



Interreg



EUROPEAN UNION

Latvija-Lietuva

European Regional Development Fund



Latvijas - Lietuvas pārrobežu upju un ezeru ūdens
baseinu vienota pārvaldība (TRANSWAT) LLI-533

Ezeru ekosistēmu veselības novērtēšanas metodika



LATVIJAS VIDES, ĢEOLOĢIJAS
UN METEOROLOĢIJAS CENTRS



LITHUANIAN
ENERGY
INSTITUTE



BIOR

INSTITUTE OF FOOD SAFETY, ANIMAL HEALTH
AND ENVIRONMENT



UNIVERSITY
OF LATVIA

Šis dokuments ir sagatavots projekta TRANSWAT ietvaros, ko finansē Eiropas Savienība Interreg V-A Latvijas-Lietuvas programmas 2014.-2020. gadam ietvaros. Projekta ilgums ir 2 gadi (01.10.2020.-30.09.2022.). Kopējais projekta apjoms ir 607 466,51 EUR. No tiem Eiropas Reģionālās attīstības fonda līdzfinansējums ir 516 346,53 EUR.

Satura rādītājs

I. Ievads	5
1.1. No pazemes ūdeņiem atkarīgās ekosistēmas	6
1.2. Ekosistēmas veselības novērtējums	6
1.3. Pazemes ūdeņu un virszemes ūdeņu ekosistēmu mijiedarbība Ūdens Struktūrdirektīvā	9
II. Ezeru ekosistēmu veselības novērtēšanas rādītāji	10
2.1. Batimetrija	10
2.2. Bioloģiskie rādītāji	11
2.2.1. Fitoplanktons	11
2.2.2. Makrofīti	17
2.2.3. Makrozoobentoss	25
2.2.4. Zivis	33
2.2.5. Zooplanktons	37
2.2.6. Fitobentoss	38
2.3. Fizikāli ķīmiskie rādītāji	39
2.4. Ezeru hidromorfoloģisko īpašību rādītāji	44
III Hidroģeoloģisko rādītāju ietekmes uz pazemes ūdeņiem novērtēšana	52
3.1. Pazemes ūdeņu ieguldījums vietējā ūdens bilanci	52
3.2. Pazemes ūdeņu plūsma un ūdensšķirtne	55
3.3. Hidroķīmiskais raksturojums	57
IV Slodžu un ietekmju analīze	58
4.1. Ezeru ūdens apmaiņas perioda novērtēšana	58
4.2. Caurplūduma mērījumi uz ezeru ietekošās un iztekošās ūdensteces	59
4.3. Zemes lietojums	61
4.4. Barības vielu avotu sadalījums	63
4.5. Pazemes ūdeņu ieguve	64
V. PŪSSE pārvaldības konceptuālo modeļu izstrāde	67
5.1. Uztvērēja identifikācija un modeļa mērķis	68
5.2. Telpiskā un laika mēroga noteikšana	68
5.3. Parametru kvantitatīva noteikšana	69
5.4. Riska novērtējums	73
VI. No pazemes ūdeņiem atkarīgu ezeru veselības novērtēšanas procedūra	75
6.1. Ezeru ekosistēmas veselības novērtēšanas procedūra	75
6.2. Pazemes ūdeņu novērtējums kā potenciāla slodze uz virszemes ūdeņiem ...	77
Atsauces	80

Izmantoto saīsinājumu saraksts

BSP ₅	bioķīmiskais skābekļa patēriņš 5 dienu laikā
BSP ₇	bioķīmiskais skābekļa patēriņš 7 dienu laikā
BQE	bioloģiskās kvalitātes elements
Bream/RoachW _%	plauža un raudas svara procentuālā attiecība tīklā ar 20-35 mm lielu acs izmēru
Chl-a	hlorofils-a
EQR	ekoloģiskās kvalitātes koeficients
EŽI	Lietuvas ezeru zivju indekss
LHS	ezeru biotopu apsekojuma metode
LRI	Lietuvas references indekss (Lithuanian Reference Index)
LVFI	Latvijas ezeru zivju indekss
N _{kop}	Kopējai slāpekļis
PerchW _%	asaru svara procentuālā daļa tīklā ar 20-35 mm lielu acs izmēru
RoachW _{avg}	raudas vidējais svars (g) nozvejā, izmantojot tīklus ar 20-35 mm lielu acs izmēru
P _{kop}	Kopējais fosfors
PŪAE	no pazemes ūdeņiem atkarīgās ekosistēmas
PŪASE	no pazemes ūdeņiem atkarīgās sauszemes ekosistēmas
PŪO	pazemes ūdensobjekts
PŪSSE	ar pazemes ūdeņiem saistītās saldūdens ekosistēmas
VKS	vides kvalitātes standarts
VŪO	virszemes ūdensobjekts
W _{avg}	vidējais svars
ŪSD	Ūdens Struktūrdirektīva (2000/60/EK)
WPUE	nozveja uz zvejas piepūles vienību

Autoru saraksts alfabētiskā secībā:

Retiķe, I. (red.) (2021) Autori: Akstinas, V., Bikše, J., Bruzgo, M., Demidko, J., Dimante-Deimantoviča, I., Grīnberga, L., Kokorīte, I., Koļcova, T., Medne, R., Ozoliņš, D., Rakauskas, V., Retiķe, I., Skuja, A., Steponēnas, A., Virbickas, T.

Šis dokuments ir sagatavots ar Eiropas Savienības finansiālu atbalstu. Par šī dokumenta saturu ir atbildīgi tikai projekta partneri, un tas nekādos apstākļos nav uzskatāms par Eiropas Savienības nostāju.

I. IEVADS

ES Ūdens Struktūrdirektīvas (ŪSD, 2000) galvenie mērķi ir panākt labu ūdens ekoloģisko un ķīmisko stāvokli. Efektīvāku pasākumu īstenošana ūdensobjektos ir veids, kā sasniegt šos mērķus un uzlabot ūdens kvalitāti. Tā kā ūdeņus nav iespējams sadalīt ar cilvēku noteiktām robežām, piemēram, valstu robežām, kopīgo ūdensobjektu pārvaldībai ir jābūt vienotai.

TRANSWAT projekta mērķis ir nodrošināt to pārrobežu upju un ezeru ūdensobjektu vienotu novērtēšanu un pārvaldību, kuriem pastāv risks nerasniegt vismaz labu hidromorfoloģisko un/vai ekoloģisko kvalitāti atbilstoši Ūdens Struktūrdirektīvas prasībām.

Šī pētījuma ilgtermiņa mērķis ir virzīties uz integrētu ūdens resursu pārvaldību (IWRM), un pirmais solis ir veikts, iekļaujot pazemes ūdeņu un ūdens sateces baseina vērtējumu pārrobežu ezeru ekosistēmu veselības kopējā novērtējumā. Šajā metodikā ir aprakstīti ieteikumi, kā veicami šādi kompleksi uzdevumi, gūstot labumu galvenās ES ūdens resursu politikas - Ūdens Struktūrdirektīvas - īstenošanai.

Programmas teritorija aptver trīs pārrobežu upju baseinus (Ventas, Lielupes un daļu Daugavas), kuros daudzu upju un ezeru ūdensobjektu ekoloģiskais stāvoklis nesasniedz "labu". Turklāt dažas upes ir atzītas par "stipri pārveidotām", jo tajās ir būtiski mainījušies dabiskie apstākļi, ko rada hidroelektrostaciju (HES) kaskādes, kas regulē ūdens plūsmas režīmu. Pašlaik ezeri, kas atrodas Latvijas un Lietuvas pārrobežu teritorijā, kā ūdensobjekti vairumā gadījumu tiek noteikti tikai Latvijā. Līdz ar to šo ezeru ūdens kvalitātes monitorings un slodžu analīze galvenokārt tiek veikta Latvijas pusē.

Projekts koncentrēsies uz divām galvenajām sastāvdaļām: (1) HES kaskāžu skarto upju novērtēšana un apsaimniekošana un (2) pārrobežu ezeru ekoloģiskā stāvokļa un ekosistēmas veselības novērtēšana un apsaimniekošana.

Otrais komponents (šī ziņojuma tēma) novērtēs piecu pārrobežu ezeru ekoloģisko stāvokli Lielupes un Daugavas upju baseinos. Trīs ezeri ir daļa no NATURA 2000 tīkla. Jauni dati tiks iegūti, veicot ūdens kvalitātes un kvantitātes monitoringu, kā arī detalizētus bioloģiskos un zivju pētījumus. Pēc tam, apvienojot jaunus datus ar ezeru sateces baseinu padziļinātu analīzi (piemēram, virszemes un pazemes ūdeņu mijiedarbības novērtējumu un avotu sadalījuma modelēšanu), tiks novērtēts piecu ezeru ekoloģiskais stāvoklis. **Tiks izstrādāta jauna kopīga metodika ezeru ekosistēmu veselības novērtēšanai, kas pēc tam tiks pielietota pilotteritorijā. Šajā ziņojumā izklāstīta kopīgi izstrādātā metodika.** Visbeidzot, tiks izstrādāta saskaņota Latvijas un Lietuvas monitoringa programma (MP) un pasākumu programma, lai nodrošinātu projekta rezultātu ilgtspēju un turpmāku ūdens kvalitātes uzlabošanu.

1.1. No pazemes ūdeņiem atkarīgās ekosistēmas

Mijiedarbība starp pazemes un virszemes ūdeņiem ir plaši zināma, bet pazemes ūdeņu loma sauszemes un ūdens ekosistēmās joprojām ir pārāk maz izprasta un dokumentēta, jo tā ir kompleksa telpā un laikā (Terasmaa et al., 2020).

No pazemes ūdeņiem atkarīgās ekosistēmas (PŪAE) ir ekosistēmas, kuru pašreizējais sastāvs, struktūra un funkcijas ir atkarīgas no pazemes ūdeņu piegādes. PŪAE ir tieši vai netieši aizsargātas ar vairākām Eiropas Savienības direktīvām (Putnu, Biotopu, Gruntsūdeņu, Plūdu) un starptautiskiem nolīgumiem, piemēram, Ramsāres konvenciju par mitrāju aizsardzību. Daudzas PŪASE ir iekļautas Natura 2000 aizsargājamo teritoriju tīklā. Šīm ekosistēmām ir raksturīga augsta vērtība, jo tās ir apdraudēto sugu dzīvotnes, nodrošina augstu bioloģisko daudzveidību un sniedz vērtīgus ekosistēmu pakalpojumus (Kløve et al., 2011), proti, zivju resursu producēšanu, ūdens attīrīšanu un aizturēšanu, klimata regulēšanu un rekreācijas iespējas (Grizzetti et al., 2016).

Parasti PŪAE iedala divās galvenajās grupās - sauszemes un ūdens ekosistēmās, tomēr literatūrā ir pieejami daudzi smalkāki iedalījumi. Saskaņā ar Kløve et al. (2011) PŪAE var iedalīt (1) upju un ezeru grupās, tostarp ūdens, hiporeālos un piekrastes biotopos, (2) pazemes ūdens nesējslāņos un alās, (3) mitrājos un avotos un (IV) grīvas un piekrastes jūras ekosistēmās. Tikmēr Eamus et al. (2016) PŪAE iedala tādās, (1) kas atrodas pazemes ūdeņos (piemēram, karsts, stigofauna), (2) kam nepieciešama pazemes ūdeņu virszemes izpausme (piemēram, avoti un mitrāji) un (3) kas ir atkarīgas no pazemes ūdeņu pieejamības veģetācijas sakņu dziļumā (piemēram, meži vai piekrastes meži).

Neraugoties uz izvēlēto iedalījumu, visi ir vienisprātis, ka PŪAE sniedz vērtīgus ekosistēmu pakalpojumus un nav pilnībā izprasti, jo īpaši tad, kad runa ir par pazemes ūdeņu pienesuma dokumentāciju. Līdzīgi kā virszemes ūdensobjektiem, arī pazemes ūdeņu kustību nevar nošķirt ar cilvēku noteiktām robežām, piemēram, valstu robežām, tāpēc pārrobežu ūdensobjektu novērtēšanai ir jābūt kopīgai to kaimiņvalstu starpā, kurām ir kopīgi ūdens resursi (ŪSD, 2000). Pirmais mēģinājums Baltijā kopīgi risināt PŪASE jautājumus tika veikts Interreg Est-Lat projekta "GroundEco" ietvaros (Retike et al., 2020), tomēr PŪSSE jautājumi vēl nav risināti.

1.2. Ekosistēmas veselības novērtējums

"Ekosistēmas veselība" ir vides zinātnē un pārvaldībā plaši izmantots termins, ar ko apzīmē sistēmas stāvokli attiecībā pret vēlamo pārvaldības mērķi vai references stāvokli (O'Brien et al., 2016; Rapport, 1989).

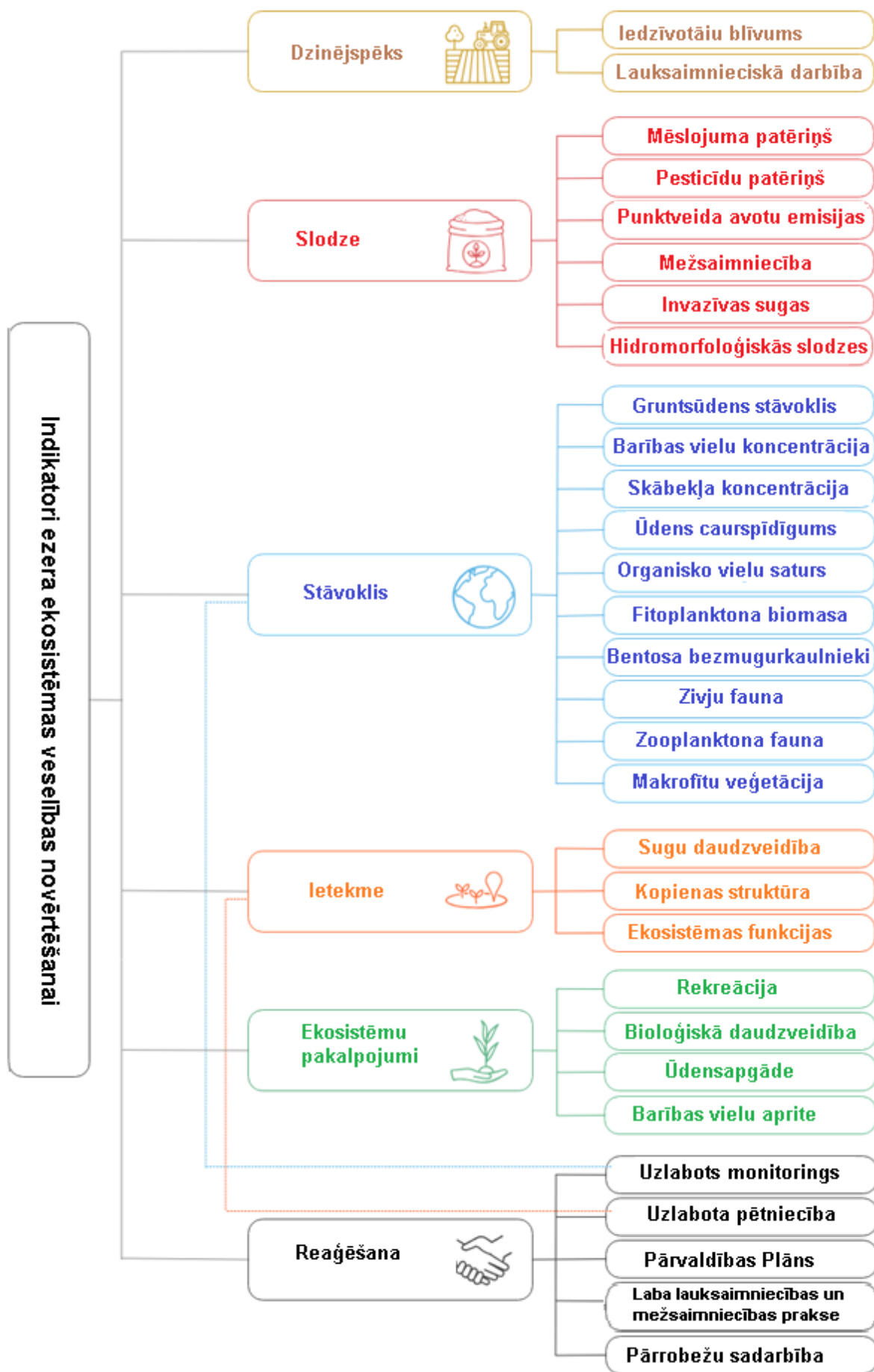
Ekosistēmas veselības koncepciju pirmie ierosināja Costanza un Rapport (Costanza un Mageau, 1999; Mageau et al., 1998; Rapport et al., 1998). Viņi ziņoja, ka jebkurai ekosistēmai ir jā saglabā stabilitāte un elastība gan ilgstošu, gan pēkšņu dabas un cilvēka izraisītu traucējumu gadījumā. Kopš 20. gs. 80-ajos gados parādījās ekosistēmas veselības koncepcija un tika izvirzīti jauni vides pārvaldības mērķi, ezeru ekosistēmas veselība ir kļuvusi par vienu no sabiedrībā un akadēmiskajā vidē aktuālajiem jautājumiem un kopējām problēmām (Kane et al., 2009; Xu et al., 2001;

Xu et al., 2011; Zhang et al., 2010). Ekosistēmas veselības jēdziens ir izstrādāts pēc analogijas ar cilvēka veselību. Gan cilvēki, gan ekosistēmas ir sarežģītas sistēmas, kas sastāv no savstarpēji nepārtrauktā mijiedarbībā esošām daļām, kuras ir sarežģītā savstarpēji atkarīgu funkciju līdzsvarā (Costanza, 1992). Ja novērojam, ka ekosistēma nav veselīga, vēlamies zināt diagnozi, slimības cēloņus un ārstēšanas iespējas. Ekosistēmas veselības definīcija ir saistīta ar sistēmas daudzveidību vai sarežģītību. Pamatprincips ir tāds, ka daudzveidība vai sarežģītība ir stabilitātes jeb noturības rādītāji un arī veselības rādītāji. Veselīga ekosistēma ir definēta kā stabila un ilgtspējīga, kas laika gaitā saglabā savu organizāciju un autonomiju, kā arī noturību pret stresu. Ekosistēmas veselība ir cieši saistīta ar ilgtspējas ideju, kas tiek uzskatīta par visaptverošu, daudzšķautņainu, dinamisku sistēmas noturības, organizācijas un vitalitātes rādītāju (Norton et al., 1992).

Ekologi (Norton et al., 1992; Rapport et al., 1998) ekosistēmas veselību definē kā sistēmas organizāciju (daudzveidība, struktūra, mijiedarbība starp sistēmas komponentiem), elastību (sistēmu spēja saglabāt struktūru un funkcijas stresa apstākļos) un vitalitāti (piemēram, aktivitāte, vielmaiņa, primārā produktivitāte), kā arī ekosistēmas traucējumu pazīmju trūkumu. Lai novērtētu ekosistēmas veselību, ir izstrādāti daudzi vispārīgi, konkrētām problēmām un ekosistēmām specifiski ekoloģiskie rādītāji. Tomēr nav pieejams vienkāršs rādītāju kopums, ko varētu izmantot, lai ticami raksturotu ekosistēmas veselību. Viena tipa ekosistēmas (piemēram, ezeri vai eitrofi ezeri) ir atšķirīgas, un ir nepieciešami specifiski rādītāji katram gadījumam (Jørgensen et al., 2005).

Ūdens ekosistēmu ekoloģiskās veselības efektīvs novērtējums ir kļuvis par nozīmīgu jautājumu pētniekiem, politikas veidotājiem un vides speciālistiem visā pasaulē (Kumar et al., 2015). Vērtēšanas metodes ietver vienas indikatorsugas metodi un integrēto indeksu metodi.

Ezeru ekosistēmu veselības novērtējums radās pagājušā gadsimta 80. gadu beigās (Jørgensen et al., 2005). Ezeru ekosistēmu veselības novērtēšanu var uzskatīt par holistisku pieeju, kurā izmanto gan kvantitatīvu, gan kvalitatīvu informāciju (1. attēls). Ezeru ekosistēmas veselības novērtēšanai ir ierosināti vairāki ekoloģiskie indikatori, piemēram, vienas taksonomiskās grupas vai sugas indikatori (Bista et al., 2015), ekosistēmas stresa indikatori (Rapport et al., 1985), ekoekserģija (Ex) un strukturālā ekoekserģija (Exst) (Jørgensen, 1995a, b). Tika izveidota novērtējuma rādītāju sistēma, kas ietver ūdens kvalitātes, ekoloģiskos un sociālekonomiskos kritērijus (Zhang et al., 2015).



1. attēls. Ezeru ekosistēmu veselības novērtēšanas procedūras sadaļas un rādītāji.

1.3. Pazemes ūdeņu un virszemes ūdeņu ekosistēmu mijiedarbība Ūdens Struktūrdirektīvā

ES Ūdens Struktūrdirektīvas (ŪSD, 2000) mērķis ir aizsargāt visus ūdens resursus - iekšzemes virszemes ūdeņus, pārejas ūdeņus, piekrastes ūdeņus un pazemes ūdeņus. Saskaņā ar Ūdens Struktūrdirektīvas prasībām, virszemes ūdeņu ekoloģiskā kvalitāte jānovērtē, pamatojoties uz bioloģiskās kvalitātes elementiem (BQE), vispārējiem fizikāli ķīmiskajiem parametriem un hidromorfoloģiskajiem parametriem. Savukārt, pazemes ūdeņu labais stāvoklis ir gan laba kvantitatīvā (pazemes ūdeņu līmenis), gan laba ķīmiskā stāvokļa kombinācija, tāpēc ir jāizpilda virkne nosacījumu, kas definēti ne tikai Ūdens Struktūrdirektīvā, bet arī Gruntsūdeņu direktīvā (Gruntsūdeņu direktīva, 2006). Viens no šiem nosacījumiem ir nodrošināt, lai pazemes ūdeņu ieplūde saistītajos virszemes ūdeņos neradītu neatbilstību šo ūdeņu vides mērķiem un neradītu būtisku šo ūdeņu stāvokļa/ekoloģiskās vai ķīmiskās kvalitātes pasliktināšanos (Eiropas Komisija, 2015).

Ūdens Struktūrdirektīvas skatījumā PŪSSE ir tādi virszemes ūdensobjekti (VŪO), tostarp upes, stāvošie ūdeņi un pārejas ūdeņi, kuru virszemes ūdeņu ekoloģija un hidroloģija ir ļoti atkarīga no pazemes ūdeņu ietekmes, lai sasniegtu Ūdens Struktūrdirektīvā (ŪSD, 2000) noteiktos vides mērķus. Vides mērķi var atšķirties, tāpēc ar tiem saistītie vides kvalitātes standarti (VKS) vai PŪSSE caurplūduma/līmeņa prasības var atšķirties starp augsta un laba stāvokļa VŪO (Eiropas Komisija, 2015). Ūdens Struktūrdirektīvā ir nošķirtas no pazemes ūdeņiem atkarīgas sauszemes ekosistēmas (PŪASE), piemēram, mitrāji vai avotu purvi, un ar pazemes ūdeņiem saistītas saldūdens ekosistēmas (PŪSSE), piemēram, ezeri un upes. Mūsu pētījums attiecas uz ezeriem.

Saskaņā ar Gruntsūdeņu direktīvu, dalībvalstīm (tostarp Latvijai un Lietuvai) ir jānosaka robežvērtības tiem PŪO, kas nerasniedz labu stāvokli būtisku PŪAE bojājumu dēļ. Robežvērtības (slietņi) ir pazemes ūdeņu kvalitātes standarti, kas atspoguļo piesārņojošo vielu koncentrācijas, ko nedrīkst pārsniegt, lai panāktu labu ķīmisko stāvokli PŪO (Hinsby et al., 2008). Pārsvārā dalībvalstis ir noteikušas vai apsver iespēju noteikt robežvērtības slāpekļa un fosfora savienojumiem, un bieži tie ir tādi paši kā VKS virszemes ūdeņiem. Pārrobežu ūdensobjektos šādi slietņi būtu jānosaka kaimiņvalstu starpā (Retike et.al., 2020). Šobrīd Latvijā un Lietuvā šādi slietņi PŪAE nav noteikti.

Kopumā šīs metodikas mērķis ir aizsargāt PŪSSE un novērtēt, vai pazemes ūdeņi nav pakļauti antropogēnajām izmaiņām, kas var ietekmēt vai ir būtiski ietekmējušas PŪSSE. PŪO kvalitātes stāvoklis tiek novērtēts, pamatojoties uz virszemes ūdeņu un ekosistēmas stāvokļa novērtējumu un pēc tam uz iespējamo piesārņojošo vielu pārneses un ūdens ieguves ietekmes novērtējumu.

II. EZERU EKOSISTĒMU VESELĪBAS NOVĒRTĒŠANAS RĀDĪTĀJI

2.1. Batimetrija

Batimetrija un morfometrija ir ļoti svarīgi ezeru raksturojoši rādītāji, kas sniedz nepieciešamo informāciju par ūdensobjekta stāvokli un tā attīstību saistībā ar vietu un hidroloģiskā režīma izmaiņām. Ezera morfometriskos parametrus ietekmē ezera atrašanās vieta, izcelsme, dabas apstākļi, citi ūdensobjekti un ūdensteces ezera sateces baseinā, kā arī antropogēnā ietekme (Tundisi un Tundisi, 2012). Batimetrijas noteikšana ir nozīmīga sastāvdaļa dziļuma monitoringam un morfometrijas izmaiņu noteikšanai (Jawak un Luis, 2015). Ezera dziļuma noteikšana ir svarīga, lai izprastu barības vielu plūsmu un ūdensobjekta produktivitāti (Leinerte, 1992).

Batimetriskos datus var izmantot klimata pārmaiņu izraisīto ūdensobjektu dziļuma izmaiņu monitoringam. Modeļus var izveidot, pamatojoties uz batimetriskajiem datiem, plūdmaiņu un straumju, kā arī tādu apdraudējumu kā piekrastes plūdi prognozēšanai. Zinātnieki izmanto batimetriskos datus, lai pētītu bentisko (ūdensobjekta dibenā mītošo) organismu dzīvotnes. Batimetriskās kartes var palīdzēt zinātniekiem noteikt, kur barojas, dzīvo un vairojas zivis un citi ūdens organismi (NOAA, 2021).

TRANSWAT projekta laikā batimetriskie dati tika izmantoti, plānojot paraugu ņemšanas apgabalus zivīm, makrofitiem un planktonam.

Šajā pētījumā batimetriskā izpēte tika veikta Ilzu (Garajā) ezerā, Galiņu ezerā, Kumpinišķu ezerā, Laucesas ezerā un Skirnas ezerā. Mērķis bija apsekot ezerus un iegūt dziļuma mērījumu datus.

Batimetrisko izpēti veic, iezīmējot krasta līniju, izmantojot Latvijas Valsts mežu bezmaksas karšu serveri. Tiek sagatavots pētījumam nepieciešamais inventārs. Pēc noteikta punkta nepieciešams noteikt augstumu, kam seko nivelēšana 4 punktos katrā ezerā. Pamatojoties uz iegūtajiem datiem, aprēķina vidējo augstumu. Augstuma aprēķināšanai izmanto Trimble Catalyst GNSS.

Ezerus apseko, izmantojot modernas tehnoloģijas motorlaivu ar 20 ZS Honda dzinēju. Ezera dziļuma mērījumu datus iegūst ar Lowrance HDS Carbon 9 ehologi. Laivas eholotes devējs ir novietots 15 cm zem ūdens līmeņa, tāpēc, apstrādājot datus, tiem jāpieskaita 15 cm. Pētījuma rezultātus atspoguļo batimetriskajā kartē ar 100 cm izšķirtspēju, šādas izšķirtspējas batimetrisko karti lietotājam ir vieglāk uztvert. Rezultātu precizitātē izšķiroša nozīme ir eholotes devēja regulēšanai – ir svarīgi pareizi noregulēt ehologi, lai samazinātu kļūdu risku un ierobežotu datu rediģēšanas vajadzības. Datu ierakstīšana tiek veikta parastajā *Primary* un *DownScan* režīmā. Lai izvairītos no kļūdām, datus reģistrē ar laivu, kas pārvietojas riņķveidīgi un ar vienmērīgu ātrumu.

Pēc veiksmīgiem lauka darbiem un pirmās datu kvalitātes kontroles turpmākā datu apstrāde prasa padziļinātu datu kvalitātes kontroli. Primāri jāpārlicinās, ka dziļuma mērījumi ir pareizi izvietoti ūdensobjekta dibenā. Atrašanās vietas kontroli var veikt, izmantojot *ReefMaster* sonāra skatītāju, šajā posmā kvalitātes kontrole ietver atrašanās vietu kontroles punktu un kļūdaino punktu dzēšanu. Pēc datu

konvertēšanas, izmantojot programmu *QGIS*, ir nepieciešams iestatīt apveidfaila (*.shp) ģeometriju, koordinātu sistēmu un projekciju. Pētījumi tika veikti Latvijas ģeodēziskajā koordinātu sistēmā LKS-92. Pēc veiksmīgas izobātu konstruēšanas, izmantojot *QGIS* un *ReefMaster* rīkus, tika izveidots dziļuma apgabalu *.shp fails augstas kvalitātes datu vizualizācijai.

2.2. Bioloģiskie rādītāji

2.2.1. Fitoplanktons

Latvijā ezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai izmanto pielāgotu Igaunijas ezeru fitoplanktona metodi. Parametru klašu robežas, izņemot hlorofilu-a, ir tādas pašas kā Igaunijas oriģinālajā metodē, taču nacionālie ekoloģiskās kvalitātes koeficienti (EQR) ir pielāgoti Latvijas apstākļiem. Latvijas fitoplanktona metode sastāv no četriem parametriem (Phillips et al., 2015):

- **Hlorofils-a** (Chl-a, µg/l, visi ezera gada paraugi).
- **Pielou evenness J**. vērtības svārstās no 0 līdz 1. 1 ir teorētiskais maksimums un tādējādi arī atsaucēs vērtība visos ezeru tipos. Katra ezera tipa skala ir vienmērīgi sadalīta piecās klasēs. Indekss, kas balstīts uz hipotēzi, ka sugu daudzveidība klimatiskajās sabiedrībās sadalās vienmērīgi. Modificētais Pielou indekss, ko izmanto daudzveidības indeksa (H) aprēķināšanai. Vēl viena vienādojuma daļa ir teorētiskā daudzveidība (H_{max}). Jo augstāka ir iegūtā indeksa vērtība, jo labāka ir ekoloģiskās vides kvalitāte.

$$J = H/H_{max} \quad (1)$$

- **Nygaard modificētais savienojuma koeficients (PCQ)**, ko izmantoja ezera ekoloģiskā stāvokļa noteikšanai, izmantojot galveno grupu biomasu. Ott un Laugaste (1996) sākotnējai formulai ir pievienojuši divus papildu elementus: Cryptophyta un Chrysophyceae. Modificēts PCQ aprēķins (pēc Ott un Laugaste, 1996):

$$PCQ = \frac{Cyanophyta^* + Chlorococcales^* + Centrales^* + Euglenophyceae^* + Cryptophyta^* + 1}{Desmidiiales^* + Chrysophyceae^* + 1} \quad (2)$$

- **Kopienas apraksts (PCD)**, kas sastāv no četrām iespējamām kategorijām:
 - a. Augsta un laba ekoloģiskās kvalitātes klase - sugu daudzums un biomasas dažādām sugu grupām ir ļoti līdzīga. Dominējošos taksonus ir grūti atšķirt.
 - b. Dominējošās sugas, kas veido 60-80 % no kopējās biomasas.
 - c. Vidēja ekoloģiskā kvalitāte - dominē 3-5 sugas (> 80 % no kopējās biomasas).
 - d. Slikta ekoloģiskā kvalitāte - vienas sugas dominance (> 80 %).
 - e. Sliktas ekoloģiskās kvalitātes klase - lielā biomasā dominē Microcystis, Aphanizomenon, Radiocystis, Planktothrix, Limnothrix, Woronichinia, Anabaena vai Chlorococcae ģints sugas. Hlorofila-a saturs ezerā pārsniedz 20 mg/m³. Iepriekš minēto parametru klašu robežas ir dotas 1. tabulā.

1. tabula. Fitoplanktona rādītāju robežvērtību kopsavilkums (Phillips et al., 2015).

Rādītājs	Nacionālais tips	Ref.	Augsta	Laba	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
Chl-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	1 & 2	6.2	<9.9	9.9 - 21	21 - 42	42 - 84	>84
	5, 6, 9	3.2	<5.8	5.8 – 1.1	10 - 20	20 - 40	>40
Nygaard Quotient (PCQ)	1 & 2	2	<3.5	3.5-6.0	6.01 – 9.0	>9.0	>9.0
	5, 6, 9	2.5	<4.0	4.0 – 6.5	6.51 – 10.0	>10.0	>10.0
Pielou eveness (J)	1, 2, 5, 6, 9	1.0	0.81 – 0.99	0.61 – 0.80	0.41 – 0.6	0.21–0.40	<0.2
Kopienas apraksts (PCD)	1, 2, 5, 6, 9	A	A	B	C	D	E

Galīgo vērtējumu nosaka, izmantojot principu, ka katram no iepriekš minētajiem parametriem, ko izmanto ezera fitoplanktona galīgā vērtējuma aprēķināšanai, ir vienāds svars. Katra fitoplanktona parametra vērtība tiek novērtēta atbilstoši kvalitātes klasei: augsta - 5; laba - 4; vidēja - 3; slikta - 2; slikta - 1. Galīgo ezera fitoplanktona rezultātu aprēķina, nosakot katra parametra vidējo aritmētisko rezultātu. Galīgais rezultāts: augsts: 4,01 - 5,0; labs: 3,01 - 4,0; mērens: 2,01 - 3,0; slikts: 1,01 - 2; slikts: $\leq 1,0$.

Lai iegūtu EQR, četru metriku skaitliskās vērtības summē un dala ar 20 (maksimālā četru parametru summa, kas atbilst references apstākļiem), tādējādi iegūst visu četru metriku kopējo EQR. Kur I_x ir katra parametra vērtība 5 ballu skalā.

$$EQR(\text{phytopl.}) = I_{Chla} + I_{PCQ} + I_{PCD} + I_J/20 \quad (3)$$

Paraugu ņemšana jāveic saskaņā ar 2. tabulu (Phillips et al., 2015).

Pašreizējā metode liecina par labu spiediena - reakcijas sakarību ar eutrofikācijas spiedienu (kopējo fosforu) Latvijas ezeros. Turklāt tas korelē ar kopējo slodzes indeksu (LCI) = aplēstā māsaimniecību radītā slodze + aplēstā zemes izmantošanas radītā slodze + aplēstā lopkopības radītā slodze + aplēstā sekundārā piesārņojuma radītā slodze (Phillips et al., 2014).

2. tabula. Latvijas pieeja fitoplanktona monitoringam (Phillips et al., 2015).

Vienība	Apraksts
Biežums gadā	2-4 paraugi veģetācijas sezonā (maijs, jūlijs-septembris).
Paraugu ņemšana	ISO 10260: 1992 hlorofilam A (spektrofotometrija). SM 10200: 2012 fitoplanktonam, Utermöhl metode; skaitīšana, izmantojot invertēto mikroskopu.
Paraugošanas metode	Ruthner tipa ūdens paraugu ņemšanas ierīce, paraugi 0,5 m dziļumā ezera vidū, fiksēti ar Lugola šķīdumu.
Identifikācijas līmenis	Sugu līmenis, ja iespējams, bet par rādītājiem izmantoti arī lielle taksoni(klasi, secība).

Lietuvā attiecīgo tipu ezeru ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai izmanto vācu PSI (Phyto-See-Index) metodi (turpmāk - PSI). Valsts tiesību aktos tas tiek dēvēts par "Ežero fitoplanktono indeksas" (EFPI) (TAR, 2016-08-09, Nr. 21814). Šī metode būtiski korelē ar Lietuvas ezeru fizikāli ķīmiskajiem mainīgajiem lielumiem, kā arī ar stāvokļa novērtējuma rezultātiem, kas iegūti, izmantojot bentosa bezmugurkaulnieku un zivju metodes.

PSI indeksu aprēķina pēc oriģinālās metodikas (Mischke et al., 2008). PSI sastāv no trim rādītājiem: "biomasa", "aļģu klases" un "Fitoplanktona-takšu indekss" (Phytoplankton Taxa Lake Index, PTSI). Daži no šiem rādītājiem ir daudzparametru mainīgie.

1. Biomases metriku veido:
 - a. Kopējā fitoplanktona biomasa ezera epilimniskas jeb eifotiskajā zonā (vidējais aritmētiskais rādītājs veģetācijas periodā no maija līdz septembrim).
 - b. Hlorofila-a koncentrācija (vidējā aritmētiskā vērtība veģetācijas periodā no maija līdz septembrim).
 - c. Maksimālā hlorofila-a vērtība, ja tā atšķiras no vidējās vērtības par vairāk nekā 25 %.
2. Aļģu klases metrika: biomasa vai tās procentuālā daļa no kopējās biomasas konkrētos gada periodos (piemēram, vidējās cianofītu, dinofītu un hlorofītu vērtības no jūlija līdz oktobrim; vidējā vērtība krizofītiem no maija līdz septembrim).
3. PTSI (Fitoplanktona-takšu indekss): šis indekss novērtē sugu sastāvu, pamatojoties uz ezeram specifisku indikatorsugu sarakstiem un to īpašajiem trofiskajiem vērtējumiem un svēruma koeficientiem. Metode darbojas divos posmos:
 - a. Trofiskā iedalījuma rezultāts ir PTSI indekss katram paraugam vai ezeram gadā.
 - b. Novērtējums, salīdzinot pašreizējo trofisko stāvokli ar ezeram specifisko trofisko references stāvokli.

PSI izmantošanai sākotnējie ezeru tipi ir iedalīti apakštipos, pamatojoties uz VQ metriku (3. tabula). "Biomasa" un "Aļģu klases" metrikas vērtību kopsavilkums katrai statusa klasei ir sniegts 4. un 5. tabulās.

3. tabula. Nacionālie ezeru tipi un apakštipi stāvokļa novērtēšanai, pamatojoties uz PSI.

Ezera tipi	Ezera apakštipi	Sadalījuma pa apakštipiem rādītājs *
2-3 (S-DS)	SDS 1	VQ < 1.5
2-3 (S-DS)	SDS 2	VQ > 1.5
1 (P)	P 1	VQ < 1.5
1 (P)	P 2	VQ > 1.5; vidējais dziļums < 3m; ūdens apmaiņas periods >30 days
1 (P)	P 3	VQ > 1.5; vidējais dziļums ≥ 3m; ūdens apmaiņas periods >30 days
1 (P)	P 4	VQ > 1.5; ūdens apmaiņas periods ≤30 days

* $VQ = V * 100 / Q$, kur V - sateces baseina platība (km³), Q - ezera tilpums (tūkst. m³).

4. tabula. "Biomasa" rādītāju komponentu robežvērtības.

Stāvoklis	Ezera apakštipi				
	SDS1	SDS2	P1	P2	P3-P4
klase*	Kopējais fitoplanktona biotilpums (mm ³ L ⁻¹ L)				
A/L	1.4	0.7	2.09	4.3	2.95
L/V	3.3	1.7	4.4	9.0	6.0
V/S	7.7	3.8	9.1	18.5	12.2
S/LS	18.1	8.0	19.0	39.0	25.1
	Chl-a (µg l ⁻¹) vidējā				
A/L	6.9	4.8	7.2	11.9	9.7
L/V	12.0	8.6	13.2	24.8	17.8
V/S	21.0	15.3	24.3	51.2	32.9
S/LS	36.5	27.3	44.8	106.5	61.0
	Chl-a (µg l ⁻¹) maksimālā				
A/L	15	9	12	22	17
L/V	25	16	24	41	33
V/S	42	28	45	78	63

S/LS	70	50	87	145	120
-------------	----	----	----	-----	-----

* A - augsta, L - laba, V - vidēja, P - slikta, B – ļoti slikta.

5. tabula. "Alģu klases rādītāju" komponentu robežvērtības.

Stāvoklis	Chrysophyceae (Maijs- Septembris)	Chlorophyceae (Jūlijs- Septembris)	Dinophyceae (Jūlijs- Septembris)	Cyanobacteria (Jūlijs- Septembris)	Dinophyceae + Cyanobacteria (Jūlijs- Septembris)
klase*	Ezera apakštīpi SDS1 un SDS2				
A/L	2.5	0.11			0.9
L/V	1.2	0.20			2.0
V/S	0.6	0.38			4.4
S/LS	0.3	0.72			10
	Ezera apakštīps P1				
A/L		----			1.1
L/V		----			2.29
V/S		----			4.75
S/LS		>1			9.9
	Ezera apakštīps P2				
A/L		0.15	10	1.5	
L/V		0.4	5	3.5	
V/S		1.12	2.5	8	
S/LS		3	1.25	19	
	Ezera apakštīps P3				
A/L				1.5	
L/V				3.0	
V/S				6.0	
S/LS				12.0	
	Ezera apakštīps P4				
A/L		----			1.94

L/V	----	3.91
V/S	----	7.9
S/LS	>1	16

* A - augsta, L - laba, V - vidēja, P - slikta, B – ļoti slikta.

$$PTSI = \frac{\sum(abundance\ category_i + TAW_i + stenoecy\ factor_i)}{\sum(abundance\ category_i + stenoecy\ factor_i)} \quad (4)$$

Kur:

Pārpilnības kategorija - indikatora taksona ar indeksu i pārpilnības kategorija

TAW_i – indikatora taksona trofiskais rādītājs ar indeksu i

Stenocitātes faktors_i – indikatora taksona ar indeksu i stenoocitātes faktors.

Trofiskais rādītājs un stenoocitātes faktors ir saskaņā ar Mischke et al. (2008).

PSI ir visu rādītāju vidējais punktu skaits. Galīgo rezultātu apkopo, izmantojot izmantoto komponentu svēruma koeficientus, pirms metrisko rezultātu vidējā novērtējuma (sīkāka informācija Mischke et al., 2008). Pēc tam to pārveido normalizētā EQR saskaņā ar formulu $y = -0,2x + 1,1$. PSI EQR vērtības katrai kvalitātes klasei ir norādītas 6. tabulā.

6. tabula. PSI EQR nacionālās kvalitātes klašu robežas (TAR, 2016-08-09, Nr. 21814).

Kvalitātes klases robeža	Augsta/Laba	Laba/Vidēja	Vidēja/Slikta	Slikta/Ļoti slikta
EMI EQR	0.81	0.61	0.41	0.21

Vispārīgs fitoplanktona monitoringa apraksts LT ir sniegts 7. tabulā (Valstybės žinios, 2004-04-10, Nr. 53-1827).

7. tabula. Lietuvas pieeja fitoplanktona monitoringam.

Vienība	Apraksts
Biežums gadā	2-4 paraugi veģetācijas sezonā (maijs, jūlijs-septembris).
Paraugu ņemšana	ISO 10260: 1992 hlorofilam A (spektrofotometrija). LST EN 25667-2:2001 fitoplanktonam, Utermöhl metode; skaitīšana, izmantojot invertētu mikroskopu.
Paraugošanas metode	Ruthner tipa ūdens paraugu ņemšanas ierīce, paraugi 0,5 m dziļumā ezera vidū, fiksētu ar Lugola šķīdumu.
Identifikācijas līmenis	Sugas līmenis, kad vien iespējams.

2.2.2. Makrofīti

Makrofīti ir svarīga ūdens ekosistēmu sastāvdaļa, un tos plaši izmanto, lai veiktu ekoloģiskā stāvokļa monitoringu. Ezeros makrofīti nodrošina vides daudzveidību, turklāt vairākas sugas un sugu grupas ir indikatori ezera ekoloģiskajam stāvoklim un ezeru tipam. Makrofītu sugu daudzveidība un sastopamība ezeros ir atkarīga no dažādiem faktoriem – barības vielu daudzums, ūdens caurredzamība un ezeru dziļums ir būtiskākie. Daļa sugu ir jutīgas pret antropogēno ietekmi, viena no eutrofikācijas sekām ir makrofītu sugu daudzveidības samazināšanās (Water quality..., 2007)..

Latvijas makrofītu novērtēšanas metode (Daugavas upju baseinu..., 2015) ezeriem galvenokārt balstās uz indikatoru sugu sastopamību, pievienojot vēl divus parametrus: kopējo sugu sastāvu un dziļumu, līdz kādam sastopami iegrimušie augi.

Ezera litorāle tiek apsekota ar laivu un makrofītu novērtējums veikts transektēs, septiņu ballu skalā novērtējot sugu sastopamību visās joslās - virsūdens, peldlapu u. c. . Augu ievākšanai izmanto grābekli garā kātā vai ūdensaugu ievākšanai paredzētu āķi. Nosaka makrofītu zonējumu (virsūdens, peldlapu un iegrimušo augu) un zonu dziļuma robežas. Transektu atrašanās vietas tiek izvēlētas ir pēc 100-500 m, daudzums atkarībā no ezera rakstura un krasta līnijas izrobujuma.

Katram ezera ekoloģiskajam tipam tiek izmantoti atšķirīgi parametri, piemēram, ļoti sekliem cietūdens oligohumoziem ezeriem (1. tips) raksturīgie taksoni, kas nosaka augstu/labu ekoloģisko stāvokli, ir harofīti jeb mieturaļģes un glīvenes *Potamogeton* sp.; indikatorsugas ir mieturaļģes *Chara* sp. un *Nitella* sp.; kopējais makrofītu sugu skaits ir >15; konstatētais mieturaļģu sugu skaits ir 4-5; pavedienvēda zaļāļģu sastopamība ir 1-2 balles (8. tab.).

8. tabula. Latvijas makrofītu metode

Tips	Kvalitātes klase				
	Augsta	Labā	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
1.Tips: Ļoti sekls dzidrūdens ezers ar augstu ūdens cietību					
EQR kop.	1	0.8	0.6	0.4	0.2
Raksturīgie taksoni*	Char, Pot	Char, Pot	Nup, Pot	Cer, Lem, Nup	Cer, Lem, Nup
Indikatorsugas augstai/labai kvalitātei	<i>Chara</i> sp., <i>Nitella</i> sp.	<i>Chara</i> sp., <i>Nitella</i> sp.			
Makrofītu sugu skaits	>15	>15	10-15	<10	<10
Harofītu sastopamība**	6~7	4~5	2~3	1	0
Brīvi peldošo augu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7

Tips	Kvalitātes klase				
	Augsta	Labā	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
Pavedienveidīgo zaļajūgu sastopamība	0	1~2	3~5	5	6~7
2. tips: Ļoti sekls brūnūdens ezers ar augstu ūdens cietību					
EQR kop.	1	0.8	0.6	0.4	0.2
Raksturīgie taksoni*	Char, Pot	Char, Pot	Nup, Pot	Cer, Lem, Nup	Cer, Lem, Nup
Indikatorsugas augstai/labai kvalitātei	<i>Chara</i> sp., <i>Nitella</i> sp.				
Harofītu sastopamība	>4	3~4	1~2	0	0
Brīvi peldošo augu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
Pavedienveidīgo zaļajūgu sastopamība	0	1~2	3~4	5	6~7
3. tips: Ļoti sekls dzidrūdens ezers ar zemu ūdens cietību					
EQR kop.	1	0.8	0.6	0.4	0.2
Raksturīgie taksoni*	Iso, Char, Bry	Iso, Char, Bry	EI, Pot, Char		
Indikatorsugas augstai/labai kvalitātei	<i>Isoëtes</i> sp., <i>Lobelia dortmanna</i>	<i>Isoëtes</i> sp., <i>Lobelia dortmanna</i>			
Viršūdens augu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
Izoetīdu sastopamība	7	5~6	3~4	0	0
Elodeīdu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
Peldlapu augu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
4. tips: Ļoti sekls brūnūdens ezers ar zemu ūdens cietību					
EQR kop.	1	0.8	0.6	0.4	0.2
Raksturīgie taksoni*	Iso, Char, Bry	Iso, Char, Bry	EI, Pot, Char	Cer, Lem, Nup	Cer, Lem, Nup
Indikatorsugas augstai/labai kvalitātei	<i>Sphagnum</i> sp., <i>Utricularia</i> sp., <i>Nuphar lutea</i>	<i>Sphagnum</i> sp., <i>Utricularia</i> sp., <i>Nuphar lutea</i>			
Viršūdens augu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
Izoetīdu un harofītu sastopamība	2~4	2~4	1	0	0

Tips	Kvalitātes klase				
	Augsta	Labā	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
Elodeīdu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
Peldlapu augu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
5. tips: Sekls dzidrūdens ezers ar augstu ūdens cietību					
EQR kop.	1	0.8	0.6	0.4	0.2
Raksturīgie taksoni*	Char, Pot	Char, Pot	Nup, Pot	Cer, Lem, Nup	Cer, Lem, Nup
Indikatorsugas augstai/labai kvalitātei	<i>Chara</i> sp., <i>Nitella</i> sp.	<i>Chara</i> sp., <i>Nitella</i> sp.			
Harofītu sastopamība	>5	4~5	2~3	1	0
Brīvi peldošo augu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
Pavedienveidīgo zaļajņu sastopamība	0	1~2	3~4	5	6~7
Dziļums (m), līdz kuram sastopami iegrimušie augi	>3	2.5~3	1.5~2.5	1~1.5	<1
6. tips: Sekls brūnūdens ezers ar augstu ūdens cietību					
EQR kop.	1	0.8	0.6	0.4	0.2
Raksturīgie taksoni*	Pot	Pot	Nup, Pot	Cer, Lem, Nup	Cer, Lem, Nup
Indikatorsugas augstai/labai kvalitātei	<i>Chara</i> sp., <i>Myriophyllum alterniflorum</i>	<i>Chara</i> sp., <i>Myriophyllum alterniflorum</i>			
Virsūdens augu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
Brīvi peldošo augu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
Pavedienveidīgo zaļajņu sastopamība	<1	1~2	3~4	5	6~7
Dziļums (m), līdz kuram sastopami iegrimušie augi	>2	1.5~2	1-1.5	0.5-1	<0.5
7. tips: Sekls dzidrūdens ezers ar zemu ūdens cietību					
EQR kop.	1	0.8	0.6	0.4	0.2
Raksturīgie taksoni*	Iso, Char, Bry	Iso, Char, Bry	El, Pot, Char		

Tips	Kvalitātes klase				
	Augsta	Labā	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
Indikatorsugas augstai/labai kvalitātei	<i>Isoëtes sp., Lobelia dortmanna</i>	<i>Isoëtes sp., Lobelia dortmanna</i>			
Viršūdens augu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
Izoetīdu sastopamība	>6	5~6	1~4	0	0
Elodeīdu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
Peldlapu augu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
Dziļums (m), līdz kuram sastopami iegrimušie augi	>3	2.5~3	1.5~2.5	1~1.5	<1
8. tips: Sekls brūnūdens ezers ar zemu ūdens cietību					
EQR kop.	1	0.8	0.6	0.4	0.2
Raksturīgie taksoni*	Iso, Bry	Iso, Bry	Nup		
Indikatorsugas augstai/labai kvalitātei	<i>Isoëtes sp., Lobelia dortmanna</i>	<i>Isoëtes sp., Lobelia dortmanna</i>			
Viršūdens augu sastopamība	>2	2~3	4	5	6~7
Izoetīdu sastopamība	>2	2~4	1	0	0
Elodeīdu sastopamība	>2	2~3	4	5	6~7
Peldlapu augu sastopamība	>2	2~3	4	5	6~7
9. tips: Dziļš dzidrūdens ezers ar augstu ūdens cietību					
EQR kop.	1	0.8	0.6	0.4	0.2
Raksturīgie taksoni*	Char, Pot	Char, Pot	Nup, Pot	Cer, Lem, Nup	Cer, Lem, Nup
Indikatorsugas augstai/labai kvalitātei	<i>Chara sp., Nitella sp.</i>				
Harofītu sastopamība	6~7	4~5	2~3	1	0
Brīvi peldošo augu sastopamība	<2	2~3	4	5	6~7
Pavedienveidīgo zaļajņu sastopamība	0	1~2	3~4	5	6~7
Dziļums (m), līdz kuram sastopami iegrimušie augi	>3	2.5~3	1.5~2.5	1~1.5	<1

**Char* – harofīti, *Bry* – briofīti jeb ūdenī sastopamās sūnas, *Pot* – glīvenes (*Potamogeton* sp.), *Cer* – raglapes (*Ceratophyllum* sp.), *Nup* – lēpes (*Nuphar* sp.), *Lem* – lemnīdi (*Lemna* sp., *Spirodela polyrhiza*), *Iso* – izoetīdi (*Isoetes* sp., *Lobelia dortmanna*), *El* – elodejas (*Elodea canadensis*).

**Sastopamības biežums novērtēts, izmantojot 7 ballu skalu, kur 1 - ļoti reti (<1%), 2 - reti (1-3%), 3 - diezgan reti (2-10%), 4 - bieži (10-25%), 5 - bieži (25-50%), 6 - plaši (50-75%), 7 - ļoti plaši (75-100%).

Gaismas un barības vielu resursu divvirzienu piegāde ietekmē ne tikai planktona un perifītisko aļģu biomasas attīstību, bet var būt saistīta arī ar visu primāro producentu izplatības noteikšanu. Iegrimušie un peldlapu augi uzņem barības vielas gan no ūdens, gan sedimentiem (nogulumiem), un tas nozīmē, ka tikai barības vielu pieplūdums reti būsto augšanu ierobežojošais faktors. Virsūdens augi absorbē barības vielas no sedimentiem un fotosintezē virs ūdens; šī stratēģija padara tos konkurētspējīgākus par visiem citiem primārajiem producentiem attiecībā uz barības vielu un gaismas iegūšanu. Iegrimušie makrofīti un fitoplanktons absorbē gaismu ūdens slānī, taču makrofīti uzņem barības vielas no sedimentiem, tāpēc mazāk produktīvos ezeros tie dominē pār fitoplanktonu. Dažādas makrofītu sugas spēj augt noteiktā ūdens dziļumā. Tuvāk krastam dominē virsūdens augu sugas, tās nomaina peldlapu un pēc tam iegrimušie augi (Brönmark un Hansson, 2010).

Lietuvā ezeru ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai, izmantojot makrofītus kā indikatorus, tiek izmantots modificēts Vācijas references indekss (Centrālā Baltijas ezera... 2014; Valstybės žinios 2013). Nacionālajos tiesību aktos tas tiek dēvēts par "Makrofītu etaloninis indeksas" (MEI) (TAR, 2016-08-09, Nr. 21814).

Indeksa aprēķināšanai makrofītu monitoringu katrā ūdensobjektā veic reizi gadā no jūlija līdz augustam. Transektu novietojumstiek izvēlēts, pamatojoties uz ekspertu zināšanām, aptverot visus pieejamos biotopus ūdensobjektā. Minimālo transektu skaitu nosaka atbilstoši ezera platībai (Keskitalo un Salonen, 1993). Makrofītu apsekojums tiek veikts transektos perpendikulāri krasta līnijai. Katru transektu iedala 0-1 m, 1-2 m, 2-4 m un >4 m dziļuma zonās. Tiek reģistrēts arī maksimālais makrofītu sastopamības dziļums (veģetācijas robeža). Katrā dziļumā zonā novērtējumu veic vismaz trīs vietās, izmantojot grābekli garā kātā un akvaskopu. Indikatorsugas pieder pie šādām ekoloģiskajām grupām: lemnīdi (brīvi peldošās), peldlapu un iegrimušās makrofītu sugas, bet tiek novērtēta arī virsūdens makrofītu sugu sastopamība. Mīeturaļģes, vaskulārie augi un sūnas tiek noteiktas sugu vai ģinšu līmenī, pavedienveidīgās zaļāļģes - nodalījumu līmenī. Grūtāk nosakāmās sugas tiek ievāktas noteikšanai laboratorijā, to minimālais izmērs ir 2-3 mm. Sugu sastopamību novērtē pēc 5 ballu skalas: 1 = ļoti reti, 2 = reti, 3 = bieži, 4 = bieži un 5 = ļoti bieži.

Indeksa aprēķināšanai tiek novērtēta to indikatorsugu sastopamība, kuras ir iekļautas Lietuvas indikatorsugu sarakstā (A – sugas, kas raksturīgas barības vielām nabadzīgiem ūdeņiem, C – sugas, kas raksturīgas eitrofiem ūdeņiem un B – sugas, kurām nav izteiktas prasības pret barības vielu daudzumu (9. tabula). Augu sastopamību katrā indikatorsugu grupā iegūst, saskaitot katrai dziļuma zonai noteikto augu sastopamības klasi attiecīgajā sugu grupā. Lai sugu sastopamību pārvērstu sugu daudzumā (Q), novērtēto daudzumu palielina 3. pakāpē (daudzums tiek kāpināts kubā). Tad indeksu aprēķina pēc šāda vienādojuma:

$$MEI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100 \quad (5)$$

Kur:

MEI – references indekss

Q_{Ai} – A sugu grupas i-tā taksona daudzums

Q_{Ci} – C sugu grupas i-tā taksona daudzums

Q_{gi} – i-tā taksona daudzums visās grupās

n_A – taksonu kopskaits A grupā

n_C – taksonu kopskaits C grupā

n_g – kopējais taksonu skaits visās grupās Daudzums apzīmē bagātību.

Indeksu aprēķina katrai transektei. Atkarībā no situācijas tiek piemēroti arī MEI korekcijas koeficienti (10. tabula). Nepieciešamie nosacījumi MEI aprēķināšanai dažādiem ezeru tipi ir aprakstīti 11. tabulā. Ja šie nosacījumi nav izpildīti, indeksu nevar aprēķināt. MEI vērtības tiek pārveidotas EQR vērtībās saskaņā ar formulu: $EQR = (LRI+100)*0,5/100$. Indeksu vērtības katrai statusa klasei ir norādītas 12. tabulā.

9. tabula. Indikatorsugu saraksts MEI aprēķināšanai.

Sugas	Indikatorsugu grupas	
	Ezera vidējais dziļums >3 m	Ezera vidējais dziļums <3 m
<i>Alisma gramineum</i>	B	–
<i>Batrachium circinatum</i>	C	B
<i>Butomus umbellatus</i>	B	B
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	B	B
<i>Ceratophyllum demersum</i>	B	B
<i>Ceratophyllum submersum</i>	B	–
<i>Chara aspera</i>	A	A
<i>Chara contraria</i>	B	A
<i>Chara virgata</i>	B	A
<i>Chara filiformis</i>	A	A
<i>Chara globularis</i>	B	A
<i>Chara hispida</i>	–	A
<i>Chara intermedia</i>	A	A
<i>Chara rudis</i>	A	A
<i>Chara strigosa</i>	A	A
<i>Chara tomentosa</i>	A	A

Sugas	Indikatorsugu grupas	
	Ezera vidējais dziļums >3 m	Ezera vidējais dziļums <3 m
<i>Drepanocladus aduncus</i>	B	B
<i>Drepanocladus sendtneri</i>	B	B
<i>Eleocharis acicularis</i>	B	B
<i>Elodea canadensis</i>	C	C
<i>Fontinalis antipyretica</i>	B	B
<i>Hippuris vulgaris</i>	B	B
<i>Hydrilla verticillata</i>	B	A
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	C	B
<i>Lemna minor</i>	C	B
<i>Lemna trisulca</i>	C	B
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	+	+
<i>Myriophyllum spicatum</i>	B	B
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	B	B
<i>Najas intermedia</i>	B	A
<i>Najas marina</i>	C	C
<i>Nitella flexilis</i>	B	A
<i>Nitella mucronata</i>	B	A
<i>Nitella opaca</i>	A	A
<i>Nitellopsis obtusa</i>	B	B
<i>Nymphaea alba</i>	B	B
<i>Nymphaea candida</i>	B	B
<i>Nuphar lutea</i>	B	B
<i>Persicaria amphibia</i>	B	B
<i>Potamogeton × nitens</i>	B	A
<i>Potamogeton × salicifolius</i>	B	A
<i>Potamogeton angustifolius</i>	A	–
<i>Potamogeton acutifolius</i>	B	A
<i>Potamogeton alpinus</i>	A	A
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	B	B
<i>Potamogeton compressus</i>	B	A
<i>Potamogeton crispus</i>	C	B

Sugas	Indikatorsugu grupas	
	Ezera vidējais dziļums >3 m	Ezera vidējais dziļums <3 m
<i>Potamogeton filiformis</i>	A	A
<i>Potamogeton friesii</i>	B	B
<i>Potamogeton gramineus</i>	A	A
<i>Potamogeton lucens</i>	B	A
<i>Potamogeton natans</i>	C	B
<i>Potamogeton pectinatus</i>	B	B
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	B	B
<i>Potamogeton praelongus</i>	A	A
<i>Potamogeton pusillus</i>	B	B
<i>Potamogeton rutilus</i>	A	A
<i>Ranunculus reptans</i>	+	+
<i>Rhynchosodium riparioides</i>	B	B
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	C	B
<i>Scorpidium scorpioides</i>	B	B
<i>Sparganium emersum</i>	C	B
<i>Spirodela polyrhiza</i>	C	B
<i>Stratiotes aloides</i>	B	A
<i>Utricularia minor</i>	-	+
<i>Utricularia vulgaris</i>	B	A
<i>Zannichellia palustris</i>	C	B

10. tabula. MEI korekcijas koeficienti.

Ezera vidējais dziļums	Korekcijas koeficienti
>3 m	– ja LRI > 0 un veģetācijas maksimālais sastopamības dziļums <5 m, MEI tiek samazināts par 50; – ja dominē kāds no zemāk uzskaitītajiem taksoniem, MEI tiek samazināts par 50: <i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>C. submersum</i> , <i>Elodea canadensis</i> , <i>Najas marina</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i> .
<3 m	– ja LRI > 0, maksimālais dziļums ≥ 3 m un veģetācijas maksimālais sastopamības dziļums <3 m, MEI tiek samazināts par 50; – ja dominē kāds no zemāk uzskaitītajiem taksoniem, MEI tiek samazināts par 50: <i>Ceratophyllum demersum</i> , <i>C. submersum</i> , <i>Elodea canadensis</i> , <i>Najas marina</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i> .

11. tabula. Nepieciešamie nosacījumi MEI aprēķināšanai.

Ezera vidējais dziļums	Nepieciešamie nosacījumi
>3 m	<ul style="list-style-type: none"> – kopējais augu daudzums (sastopamība³) ir ≥ 55; – <i>Nymphaea</i> un <i>Nuphar</i> ģints sugas veido mazāk nekā 80% no kopējā augu daudzuma
<3 m	<ul style="list-style-type: none"> – kopējais augu daudzums (sastopamība³) ir ≥ 35; – <i>Nymphaea</i> un <i>Nuphar</i> ģints sugas veido mazāk nekā 80% no kopējā augu daudzuma; – sugas, kurām indikatora vērtība nav noteikta, veido ne vairāk kā 25% no kopējā augu daudzuma.

12. tabula. MEI EQR nacionālās kvalitātes klašu robežas.

Kvalitātes klases robeža	Augsta/laba	Laba/vidēja	Vidēja/slikta	Slikta/ļoti slikta
MEI EQR	0.76	0.50	0.25	0.01

2.2.3. Makrozoobentoss

Bentiskajiem bezmugurkaulniekiem ir būtiska loma ezeru ekosistēmu galvenajos procesos, piemēram, barības ķēdes dinamikā, produktivitātē, barības vielu apritē un sadalīšanās procesos. Ezeru barības ķēdē tie ir vidusposms starp primārajiem ražotājiem un noārdītājiem, no vienas puses, un augstākajiem trofiskajiem līmeņiem (kā zivis), no otras puses (Solimini et al., 2006). Tomēr vairākos pētījumos ir konstatētas vājas vai vispār neesošas bentisko bezmugurkaulnieku reakcijas uz slodzēm ezeros, īpaši attiecībā uz litorāles bezmugurkaulnieku un eitrofikācijas slodzi (Poikane et al., 2016). Ezeru ekosistēmu līmenī bentiskie bezmugurkaulnieki var būt kā papildu bioloģiskās kvalitātes elements ezera ekosistēmas veselības novērtējumam, salīdzinot ar fitoplanktona un makrofitu sabiedrībām, kas tiek uzskatītas par labākiem indikatoriem.

Galvenās slodzes, kas ietekmē ezera integritāti, ir eitrofikācija, paskābināšanās, hidroloģiskās un ģeomorfoloģiskās izmaiņas (Young et al., 2005). Novērtējot ezera ekosistēmas veselību pēc bentisko bezmugurkaulnieku strukturālajiem un funkcionālajiem parametriem, jāņem vērā, ka litorāles, sublitorāles un dziļūdens bezmugurkaulnieku sabiedrības ietekmē dažādi faktori, kas, iespējams, norāda uz dažādiem cilvēka radītiem traucējumiem (Solimini et al., 2006). ES GIG interkalibrācijas grupās ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai tika pieņemts izmantot piekrastes bentisko bezmugurkaulnieku sabiedrības (Böhmer et al., 2014). Lietojot šobrīd izstrādāto Latvijas ezeru makrozoobentosa multimetrisku indeksu (LLMMI) (Skuja un Ozoliņš, 2017), varam novērtēt ezera litorāles sabiedrību strukturālās īpašības un ekoloģisko stāvokli.

Lai novērtētu ezeru ekosistēmas veselības stāvokli pēc bentiskajiem bezmugurkaulniekiem, izmantota Latvijas pētnieku izstrādātā metodika:

1. Ekoloģiskā stāvokļa novērtējums, izmantojot LLMMI (Skuja un Ozoliņš, 2017).
2. Litorāles bentosa bezmugurkaulnieku sabiedrību strukturālā un funkcionālā raksturošana: sabiedrību strukturālo raksturlielumu analīze dažādām ekoloģiskās kvalitātes klasēm (piemēram, saskaņā ar Skuja un Ozoliņš (2017)); sugu pazīmju analīze (piemēram, funkcionālās barošanās grupas, mikrobiotopu un pārvietošanās veida preferences). Īpaši analizēta apdraudēto un aizsargājamo sugu sastopamība un novērtēti galvenie antropogēnie faktori.
3. Bentisko bezmugurkaulnieku svešzemju sugu ietekmes uz ezeru ekosistēmām novērtējums (Arbačiauskas et al., 2008).

Paraugu ņemšana. Paraugu ņemšanai tika izvēlēts 50 m garš, reprezentatīvs ezera piekrastes zonas posms. Biotopu tipi ir noteikti atkarībā no grunts substrāta tipa. Paraugus ņem proporcionāli dominējošo biotopu tipu pārklājumam. Ja ūdens dziļums ezeru un ūdenskrātuvju piekrastes zonās nepārsniedz 1,5 m, paraugus ievāc ar hidrobioloģisko tīkliņu jeb skrāpi. Ievāc 10 atkārtojumus vai, ja grunts ir ļoti bagāta ar detritu (lielas detrita un augu daļiņas), ievāc tikai 5 atkārtojumus. Visi atkārtojumi tiek apvienoti vienā paraugā un analizēti kā viens kopparaugs (Skuja un Ozoliņš, 2017).

Tiek izmantota "Kick and sweep" pieeja: Paraugu ievākšana ar spārdīšanas ("kick sampling") metodi ezera piekrastes zonā: skrāpis tiek novietots vertikāli uz grunts, un substrāts tiek sajaukts, ar kāju ieskalojot grunts virskārtu tīkliņa rāmī. Grunts virskārta tiek savākta tīklā. Lielākus akmeņus, augu lapas vai koksnes gabalus rūpīgi noskalo spainī un spaiņa saturu filtrē caur sietu, lai organismi, kuri piestiprinājušies šiem priekšmetiem, nonāktu kopparaugā. Ja ezers ir dziļāks par > 1 m un litorāles zona ir stāva, paraugus ņem ar vēzēšanas ("sweep sampling") metodi, velkot skrāpi vertikāli no apakšas gar krasta veģetāciju uz augšu (īpaši distrofos kūdras purvu ezeros) (Skuja un Ozoliņš, 2017).

Papildus kvalitatīvie paraugi. Paraugu ievākšana ar rokām no akmeņiem un makrofītiem seklās ūdenstilpēs: skrāpis tiek novietots vertikāli uz grunts, un akmeņus un makrofītus ar rokām apgāž skrāpja priekšā. Visi organismi ar pinceti tiek nolasīti arī no akmeņiem un makrofītiem. Smalkākās frakcijas substrāts tiek saskalināts ar rokām (Skuja un Ozoliņš, 2017).

Paraugu apstrāde. Paraugu skalo skrāpja tīklā, līdz no parauga ir izskalotas smalkākās frakcijas daļiņas. Ja paraugā ir daudz rupju smilšu, organisko materiālu suspendē un atdala no minerāldaļiņām, skalojot spainī. Pēc rūpīgas mazgāšanas paraugs tiek ievietots pudelē un konservēts 96 % etanolā. Pirms šķirošanas paraugu mazgā ūdenī, izmantojot sietu ar 0,5 mm lielu acs izmēru, lai noskalotu konservantu (etanolu). Paraugs tiek šķirots tajā pašā dienā (Skuja, Ozoliņš, 2017).

Šķirošanas laikā paraugus nodala pēc taksonomiskajām grupām: Bivalvia, Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Gastropoda, Heteroptera, Hirudinea, Hydrachnidia, Lepidoptera, Crustacea, Megaloptera, Neuroptera, Nematoda, Odonata, Oligochaeta,

Plecoptera, Trichoptera. Atsevišķi tiek nodalītas dominējošās grupas. Ja atsevišķās grupās ir atrasti tikai daži īpatņi, tos var ievietot vienā pudelē (piemēram, Bivalvia + Gastropoda, Coleoptera + Heteroptera, Ephemeroptera + Plecoptera, Hirudinea + Hydrachnidia utt.).

Identifikācijas līmenis. Bentosa makroorganismus identificē līdz tuvākajam sasniedzamajam taksoniskajam līmenim (vēlams sugas vai ģints līmenī, dzimtas līmenī): Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Gastropoda, Bivalvia (izņemot Pisidium ģinti), Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Hirudinea, Megaloptera, Turbellaria.

Oligochaeta, Chironomidae, Simuliidae, citas Diptera dzimtas, Hydrachnidia, *Pisidium* sp., Nematoda netiek sīkāk identificētas.

Datu apstrāde. Pirms indeksu aprēķināšanas ieteicams veikt taksonomisko korekciju, lai izvairītos no taksonu pārklāšanās, īpaši EPT taksoniem.

Metriku aprēķināšana. Taksonu skaits, EPTCBO taksonu skaits, ASPT (Average Score per Taxon jeb taksona vidējais rādītājs) indekss, skābuma indekss un Šenona - Vīnera daudzveidības indekss aprēķināts, izmantojot ASTERICS 4.04 programmatūru.

2.2.3.1. Latvijas ezeru bentisko bezmugurkaulnieku multimetriskais indekss (LLMMII)

LLMMI ir izstrādāts, pamatojoties uz Igaunijas multimetrisko indeksu (Birk et al., 2010), kas ietver piecus indeksus: Taksonu skaits, EPTCBO taksonu skaits, ASPT indekss, paskābināšanās indekss un Šenona-Vīnera daudzveidības indekss, tādējādi norādot uz taksonomisko sastāvu, relatīvo blīvumu, jutīgo un toleranto taksonu proporciju un daudzveidību (13. tabula) (Skuja un Ozoliņš, 2017).

13. tabula. Pārskats par Latvijas ezeru makroskopisko bezmugurkaulnieku multimetriskā indeksa (LLMMI) rādītājiem.

MS	Taksonomiskais sastāvs	Sastopamība	Jutīgi/toleranti taksoni	Daudzveidība
LV	Taksonu skaits EPTCBO taksonu skaits	Relatīvā sastopamība (Šenona – Vīnera daudzveidības indekss)	ASPT indekss (Armitage et al., 1983). Paskābināšanās indekss (Henrikson and Medin, 1986)	Taksonu skaits EPTCBO taksonu skaits Šenona – Vīnera daudzveidības indekss

LLMMI (Latvijas ezeru bentisko bezmugurkaulnieku multimetriskā indeksa) aprēķināšana. Taksonu skaita, EPTCBO taksonu skaita, Šenona-Vīnera daudzveidības indeksa, ASPT un paskābināšanās indeksa vērtības ir standartizētas pēc Hering et al. (2006), un LLMMI vērtību aprēķina kā visu piecu indeksu standartizēto EQR vērtību vidējo aritmētisko (14. tabula).

$$EQR = \frac{\text{Metric result} - \text{Lower Anchor}}{\text{Upper Anchor} - \text{Lower Anchor}} \quad (6)$$

14. tabula. Augšējā un apakšējā robežvērtība (anchor value) LLMMI EQR aprēķināšanai.

Rādītājs	Augšējā robežvērtība (augstākā novērotā vērtība visā datu kopā)	Apakšējā robežvērtība (zemākā novērotā vērtība visā datu kopā)
ASPT	6.3	3.5
Šenona – Vīnera daudzveidības indekss	3	1.4
Paskābināšanās indekss	11	1
EPTCBO taksonu skaits	19	2
Taksonu skaits	30	7

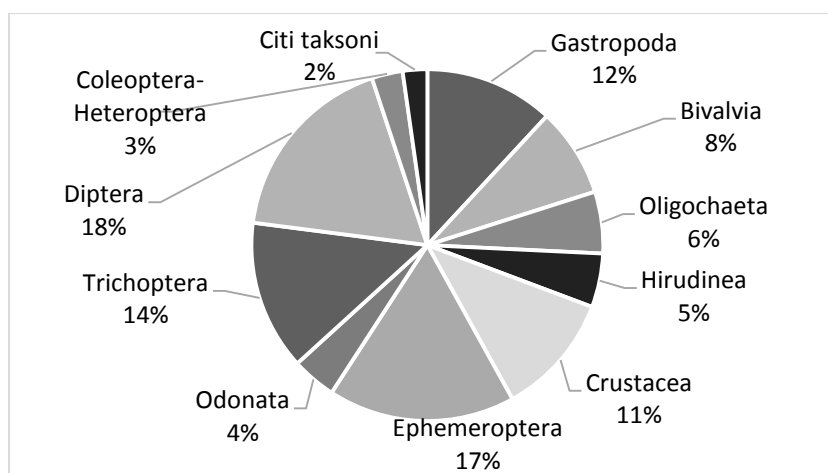
15. tabula. LLMMI EQR nacionālās kvalitātes klašu robežas.

Kvalitātes klases robeža	Augsta/laba	Laba/vidēja	Vidēja/slikta	Slikta/ļoti slikta
LLMMI	0.80	0.60	0.40	0.20

2.2.3.2. Bentisko bezmugurkaulnieku sabiedrību apraksts trīs ekoloģiskās kvalitātes klasēm

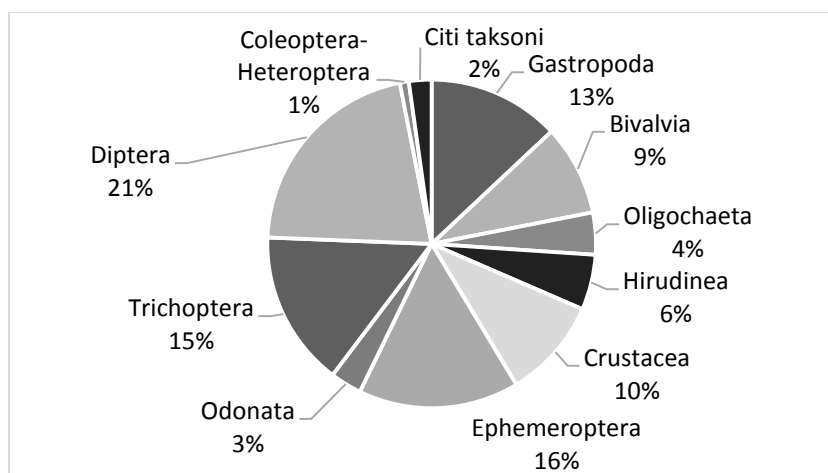
Papildus ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanai katrā paraugu ņemšanas vietā analizētas bentisko bezmugurkaulnieku sabiedrības un salīdzinātas ar iepriekš aprakstītajām (Skuja, Ozoliņš, 2017) bieži sastopamo un bagātīgo taksonomisko grupu sabiedrībām, kas raksturo augstu, labu un vidēju ekoloģisko stāvokli. Īpaši analizēta apdraudēto un aizsargājamo sugu sastopamība.

Augstas kvalitātes klases kopienu apraksts. Raksturīgas bentisko bezmugurkaulnieku sabiedrības: Bivalvia – *Anodonta anatina*, *Unio tumidus*, *Unio pictorum*, *Pisidium* spp.; Crustacea – *Gammarus lacustris*; Ephemeroptera – *Cloeon dipterum*, *Ephemera vulgata*, Leptophlebiidae, Heptageniidae; Gastropoda – *Gyraulus albus*, *Radix balthica*, *Radix auricularia*, *Stagnicola* spp., *Valvata piscinalis*, *Viviparus viviparus*; Odonata – *Libellula fulva*, Libellulidae, Aeshnidae, Gomphidae; Trichoptera – *Halesus* spp., *Oecetis* spp., *Athripsodes cinereus*, *Mystacides azurea*, *Cyrnus flavidus*, *Ecnomus tenellus*, Phryganeidae, *Limnephilus flavicornis*, *Limnephilus* spp., Coleoptera – Elmidae (Figure 2) (Skuja un Ozoliņš, 2017).



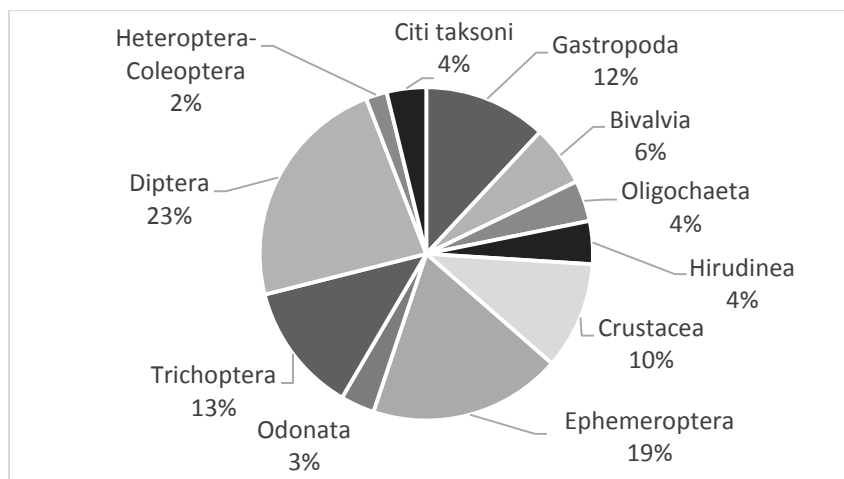
2. attēls. Bentisko bezmugurkaulnieku taksonomisko grupu vidējais procentuālais daudzums vietās ar augstu ekoloģisko stāvokli (n=14).

Labas kvalitātes klases kopienu apraksts. Raksturīgas bentisko bezmugurkaulnieku sabiedrības: Bivalvia – *Anodonta anatina*, *Unio tumidus*; Crustacea – *Gammarus lacustris*; Ephemeroptera – *Baetis* sp., *Centroptilum luteolum*, *Caenis horaria*, *Caenis luctuosa*; Gastropoda – *Viviparus contectus*, *Physa fontinalis*, *Gyraulus albus*, *Valvata* spp., *Radix auricularia*; Hirudinea – *Alboglossiphonia heteroclita*; Odonata – Libellulidae: *Somatochlora metallica*, *Cordulia aenea*, Gomphidae; Trichoptera – *Athripsodes aterrimus*, *Mystacides azurea*, *Limnephilus nigriceps*, *Limnephilus* spp. (3. attēls) (Skuja un Ozoliņš, 2017).



3. attēls. Bentisko bezmugurkaulnieku taksonomisko grupu vidējais procentuālais daudzums vietās ar labu ekoloģisko stāvokli (n=33).

Mērenas kvalitātes klases kopienu apraksts. Raksturīgas bentisko bezmugurkaulnieku sabiedrības: Chironomidae (Diptera), Ephemeroptera - *Caenis horaria*, *Cloeon dipterum*; Trichoptera - Limnephilidae, *Limnephilus* spp.; Gastropoda - *Bithynia leachi*, Planorbidae; Crustacea - *Asellus aquaticus*; Odonata: *Erythromma najas*, Coenagrionidae, Hirudinea: *Helobdella stagnalis*, *Erpobdella octoculata*, Megaloptera - *Sialis* spp. (4. attēls) (Skuja un Ozoliņš, 2017).



4. attēls. Bentisko bezmugurkaulnieku taksonomisko grupu vidējais procentuālais daudzums vietās ar vidēju ekoloģisko stāvokli (n=24).

2.2.3.3. Svešzemju sugu ekoloģiskās slodzes novērtējums

Papildus LLMMI novērtēta svešzemju sugu ekoloģiskā slodze, izmantojot Arbačiauskas et al. izstrādāto biokontaminācijas novērtēšanas metodi. (2008): Vietai specifiskais biokontaminācijas indekss (SBCI), ko iegūst no diviem rādītājiem:

1. daudzuma piesārņojuma indekss (ACI) un
2. sastopamības piesārņojuma indekss (RCI) ar kārtas rangu:

$ACI = N_a/N_t$, kur N_a un N_t ir attiecīgi svešzemju taksonu īpatņu skaits un kopējais īpatņu skaits paraugā.

$RCI = T_a/T_t$ kur T_a ir kopējais svešzemju pasūtījumu skaits, bet T_t ir kopējais identificēto pasūtījumu skaits (Arbačiauskas et al., 2008).

SBCI aprēķina, izmantojot matricu (16. tabula); ir noteiktas piecas biokontaminācijas klases no 0 līdz 4: 0 (nav biokontaminācijas, "augsts" ekoloģiskais stāvoklis, zilā šūna); 1 (zema biokontaminācija, "labs" ekoloģiskais stāvoklis, zaļā šūna); 2 (mērena biokontaminācija, "vidējs" ekoloģiskais stāvoklis, dzeltenā šūna); 3 (augsta biokontaminācija, "slikts" ekoloģiskais stāvoklis, oranžā šūna); 4 (spēcīga biokontaminācija, "slikts" ekoloģiskais stāvoklis, sarkanā šūna). Turklāt šīs SBCI klases tieši atbilst piecām ekoloģiskās kvalitātes klasēm ES Ūdens Struktūrdirektīvas (ŪSD, 2000) Kopējā īstenošanas stratēģijā (Arbačiauskas et al., 2008).

16. tabula. Vietai specifisko un integrēto biokontaminācijas indeksu (attiecīgi SBCI un IBCI) novērtējums (Arbačiauskas et al., 2008)

RCI	ACI				
	nav	0.01 – 0.10	0.11 – 0.20	0.21 – 0.50	> 0.50
nav	0				
0.01 – 0.10		1	2	3	4

0.11 – 0.20		2	2	3	4
0.21 – 0.50		3	3	3	4
> 0.50		4	4	4	4

2.2.3.4. Lietuvas ezeru bentisko bezmugurkaulnieku multimetriskais indekss (EMI)

Lietuvā ezeru ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai, izmantojot bentiskos bezmugurkaulniekus, tiek izmantots multimetriskais indekss, kas valsts likumdošanā (TAR, 2016-08-09, Nr. 21814) tiek dēvēts par "Ežero makrobestuburiu indekss" (EMI) un ir balstīts uz 4 indeksiem (Šidagytė et al., 2013):

1. Pirmais Hilla efektīvais taksonu skaits (Hi). To aprēķina pēc formulas:

$$H_1 = e^{-\sum_{i=0}^{TS} p_i \ln p_i} \quad (7)$$

Kur: TS - taksonu skaits; p - i-tā taksona relatīvā izplatība (17. tabula)

2. Vidējais punktu skaits uz taksonu (ASPT) (Armitage et al., 1983; *Pontogammarus robustoides* un *Obesogammarus crassus*, kas attiecināti uz Gammaridae).
3. Coleoptera, Ephemeroptera un Plecoptera taksonu skaits (CEP).
4. Coleoptera Odonata un Plecoptera īpatņu procentuālais īpatsvars attiecībā pret kopējo īpatņu skaitu (COP).

17. tabula. Ieteicamais identifikācijas līmenis pirmajam Hill's skaitlim un CEP rādītājiem.

Taksons	Identifikācijas līmenis
<i>Turbellaria</i>	Sugas
<i>Oligochaeta</i>	Klase
<i>Hirudinea</i>	Sugas
<i>Mollusca</i>	Sugas
<i>Crustacea</i>	Sugas
<i>Plecoptera</i>	Sugas
<i>Ephemeroptera</i>	Sugas
<i>Odonata</i>	Sugas
<i>Heteroptera</i>	Sugas
<i>Megaloptera</i>	Sugas
<i>Neuroptera</i>	Sugas

<i>Coleoptera</i>	Ģints
<i>Trichoptera</i>	Sugas
<i>Lepidoptera</i>	Sugas
<i>Diptera</i>	Dzimta

Aprēķināto rādītāju vērtību pārveidošana EQR tiek veikta saskaņā ar formulu (līdzīgu Latvijā izmantotajai):

$$EQR = \frac{Metric\ result - Lower\ Anchor}{Upper\ Anchor - Lower\ Anchor} \quad (8)$$

Rādītāju augšējās un apakšējās robežvērtības ir dotas 18. tabulā, nacionālās EMI EQR kvalitātes klašu robežas ir dotas 19. tabulā.

EMI ir visu rādītāju standartizēto EQR vērtību aritmētiskais vidējais:

$$EMI = \frac{H_1 EKS + ASPT EKS + CEP EKS + COP EKS}{4} \quad (9)$$

Ja aprēķinātā LEMI vērtība ir lielāka par 1, tā tiek iestatīta uz 1.

18. tabula. Augšējās un apakšējās robežvērtības EMI EQR aprēķināšanai.

Rādītājs	References vērtība	Apakšējā robežvērtība (zemākā novērotā vērtība visā datu kopā)
H ₁	18	0
ASPT	5.8	1
CEP	12	0
COP	0.20	0

19. tabula. EMI EQR nacionālās kvalitātes klašu robežas.

Kvalitātes klases robeža	Augsta/laba	Laba/vidēja	Vidēja/slikta	Slikta/ļoti slikta
EMI EQR	0.80	0.60	0.40	0.20

Paraugu ievākšanas metode ir standarta metode, kas ietver 12 paraugu atkārtojumus no dažādiem mikrobiotopiem. Tiek veikta daļēji kvantitatīva paraugu ņemšanas procedūra, izmantojot standarta skrāpi (25x25 cm). Paraugu ievākšanu var veikt vienā no divām eulitorālajām mezodzīvotnēm: grunts (vēlams, cieta substrāta) vai veģetācija (vēlams, iegrimusī veģetācija), veicot paraugu ievākšanu. Vienā no mezodzīvotnēm, pārvietojoties gar krastu pa zigzaga līkni (no pašas krasta līnijas līdz 1 m dziļumam), tiek ņemti paraugi aptuveni 15-20 metru garā posmā tā, lai iegūtu 3 minūtes faktiskā nozvejas laika. Puskvantitatīvo paraugu papildina kvalitatīvais (meklēšanas) paraugs (ilgums 1 minūte) tajā pašā mezodzīvotnē. Paraugu ņemšanas laiks ir no aprīļa līdz novembrim, vienu reizi katrā paraugu ievākšanas sezonā un ezerā (Šidagytė et al., 2013).

2.2.4. Zivis

Zivju populācijas stāvoklis var atspoguļot vispārējo ūdens vides stāvokli. Zivju populācijas raksturlielumus var izmantot kā vides veselības rādītājus. Šī ir vienkārša un samērā lēta metode, lai novērtētu zivju populācijas reakciju uz vides degradāciju un klimata pārmaiņām.

ŪSD ir uzskaitīti šādi zivju faunas indikatīvie parametri: taksonomiskais sastāvs, sastopamība, jutīgās sugas, vecuma struktūra. Zivju sabiedrības ir viens no saldūdeņu ekoloģiskās kvalitātes rādītājiem, jo zivis barojas ar visām ūdens organismu trofiskajām grupām un integrē iedzīvotāju un ietekmes faktoros visā ekosistēmā (Carpenter et al., 1985). Neskatoties uz to, ka ekoloģiskās kvalitātes novērtēšana saldūdens ekosistēmās ir pamatnosacījums, novērtēšanas metodes katrai valstij ir specifiskas un ievērojami atšķiras (Blabolli et al., 2017). Visiem ezeriem iespējams aprēķināt ekoloģiskās kvalitātes rādītājus.

Latvijā zivju paraugus ņem ar trīs dažādiem tīkliem, kuros tīkla acu izmērs variē no 20 mm līdz 35 mm. To garums ir 30 m (divi 15 m gari tīkli, kas sasieti kopā) un dziļums 1,5 m. katrs tīkls sastāv no diviem 15 m gariem paneļiem ar 20 mm un 30 mm, 25 mm un 35 mm, 27 mm un 33 mm lieluma acs izmēriem. Dažos ezeros, kas apzīmēti kā lašveidīgo zivju ezeri (Laucesas ezers TRANSWAT projektā), papildus tiek izmantoti 6,0 m augsti tīkli ar 20 mm lielu acs izmēru. Tīkli tiek izvietoti seklākās un dziļākās zonās gan piekrastes tuvumā, gan līdz pat 100 m attālumā no krasta. Kopējais paraugu ņemšanas ilgums ir standarta zvejas procedūra ar tīklu uzstādīšanu uz aptuveni 12 stundām, ieskaitot krēslas iestāšanos un rītausmu.

Paraugu ņemšanas laiks ir no jūnija līdz septembrim, pēc asaru, raudu un plaužu nārsta. Katrā tīklā nozveju reģistrē kā kopējo īpatņu skaitu un kopējo svaru katras sugas īpatņiem. Zivju paraugu ņemšanai Latvijā tiek izmantota Eiropas standarta EN 14757 modificētā versija, kur galvenā atšķirība ir tajā, ka mēs regulāri neizmantojam tīklus ar acs lielumu mazāku par 20 mm.

Pamatojoties uz iepriekš aprakstīto nozvejas metodi, tiek aprakstītas zivju sabiedrības. Zivju struktūru veido kopējā sastopamība, kas izteikta kā nozveja uz zvejas piepūles vienību (WPUE). Tiek aprēķināts raudu un brekšu procentuālais daudzums pēc svara

Cyprinidae (Bream/RoachW%) un Percidae (PerchW%) dzimtās, Cyprinidae un Percidae dzimtu zivju attiecība, kā arī raudas vidējais svars gramos.

Pamatojoties uz iepriekš minētajām vērtībām, tiek aprēķināts LVFI (Latvijas ezeru zivju indekss). LVFI ir ezeru ekosistēmas veselības novērtēšanas metode, kuras pamatā ir komerciāli nozīmīgu zivju sugu nozveja izpētes vajadzībām.

LVFI ir multimetriskais indekss, kas ietver četrus izvēlētos indeksus (W_{avg} - vidējais svars, W% - kopējā svara procentuālā daļa):

1. **WPUE** – nozveja uz zvejas piepūles vienību
2. **Roach W_{avg}** – raudas vidējais svars (g) nozvejā, izmantojot tīklus ar 20-35 mm lielu acs izmēru
3. **Bream/RoachW%** – plauža un raudas svara procentuālā attiecība tīklā ar 20-35 mm lielu acs izmēru
4. **PerchW%** – asaru svara procentuālā daļa tīklā ar 20-35 mm lielu acs izmēru

EQR dažādiem rādītājiem aprēķina atsevišķi:

$$EQR = \frac{\text{Lower boundary value} - \text{calculated index}}{\text{Lower boundary value} - \text{reference value}} \quad (10)$$

EQR no PerchW% un Roach W_{avg} aprēķina, izmantojot formulu:

$$EQR = \frac{\text{Calculated index} - \text{lower boundary value}}{\text{Reference value} - \text{lower boundary value}} \quad (11)$$

Galīgo LVFI EQR aprēķina, izmantojot visu četru indeksu kombināciju:

$$EQR = \frac{EQR_{sum} - EQR_{min}}{EQR_{max} - EQR_{min}} \quad (12)$$

Kur:

Apakšējā robežvērtība ir minimālā vērtība, kas novērota izvēlētajam indeksam.

EQR_{sum} ir visu četru parametru individuālo EQR summa katram atsevišķam ezeram.

EQR_{min} un EQR_{max} ir visu ezeru minimālā un maksimālā EQR vērtība.

LVFI raksturo ezera ekoloģisko stāvokli. Kopumā ir aprakstītas piecas klases (augsta, laba, vidēja, slikta un ļoti slikta), kur vērtība 1 nozīmē ļoti augstu ekoloģisko kvalitāti, bet vērtība 0 – ļoti sliktu ekoloģisko kvalitāti. Latvijas ezeros visaugstākais LVFI ir 0,76, viszemākais LVFI ir 0,17 (20. tabula).

20. tabula. Latvijas ezeru kvalitātes klašu robežas.

Ekoloģiskais stāvoklis pēc LVFI	LVFI
Augsts/Labs	0.76

Labs/vidējs	0.57
Vidējs/slikts	0.40
Slikts/loti slikts	0.17

Lietuvā ezeru stāvokļa novērtēšanai ir pieņemts izmantot valsts ezeru zivju indeksu ("Ežero zivju indeksas"; EŽI) (Virbickas et al. 2016; TAR, 2016-08-09, Nr. 21814).

Lai novērtētu ezera stāvokli, pamatojoties uz EŽI, zivju paraugus ņem ar zvejas tīkliem, kuri ir 40 m gari un 3 m augsti. Tīklu acu izmērs ir atšķirīgs – 14, 18, 22, 25, 30, 40, 50, 60 mm – un mainās ik pēc 5 m Zveju veic vasaras otrajā pusē/rudens sākumā, kad ūdens temperatūra ir >15° C. Atkarībā no ezera platības izmanto vismaz 6 (<100 ha ezeri), 8 (<300 ha), 12 (<600 ha), 16 (<1000 ha) vai 20 (>1000 ha) zvejas tīklus, ievērojot standartizētu metodi (TAR, 2018-05-15, Nr. 7783). Tīkli tiek izvietoti pēc nejaušības principa, lai aptvertu dažādas ezera daļas un ezera dziļumus katrā ezerā. Dziļos (maksimālais dziļums >17 m) ezeros izmanto arī 8-12 m augstus zvejas tīklus, ar kuriem zvejo repšus *Coregonus albula* un salakas *Osmerus eperlanus* (14, 18, 22 un 26 mm acu izmērs), jo zivju nozveja ar standarta augstuma zvejas tīkliem reprezentatīvi neatspoguļo šo pelagisko zivju daudzumu. Tīkli ezeros tiek ielikti uz 10-12 stundām nakts laikā, iekļaujot saulrieta un saullēkta periodus.

Atkarībā no ezera tipa indeksa aprēķināšanai tiek izmantoti 5 līdz 6 zivju rādītāji (21.tabula).

21.tabula. Zivju rādītāji un to vērtības katrai kvalitātes klasei.

Tips	Rādītājs	Ref.	Augsta	Laba	Vidēja	Slikta
1 (P)	<i>S_bream_W%</i> ¹	1.5	< 4	<11	<19	<26
	<i>Benth_Sp_W%</i> ²	10	<20 (>0)	<35	<47	<61 (0)
	<i>Perch_N%</i> ³	30	>25	>17	>9	>4
	<i>Nb_Oblig_Sp</i> ⁴	6	6	5	4	<4
	<i>Non-nat_W%</i> ⁵ (tikai tad, ja Nb no ind. >1)	0	0	0	<1	<6
2 (S)	<i>Roach_Q_av</i> ⁶	60	>50	>34	>23	>14
	<i>S_bream_W%</i>	1	<2.5	<9	<17	<26
	<i>Benth_Sp_W%</i>	7	<16 (>0)	<29	<45	<61 (0)
	<i>Perch_Steno_W%</i> ⁷	35	>30	>17	>9	>4

	<i>Nb_Oblig_Sp</i>	6	6	5	4	<4
	<i>Non-nat_W%</i> (tikai tad, ja Nb no ind. >1)	0	0	0	<1	<6
3 (DS)	<i>Roach_Q_av</i>	60	>50	>34	>23	>14
	<i>Benth_Sp_W%</i>	4	<12 (>0)	<27	<41	<56 (0)
	<i>Perch_Steno_W%</i>	40	>35	>24	>14	>4
	<i>Nb_Oblig_Sp</i>	8	8-7	6-5	4	<4
	<i>Non-nat_W%</i> (only when Nb of ind. >1)	0	0	0	<1	<6

1 - plīča relatīvā biomasa.

2 - plīča, plauža un ķīša relatīvā biomasa.

3 - asaru relatīvā sastopamība.

4 - obligāto sugu skaits. P ezeri – vīķe, rudulis, līdaka, līnis, asaris, rauda; S ezeri – repsis, vīķe, rudulis, līdaka, asaris, rauda; DS ezeri – repsis, salaka, vēdzele, vīķe, rudulis, līdaka, asaris, rauda.

5 - svešzemju un pārvietoto sugu relatīvā biomasa (parastā karpa, sudrabkarūsa, zandarts, baltais platpieris, līdaka).

6 – vidējais raudu īpatņu svars.

7 - asaru, vēdzeļu, salaku, repšu un sīgu relatīvā biomasa.

Lai aprēķinātu indeksu, izmērītās vērtības katram rādītājam tiek pārvērstas uz EQR:

1. Rādītāju *S_bream_W%* un *Benth_Sp_W%* vērtības tiek pārveidotas uz EQR ar formulu: $EQR = (X - X_{MAX}) / (X_{RC} - X_{MAX})$, kur X – izmērītā vērtība, X_{RC} – references vērtība, X_{MAX} – teorētiskā maksimālā vērtība.

S_bream_W% rādītājs $X_{MAX}=30$.

Benth_Sp_W% rādītājs $X_{MAX}=70$ P un S ezeros.

$X_{MAX}=65$ DS ezeros.

Ja aprēķinātās EQR vērtības ir <0 vai >1, tās tiek noapaļotas līdz 0 vai 1. Ja $X=0$, tad $EQR=0$.

2. Rādītāju *Perch_N%*, *Perch_Steno_W%* un *Roach_Q_av* vērtības tiek pārveidotas uz EQR ar formulu: $EQR = X / X_{RC}$; ja aprēķinātās EQR vērtības ir > 1, tās tiek noapaļotas līdz 1.
3. Rādītāju *Nb_Oblig_Sp* vērtības tiek pārveidotas uz EQR, izmantojot formulu: $EQR = X / X_{RC}$.
Pirms pārveidošanas $X=4$ vērtības tiek reizinātas ar 0,3, bet $X<4$ vērtības tiek reizinātas ar 0,15.
4. Attiecībā uz rādītāju *Non-nat_W%* EQR vērtības koriģē šādi: ja *Non-nat_W%* >0 <1%, $EQR=0,5$; ja *Non-nat_W%* =1-5%, $EQR=0,2$; ja *Non-nat_W%* >5%, $EQR=0$.

Ezera kopējais EŽI_EQR ir visu rādītāju vidējā EQR vērtība. Ja ezerā nav sastopamas svešzemju un pārvietotās sugas vai arī ir atrasts tikai viens šāds īpatnis (neregulāra

sastopamība), kopējo ekoloģisko kvalitātes rādītāju aprēķinos neizmanto rādītāju *Non-nat_W%*. Kvalitātes klases robežas saskaņā ar EŽI indeksu ir norādītas 22. tabulā.

22.tabula. EŽI EQR nacionālās kvalitātes klašu robežas.

Kvalitātes klases robeža	Augsta/laba	Laba/vidēja	Vidēja/slikta	Slikta/ļoti slikta
EŽI EQR	0.86	0.61	0.37	0.18

2.2.5. Zooplanktons

Zooplanktona organismi netiek izmantoti ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanas shēmā saskaņā ar ŪSD, lai gan tie ir svarīga pelaģiskās barības ķēdes sastāvdaļa. Zooplanktons atspoguļo izmaiņas, kas notiek augstākajos un zemākajos trofiskajos līmeņos, kurus apēd zivis un kuri barojas ar fitoplanktonu. Tāpēc tai ir spēcīga indikatora vērtība, ko nevar aptvert ar esošajiem ŪSD bioloģiskajiem kvalitātes elementiem (BQE). Daudzi pētījumi visā pasaulē ir pierādījuši, ka zooplanktons ir izmantojams kā integrējošs un vērtīgs indikators gan ezeru ekoloģiskās kvalitātes (piemēram, eutrofikācijas, paskābināšanās), gan ezeru atjaunošanas (piemēram, barības vielu slodzes samazināšanas, biomanipulācijas) procesā. Tā loma ir pastāvīgi apspriesta, un ir ieteikts iekļaut zooplanktonu kā galveno BQE ezeru ūdens kvalitātes novērtēšanā. Vienlaikus, lai iegūtu atbilstošus rādītājus, ir svarīga reģionālā kalibrēšana un novērtēšanas metodiku saskaņošana (Duggan et al., 2020; Jeppesen et al., 2011; Josue et al., 2021; Karpowicz et al., 2020; Stamou et al., 2021).

Diemžēl zooplanktona izslēgšana no Ūdens Struktūrdirektīvas izraisīja vispārēju zooplanktona sugu monitoringa samazināšanos Eiropā, tostarp Latvijā un Lietuvā, līdz ar to apmācītu ekspertu sugu noteikšanā kļūst arvien mazāk un pastāv zināšanu trūkums.

Šis projekts kalpos kā pilotpētījums, lai novērtētu zooplanktonu kā uzticamu trofiskā stāvokļa (atbilstoša kopējā fosfora vērtībām) indikatoru ezeru ekosistēmu veselības novērtēšanai Latvijā un Lietuvā.

Ir vairāki rādītāji, kas balstīti uz mūsdienu zooplanktona paraugiem (Jeppesen et al., 2011), kurus izmanto:

- **Vēžveidīgo (Copepoda + Cladocera) sugu sastopamība** pret kopējo fosforu.
- ***Daphnia* spp.**, mazās kladoceras, kalanoīdie kopepodi, ciklopoīdie kopepodi (%) paraugā salīdzinājumā ar kopējo fosforu.
- **Cladocera:Copepoda, Cyclopoidea:Calanoida daudzuma** attiecība pret kopējo fosforu salīdzinājumā ar Seki dziļuma un hlorofila *a* vērtībām.

Mūsu mērķis bija pārbaudīt arī iepriekš pētītos Cladocera trofiskā stāvokļa indikatorus Latvijā (Čeirāns, 2007; Urtāne, 1998), meklēt atbilstošus rādītājus, kas pārstāv Copepoda grupu, un novērtēt litorālo sugu nozīmi trofiskā stāvokļa indikatoru veidošanā.

Iepriekš aprakstītas Urtānes (1998) Cladocera sabiedrības:

1. Ar dominances indeksa samazināšanos kā reakciju uz eitrofikācijas attīstību: *Daphnia cristata*, *D. longispina*, *Bythotrephes longimanus*, *Disparalona rostrata*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Scapholeberis mucronata*, *Limnosida frontosa*, *Bosmina (Eubosmina) coregoni*.
2. Pieaugot dominances indeksam, kas ir reakcija uz eitrofikācijas attīstīšanos: *Bosmina (Bosmina) longirostris*, *Daphnia cucullata*, *Chydorus sphaericus*.

Metodes zooplanktona paraugu ņemšanai un apstrādei ir pielāgotas saskaņā ar Eiropas standartu EN 15110:2006 "Ūdens kvalitāte – norādījumu standarts zooplanktona paraugu ņemšanai no stāvošiem ūdeņiem".

Ekosistēmas veselības novērtēšanai katrā ezerā jāizvēlas vairākas paraugu ņemšanas vietas, lai aptvertu dažādus biotopus. Pelaģisko un litorālo zonu dati tiks apvienoti. Gan kvalitatīvai, gan kvantitatīvai paraugu ievākšanai izmanto konusveida planktona tīklu ar acu izmēru 90 mikroni. Optimālais paraugu ņemšanas biežums ir trīs reizes gadā (maijā, jūlijā un septembrī). Ja paraugus ņem divas reizes gadā, tad labākais laiks ir jūlijs un septembris.

Paraugu veidi:

1. Kvantitatīvais paraugs - pelaģiskā zona - 25 l augšējā ūdens slānā.
2. Kvalitatīvs paraugs - vertikāls tīkla izvilkums (paraugs tiek ņemts no visa ūdens slānā no ezera dziļākās daļas no grunts līdz virsmai).
3. Kvalitatīvais paraugs - litorālā tīkla izvilkšana - tiek ņemti paraugi no biotopa 1 - 2 līdz 6 m cauri veģetācijai.
4. Kvalitatīvais paraugs - litorāla tīkla izvilkšana - tiek ņemti paraugi no biotopa 2-2 līdz 6 m virs smilts, caur akmeņiem vai veģetāciju, kas atšķiras no 1. biotopa.

Paraugus glabā 50 ml vai lielākā tilpumā plastmasas pudelēs vai stikla flakonos, kas konservēti ar 96 % etanolu (3. un 4. tipa paraugi) vai Lugola šķīdumu (1. un 2. tipa paraugi).

Kopumā visu paraugu saskaita līdz sugas līmenim (Cladocera, Copepoda), nošķirot īpatņus ar olām, tēviņu, mātītes un kopepodītus Copepoda gadījumā. Ja kopumā ir vairāk nekā 400 organismu, tad pārbauda 10 ml apakšparaugus, līdz tiek saskaitīti vismaz 200 organismi no katras pārstāvētās grupas (Cladocera, Copepoda). Pārējā paraugā pārbauda, vai ir/ nav retu sugu. Vēžveidīgo identifikācija notiek saskaņā ar standarta taksonomiskajiem traktātiem un taksonomiskajiem pārskatiem (Einsle, 1993; Flössner, 1972, 2000; Sars 1903, 1918).

2.2.6. Fitobentoss

Lietuvā fitobentosa taksonomisko sastāvu un sastopamību izmanto arī ezeru stāvokļa novērtēšanai (https://circabc.europa.eu/sd/a/ae8b63f7-5364-4c2e-bd86-df5b7b89f4ef/LT%20-%20Phytobenthos_intercalibration_LT_report_updated.pdf).

Lietuvas ezeru fitobentosa indekss (EFBI) ir trofiskais indekss (Rott et al., 1999). Indeksa aprēķināšanai fitobentosa paraugus ņem jūlijā - augustā. Paraugus ņem reizi

gadā no cietā substrāta, kas iegremdēts ezeru piekrastē (vislabāk no akmeņiem). Akmeņu virsmu sedzošais perifitons tiek nokasīts ar skalpeli, skrāpi vai līdzīgu ierīci un pārņemts marķētā paraugu ņemšanas traukā. Ja paraugu ievākšanas vietā pārsvarā ir smiltis vai mīksti nogulumi, augšējos milimetrus noņem ar karoti. Diatomeju paraugus var ņemt arī no iegremdētiem makrofītiem. Paraugus uz lauka konservē, pievienojot Lugola šķīdumu, kura galīgā koncentrācija ir 1 %.

Paraugu fitobentosa suspensiju samaisa, kratot, un nelielu daudzumu ar pipeti pārnes uz segstikliņa, ko novieto uz priekšmetstikliņa. Diatomeju vāciņi tiek noteikti līdz sugas līmenim ar 1000 reizu palielinājuma mikroskopu. Priekšmetstikliņu pārskata, līdz netiek atrastas jaunas sugas. Novērtēti vairāk nekā 400 kramaļģu vāciņu.

Trofiskā indeksa aprēķināšana saskaņā ar Rott et al. (1999):

$$TI = \frac{\sum_{i=1}^n TW_i * G_i * H_i}{\sum_{i=1}^n G_i * H_i} \quad (12)$$

Kur:

TI – Trofiskais indekss

TW_i – i sugas trofiskā vērtība

G_i – sugas i svērums

H_i – i sugas daudzums procentos

Trofiskā indeksa transformācija:

$$TIEQR = 1 - \left(\frac{TI - 0.3}{3.6} \right) \quad (13)$$

Kur:

TIEQR - trofiskais indekss EQR skalā

TI - aprēķinātais trofiskais indekss.

Sugu trofiskās un svērtās vērtības TI aprēķināšanai ir saskaņā ar Rott et. al (1999) (arī OMNIDIA datubāzē). Ekoloģisko klašu robežas saskaņā ar EŽI ir parādītas 23.tabulā.

23. tabula. MEI EQR nacionālās kvalitātes klašu robežas.

Kvalitātes klases robeža	Augsta/laba	Laba/vidēja	Vidēja/slikta	Slikta/ļoti slikta
EFBI EQR	0.63	0.47	0.32	0.16

2.3. Fizikāli ķīmiskie rādītāji

Palielināta barības vielu (slāpekļa un fosfora) koncentrācija ezeru ūdenī ir izraisījusi daudzu ūdens ekosistēmu eutrofikāciju. Ir vispārpieņemts, ka fosfora koncentrācija ierobežo primāro produkciju lielākajā daļā saldūdens ekosistēmu, lai gan dažos apstākļos ir iespējama arī slāpekļa limitācija.

Fizikāli ķīmiskie parametri, tostarp barības vielu koncentrācijas, ir palīgparametri virszemes ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā. Ūdens Struktūrdirektīvā noteikts, ka pie laba ekoloģiskā stāvokļa barības vielu koncentrācijas “nedrīkst pārsniegt līmeņus, kas noteikti, lai nodrošinātu ekosistēmas funkcionēšanu un bioloģiskās kvalitātes elementu (labam stāvoklim) noteiktās vērtības”.

Kopējā fosfora (P_{kop}) un kopējā slāpekļa (N_{kop}) koncentrācijas, kā arī Seki dziļuma mērījumi vasarā tiek izmantoti ezeru ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanā gan Latvijā, gan Lietuvā (24. un 25. tabula). Latvijā tiek izmantotas gada vidējās barības vielu koncentrācijas 0,5 m dziļumā, bet Lietuvā – vidējās barības vielu koncentrācijas veģetācijas sezonā. Seki dziļums raksturo gaismas apstākļus ūdens slānī, un to izmanto kā fitoplanktona biomasas indikatoru oligohumozos ezeros. Tomēr polihumozos ezeros Seki dziļums nav tik uzticams fitoplanktona attīstības rādītājs, jo augsta krāsainība un hromoforo izšķīdušo organisko vielu koncentrācija arī samazina ūdens caurredzamību. Lietuva savā novērtējumā ir iekļāvusi bioķīmisko skābekļa patēriņu (BSP_7). Šis parametrs raksturo viegli noārdāmo organisko vielu pieejamību ūdenī. Fizikālo un ķīmisko parametru robežvērtības dažādām ekoloģiskās kvalitātes klasēm ir parādītas 24. un 25. tabulā.

24. tabula. Ezeru ekoloģiskās kvalitātes klases pēc fizikāli ķīmiskajiem parametriem Lietuvā.

Nr.	Kvalitātes elements	Rādītājs	Ezera tips	Ezeru ekoloģiskā stāvokļa klašu robežvērtības pēc fizikāli ķīmiskās kvalitātes elementu rādītāju vērtībām					
				Augsta	Laba	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta	
1	Galvenie elementi	Barības vielu apstākļi	N_{tot} , mg/l	1-3	<1,00	1,00-2,00	2,01-3,00	3,01-6,00	>6,00
2			P_{tot} , mg/l	1	<0,040	0,040–0,060	0,061–0,090	0,091–0,140	>0,14
3			P_{tot} , mg/l	2-3	<0,030	0,030–0,050	0,051–0,070	0,071–0,100	>0,10
4	Organiskais materiāls	BSP_7 , mg/l O_2	1	<2,3	2,3-4,2	4,3-6,0	6,1-8,0	>8,0	
5			2-3	<1,8	1,8-3,2	3,3-5,0	5,1-7,0	>7,0	
6	Ūdens caurredzamība	Seki, m	1	>2,0*	2,0-1,3	1,2-0,8	0,7-0,5	<0,5	
7			2-3	>4,0	4,0-2,0	1,9-1,0	0,9-0,5	<0,5	

* dziļumā, kas mazāks par 2 m, ūdens caurredzamība ir līdz dibenam.

25. tabula. Ezeru ekoloģiskās kvalitātes klases pēc fizikāli ķīmiskajiem parametriem Latvijā.

Tips	Parametrs	Mērvienība	Augsta	Labā	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
1	P _{kop}	mg/l P	<0.025	0.025-0.050	0.05-0.075	0.075-0.100	>0.100
	N _{kop}	mg/l N	<1	1-1.5	1.5-2	2-2.5	>2.5
	Seki	m	gr.>vid.dz.	1.5-2.2>vid.dz.	1-1.5	0.5-1	<0.5
2	P _{kop}	mg/l P	<0.025	0.025-0.050	0.05-0.075	0.075-0.100	>0.100
	N _{kop}	mg/l N	<1	1-1.5	1.5-2	2-2.5	>2.5
	Seki	m	Nav piemērojams augstās ūdens krāsainības dēļ				
3	P _{kop}	mg/l P	<0.025	0.025-0.050	0.05-0.075	0.075-0.100	>0.100
	N _{kop}	mg/l N	<1	1-1.5	1.5-2	2-2.5	>2.5
	Seki	m	gr.>vid.dz.	1.5-2.2>vid.dz.	1-1.5	0.5-1	<0.5
4	P _{kop}	mg/l P	<0.025	0.025-0.050	0.05-0.075	0.075-0.100	>0.100
	N _{kop}	mg/l N	<1	1-1.5	1.5-2	2-2.5	>2.5
	Seki	m	Nav piemērojams augstās ūdens krāsainības dēļ				
5	P _{kop}	mg/l P	<0.02	0.02-0.045	0.045-0.07	0.07-0.095	>0.095
	N _{kop}	mg/l N	<0.5	0.5-1	1-1.5	1.5-2	>2
	Seki	m	>4	4.0-2.0	2.0-1.0	1.0-0.5	<0.5
6	P _{kop}	mg/l P	<0.03	0.03-0.055	0.055-0.08	0.08-0.105	>0.105
	N _{kop}	mg/l N	<0.8	0.8-1.3	1.3-1.8	1.8-2.3	>2.3
	Seki	m	Nav piemērojams augstās ūdens krāsainības dēļ				
7	P _{kop}	mg/l P	<0.015	0.015-0.035	0.035-0.055	0.055-0.075	>0.075
	N _{kop}	mg/l N	<0.5	0.5-1	1-1.5	1.5-2	>2
	Seki	m	>4.5	4.5-2.5	2.5-1.5	1.5-1	<1
8	P _{kop}	mg/l P	<0.0225	0.0225-0.045	0.045-0.0675	0.0675-0.09	>0.09

Tips	Parametrs	Mērvienība	Augsta	Labā	Vidēja	Slikta	Ļoti slikta
	N _{kop}	mg/l N	<0.65	0.65-1.15	1.15-1.65	1.65-2.15	>2.15
	Seki	m	Nav piemērojams augstās ūdens krāsainības dēļ				
9	P _{kop}	mg/l P	<0.02	0.02-0.04	0.04-0.06	0.06-0.08	>0.08
	N _{kop}	mg/l N	<0.5	0.5-1	1-1.5	1.5-2	>2
	Seki	m	>4.5	4.5-3	3-1.5	1.5-0.7	<0.7
11	P _{kop}	mg/l P	<0.025	0.025-0.050	0.05-0.075	0.075-0.100	>0.100
	N _{kop}	mg/l N	<1	1-1.5	1.5-2	2-2.5	>2.5
	Seki	m	Nav piemērojams augstās ūdens krāsainības dēļ				

Saskaņā ar Ūdens Struktūrdirektīvu papildus ekoloģiskās kvalitātes novērtēšanas shēmā iekļautajiem parametriem ir arī daudzi citi fizikālie un ķīmiskie parametri, kurus izmanto kā ezeru ekosistēmu veselības rādītājus. Latvijā ir noteikti kvalitātes kritēriji prioritārajiem zivju ūdeņiem. Prioritārie zivju ūdeņi ir ezeri un upju posmi, kuros nepieciešams veikt ūdens aizsardzības vai ūdens kvalitātes uzlabošanas pasākumus, lai nodrošinātu zivju populācijai labvēlīgus dzīves apstākļus. Prioritāro zivju ūdeņu saraksts ir noteikts Latvijas Republikas Ministru kabineta noteikumu Nr.118 (pieņemti 12.03.2002.) 2. pielikumā.

Prioritāros zivju ūdeņus iedala:

- lašveidīgo zivju ūdeņi, kuros dzīvo laši (*Salmo salar*), taimiņi (*Salmo trutta*), alatas (*Thymallus thymallus*) un sīgas (*Coregonus*) vai kuros ir iespējams nodrošināt to pastāvēšanu.
- karpveidīgo zivju ūdeņi, kuros dzīvo karpu dzimtas zivis (*Cyprinidae*), kā arī līdakas (*Perca fluviatilis*) un zuši (*Anguilla anguilla*) vai kuros ir iespējams nodrošināt to pastāvēšanu.

Ūdens kvalitātes standarti dažiem visbiežāk mērītajiem parametriem prioritārajos zivju ūdeņos ir apkopoti 26. tabulā.

26. tabula. Biežāk mērīto parametru ieteicamās un robežvērtības prioritārajiem lašveidīgo un karpveidīgo zivju ūdeņiem (MK noteikumi Nr. 118, pieņemti 2002. gadā).

Nr.	Parametrs, mērvienība	Lašveidīgo zivju ūdeņi		Karpveidīgo zivju ūdeņi	
		Ieteicamā vērtība	Robežvērtība	Ieteicamā vērtība	Robežvērtība
1	Amonija joni, mg/l NH ₄ ⁺	≤ 0.03	≤ 0.78	≤ 0.16	≤ 0.78

2	BSP ₅ , mg/l O ₂	≤ 2		≤ 4	
3	Izšķīdušais skābeklis, mg/l O ₂	50 % > 9 100 % > 7	50 % > 9	50 % > 8 100 % > 5	50 % > 7
4	Nejonizētais amonjaks, mg/l NH ₃	≤ 0.005	≤ 0.025	≤ 0.005	≤ 0.025
5	Nitrīti, mg/l NO ₂ ⁻	≤ 0.01		≤ 0.03	
6	pH		6-9		6-9
7	Suspendētās vielas, mg/l	≤ 25		≤ 25	

Skābekļa stāvoklis ir ļoti svarīgs jebkurai saldūdens ekosistēmai. Tam var būt lielas diennakts un sezonālas svārstības atkarībā no ezera trofiskā stāvokļa, organisko vielu, tostarp humusvielu, slodzes no sateces baseina. Stratificētu ezeru hipolimnijā skābekļa apstākļi ir stabili 24 h periodā. Sliktākie skābekļa apstākļi hipolimnijā ir vasaras un ziemas stagnācijas perioda beigās, kad var rasties daudziem organismiem kritiska skābekļa koncentrācija. Zviedrijas Vides aizsardzības aģentūra (1991) ir izstrādājusi kvalitātes klases skābekļa koncentrācijai hipolimnijā (27.tabula). Lai novērtētu skābekļa stāvokli stratificētos ezeros, izmanto zemāko gada laikā izmērīto vērtību.

27. tabula. Skābekļa apstākļi stratificētu ezeru hipolimnijā (Zviedrijas Vides aizsardzības aģentūra, 1991).

O ₂ hipolimnijā, mg/L	Raksturojums
>7	Ar skābekli bagāti apstākļi
5 - 7	Vidēji skābekļa apstākļi
3 - 5	Vāji skābekļa apstākļi
1 - 3	Slikti skābekļa apstākļi
≤ 1	Bezskābekļa vai gandrīz bezskābekļa apstākļi

Ezeru nogulumu darbojas kā piesārņojošo vielu absorbētāji, tāpēc nogulumu pētījumi var sniegt vērtīgu informāciju par to, kā mainījusies ekosistēma. Ezeru sedimentos uzkrātie piesārņotāji (piemēram, fosfors, smagie metāli, noturīgie organiskie piesārņotāji) noteiktos apstākļos var izdalīties un ilgtermiņā ietekmēt ezera ekosistēmu. Mūsdienās, kad ir īstenoti pasākumi, lai samazinātu ezeru piesārņojuma slodzi no ārējiem avotiem, tā sauktā "ezera iekšējā slodze" var kļūt nozīmīgāka un kavēt jebkādu ūdens kvalitātes uzlabošanas ievērojamu laiku pēc slodzes novēršanas. Lai adekvāti risinātu ezeru ekosistēmu veselībai radīto apdraudējumu, ir jāveic slāpekļa, fosfora un oglekļa koncentrāciju analīze sedimentos.

Lai analizētu dažādas formas, kādās fosfors atrodas ezeru nogulumos, izmanto secīgu ekstrakciju (Hieltjes un Lijklema, 1980; Psenner et al., 1984):

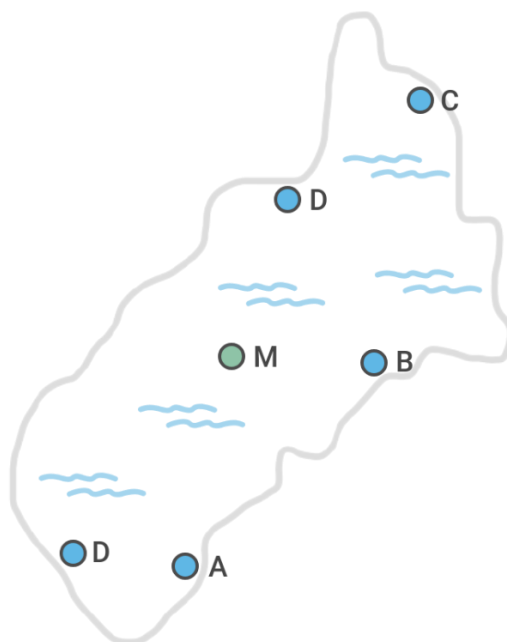
- Brīvi sorbēts jeb labilais fosfors, kas ir viegli pieejamā P novērtējums sedimentos.
- P, kas saistīts ar dzelzs savienojumiem (piemēram, hidroksīdiem), kļūst pieejams anoksiskos apstākļos.
- P, kas saistīts ar karbonātiem, apatīts-P un P, kas izdalās, šķīdinot oksīdus (nav adsorbēts uz virsmas). P izdalīšanās notiek skābos apstākļos.
- fosfāti adsorbējas uz metālu oksīdiem (piemēram, Al_2O_3) un citām virsmām - P savienojumi izdalās, ja pH paaugstinās.
- Atlikuma P - to veido organiskie un ugunsizturīgie P savienojumi.

Informācija par nogulumu kvalitāti un fosfora sastāva formām ļaus novērtēt sedimentu lomu eutrofikācijas procesos un ezera ekosistēmas veselībā.

2.4. Ezeru hidromorfoloģisko īpašību rādītāji

Eiropā hidromorfoloģiskā slodze ir atzīta par otro izplatītāko slodzes veidu pēc eutrofikācijas, kas ietekmē virszemes ūdeņu ekoloģisko kvalitāti (Poikāne et al., 2020). Hidromorfoloģiskā slodze ir cilvēka izraisītas izmaiņas ezera un tā apkārtnes hidroloģiskajā režīmā un morfoloģiskajās iezīmēs. Latvijā izmantoja izstrādāto ezeru biotopu apsekojuma (LHS) metodi (Rowan et al. 2004), lai novērtētu hidromorfoloģisko slodzi. Tomēr LHS metode ir pārņemta no Apvienotās Karalistes un vēl nav pilnībā pielāgota Latvijas apstākļiem. Nākotnē šo metodi būtu nepieciešams pārbaudīt Latvijas references ezeros, kā arī stipri ietekmētajos ezeros, lai noteiktu biotopu izmaiņu intensitāti.

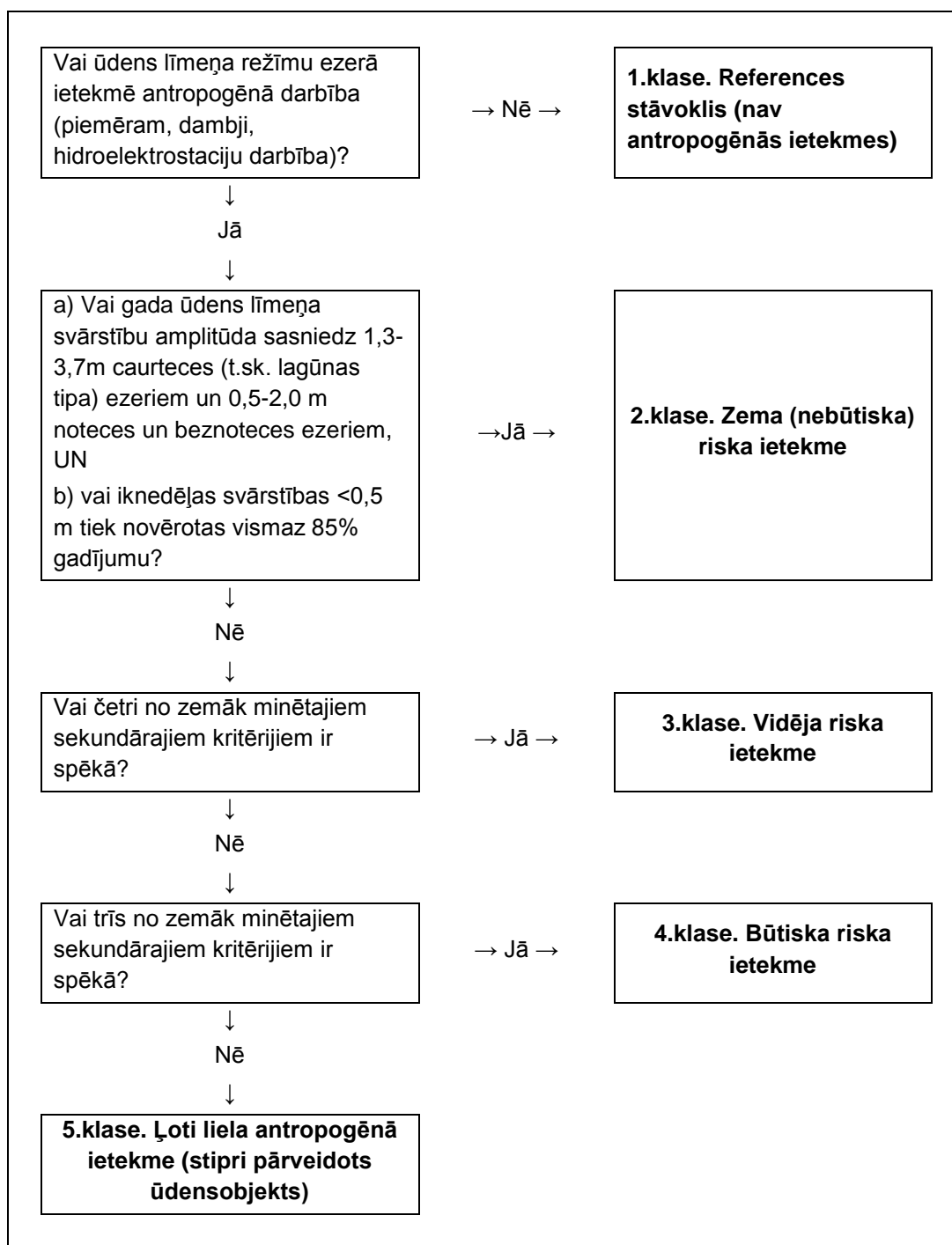
Apsekošanas vietu shēma saskaņā ar LHS metodi ir parādīta 5. attēlā.



5. attēls. Iespējamais paraugu ņemšanas vietu izvietojums ezerā (A-E - apsekojuma vietas ezera krastos, M - apsekojuma vieta ezera dziļākajā daļā).

Novērtējot hidromorfoloģisko slodzi Latvijā, tiek ņemti vērā septiņi komponenti:

1. **Hidroloģiskais režīms:** ūdens līmeņa diennakts, nedēļas un gada izmaiņas, ūdens līmeņa izmaiņu reizes gadā, datums, gada maksimālā un minimālā ūdens līmeņa datumi, ezera ūdens līmeņa diennakts vai gada izmaiņu amplitūda un/vai antropogēnā ietekme uz hidroloģisko režīmu: piemēram, aizsprostu esamība, pieplūstošo vai izplūstošo upju izmaiņas, vēsturiski mainījies ūdens līmenis, polderu un meliorācijas grāvju esamība sateces baseinā, ezera izmantošana enerģijas un ūdens apgādei, aizsardzība pret plūdiem utt.



6. attēls. Antropogēnās ietekmes uz hidroloģisko režīmu novērtējums.

28. tabula. Sekundārie kritēriji ezeru hidroloģiskā režīma novērtējumā.

Nr.	Kritērijs
1	Ūdens līmeņa svārstību (ņemot vērā paaugstināšanos un pazemināšanos) vidējais skaits gada laikā (izmantojot diennakts ūdens līmeņa novērojumu datus) ir vismaz 50.
2	Vismaz 80% gada maksimālā ūdens līmeņa datumu iekrīt starp 1.oktobri un 31.martu
3	Vismaz 80% gada minimālā ūdens līmeņa datumu iekrīt starp 1.martu un 31.oktobri
4	Maksimālās diennakts ūdens līmeņa paaugstināšanās vidējais intervāls gada laikā sasniedz 0.60-1.0 m un maksimālās diennakts ūdens līmeņa pazemināšanās vidējais intervāls gada laikā sasniedz 0.20-0.55 m.
5	Vidējā gada ūdens līmeņu svārstību amplitūda sasniedz 1.3-3.7 m caurteces (tostarp arī lagūnas tipa) ezeriem un 0.5-2.0 m noteces un beznoteces ezeriem.

29. tabula. Antropogēnā ietekme uz ezera hidroloģisko režīmu.

Kritērijs	Būtiska ietekme	Vidēja ietekme	Nebūtiska ietekme
Hidroelektrostacijas vai dambja esamība	Izbūvētas regulējamās slūžas vai HES (bez zivju ceļa)	≥ 3 hidrotehniskās būves sateces baseinā	≤ 2 hidrotehniskās būves sateces baseinā
Ietekošo un iztekošo ūdensteču regulēšana	Pēc 1980.gada	Pirms 1980.gada	Nav konstatēta
Vēsturiskā ūdens līmeņa paaugstināšana vai pazemināšana	> 1m	≤ 1	Nav konstatēta
Kopējā polderu platība sateces baseinā	≥ 5%	< 5%	Nav polderu
Kopējā polderu platība ūdensobjekta teritorijā	> 10%	5-10%	< 5%
Meliorācijas grāvju sistēma sateces baseinā		Ir	Nav konstatēta
Ievērojama lietošana enerģētikā, pretplūdu aizsardzībā, ūdensapgādē; ūdens ņemšana	Ievērojams ūdens patēriņš un/vai gada ūdens līmeņa svārstības no 0,5 līdz 5 m		Nav konstatēta

2. Ezeru krasta līnijas pārveidošana: nostiprinātās krasta līnijas daļa no kopējā ezera krasta līnijas garuma vai apsekoto vietu skaits ar krasta līnijas nostiprināšanas pazīmēm; polderu ietekmētās krasta līnijas daļa.

30. tabula. Ezera krasta līnijas pārveidojumu novērtējums.

Kritērijs	Būtiska ietekme	Vidēja ietekme	Nebūtiska ietekme
Krasta nostiprināšana	≥ 50% krasta līnijas VAI 5-7 no 10 apsekotajiem parauglaukumiem VAI 3 no 4-5 apsekotajiem parauglaukumiem	≥ 30% - < 50% krasta līnijas VAI 3-4 no 10 apsekotajiem parauglaukumiem VAI 2 no 4-5 apsekotajiem parauglaukumiem	< 30% krasta līnijas VAI ≤ 2 no 10 apsekotajiem parauglaukumiem VAI ≤ 1 no 4-5 apsekotajiem parauglaukumiem

3. Ezera krasta līnijas izmantošanas intensitāte: jebkurš ar dabu nesaistīts zemes segums vai zemes izmantošana (piemēram, pilsētu teritorijas, ceļi, dzelzceļi, pludmales, atpūtas zonas) vai lauksaimniecības zemju platības (piemēram, aramzeme, ganības) 50 m attālumā no ūdenslīnijas. Visu šo slodžu īpatsvars ir izteikts procentos no kopējā krasta līnijas garuma vai maksimālā apsekoto vietu skaita, kurās ir viena veida slodze.

31. tabula. Ezera krasta izmantošanas intensitāte.

Kritērijs	Būtiska ietekme	Vidēja ietekme	Nebūtiska ietekme
Mākslīgas un lauksaimniecības platības gar ezera krastu	≥ 50% krasta līnijas	≥ 30% - < 50% krasta līnijas	< 30% krasta līnijas
Viens no mākslīgas vai lauksaimnieciskas izcelsmes zemes lietojuma veidiem gar ezera krastu	5-7 no 10 apsekotajiem parauglaukumiem VAI 3 no 4-5 apsekotajiem parauglaukumiem	3-4 no 10 apsekotajiem parauglaukumiem VAI 2 no 4-5 apsekotajiem parauglaukumiem	≤ 2 no 10 apsekotajiem parauglaukumiem VAI ≤ 1 no 4-5 apsekotajiem parauglaukumiem

4. Cilvēka darbības ezera akvatorijā: motorlaivu un airu laivu darbība, kuģošana, makšķerēšana no laivas, makšķerēšana no krasta, zivju tīkli, peldēšana, dambju vai aizsprostu esamība, tilti, militāras darbības, makrofitu pļaušana, ūdens virsmas pārklāšana (lai kavētu evapotranspirāciju), bagarēšana, kaļķošana, elektropārvades līnijas pār ezeru.

32. tabula. Cilvēka aktivitātes ezera akvatorijā.

Kritērijs	Būtiska ietekme	Vidēja ietekme	Nebūtiska ietekme
Cilvēka darbības radīto slodžu skaits ezerā	≥ 3 slodzes	2 slodzes	≤ 1 slodze

5. Sedimentācijas režīms: krasta erozijas ietekmētā ezera krasta līnijas daļa (%) vai sedimentācijas ietekmētā ezera platības daļa (%), vai vairāki apsektie parauglaukumi, kuros novērotas nogulsnes virs minerālgrunts seklūdēns zonā.

33. tabula. Sedimentācijas ietekmes nozīmīgums.

Kritērijs	Būtiska ietekme	Vidēja ietekme	Nebūtiska ietekme
Krasta erozija no visa ezera krasta līnijas kopgaruma, %	≥ 70% krasta līnijas	≥ 50% - < 70% krasta līnijas	< 50% krasta līnijas
Nogulsnēšanās no ezera kopplatības (izņemot aizaugušās salas), %	≥ 70% ezera platības	≥ 50% - < 70% ezera platības	< 50% ezera platības
Sedimenti virs minerālgrunts seklūdēns zonā	≥ 7 no 10 apsekotajiem parauglaukumiem VAI 4 no 4-5 apsekotajiem parauglaukumiem	5-6 no 10 apsekotajiem parauglaukumiem VAI 3 no 4-5 apsekotajiem parauglaukumiem	≤ 4 no 10 apsekotajiem parauglaukumiem VAI ≤ 2 no 4-5 apsekotajiem parauglaukumiem

6. Fizikālie un ķīmiskie apstākļi ezera dziļākajā daļā: caurredzamība, ko mēra ar Seki disku, un/vai skābekļa stratifikācija. Skābekļa koncentrācijas izmaiņas atkarībā no dziļuma tiek mērītas ik pēc 1 m.

34. tabula. Fizikālie un ķīmiskie apstākļi ezera dziļākajā daļā.

Kritērijs	Vidēja ietekme	Nebūtiska ietekme
Caurredzamība, m	<1.5 m	≥ 1.5 m
Izšķīdušā skābekļa koncentrācija, mg/L	< 4 mg/L	≥ 4 mg/L

7. Slodžu ietekme, kas saistīta ar zemes lietojuma veidiem sateces baseinā: pilsētu teritoriju un/vai antropogēni ietekmētu teritoriju (tostarp aramzemju un plantāciju) īpatsvars visā ezera sateces baseinā.

35. tabula. Zemes lietojuma veidu ietekme uz sateces baseinu.

Kritērijs	Būtiska ietekme	Vidēja ietekme	Nebūtiska ietekme
Pilsētas teritorijas kopplatība sateces baseinā, %	≥ 8%	≥ 5% - < 8%	< 5%
Mākslīgas (ieskaitot pilsētas teritorijas) un/vai aramzemes platības sateces baseinā, %	≥ 40%	≥ 25% - < 40%	< 25%

Hidromorfoloģiskā slodze ir būtiska, ja novērtējuma rezultātu atšķirības no dabiskā jeb references stāvokļa sasniedz $\geq 50\%$, pamatojoties uz izmaiņu riska ietekmes pakāpi atkarībā no iepriekš minētajiem parametriem un kritērijiem. Ņemot vērā hidromorfoloģiskās slodzes nozīmi, tiek pieņemts, ka:

- 0 balles atbilst augstai kvalitātei (nav hidromorfoloģiskās slodzes),
- 2 balles atbilst labai kvalitātei (maza slodze vai nebūtiska riska ietekme),
- 4 balles atbilst vidējai kvalitātei (vidēji liela slodze vai vidēja riska ietekme),
- 6 balles atbilst sliktai kvalitātei (liela slodze vai būtiska riska ietekme),
- 8 balles atbilst ļoti sliktai kvalitātei (ļoti liela slodze vai antropogēnā ietekme).

Par visiem septiņiem hidromorfoloģiskā novērtējuma komponentiem piešķirtās balles tiek summētas. Pēc tam summa tiek reizināta ar 100 un dalīta ar maksimālo iespējamo ballu summu, kas atbilst sliktākajam gadījumam. Rezultāts ir pašreizējā ezera hidromorfoloģisko apstākļu novirze no references apstākļiem, kas izteikta procentos. Ezeru hidromorfoloģiskā stāvokļa klasifikācija ir apkopota 36. tabulā.

36. tabula. Ezeru hidromorfoloģiskā stāvokļa klasifikācija.

Kvalitātes klase	Novirze no references apstākļiem	Novērtējums ballēs	Krāsa
1. Augsta	<10%	0	Zila
2. Laba	≥ 10% - < 30%	2	Zaļa
3. Vidēja	≥ 30% - < 50%	4	Dzeltena
4. Slikta	≥ 50% - < 75%	6	Oranža
5. Ļoti slikta	≥ 75%	8	Sarkana

Lietuvā ezeru hidromorfoloģiskais indekss (Ežero hidromorfologinis indeksas; EHMI) (TAR, 2016-08-09, Nr. 21814; Virbickas et al. 2016) tiek izmantots, lai novērtētu ezeru hidromorfoloģiskos apstākļus. Indekss novērtē visus trīs galvenos hidromorfoloģisko apstākļu elementus:

1. Ūdens līmenis un ūdens apmaiņa. Ezerus ar regulējamu ūdens līmeni var noteikt pēc upju, ezeru un dīķu valsts kadastra datiem. Ūdens līmeņa izmaiņu pakāpe ir norādīta hidrobūvju tehniskajā dokumentācijā. Datus par

hidroelektrostacijām, kas uzstādītas uz ezeriem (un citām ūdenstilpēm ezeru krastos), apkopo Enerģētikas ministrija.

2. Ezera krasta struktūra. Dabiskās piekrastes veģetācijas joslas relatīvo garumu un krasta līnijas izmaiņu apjomu nostiprināšanās vai erozijas dēļ var noteikt vizuāli, pamatojoties uz aerofotogrāfijām un salīdzinot ar krasta līnijas formu iepriekšējā apsekojuma periodā (pirms ezera līmeņa regulēšanas), kā arī vizuāli apsekojuma vietā.
3. Dominējošais substrāts litorālajā zonā. Noteikts vizuāli apsekošanas vietā.

Lietuvas ezeru hidromorfoloģiskā indeksa EHMI aprēķināšanai izmantotie hidromorfoloģiskās kvalitātes elementu mainīgie lielumi un to apraksts ir sniegts 37. tabulā.

37. tabula. Hidromorfoloģisko kvalitātes elementu mainīgie lielumi un to apraksts.

Mainīgais lielums		Ezera ekoloģiskā stāvokļa raksturojums pēc hidromorfoloģiskās kvalitātes elementu parametriem/indeksiem/rādītājiem	Balles
Ūdens līmenis un ūdens apmaiņa		Nepastāv nedabisku faktoru izraisītas ūdens līmeņa izmaiņas (ūdens līmenis netiek ne paaugstināts, ne pazemināts, nav ūdens ieguves, ūdens plūsma netiek regulēta).	1
		Ūdens līmenis ir paaugstināts, bet ūdens plūsma tiek dabiskota.	2
		Ūdens līmenis tiek paaugstināts un stabilizēts (tiek veikta ūdens līmeņa regulēšana, lai nodrošinātu hidrotehniskās iekārtas ekspluatāciju).	3
		Ūdens līmenis tiek paaugstināts un periodiski mainās HES darbības vai citu iemeslu dēļ vai periodiski tiek regulēts ūdens līmenis un/vai ūdens apmaiņa. Vai arī ūdens līmenis ir pazemināts, bet izmaiņas ir mazākas par 1 m vai ezera platības izmaiņas <10%.	4
		Ūdens līmenis ir regulēts, ūdens līmeņa izmaiņas pārsniedz 1m vai ezera platības izmaiņas >10%.	5
Krasta apaugums	Dabiskās piekrastes veģetācijas joslas garums	Ne mazāk kā 70 % no ezera krasta līnijas klāj dabiskā piekrastes veģetācijas josla (mežs)	1
		70-30 % no ezera krasta līnijas klāj dabiskā piekrastes veģetācijas josla (mežs)	2
		29-5 % no ezera krasta līnijas klāj dabiskā piekrastes veģetācijas josla (mežs)	3
		<5 % no ezera krasta līnijas klāj dabiskā piekrastes veģetācijas josla (mežs)	5

Mainīgais lielums		Ezera ekoloģiskā stāvokļa raksturojums pēc hidromorfoloģiskās kvalitātes elementu parametriem/indeksiem/rādītājiem	Balles
	Krasta līnijas izmaiņas	Krasta līnija ir dabiska (nav taisnota vai uzbērtā) vai izmaiņas ir <5 % no ezera krasta līnijas	0
		Izmainīti 5-25% no krasta līnijas	1
		Izmainīti 26-50% no krasta līnijas	2
		Izmainīti >50% no krasta līnijas	3
	Krasta erozija	Nav krasta erozijas, ko izraisījuši nedabiski faktori (ūdens līmeņa paaugstināšanās/celšanās vai ūdens līmeņa izmaiņas) vai <5% no krasta līnijas ir erodēta	0
		5-25% no krasta līnijas ir erodēta nedabisku faktoru ietekmē	1
		26-50% no krasta līnijas ir erodēta nedabisku faktoru ietekmē	2
		>50% no krasta līnijas ir erodēta nedabisku faktoru ietekmē	3
Dominējošais substrāts piekrastes zonā	Tīrs, ciets substrāts (grants un/vai smiltis)	1	
	Heterogēns substrāts: dūņainas smiltis un/vai grants un/vai māls, vai ciets substrāts, ko klāj plāns dūņu slānis	2	
	Dūņas	3	

EHMI aprēķina šādi: $EHMI = (ballu\ summa - maksimālā\ ballu\ summa) / (minimālā\ ballu\ summa - maksimālā\ ballu\ summa)$.

Maksimālā ballu summa - 19

Minimālā ballu summa - 3

EHMI indeksa vērtības dažādām ekoloģiskā stāvokļa klasēm ir šādas: > 0,90 - augsts; 0,90-0,80 - labs; < 0,80 - mazāk nekā labs.

Pārbaudot saistību starp EHMI un indeksiem, kuru pamatā ir zivis un bentiskie bezmugurkaulnieki, ir redzams, ka bioindeksi būtiski korelē ar EHMI; tomēr EHMI saistība ar makrozoobentosu indeksu ir vājāka nekā ar indeksu, kas balstīts uz zivīm.

III HIDROĢEOLOĢISKO RĀDĪTĀJU IETEKMES UZ PAZEMES ŪDENIEM NOVĒRTĒŠANA

Ar pazemes ūdeņiem saistīto VŪO (PŪSSE) ekoloģiskā un ķīmiskā kvalitāte vai to ekoloģiskā vai ķīmiskā stāvokļa pasliktināšanās nākotnē ir galvenais virzītājspēks, domājot par PŪO novērtējumu. Vēl viens svarīgs faktors ir pazemes ūdeņu ieguldījuma noteikšana – vai PŪSSE ir kritiski atkarīga no pazemes ūdeņiem vai nē. Bieži tiek izmantots 50% atkarības kritērijs. Jāņem vērā arī tas, vai šī atkarība ir nepārtraukta vai tikai sezonāla un vai tās pamatā ir kvantitatīva pazemes ūdeņu piegāde un/vai ķīmisko vielu ieplūde. Piemēram, virszemes ūdeņos dzīvojošās sugas var būt atkarīgas no relatīvi nepiesārņotiem pazemes ūdeņiem, kuru klātbūtne nepieciešama arī piesārņotu VŪO ekoloģijas saglabāšanā. Tāpēc pirms detalizētu ŪSD atbilstošu stāvokļa novērtējumu veikšanas ir ieteicams skaidri izprast gan kvantitatīvās, gan kvalitatīvās PŪSSE atkarības, jo informācijas trūkums var novest pie problēmu pārvērtēšanas un lielām investīcijām, ieviešot pasākumu programmas (Eiropas Komisija, 2015).

Ar pazemes ūdeņiem saistīto ūdens ekosistēmu atkarības līmeņa noteikšana var ievērojami atšķirties. Dažu VŪO ekoloģija var būt kritiski atkarīga no pazemes ūdeņiem, un, būtiski mainoties pazemes ūdeņu kvalitātei vai apjomam, šie VŪO var nerasniegt ŪSD noteiktos mērķus. Citi VŪO var būt spējīgi izturēt būtiskas pazemes ūdeņu ieplūdes izmaiņas un saglabāt labu stāvokli. Ezeri, kas pastāvīgi barojas no pazemes ūdeņiem, ir kritiski atkarīgi no pazemes ūdeņiem, jo pazemes ūdeņi ir to vienīgais ūdens vai ezera ekoloģijai kritiski svarīgo ķīmisko vielu avots (piemēram, Mazuikas un Umja ezers Latvijā). Savukārt, ezeri, kuru ūdens budžeta nozīmīga daļa nāk no upēm un strautiem, nav kritiski atkarīgi no pazemes ūdeņiem. Jebkurā gadījumā atkarības novērtēšana ir sarežģīts, bet ļoti būtisks solis (Eiropas Komisija, 2015).

Šajā sadaļā mēs apskatīsim pieejas un metodes, ko mēs ierosinām izmantot, lai zināmā mērā atrisinātu iepriekš minētās problēmas. Mēs uzsveram, ka daudzas dalībvalstis joprojām saskaras ar grūtībām PŪAE identificēšanā un novērtēšanā PŪAE koncepta sarežģītības dēļ.

3.1. Pazemes ūdeņu ieguldījums vietējā ūdens bilanci

Ūdens bilances novērtēšana ir sarežģīts uzdevums, jo dažas tās sastāvdaļas, jo īpaši pazemes ūdeņu krājumu izmaiņas, ir grūti tieši izmērīt, tādēļ tās bieži tiek novērtētas netieši, izmantojot dažādus ūdens bilances modeļus vai analītiskas un empīriskas metodes (Falalakis un Gemitzi, 2020). Pazemes ūdeņu ieplūdes novērtēšana no pazemes ūdeņiem atkarīgā virszemes ūdensobjektā, piemēram, ezerā, bieži vien ir liels izaicinājums hidroģeologiem, jo tiešie mērījumi ir dārgi, laikietilpīgi un grūti veicami.

Novērtēt pazemes ūdeņu ieguldījumu vietējā ūdens bilanci ir izaicinājums, jo īpaši teritorijās ar sarežģītu hidroģeoloģisko režīmu, kā arī teritorijās ar nepietiekamiem monitoringa datiem (Zacharias un Dimitrjov, 2003). Turpmāk aprakstītas vairākas novērtēšanas metodes, kas galvenokārt balstās uz vienkāršiem ūdens bilances

aprēķiniem, izmantojot ģeogrāfiskās informācijas sistēmas un topogrāfisko un ģeoloģisko karšu datus. Šīs metodes pārsvarā var izmantot teritorijās ar vienkāršu hidroloģisko režīmu, kur pazemes ūdeņu pieplūde notiek konkrēta ezera sateces baseinā.

Kvantitatīvai pazemes ūdeņu papildināšanās noteikšanai plaši izmanto **vienkāršas ūdens bilances metodes** (Yin et al., 2011). Visizplatītākais veids, kā aplēst ūdens krājumu papildināšanos ar ūdens bilances metodi, ir netiešā jeb atlikuma metode, kad visi ūdens bilances vienādojuma mainīgie lielumi, izņemot krājumu (R), tiek vai nu mērīti, vai aplēsti, un R tiek noteikts vienāds ar atlikumu. Ūdens krājumus vienkāršoti apraksta formula:

$$R = P - ET - R_0 - \Delta S \quad (14)$$

Kur:

P - nokrišņu daudzums, (mm/gadā)

ET - iztvaikošana, (mm/gadā)

R₀ - virszemes notece, (mm/gadā)

ΔS - augsnes ūdens izmaiņas (mm/gadā).

Atlikuma metodes galvenais ierobežojums ir tas, ka precizitāte ir atkarīga no citu komponentu precizitātes. Ja lielāko daļu sateces baseina platības veido smilts un smilts-grants-olju nogulumi ar augstu nokrišņu absorbcijas spēju, virszemes noteci var neņemt vērā. Ilgtermiņā vidēji ilglaicīgos līdzsvara stāvokļa apstākļos augsnes ūdens saturs ir nemainīgs, tāpēc var pieņemt, ka ΔS ir vienāds ar nulli. Tomēr jāatzīmē, ka vienkāršotā ūdens bilance sniedz tikai aptuvenu aplēsi par pazemes ūdeņu ieguldījumu vietējā ūdens bilanci.

Precīzāku informāciju var iegūt, izmantojot vienkāršu ezeru ūdens bilanci, ko apraksta šāda formula (Pasaules Meteoroloģijas organizācija, 2008):

$$P + I = ET + Q + \Delta S \quad (15)$$

Kur:

P - nokrišņu daudzums, (km³//gadā)

ET - iztvaikošana, (km³//gadā)

I - pieplūde, (km³//gadā)

Q - aizplūde, (km³//gadā)

ΔS - ūdens krājumu izmaiņas, (km³//gadā).

Šajā gadījumā ūdens krājumi gados ar mazu caurplūdi ir vienādi ar pazemes ūdeņu daudzumu. Nokrišņu daudzumu aprēķina, izmantojot datus par ezera virsmas laukumu (ikgadējam ūdens līmenim) un gada nokrišņu summu no tuvākās monitoringa stacijas. Pieplūdi aprēķina, izmantojot virszemes ūdensobjekta platību un analogu upi ar plūsmas mērījumiem. Ja trūkst datu, var izmantot vidējās plūsmas kartes (M, l*sek/km²). Iztvaikošanu aprēķina, izmantojot ezera virsmas platības datus un Pastora (1987) kartes "*Raionirovanie malih rek Latvijskoj SSR* [Latvijas PSR mazo upju

rajonēšana]”, bet Q nepieciešams mērīt. Ir svarīgi atzīmēt, ka šī metode nesniegs precīzus datus par pazemes ūdeņu ieguldījumu vietējā ūdens bilanci, jo īpaši tad, ja attiecīgajā laika periodā nebūs iespējams veikt novērojumus (monitoringu).

Lai aprakstītu pazemes ūdeņu papildināšanos, var izmantot **analītisku metodi**, kas balstīta uz bilances aprēķina analītiskajiem elementiem un rezultātiem, kuri iegūti no monitoringa urbumu līmeņiem (Lebedev, 1976). Papildināšanās ātrums ir infiltrācijas procesa (wt) rezultāts, ko raksturo šāda formula:

$$wt = \mu \frac{\Delta H_1 + \Delta H_0 R(\lambda)}{1 - R(\lambda)} \quad (16)$$

$$R(\lambda) - \text{function of } \lambda \frac{x}{2\sqrt{at}} \quad (17)$$

Kur:

μ - raža,

ΔH_1 - līmeņa izmaiņas urbumā augšpus ūdensobjekta laika periodā t , (m)

ΔH_0 - līmeņa izmaiņas urbumā lejpus ūdensobjekta laika posmā t , (m)

x - attālums starp urbumiem (m)

a - izlīdzinājums starp slāņu līmeņiem (m^2/d)

t - laika periods, kas atbilst noteiktajām līmeņa izmaiņām (ΔH).

Tomēr jāatzīmē, ka šo analītisko metodi var piemērot tikai tajās sateces baseinu zonās, kur ezera tuvumā atrodas bilances monitoringa stacija.

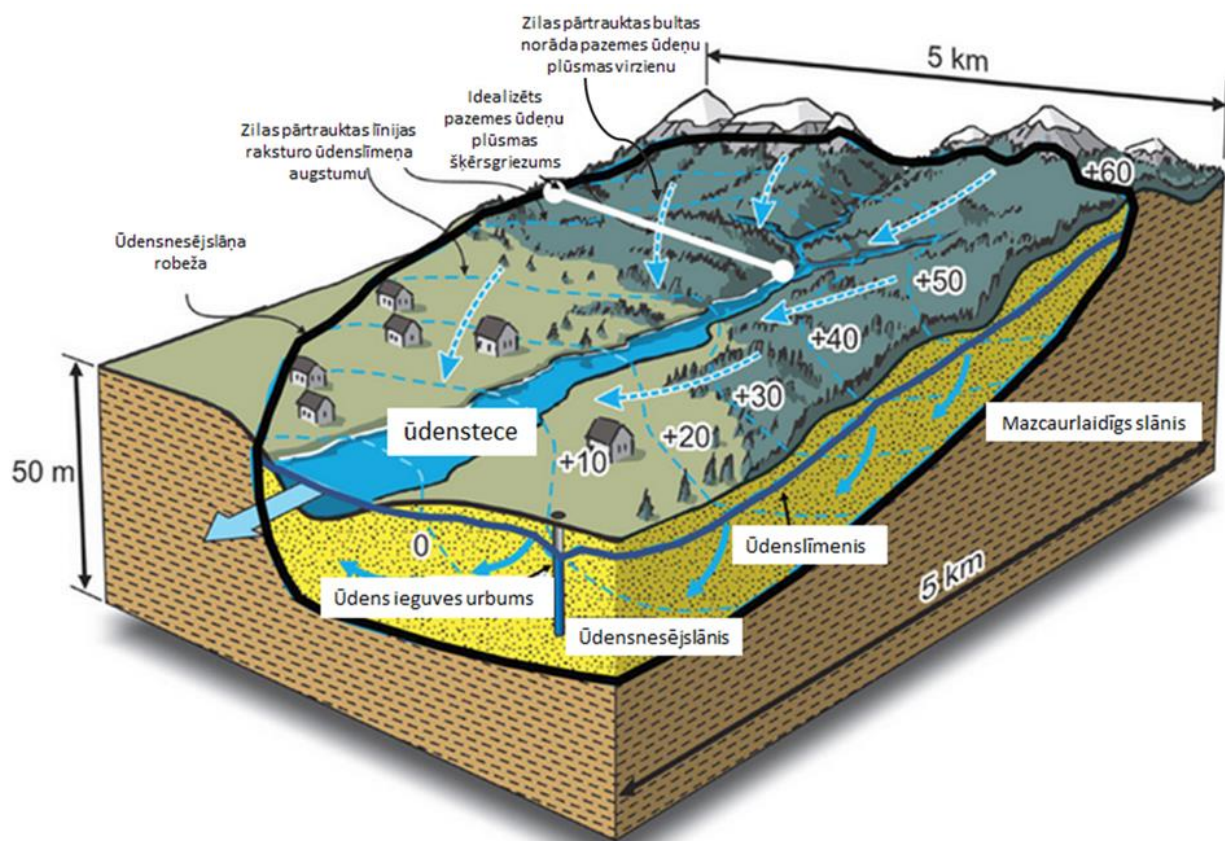
Nepietiekamu datu gadījumā pazemes ūdeņu papildināšanās noteikšanai var izmantot alternatīvu datu avotu - vēsturisko pazemes ūdeņu noteces karti un informāciju par pazemes ūdeņu papildināšanos infiltrācijas ceļā (Prols un Delina, 1997). Tomēr kartes mērogs nenodrošina datu precizitāti, uzsverot reģionālās atšķirības pazemes ūdeņu aizplūdē. Vietām faktiskais pazemes ūdeņu noteces daudzums var ievērojami atšķirties, un ir iespējamas ievērojamas pazemes ūdeņu noteces svārstības atkarībā no hidroģeoloģiskajiem apstākļiem katrā vietā, piemēram, caurlaidības, drenāžas, nepiesātinātās zonas dziļuma. Turklāt ir svarīgi atzīmēt, ka iepriekšminētā karte ir balstīta uz 80.gadu materiāliem un, iespējams, pienācīgi neatspoguļo pašreizējo situāciju.

Pazemes ūdeņu ieguldījumu vietējā ūdens bilanci visprecīzāk iespējams novērtēt, **veicot ūdens bilances modelēšanu**, izmantojot dažādus mērījumu datus (meteoroloģiskos datus, zemes virsmas parametrus, piemēram, augsnes mitruma un zemes segas tipus, pazemes ūdeņu monitoringa datus u.c.). Jāatzīmē, ka modeļa izveide ir dārgs, laikietilpīgs un sarežģīts process, kam nepieciešama infrastruktūra (urbumi) un ilgtermiņa monitoringi. Vēl viena efektīva pieeja, lai novērtētu pazemes ūdeņu pieplūdi ūdensobjektā, ir **hidrauliskā augstuma virsmas kartēšana** kombinācijā ar ūdens līmeņa mērījumiem dziļurbumos un ĢIS metodēm (Salama et al., 1995; Krogulec, 2010). Tomēr šī metode ir dārga, tai ir nepieciešama urbumu infrastruktūra attiecīgajā teritorijā, un to ir grūti īstenot īpašos hidroģeoloģiskajos apstākļos, jo īpaši tad, ja ūdens nesējslāņi ir izvietoti lielā dziļumā.

3.2. Pazemes ūdeņu plūsma un ūdensšķirtne

Mērena (mitra) klimata apstākļos, nokrišņiem izkrītot uz zemes, daļa no tiem iztvaiko atpakaļ atmosfērā, bet ievērojama daļa ieplūst tieši virszemes ūdensobjektos virszemes noteces veidā. Latvijas apstākļos aptuveni 15% nokrišņu (aptuvenus aprēķins) infiltrējas augsnē. Ūdens, kas infiltrējies zemē, nonāk vadozajā zonā, un daļu no tā izmanto veģetācija. Mērena klimata apstākļos ūdens pārpalikums iesūcas ūdens piesātinātājā zonā un veido pazemes ūdeņu resursus.

Papildināšanās periodos seklo pazemes ūdeņu līmenis paaugstinās un lēnām virzās uz tuvāko atslodzes vietu – upēm, ezeriem, grāvjiem utt. Teritorijas, kurās notiek pieplūde, sauc par *papildināšanās apgabaliem*, bet vietas, kur ūdens ieplūst virszemes ūdensobjektos, – par *izplūdes apgabaliem*. Teritoriju starp tām sauc par pārejas zonu, bet visu teritoriju, kurā ūdens plūsmas ir savienotas no papildināšanās uz izplūdes zonu, sauc par *ūdensšķirtni*. Ūdensteces plūsmu, kas saglabājas sausajā sezonā, sauc par *pamatplūsmu*. Lielākajā daļā ūdensšķītnu pazemes ūdeņu izplūde ir galvenais un bieži vien vienīgais pamatplūsmas avots, kas sausajā sezonā nodrošina būtisku ūdens pieplūdi virszemes ūdensobjektos (Poeter et al., 2020).



6. attēls. Pazemes ūdeņu plūsma trīs dimensijās pazemes ūdeņu baseinā/ūdensšķirtnē (iezīmēts melnā krāsā, ar pazemes ūdeņu līmeni kā tumši zilu, biezu līniju, zilām pārtrauktām līnijām ar vienādu hidroliisko augstumu un pārtrauktām zilām bultām, kas norāda pazemes ūdeņu plūsmas virzienus) (modificēts Rivera, 2014, Poeter et al. 2020.).

Pazemes ūdeņu virsmas augstumu vai pazemes ūdeņu līmeni pjezometrā (urbumā) attiecībā pret jūras līmeni sauc par *hidraulisko augstumu*. Augstienēs pazemes ūdens līmenis ir augstāks, un pazemes ūdeņi gravitācijas spēku ietekmē pazemes ūdeņu sistēmā plūst lejup, virzoties uz zemienēm. Ūdens plūsmas ātrums no papildināšanās zonām augstienēs uz izplūdes zonām zemienēs ir atkarīgs no papildināšanās ātruma (ūdens infiltrēšanās līdz pazemes ūdeņu līmenim), augstuma starpības starp papildināšanās un izplūdes vietām, kā arī no augsnes un iežu caurlaidības pakāpes. Pazemes ūdeņi plūst no punktiem ar lielu uz punktiem ar mazu hidraulisko spiedienu (Poeter et al., 2020). Parasti sekļie pazemes ūdeņi atspoguļo reljefa izmaiņas, un to ūdenšķirtņu robežas sakrīt ar virszemes ūdeņu robežām. Savukārt dziļāki pazemes ūdeņi var sekot reģionālām plūsmām, un tiem var būt lielas pārrobežu ūdensšķirtnes.

Pazemes ūdeņu līmenis ielejās ir tuvāk zemes virskārtai nekā augstienēs, un tas nepaaugstinās un nekrītas tik strauji kā ūdens līmenis augstieņu teritorijās. Pat pēc ilgākiem bez nokrišņu periodiem nogāzes joprojām ir ūdens piesātinātas un attiecīgi upju ielejas saņem pazemes ūdeņu pieplūdi, jo pazemes ūdeņu pārvietošanās ātrums ir relatīvi neliels. Sausajā sezonā, kad nenotiek aktīva pazemes ūdeņu papildināšanās, pirms tam uzkrātie pazemes ūdeņi var pārvietoties no pauguriem uz ielejām daudzas dienas, mēnešus un pat gadus (Poeter et al., 2020), tāpēc pazemes ūdeņi ir pieejami pat stipra sausuma laikā, lai gan arī tie cieš no sausuma periodiem. Ienākošās pazemes ūdeņu plūsmas aizkavēšanās kalpo kā buferis, un bieži vien ir svarīgi novērtēt šī aizkavēšanās perioda ilgumu, jo tas korelē ar vietējās ūdens sistēmas noturību ne tikai pret klimata pārmaiņām, bet arī pret piesārņojuma migrāciju.

Ūdensšķirtne ir sauszemes teritorija, no kuras visi ūdeņi ieplūst ūdensobjektos (6. attēls). Ezera ūdens sateces baseina robežas nosaka ezera apkārt esošo teritoriju augstākie punkti. Nokrišņi (lietus, sniega kušana), kas izkrīt ezera sateces baseina teritorijā, gravitācijas spēku ietekmē plūst pa zemes virsu un nonāk ūdenstecēs un sekļajos pazemes ūdeņos, un visbeidzot arī ezerā. Ūdensšķirtni bieži sauc arī par drenāžas baseinu/apgabalu vai sateces baseinu. Ūdensobjekta robežu noteikšana ir svarīga ne tikai, lai novērtētu ūdens bilanci, bet arī, lai veiktu atbilstošu riska novērtējumu, jo visas sateces baseinā notiekošās darbības (lauksaimniecība, urbanizācija, mežsaimniecība, piesārņotās vietas, derīgo izrakteņu ieguve u.c.) var ietekmēt gala saņēmēja – ezera ekosistēmas veselību.

Ezeram ūdensšķirtni iespējams noteikt, izmantojot reljefa informāciju (piemēram, topogrāfiskās kartes vai digitālo reljefa modeli). Nepieciešams ņemt vērā arī vietējās antropogēnās darbības, piemēram, grāvjus, vaļņus, meliorācijas tīklu u.c., jo tās veido vietējās robežas. Ja pieejami, jāizmanto digitalizēti informācijas slāņi (piemēram, Latvijā pieejama meliorācijas sistēma <https://www.melioracija.lv/>; Meliorācijas kadastrs, 2021). Tomēr ieteicams aplūkot arī jaunākās pieejamās aerofotogrāfijas, lai pārbaudītu, vai tuvumā nav veikti jaunāki pārveidojumi (piemēram, dažādas ortofoto vai digitālās reljefa kartes ir pieejamas <https://kartes.lgia.gov.lv/>; LGIA, 2021).

3.3. Hidroķīmiskais raksturojums

Ģeoloģija un ūdens uzturēšanās laiks ir galvenie faktori, kas ietekmē dabiskā ūdens ķīmisko sastāvu. Pazemes ūdeņi nodrošina barības vielas un elektronu uztvērējus (piemēram, sulfātus) un parasti rada īpašus fizikāli ķīmiskos apstākļus PŪAE. Ūdens pH reakcija nosaka barības vielu un smago metālu šķīdību un bioloģisko pieejamību. Pie zemākas pH reakcijas metālam ir tendence atrasties bioloģiski pieejamā formā, savukārt barības vielas vislabāk uzsūcas, ja pH līmenis nodrošina piemērotus adsorbcijas apstākļus. Reducēšanās-oksidēšanās potenciāls ir svarīgs dzelzs oksihidroksīdu reduktīvai šķīdināšanai un reducēšanās-oksidēšanās jutīgu elementu (t.i., Fe, Mn, NH₄, NO₃) stāvoklim. PŪAE, kas saistītas ar virszemes ūdeņiem, sezonālās un diennakts svārstības fotosintēzes procesos var būt galvenais dabiskais pH izmaiņu cēlonis, tāpēc ūdens ķīmiskā līdzsvara izmaiņas var izraisīt neatgriezeniskas izmaiņas visā ekosistēmā. Kūdras sulfīdu pakļaušana skābekļa iedarbībai sausuma izraisītas pazemes ūdeņu pazemināšanās dēļ var izraisīt sulfīdu oksidēšanos līdz sulfātiem un veicināt ūdensteču paskābināšanos (Kløve et al., 2011).

Paaugstināts **slāpekļa** savienojumu saturs ir viens no izplatītākajiem antropogēnajiem piesārņotājiem Latvijā un Lietuvā (LV Report, 2020, LT Report, 2020; Retike et al., 2016a). Šādu piesārņojumu var radīt slāpekļa mēslojums un kūtsmēsli, organiski saistītā slāpekļa oksidēšanās augsnē, lopbarības novietnes, septiskās tvertnes un notekūdeņu novadīšana. Parasti pazemes ūdeņiem Latvijā ir augsts denitrifikācijas potenciāls, tāpēc lielākā daļa piesārņojuma tiek reducēta līdz N₂ un nonāk atmosfērā, tomēr avotos un vietās ar augstu pazemes ūdeņu ievainojamību var tikt pārsniegta Nitrātu direktīvā (Nitrātu direktīva, 2000) noteiktā NO₃ robežvērtība 50 mg/l. Vispārējais NO₃ fona līmenis Latvijas pazemes ūdeņos ir 4 mg/l (Retike et al., 2016b), savukārt bāzes NH₄ daudzums ir robežās no 0,043 līdz 0,85 mg/l (Bikše un Retiķe, 2019). Šobrīd trūkst zināšanu par **fosfora** savienojumu fona līmeni Latvijas pazemes ūdeņos, jo monitorings tika uzsākts tikai pirms pāris gadiem. Tomēr pirmie rezultāti liecina, ka fosfora daudzums pazemes ūdeņos ir nenozīmīgs, kaut arī fosfora savienojumiem Latvijas pazemes ūdeņos nav noteikta robežvērtība.

Gan Latvijas, gan Lietuvas nacionālajās pazemes ūdeņu monitoringa programmās tiek mērīti šādi parametri: lauka parametri (temperatūra, EC, pH, Eh, O₂), galvenie joni, fosfora savienojumi (P_{kop} un PO₄), slāpekļa savienojumi (NH₄, NO₂, NO₃, N_{kop}, permanganāta indekss) un smagie metāli (Cd, Pb, Ni, Hg, As). Svarīga atšķirība ir tā, ka Latvijā kopējo dzelzi analizē lauka apstākļos, bet Lietuvā – laboratorijā, tāpēc šos parametrus nevajadzētu salīdzināt. Projekts “B-solutions” (2019) parādīja, ka LVĢMC laboratorija, kas analizē visus ūdens paraugus Latvijas monitoringa tīklā, ir akreditēta saskaņā ar LVS EN ISO/IEC 17025:2005 standartiem un tai ir Latvijas nacionālā akreditācijas biroja reģistrācijas numurs LATAK-T-105-34-97, savukārt Lietuvas Ģeoloģijas dienesta laboratorija vēl nav akreditēta. 2019.g. veiktajā interkalibrēšanas procesā tika konstatētas dažas būtiskas novirzes, tāpēc abu valstu datu apvienošana jāveic piesardzīgi. Visiem iespējamajiem ķīmiskajiem piesārņotājiem, kas dabiski sastopami pazemes ūdeņos (piemēram, NO₃, PO₄, As), ir noteikti to bāzes līmeņi Latvijas PŪO mērogā (Bikše un Retiķe, 2019), visiem sintētiskajiem parametriem robežvērtība ir 1/2 no to maksimālajām vides kritēriju vērtībām.

IV SLODŽU UN IETEKMJU ANALĪZE

4.1. Ezeru ūdens apmaiņas perioda novērtēšana

Ezera ūdens apmaiņas periods (saukts arī par ezera ūdens uzturēšanās vai aiztures laiku) ir aprēķinātais vidējais ūdens masas atjaunošanās laiks ezerā. Visvienkāršāk šo skaitli iegūst, dalot ezera tilpumu ar ezera ieplūdi vai aizplūdi. Tas raksturo laiku, cik ilgi viela uzturas ezerā.

Saskaņā ar starptautisko hidroloģisko praksi ezeru ūdens apmaiņas periodu var aprēķināt pēc šādas formulas:

$$\text{Period of water retention (years)} = \frac{\text{lakes volume}}{\text{inflow} + \text{precipitation}} \quad (16)$$

Ieplūdi aprēķina katrai ezera pietekai atsevišķi, izmantojot datus no tuvākās hidroloģiskās stacijas uz konkrētās upes vai (datu iztrūkuma gadījumā) izmantojot vidējās noteces kartes (A.Pastors, Raionirovanie malih rek Latvijskoj SSP", 1987) un sekojošas formulas:

$$Wp = Q_{\text{yearly avg.}} * T / 10^9 \quad (17)$$

Kur:

Wp - ūdens ieplūde no upes, $\text{km}^3/\text{gadā}$

T - sekunžu skaits gadā, $T=31,56*10^6$

$Q_{\text{yearly avg.}}$ – gada vidējais ūdens patēriņš upes grīvas šķērsgrīzumā, ko aprēķina kā:

$$Q_{\text{yearly avg.}} = 31.7 * 10^{-6} * R * A \quad (18)$$

Kur:

A - upes baseina platība, km^2

R - ilgtermiņa vidējais noteces slānis pēc izolīnijām, mm (A.Pastors, 1987. g. "Gada noteces slāņa karte", mm). Lielos baseinos, kas šķērso vairāk nekā vienu izolīniju, ir jāizšķir katras izolīnijas aptvertās platības un visbeidzot jāaprēķina vidējais svērtais lielums.

Ezera tilpuma aprēķinu pamatā ir ezera dziļuma un ūdens līmeņa mērījumi. Informāciju no iepriekšējiem pētījumiem (Latvijas Valsts meliorācijas projektēšanas institūta ezeru baseinu shēmām (Daugavas, Lielupes, Ventas, Gaujas) baseina ezeru un to apkārtējo platību kompleksās izmantošanas un aizsardzības shēma / Latvijas Valsts meliorācijas projektēšanas institūts, ЛАТГИПРОВОДХОЗ.- Rīga, 1972) var izmantot izmērīto datu nepilnību gadījumā.

Ezeru shēmā dziļuma izolīnijas (izobātas) sadala ezeru slāņos, kuru biezums atbilst izobātas solim. Izobāta ir iedomāta līnija vai līnija kartē, kas savieno punktus ar vienādu dziļumu zem ūdens virsmas. Ezera tilpumu aprēķina šādi:

$$V = h * (w_0/2 + w_1 + w_2 + \dots + w_n/2) + 1/3 * w_n * (h_{maks.} - h_n) \quad (19)$$

Kur:

V - ezera tilpums, m³

w₀, w₁, w₂, w_n - slāņu laukums, m²

h - slāņu biezums, m

h_{maks.} - ezera maksimālais dziļums (norādīts ezeru shēmā)

h_n - lielākās izobātas dziļums, m.

Gadījumos, kad aizplūde no ezera ir daudz lielāka nekā ieplūde, ezera ūdens apmaiņas periodu aprēķina pēc šādas formulas:

$$\text{Period of water retention (years)} = \frac{\text{Lake's wolume}}{\text{outflow+evaporation from open water surface}} \quad (20)$$

Aizplūdes apjomu aprēķina pēc šādas formulas (17), kur Q yearly avg ir gada vidējā ūdens izplūde šķērsgrīzumā pie upes iztekas.

Nokrišņu daudzumu aprēķina pēc šādas formulas:

$$P_{ex.} = P * F_{sp} * 10^{-6} \quad (21)$$

Kur:

P_{ex.} - gada nokrišņu daudzums ezerā, km³/gadā

P - nokrišņu daudzums gadā saskaņā ar tuvākās meteoroloģiskās stacijas datiem, mm

F_{sp.} - ezera platība, km²

Iztvaikošanas apjomu aprēķina pēc šādas formulas (izmantojot A. Pastors, Vidējās iztvaikošanas kartes ("Raionirovanie malih rek Latvijaskoj SSP", 1987)):

$$E_{ez.} = E * F_{sp} * 10^{-6} \quad (22)$$

Kur:

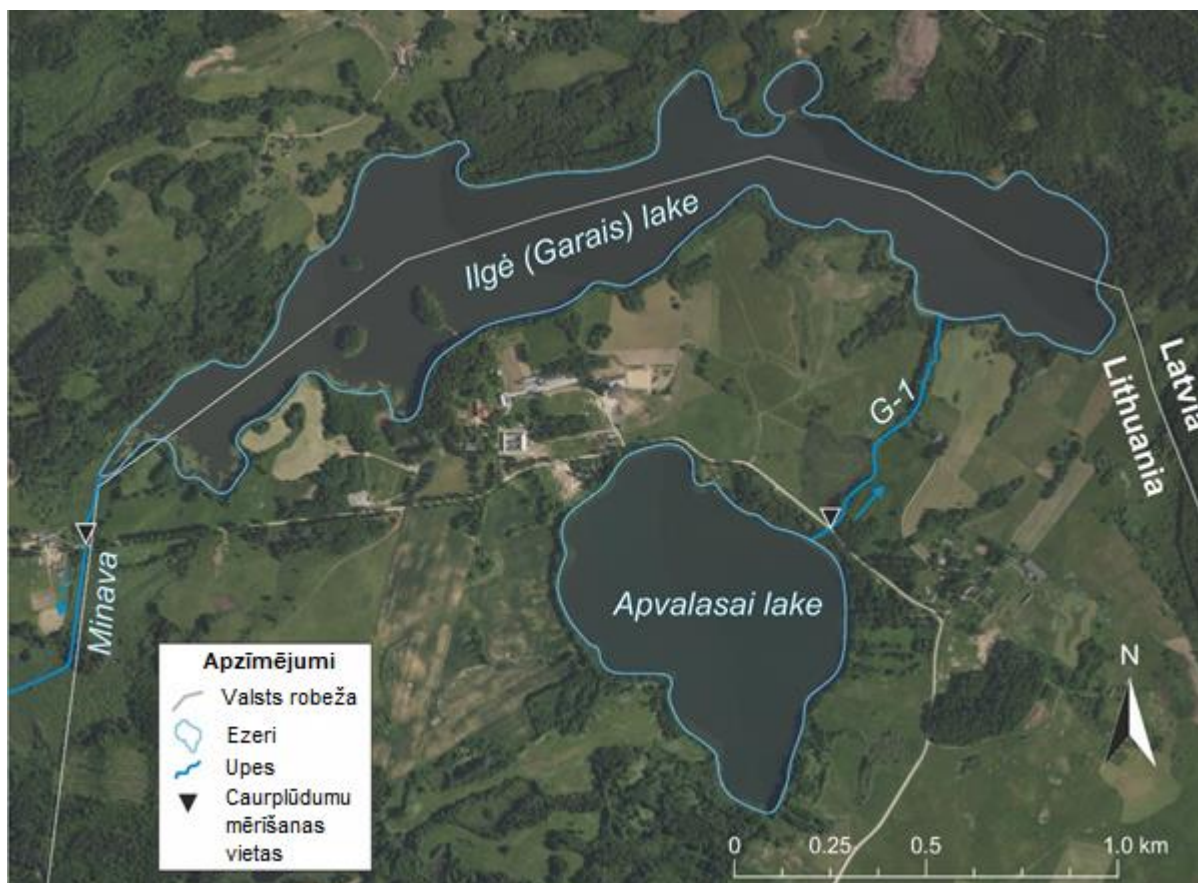
E_{ez.} - gada laikā no ezera iztvaikojošais ūdens daudzums, km³/gadā

E - iztvaikošanas daudzums gadā saskaņā ar A. Pastora iztvaikošanas kartēm, mm

F_{sp.} - ezera platība, km²

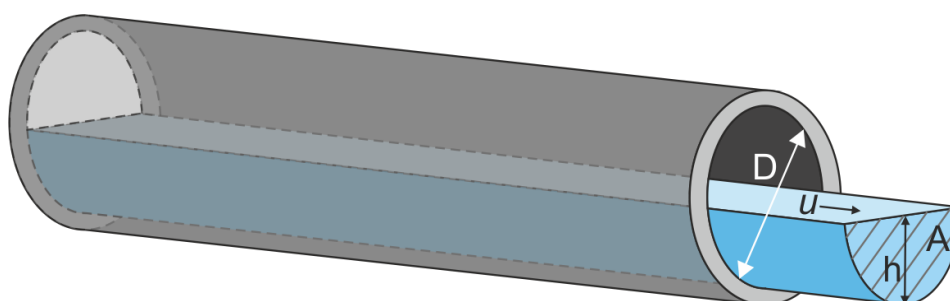
4.2. Caurplūduma mērījumi uz ezeru ietekošās un iztekošās ūdensteces

Virszemes ūdensobjektu, piemēram, upju un strautu, caurplūduma mērījumi sniedz vērtīgu informāciju par to hidroloģisko režīmu. Šie dati ir īpaši svarīgi to ezeru ūdensobjektu ekoloģiskā stāvokļa novērtēšanai, kuros ir ietekošas un iztekošas ūdensteces. Pētījuma objekta Ilzu (Garā) ezera hidrogrāfisko sistēmu veido periodiski ietekošais G-1 strauts no Apvalasa ezera un iztekošais Minavas strauts (7. attēls). Līdz ar to Ilzu (Garais) ezers pieder pie daļēji meliorēto ezeru tipa.



7. attēls. Ilzu (Garā) ezera caurplūduma mērījumu shēma uz ietekošās un iztekošās ūdensteces.

Lai novērtētu ūdens apmaiņas procesus un kopējo ūdens bilanci izvēlētajā ezerā, būtiski veikt caurplūduma mērījumus uz ietekošās un iztekošās ūdensteces. Tādēļ Ilzu (Garajā) ezerā caurplūduma mērījumi tiks veikti reizi trijos mēnešos 7.attēlā norādītajās vietās. Novērojumi tiks veikti pie ceļu šķērsojošām caurtekām, kas raksturo skaidru ūdens pieplūdes un aizplūdes profilu. Šajos monitoringa punktos tiks mērīts caurules diametrs (D), ūdens līmeņa augstums (h) un plūsmas ātrums (u) dažādos dziļumos (8. attēls).



8. attēls. Caurplūduma mērījumi caurtekā.

Plūsmas ātrumu mērīs ar elektromagnētisko plūsmas mērītāju *Valeport Model 801*. Vidējais ātrums (v) tiks pārrēķināts saskaņā ar iegūtajiem datiem (atkarībā no ūdens līmeņa augstuma un izmērītajiem punktiem pa vertikāli), t.i., ja ir trīs dziļumi:

$$v = 0.25(u_{0.2} + 2u_{0.6} + u_{0.8}) \quad (23)$$

ja divi dziļumi:

$$v = 0.5(u_{0.2} + u_{0.8}) \quad (24)$$

ja viens dziļums:

$$v = u_{0.5} \quad (25)$$

Plūsmas ātrumu sadalījums caurulē nav vienāds visā profilā, jo caurules sienas rada zināmu berzi, tāpēc visi aprēķinātie ātrumi tiek reizināti ar koeficientu 0,9 (Karasev un Shumkov, 1985). Atbilstoši caurules diametram un ūdens līmeņa augstumam aprēķina plūsmas profila laukumu (A), lai aprēķinātu galīgo izplūdi (Q):

$$Q = 0.9\bar{v}A \quad (26)$$

TRANSWAT projekta laikā reizi trijos mēnešos izmērītais un aprēķinātais caurplūdums ietekošajā un iztekošajā ūdenstecē tiks sasaistīts ar automatiskajiem ūdens līmeņa mērījumiem Ilzu (Garajā) ezerā, ko apkopo LVGMC ūdens līmeņa sensori. Apvienotie dati dos iespēju izveidot ūdens līmeņa un caurplūduma līkni, lai novērtētu ikdienas caurplūdumu uz konkrētā ezera ieplūstošās un izplūstošās ūdensteces.

4.3. Zemes lietojums

Zemes lietojums ir kļuvis par svarīgu netiešu parametru, novērtējot iespējamo papildu barības vielu ieplūdes radīto slodzi. Tas ir viens no faktoriem, kas visvairāk korelē ar ūdens kvalitāti sateces baseinos. Atkarībā no zemes lietojuma veida ūdenstilpes sateces baseins var kalpot vai nu kā aizsargbarjera, kas veicina barības vielu samazināšanos, vai, gluži pretēji, veicināt barības vielu pieaugumu, piemēram, mežu izciršanas rezultātā.

Zemes lietojuma veidu proporcijas sateces baseinā palīdz novērtēt izklidētā piesārņojuma slodzi, ezerā paaugstinātas eitrofikācijas un sedimentācijas procesu risku (Urtāns et al., 2017). Dažādi zemes lietojuma veidi var palielināt piesārņojuma risku – barības vielas no mēslojuma, pesticīdi, sedimenti, smagie metāli, naftas piesārņojums un citi ķīmiskie savienojumi var nonākt ūdensobjektos ar virszemes noteci, notekūdeņiem, bet dažos gadījumos piesārņojums var nonākt arī pazemes ūdeņos (EPA, bez dat.).

Daudzi pētījumi liecina, ka pilsētu un lauksaimniecības zemju teritorijas ir atbildīgas par ūdens piesārņojumu, bet mežu un mitrāju teritorijas lielākoties rada dabisko slodzi.

Slodze no **meža zemēm** bez cilvēka iejaukšanās būtiski neietekmē ūdens kvalitāti. Meži palīdz uzturēt labu virszemes ūdeņu kvalitāti. Tomēr barības vielu notece no antropogēni ietekmētām mežu platībām (izcirtumiem un nosusinātiem mežiem) ir par 20 % lielāka nekā dabiskajos mežos (Abramenko, 2013).

Lauksaimniecības zemes ir viens no galvenajiem izkliedētā barības vielu piesārņojuma avotiem. Daudzviet pasaulē palielinās lauksaimniecības zemju platības upju baseinos. Mēslošanas līdzekļu izmantošana lauksaimniecībā palielina barības vielu, piemēram, fosfora un slāpekļa, slodzi. Lauksaimniecība var būt arī citu ķīmisko piesārņotāju, piemēram, pesticīdu, herbicīdu u.c., avots. Sateces baseinos, kur dominē aramzemes, ir novērota lielāka negatīva ietekme uz ūdens kvalitāti (Kändler et al., 2017). Lauksaimnieciskās darbības, piemēram, mājlopu ganīšana, arī var veicināt ūdens kvalitātes izmaiņas, jo samazinoties veģetācijai, mainās noteces daudzums (Randhir, 2007).

Pilsētvides un citu urbāno teritoriju, kā arī galveno ceļu īpatsvars ūdens sateces baseinā var negatīvi ietekmēt ūdens kvalitāti. Notekūdeņi no šīm teritorijām ir saistīti ar naftas piesārņojumu no degvielas uzpildes stacijām un ceļiem, nitrātu savienojumiem (no augu mēslojumiem un urīna) un smagajiem metāliem. Slāpekļa un fosfora savienojumi, smagie metāli, nafta u.c. piesārņotāji var nokļūt ezerā ar virszemes noteces un putekļu daļiņām no teritorijām, kur ir liels galveno autoceļu blīvums. Ja ziemas laikā uz ceļiem tiek izkaisīts sāls (NaCl, CaCl₂), tas ar sniega kušanas ūdeņiem var nokļūt ezerā (Melluma un Leinerte, 1992).

Lai efektīvi identificētu zemes lietojuma veidus un novērtētu izkliedētā piesārņojuma slodzi būtiskumu sateces baseinā un to potenciālo ietekmi uz ūdens ekosistēmu, zemes lietojuma veidus var iedalīt 8 grupās (38. tabula), detalizētāks iedalījums nav nepieciešams. Ja nepieciešams, to var apkopot 5 lielākās grupās - lauksaimniecības, urbānās teritorijas, meži, purvi un ūdeņi (GENESIS, 2015).

38. tabula. Zemes lietojuma veidi atkarībā no piesārņojuma slodzes.

Antropogēnā slodze	Dabiskā fona slodze
1. Aramzemes 2. Ganības 3. Urbānās teritorijas 4. Kailcirtes	5. Citas lauksaimniecības zemes 6. Meži 7. Purvi un pārmitrās teritorijas 8. Ūdeņi

Ja antropogēno piesārņojuma slodzi veicinošo zemes lietojuma veidu īpatsvars sateces baseinā ir lielāks par 20 % no platības, iespējams konstatēt negatīvu ietekmi uz ūdens kvalitāti, un tādā gadījumā ir jāveic padziļināta izpēte un datu analīze. Noteces no antropogēnajām teritorijām rada izkliedētu piesārņojumu, tas ir sarežģīts process, kas atkarīgs no daudziem faktoriem un to mijiedarbības. Svarīgākie faktori ir klimatiskie apstākļi, sateces baseina reljefs, ģeoloģija, veģetācijas tipi, augsnes

Īpašības, zemes lietojuma veids un zemes apsaimniekošanas intensitāte. Cilvēka aktivitātes ietekmē ūdenstilpju hidroloģisko režīmu un ūdeņu ķīmisko sastāvu (Dahm et al., 2013; Lagzdīņš, 2012).

Lai noteiktu zemes lietojuma veidu sadalījumu sateces baseinā, ir jāizmanto ArcGis programmatūra (vai atvērtā GIS programmatūra, piemēram, QGIS) un pieejamā informācija, ko var iegūt no šādiem datu avotiem:

1. CorineLandCover, zemes izmantošanas veidi, 2018. gads. Pieejams: <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018>
2. Lauku atbalsta dienests (LAD), aramzemju platības, lauksaimniecības teritoriju platības, 2018. gads.
3. Lauksaimniecības datu centrs, dzīvnieku vienības, 2018.
4. Valsts mežu dienests, meža tipi, izcirtumi, 2018. gads.
5. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra, Ortofoto dati, 2021. gads. Pieejams: <https://kartes.lgja.gov.lv/>

4.4. Barības vielu avotu sadalījums

Modeļa apraksts. Lai noteiktu slāpekļa un fosfora bruto un neto pārnesi upēs un ezeros, var izmantot barības vielu avotu sadalījuma modelēšanu ar FyrisNP modeli. Modeļa laika solis ir viens mēnesis, un telpiskā izšķirtspēja ir daļbaseina līmenī. Barības vielu aizturi, t. i., barības vielu zudumus upēs un ezeros, kas rodas sedimentācijas un denitrifikācijas procesu rezultātā un barības viela uzņemot augiem, aprēķina kā ūdens temperatūras, barības vielu koncentrācijas, ūdens plūsmas, ezera virsmas laukuma un ūdensteču virsmas laukuma funkciju. Modelis tiek kalibrēts pēc izmērīto slāpekļa vai fosfora koncentrāciju laikrindas, pielāgojot divus parametrus (Hansson et al., 2008).

Ieejas dati. Modeļa kalibrēšanai un darbināšanai izmantotos datus var iedalīt no laika atkarīgajos datos, piemēram, novērotās slāpekļa un fosfora koncentrācijas, ūdens temperatūras, noteces un punktveida izplūdes, un no laika neatkarīgajos datos, piemēram, informācija par zemes lietojumu, ezera platība, ūdensteces garums un platums. Lai veiktu simulācijas ar FyrisNP modeli, ir nepieciešama Excel datne ar visiem ievades datiem. Excel datu fails sastāv no astoņām līdz desmit dažādām darblapām atkarībā no izmantotajām funkcijām. Tajā jāiekļauj dati, kas raksturo daļbaseinus, piemēram, dati par zemes lietojumu, dati par ūdensteču garumu, ezera platībām u.c., dati par ūdens temperatūru, N_{tot} un P_{tot} koncentrāciju notecē no dažādiem zemes lietojuma veidiem, novērotā P_{tot} vai N_{tot} koncentrācija, nenozīmīgi punktveida barības vielu avoti un nozīmīgi punktveida barības vielu avoti. Kā nenozīmīgi punktveida avoti tiks izmantoti dati par centralizētajām kanalizācijas sistēmām nepieslēgtajiem iedzīvotājiem, bet kā nozīmīgi punktveida avoti - slāpekļa un fosfora koncentrācijas notekūdeņu attīrīšanas iekārtu izplūdēs (Hansson et al., 2008).

Rezultāti. Kad Excel fails ar datiem ir augšupielādēts modelī, dati tiek automātiski piesaistīti daļbaseiniem. Modelis nosaka monitoringa staciju skaitu. Kalibrēšana tiek veikta automātiski, sākot ar Monte Karlo metodi, un pēc tam tiek pabeigta ar manuālu

kalibrēšanu. Kad kalibrēšana ir pabeigta, iespējams analizēt kalibrēšanas rezultātus - novērotās un simulētās koncentrācijas. Barības vielu slodzes aprēķina pa mēnešiem. Modeļa rezultātu sadaļā var apskatīt ienākošo un izejošo slodzi daļbaseinos, un ir pieejams barības vielu avotu sadalījums no visiem zemes lietojuma veidiem, nenozīmīgajiem un nozīmīgajiem punktveida avotiem. Rezultātu datus var lejupielādēt kā Excel failu un izmantot turpmākai analīzei vai grafiskai attēlošanai.

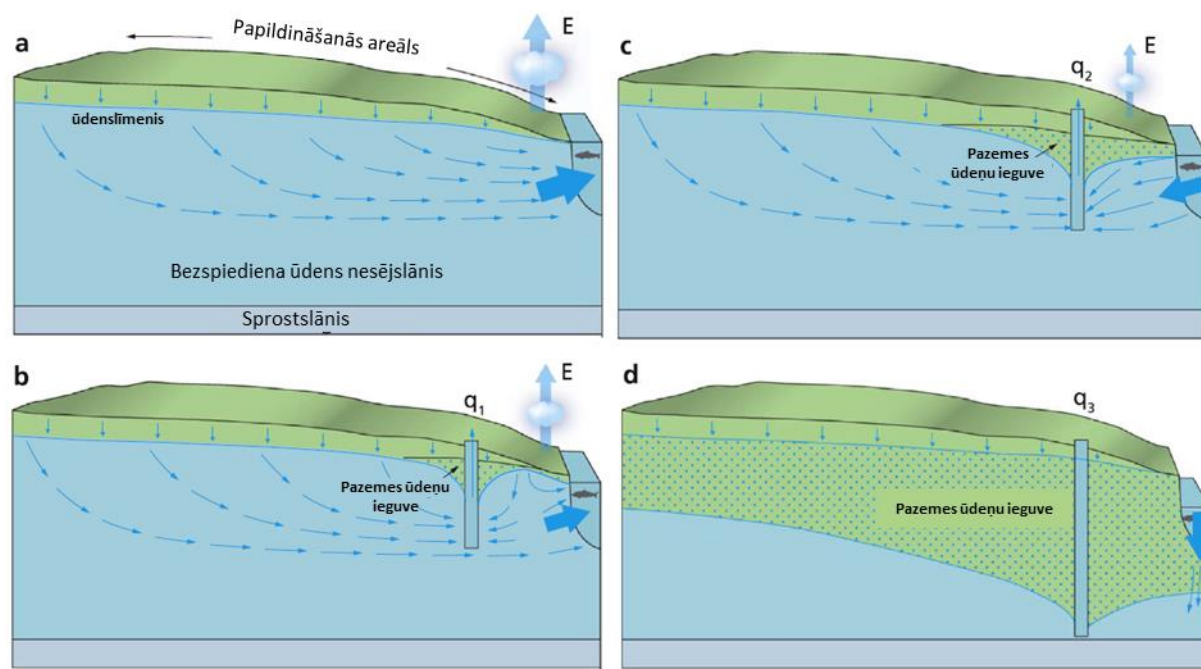
4.5. Pazemes ūdeņu ieguve

Pēdējās desmitgadēs ūdens patēriņš pasaulē ir palielinājies, jo globāli ir pieaudzis pieprasījums pēc ūdens. Tas ir saistīts ar pieaugošo pasaules iedzīvotāju skaitu, kā arī izmaiņām ikdienas uzturā, kas lielā mērā ietekmē ūdens patēriņu – gan tieši patērēto ūdeni, gan praktiski patērēto ūdeni, sagatavojot uzturā lietojamus produktus (Bierkens un Wada, 2019). Pieprasījumu pēc ūdens apmierina, izmantojot gan virszemes, gan pazemes ūdeņus, bet pēdējiem ir lielāka nozīme, jo to kvalitāte pārsvarā gadījumu ir labāka. Ievērojami pieaugošas pazemes ūdeņu patēriņa tendences ir novērojamas ne tikai pasaules lielpilsētās, bet arī lauksaimniecības sektorā, kas ir nozīmīgs pazemes ūdeņu patērētājs apūdeņošanas vajadzībām. Lai gan mazāki ciemati un mājsaimniecības parasti nepatērē milzīgus ūdens apjomus, tāpat nepieciešams pievērst uzmanību, ja galvenais ūdens avots ir pazemes ūdeņi. Pat salīdzinoši neliels pazemes ūdeņu ieguves apjoms var izraisīt izmaiņas pazemes ūdeņu sistēmās, kas savukārt var negatīvi ietekmēt citus pazemes ūdeņu lietotājus, piemēram, no pazemes ūdeņiem atkarīgās ekosistēmas.

Pazemes ūdeņu ieguve ietekmē no pazemes ūdeņiem atkarīgās ekosistēmas, jo pazeminās pazemes ūdeņu līmenis un samazinās to notece uz ūdenstecēm, ezeriem, purviem un avotiem. Tomēr ietekme no pazemes ūdeņu ieguves ir cieši saistīta ar atsūkņēšanas ātrumu, pazemes ūdeņu atjaunošanās ātrumu un ūdens nesējslāņa akumulācijas spēju.

Dabiskos apstākļos pazemes ūdeņi plūst no atjaunošanās (barošanās) zonas uz izplūdes zonu, kas var būt upe, ezers, avots vai jūra (9. attēls, a). Sākoties pazemes ūdeņu atsūkņēšanai, daļa ūdens, kas sākotnēji papildināja ezeru (vai citu virszemes ūdensobjektu), tiek izņemta no sistēmas, izraisot pazemes ūdeņu līmeņa pazemināšanos blakus ūdens ņemšanas vietai un nedaudz pazeminātu ūdens līmeni virszemes ūdensobjektos, lai gan pazemes ūdeņu izplūde joprojām labvēlīgi ietekmē virszemes ūdens bilanci (9. attēls, b). Pie lielākas sūkņēšanas intensitātes pazemes ūdeņu sistēma tiek ietekmēta tik lielā mērā, ka ezers zaudē ūdeni caur pazemes ūdeņiem, lai nodrošinātu ūdens pieprasījumu ūdens ņemšanas vietā (9. attēls, c). Šādos apstākļos virszemes ūdensobjekts zaudē ūdens pieplūdi no pazemes ūdeņiem, kas var ietekmēt tā ūdens ķīmisko sastāvu, temperatūru un citus parametrus, tostarp ezera ūdens līmeni. Samazinoties pazemes ūdeņu līmenim, veidojas biežāka aerācijas zona, tāpēc skābekļa ietekmei ir pakļauta lielāka augsnes daļa, kas savukārt var radīt citas negatīvas sekas. Ja pazemes ūdeņu atsūkņēšanas apjoms ir ekstremāli augsts (vai arī ūdens nesējslāņa ūdens akumulācijas īpašības ir sliktas), pazemes ūdeņu līmenis var pazemināties līdz tik zemam, ka ezera ūdens sistēma ir atdalīta no pazemes ūdeņiem, kas nozīmē, ka augsne zem ezera (vai citas ūdenstilpes) nav

piesātināta (9. attēls, d). Pie šādiem ekstrēmiem apstākļiem ezera ūdens brīvi infiltrējas pazemes ūdeņos ar maksimālo ātrumu un virszemes ūdensobjekts var zaudēt ievērojamu daudzumu ūdens resursu, kā rezultātā ievērojami pazeminās virszemes ūdeņu līmenis.



9. attēls. Pazemes ūdeņu ieguves ietekme uz virszemes ūdensobjektiem atkarībā no atsūknēšanas ātruma (pārveidots pēc Bierkens un Wada, 2019).

Pazemes ūdeņu līmenis var ietekmēt ūdens ķīmisko sastāvu un ekosistēmas. Piemēram, seklā pazemes ūdens slānī parasti dominē barības vielām nabadzīgi, sārmiem bagāti pazemes ūdeņi, kas veicina ar retām sugām bagātu zemas produktivitātes purvu ekosistēmu veidošanos. Pazemes ūdens līmeņa pazemināšanās var izraisīt krasas augsnes ūdens ķīmiskā sastāva izmaiņas – dzelzs un sulfīdu oksidēšanās var veidot sērskābi, savukārt pastiprināta lietus ūdens dominance augsnes zonā var izraisīt pH samazināšanos un līdz ar to potenciāli toksisku metālu mobilitāti. Turklāt pazemināts pazemes ūdens līmenis rada skābekļa pieaugumu, kas veicina organisko vielu mineralizāciju, palielinot barības vielu, jo īpaši slāpekļa, pieejamību (Bierkens un Wada, 2019). Šis piemērs norāda uz nepieciešamību novērtēt antropogēno ietekmi uz pazemes ūdeņu daudzumu.

Pazemes ūdeņu ieguves ietekmes novērtējums uz ekosistēmām, kas atkarīgas no pazemes ūdeņiem, ir sarežģīts process. Ir daudz šķēršļu, kas apgrūtina novērtējuma veikšanu. Datu pieejamības trūkums ir viena no biežāk sastopamajām problēmām, kas neļauj pierādīt, ka pazemes ūdens līmenis ir samazinājies tieši pazemes ūdeņu ieguves dēļ. Lai risinātu ar nepietiekamiem datiem saistītās problēmas, Retike et.al. (2020) ir izstrādājuši un publicējuši piecu "soļu" shēmu, kas ļauj novērtēt kvantitatīvo slodžu, tostarp pazemes ūdeņu ieguves, radītos būtiskos bojājumus PŪAE. Šāda shēma nodrošina loģisku ceļu PŪAE novērtēšanai, sākot ar pierādījumu vākšanu par ūdens līmeņa pazemināšanos ekosistēmā līdz ikgadēja monitoringa veikšanai, lai izdarītu uz pierādījumiem balstītus secinājumus. Šīs shēmas 2. posms ir veltīts

pazemes ūdeņu ieguves izpētei PŪAE tuvumā. Ūdens ieguves ietekmi uz PŪAE nosaka attālums starp ieguves vietu un PŪAE. Tomēr, tā kā pazemes ūdens līmeņa reakcija uz pazemes ūdens ieguvi ir atkarīga no vietējiem hidroģeoloģiskajiem apstākļiem, ir grūti atrast vienotu pieeju, lai novērtētu attiecīgo attālumu. Retike et.al. (2020) ir snieguši vienkāršotu pieeju, lai noteiktu attiecīgo attālumu no PŪAE līdz ieguves vietai, ko var izmantot kā rādītāju, ja ieguve var negatīvi ietekmēt PŪAE. Pazemes ūdeņu ieguves apjomu var uzskatīt par atbilstošu PŪAE, pamatojoties uz attālumu no PŪAE saskaņā ar vienādojumu:

$$X = \sqrt{\frac{Q_{yr}}{\pi * R_{yr}}} \quad (27)$$

Kur:

X - attālums no ūdens ņemšanas vietas (m),

Q_{yr} - ieguves apjoms (m³/gadā),

R_{yr} - vidējais papildināšanās ātrums (m³/m²/gadā).

R_{yr} vērtību vēlams noteikt uz vietas, izmantojot papildināšanās kartes, pazemes ūdeņu bilances stacijas vai gridētus klimata modeļu datus, tomēr, ja nekas no tā nav pieejams, var izmantot vērtību R_{yr} = 0,07m³/m²/gadā (Retike et.al., 2020). Ja PŪAE ir tuvāk ieguves vietai nekā X vērtība, tiek uzskatīts, ka pazemes ūdeņu ieguve attiecas uz PŪAE un tai var būt negatīva ietekme.

V. PŪSSE PĀRVALDĪBAS KONCEPTUĀLO MODEĻU IZSTRĀDE

Pazemes ūdeņi nodrošina ūdeņu pamata plūsmu, lielākoties labas kvalitātes ūdeņi ar stabilu temperatūru, kā arī tie var amortizēt temperatūras pieaugumu klimata pasiltināšanās ietekmē. Tomēr tie spēj arī pārnest dažādus stresa faktoros uz virszemes ūdeņiem, piemēram, nitrātus no lauksaimniecības zemēm uz ūdenstecēm. Tā kā pazemes ūdeņu sistēma ir relatīvi lēna, šie stresori virszemes ūdeņus ietekmē ar laika nobīdi vai tiek pārnesti plūsmas ceļā. Pazemes ūdeņi gan veicina stresoru pārnesei, gan amortizē tos, taču to ietekme ir atkarīga no vietējiem ģeoloģiskajiem apstākļiem, klimata, zemes lietojuma veida, stresoru kombinācijas un mēroga (Kaandorp et al., 2018).

Visus PŪO var raksturot kā sliktā stāvoklī esošus, ja vismaz viena no identificētajām PŪSSE, kas saistīta ar PŪO, ir ietekmēta antropogēno izmaiņu dēļ. Pašlaik pielietotā pieeja paredz visiem PŪO noteikt sliktu kvalitāti, neņemot vērā PŪO un ietekmēto ekosistēmu lielumu. Tas tiek īstenots piesardzības nolūkos, taču var realizēties izmaksu ziņā apjomīgā pasākumu programmā. Tomēr jāuzsver, ka pasākumu programma nav jāizstrādā visiem PŪO, bet tikai negatīvi ietekmētajām teritorijām. Tādējādi tas nozīmē, ka nepieciešams zināt konkrētus ūdensobjektus vai sateces baseinus, kuros konstatēta negatīva ietekme, un nepieciešams izprast saistītos mehānismus/procesus, t.i., veidu, kā piesārņojums tiek pārnests uz ekosistēmu (tā sauktā "source-pathway-receptor" pieeja) (Brkić et al., 2019; European Commission, 2015).

Lai izprastu PŪSSE un PŪO mijiedarbību, bieži vien tiek rekomendēts izmantot modelēšanas pieeju, bet sākumā svarīgākais ir izstrādāt visas sistēmas konceptuālos modeļus. Ja nepieciešams, tikai pēc tam var izstrādāt detalizētākus un sarežģītākus skaitliskos modeļus (Eiropas Komisija, 2015). Tomēr vairumā gadījumu konceptuālais modelis būs pietiekami detalizēts. Jāuzsver, ka skaitliskajiem modeļiem ir nepieciešama laba zināšanu bāze un dažādu datu pieejamība, kuru parasti trūkst, un, protams, laiks un zināšanas, kā tos izveidot. Konceptuālais modelis var norādīt, kur ir galvenās zināšanu nepilnības un kāda veida informācija būtu jāapkopo vispirms, kā arī, vai skaitliskais modelis vispār ir nepieciešams (Retike et.al., 2020).

Termins "konceptuālais modelis" nav noteikts Gruntsūdeņu direktīvā, kā arī nav vienotas definīcijas vadlīniju dokumentos, kuros ieteikta to lietošana. Hidroģeoloģisks konceptuālais modelis parasti apraksta un kvantificē attiecīgas ģeoloģiskās īpašības, plūsmas apstākļus, hidroģeoķīmiskos un hidrobioloģiskos procesus, antropogēnās darbības un to mijiedarbību. Detalizācijas pakāpe ir atkarīga no pētāmajām problēmām un jautājumiem. Konceptuālos modeļus var piemērot dažādos apstākļos, sākot no detalizētiem novērtējumiem līdz vienkāršotai savstarpēji mijiedarbībā esošu procesu shēmai komunikācijas nolūkos ar ieinteresētajām pusēm. Konceptuālā modeļa izstrāde ir viens no galvenajiem soļiem pazemes ūdensobjektu apsaimniekošanā (Eiropas Komisija, 2010).

Galvenie konceptuālā modeļa izveides plāna punkti (Eiropas Komisija, 2010):

1. Galvenās īpašības:
 - a. darbības joma un jautājumi, uz kuriem modelim jāatbild, lai noteiktu konceptuālā modeļa detalizācijas pakāpi un sarežģītību,
 - b. vertikālo un horizontālo robežu noteikšana,
2. Kategorizācija un kvantitatīva noteikšana:
 - a. svarīgu hidroloģisko, ģeoloģisko un hidroķīmisko parametru apraksts un kvantitatīva noteikšana,
 - b. zemes lietojuma veida un citu svarīgu slodžu sadalījums.
3. Rīcība ar nenoteiktībām - iespējamās nenoteiktības, mainīgums un datu reprezentativitāte.
4. Konceptuālā modeļa iteratīva novērtēšana. Ieteicams sākt ar vienkāršu modeli, pēc tam analizēt tā darbību un gadījumā, ja vienkāršākais modelis nav pietiekams, izveidot sarežģītāku modeli.

Ir svarīgi dokumentēt visus konceptuālā modeļa izstrādes posmus un visus izmantotos datu avotus un laika periodus. Skaidri jānorāda, kur veikti uzlabojumi un iterācijas. Vizualizācijas sarežģītība ir atkarīga no pētījuma mērķa (Eiropas Komisija, 2010).

5.1. Uztvērēja identifikācija un modeļa mērķis

Pirmkārt, ir **jāvienojas par modeļa mērķi**, jo tas ietekmē atsevišķu modeļa daļu un nepieciešamo datu detalizāciju, un līdz ar to modelis varēs atbildēt tikai uz tiem jautājumiem, kuriem tas bija paredzēts. Ja mērķis ir, piemēram, pētīt lauksaimniecības ietekmi uz PŪSSE stāvokli, tad būtiski būs dati par barības vielu iekļūdi un zemes lietojuma veidu. Tomēr šāds modelis, visticamāk, neatbildēs uz jautājumu par ūdens ņemšanas darbību ietekmi utt.

Ir svarīgi, lai šajā posmā tiktu iesaistītas visas ieinteresētās puses, jo īpaši galalietotāji. PŪSSE novērtēšanā ir nepieciešamas zināšanas par vietējiem hidroģeoloģiskajiem apstākļiem un hidroloģisko ciklu. Būtu jārīko diskusijas ar virszemes ūdeņu un pazemes ūdeņu ekoloģiem un virszemes ūdeņu apsaimniekotājiem, lai izprastu PŪSSE atrašanās vietu un pazemes ūdeņu vajadzības. Ja PŪSSE ir daļa no Natura 2000 tīkla, būtu nepieciešamas diskusijas arī ar dabas aizsardzības ekoloģiem (Eiropas Komisija, 2015). Laiks, kas veltīts diskusijām par modeļa mērķi, ietaupīs laiku tuvākajā nākotnē un, visticamāk, sniegs kvalitatīvākus rezultātus.

5.2. Telpiskā un laika mēroga noteikšana

Pēc tam, kad ir panākta vienošanās par konceptuālā modeļa mērķi, ir jānosaka tā platība un robežas (horizontālās un vertikālās robežas). Modeļa telpiskās robežas ir rūpīgi jāapsver un jānosaka trīs dimensijās, lai aptvertu sekas un cēloņus. Šaubu gadījumā vispirms ieteicams paplašināt modeļa apgabalu tālu ārpus interesējošās teritorijas, un tad, kad tiek iegūti jauni dati, apgabalu var samazināt. Iteratīva konceptuālā modeļa attīstība ļaus labāk izprast visu pētniecības sistēmu (Eiropas Komisija, 2010).

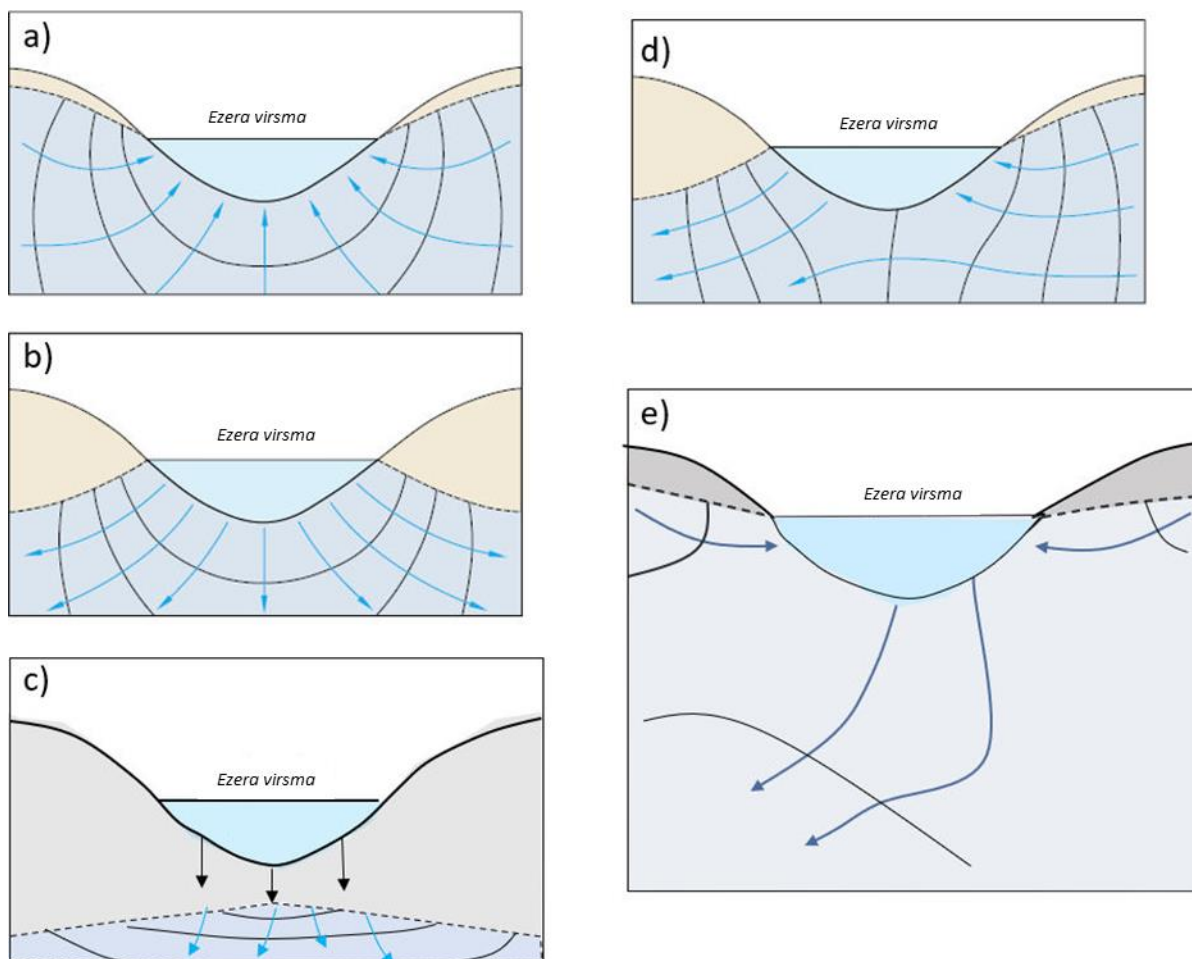
Ezeru ekosistēmas novērtējuma gadījumā vispirms jāņem vērā PŪO robeža. Pēc tam telpiskās robežas var samazināt līdz konkrētai ezera ekosistēmas ūdensšķirtnei vai sateces baseinam (visticamāk, VŪO robežām). Ja iespējams, jānosaka ūdens bilance konceptuālā modeļa aptvertajā teritorijā. Jānosaka arī vertikālās robežas (hidroģeoloģiskās vienības). Jāapvieno veidojumi ar salīdzināmām hidroģeoloģiskām īpašībām, kā arī svarīgi saglabāt nevienmērīgus apgabalus. Ezeru ekosistēmas novērtēšanas gadījumā ir jāzina ezera dziļums un apkārtējie ģeoloģiskie apstākļi. Svarīgs ir arī laika mērogs, jo tas raksturo sistēmas dinamiku (piemēram, infiltrācijas ātrumu, pazemes ūdeņu fizikālo/ķīmisko īpašību ģeogēnās izmaiņas). Laika aspektus var iedalīt dabiskās variācijās (piemēram, sezonālā ietekme) un antropogēnās ietekmēs (piemēram, koncentrācijas palielināšanās, pazemes ūdeņu līmeņa pazemināšanās) (Eiropas Komisija, 2010).

Šī soļa rezultātus var attēlot šķērsriezumu, karšu, bloku diagrammu veidā, sniedzot: (1) hidroģeoloģisko vienību telpisko izvietojumu/apveidu teritorijā, (2) monitoringa tīkla aprakstu un (3) informāciju par pazemes ūdeņu plūsmas virzieniem (Eiropas Komisija, 2010).

5.3. Parametru kvantitatīva noteikšana

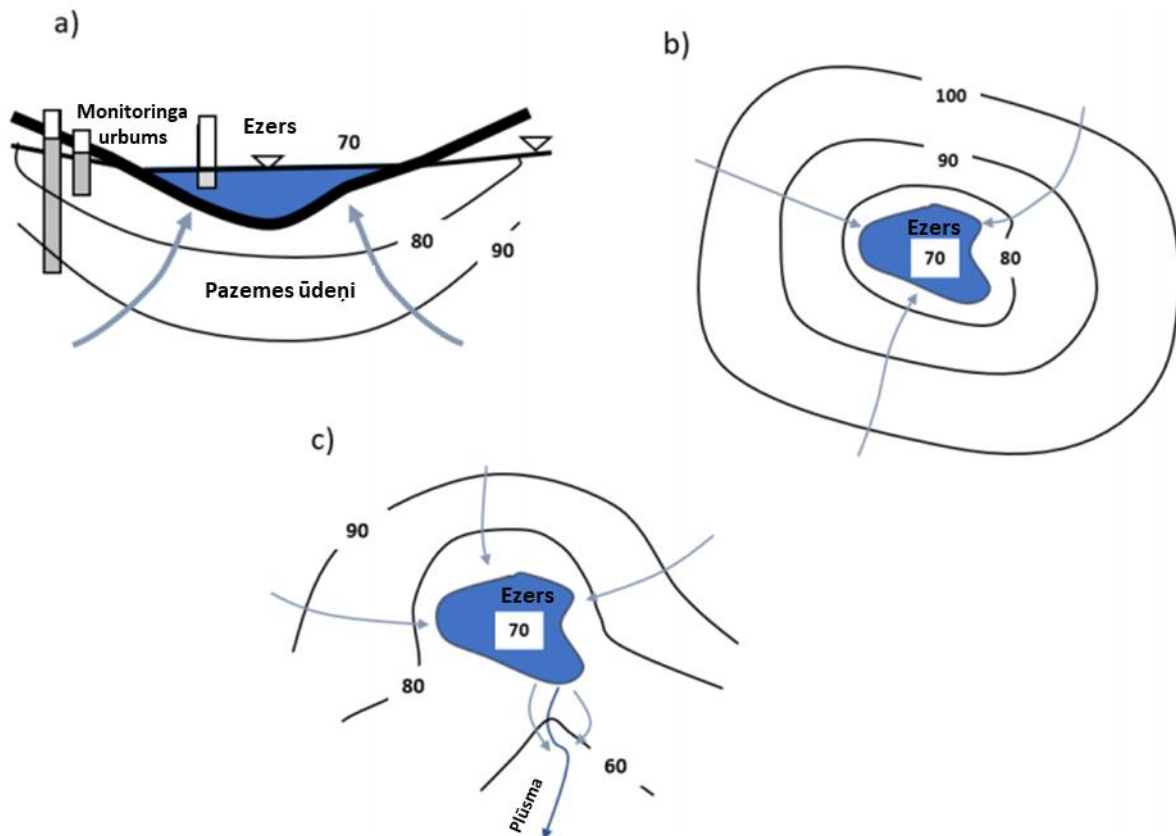
Šādi dati jāņem/var tikt ņemti vērā konceptuālā modeļa izstrādes laikā (Eiropas Komisija, 2010):

- **Tipogrāfija** (morfoloģija, virszemes ūdeņi, virszemes ūdeņu sateces baseins);
- **Ģeoloģija** (litoloģija, stratigrāfija);
- **Hidroģeoloģija** (pazemes ūdeņu sateces baseins vai ūdensobjekta platība, ūdens nesējslāņa ģeometrija, hidroģeoloģiskās vienības - ūdens nesējslāņa tips, caurlaidība, noslēgtība, nepiesātinātā zona, plūsmas virzienu novērtēšana u.c.). Latvijas-Lietuvas apstākļiem reprezentatīvi no pazemes ūdeņiem atkarīgu ezeru konceptuāli šķērsriezumi būs a) uztverošiem vai d) caurplūdes ezeriem (10., 11., 12., 13. att.).
- **Hidrauliskie dati** (hidrauliskā vadītspēja, porainība, pazemes ūdens līmeņi, hidrauliskie slīpumi, pieplūde, aizplūde u.c.). Hidrauliskā novērtējuma rezultātus iespējams vizualizēt šķērsriezumu, karšu, bloku diagrammu veidā, attēlojot: (1) kvantitatīvu ūdens bilanci, kas sadalīta pa dažādiem aizplūdes un pieplūdes komponentiem, (2) pazemes ūdeņu plūsmas virzienus, (3) dziļumu līdz pazemes ūdeņu līmenim, (4) infiltrācijas un pazemes ūdeņu pārvietošanās laikus utt. (Eiropas Komisija, 2010).
- **Hidroķīmiskajiem datiem** (pH, temperatūra, elektrovadītspēja, reducēšanās-oksidēšanās potenciāls, sārmainība, izšķīdušais skābeklis, izšķīdušais organiskais ogleklis, galvenie joni u.c.) jābūt pietiekamiem, lai noteiktu pamata ķīmisko sastāvu. Šī posma rezultātus var attēlot kartēs, diagrammās, sniedzot (1) pazemes ūdeņu ķīmiskā sastāva raksturojumu laikā un telpā, (2) dabisko fona līmeni u.c. (Eiropas Komisija, 2010).



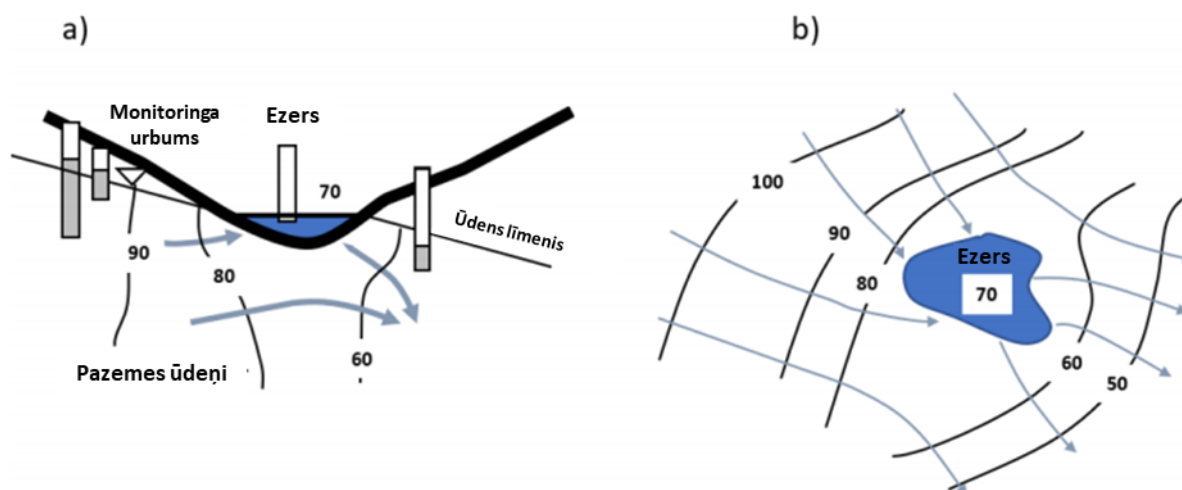
10. attēls. Ezeru un pazemes ūdeņu apmaiņas konceptuālie šķērs griezumumi. Zilās bultiņas attēlo pazemes ūdeņu plūsmu. Melnās līnijas ir ekvipotenciālās līnijas. Pazemes ūdeņu līmenis ir melna pārtraukta līnija. a) Efluents jeb uztverošs ezers. b) Influenta jeb zaudējošs ezers, c) Influenta jeb zaudējošs ezers, kas atrodas virs pazemes ūdeņu līmeņa (melns bultiņas attēlo noplūdi). d) Caurplūstošs ezers. e) Jauktās apmaiņas ezers (Winter et al.). 1998; Woessner, 2020).

Ja ezers atrodas pazemes ūdeņu plūsmas sistēmā, kurā visa pazemes ūdeņu plūsma ieplūst ezerā, tas ir efluents jeb uztverošs ezers (11. attēls). Tad ezera virsma ir pazemes ūdeņu līmeņa izpausme. Šādos apstākļos ūdens plūsma, kas ieplūst ezerā, izraisa ezera līmeņa celšanos, ja vien tā netiek līdzsvarota ar ūdens zudumu no ezera tiešas iztvaikošanas, evapotranspirācijas vai virszemes ūdeņu noteces veidā. Ūdens līmenis ezerā pielāgojas atkarībā no izmaiņām ezera ūdens apjomā (Woessner, 2020).



11. attēls. Efluentu (uztverošo) ezeru ūdens apmaiņas šķēsgriezums un kartes skats. Ekvipotenciālās līnijas un relatīvās augstuma vērtības ir parādītas melnā krāsā. Pazemes ūdeņu plūsmas virziens norādīts ar zilām bultiņām. Tiek pieņemts, ka ūdens nesējslāņa apstākļi ir izotropi un viendabīgi. Monitoringa urbumi apakšā ir atvērti. a) Šķēsgriezuma attēls, kurā redzams augšupejošs pazemes ūdeņu gradients un pazemes ūdeņu novadīšana uz ezeru. Ezeru līmenis ir parādīts kā ūdens līmenis vertikālā taisnstūrī. b) Kartes skats, kurā redzamas ekvipotenciālās līnijas un pazemes ūdeņu plūsma, kas saplūst ezerā. c) Karte, kurā redzams efluents ezers ar noteces plūsmu. Šādos apstākļos daļa pazemes ūdeņu var plūst no ezera uz ūdensteci (Woessner, 2020).

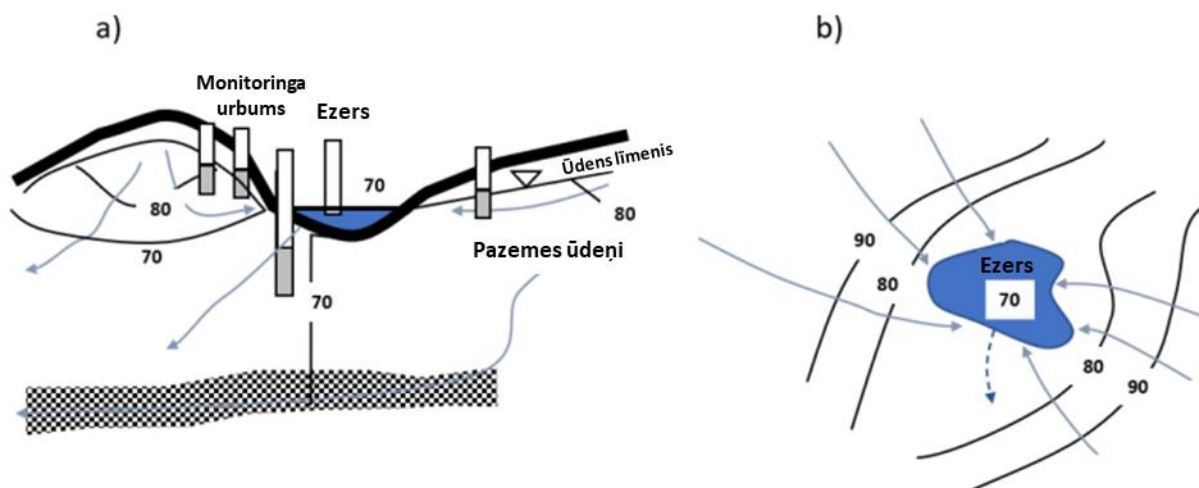
Caurplūstošs ezeri veidojas, ja pazemes ūdeņu līmenis vienā ezera pusē ir augstāks nekā otrā, veidojot gradientu, pa kuru pazemes ūdeņi ieplūst ezerā un izplūst no tā (12. attēls). Dažos gadījumos šiem ezeriem nav virszemes ūdeņu izplūdes vai ieplūdes. Ezera virsma ir lokāls pazemes ūdeņu līmenis (Woessner, 2020).



12. attēls. Caurplūstoša ezera ūdens apmaiņas šķērsriezums un kartes skats.

Ekvipotenciālās līnijas un relatīvās augstuma vērtības ir parādītas melnā krāsā. Pazemes ūdeņu plūsmas virziens norādīts ar zilām bultiņām. Tiek pieņemts, ka ūdens nesējslāņa apstākļi ir izotropi un viendabīgi. Monitoringa urbumi apakšā ir atvērti. a) Šķērsriezuma attēls, kas parāda augšupvērstu pazemes ūdeņu gradientu augšpusē (pa kreisi) un lejupejošu gradientu, ezeram ieplūstot pazemes ūdeņu sistēmā (pa labi). Ezera līmenis ir attēlots kā ūdens līmenis vertikālā taisnstūrī. b) Kartes skats, kurā redzamas ekvipotenciālās līnijas un pazemes ūdeņu plūsma, kas saplūst pie ezera augšupgradienta pusē un novirzās no ezera lejupejošā gradienta pusē (Woessner, 2020).

Jauktās apmaiņas ezers liecina, ka ezera sistēmā dominē ezerā ieplūstoši pazemes ūdeņi, tomēr vienlaicīgi ezera ūdens caur tā dibenu ieplūst apakšā esošajā pazemes ūdeņu sistēmā. Jauktās apmaiņas ezeri parasti veidojas gadījumos, kad ezeru nogulumu īpašību svārstību rezultātā ūdens no ezera tiek zaudēts. Jēdziens “jaukts” šeit tiek lietots, lai norādītu, ka ūdens apmaiņas virzieni ezera perimetrā un ezera dibenā var būt atšķirīgi (13. attēls). Uz šo aspektu ir vērsta uzmanība, lai mudinātu pētniekus apsvērt iespējami sarežģītus ūdens apmaiņas gadījumus atsevišķos apstākļos (Woessner, 2020).



13. attēls. Jaukta ezera ūdens apmaiņas šķērsgriezums un kartes skats. Ekvipotenciālās līnijas un relatīvās augstuma vērtības ir parādītas melnā krāsā. Pazemes ūdeņu plūsmas virziens norādīts ar zilām bultiņām. Tiek pieņemts, ka ūdens nesējslāņa apstākļi ir izotropi un viendabīgi. Punktētais apzīmējums apzīmē zonu ar augstāku hidroliisko vadītspēju. Monitoringa urbumi apakšā ir atvērti. a) Šķērsgriezuma attēls, kurā redzams augšupejošs pazemes ūdeņu gradients krasta tuvumā (efluentie apstākļi) un lejupejošs gradients zem ezera. Tas rada noplūdi no ezera dibena šajā vidē. Ezera līmenis ir attēlots kā ūdens līmenis vertikālā taisnstūrī. b) Kartes skats, kurā parādītas ekvipotenciālās līnijas un pazemes ūdeņu plūsma jauktas apmaiņas ezerā. Pārtraukta bultiņa attēlo ūdens zudumu no ezera dibena uz apakšā esošo pazemes ūdeņu sistēmu (Woessner, 2020).

5.4. Riska novērtējums

Konceptuālā modeļa turpmākajā izstrādē iekļautajiem datiem būtu jāsniedz plašāka informācija par kvalitatīvu ietekmes aprakstu pētāmajā jomā. Vispirms jānosaka zemes lietojuma veids un potenciālie stresa faktori un riski (lauksaimniecība, rūpniecība, infrastruktūra - piemēram, meliorācijas, ūdens ņemšanas vietas u.c.). Visiem faktoriem jābūt saistītiem ar konceptuālā modeļa mērķi. Nepieciešams identificēt uztvērējus, šajā gadījumā tā būs ezera ekosistēma, bet citos gadījumos tie varētu būt mitrāji, akas lauks utt. Šī posma rezultātus var attēlot karšu veidā, sniedzot informāciju par (1) dažādu zemes lietojuma veidu sadalījumu, (2) dažādu antropogēno ietekmju sadalījumu un (3) dažādu uztvērēju sadalījumu (Eiropas Komisija, 2010).

Lai aprakstītu kvantitatīvo ietekmi uz konceptuālajā modelī iekļauto teritoriju, ieteicams novērtēt trīs galvenās kategorijas. Pirmkārt, jānosaka esošie un potenciālie antropogēno slodžu avoti (piemēram, lauksaimniecība un slāpekļa pārpalikums, rūpniecība, kalnrūpniecība u.c.). Otrkārt, jānosaka, kāda ir antropogēno avotu ieplūde pazemes ūdeņos (piemēram, no lauksaimniecības – N_{kop} vai nitrāti, P_{kop} vai fosfāti, pesticīdi, no rūpniecības – BTEX, smagie metāli utt.). Šī posma rezultātus var attēlot kartēs un diagrammās, definējot: (1) teritorijas un uztvērējus, kas ietekmēja slodžu rekonstrukciju no pagātnes notikumiem līdz mūsdienām, (2) pirmās prognozes par turpmāko ietekmi (Eiropas Komisija, 2010).

Visbeidzot, visus datus un izpratni par tiem nepieciešams apvienot, lai interpretētu sistēmu un uzlabotu konceptuālo modeli. Pazemes ūdeņu kvalitātes dati var norādīt

uz sistēmas sezonālīti vai atspoguļot piesārņojošo vielu pārvietošanās laiku. Izmantojot laikrindu analīzi, esošo pasākumu ietekmi var raksturot, novērtējot pārvietošanās laiku nepiesātinātajā un piesātinātajā zonā un nosakot ietekmi uz degradācijas un vājināšanas procesu kinētiku. Iespējams aprakstīt to pasākumu ietekmi, kas vērsti uz antropogēnās slodzes laika un telpas attīstību pagātnē. Savukārt pazemes un virszemes ūdeņu līmeņu laikrinda var atspoguļot virszemes un pazemes ūdeņu mijiedarbības intensitāti, kā arī norādīt ūdens ieguves ietekmi vai pat ļaut novērtēt klimata pārmaiņu ietekmi (hidroloģiskie sausumi) (Eiropas Komisija, 2010).

VI. NO PAZEMES ŪDENIEM ATKARĪGU EZERU VESELĪBAS NOVĒRTĒŠANAS PROCEDŪRA

6.1. Ezeru ekosistēmas veselības novērtēšanas procedūra

Ezeru ekosistēmas veselību var novērtēt, izmantojot vairākus rādītājus:

- Hidroloģiskos un hidromorfoloģiskos rādītājus, piemēram, ūdens uzturēšanās laiku, ūdens līmeņa izmaiņas, zemes lietojuma veidu u.c.
- Fizikālos un ķīmiskos rādītājus, piemēram, barības vielu koncentrāciju ūdenī un sedimentos, skābekļa stāvokli, ūdens caurredzamību u.c.
- Bioloģiskos rādītājus, piemēram, zivju, bentisko bezmugurkaulnieku, fitobentosa, fitoplanktona un zooplanktona, makrofitu u.c. rādītājus bioloģiskās daudzveidības vai biomasas raksturošanā.

Daudzus rādītājus var piemērot konkrētiem ezeru tipiem, piemēram, Seki dziļums netiek izmantots kā primārās produkcijas rādītājs brūnūdens ezeros. Ezeru tipi ir svarīgi arī ūdens kvalitātes ekoloģiskajam novērtējumam saskaņā ar Ūdens Struktūrdirektīvas prasībām, jo, piemēram, barības vielu koncentrācijas vai bioloģisko rādītāju robežvērtības ir atkarīgas no ezera tipa. Tā kā ekoloģiskās kvalitātes novērtējums ir svarīga ezeru veselības novērtējuma daļa, mēs sniedzam informāciju par ezeru tipoloģiju Lietuvā un Latvijā.

Oficiālajā **Lietuvas ezeru tipoloģijā** ezeri iedalīti trīs tipos pēc to vidējā dziļuma, jo citi kritēriji, piemēram, augstums v.j.l. un ģeoloģija, lielākajai daļai ezeru ir ļoti līdzīgi (TAR, 2016-08-09, Nr. 21813).

39. tabula. Lietuvas ezeru tipoloģija (TAR, 2016-08-09, Nr. 21813).

Faktori	Ezera tips		
	1 (Polimiktiski ezeri)	2 (Stratificēti ezeri)	3 (Dzīli stratificēti ezeri)
Vidējais dziļums	≤ 3	> 3	> 3
Maksimālais dziļums	n*	< 11	11-30
Augstums v.j.l. (m)	< 200		
Ģeoloģija	Sārmainība (>1.0 meq/lg (Ca >15 mg/l))		
Virsmas platība (km ²)	> 0.5		

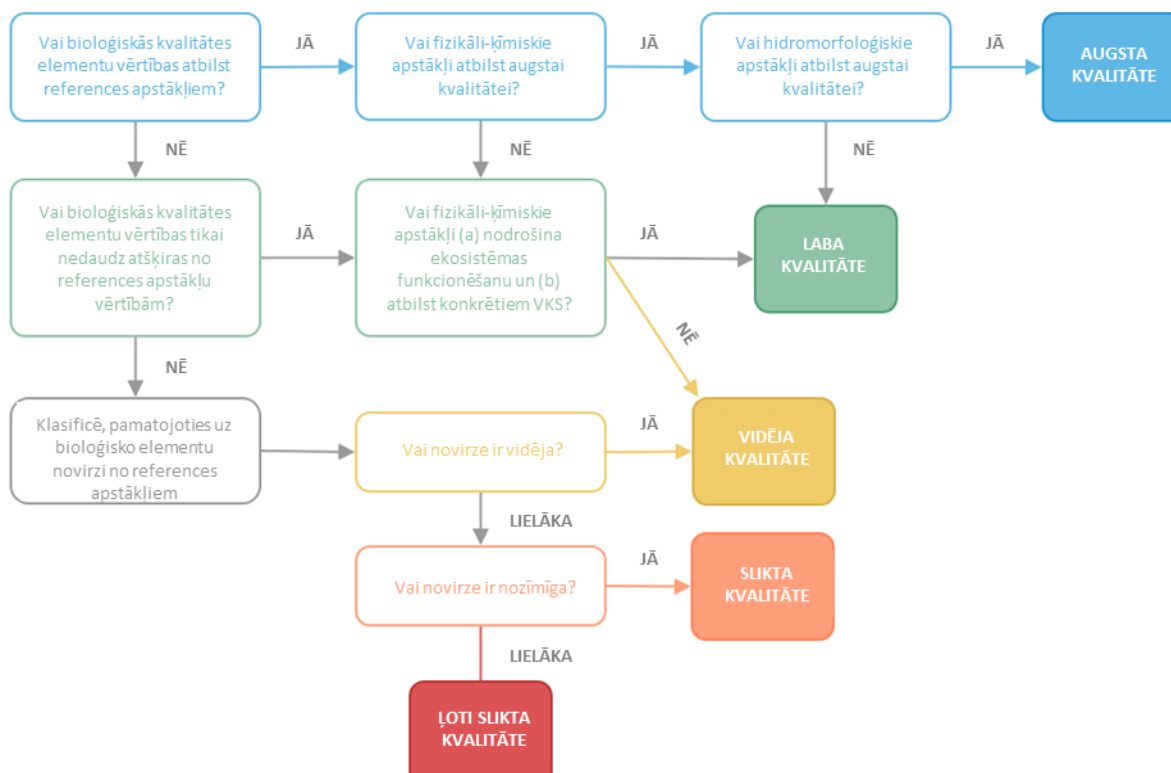
n* - parametrs netiek izmantots.

Oficiālajā **Latvijas ezeru tipoloģijā** ezeri iedalīti vienpadsmit tipos pēc to vidējā dziļuma, mineralizācijas pakāpes un ūdens krāsas (40. tabula).

40. tabula. Latvijas ezeru tipoloģija (MK noteikumi Nr. 858, 2004).

Tipa kods	Vidējais dziļums	Ūdens cietība	Krāsa	Ezera tips
L1	Ļoti sekls (< 2 m)	Cietūdens (> 165 $\mu\text{S/cm}$)	Oligohumozs (< 80 Pt-Co)	Ļoti sekls dzidrūdens ezers ar augstu ūdens cietību
L2	Ļoti sekls (< 2 m)	Cietūdens (> 165 $\mu\text{S/cm}$)	Polihumozs (> 80 Pt-Co)	Ļoti sekls brūnūdens ezers ar augstu ūdens cietību
L3	Ļoti sekls (< 2 m)	Mīkstūdens (< 165 mkS/cm)	Oligohumozs (< 80 Pt-Co)	Ļoti sekls dzidrūdens ezers ar zemu ūdens cietību
L4	Ļoti sekls (< 2 m)	Mīkstūdens (< 165 mkS/cm)	Polihumozs (> 80 Pt-Co)	Ļoti sekls brūnūdens ezers ar zemu ūdens cietību un $\text{pH}>5,5$
L5	Sekls (2–9 m)	Cietūdens (> 165 $\mu\text{S/cm}$)	Oligohumozs (< 80 Pt-Co)	Sekls dzidrūdens ezers ar augstu ūdens cietību
L6	Sekls (2–9 m)	Cietūdens (> 165 $\mu\text{S/cm}$)	Polihumozs (> 80 Pt-Co)	Sekls brūnūdens ezers ar augstu ūdens cietību
L7	Sekls (2–9 m)	Mīkstūdens (< 165 mkS/cm)	Oligohumozs (< 80 Pt-Co)	Sekls dzidrūdens ezers ar zemu ūdens cietību
L8	Sekls (2–9 m)	Mīkstūdens (< 165 mkS/cm)	Polihumozs (> 80 Pt-Co)	Sekls brūnūdens ezers ar zemu ūdens cietību un $\text{pH}>5,5$
L9	Dziļš (> 9 m)	Cietūdens (> 165 $\mu\text{S/cm}$)	Oligohumozs (< 80 Pt-Co)	Dziļš dzidrūdens ezers ar augstu ūdens cietību
L10	Dziļš (> 9 m)	Mīkstūdens (< 165 mkS/cm)	Oligohumozs (< 80 Pt-Co)	Dziļš dzidrūdens ezers ar zemu ūdens cietību
L11	Ļoti sekls (< 2 m) un sekls (2–9 m)	Mīkstūdens (< 165 mkS/cm)	Polihumozs (> 80 Pt-Co)	Ļoti seklī un seklī brūnūdens ezeri ar zemu ūdens cietību un $\text{pH}<5,5$

Pamatojoties uz Ūdens Struktūrdirektīvu, visām ES dalībvalstīm jānovērtē ezeru un upju ūdensobjektu ekoloģiskā kvalitāte. Jēdzienu “ekoloģiskā kvalitāte” var uzskatīt par daļu no ekosistēmas veselības novērtējuma. Ekoloģisko kvalitāti galvenokārt vērtē pēc bioloģiskās kvalitātes elementiem. Fizikālie, ķīmiskie un hidromorfoloģiskie rādītāji tiek uzskatīti par atbalsta elementiem. Novērtējuma shēma ir parādīta 14. attēlā.



14. attēls. Bioloģisko, hidromorfoloģisko un fizikāli ķīmisko kvalitātes elementu loma ekoloģiskā stāvokļa klasifikācijā saskaņā ar Ūdens Struktūrdirektīvas V pielikuma 1.2. punktā minētajām normatīvajām definīcijām (pēc REFCOND, 2003).

TRANSWAT projektā mēs ierosinām šādu ezeru ekosistēmas veselības novērtēšanas procedūru:

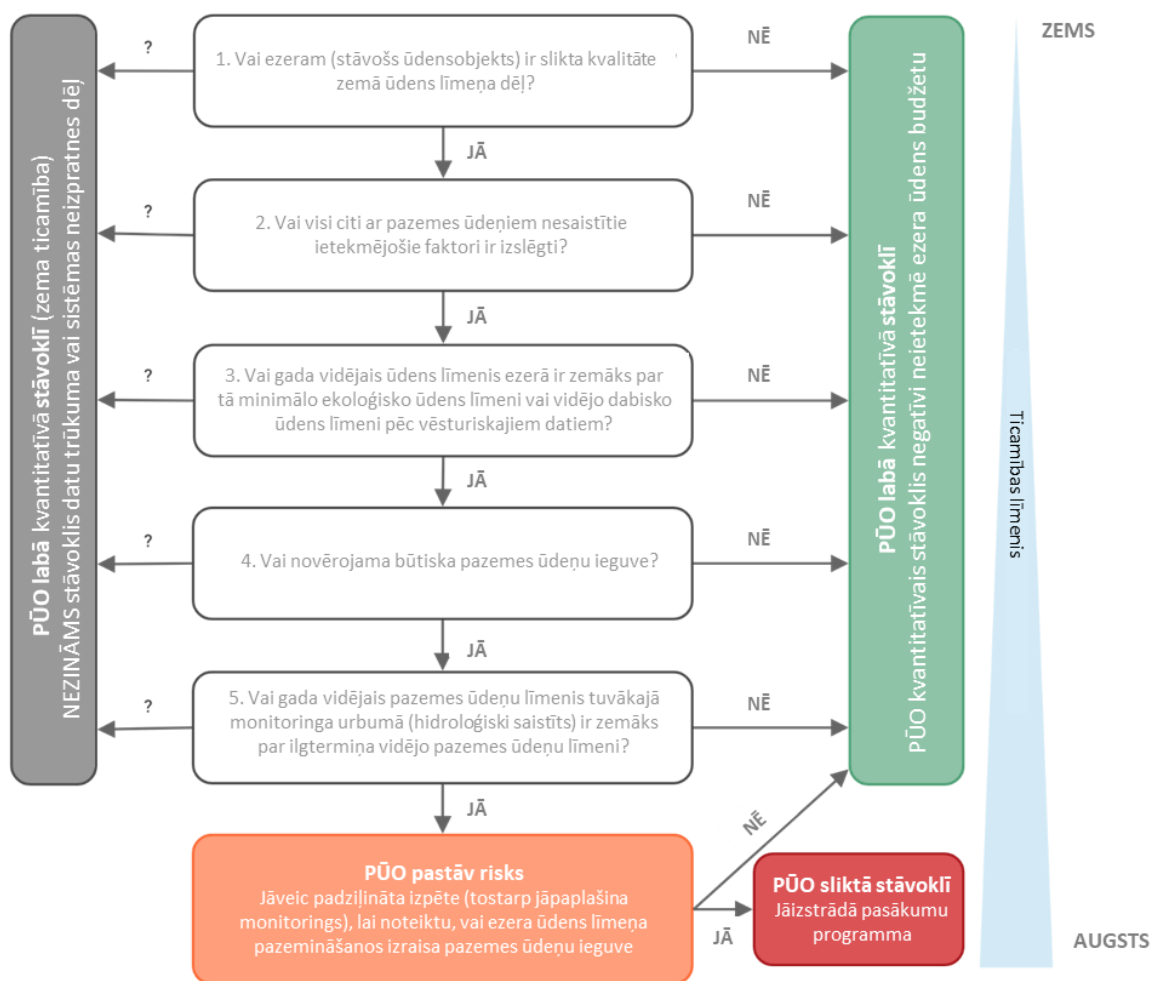
1. analizēt ezera ekosistēmas struktūru un apkopot informāciju par iepriekšējās nodaļās aprakstītajiem hidroloģiskajiem, hidromorfoloģiskajiem, fizikālajiem, ķīmiskajiem un bioloģiskajiem parametriem.
2. aprēķināt kvalitātes novērtējuma rādītājus.
3. izveidot konceptuālu diagrammu, pamatojoties gan uz ekoloģiskās kvalitātes novērtējuma rādītājiem, gan citiem novērotajiem rādītājiem, apspriest iespējamās robežvērtības.
4. novērtēt ezera ekosistēmas veselību saskaņā ar izveidoto konceptuālo diagrammu. Var būt nepieciešams ekspertu vērtējums, jo vairākiem elementiem nav noteiktas robežvērtības. Salīdzināt ezeru ekosistēmu veselības novērtējumu ar ekoloģiskā stāvokļa klasifikāciju saskaņā ar spēkā esošajām Ūdens Struktūrdirektīvas prasībām.

6.2. Pazemes ūdeņu novērtējums kā potenciāla slodze uz virszemes ūdeņiem

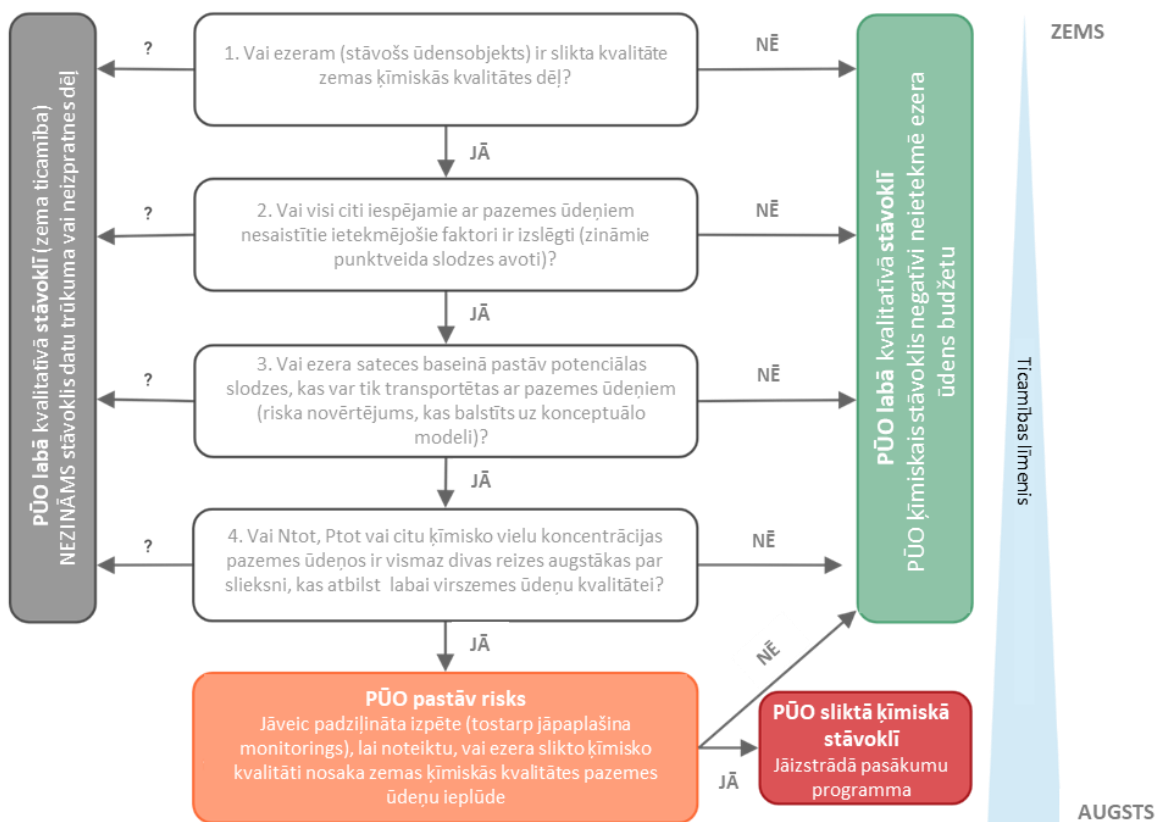
PŪO stāvoklis no PŪSSE skatupunkta tiek vērtēts kā labs, ja tajā ietilpstošie virszemes ūdeņi tiek vērtēti kā labā stāvoklī esoši. Būtiska ietekme nozīmē, ka vairāk nekā 50% analizēto virszemes ūdeņu piesārņojuma nāk no pazemes ūdeņiem. Ja PŪAE nav būtiski ietekmētas vai ja ietekme ir neliela vai vidēja, tad arī PŪO stāvoklis tiek vērtēts

kā labs. Ja PŪSSE ir ietekmēta, tad tiek novērtēts, vai ietekme ir nākusi no pazemes ūdeņiem (Brkić et al., 2019).

Ņemot vērā, ka valsts mērogā nav saistošu robežvērtību attiecībā uz PŪSSE un bieži trūkst informācijas (jo īpaši par pazemes ūdeņu īpatsvaru), mēs ierosinām veikt papildu pasākumus pirms dārgu ieguldījumu veikšanas jaunu monitoringa staciju izveidē. **Pirmkārt**, ja ir zināms, ka PŪSSE ir bojāta, tad jānovērtē, vai pie tā nav vainojami citi (ar pazemes ūdeņiem nesaistīti) faktori, t.i., notekūdeņu novadīšana. **Otrkārt**, ja nav zināmi faktori, kas izraisa PŪSSE stāvokļa pasliktināšanos, ir jāveic padziļināta izpēte, lai izslēgtu virszemes ietekmi. Tajā pašā laikā jāveicina dokumentālie pētījumi, lai novērtētu iespējamo ietekmi no pazemes ūdeņiem, piemēram, tuvumā esošās ūdens ieguves intensitātes vai datu no valsts pazemes ūdeņu monitoringa tīkliem (visi t.s. tiešie dati) izvērtējums un netiešo datu (zemes lietojuma veida analīze ūdens sateces baseinu teritorijās, piesārņoto vietu identificēšana) izvērtējums. Visi minētie dati zināmā mērā jau ir pieejami valstu līmenī. **Visbeidzot**, tikai tad, ja PŪSSE stāvokļa pasliktināšanās ir saistīta ar pazemes ūdeņiem vai ja tāds ir eksperta lēmums, tad obligāti jāveic lauka pētījumi. Ierosinātās pazemes ūdeņu kvantitatīvā un kvalitatīvā novērtējuma procedūras ir parādītas 15. un 16. attēlā.



15. attēls. Kvantitatīva pazemes ūdensobjektu (PŪO) stāvokļa novērtēšanas procedūra saistībā ar iespējamo negatīvo slodzi uz PŪSSE.



16. attēls. Kvalitatīva (ķīmiskā) pazemes ūdensobjektu (PŪO) stāvokļa novērtēšanas procedūra saistībā ar iespējamo negatīvo slodzi uz PŪSSE.

ATSAUCES

- Abramenko K., Lagzdiņš A., Veinbergs A (2013). Water quality modelling in Bērze river catchment. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. 21(4): 316-324.
- Arbačiauskas, K., Semenchenko, V., Grabowski, M., Leuven, R.S.E.W., Paunović, M., Son M.O., Csányi, B., Gumuliauskaitė, S., Konopacka, A., Nehring, S., van der Velde G., Vezhnovetz, V., Panov, V.E. (2008). Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways. *Aquatic Invasions*, Vol. 3(2): 211-230.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on a wide range of unpolluted running-water sites. - *Water Research* 17: 333-347.
- B – solutions initiative's pilot action (2019) "Lithuanian Geological Survey and Latvian Environment, Geology and Meteorology Centre institutional cooperation on cross-border groundwater management". Available: <https://www.meteo.lv/lapas/projekta-b-solutions-informacija?id=2459>
- Bierkens, M. F. P., & Wada, Y. (2019). Non-renewable groundwater use and groundwater depletion: A review. *Environmental Research Letters*, 14(6).
- Bikše, J., Retiķe I. (2019) Fona līmeņi un robežvērtības Latvijas pazemes ūdensobjektiem. LVAF finansētais projekts "Fona un kvalitātes robežvērtību izstrāde Latvijas pazemes ūdensobjektiem". Reģ Nr. 1-08/191/2018. Latvijas Universitāte, Rīga. Available: <https://www.nitra.lu.lv/fona-projekta-rezultati/>
- Birk, S., Strackbein, J. & Hering, D. (2010). WISER methods database. Version: March 2011. Available at <http://www.wiser.eu/results/method-database/>.
- Bista, I., Carvalho, G., Walsh, K., Christmas, M., Hajibabaei, M., Kille, P., Lallias, D., Creer, S. (2015). Monitoring lake ecosystem health using metabarcoding of environmental DNA: temporal persistence and ecological relevance. *Conference Paper in Genome*, NRC Research Press, pp. 197.
- Blabolil, P., Říha, M., Ricard, D., Peterka, J. ... and Kubečka, J. (2017). A simple fish-based approach to assess the ecological quality of freshwater reservoirs in Central Europe; *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 2017, 418, 53 <https://doi.org/10.1051/kmae/2017043>
- Böhmer J., Arbačiauskas K., Benstead R., Gabriels W., Porst G., Reeze B., Timm H., Poikane S. ed. (2014). Central Baltic Lake Benthic invertebrate ecological assessment methods. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. 72 p.
- Brkić, Ž., Kuhta, M., Larva, O., & Gottstein, S. (2019). Groundwater and connected ecosystems: an overview of groundwater body status assessment in Croatia. *Environmental Sciences Europe*, 31(75), 1–30. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0261-6>
- Brönmark C. and Hansson L. A. (2010). *The Biology of Lakes and Ponds*. Oxford University Press, New York, 285 pp.
- Cabinet Regulation No 858 (2004). Republic of Latvia, Cabinet Regulation No. 858 "Regulations Regarding the Characterisation of the Types, Classification, Quality Criteria of Surface Water Bodies and the Procedures for Determination of Anthropogenic Loads", adopted 19 October 200, amended 12 November 2020.
- Cabinet Regulation No. 118 (adopted 12.03. 2002) Regulations Regarding the Quality of Surface Waters and Groundwaters. Available: <https://likumi.lv/ta/en/en/id/60829-regulations-regarding-the-quality-of-surface-waters-and-groundwaters>
- Carpenter SR, Kitchell JF, Hodgson JR. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioSci* 35: 634–639.

- Čeirāns, A. (2007). Zooplankton indicators of trophy in Latvian lakes. *Acta Universitatis Latviensis, Biology* 723: 61–69.
- Costanza, R. (1992). Toward an operational definition of ecosystem health. *Ecosystem health: New goals for environmental management*, 239–269.
- Costanza, R., Mageau, M. (1999). What is a healthy ecosystem? *Aquat. Ecol* 33(1):105–115.
- Dahm, V., Hering, D., Nemitz, D., Graf, W., Schmidt-Kloiber, A., Leitner, P., Melcher, A., Feld, C.K. (2013). Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. *Hydrobiologia*, 704, p. 389-415.
- Daugavas upju baseinu apgabalū apsaimniekošanas plāns 2016.-2021.gadam [Daugava river basin district management plan]. (2015). Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs, Rīga, 195 lpp [In Latvian].
- Duggan, I. C., Özkundakci, D., David, B. O. (2020). Long-term zooplankton composition data reveal impacts of invasions on community composition in the Waikato lakes, New Zealand. *Aquatic Ecology*: 1-16.
- Eamus, D., Fu, B., Springer, A. E., & Stevens, L. E. (2016). Groundwater dependent ecosystems: Classification, identification techniques and threats. In *Integrated Groundwater Management: Concepts, Approaches and Challenges* (pp. 313–346). Springer International Publishing.
- Eileen Poeter, Ying Fan, John Cherry, Warren Wood, Douglas Mackay (2020). Groundwater in Our Water Cycle. Getting to Know Earth's Most Important Fresh Water Source. ISBN: 978-1-7770541-1-3 <https://gw-project.org/books/groundwater-in-our-water-cycle/>
- Einsle, U. (1993). Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. In: J. Schwoerbel & P. Zwick (red.), Süßwasserfauna von Mitteleuropa, 8(4-1): 1–209. Gustav Fischer Verlag.
- EPA (1999). Determining your lake's watershed. Illinois Environmental Protection Agency and the Northeastern Illinois Planning Commission. <http://www.epa.state.il.us/water/conservation/lake-notes/determining-watershed.pdf>
- European Commission. (2010). *Guidance Document No. 26. Guidance on risk assessment and the use of conceptual models for groundwater*. <https://doi.org/10.2779/53333>
- European Commission. (2015). Technical Report No. 9. Technical Report on Groundwater Associated Aquatic Ecosystems. <https://doi.org/10.2779/6042>
- European Commission. (2015). *Technical Report No. 9. Technical Report on Groundwater Associated Aquatic Ecosystems*. <https://doi.org/10.2779/6042>.
- Falalakis, G. and Gemitzi, A. (2020). A simple method for water balance estimation based on the empirical method and remotely sensed evapotranspiration estimates. *Journal of Hydroinformatics* (2020) 22 (2): 440–451.
- Flössner, D. (1972). Krebstiere, Crustacea, Kiemen-und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. *Tierwelt Deutschl.* 60: 1-501.
- Flössner, D. (2000). Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys Publishers, Leiden.
- Genesis project. (2015). Groundwater and dependent Ecosystems: New Scientific basis on climate change and land-use impacts for the update of the EU Groundwater Directive.
- Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., & Cardoso, A. C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science and Policy*, 61, 194–203.

- Groundwater directive. (2006). Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration. In *Official Journal of the European Union*. <https://doi.org/10.5040/9781782258674.0025>
- Hansson, K., Wallin, M., Djodjic, F., Orback, C. (2008). The FyrisNP model Version 3.1 – A tool for catchment-scale modelling of source apportioned gross and net transport of nitrogen and phosphorus in rivers. A user's manual. Institutionen för miljöanalys, SLU.
- Henrikson, L & M. Medin. 1986. Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden 1986. Aquaekologerna, Rapport till Länsstyrelsen i Älvsborgs län.
- Hering, D., Moog, O., Sandin, L., Verdonshot, P.F.M., 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516, 1–20.
- Hieltjes, A.H.M., Lijklema, L. (1980) Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *J. Environ. Qual.*, 9: 405–407.
- Hinsby, K., Condeso de Melo, M. T., & Dahl, M. (2008). European case studies supporting the derivation of natural background levels and groundwater threshold values for the protection of dependent ecosystems and human health. *Science of The Total Environment*. 401(1–3), 1–20.
- Jawak, S.D., and Luis, A.J. (2015). Spectral information analysis for the semiautomatic derivation of shallow lake bathymetry using high-resolution multispectral imagery: A case study of Antarctic coastal oasis. *Aquatic Procedia*. 4, 1331–1333.
- Jeppesen, E., Nöges, P., Davidson, T. A., Haberman, J., Nöges, T., Blank, K., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Sayer C., Laugaste, R., Johansson L.J., Bjerring R., Amsinck, S. L. (2011). Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676(1): 279-297.
- Jørgensen, S.E. (1995a) Exergy and ecological buffer capacities as measures of ecosystem health. *Ecosyst Health*. 1(3):150–160.
- Jørgensen, S.E. (1995b) The application of ecological indicators to assess the ecological condition of a lake. *Lakes Reserv: ResManag*. 1(3):177–182.
- Jørgensen, S.E., Costanza, R., Xu, F.L. (2005). Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health. ISBN 1-56670-665-3, 464 pp.
- Josué, I.I., Sodr , E.O., Setubal, R.B., Cardoso, S.J., Roland, F., Figueiredo-Barros, M.P., Bozelli, R.L. (2021). Zooplankton functional diversity as an indicator of a long-term aquatic restoration in an Amazonian lake. *Restoration Ecology*, (in print).
- Kaandorp, V. P., Molina-Navarro, E., Andersen, H. E., Bloomfield, J. P., Kuijper, M. J. M., and de Louw, P. G. B. (2018). A conceptual model for the analysis of multi-stressors in linked groundwater–surface water systems. *Science of the Total Environment*, 627, 880–895. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.259>
- K ndler, M., Blechinger, K., Seidler, C., Pavl , V., Šanda, M., Dost l, T., Kr sa, J., Vitvar, V., Štich, M. (2017). Impact of land use on water quality in the upper Nisa catchment in the Czech Republic and in Germany.
- Kane, D.D., Gordon, S.I., Munawar, M., Charlton, M.N., Culver, D.A. (2009). The planktonic index of biotic integrity (P-IBI): an approach for assessing lake ecosystem health. *Ecol Indic*. 9:1234–1247.
- Karasev I. F., Shumkov I. G. (1985). Hydrometry. Leningrad: Hydrometeoizdat. 380 p. [In Russian]
- Karpowicz, M., Sługocki, Ł., Kozłowska, J., Ochocka, A., López, C. (2020). Body size of *Daphnia cucullata* as an indicator of the ecological status of temperate lakes. *Ecological Indicators*, 117, 106585.

- Keskitalo J. & Salonen K. 1994. Manual for Integrated Monitoring. Subprogramme hydrobiology of lakes. National Board of Waters and the Environment, Helsinki, Publications of the Water and Environment Administration B 16: 1–41.
- Kløve, B., Ala-aho, P., Bertrand, G., Boukalova, Z., Ertürk, A., Goldscheider, N., Ilmonen, J., Karakaya, N., Kupfersberger, H., Kværner, J., Lundberg, A., Mileusnić, M., Moszczyńska, A., Muotka, T., Preda, E., Rossi, P., Siergiejev, D., Šimek, J., Wachniew, P., ... Widerlund, A. (2011). Groundwater dependent ecosystems. Part I: Hydroecological status and trends. *Environmental Science & Policy*, 14(7), 770–781. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSCL.2011.04.002>
- Krogulec, E. (2010). Evaluation of infiltration rates within the Vistula River valley, central Poland.
- Kumar, A., Mishra, S & Sharma, M. P. (2015). Assessment of ecological health of Baiyangdian lake in China using ecological health index. *Journal of Applied and Natural Science*. 7 (2): 955 – 959.
- Lagzdīņš, A. (2012). Slāpekļa un fosfora savienojumu noplūdes analīze lauksaimniecībā izmantotajās platībās (Nitrogen and phosphorus runoff analysis in agricultural areas). Promocijas darbs. Jelgava, LLU, Lauku inženieru fakultāte.[In Latvian].
- Latvian Geospatial Information Agency (2021). Map browser: http://map.lgia.gov.lv/index.php?lang=2&cPath=4&txt_id=88
- Lebedev A.V. (1976). Methods for studying groundwater balance. M. (Лебедев А. В. Методы изучения баланса грунтовых вод. М. Недра, 1976.)
- Leinerte, M. (1992). Ezeri ainavā (Lakes in the landscape). In: A. Melluma, M. Leinerte. Ainava un cilvēks (Landscape and man). Rīga: Avots. 175 lpp. [in Latvian].
- LT Report (2020) Report for the European Commission regarding Nitrates Directive (91/676/EEC) for the years 2016-2019, Lithuania. In Lituanian [Ataskaita apie 1991 m. gruodžio 12 d. Tarybos direktyvos 91/676/EEB dėl vandens apsaugos nuo taršos nitratais iš žemės ūkio šaltinių įgyvendinimą 2016–2019 m.]. Available: <https://cdr.eionet.europa.eu/lt/eu/nid/envxuh31w/>
- LV Report (2020). Report for the European Commission regarding Nitrates Directive (91/676/EEC) for the years 2016-2019, Latvia. In Latvian [Ziņojums Eiropas Komisijai par 2016.-2019.gadu. Latvijā]. Available: <https://cdr.eionet.europa.eu/lv/eu/nid/>
- Mageau, M, Costanza, R, Ulanowicz, R. (1998). Quantifying the trends expected in developing ecosystems. *Ecol Model*. 112(1):1–22.
- Meliorācijas kadastrs (amelioration information in Latvia): <http://www.zmni.lv/meliorācijas-kadastrs/>
- Melluma, A., Leinerte, M. (1992). Ainava un cilvēks (Landscape and human). Rīga. Avots. 53., 71.-105. lpp. [In Latvian].
- Mischke U., Riedmüller, U., Hoehn, E., Schönfelder, I., Nixdorf B. (2008). Description of the German system for phytoplankton-based assessment of lakes for implementation of the EU Water Framework Directive (WFD) In: Mischke, U. & B. Nixdorf (Eds.), *Gewässerreport* (Nr. 10), BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2, Eigenverlag BTU Cottbus, pp. 117-145
- Nitrates directive. (2000). Council Directive of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC). In *Official Journal of the European Communities: Vol. L 269* (Issue 2000).
- NOAA .(2021). How is bathymetric data used? <https://oceanservice.noaa.gov/facts/bathyuses.htm>. Assessed 26.02.2021.
- Norton, R. C. B. G., Faber, M., Rapport, D. (1992). *Ecosystem health: new goals for environmental management*. Island Press, Washington, DC. 304 pp.
- O'Brien, A., Townsend, K., Hale, R., Sharley, D., Pettigrove, V. (2016). How is ecosystem health defined and measured? A critical review of freshwater and estuarine studies. *Ecological Indicators*, 69, 722-729.

- Ott I. & Laugaste R. (1996). Füttoplanktoni koondindeks (FKI), üldistus Eesti järvede kohta. Eesti Keskkonnaministeeriumi infoleht 3: 7 – 8 [The Phytoplankton Compound Quotient (PCQ) generalisation about Estonian small lakes. In Estonian].
- Pastors, A. (1987). Районирование малых рек Латвийской ССР (Regionalizing of small rivers of Latvian USSR). Rīga [In Russian]
- Phillips G., Jekabsone J., Barda I., Purina I. (2015). On fitting Latvian Lake phytoplankton index, selected for the evaluation of the ecological quality of Latvian Lake waterbodies to the results of the Central-Baltic geographical intercalibration group. Report. 1 -16.
- Phillips, G., Free, G., Karotki, I., Laplace-Treytore, C., Maileht, K., Mischke, U., Ott, I., Pasztaleniec, A., Portielje, R., Søndergaard, M., Wayne, T. & Wichelen, J.V. (2014). Central Baltic Lake Phytoplankton ecological assessment methods. In: Poikane, S. (ed) Water Framework Directive Intercalibration Technical Reports. European Union, Luxembourg, pp. 184. Available: <https://circabc.europa.eu/w/browse/c23a2775-f941-463f-b7b2-959fbc72cca7>.
- Poikane, S, Johnson, R.K., Sandin, L., Schartau, A.K., Solimini, A.G., Urbanič, G., Arbačiauskas, K., Aroviita, J., Gabriels, W., Miler, O., Pusch, M.T., Timm, H., Böhmer, J. (2016). Benthic macroinvertebrates in lake ecological assessment: A review of methods, intercalibration and practical recommendations. *Science of The Total Environment*, Vol. 543: 123-134.
- Poikane, S., Zohary, T., Cantonati, M. (2020). Assessing the ecological effects of hydromorphological pressures on European lakes. *Inland Waters*, 10(2): 241-255.
- Portielje R, Bertrin V, Denys L, Grinberga L, Karotki I, Kolada A, Krasovskiene J, Leipute G, Maemets H, Ott I, Phillips G, Pot R, Schaumburg J, Schranz C, Soszka H, Stelzer D, Søndergaard M, Willby N, authors Poikane S, editor. (2014). Water Framework Directive Intercalibration Technical Report: Central Baltic Lake Macrophyte ecological assessment methods. EUR 26514. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union; 2014. JRC88131. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC88131>
- Portielje, R., Bertrin, V., Denys, L., Grinberga, L., Karotki, I., Kolada, A., Krasovskiene, J., Leipute, G., Maemets H., Ott, I., Phillips, G., Pot, R., Schaumburg, J., Schranz, C., Soszka, H., Stelzer, D., Søndergaard, M., Poikane, S. (2014). Central Baltic lake macrophyte ecological assessment methods. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. Joint Research Centre Technical Reports. DOI 10.2788/75925
- Prols, J. and Deliņa, A. (1997). Latvijas pazemes ūdeņu aizsargātības karte. Pārskata ziņojums. Rīga.
- Psenner, R., Pucsko, R., Sager, M. (1984) Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten – Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. *Arch.Hydrobiol.Suppl.*, 70: 111-155.
- Randhir, O.T. (2007). Watershed management. Issues and approaches. IWA Publishing, p. 25.-73.
- Rapport, D. J., Costanza, R., McMichael, A. J. (1998). Assessing ecosystem health. *Trends in ecology & evolution*. 13(10), 397-402.
- Rapport, D.J. (1989). What constitutes ecosystem health? *Perspect. Biol. Med.* 33, 120–132.
- Rapport, D.J., Regier, H.A. and Hutchinson, T.C. (1985). Ecosystem behavior under stress, *Am. Nat.* 125, 617–640.
- REFCOND (2003). Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Produced by Working Group 2.31 Reference conditions for inland surface (REFCOND), Common Implementation Strategy of the Water Framework Directive, European Commission, 86 pp.
- Retike, I, Kalvāns, A., Priede, A., Tarros, S., Terasmaa, J., Türk, K., Bikše, J., Demidko, J., Koit, O., Küttim, M., Lode, E., Pärn, J., Popovs, K., Vainu, M., Valters, K., Abreldaal, P., Babre, A., Bīviņa, I., Caune, K., ... Sisask, K. (2020). *GroundEco project Final report*. Available: https://www.meteo.lv/fs/CKFinderJava/userfiles/files/Par_centru/ES_projekti/GroundEco/GroundEco_final_report.pdf

- Retike, I., Delina, A., Bikse, J., Kalvans, A., Popovs, K., & Pipira, D. (2016a). Quaternary groundwater vulnerability assessment in Latvia using multivariate statistical analysis. *Research for Rural Development*, 1, 210–215.
- Retike, Inga, Kalvans, A., Popovs, K., Bikse, J., Babre, A., & Delina, A. (2016b). Geochemical classification of groundwater using Multivariate statistical analysis in Latvia. *Hydrology Research*, 47(4), 799–813. <https://doi.org/10.2166/nh.2016.020>
- Rivera, Alfonso (2014). Canada's Groundwater Resources, Geological Survey of Canada, Fitzhenry & Whiteside.
- Rott E, Pipp E, Pfister E, van Dam H, Orther K, Binder N, Pall K (1999). Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fließgewässern. Teil 2, Trophieindikation. Bundesministerium für Land, und Forstwirtschaft, Wien.
- Rowan, J.S., Duck, R.W., Carwardine, J., Bragg, O.M., Black, A.R., Cutler, M.E J. (2004). Development of a technique for lake habitat survey (LHS): phase 1. Scotland and Northern Ireland Forum for Environmental Research (SNIFFER).
- Salama, BR., Ye, L., Broun J. (1995). Comparative study of methods of preparing hydraulic-head surfaces and the introduction of automated hydrogeological—GIS techniques *J Hydrol*185:115–136E.
- Sars, G.O. (1903). An account of Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida. Bergen, 171 s.
- Sars, G.O. (1918). An account of Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. Bergen, 225 s.
- Šidagytė, E., Višinskienė, G., Arbačiauskas, K. (2013). Macroinvertebrate metrics and their integration for assessing the ecological status and biocontamination of Lithuanian lakes. *Limnologica*, 43(4): 308-318.
- Skuja A. and Ozoliņš D. (2017). Fitting new method - Latvian Lake Macroinvertebrate Multimetric Index (LLMMI) to results of Central – Baltic Geographical Intercalibration Group (CB – GIG) lake benthic invertebrate intercalibration. 16 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. EUR 22347 EN. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 48 p.
- Stamou, G., Katsiapi, M., Moustaka-Gouni, M., Michaloudi, E. (2021). The neglected zooplankton communities as indicators of ecological water quality of Mediterranean lakes. *Limnetica*, 40(2).
- Swedish Environmental Protection Agency. (1991). Quality Criteria for lakes and watercourses. A system for classification of water chemistry and sediment and organism metal concentrations.
- TAR, 2016-08-09, Nr. 21814. Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2016 m. rugpjūčio 4 d. įsakymas Nr. D1-533 "Dėl Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2007 m. balandžio 12 d. įsakymo Nr. D1-210 „dėl paviršinių vandens telkinių būklės nustatymo metodikos patvirtinimo“ pakeitimo. <https://e-seimas.lrs.lt/portal/legalAct/lt/TAD/4119c2f05afa11e688d29c6e5ef0deee>
- TAR, 2018-05-15, Nr. 7783. Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2018 m. gegužės 14 d. įsakymas Nr. D1-390 "Dėl Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2012 m. rugsėjo 25 d. įsakymo Nr. D1-767 „Dėl žuvų išteklių tyrimų vidaus vandenyse tvarkos aprašo patvirtinimo“ pakeitimo“. <https://e-seimas.lrs.lt/portal/legalAct/lt/TAD/06991d70577811e88525a4bc7611b788>
- Terasmaa, J., Retike, I., Vainu, M., Priede, A., Lode, E., Pajula, R., Koit, O., Tarros, S., Bikše, J., & Popovs, K. (2020). Joint Methodology for the Identification and Assessment of Groundwater Dependent Terrestrial Ecosystems in Estonia and Latvia. In A. M. Negm et al. (Ed.), *Water Resources Quality and Management in Baltic Sea Countries* (pp. 253–275). Springer Water.
- Tundisi, J.G., and Tundisi, T.M. (2012). *Limnology*. London: Taylor and Francis Group, pp. 2–58.
- United States Environmental Protection Agency EPA (without date). Land use. Report on Environment. <https://www.epa.gov/report-environment/land-use>

- Urtane, L. (1998). Cladocera as indicators of lake types and trophic state in Latvian lakes. Univ. of Latvia, Riga.
- Urtāns, A.V., Urtāne, L., Suško, U., Priede, A., Kļaviņa, E., Jātnieks, J. (2017). Vadlīnijas aizsargājamo biotopu saglabāšanai Latvijai "Upes un ezeri" (Guidelines for conservation of protected biotopes in Latvia) 36 lpp.[In Latvian].
- Valstybės žinios, 2004-04-10, Nr. 53-1827. Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2003 m. gruodžio 24 d. įsakymas Nr. 708 „Dėl Lietuvos aplinkos apsaugos normatyvinių dokumentų LAND 53-2003, LAND 54-2003, LAND 55-2003, LAND 56-2003, LAND 57-2003 patvirtinimo“.
- Valstybės žinios, 2013-12-28, Nr. 137-6941. Lietuvos Respublikos aplinkos ministro 2013 m. gruodžio 16 d. įsakymas Nr. D1-934 „Dėl makrofitų tyrimų ežeruose ir tvenkiniuose metodikos patvirtinimo“
- Virbickas, T., Stakėnas, S. 2016. Composition of fish communities and fish-based method for assessment of ecological status of lakes in Lithuania. *Fisheries Research* 173: 70-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.08.015>
- Water quality. Guidance standard for the surveying of macrophytes in lakes. (2007). BS EN 15460:2007, ISBN 978 0 580 54643 3.
- WFD. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>
- Winter, T. C., J.W. Harvey, O.L. Franke, and W.A. Alley, 1998, Ground water and surface water: A single resource. United States Geological Survey Circular, 1139, 79 pages, Available: <https://pubs.er.usgs.gov/publication/cir1139>
- Woessner, W.W. (2020) Groundwater-Surface Water Exchange, The Groundwater Project. Available: <https://gw-project.org/books/groundwater-surface-water-exchange/>
- World Meteorological Organization. (2008). Guide to Hydrological Practices Nr.168, 5-th edition. WMO, Geneva, 1994.
- Xu, F., Yang, Z.F., Chen, B., Zhao, Y.W. (2011). Ecosystem health assessment of the plant-dominated Baiyangdian Lake based on ecoexergy. *Ecol Model* 222:201-9.
- Xu, F.L., Tao, S., Dawson, R.W., Li, P.G., Cao, J. (2001). Lake ecosystem health assessment: indicators and methods. *Wat Res.* 35:3157-3167.
- Yin et al. (2011). Groundwater-recharge estimation in the Ordos Plateau, China: comparison of methods.
- Young, J., Watt, A., Nowicki, P., Alard, D., Clitherow, J., Henel, K., Johnson, R., Laczko, E., McCracken, D., Matouch, S., Niemela, J, Richards, C. (2005). Towards sustainable land use: identifying and managing the conflicts between human activities and biodiversity conservation in Europe. *Biodiversity & Conservation*, 14: 1641-1661.
- Zacharias, I. and Dimitriou, E. (2003). Estimating groundwater discharge into a lake through underwater springs by using GIS technologies. *Environmental Geology* 44(7):843-851.
- Zhang, F., Zhang, J., Wu, R., Ma, Q., Yang, J. (2015). Ecosystem health assessment based on DPSIRM framework and health distance model in Nansi Lake, China. *Stoch Environ Res Risk Assess.* 30, 1235–1247.
- Zhang, J.J., Gurkan, Z., Jørgensen, S.E. (2010). Application of eco-exergy for assessment of ecosystem health and development of structurally dynamic models. *Ecol Model.* 221:693-702.