir nozīmīga loma uz sugām bagātās makrofītu grupas – elodeīdu, pastāvēšanu. Elodeīdu sugu skaits un daudzveidība strauji pieaug līdz ar ūdens cietības pieaugumu (Sand- Jensen & Vestergaard, 2000). Tomēr Garezeros elodeīdi ir maz sastopami, kopumā tikai 4 sugas. Tā kā elodeīdi ir augi, kam virs ūdens paceļas tikai ziedi, Garezeros to

sastopamību ierobežojošs faktors ir augstā ūdens krāsainība un zemā ūdens caurredzamība. Tādēļ ūdens cietības pieaugums Garezeros nenosaka sugu daudzveidības pieaugumu.

Būtiskākā elektrovadītspējas ietekme Garezeros tiek uzrādīta uz aizauguma pakāpi, tā uzrāda salīdzinoši augstāku Pīrsona korelācijas koeficientu, kā arī augstāku determinācijas indeksu. Ar ūdens cietību būtiska saistība ir pH, kas ir galvenais aizaugumu ietekmējošais faktors Garezeros, tādēļ šim parametram ir papildus ietekme uz makrofītu cenozi ezeros (Hutchinson, 1975).



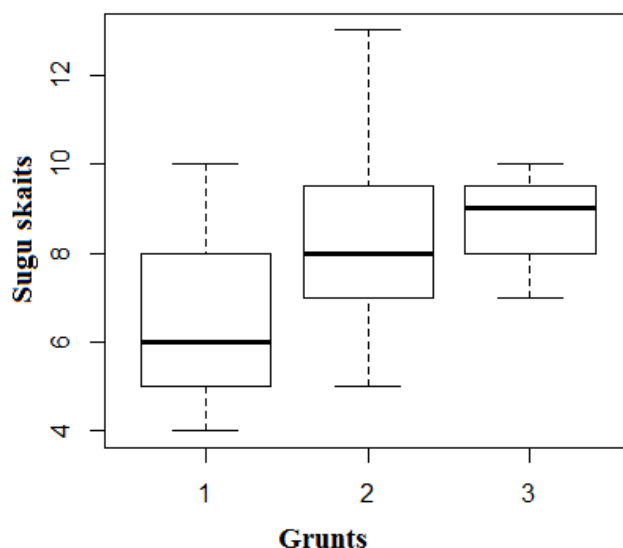
5.5.4.5.attēls. Sakarība starp elektrovadītspēju un aizaugumu

Tiek uzskatīts, ka ūdens cietība līdzās biogēno elementu koncentrācijai ir galvenie ūdens hidroķīmiskie parametri, kas nosaka makrofītu *sugu sastāvu* ezeros (Feldmann, 2012), taču Garezeros, kā parāda DCA analīzes rezultāti, nav novērojama ūdens cietības ietekme uz makrofītu sugu sastāvu. Tas skaidrojams ar to, ka ūdens cietība viena pati par sevi nenosaka makrofītu augšanas iespējas. Piemēram, izoetīdi, *L.dortmanna* un *I.lacustris*, Vidējā un Ziemeļu Garezerā nav sastopami, to nosaka gan augstā ūdens krāsainība, gan biogēno elementu daudzums.

5.5.5. Grunts sastāva ietekme

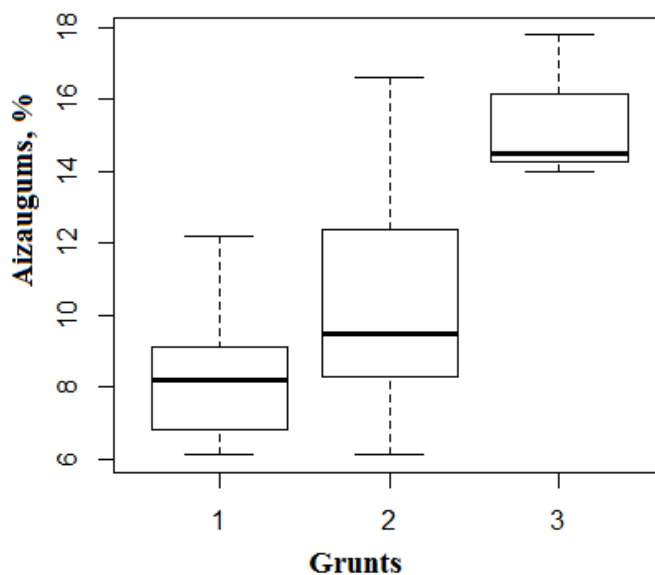
Grunts sastāvs tika novērtēts vasaras sezonā, reizē ar makrofītu pētījumiem. Dienvidu un Vidējā Garezerā grunts ir daļēji smilšaina, daļēji dūņaina. Savukārt Ziemeļu Garezerā dominē dūņaina grunts, bet sastopama arī kūdraina grunts.

DCA analīzes rezultāti neuzrāda grunts tipa saistību ar makrofītu sugu sastāvu un sastopamību, bet atbilstoši Pīrsona korelācijas koeficientiem (9.pielikums) grunts tipam ir būtiska ietekme uz sugu skaitu un aizauguma pakāpi.



5.5.5.1.attēls. Makrofitu sugu skaits Garezeros atkarībā no grunts sastāva (1= smilšaina grunts, 2 = dūņaina grunts, 3 = kūdraina grunts)

Vidējais sugu skaits Garezeros, kas kastveida diagrammā ir attēlots ar melno līniju (5.5.5.1.attēls), augstāks tika noteikts transektos, kuros grunts ir kūdraina. Savukārt smilšainā gruntī tika noteikts zemākais vidējais, tāpat kā maksimālais sugu skaits. Dūņainā gruntī ir augstāka sugu skaita variabilitāte, sugu skaits variē no 5 līdz 13 sugām, bet zemākā sugu skaita variabilitāte ir novērojama, ja grunts ir kūdraina.



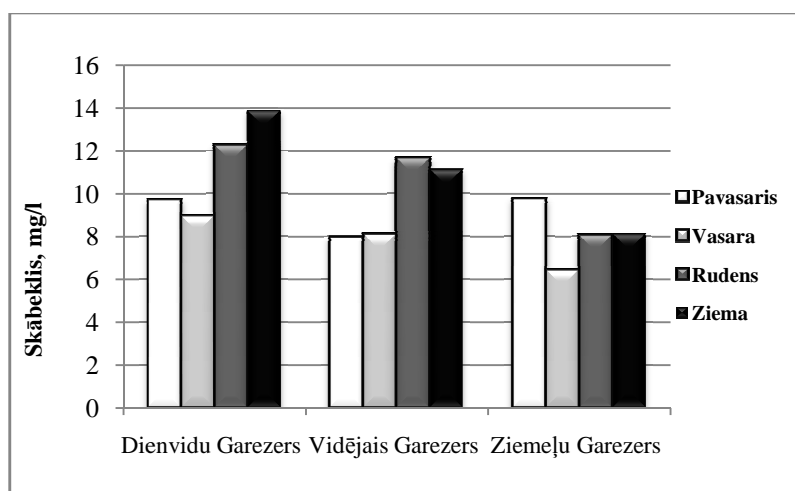
5.5.5.2.attēls. Aizauguma pakāpe Garezeros atkarībā no grunts sastāva (1= smilšaina grunts, 2 = dūņaina grunts, 3 = kūdraina grunts)

Kā redzams 5.5.5.2. attēlā, arī aizauguma pakāpe mainās atkarībā no grunts tipa. Augstākā aizauguma variabilitāte Garezeros, tāpat kā sugu skaita gadījumā, ir novērojama, ja grunts ir dūņaina. Tā mainās no 6% līdz 17%. Lielākais aizaugums Garezeros, tāpat kā sugu skaits, novērojams, ja grunts ir kūdraina, bet mazākais aizaugums – ja grunts ir smilšaina. Tas

skaidrojams ar to, ka smilts un smalka granulometriskā sastāva nogulumi ir vismazāk piemērotais grunts tips makrofītu attīstībai, šādai videi spēj piemēroties tikai neliels skaits makrofītu sugu (Odum, 1966). Smilšainas gruntis ir barības vielām nabadzīgas, jo nespēj akumulēt barības vielas, uzkrājot tās sedimentos (Sand - Jensen, 1989), savukārt kūdrainai gruntij raksturīgs augsts organisko vielu daudzums (Stevenson, 1994). Augstāks organisko vielu saturs sedimentos veicina makrofītu attīstību (Feldmann, 2012), jo makrofītu sugām, kas sakņojas gruntī, ir nepieciešams zināms daudzums barības vielu tajā (Haslam, 2006).

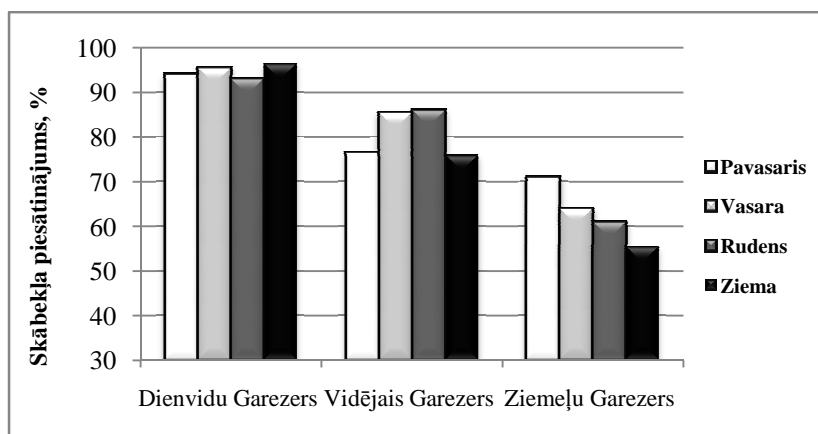
5.5.6. Skābekļa apstākļi ezeros

Skābekļa saturs ūdenī parāda skābekļa daudzumu, ko satur ūdens gan procentuāli, gan miligramos uz litru. Garezeros skābekļa daudzums ir parādīts 5.5.6.1. un 5.5.6.2.attēlos. Skābeklis ūdenī nokļūst gan fotosintēzes rezultātā, kurā būtiska loma seklos ezeros ir makrofītiem, gan atmosfēras skābeklim izšķīstot ūdenī (Wetzel, 1983). Tiek uzskatīts, ka, lai dzīvības procesi ūdenī norisētu normāli, virszemes ūdeņos skābekļa saturs nedrīkst būt mazāks par 5 mg/l (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004). Ir redzams, ka zemākais novērotais skābekļa daudzums – 6,45 mg/l tika noteikts Ziemeļu Garezerā, kurā ir salīdzinoši sliktākie skābekļa apstākļi. Pavasarī Ziemeļu Garezerā skābekļa piesātinājums ir 71%, bet ziemā – 55,5%. Tā kā Ziemeļu Garezerā grunts ir galvenokārt dūņaina un kūdraina, šādos apstākļos visaktīvāk notiek sadalīšanās – pūšanas procesi, kuros skābeklis tiek intensīvi patērēts (Hansen, 1962.). Labākie skābekļa apstākļi ir Dienvidu Garezerā. Skābekļa piesātinājums tajā ir robežās 93 – 96,5 %, bet skābekļa daudzums 8,95 – 13,9 mg/l. Dienvidu un Vidējā Garezerā grunts ir smilšaina un dūņaina, kas nosaka labākus skābekļa apstākļus nekā Ziemeļu Garezerā.



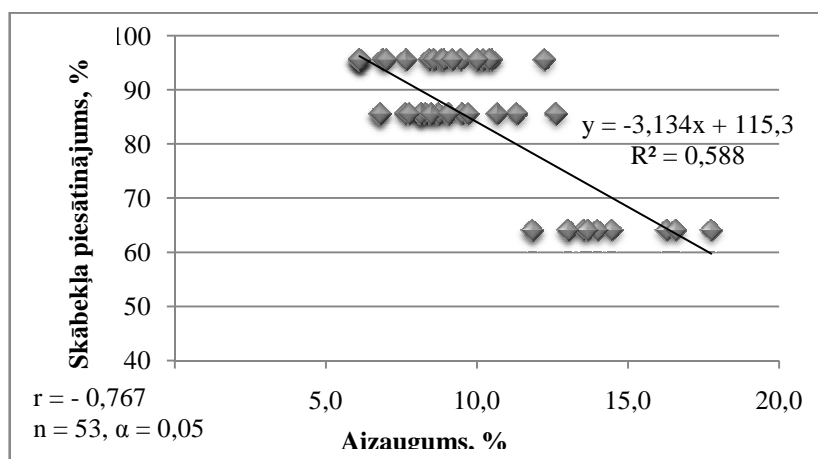
5.5.6.2.attēls. Skābekļa daudzums Garezeros

Skābekļa daudzuma sezonālā mainība Garezeros uzrāda saistību ar temperatūru, salīdzinoši zemākais skābekļa daudzums ir novērojams vasarā, jo augstākā temperatūrā skābekļa šķīdība samazinās (Lampert & Sommer, 2007). Tādēļ rudenī, ziemā un pavasarī, kad ir zemākas ūdens temperatūras, skābekļa daudzums Garezeros ir lielāks. Skābekļa daudzuma samazinājums vasarā ir saistīts arī ar ūdensaugu veģetācijas periodu. Kaut arī makrofīti fotosintēzes procesā ražo skābekli, naktī skābeklis tiek intensīvi patērēts. Tomēr skābekļa piesātinājums šādu sezonālu mainību neuzrāda, kas, iespējams, saistīts ar ūdens apmaiņu ezeros, piemēram, ūdens pieplūdi no zemūdens avotiem.

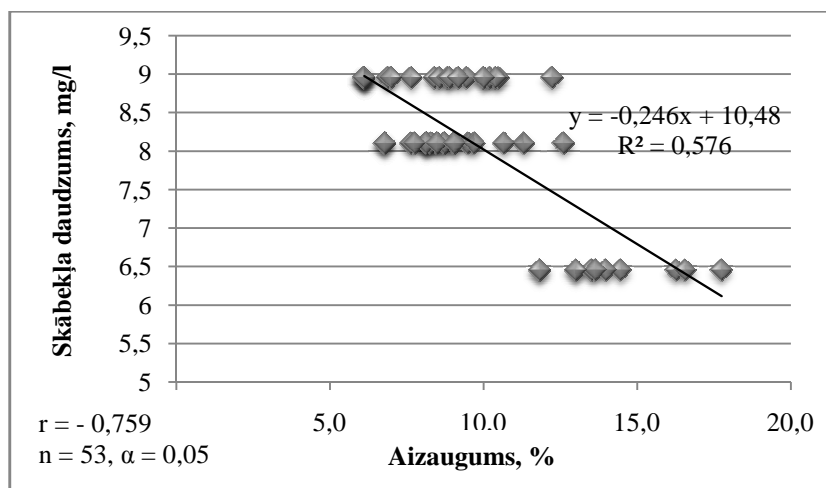


5.5.6.1.attēls. Skābekļa piesātinājums Garezeros

Garezeros pastāv cieša saistība starp skābekļa daudzumu, biogēno elementu daudzumu un aizaugumu ar makrofītiem, to uzrāda gan DCA analīzes (5.5.1.3. attēls, 5.5.2.7.attēls), gan korelāciju rezultāti (9.pielikums). Augstākas biogēno elementu koncentrācijas nosaka labākus augšanas apstākļus augiem, kā rezultātā palielinās aizaugums ar makrofītiem, kas savukārt noved pie mazāka skābekļa daudzuma ūdenī (Lampert & Sommer, 2007). Tātad likumsakarīgi, ka Garezeros aizauguma pakāpei ir negatīva korelācija ar skābekļa daudzumu (5.5.6.3. un 5.5.6.4.attēli). Ziemeļu Garezerā, kurā ir salīdzinoši augstākas biogēno elementu koncentrācijas, ir arī augstāks aizaugums ar makrofītiem un mazāks skābekļa daudzums.



5.5.6.3.attēls. Sakarība starp aizaugumu un skābekļa piesātinājumu



5.5.6.4.attēls. Sakarība starp aizaugumu un skābekļa daudzumu

Rezumējot vides faktoru ietekmi jāsecina, būtiskāko ietekmi uz makrofītu veģetāciju uzrāda kopējais fosfors, pH un ūdens cietība, šie parametri ietekmē makrofītu sugu skaitu, daudzveidību un aizaugumu. Arī citu autoru veiktie pētījumi apstiprinājuši, ka kopējais fosfora daudzums, pH un ūdens cietība ir galveni parametri, kas mīkstūdens ezeros kontrolē makrofītu veģetāciju (McElarneya et al., 2010). Kopējā slāpekļa koncentrācija ietekmē aizaugumu, grunts sastāvs – sugu skaitu un aizaugumu, bet ūdens caurredzamība un krāsainība – maksimālo dziļumu, kādā makrofīti ir sastopami. Sugu sastāvu un sastopamību ietekmē kopējais slāpeklis, kopējais fosfors, krāsainība, caurredzamība, kā arī pH. Savukārt kopējais aizaugums ar makrofītiem būtiski ietekmē skābekļa daudzumu ezeros.

5.6. EKOLOĢISKĀS KVALITĀTES IZVĒRTĒJUMS

5.6.1. Ecological State Macrophyte Index

Atbilstoši *ESMI* ekoloģiskā kvalitāte Dienvidu, Vidējā un Ziemeļu Garezerā ir laba. Salīdzinot *ESMI* vidējās, minimālās un maksimālās vērtības, tabulā 5.6.1.1. ir redzams, ka šī metode augstāko ekoloģisko kvalitāti uzrāda Ziemeļu Garezerā.

5.6.1.1.tabula

Garezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtējums atbilstoši *ESMI*

	Minimālā <i>ESMI</i> vērtība	Maksimālā <i>ESMI</i> vērtība	Vidējā <i>ESMI</i> vērtība	Ekoloģiskā kvalitāte atbilstoši <i>ESMI</i>
Dienvidu Garezers	0,353	0,408	0,392	LABA
Vidējais Garezers	0,406	0,453	0,437	LABA
Ziemeļu Garezers	0,656	0,675	0,664	LABA

Tā kā *ESMI* aprēķinā tiek iekļauts Šennona indekss un maksimālās daudzveidības indekss, Ziemeļu Garezerā, kurā tika noteikta augstākā bioloģiskā daudzveidība, *ESMI* uzrāda augstāku vērtību, kas liecina par augstāku ekoloģisko kvalitāti. *ESMI* vērtība Ziemeļu Garezerā ir tuva augstai ekoloģiskajai kvalitātei.

ESMI rezultāti uzrāda būtisku saistību ar kopējā fosfora daudzumu ($r = 0,937$) un kopējā slāpekļa daudzumu ($r = 0,926$) Garezeros (12.pielikums).

5.6.2. Lake Macrophyte Nutrient Index

Lake Macrophyte Nutrient Index ekoloģiskās kvalitātes rezultāti ir doti 5.6.2.1. tabulā. Redzams, ka *LMNI* uzrāda labu ekoloģisko kvalitāti Dienvidu un Vidējā Garezerā, bet vidēju ekoloģisko kvalitāti Ziemeļu Garezerā.

5.6.2.1.tabula

Garezeru ekoloģiskā kvalitāte atbilstoši *LMNI*

	Dienvidu Garezers	Vidējais Garezers	Ziemeļu Garezers
Esošais <i>LMNI</i>	5,46	6,08	6,54
Iespējamais <i>LMNI</i>	4,98	5,12	4,88
<i>EQR</i>	0,90	0,80	0,68
Ekoloģiskā kvalitāte	LABA	LABA	VIDĒJA

Tā kā Dienvidu Garezerā ir sastopamas oligotrofiem ūdeņiem raksturīgās *I.lacustris* un *L.dortmanna*, kurām ir salīdzinoši zemas indikatorvērtības, ekoloģiskās kvalitātes rādītājs šajā ezerā ir visaugstākais. Savukārt Ziemeļu Garezerā sastopamās makrofītu sugas ir pret barības vielām prasīgākas. Piemēram, tikai Ziemeļu Garezerā ir sastopama parastā bultene *S.sagittifolia*, kurai indikatorvērtība ir 7,88.

LMNI uzrāda būtisku saistību ar kopējā slāpekļa daudzumu ($r = 0,986$), kas ir likumsakarīgi, jo šī indeksa aprēķinā tiek izmantotas sugu prasības pret slāpekļa daudzumu.

5.6.3. Igaunijas ezeru kvalitātes novērtēšanas metode

Izmantojot oriģinālo Igaunijas metodi, Dienvidu Garezera ekoloģiskā kvalitāte tiek novērtēta kā vidēja, bet Vidējā un Ziemeļu Garezera – kā slikta (5.6.3.1.tabula). Šī metode uzrāda atšķirīgus rezultātus no Latvijai pielāgotās Igaunijas metodes (5.6.4.1.tabula). Atšķirības rezultātos ir atšķirīgās novērtējuma pieejas dēļ – oriģinālajā Igaunijas metodē tiek vērtētas tikai divas makrofītu grupas, tās ir izoetīdi/harofīti un elodeīdi. Atšķirīgs ir arī makrofītu sastopamības novērtējums ekoloģiskās kvalitātes klasēm.

Garezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtējums atbilstoši Igaunijas metodei

	Ekoloģiskā kvalitāte		
	Dienvīdu Garezers	Vidējais Garezers	Ziemeļu Garezers
Izoetīdu un harofītu sastopamība	Ļoti slikta	Ļoti slikta	Ļoti slikta
Elodeīdu sastopamība	Augsta	Laba	Laba
Vispārējais novērtējums	VIDĒJA	SLIKTA	SLIKTA

Kā iemeslu šādiem atšķirīgiem rezultātiem varētu minēt arī to, ka Latvijai pielāgotā metode ir precīzi pielāgota ezeru ekoloģiskajam tipam – ļoti sekliem brūnūdens ezeriem ar zemu ūdens cietību. Taču Igaunijas metodē ezeru tips ir vispārīgāks, tā ir izstrādāta mīkstūdens ezeru tipam (LCB3). Kaut arī Igaunijā pielietotā metode uzrāda būtisku saistību ar ezera aizaugumu, šī metode uzrāda salīdzinoši daudz mazāku korelāciju ($r = 0,389$) nekā Latvijai pielāgotā Igaunijas metode ($r = 0,805$).

5.6.4. Latvijai pielāgotā Igaunijas ezeru kvalitātes novērtēšanas metode

Vispārējais ekoloģiskās kvalitātes novērtējums pēc Latvijai pielāgotās Igaunijas metodes parāda labu ekoloģisko kvalitāti Dienvidu un Vidējā Garezerā, bet vidēju ekoloģisko kvalitāti Ziemeļu Garezerā. Kaut gan Ziemeļu Garezerā ekoloģiskā kvalitāte varētu tikt raksturota kā vidēja starp laba, labu ekoloģisko kvalitāti tā tomēr nesasniedz. Savukārt Vidējā Garezerā, ezerus savstarpēji salīdzinot, ir visaugstākā ekoloģiskā kvalitāte - tā varētu tikt raksturota kā laba starp augsta.

Garezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtējums atbilstoši Latvijā pielāgotajai Igaunijas metodei

	Ekoloģiskā kvalitāte		
	Dienvīdu Garezers	Vidējais Garezers	Ziemeļu Garezers
Viršūdens augu sastopamība	Laba/Vidēja	Augsta/Laba	Laba/Vidēja
Izoetīdu un harofītu sastopamība	Slikta	Slikta	Slikta
Elodeīdu sastopamība	Augsta	Augsta	Augsta
Peldlapu augu sastopamība	Augsta/Laba	Augsta/Laba	Laba
Vispārējais novērtējums	LABA	LABA	VIDĒJA

Ir redzams, ka pastāv krasa atšķirība starp novērtējumu izoetīdiem/harofītiem un pārējām makrofitu grupām. Novērtējums pēc izoetīdiem un harofītiem gan Dienvidu, gan Vidējā, gan Ziemeļu Garezerā atbilst sliktai ekoloģiskajai kvalitātei. Tas skaidrojams ar to, ka izoetīdi, kā *L.dortmanna* un *I.lacustris* ir Latvijā ir ļoti reti sastopamas un aizsargājamas sugas. Tām ir nepieciešami specifiski vides apstākļi un to neesamība ezeros ne vienmēr

liecina par piesārņojuma ietekmi un zemu ezera kvalitāti. Tādēļ diskutabls ir jautājums par to iekļaušanu šāda veida kvalitātes kritērijos. Tās varētu tikt izmantotas kā papildus rādītājs – ja šādas sugas ezeros ir sastopamas un gadu gaitā to sastopamība nesamazinās, tad tas ir pozitīvi vērtējams rādītājs ezeriem.

Šīs metodes rezultāti visbūtiskāko saistību uzrāda ar aizaugumu ($r = 0,805$) un kopējo fosfora daudzumu ($r = 0,990$) (12.pielikums). Tas ir likumsakarīgi, jo kopējais fosfora daudzums ir galvenais faktors, kas nosaka ezera aizauguma pakāpi, bet šajā metodē ekoloģiskās kvalitātes novērtējums tiek sniegts, balstoties uz makrofītu sastopamību.

5.6.5. Ekoloģiskās kvalitātes novērtējums pēc ķīmiskajiem parametriem

Tiek uzskatīts, ka no fizikālajiem un ķīmiskajiem parametriem ar ekoloģisko kvalitāti visbūtiskāk ir saistīti gaismas apstākļi un barības elementu daudzums. Pētījums ECOFRAME, kura mērķis bija izstrādāt seklu ezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtējuma sistēmu, parādīja, ka parametri ar visbūtiskākajām atšķirībām starp ekoloģiskās kvalitātes klasēm ir saistīti ar eitrofikāciju. Līdz ar to eitrofikācija ir galvenais ekoloģiskās kvalitātes gradients, tādēļ atšķirības starp ekoloģiskās kvalitātes klasēm visuzskatāmāk parāda biogēno elementu daudzums un Sekki caurredzamība (Peeters et al., 2009). Garezeru ekoloģiskā kvalitāte tika novērtēta pēc kopējā fosfora un kopējā slāpekļa ziemas sezonas rādītājiem. Vasarā biogēnos elementus augi patērē, tādēļ vasaras sezonas mērījumi adekvāti neraksturo ūdeņu ekoloģisko stāvokli. Pēc kopējā fosfora koncentrācijas Dienvidu un Vidējā Garezerā ir augsta ekoloģiskā kvalitāte, bet Ziemeļu Garezerā – vidēja (5.5.2.2.attēls). Savukārt pēc kopējā slāpekļa rādītājiem, Dienvidu un Vidējā Garezerā ir laba ekoloģiskā kvalitāte, bet Ziemeļu Garezerā – vidēja (5.5.2.1.attēls). Garezeros ekoloģiskā kvalitāte pēc ūdens caurredzamības netika novērtēta, jo augstās ūdens krāsainības dēļ brūnūdens ezeriem šādu parametru nevērtē.

5.6.6. Rezultātu salīdzinājums un problemātika

Pastāv atšķirības starp pielietoto ezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtējuma metožu rezultātiem (5.6.6.1.tabula), kas ir skaidrojams ar atšķirīgām pieejām. Ir redzams, ka visatšķirīgākos rezultātus no izmantotajām metodēm uzrāda Igaunijā pielietotā pieeja, tādēļ šīs metodes rezultātus varētu uzskatīt par neatbilstošiem pētāmo ezeru kvalitātes novērtējumā. Igaunijas metodes rezultāti uzskatāmi parāda, ka nav iespējams pārņemt kādas valsts ezeru novērtēšanas metodi pēc makrofītiem, neaprobējot to atbilstoši vietējiem apstākļiem. Vēl viens faktors, kas nosaka rezultātu precizitāti, ir metodes pielāgotība ezeru ekoloģiskajam tipam. Tabulā 5.5.6.1. ir redzams, ka vērtējot pēc ķīmiskajiem parametriem - pēc sliktākā

rādītāja, Dienvidu un Vidējā Garezerā ekoloģiskā kvalitāte ir laba, bet Ziemeļu Garezerā – vidēja. Šim vērtējumam atbilstošus ekoloģiskās kvalitātes rezultātus uzrāda divas metodes – Latvijā pielāgotā Igaunijas metode un *LMNI*. Latvijas metode ir vienīgā, kas ir pielāgota ļoti sekliem brūnūdens ezeriem ar zemu ūdens cietību. No ezeru ekoloģisko tipu raksturojošiem parametriem *LMNI* aprēķinā tiek iekļauta ūdens cietība un ezera vidējais dziļums, *ESMI* – tikai ezera dziļums, bet Igaunijas metodē – tikai ūdens cietība. Kā vēl vienu Igaunijā pielietotās makrofītu novērtēšanas metodes trūkumu varētu minēt to, ka tajā tiek vērtēta tikai iegrimušo makrofītu sastopamība, taču brūnūdens ezeros iegrimušo makrofītu sastopamību ierobežo augstā ūdens krāsainība, līdz ar to novērtējums nav objektīvs. Arī *ESMI* uzrāda daļēji precīzus ekoloģiskās kvalitātes rādītājus, tomēr *ESMI* aprēķins balstās uz sugu daudzveidību, bet 5.5.2. nodaļas rezultāti parādīja, ka sugu daudzveidība nav piemērots eutrofikācijas rādītājs, jo lielāku bioloģisko daudzveidību nosaka augstāka biogēno elementu koncentrācija.

5.5.6.1.tabula

Ekoloģiskās kvalitātes novērtējuma salīdzinājums

	Igaunijas metode	Latvijai pielāgotā Igaunijas metode	<i>ESMI</i>	<i>LMNI</i>	Kopējais slāpeklis	Kopējais fosfors
Dienvidu Garezers	VIDĒJA	LABA	LABA	LABA	LABA	AUGSTA
Vidējais Garezers	SLIKTA	LABA	LABA	LABA	LABA	AUGSTA
Ziemeļu Garezers	SLIKTA	VIDĒJA	LABA	VIDĒJA	VIDĒJA	VIDĒJA

Ņemot vērā atšķirīgos rezultātus, būtisks ir jautājums, vai šādas metodes var tikt savstarpēji salīdzinātas. Būtu nepieciešams ieviest vienotu ezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanas metodiku. Tomēr atbilstoši ŪSD prasībām, kas nosaka ņemt vērā makrofītu sugu sastāvu un sastopamību, tas ir grūti izdarāms. Vairākās Eiropas valstīs jau ir izstrādātas metodes, kurās ūdensaugi tiek iedalīti kategorijās, atbilstoši to prasībām pret barības vielām, lai aprēķinātu dažādus indeksus ūdens ekoloģiskās kvalitātes raksturošanai. Šādu indeksu aprēķina precizitāti nosaka indikatorsugu skaits. Jo vairāk indikatorsugas tiek ņemtas vērā aprēķinā, jo rezultāti ir precīzāki. Tomēr nacionāla līmeņa indikatorsugu saraksti nevar tikt pielietoti internacionāliem pētījumiem, jo ir jāņem vērā tas, ka makrofītu sugu sastāvu pirmkārt ietekmē ūdenstilpes atrašanās vieta – tās ģeogrāfiskais novietojums (Bertrin et al., 2012). Šāda problēma tika novērota arī pētījuma gaitā ar Vācijā izstrādātiem indeksiem – *Macrophyte index (MI)* un *Reference index (RI)*. *Macrophyte index* (Melzer, 1999) ir balstīts uz 45 makrofītu sugām, kuras ir iedalītas 9 indikatoru grupās atkarībā no jutības pret dažādām barības vielu koncentrācijām. 1. indikatorsugu sugu grupas makrofīti atbilst oligotrofiem ezeriem, bet 5. indikatorsugu grupas makrofīti – eutrofiem ezeriem, savukārt pārējās grupas

atspoguļo pārejas apstākļus starp šiem abiem. Izmantojot iegūtos datus par makrofītu sugu sastāvu un sastopamību, tiek aprēķināts makrofītu indekss, kas atspoguļo barības vielu daudzumu ezerā (Melzer, 1999). Tomēr Latvijas ezeriem šādu indeksu ne vienmēr var pielietot. Piemēram, Garezeros no 45 makrofītu sugām tika konstatētas tikai 3. Izmantojot aprēķinos datus tikai par 3 sugām, nav iespējams adekvāti novērtēt ezeru ekoloģisko kvalitāti. Arī *Reference index* ir nepiemērots Garezeriem, jo tajos bija sastopamas tikai 4 sugas no indikatorsugu saraksta. Šī Vācijā izstrādātā metode balstās uz references indeksa (Stelzer et al., 2005) aprēķinu, kur sugas sadalītas trīs grupās – (A) references sugas, (C) piesārņojuma indikatorsugas, (B) indiferentās sugas. Arī Latvijas Vides Aizsardzības Fonda projekta „Virszemes ūdeņu ekoloģiskās klasifikācijas sistēmas zinātniski pētnieciskā izstrāde atbilstoši Eiropas Parlamenta un Padomes Direktīvas 2000/60/EK (2000. gada 23. oktobris), ar ko izveido sistēmu Kopienas rīcībai ūdens resursu politikas jomā prasībām” ietvaros tika izmēģināts *Reference index*. Tika konstatēts, ka šī metode neraksturo adekvāti ezera ekoloģisko stāvokli, jo metodē izdalīto un Latvijā sastopamo piesārņojuma indikatorsugu skaits ir neliels un tādēļ lielākā daļa konstatēto sugu atbilst indiferentajām sugām (Latvijas Vides Aizsardzības Fonds, 2009). Indikatorsugu saraksti ir jāveido specializēti katrai valstij, iekļaujot tajos teritorijai raksturīgās makrofītu sugas (Bertrin et al, 2012). Tomēr tiek uzskatīts, ka šādas tradicionālas makrofītu novērtēšanas metodes ezeros, kas balstītas uz indikatorsugu klātbūtni ne vienmēr ir efektīvas. Kvalitatīviem indikatoriem ir jābūt ar šauru vides apstākļu spektru, kuros tie sastopami. Šāda metode ietver arī risku izveidot „retumu” indeksu „ietekmju” indeksa vietā (Penning et al., 2008). Viens no problēmas risinājumiem ir izmantot kvantitatīvus rādītājus makrofītu novērtēšanai, piemēram, procentuālais segums, maksimālais dziļums, kādā makrofīti sastopami, ar sugām saistīto rādītāju vietā. Lai gan šādi novērtējumi ir objektīvāki, tie tomēr tiek retāk iekļauti ezeru monitoringa programmās (Cheruvellil & Soranno, 2008). Šādi samērā vienkārši kvantitatīvi novērtējumi ir jutīgi pret kopējā fosfora un hlorofila pieaugumu, tādēļ var tikt pielietoti kā potenciāli eutrofikācijas indikatori (Søndergaard et al., 2010). Vairāki kvantitatīvie rādītāji tika izvērtēti *WISER* projekta ietvaros. *WISER* projekta izstrādātāji rekomendē maksimālo dziļumu, kādā sastopami makrofīti, izmantot kā rādītāju eutrofikācijas novērtēšanā ezeros, kuros maksimālais dziļums ir virs 6 m vai vidējais dziļums ir virs 3 m. Savukārt seklos ezeros ar vidējo dziļumu zem 3 m tiek rekomendēts izmantot makrofītu segumu kā rādītāju eutrofikācijas novērtēšanā (Bertrin et al, 2012). Piemēram, Garezeros aizauguma pakāpe uzrāda būtisku saistību gan ar biogēno elementu daudzumu, gan ekoloģiskās kvalitātes novērtējumu (12.pielikums), kas liecina par to, ka makrofītu segums varētu tikt izmantots kā rādītājs ezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtējumā.

Jāatzīmē, ka ezeru novērtēšanas pēc makrofītiem metodikas izstrādē būtiskas diskusijas rada jautājums par helofītu iekļaušanu novērtējumā. Helofīti bieži netiek iekļauti ekoloģiskās kvalitātes novērtējumā, jo nav vienota viedokļa par to, kuri augi tiek uzskatīti par helofītiem, bet kuri – par krastmalas augiem (Dudley et al., 2008). Arī maģistra darba pētījumā pielietotajās metodēs ir atšķirīgas pieejas. *LMNI* aprēķinā un Igaunijas metodē helofīti netiek iekļauti, bet *ESMI* un Latvijas metodē – tiek iekļauti. Tomēr helofītu iekļaušana/neiekļaušana novērtējumā var uzrādīt atšķirīgus ekoloģiskās kvalitātes rezultātus. Piemēram, *ESMI* aprēķinā helofītus neiekļaujot, tiek uzrādīti citi rezultāti un līdz ar to – arī atšķirīga ekoloģiskās kvalitātes klase. Dienvidu Garezerā vidējā *ESMI* vērtība tika aprēķināta 0,392, kas uzrāda labu ekoloģisko kvalitāti. Ja aprēķinā helofīti netiek iekļauti, *ESMI* vērtība ir 0,195, bet ekoloģiskā kvalitāte – vidēja. Tā kā *ESMI* balstās uz sugu daudzveidību, sugu daudzveidības indeksos neiekļaujot helofītus – sugām bagātāko makrofītu ekoloģisko grupu Garezeros, aprēķinātie indeksi ir daudz mazāki. Respektīvi, Dienvidu Garezerā $H' = 0,823$, bet aprēķinā helofītus neiekļaujot $H' = 0,319$. Pēc definīcijas makrofīti ir augi, kas pilnīgi vai daļēji piemērojušies dzīvei ūdenī (Hynes, 1970), tātad būtībā arī krastmalas augi ir uzskatāmi par makrofītiem, ja tie periodiski ūdenslīmeņa svārstību rezultātā atrodas ūdenī (Penning et al., 2008). Būtiski ņemt vērā, ka helofītiem ir labas indikatīvās īpašības ilgtermiņā, bet iegrimušie makrofīti ir īstermiņa apstākļu indikatori (Søndergaard et al., 2010), kā arī to, brūnūdens ezeros iegrimušie makrofīti ir maz sastopami, jo to izplatību limitē ūdens krāsainība (Murphy, 2002). Līdz ar to ekoloģiskās kvalitātes indeksi, kuru precizināti nosaka arī aprēķinā izmantoto indikatorsugu skaits, sniedz neobjektīvu novērtējumu, kā, piemēram, abu minēto Vācijas indeksu gadījumā. Iespējams, ka šīs metodes nevarēja pielietot Garezeriem ne tikai atšķirīgā ģeogrāfiskā reģiona dēļ, bet arī tādēļ, ka šī metode ir nepiemērota brūnūdens ezeru tipam.

Izvērtējot iegūtos rezultātus, var secināt, ka *LMNI* un Latvijai pielāgotā Igaunijas metode būtu uzskatāmas par piemērotākajām makrofītu novērtēšanai pētāmajos ezeros, jo tajās tiek iekļauti vismaz divi ezeru ekoloģisko tipu raksturojošie parametri un tās uzrāda ķīmiskajiem parametriem atbilstošu ezeru ekoloģisko kvalitāti. Abas šīs metodes uzrāda arī būtisku korelāciju ar biogēno elementu daudzumu pētāmajos ezeros. Ar kopējo fosforu visbūtiskāko saistību uzrāda Latvijas metode ($r = 0,990$), savukārt ar kopējo slāpekli – *LMNI* ($r = 0,986$) (12. pielikums). Tā kā eutrofikācija ir galvenais ekoloģiskās kvalitātes gradients, šīs metodes būtu uzskatāmas par atbilstošākajām. Jāpiemin, ka Latvijas metode uzrāda salīdzinoši visbūtiskāko saistību ar ezera aizauguma pakāpi ($r = 0,805$). Tomēr kā jau tika minēts, *LMNI* aprēķinā nav iekļauti helofīti. Iespējams, ka šī indeksa aprēķinā iekļaujot helofītus, tiktu uzrādīti savādāki ekoloģiskās kvalitātes rezultāti, bet pēc esošajiem rezultātiem

metode var tikt uzskatīta par atbilstošu. Arī kvantitatīvs rādītājs - ezera aizauguma pakāpe var tikt izmantots ezera ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā, jo uzrāda būtisku saistību gan ar biogēno elementu daudzumu, gan ar ekoloģiskās kvalitātes novērtējuma rezultātiem (ar Latvijas metodi $r = 0,805$, ar *LMNI* $r = 0,643$) (12.pielikums).

5.7. CARNIKAVAS GAREZERU ŪDENS FIZIKĀLI ĶĪMISKO PARAMETRU, MAKROFĪTU VEGETĀCIJAS UN EKOLOĢISKĀS KVALITĀTES IZMAIŅAS

Pieejamie dati par Garezeros iepriekš veiktajiem *vides faktoru mērījumiem* ir doti 5.7.1. tabulā. Šie dati ir no 1992. un 2005. gada, tā ir jaunākā pieejamā informācija par Garezeros veiktajiem pētījumiem. Dienvidu Garezers ir visvairāk pētītais ezers no Garezeriem, savukārt vismazāk pētījumu ir tikuši veikti Ziemeļu Garezerā.

5.7.1. tabula

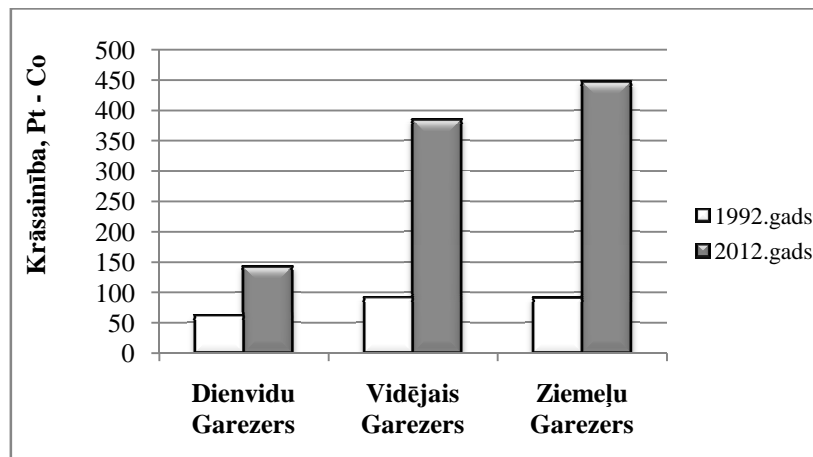
Garezeros iepriekš veikto pētījumu rezultāti(izstrādājis autors, izmantojot Datubāze – ezeri, [Bez dat.])

Ezers	pH	Krāsai -nība, Pt-Co	Elektro-vadītspēja, $\mu\text{S/cm}$	Caurre-dzamība, m	Kop.N, mg/l	Kop. P, mg/l	O ₂ , mg/l	O ₂ , %
Dienvidu Garezers (2005.gada augusts)	7,1	106	43	1,4	0,740	0,022	9,9	111
Vidējais Garezers (1992.gada marts)	6,6	91	Nav datu	2,20	Nav datu	Nav datu	11,02	87
Ziemeļu Garezers (1992.gada marts)	6,3	90	Nav datu	Nav datu	Nav datu	Nav datu	11,6	90

2012.gadā iegūtie dati tika salīdzināti ar tās pašas sezonas datiem, kurā konkrētais mērījums tika novērtēts iepriekš – Dienvidu Garezerā tika salīdzinātas vasaras sezonas vides faktoru vērtības, bet Vidējā un Ziemeļu Garezerā – pavasara sezonas.

pH vērtības Garezeros, salīdzinot pieejamos datus un 2012.gada mērījumus, nav izmainījušās, jo dabas ūdeņu pH saglabājas konkrētajam ūdeņu tipam stabils (Kļaviņš un Cimdiņš, 2004).

Salīdzinot datus par ūdens krāsainību, ir redzams, ka Garezeros tā ir palielinājusies (5.7.1.ttēls). Vismazākais ūdens krāsainības pieaugums ir bijis Dienvidu Garezerā – no 61 Pt – Co vienībām 1992.gadā līdz 106 Pt – Co vienībām 2005.gadā (Datubāze – ezeri, bez dat.), un līdz 124 Pt – Co vienībām 2012.gadā. Vidējā un Ziemeļu Garezerā ūdens krāsainības pieaugums ir bijis daudz straujāks. Vidējā Garezerā ūdens krāsainība ir pieaugusi līdz 384 Pt – Co, bet Ziemeļu Garezerā – līdz 446 Pt – Co.



5.7.1.attēls. Ūdens krāsainības izmaiņas Garezeros

Garezeros ir norisinājies distrofikācijas process, ir notikusi ezeru bagātināšanās ar humīnvielām. Šim procesam ir bijusi būtiska ietekme uz ūdens caurredzamību - Dienvīdus un Vidējā Garezerā tā ir samazinājusies. 2012.gada vasarā ūdens caurredzamība Dienvīdus Garezerā ir 0,75 m, kas ir divreiz mazāka nekā 2005.gadā. Par Dienvīdus Garezeru ir pieejami dati, ka 1975.gadā ūdens caurredzamība ezerā sasniedza 2,6 m. Savukārt Vidējā Garezerā ūdens caurredzamība pavasarī ir samazinājusies no 2,2 m 1992.gadā līdz 0,45 m 2012.gadā. 5.6.1.nodaļā tika analizēts, ka ūdens krāsainība ir galvenais faktors, kas Garezeros ietekmē ūdens caurredzamību.

Dati par ūdens elektrovadītspēju ir pieejami tikai par Dienvīdus Garezeru. Ūdens elektrovadītspēja ir nedaudz pieaugusi kopš 2005.gada – no 43 $\mu\text{S}/\text{cm}$ līdz 54 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Laika posmā no 2005. – 2012. gadam Dienvīdus Garezerā ir paaugstinājusies kopējā slāpekļa koncentrācija no 0,74 mg/l līdz 0,96 mg/l un kopējā fosfora koncentrācija no 0,022 mg/l līdz 0,0287 mg/l. Tas liecina par eitrofikācijas procesa norisi Dienvīdus Garezerā.

Skābekļa daudzums Dienvīdus Garezerā ir samazinājies par 1 mg/l un 15 %, Vidējā Garezerā par 10% un 3 mg/l, bet Ziemeļu Garezerā 2 mg/l un 19 %. Dienvīdus Garezerā kā skābekļa daudzuma samazinājuma iemeslu var minēt eitrofikāciju un aizauguma pakāpes palielināšanos. Kā tika analizēts 5.5.6. nodaļā, skābekļa daudzumam Garezeros ir būtiska saistība ar biogēno elementu koncentrāciju, kas nosaka ezera aizauguma pakāpi.

Veģētācijas pētījumi ir tikuši veikti tikai Vidējā un Dienvīdus Garezerā. Vidējā Garezerā veģētācija tika pētīta 1974.gadā. Biežāk sastopamās sugas ezerā bija peldošā glīvene *Potamogeton natans*, šaurlapu vilkvāļīte *Typha angustifolia*, parastā niedre *Phragmites australis*, dzeltenā lēpe *Nuphar lutea* un sniegbaltā ūdensroze *Nymphaea candida* (Datubāze – ezeri, bez dat.). 2012.gadā *N.candida* ezerā vairs nav sastopama, kaut gan 1974.gadā tā ir bijusi viena no biežāk sastopamajām sugām.

Dienvidu Garezerā veģetācijas pētījumi tika veikti 2001.gadā. Tika konstatēts, ka ezera kopējais aizaugums ir 5%, bet kopējais sugu skaits - 18. Biežāk sastopamās sugas bija *P. australis*, *N. lutea*, *T. angustifolia* un *N. candida* (Datubāze – ezeri, bez dat.). 2012.gadā Dienvidu Garezerā jau ir sastopami 27 makrofītu taksoni. Šādas makrofītu veģetācijas izmaiņas, tāpat kā biogēno elementu pieaugums, norāda uz ezera eutroficēšanās tendenci, jo eutrofikācija oligotrofos ezeros paaugstina sugu bagātību (Penning et al., 2008). Šajā periodā ir arī izmainījies makrofītu sugu sastāvs. Ir izzudušas tādas sugas, kā purva pameldrs *Eleocharis palustris*, sīpoliņu donis *Juncus bulbosus*, sniegbaltā ūdensroze *Nymphacea candida*, abinieku sūrene *Polygonum amphibium*, ežgalvītes *Sparganium spp* un plašā gundega *Ranunculus reptans*. Sugu *J.bulbosus* un *R.reptans* izzušana iespējams ir tieši saistīta ar biogēno elementu pieaugumu ezerā, jo tām, atbilstoši Ellenberga skalai, slāpekļa vērtība ir 2. Šīs sugas ir raksturīgas barības vielām nabadzīgiem, oligotrofiem ūdeņiem. Jāatzīmē, ka izzudušās *J.bulbosus* un *Sparganium spp.* ir oligotrofā lobēliju – ezereņu kompleksa raksturīgās sugas un to izzušana liecina par biotopa kvalitātes samazināšanos. Kā ezera eutrofikācijas pazīmes jāatzīmē arī izoetīdu *I.lacustris* pārklāšanās ar dūņām (Ummja ezera Dabas aizsardzības plāns, 2007), kas vietām tika novērota, un ezera aizauguma palielināšanās – 2012.gadā ezera kopējais aizaugums ir 8%.

Tā kā Dienvidu Garezerā 2001. gadā konstatētajām sugām tika dota arī sastopamība, bija iespējams aprēķināt sugu daudzveidības indeksus un tos salīdzināt ar maģistra darbā iegūtajiem rezultātiem (5.7.2.tabula). Tomēr jāņem vērā, ka 2001.gada datos ir dota sugu sastopamība visā ezerā kopumā, taču maģistra darba ietvaros sugu daudzveidības indeksi tika aprēķināti atsevišķi katram transektam, un pēc tam izrēķinātas vidējās vērtības visam ezeram.

5.7.2.tabula

Dienvidu Garezera veģetācijas daudzveidība

	H'	D	H _{max}	e
2001.gads	1.214	0.067	1.255	0.967
2012.gads	0.824	0.175	0.868	0.947

Salīdzinot sugu daudzveidības indeksus, ir redzams, ka 2001.gadā Dienvidu Garezerā bija augstāka bioloģiskā daudzveidība nekā 2012.gadā, kaut gan sugu skaits ir bijis mazāks. To uzrāda gan Šennona, gan Simpsona indeksa vērtības. Arī izlīdzinātības koeficients norāda uz to, ka 2001.gadā sugu daudzveidība bija tuvāka maksimāli iespējamai daudzveidībai. Tātad var secināt, ka vides faktoru izmaiņas Dienvidu Garezerā ir ietekmējušas arī tā bioloģisko daudzveidību.

Pēc pieejamajiem datiem ir iespējams arī noteikt Dienvidu Garezera *ekoloģisko kvalitāti* 2001.gadā, aprēķinot *LMNI*. Ņemot vērā konstatēto makrofītu sugu sastāvu, Dienvidu Garezera kvalitāte bija augsta ($LMNI = 4,84$, $EQR = 1,22$). Savukārt 2012.gadā ezera ekoloģiskā kvalitāte ir pazeminājusies, atbilstoši *LMNI* 2012.gadā ezerā ir laba ekoloģiskā kvalitāte. Šī ir vienīgā ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanas metode, kuru bija iespējams pielietot ar esošajiem datiem. Pēc kopējā slāpekļa un kopējā fosfora rādītājiem 2005.gadā vasaras sezonā ekoloģiskā kvalitāte netika vērtēta, jo augi vasarā biogēnos elementus patērē, tādēļ netiku iegūts adekvāts ezera ekoloģiskās kvalitātes novērtējums.

Par Vidējo un Ziemeļu Garezeru šādu bioloģiskās daudzveidības un ekoloģiskās kvalitātes salīdzinājumu nav iespējams veikt datu trūkuma dēļ.

Izvērtējot pieejamos datus var secināt, ka Garezeros norisinās distrofiskācijas process, kam ir būtiska ietekme uz ezeru veģetāciju. Ja Garezeros turpināsies ūdens krāsainības pieaugums, tajos samazināsies ūdens caurredzamība, kā rezultātā samazināsies arī maksimālais dziļums, kādā makrofīti ir sastopami, un iegrimušo augu sastopamība. Dienvidu Garezerā ir paredzama izoetīdu veģetācijas izzušana, jo tie ir jutīgi pret eitrofikāciju, kas šajā ezerā norisinās, kā arī gaismas apstākļu izmaiņām, līdz ar to pieaugoša ūdens krāsainība var izraisīt to pakāpenisku izzušanu (Smolders et al., 2002). No purva plūstošie humīnvielām bagātie ūdeņi bija galvenais iemesls, kas izraisīja Lieluikas ezera, kurā arī ir sastopama mīkstūdens ezeriem raksturīgā veģetācija, distrofikāciju un tādēļ tajā gandrīz ir izzudušas oligotrofās augu sugas (Dabas lieguma Lieluikas ... , 2002). Iespējams, ka Garezeri kļūs distrofi, jo turpinoties humīnvielu paaugstināšanās procesam semidistrofos ezeros, tie kļūst distrofi (Auniņš u.c., 2010), kam raksturīga ļoti nabadzīga veģetācija un skrajās makrofītu audzes, kurās dominē grīšļi un sfagni. Kā iepriekš tika minēts, Ziemeļu Garezerā jau ir novērojamas vairākas purvu ezeriem raksturīgās pazīmes.

SECINĀJUMI

1. Carnikavas Garezeros kopumā ir sastopami 36 augstāko ūdensaugu taksoni. Dominējošās sugas ezeros ir dzeltenā lēpe *Nuphar lutea*, parastā niedre *Phragmites australis*, slaidais grīslis *Carex acuta*, purva vārnkāja *Comarum palustre* un vītoli vėjmietiņš *Lythrum salicaria*. Carnikavas Garezeros sugu daudzveidība raksturojama kā vidēja.

2. Carnikavas Garezeros virsūdens makrofīti dominē gan pēc sugu skaita, gan makrofītu kopējās sastopamības. Augstākais sugu skaits un makrofītu kopējā sastopamība novērojama seklākajā (0 – 1 m) dziļuma zonā. Iegrimušo makrofītu daudzveidība ir zema, to izplatību Garezeros limitē augstā ūdens krāsainība.

3. Dienvidu Garezerā ir sastopama mīkstūdens ezeriem raksturīga veģetācija. Tajā ir sastopamas oligotrofā ezereņu – lobēliju kompleksa sugas Dortmaņa lobēlija *Lobelia dortmanna* un gludsporu ezerene *Isoetes lacustris*.

4. Lielākais maksimālais makrofītu sastopamības dziļums (3,15 m) ir Dienvidu Garezerā, bet vismazākais (2,10 m) - Ziemeļu Garezerā. Visdziļāk sastopamā makrofītu ekoloģiskā grupa Garezeros ir nimfeīdi, kurus pārstāv dzeltenā lēpe *Nuphar lutea*.

5. Carnikavas Garezeri ir morfometriski eitrofi, bet ezeru aizaugums ir zems - Dienvidu Garezerā 8%, Vidējā Garezerā 9%, bet Ziemeļu Garezerā 14%, jo biogēnie elementi ezeros atrodas kompleksu veidā ar humīnvielām.

6. Būtiskākā ietekme uz makrofītu cenozi Garezeros ir kopējam fosforam, kas ir limitējošais elements, pH un ūdens cietībai. Tie ietekmē makrofītu sugu skaitu, daudzveidību un aizauguma pakāpi. Kopējā slāpekļa koncentrācija ietekmē aizaugumu, grunts sastāvs – sugu skaitu un aizaugumu, bet ūdens caurredzamība un krāsainība – maksimālo dziļumu, kādā makrofīti ir sastopami.

7. Ekoloģiskā kvalitāte Dienvidu un Vidējā Garezerā ir laba, bet Ziemeļu Garezerā – vidēja. Pētāmajiem ezeriem piemērotas ekoloģiskās kvalitātes novērtējuma metodes ir *LMNI*, Latvijai pielāgotā Igaunijas ezeru kvalitātes novērtēšanas metode un ezera aizaugums kā kvantitatīvs parametrs.

8. Sugu daudzveidības indeksi nav piemēroti indikatori ekoloģiskās kvalitātes novērtējumā, jo augstāka sugu daudzveidība ir novērojama pie augstākas biogēno elementu koncentrācijas. Garezeros tikai 4 sugas uzrādīju izteiktu saistību ar biogēno elementu koncentrāciju un ir uzskatāmas par pietiekami labiem indikatoriem eitrofikācijas novērtēšanā, tās ir uzpūstais grīslis *Carex rostrata*, sfagni *Sphagnum spp*, dižā ūdenszāle *Glyceria maxima* un parastā mazlēpe *Hydrocharis morsus – ranae*.

9. Carnikavas Garezeros norisinās distrofikācijas process, visizteiktākā ietekme ir novērojama Ziemeļu Garezerā. Dienvidu Garezerā ir norisinājies eitrofikācijas process, kā rezultātā ir samazinājusies ezera ekoloģiskā kvalitāte; ir pasliktinājusies aizsargājamā biotopa mīkstūdens ezeri ar ezereņu *Isoëtes* un/vai lobēliju *Lobelia* un krasteņu *Littorella* audzēm kvalitāte.

PATEICĪBAS

Vislielāko pateicību izsaku savai maģistra darba vadītājai Dr.biol. Laurai Grīnbergai par palīdzību, padomiem, atbalstu un atsaucību visā darba tapšanas procesā divu gadu garumā. Liels paldies Krišjānim Kahovskim par tehnisku palīdzību un sabiedrību lauka pētījumu gaitā. Pateicību pelnījušas arī Ilga Kokorīte un Linda Ansonē par palīdzību ūdens ķīmisko analīžu metožu apgūšanā ĢZZF Vides kvalitātes monitoringa laboratorijā. Laurai Ločmelei liels paldies par palīdzību datu statistisko apstrādes programmu apgūšanā. Arī Lindai Uzulei izsaku pateicību par dažādiem vērtīgiem padomiem pētījuma izstrādes gaitā. Un sirsnīgs paldies ģimenei par atbalstu un uzmundrinājumiem visā mācību un noslēguma darba izstrādes procesā.

Maģistra darbs izstrādāts ar ESF projekta „Atbalsts maģistra studiju programmu īstenošanai Latvijas Universitātē” (Nr.2009/0162/1DP/1.1.2.1.1/09/IPIA/VIAA/004) finansiālu atbalstu.

IZMANTOTĀ LITERATŪRA

Publicētā literatūra

Arts G.H.P., van der Velde G., Roelofs J.G.M., 1990. Successional changes in the soft water macrophyte vegetation of (sub) Atlantic sandy lowland regions during this century. *Freshwater Biology*. 24, 287–294.

Auniņš, A., Bambe, B., Eņģele, L., Ikauniece, S., Kabucis, I., Laime, B., Lārmanis, V., Rēriha, I., Rove, I., Rūsiņa, S., Salmiņa, L., Sniedze, R. 2010. *Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata*. Rīga, Latvijas Dabas fonds.

Āva R. 1997. Podzolaugšnes. Kavacs G. (red) *Latvijas Daba*, 4. Rīga, Preses Nams.

Baker L.A. 1994. *Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs. Advances in Chemistry Series 237*. Arizona State University, Washington.

Barko J. W., Smart R. M., 1986. Sediment-related mechanisms of growth limitation in submerged macrophytes. *Ecology*. 67(5), 1328 - 1340.

Barko J.W., Smart R.M. 1983. Effects of organic matter additions to sediment on the growth of aquatic plants. *Journal of Ecology*. 71, 161-175.

Bécares E., Gomá J., Fernández-Aláez M., Fernández-Aláez C., Romo S., Miracle M.R., Ståhl-Delblanco A., Hansson L., Gyllström M., Van de Bund W.J., Van Donk E., Kairesalo T., Hietala J., Stephen D., Balayla D., Moss B., 2008. Effects of nutrients and fish on periphyton and plant biomass across a European latitudinal gradient. *Aquatic Ecology*. 42, 561–574.

Berry J., Bjørkman O. 1980. Photosynthetic response and adaptation to temperature in higher plants. *Annual Review of Plant Physiology*. 131, 491-543.

Birks H.H., Whiteside M.C., Stark D.M., Bright R.C. 1976. Recent paleolimnology of three lakes in north-western Minnesota. *Quaternary Research*. 6, 249–272.

Carpenter S.R., Pace M.L. 1997. Dystrophy and Eutrophy in Lake Ecosystems: Implications of Fluctuating Inputs. *Oikos*. 78 (1), 3 – 14.

Chambers P.A., Kalff J., 1985. Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 42, 701–709.

Ciecierska H., Żurawska J. 2004. Ecological state of shallow lakes in the Pomerian Lakeland (NW Poland). *Limnoecological Review*. 4, 55-56.

Cimdiņš P. 2001. *Limnoekoloģija*. Rīga.

Cimdiņš P., Kļaviņš M. 2004. *Ūdeņu kvalitāte un tās aizsardzība*. LU Akadēmiskais apgāds.

Conley D.J., Kronvanga B., Jeppesena E., Søndergaard M., Larsena S.E., Ovesena N.B., Cartensenc J. 2005. Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *Journal of Hydrology*. 304, 274-288.

Cox C.B., Moore P.D., 2005. *Biogeography. An Ecological and Evolutionary Approach. Seventh edition*. United Kingdom, Blackwell Publishing.

Cronin G., Lewis W.M., Schiehsler A. 2006. Influence of freshwater macrophytes on the littoral ecosystem structure and function of a young Colorado reservoir. *Aquatic botany*. 85, 37-43.

Dale H. M. 1986. Temperature and light: The determining factors in maximum depth distribution of aquatic macrophytes in Ontario, Canada. *Hydrobiologia*. 133 (1), 73-77.

Del Pozo R., Fernández-Aláez C., Fernández-Aláez M. 2010. An assessment of macrophyte community metrics in the determination of the ecological condition and total phosphorus concentration of Mediterranean ponds. *Aquatic Botany*. 92, 55-62.

Duarte. C. M., Kalff, J. 1987. Weight-density relationship in submerged macrophytes. The importance of light and plant geometry. *Oecologia*. 72, 612-617.

Dudley B., Hanganu J., Hellsten S., Mjelde M., Penning W.E. 2008. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic ecology*. 42 (2), 237-251.

Elster, H.J. 1962. Seetypen, Fließgewässertypen und Saprobiensystem. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie. 47/2, 211-218.

Feldmann T. 2012. *The structuring role of lake conditions for aquatic macrophytes*. A Thesis For applying for the degree of Doctor of Philosophy in Hydrobiology. Estonian University of Life Sciences, Tartu.

Fox A. M. 1992. *Macrophytes, in The Rivers Handbook. Hydrological and Ecological Principles*, Calow, P. & Petts, G.E. (eds.), Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Gasith A. 1991. Can littoral resources influence ecosystem processes in large deep lakes? *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24, 1073-1076.

Gasith A., Hoyer M.V, 1998. Structuring role of macrophytes in lakes: Changing influence along lake size and depth gradient. *Ecological Studies*. 131, 381-392.

Girvan J., Foy R.H. 2006. Trophic stability in an Irish mesotrophic lake: Lough Melvin. *Aquatic Conservation*. 16, 623-636.

Grīnberga L. 2011. *Vides faktoru ietekme uz makrofītu sugu sastāvu un sastopamību vidēji lielās upēs Latvijā - promocijas darbs*. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds.

Grīnberga L., Zviedre E. 2012. Engures ezera sateces baseina mazo ezeru floristiski ekoloģiskais raksturojums. *Latvijas veģetācija*. 23, 154 – 164.

Gunes K. 2008. Point and nonpoint sources of nutrients to lakes – ecotechnological measures and mitigation methodologies – case study. *Ecological engineering*. 34, 116-126.

- Hansen K. 1962. The dystrophic lake type. *Hydrobiologia*. 19 (2), 183 -190.
- Haslam S. M. 2006. *River Plants: The Macrophytic Vegetation of Watercourses (2nd revised edition)*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Havens K.E., Fukushima T., Xie P., Iwakuma T., James R.T., Takamura N., Hanazoto T., Yamamoto T. 2001. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). *Environmental Pollution*. 111, 263–272.
- Heegaard E., Birks H. H., Gibson C. E., Smith S. J., Wolfe-Murphy S. 2001. Species–environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland. *Aquatic Botany*. 70, 175–223.
- Hellsten, S., Keto, A., Suoraniemi, M., Partanen, S. 2006. Long term changes in the aquatic vegetation of Lake Päijänne, Southern Finland. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 29, 1167–1173.
- Herb W.R., Stefan H.G. 2006. Seasonal growth of submersed macrophytes in lakes: The effects of biomass density and light competition. *Ecological modelling*. 193, 560-574.
- Hilt S., Gross E.M. 2008. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes? *Basic and Applied Ecology*. 9,422 – 432.
- Holling, C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 4, 1–23.
- Hutchinson G.E. 1975. *A treatise on Limnology. Vol. III. Limnological botany*. John Wiley & Sons, New York.
- Horne A. J. & Goldman C. R. 1994. *Limnology (2nd ed)*. New York: McGraw-Hill, Inc.
- Hynes H.B.N. 1970. *The Ecology of running waters*. University of Toronto Press, Toronto, 555 lpp.
- Jansea J.H., Lissete N., De Senerpont D., Schefferc M., Lijklemac L., Van Lierea L, Klinged M., Mooij W.M. 2008. Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. *Limnologia*. 38, 203 – 219.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Kristensen, P., Sondergaard, M., Mortensen, E., Sortkjaer, O., Olrik, K., 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes. 2. Threshold levels, long term stability and conclusions. *Hydrobiologia*. 200, 219–227.
- Kirk J.T.O. 1994. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems, Second Edition*, Cambridge University Press.
- Kokorīte I. 2007. *Latvijas virszemes ūdeņu ķīmiskais sastāvs un to ietekmējošie faktori – promocijas darbs*. Rīga:,LU Akadēmiskais apgāds.
- Kot M. 2001. *Elements of Mathematical Ecology*. Cambridge, Cambridge University Press.

Kristensen P., Søndergaard M., Jeppsen E., Mortensen E., Rebsdorf A. 1990. Prøvetagning og analysemetoder i søer. Teknisk anvisning fra DMU nr. 1. Danmarks Miljøundersøgelser (National Environmental Research Institute), Silkeborg, Denmark.

Kristensen P., Hansen H.O. 1994. *European rivers and lakes – assessment of their environmental state*. European Environment Agency, Copenhagen.

Kronvanga B., Jeppesen E., Conley D.J., Søndergaard M., Larsen S.E., Ovesen N.B., Carstensen J. 2005. Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *Journal of Hydrology*. 304, 274 - 288.

Lampert W., Sommer U. 2007. *Limnoecology, Second Edition, The ecology of Lakes and Streams*. OXFORD University Press.

Latvijas Vides Aģentūra. 2002. *Vides nacionālā monitoringa programma, Bioloģiskās daudzveidības monitoringa daļa [Īsā versija]*.

Lawa T., Zhang W., Zhao J., Arhonditsis G.B. 2009. Structural changes in lake functioning induced from nutrient loading and climate variability. *Ecological Modelling*. 220, 979-997.

Līcīte V. 2007. Ezeru aizsargājamo biotopu kvalitātes novērtēšana. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne: Referātu tēzes. Rīga: Latvijas Universitāte, 336 lpp.

Madsen T.V., Brix H. 1997. Growth, photosynthesis and acclimation by two submerged macrophytes in relation to temperature. *Oecologia*. 110, 320-327.

Markager S., Middelboe A. L. 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*. 37, 553-568.

McElarney Y.R., Rasmussen P., Foy R.H., Anderson N.J. 2010. Response of aquatic macrophytes in Northern Irish softwater lakes to forestry management; eutrophication and dissolved organic carbon. *Aquatic Botany*. 93, 227–236.

Meleci V. 2011. *Ekoloģija*. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds.

Melzer A. 1999. Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia*. 395/396, 181-190.

Mossberg B., Stenberg L. 2003. *Den nya nordiska floran*. Wahlström & Widstrand.

Murphy K.J., Rørslett B., Springuel I., 1990. Strategy analysis of submerged lake macrophyte communities, an international example. *Aquatic Botany*. 36, 303–323.

Murphy K.J. 2002. Plant communities and plant diversity in softwater lakes of northern Europe. *Aquatic Botany*. 73, 287–324.

Nielsen S.L., Sand-Jensen K. 1997. Growth rates and morphological adaptations of aquatic and terrestrial forms of amphibious *Littorella uniflora* L. Aschers. *Plant Ecology*. 129, 135–140.

Odum E. P. 1966. *Ecology*. New York, University of Georgia.

- Pedersen, O., Andersen, T., Ikejima, K., Hossain, M.Z., Andersen, F.O. 2006. A multidisciplinary approach to understanding the recent and historical occurrence of the freshwater plant, *Littorella uniflora*. *Freshwater Biology*. 51, 865–877.
- Peeters E.T.H.M., Franken R.J.M., Jeppsen E., Bécares B.M.E., Hanson L.A., Romo G., Kairesalo T., Gross E.M., van Donk E., Nöges T., Irvine K., Kornijòw E., Scheffer M. 2009. Assessing ecological quality of shallow lakes: Does knowledge of transparency suffice? *Basic and Applied Ecology*. 10, 89 – 96.
- Penning E., Dudley B., Mjelde M., Hellsten S., Hanganu J., Kolada A., Van Den Berg M., Poikane S., Phillips G., Willby N., Frauke Ecke. 2008. Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes. *Aquatic Ecology*. 42, 253 – 264.
- Poikāne S., Grīnberga L. 2006. Latvijas ezeru references makrofītu cenozes. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne: Referātu tēzes. Rīga: Latvijas Universitāte.
- Pokorný J., Björk S. 2010. Development of Aquatic Macrophytes in Shallow Lakes and Ponds. *Restoration of Lakes, Streams, Foodplains, and Bogs in Europe Wetlands: Ecology, Conservation and Management*. 3, 37-43.
- Roelofs J.G.M. 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in the Netherlands. 1. Field observations. *Aquatic Botany*. 17, 139–155.
- Røslett B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany*. 39, 173–193.
- Sand – Jensen K. 1989. Environmental variables and their effect on photosynthesis of aquatic plant communities. *Aquatic Botany*. 34, 5 – 25.
- Sand-Jensen K., Vestergaard O. 2000. Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 57, 2022-2031.
- Sand-Jensen K., Vestergaard O. 1999. Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. *Aquatic Botany*, 67, 85-107.
- Sand – Jensen K., Riis T., Vestergaard O., Larsen S.E. 2000. Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. *Journal of Ecology*. 88, 1030 – 1040.
- Schaumburg J., Schranz C., Hofmann G., Stelze D., Schneider S., Schmedtje U. 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes- a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica*, 34, 302-314.
- Schneider S., 2007. Macrophyte trophic indicator values from a European perspective. *Limnologia*. 37, 281 – 289.
- Shannon C. E., Weaver W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana, University Illinois Press.

Shea K., Chesson P. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 17, 170–176.

Simpson E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.

Smolders A.J.P., Lucassen E., Roelofs J.G.M., 2002. The isoetid environment: biogeochemistry and threats. *Aquatic Botany*. 73, 325–350.

Søndergaard M., Johansson L.S., Lauridsen T.L., Jørgensen T.B., Liboriussen L., Jeppesen E. 2010. Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. *Freshwater Biology*. 55, 893–908.

Søndergaard M. 1990. Pore water dynamics in the sediment of a shallow and hypertrophic lake. *Hydrobiologia*. 192, 247–258.

Spence D. H. N. 1982. The zonation of freshwater plants. *Advances in Ecological Research*. 12, 37–125.

Stevenson F.J. 1994. *Humus Chemistry*. John Wiley & Sons, New York.

Stewart C.C., Freedman B. 1989. Comparison of the macrophyte communities of a clearwater and a brownwater oligotrophic lake in Kejimikujik National park Nova Scotia. *Water, Air and Soil Pollution*. 46, 335 – 341.

Suško, U. 1990. *Rietumu Garežera flora*. Daugavpils, Daugavpils Pedagoģiskais institūts.

Sutelaa T., Aroviitab J., Ketoc A. 2013. Assessing ecological status of regulated lakes with littoral macrophyte, macroinvertebrate and fish assemblages. *Ecological Indicators*. 24, 185 – 192.

Švarcbahs J., Sudārs R., Jansons V., Kļaviņš U., Zīverts A., Dreimanis Ē., Bušmanis P. 2005. *Ekoloģija un vides aizsardzība*, LLU, Jelgava.

Tracy M., Montante J.M., Allelson T.E., Hough R.A. Long-term responses of aquatic macrophyte diversity and community structure to variation in nitrogen loading. *Aquatic Botany*. 77, 43 – 52.

Van den Berg, M.S., Scheffer, M., Van Nes, E., Coops, H., 1999. Dynamics and stability of *Chara* sp and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia* 408, 335–342.

Wetzel R. G. 1983. *Limnology, 2nd Edition*. Saunders College Publishing.

Zīverts A. 2004. *Hidroloģija (ievads un hidroloģiskie aprēķini)*. LLU, Jelgava.

Normatīvie akti

Aizsargjoslu likums. Pieņemts 05.02.1997. Latvijas Republikas Saeima.

Dabas parka „Piejūra” individuālie aizsardzības un izmantošanas noteikumi. Latvijas Republikas Ministru kabineta noteikumi Nr. 204. Pieņemti 14.03.2006.

European Commission 2000. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC establishing a framework for community action in the field of water policy. European Commission PE-CONS 3639/1/00 REV 1, Luxembourg.

Noteikumi par īpaši aizsargājamo biotopu veidu sarakstu. Latvijas Republikas Ministru Kabineta noteikumi Nr. 421. Pieņemti 09.12.2000.

Noteikumi par virszemes un pazemes ūdeņu kvalitāti. Latvijas Republikas Ministru Kabineta noteikumi. Nr. 118. Pieņemti 12.03.2002.

Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību. Latvijas Republikas Ministru Kabineta noteikumi. Nr. 858. Pieņemti 19.10.2004.

Prasības virszemes ūdeņu, pazemes ūdeņu un aizsargājamo teritoriju monitoringam un monitoringa programmu izstrādei. Latvijas Republikas Ministru Kabineta noteikumi. Nr.92. Pieņemti 17.02.2004.

Ūdens apsaimniekošanas likums. Pieņemts 12.09.2002. Latvijas Republikas Saeima.

Elektroniskie resursi

Bertrin V., Davidson T., Dudley B., Duel H., Ecke F., Hellsten S., Kanninen A., Kolada A., Mjelde M., Noges P., Ott I., Sondergaard M. 2012. *Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery. Deliverable D3.2-1: Overview and comparison of macrophyte survey methods used in European countries and a proposal of harmonized common sampling protocol to be used for WISER uncertainty exercise including a relevant common species list.*

Carnikavas novada teritorijas plānojums 2005. – 2017. gadam. 2005. Carnikavas novada dome. Sk. 26.11.2011. Pieejams <http://www.carnikava.lv/index.php?&173>

Dabas lieguma Lieluikas un Mazuikas ezers Dabas aizsardzības plāns. 2002. Latvijas Dabas Fonds. Sk. 29.04.2013. Pieejams www.daba.gov.lv/upload/File/DAPi.../DL_LieluikasMazuikas_ez-02.pdf

Dabas parka „Engures ezers” dabas aizsardzības plāns. 2010. SIA „Eiropprojekts”. Sk. 03.04.2013. Pieejams www.daba.gov.lv/upload/File/DAPi.../DP_Engures-ez-11.pdf

Dabas parka „Piejūra” dabas aizsardzības plāns. 2004. LU Bioloģijas fakultāte. Sk. 01.12.2011. Pieejams www.daba.gov.lv/upload/File/DAPi_apstiprin/DP_Piejura-04.pdf

Datubāze - ezeri. [Bez dat.] Ezeri.lv. Sk.24.11.2011. Pieejams: <http://www.ezeri.lv/database/2071/>

Ezeru klasifikācijas pēc ūdeņu ķīmiskā sastāva. [Bez dat.] Ezeri.lv. Sk. 30.04.2012. Pieejams www.ezeri.lv/blog/DownloadAttachment?id=339

Latvijas ezeri. 2006. *Ungura dabas aizsardzības plāns.* Sk. 15.05.2012. Pieejams www.ezeri.lv/blog/DownloadAttachment?id=743

Latvijas Vides Aizsardzības Fonds. 2009. *PROJEKTS „Virszemes ūdeņu ekoloģiskās klasifikācijas sistēmas zinātniski pētnieciskā izstrāde atbilstoši Eiropas Parlamenta un Padomes Direktīvas 2000/60/EK (2000.gada 23.oktobris), ar ko izveido sistēmu Kopienas rīcībai ūdens resursu politikas jomā, prasībām. Nobeiguma atskaite par 2009.gadu.*

Leinerte, 1988. *Ezeru attīstība – attīstības galvenās likumsakarības.* Sk. 27.04.2012. Pieejams www.ezeri.lv/blog/DownloadAttachment?id=343

Poikāne S., Znotiņa V. 2006. *Ezeri.* Sk. 20.02.2012. Pieejams <http://latvijas.daba.lv/biotopi/ezeri.shtml>

TOPO 50K Satelītkarte. [Bez dat.]. *Latvijas Republikas satelītkarte mērogā 1:50 000.* LU ĢZZF WMS. Sk.15.05.2011. Pieejams: <http://kartes.geo.lu.lv>

Ummja ezera Dabas aizsardzības plāns. 2007. Biedrība „Latvijas ezeri”. Sk. 29.04.2013. Pieejams www.daba.gov.lv/upload/File/DAPi_apstiprin/DL_Ummis-06.pdf

Ūdeņu monitoringa programma. 2009. Valsts SIA „Latvijas vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs”. Sk. 04.12.2011. Pieejams www.vvd.gov.lv/data/doc/norm.../monitorings/II_UDENS_190410.p...

Valsts SIA „Latvijas Vides, Ģeoloģijas un Meteoroloģijas centrs”. 2012. Klientu servisa sniegtā informācija. Rīga.

Valsts SIA „Latvijas Vides, Ģeoloģijas un Meteoroloģijas centrs”. 2005. *Virszemes ūdensobjektu kvalitāte.* Sk. 02.02.2013. Pieejams www.lvgma.gov.lv/produkti/.../udensobjektu_ekologiska_kvalitate.pdf

PIELIKUMI

1.pielikums

Lauka darbu protokols (1)

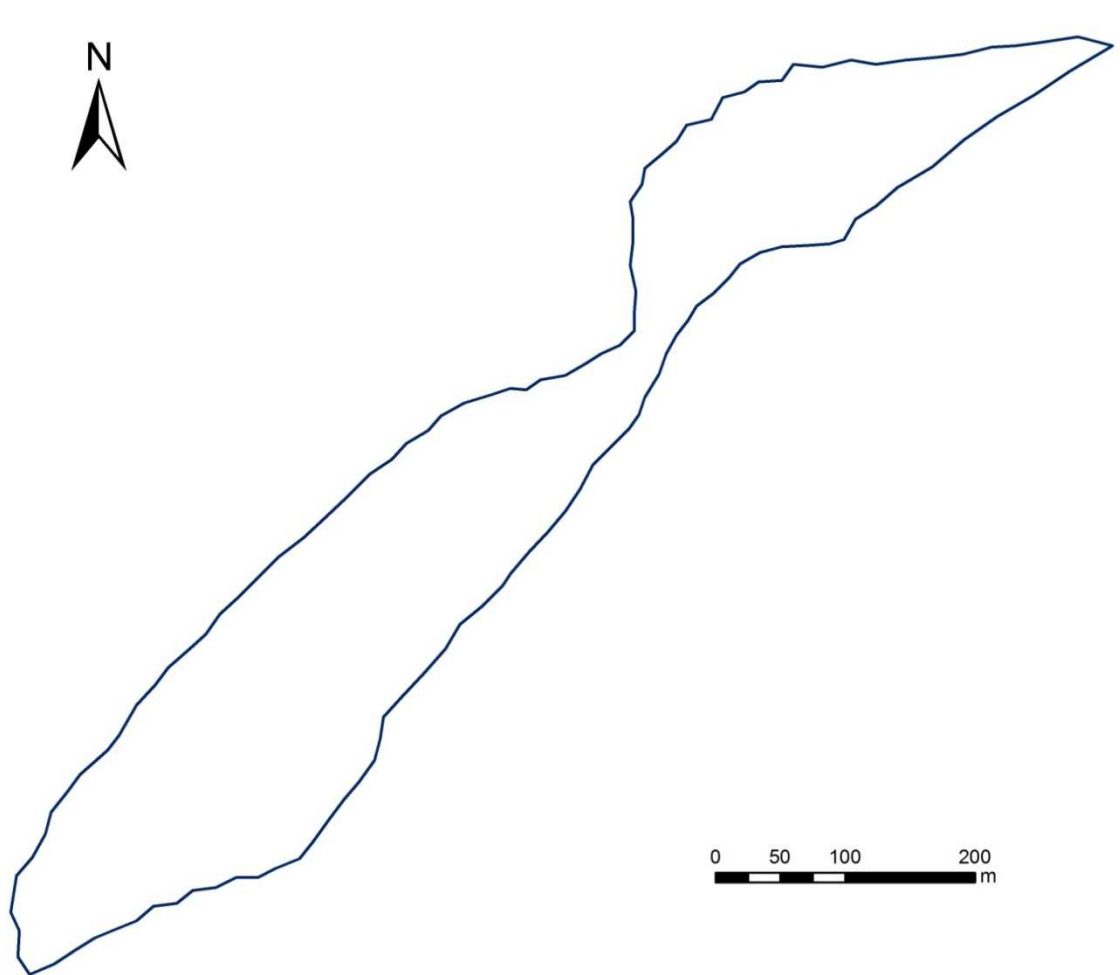
LAUKA DARBU PROTOKOLS (1)						
Ezera nosaukums		Transekta Nr		Datums		
Sākuma punkta koordinātas						
Beigu punkta koordinātas						
Vispārīga informācija						
Piekrastes zonas raksturojums						
Novērotā antropogēnā ietekme						
Citas piezīmes						
Makrofitu novērtējums transektā (1)						
Dziļuma zona, grunts raksturojums tajā	Suga	Sastopamība				
		1	2	3	4	5
0 - 1 m						
1- 2 m						
2 -4 m						
Makrofitu novērtējums transektā (2)						
		Sastopamība				
	Viršūdens augu sastopamība	1 - 2	3	4	5	
	Izoetīdu un harofītu sastopamība	2 - 3	1	0	0	
	Elodeīdu sastopamība	1 - 2	3	4	5	
	Peldlapu augu sastopamība	1 - 2	3	4	5	

Lauka darbu protokols (2)

LAUKA DARBU PROTOKOLS (2)					
Makrofitu kartēšana pa ezera perimetru					
Ezera nosaukums		Datums			
		Sastopamība			
	Viršūdens augu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Izoetīdu un harofītu sastopamība	2 - 3	1	0	0
	Elodeīdu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Peldlapu augu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Viršūdens augu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Izoetīdu un harofītu sastopamība	2 - 3	1	0	0
	Elodeīdu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Peldlapu augu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Viršūdens augu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Izoetīdu un harofītu sastopamība	2 - 3	1	0	0
	Elodeīdu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Peldlapu augu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Viršūdens augu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Izoetīdu un harofītu sastopamība	2 - 3	1	0	0
	Elodeīdu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Peldlapu augu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Viršūdens augu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Izoetīdu un harofītu sastopamība	2 - 3	1	0	0
	Elodeīdu sastopamība	1 - 2	3	4	5
	Peldlapu augu sastopamība	1 - 2	3	4	5

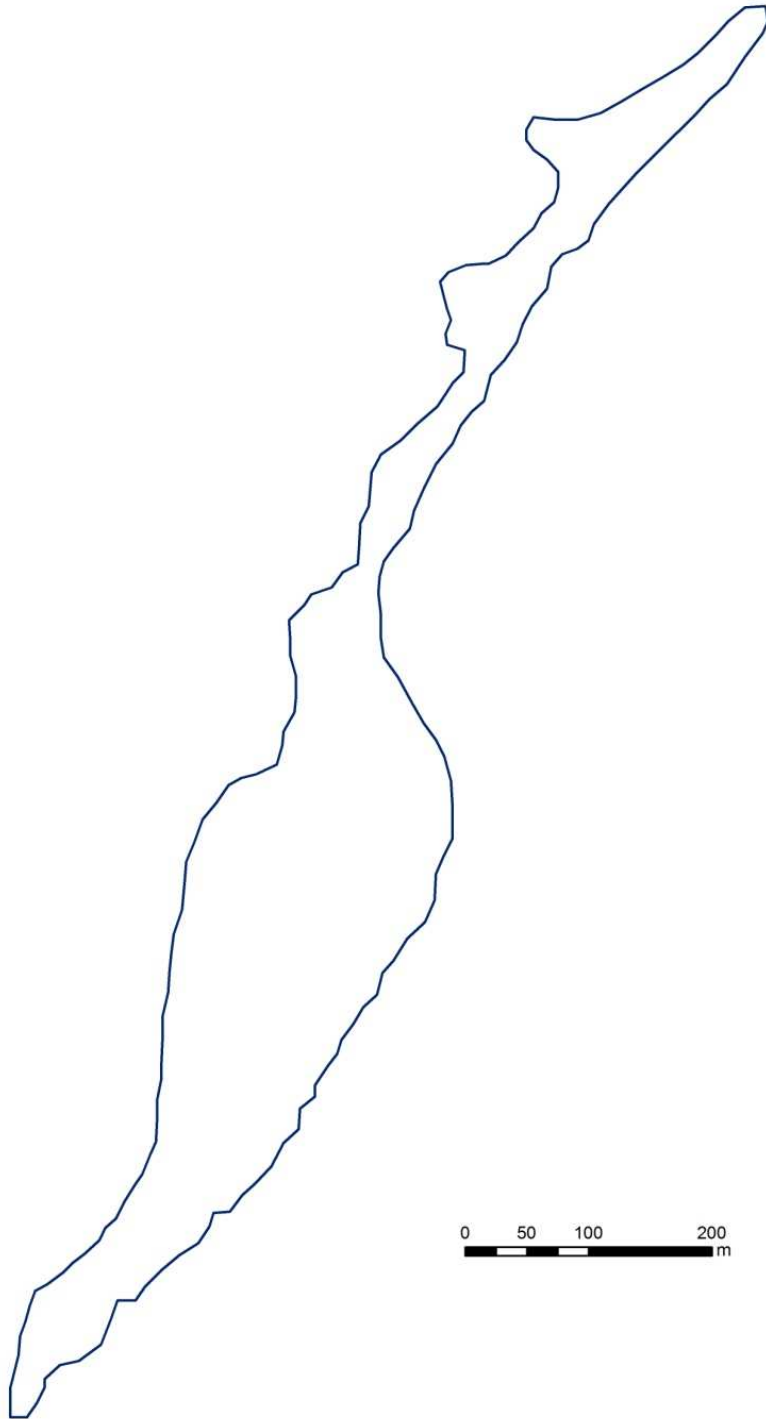
Lauka darbu protokoli (3)

LAUKA DARBU PROTOKOLS (3)																	
Ezera nosaukums	Dienvidu Garezers																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Max dziļums, kādā sastopami makrofīti (m)																	
Max dziļums, kādā sastopami helofīti (m)																	
Max dziļums, kādā sastopami nimfeīdi (m)																	
Max dziļums, kādā sastopami elodeīdi (m)																	
Max dziļums, kādā sastopami izoetīdi un harofīti (m)																	

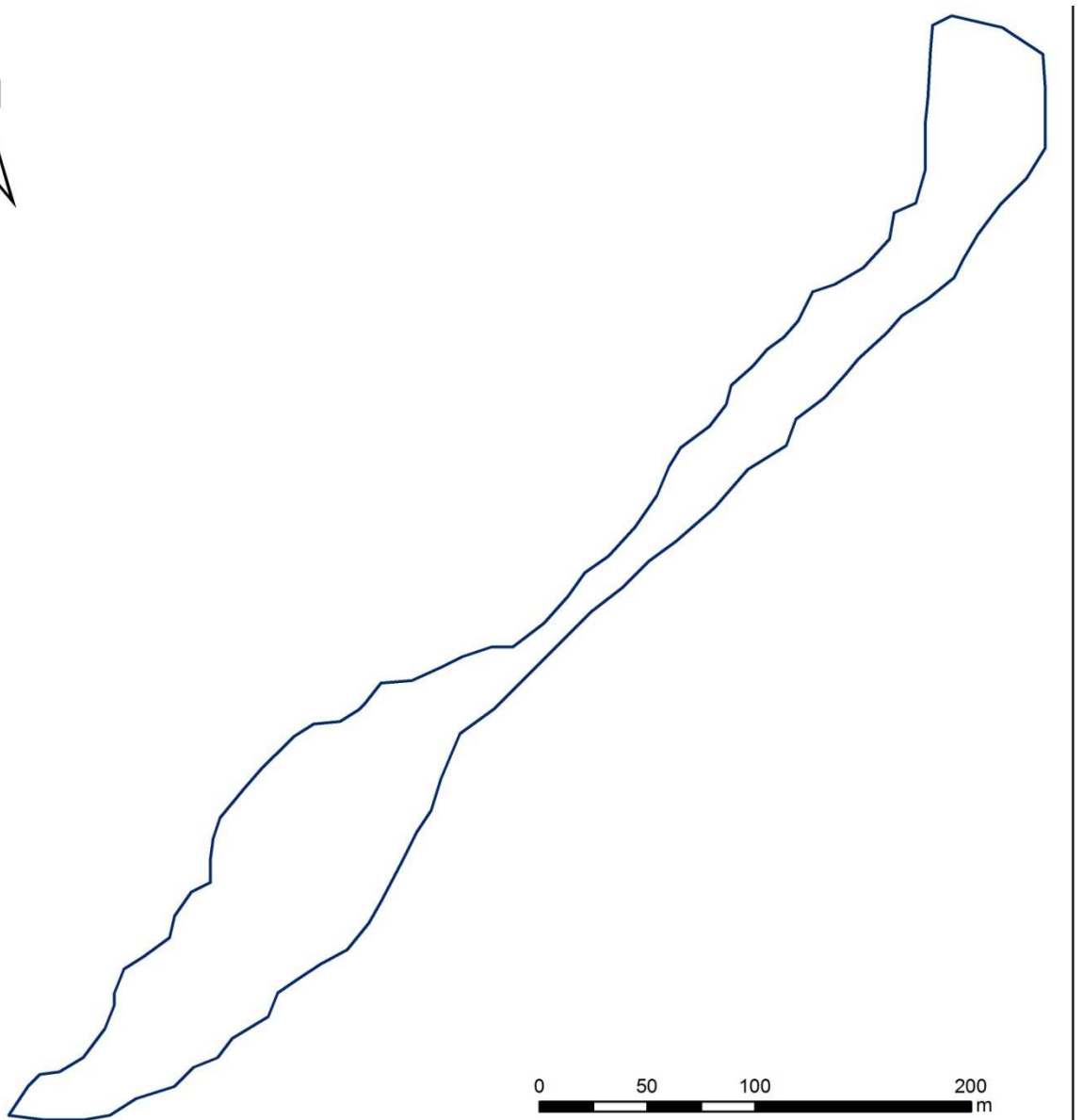


LAUKA DARBU PROTOKOLS (3)

Ezera nosaukums	Vidējais Garezers																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Max dziļums, kādā sastopami makrofīti																	
Max dziļums, kādā sastopami helofīti (m)																	
Max dziļums, kādā sastopami nimfēdi (m)																	
Max dziļums, kādā sastopami elodeīdi (m)																	
Max dziļums, kādā sastopami zoetīdi un harofīti (m)																	



Ezera nosaukums	Ziemeļu Garezers																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Max dziļums, kādā sastopami makrofīti																	
Max dziļums, kādā sastopami helofīti (m)																	
Max dziļums, kādā sastopami nimfēdi (m)																	
Max dziļums, kādā sastopami elodeīdi (m)																	
Max dziļums, kādā sastopami zoetīdi un harofīti (m)																	



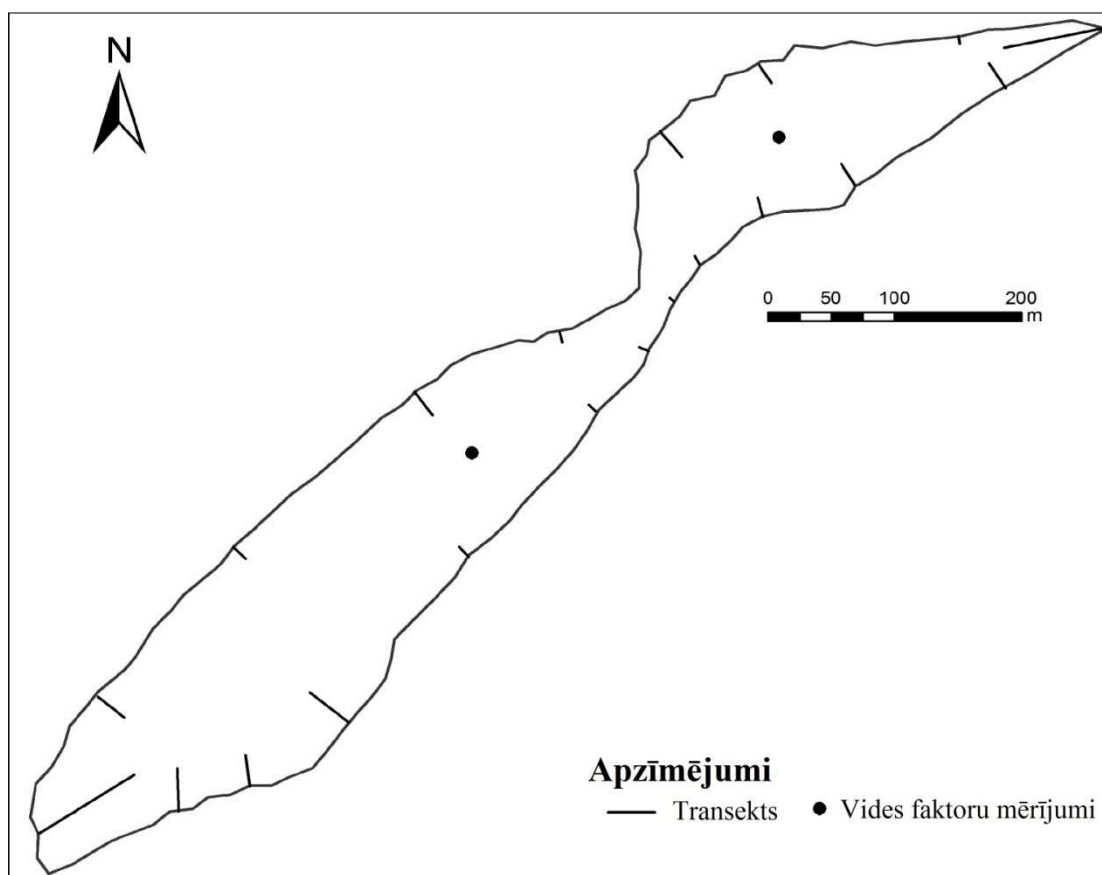
Sugu akronīmu skaidrojumi

Sugas akronīms	Suga (latīniski)	Suga (latviski)
Cal_palu	<i>Calla palustris</i>	Purva cūkausis
Car_acut	<i>Carex acuta</i>	Slaidais grīslis
Car_dist	<i>Carex disticha</i>	Divrindu grīslis
Car_elat	<i>Carex elata</i>	Augstais grīslis
Car_pseu	<i>Carex pseudocyperus</i>	Dižmeldu grīslis
Car_rost	<i>Carex rostrata</i>	Uzpūstais grīslis
Cha_sp	<i>Chara spp.</i>	Hāres
Cic_viro	<i>Cicuta virosa</i>	Indīgais velnarutks
Com_palu	<i>Comarum palustre</i>	Purva vārnkāja
Ele_palu	<i>Fontinalis antipyretica</i>	Parastā avotsūna
Equ_fluv	<i>Eleocharis palustris</i>	Purva pameldrs
Fon_anti	<i>Equisetum fluviatile</i>	Upes kosa
Gal_palu	<i>Galium palustre</i>	Purva madara
Gly_maxi	<i>Glyceria maxima</i>	Dižā ūdenszāle
Hyd_mors	<i>Hydrocharis morsus - ranae</i>	Parastā mazlēpe
Iso_lacu	<i>Isoetes lacustris</i>	Gludsporu ezerene
Jun_cong	<i>Juncus conglomeratus</i>	Kamolainais donis
Lob_dort	<i>Lobelia dortmanna</i>	Dortmaņa lobēlija
Lyt_saly	<i>Lythrum salicaria</i>	Vītolu vējmietiņš
Naum_thyr	<i>Naumburgia thyrsiflora</i>	Dzeltenā ķekarzeltene
Nup_lutea	<i>Nuphar lutea</i>	Dzeltenā lēpe
Nym_tetr	<i>Nymphaea tetragona</i>	Mazā ūdensroze
Peu_palu	<i>Peucedanum palustre</i>	Purva rūgtdille
Pha_arun	<i>Phalaroides arundinacea</i>	Parastais miežabrālis
Phr_aust	<i>Phragmites australis</i>	Parastā niedre
Pot_nata	<i>Potamogeton natans</i>	Peldošā glīvene
Rum_hydr	<i>Rumex hydrolapathum</i>	Krastmalas skābene
Sag_sagi	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Parastā bultene
Sci_lacu	<i>Scirpus lacustris</i>	Ezera meldrs
Siu_lati	<i>Sium latifolium</i>	Platlapu cemere
Sph_sp	<i>Sphagnum spp.</i>	Sfagni
Str_aloi	<i>Stratitoides aloides</i>	Parastais elsis
The_palu	<i>Thelypteris palustris</i>	Gludā purvpaparde
Typ_angu	<i>Typha angustifolia</i>	Šaurlapu vilkvāļīte
Typ_lati	<i>Typha latifolia</i>	Platlapu vilkvāļīte
Ver_long	<i>Veronica longifolia</i>	Garlapu veronika

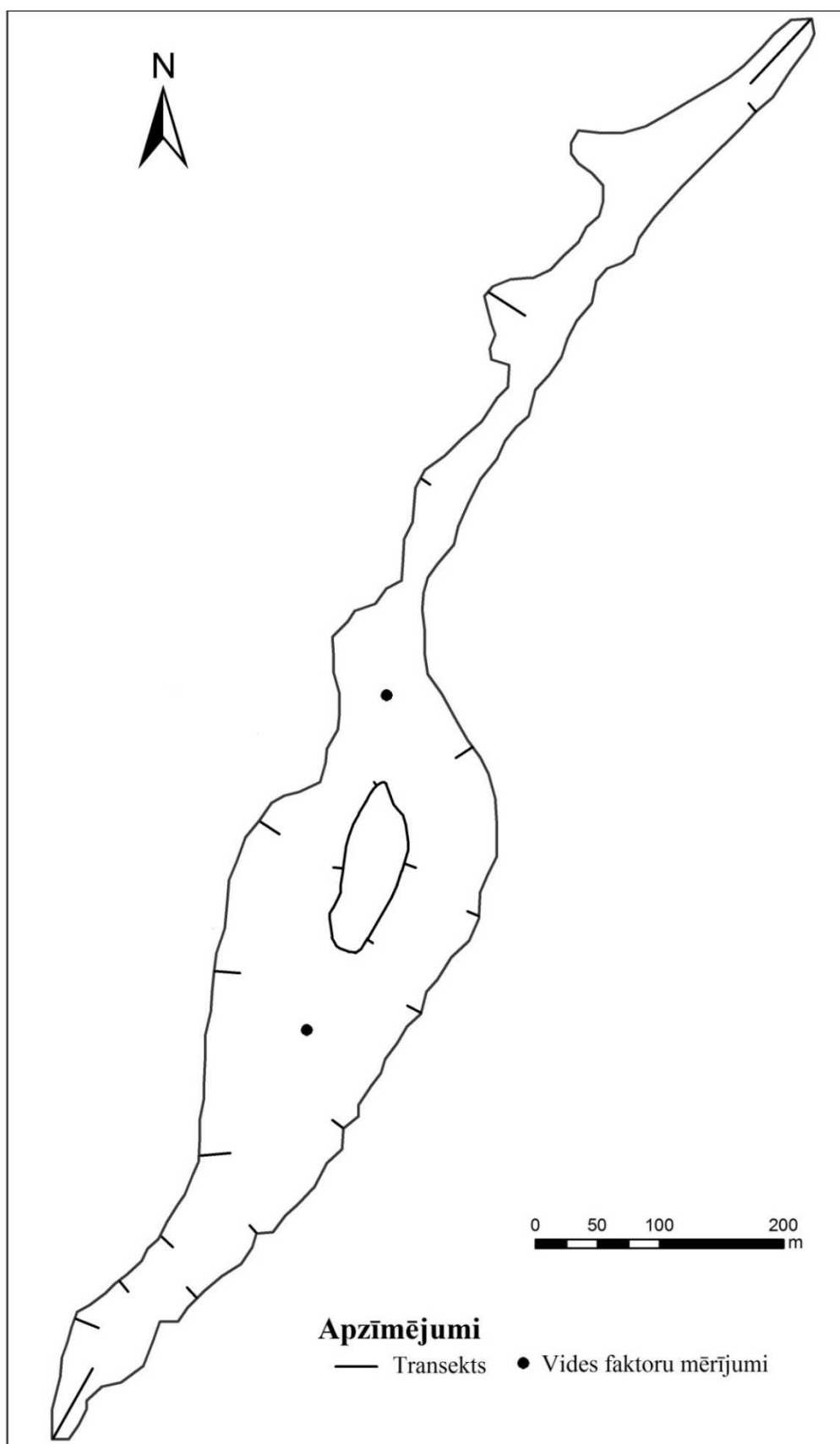
Ūdens paraugu ņemšanas punktu koordinātas

	Koordinātas WGS (DMS)
Dienvīdu Garezers 1. punkts	N 57°09'637" E 24°17'728"
Dienvīdu Garezers 2. punkts	N 57°09'791" E 24°17'964"
Vidējais Garezers 1. punkts	N 57°10'060" E 24°18'621"
Vidējais Garezers 2. punkts	N 57°10'298" E 24°18'733"
Ziemeļu Garezers 1. punkts	N 57°17'807" E 24°32'702"
Ziemeļu Garezers 2. punkts	N 57°18'012" E 24°32'525"

Dienvidu Garezera apsekojuma shēma



Vidējā Garezera apsekojuma shēma



Ziemeļu Garezera apsekojuma shēma



Garezeros sastopamo makrofitu taksonu LMNI koeficienti

Suga	LMNI koeficients
<i>Chara spp.</i>	5,86
<i>Fontinalis antipyretica</i>	5,42
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	8,26
<i>Isoetes lacustris</i>	3,09
<i>Lobelia dortmanna</i>	2,46
<i>Nuphar lutea</i>	6,92
<i>Nymphaea tetragona</i>	5,26
<i>Potamogeton natans</i>	5,16
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	7,88
<i>Sphagnum spp.</i>	3,09
<i>Stratiotes aloides</i>	6,63

Carnikavas Garezeros konstatēto makrofītu taksonu sastopamība

	Dienvīdu Garezers	Vidējais Garezers	Ziemeļu Garezers
<i>Calla palustris</i>			4
<i>Carex acuta</i>	15	19	12
<i>Carex disticha</i>			1
<i>Carex elata</i>	4	2	
<i>Carex pseudocyperus</i>			1
<i>Carex rostrata</i>	16	2	1
<i>Chara spp.</i>	9	2	1
<i>Cicuta virosa</i>			5
<i>Comarum palustre</i>	20	17	10
<i>Fontinalis antipyretica</i>		16	2
<i>Eleocharis palustris</i>			2
<i>Equisetum fluviatile</i>	5		
<i>Galium palustre</i>	1	2	3
<i>Glyceria maxima</i>	1	3	4
<i>Hydrocharis morsus - ranae</i>	2	3	18
<i>Isoetes lacustris</i>	4		
<i>Juncus conglomeratus</i>	6	3	3
<i>Lobelia dortmanna</i>	3		
<i>Lythrum salicaria</i>	17	14	8
<i>Naumburgia thyrsoiflora</i>	6	8	4
<i>Nuphar lutea</i>	38	36	17
<i>Nymphaea tetragona</i>	3		
<i>Peucedanum palustre</i>	2	1	1
<i>Phalaroides arundinacea</i>	1	3	
<i>Phragmites australis</i>	31	22	7
<i>Potamogeton natans</i>	19		
<i>Rumex hydrolapathum</i>			6
<i>Sagittaria sagittifolia</i>			2
<i>Scirpus lacustris</i>		2	6
<i>Sium latifolium</i>	3	2	
<i>Sphagnum spp.</i>	8	3	
<i>Stratiotes aloides</i>	2	6	4
<i>Thelypteris palustris</i>	4	10	3
<i>Typha angustifolia</i>	19	10	
<i>Typha latifolia</i>	6	2	
<i>Veronica longifolia</i>	1	1	2

Korelācija starp makrofītu cenozi raksturojošiem parametriem un vides faktoriem

	Sugu sk.	Max dziļ.	Max dziļ ezerā	H'	A, %	pH	EVS	Caur-redz.	Krās.	Kop_cietība	Kop_P	Kop_N	O ₂ , %	O ₂ , mg/l	G
Sugu sk.	1														
Max dz.	0.155	1													
Max dz. ezerā	-0.102	0.096	1.000												
H'	0.954**	0.018	-0.130	1.000											
A, %	0.344*	0.054	-0.616**	0.285*	1.000										
pH	-0.348*	-0.017	0.809	-0.357*	-0.805**	1.000									
EVS	-0.461**	-0.125	0.298	-0.448**	-0.682**	0.803	1.000								
Caur-redz.	-0.077	0.104	0.999**	-0.106	-0.587**	0.775	0.246	1.000							
Krās.	0.048	-0.114	-0.993**	0.078	0.550**	-0.733	-0.183	-0.998**	1.000						
Kop_ciet	-0.448**	-0.163	-0.028	-0.425**	-0.505**	0.566	0.946	-0.082	0.146	1.000					
Kop_P	0.420**	0.069	-0.609	0.419**	0.789**	-0.959*	-0.939	-0.565	0.510	-0.776	1.000				
Kop_N	0.197	-0.059	-0.977*	0.219	0.714**	-0.916	-0.497	-0.963	0.944	-0.188	0.765	1.000			
O ₂ , %	-0.264*	0.028	0.927	-0.281*	-0.767**	0.970*	0.635	0.905	-0.876	0.349	-0.862	-0.986*	1.000		
O ₂ , mg/l	-0.253*	0.034	0.938	-0.271	-0.759**	0.963*	0.611	0.917	-0.890	0.321	-0.846	-0.991**	1.000	1.000	
G	0.374**	0.294*	-0.311*	0.325*	0.586**	-0.461*	-0.433*	-0.291*	0.266*	-0.348*	0.472**	0.381**	-0.422**	-0.416**	1.000

* Korelācija būtiska, ja $\alpha = 0,05$ ** Korelācija būtiska, ja $\alpha = 0,01$

n = 53

n = 3

Saisinājumi

Sugu sk. – sugu skaits

Max dz. – maksimālais makrofītu sastopamības dziļums, m

Max dz. ezerā – augstākais maksimālais makrofītu sastopamības dziļums, m

H' – Šennona daudzveidības indekss

A – aizaugums, %

EVS – elektrovadītspēja, $\mu\text{S}/\text{cm}$

Caurredzam. – caurredzamība, m

Krās. – krāsainība, Pt – Co

Kop_cietība – kopējā cietība $\text{mg} \cdot \text{ekv}/\text{l}$ Kop_N – kopējais slāpeklis, mg/l Kop_P – kopējais fosfors, mg/l O₂, % - Skābekļa piesātinājums, %O₂, mg/l – Skābekļa daudzums, mg/l

G – grunts tips

**Korelācija starp ekoloģiskās kvalitātes rezultātiem,
biogēno elementu daudzumu, aizauguma pakāpi un sugu
daudzveidību**

	Sugu sk.	H'	A, %	ESMI	LMNI	LV metode	EE metode	Kop_P	Kop_N
Sugu sk.	1								
H'	0.954**	1.000							
A, %	0.344*	0.285*	1.000						
ESMI	0.339*	0.380**	0.760**	1.000					
LMNI	0.126	0.152	0.643**	0.855**	1.000				
LV metode	0.389**	0.393**	0.805**	0.973**	0.749	1.000			
EE metode	-0.066	-0.032	0.389**	0.577**	0.914	0.415	1.000		
Kop_P	0.420**	0.419**	0.789**	0.937**	0.649	0.990**	0.284	1.000	
Kop_N	0.197	0.219	0.714**	0.926**	0.986*	0.847	0.835	0.765	1.000

* Korelācija būtiska, ja $\alpha = 0,05$

** Korelācija būtiska, ja $\alpha = 0,01$

n = 53

n = 3

Saīsinājumi

Sugu sk. – sugu skaits

H' - Šennona daudzveidības indekss

A – aizaugums, %

LV metode - ekoloģiskā kvalitāte atbilstoši Latvijā pielāgotajai Igaunijas metodei

EE metode – ekoloģiskā kvalitāte atbilstoši Igaunijas ezeru kvalitātes novērtēšanas metodei

Kop_N – kopējais slāpekļis, mg/l

Kop_P – kopējais fosfors, mg/l