



**LATVIJAS UNIVERSITĀTES 72. ZINĀTNISKĀ
KONFERENCE
LU BIOLĒGIJAS FAKULTĀTĒ**

**„LATVIJAS ŪDEŅU VIDES PĒTĪJUMI UN
AIZSARDZĪBA”**

Referātu tēžu krājums

Rīga, 2014. gada 31. janvāris



„Latvijas ūdeņu vides pētījumi un aizsardzība”

LU 72. Zinātniskā konference

Bioloģijas fakultāte, Hidrobioloģijas katedra

Referātu tēžu krājums

Rīga, Latvijas Universitāte. 2014

SATURS

1. Bērziņš Viesturs <i>DAŽU VIDES FAKTORU IETEKME UZ SKĀBEKĻA KONCENTRĀCIJAS DINAMIKU BALTIJAS JŪRAS CENTRĀLĀS DAĻAS DZIĻAJOS SLĀŅOS</i>	4
2. Briekmane Laura <i>ZIVJU SEZONĀLĀS BAROŠANĀS EKOĻOĢIJA BURTNIĒKU EZERĀ 2013. GADĀ</i>	7
3. Druvietis Ivars, Bārda Ieva, Eglīte Linda <i>LATVIJAS-IGAUNIJAS PĀRROBEŽU EZERU EKOĻOĢISKĀ STĀVOKĻA NOVĒRTĒJUMS PĒC FITOPLANKTONA SABIEDRĪBĀM...</i>	11
4. Grīnberga Laura, Konošonoka Inga <i>ABULA EKOĻOĢISKĀS KVALITĀTES NOVĒRTĒJUMS KĀ INDIKATORORGANISMUS IZMANTOJOT KRAMAĻĢES UN MAKROFĪTUS</i>	16
5. Jēkabsons Jolanta, Uzule Linda <i>UPJU HIDROMORFOĻOĢISKAIS NOVĒRTĒJUMS VENTAS UPJU BASEINU APGABALĀ</i>	20
6. Kokorīte Ilga <i>JONSELEKTĪVIE ELEKTRODI UN TO IZMANTOŠANAS IESPĒJAS LIMNOĻOĢISKAJOS PĒTĪJUMOS</i>	24
7. Ozoliņa Lelde, Konošonoka Inga <i>BENTISKO KRAMAĻĢU VĀCIŅU DEFORMĀCIJAS KĀ POTENCIĀLA SMAGO METĀLU PIESĀŅOJUMA INDIKATORI JUGLAS EZERA IETEKŠAJĀS UPĒS</i>	26
8. Ozoliņš Dāvis, Skuja Agnija, Parele Elga, Eglīte Linda <i>VIENDIENĪŠU SUGU IZPLATĪBA GAUJAS UPJU BASEINA APGABALĀ SAISTĪBĀ AR ŪDENS FIZIKĀLI - ĶĪMISKAJIEM PARAMETRIEM</i>	35
9. Paidere Jana, Gruberts Dāvis <i>DAUGAVAS VIDUSTECES ZOOPLANKTONS PAVASARA PALU DRENĀŽAS FĀZĒ</i>	37
10. Poppels Arkādijs <i>KRUSTKALNU DABAS REZERVĀTA ŪDENSTILPJU ENTOMOFAUNA (EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA)</i>	40
11. Putna Ieva, Ozoliņš Dāvis, Muzikante Liene, Balode Maija <i>LIESMU SLĀPĒTĀJA TOKSISKUMS UN IETEKME UZ ŪDENS VIDĪ</i>	42
12. Putnis Ivars <i>BURTNIĒKU EZERA ECOPATH MODELIS</i>	45
13. Skuja Agnija, Ozoliņš Dāvis, Parele Elga, Narubina Sandra <i>HIDROMORFOĻOĢISKO PĀRVEIDOJUMU IETEKME UZ BENTISKO BEZMUGURKAULNIEKU SABIEDRĪBU STRUKTŪRU ABULĀ</i>	52
14. Strode Evita, Balode Maija <i>PIESĀRŅOJUMA POTENCIĀLĀ IETEKME UZ SĀNPELŽU EMBRIOĻOĢISKO ATTĪSTĪBU</i>	55
15. Suško Uvis, Ansons Linda, Purmalis Oskars <i>ĀRDAVA EZERA ŪDENSĀUGI UN EKOĻOĢISKĀ STĀVOKĻA NOVĒRTĒJUMS</i>	59
16. Šešo Pēteris <i>FITOPLANKTONA PARAUGU IEVĀKŠANA BALTIJAS JŪRAS CENTRĀLAJĀ DAĻĀ, IZMANTOJOT FERRYBOX. METODE UN PIRMIE REZULTĀTI.</i>	63
17. Švirksts Kārlis <i>FT – IS SPEKTROSKOPIJAS IESPĒJAS PĒTOT HERBICĪDA MCPA IZSKALOŠANOS NO AUGSNES</i>	65
18. Uzule Linda <i>MAKROFĪTI UN TO BIOĻOĢISKĀ DAUDZVEIDĪBA DABISKOS UN REGULĒTOS UPJU POSMOS</i>	67

DAŽU VIDES FAKTORU IETEKME UZ SKĀBEKĻA KONCENTRĀCIJAS DINAMIKU BALTIJAS JŪRAS CENTRĀLĀS DAĻAS DZIĻAJOS SLĀŅOS

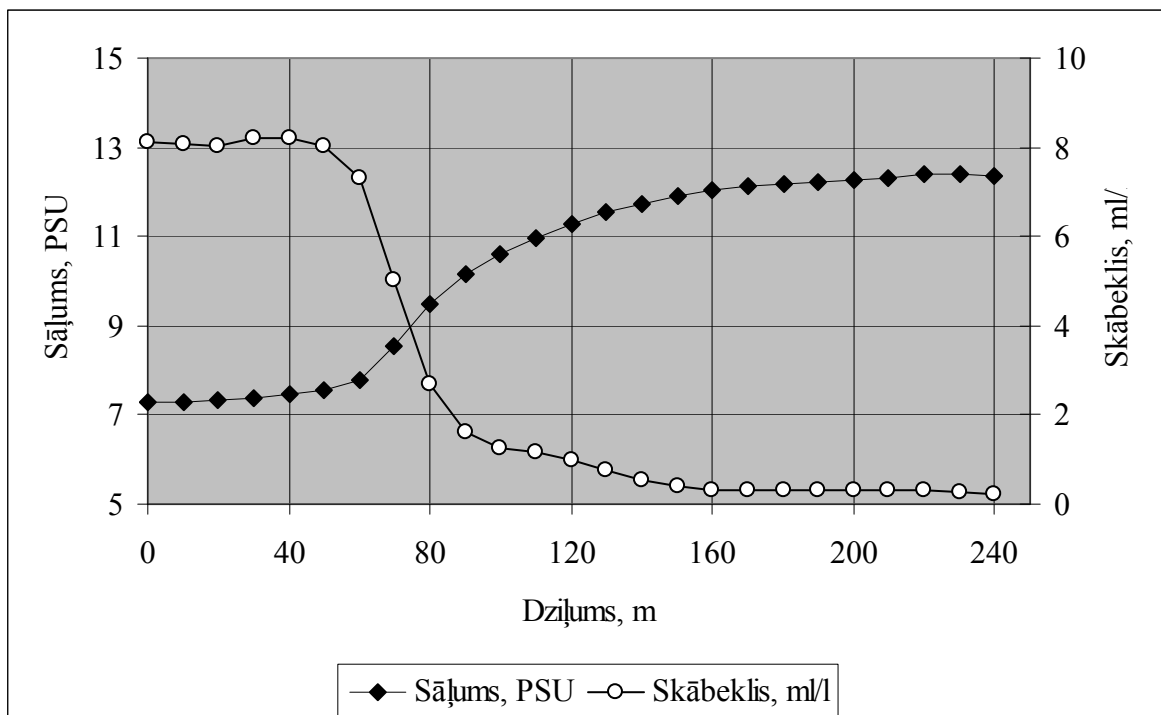
Viesturs BĒRZIŅŠ*

BIOR, Zivsaimniecības departaments

Jūras laboratorija

*Viesturs.Berzins@bior.gov.lv

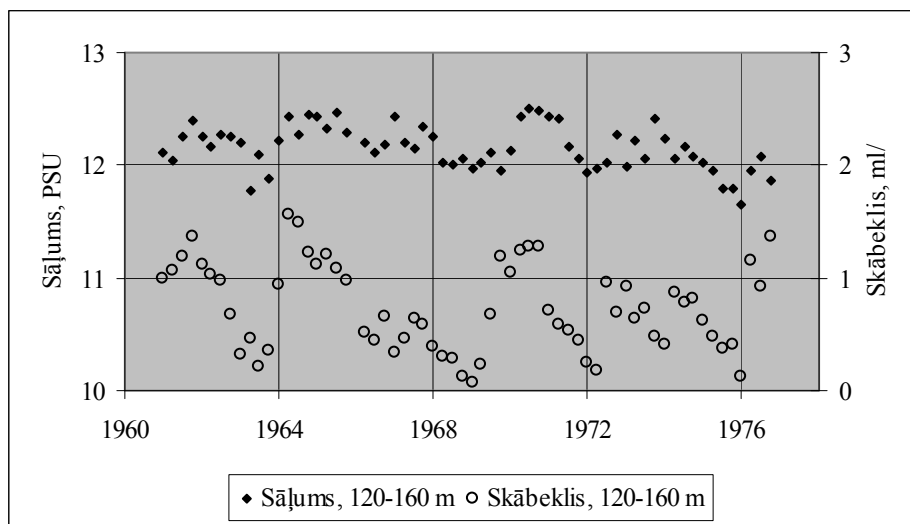
Baltijas jūra (līdzīgi kā Melnā jūra) pieder pie nosacīti slēgtajām ūdenstilpēm ar nelieliem šaurumiem, kuri tās savieno ar okeānu vai citām jūrām, un kurās saldūdens balance ir pozitīva, respektīvi, upju notece un nokrišņi ir lielāki nekā iztvaikošana. Šis apstāklis nosaka pazeminātu ūdens sāļumu jūras virsējos slāņos un līdz ar to Baltijas jūrā, īpaši tās dziļākajā daļā, ir ļoti izteikta vertikālā stratifikācija un ūdens apmaiņa starp virsējo un dziļo slāni ir stipri ierobežota. Vertikālē Baltijas jūras dziļajā daļā var izdalīt trīs slāņus: 1) virsējais slānis (aptuveni līdz 70-80 m), kurā ūdens sāļums ir 7-8 PSU un skābekļa koncentrācija svārstās no 6 līdz-12 ml/l, 2) starpslānis jeb haloklīns (aptuveni no 80 līdz 160 m), kurā ūdens sāļums strauji palielinās no 8 līdz 12 PSU, bet skābekļa koncentrācija – strauji samazinās no 6 līdz 1 ml/l, 3) dziļais slānis (dziļāk par 160 m), kurā ūdens sāļums nedaudz palielinās un skābekļa koncentrācija – nedaudz samazinās (skatīt 1. attēlu).



1. attēls. Ilggadīgas (1961 – 2010 g) ūdens sāļuma un skābekļa koncentrācijas izmaiņas vertikālē Baltijas jūras centrālajā daļā.

Skābekļa koncentrācijas un ūdens sāļuma izmaiņas jūras dziļajos slāņos ir cieši saistītas ar dažu bioloģisko parametru dinamiku un konkrēti ar mencu jaunās paaudzes veidošanos, citiem

vārdiem sakot ar produktīvu mencas nārstu, kura rezultātā mencas ikri izdzīvo (vai neizdzīvo) un atbilstīgi veidojas jauna šo zivju paaudze. Baltijas jūrā produktīvs mencas nārsts iespējams situācijā kad ūdens sāļums ir vismaz 10-11 PSU, un skābekļa koncentrācija šajā ūdenī ir vismaz 2 ml/l un tas ir iespējams vienīgi slānī, kura dziļums ir lielāks par 80-90 m. Par ūdens sāļuma un skābekļa koncentrācijas saistību liecina šo parametru statistiski būtiskā sakarība laikā no 1961. līdz 1977. gadam, kad korelācijas koeficients starp tiem ir +0.47 (skatīt 2. attēlu).

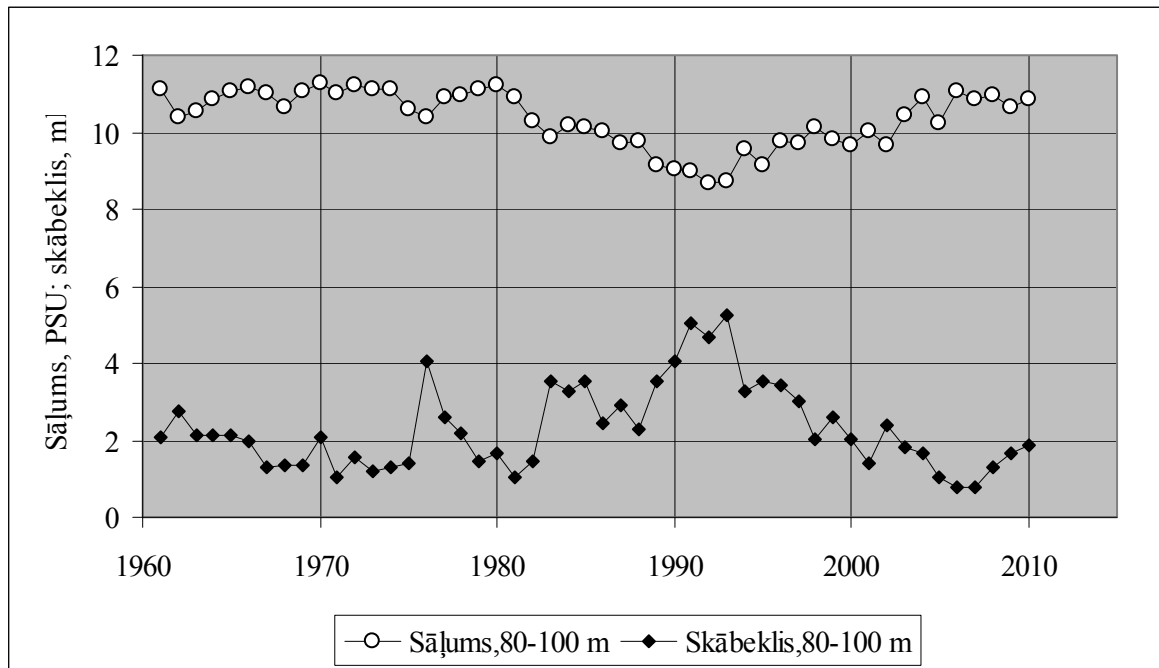


2. attēls. Ūdens sāļuma un skābekļa koncentrācijas izmaiņas slānī 120 – 160 m, Baltijas jūras centrālajā daļā, 1961. – 1977. g.

Ūdens sāļuma un skābekļa koncentrācijas izmaiņas Baltijas jūras dziļajos slāņos, ir atkarīgas galvenokārt no advektīvās ūdens apmaiņas, un proti, no sāļā ūdens pieplūduma intensitātes pa Kategata jūras šaurumu. Kategata ūdeņu pieplūduma intensitāte, un reizē ar to arī skābekļa koncentrācija Baltijas jūras dziļajos slāņos, tiešā veidā vai arī netieši ir atkarīga no vairāku faktoru ietekmes (Kaleis, 1976; Кале́йс, Тамсары, 1984; Bērziņš, 2010).

Vides faktorus, kas būtiski ietekmē ūdens sāļuma un skābekļa koncentrācijas izmaiņas jūras dziļajos slāņos, varētu sagrupēt pēc faktoru secības un iedarbības sekām: Upju noteces apjoma izmaiņas palielina (vai samazina) ūdens līmeni Baltijas jūrā, korelācijas starp sāļumu un šiem parametriem ir statistiski būtisks un mainās robežās no -0.7 līdz -0.9. Tas nozīmē, ka pie zemas noteces, un attiecīgi pazemināta ūdens līmeņa Kategata ūdeņu pieplūdumam ir lielāka iespēja nonākt Baltijas jūras dziļajā slānī (Bērziņš, 2010, Bērziņš, 2011).

Ūdens sāļuma saistība ar skābekļa koncentrāciju Baltijas jūras dziļajos slāņos ir sarežģīta un neviennozīmīga. Starpslāņa jeb haloklīna lejasdaļā, aptuveni dziļumā no 120 līdz 160 m, palielinoties sāļumam palielinās arī skābekļa koncentrācija, kas skaidri norāda uz Kategata ūdeņu pieplūduma ietekmi (skatīt 2. attēlu). Turpretī Gotlandes ieplakas dienvidu daļas haloklīna augšējā daļā, aptuveni dziļumā no 80 līdz 100 m, šī sakarība ir pretēja, un proti, pazeminoties sāļumam skābekļa koncentrācija palielinās, un šis apstāklis norāda uz konvekcijas jeb vertikālās samaisīšanās ietekmi, ko apliecina korelācijas koeficients starp tiem, kas ir -0.79 (skatīt 3. attēlu).



3. attēls. Ūdens sāļuma un skābekļa koncentrācijas izmaiņas slānī 80 – 100 m, Gotlandes ieplakas dienvidu daļā, 1961. – 2010. g.

Augšminēto novērojumu materiālu analīze rāda, ka skābekļa koncentrācijas dinamika dziļajos slāņos ir sarežģīta un neviennozīmīga, un tās pilnīgai izpratnei ir nepieciešami tālāki pētījumi, kā arī dabas procesu matemātiskā modelēšana.

Literatūra

Bērziņš V. 2010. Dažas okeanogrāfisko parametru dinamikas īpatnības Latvijas jurisdikcijas ārējos ūdeņos mūsdienās. *Klimata mainība un ūdeņi*. Rīga, pp. 16-24.

Bērziņš V. 2011. Ūdens sāļuma un skābekļa koncentrācijas dinamika Gotlandes ieplakas centrālās daļas starpslānī pēdējos 50 gados. LU 69 zinātniskā konference, Rīga, 25.02.2011.

Kalejs M. V. 1976. Present hydrographic conditions in the Baltic, *Ambio Special Report*, No 4, pp. 37 – 44.

Калейс М., Тамсалу Р., 1984 Гидрофизические основы биопродуктивности. *Очерки по биологической продуктивности Балтийского моря.*, М., с. 9 - 82. pp. 10-13.

(http://kalme.daba.lv/faili/konferences_seminari/2011/LU_69_rakstu_krajums.pdf)

ZIVJU SEZONĀLĀS BAROŠANĀS EKOLOĢIJA BURTNIEKU EZERĀ 2013. GADĀ

Laura BRIEKMANE^{*1}, Matīss ŽAGARS²

¹ Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskais institūts „BIOR”

² Vides risinājumu institūts

*lau.brr@gmail.com

Burtnieku ezers ir ceturtais lielākais Latvijas ezers pēc platības (Tidriķis, 1994) ar ievērojamu zivsaimniecisko nozīmi – ezerā tiek veikta rūpnieciskā zveja, kā arī, pateicoties augstajai zivsaimnieciskajai produktivitātei, ezers ir iemantojis popularitāti makšķernieku vidū (Avotiņš un Lukss, 1999). Ihtiofaunas sastāva un relatīvo biomasu pētījumi ezerā notiek regulāri – to ik gadu veic Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskā institūta „BIOR” Latvijas zivju resursu pētniecības departaments. Tomēr pētījumi par Burtnieku ezera zivju barošanos sezonālā griezumā līdz šim nav veikti. Zivju barošanās izpēte ļauj izdarīt secinājumus par zivju barošanās tendencēm, zivju pieejamību barības resursiem un selektivitāti (kuriem barības objektiem zivis dod priekšroku), kā arī lielākā mērogā ir nozīmīga barošanās ķēžu struktūras noteikšanā ezerā.

Pētījums tika veikts 2013. gadā dažādās sezonās: 21.-22. maijā, 15.-16. jūlijā, 14.-15. oktobrī. Paraugu ievākšana notika ezera R daļā, netālu no laivu bāzes „Saulītes”. Ihtiofaunas paraugi tika ievākti, izmantojot pētniecisko zveju ar tīkliem, kuru linuma acs izmērs bija 10-80 mm, liekaču tīkliem – 40-80 mm. Nolūkā iegūt pēc iespējas reprezentatīvāku priekšstatu par ezera zivju sabiedrību, tīkli tika izvietoti ezerā dažādās dziļuma zonās (1-2 m), atšķirīgos diennakts laikos (diena, nakts), kā arī dažādā attālumā no krasta. Visas noķertās zivis tika sašķirotas pa sugām (Plikšs un Aleksējevs, 1998), noteikts to svars un garums. Zivju barošanai noteikšanai tika ievākti visu sugu zivju kuņģi, fiksējot tos spirtā. Zivju sugām, kur nozvejoto īpatņu skaits bija mazāk par 10 vienā sezonā, kuņģi tika ievākti no visiem īpatņiem, bet sugām, kur īpatņu skaits vienā sezonā pārsniedza 10, tika ievākti 10-15 kuņģi. Zivju barības objekti tika noteikti laboratorijā, izmantojot stereoskopisko mikroskopu *Leica S6E* ar palielinājumu 16 reizes, nosakot barības objektu taksonomisko piederību līdz zemākajam iespējamam taksonam, kā arī katra barības objekta slapjo biomasu kuņģī. Turpmākai datu analīzei atsevišķas barības objektu sugas apvienotas grupās (skatīt 1. tabulu).

Kopumā pētījuma laikā visās sezonās tika nozvejotas 700 zivis no 13 sugām. Kopējā zivju nozveja visās sezonās - 177 kg. Zivju kuņģi tika iegūti no 450 zivīm, ietverot 13 zivju sugas: plicis (*Blicca bjoerkna*), plaudis (*Abramis brama*), rauda (*Rutilus rutilus*), rudulis (*Scardinius erythrophthalmus*), līnis (*Tinca tinca*), asaris (*Perca fluviatilis*), zandarts (*Sander lucioperca*), ķīsis (*Gymnocephalus cernua*), līdaka (*Esox lucius*), karūsa (*Carassius carassius*), sudrabkarūsa (*Carassius auratus*), vīķe (*Alburnus alburnus*), salate (*Aspius aspius*). No analīzei ievāktajiem kuņģiem 195 bija tukši, kas galvenokārt ir saistīts ar pavasara sezonā ievāktajiem paraugiem, kad

novērojama zivju barošanās intensitātes samazināšanās pirmsnārsta periodā (Moyle and Cech, 2004).

Pēc zivju barošanās Burtnieku ezera zivis var iedalīt omnivorās jeb visēdājzivīs, bentosēdājzivīs, planktonēdājzivīs un plēsīgajās zivīs. Omnivorās zivis Burtnieku ezerā ir ruduļi un raudas, kā arī līņi. Raudu un ruduļu barošanās paradumos novērojamas izteikti sezonālas tendences – pavasarī zivis barojas galvenokārt ar ūdensaugiem (>80% no kopējās barības objektu biomasas), vasaras sezonā augu īpatsvars barībā samazinās, taču palielinās zoobentosa organismu īpatsvars (*Diptera*, *Trichoptera* kāpuri, *Bivalvia* u.c.), savukārt rudenī zivis pārtiek galvenokārt tikai no zoobentosa organismiem (skatīt 1. tabulu). Šāda sezonālitate izskaidrojama ar to, ka zoobentosa organismi zivju barībā ir enerģētiski izdevīgāki, un tos zivis sāk patērēt uzturā tiklīdz tie kļūst pieejami ezerā (Timm et al., 1996). Jāatzīmē arī augēdāju zivju (īpaši ruduļu) pastiprinātā barošanās ar upes kosas *Equisetum fluviatile* jaunajiem dzinumiem pavasara sezonā (*E. fluviatile* pavasara sezonā veido 72% no kopējās ruduļu barības bāzes), kas līdzīgos pētījumos par zivju barošanos nav aprakstīts.

Izteiktas bentosēdājzivis Burtnieku ezerā ir plīči un plauži, kas sastāda arī lielu īpatsvaru no kopējās pētījuma laikā veiktās zivju nozvejas. Pēc biomasas vislielākais zoobentosa organismu īpatsvars zivju kuņģos ir divspārņu (*Diptera*), īpaši trīsuļodu (*Chironomidae*) kāpuriem, kā arī divvāku gliemenēm (*Bivalvia*), galvenokārt daudzveidīgajai sēdgliemenei (*Dreissena polymorpha*). Izteiktākās sezonālās atšķirības šo zivju diētā ir saistītas ar barības objektu spektra palielināšanos vasaras un rudens mēnešos, kas varētu būt saistīts ar barības objektu – zoobentosa organismu – sezonālās aktivitātes pieaugumu šajās sezonās (Timm et al., 1996).

Burtnieku ezera plēsīgajām zivīm – līdakām, zandartiem – lielāko barības objektu īpatsvaru pēc biomasas zivju kuņģos sastāda izmēros mazākas zivis (plīcis, plaudis, rauda, asaris, zandarts). Kā interesanta tendence atzīmējams kanibālisms zandartu vidū – atsevišķās sezonās savas sugas īpatņi veidoja vairāk kā 50% no zandartu kopējā barības sastāva, kas, salīdzinot ar līdzīgiem ezeriem (Kangur and Kangur, 1998; Keskinen, 2008) ir ievērojams īpatsvars. Kanibālisma iespējamība pieaug līdz ar zivju blīvumu ezerā (Smith and Reay, 1991) un norāda uz iespējamo konkurenci par barības objektiem. Sezonālas atšķirības plēsīgo zivju barības sastāvā netika novērotas.

Kopumā pētījumā secināms, ka zivju barošanās raksturošanai svarīga ir sezonālitate, jo zivju barības objekti sezonālā griezumā mainās ne tikai daudzveidības, bet arī sastopamības ziņā zivju kuņģos. Burtnieku ezera zivju barošanās pētījumus būtu nepieciešams turpināt arī nākotnē, lai aptvertu pēc iespējas lielāku un līdz ar to reprezentablāku ezera ihtiocenozes daļu, kas nākotnē ļautu spriest ne tikai par zivju barošanās ekoloģiju, bet arī kopējām tendencēm Burtnieku ezera ekosistēmā.

Pētījums tapis ar Burtnieku novada pašvaldības atbalstu.

1. Tabula. Burtnieku ezerā biežāk sastopamo zivju sugu barošanās objektu procentuālais sadalījums zivju kuņģos dažādās sezonās

	Makrofiti	Fitobentoss	Trichoptera	Bivalvia	Oligochaeta	Gastropoda	Coleoptera kāpurs	Diptera	Detrits	Ephemeroptera kāpuri	Copepoda	Cladocera	Bivalvia kāpuri	Odonata	Plicis	Plaudis	Rauda	Asaris	Zandarts	Kopā
Rauda																				
Maijs	0.85	0.02	0.13																	1.00
Jūlijs	0.13	0.09		0.44		0.02		0.00	0.31											1.00
Oktobris		0.11	0.03	0.09		0.06		0.08	0.05	0.01	0.02	0.08	0.49	0.00						1.00
Vidēji	0.33	0.07	0.05	0.17		0.02		0.03	0.11	0.00	0.01	0.03	0.17	0.00						1.00
Līnis																				
Maijs	0.55		0.27	0.09	0.10															1.00
Jūlijs		0.04	0.00	0.73		0.13	0.00	0.01	0.09											1.00
Oktobris		0.71						0.29												1.00
Vidēji	0.15	0.27	0.08	0.29	0.03	0.05	0.00	0.11	0.03											1.00
Rudulis																				
Maijs	0.83	0.11				0.04	0.01	0.01												1.00
Jūlijs	0.77	0.14	0.09					0.00						0.00						1.00
Oktobris		0.22	0.04	0.05				0.08			0.02	0.28	0.31							1.00
Vidēji	0.56	0.15	0.04	0.02		0.02	0.00	0.03			0.01	0.08	0.10							1.00
Plaudis																				
Maijs				0.42				0.18	0.40											1.00
Jūlijs	0.08	0.35	0.11	0.06		0.00		0.30	0.02		0.07									1.00
Oktobris		0.14						0.07	0.09	0.01	0.53	0.16	0.01							1.00
Vidēji	0.03	0.15	0.03	0.17		0.00		0.18	0.17	0.01	0.00	0.20	0.06	0.00						1.00
Līdaka																				
Maijs															0.53	0.04	0.42			1.00
Jūlijs																				
Oktobris															0.20		0.40	0.40		1.00
Vidēji															0.22	0.14	0.18	0.23	0.23	1.00
Asaris																				
Maijs			0.34					0.00	0.09				0.57							1.00
Jūlijs								0.64			0.07						0.29			1.00
Oktobris								0.24	0.12	0.04	0.09	0.51								1.00
Vidēji			0.15					0.19	0.09	0.02	0.05	0.21	0.25				0.04			1.00
Plicis																				
Maijs																				
Jūlijs	0.01			0.56		0.17		0.13			0.13									1.00
Oktobris			0.07	0.26				0.33				0.33								1.00
Vidēji	0.01		0.04	0.40		0.08		0.24			0.06	0.18								1.00
Karūsa																				
Maijs																				
Jūlijs																				
Oktobris								0.00		0.15	0.57	0.27								1.00
Vidēji								0.00		0.15	0.57	0.27								1.00
Zandarts																				
Maijs																				
Jūlijs																		0.42	0.58	1.00
Oktobris																	0.50	0.50		1.00
Vidēji																	0.44	0.05	0.51	1.00
Ķīsis																				
Maijs																				
Jūlijs							0.06	0.94												1.00
Oktobris								1.00												1.00
Vidēji							0.03	0.97												1.00

Literatūra

- Tidriķis, A. 1994. Burtnieku ezers. Enciklopēdija „Latvijas daba” 1.sēj. Rīga: izdevniecība „Latvijas enciklopēdija”, 175 lpp.
- Kangur, A. Kangur, P. 1998. Diet composition and size-related changes in the feeding of pikeperch *Stizostedion lucioperca* (Percidae) and pike, *Esox lucius* (Esocidae) in the Lake Peipsi (Estonia). *Italian Journal of Zoology*, 65:S1, 255-259.
- Keskinen T. 2008. Feeding ecology and behaviour of pikeperch, *Sander lucioperca* (L.) in boreal lakes. University of Jyväskylä.
- Smith, C. Reay, P. 1991. Cannibalism in teleost fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1: 41-46.
- Timm, T. Kangur, K. Timm, H. Timm, V. Macrozoobenthos of Lake Peipsi-Pihkva: taxonomical composition, abundance, biomass, and their relations to some ecological parameters. *Hydrobiologia*, 338: 139-154.
- Plikšs, M., Aleksējevs, Ē. 1998. Latvijas daba. Zivis. Rīga, Gandrs.
- Moyle, P. B., Cech J. 2004 *Fishes: an introduction to ichthyology*. Pearson Prentice Hall, 726.
- Avotiņš, V., Lukss, I. 1999. No Burtniekiem līdz jūrai. Kultūrvēsturisks tūrisma ceļvedis pa Salacu un tās baseina upēm. Izdevniecība AGB, Rīga, 13.

LATVIJAS-IGAUNIJAS PĀRROBEŽU EZERU EKOĻĪSKĀ STĀVOKĻA NOVĒRTĒJUMS PĒC FITOPLANKTONA SABIEDRĪBĀM

Ivars DRUVIETIS*¹, Ieva BĀRDA², Linda EGLĪTE³

¹LU Bioloģijas fakultāte

²Latvijas Hidroekoloģijas institūts

³LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte

*ivars.druvietis@lu.lv

Fitoplanktona sabiedrību izpēte Latvijas-Igaunijas pārrobežu ezeros tika veikta projekta „Pasākumi kopīgai pārrobežu Gaujas/Koivas upes baseina apgabala apsaimniekošanai (Gauja/Koiva)” ietvaros ar mērķi pēc fitoplanktona sabiedrībām noteikt ezeru ekoloģisko stāvokli. Fitoplanktona paraugi no Mazā Baltiņa, Ilgāja un Muratu ezeriem tika ievākti 2012. gada Maijā, Jūlijā un Septembrī (1. att.)



1. attēls. Latvijas-Igaunijas pārrobežu ezeri - Ilgājs, Mazais Baltiņš un Muratu ezers (foto: I.Druvietis).

No dziļajiem stratificētajiem ezeriem (Mazais Baltiņš un Ilgājs) paraugi tika ievākti no epilimniona (0,3-0,5m), metalimniona (~5,0m), hipolimniona (10,0m; 15m; 20m). Savukārt, sekļajā Muratu ezerā paraugi tika ievākti ūdens virsējā slānī (0,3m) un piegrunts slānī (1,8m). Paraugošanā tika pielietots Rutnera tipa batometrs. Tālākā paraugu apstrāde notika saskaņā ar Utermöhl metodi (Utermöhl, 1958, Tikkanen T., et al., 1992). Mikroskopēšana tika veikta ar Leica DMIL inverto mikroskopu. Tā kā Latvijā nav līdz šim apstiprināta metode ūdenstilpju ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai pēc fitoplanktona sabiedrībām, tad tika izmantota Igaunijā lietotā multimetriskā metode, kur pamatojoties uz „Chl a” daudzuma, „FKI” indeksa, „FPK” indeksa, „Evenness, J” indeksa un „Phytoplankton final score” indeksu vērtībām tiek noteikta pētāmās ūdenstilpes ekoloģiskā kvalitāte (Regulation of Estonian Minister of Environment on 28 July 2009 N 44). Pētāmo ūdenstilpju ekoloģiskā kvalitāte pēc fitoplanktona rādītājiem tika vizuāli atainota saskaņā ar Ūdeņu Struktūrdirektīvas prasībām atbilstošām krāsām (1. tab.).

1. tabula. Ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes vizuālais novērtējums pēc Ūdeņu Struktūrdirektīvas prasībām

Augsta kvalitāte	Laba kvalitāte	Viduvēja kvalitāte	Slikta kvalitāte	Ļoti slikta kvalitāte
-----------------------------	---------------------------	-------------------------------	-----------------------------	----------------------------------

Ilgāja ezers (Igaunu val. - Kikkajärv) raksturojams kā morfometriski oligotrofs, dziļš un stratificēts ezers (epilimnionā pH 8,9; EVS 245µS; kop.ciet.1,95 mgekv/l; krāsainība 54 CoPtv).

Ezerā konstatēts bagāts fitoplanktons, kas pārstāv lielāko daļu aļģu taksonomisko grupu. Augstākās fitoplanktona biomasas tika novērotas Jūlijā epilimnionā un metalimnionā, ko veidoja Zeltainās aļģes (Chrysophyta) *Dinobryon sertularia*, Dinofītaļģes (Dinophyta) *Peridinium* spp. un *Ceratium hirudinella*. Vasaras sākuma fitoplanktonā dominēja Zeltainās aļģes (Chrysophyta) *Dinobryon sertularia* un Kramaļģes (Bacillariophyta) *Cyclotella* sp. Vēlas vasaras (rudens sākuma) fitoplanktonā dominē Dinofītaļģes (Dinophyta) *Ceratium hirudinella* un cianobaktērijas (zilaļģes - Cyanophyta) *Woronichinia* sp. un *Oscillatoria* sp. Saskaņā ar būtiskākajiem fitoplanktona sabiedrību raksturojošiem parametriem un Igaunijā pielietotajiem indeksiem, ir iespējams novērtēt Ilgāja ezera ekoloģisko stāvokli kā labu (2. tab.).

2. tabula. Ilgāja ezera fitoplanktona sabiedrību raksturojošie parametri 2012. gada veģetācijas sezonā

Parameteri	30.05. 2012	30.05. 2012	30.05. 2012	31.07. 2012	31.07. 2012	31.07. 2012	4.09. 2012	4.09. 2012	4.09. 2012
Ūdens horizonti	Epi-limn. 0,3m	Meta-limn. 3m	Hypol. 18m	Epilimn 0,5m	Meta-limn. 5m	Hypo-limn. 15m	Epi-limn. 0,5m	Meta-limn. 5m	Hypo-limn. 15m
Biomasa mg/l	3,784	3,293	0,012	4,0613	5,279	1,767	1,778	2,652	0,013
Taksonu skaits	32	30	4	42	41	33	49	42	9
„Chla”, mg/m ³				1,5				4,4	8,8
„FKI” (indekss)	1	1	2	1	1	1	2	2	1
„Description of community” FPK (indekss)	1,5	3	3	3	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
„Evenness, J” (indekss)	0,5	0,36	0,84	0,28	0,49	0,57	0,56	0,64	0,76
„Phytoplankton final score” (indekss)	2,32	2,82	1,5	4,02	2,69	1,82	2,76	2,04	1,13

Mazais Baltiņš (Igaunu val. Väiku Palkna) ir morfometriski oligotrofs, dziļš un stratificēts ezers (epilimnionā pH 7,47; EVS 58,9µS; kop.ciet.1,07 mgekv/l; krāsainība 27 CoPtv) .

Ezera fitoplanktona sabiedrību taksonomiskais sastāvs un ļoti zemās biomasas raksturīgas oligotrofām ūdenstīpēm. Interesanti atzīmēt, ka augstākās biomasas vasaras mazūdens periodā ir novērotas hipolimnionā (10m un 15m) nevis epilimnionā. Šajos Jūlija paraugos dominē Zeltainās aļģes (Chrysophyta) *Dinobryon* sp., Zaļāļģes (Chlorophyta) *Cosmarium* sp. un *Tetraedron* sp. Savukārt agrās vasaras paraugos dominēja pavasarim raksturīgās Zeltainās aļģes (Chrysophyta) *Dinobryon suecicum* un Dinofītaļģes (Dinophyta) *Peridinium* sp., Kriptofītaļģes (Cryptophyta) *Cryptomonas* sp. un *Rhodomonas* sp. Vēlas vasaras fitoplanktonā nelielā daudzumā konstatētas Zaļāļģes (Chlorophyta) *Crucigenia* sp., Kramaļģes (Bacillariophyta), Dinofītaļģes (Dinophyta) *Peridinium* sp. un neidentificētas ļoti maza izmēra planktoniskās aļģes. Saskaņā ar būtiskākajiem fitoplanktona sabiedrību raksturojošiem parametriem un Igaunijā pielietotajiem biotiskajiem indeksiem, ir iespējams novērtēt Mazā Baltiņa ezera ekoloģisko stāvokli kā augstas kvalitātes (3. tab.).

3. tabula. Mazā Baltiņa ezera fitoplanktona sabiedrību raksturojošie parametri 2012. gada veģetācijas sezonā

Parameteri	1.06. 2012	1.06. 2012	1.06. 2012	31.07. 2012	31.07. 2012	31.07. 2012	31.07. 2012	31.7. 2012	3.09. 2012	3.09. 2012	3.09. 2012
Ūdens horizonti	Epi-limn. 0,3	Meta-limn. 3	Hypol-limn. 29	Epi-limn. 0,5	Meta-limn. 5	Hypo-limn. 10	Hypo-limn. 15	Pie-grunts. 22	Epi-limn. 0,5	Meta-limn. 5	Hypo-limn. 15
Biomasa, mg/l	0,424	0,726	0,012	0,222	0,478	1,373	0,605	0,295	0,599	0,608	0,031
Taksonu skaits	31	34	17	23	25	31	23	25	34	37	24
Chla, mg/m3				0,5	0,3						
FKI (indekss)	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Description of community, FPK (indekss)	1,5	1,5	3,0	3,0	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Evenness, J (indekss)	0,61	0,68	0,47	0,68	0,49	0,75	0,66	0,75	0,57	0,58	0,8
Phytopl. final score (indekss)	0,98	1,06	1,75	1,31	1,24	1,47	1,03	0,95	1,27	1,28	0,88

Muratu ezers (igauņu val. Murati) raksturojams kā morfometriski eitrofs, sekls, nestratificēts, brūnūdens ezers (Epilimnionā pH 8,17; EVS 174,3 μS; kop.ciet. 1,95 mgkv/l.; krāsainība 170 CoPtv.). Ezera fitoplanktona sabiedrības raksturojamas kā bagātas, ar lielu aļģu taksonu skaitu. Agras vasaras fitoplanktonā dominē kramaļģes (Bacillariophyta) *Aulacoseira* sp., *Melosira* sp., *Rhizosolenia* sp. Vasaras mazūdens periodā dominē kramaļģes (Bacillariophyta) *Synedra ulna* un cianobaktērijas (zilaļģes) *Woronichinia* sp. Savukārt, Septembrī konstatēta ”aļģu ziedēšana” – fitoplanktona masveida savairošanās, ko veido cianobaktērijas (zilaļģes-Cyanophyta) *Aphanizomenon flos-aquae* un brūnūdeņiem raksturīgās rafidofītaļģes (Raphidophyta) *Gonyostomum semen*. Pateicoties masveida „aļģu ziedēšanai”, Muratu ezera ekoloģisko stāvokli vēlas vasaras periodā var novērtēt kā „slikts līdz ļoti slikts” (4. tab.).

4. tabula. Muratu ezera fitoplanktona sabiedrību raksturojošie parametri 2012. gada veģetācijas sezonā.

Parametrs	1.06.2012	1.08.2012	1.08.2012	3.09.2012	3.09.2012
Ūdens horizonti	Epilimnions 0,3m	Epilimnions 0,5m	Piegrunts 1,8m	Epilimnions 0,5m	Piegrunts 1,8m
Biomasa, mg/l	3,465	3,854	3,489	19,377	20,092
Taksonu skaits	58	42	52	50	41
Chl _a , mg/m ³		7,8		10,2	10,00
„FKI” (indekss)	2	3	3	3	3
„Description of community, FPK” (indekss)	1,5	3,0	1,5	3,0	3,0
„Evenness, J” (indekss)	0,63	0,56	0,69	0,46	0,31
„Phytoplankton final score” (indekss)	2,24	3,21	2,5	7,09	7,52

Fitoplanktona sabiedrību pētījumu rezultāti ļauj secināt, ka trīs Latvijas-Igaunijas pārrobežu ezeri raksturojami ar atšķirīgu vides kvalitāti, no kuriem ar augstu ekoloģisko kvalitāti novērtējams Mazais Baltiņš, ar labu ekoloģisko kvalitāti novērtējams Ilgājs un ar viduvēju līdz sliktu ekoloģisko kvalitāti (pateicoties cianobaktēriju masveida savairošanās faktam rudenī) novērtējams Muratu ezers.

Literatūra

Tikkanen, T, Willén, E. 1992. Växtp planktonflora. Naturvårdsverket. ISBN 91-620-1115-4. pp. 280.

Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt int. Verein. theor. angew. Limnol. 9: 1-38.

Regulation of Estonian Minister of Environment on 28 July 2009 N 44. „Order of formation of water bodies in which ecological quality classes should be identified and order to identify ecological quality classes. Riigi Teataja. RTL 2009, 64, 941.

ABULA EKOLOĢISKĀS KVALITĀTES NOVĒRTĒJUMS KĀ INDIKATORORGANISMUS IZMANTOJOT KRAMAĻĢES UN MAKROFĪTUS

Laura GRĪNBERGA^{*1,2}, Inga KONOŠONOKA²

¹Latvijas Dabas muzejs,

²LU Bioloģijas institūts, Hidrobioloģijas laboratorija

*laura.grinberga@gmail.com;

Abuls ir 79 km gara Gaujas kreisā pieteka ar baseina platību 471 km². Tās krastos atrodas Smiltene, Trikāta un Brenguļi. Abuls ietek Gaujā 6 km augšpus Valmieras. Upes tecējums ir būtiski ietekmēts, ierīkojot uz tās piecus mazos HES. Pirmais no tiem uzbūvēts Smiltē jau 1913.gadā, kas bija pirmais HES Baltijā.

Abula pašreizējās ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai lauka pētījumi tika veikti 2012. gada 14. un 15.augustā. Pētījums veikts LU Bioloģijas institūta Hidrobioloģijas laboratorijai piedaloties Igaunijas – Latvijas programmas 2007.-2013. gadam finansētajā projektā „Pasākumi kopīgai pārrobežu Gaujas/Koivas upes baseina apgabala apsaimniekošanai (Gauja/Koiva)”. Šeit analizēti rezultāti, kas tika iegūti pētot makrofītus un ievācot kramaļģu paraugus 10 vietās upes tecējuma gaitā.

Kramaļģu paraugu ievākšana, apstrāde un sugu uzskaitē veikta atbilstoši Latvijas valsts standartiem (Standartinstrukcija upju bentisko kramaļģu paraugu ņemšanai un pirmapstrādei LVS EN 13946:2003, Standarts bentonisko diatomeju paraugu no tekošiem ūdeņiem identifikācijai, skaitīšanai un interpretācijai LVS EN 14407:2004).

Makrofītu pētījuma veikšanai izmantota ES pētījumu projektā „Standardization of River Classification: Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive” (STAR) (Furse et al., 2006) izveidotā metodika (Dawson, 2002) Eiropas upju makrofītu sugu sastāva un sastopamības novērtēšanai, kura balstās uz Lielbritānijā izmantotās standartmetodikas principiem (Holmes et al., 1999).

Ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai tika izmantoti trīs kramaļģu indeksi: IPS (*Specific Polluosensitivity Index*, Lenoir & Coste, 1996), TDI (*Trophic Diatom Index*, Kelly 1998) un WAT (*Watanabe Index*, Watanabe et al. 1986), kā arī makrofītu indekss MIR (*Macrophyte Index for Rivers*, Szoszkiewicz et al. 2008)

Vidējais kramaļģu sugu skaits paraugā ir 35 (45-15). Zemākais kramaļģu sugu skaits atrasts 5. paraugā, kur konstatēta viszemākā ekoloģiskā kvalitāte Abulā. Vislielākais kramaļģu sugu skaits atrasts upes augštecē, bet viszemākais – vidustecē.

Makrofītu sugu skaits pētītajos upes posmos variē no 5 – 25 sugām. Zemākais makrofītu sugu skaits ir Abula augštecē, kur upe vēl ir ļoti šaura un pilnībā apēnota. Augštecē upe ir arī vismazāk

aizaugusi. Lielākais makrofitu sugu skaits raksturīgs posmā lejpus Trikātas, kā arī upes lejtecē pirms ietekas Gaujā. Augsts sugu skaits konstatēts arī Smiltēnē. Par upes augsto piesārņojuma pakāpi liecina gan sugu sastāvs, gan arī augstā aizauguma pakāpe, kas upes vidustecē lejpus Brutuļu HES jau pārsniedz 70% un līdz par ietekai Gaujā Abulā raksturīga ļoti augsta aizauguma pakāpe (70-90%).

Visbiežāk sastopamās makrofitu sugas Abulā ir dzeltenā lēpe *Nuphar lutea*, parastā avotsūna *Fontinalis antipyretica*, parastā bultene *Sagittaria sagittifolia*, lielā ežgalvīte *Sparganium erectum* un mazais ūdensziņš *Lemna minor*.

Visbiežāk sastopamās kramaļģu sugas bija plaši izplatītās *Achnanthydium minutissimum* un *Navicula tripunctata*. *Cocconeis placentula* un *Gomphonema parvulum* – divas sugas, kas saistītas ar augstākajiem augiem – vairāk sastopamas upes vidustecē un lejtecē. Novērojams, ka upes augštecē nav izteiktas dominējošās sugas, kas norāda uz veselīgām un daudzveidīgām sabiedrībām.

Biežāk sastopamās kramaļģu sugas apkopotas 1. tabulā.

1. tabula. Dominējošo kramaļģu sugu sastopamība dažādās paraugošanas vietās (***) >75%, ** >50%, * <50% no paraugā atrasto vāciņu skaita)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (grupa)	*		*	*			*	*	*	*
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow									*	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg						**		*	***	**
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg			*							
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh		*								
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing					**	*				
<i>Melosira varians</i> Agardh		*								
<i>Navicula tripunctata</i> (O. Müller) Bory	*	*	*	*				*		*
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot						*				
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	*									
<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot					*					
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>palea</i> (Kützing) W. Smith					*					
<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>frustulum</i> (Kützing) Grunow							*			
<i>Nitzschia fonticola</i> var. <i>fonticola</i> Grunow							*			
<i>Planothydium lanceolatum</i> Lange-Bertalot				*						

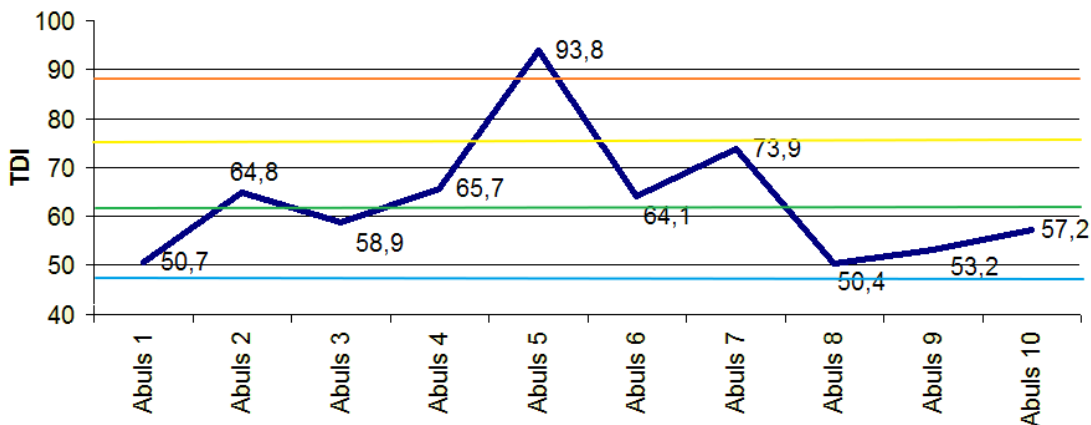
Aprēķinātie kramaļģu indeksu rezultāti norāda uz atšķirīgām kvalitātes klasēm, WAT visbiežāk norāda uz augstu kvalitāti, savukārt TDI – uz vidēju. Lai novērtētu kvalitāti noteiktā vietā, tika noteikta trīs indeksu vidējā vērtība. Makrofitu indeksa (MIR) rezultāti norāda uz Abula ekoloģiskās kvalitātes pasliktināšanos upes tecējuma gaitā (2.tabula).

2. tabula. Aprēķinātās kramaļģu un makrofītu indeksu vērtības katrā paraugošanas punktā. Krāsas norāda uz piederību ekoloģiskās kvalitātes klasei.

	IPS	WAT	TDI	Kopā	MIR
Abuls 1 "Dāmi" ("Pekas")	15.3	15.1	50.7	G	54
Abuls 2 Silva	14.7	13.6	64.8	G	52
Abuls 3 Smiltene	15.2	13.2	58.9	G	39
Abuls 4 Zem Brutuļu HES	16	14.3	65.7	G	52
Abuls 5 Ceļš "Starīni - Jaunpurkalīši"	10.8	10.2	93.8	M	43
Abuls 6 Kaži	13.7	16.5	64.1	G	34
Abuls 7 Zem Trikātas HES	12	12.4	73.9	M	30
Abuls 8 "Jaundzērvītes"	15.8	17.7	50.4	H	35
Abuls 9 Zem Brenguļu HES	14.4	18.6	53.2	G	32
Abuls 10 Upes lejtece	14.4	17.3	57.2	G	39

Kā redzams 1. tabulā, vienu un to pašu upes posmu novērtējums izmantojot makrofītus un kramaļģes kā vides kvalitātes indikatorus, ir atšķirīgs. Upes augštecē kvalitāte ir „laba”, izmantojot kramaļģes kā vides kvalitātes indikatorus un „augsta”, ja izmanto makrofītu metodi.

Trofiskā diatomu indeksa vērtības attēlotas 1. attēlā. Jo augstāka indeksa vērtība, jo zemāka vides kvalitāte. Kā redzams, augstākā kvalitāte atrodama upes augštecē un lejtecē. Upes vidējā daļā (Abuls 4 – Abuls 7) kvalitāte ir neapmierinoša.



1. attēls. TDI vērtību mainība upes tecējuma gaitā. Zaļā līnija norāda uz robežu laba/vidēja kvalitāte.

Literatūrā tiek minēts, ka makrofītus kā vides kvalitātes elementus vislabāk izmantot, ja jānovērtē upes kopējais ekoloģiskais stāvoklis, savukārt kramaļģes – ja jānovērtē punktveida piesārņojuma ietekme (Zēbek, 2013).

Literatūra

Dawson F.H. 2002. Guidance for the field assessment of macrophytes of rivers within the STAR Project. <http://www.eu-star.at/frameset.htm>

Furse M., Hering D., Moog O., Verdonschot P., Johnson R., Brabec K., Gritzalis K., Buffagni A., Pinto P., Friberg N., Murray-Bligh J., Kokes J., Alber R., Usseglio-Polatera P., Haase P., Sweeting R., Bis B., Szoszkiewicz K., Soszka H., Springe G., Sporcka F. & Krno I. 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* 566: 3-29.

Holmes N. T. H., Newman J. R., Chadd S., Rouen K. J., Saint L., Dawson F.H. 1999. Mean Trophic Rank: A Users Manual, R&D Technical Report E38, Environment Agency of England, Bristol, 134 pp.

Kelly M. 1998. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers, *Water research* 32: 236-242

Lenoir & Coste. 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board network. In: WHITTON BA and ROTT E (eds.) Use of Algae for Monitoring Rivers II. Institut für Botanik. Universität Innsbruck, 29-43 pp.

Szoszkiewicz, K., J. Zbierska, Sz. Jusik & T. Zgola, 2008. Metoda oceny rzek oparta na makrofitach realizowana w Polsce na potrzeby Ramowej Dyrektywy Wodnej. *Wiad. Mel. i Lak.* 4 (419): 163-165.

Zębek E. 2013. Seasonal dynamics of periphytic algae in the vicinity of the hydroelectric plant in the Pasłęka river (north – east Poland), *Ecohydrology & Hydrobiology* 13: 210 – 2017.

Watanabe T., Asai K., Houki A., Tanaka S., Hizuka T. 1986. Saprophilous and eury saprobiotic diatom taxa to organic water pollution and diatom assemblage index (DAI_{po}) *Diatom* 2: 23-73.

LVS EN 13946:2003 Standartinstrukcija upju bentisko kramaļģu paraugu ņemšanai un pirmapstrādei.

LVS EN 14407:2004 Standarts bentonisko diatomeju paraugu no tekošiem ūdeņiem identifikācijai, skaitīšanai un interpretācijai.

UPJU HIDROMORFOLOĢISKAIS NOVĒRTĒJUMS VENTAS UPJU BASEINU APGABALĀ

Jolanta JĒKABSONE^{*1}, Linda UZULE¹

Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte

[*jolanta.jekabs@gmail.com](mailto:jolanta.jekabs@gmail.com)

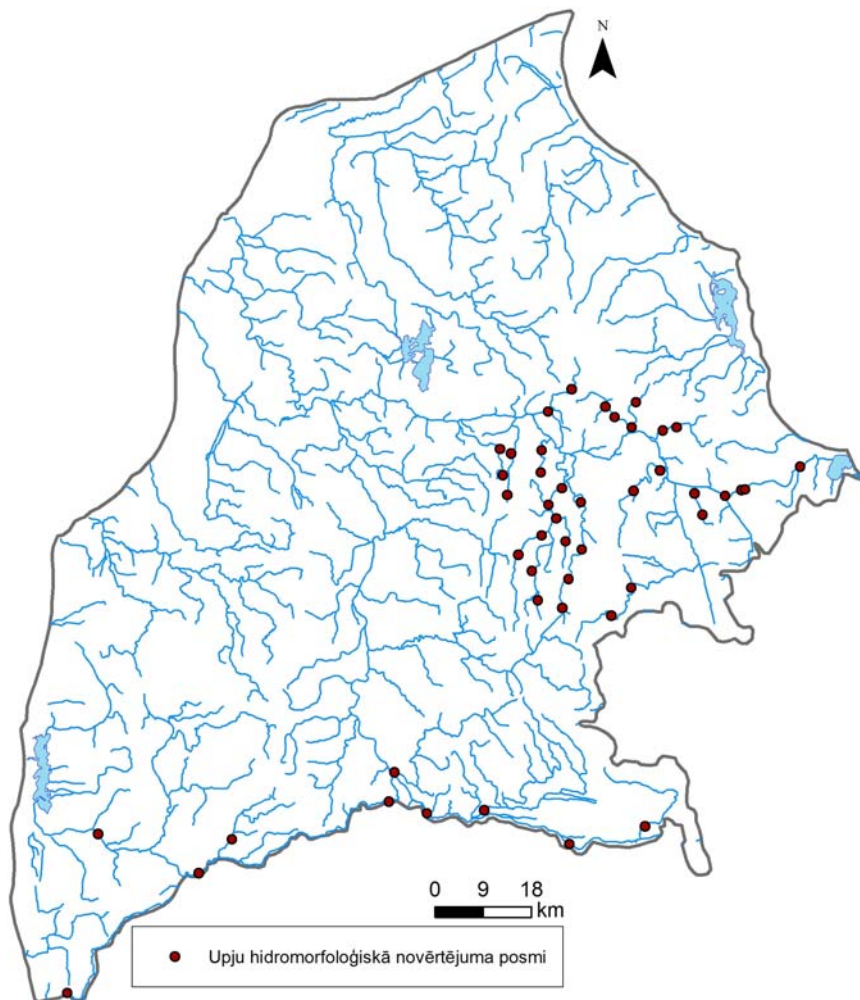
Pašlaik Latvijā esošo ūdensobjektu ekoloģiskās kvalitātes noskaidrošana ir īpaši aktuāla, jo, pamatojoties uz Eiropas Parlamenta un Padomes Ūdens struktūrdirektīvu 2000/60/EC (European Commission, 2000), līdz 2015. gadam ir jāpanāk laba virszemes un pazemes ūdeņu ekoloģiskā kvalitāte. Ūdens struktūrdirektīva nosaka rīcību ūdeņu aizsardzības politikas jomā, paredzot, ka ūdens ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā izmantojamas ne tikai dažādas organismu grupas (zivis, makrofīti, fitoplanktons, fitobentoss un bentiskie bemugurkaulnieki), bet arī analizējami ūdens fizikālie, ķīmiskie un hidromorfoloģiskie rādītāji, kuri raksturo ūdensobjektu abiotisko vidi un ietekmē biotopu daudzveidību. Bez tam, lai novērtētu vides ekoloģisko kvalitāti, būtiski ir noskaidrot, kāda ir biocenožu mainība dabiskos un antropogēni ietekmētos apstākļos (O'Hare et al., 2006).

Līdz šim Latvijā hidromorfoloģisko faktoru ietekme uz upju ekoloģisko kvalitāti ir maz pētīta (Briede et al., 2005; Sprinģe et al., 2010), tomēr šāda veida pētījumi ir nepieciešami, jo pilnvērtīgam upju ūdens kvalitātes novērtējumam vajadzīgi dati gan par upes hidroloģiju, gan ģeomorfoloģiju, gan arī antropogēno un dabas procesu ietekmēm (Riis, Biggs, 2003; Tremp, 2007).

Izmantojot Ūdens saimniecisko iecirkņu klasifikatoru (ŪSIK, 2005), pētījumam tika izvēlētas ritrālas un potamālas upes Ventas baseina apgabalā, kuru sateces baseina laukums atbilst lielu (>1000 km²), vidēji lielu (100 – 1000 km²) un mazu (<100 km²) upju kategorijai (Noteikumi par..., 2004). Lauka pētījumi veikti 2011. – 2013. gada veģetācijas sezonas laikā. Ventas baseina apgabalā apsekoti 46 upju posmi 22 upēs (1. attēls), no kurām Imula, Amula, Viesata, Vēdzele, Pūre, Slocene, Zaņa, Ruņa, Ezere, Apše, Losis un Sventāja pieder pie vidēji lielām upēm; Buļļupe, Dimžava, Rumbulīte Līgupe, Bebrupe, Īvande, Virbupe, Valgale atbilst mazo upju kategorijai, bet Vadakste un Bārta, pamatojoties uz sateces baseina laukumu, pieder lielo upju kategorijai (ŪSIK, 2005).

Upju hidromorfoloģisko apstākļu novērtēšana tika veikta pēc Lielbritānijā izstrādātās Upju vides pētījuma (River Habitat Survey) metodes, kas balstās uz upju fizikālās struktūras īpašību noteikšanu (Environment Agency, 2003). Lai arī šī metode ir izstrādāta Lielbritānijā, tomēr kopumā tā uzskatāma par atbilstošu izmantošanai Latvijas apstākļos (Briede et al., 2005). Apsekojot upes, tika izvēlēti 500 m gari pētījuma posmi, katrs no kuriem tika sadalīts 10 kontrolpunktos, kas izvietoti ik pēc 50 m. Katrā kontrolpunktā tika raksturoti abi upes krasti un upes gultne, kā arī veikts

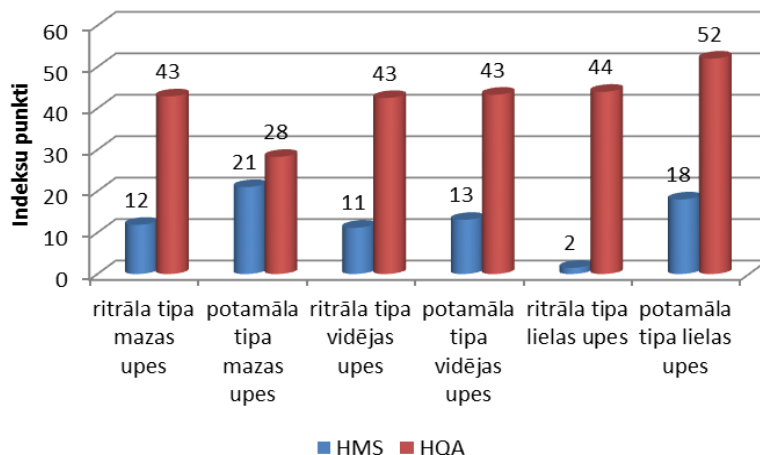
upes fizikālo īpašību raksturojums. Lai novērtētu upju hidromorfoloģisko kvalitāti aprēķināti divi rādītāji – vides kvalitātes novērtējuma indekss - HQA (Habitat Quality Assessment) un vides modifikācijas indekss - HMS (Habitat Modification Score). HQA un HMS indeksu aprēķināšana balstās uz Lielbritānijā izstrādāto punktu sistēmu (Raven et al., 1998). HQA indeksa vērtības noteikšana ir balstīta uz pazīmju, kas raksturīgas dabīgām, neskartām vietām, sastopamības biežumu, bet HMS indekss raksturo morfoloģiskās iezīmes, kuras ir saistītas ar cilvēku saimnieciskās darbības aktivitātēm (Raven et al., 1998).



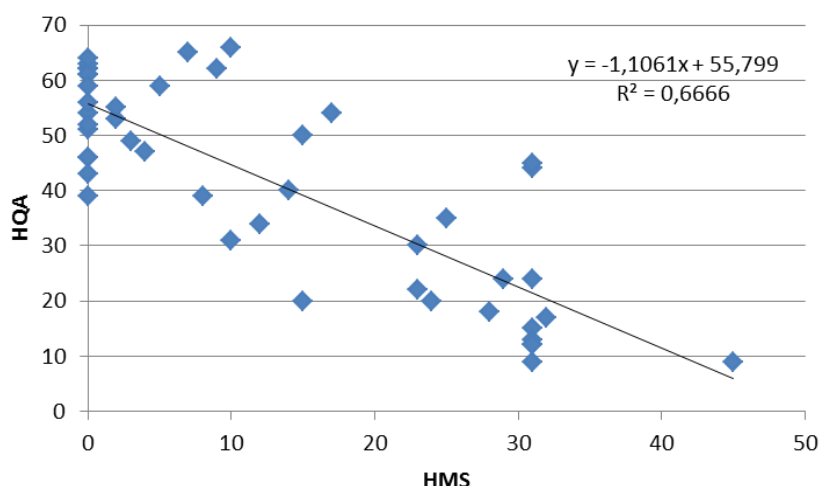
1.attēls. Pētījuma vietu izvietojums Ventas baseina apgabalā

HQA indeksa vērtības apsekotajiem upju posmiem svārstās amplitūdā no 9 līdz 66 punktiem (no zemas līdz augstai upes kvalitātei). Augstākā vides kvalitāte konstatēta Losī (66 punkti), Apšē (65 punkti), Sventājā (64 punkti), Imulā (63 punkti) un Buļļupē (62 punkti), bet zemākā – Pūrē (9 punkti) un Bebrupē (9 punkti). Lielākajā daļā apsekoto posmu dominē laba kvalitāte (33% posmu), 20% posmu atbilst augstai kvalitātei, tikpat procentos posmu sastopama vidēja kvalitāte, bet 28% posmu atbilst zelai kvalitātei. Vērtējot upes atkarībā no to piederības tipam, labākā vides kvalitāte (augstāki HQA indeksa punkti) konstatēta potamāla tipa lielās upēs (2. attēls), bet izteikti sliktāka

kvalitāte pētāmajā apgabalā sastopama potamāla tipa mazās upēs (vidējais HQA indeksa punktu skaits ir 28 punkti). Pārējos tipos upju kvalitāte pēc HQA indeksa būtiski neatšķiras.



2.attēls. Vidējie HQA un HMS indeksa punkti pa upju tiem



3. attēls. Sakarība starp vides modifikācijas indeksu HMS un vides kvalitātes indeksu pētītajos upju posmos

Vides modifikācijas indekss (HMS) apsekotajiem posmiem ir robežās no 0, kas raksturo neskartu vidi līdz 45 punktiem, kas atbilst spēcīgi pārveidotai videi (Raven et al., 1998). Antropogēni visspēcīgāk ietekmētā upe ir Bebrupe (45 punkti), kas visā tās tecējuma garumā (11 km) 1963. gadā meliorācijas ietekmē regulēta (Par valsts meliorācijas..., 2008), kā arī upes gultne tās lejtecē ir iebetonēta – šie ir galvenie iemesli tik augstam HMS indeksa rādījumam. Neskarta vide konstatēta 33% posmu, pusizmānīta vide sastopama tikai 4% posmu, 11% posmu dominē nepārveidota vide, 17% ir redzami pārveidota vide, 33% posmu atbilst ievērojami pārveidotai videi, bet tikai 2% apsekoto upju posmu sastopama spēcīgi pārveidota vide. Lielākās upju vides modifikācijas Ventas baseina apglabā ir potamāla tipa mazās upēs (vidējais HMS ir 21 punkts) (2. attēls), savukārt antropogēni vismazāk ietekmētās ir ritrāla tipa lielās upes.

Šajā pētījumā apstiprinājās arī citos pētījumos (Briede et al., 2005; Erba et al., 2006) gūtā atziņa par vides modifikācijas HMS un vides kvalitātes HQA indeksu savstarpējo sakarību – palielinoties upju modifikācijas pakāpei, samazinās dabiskām ūdenstecēm raksturojošo pazīmju sastopamība (3. attēls).

Pētījums izstrādāts ar projekta „Upju monitorings un lauksaimnieku vides aptauja Lielupes un Ventas upju baseinu apgabalos” atbalstu.

Literatūra

Briede, A., Sprinģe, G., Skuja, A. 2005. The influence of hydromorphological feature on the quality of stream in Latvia. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 1075 – 1079.

Environment Agency, 2003. River Habitat Survey in Britain and Ireland Field Survey Guidance Manual 2003 Version. Environment Agency of England & Wales, Warrington: 1 - 136.

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.

Erba, S., Buffagni, A., Holmes, N., O'Hare, M., Scarlett, P., Stenico, A. 2006. Preliminary testing of River Habitat Survey features for the aims of the WFD hydro-morphological assessment: an overview from the STAR Project. *Hydrobiologia.* (566), 281-296.

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.

O'Hare, M. T., Baatrup – Pedersen, A., Nijboer, R., Szoszkiewicz, K., Ferreira, T. 2006. Macrophyte communities of European streams with altered physical habitat. *Hydrobiologia* 566: 197 – 210.

Par valsts meliorācijas sistēmu un valsts nozīmes meliorācijas sistēmu nodošanu valsts sabiedrības ar ierobežotu atbildību “Zemkopības ministrijas nekustamie īpašumi” valdījumā. Latvijas Republikas Ministru kabineta rīkojums Nr. 328. Pienemti 13.06.2008.

Raven, P.J., Holmes, N.T.H., Dawson, F.H., Everal, M. 1998. Quality assessment using River Habitat Survey data, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems.* (8), 477-499.

Riis, T., Biggs, B. J. F. 2003. Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnol. Oceanogr.* 48: 1488 – 1497.

Sprinģe, G., Grīnberga, L., Briede, A. 2010. Role of hydrological and hydromorphological factors in ecological quality of medium- sized lowland streams. *Hydrology Research* 41: 330 – 337.

Tremp, H. 2007. Spatial and environmental effects on hydrophytic macrophyte occurrence in the Upper Rhine floodplain (Germany). *Hydrobiologia* 586: 167 – 177.

ŪSIK (Ūdens saimniecisko iecirkņu klasifikators). 2005. Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs. Skat. 27.12.2013. Pieejams <http://www.meteo.lv/public/27986.html>

JONSELEKTĪVIE ELEKTRODI UN TO IZMANTOŠANAS IESPĒJAS LIMNOLOĢISKAJOS PĒTĪJUMOS

Ilga KOKORĪTE*

Bioloģijas Institūts, Miera iela 3, Salaspils

** ilga.kokorite@gmail.com*

Mūsdienās limnoloģiskajos pētījumos īpaši aktuāli ir kļuvuši *in-situ* mērījumi, ko var veikt ar augstu izšķirtspēju laikā un/vai telpā. Ezeros tiek uzstādītas ar dažādiem sensoriem aprīkotas platformas vai īpašas bojas, kur parasti tiek mērīta ūdens temperatūra, izšķīdušā skābekļa saturs, elektrovadītspēja, florescence. Augstas izšķirtspējas mērījumu dati tiek izmantoti, lai pētītu ezeru termālā režīma mainību (MacIntyre et al., 2009; Nordbo et al., 2011), fitoplanktona biomasas dinamiskās izmaiņas, tai skaitā, arī zilaļģu ziedēšanu un to ietekmējošos faktoros (piem., Pomati et al., 2011; Le Vu et al., 2011), analizētu metabolisma procesus ezeros (Laas et al., 2012) u.c., tomēr ūdeņos izšķīdušo jonu mērījumi *in-situ* vēl nav izplatīti. B.Millera veiktais pētījums (Müller et al. 2003) pierāda, ka biogēno elementu slodzes, kas aprēķinātas, izmantojot tradicionālos monitoringa datus, ir pat vairākas reizes zemākas nekā tās slodzes, kuru aprēķinos izmantoti augstas izšķirtspējas dati, kas iegūti, veicot mērījumus ar jonselektīvajiem elektrodiem.

Pēdējā desmitgadē ir panākts ievērojams progress potenciometrijā, un tā rezultātā ir iespējams noteikt atsevišķu jonu koncentrācijas pat līdz nanomolārai koncentrācijai (Bakker and Pretsch, 2002), kā arī elektrodi ir kļuvuši izturīgāki. Pašlaik tiek turpināts darbs, lai uzlabotu mērījumu stabilitāti, samazinātu dažādu traucējošo faktoru (piemēram, pH un gaismas) ietekmi uz potenciometrisko mērījumu rezultātiem.

Šī pētījuma mērķis bija izvērtēt jonselektīvo elektrodu izmantošanas iespējas ezeru izpētē. Pētījuma ietvaros laboratorijā tika izgatavoti, testēti un salīdzināti divu veidu cieta kontakta jonselektīvie elektrodi Ca^{2+} un NH_4^+ noteikšanai. Pirmā veida jonselektīvajiem elektrodiem kā signāla pārveidotājs (*transducer*) tika izmantots poli-oktilliofēns, bet jonselektīvā membrāna saturēja metakrilātu polimērus (Chumbimuni-Torres et al., 2006). Tā kā ir zināms, ka poli-oktilliofēns ir gaismasjutīgs, tad tika pagatavoti arī elektrodi ar polivinilhlorīda jonselektīvo membrānu un oglekļa nanocaurulītēm kā signāla pārveidotājiem (Zhu et al., 2010).

Elektrodu kalibrācijas rezultāti rāda, ka abu veidu Ca^{2+} un NH_4^+ jonselektīvo elektrodu detekcijas robeža ir aptuveni 0,1 $\mu\text{M/l}$. Laboratorijas eksperimenti parādīja, ka svarīgs ir jonselektīvās membrānas biezums – ja membrāna ir pārāk plāna, tad elektrodi bieži vien ir red-oks jutīgi un šādi elektrodi nav piemēroti mērījumu veikšanai stratificētos ezeros, kur dažādos ūdens slāņos ir atšķirīgi red-oks apstākļi. Lai potenciometriskos sensorus varētu izmantot *in-situ* pētījumos ezeros, nepieciešams pilnveidot tehnoloģijas, lai uzlabotu signāla stabilitāti.

Literatūra

MacIntyre S., Fram J.P., Kushner P.J., Bettez N.D., O'Brien W.J., Hobbie J.E., Kling G.W. 2009. Climate-related variations in mixing dynamics in an Alaskan arctic lake. *Limnol.Oceanogr.*, 54(6, p.2): 2401–2417.

Nordbo A., Launiainen S., Mammarella I., Leppäranta M., Huotari J., Ojala A., Vesala T. 2010. Long-term energy flux measurements and energy balance over a small boreal lake using eddy covariance technique. *J.Geophys.Res.*, 116, DOI: 10.1029/2010JD014542.

Pomati F., Jokela J., Simona M., Veronesi M., Ibelings B.W. 2011. An automated platform for phytoplankton ecology and aquatic system monitoring. *Env.Sci. Technol.*, 45: 9658–9665

Le Vu B., Vincon-Leite B., Lemaire B.J., Bensoussan N., Calzas M., Drezen C., Deroubaix J.F., Escoffier N., Degres Y., Freissinet C., Groleau A., Humbert J.F., Paolini G., Prevot F., Quiblier C., Rioust E., Tassin B. 2011. High-frequency monitoring of phytoplankton dynamics within the European water framework directive: application to metalimnetic cyanobacteria. *Biogeochemistry*, 106(2): 229-242.

Laas A., Noges P., Koiv T., Noges T. 2012. High-frequency metabolism study in a large and shallow temperate lake reveals seasonal switching between net autotrophy and net heterotrophy. *Hydrobiologia*, 694(1): 57-74.

Bakker E., Pretsch E. 2002. The new-wave of ion-selective electrodes. *Anal.Chem.*, 420A-426A.

Chumbimuni-Torres K., Rubinova N., Radu A., Kubota L., Bakker E. 2006. Solid contact potentiometric sensors for trace level analysis. *Anal. Chem.*, 78: 1318-1322.

Zhu J., Li X., Qin Y., Zhang Y. 2010. Single-piece solid-contact ion-selective electrodes with polymer–carbon nanotube composites. *Sensors and Actuators B*, 148: 166–172.

BENTISKO KRAMAĻĢU VĀCIŅU DEFORMĀCIJAS KĀ POTENCIĀLA SMAGO METĀLU PIESĀŅŪJUMA INDIKATORI JUGLAS EZERA IETEKŠAJĀS UPĒS

Lelde OZOLINA*¹, Inga KONOŠONOKA¹

¹ *LU Bioloģijas fakultāte, Hidrobioloģijas katedra*

* lelde.ozolina@gmail.com

2013. gada septembra sākumā tika ievākti bentisko kramaļģu paraugi no divām mazajām upēm - Piķurgas un Ķivuļurgas. Paraugu ievākšanas mērķis bija novērtēt upju ekoloģisko kvalitāti, kā bioindikatorus izmantojot kramaļģes, papildus tika noteikta ūdens temperatūra un pH, ūdens ķīmiskās analīzes netika veiktas. Pētījuma gaitā tika noskaidrots, ka Piķurgā ir atrodams anomāli paaugstināts deformēto kramaļģu vāciņu skaits, kas liecina, ka upe ir spēcīgi ietekmēta. Šī pētījuma ietvaros tika izanalizēti trīs paraugi no katras upes, pievēršot uzmanību deformēto šūnu daudzumam un deformācijas tipiem. Iegūtie rezultāti ir pirmais solis turpmākiem ekoloģiskās kvalitātes pētījumiem, lai noskaidrotu iemeslu paaugstinātajam deformāciju skaitam.

Pirmo reizi kramaļģu vāciņu deformācijas tika novērotas jau 19.gs. Zinātnieki novēroja, ka izmainot ūdens ķīmisko sastāvu, sāk attīstīties deformētas šūnas. Kramaļģu vāciņu morfoloģiskas anomālijas ir labi indikatori, kas norāda smago metālu un/vai pesticīdu piesārņojuma klātbūtni ūdenstilpē (Dickman 1998).

Kramaļģu augšanu un attīstību nosaka dažādu apkārtējās vides faktoru kopums. Daudzas kramaļģu sugas ir jutīgākas pret apkārtējās vides izmaiņām, nekā pārējās. Šo īpašību dēļ tās bieži izmanto kā bioloģiskos ūdens kvalitātes indikatorus. Nelabvēlīgi vides apstākļi ietekmē kramaļģu dzīves ciklu un to morfoloģiskās īpatnības. Nelabvēlīgos apstākļos augušas kramaļģes morfoloģiski atšķiras no labvēlīgos apstākļos augošajām populācijām. Deformācijas ir neadaptīva fenotipiska anomālija, kas parasti saistīta ar vāciņa formas vai ribojuma izmaiņām (Falasco et al. 2009). Kopumā ir izdalīti septiņi kramaļģu šūnu deformācijas tipi (Falasco et al. 2009):

1. tips- deformēta vāciņa forma, ārējā kontūra
2. tips- deformēts ribojums
3. tips- izmainīta vāciņa centrālās zonas forma, izmērs, novietojums
4. tips- deformēta rafe
5. tips- deformēts rafes kanāls
6. tips- netipiski attīstījusās šūnu kolonijas
7. tips- jaukts tips

Visbiežāk sastopamas ir vāciņu formas deformācijas. Tomēr kramaļģu vāciņa formu dažādība var būt saistīta ne tikai ar apkārtējās vides piesārņojumu vai netipiskiem vides apstākļiem, bet arī ar

dabiskiem procesiem aļģu reprodukcijas laikā. Aļģu vairošanās rezultātā starp dažādām kramaļģu populācijām vāciņu morfoloģija var atšķirties (Hustedt 1956 cit. pēc Falasco et al. 2009). Tāpēc vāciņu formas deformācijas ir visbiežāk sastopamais kramaļģu deformācijas tips. Pastāv arī citas novirzes no normas, piemēram, izmainīts ribojums, rafes forma un novietojums, tomēr šāda tipa anomālijas ir sastopamas daudz retāk. Varētu teikt, ka jebkura apkārtējās vides faktora novirze no normas var veicināt deformētu šūnu veidošanos kramaļģu sabiedrībās. Ietekmējošie vides faktori var būt, piemēram:

- Organisko vielu koncentrācija sedimentos (Dziengo-Czaja et al. 2008);
- Straumes ātrums;
- Sausums;
- Gaismas intensitāte;
- Augsta temperatūra;
- Zema ūdens kvalitāte;
- Herbicīdu klātbūtne;
- Sāļums. Palielināts osmotiskais spiediens var veicināt deformētu šūnu veidošanos. Pie augstas sāļu koncentrācijas deformācijas tiek novērotas *Cylotella meneghiniana*, *Achnanthes brevipes*, *Nitzschia palea*, *Ulnaria ulna* (Falasco et al. 2009);
- Konsumenti, kas rada bojājumus šūnās, bet tās nenogalina (Stoermer, Andresen 2006);
- Parazīti (Stoermer, Andresen 2006);
- Pārapsūtošanās (Stoermer, Andresen 2006).

Iespējams, ka katram deformācijas tipam ir viens vai vairāki ietekmējošie faktori. Tomēr zinātnieki ir vienprātīgi, ka spēcīgākais faktors, kas izraisa kramaļģu šūnu deformācijas ir toksisks stress, īpaši piesārņojums ar smagajiem metāliem. *Visefektīvākie* metāli šajā jomā ir varš (Cu), kadmiji (Cd) un cinks (Zn). Tiek minēti arī niķelis (Ni), hroms (Cr) un svins (Pb) (Dickman 1998). Literatūrā ir ziņas par šo elementu ietekmi uz kramaļģu šūnu deformācijām. Piemēram:

- varš izraisa *Fragilaria rumpens*, *F. tenera*, *Eunotia exigua* un *Eunotia* sp. vāciņu formu deformācijas (Barber, Carter 1981), *Nitzschia delicatissima* kopā saaugušus vāciņus.
- kadmiji izraisa *Achnantheidium* sp., *Amphora pediculus*, *Eolimna minima*, *Gomphonema parvulum*, *Mayamaea* sp. un *Nitzschia palea* vāciņu formu deformācijas (Morin et al 2008b). Kadmiji izraisa rafes pārrāvumus *Encyonema minutum*, *Eolimna minima* un *Sellaphora seminulum*, anomālu poru formu un izvietojumu *E. minima* un *G. parvulum*. Kadmiji ir izraisījis netipisku *Tabellaria flocculosa* koloniju veidošanos (Adshead-Simonsen et al 1981).
- Lai gan nav veikti atsevišķi pētījumi par cinka radītajām sekām, liela uzmanība tiek pievērsta cinka un kadmija piesārņojuma kopiedarbībai. Literatūrā ir dati par šo abu metālu radītajām deformācijām dažādām kramaļģu sugām. Piemēram, kramaļģu vāciņu formas

deformācijas (*Fragilaria gracilis* un *Cocconeis placentula*, *C. pediculus*), ribojuma deformācijas (*Ulnaria ulna*), vāciņa centrālās zonas (*Planothidium frequentissimum*) un rafes deformācijas (*Nitzschia fonticola*) (Morin et al. 2008).

Literatūrā atrodama plaša informācija par kramaļģu sugu toleranci pret smagajiem metāliem. Katrā pētījumā ir atrastas un raksturotas citas kramaļģu sabiedrības un dominantās sugas. Kā piemēram, pie tolerantajām sugām tiek minētas *Achnanthydium minutissimum*, *Fragilaria vaucheriae* (Kelly et al. 1995 cit. pēc Medley, Clements 1998), *Eolimna minima*, *Navicula lanceolata*, *Nitzschia palea* (Peres et al 1997), *Surirella angusta*, *Pinnularia* ģints (Morin et al. 2008). *Cyclotella* ģints sugas tiek uzskatītas par jutīgām (Morin et al. 2008).

Ir apstiprināta hipotēze, „ Jo komplicētāka ir vāciņa ornamentācija, jo lielāka iespēja veidoties deformācijām” (Granetti 1975 cit. pēc Falasco et al. 2009).

Konkurējošas, vēlu kolonizējošas sugas ir mazāk tolerantas pret apkārtējās vides apstākļiem un stress, ko tās saņem, tiek ekspresēts dažādos šūnu deformācijas veidos. Bieži konkurējošas sugas uzrāda augstāku deformācijas pakāpi nekā stresa tolerantās vai ruderālās sugas, piemēram, *Achnanthydium minutissimum*, kas ir maza, blīvas audzes veidojoša sugu grupa, spējīga izdzīvot un vairoties arī sliktos vides apstākļos (piemēram, vājā apgaismojumā). Tā ir spējīga kolonizēt pat mezotrofisku vai fiziski izmainītu biotopu.

Materiāli un metodes

Kramaļģu paraugi tika ievākti un apstrādāti pēc Eiropas Savienībā izstrādātiem un apstiprinātiem standartiem:

EU Standard for sampling: EN 13946 (2003). Water quality- Guidance Standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers.

Paraugi tika ievākti 2013. gada septembra sākumā, divās Juglas ezera ietekošajās upēs- Piķurgā un Ūivuļurgā. (1.att.).



1.attēls. Paraugošanas vietas Piķurgā (A) un Ūivuļurgā (B).

Šīs upes tika izvēlētas pētījumam tādēļ, ka tās abas ir Juglas ezera baseina upes ar līdzīgu ģeoloģiju un novietojumu, tomēr tām ir krasi atšķirīgs apkārtējās zemes lietojuma veids- Piķurga plūst cauri apdzīvotām vietām, ciematiem, savukārt Ķivuļurga plūst cauri mežiem, cilvēku mazāk skartiem biotopiem. Līdz ar to tika izvirzīta hipotēze, ka Piķurgā tiks novērtota antropogēnas ietekmes sekas, savukārt Ķivuļurgas ekoloģiskajam stāvoklim jābūt labākam.

Šī pētījuma ietvaros tika izanalizēti trīs paraugi no Piķurgas un trīs paraugi no Ķivuļurgas, pievēršot uzmanību deformēto šūnu daudzumam un deformācijas tipiem.

Paraugošanas vietas tika izvēlētas balstoties uz vairākiem kritērijiem:

- ērta piekļuves iespēja;
- pieejams substrāts, no kā ievākt kramaļģes;
- vietai jābūt atklātai, saulainai;
- vietai labi jāraksturo izvēlētais upes posms.

Gatavie paraugi tiek analizēti gaismas mikroskopā *Leica DME*, eļļas imersijas tehnikā, pie 1000x liela palielinājuma. Katrā slaidā tiek skaitīti 800 kramaļģu vāciņi. Kramaļģu taksonu noteikšanai tika lietoti noteicēji. Nedeformētie vāciņi noteikti līdz ģintij, deformētie- līdz sugai.

Rezultāti un diskusija

Piķurgas paraugos tika saskaitītas:

- 1. paraugā 18 ģintis,
- 2. paraugā- 26 ģintis
- 3. paraugā-21 ģints

Savukārt Ķivuļurgā:

- 1,paraugā 16 ģintis,
- 2. paraugā- 18 ģintis un
- 3. paraugā- 14 ģintis.

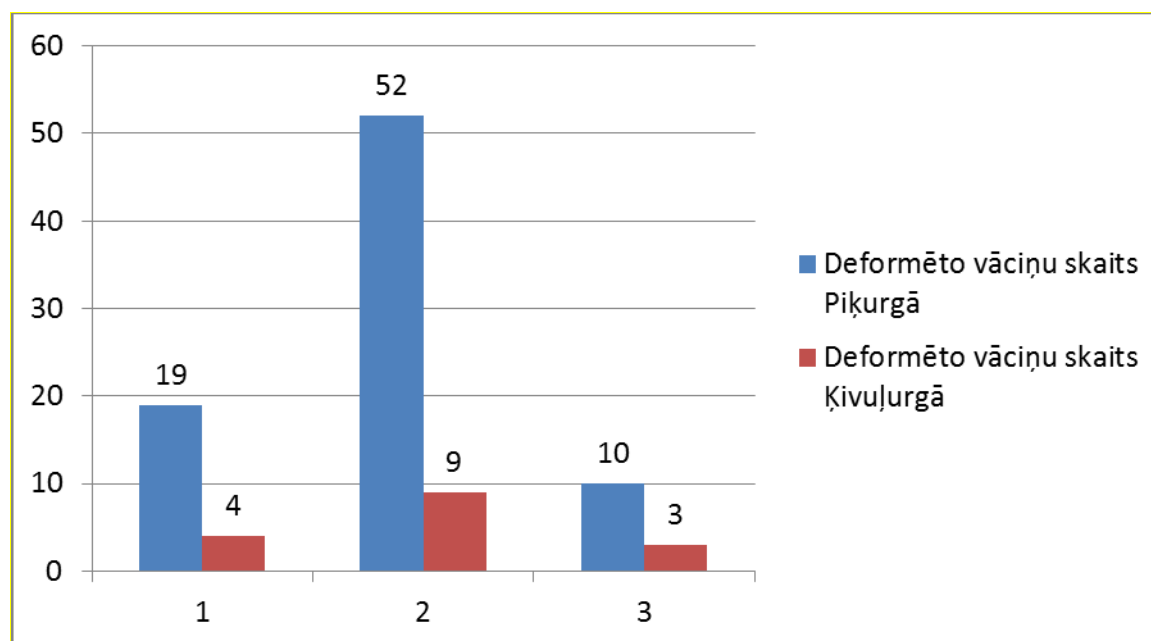
Ģinšu sastāvs mainās atkarībā no parauga. Tomēr visplašāk pārstāvētās ģintis, kas bija sastopamas katrā paraugā un salīdzinoši lielā skaitā ir *Achnanthidium*, *Cocconeis*, *Fragilaria*, *Navicula*, *Gomphonema*.

1.tabula. Kramaļģu sabiedrības paraugos. Tabulā parādītas tās ģintis, pie kurām tika pieskaitīti vismaz 11 vāciņi. Ģintis, kuras paraugā tika pārstāvētas ar 10 vai mazāk vāciņiem šajā tabulā nav iekļautas.

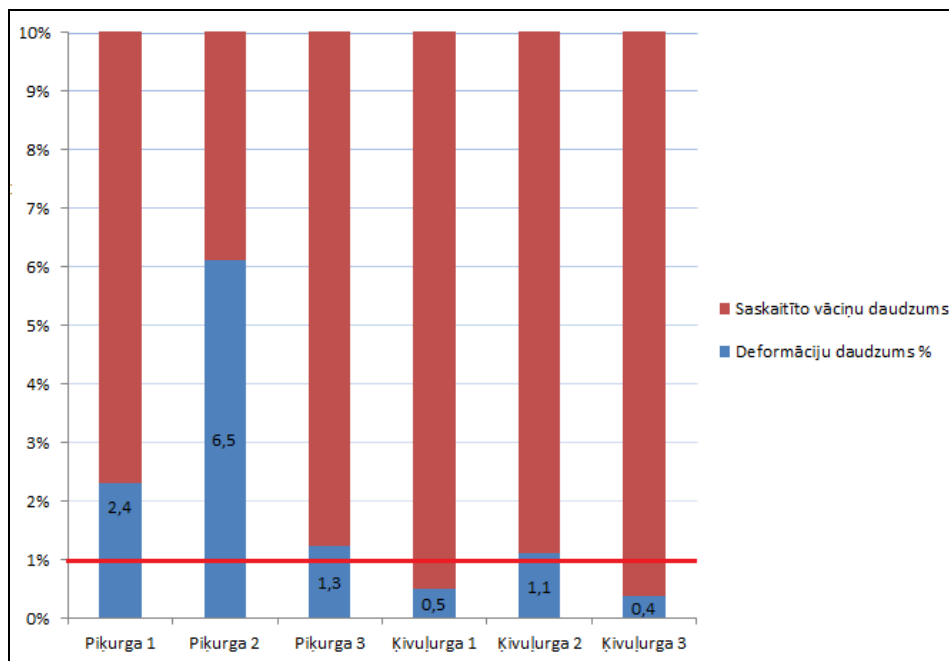
Dominējošā ģints	Piķurga			Ķivuļurga		
	1	2	3	1	2	3
<i>Achnanthes</i>			x			
<i>Achnanthidium</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Amphipleura</i>					x	
<i>Cocconeis</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Diatoma</i>		x				
<i>Diploneis</i>					x	x
<i>Encyonopsis</i>		x				
<i>Eunotia</i>				x	x	x

<i>Fragilaria</i>	x	x			x	
<i>Gomphonema</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Hippodonta</i>			x			
<i>Navicula</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Nitzschia</i>		x		x	x	x
<i>Planothidium</i>			x			
<i>Psammothidium</i>					x	
<i>Stauroneis</i>					x	
<i>Stausosirella</i> sp. (?)					x	
<i>Triblionella</i>		x				

Lielākais deformāciju skaits konstatēts Piķurgas 2. paraugā: no 800 saskaitītajiem kramaļģu vāciņiem 52 vāciņi bija deformēti. Šajā paraugā deformētie vāciņi sastāda 6,5% no visiem saskaitītajiem vāciņiem. Tiek uzskatīts, ka dabiskos, maz ietekmētos, veselīgos upes posmos deformēto kramaļģu vāciņu skaits nedrīkst pārsniegt 1% robežu – tas sevī iekļauj dabisko variāciju. Ja deformēto vāciņu skaits paraugā pārsniedz 1%, visticamāk, ka upe ir ietekmēta (Kahlert 2012). 1% robeža tika pārsniegta arī Piķurgas 1. paraugā, kur deformētie vāciņi sastāda 2,4%. Pārējos paraugos deformāciju skaits bija ievērojami zemāks un nepārsniedz 1% sliekšni. Līdz ar to uzskatīt, ka šie upes posmi ir ietekmēti, nav pamata. Tātad tikai divos paraugos Piķurgā (1. un 2. paraugs) deformēto vāciņu daudzums pārsniedz 1% robežu un šajos upes posmos būtu ieteicams veikt tālākus pētījumus, īpaši uzmanību pievēršot ūdens ķīmiskajam sastāvam. Kā papildus deformāciju izraisošs faktors varētu būt arī šī upes posma fizikālie parametri, piemēram, straumes ātrums. Lauka pētījumu gaitā tika novērots, ka nesēn šajos posmos ir veikta upes attīrīšana no sedimentiem. Deformāciju skaitu un procentuālo sadalījumu paraugos skatīt 2.-3. attēlā.

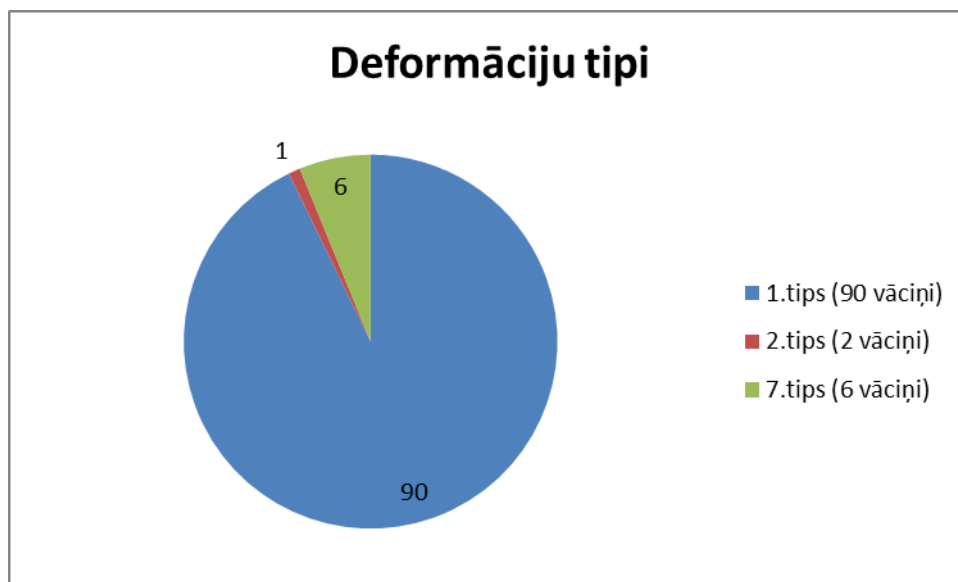


2. attēls. Deformēto kramaļģu vāciņu skaits paraugos. (ieliku citu attēlu, jo leģendas nebija pareizas)



3. attēls. Deformēro kramaļģu vāciņu procentuālais daudzums paraugos.

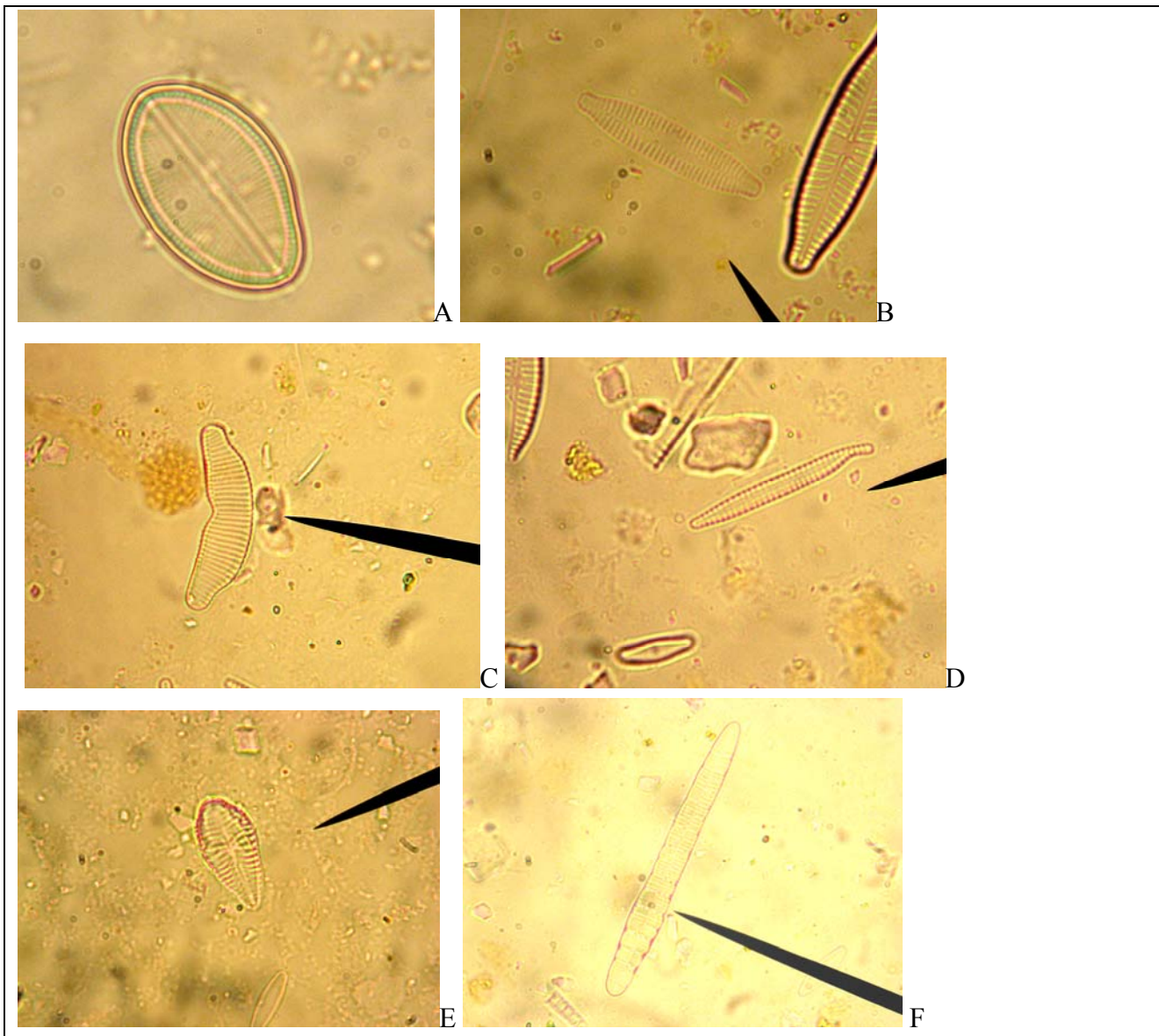
Visbiežāk konstatētais deformāciju tips šajā pētījumā bija 1. deformācijas tips, kas sevī ietver vāciņa formas, kontūras izmaiņas. Visos paraugos kopā tika konstatēti 98 deformēti vāciņi. No tiem 90 vāciņi bija ar 1. tipa deformācijām, seši vāciņi ar 7. tipa deformācijām un tikai diviem vāciņiem tika konstatēta 2. tipa deformācija. Iespējams, ka ribojuma deformācijas (2. tips) ir sekundārais efekts, kas izriet no vāciņa formas deformācijām un tām ir nepieciešams ilgāks laiks attīstībai. Tas varētu būt viens no skaidrojumiem, kāpēc 2. tipa deformācijas ir retāk sastopamas. Rafes un rafes kanāla deformācijas neļauj kramaļģēm pareizi piestiprināties pie akmeņiem, augiem vai citiem zemūdens objektiem, tādējādi stipri ietekmējot šo aļģu izdzīvotspēju/ dzīves kvalitāti. Tāpēc dabā šāda veida deformācijas (3., 4. tips) ir ļoti reti novērojamas (mākslīgi veidotā vidē, straumes ātrums kramaļģu šūnas ietekmē minimāli, un šūnas var veidot arī 3. un 4. tipa deformācijas), veiktajā pētījumā šie deformācijas tipi netika pārstāvēti. Noteikti jāpiemin, ka gaismas mikroskopā visvieglāk ir pamanāmas tieši 1. tipa deformācijas, jo šūnu forma, kontūra ir pirmā pazīme, ko var pamanīt. Visgrūtāk konstatējamās deformācijas ir tās, kas ietver vāciņa virsmas veidojošās struktūras, īpaši mazajām kramaļģu sugām. Tas var būt skaidrojams ar pārāk zemu mikroskopa izšķirtspēju, vai arī var norādīt uz to, ka maza izmēra kramaļģes ir mazāk pakļautas deformācijām kā liela izmēra sugas (4. att.).



4.attēls. Deformāciju tipi.

Visvairāk deformēto vāciņu piederēja *Cocconeis* un *Fragilaria* ģintīm, kur tika pārstāvēts 1. deformācijas tips.

Raksturīgi, ka piesārņotās upēs ar augstu smago metālu koncentrāciju, dominē noteikta kramaļģu sabiedrība, sastādot vairāk nekā 50% no paraugā atrastajiem taksoniem (Kahlert 2012). Pie šīm sugām pieder *Achnanthydium minutissimum* (grupa) un *Fragilaria gracilis*. Kramaļģu sabiedrībās, kas apdzīvo ar smagajiem metāliem piesārņotas ūdenstilpes, parasti dominē *Achnanthydium minutissimum* un *Fragilaria* (Kelly et al. 1995 cit. pēc Medley, Clements 1998). Tomēr ir jāņem vērā, ka līdzīgas sabiedrības var atrast arī vietās bez smago metālu ietekmes. Tāpēc ieteicams ņemt vērā kombinējošo faktoru: pirmkārt – uz smago metālu klātbūtni norāda >1% deformētu vāciņu, otrkārt - jāņem vērā kramaļģu sabiedrības struktūra (ja sugu sabiedrību lielākoties veido *A. minutissimum*, tas ir pastiprinošs faktors).



5. attēls. Pētījuma gaitā atrastās kramaļģu vāciņu deformācijas. **A** *Cocconeis palcentula* 1. deformācijas tips; **B** *Fragilaria capucina rumpens* 2. deformācijas tips; **C** *Eunotia arcus* 1. deformācijas tips; **D** *Fragilaria capucina gracilis* 1. deformācijas tips; **E** *Gomphonema olivaceum* 7. deformācijas tips; **F** *Meridion circulare* 7. deformācijas tips.

Secinājumi

Iespējams, ka smago metālu klātbūtne veido īpašus dzīvošanas apstākļus, kur konkurence starp tolerantajām un citām sugām, kombinācijā ar apkārtējās vides apstākļiem, nosaka kramaļģu sabiedrības struktūru.

Visticamāk, ka Piķurgas 2. paraugā lielais kramaļģu vāciņu deformāciju skaits ir skaidrojams ar smago metālu klātbūtni. Kā papildus deformāciju izraisošs faktors varētu būt arī šīs upes posma fizikālie parametri – nesēnā tīrīšana, šī faktora tālākai izpētei jāuzskaita deformēto vāciņu skaits citos upes posmos.

Atrastais deformēto vāciņu daudzums, iespējams, liecina par smago metālu (vai cita veida piesārņojuma) klātbūtni, kura drošai apstiprināšanai pietrūkst datu. Būtu nepieciešams veikt tālākus

pētījumus, īpašu uzmanību pievēršot ūdens fizikāli ķīmiskajiem rādītājiem un sedimentu toksiskumam. Kramalģes šajā gadījumā jāuzskata kā signāлиндикатори.

Literatūra

Dickman M.D.1998. Benthic marine diatom deformities associated with contaminated sediments in Hong Kong.- *Journal of Environmental Sciences* , 10: 13-24

Dziengo-Czaja Monika, Koss Justynas, Matuszak Agnieszka. 2008. Teratological forms of diatoms (Bacillariophyceae) as indicators of water pollution in the western part of Puck Bay (southern Baltic Sea).- *International Journal of Oceanography and Hydrobiology*, 2: 119-132

Falasco Elisa, Bona Francesca, Ginepro Marco, Hlúbiková Daša, Hoffmann Lucien, Ector Luc. 2009. Morphological abnormalities of diatom silica walls in relation to heavy metal contamination and artificial growth conditions.-

Kahlert Maria. 2012. Using diatoms as biological screening method for heavy metals, pesticides and other hazardous substances. A study on Swedish streams. Swedish University of Agricultural Sciences Dept. Of Aquatic Sciences and Assessment.

Medley C. Nicolas, Clemensi H. William. 1998. Responses of diatom communities to heavy metals in streams: the influence longitudinal variations. - *Ecological Applications*, 8: 631-644.

Morin S., Duong T.T., Dabrin A., Coynel A., Herlory O., Baudrimont M., Delmas F., Durrieu G., Schafer J., Winterton P., Blanc G., Coste M. 2008. Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France. – *Environmental Pollution*, 151 : 532 – 542

Stoermer E. F., Andresen N. A. 2006. Atypical Tabularia in Coastal Lake Erie, USA.- *Fossil and recent phycological studies* , 351-361

Navicula sensu stricto 10 genera separated from Navicula sensu lato, Frustulia, Diatoms of Europe, Edited by H. Lange-Bertalot, Volume 2, A.R.G. Gantner Verlag K.G. 2001

Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae, K. Krammer, H. Lange-Bertalot, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York, 1986

Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae, K. Krammer, H. Lange-Bertalot, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York, 1988

Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, K. Krammer, H. Lange-Bertalot, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York, 1991

Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema, K. Krammer, H. Lange-Bertalot, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York, 1991.

Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Edited by Horst Lange - Bertalot. Volume 3: Krammer, Kurt: *Cymbella*. 2002. 194 photographic plates. 584 p. gr8vo. Hardcover. (ISBN 978-3-904144-84-1)

Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Edited by Horst Lange-Bertalot. Volume 1: Krammer, Kurt: *The genus PINNULARIA*. 2000. 217 plates of micrographs. 703 p. gr8vo. Hardcover. (ISBN 978-3-904144-24-7)

Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Edited by H. Lange - Bertalot. Volume 06: Lange - Bertalot, H., Malgorzata Bak, Andrzej Witkowski, and Nadia Tagliaventi: *Eunotia and some related genera*. 2011. 5053 figs. on 237 plates. 747 p. gr8vo. Hardcover. (ISBN 978-3-906166-88-9)

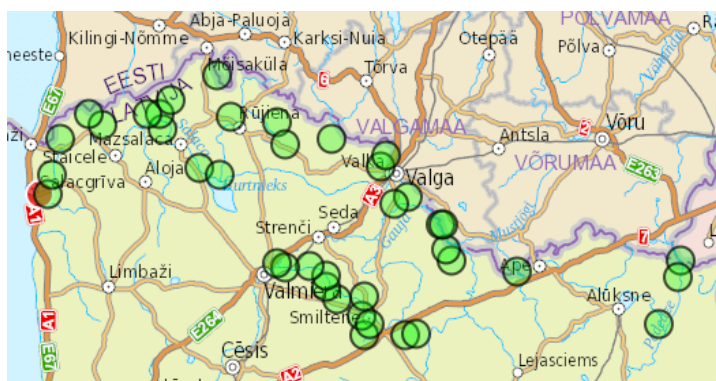
VIENDIENĪŠU SUGU IZPLATĪBA GAUJAS UPJU BASEINA APGABALĀ SAISTĪBĀ AR ŪDENS FIZIKĀLI - ĶĪMISKAJIEM PARAMETRIEM

Dāvis OZOLINŠ*, Agnija SKUJA, Elga PARELE, Linda EGLĪTE

LU Bioloģijas institūts, Hidrobioloģijas laboratorija,

*davis@email.lubi.edu.lv

Makrozoobentosa paraugi tika ievākti 2011. un 2012. gadā projekta „Pasākumi kopīgai pārrobežu Gaujas/Koivas upes baseina apgabala apsaimniekošanai (Gauja/Koiva)” ietvaros. Kopā tika ievākti un apstrādāti 37 upju un 5 ezeru makrozoobentosa paraugi, kā arī mērīti ūdens fizikāli-ķīmiskie parametri (1. attēls). Paraugu ievākšanai, atkarībā no ūdenstilpes, tika izmantota DSFI (Danish Stream Fauna Index) metode un modificēta AQEM metode. Paraugi tika fiksēti 96% etanolā, pēc tam laboratorijā šķiroti pa taksonomiskajām grupām un identificēti līdz dzimtu, ģinšu un sugu līmenim.



1. attēls. Makrozoobentosa un ūdens fizikāli-ķīmisko paraugu ievākšanas vietas Gaujas upju baseina apgabalā 2011. un 2012. gadā.

Gaujas upju baseina apgabalā tika konstatētas 35 viendienīšu sugas no 9 dzimtām: Arthropleidae: *Arthroplea congener*; Baetidae: *Baetis muticus*, *B. atrebatinus*, *B. fuscatus*, *B. rhodani*, *B. vernus*, *B. niger*, *Centroptilum luteolum*, *Cloeon dipterum*, *Procloeon bifidum*; Caenidae: *Brachycercus harrisellus*, *Caenis horaria*, *C. lactea*, *C. luctuosa*, *C. rivulorum*, *C. robusta*, *C. macrura*, *C. pseudorivulorum*; Ephemerellidae: *Serratella ignita*, *Ephemerella mucronata*; Ephemeridae: *Ephemera danica*, *E. lineata*, *E. vulgata*, Ecdyonuridae: *Ecdyonurus venosus*, *Heptagenia coerulans*, *H. fuscogrisea*, *H. flava*, *H. sulphurea*; Leptophlebiae: *Habrophlebia fusca*, *H. lauta*, *Leptophlebia vespertina*, *Paraleptophlebia cincta*, *P. submarginata*; Pothamanthidae: *Potamanthus luteus*; Siphonuridae: *Siphonurus alternatus*.

Biežāk sastopamās viendienīšu sugas pētītajās ūdenstilpēs ir *E. vulgata*, *B. rhodani*, *C. luteolum*, *H. sulphurea*, *H. fusca*, *B. fuscatus*, *B. vernus*, *B. muticus* un *S. ignita*. Šīs sugas ir relatīvi tolerantas pret organisko piesārņojumu un plastiskas biotopu izvēlē. Vairumam pētīto ūdenstilpju, vērtējot

fizikāli – ķīmiskos parametrus, ir laba ūdens kvalitāte. Slikta ūdens kvalitāte un augstākās NO_2 un NH_4 koncentrācijas konstatētas Salacā pie Vecates, Glāžupē, Acupītes augštecē, Ķīšupē un Kāršupītē. Salacā pie Vecates viendienītes netika konstatētas. Ezeros dominantas ir lentiskiem ūdeņiem raksturīgās *Caenis* sp. viendienītes, kā arī Ilgāja ezerā pirmo reizi Latvijas ezeros tika konstatēta viendienīšu suga *Arthroplea congener*, kura līdz šim Latvijā konstatēta tikai upēs. Viendienīšu sastopamību pētītajās ūdenstilpēs galvenokārt ietekmē grunts substrāts, ūdens fizikāli-ķīmiskajiem parametriem ir mazāka nozīme.

DAUGAVAS VIDUSTECES ZOOPLANKTONS PAVASARA PALU DRENĀŽAS FĀZĒ

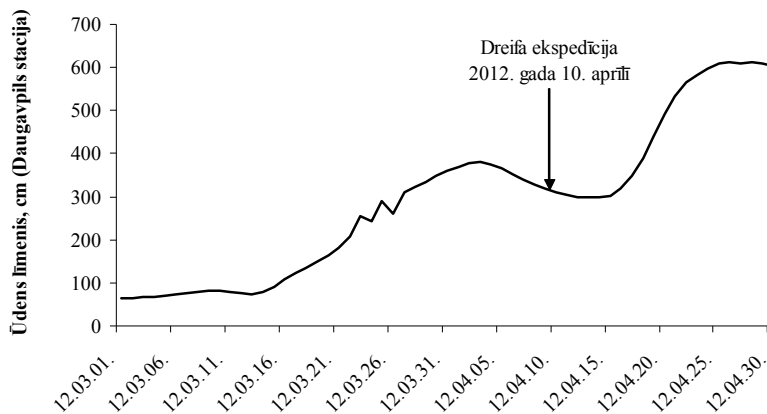
Jana PAIDERE ^{*1}, **Dāvis GRUBERTS** ²

¹ *Daugavpils Universitātes Ekoloģijas institūts, Vienības iela 13, Daugavpils*

² *Daugavpils Universitātes Ķīmijas un ģeogrāfijas katedra, Parādes iela 1, Daugavpils*

* jana.paidere@du.lv

2012. gada 10. aprīlī palu perioda drenāžas fāzē (1. attēls) no Kraujas (Naujenes pagasts) līdz Jadvigovai (Dunavas pagasts) apmēram 40 km garumā tika realizēta 4. dreifa ekspedīcija. Dreifs tika veikts nepārtraukti no plkst. 09.00 līdz 19.30, izmantojot dreifējošu zinātnisko pētījumu platformu (glābšanas plosts, piepūšamā laiva), kas aprīkota ar instrumentiem dažādu mērījumu veikšanai un paraugu ievākšanai noteiktos laika intervālos *in situ* atbilstoši Lagranža pētījumu metodei (Perry, Rudnick, 2003; Price, 2006; Dickey *et al.*, 2008).

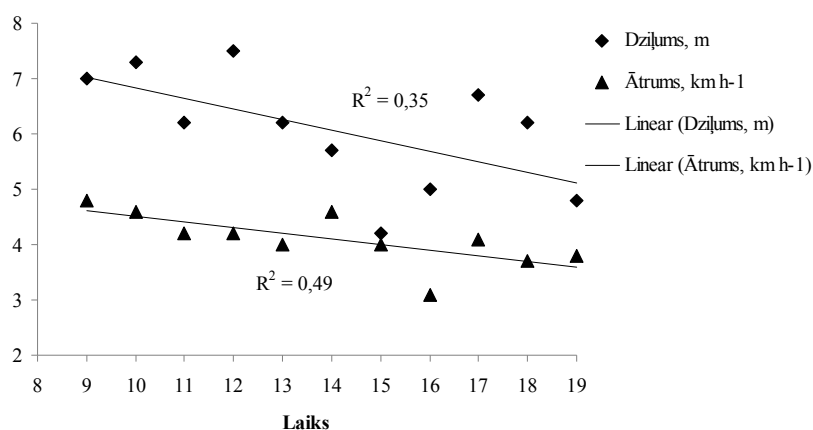


1. attēls. Dreifa ekspedīcijas norises laiks un ūdens līmenis.

Zooplanktona paraugi dreifa laikā tika ievākti ik pēc stundas, izmantojot Apšteina tipa planktona tīklu ar 65 μ lielu acu izmēru, caur kuru tika izfiltrēti 100 l ūdens. Paraugi tika fiksēti lauka apstākļos ar 40% formalīna šķīdumu un analizēti Daugavpils Universitātes Ekoloģijas institūtā, izmantojot ZEISS *Primo Star* gaismas caurejošo mikroskopu. Zooplanktona paraugi tika analizēti atkārtoti, izmantojot rūtotu (*Sedgewick Rafter counting chambers*) zooplanktona skaitāmo kameru ar tilpumu 1 ml, pavisam izskatot 6 ml (1ml x 6) parauga apakštilpuma (Wetzel, Likens, 2000).

Dreifā laikā upes dziļumam un straumes ātrumam ir tendence samazināties (2. attēls), savukārt ūdens temperatūrai un elektrovadītspējai palielināties. Vidējais dziļums dreifa laikā bija 6,1 m, bet vidējais straumes ātrums – 4,1 km h⁻¹. Tas ir mazāk salīdzinot ar 2010. un 2011. gadu (vidējais dziļums 10,4 un 9,7 m, straumes ātrums – 5,5 km h⁻¹), ko var skaidrot ar dreifa ekspedīciju norises

laiku. 2010. un 2011. gada dreifa ekspedīcijas tika realizētas palu maksimuma laikā pie vislielākā ūdens līmeņa.

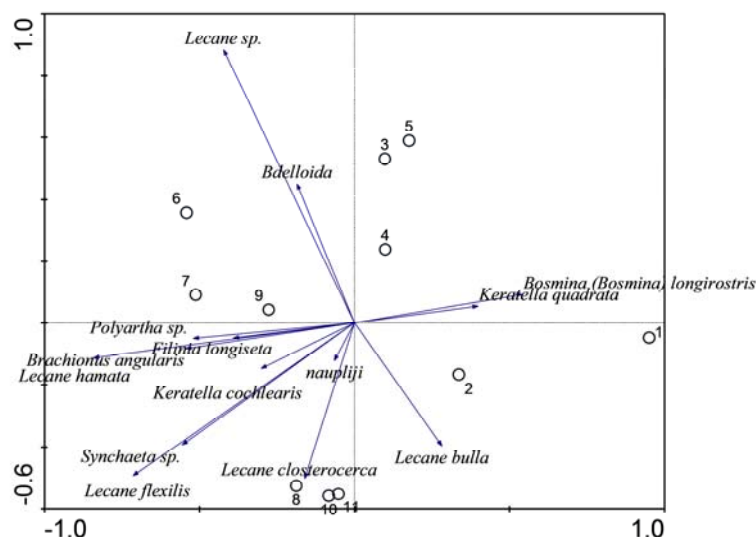


2. attēls. Upes dziļuma un straumes ātruma izmaiņas dreifa laikā no plkst. 9.00 līdz 19.00.

Pētījuma posmā 2012. gada 10. aprīlī bija konstatēti 33 zooplanktona taksoni (vidēji 14 taksoni). Pēc zooplanktona organismu skaita dominējošā grupa bija Rotifera (vidēji 21845 ind. m⁻³), pavisam kopējais vidējais zooplanktona organismu skaits bija 24936 ind. m⁻³. Tas ir pats lielākais novērotais zooplanktona organismu skaits, salīdzinot ar visām dreifa ekspedīcijām.

Augsta zooplanktona taksonu sastopamība starp paraugu ievākšanas vietām (90-100%) bija starp tādiem taksoniem kā *Polyarthra* sp., *Synchaeta* sp. *Lecane bulla*, *Lecane closterocerca*, *Lecane hamata*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata*, *Filinia longiseta* un Cyclopinae attīstības stadija naupliji. Savukārt tādi taksoni kā *Lecane flexilis*, *Lecane* sp., *Brachionus angularis*, Bdeloid, *Bosmina (Bosmina) longirostris* bija sastopamas vairāk kā puse (55-64%) no visām paraugu ievākšanas vietām. Salīdzinot ar 2010. un 2011. gadu zooplanktona sastāvā vairāk dominē arī taksoni, kas raksturīgi tekošu ūdeņu dažādiem biotopiem (taksoni, kas vienlaicīgi var apdzīvot gan litorāli, gan sedimentu, gan planktonu kā šajā gadījumā Lecanidae) (Ricci & Balsamo, 2000).

Keratella cochlearis, *Synchaeta* sp un naupliji bija dominējošie taksoni pēc organismu skaita, kas bija raksturīgi arī pārējām dreifa ekspedīcijām. Vairāk sastopamo taksonu organismu skaits galvenokārt saistīts ar pētījuma posma jeb dreifa beigu posmu (3. attēls), par ko liecina arī negatīvā ciešā un nozīmīgā korelācija ar atsevišķu taksonu organismu skaitu un dziļumu un ātrumu. Nozīmīgs faktors to skaita izmaiņām ir arī temperatūrai un caurredzamībai (1. tabula).



3. attēls. Dreifa ekspedīcijas vietu sadalījums pēc zooplanktona organismu skaita.

1. tabula. Pīrsona korelācijas koeficients starp zooplanktona taksoniem un limnoloģiskajiem parametriem pētījuma posmā.

	<i>Lecane bulla</i>	<i>Lecane closterocerca</i>	<i>Lecane hamata</i>	<i>Lecane flexilis</i>	<i>Synchaeta sp.</i>	<i>Keratella quadrata</i>	Cladocera
Temperatūra	0,75, p<0,013	Nav būtiska	0,86, p<0,002	0,80, p<0,032	0,73, p<0,011	-0,66, p<0,26	Nav būtiska
Straumes ātrums	Nav būtiska	-0,74, p<0,009	Nav būtiska	Nav būtiska	-0,63, p<0,038	Nav būtiska	Nav būtiska
Dziļums	-0,79, p<0,006	-0,71, p<0,014	-0,64, p<0,048	Nav būtiska	-0,92, p<0,000	Nav būtiska	0,72, p<0,012
Caurredzamība	Nav būtiska	Nav būtiska	Nav būtiska	Nav būtiska	Nav būtiska	Nav būtiska	0,98, p<0,00

Literatūra

Dickey, D. T., E. C. Itsweire, M. A. Moline & M. J. Perry. 2008. *Introduction to the Limnology and Oceanography Special Issue on Autonomous and Lagrangian Platforms and Sensors (ALPS)*. Limnology and Oceanography, 53 (5/ 2): 2057-2061.

Perry, M. J., & D. L. Rudnick. 2003. *Observing the oceans with autonomous and Lagrangian platforms and sensors: The role of ALPS in sustained ocean observing systems*. Oceanography 16 (4): 31-36.

Price, J. F. 2006. *Lagrangian and Eulerian representations of fluid flow: Kinematics and equations of motion*. – Woods Hole Oceanographic Institution, Woods Hole, MA, 91.

Ricci, C. & Balsamo, M. 2000. *The biology and ecology of lotic rotifers and gastrotrichs*. Freshwater Biology 44: 15–28.

Wetzel, R. G. & E. G. Likens. 2000. *Limnological Analyses*. 3rd ed. Springer. New York, USA, 429 pp.

KRUSTKALNU DABAS REZERVĀTA ŪDENSTILPJU ENTOMOFAUNA (EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA)

Arkādijs POPPELS*

Rīgas Nacionālais Zooloģiskais dārzs

[*apoppels@hotmail.com](mailto:apoppels@hotmail.com)

Krustkalnu rezervāts atrodas Latvijas vidienē, Austrumlatvijas zemienē Madonas rajona vidusdaļā. Tajā atrodas aizsargājama teritorija, kas bagāta ar ūdenstilpēm. Rezervāta dabu raksturo Praulienas pauguraine, Madonas-Trepes valnis un Dūku - Svētes ieplaka kā arī Madonas - Trepes vaļņa pakāje, kur gar visu Dūku - Svētes ieplaku sastopami virszemē izplūstoši avoti (http://lv.wikipedia.org/wiki/Krustkalnu_rezerv%C4%81ts).

2011. gada maijā notika entomofaunas izpētes ekspedīcija Krustkalnu rezervāta ūdenstilpēs: 5 Ezeros (Dreimaņu ezers, Lielais Plencis, Mazais Plencis, Graulīšu ezers un Raganacis) un 2 upēs (Svētupe, Niedruška), kā arī 2 kaļķu dīžos, un 6 avotos no kuriem lielākais ir Dreimaņu ezerā ietekošais Krāku avots. Ūdenstilpju apsekojuma rezultātā konstatētas 10 Ephemeroptera un 6 Plecoptera sugas (1. tabula).

1. tabula. Krustkalnu rezervāta ūdenstilpēs konstatētās Ephemeroptera un Plecoptera sugas.

Taksoni	Apsēkotās ūdenstilpes								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1843)			+			+	+	+	
<i>Baetis niger</i> (Linnaeus, 1761)			+				+		
<i>Baetis</i> sp. juv.	+		+		+	+		+	
<i>Centroptilum luteolum</i> (Muller, 1776)							+		
<i>Cloeon dipterum</i> (Linnaeus, 1761)	+	+	+	+	+	+			
<i>Caenis horaria</i> (Linnaeus, 1758)	+		+				+		
<i>Caenis robusta</i> (Eaton, 1884)		+	+				+		
<i>Caenis</i> sp. juv.			+			+	+		+
<i>Ephemera vulgata</i> (Linnaeus, 1758)			+					+	
<i>Ephemera lineata</i> Eaton 1870							+		
<i>Leuctra fusca</i> (Linnaeus, 1758)			+				+	+	+
<i>Leuctra digitata</i> Kempny, 1899			+					+	+
<i>Isoperla difformis</i> Klapalek, 1909			+						+
<i>Isoperla grammatica</i> Poda, 1761			+						+
<i>Nemoura flexuosa</i> Aubert, 1949			+				+		+
<i>Nemoura cinerea</i> Retzius,			+						+

1783									
------	--	--	--	--	--	--	--	--	--

1-Mazais Plencis, 2-Lielais Plencis, 3-Dreimaņu ezers, 4-Graulišu ezers, 5-Raganacis, 6-Kaļķu dīķi, 7- Niedruška, 8-Svētupe, 8-Avoti.

Dreimaņu ezerā konstatēta lielākā Ephemeroptera un Plecoptera sugu daudzveidība pateicoties Krāku avotiem, kas ezeru bagātina ar vēsāku, skābekli bagātu, kā arī ar kalcija savienojumiem bagātinātu ūdeni.

LIESMU SLĀPĒTĀJA TOKSISKUMS UN IETEKME UZ ŪDENS VIDI

Ieva PUTNA^{*1,2}, **Dāvis OZOLIŅŠ**³, **Solvita STRĀĶE**¹, **Liene MUZIKANTE**¹,
Maija BALODE^{1,2}

¹ Latvijas Hidroekoloģijas institūts, Rīga, Daugavgrīvas iela 8

² Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultāte, Rīga, Kronvalda bulvāris 4

³ Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts, Salaspils, Miera iela 3

* ieva.putna@lhei.lv

Liesmu slāpējamie preparāti ir vielas, kuras tiek izmantotas uguns aplāpēšanai. Viens no plašāk izmantotajiem liesmu slāpētājiem ugunsgrēka likvidēšanai, gadījumos, kad kā dzēšanas līdzekli nevar izmantot vai nav efektīvi izmantot ūdeni, piemēram, naftas produktu dzēšanai, autoavārijās, dzelzceļa avārijās utt., ir ugunsdzēsības putas. Ugunsdzēsības putu funkcija - atvēsināt uguni, nosegt ugunsgrēka vietu, apstādinot turpmāku degšanas procesu, neļaujot notikt kontaktam ar gaisa skābekli. Lielākajā daļā ugunsdzēsības putu sastāvā ir virsmas aktīvās vielas, organiskie šķīdinātāji, putu stabilizatori un korozijas inhibitori. Atkarībā no ugunsgrēka veida, tiek pielietotas dažāda veida sastāva ugunsdzēsības putas: A klases putu koncentrāti izveidotas ar mērķi likvidēt ugunsgrēkus, kuros deg kurināmās vielas, savukārt B klases putu koncentrāti - ar mērķi likvidēt ugunsgrēkus, kuros deg šķidrās vielas un/vai gāzes. Izšķir sintētiskos (sastāva galvenokārt izmantotas sintētiskās virsmaktīvās vielas) un proteīnu (sastāvā galvenokārt izmantoti dabīgi proteīnu savienojumu un putujušais aģents) B klases putu koncentrātus. Putu koncentrātus ugunsdzēsībā izmanto visā pasaulē. Tas ir otrs efektīvākais liesmu slāpējošais līdzeklis pēc ūdens un līdz šim tam nav radīta alternatīva. Arī Latvijā jau vairāk kā 10 gadus plaši tiek pielietots Vācijā iepirkts un atbilstoši sertificēts putu koncentrāts. Ugunsdzēsībā netiek izmantots putu koncentrāts, bet gan putas, kuras veidojas putu koncentrātu 15-kārtīgi atšķaidot ar ūdeni. Tai pašā laikā, ir zināms, ka putu koncentrāti var radīt kaitējumu videi.

Pētījuma mērķis bija noteikt viena liesmu slāpējamā preparāta potenciālo toksiskumu, tā ietekmi uz ūdens organismiem un ūdensteces ekoloģisko stāvokli pēc preparāta ieplūdes ūdenstecē.

Pētījumā tika izvēlēts viens B klases sintētiskais liesmu slāpējamais putu koncentrāts, kuru izmanto Latvijā. Drošības datu lapā (DDL) minēts, ka tas viegli biodegradējas (>70 % 28 dienās), pilnība sajaucas ar ūdeni (indukcijas koncentrācija 2 – 3 %), kā arī - nedrīkst pieļaut noplūdi kanalizācijā, ūdeņos un augsnē (noplūdes gadījumā atbilstošais savākšanas materiāls - smiltis, zāģu skaidas, skābas reakcijas ķīmiska saistviela; piesārņotais ugunsdzēsšanas ūdens jāsavāc atsevišķi, nepieļaujot tā nokļūšanu kanalizācijā vai virszemes ūdeņos). Toksikoloģiskā informācija DDL liecina, ka tas nav bioakumulatīvs, bet izraisa kairinošu efektu acīm un ādai un, ieplūstot ūdenī, var kaitēt ūdens faunai, kā arī aktīvajām dūņām, ja ieplūst notekūdeņu attīrīšanas iekārtās. LC₅₀ vērtības zivīm (*Leuciscus idus*) 96 stundu testā 10 – 100 mg/l (1-10 %), zooplanktonam (*Daphnia magna*)

48 stundu testā 10 – 100 mg/l (1-10 %), fitoplanktons (*Scenedesmus subspicatus*) 72 stundu testā 10 – 100 mg/l (1- 10 %).

Liesmu slāpējošā preparāta toksikoloģiskā iedarbība tika noteikta laboratorijas un lauku apstākļos. Preparāta ekotoksicitāte tika noteikta izmantojot sekojošus biotestēšanas standarttestus: saldūdens planktonaļģu augšanas inhibīcijas testu (*Desmodesmus communis* LVS EN ISO 8692:2005), pelaģisko vēžveidīgo *Daphnia magna* imobilizācijas testu (EN ISO 6341:1996), bentisko vēžveidīgo - sānpelžu akūtās toksicitātes testu (modificēts ISO 16712:2005) un zivju testu, kā testobjektus izmantojot gupiju *Poecilia reticulata* mazuļus (testa procedūru veicot saskaņā ar modificētu ISO standartmetodiku ISO 7346/1/2/3).

Lai izvērtētu preparāta ietekmi uz ūdensteces ekoloģisko stāvokli, augšpus un lejpus liesmu slāpējamā preparāta izplūdes vietas, kas tika novērota 2013. gada rudenī, 7 stacijās tika ievākti fitoplanktona, zooplanktona un zoobentosa paraugi un veikti to strukturālās analīzes pētījumi. Sedimentu ekotoksicitātes noteikšanai tika ievākti sedimentu paraugi. Sedimentu toksiskums tika noteikts, izmantojot saldūdens sānpelžu *Gammarus pulex* akūto ekotoksicitātes testu LVS EN ISO 16712:2007. Diemžēl paraugu ievākšana tika uzsākta tikai mēnesi pēc liesmu slāpējošā preparāta pielietošanas, kad ūdenstecē tika novērota zivju masveida bojāeja.

Liesmu slāpējamā preparāta ekotoksicitātes pārbaude, testus veicot ar dažāda trofiskā līmeņa testorganismiem kopumā liecina par preparāta augstu toksiskuma pakāpi, LC₅₀ jeb EC₅₀ svārstoties robežās no 0,01 līdz 0,1 % koncentrācijai. Visaugstāko jutību pret preparāta iedarbību uzrādīja pelaģiskie vēžveidīgie - *D.magna*, izraisot 50 % - īgu organismu bojāeju jau pie preparāta koncentrācijas 0,01% - 0,03%, bet koncentrācijai sasniedzot 0,04 %, tika konstatēta 100 %-īgu organismu mirstība.

Ar neredzamiem izturību pret preparāta iedarbību raksturojās bentiskie vēžveidīgie - sānpeldes *Gammarus pulex*, LC₅₀ atrodoties robežās no 0,01 – 0,05%.

Alģu augšanas inhibīcijas tests, liecina arī par pirmproducentu augstu jutības pakāpi pret liesmu slāpējamā līdzekļa iedarbību, EC₅₀ atrodoties robežās no 0,01 – 0,1%. Inhibējošā ietekme sākas pie 0,01 % preparāta koncentrācijas, bet 0,1 % koncentrācija jau pēc 12 st. ekspozīcijas izraisa 70 %-īgu alģu augšanas inhibēšanu.

Visaugstāko toksikorezistenci uzrādīja augstākie barības ķēdes locekļi – zivis. Neraugoties uz vizuāli novērojamu virsmas aktīvo vielu klātbūtni, preparāta koncentrācijā 0,01 - 0,05 %, gupiju mazuļu mirstība netika novērot, taču liesmu slāpējamā preparāta koncentrācijai sasniedzot 0,1 % robežu bija vērojams straujš toksicitātes pieaugums, izraisot 100 % - īgu organismu bojāeju. 1% - īga preparāta koncentrācija izraisīja 100 % - īgu *Poecilia reticulata* mazuļu bojāeju jau pēc 4h iedarbības.

Laboratorijas apstākļos tika veikta arī ūdensteces sedimentu biotestēšana. Sedimentu ekotoksicitātes tests neuzrādīja statistiski nozīmīgu sedimentu toksiskumu, kas varētu būt

izskaidrojams ar pielietotā preparāta augstajām biodegradācijas spējām, mēneša laikā noārdoties par vairāk kā 70 %, ko apliecina liesmu slāpējošā preparāta DDL.

Lauku pētījumi liecina par liesmu slāpējošā līdzekļa būtisku ietekmi uz makrozoobentosa strukturālām izmaiņām, kas bija vērojams pat mēnesi pēc avārijas veiktajos pētījumos. Ūdensteces makrozoobentosa strukturālās izmaiņas izpaudās biomasu un taksonomiskā sastāva atšķirībās augšpus un leļpus piesārņojuma vietas. Augšpus potenciālās piesārņojuma vietas atzīmēts vislielākais makrozoobentosa taksonu skaits, bet leļpus – vērojama sugu daudzveidības samazināšanās. Augšpus piesārņojuma vietas atzīmēts maksimāls lielo izmēru makrozoobentosa organismu skaits, bet leļpus - vērojama lielo izmēru makrozoobentosa organismu skaita samazināšanās un sīko īpatņu pieaugums, kas varētu būt izskaidrojams ar drifta ietekmi, kā rezultātā notiek straumes ietekmei vieglāk pakļauto - sīkāko bentosa organismu skaita pieaugums un populāciju atjaunošanās. Ar driftu varētu būt izskaidrojams viendienīšu *Caenis sp.* un trīsuļodu kāpuru *Chironomidea* skaita pieaugums, kas salīdzinoši lielā skaitā konstatēti paraugu ievākšanas stacijās leļpus potenciālās piesārņojuma vietas. Lielāko makrozoobentosa sugu īpatņu skaita samazināšanās vai izžušana leļpus piesārņojuma vietas varētu liecināt par toksisku faktoru ietekmi.

Ūdensteces apsekotā posma zooplanktona un fitoplanktona strukturālā analīze (taksonomiskais sastāvs un organismu kopējais skaits), kā arī to sadalījums pa taksonomiskām grupām neliecināja par toksisku vielu klātbūtni, neizslēdzot mēneša laikā notikušu zoocenozes veiksmīgu atjaunošanos.

Kopumā ekotoksicitātes testi un makrozoobentosa strukturālie pētījumi uzrāda liesmu slāpējošā preparāta augstu toksiskuma pakāpi un liecina par nepieciešamību veikt tā lietošanas ierobežošanu jeb pat aizliegšanu.

BURTNIEKU EZERA *ECOPATH* MODELIS

Ivars PUTNIS*

LU Bioloģijas fakultāte, Hidrobioloģijas katedra, Kronvalda bulv. 4, Rīga

Ivars.Putnis@bior.gov.lv

Burtnieku ezers ar spoguļa laukuma platību 40.06 km² (Tidriķis 1994) ierindojas starp Latvijas lielākajiem ezeriem. Ezera augstā bioloģiskā produktivitāte nodrošina plašas rūpnieciskās zvejas un makšķerēšanas iespējas. Ezerā tiek organizēta licencētā makšķerēšana un tas ir iemantojis popularitāti makšķernieku vidū. Reģionālā un Latvijas mērogā Burtnieku ezers ir vērtējams kā nozīmīgs saimniecības un rekreācijas objekts.

Viena no Burtnieku ezera galvenajām ekoloģiskajām problēmām ir tā augstā eitrofikācija, kā rezultātā ezeram pēdējos gados vasaras periodā ir raksturīga ūdens "ziedēšana" un aizaugšana ar makrofitiem. Tiek uzskatīts, ka makrofitu aizaugums ar katru gadu palielinās, samazinot ūdens spoguļa laukuma platību, kā arī ezera kopējo tilpumu. Ezera izmantošana no zivsaimnieciskā viedokļa rada pastiprinātu spiedienu uz plēsīgajām zivīm, kas var izraisīt lejupejošu kaskādes efektu (*top-down*), kad plēsīgo zivju biomasas samazināšanās rezultātā palielinās karpveidīgo zivju īpatsvars, palielinās to izēšanas radītais spiediens uz zooplanktonu, samazinās zooplanktona produktivitāte un spēja patērēt fitoplanktonu. Tas viss kopumā pastiprina ezera eitrofikācijas procesus.

Ezera aktīvā rekreatīvā un saimnieciskā izmantošana kā arī pieaugošās ekoloģiskās problēmas rada nepieciešamību pēc zinātniski pamatotu apsaimniekošanas plānu izstrādes ar mērķi uzlabot ezera ekoloģisko stāvokli un nodrošināt ezera resursu ilgtspējīgu izmantošanu. Šādu plānu izstrādei ir nepieciešama kompleksa izpratne par ekosistēmas uzbūvi un funkcionēšanu. Lai korekti atspoguļotu ekosistēmas funkcionēšanu, vielu apriti, saistības starp trofiskajiem līmeņiem, veidotu nākotnes scenāriju prognozes, balstoties uz dažādām apsaimniekošanas aktivitātēm u.tml., nepieciešams veidot ekosistēmas modeļus, kas ietver pēc iespējas plašāku informāciju par visiem trofiskajiem līmeņiem un galvenajām vielu plūsmām ekosistēmā.

Burtnieku ezera ekosistēmas raksturošanai un modeļu ievaddatu nodrošināšanai 2013.gadā tika veikta sezonāla izpēte ar mērķi iegūt informāciju par fitoplanktona, zooplanktona, zoobentosa un zivju sezonālajām biomasas izmaiņām kā arī zivju barošanās īpatnībām. Bioloģiskie paraugi tika ievākti maijā, jūlijā un oktobrī. Datu apstrādes rezultātā tika iegūta informācija par fitoplanktona, zooplanktona un zoobentosa sugu (grupu) biomasām un zivju barošanās sezonālajām izmaiņām. Izmantojot iegūtos datus, tika aprēķināti funkcionālo grupu vidējie parametri sezonālā griezumā.

Burtnieku ezera ekosistēmas trofiskā struktūra tika analizēta pielietojot *Ecopath* modelēšanas metodi, kas balstās uz programmu *Ecopath with Ecosim* (EwE), (ver. 6.3. Christensen *et.al.*, 2008).

EwE ir plaši pielietota hidroekosistēmu modelēšanas programma, kas sastāv no 3 galvenajiem komponentiem: *Ecopath* – ekosistēmas statisks un balansēts modelis; *Ecosim* – ekosistēmas modeļa dinamiska simulācija laikā; *Ecospace* – ekosistēmas modeļa dinamiska simulācija laikā un telpā. Pētījumā tika pielietota *Ecopath* komponente, lai varētu gūt priekšstatu par saikni starp dažādiem ekosistēmas trofiskajiem līmeņiem un funkcionālajām grupām.

Balstoties uz ievākto datu specifiku un organismu barošanās ekoloģiju, Burtnieku ezera ekosistēmas raksturošanai un *Ecopath* modeļa veidošanai tika izdalītas 33 funkcionālās grupas (1.tabula).

1.tabula. Burtnieku ezera *Ecopath* modeļa funkcionālās grupas, to biomasas ekosistēmā (biomasas treknrakstā- pētījuma laikā iegūtie rezultāti) un ekotrofiskie koeficienti.

Nr.	Funkcionālā grupa	Biomasa (t/km ²)	EE	Ekoloģiskā grupa
1	Plaudis	3.267	0.92	Zivis
2	Līdaka	2.772	0.93	
3	Zandarts	2.746	0.88	
4	Līnis	1.860	0.88	
5	Rudulis	1.472	0.62	
6	Rauda	1.297	22.47	
7	Plicis	1.212	11.58	
8	Karūsa	0.819	0.85	
9	Asaris	0.421	0.83	
10	Sudrabkarūsa	0.209	0.83	
11	Ķīsis	0.014	0.41	
12	Vīķe	0.010	0.76	
13	Bivalvia	116.659	0.06	Zoobentoss
14	Gastropoda	1.078	0.70	
15	Diptera	4.737	0.08	
16	Ephemeroptera	0.006	1.69	
17	Hirudinea	0.046	0.00	
18	Coleoptera	0.003	0.43	
19	Nemathelminthes	0.037	0.20	
20	Trichoptera	0.024	4.29	
21	Odonata	0.021	3.22	
22	Oligochaeta	0.345	0.11	
23	Bivalvia plankt.	0.100	1.84	Zooplanktons
24	Copepoda	1.573	0.03	
25	Cladocera	2.951	0.11	
26	Rotatoria	0.400	0.01	
27	Fitobentoss	0.500	0.32	Augi un fitoplanktons
28	Makrofiti	10.000	0.20	
29	DIATOMOPHYCEAE	5.783	0.39	
30	CYANOPHYCEAE	2.968	0.12	
31	Pārējais fitoplanktons	2.731	0.70	
32	Detrits suspendēts	50.000	0.84	Detrits
33	Detrits sedimentēts	100.000	0.17	

Zooplanktona, zoobentosa un daļēji arī fitoplanktona biomasu noteikšanā tika izmantoti 2013.gada praktiskās izpētes dati. Detrīta, makrofitu un fitobentosa funkcionālo grupu biomasas tika noteiktas pēc aptuveniem pieņēmumiem. Šajā gadījumā tam nevajadzētu būtiski ietekmēt modeļa darbību, jo ekosistēmā šīm grupām trofiski augstāku funkcionālo grupu barības sastāvā teorētiski nevajadzētu būt limitētām. Zivju biomasu noteikšanai sākotnēji lauka pētījumos bija iecerēts pielietot hidroakustiskās uzskaites metodes kombinācijā ar zinātnisko tīklu izpētes datiem, taču pēc hidroakustisko uzskaišu veikšanas datu skaitliskie interpretācijas mēģinājumi nebija sekmīgi. Zivju teorētisko biomasu aprēķiniem tika pieņemts, ka zivju blīvums ezerā ir 160 kg/ha. Šis skaitlis tika aptuveni izdalīts balstoties uz līdzīgiem ārvalstu pētījumiem (Tátrai *et al.*, 2008), kā arī pagājušā gadsimta septiņdesmitajos un astoņdesmitajos gados Latvijā veiktiem pētījumiem, kur zivju biomasu ezeros tika vērtēta kā 200 - 250 kg/ha (Birzaks 2007). Aprēķinātā ezera kopējā zivju biomasu tika proporcionāli attiecināta uz zivju sugu svāra attiecību zinātniskajās nozvejās, iegūstot zivju sugu biomasu ieejas datus modelim.

Katras funkcionālās grupas izveidei ir nepieciešama informācija par tās biomasu ekosistēmā (B), produktivitātes/biomasas attiecību (P/B) un patēriņa/biomasas attiecību (Q/B), kā arī barības sastāvu. Zivju barības sastāva noteikšanai lauka darbos no zinātnisko tīklu uzskaites lomēm tika ievākti un analizēti zivju kuņģi (2.tabula).

2.tabula. Burtnieku ezera *Ecopath* modeļa ievaddati: zivju barības procentuālais sastāvs (pelēkās šūnas-dominējošie barības objekti).

Barības objekts Suga\	Plaudis	Zandarts	Rauda	Plicis	Asaris	Bivalvia	Gastropoda	Diptera	Ephemeroptera	Coleoptera	Trichoptera	Odonata	Oligochaeta	Bivalvia plankt.	Copepoda	Cladocera	Makrofiti	Fitobentoss	Detrits	Kopā, %
Rauda						17.0	2.5	2.9	0.4		5.2	0.1		16.8	0.6	2.6	33.4	7.4	11.4	100
Līnis						28.7	4.7	10.9		0.0	7.6		2.8				15.2	26.8	3.3	100
Rudulis						1.6	1.5	2.9		0.3	4.2	9.6		8.5		0.6	55.6	15.2		100
Plaudis						16.7	0.0	18.0	0.8		3.4	0.3		5.5	0.2	20.3	2.5	15.4	16.9	100
Līdaka	13.5	23.4	17.5	22.2	23.4															100
Asaris					29.2			14.2	6.7		11.0	18.4		15.8	1.3	3.4				100
Plicis						40.5	8.2	23.5			3.6			17.6		5.9	0.6			100
Karūsa								0.2						27.4	15.1	57.3				100
Zandarts		50.9	44.1		5.0															100
Vīķe											100									100
Ķīsis								96.8		3.2										100

Pārējām modeļa funkcionālajām grupām barības sastāvs tika noteikts balstoties uz dažādiem pieejamās literatūras avotiem un konsultējoties ar attiecīgās nozares speciālistiem.

Ecopath modeļa pamatvienādojums reprezentē masas balansu katrai funkcionālajai grupai *i* sistēmā, kas sastāv no *n* funkcionālajām grupām. Funkcionālās grupas *i* produktivitāte, ko veido

nozveja, plēsonības radītā mirstība, biomasas akumulācija, neto migrācija un cita mirstība tiek izteikta pēc formulas:

$$P_i = Y_i + B_i \cdot M2_i + E_i + BA_i + P_i \cdot (1 - EE_i) \quad (1)$$

Kur P_i - kopējā produktivitāte grupai i , Y_i - nozvejas lielums grupai i , B_i - grupas i biomasas, $M2_i$ - grupas i izēšanas apjoms, E_i - neto migrācija (emigrācija-imigrācija) grupai i , BA_i - biomasas akumulācija grupai i un $P_i \cdot (1 - EE_i) = MO_i$, kas reprezentē pārējo mirstību grupai i . EE_i ir ekotrofiskais koeficients, kas norāda grupas i produktivitātes daļu, kas pāriet uz nākošo trofisko līmeni.

Vienādojums (1) var tikt izteikts kā:

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_j \cdot DC_{ji} - \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot B_i \cdot (1 - EE_i) - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad (2)$$

Kur P/B - attiecība starp produktivitāti un biomasu, Q/B - attiecība starp patēriņu un biomasu, DC_{ji} - barības objekta i daļa plēsēja j barības sastāvā. No vienādojuma (2) *Ecopath* veido vairāku lineāru vienādojumu sēriju katrai funkcionālajai grupai nosakot 1 nezināmo parametru, kas var būt B (biomasas), P/B (produktivitāte/biomasas), Q/B (patēriņš/biomasas) vai EE (ekotrofiskā efektivitāte). Parasti aprēķināta tiek EE , jo ekosistēmā tas praktiski ir neizmērāms lielums. Modeļa balansēšanai papildus ir izmantojama informācija par funkcionālo grupu nozvejām, migrācijām, biomasas akumulācijas apmēru, asimilācijas lielumu un barības sastāvu.

Ecopath modelī funkcionālajām grupām enerģijas ienākošajām un izejošajām plūsmām ir jābūt balansētām, veidojot sakarību:

$$\text{PATĒRIŅŠ} = \text{PRODUKTIVITĀTE} + \text{RESPIRĀCIJA} + \text{NEASIMILĒTĀ RACIONA DAĻA} \quad (3)$$

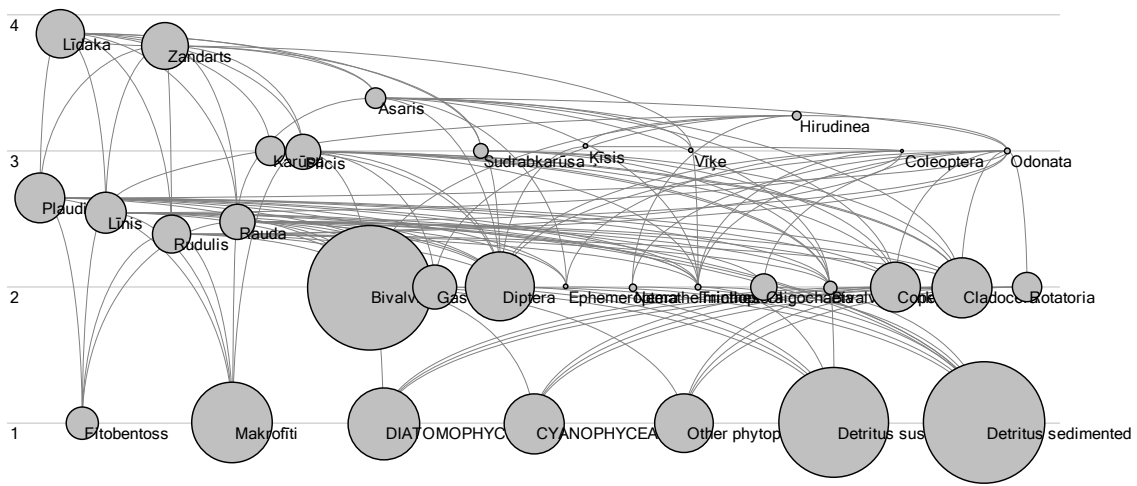
Respirācija tiek noteikta kā starpība starp patēriņu un produktivitāti (plus neasimilētā raciona daļa). Balstoties uz iepriekšminētajām sakarībām pēc vienādojumiem (2) un (3), modelis tiek balansēts un kalpo par pamatu vielu plūsmu raksturošanai un scenāriju veidošanai. No ievades datu kvalitātes un galvenajiem parametriem (B ; P/B ; Q/B ; barības sastāvs) faktiski ir atkarīga modeļa tālākā darbība. P/B un Q/B koeficienti tika izvēlēti balstoties uz literatūras datiem (Palomares and Pauly 1998; Mauchline 1998) un parametrizēti modeļa masas balansa iegūšanai. Izejot no enerģijas aprites likumsakarības - noslēgtā un balansētā ekosistēmā P/B koeficients ir ekvivalents kopējai mirstībai

pie nosacījuma, ja nenotiek biomasas akumulācija. Zivīm kopējā mirstība var tikt izteikta balstoties uz informāciju par nozvejām un dabiskās mirstības novērtējumu.

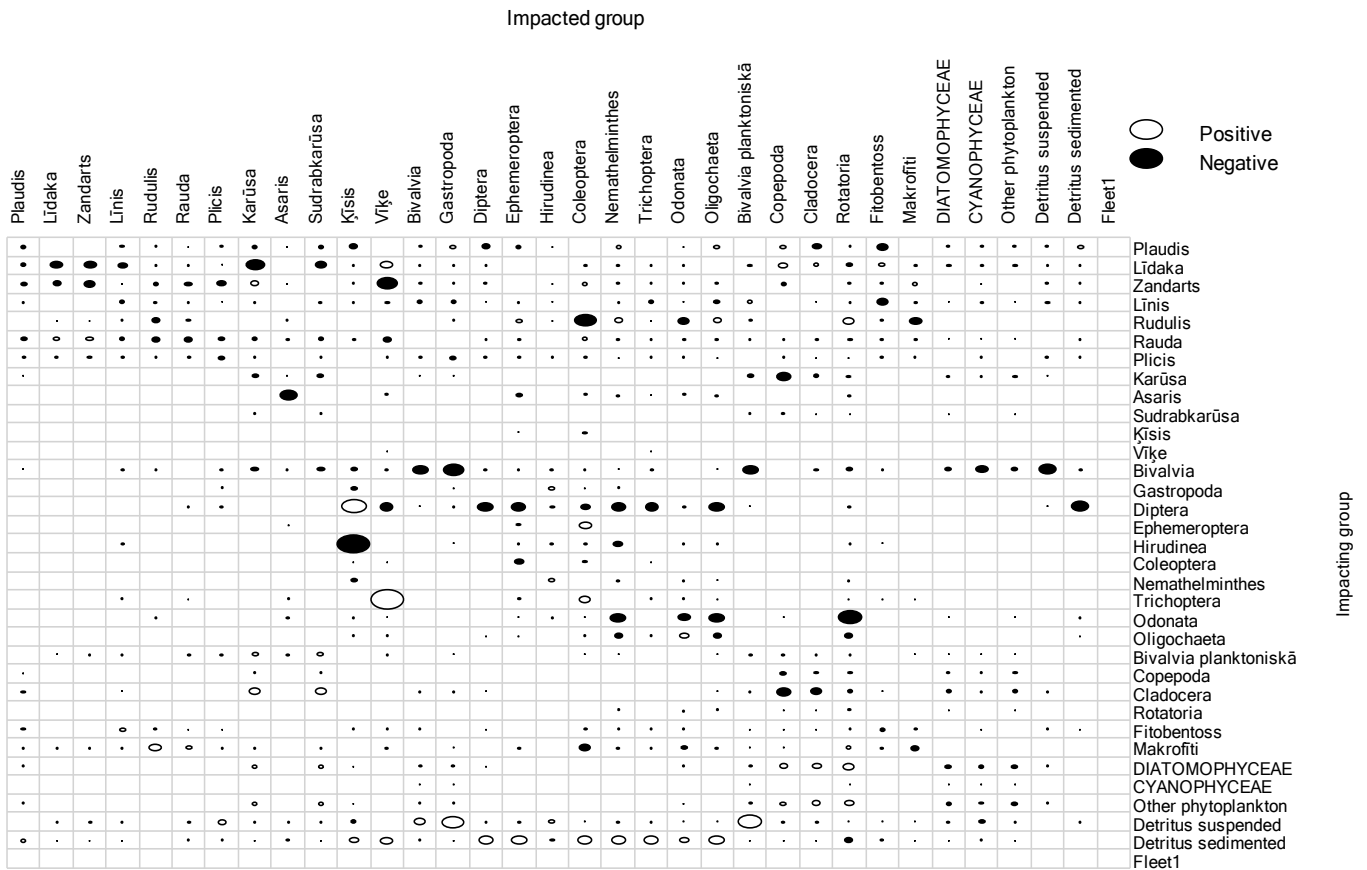
Ar *Ecopath* modeļa parametrizāciju tika noteikti funkcionālo grupu ekotrofiskie koeficienti EE (1.tabula). Modelis ir balansēts, ja EE koeficients nepārsniedz 1. EE koeficients, kas pārsniedz vērtību 1 (1.tabulā iezīmēti ar sarkanu), norāda uz to, ka ar esošajiem modeļa parametriem funkcionālā grupa ekosistēmā pēc biomasas tiek izmantota vairāk nekā ir tās faktiskā biomasas ekosistēmā, kas dabā nav iespējams. *Ecopath* modeļa parametrizācijas mērķis ir panākt, lai EE koeficienti būtu samērīgi un nepārsniegtu vērtību 1. Ja EE koeficients ir 1, tad visa funkcionālās grupas daļa tiek izmantota ekosistēmā un tās biomasas pāriet uz augstākiem trofiskajiem līmeņiem.

1. tabulā redzams, ka zemākas EE vērtības ir grupām, kuru biomasas ekosistēmā ir liela, piemēram, *Bivalvia*, kur $B=116.7 \text{ t/km}^2$, $EE=0.06$, kas norāda, ka tikai 6% no *Bivalvia* biomasas apēšanas rezultātā pāriet uz augstāku trofisko līmeni, pārējā biomasas veido detritu. Faktiski esošais modelis nav līdz galam balansēts, jo vairākām funkcionālajām grupām EE vērtības pārsniedz 1. Piemēram, raudai EE vērtība ir 22.5, kas, balstoties uz modeļa definētajiem ievaddatiem norāda uz to, ka šīs zivis teorētiski tiek izēstas 22.5 reizes vairāk nekā tās ir ekosistēmā, kas, protams, nav iespējams. Mēs apzināti necentāties balansēt visu modeli un nemainījām lauku darbos iegūto bioloģisko informāciju, lai identificētu problēmas, kas saistītas ar lauka datu ievākšanu. Galvenie trūkumi ievāktu datu rindās bija nereprezentatīvs ihtiocenozes novērtējums - plēsīgās zivis sastādīja 37% no zivju kopējās biomasas, kā rezultātā palielinājās plēsēju spiediens uz karpveidīgo zivju sugām, kuru biomasas zinātniskās tīklu uzskaites specifikas dēļ netika objektīvi novērtēta. Tāpat, apstrādājot bentisko paraugu datus, iegūtie rezultāti uzrādīja lielu sugu sastāva un biomasas variāciju, kas bija atkarīga no paraugu ievākšanas vietām.

1.attēlā redzama shematiska *Ecopath* modeļa trofiskā struktūra un saistības starp funkcionālajām grupām. Pēc barošanās attiecībām funkcionālās grupas veido 4 trofiskos līmeņus. Aplīšu lielums reprezentē funkcionālās grupas relatīvo biomasu ekosistēmā (t/km^2). Lielāko biomasu sastāda *Bivalvia* (pamatā *Dreissena polymorpha*). Detrita funkcionālo grupu biomasas nav reprezentatīvas, jo modeļa struktūrā detrits pagaidām ir veidots kā grupa, kur nonāk neizmantojama (mirusī) biomasas daļa no citām funkcionālajām grupām.



1.attēls. Burtnieku ezera *Ecopath* modeļa trofiskā struktūra un sasaiste starp dažādām funkcionālajām grupām. Aplīši ir proporcionāli funkcionālās grupas lielumam ekosistēmā (t/km^2).



2.attēls. Burtnieku ezera *Ecopath* modeļa funkcionālo grupu savstarpējā ietekme.

Funkcionālo grupu savstarpējā ietekme ekosistēmā pamatā ir atkarīga no barošanās attiecībām un nišas konkurences. Pēc funkcionālo grupu savstarpējās ietekmes (2.attēls) un EE koeficientiem (1.tabula) redzams, ka esošais modelis adekvāti neatspoguļo visas trofiskās ķēdes struktūru. Zemāko trofisko līmeņu izmantošanas efektivitāte ir zema. Daļēji tas ir saistīts ar lauka darbos ievāktu datu specifiku - zinātniskajā tīku uzskaitē nebija iespējams ievākt reprezentatīvu materiālu

par izmēros nelielām karpveidīgajām zivīm un zivju mazuļiem, kas ir galvenie zooplanktona patērētāji ekosistēmā.

Izveidotais Burtnieku ezera *Ecopath* modelis pagaidām ir konceptuālā stadijā un nākotnē to ir plānots pilnveidot, iekļaujot precīzāku informāciju par funkcionālajām grupām un svarīgākajiem parametriem. Pirmajā sezonā ievākto lauka datu sezonālā mainība liek secināt, ka ir nepieciešams veidot sezonāli atsevišķus modeļus. Tāpat nākotnē būtu jāveic reprezentatīvāka bentisko organismu ievākšana atsevišķi izdalot piekrastes un ezera atklātās daļas biotopus. Joprojām paliek aktuāls jautājums par zivju sugu sastāva kvantitatīvu novērtējumu. Tā uzlabošanai nepieciešamas precīzākas metodes - hidroakustiskā uzskaitē vai zinātniskās zvejas metodes modificēšana.

Pētījums izstrādāts ar Burtnieku novada pašvaldības atbalstu.

Literatūra

Birzaks J. 2007. Latvijas iekšējo ūdeņu resursi un to izmantošana. Latvijas Zivsaimniecības gadagrāmata 2007. Rīga, 66-82.

Christensen V., Walters J.C., Pauly D.W., Forrest R. 2008. *Ecopath with ecosim version 6. User Guide*. Lenfest Ocean Futures Project: 1-235.

Mauchline J. 1998. *The Biology of Calanoid Copepods*. Academic Press. 373-381.

Palomares M.L.D., Pauly D. 1998. *Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity*. Marine and Freshwater Research, 49: 447-453.

Tátrai I., Specziár A., György A.I., Bíró P. 2008. *Comparison of fish size distribution and fish abundance estimates obtained with hydroacoustics and gill netting in the open water of a large shallow lake*. Ann. Limnol. - Int. J. Lim. 2008, 44(4): 231- 240.

Tidriķis A. 1994. Burtnieks. - Latvijas daba. Enciklopēdija. 1.sēj. Rīga, 175-176.

HIDROMORFOLOĢISKO PĀRVEIDOJUMU IETEKME UZ BENTISKO BEZMUGURKAULNIEKU SABIEDRĪBU STRUKTŪRU ABULĀ

Agnija SKUJA*^{1,2}, Dāvis OZOLIŅŠ¹, Elga PARELE¹, Sandra NARUBINA²

¹Latvijas Universitātes aģentūra „Bioloģijas institūts”

²Latvijas Universitāte, Bioloģijas fakultāte

*agnija@lanet.lv

Abuls ir ritrāla tipa upe ar lielu kritumu – 129 m, augštecē un vidustecē – līdz 10 m/km. Upes garums ir 52 km, sateces baseina platība – 430 km², Abuls tek caur vairākām apdzīvotām vietām: Silvu, Smiltēni, Trikātu un Brenguļiem, un ietek Gaujā 6 km augšpus Valmieras.

Upe ir spēcīgi hidromorfoloģiski pārveidota – uz tās izveidotas piecas mazās hidroelektrostacijas – Smiltēnes, Tiltleju, Brutuļu, Trikātas un Brenguļu HES ar uzpludinājumiem, kā arī atsevišķos posmos ir iztaisnota upes gultne.

Pētījums veikts 2011. gada augustā, Igaunijas - Latvijas programmas projekta „Pasākumi kopīgai pārrobežu Gaujas/Koivas upes baseina apgabala apsaimniekošanai” ietvaros. 10 upes posmos (no augšteces līdz lejtecei) (1. tabula) ievākti kvantitatīvi bentisko bezmugurkaulnieku paraugi, raksturota posmu hidromorfoloģija, zemes lietojuma veids un antropogēnā ietekme.

Vairākos upes punktus bija paaugstinātas biogēnu koncentrācijas, piemēram, kopējā fosfora (P_{kop} (mg/l)) koncentrācijas bija būtiski paaugstinātas 5. un 6. punktā; amonija jonu (NH_4^+ (mg/l)) koncentrācijas – būtiski paaugstinātas 1., 3., 4. paraugu ievākšanas vietā, mazāk 2. un 8. paraugu ievākšanas vietā. Bioloģiskā skābekļa koncentrācija (BSP_6 (mg/l)) augstākā bija 10. punktā, augšpus upes grīvas.

Neskatoties uz to, skābekļa koncentrācijas deviņās paraugu ievākšanas vietās (neieskaitot 7.2. punktu) atbilda augstai kvalitātei, bet 6. punktā lejpus Brutuļu HES O_2 (mg/l) koncentrācija bija zemāka, kas atbilst labai kvalitātei. – Tas galvenokārt varētu būt skaidrojams ar ritrāla tipa upēm raksturīgo straumes ātrumu ($> 0,2$ m/s), kas nodrošina labus skābekļa apstākļus.

Bentisko bezmugurkaulnieku sabiedrības mainās upes tecējuma gaitā, pieaugot upes lielumam, kā arī HES uzpludinājumu ietekmē.

Gliemežu, dēļu un spāru skaits lielāks upes vidustecē - lejtecē, kur lielāks aizaugums ar makrofītiem un pavedienveida aļģēm. Mazsartārpu īpatņu blīvums lielāks sākot ar 6. punktu.

Bentisko bezmugurkaulnieku sabiedrībās nozīmīga loma ir gliemenēm, kas barojas filtrējot ūdenī suspendētās barības vielu daļiņas. *Pisidium* sp. gliemeņu īpatņu skaits bija lielāks upes augštecē (1., 2., 4. punkts) un lejtecē (7.-9. punkts), taču pavisam nedaudz īpatņu tika konstatēti antropogēni ietekmētajos punktos. *Sphaerium* sp. ģints gliemenes bija sastopamas visos paraugu ievākšanas punktos. Neliels blīvums bija raksturīgs 5. un 7.1. punktā, salīdzinoši lielāks blīvums

bija raksturīgs lejteces posmiem. 8., 9. un 10. punktā raksturīgas gliemeņu (perlamutreņu) *Unio* spp. populācijas.

Augštecē konstatēts neliels kniņu Simuliidae kāpuru skaits, kas barojas filtrējot straumes nestās organisko vielu daļiņas, taču kniņu kāpuri pēc īpatņu blīvuma dominējošā makrozoobentosa taksonomiskā grupa bija 5. paraugu ievākšanas vietā; ļoti liels blīvums bija raksturīgs arī 6. un 7.1. punktā.

Būtiskas izmaiņas konstatētas jutīgāko grupu – viendienīšu Ephemeroptera, strauteņu Plecoptera un maksteņu Trichoptera sugu sastāvā upes tecējuma gaitā un HES uzpludinājumu ietekmē.

Augštecē raksturīga *Baetis rhodani* un neietekmētajos upes posmos - *Seratella ignita*.

7.1, 8., 9., un 10. punktā raksturīgs liels pret eitrofikāciju tolerantās viendienītes *Baetis fuscatus* īpatņu blīvums, kura pielāgojusies aizaugumam ar makrofītiem. 4., 5. un 6. punktā raksturīga ekoloģiski plastiskā suga – *Baetis vernus*. 6, 7.1. un 7.2. punktā liels pret eitrofikāciju tolerantās *Caenis* sp. īpatņu blīvums.

Strautenes Plecoptera sastopamas bija upes augštecē (1. – 3. punkts), 6., 7.1. un 8. punktā.

Litofilie, oļu – akmeņu substrātu apdzīvojošie, maksteņu kāpuri (*Goera pilosa*, *Silo pallipes* un *Agapetus* sp.) bija raksturīgi upes augštecei; arī *Chaetopteryx villosa*, kas pārtiek no detrita, bija sastopama tikai upes augštecē. Savukārt, *Brachycentrus subnubilus*, kas viedo ar īpatņiem blīvas populācijas uz makrofītiem, bija raksturīga upes vidustecei un lejtecei. Arī smilšu substrātu apdzīvojošā *Molanna angustata* bija raksturīga upes lejteces posmiem.

3. un sevišķi 4. punktā bija liels pret eitrofikāciju tolerantās *Hydropsyche angustipennis* īpatņu blīvums, kas varētu būt saistīts ar lielu organisko daļiņu daudzumu ūdenī, jo makstene barojas ķeramīklā uztverot straumes nesto materiālu. Salīdzinoši nedaudz jutīgākās sugas *Hydropsyche pellucidula* īpatņu skaits bija ievērojami mazāks un tās bija sastopamas visos punktos, izņemot 1. un 7.2. punktu.

No vēžveidīgajiem upē netika konstatētas sānpeldes, taču pret eitrofikāciju toleranto detritofāgu *Asellus aquaticus* īpatņu blīvums bija liels, sevišķi 4., 7.2. un 9. punktā.

Lai novērtētu upes ekoloģisko kvalitāti aprēķināti vairāki indeksi, kas tiek pielietoti ekoloģiskā stāvokļa noteikšanai Igaunijā un arī citās valstīs, piemēram, DSFI (Dānijas upju faunas indekss), ASPT (Average Score per Taxon, Lielbritānijā izstrādāts indekss), kopējais sugu skaits, EPT (Ephemeroptera - viendienīšu, Plecoptera - strauteņu, Trichoptera – maksteņu sugu skaits) un Šenona – Vīnera daudzveidības indekss. Upes augštecē, kur antropogēnā ietekme mazāka, indeksi raksturo augstu ekoloģisko stāvokli. Vidējs ekoloģiskais stāvoklis konstatēts lejpus Brutuļu HES, kur paraugu ievākšanas laikā tika novērotas krasas ūdens līmeņa un straumes ātruma izmaiņas; 4. paraugu ievākšanas vietā – taisnotajā upes posmā ar lielu aizaugumu ar makrofītiem un 7.2. punktā

lejpus Trikātas HES vecajā upes gultnē, kur upes ūdens ir stāvošs. Lejpus „Jaundzērvītēm” upes ekoloģiskais stāvoklis izlabojas (novērtēts kā augsts), pārējos upes posmos raksturīga laba kvalitāte.

1. tabula. Abula ekoloģisko kvalitāti raksturojošie indeksi 10 paraugu ievākšanas vietās 2012. gada augustā*. Punkti numurēti secībā no upes augšteces līdz grīvai.

N.p.k.	Paraugu ievākšanas vietas	Taksonu skaits	ASPT	EPT taksonu	DSFI	Šenona - Vīnera indekss	Ekoloģiskais stāvoklis
1	Augštece pie „Dāmiem”	47	6.0	14	6	2.7	A
2	ceļš Silva – Smiltene	59	6.5	22	7	2.8	A
3	Smiltene pie Jaunā parka	56	5.9	17	6	2.6	A
4	Lejpus Brutuļu HES	43	5.0	7	4	1.7	V
5	pie ceļa starp „Stariņiem” – „Lūkalmiem”	26	5.1	11	4	0.3	V
6	pie „Kaupiem”/”Kaģiem”	61	6.2	20	6	2.2	L
7.1.	lejpus Trikātas HES, jaunizraktā gultne	53	5.6	18	6	1.5	L
7.2.	lejpus Trikātas HES, vecā upes gultne	44	5.1	11	4	1.7	V
8	pie „Jaundzērvītēm”	61	6.0	19	6	2.9	A
9	lejpus Brutuļu HES	60	5.7	16	4	2.6	L
10	2 km augšpus grīvas	60	5.9	22	5	3.2	L

*Krāsas apzīmē ekoloģiskā stāvokļa klases. Zila krāsa – augsts, zaļa krāsa – labs, dzeltena krāsa – vidējs, oranža krāsa – slikts un sarkana krāsa – ļoti slikts ekoloģiskais stāvoklis.

PIESĀRŅOJUMA POTENCIĀLĀ IETEKME UZ SĀNPELŽU EMBRIOLOĢISKO ATTĪSTĪBU

Evita STRODE*¹ un Maija BALODE^{1;2}

¹LU Bioloģijas fakultāte, Hidrobioloģijas katedra,

²Latvijas Hidroekoloģijas Institūts, Eksperimentālās Hidrobioloģijas nodaļa

* evitast@lanet.lv

Piesārņojums ar toksiskajām vielām mūsdienās ir kļuvis par vienu no nozīmīgākajām vides problēmām. Virkne ūdenī nonākošo ķīmisko vielu raksturojas ar stabilu ķīmisko struktūru un nepakļaujas biodegradācijai, turklāt stabilitātes dēļ šīs vielas bioakumulējas dzīvajos organismos. Lai novērtētu iespējamo piesārņotāju ietekmi uz biocenozi, tiek pētītas visdažādākās organismu atbildes reakcijas - samazināta izdzīvotība, kavēta organismu attīstība, slimības, reproduktīvās funkcijas izmaiņas, embrioloģiskās attīstības traucējumi u.c. Akūta toksiska iedarbība ir viegli identificējama, jo akūtie testi parasti beidzas ar letālu iznākumu, taču salīdzinot ar hroniskiem testiem tie nedod priekšstatu par toksikantu patieso iedarbību organisma dzīves cikla laikā. Toksikantu ietekmi uz organismu augšanu, attīstību un vairošanos iespējams noteikt tikai ilgstošas iedarbības testos (US EPA, 2002a).

Tiek uzskatīts, ka potenciālajam piesārņojumam nonākot ūdens vidē tā toksiskums samazinās atšķaidoties vai aizplūstot pa straumi, bet ir virkne ķīmisko savienojumu, kuri nešķīst ūdenī un spēj akumulēties ūdenstilpju sedimentos. Piesārņojošo vielu koncentrācija sedimentos parasti ir būtiski augstāka nekā ūdens vidē, jo sedimentu ķīmiskais sastāvs spēj ilglaicīgi piesaistīt piesārņojumu un tas lēni noārdās.

Sedimentu toksiskuma pārbaude ir ļoti būtiska, jo tiem ir izšķiroša nozīme ūdenstilpju ekosistēmas funkcionēšanā. Sedimenti ir mājvieta bentiskajiem organismiem, bez tam tie ir galējie dabīgā un antropogēnā piesārņojuma uztvērēji, jo sedimentos akumulējas visdažādākās sadzīvē, lauksaimniecībā un rūpniecībā izmantotās organiskās (naftas produkti, pesticīdi, virsmas aktīvās vielas, fenoli, hlororganiskie savienojumi u.c.) un neorganiskās (smagie metāli, biogēnie elementi u.c.) vielas. Ķīmiski piesārņoti sedimenti var būt tieši toksiski ūdens organismiem, kā arī toksiskās vielas var akumulēties barības ķēdē, radot draudus augstāku barības ķēžu locekļiem.

Pētījuma mērķis - noskaidrot piesārņojuma potenciālo ietekmi uz sānpelžu embrioloģisko attīstību.

Lai noteiktu iesālūdus sānpelžu *Pontogammarus robustoides* dabiskās dzīvotnes – Rīgas līča sedimentu potenciālo piesārņojumu, tika veikti piekrastē dzīvojošo īpatņu embrioloģiskie pētījumi. Apsekojot Rīgas līča piekrastes 18 stacijas, 9 no tām tika konstatēta *P. robustoides* klātbūtne. Lielāks *P. robustoides* īpatsvars tika konstatēta Rīgas līča austrumu piekrastē. Apaugļotās mātītes

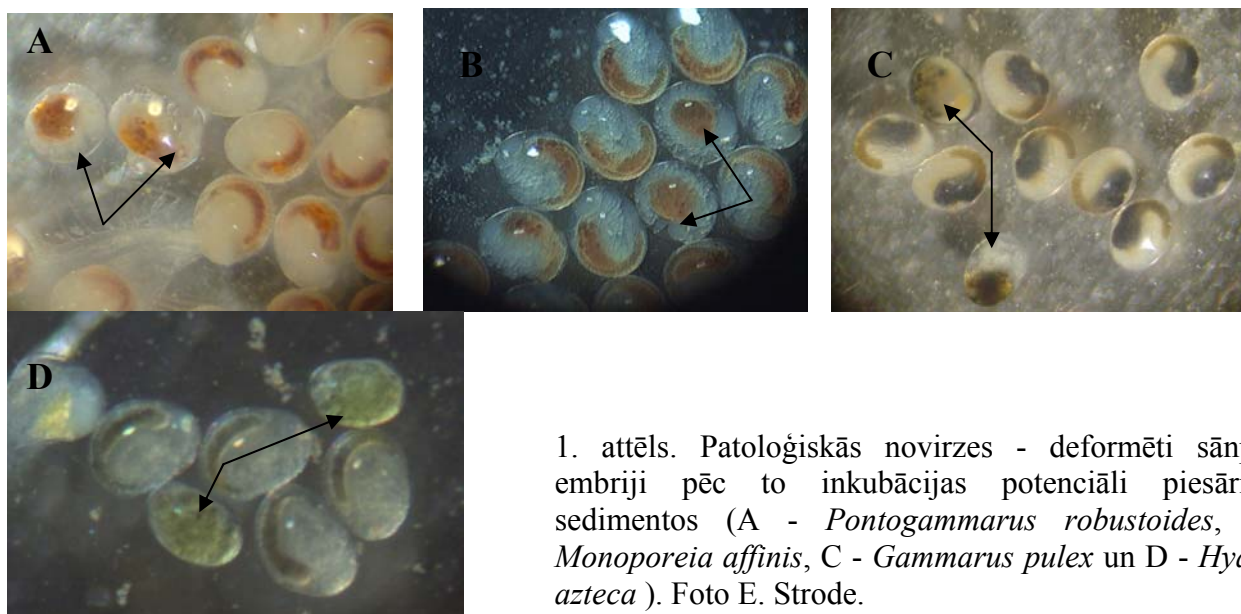
P. robustoides dabiskā dzīvotnē - Rīgas līča piekrastē kopumā sastādīja 50 % no ievāktu īpatņu skaita. Embriju skaits *P. robustoides* apaugļotās mātītēs vidēji sastādīja 88 ± 21 embrijus/mātīti, no kuriem $6,6 \pm 4,5$ % uzrādīja vairāk vai mazāk izteiktas augšanas pataloģijas. *P. robustoides* embriogēneses pētījumi liecina par potenciālā piesārņojuma klātbūtni *P. robustoides* dabiskā dzīvotnē un tā ietekmi uz embriju attīstību visās paraugu ievākšanas vietās. Mazāk izteiktas novirzes no normas tika noteiktas Pierīgas rajonu (Vecāķu un Bolderājas) piekrastes sedimentos mītošajiem īpatņiem, kas varētu būt izskaidrojams ar šīs invazīvās sugas mazo īpatsvaru šajos rajonos.

Paralēli lauku pētījumiem tika veikta Rīgas līča un Latvijas lielo upju pārrobežas teritoriju sedimentu biotestēšana, kā testobjektus izmantojot iesālūdens sānpeldes *Monoporeia affinis*, kā arī saldūdens sānpeldes *Gammarus pulex* un *Hyalella azteca*, nosakot to izdzīvotību un pēcnācēju attīstību potenciāli piesārņotu sedimentu klātbūtnē.

Rīgas līča sedimentu piesārņojuma ietekme uz dziļūdens sānpeldes *M. affinis* embrioloģisko attīstību tika noskaidrota veicot biotestēšanu laboratorijas apstākļos. Apaugļotas *M. affinis* mātītes tika pakļautas no Rīgas līča dziļūdens 10 stacijām ievāktu sedimentu klātbūtnē, noskaidrojot mātīšu izdzīvotību un to embriju attīstības stāvokli. Vidēji tika konstatēti 16 ± 8 embriji/mātīti (max. 42), pārsvarā uzrādot pēdējās attīstības stadijas embrijus. Salīdzinoši mazais embriju skaits mātītēs tika konstatēts sakarā ar lielu skaitu jaundzimušo īpatņu, ko iespējams skaidrot ar mātīšu reakciju uz stresa apstākļiem, biotestēšanas rezultātā mainoties sedimentu kvalitātei (Sundelin et.al, 2008). Pārbaudot *M. affinis* embrioloģisko stāvokli pēc divu nedēļu inkubācijas testa sedimentos, apaugļotajās mātītēs vidēji tika konstatēts $5,5 \pm 5,6$ % ietekmētu un $7,3 \pm 10,8$ % nedzīvu embriju. Embrionālās attīstības traucējumi netika konstatēti vienīgi Rīgas līča rietumu daļas stacijā netālu no Irbes jūras šauruma.

Latvijas lielo upju - Daugavas un Lielupes, kā arī to pieteku sedimentu biotestēšana (6 stacijas) tika veikta kā testobjektus izmantojot saldūdens sānpeldes *G. pulex* un *H. azteca*, nosakot potenciālā piesārņojuma ietekmi uz embrionālo attīstību. *G. pulex* apaugļotas mātītes 20 dienas tika pakļautas testēto sedimentu iedarbībai. Embriju skaits *G. pulex* apaugļotās mātītēs vidēji sastādīja 9 ± 1 embriji/mātīti (max. 16). Testēto sedimentu klātbūtnē, pēc 10 dienu ekspozīcijas, neuzrādīja organismu bojāeju jeb embrionālās attīstības traucējumus, taču pēc 20 dienu inkubācijas vidēji tika konstatēta $12,5 \pm 9,8$ % ietekmētu embriju klātbūtnē. Vislielākais ietekmēto *G. pulex* embriju skaits (max. 31,1 %) tika konstatēts paraugā ar augstāko organismu mirstību 73 ± 12 % Lielupes pietekas (Iecavas) Misas pierobežas zonas sedimentos. Līdzīgi kā biotestos ar *G. pulex*, arī *H. azteca* uzrādīja reprodukcijas spēju samazināšanos un embrionālās attīstības traucējumus pēc ilgstošas ekspozīcijas Misas pierobežas zonas sedimentos, par ko liecina $33,3 \pm 19,2$ % ietekmētu embriju klātbūtnē. *H. azteca* embrionālās attīstības traucējumi - olu skaita un jaundzimušo īpatņu skaita samazināšanās, kā arī patoloģijas embriju attīstībā konstatētas arī veicot citu Latvijas ūdenstilpju

sedimentu biotestēšanu. Sevišķi izteiktas patoloģijas sānpeļņu embrionālā attīstībā konstatētas Mārupītes sedimentos, kas tika ievākti pēc avārijas ķīmijas preču noliktavā (Strode et.al, 2012).



1. attēls. Patoloģiskās novirzes - deformēti sānpeļņu embriji pēc to inkubācijas potenciāli piesārņotos sedimentos (A - *Pontogammarus robustoides*, B - *Monoporeia affinis*, C - *Gammarus pulex* un D - *Hyaella azteca*). Foto E. Strode.

Lai noskaidrotu smago metālu ietekmi uz sānpeļņu embriju attīstību, *M. affinis* tika pakļautas hroniskai Cd klātbūtnei, tās 30 dienas eksponējot Cd koncentrācijās 0.4 un 1.6 mg/L, kas ir zemākas par 96 h LOEC 3.2 mg/l koncentrāciju (Strode un Balode, 2013) un līdzīgas ar Rīgas līča sedimentos noteiktajām Cd koncentrācijām (Kulikova and Seisuma, 2005). Kaut arī pēc 4 nedēļu ekspozīcijas tika noteikta apaugļoto mātīšu 100 %-īga izdzīvotība, tika konstatēta Cd ietekme uz izdzīvojušo mātīšu reprodukcijas spējām - negatīvi ietekmētu embriju skaitam sastādot $8,7 \pm 4,8$ % un mirušu embriju skaitam $14,0 \pm 19,2$ %.

Kopumā jāsecina, ka toksiskais piesārņojums var būtiski ietekmēt sānpeļņu reproduktīvo sistēmu, inhibējot olu un embriju attīstību, ko vizuāli var novērot pēc to morfoloģiskām izmaiņām - formas maiņas, sablīvētiem audiem, izmēru atšķirībām, kā arī embriju dažādu attīstības stadiju klātbūtnes apaugļoto mātīšu organismā (1. attēls).

Pētījumi pierāda sānpeļņu reprodukcijas spēju izmantošanas iespējas sedimentu kvalitātes kontrolē un apstiprina hronisko testu veikšanas nepieciešamību sedimentu potenciāli toksiskā piesārņojuma noteikšanai.

Literatūra

Kulikova I. and Seisuma Z. 2005. Spatial and temporal distribution of metals in sediment of the Gulf of Riga (the Baltic Sea). *Ekologija*. Nr. 2: 6–10.

Sundelin B., Rosa R., Wiklund Eriksson A. K. 2008. Reproduction disorders in the benthic amphipod *Monoporeia affinis*: an effect of low food resources. *Aquatic Biology* Vol. 2: 179–190.

Strode E. and Balode M. 2013. Toxicity-resistance of Baltic Amphipod species to heavy metals. *Crustaceana* 86 (7-8): 1007-1024

Strode E., Balode M., Purviņa S. un Puriņa I. 2012. Sedimentu toksicitātes novērtējums pēc avārijas ķīmijas preču noliktavā Mārupē, izmantojot zoobentosa testus. LU 70. Zinātniskā konference Latvijas ūdeņu vides pētījumi un aizsardzība. Februāris. LU Rīga: 59-60.

US EPA, 2002. US Environmental Protection Agency. Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Marine and Estuarine Organisms, Third Edition. Report EPA-821-R-02-014, Washington, DC. 486 pp.

ĀRDAVA EZERA ŪDENSĀUGI UN EKOLOĢISKĀ STĀVOKĻA NOVĒRTĒJUMS

Uvis SUŠKO^{*1}, Linda ANSONE², Oskars PURMALIS²

¹ DU Sistemātiskās bioloģijas institūt

*uvis.susko@biology.lv

² LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte

linda.ansone@inbox.lv, oskars.purmalis@lu.lv

Ārdava ezers (Ārdavs, ezera platība 230,25 ha, ūdensvirsmas platība 229,5 ha, 2 salas, krasta līnijas garums 21,45 km, lielākais dziļums 27,9 m) ir caurtekošs, eitrofs dzidrūdēns glaciālas izcelsmes klajumu ezers ar aptuveni 130 km² lielu sateces baseinu un ļoti ličainu, neparastas formas ezerdobi un atrodas Krāslavas novada Kombuļu pagastā ārpus īpaši aizsargājamām dabas teritorijām. Fiziogēogrāfiski Ārdavs atrodas Latgales augstienes Dagdas paugurainē – ļoti ainaviskā apvidū Sauleskalna ziemeļu pusē starp Leju, Drīdzi, Otu un Siveri, un tam cauri no Sivera uz Leju iztek Dubna (Eipurs 1994, Ramans & Zelčs 1995, Āboltiņš 1995, www.ezeri.lv). Ezers sastāv no 6 lielām daļām, ko savieno 8 izteikti šaurumi. Visdziļākā ir ezera ziemeļaustrumu daļa – Lielais Ārdavs (lielākais dziļums 27,9 m), ko dienvidos Lielās šauras savieno ar Mazā Ārdava Soleimu līci, bet ziemeļrietumos – Raudives šauras ar Mazā Ārdava Dzalbu līci. Dzalbu līci ziemeļos Dzalbu šauras savieno ar stipri aizaugušo Mazā Ārdava Pastovu, no kura iztek Dubna, bet rietumos – Doskāna šauras ar Mazā Ārdava Mateļu līci. Savukārt Mateļu līci dienvidos Mazās šauras savieno ar Mazā Ārdava Katinu līci jeb Ārdava kāju. Ezerā ir vismaz 16 izteikti, pārsvarā skraji aizauguši krasta sēkļi, bet ezera dziļākās ziemeļaustrumu daļas (Lielais Ārdavs) vidū arī pieci nozīmīgi minerālgrunts sēkļi (dziļums 1 – 7 m). Ārdavam ir raksturīga mūsu apstākļiem ievērojama ūdens dzidrība (5 – 5,4 m) un tas ir noteikts arī kā prioritāra lašveidīgo ūdenstilpe (MK noteikumi nr. 118). Ārdava ezera litorālā sastopams 4 veidu grunts substrāts – smilšains, oļains, akmeņains un dūņains. Dūņainie litorāla posmi sastopami galvenokārt līčos, ielīčos un litorāla dziļākajās daļās. Minerālgrunts substrāts visbiežāk un visvairāk izplatīti ezera dziļajā daļā Lielajā Ārdavā.

2006. gada augustā Ārdavā pirmo reizi tika atklāta unikāla relikta ūdensaugu suga – smalkā najāda *Najas tenuissima*, kam visā pasaulē mūsdienās zināmas vairs tikai aptuveni 25 atradnes (Suško 2008). Šajā pašā reizē ezerā tika atklātas arī divu citu Latvijā ļoti retu, reliktu un aizsargājamu ūdensaugu sugu – lokanās najādas *Najas flexilis* un vienzieda krastenes *Littorella uniflora* iepriekš nezināmas atradnes. Lokanās najādas zināmo atradņu skaita ziņā (9 atradnes) Latvija ir viena no bagātākajām valstīm Eiropas Savienībā (98 atradnes, no tām kontinentālajā daļā tikai 24) un ierindojas trešajā vietā aiz Lielbritānijas un Īrijas (abās valstīs šobrīd zināmas 39 atradnes katrā). Abas najādu sugas, kā arī 2013. gadā atrastā Lēzeļa lipare ir iekļautas Eiropas Padomes Sugu un biotopu direktīvas 2. un 4. pielikumā, kas paredz aizsargājamu dabas teritoriju veidošanu to aizsardzībai. Pēc smalkās un lokanās najādas atrašanas Ārdavā 2007. gadā tika

ierosināts veidot šeit īpaši aizsargājamu teritoriju, bet smalko najādu iekļaut Latvijas īpaši aizsargājamo sugu sarakstā.

Apmeklējot Ārdava ezeru 2012. gada augustā, tika konstatēta ļoti būtiska ezera ziemeļu un ziemeļaustrumu daļas ekoloģiskā stāvokļa un līdz ar to najādu biotopu kvalitātes pasliktināšanās un populācijas lieluma aptuveni desmitkārtīga samazināšanās, ko izraisa biogēnajiem elementiem bagātu ūdeņu regulāra iepludināšana ezerā no SIA „Vasals” pārvaldījumā esošajiem un apsaimniekotajiem zivju dīķiem, kas kopā ar Dubnai paralēlo Plinšu kanālu par ES fondu līdzekļiem ierīkoti pēdējo 12 gadu laikā. Ņemot vērā šo satraucošo informāciju, 2013. gada vasarā un rudenī ar Latvijas Vides aizsardzības fonda finansiālu atbalstu tika īstenots Dabas aizsardzības pārvaldes projekts „Eiropas Savienības Biotopu direktīvas II pielikuma sugas smalkās najādas *Najas tenuissima* atradnes izpēte potenciālas jaunas īpaši aizsargājamas teritorijas dibināšanai vai esošās teritorijas paplašināšanai”, kura ietvaros tika apsekota 746 ha liela platība ar Ārdavu un tā apkārtējo teritoriju. Papildus tam SIA „Geo IT” pavasarī un vasarā ievāca un analizēja 10 ezera, Dubnas un Plinšu kanāla ūdens ķīmisko paraugu sastāvu.

Ārdava ezera ūdensaugu flora ir sugām bagāta – pētījumu rezultātā ezerā ir konstatētas kopumā 77 makrofītu sugas, to vidū 9 mieturaļģu, 4 ūdenssūnu un 64 vaskulāro augu sugas. Lielāko veģētācijas daļu veido vaskulārie augi, bet ūdenssūnas sastopamas galvenokārt litorāla dziļākajā daļā uz ezera atklātās daļas un krasta sēkļiem. Mieturaļģes litorālā ir sastopamas diezgan pāretī un kopumā salīdzinoši nelielā daudzumā, to veģētācijas galveno daļu veido strupās nitellītes *Nitellopsis obtusa* kopumā prāvās audzes litorāla dziļākajā daļā, uz ezera atklātās daļas zemūdens sēkļiem un dūņainajos ličos.

Apsekošanas un iepriekšējo pētījumu apkopošanas rezultātā ezerā un tā krastos noskaidrotas 18 retas un aizsargājamas sugas, ko pārstāv 3 mieturaļģu (pavedienu mieturīte *Chara filiformis*, asā mieturīte *Chara strigosa*, lokanā nitella *Nitella flexilis*), 1 sūnaugu (dižlapu dumbrene *Calliergon megalophyllum*), 13 vaskulāro augu (stāvlapu dzegužpirkstīte *Dactylorhiza incarnata*, trejdaļu madara *Galium trifidum*, mieturu hidrilla *Hydrilla verticillata*, gludsporu ezerene *Isoetes lacustris*, Lēzeļa lipare *Liparis loeselii*, vienziēda krastene *Littorella uniflora*, Dortmaņa lobēlija *Lobelia dortmanna*, gada staipekņis *Lycopodium annotinum*, pamīšziedu daudzlape *Myriophyllum alterniflorum*, lokanā najāda *Najas flexilis*, smalkā najāda *Najas tenuissima*, smaillapu glīvene *Potamogeton acutifolius*, ūdeņu ērkšķuzāle *Scolochloa festucacea*) un 1 zivju (repsis *Coregonus albula*) suga. Nozīmīgākie 2013. gada pētījumu jaunatradumi ir gludsporu ezerene, Dortmaņa lobēlija, pamīšziedu daudzlape, Lēzeļa lipare, trejdaļu madara un dižlapu dumbrene. Apsekotajā teritorijā tika konstatēti arī 12 aizsargājami biotopi, kas pārstāv 8 Eiropas Savienības un 12 Latvijas aizsargājamus biotopus – „3130/4.2. Ezeri ar oligotrofām līdz mezotrofām augu sabiedrībām”, „3150/4.20. Ezeri ar iegrimušu ūdensaugu un peldaugu augāju”, „3260/5.18. Upju straujtecēs un dabiski upju posmi”, „6210/3.21. Sausi zālāji kaļķainās augsnēs”, „6270*/3.24. Sugām bagātas

ganības un ganītas pļavas”, „6510/3.27. Mēreni mitras pļavas”, „7140/2.7. Pārejas purvi un slīkšņas”, „9080*/1.15. Stagnāju meži”, „4.10. Ezeri ar najādu *Najas* audzēm”, „4.11. Neizauguši plaši ezeru liedagi”, „4.12. Ezeri ar pamīšziedu daudzlapes *Myriophyllum alterniflorum* audzēm” un „4.19. Ezeri ar piekrastē dominējošu minerālgrunti”.

Vislabākais ekoloģiskais stāvoklis šobrīd ir vidēji dziļajā (lielākais dziļums 12 m) Mazā Ārdava Katinu līcī (Ārdava kājā). Seklais Mazā Ārdava Soleimu (lielākais dziļums 6 – 8 m) līcis cieš no pastiprinātas antropogēnās eutrofikācijas, ko palielina rekreācija un 3 mājsaimniecību atrašanās pašā ezera krastā. Līdzīgā veidā pastiprināta antropogēnā eutrofikācija vērojama arī sekļajā Mazā Ārdava Mateļu līcī (lielākais dziļums 6 – 8 m). Ievērojams biogēno elementu piesārņojums pēdējo gadu laikā vērojams ezera vērtīgākajā un visdziļākajā ziemeļaustrumu daļā Lielajā Ārdavā, īpaši tā ziemeļu daļā, caur kuru plūst Dubnas ūdeņi. Šo piesārņojumu galvenokārt izraisa Lielā Plinšu dīķa biogēniem bagāto ūdeņu regulāra nolaišana pa Plinšu kanālu Dubnā un tūliņ arī pašā ezerā. Par to uzskatāmi liecina plašā iegrimušās raglapes *Ceratophyllum demersum* savairošanās, kas agrāk nebija novērojama. Līdzīgā veidā šis piesārņojums ietekmē arī ezera ziemeļu daļas seklo Dzalbu līci (lielākais dziļums 6 – 8 m), pa kuru Dubnas ūdeņi plūst tālāk uz Pastovu un tās izteku no ezera.

Lai saglabātu unikālo Ārdava ezera ekosistēmu, pēc iespējas drīzākā laikā nepieciešams paplašināt dabas parka „Dridža ezers” teritoriju, iekļaujot tajā 746 ha lielu platību ar Ārdavu un tā apkārtnējam platībām. Papildus tam jāveic informatīvs izskaidrošanas darbs teritorijas iedzīvotāju un zemes īpašnieku vidū, lai gūtu atbalstu un izpratni par nepieciešamību saglabāt Ārdava ezera unikālās dabas vērtības, nosakot šai teritorijai īpaši aizsargājamas dabas teritorijas statusu. Periodā līdz īpaši aizsargājamas teritorijas statusa piešķiršanai sarunās ar SIA „Vasals” īpašniekiem un apsaimniekotājiem jānoskaidro Lielā un Mazā Plinšu, Karakalna un Mazā Kusiņu dīķu līdzšinējos zivsaimnieciskās apsaimniekošanas veidus un to patiesās ietekmes apjomu uz Ārdava ezera ekosistēmu, jāvienojas par moratorija noteikšanu Lielā Plinšu, Mazā Plinšu, Karakalna, kā arī Mazā Kusiņu dīķu zivsaimnieciskajai apsaimniekošanai, kas paredzētu pilnībā pārtraukt to nolaišanu un ar to saistīto biogēnajiem elementiem bagāto ūdeņu iepludināšanu Ārdava ezerā un Sivera Pīstiņa līcī. Ārdava ezera unikālo dabas vērtību ilglaicīgas saglabāšanas stratēģijas ietvaros jāapsver iespēja nākotnē īstenot Lielā Plinšu un Mazā Plinšu dīķu pakāpenisku likvidēšanu un jāvienojas neveikt nekādas citas darbības, kas varētu palielināt papildus biogēno elementu ienesi Ārdava ezerā un Sivera Pīstiņa līcī.

Literatūra

Aleksejevs Ē., Birzaks J., 2012. The current state of Coregonidae in the lakes of Latvia. Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis, Supplement 3: 3 – 13.

Andrušaitis G. (red.) 2003a. Latvijas Sarkanā grāmata. Retās un apdraudētās augu un dzīvnieku sugas. Vaskulārie augi. – Rīga: LU Bioloģijas institūts, 2003. – 3. sēj. – 692 lpp.

Andrušaitis G. (red.) 2003b. Latvijas Sarkanā grāmata. Retās un apdraudētās augu un dzīvnieku sugas. Zivis, abinieki, rūpuļi. – Rīga: LU Bioloģijas institūts, 2003. – 5. sēj. – 692 lpp.

Auniņš A. (red.), 2010. Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 320.

Āboloņa A. 1994. Latvijas retās un aizsargājamās sūnas// Vides aizsardzība Latvijā. Rīga: Latvijas VARAM Vides problēmu analīzes centrs. – 24 lpp.

Āboltniņš O. 1995. Latgales augstiene. – Gr.: Kavacs G. (red.). Enciklopēdija „Latvijas daba”. – Rīga: Latvijas enciklopēdija, – 3. sēj., 87. – 89. lpp.

Bērziņš B. 1938. Latvijas ezerzeme. – Gr.: Daba un zinātne. – Rīga. – 5. nr. – 129. – 132. lpp.

Directive 92/43/EEC of the Council of the European Communities of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora with Annexes I, II, III, IV, V, VI. Brussels.

Eipurs I. 1994. Ārdavs. – Gr.: Kavacs G. (red.). Enciklopēdija „Latvijas daba”. – Rīga: Latvijas enciklopēdija, – 1. sēj., 65. – 66. lpp.

Kovaļevska O. 1997. Krāslavas rajons. Ģeogrāfisko nosaukumu vārdnīca. – Rīga: Latvijas Universitāte, LR VZD Nacionālais mērniecības centrs. – 186 lpp.

Markots A. 1994. Dagdas pauguraine. – Gr.: Kavacs G. (red.). Enciklopēdija „Latvijas daba”. – Rīga: Latvijas enciklopēdija, – 1. sēj., 207. – 208. lpp.

Ministru Kabineta 2000. gada 14. novembra noteikumi nr. 396 „Noteikumi par īpaši aizsargājamo sugu un ierobežoti izmantojamo īpaši aizsargājamo sugu sarakstu” ar grozījumiem nr. 627, kas izdarīti Rīgā, 2004. gada 27. jūlijā// Latvijas Vēstnesis nr. 413/417 (2324/2328), 17.11.2010, nr. 120 (3068), 30.7.2004.

Ministru Kabineta 2000. gada 5. decembra noteikumi nr. 421 “Noteikumi par īpaši aizsargājamo biotopu veidu sarakstu” ar grozījumiem nr. 61 un nr. 74, kas veikti 2005. gada 25. janvārī, 2009. gada 27. janvārī un 2013. gada 28. maijā// Latvijas Vēstnesis nr. 446/447 (2357/2358), 08.12.2000., nr. 16 (3174), 28.01.2005., nr. 17 (4003), 30.1.2009., nr. 103 (4909), 30.05.2013.

Ministru Kabineta 2002. gada 12. marta noteikumi nr. 118 “Noteikumi par virszemes un pazemes ūdeņu kvalitāti” ar grozījumiem nr. 446, nr. 425., nr. 752., nr. 509, nr. 897, nr. 1118, nr. 1632, kas veikti 2002. gada 5. oktobrī, 2004. gada 1. maijā, 2005. gada 7. oktobrī, 2008. gada 11. jūlijā, 2009. gada 14. augustā, 2. oktobrī un 30. decembrī // Latvijas Vēstnesis nr. 50 (2625), 3.4.2002., nr. 143 (2718), 4.10.2002., nr. 69 (3017), 1.5.2004., nr. 160 (3318), 7.10.2005., nr. 106 (3890), 11.7.2008., nr. 129 (4115), 14.8.2009., nr. 157 (4143), 2.10.2009., nr. 205 (4191), 30.12.2009.

Ministru Kabineta 2012. gada 18. decembra noteikumi nr. 940 „Noteikumi par mikroliegumu izveidošanas un apsaimniekošanas kārtību, to aizsardzību, kā arī mikroliegumu un to buferzonu noteikšanu”// Latvijas Vēstnesis nr. 203 (4806), 28.12.2012.

Ozoliņš V. 1932. Latvijas ezeru skaits un platība. – Folia Zoologica et Hydrobiologica. – Rīga, vol. IV, nr. 1. – 61. – 67. lpp.

Ramans K., Zelčs V. 1995. Fizioģeogrāfiskā rajonēšana. – Gr.: Kavacs G. (red.). Enciklopēdija „Latvijas daba”. – Rīga: Latvijas enciklopēdija, – 2. sēj., 74. – 76. lpp.

Slaucītājs L. 1936. Latvijas ezeri. – Gr.: Latvijas zeme, daba un tauta. – 1. sēj.: 159. – 191. lpp.

Suško U. 2007. Najas tenuissima (A. Braun) Magnus – a new macrophyte species in flora of the Baltic Countries. 4th International Conference „Research and conservation of biological diversity in Baltic Region”. Book of Abstracts, pp. 123 - 124. Daugavpils, 25-27 April, 2007.

Suško U. 2008. Najas tenuissima – a new macrophyte species in flora of the Baltic Countries. – Botanica Lithuanica, 14 (1): 65 – 67.

Suško U. 2013b. The current distribution and state of Najas flexilis and Najas tenuissima in Latvia / The report of Latvia (2007 – 2012) under Article 17 of the Council Directive of Habitats and species 92/43/EEC. – 23 p.

www.ezeri.lv – biedrības „Latvijas ezeri” portāls.

www.lgia.gov.lv – Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras mājaslapa.

FITOPLANKTONA PARAUGU IEVĀKŠANA BALTIJAS JŪRAS CENTRĀLAJĀ DAĻĀ, IZMANTOJOT FERRYBOX. METODE UN PIRMIE REZULTĀTI.

Pēteris Šešo*^{1,2}

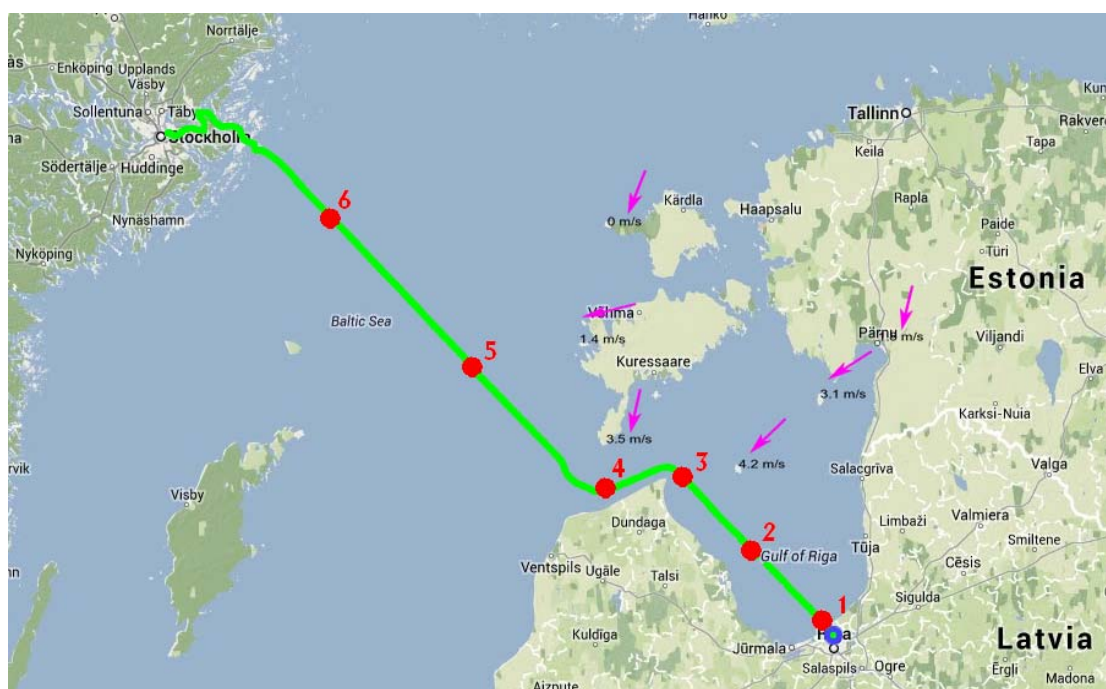
¹Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultāte
[*peteris.seso@gmail.com](mailto:peteris.seso@gmail.com)

²Latvijas Hidroekoloģijas institūts

Fitoplanktona paraugu ievākšana, izmantojot Ferrybox, pasaulē ir samērā plaši pielietota metodika, taču Latvijā tā līdz šim vēl nebija izmantota. Pētījums tika veikts Latvijas Hidroekoloģijas institūtā.

GES-REG (Good Environmental Status Trough Regional Coordination and Capacity Building) projekta ietvaros tika uzstādīts ferrybox (Aanderaa SOOGUARD ferrybox system) uz Tallink prāmja *Romantika*, kas kursē starp Rīgu un Stokholmu.

Ferrybox sistēma tika izmantota ne tikai fitoplanktona paraugu ievākšanai, bet arī dažādu ūdens parametru noteikšanai, kā skābekļa daudzums, temperatūra, elektrovadītspēja un hlorofila-a daudzums. Šie parametri tika fiksēti automātiski ik pēc minūtes visā pētījuma veikšanas periodā no 2013. gada 17. jūnija līdz 31. decembrim, bet fitoplanktona paraugi tika ievākti manuāli, ik pēc divām nedēļām vasarā (26. jūlijā, 7. augustā, 23. augustā) un reizi mēnesī rudenī (18. septembrī, 16. oktobrī un 29. novembrī). Ievāktie paraugi reprezentē ūdens slāni apmēram 3 līdz 7 metru dziļumā (precīzi nevar pateikt, jo tas atkarīgs no kuģa ātruma, tonnāžas un citiem parametriem). Katrā ievākšanas reizē paraugi tika ņemti sešās stacijās no kurām trīs atrodas Rīgas līcī, viena Irbes šaurumā un divas Baltijas jūras atklātajā daļā (1. att).

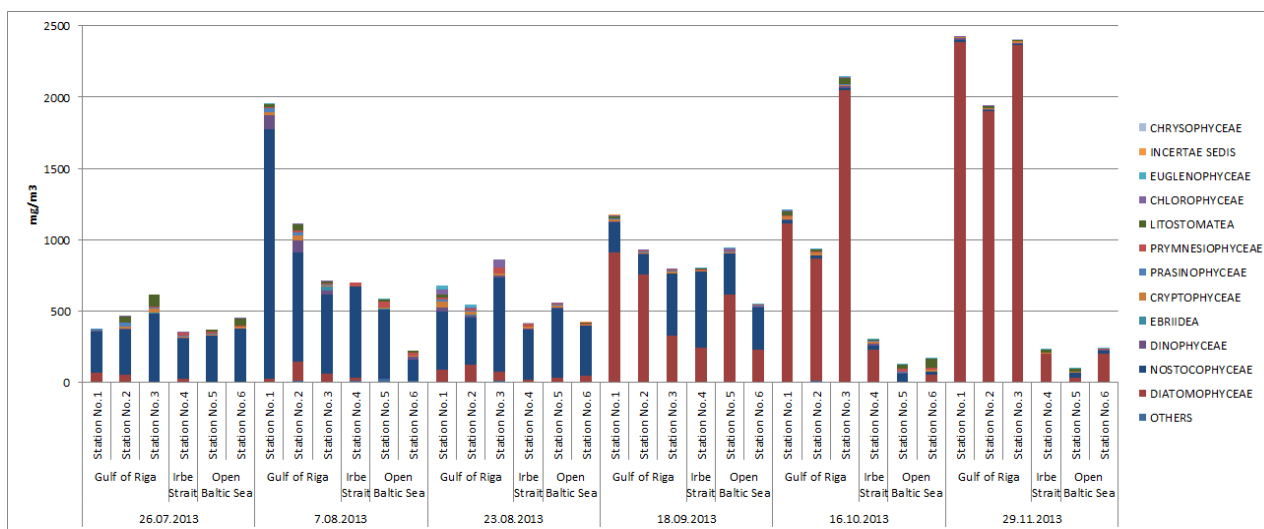


1. attēls. Fitoplanktona paraugu ievākšanas stacijas.

Vasarā ievāktajos paraugos dominējošā fitoplanktona grupa bija cianobaktērijas, bet dominējošās sugas *Aphanizomenon flos-aquae* (atsevišķos paraugos sastādīja līdz 80% no kopējās biomasas), *Anabaena* spp., *Nodularia spumigena*, *Woronichinia compacta*. Samērā plaši sastopamas bija arī citām grupām piederošas sugas, piemēram, pie kriptofītaļģēm piederošās *Plagioselmis prolunga*, *Teleaulax acuta* un zaļaļģēm piederošās *Pyramimonas* spp.

Rudenī dominējošā fitoplanktona grupa bija kramaļģes, kur lielāko biomasu sastādīja tādas sugas kā *Actinocyclus octonarius* un *Chaetoceros danicus*. Plaši sastopamas sugas no citām grupām bija arī dinoflagelāte *Heterocapsa rotundata*, kriptofītaļģe *Teleaulax acuta*, un zilaļģe *Woronichinia compacta*.

Augstāka fitoplanktona biomasa tika konstatēta paraugos, kas ievākti Rīgas līcī. Īpaši izteikti tas tika novērots oktobra un novembra paraugos. (2. att.).



1. attēls. Fitoplanktona biomasu veidojošo aļģu grupu dinamika (mg/m^3) iegūta uz *Tallink* prāmja *Romantika*, kas kursē starp Rīgu un Stokholmu izmantojot „ferrybox” metodi.

Kā redzams, septembrī ievāktajos paraugos, vēl ir samērā augsta cianobaktēriju (zilaļģu) biomasa (īpaši 3. un 4. stacijā). Taču par rudens sezonas sākumu jau liecina lielā daudzumā savairojušās kramaļģes.

FT – IS SPEKTROSKOPIJAS IESPĒJAS PĒTOT HERBICĪDA MCPA IZSKALOŠANOS NO AUGSNES

Kārlis Švirksts^{*1}, Māra Grūbe¹, Olga Mutere¹

¹*LU mikrobioloģijas un biotehnoloģijas institūts*

*[*kshvirksts@gmail.com](mailto:kshvirksts@gmail.com)*

Pesticīdu tirgū ienākot arvien jaunām vielām ar mazāku svaru un mazu lietošanas devu vienam hektāram, bet iespējamību radīt ievērojamu apdraudējumu videi un atsevišķām vides sfērām (gruntsūdeņi, virszemes ūdeņi, augsne u.c.), nepieciešama statistika par katru izmantoto darbīgo vielu un to radītā piesārņojuma detektēšanas iespējām. Statistikas dati liecina, ka 2-metil-4-hlorfenoksietikskābe (MCPA), kas ir selektīvs, sistēmas iedarbīgs herbicīds divdīgļlapju nezāļu apkarošanai, 2012. gadā Latvijā bija trešā visplašāk lietotā darbīgā viela graudaugu sējumos.

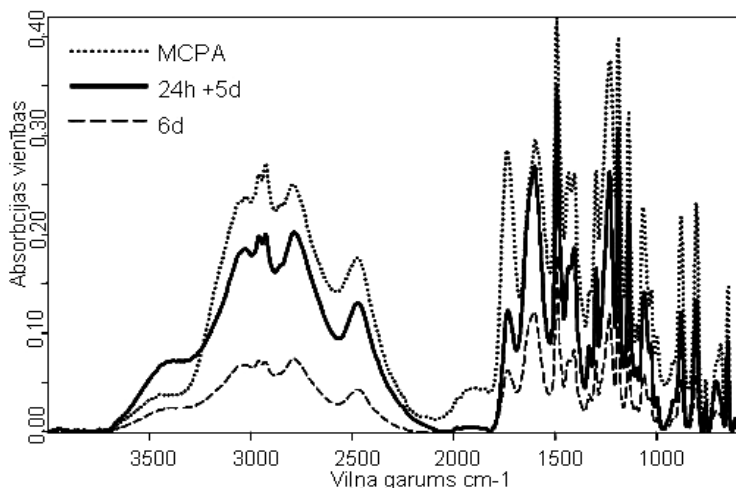
MCPA tiek klasificēts, kā vidēji toksisks ūdensaugiem un zivīm (forelēm, karpām u.c.) – ietekmējot to augšanu un veicinot mirstību, vidēji kaitīgs fitoplanktonam un zooplanktonam – ietekmējot to sastāvu, morfoloģiju un lielumu, lielākoties nekaitīgs insektiem un ūdenī pieļaujamajos līmeņos (2µg/l) parasti nekaitīgs zīdītājiem, kas to spēj ātri izdalīt no organisma (PANNA, 2013). Ūdenī tas sadalās galvenokārt tikai mikroorganismu darbības rezultātā. Tā šķīdība ūdenī ir zema, taču ir pierādīts, ka MCPA adsorbēšana atkarībā no augsnes tipa var mainīties desmitiem reižu, kā rezultātā mainās arī no augsnes izskalojama herbicīda daudzums (Hiller et al., 2010), un tā radītā piesārņojuma draudi palielinās līdz ar augsnei cauri plūstošā ūdens daudzuma pieaugumu (Wofford and Lee, 1995).

Pieaugot spēcīgu herbicīdu lietojumam ir nepieciešamas jaunas un ātras šo vielu noteikšanas metodes. Furjē transformācijas infrasarkanā (FT-IS) spektroskopija, kā laiku taupoša un informatīva metode varētu būtu piemērota aizstājēj-metode līdz šim izmantotajām hromatogrāfijas metodēm, kas ir salīdzinoši dārgākas un laikietilpīgākas.

Pētījumā ar FT-IS spektroskopijas palīdzību tika pētīta MCPA izskalošanās no dažādām augsnēm stāvošā ūdenī. Rezultāti rāda to, ka no dažādām augsnēm herbicīds izskalojas dažādos daudzumos - tā tīrā smiltī herbicīds vispār neadsorbējas un izskalojas no augsnes pilnā apmērā; smilšainā augsnē ar nelielu māla piejaukumu, kūdrainā augsnē un mālainā augsnē tas secīgi arvien labāk adsorbējas un uzreiz no augsnes neizskalojas pilnā apmērā. Pētot ilgstošāku MCPA saistīšanos ar augsni, pievienojot tai nelielu daudzumu MCPA un ļaujot tam istabas temperatūrā saistīties uz 24 stundām, pēc tam skalojot un atstājot mērcēties uz 5 diennaktīm, vai atstājot

saistīties sešas diennaktis un pēc tam skalojot ar destilētu ūdeni, noskaidrots, ka izskalošanās no augsnes notiek pakāpeniski. Saistīšanās ar augsni notiek ātri un nav novērojama atšķirība starp skalojumiem pēc 1 vai 6 diennaktīm, savukārt, atstājot augsni uz 5 diennaktīm stāvošā ūdenī, ūdenī palielinās detektējamā MCPA daudzums (1.att.), kas gan nesasniedz sākotnējo koncentrāciju. Absorbcijas spektri tika pierakstīti ar HTS-XT mikroplašu lasītāju (Bruker, Vācija) vidējā infrasarkanajā reģionā – 4000-600 cm^{-1} .

Pētījumi turpinās, lai noskaidrotu arī citu piesārņojuma veidu detektēšanas iespējas, izmantojot FT-IR spektroskopiju.



1.att. MCPA izskalošanās no mālainas augsnes.

MCPA – MCPA šķīdums destilētā ūdenī; 24h + 5d - MCPA šķīdums, kam ļauts saistīties 24 stundas un skaloties stāvošā ūdenī 5 diennaktis; 6d - MCPA skalojums no augsnes, kur tam ļauts saistīties 6 diennaktis.

Pateicības

Pētījumu veikšanu finansiāli atbalsta Eiropas Savienības struktūrfondu projekta 2013/0020/1DP/1.1.1.2.0./13/APIA/VIAA/066 „Starpnozaru jauno zinātnieku grupa Latvijas augšņu kvalitātes izmantošanas potenciāla novērtēšanai un atjaunošanai”.

Literatūra

Hiller E., Čerňanský S., Zemanová L. 2010. Sorption, Degradation and Leaching of the Phenoxyacid Herbicide MCPA in Two Agricultural Soils, Polish J. of Environ. Stud. Vol. 19, No. 2 (2010), p.315-321.

(PANNA) - Pesticide Action Network North America. *MCPA*.

http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC32901 [Skatīts 03.01.13.]

Wofford P.L. and Lee P., 1995. RESULTS OF MONITORING FOR THE HERBICIDE MCPA IN SURFACE WATER OF THE SACRAMENTO RIVER BASIN, Environmental Hazards Assessment Program Department of Pesticide Regulation California Environmental Protection Agency Sacramento, CA 95814-5624

MAKROFĪTI UN TO BIOLOĢISKĀ DAUDZVEIDĪBA DABISKOS UN REGULĒTOS UPJU POSMOS

Linda UZULE*

Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte

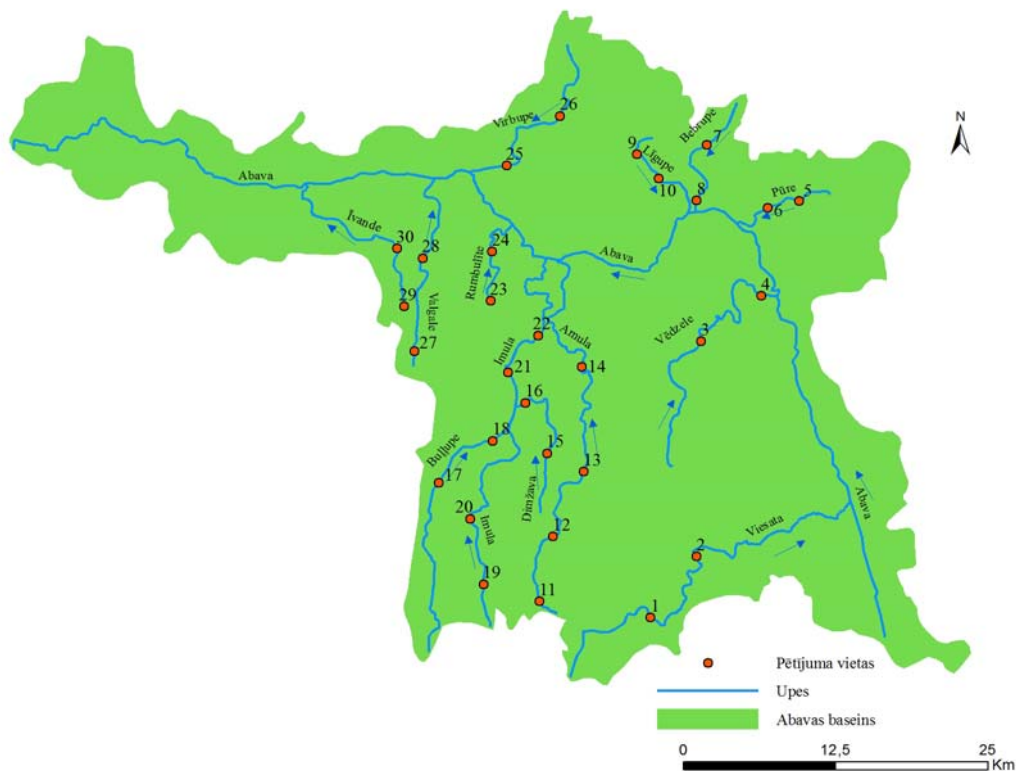
**uzule.linda@inbox.lv*

Lai nodrošinātu ūdens resursu ilgtspējīgu izmantošanu Eiropas Savienības valstīs, izveidojot kopīgus ūdens vides aizsardzības principus un visaptverošu pamatu darbībai, pieņemta Eiropas Parlamenta un Padomes 2000. gada 23. Oktobra direktīva 2000/60/EC jeb Ūdens struktūrdirektīva (European Commission, 2000). No Ūdens struktūrdirektīvas izrietošais Latvijā pieņemtais Ūdens apsaimniekošanas likums (Ūdens apsaimniekošanas..., 2002) un Ministru kabineta noteikumi Nr. 858 „Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību” (Noteikumi par..., 2004), kuros izstrādāti ekoloģiskās kvalitātes kritēriji virszemes ūdensobjektu klasifikācijai, ietver arī makrofitu sugu sastāva un sastopamības novērtējumu.

Latvijā ir relatīvi maz pētījumu par upju veģetāciju, kā rezultātā nepietiek datu, lai izstrādātu vienotu Latvijas metodiku, kas balstītos uz ūdensobjektu ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanu pēc makrofitiem (Grīnberga, 2010), tādēļ, lai izstrādātu kvalitatīvu ūdensobjektu ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanas sistēmu, nepieciešams datu materiāls par dažāda tipa upēm – ritrāla, potamāla, mazām, vidēji lielām, lielām upēm, kā arī svarīgi noskaidrot makrofitu sugu sastāva un sastopamības izmaiņas dabiskās un antropogēni ietekmētās upēs. Upju ūdens kvalitātes novērtējums par indikatororganismiem izmantojot augstākos ūdensaugus, prasa zināšanas gan par upes hidroloģisko režīmu, gan ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko uzbūvi, gan arī par antropogēnajām un dabas procesu norisēm, kas notikušas un patlaban notiek upēs (Riis, Biggs, 2003; Tremp, 2007).

Pētījumam tika izvēlētas Abavas baseina upes, kuru sateces baseina laukums pamatojoties uz Latvijas Republikas Ministru kabineta noteikumiem Nr. 858 „Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību” (Noteikumi par..., 2004) atbilst vidēji lielu un mazu upju kategorijai.

Lauka pētījumi veikti 2011. gada augustā un septembrī. Abavas baseina teritorijā apsekoti 30 upju posmi 13 upēs (1. attēls), no kurām Imula, Amula, Viesata, Vēdzele un Pūre pieder pie vidēji lielām upēm, bet Buļļupe, Dimžava, Rumbulīte, Līgupe, Bebrupe, Īvande, Virbupe un Valgale atbilst mazo upju kategorijai (ŪSIK, 2005).



1. attēls. Pētījuma vietu izvietojums Abavas baseinā (karti sagatavojuši autore, izmantojot SIA Envirotech datubāzi „GIS Latvija 10.0”).

No 30 apsekotajiem upju posmiem, 14 posmi klasificējami kā dabiski (posmi pētījuma vietu kartē: 2; 3; 9; 10; 12; 13; 15; 17; 18; 19; 22; 26; 30), bet 16 posmi ir regulēti (posmi pētījuma vietu kartē: 1; 4; 5; 6; 7; 8; 11; 14; 16; 21; 23; 24; 25; 27; 28; 29) (Par valsts meliorācijas..., 2008).

Lai novērtētu makrofitu bioloģiskās daudzveidības mainību dabiskos un regulētos upju posmos, katrā posmā aprēķināts kopējais makrofitu sugu skaits, procentuālā aizauguma pakāpe, kā arī vairāki daudzveidības indeksi – Šenona indekss, Simpsona indekss, izlīdzinātības koeficients, kā arī, lai gūtu priekšstatu par upju ekoloģisko kvalitāti, aprēķināti divi pasaulē plaši izmantoti trofijas indeksi – IBMR (The Macrophytological Biological Index for Rivers) un MTR (Mean Trophic Rank) indeksi.

Pēc 1. tabulā pieejamās informācijas redzams, ka dabiskos upju posmos vidēji konstatēts lielāks makrofitu sugu skaits nekā antropogēni ietekmētajos posmos, tomēr makrofitu sugu skaita atšķirības nav lielas. Nozīmīga mainība konstatēta kopējā upes aizauguma pakāpē ar makrofitiem, kur regulētajās upēs kopējais procentuālais pārklājums ar augstākajiem ūdensaugiem vidēji ir 40%, kamēr neietekmētajos posmos tas ir tikai 15%. Visi aprēķinātie sugu daudzveidības indeksi lielāku makrofitu sugu daudzveidību uzrāda dabiskajiem upju posmiem ($H'_{vid.}=1,68$; $D_{vid.}=0,27$; $e_{vid.}=0,77$) salīdzinājumā ar regulētajiem posmiem ($H'_{vid.}=1,49$; $D_{vid.}=0,36$; $e_{vid.}=0,70$). Lai arī trofijas indeksi labāku ekoloģisko kvalitāti uzrāda neregulētajiem upju posmiem ($IBMR_{vid.}=10,09$; $MTR_{vid.}=27,67$), tomēr iegūtie indeksu rezultāti no cilvēku darbības ietekmētajiem posmiem atšķiras

minimāli (IBMR_{vid.}=9,63; MTR_{vid.}=26,29). Vidējā IBMR indeksa vērtība dabiskajiem upju posmiem uzrāda vidēju ekoloģisko kvalitāti, kamēr regulētajiem posmiem ūdensteču kvalitāte pēc IBMR indeksa atbilst sliktai (Haury et al., 2006). Tomēr kopējā rezultātu amplitūda gan ietekmētajos, gan neietekmētajos posmos ir līdzīga (dabiskajos upju posmos IBMR vērtības ir no 8,5 līdz 12,1; regulētajos posmos IBMR vērtības ir no 8,3 līdz 11,0). Neskatoties uz to, ka MTR indekss uzrāda lielāku rezultātu variabilitāti visiem apsekotajiem posmiem (dabiskajiem posmiem MTR vērtības ir no 20,6 līdz 33,1; regulētajiem posmiem MTR vērtības ir no 19,0 līdz 34,2), tomēr vidējie MTR indeksa rādītāji ir ļoti līdzīgi. Gan cilvēku ietekmētajos posmos, gan neietekmētajos posmos vidējie MTR rezultāti atbilst sliktai ekoloģiskajai kvalitātei (Dawson et al., 1999).

1.tabula. Sugu daudzveidības un trofijas indeksu rezultāti dabiskos un regulētos upju posmos Abavas baseina teritorijā

	Dabiski upju posmi	Regulēti upju posmi
Sugu skaits		
vidējais	9,2	8,8
amplitūda	5 – 16	3 - 19
Aizaugums, %		
vidējais	14,5	39,6
amplitūda	3 – 60	1 - 90
Šenona indekss (H')		
vidējais	1,68	1,49
amplitūda	1,1 – 2,4	0,2 – 2,4
Simpsona indekss (D)		
vidējais	0,27	0,36
amplitūda	0,1 – 0,47	0,12 – 0,94
Izlīdzinātības koeficients (e)		
vidējais	0,77	0,70
amplitūda	0,66 – 0,93	0,18 – 1,00
IBMR indekss		
vidējais	10,09	9,63
amplitūda	8,5 – 12,1	8,3 – 11,0
MTR indekss		
vidējais	27,67	26,29
amplitūda	20,6 – 33,1	19,0 – 34,2

Lai arī lielāka bioloģiskā daudzveidība, kā arī labāka ekoloģiskā kvalitāte konstatēta neietekmētajos posmos, tomēr iegūtie rezultāti gan dabiskajos, gan regulētajos posmos būtiski neatšķiras viens no otra. Kā viens no iemesliem rezultātu minimālajām atšķirībām minams fakts, ka lielākajā daļā cilvēku ietekmēto posmu upju regulēšanas darbi veikti sešdesmitajos un septiņdesmitajos gados (Par valsts meliorācijas..., 2008), kā rezultātā daudzas upes pamazām sāk dabiskoties – atgūt dabiskām upēm raksturīgās pazīmes.

Izmantotā literatūra:

Dawson, F. H., Newman, J. R., Gravelle, M. J., Rouen, K. J., Henville, P. 1999. Assessment of the Trophic Status of Rivers using Macrophytes. Evaluation of the Mean Trophic Rank. Research & Development, Tehnical Report E39. UK, Environmental Agency.

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.

Grīnberga, L. 2010. Environmental factors influencing the species diversity of macrophytes in middle – sized streams in Latvia. *Hydrobiologia* 656: 233 – 241.

Haury, J., Peltre, M. C., Trémolières, M., Barbe, J., Thiébaud, G., Bernez, I., Daniel, H., Chatenet, P., Haan – Arcipof, G., Muller, S., Dutartre, A., Laplace – Treytore, C., Cazaubon, A., Lambert – Servien, E. 2006. A new method to assess water trophy and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia* 570: 153 – 158.

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.

Par valsts meliorācijas sistēmu un valsts nozīmes meliorācijas sistēmu nodošanu valsts sabiedrības ar ierobežotu atbildību “Zemkopības ministrijas nekustamie īpašumi” valdījumā. Latvijas Republikas Ministru kabineta rīkojums Nr. 328. Pieņemti 13.06.2008.

Riis, T., Biggs, B. J. F. 2003. Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnol. Oceanogr.* 48: 1488 – 1497.

Tremp, H. 2007. Spatial and environmental effects on hydrophytic macrophyte occurrence in the Upper Rhine floodplain (Germany). *Hydrobiologia* 586: 167 – 177.

Ūdens apsaimniekošanas likums. Pieņemts 12.09.2002. Latvijas Republikas Saeima.

ŪSIK (Ūdens saimniecisko iecirkņu klasifikators). 2005. Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs. Skat. 27.12.2013. Pieejams <http://www.meteo.lv/public/27986.html>