

KUULMAJÄRVE MAASTIKUKAITSEALA JÄRVEDE ÖKOLOOGILISE SEISUNDI HINDAMINE



Vastutav täitja: Ingmar Ott

Koostajad: Ingmar Ott, Henn Timm, Aimar Rakko, Maili Lehtpuu, Kätlin Blank, Katrin Ott, Anu Palm, Teet Krause, Peeter Pall

TARTU
2023

Sisukord

SISSEJUHATUS	3
1. MATERJAL JA MEETODID	4
1.1. Hüdrokeemia	4
1.2. Fütoplankton	5
1.3. Zooplankton	8
1.4. Suurtaimed	9
1.4.1. Hindamisparameetrid.....	10
1.5. Suurselgrootud	11
1.5.1. Proovid	11
1.5.2. Seisund	12
1.6. Kalastik	14
1.6.1. Metoodika.....	14
1.6.2. Seisundiindeksid.....	14
1.7. Hüdromorfoloogia	15
2. TULEMUSED	19
2.1. Partsi Saatjärv	19
2.1.1. Hüdrokeemia	19
2.1.2. Fütoplankton.....	19
2.1.3. Zooplankton.....	21
2.1.4. Suurtaimed.....	24
2.1.5. Suurselgrootud.....	25
2.1.6. Kalastik.....	25
2.1.7. Hüdromorfoloogia	26
2.2. Kuulmajärv	27
2.2.1. Hüdrokeemia	27
2.2.2. Fütoplankton.....	28
2.2.3. Zooplankton.....	29
2.2.4. Suurtaimed.....	32
2.2.5. Suurselgrootud.....	33
2.2.6. Kalastik.....	34
2.2.7. Hüdromorfoloogia	34
3. Kokkuvõte	37
Kirjandus	40

SISSEJUHATUS

Partsi Saarljärve ja Kuulmajärve ökolooilist seisundit hinnati järgmiste kvaliteedi elementide alusel: vee abiootilised omadused, hüdro-morfoloogia, fütoplankton, zooplankton, suurtaimed, suurselgrootud, kalad. Kasutatud on ka meie asutuse varasemate uuringute andmeid.

Mõlemad järved on haruldase limnoloogilise tüübiga – atsidotroofsed (Ott ja Kõiv, 1999). EL liikmesmaades kehtiva Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) alusel on need järved S4 tüüpi (Pinnaveekogumite..., 2020), st tumeda ja pehme veega. Sisuliselt on need järved ka S4 tüübis erandlikud. Neis on vesi väga tüme ja happeline. Kui enamasti paiknevad seda tüüpi järved rabades ja on väga madalad, siis need on sügavamad ja paiknevad mineraalmaal. Sellised erilised tingimused määravad üsna oluliselt ka elupaikade ja elustiku omadused. Elustik on enamasti oluliselt vaesem kui teistes järvedes. Samas tagavad erinevalt pehme ja heleda veega järvedest suured kogused humiinaineid ökolooiliste protsesside stabiilsuse. Mõlema järve limnoloogiliste üldnäitajate väärtused on esitatud tabelis 1.

Tabel 1. Partsi Saarljärve ja Kuulmajärve üldlimnoloogiliste näitajate väärtused.

Näitaja	Partsi Saarljärv	Kuulmajärv
Pindala, ha	12,3	6,4
Kaldajoone keerukus	1,92	1,22
Maksimaalne sügavus, m	11,9	6
Keskmine sügavus, m	3,8	
Kaldajoone pikkus, m	2014	1090
Kollane aine (2023. a.)	94,3	77,5
Elektrijuhtivus, $\mu\text{S}/\text{cm}$ (2023. a.)	41,1	34,4
pH pinnakihis (2023. a.)	6,45	6,01

Andmete kogumisel, analüüsimisel ja aruande koostamisel osalesid järgmised Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudi hüdrobioloogia ja kalanduse õppetooli töötajad: Ingmar Ott – üldkorraldus, fütoplankton; Katrin Ott – vee abiootilised omadused; Aimar Rakko – fütoplankton; Kätlin Blank – zooplankton; Maili Lehtpuu – suurtaimed; Henn Timm – suurselgrootud; Teet Krause ja Anu Palm – kalastik; Peeter Pall – hüdro-morfoloogia.

1. MATERJAL JA MEETODID

1.1. Hüdrokeemia

Kuulmajärves ja Partsi Saarijärves uuriti veesamba vee omadusi. Proove koguti samast veekihi keemiliseks ja fütoplanktoni analüüsiks van Dorni-tüüpi batomeetriga (maht 2 l). Hüppekihi eristamisel võeti aluseks vees lahustunud hapniku sisalduse muutus 1,5 mg/l meetri kohta. Uuringud toimusid neli korda vegetatsiooniperioodi jooksul (mais, juulis, augustis ja septembris). 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, üldlämmastiku sisaldus, kollane aine.

Vee läbipaistvust mõõdeti 30 cm läbimõõduga valge Secchi kettaga ja väljendati täpsusega 0,1 m (mõnikord ka 0,05 m). Vee värvus määrati silma järgi Secchi ketta taustal, poole läbipaistvuse sügavusel. Temperatuur, lahustunud hapniku sisaldus ja küllastusprotsent ($O_2\%$), pH, elektrijuhtivus, erijuhtivus 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 0,2–0,3 meetri sügavuselt. Sügavamatest kihtidest võeti vesi batomeetriga. 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 kolorimeetriselt askorbiinhappe ja molübdatreaktiiviga. 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 spektrofotomeetriselt. 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 1.2.1), kus järved on vee aluselise ja elektrijuhtivuse põhjal kolmeks jaotatud.

Tabel 1.2.1. Eesti järvede jaotus vee aluselise (HCO₃⁻) ja elektrijuhtivuse (E) põhjal

	HCO ₃ ⁻ (mg ekv/l)	HCO ₃ ⁻	E
Kare vesi	>3,9	>240	>400
Keskmiselt kare	1,3–3,9	80–240	165–400
Pehme vesi	<1,3	<80	<165

Järvede seisundit hinnati tabeli 1.2.2 järgi. Mõlema järve kohta koostati seisundihinnang füüsikalise-keemiliste näitajate (pH, üld-P, üld-N) väärtuste aritmeetiliste keskmiste põhjal, arvestades EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) nõudeid (Veepoliitika..., 2002) ja keskkonnaministri määrust (Pinnaveekogumite ..., 2020). Tabeli 1.2.2 järgi on nõuded VRD S4 tüüpi kvaliteediklasside piiridele.

Tabel 1.2.2. Seisuveekogutüübi S4 seisundiklasside piirid füüsikalise-keemiliste seisundinäitajate väärtuste järgi.

Tüüp S4 – pehme, tumeda veega järv (andmete aritmeetiline keskmine)						
Seisundinäitaja	Ühik	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
pH		3-7,7	-	>7,7	-	-
Üldfosfor	µg/l	≤30	31–60	61–80	81–100	>100
Üldlämmastik	µg/l	≤590	600–900	>1000– 1500	>1500–2000	>2000

Analüüside algandmed esitatakse aruande lisan 1.

1.2. Fütoplankton

Fütoplanktoni proovid koguti mõlemast järvest neljal kuul: mais, juulis, augustis ja septembris. Kvalitatiivsed proovid koguti Apsteini planktonvõrkudega (silma suurus 20 ja 48 µm) vertikaalselt veesambast ja paadist järeleval. Kvalitatiivsed proovid koguti liigilise koosseisu määramiseks ja liikide arvu kindlakstegemiseks. 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. Kameraaltötluseks kasutati Utermöhli meetodikat (1958), mis on EL standard (EVS-EN 16695:2015). Proovidest sadestati sõltuvalt fütoplanktoni arvukusest loenduskambris kas 3, 10, 25 või 50 ml. Hästi arvuka fütoplanktoniga proove lahjendati enne sadestamist kraaniveega. Rakud loendati invertmikroskoobi Nikon Eclipse Ti, või Hund Wilovert S abil. Mikroskoobis kasutati sõltuvalt

vetikate suurusest. 10x või 16x suurendusega okulaare ja objektiive suurendusega 10x, 20x, 40x, 100x. Biomass arvutati vetikate ruumalade mõõtmise kaudu (Hillebrand *et al.*, 1999). Biomassi arvutamisel võeti vetikate erikaaluks 1. Pigmentide, klorofüllid (Chla, Chlb, Chlc) ja karotinooidide (Car) sisaldused määrati spektrofotomeetriliselt 96% etanooli ekstraktis (kaks paralleelproovi) ja arvutati Jeffrey & Humphrey (1975), Lorenzeni (1967) ja Stricklandi ning Parsons (1972) võrrandite järgi.

Tabelis 1.2.1. on esitatud fütoplanktoni näitajate klassifikatsioon vastavalt Veepoliitika Raamdirektiivile (Veepoliitika..., 2002) ja Eesti kehtivale määrusele ning selle lisale nr. 5 (Pinnaveekogumite..., 2020). Kasutati Chla sisaldust, fütoplanktoni koondindeksit (FKI), ühtluse indeksit (J) ja koosluse kirjeldust (FPK). Fütoplanktoni koosluse hindamisel kasutatakse täiendatud metoodikat. Lisaks kasutati biomassi, Chla, liikide arvu ja FKI hindamisel troofsusklassifikatsiooni Kõvaski ja Miliuse (1982) kriteeriumite järgi, kuid veidi muudetud kujul, arvestades hilisemaid uurimistulemusi (**tabel 1.2.2**). Järvede seisundi hindamisel fütoplanktoni alusel kasutati ka ekspertarvamusi (näiteks indikaatorliike, dominantliikide vaheldumist kasvuperioodi jooksul jne.).

Fütoplanktoni kogubiomassiga koos esitati tähtsamate vetikahõimkondade (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 1.2.1). J on bioloogilise seisundiga võrdeline – mida suurem J väärtus, seda parem bioloogiline seisund.

Tabel 1.2.1. Fütoplanktoni näitajate kriteeriumid

Järve tüüp	Kvaliteedi-klass	Klorofüll- <i>a</i> Chla, µg/l	Fütoplanktoni kooslus (FPK)*	Fütoplanktoni koondindeks (FKI)	Ühtluse indeks (J)
S4	väga hea	≤10	väga hea	≤2	0,81-1
	hea	11-20	hea	2,1-4	0,61-0,80
	kesine	21-30	kesine	4,1-7	0,41-0,60
	halb	>30	halb	7	0,21-0,40
	väga halb	väärtus täpsustamata	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 Chla väärtuse järgi (Chla 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 Chla väärtuse järgi (Chla 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 Chla väärtuse järgi (Chla 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 metoodikat on muudetud võrreldes 2009 keskkonnaministri määrusega (Pinnaveekogude..., 2020). Vastava muudatuse tellis Keskkonnaministeerium (Ott jt., 2013).

Tabel 1.2.2. Fütoplanktoni näitajate hindamiskriteeriumid (Kõvask ja Milius, 1982 modif.). * - liikide arv on hüpertroofsetes järvedes sageli madal. FKI – fütoplanktoni koondindeks; *Chla* – klorofüll a sisaldus.

Parameeter	Ühik	Madal, oligotroofne	Keskmine, mesotroofne	Kõrge, eutroofne	Ülikõrge, hüpertroofne
Biomass	mg/L	≤ 3	3,1-15	15,1-30	>30
Liikide arv loendusproovis		≤20	21-40	41-60	≥61*
FKI		≤2	2,1-5	5,1-7	>7
<i>Chla</i>	µg/L	≤7	7,1-25	25,1-50	>50

1.3. Zooplankton

Metazooplanktonit koguti vee omaduste ja fütoplanktoni proovide kogumisega koos juulis (19.07.2023) ja septembris (20.09.2023).

Zooplanktoni seisundi hindamiseks koguti proovid van Dorni tüüpi batomeetriga, integraalselt erinevatelt sügavustelt järve sügavast kohast. Zooplanktoni uurimiseks vajaliku proovi saamiseks kurnati 20 liitrit vett läbi 48 µm silmaläbimõõduga Apsteini planktonivõrgu. Proov fikseeriti Lugoli lahusega (jood-kaaliumjodiidi hapestatud lahus) ja analüüsiti Bogorovi kambris stereomikroskoobi (Nikon SMZ1500) all (peamiselt 60x suurenduse juures). Proovide kogumisel kasutati proovivõtustandardi (EVS-EN 15110:2006) meetodeid, proovide edasisel analüüsimisel laboris ka zooplanktoni kvantanalüüsi (Киселев, 1956) meetodeid.

Enne analüüsi viidi proov (eemaldati liigne vesi) 200 milliliitriini. Saadud proovist võeti 4 ml vett (2+2 ml). Arvukus saadi zooplankterite loendamisel kindlas koguses vees. Biomassi arvutamiseks mõõdeti proovis leitud zooplankterite pikkused ja laiused (kui isendeid on rohkelt, siis vähemalt 10 isendil iga taksoni puhul). Saadud pikkuste ja laiuste keskmiste ja väljatöötatud valemite abil arvutati iga liigi isendi keskmine kaal (märgkaal), kasutati liigispetsiifilisi valemeid keriloomade (Ruttner-Kolishko, 1977), aerjalgsete vähikvastsete (Студеникина & Черепяхина, 1969) ja ülejäänud vähilaadsete (Балушкина & Винберг, 1979) puhul.

Dominandiks peame zooplanktoni taksonit, kes moodustab kogu zooplanktoni arvukusest või biomassist vähemalt 20%.

Zooplanktoni biomassi ja arvukuse hindamiseks kasutati järgmist skaalat:

	Biomass (g/m³)	Arvukus (tuh is/m³)
Madal	< 1	< 50
Keskmine	1 – 3	50 – 100
Kõrge	> 3	> 100

Kuna veekogude seisundi analüüsimiseks vajalikud zooplanktoni hindamiskriteeriumid on alles väljatöötamisel, anti Partsi Saarjärvele ja Kuulmajärvele seisundihinnang zooplanktoni liigilise koosseisu, domineerivate taksonite ning indikaatorliikide alusel, mis tuginevad peamiselt Mäemetsa (1980) poolt loodud klassifikatsioonidel, aga ka uuemal kirjandusel (nt Čeirāns, 2007; Caroni & Irvine, 2010; Ejsmont-Karabin, 2012; Błędzki & Rybak, 2016 jt) ning ekspertarvamusel.

1.4. Suurtaimed

Paadiga läbiti mõlema järve kogu kaldajoon ning kasutati iga 150-200 meetri tagant profiile. Igal profiilil (uuritav ala, mis algab veepiirist ning ulatub veesise taimestiku maksimaalse levikusügavuseni) registreeriti veetaimestiku liigiline koosseis, liikide ohtrused ning nende maksimaalsed levikusügavused. Eraldi hinnati ka suurte niitvetikate ohtrust. Töövahendina kasutati mõõtudega nõõri otsas taimekonksu. Veetaimestiku ja selles asetleidnud muutuste kirjeldamiseks jagati taimed kolme erinevasse ökoloogilisse rühma – kaldaveetaimed, ujulehtedega ja ujutaimed ning veesisesed taimed (Arber, 1920; Sculthorpe, 1967). Liikide ohtruse hinnangud anti veetaimede ökoloogiliste rühmade jaoks eraldi. Ohtrusi hinnati vastavalt Braun-Blanquet (1964) skaalale järgmiselt:

- 1 – kohati üksikud taimed või väikesed kogumikud;
- 2 – siin-seal mõõdukal hulgal;
- 3 – sageli kohatav, keskmisel hulgal;
- 4 – palju, dominant või subdominant;
- 5 – massiliselt leviv dominant.

Töös rõhutati peamiselt neid ohtruste muutusi, kus kahe uurimiskorra erinevus oli enam kui üks pall, sest väiksemad erinevused võisid olla tingitud erinevate uurijate erinevatest hinnangutest

tingitud veast. Erinevate veetaimestiku võõndite (kaldavee- ja ujulehtedega taimed) laiuste mõõtmiseks kasutati Maa-Ameti kaardirakendusi (Maa-Ameti geoportaal, 2021).

1.4.1. Hindamisparameetrid

Vastavalt Veepoliitika Raamdirektiivi nõuetele (Pinnaveekogumite..., 2020), kasutati järvede bioloogilise seisundi hindamisel konkreetsele järvetüübile iseloomulikke veetaimestiku kriteeriume. Järve seisundi koondhinnang (I – väga hea, II – hea, III – kesine, IV – halb, V – väga halb) määrati tüübispetsiifiliste taimestiku näitajate alusel. Koondhinnangu andmisel arvestati ka varasemate uurimisaastate andmetega ning selle määramisel arvestati kõiki näitajaid.

Taimestiku seisundi hindamisel kasutati indikaatorliikidena enamasti vaid ujulehtedega, uju- ja veesiseseid taimi ning niitvetikaid. Kaldaveetaimi arvestati ainult rannajärvedes. Indikaatorliigid järjestati nende ohtruse alusel (märgitud araabia numbritega) ning selleks kasutati 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* L.); Poly – vesi-kirburohi (*Polygonum amphibium* L.); Spar – jõgitakjad (*Sparganium*). Veesisesed taimed: Bry – sammaltaimed (*Bryophyta*); Char – mändvetiktaimed (*Charophyta*); Cer – kardhein (*Ceratophyllum*); Elo – vesikatk (*Elodea*); Iso – järv-lahnarohi (*Isoetes lacustris* L.); Lob – vesilobeelia (*Lobelia dortmanna* L.); Myr – vesikuused (*Myriophyllum*); Pot – penikeeled (*Potamogeton*); Ran – särjesilmad (*Ranunculus*); Spar – jõgitakjad (*Sparganium*); Str – vesikarikas (*Stratiotes*); Utr – vesiherned (*Utricularia*).

Eraldi näidatakse kõigi kvaliteedinäitajate EQR (*Ecological quality ratio*) ehk ökoloogilise kvaliteedi suhte väärtused. See on arv vahemikus 0-1 ning väljendab numbriliselt veekogu bioloogilise seisundi kõrvalekallet referentstingimustest. EQR väärtuse andmiseks omistati erinevatele seisundiklassidele järgmised väärtused:

väga hea – 1, hea – 0,7, kesine – 0,5, halb – 0,3, väga halb – 0. 0,2, 0,4, 0,6 ja 0,8 on piiriks vastavalt väga halva ja halva, halva ja kesise, kesise ja hea ning hea ja väga hea seisundiklassi vahel. Väga halva seisundiklassi jaoks on EQR väärtused küll kehtestatud, kuid Eestis on sellisesse seisundiklassi kuuluvaid järvi vähe ning sellist seisundit iseloomustavad taimestiku

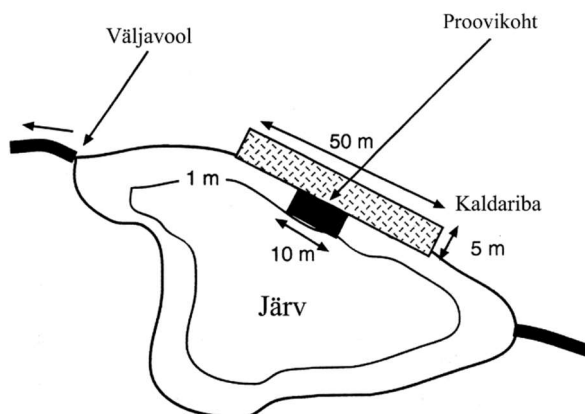
andmed peaaegu puuduvad. Koondhinnang arvatati erinevate taimestiku näitajate EQR väärtuste aritmeetiline keskmine.

1.5. Suurselgrootud

1.5.1. Proovid

Suurselgrootute proovid võeti 3. mail 2023, enne suurema osa veeputukate väljalendu. Järvede madalaveelistes osades (litoraalis) püüti materjali nelinurkse standardkahvaga (raami serva pikkus 25 cm, sõelaava läbimõõt 0,5 mm) (EVS-EN ISO 10870:2012). Iga proov võeti ühelaadilise põhjaga kaldalõigu (prooviala) keskmisest osast (proovikohast), mis oli ca 10 m pikk (joonis 1.5.1.1). Kummastki järvest võeti liivaselt põhjalt üks liitproov, mis koosnes 5 juhuslikult paigutatud kahvatõmbeproovist, ning kvalitatiivsest proovist (Johnson, 1999, Medin jt., 2001). Iga tõmbeproov kattis ligikaudu 1 m pikkuse osa ($0,25 \text{ m}^2$) järvepõhjast. Kvalitatiivne proov hõlmas nii prooviala tüüpilisi kui ülejäänud elupaiku (kui neid oli). Proovikohtade kirjeldused on [lisas 3](#). Põhjasubstraadi, taimestiku ja kaldatüüpide iseloomu hinnangud on seal esitatud pallides: 3 – domineerib, 2 – palju, 1 – vähe, 0 – puudub.

Kahva jäänud materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses; loendati ja määrati laboris. Loomad määrati laboris stereomikroskoobi all (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 1.5.1.1. Litoraali suurselgrootute proovikoha näidis järves

1.5.2. Seisund

Seisundi iseloomustamiseks hinnati taksonite üldarv koos kvalitatiivse prooviga (taksonirikkus), Shannoni erisusindeks H' (Johnson 1999), ASPT indeks (Armitage jt. 1983), EPT indeks ehk *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera* (ühepäevikuliste, kevikuliste ja ehmestiivaliste) taksonite arv proovis (Lenat 1988) ning Rootsi happelisuusindeks (Johnson 1999). Taksonirikkus, H' , ASPT ja EPT on seisundiga võrdelised, happelisuusindeks aga happelisuustasemega pöördvõrdeline. Taksonierisust hinnati viie tõmbeproovi alusel, muude indeksite puhul arvestati ka kvalitatiivset proovi.

Tabelis 1.5.2.1 esitatakse bioloogilise seisundi määratlused suurselgrootute järgi viiele vaadeldud tunnusele 2000.-2006. a. andmete põhjal Eesti järvedest (Pinnaveekogumite..., 2020).

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). Halb ja väga halb seisund üksiku indeksi tasemel võrdsustati, sest nende eristamiseks polnud piisavalt andmeid. Seejärel iga proovikoha viie indeksi punktid summeeriti. *Environmental Quality Ratio* (EQR) tähendab tulemuse suurust protsentides, võrreldes etalonväärtusega (25). Summa 23-25 (EQR 90-100%) tähistas kokkuvõttes väga head, 18-22 (EQR 70-90%) head, 10-17 (EQR 40-70%) kesist, 6-9 (EQR 20-40%) halba ja 0-5 (EQR<20%) väga halba seisundit. Keskkonnaministeeriumi soovitusel loeme alates 2016. a väga heaks seisundiks vahemiku 22-25 (EQR>85%), mitte 23-25 (EQR>90%), nii nagu varem.

Tabel 1.5.2.1. Litoraali suurselgrootute etalontingimused ja klassipiirid Eesti järvedele. 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	R	H	G	M	P või 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
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
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,	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

Proovivõtu ja seisundi hindamise täpsem kirjeldus on vastava määruse lisas 5 (Pinnaveekogumite..., 2020).

1.6. Kalastik

1.6.1. Metoodika

Kalade katsepüük Partsi Saarejärvel ja Kuulmajärvel viidi läbi 7.-8. septembril 2023. a. kaheteistkümnetunnilise öise püügina. Püügil kasutasime väikejärvede kalastiku seiremetoodikat, kus võrgujada moodustab seitse 30 m pikkust ja 1,5 m kõrgust nakkevõrku. Võrgu silmasuurused on seirevõrkudel 5-55 mm ning need jagunevad pelaagilisteks ja bentilisteks (kasutasime CEN 14757 standardile vastavaid Norden-tüüpi seirevõrke). Meie katsepüügil oli neid jadas mõlemast tüübist kaks. Täiendavalt oli jadas neljale seirevõrgule lisaks veel 30, 45 ja 60 mm \varnothing silmasuurusega tavalised tamiilist nakkevõrgud. Kalastikku uuriti mõlemas järves idakalda piirkonnas: Partsi Saarejärvel 2,7-3,1 m ja Kuulmajärvel 1,8-2,0 m sügavuses veekihi, kus oli hapnikku kalade elutegevuses piisavalt. Partsi Saarejärvel oli püügipiirkonnas (57°59.716N;27°09.930E-57°59.823N;27°09.993E) veetemperatuur vahemikus 17,3-19,5 °C ja vee hapnikusisaldus jäi vahemikku 5,3-6,4 mg O l⁻¹ (küllastusprotsent 55-69). Kuulmajärvel oli püügipiirkonnas (57°57.412N;27°09.689E-57°57.342N;27°09.832E) veetemperatuur vahemikus 15,9-19,3 °C, vee hapnikusisaldus 6,8-9,2 mg O l⁻¹ (küllastusprotsent 71-100). Kõik kalastiku alusel järve seisundile antavad hinnangud selles ülevaates põhinevad katsepüügi kogusaagil. Vanusmäärangud on tehtud nii Peterseni meetodil kui ka kasutades 16 x suurendusega stereomikroskoopi, millega vanus määrati püütud kalade kaaneluudelt.

1.6.2. Seisundiindeksid

Iga järve seisundi hindamiseks kalastiku järgi arvutati järgmised indeksid

Seirenäitajad I:

- kalaliikide arv saagis
- keskmine kalade arv võrgu kohta
- keskmine kalade mass võrgu kohta
- mediaankala mass saagis

Seirenäitajad II (veekogumi kohta):

- Ahvenlaste ja karpkalalaste massi suhtarv saagis
- Järve seisundi indeks kalastiku alusel (KSn)

- KALA indeks JK(KIL)
- KALA indeks JK(PI-2)
- KALA indeks JK(PI-3)
- KALA indeks JK(TLM)
- KALA indeks JK(TLP)
- KALA järve hinnang rsLAFIEE järgi
- KALA mitmekesisuse indeks Simpsoni Dn (arvukus)
- KALA mitmekesisuse indeks Simpsoni Dw (biomass)
- Kalade arvukuse suhe ujuvates/uppuvates võrkudes
- Kalade biomassi suhe ujuvates/uppuvates võrkudes
- Kalastiku seisundi indeks (3.5 ÖKS)
- Lepiskalade massi osa saagis (KI)
- Karpkalalaste arvukusindeks (KIL)
- Röövtoiduliste ahvenate osakaal saagis.

Lisaks paigutati aruandes parema ülevaate saamiseks ülaltoodud (va. Simpson D) indeksite väärtused skaalale vahemikus 0-1. Esitati ka varasema indeksite väärtuste keskmise muutused protsentides.

1.7. Hüdromorfoloogia

Hüdromorfoloogilise seisundi hindamisel lähtuti Eesti Maaülikooli poolt väljatöötatud metoodikast (2014), Keskkonnaministri määrusest (Pinnaveekogumite..., 2020) ja EL standarditest: EVS-EN 16039:2011 „*Water quality – Guidance standard on assessing the hydromorphological features of lakes*“ ning ISO11330 „*Determination of volume of water and water level in lakes and reservoirs*“.

EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) kohaselt on võimalik saavutada väga head seisundit üksnes juhul, kui puudub või esineb väga väike inimõju hüdromorfoloogilistele kvaliteeditunnustele (veekogu on looduslik või peaaegu looduslik). Põhjasubstraadi struktuur ja kvaliteet ning kaldavööndi näitajad peavad peegeldama täielikult või peaaegu täielikult inimõju puudumist. Hüdroloogiline režiim peab olema samuti inimtegevuse poolt mõjutamata. Hea seisundi korral esineb hüdromorfoloogilise seisundi hindamisel vähesel määral mõjutatud kvaliteeditunnuseid. Järve kallas on looduslik vähemalt 75% ulatuses, esinevad väikesed inimõjust tingitud kõrvalekalded. Kesise seisundi puhul esinevad mõõdukad kõrvalekalded looduslikust seisundist. Vähemalt 50% kvaliteeditunnustest peab olema inimtegevusest mõjutamata. Halva seisundi juures võib eeldada olulist survet inimtegevuse poolt. Olulised muutused võivad esineda järvepõhjas ja kaldasubstraadis. Puudub

suur osa looduslikust kaldavööndi ja litoraali taimestikust. Selle tagajärjel toimuvad ka olulised muutused erosiooni intensiivsuses ja setete transpordis järve.

Väga halva seisundi korral on järve looduslike tingimusi oluliselt muudetud. Sellega kaasneb tõenäoliselt väga tugev inimõju valgjal, muutused kaldavööndis ja litoraalis ning hüdrooloogilises režiimis. Selle seisundi puhul on vaid vähesed hüdro-morfoloogilised kvaliteedinäitajad looduslikus seisundis.

Järvede seisundi hindamiseks hüdro-morfoloogiliste kvaliteeditunnuste alusel kasutatakse järgmisi näitajaid:

- hüdrooloogilised kvaliteeditunnused: veetase, veevahetus/vee viibeag, sisse- ja väljavoolud (märgitakse inimtegevuse mõjutuste esinemine). Määratakse veekogu kasutusala ning veekogu tüüp (looduslik või muudetud).
- morfoloogilised kvaliteeditunnused: kaldavööndi seisund, kalda struktuur, järvepõhja vaheldumine, järve põhja struktuur, setted ja aluspõhi.

Hüdro-morfoloogilise seisundi koondhinnang antakse VRD kehtivate kvaliteediklasside järgi ehk hinnangu andmisel kasutatakse viieastmelist skaalat.

Kõigi kvaliteeditunnuste seisundihinnang koostatakse iga proovikoha jaoks eraldi (vastavalt tabeli 1.7.1 skaalale). Hüdroloogia, kaldavööndi, kalda-ala ja litoraali seisundiklasside määramisel lähtuti järgnevast protsentuaalsest jaotusest: väga hea 90-100%, hea 70-90%, kesine 50-70%, halb 20-50% ja väga halb <20%. Hinnangu andmiseks summeeriti välitööde protokollis esitatud punktid (iga proovikoha jaoks eraldi) ning hinnangupunktide summa alusel määrati seisund vastavalt tabelile 1.7.2.

Sarnaselt hüdrooloogilistele ja morfoloogilistele kvaliteeditunnustele summeeritakse hinnangu saamiseks inimõju hindepunktide summa iga proovikoha jaoks (tabel 1.7.2).

Tabel 1.7.1. Hüdro-morfoloogilised seisundiklassid

Klass	Hüdroloogia	Kaldavöönd	Kalda-ala	Litoraali	Inimõju
Väga hea	20-24	11-13	3	7	25-28
Hea	25-29	14-17	4-5	8-9	29-33
Kesine	30-34	18-21	6-7	10-11	34-40
Halb	35-39	22-27	8	12-13	41-48
Väga halb	40-44	28-31	9	14-15	49-75

Hinnang kvaliteeditunnuste kohta kujunes kas 4 või 10 proovikohaga seire hindepunktide summana. Selleks summeeriti kõigi proovikohtade kvaliteeditunnuste seisundi väärtused ning anti seisundihinnang vastavalt tabeli 1.7.2 skaalale.

Hüdromorfoloogilise seisundi koondhinnangu saamiseks summeeriti kvaliteeditunnuste seisundile omistatud hindepunktid.

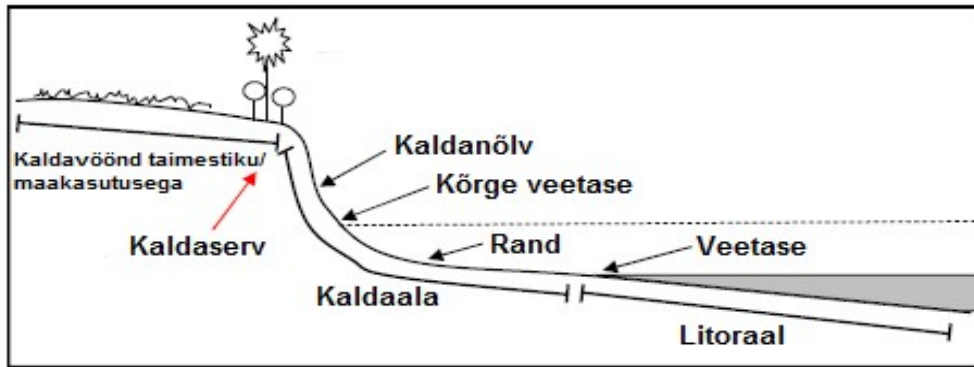
Hüdromorfoloogilise seisundi kvaliteediklassidele omistatud arvulised väärtused on esitatud tabelis 1.7.2. Kõige väiksem hindepunktide summa näitab väga head seisundit ning kõige suurem väga halba seisundit. Lisaks on tabelis esitatud kõigile seisundiklassidele vastav kvaliteedisuhe (*Ecological Quality Ratio* – EQR). See suhtarv näitab veekogu kõrvalekaldumist referentstingimustest. EQR saab muutuda vahemikus 0-1. 1 tähistab vastavust tüübispetsiifilistele võrdlustingimustele ning 0 näitab väga tugevat inimõju. Koondhinnang on erinevate kvaliteeditunnuste (hüdroloogia, kaldavöönd, kalda-ala, litoraali, inimõju) EQR väärtuste aritmeetiline keskmine. 0,7 vastab heale, 0,5 kesisele ning 0,3 halvale seisundiklassile. Piiriks väga halva ja halva, halva ja kesise ning hea ja väga hea seisundiklassi vahel on vastavalt väärtused 0,2; 0,4; 0,6; ja 0,8.

Tabel 1.7.2. Hüdromorfoloogilise seisundi koondhinnang

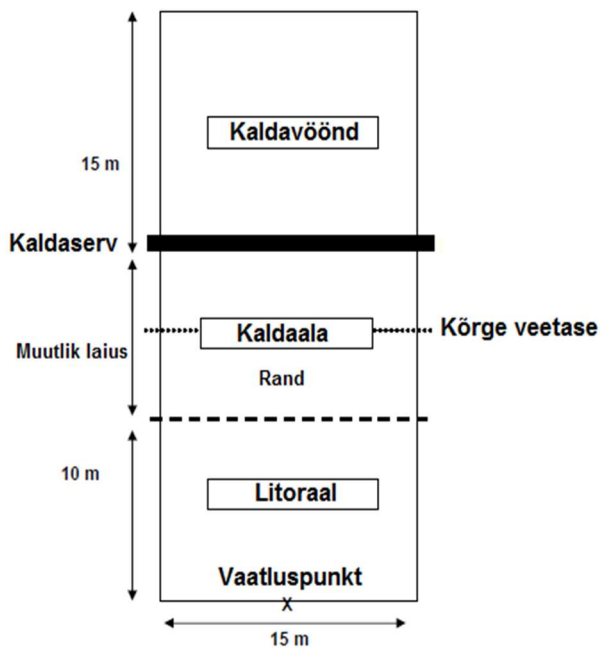
Seisundi-klass	Seisundiklassi arvuline väärtus	EQR	Inimõju surve (muutused%)	4 kohaga seire	10 kohaga seire
Väga hea	1	1	Mõju puudub (5%)	4-6	10-14
Hea	2	0,7	Nõrk mõju (15%)	7-9	15-22
Keskmine	3	0,5	Mõõdukas mõju (30%)	10-12	23-30
Halb	4	0,2	Tugev mõju (kuni 45%)	13-17	31-42
Väga halb	5	<0,2	Väga tugev mõju (üle 45%)	18-20	43-50

Seisundi hindamiseks kasutati kaardimaterjale, aerofotosid ja välitööde käigus kogutud andmeid. Välitööd teostati vegetatsiooniperioodil. Olenevalt järve pindalast ja kaldajoone keerukusest oli proovikohtade arv 4 või 10. Suurema pindala ja keerukama kaldajoonega järvedel teostati seire 10 proovikohas, väikese pindala ja lihtsa kaldajoone korral 4 proovikohas (Rowan *et al.*, 2006). Esimene proovikoht paigutati alati järvele pealemineku lähedusse. Muud kohad asusid võrdsete vahede kaugusel esimesest kohast.

Proovikoht jaguneb järgnevateks vöönditeks: kaldavöönd, kalda-ala ja litoraali (joonis 1.7.1). Transekt on 15 m laiune ja vaatlused tehakse transekti keskelt. Kaldavöönd paikneb alates kaldaservast kuni 15 m maismaa poole. Kalda-ala hinnatakse kaldaservast kuni veepiirini (varieeruva laiusega osa, olenevalt veetasemest). Litoraalne tehakse vaatlusi veepiirist kuni 10 m järve poole (joonis 1.7.2).



Joonis 1.7.1. Proovikoha jagunemine erinevateks vöönditeks (Rowan *et al.*, 2006)



Joonis 1.7.2. Hüdro-morfoloogilise seire transekt. Joonisel on näidatud erinevate vööndite jagunemine proovikohas (Rowan *et al.*, 2006)

Vaatlusi alustatakse maa poolt kaldavööndi tagumisest osast, liikudes järk-järgult kuni veepiirini ja sealt edasi litoraali. Surved ja inimõju kirjeldatakse igas transektis ja selle ümbruses. Kui mõnes proovikohas ei ole seisundit võimalik hinnata, siis valitakse uus koht eelmisele võimalikult lähedal.

Välitööde käigus fikseeritakse proovikohtade asukohad GPSiga transektile saabudes ning kantakse hiljem kaardile.

2. TULEMUSED

2.1. Partsi Saarjärv

2.1.1. Hüdrokeemia

Maist augustini oli vee värvus punakaspruun, septembris pruunikaspunane. Läbipaistvus oli juulis ja augustis 0,25 cm, mais ja septembris 0,4 cm. Pindmine veekiht oli kogu vaatlusperioodi jooksul hapnikuga alaküllastunud, O₂ 83,1 – 96%. Hüppekiht oli mais 3 m sügavusel ja vesi oli hapnikuga alaküllastunud, O₂ 50 %. Juulis ja augustis oli hüppekiht 2 m sügavusel ja hapnikku leidus väga vähe, O₂ küllastus oli vaid 4,1 – 11%. Septembris oli hüppekiht 3 m sügavusel ja vesi oli hapnikuga alaküllastunud, O₂ 8,6%. Põhjalähedases veekihtis olid tingimused peaaegu anaeroobsed, hapnikuga küllastus 0,9-2%. Vesi oli nõrgalt happeline kuni nõrgalt aluseline, pH 4,7 – 7,4. Järv on pehmeveeline, HCO₃⁻ 0,2 – 0,5 mg–ekv/l. Elektrijuhivus oli 36-46 µS/cm. Lahustunud ainete hulk 31-47 mg/l. Üldlämmastiku sisaldus pindmises veekihtis oli 1,4 – 1,8 mgN/l (madalaimad juulis ja augustis, kõrgeim septembris). Põhjalähedases vees oli üld-N 2–2,43 mgN/l ja see suurenes maist augustini. Üldfosfori sisaldus pindmises veekihtis oli 0,036 - 0,058 mgP/l. Põhjalähedases vees oli fosfori 0,136-0,22 mgP/l ja see suurenes maist septembrini.

Seisundi hinnangu saamiseks olid näitajate väärtused järgmised:

Läbipaistvus (0,32 m; läbipaistvuse järgi selles järvetüübis seisundit ei hinnata)

pH (5,9) väga hea (hea)

Üldlämmastik (1,76 mgN/l) väga halb

Üldfosfor (0,09 mgP/l) halb

Seisundihinnang oli füüsikalise-keemiliste näitajate põhjal halb.

2.1.2. Fütoplankton

Partsi Saarjärve fütoplanktoni (foto 2.1.2.1) proovide kogumise ajad ja seisundi hinnangud on tabelis 2.1.2.1. Fütoplanktoni liikide arv oli väike kogu vaatlusperioodi vältel ja seda kõigis veekihtides. Biomassi kogused olid kõikuvad, ulatudes väga madalatest väärtustest põhjakihtides ja hüppekihtis kuni keskmiste ja kõrgete väärtusteni pinnakihtis. Arvestades pruuniveelisusest tingitud vähest läbipaistvust, on järve eufotiline kiht seetõttu ka üsna õhuke

ja soodsad valgustingimused fütoplanktoni kasvuks piiratud. See omakorda soodustab vähest mitmekesisust ja üksikute liikide domineerimist. Selle ilmseks väljenduseks on kõrged fütoplanktoni koondindeksi (FKI) ja madalad ühtluse indeksi (J) väärtused, mis ökoloogilise seisundi hindamise skaala järgi näitavad järve halba seisundit. Ilmselt pole see aga objektiivne hinnang ning pigem on asi hindamiskriteeriumites endis. Järve planktonis domineerisid peamiselt algrohevetikad perekonnast *Koliella* ja *Chlorella* ja seda enam-vähem kõikides veekihtides. Suve hakul ja sealt edasi domineerisid kuni augustini ka neelvetikad perekonnast *Cryptomonas*. Kihistunud järvele iseloomulikult ei puudunud ka vaguviburvetikad, millest arvukam oli *Peridinium umbonatum*. Tativetika *Gonyostomum semen* osakaal jäi tagasihoidlikuks, olles veidi arvukam juuli planktonis. Ilmselt polnud järve keskkond selle liigi kasuks soodne, kuid mis täpselt seda mõjutas, seda pole olemasolevate andmete põhjal võimalik öelda. Hoolimata järve fütoplanktoni näitajate kesise hinnangust, ei peegelda see järve tegelikku ökoloogilist seisundit. Pigem on järve seisund hea ja selle looduslikku ilmet ei ole inimtegevusega olulisel määral rikutud, kuid oht seda teha on siiski olemas. Eeskätt on sealne ökosüsteem tundlik toiteainete lisandumise suhtes, mis võib viia veeõitsenguni ja muu järve elustiku olulisele muutumisele.

Partsi Saarljärv on atsidotroofne järv, VRD tüüp S4. Ökoloogiline seisund on fütoplanktoni alusel kesine (tabel 2.1.2.1).

Tabel 2.1.2.1. Partsi Saarljärve fütoplanktoni hinnang. Kpv – kuupäev; Chl a – klorofüll a sisaldus (mg/m³); J – ühtluse indeks; FPBM – biomass (g/m³); FLA kvant – liikide arv loendusproovis.

Veekogu	Kpv	Kiht	Chl a	FKI	J	Kooslus	FPBM	FLA kvant
Partsi Saarljärv	16.05.2023	Pind	26,4	4,3	0,43	kesine	4,542	20
Partsi Saarljärv	16.05.2023	Hüppekiht	2,8	2	0,84	hea	0,053	11
Partsi Saarljärv	16.05.2023	Pöhi	5,6	6	0,79	hea	0,073	7
Partsi Saarljärv	19.07.2023	Pind	36,5	16	0,52	kesine	4,512	17
Partsi Saarljärv	19.07.2023	Hüppekiht	8,1	8,5	0,6	hea	0,887	19
Partsi Saarljärv	19.07.2023	Pöhi	5,5	10	0,45	hea	0,307	12
Partsi Saarljärv	14.08.2023	Pind	18,2	13	0,42	kesine	4,7157	13
Partsi Saarljärv	14.08.2023	Hüppekiht	10,2	11	0,68	hea	0,799	10
Partsi Saarljärv	14.08.2023	Pöhi	5,3	9	0,79	hea	0,505	9
Partsi Saarljärv	20.09.2023	Pind	44,9	11	0,44	kesine	13,887	13
Partsi Saarljärv	20.09.2023	Hüppekiht	11,4	11	0,53	kesine	1,993	15
Partsi Saarljärv	20.09.2023	Pöhi	5,0	10	0,77	hea	0,441	8
KOONDHINNANG		KESINE						

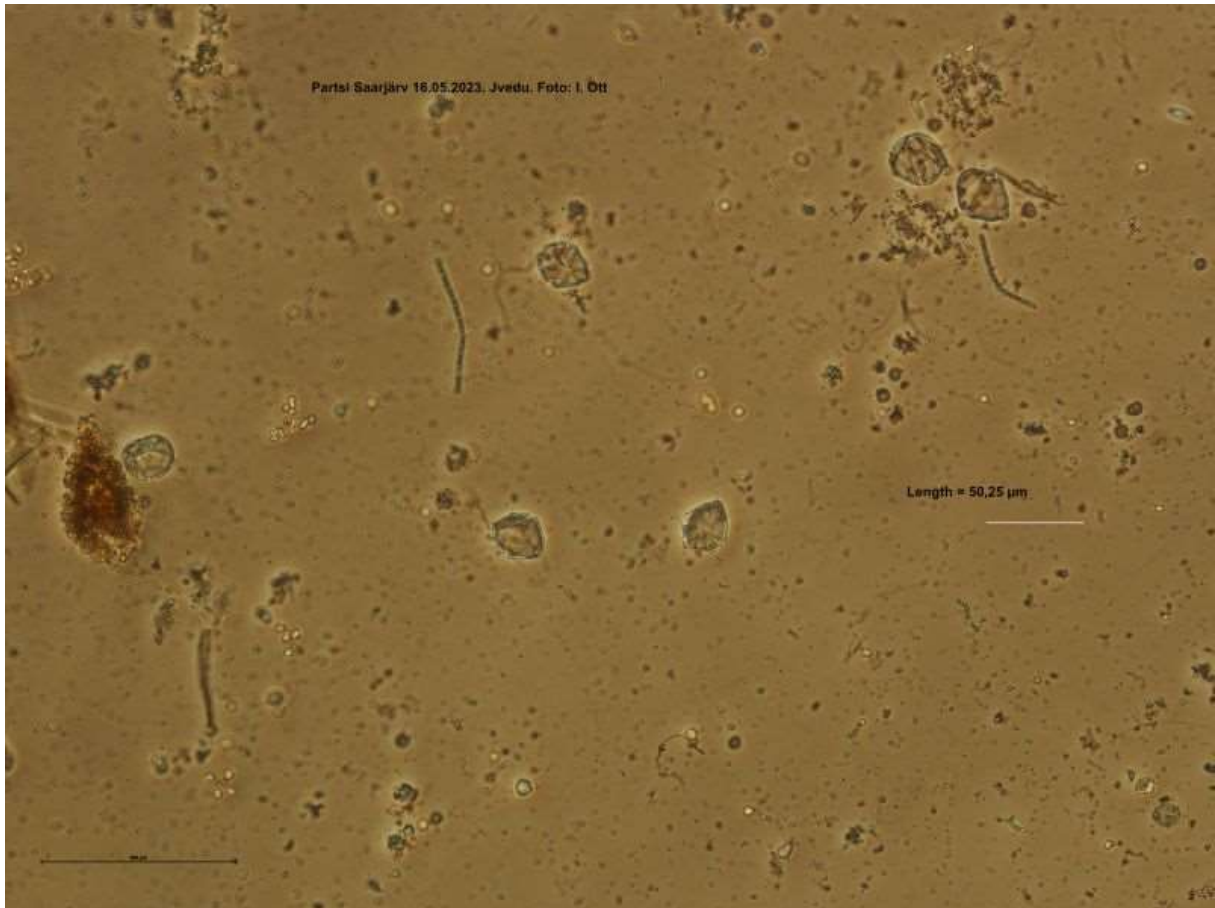


Foto 2.1.2.1. Partsi Saardejärve fütoplankton mikroskoobis. Kvalitatiivne proov 16.05.2023. Suurendus mikroskoobis 200x. Foto: I. Ott.

2.1.3. Zooplankton

Partsi Saardejärve zooplanktoni analüüsitud andmed on esitatud tabelis 2.1.3.1. 2023. a. juulis ja septembris oli zooplanktoni arvukus kõrge. Keriloomad moodustasid kogu zooplanktonist olulise osa – juulis 99%, septembris 97%. Zooplanktoni biomass oli Partsi Saardejärves mõlemal kuul madal.

Tabel 2.1.3.1. Partsi Saardejärve zooplanktoni väärtused 2023.a. Lühendid: ZA – zooplanktoni arvukus, ZB – zooplanktoni biomass, Cop – aerjalgsed, Rot – keriloomad, Clad – vesikirbulised, A – arvukus (is/l), B – biomass (mg/l)

Järv	Kuupäev	ZA	ZB	Cop A	Rot A	Clad A	Cop B	Rot B	Clad B
		is/l	mg/l	is/l	is/l	is/l	mg/l	mg/l	mg/l
Partsi Saardejärve	19.07.2023	963	0,098	5	958	0	0,001	0,097	0
Partsi Saardejärve	20.09.2023	645	0,490	18	628	0	0,021	0,469	0

Zooplanktoni liigid ja dominandid

2023. a. juulis leiti Partsi Saarijärvest 13 zooplanktoni taksonit, septembris 10 taksonit. Proovide järelvaatamisel (Petri tassi andmed) leiti lisaks veel 2 taksonit juulis, kuid septembris uusi liike ei leitud. Petri tassi andmed on oluline info, mis annab parema ülevaate veekogu liigilisest mitmekesisusest. Järelvaatamisel leitud liigid on edaspidi tekstis tähistatud sinise tärniga (*). Ühtegi vesikirbulist uuritud kuudel proovidest ei leitud (isegi mitte proovide järelvaatamisel). Vesikirbulisi peetakse keskkonna muutuste suhtes tundlikeks organismideks. Nad reageerivad eriti tundlikult vee pH muutustele (Zawiska et al., 2013). Juulis olid 92% ning septembris 80% leitud liikidest keriloomad. Keriloomade domineerimine zooplanktoni liikide seas oli ootuspärane, kuna vähenõudlike isenditena suudavad nad eksisteerida Partsi Saarijärve kasinates elutingimustes – väga halvad valgusolud, happeline keskkond, vähene O₂ sisaldus, vähe toitu.

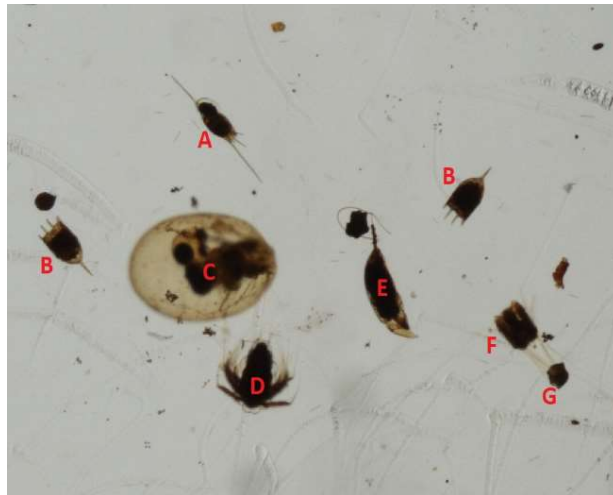
2023. a. juulis leidis Partsi Saarijärves puhtamaid veekogusid eelistavatest oligo-mesotroofsetest liikidest keriloom *Conochilus unicornis*. Septembris oligo-mesotroofseid liike ei leitud. Meso-eutroofseid veekogusid eelistavatest liikidest leidis juulis ja septembris Partsi Saarijärves keriloomad *Kellicottia bostoniensis* (joonis 2.1.3.1A), *Keratella cochlearis* (joonis 2.1.3.1B) ja *Polyarthra remata* (joonis 2.1.3.1G). Eutroofsetest liikidest olid juulis Partsi Saarijärves esindatud keriloomad *Filinia longiseta* (*), *Pompholyx sulcata*, *Trichocerca capucina* (joonis 2.1.3.1E), *T. pusilla*, *T. rousseleti* ja perekond *Synchaeta*. Septembris uusi eutroofseid liike ei lisandunud. Juulis moodustasid kõige suurema arvukuse meso-eutroofsed liigid, septembris eutroofsed liigid.

Peale liigirikkuse on oluline analüüsida ka zooplanktoni dominantseid taksonid. Veekogus domineerib takson, kellele sealsed keskkonnatingimused kõige paremini sobivad. Seega võime zooplanktoni arvukuse dominantide järgi järeldada, millises seisundis on järv. Biomassi dominandid annavad meile lisaks järve seisundile aimu ka kalade toidubaasi kvaliteedist.

Zooplanktoni arvukuse dominantide analüüs näitas, et 2023. a. juulis domineerisid Partsi Saarijärves keriloomad *Polyarthra remata* (48% kogu zooplanktonist, joonis 2.1.3.1G) ja *Synchaeta* liigid (20% zooplanktonist). Berzins ja Pejler (1989) on leidnud, et *P. remata* on võimeline taluma nii tugevat eutroofsust kui ka vee hapnikusisaldust, mis langeb peaaegu nullini (nagu ka Partsi Saarijärve sügavamates veekihtides). Karpowicz et al. (2020) andmed viitavad, et *P. remata* on düstroofsete vete tüüpiline liik. Septembri zooplanktoni arvukuses domineeris perekond *Conochiloides* liigid (53% kogu zooplanktonist). On teada, et

Conochiloides liikide arvukus suureneb veekogudes, mille vee pH on madal (MacIsaac *et al.*, 1986).

2023. a. juulis domineeris ka zooplanktoni biomassis väike keriloom *P. remata* – 31% kogu biomassist. Põhjuseks selle liigi arvukas esinemine ja suurete zooplankterite puudumine. Septembris domineeris zooplanktoni biomassis suur keriloom *Asplanchna priodonta* (joonis 2.1.3.1C). Ka Angeler *et al.* (2017) andmetel oli happeliste järvede kõige arvukam zooplankter *A. priodonta*. *A. priodonta* edu tagab ka tema omnivoorne toitumine – toidudefitsiit ei saa levikut piiravaks faktoriks. Ta tarbib nii fütoplanktereid, kui ka keriloomi ning endast väiksemaid aerjalgseid ja vesikirbulisi.



Joonis 2.1.3.1. Mikroskoobi vaade Partsi Saarijärve suvisest (19.07.23) zooplanktoni proovist (60x suurendus): A – *Kellicottia bostoniensis*, B – *Keratella cochlearis*, C – *Asplanchna priodonta*, D – aerjalgse nauplius, E – *Trichocerca capucina*, F – *Polyarthra luminosa*, G – *Polyarthra remata*. Foto: K. Blank.

2023. a. juulis moodustasid Partsi Saarijärve planktoni peamiselt keriloomad. Vähiladsetele (vesikirbulistele ja aerjalgsetele) järve elutingimused (kasinad valgusolud, happeline keskkond, vähene O₂ sisaldus, vähe toitu) ei sobinud. Vesikirbulised puudusid planktonist ning aerjalgsed olid esindatud vaid üksikute naupliustena. Siegfried (1988) on leidnud selgeid positiivseid seoseid vee pH languse ja zooplanktoni arvukuse ning liigirikkuse vahel. Ta on kinnitanud, et veekogu hapestumisel jäävadki zooplanktonis domineerima keriloomad, kes on keskkonna suhtes tolerantsed. 2023. a. zooplanktoni andmeil oli Partsi Saarijärve seisund kesine.

2.1.4. Suurtaimed

Partsi Saarljärve taimeetikku vaadeldi 24.08.2023, kokku leiti järvest 17 liiki suurtaimi, neist 15 kaldavee- ja 2 ujulehtedega taime.

Kogu järve ümbritses ühtlane kaldaveetaimeetikuvöönd, mille liigiline koosseis on tüüpiline S4 järvele. Valdavaks taksoniks olid tarnad (*Carex* spp.), üksnes põhjaosas leidis kaldaveetaimeetikus ka pilliroogu (*Phragmites australis*). Õõtsikulistel-metsastel kallastel levisid lisaks tarnadele ka sinikas (*Vaccinium uliginosum*), ubaleht (*Menyanthes trifoliata*), soovõhk (*Calla palustris*), sookastik (*Calamagrostis canescens*) ja harilik soosõnajalg (*Thelypteris palustris*). Järve põhjaosas oli lisaks pilliroole ohtramalt ka konnaosja (*Equisetum fluviatile*), kollast võhumõõka (*Iris pseudacorus*) ja suurt partheina (*Glyceria maxima*). Ujulehtedega taimeidest levis kollane vesikupp (*Nuphar lutea*) hajusalt kogu kaldaveetaimeetiku vööndi ulatuses, järve põhjaosas leidis vähesel määral ka liht-jõgitakjat (*Sparganium emersum*).

Vastavalt S4 järvetüübi suurtaimeetiku näitajatele saab öelda, et Partsi Saarljärve ökoloogiline seisund on „kesine”. Kesise seisundi põhjustab ujulehtedega taimeid esinemine, kuigi madalatel ohtruse väärtustel.

Kaldaveetaimed	Ohtrus
harilik metsvits (<i>Lysimachia vulgaris</i>)	1
harilik parkhein (<i>Lycopus europaeus</i>)	1
harilik soosõnajalg (<i>Thelypteris palustris</i>)	2
kollane võhumõõk (<i>Iris pseudacorus</i>)	2
konnaosi (<i>Equisetum fluviatile</i>)	2
pilliroog (<i>Phragmites australis</i>)	2
sinikas (<i>Vaccinium uliginosum</i>)	2
sookastik (<i>Calamagrostis canescens</i>)	2
soo-pajulill (<i>Epilobium palustre</i>)	1
soopihl (<i>Comarum palustre</i>)	1
soo-piimputk (<i>Peucedanum palustre</i>)	1
soovõhk (<i>Calla palustris</i>)	2
suur parthein (<i>Glyceria maxima</i>)	2
tarnad (<i>Carex</i> spp.)	4
ubaleht (<i>Menyanthes trifoliata</i>)	2
ussilill (<i>Lysimachia thyrsiflora</i>)	1
Ujulehtedega taimeid	
kollane vesikupp (<i>Nuphar lutea</i>)	3
liht-jõgitakjas (<i>Sparganium emersum</i>)	1

2.1.5. Suurselgrootud

Partsi Saarde järve proovikoht asus kirdekaldal. Liigistik oli tüübiomane ja napp (nt proovis puudusid kaanid ja limused). Kuid muud indeksid (suur ehmesiivaliste liikide arv ja kõrgem taksonierisus), tasakaalustasid seda nii, et seisund ületas siiski hea taseme piiri (tabel 2.1.5.1).

Tabel 2.1.5.1. Uuritud järvede seisund litoraali suurselgrootute järgi. Uuritud järvede seisund suurselgrootute järgi. T – üldine taksonirikkus, H' - Shannoni erisus, ASPT – taksoni keskmine tundlikkus, EPT – tundlike taksonite rikkus, A – happelisusindeks, MMQ – seisund, Etalon – etalonseisund, EQRMMQ – seisundi ja etalonseisundi suhe

	T	H'	ASPT	EPT	A	MMQ	Etalon	EQRMMQ
Partsi Saarde järv	12	2,19	5,14	6	0	19	25	0,76

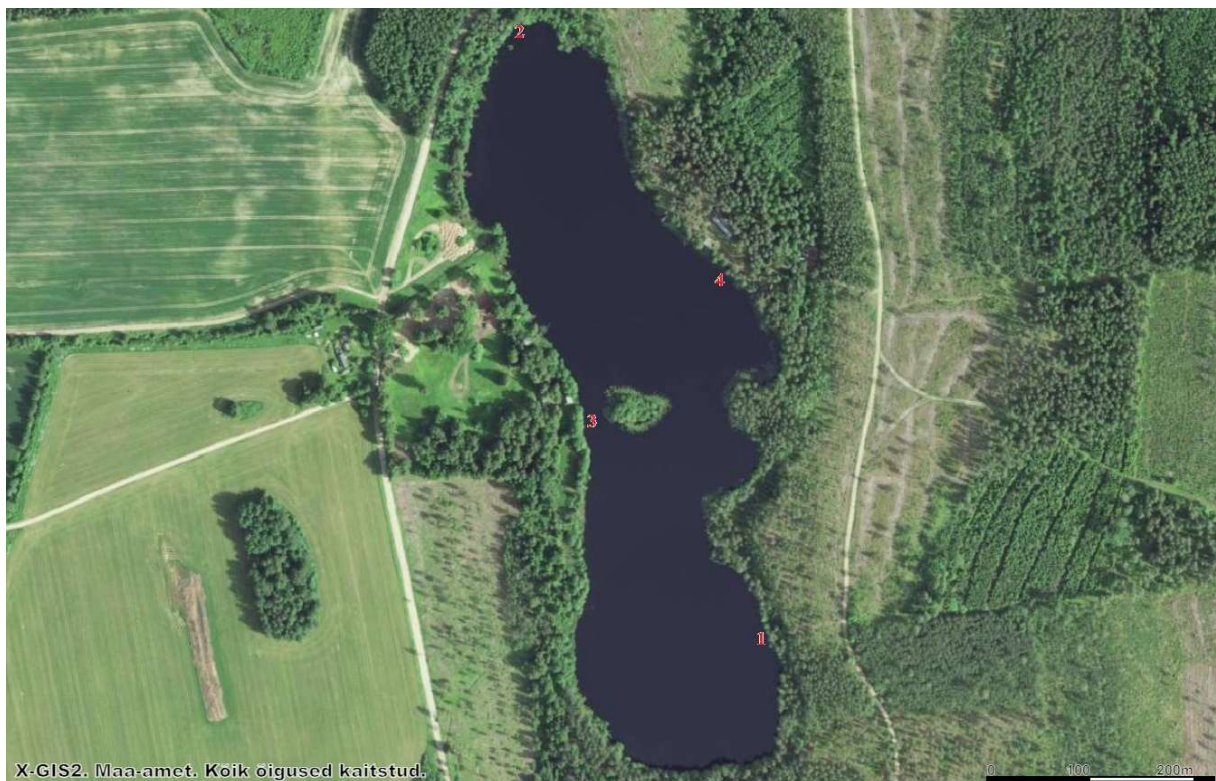
2.1.6. Kalastik

Mõlema veekogu, nii Partsi Saarde järve kui ka Kuulmajärve katsepüügi saagis oli vaid üks kalaliik – ahven ja selline saak on tumedaveelistes järvedes üsna tavaline. Partsi Saarde järve katsepüügi kogusaak oli 88 isendit kogumassiga 1150 g. Saagis oli kuus vanusrühma, kuid suurim püütud ahven oli vaid 27,6 cm pikk (massiga 304,2 g). Kui enamus vanusrühmadest olid esindatud vaid ühe-viie isendiga, siis samasuviseid ahvenaid oli saagis arvukalt. Järve pinnakihis kuni 1,5 m sügavuseni olidki vaid samasuvised ahvenad ja ka üks kahesuvine isend. Kõik suuremad ahvenad tabati järve põhjalähedasest veekihist. Tume vesi mõjutab ka kalastiku alusel järvele antavaid hinnanguid - kalade arvukusel ja kogumassil põhinevad hinnangud peegeldasid järve hea elupaigana (erinevate ka KESE keskkonnas kasutatud indeksite väärtused jäid vahemikku 0,75-1,0 ning ka röövkalade alusel võis hinnata järve väga heas seisundis olevaks (1,0). Halvimad hinnangud järve ökoloogilisele seisundile andsid kalade paiknemine järves (0,5) ja mediaanpikkus (0,21), millised aga oluliselt koondhinnangut ei muutnud – Partsi Saarde järv on kalastiku alusel heas ökoloogilises seisundis, kus inimõju ei ole selgelt märgatav.

2.1.7. Hüdromorfoloogia

Partsi Saarljärve pindala on 12,3 ha, kaldajoone pikkus 2,0 km ning kaldajoon on pigem vähe liigendatud (1,925; Keskkonnaportaal.ee). Olulisemateks sissevooludeks on Timo oja ja Saarljärve peakraav. Järvest saab alguse Lutsu jõgi. Veevahetus järves toimub 13 korda aastas (Keskkonnaportaal.ee).

Hüdromorfoloogilised vaatlused tehti järvel 20.09.2023 neljas vaatluskohas (joonis 2.1.7.1). Seisundi koondhinnang ning selle kujunemine on toodud tabelis 2.1.7.1.



Joonis 2.1.7.1. Hüdromorfoloogilise seire vaatluskohad Partsi Saarljärvel.

Olulisi hüdroloogilisi häiringuid järvel ei tuvastatud, aga veetase muutus meie vaatluste ajal (maist septembrini) ca 20 cm. Kaldavöönd oli reeglina metsane, vaid neljandas vaatluskohas olid puu- ja põõsarinne hõredamad ning kaldavööndi looduslikkust oli mõõdukalt muudetud. Kalda-ala eristus suhteliselt nõrgalt ning seal häiringuid (näiteks erosiooni) ei täheldatud. Litoraali vaatlustel tuvastati turbane sete, millest ülemine 15-20 cm kiht oli püdelam ning edasine tihkem. Anoksiat ega ka märkimisväärset pealiskasvu seal ei tuvastatud. Vahetud inimõjud järve kaldavööndis on suhteliselt väikesed. Nimetada saab mõnede ehitiste

olemasolu (kahes vaatluskohas), üsna järve lähistel paiknevat teedeala loodekaldal ning mõne paadisilla ja purde olemasolu järve idakaldal.

Tabel 2.1.7.1 Vaatluskohtade seisundihinnangud ja hüdro-morfoloogilise koondhinnangu kujunemine Partsi Saajärves.

Proovipunkti nr	P1	P2	P3	P4	Summa	Hinnang	ÖKS
Hüdroloogia	1	1	1	1	4	1	1
Kaldavöönd	1	1	1	2	5	1	1
Kalda-ala	1	1	1	2	5	1	1
Litoraal	1	2	2	1	6	1	1
Inimmõju	1	1	1	2	5	1	1
Seisundi hinnang					väga hea		
					EQR keskmine:	1	

Kõigi hüdro-morfoloogia kvaliteedielementide seisund hinnati väga heaks ning ka kokkuvõttes oli järve hüdro-morfoloogiline seisund väga hea.

2.2. Kuulmajärv

2.2.1. Hüdrokeemia

Kuulmajärve vesi oli enamasti punakaspruun, septembris pruunikaspunane. Läbipaistvus oli 0,3-0,45 cm, suurim mais ja väiksem augustis. Pinnalähedases vees olid hapnikuolud head, mais ja augustis oli hapnikuga küllastus 100%, juulis O₂ 91% ja septembris O₂ 95%. Põhjalähedases vees leidis hapnikku väga vähe, O₂ 2,4-5%. Vesi oli enamasti nõrgalt happeline, pH 4,17-6,9, vaid septembris nõrgalt aluseline, pH 8,36. Järv on pehmeveeline, HCO₃⁻ 0,1-0,2 mg-ekv/l. Elektrijuhtivus oli 28-40 µS/cm. Lahustunud ainete hulk (TDS) oli samuti väike, 21-42 mg/l. Kollast ainet oli keskmiselt, 63,4-94,1 mg/l. Üldlämmastiku sisaldus pindmises vees oli 1-1,18 mgN/l ja põhjalähedal 1,03-1,5 mgN/l. Üldfosfori leidis pindmises veekihis 0,044-0,058 mgP/l ja põhjalähedases vees 0,077-0,12 mgP/l.

Seisundi hinnangu saamiseks olid näitajate väärtused järgmised:

Läbipaistvus (0,41 cm, läbipaistvuse järgi selles järvetüübis seisundit ei hinnata)

pH (6) väga hea (hea)

Üldlämmastik (1,17 mgN/l) kesine

Üldfosfor (0,077 mgP/l) kesine

Seisundihinnang oli füüsikalise-keemiliste näitajate põhjal kesine.

2.2.2. Fütoplankton

Kuulmajärve fütoplanktoni (foto 2.2.2.1) proovide kogumise ajad ja seisundi hinnangud on tabelis 2.2.2.1. Fütoplanktoni kogused on suure kõikumusega, mis on iseloomulik seda tüüpi veekogudele, kus esineb rafidofüüt *Gonyostomum semen* (eestikeelne nimetus tativetikas). Selle järvetüübi erilisus avaldub ka fütoplanktonis. Eesti limnoloogilise tüpologia järgi on see atsidotroofne järv, aga VRD järgi on need kokku pandud rabajärvedega samasse tüüpi S4. Selliste järvede fütoplanktonit mõjutab oluliselt rohke humiainete sisaldus, madal pH, veesamba terav kihistus ja pehmevelisus. Seepärast on liikide arv väga väike. Tativetikas on mikrovetikate seas väga hea ujuja ja võib vastavalt oludele liikuda kiiresti sobivasse keskkonda. Sageli on need vetikad kas teatavas kitsas veekihis ja võivad ka horisontaalselt tihedama asustusega kogumikke (mustreid) moodustada. Teine oluline liik on koldvetikate perekonnast *Chrysococcus*, mis on arvukas aga vähese biomassiga. Oluline on nimetada nii arvukuse kui ka biomassi dominantidena dinofüüti *Peridinium umbonatum* ja algrohevetikat *Dictyosphaerium elegans*. Vähesel hulgal leidis ränivetikat perekonnast *Fragilaria*.

Oleme ka varem Kuulmajärve fütoplanktoni proove kogunud (1960, 1969, 1973, 1983, 1984, 2000). 1960ndatel on olnud kooslus praegusega võrreldes teistsugune. Siis on kogused väiksed, kuid tativetikat pole üldse nimetatud. Võib olla see liik esines. Siis kasutati proovide fikseerimiseks formalini, mis lõhub need rakud kiiresti. Seepärast ei saa päris kindel olla, kas neid oli või polnud. Ka varasematel aegadel (alates 1983) on olnud biomassi väärtused kõikumavad (0,6 – 9.2 g/m³), liike vähe (4-12) ja peamiseks dominandiks tativetikas.

Kuulmajärv on atsidotroofne järv, VRD tüüp S4. Ökoloogiline seisund on fütoplanktoni alusel kesine (tabel 2.2.2.1).

Tabel 2.2.2.1. Kuulmajärve fütoplanktoni hinnang. Kpv – kuupäev; Chl a – klorofüll a sisaldus (mg/m³); J – ühtluse indeks; FPBM – biomass (g/m³); FLA kvant – liikide arv loendusproovis.

Veekogu	Kpv	Kiht	Chl a	FKI	J	Kooslus	FPBM	FLA kvant
Kuulmajärv	16.05.2023	Pind	24,5	1	0,712	hea	3,059	4
Kuulmajärv	16.05.2023	Põhi	6,1	0,5	0,491	väga hea	2,621	5
Kuulmajärv	19.07.2023	Pind	49,4	1,67	0,501	halb	8,289	9
Kuulmajärv	19.07.2023	Põhi	33,0	1,2	0,258	väga halb	6,629	12
Kuulmajärv	14.08.2023	Pind	42,4	1,75	0,424	halb	4,097	12
Kuulmajärv	14.08.2023	Põhi	28,7	1,2	0,344	kesine	4,443	12

Kuulmajärv	20.09.2023	Pind	74,8	1,5	0,266	väga halb	17,113	11
Kuulmajärv	20.09.2023	Põhi	27,9	2,67	0,329	kesine	4,803	13
KOONDHINNANG	KESINE							

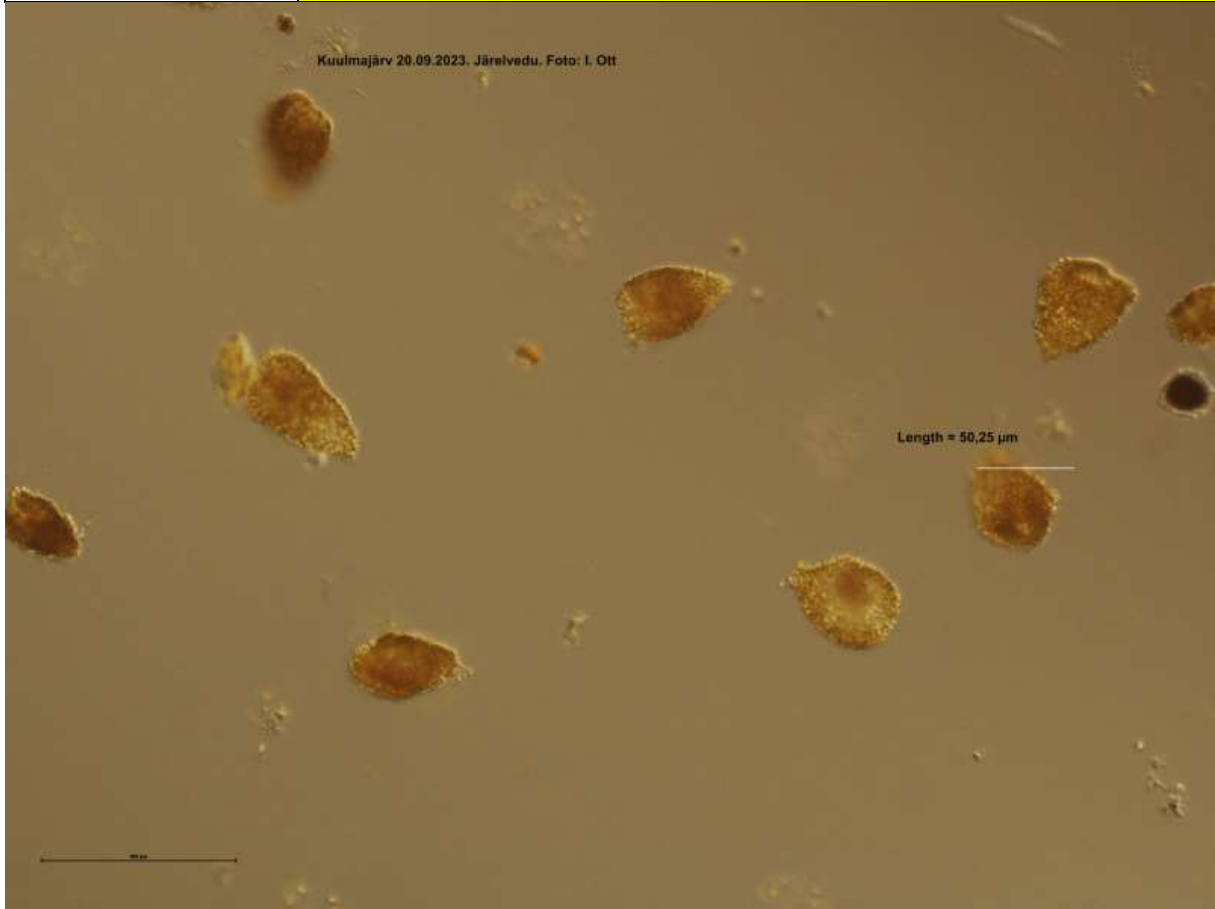


Foto 2.2.2.1. Kuulmajärve fütoplankton (20.09.2023) mikroskoobis (kvalitatiivne proov, suurendus 200x). Fotol peamiselt tativetikas (*Gonyostomum semen*). Foto: I. Ott.

2.2.3. Zooplankton

Kuulmajärve zooplanktoni analüüsitud andmed on esitatud tabelis 2.2.3.1. 2023. a. juulis ja septembris oli zooplanktoni arvukus kõrge. Keriloomad moodustasid kogu zooplanktonist olulise osa – juulis 93%, septembris 98%. Zooplanktoni biomass oli mõlemal kuul väike.

Tabel 2.2.3.1. Kuulmajärve zooplanktoni väärtused 2023.a. Lühendid: ZA – zooplanktoni arvukus, ZB – zooplanktoni biomass, Cop – aerjalgsed, Rot – keriloomad, Clad – vesikirbulised, A – arvukus (is/l), B – biomass (mg/l)

Järv	Kuupäev	ZA	ZB	Cop A	Rot A	Clad A	Cop B	Rot B	Clad B
		is/l	mg/l	is/l	is/l	is/l	mg/l	mg/l	mg/l
Kuulma	19.07.2023	658	0,267	40	613	5	0,061	0,183	0,023
Kuulma	20.09.2023	625	0,522	5	615	5	0,012	0,473	0,037

Zooplanktoni liigid ja dominandid

2023. a. juulis leiti Kuulmajärvest 15 ja septembris 11 zooplanktoni taksonit. Proovide järelvaatamisel (Petri tassi andmed) leiti lisaks veel 2 taksonit juulis ja 1 takson septembris. 2023. a. juulis olid 80% leitud taksonitest keriloomad, kes on tolerantsemad erinevate keskkonnatingimuste osas – sh vee toitelisuse ja happelisuse suhtes. Septembris oli keriloomade taksonite osakaal planktonis 82%. Võrreldes teiste zooplanktoni rühmadega on keriloomad keskkonnaolude suhtes tolerantsemad kui aerjalgsed ja vesikirbulised. Neid võib leida veekogudest, kus teised rühmad kasinate keskkonnatingimuste tõttu hakkama ei saa.

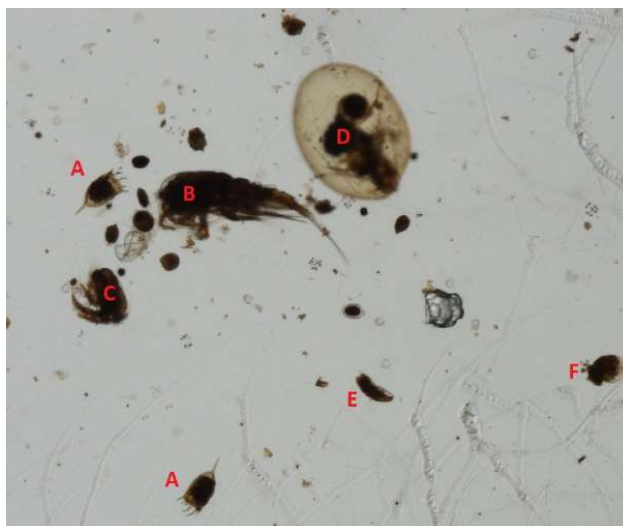
Juulis ja septembris ei leitud Kuulmajärves ühtegi puhtamat vett eelistavat oligo-mesotroofset liiki. Meso-eutroofsetest liikidest leiti juuli kuus keriloomad *Kellicottia bostoniensis*, *Keratella cochlearis* (joonis 2.2.3.1A) ja *Polyarthra remata*. Septembris vaid keriloom *K. cochlearis*. Eutroofsetest liikidest olid juulis Kuulmajärves esindatud keriloomad *Anuraeopsis fissa*, *Trichocerca capucina*, *T. pusilla*, *T. rousseleti* (joonis 2.2.3.1E) ja perekond *Synchaeta* liigid. Septembris lisandus keriloom *Keratella c. tecta*. Nii juulis kui septembris moodustasid Kuulmajärves kõige suurema arvukuse meso-eutroofsed liigid.

2023. aasta juulis domineerisid Kuulmajärve zooplanktoni arvukuses keriloomad *Conochiloides* sp (47%, joonis 2.2.3.1F) ja *Keratella cochlearis* (25%, joonis 2.2.3.1A). Perekonna *Conochiloides* liike leitakse sageli happelisemates veekogudest (Karpowicz et al., 2023). Seevastu *K. cochlearis* on laia ökoloogilise amplituudiga liik, keda leidub enamikes magevee järvedes ja tiikides üle maailma (Segers & De Smet, 2008). Ta on ka happeliste järvede sage liik (Karpowicz & Ejsmont-Karabin, 2021). Deneke (2000) on viidanud, et happelistes järvedes vähenõudliku loomuga keriloomad domineerivad selgelt vähilaadsete üle. Siegfried (1988) on väitnud, et zooplanktoni seas polegi happeliste veekogude indikaatorliike. On liigid, kes taluvad madalat pH-d, kuid võivadki edukalt eksisteerida ka mittehappelistes vetes. Ka septembris domineerisid zooplanktoni arvukuses samad keriloomad – perekond

Conochiloides (40% kogu zooplanktoni arvukusest) ja *K. cochlearis* (32% kogu zooplanktoni arvukusest).

Biomassi dominantideks olid keriloom *Asplanchna priodonta* (57%, [joonis 2.2.3.1D](#)) ja aerjalgse noorvormid kopepodiidid (21%, [joonis 2.2.3.1B](#)). *A. priodonta* t on leitud erinevates järvetüüpidest. Karpowicz et al. (2023) on leidnud, et happelistes veekogudes võib suurel omnivoorse toitumistüübiga *A. priodonta* l olla olulisi eeliseid teiste zooplanterite seas. Suurtest liikidest sattus planktonisse ka aerjalgne *Mesocyclops leuckarti*. *M. leuckarti* on Euroopas laialt levinud liik, kes leidub eri tüüpi veekogudes. Tema pH eelistus on 5,5-9,8, mistõttu on ka happelisem keskkond talle sobilik elupaik (Błędzki & Rybak, 2016). Ka Poola järveuuringud on näidanud, et *M. leuckarti* domineerib düstroofsetes ja eutroofsetes järvedes (Nilssen & Wærvågen, 2000). Gannon ja Stemberger (1978) on väitnud, et happelistes veekogudes on aerjalgsed ja vesikirbulised pigem nn eksikülalised. Nende vähilaadsete seas puuduvad happeliste järvedele iseloomulikud indikaatorliigid. Ka septembris domineeris Kuulmajärve biomassis keriloom *A. priodonta* moodustades 84% kogu zooplanktoni biomassist.

Vähene liigirikkus ning üksikliigi tugev domineerimine arvukuse ja biomassi seas viitab sageli keskkonna kasinatele oludele.



Joonis 2.2.3.1. Mikroskoobi vaade Kuulmajärve suvisest (19.07.23) zooplanktoni proovist (60x suurendus): A – *Keratella cochlearis*, B – aerjalgse kopepodiit, C – aerjalgse nauplius, D – *Asplanchna priodonta*, E – *Trichocerca rousseleti*, F – *Conochiloides* sp. Foto: K. Blank

Kuulmajärve kesiste keskkonnatingimuste (vee madal pH ja O₂ sisaldus, vähene toidubaas, kehvad valgustingimused) tõttu moodustasid enamuse zooplanktonist keriloomad. Nad on vähenõudlikud isendid, kes suudavad edukalt eksisteerida nii eutroofsetes kui ka happelisemates veekogudes. Kuulmajärve elukeskkond ei sobinud vesikirbulistele, keda leiti vaid üksikute noorvormidena. Ka aerjalgsed polnud selles veekogus edukad – vähesel hulgal leiti nende noorvorme (naupliuseid ja kopepodiite). 2023. a. zooplanktoni andmeil oli Kuulmajärve seisund kesine.

2.2.4. Suurtaimed

Kuulmajärve suurtaimestikku vaadeldi 24.08.2023. Kokku leiti järvest 14 taksonit suurtaimi, neist 12 taksonit kaldaveetaimi ja 2 liiki ujulehtedega taimi, lisaks leidus järves turbasamblaid (*Sphagnum*).

Kaldaveetaimestikus selget dominantti ei eristunud, ohtramalt leidus nii tarnu (*Carex* spp.) kui sookastikut (*Calamagrostis canescens*). Järve lääneosa kallastel oli kaldaveetaimestik valdavalt õõtsikulise iseloomuga – siin levisid soovõhk (*Calla palustris*), ussilill (*Lysimachia thyrsoflora*), ubaleht (*Menyanthes trifoliata*), soopihl (*Comarum palustre*) ja konnaosi (*Equisetum fluviatile*). Järve lääneosas oli valdav tarnade ja sookastiku segakooslus, mille vahel leidus siin-seal ka eelpool mainitud taimi. Järve lõunaosas, majade vahetus läheduses levis

vähesel määral ka jõgitakjas (*Sphagnum* sp.), mille liiki polnud õisikute puudumise tõttu võimalik määrata. Kuulmajärv on registreeritud looduskaitsealuse (LK II kat) lamedalehise jõgitakja (*Sparganium angustifolium*) elupaigana, seega võib eeldada, et tegemist oli antud liigiga.

Ujulehtedega taimeistikus domineeris kollane vesikupp (*Nuphar lutea*), mis levis ebaühtlaselt kogu järve kaldavööndi ulatuses. Järve lääneosast leiti vähesel määral ka väikest vesikuppu (*Nuphar pumila*). Metsaste kallaste juures ulatusid vette ka turbasamblad (*Sphagnum*), mis siinseal moodustasid koos teiste kaldaveetaimedega õõtsikulisi mättaid.

Vastavalt S4 järvetüübi suurtaimestiku näitajatele saab öelda, et Kuulmajärve ökoloogiline seisund on „kesise” ja „hea” piiril. Järve kesisele seisundile viitab ujulehtedega taime esinemine, kuigi madalatel ohtruse väärtustel.

Kaldaveetaimed	Ohtrus
kollane võhumõök (<i>Iris pseudacorus</i>)	2
konnaosi (<i>Equisetum fluviatile</i>)	2
pilliroog (<i>Phragmites australis</i>)	2
sookastik (<i>Calamagrostis canescens</i>)	3
soopihl (<i>Comarum palustre</i>)	2
soo-piimputk (<i>Peucedanum palustre</i>)	1
soovõhk (<i>Calla palustris</i>)	2
tarnad (<i>Carex</i> spp.)	3
ubaleht (<i>Menyanthes trifoliata</i>)	1
ussilill (<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>)	1
valge kastehein (<i>Agrostis stolonifera</i>)	2
Ujulehtedega taimed	
kollane vesikupp (<i>Nuphar lutea</i>)	2
jõgitakjas (<i>Sparganium</i> sp.)	1
väike vesikupp (<i>Nuphar pumila</i>)	1
turbasamblad (<i>Sphagnum</i>)	2

2.2.5. Suurselgrootud

Kuulmajärve proovikoht asus loodekaldal supluskoha lähedal. Liigistik oli tüüpiline pehmeveelistele pruuniveelistele järvedele, kuid liike oli vähevõitu. Peamiselt moodustasid kogu materjali surusääsklased (*Chironomidae*) ning raba-õrnpäevik (*Leptophlebia vespertina*), vastavalt 49% ja 41%. Liigivaesus ja tugev domineerimine mõjutasid ka seisundihinnangut, mis jäi seetõttu õige napilt alla hea seisundi taseme (tabel 2.2.5.1). Järv tundus seejuures olevat

enam-vähem loodusliku ilmega. Kas see väike kõrvalekalle oli tingitud juhusest või ongi Kuulmajärv keskmisest liigivaesem, pole käepäraste andmete põhjal võimalik otsustada.

Tabel 2.2.5.1. Kuulmajärve seisund litoraali suurselgrootute järgi. T – üldine taksonirikkus, H' – Shannoni erisus, ASPT – taksoni keskmine tundlikkus, EPT – tundlike taksonite rikkus, A – happelisusindeks, MMQ – seisund, Etalon – etalonseisund, EQRMMQ – seisundi ja etalonseisundi suhe

	T	H'	ASPT	EPT	A	MMQ	Etalon	EQRMMQ
Kuulma	12	1,65	5,75	4	0	17	25	0,68

2.2.6. Kalastik

Kuulmajärvele toimivat inimõju ei saa kalastiku osas hinnata, sest saagis oli vaid üks ahven. Püütud ahvena täispikkus oli 11,5 cm ja tema kehamassiks kaalusime 15 g. Isend oli kolmesuvine emaskala. Ilmselgelt on selles järves tingimused kaladele ja ka ahvenale elutsemiseks ebasobivad.

2.2.7. Hüdromorfoloogia

Kuulmajärve pindala on 6,4 ha, kaldajoone pikkus 1,09 km ning liigendatus väike (1,22). Olulised sisse- ja väljavoolud järvel puuduvad.

Hüdromorfoloogilised vaatlused tehti järvel 20.09.2023 neljas vaatluskohas (joonis 2.2.7.1). Seisundi koondhinnang ning selle kujunemine on toodud tabelis 2.2.7.1.



Joonis 2.2.7.1. Hüdromorfoloogilise seire vaatluskohad Kuulmajärvel.

Hüdroloogilisi häiringuid järvel ei tuvastatud. Veetase meie vaatluste ajal muutus vähe. Kaldavöönd oli enamasti metsane, kuid ilma alusmetsata. Puurinne oli hõredam vaid neljandas vaatluskohas, kus kaldavööndi looduslikkust oli mõõdukalt muudetud. Kalda-ala oli stabiilse veetaseme tõttu nõrgalt eristatav ning ilma häiringuteta. Erosiooni ei täheldatud. Litoraali vaatlustel tuvastati kõva sete, anoksiat ega märkimisväärset pealiskasvu seal ei esinenud. Vahetud inimõjud on väikesed ning jäävad enamasti kaldavööndist kaugemale kui 15 m. Järve edela- ning kaguosa läheduses on teedeala, mõned ehitised, ning paar purret. Järve põhjakaldal asub RMK lõkkekoht.

Tabel 2.2.7.1. Vaatluskohtade seisundihinnangud ja hüdromorfoloogilise koondhinnangu kujunemine Kuulmajärves.

Proovipunkti nr	P1	P2	P3	P4	Summa	Hinnang	EQR
Hüdroloogia	1	1	1	1	4	1	1
Kaldavöönd	1	1	2	2	6	1	1
Kalda-ala	1	1	2	1	5	1	1
Litoraali	1	2	1	1	5	1	1
Inimmõju	1	2	1	2	6	1	1
Seisundi hinnang					väga hea		
					EQR keskmine:	1	

Kõigi hüdromorfoloogia kvaliteedielementide seisund hinnati väga heaks ning ka kokkuvõttes oli järve hüdromorfoloogiline seisund väga hea.

3. Kokkuvõte

Mõlemad uuritud järved on vähearvuka limnoloogilise tüübi (atsidotroofsed järved; Ott, Kõiv, 1999) esindajad. Neid on Eestis vaid mõned. Peamised iseloomulikud keskkonna omadused on paiknemine mineraalse pinnakattega maa-alal, väga pehme -, väga tume - ja happeline vesi. Mõnedes taolistes järvedes on väga intensiivne veevahetus, mis on pärit rabadest (Nohipalo Mustjärv). Mõnedel laseb valgla serv humiinaid kergesti läbi (praeguse uuringu järved) ja olulised sissevoolud puuduvad. Eriliste keskkonnatingimuste tõttu erineb elustik teiste järvetüüpide omadest. EL VRD nõuete järgi kehtivad selliste veekogude ökoloogilise seisundi hindamisel rabajärvedega samad kriteeriumid. Viimased on atsidotroofsetest reeglina palju madalamad. Lävivool kas puudub, on nõrk või on tegemist lähtejärvega. Nii valgla kui ka järvesetted on turbased. Rabajärvedes on atsidotroofsete järvedega võrreldes vähem taimi ja rohkem kalu. Mõlemas tüübis on vesi pehme ja tume, kuid atsidotroofsetes veelgi happelisem. Ökoloogilise seisundi hindamisel on eriti atsidotroofsete järvede puhul põhjendatud erialalise eksperdiarvamuse kasutamine.

Tabelis 3.1 on esitatud kasutatud kvaliteedielementide hinnangud. Seejuures hüdro-morfoloogiline hinnang ei arvesta erinevate järvetüüpide vastupanuvõimet surveteguritele. Atsidotroofsed järved on selles osas nõrgad. Nad on pehmeveelised, väikese pindala ja veemahuga. Rabajärvedele on nende paiknemise pärast survetegurid enamasti väikesed (va veerežiimi muutmine) või puuduvad üldse (hajukoormus põldudelt, punktikoormusallikad, ehitused, hooned, suur külastuskoormus, heitvee suubla jmt). Seevastu atsidotroofsete järvede valgjalal ja kallastel võib olla tegemist intensiivse inimtegevusega. Selliste järvede valgla on enamasti suhteliselt õhukesekihilise-, vaeste mullaomadustega pinnasel. See tähendab ühtlasi, et isegi juba pinnase tallamine põhjustab kergesti erosiooni ja ainete kiiret filtreerumist järve. Kui kalgiveelistele järvedele on kalda lähistel toimuvad tegevused ja üldine surve kergesti talutav, siis pehmeveeliste järvedega pole see nii. Mingil määral suudab koormust puhverdada humiinaidete puhversüsteem. Seepärast on atsidotroofsed pisut tugevama ökosüsteemiga võrreldes heleda ja pehme veega järvedest.

Mõlema järve seisund vee abiootiliste omaduste järgi on rangelt võttes kehv, kuid tuleb arvestada, et need järved on kihistunud. Sügaval paiknevad toitainete varud on enamiku aja aastast eufootilisest kihist väljapool, st nad ei võta osa fotosünteesist. Fütoplankton on neis järvedes väga vaene. Üks karakterliik, *Gonyostomum semen* (tativetikas) on aeg-ajalt erakordselt arvukas. See liik eritab ohtralt lima. Viimastel aastakümnetel on tativetikas laiendanud levikut põhjapoolsetest piirkondadest lõuna poole ja esineb juba ka suurema karedusega vees. Iseloomulikuks neile järvedele on väga väike liikide arv, liikide arvukuse ja

koosluste kiire vaheldumine – ebastabiilne seisund. Zooplanktoni alusel tehtud hinnang oli kesine. Neile vajalike suurustega fütoplanktereid on vähe, vesi on happeline, valgusolud väga halvad, hapnikku leidub ulatuslikus veesamba osas vähe. Väga arvukad olid keskkonnaolude suhtes tolerantsed keriloomad, koorikloomadele pole happelised veekogud soodsaks kasvukeskkonnaks. Vaatamata zooplankteritest toituvate kalade vähesusele on zooplanktoni biomass väike, kalade toidubaas kasin. Suurtaimede hinnang tuli suhteliselt kehv ujulehtedega taimede suure ohtruse tõttu. Siin peaks arvestama atsidotroofsete järvede erinevusega rabajärvedest. Atsidotroofsed ongi taimestikurikkamad. Suurselgrootute seisundihinnang oli Partsi Saarijärves hea ja Kuulmajärves väga napilt kesine (peaaegu hea). Kalda ääres on võrreldes avaveega teistsugused keskkonnatingimused/elupaigad ja tegu on ka ökotoniga. Vee abiootilised omaduste ökoloogiline kvaliteet ei pruugi olla otseses seoses kalda-ala tingimustega. Kaladele on sellised keskkonnatingimused hästi ei sobi ja nende alusel ei saa seepärast hinnangut anda.

Tabel 3.1. Partsi Saarijärve ja Kuulmajärve ökoloogiline seisund.

* koondhinnang viimase keskkonnaministri määruse alusel (Pinnaveekogumite..., 2020);

**koondhinnang arvestades keskkonnaministri viimast määrust ja limnoloogilist ekspertarvamust.

Kvaliteedielement	Partsi Saarijärv	Kuulmajärv
Vee abiootilised omadused	Halb	Kesine
Hüdromorfoloogia	Väga hea	Väga hea
Fütoplankton	Kesine	Kesine
Zooplankton	Kesine	Kesine
Suurtaimed	Kesine	Hea/kesine
Suurselgrootud	Hea	Hea/kesine
Kalad	Hea	Ei saa hinnata
Koondhinnang*	Halb	Kesine
Koondhinnang**	Hea	Hea

Ekspertarvamuse alusel võiks hinnata mõlema järve ökoloogilist seisundit pigem heaks, sest kehtiv hindamissüsteem ei arvesta paljude „pehmedavate“ asjaoludega.

Natura 2000 järvetüübid vajaksid seisundi hindamise süsteemi väljatöötamist. Kehtiv VRD nõuetekohane hindamine on selleks liiga pealiskaudne (nt ei arvesta atsidotroofsete järvede eripäradega). Samas Natura 2000 praegune hindamismetoodika on pigem makrofüütidest lähtuv ja üldise funktsioneerimise osas pealiskaudne.

Rõhutame mõlema järve suurt tundlikkust survetegurite suhtes, mis on pehmeveeliste järvede eripära. Selliste järvede looduslikud tingimused on aastatuhandete jooksul olnud väga väikeste võimalustega produktiivse ökosüsteemi arenemiseks. Toiteainete varud ja vee omadused ei ole lubanud arendada mitmekesise elustikuga tugevat ökosüsteemi. Inimese poolt kiire toiteainete

lisandumine/surve suurendamine mõjutab nõrku ökosüsteeme palju rohkem kui looduslikult tugevaid ökosüsteeme. Looduslikult nõrgad ökosüsteemid funktsioneerivad uute intensiivsete survetegurite tagajärjel ebastabiilselt, toimuvad ökoloogilise funktsioneerimise häired ja kiired fluktuatsioonid. Tundus, et need järved on surveteguritele taluvuse piiril, mida näitavad erinevate ökoloogiliste kvaliteedi elementide hinnangud. Mingeid uusarendusi (uued hooned, rajatised, vesiehitised, puhkealad, suplusrannad jmt) ei tohiks järvede vahetule valgalale lubada.

Ökoloogilise seisundi põhjuste väljaselgitamiseks oleks otstarbekas uurida välis- ja sisekoormust. Praegused vee abiootilised omadused hüpolimnionis viitavad võimalikule sisekoormusele. On võimalik, et aegade jooksul on see väliskoormusele lisandunud. Kui sisekoormus osutub oluliseks, siis võimalikke tervendamismeetmeid silmas pidades oleks vaja teada sette (sapropeeli) levikut. Selliste järvede puhul on tavapärasele väliskoormusele analüüsile (sissevoolude mõõdetav koormus, toiteainete ärakannete koefitsientide arvestamine vahetult valgalalt, kus otsesed sissevoolud puuduvad) lisaks oluline selgitada vahetult valgalal tegevuse mõju. Peaks teada saama vahetult valgalalt läbi pinnase järve jõudvat toiteainete kogust. Praegu kasutatavad toiteainete ärakande koefitsiendid on välja töötatud teiste tingimuste alusel ja ilmselt antud juhul kuigi hästi ei kehti. Selline uuring oleks suhteliselt keeruline ja eeldab fundamentaalseid mõõtmistoid. Sellesse töösse peaks kaasama mulla ökolooge.

Kirjandus

- Angeler, D.G., Drakare, S., Johnson, R.K., Köhler, S., Vrede, T., 2017. Managing ecosystems without prior knowledge: pathological outcomes of lake liming. *Ecology and Society* 22: 44.
- Arber, A., 1920. *Water plants. A study of aquatic angiosperms.* Cambridge University Press, Cambridge: 436 pp.
- 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.
- Berzins, B. & Pejler, B. 1989. Rotifer occurrence in relation to oxygen content. *Hydrobiologia*, 183, 165-172.
- 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, 918lk.
- Braun-Blanquet, J., 1964. *Pflanzensoziologie.* Springer, Wien, New York.
- 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 lk.
- Deneke, R., 2000. Review rotifers and crustaceans in highly acidic environment soft pH values ≤ 3 . *Hydrobiologia* 433(1-3): 167-172.
- Dumont, H. J., Van de Velde, I., & Dumont, S. (1975). The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19, 75-97.
- 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.
- Gannon J.E., Stemberger R.S., 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society.* 97 (1), pp. 16–35.
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M. & Kremling, K., 1981. *Methods of Seawater Analysis.* New York
- Hillebrand, H., Dürselen, C.-D., Kirschtel, D., Zohary, T. and Pollinger, U. (1999)
- 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 miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar* (Ed. by Torgny Wiederholm). Naturvårdsverket Förlag, 85-166.
- Karpowicz, M., Ejsmont-Karabin, J., Kozłowska, J., Feniova, I., Dzialowski, A., 2020. Zooplankton community responses to oxygen stress. *Water* 12: 706.
- Karpowicz, M., Ejsmont-Karabin, J., 2021. Diversity and structure of pelagic zooplankton (Crustacea, Rotifera) in NE Poland. *Water* 13: 456.

- Karpowicz, M., Grabowska, M., Ejsmont-Karabin, J., Ochocka, A., 2023. Humic lakes with inefficient and efficient transfer of matter in planktonic food webs. *Scientific Reports* 13(1): 7913.
- Kõvask, V. & Milius, A. 1982. Lõuna-Eesti järvede fütoplankton. Eesti NSV järvede nüüdisseisund. 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.
- MacIsaac, W.K., Hutchinson, T.C., Yan, N.D., 1986. Natural changes in the planktonic rotifera of a small acid lake near Sudbury, Ontario following water quality improvements. *Water, Air, and Soil Pollution* 31: 791-797.
- Medin, M., Ericsson, U., Nilsson, C., Sundberg, I., Nilsson, P.-A., 2001. Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke, 12 pp.
- Nilssen, J.P., Wærvågen, S.B., 2000. Superficial ecosystem similarities vs autecological stripping: the "twin species" *Mesocyclops leuckarti* (Claus) and *Thermocyclops oithonoides* (Sars) - seasonal habitat utilisation and life history traits. *J. Limnol.* 59(2): 79-102.
- Nõges, P., Ott, I., 2003. Eesti järveteadus Euroopa tõmbetuultes. Kaasaegse ökoloogia probleemid. Eesti globaliseeruvast maailmast. Eesti IX Ökoloogiakonverentsi lühiartiklid, 159-172
- Ott, I., Kõiv, T. 1999. Eesti väikejärvede eripära ja muutused. EV Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. Eesti Teaduste Akadeemia. EPMÜ Zooloogia ja Botaanika Instituut. 128 lk.
- 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.
- Pielou, E. C., 1975. Ecological diversity. New York.
- 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. Reports of the Baltic Intercalibration Workshop, 1977. Kiel
- Rowan, J. S., Soutar, I., Bragg, O.M., Carwardine, J. & M.E.J. Culter. 2006. Lake habitat survey in the United Kingdom. Field survey guidance manual, 1-138.
- Ruttner-Kolishko, A., 1977. Suggestions for biomass calculation of planktonic rotifers. *Archiv für Hydrobiologie* 8: 71-76.
- Sculthorpe, C. D., 1967. The biology of aquatic vascular plants. St. Martin's Press, New York: 610 pp.
- Segers, H. & W. H. De Smet, 2008. Diversity and endemism in Rotifera: a review, and *Keratella Bory* de St Vincent. *Biodiversity and Conservation* 17: 303-316.
- Siegfried, C.A., 1988. Planktonic indicators of Lake acidification in the Adirondack Mountain region of New York state. *Lake and Reservoir Management* 4: 115-121.
- Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R., (1972). A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board. Can.* 167: 1-310.
- Zawiska I, Zawisza E, Woszczyk M, Szeroczyńska K, Spychalski W, Correa-Metrio A (2013) Cladocera and geochemical evidence from sediment cores show trophic changes in Polish dystrophic lakes. *Hydrobiologia* 715:181-193.

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

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. Mitt. int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9: 1-38.

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

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.

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

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