

LATVIJAS UNIVERSITĀTE
ĢEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU FAKULTĀTE
VIDES ZINĀTNE NODAĻA



Agnese Pujāte

VIDES APSTĀKĻU IZMAIŅU UN CILVĒKA DARBĪBAS PĒDAS RĪGAS LĪČA PIEKRASTES EZERU NOGULUMOS

PROMOCIJAS DARBS

Ģeogrāfijas doktora zinātniskā grāda iegūšanai
vides zinātnē dabas aizsardzības apakšnozarē

Rīga, 2015

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Vides zinātnes nodaļā laika posmā no 2010. gada līdz 2015. gadam. Šis darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda atbalstu projektā „Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē”, Nr. 2009/0138/ 1DP/1.1.2.1.2./ 09/ĪPIA/ VIAA/004.



IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ

Darba zinātniskā vadītāja:

asoc. prof. *Dr. geogr.* **Laimdota Kalniņa** (Latvijas Universitāte)

Recenzenti:

prof. *Dr. geogr.* **Oļģerts Nikodemus** (Latvijas Universitāte)

doc. *Dr. biol.* **Ivars Druvietis** (LU Bioloģijas institūts)

prof. *Dr. biol.* **Artūrs Škute** (Daugavpils Universitāte)

Promocijas padomes sastāvs:

prof. *Dr. biol.* **Viesturs Melecis** (Latvijas Universitāte)

asoc. prof. *Dr. biol.* **Gunta Sprinģe** (Latvijas Universitāte)

prof. *Dr. habil. chem.* **Māris Kļaviņš** (Latvijas Universitāte)

prof. *Dr. geogr.* **Oļģerts Nikodemus** (Latvijas Universitāte)

prof. *Dr. geogr.* **Agrita Briede** (Latvijas Universitāte)

vadošā pētniece *Dr. geogr.* **Ilga Kokorīte** (LU Bioloģijas institūts)

Promocijas darba aizstāvēšana notiks Latvijas Universitātes Vides zinātnes nozares promocijas padomes atklātā sēdē 2015. gada 12. jūnijā plkst. 14.00 Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātē (Alberta ielā 10, Rīgā).

Ar promocijas darbu un tā kopsavilkumu var iepazīties Latvijas Universitātes Bibliotēkā (Raiņa bulvārī 19, Rīgā).

LU Vides zinātnes nozares promocijas padomes priekšsēdētājs:

prof. *Dr. biol.* **Viesturs Melecis**

Promocijas padomes sekretāre:

asoc. prof. *Dr. biol.* **Gunta Sprinģe**

© Latvijas Universitāte, 2015

© Agnese Pujāte, 2015

ISBN 978-9934-18-010-1

ANOTĀCIJA

Promocijas darbā pētītas vides apstākļu izmaiņas un cilvēka darbības pēdas piekrastes ezeru nogulumos, analizējot tajos atrastās paleobioloģiskās liecības un ķīmiskos rādītājus, tai skaitā indikatorus, kas raksturo cilvēka darbības ietekmi.

Engures, Babītes, Kaņiera, Velnezera, Lilastes un Ummja ezera nogulumu pētījumi veikti, izmantojot multidisciplināru metožu kompleksu, kas ietver arī paleobotāniskās, nogulumu karsēšanas zudumu un metālu sastāva analīzes.

Ezeru nogulumu virsējā slāņa pētījumos atpazītas liecības par vides apstākļu izmaiņām un antropogēnās ietekmes palielināšanos nogulumu veidošanās laikā, tai skaitā ezeru aizaugšanas intensificēšanos. Neatkarīgi no pētīto ezeru atrašanās vietas to virsējo nogulumu sastāvā konstatēta tendence palielināties metālu koncentrācijai, kas, iespējams, saistīta ar atmosfēras piesārņojumu, ko izraisījusi cilvēka darbība.

Atslēgvārdi: gitija, karsēšanas zudumu analīze, putekšņi, augu makroatliekas, smagie metāli, antropocēns.

ANOTATION

In doctoral work changes in environmental conditions and traces of human activities recorded in the coastal lake sediment surface layer have been investigated by studies of paleobiological evidences and chemical data, including indicators of human activities.

Sediments of Lake Engure, Lake Babīte, Lake Kaņieris, Lake Velnezers, Lake Lilaste and Lake Ummis have been studied using multi-proxy data including paleobotanical, Loss on Ignition and metal composition analyses.

Proofs of environmental condition changes and anthropogenic impact during their accumulation were identified in the surface layer of lake sediments, including intensification of lake overgrowing. Regardless to location of studied lakes in the composition of upper sediment layer were found increase in content of heavy metals, which probably is related to the atmospheric pollution caused by human activities.

Keywords: gyttja, Loss on ignition analysis, pollen, plant macroremains, heavy metals, the Anthropocene.

DARBĀ IZMANTOTO SAĪSINĀJUMU SARAKSTS

AAS – atomabsorbcijas spektrometrs

AD – pēc Kristus dzimšanas, mūsu ērā (latīņu val. *Anno Domini*)

AMA – augu makroatliekas

AMS – akseleratora masas spektrometrs (angļu val. *Accelerator mass spectrometry*)

BC – pirms Kristus (angļu val. *before Christ*)

kal. g. PM – kalibrētie gadi pirms mūsdienām

KV – karbonātiskās vielas

LOI – karsēšanas zudumi (angļu val. *Loss on Ignition*)

MV – minerālās vielas

OV – organiskās vielas

v. j. l. – virs jūras līmeņa

SATURS

Anotācija	3
Anotation	4
Darbā izmantoto saīsinājumu saraksts	5
Ievads	8
1. Pētījuma teorētiskais pamatojums	15
1.1. Ezeru nogulumi kā vides izmaiņu arhīvs	17
1.2. Piekrastes ezeru attīstība	18
1.3. Ezeru nogulumu piesārņojums	21
1.4. Būtiska antropogēnās ietekmes palielināšanās un antropocēns	24
2. Pētījuma materiāli un metodes	27
2.1. Pētījumu teritorijas	27
2.1.1. Engures ezera un tā apkārtnes raksturojums	29
2.1.2. Babītes ezera un tā apkārtnes raksturojums	32
2.1.3. Kaņiera ezera un tā apkārtnes raksturojums	34
2.1.4. Lilastes ezera un tā apkārtnes raksturojums	37
2.1.5. Ummja ezera un tā apkārtnes raksturojums	38
2.1.6. Velnezers un tā apkārtnes raksturojums	40
2.2. Lauka pētījumi	41
2.3. Laboratorijas analīžu metodes	43
2.3.1. Karsēšanas zuduma analīze	44
2.3.2. Sporu-putekšņu analīze	45
2.3.3. Augu makroatlieku analīze	47
2.3.4. Metālu sastāva noteikšana	48
2.3.5. Ezera nogulumu bioloģiskā sastāva analīze	49
2.3.6. Nogulumu magnētiskā jutīguma noteikšana	50
2.3.7. Nogulumu vecuma noteikšana	51
2.3.8. Datu statistiskā apstrāde	52
2.3.9. Ķīmisko elementu anomālijas koeficienta aprēķināšana	53
3. Rezultāti un to interpretācija	54
3.1. Engures ezera nogulumi	54
3.1.1. Nogulumu sastāvs un vecums	54
3.1.2. Nogulumu bioloģiskais sastāvs	59
3.1.3. Sporu-putekšņu sastāvs	63
3.1.4. Makroatlieku sastāvs	65
3.1.5. Metālu sastāvs	67
3.1.6. Nogulumu magnētiskais jutīgums	69

3.2. Babītes ezera nogulumi	71
3.2.1. Nogulumu sastāvs	71
3.2.2. Nogulumu bioloģiskais sastāvs	72
3.2.3. Sporu-putekšņu sastāvs	76
3.2.4. Makroatlieku sastāvs	79
3.2.5. Metālu sastāvs	82
3.3. Kaņiera ezera nogulumi	84
3.3.1. Nogulumu sastāvs	85
3.3.2. Nogulumu bioloģiskais sastāvs	88
3.3.3. Sporu-putekšņu sastāvs	89
3.3.4. Makroatlieku sastāvs	90
3.3.5. Metālu sastāvs	95
3.4. Lilastes ezera nogulumi	99
3.4.1. Nogulumu sastāvs	99
3.4.2. Nogulumu bioloģiskais sastāvs	101
3.4.3. Sporu-putekšņu sastāvs	105
3.4.4. Makroatlieku sastāvs	108
3.4.5. Metālu sastāvs	110
3.5. Ummja ezera nogulumi	112
3.5.1. Nogulumu sastāvs	113
3.5.2. Nogulumu bioloģiskais sastāvs	114
3.5.3. Makroatlieku sastāvs	116
3.5.4. Metālu sastāvs	119
3.6. Velnezera nogulumi	121
3.6.1. Nogulumu sastāvs un vecums	123
3.6.2. Nogulumu bioloģiskais sastāvs	125
3.6.3. Makroatlieku sastāvs	128
3.6.4. Metālu sastāvs	130
4. Diskusija	133
4.1. Ezeru ūdens līmeņu izmaiņas un to atspoguļojums nogulumos	133
4.2. Veģetācijas sastāva izmaiņu raksturojums un ezeru aizaugšana	136
4.3. Metālu uzkrāšanās ezeru nogulumos	137
4.4. Antropogēnās ietekmes izvērtējums pēc ezeru nogulumu sastāva	139
Secinājumi	143
Pateicības	145
Izmantotā literatūra	146
Nepublicētie avoti	170
Informācijas avoti internetā	170

IEVADS

Ezeri ir dabiskas ūdenstilpes sauszemes reljefa pazeminājumos jeb ezerdobēs ar stāvošu vai ļoti lēni tekošu ūdeni, kam nav tieša savienojuma ar jūru (Leinerte, 1988; Zīverts, 2004). Jau kopš ezera izveidošanās ezerdobē gandrīz nepārtraukti akumulējas nogulumi, kas tādējādi ietver liecības par vides apstākļiem un to izmaiņām bieži vien tūkstošiem gadu ilgā ezera attīstības laikā (Bell, Walker, 2005; Lewis, 2010). Lielākā daļa ezerdobju Latvijas teritorijā ir radušās ledāja un tā kušanas ūdeņu darbības rezultātā. Līdz ar to glaciālas izcelsmes ezeri ir visizplatītākais ezeru ģenētiskais tips Latvijā (Zelčs, 1995). Savukārt vieni no jaunākajiem ir lagūnu izcelsmes ezeri, kas veidojušies tikai Litorīnas jūras pēdējās regresijas laikā pirms apmēram 3000–4000 gadu, ūdens līmenim pazeminoties un lagūnai atdaloties no jūras (Grinbergs, 1957; Veinbergs, 1996). Tie galvenokārt atrodas piekrastē, kas ir jūras krastam pieguloša sauszemes teritorija (Ulsts, 1998; Lapinskis, 2010).

Jau kopš ezera izveidošanās ūdens darbības rezultātā tiek skaloti un šķīdināti ieplaku veidojošie ieži un nogulumi. Izšķīdušās vielas ietekmē ūdens ķīmiskās īpašības un arī izgulsnēto nogulumu sastāvu (Leinerte, 1988). Ezera nogulumi ir viens no kontinentālo nogulumu ģenētiskajiem tipiem, kuru sastāvs ir atkarīgs no lokālo ģeoloģisko apstākļu kopuma, kā arī no tās klimatiskās joslas rakstura, kurā ezers izveidojies (O'Sullivan, 2004). Savukārt nogulumu sedimentācijas intensitāte atkarīga no daudziem apstākļiem, kā, piemēram, no ezerdobes formas, to veidojošajiem nogulumiem, apkārtējā reljefa un tā apauguma, ezera dziļuma, ģenēzes un cilvēka ietekmes uz to (Reeves, 1968; Danilāns, 1995). Ezera nogulumi sastāv no neorganiska un organiska materiāla, kas atnests no sateces baseina (allohtons materiāls), kā arī no organogēnajiem nogulumiem, kas pārsvarā veidojas tieši ezerā (autohtons materiāls) no augiem un organismiem, kuri aug un dzīvo ezerā (O'Sullivan, 2004). Nogulumi ietver arī putekšņus, kas ezera nogulumos gan nokļūst no baseinā augošajiem augiem, gan arī var tikt transportēti no lielāka attāluma ar gaisa plūsmām vai ar ezera sateces baseina virszemes ūdeņiem (Birks, Birks, 1980). Tādējādi nogulumu secība katrā ezerā ir nepārtraukts ģeoloģisko procesu un vides izmaiņu arhīvs, kas satur informāciju par ezera un tā apkārtnes dabas vēsturi (Smol et al., 2001; Bell, Walker, 2005). Līdz ar to, pētot ezeru nogulumos uzkrājušās un saglabājušās liecības un to fizikālos, ķīmiskos un bioloģiskos parametrus, var noskaidrot paleovides un nogulumu uzkrāšanās apstākļus un to izmaiņas ezera attīstības laikā (Smol et al., 2001; Bloesch, 2004; Lampert, Sommer, 2007).

Ezeru nogulumu paleolimnoloģisko pētījumu rezultāti var sniegt būtisku priekšstatu par konkrētā ezera veidošanās, nogulumu uzkrāšanās vides apstākļiem un to izmaiņām ilgākā laika posmā (Birks, Birks, 1980; Sturm, Lotter, 1995; Lewis, 2010; Kļaviņš et al., 2011; Pujate et al., 2012a; Pujate, Kalniņa, 2013). Šiem nogulumiem ir svarīga nozīme kā pagātnes notikumu arhīviem, kas atspoguļo vides mainību ilgtermiņā gan īpaši attālās vietās, piemēram, subarktiskajos vai arktiskajos apgabalos, gan arī industriālās blīvi apdzīvotās vietās, kur dabas procesus ietekmē cilvēka darbība (Roberts, 1998; Wetzel, 2001). Ezeru nogulumu pētījumu dati ļauj pilnveidot izpratni par pagātnes vides apstākļiem, klimata sistēmas raksturu. Tomēr ezeru nogulumos ietvertu paleovides izmaiņu liecību izpēti un kvantitatīva novērtēšana ir sarežģīta, jo līdztekus mainīgiem ģeoloģiskajiem

apstākļiem nogulumu, it sevišķi ar organiskajām vielām bagāto, sastāvu var ietekmēt biotas. To raksturu, savukārt, nosaka papildu vides parametri, kā, piemēram, barības vielu un skābekļa pieejamība, ūdens kvalitāte vai gaismas pietiekamība (Birks, Birks, 1980). Turklāt, palielinoties cilvēku skaitam pasaulē un attīstoties un pilnveidojoties tehnoloģijām, arvien lielāka kļūst cilvēka darbības ietekme un slodze uz vidi, it īpaši uz tādu jutīgu ekosistēmu kā ezeri (Wolfe et al., 2013).

Bioķīmiskās un fizikālās izmaiņas uz Zemes virsas saistībā gan ar nogulumu uzkrāšanos (upēs, ezeros, purvos u. c.), gan eroziju (ūdenstilpju krasti u. c.), ko izraisa cilvēka darbības, tiek uzskatītas par būtiskām pārmaiņām Zemes vēsturē. Tās ir par pamatu kvartāra jaunākā ģeoloģiskā laikmeta – antropocēna – nodalīšanai (Zalasiewicz et al., 2008; Zalasiewicz, 2013). Ezeru, bet it sevišķi seklo ezeru, ekosistēmas ir jutīgas pret klimata mainību un piesārņojumu, tāpēc ir svarīgi veikt kompleksu pētījumu, lai ezera nogulumos atpazītu reģionālo (difūzo) piesārņojumu un atšķirtu to no cilvēku darbības izraisītā vietējā piesārņojuma. Tas var ietekmēt ezeru attīstības gaitu, nogulumu uzkrāšanās apstākļus un sastāvu, tai skaitā ezeru aizaugšanu un organogēnu nogulumu uzkrāšanās intensifikāciju (Bloesch, 2004; Bridge, Demicco, 2008; Zalasiewicz, 2013).

Pētījuma aktualitāte

Ziemeļu puslodes temperatūru un klimata izmaiņu jaunākās rekonstrukcijas par pēdējiem 1000 gadiem ļauj secināt, ka pirms industriālā laika (pirms 1850. g.) temperatūras svārstības apmēram 41–64% gadījumu bija saistītas ar Saules radiācijas izmaiņām un vulkānismu. Taču 20. gadsimta sasilšanu skatot vēsturiskā kontekstā un salīdzinot reģistrētos novērojumus ar klimata līdzvara simulācijas modeļiem, secināts, ka dabiskais klimata mainīgums un globālā sasilsana pārsniedz modelēto temperatūru pēdējiem 1000 gadiem salīdzinājumā ar pēdējā starpledu laikmeta attiecīgo posmu (Crowley, 2000). Tas nepārprotami liecina par antropogēno ietekmi uz klimatu, kas, savukārt, rada vides izmaiņas, kuras ietekmē daudzus dabas procesus un cilvēku dzīves vides izmaiņas.

Lai varētu izprast un vadīt šos procesus, pēdējos gadu desmitos tiek veikti pētījumi, lai novērtētu vides izmaiņas cilvēka darbības ietekmē un meklētu tam liecības nogulumos. Paleogeogrāfisko un paleoekoloģisko pētījumu dati liecina, ka cilvēks ir ietekmējis vidi jau kopš jaunākā akmens laikmeta (Ruddiman, 2003; Brown, 2012), iespaidojot gan sauszemes, gan ūdens ekosistēmas. Tomēr pirmsindustriālā cilvēku darbība un ietekme uz ekosistēmām pārsvarā bija lokāla (Birks, 1986; Renberg et al., 2004). Ietekme ir ievērojami palielinājusies kopš lauksaimniecības intensificēšanās (Melluma, 1990), kad mēslojuma un pesticīdu noplūde ezeros radījusi paaugstinātu nitrātu un fosfātu koncentrāciju (Briede, 1996). Tādēļ pēdējos gadu desmitos ezeru nogulumu jeb paleolimnoloģisko pētījumu mērķis arvien biežāk ir noteikt iespējamo piesārņojumu, antropogēno ietekmi un prognozēt to iespējamās izmaiņas nākotnē (Klaminder et al., 2010).

Piekrastes ezeri ir unikālas un ļoti jutīgas ekosistēmas, kas būtiski mainās laika gaitā dažādu dabas un cilvēka izraisītu procesu rezultātā. Kā visjutīgākie gan pret ģeoloģiskajiem procesiem, gan arī antropogēno ietekmi ir atzīti Piejūras zemienē esošie piekrastes ezeri, tai skaitā arī lagūnas izcelsmes ezeri: Babītes ezers, Kaņieris, Engures, Liepājas, Papes ezers u. c. (Leinerte, 1988; Morton et al., 2000). Latvijā līdz šim ir maz nozīmīgu piekrastes ezeru nogulumu kompleksu pētījumu, tādēļ vēl ir daudz jautājumu, uz kuriem nav atbildes par vides izmaiņām ezeru attīstības gaitā. Turklāt jāņem vērā, ka ģeoloģiskā

uzbūve, hidroģeoloģiskie apstākļi, klimats, zemes lietojuma raksturs un intensitāte, kā arī antropogēnā piesārņojuma līmenis Latvijā atšķiras no situācijas citās Eiropas valstīs (Harmens et al., 2012), tāpēc tiek uzskatīts, ka citur veikto pētījumu rezultāti nav tieši izmantojami vides procesu analīzei Latvijā (Kokorīte, 2007). Līdz šim Ziemeļeiropā veikto pētījumu rezultāti liecina, ka ticamāku priekšstatu par piekrastes, tai skaitā lagūnu izcelsmes, ezeru ekosistēmu raksturu un to attīstību, var iegūt, tikai izmantojot multidisciplināru metožu kopumu (Lampe, 2002; Borówka et al., 2002; Borówka et al., 2005; Saarse et al., 2009; Kļaviņš, et al., 2011; Pujate et al., 2011; Pujate et al., 2012). Šāda pieeja pētījumam ir nepieciešama arī tādēļ, lai varētu nošķirt ģeoloģisko procesu izraisītās izmaiņas nogulumu sastāvā no cilvēku darbības ietekmes, kā arī varētu atpazīt iespējamo holocēna–antropocēna robežu (O'Sullivan, 2004; Pujate et al., 2014).

Lai noskaidrotu, kā mainījušies Rīgas līča piekrastes ezeru nogulumu uzkrāšanās apstākļi dabisko procesu un cilvēka darbības ietekmē, promocijas darba pētījumam tika izvēlēti piekrastes, pārsvarā lagūnu izcelsmes ezeri, kas atrodas līdzīgos dabas apstākļos Piejūras ģeobotāniskajā rajonā, Piejūras zemienes Engures un Rīgavas līdzenuma dabas apvidos. Šie ezeri ir sekli un pašreiz intensīvi aizaug (Strautnieks, 1997). Tāpēc tieši tie ir visjutīgākie pret cilvēku darbības ietekmi, un līdz ar to sagaidāms, ka, lietojot multidisciplināru metožu kopumu un datu analīzi, pētīto ezeru augšējos nogulumu slāņos būs izsekojamas liecības par antropogēno ietekmi un vides izmaiņu iezīmes.

Promocijas darba mērķis

Noskaidrot vides apstākļu izmaiņu un cilvēka darbības atspoguļojumu Rīgas līča piekrastes ezeru nogulumu augšējā slānī (~ 50 cm).

Pētījuma hipotēze

Multidisciplinārā pētījumā iegūtie dati liecina par pieaugošu antropogēno ietekmi Rīgas līča piekrastes ezeru nogulumu augšējā slānī neatkarīgi no to novietojuma rurālā vai urbānā vidē.

Mērķa sasniegšanai izvirzīti šādi galvenie darba uzdevumi:

- veikt izvēlēto ezeru nogulumu sastāva fizikālās, ķīmiskās un paleobotāniskās analīzes, apstrādāt rezultātus un interpretēt tos;
- pēc iegūtajiem datiem raksturot ezera nogulumu sastāvu, noskaidrot tā izmaiņas ezera attīstības gaitā, īpašu uzmanību pievēršot liecībām par iespējamo antropogēno ietekmi;
- izanalizēt, kā iegūtie nogulumu sastāva ķīmisko un paleobioloģisko analīžu dati ezeru nogulumos ļauj atpazīt antropogēno ietekmi, salīdzināt un raksturot to līdzības un atšķirības pētītajos ezeros;
- raksturot vides apstākļu izmaiņas un antropogēnās ietekmes liecības ezeru nogulumu augšējā slānī un noskaidrot, vai iespējams atpazīt antropocēnam raksturīgās pazīmes Latvijas ezeru nogulumos.

Ezeru nogulumos atrodamo vides izmaiņu liecības pētītas, izmantojot vairākas ezera nogulumu sastāva pētījuma metodes; tai skaitā sporu–putekšņu, aļģu un augu makroatlīeku, citu mikrofosiliju atlieku metodi, kartogrāfiskā materiāla apstrādi, kā arī absolūtā vecuma noteikšanu ar ^{14}C AMS un ^{210}Pb metodi.

Ņemot vērā lagūnu izcelsmes ezeru nogulumu jutīgumu pret sedimentācijas apstākļu izmaiņām, kā arī dažādos uzskatus par iespējamo antropocēna robežu un to, ka Latvijas ezeru nogulumi praktiski nav vai ir maz piesārņoti, promocijas darbā pētījumam izvēlēti seši Rīgas līča piekrastes ezeri, kuru izveidošanos un attīstību noteikuši un ietekmējuši Baltijas jūras attīstības stadiju baseini. Pieci no tiem ir lagūnas ģenēzes ezeri, kuru tuvumā nav blīvi apdzīvotu vietu, t. i., tie neatrodas urbānā vidē kādas pilsētas robežās, tomēr tos ir ietekmējusi gan cilvēka darbība, piemēram, izrakts kanāls, ierīkoti autoceļi u. c., gan arī reģionālais atmosfēras piesārņojums. Velnezers, kas atrodas Rīgas teritorijā, pētījumam izvēlēts tādēļ, ka cilvēka darbības ietekme tā sateces baseinā un tā tuvumā ir intensificējusies tieši pēdējos 50 gados, attīstoties urbānai videi tieši ezera krastos, līdz ar to ir sagaidāms, ka cilvēka darbības ietekme būs labi atpazīstama pētījuma rezultātos.

Pētījuma novitāte

Latvijā pirmoreiz veikti piekrastes ezeru nogulumu virsējā slāņa multidisciplinārie pētījumi, kas ietver nogulumu karsēšanas zudumu, sporu-putekšņu, augu makroatliekus, metālu sastāvu, bioloģiskā sastāva analīzes, lai noskaidrotu vides apstākļu izmaiņas Rīgas līča piekrastes ezeru nogulumu augšējā slāņa (~ 50 cm) veidošanās laikā, kā arī atpazītu nogulumos robežu, no kuras sākas palielināta antropogēnā ietekme, un uzzinātu, vai ir iespējams nodalīt antropocēnu.

Latvijā pirmoreiz izmantota ezeru nogulumu bioloģiskā sastāva analīze, kuras rezultāti izmantoti kā viens no indikatoriem, kas raksturo ezeru nogulumu uzkrāšanās apstākļus.

Pētījuma rezultātu aprobācija

Pētījumu rezultāti apkopoti 5 zinātniskās publikācijās, ir 4 raksti kolektīvajās monogrāfijās, sniegti 17 ziņojumi starptautiskās un 6 ziņojumi vietējās konferencēs.

Zinātniskās publikācijas

- Kalnina, L., Stivrins, N., Kuske, E., Ozola, I., **Pujate, A.**, Zeimule, S., Grudzinska, I., Ratniece, V., 2014. Peat stratigraphy and changes in peat formation during the Holocene in Latvia. *Quaternary International*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2014.10.020>
- Kalnina, L., Kuske, E., Ozola, I., **Pujate, A.**, 2012. Fen and raised bog development in the areas of former Littorina sea lagoons at the Coastal Lowland of Latvia. *Peatlands in Balance. Proceedings of the 14th International Peat congress*, Sweden - Extended abstract, No. 320. (Sweden, 3-8.06.2012.), pp. 320-378.
- **Pujate, A.**, Kalnina, L., Klavins, M., 2012a. Changes of Lake Engure sedimentation conditions reflected by paleovegetation records. In: J. Burley, L. Loures, T. Panagopoulos (Eds.), *Recent Researches in Environmental Science & Landscaping*. Published by WSEAS Press, ISSN: 2227-4359, ISBN: 978-1-61804-090-9, University of Algarve, Faro, Portugal (2.-4.05.2012.), pp. 155-160.
- Kļaviņš, M., **Pujāte, A.**, Kokorīte, I., Kalniņa, L., Rodinovs, V., Ansone, L., Mažeika, J., Jankēvica, M., Bogans, E., Švāgere, A., 2011. Reconstruction of anthropogenic impact intensity changes during last 300 years in Lake Engure using analysis of sedimentary records. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences. Section B. Natural, Exact, and Applied Science*, volume 65 (5-6), ISSN (Print) 1407-009X, DOI: 10.2478/v10046-011-0030-4, pp. 146-153.

- **Pujāte, A.,** Kalniņa, L., Silamiķele, I., 2010. Veģetācijas atspoguļojums putekšņu spektros Ķemeru tīreļa takas apkārtnē. Latvijas Universitātes Raksti, 752. sējums. Zemes un vides zinātnes. 88.-98. lpp.

Raksti kolektīvajās monogrāfijās

- Kalniņa, L., Kuške, E., Ozola, I., **Pujāte, A.,** Stivriņš, N., 2013. Kūdras uzkrāšanās intensitāte dažāda tipa un vecuma purvos Latvijā. Intensity of peat accumulation in mire of different type and age in Latvia. *Rakstu krājums: Vietējo resursu (zemes dzīļu, meža, pārtikas un transporta) ilgtspējīga izmantošana – jauni produkti un tehnoloģijas (NatRes). Sustainable Use of Local Resources (Entrails of the Earth, Forest, Food and Transport) – New Products and Technologies (NatRes).* Valsts pētījumu programma, 2010–2013. National Research Programme 2010-2013. Proceedings. ISBN 978-9934-14-010-5. Latvijas Valsts koksnes ķīmijas institūts, Rīga, 52.-55. lpp.
- Ustupe, L., Kalniņa L., **Pujāte A.,** 2013. Studies of Modern Pollen „Rain in Seda Mire. In: M. Kļaviņš, L. Kalniņa (Eds.), *Bog and Lake research in Latvia*. University of Latvia, pp. 51-55.
- Staškova, A., Ceriņa, A., **Pujāte, A.,** 2013. Paleovegetation changes according to macrofossil investigation data during the development of Lake Mazais Ungurs. In: M. Kļaviņš, L. Kalniņa (Eds.), *Bog and Lake research in Latvia*. University of Latvia. pp. 45-50.
- Līdzautore informatīvajam mācību līdzeklim: Krūmiņš, J., Silamiķele, I., Purmalis, O., Stankeviča, K., Kuške, E., Pujāte, A., Ozola, I., Ceriņa, A., Rūtiņa, L., Stivriņš, N., 2012. *Kūdras un sapropeļa pētījumu metodes*. L. Kalniņas un M. Kļaviņa (red.), LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 80 lpp.:
 - **Pujāte A.** „Ezera un purva nogulumu paraugu iegūšanas paņēmieni un aprīkojums”;
 - Kuške E., Ozola I., **Pujāte A.,** Stivriņš N. „Sapropeļa un kūdras sporu-putekšņu analīze”;
 - **Pujāte A.,** Ceriņa A. „Sapropeļi un kūdrā esošo augu makroatlieku analīze”.

Ziņojumi un publicētās tēzes starptautiskās konferencēs

- **Pujāte, A.,** Stankeviča, K., Dručka, A., Staškova, A., Ceriņa, A., Kalniņa, L., Kuške, K., 2014. Records of natural and human-induced environmental changes in Latvian lake sediments. In: V. Zelčs, M. Nartišs (Eds.). *Late Quaternary Terrestrial Processes, Sediments and History: from Glacial to Postglacial Environments, Excursion guide and abstracts of the INQUA Peribaltic Working Group Meeting and field excursion in Eastern and Central Latvia*, August 17-22, 2014. University of Latvia, Rīga, pp. 127-129.
- Staškova, A., Ceriņa, A., **Pujāte, A.,** Kalniņa, L., 2014. Lake Ummis and Lake Mazais Ungurs sediments, Latvia. In: V. Zelčs, M. Nartišs, (Eds.), *Late Quaternary Terrestrial Processes, Sediments and History: from Glacial to Postglacial Environments, Excursion guide and abstracts of the INQUA Peribaltic Working Group Meeting and field excursion in Eastern and Central Latvia*, August 17-22, 2014. University of Latvia, Rīga, pp. 139-141.

- Kalniņa, L., Ceriņa, A., **Pujāte, A.**, 2014. Evidence of pollen and plant macroremains from the Gulf of Riga and costal area sediments, *Baltic 2014. The 12th Colloquium on Baltic Sea Marine Geology*, Abstract Volume, Session A: Baltic Sea paleoenvironments, September 8-12, 2014, p. 61.
- Kalniņa, L., Ceriņa, A., **Pujāte, A.**, Kiziks, K., Dručka, A. 2014. Evidences of human impact and vegetation change in some Iron Age-Medieval Livonian sites along the lower course of River Daugava”, *International Conference „Crusading Ecology”*, section ‘Landscape change in Livonia’.
- **Pujāte, A.**, Kalniņa, L., 2013. Distribution of pollen and plant macroremains in sediments of Lake Babite, *Pollen Monitoring Programme 9th International Meeting* 26-30 September 2013, Charles University in Prague, Czech Republic. Volume of Abstracts, pp. 44-45.
- **Pujāte, A.**, Kalniņa, L., Ustupe, L., 2013. Reflection of the regional vegetation composition by pollen spectra from mire and lake areas in Latvia. Conference *Landscape-scale palaeoecology: towards quantitative reconstruction of landscape-scale vegetation mosaics from pollen data*. 6th-8th August 2013, University of Hull, Department of Geography, Environment and Earth Sciences.
- **Pujāte, A.**, 2013. Distribution of plant macroremains in sediments of Lake Babite. The 2nd Conference of Doctoral School of Earth Sciences and Ecology *Down to Earth*, May 16-17, 2013 Tallinn University, Estonia.
- **Pujate, A.**, Kalnina, L., Klavins, M., 2012b. Lagoon lakes in Latvia. *University of Tartu, Doctoral School of Earth Sciences and Ecology. Workshop: Training School: Palaeo-coastlines of the Baltic Sea and Stone Age coastal settlements*.
- **Pujate, A.**, Kalnina, L., Klavins, M., 2012c. Changes of Lake Engure sedimentation conditions reflected by paleovegetation records. *The 12th International Paleolimnology Symposium*. Glasgow, Scotland, 21-24.08.2012., SECC, pp. 175-176.
- Staškova, A., **Pujate, A.**, 2012. Reconstruction of paleovegetation change during the development of Lake Mazais Ungurs according to the plant macrofossil analysis data. *The 12th International Paleolimnology Symposium*. Glasgow, Scotland, 21-24.08.2012., SECC, p. 175.
- Ustupe, L., **Pujāte, A.**, 2012. Studies of vegetation, modern pollen “rain” and fossil pollen composition from raised bog monitoring sites in Latvia. Steering Group fourth meeting and opening of raised bog exhibition „Secrets of Mires” of the LIFE 08 NAT/LV/000449 EC LIFE project „Restoration of Raised Bog Habitats in the Especially Protected Nature Areas of Latvia” (07.02.2012.).
- Ustupe, L., **Pujāte, A.**, 2012. Pollen spectra from peat, pollen traps and vegetation composition from the Seda Mire, North Vidzeme Biosphere Reserve, Latvia. *5th European Symposium on Aerobiology*. Poland, Krakow: ISSN: 17319404, volume 9 (2-3), p. 177.
- **Pujāte, A.**, Ustupe, L., 2012. Studies of vegetation, modern pollen „rain” and fossil pollen composition from raised bog monitoring sites in Latvia. *5th European Symposium on Aerobiology*. Poland, Krakow: ISSN: 17319404, volume 9 (2-3), p. 189.
- Kalnina, L., Cerina, A., Ozola, I., Grudzinska, I., **Pujate, A.**, Kuske, E., 2012. Fen and raised bog development in the areas of former Littorina sea lagoons at the Coastal Lowland of Latvia. *Peatlands in Balance. 14th International Peat congress, Peatlands as historical archives, June 3-8, 2012. Abstract*. Sweden, p. 320.

- **Pujāte, A., Kalniņa, L., 2011.** Comparison of vegetation and tree pollen records from Lielais Kemeris Mire and Engure Lake, Latvia. In: A. Poska, I. A. Pidek, K. Kihno (Eds.), *Pollen Monitoring Programme VIII International Meeting 20-22 May 2011*, Tartu, Estonia. Volume of Abstracts. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu, pp. 62-65.
- **Pujāte, A., Stivriņš, N., Kalniņa, L., Kļaviņš, M., 2011.** Sākotnējie rezultāti par Engures ezera nogulumiem un to raksturu. *Daugavpils Universitātes 53. starptautiskās konferences tēzes* (Abstracts of the 53rd International Scientific Conference of Daugavpils University). Daugavpils Universitāte 53. Starptautiskās konferences tēžu krājums, 39. lpp.
- **Kalnina, L., Pujate, A., Namateva, A., 2010.** Comparison of vegetation, modern pollen „rain” and fossil pollen composition from Kemeris and Teici monitoring sites, Latvia. *8th European palaeobotany-Palynology Conference 2010*, 6-10 July 2010 Budapest, Hungary. Programm and Abstracts, pp. 128-129.

Promocijas darbs sastāv no ievada, 4 nodaļām, secinājumiem, 58 attēliem, 12 tabulām, pētījumā izmantoti 458 literatūras avoti.

Šis darbs izstrādāts ar Eiropas Sociālā fonda atbalstu projektā „Atbalsts doktora studijām Latvijas Universitātē”.

1. PĒTĪJUMA TEORĒTISKAIS PAMATOJUMS

Ezers ir dabiska iekšzemes ūdenstilpe, kas izveidojusies reljefa pazeminājumā, kuru no visām pusēm norobežo sauszeme (Wetzel, 2001; Löffler, 2004), un tam nav tiešas ūdens apmaiņas ar okeānu (Likens, 1985a; Hairson, Fussmann, 2002). Ezerdobes morfoloģiskie elementi ir ezera gultne, piekraste un krasts. Ezers ir viens no nozīmīgākajiem ainavas elementiem, kas sastopams visos pasaules kontinentos (Brönmark, Hansson, 2001). To morfoloģija var mainīties ģeoloģisko procesu, tai skaitā nogulumu uzkrāšanās, rezultātā. Nogulumi ezeros veidojas gan no tajā nonākušajām minerālajām vielām, augu un dzīvnieku atliekām, gan arī no augsnes daļiņām un cita nebioloģiskas izcelsmes materiāla no ezera sateces baseina, retāk – no atmosfēras. Nogulumi ezeros ir atšķirīgi pēc fizikālajām, ķīmiskajām un bioloģiskajām īpašībām, ko nosaka teriģēno nogulumu sastāvs un apjoms, kā arī biogēno un ķīmisko vielu klātbūtne (Likens, 1985a, b; Bridge, Demicco, 2008). Visu ezeru ūdeņus un līdz ar to arī nogulumus ietekmē tajos notiekošie ekoloģiskie un bioķīmiskie procesi (Lotter, Birks, 2003).

Ezeri ir svarīgs ekosistēmu dinamikas pētījumu objekts, aplūkojot mijiedarbību starp bioloģiskajiem, ķīmiskajiem un fizikālajiem procesiem. Tomēr izpēti sarežģī tas, ka to atbilstību un nogulumu raksturu nosaka daudzi faktori: sateces baseina ģeoloģiskā uzbūve, sateces baseina topogrāfija, nokrišņu daudzums un to sastāvs, virszemes notece, grunts-ūdeņu pieplūde un to sastāvs, cilvēka saimnieciskā darbība, bioloģiskie procesi u. c. (Last, Smol, 2001a, b). Tādēļ ezeru nogulumu pētījumos tiek lietotas dažādas metodes un analīzes, lai, salīdzinot iegūtos rezultātus, pēc iespējas precīzāk varētu atpazīt nogulumos ietvertos pierādījumus par vides apstākļiem to uzkrāšanās laikā.

Arvien biežāk tiek veikti starpdisciplināri pētījumi, kad viena nogulumu griezuma izpētē lieto vairāku izpētes metožu kompleksu (*multi proxy dati*). Piemēram, H. H. Birka un H. J. B. Birks (2006) norāda, ka multidisciplināri pētījumi jeb dažādu metožu kompleksa lietojums viena urbuma pētījumos ļauj iegūt vairāk datu par vienu un to pašu dziļumu/laiku un ka tie sniedz daudz plašāku informāciju par pētāmo laikposmu. Šādos pētījumos ir svarīgi ievērot vairākas pamatprasības, tai skaitā skaidri definēt pētījuma mērķi un hipotēzes, urbšanas paņēmienus, pamatot pētījuma vietu izvēli, hronoloģiju, rezultātu interpretāciju un prezentāciju. Kā vieni no nozīmīgākajiem tiek uzskatīti sporu-putekšņu un augu makroatlieku pētījumi, uzsverot, ka ezera vēsturi nevar rekonstruēt, nezinot sateces baseina vēsturi (Birks, Birks, 2006).

Ezeru nogulumu jeb paleolimnoloģiskie pētījumi ir balstīti uz detalizētām nogulumu analīzēm, tostarp fizisko, ķīmisko īpašību un dažādu bioloģisko liecību, piemēram, fosilo kramalģu, kladoceru, ostrakodu, gliemju, putekšņu un augu makroatlieku, analīzēm.

Termins „paleolimnoloģija” cēlies no grieķu vārdiem *paleon* ‘vecs’, *limne* ‘ezers’, *logo* ‘pētījums’. Tā ir cieši saistīta ar ezeru nogulumu pētījumiem, limnoloģiju un paleoekoloģiju (Birks et al., 2000; 2004). Paleolimnoloģiskie pētījumi ietver ezeru nogulumu pētījumus ar dažādām metodēm, lai rekonstruētu paleovides pārmaiņas, kas saistītas ar tādiem notikumiem kā klimata pārmaiņas un cilvēka darbības ietekme. Tai ir svarīga nozīme ezeru nogulumos atrodamo liecību uzkrāšanās vides raksturošanā, ņemot vērā vides izmaiņas, tostarp paskābināšanos, eutrofikāciju, metālu piesārņojumu, organiskā oglekļa un nogulumu uzkrāšanās intensitāti (Battarbee, Bennion, 2011).

Paleolimnoloģija kā atsevišķa disciplīna izveidojās 20. gs. otrajā pusē (Smol, 2008), atdaloties no limnoloģijas, un šajā nozarē veiktajiem pētījumiem pamatā arī ir multidisciplinārs zinātnisks pētījumu kopums par iekšzemes ūdeņiem, jo ezera ekosistēma ir limnoloģisku pētījumu kompleksa objekts (Wetzel, 2001; Cole, 2009; Seddon et al., 2014). Bieži vien paleolimnoloģisko pētījumu rezultāti nepieciešami, lai prognozētu ekosistēmas attīstību nākotnē un risinātu problēmas, kas konstatētas gan akadēmiskos, gan lietišķos pētījumos. Tā balstās uz starpdisciplināriem nogulumu pētījumiem, iekļaujot ar ģeoloģiju, fiziku, ķīmiju un bioloģiju saistītas metodes.

Pētījumi ezeros vēsturiski bija vērsti uz konkrētām tēmām, piemēram, ezera baseina dziļuma mērījumiem vai kāda organisma klātbūtni ezerā. Tikai 19. gs. beigās Šveices zinātnieks Fransuā Alfonss Forels (Löfller, 2004), kas tiek uzskatīts par limnoloģijas pamatlicēju un kam bija ļoti plaša interese par ezeru ekosistēmām un tajās notiekošajiem procesiem, organizēja visaptverošus Ženēvas ezera pētījumus, tai skaitā arī nogulumu izpēti (Vincent, Bertola, 2012). Tajā pašā laikā Amerikas Savienoto Valstu ūdens ekosistēmu pētnieks Stīvens Forbss ierosināja pētīt visu biotisko, abiotisko sistēmu, kas ietver visu ezera ekosistēmu (Cole, 2009). Tolaik tā bija principiāli jauna koncepcija, kas līdz mūsdienām ir limnoloģisko pētījumu pamatā. Ekosistēmas koncepcija pavēra jaunu zinātnisko izpratni tādā līmenī, kādu nevarēja sasniegt, tikai veicot pētījumu par atsevišķu ekosistēmas sastāvdaļu (Cole, 2009).

Ezera nogulumu pētījumi bieži vien tiek veikti, lai rekonstruētu ūdens līmeņa izmaiņas nogulumu uzkrāšanās laikā, kā arī sauszemes apstākļus ezera sateces baseinā un reģionālās ainavas raksturu (Birks et al., 2000; Birks, 2006). Faktori un procesi, ko atspoguļo konkrētā ezera ekosistēmas rekonstruēto izmaiņu modeļi, ļauj izprast procesus, kas izraisa šīs izmaiņas, piemēram, klimata, temperatūras un nokrišņu vai arī cilvēka darbības pārmaiņas, kas pārsvarā ietekmē ezera ekosistēmu un nogulumu uzkrāšanās raksturu (Birks et al., 2000; Lotter, Birks, 2003).

Pēdējos gadu desmitos pētījumos pievērsta uzmanība arī tam, ka ezeru nogulumu veidošanos var ietekmēt ezera novietojums un morfometrija, kā arī ezeru krastu raksturs, kas, savukārt, ir cieši saistīts ar ezera ģeoloģiskajiem un bioloģiskajiem rādītājiem, kuri turpretim ietekmē ezera nogulumu sastāvu (Lotter, Birks, 2003). Nogulumu uzkrāšanās intensitāti un sastāvu var iespaidot arī ezeru krastu īpašības. Saposmotāki un stāvāki krasti sekmē intensīvāku materiāla ieplūdi no apkārtējās teritorijas un līdz ar to ietekmē nogulumu sastāvu, kas ezeru seklākajā piekrastes zonā veidojas atšķirīgāk no tā dziļākās daļas. Piekrastē parasti ir pietiekami sekls, tādēļ saules starojums var iekļūt līdz ezeru nogulumiem un ietekmēt ūdensaugu fotosintēzi, tādējādi veicinot makrofītu attīstību. Tiem atmirstot un nosēžoties ezeru nogulumos, palielinās organisko vielu saturs nogulumos. No piekrastes zonas ūdens dziļuma ir atkarīga ūdens augu izplatība un līdz ar to arī organogēno nogulumu veidošanās raksturs (Wetzel, 2001).

Kaut arī paleolimnoloģija joprojām tiek uzskatīta galvenokārt par aprakstošu zinātni, tā palīdz attīstīt dažādas statistikas metodes un modeļus, kas ļauj labāk interpretēt datus un izstrādāt prognozes par vides apstākļu iespējamām izmaiņām (Battarbee, 1999). Izmantojot multidisciplināru pētījumu metožu kompleksu pieeju, jau ir panākts ievērojams progress izpratnē par dažādu saldūdens ekosistēmu attīstības raksturu un to ietekmējošiem faktoriem (Birks, Birks, 1980; Smol, 2008). Tā, piemēram, nogulumu datēšana ar ^{14}C un ^{210}Pb ir uzlabojusi hronoloģisko izšķirtspēju, kas savukārt ļauj noteikt, kad tieši

ir mainījušies nogulumu uzkrāšanās apstākļi (Bronk Ramsey, 2009). Tas ir ļoti svarīgi, lai novērtētu ezeru nogulumos esošo vides izmaiņu iemeslus un antropogēnās ietekmes cēloņus.

1.1. Ezeru nogulumi kā vides izmaiņu arhīvs

Nogulumi ezeros uzkrājas nepārtraukti kopš to izveidošanās daudzos gadījumos vairākus tūkstošus gadu vai pat ilgāk (Bloesch, 2004; Shotbolt et al., 2005), veidojot slāņotu kārtojumu, kur katram nogulumu slānim ir attiecīgs vecums. Tomēr ne vienmēr šī attiecība ir lineāra (Moore, Webb, 1978). Ezeru nogulumos, atšķirībā no augsto purvu kūdras, nav sastopamas lejupslidošas kustības, kas deformē slāņu sagulumu. Tomēr ezeru nogulumu augšējos slāņus var sajaukt organismi, kas tajos uzturas, kā arī ūdens turbulence, it sevišķi tas ir izteikts lieliem, sekliem ezeriem (Bloesch, 2004). Dažādu tipu ezeros nogulumi uzkrājas dažādā ātrumā, piemēram, eitrofajos ezeros nogulumu uzkrāšanās temps ir vislielākais, to veicina palielinātais organisko vielu daudzums (Bell, Walker, 2005). Tāpat jāņem vērā tas, ka augu detrits, kūdra un cita veida organiskais materiāls no augšnes var tikt erodēti ezera apkārtnē un ienesti ezerā. Tāpēc ogliņu vai organiskā materiāla klātbūtne nogulumos ne vienmēr ir izmantojama nogulumu absolūtā vecuma noteikšanai. Nogulumu secību var būtiski ietekmēt arī ūdens līmeņa svārstību, klimata (temperatūras, nokrišņu) izmaiņu un cilvēka darbības rezultātā aktivizējušies erozijas procesi baseina krastos un sateces baseinā.

Nogulumi ietver gan bioloģiskās atliekas no paša ezera un tā apkārtnes, gan arī augšnes daļiņas un citas nebioloģiskā izcelsmes materiāla daļiņas no ezera sateces baseina un no atmosfēras. Cilvēks, iejaucoties dabas procesos, arī var ietekmēt ezera nogulumu īpašības, tas jāņem vērā, analizējot tieši pēdējos gadu tūkstošos veidojušos nogulumus. Tā, piemēram, Polijas ziemeļos esošā Jasiena ezera nogulumu pētījumi parāda attiecības starp cilvēku saimniecisko darbību un nogāžu noskalosšanās procesu subatlantiskajā laikā (Majewski, 2014). Šajā sateces baseinā erozijas un denudācijas ieleju ietekmējusi ilgstoša cilvēka saimnieciskā darbība agrīnajā dzelzs laikmetā un pirmsromiešu periodā, kad atmežošana izraisīja kalnu un pauguru nogāžu procesu aktivizēšanos. Tās rezultātā vecākie nogulumi bieži vien tika izskaloti un pārsedza no nogāžēm noslidējušos jaunākos nogulumus, vecuma datējums ir 450 gadi BC-100 cal. AD gadu.

Nogāžu procesu intensificēšanās var būt saistīta ar klimata pārmaiņām, kas izraisa temperatūras pazemināšanos un mitruma palielināšanos (Majewski, 2014). Līdz ar to secīgi analizēti nogulumi katrā ezerā ir kā nepārtraukts vides arhīvs (Oldfield, 1977; Smol, 2002), kas satur informāciju par ezeru un tā apkārtnes vēsturi (Shotbolt et al., 2005). Šajā nogulumos ietvertajā arhīvā ir liela liecību dažādība, tādēļ ir svarīgi lietot dažādas metodes un analīzes, kur viena metode papildina citu, lai, salīdzinot iegūtos rezultātus, pēc iespējas precīzāk varētu rekonstruēt paleovides apstākļus.

Nogulumu uzkrāšanās intensitāte ezeros ir atkarīga no dažādiem ģeoloģiskiem procesiem un vides apstākļiem, kas savukārt ir jutīgi pret klimata pārmaiņām, reaģējot uz temperatūras svārstībām (Harrison et al., 2002).

Ezera nogulumu uzkrāšanās daudzums un sastāvs var sniegt informāciju par ezeru un arī tā sateces baseinu. Piemēram, zemieņi ezeri, kuru sateces baseina teritorijā ir meži un

lauksaimniecības zemes, bieži uzrāda lielāku organisko vielu klātbūtni (Kim et al., 2014) nekā ezeri kalnu reģionos (Upadhyay et al., 2012). Arī pētījumi Latvijā atspoguļo veģetācijas izmaiņas ezera nogulumos salīdzinoši nelielā reģionā (Rūtiņa et al., 2012; Staškova et al., 2013; Koff, Terasmaa, 2011), kur izpaužas katras vietas individuālās īpatnības – sateces baseina reljefs, nogulumu sastāvs, veģetācija, mitruma režims un cilvēku darbības intensitāte.

Augu un dzīvnieku makroatlieku daudzums un sastāvs ezeru nogulumos atspoguļo vides izmaiņas, kas var būt dažādu hronoloģisku notikumu arhīvs (Levi et al., 2014). Piemēram, identificējot augu atliekas ezeru nogulumos, var spriest par pagātnes veģetāciju ezerā un pat tā sateces baseinā. Parasti nogulumos bez augu makroatliekām (sēklas, lapas, stumbri, saknītes u. c.) saglabājas arī putekšņi un citas makroskopiskas un mikroskopiskas atliekas (diatomejas, ostrakodi, amēbas, oglišu putekļi, minerāli u. c.). Nogulumi satur arī daudzas citas atliekas, piemēram, kāpuru galvas kapsulas, odu atliekas, vaboles un vēžveidīgos (kladoceras vai ostrakodi) (Smol et al., 2002), kas var tikt izmantoti dažādu notikumu identificēšanai (Korhola, Rautio, 2002; Holmes, 2001). Analizējot putekšņu spektrus ezeru nogulumos, var netieši rekonstruēt veģetācijas attīstību (Birks, 1986; Erdtman, 1954), kas faktiski ir saistīta ar klimata izmaiņām ilgākā laika posmā.

Vides izmaiņu pētījumos nesenā pagātnē blakus citām metodēm var izmantot meteoroloģiskos datus vai vēsturiskos dokumentus. Pasaulē instrumentālo mērījumu ierakstus sāka veikt laika posmā no 1850. gada līdz 1880. gadam (Hansen et al., 1981; Brohan et al., 2006). Taču par senākas pagātnes pirmsinstrumentāliem mērījumiem laika notikumu pētīšanai, kad detaļa uzskaitē netika veikta, piemēram, viduslaikos Eiropā (450.–1450. g.), datu praktiski nav. Tāpēc paleovides pētījumos ir ļoti svarīgi ar dažādu analīžu palīdzību no ezeru nogulumu arhīva iegūt maksimāli daudz datu (Ljungqvist, 2010), kas papildina cits citu.

1.2. Piekrastes ezeru attīstība

Ezeru izcelsmi, attīstību un nogulumus zinātnieki ir pētījuši jau vairāk nekā 180 gadus (Reeves, 1968; O'Sullivan, 2004). Daudzo pētījumu rezultātā nodalīti 11 ezeru ģenētiskie tipi un 76 apakštipi pēc to izcelsmes (Hutchinson, 1957; Cohen, 2003), noskaidrotas vides apstākļu izmaiņas ezeru attīstības gaitā. Daļa no tiem kādreiz ir bijuši piekrastes lagūnas, kas ir jaunas un dinamiskas sistēmas, tomēr tās var būt īslaicīgas attiecībā pret ģeoloģisko laiku. Tās ir sastopamas gandrīz 15% no pasaules krasta līnijām (Kusky, 2005; Nybakken, 2003). Daļa šo lagūnu, pazeminoties jūras līmenim, ir pilnībā atdalījušās no jūras un kļuvušas par piekrastes saldūdens baseiniem.

Piekrastes, tai skaitā lagūnas izcelsmes ezeru ekosistēmas nogulumu, pētījumu rezultāti sniedz noderīgu informāciju gan par jūras līmeņa izmaiņu raksturu (šo ezeru ekosistēmas ir ļoti jutīgas pat tad, ja pastāv nelielas jūras līmeņa variācijas (Carter et al., 1989; Dominguez et al., 1987; Kraft et al., 1981; Morton et al., 2000)), gan par cilvēka darbības ietekmi.

Mūsdienās Latvijas teritorijā ir 2256 ezeri, kas lielāki par 1 ha, un kopumā tie aizņem 1,5% no valsts teritorijas platības (Leinerte, 1988). Starp tiem dominē glaciālas izcelsmes ezeri, kuru ezerdobes ir izveidojušās pēdējā apledojuma ledāja darbības rezultātā. Taču

piekrastē, kas tiek definēta kā jūras vai iekšzemes ūdenstilpes krastam pieguļoša sauszemes teritorija, reljefa veidošanā pēc ledāja atkāpšanās ievērojama nozīme ir bijusi arī jūras līmeņa svārstībām un ģeoloģiskajiem procesiem Baltijas jūras attīstības stadiju laikā.

Latvijas piekrastē daudzviet saglabājušās krasta reljefa formas, kas veidojušās agrāko Baltijas jūras stadiju baseinu laikā. Īpaši plaši ir sastopamas Litorīnas laika akumulatīvās reljefa formas, kuras tiek aktīvi pārveidotas vēlāku ģeoloģisko procesu rezultātā (Ulsts, 1998). Laika gaitā pārveidojušies arī lagūnas izcelsmes saldūdens baseini, kas atrodas Litorīnas jūras akumulācijas līdzenumos un kas mūsdienās ir ievērojami vai pat pilnīgi aizauguši.

Pēc Baltijas ledus ezera, Ancilus ezera un Litorīnas jūras regresijas lagūnas zaudēja saikni ar jūru un, pakāpeniski atsāļojoties, kļuva par saldūdens baseiniem. Lagūnas ģenēzes ezeri ir vieni no jaunākajiem ezeriem Latvijas teritorijā, to vecums ir ap 3000–4000 gadu. To veidošanās aizsākās vienā no Baltijas jūras attīstības stadijām – Litorīnas jūras laikā, kuras līmenis bija augstāks par tagadējās Baltijas jūras līmeni un kuras krasti iesniedzās dziļāk sauszemē.

Sākumstadijā, kad neliels jūras līcis atdalījās no pārējās teritorijas ar zemūdens sēkļiem vai nepilnīgi izveidotiem virsūdens smilšu vaļņiem un kāpām, radās embrionālā lagūna (bieži šie norobežojumi veidojušies uz nogulumu pacēlumiem, kas radušies iepriekšējo apledojumu laikā). Lagūnas ūdenim bijis grūti sajaukties un apmainīties ar jūras ūdeni, šo procesu ir traucējuši sanešu veidojumi. Kad pazeminājās jūras līmenis vai arī sanešu veidojumi kļuva lielāki un augstāki, lagūna no jūras atdalījās pilnībā (Leinerte, 1988). Salīdzinājumā ar Baltijas ledus ezera nogulumiem Litorīnas nogulumu minerālajam sastāvam raksturīgs lielāks kvarca un granātu īpatsvars, bet mazāks karbonātu, vizlas, apatītu īpatsvars. Vairākos pētījumos konstatēts, ka Litorīnas jūras transgresija notikusi vismaz divas reizes (Grinbergs, 1957; Ābolta-Prešņikova, 1960; Grinbergs, Guzlena, 1964; Gudelis, Königsson, 1979; Bitinas, Damušytė, 2004). Pēc otrās transgresijas Litorīnas jūra atkal atkāpās, izveidojot tagadējo Baltijas jūru (Veinbergs, 1996).

Pēc tam sekoja lagūnas ezera stadija, kad atklātā jūra vēl joprojām ietekmējusi lagūnu, jo caur krasta sanešiem filtrējās vai arī stipru vētru laikā pāri krasta sanešiem pārsļācās jūras ūdens. Tikai tad, kad jūra pilnībā vairs neietekmēja lagūnu, izveidojās piejūras ezers (Leinerte, 1988).

Piekrastes ezeri parasti mēdz būt plaši, bet sekli (ne dziļāki par 10 m). Latvijā gar Baltijas jūru un Rīgas līča piekrasti ir daudz lagūnas izcelsmes ezeru, piemēram, Tosmares, Papes, Liepājas, Babītes, Kaņiera, Juglas, Engures, Būšnieku ezers, Lielais Baltezers un Mazais Baltezers, un vēl citi. Lagūnas tipa ezeri ir visjutīgākie pret antropogēno ietekmi (Liepa u. c., 1989). To attīstību un raksturu ietekmē gan atrašanās vieta, gan ezerdobi veidojošie nogulumi, ietekošās un iztekošās ūdensteces, gruntsūdens līmenis, gan arī cilvēka darbība u. c.

Ezeru attīstība ir atkarīga no tā noteces apstākļiem, platības, ezerdobes formas un dziļuma. Liela nozīme ir ezerdobes raksturam – nogāžu slīpumam, ūdens sateces baseina platībai un apmežotībai (Danilāns, 1995; Rafferty, 2011). Atkarībā no šiem ezerdobi raksturojošiem lielumiem nogulumu uzkrāšanās ezeros mēdz būt atšķirīga. Pastāv pieņēmums: jo ezers ir seklāks, jo tajā straujāk uzkrājas organogēnie nogulumi un tas ātrāk aizaug.

Parasti aizaugšana ir raksturīga ezeriem ar plašu un seklu litorāles joslu. Tādās vietās ieviešas mitrumu mīlošas augu sugas – grīšļi, kosas, kalmes, niedres, puplakši u. c. Ezera

seklākajās vietās, atmirušajām mitrumu mīlošo augu kārtām nepārtraukti pārklājoties, veidojas nogulumu, kurus ūdens ar laiku vairs nespēj pārsegt. Aizaugšana vienmēr sākas no aizvēja puses un no krasta. Tā kā Latvijā valdošie vēji ir ziemeļrietumu vēji, tad austrumu piekraste parasti ir vairāk izskalota un nogulumiem ir grūtāk uzkrāties (Leinerte, 1988).

Daļa zinātnieku izšķir 3 ezeru aizaugšanas veidus – no baseina dibena, no baseina virsmas (pāraugšana) un *intra aquatic* – aizaugšana ar tādiem ūdensaugiem kā pleistofiti (brīvi peldoši augi) un īstie hidrofiti (ūdenī augoši augiem). Aizaugšanai no baseina virsmas raksturīgi, ka ūdensaugi un purva augi veido peldošu augu paklāju, kurš izplatās horizontāli, samazinot atklāto ūdens platību. Taču *intra aquatic* aizaugšanas procesu ierosina un uztur ūdensaugi – pleistofiti un īstie hidrofiti, kuri ir vāji nostiprināti vai vispār nav nostiprināti ezera dibena gruntī (Korhola, 1995; Ellenberg, 2009).

Pēdējo gadu pētījumos ir konstatēts, ka visbūtiskāk aizaugšanu ietekmē peldošo augu biomasas strauja palielināšanās. Peldošo augu dominance šajos ezeros ir saistīta ar primārās produkcijas daudzveidības samazināšanos, jo to noēnojums traucē augt daudzū fitoplanktona un iegremdēto makrofītu sugu pārstāvjiem (Smith, 2014). Turklāt palielināta barības vielu pieejamība veicināja šo augu dominanci, radīja izmaiņas biotopu struktūrās un anoksijas rezultātā samazinājās dzīvnieku daudzveidība (Scheffer et al., 2003; Villamagna, Murphy, 2010; Feuchtmayr et al., 2009; Netten et al., 2010). Tomēr citi faktori var negatīvi ietekmēt peldošo augu reakciju uz barības vielu daudzumu. Tas īpaši attiecas uz ūdensziedu dzimtas augiem (Araceae: Lemnoideae un Wolffioideae), kas pārsvarā aug skābā līdz neitrālā vidē (Hillman, 1961; McLay, 1976). Piemēram, trejdaiņu ūdenszieda *Lemna trisulca* augšanai nav pieļaujamās pH vērtības virs 8 (Keddy, 1976). Tāpēc arī dominē peldošo augu taksoni, kas izturīgi pret augstu pH līmeni, piemēram, citām lēcū ģintīm, zilaļģēm un diegveida zaļāļģēm (McLay, 1976; Gopal, Goel, 1993; O'Farrell et al., 2011). Vēl viens ietekmējošais faktors ir konkurence starp augu grupām. Piemēram, M. Šefers (Scheffer et al., 2003) uzskata, ka brīvi peldošas sugas var konkurēt ar zemūdens augiem cīņā par slāpekli (ūdenī un nogulumos) un apgaismojumu.

Nogulumu uzkrāšanās ātrums ezeros, kurus nav ietekmējusi cilvēka darbība, var sasniegt 1–2 mm gadā. Pēdējo 2000–3000 gadu laikā, un jo īpaši pēdējā gadu simtenī, daudzos ezeros tas ir ievērojami palielinājies (Leinerte, 1988). Straujas ezerdobes aizpildīšanās iemesls ir cilvēka saimnieciskā darbība, kas izraisa pastiprinātu biogēno un minerālvielu daļiņu iekļūšanu ūdenī kopā ar notekūdeņiem. Nelabvēlīga ietekme ir arī mežu izciršanai un lauksaimnieciskajai darbībai krastu nogāzēs, meliorācijai, minerālmēsļu, pesticīdu izmantošanai lauksaimniecībā un atmosfēras piesārņojumam. Līdz ar to antropogēnā darbība veicina intensīvu ezeru eitrofikāciju un tie zaudē savas pašattīrīšanās un organisko vielu mineralizācijas spējas. Visizteiktāk šie procesi norit seklos ezeros, pie kuriem pieskaitāmi arī visi lagūnu ģenēzes ezeri un pētījumam izvēlētie ezeri.

Dabiskās aizaugšanas un antropogēnās darbības rezultātā tikai nedomāz ezeru Latvijā saglabājušies mezotrofi. Vairākums no tiem, pat dziļie, ir eitrofi un distrofi, stipri vai pilnīgi aizauguši ar ūdensaugiem (Leinerte, 1988). Ezeriem aizaugot, to seklākajos ličos sāk veidoties kūdra, jo tur ir liela biomasas, kurai atmirstot sākotnēji veidojas kūdraina gītija, kur, krastmalas un meldru un niedru joslas augiem ejot bojā, paliek pārsvarā rupjas augu atliekas. Tendence, kad purvi veidojas, aizaugot ezeriem, kuros virs gītijas uzkrājas kūdra, vērojama gan Baltkrievijā, gan arī Latvijā, kur katrs trešais purvs attīstās vietā, kurā kādreiz bijis ezers, un tajos zem kūdras iegul gītija (Kurzo et al., 2004; Kalnina et al., 2014b).

1.3. Ezeru nogulumu piesārņojums

Ezeros tiek ieskalotas un nogulumos uzkrājas dažāda rakstura daļiņas no sateces baseina. Tādējādi ezeri darbojas kā erozijas procesos radušos suspendēto nogulumu uztvērēji jau kopš pēdējā ledāja deglaciācijas (Finger et al., 2006; Bezinge et al., 1989; Wessels, 1998).

Šī iemesla dēļ ezeru nogulumu bieži vien satur augstāku piesārņojuma līmeni salīdzinājumā ar to tuvāko apkārtni, jo ezeros ieplūst ūdeņi no plašas sateces baseina teritorijas. Gan ezeru ūdeņos, gan arī to gultnes nogulumos atspoguļojas sateces baseinā notiekošie procesi un darbības. Izlijušās ķīmiskās vielas var aizplūst ar ūdenstecēm uz ezeriem. Dažāda veida piesārņojums ietekmē ūdens kvalitāti ezeros un citus saldūdens resursus visā pasaulē. Īpaši jutīgi pret piesārņojumu un antropogēno ietekmi ir lagūnu ezeri. Piesārņojums tajos nokļūst dažādos veidos gan no rūpniecības, gan arī no lauksaimniecības vai komunālajiem avotiem. Ezeros tiek ienesti pesticīdi, herbicīdi un piesārņojums no kanalizācijas. Ezeru ūdens piesārņojums būtiski ietekmē arī ezera nogulumu ķīmisko un fizikālo sastāvu. Ezeru nogulumu piesārņojums galvenokārt ir atkarīgs no piesārņojuma avotiem sateces baseinā. Piesārņojums parasti tiek klasificēts pēc tā, vai tas ir vai nav punktveida piesārņojums. Augsta piesārņojuma koncentrācija parasti nāk no punktveida avotiem ezera krastā un/vai sateces baseinā (Bloesch et al., 1995). Punktveida piesārņojumu ir vieglāk samazināt un novērst nekā difūzo piesārņojumu, jo tas nāk no kādas konkrētas vietas.

Piemēri punktveida piesārņojumam: rūpniecisko atkritumu izgāšana, notekūdeņi no notekūdeņu attīrīšanas iekārtām un citas bīstamas ķīmiskās nogulsnes (piemēram, kodolatkritumus). Arī siltums var radīt piesārņojumu. Piemēram, elektrostacijas bieži izmanto ūdeņi, lai atdzesētu pārkarsušas iekārtas. Izlietotais karstais ūdens nokļūst ezeros un maina ezera temperatūru. Tāda piesārņojuma forma kā siltums var būt kaitīgs un nogalināt dzīvību ūdenī, tostarp jutīgas zivju sugas.

Ja piesārņojums rodas no vietām, kas atrodas tālu prom no ūdenstilpes, vai ja ir ļoti daudz mazu, difūzu avotu, tad tas nav uzskatāms par punktveida piesārņojumu. Tad tas var būt klasificējams kā difūzais piesārņojums, kam raksturīgs piesārņojums, kas ienāk ūdensobjektā un ko nevar sasaistīt ar konkrētu avotu atrašanās vietu (Kļaviņš et al., 2008). Drīzāk tāds piesārņojums nāk no daudziem difūziem avotiem un nelielos daudzumos, bet koncentrējas ezeros un ietekmē saldūdens resursu.

Difūzais piesārņojums ietver lauksaimniecības noteci (pesticīdi, minerālmēsli, kūtsmēsli), skābos lietūs, nitrāta nogulsnešanos un izskalošanos no septiskām tvertnēm. Difūzais piesārņojums veido lielāko daļu no piesārņojuma ūdens sistēmās, kā arī ietver daudzas aktivitātes, kas notiek apkārt ezeriem. Ezerus var ietekmēt arī atmosfēras piesārņojums, bet smago metālu koncentrācija parasti ir zema.

Saldūdens ezeri piesārņojas vielas saņem no atmosfēras (antropogēnas izcelsmes), un tās var ienest un sedimentēt arī upju ūdeņi no sateces baseina. Eiropā kopš industrializācijas sākuma dominējošais antropogēnais smago metālu avots ir atmosfēra (De Vleeschouwer et al., 2007). Ievērojami piesārņojuma avoti ir arī industriālie atkritumi, lauksaimniecības notekūdeņi, noteces un atmosfēras nokrišņi, kas būtiski ietekmē virszemes ūdeņus un līdz ar to arī ezeru nogulumus (Karlsson et al., 2010). Mēslojuma un lauksaimniecības pesticīdu, un pilsētu kanalizācijas noplūde ezeros rada paaugstinātu nitrātu

un fosfātu koncentrāciju (Briede, 1996). Lietusūdens satur daudz dažādu piesārņotāju, piemēram, smagos metālus (svins, cinks, varš, kadmījs, hroms un niķelis), organiskos savienojumus, barības vielas un cietās vielu daļiņas (Marsalek et al., 1997).

Lai arī piesārņojuma līmenis ezeru ekosistēmās Latvijā parasti ir tuvu fona līmenim (Klavins et al., 1995, 2012; Briede, 1996), tomēr bieži vien tās ir ietekmējusi cilvēka darbība, kas veicinājusi pārmērīgu barības vielu pieplūdi un uzkrāšanos, tādējādi palielinot daudzu ezeru primāro produktivitāti un radot izmaiņas to vidē (Jankēvica u. c., 2012). Ķīmiskais piesārņojums var nonākt ezerā skābo lietu ietekmē. Skābie lieti konstatēti arī Latvijā, taču nokrišņu ūdeņos analizēto vielu koncentrācijas un to izkrišanas moduļi neliecina par būtiskiem lokālā piesārņojuma avotiem vai pārrobežu piesārņojuma ietekmi (Kļaviņš et al., 2008). Šī problēma ir aktuāla valstīs, kurās pamatieži un augsnes ietekmē mazmineralizētu ūdeni ezeros, piemēram, Skandināvijas valstīs, kurās pamatiezis ir granīts. Latvijā ļoti neliela daļa ezeru ir mazmineralizēti. Skābo lietu ietekmei visvairāk ir pakļauti ezeri ar vāji skābu pH un mazu kopējo jonu koncentrāciju, tas nosaka zemu pretošanās spēju pret paskābināšanos. Līdzīgs process ar pH izmaiņām notiek augsnē, tas sekmē smago metālu izskalošanos un iekļūšanu ezerā. Smagie metāli skābā ūdenī neveido nešķīstošus savienojumus un kļūst viegli pieejami dzīvājiem organismiem.

Smagie metāli, kas akumulējas ūdenstilpju sateces baseinu ūdenī, biotā vai nogulumos, mainoties vides fizikālķīmiskajām īpašībām, var tikt iesaistīti vielu biogeoķīmiskās aprites ciklos. Tie ir visnoturīgākās piesārņojošās vielas ezeru ekosistēmās, jo ir izturīgas pret sadalīšanos, slikti šķīst ūdenī, adsorbējas un uzkrājas ezera nogulumos (Jain et al., 2008). Tāpēc ezeru nogulumu var tikt izmantoti to smago metālu pētīšanai, kas tiek ienesti ezera vidē dabisko un antropogēno procesu ietekmē (Thevenon et al., 2011, 2013). Veicot pētījumus ezeru nogulumos un nosakot smago metālu koncentrācijas un to līmeņus, iegūtos datus var izmantot par vides piesārņojuma indikatoriem, novērtējot vides piesārņojuma līmeni ūdenstilpju sateces baseinos (Salomons, Förstner, 1984). Tomēr šie dati jāizvērtē ar lielu piesardzību, jo nogulumu sastāvā var būt arī dabīgas izcelsmes metāli.

Nogulumu pētījumu dati liecina, ka mālu minerāli, māla agregāti un smagie minerāli ir galvenais smago metālu avots nogulumos. Fe/Mn oksīdi, karbonāti un sulfīdi ir dominējošie smago metālu autohtono frakciju akumulēšanās fāzēs. Ezeru nogulumu pētījumu dati, kurus ietekmējuši skābie nokrišņi, liecina, ka cinks, kobalts un niķelis galvenokārt atbrīvojas no viegli reducējošos nogulumu frakcijām, bet kadmījs – no organiskajām frakcijām. Turpretī, ja pH ir 4,4, ne svins, ne varš praktiski neatbrīvojas vai atbrīvojas nelielā apjomā (Förstner, 1982).

Vairāki zinātnieki ir mēģinājuši nodalīt un grupēt metālu izcelsmes avotus, litoloģiskos un antropogēnos metālu izcelsmes avotus (Salomons, Förstner, 1984). Konstatēts, ka dabiska izcelsme ir raksturīga tādiem elementiem kā cinks, rubīdijs, stroncijs, turpretim kobalta, hroma, niķeļa, vara, kadmija, dzīvsudraba un svina paaugstinātās koncentrācijas norāda uz antropogēnās iedarbības intensitātes palielināšanos. Analizējot šos rezultātus, secināts, ka starp nodalitajām divām metālu grupām pastāv elementu mijiedarbība un tie var saistīties dažādās kombinācijās. Konstatēts, ka mangāna un dzelzs koncentrācijas paaugstināšanās antropogēnās darbības rezultātā var paātrināt ūdenstilpju eitrofikāciju, kā arī šo elementu uzkrāšanās var izraisīt citu elementu akumulāciju (Salomons, Förstner, 1984).

Metālu koncentrācija un izplatība ezeru nogulumos bieži tiek izmantotas, lai izpētītu to uzkrāšanās hronoloģiju un piesārņojošo vielu telpisko izplatību (Owen, Sandhu, 2000; Spencer, 2002; De Carlo, Anthony, 2002).

Metālu saturs ezera nogulumos ir cieši saistīts ar šo vielu pieplūdes daudzuma intensitāti ezerā, kā arī ar tā trofijas stāvokli (Kokorīte, 2007). Galvenais faktors, kas nosaka vielu pieplūdes daudzumu, līdz ar to arī dabisko metālu koncentrāciju ezera sateces baseinā, ir augšņu granulometriskais sastāvs, organisko vielu daudzums un struktūra, kā arī reljefa raksturs sateces baseinā. Bieži ievērojama daļa ezera nogulumos esošo metālu ir saistīti ķīmiskos savienojumos un kompleksos ar tādām organiskajām un neorganiskajām vielām, kas dzīvajiem organismiem ir grūti asimilējamas (Briede, 1996). Par būtisku tiek uzskatīts vides un tādā arī nogulumu piesārņojums ar metāliem. Kaut arī metālu iesaistīšanās vielu ģeokīmiskās aprites ciklos norit relatīvi mazintensīvi, tomēr antropogēnās darbības rezultātā no litosfēras nonāk ievērojams daudzums ražošanā izmantoto metālu, un tie atgriežas vidē ražošanas procesu blakusproduktu veidā. Aktuāls ir jautājums par šo elementu pieplūdes daudzumu, kas nosaka šo elementu koncentrāciju un akumulācijas procesa intensitāti ūdens ekosistēmās (Briede, 2006), kā arī var ietekmēt ezeru nogulumu ķīmisko sastāvu.

Analizējot mikroelementu uzkrāšanos dažādos nogulumu posmos ūdenstilpēs (ezeros), var iegūt informāciju par kopējo reģionālo piesārņojuma līmeni, bet mikroelementu uzkrāšanās modeļu analīze nogulumu profilos var palīdzēt rekonstruēt antropogēnās ietekmes vēsturi. Pētot un analizējot mikroelementu koncentrāciju dažādās izcelsmes ezeru nogulumos Latvijā, tika analizēti to ietekmējošie faktori (Klavins et al., 1995, 2011; Briede, 1996). Tika konstatēts, ka metāla koncentrācijas ezeru nogulumos Latvijā ir tuvas koncentrāciju fona līmeņiem, kas būtiski atšķiras no ezeru nogulumiem Rietumeiropas valstīs. Analizējot elementu koncentrācijas izmaiņas nogulumu profilos, var iegūt informāciju par tendencēm tādu nogulumu sastāvā, kas uzkrājušies pēdējo 150 gadu laikā, un par līdzsvaru starp dabas un cilvēka izraisītas akumulācijas procesu (Steinnes, 1990). Šo datu interpretācija ir komplicēta, jo nav pietiekami daudz ilgtermiņa vides pētījumu datu, kas varētu sniegt informāciju par agrāko antropogēno piesārņojošo vielu fona līmeni un metālisko mikroelementu uzkrāšanās intensitāti. Tādēļ ir svarīgi izpētīt ezera dziļāko slāņu nogulumus, kurus, visticamāk, nav ietekmējuši procesi, kas saistīti ar cilvēka darbību (Shotyk et al., 1998; Arnaud et al., 2004).

Pētījumos konstatēts, ka smago metālu koncentrācijas Latvijas ezeru nogulumos pārsvarā ir tuvu fona līmenim. To var izskaidrot ar ģeokīmisko faktoru raksturu un nogulumu daudzveidību sateces baseinā, kā arī ar minimālu antropogēno noslodzi. Tajā pašā laikā vairākos ezeros un to nogulumos ir izteikta tieši antropogēnā ietekme. Tas it sevišķi attiecināms uz transporta punktveida avotu ietekmi (Klavins et al., 2012). Viens no būtiskākajiem piesārņotājiem gan Latvijā, gan pasaulē ir atmosfēras piesārņojums. Tā galvenie avoti ir degšanas procesi, jo īpaši degšana, elektroenerģijas ražošana, sadedzināšana un iekšdedzes motors (Battarbee et al., 1988; Duce et al., 1991; Hutton, Symon, 1986; Nriagu, 1989; Nriagu, Pacyna, 1988).

Smago metālu sastāva analīze ezera nogulumu profilos ļauj iegūt informāciju par to daudzuma izmaiņām un piesārņojumu ezerdobes nogulumos vēsturiskā griezumā, kā arī atspoguļo to izgulsnēšanos gaitu ilgtermiņā, dodot iespēju novērtēt nesenu metālu piesārņojumu un to salīdzināt ar dabisko līmeni (Eades et al., 2002).

Saldūdens ezeru nogulumu, kuriem ir noteikts vecums, analīze tiek izmantota, lai rekonstruētu cilvēka darbības rezultātā radīta svina Pb emisijas vēsturi atmosfērā kopš romiešu laikiem, viduslaiku derīgo izrakteņu ieguves periodā, industriālās revolūcijas un vēlā industriālā periodā 20. gs. beigās. To pierāda svina koncentrācijas un izotopu analīzes ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$) attiecību izvērtēšana, kas regulāri katru gadu tiek veikta Zviedrijā četros ezeros, lai nodrošinātu atmosfēras svina piesārņojuma uzskaiti pēdējo 3000 gadu laikā (Braennvall et al., 1999). Rezultāti skaidri liecina par gaisa piesārņojumu nogulumos no grieķu un romiešu kultūras laikiem pirms 2000 gadu. Kopš 900. gada bija novērojams pastāvīgs atmosfēras svina piesārņojuma pieaugums nokrišnos. Nogulumos iezīmējas arī ievērojama svina daudzuma palielināšanās atmosfērā pirms 1200. un 1530. gada, un šis daudzums salīdzināms ar pašreizējo līmeni. Šie pīķi vēsturiski atbilst metālu ražošanas uzplaukumam Eiropā (Braennvall et al., 1999). Zviedru pētījums liecina, ka mūsdienu atmosfēras piesārņojums Ziemeļeiropā ir izveidojies jau viduslaikos, nevis industrializācijas periodā. Atmosfēras svina piesārņojums nogulumos vēsturiski ir palielinājies par tik, par cik parasti pieņemts industriālās revolūcijas laikā (1800) (Braennvall et al., 1999).

Svins tiek izmantots kā viens no prioritārajiem elementiem, kas parāda antropogēno piesārņojumu virsējos ezera nogulumos, jo, piemēram, Nīderlandes zinātnieki bieži apgalvo, ka augsne bez antropogēnās ietekmes vairs nepastāv (Van der Meent et al., 1990; Klaminder et al., 2010). Zinātniskajā literatūrā ļoti bieži tiek minēta tā plašā izplatība (Komárek et al., 2008) un tā spēja ar gaisa masām izplatīties pat tādās vietās kā Grenlande (Rosman et al., 1993) un Antarktīdā (Vallelonga et al., 2002). Latvijā nav izplatītas svina ieguves rūdas, kas varētu būt tā dabiskais avots, tādēļ svina daudzuma palielināšanās var būt saistīta ar antropogēno ietekmi (Faure, 1986; Briede, 1996; Nikodemus, Brumelis, 1998; Kļaviņš, 2000; Nikodemus et al., 2004).

1.4. Būtiska antropogēnās ietekmes palielināšanās un antropocēns

Pēdējos gados plašas diskusijas ir izraisījuši uzskati par to, ka nogulumu veidošanās apstākļi nesena laika posmā ir būtiski mainījušies (Kolbert, 2006; Zalasiewicz, 2013). Jau 2002. gadā Nobela prēmijas laureāts Nīderlandes ķīmiķis P. Krutzens (Crutzen, 2002) paziņoja, ka mēs dzīvojam nevis holocēnā, kurš sācies pirms 11 700 gadu, bet jau antropocēnā, kam raksturīga būtiska cilvēka darbības ietekme, tai skaitā uz ģeoloģiskajiem procesiem (Kolbert, 2006). Gan Zemes virsas biokīmiskās un fizikālās izmaiņas, ieskaitot nogulumu uzkrāšanos ūdenstilpēs, purvos u. c., gan dabas un cilvēku darbības izraisīta erozija tiek uzskatītas par būtisku pagrieziena punktu Zemes vēsturē, kas tiek dēvēts par antropocēna laikmetu (Zalasiewicz et al., 2008; Zalasiewicz, 2013).

Termins „antropocēns” tiek lietots, lai raksturotu Zemes vēstures neseno posmu, kura laikā cilvēki ar savu darbību ir ietekmējuši Zemes sistēmu. Pēdējos gados šo laika posmu daudzi zinātnieki uzskata par jaunu ģeoloģisku epohu (Brown et al., 2013). Šāds jauns ģeoloģiskā laika intervāls tiek apskatīts daudzos zinātniskajos rakstos, tai skaitā žurnālos *Anthropocene*, *The Anthropocene Review* un monogrāfijās (Kolbert, 2006; Crutzen, 2006), par to tiek diskutēts konferencēs un simpozijos, kā arī pirmajā stratigrāfijas kongresā 2013. gada jūlijā Lisabonā. Vairāku zinātnieku prezentācijās un diskusijās (Brown, 2014; Cohen, 2014; Zalasiewicz et al., 2014; Wagerich, 2014; Waters et al., 2014) tika mēģināts

sniegt gan antropocēna teorētisku pamatojumu, gan arī empīriskus pierādījumus, ko atspoguļo ģeoloģiskās liecības (Zalasiewicz, 2013). P. J. Krutzens un E. F. Stoermers (Crutzen, Stoermer, 2000) piedāvāja terminu „antropocēns”, pirms vēl nebija pieņemti kritēriji tā nodalīšanai, un tas atšķiras no tā, kā parasti tiek definētas šādas stratigrāfiskas vienības (Waters et al., 2014).

Stratigrāfisko pētījumu par vides izmaiņu gaitas pātrināšanos saistībā ar cilvēku darbību mērķis bija noteikt atbilstošus stratigrāfiskus kritērijus, kas norāda uz antropogēnu ietekmi, kura atspoguļojas nogulumu struktūrā, tai skaitā arī ezeru nogulumos, tādējādi paplašinot pētījumu metožu lietojumu un pieejamo datu apjomu (Kaufman et al., 2009; Zalasiewicz et al., 2008, 2010). Tas ļaus risināt šo jauno problēmu par jaunas stratigrāfiskas vienības nodalīšanu un termina „antropocēns” izmantošanu (Crutzen, Stoermer 2000; Crutzen, 2002; Steffen et al., 2007).

Zinātniskajās diskusijās joprojām ir aktuāls jautājums par to, kad tad ir sācies antropocēna laikmets. Zinātnieki ir vienojušies par galvenajiem antropocēna nodalīšanas kritērijiem, taču vēl ir plašas diskusijas par pielietojamajām pētījumu metodēm, kā arī ir atšķirīgi uzskati par laika intervālu, kad antropocēnu varētu nodalīt no holocēna. Pēc dažu zinātnieku domām, minētais intervāls attiecas uz laiku (ar loģiski pierādāmu bioķīmisko pārmaiņu, kuras izraisījuši cilvēki, ciklu pasaulē), kas sākās ar 18. gadsimtu pēc Džeimsa Vata akmeņogļu dedzināšanas izgudrojuma enerģijas izmantošanai un acīmredzami pāātrinājās 20. gs. vidū, tādējādi par tā sākumu viņi uzskata 1950. gadu. Šis laiks iezīmējas nogulumos daudzās vietās pasaulē un labi atpazīstams ūdenstilpju nogulumos (Curtin et al., 2006). Tas visbiežāk ir saistīts ar gaisa piesārņojuma palielināšanos, kas var radīt problēmas gan vietējā, gan reģionālā līmenī, kā arī var izraisīt eitrofikāciju, smago metālu koncentrācijas un cieta daļiņu (putekļu) palielināšanos.

Zinātnieki ir ierosinājuši dažādus šā posma sākuma datumus, kas atspoguļo dažādus kritērijus attiecībā uz to, kad cilvēku sabiedrībai pirmo reizi bija svarīga nozīme, veidojot Zemes ekosistēmu (Smith, Zeder, 2013). Taču, kā liecina vairāku pētījumu rezultāti, antropocēna sākums var būt ļoti atšķirīgs dažādās vietās pasaulē. Turklāt ne vienmēr var korekti noteikt, vai konstatētās izmaiņas ir cilvēku darbības vai dabas procesu rezultāts. Vietām rekonstruētās klimata izmaiņas 19. gs. sākumā, iespējams, ir saistītas ar klimata pasiltināšanos pēc mazā ledus laikmeta (Holmgren et al., 2010).

Zinātnieki ir centušies noteikt antropocēna laikmetu, izmantojot dažādu disciplīnu pētījumu metodes, lai identificētu holocēna–antropocēna pāreju. Tās noteikšana balstās uz nogulumu stratigrāfiju, atmosfēras un biotisko mainību, bet rodas jautājums, kam dot priekšroku, nosakot šo laika pāreju, un vai pāreja būtu izsekojama globālā vai reģionālā mērogā (Smith, Zeder, 2013). Pēdējos 10 gados daudz ir diskutēts par antropocēna laikmetu, un vienā no rakstiem (Steffen et al., 2011) nonākts pie vienprātīga risinājuma, ka antropocēna sākums ir 1800. gads. V. Stefena un viņa kolēģu rakstā (Steffen et al., 2011) ir spēcīga argumentācija par pastāvošajiem ģeoloģiskajiem standartiem un antropocēna sākumu iezīmējošiem indikatoriem.

Tomēr pamatoti nodalīt, kur beidzas holocēns un kur sākas antropocēns, vēl līdz šim nav izdevies, tāpēc zinātnieki piedāvā alternatīvu, ka antropocēns ir kā holocēna laikabiedrs, un to atzīmē kā apakšlaiku. Ir arī pierādījumi par vairākām dažāda veida cilvēku darbībām pirms pleistocēna–holocēna robežas (Groube, 1989; Smith, 2011), tomēr šis iepriekšējās cilvēka darbības ir tikai nedaudz spējušas ietekmēt konkrēto vietu.

Zinātnieki konstatēja vides pārmaiņas, kuru sākums datēts ar 1750.–1800. gadu un kuras saistītas ar industriālo revolūciju un globālām atmosfēras izmaiņām. Šajos pēdējos divos gadsimtos cilvēku darbības ietekme ir kļuvusi skaidri pamanāma. Apzinātas cilvēka darbības rezultātā veiktās ainavu un zemes apsaimniekošanas izmaiņas, derīgo izrakteņu iegūšana, Zemes virsas formas izmaiņas ir iezīmes, kas raksturīgas attīstībai, kura ir paātrinājusies pēdējos divos gadsimtos. Liela mēroga rakšana, transporta intensitātes palielināšanās, mūsdienu ģeoloģisko procesu intensifikācija, augsnes erozija utt. ir procesi, kas rada jaunus ģeoloģiskos procesus, kurus intensificējušas jaunas antropogēnās ietekmes un kuru iezīmes varētu izmantot par diagnostikas pamatu antropocēna nodalīšanai (Waters et al., 2014).

Kaut arī tiek apspriestas dažādas noteicošās iezīmes, kas raksturīgas mūsdienām, piemēram, iedzīvotāju skaita pieaugums, urbanizācija, modifikācijas ainavā, Krutzens un Stoermers (2000) norāda arī uz tādām globāla mēroga atmosfēras izmaiņām kā oglekļa dioksīda un metāna pieaugums, kas radies industriālās revolūcijas laikā. Šis ir arī laiks, kad dati, kas iegūti no ledus serdēm, parāda atmosfēras piesārņojuma koncentrācijas pieauguma sākumu – siltumnīcefekta gāzes, jo īpaši CO_2 un CH_4 , ko zinātnieki skaidro ar Džeimsa Vata tvaika dzinēja izgudrojumu.

Tajā pašā laikā, kad zinātnieki bija gatavi ierosināt holocēna–antropocēna robežu 18. gs. otrajā pusē (Crutzen, Stoermer, 2000) kā noteiktu vienotu pasaules mēroga marķieri, tomēr parādījās jauni viedokļi, jo daudzi zinātnieki arī atzīst, ka cilvēku radītas izmaiņas Zemes ekosistēmā ir notikušas pakāpeniski, arvien palielinoties visā pēcdeduslaikmetā pēdējos 10 000–12 000 gados (Smith, Zeder, 2013).

Savukārt augsnes zinātnieki G. Čertini un R. Scalenge apgalvo, ka datēt antropocēna sākumu pēc atmosfēras sastāva izmaiņām ir nekorekti (Certini, Scalenghe, 2011). Tā vietā par marķieri tie ierosina izmantot antropogēno augsnes slāni, kas atspoguļo, piemēram, atkārtotu aršanu, pievienotos mēslošanas līdzekļus, piesārņojumu, sablīvēšanos vai bagātināšanos ar artefaktiem. Viņu skatījumā pedosfēra ir neapšaubāmi labākais marķieris šādām cilvēku izraisītām izmaiņām kopējā vidē un liecina par to, ka antropocēns iezīmējas aptuveni 2000 gadus BP (Smith, Zeder, 2013).

Termina „antropocēns” ieviešana (Crutzen, Stoermer, 2000) ir radījusi plašu dažādu nozaru zinātnieku interesi. Tika veikti jauni pētījumi, kur tika konstatēts, ka viena no pirmajām ietekmēm ir tieši lauksaimniecības attīstība, tomēr būtiski tā ir sākusies tikai pēc industriālās revolūcijas sākuma. Ir skaidrs, ka tādējādi antropocēna pamatojums nebalstās uz jautājumu par precīzu ekvivalenci ar iepriekšējiem laikmetiem, kad nenotika dramatisks fiziskas un bioloģiskas cilvēku darbības izraisītas izmaiņas.

2. PĒTĪJUMA MATERIĀLI UN METODES

Iepazīstoties ar agrāk veiktajiem Rīgas līča piekrastes ezeru un to apkārtnes nogulumu pētījumu rezultātiem (Ludwig, 1908; Āboltiņa-Presņikova, 1960; Saule-Sleins, 1960; Grinbergs, Guzlina, 1964; Alksnītis, 1992; Eberhards, Salupe, 2000 u. c.), tika konstatēts, ka tie galvenokārt sniedz tikai vispārīgu ieskatu ezeru attīstībā un nogulumu uzkrāšanās gaitā. Savukārt, analizējot zinātnisko literatūru par dažādu metožu izmantošanu paleolimnoloģiskajos pētījumos un liecību ieguvē un par cilvēka darbības ietekmi uz nogulumu uzkrāšanās raksturu, tika konstatēts, ka, lai novērtētu pašreiz notiekošo procesu un prognozētu to dinamiku nākotnē, ir svarīgi pētīt tieši virsējos ezeru nogulumus (Dean, 1974; Birks et al., 2004; Curtin et al., 2006; Birks, Birks, 2006; Majewski, 2014 u. c.). Rīgas līča piekrastes ezeru nogulumos ietvertajā pagātnes vides izmaiņu arhīvā ir liela liecību dažādība, tādēļ ir svarīgi lietot vairākas metodes un analīzes, kuru dati papildina cits citu, lai salīdzinot iegūtos rezultātus, pēc iespējas precīzāk varētu rekonstruēt paleovides apstākļus (Oldfield, 1977; Smol, 2002). Mūsdienās lielākā daļa augstas izšķirtspējas multidisciplinārie pētījumi balstīti tieši uz ezeru nogulumu izpēti (piemēram, van der Knaap et al., 2000; Brázdil et al., 2005; Striewski et al., 2009; Shotbolt et al., 2005; Majewski, 2014). Šajā pētījumā metožu kompleksā tika ietvertas nogulumu sastāva un tajos uzkrājušos metālu sastāva analīzes, kā arī paleobioloģiskās metodes, jo ezeru nogulumos uzkrājušās augu un dzīvnieku atliekas sniedz būtisku informāciju par vides apstākļu izmaiņām gan ezerā, gan tā apkārtnē nogulumu uzkrāšanās gaitā (Smol, 2001; Bell, Walker, 2005; Douglas, 2007).

2.1. Pētījumu teritorijas

Pētījumam izvēlēti pieci piekrastes ezeri, kuri veidojušies galvenokārt Baltijas jūras attīstības stadijas – Litorīnas jūras – izraisīto procesu rezultātā. To izvēli noteica tas, ka

- Litorīnas jūras lagūnu nogulumu visplašāk izplatīti Rīgas līča dienvidu daļā (Ulsts, 1957), kur ir visvairāk lagūnas ģenēzes ezeru, kam ir līdzīga izcelsme, tomēr to attīstībā ir atšķirības, ko rada ezerdobes un apkārtnes ģeoloģiskā uzbūve, ezeru izmērs, hidroloģiskā režīma raksturs un cilvēku darbības ietekmes līmenis;
- piekrastes ezeri ir salīdzinoši jauni, sekli lagūnas ģenēzes ezeri, kas izveidojušies pirms apmēram 4000 gadu, Litorīnas jūrai regresējot, bet jau būtiski mainījušies;
- ezeri atrodas nevis urbānā, bet nosacīti dabiskā vidē, tādēļ sagaidāmās antropogēnās ietekmes būs vieglāk atpazīt.

Papildus šiem lagūnu izcelsmes ezeriem tika pētīts arī Velnezers, kas ir glaciokarsta ezers vai Baltijas ledus ezera relikts, ko šobrīd ieskauj Juglas guļamrajona piecstāvu ēkas. Šis ezers pētījumam izvēlēts tāpēc, ka to ietekmējušās būtiskas vides izmaiņas.

Baltijas jūras Litorīnas jūras stadijas beigu posmā, pazeminoties ūdens līmenim, gar krasta sanesu plūsmas ietekmē Rīgas līča piekrastē lagūnas pamazām pilnībā tika norobežotas no jūras un kļuva par sekliem saldūdens baseiniem (Ulsts, 1957; Ignatius et al., 1981; Veinbergs, 1996). Tāda ģenēze raksturīga arī promocijas darbā pētītajam Babītes, Kaņiera, Engures, Ummja, Lilastes ezeram (2.1. att.), izņemot Velnezera, kura izcelsme un attīstība, neskatoties uz tā novietojumu Baltijas ledus ezera un Litorīnas jūras robežās, ir atšķirīga. Visi pētījumā iekļautie ezeri atrodas Piejūras zemienē, kas ietver bijušās



2.1. attēls. Pētīto ezeru atrašanās vietas Litorīnas jūras akumulācijas līdzenumā starp Litorīnas jūras un mūsdienu Baltijas jūras krastu līnijām

Figure 2.1. Location of the lakes under study on the accumulation plain of the Littorina Sea accumulation plain, between the Littorina Sea shoreline and the present-day coast of the Baltic Sea

Litorīnas jūras akumulācijas līdzenumus. Engures ezers atrodas Engures līdzenumā, bet Kaņieris un Babītes ezers Rīgavas līdzenuma rietumdaļā. Ummis, Velnezers un Lilastes ezers atrodas Rīgavas līdzenuma austrumu daļā, kur tas robežojas ar Ropažu līdzenumu.

Pētījumam izvēlēti pieci lagūnas ģenēzes ezeri, kuru tuvumā nav lielu apdzīvotu vietu, t. i., tie neatrodas urbānā vidē kādas pilsētas robežās. Tomēr tos ir ietekmējusi cilvēka darbība, piemēram, izrakts kanāls, nelielā attālumā no ezera atrodas autoceļi, saimnieciskā darbība sateces baseinā u. c. Velnezers, kas mūsdienās atrodas urbānā vidē Rīgas teritorijā, ir attīstījies dabiskā vidē, bet pēdējos 70 gados tā apkārtnē ir notikušas krasas izmaiņas, būtiski palielinoties antropogēnajai slodzei.

Darbā pētītie lieli ezeri ir sekli, to vidējais dziļums ir no 0,5 m, bet mazākie (Ummis un Velnezers) ir vidēji 6 m dziļi. Visos pētītajos ezeros ir novērota eutrofikācijas intensificēšanās, kas izpaužas kā ezeru aizaugšana. Eutrofikācijas procesā pastiprināti var veidoties organogēnie nogulumi. Kā uzskata M. Leinerte (1996), piekrastes ezeru stāvoklis ir pasliktinājies saimniecisko notekūdeņu ieludzināšanas dēļ, līdz ar to kādreizējie ar augu barības vielām vāji apgādātie ezeri kopš pagājušā gadsimta 50. gadiem cieš no slāpekļa, fosfora un organisko vielu pārbagātības.

Analizējot pagājušā gadsimta 50. gados veiktos Latvijas ezeru pētījumus un izvērtējot tajos iegūtos hidroķīmiskos rādītājus, tika atrastas kopsakarības starp ezeru izvietojumu ainavā un ūdens ķīmiskajām īpašībām. Konstatēts, ka ūdens sastāvs mainās atkarībā no ezera atrašanās vietas un augstuma virs jūras līmeņa. Pavisam nodalītas 3 ezeru grupas. Pirmajā grupā apvienoti augstieņu ezeri, kas atrodas augstāk par 120 m v.j.l. Otrajā grupā apvienoti ezeri, kas atrodas 120–20 m v.j.l. Trešajā grupā ietilpst ezeri ar mazāku ūdens dzidribu nekā pirmajās divās grupās un ar paaugstinātu organisko vielu saturu. Tie ir Piejūras zemienes ezeri, kas atrodas zemāk par 20 m v.j.l. (Per, Škoļņikova, 1955; Pera, Ramane, 1959). Taču minētās likumsakarības ir saistītas arī ar tādu nogulumu ģeokīmisko sastāvu, kuros ir izveidojušās ezerdobes. Latvijā pirmās grupas ezeru ezerdobes galvenokārt ir glaciogēnas izcelsmes, un tās ietver morēnas smilšmāla vai mālsmilts nogulumus, retāk glaciolimniskie vai glaciofluvialie nogulumi. Savukārt 3. grupas ezeri parasti ir sekli un atrodas piekrastē, kur ledāja veidotās ezerdobes ir pārskalotas un pārveidotas, uzkrājoties baseinu nogulumiem – smiltīm, māliem, aleirītiem vai gitijai.

Organogēno ezera nogulumu veidošanās ir cieši saistīta ar veģetācijas attīstību un biomasas daudzumu. Tagadējā Latvijas veģetācija ir sākusi veidoties pēcdeduslaikmetā pēc pēdējā apledojuma deglaciācijas, kam sekoja ievērojamas klimatiskās izmaiņas, kas veicināja arī veģetācijas attīstību un izmaiņas (Galenieks, 1936; Danilāns, 1998). Sākotnēji daba bija mainījusies tikai klimata ietekmē, bet līdz ar cilvēku prasmju attīstību, to skaita palielināšanos un darbības aktivizēšanos vidi ietekmējis arī cilvēks (Behre, 1981; Lowe, Walker, 2014).

Mūsdienās Latvijas teritorija atrodas boreonemorālā biogeogrāfiskajā reģionā, kur meži pārsvarā ir veidojušies dabiski (Priedītis, 1999; Kasparinskis et al., 2014). Tomēr to sastāvs un izplatība ir bijuši mainīgi jau kopš holocēna sākuma (Strods, Zunde, 1999). Kā liecina nogulumu paleobotāniskie pētījumi, mežu, pļavu, tīrumu un purvu savstarpējās attiecības gadu gaitā ir mainījušās gan klimatisko apstākļu, gan cilvēka darbības ietekmē lagūnu ezeru krastos, kā arī sateces baseinā (Kalnina et al., 2012; Kalnina et al., 2014a).

Promocijas darbā pētītie ezeri ietilpst Piejūras ģeobotāniskajā rajonā, kur augšņu cilmieži pārsvarā ir smiltis, zem kurām sastopams gan morēnu smilšmāls, gan arī devona nogulumieži (Kabucis, 1995). Pētījuma teritorijās Piejūras zemienes līdzenumos Rīgas līča dienvidgalā ir raksturīgs augsts gruntsūdens līmenis. To ietekmē apgrūtināta dabiskā drenāža, jo zemes virsai ir raksturīgs neliels kritums un noteci kavē kāpu grēdu barjeras, kā arī vāji caurlaidīgi nogulumi zem smilts slāņiem (Juškevičs et al., 1999), un tas arī ir ietekmējis purvu intensīvu veidošanos.

2.1.1. Engures ezera un tā apkārtnes raksturojums

Engures ezers ir lielākais lagūnas ģenēzes ezers Latvijā, kas ir attīstījies, pazeminoties ūdens līmenim Litorīnas jūras regresijas rezultātā, kad izveidojās 20 km gara smilšu strēle, kas lagūnu atdalīja no jūras. Tā sākotnēji radās kā liels zemūdens sēklis, kas vēlāk pacēlās virs ūdens līmeņa, atdalot no atklātas jūras vairāku kilometru platu līci (Eberhards, Saltupe, 2000). Mūsdienās tā ir 1,5 km līdz 2,5–3 km plata zemes josla, kura atdala Engures ezeru no Rīgas jūras līča. Ezers aizņem 35 km², ar aizaugušo daļu un salām – 41,31 km² lielu platību, atrodas Rīgas līča rietumu piekrastē starp Enguri un Mērsragu, Piejūras zemienē Engures līdzenumā (2.1. att.), kur kvartāra nogulumus pārsvarā sastāv no

4–8 m biezas izskalotas sarkanbrūnas vai brūnas Latvijas leduslaikmeta morēnas māls-smilts. Virskārtā daudz laukakmeņu (Mūrnieks, 1999). Lielāko daļu līdzenuma klāj dažādgraudaina smilts, vietām ar grants un oļu piemaisījumu vai starpkārtām. Glaciolīmniko mālu slānis izplatīts nelielās platībās, pārsvarā morēnas virsmas pazeminājumos tas saglabājas 1–2 m biezs. Dažādgraudaina, galvenokārt smalkgraudaina smilts ar aleirītu piemaisījumu izplatīta šaurā joslā gar Rīgas līča krastu un Engures apkārtnē bijušās Litorīnas jūras lagūnas teritorijā (Juškevičs et al., 1999).

Engures ezera garums ir līdz 19 km, platums līdz 4,5 km, bet dziļums nepārsniedz 2,1 m (vidēji 0,4 m). Tas ir sekls, stipri aizaudzis (73%) ezers, kura krastos meži aizņem 50%, bet pļavas un lauksaimniecības zemes 29% (Auniņš u. c., 2000; Sprinģe u. c., 2000). Ezera sateces baseins aizņem 644 km², veidojot vienu no unikālākajām vietām Piejūras zemienē. Šī iemesla dēļ ezera un tā apkārtnes teritorijā 1998. gadā izveidots dabas parks „Engures ezers” (EEDP), kurā ir arī Rīgas līča piekraste no Mērsraga līdz Engurei. Taču kā aizsargājama dabas teritorija tā jau ir kopš 1957. gada, kad tika noteikts īpašs režims putnu aizsardzībai (Mihelsons, Lejiņš, 1960), bet kā dabas parks „Engures ezers” ir iekļauts Ramsāres konvencijas sarakstos (Viksne, 1997; Ramsar sites, 2014).

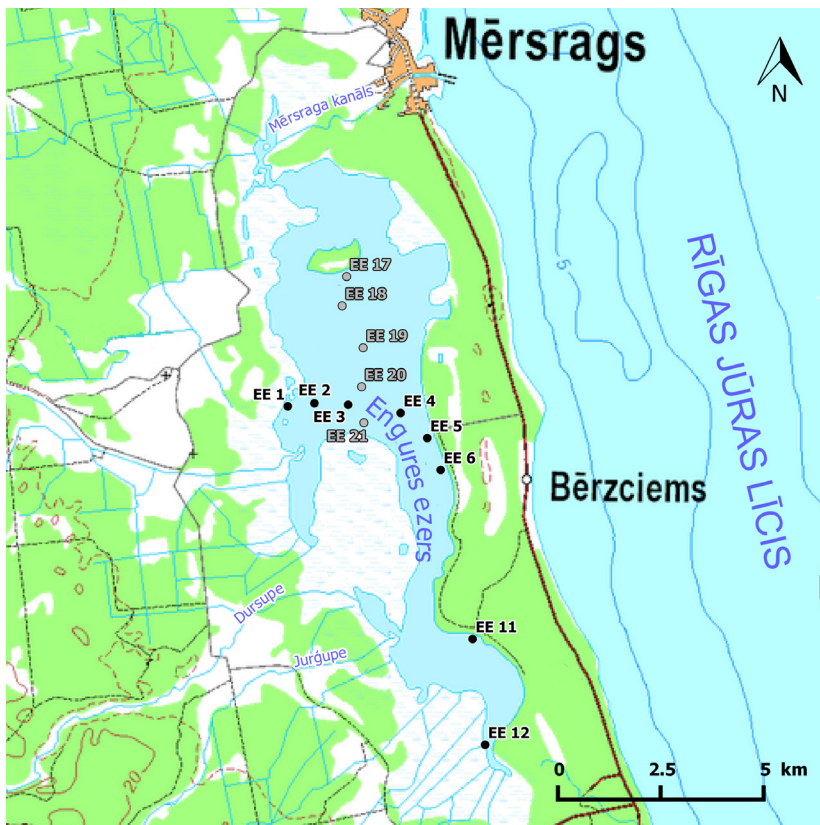
Engures ezers pētījumam tika izvēlēts tādēļ, ka ir liels, sekls lagūnas izcelsmes ezers ar sarežģītu hidroloģisko režīmu, kuru būtiski ir ietekmējusi cilvēka darbība, kad 1842. gadā tika izrakts kanāls (Ludwig, 1908), kas ezera ziemeļu galu pie Mērsraga savienoja ar jūru (2.2. att.). Pirms tam ezeram dienvidu galā bija dabiska notece uz jūru.

Līdz ar kanāla izrakšanu ne tikai pazeminājās ezera līmenis (1,5 m), bet arī mainījās hidroloģiskais režīms, jo izveidojās tieša saikne ar jūru un visapkārt ezeram atklājās plašas teritorijas, kas tika saimnieciski izmantotas (Ludwig, 1908; Eberhards, Saltupe, 2000). Vēlāk vietās ar mitrākām un neauglīgākām augsnēm ar laiku attīstījās mežs. Lielākajā daļā Engures līdzenuma gruntsūdens līmenis atrodas 0,5–1,0 m zem zemes virsas. Reljefa īpatnību dēļ Engures līdzenumā ir pavājināta virszemes notece un augsts gruntsūdens līmenis, tādēļ daudz zemo purvu, ko mēdz dēvēt par pļavām vai ielejām. Lielākā daļa no tiem atrodas joslā no Rojas līdz Engures ezeram, daļa starp kāpu vaļņiem (Juškevičs, 1999). Tā krasti ir pārpurvojušies, tādēļ grūti pieejami, it sevišķi rietumu krasts, kur dominē lapu koku meži, kas palu laikā applūst.

Engures ezers ir caurtekošs. Tajā ietek Kalnupe no Rideļu dzirnavezera, Alksnāju grāvis, Bazānu grāvis, Dursupe, Dziedrupe, Jurgupe, Krievraggrāvis, Melnupe, Pelčupe, kā arī vairākas citas ūdensteces. No ezera pa Engures ezera kanālu ūdeņi ietek Rīgas līcī. Ezerdobe ir nelīdzena, gar tās malu uzkrājusies smilts un zaļu kūdra, kas veidojusies, ezeram aizaugot. Ezera vidusdaļā izplatīta cieta minerālgrunts, tai skaitā dolomīti, bet padziļinājumos dūņas, aleirītisks māls, aleirīts un līdz 6 m biezi gitijas nogulumu slāņi (Eberhards, Saltupe, 2000).

Laika posmā no 1956. gada līdz 2007. gadam virsūdens veģetācijas palielinājās no 30% līdz 58,6% ezerā, un tas liecina, ka ezeram ir raksturīga eitrofikācijas procesu intensificēšanās (Viksne u. c., 2011). Mūsdienās virsūdens aizaugums veido 65% no ezera platības (Strautnieks, 1995; Eiropprojekts, 2012).

Ezera ūdens līmenis pēc Mērsraga kanāla izrakšanas pazeminājās par 1,5 m, bet tā ūdens spoguļa platība samazinājās uz pusi – no 90 km² līdz 45 km² – un turpina samazināties ezera aizaugšanas ietekmē. Līmeņa pazemināšanās rezultātā izveidojās plašas pļavas, sevišķi ezera rietumu krastā, agrāk pārpurvotie piekrastes meži kļuva ievērojami



2.2. attēls. Engures ezera novietojums un nogulumu pētījumu vietas (EE). Ar melniem punktiem atzīmētas autores veikto pētījumu vietas, bet ar pelēkiem – agrāko pētījumu vietas

Figure 2.2. Lake Engure location and study sites(EE). Black point show sites investigated in frame of this study, but grey – sites from earlier studies

sausāki, bet daļu no agrāk mitrajām plāvām varēja izmantot kā aramzemi. Ezera austrumu krastā pēc līmeņa pazemināšanās sāka veidoties mežaudzes ar parasto priedi kā dominējošo kokaudzes sugu, kā arī atklājās plaši smilšu lauki, kuru smiltis, vēja nestas, veidoja jaunas kāpas. Zemākās vietās, kā arī jauno kāpu ieplakās attīstījās bagātīgas zaļo purvi – kaļķaini zaļo purvi (Pakalne, Kalnina, 2005).

Mūsdienās gandrīz puse (48%) no kopējās Engures ezera sateces baseina platības tiek intensīvi izmantota lauksaimniecībā (meži un krūmāji veido tikai aptuveni 30%), un tai ir daļēji regulējams hidrogrāfiskais tīkls (Eberhards, Salupe, 2000). Taču pašu ezeru mūsdienās no visām pusēm aptver meži, ko jūras pusē veido galvenokārt priežu audzes, savukārt rietumu pusē jaukti skujkoku–lapkoku meži. Agrākās grišļu plavas ezera austrumu un rietumu pusē ir izzudušas, krasta niedrēm sakļaujoties ar mežu. Aptuveni 40% ezera platības klāj virsūdens augāja audzes, galvenokārt niedres, kurām ir tendence izplesties. Ezerā ievērojama virsūdens augāja ekspansija ar parasto niedri ir novērota pēdējos 50 gados (Brižs, 2012).

2.1.2. Babītes ezera un tā apkārtnes raksturojums

Babītes ezers (2.1. att.) atrodas Piejūras zemienes Rīgavas līdzenumā 0,2 m virs jūras līmeņa. Ezers atrodas starp divām kāpu grēdām – Priedaines grēdu un Kalnciema grēdu, kas stiepjas no Lielupes pie Kalnciema gar Babītes ezera dienvidmalu (3 km attālumā no ezera) (Ludwig, 1908; Kublačovs, 2007).

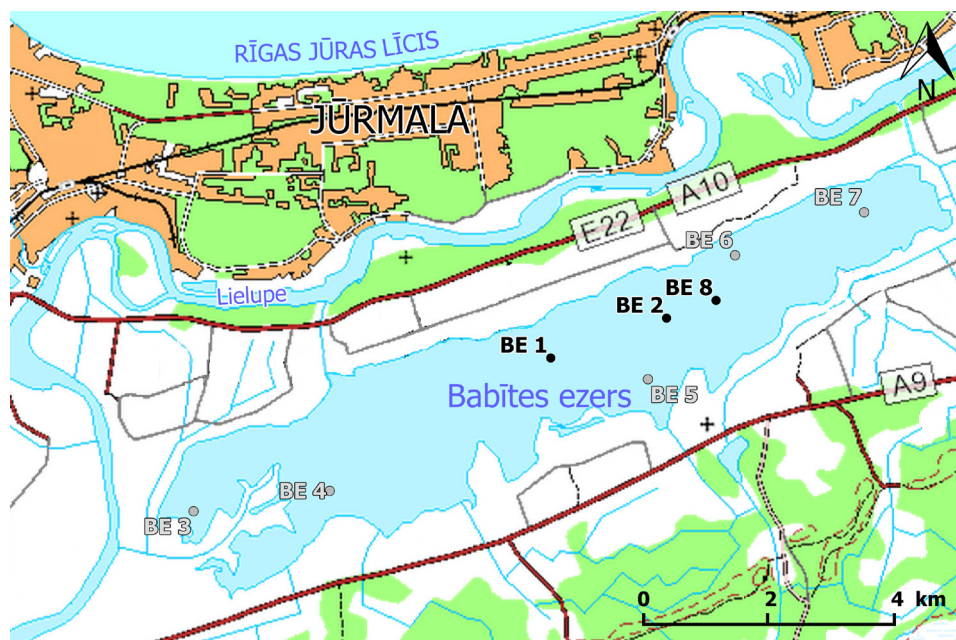
Babītes ezers ir lagūnas izcelsmes ezers, kas izveidojās Baltijas jūras Litorīnas stadijas otrās regresijas laikā, pazeminoties jūras līmenim un garkrasta sanesu plūsmas ietekmē (Āboltiņa-Presņikova, 1960). Senā Litorīnas jūras krasta līnija stiepjas gar Babītes ezera dienvidu krastu. Pēc Babītes lagūnas nogulumu pētījumiem E. Grinbergs un A. Guzlēna (Grinbergs, Guzlēna, 1964) secinājuši, ka Babītes lagūnas dziļākajā daļā pēc Litorīnas jūras līmeņa pazemināšanās izveidojies ezers. Kā liecina A. Āboltiņas-Presņikovas pētījumi, ezera gultnes pamatnē iegulošās smiltis un smilšainā gitija satur saldūdens diatomejas, bet putekšņu dati liecina par šo nogulumu uzkrāšanos pirms klimatiskā optimuma (Āboltiņa-Presņikova, 1960). Salīdzinot diatomeju un putekšņu analīžu datus, konstatēts, ka gitijas slānī, kas uzkrājies pārejas laikā no boreālā laika uz atlantisko, parādās, bet augstāk griezumā arī dominē iesālūdens diatomejas, kas liecina par Litorīnas jūras transgresiju un iesāļo jūras ūdeņu ieplūšanu Babītes ieplakā. Nogulumos, kas uzkrājušies pēc klimatiskā optimuma, atkal dominē saldūdens diatomejas, kas liecina par saldūdens baseina apstākļiem lagūnā. Tas ļauj secināt, ka Babītes lagūnas teritorijā ezera apstākļi izveidojušies pirms apmēram 5–4 tūkstošiem gadu (Juškevičs u. c., 1999). Taču pēc diatomeju analīzēm konstatēti vēl divi nogulumu dziļuma intervāli, kuros atrastas arī iesālūdens diatomejas, kas liecina par ūdens līmeņa svārstībām (Grinbergs, Guzlēna, 1964).

Holocēnā Babītes ezerā un arī pārējā Babītes lagūnas teritorijā veidojušies Baltijas jūras attīstības stadiju nogulumi: smalkgraudaina, retāk dažāda rupjuma smiltis, smilšains aleirīts un aleiritiska smiltis, aleirīti, vietām senajās lagūnās sastopama gitija, upju, ezeru un purvu nogulumi (Āboltiņa-Presņikova, 1960; Juškevičs u. c., 1999). Zem tiem iegul sarkanbrūna un brūna morēnas mālsmits ar granšainas un oļainas smiltis starpkārtiņām, kuras pārsedz glaciolimniskie nogulumi ar smalkgraudainu, aleiritisku smilti (Juškevičs u. c., 1999). Agrāk veiktie ģeoloģiskie pētījumi Babītes ezera tuvumā parāda, ka Rīgas līča dienvidu piekrastē ir mainīgs kvartāra nogulumu biežums, kas uzguļ augšējā devona dolomītiem (Āboltiņa-Presņikova, 1960). Babītes ezerā Gātes ziemeļu krastā pie Lielupes devona dolomīti sasnēgti 16 m dziļumā. Šajā urbumā virs devona dolomītiem uzguļ 1,30 m biezs smilts slānis ar saldūdens molusku fosilijām. Virs šī slāņa uzguļ 12 m biezs nedaudz smilšains gitijas slānis, vietām ar kūdras ieslēgumiem un niecīgām smilšu starpkārtiņām (Āboltiņa-Presņikova, 1960).

Mūsdienās ezera platība ir 25,56 km² (2555,7 ha). Tas ir septītais lielākais ezers Latvijā. Kopā ar salām tā platība veido 25,83 km², tā garums DR–ZA virzienā ir 13,5 km, ezera lielākais platums ir 2,7 km (preti Spuņņupei). Babītes ezera vidējais dziļums ir 0,9 m, lielākais dziļums – 1,7 m (dziļums, ieskaitot dūņas un sapropeli (gitiju), ir 4–5 m) (Rieksts, 1994). Lai gan ezers ir sekls, izvērtējot Babītes ezera dziļumu karti (VMPI, 1975), ezera dziļumu maksimumi galvenokārt ir koncentrējušies ezera DR daļā. Par iemeslu DR daļas lielākajiem dziļumiem ir uzskatāma Lielupes ietekme, kas agrāk, iespējams, ir vairākkārt mainījusi savu gultni, salīdzinot uz mūsdienām. Ezeram ir dūņaina gultne. Tā krasti daudzviet ir purvaini, ko veicina lēzenais reljefs un augstais gruntsūdens līmenis ezera teritorijā. Pārpurvošanās un aizaugšanas procesam turpinoties, ezera platība samazinās (Puķītis, 2008).

Babītes ezeru no rietumiem un ziemeļiem iekļauj Lielupe, kas ir potamāla tipa upe (lēni tekoša), ko no ezera atdala 1–2 km plata Litorīnas seno kāpu josla (2.3. att.). Rietumos tālu ezerā iestiepjas Lielupes attekas Gātes delta un gultnes kanāli. Gātes garums ir 1,5 km, platums 120–140 m, dziļums aptuveni 5 m. Gāte sadalās vairākos zaros – Tēva, Lielajā, Vidus un Mātes gātē, kas savukārt dalās vēl sikākos atzaros. Agrāk atsevišķas joslas tika regulāri tīrītas (Zīverts, 1995). Ezerā rietumdaļā pa Gātes deltu Lielupes ūdeņi ieplūda ezerā tikai palu laikā (pārsvārā ūdens no ezera plūda uz Lielupi), bet, kad 19. gadsimtā tika izrakts Spuņņupes kanāls (1816–1817), Babītes ezera rietumu daļa kļuva caurtekoša (Rieksts, 1994; Estonian, Latvian & Lithuanian Environment, 2009). Taču saistībā ar Lielupes lejteci un apkārtējo zemieni veidojās sarežģīts ezera hidroloģiskais režīms. Lielupes plūdu un Rīgas liča vējuzplūdu ietekmē Babītes ezera līmenis paaugstinās apmēram par 2 m. Ezera krasti lielākoties ir iedambēti, izveidojot vairākus poldeņus (pirmā polderu sūkņu stacija „Babīte” sāka būvēt jau 1936. gadā), lai iegūtu papildu lauksaimniecības zemes (Cildermanis, 1970). Šobrīd Babītes pagastā atrodas 5 polderi un sūkņu stacijas (Meliorprojekts, 2006).

Lai uzlabotu Babītes ezera hidroloģisko stāvokli, 1988. gadā ezera austrumu galā tika izrakts Varkaļu kanāls (Zīverts, 1998) un iepriekš izraktais Spuņņupes kanāls aizbērts (VMPI, 1977). Tādējādi Babītes ezers kļuva caurtekošs visā tā garumā, atslogojot no maksimāliem caurplūdumiem Lielupes posmu gar Jūrmalu un tieši novadot ezera lielāko pieteku – Neriņas (18 km) un Dzilnupes (13 km) – un sūkņu staciju ūdeņus uz jūru. Bet



2.3. attēls. Babītes ezera novietojums un nogulumu pētījumu vietas (BE). Promocijas darbā veikto pētījumu vietas ir atzīmētas melnā krāsā, bet agrāko pētījumu vietas – pelēkā krāsā

Figure 2.3. Lake Babite location and study sites (BE). Sites investigated in the frame of current study are marked in black colour, but earlier studied sites in grey

jāņem vērā, ka līdz ar Lielupes ūdeņu caurplūdumu ezerā var nonākt arī Lielupes ūdeņu piesārņojums (Brookes, 1994).

Pēc Eiropas Savienības biotopu klasifikatora, Babītes ezers ir eitrofs ezers ar iegrimušo ūdensaugu un peldaugu augāju (Enģele, Sniedze-Kretalova, 2013a), kur peldlapu veģetācijas joslā dominē dzeltenā lēpe *Nuphar lutea* un baltā ūdensroze *Nymphaea alba*. Iegrimušās veģetācijas joslā gar krastiem aug vārpainā daudzlape *Myriophyllum spicatum*, kā arī mieturu daudzlape *M. verticillatum*. Bieži sastopama iegrimusī raglape *Ceratophyllum demersum*, apaļlapu ūdensgundega *Batrachium circinatum*, pūslenes *Utricularia* spp., kā arī skaujošā glīvene *Potamogeton perfoliatus* un ķemmveida glīvene *P. pectinatus*. Galvenokārt gar ezera dienvidu krastu aug mieturaļģu audzes ar dominējošo sugu – strupo nitellīti *Nitellopsis obtusa*, kas vietām veido blīvas audzes. Vietām konstatēta arī traušlā mieturīte *Chara globularis*. Babītes ezerā mieturaļģu jeb mieturīšu audzes ir apaugušas ar citu aļģu pavedieniem, kas var pasliktināt to augšanu ezerā, jo augam tiek samazināta gaismas piekļūšana (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment, 2009).

Babītes ezerā ir novērojama pastiprināta ezera aizaugšana (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment, 2009). To nosaka gan dabīgā, gan antropogēno faktoru darbības rezultātā radītā eitrofikācija. Ezerā antropogēnais piesārņojums ir plūdis no lauksaimniecības zemēm, apdzīvotām vietām un rūpnieciskās darbības ezera sateces baseinā. Ezera stāvokli ietekmējusi arī meliorācija, kanālu izbūve un līmeņa regulēšana (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment, 2009). Babītes ezera aizaugšana notiek gan no krastiem, gan ezerā, un to veicinājusi mākslīgās salas izveide ezera austrumos (1988) putniem (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment, 2009). Šāda ezera aizaugšana vēl vairāk pastiprina eitrofikācijas procesus, kā arī apdraud jūras najādas *Najas marina* audzes. Arī biogēnās vielas veicina pavedienveida zaļāļģu savairošanos, kas samazina gaismas iekļūšanu ūdenī. Tāpat iespējama atsevišķu makrofitu savairošanās, kas, visticamāk, var izkonkurēt reto aizsargājamo augu jūras najādu *Najas marina* Babītes ezerā.

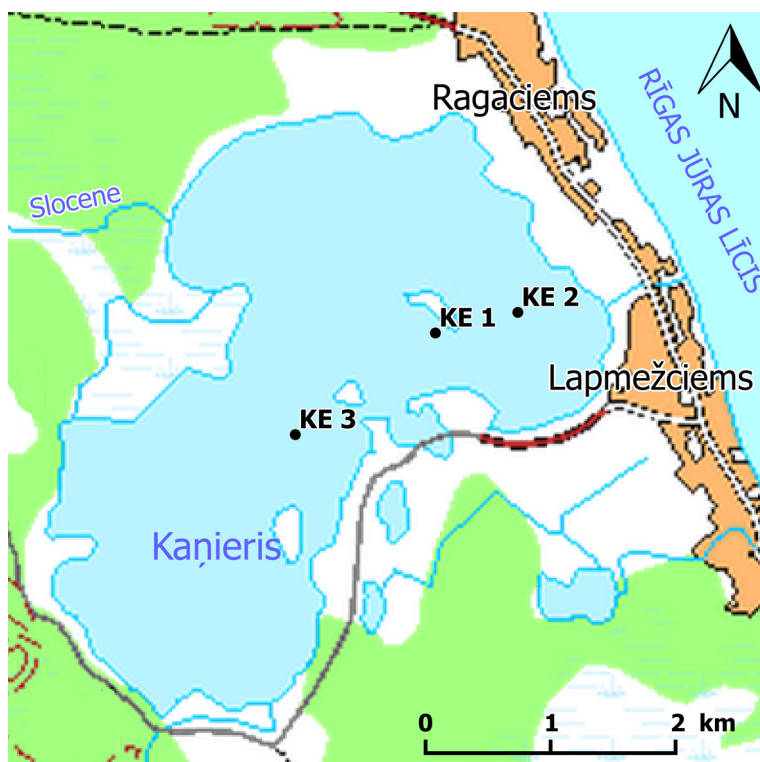
Saskaņā ar dalījumu virszemes ūdensobjektos Babītes ezers atrodas Lielupes upju baseina apgabalā un ir izdalīts kā atsevišķs ezera ūdensobjekts „Babītes ezers E032”, un atbilst 2. ezeru tipam: ļoti sekls brūnūdens ezers ar augstu ūdens cietību. Tas saskan arī ar Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra virszemes ūdensobjektu kvalitātes ikgadējo ūdensobjektu ekoloģiskās kvalitātes novērtējumu rezultātiem 2006., 2007. un 2008. gadā, kad Babītes ezera ūdens kvalitāte atbilda ļoti sliktas vai sliktas kvalitātes ūdenim (LVĢMC, 2009).

2.1.3. Kaņiera ezera un tā apkārtnes raksturojums

Kaņieris (2.1. att.) ir viens no ezeriem, kas iekļauts Ķemeru Nacionālā parka teritorijā un atrodas Piejūras zemienes Rīgas līdzenuma rietumu daļā, bijušās Litorīnas jūras lagūnas teritorijā, 2,1 m virs jūras līmeņa (2.4. att.). Kaņiera ezera platība ir 927,6 ha, tā garums dienvidrietumu–ziemeļaustrumu virzienā ir 5,2 km, lielākais platums 3,6 km (Lūmane, 1995). Ezera vidējais dziļums ir 0,6 m (v/u „Meliorprojekts” 1994. gada dati), bet lielākais dziļums – 1,8 m. Ezera kopējā sateces baseina platība ir 330 km², un tajā ietilpst arī Slocone, kurā ieplūst Tukuma attīrīšanas iekārtu notekūdeņi, tāpat arī ezerā nonāk ūdeņi no meža meliorācijas grāvjiem un Valguma ezera (Lūmane, 1995).

Ezera teritorijas un tā apkārtnes teritorijas ģeoloģiskai uzbūvei ir raksturīgs tas, ka nelielā dziļumā iegul augšdevona dolomītu slāņi, kas arī atsedzas Kaņiera ezera dibenā (D_3 slp, D_3 pl), kā arī jūras zemūdens nogāzē pretim Ragaciema ragam. Šos karbonātiskos nogulumiežus pārsedz kvartāra pēdējā apledojuma nogulumi, kas sastāv galvenokārt no zilganpelēkas morēnas ar grants un oļu piejaukumu. Virs tiem iegul pārsvarā rupjgraudaina smilts un karbonātisku iežu atlūzas. Agrāk eksistējušās Litorīnas jūras lagūnas iekšējais krasts sakrīt ar aptuveni 5 m izohipsu un ir morfoloģiski izteikts dabā (Ulsts, 1957). Kaņiera ezera nogulumi, attīstība un uzbūve ir salīdzinoši maz pētīta. Tā agrākie izpētes darbi bija saistīti galvenokārt ar ārstniecisko dūņu ieguvu. Kaņiera ezerā organogēnie nogulumi ir sākuši uzkrāties, sākot ar holocēna klimatiskā optimuma vidusposmu (Jakubovskis, 2006).

Ezera ūdens līmenis tika vairākkārt mainīts. 20. gadsimta sākumā tas bija 2–2,3 m v. j. l., pēc tam tas tika vairākkārt pazemināts. Mūsdienās ezers ir ievērojami aizaudzis, it īpaši rietumu un ziemeļu daļā (Lūmane, 1995), taču joprojām tas ir Latvijas 13. lielākais ezers pēc platības (Smaļinskis, 1997). Pēc fizikālķīmiskajām īpašībām pieskaitāms pie eitrofiskajiem ezeriem ar distrofo ezeru pazīmēm. Ezera platība 1932. gadā bijusi 1259 ha. Savukārt 1951. gadā platība novērtēta ap 180,7 ha, bet dziļumi attiecīgi 1,0 m un 0,6 m. Pēc Latvijas PSR Hidrometeoroloģiskā dienesta pārvaldes 1964. gada datiem,



2.4. attēls. Kaņiera ezera novietojums un nogulumu pētījumu vietas (KE)

Figure 2.4. Lake Kaņieris location and study sites (KE)

tā bijusi 190 ha, bet pēc Valsts meliorācijas projektēšanas institūta 1975. gada datiem – 1127,8 ha, bet dziļumi attiecīgi 1,8 m un 0,6 m. Savukārt pēc 1987. gada topogrāfiskās kartes tieši aprēķinātā platība vienāda ar 925 ha.

Ezera krasti ir zemi, vietām lēzeni, ar senāka jūras baseina terasēm, krasti rietumu un ziemeļu malā staigņi, dūņaini (Širovs, 2013). Krasta līniju dienvidos un austrumos izrobo liči un pussalas. Ezerā ir 14 salas (0,14 km²), no kurām 5 ir mākslīgi veidotas. Ezerdobe ir līdzena, tās austrumdaļu veido dolomīti, kas klāti ar dūņu slāni, kurš dažādās ezera vietās ir atšķirīgs, bet vietām parādās nedaudz smilšaini nogulumi (Širovs, 2013).

No rietumiem Kaņiera ezerā ieplūst lielākā upe Slocene (Pulkaine) ar vidējo caurplūdumu 2,44 m³/s (Lūmane, 1995), mazāka Medupīte un vairāki grāvji. Pašlaik Kaņiera ūdeņi uz Baltijas jūru plūst pa 0,7 km garo Starpiņupīti. Ziemeļos un ziemeļaustrumos Kaņieri no Baltijas jūras atdala apmēram 1 km plata sauszemes josla (Smaļinskis, 1997). Sateces baseins 1972. gadā bija 357 km². Austrumu krasti stingri, pieejami, zemi; D, DR – purvaini, lēzeni; R – staigņi, grūti pieejami; Z – dūņaini. Krasta līniju dienvidos un austrumos izrobo liči un pussalas (Lūmane, 1995). Ezera apkārtnē ir krūmāji (austrumos ceļš starp Lapmežciemu un Antiņciemu), purvs bez piebraucamiem ceļiem ezera rietumpusē, Lapmežciems, ceļš Jūrmala–Engure, ezera ziemeļos Ragaciems.

Mūsdienās Kaņiera ezers ir ļoti sekls, bet, kā liecina M. Galenieces veiktie pētījumi, pirms apmēram 8000 gadu tas dziļākajā vietā sasniedzis pat 18 m dziļumu (Galeniece, Eglītis, 1964). Visu urbuma griezumu galvenokārt veido kaļķaina gitija. M. Galeniece ir konstatējusi, ka Kaņiera ezera nogulumu uzkrāšanās sakrīt ar priedes putekšņu liknes maksimumu, bet jau 14 m dziļumā priedes putekšņu likne strauji krīt un palielinās alkšņa un platlapju putekšņu liknes, savukārt virs šī horizonta parādās augšējais egles putekšņu maksimums, bet vēl augstāk – priedes putekšņu maksimums. Autore atzīmē, ka ar platlapju liknes pieaugumu līdztekus palielinās arī iesālūdens diatomeju *Campylodiscus clypeus*, *Nitzschia scalaris* un citu klātbūtne, kuras raksturīgas Litorīnas jūras nogulumiem. Zemāk zem šī slāņa iesālūdens diatomejas netika konstatētas. Egles maksimuma horizontā *Campylodiscus clypeus* tiek sastapts lielos daudzumos, savukārt augstāk griezumā tiek atrastas tikai saldūdens diatomejas (Grinbergs, 1957).

Ezera ūdens līmenis tika pazemināts, izrokot 1,3 km garu kanālu (Starpiņupe), kas to savienoja ar Rīgas līci (Lapmežciema rajonā), kur tika izveidota osta. Kanāls tika vairākkārt padziļināts, izlaužot apakšā esošo dolomītu (Vītiņš, 1941). Tomēr 20. gs. 40. gadu sākumā, Starpiņupes notekā ierīkojot aizsprostu, ezera ūdens līmenis pacelts. Laikā no 1945. līdz 1965. gadam Kaņiera ezera ūdens līmenis bija aptuveni 1,3 m v. j. l., tāpēc ezers bija sadalījies vairākās lāmās ar kopējo platību 1,9 km² un ezera paliene pārpurvojās.

Kaņiera ezera ūdens līmeni atjaunoja 1965. gadā tā agrākajā līmenī, regulējot to ar aizsprostiem, divu slūžu sistēmu, kas atradās mākslīgajā notekā uz jūru – Starpiņupītē un agrākā notekā uz Dūņieri – Slocenē. 2006. gada nogalē slūžas atjaunotas un automatizētas.

Pirmās Latvijas brīvvalsts laikā, kad ezera līmenis bija stipri pazemināts, piekrastes mitrās pļavas tika izmantotas ganībām un siena iegūšanai. Atjaunojot ezera līmeni ar dambju un slūžu palīdzību, privātiem zemes īpašniekiem piederošās platības tika applūdinātas (ĶNP DAP). Šobrīd Kaņiera ezerā novērojams, ka tas ir aizaudzis pa visu ezera perimetru, bet īpaši plašs veģetācijas aizaugums vērojams ezera D, ZR un DA, kur, 20 gadus uzturot zemu ūdens līmeni, bija pārpurvotas un sausas teritorijas.

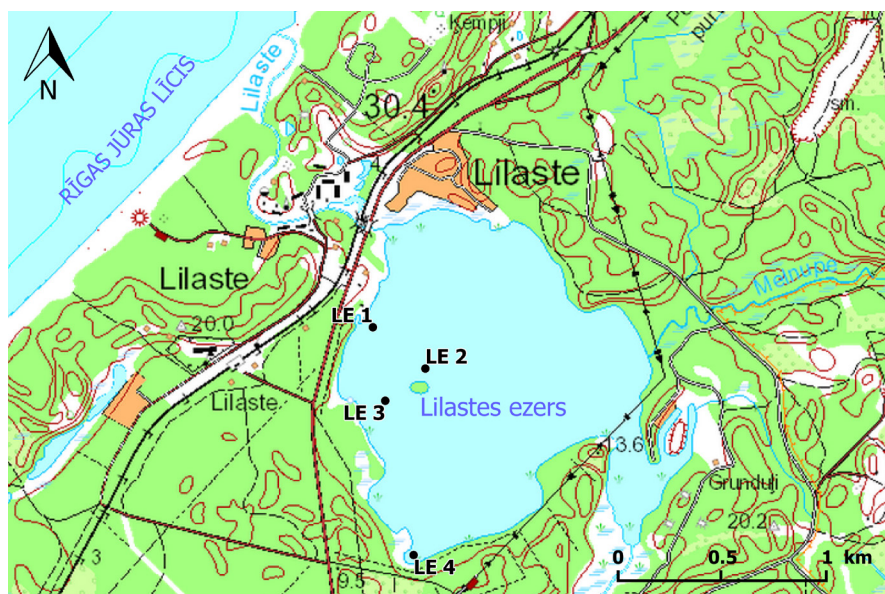
Kaņiera krastos sastopamas arī daudzas retas augu sugas. Īpaši aizsargājamās augu sugas Kaņiera ezerā ir dižā aslake *Cladium mariscus*, jūras najāda *Najas marina* (aug ūdens klajumos starp niedru audzēm), pusgrimusī raglake *Ceratophyllum submersum*, purva diedzene *Zannichellia palustris*. Virsūdens aizaugumu veido galvenokārt parastā niedre *Phragmites australis*, bet grunts lielāko daļu aizņem mieturaļģu Characeae audzes.

2.1.4. Lilastes ezera un tā apkārtnes raksturojums

Lilastes ezers atrodas Rīgas līča dienvidaustrumu krastā apmēram 2 km no jūras, vietā, kur Litorīnas jūras krasta līnija ir neizteikta (2.1. att.). Pēc dabas apvidu iedalījuma Lilastes ezers atrodas Rīgavas līdzenumā un ietilpst Rīgas līča lielbaseinā, kā arī atrodas Gaujas baseina ietekmē (Rīgas līča Vidzemes baseinā) (Turlais, 1999). Ap ezeru palu laikā applūst 59 ha liela teritorija (Meliorprojekts, 2007).

Ezerā ietek ūdeņi no Dūņezera, kā arī ietek Melnupe, bet iztek Lilastes upīte (Ludwig, 1908), kas savus ūdeņus ienes jūrā (2.5. att.). Ezera ūdens spoguļa virsmas platība ir 183,6 ha. Lilastes ezera krasta līnijas garums ir 7,5 km, ezerā ir sala, kas aizņem 3,5 ha (VMPI dati). Lilastes ezers raksturojams ar šādiem parametriem: maksimālais dziļums 3,2 m, vidējais dziļums 2,0 m, maksimālais garums 1,72 km, maksimālais platums 1,45 km, vidējā ūdens līmeņa absolūtā augstuma atzīme ir 0,5 m, maksimālā – 1,2 m v. j. l. Ezera sateces baseina laukums ir 144 km², gada vidējā notece – 260 mm. Ezera krasti ir lēzeni, smilšaini, zemi, bet tā dibens ir līdzens, dūņains un smilšains (Tidriķis, 1995).

Tas ir eitrofs ezers, kurā kopējais aizaugums ir 20%, bet virsūdens aizaugums 10%. To galvenokārt veido glivenes, ūdensrozes, niedres, vilkvāles, meldri, elši, daudzlapes,



2.5. attēls. Lilastes ezera novietojums un nogulumu pētījumu vietas (LE)

Figure 2.5. Lake Lilaste location and study sites (LE)

elodejas, bet ezera krastus – galvenokārt kāpas un eolie nogulumi vQ_4 (smilts), bet rietumos no tā – Litorīnas jūras nogulumi mQ_4^{II} (smilts, grants, aleirīts) (LVGD Kvartargeologija). 1991.–1992. gadā tika meklētas ezera sapropeļa (gitijas) atradnes Rīgas rajonā un pētīts arī Lilastes ezers (Alksnitis, 1992). Lilastes ezerā izgulsnējušies ievērojami organogēna – dzelžaina aleirītiska silikātu sapropeļa – krājumi, jo tā vidējais biežums atradnē sasniedz 5,1 m. Sapropelis ir ar augstu pelnainību (lielu minerāldaļiņu piejaukumu) (vidēji 57–70% un FeO 6,1–9,1%, vidēji 8,1%) (Alksnitis, 1992).

Sapropeli ar augstu pelnainību var izmantot augsnes mēslošanai (Vides pārskata 1. redakcija Saulkrastu novada teritorijas plānojumam 2012.–2024. gadam).

2.1.5. Ummja ezera un tā apkārtnes raksturojums

Ummis ir ezers, kas atrodas Rīgas līdzenuma austrumu daļā, ezerdobe ir izveidojusies Litorīnas jūras akumulācijas līdzenuma pazeminājumā 2,9 m augstumā v. j. l. (2.1., 2.6. att.) Ezerdobi un arī ezera ziemeļu krastu veido smalkas līdz vidēji rupjas Litorīnas jūras smiltis, bet dienviddaļā tās pārsedz eolie nogulumi (Sprūds, 2006). Apkārtnes reljefs veidojies Baltijas ledus ezera un Litorīnas jūras darbības rezultātā un arī kādreizējās Gaujas deltas ietekmē (Eipurs, 1998). Ummja ezera rajonā pamatiežu virsu veido augšdevona Gaujas svītas smilšakmeņi, aleiolīti un māli, kurus klāj līdz 70 m bieza kvartāra nogulumu kārtā.

Ezera ūdens virsmas platība ir 25,4 ha, tā tilpums ir 0,74 milj. m³. Ezera vidējais dziļums ir 2,9 m, bet maksimālais dziļums – 6,2 m ezera vidusdaļā (Sprūds, 2006). Pētījumā tika mērīts ezera dziļums, konstatējot maksimālo ezera dziļumu – 9,2 m (2.6. att.). Ūdens apmaiņa ezerā notiek reizi 3 gados. Vasarā un ziemā līdz ar ūdens noslāņošanas dziļākajās vietās izveidojas bezskābekļa zona (Sprūds, 2006). Ezera krasti ir lēzeni, smilšaini, ličos – zemi, bet rietumu daļā – slīpi, līdz 2 m augsti. Ezerdobe ir līdzena, smilšaina, bet tā vidusdaļā konstatētas dūņas (līdz 0,5 m biezumā).

Ummja ezera krasta līnijas garums ir 2,5 km un sateces baseina laukums – 0,99 km². Pēc hidroloģiskā režīma Ummis ir beznoteces ezers ar nelielu sateces baseinu (aptuveni 1 km²) (Eipurs, 1998), kuru liels cilvēku skaits vasarās izmanto rekreācijas nolūkos, radot lielu negatīvo slodzi. Ezeru apsekojot dabā, var novērot, ka šī iemesla dēļ tā krasti aizaug ar niedrēm, un cilvēki izbradā lobēliju audzes ezera dienviddaļā. Arī zinātniskajā literatūrā ir minēts, ka pēdējos gadu desmitos lielākā daļa šādu tīru beznoteces ezeru (barības vielām nabadzīgie un ziemeļnieciskie lobēliju-ezereņu ezeri, kuros sastopamas lobēliju-ezereņu augu kompleksa sugas) ir aizauguši un tiek novērota pastiprināta ūdens ziedēšana. Galvenais Ummja ezera apdraudētājs ir cilvēks, kas to izmanto rekreācijas nolūkos, radot biogēno piesārņojumu ezerā (galvenokārt ar fosfora savienojumiem) (Sprūds, 2006).

Pēc ūdens fizikālķīmiskajiem un bioloģiskajiem rādītājiem, Ummis ir mezotrofs ezers (LVA, 2001), kurā vērojami cilvēka darbības izraisīti eitrofikācijas procesi – piekrastes seklūdens daļas aizaugšana ar niedrēm un ūdens ziedēšana.

Ummis atrodas Carnikavas novadā Piejūras dabas parka teritorijā, kurā 1996. gadā ir nodibināts dabas liegums “Ummis”, lai aizsargātu tajā sastopamos Latvijā īpaši aizsargājamus biotopus: augu sabiedrības ar Dortmaņa lobēliju un ezereņēm, kā arī aizsargājamo augu sugas: gludsporu ezereņi, Dortmaņa lobēliju un sīpoliņu doni. Ezerā aug makrofīti:



2.6. attēls. Ummja ezera novietojums un nogulumu pētījumu vietas (UE)

Figure 2.6. Lake Ummis location and study sites (UE)

niedres, pameldri, glīvenes, abinieku sūrenes, vārnkājas, grīšļi, ezerenes, lēpes, parīss. Ummis ir mezotrofs jomu ezers ar kopējo aizaugumu 7%, virszemes aizaugumu 5%.

Latvijas vides aģentūras veiktajos pētījumos konstatēts, ka Ummja ezerā ir 16 ūdensaugu sugu, tajā skaitā arī ļoti bagātas un vitālas gludsporu ezerenes, sīpoliņu doņa un Dortmaņa lobēlijas atradnes (LVA, 2001).

Ezera dienvidu krastā, šaurākā (0,5–1 m) joslā arī rietumu un ziemeļaustrumu krastos izveidojusies ļoti savdabīga un Latvijā unikāla amfibisko augu josla, kas raksturīga (oligo-trofaiem) ezeriem, kuri ir nabadzīgi ar barības vielām, un kas atkarībā no ūdens līmeņa ir pilnībā vai daļēji applūdusi. Tajā uz smilšainas grunts sastopamas augu sabiedrības, ko veido Dortmaņa lobēlija *Lobelia dortmanna*, sīpoliņu donis *Juncus bulbosus*, adatu pameldrs *Eleocharis acicularis*, plašā gundega *Ranunculus reptans*. Minētās augu sugas veido vitālas audzes, tikai kā pavadītājsugas šajās augu sabiedrībās sastopami purva pameldrs *Eleocharis palustris*, parastā niedre *Phragmites australis*, uzpūstais un pūkaugļu grīslis *Carex rostrata* un *C. lasiocarpa* un citas augu sugas. Mitrajos krastos sastopams arī palu staipeknītis *Lycopodiella inundata*.

Virsūdensaugu joslā dominē un 5 m, vietām pat 10–50 m platas joslas veido parastā niedre *Phragmites australis*. Bieži sastopami purva pameldra *Eleocharis palustris* un uzpūstā grīšļa *Carex rostrata* audzes, un stāvā grīšļa *Carex elata* ciņi.

Peldlapu augu josla fragmentāra, to veido abinieku sūrenes *Polygonum amphibium* audzes. Iegrimušo augāju veido gludsporu ezerenes *Isoetes lacustris* audzes. Vitālas un blīvas ezereņu audzes sastopamas visā ezera litorālē 0,7–2,5 m dziļumā (Laime, 2004; Sprūds, 2006).

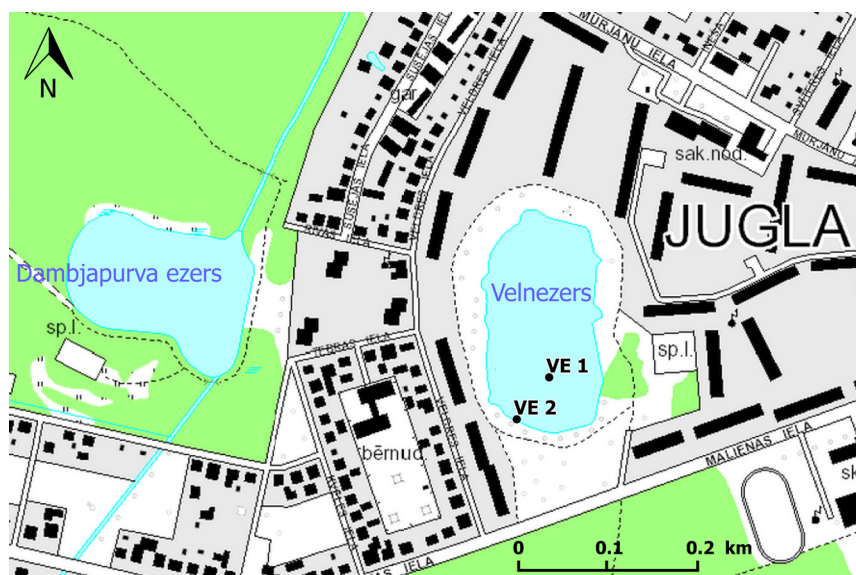
Ummja ezers ir viens no Latvijas un Baltijas lobēliju-ezereņu ezeriem, viens no Latvijā retajiem mezotrofajiem ezeriem, tas ir arī Eiropas Savienības nozīmes aizsargājamais biotops: oligotrofu līdz mezotrofu augu sabiedrības minerālvielām nabadzīgās ūdenstilpēs

un to krastmalās (3130). Ummja ezerā ir arī plašas un dzīvotspējīgas Latvijas īpaši aizsargājamo augu sugu (gludsporu ezerenes *Isoëtes lacustris*, Dortmaņa lobēlījas *Lobelia dortmanna* un sīpoliņu doņa *Juncus bulbosus*) atradnes, sastopamas arī īpaši aizsargājamās augu sugas (palu staipeknītis *Lycopodiella inundata* un ūdeņu ērkšķuzāle *Scolochloa festuacea*) (Sprūds, 2006).

2.1.6. Velnezers un tā apkārtnes raksturojums

Velnezers atrodas Rīgas līdzenuma Piejūras zemienē, Rīgas austrumu daļā – Juglas apkaimes centrālajā daļā, dzīvojamo māju rajonā (2.1.; 2.7. att.). Velnezers veidojies Baltijas ledusezera akumulatīvās abrāzijas un Litorīnas jūras līdzenumā, ko šķērso senās Daugavas ieleja un citu hidrogrāfisko tīklu un strautu ielejas, kā arī komplicē kāpu masīvi un purvaini apvidi (Brangulis u. c., 2000). Par Velnezera izcelsmi ir atšķirīgi viedokļi. Bieži vien tiek uzskatīts, ka tas ir Baltijas ledusezera relikts (Lūmane, 1998), tomēr ezerdobes raksturs un zem ezera nogulumiem uzkrājusies hipnu kūdra liek domāt, ka Velnezers, visticamāk, ir glaciokarsta izcelsmes ezers. Iespējams, ka tā attīstību ir ietekmējuši ģeoloģiskie procesi arī vēlāko Baltijas jūras attīstības stadiju baseinu laikā. Pēc R. Alksniša (Alksnitis, 1992) datiem, Velnezera nogulumi uzkrājušies vienmērīgi un nogulumu apakšā ir atrodama zilaļģu gitija un kūdra, kuras, iespējams, izveidojušās no preboreāla līdz atlantiskajam klimata periodam pirms ~ 10 000–5000 gadu, un tas liecina par ūdens limeņa svārstībām.

Velnezers ir beznoteces ezers, kurš barojas galvenokārt no gruntsūdeņiem. Tā garums ir 270 m un platums – 130 m, krasti lēzeni, bet ezerdobes gultne ir dūņaina (Lūmane, 1998). Ezera vidējais dziļums – 3,50 m, maksimālais – 6,00 m (Lūmane, 1998), bet



2.7. attēls. Velnezera novietojums un nogulumu pētījumu vietas (VE)

Figure 2.7. Lake Velnezers location and study sites (VE)

promocijas darbā veiktie mērījumi parādīja, ka vidējais ezera dziļums ir 4,00 m, bet maksimālais dziļums ir 7,40 m. Velnezera platība ir 3,5 ha, bet spoguļvirsmas laukums – 2,8 ha, kas norāda uz seklūdens zonas aizaugšanu. Velnezers pieder pie eitrofiem ezeriem (Lūmane, 1998).

Līdz 19. gadsimta sākumam Velnezers ir attīstījies dabiskā, cilvēka darbības praktiski neietekmētā vidē. Taču 19. gadsimta sākumā Juglā strauji attīstījās rūpniecība, jo 1812. gadā tika nodibināta cukura manufaktūra, 1827. gadā Strazdumuižā – pirmā linu audumu manufaktūra, 1859. gadā Juglas muižā izveidota papīrfabrika, 1873. gadā tika atvērta sērskābesfabrika „Valkanda”, 1899. gadā – mucu fabrika „Merkurijs” un ķīmiskā fabrika „Gloveris”.

Juglas apkaime turpināja būt nozīmīgs ražošanas centrs arī Latvijas pirmās republikas un LPSR pastāvēšanas laikā. Velnezera krastos 20. gs. 60. gados sākās intensīva būvniecība, tika izcirsts arī apkārt ezeram augošais priežu mežs, nolidzinātas kāpas un 80. gados tika uzbūvētas lielpaneļu piecstāvu dzīvojamās ēkas (Jērāns, 1988; Lūmane, 1998).

Padomju gados Juglas teritorija īpaši iezīmējās kā tekstila rūpniecības rajons, šeit atradās fabrikas „Rīgas audums” un „Rīgas manufaktūra” (Jērāns, 1988). Analizējot 1997. gada Velnezera ūdens hidroķīmisko analīžu datus (Rīgas domes Vides aizsardzības pārvalde, 1998), var secināt, ka Velnezera ūdens piesārņojums ar suspendētajām un izšķīdušajām vielām ir mainīgs no minimāla līdz vidējam. Izšķīdušais skābeklis vērtējams kā pietiekošs, bet N-NH_4 un NO_2 jonu daudzums atbilst jau piesārņotai un stipri piesārņotai klasei. Šie biogēnie elementi ūdenī galvenokārt nokļūst organisku atkritumu (notekūdeņu, ekskrementu) un sadzīves un rūpniecisko atkritumu dēļ.

2.2. Lauka pētījumi

Uzsākot lauka pētījumus, tika apkopota pieejamā informācija, kartogrāfiskais materiāls un tika izvēlētas vietas ezera nogulumu ievākšanai, ņemot vērā arī plānoto analīžu prasības, ko ir aprakstījuši H. J. B. Birks un H. H. Birks (Birks, Birks, 1980). Ezera nogulumu monolīti tika ievākti ziemā, kad ezerus klāja bieža ledus kārtā, kas nodarēja kā stabila platforma. Nogulumi ir veidojušies noteiktā hronoloģiskā secībā (Faegri, Iversen, 1974; Csuros, 1994), tādēļ bija svarīgi neizjaukt šo kārtību, iegūstot paraugus. Konsolidētie nogulumi tika ievākti ar mīksto nogulumu urbi. Par pamatu urbšanas un paraugu ņemšanas metodikai tika izmantotas rokasgrāmatas un apraksti (Moore, Webb, 1978; Faegri, Iversen, 1975; Wright et al., 1984; Glew et al., 2001).

Lauka darbu pētījumu gaitā nepieciešamo nogulumu monolīti tika iegūti, urbjojot ņemot gan pilnu griezumam, gan tikai augšējo 50 cm nogulumu slāni, kas paredzēts detālākiem pētījumiem, lai noteiktu nogulumu sastāva īpašības, kā arī lai meklētu liecības par cilvēka darbības ietekmi. Iegūto nogulumu seržu diametrs, iegūstot ar mīksto nogulumu urbi, ir 5 cm, bet ar modificēto pistona urbi – 3 cm. Tika atzīmēti un pierakstīti visi vizuālie novērojumi un mērījumi. Novērojumiem uz lauka var būt liela nozīme iegūto datu interpretēšanā. Iegūtie nogulumu paraugi tika transportēti un sadalīti paraugos Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultātes Kvartārvides laboratorijā atbilstoši katras pētījumu metodes prasībām.

Vāji konsolidēto nogulumu paraugu iegūšanai tika izmantots modificēts pistona urbis, kam par pamatu tika ņemts mikrobentometrs, un tam tika piestiprināta 1 m gara caurspīdīga caurule. Atkarībā no izpētes ezera dziļuma un vietas urbšanā ar modificēto pistona urbi tika lietotas divas dažādas urbšanas metodes jeb pieejas, ko aprakstījuši A. Murdoch un J. Azkue (Murdoch, Azcue, 1995):

1) pirmā urbšanas metode balstās uz gravitācijas spēka ietekmi, kad pistona urbim tiek pielikti atsvari un urbis tiek ielaists nogulumos ar virves palīdzību un iespiežas nogulumos ar gravitācijas spēku;

2) izmantojot otro metodi, urbim pievieno metāla stienus un tas tiek iespiests virsējos nogulumos. Nogulumu paraugi, kas iegūti ar modificēto pistona urbi, tika transportēti vertikālā stāvoklī.

Katrā pētītajā ezerā tika ievākti vismaz divi augšējo nogulumu urbumu monolīti dažādās ezera vietās, lai varētu pēc iespējas korektāk interpretēt iegūtos rezultātus.

Engures ezers

Darba autore Engures ezeru nogulumu pētījumus uzsāka 2011. gadā. Lauka darbu laikā tika ievākti nogulumu paraugi tālākajiem pētījumiem laboratorijā, izmantojot gan modificēto pistona urbi, gan mīksto nogulumu urbi. Tā kā ezers aizņem plašu teritoriju un dažādās vietās ezerā nogulumu uzkrāšanās apstākļi ir atšķirīgi, paraugi tika ievākti vairākās vietās – Engures ezerā (urbumi EE_11; EE_2) un tā aizaugušajā teritorijā (urbums EE_12) (2.2. att.).

Ezera dienvidgalā (EE_11) ar modificētu pistona urbi tika iegūta 67 cm gara nogulumu serde, bet ezera vidusdaļā tika veikts urbums EE_2 (2.2. att.), kur zem 1,6 m dziļa ūdens slāņa tika paņemta 1,5 m gara nogulumu serde (dziļuma intervālā no 1,6 līdz 3,1 m).

Lauka darbu laikā 2011. gadā tika ievākts 60 cm garš ezera nogulumu monolīts, kuram tika veikta sporu-putekšņu analīze ar intervālu 1 cm.

Babītes ezers

Lauka darbi Babītes ezerā veikti divās sezonās (19.02.2013. un 19.02.2014.). Pirmo lauka darbu laikā tika iegūti nogulumi analīzēm laboratorijā no urbuma BE_1 (2.3. att.). Analīzēm tika paņemti nogulumi 3–0 m intervālā, kur nulle ir ezera nogulumu virsa. Virs tās atradās 20 cm ledus un 1 m biezs ūdens slānis. LKS92 koordinātas 1. urbumam (BE_1) E: 484401, N: 308615.

Otro lauka darbu laikā tika iegūti ezera nogulumu paraugi no urbuma BE_2 dziļuma intervālā 1,5–0 m, kur virs nogulumiem bija 90 cm ūdens un 35 cm biezs ledus slānis. Paraugi no urbuma BE_8 tika paņemti intervālā 5–0 m, kur nogulumus sedza 90 cm ūdens un 30 cm biezs ledus slānis. LKS92 koordinātas urbumam BE_2 E: 486826, N: 309894 un urbumam BE_8 E: 486576, N: 309732.

Kaņiera ezers

Darba autore Kaņiera ezera nogulumu pētījumus veica 2012. un 2014. gada ziemā. 2012. gadā tika ievākta viena ezera nogulumu serde (2,6 m, KE_1 urbums, 2.4. att.), kuras virsējiem 50 cm tika veiktas LOI, sporu-putekšņu, AMA un ezera nogulumu bioloģiskā analīze.

2014. gada lauka darbu laikā papildus tika ievākti ezera nogulumu monolīti (KE_2, KE_3 urbumi) laboratorijas pētījumiem, lai iegūtu vairāk datu par virsējo ezera nogulumu raksturu un īpašībām (2.4. att.).

Kaņiera ezerā veikto urbumu vietu (2.4. att.) koordinātas ir šādas: LKS92 KE_1 E: 468392, N: 318282; KE_2 E: 469109, N: 318388; KE_3 E: 467346, N: 317477.

Lilastes ezers

Lauka darbi Lilastes ezerā veikti 2013. un 2014. gada martā, kad ezeru klāja bieza ledus kārtā (2.1. att.). Ezera nogulumi (40 cm, LE_2 urbumā), kas ievākti 2013. gadā ar gravitācijas pistona urbi, tika sadalīti paraugos ik pa 2 cm, kopā sagatavoti 20 paraugi karsēšanas zudumu analīzei. Dziļākie ezera nogulumi (gitija) tika ievākti ar mīksto nogulumu urbi. Lauka darbi tika veikti kopā ar igauņu kolēģiem no Tallinas Tehnoloģiju universitātes Ģeoloģijas institūta. Ezera nogulumos, kas tika ievākti ezera vidū LE_2 urbumā (2.5. att.), netika atrastas augu makroatliekas, tāpēc 2014. gada lauka darbos tika ievākti nogulumi ezera piekrastes rietumdaļā (litorālē), kur ir sastopams makrofītu augājs, kas bieži vien nosaka arī ekoloģiskos procesus ezeros (Ellenberg, 2009).

Urbumu koordinātas ir šādas: (LKS92) LE_1 E: 521220, N: 337474; LE_2 E: 521005, N: 337358; LE_3 E: 520926, N: 337852; LE_4 E: 521114, N: 336741.

Ummis

Lauka darbi Ummja ezerā notika 2013. gada martā, kad ezerā tika veikti zondējumi un pēc zondējumu analīzes urbti nogulumi ezera austrumdaļā (UE_1; UE_2; 2.6. att.), lai iegūtu paraugus karsēšanas zudumu, augu makroatlieku, metālu sastāva un ezera nogulumu bioloģisko analīžu veikšanai. LKS92 koordinātas urbumam UE_1 E: 520215, N: 336099; UE_2 E: 520168, N: 335923.

Velnezers

Lauka darbi Velnezērā tika veikti 2014. gada februārī ezera vidū no ledus (VE_1 urbums) un 2014. gada jūnijā aizaugušajā ezera krastā (VE_2 urbums) (2.7. att.). Urbumu koordinātas Latvijas koordinātu sistēmā (LKS 92) ir šādas: VE_1 E: 515027, N: 314737 un VE_2 E: 515016, N: 314664.

Velnezērā veiktā VE_1 urbuma vietā ūdens dziļums bija 6,55 m, bet zem tā tika iegūta 2,45 m gara nogulumu serde, sasniedzot ļoti blīvu hipnu kūdras slāni, kuru nebija iespējams caururbt ar mīksto nogulumu urbi.

Ezera dienvidu krastā veiktā VE_2 urbuma nogulumu biezums bija 2,5 m, jo blīvas hipnu kūdras slāņa dēļ tehniski nebija iespējams urbt dziļāk.

2.3. Laboratorijas analīžu metodes

LU ĢZZF Kvartārvides laboratorijā lauka darbos iegūtie ezera nogulumu monolīti tika vēlreiz vizuāli novērtēti un dokumentēti. Rezultātā tika veidots sākotnējais ezera nogulumu raksturojums, kas vēlāk tika papildināts un uzlabots, ņemot vērā karsēšanas zudumu analīzes rezultātus.

Karsēšanas zudumu, sporu-putekšņu un augu makroatlieku analīžu rezultāti tika atspoguļoti diagrammās, kas veidotas ar datorprogrammu *TILIA*, kuras nodrošinājuma paketi 1992. gadā izveidoja Ilinoisas muzeja (*Illinois State Museum*) zinātnieks Ē. Grimms. Tā sastāv no programmu tīkla, ar kura palīdzību var manipulēt, analizēt un grafiski attēlot šo analīžu datus.

Karšu ilustratīvais materiāls sagatavots ar *ArcGis-10* datorprogrammu, par pamatu ņemot topogrāfiskās kartes no vietnes <http://kartes.geo.lu.lv>.

Magnētiskā jutīguma metode veikta Tallinas Tehnoloģiju universitātes Ģeoloģijas institūtā ar tajā esošo aprīkojumu, *MS2* sistēmas aparātu un *MS2E* sensoru, bet iegūto datu apstrādei izmantota *Bartington* datorprogramma.

2.3.1. Karsēšanas zuduma analīze

Metodes izvēles pamatojums

Karsēšanas zudumu metode tika izmantota, lai identificētu attiecīgā nogulumu slāņa biežumu un sastāvu (Santisteban et al., 2004), un tā izmaiņas atkarībā no ezera attīstības gaitas un paleoģeogrāfiskiem apstākļiem, un iespējamās cilvēka darbības ietekmes. Šī metode tiek plaši lietota paleolimnoloģisko pētījumu veikšanai, lai novērtētu nogulumu organisko, karbonātisko un minerālo vielu procentuālo daudzumu un tā izmaiņas nogulumos.

Pētījuma metodes pamatā tika izmantots vispārīgums, ka ezera nogulumos uzkrājas divējāds ogleklis – organiskais ogleklis, kas uzkrāties atmirušo augu un dzīvnieku fosiliju audos, un neorganiskais ogleklis, kas galvenokārt ir kalcija karbonāts (Dean, 1981). Ar karsēšanas zuduma analīzi ir iespējams noteikt šo karbonātisko un organisko vielu daudzumu un to izmaiņas dažādos nogulumos (Dean, 1974). Aprēķinātais organisko vielu saturs ezera nogulumos ļauj rekonstruēt paleovides apstākļu izmaiņas ezera attīstības gaitā (Meyers, 1997; Shuman, 2003).

Metodes apraksts

Metode savā būtībā ir ļoti vienkārša (Santisteban et al., 2004) – tika mērīts masas zudums noteiktajā temperatūrā.

Nogulumu paraugi karsēšanas zudumu analīzei tika ņemti ik pa 1 cm no nogulumu monolīta ar iesvaru 1 cm³ un salikti iepriekš izkarsētos un nosvērtos porcelāna tīģeļos. Pēc paraugu nosvēršanas tie tika žāvēti *Nahita drying oven Model 631/632* žāvskapī 105 °C 24 h, atdzesēti eksikatorā un atkal nosvērti ar *ES 225SM-DR-Semi-Micro Balance* svariem ar precizitāti līdz 0,0001 g. Lai noteiktu iesvara organisko vielu daudzumu, paraugi tika karsēti *Omron E5CK-T* mufelkrāsnī 4 h 550 °C, bet, lai noteiktu karbonātisko vielu daudzumu, paraugi tika karsēti 2 h 950 °C (Dean, 1974; Heiri et al., 2001; Boyle, 2001; Santisteban et al., 2004). Iegūtie dati tika ievadīti datorprogrammā *Microsoft Office Excel 2007*, un ar formulu palīdzību (Heiri et al., 2001) tika aprēķināts organisko, karbonātisko un minerālo vielu procentuālais daudzums ezera nogulumu paraugos. Iegūtie karsēšanas zudumu analīzes rezultāti tika atspoguļoti diagrammā, kas iegūta ar datorprogrammu *TILIA* (Grimm, 2012).

2.1. tabulā ir apkopotas nogulumu monolītu ņemšanas vietas un analizētais slāņa biežums, kuram analizēti karsēšanas zudumi.

2.1. tabula

Ar karsēšanas zudumu analīzi pētītais ezeru nogulumu slāņa biezums

Table 2.1.

Thickness of lake sediment layer analysed by Loss on Ignition

Pētījuma vieta	Urbuma numurs	Analizētais slāņa biezums
Engures ezers	EE_11	0–67 cm
	EE_2	0–150 cm
	EE_12	10–100 cm
Babītes ezers	BE_2	0–90 cm
Kaņiera ezers	KE_1	0–78 cm
	KE_2	0–90 cm
	KE_3	0–100 cm
Lilastes ezers	LE_1	0–166 cm
	LE_2	0–76 cm
Ummja ezers	UE_2	0–100 cm
Velnezers	VE_1	0–90 cm
	VE_2	0–240 cm

Tika konstatēts, ka pētīto ezeru nogulumu urbumiem karsēšanas zudumu analīzes rezultāti ir atšķirīgi, un šīs atšķirības palīdzēja apzināt izmaiņas gan vienā ezerā, gan starp pētītajiem ezeriem.

2.3.2. Sporu-putekšņu analīze

Metodes izvēles pamatojums

Sporu-putekšņu analīze tika izmantota tāpēc, ka tā paver plašas iespējas paleolimnoloģijā, kas ļauj gan pētīt nogulumus, kuri ir nabadzīgi ar makroskopiskām augu atliekām (Moore, Webb, 1978), gan arī netieši tos datēt. Sākotnēji metode tika lietota, lai izpētītu klimata izmaiņas (von Post, 1946), bet pēdējā laikā tā tiek atzīta kā nozīmīga arī veģetācijas sastāva izmaiņu atspoguļotāja, jo saistās ar cilvēku darbību, sukcesijas izmaiņu un citu biotisko un abiotisko vides faktoru izpēti (Bennett, Willis, 2002). Analīzes būtība ir tāda, ka putekšņi uzkrājas purvu vai ezera nogulumos, vecākiem slāņiem kārtās pārklājoties ar jaunākiem. Līdz ar to katrs attiecīgais nogulumu slānis sniedz liecību par attiecīgā laika augu sugām (Galenieks, 1935).

Šajā pētījumā sporu-putekšņu analīze tika lietota veģetācijas attīstības rekonstrukcijai. Putekšņu pētījumu rezultāti iezīmēja veģetācijas mainību. Pēc putekšņu diagrammu analīzes tika noteiktas ilgtermiņa ekoloģiskās vadlīnijas un procesi, piemēram, koku sugu izplatība un dinamika, jaunu sugu ieviešanās, kā arī jaunu augu sabiedrību veidošanās un to atkarība no klimatisko apstākļu izmaiņām. Analīze palīdz izprast arī lauksaimniecības un cilvēku darbības nozīmi, to, kā tā iedarbojas uz apkārtnējo veģetāciju (Seppä, 2007).

Metodes apraksts

Paraugi sporu-putekšņu analīzei tika sagatavoti un analizēti pēc B. E. Berglunda un M. Ralskas-Jasievicsovas (Berglund, Ralska-Jasiewiczowa, 1986) standartmetodes, un sagatavotais paraugs analizēts ar bioloģisko gaismas mikroskopu (Bennett, Willis, 2002).

Putekšņu paraugiem, kuri bija pārāk gaiši un kurus tāpēc bija grūti saskatīt, tika izmantota iekrāsošanas metode ar fuksīnu. Putekšņi tika identificēti un klasificēti pēc to formas, struktūras un tekstūras (Sengbusch, 2003).

Nogulumu paraugi tika ņemti no attīrīta nogulumu monolīta ar intervālu 1 cm. No attiecīgā dziļuma tika paņemts 1 cm³ paraugs un ielikts poliopropilēna mēģenē, kas tika aplieta ar 10% HCl un atstāta izreaģēt, lai atbrīvotos no kalcija karbonātiem. Kad paraugi bija izreaģējuši, tie tika centrēti 5 min ar 3000 apgriezienu min, bet pēc tam dekantēti (tika noliets liekais šķidrums). Centrēšanai tika izmantota *Laboratory Centrifuge LMC – 3000* centrifūga. Pēc paraugu apstrādes ar skābi tie tika mazgāti ar destilētu ūdeni – paraugus aplej ar vienādu daudzumu destilēta ūdens, samaisa ar stikla nūjiņu un atkal centrē, tāpat kā aprakstīts iepriekš, un pēc tam dekantē. Lai izšķīdinātu humīnskābes (nepiesātinātos augsnes koloidus), paraugi tika apstrādāti ar KOH siltā ūdens peldē 10 min, tad atkal tie tika centrēti 5 min ar 3000 apgriezienu min, tad dekantēti. Pēc paraugu dekantēšanas tie tika mazgāti ar destilētu ūdeni, lai tos sagatavotu apstrādei ar skābi (acetolīze). Acetolīzes process tika iedalīts divos posmos:

- 1) mēģenēm ar paraugiem tika pielietota 99,8% etiķskābe (CH₃COOH), lai paraugus samazinātu ūdens daudzumu. Pēc tam mēģenes atkal tika centrētas 5 min ar 3000 apgriezienu min un pēc tam dekantētas;
- 2) dekantētajiem paraugiem pakāpeniski tika pielietoti iepriekš sagatavots šķidrums no 9 daļām etiķa anhidrīda (C₄H₆H₃) un 1 daļas 95% sērskābes (H₂SO₄). Pēc tam tie tika sildīti ūdens peldē 5 min. Nākamajā soli atkal tie tika centrēti un liekais šķidrums noliets. Šajā posmā tika atdalīti polisaharīdi, kas atrodami uz putekšņu virsmas un citoplazmā. To atdalīšana ievērojami atvieglo putekšņu identificēšanu. Polisaharīdi, piemēram, celuloze, ir nozīmīga nogulumu komponente, tāpēc tās atdalīšana palīdz nogulsnēs koncentrēt tikai putekšņus (Berglund, Ralska-Jasiewiczowa, 1986). Nākamajā soli paraugi tika aplieti ar destilētu ūdeni, centrēti un dekantēti. Pēc dekantēšanas paraugi tika aplieti ar nelielu glicerīna daudzumu (5 ml), samaisīti un uz īsu brīdi ielikti ūdens peldē. Kad glicerīns bija kļuvis šķidrāks, tas tika samaisīts ar izgulsnētajiem putekšņiem un pārliets no lielajām mēģenēm uz mazākām, kur paraugi nostāvējās 2 nedēļas un tad tika analizēti ar *Primo Star* gaismas mikroskopu 400–1000 reižu palielinājumā.

Putekšņu noteikšanai tika izmantoti dažādi noteicēji, piemēram, *Textbook of pollen analysis, An illustrated guide to pollen analysis, An introduction to pollen analysis, Pollen terminology* (Faegri, Iversen, 1966; Moore, Webb, 1978; Erdtman, 1954; Hesse, Halbritter, Weber, Buchner, Frosch-Radivo, Ulrich Somaini, 2009), LU ĢZFF putekšņu references paraugi un apraksti no interneta.

Sporu-putekšņu analīze tika veikta Engures, Babītes, Kaņiera un Lilastes ezera nogulumu griezumiem. Lai varētu spriest par reģionālo veģetācijas dinamiku ezera attīstības laikā, Babītes ezera urbuma BE_6 nogulumiem analīze veikta visā nogulumu slāņa biezumā (2.2. tab.).

Darba autore sporu-putekšņu analīzes gaitā iegūtos datus ievadīja datorprogrammā *TILIA*, iegūstot diagrammas.

Ummja un Velnezera nogulumiem netika veikta sporu-putekšņu analīze, jo to spoģu laukums un sateces baseins ir ļoti mazs un, visticamāk, neatspoguģotu kultģraugu putekšņu klģtbģtnģ virsģģģ slģnģ tģdģ mģrģ, lai varģtu spriest par kultģvģto un ruderrģlo

2.2. tabula

Ar sporu-putekšņu analīzi pētītā ezera nogulumu slāņa biezums

Table 2.2.

Thickness of lake sediment layer analysed by pollen analysis

Urbuma vieta	Urbuma vieta	Analizētais dziļuma intervāls
Engures ezers	EE_11	0–60 cm
Babītes ezers	BE_6 BE_2	0–300 cm (intervālā ik pa 5 cm) 0–50 cm (intervālā ik pa 2 cm)
Kaņiera ezers	KE_1	0–44 cm (intervālā ik pa 5 cm)
Lilastes ezers	LE_1 LE_2	0–50 cm (intervālā ik pa 3 cm) 0–50 cm (intervālā ik pa 2 cm)

augu izplatību reģionā. Turklāt tiek uzskatīts, ka mežs ap ezeriem (piemēram, Ummja ezera apkārtnē) noder kā filtrs, caur kuru lakstaugu putekšņi netiek cauri, bet atsevišķu lakstaugu putekšņi ezera centrālajā daļā nonāk no attālākām vietām (Kangur, 2009).

2.3.3. Augu makroatlīku analīze

Metodes izvēles pamatojums

Pētījuma metodes pamatā tika izmantots vispārīgais jautājums, ka augāja diferenciāciju noteiktos laika intervālos katrā rajonā nosaka reģionālie faktori, tāpēc augāja sastāvs un izplatība ļauj rekonstruēt atbilstošos pagātnes apstākļus (Ābolīnš, 2004), jo ezers ir vide, kur nogulumos izgulsnējas, iekonservējas un saglabājas ezerā augušu ūdensaugu atliekas (Smol, Glew, 1992). Ezera nogulumos var uzkrāties arī ieskalotās augu makroatlīkas no ezera piekrastes un tā sateces baseina. Tāpēc šī metode tika lietota ezera nogulumu pētījumiem, jo ļauj iegūt informāciju par ūdensaugu daudzumu un sastāvu konkrētā nogulumu slāņa uzkrāšanās laikā, lai rekonstruētu apstākļus ezerā (Birks, 2001; Pujāte, Cerīņa, 2012), ņemot vērā to, ka tādas augu atliekas kā sēklas maz pārvietojas (Dieffenbacher-Krall, 2007). Tās parasti ir atrodamas netālu no auga augšanas vietas un atspoguļo ezerā un tā krastos augošās veģetācijas sastāvu (Birks, Birks, 1980; 2000). Tomēr, analizējot koku riekstiņu izkliedi un sastopamību ezera nogulumos, tika ņemtas vērā katras sugas izklīdes īpatnības (Delcourt, Delcourt, 1991).

Darba autore analizēja speciālo literatūru par to, kādas augu sugas mūsdienās aug pētāmajos ezeros, lai varētu salīdzināt augu makroatlīku analīzes rezultātus ar mūsdienu veģetācijas sastāvu. Makroatlīku analīzes dati samērā precīzi atspoguļo lokālās teritorijas veģetācijas izmaiņas (Zhao et al., 2006; Pujāte, Cerīņa, 2012), un pēc tām var spriest arī par vides apstākļu izmaiņām ilgākā laika posmā (Wasylikowa, 1986; Warner, 1990). Savukārt atrasto ogliņu fragmentu klātbūtne nogulumos norāda uz degšanu, kas parasti tiek saistīta ar cilvēka darbību (Cañellas-Boltà et al., 2012).

Metodes apraksts

Paraugi augu makroatlīku analīzei tika iegūti un sagatavoti pēc standarta metodes (Birks, 2001) – nogulumu monolīti analīzei tika sadalīti paraugos ik pa 5 cm un skaloti

caur sietu, kura acs izmērs ir 25 mikroni. Ūdens strūkļa nedrīkstēja būt pārāk stipra, lai nesabojātu atliekas, bet pietiekoši spēcīga, lai aizskalotu nevajadzīgo materiālu. Kad no parauga nekas vairāk neskalojās laukā (ūdens kļuva dzidrs), tas tika pārlikts plastikāta maisiņā ar noslēdzamu galu, lai saglabātu paraugu mitru. Augu makroatlieku izlasīšana, identificēšana un skaitīšana notika zem stereoskopiskā binokulārā mikroskopa *Optika ST-45-2L* ar palielinājumu 40 reizes. Izlasītās sēklas tika liktas speciālos makroatlieku trauciņos jeb kamerās. Sēklu identificēšanai tika izmantoti dažādi noteicēji (piem., Rasiņš, 1954; Velichkevich, Zastawniak, 2008), kā arī interneta resursi.

2.3. tabulā ir apkopotas urbumu vietas un nogulumu slāņi, kam tika veikta augu makroatlieku analīze.

2.3. tabula

Ar augu makroatlieku analīzi pētītā ezera nogulumu slāņa biezums

Table 2.3.

Thickness of lake sediment layer analysed by plant macroremains

Pētījuma vieta	Urbuma numurs	Analizētais slāņa biezums
Engures ezers	EE_11	0–55 cm
Babītes ezers	BE_2	0–300 cm
Kaņiera ezers	KE_1	0–80 cm
	KE_2	0–50 cm
	KE_3	0–95 cm
Lilastes ezers	LE_1	0–95 cm
	LE_3	0–40 cm
Ummja ezers	UE_2	0–100 cm
Velnezers	VE_1	0–250 cm

Iegūtais augu makroatlieku sastāvs tika atainots datorprogrammā *TILIA*.

2.3.4. Metālu sastāva noteikšana

Metodes izvēles pamatojums

Ķīmisko elementu daudzums ezeru nogulumu sastāvā raksturo ne tikai nogulumu ķīmiskās īpašības, bet arī piesārņojumu, kas tajos nonāk ar virszemes ūdeņiem un ar atmosfēras nokrišņiem un var atklāt arī informāciju par vides izmaiņām, kas saistītas ar cilvēka darbību (Birks, Birks, 1980; Oldfield et al., 2003; Yang, Rose, 2005). Tāpēc pētījumā tika noteikts arī metālu saturs nogulumos.

Metodes apraksts

Ezera nogulumu monolīti (50 cm) tika sadalīti paraugos, kas tika homogenizēti, izmantojot ahāta piestu. Analīzei tika ņemti 0,5 g sausa parauga (žāvēti 105 °C 12 h) (Csuros, Csuros, 2002). Paraugs tika apliets ar 25 ml 50% HNO₃ un 5 ml H₂O₂ (Tessier et al., 1979; USEPA, 1996), ļaujot tam izreaģēt 24 h. Pēc tam paraugs tika karsēts (līdz vārīšanās temperatūrai), kamēr puse ir iztvaikojusi, un tika pieliets vēl 25 ml 50% HNO₃, atkal uzkarsēts līdz viršanai un atdzesēts. Iegūtais šķīdums tika filtrēts caur filtrpapīru

un atšķaidīts līdz 50 ml ar destilētu ūdeni. Smagie metāli tika noteikti ar *PerkinElmer Instrumentu AAnalyst 200* ar liesmas atomizāciju, kas no vides piesārņojuma analīzes viedokļa ir korektāka (Hödrejārv, Ott, 1988; Krumgalz, Fainshtein, 1989; Briede, 1996). Paraugā tika noteikti šādi elementi: Na, Mg, K, Ca, Fe, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb. Hroms tika noteikts acetilēna- N_2O liesmā. Absorbēcija tika mērīta ar fona korekciju.

Pētījumā tika sagatavoti trīs „tukšie” paraugi tādā pašā veidā un izmantoti kā standarta paraugi. 10% paraugu tika mērīti atkārtoti, lai kontrolētu kvalitāti. Analītiskā precizitāte, kas paralēlajiem paraugiem tika mērīta ar relatīvo standartnovirzi, bija mazāka par 10%.

2.4. tabulā ir apkopotas nogulumu monolītu ņemšanas vietas metālu sastāva analīzei un analizētais slāņa biezums.

2.4. tabula

Ar metālu sastāva analīzi pētītais ezera nogulumu slāņa biezums

Table 2.4.

Thickness of lake sediment layer analysed by metal composition

Pētījuma vieta	Urbuma numurs	Analizētais slāņa biezums
Engures ezers	EE_11	0–50 cm
Babītes ezers	BE_2	0–50 cm
Kaņiera ezers	KE_2	0–50 cm
	KE_3	0–54 cm
Lilastes ezers	LE_1	0–50 cm
Ummja ezers	UE_2	0–50 cm
Velnezers	VE_1	0–50 cm

2.3.5. Ezera nogulumu bioloģiskā sastāva analīze

Metodes izvēles pamatojums

Ezera nogulumu bioloģiskā sastāva analīze tika izmantota, lai noteiktu nogulumu tipu un vides apstākļu izmaiņas nogulumu uzkrāšanās gaitā. Metodes būtība ir šāda: izmantojot ūdens suspensiju no ezera nogulumiem, noteikt procentuālo attiecību atlieku sistēmiskajām grupām, lai varētu noteikt nogulumu veidu (Wunsam et al., 1995; Lai et al., 2003; Beszteri, 2007).

Pētījuma metodes pamatā tika izmantots vispārinājums, ka, palielinoties barības vielu ietilpumam ezerā, var tikt sekmēta fitoplanktona primārās produkcijas veidošanās (McQuatters-Gollop et al., 2009), kas var izraisīt fitoplanktona sugu sastāva izmaiņas (Jurgensone, 2011). Dažādas sugas var atspoguļot dažādus vides apstākļus (piem., ūdens temperatūru, gaismas intensitāti, trofijas līmeni). Mikroskopiskās aļģes var veidot būtisku fitoplanktona masas daļu, un tām ir liela nozīme ezeru ekosistēmu saglabāšanā, jo aļģes veido dažādu ūdens dzīvnieku barības bāzi (Warner, 1990), bagātina ūdeni ar molekulāro skābekli, kā arī kalpo par oglekļa “sūkni”, uzņemot atmosfēras oglekļa gāzi CO_2 karbonāciju veidā. Šis mikroskopiskās atliekas var norādīt uz hidroloģisko apstākļu izmaiņām nogulumu uzkrāšanās laikā (Hooghiemstra, 2012). Labvēlīgā ūdens vidē, kas bagāta ar silīcija dioksīdu, diatomejas var parādīties lielā daudzumā.

Pētījumā aļģes tika noteiktas, izmantojot noteicējus (Katz et al., 1977; Canter-Lund, Lund, 1995; Jankovska, Komarek, 2000; Serediak, Huynh, 2011). Citas mikroskopiskās atliekas tika identificētas, izmantojot dažādu zinātnisko literatūru (van Geel, 1998; Charman et al., 2000; Clarke 2003; Barthelmes, 2006; Mazei, Tsyganov, 2006; Booth, 2008; Booth et al., 2008; Glime, 2012).

Metodes apraksts

Paraugi no ezera nogulumu monolīta tika sagatavoti, ņemot 1 cm³ svaiga parauga un pievienojot mēģenē destilētu ūdeni līdz 10 ml atzīmei. Vienmērīga suspensija tika iegūta, sajaucot visu ar stikla nūjiņu, un uzduļķota ar pipetes palīdzību. No šīs suspensijas tika paņemts 1 ml, ievietots citā mēģenē un atšķaidīts ar destilētu ūdeni līdz 10 ml atzīmei, samaisīts. Paraugi, kuriem atlieku daudzums gaismas mikroskopa redzeslaukā bija pārāk liels, tika atkārtoti atšķaidīti. Analizētajos paraugus tika noteikts procentuāli augstākais augu atlieku daudzums (Wunsam et al., 1995; Beszteri, 2007), kramalģes jeb diatomejas, zilaļģes, zaļāļģes, zeltaļģes, dzīvnieku atliekas, sporas un putekšņi, un citas atliekas. Uzskaitē tiek veikta līdz 500 atliekām. Ezera nogulumos esošo mikroskopisko atlieku noteikšanai tika izmantoti dažādi augu atlanti un noteicēji.

2.5. tabulā ir apkopotas nogulumu monolītu ņemšanas vietas un analizētais slāņa biežums, kam veikta ezera nogulumu bioloģiskā sastāva analīze.

2.5. tabula

Ar ezera nogulumu bioloģisko analīzi pētītais ezeru nogulumu slāņa biežums

Table 2.5.

Thickness of lake sediment layer analysed by biological composition

Pētījuma vieta	Urbuma numurs	Analizētais slāņa biežums
Engures ezers	EE_11	0–50 cm
Babītes ezers	BE_2	0–290 cm
Kaņiera ezers	KE_1	0–60 cm
Lilastes ezers	LE_1	0–50 cm
Ummja ezers	UE_1	0–50 cm
Velnezers	VE_1	0–250 cm

2.3.6. Nogulumu magnētiskā jutīguma noteikšana

Metodes izvēles pamatojums

Pētījuma metodes pamatā tika izmantots vispārinājums, ka jebkurai lietai dabā, tai skaitā arī dažādiem nogulumiem, ir savs magnētiskums (Thompson, Oldfield, 1986). Līdzīgi, kā tiem tiek noteikts ķīmiskais sastāvs, var tikt raksturots to magnētiskais jutīgums. Zinātnieki pagājušajā gadsimtā atklāja, ka magnētiskums var palīdzēt raksturot, klasificēt dažādas vielas un nogulumus, kā arī konstatēja, ka magnētiskais jutīgums atspoguļo tādas sedimentācijas apstākļu izmaiņas ezerā kā, piemēram, ūdens līmeņa izmaiņas vai klimatiskās izmaiņas, un atklāja antropogēno ietekmi un/vai aktivitāti, augsnes eroziju u. c. Tādējādi magnētiskā jutīguma analīzes rezultāti ļauj labāk izprast teritorijas

vēsturisko attīstību (Bartington Instruments Limited, 1995). Tāpēc ar magnētiskā jutīguma metodi Engures ezeram tika noteiktas ezera nogulumu izmaiņas. Magnētiskā jutīguma mērījumiem būtu jāparāda dzelzs saturošo minerālu daudzums nogulumos.

Metodes apraksts

Izmantojot *MS2 Bartington* instrumentu ar virsmas skenēšanas sensoru *MS2E*, iegūtajiem *EE_2* urbuma paraugiem tika noteiktas *k* (*k*-Kappa) vērtības (Bartington Instruments Limited, 1995). Pirms lietošanas sensors tika kalibrēts, par magnētiskā jutīguma relatīvo nulles punktu izmantojot telpas gaisu. Mērījumi tika veikti ik pa 1 cm (pavisam veikti 500 mērījumi).

2.3.7. Nogulumu vecuma noteikšana

Metodes izvēles pamatojums

Nogulumu vecuma noteikšanai tika izvēlēta metode, kas ļāva precizēt nogulumu un to izmaiņu laiku.

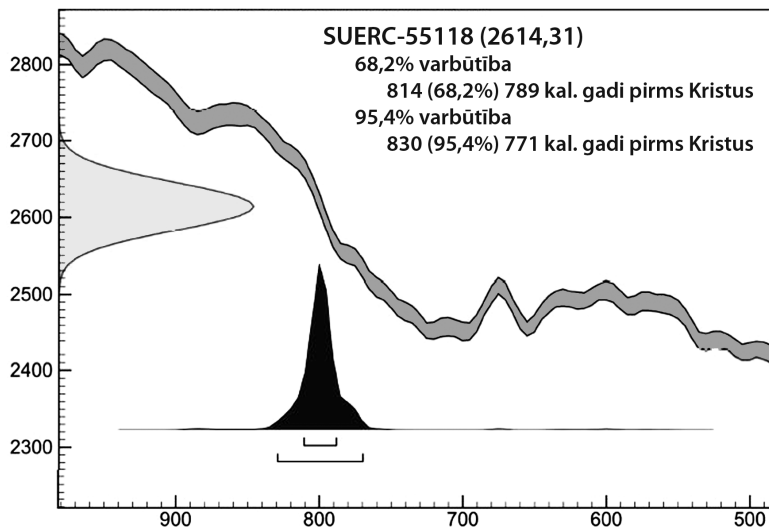
Lai izveidotu vecuma un dziļuma modeli nogulumu griezumam, nepieciešamais datējumu skaits ir atkarīgs no precizitātes, kas nepieciešama pētījuma mērķim, un nogulumu uzkrāšanās gaitas sarežģītības (Telford et al., 2004).

Engures ezera nogulumu no *EE_11* urbuma ir datēti ar svina ^{210}Pb metodi (pussabrukšanas periods 22,3 gadi), kas ir labi izmantojama metode tieši virsējo ezera nogulumu datēšanai (Krishnaswamy et al., 1971). Datēšana tika veikta, lai iegūtu pēc iespējas precīzāku informāciju par to, kad tieši notikušas vides izmaiņas.

Metodes apraksts

1. No Engures ezera *EE_11* urbuma ar modificēto pistona urbi ievāktie virsējie nogulumu 15 cm biezumā tika detāli pētīti un tika noteikts to vecums ar svina ^{210}Pb metodi ik pa 2,5 cm. Nogulumu paraugi ^{210}Pb datēšanai tika sūtīti uz Botānikas institūtu Lietuvā, kur Radioizotopu izpētes laboratorijā izmanto gamma spektrometru nogulumu vecuma noteikšanai. Kalibrējot iegūtos rezultātus, tika noteikts ezera nogulumu vecums arī nogulumu slāņiem līdz 30 cm dziļumam.
2. Konvencionālā radioaktīvā oglekļa (^{14}C) izotopu datēšanas metode tika izmantota Engures ezera nogulumiem (*EE_3*) tā aizaugušajā daļā (*EE_12*). Datēšanai tika ievākta attiecīgā slāņa masa 5 cm intervālā, kopā ievācot 0,5 kg nogulumu, kas tika glabāti melnos necaurspīdīgos maisos. Ievāktie nogulumu paraugi (3 no katra urbuma) tika sūtīti uz Tallinas Tehnoloģiju universitātes Ģeoloģijas institūtu, kur Enna Kaupa (*Enn Kaup*) vadībā paraugi tika apstrādāti.
3. AMS (akseleratora masas spektrometrijas) metode tika lietota Velnezera aizaugušās daļas nogulumu (*VE_2*) datēšanai. Šīs metodes pamatā ir attiecīgā slāņa (ar intervālu 5 cm) augu makroatlīeku absolūtā vecuma AMS ^{14}C datēšana, kas tika veikta pieciem dziļuma intervāliem Skotijas Svētā Endrjū universitātes Vides izpētes centrā. Laboratorijas kods SUERC (GU34944). Pētījumā Engures un Velnezera nogulumu radioaktīvā oglekļa datējumi tika kalibrēti ar *CLAM* datorprogrammu, ko ir izstrādājis M. Blauvs (Blauw, 2010), iegūstot

vecuma un dziļuma modeli. Datu kalibrācija ar vecuma un dziļuma modeli nepieciešama, lai iegūtos laboratorijas rezultātus varētu pārvērst kalendārajos gados. Par nogulumu kalendāro gadu atskaites punktu pieņemts 1950. gads.



2.8. attēls. Piemērs: Velnezera aizaugošās piekrastes zemā purva nogulumu ^{14}C datēšanas rezultātu kalibrēšanas diagramma: 2 standarta novirzes 2614 ± 31 kal. gadiem PM

Figure 2.8. Example: Calibration of a ^{14}C date 2614 ± 31 ^{14}C BP at 2 standard deviation of the dating results from the fen peat of the overgrowing shore areas

Datu kalibrēšanai vecuma un dziļuma modelim tika izmantota *varbūtības kalibrēšana*, lai aprēķinātu kalendāros gadus, kā to aprakstījis J. van der Plichts un V. G. Mūks (van der Plicht, Mook, 1989). Vecuma un dziļuma modeļi ir veidoti, izmantojot R programmu.

2.3.8. Datu statistiskā apstrāde

Metodes izvēles pamatojums

Pēc tam, kad metālu sastāva analizē tika iegūti dati, tika veikta statistiskā analīze, kas balstās uz Pīrsona korelāciju, kura ļauj novērtēt datu kopu savstarpējo saistību. Statistikas metodes ļauj analizēt arī kopsakarības starp dažādām datu kopām, kas ir viena objekta (šajā gadījumā nogulumu) dažādu pazīmju vērtību kopas (metāla koncentrācija, organis-kās vielas, karbonāti un minerālvielas) (Liepa, 1974).

Ar šo metodi tika analizēta metālu elementu un karsēšanas zudumu rezultātu korelācija. Šim mērķim tika izmantota korelācijas aprēķina gaitā iegūtie tabulas rezultāti. Korelācijas koeficienta statistiskās nozīmības novērtēšana notiek, salīdzinot aprēķināto korelācijas koeficientu ar kritisko vērtību korelācijas koeficientu. Šajā pētījumā tika noskaidrotas sakarības starp metālu elementiem ezera nogulumos un karsēšanas rezultātiem (ar sarkanu līniju apzīmētas pozitīvas korelācijas un ar zilu līniju – negatīvas korelācijas).

Ordinācijas analīzes veikšanai tika izmantoti izejas dati no katra ezera viena urbuma līdz 50 cm dziļumam, cenšoties atrast galvenās likumsakarības (trendus) nepārtrauktu asu formā. Analīzes mērķis ir parādīt ezera nogulumu izpētes rezultātā iegūtos datus ar samazinātu ortogonālu asu palīdzību tādā veidā, lai šīs asis parādītu galvenās likumsakarības datus. Vairums ordinācijas metožu balstās uz eigenvektoru aprēķināšanu, pamatojoties uz saistību matrici.

Galveno komponentu analīzes (PCA) galvenā būtība ir, ka dažas pirmās komponentes izskaidros nozīmīgāko daļu no variācijām, kas bija sākotnējos mainīgajos, un tādējādi tās varēs izmantot, lai iegūtu zemākas pakāpes kopsavilkumu par šiem mainīgajiem turpmākajām analīzēm.

Izmantojot *PC-ORD Versions 5* (McCune, Mefford, 1999), veikta iegūto ķīmisko elementu, litoloģijas, dziļuma un veģetācijas datu komponentanalīze un rezultāti attēloti *Biplot* grafikos. PCA ir visbiežāk lietotā daudzfaktoru statistiskā metode, ko izmanto, lai izskaidrotu asociācijas un mikroelementu izcelsmi (Loska, Wiechuła, 2003).

2.3.9. Ķīmisko elementu anomālijas koeficienta aprēķināšana

Anomālijas koeficients bieži tiek izmantots, lai atšķirtu antropogēnās darbības rezultātā pieplūstošos metālus no ezera nogulumu sastāvā dabiski esošajiem metāliem un tādējādi novērtētu antropogēnās ietekmes pakāpi (Han et al., 2006). Lai aprēķinātu nogulumu monolītos esošo smago metālu anomālijas faktoru, īpaši svarīgi ir noteikt šo smago metālu fona vērtības. Dabisko fona līmeni mikroelementiem var noteikt daudzos veidos (Martinez Cortizas et al., 2002; Shotyk et al., 1998; Shotyk et al., 2001). Darba autore par fona līmeni ir pieņēmusi pētītā griezuma dziļākajā daļā konstatēto zemāko metāla koncentrāciju, kur nogulumu slāņi ir ar vismazāko antropogēno ietekmi jeb ir kā „dabīgs” metāla satura koncentrācijas rādītājs (Shotyk, 1998; Shotyk et al., 2001; Yang, Rose, 2005).

Anomālijas koeficients tika aprēķināts pēc modificētas P. Buata-Menarda un R. Česeleta (Buat-Menard, Chesselet, 1979) formulas:

$$EF = Mus/Mb,$$

kur EF – anomālijas koeficients,

Mus – metāla saturs augšējos ezera nogulumos,

Mb – fona līmeņa koncentrācija.

Darba gaitā iegūtie analīžu dati no katras pētījumu metodes tika apkopoti, izmantojot datorprogrammu *MS Excel 2007*. Atbilstoši katras metodes īpatnībām tālāk tās tika vizualizētas ar datorprogrammām *TILIA*, *MS Excel*, *Bartington*, *CLAM*, *ArcGIS* un *Pcord5*. Pēc iegūto datu apstrādes rezultāti tika analizēti, salīdzināti un interpretēti.

3. REZULTĀTI UN TO INTERPRETĀCIJA

Lai pēc iespējas precīzāk varētu atpazīt nogulumos ietvertās liecības par vides izmaiņām un cilvēka darbības ietekmi uz nogulumu sastāvu to uzkrāšanās laikā un lai pierādītu to, ka ezeru attīstību un nogulumu raksturu ietekmē daudzi faktori (Wetzel, 2001), veikts multidisciplinārs pētījums. Iegūtie rezultāti interpretēti un salīdzināti vienas metodes ietvaros viena un tā paša ezera dažādos urbumos, un novērtēts arī, kā vienas analīzes dati papildina citus datus.

3.1. Engures ezera nogulumi

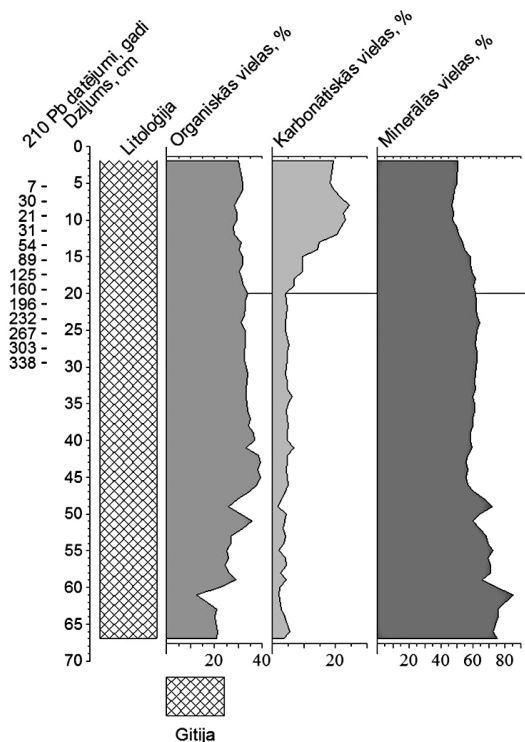
Interpretējot iegūtos rezultātus, tika izmantoti arī agrāk veikto Engures ezera nogulumu pētījumu rezultāti (Sprinģe et al., 2007; Sprinģe u. c., 2010; Kalniņa et al., 2011; Strautnieks et al., 2012).

3.1.1. Nogulumu sastāvs un vecums

Analizējot Engures ezera nogulumu karsēšanas zudumu analīzes rezultātā iegūtos datus, konstatēts, ka būtiskas izmaiņas nogulumu sastāvā ir tieši griezuma augšējā slānī (3.1. att.) no 20 līdz 0 cm, kur strauji palielinās karbonātisko vielu daudzums. Dziļuma intervālā 67–47 cm karbonātisko vielu daudzums vidēji ir 4% un dziļuma intervālā 47–20 cm tas nedaudz palielinās līdz 5%, bet, sākot no 20 cm dziļuma līdz nogulumu griezuma augšai, ir vērojama strauja karbonātisko vielu palielināšanās, kas sasniedz 20%. Šī robeža diagrammā (3.1. att.) iezīmēta ar horizontālu līniju, kas norāda līmeni, no kura palielinās karbonātisko vielu daudzums nogulumu sastāvā, un tas, iespējams, saistīts ar Mērsraga kanāla izrakšanu. Domājams, ka šīs izmaiņas ir saistītas ar kalcija jonu daudzuma palielināšanos ūdenī. Ezera ūdenim kļūstot piesātinātam ar kalcija joniem, tajā izgulsnējas kalcija karbonāti. Bet, tā kā šāda karbonātisko vielu daudzuma strauja palielināšanās ir notikusi tikai E_11 griezuma virsējā nogulumu slānī, kurš uzkrājies pēc ezera līmeņa pazemināšanās, tad darba autore to skaidro gan ar fotosintēzes procesiem, kas var radīt kalcija karbonātu izgulsnēšanos, kad augi uzņem CO₂ (oglekļa dioksīdu) un kalcija jonus un paaugstina pH līmeni, gan arī ar cilvēka darbības izraisītu karbonātisko vielu ieskalošanos no nogulumiem, mainot ūdens līmeni ezerā. Novērtējot nogulumu sastāvu, var secināt, ka augšējo griezuma daļu (20–0 cm) veido vāji konsolidēta gitija, kas pamazām kļūst blīvāka.

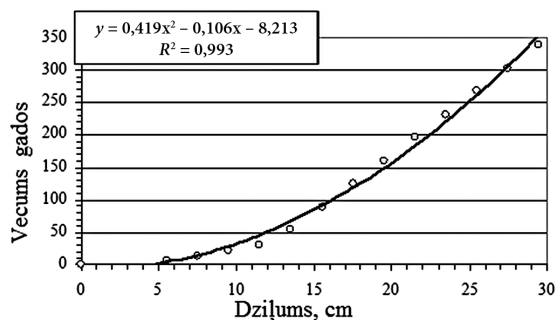
Analizējot organisko vielu daudzuma izmaiņas urbuma EE_11 nogulumu sastāvā, var konstatēt, ka no 47 cm dziļuma līdz nogulu slāņa virsai ir vērojama vienmērīga organisko vielu uzkrāšanās. Tā nedaudz samazinājusies salīdzinājumā ar organisko vielu maksimālo daudzumu nogulumu sastāvā dziļuma intervālā 47–40 cm (3.1. att.).

Karsēšanas zudumu analīzes rezultāti (3.1. att.) liecina par izmaiņām nogulumu sastāvā 62 cm dziļumā, kad strauji palielinās minerālo vielu daudzums. Iespējams, šīs izmaiņas ir izraisījušas ezera ūdens līmeņa svārstības. Maz ticams, ka tās būtu saistītas ar cilvēka darbību, bet, tā kā šim nogulumu slānim nav noteikts absolūtais vecums, tad tie ir tikai provizoriski minējumi (Pujāte et al., 2012 a; b).



3.1. attēls. Engures ezera EE_11 urbuma nogulumos noteiktais organisko vielu saturs, karbonātisko vielu un minerālo vielu daudzums. Ar horizontālu līniju 20 cm dziļumā atzīmēts līmenis, no kura palielinās karbonātisko vielu daudzums nogulumu sastāvā, un tas atbilst periodam, kad tika izrakts Mērsraga kanāls

Figure 3.1. Content of organic, carbonatic and mineral matter from core EE_11 from Lake Engure sediments. Horizontal line at the 20 cm shows level from where increase amount of carbonates in the composition of sediments and it corresponds to the year 1842 when Mērsrags Canal was excavated



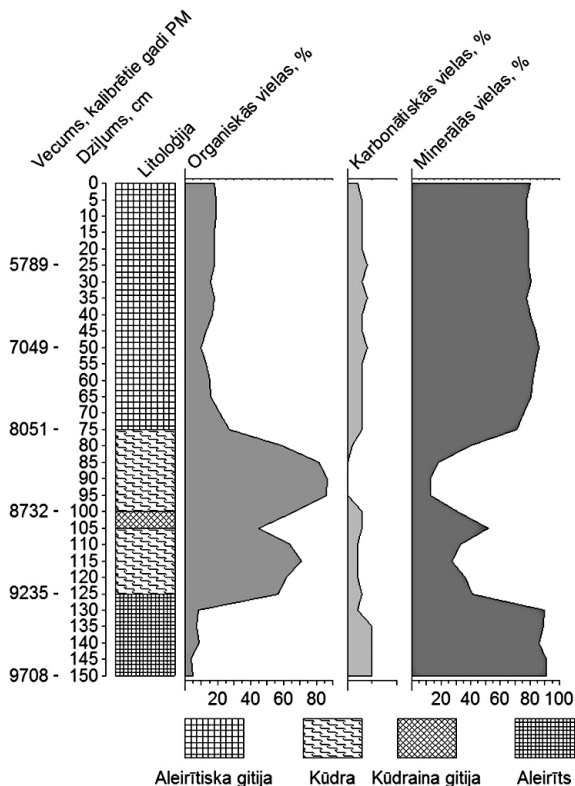
3.2. attēls. Engures ezera viršējo nogulumu (EE_11) vecuma un dziļuma modelis, kas izveidots, izmantojot ^{210}Pb datējumu rezultātus

Figure 3.2. Age-depth curve of ^{210}Pb dating from EE_11 core sediments of Lake Engure

Engures ezera virsējo nogulumu detālas (ik pa 1 cm) datēšanas rezultāti (3.2. att.) apstiprināja, ka karbonātisko vielu straujā uzkrāšanās nogulumos ir saistīta ar 1842. gada notikumiem ezerā, kad tika izrakts kanāls, kas ezera ziemeļu galu pie Mērsraga savienoja ar jūru.

EE_2 griezuma apakšējā daļā dziļuma intervālā 310–290 cm uzkrājies aleirīta slānis, kas veidojies pirms 9408–9240 kal. g. PM. Šajā nogulumu slānī organisko vielu saturs bija neliels, sasniedzot tikai 6%, bet dominēja minerālās vielas, kas sasniedzs 89% (3.3. att.). Karbonātisko vielu daudzums šajā aleirīta nogulumu slānī nepārsniedza 10%. Virs aleirīta 125–110 cm intervālā uzkrājies kūdras slānis, kurā strauji palielinās organisko vielu daudzums, sasniedzot 63%, bet minerālo vielu daudzums samazinās līdz 34% un karbonātisko vielu saturs līdz 2%.

Straujas izmaiņas nogulumos tika konstatētas 105 cm dziļumā (no nogulumu virsmas), kur uzkrājies kūdrainas gitijas slānis, kas atbilst apmēram 8800 kal. g. PM. Šajā slānī organisko vielu procentuālais daudzums samazinās līdz 45%, bet minerālvielu daudzums pieaug līdz 52%. No 100 cm dziļuma griezumā uz augšu kūdraino gitiju pārsedz



3.3. attēls. Engures ezera EE_2 urbuma nogulumos noteiktais organisko vielu saturs, karbonātisko vielu un minerālo vielu daudzums

Figure 3.3. Content of organic, carbonatic and mineral matter from core EE_2 of Lake Engure sediments

kūdras slānis, kur organisko vielu saturs ir vēl lielāks nekā apakšējā kūdras slānī, sasniedzot vairāk nekā 80%, bet karbonātiskās vielas praktiski netika konstatētas. Tās atkal nelielā daudzumā nogulumu sastāvā parādās pārejas intervālā no kūdras uz aleirītisku gitiju 80 cm dziļumā un turpinās līdz griezumā augšai, nepārsniedzot 3%. Griezumā no 75 cm dziļuma līdz nogulumu virsai ir uzkrājies aleirītiskas gitijas slānis, kurā organisko vielu daudzums strauji samazinās līdz 18% un attiecīgi minerālvielu daudzums palielinās līdz 80% (3.3. att.).

Urbuma EE_3 nogulumiem (urbums veikts tieši blakus (15 cm attālumā) urbumam EE_2) noteikts absolūtais vecums (3.1. tab.), izmantojot konvencionālo radioaktīvā oglekļa (¹⁴C) izotopu datēšanas metodi un programmu R; izveidots vecuma un dziļuma modelis (3.4. att.). Analizējot šī griezumā vecuma un dziļuma modeli (3.4. att.), redzams, ka strauja nogulumu uzkrāšanās notikusi ezera attīstības sākumā, kad ~ 2000 gadu laikā ir uzkrājies 90 cm biezs nogulumu slānis. Savukārt virsējie 50 cm ir uzkrājušies ~ 7000 gadu laikā. Analizējot šo modeli un ņemot vērā pētījuma mērķi, konstatēts, ka precīzākai nogulumu uzkrāšanās intensitātes rekonstrukcijai attiecībā pret laiku būtu nepieciešami vēl papildu datējumi virsējiem ezera nogulumiem. Dziļuma un vecuma modelis uzrāda,

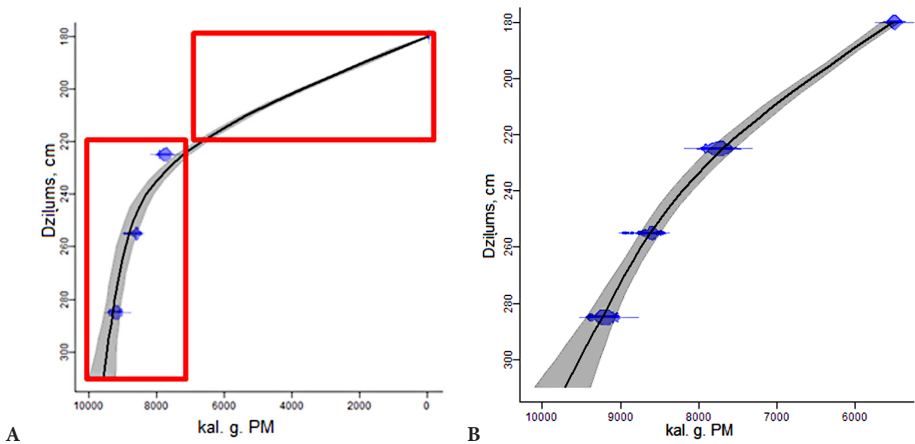
3.1. tabula

Konvencionālā radioaktīvā oglekļa (¹⁴C) izotopu datēšanas rezultāti

Table 3.1.

Data of Conventional radiocarbon (¹⁴C) isotopes dating results

Parauga Nr.	Dziļums (cm)	Vecums (¹⁴ C g. PM)	Vecums (kal. g. PM)	Nogulumi
Tln 3251	220–230	6900 ± 120	7215	gitija ar organisko vielu piejaukumu
Tln 3252	250–260	7825 ± 65	8820	kūdra
Tln 3253	280–290	8230 ± 65	9295	kūdra



3.4. attēls. Engures ezera EE_3 urbuma nogulumu vecuma un dziļuma modelis

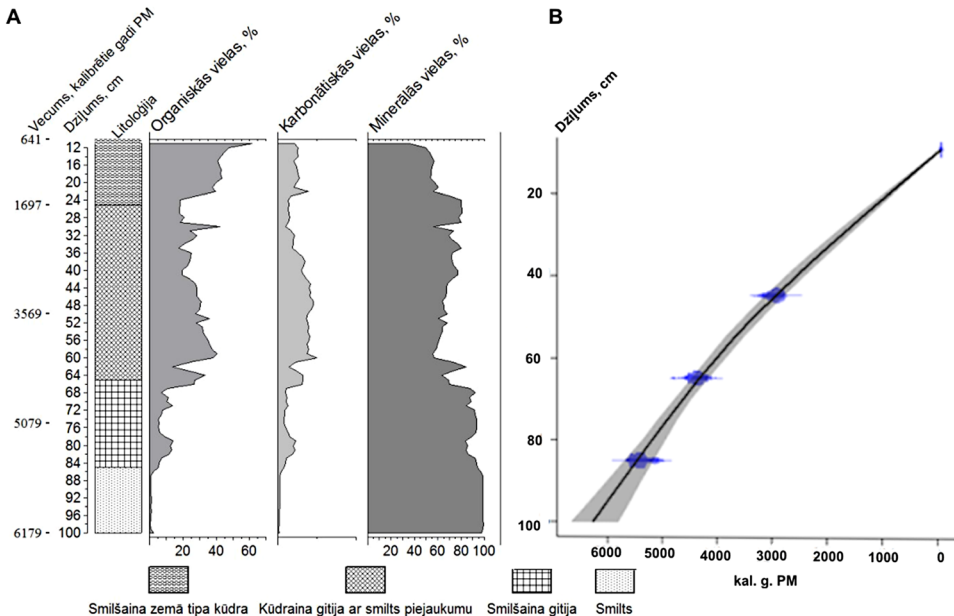
Figure 3.4. Age-depth model from Lake Engures sediments of core EE_3

ka nogulumu uzkrāšanās ātrums ir ļoti mazs (~ 7 mm 100 gados), kas nelielas ticams. Iespējams, ka paši augšējie nogulumi šajā ezera daļā ir tikuši erodēti vai arī ir pārgulsnēti Litorīnas jūras transgresijas-regresijas ūdens līmeņa fluktuācijas rezultātā. Par to liek domāt ne tikai nelielais nogulumu uzkrāšanās apjoms, bet arī praktiski nemainīgais nogulumu sastāvs griezumā augšējā daļā (3.3. att.).

Urbuma EE_12 nogulumu karsēšanas zudumu analīzes rezultāti (3.5. att. A) un pēc ^{14}C datējumu rezultātiem izveidotais vecuma un dziļuma modelis (3.5. att. B) parāda nogulumu uzkrāšanās gaitu pēdējos 6000 gados.

Engures ezera dienvidu gala nogulumu (tie izveidojušies, aizaugot ezera licim (EE_12 urbums)) veiktā analīze parāda, ka organisko vielu daudzums nogulumu sastāvā straujāk palielinājies, sākot no 87 cm dziļuma, kad pirms apmēram 5700 kal. g. PM uzkrājusies smilšaina gitija. Tās sastāvā pieaug arī karbonātisko vielu daudzums, savukārt minerālo vielu īpatsvars samazinās. Tas var liecināt par ezera līmeņa pazemināšanos un seklāko līču aizaugšanas sākumu. Griezumā virzienā no pamatnes uz augšu virs smalkas smilts nogulumiem, sākot no 86 cm dziļuma, samazinās smilts daļiņu daudzums un sāk uzkrāties smilšaina gitija, kuru 65 cm dziļumā pārsedz kūdraina gitija ar smilts un aleirīta daļiņu piejaukumu.

Smilšainās gitijas slānim 79–60 cm dziļumā, kas veidojies pirms apmēram 5200–5000 kal. g. PM, raksturīgas gan minerālo vielu daudzuma, gan organisko un karbonātisko



3.5. attēls. Engures ezera aizaugušā dienvidgala līča (EE_12 urbums) nogulumos noteiktais organisko vielu, karbonātisko vielu un minerālo vielu daudzums – A; vecuma un dziļuma modelis – B

Figure 3.5. Content of organic, carbonatic and mineral matter from southern overgrown part of Lake Engure (core EE_12) deposits – A; Age-depth model – B

vielu daudzuma svārstības. Tas liecina par ezera ūdens līmeņa fluktuācijām. Līdzīga aina ir vērojama arī nogulumu griezuma dziļuma intervālā 32–23 cm, kur nogulumu sastāvā palielinās minerālo daļiņu daudzums, bet organisko vielu saturs krīt līdz 20%. Griezuma augšējā intervāla (23–0 cm) nogulumu uzkrāšanās laikā pēdējos 1300 gados būtiski mainās nogulumu uzkrāšanās apstākļi un organisko vielu daudzums sāk strauji palielināties, sasniedzot 50–60%. Nedaudz palielinās arī karbonātisko vielu daudzums. Ezera nogulumu karsēšanas zudumu analīzes diagrammā (3.5. att.) virsējos 5 cm ir vērojama vēl straujāka organisko vielu uzkrāšanās, kas liecina par ezera aizaugšanu un zemā purva veidošanos.

3.1.2. Nogulumu bioloģiskais sastāvs

Ezera nogulumu uzkrāšanās apstākļi ir mainīgi gada griezumā (Anneville, Peletier, 2000), to izraisa katras sezonas laikapstākļi un biotas dzīves cikls ezerā. Ziemā, ledus un sniega laikā, ievērojami samazinās augiem pieejamais gaismas daudzums. Savukārt pavasarī ar sniega kušanas ūdeņiem ezerā nonāk papildu uzturvielas, ko uzreiz izmanto ūdensaugi (makrofīti), tāpēc tie strauji pieaug netālu no krasta un var būt „skaidra ūdens” fāze (Carpenter, Lodge, 1986; Gulati, van Donk, 2002; Hosper et al., 2005). Tas būtiski ietekmē nogulumu sastāvu.

Makrofītu augšana palēninās no vasaras vidus līdz rudenim, un tad ienestās barības vielas un barības vielas no makrofītu sadalīšanās kļūst pieejamas aļģēm. Pieejamās barības vielas kopā ar siltu ūdeni un bagātīgu saules gaismu var izraisīt intensīvu aļģu augšanu, tā saucamo ūdens ziedēšanu. Rudenī samazinās dienasgaismas daudzums, ūdens temperatūra krīt, samazinās aļģu augšana un ezerā ūdens vēlreiz var būt dzidrāks. Tāpēc paraugi ezera nogulumu bioloģiskajam sastāvam ievākti ziemas periodā, lai nepārādītos, piemēram, palielināts aļģu daudzums virsējos pāris centimetros un lai datus būtu vieglāk salīdzināt.

Engures ezera nogulumu bioloģiskās analīzes gaitā augstāko augu atliekas ļoti nelielā skaitā tika konstatētas visā pētītajā nogulumu griezumā (3.2. tab.). Bieži vien atliekas bija tik mazas, ka nebija iespējams noteikt augu sugas. Mazliet vairāk (5%) nogulumos tika konstatētas sporas un putekšņi (sastāvu sk. 3.1.3. nodaļa). Pētītā ezera nogulumu griezumā amorfā detrīta daudzums svārstās no 10 līdz 15% no kopējā parauga.

Veicot ezera nogulumu bioloģisko analīzi, tika konstatētas arī faunas atliekas, kas visā griezumā bija ap 15%. Zooplanktona grupa – kladoceras (*Cladocera*) – ir sastopama visā analizētajā virsējo nogulumu slānī. Kladoceras var izmanto arī kā bioindikatorus ūdens piesārņojuma noteikšanai. Bet, tā kā šai grupai ir pārāk plaša tolerances līkne un līdz sugai tās nav noteiktas, tad šajā gadījumā tās nav izmantojamas kā indikatori pētītā ezera nogulumiem. Augšējos nogulumos līdz 25 cm dziļumam tika konstatētas arī gliemeņvēžu (*Ostracoda*) atliekas, kas var labi saglabāties nogulumos (Siveter et al., 2010). Gliemeņvēži dzīvo gan saldūdenī, gan jūras ūdenī uz grunts. Pārtiek no detrīta, augiem un to atliekām. Barojas arī ar dzīvnieku barību, īpaši ar ūdensdzīvnieku atliekām. Iespējams, gliemeņvēžu savairošanās saistīta ar izmaiņām nogulumos, kad pēc Mērsraga kanāla izrakšanas ūdens kļuva karbonātiskāks un labvēlīgāks ostrakodu attīstībai. Nogulumos tika konstatēti arī Rhizopoda (Protozoa) jeb sakņkāji (vienšūņi).

Kramalģes jeb diatomejas šajā ezera nogulumu griezumā ir pārstāvētas visvairāk – 20–30% (3.2. tab.), līdz ar to, balstoties uz N. Kordes (1960) biostratigrāfisko

iedalījumam, ir noteikts ezera nogulumu veids – diatomeju gitija. No diatomejām virsējos ezera nogulumos tika konstatētas *Melosira* sp., *Fragilaria* sp., *Navicula* sp., *Pinnularia* sp., *Cymbella* sp., *Gomphonema* sp., *Pleurosigma* sp., *Surirella* sp., *Cocconeis* sp., *Caloneis* sp., *Pleurosigma*, *Nitzschia* sp., *Cyclotella* spp., *Stauroneis*, *Asterionella formosa*. Galvenais kramalģes *Melosira* sp. limitejošais resurss ir gaisma un fosfors (Kilham, 1990), un, tā kā visā šajā griezumā fosfora koncentrācija ir pietiekoši augsta (Kļaviņš et al., 2012), tādēļ šī kramalģe ir sastopama visā pētītajā nogulumu griezumā. Kramalģēm *Navicula* sp. un *Fragilaria* sp. ir ļoti plaša ekoloģiskā amplitūda (Dam et al., 1994). Kramalģe *Pinnularia* sp. ir tipiska bentosa iemītniece.

Kramalģei *Nitzschia* sp. ir daudz piesārņojumam tolerantu sugu (Dam et al., 1994), kas labi korelē ar metālu diagrammām. *Nitzschia* sp. ir sastopama 50–25 cm dziļumā, bet virsējos slāņos tā izzūd, kad palielinās metālu koncentrācija nogulumos. Zinātniskajā literatūrā šo ģinti dažreiz sauc *Nitzschia*. *Nitzschia* ir sastopama visā pasaulē gan uz jūras, gan uz ezera grunts. Kramalģe *Nitzschia acicularis* tiek uzskatīta par eitrofu ezeru indikatoru.

Pētītajā griezumā tika konstatētas arī zilaļģes, kur no 25 līdz 1 cm intervālam dominē *Aphanothece clathrata*, *Anabaena* spp., bet no 25 cm dziļuma parādās *Gloeocapsa* zilaļģe. *Aphanothece clathrata* raksturīgs zemam trofijas līmenim (Druvietis, 1997). *Anabaena* ir toksiska zilaļģe, kas savairojas eitrofikācijas ietekmē un var būt kā indikators eitrofiem un hipertrofiem ezeriem (Druvietis, 1997). Tās savairojas ūdens ziedēšanas laikā, kad ir paaugstināta ūdens temperatūra (apmēram +20 °C un vairāk). Zilaļģe *Gloeocapsa* sp. saista slāpekli un pārvērš to tādos organiskajos savienojumos kā nitrāti un amonjaks (World Health Organization, 2009), kas ir nozīmīgs citiem organismiem, kuri barojas ar organismiem savienojumiem.

Vienšūnas un šķiedrveidīgās zilaļģes ir gandrīz vienmēr klātesošas saldūdens ezeros un bieži veido blīvas populācijas vai izraisa ūdens ziedēšanu eitrofos ūdeņos. Mērenās zonas ezeriem ir raksturīga tādu sugu sezonālā pēctecība, kuras izraisa ziedēšanu. Šī pēctecība izpaužas kā atbilde uz fizikālķīmisko apstākļu radīto siltuma stratifikāciju. Parasti šķiedrveida formas (*Anabaena* sugas un *Gloeotrichia* sp.) pirmoreiz attīstās drīz pēc pavasara iestāšanās vai vasaras sākumā. Galvenie faktori, kas nepieciešami, lai noteiktu planktona populācijas attīstību, ir gaisma, temperatūra, pH, augu barības vielu koncentrācija un izšķīdušo organisko vielu klātbūtne.

Pētījumā bez zilaļģēm nogulumos konstatētas arī zaļaļģes – *Cosmarium* sp., *Scenedesmus* sp., *Tetraedron* sp., *Staurastrum* sp., *Pediastrum* sp. –, kuras veido 5% no nogulumu bioloģiskā sastāva. Zaļaļģes *Staurastrum* sp. augšana ezerā liecina par pietiekošu organisko vielu, it īpaši organiskā slāpekļa, klātbūtni ūdenstilpē (Graham, Wilcox, 2000). No zaļaļģēm *Pediastrum* tika konstatētas vairākas to sugas un variācijas (50–10 cm), tai skaitā *Pediastrum boryanum*, *P.b.* var. *longicorne*, *P.b.* var. *undulatum*, *P. integrum*, *P. int.* var. *perforatum*, mazāk ir *P. kawraiskyi*, *P. duplex* un *P. muticum*. Zaļaļģe *Pediastrum boryanum* ir mūsdienās visplašāk izplatīta no visām *Pediastrum* sugām, relatīvi nejutīga pret trofiskuma apstākļiem ezerā, tāpat arī vairāk sastopama eitrofos ūdeņos (Komárek, Jankovská, 2001), jo spēj augt dūņainos ezeros pat ar noēnojumu. Zaļaļģes ražo organiskās vielas no ūdenī izšķīdušajām minerālvielām, galvenokārt slāpekļa un fosfora. Konstatētā *Pediastrum kawraiskyi* ir tieši vairāk izplatīta valstīs, kas atrodas Baltijas jūras krastos (Hällfors, 2004). *Pediastrum duplex* dod priekšroku relatīvi siltiem un eitrofiem apstākļiem.

Ezera nogulumu bioloģiskajā analizē katrā paraugā tika konstatētas arī atsevišķas zelt-
aļģes (< 1%).

Dabas parka „Engures ezers” dabas aizsardzības plānā minēts, ka šobrīd ezerā kon-
statēts vairāk nekā 150 aļģu sugu, no kurām dominē *Dinobryon sertularia*, *D. divergens*,
Scenedesmus spp., *Ankistrodesmus* spp., *Gymnodinium* spp., *Peridinium bipes*, *Ceratium*
hirudinella, *Fragilaria* spp., *Gomphonema* sp., *Stauroneis* sp., *Navicula* spp., *Cocconeis pe-*
diculus, *Cocconeis placentula*, *Microcystis pulvereus*, *Aphanothece clathrata*, *Merismopedia*
tenuissima, *Anabaena* spp., *Synedra acus*. Salīdzinot šos datus ar darba autores veikto eze-
ra nogulumu bioloģisko analīzi, var redzēt, ka nogulumu pētījumos nav konstatētas visas
pašreiz ezerā dominējošās aļģu sugas.

3.2. tabula

Engures ezera nogulumu (EE_11) bioloģiskais sastāvs

Table 3.2.

Data of organic composition from Lake Engure sediments (EE_11)

Dziļums, cm Nogulumu veids	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
0–5 Diatomeju gitija – smilšaina ar karbonātiem	Augstākie augi		< 1
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieku atliekas	<i>Ostracoda, Cladocera, Rhizopoda, Copepoda</i>	15
	Amorfais detrīts		15
	Diatomejas	<i>Melosira varians, Fragilaria</i> spp., <i>Navicula</i> , <i>Pinnularia</i>	20
	Zilaļģes	<i>Aphanothece clathrata</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Cosmarium, Scenedesmus</i>	5
	Zeltaļģes	<i>Dinobryon</i> sp.	< 1
5–10 Diatomeju gitija – smilšaina ar karbonātiem	Augstākie augi		< 1
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieku atliekas	<i>Ostracoda, Cladocera, Rhizopoda</i>	10
	Amorfais detrīts		10
	Diatomejas	<i>Melosira varians, Fragilaria</i> spp., <i>Navicula</i> , <i>Pinnularia, Cymbella</i> spp., <i>Gomphonema</i> , <i>Pleurosigma</i>	25
	Zilaļģes	<i>Aphanothece clathrata</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Cosmarium, Scenedesmus, Tetradon, Staurastrum</i>	5
	Zeltaļģes		< 1
10–15 Diatomeju gitija – smilšaina ar karbonātiem	Augstākie augi		< 1
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieku atliekas	<i>Ostracoda, Cladocera, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrīts		10
	Diatomejas	<i>Melosira varians, Fragilaria</i> spp., <i>Navicula</i> , <i>Pinnularia, Cymbella</i> sp., <i>Gomphonema, Surirella</i> , <i>Synedra acus</i>	25
	Zilaļģes	<i>Anabaena</i> spp.	5
	Zaļaļģes	<i>Cosmarium</i> <i>Scenedesmus, Pediastrum, Staurastrum</i>	5 < 1
	Zeltaļģes		< 1

3.2. tabulas turpinājums

Dziļums, cm Nogulumu veids	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
15–20 Diatomeju gitija – smilšaina ar karbonātiem	Augstākie augi		< 1
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieku atliekas	<i>Ostracoda, Cladocera, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrits		10–15
	Diatomejas	<i>Melosira varians, Fragilaria spp., Navicula, Pinnularia, Cymbella sp., Cocconeis, Surirella, Caloneis, Pleurosigma, Dinobryon spp.</i>	25–30
	Zilaļģes	<i>Aphanothece clathrata</i>	10
	Zaļaļģes	<i>Cosmarium, Scenedesmus, Tetraedron, Pediastrum</i>	5
	Zeltaļģes		< 1
20–25 Diatomeju gitija – smilšaina	Augstākie augi		< 1
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieku atliekas	<i>Ostracoda, Cladocera, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrits		10
	Diatomejas	<i>Melosira sp., Fragilaria spp., Navicula, Pinnularia, Cymbella sp., Gomphonema Cocconeis, Surirella, Pleurosigma, Nitzschia</i>	30
	Zilaļģes	<i>Aphanothece clathrata</i>	<1
	Zaļaļģes	<i>Cosmarium</i> <i>Scenedesmus, Pediastrum, Staurastrum</i>	10 <1
	Zeltaļģes		<1
25–30 Diatomeju gitija – smilšaina	Augstākie augi		<1
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieku atliekas	<i>Cladocera, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrits		10
	Diatomejas	<i>Melosira sp., Fragilaria spp., Navicula, Pinnularia, Cymbella sp., Stauroneis, Pleurosigma, Cyclotella</i>	30
	Zilaļģes	<i>Gloeocapsa</i>	< 1
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i> <i>Cosmarium</i> <i>Scenedesmus</i>	5 5 < 1
	Zeltaļģes		< 1
30–35 Diatomeju gitija – smilšaina	Augstākie augi		< 1
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieku atliekas	<i>Cladocera, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrits		10
	Diatomejas	<i>Melosira varians, Fragilaria spp., Navicula, Pinnularia, Cymbella sp., Stauroneis, Pleurosigma, Cyclotella</i>	30
	Zilaļģes	<i>Anabaena</i>	< 1
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i> <i>Cosmarium</i> <i>Scenedesmus</i>	5 < 1 < 1
	Zeltaļģes		< 1

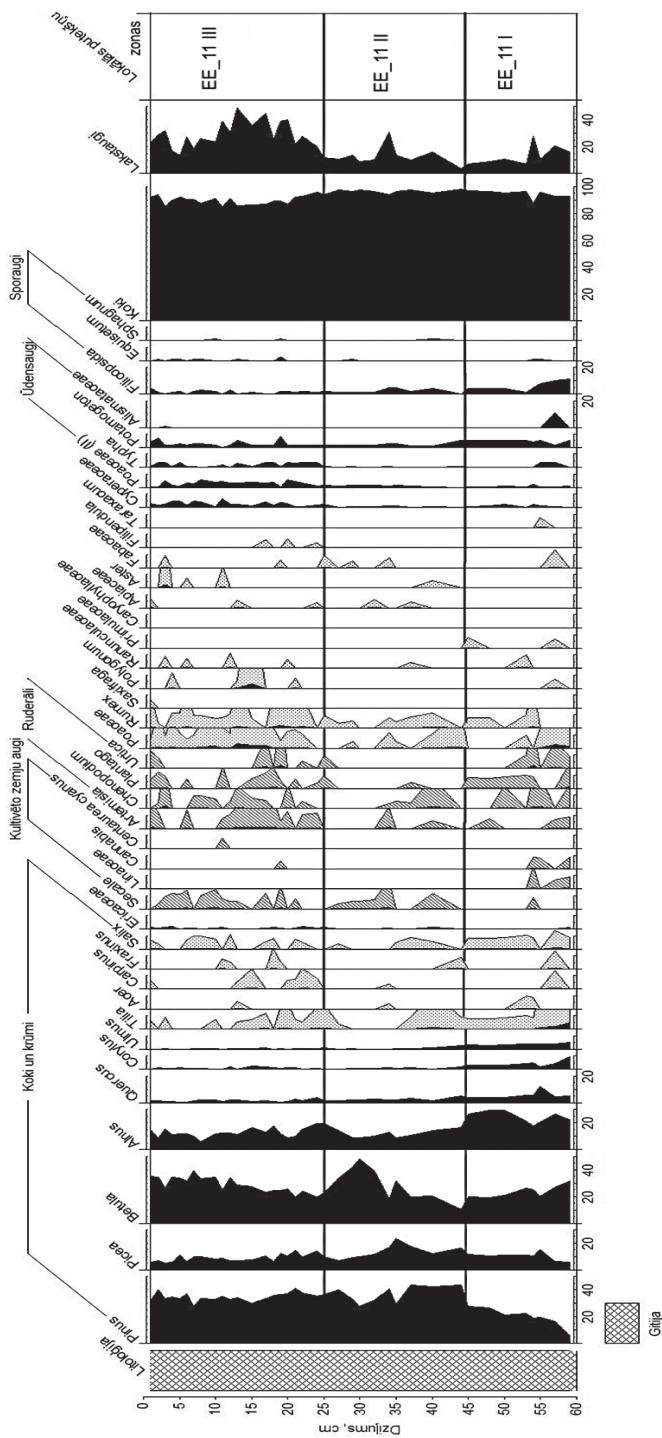
3.2. tabulas turpinājums

Dziļums, cm Nogulumu veids	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
35–40 Diatomeju gitija – smilšaina	Augstākie augi		< 1
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieku atliekas	<i>Cladocera, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrīts		10
	Diatomejas	<i>Melosira varians, Fragilaria spp., Navicula, Pinnularia, Stauroneis, Asterionella formosa, Surirella, Nitzschia, Pleurosigma, Cyclotella</i>	30
	Zilaļģes	<i>Anabaena, Gloeocapsa</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum, Scenedesmus</i>	5
	Zeltaļģes		< 1
40–45 Diatomeju gitija – smilšaina	Augstākie augi		< 1
	Putekšņi, sporas		5–10
	Dzīvnieku atliekas	<i>Cladocera, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrīts		10
	Diatomejas	<i>Melosira varians, Fragilaria spp., Navicula, Pinnularia, Cymbella, Caloneis, Cocconeis, Surirella, Asterionella formosa, Pleurosigma</i>	30
	Zilaļģes	<i>Aphanothece clathrata, Gloeocapsa</i>	< 1
	Zaļaļģes	<i>Cosmarium, Scenedesmus, Pediastrum</i>	5
	Zeltaļģes		< 1
45–50 Diatomeju gitija – smilšaina	Augstākie augi		< 1
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieku atliekas	<i>Cladocera, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrīts		10
	Diatomejas	<i>Melosira varians, Fragilaria spp., Navicula, Pinnularia, Cymbella, Caloneis, Cocconeis, Surirella, Asterionella formosa, Pleurosigma, Cyclotella</i>	30
	Zilaļģes	<i>Gloeocapsa</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Scenedesmus, Pediastrum</i>	5
	Zeltaļģes		< 1

Engures ezerā atrastās epifitona kramaļģes (*Fragilaria* spp., *Cymbella* spp.) liecina, ka ezers ir vāji eitrofs. Arī iepriekš veiktie fitoplanktona pētījumi Engures ezerā liecina par dzidra ūdens ezeru ar vāji izteiktu eitrofikāciju (Spuris, 1960; Druvietis, 1997).

3.1.3. Sporu-putekšņu sastāvs

Putekšņu savstarpējo attiecību izmaiņas, to likņu kāpumi un kritumi Engures ezera sporu-putekšņu diagrammā ļāva nodalīt trīs lokālās putekšņu zonas (3.6. att.).



3.6. attēls. Engures ezera nogulumu (EE_11) sporu-putekšņu sastāva procentuālā diagramma

Figure 3.6. Pollen percentage diagram for sediment core EE_11 in Lake Engure

Analizējot sporu-putekšņu procentuālo diagrammu (3.6. att.), redzams, ka dominējošie ir koku putekšņi, kuru sastāvā virsējos nogulumos (zona EE_11 III) visvairāk ir bērza *Betula*, priedes *Pinus*, alkšņa *Alnus* un egles *Picea* putekšņi. Koku sastāvā mūsdienās dominējošās priedes *Pinus* putekšņu daudzums griezuma apakšējā daļā (zona EE_11 I) ir salīdzinoši neliels (~ 30–15%) un būtiski palielinās tikai griezuma augšējos 45 cm, kad samazinās alkšņa *Alnus* putekšņu īpatsvars. Savukārt dziļākajos ezera nogulumu slāņos (zona EE_11 I) ir lielāks alkšņa *Alnus* un platlapju putekšņu daudzums, tai skaitā ozola *Quercus*, viksnas *Ulmus*, liepas *Tilia*.

Kā cilvēka ietekmes indikatoru var uzskatīt linu *Linum* un rudzu *Secale cereale* putekšņu klātbūtni. Pirmie rudzu putekšņi parādās paraugos, kas ņemti 55 cm dziļumā (zona EE_11 I), bet nepārtrauktu likni veido no 40 cm dziļuma uz griezuma augšu. Tas liecina par rudzu audzēšanu ezera apkārtnē apmēram pēdējos 500 gados, bet to intensīvāka audzēšana sākusies pirms apmēram 200 gadiem. Par to liecina gan lielāks rudzu putekšņu daudzums, gan arī rudzupuķu putekšņu klātbūtne. Tās ir ieviesušās līdz ar rudzu audzēšanas sākumu (Behre, 1986). Linu putekšņi atrasti galvenokārt griezuma apakšējā daļā 57–60 cm dziļumā.

Putekšņu sastāvā ir ievērojams daudzums lakstaugu putekšņu, kuri nogulumos fluktuē, tomēr iezīmējas kopēja tendence palielināties to sugu dažādībai un daudzumam līdz pat 30% griezuma augšējos 25 cm. Tas liecina par daļēji atklātas mozaikveida ainavas veidošanos pirms apmēram 300 gadiem. Šāda tendence raksturīga arī ūdensaugu putekšņu daudzumam, kas netieši norāda uz ūdensaugu sugu un daudzuma palielināšanos ezerā nogulumu uzkrāšanās laikā, un tas, savukārt, liecina par ezera eitifikācijas procesu intensificēšanos. Paraugos konstatētas arī vairākas zaļāļģu *Pediastrum* sugas.

3.1.4. Makroatlīeku sastāvs

Augu makroatlīekas (AMA) labi atspoguļo tieši to augu sastāvu, kas veidojis veģētāciju tai vietā, kur konkrētais nogulumu slānis uzkrājies. Tādējādi tās sniedz liecības par vēsturiskajām vides izmaiņām laika gaitā. Tāpēc lauka darbu laikā paralēli jau iepriekš minētajām analizēm no nogulumiem tika ievākta arī nogulumu serde makroatlīeku analīzei no EE_11 urbuma. No iegūtajiem datiem tika izveidota diagramma (3.7. att.), kur 0 ir ezera nogulumu virsa. Interpretējot datus, tika ņemta vērā arī informācija par agrākajiem Engures ezera veģētācijas pētījumiem (Spuris, 1960; Sabardina, 1968; Auniņš u. c., 2000; Zviedre, 2001; Gavrilova u. c., 2005). Analizējot diagrammu, var konstatēt, ka griezumā ūdensaugu atlīeku daudzums strauji palielinās virsējos 20 cm.

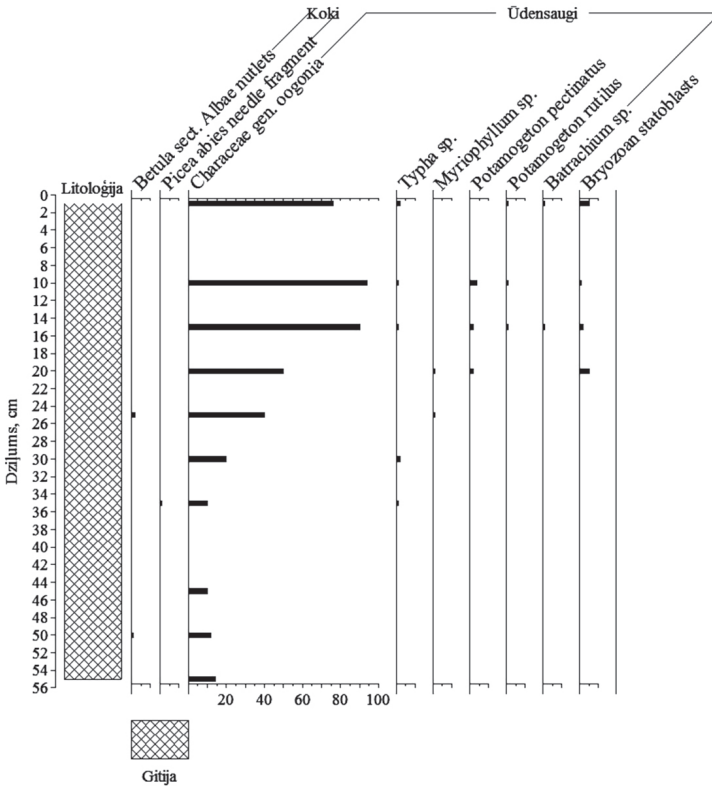
Visā nogulumu profilā dominē mieturāļģu jeb mieturišu oogoniji (3.8. att.), kas ir auga sievišķais gametangijs (Zviedre, Deķere, 2005), kurā attīstās olšūna. Mieturāļģu oogoniju daudzums strauji palielinās intervālā 10–5 cm, sasniedzot pat 95 vienības uz 62 cm³. Mūsdienās ezerā ir konstatētas 10 mieturišu sugas (Grīnberga, Zviedre, 2013).

Vilkvāļītes *Typha* sp. (auglis ar irbuļa palieku) ir sastopamas līdz 35 cm dziļumam intervālā 35–25 cm un 15–1 cm. Vilkvāļītes ir pārmitru vietu lakstaugi, kas ir plaši izplatīti aizaugošos seklūdeņos.

Griezuma virsējos nogulumos (5–20 cm) parādās ķemmveida glīvenes *Potamogeton pectinatus* augļi, kas ir ieapaļi riekstiņi ar grumbuļainu šķautni un īsu knābīti. Suga bieži sastopama jūras piekrastes seklūdeņos, pie kuriem pieskaitāms arī Engures ezers. No

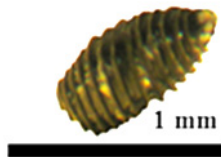
glīveņu sugām augšējos nogulumos (15–1 cm) tika konstatēti arī retās iesārtās glīvenes *Potamogeton rutilus* augļi, kas ir spīdīgi, gludi, sārti brūni riekstiņi ar liektu knābi.

Ezera nogulumu EE_11 urbūmā intervālā 15–1 cm tika atrasti arī ūdensgundegas *Batrachium* sp. riekstiņi. Ūdensgundegu ģints vairākums aug ziemeļu puslodes mērenā un aukstā klimata joslā, sastopama saldūdens ezeros vai lēni tekošos ūdeņos.



3.7. attēls. Engures ezera nogulumu augu makroatlieku sastāvs (EE_11 urbūms)

Figure 3.7. Plant macroremain diagram for the sediments of Lake Engure (core EE_11)



3.8. attēls. Mieturītes oogonijs (Characeae gen.) (EE_11 urbūms)

Figure 3.8. Chara oogonia (Characeae gen.) from core EE_11

Nogulumos atrastas arī halorāgu dzimtas *Haloragaceae* augu makroatlīekas, ko pārstāv daudzlapes *Myriophyllum* auglis – četru riekstiņu skaldauglis, kas tika konstatēts eze-
ra nogulumu intervālā 25–15 cm. Šis ģints pārstāvji raksturīgi saldūdens augu sabiedrībai.

Engures ezera nogulumos tika konstatēti arī bērza *Betula* riekstiņi (24 cm un 50 cm dziļumā) un egles *Picea* skujuas fragments (35 cm dziļumā).

Augu makroatlīeku diagrammā (3.7. att.) var redzēt, ka virsējos nogulumos (20–0 cm dziļumā no nogulumu virsmas) par eutrofikācijas procesu intensificēšanos, ko izraisījusi cilvēka darbības ietekme, liecina to ūdensaugu sēklu dažādības un daudzuma palielināšanās, kam patiek sekla un barības vielām bagāta ūdenstilpe.

3.1.5. Metālu sastāvs

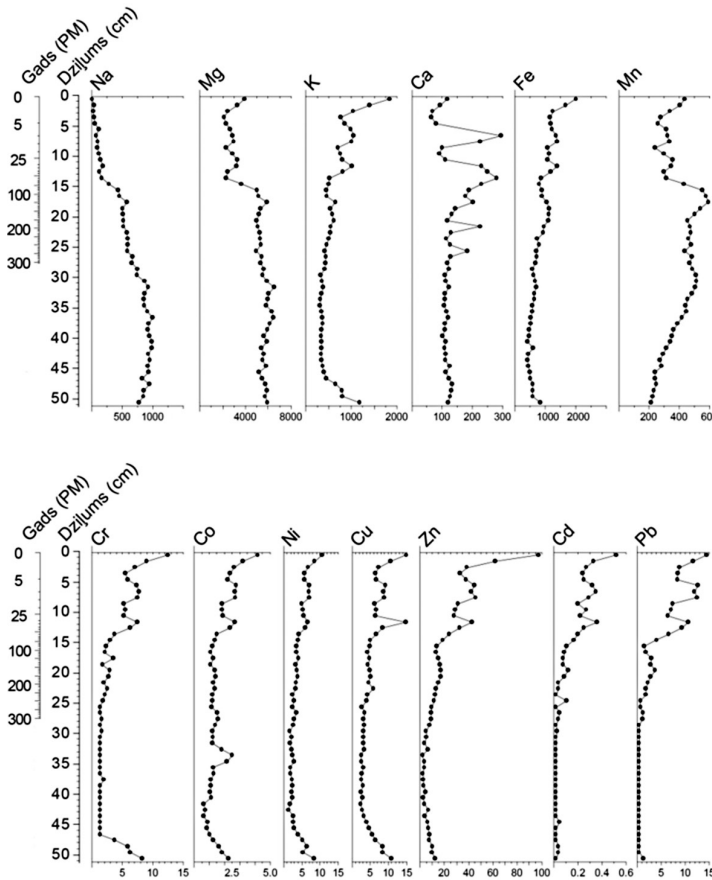
Nogulumi, uzkrājoties ūdens vidē, darbojas kā nozīmīgākais metālu uzkrājējs (Caccia et al., 2003) un arī kā avots piesārņojuma identificēšanai (Adams et al., 1992; Burton, Scott, 1992). Ezera ūdens hidroķīmiskajam sastāvam ir raksturīga vidēja mineralizācijas pakāpe, un tajā dominē HCO_3^- , Ca^{+2} un Mg^{+2} joni. Hidrogēnkarbonātu koncentrācija veido līdz 60–70% no tādu jonu daudzuma, kuri raksturo kopējo mineralizāciju.

Ķīmiskās analīzes gaitā noteikti 13 ķīmiskie elementi, kas pēc to vidējām absolūtajām koncentrācijām virsējos ezera nogulumos (15–0 cm) sakārtojās šādā rindā: $\text{Ca} > \text{Fe} > \text{Mg} > \text{K} > \text{Na} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Cd}$. Savukārt griezumā zemākajā intervālā (50–15 cm) elementi veido šādu rindu: $\text{Ca} > \text{Fe} > \text{K} > \text{Na} > \text{Mg} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Co} > \text{Pb} > \text{Cd}$. Vietu koncentrāciju sadalījumu rindā mainījuši Mg, K, Na, Pb, Cu, Cr, Ni un Co. Abos absolūto vērtību sadalījuma gadījumos dominē Ca un Fe saturs nogulumos. Ca daudzumu nogulumos ietekmē ezerā ieplūstošie virszemes ūdeņi un grunts-
ūdeņu pieplūde, kā arī parasti tas ir cieši saistīts ar augu augšanas procesiem. Kaut arī speciālajā literatūrā tiek minēts, ka Ca joni sorbējas uz dzelzs oksīda kompleksu virsmām (Syrovetnik et al., 2007), tomēr Fe un Ca savstarpējā korelācija Engures ezera nogulumos nav novērota.

Metālu sastāva diagramma (3.9. att.) uzrāda elementu koncentrācijas strauju pieaugumu virsējos 15 cm, izņemot Na un Mg, kuru saturs samazinās (2819–46 un 3631–2440 mg/kg). Vislielākās fluktuācijas ir vērojamas Ca no 26 cm dziļuma līdz mūsdienām. No 50 līdz 26 cm Ca bija robežās no 10797 līdz 13266 (vid. 11625) mg/kg, bet pēc tam tas svārstās robežās no 6403 līdz 29353 mg/kg. Šādas Ca koncentrācijas svārstības pēdējos 300 gados, iespējams, ir saistītas ar ūdens līmeņa svārstībām Engures ezerā. Līdzīgas tendences savā pētījumā par purvu ūdens līmeņu svārstībām ir novērojusi A. V. H. Damane (Damman, 1978) un I. Silamiķele (Silamiķele, 2010).

Cr, Co, Ni un Cu mērījumu rezultāti parāda elementu koncentrācijas palielināšanos virsējos 20 cm (3.9. att.). Neskatoties uz to, koncentrāciju pieaugums fluktuē visiem šiem ķīmiskajiem elementiem ar līdzīgu tendenci. Cr koncentrācijas pieaugums nogulumos pārsvarā ir saistīts ar industriālo darbību (Nikodemus et al., 2004).

Palielināta smago metālu koncentrācija visbiežāk konstatējama nogulumos, kurus ir ietekmējis industrializācijas un urbanizācijas radītais piesārņojums (Allen, Rae, 1986; Barcellos et al., 1991; Lottermoser, 1998; Gallasso et al., 2000; Manta et al., 2002; Feng et al., 2004; Pekey, 2006).



3.9. attēls. Engures ezera EE_11 urbuma nogulumu metālu sastāvs (Kļaviņš et al., 2012)

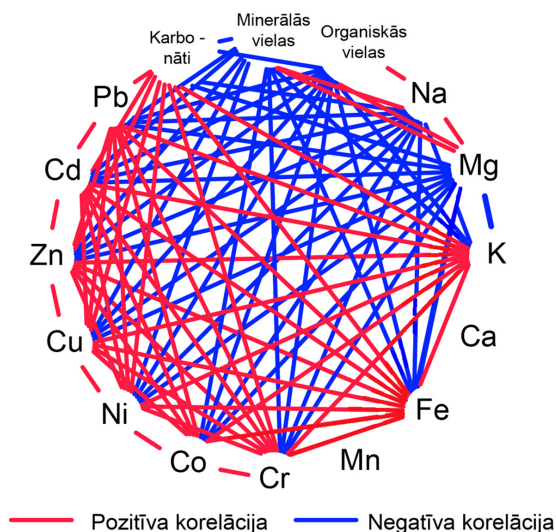
Figure 3.9. Metal composition diagram for the sediments of Lake Engure core EE_11 (Kļaviņš et al., 2012)

Pētījumā konstatēts, ka griezumā EE_11 nogulumos Fe koncentrācijai ir tendence pieaugt no 6000 mg/kg 30 cm dziļumā līdz 20000 mg/kg 1 cm dziļumā. Savukārt Mn koncentrācija nogulumos rāda nevienmērīgu uzkrāšanos ar tendenci saturam palielināties no 50–15 cm (196–553 mg/kg) dziļuma, savukārt no 15–4 cm koncentrācijas strauji samazinās (līdz ~ 300 mg/kg) un tad virsējos 4 cm atkal pieaug virs 400 mg/kg (3.9. att.).

Engures ezera nogulumos, tāpat kā I. Silamiķeles (Silamiķele, 2010) pētījumā par ķīmisko elementu akumulācijas raksturu augsto purvu kūdrā, vertikālais sadalījums uzrāda ciešu sakarību starp Fe un Zn.

Lai noskaidrotu, kuri elementi savā starpā korelē un kas šīs kopsakarības nosaka, EE_11 urbuma nogulumos tika veikta metālu sastāva un karsēšanas zudumu (turpmāk tekstā LOI) analīžu rezultātu statistiskā korelācija. Korelētais apjoms ir 50 paraugi, tad attiecīgi statistiski nozīmīgs rezultāts ir $|r| \geq 0,364$ (Liepa, 1974). Korelācija parādīja pozitīvas saites starp Pb-Cd-Zn-Cu-Ni-Co-Cr-Fe-K-karbonātiskām vielām (turpmāk tekstā

KV). Visiem šiem elementiem ir negatīva korelācija ar minerālajām vielām (MV), organiskajām vielām (OV), Na un Mg. Pozitīva korelācijas saite starp Na un Mg ($r = 0,926$) norāda uz to, ka šie elementi saistīti ar jūras ūdens ieplūdi ezerā (Berg et al., 1996). Ca un Mg nav korelācijas ar citiem elementiem (3.10. att.).



3.10. attēls. Engures ezera (EE_11) nogulumu metālu un LOI statistiskā korelācija ($p > 0,01$)

Figure 3.10. Major elements and heavy metals statistically significant element correlations ($p > 0,01$) in Engure sediments

Lai varētu precīzāk raksturot nogulumu sastāvu, darba autore izmantoja rentgena metodi LLU Veterinārmedicīnas fakultātes Klīniskajā institūtā, Radioloģijas laboratorijā. Iegūtie rezultāti tika prezentēti 12. paleolimnoloģijas simpozijā Glāzgovā (Pujāte et al., 2012c), un tie sniedza detālāku informāciju par nogulumu blīvumu un konsistenci. Novērotās blīvuma izmaiņas ļāva labāk izprast lielāku metālu koncentrāciju veidošanos blīvākos nogulumos (Kļaviņš et al., 2011), kā arī atpazīt antropogēno ietekmi augšējā nogulumu slāņā (15–0 cm) veidošanās laikā, kur, neskatoties uz nogulumu blīvuma samazināšanos, palielinās metālu koncentrācijas, it sevišķi nogulumos, kas uzkrājušies pēdējos 80 gados (3.9. att.).

3.1.6. Nogulumu magnētiskais jutīgums

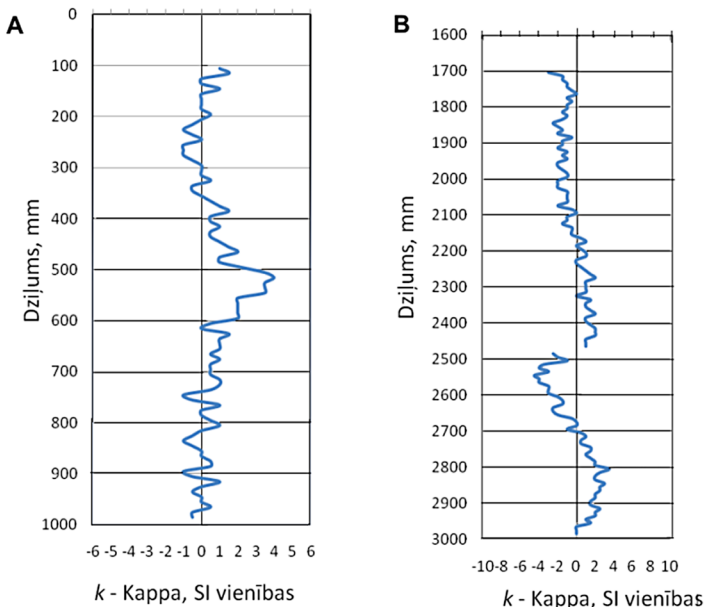
Tallinas Tehnoloģiju universitātes Ģeoloģijas institūta laboratorijā divu urbumu (EE_12 un EE_2) nogulumiem tika noteikts magnētiskais jutīgums, kas uzrāda nogulumu uzkrāšanās apstākļu izmaiņas. Piemēram, magnētiskais jutīgums var atspoguļot tādas sedimentācijas apstākļu izmaiņas ezerā kā ūdens līmeņa svārstības vai klimatiskās izmaiņas, antropogēnā ietekme un/vai aktivitāte, augsnes erozija u. c.

Engures ezera nogulumu uzrādīja zemas, ļoti zemas un pat negatīvas k (Kappa) vērtības, kas ļauj secināt, ka abu analizēto griezumu EE_12 un EE_2 (3.11. att.) nogulumu

sastāvā galvenokārt dominē diamagnētiskās grupas pārstāvji, kas ietver ūdeni, kvarcu, kalcija karbonātus un organiskās izcelsmes materiālu (Bartington Instruments Limited, 1993). Izņēmums ir EE_12 urbuma nogulumu intervāls no 60 līdz 50 cm, kam raksturīgs zems, bet nedaudz augstāks magnētisms, kas, savukārt, raksturīgs paramagnētiskajai grupai, ko pārstāv daudzi dzelzi saturoši minerāli un sāļi, biotīts, olivīns un pirīts.

Engures ezera aizaugušā liča 90 cm gara noguluma (EE_12) magnētiskā jutīguma rezultāti uzrāda ļoti mazas svārstības (3.11. att. A). Turklāt augšējos 10 cm veidoja ūdens un veģetācija, kam netika veikti mērījumi. Iegūtie rezultāti pārsvarā uzrāda vērtības ar mīnus zīmi. Zemie jutīguma liknes rādījumi (-4 k) ir atbilstoši organogēniem nogulumiem, jo kūdrā un kūdrainā gītijā parasti ir neliels magnētisko minerālu piejaukums (Oldfield et al., 1979).

Engures ezera EE_2 urbuma nogulumu magnētiskā jutīguma dati uzrāda vēl mazākas svārstības nekā EE_12 urbuma nogulumiem (4.11. att. B). Mērījumu rezultātu likne 2,5 m dziļumā uzrāda pārrāvumu, kas, iespējams, saistīts ar nogulumu monolītu savienojanu. Arī šī griezumā magnētiskā jutīguma rezultāti rāda negatīvas vērtības, kas varētu liecināt par karbonātiem nogulumiem šajos intervālos. Taču griezumā apakšējā daļā vērojams tieši pretējs rezultāts, jo palielinās gan magnētiskā jutīguma vērtības, sasniedzot 4 k , gan arī karbonātisko vielu daudzums, kas ir viens no lielākajiem (10%) visā analizētajā intervālā.



3.11. attēls. Nogulumu magnētiskā jutīguma analīzes rezultāti EE_12 urbuma griezumam – A; EE_2 urbuma griezumam – B

Figure 3.11. Results of magnetic susceptibility from sediment core EE_12 – A; core EE_2 – B

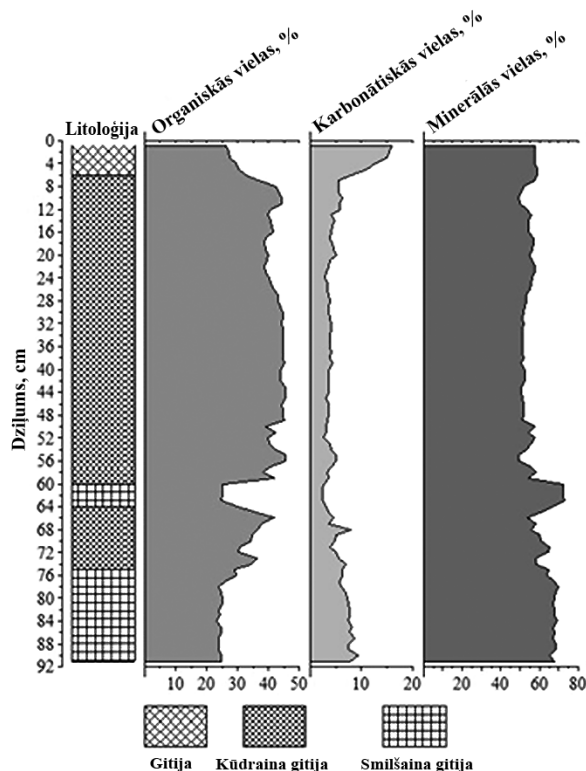
Analizējot Engures ezera nogulumu magnētiskā jutīguma rezultātus, tika konstatēts, ka nogulumu sastāvā ir neliels magnētisko minerālu piejaukums, tādēļ šīs analīzes lietošana ne vienmēr ļauj noteikt ezera nogulumu sastāva izmaiņu raksturu un tā netika veikta citos ezeru nogulumu pētījumos, kas apskatīti šai promocijas darbā.

3.2. Babītes ezera nogulumi

Babītes ezera nogulumi tika pētīti, lietojot karsēšanas zudumu, augu makroatlīku, sporu-putekšņu, metālu un ezera nogulumu bioloģiskā sastāva analīzes.

3.2.1. Nogulumu sastāvs

Iegūtie karsēšanas zudumu analīzes rezultāti uzrāda vairākas izteiktas izmaiņas nogulumu sastāvā (3.12. att.).



3.12. attēls. Babītes ezera BE_2 urbuma nogulumos noteiktais organisko vielu saturs, karbonātisko vielu un minerālo vielu daudzums

Figure 3.12. Content of organic, carbonatic and mineral matter from Lake Babite sediments (core LE_2)

BE_2 urbuma nogulumu karsēšanas zudumu diagramma uzrāda organisko vielu kāpumu no 70 cm atzīmes (~ 20,6 līdz 36%), bet dziļuma intervālā 63–62 cm likne nedaudz kritas un tad atkal kāpj (3.12. att.). Šādas krasas izmaiņas visdrīzāk ir saistītas ar antropogēno darbību, iespējams, ar ezera ūdens līmeņa regulēšanu, kas Babītes ezerā ir notikušas vairākkārt.

Karbonātisko vielu daudzums Babītes ezera analizētajā nogulumu griezumā ir salīdzinoši stabils. Izmaiņas ir vērojamas 70 cm dziļumā, kad karbonātisko vielu uzkrāšanās ezera nogulumos samazinās (no 9,2 līdz 6,2%) un ievērojami palielinās tikai griezuma augšējos 7 cm.

Līdz 77 cm dziļumam uzkrājās nogulumi, kuru sastāvā ir 70% minerālo vielu, bet virzienā uz augšu to daudzums samazinās līdz ~ 54% pie 66 cm atzīmes. Tajā pašā laikā organisko vielu procentuālais daudzums nogulumu sastāvā līdz 77 cm dziļumam uzrāda vidēji 24%, bet pēc tam pieaug līdz 41%. Tad atkal ezera nogulumu uzkrāšanās gaitā ir vērojamas straujas izmaiņas, kas saistās ar organisko vielu daudzuma samazināšanos un minerālo vielu daudzuma palielināšanos un kas sasniedz savu maksimumu (72%, 63–60 cm intervāls) un tad atkal kritas līdz 54%. No 59 cm Babītes ezera nogulumu dziļuma uz augšu ir vērojamas nelielas fluktuācijas, kas būtiski samazinās, sākot no 49 cm dziļuma. Augstāk griezumā nogulumi atspoguļo vienmērīgu uzkrāšanos ezerā līdz 29 cm dziļumam. Šajā dziļumā ezerā sāka ieplūst nedaudz vairāk minerālvielu daļiņu. Nākamās izmaiņas ezera nogulumu sastāvā atspoguļo minerālo vielu nelielu kritumu (vid. no 54 līdz 50%) un atbilstoši organisko vielu daudzuma kāpumu (vid. no 40 līdz 44%) dziļuma intervālā 11–7 cm.

Babītes ezera virsējo nogulumu intervālā 7–0 cm parādās izmaiņas, kādas netika novērotas šajā griezumā zemāk, kur karbonātisko vielu procentuālais daudzums ezera nogulumos mainās vidēji no 4 līdz 15%. Minerālvielu daudzums virsējos 7 cm ir nemainīgs – 57%, bet organisko vielu daudzums strauji samazinās, palielinoties karbonātisko vielu īpatsvaram nogulumu sastāvā.

3.2.2. Nogulumu bioloģiskais sastāvs

Babītes ezera BE_1 urbuma nogulumu profilam ir analizēts ezera nogulumu bioloģiskais sastāvs, kas atspoguļots 3.3. tabulā. Analizētie paraugi uzrāda kūdrainus nogulumus. Bioloģiskā sastāva analīzes rezultāti tāpat kā augu makroatlīeku diagramma uzrāda līdzīgu ainu – grīšļu atliekas ir virsējos 40 cm. Tā kā augu atliekas bija pietiekoši labi saglabājušās, varēja identificēt pūkaugļu grīslī *Carex lasiocarpa* un divputekšņlapu grīslī *Carex teretiuscula* (sin. *C. diandra*). Šīs abas grīšļu sugas liecina par pārmitrēm apstākļiem. Iespējams, tās sākušas augt līdz ar ezera ūdens līmeņa izmaiņām ezerā, jo grīšļi ir mitru vietu lakstaugi, kam ziedkopas neveidojas zem ūdens. *Carex teretiuscula* ir plaši izplatīta suga visā Eiropā un visbiežāk atrodama kūdrājos, sākot no nabadzīgiem līdz ļoti bagātiem zemajiem purviem (Wheeler, 1980; Glaser, 1992), it sevišķi ziemeļu platuma grādos, jo tai patīk vēsāks un mitrāks klimats (Gage, Cooper, 2006).

Ūdens režīms (ūdens dziļums, plūdu biežums) ir galvenais faktors, kas nosaka augu sugu sadalījumu mitrājā. Mitrājos grīšļi *Carex* var veidot monodominantas audzes. Bet tāpat arī šīs grīšļu sugas var veidot biezus peldošos pakļājus, kur tam ir piemēroti apstākļi (pasargāti no viļņu darbības). Tādējādi pūkaugļu grīslis *Carex lasiocarpa* var veidot

atšķirīgu augu sabiedrību gar ezera krastu (Lou, Zhao, 2008). Šīs sugas atlieku klātbūtne tiek uzskatīta arī par indikatoraugu mitrāju identificēšanai. No grīšļiem nogulumu intervālā 75–70 cm tika konstatēta cita grīšļu suga – augstais grīslis *Carex elata*.

Babītes ezera nogulumu bioloģiskā analīze (3.3. tab.) labi atspoguļo parastās niedres *Phragmites australis* klātbūtni nogulumos (40–0 cm dziļumā). To neuzrādīja augu makro-atlieku analīze. Tātad var secināt, ka ir nepieciešamas dažādas metodes, lai identificētu paleovides izmaiņas. Parastā niedre *Phragmites australis* ir ļoti produktīva un plaši izplatīta kosmopolitiska suga, kas daļēji aug ūdenī (Burian, Sieghardt, 1979; Gessner, 2000; Asaeda et al., 2002). Lielākā daļa niedru biomasas kļūst par detrita daļu (Polunin, 1984). Detalizēti pētījumi par niedres ilgtermiņa sadalīšanās procesiem nogulumos liecina par niedru audžu ievērojamo nozīmi litorāles slāpekļa aprītē (Asaeda et al., 2002; Longhi et al., 2008).

Viršējos nogulumos līdz 30 cm dziļumam tika konstatēti arī parastā elša *Stratiotes aloides* auga fragmenti (lapu „zobiņi”), kas var liecināt par eitrofiem vides apstākļiem. Bet jāņem vērā, ka šī suga ir izplatīta visā Eiropas teritorijā un zinātniskajā literatūrā tiek minēts, ka tā jau trīs gadsimtus tiek plaši lietota kā dekoratīvs augs, kas ir veicinājis šī auga savairošanos un izplatību (Cook, Urrni-Konig, 1983; Preston, Croft, 1997).

Nogulumu bioloģiskā sastāva analīze (3.3. tab.) visā griezumā uzrādīja lielu skaitu priedes *Pinus* atlieku daudzumu, bet izteikta koku dominance bija nogulumu apakšējā slānī, kur 290–285 cm dziļumā tās veidoja 100% no augu sastāva paraugā.

Nogulumu intervālā 15–0 cm ūdensrožu dzimtas *Nymphaeaceae* augu atliekas bija 10%, 20–15 cm – 15%, 80–20 cm dziļumā vidēji 30%. No ūdensaugu atliekām tika konstatēti arī mieturalģu jeb mieturišu oogoniji (250–155 un 40–10 cm).

Analizējot nogulumu paraugus no Babītes ezera BE_1 urbuma, tika konstatētas arī vilkvālišu ģints augu atliekas. Zināms, ka mūsdienās ezerā aug šaurlapu vilkvālte *Typha angustifolia*, bet ir sastopama arī platlapu vilkvālte *Typha latifolia* (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment, 2009). Dažos nogulumu slāņos (160–80, 45–40 cm) tika konstatētas arī diatomejas – *Melosira* sp. un *Cyclotella* sp. Gandrīz visā ezera nogulumu profilā tika atrasti arī hipnu sūnu fragmenti (245–0 cm).

3.3. tabula

Babītes ezera BE_1 urbuma nogulumu bioloģiskais sastāvs

Table 3.3.

Biological composition of Lake Babīte sediments (BE_1)

Dziļums, cm Nogulumu veids	Sadalīšanās pakāpe,%	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
0-5 Nekonsolidējusies kūdraina gitija		<i>Pinus</i>	15	*Ar koku-zāļu fragmentiem
		Lapu koki	10	
		<i>Carex lasiocarpa</i>	10	* sastopami arī <i>Stratiotes</i> lapu “zobiņi”
		<i>C. teretiuscula</i>	5	
		<i>Phragmites</i>	10	
		<i>Typha</i>	15	
		<i>Menyanthes</i>	15	
		<i>Nymphaeaceae</i>	10	
		Hipnu sūnas	10	

3.3. tabulas turpinājums

Dziļums, cm Nogulumu veids	Sadališanās pakāpe,%	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%	
10–15 Kūdraina gitija		<i>Pinus</i> } Lapu koki } 15 <i>Carex lasiocarpa</i> 10 <i>C. teretiuscula</i> 10 <i>Phragmites</i> 10 <i>Typha</i> 20 <i>Menyanthes</i> 15 <i>Nymphaeaceae</i> 10 Hipnu sūnas 10	* Ar koku-zāļu fragmentiem * sastopami arī <i>Stratiotes</i> lapu “zobiņi”, <i>Charophyta</i> oogoniji
15–20 Kūdraina gitija		<i>Pinus</i> } Lapu koki } 15 <i>Carex lasiocarpa</i> 10 <i>C. teretiuscula</i> 10 <i>Phragmites</i> 10 <i>Typha</i> 20 <i>Menyanthes</i> 10 <i>Nymphaeaceae</i> 15 Hipnu sūnas 10	Ar koku-zāļu fragmentiem * sastopami arī <i>Stratiotes</i> lapu “zobiņi”, <i>Charophyta</i> oogoniji
20–25 Kūdraina gitija		<i>Pinus</i> } Lapu koki } 15 <i>Carex lasiocarpa</i> 5 <i>C. teretiuscula</i> 5 <i>Phragmites</i> 10 <i>Typha</i> 20 <i>Menyanthes</i> 10 <i>Nymphaeaceae</i> 20 Hipnu sūnas 15	Ar koku-zāļu fragmentiem * sastopami arī <i>Stratiotes</i> lapu “zobiņi”, <i>Charophyta</i> oogoniji
30–35 Kūdraina gitija		<i>Pinus</i> } Lapu koki } 15 <i>Carex lasiocarpa</i> 5 <i>C. teretiuscula</i> 5 <i>Phragmites</i> 10 <i>Typha</i> 15 <i>Menyanthes</i> 10 <i>Scheuchzeria</i> 10 <i>Nymphaeaceae</i> 20 Hipnu sūnas 10	Ar koku-zāļu fragmentiem * sastopami arī <i>Charophyta</i> oogoniji
40–45 Kūdraina gitija ar smilts piemaisījumu		<i>Pinus</i> } Lapu koki } 10 <i>Menyanthes</i> 20 <i>Typha</i> 25 <i>Nymphaeaceae</i> 25 <i>Scheuchzeria</i> 10 Hipnu sūnas 10	Ar koku-zāļu fragmentiem * nedaudz diatomeju – <i>Melosira</i> , <i>Cyclotella</i> * no dzīvniekiem – <i>Spongiae</i> spikulas

3.3. tabulas turpinājums

Dziļums, cm Nogulumu veids	Sadalīšanās pakāpe,%	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%	
50–55 Kūdraina gitija ar smilts piemaisījumu		<i>Pinus</i> 10 <i>Menyanthes</i> 10 <i>Typha</i> 35 <i>Nymphaeaceae</i> 30 <i>Scheuchzeria</i> 10 Hipnu sūnas 5	Ar koku-zāļu fragmentiem
60–65 Kūdraina gitija ar smilts piemaisījumu		<i>Pinus</i> 15 <i>Carex elata</i> 5 <i>Typha</i> 35 <i>Nymphaeaceae</i> 30 <i>Scheuchzeria</i> 10 Hipnu sūnas 5	Ar koku-zāļu fragmentiem
70–75 Kūdraina gitija ar smilts piemaisījumu		<i>Pinus</i> 20 <i>Carex elata</i> 1 <i>Typha</i> 35 <i>Nymphaeaceae</i> 35 <i>Scheuchzeria</i> 10 Hipnu sūnas 1	Ar koku-zāļu fragmentiem
80–85 Organogēni- smilšaina gitija		Augu atliekas <i>Pinus</i> <i>Typha</i> <i>Nymphaeaceae</i> <i>Phragmites</i> <i>Scirpus</i> Hipnu sūnas	Smilts graudiņu vairāk nekā organisko atlieku * nedaudz diatomeju – <i>Melosira</i> , <i>Cyclotella</i> no dzīvniekiem – <i>Spongiae</i> spikulas, <i>Rhizopoda</i> Daudz melnu punktiņu – Fe sulfīdi
95–100 Kūdraina gitija ar smilts piemaisījumu		<i>Pinus</i> 35 <i>Typha</i> 15 <i>Nymphaeaceae</i> 20 <i>Phragmites</i> 15 <i>Scirpus</i> 10 Hipnu sūnas 5	Ar koku -zāļu fragmentiem * samērā daudz <i>Pinus</i> putekšņu * nedaudz diatomeju – <i>Melosira</i> , <i>Cyclotella</i> * no dzīvniekiem – <i>Spongiae</i> spikulas <i>Rhizopoda</i> * Daudz melnu punktiņu – Fe sulfīdi
155–160 Kūdraina gitija ar smilts piemaisījumu		<i>Pinus</i> } Lapu koki } 45 <i>Sph. teres</i> 15 <i>Typha</i> 10 <i>Scirpus</i> 10 <i>Dryopteris</i> 15 Hipnu sūnas 5	Ar koku fragmentiem * nedaudz diatomeju – <i>Melosira</i> , <i>Cyclotella</i> * sastopami arī <i>Charophyta</i> oogoniji *no dzīvniekiem – <i>Spongiae</i> spikulas

Dziļums, cm Nogulumu veids	Sadalīšanās pakāpe,%	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%	
225–230 Zemā tipa koku kūdra ar smilts piemaisījumu	50	<i>Pinus</i> 60 <i>Typha</i> 15 <i>Dryopteris (traheīdas)</i> 20 Hipnu sūnas 5	* sastopami arī <i>Charophyta</i> oogoniji
245–250 Kūdraina gitija ar smilts piemaisījumu		<i>Pinus</i> 65 <i>Typha</i> 10 <i>Nymphaeaceae</i> 10 <i>Dryopteris</i> 10 <i>Scirpus</i> 5	Ar koku fragmentiem * sastopami arī <i>Charophyta</i> oogoniji
285–290 Koku kūdra	54	Koksnes atliekas ~ 100 (priede?)	Koku kūdra Ļoti smalki koksnes fragmenti

3.2.3. Sporu-putekšņu sastāvs

Izmantojot Babītes ezera BE_6 urbuma nogulumu sporu-putekšņu analīzes rezultātus, sastādīta procentuālā diagramma, kurā izmaiņas sporu-putekšņu spektros ļauj nodalīt 6 lokālās putekšņu zonas BE I–BE VI, kas atspoguļo veģetācijas sastāva izmaiņas Babītes ezera apkārtnē tā attīstības laikā (3.13. att.).

Putekšņu zona BE I nodalīta nogulumu griezumā apakšējā daļā dziļuma intervālā 3–2,7 m, kuru veido smilšaina gitija. Zonas intervālā putekšņu sastāvā dominē priedes *Pinus* putekšņi, kas liecina par plašu priežu izplatību ezera apkārtnē. Turklāt jāatzīmē salīdzinoši augsta egles *Picea* putekšņu liknes pozīcija diagrammā, kas norāda uz ievērojamu egļu klātbūtni Babītes apkārtnes mežos. Bērzu *Betula* un alksņu *Alnus* putekšņu daudzums mainās robežās 20–10% gan šajā zonā, gan arī griezumā diagrammās kopumā. Tas liecina par to nelielu izplatību mežu sastāvā visā Babītes ezera attīstības gaitā. Jāatzīmē arī lazdas *Corylus* un kārķa *Salix* putekšņu klātbūtne, kas diagrammā veido nepārtrauktas liknes. Šai zonā konstatētas arī platlapju (vīksnas *Ulmus*, liepas *Tilia* un ozola *Quercus*) empīriskās robežas. Šāds putekšņu sastāvs norāda uz to, ka reģionā dominē skujkoku meži ar zināmu šaurlapju piejaukumu, ko ar zināmiem pieņēmumiem varētu korelēt ar boreāla laika veģetāciju (BO).

Griezumā diagrammā augstāk – intervālā 2,7–2 m, ko veido pelēcīgi zaļgana gitija, nodalīta putekšņu zona BE II jeb *Ulmus-Tilia-Quercus-Corylus* putekšņu zona, kurai raksturīgs tas, ka samērā augstā *Pinus* un *Picea* likņu stāvoklī savas maksimālās vērtības sasniedz *Ulmus*, *Tilia*, *Quercus* un *Corylus*, kā arī parādās skābardis *Carpinus*. Jāatzīmē oša *Fraxinus* klātbūtne zonas apakšējā daļā. Augšējā daļā pieaug graudzāles un grīšļu dzimtas, kā arī ūdensaugu putekšņu īpatsvars. Kopumā šāds putekšņu sastāvs ļauj nodalīt *Ulmus-Tilia-Quercus-Corylus* putekšņu zonu. Zonas spektri norāda uz veģetāciju, kas raksturīga klimatiskā optimuma pirmajai pusei (AT1).

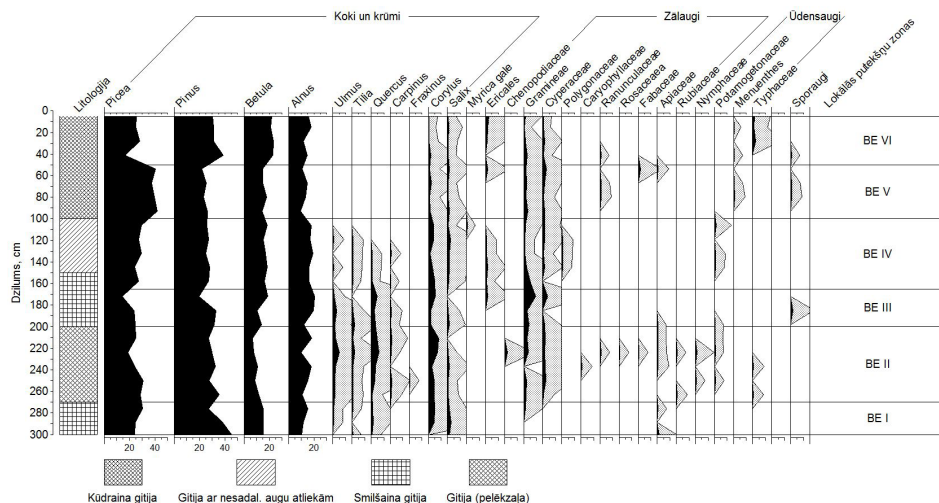
BE III jeb *Quercus-Alnus-Betula* putekšņu zona nodalīta griezumā augstāk (2–1,6 m intervālā), kuru veido smilšaina gitija. Diagrammā joprojām ir vērojams samērā augsts platlapju, it īpaši ozolu, putekšņu likņu stāvoklis, bet nedaudz samazinās lazdas putekšņu daudzums un pieaug alksņu un bērzu putekšņu īpatsvars, kā arī graudzāļu Poaceae putekšņu daudzums. Sporaugi pārstāvēti galvenokārt ar saldsaknišu dzimtu Polypodiaceae

un kosām *Equisetum*. Šāds putekšņu sastāvs var tikt attiecināts uz klimatiskā optimuma (atlantiskā laika) beigu daļu (AT2), kad citi platlapji jau samazinās, bet vēl joprojām augsta ir ozola putekšņu likne.

BE IV jeb *Picea-Betula-Alnus* putekšņu zona nodalīta griezuma diagrammas intervālā 1,65–1 m, ko apakšējā daļā veido smilšaina gitija, bet vidus un augšējo daļu veido gitija ar nesadalījušos augu atliekām. Diagrammā vērojama platlapju putekšņu samazināšanās un izzušana. Palielinās skujkoku un šaurlapju koku putekšņu daudzums. Kopumā šāds putekšņu sastāvs raksturīgs veģetācijai pēc klimatiskā optimuma jeb vēlā holocēna sākumā, kad *Picea*, *Pinus*, *Alnus* un *Betula* ir apmēram vienādās proporcijās, bet platlapju ir maz.

BE V jeb *Picea* putekšņu zona nodalīta griezuma diagrammas intervālā 1–0,5 m, ko veido pelēkzaļa gitija, *Picea* putekšņu likne uzrāda maksimālo kāpumu.

BE VI jeb *Pinus-Betula* putekšņu zona nodalīta griezuma putekšņu diagrammas augšējā intervālā 0,5–0 m, ko veido pelēkzaļa gitija, kuru putekšņu sastāvam ir raksturīga *Pinus* un *Betula* īpatsvara palielināšanās, kas kopumā raksturīgs vēlā holocēna beigu posmam.



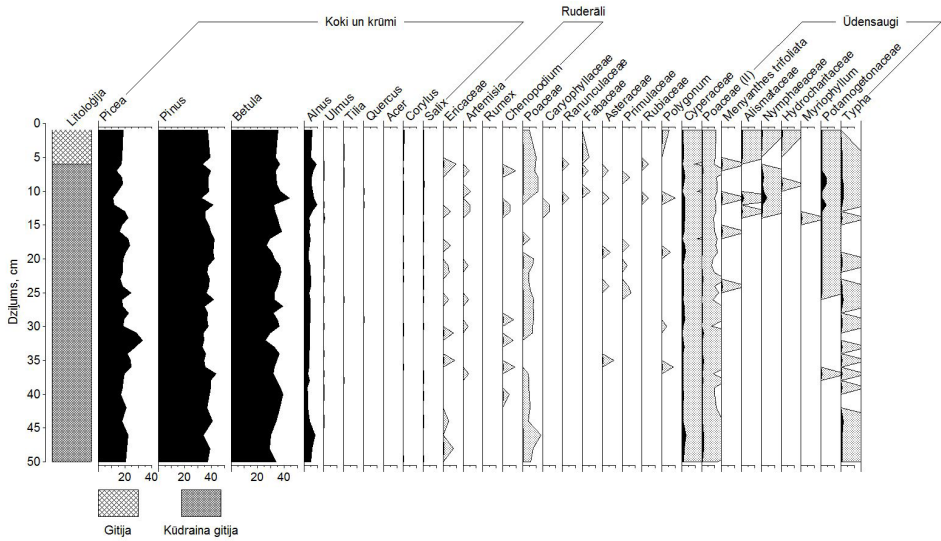
3.13. attēls. Babītes ezera nogulumu sporu-putekšņu procentuālā diagramma (BE_6 urbums)

Figure 3.13. Pollen diagram from Lake Babite sediments (core BE_6)

BE_6 urbuma putekšņu procentuālā diagramma norāda uz analizēto nogulumu veidošanās sākumu agrā holocēna beigu posmā, kad ezera apkārtnē dominēja skujkoku meži ar platlapju piejaukumu. Šai laikā uzkrājās smilšaina gitija, ko pārsedz pelēkzaļa gitija, kas, pēc putekšņu analīzes datiem, veidojusies holocēna klimatiskā optimuma laikā jeb vidējā holocēnā, bet to savukārt pārklāj gitija ar atsevišķām nesadalījušos augu atliekām, un tā uzkrājusies vēlā holocēna sākumā. Ezera nogulumu pati augšējā daļa veidojusies vēlā holocēna beigu posmā, par to liecina samērā augstais *Pinus* putekšņu liknes stāvoklis diagrammā.

Babītes ezera vidusdaļā tika veikts urbums BE_2 (2.3. att.), kurā sporu-putekšņu analīzei tika paņemti augšējā slāņa (50–0 cm) nogulumi. Analīzei tika sagatavoti paraugi

intervālā ik pa 1–2 cm, lai iegūtu priekšstatu par veģetācijas izmaiņām pēdējo gadsimtu laikā teritorijā ap ezeru. Pēc analīzes rezultātiem izveidotajā putekšņu diagrammā (3.14. att.) virsējo nogulumu griezumā koku putekšņu sastāva izmaiņām un putekšņu likņu kāpumiem un kritumiem neiezīmējas būtiskas atšķirības, tāpēc netika nodalītas lokālās putekšņu zonas. Bet pēc lakstaugu sastāva iezīmējas zona no 36 līdz 6 cm, kur to taksonu skaits un dažādība ir vislielākā. Šajā laikā arī parādās lazdas *Corylus* putekšņi, bet visvairāk to ir virsējos 6 cm.



3.14. attēls. Babītes ezera nogulumu augšējā slāņa sporu-putekšņu procentuālā diagramma (BE_2 urbums)

Figure 3.14. Percentage pollen diagram from Lake Babite sediments (core BE_2)

Babītes ezera BE_2 urbuma nogulumu sporu-putekšņu procentuālā diagrammā izteiktāks ūdensaugu putekšņu pieaugums iezīmējas virsējos 13 cm. To sastāvā tika konstatēti arī mazlējpu dzimtas *Hydrocharitaceae* putekšņi (9 un 1 cm dziļumā), iespējams, tas ir parastās mazlēpes *Hydrocharis morsus-ranae* putekšņi, jo tā mūsdienās ir sastopama ezerā starp sliķšņām un polderu grāvjos (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment, 2009). Bet ir arī ūdensaugu putekšņi, kas sastopami dziļākos nogulumu slāņos, piemēram, daudzlapes *Myriophyllum* putekšņi, kas liecina arī par stāvošu vai lēni tekošu ūdenstilpi (Ellenberg, 2009), glīveņu dzimtas *Potamogetonaceae* un vilkvāļites *Typha*, kas bieži veido lielas platības mitrāju piekrastes zonā un tāpēc ir nozīmīga piekrastes ekosistēmā (Krattinger, 1975). No ūdensaugiem tikai vilkvāļites *Typha* putekšņi ir sastopami viscaur pētītajam griezumam. Šis ģints pieauguma dinamika ir atkarīga no ūdens dziļuma, uzturvielu daudzuma un no konkurences ar citām sugām (Grace, Wetzel, 1981; Weisner, 1993).

No mitru vietu augiem, salīdzinot ar citiem lakstaugiem, visvairāk ir pārstāvēti grīšļu *Cyperaceae* un graudzāļu *Poaceae* (II) dzimtas (iespējams *Phragmites australis*) putekšņi,

kas ir sastopami lielā skaitā. Nogulumos tika konstatēti arī trejlapu puplakša *Menyanthes trifoliata* putekšņi, kas ir raksturīgi zāļu purvu augu sabiedrībai (Ellenberg, 2009).

3.2.4. Makroatlieku sastāvs

Analizējot BE_2 urbuma nogulumus (3.16. att.), tika konstatēts, ka hāru jeb mieturišu oogoniju daudzums nogulumu augšējā slānī, sākot ar 80 cm dziļumu, pakāpeniski pieaug, bet no 30 cm dziļuma to uzkrāšanās notiek intensīvāk. Mieturišu oogoniju daudzums samazinās virsējās 5 cm uz nogulumu blīvuma rēķina, jo virsējie 5 cm ir mazāk konsolidēti. Ar laiku, nogulumiem ezera gultnē konsolidējoties, arī makroatlieku daudzums virsējā slānī pieaug.

Nelielā daudzumā tika atrastas glīveņu ģints *Potamogeton* sēklas, kam ir plaša sugu dažādība un kas savu maksimumu uzrāda tieši nogulumu virsējā slānī (25–0 cm), tas liecina par eitrofiem ezera apstākļiem (Kuhar et al., 2007).

No ūdensrožu dzimtas makroatliekām tika konstatētas gan dzeltenās lēpes, gan baltās ūdensrozes sēklas. Savukārt putekšņu spektros tās netika konstatētas. To var skaidrot ar zemu ūdensrožu dzimtas putekšņu produktivitāti, tāpēc to putekšņi var nebūt sastopami nogulumu spektros. Lai risinātu šo problēmu, ASV pētnieki ir konstatējuši, ka, analizējot putekšņus, vienlaikus var noteikt ūdensrožu sklereidus (akmenssūnas), ko var izmantot kā alternatīvu šo ūdensaugu klātbūtnes noteikšanai (Marrotte et al., 2012).

Nogulumu paraugos tika konstatēts arī lēcveidīgs tumšs riekstiņš, kas pieder blusūrenei *Polygonum persicaria*, kas parasti aug mēreni mitros biotopos, galvenokārt ūdenstilpju krastos un pļavu pazeminājumos, parasti ar skrajās vietās. Tika konstatēts arī ūdensgundegas *Batrachium* auglis (riekstiņš) un ziedgultne ar matiņiem. Iespējams, ka tas ir apaļlapu ūdensgundegas *Ranunculus aquatilis* riekstiņš, jo šis augs ir konstatēts Babītes ezerā. Raksturīga suga vairākās augu sabiedrībās saldūdeņos Cl. Potamogetonetea klasē.

Nogulumos tika atrasta arī mieturu daudzlapes *Myriophyllum verticillatum* četru riekstiņu skaldauglis, kas aug stāvošos un lēni tekošos ūdeņos. Raksturīga suga saldūdens ūdensaugu sabiedrībā un tiek uzskatīta kā viena no indikatorsugām, kas liecina par eitrofiem ūdeņiem (Kuhar et al., 2007). No retāk sastopamām sugām tika konstatēta purva diedzene *Zannichellia palustris* (kauleņveidīgais auglis), kas ir raksturīga suga grunts augu sabiedrībās lagūnveida iepakās un jūras piekrastes seklūdeņos (Priedītis, 2014).

Kā viens no sekla ūdens līmeņa indikatoriem ir atrastie padilles merikarpi jeb dvīņsēkleņa pusīte. Babītes ezerā konstatētie šīs sugas merikarpi ir lielāki, nekā tas ir aprakstīts zinātniskajā literatūrā. Tāpēc domājams, ka tā varētu būt cita šīs ģints suga *Oenanthe fluviatilis*, bet dziļākas merikarpa analīzes rezultātā tika pierādīts, ka tā tomēr ir *Oenanthe aquatica*. Šādu iezīmi, ka sēklas kļūst lielākas, ir aprakstījuši arī citu valstu pētnieki. Putekšņu spektros šīs sugas putekšņi netika konstatēti. Interpretējot datus, jāņem vērā augu putekšņu produktivitāte, kā arī tas, ka putekšņu analīzes dati pārsvarā raksturo reģionālo veģetācijas sastāvu, tādēļ augu makroatlieku un putekšņu analīžu dati var atšķirties.

Urbuma BE_2 nogulumu makroatlieku diagrammā tika konstatēti grīšļu ģints pārstāvji, kā arī tika atrasti sēklu fragmenti, bet nebija iespējams noteikt sugu. Analizējot makroatlieku paraugus, tika konstatētas arī citas atliekas, piemēram, zivju zvīņas, asakas

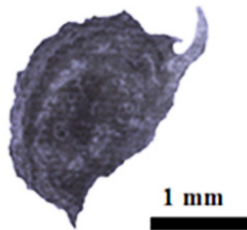
fragments. Virsējos 25 cm tika konstatēts daudz molusku čaulu, kas bija gan veselas, gan sabirzušas.

Ezera nogulumu griezuma apakšējo daļu veido smalka smilts (310–300 cm intervāls). Virs tās iegulī kūdraina gitija ar daudziem koksnes fragmentiem. Nogulumu slānī (300–295 cm intervāls) nelielā daudzumā tika konstatētas ūdensaugu atliekas, piemēram, hāru oogonijas, baltās ūdensrozes sēklas fragmenti, un no lakstaugiem šajā slānī tika konstatētas grīšļu sēklas, kā arī iesāļūdens ūdensauga ķemmveida glīvenes *Potamogeton pectinatus* auglis. Griezuma intervālā 295–240 cm konstatēts palielināts ūdensaugu atlieku daudzums un augu sēklas, kas norāda uz krasta tuvumu un ir ieskalotas ezerā no sauszemes, piemēram, meža zemenes *Fragira vesca*, vijolītes *Viola* sp., retēja *Potentilla* sp. sēklas. Tas, ka arī šajā slānī ir daudz koksnes fragmentu, liecina par ūdens limeņa pazemināšanos. Nogulumu intervālos 295–240 cm un 40–0 cm tika konstatēti daudzi hāru *Chara* oogoniji, ostrakodu apvalki un molusku čaulas, kas liecina par karbonātisku vidi. Šādu kopsakarību var arī redzēt virsējos slāņos – ostrakodi ir tur, kur ir arī moluski, un tas liecina, ka ir bijuši mierīgi nogulumu uzkrāšanās apstākļi.

Nogulumu griezuma intervālā no 2 m līdz 1 m ir ļoti maz sēklu (3.16. att.), kas, iespējams, skaidrojams ar augstāku ūdens līmeni ezerā vai arī ar to, ka ir bijuši kādi citi nelabvēlīgi apstākļi ūdensaugu augšanai un atlieku saglabāšanās iespējām. Virsējā 40 cm biežajā ezera nogulumu slānī atrastās sēklas, tai skaitā grīšļu *Carex* sp., ezera meldru *Scirpus lacustris*, ūdens padilles *Oenanthe aquatica* sēklas, liecina par ezera aizaugšanu.

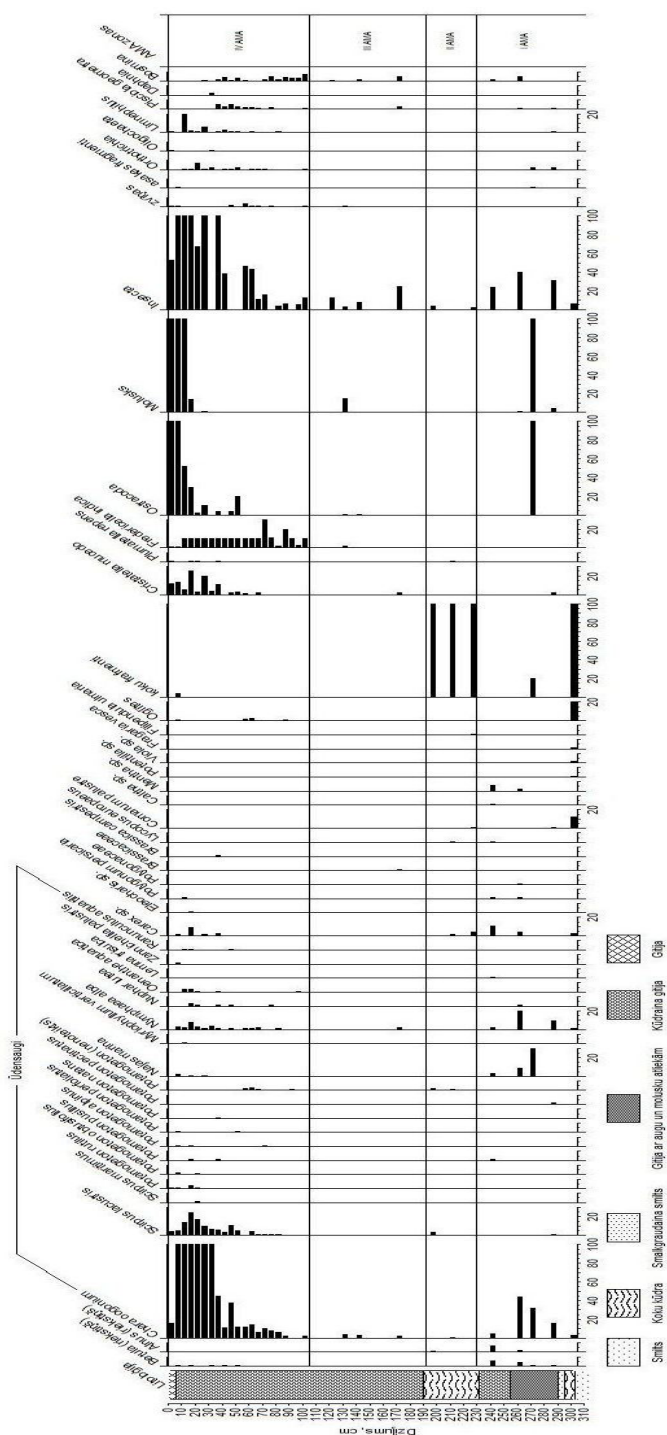
V. Jankovskas un K. Ribničeka (Jankovská, Rybniček, 1988) pētījums parādīja, ka grīšļu sēklas saglabājas nogulumos jau kopš leduslaikmeta beigām līdz mūsdienām un ka tiek meklēta saistība starp vides izmaiņām un fitosocioloģiju, lai gan tika atrastas dažas atšķirības starp pagātnes un mūsdienu ekoloģiju un grīšļu izplatību. Šī iemesla dēļ grīšļu *Carex* paleoatliekas var izmantot kā labu rādītāju paleovides rekonstrukcijai. Ūdens līmenis ezerā ir bijis zemāks arī 250–230 cm intervāla nogulumu uzkrāšanās laikā. Augu makroatlieku sastāvā dominē *Carex* sp. un *Mentha* sp. Šajā nogulumu slānī parādās arī salīdzinoši daudz bērza *Betula* un alkšņa *Alnus* riekstiņu.

Zannichellia palustris sēklas tika atrastas virsējo nogulumu slānī. Attēlā (3.15. att.) redzama arī iesārtās glīvenes *Potamogeton rutilus* sēkla, kas tika konstatēta tikai virsējos ezera nogulumos (25–0 cm intervālā).



3.15. attēls. Iesārtās glīvenes sēkla (*Potamogeton rutilus*)

Figure 3.15. Shetland Pondweed seed (*Potamogeton rutilus*)



3.16. *attiēls*. Babītes ezera nogulumu augu makroatlīeku sastāvs (BE_2 urbūmam)

Kā viens no nozīmīgākajiem mūsdienu ainavas elementiem Babītes ezera teritorijā ir niedru audzes ezerā un tā krasta zonā. Parastā niedre šajā teritorijā ir plaši izplatīta kosmopolītiska suga. Neskatoties uz ļoti lielu niedres klātbūtni ainavā, nogulumos netika konstatēti niedres graudi. Augu makroatlīeku sastāvs nogulumu griezumā apakšējā un augšējā slānī norāda uz zemu ezera līmeni, kamēr holocēna klimatiskā optimuma laikā makrofosiliju daudzums samazinās, liecinot par augstāku jūras līmeni Litorīnas jūras transgresijas laikā (3.16. att.). Tādu augu makroatlīeku klātbūtne kā *Zannichellia palustris* un *Najas marina* liecina par ezera saikni ar jūru arī tā ezera stadijas laikā, kā arī norāda uz ūdens līmeņa svārstībām.

3.2.5. Metālu sastāvs

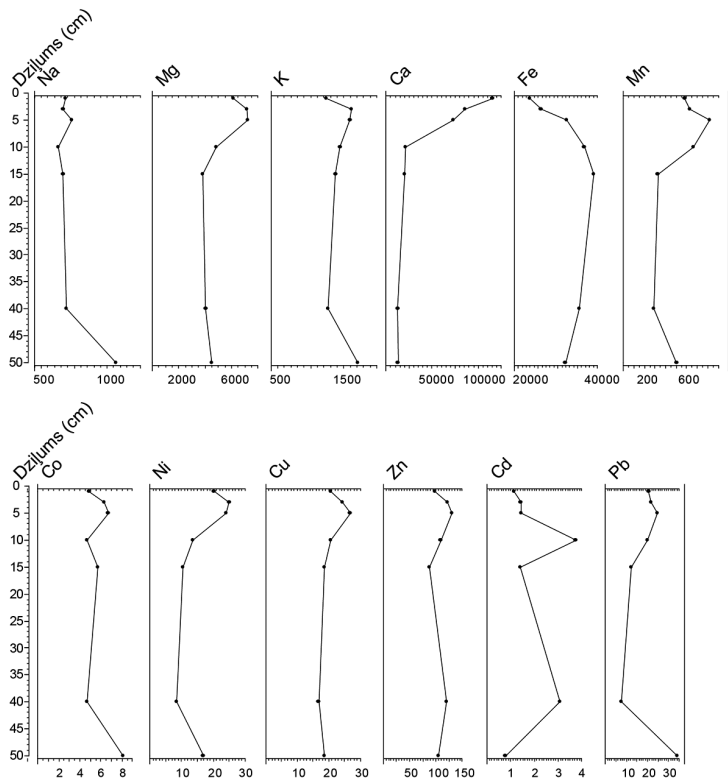
Analizējot metālu sastāvu Babītes ezera BE_2 urbuma nogulumos, tika noteikti 12 ķīmiskie elementi (3.17. att.). Vidējās koncentrācijas nogulumu slānī no 50 līdz 10 cm sadalās šādi: Fe>Ca>Mg>K>Na>Mn>Zn>Cu>Pb>Ni>Co>Cd, bet virsējā 10 cm slānī vietu koncentrāciju sadalījumu rindā mainījuši Fe ar Ca un Pb ar Ni.

Ca ekstrahētās koncentrācijas ezera nogulumos intervālā no 50 līdz 10 cm maz mainās (vid. 16800 mg/kg), bet virsējos 5 cm tā koncentrācija jau ir palielinājusies līdz 72846 mg/kg un savu maksimālo koncentrāciju sasniedz pirmajā centimetrā (115574 mg/kg), sasniedzot anomālijas koeficientu 5,4. Intervālā, kur Ca koncentrācijas strauji pieaug, pēc LOI datiem, var redzēt, ka mainās arī litoloģiskais sastāvs. Iespējams, tas skaidrojams ar to, ka aizaugošajam ezeram 1988. gadā tika izveidota caurtece, kas veicināja lielāku ūdens apmaiņu, tāpēc kūdraino gitijas slāni nomaina gitijas slānis. Savukārt pavisam cita aina ir vērojama Fe koncentrācijām, kur tās vērtības ir lielākas kūdrainākajā gitijas slānī (vid. 35700 mg/kg), bet strauji krit līdz ar ezera caurteces izveidošanu (22800 mg/kg).

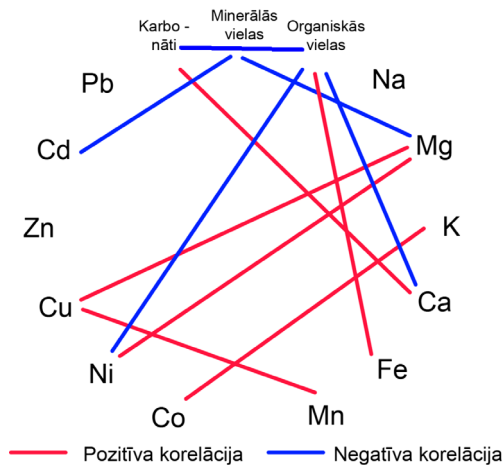
Daudzu metālu (Co, Cu, Ni, Zn, Pb) koncentrācijas pieaug virsējos slāņos, to var skaidrot gan ar ezera caurteci, kas ezerā ienes Lielupes sateces baseina ūdeņus, gan arī ar reģionālo piesārņojuma izsēšanos no atmosfēras (Nikodemus et al., 2004).

Cd koncentrācijas ir salīdzinoši lielas dažādos griezumā dziļumos, un tās mainās no 0,78–3,74 mg/kg, ko, iespējams, var skaidrot ar mainīgu piesārņojošo vielu slodzi. V. O. Nelsons un P. G. K. Kempbels (Nelson, Campbell, 1991) secinājuši, ka Al un Cd ieplūde ezeros palielinās kā reakcija uz vides paskābināšanos. Viņi arī uzskata, ka Cd ezerā biežāk nonāk tieši šī iemesla dēļ, nevis atmosfēras piesārņojuma pārneses ietekmē. Savukārt Pb un Hg relatīvi maz reaģē uz vides paskābināšanos.

Babītes ezera nogulumu ķīmisko elementu un karsēšanas zudumu analīžu rezultātu statistiskā korelācija parādīja, ka atsevišķi elementi veido grupas (3.18. att.). Paraugu izlases apjoms – 7, tāpēc par statistiski nozīmīgu var saukt rezultātu $|r| \geq 0,874$ (Liepa, 1974). Pb, Zn, Na nav statistiski būtiskas korelācijas ar citiem elementiem. Babītes ezera ķīmisko elementu un LOI savstarpējās korelācijas raksturs parāda, ka būtiskas pozitīva korelācijas novērojamas starp Co-K ($r = 0,877$), Cu-Mn ($r = 0,886$), Cu-Mg ($r = 0,918$), KV-Ca ($r = 0,980$), Ni-Mg ($r = 0,952$), OV-Fe ($r = 0,881$) pāri un negatīva korelācija starp Cd-MV ($r = -0,917$), KV-OV ($r = -0,927$), OV-Ni ($r = -0,886$), OV-Ca ($r = -0,886$), MV-Mg ($r = -0,886$) pāri.



3.17. attēls. Babītes ezera (BE_2) nogulumu metālu sastāva analīzes rezultātu diagramma
Figure 3.17. Diagram of results of chemical analysis from Lake Babite sediments (core BE_2)



3.18. attēls. Babītes ezera nogulumu metālu un LOI statistiskā korelācija ($p > 0,01$)
Figure 3.18. Statistically significant element and LOI correlations ($p > 0.01$) in Lake Babite sediments

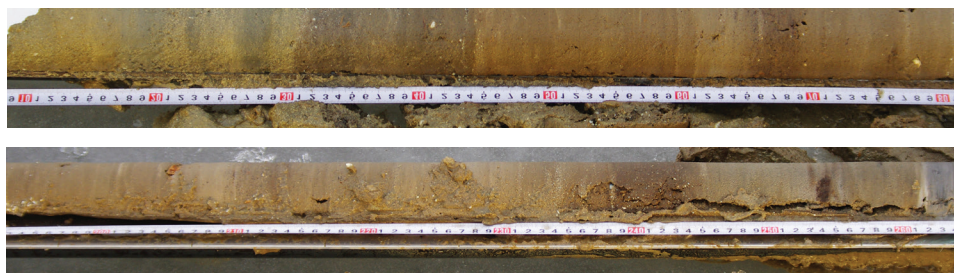
Daudzu ķīmisko elementu (Na, K, Mn, Co, Ni, Pb) daudzums būtiski palielinās 50 cm dziļumā un arī saglabā savas vērtības dziļākajos slāņos līdz 4 m (Pujāte, nepublicētie dati). Tas, iespējams, ir skaidrojams ar to, ka eitrofiem ezeriem ir raksturīga organisko vielu uzkrāšanās gultnē, veidojot organogēnu nogulumu slāni, kas labi spēj absorbēt mikroelementus (Saxby, 1969; Nixon, 1995). Tomēr organisko vielu spēja koncentrēt metālus atšķiras pēc organisko vielu sastāva un veida (Tessier, Campbell, 1987). Tāpēc, izvērtējot OV un metālu sastāvu pētīto ezeru nogulumos, var secināt, ka kūdrainas gītijas paraugos parādās spēcīgāka metālu akumulācija.

Šāda tendence ir novērota arī citu ezeru nogulumu pētījumos (piem., Hakala, Salonen, 2004). Na un K saista ar jūras sāļu aerosoliem, kas varētu norādīt uz Rīgas līča ūdens ieplūdi ezerā, bet, tā kā šie abi elementi nekorelēja savā starpā (3.18. att.), paliek jautājums, kāpēc šo elementu daudzums ir lielāks dziļākajos slāņos. Iespējams, to var skaidrot ar elementu koncentrācijas palielināšanos dabiskās akumulācijas ietekmē, kā to skaidro arī I. Silamīķe (2010).

Pētījuma rezultāti liecina par piesārņojuma palielināšanos ar smagajiem metāliem nogulumu augšējā slānī. Tie ezerā, visticamāk, var nonākt ar reģionālo atmosfēras piesārņojumu, kā arī pa ezera ieteku Gāti, kas nodrošina daļu Lielupes sateces baseina ūdeņu caurteci visā ezera garumā kopš 1988. gada, kad tika pabeigta Varkaļu kanāla rakšana un aizbērta Spuņņupe.

3.3. Kaņiera ezera nogulumi

Kaņiera ezera nogulumu sastāvs ievērojami atšķiras no citu pētīto ezeru nogulumiem ar to, ka sastāvā tika konstatēts paaugstināts karbonātisko vielu saturs, daudz molusku čaulu, kā arī izteikts nogulumu slāņojums (3.19. att).



3.19. attēls. Kaņiera ezera nogulumu monolīti (KE_1 urbums)

Figure 3.19. Sediment monoliths from Lake Kaņieris (core KE_1)

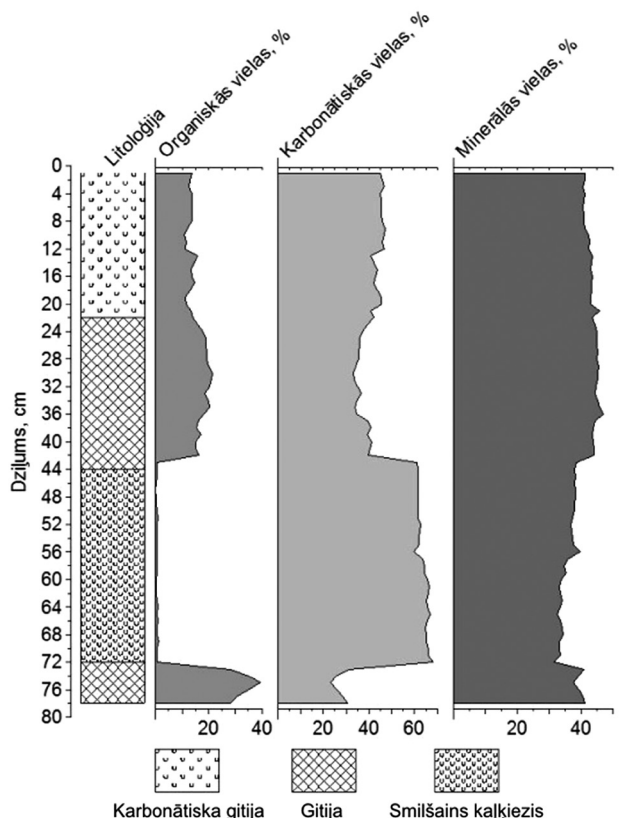
Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra Monitoringa nodaļas speciālistu veiktais pētījums 2013. gadā parādīja, ka ezera nogulumu slāņa biezums ir lielāks ezera ziemeļu daļā (2,5–4 m) un pakāpeniski samazinās ziemeļaustrumu, austrumu (līdz 0,5 m) un dienvidu virzienā (vid. līdz 1 m). Lielākais nogulumu slānis bija pie Sločenes ietegas.

3.3.1. Nogulumu sastāvs

Kaņiera ezera KE_1, KE_2 un KE_3 urbuma nogulumu ir analizēti ar karsēšanas zudumu metodi (LOI), un rezultāti atspoguļoti diagrammās (3.20., 3.21. un 3.22. att.), kur nulle ir ezera nogulumu virsma. Zondējot ezera nogulumus, tika secināts, ka nogulumu uzkrāšanās ir bijusi visai nevienmērīga, tādēļ karsēšanas zudumu analīze tika veikta nogulumu griezumiem no vairākām vietām ezerā (2.4. att.).

Pēc Kaņiera ezera KE_1 urbuma nogulumu analīzes rezultātiem sastādītā LOI diagramma (3.20. att.) uzrāda fluktuācijas starp organisko un karbonātisko vielu procentuālo daudzumu, kad organisko vielu īpatsvars palielinās, bet karbonātiskās vielas samazinās. Sastādītajā diagrammā nodalāmi vairāki nogulumu intervāli, kas atspoguļo ezerā un tā apkārtnē notikušās izmaiņas.

Ezera KE_1 urbuma nogulumu dziļuma intervālā no 78 līdz 73 cm vidēji organisko vielu daudzums ir 32%, karbonātisko vielu – 27% un minerālo vielu – 40%. No 72 cm dziļuma ir vērojamas krāsas izmaiņas Kaņiera ezera nogulumu sastāva diagrammā, kur

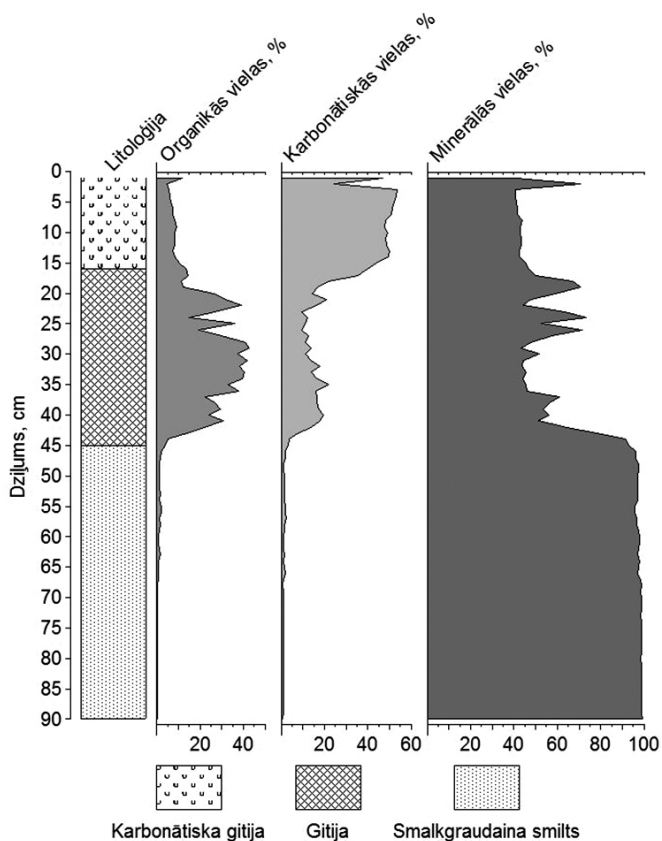


3.20. attēls. Kaņiera ezera KE_1 urbuma nogulumos noteiktais organisko vielu, karbonātisko vielu un minerālo vielu daudzums

Figure 3.20. Content of organic, carbonatic and mineral matter from Lake Kaņieris sediments (core KE_1)

organisko vielu daudzums nesasniedz pat procentu no kopējā nogulumu daudzuma. Intervālā no 72 līdz 43 cm dziļumam ezerdobē izgulsnējas smilšains kaļķiezis, kurā, salīdzinot ar iepriekšējo intervālu, karbonātisko vielu daudzums ir divas reizes lielāks (63%). Minerālo vielu daudzums šajā intervālā palielinās no 31,5% 72 cm dziļumā līdz 38,4% 43 cm dziļumā, bet tāpat tas ir mazāks nekā iepriekšējā intervālā. Šādas krāsas nogulumu sastāva izmaiņas, iespējams, ir saistītas ar ezera ūdens līmeņa svārstībām Kaņiera ezerā, kas, pēc vēsturiskiem datiem (sk. 2.4. nod.), ir vairākkārt regulēts.

Intensīvāka organisko vielu palielināšanās urbuma KE_1 griezumā vērojama intervālā no 42 līdz 23 cm dziļumam, krāsas apkārtējās vides izmaiņas notiek 42 cm dziļumā, kad virs karbonātiskās smilts sāk uzkrāties gitija. Tās sastāvā organisko vielu daudzums vidēji ir 18%. Šajā intervālā karbonātisko vielu daudzums samazinās, bet organisko vielu daudzums pieaug. Minerālo vielu procentuālais daudzums šajā intervālā praktiski ir nemainīgs (vidēji 44,9%).



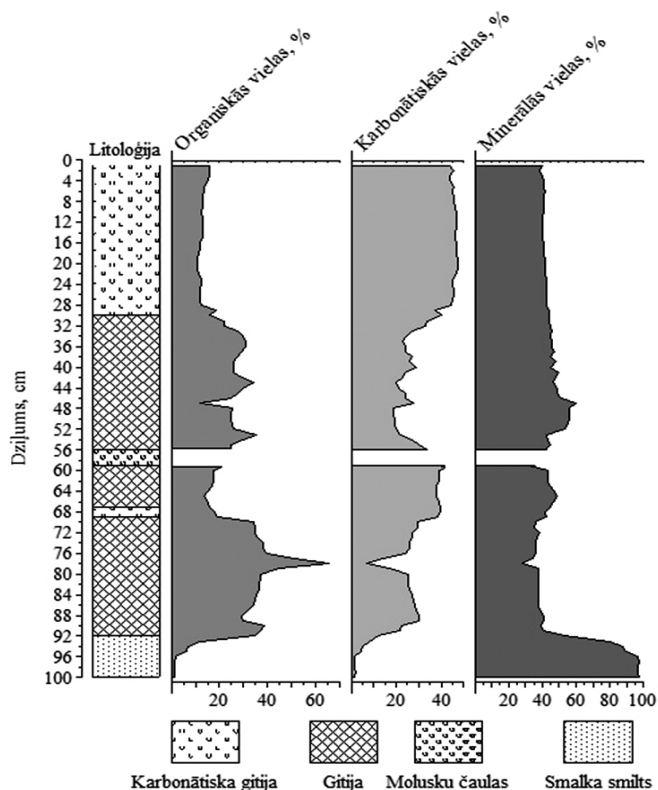
3.21. attēls. Kaņiera ezera KE_2 urbuma nogulumos noteiktais organisko vielu saturs, karbonātisko vielu un minerālo vielu daudzums

Figure 3.21. Content of organic, carbonatic and mineral matter from Lake Kaņieris sediments (core KE_2)

Dziļuma intervālā no 22 līdz 0 cm organisko vielu daudzums samazinās un pieaug karbonātiskās vielas, bet, neskatoties uz to, virsējos 8 cm organisko vielu daudzums nedaudz pieaug, sasniedzot 13,5%. Nedaudz samazinās arī minerālās vielas nogulumu virsējos pāris centimetros, sasniedzot 41%.

Kaņiera ezera nogulumu KE_2 urbuma griezuma LOI analīzes diagramma (3.21. att.) uzrāda lielākas fluktuācijas griezuma augšējā daļā (45–0 cm). Intervālā no 90 līdz 46 cm ezerdobē ir uzkrājusies smiltis, kurā organisko (0,2–1,7%) un karbonātisko (0,5–1,7%) vielu ir ļoti maz.

Intervālā no 45 līdz 17 cm uzkrājusies gītija, tāpēc minerālo vielu daudzums samazinās divas reizes un pieaug organisko un karbonātisko vielu daudzums. Šajā intervālā var novērot arī izteiktas nogulumu sastāva procentuālās fluktuācijas, kas norāda uz nevienmērīgiem nogulumu uzkrāšanās apstākļiem. Intervālā no 17 līdz 0 cm iezīmējas straujš karbonātisko vielu pieaugums. Iepriekšējā intervālā tas vidēji sasniedz 14% (maksimāli 21%), bet šajā intervālā vidēji ir 46,6%. Virsējais nogulumu slānis ir uzkrājies vienmērīgi,



3.22. attēls. Kaņiera ezera KE_3 urbuma nogulumos noteiktais organisko vielu, karbonātisko vielu un minerālo vielu daudzums

Figure 3.22. Content of organic, carbonatic and mineral matter from Lake Kaņieris sediments (core KE_3)

un vienīgās straujās izmaiņas ir vērojamas 2 cm dziļumā, kur minerālo vielu daudzums sasniedz 70,8% un virsējā centimetrā pieaug organisko vielu daudzums, sasniedzot 11,7%.

Kaņiera ezera nogulumu KE_3 urbuma profila LOI analīzes diagramma (pilns profils, 1 m no nogulumu virsmas) uzrāda (3.22. att.), ka griezuma apakšējo daļu veido smilts (minerālās vielas ~ 97%, organiskās vielas ~ 1,2%, karbonātiskās vielas ~ 1,6%), uz kuras 92 cm dziļumā uzkrājas gītiņa, un ka strauji mainās organisko un karbonātisko vielu procentuālais daudzums. Dziļuma intervālā no 92 līdz 70 cm organiskās vielas vidēji ir 37,8% un karbonātiskās vielas 24,2% (3.22. att.). Šajā nogulumu intervālā minerālo vielu daudzums ir gandrīz nemainīgs (37,9%). 90 līdz 87 cm dziļumā notika vides izmaiņas, kas mainīja nogulumu uzkrāšanās apstākļus, tāpēc no 87 cm dziļuma karbonātisko vielu daudzums nedaudz samazinās, bet organisko vielu daudzums pieaug. Ļoti straujš organisko vielu pieaugums (līdz 65,3%) un pēc tam arī kritums ir nogulumu intervālā no 79 līdz 77 cm. Šajā intervālā arī nogulumu krāsa un konsistence liecina par palielinātu organisko vielu daudzumu. Līdzīgi kā šajā intervālā pieaug organisko vielu daudzums, tāpat pretēji tam karbonātiskās un minerālās vielas strauji krītas un pēc tam atkal pieaug. Nākamās straujās izmaiņas nogulumu uzkrāšanās gaitā Kaņiera ezera nogulumu KE_3 urbumā ir vērojamas 70 cm dziļumā, kad organisko vielu procentuālais daudzums krīt (no 34 līdz 18%), savukārt karbonātisko (no 29 līdz 38%) un minerālo vielu (no 36 līdz 42%) daudzums palielinās, iezīmējot intervālu no 70 līdz 59 cm. 58 līdz 56 cm dziļumā nogulumus veido tikai gliemju (Mollusca) čaulu atliekas, kas procentuālajā diagrammā atzīmēts kā nogulumu pārrāvums. Nogulumu intervālā virs šī pārrāvuma nedaudz palielinās minerālo vielu procentuālais daudzums, savukārt organisko un karbonātisko vielu procentuālais daudzums fluktuē. Intervālā no 28 līdz 0 cm dziļumam nogulumu uzkrāšanās ir vienmērīga ar nelielu tendenci pieaugt organisko vielu daudzumam, ezera virsējos 4 centimetros sasniedzot 16%.

Kopumā, izvērtējot visas trīs Kaņiera ezera urbumu nogulumu karsēšanas zudumu analīzes rezultātu diagrammas, var secināt, ka nogulumu sastāvs un to uzkrāšanās intensitāte dažādās ezera vietās ir bijusi atšķirīga, bet jaunāko nogulumu uzkrāšanās tendences visā ezerā ir līdzīgas.

3.3.2. Nogulumu bioloģiskais sastāvs

Kaņiera ezera KE_1 urbuma nogulumu bioloģiskā sastāva analīzes rezultāti ļauj secināt, ka nogulumu virsējie 30 cm galvenokārt sastāv no smilts, kalcīta, Fe sulfīdiem un detrita daļiņām, kur augu atliekas ir mazāk nekā 5%. Tie apstiprina arī karsēšanas zudumu analīzes rezultātus, kuri arī uzrāda nelielu organisko vielu saturu šajā intervālā. No zaļajiem šajā intervālā tika konstatētas mikroaļģes *Phacotus*, kas sastāv no cieta aizsargapvalka (Guiry, Guiry, 2013), kurš satur CaCO_3 (Dunlap, Walne, 1993) vai Fe_2O_3 , kas rada brūno pigmentu (Müller, Oti, 1981), un aug cietūdens ezeros. No makroaļģēm nogulumus pārstāvēja desmīdijas dzimtas *Cosmarium*, kā arī *Chara* oogoniji. No sūkļiem tika konstatētas *Spongilla lacustris* spīkulas (endoskelets jeb iekšējais skelets), kas sastāv no kaļķa un silīcija dioksīda. Sūkļi var dzīvot saldūdens ezeros ar paaugstinātu cietību nelielā dziļumā, stāvošā vai lēni plūstošā ūdenī. Diatomejas virsējos 25 cm veido aptuveni 5%, bet 45 līdz 30 cm dziļumā to ir ļoti maz, galvenokārt tās ir *Fragilaria* ģints diatomejas, kas aug stāvošos ūdeņos. *Cladocera* atlieku ezera nogulumos bija salīdzinoši maz.

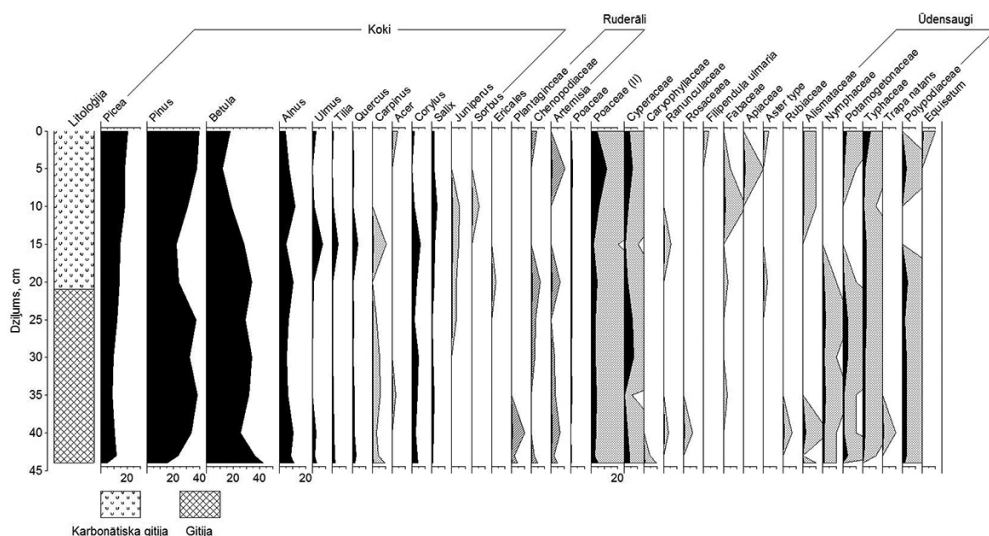
Sākotnēji bija gaidīts, ka Kaņiera ezera nogulumi saturēs lielu daudzumu kramaļģu, jo nogulumi ir bagāti ar karbonātiem (kā tas ir, piem., Daklaiņu ez.), bet rezultāti liecina par nelielu to klātbūtni. Iespējams, to var skaidrot ar R. J. Flovera (Flower, 1993) pētījumā iegūto atziņu, ka ar karbonātiem bagātas ezeru sistēmas ir galvenais iemesls kramaļģu sadrumstalotībai, ko izraisa šķīšana, hidrolizējot metāla karbonātus, kas ražo hidroksiljonus, un tie, savukārt, noārda Si-O saites (Stumm, Morgan, 1995), kas atrodas kramaļģu šūnās.

Dziļākos nogulumu slāņos 60 līdz 45 cm dziļumā organisko vielu daudzums palielinās līdz ~ 35%. Tāpat arī šajā intervālā pieaug diatomeju procentuālais daudzums (~ 15%) un veidojas kaļķaini smilšaina gitija ar diatomejām. Desmīdijas, kas ir purvainu ūdeņu aļģes, šajā intervālā veido vidēji 5%, tas labi korelē ar nogulumu litoloģiju, kas uzrāda kūdrainus nogulumus (sk. 4.3.1. nod.). Visā pētītā ezera nogulumu intervālā (60–0 cm) ir sastopamas gliemežvāku čaulas.

3.3.3. Sporu-putekšņu sastāvs

Sporu-putekšņu diagramma (3.23. att.) no Kaņiera ezera KE_1 urbuma uzrāda priedes *Pinus* un egles *Picea* putekšņu procentuālā daudzuma pieaugumu virsējos 15 cm. Šajā intervālā pieaug arī graudzāļu *Poaceae* (II) (iespējams, parastā niedre *Phragmites australis*) un grīšļu *Cyperaceae* putekšņu procentuālais daudzums.

No ūdensaugiem šajā intervālā visvairāk tika konstatēti vilkvālišu *Typhaceae* un gliemeņu *Potamogetonaceae* dzimtas putekšņi, kas parasti mēdz augt stāvošos un lēni tekošos ūdeņos.



3.23. attēls. Kaņiera ezera (KE_1 urbuma) nogulumu sporu-putekšņu procentuālā diagramma

Figure 3.23. Pollen diagram from Lake Kanieris sediments (core KE_1)

Ruderālie augi (balandu dzimtas Chenopodiaceae un parastā vībotne *Artemisia vulgaris*), kas ir saistīti ar cilvēka radītiem vai pārveidotiem biotopiem (Behre, 1981, 1988; Rasiņš, Tauriņa, 1982), tika konstatēti visā pētītajā griezumā, bet ceļteku dzimtas Plantaginaceae putekšņi (iespējams, lielā ceļteka *Plantago major* un šaurlapu ceļteka *Plantago lanceolata*) tika konstatēti tikai nogulumu dziļuma intervālā 45–40 cm. Iespējams, tas ir saistīts ar to, ka balandas un vībotnes spēj augt visdažādākajos biotopos – sākot ar mežiem un pļāvām un beidzot ar nezālienēm. No sporaugiem tika konstatētas kosu *Equisetum* sporas nogulumu virskārtā (2–0 cm).

3.3.4. Makroatlieku sastāvs

Ūdens kvalitātes izmaiņas, kas saistītas ar lauksaimniecības uzplaukumu (ķimizāciju) 20. gadsimtā, veicināja ezeros eitrofikācijas un ūdens duļķainības palielināšanos, kas var radīt dažādus traucējumus ezera veģetācijas attīstībā (Morgan, Phillip, 1986). Traucējumu sekas visbiežāk izpaužas kā tādu sugu izdzīvošana vai jaunu sugu ienākšana ezerā, kas ir tolerantas pret piesārņojumu (Ehrenfeld, 1983). Analizējot ezera nogulumu augu makroatliekas, var izsekot dažādām izmaiņām, kas notikušas nogulumu uzkrāšanās laikā.

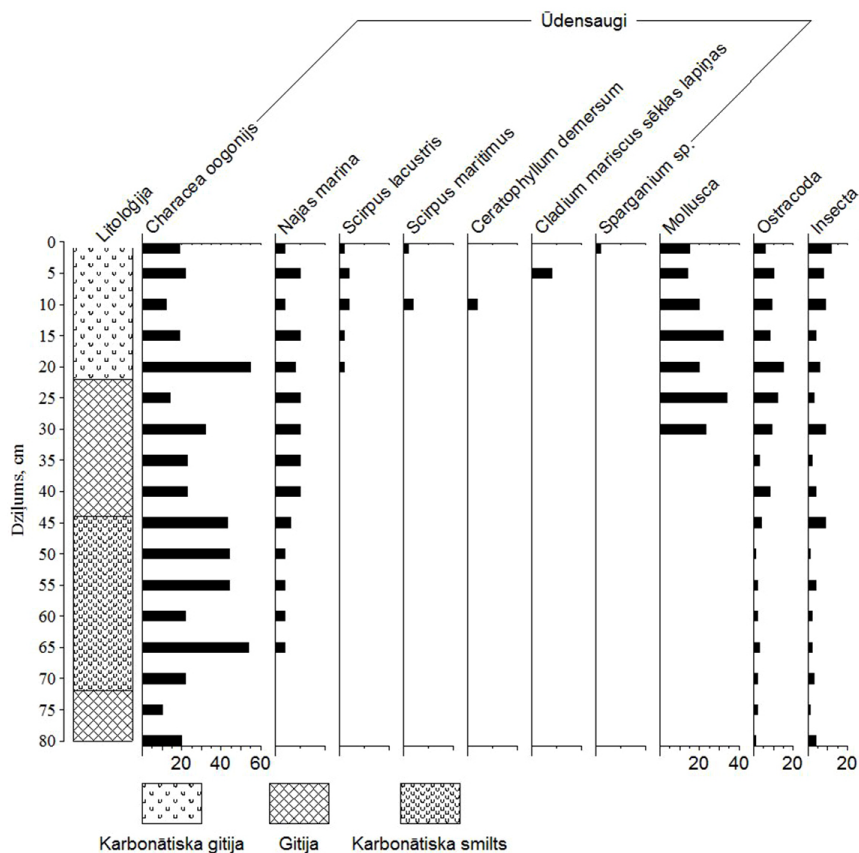
Kaņiera ezeram tika analizētas ezera virsējā nogulumu slāņa augu makroatliekas no KE_1, KE_2 un KE_3 urbuma. Urbumi (KE_1 un KE_3) tika veikti nosacīti ezera vidū, jo Kaņieris ir sekls un stipri aizaudzis un aizaugums šobrīd vidēji ir 75% no ezera platības (KŅP DAP, 2002–2015). Pēc L. Grinbergas pētījumiem (Grinberga, 2012), ezerā zemūdens augājs aizņem lielāko daļu no virsūdens augāja brīvās platības. Tas lika domāt, ka nogulumu ezera vidū būs bagāti ar augu makroatliekām un labāk atspoguļos ezera paleoveģetācijas sastāva izmaiņas. Kaņieris tiek klasificēts kā makrofitu (niedru-hāru) ezers (KŅP DAP – Ķemeru Nacionālā parka dabas aizsardzības plāns (2002–2015), kas pēc Eiropas Savienības biotopa atbilst „3140 Ezeriem ar mieturalģu augāju”) (Enģele, Sniedze-Kretalova, 2013b).

KE_1 urbuma nogulumu makroatlieku nogulumu sastāvā (3.24. att.) tika identificētas piecas augu sugas, kas parādās tikai augšējā nogulumu slānī virs 20 cm – ezera melderis *Scirpus lacustris*, jūrmalas gumumeldris *Scirpus maritimus*, iegrimusi raglape *Ceratophyllum demersum*, dižā aslake *Cladium mariscus* un ežgalvīte *Sparganium* sp.

Iegrimusi raglape *Ceratophyllum demersum*, kas aug bez saknēm, iegrimusi ūdenī, var būt nozīmīga eitrofos ezeros un kavēt fitoplanktona augšanu seklos, eitrofos ezeros (Gross et al., 2003; Mjelde, Faafeng, 1997). Raglape pacieš arī duļķainus ūdeņus ar zema apgaismojuma intensitāti (Sun et al., 2008), tāpēc tai ir priekšrocības izdzīvošanai traucētos seklos ūdeņos. Speciālajā literatūrā arī tiek minēts, ka raglapes var uzkrāt daudzus smagos metālus *C. demersum* (Mishra et al., 2006).

Seklos ezeros var būtiski intensificēties eitrofikācija, ja palielinās barības vielu pieplūdums ezerā no tajā ietekošajām upēm, piemēram, no Slocenes (Kaņiera ezera pieteka Zemgales ziemeļrietumos), kas agrāk pat bijusi kuģojama un tikusi izmantota kā ūdens satiksmes ceļš, un pie šīs upes ir bijušas dzirnavas. Šobrīd uz Slocenes atrodas divas hidroelektrostacijas. Otra ieteka Kaņiera ezerā ir Medupīte (ezera dienviddaļā).

Ezera augu makroatlieku diagrammā (3.24. att.) tika konstatētas arī ežgalvītes *Sparganium* sp. un dižās aslapes *Cladium mariscus* sēklu atliekas, kas arī mūsdienās ir ezera virsūdens veģetācijas komponentes (Grinberga, 2012). Viens no dižās aslapes



3.24. attēls. Kaņiera ezera (KE_1 urbuma) nogulumu augu makroatlieku sastāvs
 Figure 3.24. Composition of plant macroremains from Lake Kaņieris sediments (core KE_1)

augšanas priekšnosacījumiem mūsu klimatiskajā joslā, iespējams, ir karbonātiskie nogulumi, jo tie kompensē temperatūras izmaiņas (Gaļka, Tobolski, 2012). Centrāleiropā dižā aslake ir holocēna klimatiskā optimuma relikts (Brande, 2008), kas mīl siltumu, kā arī tai ir augstas prasības pret gaismu (Gaļka, Tobolski, 2012) un nepatīk, ja ūdens ir pārbagāts ar slāpekli un fosforu (Pokorný et al., 2010), bet, neskatoties uz to, tai ir plaša ekoloģiskā amplitūda.

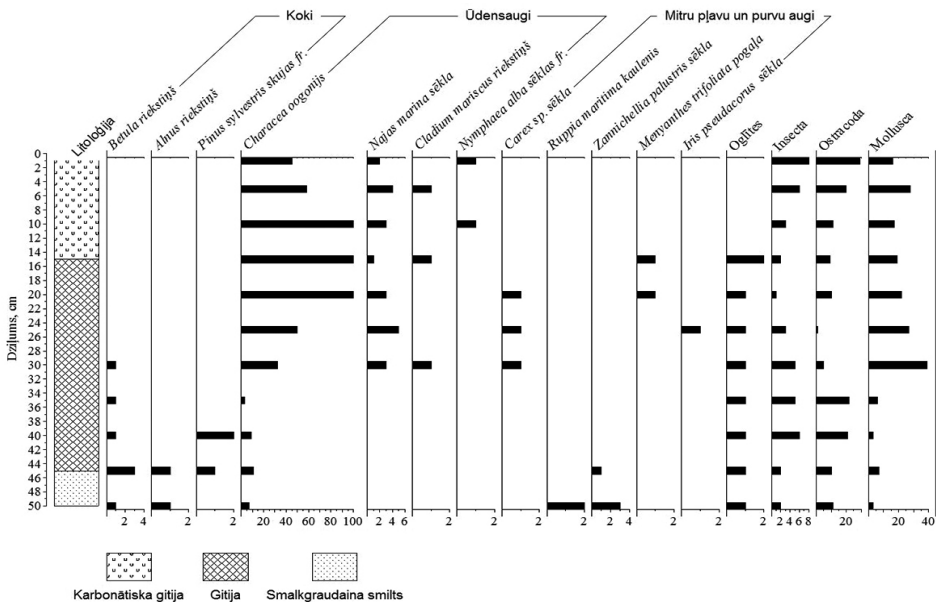
Kā jau iepriekš darba autore minējusi, seklu un aizaugošu ezeru ekosistēmās liela nozīme ir iegremdētajiem makrofītiem, kas nodrošina biotopa „3140 Ezeru ar mieturālgu augāju” pastāvēšanu (Jeppesen et al., 1998). Makrofīti seklās ūdenstilpēs samazina uzduļķošanās procesus, kas uzlabo ūdens caurredzamību.

KE_2 urbuma diagramma (3.25. att.) ataino Kaņiera ezera ziemeļaustrumdaļas nogulumu augu makroatlieku sastāvu, netālu ezera ūdeņi tek uz Baltijas jūru pa Starpiņupīti. 50 līdz 45 cm dziļumā ezera nogulumos tika konstatētas purva diedzenes *Zannichellia palustris* sēklas. Baltijas jūras reģionā tā ir apdraudēta (īpaši aizsargājama suga Latvijā).

Tomēr tā ir plaši izplatīta suga ziemeļu puslodē jūras un okeāna piekrastes sāļūdenī (Ellenberg, 2009) un retāk iekšzemē. Parasti aug seklos ūdeņos uz dūņainas un smilšainas grunts. Kopā ar purva diedzeni *Zannichellia palustris* bieži aug jūras rupija *Ruppia maritima*, kuras sēklas (kauleņi) arī tika konstatētas šajā intervālā. *Ruppia maritima* ir kosmopolitiska, ekoloģiski nozīmīga suga, kas spēj paciest mainīgus vides apstākļus (Cho et al., 2009), bet tai tāpat kā *Zannichellia palustris* patiek augt iesāļos ūdeņos. KE_2 urbuma 45 cm dziļumā mainās nogulumu sastāvs, virs smalkgraudainas smilts sāk uzkrāties gītija. Rupijas un diedzenes sēklas netika konstatētas gītijas slānī, un tas liecina par ūdens sāļuma izmaiņām baseinā.

Ezera nogulumu augu makroatlieku sastāva diagrammā redzams, ka no 30 cm dziļuma sāk uzkrāties gan ūdensaugu, gan mitru vietu un purvu augu sēklas, kā arī pieaug molusku čaulu daudzums. 30 līdz 15 cm dziļumā no mitru vietu un purvu augiem tika konstatētas grīšļu *Carex* sp., purva skalbes *Iris pseudacorus*, trejlapu puplakša *Menyanthes trifoliata* sēklas, kas pakāpeniski nomainīja cita citu. Trejlapu puplaksis *Menyanthes trifoliata* ir zemā purva indikatoraugs, bet purva skalbe *Iris pseudacorus* aug dažādu ūdenstilpju seklākajā litorālajā daļā, kā arī pastāvīgi applūdušās ieplakās (Moss, 2008). Šajā dziļumā pieaug arī ūdensaugu sēklu skaits un parādās vairākas jaunas sugas, piemēram, jūras najāda *Najas marina*, dižā aslake *Cladium mariscus*, kas netika konstatētas dziļākos slāņos, un strauji pieaug hāru oogoniju skaits, bet koku riekstiņi vairs netika konstatēti.

Diagrammā pēc augu makroatlieku un griezuma litoloģiskā sastāva var izdalīt vēl vienu intervālu (no 15 cm dziļuma līdz mūsdienām), kur tika konstatēti tikai ūdensaugi. Šajā intervālā bez iepriekš minētajiem ūdensaugiem parādās arī baltās ūdensrozes *Nymphaea alba* sēklas fragmenti.



3.25. attēls. Kaņiera ezera (KE_2 urbuma) nogulumu augu makroatlieku sastāvs

Figure 3.25. Diagram of plant macroremains for the sediments of Lake Kaņieris (core KE_2)

Oglītes tika konstatētas 50 līdz 15 cm dziļumā.

KE_3 urbuma griezumā (3.26. att.) izteikti dominēja mieturīšu jeb mieturaļģu *Chara* spp. oogoniji un ostrakodi, tāpat arī lielā skaitā tika konstatētas dažādas molusku čaulas (dažāda izmēra; gan veselas, gan jau sadrupušas).

No ūdensaugiem nogulumos tika identificēta arī parastās skujuenes *Hippuris vulgaris* sēkla (ovāls kaulenis), kas norāda uz dūņainu, lēni tekošu (vai arī pat stāvošu) ūdenstilpi. Parastā skujene *Hippuris vulgaris* aug tikai ziemeļu puslodē, un tai nekaitē vēss klimats. Tā bieži aug kopā ar daudzlapi *Myriophyllum* un elodeju *Elodea*, kam arī patiek augt ne-traucētos mierīga ūdens apstākļos. Tāpat arī parastā skujene *Hippuris vulgaris* var paciest iesāļu ūdeni, kas Kaņiera ezerā var ieplūst no Rīgas līča.

Ūdensauga, iegrimušās raglapes *Ceratophyllum demersum*, riekstiņš tika konstatēts 10 cm dziļumā. Tā mēdz augt ar uzturvielām bagātos ūdeņos uz dūņām vai brīvi peld tuvu ūdens virsmai, labvēlīgos apstākļos veidojot blīvas kolonijas (Hamel, Parsons, 2001).

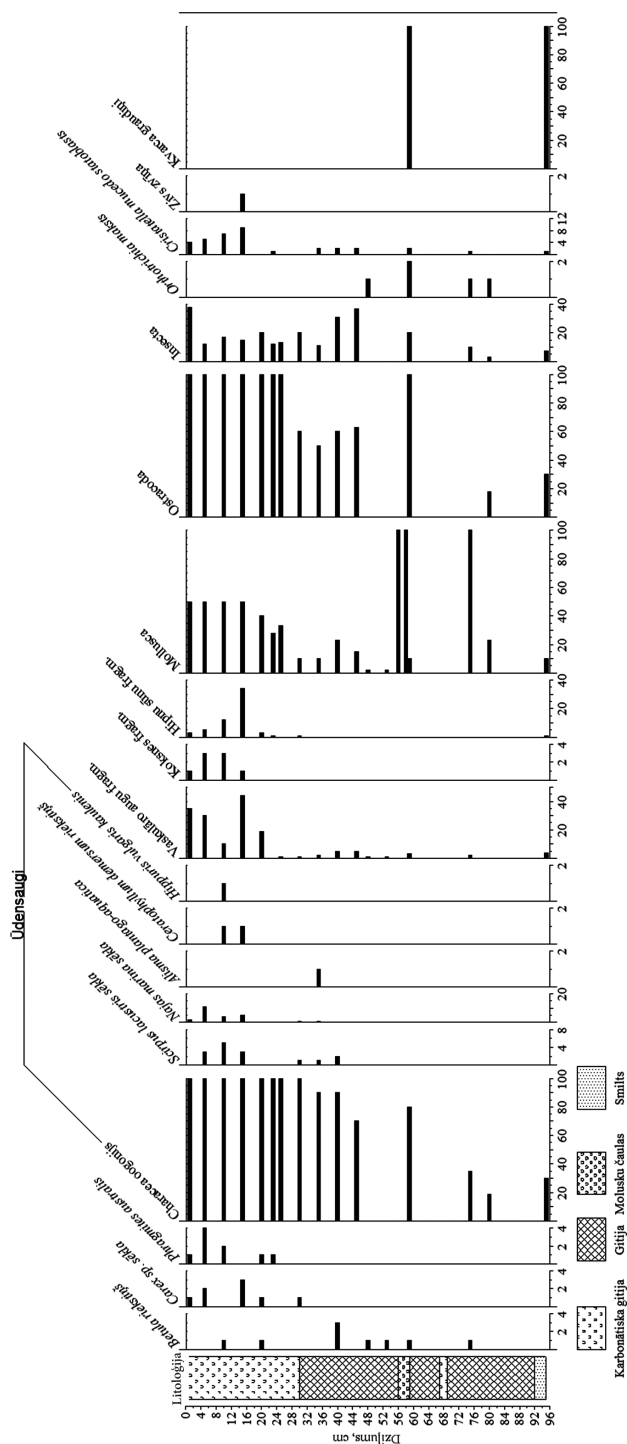
Parastās cirvenes *Alisma plantago-aquatica* riekstiņu kopauglis tika identificēts 35 cm dziļumā. Parastā cirvene *Alisma plantago-aquatica* ir ūdens un mitru vietu lakstaugs.

No briozojiem tika konstatēti *Cristatella mucedo* statoblasti (5–0 cm dziļumā). *Cristatella mucedo* labi panes aukstumu. *Cristatella mucedo* patiek ezeri ar stāvošiem vai lēni tekošiem ūdeņiem, bet, kopumā ņemot, tie ir diezgan tolerantī. *Cristatella mucedo* kolonijas ir atrastas arī, piemēram, nesen izraktos grants karjeros (Okamura, 1997) un oligotrofos-eitrofos ezeru apstākļos. Parasti aug uz dabīga substrāta, piemēram, uz iegremdētiem zariņiem, saknēm, iežiem un makrofītiem.

Apsekojot ezeru, varēja redzēt, ka virsūdens augāju veido dažāda platuma joslas ezera piekrastē un audzes ezera centrālajā daļā, kur dominēja parastā niedre, šaurlapu vilkvā-līte, dižā aslake. Niedres atliekas tika konstatētas nogulumos kā auga fragmentu atliekas, bet ne sēklas. Ezerā zemūdens augājs aizņem lielāko daļu no virsūdens augāja brīvās pla-tības, ko veido hāru, jūras najādu, ķemmveida glīvenes un raglapju sabiedrības.

Augu makroatlieku sastāva diagrammās ļoti labi iezīmējas mieturaļģu lielā izplatī-ba ezerā, un to daudzums labi korelē ar karsēšanas zudumu analīzes datiem, kad mie-turīšu (hāru) oogoniji ir lielākā skaitā tur, kur ir lielāks karbonātisko vielu daudzums. L. Grinbergas (2012) veiktais Kaņiera ezera makrofītu sugu sastāva pētījums parādīja, ka ezerā ir vismaz 3 mieturaļģu sugu audzes, kur dominē savītā mieturīte *Chara tomento-sa* un trauslā mieturīte *C. globularis*, mazākā daudzumā pelēkā mieturīte *C. contraria*. Salīdzinot urbumā iegūtos augu makroatlieku datus ar mūsdienās esošās veģētācijas iz-vērtējumu pēc Ķemeru Nacionālā parka dabas aizsardzības plāna datiem par augāju, var redzēt, ka tur, kur veikts urbums, nav iezīmēts hāru augājs. Tas liecina, ka hāru aizņemtās platības mūsdienās ir lielākas vai arī to oogoniji spēj labi nogulsneties visā ezerā.

Analizējot augu makroatlieku paraugus, redzams, ka gitijas nogulumu slānī zem kar-bonātiskās gitijas (KE_1 ~ 22 cm, KE_2 ~ 18 cm un KE_3 ~ 30 cm dziļumā) parādās vairāk sadalījušās augu makroatliekas, kas virsējos slāņos bija nelielā skaitā. Intervālā no 5 līdz 0 cm dziļumam to pat gandrīz nemaz nebija. Jūras najādas *Najas marina* sēklas tika konstatētas tikai virsējos nogulumu slāņos. Tas liecina par ezera aizaugšanu, un aizaugums aizņem diezgan lielas ezera platības (sk. 4.2. nod.). Jūras najādas parasti aug kalcifilos eze-ros ar seklu baseinu. Piemēram, Minesotā veiktie 10 ezeru pētījumi parāda kopējo iezīmi, ka jūras najādām patiek sārmaina vide, sākot ar 136–481 ppm (vid. 246 ppm), ezeru pH svārstījās no 8,3 līdz 9,4 (vid. 8,8). Lielākajai daļa ezeru maksimālais dziļums bija mazāks



3.26. attēls. Kaņiera ezera (KE_3 urbuma) nogulumu augu makroatlieku sastāvs

par 4,6 m. Visbiežāk *Najas marina* aug kopā ar tādiem ūdensaugiem kā ķemmveida glīvene *Potamogeton pectinatus* sin. *Stuckenia pectinata*, iegrimusi raglape *Ceratophyllum demersum*, ezera meldrs *Scirpus lacustris* sin. *Schoenoplectus acutus*, ziemeļu daudzlape *Myriophyllum sibiricum*, trejdaivu ūdensziņš *Lemna trisulca*, Frīza glīvene *Potamogeton friesii*, lokanā najāda *Najas flexilis*, rūpija *Ruppia cirrhosa* un purva diedzene *Zannichellia palustris* (Rosendahl, Butters, 1935; Rosendahl, 1939). Uz ezera piesārņojumu ar barības vielām norāda arī tur augošā ķemmveida glīvene *Potamogeton pectinatus*, kas aug barības vielām bagātos ūdeņos (Grinberga, 2012).

Ir zināms, ka *Najas marina* sugai piemīt elastīga tolerance pret sliktu ūdens kvalitāti. Tā dažreiz izdzīvo pat ļoti eitrofos ezeros, kad ikgadējā aļģu ziedēšana ievērojami samazina ūdens dzidrumu. Šādās situācijās *Najas marina* var būt viens no nedaudzajiem ūdens makrofītiem, kas spēj izdzīvot tādos apstākļos. Situācijā, kad konkurence ir samazinājusies, *Najas marina* var kļūt pat dominējošā suga. Tomēr lielākajā daļā gadījumu *Najas marina* aug ezeros, kur ūdens ir skaidrāks un ūdensaugu sabiedrība ir neskarta un stabila (Rosendahl, Butters, 1935; Rosendahl, 1939).

Ezera nogulumos lielā skaitā tika konstatētas molusku jeb gliemežu čaulas. Dažos ezera nogulumu slāņos tās tika atrastas veselas jeb nesadrupušas, bet dažos tās bija salauzītas. Ezera nogulumos vairāk bija vienčaulu gliemežvāku gastropodu (Gastropoda). Turklāt ir konstatētas arī gliemenes – ziemeļu ēdamgliemenes jeb mīdijas *Mytilus edulis*. Stipri karbonātiskajos nogulumos lielā skaitā parādās arī ostrakodu čaulas.

3.3.5. Metālu sastāvs

Kaņiera ezera nogulumu metāla sastāvs tika pētīts divu urbumu (KE_2, KE_3) nogulumu virsējos 50 cm, lai iegūtu plašāku priekšstatu par nogulumu apstākļu izmaiņām un ezera apkārtnē notikušajiem procesiem. Kaņiera ezera nogulumos noteikti 12 ķīmiskie elementi. Iegūtie metālu sastāva analīžu dati no abiem urbumiem uzrāda atšķirīgas ķīmisko elementu koncentrāciju izmaiņas griezumos.

Analizējot KE_2 urbuma nogulumu metālu analīzes rezultātu diagrammu (3.27. att.), var redzēt, ka izceļas intervāli, kas sakrīt ar ezera nogulumu sastāva izmaiņām un karsēšanas zudumu analīzes rezultātiem (3.21. att.).

50 līdz 44 cm dziļumā iegul smalka smilts, kur metālu elementu koncentrācijas bija mazākas nekā pārsedzošajos gītijas nogulumos. Piemēram, Ca koncentrācija smilts nogulumos bija pat gandrīz 10 reizes mazāka (9419–92518 mg/kg), Mn 8 reizes mazāka (44–349 mg/kg), Na un Mg 6 reizes mazāka (28–174, 1843–11672 mg/kg).

Kaņiera ezera KE_2 urbuma nogulumos noteikto elementu vidējās absolūtās koncentrācijas tika rēķinātas diviem dziļuma intervāliem (45–25 un 25–0 cm). 45 līdz 25 cm dziļumā elementi sadalās šādi: Ca>Mg>Fe>Mn>K>Na>Zn>Pb>Cu>Cd>Ni>Co, bet virsējā nogulumu slānī Ca>Mg>Fe>K>Mn>Na>Zn>Cu>Ni>Cd>Pb>Co.

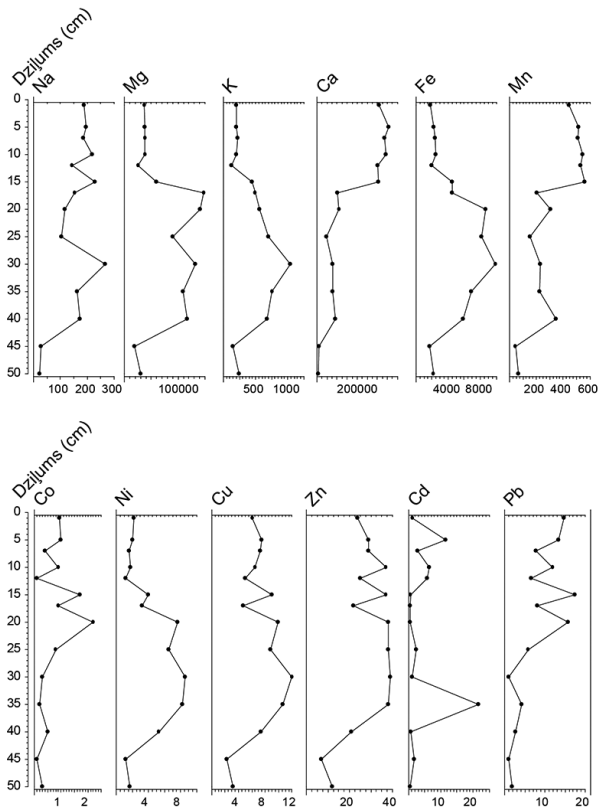
Ca, Mg, Fe elementu relatīvi paaugstinātu koncentrāciju ietekmē dabiskie procesi, bet Pb paaugstinātā koncentrācija virsējos slāņos liecina par reģionālo piesārņojumu.

Dziļuma intervālā no 44 līdz 15 cm līdz ar nogulumu litoloģiskajām izmaiņām izmaiņās arī sārmu metālu koncentrācijas – tās pieaug. Co vidējā koncentrācija šajā intervālā ir 0,45 mg/kg, kas ir raksturīga Co koncentrācija nepiesārņotos nogulumos (MK noteikumi Nr. 362, 2006). Šajā intervālā savas maksimālās koncentrācijas sasniedz K (1038 mg/kg),

Mg (14810 mg/kg), Cu (12 mg/kg), Cd (21,76 mg/kg) un Ni (8,6 mg/kg). Šajā intervālā pieaug arī Fe koncentrācijas (līdz 9906 mg/kg), bet, nogulumiem turpinoties uzkrāties (15–0 cm), tās samazinās līdz 1811 mg/kg.

Dziļuma intervālā no 15 līdz 1 cm vērojama vēl izteiktāks Ca koncentrācijas pieaugums nogulumos (no 110125 līdz 356856 mg/kg), kas arī atspoguļojas karsēšanas zudumu rezultātu diagrammā, kur strauji pieaug karbonātisko vielu daudzums. Mg vērtības, salīdzinot ar iepriekšējo intervālu, 15 cm dziļumā strauji krīt (no 14810 līdz 5972 mg/kg) un, turpinoties uzkrāties nogulumiem, to koncentrācija samazinās līdz 3723 mg/kg, kas tomēr ir augstāka nekā citos ezeros Latvijā (Stankeviča et al., 2012 a, b). Līdzīgi arī K koncentrācijas samazinās Kaņiera ezera KE_2 pētītā urbuma nogulumos.

Pb koncentrācijas ezera nogulumos fluktuē no < 1–17,4 mg/kg ar tendenci palielināties virsējos 20 cm, tomēr tā koncentrācija ir neliela (Kļaviņš et al., 2011). Savukārt ievērojami lielākas Pb koncentrācijas parādās KE_3 nogulumos (2.28. att.), kur tā koncentrācija visā griezumā ir gandrīz nemainīga (~ 35 mg/kg). Kaņiera ezera nogulumu KE_3 urbumā stipri lielākas ir arī Co un Ni koncentrācijas (vid. 4,2; 5,8 mg/kg).



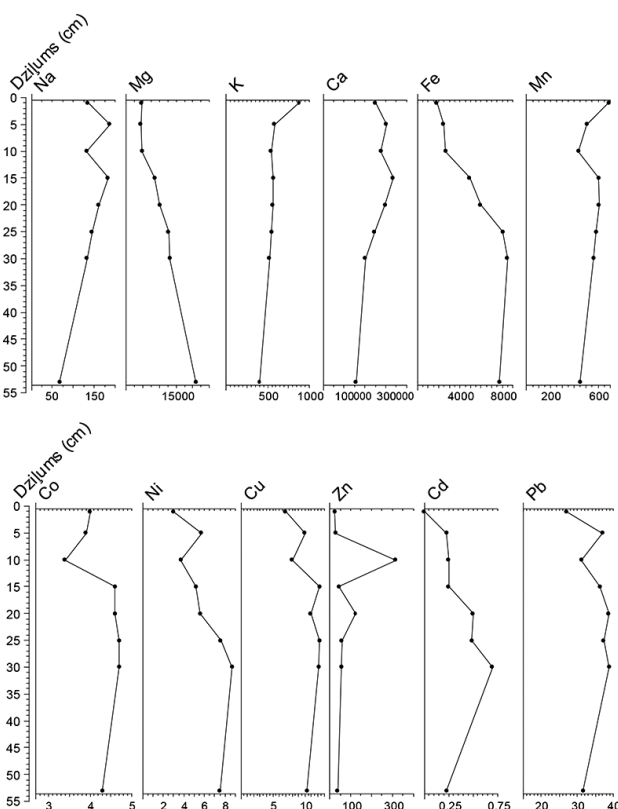
3.27. attēls. Kaņiera ezera nogulumu metālu sastāvs (KE_2 urbums)

Figure 3.27. Metal composition from Lake Kaņieris sediments (core KE_2)

Cu, Zn un Fe koncentrācijas pieaugums (KE_2 urbuma) nogulumu intervālā 45–13 cm var būt saistīts ar šo metālu bagātināšanos ezera nogulumos, kas, savukārt, var būt saistīti ar organisko vielu daudzuma palielināšanos.

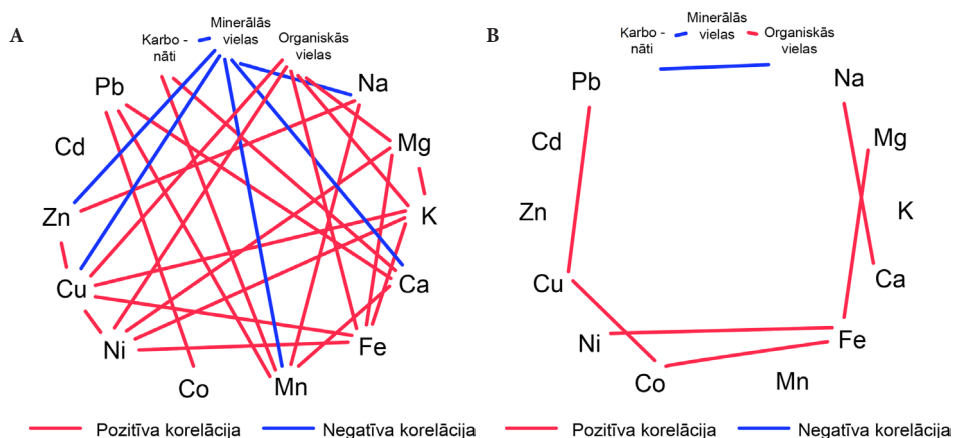
KE_3 urbuma metālu sastāva diagrammā K koncentrācija virsējā nogulumu centimetrā pieaug pusotru reizi, sasniedzot 877 mg/kg. Ca koncentrācija paraugos ir 157334–335540 mg/kg. Cd koncentrācija KE_3 nogulumu griezumā bija zema (vidēji 0,34 mg/kg). Fe savu maksimumu sasniedza intervālā 35–25 cm, kur tā koncentrācija bija 8250 mg/kg, un pēc tam pamazām kritās, līdz sasniedza 1800 mg/kg virsējā nogulumu centimetrā. Līdzīga tendence bija vērojama arī KE_2 nogulumu urbumā.

Salīdzinot Kaņiera ezera urbumu KE_2 un KE_3 nogulumu ķīmisko elementu sastāva rezultātu diagrammas, var redzēt, ka KE_3 griezumā ir daudz vienmērīgāks un smago metālu fluktuācijas ezera nogulumos ir mazākas. Savukārt Na koncentrācijas abos griezumos ir ļoti līdzīgas – KE_2 urbumā vidēji ir 179 mg/kg (neņemot vērā smilts nogulumu rezultātus) un KE_3 urbumā vidēji 154 mg/kg. Mg abos griezumos ir tendence samazināties, un virsējā nogulumu centimetrā tā koncentrācija ir 3723 mg/kg KE_2 urbumā un 4679 mg/kg KE_3 urbumā.



3.28. attēls. Kaņiera ezera nogulumu metālu sastāvs (KE_3 urbums)

Figure 3.28. Metal composition from Lake Kaņieris sediments (core KE_3)



3.29. attēls. Kaņiera ezera nogulumu metālu un LOI statistiski būtiska elementu korelācija ($p > 0,01$); A – KE_2, B – KE_3

Figure 3.29. Statistically significant element and LOI correlations ($p > 0.01$) in Lake Kaņieris sediments; A – KE_2, B – KE_3

Kaņiera ezera nogulumu metālu un karsēšanas zudumu analīžu rezultātu statistiskā korelācija parāda izteiktas atšķirības starp abiem urbumiem. Paraugu izlases apjoms korelācijai no KE_2 ir 14 un no KE_3 – 8, attiecīgi par statistiski nozīmīgu var saukt rezultātu $|r| \geq 0,661$ un $|r| \geq 0,834$ (Liepa, 1974). Ezera nogulumu galveno komponentu analīze skaidri parāda būtiskās atšķirības ezera dažādās vietās (3.29. att.), tās atspoguļo elementu savstarpējo attiecību mainību. Līdz ar to nogulumu profilu izvietojums, ezera veidošanās raksturs un iespējamo ķīmisko elementu pieplūdes avoti ir ietekmējuši elementu satura absolūtās koncentrācijas un to sadalījumu pētītā ezera profilos.

Cd nav statistiski būtiskas korelācijas Kaņiera ezera KE_2 nogulumos (3.29. att. A). Minerālām vielām ir negatīva korelācija ar KV ($r = -0,781$), Zn ($r = -0,688$), Mn ($r = -0,766$), Ca ($r = -0,712$), Na ($r = -0,824$). Būtiskas pozitīvas korelācijas novērojamas elementu pāros K-Mg ($r = 0,834$), Fe-Mg ($r = 0,845$), Fe-K ($r = 0,940$), Mn-Na ($r = 0,685$), Mn-Ca ($r = 0,952$), Ni-Mg ($r = 0,810$), Ni-K ($r = 0,937$), Ni-Fe ($r = 0,965$), Cu-K ($r = 0,769$), Cu-Fe ($r = 0,801$), Cu-Ni ($r = 0,842$), Zn-Na ($r = 0,665$), Zn-Cu ($r = 0,886$), Pb-Ca ($r = 0,688$), Pb-Mn ($r = 0,677$), Pb-Co ($r = 0,849$), OV-Mg ($r = 0,773$), OV-K ($r = 0,925$), OV-Fe ($r = 0,944$), OV-Ni ($r = 0,944$), OV-Cu ($r = 0,794$).

Kaņiera ezera KE_3 nogulumos noteiktajiem metāliem nav statistiski būtiskas korelācijas tādiem elementiem kā Cd, Zn, Mn, K (3.29. att. B) un ir divas statistiski negatīvas korelācijas: KV-MV ($r = -0,950$) un KV-OV ($r = -0,992$). Pozitīvas korelācijas ir starp Pb-Cu ($r = 0,837$), Cu-Co ($r = 0,956$), Co-Fe ($r = 0,845$), Fe-Ni ($r = 0,913$), Fe-Mg ($r = 0,861$), Ca-Na ($r = 0,907$). Visticamāk, Cu un Pb ir saistīti ar antropogēno piesārņojumu.

Kaņiera ezera virsējie nogulumu, salīdzinot ar citiem pētītajiem ezeriem, uzrāda ļoti augstas Ca un Mn vērtības, un, līdzīgi kā V. Lepanes u. c. (Lepane et al., 2007) pētījumā, tiek pieņemts, ka tas saistīts ar CaCO_3 formu un ka Ca un Mn vērtību ietekmē lokālie procesi.

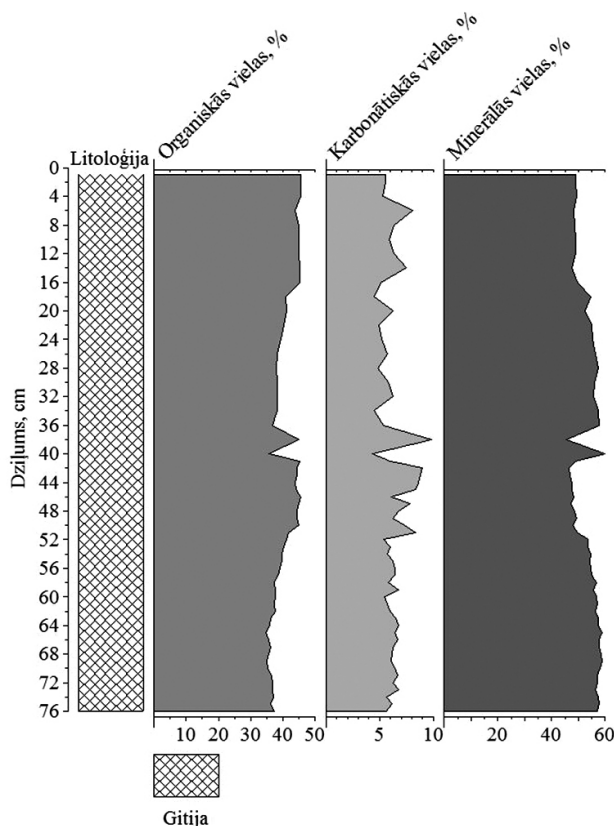
Korelācijas analīze parāda, ka ķīmisko elementu uzkrāšanos nosaka to izcelsme un faktori, kas ietekmē to akumulāciju un kas uz katru elementu iedarbojas atšķirīgi.

3.4. Lilastes ezera nogulumumi

Ezera nogulumumi detāli pētīti 2 vietās. Ezera nogulumu paraugi tika ievākti ZR daļā 3 m attālumā no krasta (LE_1), netālu no viesu mājas Medzābaki, kur bija visbiežākais ezera nogulumu slānis. Zondējot ezeru gar ezera krastu tā litorālajā daļā, var spriest, ka nogulumumi neuzkrājas ezera dienvidu un austrumu daļā, kur ir ietekas (Dūņezers, Melnupe). Tika ievākti un analizēti arī nogulumumi no LE_2 urbuma, kas veikts ezera vidū (2.5. att.).

3.4.1. Nogulumumu sastāvs

Lai iegūtu informāciju par Lilastes ezera nogulumu uzkrāšanās apstākļu izmaiņām un ezera ūdens līmeņa svārstībām u. c., darba autore analizēja karsēšanas zudumu 56 ievāktajiem paraugiem no LE_2 urbuma un 165 paraugiem no LE_1 urbuma.



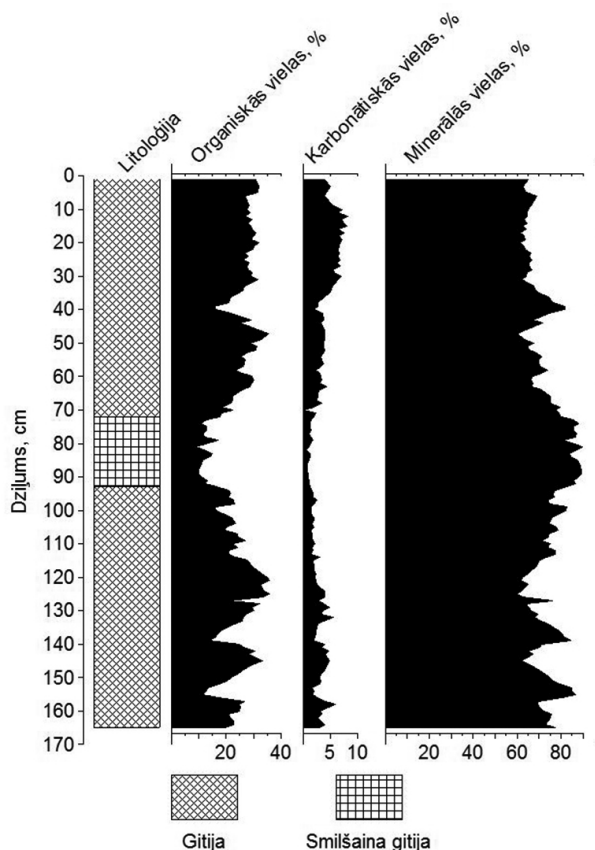
3.30. attēls. Lilastes ezera (LE_2 urbuma) nogulumos noteiktais organisko vielu, karbonātisko vielu un minerālo vielu daudzums

Figure 3.30. Content of organic, carbonatic and mineral matter from Lake Lilastes sediments (core LE_2)

Lilastes ezera LE_2 urbuma nogulumu sastāva diagrammā (3.30. att.) dziļuma intervālos 51–36 un 18–0 cm vērojama neliela organisko vielu daudzuma palielināšanās, sasniedzot vidēji 44 un 45%. Šajos intervālos arī karbonātisko vielu daudzums nedaudz pieaug, sasniedzot vidēji 7,5 un 6%.

Izvērtējot iegūtos Lilastes ezera LE_2 urbuma nogulumu analīzes rezultātus intervālā 76–0 cm, kopumā redzams, ka gan organisko vielu, gan karbonātisko vielu daudzums un līdz ar to arī minerālo vielu procentuālais daudzums šajā spektrā ir ļoti vienvēdīgs – pārsvarā organisko vielu daudzums svārstās ap 40%, karbonātisko vielu daudzums ir aptuveni 6% un minerālo vielu daudzums vidēji 23%. Lielākās izmaiņas, kas tāpat ir nenozīmīgas, parādās 36 cm dziļumā.

Pēc LE_1 urbuma nogulumu karsēšanas zudumu analīzes rezultātiem sastādītā diagramma uzrāda lielākas un izteiktākas fluktuācijas nekā nogulumu griezumā rezultāti (urbums veikts nosacīti ezera vidū) (3.31. att.). Nogulumu intervālā no 165 līdz 93 cm



3.31. attēls. Lilastes ezera (LE_1 urbuma) nogulumos noteiktais organisko vielu saturs, karbonātisko vielu un minerālo vielu daudzums

Figure 3.31. Content of organic, carbonatic and mineral matter from Lake Lilastes sediments (core LE_1)

organisko vielu daudzums vidēji ir 24%, karbonātisko vielu – vidēji 2,9% un minerālo vielu daudzums attiecīgi 73%. Nogulumiem turpinot uzkrāties, intervālā 93–72 cm samazinās organisko vielu (līdz 13%) un karbonātisko vielu (līdz 1,3%) daudzums, bet pieaug minerālo vielu procentuālais daudzums. Tas liecina par erozijas procesiem ezera sateces baseinā. Mainoties nogulumu uzkrāšanās apstākļiem un samazinoties erozijai, ezera nogulumos vairāk sāk uzkrāties organiskās un karbonātiskās vielas. Šī slāņa uzkrāšanās turpinās līdz 40 cm dziļumam, kad nogulumu sastāvā īslaicīgi palielinās minerālo vielu daudzums. Pēc šīm izmaiņām nogulumos griezumā augstāk atkal vairāk sāk uzkrāties organiskās vielas, kuru daudzuma fluktuācijas ir mazāk izteiktas.

Nogulumu intervālā no 35 līdz 0 cm vērojama intensīvāka karbonātisko vielu uzkrāšanās – tā sasniedz 6,5% nogulumu sastāvā. Šāda tendence, kad virsējos nogulumos pieaug karbonātisko vielu procentuālais daudzums, ir vērojama arī citu pētīto ezeru nogulumos (3.1., 3.12., 3.21. att.).

Analizējot LE_1 urbuma karsēšanas zudumu analīzes rezultātu diagrammu, iezīmējas izteiktas fluktuācijas ezera nogulumu sastāvā, ko, iespējams, ir izraisījušas ezera ūdens līmeņa svārstības, kuru rezultātā ezerā tiek ienestas papildu minerālvielas. Salīdzinot abu urbumu karsēšanas zudumu diagrammas, redzams, ka ezera vidū šīs fluktuācijas ir ļoti nelielas. Iespējams, tas ir saistīts ar ūdens dziļumu ezera vidū, ezerdobes morfoloģiju un spoguļa laukuma lielumu. Darba autore šīs fluktuācijas piekrastes nogulumos skaidro ar ezera ikgadējo applūšanu gandrīz 60 ha platībā, kas ir vidēji 45 m plata josla ezeram pieguļošajā teritorijā (Meliorprojekts, 2007), bet šādam apgalvojumam ir nepieciešami nogulumu datējumi ar ^{210}Pb metodi.

3.4.2. Nogulumu bioloģiskais sastāvs

Analizējot ezera nogulumu bioloģisko sastāvu (3.4. tab.), tika konstatētas divas zilaļģu ģintis (*Anabaena*, *Gloetrichia*), bet, pēc zinātniskās literatūras datiem, mūsdienās antropogēnās slodzes ietekmē ezerā ir konstatētas vairākas zilaļģu sugas: *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Oscillatoria* spp. u. c. (Balode u. c., 2005). Zilaļģes var veidot blīvas planktona audzes un izraisīt eitrofo ūdeņu ziedēšanu. Zilaļģes tika konstatētas ezera nogulumu virsējā slānī, izņemot pašu augšējo 5 cm nogulumu slāni. Tās vidēji ir 5% katra nogulumu parauga bioloģiskajā sastāvā.

Augstāko augu atliekas ezera nogulumos bija labi sadalījušās, un bija grūti tās precīzi identificēt. Vienīgi grīšļu *Carex* un ūdensrožu dzimtas *Nymphaeaceae* augu atliekas bija iespējams identificēt dziļuma intervālā 7–1 cm.

Ezera nogulumu sastāvā bija liels daudzums diatomeju, kas vidēji bija 35% no nogulumu bioloģiskā sastāva. Lielākā daļa no tām bija *Melosira* spp. un *Fragilaria* spp. *Melosira* suga, kas parasti ir svarīgas saldūdens fitoplanktona sezonālā komponentes (Sigge, 2005). *Melosira* sugas resursu limitējošie faktori ir gaisma un fosfors (Kilham, 1990).

Ezera nogulumu augšējā slānī (10–0 cm) tika atrastas arī *Navicula*, *Nitzschia*, *Cymbella*, *Surirella* diatomejas. Neliels *Pleurosigma* īpatņu skaits tika atrasts griezumā dziļumos 40 un 25 cm. Visos pētītajos Lilastes ezera nogulumos tika atrastas zaļāļģes, galvenokārt pārstāvētas ar *Pediastrum*, *Tetaedron*, *Staurastrum*.

Izmantojot nogulumu bioloģiskā sastāva analīzes datus, noteikts, ka nogulumus visā pētītajā griezumā veido diatomeju gitija (3.4. tab.).

Lilastes ezera nogulumu bioloģiskais sastāvs

Table 3.4.

Biological composition from Lake Lilaste sediments

Dziļums, cm	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
0–1 Diatomeju gitija	Augstākie augi	<i>Carex, Nymphaeaceae</i>	20
	Putekšņi, sporas	<i>Pinus</i>	5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia</i>	10
	Amorfais detrits		15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē <i>Navicula placentula, Nitzschia, Cymbella</i> <i>cistula</i>	30 1
	Zaļalģes	<i>Pediastrum</i> spp.	5
	Zeltaļģes		1
5–6 Diatomeju gitija	Augstākie augi	<i>Carex, Nymphaeaceae</i>	20
	Putekšņi, sporas	<i>Pinus</i>	5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia</i>	10
	Amorfais detrits		15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē <i>Navicula placentula, Nitzschia, Cymbella</i> <i>cistula</i>	30 1
	Zaļalģes	<i>Pediastrum</i> spp.	5
	Zeltaļģes		1
6–7 Diatomeju gitija	Augstākie augi	<i>Carex, Nymphaeaceae</i>	10
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia</i>	10
	Amorfais detrits		15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē <i>Surirella, Navicula, Nitzschia, Cymbella</i>	40 1
	Zilaļģes	<i>Anabaena</i>	5
	Zaļalģes	<i>Pediastrum</i> spp., <i>Tetaedron</i>	1
9–10 Diatomeju gitija	Zeltaļģes		1
	Augstākie augi		5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia, Rhizopoda</i>	10
	Amorfais detrits		15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē <i>Surirella, Navicula, Nitzschia, Cymbella</i>	40
	Zilaļģes	<i>Anabaena</i>	5
	Zaļalģes	<i>Tetaedron</i>	1
	Zeltaļģes		1

3.4. tabulas turpinājums

Dziļums, cm	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
11 Diatomeju gitija	Augstākie augi		5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia, Rhizopoda</i>	10
	Amorfais detrīts		15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē	35
	Zilaļģes	<i>Anabaena</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i> spp.	5
	Zeltaļģes		1
13 Diatomeju gitija	Augstākie augi		5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia, Rhizopoda</i>	10
	Amorfais detrīts		15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē	30
	Zilaļģes	<i>Anabaena</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i> spp. <i>Straurastrum</i>	5–10 1
	Zeltaļģes		1
15 Diatomeju gitija	Augstākie augi		5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia, Rhizopoda</i>	10
	Amorfais detrīts		15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē <i>Surirella</i>	35 1
	Zilaļģes	<i>Anabaena</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i> spp. <i>Tetraedron</i>	10 1
	Zeltaļģes		
20 Diatomeju gitija	Augstākie augi		5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia, Rhizopoda</i>	10
	Amorfais detrīts		15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē <i>Navicula</i>	30 1
	Zilaļģes	<i>Anabaena</i>	10
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i> spp.	10
	Zeltaļģes		1
25 Diatomeju gitija	Augstākie augi	<i>Carex, Scheucheria</i>	5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia, Rhizopoda</i>	10–15
	Amorfais detrīts		10–15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē <i>Navicula, Pleurosigma</i>	40 1
	Zilaļģes	<i>Anabaena</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i> spp.	5
	Zeltaļģes		1

3.4. tabulas turpinājums

Dziļums, cm	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
30 Diatomeju gitija	Augstākie augi		5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrits		10
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē <i>Surirella</i>	35 1
	Zilaļģes	<i>Anabaena, Gloetrichia</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i> spp. <i>Straurastrum</i>	10 1
	Zeltaļģes		1
35 Diatomeju gitija	Augstākie augi		5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrits		10
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē <i>Surirella</i>	35 1
	Zilaļģes	<i>Anabaena</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i> spp. <i>Straurastrum</i> <i>Tetraedron</i>	10 1 1
	Zeltaļģes		1
40 Diatomeju gitija	Augstākie augi		5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrits		10
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē <i>Surirella, Pleurosigma</i>	35 1
	Zilaļģes	<i>Anabaena, Gloetrichia</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i> spp. <i>Straurastrum</i> <i>Tetraedron</i>	10 1 1
	Zeltaļģes		1
45 Diatomeju gitija	Augstākie augi		5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrits		10
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē <i>Surirella</i>	35 1
	Zilaļģes	<i>Anabaena, Gloetrichia</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i> spp. <i>Straurastrum</i>	10 1
	Zeltaļģes		1

3.4. tabulas turpinājums

Dziļums, cm	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
50 Diatomeju gitija	Augstākie augi		5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīv. atliekas	<i>Cladocera, Insecta, Spongia, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrits		10–15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria</i> – dominē <i>Surirella</i>	40 1
	Zilaļģes	<i>Anabaena, Gloetrichia</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i> spp.	5
	Zeltaļģes		1

3.4.3. Sporu-putekšņu sastāvs

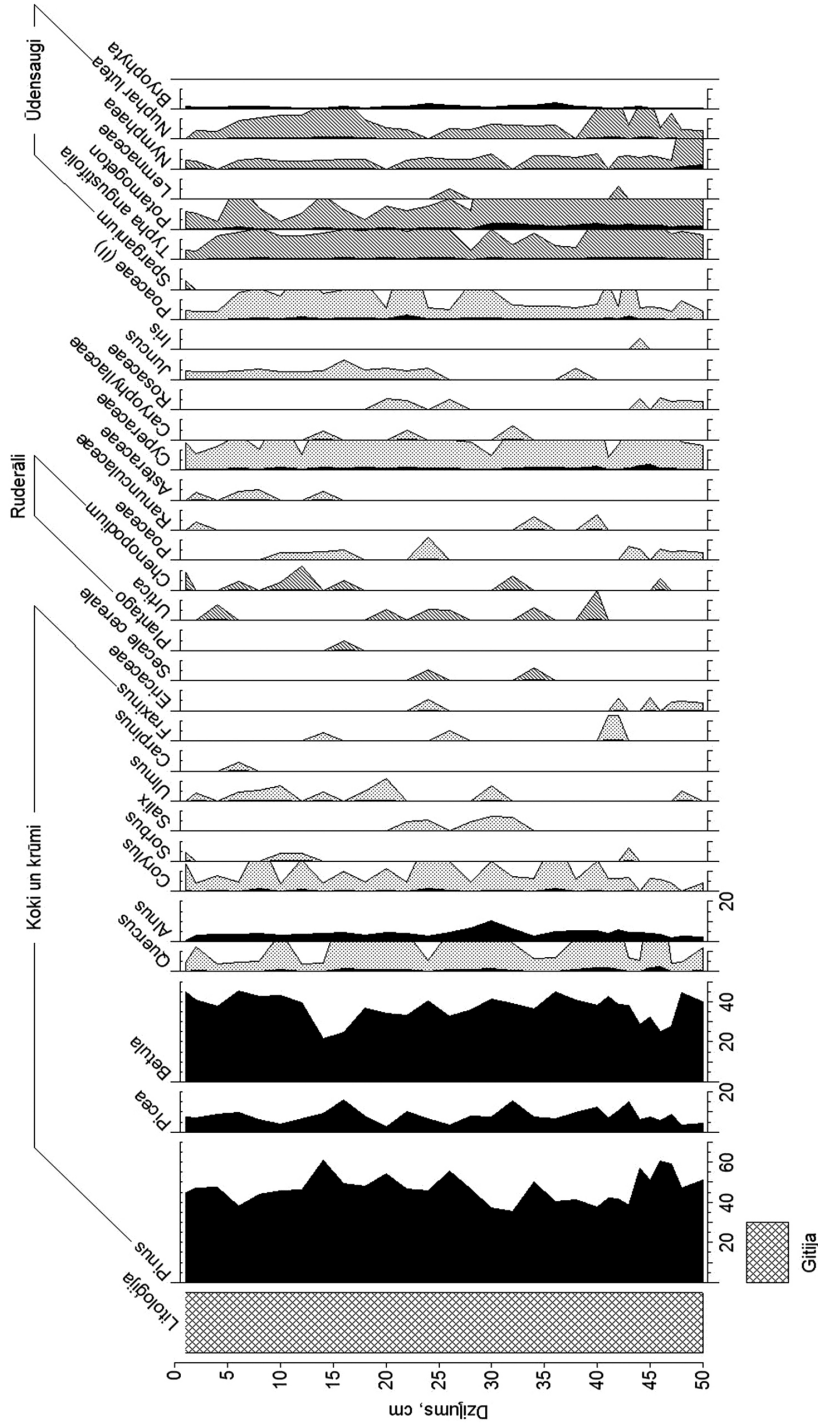
Analizējot Lilastes ezera sporu-putekšņu procentuālo diagrammu (3.32. att.), var redzēt, ka putekšņu sastāvā dominē priedes *Pinus* un bērza *Betula* putekšņi, kas kopā visā pētītajā griezumā (LE_1) veido vidēji 80% no kopējās putekšņu summas. Kopumā izvērtējot iegūtos datus, var secināt, ka putekšņu sastāvs un to daudzums visā pētītajā griezumā ir ļoti līdzīgs. Nedaudz iezīmējas intervāls no 48 līdz 44 cm, kur priežu putekšņu procentuālais daudzums sasniedz 60%, bet bērzu putekšņu procentuālās vērtības samazinās. Šajā intervālā iezīmējas arī ēriku *Ericaceae* un rožu *Rosaceae* dzimtas putekšņu vērtību pieaugums. Ēriku dzimtas putekšņi norāda vairāk uz priežu mežu lokālo ietekmi. Tai pašā laikā rožu dzimtas putekšņi norāda uz atklātākām vietām (pļavām), kur visbiežāk aug šīs dzimtas augi (Priedītis, 2014). Lai gan graudzāles *Poaceae* bieži aug gan pļavās, gan mežos, tomēr to putekšņus uzskata par atklātāku teritoriju indikatoriem (Bussell, 1988), kam ir lokāls raksturs (Behre, 1981).

Par cilvēka darbību liecina kultivēto zemju graudaugu putekšņi (*Cereales*), kas šajā griezumā tika konstatēti ļoti nelielā skaitā divos dziļumos (34 un 24 cm), kā arī rudrālo augu putekšņu, tai skaitā ceļtekas *Plantago*, nātres *Urtica*, balandas *Chenopodium* putekšņu, klātbūtne, kas izteiktāk iezīmējas diagrammā no 40 cm dziļuma līdz mūsdienām.

Griezumā no 14 cm dziļuma līdz mūsdienām konstatēti asteru *Asteraceae* dzimtas putekšņi, daļa no tiem, iespējams, bija mauragas *Hieracium* tipa putekšņi, jo to izmērs bija ~ 18 μm (Florenzano et al., 2012). No asteru dzimtas putekšņiem vēl tika identificēti dzelzenes *Centaurea* putekšņi, kas arī norāda uz noru un pļavu klātbūtni (Priedītis, 2014).

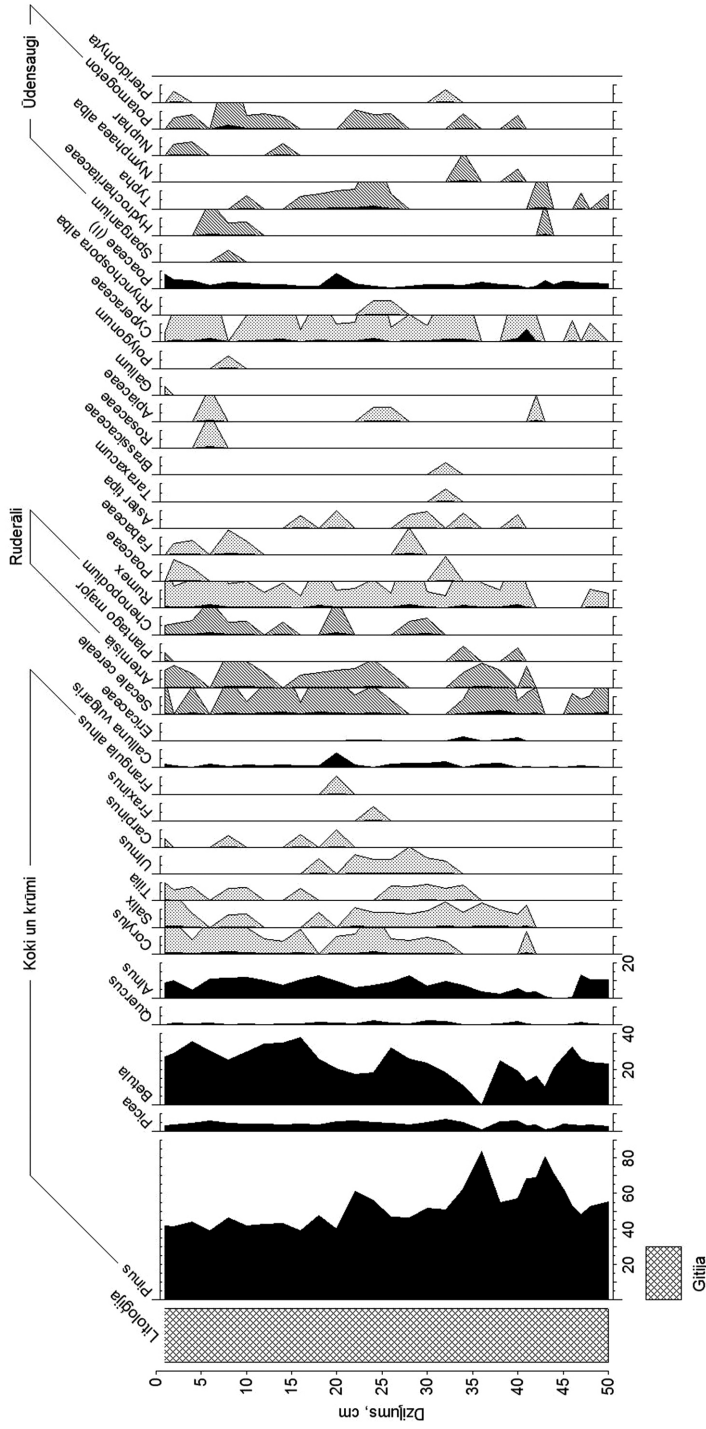
Pētītā LE_1 urbuma nogulumos diezgan lielā skaitā (5–24) tika konstatēti ūdensaugu putekšņi, kurus pārstāvēja ežgalvītes *Sparganium*, šaurlapu vilkvāļītes *Typha angustifolia*, glivenes *Potamogeton*, ūdensziedu *Lemnaceae*, ūdensrozes *Nymphaea*, lēpes *Nuphar lutea* putekšņi. Sūnaugu *Bryophyta* sporas tika konstatētas visā pētītajā ezera nogulumu griezumā.

Analizējot ezera LE_2 urbuma nogulumu sporu-putekšņu procentuālo diagrammu (3.33. att.), var novērot, ka priedes *Pinus* putekšņu procentuālais daudzums vienmērīgi samazinās no dziļākajiem slāņiem līdz mūsdienām. Egles *Picea* putekšņu skaits ir ļoti neliels un fluktuācijas neizteiktas. Nogulumu augšējos 40 cm nelielā skaitā parādās lazdas *Corylus* un kārķu *Salix* putekšņi, kas var norādīt uz apkārt esošās teritorijas aizaugšanu ar krūmiem vai uz pameža parādīšanos, tāpat šie putekšņi var tikt ienesti ar ezera ietekām.



3.32. attēls. Līlāstes ezera (LE_1 urbuma) nogulumu putekšņu procentuālā diagramma

Figure 3.32. Pollen percentage diagram from LE_1 sediment core of Lake Līlāste



3.33. attēls. Lilastes ezera (LE_2 urbuma) nogulumu putekšņu procentuālā diagramma

Figure 3.33. Pollen percentage diagram from core LE_2 sediment of Lake Lilaste

Visā pētītajā LE_2 urbuma griezumā ir konstatēti kultivēto zemju augu putekšņi, bet it īpaši to daudzums palielinās dziļuma intervālā 40–35 cm, un tas liecina par lielāku antropogēnās ietekmes intensitāti šajā laikā. To apstiprina arī rudērālo augu putekšņu klātbūtne.

Salīdzinot LE_1 un LE_2 urbuma putekšņu procentuālās diagrammas, var redzēt, ka LE_2 griezumā, kas atrodas ezera vidū, ūdensaugu putekšņu ir mazāk nekā LE_1 griezumā, kas atrodas netālu no krasta, kur to ir vairāk. Tas ir skaidrojams ar lielāku ūdensaugu izplatību ezera litorālē.

Vaskulāro augu putekšņu skaita palielināšanās var ne tikai norādīt uz atklātāku teritoriju, bet arī liecināt par sateces baseinā esošā meža eitrofikāciju, ko pēdējos gadu desmitos izraisījis N piesātinājums dabā no degvielas sadegšanas un ar nitrātiem piesārņotie lauksaimniecības ūdeņi (Bobbink et al., 1998), un tas var veicināt dažu sugu savairošanos (Walker, Preston, 2006). Piemēram, N var nokļūt ezerā, jo tā apkārtnē esošos priežu mežos var būt novērojama strauja pāreja no N deficīta (Ellenberg, 2009) līdz piesātinājumam, jo šeit dominējošie augi aug lēni un nespēj samazināt lieko N ar tā uzņemšanu sevi (Prietzl, Kölling, 1998). Bet, ilgstošāk esot N piesātinājumam, priežu mežos var attīstīties pamežs un savairoties vaskulārie augi, atspoguļojot strauju nelineāru pāreju no oligotrofiskās vides uz meža ekosistēmas eitroficēšanos (Ewald, 2007).

3.4.3. Makroatlieku sastāvs

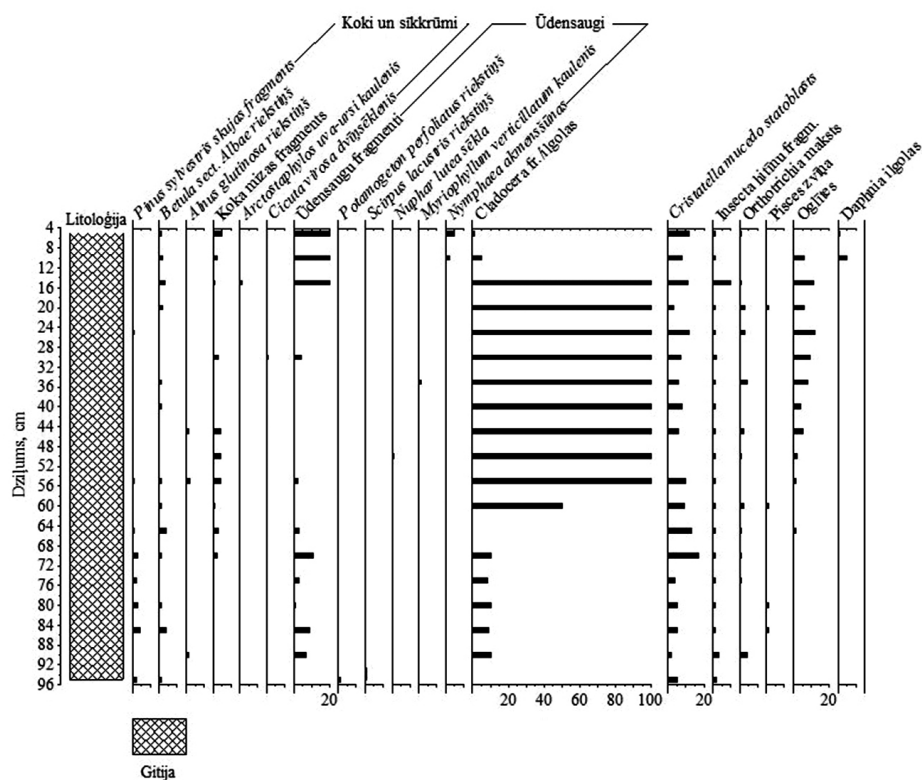
Darba autore analizēja LE_1 un LE_3 urbuma nogulumu augu makroatliekas, kas atrodas tuvu ezera krastam (2.5. att.), kur izplatītas eitrofiem ezeriem raksturīgas iegrimušo ūdensaugu un peldaugu augāja sugas (Enģele, Sniedze-Kretalova, 2013a). Analīzes gaitā tika identificēti gan sauszemes, gan arī ūdensaugu un dzīvnieku atliekas.

Urbuma LE_1 nogulumu griezuma paraugos tika identificētas bērza *Betula*, priedes *Pinus sylvestris* un melnalkšņa *Alnus glutinosa* atliekas (3.34. att.). Lai gan ezera apkārtnē dominē priežu meži, tomēr bērzu (*Betula* sect. *Albae*) riekstiņi tika konstatēti biežāk nekā priedes skuju fragmenti, tie vairāk parādās 85–65 cm dziļumā. Bet tas nenozīmē, ka ezera apkārtnē priežu ir mazāk, jo, ja nogulumu neuzrāda skuju fragmentus, tajos tika konstatēti priedes mizas fragmenti arī pašos virsējos nogulumos (20–0 cm). Pēc bērza riekstiņu atliekām var spriest, ka, lai arī nelielā skaitā, tomēr bērzs ezera apkārtnē ir audzis visu laiku.

Ezera nogulumu virsējos 10 cm (LE_1) tika identificētas ūdensrozes *Nymphaea* akmenssūnas, kas liecina par ūdensrožu augšanu ezerā, lai gan to sēklas netika atrastas. Tās visbiežāk aug stāvošos un lēni tekošos ūdeņos. No ūdensrožu dzimtas vēl tika konstatēta arī dzeltenās lēpes *Nuphar lutea* sēkla 50 cm dziļumā, bet visā griezumā augstāk virs 50 cm tika konstatēti lēpes auga fragmenti, kas norāda uz tās augšanu līdz mūsdienām. Savukārt mieturu daudzlapas *Myriophyllum verticillatum* kaulenis tika atrasts nogulumu paraugā 35–30 cm dziļumā.

Ezera nogulumu augu makroatlieku paraugos tika uzskaitīti arī ūdensaugu lapu fragmenti, kur virsējos 20 cm izteikti dominēja glīveņu *Potamogeton* ģints lapu atliekas, bet to sēkla tika atrasta tikai paraugā nogulumu intervālā 95–90 cm.

No mitru vietu augiem ezera nogulumos (95–90 cm dziļumā) tika konstatēts ezera meldra *Scirpus lacustris* riekstiņš, kas pieder pie grīšļu dzimtas lakstaugiem



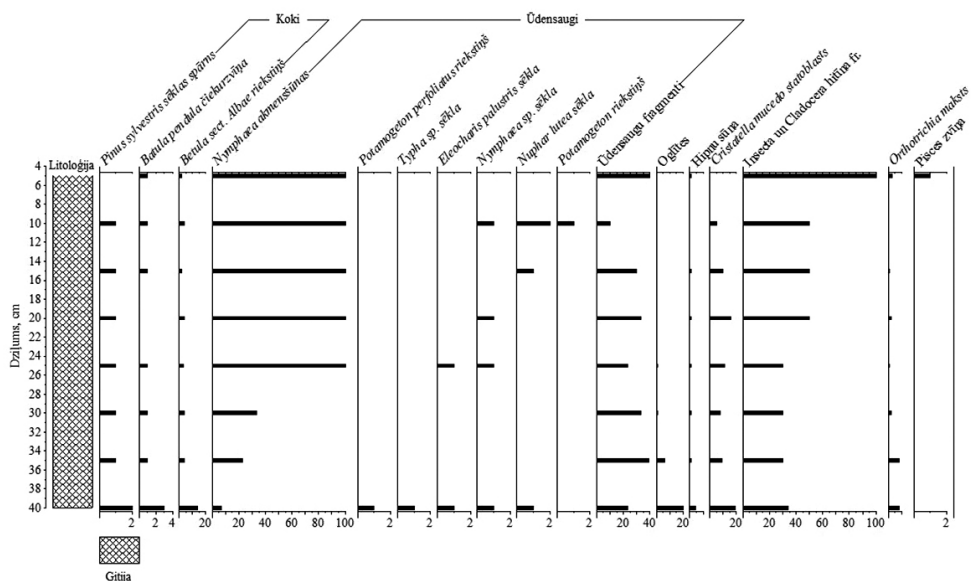
3.34. attēls. Lilastes ezera (LE_1 urbuma) nogulumu augu makroatlieku sastāvs
 Figure 3.34. Content of plant macroremains from Lake Lilaste sediments (core LE_1)

(Galenieks, 1960). Nogulumu parauga intervālā 30–25 cm tika atrasts arī purvainās ūdens-tilpju krastmalās augošā indīgā velnartuka *Cicuta virosa* dvīņsēkļenis. Bet parastās miltenes *Arctostaphylos uva-ursi* sēkla tika konstatēta 15–10 cm dziļumā.

Analīzes gaitā visā pētītajā nogulumu griezumā (95–0 cm) tika identificēti arī kukaiņu *Insecta* hitīna fragmenti. Atsevišķi tika izdalītas *Orthotrichia* ģints pārstāvju maksts atliekas, *Cladocera*, *Daphnia* ģints ilgolas. Daudzas kladoceras, ieskaitot *Daphnia*, ir pelaģiski filtrētāji, kas pārtiek no aļģēm un noteiktām baktērijām (Brönmark, Hansson, 2001). Nogulumos tika atrastas arī zivs *Pisces* zvīņas. Analizējot LE_1 urbuma griezumā, intervālā 40–15 cm tika konstatēti smilts graudiņi, ko var novērot arī 3.31. att.

Kā viens no antropogēnās ietekmes indikatoriem ir ogļiņu klātbūtne nogulumos. Tās nelielā daudzumā konstatētas jau no 65 cm dziļuma, bet lielāks to skaits noteikts no 45 cm. Šī robeža sakrīt ar priežu mizas fragmentu izzušanu nogulumos.

Visā ezera nogulumu LE_3 griezumā tika atrasti hipnu sūnu stumbru un to lapiņu fragmenti (3.35. att.). Intervālā no 10 līdz 5 cm no ūdensaugiem tika konstatētas ūdens-rožu dzimtas akmensšūnas, kā arī to sēkļu fragments, dzeltenās lēpes *Nuphar lutea* sēklas fragmenti un glīveņu *Potamogeton* ģints sēklas kaulenis. Skaucjošā glīvene *Potamogeton perfoliatus* Latvijā ir ļoti izplatīta glīveņu suga, kas var augt seklos ezeros, visā tā platībā



3.35. attēls. Lilastes ezera (LE_3 urbuma) nogulumu augu makroatlieku sastāvs
 Figure 3.35. Content of plant macroremains from Lake Lilaste sediments (core LE_3)

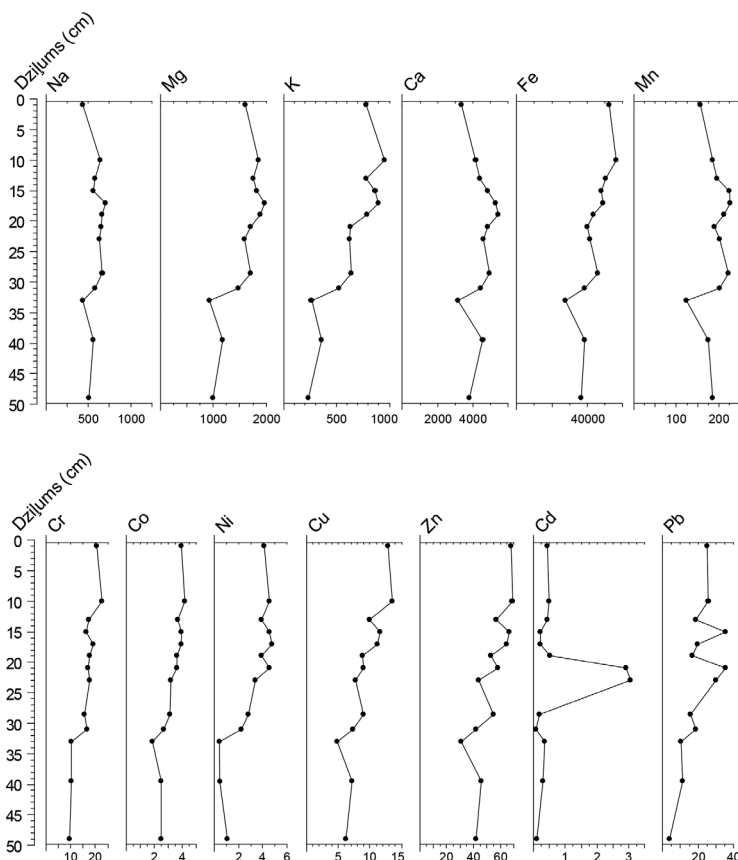
veidojot lielas audzes (Galenieks, 1960). Purva pameldra *Eleocharis palustris* sēkla tika atrasta nogulumos 40–35 un 25–20 cm dziļumā. No koku atliekām tika konstatētas bērza *Betula pendula* čiekurzviņas un *Betula* sect. *Albae* riekstiņi visos virsējos 40 cm, kā arī tika atrasts priedes *Pinus sylvestris* sēklas spārns.

3.4.4. Metālu sastāvs

Analizējot Lilastes ezera nogulumu (urbumā LE_1) metāla sastāvu, noteikti/ekstrahēti 13 ķīmiskie elementi (3.36. att.), kuru vidējās absolūtās vērtības dziļuma intervālā 50–25 cm sadalās šādi: Fe>Ca>Mg>Na>K>Mn>Zn>Pb>Cr>Cu>Co>Ni>Cd, bet virsējā slānī no 25–0 cm vietu koncentrāciju sadalījumu rindā mainījuši Na ar K un Co ar Ni.

Lilastes ezera augšējo nogulumu (50 cm) ķīmisko elementu analīžu rezultāti liecina par Cr koncentrācijas tendenci palielināties (16,5–22,6 mg/kg) un par būtiskām izmaiņām dziļuma intervālā 35–10 cm (3.36. att.). Arī citu smago metālu elementu, tai skaitā Co un Ni, koncentrācijām ir tendence palielināties virzienā no nogulumu griezumam pamatnes līdz augšai. Cu un Zn koncentrācijas arī palielinās griezumā virzienā uz augšu, bet ar vairākām fluktuācijām. Piemēram, Cu un Zn koncentrācijas 34 cm dziļumā bija atbilstoši 4,9 un 31 mg/kg, bet tās palielinājās nogulumu griezumā augstāk atbilstoši 13 un 68 mg/kg.

Lilastes ezera nogulumi satur augstu Fe koncentrāciju (līdz 52583 mg/kg, vidēji 43813 mg/kg) visā pētītā nogulumu griezumā. Tas nav raksturīgi Latvijas ezeru nogulumiem, jo parasti Fe koncentrācija ir apmēram 20000 mg/kg (Klavins et al., 1995; Jankēvica et al., 2012; Stankeviča et al., 2012 a, b). Pb vidējā koncentrācija ir 8,6 mg/kg pētītajos



3.36. attēls. Lilastes ezera nogulumu metālu sastāvs (LE_1 urbums)

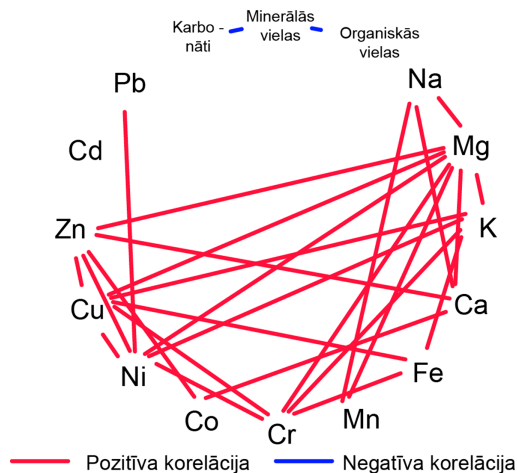
Figure 3.36. Content of metal composition from sediments of Lake Lilaste (core LE_1)

Lilastes ezera nogulumos dziļuma intervālā no 50 līdz 34 cm, bet no 33 cm dziļuma uz augšu Pb koncentrācija palielinās no 18,5 mg/kg līdz 35,7 mg/kg. Kopumā Pb koncentrācijas nogulumos fluktuē līdzīgi kā Zn – no 30 cm dziļuma līdz nogulumu slāņa augšai.

Redzamas izmaiņas analizēto elementu koncentrāciju sastāvā var novērot 34 cm dziļumā (3.36. att.), kur tās samazinās, izņēmums ir Pb koncentrācijas.

Cd vidējās koncentrācijas ir ļoti augstas (apmēram 3 mg/kg) 29–22 cm dziļumā salīdzinājumā ar vidējām Cd koncentrācijas vērtībām, kas nogulumos parasti ir tikai 0,3 mg/kg. Šādas straujas Cd koncentrācijas izmaiņas var būt cilvēka darbības ietekmes indikators ezera sateces baseinā.

Iegūtie metāla sastāva analīzes rezultāti tika korelēti ar LOI datiem, lai noskaidrotu, kuri elementi savā starpā korelē un kas šīs kopsakarības nosaka. Paraugu izlases apjoms LE_1 ir 13, tādēļ par statistiski nozīmīgu attiecīgi var pieņemt rezultātu $|r| \geq 0,684$ (Liepa, 1974). Lilastes ezera nogulumu metālu sastāvam ir pozitīva korelācija starp elementiem Cr-Ni-Cu-K-Mg intervālā 50–0 cm (3.37. att.), kā arī konstatētas divas negatīvas korelācijas MV-OV ($r = -0,972$) un MV-KV ($r = -0,632$). Tās parāda, ka, palielinoties organisko



3.37. attēls. Lilastes ezera (LE_1) nogulumu metālu un LOI statistiskā korelācija ($p > 0,01$)

Figure 3.37. Major elements and heavy metals statistically significant element and LOI correlations ($p > 0.01$) in Lake Lilaste sediments

vielu vai karbonātisko vielu daudzumam, samazinās minerālo vielu īpatsvars. Vienīgais elements, kam nav korelācijas, ir Cd. Savukārt Ca ir pozitīva korelācija ar Na ($r = 0,924$) un Mg ($r = 0,774$). Pb ir pozitīva korelācija tikai ar Ni ($r = 0,766$), un Ni ir pozitīva korelācija vēl ar Cu ($r = 0,833$) un Zn ($r = 0,722$). Tas norāda, ka Ni ir antropogēna izcelsme. Pozitīva korelācija ir vērojama arī starp elementiem Fe-K-Cu-Cr, ko, visticamāk, Lilastes ezerā ietekmē kvartāra nogulumu (smilts), kas ir bagāti ar dzelzi.

Elementu korelācijas analīze parādīja, ka ezera nogulumos ir vērojama antropogēna ietekme. To, iespējams, ir izraisījis sateces baseina piltuves princips. Tajā ezers darbojas kā dabiska krātuve ūdeņu nestajam materiālam pirms to ietekas jūrā.

3.5. Ummja ezera nogulumu

Veicot ģeoloģisko urbšanu Ummja ezerā un iegūstot nogulumu serdes, vizuāli bija vērojama izteikta gitijas un smilšu slāņu mija un tika konstatēts, ka nogulumu uzkrāšanās apstākļi ezerā ir bijuši mainīgi (3.38. att.).



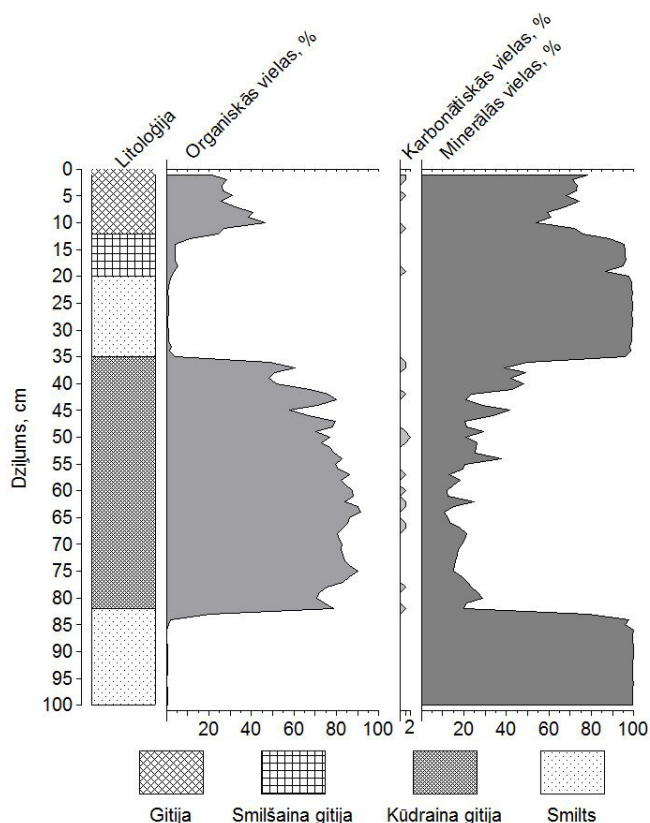
3.38. attēls. Fragments ar smilšu starpslāni Ummja ezera nogulumu serdes UE_2 urbumā

Figure 3.38. Fragment of sediment monolith from Lake Ummis with sand interlayers

3.5.1. Nogulumu sastāvs

Ummja ezera nogulumu (UE_2 urbums) karsēšanas zudumu analīzes rezultāti uzrāda krasas vides izmaiņas 80, 35 un 20 cm dziļumā (3.39. att.). Karsēšanas zudumu diagramma parāda, ka ezerā gandrīz nemaz nav uzkrājušās karbonātiskās vielas. Griezumā labi iezīmējas ezerā notikusi aizaugšana, kas bijusi intervālā no 80 līdz 35 cm dziļumam un ko pārtraukusi smilšu kārtas uzkrāšanās (35–20 cm) virs kūdrainās gitijas. Šī smilšu slāņa veidošanos ezera nogulumos darba autore skaidro ar militāro darbību gan ezerā, gan tā apkārtnē. Kad aktīvā cilvēku darbība beidzās, sāka uzkrāties smilšaina gitija, bet vēlāk arī diatomeju gitija. Iespējams, smilts piejaukumu radīja vēja darbība, pārnesot smilts graudiņus no degradētās zemesedzes.

Mežus ap Ummja ezeru stipri ietekmējušās Pirmā pasaules karā veiktās cirtes, kurās pēc tam notikusi dabiska atjaunošanās ar priedi. Padomju laikā šie meži tika izmantoti kā poligoni militārām vajadzībām (līdz 1991. gadam), kur notika bezkontroles koku ciršana



3.39. attēls. Ummja ezera (UE_2 urbuma) nogulumos noteiktais organisko vielu, karbonātisko vielu un minerālo vielu daudzums

Figure 3.39. Content of organic, carbonatic and mineral matter from Lake Ummis sediments (core UE_2)

un mehāniskie bojājumi zemsedzē (Sprūds, 2006). Tā kā ezers ir neliels, tam ir palielināta jutība uz barības vielu piesāti ezerā.

3.5.2. Nogulumu bioloģiskais sastāvs

Tika analizēts Ummja ezera nogulumu bioloģiskais sastāvs, un analīžu rezultāti uzrādīja diatomeju (vid. 18%) un amorfā detrīta dominanci nogulumu sastāvā (3.5. tab.). Nelielā skaitā (5–10%) nogulumos parādās dažādas augstāko augu atliekas. 55–50 cm dziļumā bija niedru *Phragmites australis* lapu fragmenti, bet 50–40 cm dziļumā parādījās arī ūdensrožu dzimtas Nymphaeaceae un grīšļu *Carex* spp. fragmenti. 40–30 cm dziļumā tika konstatēti 5% augstāko augu atlieku – ūdensrozes un vilkvāļītes, kā arī hipnu sūnas, kas, visticamāk, ezerā nonākušas no piekrastes zonas. Virsējā 30 cm slānī ezera nogulumos tika atrastas ūdensrozes un vilkvāļītes atliekas. Putekšņu daudzums visā pētītajā griezumā bija nemainīgs – 5%.

Visos pētītajos ezera nogulumu paraugos tika konstatētas dažādas kramļģes. *Cyclotella* sp., *Pinnularia*, *Cymbella*, *Melosira* sp. un *Fragilaria* sp. ir viscaur pētītajos ezera nogulumos.

Ezera nogulumu virsējā slānī no 18 cm dziļuma līdz nogulumu virsai tika konstatēta *Nitzschia acicularis*, kas ir eitrofu ezeru indikators. *Gloeotrichia* spp., kas ir toksiska zilaļģe (World Health Organization, 2009), tika konstatēta no 40 cm dziļuma līdz nogulumu virsai. Pirms tam ezerā tika atrasta cita zilaļģu suga *Anabaena* sp. Tomēr kopumā Ummja ezera trofija vērtējama kā zema.

Izvērtējot bioloģiskā sastāva analīzes rezultātus, tika noteikts katra nogulumu slāņa veids (3.5. tab.). Tika konstatēts, ka apakšējo nogulumu slāni veido organogēna gitija ar smilts piejaukumu (50–40 cm), kuru augstāk pārsedz smilšaina diatomeju gitija.

3.5. tabula

Ummja ezera nogulumu bioloģiskais sastāvs

Table 3.5.

Biological composition from Lake Ummis sediments

Dziļums, cm	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
1 Diatomeju gitija	Augstākie augi	Nymphaeaceae, <i>Phragmites australis</i>	5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieki	Cladocera, Insecta, Spongia	10
	Amorfais detrīts		20
	Diatomejas	Melosira, Fragilaria, Navicula sp., Nitzschia acicularis – dominē Cymbella, Synedra, Surirella, Cocconeis	20
	Zilaļģes	Gloeotrichia	10
	Zaļaļģes	Pediastrum, Phacotus	1
	Zeltaļģes		1
	Smilts		~ 30

3.5. tabulas turpinājums

Dziļums, cm	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
15 Smilšaina diatomeju gitija	Augstākie augi	<i>Nymphaeaceae, Phragmites australis</i>	10
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Ostracoda, Insecta, Spongia, gliemežvāku čaulas</i>	10
	Amorfais detrits		15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria, Pinnularia, Surirella, Navicula, Nitzschia acicularis, Cymbella, Pleurosigma</i>	20
	Zilaļģes	<i>Gloeotrichia</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Cosmarium, Phacotus</i>	1
	Zeltaļģes		1
18 Diatomeju gitija	Augstākie augi	<i>Nymphaeaceae, Phragmites australis</i>	5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta, Ostracoda, Spongia, gliemežvāku čaulas (Dreissena vesela)</i>	10
	Amorfais detrits		20
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria, Pinnularia, Surirella, Nitzschia acicularis, Navicula, Cymbella, Pleurosigma, Diatoma</i>	25
	Zilaļģes	<i>Gloeotrichia</i>	5
	Zaļaļģes	<i>Phacotus</i>	1
	Zeltaļģes		1
20 Smilšaina diatomeju gitija	Augstākie augi	<i>Nymphaeaceae, Phragmites australis</i>	5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta, Spongiae, Rhizopoda, gliemežvāku čaulas</i>	10
	Amorfais detrits		15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria, Pinnularia, Navicula, Diatoma</i>	15
	Zilaļģes	<i>Gloeotrichia</i>	10
	Zaļaļģes	<i>Phacotus, Staurastrum, Cosmarium</i>	1
	Zeltaļģes		1
30 Smilšaina diatomeju gitija	Augstākie augi	<i>Nymphaeaceae, Phragmites australis, hipnu sūnas</i>	5
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta, Spongiae, Rhizopoda</i>	10
	Amorfais detrits		15
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria, Pinnularia, Navicula, Diatoma, Cocconeis</i>	10
	Zilaļģes	<i>Gloeotrichia</i>	15
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum, Cosmarium</i>	1
	Zeltaļģes		1

3.5. tabulas turpinājums

Dziļums, cm	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
40 Smilšaina diatomeju gitija	Augstākie augi	<i>Nymphaeaceae, Carex, Phragmites australis</i>	10
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta, Spongiae, Rhizopoda</i>	10
	Amorfais detrits		20
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria, Cyclotella, Navicula, Synedra, Cocconeis</i>	20
	Zilaļģes	<i>Anabaena, Gloeotrichia</i>	10
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i>	5
	Zeltaļģes		1
45 Organogēna gitija ar smiltis piejaukumu	Augstākie augi	<i>Nymphaeaceae, Carex, Phragmites australis</i>	10
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta, Spongiae, Rhizopoda</i>	15
	Amorfais detrits		25
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria, Cyclotella, Pinnularia, Cymbella</i>	20
	Zilaļģes	<i>Anabaena</i>	10
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum</i>	5
	Zeltaļģes		1
50 Organogēna gitija ar smiltis piejaukumu	Augstākie augi	<i>Phragmites australis</i>	10
	Putekšņi, sporas		5
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta, Spongiae, Rhizopoda</i>	10
	Amorfais detrits		25
	Diatomejas	<i>Melosira, Fragilaria, Cyclotella</i>	20
	Zilaļģes	<i>Anabaena</i>	10
	Zaļaļģes	<i>Pediastrum, Euastrum</i>	5 1
	Zeltaļģes		1

3.5.3. Makroatlieku sastāvs

Ummis ir lobēliju-ezereņu ezers, kas atbilstoši Eiropas Savienības aizsargājamo biotopu iedalījumam ir ezers ar oligotrofu līdz mezotrofu augu sabiedrību (3130) (Eņģele, Sniedze-Kretalova, 2013c). Pētot augu makroatliekas UE_1 un UE_2 urbuma nogulumos, tika konstatēta abu šo sugu klātbūtne (3.40., 3.41. att.).

Ummja ezera (UE_2 urbuma) nogulumu augu makroatlieku (AMA) rezultātu diagrammā (3.40. att.) var izšķirt četras AMA zonas.

I-AMA zona ir nodalīta dziļuma intervālā 100–60 cm, kur uzkrājušies koku (bērza, priedes) riekstiņi un mitru vietu augu sēklas, tai skaitā konstatētas grišļu *Carex* spp. un Eiropas vilknadzes *Lycopus europaeus* sēklas, šie augi aug pārmitrās vietās un purvos (Priedītis, 2014). Šajā intervālā ļoti nelielā skaitā parādās arī oglītes.

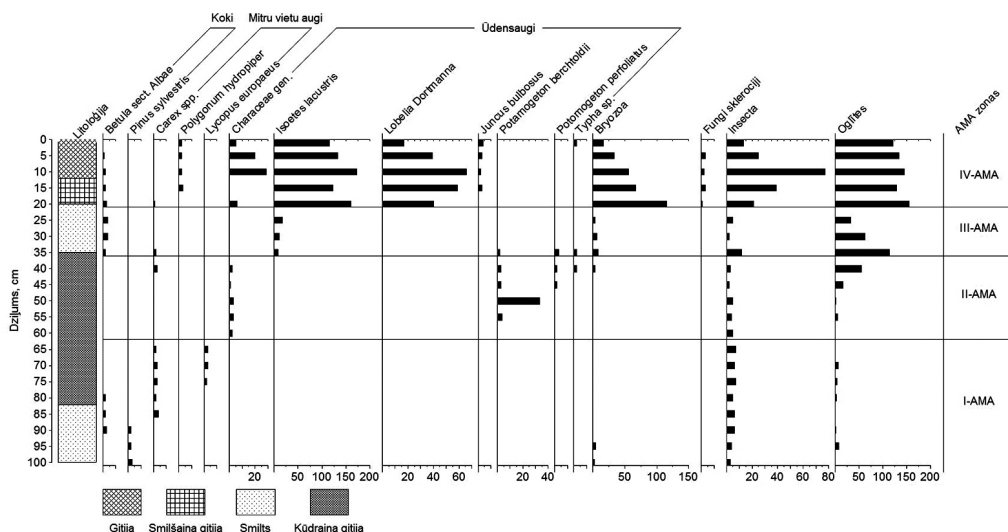
II-AMA zona ir intervālā 60–35 cm, kur parādās arī ūdensaugu sēklas, bet mitru vietu augu sēklu ir ļoti maz. Visā šajā intervālā, lai ar nelielā skaitā, ir uzkrājušies mieturīšu

oogoniji. No glīvenēm tika konstatētas divas sugas: Berhtolda glīvene *Potamogeton bertholdii*, kas aug stāvošos ūdeņos, un skaujošā glīvene *Potamogeton perfoliatus*, kas aug seklās vietās (Priedītis, 2014). Par ezera aizaugšanu liecina arī vilkvāļītes *Typha* sp. sēklas (40–35 cm dziļumā).

III-AMA zona atbilst dziļuma intervālam 35–20 cm, ko veido smilšu slānis, kas uzkrājies militārās darbības rezultātā un kas pārtrauca ezera aizaugšanas procesu. Tas radīja labvēlīgus apstākļus gludsporu ezerenes *Isoëtes lacustris* augšanai un izplatībai ezerā. Šī intervāla nogulumos palielinās oglišu daudzums, kas ir cilvēku darbības indikators. Sākot ar šo zonu, nogulumos atkal konstatēti bērza *Betula* sect. *Albae* riekstiņi.

IV-AMA zona ir nodalīta dziļuma intervālā 20–0 cm, kuru veido gitija, tās apakšējā daļa (20–12 cm) ir smilšaina. Gludsporu ezerenes *Isoëtes lacustris* megasporu šajā intervālā ir ļoti daudz. Līdz ar barības vielu pieplūdumu ezerā sāk atkal parādīties mieturišu Characeae oogoniji. Parādās arī tādas augu sugas, kas iepriekš netika konstatētas ezera nogulumos – ūdenspipars *Polygonum hydropiper*, Dortmaņa lobēlija *Lobelia dortmanna*, sipoliņu donis *Juncus bulbosus*, kā arī palielinās oglišu daudzums.

Urbuma UE_1 nogulumu augu makroatlieku analīzes gaitā tika konstatēta Dortmaņa lobēlija *Lobelia dortmanna* viršējos 55 cm, bet ezerene *Isoëtes lacustris* – 85 cm (Staškova et al., 2014). Šāda tipa ezeri ar mazu barības vielu un zemu produktivitāti kļūst arvien apdraudētāki eutrofikācijas dēļ (Weckström et al., 2010), piemēram, Ummī eutrofikācijas sekas var novērot gar ezera krastiem, kur tas aizaug ar parasto niedri *Phragmites australis*. Tomēr nav zināms, cik ilgi niedres jau augušas ezera krasta joslā, jo Ummja ezera nogulumos neuzrādās niedru sēklas. Arī citos pētītajos ezeros to sēklas netika konstatētas, kaut arī ļoti labi ir redzama niedru klātesamība, pat to dominance ezera krastos. Iespējams, niedru sēklas slikti saglabājas ezera nogulumos, jo to apvalks nav pietiekoši izturīgs pret



3.40. attēls. Ummja ezera (UE_2 urbuma) nogulumu augu makroatlieku sastāvs

Figure 3.40. Content of plant macrofossils from Lake Ummis sediments (core UE_2)

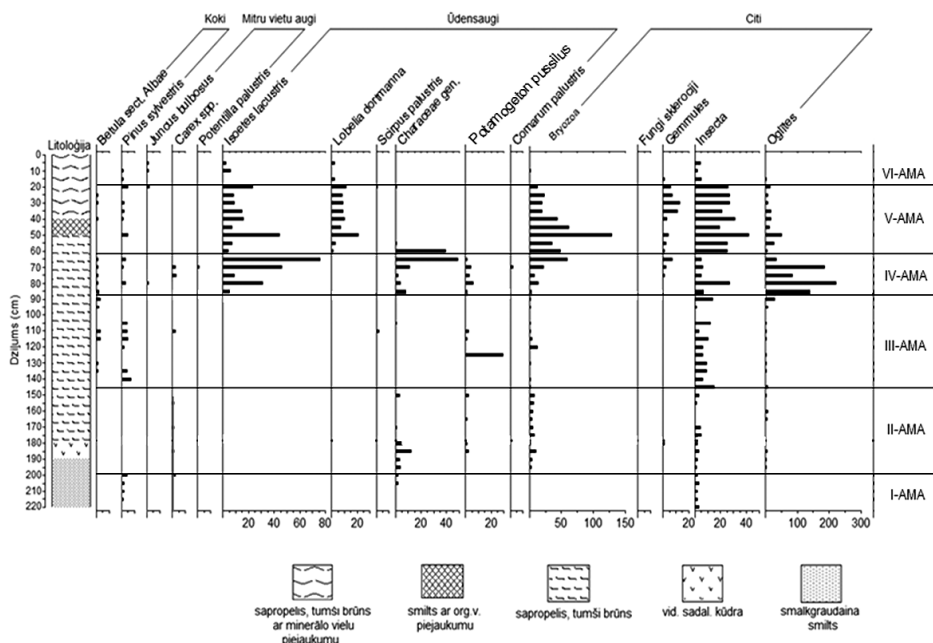
apkārtējās vides iedarbību (dēdēšanu), un arī niedru vairošanās ir vairāk saistīta ar veģetatīvo sistēmu, nevis ar to sēklām (Kettenring, Whigham, 2009).

Viršējos Ummja ezera nogulumos (UE_1 urbums) abu sugu (lobēlijas un ezerenes) makroatlieku (sēklu un megasporu) daudzums samazinās (3.41. att.). To var skaidrot ar antropogēno ietekmi ezerā un šo sugu zemo konkurētspēju ar citām sugām (Middelboe, Markager, 1997). Šāda lobēliju-ezerēņu ezeru ekoloģijas pasliktināšanās ir novērota arī citur Eiropā (Arts, 2002; Pedersen et al., 2006; Weckström et al., 2010). Tāpēc, izmantojot paleolimnoloģiskās metodes, var noteikt, kad, piemēram, ezers ir bagātinājies ar barības vielām, un var mēģināt rast tam izskaidrojumu un cēloni (Weckstöm et al., 2010). Diagrammā, kas sastādīta, pamatojoties uz Ummja ezera UE_1 urbuma nogulumu augu makroatlieku analīzes rezultātiem (3.41. att.), var izšķirt sešas augu makroatlieku zonas (Staškova et al., 2014):

I-AMA zona nodalīta intervālā 220–200 cm, kur tika konstatēti parastās priedes *Pinus sylvestris* riekstiņi (200–215 cm) un insektu fragmenti.

II-AMA zona nodalīta intervālā 200–145 cm. Šajā AMA zonā netika atrasts neviens priedes riekstiņš, bet parādās grīšļu *Carex* spp. un ūdensaugu – mieturaļģes Characeae un sīkās glīvenes *Potamogeton pusillus* – sēklas.

III-AMA zona nodalīta intervālā 145–85 cm, kur tika atpazītas parastās priedes un bērza riekstiņi. Šajā zonā varēja konstatēt arī pa kādai ūdensaugu sēklai no purva pameldra *Scirpus palustris*, mieturaļģu Characeae un sīkās glīvenes *Potamogeton pusillus*, kā arī no grīšļa 110 cm dziļumā.



3.41. attēls. Ummja ezera (UE_1 urbuma) nogulumu augu makroatlieku sastāvs

Figure 3.41. Content of plant macrofossils from Lake Ummis sediments (core UE_1)

IV-AMA zona nodalīta intervālā 85–60 cm. Tā ir bagāta ar ūdensaugu sēklām un oglītēm. Šajā zonā dominē ezerenes *Isoëtes lacustris* megasporas un mieturalģu Characeae oogoniji, kas liecina par dzidrūdēns vidi. No mitru vietu augiem tika konstatēti dažī grīšļu *Carex* spp. riekstiņi (75–70 cm dziļumā), kā arī purva vārnkājas *Potentilla palustre* sēkla (70 cm dziļumā), kas iepriekšējās augu makroatlīeku zonās netika atrasta.

V-AMA zona nodalīta intervālā 60–20 cm, kur gandrīz pavisam izzūd mieturalģes, bet parādās Dortmaņa lobēlijas *Lobelia dortmanna* sēklas. No kokiem šajā zonā joprojām ir atrasti gan bērza, gan priedes riekstiņi.

VI-AMA zona nodalīta intervālā 20–0 cm, kur samazinās ezerenes megasporu un lobēlijas sēklu skaits, kas var liecināt par vides izmaiņām ezerā. Tāpat arī šajā zonā tika konstatētas sīpoliņu doņa *Juncus bulbosus* pogaļas, kas parasti tomēr aug kopā ar lobēliju-ezereņu kompleksa augu sabiedrību ezeru piekrastēs. No koku makroatlīekām šajā zonā tika konstatēti priežu riekstiņi, bet bērza riekstiņi izzūd.

3.5.4. Metālu sastāvs

Darba autore analizējusi nogulumu metālu sastāvu Ummja ezera virsējiem (50 cm) nogulumiem (UE₁), kas iegūti ar modificētu pistona urbi (Pujāte et al., 2014). Ummja ezera nogulumos noteikti/ekstrahēti 13 ķīmiskie elementi, kuru vidējās absolūtās koncentrācijas no 50 līdz 35 cm dziļumam sadalās šādi: Ca>Fe>Mg>K>Na>Mn>Zn>Cr>Cu>Ni>Co>Pb>Cd, bet virsējā slānī 10–0 cm dziļumā vietu koncentrāciju sadalījumu rindā mainījuši Na ar Mn un Co ar Pb.

Tā kā ezers atrodas priežu mežā, kur tuvumā nav apdzīvotu vietu, sākotnēji bija gaidīts, ka smago metālu (kuru blīvums lielāks par 5 g/cm³) koncentrācija būs minimāla, bet ķīmisko analīžu rezultāti parādīja smago metālu (Fe, Mn, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb) koncentrāciju palielināšanos (3.42. att.).

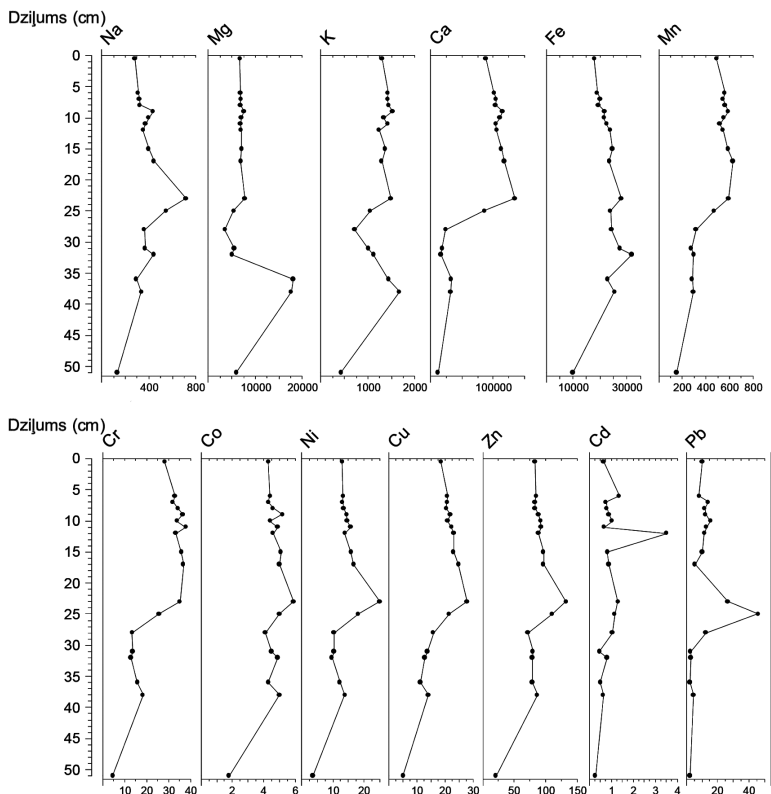
Pētījums Norvēģijā (Borg, Johansson, 1989) parādīja, ka aptuveni 60–95% no kopējās Zn un Cd slodzes ezerā nonāk no autoceļu virszemes noteces ezera sateces baseinā pa meliorācijas grāvjiem. K (vid. 1265 mg/kg) un Mg (vid. 7666 mg/kg) koncentrācijai Ummja ezerā ir salīdzinoši augstāka vērtība nekā pārējos pētītajos ezeros (izņemot Babītes ezeru (K, 1432 mg/kg)), visticamāk, tam ir lokāls raksturs. Cu, Zn, Cd, Pb, Co, Fe, Ni uzskata par stabiliem smagajiem metāliem, kas piesārņo vidi (Nriagu, 1979).

Cd koncentrācija ezera nogulumos no 50 līdz 35 cm dziļumam vidēji ir 0,5 mg/kg, bet no 35 cm līdz nogulumu virsmai vidēji 1 mg/kg, ko var skaidrot ar reģionālo atmosfēras piesārņojumu.

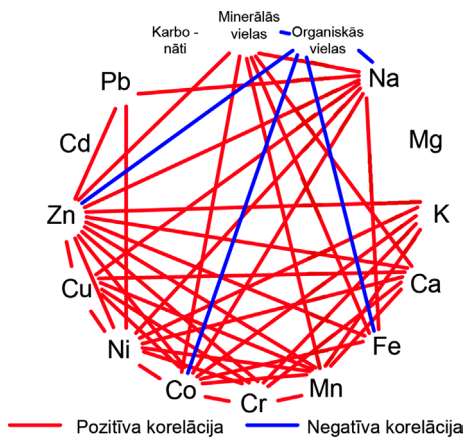
Kā bija gaidīts, elementu daudzums samazinās smilšainajā nogulumu slānī (3.38. att.). Tas skaidrojams ar sakarību starp smilts graudiņu lielumu un metāla koncentrāciju (Chapman, Wang, 2001).

Pb pieaugumu Ummī, tāpat kā citos autores pētītajos ezeros, var skaidrot ar atmosfēras piesārņojumu no autotransporta izplūdes gāzēm, kas Latvijas apstākļos ir galvenais piesārņojuma ar Pb avots (Pacyna, 1987; Kļaviņš, 1996), kamēr to neaizliedza izmantot degvielā kā degvielas antidetonatoru.

Rūpnīcās no litosfēras tiek ekstrahēti ražošanā izmantojamie metāli, un pēc tam tie atgriežas apkārtējā vidē ražošanas procesu blakusproduktu veidā, izraisot piesārņojumu, ko var izmantot antropogēnās ietekmes analīzei ezera nogulumos. Tas ir iespējams,



3.42. attēls. Ummja ezera UE_1 urbuma nogulumu metālu sastāvs
Figure 3.42. Metal composition in sediments of Lake Ummis (core UE_1)



3.43. attēls. Ummja ezera nogulumu metālu un LOI statistiskā korelācija ($p > 0,01$)
Figure 3.43. Major elements and heavy metals and LOI statistically significant element correlations ($p > 0.01$) in Ummis sediments

pateicoties metālu emisiju izkliedei vidē (Pacyna, 1987), kas rada reģionālo piesārņojuma līmeni, bet 20. un 21. gs. mijā tas strauji samazinājās (Silamiķele, 2010).

Ummja ezera nogulumu metālu sastāva koncentrācijas un karsēšanas zudumu analīzes rezultāti izmantoti statistiskajā korelācijā. Paraugu izlases apjoms UE_1 urbumā ir 19, tāpēc attiecīgi par statistiski nozīmīgu var saukt rezultātu $|r| \geq 0,575$ (Liepa, 1974). Korelācija parādīja pozitīvas saites starp Zn-Cu-Ni-Co-Cr-Mn. Mg, Cd, karbonātiskās vielas nekorelē ne ar vienu elementu (3.43. att.). Organiskām vielām ir negatīva korelācija ar Na ($r = -0,646$), Fe ($r = -0,698$), Co ($r = -0,604$), Zn ($r = -0,594$), MV ($r = -1,000$). Pb ir pozitīva korelācija ar Na ($r = 0,636$), Zn ($r = 0,590$), Ni ($r = 0,613$).

3.6. Velnezera nogulumumi

Velnezērā veiktajā VE_1 urbumā (2.7. att.) virs blīvā hipnu kūdras slāņa uzkrāties zil-aiļģu gitijas slānis (245–240 cm). To intervālā 240–210 cm sedz kūdraina gitija, bet intervālā 210–130 cm – kūdraina gitija ar nelielu māla piejaukumu un redzamiem priežu mizu fragmentiem. Savukārt virs tās uzkrājusies kūdraina gitija, kas urbuma augšējā daļā (20–0 cm) kļūst smilšaina.

Ezera dienvidu krastā veiktā VE_2 urbuma nogulumu biezums bija 2,5 m, nogulumu veidoja kūdra un smilts slāņi (3.44. att. A, B). Griezuma apakšējā daļā intervālā 250–150 cm tika konstatēta hipnu-spilvju kūdra. Intervālā 150–80 cm uzkrājusies gaiši brūna sfagnu-spilvju kūdra, bet intervālā 80–45 cm konstatēta brūna, vidēji sadalījusies spilvju *Eriophorium vaginatum* kūdra ar grišļu *Carex* sp. saknītēm. Dziļuma intervālā 45–15 cm uzkrājusies gaiši dzeltenpelēka smilts (3.44. att. A), ko dziļuma intervālā 15–0 cm pārsedz vidēji sadalījusies tumši brūna zemā tipa kūdra (3.44. att. A).



3.44. attēls. A – Velnezera dienvidu krasta VE_2 urbuma nogulumu serde
griezuma intervālā 100–0 cm;

B – Velnezera dienvidu krasta VE_2 urbuma nogulumu serde
griezuma intervālā 160–60 cm

Figure 3.44. A – Sediment core (100–0 cm) from the southern shore
of Lake Velnezers (core VE_2);

B – Sediment core (160–60 cm) from the southern shore
of Lake Velnezers (VE_2)

Lai raksturotu nogulumu uzkrāšanās laiku un intensitāti, ir ļoti svarīgi zināt nogulumu vecumu. Velnezera nogulumiem tas tika noteikts, izmantojot AMS ¹⁴C metodi un datējot konkrētajā nogulumu slānī atrastās sauszemes augu makroatliekas. No Velnezera nogulumiem datēšanai tika izmantotas priedes mizas un sfagnu sūnas atliekas (3.6. tab.).

3.6. tabula

AMS ¹⁴C datēšanai izmantotā materiāla raksturojums un paraugu dziļums

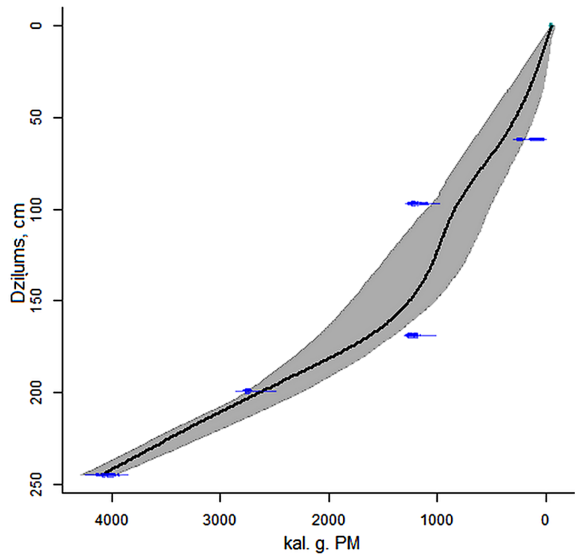
Table 3.6.

Characteristics of material AMS ¹⁴C for dating and depth of samples

Parauga kods	Datēšanai izmantotais materiāls	Parauga ņemšanas vieta un dziļums
1. VE_2	Priedes <i>Pinus</i> miza	1. Velnezers 60–63 cm
2. VE_2	Kūdra (sfagni)	2. Velnezers 96–98 cm
3. VE_2	Kūdra (sfagni)	3. Velnezers 168–170 cm
4. VE_2	Kūdra	4. Velnezers 198–200 cm
5. VE_2	Sfagnu kātiņi	5. Velnezers 244–246 cm

Izmantojot ar AMS ¹⁴C iegūtos nogulumu absolūtā vecuma datējumus, tika izveidots vecuma-dziļuma modelis, kas parāda straujāku nogulumu uzkrāšanos no 170 cm dziļuma kopš 1650 kal. g. PM (3.45. att.).

Analizējot VE_2 urbumu, griezumā intervālā 45–15 cm izteikti iezīmējas smilts slānis (3.44. att.), kas, visticamāk, ir cilvēka darbības sekas. Smilšu slāņa apakšējās daļas



3.45. attēls. Velnezera dienvidu krasta VE_2 urbuma nogulumu vecuma-dziļuma modelis

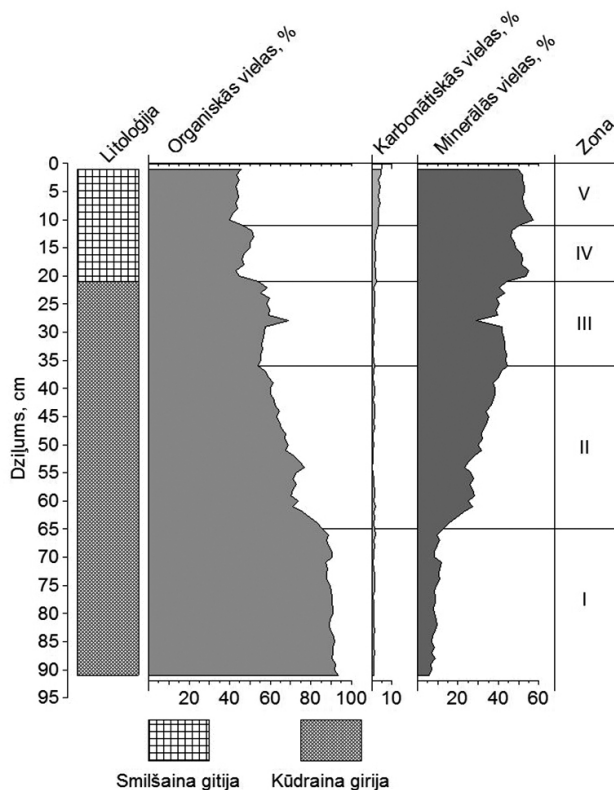
Figure 3.45. Age-depth model from the southern shore of Lake Velnezers (core VE_2)

veidošanos varētu saistīt ar mežu izciršanu un kāpu pārpūšanu apmēram pirms 250 gadiem. Šāda mežu izciršana un kāpu pārpūšana 17. gs. ir konstatēta arī citās vietās Latvijā pie jūras, piemēram, Ventspilī (Vijups, 2012). Iespējams, ka smilšu slāņa augšējā daļa ir veidojusies kāpu izlīdzināšanas rezultātā, sākoties apbūvei ap Velnezaru 19. gs. 80. gados.

3.6.1. Nogulumu sastāvs un vecums

Viršējiem 90 cm (ik pa 1 cm) no Velnezera nogulumiem, kas iegūti no ezera vidus (VE_1), ir analizēti arī karsēšanas zudumi (4.46. att.) (Pujate et al., 2014). Pēc karsēšanas zudumu analīzes datiem var izšķirt piecas zonas.

I zona nodalīta dziļuma intervālā 90–65 cm, kur nogulumu sastāvā dominē organiskās vielas (~ 90%). Karbonātisko vielu praktiski nav (~ 1%), bet minerālās vielas nepārsniedz 10% robežu. Likņu novietojums diagrammā liecina par stabiliem nogulumu uzkrāšanās apstākļiem.



3.46. attēls. Velnezera (VE_1 urbuma) nogulumos noteiktais organisko vielu, karbonātisko vielu un minerālo vielu daudzums

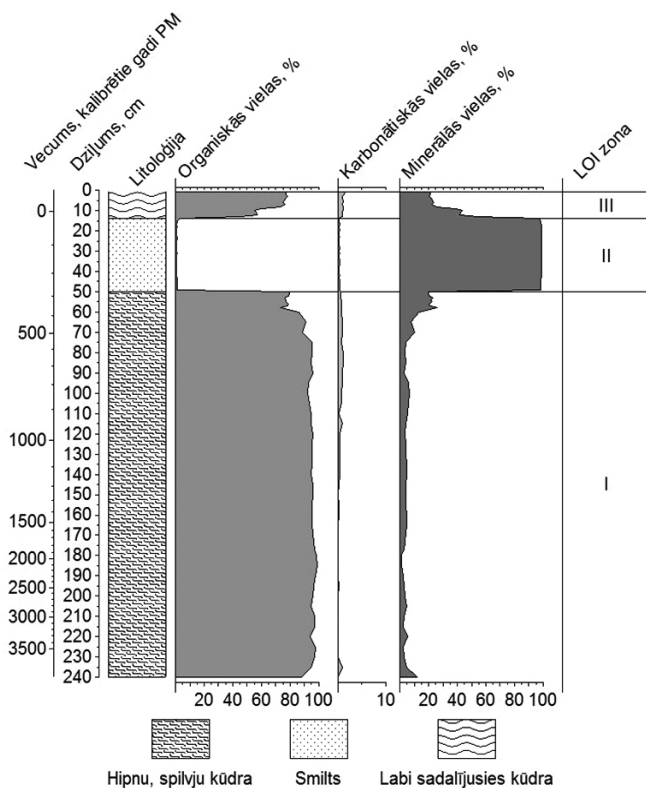
Figure. 4.46. Content of organic, carbonatic and mineral matter from Lake Velnezers sediments (core VE_1)

II zona nodalīta intervālā 65–37 cm, kur pieaug minerālvielu (32–40%) daudzums un samazinās organisko vielu (67–59%) daudzums. Savukārt karbonātisko vielu daudzums ir ļoti neliels, vidēji 1,14%, kā arī nav izteiktas tendences tam pieaugt vai samazināties šajā intervālā. Minerālo vielu pieaugums nogulumos var liecināt par lielāku eroziju ezera sateces baseinā.

III zona nodalīta intervālā 37–22 cm, kam raksturīgs praktiski nemainīgs nogulumu sastāvs, kas liecina par vienmērīgu ezera nogulumu uzkrāšanos.

IV zona nodalīta intervālā 22–11 cm. Šīs zonas sākumā straujāk pieaug minerālo vielu daudzums (vidēji 49%), bet zonas beigās samazinās un pieaug organisko vielu procentuālais daudzums.

V zona nodalīta intervālā 11–0 cm. Šajā zonā nedaudz pieaug karbonātisko vielu daudzums (līdz 4,4%), kā arī vērojama viena izteiktāka nogulumu fluktuācija (11–9 cm), kur minerālo vielu daudzums pieaug līdz 57%. Intervālā no 9 cm dziļuma līdz ezera nogulumu virsai ir vērojama stabila nogulumu uzkrāšanās bez izteiktām svārstībām.



3.47. attēls. Velnezera aizaugušās daļas (VE_2 urbuma) nogulumos noteiktais organisko vielu, karbonātisko vielu un minerālo vielu daudzums

Figure 3.47. Content of organic, carbonatic and mineral matter from the overgrowing part of Lake Velnezers (core VE_2)

Nogulumiem, kas iegūti no ezera aizaugušās malas (VE_2 urbums), ir veikta karsēšanas zudumu analīze ik pa 5 cm (3.47. att.) visam griezumam, lai korektāk varētu interpretēt AMS ^{14}C datēšanas rezultātus. Velnezera VE_2 urbuma nogulumu karsēšanas zudumu analīzes rezultāti apkopoti diagrammā, kur izšķirtas trīs zonas (3.47. att.).

I LOI VE_2 zona nodalīta intervālā 240–50 cm, kur nogulumu uzkrāšanās ir vienmērīga. Šajā zonā organisko vielu daudzums ir ~ 93%, bet minerālo vielu daudzums tikai ~ 6%. Nelielas izmaiņas šajā zonā var novērot 55–50 cm dziļuma intervālā, kur pieaug minerālo vielu daudzums, sasniedzot 21% no nogulumu sastāva. Visus šīs zonas nogulumus veido hipnu-spilvju kūdra. Šajā slānī tika konstatētas arī sfagnu *Sphagnum fuscum* lapiņas un kātiņi, grišļu *Carex* sp. saknītes (170–168 cm) un priedes mizas fragmenti (98–96 cm). Tā kā spilves lapas maksts atliekas bija labi saglabājušās, varēja identificēt tās sugu – makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*.

II LOI VE_2 zona nodalīta intervālā 50–15 cm, kur kūdras slāni pārsedz 35 cm bieža smilts nogulumu kārtā, sasniedzot gandrīz 100% no minerālo vielu daudzuma. Nogulumu slānī izdalās pelēki starpslāņi, bet karsēšanas zudumu analīzes diagrammā tie neatspoguļojas.

III LOI VE_2 zona nodalīta intervālā 15–0 cm, kur smilts slāni nomaina labi sadalījušies zemā tipa kūdra. Šajā zonā organisko vielu daudzums lēnām pieaug no 55 līdz 70%. Savukārt minerālo vielu daudzums proporcionāli samazinās. Karbonātisko vielu daudzuma procentuālās vērtības, salīdzinot ar iepriekšējām zonām, nedaudz palielinās, tomēr tās ir mazas.

3.6.2. Nogulumu bioloģiskais sastāvs

Analizējot Velnezera nogulumu bioloģisko sastāvu ar gaismas mikroskopu *Carl Zeiss*, tika iegūti rezultāti, kas labi salīdzināmi ar augu makroatlieku analīzes datiem.

Apakšējos 5 cm (250–245 cm) ir vērojama sūnu 100% dominance un var izšķirt sirpjlapes *Drepanocladus* un dumbrenes *Calliergon* lapu sūnu ģints fragmentus (3.7. tab.). Dumbrenes *Calliergon* ir raksturīga suga pārejas purviem un sliktākām (Auniņa, 2013; Janssens, 1983b). Virs kūdras slāņa iegul zilaļģu gitija (245–230 cm), kur no zilaļģēm jeb ciānbaktērijām lielā daudzumā (35–40%) bija lingbija *Lyngbya* un gloetrihija *Gloeotrichia*. Bez zilaļģēm šajā slānī tika konstatētas arī augstāko augu atliekas (15–20%) – priežu mizas fragmenti, bet sporaugi pārstāvēti ar hipnu un sfagnu *Sphagnum subsecundum* sūnu fragmentiem. Tāpat arī tika konstatēti ūdensrožu dzimtas Nymphaeaceae idioblasti, tomēr augu makroatlieku analīžu rezultāti neuzrādīja ūdensrožu sēklu klātbūtni ezera nogulumos.

Intervālā 230–155 cm ir kūdraina gitija, kur no sūnām dominē sirpjlapes *Drepanocladus*. Šajā intervālā pieaug dažādu dzīvnieku (kladoceru un insektu) atliekas. Priežu mizu fragmenti salīdzinājumā ar iepriekšējo intervālu strauji samazinās, bet 170 cm dziļumā atkal palielinās (4.6. tab.).

Intervālā 155–0 cm ir kūdraina gitija, kur jaunākajos nogulumos dominē sfagnu atliekas – šaurlapu sfagns *Sphagnum angustifolium*, Magelāna sfagns *Sph. magellanicum*, sirpjlapu sfagns *Sph. subsecundum*.

Velnezera nogulumu bioloģiskais sastāvs

Table 3.7.

Biological composition from Lake Velnezers sediments

Dziļums, cm	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
0–15 Kūdraina gitija	Sfagnu sūnas	<i>Sph. angustifolium</i> <i>Sph. magellanicum</i> <i>Sph. subsecundum</i>	20
	Amorfais detrits		50
	Smilts		5
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta</i>	15
16–20 Kūdraina gitija	Sfagnu sūnas	<i>Sph. angustifolium</i> <i>Sph. magellanicum</i> <i>Sph. subsecundum</i>	20
	Zālaugi	<i>Scirpus</i> <i>Typha</i>	5
	Hipnu sūnas	<i>Drepanocladus</i>	10
	Amorfais detrits		30
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta</i>	10
36–40 Kūdraina gitija	Koki	<i>Pinus, Betula, Alnus</i> – mizas fragmenti	1
	Sfagnu sūnas	<i>Sph. angustifolium</i> <i>Sph. magellanicum</i> <i>Sph. subsecundum</i>	15
	Zālaugi	<i>Scirpus</i>	5
	Hipnu sūnas	<i>Calliergon, Drepanocladus</i>	15
	Sēklas	<i>Najas</i> sēkliņas	1
	Amorfais detrits		15
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta</i>	15
65–70 Kūdraina gitija	Koki	Gk. priežu mizas fragmenti	20
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta</i>	50
86–90 Kūdraina gitija	Koki	G. k. priežu mizas fragmenti	5
	Sfagnu sūnas	<i>Sph. magellanicum</i>	5
	Citi fragmenti	<i>Nymphaeaceae</i> idioblasti, <i>Najas</i> sēkliņas	10
	Dzīvnieki	<i>Cladocera</i> – ļoti daudz, <i>Insecta</i>	30
100–105 Kūdraina gitija	Koki	G. k. priežu mizas fragmenti	10
	Zālaugi	<i>Scheuchzeria</i>	5
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta</i>	20
151–155 Kūdraina gitija	Koki	G. k. priežu mizas fragmenti	5
	Zālaugi	<i>Scheuchzeria</i>	10
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta</i>	20
170–175 Kūdraina gitija	Hipnu sūnas	<i>Drepanocladus</i> – g. k. sūnu stiebriņi	20
	Sfagnu sūnas	<i>Sph. subsecundum</i> – g. k. sūnu stiebriņi	5
	Sēklas	<i>Najas</i> sēkliņas	1
	Dzīvnieki	<i>Cladocera, Insecta</i>	20

3.7. tabulas turpinājums

Dziļums, cm	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
200–205 Kūdraina gitija	Koki	Priežu mizas fragmenti	1
	Zālaugu atliekas	<i>Scheuchzeria</i> – nedaudz <i>Nymphaeaceae</i> idioblasti	5
	Sūnas	Hipnu un sfagnu stiebriņi – <i>Drepanocladus</i> , <i>Sph. subsecundum</i>	20
	Citi fragmenti	<i>Nymphaeaceae</i> idioblasti	1
	Dzīvnieki	<i>Cladocera</i> , <i>Insecta</i>	15
220–225 kūdraina gitija	Koki	Priežu mizas fragmenti	5
	Sūnas	Hipnu un sfagnu stiebriņi – <i>Drepanocladus</i> , <i>Sph. subsecundum</i>	20
	Citi fragmenti	<i>Nymphaeaceae</i> idioblasti	1
	Dzīvnieki	<i>Cladocera</i> , <i>Insecta</i>	15
225–230 Kūdraina gitija	Koki	Priežu mizas fragmenti	10
	Zālaugu atliekas	<i>Scheuchzeria</i> – nedaudz <i>Nymphaeaceae</i> idioblasti	5
	Sūnas	Hipnu un sfagnu stiebriņi – <i>Drepanocladus</i> , <i>Sph. subsecundum</i>	30
	Putekšņi un sporas		5
	Dzīvnieki	<i>Cladocera</i> , <i>Insecta</i>	15
	Amorfais detrits		20
	Zilaļģes	<i>Lyngbya</i>	10
	Zaļaļģes	<i>Botryococcus</i> (dzīvo ūdeņos ar humusa saturu)	10
230–235 Zilaļģu gitija	Koki	Priežu mizas fragmenti – daudz	10
	Augu atliekas	<i>Nymphaeaceae</i> idioblasti	1
	Hipnu sūnas	Hipnu un sfagnu stiebriņi – <i>Drepanocladus</i> , <i>Sph. subsecundum</i>	15
	Citi fragmenti	<i>Nymphaeaceae</i> idioblasti	1
	Dzīvnieki	<i>Cladocera</i> , <i>Insecta</i>	10
	Amorfais detrits		20
	Zilaļģes	<i>Lyngbya</i>	40
	Zaļaļģes	<i>Scenedesmus</i> , <i>Botryococcus</i>	5
	Smilts		5
235–240 Zilaļģu gitija	Koki	Priežu mizas fragmenti	10
	Augu atliekas	<i>Nymphaeaceae</i> idioblasti	1
	Sūnas	Hipnu un sfagnu stiebriņi – <i>Drepanocladus</i> , <i>Sph. subsecundum</i>	5
	Putekšņi un sporas		5
	Dzīvnieki	<i>Cladocera</i> , <i>Insecta</i>	10
	Amorfais detrits		15
	Zilaļģes	<i>Lyngbya</i> , <i>Gloeotrichia</i>	35
	Zaļaļģes	<i>Scenedesmus</i> , <i>Botryococcus</i>	15
	Smilts		5

3.7. tabulas turpinājums

Dziļums, cm	Dominējošās augu un dzīvnieku atliekas,%		
241–245 Zilaļģu gitija	Koki	Priežu mizas fragmenti	25
	Zālaugu atliekas	Nymphaeaceae idioblasti	1
	Hipnu sūnas	Hipnu un sfagnu stiebrīņi – <i>Drepanocladus</i> , <i>Sph. subsecundum</i>	70
	Putekšņi un sporas		5
	Dzīvnieki	<i>Cladocera</i> , <i>Insecta</i>	10
	Amorfais detrits		15
	Zilaļģes	<i>Lyngbya</i> , <i>Gloeotrichia</i>	35
	Zaļaļģes	<i>Scenedesmus</i> , <i>Botryococcus</i>	10
	Smiltis		5
245–250 Hipnu kūdra	Hipnu sūnas	<i>Calliergon</i> stiebrīņi ar lapiņām	65
		<i>Drepanocladus</i> veseli augi	35

3.6.3. Makroatlieku sastāvs

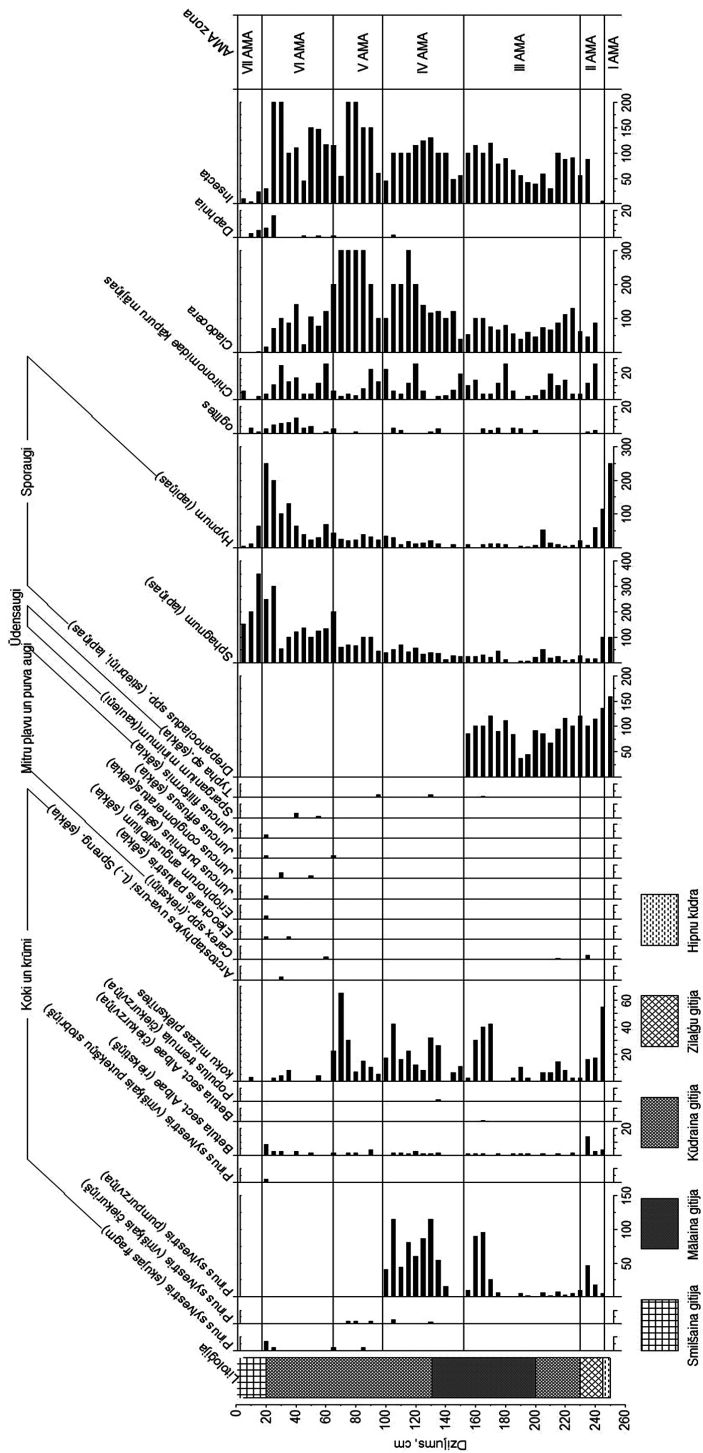
Velnezera nogulumu augu makroatlieku diagramma atspoguļo ezera vidus nogulumu (VE_1 urbums) augu makroatlieku sastāvu. Diagrammā, kas izveidota, pamatojoties uz analīzes rezultātiem, nodalītas 7 augu makroatlieku (AMA) zonas (3.48. att.).

I AMA zona nodalīta intervālā 250–245 cm, kur tika konstatētas nevis augstāko augu sēklas, bet lielā daudzumā sporaugu atliekas – sirpjlapes *Drepanocladus*, sfagnu *Sphagnum* un hipnu *Hypnum* lapu sūnu ģints pārstāves. *Drepanocladus* galvenokārt aug uz augšnes zāļu un pārejas purvos, bet var arī piedalīties ūdenstilpes lēsas veidošanā. Latvijā pavisam ir sešas sirpjlapju sugas. Lielākoties zinātniskajā literatūrā tiek minēts, ka sirpjlapes ir ūdenī augoša sūna (Janssens, 1983a; Wynne, 1944). Iespējams, Velnezērā konstatētā sirpjlapē ir mīkstā sirpjlapē *Drepanocladus aduncus*.

II AMA zona nodalīta intervālā 245–230 cm, kur tika konstatētas koku makroatliekas, piemēram, priežu *Pinus* pumpurzvīņas, mizu plēksnītes un bērzu *Betula* riekstiņi. Savukārt iepriekš augušo sūnu skaits samazinās. No mitru vietu un purvu augiem tika konstatēti grīšļu *Carex* sp. riekstiņi.

III AMA zona nodalīta intervālā 230–150 cm. Šajā zonā samazinās koku makroatliekas, un tas liecina par vides izmaiņām. Nelielā skaitā tika konstatētas arī sfagnu *Sphagnum* un hipnu *Hypnum* lapiņas. Šajā zonā no mitru vietu un purvu augiem tika atpazīta tikai vienas sugas makroatlieka – grīšļa *Carex* sp. riekstiņš (iespējams, uzpūstais grīslis *Carex rostrata*) un no ūdensaugiem – vilkvāļītes *Typha* sp. sēkla. Šīs abas sugas kopā ar lielo skaitu sirpjlapju *Drepanocladus* lapiņām var liecināt par *Caricetum rostratae* asociāciju ar *Carex rostrata* augu sabiedrību, bet tas ir tikai minējums, kam būtu vajadzīgi papildu pētījumi.

IV AMA zona nodalīta intervālā 150–100 cm, kur makroatlieku sastāvs norāda uz straujām vides izmaiņām, kad, izzūdot sirpjlapēm *Drepanocladus*, lēnām pieaug sfagnu *Sphagnum* un hipnu *Hypnum* sūnu atlieku skaits. Šajā zonā joprojām konstatētas priežu un bērzu makroatliekas, kā arī identificēta parastās apses *Populus tremula* čiekurzviņa.



3.48. attēls. Velnezera (VE_1 urbuma) nogulumu augu makroatlīeku sastāvs
Figure 3.48. Content of plant macrofossils from Lake Velnezers sediments (core VE_1)

V AMA zona nodalīta intervālā 100–70 cm, kur izzudušas priežu *Pinus* pumpurzivīnas, bet to mizu plēksnītes tika konstatētas salīdzinoši lielā skaitā. Sfagnu un hipnu sūnu lapīņu skaits pieaug.

VI AMA zona nodalīta intervālā 70–15 cm, kas ir pati bagātākā ar mitru vietu un purvu augu sēklu atliekām. Šeit tika konstatētas tādas augu sēklas kā grīslis *Carex*, purva pameldrs *Eleocharis palustris*, šaurlapu spilve *Eriophorum angustifolium*, krupju donis *Juncus bufonius*, kamolu donis *Juncus conglomeratus*, izpletais donis *Juncus effusus*, pavedienu donis *Juncus filiformis*. No ūdensaugiem tika konstatēta tikai viena suga – mazā ežgalvīte *Sparganium minimum*, kas parasti aug seklos purvos, diķos un strautos (Kaul, 2000). Šajā zonā arī tika konstatēts lielākais koksnes oglišu skaits.

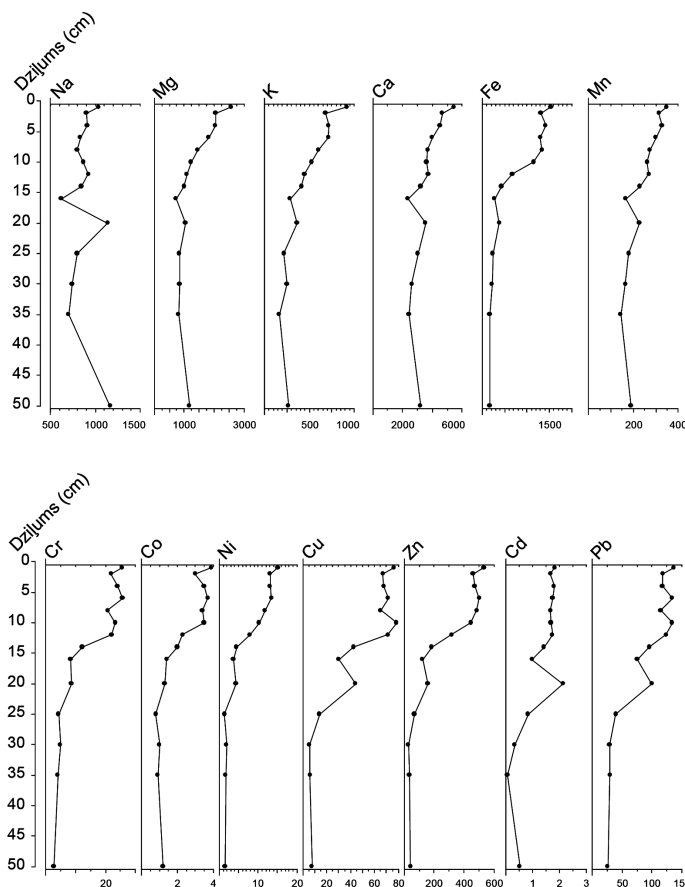
VII AMA zona nodalīta intervālā 15–0 cm. Virsējos ezera nogulumos, kas bija vāji konsolidēti, tika konstatētas sfagnu un hipnu sūnu lapīņas, bet netika atrasts neviens koku riekstiņš vai vaskulāro augu sēkla. Iespējams, tas ir saistīts ar nogulumu blīvumu (Pujate et al., 2014).

3.6.4. Metālu sastāvs

Velnezers atrodas pie Malienas ielas dzīvojamo māju ieskāvmā. Analizējot Velnezera nogulumu metālu sastāva analīzes rezultātus (3.49. att.), var redzēt, ka augšējos nogulumos no smagajiem metāliem palielinās Pb un Zn. Pb virsējos nogulumos sasniedza koncentrāciju 137,0 mg/kg. Tas var būt saistīts gan ar lokālo gaisa un virszemes ūdens piesārņojumu no autotransporta, gan arī ar reģionālo atmosfēras piesārņojumu. Zn sasniedz 535 mg/kg. Velnezera nogulumos noteikti 13 elementi, kuru vidējās absolūtās vērtības 50–25 cm dziļumā sadalās šādi: Ca>Fe>Mg>Na>K>Mn>Zn>Pb>Cu>Cr>Ni>Co>Cd, bet virsējā slānī vietu koncentrāciju sadalījumu rindā mainījuši Ca ar Fe un Mn ar Zn. Ni paaugstinātās koncentrācijas ezera nogulumos visdrīzāk var skaidrot ar reģionālo piesārņojumu.

Lielākā Cd koncentrācija (2,14 mg/kg) ezera nogulumos tika konstatēta 20 cm dziļumā. Cd var nokļūt apkārtējā vidē no dīzeļdegvielas sadegšanas, un pēc tam ar gaisu tas asimilējas nogulumos. Metālu koncentrācija ezera nogulumos intensīvāk pieaug virsējos 15 cm, kur, piemēram, vidēji Ni koncentrācija bija 11,2 mg/kg, Co 3,2 mg/kg un Cr 22,0 mg/kg (Pujate et al., 2014). Šāds metālu koncentrācijas pieaugums virsējos slāņos norāda uz cilvēka darbību, jo, salīdzinot nogulumu zemāko slāņu ķīmisko analīžu rezultātus, to bagātināšanās koeficients ir trīs, kas liek domāt par antropogēno ietekmi uz nogulumiem. Šāda antropogēnā ietekme tika arī sagaidīta Velnezeram, jo tas atrodas pilsētvidē un ir neliels beznoteces ezers, kurā labi uzkrājas un atspoguļojas apkārtējās vides notikumi (Pujate et al., 2014).

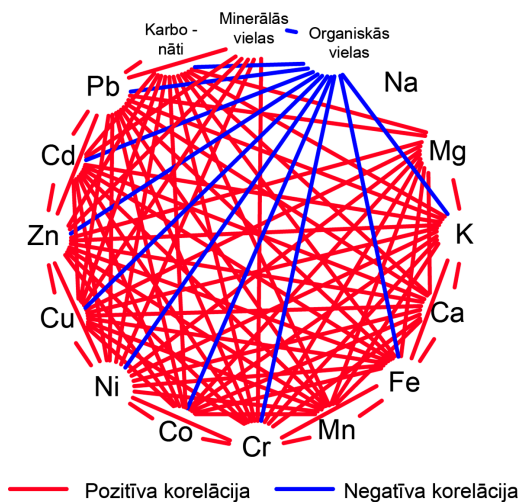
Ca, Mg un K, kas pieaug virsējos nogulumu slāņos, bieži ir saistīti ar augu augšanas procesiem, kā arī, iespējams, ar jūras ietekmi. Tā, piemēram, virsējā slānī, pieaugot sūnu makroatliekām, kuru stumbros ir pastiprināti uzkrāties K (Tabors, 2007), pieaug arī K koncentrācijas daudzums. Ja paraugu izlases apjoms VE_1 urbūmā ir 14, tad attiecīgi par statistiski nozīmīgu var saukt rezultātu $|r| \geq 0,661$ (Liepa, 1974). Velnezera virsējo 50 cm nogulumu galveno elementu un mikroelementu, tai skaitā smago metālu,



3.49. attēls. Velnezera (VE_1 urbuma) nogulumu metālu sastāvs

Figure 3.49. Content of metal composition from sediments of Lake Velnezers (core VE_1)

statistiskā korelācija liecina, ka Na nav korelācijas ar citiem elementiem šajā griezumā (3.50. att.). Organiskajām vielām ir negatīva korelācija ar K-Fe-Cr-Co-Ni-Cu-Zn-Cd-Pb-KV-MV. Korelācija ļauj secināt, ka metālu elementi ir nonākuši ezera nogulumos ar minerālvielām un karbonātiem, tostarp arī ar gaisa piesārņojumu un ieplūstošajiem ūdeņiem no ezera sateces baseina. Pilsētās piesārņojums lielā mērā tiek saistīts ar ielu putekļiem, kas rada vides piesārņojumu ar dažādiem elementiem (Zn, Fe, Cu, Pb, Mn), un to koncentrācijas ir konstatētas palielinātā daudzumā (Alhassan et al., 2012). Tā kā šie elementi Velnezera nogulumos korelē savā starpā, tas liek domāt par to palielinātu ienesi, kas saistīta ar pilsētvidi, jo ielu putekļi parasti sastāv no automobiļu izplūdes gāzu daļiņām.



3.50. attēls. Velnezera (VE_1) nogulumu metālu un LOI statistiskā korelācija ($p > 0,01$)

Figure 3.50. Major elements and heavy metals statistically significant element and LOI correlations ($p > 0.01$) in Lake Velnezera sediments

Tā kā Velnezers ir publisks ezers, ko vietējie iedzīvotāji izmanto rekreācijai (pastai-gām, peldēm), pašvaldība katru gadu pļauj zālāju un izcērt krūmus ap ezeru, tā palielinot erozijas procesus ezera stāvajos krastos. Arī nobradātais zālājs nespēj aizturēt piesārņotos lietusūdeņus, kas plūst no apkārtējās teritorijas (Pujate et al., 2014).

4. DISKUSIJA

Ezeru nogulumu ir informatīvs vides izmaiņu arhīvs (Schmidt et al., 2002; Kalff, 2002; Bichet et al., 2014), ko veido gan no sateces baseina atnestās, gan ezerā mītošo augu un dzīvnieku atliekas, gan arī minerālās daļiņas un citas vielas, kas nonākušas ezerā, pēc tam izgulsnējušās ezera gultnē un tikušas iekļautas nogulumu sastāvā. Kaut arī pētījumam tika izvēlēti vienādas ģenēzes ezeri, tomēr iegūtie rezultāti apliecina būtībā jau sen zināmo patiesību, ka nav divu vienādu ezeru. Pētīto ezeru nogulumu sastāvs un tā izmaiņas atspoguļo līdzīgas tendences, tomēr ir redzamas arī atšķirības. Šī iemesla dēļ pētījumā tika izmantots multidisciplinārs metožu kopums, lai pētīto ezeru nogulumu sastāvā noskaidrotu līdzīgās un atšķirīgās izmaiņas. Šādas pieejas nepieciešamību apstiprināja arī pētījuma gaitā iegūtās atziņas. Piemēram, Babītes ezera BE_2 urbuma nogulumu sporu putekšņu diagrammā (3.14. att.), kur putekšņu sastāvs atspoguļo veģetācijas sastāvu augšējā 50 cm slānī, vilkvāļītes *Typha* putekšņi veido gandrīz nepārtrauktu līkni, kas liecina par šī auga izplatību nogulumu uzkrāšanās laikā un aizaugšanas procesu attīstību ezerā. To apstiprina arī salīdzinoši augstais (40–45%) organisko vielu daudzums nogulumu sastāvā (3.12. att.). Turpretim augu makroatlieku analīzes gaitā šajā intervālā netika atrastas vilkvāļīšu atliekas, kaut arī tās ziedkopa spēj saražot 20 000–700 000 sēklu (Grace, Harrison, 1986). Iespējams, tas skaidrojams ar to, ka nav bijuši labvēlīgi apstākļi, lai vilkvāļīšu sēklas un citas auga daļu atliekas varētu saglabāties. Tāpēc, lai varētu izdarīt korektas rekonstrukcijas, paleolimnoloģiskajos nogulumu pētījumos ir ļoti svarīgi izmantot dažādu disciplīnu metožu kompleksu.

Dabisko biotopu platības mērenajā klimata joslā samazinās zemes transformācijas (agrotehniskās darbības, urbanizācijas, industrializācijas) dēļ, un, dabiskai videi arvien vairāk mainoties, mainās arī sugu sastāvs un to daudzveidība (Viksne et al., 2011). No iegūtajiem rezultātiem un to interpretācijas var secināt, ka ezeru stāvokli un nogulumu veidošanos ietekmē arī meliorācija, kanālu izbūve un ūdens līmeņa regulēšana.

Tā kā dabā viss ir savstarpēji saistīts, tad, lai noteiktu faktorus, kas ietekmē ezera nogulumu uzkrāšanās intensitāti un sastāvu, tika ņemtas vērā dažādas kopsakarības un ietekmes.

4.1. Ezeru ūdens līmeņu izmaiņas un to atspoguļojums nogulumos

Ūdens līmenis seklos ezeros var dabiski svārstīties gan sezonāli, gan arī gadu no gada (Coops et al., 2003). Lielākoties šīs līmeņa izmaiņas ir atkarīgas no reģiona ģeoloģiskajiem un klimatiskajiem apstākļiem (Leira, Cantonati, 2008). Baltijas jūras attīstības stadiju laikā notikušās jūras līmeņa svārstības (transgresijas un regresijas) tika atpazītas pēc nogulumu sastāva izmaiņām, ko galvenokārt atspoguļoja augu makroatlieku analīzes rezultāti, piemēram, Babītes ezerā (3.16. att.). Arī svārstības, ko izraisa cilvēka darbība, var būt atpazīstamas nogulumos, it īpaši seklos ezeros (Gasith, Gafny, 1990; Blindow, 1992), kas ir jutīgi pret jebkurām straujām ūdens līmeņa izmaiņām (Wetzel, 1983; Scheffer, van Nes, 2007). Cilvēka iejaukšanās ezeru ūdens līmeņu regulēšanā pastiprinājās, sākot ar 20. gadsimtu. Tāpēc, piemēram, Engures, Babītes un Kaņiera ezera ūdens līmeņa svārstībām

nesenā pagātnē var būt primāra ietekme uz ezera ekoloģiju un nogulumu sastāvu, to pierāda gan karsēšanas zudumu, gan augu makroatlieku sastāva analīžu rezultāti. Tomēr līmeņu izmaiņu raksturs un intensitāte dažādos ezeros vai pat vienā lielā ezerā, piemēram, Engures ezerā, ir atšķirīga. To ietekmē cilvēka darbība, kuras rezultātā pēc Mērsraga kanāla izrakšanas un dabiskās iztekas aizrakšanas pirms 175 gadiem (3.1. att.) nogulumos vairāk sāka uzkrāties karbonātiskās vielas, kā arī palielinājās augu makroatlieku daudzums (3.7. att.). Līdz ar to mainījās arī ezera straumju darbības raksturs, kas ietekmēja nogulumu uzkrāšanos (3.3. att.).

Karbonātisko vielu daudzuma palielināšanos Engures ezera virsējos nogulumos, iespējams, var saistīt ar ienestajām vielām no sateces baseina, jo mūsdienās ezeram pieguļošajai biotai ir hipertrofēti kalcifits raksturs (Priede, 2011). Sākotnēji tika domāts, ka karbonāti ezerā varēja nonākt ar sateces baseina ūdeņiem un ietekošo Dursupi, kuras izteka, iespējams, barojas ar augšdevona Salaspils svītas gruntsūdeņiem. M. Laiviņa u. c. (Laiviņš u. c., 2012) pētījums parādīja, ka ar karbonātiem bagātais substrāts visvairāk raksturīgs tieši Engures ezera nosusinātajai ezerdobes daļai.

Līdzīgi kā Engures ezerā arī Kaņieri ezera ūdens līmenis tika pazemināts, izrokot un izcērtot dolomitā 1,3 km garu kanālu (Starpiņupe), kas to savienoja ar Rīgas līci. Pamatojoties uz Engures ezera nogulumu pētījumu rezultātiem, kas liecina par karbonātisko vielu strauju uzkrāšanos nogulumos pēc kanāla izrakšanas, darba autore pieņem, ka Kaņiera ezerā šis izmaiņas ir līdzīgas, jo arī Kaņieri KE_2 urbumā, kas atrodas vistuvāk kanālam (2.4. att.), karbonātisko vielu daudzums strauji pieaug nogulumos (no 15 līdz 47%) (3.20. att.), kas, visticamāk, uzkrājušies pēc kanāla izrakšanas. Līdz ar to, korelējot abu ezeru virsējo nogulumu uzkrāšanās gaitu, autore pieņem, ka karbonāti Kaņiera ezera dziļuma intervālā 17–0 cm sākuši uzkrāties, kad 19./20. gs. mijā tika izrakts kanāls (Lūmane, 1995). Arī pārējos (KE_1 un KE_3 urbuma) nogulumu griezumos ir vērojama karbonātisko vielu daudzuma palielināšanās, tomēr atšķirīgs ir karbonātiskās gītijas slāņa biežums, kas veidojies pēc ezera ūdens līmeņa pazemināšanas.

Arī Babītes ezera nogulumos vērojams straujš karbonātisko vielu pieaugums (no 5 līdz 15%) virsējā slānī (7–0 cm). Darba autore to skaidro ar 1988. gadā izraktā Varkaļu kanāla (Rieksts, 1994) ietekmi. Šajā pētījumā tika apgāzts sākotnēji izteiktais apgalvojums, ka ezeru aizaugšana visos gadījumos atspoguļosies karsēšanas zudumu analīzes rezultātos kā organisko vielu palielināšanās. Tomēr pētījuma rezultāti pierāda, ka pārsvarā par aizaugšanu liecina augu makroatlieku analīzes rezultāti, kas uzrāda lielāku atlieku dažādību un daudzumu. Savukārt karsēšanas zudumu analīzes rezultāti organisko vielu daudzuma palielināšanos parāda tikai griezumos, kas pētīti ezeru (Lilastes un Ummja ezera) aizaugošajās piekrastēs. Piemēram, nepārprotams organisko vielu daudzuma kāpums virsējos nogulumos pēc karsēšanas zudumu analīzes rezultātiem parādās Engures ezera aizaugušajā daļā, kur uzkrājas zemā tipa kūdra (Kalnina et al., 2012).

Labi ezeru aizaugšanas indikatori ir augu makroatlieku analīzes rezultāti, kas uzrāda sēkļu daudzuma un tādu sugu daudzveidības palielināšanos, kas aug seklos, lēni tekošos ūdeņos, bagātos ar barības vielām, kā arī mitru vietu augu sēkļu palielināšanos. Par ūdens līmeņa svārstībām liecina izmaiņas augu sabiedrībās, piemēram, S. Makgovenas pētījumā (McGowan et al., 2005) ir konstatēts: ja visā ezerā pazeminātu ūdens līmeni, tad aptuveni divas reizes palielinātos makrofītu daudzums un nomainītos augu sabiedrība. Darba autore savā pētījumā par augu daudzuma palielināšanos spriež pastarpināti pēc

augu makroatliekām. Palielināts augu makroatlieku daudzums tika konstatēts visu pētīto ezeru virsējos slāņos.

Pētot vilkvālišu *Typha domingensis* un parastās niedres *Phragmites australis* pieaugumu seklā ezerā, tika pierādīts, ka ūdens limeņa svārstības ietekmē makrofitu augāju (Deegan et al., 2007; Coops et al., 2003; Coops, Havens, 2005). Eitrofikācija ir dabisks process, ja tas notiek lēnām, bet, ja to paātrina cilvēka saimnieciskās darbība, tad tas ir piesārņojums, kas būtiski ietekmē visa ezera augu un dzīvnieku valsti, līdz ar to arī nogulumu sastāvu. Ezerā savairojas augi – aļģes un ūdensaugi, tāpēc palielinās biomasa, bet ezera krasti aizaug. Kā viena no metodēm, kas ļauj identificēt šādas izmaiņas ezera nogulumos, ir bioloģiskā sastāva analīze. Tā papildina augu makroatlieku analīzes datus un ļauj noteikt ezera nogulumu tipu (Korde, 1960). Pētīto ezeru augšējos nogulumu slāņus galvenokārt veido diatomeju gitija (Engures, Lilastes un Ummja ezerā), kūdraina gitija (Babītes ezerā un Velnezera) un karbonātiska gitija (Kaņiera ezerā).

Kramālģēm ir svarīga nozīme kā primārajiem ražotājiem upēs, ezeros un okeānos, un to ieguldījums pasaules primārās produkcijas ražošanā sasniedz aptuveni 25% (Stoermer, Smol, 1999). Pētītajā Engures, Lilastes un Ummja ezerā no kramālģēm galvenokārt dominēja *Melosira*, *Fragilaria*, *Navicula* ģints. Arī kaimiņvalstu pētītajos ezeros bieži dominē šo ģinšu kramālģes (Punning et al., 2004). *Melosira* ģintij limitējošais resurss ir gaisma un fosfora daudzums (Kilham, 1990). *Fragilaria* un *Navicula* ģints kramālģēm ir ļoti plaša ekoloģiskā amplitūda (Dam et al., 1994).

Ezeros atrastās kramālģes liecina par paaugstinātu barības vielu klātbūtni ezeros. To var būt izraisījis cilvēka darbības rezultātā radītā eitrofikācija, kā arī nokrišņu palielināšanās pēc holocēna termālā maksimuma, kas palielināja barības vielu ievadišanu ezerā, pieaugot virszemes notecei. Tā kā bioloģiskā sastāva analīze nav veikta pilnam ezeru nogulumu griezumam, bet tikai virsējiem slāņiem, šī diskusija paliek atvērta.

Ummja ezerā par palielinātu barības vielu klātbūtni dziļuma intervālā 50–40 cm liecina gan karsēšanas zudumu analīzes rezultāti (3.39. att.), gan atrastā kramālģe *Cyclotella*, iespējams *Cyclotella stelligera* (Turkija et al., 1998), kas netika konstatēta citos pētītajos ezeros. *Cyclotella stelligera* šajā nogulumu intervālā var liecināt arī par tajā laikā valdošo klimatu, jo tai patīk augt siltos ūdeņos (Pienitz et al., 1995). Savukārt Ummja ezera virsējos slāņos par eitrofikāciju liecina *Nitzschia acicularis*, arī Lilastes (10–0 cm) un Engures (25–20 un 40–35 cm) ezerā tika konstatēta šī suga. Taču jāatceras, ka šo metodi nevar lietot vienu pašu bez korelācijas ar citām metodēm, jo L. Pūsepa (Puusepp, 2011) savā pētījumā ir konstatējis, ka ne vienmēr kramālģes var izmantot kā vides indikatorus, jo to klātbūtne ne vienmēr ir reprezentatīva. Kopumā ezera nogulumos tika atrastas gan sugas, kas liecina par eitrofikāciju, gan sugas, kas norāda uz zemu trofijas līmeni.

Zilaļģes gandrīz vienmēr ir sastopamas saldūdens ezeros, un pētīto ezeru nogulumos tās veido vidēji 5%. Pētīto ezeru virsējos nogulumos atšķiras dominējošā zilaļģu ģints – Engures ezerā *Aphanothece*, kas raksturīga zemam trofijas līmenim (Druvietis, 1997), Lilastes ezerā *Anabaena*, kas ir kā indikators eitrofiem un hipertrofiem ezeriem (Druvietis, 1997), un Ummja ezerā *Gloeotrichia*, kas ne vienmēr ir kā zemas ūdens kvalitātes rādītājs. Pētījumā bez zilaļģēm nogulumos konstatētas arī zaļaļģes – *Cosmarium* sp., *Scenedesmus* sp., *Tetraedron* sp., *Staurastrum* sp., *Pediastrum* sp. –, kas veido 1–10% no nogulumu bioloģiskā sastāva.

Babītes ezerā un Velnezērā pētītie nogulumi bija kūdraini, un tajos kramalģes bija sastopamas vai nu ļoti nelielā skaitā, vai arī to nebija vispār. Tajos dominēja augu atliekas, bet katrā ezerā to sastāvs ir cits. Velnezera virsējos nogulumos dominē sfagni un hipnu sūnas, bet Babītes ezerā grīšļi, vilkvālītes, puplakši, ūdensrozes un priežu atliekas. Pilnīgi atšķirīgs nogulumu sastāvs bija pētītajā Kaņiera ezerā, kur nogulumus veidoja karbonātska gitija.

4.2. Veģetācijas sastāva izmaiņu raksturojums un ezeru aizaugšana

Latvijas ezeru ķīmiskās un bakterioloģiskās īpašības ir labvēlīgas putekšņu iekonservēšanai, jo tie labi saglabājas, nedēdē, nemineralizējas (Khomutova, 1995). Putekšņu koncentrācijas pētīto ezeru nogulumos ir saistītas ar apkārtējās veģetācijas putekšņu lietu, kas tieši nosēžas uz ezeru virsmas, kā arī ezerā putekšņi var nonākt ar virszemes ūdeņu noteci (Pujāte u. c., 2010). Tāpēc izmaiņas putekšņu spektru sastāvā ir arī atbilde uz mainīgajiem vides apstākļiem (Davis et al., 1971). Putekšņu kopējā sastāvā koku putekšņu daudzveidība ezeru nogulumu virsējos 50 cm nav izteikti mainījusies, bet dažādos nogulumu slāņos mainās to putekšņu procentuālais sadalījums. Putekšņu diagrammās augšējā dziļuma intervālā 50–0 cm kopumā iezīmējas koku un krūmu putekšņu likņu nelieli kritumi un vaskulāro augu likņu kāpumi un fluktuācijas. Tas, visticamāk, ir saistīts ar antropogēnās ietekmes palielināšanos, kas norāda uz lauksaimniecības ietekmi, atklātāku teritoriju veidošanos, tai skaitā uz pļāvām un ganībām. Iespējams, šīs izmaiņas varētu būt svarīgas, lai nodalītu jaunāko, līdz šim vēl oficiāli neapstiprināto stratigrāfisko epohu – antropocēnu. Tomēr ar cilvēka darbību saistītie putekšņi tika konstatēti arī dziļākos nogulumu slāņos. Tā kā akmens laikmeta cilvēki dzīvoja un darbojās pārsvarā pie ezeriem, jo tad to krasti vēl nebija aizauguši vai pārpurvojušies, tad tālaika nogulumos varēja parādīties liecības pat par nelielām cilvēka aktivitātēm. Koku un lakstaugu putekšņu attiecību diferenciācija parāda izmaiņas reģiona un ezeru sateces baseina ainavā, lielāku mežu vai atklātu teritoriju izplatību. Kultivēto zemju augu putekšņi parādās tikai Engures un Lilastes ezera nogulumos, bet rudērālo augu putekšņi, kas arī ir cilvēka darbības pavadoni, tika konstatēti visu pētīto ezeru nogulumos, vienīgi mainās to sastāvs un procentuālais daudzums dažādos nogulumu slāņos. No koku putekšņiem ezeru nogulumos dominē priedes *Pinus* un bērza *Betula* putekšņi, un Kaņiera ezerā lielā procentuālā daudzumā ir arī egles *Picea* putekšņi. Šāda tendence putekšņu sastāvā ir konstatēta arī lielos, seklos ezeros citos reģionos, kur arī raksturīga relatīva vienveidība koku putekšņu spektros, piemēram, Peipusa ezeram Igaunijā (Pirms, 1981) un Ilmeņa ezeram Krievijā (Khomutova, 1989).

Pasaulē tiek veikti dažādi pētījumi, lai novērtētu ezeru kvalitāti gan pēc ķīmiskajiem, gan pēc bioloģiskajiem parametriem un indikatoriem. Tā, piemēram, šajā pētījumā, lai identificētu eutrofikācijas pastiprināšanos cilvēka izraisītu darbību dēļ, analīžu kompleksā tiek izmantotas arī augu makroatlieku un ezera nogulumu bioloģiskā sastāva analīzes katra ezera nogulumos. Kā liecina makroatlieku dati, ezeru attīstības gaitā šie apstākļi ir mainījušies dažādu dabas procesu rezultātā, bet pēdējos gadsimtos arī cilvēka darbības rezultātā. Piemēram, Engures un Babītes ezera makroatlieku diagrammās (3.7., 3.16. att.) redzams, ka virsējos nogulumos parādās vairāk ūdensaugu sēklu, kam patīk seklas un barības vielām bagātas ūdenstilpes, un tas liecina par eutrofikācijas pastiprināšanos, ko

izraisījusi cilvēka darbība. Līdzīgas tendences augu makroatlīeku sastāva izmaiņās ir konstatētas arī Velnezera nogulumos, kur 70–0 cm intervālā atpazītas mitru vietu un purvu augu sēklas (3.48. att.), tai skaitā grišļa, purva pameldra, šaurlapu spilves, krupju doņa u. c. sēklas. Savukārt no ūdensaugiem tika konstatēta tikai mazā ežgalvīte, kas parasti aug seklos purvos, diķos un strautos un kas norāda uz intensīvu ezera aizaugšanu. Šajā nogulumu intervālā tika atrasts lielākais oglišu daudzums, kas liecina par cilvēka aktivitātēm ezera sateces baseinā, iespējams, par koku izciršanu un dedzināšanu.

Babītes ezera nogulumu augu makroatlīeku analīzes rezultātā noteiktais makroatlīeku sastāvs nogulumu griezuma apakšējā un augšējā slānī norāda uz pazeminātu ezera līmeni, kamēr holocēna termālā maksimuma laikā makrofosiliju daudzums samazinās. Tas norāda uz augstāku jūras līmeni Litorīnas jūras transgresijas laikā, kas ir dabisku ģeoloģisku procesu rezultāts. Savukārt liecības par zemu ezera līmeni nogulumu augšējā slānī ir saistītas ar cilvēku darbību un ezera līmeņa pazemināšanu (4.20. att.). *Zannichellia palustris* makroatlīeku klātbūtne Babītes ezera nogulumos (10–0 cm) ļauj spriest par baseina saikni ar jūru arī saldūdens ezera laikā, kā arī norāda uz ūdens līmeņa svārstībām pēc kanāla izrakšanas.

Engures, Babītes, Ummja un Kaņiera ezerā tika konstatēts mieturišu oogoniju pieaugums virsējās ezera nogulumos (sākot no 20–30 cm dziļuma līdz mūsdienām). Līdz ar mieturišu oogoniju lielo daudzumu un dominanci ezera nogulumos parādās arī citu augu sēklas, kas dziļākajos slāņos netika konstatētas, piemēram, glīvenes sēklas. M. Šefera un E. H. van Nesa (2007) pētījumu rezultāti pierāda šo abu sugu līdzāspastāvēšanu un konkurenci.

4.3. Metālu uzkrāšanās ezeru nogulumos

Ezera nogulumu ķīmiskā sastāva veidošanās ir visai sarežģīts process, ko ietekmē daudzi faktori, un svarīgākie no tiem ir fizikāli ģeogrāfiskie un ģeoloģiskie procesi (reljefs, klimats, nogulumu veidošanās sastāvs un dēdēšana, augu valsts) (Kļaviņš, 1998), bet mūsdienās to ietekmē arī cilvēks (Norton et al., 1998). Cilvēka ietekme izpaužas kā reģionālais gaisa piesārņojums. Pētot ezeru nogulumu sastāvu, kā viena no redzamākajām antropogēnās darbības liecībām ir smago metālu daudzuma palielināšanās nogulumu sastāvā. Jāņem vērā arī tas, ka dažādu bioķīmisku reakciju rezultātā arī nogulumu var ietekmēt ūdens kvalitāte. Tas visbiežāk ir konstatēts sekļajos ezeros, kur notiek ūdens un nogulumu mijiedarbība (Ryding, 1985; Boström et al., 1988). Turklāt ezera nogulumiem ir liels potenciāls uzkrāt piesārņojošas vielas, jo hidroloģiskajā ciklā mazāk nekā 0,1% metālu ir faktiski izšķīduši ezera ūdenī un vairāk nekā 99,9% uzglabājas nogulumos (Salomons, 1998).

Lai gan mūsdienās Eiropā notiek stingra smago metālu koncentrācijas kontrole ūdenī un nogulumos, to piesārņojums bieži vien tiek konstatēts pat no tālāk esošiem avotiem un to koncentrācija nogulumos mēdz pārsniegt pirmsindustriālā laika smago metālu koncentrācijas līmeņus (Krom et al., 2009). Tā kā Latvijā nav normatīvo aktu, kas regulē smago metālu bīstamības līmeni nogulumos, darba autore izmantoja MK noteikumus Nr. 362 (02.05.2006.), kas nosaka smago metālu pieļaujamās koncentrācijas noteikumu dūņu sausnā, lai tās varētu izmantot lauksaimniecības zemju mēslošanai.

Pētījuma rezultāti uzrādīja metālu koncentrāciju palielināšanos ezeru augšējos nogulumos, tai skaitā Pb daudzumu. Tika konstatēts, ka lielākais Pb daudzums nogulumos ir pilsētas teritorijā esošajā Velnezērā (137 mg/kg). Tas saistīts ar Pb saturošo virszemes ūdeni ieplūdi ezerā un autoceļu klātbūtni, kā arī ar gaisa emisiju. Arī lauku teritorijās esošo ezeru nogulumos parādās paaugstinātas Pb vērtības, ko, iespējams, izraisa atmosfēras nokrišņi un zemes mēslošana ar kūtsmēsliem un mākslīgo mēslojumu (Briede, 1996; Walraven et al., 2013). Pētījumos (Williams, 1991) ir konstatēts, ka šo dažādo iemeslu dēļ palielinās ne tikai Pb, bet arī Cu un Zn ienese ezeros, vienīgi mainās metālu koncentrācija. Šādu likumsakarību uzrāda arī darba autore pētīto ezeru nogulumu analīžu rezultāti (izņemot Kaņiera ezeru) – metālu daudzums nogulumu augšējos intervālos ir lielāks nekā to koncentrācijas atbilstoši ezera nogulumu zemākajam limenim. Līdz ar to, ja ezera nogulumi ir dabiski uzkrājušies bez antropogēnās ietekmes, metālu anomālijas koeficientam būtu jābūt 1 (Nef, 1987), bet, ja tas ir lielāks par 1, tad tam ir vēl kāds ieplūdes avots, ko var attiecināt uz antropogēno ietekmi. Paaugstināts piesārņojums un izteiktākais smago metālu pieaugums virsējos nogulumos parādās Engures, Lilastes ezerā un Velnezērā, kur Pb anomālijas koeficients ir attiecīgi 12, 6, 38, un mazākas vērtības ir Ummim, Babītes un Kaņiera ezeram – attiecīgi EF = 3, 2 un 1,3.

Vēsturiskā aspektā Pb koncentrācija nogulumos atspoguļo tā salīdzinoši vienmērīgu uzkrāšanos no atmosfēras viscaur Eiropā (Renberg et al., 2000; Brännvall et al., 2001). Pirms 3000 gadu Pb uzkrāšanās bija dabiska un tā koncentrācija bija zema, parasti robežās no 2 līdz 4 mg/kg (Hakala, Salonen, 2004; García-Alix et al., 2013). Vēlāk agrās metalurģiskās aktivitātes izraisīja šo koncentrāciju palielināšanos, kas maksimumu sasniedza ar Pb raktuvju uzplaukumu Romas impērijas laikā pirms apmēram 2000 gadu (Nef, 1987). Pb piesārņojums no atmosfēras un tā uzkrāšanās vēsture ir plaši pētīti visā Eiropā, it īpaši Skandināvijā (Brännvall et al., 1997; 1999; 2001; Renberg et al., 1994; 2000; Ek, Renberg, 2001; Ek et al., 2001), kā arī Somijā, kur pirmās liecības par Pb piesārņojuma palielināšanos ir tikai no 19. gs. sākuma un vidus (Tolonen, Jaakkola, 1983; Verta et al., 1989). Līdz šim veiktie pētījumi ļauj secināt, ka viduslaikos Pb piesārņojums Somiju nav sasniedzis (Hakala, Salonen, 2004). Latvijā šādi reģionālā gaisa piesārņojuma pētījumi pārsvarā balstās uz sūnu absorbcijas spēju (Nikodemus et al., 2004; Silamiķele, 2010). Autore, pētot metālu sastāvu nogulumu augšējā intervālā 50–0 cm, ir secinājusi, ka Pb koncentrācija ir palielinājusies pēdējos ~ 150 gados.

Kā uzskata lietuviešu zinātnieks D. Paliulis (2014), Pb dabiskās koncentrācijas līmenis ezera nogulumos ir atkarīgs no sateces baseina ģeoloģiskās struktūras un materiāla transporta intensitātes no sateces baseina ezerā, kā arī no nogulumu īpašībām. Viņa veikta Sudotēļa (liet. val. *Sudotēlis*) ezera nogulumu pētījuma dati līdzinās Velnezera nogulumu analīžu rezultātiem, kurus ieguvusi autore un kuri uzrāda vislielākās smago metālu koncentrācijas pētīto ezeru augšējā slānī. Analizējot metālu saturu Velnezera nogulumos, var secināt, ka notikusi gan dabisko, gan arī antropogēno metālu pieplūde. Velnezera nogulumos vislielākās koncentrācijas konstatētas Fe (15351 mg/kg), Ca (7069 mg/kg), Mg (2583 mg/kg), Na (1165 mg/kg), K (922 mg/kg). Ca, Mg, Fe, K, Na izcelsme, iespējams, ir dabīga, jo tik lielas metālu koncentrācijas var būt pašu nogulumu sastāvā un arī rasties iežu dēdēšanas rezultātā, turklāt to ietekmē arī gruntsūdeņu sastāvs (Silamiķele u. c., 2010), no kā Velnezers „barojas”.

Engures ezera griezumā izteikta smago metālu, bet it īpaši Pb satura, palielināšanās novērojama pirms apmēram 90 gadiem (15 cm), bet nelielas koncentrācijas ir konstatētas nogulumu intervālā, kura nogulumu vecums ir 300 gadi (28 cm). Lilastes un Ummja ezera nogulumos Pb palielinās, sākot no 30 cm dziļuma, Babītes un Kaņiera ezera nogulumos – no 25 cm.

Smago metālu koncentrācija ūdens ekosistēmu nogulumos var pieaugt rūpniecisko atkritumu, notekūdeņu noteces, lauksaimniecības u. c. iemeslu dēļ (Prīca et al., 2008), tāpēc rodas kopsakarība, ka līdz ar straujo ekonomisko attīstību smago metālu piesārņojums palielinās. Kaut arī nogulumos var būt daudzi dabiskas izcelsmes metāli, tomēr to ievērojamā koncentrācijas palielināšanās un vislielākās koncentrācijas nogulumu augšējā slānī liecina, ka šie metāli ezeru nogulumos nokļuvuši cilvēku darbības rezultātā. Arī smagie metāli – Co, Ni, Pb, Cd un Cr – visvairāk konstatēti nogulumu augšējā slānī (Kļaviņš et al., 1995).

Cu koncentrācija ir lielāka ezeros ar kūdras un kūdrainas gitijas nogulumiem (Babītes ez., Ummis), ko var skaidrot ar augstāku Cu sorbciju kūdrā (Silamiķele, 2010), bet Velnezera augšējos nogulumos Cu koncentrācijas pieaugums vairāk ir saistīts ar cilvēka ietekmi (Pujāte et al., 2014).

Iespējams, paaugstināts Cd limenis (virs 2 mg/kg) Babītes, Lilastes, Kaņiera ezera nogulumos ir nonācis no intensīvās lauksaimniecības ezera sateces baseinā, jo Cd izmantoja insekticīdu, fungicīdu un mēslošanas līdzekļos. Savukārt Cd paaugstinātās koncentrācijas Ummī un Velnezērā var skaidrot ar gaisa piesārņojumu. Grūti izskaidrot, kāpēc Engures ezerā, kura sateces baseinā ir bijušas lauksaimniecības zemes, Cd vērtība ir zemāka par 0,6 mg/kg.

Analizējot metālu sastāva diagrammas, var secināt, ka praktiski visu ezeru nogulumu augšējā slānī metālu saturs pārsniedz to koncentrāciju vērtības nogulumu dziļākajos slāņos. Ievērojamais metālu daudzums augšējos slāņos norāda uz antropogēnās ietekmes palielināšanos, kurai ir raksturīga metālu plūsmas intensitāte un akumulācijas pieaugums (Zerbe et al., 1999). Tomēr, salīdzinot ar ezeru nogulumu pētījumiem pasaulē, autores pētījumā konstatēts, ka Rīgas līča piekrastes ezeru nogulumos piesārņojums ir neliels. Līdzīgu atziņu, proti, ka smago metālu koncentrācijas nogulumos ir salīdzinoši zemas, ir guvusi arī M. Jankēvica u. c. (2012) pētījumā par Latvijas lašveidīgo ezeru ekosistēmu.

4.4. Antropogēnās ietekmes izvērtējums pēc ezeru nogulumu sastāva

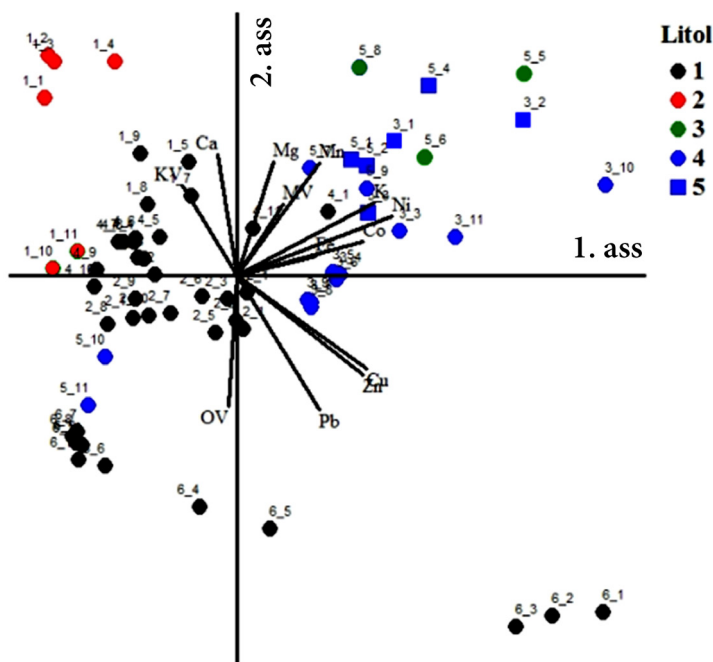
Ezera nogulumi kā dabiska sistēma parāda ne tikai augstu variabilitāti starp fizikālo un ķīmisko īpašību izmaiņām laikā un telpā, bet arī elementu plūsmu starp šiem komponentiem (McClain et al., 2003).

Metālu akumulācijas procesu izvērtēšanai tika izmantots metālu kopējais saturs nogulumos un skatīta kopsakarība ar karsēšanas zudumu analīzes rezultātiem. Galveno komponentu analīze (PCA) tiek plaši izmantota, lai noteiktu kopsakarības un atšķirtu dabas un cilvēka ietekmi. Tā tika piemērota šajā pētījumā, lai izzinātu elementu izcelsmi un tos ietekmējošos ģeokīmiskos faktoros.

Ekstrahējamo elementu koncentrācija nogulumos parasti ir saistīta ar ezeru ģenēzi (Tuncer et al., 2001; Loska, Wiechula, 2003), kā arī to var ietekmēt piesārņojošās darbības,

ko veic cilvēks (Lepane et al., 2007). Par antropogēnās izcelsmes metāliem uzskata Pb, Cd, Ni, Co, Cu, Zn un Mn (Yin et al., 2006). Metālu saturs var mainīties gan viena ezera, gan dažādu ezeru nogulumu masā atkarībā no slāņu dziļuma un litoloģiskā sastāva, tāpēc šiem kvantitatīvajiem rādītājiem tika doti kvalitatīvie apzīmējumi (4.1. att.).

Analizējot galvenās komponentes, tika konstatēts, ka visu sešu pētīto ezeru nogulumu izvietojums koordinātu plaknē ir statistiski būtisks ($p < 0,05$) pirmām četrām asīm (4.1. att.). Rezultātu analizē tika izmantotas pirmās divas asis, jo šīs asis kopumā izskaidro 53,09%. Ar 1. asi, kas izskaidro 29,84% no parauglaukumu kopējās dispersijas, ir konstatēta būtiska pozitīva sakarība starp K ($r = 0,78$), Fe ($r = 0,50$), Mn ($r = 0,50$), Co ($r = 0,72$), Ni ($r = 0,89$) Cu ($r = 0,74$), Zn ($r = 0,73$), Pb ($r = 0,50$). Šie elementi horizontālajā sadalījumā korelē savā starpā, ko, iespējams, var skaidrot ar ezera nogulumu litoloģisko sadalījumu, kur ass labajā pusē nodalās gitija un karbonāti. To nosaka organiskās vielas un kalcijs karbonāti. Ass labajā pusē ir izvietojušies gan aleirītiskas gitijas, gan kūdrainas gitijas



4.1. attēls. Paraugu ordinācija, izmantojot PCA, atkarībā no ezeru nogulumu metālu sastāva daudzuma un LOI analīzes rezultātiem pēc litoloģijas, kur 1_1 – Kaņiera, 2_1 – Lilastes, 3_1 – Babītes, 4_1 – Engures, 5_1 – Ummja ezers un 6_1 – Velvezers. OV – organiskās vielas, KV – karbonātiskās vielas, MV – minerālās vielas. Litoloģija: 1 – gitija, 2 – karbonātiska gitija, 3 – smiltis, 4 – kūdraina gitija, 5 – aleirītiska gitija

Figure 4.1. PCA of samples based on metal concentrations in lake sediments and LOI analysis results, classed according to lithology. 1_1 – Lake Kaņieris, 2_1 – Lake Lilaste, 3_1 – Lake Babīte, 4_1 – Lake Engure, 5_1 – Lake Ummis, 6_1 – Lake Velvezers. OV – organic matter, KV – carbonates, MV – mineral matter. Lithology: 1 – gyttja, 2 – carbonaceous gyttja, 3 – sand, 4 – peaty gyttja, 5 – silty gyttja

nogulumu komponenti, kur ievērojama nozīme ir minerālo vielu daudzumam un ķīmisko elementu koncentrācijai. Korelācijā būtiski izceļas Ummja ezera 5_10 un 5_11 parauga punkti, kas liecina par OV lielo nozīmi šī ezera nogulumu veidošanās laikā.

Galveno komponentu analīzes grafikā 2. ass izskaidro 23,25% no ezera nogulumu paraugu raksturojošo lielumu dispersijas. Šajā gadījumā konstatēta negatīva sakarība starp OV ($r = -0,66$) un ekstrahētajiem elementiem Cu ($r = -0,50$), Zn ($r = -0,50$), Pb ($r = -0,68$), un savukārt šiem rādītājiem ir pozitīva sakarība ar KV ($r = 0,50$), Mn ($r = 0,57$), Ca ($r = 0,62$) un Mg ($r = 0,58$). Nekādu savstarpējo korelāciju neuzrādīja Na un Cd. Galveno komponentu analīzes 2. ass vertikālajā sadalījumā tiek izskaidrota ar ezera nogulumu eitrofikāciju un antropogēno slodzi. Otrā PCA ass parāda pretēju Ca un Pb korelāciju, kas rēķināta uz visu pētīto ezeru nogulumiem un kas novērota arī Nommejarva ezera nogulumu pētījumos (Marzecovj et al., 2011).

Pēc galveno komponentu analīzes var izšķirt piecas faktoru grupas, kas raksturo analizētos nogulumus:

- 1) KV un Ca;
- 2) Mg, Mn un MV;
- 3) K, Ni, Co un Fe;
- 4) Cu, Zn un Pb;
- 5) OV.

Pirmo faktoru grupu var skaidrot ar Ca klātbūtni karbonātos. Otrā faktoru grupa ir atkarīga no nogulumu minerālā slāņa, kas spēj sev piesaistīt Mg. Trešās faktoru grupas elementi var būt gan dabiskas, gan antropogēnas izcelsmes. Ni un Fe korelācija savā starpā ir raksturīga Latvijas kūdras nogulumiem (Teirumsnieka et al., 2010), bet Fe, Ni bieži arī attiecina uz rūpniecisko darbību un piesārņojošo vielu pārnesei lielos attālumos (Percy, Borland, 1985). Korelācija starp Ni, Co un Fe parādās arī S. Pradita u. c. (Pradit, 2010) pētījumā par Sonkhla (*Songkhla*) ezera nogulumiem. Par otrās un trešās faktoru grupas elementiem (Mn, Ni, Co, Fe) ir zināms, ka tie labi/pozitīvi korelē ar aleirītu un māla daļiņām (Selvam et al., 2012), ko arī uzrāda litoloģiskais sadalījums pēc pirmās ass. Ceturtā faktoru grupa liecina par antropogēno piesārņojumu ezeros (Selvam et al., 2012), kas visvairāk izceļas tieši Velnezera nogulumiem (paraugu punkti 6_1, 6_2, 6_3). Piektā faktoru grupa ir atkarīga no organiskajām vielām, kas veido gitiju.

Lai noskaidrotu, kādas vides apstākļu izmaiņas notikušas Rīgas līča piekrastes ezeru nogulumu augšējā slānī (~ 50 cm) veidošanās laikā un vai ir atpazīstamas cilvēka darbības pēdas, ir svarīgi analizēt liela apjoma kompleksu pētījumu datus. Liecības par antropogēnās ietekmes palielināšanos ir konstatētas praktiski visos analizētajos griezumos, kā arī ir atpazīstamas visu pētījumā veikto analīžu rezultātos. Ezeru nogulumu multidisciplināro pētījumu rezultātā noskaidrotās izmaiņas metālu, karbonātisko un organisko vielu, smago metālu, kā arī augu makroatlieku un putekšņu sastāvā nogulumu virsējā slānī tiešā vai netiešā veidā ļauj atpazīt cilvēka darbības jeb antropogēnās ietekmes pēdas un nosacīti ļauj iezīmēt holocēna–antropocēna robežu.

Viens no visvieglāk izsekojamiem rādītājiem ir smago metālu satura izteikta palielināšanās nogulumu augšējā slānī, kas liecina par antropogēnās ietekmes palielināšanos pēdējā gadsimtā. Arī Igaunijā veiktajos Nommejarva ezera nogulumu pētījumos konstatēta ievērojama metālu daudzuma palielināšanās (kopš 1963. gada), kas notikusi antropogēnās ietekmes rezultātā (Marzecovj et al., 2011).

Tiešos pierādījumus par cilvēku darbību sniedz arī ezeru nogulumu putekšņu pētījumi. Ezeru nogulumos darba autore konstatēja kultivētu lakstaugu putekšņus, kas liecina par cilvēku darbību. Bet nevienā no ezeriem šie putekšņi netika konstatēti lielā skaitā, kas liecinātu par lauksaimniecības zemju atrašanos tieši ezeram piegulošajās teritorijās. Biežāk identificētie kultivēto zemju lakstaugu putekšņi bija sējas rudzi *Secale cereale*. Ezeros tika konstatēti arī kultivētu graudaugu *Cerealia*, kaņepes *Cannabis* tipa, griķu *Fagopyrum* putekšņi. Ezeros tika konstatēti arī ruderālo augu putekšņi, kas netieši liecina par cilvēku darbību un klātbūtni. Katrā ezerā šo putekšņu skaits, dziļums, kurā tie konstatēti, atšķiras, tomēr to lielākais daudzums identificēts nogulumu virsējos 50–30 cm.

Netiešas liecības jeb pēdas par cilvēku darbību ezeru nogulumos sniedz augu makroatlīku un nogulumu karsēšanas zudumu analīžu rezultāti. Kaut arī pētīto ezeru augu makroatlīku sastāvā netika konstatētas kultivēto zemju augu makroatlīkas, tomēr to sastāva un apjoma izmaiņas norāda uz cilvēka ietekmi, tai skaitā ūdens līmeņa pazemināšanu ezeros, kas izteikti atpazīstams arī nogulumu karsēšanas zudumu rezultātu diagrammās. Uz cilvēka ietekmi norāda koksnes oglītes, kas konstatētas augu makroatlīku analīzes gaitā, un to izplatība Ummja un Velnezera nogulumu augšējā slānī.

Iedzīvotāju skaita pieaugums Eiropā ir radījis industrializāciju, lauksaimniecības intensifikāciju un urbanizāciju, kas savukārt ir novedis pie ekosistēmu izmaiņām un bieži vien dažādām vides problēmām, kuras ietekmē ūdens vidi un nogulumu uzkrāšanās apstākļus. Piemēram, urbanizācija ietekmē ūdens kvalitāti, biotopus un to degradāciju, un daudzas citas problēmas, kas atspoguļojas ezera nogulumos (Paul, Meyer, 2001).

Vienas no vislabāk atpazīstamajām antropogēnās ietekmes liecībām, ko nosacīti varētu pieņemt kā antropocēna apakšējo robežu, ir izteikta Pb koncentrācijas palielināšanās visu pētīto ezeru virsējos slāņos, kuri Engures ezera griezumā datēti ar apmēram ar 110 gadiem. Pēc Velnezera nogulumu pētījumu datiem, izteikta cilvēka darbība iezīmējas nogulumos, kas uzkrājušies pirms 60–50 gadiem, kad Velnezera apkārtnē sākās intensīva būvniecība un ceļu ekspluatācija. Līdz ar to var secināt, ka antropocēna robežu var atpazīt ezeru nogulumu virsējos slāņos, tomēr tās konkrētais laiks var atšķirties atkarībā no ezera novietojuma, kā arī no cilvēku darbības vēstures konkrētā ezera apkārtnē un reģionālā atmosfēras piesārņojuma.

Kaut arī dabiskās ūdens ekosistēmas lielākoties ietekmē ģeomorfoloģiskie un fizioģeogrāfiskie faktori, tomēr pēdējos gadsimtos tās ir skārusi arī zemes izmantošana un apsaimniekošana ezeru sateces baseinā, kas ietekmē hidroloģiskos apstākļus (Solimini et al., 2006), tas labi atspoguļojas arī pētīto ezeru nogulumos. Cilvēka ietekmes rezultātā ir notikušas virsējo nogulumu sastāva izmaiņas, tāpēc nogulumos vairāk sāk uzkrāties karbonātiskās vielas (Engures, Babītes, Lilastes, Kaņiera ezerā). Šīs izmaiņas, iespējams, var skaidrot ar bikarbonātu (HCO_3^-) pārsātinājumu ūdeņos. Zooplanktona, fitoplanktona un bentosa intensīvas attīstības laikā ūdenī rodas CO_3^{2-} pārsātinājums, kas ir karbonātu kristālu veidošanas pamats (Stabel, 1985). Savukārt mazajos ezeros ir vērojama smilts slāņa izgulsnēšanās, kas saistīta ar vēja darbības intensificēšanos un kāpu pārvietošanos cilvēka nepārdomātas saimnieciskās darbības rezultātā (pie Ummja ezera), un ar kāpu izlīdzināšanu (pie Velnezera). Visu šo cilvēka radīto procesu rezultātā izmainās arī, piemēram, no sateces baseina ieplūstošie elementi, ezera ietekas un iztekas, kā arī piekrastes mijiedarbība (Zaldivar et al, 2008).

SECINĀJUMI

Rīgas līča piekrastes ezeru nogulumu sastāva pētījumu rezultātā, izmantojot multidisiplināru pētījumu metožu kompleksu (putekšņu, augu makroatlieku, nogulumu sastāva, metālu sastāva u. c. analīzes), ir iegūti dati, kas raksturo vides apstākļu izmaiņas un cilvēka darbības ietekmi nogulumu augšējā slāņa (~ 50 cm) veidošanās laikā.

- Salīdzinot pētījumu datus par ezeru nogulumu sastāva izmaiņām, ko uzrāda karsēšanas zudumu analīzes rezultāti, var secināt, ka būtiskas atšķirības ir tieši nogulumu virsējā slāņa sastāvā. Ezeros, kuru sateces baseinā izplatīti dolomīti (Engures, Kaņiera un Babītes ezers), nogulumu virsējā slānī strauji palielinās karbonātisko vielu daudzums, kas saistīts galvenokārt ar kanālu izrakšanu, jo tie veicinājuši karbonātisko vielu izskalošanos un uzkrāšanos.
- Pētījuma rezultāti ļauj secināt, ka karsēšanas zudumu analīzes rezultāti ne vienmēr atspoguļo ezeru aizaugšanu un eitrofikāciju. Pārsvārā par šiem procesiem liecina augu makroatlieku analīzes rezultāti, kas papildināti ar nogulumu bioloģiskā sastāva datiem.
- Augšējo nogulumu slāni raksturojošie putekšņu spektri liecina, ka koku putekšņu sastāvā nav notikušas būtiskas izmaiņas, bet kopējais putekšņu procentuālais sadalījums norāda uz koku un krūmu samazināšanos un lakstaugu pieaugumu, kas, visticamāk, ir saistīts ar antropogēnās ietekmes palielināšanos, iespējamu mežu izciršanu un atklātas ainavas veidošanos. Par antropogēno ietekmi nogulumu uzkrāšanās laikā liecina arī kultivēto zemju augu un rudērālo putekšņu skaita palielināšanās.
- Iegūtie ezeru nogulumu pētījuma dati liecina, ka ezeru aizaugšana pastiprinājusies pēdējos gadsimtos. Uz to norāda palielināts augu makroatlieku daudzums nogulumu virsējā slānī, tai skaitā arī aizsargājamo sugu dižās aslapes *Cladium mariscus*, jūras najādas *Najas marina* un pusgrīmušās raglapes *Ceratophyllum submersum* atliekas.
- Pētīto ezeru nogulumos augu makroatlieku daudzums un sastāvs ir atšķirīgs dažādās vietās ezerā, bet ir vērojama kopēja tendence palielināties to daudzumam nogulumu virsējā slānī arī ezera vidū, kur parasti to ir mazāk, un tas ļauj secināt, ka ezerā ievērojami pastiprinājušies aizaugšanas procesi.
- Neatkarīgi no pētīto ezeru atrašanās vietas to virsējo nogulumu sastāvā konstatēts palielināts smago metālu, bet it īpaši Pb, saturs, kas, iespējams, saistīts ar reģionālo atmosfēras piesārņojumu.
- Analizējot metālu sastāva diagrammas, var secināt, ka praktiski visu ezeru nogulumu augšējā slānī smago metālu saturs ievērojami pārsniedz to saturu nogulumu dziļākajos slāņos, tomēr to koncentrācijas ir zemas.
- Nogulumu bioloģiskā sastāva analīzes rezultāti ļauj noteikt nogulumu tipu un liecina par tendenci palielināties eitrofikācijai Engures, Lilastes ezera un Ummja nogulumu virsējā slānī, kur bieži vien tika konstatēta *Nitzschia acicularis*, kas ir eitrofu ezeru indikators.
- Liecības par vides apstākļu izmaiņām un antropogēno ietekmi ezeru nogulumu augšējos slāņos ir ļāvušas atpazīt antropocēnam raksturīgās pazīmes, tai skaitā

ezeru aizaugšanas pastiprināšanos un izmaiņas nogulumu sastāvā cilvēka darbības rezultātā, tomēr iegūtie pierādījumi nav pietiekoši, lai varētu definēt un nodalīt holocēna–antropocēna robežu.

- Izvērtējot datus, kas iegūti multidisciplināru pētījumu metožu kompleksa analizēs, iegūti pierādījumi par pieaugošu antropogēno ietekmi visu pētīto ezeru nogulumu augšējā slānī neatkarīgi no to novietojuma rurālā vai urbānā vidē.

Rīgas līča piekrastes ezeru nogulumu pētījumu kopējie rezultāti liecina, ka tieši pēdējos gadsimtos nogulumu uzkrāšanās gaitā ir notikušas būtiskas vides apstākļu izmaiņas, kas bieži vien saistītas ar cilvēka darbības ietekmi.

Promocijas darba mērķis – noskaidrot vides apstākļu izmaiņas Rīgas līča piekrastes ezeru nogulumu augšējā slāņa veidošanās laikā, pamatojoties uz multidisciplināru pētījumu datiem, kas liecina par cilvēka darbības ietekmi uz nogulumu veidošanās apstākļiem, – ir sasniegts.

PATEICĪBAS

Īpašu pateicību autore izsaka zinātniskā darba vadītājai ģeogrāfijas doktorei un Latvijas Universitātes asociētajai profesorei Laimdotai Kalniņai par darba izstrādes gaitā sniegtajām metodiskajām konsultācijām un neatsveramo atbalstu zinātniskā pētījuma tapšanā, kā arī par veltīto laiku. Autore pateicas arī profesoram Mārim Kļaviņam par ievirzīšanu ezera nogulumu pētījumos un atbalstu doktorantūras studijās.

Autore izsaka pateicību kolēģiem E. Kušķei, A. Ceriņai, K. Kizikam, I. Ozolai, V. Ratnieci, S. Zeimulei, N. Stivriņam, A. Staškovai, A. Dručakai, R. Kasparinskim, K. Stankevičai, I. Grudzinskai par auglīgajām diskusijām un ieguldījumu atsevišķu pētījuma posmu realizācijā.

Liels paldies arī O. Purmalim, M. Gravam, R. Kasparinskim, J. Burlakovam, N. Stivriņam, J. Bikšem, J. Šīrei, A. Robaltam, A. Staškovai par palīdzību lauka darbos un pārējiem kolēģiem par atsaucību.

Liels paldies maniem vecākiem Silvijai un Antonam par atbalstu, ieguldīto laiku un līdzekļiem gan studiju, gan promocijas darba tapšanas laikā.

Pateicoties Eiropas Sociālā fonda finansējumam projektam „Starpdisciplināras zinātniskās grupas izveidošana Latvijas lašveidīgo zivju ezeru ilgtspējības nodrošināšanai”, Engures ezeram tika ievākti un datēti nogulumu paraugi ar ^{14}C datēšanas metodi divās vietās ezerā un ar ^{201}Pb datēšanas metodi vienā vietā. Velnezera piegulošā zemā purva nogulumiem ir veikti ^{14}C datējumi ar AMS datēšanas metodi *The Ecology of Crusading: The Environmental Impact of Conquest, Colonisation and Religious Conversion in the Medieval Baltic* projekta ietvaros.

IZMANTOTĀ LITERATŪRA

- Āboltiņa-Presņikova, A.**, 1960. Par Ancilus un Litorīnas jūru nogulumiem Babītes lagūnas teritorijā. *Ģeoloģijas un derīgo izrakteņu institūta raksti V*, Rīga, 203 lpp.
- Āboltiņš, O.**, 2004. *Paleoģeogrāfija*. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 144 lpp.
- Adams, W. J., Kimerle, R. A., Barnett Jr., R. A.**, 1992. Sediment quality and aquatic life assessment. *Environmental Science & Technology*, volume 26, pp. 1865-1875.
- Alhassan, A. J., Sule, M. S., Atiku, M. K., Wudil, A. M., Dangambo, M. A., Mashi, J. A., Ibrahim, N. A.**, 2012. Study of Correlation Between Heavy Metal Concentration, Street Dust and Level of Traffic in Major Roads of Kano Metropolis, Nigeria. *Nigerian Journal of Basic and Applied Science*, volume 20 (2), pp. 161-168.
- Alksnis, R.**, 1992. Rezultāti piskov mestorozgenija sapropelja v ozorax v Rizskogo i Limbazskogo raionax. Otcot torfjanov partii za 1991-1992 g. Latvijaskoje geologiceskoje objedinenije "Latvgeologija". Kompleksnaja geologorazvedocnaja ekspedicija. Geologiceskij Fond No. 10902. 125 s. (krieviski).
- Alliksaar, T., Heinsalu, A.**, 2012. A radical shift from soft-water to hard-water lake: palaeolimnological evidence from Lake Kooraste Kõverjõrv, southern Estonia. *Estonian Journal of Earth Sciences*, volume 61 (4), pp. 317-327.
- Anneville, O., Peletier, J. P.**, 2000. Recovery of Lake Geneva from eutrophication: Quantitative response of phytoplankton. *Journal Archiv fur Hydrobiologie*, volume 148 (4), pp. 607-624.
- Arnaud, F., Revel-Rolland, M., Bosch, D., Winiarski, T., Desmet, M., Tribouvillard, N., Givélet, N.**, 2004. A 300 year history of lead contamination in northern French Alps reconstructed from distant lake sediment records. *Journal of Environmental Monitoring*, volume 6, pp. 448-456.
- Arts, G. H. P.**, 2002. Deterioration of Atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. *Aquatic Botany*, volume 73, pp. 373-393.
- Asaeda, T., Nama, L. H., Hietzb, P., Tanakac, N., Karunaratnea, S.**, 2002. Seasonal fluctuations in live and dead biomass of *Phragmites australis* as described by a growth and decomposition model: implications of duration of aerobic conditions for litter mineralization and sedimentation. *Aquatic Botany*, volume 73 (3), pp. 223-239.
- Auniņš, A., Zviedre, E., Brūmelis, G.**, 2000. Preliminary results of remote sensing based vegetation mapping of lake Engures (Engure), Latvia. *Proceedings of Latvian Academy of Sciences*, section B, volume 54 (5/6), pp. 170-176.
- Balode, M.**, 1999. *Fitoplanktons kā Rīgas līča vides kvalitātes rādītājs. Promocijas darba kopsavilkums*. Latvijas Universitāte, Hidroekoloģijas institūts, Rīga, 65 lpp.
- Bartington Instruments Limited**, 1993. *Operation manual for MS2 Magnetic Susceptibility System*, Bartington Instruments Limited, 10 Thorney Leys Buisness Park, Witney, Oxford, OX8 7GE, p. 20.
- Bartington Instruments Limited**, 1995. *Preliminary Specification for the MS2E Sensor*, Bartington Instruments Limited, 10 Thorney Leys Buisness Park, Witney, Oxford, OX8 7GE, pp. 2.
- Battarbee, R. W.**, 1999. The importance of paleolimnology to lake restoration. *Hydrobiologia*, volume 395/396, pp. 149-159.
- Battarbee, R. W., Anderson, N. J., Appleby, P. G., Flower, R. J., Fritz, S. C., Haworth, E. Y., Higgitt, S., Jones, V. J., Kreiser, A., Munro, M. A. R., Natkanski, J., Oldfield, F., Patrick, S. T., Richardson, N. G., Rippey, B., Stevenson, A. C.**, 1988. In: R. W. Battarbee (Ed.), *Lake acidification in the United Kingdom 1800-1986*. Ensis Publishing, London, 68 p.
- Battarbee, R. W., Bennion, H.**, 2011. Palaeolimnology and its developing role in assessing the history and extent of human impact on lake ecosystems. *Journal of Paleolimnology*, volume 45, pp. 399-404.

- Behre, K. E.**, 1981. The interpretation of anthropogenic indicators in pollen diagrams. *Pollen and Spores*, volume 23 (2), pp. 227-245.
- Behre, K. E.**, 1986. *Anthropogenic indicators in pollen diagrams*. A. A. Balkema, Netherland, 232 pp.
- Behre, K. E.**, 1988. The role of Man in European vegetation history. In: B. Huntley, T. Webb (Eds.), *Vegetation History*, volume 7. Kluwer Academic Publishers, pp. 633-672.
- Bell, M.**, Walker, M. J. C., 2005. *Late Quaternary Environmental Change, Physical and Human Perspectives*. Second edition. Routledge, 376 p.
- Bengtsson, L.**, Enell, M., 1986. Chemical analysis. In: B. E. Berglund (Ed.), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*, John Wiley & Sons Ltd., pp. 423-454.
- Bennett, K. D.**, Willis, K. J., 2002. Pollen. In: J. P. Smol, H. J. B. Birks, W. M. Last (Eds.), *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 3: Terrestrial, algal, and siliceous indicators*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 5-32.
- Berg, T.**, Pedersen, U., Steinnes, E., 1996. Environmental indicators for long-range atmospheric transported heavy metals based on national moss surveys. *Environmental Monitoring and Assessment*, volume 43, pp. 11-17.
- Berglund, B. E.**, Ralska-Jasiewiczowa, M., 1986. Pollen analysis and pollen diagrams. In: B. E. Berglund (Ed.), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, pp. 455-484.
- Best, E. P. H.**, 1987. The submerged macrophytes in Lake Maarsseveen I: Changes in species composition and biomass over a six year period. *Hydrobiological Bulletin*, volume 21 (1), pp. 55-60.
- Beszteri, B.**, John, U., Medlin, L. K., 2007. An assessment of cryptic diversity within the *Cyclotella meneghiniana* species complex (Bacillariophyta) based on nuclear and plastid genes, and amplified fragment length polymorphisms. *European Journal of Phycology*, volume 42, pp. 47-60.
- Bezinge, A.**, Clark, M. J., Gurnell, A. M., Warburton, J., 1989. The management of sediment transported by glacial melt-water streams and its significance for the estimation of sediment yield. *Annals of Glaciology*, volume 13, pp. 1-5.
- Bichet, V.**, Gauthier, E., Massa, C., Perren, B. B., 2014. Lake Sediments as an Archive of Land Use and Environmental Change in the Eastern Settlement, Southwestern Greenland. *Journal of the North Atlantic*, volume 6, pp. 47-63.
- Bilz, M.**, 2013. *Sisymbrium supinum*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.
- Birch, G.**, Taylor, S., Matthai, C., 2001. Small-scale spatial and temporal variance in the concentration of heavy metals in aquatic sediments: a review and some new concepts. *Environmental Pollution*, volume 113 (3), pp. 357-372.
- Birks, H. J. B.**, Birks, H. H., 1980. In: E. Arnold (Ed.), *Quaternary Palaeoecology*. The Blackburn Press, Caldwell, New Jersey, 289 p.
- Birks, H. J. B.**, 1986. Numerical zonation, comparison and correlation of Quaternary pollen-stratigraphical data. In: B. E. Berglund (Ed.), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. John Wiley & Sons Ltd., Great Britain, pp. 743-775.
- Birks, H. H.**, Battarbee, R. W., Birks, H. J. B., 2000. The development of the aquatic ecosystem at Kråkenes Lake, western Norway, during the late glacial and early Holocene – a synthesis. *Journal of Paleolimnology*, volume 23 (1), pp. 91-114.
- Birks, H.**, 2001. Plant macrofossils. In: J. P. Smol, H. J. B. Birks, W. M. Last (Eds.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 3: Terrestrial, Algal and Siliceous Indicators*. Dordrecht [etc.], Kluwer Academic Publisher, pp. 49-74.
- Birks, H. J. B.**, Jones, V. J., Rose, N. L., 2004. Recent environmental change and atmospheric contamination on Svalbard, as recorded in lake sediments – synthesis and conclusions. *Journal of Paleolimnology*, volume 31 (4), pp. 531-546.

- Birks, H. H., Birks, H. J. B., 2006.** Multi-proxy studies in palaeolimnology. *Vegetation History and Archaeobotany*, volume 15, pp. 235-251.
- Bitinas, A., Damušytė, A., 2004.** The Littorina Sea at the Lithuanian Maritime region. *Polish geological institute special papers*, volume 11, pp. 37-46.
- Blaauw, M., 2010.** Methods and code for "classical" age-modelling of radiocarbon sequences. *Quaternary Geochronology*, volume 5 (5), pp. 512-518.
- Blindow, I., 1992.** Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, volume 28, pp. 15-27.
- Bloesch, J., Bossard, P., Bührer, H., Bürgi, H.-R., Müller, R., 1995.** Lake oligotrophication due to external phosphorus load reduction in Swiss lakes. *Proceedings 6th internat. Conference on the Conservation and Management of Lakes*, volume 2. Kasumigaura.
- Bloesch, J., 2004.** Sedimentation and lake sediment formation. In: P. E. O'Sullivan, S. C. Reynolds (Eds.), *The lakes handbook*. Volume 1. Blackwell Science Ltd., pp. 197-229.
- Bobbink, R., Hornung, M., Roelefs, J. G. M., 1998.** The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, volume 86 (5), pp. 717-738.
- Borg, H., Johansson, K., 1989.** Metal fluxes to Swedis forest lakes. *Water, Air, and Soil Pollution*, volume 47 (3-4), pp. 427-440.
- Borówka, R. K., Latałowa, M., Osadczuk, A., Święta, J., Witkowski, A., 2002.** Palaeogeography and palaeoecology of Szczecin Lagoon. *Greifswalder Geographische Arbeiten*, volume 27 (C4), pp. 107-113.
- Borówka, R. K., Osadczuk, A., Witkowski, A., Wawrzyniak-Wydrowska, B., Duda, T., 2005.** Late Glacial and Holocene depositional sequences in the eastern part of the Szczecin Lagoon (Great Lagoon) basin - NW Poland. *Quaternary International*, volume 130 (1), pp. 87-96.
- Boström, B., Andersen, J. M., Fleischer, S., Jansson, M., 1988.** Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, volume 170, pp. 229-244.
- Boyle, J. F., 2001.** Inorganic Geochemical Methods in Palaeolimnology. In: W. M. Last, J. P. Smol (Eds.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments, Physical and Geochemical Methods*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 83-140.
- Bradley, R. S., 1999.** Pollen Analysis. In: *Paleoclimatology, Reconstructing Climates of the Quaternary*. Second edition. Academic Press, International Geophysics series, volume 68, pp. 357-395.
- Braennvall, M. L., Bindler, R., Renberg, I., Emteryd, O., Bartnicki, J., Billstroem, K., 1999.** The Medieval metal industry was the cradle of modern large-scale atmospheric lead pollution in Northern Europe. *Environmental Science and Technology*, volume 33 (24), pp. 4391-4395.
- Brande, A., 2008.** Holocene Palaeoecology of *Cladium mariscus* (L.) Pohl in the Spree-Havel region of Berlin and Brandenburg (Germany). *Studia Limnologica et Telmatologica*, volume 2, pp. 43-46.
- Brangulis, A. J., Juškevičs, V., Kondratjeva, S., Gavena, I., Pomeranceva, R., 2000.** *Latvijas ģeoloģiskā karte. Mērogs 1:200000. 43. lapa – Rīga*. Paskaidrojuma teksts un kartes. Valsts ģeoloģijas dienests, Rīga.
- Brännvall, M.-L., Bindler, R., Emteryd, O., Renberg, I., 2001.** Four thousand years of atmospheric lead pollution in northern Europe: a summary from Swedish lake sediments. *Journal of Paleolimnology*, volume 25 (4), pp. 421-435.
- Brázdil, R., Pfister, C., Wanner, H., von Storch, H., Luterbacher, J., 2005.** Historical climatology in Europe – the state of the art. *Climatic Change*, volume 70 (3), pp. 363-430.
- Bridge, J. S., Demicco, R. V., 2008.** *Earth surface processes, landforms and sediment deposits*. Publisher: Cambridge University Press, Cambridge, 815 p.
- Briede, A., 1996.** *Fosfora un smago metālu akumulācija Latvijas ūdenstilpēs*. Disertācija, Latvijas Universitāte, Rīga, 169 lpp.

- Brižs, J.**, 2012. Vēja ietekmes uz Engures ezera virsūdens augiem izvērtējums. *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne*. Referātu tēzes. Latvijas Universitāte, Rīga, 276.-278. lpp.
- Brohan, P.**, Kennedy, J. J., Harris, I., Tett, S. F. B., Jones, P. D., 2006. Uncertainty estimates in regional and global observed temperature changes: A new data set from 1850. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, volume 111 (D12), pp. 1-21.
- Bronk Ramsey, C.**, 2009. Bayesian analysis of radiocarbon dates. *Radiocarbon*, volume 51 (1), pp. 337-360.
- Brönmark, Ch.**, Hansson, L.-A., 2001. Biodiversity in lakes and ponds. In: M. Crawley, C. Little (Eds.), *The biology of lakes and ponds*. Oxford Biology of Habitats Series, Oxford University Press, 216 p.
- Brookes, A.**, 1994. River channel change. In: P. Calow, G. E. Petts (Eds.), *The rivers handbook. Hydrological and ecological principles*, volume 2. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, pp. 55-75.
- Brown, P. G.**, 2012. In: K. Duffy (Ed.), *Ethics for economics in the Anthropocene*. Monography, Teilhard studies, number 65. York Avenue, New York, pp. 1-28.
- Brown, A. G.**, Tooth, S., Chiverrell, R. C., Rose, J., Thomas, D. S. G., Wainwright, J., Bullard, J. E., Thorndycraft, V. R., Aalto, R., Downs, P., 2013. The Anthropocene: Is there a geomorphological case? *Earth Surface Processes and Landforms*, volume 38 (4), pp. 431-434.
- Brown, A. G.**, 2014. The Anthropocene: A Geomorphological and Sedimentary View. In: R. Rocha, J. Pais, J. C. Kullberg, S. Finney (Eds.), *STRAT12013, First International Congress on Stratigraphy At the Cutting Edge of Stratigraphy*. Series: Springer Geology, pp. 909-914.
- Buat-Menard, P.**, Chesselet, R., 1979. Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. *Earth and Planetary Science Letters*, volume 42, pp. 398-411.
- Burian, K.**, Sieghardt, H., 1979. The primary producers of the Phragmites belt, their energy utilization and water balance. In: H. Löffler (Ed.), *Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in Central Europe*. Monographiae Biologicae Series, volume 37 (1). Dr. W. Junk bv Publishers, The Hague - Boston - London, pp. 251-272.
- Burton, Jr. G. A.**, Scott, K. J., 1992. Sediment toxicity evaluation, their niche in ecological assessment. *Environmental Science & Technology*, volume 26 (11), pp. 2068-2075.
- Burton, A. G., Jr.**, Baudor, R., Beltrami, M., Rowland, C., 2001. Assessing sediment contamination using six toxicity assays. *Journal of Limnology*, 60, pp. 263-267.
- Bussell, M. R.**, 1988. Mid and late Holocene pollen diagrams and Polynesian deforestation, Wanganui district, New Zealand. *New Zealand journal of botany*, volume 26 (3), pp. 431-451.
- Caccia, V. G.**, Millero, F. J., Palanques, A., 2003. The distribution of trace metals in Florida Bay sediments. *Marine Pollution Bulletin*, volume 46, pp. 1420-1433.
- Cañellas-Boltà, N.**, Rull, V., Sáez, A., Margalef, O., Giralt, S., Pueyo, J. J., Birks, H. H., Birks, H. J. B., Pla-Rabes, S., 2012. Macrofossils in Raraku Lake (Easter Island) integrated with sedimentary and geochemical records: towards a palaeoecological synthesis for the last 34,000 years. *Quaternary Science Reviews*, volume 34, pp. 113-126.
- Canter-Lund, H.**, Lund J. W. G., 1995. In: *Freshwater algae: their microscopic world explored*. Biopress Ltd., Bristol, 360 p.
- Carpenter, S. R.**, Lodge, D. M., 1986. Effects of submerged macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, volume 26, pp. 341-370.
- Carter, R. W. G.**, Forbes, D. L., Jennings, S. C., Orford, J. D., Shaw, J., Taylor, R. B., 1989. Barrier and lagoon coast evolution under differing relative sea-level regimes: examples from Ireland and Nova Scotia. *Marine Geology*, volume 88 (3-4), pp. 221-242.
- Certini, G.**, Scalenghe, R., 2011. Anthropogenic soils are the golden spikes for the Anthropocene. *The Holocene*, volume 21, pp. 1269-1274.

- Chapman**, P. M., Wang, F., 2001. Assessing sediment contamination in estuaries. *Environmental Toxicology and Chemistry*, volume 20, pp. 3-22.
- Cho**, H. J., Biber, P., Nica, C., 2009. The rise of *Ruppia* in seagrass beds: Changes in coastal environment and research needs. In: E. K. Drury, T. S. Pridgen (Eds.), *Handbook on Environmental Quality*. Series: Environmental Science, Engineering and Technology, Nova science Publisher, pp. 333-347.
- Cildermanis**, A., 1970. *Meliorācijas attīstība Latvijā*. Latvijas hidrotehnikas un meliorācijas zinātniskās pētniecības institūts, Jelgava, 326 lpp.
- Cohen**, A. S., 2003. Lakes as archives of earth history. In: *Paleolimnology: The History and Evolution of Lake Systems*. Oxford University Press, New York, pp. 3-19.
- Cohen**, K. M., 2014. The “Anthropocene” and “the present is the key to the past”. In: R. Rocha, J. Pais, J. C. Kullberg, S. Finney (Eds.), *STRATI2013, First International Congress on Stratigraphy At the Cutting Edge of Stratigraphy*. Series: Springer Geology, pp. 919-923.
- Cole**, J. J., 2009. Limnology as a discipline. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Encyclopedia of Inland Waters*. Academic press, pp. 6-13.
- Cook**, C. D. K., Urrni-Konig, K., 1983. A revision of the genus *Stratiotes* (Hydrocharitaceae). *Aquatic botany*, volume 16 (3), pp. 213-249.
- Cooke**, G. D., Welch, E. B., Peterson, S., Nichols, S. A., 2005. Algal biomass control techniques directed toward control of plankton algae. In: G. D. Cooke, E. B. Welch, S. Peterson, S. A. Nichols (Eds.), *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*, 3rd edition, Taylor and Francis Group, CRC Press, pp. 89-140.
- Coops**, H., Beklioglu, M., Crisman, T. L., 2003. The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems-workshop conclusions. *Hydrobiologia*, volume 506-509 (1-3), pp. 23-27.
- Coops**, H., Havens, K. E., 2005. Role of water-level fluctuations in lakes and wetlands - Introduction. *Hydrobiologia*, volume 539 (1), p. 169.
- Crowley**, Th. J., 2000. Causes of climate change over the past 1000 years. *Science*, volume 289 (5477), pp. 270-277.
- Crutzen**, P. J., 2002. Geology of mankind. *Nature*, volume 415 (6867), p. 23.
- Crutzen**, P. J., 2006. The “Anthropocene”. In: E. Ehlers, Th. Kraftt (Eds.), *Earth system science in the Anthropocene: Emerging issues and problems*. Springer, Berlin, pp. 13-18.
- Crutzen**, P. J., Stoermer, E. F., 2000. The Anthropocene. *The International Geosphere - Biosphere Programme (IGBP), Global Change magazine, Newsletter*, volume 41 (28), p. 12.
- Csuros**, M., 1994. Collecting sediment sampling. *Environmental sampling and analysis for technicians*. Chemical Rubber Company (CRC) Press, p. 62.
- Csuros**, M., Csuros, C., 2002. In: *Environmental sampling and analysis for metals*. Chemical Rubber Company (CRC) Press, LLC publishing group, USA, 408 p.
- Curtin**, T., Halfman, J., Gaines, R., 2006. Holocene and “Anthropocene” climate and environmental change in the finger lakes, NY. *Proceedings of a meeting 19th Annual Keck Research Symposium*, volume 1, pp. 79-84.
- Dam**, H. V., Mertens, A., Sinkeldam, J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, volume 28 (1), pp. 117-133.
- Damman**, A. W. H., 1978. Distribution and movement of elements in ombrotrophic peat bogs. *Oikos*, volume 30 (3), pp. 480-495.
- Danilāns**, I., 1995. Ezera nogulumi. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši, Latvijas daba*, 2. sējums. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 59. lpp.
- Danilāns**, I., 1998. Subboreālais laiks. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši, Latvijas daba*, 5. sējums. Preses nams, Rīga, 168. lpp.

- Davis, B., Brubaker, L. B., Beiswenger, J. M., 1971.** Pollen grains in lake sediments: pollen percentages in surface sediments from Southern Michigan. *Ternary research*, volume 28, pp. 450-467.
- Dean, W. E., 1974.** Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*, volume 44 (1), pp. 242-248.
- Dean, W. E., 1981.** Carbonate minerals and organic matter in sediments of modern north temperate hard-water lakes. *Society of Economic Paleontologists and Mineralogists*, volume 31, pp. 213-231.
- De Carlo, E. H. Anthony, S. A., 2002.** Spatial and temporal variability of trace element concentrations in an urban subtropical watershed, Honolulu, Hawaii. *Applied Geochemistry*, volume 17, pp. 475-492.
- Deegan, B. M., White, S. D., Ganf, G. G., 2007.** The influence of water level fluctuations on the growth of four emergent macrophyte species. *Journal of Aquatic Botany*, volume 86 (4), pp. 369-376.
- Delcourt, H. R., Delcourt, P. A., 1991.** In: H. R. Delcourt, P. A. Delcourt (Eds.), *Quaternary Ecology: A Paleocological Perspective*. Springer, 242 p.
- De Vicente, I., Amores, V., Cruz-Pizarro, L., 2006.** Instability of shallow lakes: A matter of the complexity of factors involved in sediment and water interaction? *Journal of Limnetica*, volume 25 (1-2), pp. 253-270.
- De Vleeschouwer, F., Gérard, L., Goormaghtigh, C., Mattielli, N., Le Roux, G., Fagel, N., 2007.** Atmospheric lead and heavy metal pollution records from a Belgian peat bog spanning the last two millennia: Human impact on a regional to global scale. *Science of The Total Environment*, volume 377 (2-3), pp. 282-295.
- Dieffenbacher-Krall, A., 2007.** Surface samples, taphonomy, representation. In: S. A. Elias (Ed.), *Encyclopedia of Quaternary Science*, volume 3. Elsevier, Amsterdam, pp. 2367-2374.
- Dominguez, J. M. L., Martin, L., Bittencourt, A. C. S. P., 1987.** Sea-level history and Quaternary evolution of river mouth-associated, beach-ridge plain along the eastsoutheast Brazilian coast: a summary. In: D. Nummedal, O. H. Pilkey, J. P. Howard (Eds.), *Sea-Level Fluctuation and Coastal Evolution*. Tulsa: Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, special publication, number 41, pp. 115-128.
- Douglas, M., S. V., 2007.** Paleolimnology. In: S. A. Elias (Ed.), *Encyclopedia of Quaternary Science*, volume 1. Elsevier, Amsterdam, pp. 2020-2029.
- Druvietis, I., 1997.** *Alģes kā ekoloģiskā stāvokļa rādītājas Latvijas ūdenstilpēs*. Promocijas darba kopsavilkums. Latvijas Universitāte, Rīga, 41 lpp.
- Duce, R. A., Galloway, J. N., Liss, P. S., 1991.** The impacts of atmospheric deposition to the ocean on marine ecosystems and climate. *World Meteorological Organization, Bulletin*, volume 58 (1), pp. 61-66.
- Dunlap, J. R., Walne, P. L., 1993.** Microarchitecture and mineralization in loricae of phacotacean flagellates. *Acta Protozoologica*, volume 32 (3), pp. 237-243.
- Eades, L. J., Farmer, J. G., MacKenzie, A. B., Kirida, A., Bailey-Watts, A. E., 2002.** Stable lead isotopic characterization of the historical record of environmental lead contamination in dated freshwater lake sediment cores from northern and central Scotland. *Science of The Total Environment*, volume 292 (1-2), pp. 55-67.
- Eberhards, G., Saltupe, B., 2000.** Geological history, relief and deposits of the Lake Engures (Engure) area along the Baltic sea. *Proceedings of Latvian Academy of Sciences*, section B, volume 54 (5/6), pp. 141-147.
- Ehrenfeld, J. G., 1983.** The effects of changes in land-use on swamps of the New Jersey Pine Barrens. *Biological Conservation*, volume 25 (4), pp. 353-375.

- Eipurs, I.**, 1998. Ummas ezers. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 6. sējums. Preses nams, Rīga, 6. lpp.
- Eiropprojekts, SIA**, 2012. *Dabas parka „Engures ezers”, dabas aizsardzības plāns no 2011. gada līdz 2025. gadam*, 132 lpp.
- Ek, A. S., Renberg, I.**, 2001. Heavy metal pollution and lake acidity changes caused by one thousand years of copper mining at Falun, central Sweden. *Journal of Paleolimnology*, volume 26, pp. 89-107.
- Ek, A. S., Löfgren, S., Bergholm, J., Qvarfort, U.**, 2001. Environmental effects of one thousand years of copper production at Falun, central Sweden. *Ambio*, volume 30, pp. 96-103.
- Ellenberg, H.**, 2009. *Vegetation Ecology of Central Europe*. Fourth edition. Cambridge University Press, pp. 283-305.
- Emeis, K., Christiansen, C., Edelvang, K., Jähmlich, S., Kozuch, D. J., Laima, M., Leipe, T., Löffler, A., Lund-Hansen, L. C., Miltner, A., Pazdro, K., Pempkowiak, J., Pollehne, F., Shimmield, T., Voss, M., Witt, G.**, 2002. Material transport from the near shore to the basinal environment in the southern Baltic Sea: II: Synthesis of data on origin and properties of material. *Journal of Marine Systems*, volume 35, pp. 151-168.
- Enģele, L., Sniedze-Kretalova, R.**, 2013a. 3150 Eitrofi ezeri ar iegrimušo ūdensaugu un peldaugu augāju. Grām.: A. Auniņš (red.), *Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. papildināts izdevums*. Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 114.-227. lpp.
- Enģele, L., Sniedze-Kretalova, R.**, 2013b. 3140 Ezeri ar mieturaļģu augāju. Grām.: A. Auniņš (red.), *Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. papildināts izdevums*. Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 112.-114. lpp.
- Enģele, L., Sniedze-Kretalova, R.**, 2013c. 3130 Ezeri ar oligotrofām līdz mezotrofām augu sabiedrībām. Grām.: A. Auniņš (red.), *Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. papildināts izdevums*. Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 108.-112. lpp.
- Erdtman, G.**, 1954. Introduction. In: G. Erdtman (Ed.), *An introduction to pollen analysis*. Volume XII. The Chronica Botanica Company, pp. 1-8.
- Estonian, Latvian & Lithuanian Environment, SIA**, 2009. *Dabas lieguma „Babītes ezers” dabas aizsardzības plāns no 2009. gada līdz 2019. gadam*, 101 lpp.
- Ewald, J.**, 2007. Bimodal spectra of nutrient indicators reveal abrupt eutrophication of pine forests. *Preslia*, volume 79, pp. 391-400.
- Fægri, K., Iversen, J.**, 1966. *Textbook of pollen analysis*. Second edition. Munksgaard, Denmark, 237 pp.
- Faure, G.**, 1986. Isotope geology of lead. In: *Principles of Isotope Geology*. Second edition. John Wiley & Sons, New York, pp. 309-334.
- Feuchtmayr, H., Moran, R., Hatton, K., Connor, L., Heyes, T., Moss, B., Harvey, I., Atkinson, D.**, 2009. Global warming and eutrophication: effects on water chemistry and autotrophic communities in experimental hypertrophic shallow lake mesocosms. *Journal of Applied Ecology*, 46 (3), pp. 713-723.
- Finger, D., Schmid, M., Wüest, A.**, 2006. Effects of upstream hydropower operation on riverine particle transport and turbidity in downstream lakes. *Water Resources Research*, volume 42 (8), pp. 1-20.
- Florenzano, A., Torri, P., Rattighieri, E., Massamba N'Siala, I., Mercuri, A. M.**, 2012. *Cichorioideae-Cichorieae as pastureland indicator in pollen spectra from southern Italy*. Conference: A. I. Ar. 2012, volume: Atti del Congresso. CD.

- Flower, R. J.**, 1993. Diatom preservation: experiments and observations on dissolution and breakage in modern and fossil material. *Hydrobiologia*, volume 269-270 (1), pp. 473-484.
- Förstner, U.**, 1982. Accumulative phases for heavy metals in limnic sediments. *Hydrobiologia*, volume 91-92 (1), pp. 269-315.
- Galeniece, M. P., Eglitis, U. A.**, 1964. Stratigrafija i genezis verhovih bolot severo-zapadnoj Latvii. *Rastitelnostj Latvijskoj SSR*, Riga, IV, s. 79-85 (krieviski).
- Galenieks, M.**, 1935. Latvijas purvu un mežu attistiba pēcledus laikmetā. *Latvijas Universitātes raksti*, Lauksaimniecības fakultātes sērija, II, 581.-646. lpp.
- Galenieks, P.**, 1936. Latvijas floras vēsture. Grām.: *Latvijas zeme, daba un tauta*. 2. sējums. Rīga, 3.-33. lpp.
- Galenieks, P.**, 1960. *Augu sistematika*. Latvijas valsts izdevniecība, otrais pārstrādātais izdevums. Rīga, 466 lpp.
- Galka, M., Tobolski, K.**, 2012. Palaeoecological studies on the decline of *Cladium mariscus* (Cyperaceae) in NE Poland. *Annales Botanici Fennici*, volume 49 (5-6), pp. 305-318.
- García-Alix, A., Jimenez-Espejo, F. J., Lozano, J. A., Jiménez-Moreno, G., Martínez-Ruiz, F., García Sanjuán, L., Aranda Jiménez, G., García Alfonso, E., Ruiz-Puertas, G., Scott Anderson, R.**, 2013. Anthropogenic impact and lead pollution throughout the Holocene in Southern Iberia. *Science of the Total Environment*, volume 449 (1), pp. 451-460.
- Gasith, A., Gafny, S.**, 1990. Effects of water level fluctuations on the structure and function of the littoral zone. In: M. Tilzer, C. Serruya (Eds.), *Large lakes: ecological structure and function*. Madison, Wisconsin: Science-Tech, pp. 156-173.
- Gavrilova, G., Baroniņa, V.**, 2000. Vascular plant flora of the Lake Engures (Engure) drainage basin, Latvia, and the coastal zone of the Gulf of Riga. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences*, Section B, volume 54 (5/6), pp. 177-189.
- Gavrilova, G., Krampis, I., Laiviņš, M.**, 2005. Engures ezera dabas parka floras atlants. Vaskulārie augi. *Latvijas Veģetācija*, rakstu krājumi, Nr. 10, 229 lpp.
- Gessner, M. O.**, 2000. Breakdown and nutrient dynamics of submerged *Phragmites* shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake. *Aquatic Botany*, volume 66 (1), pp. 9-20.
- Glaser, P. H.**, 1992. Vegetation and water chemistry. In: H. E. Wright, B. A. Coffin, N. E. Aaseng (Eds.), *The patterned peatlands of Minnesota*. University of Minnesota Press, Minneapolis, pp. 3-15.
- Glew, J. R., Smol, J. P., Last, W. M.**, 2001. Sediment core collection and extrusion. In: W. M. Last, J. P. Smol (Eds.), *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring, and chronological techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 73-101.
- Gopal, B., Goel, U.**, 1993. Competition and allelopathy in aquatic plant communities. *The Botanical Review*, volume 59, pp. 156-186.
- Grace, J. B., Wetzel, R. G.**, 1981. Habitat partitioning and competitive displacement in cattails (*Typha*): experimental field studies. *American Naturalist*, volume 118 (4), pp. 463-474.
- Grace, J. B., Harrison, J. S.**, 1986. The biology of Canadian weeds: 73. *Typha latifolia* L, *Typha angustifolia* L, and *Typha x glauca* Godr. *Canadian Journal of Plant Science*, volume 66 (2), pp. 361-379.
- Graham, L. E., Wilcox, L. W.**, 2000. *Algae*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 654 p.
- Grimm, E. C.**, 2012. TILIA software version 1.7.16. Illinois State Museum, Research and Collections Center, Springfield.
- Grinbergs, E. F.**, 1957. *Pozdnelednikovaja i poslednednikovaja istorija poberezhja Latviiskoi SSR*. PSR Latvijas zinātņu akadēmija, Ģeoloģijas un minerālo resursu institūts, Rīga, 127 s. (krieviski).

- Grinbergs, E. F., Guzlina, A. D., 1964.** *Nekotorije dannije po poslelenikovej istorii poberezja Rizskovo zaliva*. Materiali po izuceniju fiziceskoj geografiji Latvijskoj SSR. XXIX naucno isledovatelskaja konferencija (9-11 aprelja, 1964), Riga, 5-13 s. (krieviski).
- Grinberga, L., Zviedre, E., 2012.** Engures ezera sateces baseina mazo ezeru floristiski ekoloģiskais raksturojums. Krāj.: M. Laiviņš (galv. red.), *Latvijas Veģetācija*, 23. Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts, Rīga, 153.-164. lpp.
- Grinberga, L., Zviedre, E., 2013.** Engures ezera veģetācija un to ietekmējošie faktori. *Cilvēks un daba: Engures ekoreģions*. Konferencs tēzes. Latvijas Universitāte, Rīga, 17.-19. lpp.
- Gross, E. M., Erhard, D., Iványi, E., 2003.** Allelopathic activity of *Ceratophyllum demersum* L. and *Najas marina* ssp. *intermedia* (Wolfgang) Casper. *Hydrobiologia*, volume 506-509 (1-3), pp. 583-589.
- Groube, L., 1989.** The taming of the rain forests: a model for Late Pleistocene forest exploitation in New Guinea. In: D. Harris, G. Hillman (Eds.), *Foraging and Farming: The Evolution of Plant Exploitation*, Unwin Hyman, London, UK, pp. 292-304.
- Gudelis, V., Königsson, L.-K., 1979.** *The Quaternary history of the Baltic*. Acta Universitatis Upsaliensis, Uppsala, Sweden, 279 p.
- Gulati, R. D., van Donk, E., 2002.** Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia*, volume 478, pp. 73-106.
- Hairson, N. G., Fussmann, G. F., 2002.** Lake ecosystems. In: *Encyclopedia of life sciences*. Macmillan Publishers Ltd, Nature Publishing Group, pp. 1-3.
- Hakala, A., Salonen, V.-P., 2004.** The history of airborne lead and other heavy metals as revealed from sediments of Lake Vähä-Pitkusta, SW Finland. *Bulletin of the Geological Society of Finland*, volume 76 (1-2), pp. 19-30.
- Hallanaro, E. L., Pylvänäinen, M., Spuņģis, V., 2002.** Grām.: V. Spruņģis (red.), *Ziemeļeiropas daba – dabas daudzveidība mainīgajā vidē*. Nord 2001:16, Ziemeļu Ministru padome, Kopenhāgena, 350 lpp.
- Hamel, K., Parsons, J., 2001.** Submersed Plants Species. In: M. Bell-McKinnon, K. Markos, D. Petersen (Eds.), *An Aquatic Plant Identification Manual for Washington's Freshwater Plants*. Washington State Department, 195 p.
- Hamilton, D. P., Mitchell, S. F., 2002.** An empirical model for sediment resuspension in shallow lakes. *Hydrobiologia*, volume 317 (3), pp. 209-220.
- Han, Y. M., Du, P. X., Cao, J. J., Posmentier, E. S., 2006.** Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China. *Science of the Total Environment*, volume 355, pp. 176-186.
- Hansen, J., Johnson, D., Lacis, A., Lebedeff, S., Lee, P., Rind, D., Russell, G., 1981.** Climate impact of increasing atmospheric carbon dioxide. *Science*, volume 213, pp. 957-966.
- Harmens, H., Ilyin, I., Mills, G., Aboal, J. R., Alber, R., Blum, O., Coskun, M., De Temmerman, L., Fernández, J. I., Figueira, R., Frontasyeva, M., Godzik, B., Goltsova, N., Jeran, Z., Korzekwa, S., Kubin, E., Kvietkus, K., Leblond, S., Liiv, S., Magnússon, S. H., Mankovskij, B., Nikodemus, O., Pesch, R., Poikolainen, J., Radnovic, D., Rühling, Å., Santamaria, J. M., Schröder, W., Spiric, Z., Stafilov, T., Steinnes, E., Suchara, I., Tabors, G., Thöni, L., Turcsinyi, G., Yurukova, L., Zechmeister, H. G., 2012.** Country-specific correlations across Europe between modelled atmospheric cadmium and lead deposition and concentrations in mosses. *Environmental Pollution*, volume 166, pp. 1-9.
- Harrison, S. P., Yu, G., Vassiljev, J., 2002.** Climate changes during the Holocene recorded by lakes from Europe. In: G. Wefer, W. H. Berger, K.-E. Behre, E. Jansen (Eds.), *Climate Development and History of the North Atlantic Realm*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 191-205.
- Hastings, A., 2004.** Transients: the key to long-term ecological understanding? *Trends in Ecology & Evolution*, volume 19 (1), pp. 39-45.

- Hällfors, G., 2004. Checklist of Baltic Sea phytoplankton species (including some heterotrophic protistan groups). *Baltic Sea Environment Proceedings*, volume 95, 208 p.
- Heiri, O., Lotter, A. F., Lemcke, G., 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, volume 25, pp. 101-110.
- Hesse, M., Halbritter, H., Weber, M., Buchner, R., Frosch-Radivo, A., Ulrich Somaini, S., 2009. *Pollen terminology: An illustrated handbook*. Springer, Wien, New York, 266 p.
- Hillman, W. S., 1961. The Lemnaceae, or duckweeds: A review of the descriptive and experimental literature. *Botanical Review*, volume 27 (2), pp. 221-287.
- Holmes, J. A., 2001. Ostracoda. In: J. P. Smol, H. J. B. Birks, W. M. Last (Eds.), *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 4: Zoological indicators*. Series: Developments in Paleoenvironmental Research. Kluwer Academic Publishers, pp. 125-151.
- Hödrejārv, H., Ott, R., 1988. Heavy metals in the environment of Estonia. *Transactions of Tallinn Technical University*, pp. 73-83.
- Holmgren, S. U., Bigler, Ch., Ingólfsson, Ó., Wolfe, A. P., 2010. The Holocene-Anthropocene transition in lakes of western Spitsbergen, Svalbard (Norwegian High Arctic): climate change and nitrogen deposition. *Journal of Paleolimnology*, volume 43 (2), pp. 393-412.
- Hosper, S. H., Meijer, M.-L., Gulati, R.D., Van Donk, E., 2005. Biomanipulation in shallow lakes: concepts, case studies and perspectives. In: P. E. O'Sullivan, C. S. Reynolds (Eds.), *The Lakes Handbook. Volume 2: Lake Restoration and Rehabilitation*. Blackwell, Malden, MA, pp. 462-482.
- Hutchinson, G. E., 1957. *A treatise on limnology. Geography, physics and chemistry*. Volume 1. John Wiley & Sons Inc, New York, 1015 p.
- Hutton, M., Symon, C., 1986. The quantities of cadmium, lead, mercury and arsenic entering the U. K. environment from human activities. *Science of the Total Environment*, volume 57, pp. 129-150.
- Ignatius, H., Axberg, S., Niemisto, L., Winterhalter, B., 1981. Quaternary geology of the Baltic Sea. In: A. Voipio (Ed.), *The Baltic Sea*. Elsevier, Amsterdam, pp. 54-104.
- Jakubovskis, A., 2006. Rīgas liča dienvidrietumu piekrastes ezeru attīstība. *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne*. Referātu tēzes. Latvijas Universitāte, Rīga, 171. lpp.
- Jain, C. K., Gupta, H., Chakrapani, G., 2008. Enrichment and fractionation of heavy metals in bed sediments of river Narmada, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, volume 141, pp. 35-47.
- Jankēvica, M., Šīre, J., Kokorīte, I., Kļaviņš, M., 2012. Assessment of the sediment chemical quality in salmonid lakes in Latvia. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*, Supplement 3. The Current State and Perspectives of the Coregonid Lakes, pp. 36-49.
- Jankovská, V., Rybníček, K., 1988. The genus *Carex* in the late glacial and holocene of Czechoslovakia. *Aquatic Botany*, volume 30 (1-2), pp. 23-37.
- Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Kairesalo, T., Perrow, M. R., 1998. Impact of submerged macrophytes on fish – zooplankton interactions in lakes. In: E. Jeppesen, Ma. Søndergaard, Mo. Søndergaard, K. Christoffersen (Eds.), *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer Verlag, New York, pp. 91-114.
- Jērāns, P., 1988. Jugla. Grām.: *Enciklopēdija Rīga* (galv. red. P. Jērāns). Galvenā enciklopēdiju redakcija, Rīga, 335. lpp.
- Jónasson, P. M., Adalsteinsson, H., 1979. Phytoplankton production in shallow eutrophic Lake Myvatn, Iceland. *Oikos*, volume 32 (1/2), pp. 113-138.
- Jurgensone, I., 2011. Rīgas liča fitoplanktona struktūras izmaiņas vides faktoru ietekmē. *Promocijas darbs*. Latvijas Universitāte, Bioloģijas fakultāte, Rīga, 5. lpp.

- Juškevičs, V., Mūrnieks, A., Misāns, J., 1999. *Latvijas ģeoloģiskā karte. 42. lapa – Jūrmala*. Mērogs 1:200000. Valsts ģeoloģijas dienests, Rīga, 52 lpp.
- Kabucis, I., 1995. Ģeobotāniskie rajoni. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 2. sējums. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 136. lpp.
- Kalff, J., 2002. *Limnology. Inland water ecosystems*. Prentice Hall, Inc. New Jersey, 592 p.
- Kalnina, L., Cerina, A., Ozola, I., Grudzinska, I., Pujate, A., Kuske, E., 2012. *Fen and raised bog development in the areas of former Littorina sea lagoons at the Coastal Lowland of Latvia. Peatlands in Balance*. Proceedings of the 14th International Peat congress, Sweden Extended abstract No. 320. (Sweden, 3-8.06.2012.), pp. 320-378.
- Kalnina, L., Kuške, E., Ozola, I., Pujate, A., Stivriņš, N., 2013. Kūdras uzkrāšanās intensitāte dažāda tipa un vecuma purvos Latvijā. Intensity of peat accumulation in mires of different type and age in Latvia. Rakstu krājums: *Vietējo resursu (Zemes dziļu, meža, pārtikas un transporta) ilgtspējīga izmantošana – jauni produkti un tehnoloģijas (NatRes). Sustainable Use of Local Resources (Entrails of the Earth, Forest, Food and Transport) – New Products and Technologies (NatRes)*. Valsts pētījumu programma, 2010-2013. National Research Programme 2010-2013. Proceedings. ISBN 978-9934-14-010-5. Valsts koksnes ķīmijas institūts, Rīga, 52.-55. lpp.
- Kalnina, L., Cerina, A., Pujate, A., 2014a. Evidence of pollen and plant macroremains from the Gulf of Riga and coastal area sediments. Poster Session A: Baltic Sea Paleoenvironments. *The 12th Colloquium on Baltic Sea Marine Geology*. Abstract volume, p. 61.
- Kalnina, L., Stivrins, N., Kuske, E., Ozola, I., Pujate, A., Zeimule, S., Grudzinska, I., Ratniece, V., 2014b. Peat stratigraphy and changes in peat formation during the Holocene in Latvia. *Quaternary International*, Pieejams: <http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2014.10.020>
- Kangur, M., 2009. Spatio-temporal distribution of pollen in Lake Vaike-Juusa (South Estonia) sediments. *Review of Palaeobotany and Palynology*, volume 153 (3-4), pp. 354-359.
- Karlsson, K., Viklander, M., Scholes, L., Revitt, M., 2010. Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from storm water ponds and sedimentation tanks. *Journal of Hazardous Materials*, volume 178 (1-3), pp. 612-618.
- Kasparinskis, R., Amatniece, V., Nikodemus, O., 2014. Soils of *Quercus Robur* L. stands on parent material with different genesis in the boreo-nemoral zone. In: M. Świtoniak, P. Charzyński (Eds.), *Soil Sequences Atlas*. First edition. Nicolaus Copernicus University Press, Toruń, pp. 11-22.
- Kaufman, D. S., Schneider, D. P., McKay, N. P., Ammann, C. M., Bradley, R. S., Briffa, K. R., Miller, G. H., Otto-Bliesner, B. L., Overpeck, J. T., Vinther, B. M., 2009. Recent Warming Reverses Long-Term Arctic Cooling. *Science*, volume 325 (5945), pp. 1236-1239.
- Keddy, P. A., 1976. Lakes as Islands: The distributional ecology of two aquatic plants, *Lemna Minor* L. and *L. Trisulca* L. ecology. *Ecology*, volume 57 (2), pp. 353-359.
- Kernan, M., Ventura, M., Bitusik, P., Brancel, A., Clarke, G., Velle, G., Raddum, G., Stuchlik, E., Catalan, J., 2009. Regionalisation of remote European mountain lake ecosystems according to their biota: Environmental vs. geographical patterns. *Freshwater Biology*, volume 54, pp. 2470-2493.
- Kettenring, K. M., Whigham, D. F., 2009. Seed viability and seed dormancy of non-native *Phragmites australis* in suburbanized and forested watersheds of the Chesapeake Bay, USA. *Aquatic Botany*, volume 91, pp. 199-204.
- Khomutova, V. I., 1989. *Paleogeography and biostratigraphy of sediments of the lakes of the forest (taiga) zone of the European part of the basis of spore-pollen analysis*. Theseases Dissertation, p. 47.
- Khomutova, V. I., 1995. The significance of zonal, regional and local vegetation elements in lacustrine pollen spectra. *Grana*, volume 34 (4), pp. 246-250.

- Kilham, P.**, 1990. Ecology of *Melosira* Species in the Great Lakes of Africa. In: M. M. Tilzer, C. Serruya (Eds.), *Large lakes: ecological structure and function*. Brock/Springer Series in Contemporary Bioscience, pp. 414-427.
- Kim, S. M., Jang, T. I., Kang, M. S., Im, S. J., Park, S. W.**, 2014. GIS-based lake sediment budget estimation taking into consideration land use change in an urbanizing catchment area. *Environmental Earth Sciences*, volume 71 (5), pp. 2155-2165.
- Klaminder, J., Hammarlund, D., Kokfelt, U., Vonk, J. E., Bigler, Cr.**, 2010. Lead contamination of subarctic lakes and its response to reduced atmospheric fallout: Can the recovery process be counteracted by the ongoing climate change? *Environmental Science Technologies*, volume 44 (7), pp. 2335-2340.
- Klavins, M., Briede, A., Klavins, I., Rodinov, V.**, 1995. Metals in sediment of lakes in Latvia. *Environment International*, volume 21, pp. 451-458.
- Kļaviņš, M.**, 1996. Ūdens kvalitātes pētījumu vēsture Latvijā. *Latvijas Vēsture*, 2. sējums (21), 71.-76. lpp.
- Kļaviņš, M.**, 1998. *Ūdens ķīmija un ūdens vides piesārņojums*. Latvijas Universitāte, Rīga, 290 lpp.
- Kļaviņš, M., Briede, A., Kļaviņa, I., Rodinovs, V.**, 1995. Metals in sediments of lakes in Latvia. *Environment International*, volume 21 (4), pp. 451-458.
- Kļaviņš, M.**, 2000. *Atmosfēras ķīmija un gaisa piesārņojums*. Elpa, Rīga, 166 lpp.
- Kļaviņš, M., Nikodemus, O., Segliņš, V., Melecis, V., Vircavs, M., Āboliņa, K.**, 2008. *Vides zinātne*. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 118.-135. lpp.
- Kļaviņš, M., Pujāte, A., Kokorīte, I., Kalniņa, L., Rodionovs, V., Ansone, L., Mažeika, J., Jankēvica, M., Nogans, E., Švāgere, A.**, 2011. Reconstruction of anthropogenic impact intensity in Lake Engure using sedimentary record analysis. *Proceedings of the Latvian academy of sciences. Section B. Natural, exact and applied sciences*. Latvian academy of sciences, volume 65 (5/6), pp. 146-153.
- Kļaviņš, M., Kokorīte, I., Jankēvica, M., Dreijalte, L., Rodinovs, V.**, 2012. Antropogēnās ietekmes rakstura un intensitātes rekonstrukcija, izmantojot Engures ezera nogulumu sastāva analīzi. *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne*. LU 70. konference: Ilgtermiņa vides un ekoloģiskie pētījumi Latvijā. Referātu tēzes. Latvijas Universitāte, Rīga, 310-311. lpp.
- Koff, T., Terasmaa, J.**, 2011. The sedimentary sequence from the Lake Kūži outcrop, central Latvia: implications for late glacial stratigraphy. *Estonian Journal of Earth Sciences*, volume 60 (2), pp. 113-122.
- Kokorīte, I.**, 2007. *Latvijas virszemes ūdeņu ķīmiskais sastāvs un to ietekmējošie faktori*. Disertācija. Latvijas Universitāte, Rīga, 107 lpp.
- Kolbert, E.**, 2006. *Field notes from a catastrophe: man, nature, and climate change*. Bloomsbury USA, 225 p.
- Komárek, J., Jankovská, V.**, 2001. Review of the green algal genus *Pediastrum*: implication for pollen-analytical research. *Bibliotheca phycologica*, volume 108. J. Cramer Berlin-Stuttgart, 127 pp.
- Komárek, M., Ettler, V., Chrástný, V., Mihaljevič, M.**, 2008. Lead isotopes in environmental sciences: a review. *Environment International*, volume 34 (4), pp. 562-577.
- Korde, N.**, 1960. *Biostratifikacija i tipoloģija Russkikh sapropelei*. Izdatelstvo Akademia Nauk, SSSR, Moskva, 220 s. (krieviski).
- Korhola, A.**, 1995. Holocene climatic variations in southern Finland reconstructed from peat initiation data. *The Holocene*, volume 5 (1), pp. 43-57.
- Korhola, A., Rautio, M.**, 2002. Cladocera and other branchiopod crustaceans. In: J. P. Smol, H. J. B. Birks, W. M. Last (Eds.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Volume 4: Zoological Indicators*, Springer, London, pp. 5-41.
- Kraft, J. C., John, C. J., Marx, P. R.**, 1981. Clastic depositional strata in a transgressive coastal environment: Holocene epoch. *Northeastern Geology*, volume 3 (3-4), pp. 268-277.

- Krattinger**, K., 1975. Genetic mobility in *Typha*. *Aquatic Botany*, volume 1, pp. 57-70.
- Krishnaswamy**, S., Lal, D., Martin, J. M., Meybeck, M., 1971. Geochronology of lake sediments. *Earth and Planetary Science Letters*, volume 11 (1-5), pp. 407-414.
- Krom**, M. D., Carbo, P., Clerici, S., Cundy, A. B., Davies, I. M., 2009. Sources and timing of trace metal contamination to sediments in remote sealochs, N. W. Scotland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, volume 83 (2), pp. 239-251.
- Krumgalz**, B. S., Fainshtein, G., 1989. Trace metal contents in certified reference sediments determined by nitric acid digestion and atomic absorption spectrometry. *Analytica Chimica Acta*, volume 218, pp. 335-340.
- Kuhar**, U., Gregorc, T., Renčelj, M., Šraj-Kržič, N., Gabersčik, A., 2007. Distribution of macrophytes and condition of the physical environment of streams flowing through agricultural landscape in north-eastern Slovenia. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, volume 37 (2), pp. 146-154.
- Kurzo**, B., Hajdukiewicz, O., Krasnoberskaya, O., 2004. Relationships of sapropel formation in lake-mire complexes of Belarus. *Limnological Review*, volume 4, pp. 125-132.
- Kusky**, T. M., 2005. *Encyclopedia of Earth Sciences*. New York, Facts on File, p. 245.
- Laiviņš**, M., Rūsiņa, S., Medene, A., Gavrilova, Ģ., Āboliņa, A., 2012. Augāja un augšņu dinamika Bērziema vigā. Krāj.: M. Laiviņš (galv. red.), *Latvijas Veģetācija*, 23. Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts, Rīga, 21.-56. lpp.
- Lampe**, R., 2002. Post-glacial water-level variability along the south Baltic coast - a short overview. In: R. Lampe (Ed.), *Greifswalder geographische arbeiten*, volume 27, pp. 13-19.
- Lampert**, W., Sommer, U., 2007. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Second edition. Oxford University Press, 324 p.
- Lapinskis**, J., 2010. *Baltijas jūras Kurzemes krasta dinamika*. Disertācija. Latvijas Universitāte, Rīga, 110 lpp.
- Last**, W. M., Smol, J. P., 2001a. *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring, and chronological techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 548 p.
- Last**, W. M., Smol, J. P., 2001b. *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 2: Physical and geochemical methods*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 504 p.
- Lauridsen**, T., Buenk, I., 1996. Diel changes in the horizontal distribution of zooplankton in the littoral zone of two shallow eutrophic lakes. *Archiv für Hydrobiologie*, volume 137 (2), pp. 161-176.
- Leinerte**, M., 1988. *Ezeri deg!* Daba un mēs. Latvijas Dabas un pieminekļu aizsardzības biedrība, Latvijas PSR Zinātņu akadēmija, Bioloģijas institūts, Zinātne, Rīga, 92 lpp.
- Leira**, M., Cantonati, M., 2008. Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated bibliography. *Hydrobiologia*, volume 613 (1), pp. 171-184.
- Lepane**, V., Varvas, M., Viitak, A., Alliksaar, T., Heinsalu, A., 2007. Sedimentary record of heavy metals in Lake Rõuge Liinjõrv, southern Estonia. *Estonian Journal of Earth Sciences*, volume 56 (4), pp. 221-232.
- Levi**, E. E., Çakiroğlu, A. I., Bucak, T., Odgaard, B. V., Davidson, Th. A., Jeppesen, E., Beklioğlu, M., 2014. Similarity between contemporary vegetation and plant remains in the surface sediment in Mediterranean lakes. *Freshwater Biology*, volume 59 (4), pp. 724-736.
- Lewis**, W. M., 2010. Lakes as ecosystems. In: G. E. Likens (Ed.), *Lake ecosystem ecology: A global perspective*. Elsevier/Academic Press, pp. 1-11.
- Liepa**, I., 1974. *Biometrija*. Zvaigzne, Rīga, 336 lpp.
- Liepa**, R., Cimdins, P., Rodinov, V., 1989. Eutrophication of small lakes in Latvia. In: J. Salanki, J. Herodek (Eds.), *Proceeding of 3rd internacional conference of Conservation and Management of Lakes (BALATON '88)*. Sympisia Biologia Hungarica, volume 38, pp. 79-86.

- Likens, G. E.**, 1985a. The lake ecosystem. In: *An Ecosystem Approach to Aquatic Ecology: Mirror Lake and its Environment*. Springer-Verlag, New York, pp. 337-344.
- Likens, G. E.**, 1985b. Mirror Lake: Cultural history. In: G. E. Likens (ed.), *An Ecosystem Approach to Aquatic Ecology: Mirror Lake and Its Environment*. Springer-Verlag, New York, pp. 72-83.
- Ljungqvist, F.**, 2010. A regional approach to the Medieval Warm Period and the Little Ice Age. In: S. Simard (Ed.), *Climate Change and Variability*. Sciyo, pp. 1-25.
- Longhi, D., Bartoli, M., Viaroli, P.**, 2008. Decomposition of four macrophytes in wetland sediments: Organic matter and nutrient decay and associated benthic processes. *Aquatic Botany*, volume 89 (3), pp. 303-310.
- Loska, K., Wiechula, D.**, 2003. Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. *Chemosphere*, volume 51 (8), pp. 723-733.
- Lotter, A. F., Birks, H. J. B.**, 2003. The Holocene palaeolimnology of Sägistalsee and its environmental history – a synthesis. *Journal of Paleolimnology*, volume 30 (3), pp. 333-342.
- Lowe, J. J., Walker, M. J. C.**, 2014. *Reconstructing Quaternary Environments*. Routledge, 472 p.
- Löffler, H.**, 2004. The origin of lake basins. In: P. E. O'Sullivan, C. S. Reynolds (Eds.), *The lakes handbook. Volume 1: Limnology and limnetic ecology*. Oxford, Blackwell, pp. 8-61.
- Ludwig, F.**, 1908. *Die Küstenseen des Rigaer Meerbusens*. Arbeiten des Naturforscher-Vereins zu Riga. Neue Folge. Elftes Heft, S. 34-46, 72-80, 167-171, 175-178.
- Lūmane, H.**, 1995. Kapjera ezers. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 2. sējums. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 223. lpp.
- Lūmane, H.**, 1998. Velnesers. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 6. sējums. Preses nams, Rīga, 54. lpp.
- LVA**, 2001. Latvijas vides aģentūra. Ūdens informatīvā sistēma. Ezeru pases. *Latvijas ūdenstilpju klasifikators* (13.06.2001.).
- Majewski, M.**, 2014. Human impact on Subatlantic slope wash processes and landform development at Lake Jasien (northern Poland). *Quaternary International*, volume 324 (4), pp. 56-66.
- Marrotte, R. R., Chmura, G. L., Stone, P. A.**, 2012. The utility of Nymphaeaceae sclereids in paleoenvironmental research. *Review of Palaeobotany and Palynology*, volume 169, pp. 29-37.
- Marsalek, J., Brownlee, B., Mayer, T., Lawal, S., Larkin, G. A.**, 1997. Heavy metals and PAHs in stormwater runoff from the Skyway bridge, Burlington, Ontario. *Water Quality Research Journal of Canada*, volume 32, pp. 815-827.
- Marzecovi, A., Mikomägi, A., Koff, T., Martma, T.**, 2011. Sedimentary geochemical response to human impact on Lake Nõmmejärv, Estonia. *Estonian Journal of Ecology*, volume 60 (1), pp. 54-69.
- McClain, M. E., Boyer, E. W., Dent, C. L., Gergel, S. E., Grimm, N. B., Groffman, P. M., Hart, S. C., Harvey, J. W., Johnston, C. A., Mayorga, E., McDowell, W. H., Pinay, G.**, 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, volume 6, pp. 301-312.
- McCune, B., Mefford, M. J.**, 1997. *Multivariate analysis of ecological data version 3.04*. MJM Software, Gleneden Beach, Oregon.
- McGowan, S., Leavitt, P. R., Hall, R. I.**, 2005. A whole-lake experiment to determine the effects of winter droughts on shallow lakes. *Ecosystems*, volume 8 (6), pp. 694-708.
- McLay, C. L.**, 1976. The effect of pH on the population growth of three species of duckweed: *Spirodela oligorrhiza*, *Lemna minor* and *Wolffia arrhiza*. *Freshwater Biology*, volume 6 (2), pp. 125-136.
- McQuatters-Gollop, A., Gilbert, A. J., Mee, L. D., Vermant, J. E., Artioli, Y., Humborg, C., Wulff, F.**, 2009. How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, volume 82, pp. 583-596.

- Melluma, A.**, 1990. *Latvijas teritorijas antropogēnā noslodze*. Latvijas zinātniski tehniskās informācijas un tehniski ekonomisko problēmu zinātniskās pētniecības institūts, Rīga, 79 lpp.
- Meyers, P. A.**, 1997. Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. *Organic Geochemistry*, volume 27 (5/6), pp. 213-250.
- Middelboe, A. L., Markager, S.**, 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, volume 37, pp. 553-568.
- Mihelsons, H., Lejiņš, G.**, 1960. Novērojumi par medību ūdensputnu skaita samazināšanās cēloņiem Engures ezerā. *Latvijas PSR Zinātņu akadēmijas vēstis*, Nr. 1, 123.-130. lpp.
- Mishra, S., Srivastava, S., Tripathi, R. D., Govindarajan, R., Kuriakose, S. V., Prasad, M. N. V.**, 2006. Phytochelatin synthesis and response of antioxidants during cadmium stress in *Bacopa monniera*. *Plant Physiology and Biochemistry*, volume 44, pp. 25-37.
- Mjelde, M., Faafeng, B. A.**, 1997. *Ceratophyllum demersum* hampers phytoplankton development in some small Norwegian lakes over a wide range of phosphorus concentrations and geographical latitude. *Freshwater Biology*, volume 37 (2), pp. 355-365.
- Moore, P. D., Webb, J. A.**, 1978. *An illustrated guide to pollen analysis*. Hodder and Stoughton, London, 133 p.
- Morgan, M. D., Phillip, K. R.**, 1986. The effect of agricultural and residential development on aquatic macrophytes in the New Jersey Pine Barrens. *Biological Conservation*, volume 35, pp. 143-158.
- Morton, R. A., Ward, G. H., White, W. A.**, 2000. Rates of sediment supply and sea-level rise in a large coastal lagoon. *Marine Geology*, volume 167 (3-4), pp. 261-284.
- Moss, B. R.**, 2008. Littoral and profundal communities of lake. In: B. R. Moss (Ed.), *Ecology of Fresh Waters*. Blackwell, 357 p.
- Müller, G., Oti, M.**, 1981. The occurrence of calcified planktonic green algae in freshwater carbonates. *Sedimentology*, volume 28 (6), pp. 897-898.
- Murdoch, A., Azcue, J.**, 1995. *Manuel of aquatic sediment sampling*. First edition. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, 240 p.
- Mūrnieks, A.**, 1999. *Pirmskvartāra nogulumi*. Latvijas ģeoloģiskā karte. Mērogs 1:200000. Paskaidrojuma teksts un kartes. Valsts ģeoloģijas dienests, Rīga, 52 lpp.
- Nef, J. V.**, 1987. Mining and metallurgy in medieval civilization. In: M. M. Postan, E. Miller (Eds.), *The Cambridge Economic History of Europe. II. Trade and Industry in the Middle Ages*. Cambridge University Press, pp. 693-761.
- Nelson, W. O., Campbell, P. G. C.**, 1991. The effects of acidification on the geochemistry of Al, Cd, Pb and Hg in freshwater Environments: A literature review. *Environmental Pollution*, volume 71, pp. 91-130.
- Netten, J. J. C., Arts, G. H. P., Gylstra, R., van Nes, E. H., Scheffer, M., Roijackers, R. M. M.**, 2010. Effect of temperature and nutrients on the competition between free-floating *Salvinia natans* and submerged *Elodea nuttallii* in mesocosms. *Fundamental and Applied Limnology*, volume 177 (2), pp. 125-132.
- Nikodemus, O., Brumelis, G.**, 1998. Monitoring of atmospheric heavy metal deposition in Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences*, volume 52, pp. 17-24.
- Nikodemus, O., Brūmelis, G., Tabors, G., Lapiņa, L., Pope, S.**, 2004. Monitoring of air pollution in Latvia between 1990 and 2000 using moss. *Journal of Atmospheric Chemistry*, volume 49, pp. 521-531.
- Nixon, S. W.**, 1995. Coastal eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, volume 41, pp. 199-220.
- Norton, S. A., Bienert, Jr. R. W., Binford, M. W., Kahl, J. S.**, 1992. Stratigraphy of total metals in PIRLA sediment cores. *Journal of Paleolimnology*, volume 7, pp. 191-214.

- Nriagu, J. O.**, 1979. Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature*, volume 279, pp. 409-411.
- Nriagu, J. O.**, 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, volume 338, pp. 47-49.
- Nriagu, J. O.**, Pacyna, J. F., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, volume 333, pp. 134-139.
- Nybakken, J. W.**, 2003. *Interdisciplinary Encyclopedia of Marine Sciences*. 2 G-O. Danbury, Connecticut: Grolier Academic Reference, pp. 189-190.
- O'Farrell, I.**, Izaguirre, I., Chaparro, G., Unrein, F., Sinistro, R., Pizarro, H., Rodriguez, P. L., de Tezanos Pinto, P., Lombardo, R., Tell, G., 2011. Water level variation as the main driver of the alternation between a free-floating plant and a phytoplankton dominated state: a long term study in a floodplain lake. *Aquatic Sciences*, volume 73, pp. 275-287.
- Oldfield, F.**, 1977. Lakes and their drainage basins as units of sediment-based ecological study. *Progress in Physical Geography*, volume 1 (3), pp. 460-504.
- Oldfield, F.**, Rummery, T. A., Thompson, R., Walling, D. E., 1979. Identification of suspended sediment sources by means of magnetic measurements: some preliminary results. *Water Resource Research*, volume 15, pp. 21-218.
- Oldfield, F.**, Wake, R., Boyle, J., Jones, R., Nolan, S., Gibbs, Z., Appleby, P., Fisher, E., Wolff, G., 2003. The late-Holocene history of Gormire Lake (NE English) and its catchment: A multiproxy reconstruction of past human impact. *Holocene*, volume 13, pp. 677-690.
- O'Sullivan, P.**, 2004. Palaeolimnology. In: P. E. O'Sullivan, S. C. Reynolds (Eds.), *The lakes handbook*. Volume 1. Blackwell Science Ltd., pp. 609-665.
- Owen, R. B.**, Sandhu, N., 2000. Heavy metal accumulation and anthropogenic impacts on Tolo Harbour, Hongkong. *Marine Pollution Bulletin*, volume 40 (2), pp. 174-180.
- Pacyna, J. M.**, 1987. Atmospheric emissions of arsenic, cadmium, lead and mercury from high temperature processes in power generation and industry. In: T. C. Hutchinson, K. M. Meema (Eds.), *Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment*. Published by John Wiley & Sons Ltd., pp. 69-87.
- Pakalne, M.**, Kalnina, L., 2005. Mire ecosystems in Latvia. In: M. Steiner (Ed.), *More-von Sibirian bis Feuerland/Mire – from Sibiria to Tierra del Fuego*, pp. 147-174.
- Paliulis, D.**, 2014. Assessment of lake bottom sediment pollution by lead and cadmium. *Polish Journal of Environmental Studies*, volume 23 (4), pp. 1273-1279.
- Paul, M. J.**, Meyer, J., 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, volume 32, pp. 333-365.
- Pedersen, O.**, Andersen, T., Ikejima, K., Zakir Hossain, M. D., Andersen, F. Ø., 2006. A multidisciplinary approach to understanding the recent and historical occurrence of the freshwater plant, *Littorella uniflora*. *Freshwater Biology*, volume 51, pp. 865-877.
- Per, F. L.**, Školņikova, K. L., 1955. *Hidrohimiciskaja harakteristika promislovih ozer Latvii*. Latvījskij Biologiciskij institut. Ribnoje hozaistva I. (krieviski).
- Pera, F.**, Ramane, H., 1959. Hidroķīmiskie pētījumi sakarā ar Latvijas PSR Ezeru tipoloģiju. *Latvijas PSR Zinātņu Akaadēmijas Vēstis*, Nr. 6, 131.-142. lpp.
- Percy, K. E.**, Borland, S. A., 1985. A multivariate analysis of element concentrations in *Sphagnum magellanicum* Brid. in the maritime provinces, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution*, volume 25, pp. 331-338.
- Pienitz, R.**, Smol, J. P., Birks, H. J. B., 1995. Assessment of freshwater diatoms as quantitative indicators of past climatic change in the Yukon and Northwest Territories, Canada. *Journal of Paleolimnology*, volume 13, pp. 21-49.

- Pirms, R.**, 1981. Features of the formation of spore-pollen spectra of the surface layer of bottom deposits of Lake Pskovskoye-Peipus. In: A. Raubas (Ed.), *Bottom deposits of Lake Pskovskoye-Peipus*. Academy of Science Press, Tallinn, pp. 12-56.
- Polunin, N. V. C.**, 1984. The decomposition of emerged macrophytes in freshwater. *Advances in Ecological Research*, volume 14, pp. 115-166.
- Pradit, S., Wattayakorn, G., Angsupanich, S., Baeyens, W., Leermakers, M.**, 2010. Distribution of Trace Elements in Sediments and Biota of Songkhla Lake, Southern Thailand. *Water, Air, and Soil Pollution*, volume 206 (1-4), pp. 155-174.
- Preston, C. D., Croft, J. M.**, 1997. In: C. D. Preston, J. M. Croft (Ed.), *Aquatic plants in Britain and Ireland*. Harley, Colchester, 366 p.
- Priede, A.**, 2011. Phytosociology and dynamics of calcareous grasslands in Ķemeri National Park, Latvia. *Estonian Journal of Ecology*, volume 60 (4), pp. 284-304.
- Prieditis, N.**, 2014. *Latvijas augi. Enciklopēdija*. Gandrs, Rīga, 888 lpp.
- Prietzl, J., Kölling, Ch.**, 1998. Trajectory analysis of long-term changes in the nutritional status of a Scots pine stand. *Forest research*, volume 117 (1-6), pp. 137-155.
- Pujate, A., Kalnina, L., Klavins, M.**, 2012a. Changes of Lake Engure sedimentation conditions reflected by paleovegetation records. In: J. Burley, L. Loures, T. Panagopoulos (Eds.), *Recent Researches in Environmental Science & Landscaping*. Published by WSEAS Press, University of Algarve, Faro, Portugal (2.-4.05.2012.), pp. 155-160.
- Pujate, A., Kalnina L., Klavins, M.**, 2012b. Changes of Lake Engure sedimentation conditions reflected by paleovegetation records. In: J. Burley, L. Loures, T. Panagopoulos (Eds.), *Proceedings of recent researches in environmental science & landscaping*. Energy, Environmental and Structural Engineering Series, 2. Published by WSEAS, pp. 155-161.
- Pujate, A., Kalnina, L., Klavins, M.**, 2012c. Changes of Lake Engure sedimentation conditions reflected by paleovegetation records. *The 12th International Paleolimnology Symposium*. Glasgow, Scotland, 21-24.08.2012., SECC, pp. 175-176.
- Pujāte, A., Kalniņa, L.**, 2013. Distribution of pollen and plant macroremains in sediments of Lake Babite. In: P. Kuneš, V. Abraham, P. Bobek, Svobodovj-Svitavskj (Eds.), *Pollen Monitoring Programme Prague 2013: Pollen Monitoring Programme 9th International Meeting*. Volume of abstracts. Charles University, Prague, pp. 44-45.
- Pujāte, A., Kalniņa, L., Silamiķele, I.**, 2010. Veģetācijas atspoguļojums putekšņu spektros Ķemeru tīrēja takas apkārtnē. *Latvijas Universitātes Raksti*, 752. sējums. Zemes un vides zinātnes, Rīga, 88.-97. lpp.
- Pujāte, A., Stankeviča, K., Dručka, A., Staškova, A., Ceriņa, A., Kalniņa, L., Kuške, K.**, 2014. Records of natural and human-induced environmental changes in Latvian lake sediments. In: V. Zelčs, M. Nartišs, (Eds.), *Late Quaternary Terrestrial Processes, Sediments and History: from Glacial to Postglacial Environments*, Excursion guide and abstracts of the INQUA Peribaltic Working Group Meeting and field excursion in Eastern and Central Latvia (August 17-22, 2014). University of Latvia, Rīga, pp. 127-129.
- Puķītis, T.**, 2008. *Rīgas rajona teritorijas plānojums (no 2008. līdz 2020. gadam). 1. daļa. Paskaidrojuma raksts, 1. sējums. Esošā izmantošana*. 12. lpp.
- Punning, J.-M., Puusepp, L., Koff, T.**, 2004. Spatial variability of diatoms, subfossil macrophytes, and OC/N values in surface sediments of Lake Väike-Juusa (southern Estonia). *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology*, volume 53 (3), pp. 147-160.
- Puusepp, L.**, 2011. *Spatio-temporal variability of diatom assemblages in lake sediments*. PhD thesis. Institute of Mathematics and Natural Sciences, Tallinn University, 60 p.
- Rafferty, J. P.**, 2011. Lakes. In: *Lakes and wetlands*. Rosen Education Service, pp. 1-40.
- Rasiņš, A.**, 1954. *Latvijas PSR nezāļu augļi un sēklas*. Latvijas Valsts izdevniecība, Rīga, 424 lpp.

- Rasiņš, A., Tauriņa, M., 1982. *Nezāļu kvantitātes uzskaites metodika Latvijas PSR apstākļos. Ieteikumi*. LM ZTIP, Rīga, 24 lpp.
- Reeves, C. C. Jr., 1968. *Introduction in paleolimnology*. Elsevier, Amsterdam, 227 p.
- Reimer, P. J., Baillie, M. G. L., Bard, E., Bayliss, A., Beck, J. W., Blackwell, P. G., Bronk Ramsey, C., Buck, C. E., Burr, G. S., Edwards, R. L., Friedrich, M., Grootes, P. M., Guilderson, T. P., Hajdas, I., Heaton, T. J., Hogg, A. G., Hughen, K. A., Kaiser, K. F., Kromer, B., McCormac, F. G., Manning, S. W., Reimer, R. W., Richards, D. A., Southon, J. R., Talamo, S., Turney, C. S. M., van der Plicht, J., Weyhenmeyer, C. E., 2009. IntCal09 and Marine09 radiocarbon age calibration curves, 0–50,000 years cal BP. *Radiocarbon*, volume 51 (4), pp. 1111–1150.
- Renberg, I., Wik-Persson, M., Emteryd, O., 1994. Pre-industrial atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediments. *Nature*, volume 368, pp. 323–326.
- Renberg, I., Brännvall, M.-L., Bindler, R., Emteryd, O., 2000. Atmospheric lead pollution history during four millennia (2000 BC to 2000 AD) in Sweden. *Ambio*, volume 29, pp. 150–156.
- Renberg, I., Persson, M. W., Emteryd, O., 2004. Pre-industrial atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediments. *Nature*, volume 368, pp. 323–326.
- Rieksts, I., 1994. Babītes ezers. Babītes polderi. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 1. sējums. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 102. lpp.
- Rīgas Domes vides aizsardzības pārvalde, 1998. *Rīgas pilsētas virszemes ūdeņu kvalitātes raksturojums*. Rīgas Domes Vides aizsardzības pārvaldes ekoloģiskā laboratorija, Rīga, 135 lpp.
- Roberts, N., 1998. The impact of modern times (500–0 cal.yr BP). In: *The Holocene. An environmental history*. Second edition. Blackwell Publisher, pp. 207–234.
- Rosendahl, C. O., 1939. Additional notes on *Najas* in Minnesota. *Rhodora*, volume 41, pp. 187–189.
- Rosendahl, C. O., Butters, F. K., 1935. The genus *Najas* in Minnesota. *Rhodora*, volume 37, pp. 345–348.
- Rosman, K. J. R., Chisholm, W., Boutron, C. F., Candelone, J. P., Görlach, U., 1993. Isotopic evidence for the source of lead in Greenland snow since the late 1960s. *Nature*, volume 362 (6418), pp. 333–335.
- Ruddiman, W. F., 2003. The Anthropogenic greenhouse era began thousands of years ago. *Climatic Change*, volume 61 (3), pp. 261–293.
- Rūtiņa, L., Ceriņa, A., Stankeviča, K., Kļaviņš, M., 2012. Character of paleovegetation change in lakes Pilcīnes, Pilveļu and Padēlis. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*, supplement 3, pp. 94–107.
- Ryding, S. O., 1985. Chemical and microbiological processes as regulators of the exchange of substances between sediments and water in shallow eutrophic lakes. *International Review of Hydrobiology*, volume 70, pp. 657–702.
- Saarse, L., Heinsalu, A., Veski, S., 2009. Litorina Sea sediments of ancient Vääna Lagoon, northwestern Estonia. *Estonian Journal of Earth Sciences*, volume 58 (1), pp. 85–93.
- Sabardina, G., 1968. Rastiteľnostj ostrovov – mest massovogo gnezdovanjia utok na ozjere Engure. *Ekologija vodoplavajushchih ptic Latvii*. Ornitologiceskie issledovanija, 5. Zinātne, Rīga, 45–69 s. (krieviski).
- Salomons, W., Förstner, U., 1984. *Metals in the hydrocycle*. Springer-Verlag, Berlin, 349 pp.
- Salomons, W., 1998. Biogeochemistry of contaminated sediments and soils: Perspectives for future research. *Journal of Geochemical Exploration*, volume 62, pp. 37–40.
- Sand-Jensen, K., Riis, T., Vestergaard, O., Larsen, S. E., 2000. Macrophyte decline in Danish lakes and streams over the past 100 years. *Journal of Ecology*, volume 88, pp. 1030–1040.
- Santisteban, J. I., Mediavilla, R., López-Pamo, E., Dabrio, C. J., Zapata, M. B. R., García, M. J. G., Castaño, S., Martínez-Alfaro, P. E., 2004. Loss on ignition: a qualitative or quantitative method for organic matter and carbonate mineral content in sediments? *Journal of Paleolimnology*, volume 32 (3), pp. 287–299.

- Saule-Sleinis, I.**, 1960. Rīgas liča dienvidu gala piekrastes joslas raksturojums. *Ģeoloģijas un derīgo izrakteņu institūta raksti V*, Rīga, 203 lpp.
- Saxby, J.**, 1969. Metal-organic chemistry of the geochemical cycle. *Reviews of Pure and Applied Chemistry*, volume 19, pp. 131-150.
- Seppä, H.**, Birks, H. J. B., Giesecke, T., Hammarlund, D., Alenius, T., Antonsson, K., Bjune, A. E., Heikkilä, M., MacDonald, G. M., Ojala, A. E. K., Telford, R. J., Veski, S., 2007. Spatial structure of the 8200 cal yr BP event in northern Europe. *Climate of the Past*, volume 3, pp. 225-236.
- Scheffer, M.**, Szabó, S., Gragnani, A., van Nes, E. H., Rinaldi, S., Kautsky, N., Norberg, J., Roijackers, R. M. M., Franken, R. J. M., 2003. Floating plant dominance as a stable state. *PNAS, Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, volume 100 (7), pp. 4040-4045.
- Scheffer, M.**, van Nes, E. H., 2007. Shallow lake theory revisited: Various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, volume 584 (1), pp. 455-466.
- Schmidt, R.**, Koing, K. A., Thompson, R., Kamenik, C., 2002. A multi proxy core study of the last 7000 years of climate and alpine land-use impacts on an Austrian mountain lake (Unterer Landschitzsee, Niedere Tauern). *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, volume 187, pp. 101-120.
- Seddon, A.** W. R., Mackay, A. W., Baker, A. G., Birks, H. J. B., Breman, E., Buck, C. E., Ellis, E. C., Froyd, C. A., Gill, J. L., Gillson, L., Johnson, E. A., Jones, V. J., Juggins, S., Macias-Fauria, M., Mills, K., Morris, J. L., Nogués-Bravo, D., Punyasena, S. W., Roland, T. P., Tanentzap, A. J., Willis, K. J., Aberhan, M., van Asperen, E. N., Austin, W. E. N., Battarbee, R. W., Bhagwat, S., Belanger, C. L., Bennett, K. D., Birks, H. H., Bronk Ramsey, C., Brooks, S. J., de Bruyn, M., Butler, P. G., Chambers, F. M., Clarke, S. J., Davies, A. L., Dearing, J. A., Ezard, T. H. G., Feurdean, A., Flower, R. J., Gell, P., Hausmann, S., Hogan, E. J., Hopkins, M. J., Jeffers, E. S., Korhola, A. A., Marchant, R., Kiefer, T., Lamentowicz, M., Larocque-Tobler, I., López-Merino, L., Liow, L. H., McGowan, S., Miller, J. H., Montoya, E., Morton, O., Nogué, S., Onoufriou, C., Boush, L. P., Rodriguez-Sanchez, F., Rose, N. L., Sayer, C. D., Shaw, H. E., Payne, R., Simpson, G., Sohar, K., Whitehouse, N. J., Williams, J. W., Witkowski, A., 2014. Looking forward through the past: identification of 50 priority research questions in palaeoecology. *Journal of Ecology*, volume 102, pp. 256-267.
- Selvam, A. P.**, Priya, S. L., Banerjee, K., Hariharan, G., Purvaja, R., Ramesh, R., 2012. Heavy metal assessment using geochemical and statistical tools in the surface sediments of Vembanad Lake, Southwest Coast of India. *Environmental monitoring and assessment*, volume 184 (10), pp. 5899-5915.
- Serediak, N.**, Huynh, M.-L., 2011. In: *Algae Identification, lab guide*. Her Majesty the Queen in Right of Canada. 46 p.
- Shotbolt, L. A.**, Thomas, A. D., Hutchinson, S. M., 2005. The use of reservoir sediments as environmental archives of catchment inputs and atmospheric pollution. *Progress in Physical Geography*, volume 29 (3), pp. 337-361.
- Shotyk, W.**, Weiss, D., Appleby, P. G., Cheburkin, A. K., Frei, R., Gloor, M., Kramers, J. D., Reese, S., van der Knaap, W. O., 1998. History of atmospheric lead deposition since 12,370 ¹⁴C yr BP recorded in a peat bog profile, Jura Mountains, Switzerland. *Science*, volume 281, pp. 1635-1640.
- Shotyk, W.**, Weiss, D., Kramer, J. D., Frei, R., Cheburkin, A. K., Gloor, M., Reese, S., 2001. Geochemistry of the peat bog at Etang de la Gruère, Jura Mountains, Switzerland, and its record of atmospheric Pb and lithogenic trace metals (Sc, Ti, Y, Zr, and REE) since 12 370 ¹⁴C yr BP. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, volume 65 (14), pp. 2337-2360.
- Shuman, B.**, 2003. Controls on loss-on-ignition variation in cores from two shallow lakes in the northeastern United States. *Journal of Paleolimnology*, volume 30, pp. 371-385.

- Silamiķele, I.**, 2010. *Humifikācijas un ķīmisko elementu akumulācijas raksturs augsto purvu kūdrā atkarībā no tās sastāva un veidošanās*. Promocijas darbs. LU, Rīga, 172 lpp.
- Silva, M. A. L., Rezende, C. E.**, 2002. Behavior of selected micro and trace elements and organic matter in sediments of a freshwater system in south-east Brazil. *The Science of the Total Environment*, volume 292, pp. 121-128.
- Siveter, David J., Briggs, D. E. G., Siveter, Derek J., Sutton, M. D.**, 2010. An exceptionally preserved myodocopid ostracod from the Silurian of Herefordshire, UK. *Proceedings of the Royal Society London B*, volume 277, pp. 1539-1544.
- Smith, B. D.**, 2011. General patterns of niche construction and the management of "wild" plant and animal resources by small-scale pre-industrial societies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, volume 366 (1566), pp. 836-848.
- Smith, S. D. P.**, 2014. The roles of nitrogen and phosphorus in regulating the dominance of floating and submerged aquatic plants in a field mesocosm experiment. *Aquatic Botany*, volume 112, pp. 1-9.
- Smith, B. D., Zeder, M. A.**, 2013. The onset of the Anthropocene. *Anthropocene*, volume 4, pp. 8-13.
- Smol, J., Glew, J.**, 1992. Paleolimnology. In: W. A. Nierenberg (Ed.), *Encyclopedia of Earth System Science* 3. Academic Press, San Diego, pp. 551-564.
- Smol, J. P., Birks, H. J. Last, W. M.**, 2001. *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 3: Terrestrial, algal, and siliceous indicators*. Series: Developments in Paleoenvironmental Research. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 371 p.
- Smol, J. P.**, 2002. *Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective*. Oxford University Press, New York, 280 p.
- Smol, J. P., Birks, H. J. B., Last, W. M.**, 2002. Zoological indicators in lake sediments: an introduction. *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 4: Zoological indicators*. Series: Developments in Paleoenvironmental Research. Kluwer Academic Publishers, pp. 1-5.
- Smol, J. P.**, 2008. Metals, technological development, and the environment. In: J. P. Smol (Ed.), *Pollution of lakes and rivers: A paleoenvironmental perspective*. Second edition. Blackwell Publishing, Oxford, 383 p.
- Solimini, A. G., Free, G., Donohue, I., Irvine, K., Pusch, M., Rossaro, B., Sandin, L., Cardoso, A. C.**, 2006. *Using benthic macroinvertebrates to assess ecological status of lakes current knowledge and way forward to support WFD implementation*. Institute for Environment and Sustainability, European Communities, Italy, pp. 4-47.
- Spencer, K. L.**, 2002. Spatial variability of metals in the inter-tidal sediments of the Medway Estuary, Kent, UK. *Marine Pollution Bulletin*, volume 44, pp. 933-944.
- Springe, G., Druvietis, I., Parele, E.**, 2000. The plankton and benthos communities of the lagoon lake Engures (Engure), Latvia. *Proceedings of Latvian Academy of Sciences. Section B. Natural, Exact, and Applied Science*, volume 54 (5), pp. 164-169.
- Springe, G., Briede, A., Druvietis, I., Parele, E., Rodinova, V.**, 2007. Changes of the hydroecosystem of lagoonal Lake Engure, Latvia (1995-2006). In: M. Kļaviņš (Ed.), *Climate Change in Latvia*. University of Latvia, pp. 193-208.
- Springe, G., Birzaks, J., Briede, A., Druvietis, I., Eglīte, L., Grīnberga, L., Kokorīte, I., Konošonoka, I., Ozoliņš, D., Parele, E., Rodinova, V. un Skuja, A.**, 2010. Klimata izmaiņu ietekme uz virszemes saldūdeņiem. Stāsti par Salacu un Engures ezeru. *Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference. Klimata mainība un ūdeņi*. Rakstu krājums. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 112.-113. lpp.
- Spuris, Z.**, 1960. Limnologiciskā raksturojuma ozjera Engure. Ribņojuma hozaistva vnutrennih vodojmov Latvijas SSR. Rīga, 167-198 s. (krieviski).
- Stabel, H.**, 1985. Mechanisms controlling the sedimentation sequence of various elements in prealpine lakes. In: *Chemical Processes in Lakes*. New York: Wiley, pp. 143-167.

- Stankevica, K., Klavins, M., Rutina, L., Cerina, A., 2012a.** Lake Sapropel: a Valuable Resource and Indicator of Lake Development. *Advances in Environment, Computational Chemistry & Bioscience*, pp. 247-252.
- Stankevica, K., Klavins, M., Rutina, L., 2012b.** Accumulation of Metals in Sapropel. *RTU zinātniskie raksti. 1. sēr., Materiālzinātne un lietišķā ķīmija*, 26. sējums, Rīga, 99.-105. lpp.
- Staškova, A., Ceriņa, A., Pujāte, A., 2013.** Paleovegetation changes according to macrofossil investigation data during the development of Lake Mazais Ungurs. In: M. Kļaviņš, L. Kalniņa (Eds.), *Bog and lake Research in Latvia*. University of Latvia Press, Rīga, pp. 45-51.
- Staškova, A., Ceriņa, A., Pujāte, A., Kalniņa, L., 2014.** Lake Ummis and Lake Mazais Ungurs sediments, Latvia. In: V. Zelčs, M. Nartišs, (Eds.), Late Quaternary terrestrial processes, sediments and history: from Glacial to Postglacial environments, *Excursion guide and abstracts of the INQUA Peribaltic Working Group Meeting and field excursion in Eastern and Central Latvia*. University of Latvia, Rīga, pp. 139-141.
- Steffen, W., Crutzen, P. J., McNeill, J. R., 2007.** The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of Nature? *Ambio*, volume 36 (8), pp. 614-621.
- Steffen, W., Grinevald, J., Crutzen, P., McNeill, J., 2011.** The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, volume 369 (1938), pp. 842-867.
- Steinnes, E., 1990.** Lead, cadmium and other metals in Scandinavian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition. *Science of total environment*, volume 9, pp. 825-831.
- Stoermer, E. F., Smol, J. P., 1999.** *The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, 469 pp.
- Strautnieks, I., 1995.** Engures lidzenums. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 2. sējums. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 52. lpp.
- Strautnieks, I., 1997.** Piejūras zemene. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 4. sējums. Preses nams, Rīga, 119.-121. lpp.
- Strautnieks, I., Grīne, I., Kalniņa, L., Pujāte, A., 2012.** Engures ezera sateces baseina ģeoloģiskā attīstība un apdzīvojuma vēsture. *IV Ģeogrāfijas kongress. Ģeogrāfija mainīgajā pasaulē. Referātu tēzes. Latvijas Ģeogrāfijas biedrība*, Rīga, 22.-24. lpp.
- Striewski, B., Mayrd, Ch., Flenley, J., Naumann, R., Turner, G., Lücke, A., 2009.** Multi-proxy evidence of late Holocene human-induced environmental changes at Lake Pupuke, Auckland (New Zealand). *Quaternary International*, volume 202 (1-2), pp. 69-93.
- Strods, H., Zunde, M., 1999.** Grām.: *Latvijas mežu vēsture līdz 1940. gadam*. WWF - Pasaules Dabas Fonds, 363 lpp.
- Stumm, W., Morgan, J. J., 1995.** *Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters*. Third edition. A Wiley-Interscience publication, pp. 349-424, 760-816.
- Sturm, M., Lotter, A. F., 1995.** Lake sediments as environmental archives. A means of distinguishing natural events from human activity. *EAWAG News*, 38E, pp. 6-9.
- Sun, Y., Guo, H., Yub, H., Wang, X., Wu, J., Xu, Y., 2008.** Bioaccumulation and physiological effects of tetrabromobisphenol A in coontail *Ceratophyllum demersum* L. *Chemosphere*, volume 70 (10), pp. 1787-1795.
- Syrovetnik, K., Malmstrom, M. E., Neretnieks, I., 2007.** Accumulation of heavy metals in the Oostriku peat bog, Estonia: determination of binding processes by means of sequential leaching. *Environmental Pollution*, volume 147, pp. 291-300.
- Šiliņš, R., Druvietis, I., Poppels, A., 2013.** Engures ezera gada cikla limnoloģiskā izpēte. *LU 71. zinātniskā konference, Bioloģijas sekcija: Latvijas ūdeņu vides pētījumi un aizsardzība*. Referātu tēžu krājums, 57.-61. lpp.

- Tabors, G.**, 2007. *Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G. kā viena no bioģeokīmiskā cikla komponentēm priežu mežos. Disertācija. Latvijas Universitāte, Rīga, 155 lpp.
- Teirumnieka, Ē., Kļaviņš, M., Teirumnieks, E.**, 2010. Major and trace elements in peat from bogs of East Latvia In: M. Kļaviņš (Ed.), *Mires and peat*, pp. 115-125.
- Telford, R. J., Heegaard, E., Birks, H. J. B.**, 2004. All age - depth models are wrong: but how badly? *Quaternary Science Reviews*, volume 23 (1-2), pp. 1-5.
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., Bisson, M.**, 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, volume 51 (7), pp. 844-851.
- Tessier, A., Campbell, P. G. C.**, 1987. Partitioning of trace metals in sediments: relationships with bioavailability. *Hydrobiologia*, volume 149, pp. 43-52.
- Thevenon, F., Graham, N. D., Chiaradia, M., Arpagaus, P., Wildi, W., Poté, J.**, 2011. Local to regional scale industrial heavy metal pollution recorded in sediments of large freshwater lakes in Central Europe (lakes Geneva and Lucerne) over the last centuries. *Science of the Total Environment*, volume 412-413, pp. 239-247.
- Thevenon, F., Wirth, S. B., Fajak, M., Poté, J., Girardclos, S.**, 2013. Human impact on the transport of terrigenous and anthropogenic elements to peri-alpine lakes (Switzerland) over the last decades. *Aquatic Sciences*, volume 75, pp. 413-424.
- Thompson, R., Oldfield, F.**, 1986. Mineral magnetic studies of lake sediments. In: R. Thompson, F. Oldfield (Eds.), *Environmental Magnetism*. Allen & Unwin, London, pp. 101-123.
- Tidriķis, A.**, 1995. Lilastes ezers. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 3. sējums. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 147. lpp.
- Timms, R. M., Moss, B.**, 1984. Prevention of growth of potentially dense phytoplankton populations by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktivorous fish, in a shallow wetland ecosystem. *Limnology and Oceanography*, volume 29 (3), pp. 472-486.
- Tuncer, G., Tuncel, G., Balkas, T. I.**, 2001. Evolution of metal pollution in the Golden Horn (Turkey) sediments between 1912 and 1987. *Marine Pollution Bulletin*, volume 42 (5), pp. 350-360.
- Turkia, J., Sandman, O., Huttunen, P.**, 1998. Palaeolimnological evidence of forestry practices disturbing small lakes in Finland. *Boreal Environment Research*, volume 3, pp. 45-61.
- Ulsts, V. G.**, 1957. *Morfoloģija i istorija razvitija oblasti morskoi akumulacii v veršine Rižkovo zaļiva*. Akademija nauk Latvīskoj SSR, 178 s. (krieviski).
- Ulsts, V.**, 1998. *Baltijas jūras Latvijas krasta zona*. Valsts ģeoloģijas dienests, Rīga, 96 lpp.
- Upadhyay, R., Pandey, K. A., Upadhyay, S. K., Bajpai, A.**, 2012. Annual sedimentation yield and sediment characteristics of upper lake, Bhopal, India. *Research Journal of Chemical Sciences*, volume 2 (1), pp. 65-74.
- Urtāne, L.**, 1998. *Cladocera kā Latvijas ezeru tipu un trofiskā stāvokļa indikatori*. Disertācija. Latvijas Universitāte, Rīga, 172 lpp.
- USEPA**, 1996. *Method 3050B – Acid digestion of sediments, sludges, and soils*. U. S. Environmental Protection Agency, USA.
- Vallelonga, P., Van de Velde, K., Candelone, J. P., Morgan, V. I., Boutron, C. F., Rosman, K. J. R.**, 2002. The lead pollution history of Law Dome, Antarctica, from isotopic measurements on ice cores: 1500 AD to 1989 AD. *Earth and Planetary Science Letters*, volume 204, pp. 291-306.
- van der Knaap, W. O., van Leeuwen, J. F. N., Fankhauser, A., Ammann, B.**, 2000. Palynostratigraphy of the last centuries in Switzerland based on 23 lake and mire deposits: Chronostratigraphic pollen markers, regional patterns, and local histories. *Review of Palaeobotany and Palynology*, volume 108, pp. 85-142.
- van der Meent, D., Aldenberg, T., Canton, J. H., van Gestel, C. A. M., Slooff, W.**, 1990. *Desire for levels*. RIVM Report 670101002, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.

- van der Plicht, J., Mook, W. G., 1989. Calibration of radiocarbon ages by computer. *Radiocarbon*, volume 31, pp. 805-816.
- Veinbergs, I., 1996. *Baltijas baseina attīstības vēsture leduslaikmeta beigu posmā un pēcduslaikmetā pēc Latvijas piekrastes un tai pieguļošās akvatorijas pētījumu materiāliem*. Latvijas Universitāte, Ģeoloģijas institūts, Rīga, 123 lpp.
- Velichkevich, F. Yu., Zastawniak, E., 2008. *Atlas of the Pleistocene vascular plant macrofossils of Central and Eastern Europe. Part 2 – Herbaceous dicotyledons*. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, 380 pp.
- Vijups, A., 2012. Pilsēta zem smiltīm: arheoloģiskās liecības par Ventspils senākās daļas aizputināšanu ar smiltīm 17. gs. Vēsture: sabiedrība, pārvalde un saimniecība Baltijas jūras reģionā no aizvēstures līdz jaunajiem laikiem. *Latvijas Universitātes Raksti*, 764. sējums, LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 52.-62. lpp.
- Viksne, J., 1997. *Engure – putnu ezers*. Jāņa sēta, Rīga, 111 lpp.
- Viksne, J., Janaus, M., Mednis, A., 2011. Factors influencing the number of breeding water birds in Lake Engure, Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences. Section B. Natural, Exact, and Applied Sciences*, volume 65 (5-6), pp. 127-137.
- Villamagna, A. M., Murphy, B. R., 2010. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *A review freshwater biology*, volume 55, pp. 282-298.
- Vincent, W. F., Bertola, C., 2012. François Alphonse FOREL and the oceanography of lakes. *Archives des Sciences*, volume 65, pp. 51-64.
- von Post, L., 1916. Forest tree pollen in south Swedish peat bog deposits. *Geologiska Föreningens i Stockholm Förhandlingar*, 38, pp. 433-465.
- von Post, L., 1946. *The Prospect for Pollen Analysis in the Study of the Earth's Climatic History*. New Phytologist, 45, pp. 198-203.
- Wagreich, M., 2014. Do old mining waste deposits from Austria define an "Old" Anthropocene? In: R. Rocha, J. Pais, J. C. Kullberg, S. Finney (Eds.), *STRATI2013, First International Congress on Stratigraphy At the Cutting Edge of Stratigraphy*. Springer Geology Series, pp. 981-982.
- Walker, K. J., Preston, C. D., 2006. Ecological predictors of extinction risk in the flora of lowland England, UK. *Biodiversity and Conservation*, volume 15 (6), pp. 1913-1942.
- Walraven, N., van Gaans, P. F. M., van der Veer, G., van Os, B. J. H., Klaver, G. Th., Vriend, S. P., Middelburg, J. J., Davies, G. R., 2013. Tracing diffuse anthropogenic Pb sources in rural soils by means of Pb isotope analysis. *Applied Geochemistry*, volume 37, pp. 242-257.
- Warner, B. G., 1990. Plant Macrofossils. In: B. G. Warner (Ed.), *Methods in Quaternary ecology*. Geoscience Canada, Ontario, pp. 53-61.
- Wasylikowa, K., 1986. Analysis of fossil fruits and seeds. In: B. E. Berglund (Eds.), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. John Wiley & Sons Ltd., pp. 571-590.
- Waters, C. N., Zalasiewicz, J., Williams, M., Price, S. J., Ford, J. R., Cooper, A. H., 2014. Evidence for a Stratigraphic Basis for the Anthropocene. In: R. Rocha, J. Pais, J. C. Kullberg, S. Finney (Eds.), *STRATI 2013, First International Congress on Stratigraphy At the Cutting Edge of Stratigraphy*. Springer Geology Series, pp. 909-914.
- Weckström, K., Rasmussen, P., Odgaard, B. V., Thorbjørn, J. A., Virtanen, T., Olsen, J., 2010. Recent changes in the nutrient status of a soft-water Lobelia lake, Hampen Su, Denmark. *Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin*, 20, pp. 43-46.
- Weisner, S. E. B., 1993. Long-term competitive displacement of *Typha latifolia* by *Typha angustifolia* in a eutrophic lake. *Oecologia*, volume 94, pp. 451-456.
- Wessels, M., 1998. Natural environmental changes indicated by Late Glacial and Holocene sediments from Lake Constance, Germany. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, volume 140 (1-4), pp. 421-432.
- Wetzel, R. G., 1983. *Limnology*. Saunders College Publishing, 878 p.

- Wetzel**, R. G., 2001. *Limnology, Lake and river ecosystems*. Third Edition. Academic press, an imprint of Elsevier, 985 p.
- Wheeler**, B. D., 1980. Plant communities of rich-fen systems in England and Wales II. Communities of calcareous mires. *Journal of Ecology*, volume 68, pp. 405-420.
- Williams**, T. M., 1991. A sedimentary record of the deposition of heavy metals and magnetic oxides in the Loch Dee basin, Galloway, Scotland, since AD 1500. *Holocene*, volume 1-2, pp. 142-150.
- Wolfe**, A. P., Hobbs, W. O., Birks, H. H., Briner, J. P., Holmgren, S. U., Ingólfsson, O., Kaushal, S. S., Miller, G. H., Pagani, M., Saros, J. E., Vinebrooke, R. D., 2013. Stratigraphic expressions of the Holocene–Anthropocene transition revealed in sediments from remote lakes. *Earth-Science Reviews*, volume 116, pp. 17-34.
- World Health Organization**, 2009. Algae and cyanobacteria in fresh water. In: *Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: Coastal and fresh waters*, pp. 136-158.
- Wright**, H. E., Mann, D. H., Glaser, P. H., 1984. Piston corers for peat and lake sediments. *Journal of Ecology*, volume 65 (2), pp. 657-659.
- Wunsam**, S., Schmidt, R., Klee, R., 1995. *Cyclotella*-taxa (Bacillariophyceae) in lakes of the Alpine region and their relationship to environmental variables. *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries*, volume 57 (4), pp. 360-386.
- Zalasiewicz**, J., Williams, M., Smith, A., Barry, T. L., Coe, A. L., Bown, P. R., Brenchley, P., Cantrill, D., Gale, A., Gibbard, P., Gregory, F. J., Hounslow, M. W., Kerr, A. C., Pearson, P., Knox, R., Powell, J., Waters, C., Marshall, J., Oates, M., Rawson, P., Stone, P., 2008. Are we now living in the Anthropocene? *Geological Society of America Today*, volume 18 (2), pp. 4-8.
- Zalasiewicz**, J., Williams, M., Steffen, W., Crutzen, P. J., 2010. The Anthropocene forces us to reconsider adaptationist models of human-environment interactions. *Environmental Science Technology*, volume 44 (16), pp. 6008-6008.
- Zalasiewicz**, J., 2013. The epoch of humans. *Nature Geoscience*, volume 6, pp. 8-9.
- Zalasiewicz**, J., Waters, C., Williams, M., 2014. Potential formalization of the Anthropocene: A progress report. In: R. Rocha, J. Pais, J. C. Kullberg, S. Finney (Eds.), *STRATI 2013, First International Congress on Stratigraphy At the Cutting Edge of Stratigraphy*. Springer Geology Series, pp. 999-1005.
- Zaldivar**, J. M., Cardoso, A. C., Viaroli, P., Newton, A., de Wit, R., Ibanez, C., Reizopoulou, S., Somma, F., Razinkovas, A., Basset, A., Holmer, M., Murray, N., 2008. Eutrophication in transitional waters: An overview. *Transitional Waters Monographs*, volume 1, pp. 1-78.
- Zelčs**, V., 1995. Ezeru ģenēze. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 2. sējums. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 65. lpp.
- Zerbe**, J., Sobczyński, T., Elbanowska, H., Siepak, J., 2009. Speciation of heavy metals in bottom sediments of lakes. *Journal of Environmental Studies*, volume 8 (5), pp. 331-339.
- Zhao**, Y., Sayer, C. D., Birks, H. H., Hughes, M., Peglar, S. M., 2006. Spatial representation of aquatic vegetation by macrofossils and pollen in a small and shallow lake. *Journal of Paleolimnology*, volume 35 (2), pp. 335-350.
- Zīverts**, A., 1995. Gāte. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 3. sējums. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 96. lpp.
- Zīverts**, A., 1998. Varkaļu kanāls. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 6. sējums. Preses nams, Rīga, 35.-36. lpp.
- Zīverts**, A., 2004. *Hidroloģija: ievads un hidroloģiskie aprēķini*. Latvijas Lauksaimniecības Universitāte, Jelgava, 104 lpp.
- Zviedre**, E., 2001. Engures ezera mieturālģu veģetācija. *Latvijas Veģetācija*, Rakstu krājumi, Nr. 4, 7.-17. lpp.
- Zviedre**, E., Deķere, Z., 2005. Mieturālģu sugu nosaukumi un termini latviešu valodā. *Acta Universitatis Latviensis, Biology*, volume 691, pp. 145.-155.

- Yang, H., Rose, N., 2005.** Trace element pollution records in some UK lake sediments, their history, influence factors and regional differences. *Environment International*, volume 31 (1), pp. 63-75.
- Yang, J.-R., Duthie, H. C., 1995.** Regression and weighted averaging models relating surficial sedimentary diatom assemblages to water depth in Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, volume 21 (1), pp. 84-94.
- Yin, X., Liu, X., Sun, L., Zhu, R., Xie, Z., Wang, Y., 2006.** A 1500-year record of lead, copper, arsenic, cadmium, zinc level in Antarctic seal hairs and sediments. *Science of Total Environment*, volume 371, pp. 252-257.

Nepublicētie avoti

- Grīnberga, L., 2012.** *Kaņiera ezera hidrobiocenožu raksturojums un ekoloģiskā stāvokļa novērtējums*. LU Bioloģijas institūts, Hidrobioloģijas laboratorija, 1.-10. lpp.
- Kublačovs, A., 2007.** *Babītes pagasta Attīstības programma 2007–2019*. Plānošanas dokuments.
- Leinerte, M., 1996.** *Lielā un Mazā Baltezers eutroficēšanās izpēte, II. Gala pārskats par pētījumiem laikā no 1995. g. augusta līdz 1996. g. septembrim*. Rīga, 17 lpp.
- Meliiorprojekts, SIA, 2006.** *Babītes pagasta teritorijas applūduma zonas noteikšana militārajā poligonā un Natura 2000 teritorijā „Ādaži”*, 26. lpp.
- Meliiorprojekts, SIA, 2007.** *Hidroloģiskā izpēte. Bioloģiskās daudzveidības atjaunošana militārajā poligonā un Natura 2000 teritorijā „Ādaži”*, 39. lpp.
- Priedītis, N., 1999.** Grām.: N. Priedītis (red.), *Latvijas mežs: daba un daudzveidība*. Pasaules Dabas fonds, Rīga.
- Smāļinskis, J., 1997.** *Der Kaņieris See*. Jāņa sēta, Rīga, EUCC.
- Sturis, T., 1965.** *Kaņiera un Babītes ezera sapropēļa dūņu mikrofloras pētījumi*. Disertācijas kopsavilkums. Latvijas eksperimentālās un klīniskās medicīnas institūts, Rīga (krieviski).
- Širovs, A., 2013.** *Kaņiera ezera gultnes profilēšana*. Dabas aizsardzības pārvalde ar Latvijas vides aizsardzības fonda finansiālu atbalstu projekta „Kaņiera ezera ekspluatācijas noteikumu izstrādes pabeigšana” ietvaros. Mērījumus veica Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra Monitoringa nodaļas speciālisti, 1.-4. lpp.
- VMPI, 1975.** *Babītes ezera morfometrija un hidroloģija*. Valsts Meliorācijas projektēšanas institūts, karte 1:30 000.
- VMPI, 1977.** *Pavasaru palu režīms Babītes ezerā*. Valsts meliorācijas projektēšanas institūts.

Informācijas avoti internetā

- Bartington Instruments Ltd., 1993.** Operation manual for MS2Magnetic susceptibility system. Sk. 17.05.2011. Pieejams: www.bartington.com. Atsauce tekstā (Bartington Instruments Ltd., 1993).
- Faegri, K., Jvesen, J., 1975.** Russian peat corer. Sk. 10.03.2013. Pieejams: http://www.aquaticresearch.com/russian_peat_borer.htm/ Atsauce tekstā (Faegri, Jvesen, 1975).
- Gage, E., Cooper, D. J., 2006.** Carex diandra Schrank (lesser panicled sedge): a technical conservation assessment. USDA Forest Service, Rocky Mountain Region. Sk. 10.10.2011. Pieejams: <http://www.fs.fed.us/r2/projects/scp/assessments/carexdiandra.pdf/> Atsauce tekstā (Gage, Cooper, 2006).
- Guiry, M. D., Guiry, G. M., 2013.** AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Sk. 16.02.2014. Pieejams: <http://www.algaebase.org/> Atsauce tekstā (Guiry, Guiry, 2013).
- Illinois State Museum, 2003.** How Do We Know? Fossil Pollen. Sk. 17.05.2010. Pieejams: <http://www.museum.state.il.us/exhibits/midewin/palynology02.html/> Atsauce tekstā (Illinois State Museum, 2003).

-
- LVĢMC**, 2009. Lielupes upju baseinu apgabala apsaimniekošanas plāns 2010.–2015. gadam, 15 lpp. Sk. 15.01.2015. Pieejams: file:///C:/Documents%20and%20Settings/user/My%20Documents/Downloads/Plans_Lielupe.pdf/ Atsauce tekstā (LVĢMC, 2009).
- Ramsar sites**, 2014. *The List of Wetlands of International Importance, Status of the Convention*. Sk. 20.09.2014. Pieejams: <http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/sitelist.pdf/> Atsauce tekstā (Ramsar sites, 2014).
- Sengbusch**, P. V., 2003. Interactions of Pollen and Stigman. Sk.18.04.2013. Pieejams: <http://www.biologie.uni-hamburg.de/b-online/e27/27a.htm/> Atsauce tekstā (Sengbusch, 2003)
- Sprūds**, J., 2006. Ummja ezera dabas aizsardzības plāns. Latvijas ezeri. Sk. 03.03.2012. Pieejams: www.ezeri.lv/blog/DownloadAttachment?id=743/ Atsauce tekstā (Sprūds, 2006).

UNIVERSITY OF LATVIA
FACULTY OF GEOGRAPHY AND EARTH SCIENCES
DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL SCIENCE



Agnese Pujāte

TRACES OF ENVIRONMENTAL CHANGE AND HUMAN IMPACT IN THE SEDIMENTS OF LAKES ALONG THE COAST OF THE GULF OF RIGA

Summary of Doctoral Thesis

Submitted for the Doctoral Degree in Geography
Subfield of Nature Conservation

RIGA, 2015

The doctoral thesis was carried out at the Department of Environmental Science, Faculty of Geography and Earth Sciences, University of Latvia, from 2010 to 2015. This work has been supported by the European Social Fund within the project "Support for Doctoral Studies at University of Latvia", No. 2009/0138/1DP/1.1.2.1.2./ 09/IPIA/ VIAA/004.



IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ

Supervisor:

Assoc. Prof., *Dr. geogr.* **Laimdota Kalniņa**

Reviewers:

Prof., *Dr. geogr.*, University of Latvia, **Olģerts Nikodemus**

Doc. *Dr. biol.*, Institute of Biology, **Ivars Druvietis**

Prof., *Dr. biol.*, Daugavpils University, **Artūrs Škute**

Promotion Council:

Prof., *Dr. biol.* **Viesturs Melecis**, Chairman of the Promotion Council

Assoc. prof., *Dr. biol.* **Gunta Sprinģe**, Secretary

Prof., *Dr. habil. chem.* **Māris Kļaviņš**

Prof., *Dr. geogr.* **Olģerts Nikodemus**

Prof., *Dr. geogr.* **Agrita Briede**

Researcher, *Dr. geogr.* **Ilga Kokorīte**

This thesis will be defended at the public session of the Doctoral Committee of Environmental Science, University of Latvia, at the Faculty of Geography and Earth Science (10 Alberta Street, Riga, Latvia) on June 12, 2015 at 14:00.

The thesis is available at the Library of the University of Latvia (19 Raina Blvd., Riga, Latvia).

© University of Latvia, 2015

© Agnese Pujāte, 2015

ANOTATION

In Doctoral Thesis changes in environmental conditions and traces of human activities recorded in the coastal lake sediment surface layer have been investigated by studies of paleobiological evidences and chemical data, including indicators of human activities.

Sediments of Lake Engure, Lake Babīte, Lake Kaņieris, Lake Velnezers, Lake Lilaste and Lake Ummis have been studied using multi-proxy data including paleobotanical, Loss on Ignition and metal composition analyses.

Proofs of environmental condition changes and anthropogenic impact during their accumulation were identified in the surface layer of lake sediments, including intensification of lake overgrowing. Regardless to location of studied lakes in the composition of upper sediment layer were found increase in content of heavy metals, which probably is related to the atmospheric pollution caused by human activities.

Key words: gyttja, Loss on ignition analysis, pollen, plant macroremains, heavy metals, the Anthropocene.

CONTENTS

Anotation 175

Introduction 177

1. Theoretical justification of the study 182

2. Research materials and methods 185

 2.1. Characterisation of the study area 185

 2.2. Field studies 187

 2.3. Laboratory investigation methods 188

3. Results and interpretation 189

 3.1. Research on the sediments of Lake Engure 189

 3.2. Research on the sediments of Lake Babīte 194

 3.3. Research on the sediments of Lake Kaņieris 197

 3.4. Research on the sediments of Lake Lilaste 199

 3.5. Research on the sediments of Lake Ummis 201

 3.6. Research on the sediments of Lake Velnezers 202

4. Discussion 204

 4.1. The reflection in the sediments of changes
 in lake-level and overgrowing 204

 4.2. Changes in metal composition as a reflection
 of human activities 206

 4.3. Evaluation of the anthropogenic influence according
 the lake sediment composition 208

Conclusions 211

Acknowledgments 213

References 214

INTRODUCTION

Lakes, defined as natural water-bodies formed within hollows in the relief enclosed on all sides by dry land, act as natural sediment traps. Sediment usually accumulates in a lake basin almost without interruption over a period of millennia, starting from the time of formation of the lake (Bell, Walker, 2005; Lewis, 2010). In the territory of Latvia the majority of the lake depressions were formed through the effect of last glacial action and glacial meltwaters. The glacial lakes formed in these hollows constitute one of the most common genetic types of lake in Latvia (Leinerte, 1988). Sediment has accumulated in lake basins from the final part of the last glacial right up to the present day (Zelčs, 1995). Conversely, among the youngest lakes are the lagoonal lakes formed as a result of fluctuations in the level of the basins of the different stages of the Baltic Sea (Grinbergs, 1957; Veinbergs, 1996). They are located mainly in the coastal area, the area adjacent to the sea or an inland water-body where traces of the influence of the water basin may be observed (Ulsts, 1998; Lapinskis, 2010).

Lake sediments constitute one genetic type of continental deposit, the composition of which is dependent on local geological conditions as well as on the character of the climatic belt in which the lake has formed. The intensity of sedimentation is dependent on a great number of environmental conditions, such as the form of the lake basin, the deposits in which it is formed, the surrounding relief and vegetation cover, the depth of the lake, its mode of origin and the human impact (Reeves, 1968; Danilāns, 1995). Lake sediments consist mainly of mineral matter and organic detritus from the drainage basin (*allochthonous* material), along with organogenic sediment formed mainly in the lake itself (*autochthonous* material) from the plants and the organisms growing and living in the lake (O'Sullivan, 2004). The sediment also include pollen, which may be incorporated into lake sediments from plants growing in the basin or may be transported from a greater distance by air currents or the surface waters of the lake drainage basin (Birks, Birks, 1980). Thus, the sedimentary sequence in each lake constitutes a continuous archive of geological processes and environmental changes, providing information about the natural history of the lake and its environs (Smol et al., 2001; Bell, Walker, 2005). The physical, chemical and biological parameters of the information concerning past events preserved in lake sediments are determined in the course of palaeolimnological studies (Lampert, Sommer, 2007) and are utilised in reconstructions of the palaeoenvironment and conditions of sedimentation (Smol et al., 2001; Bloesch, 2004).

Palaeolimnological study of lake sediments can provide major insights into the environmental conditions of development of the lake and sedimentation, and changes over the long term (Birks, Birks, 1980; Sturm, Lotter, 1995; Lewis, 2010). Sediments are important as archives of past events, reflecting long-term climatic fluctuations, and provide an insight into such events, both in very remote locations, such as mountains, subarctic and arctic regions, and likewise in industrialised, densely populated areas, where natural processes are influenced by human activities (Roberts, 1998; Wetzel, 2001). Data from research on lake sediments can contribute to knowledge of past climatic conditions, which, in turn, can help understand the character of the climatic system and provide more precise forecasts of future climatic change. However, analysis and quantification of

the evidence of palaeoenvironmental changes preserved in lake sediments is complicated, because in addition to the changing geological conditions, sediment composition, especially in the case of organic-rich deposits, can be affected by biota, the character of which, in turn, is determined by additional environmental parameters, such as the availability of nutrients and oxygen, water quality and light (Birks, Birks, 1980). Apart from this, with the growth of the world's human population and the development of technology, the human impact on the environment continues to increase, and especially the impact on such sensitive ecosystems as lakes (Wolfe et al., 2013).

Biochemical and physical changes on the Earth's surface relating to sedimentary deposition (in rivers, lakes, bogs etc.) and erosion (shores of water-bodies etc.) that result from human activities are regarded as marking significant changes in the Earth's history, recently defined as indicating the Anthropocene (Zalasiewicz et al., 2008; Zalasiewicz, 2013). Since lacustrine ecosystems, especially those of shallow lakes, are sensitive to climatic changes and pollution, it is crucial to undertake a complex of studies, applying a well-conceived approach, in order to distinguish in lacustrine deposits regional (diffuse) pollution from local pollution caused by human activities. This can influence the course of development of lakes, the conditions of sedimentation and sediment composition, including the processes of lake overgrowth and intensified deposition of organogenic sediment (Zalasiewicz, 2013).

Topicality of the study

The latest reconstructions of temperature and climate change for the Northern Hemisphere, covering the last 1000 years, indicate that before the industrial age (pre-1850) in approximately 41%–61% of cases temperature fluctuations were related to variation in solar radiation and volcanic activity. On the other hand, examination of global warming during the 20th century in a historical context and comparison of observations with simulations from energy balance climatic models leads to the conclusion that natural variability in the climatic system and global warming exceed modelled natural variability for the past 1000 years in comparison with the previous interglacial (Crowley, 2000). This clearly indicates anthropogenic impact on climate, which, in turn, leads to environmental changes affecting many natural processes and influencing the human environment.

In order to understand and manage these processes, in recent decades studies have been undertaken to assess environmental changes under the impact of human activities, seeking sedimentary evidence of these changes. Palaeogeographic and palaeoecological data indicate that humans have affected the environment since the Neolithic or New Stone Age (Ruddiman, 2003; Brown, 2012), influencing terrestrial and aquatic ecosystems. However, pre-industrial human activity and impact on the ecosystem was localised in character (Birks, 1986; Renberg et al., 2004). Lakes represent one of the most sensitive kinds of ecosystems, their sediments providing evidence of the environment at the time of deposition.

Over the past 180 years many scholars have studied the origin and development of lakes, and lake sediments (Reeves, 1968; O'Sullivan, 2004). As a result, 11 genetic types and 76 sub-types have been distinguished (Hutchinson, 1957; Cohen, 2003), and the course of environmental change in lakes has been assessed. However, only during recent decades

have palynological studies been focussed more specifically on identifying pollution and anthropogenic impact, and on forecasting future changes in these (Klaminder et al., 2010).

At the present day, Latvia has 2256 lakes larger than 1 ha, constituting 1.5% of the total area of the country. Only six genetic types of lake occur (Leinerte, 1988). Most sensitive to anthropogenic influence are lagoonal lakes (Lakes Babīte, Kaņieris, Engure, Liepāja, Pape and others). Occurring in the coastal lowlands, they are among the youngest lakes, having formed only during the time of the last regression of the Littorina Sea, c. 3000-4000 BP, through the isolation of the lagoon from the sea (Grinbergs, 1957; Veinbergs, 1996). Lagoonal lakes are unique and very sensitive ecosystems, which undergo major change over time as a result of various natural and humanly-induced processes. The elaboration of measures for the management and conservation of such ecosystems requires knowledge of the development of lakes and the character of sedimentation. Such information can be provided by comprehensive palaeolimnological sediment studies. So far in Latvia few major, comprehensive studies of this kind have been undertaken on lake sediments, and in consequence many questions regarding environmental changes during the course of development of lakes remain unanswered. It also needs to be borne in mind that the situation in Latvia with regard to geological structure, hydrogeological conditions, climate, character and intensity of land use as well as the level of anthropogenic pollution differs cardinally from that of other European countries, and accordingly it is considered that the results of studies undertaken elsewhere cannot be directly applied in order to analyse environmental processes in Latvia (Kokorīte, 2007). Apart from this, lagoonal-lake ecosystems are quite unique, differing significantly from lakes with the same mode of origin elsewhere in the world, especially when compared to areas that have not been subject to glacial activity and glacioisostasy.

The results of studies on sediments in coastal-lake ecosystems, including those of lagoonal lakes, provide useful information about the character of sea-level changes, because the ecosystems of these lakes are very sensitive even to small fluctuations in sea level (Carter et al., 1989; Dominguez et al., 1987; Kraft et al., 1981; Selivanov, 1996; Morton et al., 2000) and to human impact. The results of studies previously conducted in Northern Europe indicate that only through the application of a set of multidisciplinary methods can we obtain a more reliable picture of the character and development of the ecosystems of coastal lakes, including lagoonal lakes (Lampe, 2002; Borówka et al., 2002; Borówka et al., 2005; Saarse et al., 2009; Kļaviņš et al., 2011; Pujate et al., 2012) and distinguish changes brought about by geological processes from those resulting from human impact (O'Sullivan, 2004).

In order to reconstruct palaeoenvironmental changes more precisely and assess the possible impact of human activities, in addition to chemical and physical methods, studies on lake sediments widely make use of palaeobiological research methods. These include palaeobotanical analyses, because the plant and animal remains accumulating in lake sediments provide significant information about changes in the sedimentary environment both in the lake and in its environs during the time of sedimentation (Smol, 2001; Bell, Walker, 2005; Douglas, 2007).

The changing composition of coastal lake sediments, as seen in geological section, indicates that they have formed under conditions pertaining in the basins of various

Baltic Sea stages, and thus also under conditions of changing water level. The data obtained using a multidisciplinary set of research methods (pollen, plant macrofossil, sediment composition, chemical and other analyses) permit sedimentary evidence to be interpreted as precisely as possible, facilitating the interpretation of environmental changes and possibly also identifying the point where the evidence of human impact significantly increases in the sediment, thus possibly also identifying the Holocene/Anthropocene boundary (Pujāte et al., 2014).

Selected for study were coastal lakes, mostly lagoonal lakes, located in similar natural conditions in the coastal geobotanical region, and in the natural areas of the Engure and Rīgava Plains of the Coastal Lowlands. These are shallow lakes currently subject to intensive overgrowth (Strautnieks, 1997). Precisely for this reason they are the most sensitive to human impact, and it is expected that the application of a set of multidisciplinary methods and analysis of the data will permit evidence regarding anthropogenic impact and environmental changes to be traced in the superficial layers of lake sediments.

Aim of the doctoral thesis

To characterise changes in environmental conditions and human impact during the time of formation of the superficial sediment layer (~ 50 cm) of lakes along the coast of the Gulf of Riga.

Hypothesis of the study

Results of multidisciplinary research provide evidence of increasing anthropogenic impact on the superficial sediment layer (~ 50 cm) of studied lakes along the coast of the Gulf of Riga regardless of their location of whether in a rural or urban environment.

Main objectives for attainment of the goal:

- to undertake physical, chemical and palaeobotanical analyses on the composition of the selected lake sediments, processing and interpreting the results;
- based on the data obtained, to characterise the composition of lake sediments, and assess the changes occurring during development of the lake, giving particular attention to possible anthropogenic impact;
- to analyse how the data obtained in chemical and palaeobiological analysis of the composition of lake sediments permits the distinction of anthropogenic impact, comparing and characterising the similarities and differences between the lakes under study;
- to characterise environmental changes and evidence of anthropogenic impact in the upper layer of lake sediments and determine whether it is possible to identify characteristic features of the Anthropocene in the sediments of lakes in Latvia.

The evidence of environmental changes in lake sediments has been studied using several methods for characterising the composition of lake sediments, as well as spore-pollen, algae and plant macrofossil analyses, analysis of non-pollen palynomorphs,

analysis of cartographic material and absolute age determination using ^{14}C AMS and ^{210}Pb methods.

In view of the sensitivity of lagoonal-lake sediments to changes in sedimentary conditions and the diversity of opinion regarding the boundary of the Anthropocene, as well as the fact that lake sediments in Latvia are practically unpolluted or little polluted, six lakes along the coast of the Gulf of Riga have been chosen for study in the frame of the doctoral thesis, the formation and development of which was influenced by the basins of the stages of development of the Baltic Sea. Five of these are lagoonal lakes that do not have densely populated areas nearby, i.e. they are not located within urban areas, but have been affected by human activity, for example the digging of a canal, the building of roads etc. Velnezers, located within the city of Riga, was chosen for study because human activity in its drainage basin and immediate surroundings has intensified particularly in the last 50 years, and this was expected to be clearly reflected in the research results.

Scientific novelty of the study

For the first time in Latvia multidisciplinary studies have been undertaken of the superficial sediment layer in coastal lakes, with the aim of tracing changes in environmental conditions in during the time of formation of the upper (~50 cm) layer of the coastal lakes of the Gulf of Riga, attempting to distinguish in the sediment the point at which increased anthropogenic impact begins, and to determine whether it is possible to identify the onset of the Anthropocene.

For the first time in Latvia analysis of the biological composition of lake sediments has been carried out as one of the indicators of the conditions of lake sedimentation, significantly supplementing other research methods.

Approbation of the results of the study

The research results are reflected in 6 scholarly publications and 4 articles in collective monographs; 17 presentations have been given at international research meetings and 6 presentations at national-scale meetings.

This work has been supported by the European Social Fund within the project “Support for Doctoral Studies at University of Latvia”.

1. THEORETICAL JUSTIFICATION OF THE STUDY

A lake is a natural inland water-body formed in a hollow in the relief, enclosed on all sides by land (Wetzel, 2001; Löffler, 2004), without direct water exchange with the ocean (Likens, 1985a; Hairson, Fussmann, 2002). Sediments form in lakes from the mineral matter along with plant and animal remains entering the lake, as well as soil particles, and other material of non-biological origin from the drainage basin. They are diverse in terms of physical, chemical and biological properties, reflecting the composition and volume of terrigenous sediment, and the presence of biogenic and chemical substances (Likens, 1985a,b; Bridge, Demicco, 2008).

Lakes and lake sediments represent an important subject of studies on ecosystem dynamics focussing on the interaction between biological, chemical and physical processes, as determined by many different factors: the geological structure and topography of the drainage basin, the amount of precipitation, the inflow and composition of groundwater, human economic activities, biological processes etc. (Last, Smol, 2001a,b). Accordingly, interdisciplinary studies are undertaken, using multi proxy data from one particular section, core or sample.

Particles of various kinds are washed into the lake and accumulate in sediments. Thus, already since the last deglaciation lakes have acted as traps for suspended material deriving from erosion processes (Finger et al., 2006; Bezingue et al., 1989; Wessels, 1998). For this reason, lake sediments often show a higher level of pollution compared with their immediate environs: lakes collect water from an extensive drainage basin. Throughout the world, pollution of various kinds affects water quality in lakes and the composition of lake sediments, and lagoonal lakes are particularly sensitive in this regard (Liepa et al., 1989).

Lagoonal lakes constitute young and dynamic systems (c. 3000-4000 years old), which, through a fall in sea level, have been completely separated from the sea, becoming freshwater basins.

They generally tend to be extensive, but shallow (no deeper than 10 m). There are many lagoonal lakes within the territory of Latvia, along the coast of the Baltic Sea and the Gulf of Riga, such as Lakes Tosmare, Pape, Liepāja, Babīte, Kaņieris, Jugla, Engure, Būšnieki and others. There is a view that the shallower a lake, the more rapidly organogenic sediments accumulate and the faster it will overgrow. As a result of natural overgrowing and anthropogenic impact only a few lakes in Latvia have remained in a mesotrophic state. As lakes overgrow, peat starts to form in the shallower bays. The tendency of wetlands to form through the overgrowing of lakes, where peat accumulates on top of gyttja, can be observed in Belarus and likewise in Latvia, where one in three wetlands has formed on a site that was previously a lake, with gyttja stratified below the peat (Kurzo et al., 2004; Kalnina et al., 2014a,b).

Independently of the source, various forms of pollution can influence and degrade aquatic flora and fauna. In general, pollution causes deterioration of water quality, and may reduce the diversity of wild species, especially sensitive species.

Freshwater lakes receive pollutants from the atmosphere (anthropogenic origin) as well as in the form of material carried from the drainage basin by rivers and deposited. In Europe, since the beginnings of industrialisation the dominant source of heavy metals is the atmosphere (De Vleeschouwer et al., 2007). Other possible sources of pollution include industrial waste, agricultural wastewater, runoff and precipitation, which significantly affect surface waters and thus also lake sediments (Karlsson et al., 2010). Rainwater contains a variety of pollutants, such as heavy metals (lead, zinc, copper, cadmium, chrome and nickel), organic compounds, nutrients and solid particles (Marsalek et al., 1997).

Although the level of pollution in lake ecosystems is generally close to the background level in Latvia (Kļaviņš et al., 1995, 2012; Briede, 1996), they have in many cases been affected by human activities, which have contributed to the excessive influx and accumulation of nutrients, thus increasing primary productivity in many lakes and causing environmental changes (Jankēvica et al., 2012).

The composition of lake sediments is also influenced by heavy metals accumulating in the waters of the drainage basins of water-bodies, in biota or in sediments, and as a result of changes in the physico-chemical environment they may be incorporated into biogeochemical cycles. These represent the most enduring pollutants in lakes, being resistant to decomposition and weakly soluble in water, and so are adsorbed and accumulate in lake sediments (Jain et al., 2008). Accordingly, changes in the metal composition of lake sediments may be used to determine whether the metals have entered the lake environment as a result of natural or anthropogenic processes (Thevenon et al., 2011, 2013). The data from studies on the concentrations and levels of heavy metals in lake sediments can serve as indicators of the levels of environmental pollution in the drainage basins of water-bodies (Salomons, Förstner, 1984). However, this data needs to be interpreted very carefully, because the sediment composition may also include metals of natural origin.

Various researchers have attempted to distinguish and group the sources of metals, identifying lithological and anthropogenic metal sources (Salomons, Förstner, 1984). The main factors determining the quantity of material entering the lake and thus also the natural metal concentration in the lake basin, are soil type and structure, and the character of the relief within the basin. Research has shown that the concentrations of heavy metals in lakes in Latvia are generally close to background level. This can be explained in terms of geochemical characteristics and the diversity of deposits in the drainage basin, as well as by minimal anthropogenic impact. At the same time, several lakes and their sediments show pronounced anthropogenic impact in particular. One of the major kinds of pollution in Latvia and in the world is atmospheric pollution. The main sources of atmospheric pollution are combustion processes: burning, power production and internal combustion engines (Battarbee et al., 1988; Duce et al., 1991; Hutton, Symon, 1986; Nriagu, 1989; Nriagu, Pacyna, 1988).

During the last decade research on the acceleration of environmental changes in connection with human activities has become important, the aim being, through the extension of research methods and the volume of data available, to identify appropriate stratigraphic criteria for distinguishing anthropogenic impact, recognisable in the structure of sediments, including lake sediments (Kaufman et al., 2009; Żalasiewicz et al.,

2008, 2010). This will make it possible to resolve the problem of distinguishing a new stratigraphic unit and apply the term 'Anthropocene' (Crutzen, Stoermer, 2000; Crutzen, 2002; Steffen et al., 2007), and to identify the Holocene-Anthropocene boundary. However, it has not so far proved possible to distinguish conclusively where the Holocene ends and the Anthropocene begins, because scholarly opinion on the timing and criteria of this boundary differs, these being different for various parts of the world (Crutzen, Stoermer, 2000; Certini, Scalenghe, 2011; Smith, Zeder, 2013).

2. RESEARCH MATERIALS AND METHODS

2.1. Characterisation of the study area

At the end of the Littorina Sea stage of the Baltic Sea, with the fall in the water level, longshore drift gradually separated the lagoons along the Gulf of Riga from the sea completely, so that they became shallow freshwater basins (Ulsts, 1957; Ignatius et al., 1981; Veinbergs, 1996). This pattern of geological development also characterises the lakes studied in the frame of the thesis: Lakes Babīte, Kanieris, Engure, Ummis and Lilaste (Fig. 2.1), except for Velnezers, which has a different origin and pattern of development, even though it lies within the area of the Baltic Ice Lake and Littorina Sea (Fig. 2.1).

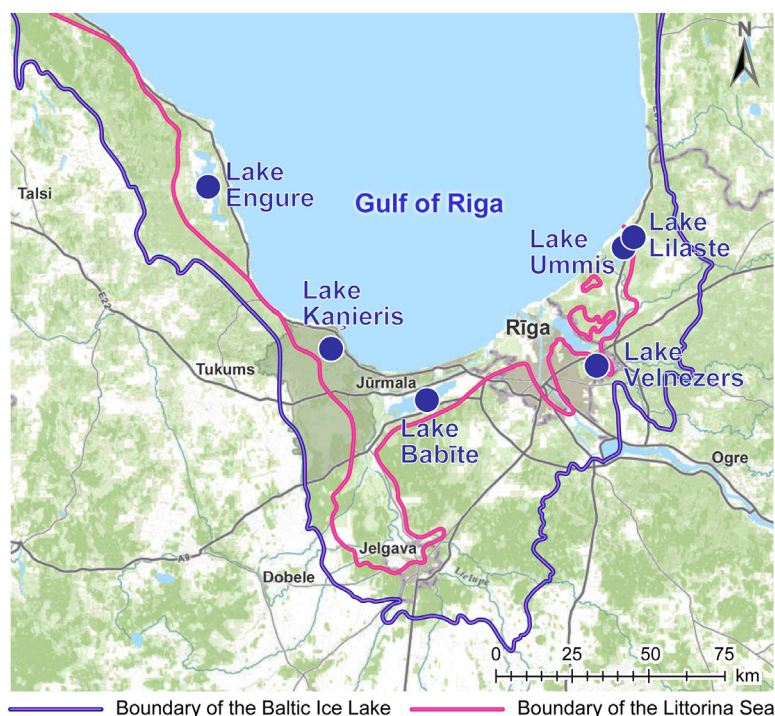


Fig. 2.1. Location of the lakes under study on the accumulation plain of the Littorina Sea accumulation plain, between the Littorina Sea shoreline and the present-day coast of the Baltic Sea (<http://kartes.geo.lu.lv>)

The lagoonal lakes chosen for study do not have many population centres in the vicinity, i.e. they are not located within the urban environment of a town or city. However, they have been affected by human activities: for example by the digging of canals, the close proximity of roads, economic activities within the drainage basin, etc. Velnezers, nowadays located in the urban environment of Rīga, has developed in a natural setting, but since the 1980s there have been major changes in the environs, bringing a marked

increase in anthropogenic impact. The lakes studied in the frame of the thesis belong to the Coastal Geobotanical Region, where the soil parent material is sand, underlain by loam till and Devonian sedimentary rock (Kabucis, 1995). A high groundwater level is characteristic of the plains of the Coastal Lowland along the southern part of the Gulf of Riga. Natural drainage is poor, because the terrain is gently sloping, and flow is hindered by ranges of dunes that form barriers, as well as by weakly permeable deposits under the sand layers (Juškevičs et al., 1999).

Lake Engure is Latvia's largest lake of lagoonal origin, and was chosen for study because of its complicated hydrological regime, significantly affected by human activity since 1842, when a canal was dug (Ludwig, 1908) connecting the northern end of the lake with the sea at Mērsrags.

Lake Babīte is a shallow, overgrowing lagoonal lake lying at 0.2 m a.s.l. between two ranges of dunes (Ludwig, 1908). The lake has been significantly affected by human activities: dykes have been built along the shores, creating several polders in order to extend agricultural land; with the digging of the Varkāļi Canal it has become a flow-through lake along all of its length, which means that the flow of the waters of the River Lielupe through the lake can introduce pollution from the river (Brookes, 1994). Rapid overgrowing of Lake Babīte is observed, the consequence of eutrophication as a result of natural and anthropogenic factors.

Lake Kaņieris is located within the former extent of a Littorina Sea lagoon, at 2.1 m a.s.l. Since the beginning of the 20th century the lake-level has been lowered with the digging of a 1.3-km-long canal (the Starpiņupe), connecting it with the Gulf of Riga. Nowadays the lake is significantly overgrown, especially its western and northern parts (Lūmane, 1995).

Lake Lilaste is a eutrophic lagoonal origin lake, which is overgrown 20%. Lake is located in the southeastern coast of the Gulf of Riga, at the Rīgava Plain of Coastal Lowland., approximately 1,2 m v.j.l. (Turlais, 1999). Shores of the lake are flat, sandy and low, what cause overflowing about 59 ha area around lake during flood (Meliorprojekts, 2007). In the lake inflow waters from Lake Dūņezera and River Melnupe, but outflow River Lilaste.

Lake Ummis formed in a depression within the accumulation plain of the Littorina Sea, within the Rīgava Plain of the Coastal Lowlands, at 2.9 m a.s.l. Lake Ummis is a mesotrophic lake without any outlet, a total of 7% of which is overgrown. It supports various rare plant species, including quillwort, bulbous rush and water lobelia (LVA, 2001). Because of anthropogenic impact, the shores are becoming overgrown with reeds, and people are trampling the lobelia stands in the southern part of the lake.

Lake Velnezers is located within the accumulation-abrasion plain of the Baltic Ice Lake and the Littorina Sea Plain, traversed by the former valley of the Daugava and the valleys of other hydrographic networks and streams, in addition to which it is complicated by dune massifs and wetland areas (Brangulis et al., 2000). Lake Velnezers is a lake without any outlet, fed mainly by groundwater. Up to the beginning of the 19th century Velnezers developed in a natural environment, but from the 1960s intensive development began on its shores (Jērāns, 1988; Lūmane, 1998).

2.2. Field studies

The study began with the identification and study of material on the geological structure of the study area and its development, cartographic materials and sampling sites were chosen according the requirements of planned analysis described by H. J. B. Birks and H. H. Birks (Birks, Birks, 1980). Lake sediment monoliths were collected during winter, when lakes were covered by enough thick ice layer. Sediments were sampled both by soft sediment corer and modified piston type corer for unconsolidated sediments according descriptions (Moore, Webb, 1978; Fægri, Iversen, 1975; Wright et al., 1984; Glew et al., 2001). Sediments are accumulated in chronological order, therefore it was very important to not disturb sediment sequence under sampling process (Fægri, Iversen, 1974; Csuros, 1994).

Chosen for study were lagoonal lakes adjacent to the Gulf of Riga, formed mainly as a result of processes occurring during the Littorina Sea stage of the Baltic Sea. Lakes Engure, Babīte, Kapieris, Lilaste and Ummis were selected for study because:

- Sediments of the Littorina Sea are widely distributed in the southern part of the Gulf of Riga (Ulsts, 1957; 1998), where the largest number of lagoonal lakes even though these lakes share the same mode of origin, they show differences in development, related to the geological structure of the lakebed and the surrounding area, the size of the lake, the character of its hydrological regime and the level of human impact;
- coastal lakes are relatively young, shallow lakes, formed about 4000 years ago through the regression of the Littorina Sea, but already strongly changed;
- the lakes are located not in an urban setting, but in a relatively natural environment, on account of which it may be expected that various human impacts will be more easily distinguishable, since they do not overlap.

In addition to these lagoonal lakes, the study also included Lake Velnezers, whose mode of origin is still unclear (either a glaciokarst lake or a relict of the Baltic Ice Lake), nowadays surrounded by the five-storey apartment blocks of the Jugla commuter suburb. This lake was chosen for inclusion in the study, because it has been affected by very rapid environmental change, Thus Lake Velnezers

- is a small lake (3.5 ha) without any outlet that has developed for a long time in a natural setting,
- since the 1960s it is located within the urban setting, and its environs have been changed as a result of human activities, namely the forest has been cut down, the dunes have been levelled and in during the past century it has seen intensive development;

In order to achieve the objectives of the study, fieldwork was undertaken, involving surveys of the lakes, coring and collection of sediment samples for laboratory analysis using a variety of research methods, in order to obtain maximally accurate data for reconstructing the environmental conditions.

2.3. Laboratory investigation methods

The study was based mainly of following analyses undertaken in the course of the study:

Loss on ignition analysis was performed in order to determine the content of organic matter, carbonates and mineral matter, and the changes within sediments, permitting reconstruction of palaeoenvironmental changes during the course of development of the lake (Meyers, 1997) and identification of human impact. The method essentially involves measuring the loss in weight of the samples after heating to a certain temperature (Dean, 1974; Heiri et al., 2001; Boyle, 2001; Santisteban et al., 2004).

Spore-pollen analysis is a palaeoecological method based on the pollen production of plants. Samples for spore-pollen analysis were obtained and prepared in accordance with the standard method of P. D. Moore and J. A. Webb (Moore, Webb, 1976; Moore et al., 1991), and B. E. Berglund and M. Ralska-Jasiewiczowa (Berglund, Ralska-Jasiewiczowa, 1986), analysis being undertaken in accordance with the method of K. Bennet and K. Willis (Bennet, Willis, 2001). Used as the total amount of pollen (100%) was the total of all pollen excluding pollen of aquatic plants, spores and charcoal particles (up to 25 μ). Spores and pollen were identified using a variety of keys (Erdtman, 1954; Faegri, Iversen 1974; Moore, Webb. 1978).

Analysis of plant macrofossils provides information about the quantity and composition of aquatic plants during the time of deposition of a particular layer, permitting the reconstruction of conditions in the basin (Birks, 2001). Since plant remains such as seeds tend not to be transported very widely (Dieffenbacher-Krall, 2007), they provide a basis for assessing local changes in the lake palaeoenvironment. Samples for plant macrofossil analysis were obtained and prepared in accordance with standard method (Birks, 2001), wet-sieving them with 25-micron sieve.

Analysis of metal composition provides information about pollution entering sediments from the surrounding environment and reveals information about environmental changes (Birks, Birks, 1980; Oldfield et al., 2003; Yang, Rose, 2005). Analysis and processing of such data provides a basis for assessing the impact of human activities. This method employs the reaction with nitric acid, which dissolves the elements present in the sediment sample (USEPA, 1996; Csuros, Csuros, 2002).

The analysis of metal composition was carried out by means of flame atomisation using a *PerkinElmer AAnalyst 200*, determining the following elements: Na, Mg, K, Ca, Fe, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb (Bengtsson, Enell, 1986; USEPA, 1996). Measurement of Cr was carried out in an acetylene- N_2O flame. In measuring absorption, a background correction was applied.

Analysis of the biological composition of lake sediments essentially involves determining the percentage representation of various systematic groups of remains in an aqueous suspension of the lake sediments, as a result of which it is possible to characterise the sediments (Wunsam et al., 1995; Lai et al., 2003; Beszteri, 2007). Various plant atlases and keys were used for identifying microscopic remains in lake sediments (Katz et al., 1977; Canter-Lund, Lund, 1995; Jankovska, Komarek, 2000; Serediak, Huynh, 2011).

Data processing was carried out using *MS Excel 2007*, *TILIA*, *Bartington*, *CLAM*, *ArcGIS 10* and *PC-ORD 5*. Data processing was followed by analysis, comparison and interpretation.

3. RESULTS AND INTERPRETATION

A multidisciplinary study was undertaken in order to facilitate accurate identification in sediments of evidence of environmental changes and human impact during the time of sediment accumulation, taking into account that the development of lakes and the character of their sediments are influenced by a range of different factors (Wetzel, 2001). The study included loss on ignition analysis, spore-pollen analysis, plant macrofossil analysis, analysis of metal composition, statistical correlation of elements and analysis of biological composition.

3.1. Research on the sediments of Lake Engure

Taking into account the large extent of the lake and the variation in the conditions of deposition of sediments between different parts of the lake, samples were collected at several sites in Lake Engure and in the overgrown area of the lake.

In core EE_11, at the southern end of the lake, significant changes in sediment composition have been found precisely in the uppermost layers of the sequence, at a depth of 20–0 cm (Fig. 3.1), where a rapid rise in carbonate content is observed (4.5–20%). These changes relate to the digging of the Mērsrags Canal (1842), as demonstrated by detailed ^{210}Pb dating.

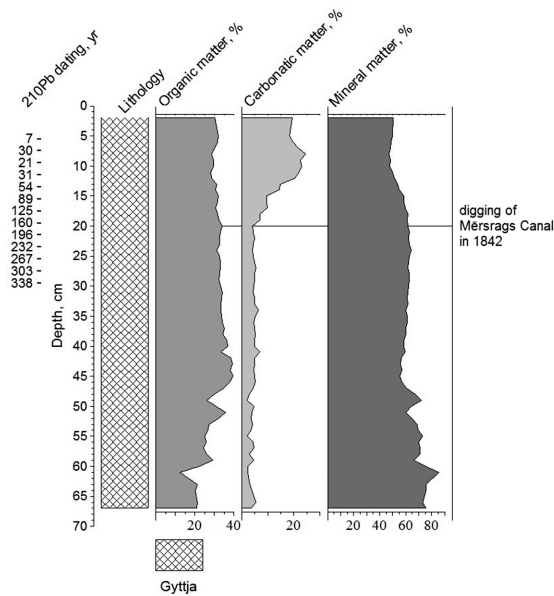


Figure 3.1. Loss on ignition diagram for the sediments of Lake Engure, core EE_11. The horizontal line at 20 cm depth marks the level from which the carbonate content increases, corresponding to the year 1842, when the Mērsrags Canal was dug



Figure 3.2. Pollen percentage diagram for sediment core EE_11 in Lake Engure

Analysis of the sediments of the overgrown southern end of Lake Engure (core EE_12) indicates a rapid increase in organic matter starting from a depth of 87 cm, the depth at which sandy gyttja began to accumulate at about 5700 cal BP. Carbonate content also increases, while the amount of mineral matter decreases. This indicates lowering of the lake level and the beginning of overgrowing in the shallowest bays. However, changes in sediment composition higher up in the sequence indicate water-level fluctuation at about 5200–5000 cal BP, as well as 1900–1800 cal BP, when mineral matter in the sediment increases, while the organic matter content falls to 20%. During the period of deposition of the sediment in the upper interval of the sequence (23–0 cm), corresponding to the last 1300 years, organic matter content increases markedly, reaching 50–60%, which testifies to overgrowing of the lake and development of fen.

In the spore-pollen diagram for the sediments of core EE_11, two local pollen zones have been distinguished, based on the changes in pollen ratios and the rises and falls in the pollen curves (Fig. 3.2). Tree pollen dominates throughout the sequence, with a comparatively high proportion of pollen from broadleaved trees in zone I of core EE_11, the quantity gradually decreasing. On the other hand, zone EE_11 II is characterised by a higher level of birch *Betula*, pine *Pinus*, alder *Alnus* and spruce *Picea* pollen. Indicating human impact is the presence of flax *Linum* and rye *Secale cereale* pollen. Rye pollen first appears at 55 cm depth, with an unbroken curve from 40 cm depth, indicating that it was grown in the environs of the lake approximately during the last 500 years, and more intensively from about 200 years ago. This is also indicated by the presence of pollen of cornflower. Flax pollen was found mainly in the lower part of the sequence, at a depth of 57–60 cm. The pollen spectra indicate the formation of a partially open mosaic landscape about 300 years ago. The increase in the quantity of pollen of aquatic plants indirectly points to an increase in aquatic plants during the time of deposition of the lake sediments, which indicates intensification of the processes of eutrophication of the lake.

In the interpretation of the macrofossil data from core EE_11 evidence of earlier studies on the vegetation of Lake Engure was also taken into account (Spuris, 1960; Sabardina, 1968; Auniņš u.c., 2000; Zviedre, 2001; Gavriloza u.c., 2005). Analysis of the diagram indicates that the quantity of aquatic plant remains in the sequence increases rapidly in the upper 20 cm (Figure 3.3).

The quantity of Characeae oogonia rapidly increases in the 10–5 cm interval. At the present day 10 Characeae species have been found in the lake (Grinberga, Zviedre, 2013). The plant macroremain diagram (Fig. 3.3) indicates intensification of eutrophication processes in the upper sediments (20–0 cm from the surface of the sediments), brought about by human activities, which is reflected in an increase in the diversity and quantity of seeds of those aquatic plants that prefer nutrient-rich water-bodies.

Sediments deposits in an aquatic environment act as the major reservoir of metals (Caccia et al., 2003) and as a source for identifying pollution (Adams et al., 1992; Burton, Scott, 1992). Analysis of metal composition in the sediments of core EE_11 has identified 13 elements: Ca>Fe>Na>Mg>K>Mn>Zn>Cu>Ni>Cr>Pb>Co>Cd. These elements are similarly represented in wetland plants (Silamiķele, 2010).

The metal composition diagram (Fig. 3.4) indicates a rapid increase in the concentration of elements in the upper 15 cm, except for Na and Mg, the values of which show a fall (2819–46 and 3631–2440 mg/kg). The greatest fluctuations occur in the concentration of

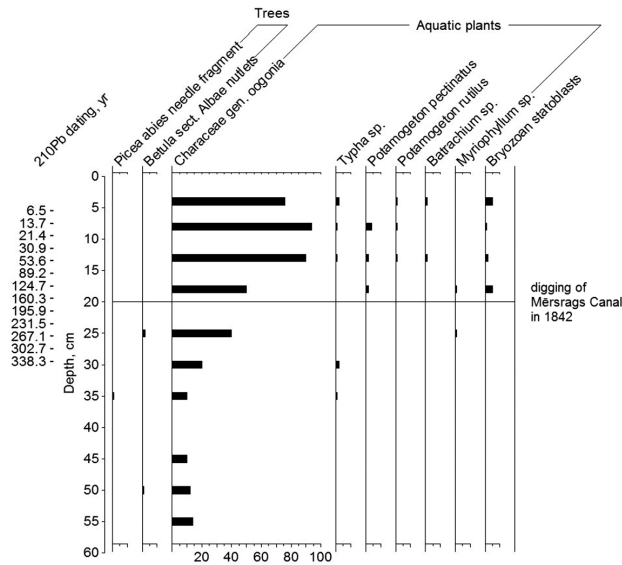


Figure 3.3. Plant macroremain diagram for the sediments of Lake Engure (core EE_11)

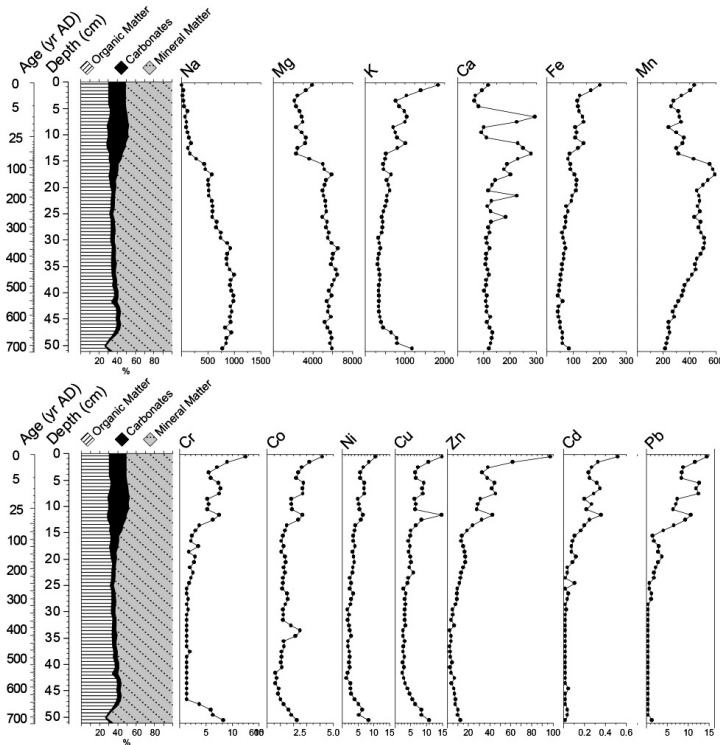


Figure 3.4. Metal composition diagram for the sediments of Lake Engure core EE_11 (Kļaviņš et al., 2012)

Ca from a depth of 26 cm to the present day (fluctuating between 6403 and 29353 mg/kg). The measurement of Cr, Co, Ni and Cu shows an increase in the concentration of these elements in the upper 20 cm. The Mn concentration in the sediments indicates a variable rate of accumulation, with a trend of increasing values from a depth of 50–15 cm (196–553 mg/kg), whereas values decrease sharply in the interval 15–4 cm (by ~300 mg/kg) and then increase again in the upper 4 cm to over 400 mg/kg (Fig. 3.4).

In order to identify correlations between elements and assess the reasons behind these regularities, statistical correlation was performed of the metal composition and LOI results for the sediments of core EE_11. Fifty samples were correlated, which means that a statistically significant result is $|r| \geq 0.364$ (Liepa, 1974). The following were found to be positively linked: Pb-Cd-Zn-Cu-Ni-Co-Cr-Fe-K-KV. All of these elements show a negative correlation with mineral matter, organic matter, Na and Mg. The positive correlation between Na and Mg ($r = 0.926$) indicates that these elements are of natural origin. Ca and Mg show no correlation with the other elements (Fig. 3.5).

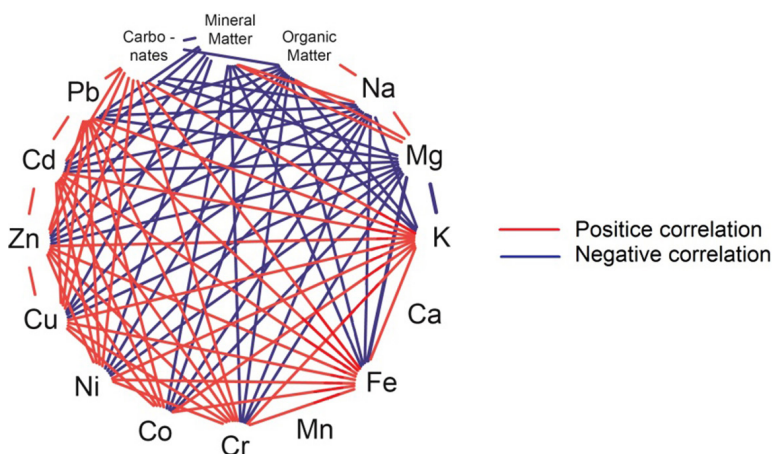


Figure 3.5. Statistically significant correlations of major elements and heavy metals ($P > 0.01$) in the sediments of Lake Engure

Sediment composition is influenced by various factors, including remains of plants growing in the lake and animal remains. Accordingly, biological analysis of the sediments of Lake Engure was also undertaken. Most of the remains of vascular plants were too decomposed to permit species determination. In the superficial sediments, to a depth of 25 cm, ostracod remains were found, which can preserve well in sediments (Siveter et al., 2010). The proliferation of ostracods may be connected with changes in the sediments, which became more carbonaceous and favourable for the development of ostracods after the Mērsrags Canal was dug.

Diatoms are present in greatest quantity in this sequence of lake sediments, varying from 20–30%. According to the biostratigraphical classification of sediments by N. Korde (1960), the lake sediments may be identified as diatomaceous gyttja. The diatoms identified in the superficial lake sediments include *Melosira* sp., *Fragilaria* sp., *Navicula* sp., *Pinnularia* sp., *Cymbella* sp., *Gomphonema* sp., *Pleurosigma*, *Surirella*, *Cocconeis*, *Caloneis*

sp., *Pleurosigma*, *Nitzschia* sp., *Cyclotella* spp., *Stauroneis* and *Asterionella formosa*. The main limiting factors for *Melosira* sp. are light and phosphorus (Kilham, 1990), and since the concentration of phosphorus throughout the sequence is sufficiently high (Kļaviņš et al., 2012), this diatom taxon occurs throughout the sedimentary sequence. The taxa *Navicula* sp. and *Fragilaria* sp. have a very wide ecological tolerance (Dam et al., 1994). *Nitzschia* sp. occurs in the 50–25 cm depth interval, disappearing in the upper layers. *Nitzschia acicularis* is considered an indicator of eutrophic lakes. The epiphytic algae species found in Lake Engure, *Fragilaria* spp. and *Cymbella* spp., characterise the lake as weakly eutrophic. Previous phytoplankton studies in Lake Engure, too, indicate a clear water lake with a low degree of eutrophication (Spuris, 1960; Druvietis, 1996).

Cyanobacteria were also found in the sequence, with a dominance of *Aphanothece clathrata* and *Anabaena* spp. in the interval 25–1 cm, with *Gloeocapsa* appearing at a depth of 25 cm. *Aphanothece clathrata* indicates a low trophic state (Druvietis, 1997). *Anabaena* is a toxic cyanobacterium, which proliferates as a result of eutrophication and may be an indicator of eutrophic and hypertrophic lakes (Druvietis, 1997).

In addition to cyanobacteria, green algae were also found, likewise constituting 5% of the biological composition of the sediments: *Cosmarium* sp., *Scenedesmus* sp., *Tetraedron* sp., *Staurastrum* sp., *Pediastrum* sp. The presence of green algae, *Staurastrum* sp., in the lake indicates sufficient organic matter, especially organic nitrogen, in the water-body (Graham, Wilcon, 2000). *Pediastrum boryanum* is nowadays the most widespread of all *Pediastrum* species. It is relatively insensitive to the trophic conditions in the lake, but is likewise more common in eutrophic waters (Komárek, Jankovská, 2001).

3.2. Research on the sediments of Lake Babīte

The sediments of Lake Babīte have been studied on the basis of cores in the central part of the lake. The loss on ignition diagram for core BE_2 shows significant changes in the superficial sediments in the interval 7–0 cm, the percentage of carbonaceous matter increasing to 15%, while the amount of organic matter decreases rapidly (from 42 to 25%). Such sharp changes are most probably connected with human impact, possibly with regulation of the water level in the lake, which resulted in a change in the lithological composition of the sediments from peaty gyttja to gyttja.

Spore-pollen analysis has been performed for the whole of the sediment sequence in Lake Babīte, analysing samples at 5 cm intervals, in addition to which detailed analysis has been conducted, taking samples at 1–2 cm intervals in order to obtain more precise information about changes in vegetation composition during recent centuries.

Spore-pollen analysis for the full Lake Babīte sediment sequence reflects changes in the environs of Lake Babīte since the beginning of the spread of pine forest with birch, alder and spruce prior to the Holocene Climatic Optimum up to the broadleaved forest of the Climatic Optimum, replaced during the Late Holocene by mixed forest with a significant proportion of spruce, most probably a localised phenomenon, since this is not characteristic of sequences from the western shore of the Gulf of Riga. The comparatively high proportion of herb pollen indicates a partially open mosaic landscape during the whole time of accumulation of the sediments in this sequence.

A spore-pollen diagram was compiled for core BE_2 in the central part of Lake Babite (Fig. 3.6). The changes in tree pollen composition and the rises and falls in the pollen curves in the sequence of superficial sediments do not show significant differences that might permit local pollen zones to be distinguished. Based on herb pollen composition, a zone may be distinguished in the interval from 36 to 6 cm, where the number and diversity of taxa is greatest. In the diagram aquatic plant pollen is present throughout the sequence, with a significant increase in the upper 13 cm.

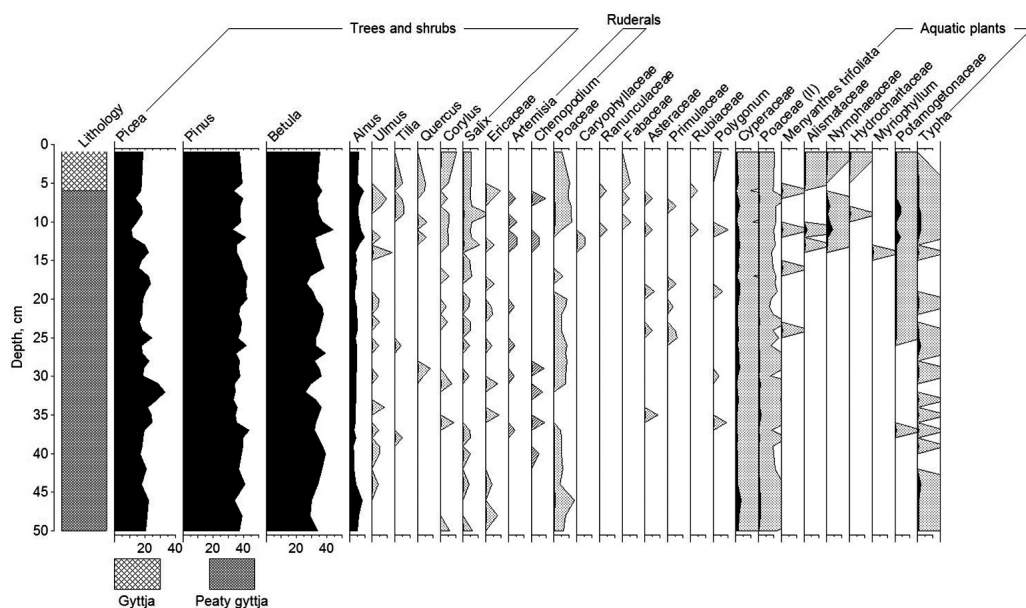
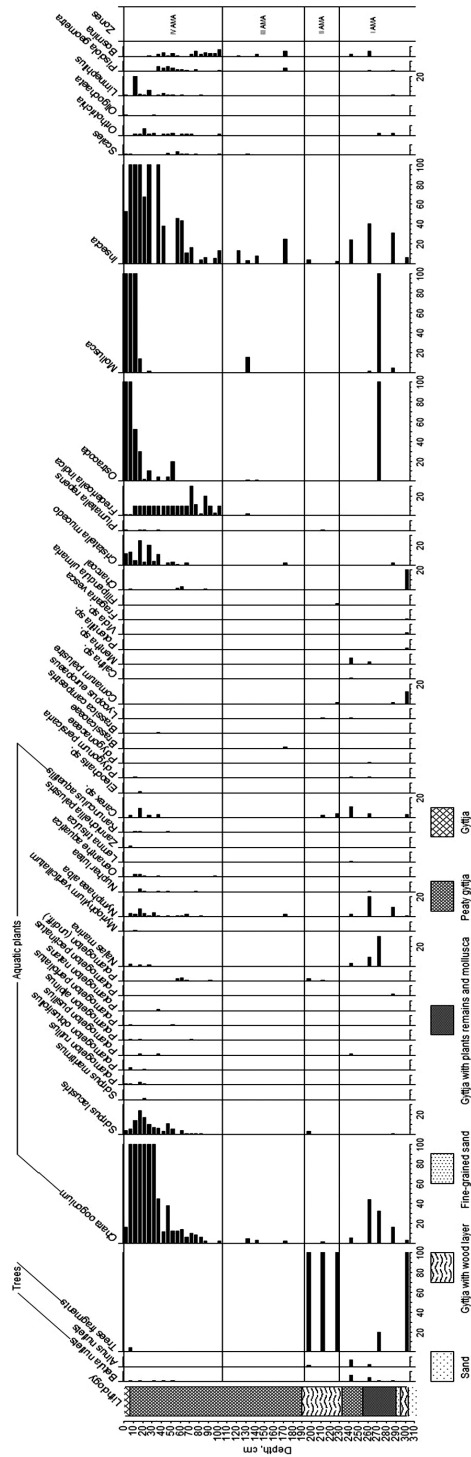


Figure 3.6. Percentage pollen diagram for superficial sediments in Lake Babite (core BE_2)

The results of plant macroremain analysis from Lake Babite core BE_2 reflect changes in the composition of macroremains through the sediment sequence, indicating a low lake level, and a fall in the quantity of macrofossils at the time of the Holocene Climatic Optimum, pointing to a higher water level, related to the time of the Littorina Sea transgression (Fig. 3.7). The presence of macroremains of *Zannichellia palustris* in the upper layer of the sequence (10–5 cm) indicates seawater inflow into the lake and testifies to water-level fluctuations.

In zone IV in the upper part of the plant macroremain diagram the quantity and diversity of plant macroremains increases significantly, pointing to the intensification of eutrophication and overgrowing processes.

Pollution can reach Lake Babite from the nearby highways and through the inlet into the lake, the Gâte, permitting part of the waters of the River Lielupe to flow through the whole length of the lake since 1988, when the Varkaļi Canal was completed and the River Spuņņupe dammed. In order to establish this, metal composition analysis was undertaken on the sediments of Lake Babite in core BE_2. Metal composition changes little in the 50–10 cm interval, whereas in the upper 5 cm the concentration of several



elements increases, reaching maximum levels. The rapid increase in the concentration of various metals (Co, Cu, Ni, Zn, Pb) in the superficial layers may be explained in terms of through-flow in the lake as well as emissions.

Analysis of the biological composition of the sediments of core BE_1 in Lake Babite shows a similar tendency to the plant macrofossil diagram, where a high concentration of sedge remains (*Carex lasiocarpa* and *Carex teretiuscula*) in the upper 40 cm testifies to intensive overgrowing of the lake.

Biological analysis of the sediments of Lake Babite indicates the presence of common reed *Phragmites australis* in the sediments (40–0 cm depth), which was not indicated by plant macrofossil analysis. This example demonstrates the necessity of using a variety of methods for tracing palaeoenvironmental changes. In the superficial sediments, to a depth of 30 cm, fragments of water soldier *Stratiotes aloides* (leaf margin teeth) were found, which could indicate eutrophic conditions.

3.3. Research on the sediments of Lake Kaņieris

Loss on ignition analysis of the sediments of Lake Kaņieris cores KE_1, KE_2 and KE_3 indicates that sediment composition and the rate of deposition have differed between different parts of the lake, but that the trends in the deposition of the most recent sediments are similar throughout the lake.

The loss on ignition diagram for sediment core KE_2 (Fig. 3.8) shows greater fluctuations in sediment composition in the upper part of the sequence (above 45 cm). The top of the sequence (17–0 cm) shows a rapid increase in carbonates.

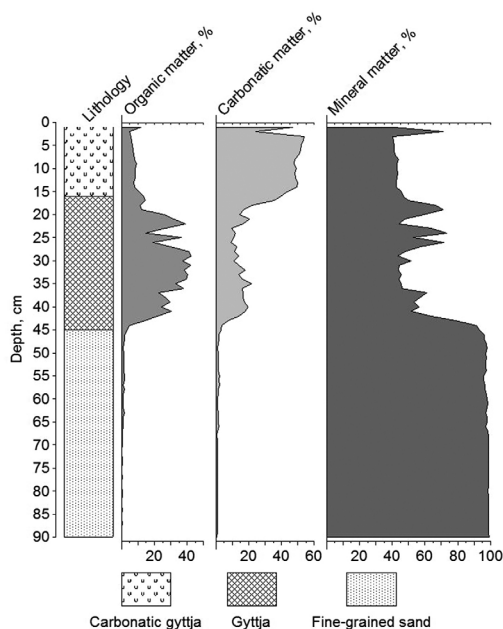


Figure 3.8. Loss on ignition diagram for Lake Kaņieris sediments (core KE_2)

The percentage spore-pollen diagram for Lake Kaņieris core KE_1 indicates that during the time of deposition of the upper 50 cm of sediment the lake was surrounded by open mixed forest, because the whole diagram shows a high proportion of herbs, dominated by pollen of wetland plants (*Phragmites australis* and Cyperaceae). Most common in this interval is pollen of aquatic plants belonging to the Typhaceae and Potamogetonaceae families, which grow mostly in stagnant and slowly-flowing waters. Pollen of ruderal plants (Chenopodiaceae and common wormwood *Artemisia vulgaris*), connected with artificially created or transformed biotopes (Behre, 1981, 1988; Rasiņš, Tauriņa, 1982), was also present in the sediments.

The macroremains in the sediments of core KE_1 from Lake Kaņieris included five plant species that appear only in the superficial layers, above 20 cm: bulrush *Scirpus lacustris*, sea clubrush *Scirpus maritimus*, hornwort *Ceratophyllum demersum*, sawtooth sedge *Cladium mariscus* and bur-reed *Sparganium* sp.

The diagram for core KE_2 (Fig. 3.9) reflects the macroremain composition for the sediments in the north-eastern part of Lake Kaņieris, where the waters of the lake flow to the sea along the Starpiņupīte stream. In the 50–45 cm depth interval seeds of horned pondweed *Zannichellia palustris* were found in the lake sediments, a plant that generally grows in brackish waters on mud or sand, as well as seeds (drupelets) of widgeongrass *Ruppia maritima*. Seeds of these two plants were not found in the gyttja layer, which indicates that there were changes in the salinity of the lake.

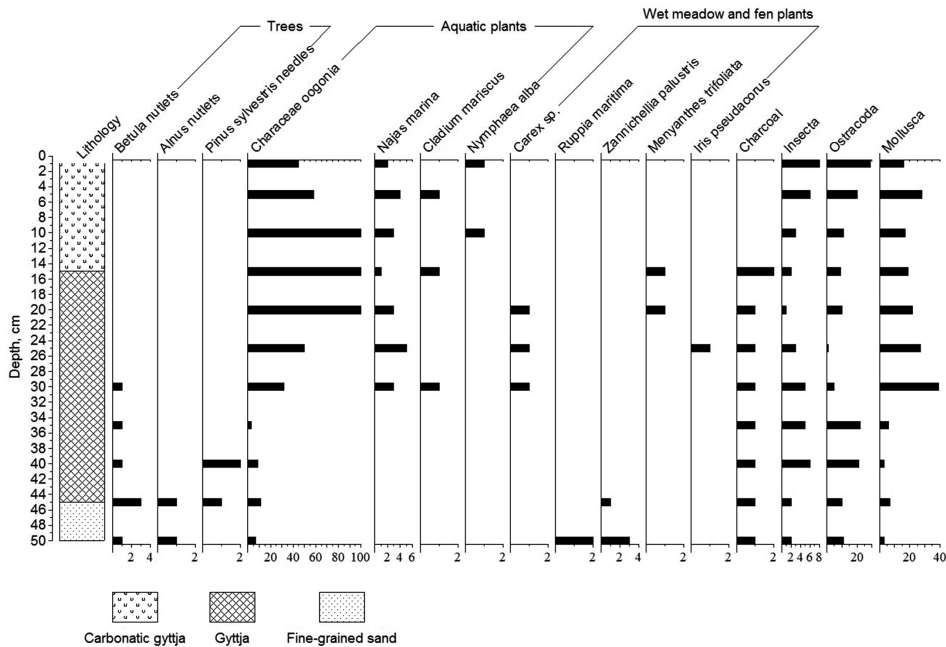


Figure 3.9. Diagram of plant macroremains for the sediments of Lake Kaņieris (core KE_2)

Analysis of the metal composition diagrams for Lake Kaņieris (KE_2, KE_3) revealed intervals corresponding to lithological changes in the lake sediments and the LOI results. In terms of absolute values, the sediments of Lake Kaņieris may be ranged in the following order: Ca>Mg>Fe>Mn>K>Na>Pb>Cu>Zn>Cd>Ni>Co. The relatively high elemental concentration of Ca, Mg and Fe has been influenced by local processes and by erosion in the environs of the lake. In the interval from 44 to 15 cm, along with changes in lithology, the concentrations of alkali metals increase. In this interval K (1038 mg/kg), Mg (14810 mg/kg), Cu (12 mg/kg), Cd (21.76 mg/kg) and Ni (8.6 mg/kg) reach their maximum values. In the superficial layer (15–0 cm) the values of Fe decrease (from 9906 to 1811 mg/kg). The concentrations of Pb in the sediments fluctuate in the range <1–17.4 mg/kg, showing an increasing trend in the upper 20 cm, although this is still a low concentration (Kļaviņš et al., 2011). Significantly greater concentrations of Pb appear in the sediments of core KE_3, where its value throughout the sequence is almost unchanging, ~35 mg/kg. Core KE_3 also shows much higher values of Co and Ni (mean: 4.2; 5.8 mg/kg).

Compared with those of the other lakes in the study, the superficial sediments of Lake Kaņieris show very high values of Ca and Mn. As in the study by Lepane et al. (2007), this is presumed to be connected with the form CaCO_3 , the values of Ca and Mn being influenced by local processes.

Biological composition has been analysed for the sediments of core Ke_1 in Lake Kaņieris, and the results indicate that the upper 30 cm of sediment consist mainly of sand, calcite, Fe sulphides and detritus fragments, where plant remains constitute less than 5%, constituting carbonaceous gyttja.

3.4. Research on the sediments of Lake Lilaste

The results of analysis of the sediments of core LE_2 in the central part of Lake Lilaste shows quite invariable deposition in the depth interval 76–0 cm, with organic matter varying around 40%, carbonates around 6% and mineral matter showing a mean of 23%. This may be connected with the depth of water in the central part of the lake, the morphology of the lake basin and the lake surface area.

Analysis of the loss on ignition diagram (Fig. 3.10) for core LE_1, close to the shore, indicates marked fluctuations, which may be explained in terms of annual flooding of the lake across an area of almost 60 ha, inundating a belt 45 m wide on average, adjacent to the lake (Meliorprojekts, 2007), but ^{210}Pb dating of sediments would be required in order to confirm this idea.

Plant macrofossil analysis was carried out for the sediments of cores LE_1 and LE_3, close to the lakeshore, where submergent and floating aquatic plants characteristic of eutrophic lakes nowadays occur (Enģele, Sniedze-Kretalova, 2013a). In the upper 10 cm of the lake sediments (core LE_1) idioblasts of water lily *Nymphaea* were identified, indicating that water lilies grew in the lake, even though no seeds were found. Charcoal fragments – one of the indicators of human impact – were found in small amounts already at 65 cm depth, and were present in greater quantity starting from 45 cm. This boundary coincides with the disappearance of pine bark fragments in the sediments.

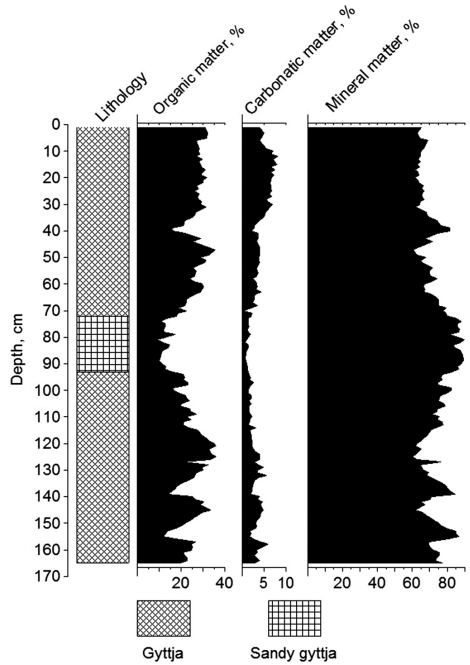


Figure 3.10. Loss on ignition diagram for the sediments of Lake Lilaste (core LE_1)

In the course of metal composition analysis of the sediments of Lake Lilaste (LE_1) 13 elements were extracted, with absolute values in the following order: Fe>Ca>Mg>K>Na>Mn>Zn>Pb>Cr>Cu>Co>Ni>Cd.

Elemental analysis of the superficial deposits of Lake Lilaste (upper 50 cm) indicates a trend of increasing Cr concentration (16.5–22.6 mg/kg), with significant changes occurring in the 35–10 cm depth interval. The concentrations of other heavy metals, including Co, Ni, Cu and Zn, likewise show a tendency to increase from the base of the sequence upwards. The sediments of Lake Lilaste contain a high concentration of Fe (up to 52583 mg/kg, with a mean of 43813 mg/kg). In the sediments of Lake Lilaste the concentration of Pb increases from the depth of 33 cm upwards, from 18.5 mg/kg to 35.7 mg/kg. The mean concentrations of Cd in the 29–22 cm depth interval are very high (about 3 mg/kg), compared with mean Cd values, which are generally ~0.3 mg/kg. Such rapid changes in Cd concentration could be an indicator of human impact in the lake drainage basin.

Analysis of element concentrations showed that anthropogenic influence is observable in the lake sediments. This could be because the drainage basin is acting as a funnel, with the lake as a natural reservoir for material carried by the waters before it is washed out to sea.

The composition of the lake sediments included a large quantity of diatoms (mean 35%) – *Melosira* spp. and *Fragilaria* spp. – which means that they can be classified in biostratigraphic terms as diatomaceous gyttja. In the uppermost layer of the lake sediments (10–0 cm) *Navicula*, *Nitzschia*, *Cymbella* and *Surirella* diatoms were also found.

3.5. Research on the sediments of Lake Ummis

Loss on ignition analysis of the sediments of Lake Ummis (core UE_2) indicates abrupt environmental changes at 80, 35 and 20 cm depth (Fig. 3.11). The results show that virtually no carbonates have accumulated in the lake; overgrowing of the lake is clearly marked, occurring in the 80–35 cm interval, interrupted by the accumulation of a sand layer (35–20 cm) above peaty gyttja. The formation of this sand layer in the lake sediments may be explained in terms of human activities in the environs of the lake. Subsequently, sandy gyttja began to be deposited on top of this layer, the admixture of sand resulting from wind transport of sand grains from areas with degraded ground cover. Later, with the regeneration of ground cover, diatomaceous gyttja accumulated.

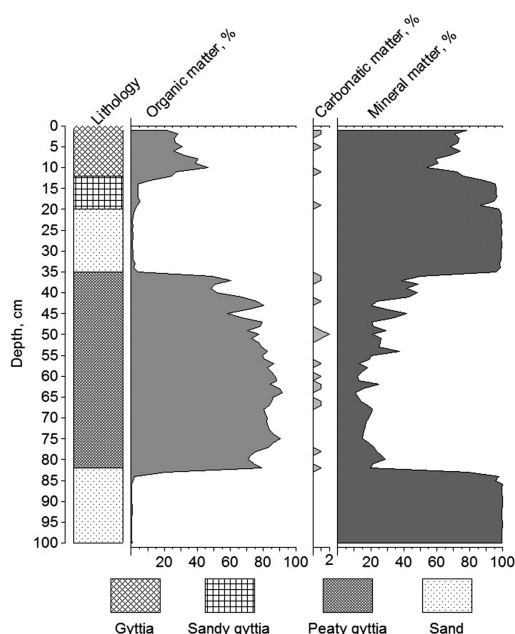


Figure 3.11. Loss on ignition diagram for the sediments of Lake Ummis (core UE_2)

Lake Ummis is a *Lobelia-Isoëtes* lake. Both species were found to be present in the course of macrofossil studies on cores UE_1 and UE_2 (Fig. 3.12). Four macrofossil zones were distinguished in the macrofossil diagram for the sediments of Lake Ummis.

In macrofossil zone I nuts of trees and seeds of wetland plants accumulated, with a very small amount of charcoal. In zone II the presence of *Typha* sp. (at 40–35 cm depth) and *Potamogeton* seeds indicates overgrowing of the lake. In zone III the sand layer interrupted the process of overgrowing, which created favourable conditions for the growth and spread in the lake of lake quillwort *Isoëtes lacustris*. The amount of charcoal increases in the sediments of this interval, an indicator of human activity. In Zone IV, along with an influx of nutrients, Characeae oogonia appear, as well as plants of species not previously observed in the lake sediments, and the amount of charcoal increases.

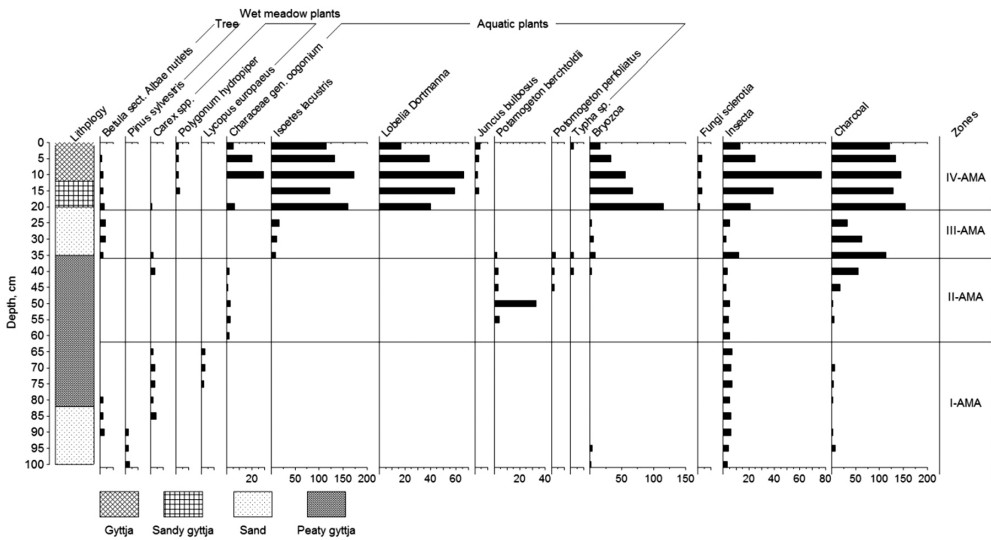


Figure 3.12. Plant macrofossil diagram for the sediments of Lake Ummis (core UE_2)

Since the lake is located in pine forest, with no settlements in the immediate vicinity, it was initially expected that the concentration of heavy metals (with a density greater than 5 g/cm^3) would be minimal, but chemical analysis showed an increase in the concentrations of heavy metals (Fe, Mn, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb). The increase in the Pb concentration in Lake Ummis, as in other lakes studied by the author, may be explained in terms of the effect of vehicle exhaust gases, which in the conditions pertaining in Latvia was the main source of Pb pollution (Kļaviņš, 1996; Pacyna, 1987) up to the time when its use in fuel as an anti-detonator was prohibited.

3.6. Research on the sediments of Lake Velnezers

Loss on ignition analysis has been performed on the upper 90 cm of the sequence of deposits obtained from the central part of Lake Velnezers (core VE_1) (Pujate et al., 2014). The results show a gradual reduction in organic matter from 90% at the base of the sequence to 40% in the depth interval 11–0 cm. Carbonates are practically absent (~1%), increasing slightly only in the upper sediments to 4.4%. Mineral matter at the base of the sequence does not exceed 10%, gradually increasing to 57% in the interval of the uppermost zone. The curves in the diagram indicate stable, gradually changing conditions of deposition, with no pronounced fluctuations. In the macrofossil diagram for Lake Velnezers (VE_1) the sediments in the 70–15 cm interval are richest in seed remains of moisture-loving and wetland plants (sedges *Carex*, common spike-rush *Eleocharis palustris*, common cottongrass *Eriophorum angustifolium*, toad rush *Juncus bufonius*, compact rush *Juncus conglomeratus*, soft rush *Juncus effusus* and thread rush *Juncus filiformis*). The highest numbers of charcoal fragments, testifying to human activities, were observed in this interval (Pujate et al., 2014).

The results of metal composition analysis of the sediments of Lake Velnezers show that Pb dominates among heavy metals in the superficial deposits (reaching 137.0 mg/kg) along with Zn (reaching 535 mg/kg). The metal concentration in the lake sediments increases in the upper 15 cm, where, for example, the mean Ni concentration was 11.2 mg/kg, the concentration of Co was 3.2 mg/kg and the concentration of Cr was 22.0 mg/kg (Pujate et al., 2014). This increase in metal concentration in the uppermost layers reflect human activities, because, compared with the metal composition data for the lower sediment layers, the concentrations have increased threefold, which suggests human impact on the sediments (Pujate et al., 2014).

Statistical correlation of the elements indicates (Fig. 3.13) that metal elements were incorporated into the lake sediments along with mineral matter and carbonates through atmospheric pollution and flow from the drainage basin of the lake. Urban pollution largely takes the form of street dust (Alhassan et al., 2012), which pollutes the environment with various elements (Zn, Fe, Cu, Pb, Mn). Since these elements in the sediments of Lake Velnezers correlate among themselves, it may be thought that increased influx is connected with the urban environment, because street dust generally consists of vehicle exhaust particles (Pujate et al., 2014).

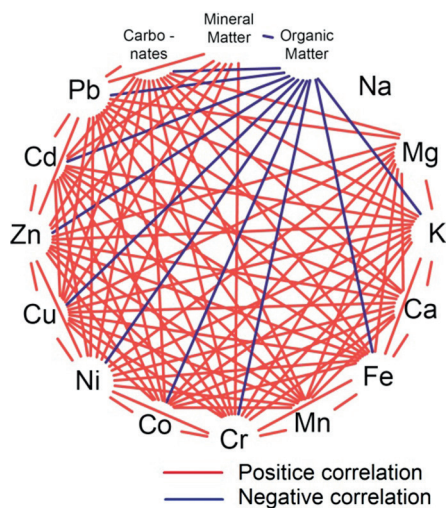


Figure 3.13. Statistically significant correlations of major elements and heavy metals ($P > 0.01$) in the sediments of Lake Velnezers.

4. DISCUSSION

Since everything in nature is interrelated, in order to determine the factors affecting the rate of deposition of lake sediments and their composition, various relationships and influences need to be taken into account. Accordingly, in the course of the study, sediments were analysed using a range of methods, in order to identify traces of human activities in sediments in the study area.

The lakes chosen for study share practically one and the same mode of origin, and the results obtained from sediment analysis show that the composition of the lake sediments and changes in composition reflect similar trends. The findings of the study confirmed the need for a multidisciplinary approach. For example, in the BE_2 pollen diagram for Lake Babīte the pollen spectra reflect vegetation composition during the time when the upper 50 cm of sediment accumulated. In this interval the pollen of bulrushes *Typha* forms an almost unbroken curve, testifying to the distribution of this plant during the time of accumulation of the sediments and the development of processes of overgrowing in the lake. This is also confirmed by the relatively high (40–45%) quantity of organic matter in the sediments. At the same time, in the course of plant macrofossil analysis no bulrush remains were found in this interval, even though a single raceme can produce 20,000 to 700,000 seeds (Grace, Harrison, 1986).

4.1. The reflection in the sediments of changes in lake-level and overgrowing

Human intervention to regulate lake levels began already in the 19th century, becoming more intensive in the 20th century. Accordingly, recent water-level fluctuations in Lakes Engure, Babīte and Kaņieris could have had the most significant impact on the ecology of the lakes and on sediment composition, as indicated by loss on ignition and plant macrofossil analysis. However, there is variation in the character of water-level changes and their intensity between different lakes, or even within particular large lakes, such as Lake Engure. This is influenced by the characteristics of the lakebed and by human activities. As a result, after the digging of the Mērsrags canal and the closing of the natural outlet 175 years ago (Fig. 3.1) more carbonaceous material began to accumulate in the sediments, in addition to which the quantity of plant macroremains increased. This brought about a change in the water currents in the lake, influencing sedimentation.

The increase in carbonates in the superficial sediments of Lake Engure could be connected with material washed in from the drainage basin, because nowadays the biota adjacent to the lake is hypertrophically calciphyte in character (Priede, 2011). It was initially thought that carbonates could have entered the lake with the waters of the drainage basin and the River Dursupe that flows into the lake and is possibly fed by groundwater from the Upper Devonian Salaspils Series. A study by M. Laiviņš et al. (2012) has shown that the drained part of the bed of Lake Engure does in fact have a carbonate-rich substrate.

As in the case of Lake Engure, the level of Lake Kaņieris was also lowered through the excavation of a 1.3-km-long canal (the Starpiņupe), which cuts through dolomite to

connect the lake with the Gulf of Riga. Based on the study of the sediments of Lake Engure, indicating rapid deposition of carbonates in the sediments following the digging of the canal, it is suggested that these changes followed a similar pattern in Lake Kaņieris. In Lake Kaņieris, too, in core KE_2, located closest to the canal (Fig. 4.21), the carbonate content increases rapidly (from 15% to 47%) (Fig. 4.24), most probably representing accumulation following excavation of the canal. Thus, if we correlate accumulation in the superficial sediments of the two lakes, we may suggest that the carbonates in Lake Kaņieris in the depth interval 17–0 cm began to accumulate at the turn of the 20th century (Lūmane, 1995). The other sediment sequences (KE_1 and KE_3) likewise show an increase in carbonates, but the thickness of the carbonaceous gyttja layer formed after lowering of the lake level differs.

The sediments of Lake Babīte also show a rapid increase in carbonate content (from 5 to 15%) in the upper layer (7–0 cm), which may be explained in terms of the effect of Varkaļi Canal, excavated in 1988. In the frame of this study the idea was originally advanced that overgrowing of lakes will in all cases be reflected in the loss on ignition results as an increase in organic matter. In fact, the findings of the study demonstrate that overgrowing is mainly reflected in the results of plant macrofossil analysis, while the loss on ignition results only reflect it in those cores taken near the shores of overgrowing lakes (Lakes Lilaste and Ummis). For example, an unmistakable rise in organic matter is seen in loss on ignition analysis of the superficial sediments in the overgrowing part of Lake Engure, where fen peat accumulated (Kalnina et al., 2012).

Plant macrofossil analysis provides a clear indication of lake overgrowing, reflected in an increase in the quantity and species diversity of seeds of plants growing in shallow, slowly flowing, nutrient-rich waters, along with an increase in the quantity of seeds of damp-loving plants. This is seen, for example, in the macrofossil diagrams for Lakes Engure and Babīte, providing evidence of intensified eutrophication as a result of human activities. Similar trends are observable in the change in macrofossil composition in the sediments of Lake Velnezers, where remains of damp-loving and wetland plants are identifiable in the 70–0 cm interval, including sedges, common spike-rush, common cotton-grass, toad rush etc. Aquatic plants, on the other hand, are represented only by least bur-reed, which generally grows in wetlands, ponds and streams; this indicates intensive overgrowing of the lake. A greater concentration of charcoal fragments occurs in this interval of the sediments, testifying to human activities in the drainage basin of the lake, possibly with tree-cutting and burning.

In the plant macrofossil analysis of the sediments of Lake Babīte the composition of macroremains in the lower and upper layers of the sequence indicates a low water-level, while at the time of the Holocene Thermal Maximum the concentration of macrofossils decreases, corresponding to the higher sea level at the time of the Littorina Sea transgression, the result of natural geological processes. Evidence of a low water level in the uppermost layer of the sediments relates to human activities and lowering of the lake level (Fig. 4.20). The presence of macroremains of *Zannichellia palustris* in the sediments of Lake Babīte (10–0 cm) indicates the existence of a connection between the lake basin and the sea, also in the time of the freshwater lake, and points to water-level fluctuations after the digging of the canal.

One of the methods permitting identification of the trophic level at the time of formation of the lake sediments is analysis of biological composition. This supplements the data from plant macrofossil analysis and permits typological characterisation of lake sediments (Korde, 1960). It has been established that the superficial sediment layers of the lakes under study mainly consist of diatomaceous gyttja (Lakes Engure, Lilaste and Ummis), peaty gyttja (Lakes Babīte and Velnezers) or carbonaceous gyttja (Lake Kaņieris). Dominant in the diatomaceous gyttja of Lakes Engure, Lilaste and Ummis are the genera *Melosira*, *Fragilaria* and *Navicula*. Diatoms belonging to these frequently also dominate in lakes studied in neighbouring countries (Punning et al., 2004). The diatoms found in lakes indicate a higher nutrient level in lakes, which could have been brought about by eutrophication resulting from human activities and by increased precipitation after the Holocene Thermal Maximum, which promoted the influx of nutrients into the lake through increased surface drainage. But, since analysis of biological composition has not been performed for the entire lake sediment monoliths, only for the superficial layers, this question remains open. In Lake Ummis the presence of *Nitzschia acicularis* in the superficial sediment layers indicates eutrophication. This species was also found in Lake Lilaste (10–0 cm) and Lake Engure (25–20 and 40–35 cm).

The sediments studied in Lakes Babīte and Velnezers were peaty, and diatoms were present either in very low concentration or were absent altogether. Plant remains predominated, but their composition differs in each particular lake. Dominant in the superficial sediments of Lake Velnezers are *Sphagnum* and *Hypnum* moss, whereas sedges, bulrushes, bogbean, water lilies and pine remains dominate in Lake Babīte. The sediment composition in Lake Kaņieris was completely different: here the sediments consisted of carbonaceous gyttja.

4.2. Changes in metal composition as a reflection of human activities

In the study of lake sediment composition, one of the most conspicuous kinds of evidence of human activity is the increase in the concentration of heavy metals. It should also be borne in mind that through various biochemical reactions the sediment can also influence water quality. This is most commonly observed in shallow lakes with interaction between the water and sediments (Ryding, 1985; Boström et al., 1988). Apart from this, lake sediments have a high potential for accumulating pollutants, because in the hydrological cycle less than 1% of metals actually occur in dissolved form in the lake water; more than 99.9% occur in the sediments (Salomons, 1998).

The results of the study did not show an increase in the concentrations of metals in the superficial sediments of lakes, including Pb. The highest concentration of Pb in the sediments (137 mg/kg) was found in Lake Velnezers, located within an urban area. This is connected with the flow of surface water containing Pb into the lake and the presence of roads, as well as atmospheric emissions. The sediments of lakes in rural areas also show increased values of Pb, which may be caused by precipitation and by the use of manure and artificial fertilizers (Briede, 1996; Walraven et al., 2013). Research has shown (Williams, 1991) that these various causes lead to increased influx into lakes not only of Pb, but also of Cu and Zn. This relationship is also revealed by the results of studies on

lake sediments undertaken by the author (except in the case of Lake Kaņieris), where metal concentrations in the upper intervals are greater than the background level or the natural metal content of sediments. Thus, if the lake sediment has accumulated under natural conditions, without anthropogenic impact, then the enrichment factor for metals should be 1 (Nef, 1987). If it is greater than 1, then there is some other source of influx, attributable to human impact. Increased pollution leading to a more pronounced increase in heavy metals in superficial sediments is seen in Lakes Engure, Lilaste and Velnezers, where the enrichment factors (EF) for Pb are 12, 6 and 38, respectively, with lower values for Lake Ummis, Babīte and Kaņieris – EF equal to 3, 2 and 1.3, respectively.

Atmospheric Pb pollution in lake sediments and the history of its accumulation have been studied extensively in Europe (Renberg et al., 2000; Brännvall et al., 2001; Hakala, Salonen, 2004; García-Alix et al., 2013), but no such major historical study has so far been carried out in Latvia. The study of metal composition in the upper interval of the sediments, at 50–0 cm depth, showed an increase in Pb concentration during the last ~150 years. As in Latvia, so too in neighbouring countries (Marzecová et al., 2011; Paliulis, 2014) the greatest concentrations of heavy metals have been found in the upper layers of the lakes that have been studied. In the Lake Engure sequence a pronounced increase in heavy metals, and especially in Pb content, is observed approximately 110 years ago (15 cm), with low values observed in the sediment interval with an age of 300 years (28 cm). In the sediments of Lakes Lilaste and Ummis an increase in Pb is seen from a depth of 30 cm, and in Lakes Babīte and Kaņieris from 25 cm. Although many heavy metals in sediments may be of natural origin, a significant increase in their concentration and the occurrence of the highest values in the upper sediment layer indicate that these metals have entered lake sediments as a result of human activities. The highest concentrations of the heavy metals Co, Ni, Pb, Cd and Cr have been recorded in the upper sediment layers (Klavins et al., 1995; Pujāte et al., 2014). It has been found in the study that the concentration of Cu is greater in lakes with peaty sediments (Lakes Babīte and Ummis), which may be explained in terms of the greater adsorption of Cu by peat (Silamiķele, 2010), whereas in the superficial sediments of Lake Velnezers an increase in the concentration of Cu is connected more with human impact (Pujāte et al., 2014). The increased level of Cd (above 2 mg/kg) in the sediments of Lakes Babīte, Lilaste and Kaņieris results from intensive agriculture in the drainage basin of the lake, because Cd has been used in insecticides, fungicides and fertilizers. The increased concentration of Cd in Lakes Ummis and Velnezers may be explained in terms of atmospheric pollution. It is hard to explain why Lake Engure, which has agricultural land in its drainage basin, shows Cd values below 0.6 mg/kg.

Analysis of metal composition diagrams leads to the conclusion that the metal concentrations in the upper layers of the sediments of practically all the lakes exceed their values in the deeper sediment layers. The high concentration of metals in the upper layers points to increased human impact, characterised by the intensity of metal influx and increased accumulation (Zerbe et al., 1999). However, in comparison with studies of lake sediments elsewhere in the world, the study shows that pollution in the sediments of the lakes along the coast of the Gulf of Riga is low. A similar conclusion, namely that the concentrations of heavy metals in sediments are relatively low, was reached in a study by M. Jankēvica et al. (2012) on the ecosystems of lakes in Latvia populated by salmonids.

4.3. Evaluation of the anthropogenic influence according the lake sediment composition

Lake sediments as natural systems not only show a high degree of variability in terms of changes in physical and chemical parameters across time and space, but also in the flow of elements between these components (McClain et al., 2003).

In assessing the processes of accumulation of metals, the total metal content in sediments was considered, viewing it in relation to the results of loss on ignition analysis, applying principal component analysis (PCA) in order to identify relationships and distinguish between natural and human impacts. The concentration of the extracted elements in sediments is generally connected with the mode of origin of lakes (Tuncer et al., 2001; Loska, Wiechula, 2003), in addition to which it may be affected by human activities causing pollution (Lepane et al., 2007). Metals regarded as being of anthropogenic origin include: Pb, Cd, Ni, Co, Cu, Zn and Mn (Yin et al., 2006). Metal content can vary within the sediments of one lake and between different lakes, depending on the depth of the layer and the lithology, so these quantitative indicators have been denoted in qualitative terms.

It was found in the course of PCA that the component scores for all six lakes under study are statistically significant ($p < 0.05$) for the first four axes (Fig. 4.1). The first two axes were utilised in the analysis, because these together explain 53.09%. Axis 1, which explains 29.84% of the total variance of the sampling points, shows a significant positive relationship between K ($r = 0.78$), Fe ($r = 0.50$), Mn ($r = 0.50$), Co ($r = 0.72$), Ni ($r = 0.89$), Cu ($r = 0.74$), Zn ($r = 0.73$) and Pb ($r = 0.50$). These elements correlate with one another along the horizontal axis, which may be explained in terms of the lithological character of the lake sediments; gyttja and carbonates are placed on the right hand side of the axis, determined by organic matter and calcium carbonates. Ranged on the right hand side of the axis are both silty gyttja and peaty gyttja sediments, where the quantity of mineral matter and the concentrations of chemical elements play a major role. In the PCA, sampling points 5_10 and 5_11 for Lake Ummis lie separate from the rest, indicating the importance of organic matter during the time of formation of the sediments of this lake. Sampling points 1_10 and 1_11 also stand apart on the left side of the axis, denoted by code 3, indicating sandy sediments. The position of these points can be explained in terms of their characteristics as carbonaceous sands formed in Lake Kaņieris, where there is dolomite close to the surface of the lakebed.

Axis 2 of the PCA explains 23.25% of the variance of the attributes of the lake sediment samples. In this case we see a negative relationship between organic matter ($r = -0.66$) and the extracted elements Cu ($r = -0.50$), Zn ($r = -0.50$) and Pb ($r = 0.68$), whereas these attributes show positive relationships with carbonate matter ($r = 0.50$), Mn ($r = 0.57$), Ca ($r = 0.62$) and Mg ($r = 0.58$). Na and Cd did not show any correlation. The vertical spread, along axis 2 of the PCA, may be explained in terms of eutrophication of lake sediments and human impact. Axis 2 of the PCA shows inverse correlation of Ca and Pb, based on the sediments in all of the lakes under study, as has also been observed in the studies on the sediments of Lake Nõmmejarv (Marzecová et al., 2011).

Based on PCA, five groups of factors characterising the sediments may be distinguished: 1) carbonate matter and Ca; 2) Mg, Mn and mineral matter; 3) K, Ni, Co and Fe; 4) Cu, Zn and Pb; 5) organic matter. The first group of factors may be explained

in terms of the presence of Ca in carbonates. The second group of factors is dependent on the mineral content of the sediments, attracting Mg. The elements of the third group of factors may be of natural or anthropogenic origin. Correlation between Ni and Fe is characteristic of peat deposits in Latvia (Teirumnieka et al., 2010). On the other hand, Fe and Ni are commonly also related to industrial activity and the long-distance transport of pollutants (Percy, Borland, 1985). Correlation between Ni, Co and Fe also appears in the study by S. Pradits et al. (2010) on the sediments of Lake Songkhla. The elements in the second and third group of factors (Mn, Ni, Co, Fe) are known to correlate positively with silt and clay (Selvam et al., 2012), as seen in the spread in terms of lithology along axis 1.

The fourth group of factors provides evidence of anthropogenic pollution in lakes (Selvam et al., 2012), seen most distinctively in the case of the sediments of Lake Velnezers (sampling points 6_1, 6_2, 6_3). The fifth group of factors is dependent on the organic matter that constitutes gyttja.

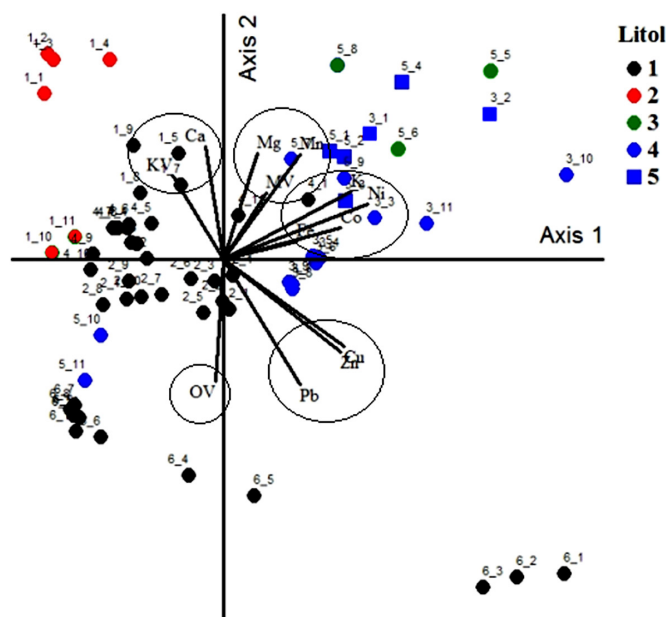


Figure 4.1. PCA of samples based on metal concentrations in lake sediments and LOI analysis results, classed according to lithology. 1_1 – Lake Kanieris, 2_1 – Lake Lilaste, 3_1 – Lake Babīte, 4_1 – Lake Engure, 5_1 – Lake Ummis, 6_1 – Lake Velnezers. OV – organic matter, KV – carbonates, MV – mineral matter. Lithology: 1 – gyttja, 2 – carbonaceous gyttja, 3 – sand, 4 – peaty gyttja, 5 – silty gyttja

Evidence of increased human impact is seen in all of the results obtained in the analysis within this study, varying only in level and concentration. The changes in the composition of metals, carbonates and organic matter as well as plant macroremains and pollen in the superficial sediment layer identified in the course of multidisciplinary research on lake sediments permit traces of human activities to be recognised directly or indirectly and allow the Holocene-Anthropocene boundary to be tentatively identified.

One of the most easily traceable indicators is the pronounced increase in the concentration of heavy metals within the superficial sediment layer, testifying to an increase in human impact during the last century. Likewise, research on the sediments of Lake Nommerjarv in Estonia has shown an increase in heavy metal quantity since 1963, the result of human impact (Marzecová et al., 2011).

Direct evidence of human activities is also provided by pollen analysis of lake sediments. In lake sediments the author has found pollen of cultivated herbs, reflecting human activity. But this pollen was not found in large quantities in any of the lakes, which would indicate the presence of agricultural land directly adjacent to the lake. The most commonly identified pollen of cultivated plants was rye *Secale cereale*. Pollen of other cultivated cereals, namely hemp *Cannabis*-type and buckwheat *Fagopyrum*, was also found in lakes. It should be noted that pollen of ruderal plants was also found in the sediments, indirectly testifying to human activities and human presence. In each lake the quantity of such pollen and the depth at which it has been found differ, but it has been identified in greatest quantity in the upper 50–30 cm of sediment.

In general the pollen diagrams show minor falls in the tree pollen curves, along with rises and fluctuations in the curves for vascular plants in the upper 50–0 cm interval of the sediment. This is most probably connected with an increase in human impact, pointing to the influence of farming and the development of more open areas, including meadows and pastureland. It is possible that these changes could be important for distinguishing the most recent stratigraphic epoch, so far not yet officially confirmed – the Anthropocene. Also pointing to human impact is the appearance of wood charcoal, observed in macrofossil analysis of the upper sediments in Lakes Ummis and Velnezers.

One of the most clearly recognisable signs of human impact, which could tentatively be taken as marking the lower boundary of the Anthropocene, is the pronounced increase in the concentration of heavy metals, including Pb, in the superficial layers of all of the lakes under study, which in the sediments of Lake Engure is dated to ~150 BP. According to data from research on Lake Velnezers, the reflection of human activities is pronounced in sediments accumulating 60–50 years ago, when intensive construction and road traffic began in the area around Lake Velnezers. Accordingly, it may be concluded that the Anthropocene boundary can indeed be recognised in the superficial layers of lake sediments, however the level and precise timing may differ in relation to the location of the particular lake as well as the history of human activity in its environs.

However, in the last centuries land-use and management in the drainage basins of the lakes has influenced the geomorphological and hydrological conditions in many lakes (Solimini et al., 2006), which can be clearly recognised in the lake sediments. As a result of human impact, changes have taken place in the superficial sediments, and accordingly carbonates began to accumulate in greater quantity (Lakes Engure, Babite, Lilaste and Kanieris). On the other hand in small lakes we may observe sand deposition, which is connected with the intensification of wind transport and dune migration, as a result of ill-conceived economic activities (at Lake Ummis) as well as the levelling of dunes (at Lake Velnezers). All of these humanly induced processes also cause changes, for example, in the interaction between the elements flowing into the drainage basin, the lake inlets and outlets, and the shore zone (Zaldivar et al, 2008).

CONCLUSIONS

In the course of research on the composition of the sediments of coastal lakes, applying a set of multidisciplinary research methods, data has been obtained permitting an assessment of environmental changes and the character of human impact during the time of deposition of the superficial sediment layer (~50 cm) in lakes along the coast of the Gulf of Riga.

- Comparison of the research data on changes in the composition of lake sediments, as indicated by loss on ignition analysis, leads to the conclusion that significant changes are seen precisely in the uppermost sediment layer. In lakes where dolomite occurs in the drainage basins (Lakes Engure, Kaņieris and Babīte) the quantity of carbonates rapidly increases in the superficial sediment layer, something that is connected mainly with the digging of canals, promoting the erosion and accumulation of carbonates.
- The results of the study permit the conclusion that the results of loss on ignition analysis do not always reflect the overgrowing and eutrophication of lakes. Generally, it is the results of plant macroremain analysis that testify to these processes, supplemented with data on the biological composition of sediments.
- The pollen spectra characterising the superficial sediment layer show no significant changes in tree pollen composition, while the total pollen ratios indicate a reduction in tree and shrub cover, along with an increase in herbs, most probably connected with increased anthropogenic influence, possible forest cutting and the formation of an open landscape. Also testifying to an increase in human impact during the accumulation of sediment is the increase in plants of cultivated land, ruderal pollen and charcoal dust.
- The data obtained in the course of research on lake sediments indicates that the overgrowing of lakes has intensified in recent centuries, evidenced by an increased concentration of plant macrofossils in the superficial sediment layer – including remains of protected species, namely sawtooth sedge *Cladium mariscus*, spiny water nymph *Najas marina* and soft hornwort *Ceratophyllum submersum*.
- The quantity and composition of plant macroremains in the lake sediments under study differ between various locations in the lake, but an overall trend is seen, where the quantity increases in the superficial layer also in the central part of the lake, where macroremains are generally present in smaller quantities, which leads to the conclusion that the processes of lake overgrowing have significantly intensified.
- Independent of the location of the lakes under study, an increased concentration of heavy metals, in particular Pb, has been found in the composition of superficial sediments, possibly connected with the inflow of surface waters containing Pb into the lake and with regional atmospheric emissions.
- Analysis of metal composition diagrams indicates that the concentration of heavy metals in the uppermost layer of practically all the lakes markedly exceeds their concentration in the deeper layers, although the concentrations are still low.

- The data obtained of biological composition analysis of sediments permits to determine the type of sediments and to conclude that the lakes under study indicates a tendency of increased eutrophication. Frequently encountered in the superficial sediment layer of Lakes Engure, Lilaste and Ummis is *Nitzschia acicularis*, an indicator of eutrophic lakes.
- Evidence of environmental changes and human impact in the superficial layers of lake sediments allows identification of features characterising the Anthropocene, including intensified overgrowing of lakes and changes in sediment composition resulting from human activities. However, the evidence obtained is insufficient to define and distinguish the Holocene-Anthropocene boundary.
- Evaluation of the data obtained a multiproxy data of multidisciplinary research methods has provided evidence of increasing human impact in the sediments of all the lakes under study, regardless of whether they are located in a rural or an urban environment.

The results of comprehensive research on the sediments of lakes along the coast of the Gulf of Riga indicated that significant environmental changes have taken place in the course of sediment accumulation during the recent centuries in particular, changes that relate both to the influence of natural conditions and of human activities.

The aim of the dissertation, namely to trace changes in environmental conditions during the time of formation of the superficial sediment layer in lakes along the coast of the Gulf of Riga, has been achieved, based on data from multidisciplinary research, indicating the impact of human activities on the conditions in which the sediments were formed.

ACKNOWLEDGMENTS

The author is particularly grateful to the scientific supervisor of the work, Laimdota Kalniņa, Doctor in Geography, Associate Professor of the University of Latvia, for advice on methods in the course of the study and for invaluable support in the preparation of this scientific study, as well as for the time she has devoted. The author is also indebted to Professor M. Kļaviņš for introducing me to the study of lake sediments and for support in the course of doctoral studies.

The author would like to thank colleagues E. Kuške, A. Ceriņa, K. Kizikam, I. Ozola, V. Ratniece, S. Zeimule, N. Stivriņš, A. Staškova, A. Dručka, R. Kasparinskis, K. Stankeviča and I. Grudzinska for fruitful discussion and for their contribution to particular aspects of the study.

Many thanks for help in fieldwork to O. Purmalis, M. Grava, R. Kasparinskis, J. Burlakovs, N. Stivriņš, J. Bikše, J. Šīre, A. Robalts, A. Staškova and other colleagues.

Finally, I am sincerely grateful to my parents Silvija and Antons for their support, and for the time and funds they have invested during the course of my studies and the writing of the dissertation.

The European Social Fund project “Establishment of an interdisciplinary group for research on salmonid lakes in Latvia” funded the collection and ^{14}C -dating of sediment samples from two sites in Lake Engure and the collection and ^{201}Pb -dating of samples from one site. The fen deposits adjacent to Lake Velnezers have been AMS ^{14}C -dated in the frame of the project “The Ecology of Crusading: The Environmental Impact of Conquest, Colonisation and Religious Conversion in the Medieval Baltic”.

REFERENCES

- Adams**, W. J., Kimerle, R. A., Barnett Jr., R. A., 1992. Sediment quality and aquatic life assessment. *Environmental Science & Technology*, volume 26, pp. 1865-1875.
- Auniņš**, A., Zviedre, E., Brūmelis, G., 2000. Preliminary results of remote sensing based vegetation mapping of lake Engures (Engure), Latvia. *Proceedings of Latvian Academy of Sciences*, section B, volume 54 (5/6), pp. 170-176.
- Battarbee**, R. W., Anderson, N. J., Appleby, P. G., Flower, R. J., Fritz, S. C., Haworth, E. Y., Higgitt, S., Jones, V. J., Kreiser, A., Munro, M. A. R., Natkanski, J., Oldfield, F., Patrick, S. T., Richardson, N. G., Rippey, B., Stevenson, A. C., 1988. In: R. W. Battarbee (Eds.), *Lake Acidification in the United Kingdom 1800-1986*. London, Ensio Publishing, 68 p.
- Behre**, K. E., 1981. The interpretation of anthropogenic indicators in pollen diagrams. *Pollen and Spores*, volume 23 (2), pp. 227-245.
- Behre**, K. E., 1988. The role of Man in European vegetation history. In: B. Huntley, T. Webb (Eds.), *Vegetation history*. Volume 7. Kluwer Academic Publishers, pp. 633-672.
- Bell**, M., Walker, M. J. C., 2005. In: *Late Quaternary environmental change, physical and human perspectives*. Second edition. Routledge, 376 p.
- Bengtsson**, L., Enell, M., 1986. Chemical analysis. In: B. E. Berglund (Ed.), *Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology*. John Wiley & Sons Ltd., pp. 423-454.
- Bezinge**, A., Clark, M. J., Gurnell, A. M., Warburton, J., 1989. The management of sediment transported by glacial melt-water streams and its significance for the estimation of sediment yield. *Annals of Glaciology*, volume 13, pp. 1-5.
- Bichet**, V., Gauthier, E., Massa, C., Perren, B. B., 2014. Lake sediments as an archive of land use and environmental change in the eastern settlement, Southwestern Greenland. *Journal of the North Atlantic*, volume 6, pp. 47-63.
- Birks**, H. J. B., 1986. Numerical zonation, comparison and correlation of Quaternary pollen-stratigraphical data. In: B. E. Berglund (Ed.), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. John Wiley & Sons Ltd., 743-775.
- Birks**, H., 2001. Plant macrofossils. In: J. P. Smol, H. J. B. Birks, W. M. Last (Eds.), *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 3: Terrestrial, algal and siliceous indicators*. Dordrecht [etc.], Kluwer Academic Publisher, pp. 49-74.
- Birks**, H. J. B., Birks, H. H., 1980. In: E. Arnold (Ed.), *Quaternary palaeoecology*. Caldwell, New Jersey, The Blackburn Press, 289 p.
- Birks**, H. J. B., Jones, V. J., Rose, N. L., 2004. Recent environmental change and atmospheric contamination on Svalbard, as recorded in lake sediments – synthesis and conclusions. *Journal of Paleolimnology*, volume 31 (4), pp. 531-546.
- Birks**, H. H., Birks, H. J. B., 2006. Multi-proxy studies in palaeolimnology. *Vegetation History and Archaeobotany*, volume 15, pp. 235-251.
- Blindow**, I., 1992. Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, volume 28, pp. 15-27.
- Bloesch**, J., 2004. Sedimentation and lake sediment formation. In: P. E. O'Sullivan, S. C. Reynolds (Eds.), *The lakes handbook*. Volume 1. Blackwell Science Ltd., pp. 197-229.
- Borówka**, R. K., Latałowa, M., Osadczuk, A., Święta, J., Witkowski, A., 2002. Palaeogeography and palaeoecology of Szczecin Lagoon. *Greifswalder Geographische Arbeiten*, volume 27 (C4), pp. 107-113.
- Borówka**, R. K., Osadczuk, A., Witkowski, A., Wawrzyniak-Wydrowska, B., Duda, T., 2005. Late Glacial and Holocene depositional sequences in the eastern part of the Szczecin Lagoon (Great Lagoon) basin – NW Poland. *Quaternary International*, volume 130 (1), pp. 87-96.

- Boström, B., Andersen, J. M., Fleischer, S., Jansson, M., 1988.** Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, volume 170, pp. 229-244.
- Boyle, J. F., 2001.** Inorganic Geochemical Methods in Palaeolimnology. In: W. M. Last, J. P. Smol (Eds.), *Tracking environmental change using lake sediments, physical and geochemical methods*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 83-140.
- Brangulis, A. J., Juškevičs, V., Kondratjeva, S., Gavena, I., Pomeranceva, R., 2000.** Latvijas ģeoloģiskā karte. Mērogs 1:200000. Rīga, Valsts Ģeoloģijas dienests.
- Brännvall, M.-L., Bindler, R., Emteryd, O., Renberg, I., 2001.** Four thousand years of atmospheric lead pollution in northern Europe: a summary from Swedish lake sediments. *Journal of Paleolimnology*, volume 25 (4), pp. 421-435.
- Bridge, J. S., Demicco, R. V., 2008.** *Earth surface processes, landforms and sediment deposits*. Publisher: Cambridge University Press, Cambridge, 815 p.
- Briede, A., 1996.** Fosfora un smago metālu akumulācija Latvijas ūdenstilpēs. Disertācija, Latvijas Universitāte, 169 lpp.
- Brookes, A., 1994.** River channel change. In: P. Calow, G. E. Petts (Eds.), *The rivers handbook. Hydrological and ecological principles*. Volume 2, Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, pp. 55-75.
- Brown, P. G., 2012.** In: K. Duffy (Ed.), *Ethics for economics in the Anthropocene*. Monography, Teilhard studies number 65. York Avenue, New York, pp. 1-28.
- Burton, Jr., G. A., Scott, K. J., 1992.** Sediment toxicity evaluation, their niche in ecological assessment. *Environmental Science & Technology*, volume 26, pp. 2068-2075.
- Caccia, V. G., Millero, F. J., Palanques, A., 2003.** The distribution of trace metals in Florida Bay sediments. *Marine Pollution Bulletin*, volume 46, pp. 1420-1433.
- Carter, R. W. G., Forbes, D. L., Jennings, S. C., Orford, J. D., Shaw, J., Taylor, R. B., 1989.** Barrier and lagoon coast evolution under differing relative sea-level regimes: examples from Ireland and Nova Scotia. *Marine Geology*, volume 88 (3-4), pp. 221-242.
- Certini, G., Scalenghe, R., 2011.** Anthropogenic soils are the golden spikes for the Anthropocene. *The Holocene*, volume 21, pp. 1269-1274.
- Cohen, A. S., 2003.** Lakes as archives of earth history. In: *Paleolimnology: The history and evolution of lake systems*. Oxford University Press, New York, pp. 3-19.
- Coops, H., Beklioglu, M., Crisman, T. L., 2003.** The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems-workshop conclusions. *Hydrobiologia*, volume 506-509 (1-3), pp. 23-27.
- Coops, H., Havens, K. E., 2005.** Role of water-level fluctuations in lakes and wetlands – Introduction. *Hydrobiologia*, volume 539 (1), p. 169.
- Crowley, Th. J., 2000.** Causes of climate change over the past 1000 years. *Science*, volume 289 (5477), pp. 270-277.
- Crutzen, P. J., 2002.** Geology of mankind. *Nature*, volume 415 (6867), p. 23.
- Crutzen, P. J., Stoermer, E. F., 2000.** The Anthropocene. *The international geosphere – biosphere programme (IGBP), Global Change magazine, Newsletter*, volume 41 (28), p. 12.
- Csuros, M., 1994.** Collecting sediment sampling. *Environmental sampling and analysis for technicians*. Chemical Rubber Company (CRC) Press, p. 62.
- Csuros, M., Csuros, C., 2002.** In: *Environmental sampling and analysis for metals*. Chemical Rubber Company (CRC) Press, LLC publishing group, USA, 408 pp.
- Dam, H. V., Mertens, A., Sinkeldam, J., 1994.** A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, volume 28 (1), pp. 117-133.
- Danilāns, I., 1995.** Ezera nogulumi. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija. Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 2. sējums. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 59. lpp.

- Dean**, W. E., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*, volume 44 (1), pp. 242-248.
- Deegan**, B. M., White, S. D., Ganf, G. G., 2007. The influence of water level fluctuations on the growth of four emergent macrophyte species. *Journal of Aquatic Botany*, volume 86 (4), pp. 369-376.
- De Vleeschouwer**, F., Gérard, L., Goormaghtigh, C., Mattielli, N., Le Roux, G., Fagel, N., 2007. Atmospheric lead and heavy metal pollution records from a Belgian peat bog spanning the last two millennia: Human impact on a regional to global scale. *Science of The Total Environment*, volume 377 (2-3), pp. 282-295.
- Dieffenbacher-Krall**, A., 2007. Surface samples, taphonomy, representation. In: S. A. Elias (Ed.), *Encyclopedia of Quaternary science*, volume 3. Elsevier, Amsterdam, pp. 2367-2374.
- Dominguez**, J. M. L., Martin, L., Bittencourt, A. C. S. P., 1987. Sea-level history and Quaternary evolution of river mouth-associated, beach-ridge plain along the eastsoutheast Brazilian coast: a summary. In: D. Nummedal, O. H. Pilkey, J. P. Howard (Eds.), *Sea-Level Fluctuation and Coastal Evolution*. Tulsa: Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, special publication, number 41, pp. 115-128.
- Druvietis**, I., 1997. *Alģes kā ekoloģiskā stāvokļa rādītājas Latvijas ūdenstilpnēs*. Promocijas darba kopsavilkums. Latvijas Universitāte, Rīga, 41 lpp.
- Duce**, R. A., Galloway, J. N., Liss, P. S., 1991. The impacts of atmospheric deposition to the ocean on marine ecosystems and climate. *World Meteorological Organization, Bulletin*, volume 58 (1), pp. 61-66.
- Enģele**, L., Sniedze-Kretalova, R., 2013a. 3150 Eitrofi ezeri ar iegrimušo ūdensaugu un peldaugu augāju. Grām.: A. Auniņš (red.), *Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. papildināts izdevums*. Rīga, Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, 114.-227. lpp.
- Faegri**, K., Iversen, J., 1975. Textbook of pollen analysis. Third edition. New York, Hafner Press, 295 p.
- Finger**, D., Schmid, M., Wüest, A., 2006. Effects of upstream hydropower operation on riverine particle transport and turbidity in downstream lakes. *Water Resources Research*, volume 42 (8), pp. 1-20.
- García-Alix**, A., Jimenez-Espejo, F. J., Lozano, J. A., Jiménez-Moreno, G., Martinez-Ruiz, F., García Sanjuán, L., Aranda Jiménez, G., García Alfonso, E., Ruiz-Puertas, G., Scott Anderson, R., 2013. Anthropogenic impact and lead pollution throughout the Holocene in Southern Iberia. *Science of the Total Environment*, volume 449 (1), pp. 451-460.
- Gasith**, A., Gafny, S., 1990. Effects of water level fluctuations on the structure and function of the littoral zone. In: M. Tilzer, C. Serruya (Eds.), *Large lakes: ecological structure and function*. Madison, Wisconsin: Science-Tech, pp. 156-173.
- Gavrilova**, Ģ., Krampis, I., Laiviņš, M., 2005. Engures ezera dabas parka floras atlants. Vaskulārie augi. Rakstu krājums: M. Laiviņš (galv. red.), *Latvijas Veģetācija*, 10. numurs. Latvijas Universitāte, Rīga, 229 lpp.
- Glew**, J. R., Smol, J. P., Last, W. M., 2001. Sediment core collection and extrusion. In: W. M. Last, J. P. Smol (Eds.), *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring, and chronological techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 73-101.
- Grace**, J. B., Harrison, J. S., 1986. The biology of Canadian weeds: 73. *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L., and *Typha x glauca* Godr. *Canadian Journal of Plant Science*, volume 66 (2), pp. 361-379.
- Graham**, L. E., Wilcox, L. W., 2000. *Algae*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, 654 p.

- Grinbergs, E. F.**, 1957. *Pozdnelednikovaja i poslelednikovaja istorija poberezhja Latviiskoi SSR*. PSR Latvijas zinātņu akadēmija, Ģeoloģijas un minerālo resursu institūts, Rīga, 127 s. (in Russian)
- Grinberga, L., Zviedre, E.**, 2013. Engures ezera veģetācija un to ietekmējošie faktori. *Cilvēks un daba: Engures ekoreģions*. Konferenču tēzes. Rīga, Latvijas Universitāte, 17-19. lpp.
- Hairson, N. G., Fussmann, G. F.**, 2002. Lake ecosystems. In: *Encyclopedia of life sciences*. Macmillan Publishers Ltd, Nature Publishing Group, 1-3.
- Hakala, A., Salonen, V.-P.**, 2004. The history of airborne lead and other heavy metals as revealed from sediments of Lake Vähä-Pitkusta, SW Finland. *Bulletin of the Geological Society of Finland*, volume 76 (1-2), pp. 19-30.
- Heiri, O., Lotter, A. F., Lemcke, G.**, 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, volume 25, pp. 101-110.
- Hutchinson, G. E.**, 1957. *A treatise on limnology. Geography, physics and chemistry, volume 1*. John Wiley & Sons Inc, New York, 1015 pp.
- Hutton, M., Symon, C.**, 1986. The quantities of cadmium, lead, mercury and arsenic entering the U.K. environment from human activities. *Science of the Total Environment*, volume 57, pp. 129-150.
- Ignatius, H., Axberg, S., Niemisto, L., Winterhalter, B.**, 1981. Quaternary geology of the Baltic Sea. In: A. Voipio (Ed.), *The Baltic Sea*. Elsevier, Amsterdam, pp. 54-104.
- Jain, C. K., Gupta, H., Chakrapani, G.**, 2008. Enrichment and fractionation of heavy metals in bed sediments of river Narmada, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, volume 141, pp. 35-47.
- Jankēvica, M., Šīre, J., Kokorīte, I., Kļaviņš, M.**, 2012. Assessment of the sediment chemical quality in salmonid lakes in Latvia. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*, Supplement 3. The Current State and Perspectives of the Coregonid Lakes, pp. 36-49.
- Jērāns, P.**, 1988. Jugla. Grām.: (galv. red. P. Jērāns) *Enciklopēdija Rīga*. Rīga, Galvenā enciklopēdiju redakcija, 335. lpp.
- Juškevičs, V., Mūrnieks, A., Mīsāns, J.**, 1999. Latvijas ģeoloģiskā karte. 42. lapa – Jūrmala. Mērogs 1:200000. Valsts ģeoloģijas dienests, Rīga, 52 lpp.
- Kabucis, I.**, 1995. Ģeobotāniskie rajoni. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 2. sējums. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 136. lpp.
- Kalf, J.**, 2002. *Limnology. Inland water ecosystems*. Prentice Hall, Inc. New Jersey, 592 p.
- Kalnina, L., Cerina, A., Ozola, I., Grudzinska, I., Pujate, A., Kuske, E.**, 2012. Fen and raised bog development in the areas of former Littorina sea lagoons at the Coastal Lowland of Latvia. *Peatlands in Balance. Proceedings of the 14th International Peat congress*. Sweden Extended abstract, No. 320, pp. 320-378.
- Kalnina, L., Cerina, A., Pujate, A.**, 2014a. Evidence of pollen and plant macroremains from the Gulf of Riga and coastal area sediments. Poster session A: Baltic Sea paleoenvironments. *The 12th colloquium on Baltic Sea marine geology*. Abstract volume. p. 61.
- Kalnina, L., Stivrins, N., Kuske, E., Ozola, I., Pujate, A., Zeimule, S., Grudzinska, I., Ratniece, V.**, 2014b. Peat stratigraphy and changes in peat formation during the Holocene in Latvia. *Quaternary International*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2014.10.020>
- Karlsson, K., Viklander, M., Scholes, L., Revitt, M.**, 2010. Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from storm water ponds and sedimentation tanks. *Journal of Hazardous Materials*, volume 178 (1-3), pp. 612-618.
- Kaufman, D. S., Schneider, D. P., McKay, N. P., Ammann, C. M., Bradley, R. S., Briffa, K. R., Miller, G. H., Otto-Bliesner, B. L., Overpeck, J. T., Vinther, B. M.**, 2009. Recent Warming Reverses Long-Term Arctic Cooling. *Science*, volume 325 (5945), pp. 1236-1239.

- Khomutova, V. I.**, 1989. *Paleogeography and biostratigraphy of sediments of the lakes of the forest (taiga) zone of the European part of the basis of spore-pollen analysis*. Theseases Dissertation, 47 p.
- Khomutova, V. I.**, 1995. The significance of zonal, regional and local vegetation elements in lacustrine pollen spectra. *Grana*, volume 34 (4), pp. 246-250.
- Kilham, P.**, 1990. Ecology of *Melosira* species in the Great Lakes of Africa. In: M. M. Tilzer, C. Serruya (Eds.), *Large lakes: Ecological structure and function*. Brock/Springer Series in Contemporary Bioscience, pp. 414-427.
- Klaminder, J.**, Hammarlund, D., Kokfelt, U., Vonk, J. E., Bigler, Cr., 2010. Lead contamination of subarctic lakes and its response to reduced atmospheric fallout: Can the recovery process be counteracted by the ongoing climate change? *Environmental Science Technologies*, volume 44 (7), pp. 2335-2340.
- Klavins, M.**, Briede, A., Klavins, I., Rodinov, V., 1995. Metals in sediment of lakes in Latvia. *Environment International*, volume 21, pp. 451-458.
- Kļaviņš, M.**, Pujāte, A., Kokorīte, I., Kalniņa, L., Rodionovs, V., Ansone, L., Mažeika, J., Jankēvica, M., Nogans, E., Švāgere, A., 2011. Reconstruction of anthropogenic impact intensity in Lake Engure using sedimentary record analysis. *Proceedings of the Latvian academy of sciences. Section B. Natural, exact and applied sciences*. Latvian Academy of Sciences, volume 65 (5/6), pp. 146-153.
- Kļaviņš, M.**, Kokorīte, I., Jankēvica, M., Dreijalte, L., Rodionovs, V., 2012. Antropogēnās ietekmes rakstura un intensitātes rekonstrukcija, izmantojot Engures ezera nogulumu sastāva analīzi. *Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne*. LU 70. konference: Ilgtermiņa vides un ekoloģiskie pētījumi Latvijā. Referātu tēzes, Latvijas Universitāte, 310.-311. lpp.
- Kokorīte, I.**, 2007. *Latvijas virszemes ūdeņu ķīmiskais sastāvs un to ietekmējošie faktori*. Disertācija. Latvijas Universitāte, Rīga, 107 lpp.
- Komárek, J.**, Jankovská, V., 2001. Review of the green algal genus *Pediastrum*: implication for pollen-analytical research. *Bibliotheca phycologica*, volume 108. J. Cramer Berlin-Stuttgart, 127 p.
- Korde, N.**, 1960. *Biostratifikacija i tipoloģija Russkikh sapropelei*. Izdatelstvo Akademia Nauk, SSSR, Moskov, 220 lpp. (in Russian)
- Kurzo, B.**, Hajdukiewicz, O., Krasnoborskaya, O., 2004. Relationships of sapropel formation in lake-mire complexes of Belarus. *Limnological Review*, volume 4, pp. 125-132.
- Laiviņš, M.**, 1997. Latvijas mežu reģionālā analīze. *Mežzinātne*, 7. sējums (40), 40.-76. lpp.
- Laiviņš, M.**, Rūsiņa, S., Medene, A., Gavrilova, Ģ., Āboliņa, A., 2012. Augāja un augšņu dinamika Bērziema vigā. Krāj.: M. Laiviņš (galv. red.), *Latvijas Veģetācija*, 23. Iespiests SIA PIK. Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts, 21.-56. lpp.
- Lampe, R.**, 2002. Post-glacial water-level variability along the south Baltic coast – a short overview. In: R. Lampe (Ed.), *Greifswalder geographische arbeiten*, volume 27, pp. 13-19.
- Lampert, W.**, Sommer, U., 2007. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Second edition. Oxford University Press, 324 p.
- Last, W. M.**, Smol, J. P., 2001a. *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring, and chronological techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 548 pp.
- Last, W. M.**, Smol, J. P., 2001b. *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 2: Physical and geochemical methods*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 504 p.
- Lapinskis, J.**, 2010. *Baltijas jūras Kurzemes krasta dinamika*. Disertācija. Latvijas Universitāte, Rīga, 110 lpp.
- Leinerte, M.**, 1988. *Ezeri deg!* Daba un mēs. Latvijas Dabas un pieminekļu aizsardzības biedrība, Latvijas PSR Zinātņu akadēmija, Bioloģijas institūts. Rīga, Zinātne, 92 lpp.

- Leira, M., Cantonati, M., 2008.** Effects of water-level fluctuations on lakes: an annotated bibliography. *Hydrobiologia*, volume 613 (1), pp. 171-184.
- Lepane, V., Varvas, M., Viitak, A., Alliksaar, T., Heinsalu, A., 2007.** Sedimentary record of heavy metals in Lake Rõuge Liinjõrv, southern Estonia. *Estonian Journal of Earth Sciences*, volume 56 (4), pp. 221-232.
- Lewis, W. M., 2010.** Lakes as ecosystems. In: G. E. Likens (Ed.), *Lake ecosystem ecology: A global perspective*. Elsevier/Academic Press, pp. 9-10.
- Liepa, R., Cimdins, P., Rodinov, V., 1989.** Eutrophication of small lakes in Latvia. In: J. Salanki, J. Herodek (Eds.), *Proceeding of 3rd international conference of Conservation and Management of Lakes (BALATON '88)*. Sympisia Biologia Hungarica, volume 38, pp. 79-86.
- Likens, G. E., 1985a.** The lake ecosystem. In: *An Ecosystem Approach to Aquatic Ecology: Mirror Lake and its Environment*. New York, Springer-Verlag, pp. 337-344.
- Likens, G. E., 1985b.** Mirror lake: Cultural history. In: G. E. Likens (ed.), *An ecosystem approach to aquatic ecology: Mirror lake and its environment*. New York, Springer-Verlag, pp. 72-83.
- Loska, K., Wiechula, D., 2003.** Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. *Chemosphere*, volume 51 (8), pp. 723-733.
- Löffler, H., 2004.** The origin of lake basins. In: P. E. O'Sullivan, C. S. Reynolds (Eds.), *The lakes handbook, Volume 1: Limnology and limnetic ecology*. Oxford, Blackwell, pp. 8-61.
- Ludwig, F., 1908.** *Die Küstenseen des Rigaer Meerbusens*. Arbeiten des Naturforscher-Vereins zu Riga. Neue Folge. Elfte Heft, 34-46, 72-80, 167-171, 175-178 s.
- Lūmane, H., 1995.** Kaņiera ezers. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 2. sējums. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 223. lpp.
- Lūmane, H., 1998.** Velnesers. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 6. sējums. Preses nams, Rīga, 54. lpp.
- LVA, 2001.** Latvijas vides aģentūra. Ūdens informatīvā sistēma. Ezeru pases. Latvijas ūdenstilpju klasifikators (13.06.2001).
- Marsalek, J., Brownlee, B., Mayer, T., Lawal, S., Larkin, G. A., 1997.** Heavy metals and PAHs in stormwater runoff from the Skyway bridge, Burlington, Ontario. *Water Quality Research Journal of Canada*, volume 32, pp. 815-827.
- Marzecová, A., Mikomägi, A., Koff, T., Martma, T., 2011.** Sedimentary geochemical response to human impact on Lake Nõmmejärv, Estonia. *Estonian Journal of Ecology*, volume 60 (1), pp. 54-69.
- McClain, M. E., Boyer, E. W., Dent, C. L., Gergel, S. E., Grimm, N. B., Groffman, P. M., Hart, S. C., Harvey, J. W., Johnston, C. A., Mayorga, E., McDowell, W. H., Pinay, G., 2003.** Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, volume 6, pp. 301-312.
- McGowan, S., Leavitt, P. R., Hall, R. I., 2005.** A whole-lake experiment to determine the effects of winter droughts on shallow lakes. *Ecosystems*, volume 8 (6), pp. 694-708.
- Meliiorprojekts, SIA, 2007.** Hidroloģiskā izpēte. Bioloģiskās daudzveidības atjaunošana militārajā poligonā un Natura 2000 teritorijā "Ādaži", 39. lpp.
- Meyers, P. A., 1997.** Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. *Organic Geochemistry*, volume 27 (5/6), pp. 213-250.
- Moore, P. D., Webb, J. A., 1978.** *An illustrated guide to pollen analysis*. Hodder and Stoughton, London, 133 pp.
- Moore, P. D., Webb, J. A., Collinson, M. E., 1991.** *Pollen analysis*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 216 p.

- Nef, J. V., 1987. Mining and metallurgy in medieval civilization. In: M. M. Postan, E. Miller (Eds.), *The Cambridge economic history of Europe. II. Trade and industry in the Middle Ages*. Cambridge University Press, pp. 693-761.
- Nikodemus, O., Brūmelis, G., Tabors, G., Lapiņa, L., Pope, S., 2004. Monitoring of air pollution in Latvia between 1990 and 2000 using moss. *Journal of Atmospheric Chemistry*, volume 49, pp. 521-531.
- Nriagu, J. O., 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, volume 338, pp. 47-49.
- Nriagu, J. O., Pacyna, J. F., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, volume 333, pp. 134-139.
- Oldfield, F., Wake, R., Boyle, J., Jones, R., Nolan, S., Gibbs, Z., Appleby, P., Fisher, E., Wolff, G., 2003. The late-Holocene history of Gormire Lake (NE English) and its catchment: A multiproxy reconstruction of past human impact. *Holocene*, volume 13, pp. 677-690.
- O'Sullivan, P., 2004. Palaeolimnology. In: P. E. O'Sullivan, S. C. Reynolds (Eds.), *The lakes handbook*. Volume 1. Blackwell Science Ltd., pp. 609-665.
- Paliulis, D., 2014. Assessment of lake bottom sediment pollution by lead and cadmium. *Polish Journal of Environmental Studies*, volume 23 (4), pp. 1273-1279.
- Percy, K. E., Borland, S. A., 1985. A multivariate analysis of element concentrations in *Sphagnum magellanicum* Brid. in the maritime provinces, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution*, volume 25, pp. 331-338.
- Pienitz, R., Smol, J. P., Birks, H. J. B., 1995. Assessment of freshwater diatoms as quantitative indicators of past climatic change in the Yukon and Northwest Territories, Canada. *Journal of Paleolimnology*, volume 13, pp. 21-49.
- Priede, A., 2011. Phytosociology and dynamics of calcareous grasslands in Ķemeri National Park, Latvia. *Estonian Journal of Ecology*, volume 60 (4), pp. 284-304.
- Pujate, A., Kalnina, L., Klavins, M., 2012a. Changes of Lake Engure sedimentation conditions reflected by paleovegetation records. In: J. Burley, L. Loures, T. Panagopoulos (Eds.), *Recent Researches in Environmental Science & Landscaping*. Published by WSEAS, University of Algarve, Portugal, pp. 155-160.
- Pujāte, A., Kalniņa, L., 2013. Distribution of pollen and plant macroremains in sediments of Lake Babite. In: P. Kuneš, V. Abraham, P. Bobek, Svobodová-Svitavská (Eds.), *Pollen Monitoring Programme Prague 2013: Pollen Monitoring Programme 9th International Meeting*. Volume of abstracts. Charles University, Prague, pp. 44-45.
- Pujāte, A., Stankeviča, K., Dručka, A., Staškova, A., Ceriņa, A., Kalniņa, L., Kuške, K., 2014. Records of natural and human-induced environmental changes in Latvian lake sediments. In: V. Zelčs, M. Nartišs, (Eds.), *Late Quaternary Terrestrial Processes, Sediments and History: from Glacial to Postglacial Environments*, Excursion guide and abstracts of the INQUA Peribaltic Working Group Meeting and field excursion in Eastern and Central Latvia, (August 17-22, 2014). University of Latvia, Riga, pp. 127-129.
- Punning, J.-M., Puusepp, L., Koff, T., 2004. Spatial variability of diatoms, subfossil macrophytes, and OC/N values in surface sediments of Lake Väike-Juusa (southern Estonia). *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology*, volume 53 (3), pp. 147-160.
- Puusepp, L., 2011. *Spatio-temporal variability of diatom assemblages in lake sediments*. PhD thesis. Institute of Mathematics and Natural Sciences, Tallinn University, 60 pp.
- Rasiņš, A., Tauriņa, M., 1982. *Nezāļu kvantitātes uzskaites metodika Latvijas PSR apstākļos. Ieteikumi*. Rīga: LM ZTIP, 24 lpp.
- Reeves, C. C. Jr., 1968. *Introduction in paleolimnology*. Elsevier, Amsterdam, 227 p.
- Renberg, I., Brännvall, M.-L., Bindler, R., Emteryd, O., 2000. Atmospheric lead pollution history during four millennia (2000 BC to 2000 AD) in Sweden. *Ambio*, volume 29, pp. 150-156.

- Renberg, I., Persson, M. W., Emteryd, O., 2004.** Pre-industrial atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediments. *Nature*, volume 368, pp. 323-326.
- Roberts, N., 1998.** The impact of modern times (500-0 cal. yr BP). In: *The Holocene. An environmental history*. Second edition. Blackwell Publisher, pp. 207-234.
- Ruddiman, W. F., 2003.** The Anthropogenic greenhouse era began thousands of years ago. *Climatic Change*, volume 61 (3), pp. 261-293.
- Ryding, S. O., 1985.** Chemical and microbiological processes as regulators of the exchange of substances between sediments and water in shallow eutrophic lakes. *International Review of Hydrobiology*, volume 70, pp. 657-702.
- Saarse, L., Heinsalu, A., Veski, S., 2009.** Litorina Sea sediments of ancient Vääna Lagoon, northwestern Estonia. *Estonian Journal of Earth Sciences*, volume 58 (1), pp. 85-93.
- Sabardina, G., 1968.** Rastitel'nostj ostrovov – mest massovogo gnezdozvanja utok na ozjere Engure. Ekologija vodoplavajuhih ptic Latvii. Ornitologiceskie issledovanija, 5. Zinätne, Riga, 45-69 s. (in Russian)
- Salomons, W., Förstner, U., 1984.** *Metals in the hydrocycle*. Berlin: Springer-Verlag, 349 p.
- Salomons, W., 1998.** Biogeochemistry of contaminated sediments and soils: Perspectives for future research. *Journal of Geochemical Exploration*, volume 62, pp. 37-40.
- Santisteban, J. I., Mediavilla, R., López-Pamo, E., Dabrio, C. J., Zapata, M. B. R., García, M. J. G., Castaño, S., Martínez-Alfaro, P. E., 2004.** Loss on ignition: a qualitative or quantitative method for organic matter and carbonate mineral content in sediments? *Journal of Paleolimnology*, volume 32 (3), pp. 287-299.
- Scheffer, M., van Nes, E. H., 2007.** Shallow lake theory revisited: Various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, volume 584 (1), pp. 455-466.
- Schmidt, R., Koing, K. A., Thompson, R., Kamenik, C., 2002.** A multi proxy core study of the last 7000 years of climate and alpine land-use impacts on an Austrian mountain lake (Unterer Landschitzsee, Niedere Tauern). *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, volume 187, pp. 101-120.
- Selvam, A. P., Priya, S. L., Banerjee, K., Hariharan, G., Purvaja, R., Ramesh, R., 2012.** Heavy metal assessment using geochemical and statistical tools in the surface sediments of Vembanad Lake, Southwest Coast of India. *Environmental monitoring and assessment*, volume 184 (10), pp. 5899-5915.
- Siveter, David J., Briggs, D. E. G., Siveter, Derek J., Sutton, M. D., 2010.** An exceptionally preserved myodocopid ostracod from the Silurian of Herefordshire, UK. *Proceedings of the Royal Society London B*, volume 277, pp. 1539-1544.
- Smith, B. D., Zeder, M. A., 2013.** The onset of the Anthropocene. *Anthropocene*, volume 4, pp. 8-13.
- Smol, J. P., Birks, H. J. Last, W. M., 2001.** *Tracking environmental change using lake sediments. Volume 3: Terrestrial, algal, and siliceous indicators*. Series: Developments in Paleoenvironmental Research, 371 pp.
- Solimini, A. G., Free, G., Donohue, I., Irvine, K., Pusch, M., Rossaro, B., Sandin, L., Cardoso, A. C., 2006.** *Using benthic macroinvertebrates to assess ecological status of lakes current knowledge and way forward to support WFD implementation*. Institute for Environment and Sustainability, European Communities, Italy, pp. 4-47.
- Spuris, Z., 1960.** Limnologiciskaja karakteristika ozjera Engure. Ribnoje gozastva bnutrennih vodojomov Latvijas SSR. Riga, 167-198 s. (in Russian)
- Steffen, W., Crutzen, P. J., McNeill, J. R., 2007.** The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of Nature? *Ambio*, volume 36 (8), pp. 614-621.
- Stoermer, E. F., Smol, J. P., 1999.** *The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, 469 p.

- Sturm, M., Lotter, A. F., 1995.** Lake sediments as environmental archives. A means of distinguishing natural events from human activity. *EAWAG News*, 38E, pp. 6-9.
- Teirumnieka, Ē., Kļaviņš, M., Teirumnieks, E., 2010.** Major and trace elements in peat from bogs of East Latvia In: M. Kļaviņš (Ed.), *Mires and peat*, pp. 115-125.
- Thevenon, F., Graham, N. D., Chiaradia, M., Arpagaus, P., Wildi, W., Poté, J., 2011.** Local to regional scale industrial heavy metal pollution recorded in sediments of large freshwater lakes in Central Europe (lakes Geneva and Lucerne) over the last centuries. *Science of the Total Environment*, volume 412-413, pp. 239-247.
- Thevenon, F., Wirth, S. B., Fajak, M., Poté, J., Girardclos, S., 2013.** Human impact on the transport of terrigenous and anthropogenic elements to peri-alpine lakes (Switzerland) over the last decades. *Aquatic Sciences*, volume 75, pp. 413-424.
- Tuncer, G., Tuncel, G., Balkas, T. I., 2001.** Evolution of metal pollution in the Golden Horn (Turkey) sediments between 1912 and 1987. *Marine Pollution Bulletin*, volume 42 (5), pp. 350-360.
- Turkia, J., Sandman, O., Huttunen, P., 1998.** Palaeolimnological evidence of forestry practices disturbing small lakes in Finland. *Boreal Environment Research*, volume 3, pp. 45-61.
- Ulsts, V. G., 1957.** *Morfoloģija i istorija razvitija oblasti morskoi akumulāciji v veršine Rīzkovo zālīva*. Akadēmija nauk Latvīskoi SSR, 178 pp. (in Russian)
- Ulsts, V., 1998.** *Baltijas jūras Latvijas krasta zona*. Valsts ģeoloģijas dienests, Rīga, 96 lpp.
- USEPA, 1996.** Method 3050B – Acid digestion of sediments, sludges, and soils. U.S. Environmental Protection Agency, USA, 7 pp.
- Veinbergs, I., 1996.** Baltijas baseina attīstības vēsture leduslaikmeta beigū posmā un pēcdeduslaikmetā pēc Latvijas piekrastes un tai pieguļošās akvatorijas pētījumu materiāliem. Latvijas Universitāte, Ģeoloģijas institūts, Rīga, 123 lpp.
- Viksne, J., Janaus, M., Mednis, A., 2011.** Factors influencing the number of breeding water birds in Lake Engure, Latvia. *Proceedings of the Latvian academy of sciences. Section B. Natural, exact, and applied sciences*, volume 65 (5-6), pp. 127-137.
- Walraven, N., van Gaans, P. F. M., van der Veer, G., van Os, B. J. H., Klaver, G. Th., Vriend, S. P., Middelburg, J. J., Davies, G. R., 2013.** Tracing diffuse anthropogenic Pb sources in rural soils by means of Pb isotope analysis. *Applied Geochemistry*, volume 37, pp. 242-257.
- Wessels, M., 1998.** Natural environmental changes indicated by Late Glacial and Holocene sediments from Lake Constance, Germany. *Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol*, volume 140 (1-4), pp. 421-432.
- Wetzel, R. G., 1983.** *Limnology*. Saunders College Publishing, 878 p.
- Wetzel, R. G., 2001.** *Limnology, lake and river ecosystems*. Third edition. Academic Press, an imprint of Elsevier, 985 p.
- Williams, T. M., 1991.** A sedimentary record of the deposition of heavy metals and magnetic oxides in the Loch Dee basin, Galloway, Scotland, since AD 1500. *Holocene*, volume 1-2, pp. 142-150.
- Wolfe, A. P., Hobbs, W. O., Birks, H. H., Briner, J. P., Holmgren, S. U., Ingólfsson, O., Kaushal, S. S., Miller, G. H., Pagani, M., Saros, J. E., Vinebrooke, R. D., 2013.** Stratigraphic expressions of the Holocene–Anthropocene transition revealed in sediments from remote lakes. *Earth-Science Reviews*, volume 116, pp. 17-34.
- Wright, H. E., Mann, D. H., Glaser, P. H., 1984.** Piston Corers for Peat and Lake Sediments. *Journal of Ecology*, volume 65 (2), pp. 657-659.
- Wunsam, S., Schmidt, R., Klee, R., 1995.** *Cyclotella*-taxa (Bacillariophyceae) in lakes of the Alpine region and their relationship to environmental variables. *Aquatic Sciences – Research Across Boundaries*, volume 57 (4), pp. 360-386.
- Zalasiewicz, J., Williams, M., Smith, A., Barry, T. L., Coe, A. L., Bown, P. R., Brenchley, P., Cantrill, D., Gale, A., Gibbard, P., Gregory, F. J., Hounslow, M. W., Kerr, A. C., Pearson, P.,**

- Knox, R., Powell, J., Waters, C., Marshall, J., Oates, M., Rawson, P., Stone, P., 2008. Are we now living in the Anthropocene? *Geological Society of America Today*, volume 18 (2), pp. 4-8.
- Zalasiewicz, J.**, Williams, M., Smith, A., Barry, T. L., Coe, A. L., Bown, P. R., Brechley, P., Cantrill, D., Gale, A., Gibbard, P., Gregory, F. J., Hounslow, M. W., Kerr, A. C., Pearson, P., Knox, R., Powell, J., Waters, C., Marshall, J., Oates, M., Rawson, P., Stone, P., 2008. Are we now living in the Anthropocene? *Geological Society of America Today*, volume 18 (2), pp. 4-8.
- Zalasiewicz, J.**, Williams, M., Steffen, W., Crutzen, P. J., 2010. The Anthropocene forces us to reconsider adaptationist models of human-environment interactions. *Environmental Science Technology*, volume 44 (16), pp. 6008-6008.
- Zalasiewicz, J.**, 2013. The epoch of humans. *Nature Geoscience*, volume 6, pp. 8-9.
- Zaldivar, J. M.**, Cardoso, A. C., Viaroli, P., Newton, A., de Wit, R., Ibanez, C., Reizopoulou, S., Somma, F., Razinkovas, A., Basset, A., Holmer, M., Murray, N., 2008. Eutrophication in transitional waters: An overview. *Transitional Waters Monographs*, volume 1, pp. 1-78.
- Zelčs, V.**, 1995. Ezeru ģenēze. Grām.: G. Kavacs (atb. red.), *Enciklopēdija Latvija un latvieši. Latvijas daba*, 2. sējums. Latvijas enciklopēdija, Rīga, 65. lpp.
- Zerbe, J.**, Sobczyński, T., Elbanowska, H., Siepak, J., 2009. Speciation of heavy metals in bottom sediments of lakes. *Journal of Environmental Studies*, volume 8 (5), pp. 331-339.
- Zīverts, A.**, 2004. *Hidroloģija: Ievads un hidroloģiskie aprēķini*. Latvijas Lauksaimniecības Universitāte, Jelgava, 104 lpp.
- Zviedre, E.**, 2001. Engures ezera mieturālģu veģetācija. Rakstu krājums: M. Laiviņš (galv. red.), *Latvijas Veģetācija*, 4. numurs. Latvijas Universitāte, Rīga, 7.-17. lpp.
- Yin, X.**, Liu, X., Sun, L., Zhu, R., Xie, Z., Wang, Y., 2006. A 1500-year record of lead, copper, arsenic, cadmium, zinc level in Antarctic seal hairs and sediments. *Science of Total Environment*, volume 371, pp. 252-257.

LU Akadēmiskais apgāds
Baznīcas ielā 5, Rīgā, LV-1010
Tālrunis 67034535

Iespiests SIA „Latgales druka”
Baznīcas ielā 28, Rēzeknē, LV-4601
Tālr.: 64607176, fakss: 64625938