



Käsmu järve eeluuringu lõpparuanne



märts 2026

Töö nimetus: Käsnu järve eeluuringu lõpparuanne

Töö number: 24121

Tellija: Riigimetsa Majandmise Keskus

Vastutav täitja: Kadri Normak-Käosaar

Koostajad: Kadri Normak-Käosaar (Maves OÜ)

Ingmar Ott (Eesti Maaülikool)

Henn Timm (Eesti Maaülikool)

Kätlin Blank (Eesti Maaülikool)

Aimar Rakko (Eesti Maaülikool)

Teet Krause (Eesti Maaülikool)

Anu Palm (Eesti Maaülikool)

Katrin Ott (Eesti Maaülikool)

Maili Lehtpuu (Eesti Maaülikool)

Tehniline kontrollija: Tuuli Vreimann (Maves OÜ)

Maves OÜ

Marja 4D Tallinn, registrikood 10097377

www.maves.ee e-post: maves@maves.ee

Ettevõte on sertifitseeritud kvaliteedijuhtimissüsteemi standardi ISO 9001:2015 alusel.



SISUKORD

1	SISSEJUHATUS.....	3
2	KÄSMU JÄRVE KIRJELDUS JA VARASEMAD UURINGUD	4
3	UURINGUD ÖKOLOOGILISE SEISUNDI MÄÄRAMISEKS.....	6
3.1	METOODIKA.....	6
3.1.1	<i>Vee omadused</i>	6
3.1.2	<i>Fütoplankton</i>	7
3.1.3	<i>Zooplankton</i>	10
3.1.4	<i>Suurtaimed</i>	12
3.1.5	<i>Suurselgrootud</i>	13
3.1.6	<i>Kalad</i>	17
3.1.7	<i>Sisekoormus</i>	18
3.2	JÄRVEVEE ABIOOTILISED OMADUSED	20
3.3	FÜTOPLANKTON	26
3.4	ZOOPLANKTON.....	32
3.5	SUURTAIMED.....	39
3.6	SUURSELGROOTUD	41
3.7	KALAD	42
3.8	SETTE KEEMILINE ANALÜÜS	43
3.9	SETTE FOSFORI KOGUSED, FRAKTSIOONID JA INKUBATSIOONIKATSED	44
4	SEISUNDI HINNANG	51
5	HÜDROLOOGILISED MÕÕTMISED	52
6	JÄRVE SISSE- JA VÄLJAVOOLU FÜÜSIKALIS-KEEMILISTE NÄITAJATE SEIRE. 55	
7	SETTE PAKSUSE MÕÕTMISED	63
8	KOORMUS.....	65
8.1	VÄLISKOORMUS JA MAAKASUTUS	65
8.2	JÄRVE VÄLISKOORMUSE TALUVUS	69
8.3	SISEKOORMUS	70
8.4	KÜLASTUSKOORMUS	70
9	MEETMEKAVA.....	72
9.1	JÄRELSEIRE.....	75
10	KIRJANDUS	76
LISA 1	VEE OMADUSTE ANALÜÜSIDE ALGANDMED	
LISA 2	FÜTOPLANKTONI ALGANDMETE TABEL	

- LISA 3 SUURSELGROOTUTE PROOVIVÕTUKOHA KIRJELDUS
- LISA 4 PÜÜTUD SUURSELGROOTUTE TAKSONITE NIMEKIRI
- LISA 5 SETTE KEEMILISE KOOSTISE ANALÜÜSIAKTID
- LISA 6 JÄRVE SISSEVOOLU JA VÄLJAVOOLU VEEANALÜÜSIDE TULEMUSED
- LISA 7 JÄRVE VEEPINNA STABILISEERIMISE EELPROJEKTID

1 SISSEJUHATUS

Käsmu järv asub Lahemaa rahvuspargis. Järv paikneb mere vahetus läheduses ja seda on nimetatud ka rannajärveks. Limnoloogiline järvetüüp on pehmeveeline segatoiteline.

Järve ökoloogiline seisund on olnud kõikuv – nii halb, hea kui ka kesine. Ajalooliselt on järve veetaset oluliselt mõjutanud läänepoolse väljavoolu rajamine, mis praeguseks on likvideeritud. Mõjuteguriks on olnud kalastamine ja külastuskoormus.

Käesoleva rakendusliku limnoloogilise eeluuringu eesmärk on uurida ja hinnata Ähijärve ökoloogilist seisundit elustiku, vee kvaliteedi ning setete omaduste abil; hinnata järve välis- ja sisekoormust ning koostada meetmekava ja teha ettepanekud järelseireks. Meetmekava eesmärk on saavutada veekogumi hea seisund 6–12 aasta jooksul.

Uuringu osaks on ka järve veetaseme stabiliseerimise võimaluste hindamine ning veetaseme stabiliseerimise eelprojektide koostamine

2 KÄSMU JÄRVE KIRJELDUS JA VARASEMAD UURINGUD

Käsmu järve on hüdrobioloogid/limnoloogid uurinud komplekselt alates 1953. aastast, kuid vaatlusi pole tehtud sageli. Andmeid on veel aastatest 1957, 1973, 1977, 1988, 2009, 2012, 2015, 2020. Ülevaated on avaldatud raamatutes (Eesti järved, 1968; Mäemets, 1977; Eesti järved, 2019). Mitmekülgne ülevaade on esitatud ka lepingulises uuringus (Pihu jt., 1988). Põhjasetete leviku ja koosseisu kohta on avaldanud andmeid L. Saarse (1994). Limnoloogilised üldandmed on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 2.1).

*Tabel 2.1 Käsmu järve üldlimnoloogilised andmed. * väärtus käesoleva uuringu põhjal.*

Näitaja	Ühik	Väärtus
Pindala	ha	48,5
Keskmine sügavus	m	1,9 (1,98*)
Suurim sügavus	m	3
Valgala pindala	km ²	12,6
Järve pikkus	m	1120
Kaldajoone pikkus	m	3020
Vee maht	m ³	769000
Kaldajoone liigendatus		1,2
Veevahetus	Korda/aastas	4

Järv paikneb mere vahetus läheduses ja seda on nimetatud ka rannajärveks, kuigi mitte EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) järvetüübi mõistes. Kõrgus merepinnast on 3,9-4 m. Käesolevas uuringus oli kõrgus merepinnast 4,21 m. Mereline mõju on avaldunud ka sulfaatide ja kloriidide tavalisest suuremas koguses. Samuti on nimetatud, et järves on suur rauaühendite sisaldus (Eesti järved, 1968). Väljavoolu ja veetaset on inimene muutnud Järvela kraavi rajamisega, millest vesi voolas lääne suunas Eru lahte. See alandas järve veetaset seda 1 m võrra. Seda väljavoolu enam pole ja vesi valgub loodusliku vooluveekogu kaudu Käsmu lahte.

Limnoloogiline järvetüüp on pehmeveeline segatoiteline. Selline määratlus vastab hästi Käsmu järve ökosüsteemile. EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) tüpoloogias on lihtsustatud. Tegemist on pehme ja tumedaveelise järvega, kuid elustik on pigem sarnane keskmise vee karedusega seguneva veesambaga järvega (S2). Ametlikult ongi VRD tüübiks S2.

E. Pihu jt töös (1988) on nimetatud, et 1980ndatel aastatel olulist punktreostust järve valgalal pole, aga mõningast hajureostust võis tulla Ilumäe kolhoosi kõlvikult. Nimetatakse, et oluline võib olla puhkajate koormus. Järve kehva olukorda on väljendanud 1973. aastal suvised hapnikuküllastuse mõõtmised, mil pinnakihi oli üleküllastus 140% ja põhjalähedases veekihis 14%. Nimetatakse, et järv on jäänud ummuksile nii suvel kui ka talvel. Samasugust olukorda on näidanud ka hilisemad aastad. E. Pihu jt töös on olulisena rõhutatud muutusi taimekooslustes. Käsmu järv on oma olemuselt olnud mitmete oluliste mõjurite vallas, mis realiseerub ökosüsteemi funktsioneerimise ebastabiilsuses. Järv on olnud merelise mõjuga, oluline on ka ilmselt fosfori sissekande kõrge looduslik foon, suur rauasisaldus nii vees kui ka settes. Inimene on mõjutanud järve veetaseme muutmise ja suure külastuskoormusega.

Eesti riiklikus seires on Käsmu järve uuritud neljal korral (Tabel 2.2). Peab nimetama, et hinnangu andmise metoodika on aastatega muutunud. Seires kasutatakse ka rohkem kvaliteedi elemente, kui on ametlikus keskkonnaministri määruses. Seepärast võivad olla ka hinnangud mõnevõrra erinevad. Hinnangu andmisel tuleks eelistada võimalikult paljusid elemente ja näitajaid. Tabel 2.2 iseloomustab järve ökoloogilise seisundi koondhinnangut seni läbiviidud seire aruannete põhjal.

Tabel 2.2. Käsmu järve ökoloogilise seisundi koondhinnang Eesti väikejärvede seire tulemuste alusel.

Aasta	Vee omaduste ja fütoplanktoni vaatluste arv	Ökoloogilise seisundi koondhinnang
2009	3	Halb
2012	4	Hea
2015	4	Hea
2020	4	Kesine

3 UURINGUD ÖKOLOOGILISE SEISUNDI MÄÄRAMISEKS

3.1 Metoodika

3.1.1 Vee omadused

Töid tegid Katrin Ott, Aimar Rakko ja Ingmar Ott. Proove koguti samast veekihist keemiliseks ja fütoplanktoni analüüsiks van Dorni-tüüpi batomeetriga (maht 2 l). Uuringud toimusid kuus korda 2025. aasta vegetatsiooniperioodi jooksul (7. mai, 16. juuni, 10. juuli, 12. august, 30. september, 30. oktoober). Proovid koguti järve sügavaimast kohast ja proovivõtul lähtuti Eesti standardist EVS-ISO 5667-4.

Kohapeal määrati järgmised vee füüsikalise-keemilised parameetrid: vee värvus, Secchi ketta nähtavus ehk vee läbipaistvus (LP), vee temperatuur (T), vees lahustunud hapniku sisaldus (O_2) ja küllastusprotsent ($O_2\%$), pH, elektrijuhtivus (E), erijuhtivus (SPC), lahustunud ainete üldsisaldus (TDS), redokspotentsiaal (ORP). Laboris määrati üldaluselisus (HCO_3^-), üldfosfori sisaldus (üld-P), üldlämmastiku (üld-N) sisaldus, kollane aine.

Vee läbipaistvust mõõdeti 30 cm läbimõõduga valge Secchi kettaga. Vee värvus määrati silma järgi Secchi ketta taustal, poole läbipaistvuse sügavusel. Temperatuur, lahustunud hapniku sisaldus ja küllastusprotsent ($O_2\%$), pH, elektrijuhtivus ning lahustunud ainete üldsisaldus mõõdeti multisensoriga YSI Pro DSS. Veeproovid koguti eelnevalt pestud ja järveveega loputatud plastikpudelitesse ning hoiti kuni analüüsimiseni pimedas ja jahedas. Pindmisest kihist koguti proovid otse pudelisse 0,3 meetri sügavuselt. Üldaluselisus (HCO_3^- , ühik mg ekv/l või mg/l) määrati tiitrimisel soolhappega (0,05 M HCl), kasutades automaattitraatorit TitroLine 6000. Analüüsil lähtuti Eesti standardist EVS-EN ISO 9963-1. Üldfosfor määrati kolorimeetriliselt askorbiinhappe ja molübdäatreaktiiviga. Eeskiri põhineb F. Koroleffi meetodil (Reports..., 1977; Grasshoff et al., 1981). Üld-P määramiseks proov eelnevalt mineraliseeriti kaaliumperoksodisulfaadiga. Määramise suhteline viga oli 5%. Üldlämmastiku määramiseks proov eelnevalt mineraliseeriti kaaliumperoksodisulfaadiga ja tekkiv NO_3^- määrati UV spektrofotomeetriliselt. Analüüsi mõõtemääramatus oli 0,03 mg N/l. Kollane aine määrati vastavalt standardile STJ nr. V30. Vee pH hindamiseks kasutati Czerny (1960) skaalat. Vee karedust hinnati Nõgese ja Oti (2003) järgi (Tabel 3.1), kus järved on vee aluselise ja elektrijuhtivuse põhjal kolmeks jaotatud.

Tabel 3.1. Eesti järvede jaotus vee aluselisuse (HCO_3^-) ja elektrijuhtivuse (E) põhjal

	HCO_3^- (mg ekv/l)	HCO_3^- (mg/l)	E ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Kare vesi	>3,9	>240	>400
Keskmiselt kare	1,3–3,9	80–240	165–400
Pehme vesi	<1,3	<80	<165

Koostati seisundihinnang füüsikalise-keemiliste näitajate (pH, üld-P, üld-N ja LP) väärtuste aritmeetiliste keskmiste põhjal, arvestades EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) nõudeid (Veepoliitika..., 2002) ja keskkonnaministri määrust (Pinnaveekogumite ..., 2020). Järgneva tabeli (Tabel 3.2) järgi on nõuded VRD S2 kvaliteediklasside piiridele pH, üld-P, üld-N ja LP.

Tabel 3.2. Aruandes kasutatud maismaa S2 seisuveekogutüübi seisundiklasside piirid füüsikalise-keemiliste seisundinäitajate väärtuste järgi.

Tüüp S2 – keskmise karedusega madal järv (andmete aritmeetiline keskmine)						
Seisundi-näitaja	Ühik	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
pH		7–8	>8–8,3	>8,3–8,8	>8,8–9 või 6–<7	<6 või >9
Üldfosfor	$\mu\text{g}/\text{l}$	<30	30–60	>60–80	>80–100	>100
Üldlämmastik	$\mu\text{g}/\text{l}$	<500	500–1000	>1000–1500	>1500–2000	>2000
Secchi ketta nähtavus	m	>3	2–3	1–<2	<1	<1

Analüüside algandmed esitatakse aruande lisa 1.

3.1.2 Fütoplankton

Töid tegid Aimar Rakko, Katrin Ott, Ingmar Ott. Käsmu järvest koguti fütoplanktoni proovid 7. mail, 16. juunil, 9. juulil, 11. augustil, 30. septembril ja 30. oktoobril 2025. Kvalitatiivsed proovid koguti Apsteini planktonvõrkudega (silma suurusdelt 20 ja 48 μm) vertikaalselt veesambast ja paadist järelveol. Kvalitatiivsed proovid koguti liigilise koosseisu määramiseks ja liikide arvu täpsustamiseks. Kvantitatiivsed proovid võeti järve keskosast van Dorni batomeetriga ning fikseeriti Lugoli lahusega (joodi ja kaaliumjodiidi segu). Proovide kogumisel kasutati proovivõtustandardi (EVS-EN 16698:2015) meetodit. Kameraaltöötuseks kasutati Utermöhli metoodikat (1958), mis

on EL standard (EVS-EN 16695:2015). Proovid sadestati loenduskambris. Rakud loendati invertmikroskoobi Nikon Eclipse Ti abil. Mikroskoobis kasutati sõltuvalt vetikate suurusest 10x või 16x suurendusega okulaare ja objektive suurendusega 10x, 20x, 40x, 100x. Biomass arvutati vetikate ruumalade mõõtmise kaudu (Hillebrand *et al.*, 1999). Biomassi arvutamisel võeti vetikate erikaaluks 1. Pigmentide, klorofüll (Chl_a, Chl_b, Chl_c) ja karotinoidide (Car) sisaldused määrati spektrofotomeetriliselt 96% etanooli ekstraktis (kaks paralleelproovi) ja arvutati Jeffrey & Humphrey (1975), Lorenzeni (1967) ja Stricklandi ning Parsons (1972) võrrandite järgi.

Tabel 3.3 kirjeldab fütoplanktoni näitajate klassifikatsiooni vastavalt Veepoliitika Raamdirektiivile (Veepoliitika..., 2002) ja Eesti kehtivale määrusele ning selle lisale nr. 5 (Pinnaveekogumite..., 2020). Enamikus järvetüüpides kasutatakse Chl_a sisaldust, fütoplanktoni koondindeksit (FKI), ühtluse indeksit (J) ja koosluse kirjeldust (FPK). Fütoplanktoni koosluse hindamisel kasutatakse täiendatud meetodikat. Lisaks kasutati biomassi, Chl_a, liikide arvu ja FKI hindamisel troofsusklassifikatsiooni Kõvaski ja Miliuse (1982) kriteeriumide järgi, kuid veidi muudetud kujul, arvestades hilisemaid uurimistulemusi (Tabel 3.4). Järvede seisundi hindamisel fütoplanktoni alusel kasutati ka ekspertarvamusi (näiteks indikaatorliike, dominantliikide vaheldumist kasvuperioodi jooksul jne).

Fütoplanktoni kogubiomassiga koos esitati tähtsamate vetikarühmade (sini-, räni-, rohe-, ikkes-, kold-, neel-, vaguvibur- ja silmviburvetikate ning rafidofüütide ja eriviburvetikate) biomassid (Lisa 2).

Nygaardi fütoplanktoni koondindeks esitati siin modifitseeritud kujul (Ott & Laugaste, 1996), kohandatuna Eesti oludele. Fütoplanktoni koondindeks (FKI) arvutati järgmise valemi järgi:

$$FKI = \frac{Cy. + Chloroc. + Centr. + Eugl. + Cryp. + 1}{Desm. + Chr + 1}$$

kus liikide arv rühmiti: Cy. – sinivetikad, Chloroc. – algohevetikad, Centr. – ketasränivetikad, Eugl. – silmviburvetikad, Cryp. – neelvetikad, Desm. – ikkesvetikad, Chr. – koldvetikad.

Ühtluse indeks J (Pielou, 1975) arvutati Shannoni liigierisusindeksi kaudu järgmiselt:

$$J = \frac{H'}{H'_{max}}$$

H' – Shannoni liigierisus

$H'_{\max}$ – teoreetiline liigierisus (biomass, mis jaguneks ühtlaselt proovis leitud liikide vahel).

J väärtused jäävad vahemikku 0-1. Skaala on jaotatud võrdselt igas järvetüübis viide klassi ning seisundikriteeriumid on kõigis järvetüüpides samasugused (Tabel 3.3). J on bioloogilise seisundiga võrdeline – mida suurem J väärtus, seda parem bioloogiline seisund.

Tabel 3.3. Fütoplanktoni näitajate kriteeriumid käsitletud järvetüüpides.

Järve tüüp	Kvaliteediklass	Klorofüll- <i>a</i> Chl <i>a</i> , µg/l	Füto-planktoni kooslus (FPK)*	Fütoplanktoni koondindeks (FKI)	Ühtluse indeks (J)
S2	väga hea	≤10	väga hea	≤3,5	0,81-1
	hea	11-20	hea	3,6-6	0,61-0,80
	kesine	21-30	kesine	6,1-9	0,41-0,60
	halb	31-50	halb	>9	0,21-0,40
	väga halb	>50	väga halb	väärtus täpsustamata	0-0,20

***Fütoplanktoni kooslus (FPK):**

Väga hea. Viie sagedamini esineva liigi summaarse biomassi % proovi biomassist on <60. Loendusproovi fütoplanktoni biomass ≤3 mg/L. Kriteeriumide vasturääkivuse korral on otsustavaks hinnangut andva eksperdi arvamus, mis omakorda peab tuginema liikide indikaatorväärtuste hinnangule (Ott, 1987; Maileht, 2008). Kui *Gonyostomum semen* biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chl*a* väärtuse järgi (Chl*a* väärtus on <10 µg/L).

Hea. Viie sagedamini esineva liigi summaarse biomassi % proovi biomassist on 60-80. Loendusproovi fütoplanktoni biomass ≤3 mg/L. Kriteeriumide vasturääkivuse korral on otsustavaks hinnangut andva eksperdi arvamus, mis omakorda peab tuginema liikide indikaatorväärtuste hinnangule. Kui *Gonyostomum semen* biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chl*a* väärtuse järgi (Chl*a* väärtus on vahemikus >10-20 µg/L).

Kesine. Biomass on >3 mg/L ja samal ajal domineerivad 2-5 liiki (summaarne biomass >80%). Kui kriteeriumid annavad vasturääkiva tulemuse, siis on otsustavaks ekspertarvamus. Kriteeriumide vasturääkivuse korral on otsustavaks hinnangut andva eksperdi arvamus, mis omakorda peab tuginema liikide indikaatorväärtuste hinnangule. Kui *Gonyostomum semen* biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chl*a* väärtuse järgi (Chl*a* väärtus on vahemikus >20-30 µg/L).

Halb. Üks liik domineerib biomassi osas >80 %. Kui *Gonyostomum semen* biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chla väärtuse järgi (Chla väärtus on vahemikus >30-60 µg/L).

Väga halb. Domineerivad tsüanobakteritest perekondade *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Radiocystis*, *Planktothrix*, *Limnothrix*, *Woronichinia*, *Dolichospermum* esindajad või rohevetikatest *Chlorococcales* >50% loendusproovi biomassist (rohkem kui üks liik) ja samal ajal on Chla sisaldus >20 µg/L. Kui *Gonyostomum semen* biomass on suurim, siis hinnatakse kooslust Chla väärtuse järgi (Chla väärtus on >60 µg/L).

Fütoplanktoni koosluse hinnangu meetodikat on muudetud võrreldes 2009 keskkonnaministri määrusega (Pinnaveekogude..., 2020). Vastava muudatuse tellis Keskkonnaministeerium (Ott jt., 2013).

Fütoplanktoni alusel hinnangu andmisel kasutasime ka meie varasemate uuringute materjale.

Tabel 3.4. Fütoplanktoni näitajate hindamiskriteeriumid (Kõvask ja Milius, 1982 modif.). * - liikide arv on hüpertroofsetes järvedes sageli madal

Parameeter	Ühik	Madal, Oligo-troofne	Keskmine, Meso-troofne	Kõrge, eutroofne	Ülikõrge, Hüper-troofne
Biomass	mg/L	≤ 3	3,1-15	15,1-30	>30
Liikide arv Loendus- proovis		≤20	21-40	41-60	≥61*
FKI		≤2	2,1-5	5,1-7	>7
Chla	µg/L	≤7	7,1-25	25,1-50	>50

3.1.3 Zooplankton

Töid tegid Kätlin Blank, Aimar Rakko, Ingmar Ott. Proove koguti kuus korda kasvuperioodil vee omaduste ja fütoplanktoniga samadel aegadel. Zooplanktoni proovivõtu standard on ISO5667 (osad 1-4:2007). Analüüsimeetodi standard on EVS-EN 15110:2006 *Water quality – Guidance standard for the sampling of zooplankton from standing waters*.

Zooplanktoni arvukuse ja biomassi määramiseks koguti 20-24 liitrit vett 2-liitrise batomeetriga (Foto 3.1, A) integraalselt läbi kogu veesamba iga meetri järelt kuni 0,5 meetrini põhjasettest. Vajaliku zooplanktoni proovi saamiseks kurnati integraalselt kogutud vesi läbi planktonvõrgu (Foto 3.1, B), mille võrgusilma läbimõõt oli 48 mikromeetrit.

**A****B**

Foto 3.1. Zooplanktoni proovivõtuvahendid: A – 2-liitriline van Dorni batomeeter, B – planktonvõrk (võrgusilma läbimõõt 48 µm)

Proov fikseeriti järvel koheselt Lugoli lahusega (jood-kaaliumjodiidi hapestatud lahus). Enne analüüsi viidi zooplanktoni proov 200 milliliitrini – eemaldati liigne vesi. Saadud proovist võeti pipetiga 4 ml vett, mis analüüsiti Bogorovi kambris stereomikroskoobis (Nikon SMZ1500), kasutades üldtuntud zooplanktoni kvantitatiivse analüüsi meetodikat (Киселев, 1956). Biomassi arvutamiseks mõõdeti proovis leitud zooplankterite pikkused ja laiused. Kui isendeid oli rohkelt, siis mõõdeti igast taksonist vähemalt 10 isendit. Saadud pikkuste ja laiuste keskmiste ja väljatöötatud valemite abil arvutati iga liigi isendi keskmine kaal (märgkaal), kasutades liigispetsiifilisi valemeid keriloomade (Ruttner-Kolishko, 1977), aerjalgsete vähikvastsete (Студеникина & Черпахина, 1969) ja ülejäänud vähilaadsete (Балушкина & Винберг, 1979) puhul.

Vee omaduste poolest kuulub pehmeveeline Käsmu järv VRD tüüpidesse S4 või S5, kuid elustiku ja segatoitelisuse poolest pigem 2. järvetüüpi (S2). Seetõttu anti Käsmu järve seisundihinnang 2024. aastal Kätlin Blanki poolt nii S2 kui ka S4 järvetüübile välja töötatud seisundi klassipiiride alusel (Tabel 3.5, Tabel 3.6). Statistilise analüüsi käigus selgus, et S2 ja S4 järvede seisundi hindamisel olid parimad zooplanktoni parameetrid kogu zooplanktoni arvukus (ZA) ja keriloomade arvukus (Rot A). ZA ja Rot A põhjal väljatöötatud seisundi klassipiiride järgi hinnati kõiki perioodil 2015-2021 andmebaasis olevaid S2 ja S4 tüüpi järvi ning usaldusväärsuse testimiseks kõrvutati saadud seisundeid ka nende järvede koondhinnanguga. Uued loodud seisundihinnangud ühtisid hästi varemloodud hinnangutega (Maileht jt., 2024). Lisaks arvestati seisundihinnangu määramisel ka zooplanktoni liigilist koosseisu, arvukuses domineerivaid zooplanktoni taksoneid ning indikaatorliike. Indikaatorliigid tuginevad peamiselt Aare Mäemetsa (1980) poolt loodud klassifikatsioonidel, aga ka uuemal

kirjandusel (nt Čeirāns, 2007; Caroni & Irvine, 2010; Ejsmont-Karabin, 2012; Błędzki & Rybak, 2016 jt) ning ekspertarvamusel.

Tabel 3.5. Statistiliselt usaldusväärsed zooplanktoni parameetrid ja nende seisundi klassipiirid hindamaks S2 järvetüübi veekogusid. ZA – zooplanktoni koguarvukus, Rot A – keriloomade arvukus

Hinnang, S2	ZA, is/l	Rot A, is/l
Väga hea	<250	<150
Hea	250-800	150-700
Kesine	>800-3000	>700-2500
Halb	>3000-5500	>2500-4500
Väga halb	>5500	>4500

Tabel 3.6. Statistiliselt usaldusväärsed zooplanktoni parameetrid ja nende seisundi klassipiirid hindamaks S4 järvetüübi veekogusid. ZA – zooplanktoni koguarvukus, Rot A – keriloomade arvukus

Hinnang, S4	ZA, is/l	RotA, is/l
Väga hea	<150	<50
Hea	150-500	50-450
Kesine	>500-1500	>450-1400
Halb	>1500-2500	>1400-2400
Väga halb	>2500	>2400

3.1.4 Suurtaimed

Töid tegi Maili Lehtpuu Käsmu järvel 6.09.2025. Suurtaimestikule hinnangu andmiseks läbiti Käsmu järvel kogu veetaimestikuga asustatud ala. Kirjeldamisel ja mõõtmisel, ligikaudu iga 150-200 meetri tagant, lähtuti transektimeetodist – uuritav ala, mis algab veepiirist ning ulatub veesisese taimestiku maksimaalse levikusügavuseni. Registreeriti veetaimestiku liigiline koosseis, liikide ohtrused ning nende maksimaalsed levikusügavused, eraldi hinnati suurte niitvetikate ohtrust. Töövahendina kasutati mõõturega nõõri otsas taimekonksu ja vaatlustoru. Veetaimestiku ja selles toimunud muutuste kirjeldamisel on taimed jagatud nelja erinevasse ökoloogilisse rühma – kaldaveetaimed, ujulehtedega, ujutaimed ning veesisesed taimed. Liikide ohtruse hinnangud anti veetaimede ökoloogiliste rühmade jaoks eraldi. Ohtrusi hinnati vastavalt Braun-Blanquet' skaalale (1-5), mis omab järgmisi väärtusi: 1 – kohati üksikud taimed või väikesed kogumikud; 2 – siin-seal mõõdukalt hulgal; 3 – sageli kohatav,

keskmisel hulgal; 4 – palju, dominant või subdominant; 5 – massiliselt leviv dominant. Vajadusel mõõdeti veetaimestiku vööndite laiusi Maa- ja Ruumiameti geoportaali kaardirakenduse abil. Ökoloogilise seisundi hindamisel kasutati konkreetsele järvetüübile iseloomulikke veetaimestiku näitajaid – indikaatorliike ujulehtedega, uju- ja veesiseses taimestikus ning niitvetikaid.

Ökoloogiliste rühmade indikaatorliigid järjestati nende ohtruse (märgitud araabia numbritega) alusel, kasutatakse järgmisi lühendeid: * Ujutaimed: Hydr – konnakilbukas (*Hydrocharis*); Lem – lemlid (*Lemna*); Spir – vesilääts (*Spirodela*). * Ujulehtedega taimed: Nu – vesikupud (*Nuphar*); Nym – vesiroosid (*Nymphaea*); Pot(nat) – ujuv penikeel (*Potamogeton natans*); Poly – vesi-kirburohi (*Polygonum amphibium*); Spar – jõgitakjad (*Sparganium*).

* Veesisesed taimed: Bry – sammaltaimed (*Bryophyta*); Font – harilik vesisammal (*Fontinalis antipyretica*); Char – mändvetiktaimed (*Charophyta*); Cer – kardhein (*Ceratophyllum*); Elo – vesikatk (*Elodea*); Myr – vesikuused (*Myriophyllum*); Pot – penikeeled (*Potamogeton*); Ran – särjesilmad (*Ranunculus*); Spar – jõgitakjad (*Sparganium*); Str – vesikarikas (*Stratiotes*); Utr – vesiherned (*Utricularia*).

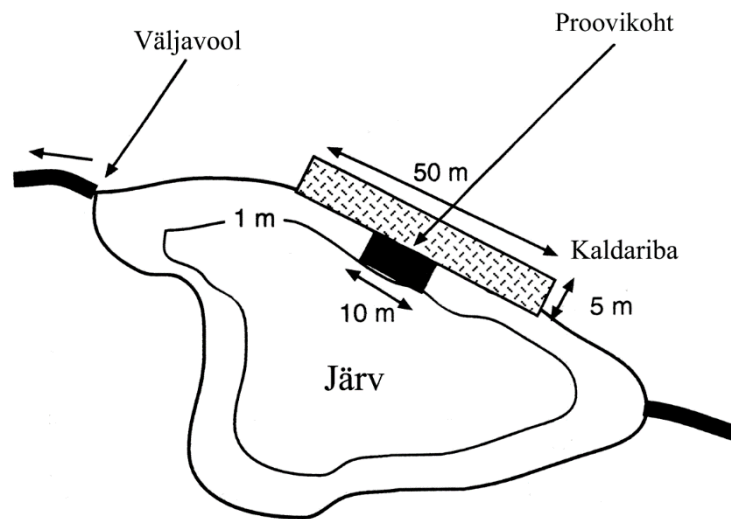
Lisaks eelnevale tuuakse tabelites ka kõikide kvaliteedinäitajate ökoloogilise kvaliteedi suhte (ÖKS) väärtused (e. EQR – *Ecological quality ratio*), mille piirid seisundiklassidele on järgmised: väga hea – $\geq 0,8$; hea – 0,79-0,60; kesine – 0,59-0,40; halb – 0,39-0,20; väga halb – 0,10. Suurtaimestiku seisundi hinnang saadi erinevate taimestiku näitajate ÖKS väärtuste aritmeetilise keskmise arvutamisel.

3.1.5 Suurselgrootud

Järvest võeti suurselgrootute liitproov 4. mail 2025, enne suurema osa veeputukate väljalendu. Proovikoht asus põhjakaldal metsaraja lõpus. Madalaveelises osas (litoraalis) koguti materjali nelinurkse standardkavvaga (raami serva pikkus 25 cm, sõelaava läbimõõt 0,5 mm; EVS-EN ISO 10870:2012). Proov võeti kaldalõigu (prooviala) keskmisest osast (proovikohast), mis oli ca 10 m pikk (Tabel 3.1). Proov koosnes 5 juhuslikult paigutatud 1 m pikkusest kahvatõmbest ning kvalitatiivsest proovist (Johnson, 1999, Medin jt., 2001). Kvalitatiivne proov hõlmas nii prooviala tüüpilisi kui ülejäänud elupaiku. Selleks kasutati vajaduse järgi nii kahvatõmbeid kui käsitsi noppimist (näiteks taimedelt, suurtelt okstelt või kividelt). Proovikoha kirjeldus on lisas 3. Põhjasubstraadi, taimestiku ja kaldatüüpide iseloomu hinnangud on seal esitatud pallides: 3 – domineerib, 2 – palju, 1 – vähe, 0 – puudub.

Kahva kogunenud materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses. Loomad loendati laboris ja määrati stereomikroskoobiga (suurendus 7-40 korda) võimalust mööda enamasti

liigini, välja arvatud surusääsklased, väheharjasussid ja vesilestad, kelle määramine nõuab suuremat suurendust (Timm, 2015). Püütud taksonite nimekiri on lisas 4.



Joonis 3.1. Litoraali suurselgrootute proovikoha näidis järves.

Seisundi iseloomustamiseks hinnati taksonite üldarv koos kvalitatiivse prooviga (taksonirikkus), Shannoni erisusindeks H' (Johnson 1999), ASPT indeks (Armitage jt. 1983) ning EPT indeks ehk *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera* (ühapäevikuliste, kevikuliste ja ehmeitiivaliste) taksonite arv proovis (Lenat 1988). Rootsi happelisusindeks (Johnson 1999) sageli sellistele veekogudele ei kohaldu ning seda ei arvestatud ka praegusel juhul.

Kõik kasutatud indeksid on seisundiga võrdelised. Taksonierisust hinnati viie tõmbeproovi alusel, muude indeksite puhul arvestati ka kvalitatiivset proovi.

Järgnevas tabelis (Tabel 3.7) esitatakse bioloogilise seisundi määratlused Eesti järvedele suurselgrootute järgi. Seisundi koondhinnang (korraga mitme indeksi põhjal) anti järgmiselt. Igale indeksile omistati saadud kvaliteediväärtusele vastav punktide arv: 5 (väga hea), 4 (hea), 2 (kesine) ja 0 (halb või väga halb). Seejärel iga proovikoha viie indeksi punktid summeeriti. *Environmental Quality Ratio* (EQR) tähendab tulemuse suurust protsentides, võrreldes etalonväärtusega (20). Summa 18-20 (EQR 90-100%) tähistas kokkuvõttes väga head, 14-17 (EQR 70-90%) head, 8-13 (EQR 40-70%) kesist, 6-7 (EQR 30-40%) halba ja 0-5 (EQR <30%) väga halba seisundit.

Tabel 3.7. Litoraali suurselgrootute etalontingimused ja klassipiirid Eesti järvedele (Pinnaveekogumite..., 2020 järgi). Järvede pindala on alla 100 km², kui seda pole eraldi näidatud. R – etalontase, H – väga hea (sinine), G – hea (roheline), M – kesine (kollane), P – halb (oranž) ja B – väga halb (punane) seisund

Tunnus	Tüüp/elupaik	Etalontase (R)	Seisundiklassi piirid			
			Väga hea (H)	Hea (G)	Kesine (M)	Halb (P) või väga halb (B)
Taksonirikkus	väga kare	28	>25	22-25	17-21	<17
Taksonirikkus	keskmise karedusega, taimed	35	>32	28-32	21-27	<21
Taksonirikkus	keskmise karedusega, liiv ja/või kivid	27	>24	22-24	16-21	<16
Taksonirikkus	keskmise karedusega, kivid, > 100 km ²	16,5	>15	13-15	10-12	<10
Taksonirikkus	pehme, pruun	16	>14	13-14	10-12	<10
Taksonirikkus	pehme, hele	22	>20	18-20	13-17	<13
Taksonirikkus	rannajärv	23	>21	18-21	14-17	<14
EPT	väga kare	5	>5	4-5	3	<3
EPT	keskmise karedusega, liiv ja kivid	9	>8	7-8	5-6	<5
EPT	keskmise karedusega, taimed	6	>5	5	4	<4
EPT	keskmise karedusega, kivid, > 100 km ²	6,5	>6	5-6	4	<4
EPT	pehme, pruun	4,5	>4	4	3	<3
EPT	pehme, hele	7	>6	6	4-5	<4
EPT	rannajärv	4	>4	3-4	2	<2

Tunnus	Tüüp/elupaik	Etalontase (R)	Seisundiklassi piirid			
			Väga hea (H)	Hea (G)	Kesine (M)	Halb (P) või väga halb (B)
Shannoni erisus	väga kare	2,8	>2,5	2,2-2,5	<2,2-1,7	<1,7
Shannoni erisus	keskmise karedusega, taimed	3,1	>2,8	2,4-2,8	<2,4-1,8	<1,8
Shannoni erisus	keskmise karedusega, liiv	1,9	>1,7	1,5-1,7	<1,5-1,1	<1,1
Shannoni erisus	keskmise karedusega, kivid	2,6	>2,4	2,1-2,4	<2,1-1,6	<1,6
Shannoni erisus	keskmise karedusega, kivid, > 100 km ²	1,7	>1,5	1,4-1,5	<1,4-1	<1
Shannoni erisus	rannajärv	2,5	>2,2	2-2,1	<2-1,5	<1,5
Shannoni erisus	pehme, pruun	2,3	>2	1,8-2	<1,8-1,4	<1,4
Shannoni erisus	pehme, hele	2,7	>2,5	2,2-2,5	<2,2-1,6	<1,6
ASPT	väga kare	5,8	>5,3	4,7-5,3	<4,7-3,5	<3,5
ASPT	keskmise karedusega, liiv ja taimed	5,7	>5,1	4,5-5,1	<4,5-3,4	<3,4
ASPT	keskmise karedusega, kivid	6,3	>5,7	5,1-5,7	<5,1-3,8	<3,8
ASPT	keskmise karedusega, kivid, > 100 km ²	5,6	>5	4,5-5	<4,5-3,4	<3,4
ASPT	pehme, pruun	6,7	>6	5,3-6	<5,3-4	<4
ASPT	pehme, hele	6,3	>5,7	5,1-5,7	<5,1-3,8	<3,8

Tunnus	Tüüp/elupaik	Etalontase (R)	Seisundiklassi piirid			
			Väga hea (H)	Hea (G)	Kesine (M)	Halb (P) või väga halb (B)
ASPT	rannajärv	5,8	>5,3	4,7-5,3	<4,7-3,5	<3,5
A	väga kare	7	>6	6	4-5	<4
A	keskmise karedusega, liiv ja taimed	7	>6	6	4-5	<4
A	keskmise karedusega, kivid	8	>6	6	5	<5
A	keskmise karedusega, kivid, > 100 km ²	9	>8	7-8	5-6	<5
A	rannajärv	7	>6	6	4-5	<4
A	pehme, pruun	1	0-1	2-3	4-5	>5
A	pehme, hele	5	5	4 või 6	3 või 7	<3 või >7

3.1.6 Kalad

Püügile paigutati lisaks 'Norden'-tüüpi seirevõrkudele (ujuvad ja uppuvad), 30 m pikkused jõhvõrgud (silmasuurustega ø30, 45 ja 60 mm) ja 30 m pikkused kapronvõrgud (silmasuurustega ø17, 22, 25, 30, 33, 38, 43, 50 ja 60 mm) kolme jadana (kokku 940 m võrku), mille lõpp- ja alguspunkti tähistasid nõuetekohased (oranž ja oranž/must) lipud. Lisaks püüti kalu viie minimõrra e kadiskaga (UFO-tüüp) ja põhjaõngejadaga (50 konksu). Püük toimus öhtul kella 19-st hommikul kella 7-ni. Püütud kalad määrati liigini, kaaluti kümnendikgrammi ja mõõdeti millimeetri täpsusega. Antropogeense mõju hindamiseks arvutati lisaks 'Norden'-tüüpi võrgus leidunud isendite arvule NPUE ja kogumassile WPUE, mediaankala mass MKM, lepiskalade osa saagis KI, röövtoiduliste ahvenlaste osa saagis RAI, ahvenlaste ja karpkalalaste arv ja massi suhtarvud (An:Kn, Aw:Kw), karpkalalaste arvukusindeks KIL, inimõju indeks EQR3.5 ja keskkonnaministri määruses kalastiku alusel inimõju

hindamiseks ettenähtud rsLAFIEE vastavalt Kliimaministeeriumi kodulehel toodud juhistele. Hinnangud arvutati katsepüükide keskmisena.

3.1.7 Sisekoormus

Settekurnad koguti 30. oktoobril 2025. a. kahest proovipunktist (Foto 3.2, Foto 3.3). Setteproovide kogumiseks kasutati Uwitec- ja Willner tüüpi settepuure, mille abil saadi 6-7 cm läbimõõduga proovid koos sette pinna kohal oleva veekihiga.



Foto 3.2. Sette proovipunkt Käsmu järve põhjapoolses osas



Foto 3.3. Sette proovipunkt Käsmu järve lõunapoolses osas.

Laboratoorsed analüüsid. Sette keemilise koostise määramiseks lõigustati puursüdamikud 2-5 cm paksusteks kihtideks. Sete säilitati kuni analüüside läbiviimiseni 4 °C juures pimedas (külmikus), et hoida ära muutusi sette keemilises koostises. Setteproovid homogeniseeriti enne analüüside teostamist.

Sette keemilised parameetrid. Laboratoorsete analüüside käigus määrati kõigist settekihtidest kuivaine, orgaanilise aine, karbonaatide ja terrigeense aine sisaldus. Kuivainesisalduse määramiseks kuumutati setet 105 °C juures 24 h jooksul. Kuivaine sisaldus arvutati kuivatamiseelse- ja järgse kaalutise vahena. Orgaanilise aine sisaldus määrati pärast õhkkuiva sette põletamist 520 °C juures 5 tunni jooksul. CaCO_3 sisalduse määramiseks kuumutati setet edasi 950 °C juures 2 tunni jooksul. Põletamisel tekkinud kaalukadu omistati karbonaatidest eraldunud süsihappegaasi kaalule, mille kaudu arvutati karbonaatide sisaldus — kokkuleppeliselt väljendades seda kaltsiumkarbonaadina (Heiri *et al.*, 2001). Terrigeense aine sisalduse leidmiseks lahutati õhkkuiva sette kaalust orgaanilise aine ja kaltsiumkarbonaatide kaal.

Veekogu setetes esineb fosfor erinevates keemilistes vormides ehk nn. fraktsioonides. Fosforifraktsioonide levinuimaks määramise meetodiks on keemiline ekstraheerimine, mille käigus lisatakse settele erinevaid lahuseid ja eemaldatakse erinevad fosforivormid (Tabel 3.8). Fraktsioone määrati pindmisest homogeniseeritud settekihtides, kasutades Psenner *et al.* (1984) fraktsioneerimisskeemi modifitseeringut (Hupfer *et al.*, 1995). Fosforikontsentratsioonid igas lahuses määrati spektrofotomeetriliselt Murphy & Riley (1962) molübdeensinise värvusreaktsiooni meetodil.

Tabel 3.8. Fosfori fraktsioonid vastavalt Psenner et al. (1984) skeemile (modifitseeritud Paludan & Jensen, 1995 poolt).

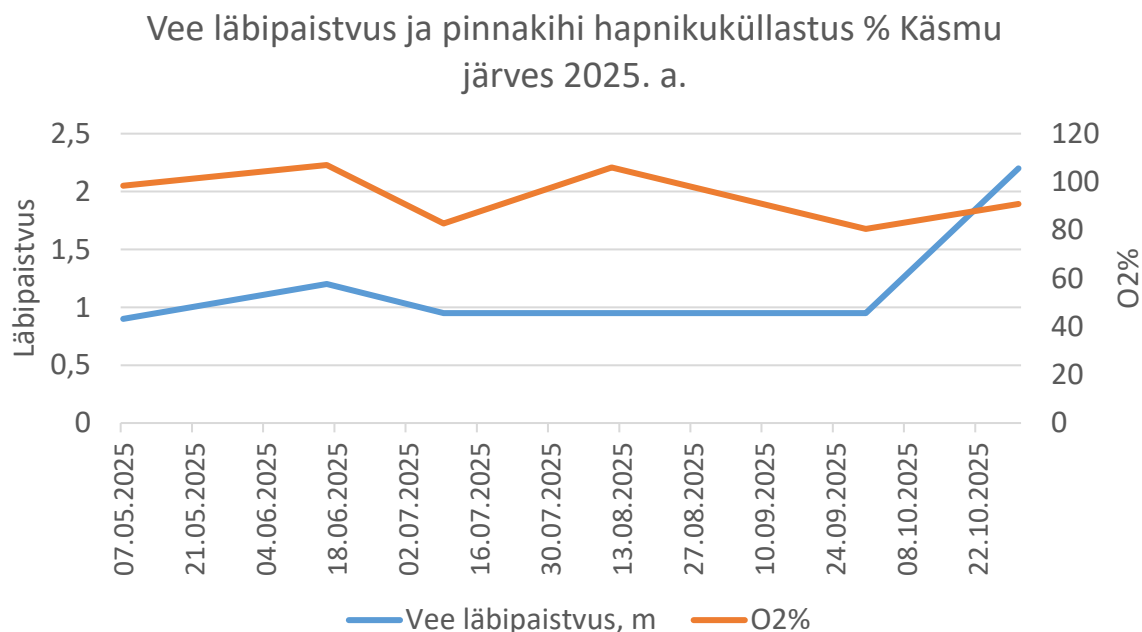
Lühend	Fraktsioon	Kirjeldus
Labiilne-P	NH ₄ Cl-SRP	labiilne ja nõrgalt seotud fraktsioon, kergesti vabanev
Fe-P	BD-SRP	rauaühenditega seotud fosfor
Al-P	NaOH-SRP	alumiiniumühenditega seotud fosfor
Org-P	NaOH-NRP	orgaanilise ainega seotud fosfor
Ca-P	HCl-TP	peamiselt kaltsiumühenditega seotud fosfor
Jääk-P	Residual-P	orgaaniline ja raskestilahustuv fosforifraktsioon

Inkubatsioonikatse. Settefosfori inkubatsioonikatse jaoks kasutati Käsmu järvest kogutud settepuursüdamikku. Settest vette lekkivate ainekoguste määramiseks inkubeeriti settetorusid 29 päeva jooksul 4°C juures nii aeroobsetes kui ka anaeroobsetes tingimustes. Inkubatsiooniperioodi jooksul vabanevate fosforihulkade hindamiseks määrati enne, vahepealsel ajal ja pärast katset sette kohal olevas vees lahustunud fosfaatioonide sisaldus spektrofotomeetriliselt molübdeensinise meetodil Murphy ja Riley (1962).

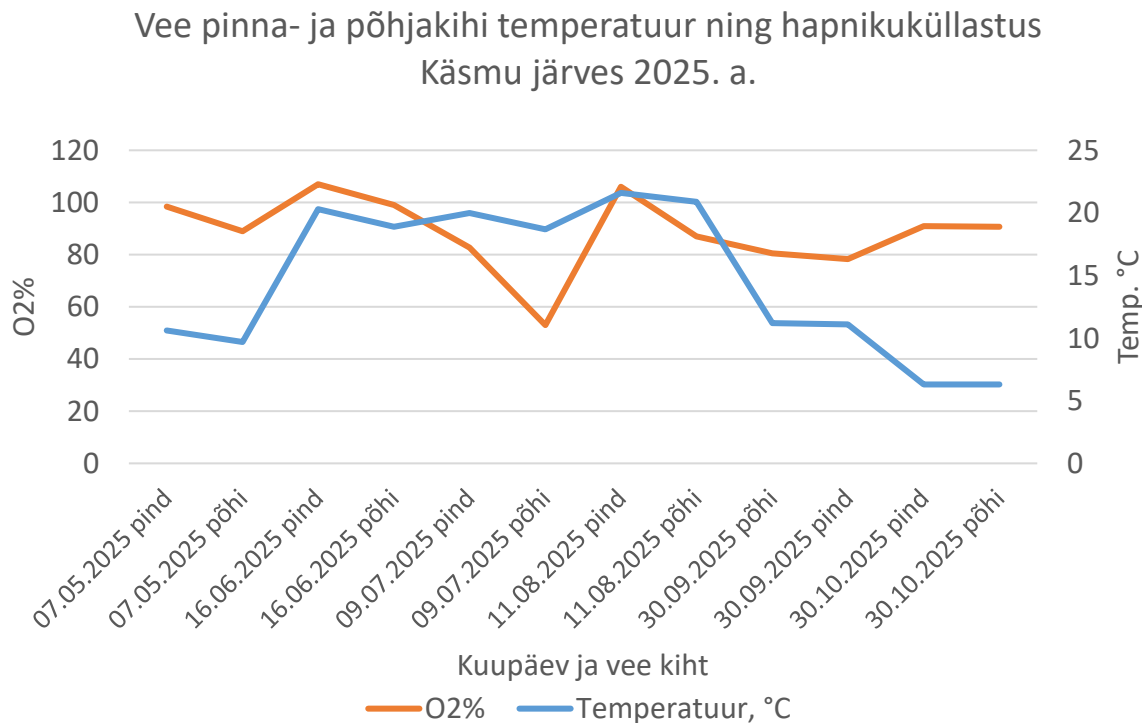
3.2 Järvevee abiootilised omadused

Käsmu järv on oma omaduselt kahe tüübi vahepealne: vee kareduse alusel peaks ta kuuluma S5 tüüpi, aga elustiku omaduselt S2 tüüpi. Ametlikult kuulub järv S2 tüüpi ja käsitleme selliselt. Vee omaduste hindamiseks käidi Käsmu järvel 6 korda kasvuperioodil alates 2025. aasta maist. EL Veepoliitika Raamdirektiivi nõuetele kohaselt antakse ökoloogilise seisundi hinnang vee läbipaistvuse, pH, üldläämmastiku ja -fosfori sisalduse põhjal. Järve optimaalse talitluse iseloomustamiseks peaks kasutama veel palju teisi näitajaid. Järgnevatel joonistel (3.2; 3.3; 3.4; 3.5) on esitatud vee temperatuuri, läbipaistvuse, hapnikusisalduse, pH, biokeemilise hapnikutarbe ja hägususe väärtuste dünaamika. S2 tüübi heale kvaliteedi klassile vastab läbipaistvus 2–3 m, kuid mõõdetud väärtused on väiksemad. Arvestades loodusliku pruunika tooniga vee värvustpeame järeldama, et antud järve kohta selline läbipaistvuse skaala ei kehti ja seisundit selle näitaja järgi hinnata ei saa. Hapnikusisaldus on pinnakihis olnud küllastuse lähedane, olles suvekuudel sõltuv veeõitsengust. Ökoloogilise kvaliteedi langust näitavad juuli ja augusti hapniku küllastuse väärtused, mil põhjakihi olid väärtused oluliselt väiksemad võrreldes pinnakihi. Nii madalas järves on selline olukord ebatavaline, kuid seda soosib ilmselt ka tume vee värvus. Biokeemiline

hapnikutarve on vaid augustis veeõitsengu ajal olnud normaaltasemest suurema väärtusega, mis ei viita aga olulisele reostusele.

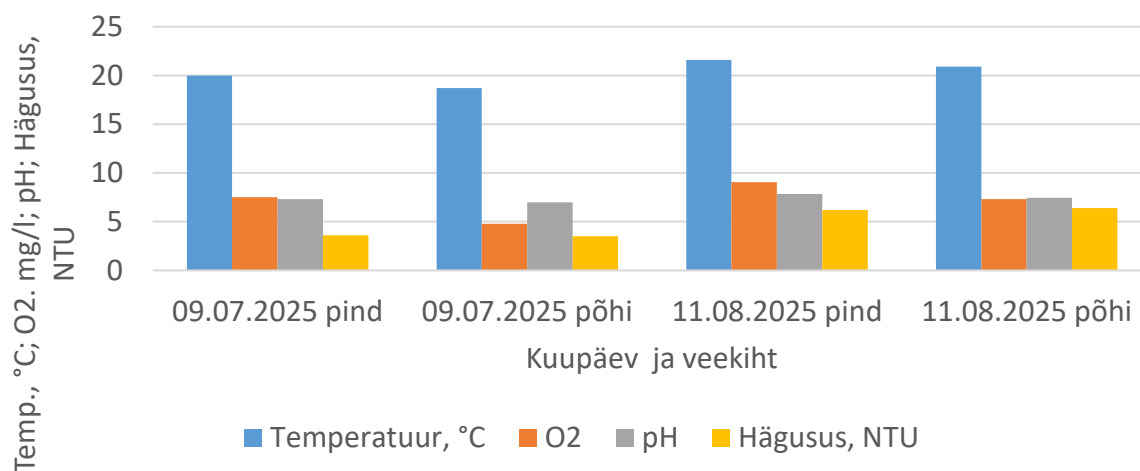


Joonis 3.2. Vee läbipaistvus ja pinnakihi hapnikuküllastus % Käsmu järves 2025. aastal.



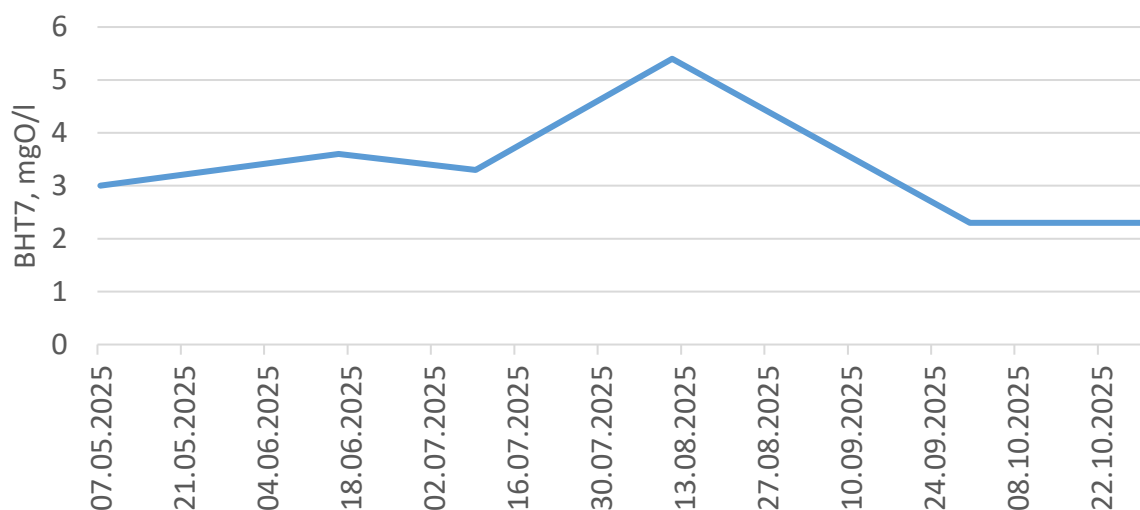
Joonis 3.3. Vee pinna- ja põhjakihi temperatuur ning hapnikuküllastus % Käsmu järves 2025. aastal.

Vee omadused Käsmu järve veesambas juulis ja augustis 2025.



Joonis 3.4. Vee omadused Käsmu järve veesambas juulis ja augustis 2025. aastal.

Biokeemiline hapnikutarve Käsmu järve pinnakihis 2025. a.



Joonis 3.5. Biokeemiline hapnikutarve (BHT₇) Käsmu järve pinnakihis 2025. aastal.

Laboris määratud Käsmu järve näitajate väärtused on esitatud tabelis (Tabel 3.9). Ökoloogilist kvaliteeti hinnatakse EL VRD järgi toiteainete üldsisalduse alusel. Nii üldlämmastik kui ka -fosfor on keskmiselt kesisel tasemel. Järvele on iseloomulik ka suur kollase aine sisaldus, mis seostub pruuni veega ja humiainete rohkusega. Toiteainete mineraalsed vormid on normaalsel tasemel.

Tabel 3.10 kirjeldab vee abiootiliste omaduste hinnangut. Selles on kasutatud näitajate aritmeetilist keskmist ja tulemus on **kesine**. Arvestama peaks kahte asjaolu. Vee läbipaistvuse aritmeetiline keskmine järgi peaks ka see hinnang olema kesine, aga eelpoolnimetatud seletuse järgi ei tohiks Käsmu järves seda näitajate hinnangu

andmisel kasutada. Tegelikult on siin ka seos pH aritmeetilise keskmise järgi hinnangu andmisega. Pruuniveelisemates järvedes ongi selle näitaja väärtused madalamal tasemel, sest rohke humiainete sisaldus teeb vee hapumaks. Toiteaineid on Käsmu järves rohkesti ja seepärast on ka hinnang kesine.

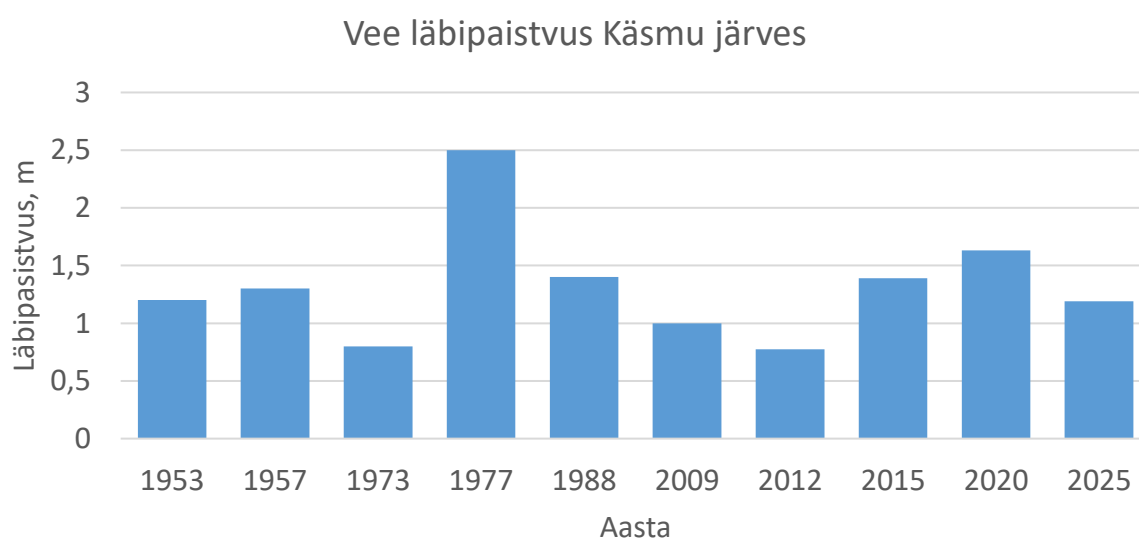
Tabel 3.9 Käsmu järve vee omaduste laboratoorsete analüüside tulemused 2025. a. Sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – kesine, oranž – halb seisund.

Kuupäev	07.05.20 25	16.06.20 25	10.07.20 25	12.08.20 25	30.09.20 25	30.10.20 25
HCO ₃ ⁻ (mg-ekv/l)	0,75	0,8	0,7	0,8	0,7	0,7
Kollane aine (mg/l)	23,3	22,2	23,3	21,2	22,5	21,0
ÜldN (mg/l)	1,25	1,25	1,2	1,2	1,175	1,15
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,005	0,018	0,028	0,004	0,008	0,004
NO ₂ mgN/l	<0,001	0,002	<0,001	<0,001	0	0,001
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,003	0,024	0,01	0,003	0,017	0,01
ÜldP (mg/l)	0,07	0,07	0,083	0,076	0,086	0,062
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,014	0,01	0,014	0,021	0,022	0,016

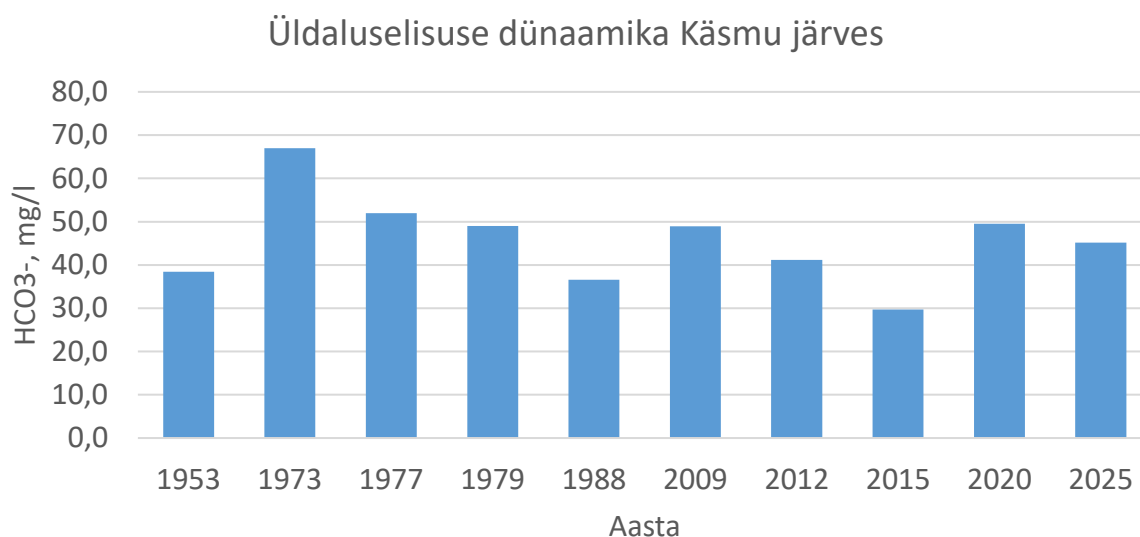
Tabel 3.10. Veepoliitika Raamdirektiivi nõuete järgi Käsmu järve vee omaduste hinnangud.

Näitaja	Ühik	Keskmine väärtus ja hinnang
Vee läbipaistvus	m	1,19
pH		7,4
ÜldN	mg/l	1,2
ÜldP	mg/l	0,075

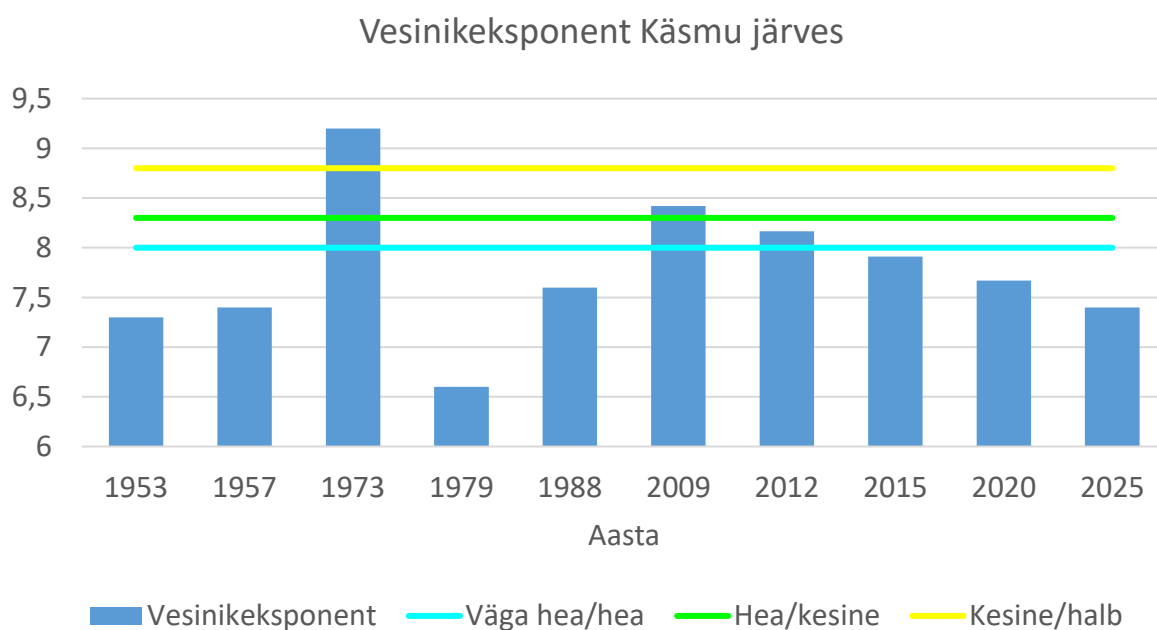
Kasutasime vee omaduste pikaajalise dünaamika selgitamiseks varasemaid uuringuid. Järgnevatel joonistel (**Tõrge! Ei leia viiteallikat. - Tõrge! Ei leia viiteallikat.**¹⁰) on esitatud uuritud aastate vastavalt vee läbipaistvuse, üldaluselisuse, pH, üldlämmastiku ja üldfosfori näitajate väärtused. Peab nimetama, et 1950ndatel aastatel on tegemist vaid ühekordse uuringuga suvel. Kindlasuunalist trendi on nende andmete alusel raske eristada. Kuna vesi on rikas humiinainetest, siis tegelikult läbipaistvuse ja pH väärtused ei iseloomusta ökoloogilist seisundit õigesti. Üldistatult võib nentida, et vee biogeenide sisaldus on olnud üsna suure väärtuste kõikumisega. Käsmu järve suur üldfosfori sisaldus on ebakõlas antropogeensete surveteguritega. Võimalik, et tegemist on hoopis loodusliku fosfori koormusega.



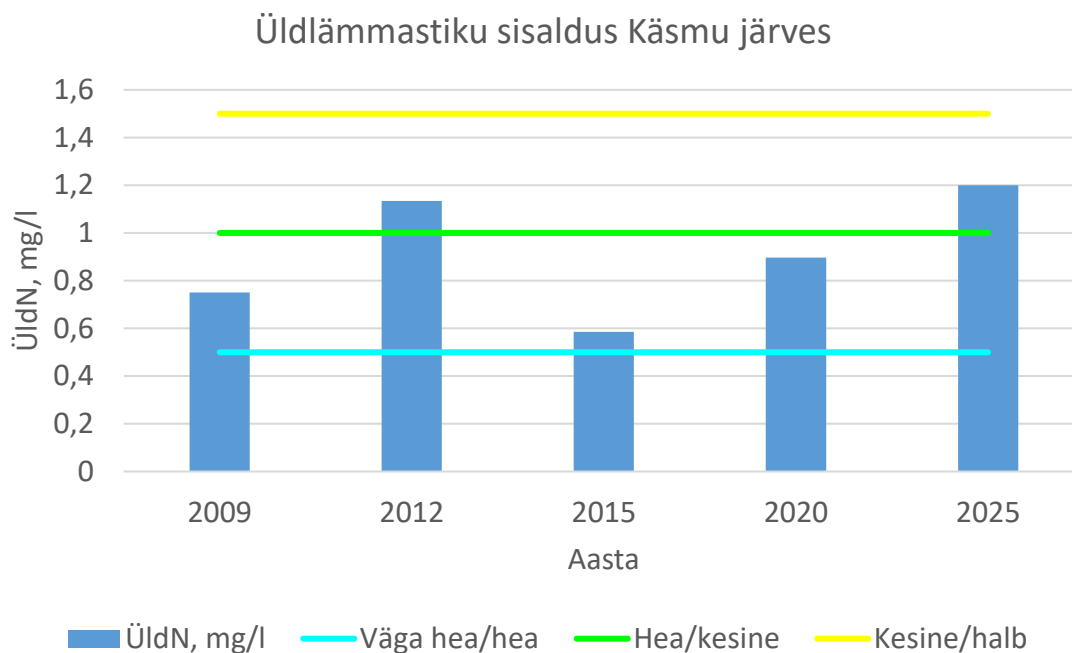
Joonis 3.6. Vee läbipaistvuse (SD) pikaajaline dünaamika Käsmu järves. Värviliste rõhtjoontega on tähistatud kvaliteedi klasside piirid.



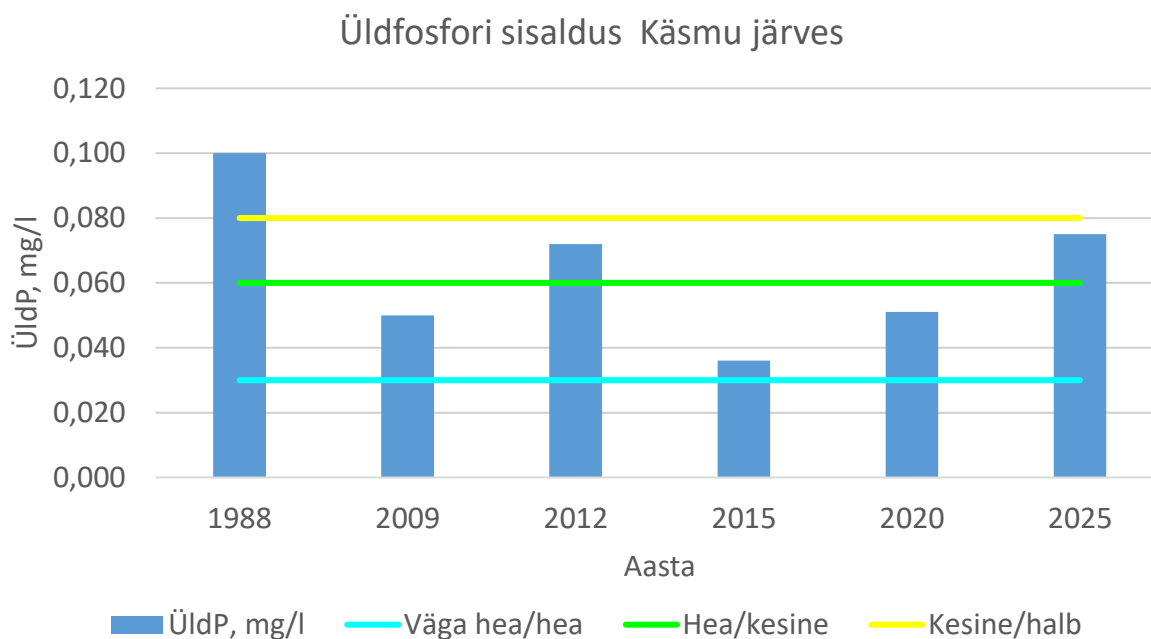
Joonis 3.7. Vee üldaluselisuse (HCO₃⁻, mg/l) pikaaegne dünaamika Käsmu järves. Värviliste rõhtjoontega on tähistatud kvaliteedi klasside piirid.



Joonis 3.8. Vee pH pikaaegne dünaamika Käsmu järves. Värviliste rõhtjoontega on tähistatud kvaliteedi klasside piirid.



Joonis 3.3.9. Üldlämmastiku (ÜldN, mg/l) pikaajaline dünaamika Käsmu järves. Värviliste rõhtjoontega on tähistatud kvaliteedi klasside piirid.



Joonis 3.10. Üldfosfori (ÜldP, mg/l) pikaajaline dünaamika Käsmu järves. Värviliste rõhtjoontega on tähistatud kvaliteedi klasside piirid.

3.3 Fütoplankton

Käsmu järve fütoplanktoni proovide kogumise ajad ja seisundi hinnangud on esitatud järgnevas (Tabel 3.11). Fütoplanktoni kogused ehk biomassid olid proovivõtukordadel väiksed kuni keskmised. Liikide arv oli keskmine kuni kõrge.

Biomassist moodustasid kõigil proovivõtukordadel põhiosa algrohevetikad, ränivetikad, sinivetikad ja vaguviburvetikad.

Domineerivad liigid kuude lõikes olid järgmised:

- **mai** – ränivetikas *Aulacoseira distans* ja rohevetikas *Volvox aureus*;
- **juuni** – sinivetikas *Dolichospermum lemmermannii* ja ränivetikas *Asterionella formosa* (Foto 3.4);
- **juuli–august** – vaguviburvetikas *Ceratium hirundinella* (Foto 3.5) ja neelvetikas *Cryptomonas* sp.;
- **september–oktoober** – neelvetikas *Cryptomonas* sp.

Kuigi juunis ja juulis täheldati järve kaldavööndis mõõduka tugevusega tuule mõjul sinna kuhjunud sinivetikate kogumikke, püsis nende biomass keskmisel tasemel. Kõrgeim mõõdetud biomass oli juunis – 2,6 g/m³. Võrdluseks: intensiivsete veeõitsengute korral võivad biomassid olla kümme või enam korda suuremad.

Tabel 3.11. Käsmu järve fütoplanktoni hinnang. Chl a – klorofüll a sisaldus (mg/m³); FKI – fütoplanktoni koondindeks; J – ühtluse indeks; Kooslus – koosluse hinnang; BM – biomass, g/m³; FLA– liikide arv loendusproovis.

Kuupäev	Chl a	FKI	J	Kooslus	BM	FLA
07.05.2025	21,9	27	0,19	Kesine	3,019	35
16.06.2025	21,5	15	0,21	Kesine	5,349	20
09.07.2025	35,1	3	0,31	Hea	2,208	19
11.08.2025	33,4	14	0,06	Kesine	12,135	38
30.09.2025	19,7	9,5	0,35	Kesine	1,377	24
30.10.2025	25,3	7,0	0,10	Kesine	3,254	19
Hinnang	Halb	Väga halb	Väga halb	Kesine		
KOONDHINNANG	Väga halb					

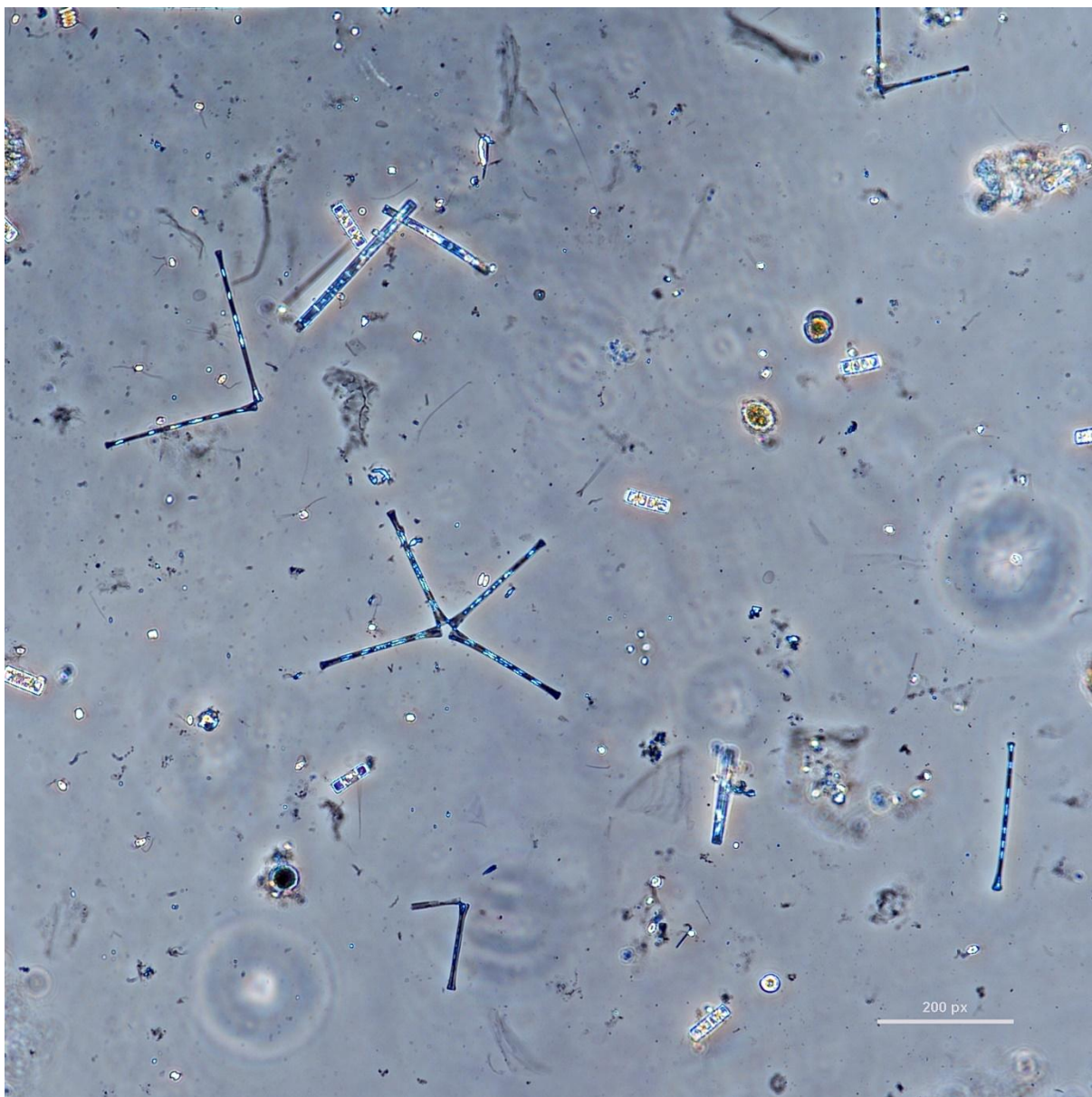


Foto 3.4. Käsmu järve fütoplanktoni proov planktonvõrguga 07.06.2025. Suurendus mikroskoobis 200x. Esiplaanil ränivetikas *Asterionella formosa*. Foto: Aimar Rakko

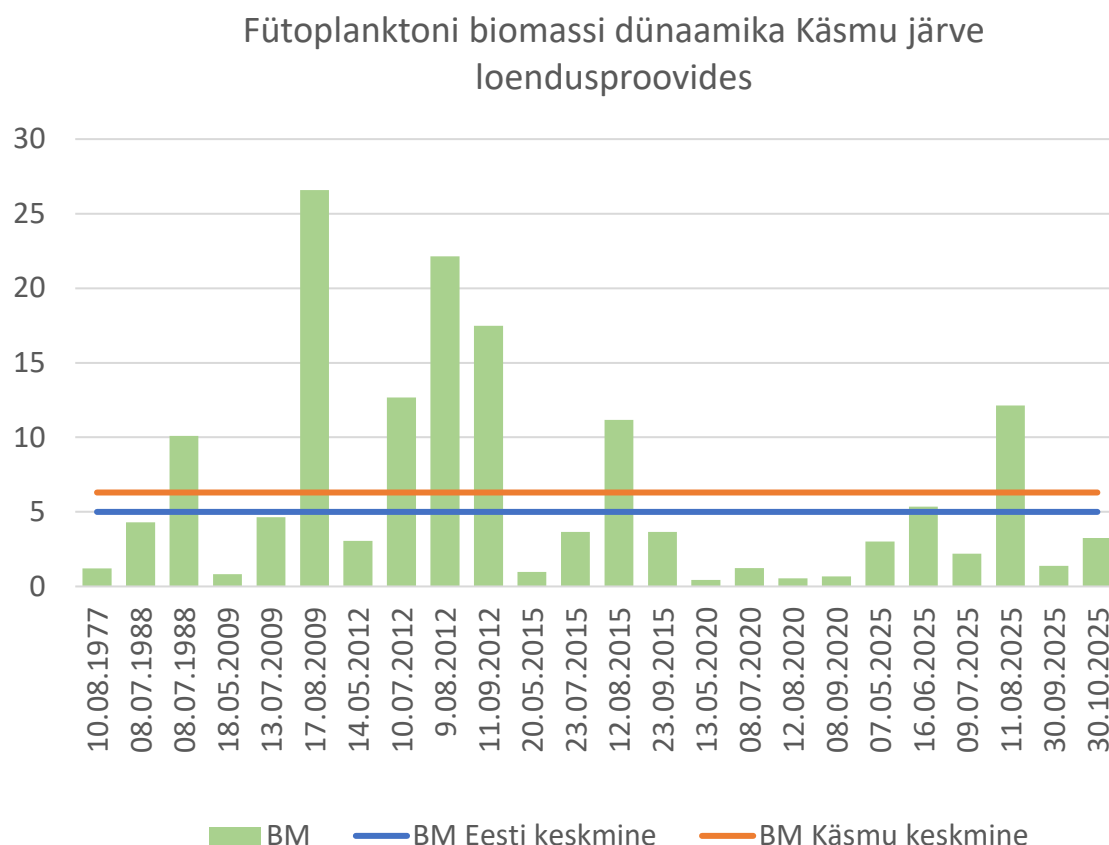
Hoolimata suhteliselt tagasihoidlikest biomassi näitajatest olid mitmed fütoplanktoni kvalitatiivsed näitajad halvas või mõnel juhul isegi väga halvas seisundis (Tabel 3.11). See osutab ökosüsteemi teatavale ebastabiilsusele. Ainuüksi fütoplanktoni näitajate põhjal ei ole siiski võimalik selle ebastabiilsuse algpõhjuseid üheselt määratleda.

Käsmu järve on viimase 20 aasta jooksul seiratud 2009., 2012. ja 2015. aastal. Liikide arv on olnud keskmine kuni kõrge, biomassid keskmised või kõrged. 2009. aastal oli see augustis võetud proovis ka ülikõrge 26,6 g/m³. Liikides domineerisid sel korral sinivetikad *Aphanizomenon gracile* ja *Cuspidothrix issatschenkoi* (toona kandis veel nime *Aphanizomenon issatschenkoi*), moodustades ligikaudu 90% kogu biomassist. Hiljem sellise ulatusega öitsenguid tuvastatud ei ole. Ka 3 aastat hiljem, 2012. aastal

olid biomassid kõrged, küündides augustis üle 20 g/m³. Dominantideks olid siis samuti sinivetikad, peamiselt 2 liiki - *Aphanizomenon gracile* ja *Aphanizomenon skujae*. Üldiselt on fütoplanktoni koosluses domineerinud rühmad olnud valdavalt sinivetikad, mille hulk küll viimastel aastatel on näidanud taandumise märke. Nii 2020. kui ka 2025. aastal moodustasid sinivetikad juulis ja augustis küll märkimisväärse osa biomassist, kuid üldised kogused jäid tagasihoidlikuks.

2025. aasta fütoplanktoni näitajate järgi on järve seisund väga halb. Peamiseks seda põhjustavaks asjaoluks on eutroofse nõudlusega liikide suur osakaal.

Fütoplanktoni biomassi pikaaegne dünaamika on esitatud järgneval joonisel (Joonis 3.11). Eesti väikejärvede pikaaegne keskmine biomass on 5 g/m³, mis on Käsmu keskmisest natuke väiksem (6,3 g/m³).

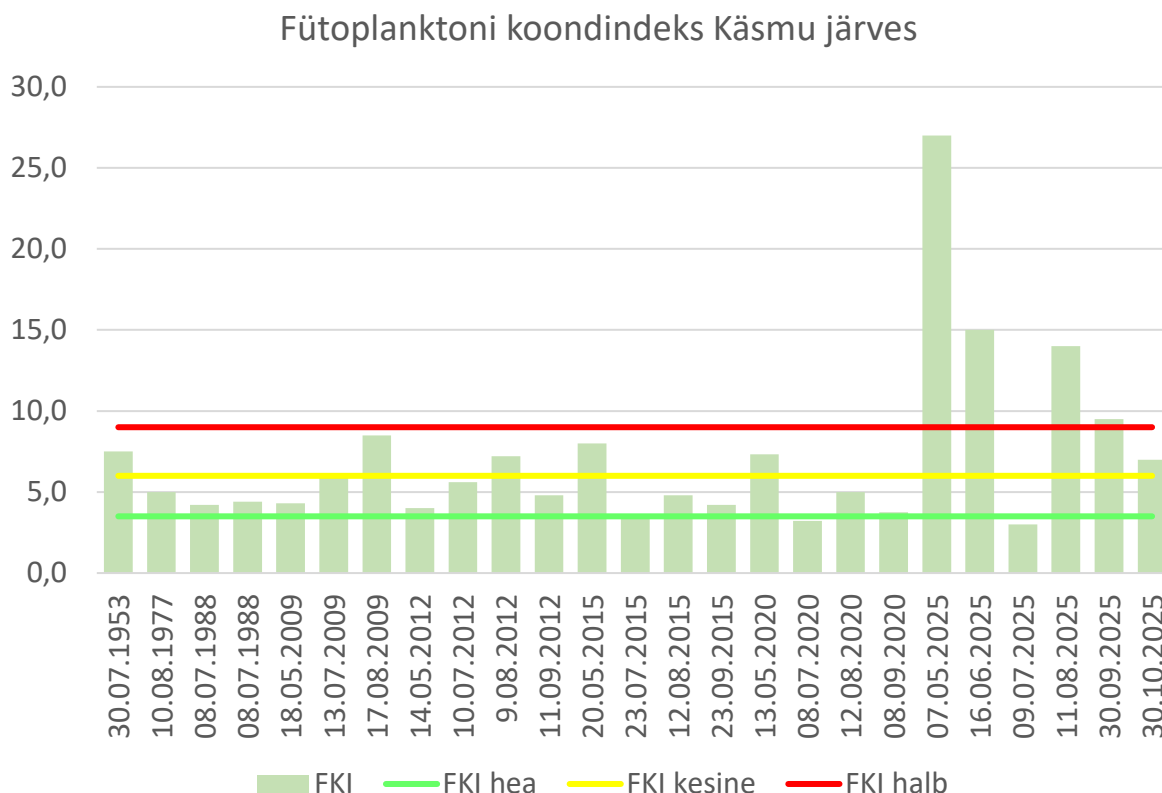


Joonis 3.11. Fütoplanktoni biomassi (mg/L) pikaaegne dünaamika Käsmu järve loendusproovides ja väärtuste keskmine.



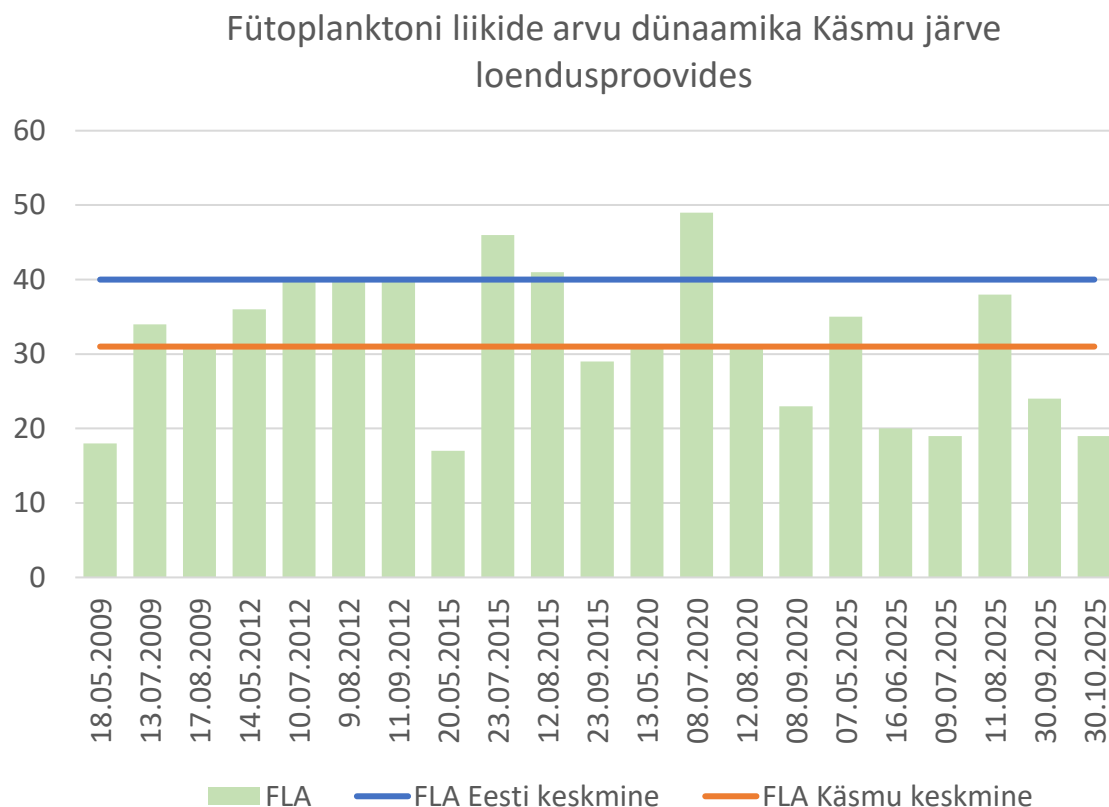
Foto 3.5. Käsmu järve fütoplanktoni proov planktonvõrguga 11.08.2025. Suurendus mikroskoobis 200x. Esiplaanil sinivetikas Dolichospermum lemmermannii ja vaguviburvetikas Ceratium hirundinella. Foto: Aimar Rakko.

Fütoplanktoni koondindeks (FKI) oli kõrge 2009. aastal, olles vahepeal 2012.-2020. mõõdukalt tasemel, kuid 2020. ja 2025. aastal on see taas selgelt halvenenud (Joonis 3.12). Oluline on siinkohal märkida ka seda, et 2025. aasta kõrge FKI ei tulene massilisest veeõitsengust (nagu 2009. aastal), vaid eutroofsete indikaatorliikide suhtelisest ülekaalust või oligotroofse indikaatorlusega liikide puudumisest (nt 2025. aasta mais).



Joonis 3.12. Fütoplanktoni koondindeksi (FKI) dünaamika Käsmu järves alates 2009. aastast. Punane joon – piir kesise ja halva kvaliteediklassi vahel; Kollane joon – piir hea ja kesise kvaliteediklassi vahel; Roheline joon - piir väga hea ja hea kvaliteediklassi vahel.

1950-ndatel on liikide arv ning biomass olnud madalad, kuid mõnel aastal on esinenud veeõitsenguid. Liikidest on domineerinud vaguviburvetikad, peamiselt *Ceratium hircundinella*. 1970-80-ndatel on biomassid olnud madalad kuni keskmised, FKI keskmine kuni kõrge (Joonis 3.13) Liikide arv on alates 1970-ndatest suurenenud. Pildile on tulnud sinivetikad, peamiselt perekond *Anabaena* (nüüd prk *Dolichospermum*) liigid, sekka ka ränivetikad (*Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* ning perekondade *Gyrosigma*, *Pinnularia* ja *Synedra* liigid). Planktonis on palju bentose liike. 1988. domineeris planktonis makroskoopiline sinivetikas *Gloeotrichia echinulata*, mis Eestis esineb vaid Peipsi järves ja Narva veehoidlas, kuid kümme aastat tagasi leitud ka pehmeveelisest Uljaste järvest. Hilisematel kordadel pole selle liigis esinemist rohkem tuvastatud.



Joonis 3.13. Fütoplanktoni liikide arvu dünaamika Käsmu järve loendusproovides.

Kokkuvõtteks võib öelda, et Käsmu järve fütoplanktoni näitajate järgi on järve seisund olnud üsna kõikuv, kuid eutroofse indikaatorlusega liikide domineerimine viitab siiski muutustele ökoloogilise seisundi halvenemise suunas.

3.4 Zooplankton

Käsmu järve zooplanktoni proovid koguti 2025. aastal maist oktoobrini. Käsmu järve zooplanktoni liigiline koosseis oli rikkalik - kokku leiti 33 erinevat zooplanktoni taksonit, neist 20 kerilooma, 7 vesikirbulist ning 6 aerjalgset. Kõige enam leiti keriloomaliike – 61% leitud taksonitest (Tabel 3.12). Zooplanktoni liigirikkus oli suurem soojadel suvekuudel, eriti augustis (Foto 3.6). 2025. aastal leidis Käsmu järve planktonis koos nii puhtamaid veekogusid eelistavad oligo-mesotroofsed zooplanktoni liigid (keriloomad *Ascomorpha ovalis*, *Conochilus unicornis*, *Kellicottia longispina*; vesikirbulised *Bosmina longispina* ja *Daphnia galeata*) kui ka eutroofsuse indikaatorid (keriloomad *Anuraeopsis fissa*, *Collotheca mutabilis*, *Filinia longiseta*, *Pompholyx sulcata*, perekond *Synchaeta* ja *Trichocerca* liigid; vesikirbulised *Bosmina longirostris* ja *Daphnia cucullata*). Järgnevas tabelis on (Tabel 3.12) all tärniga (*) välja toodud zooplanktoni taksonid, kes leidsid Petri tassil oleva proovi järelvaatamisel. See on oluline info, mis annab parema ülevaate

Käsmu järve zooplanktoni liigilisest mitmekesisusest. Petri tassi andmed näitavad, et vesikirbuliste liigirikkus oli Käsmu järves mõnevõrra suurem, kui esialgse 4 ml proovi läbivaatamisel ilmnas. Vesikirbuliste ja aerjalgsete seas leidsid suuri isendeid, mis tagab kalamaimudele kvaliteetse toidubaasi.

Tabel 3.12. 2025. aastal Käsmu järvest leitud zooplanktoni taksonid ning nende osakaal (%) kogu zooplanktonist. Sinise tärniga on lisatud liigid, kes leidsid proovi järelloendamisel (Petri tassi andmed)

Keriloomad (61 %)	Vesikirbulised (21 %)	Aerjalgsed (18 %)
<i>Anuraeopsis fissa</i>	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Eudiaptomus gracilis</i>
<i>Ascomorpha ovalis</i>	<i>Bosmina longispina</i>	<i>Mesocyclops leuckarti</i>
<i>Asplanchna priodonta</i>	<i>Daphnia cucullata</i>	<i>Thermocyclops oithonoides</i>
<i>Collotheca mutabilis</i>	<i>Daphnia galeata</i>	Kopepodiit (Calanoida)
<i>Conochilus unicornis</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	Kopepodiit (Cyclopoida)
<i>Filinia longiseta</i>	<i>Ceriodaphnia</i> spp.	Nauplius
<i>Kellicottia longispina</i>	Cladocera juv.	
<i>Keratella cochlearis</i>		
<i>Keratella hiemalis</i>		
<i>Keratella quadrata</i>		
<i>Pompholyx sulcata</i>		
<i>Trichocerca capucina</i>		
<i>Trichocerca cylindrica</i>		
<i>Trichocerca rousseleti</i>		
<i>Trichocerca similis</i>		
<i>Ascomorpha</i> spp.		
<i>Asplanchna</i> spp.		
<i>Polyarthra</i> spp.		
<i>Synchaeta</i> spp.		
<i>Trichocerca</i> spp.		

**Alona quadrangularis*

**Bosmina obtusirostris*

**Leptodora kindtii*

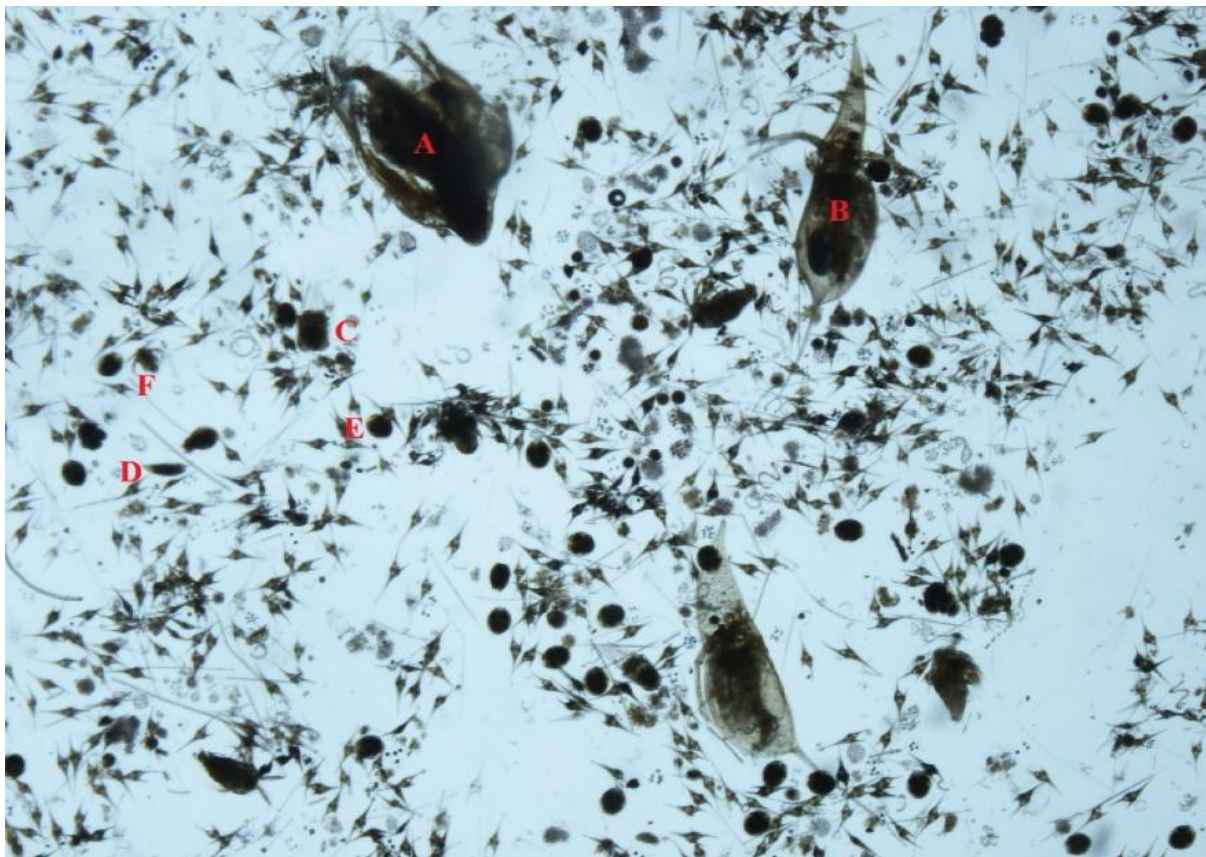


Foto 3.6. Käsmu järve zooplankton 11.08.2025: A – *Diaphanosoma brachyurum*, B – *Daphnia cucullata*, C – *Polyarthra* sp., D – *Trichocerca similis*, E – *Ascomorpha ovalis*, F – aerjalgse nauplius. Foto: K. Blank

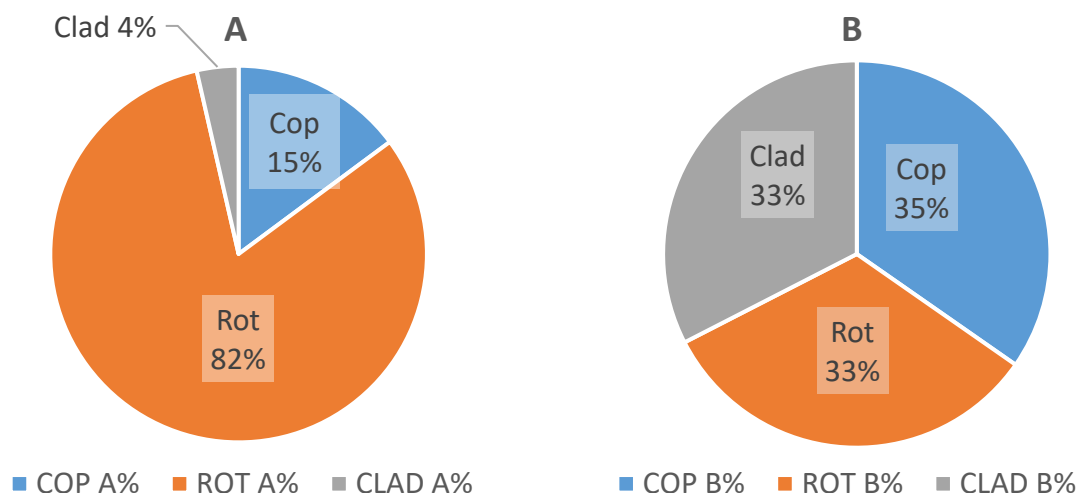
2025. a vegetatsiooniperioodil domineeris Käsmu järve arvukuses kõige sagedamini keriloom *Keratella cochlearis* (Tabel 3.13). Tegu on maailmas ühe levinuma kerilooma liigiga, keda leidub erineva troofsusega veekogudest. Eutroofsete vete indikaator *P. sulcata* oli oluline arvukuse dominant juuli kuus – 56 % kogu zooplanktoni arvukusest. Teistel kuudel zooplanktoni eutroofsuse indikaatorid arvukuses domineerima ei pääsenud (Tabel 3.13). Võrreldes Ähijärvega (vt Ähijärve taastamise eeluuringu lõpparuanne 2026) ei ole Käsmu järve vegetatsiooniperioodi arvukuse dominantide kooslus nii püsiv, liigid vahelduvad. 2025. a Käsmu biomassi dominantide seas leidis kõige sagedamini aerjalgsete noorvorme – kopepodiite (Tabel 3.13). Zooplanktoni biomassi dominantide seas leidis ka suuri isendeid, mis viitab kalamaimude heale toidubaasile.

Tabel 3.13. Käsmu järve zooplanktoni arvukuse ja biomassi dominandid 2025. a vegetatsiooniperioodil.

	Arvukuse dominandid	Biomassi dominandid
V	<i>Keratella cochlearis</i> 90%	<i>Bosmina longispina</i> 30%, <i>K. cochlearis</i> 23%, kopepodiid (Cyclopoida) 20%
VI	Kopepodiid (Cyclopoida) 26%	Kopepodiid (Cyclopoida) 38%, <i>Daphnia cucullata</i> 28%
VII	<i>Pompholyx sulcata</i> 56%	Kopepodiid (Calanoida) 50%
VIII	<i>Ascomorpha ovalis</i> 57%	<i>D. cucullata</i> 41%, <i>Diaphanosoma brachyurum</i> 28%
IX	<i>Polyarthra</i> spp. 45%, <i>K. cochlearis</i> 27%	<i>Asplanchna priodonta</i> 55%, kopepodiid (Cyclopoida) 27%
X	<i>Polyarthra</i> spp. 41%, <i>K. cochlearis</i> 27%	<i>A. priodonta</i> 68%

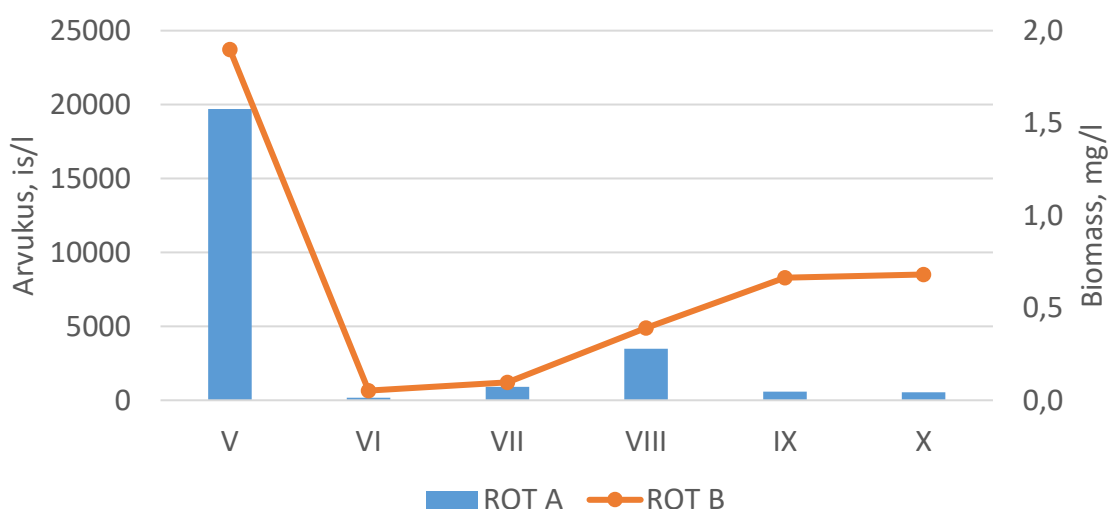
2025. aastal olid Käsmu järve zooplanktonis esindatud 3 rühma – keriloomad, vesikirbulised ja aerjalgsed. Keriloomad moodustasid zooplanktoni arvukusest enamuse – 82% (Joonis 3.14. Käsmu järve zooplanktoni rühmade arvukuse (A) ja biomassi (B) osakaal kogu zooplanktonist, 2025. a vegetatsiooniperioodi keskmised. Cop – aerjalgsed, Rot – keriloomad, Clad – vesikirbulised.

, A). Keriloomadel on lühike eluiga ja nad reageerivad väga kiiresti keskkonnamuutustele. Lisaks on nad tolerantsed kasinate elutingimuste suhtes domineerides edukalt nii eutroofsetes kui ka hüpertroofsetes vetes. Sellises keskkonnas on keriloomadel rohkesti toitu – vetikaid, baktereid ja orgaanilist detriiti. Seetõttu peetakse keriloomi väga olulisteks bio-indikaatoriteks, veekogu seisundi näitajateks (Demetraki-Paleolog, 2012). Ka keriloomade biomassi osakaal kogu zooplanktonist oli oluline – 33% (Joonis 3.14 B). Väikeste keriloomade biomassi mõjutas suuremõõtmelise kerilooma *Asplanchna priodonta* sage esinemine planktonis.



Joonis 3.14. Käsmu järve zooplanktoni rühmade arvukuse (A) ja biomassi (B) osakaal kogu zooplanktonist, 2025. a vegetatsiooni perioodi keskmised. Cop – aerjalgsed, Rot – keriloomad, Clad – vesikirbulised.

2025. a vegetatsiooniperioodil kõikus Käsmu järve keriloomade arvukus piirides 163 – 19700 is/l, keskmine 4231 is/l. Biomass vastavalt 0,052 – 1,898 mg/l, keskmine 0,630 mg/l. Kõige arvukamalt oli keriloomi mai kuus (Joonis 3.15), kus tugevasti domineeris *K. cochlearis* (90% kogu zooplanktonist), keda peetakse eurütroofseks ja eurütermseks liigiks ning kes on üks levinumaid keriloomi maailmas. Ka biomass oli 2025. a vegetatsiooniperioodil kõrgeim mai kuus, mille põhjustas suure *A. priodonta* arvukas esinemine. *A. priodonta* on tihtilugu suurem kui enamus zooplanktoni vähilaadseid, kuid ahvatlevaks toidupalaks ta kalavastsetele siiski ei ole. Põhjuseks on tema läbipaistev veekotti meenutav välisosa (Foto 3.7), mis ei torka röövlomadele silma.



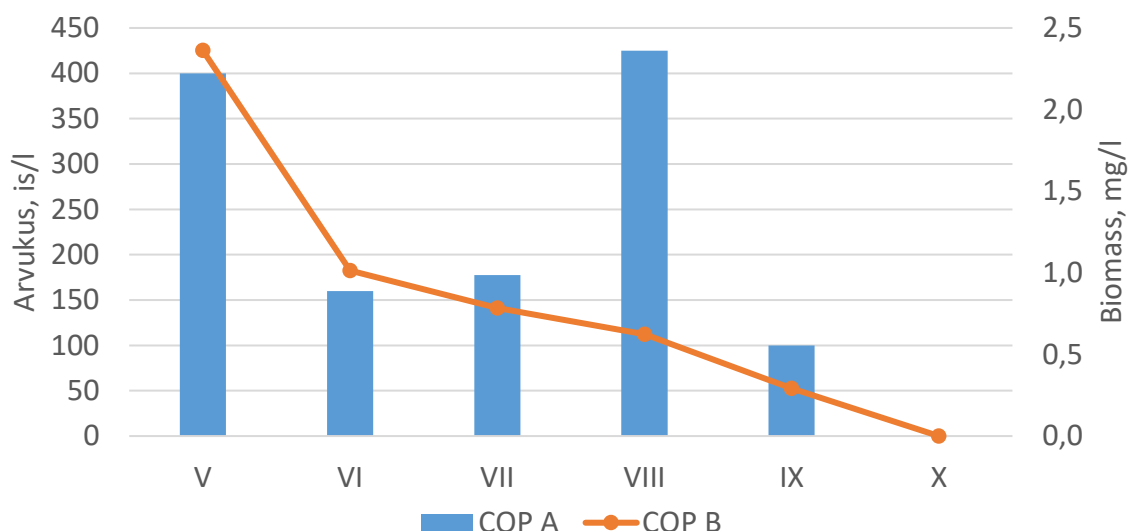
Joonis 3.15. Käsmu järve keriloomade arvukus (Rot A) ja biomass (Rot B) 2025. a vegetatsiooniperioodil.



Foto 3.7. Keriloom *Asplanchna priodonta*. Allikas:

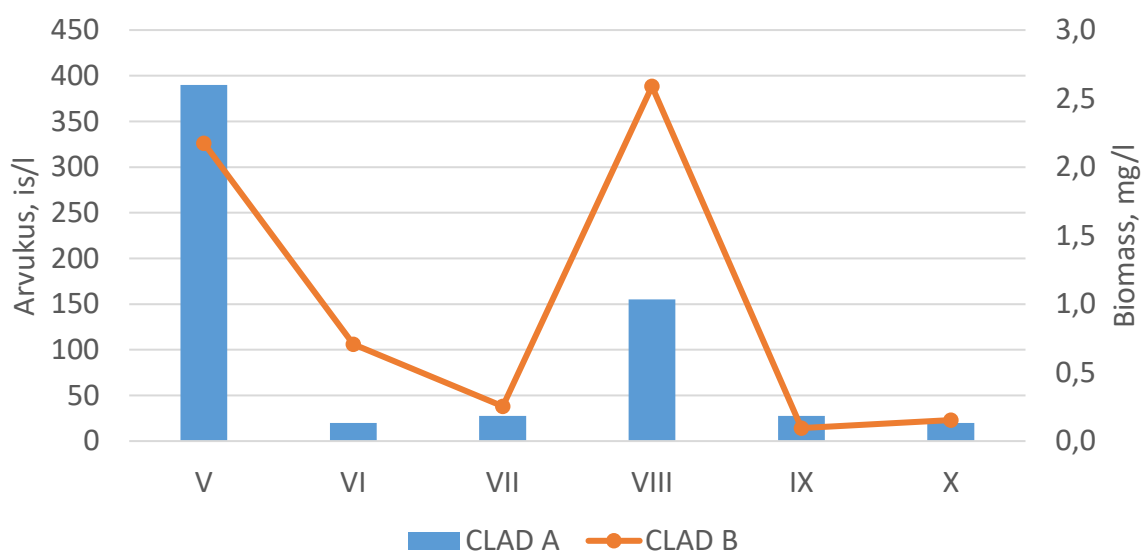
<https://www.plingfactory.de/Science/Atlas/KennkartenTiere/Rotifers/01RotEng/source/Asplanchna%20priodonta.html>.

2025. a vegetatsiooniperioodil kõikus aerjalgsete arvukus piirides 0 – 425 is/l, keskmine 210 is/l. Biomass vastavalt 0 – 2,362 mg/l, keskmine 0,846 mg/l. Aerjalgsete arvukuse osakaal kogu planktonis oli 15%, biomassis 35% (Joonis 3.16). Kõige arvukamalt leidis aerjalgseid augustis (joonis 3.16), kus domineerisid nende naupliused (noorvormid). Nad moodustasid 85% kogu aerjalgsete arvukusest. Noorte aerjalgsete naupliuste tugev domineerimine näitab, et aerjalgsetel oli suur paljunemiskiirus, kuid madal ellujäämismäär. Selle tulemuseks oligi planktonis vähe täiskasvanud isendeid ning palju naupliuseid. Sellise nähtuse puhul on suure tõenäosusega tegu röövlomade (nt kalamaimude) tugevast survest aerjalgsetele (Nogueira *et al.*, 2008). Täiskasvanud aerjalgsetest leidis planktonis kõige enam *Mesocyclops leuckarti* isendeid, kes on arvukalt levinud ka teistes Euroopa erineva troofsusega veekogudes.



Joonis 3.16. Käsmu järve aerjalgsete arvukus (COP A) ja biomass (COP B) 2025. a vegetatsiooniperioodil.

2025. a vegetatsiooniperioodil kõikus vesikirbuliste arvukus piirides 20 – 390 is/l, keskmine 107 is/l. Biomass vastavalt 0,095 – 2,589 mg/l, keskmine 0,995 mg/l. Vesikirbuliste arvukuse osakaal kogu planktonis oli 4%, biomassis 33% (joonis 3). Kõige arvukamalt leidus vesikirbulisi mais (Joonis 3.17), kus domineeris *Bosmina longispina* (64% kogu vesikirbuliste arvukusest). *B. longispina* on holarktilise piirkonna levinud liik, kes eelistab oligo-mesotroofseid veekogusid. Vesikirbuliste biomassi maksimum oli augustis (Joonis 3.17), kus domineeris eutroofsete vete indikaator *D. cucullata*. Nii aerjalgsete kui vesikirbuliste seas esines suuri isendeid, kes on kvaliteetseks toiduks Käsmu järve kalamaimudele.



Joonis 3.17. Käsmu järve vesikirbuliste arvukus (Clad A) ja biomass (Clad B) 2025. a vegetatsiooniperioodil.

ZA ja Rot A seisundi klassipiiride järgi varieerus 2025. a Käsmu järve vegetatsiooniperioodi seisund „hea” ja „väga halb” vahel, mis näitab järve ökoloogilise seisundi ebastabiilsust. S2 järgi domineeris vegetatsiooniperioodi jooksul seisund „hea”, S4 järgi domineeris seisund „kesine”.

Käsmu järve 2025. a zooplanktoni analüüs näitas, et enamuse zooplanktoni taksonitest ja ka peamise arvukuse osakaalu moodustasid keriloomad. Zooplanktonis olid koos nii puhtamaid veekogusid eelistavad oligo-mesotroofsed liigid kui ka eutroofsed liigid. Eutroofsed liigid saavutasid ülekaalu. Vähilaadsete arvukus oli küll tagasihoidlikum, kuid nende seas leidsid suuri isendeid. 2025. a vegetatsiooniperioodil oli Käsmu järve zooplanktoni arvukuse dominantide liigiline koosseis varieeruv. Vastavalt S2 ja S4 järvetüübi seisundi klassipiiridele (Tabel 3.5, Tabel 3.6) kõikus järve seisund „hea” ja „väga halb” vahel, viidates veekogu ebastabiilsele seisundile. Eelpooltoodud arvesse võttes jäi Käsmu järve 2025. a vegetatsiooniperioodi seisund „hea” ja „kesine” vahele. Kalade toidubaas näis olevat rikkalik.

3.5 Suurtaimed

Käsmu järvest leiti 18 suurtaimeliiki, neist 8 kaldavee-, 4 ujulehtedega, 1 uju- ja 5 veesisest taimeliiki (Tabel 3.14).

Tabel 3.14. Käsmu järve suurtaimestiku liigid ja neile vastavad ohtrused (Braun-Blanquet skaalal).

Liik	Ohtrus
Kaldaveetaimed	
harilik konnaroohi (<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.)	1
harilik parkhein (<i>Lycopus europaeus</i> L.)	1
harilik pilliroog (<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.)	2
haruline jõgitakjas (<i>Sparganium erectum</i> L.)	2
konnaosi (<i>Equisetum fluviatile</i> L.)	4
laialehine hundinui (<i>Typha latifolia</i> L.)	3
soopihl (<i>Potentilla palustris</i> L.)	1
ussilill (<i>Lysimachia thyrsiflora</i> L.)	2
Ujulehtedega taimed	
kollane vesikupp (<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm.)	3

Liik	Ohtrus
konnakilbukas (<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.)	3
lamedalehine jõgitakjas × ujuv jõgitakjas (<i>Sparganium angustifolium</i> × <i>Sparganium gramineum</i>)	2
väike lemmel (<i>Lemna minor</i> L.)	2
väike vesikupp (<i>Nuphar pumila</i> (Timm) DC.)	3
Veesisesed taimed	
kanada vesikatk (<i>Elodea canadensis</i> Michx.)	3
väike vesikatk (<i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H.St.John)	3
harilik vesisammal (<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.)	1
kaelus-penikeel (<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.)	2
pikk penikeel (<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen)	2

Kaldaveetaimestikus oli valdavaks konnaosi (*Equisetum fluviatile*) koos laialehise hundinuiaga (*Typha latifolia*). Vahetult kaldaveetaimestiku vööndi servas levis enam-vähem ühtlase vööndina kogu järves ujulehtedega taimestik, mis koosnes peamiselt väikesest ja kollasest vesikupust (*Nuphar pumila*, *Nuphar lutea*). Ohtralt taimestunud soppides järve põhjaosas leidis ka väikest lemmelt (*Lemna minor*), mis levis ujulehtedega taimestiku ning roostiku vahel.

Veesiseses taimestikus oli ohtraimaks liigiks väike vesikatk (*Elodea nuttallii*) koos kanada vesikatkuga (*Elodea canadensis*). Vähesel määral levis veesiseses taimestikus ka harilikku vesisammalt (*Fontinalis antipyretica*), peamiselt järve lääneosas, kus ujulehtedega taimestik oli vähesem.

Suurtaimestiku näitajate alusel oli Käsmu järve ökoloogiline seisund 2025. a hea (Tabel 3.15). Kesisemale seisundile viitasid (endiselt) sammaltaimede väga madalad ohtrused ning vähene levik järves ning ujulehtedega taimestiku domineerimine.

Suurtaimede kooslused paistavad olevat 2025. aastaks varasemaga võrreldes paremaks muutunud. 1988. a. uuris taimi Aime Mäemets (Pihu jt., 1988) ning nimetab, et eelmiste tulemustega (1953, 1973, 1977) võrreldes on hinnang taimede järgi isegi hüpertroofne. Põhjuseks nimetatakse veetaseme muutusi ja eutrofeerumist. 1950ndatel aastatel hästiarenenud kaldaveetaimede vöönd oli 1970ndateks aastateks hävinud. Ujulehtedega taimestik oli laienenud ning veesisesest taimedest on kadunud mändvetikad. Samuti nimetatakse ohtrat pealiskasvu. 2012. aastal oli suurtaimede seisund halb ning 2015. ja 2020. aastal kesine.

Tabel 3.15. Käsmu järve ökoloogiline seisund suurtaimestiku näitajate alusel.
Sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – kesine, oranž – halb seisund

Kvaliteedinäitaja	Seisundiklass
Taimekooslus	Nup=Elo=Hydr, Pot=Spar
Taimekoosluse ÖKS	0,5
Kaelus-penikeele (<i>Potamogeton perfoliatus</i>) või läik-penikeele (<i>P. lucens</i>) suhteline ohtrus VST rühmas	2
Kaelus- või läik-penikeele ohtruse ÖKS	0,7
Mändvetiktaimed või sammalde liikide suhteline ohtrus VST rühmas	1
Mändvetiktaimed või sammalde ohtruse ÖKS	0,5
Kardheina (<i>Ceratophyllum</i>) või ujutaimede ohtrus VST või ULT & UT rühmas	2
Kardheina või ujutaimede ÖKS	0,7
Suurte (ka epifüütsete) niitrohevetikate rohkus	0
Suurte niitvetikate ÖKS	1,0
Suurtaimede ÖKS	0,68

3.6 Suurselgrootud

Käsmu järv on tüübilt keskmiselt kareda veega ning tumeda- ja pehmeveelise järvetüübi piiril. Suurselgrootute mõttes käsitleti teda keskmiselt kareda veega järvena. Prooviala oli liivase põhjaga, kuid mudastumas. Liigistik oli tüüpiline rohketoitelistele karedaveelistele järvedele. Arvuliselt domineerisid surusääsklaste vastsed (*Chironomidae*, 69%), milline kõrge number on tõenäoliselt seostatav tugeva eutrofeerumisega. Suurselgrootute koondseisund (Tabel 3.16) oli kesine (iga indeks oli eri tasemel väga heast halvani). See näitab tõenäoliselt olude ebastabiilsust.

Tabel 3.16. Järve seisund suurselgrootute järgi. *T* – üldine taksonirikkus, *H'* – Shannoni erisus, *ASPT* – taksoni keskmine tundlikkus, *EPT* – tundlike taksonite rikkus, *MMQ* – seisund, *Etalon* – etalonseisund, *EQRMMQ* – seisundi ja etalonseisundi suhe. Sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – kesine, oranž – halb seisund

T	H'	ASPT	EPT	MMQ	Etalon	EQRMMQ
20	1,82	4,75	3	11	20	0,55

Seisundit on suurselgrootute järgi varem samas kohas hinnatud 2009. a (hea), 2012. a (väga hea), 2015. a (kesine) ja 2020. a (hea).

3.7 Kalad

Kevadel jää sulamise ajal, suvel juulis ja sügisel oktoobris hinnati Käsmu oja sobivust kaladele läbimiseks. Mai alguses oli kogu oja pikkuses veetase ojas väga madal, kivine oli põhi vaid järvepoolsest truubist kümmekond meetrit ülesvoolu, kus oja oli ka kõige laiem. Nii väljavool Käsmu järvest kui sissevool Käsmu lahte olid mudased ja taimi täis kasvanud. Käsmu oja suubumist Käsmu lahte on hiljuti süvendatud, kuid kitsas süvend on mudase põhjaga nagu ka laheosa, kuhu oja suubub. Juulis läbiviidud katsepüükide ajal oli veetase ojas veidi kõrgem (samal ajal voolas vesi järvest välja ka muidu kuiva läänepoolse Eru lahte suubuva oja kaudu), kuid oktoobripüügi ajal oli veetase ojas taas väga madal. Suvel järve väljavoolule paigutatud minimõrd ehk kadiska saaki ei püüdnud. Väljavoolust veidi läänepoolse paigutatud kadiska püüdis linaskit.

Katsepüügi kogusaak oli 109,2 kg ($2,25 \text{ kg ha}^{-1}$). Suvel leidsid katsepüügi saagis ahven (38 %), haug (9 %), linask (22 %), mudamaim (1 %), roosärg (1%) ja särg (33 %). Oktoobris puudusid püügist haug ja roosärg. Juulis domineeris saagis ahven särje ees, oktoobris linask särje ees. Viiest püügile asetatud kadiskast, sai saagi (linask) üks, põhjaõngedest püüdis saagi iga kümnes konks (ahvenad). Isendite arv 'Norden'-tüüpi seirevõrgus oli NPUE = 106.7 isendit, keskmine 'Norden'-tüüpi seirevõrgu saak oli 2873.2 g. Kui isendite arv on varasemate tulemuste võrdluses keskmine tulemus, siis saagi mass oli varasemast oluliselt kõrgem. Lepiskala osa kalastikus (KI = 0,66) oli varasemast kõrgem, samas kui mediaankala mass (MKM = 21,2 g) oli varasema kõrgeima tulemuse lähedane väärtus.

Arvutatud indeksite alusel antud hinnangud on järgnevad:

KI	RAI	NPUE	WPUE	EQR3.5	rsLAFIEE	KIL	An:Kn	AW:Kw
0,59	0,14	106,7	2873,2	0,55	0,74	7,97	7,01	1,68

Kahe püügi andmetel on kalastiku näitajate kvaliteet kesisel tasemel.

Käsmu järve kalakoosluse liikide arvukuse tõstmise sobivaks meetmeks on noorkalade asustamine. Järve asustamiseks sobivateks kalaliikideks on haug ja linask. Haugi arvukus on viimaste katsepüükide tulemustel pärast aastaid väldanud madalseisu praegu rahuldavas kuni heas seisundis. Sellele vaatamata soovitame Käsmu järve noori hauge asustada.

Haugi asustamisel Käsmu järve peaks samasuviste isendite arv olema 350-400 ettekasvatatud noorkala, keda lasta hajutatult mitmesse litoraali piirkonda.

Katsepüükide tulemused näitavad, et linaski arvukus on praegu Käsmu järves kõrge ja esialgne võimalik noorte linaskite täiendav asustamine pole hetkel vajalik.

Käsmu ojas teadaolevad kalaliigid on särg, roosärg, ahven, haug, luukarits. Aastakümneid tagasi kohati oja merepoolses otsas kinnitama andmetel ka meriforelli samasuviseid isendeid.

Eesti Loodushoiu Keskusega on kokkulepe nende andmete kasutamiseks Käsmu oja kalastiku kohta.

3.8 Sette keemiline analüüs

Sette analüüsiks võeti üks proov järve keskosast punktist 8 (vaata Joonis 7.1) sette pealmisest kihist. Analüüsiaktid on toodud aruande lisa 5.

Setteproovidest analüüsiti polüaromaatseid süsivesinikke (PAH), bromodifenüüleetreid (PBDE), ftalaate, kloroalkaane, fenooli ja nende oksülaate, klorofenooli, ühe- ja kahealuselisi fenooli, metalle, tinanorgaanilisi ühendeid, pestitsiide, per- ja polüfluoroalküülaineid (PFAS), Polüklooritud bifeniil (PCB), Heksabromotsükloodekaan (HBCD), ravimijääke, naftasadusi, heksaklorotsükloheksaani (HCH).

Alla määramispiiri jäid kõikide analüüsitud kloroalkaanide, fenoolide ja nende oksülaatide, ühe- ja kahealuseliste fenoolide, per- ja polüfluoroalküülainete (PFAS), ravimijääkide, naftasaduste ning heksaklorotsükloheksaanide (HCH) ning bromodifenüüleetreite (PBDE) sisaldused.

Polüaromaatsetest süsivesinikest (PAH) ületasid määramispiiri benzo(g,h,i)perüleen, naftaleen, fluoranteen, krüseen, püreen, benzo(a)püreen, fluoreen, fenantreen, dibenzo(a,h)antratseen, indeno(1,2,3-cd)püreen, benzo(a)antratseen, atsenaftüleen. Alla määramispiiri jäid vaid antratseeni ja atsenafteeni sisaldused.

Ftalaatidest ületasid määramispiiri di-2-etüülheksüülftaal (DEHP) ja dibutüülftaal (DBP).

Klorofenoolidest ületasid määramispiiri 2,4,6-Triklorofenool ja 2,4-Diklorofenool/2,5-Diklorofenool.

Metallidest ületasid määramispiire baarium (Ba), kaadmium (Cd), kroom (Cr), vask (Cu), elavhõbe (Hg), nikkel (Ni), plii (Pb), tina (Sn), tsink (Zn) ja arseen (As).

Tinanorgaanilistest ühenditest ületas määramispiiri monobutüültina-katioon (MBT).

Pestitsiididest ületas määramispiiri p,p'-DDE ja heksaklorobutadien.

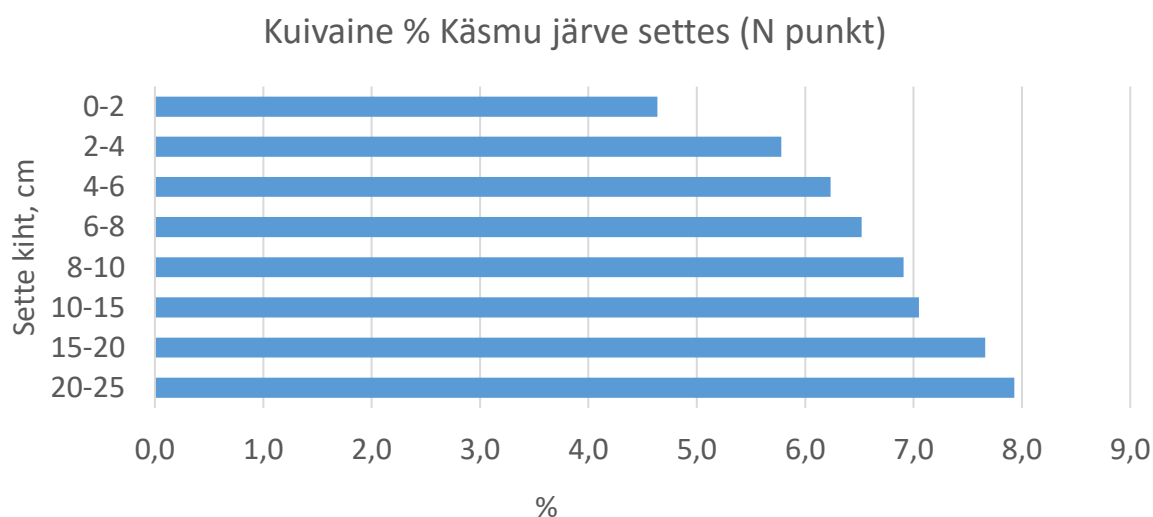
Polüklooritud bifenüülidest (PCB) ületasid määramispiiri PCB-138 ja PCB-52.

Ühegi aine sisaldus ei ületanud keskkonnaministri 03.01.2022 määruses "Prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete nimekiri, prioriteetsete ainete, prioriteetsete ohtlike ainete ja teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused ning nende kohaldamise meetodid, vesikonnaspetsiifiliste saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, ainete jälgimisnimekirjaga seotud tegevused" toodud maismaa pinnavee põhjasete keskkonna kvaliteedi piirväärtuseid.

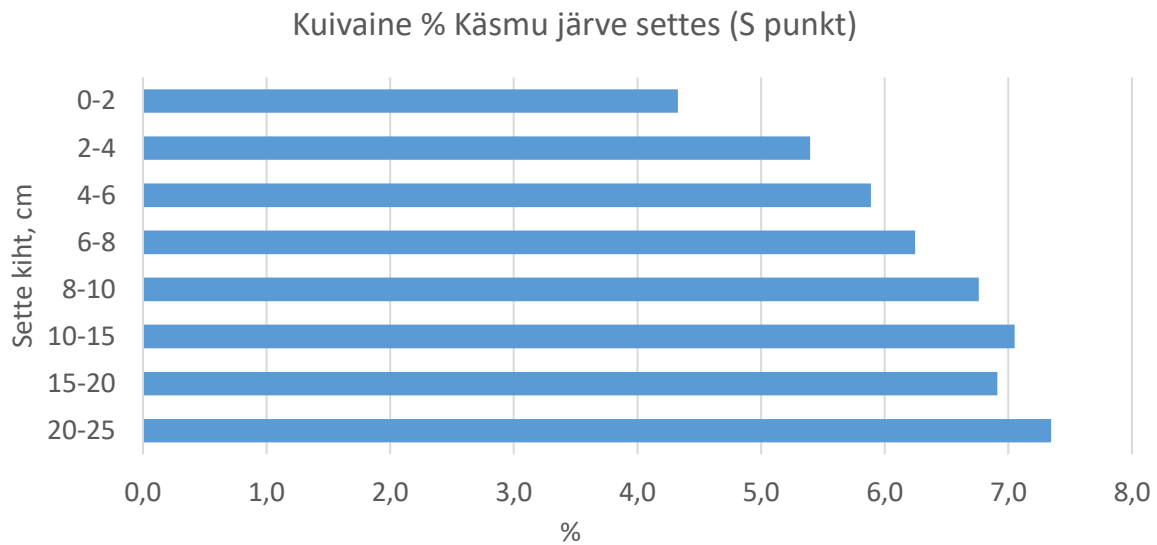
Üldorgaanilise süsinuku (TOC) sisaldus oli 240 000 mg/kg KA.

3.9 Sette fosfori kogused, fraktsioonid ja inkubatsioonikatsed

Tavapäraselt on sette kuivainesisaldus madalaim sette kõige pindmisemas kihis, ca 10 % sette märgkaalust, aga Käsmu järves on sete tavapärasest püdelam (**Tõrge! Ei leia viiteallikat., Tõrge! Ei leia viiteallikat.**). Alumistes, mattunud settekihtides on sete kokkusurutum, setteosakeste vahel poorivett vähem ja seega sette kuivaine osakaal suurem, kuid siiski on sete paljude teiste järvedega võrreldes üsna vedel.

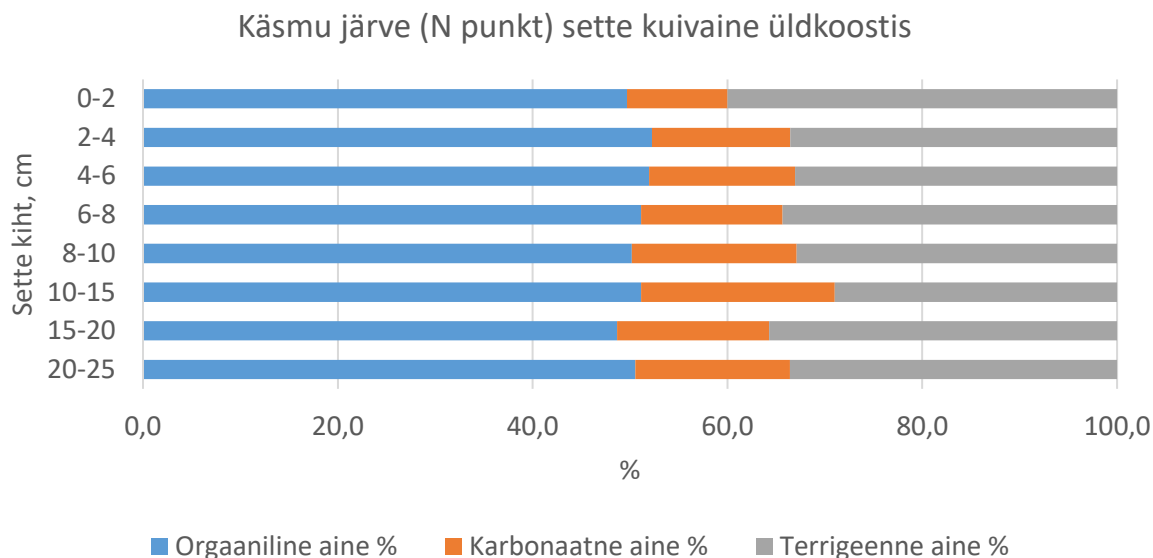


Joonis 3.18. Käsmu järve sette kuivaine sisalduse % märgkaalust (järve N osa proovipunkt; N punkt).

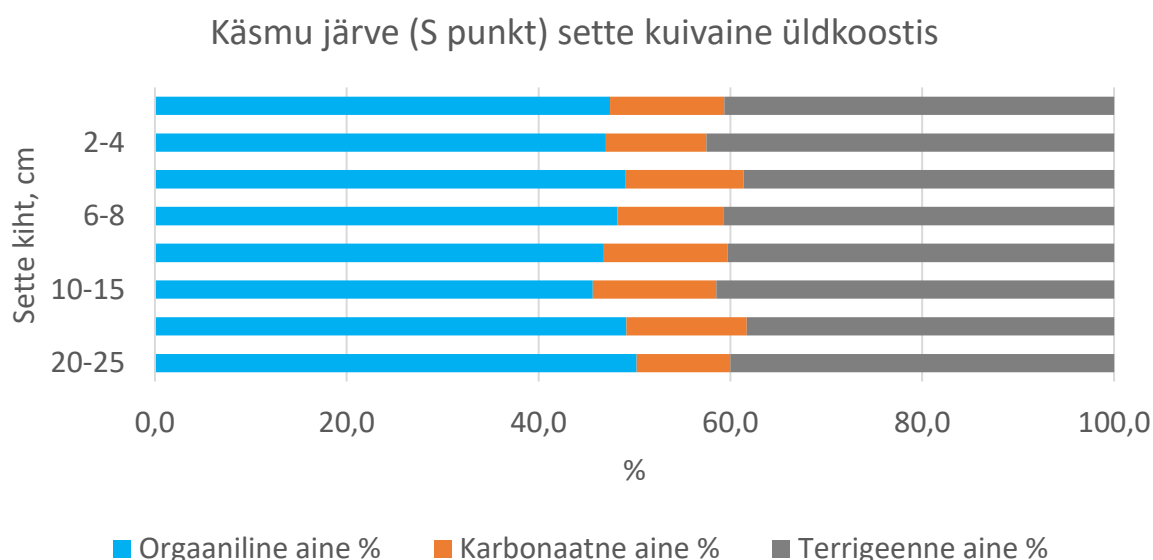


Joonis 3.19. Käsmu järve sette kuivaine sisalduse % märgkaalust (järve S osa proovipunkt; S punkt).

Sette kuivaine jaguneb veel omakorda orgaaniliseks, karbonaatseks ja terrigeenseks osaks (**Tõrge! Ei leia viiteallikat., Tõrge! Ei leia viiteallikat.**). Käsmu järve sette kuivaine koostis on Ähijärvest erinev (vt Ähijärve taastamise eeluuringu lõpparuanne 2026). Valdavad küll orgaaniline aine (keskmiselt 51% kogu sette torus) ja terrigeenne aine (vastavalt 34%), aga Ähijärvele vastupidises järjekorras. Kuna Käsmu järv on looduslikult olnud ja on ka praegu pehmeveeline, siis lubiainete osakaal on väike (15%). Mõlema proovipunkti väärtused on sarnased, aga S punktis on orgaanilise aine osakaal pisut suurem. See on ka arusaadav, sest S punkti lähedal on sissevool.



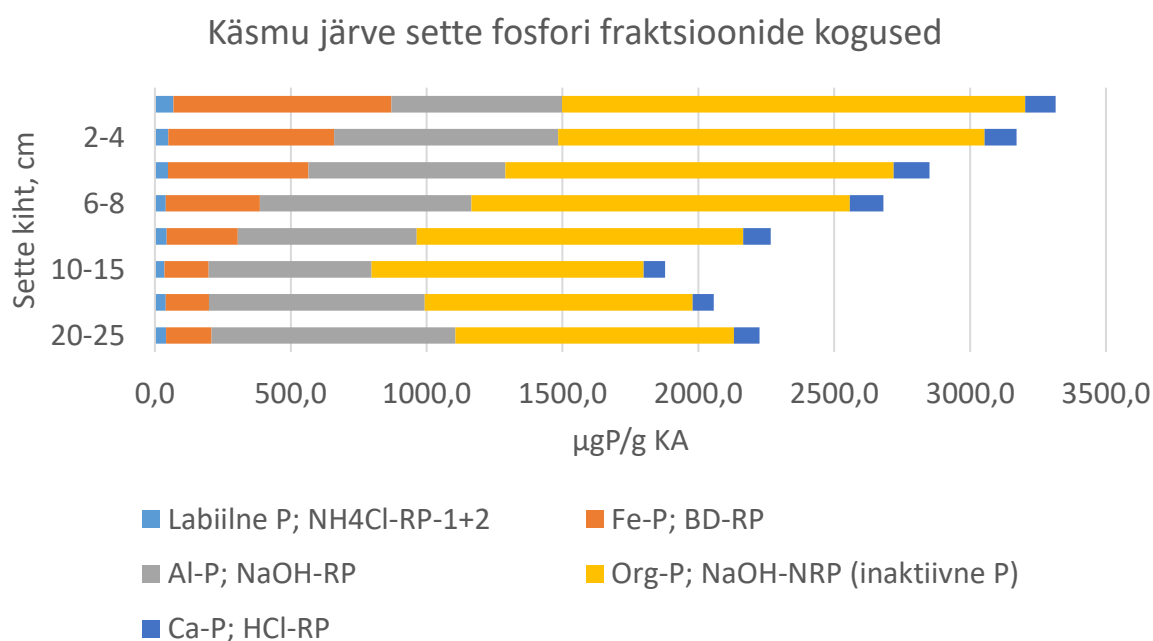
Joonis 3.20. Käsmu järve sette kuivaine üldkoostis (S punkt).



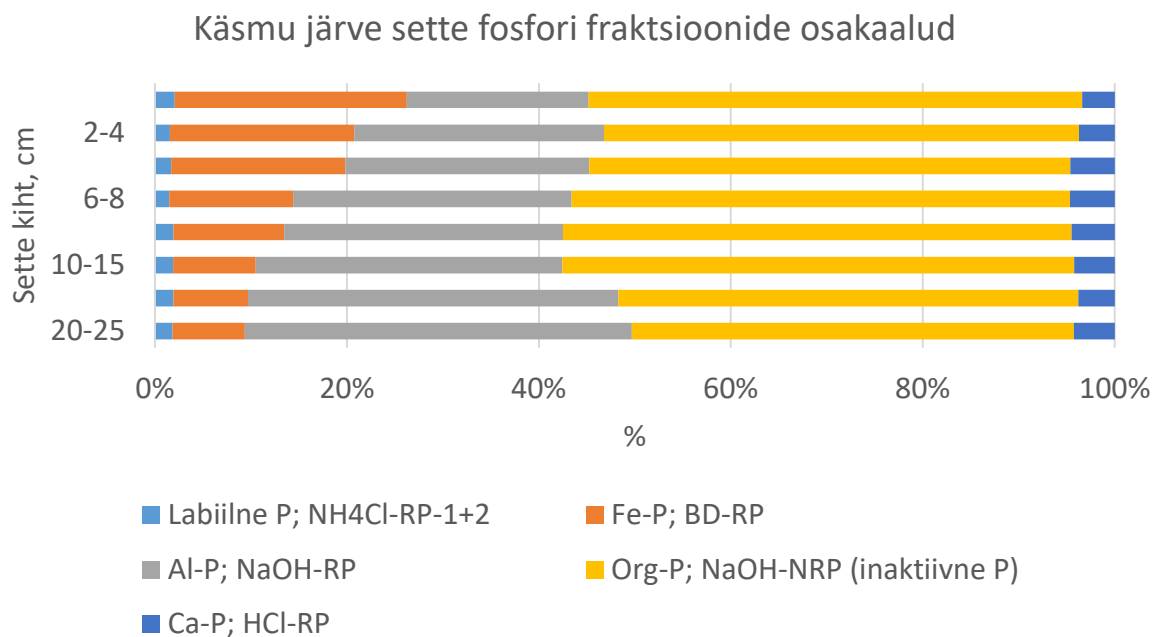
Joonis 3.21. Käsmu järve sette kuivaine üldkoostis (N punkt)

Käsmu järve sette fosfori kogused järve põhjapoolse osa (N punkt) pindmises 10 cm paksuses settekihis olid vahemikus 22703320 $\mu\text{g P/g}$ kuivaines (KA) ja lõunapoolses osas (S punkt) 2800-3120 $\mu\text{g P/g}$ KA. Võrreldes teiste Eesti järvedega on sette pindmise kihi fosforisisaldus suur (Tabel 3.17). Sügavamates kihtides on need väärtused (N punkt) ca 2000 $\mu\text{g P/g}$ KA ja 2800 $\mu\text{g P/g}$ KA (S punkt). See tähendab, et lõunapoolne setteproov oli settekiht ühtlasema jaotusega. Settefraktsioonide jaotus on esitatud mõlemas proovipunktis (N punkt **Tõrge! Ei leia viiteallikat., Tõrge! Ei leia viiteallikat.;** S punkt **Tõrge! Ei leia viiteallikat., Tõrge! Ei leia viiteallikat.**).

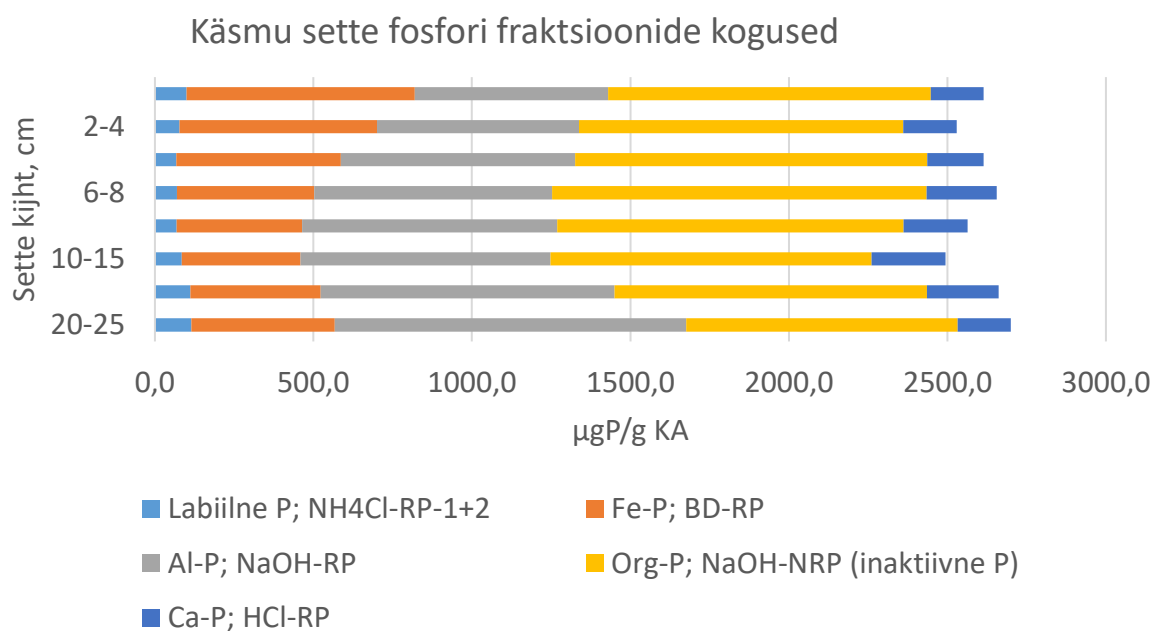
Käsmu järve sette kurnas kuulub fosfor raskesti lahustuvatesse fotosünteesijatele kättesaamatutesse orgaanilise ainega seotud fraktsioonidesse. Suur osakaal on ka rauaga seotud ühendil. Alumiiniumiga seotud fraktsioon on ka oluline. Käsmu järvele on väga iseloomulik lubiainetega seotud fraktsiooni väike kogus. Orgaaniliste ainetega seotud fraktsioonist P vabanemine sõltub palju bakteriaalsest aktiivsusest. Labiilne fraktsioon, mis võib väga kergelt lahustuda ja vette liikuda, on Käsmu järves väike. See on sarnane ka teiste Eesti järvedega. Kui järves valdab kauakestvalt hapnikupuudus, siis võib eriti rauaga seotud fraktsioonist fosfor lahustuda vette liiges koguses. Kuna raua fraktsiooni osakaal on oluline, siis selle lisandumine vette võib muuta järvevees lahustunud P kogust halvendades ökoloogilist seisundit. Käsmu järv on jäänud ummuksisse nii suvel kui ka talvel. Seega peab arvestama selle võimalusega, et fosfor võib settest vette lahustuda, aga ka teised vee omadused võivad olukorda mõjutada. Käsmu järves on suur humiainete sisaldus, vesi on tume. Humiained võivad siduda fosfaate ja seepärast võime nentida, et kui järves on hapnikuvaegus, siis selline humiainete puhversüsteem takistab fosfaatide kasutamist fotosünteesijate poolt. Ühtlasi takistatakse nii järve ökoloogilise seisundi halvenemist.



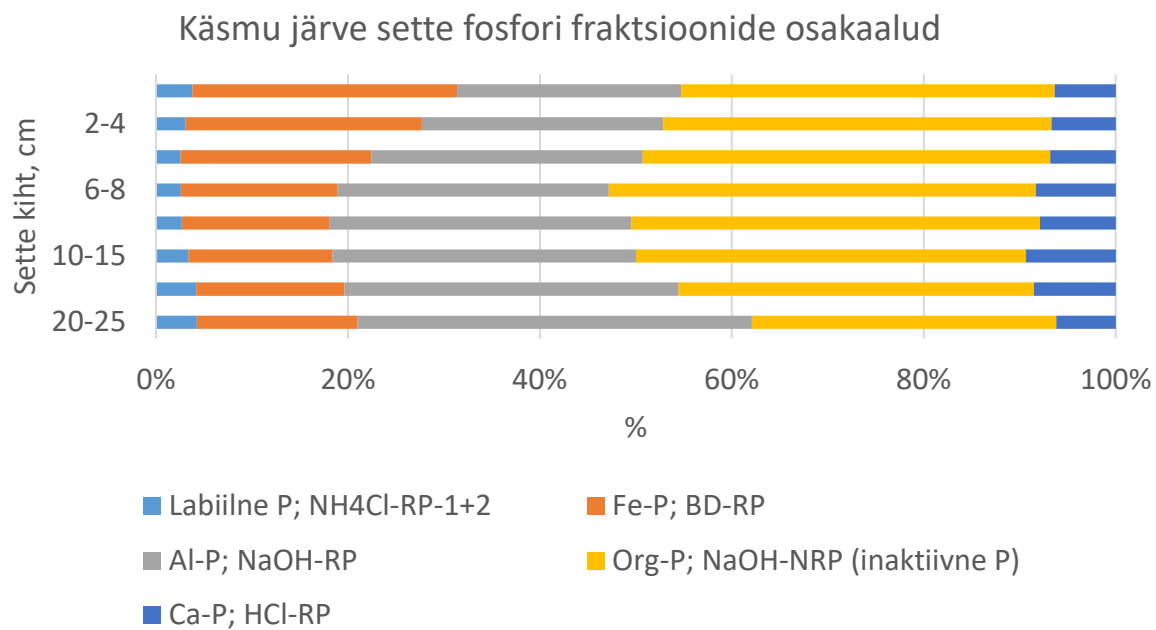
Joonis 3.22. Käsmu järve sette fosfori fraktsioonide kogused (N punkt).



Joonis 3.23. Käsmu järve sette fosfori fraktsioonide osakaalud (N punkt).



Joonis 3.24. Käsmu järve sette fosfori fraktsioonide kogused (S punkt).



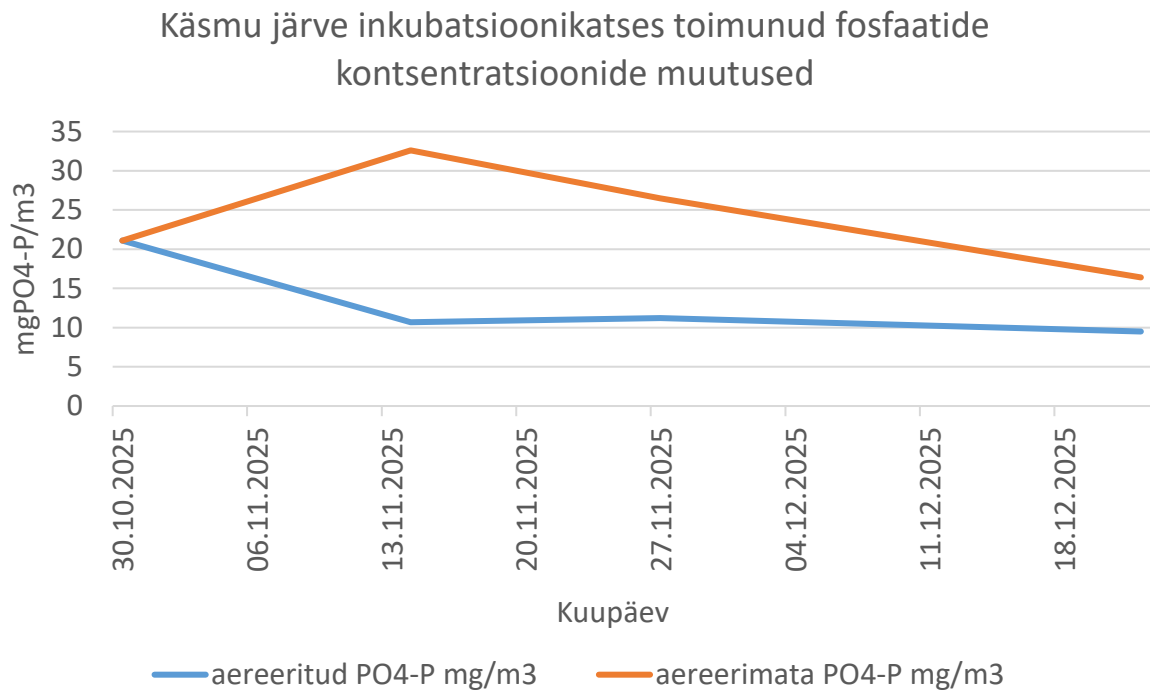
Joonis 3.25. Käsmu järve sette fosfori fraktsioonide osakaalud (S punkt).

Tabel 3.17. Eesti mõnede järvede setete pindmises kihis üldfosfori sisaldused (Püld) ja uuritud P fraktsioonide summad ($\mu\text{gP/g}$ kuivaines; Kaiavere..., 2020).

Järv	Kirjandusviide	Püld $\mu\text{g/g}$	P $\mu\text{g/g}$ kuivaines
Ruusmäe	Kruusement &	5 200	5 200
Köstrejärv	Ott, 2006	4 600	3 230
Arbi	Kisand, 2008	4 460	4 356
Põlva paisjärve	Uri <i>et al.</i> , 2020		3 521
Linnulaht	Kisand & Übner, 2012	2 500	
Harku	Heinsalu, 1994	2 340	1 732
Martiska	Kisand, 2008	2 554	1 607
Neitsijärv	Galuzo, 2000	1 681	1 554
Viljandi	Ott <i>et al.</i> , 2006		1 269
Endla	Ott, 2006	2 200	
Ahnejärv	Kisand, 2008	1 941	1 164
Verevi	Kisand, 2005		987
Peipsi	Kisand, 2008		869
Saadjärv	Ott, 2007	1 000	859
Kuradijärv	Kisand, 2008	1 357	777
Prossa	Kisand & Nõges, 2003		737
Kurtna Liivjärv	Kisand, 2008	1 067	712
Võrtsjärv	Nõges & Kisand, 1999	1 010	702
Vööla meri p. 1	Saar & Ott, I. 2013		930
Kaiavere	Kisand & Nõges, 2003		699

Käsmu järve fosfaatide settest vette lahustumise inkubatsiooni 53 ööpäevase kestvusega katse (proov N punktist) tulemused on esitatud järgneval joonisel (**Tõrge! Ei leia viiteallikat.**). Uuritud ajavahemikul eraldus alguses aereerimata sette torus fosfaate vette, aga hiljem sete hoopis sidus fosfaate. Oluline on, et aereeritavas torus seoti fosfaate settesse kogu katse jooksul. Käsmu järve kohta on teada, et esinevad

hapnikuvaegused nii suvel kui ka talvel. Võib oletada, et suur orgaanilise aine fraktsioon koosneb suuresti humiainetest ning need võivad siduda fosfaate. Humiainete fosfaatide sidumise võime on sõltub palju ka valgusoludest, vesinikekspoonendi väärtustest, temperatuuri- ja hapnikuoludest. Käsmu järves paistab valdama nähtus, mil fosfor on settes hästi seotud.



Joonis 3.26 Käsmu järve inkubatsioonikatses toimunud fosfaatide kontsentratsioonide muutused

4 SEISUNDI HINNANG

Käsmu järve ökoloogilist seisundit hinnati lähteülesandes kirjeldatud metoodika järgi. See on erinev riikliku seire metoodikast. Vee omadusi ja fütoplanktonit uuriti kuus korda kasvuperioodil. Riiklikus seires on see neli korda samal ajal. Zooplanktonit uuriti ka kuus korda. Riiklikus seires tehakse seda kaks korda. Teisi ökoloogilisi kvaliteedielemente uuriti ühe korra kasvuperioodil.

Hinnang on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 4.1). Üldhinnangu kujunemisel andsid tooni väga halval tasemel fütoplankton ning kesisel tasemel vee omadused, selgrootud ja kalad. Fütoplanktoni puhul andsid erinevad näitajad kehvi tulemusi ja kooslus on iseloomulik suure troofsusega järvele. Suurselgruute puhul on erinevatel aastatel olnud tulemused erinevad, kooslused on ebastabiilsed. Kalastikus oli rööv- ja lepiskalade vahetõrje sellel aastal kehvem ja see oli üks põhjustest, miks seisund oli kalastiku alusel kesine. Ökoloogilise seisundi koondhinnang oli 2025. a. kesine.

Tabel 4.1. Käsmu järve ökoloogilise seisundi hinnang 2025. aastal.

Kvaliteedielement	Hinnang	
Vee abiootilised omadused	kesine	
Fütoplankton	väga halb	
Zooplankton	hea	kesine
Suurtaimed	hea	
Suurselgrootud	kesine	
Kalad	kesine	
Ökoloogilise seisundi koondhinnang	kesine	

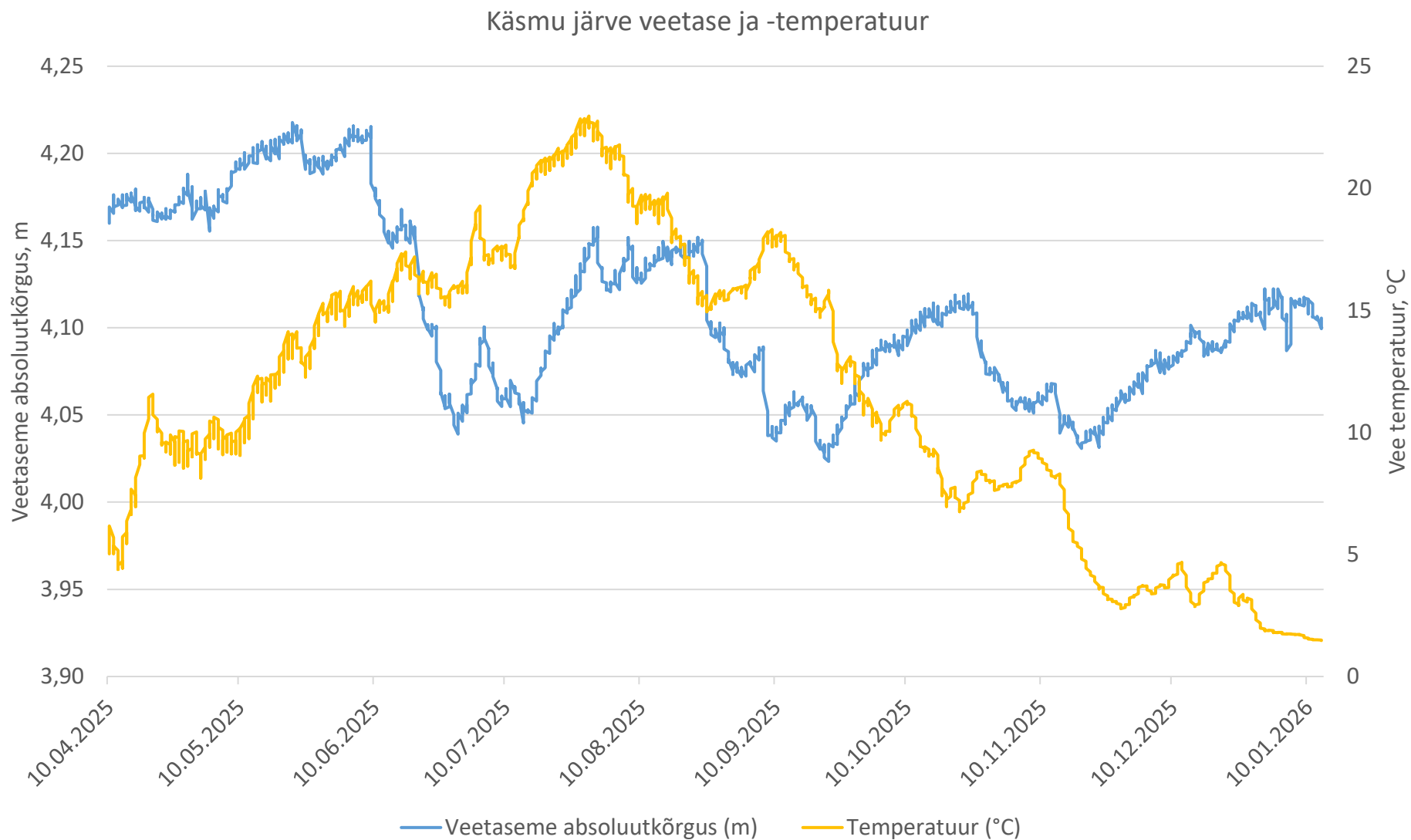
5 HÜDROLOOGILISED MÕÕTMISED

Käsmu järve veetaseme muutuste jälgimiseks paigaldati järve väljavoolu lähedale rõhuandurid õhurõhu ja veesamba rõhu fikseerimiseks, et määrata ja jälgida veetaseme kõikumisi. Andurid fikseerisid rõhu ja veetemperatuuri 4 korda päevas: kell 6, 12, 18 ja 24. Andurid paigaldati kaitsva plasttoru sisse, mis suruti põhjamudasse. Toru külgedele puuriti augud tagamaks, et toru sees olev veetase kajastaks järve veetaset. Toru tähistati lintidega (Foto 5.1). Andurid paigaldati 10. aprillil 2025. a. Samal ajal mõõdeti GNSS seadmega veetaseme absoluutkõrgus, et hiljem oleks võimalik veetasemeid siduda absoluutkõrgustega. Mõõtmine kestis 13. jaanuarini 2026. a., kui andurid eemaldati keeruliste jääolude tõttu (külmalaine tõttu oli andurite jäätumise oht).



Foto 5.1. Rõhuandurite kaitsetoru. Foto: Kadri Normak-Käosaar.

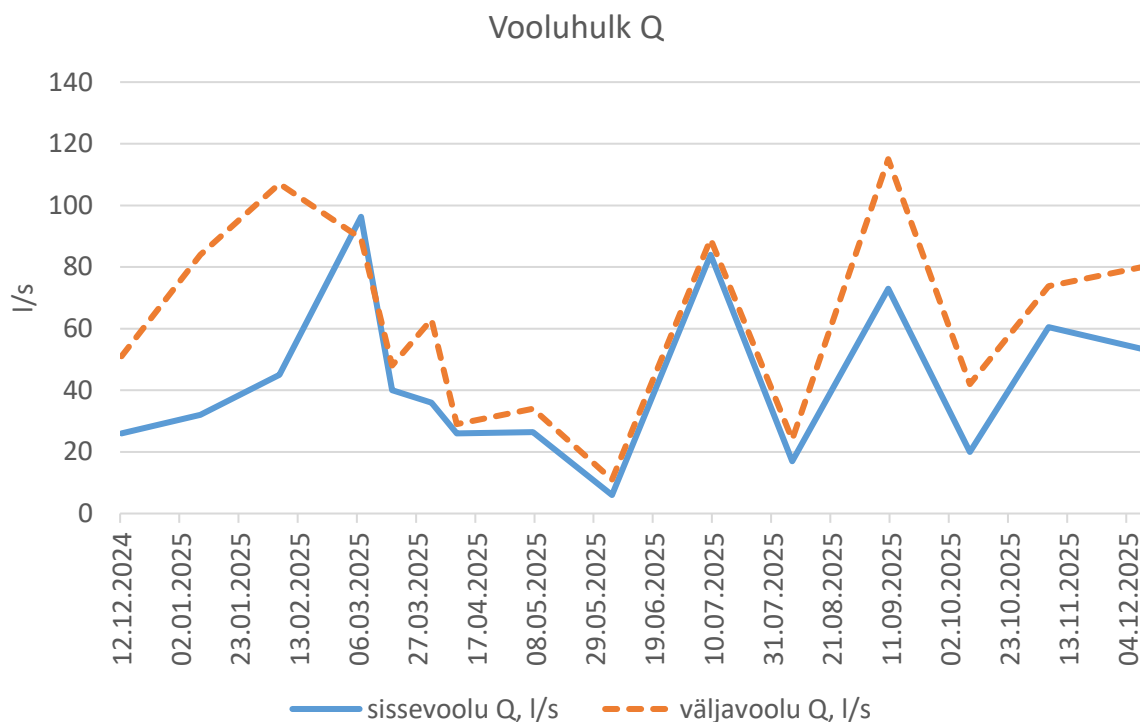
Ajavahemikul 10. aprillist 2025 kuni 13. jaanuarini 2026 fikseeriti miinimumveetase 22.09.2025 – 4,02 m ja maksimum 22.05.2025 – 4,22 m (Joonis 5.1). Veetasemete kõikumine oli selle perioodi jooksul seega 20 cm ulatuses.



Joonis 5.1. Käsmu järve mõõdetud veetase ja temperatuur perioodil 10.04 2025 – 13.01.2026.

Järve sisse- ja väljavoolus on vooluhulkasid mõõdetud 15 korral (Joonis 5.2). Sissevoolu keskmine vooluhulk on 43 l/s, minimaalne 6 l/s (juunis) ja maksimaalne 96 l/s (märtsis). Väljavoolu keskmine vooluhulk on olnud 63 l/s, minimaalne 17 l/s (juunis) ning maksimaalne 115 l/s (septembris).

Nii sisse- kui ka väljavoolu juures tegutsevad koprad ning järve väljavoolu osa (järve kaldal) on taimestunud, mis võib mõjutada veetasemete ja vooluhulkade dünaamikat.



Joonis 5.2. Käsmu järve sisse- ja väljavoolu (Käsmu oja) vooluhulgad

6 JÄRVE SISSE- JA VÄLJAVOOLU FÜÜSIKALIS-KEEMILISTE NÄITAJATE SEIRE

Käsmu oja veeproovide analüüsitulemused on esitatud tabelina lisas 6.

Käsmu järvest sisse ja välja voolavast Käsmu ojust võeti veeproove uuringuperioodil kokku 15 korral. Ette oli nähtud lisaproovivõtukorrad suurvee ajal kevadel, kuid kuna suurvee aega tabada ei õnnestunud, siis selle asemel võeti lisaproove Käsmu ojust tuvastamiseks võimalikku fosforireostuse allikat (sellest lähemalt allpool).

Alljärgnevalt on toodud Käsmu oja sisse- ja väljavoolus seiratud näitajate ülevaade.

Lahustunud hapnik (mg/l)

- Sissevoolus püsib kogu perioodi jooksul 5,6–13,4 mg/l.
- Väljavoolus esineb väga kõrgeid väärtusi kevadel (kuni 14,94 mg/l), mis viitab heades tingimustes toimivale fotosünteesile ja veevahetusele.

Elektrijuhtivus

- Sissevoolus stabiilsem: 53–111 $\mu\text{S}/\text{cm}$.
- Väljavoolus kõrgemad väärtused suvel (kuni 113,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$), mis võib olla seotud vee aurumisega ja mineraalide kontsentratsiooni tõusuga.

pH

- Sissevool: 6,8–7,7
- Väljavool: 7,2–7,8
- Järv neutraliseerib sissevoolu kõikumisi → väljaalguv vesi püsib stabiilsemalt kergelt aluseline.

Vooluhulk

- Sissevoolus väga muutlik (6–96 l/s).
- Väljavoolus samuti varieeruv (11–115 l/s), kuid maksimaalsed väärtused esinevad sügisel.

Üldfosfor (Püld)

- Sissevool: 0,12–0,31 mg/l
- Väljavool: oluliselt madalamad väärtused (0,04–0,08 mg/l enamasti) → **järv toimib fosfori puhvrina.**

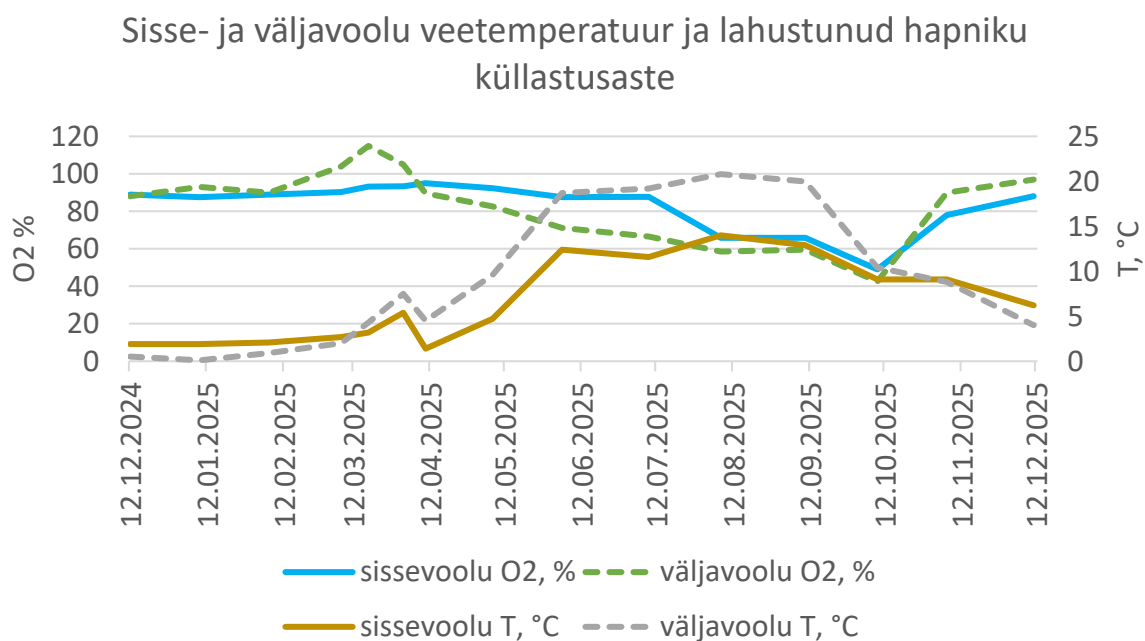
Üldlämmastik (Nüld)

- Sissevoolus 0,67–2,8 mg/l
- Väljavoolus 0,79–1,5 mg/l
- samuti **lämmastik väheneb järvest väljudes.**

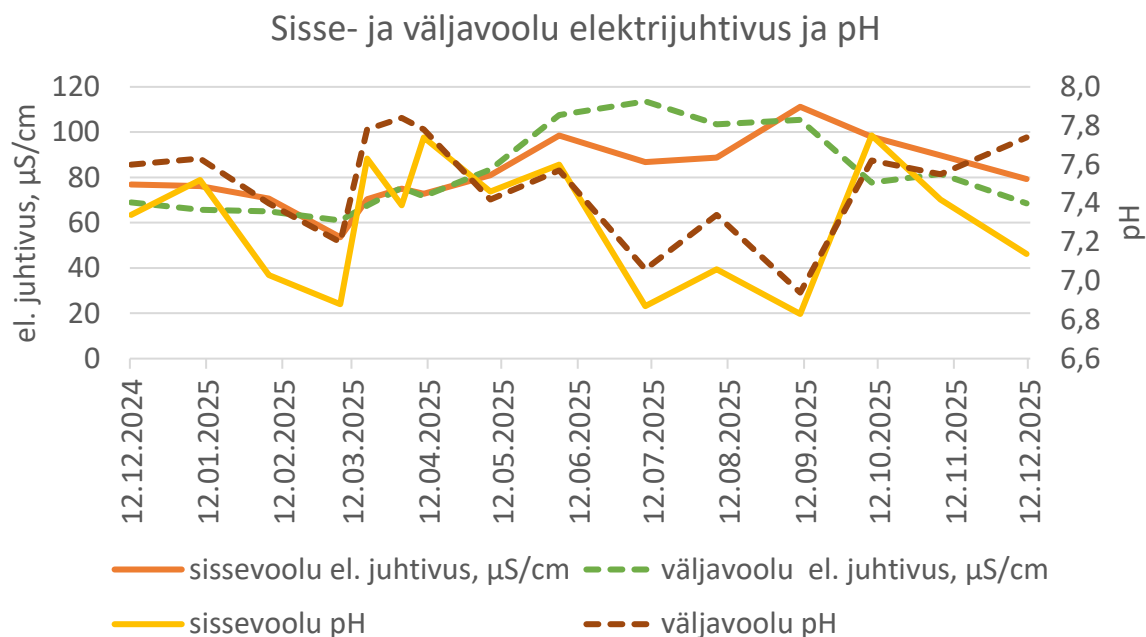
BHT5 (biokeemiline hapnikutarve)

- Sissevoolus 1–2,6 mgO₂/l
- Väljavoolus sagedamini kõrgemad väärtused, mõnel juhul kuni 5,3 mgO₂/l
- viitab järves toimuvale orgaanilise aine lagunemisele.

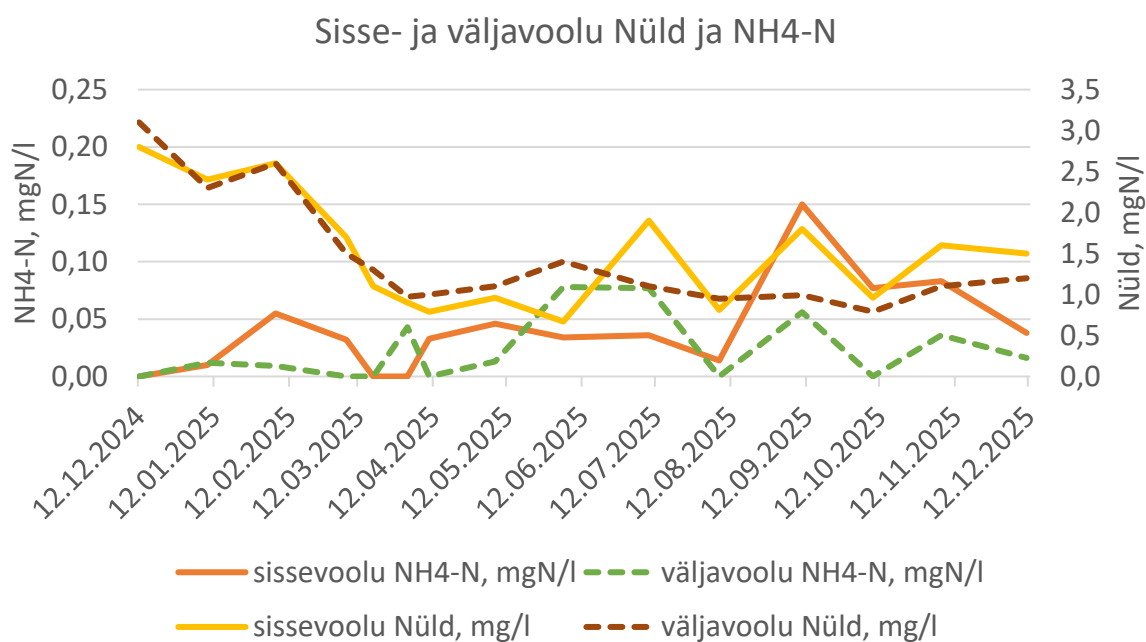
Käsmu oja vee omaduste võrdlemiseks järve sisse- ja väljavoolus on toodud alljärgnevad graafikud, mis kajastavad määratud näitajate dünaamikat kogu mõõtmisperioodi jooksul (Joonised 6.1–6.4).



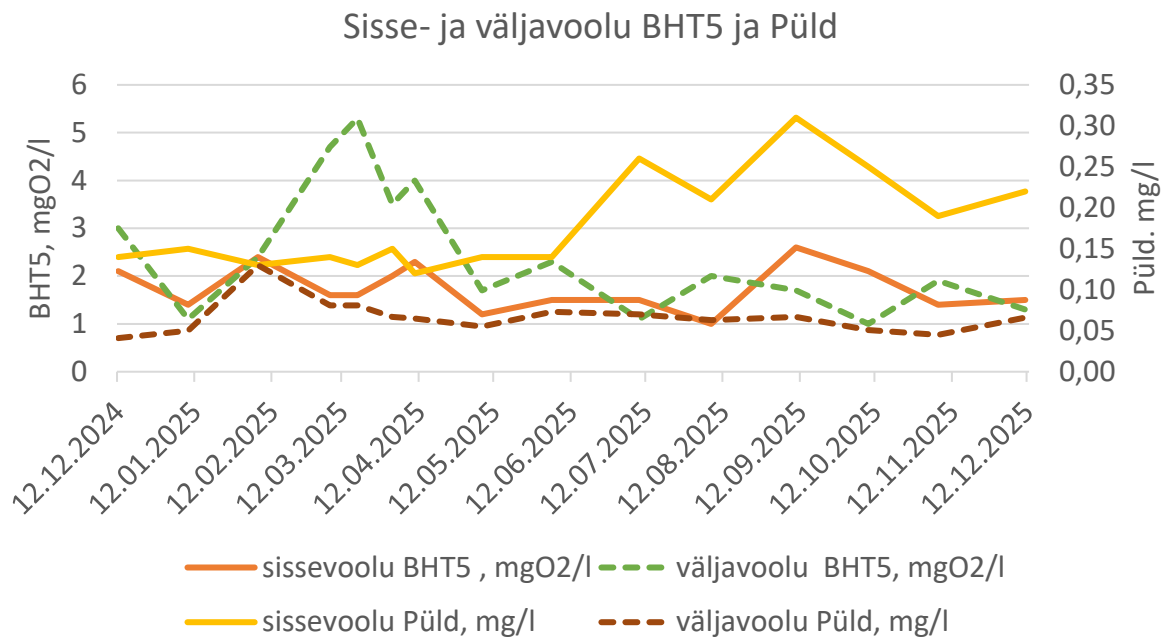
Joonis 6.1. Sisse- ja väljavoolu veetemperatuur ja lahustunud hapniku küllastusaste



Joonis 6.2. Sisse- ja väljavoolu elektrijuhtivus ja pH



Joonis 6.3. Sisse- ja väljavoolu Nüld ja NH₄-N



Joonis 6.4. Sisse- ja väljavoolu BHT5 ja Püld

Käsmu oja seisundi ja võimaliku mõju hindamiseks Käsmu järvele, võrreldi analüüsitud füüsikalisi-keemilisi näitajaid Keskkonnaministri 16.04.2020. a määruse nr 19 „Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused” lisas 5 toodud järvede seisundiklasside piiridega (tüüp S2) kui ka lisas 4 toodud vooluveekogumite seisundiklasside piiridega (V1B). Ülevaade on koondatud järgnevasse tabelisse (Tabel 6.1).

Tabel 6.1. Käsmu ojas mõõdetud näitajate vastavushinnangu väärtuste seisundiklassid vastavalt vooluveekogumite ja maismaa seisuveekogumite näitajatele

Kvaliteedi-näitaja	Vastavus-hinnang	Sissevool			Väljavool		
		Väärtus	Seisundiklass vooluveekogumite seisundi järgi	Seisundiklass maismaa seisuveekogumite piiride järgi	Väärtus	Seisundiklass vooluveekogumite seisundi järgi	Seisundiklass maismaa seisuveekogumite piiride järgi
O ₂ , %	10% tagatusega väärtus	65,80	hea		58,94	kesine	
NH ₄ -N, mgN/l	90% tagatusega väärtus	0,082	väga hea		0,077	väga hea	
BHT5, mgO ₂ /l	aritmeetiline keskmine	1,75	väga hea		2,47	hea	
Püld, mg/l	aritmeetiline keskmine	0,179	väga halb	väga halb	0,067	hea	kesine
Nüld, mg/l	aritmeetiline keskmine	1,50	väga hea	kesine	1,43	väga hea	kesine
pH	aritmeetiline keskmine	7,31		väga hea	7,50		väga hea

Käsmu oja sissevoolu veeanalüüside tulemustest hakkavad eriti silma väga kõrged üldfosfori sisaldused: 0,12–0,31 mg/l. Selleks, et teha kindlaks võimalik reostusallikas, võeti 07.05.2025, 06.11.2025 ja 11.12.2025 lisaproove ja tehti lisamõõtmisi kogu Käsmu oja järvest ülesvoolu jääval osal. Proovivõtupunktide asukohad koos mõõtmistulemustega on alloleval joonisel (Joonis 6.5). Joonisel on sissevoolu seirepunkt tähistatud 0-ga. Punktides 0, 11, 12, 13 ja 15 tehti mõõtmisi kahel korral. Mõlemad lähtes asuvad seirepunktid on tähistatud sama numbriga (16), kuigi asuvad üksteisest 100 m kaugusel. Mõlemad iseloomustavad allikavee kvaliteeti, sest on võetud väljavoolu kohtadest.

Alljärgneval joonisel (Joonis 6.5) on tähistatud Käsmu oja punktid punasega ja sellesse sissetulevate kraavide punktid rohelisega.

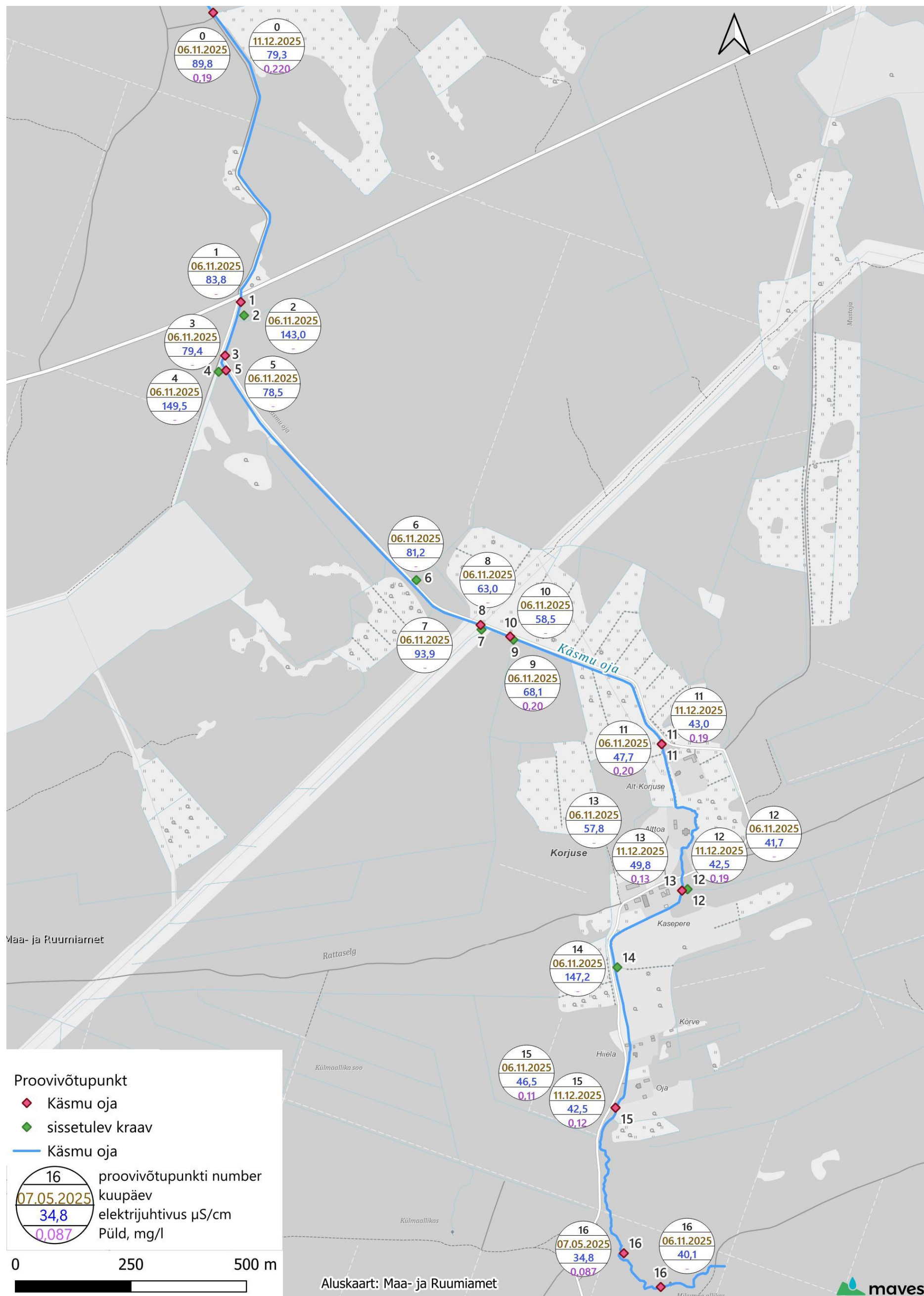
Mõõtmistulemustest selgub, et juba allikas on vee fosforisisaldus kõrge – 0,087 mg/l. See jääb vooluveekogumite kesisesse seisundiklassi.

Punkt 12 asub kraavi suudmes, mis on suurima vooluhulgaga ojja suubuv kraav. Selle vesi oli selgelt tumedam, kui Käsmu oja vesi ning fosfori kontsentratsioon oli 0,19 mg/l (Käsmu ojas enne kraavi sisenemist 0,13 mg/l – väga halb seisundiklass). See on kraav, mille valgala on täielikult metsaga kaetud.

Enne Korjuse küla elamuid oli fosforikontsentratsioon 0,11–0,12 ja pärast elamuid 0,19–0,20 mg/l. Seal vahemikus toimub küll hüpe, kuid samas suubub majade vahel ka mitmeid metsakraave (vooluhulkade vahe enne ja pärast elamuid on Käsmu ojas 2–3 kordne), kus on samuti kõrge fosforikontsentratsioon. Seetõttu ei ole võimalik tõestada, et elamute piirkonnast lisanduks oluline fosforikoormus.

Kui fosforikoormuse põhjuseks oleks inimkoormus, siis sellega kaasneks ka kõrge üldlämmastiku ja $\text{NH}_4\text{-N}$ sisaldus vees. Mõlemad nimetatud näitajad Käsmu ojas vastavad aga väga heale seisundiklassile.

Tõenäoliselt on Käsmu oja suure fosforikoormuse põhjuseks looduslikud tegurid – metsakuivendus, metsa vanus, geoloogilised tingimused.



Joonis 6.5. Käsmu oja proovivõtupunktide asukohad koos elektrijuhtivuse ja Püld kontsentratsioonidega.

Üheks käesoleva töö eesmärgiks on hinnata endise väljavoolu mõju Käsmu järve veetasemele ja seisundile ning rannikuvee mõjusid Käsmu järve seisundile (analüüsida vee keemilist ja ioonilist koostist).

Käsmu järve endine väljavool (lääneküljest otse merre) on pinnastammiga suletud. Teatud hulgal imbub endisesse sāngi vett, kuid selle vooluhulk on olnud vaatluste ajal alla 1 l/s. Pinnastammi absoluutkõrgus on kõige madalamast kohast 6,4 m, mis on järve keskmisest veetasemest 2,3 m kõrgem. Seega puudub väljavoolul mõju järve veetasemele ja seisundile.

Järve veetase on ligikaudu 4 m merevee tasemest kõrgem. See tähendab, et tänu järvevee survele on merevee tungimine järve välistatud. Seetõttu ei võetud järvest veeproove merevee mõju analüüsimiseks.

7 SETTE PAKSUSE MÕÕTMISED

Sette paksust mõõdeti 4. juunil 2025. a.

Välitöödel kasutatud seadmed:

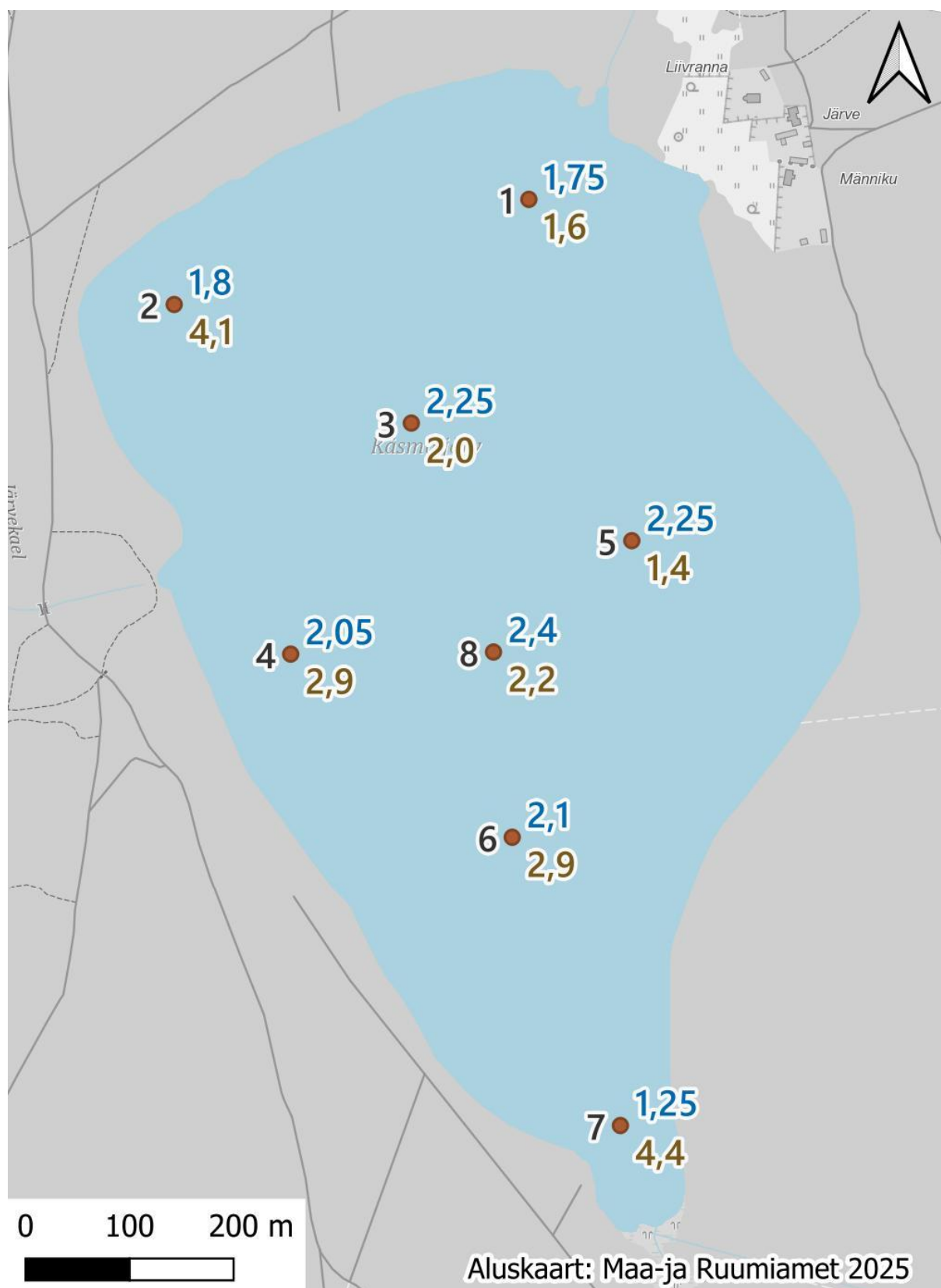
- aerudega kummipaati PROMARINE DELUXE HH330;
- GNSS seade;
- Sette pealispinna mõõtmiseks kettaga plastvarras. Ketta läbimõõt vastas määruse [„Maaparanduse uurimistöö nõuded“ §25 lg 6](#) toodud valemile;
- käsipuur sette sügavuse mõõtmiseks;
- mõõdulint.

Uuringupunktide asukohad määrati kameraaltööde käigus kaardil. GNSS seadme abil navigeeriti järvel uuringupunktidele. Uuringupunktis määrati GNSS seadmega täpne asukoht ning plastvarda ja ketta abil määrati sette pealispinna sügavus veepinnast. Käsipuuriga mõõdeti mineraalse pinnase sügavus veepinnast, surudes kerge jõuga puuri settest läbi. Veetaseme absoluutkõrguse, sette pealispinna sügavuse ja mineraalse pinnase sügavuse abil määrati veekihi paksus ja, settekihi paksus.

Sette paksus mõõdeti kaheksas punktis. Mõõtmistulemused on toodud järgneval joonisel (Joonis 7.1.)

Veetaseme absoluutkõrgus mõõtmise ajal oli 4,21 m.

Keskmiseks sette paksuseks 8 uuringupunkti põhjal saadi 2,66 m ja keskmiseks veekihi paksuseks 1,98 m. Sette koguseks järves on ligikaudu 1,2 miljonit kuupmeetrit.



Joonis 7.1. Käsmu järve sette uuringupunktid. Musta värviga on toodud punkti number, sinisega veekihi paksus ja selle all pruuniga settekihi paksus meetrites.

8 KOORMUS

8.1 Väliskoormus ja maakasutus

Veekogumit mõjutava inimtekkelise väliskoormuse analüüsiks kaardistati erinevates andmebaasides olemasoleva info põhjal Käsmu järve valgalal asuvad punktkoormusallikad (Maa- ja Ruumiameti ortofotod ja kaldaerofotod, PRIA veebikaart, ehtisregister, keskkonnaregister) ja olulised hajukoormusallikad.

Kaardi- ja välitööde raames ei tuvastatud järve valgalal pinna- ega põhjavee võttu, veeheidet veekogusse, põllumajanduslikke tootmisüksusi, kus peetaks rohkem kui 10 loomühikut, saastunud pinnasega alasid ega saastunud objekte.

Veekogumi valgala maakasutuse analüüsimiseks kasutati ETAK maakatte kaardikihte, PRIA põllumassiive ja Maa- ja Ruumiameti metsamuutuste¹ kaardikihte (2019-2024).

Kogu veekogu valgala jaotati järgmistesse kategooriatesse:

- Veekogu – tiigid, järved
- Märjala
- Tee
- Lageraie ala – koondati viimase 6 aasta metsamuutuste kaardiobjektid;
- Õu – nii era- kui ka tööstusõued;
- Põllumaa – PRIA põllumaana kasutuses olevad põllumassiivid
- Rohumaa – nii looduslik rohumaa kui ka rohumaa põllumassiivid ning lagedad alad;
- Mets – puittaimestik ja võsa.

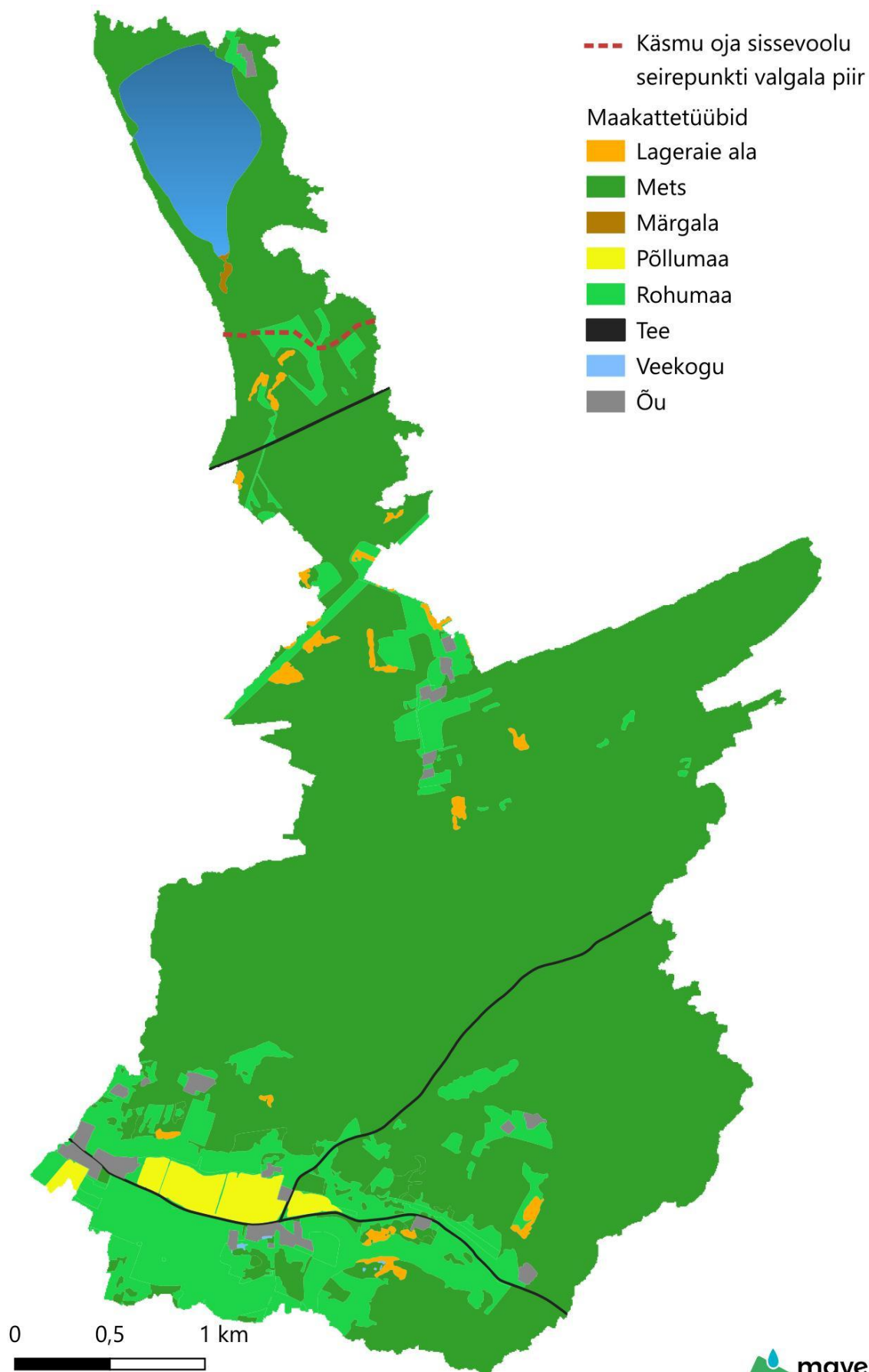
Osakaalud pindala järgi on toodud järgneval joonisel (Joonis 8.2).

Käsmu järve valgalal ühiskanalisatsiooniga piirkondasid ei ole. Valgalal elab ligikaudu 30 inimest, kusjuures teadaolevalt vahetult järve ääres ja Käsmu oja ääres Korjuse külas elab aasta läbi ainult 2 inimest.

Valgalal on PRIA registri järgi üks loomapidamiskoht (EE43573), kus peetakse 6 lammast². Üle 10 LÜ loomapidamiskohti valgalal ei ole.

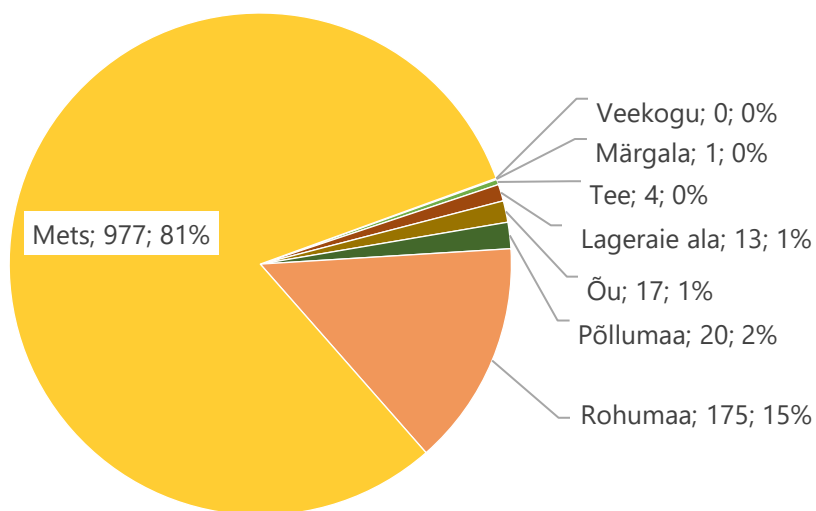
¹ [Metsamuutuste kaardirakenduse kirjeldus | Geoportaal | Maa- ja Ruumiamet](#)

² [PRIA Veebikaart](#)



Joonis 8.1. Käsmu järve valgala maakattetüübid.

Käsmu järve valgala maakatte jaotus, ha; %



Joonis 8.2. Käsmu järve valgala maakatte jaotus.

Lähtuvalt eeltoodud maakattetüüpide ja nende pindaladest ning kasutades teadaolevaid üldlämmastiku ja üldfosfori ärakandekoefitsiente (Iital 2007, Loigu 2010) arvutati Käsmu järve aastane lämmastiku ja fosfori koormus. Tulemused on toodud alljärgnevas tabelis (Tabel 8.1).

Tabel 8.1 Lämmastiku ja fosfori koormus Käsmu järvele arvutatuna koguvalgala maakatte tüüpide ja ärakandekoefitsientide järgi

Maakatte tüüp	Pindala, ha	N ärakanne kg N ha/a	N koormus, kgN/a	P ärakanne kg P ha/a	P koormus kg P/a
Veekogu	0,29				
Märgala	0,72	2,9	2	0,1	0,1
Tee	4,12	5,3	22	0,84	3,5
Lageraie ala	13,02	4,3	56	0,15	2,0
Õu	16,70	5,3	89	0,84	14,0
Põllumaa	20,45	17	348	0,24	4,9
Rohumaa	175,15	3	525	0,12	21,0
Mets*	977,31	4,5	4398	0,2	195,5
Kokku:	1207,8		5439		240,9

* Kuivendatud mets

Käsmu oja valgala moodustab Käsmu järve koguvalgalast ligikaudu 95% ja tänu sellele saab kasutada järve koormuse arvutamiseks Käsmu ojas järve sissevoolus tehtud mõõtmiste andmeid (seirepunkti valgala piir on toodud joonisel Joonis 8.1). Järve fosfori ja lämmastiku koormus arvutati kombineeritult sissevoolu mõõtmistulemuste ja vahetu valgala maakatte tüüpide ning äravoolukoefitsientide järgi. Tulemused on toodud allolevas tabelis (Tabel 8.2).

Punktkoormusi ei ole eraldi välja arvutatud, sest valgala asub äärmiselt vähe asustust ja põllumajandushooneid. Ühiskanalisisatsiooniga ühendamata majapidamiste koormust katab antud juhul õuema maakattetüüp.

Tabel 8.2. Käsmu järve vahetu valgala N ja P koormus maakatte tüüpide ja ärakandekoefitsientide järgi

Maakatte tüüp	Pindala ha	N ärakanne kg N ha/a	N koormus kg N/a	P ärakanne kg P ha/a	P koormus kg P/a
õu	0,88	5,3	4,66	0,84	0,74
mets*	63,57	1,5	95,35	0,06	3,81
rohumaa	1,36	3	4,09	0,12	0,16
soovik	0,72	2,9	2,08	0,2	0,14
Kokku:	66,53		106,18		4,86

* Mineraalmaa mets

Käsmu oja (järve sissevoolu) andmete alusel:

- Keskmise vooluhulk – 43 l/s
- Keskmise üldlämmastiku kontsentratsioon - 1,499 mg/l
- Keskmise üldfosfori kontsentratsioon – 0,179 mg/l
- Aastane üldlämmastiku koormus – 2047,04 kg N/a
- Aastane üldfosfori koormus – 243,93 kg P/a

Aastane üldlämmastiku koormus sissevoolu ja vahetu valgala maakasutuse järgi on 2153,22 kg N/a.

Aastane üldfosfori koormus sissevoolu ja vahetu valgala maakasutuse järgi on 248,79 kg P/a.

Eelnevast nähtub, et puhtalt maakattetüüpide ärakandekoefitsientide alusel arvutatud lämmastikukoormus tuli enam kui kaks korda suurem, kui Käsmu oja mõõtmistulemuste abil arvutatud lämmastikukoormus. Fosforikoormus tuli kombineeritud meetodikat kasutades põhimõtteliselt sama, mis maakattetüüpide ärakandekoefitsientide põhjal arvutatud koormuses. Koefitsientide valimisel sai

määravaks, et Käsmu oja valgala puhul võeti metsa puhul kuivendatud metsamaa koefitsient – 0,2 kg ha/a, seevastu mineraalmaa metsa (Käsmu järve vahetu valgala puhul asjakohane) fosfori ärakandekoefitsient on 0,06 kg ha/a. See näitab, et looduslikult kõrge fosforikoormus võib olla loomulik.

Võib järeldada, et tegelik valgalalt järve jõudev lämmastiku koormus on oluliselt väiksem kui arvutuslik.

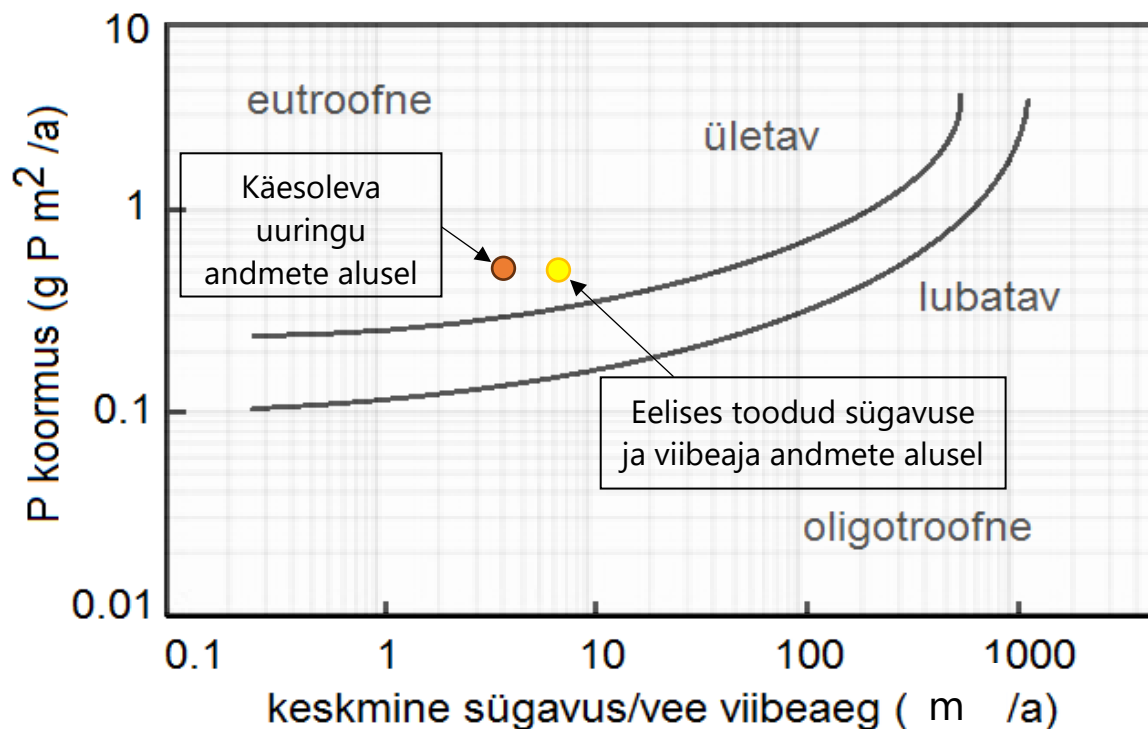
8.2 Järve väliskoormuse taluvus

Ähijärve valgala koormusobjektide olulisuse hindamisel ja ka järve koormustaluvuse hindamisel kasutati Vollenweideri mudelit, mis arvestab veekogu morfomeetrilisi näitajaid, veerežiimi ja fosfori (P) koormust pindala ühikule. Ülevaade Ähijärve andmetest mudeli jaoks on toodud alljärgnevas tabelis (Tabel 8.3). Kuna käesoleva uuringu raames leitud järve keskmine sügavus ja vee viibeaeg on suuremad, kui EELISes toodud, siis tehti arvutused mõlemate andmetega.

Vollenweideri mudeli graafikult (Joonis 8.3) nähtub, et fosfori koormus ületab järve taluvuspiire.

Tabel 8.3. Käsmu järve andmed Vollenweideri mudeli jaoks

Näitaja	Tulemus	EELIS andmete alusel	Ühik
P koormus	248,79		kg P/a
Järve pindala	484929		m ²
P koormus järve pindalale	0,51		g P m ² /a
Järve keskmine sügavus	1,98	1,9	m
Vee maht	960159	769000	m ³
Aastane väljavool	1987399		m ³ /a
Vee viibeaeg	0,48	0,25	a
Sügavuse ja viibeaja suhe	4,125	7,6	m/a



Joonis 8.3. Käsmu Ähijärve fosfori koormuse taluvus Vollenweideri mudeli (1975) järgi.

8.3 Sisekoormus

Kahest proovipunktist tehtud sette fosfori koguste, fraktsioonide ja põhjapoolsest proovipunktist inkubatsioonikatse tulemused näitasid, et vaatamata fosfori suurtele kogustele ei ole sekundaarreostuse (sisekoormuse) oht Käsmu järvele olulisel tasemel.

8.4 Külastuskoormus

Külastuskoormuse hindamiseks tehti järve ääres pistelisi vaatlusi kogu seireperioodi jooksul ning 6. novembril 2025 tehti põhjalikum vaatlus kogu järve külastatava kalda ulatuses.

Järvele on hea ligipääs lääne- ja põhjaosast (sisuliselt sissevoolust kuni väljavooluni, Foto 8.1). Selles ulatuses on vahetult järve kaldal sissekäidud teerada. Jälgitavad on enamkasutatavad puhkekohad. Järve idakallas ei ole praktiliselt külastatav, sest sinna puudub mugav ligipääs.

Kuigi järve ümbruse metsateedel on mootorsõidukiga liikumise keeld, siis järve ääres on neli kohta, kus käiakse autodega (ligipääs praktiliselt veepiirile).

Keskkonnaameti järelvalve osakonnast küsiti andmeid Käsmu järvega seotud rikkumiste kohta. Ajavahemikul 01.11.2015–23.11.2025 on algatatud Keskkonnaameti järelvalve osakonna (endine Keskkonnainspeksioon) poolt kokku 32 väärtemenetlust. Üheksal juhul tuvastati samade isikute poolt korraga mitme keelatud tegevuse vastu eksimine, 27 juhul on olnud tegemist mootorsõidukiga liikumise või parkimisega alal, kus on keelatud omaniku loata mootorsõidukiga liikuda. Kümnel korral on tuvastatud telkimine (osadel juhtudel ka lõkke tegemine) alal, kus see on keelatud. Üheksal korral on tuvastatud loata kalapüük. Ühel juhul tuvastati järvel sisepõlemismootoriga varustatud veesõidukiga sõitmine.

Ülevaatus käigus tuvastati prügistamist ja mitmeid lõkkekohti, kuid üldiselt on pealtnäha vähetõenäoline, et praegune külastuskoormus põhjustaks järvele olulist mõju. Samas võib külastuskoormus tuua kaasa erosiooni, mis võib siiski mõju avaldada. Seega on siiski oluline pidada kinni kehtivatest reeglitest ning takistada hoolimatute kodanike sõidukitega ligipääsu järve kaldale.



Foto 8.1. Üks hästi ligipääsetavatest kohtadest järve läänekaldal vaatega kagu suunas (foto: Tuuli Vreimann). Foto asukoht: <https://xgis.maaamet.ee/xgis2/page/link/EBZtuLuw>.

9 MEETMEKAVA

Meetmekava on koostatud lähtuvalt olulisimatest probleemidest, mis käesoleva uuringu ja varasema teadaoleva info põhjal on teada. Alljärgnevalt on toodud probleemkohad teemade kaupa ning vajadusel esitatud asjakohased meetmed.

Hajukoormuse vähendamine

Käsmu järve puhul on erandlikult suur fosforikoormus metsamaast. Põldude osakaal valgalal on väike. Koormuse analüüs näitas, et Käsmu valgala asunduste ja metsamaa mõjudega vooluveekogudes on peamise toiteaine, fosfori, kontsentratsioonid mõlemas suured. Seepärast on tõenäoline, et ala fooniväärtused (looduslik koormus) võivad olla tavapärasest suuremad. Hajukoormuse vähendamine põldudelt ei pruugi anda oodatavat tulemust.

Külastuskoormuse reguleerimine

Käsmu järv on suhteliselt populaarne külustuspaik. Ümbritsev kalda-ala on enamasti vaese pinnasega mets, kust võib suure külastuskoormuse korral järve kanduda palju nii biogeene kui ka orgaanilisi aineid. Pehmeveelised järved k.a. Käsmu on sellistele mõjutustele väga vastuvõtlikud.

Käsmu järv asub Lahemaa rahvuspargis. Järve lääne- ja põhjakallas jääb Lahemaa looduslikku sihtkaitsevööndisse ning idakallas Lahemaa piiranguvööndisse. Hoolimata sellest, et Käsmu järve äärde viivate teede ääres on mootorsõidukiga liikumise keelumärgid, sõidetakse siiski autodega järve kaldale, telgitakse ja tehakse lõket. On tulnud ette ka mootorsõidukiga järvel sõitmist. Nimetatud tegevused on kaitsekorra järgi keelatud.

Külastuskoormuse reguleerimise meetmeteks on parem teavitamine korrast ja põhjustest, miks niisugune kord on kehtestatud ning ligipääsu reguleerimine.

Kehtivatest reeglitest teavitamiseks tuleb Käsmu järve ligipääsuteede äärde paigaldada täiendavad infostendid mis selgitavad, mida tohib ja mida ei tohi teha ning lisada ka põhjused. Mootorsõidukitega järve kaldale pääsemise takistuseks rajada lukustatavad tõkkepuud või muud tõkised. Need peavad olema paigutatud kohtadesse, kus metsa alt ümber sõitmine on välistatud.

Hinnanguline meetme maksumus 10 000€. Rakendamise aeg: 2026–2027.

Veetaseme stabiliseerimine

Veetaseme kõikumine mõjutab järve ökosüsteemi funktsioneerimist. Madalatel järvedel on see eriti oluline, sest madala veetaseme puhul ainete kontsentratsioonid

suurenevad. Samuti mõjutatakse litoraali ja sublitoraali elupaiku kahandades elustiku koosseisu ja arvukuse stabiilsust. Kuivaks jäänud aladel toimub kiire orgaaniliste aine mineraliseerumine, mis lisab toiteaineid vette. Kõrgema veeseisu puhul toimuks see pikema aja jooksul. Kõrgem ja ühtlasem veetase parandab ökosüsteemi funktsioneerimist.

Käsmu järve veetaseme stabiliseerimiseks koostati kaks erinevat lahendust (Tabel 9.1). Mõlemad lahendused näevad ette järve väljavoolul asuvast truubist allavoolu kärestikkalapääsu rajamise. Kärestikkalapääsu ülevoolufrent on projekteeritud lai (5 m), et tagada veetasemete väike kõikumine. Esimene, eelistatud variant tagab keskmise järve veetaseme absoluutkõrguse 4,4 m, mis on umbes 0,3 m kõrgem praegusest keskmisest veetasemest. Umbes samal kõrgusel hoiti järve veetaset kuni aastani 2019, kui väljavoolult eemaldati šandoorid ning järve veetase alanes praegusele tasemele. Tänu sellele, et varasemalt on kõrgema veetaset järves hoitud, ei põhjusta see järveäärsele maakasutusele olulist negatiivset mõju.

Variant 2 ei ole eelistatud, sest see tõstaks veetaset oluliselt vähem, mis ei pruugi anda järve seisundile oodatud mõju. See oleks ka oluliselt kulukam lahendus, sest veetaseme stabiliseerimiseks on vaja ära vahetada olemasolev trupp.

Tehnilise lahenduse eelprojektid on toodud aruande lisas 7.

Tabel 9.1. Eelprojektide variantide maksumused ning veetasemed absoluutkõrgusel meetrites.

Variant	Maksumus	Miinum- veetase	Keskmine veetase	Maksimum- veetase
1 – kärestikkalapääsu rajamine ja olemasoleva truubi rekonstrueerimine	67,7 tuh €	4,65	4,41	4,49
2 – kärestikkalapääsu rajamine ja olemasoleva truubi asendamine sillaga	112,8 tuh €	4,16	4,24	4,40

Kesises seisundis ÖSE näitajate parandamine

Vee abiootilised omadused ja fütoplankton

Vee abiootilised omadused ja fütoplankton on omavahel otseselt seotud. Veetaseme stabiliseerimine ja külastuskoormuse parem korraldamine on meetmed, mis võivad kahandada toiteainete kontsentratsiooni ja samas vähendada setete resuspensiooni, muuta valguse levikut veesambas. Selliste protsesside tulemusena võivad väheneda veeõitsengud ja muutuda fütoplanktoni koosseis, milles väheneb eutrafentide osakaal.

Zooplankton ja kalad

Zooplanktoni seisund sõltub tugevalt vee kvaliteedist, fütoplanktoni kooslusest ja kalastiku struktuurist. Uuringu tulemused viitavad, et Käsmu järve ökoloogilise seisundi parandamiseks on otstarbekas suurendada röövkalade osakaalu. See toetaks ühtlasi zooplanktoni koosluste paranemist. Sobiv biomanipulatsiooni meede on järve täiendamine noorte haugidega. Haugi noorjarkude asustamise maksumus on ligikaudu 2000 €. Asustamise kavandatav aeg on 2026. või 2027. aasta.

Suurselgrootud

Suurselgrootute seisund on olnud uuritud aastatel ebastabiilne. Arvatavasti mõjutab seda ka bentostoidulise kala, linaski elutegevus. Haugide asustamine peaks parandama ka suurselgrootute olukorda.

Meede	Sisu / eesmärk	Rakendamise aeg	Maksumus
Veetaseme stabiliseerimine – eelprojekti variant 1	Veetaseme tõstmine/stabiliseerimine tehiskärestikuga (madalate suve- ja talveperioodide mõju vähendamine; setete resuspensiooni ja P vabanemise riski vähendamine; elupaikade stabiilsus).	Projekteerimine ja ehitus 2026–2027	67 700 €
Külastuskoormuse ohjamine	Infostendid, ligipääsude/tõkkepuude lahendused, eesmärk vähendada kaldal erosiooni ja reeglite rikkumisi.	2026	10 000 €

Meede	Sisu / eesmärk	Rakendamise aeg	Maksumus
Biomanipulatsioon – haugi asustamine	350–400 samasuviste haugi hajus asustamine litoraallivööndisse (tasakaalustamaks lepiskalade osakaalu ja toetada zooplanktoni survet fütoplanktonile).	2026 või 2027	2 000 €

9.1 Järeelseire

Pärast meetmete rakendamist on vajalik järeelseire meetmete tõhususe hindamiseks ning järve seisundi jälgimiseks. Vajalik on järgmine seire:

1. Pärast meetmete rakendamist tuleb jätkata Käsmu järve riikliku seirega senisest sagedasema ajavahega – pärast veetaseme optimeerimist kolmel järgneval aastal.
2. Pärast järve veetaseme stabiliseerimist tuleb jälgida regulaatori toimimist. Tuleb hinnata, kas erinevate veerežiimide korral kujuneb veetase vastavalt projekteeritule. Kui ilmneb erisusi, siis tuleb vajadusel näha ette järeltegevused rajatise korrigeerimiseks. Ülevaatus peaks toimuma vähemalt üks kord kvartalis kahe aasta jooksul pärast ehitise valmimist. Veetaseme jälgimise lihtsustamiseks tuleb järve äärde paigaldada mõõdulatt, millel tähistada normaalveetase ning maksimum- ja miinimumveetasemed.
3. Kui karestikkalapääs on valmis, peab kalastikuekspert jälgima ja hindama selle toimivust kalapääsuna. Seire peab toimuma esimesel aastal pärast regulaatori valmimist ning seejärel iga 3 aasta tagant. Vajadusel tuleb ette näha järeltegevused rajatise korrigeerimiseks.

10 KIRJANDUS

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 Res.* 17: 333–347.

Błędzki, L.A., Rybak, J.I., 2016. Freshwater crustacean zooplankton of Europe. Cladocera & Copepoda (Calanoida, Cyclopoida). Key to species identification, with notes on ecology, distribution, methods and introduction to data analysis. Springer, 918 lk.

Caroni, R., Irvine, K., 2010. The potential of zooplankton communities for ecological assessment of lakes: redundant concept or political oversight? *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 110B: 35–53. DOI: 10.3318/BIOE.2010.110.1.35

Čeirāns, A., 2007. Zooplankton indicators of trophy in Latvian lakes. *Acta Universitatis Latviensis* 723, Biology, pp. 61–69.

Czensny, R., 1960. Wasser-, Abwasser- und Fischereichemie. Veb Verlag Technik Berlin, 429.

Demetraki-Paleolog, A., 2012. Long term changes of planktonic rotifers of ten lakes of different trophic status. *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przyr.* – OL PAN 9, 44–57.

Eesti järved. 2019. Laarmaa, R., Ott, I., Timm, H., Maileht, K., Sepp, M., Mäemets, H., Palm, A., Krause, T., Saar, K. Roheline Eesti. Kirjastus „Varrak”. 256 lk.

Eesti järved. 1968. Mäemets, A., Simm, H., Varep, E. (toimetuskolleegium). Tln. Kirjastus „Valgus”. 548 lk.

Ejsmont-Karabin, J., 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: rotifer trophic index. *Pol. J. Ecol.* 60: 339–350.

EVS-EN 15110:2006. Water Quality – Guidance standard for the routine sampling of zooplankton from standing waters.

EVS-EN ISO 10870:2012. Water quality – Guidelines for the selection of sampling methods and devices for benthic macroinvertebrates in fresh waters (ISO 10870:2012). Eesti Standardikeskus.

EVS-EN 15110:2006. Water Quality – Guidance standard for the routine sampling of zooplankton from standing waters.

EVS-EN ISO 10870:2012. Water quality – Guidelines for the selection of sampling methods and devices for benthic macroinvertebrates in fresh waters (ISO 10870:2012). Eesti Standardikeskus.

EVS-EN 16695:2015, Vee kvaliteet. Juhised fütoplanktoni biomahu määramiseks. Eesti Standardikeskus.

EVS-EN 16698:2015, Vee kvaliteet. Siseveekogudest fütoplanktoni kvantitatiivsete ja kvalitatiivsete proovide võtmise juhised. Eesti Standardikeskus.

Ginter, K., Blank, K., Haberman, J., Kangur, A., Kangur, K., 2018. Fish predation pressure on zooplankton in a large northern temperate lake: impact of adult predators versus juvenile predators. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences* 67(4): 356–367.

Grasshoff, K., Ehrhardt, M. & Kremling, K., 1981. *Methods of Seawater Analysis*. New York

Heiri, O., Lotter, A. F. & G. Lemcke. 2001. Loss of ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25:101-110.

Hillebrand, H., Dürselen, C.-D., Kirschtel, D., Zohary, T. and Pollinger, U. (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35: 403-424.

Hupfer, M., Gächter, R. & R. Giovanoli, 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquatic Sciences*, 57:305-324.

Iital, A., Loigu, E., 2007. *Hajukoormuse andmete täpsustamine*. Tallinn.

Jeffrey, S.W. & Humphrey, G.F., 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. - *Biochemie und physiologie der Pflanzen* 167: 191-194.

Johnson, R.K., 1999. Benthic macroinvertebrates. In: *Bedömningsgrunder för miljökvallitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar* (Ed. by Torgny Wiederholm). Naturvårdsverket Förlag, 85-166.

Kaiavere, Kaiu, Raigastvere, Tamula järvede ning Ähijärve uurimuslik seire mittehea seisundi põhjuste täpsustamiseks, seisundi parandamiseks vajalikud meetmed ja ökoloogilise seisundi hindamissüsteemi korrigeerimise vajadus. 2020. Kobras AS. Eesti Maaülikool. Tellija Keskkonnaamet. Käsikiri. 194 lk.

Kõvask, V. & Milius, A. 1982. Lõuna-Eesti järvede fütoplankton. Eesti NSV järvede nüüdiseisund. Tartu, 75-85.

Lenat, D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J. North Amer. Benthol. Soc.* 7: 222-233.

- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343–346.
- Loigu, E., Iital, A., Pachel, K., Leisk, Ü., 2010. Fosfori- ja lämmastikukoormuse uuring punkt- ja hajureostuse allikatest. Fosforvähendite kaadmiumi reostusohu hindamine. Tallinn.
- Maileht, K., Ott, I., Timm, H., Lehtpuu, M., Palm, A., Krause, T., Pall, P., Blank, K., 2024. Väikejärvede ökoloogilise seisundi hindamise klassifikatsiooni täiustamine. KIK projekti aruanne, Tartu.
- Medin, M., Ericsson, U., Nilsson, C., Sundberg, I., Nilsson, P.-A., 2001. *Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar*. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke, 12 pp.
- Murphy, J. & I. P. Riley, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27:31–36.
- Mäemets, A. 1977. Eesti NSV järved ja nende kaitse. Kirjastus „Valgus“. Tln. 264 lk.
- Ott, I., Kõiv, T. 1999. Eesti väikejärvede eripära ja muutused. EV Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. Eesti Teaduste Akadeemia. Eesti Põllumajandusülikooli Zooloogia ja Botaanika Instituut. *Estonian small lakes: special features and changes. Estonian Environment Information Centre. Estonian Academy of Sciences. Institute of Zoology and Botany of the Estonian Agricultural University.* 128 lk. pp.
- Ott, I., Laugaste, R., 1996. Fütoplanktoni koondindeks (FKI). Üldistus Eesti väikejärvede kohta. Eesti Keskkonnaministeeriumi Infoleht nr 3.
- Ott, I., Maileht, K., Laarmaa, R. 2013. Järvede ökoloogilise seisundi hindamisel kasutatava fütoplanktoni ja füüsikalise-keemiliste kvaliteedinäitajate klassipiiride korrigeerimine ja referentstingimuste seadmine. Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tellija: EV Keskkonnaministeerium. 68 lk.
- Paludan, C., Jensen, H.S. 1995. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: Significance of humic acids. *Wetlands* 15, 365–373.
- Pielou, E. C., 1975. *Ecological diversity*. New York.
- Pihu, E. (koostaja). 1988. 40 järve seisundi hinnang, meetmed ja soovitused nende kasutamiseks. II. Rakvere, Paide ja Tartu rajooni järved. ENSV MN Kalamajanduse Valitsusega sõlmitud lepingulise töö aruanne nr. 233. Trt. ENSV Teaduste Akadeemia Zooloogia ja Botaanika Instituut. Käsikiri 349 lk.
- Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate

väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused. RT I, 21.04.2020, 61.

Psenner, R., Puccsko, R. & M. Sager, 1984. Die Fraktionierung organischer und organischer Phosphorverbindungen von Sedimenten: Versuch einer Definition ökologisch wichtiger Fraktionen. Arch. Hydrobiol. Suppl., 70:111-155.

Reports of the Baltic Intercalibration Workshop, 1977. Kiel

Ruttner-Kolishko, A., 1977. Suggestions for biomass calculation of planktonic rotifers. Archiv für Hydrobiologie 8: 71–76.

Saarse, L. 1994. Donnõje otloženiya malõkh ozjor Estonii. Tln. Akademiya Nauk Estonii.. Institut Geologii. 230 str. Bottom deposits of small Estonian lakes. Estonian Academy of Sciences. Institute of Geology. 230 pp.

Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R., (1972). A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board. Can. 167: 1-310.

Timm H., 2015. Eesti sisevete suurselgrootute määraja. Identification guide to freshwater macroinvertebrates of Estonia. Kuma, 424 lk.

Veepoliitika raamdirektiiv, 2002. Euroopa Parlamendi ja Euroopa Liidu Nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ. Keskkonnaministeerium, 63 lk.

Vollenweider, R. A. 1975. Input-Output Models with Special Reference to Phosphorus Loading Concept in Limnology. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie-Swiss Journal of Hydrology, Vol. 37, pp. 53-84.

Väikejärvede hüdrobioloogilise seire aruanded. 2009, 2012, 2015, 2020. Tellijad Keskkonnaministeerium. Info- ja Tehnokeskus. Keskkonnaagentuur.

<https://www.plingfactory.de/Science/Atlas/KennkartenTiere/Rotifers/01RotEng/source/Asplanchna%20priodonta.html> (Külastatud 05.01.2026)

Балушкина, Е.В., Винберг, Г.Г., 1979. Зависимость между массой и длиной тела у планктонных животных. Общие Основы Изучения Водных Экосистем (ed Винберг Г. Г.), Leningrad, pp. 169–172.

Киселев, И.А., 1956. Методы исследования планктона. Жизнь Пресных Вод СССР IV (eds Павловский, Е.Н. & Жадин, В.И.), Москва-Ленинград, pp. 183–265.

Мяметс, А., 1980. Изменение зоопланктона. В кн. Антропогенное воздействие на малые озера. с. 54–64.

Студеникина, Е.И., Черпахина, М.М., 1969. Средний вес основных видов зоопланктона Азовского моря. Гидробиологический журнал 5: 89–91.