

Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut
Hüdrobioloogia ja kalanduse õppetool
(Limnoloogiakeskus)



Kadrina paisjärve korrashoiu meetmete vajaduse hindamine



Projekti vastutav täitja

.....
Ingmar Ott, professor
EMÜ PKI Hüdrobioloogia ja kalanduse õppetool

TARTU
2018

SISUKORD

SISSEJUHATUS	3
Kadrina paisjärve üldiseloomustus.....	3
Lähteülesanne.....	4
1. MATERJAL JA MEETODID	5
1.1. Vee abiootilised omadused.....	5
1.2. Bakterplankton	6
1.3. Fütoplankton.....	6
1.4. Zooplankton	8
1.5. Suurtaimed	8
1.6. Suurselgrootud	9
1.7. Kalastik.....	10
1.8. Ökoloogilise seisundi hindamine	11
1.9. Koormus paisjärvele.....	11
1.9.1. Väliskoormuse hindamine.....	11
1.9.2. Järve kallastelt pärineva koormuse hindamine.....	12
1.9.3. Setete kirjeldus ja seisund	13
2. TULEMUSED	14
2.1. KADRINA PAISJÄRVE ÖKOLOOGILINE SEISUND	14
2.1.1. Vee abiootilised omadused.....	14
2.1.2. Bakterplankton	14
2.1.3. Fütoplankton.....	15
2.1.4. Zooplankton	16
2.1.5. Suurtaimed	17
2.1.6. Suurselgrootud	19
2.1.7. Kalastik.....	21
2.2. KOORMUS PAISJÄRVELE	23
2.2.1. Vee abiootilised omadused ja koormus.....	23
2.2.2. Koormus osavalgalalt	25
2.2.3. Koormustaluvuse hinnang.....	26
2.2.4. Paisjärve setete kirjeldus ja seisund	27
3. KOKKUVÕTE	29
3.1. Seisund ja ökosüsteemi funktsioneerimine	29
3.2. Ettepanekud tervendamiseks	30
KASUTATUD KIRJANDUS	31
LISA	35

SISSEJUHATUS

Kadrina paisjärve üldiseloostus

Kadrina paisjärv asub Lääne-Virumaal, Kadrina vallas, Jõetaguse ja Võduvere külas ning Kadrina alevikus. Paisjärv paikneb Loobu jõe orus, Kirde-Eesti lavamaa lõunaosas. Veepinna absoluutkõrgus, mis sõltub peamiselt paisjärve veetasemest, on u 81 m (Laanetu, 2007).

Aluspõhjakivimi moodustab siin kollakashalli värvusega lubjakivi (keskordoviitsiumi rakvere ladem), millel lasub kollakaspruun saviliivmoreen. Oru lammil lasuvad moreenil limnilised setted, mille peamised komponendid on kerge saviliiv ja/või järvelubi. Kadrina paisjärve piirkonnas lasuvad jõesetted jääjärvelistel setetel (Suuroja jt., 2005). Soostunud jõelammi pindmiseks materjaliks on enamasti erineva paksusega madal soo tüüpi lammimullad.

Paisjärv on loodud Loobu jõe paisutamise tulemusena. Paisjärve hakati rajama 1990. aastate alguses RPUI Eesti Maaparandusprojektis koostatud Loobu jõe reguleerimise projekti alusel. Ehitus jäi pooleli nõukogude riigikorra lõppemisega, mistõttu jäi paisjärv planeeritud mahus välja kaevamata (Laanetu, 2007).

Kadrina paisjärv on seetõttu madal, kareda ja heleda veega, kihistumata tugevalt muudetud veekogu (TMV). Keskkonnaregistri järgi on järve valgala 53 km² ning paisjärve pindala 15,5 ha. Kuna järve läbib Loobu jõgi, siis on veevahetus väga tugev (EELISE järgi >10 korra aastas). Intensiivne veevahetus ja kare vesi loob küll head eeldused veekogu funktsioneerimiseks, küll aga sõltub see suuresti järve läbiva vee kvaliteedist.

Viimased komplekssemad uuringud on läbi viidud 2007. a. Loodushoiu Ühingu LUTRA poolt: „Keskkonnamõjude hindamise aruanne Kadrina paisjärve saneerimisprojektile ning paisregulaatori ja kalatee ehitusprojektile“. Kadrina paisjärve saneerimine viidi läbi 2014. aastal.



Pais enne rekonstrueerimist (Laanetu, 2007)



Pais 18. detsembril 2017. a. (Foto: I. Ott)

Lähteülesanne

Kadrina vallavalitsus tellis töö hindamaks Kadrina paisjärve korrashoiu meetmete vajadust.

Lähteülesanne koosneb kahest suuremast osast:

- (A) **Paisjärve ökoloogilise seisundi hindamine.** Hinnangu andmisel arvestatakse: vee füüsikalise-keemilisi näitajaid, bakter-, füto- ja zooplanktoni näitajaid, suurtaimede ning suurselgrootute näitajaid. Kalastiku hinnang antakse varasemate tööde alusel.
- (B) **Koormuse hindamine paisjärvele.** Paisjärve kogunenud sette paksuse mõõtmine, mahu ja leviku määramine ning struktuuri iseloomustus. Vooluhulkade mõõtmine ja vee omaduste analüüs (sealhulgas üld-P, üld-N, aluselisisus, lahustunud orgaaniline aine, veetemperatuur, hapnikusisaldus ja küllastusprotsent, elektrijuhtivus, lahustunud ainete üldsisaldus, vee pH). Paisjärve osavalgala maakasutuse ja sellelt pärineva toiteainete koormuse analüüs. Koormustaluvuse hinnang.

Projekti täitmisel, andmete kogumisel ja analüüsimisel osalesid järgmised Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudi hüdrobioloogia ja kalanduse õppetooli töötajad: prof. Ingmar Ott, PhD – üldkorraldus, välitööd, fütoplankton; MSc. Kairi Maileht – välitööd; Katrin Ott ja MSc. Margot Sepp – hüdrokeemia, välitööd; MSc. Ronald Laarmaa – zooplankton, välitööd ja koormuste analüüs; MSc. Maili Lehtpuu – suurtaimed, MSc. Katrin Saar – setted, PhD. Henn Timm – suurselgrootud, MSc. Teet Krause ja MSc. Anu Palm – kalastiku ülevaade, PhD. Helen Tammert – bakteriplankton, MSc. Aimar Rakko – välitööd, BSc. Johanna-Maria Muuga (magistrant) – välitööd.

1. MATERJAL JA MEETODID

1.1. Vee abiootilised omadused

Kadrina paisjärve uuriti 17. juulil 2017. Kohapeal määrati järve keskosas järgmised vee füüsikalised-keemilised näitajad: vee värvus, vee läbipaistvus ehk Secchi ketta nähtavus (SD), pinnakihi veetemperatuur (T), vees lahustunud hapniku sisaldus (O_2), küllastusprotsent ($O_2\%$), pH, elektrijuhtivus (E) ning lahustunud ainete üldsisaldus (TDS). Vee läbipaistvust mõõdeti valge, 30 cm läbimõõduga Secchi kettaga ja väljendati täpsusega 0,1 m. Vee värvus määrati visuaalsel vaatlusel Secchi ketta taustal poole läbipaistvuse sügavusel. Temperatuur, lahustunud hapniku sisaldus ja küllastusprotsent, pH, elektrijuhtivus ning lahustunud ainete üldsisaldus mõõdeti multisensoriga YSI Pro Plus. Veeproovid koguti eelnevalt pestud ja järveveega loputatud plastikpudelitesse ning hoiti kuni analüüsimiseni pimedas ja jahedas. Proovid koguti pindmisest kihist otse pudelisse, sukeldades käe 0,2–0,3 meetri sügavusele. Proovivõtul lähtuti Eesti standardist EVS-ISO 5667-4.

Laboris määrati veeproovist üldaluselisus (HCO_3^-), lahustunud orgaanilise aine (kollase aine, Y) sisaldus ning toiteelementide (üld-N, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , üld-P, PO_4^{3-}) sisaldused. Üldaluselisus (mg-ekv/l) määrati tiitrimisel soolhappega (0,05 M HCl), kasutades automaattitraatorit TitroLine 6000. Analüüsil lähtuti Eesti standardist EVS-EN ISO 9963-2. Kollase aine sisaldus määrati spektrofotomeetriliselt lainepikkusel 380 nm. Üldlammastiku (üld-N) määramiseks mineraliseeriti proov eelnevalt kaaliumperoksodisulfaadiga ($K_2S_2O_8$) ja tekkinud nitraadid (NO_3^-) määrati UV-spektrofotomeetriliselt. Analüüsi täpsus on 0,03 mg N/l. Nitraatioonid (NO_3^-) määrati nitritiks taandatuna (Cu-Cd-kolonnis) kolorimeetriliselt (543 nm) sulfanüülamiidi ja n-(1-naftüül)-etüleendiamiindihüdrokloriidiga. NO_3^- määramise suhteline viga on 2%. Nitritioonid (NO_2^-) määrati F. Koroleffi meetodil (Koroleff, 1982). Ammooniumioonid (NH_4^+) määrati kolorimeetriliselt indofenoolsinisega Koroleffi meetodil (Hansen & Koroleff, 1999). Määramise suhteline viga on 5,5%. Üldfosfor (üld-P) ja ortofosfaadid (PO_4^{3-}) määrati kolorimeetriliselt askorbiinhappe ja molübdaatreaktiiviga. Eeskiri põhineb Koroleffi meetodil (Hansen & Koroleff, 1999). Üld-P määramiseks mineraliseeriti proov eelnevalt kaaliumperoksodisulfaadiga. Määramise suhteline viga on 5%.

Vee pH hindamiseks kasutati Czerny (1960) skaalat. Vee karedust hinnati Nõgese ja Oti (2003) järgi (tabel 1.1.1.), kus järved on vee aluselise ja elektrijuhtivuse põhjal kolmeks jaotatud.

Tabel 1.1.1. Eesti järvede jaotus vee aluselise (HCO_3^-) ja elektrijuhtivuse (E) põhjal

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

Järve tüüp ja seisund hinnati tabeli 1.1.2. kohaselt. Paisjärve tüüp arvestatakse kõige lähedasema loodusliku järvetüübi järgi. Kadrina paisjärv kuulub II tüüpi (madalad, keskmise karedusega kihistumata veekogud). Kadrina paisjärve seisundihinnang füüsikalise-keemiliste näitajate (üld-N, üld-P, SD ja pH) väärtuste põhjal anti EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) (Veepoliitika..., 2002) ja keskkonnaministri 28. juuli 2009. a. määruse nr. 44 lisa 5 (Pinnaveekogumite ..., 2009; tabel 1.1.2) nõudeid arvestades.

Tabel 1.1.2. Maismaa seisuveekogude pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid füüsikalise-keemiliste seisundinäitajate väärtuste järgi (Pinnaveekogumite..., 2009). Siin ja edaspidi kasutatakse kvaliteedinäitaja seisundi määramiseks järgmisi värve: väga hea – sinine, hea – roheline, kesine – kollane, halb – oranž, väga halb – punane.

Seisundinäitaja	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	µg/l	<30	30-60	>60-80	>80-100	>100
Üldlämmastik	µg/l	<500	500-1000	>1000-1500	>1500-2000	>2000
Läbipaistvus	m	>3	>2 - <3	1-<2	<1	<1

1.2. Bakterplankton

Mikrobioloogilised analüüsid tehti 14.08.2017 Kadrina paisjärve keskosast võetud veeproovist.

Heterotroofsete bakterite üldarv (BÜA) määrati otsesel loendamisel epiflourestsentsmikroskoobiga (Nikon Eclipse Ti) 1000 kordsel suurendusel isopoorfiltritel pooride läbimõõduga 0,22 µm. Rakud värviti nukleiinhappevärvi DAPI'ga, kontsentratsioon 1 µg ml⁻¹. Filtreeritud proove säilitati kuni loendamiseni -21 °C juures. Saprobakterite arvukus (SAPRO) hinnati standardmeetodi agaril (SMA) kasvatatud kolooniate loendamisel 7. päeval. Külvid inkubeeriti toatemperatuuril. Heterotroofsete bakterite üldarvu ja saprobakterite arvukuse alusel hinnati järve seisundit vastavalt Eesti järvede mikrobioloogiliste andmete põhjal tehtud hindamissüsteemile (tabel 1.2.1.).

Biokeemilise hapnikutarbe (BHT₇) määramiseks mõõdeti orgaanilise aine lagunemisel neeldunud hapniku hulk järve pindmises veekihis 7 päeva jooksul. BHT₇ hinnati vastavalt vooluveekogude füüsikalise-keemiliste väärtuste ökoloogiliste seisundiklasside piiridele.

Tabel 1.2.1. Järve seisundi hinnang mikrobioloogiliste näitajate alusel.

Seisundi hinnang	Bakterite üldarv 10 ⁶ rakku ml ⁻¹	Saprobakterite arvukus rakku ml ⁻¹	BHT ₇ mg O ₂ l ⁻¹
Väga hea	0-3	<400	<0,6
Hea	3,1-6	401-1200	0,6-2,3
Kesine	6,1-12	1201-3200	2,4-6,0
Halb	>12,1	>3201	>6,1-16,1

1.3. Fütoplankton

Kvalitatiivsed proovid koguti paisjärvest 17. juulil 2017 Apsteini planktonvõrguga (silma suurus 20 µm) vertikaalselt veesambast ja paadi järelveol. Kvantitatiivsed proovid võeti järve keskosa pindmisest kihist otse pudelisse, sukeldades pudeli käega 0,3 m sügavusele ning fikseeriti Lugoli lahusega (joodi ja kaaliumjodiidi lahus). Kameraaltöötamiseks kasutati Utermöhli meetodikat (1958), mis on EL standard. Proovist sadestati fütoplankton 10 ml loenduskambris ja loendati rakud invertmikroskoobi (Nikon Eclipse Ti, või Zeiss Axiovert 100 abil, sõltuvalt vetikate suurusest suurendustel 10 x 40, 10 x 20 ja/või 10 x 10 (või 16). Biomass arvutati vetikate ruumalade mõõtmise kaudu (Hillebrand *et al.*, 1999). Vetikate erikaaluks võeti 1. Pigmentide, klorofüllü (Chla, Chlb, Chlc) ja karotinoidide (Car) sisaldused määrati spektrofotomeetriliselt atsetoonis (kaks paralleelproovi) ja arvutati Jeffrey & Humphrey (1975), Lorenzeni (1967) ja Stricklandi ning Parsons (1972) võrrandite järgi.

Tabelis 1.3.1. on esitatud fütoplanktoni näitajate klassifikatsioon vastavalt Veepoliitika Raamdirektiivile (Veepoliitika..., 2002). Seisundi hindamisel kasutati Chla sisaldust (Chla), fütoplanktoni koondindeksit (FKI), ühtluse indeksit (J) ja koosluse kirjeldust. Järve bioloogilise seisundi hindamisel fütoplanktoni alusel kasutatakse veel ka ekspertarvamust (näiteks indikaatorliike, dominantliike jne). Fütoplanktoni kogubiomassiga koos esitatakse tähtsamate vetikahõimkondade (sini-, räni-, rohe-, ikkes-, kold-, neel-, vaguvibur- ja silmviburvetikate ning rafidofüütide ja eriviburvetikate) biomassid.

Nygaardi fütoplanktoni koondindeks esitatakse 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 Cy. – sinivetikate liikide arv, Chloroc. – algrohevetikate liikide arv, Centr. - ketasränivetikate liikide arv, Eugl. – silmviburvetikate liikide arv, Cryp. – neelvetikate liikide arv, Desm. – ikkesvetikate liikide arv, Chr. – koldvetikate liikide arv.

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

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

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

Ühtluse indeksi väärtused jäävad vahemikku 0-1. Skaala on jaotatud võrdselt igas järvetüübis viide klassi ning seisundikriteeriumid on kõigis järvetüüpides samasugused (tabel 1.3.1). Ühtluse indeks on bioloogilise seisundiga võrdeline – mida suurem indeksi väärtus, seda parem bioloogiline seisund.

Tabel 1.3.1. Fütoplanktoni kvaliteedinäitajate hindamiskriteeriumid madalate, heledaveeliste kihistumata järvede jaoks.

Tüüp	Kvaliteedi-klass	Chl a, µg/l	Fütoplanktoni kooslus *	Fütoplanktoni koondindeks (FKI)	Ühtluse indeks (J)
2	väga hea	<10	A	<3,5	0,81-1,00
2	hea	10-20	A	3,5-6	0,61-0,80
2	kesine	20-30	B	>6-9	0,41-0,60
2	halb	30-50	C	>9	0,21-0,40
2	väga halb	>50	D	>9	0,00-0,20

* Fütoplanktoni koosluse kirjeldus:

(A) Väga hea. Viie sagedamini esineva liigi summaarse biomassi % proovi biomassist on <60. Loendusproovi fütoplanktoni biomass ≤3 mg/L. Kriteeriumite 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).

(B) Hea. Viie sagedamini esineva liigi summaarse biomassi % proovi biomassist on 60-80. Loendusproovi fütoplanktoni biomass ≤3 mg/L. Kriteeriumite 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).

(C) 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. Kriteeriumite 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).

(D) 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).

1.4. Zooplankton

Zooplanktoni seisundi hindamiseks koguti proovid batomeetriga, integraalselt erinevatelt sügavustelt paisjärve sügavaimast kohast. Zooplanktoni uurimiseks vajaliku proovi saamiseks kurnati 40 liitrit vett läbi 48 µm silmaläbimõõduga Apsteini planktonvõrgu. Proov fikseeriti Lugoli lahusega (jood-kaaliumjodiidi hapestatud lahus) ning analüüsiti Bogorovi kambris invertmikroskoop Nikon Eclipse T_i all, kasutades üldtuntud zooplanktoni kvantanalüüsi (Киселев, 1956) ning proovivõtustandardi EVS-EN 15110:2006 meetodeid.

Proovis leiduvad taksonid määrati, loendades (40x–100x suurendusega) 1/20-1/50 koguproovist. Zooplanktoni arvukus saadi zooplankterite loendamise teel teatud kindlas koguses vees. Biomassi määramisel mõõdeti proovist võimaluse korral 30 isendit igast liigist (vormist) ning leitud pikkuste alusel arutati vastavate valemite abil (Dumont *et al.*, 1975; Ruttner-Kolisko, 1977) zooplankterite individuaalsed kaalud. Loomade arvukuse ja kaalu põhjal arvutati zooplanktoni biomass.

Lisaks leitakse arvukuses ja biomassis domineerivad taksonid, rühmade (Rotatoria, Copepoda, Cladocera) protsentuaalne osakaal zooplanktoni biomassist (Clad%BM, Cop%BM ja Rot%BM) ja arvukusest (Clad%A, Cop%A ja Rot%A). Zooplanktoni kogubiomassi ja üldarvukuse hindamiseks kasutatakse järgmist skaalat:

	Biomass (g/m ³)	Arvukus (is/m ³)
Madal	< 1,0	< 100 000
Keskmine	1,0 – 3,0	100 000 – 500 000
Kõrge	> 3,0	> 500 000

Ökoloogilise seisundi hinnang antakse eksperthinnanguna, arvestades liigilist koosseisu ja selle muutusi ning domineerivaid liike ja rühmi.

1.5. Suurtaimed

Kadrina paisjärvel läbiti paadiga kogu kaldajoon ning tehti 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 aset leidnud muutuste kirjeldamiseks jagati taimed kolme erinevasse ökoloogilisse rühma – kaldaveetaimed, ujulehtedega ja ujutaimed ning veesisesed taimed. Liikide ohtruse hinnangud anti veetaimede ökoloogiliste rühmade jaoks eraldi.

Ohtrusi hinnati vastavalt Braun-Blanquet (1964) skaalale (1-5), mis omab järgmisi väärtusi:

- 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.

Hindamisparameetrid

Vastavalt Veepoliitika Raamdirektiivi nõuetele (Pinnaveekogumite..., 2009), kasutati järvede bioloogilise seisundi hindamisel konkreetsele järvetüübile iseloomulikke veetaimestiku kriteeriume. Järve seisundi koondhinnang määrati tüübispetsiifiliste taimestiku näitajate alusel. Koondhinnangu andmisel arvestati ka varasema uurimisaasta andmetega ning selle määramisel arvestati kõiki näitajaid.

Bioloogilise seisundi hindamisel kasutati taimestiku indikaatorliikidena vaid ujulehtedega ja veesisesed taimi ning niitrohevetikaid. Indikaatorliigid järjestati nende ohtruse alusel ning selleks kasutati järgmisi lühendeid:

Ujulehtedega taimed	Veesisesed taimed
Pot(nat) – ujuv penikeel (<i>Potamogeton natans</i> L.).	Cer – kardhein (<i>Ceratophyllum</i>); Elo – vesikatk (<i>Elodea</i>); Ran – särjesilmad (<i>Ranunculus</i>).

Lisaks eelnevale toodi eraldi välja ka kõikide 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 saadi erinevate taimestiku näitajate EQR väärtuste aritmeetilise keskmise arvutamisel.

1.6. Suurselgrootud

Proov võeti 9. juulil 2017. a. paisjärve põhjakalda lähedalt 0,5 m sügavusest veest. Suurselgrootuid püüti nelinurkse standardkahvaga (raami serva pikkus 25 cm, sõelaava läbimõõt 0,5 mm, varre pikkus 1 m) (EVS-EN ISO 10870:2012). Proov koosnes 5 juhuslikult

paigutatud 1 m pikkusest tõmbeproovist tüüpilisel põhjal ning kvalitatiivsest proovist (Johnson, 1999, Medin jt., 2001). Kvalitatiivne proov üritati võtta võimalikult mitmekesine, kõigist erinevatest elupaikadest. Püütud materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses. Loomad loendati ja määrati laboris stereomikroskoobi all (suurendus 7-40 korda), enamasti liigini (Timm, 2015 järgi).

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 ehmeistiivaliste) taksonite arv proovis (Lenat, 1988), Taani vooluvete fauna indeks DSFI (Skriver jt., 2000) ning Rootsi happelisuusindeks (Johnson, 1999). Taksonirikkus, H' , ASPT, DSFI ja EPT on seisundiga võrreldised, happelisuusindeks aga happelisuustasemega pöördvõrdeline. Taksonierisust hinnati viie jala- või tõmbeproovi alusel, muude indeksite puhul arvestati ka kvalitatiivset proovi.

Seisundi koondhinnang (mitme indeksi põhjal) anti Pinnaveekogumite... (2009) ning Timm & Vilbaste (2010) järgi. Igale indeksile omistati saadud seisundiväärtusele 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 pole 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. Seisundihinnang anti kahel erineval viisil: 1) nii nagu uuritav veekogu kuuluks vooluvete hulka (väikesed kiirevoolulised jõed lubjakivi aluspõhjaga aladel), ning 2) nii nagu ta kuuluks järvede hulka (kihistumata keskmise karedusega tüüp).

Hüdromorfoloogilise seisundi iseloomustamiseks kasutati Eesti originaalmaterjalil koostatud, voolukiirust ja põhja iseloomu näitavat indeksit MESH (*Macroinvertebrates in Estonia: Score of Hydromorphology*, Timm jt., 2011). Mida suurem väärtus loomaliikide järgi, seda kiirem vool ja kõvem põhi. MESH jaoks pole seni seisunditasemeid kehtestatud ja võimalik on ainult tema võrdlemine eri tüüpi veekogude vahel.

1.7. Kalastik

Katsepüük viidi läbi harrastuspüügivõimaluste uurimiseks 2015. aastal. Selleks kasutati 'Norden' tüüpi seirevõrke ja ühe silmasuurusega jõhv- ja kapronvõrke püügiks lubatud silmasuuruste vahemikus \varnothing 30 – 60 mm. Püügid viisime läbi kahes korduses – suvel paisjärve põhjaosas ja sügisel vahetult enne esimese jääkatte teket paisjärve lõunaosas. Püügipiirkondade valik lähtus järves kasvavast tihedast taimestikust ja joonisel 1.7.1. skemaatiliselt kujutatud piirkonnad ongi praktiliselt ainukesed, kus võrgupüük oli võimalik. Võrgud asetatakse püügile öhtul ja võtsime välja hommikul. Püütud kalad analüüsisime värskelt määrates liigi ning mõõtes täispikkuse (TL) millimeetri täpsusega ja täiskaalu (TW) grammi täpsusega.

Aruandes esitatakse varasemate uuringutulemuste kokkuvõte.



Joonis 1.7.1. Päägi piirkonnad 2015. aasta katsepüügil.

1.8. Ökoloogilise seisundi hindamine

Eestis kasutatakse hetkel järvede seisundi üldhinnangu andmisel nn 2/3 reeglit, mille järgi peab hinnangu andmisel kasutama nii füüsikalisi-keemilisi näitajaid kui ka bioloogilisi kvaliteedielemente. Kokku peab kasutama vähemalt seitset kvaliteedinäitajat ning kõik näitajad on võrdse kaaluga. Kuni 1/3 näitajate väärtustest võivad olla madalama kvaliteediga (Marksoo, 2008).

Euroopa Liidu Veepoliitika Raamdirektiiv (VRD) eeldab seisundi hindamist halvima kvaliteedielemendi alusel ehk „One out – all out“ põhimõtet (Veepoliitika..., 2002). See on range ja jäik reegel, mis enamasti annab tulemuseks kehvema seisundiklassi (Caroni et al., 2013). „One out - all out“ põhimõtte kohta on esitatud kriitikat ja tõestatud, et selle järgi hindamisel on puuduseks määramise suur juhuslikkus. Eesti limnoloogid on pidanud paremaks kasutada Eesti tingimustes 2/3 reeglit, sest see peegeldab järve tegelikku seisundit paremini. Nn 2/3 põhimõtte on tuletatud üle-Euroopalise EL Veepoliitika Raamprogrammi projektis Ecoframe, millest võttis partnerina osa ka limnoloogiakeskus (Moss et al., 2003). Peamine 2/3 põhimõtte eelis seisneb selles, et teiste kvaliteedielementide hinnang tasandab ühe elemendi madala hinnangu, mis looduslikest iseärasustest (ehk tüübile mittevastavusest tingitud valed hinnangud) võib tingitud olla. Praeguste hinnangute juures tuleb pidada 2/3 reeglit usaldusväärsemaks kui „One out – all out“ põhimõtet, eriti kui kvaliteedinäitajate arv ületab kümnet (Ott jt 2013).

Praegu hinnatakse järvede seisundit keskkonnaministri määruse (Pinnaveekogumite..., 2009) alusel, milles on kehtiv 2/3 reegel.

1.9. Koormus paisjärvele

1.9.1. Väliskoormuse hindamine

Ajavahemikul 17.07.2017 – 18.06.2018 mõõdeti Kadrina paisjärve kahte sisse- ja ühte väljavoolu selgitamaks järve hüdrooloogilist režiimi, koormust ja koormustaluvust. Vooluhulkade mõõtmine ja vooluvee keemilise koostise analüüsimine annab vastuse, kas paisjärve on vaja tervendada ja kui seda teha, siis millised võiksid olla moodused olukorra

parandamiseks. Vooluhulkade mõõtmisel arvestati A. Maastiku (2006) koostatud vooluhulkade hindamise meetoditega ja kasutati pistelise vaatlussagedusega ujukmeetodit.

Voolu kiirust mõõdeti ja ainete koguseid on mõõdetud/analüüsitud praeguseks kaheteistkümnel korral ning koguti 30 veeproovi. Proovivõtukohtad on toodud joonisel 1.9.1.1. Vee omadustest mõõdeti üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldust, nende ainete sisalduste muutused iseloomustavad koormust järvele. Ühendite kogused ja vahekorrad annavad ülevaate võimalikust reostusest. Lisaks mõõdeti vee aluselisust ja lahustunud orgaanilise aine (kollase aine) sisaldust. Multisensoriga YSI Pro Plus mõõdeti kohapeal vee temperatuuri, hapnikusisaldust ja küllastusprotsenti, elektrijuhtivust, pH-d ja lahustunud ainete üldsisaldust.



1.9.1.1. Vee vooluhulkade ja veeproovide proovivõtukohtad väliskoormuse hindamiseks Kadrina paisjärves (Maa-ameti kaardirakendus, 2018; autorite fotod).

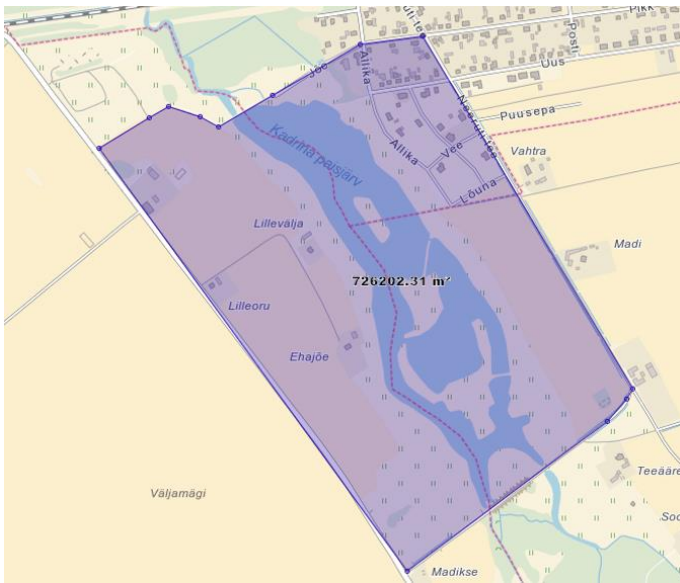
1.9.2. Järve kallastelt pärineva koormuse hindamine

Lisaks hinnati koormust valgala maakasutuse tüüpide järgi kasutades fosfori ärakande koefitsiente (Hajukoormuse..., 2013), mille abil saab hinnata järve pindala kohta koguneva fosfori koguse ühe aasta jooksul paisjärvega vahetult piirneval alalt (see on lisaks Loobu jõe sissevoolule).

Tabel 1.9.2.1. Lämmastiku ja fosfori ärakande koefitsiendid erinevate maakatte tüüpide kohta (Hajukoormuse..., 2013 järgi)

Maakatte tüüp	N koefitsient	P koefitsient
Põllumaa	20,00	0,24
Metsamaa	2,90	0,10
Eraõu	3,00	0,12
Hoonestus	5,30	0,84
Rohumaa	3,00	0,12
Teedeala	5,30	0,84
Paisjärv	4,50	0,00

Andmed maakasutuse tüüpide kohta pärinevad Maa-ameti kaardirakendusest ning arvutustes kasutatud osavalgala (üle 726 000 m²) on näidatud joonisel 1.9.2.1.



1.9.2.1. Kadrina paisjärve osavalgala (76,63 ha) paiknemine (Maa-ameti kaardirakendus, 2017).

1.9.3. Setete kirjeldus ja seisund

Välitööd Kadrina paisjärve settelasundi kirjeldamiseks teostati 14.08.2017 viies proovipunktis. Setteuringute proovipunktide asukohad on märgitud allpool toodud joonisel (joonis 1.9.3.1. ja tabel 1.9.3.1.), mille koostamiseks on kasutatud Google Maps kaardirakendust.



Joonis 1.9.3.1. Kadrina paisjärve setteuringu proovipunktide asukohad (Google Maps kaardirakendus 2018).

Tabel 1.9.3.1. Kadrina paisjärve uuringu proovipunktide koordinaadid.

Proovipunkt	X-koordinaat	Y-koordinaat
1	59°20.098 N	26°08.151 E
2	59°20.063 N	26°08.174 E
3	59°20.089 N	26°08.109 E
4	59°19.699 N	26°08.550 E
5	59°19.738 N	26°08.633 E

Settelasundit kirjeldati raudvarrastega vene turbapuuringa (kogumiskannu pikkus 50 cm), mis suruti paadist käsitsi settesse. Settelasundit kirjeldati, hinnates selle veesisaldust, lõimist (muda, savi, liiv, kruus), värvust ning lagunemata karbi- või taimejäänuste esinemist. Settelasundi kirjeldamisel lähtuti järvenõgudes ladestunud setete kirjeldamise juhendist (Saarse, 1982) Settelasundi paksus määrati kuni turbapuuringa läbistamatu mineraalse setteni (liiv, kruus, kivid).

2. TULEMUSED

2.1. KADRINA PAISJÄRVE ÖKOLOOGILINE SEISUND

2.1.1. Vee abiootilised omadused

Kadrina paisjärve vesi oli helekollast värvi ning paistis põhjani (1 m) läbi. Vee hele värvus oli tingitud lahustunud humiivainete ehk kollase aine madalast sisaldusest (4 mg/l). Vesi oli hapnikuga kergelt üleküllastunud (O_2 109%). Vesi oli nõrgalt aluseline, pH oli 7,85. Üldaluselisus oli väga kõrge (HCO_3^- 5,1 mg-ekv/l) ja elektrijuhtivus kõrge (445 $\mu S/cm$), nende näitajate põhjal oli vesi kare. Üldfosfori sisaldus oli madal (üld-P 0,019 mgP/l), millest fosfaate (PO_4^{3-}) oli 0,002 mgP/l. Üldlämmastiku sisaldus oli väga kõrge (üld-N 2,73 mgN/l), sellest moodustasid suurema osa nitraadid (NO_3^- 1,63 mgN/l). Ka teiste mineraalsete lämmastikuühendite sisaldused olid kõrged, ammooniumioone (NH_4^+) oli 0,095 mgN/l ning nitritioone (NO_2^-) 0,043 mgN/l. Kõrge lämmastiku kontsentratsioon näitab halba vee kvaliteeti ja viitab valgalalt lähtuvale reostuskoormusele.

Kadrina paisjärv on tugevasti muudetud veekogu ja selliste veekogude seisundit tuleb hinnata võimalikult sarnase loodusliku tüübi alusel. Vesi on väga kare ja üldaluselisuse näitaja on pigem EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) esimesele järvetüübile (alkalitroofsed järved) vastav. Elustik on siiski alkalitroofsest järvest erinev. Seepärast käsitletakse Kadrina paisjärve keskmiselt kareda veega madala järvena (VRD tüüp II). Järve seisund oli pH (7,85) ja üld-P (0,019 mgP/l) järgi **väga hea** ning üld-N (2,73 mgN/l) järgi **väga halb**. Läbipaistvuse põhjal ei saanud seisundit hinnata, sest vesi paistis põhjani läbi. Füüsikalise-keemiliste seisundi näitajate väärtuste alusel oli ökoloogilise seisundi üldhinnang **hea**.

2.1.2. Bakteriplankton

Mikrobioloogiliste analüüside järgi on Kadrina paisjärve seisund hea/väga hea (tabel 2.1.2.1.). Bakterite arvukus oli augustis 2017 üsna madal. Kergesti lagundatavat orgaanilist ainet tarbivate saprobakterite arvukuse ning biokeemilise hapnikutarbe järgi võib hinnata järve seisundi heaks. Biokeemiline hapnikutarve viitab sarnaselt saprobakterite arvukusele bakteritele kergesti kättesaadava lahustunud orgaanilise aine madalale sisaldusele Kadrina paisjärves.

Bakterite peamised toidukonkurendid - fütoplankterid olid Kadrina paisjärves madala biomassi ning arvukusega. Zooplankterite hulgas oli ka baktereid lisatoiduna tarvitavaid liike, kuid madala arvukuse tõttu nad bakterite hulka ei pärssinud. Kadrina paisjärv toimib selge veega makrofüüdjärvena, sisaldab vähe planktonit ning enamus järves sisalduvast orgaanilisest ainest lagundatakse bakterite poolt ära mitte vees vaid sette ülemistes kihtides.

Tabel 2.1.2.1. Hinnang Kadrina järve seisundile mikrobioloogiliste näitajate alusel.

Näitaja	Ühik	Väärtus	Hinnang
Bakterite üldarv	10 ⁶ rakku ml ⁻¹	1,9	Väga hea
Saprobakterite arvukus	rakku ml ⁻¹	563	Hea
Biokeemiline hapnikutarve	mg O ₂ l ⁻¹	1,8	Hea

2.1.3. Fütoplankton

Kadrina paisjärv on oma olemuselt voolu- ja seisuveekogu vahepealse olemusega. Hindame fütoplanktonit seisuveekogus kasutatavate näitajate alusel. Tugevasti muudetud veekogudes tuleb elustikku hinnata kõige paremini sobiva veekogu tüübi järgi ja see on teine järvetüüp (madalad keskmise karedusega järved).

Fütoplankton oli suhteliselt vähearvukas ja domineerisid taimestikurikastele veekogudele iseloomulikud liigid neelvetikate seast. Proovides oli suur osa pseudoplankteritel, st neil, kes tegelikult peaksid paiknema tahkel substraadil, kas veekogu põhjas, taimedel vm. Fütoplanktoni näitajate väärtused on toodud tabelis 2.1.3.1.

Tabel 2.1.3.1. Kadrina paisjärve fütoplanktoni näitajad juulis 2017.

Näitaja	Ühik	Väärtus
Liikide arv		22
Biomass	g/m ³	0,45
Fütoplanktoni koondindeks		2 (väga hea)
Sinivetikate biomass	g/m ³	0,0001
Ränivetikate biomass	g/m ³	0,189
Rohevetikate biomass	g/m ³	0,0001
Neelvetikate biomass	g/m ³	0,263
Dinofüütide biomass	g/m ³	0
Koosluse hinnang		Hea
Klorofüll a sisaldus	mg/m ³	3,2 (väga hea)
Klorofüll b sisaldus	mg/m ³	0,15
Klorofüll c sisaldus	mg/m ³	0,86
Feopigmentide sisaldus	mg/m ³	0,42
Karotinoidide sisaldus	mg/m ³	0,63
Ühtluse indeks		0,48 (kesine)
Seisund		Hea

Liike oli üsna napilt ja fütoplanktoni suuremate rühmade esindatus väga ebaühtlane. Arvestataval hulgal oli vaid neel- ja ränivetikaid. Biomassi üldkogus oli väga väike.

Fütoplanktoni alusel ökoloogilise seisundi hinnang on hea. Siiski peab arvestama, et antud tingimustes, eelkõige väga kiire veevahetuse ja ohtra suurtaimestiku tõttu, pole fütoplankton kuigi hästi sobiv hinnangu andmiseks. Kiire vooluga veekogudes on fütoplankteritel toiteainete omastamine raske. Peale selle varjutavad suurtaimed veesammast ja plankton on valgusnäljas. Selles mõttes on Kadrina paisjärves olukord hea, et esmasproduktentidena valitsevad suurtaimed. Kui valitseksid fütoplankterid, siis oleks vesi sogane.

2.1.4. Zooplankton

Kadrina paisjärve metazooplanktoni proov koguti 17. juulil 2017. a. Proovist tabati 24 metazooplanktoni liiki, sealhulgas 6 kooriklooma liiki/vormi. Proovi iseloomustas (väga) madal biomass ja (väga) madal arvukus (tabel 2.1.4.1.).

Tabel 2.1.4.1. Kadrina paisjärve zooplanktoni üldkarakteristikud 17. juulil 2017. a. (Lühendid: ZLA – liikide arv loendusproovis; ZBM – biomass; ZA – arvukus; Clad%BM – vesikirbuliste % kogubiomassist; Cop%BM – aerjalaliste % kogubiomassist; Rot%BM – keriloomade % kogubiomassist; Clad%A – vesikirbuliste % kogu arvukusest; Cop%A – aerjalaliste % kogu arvukusest; Rot%A – keriloomade % kogu arvukusest).

	ZLA	ZBM g/m ³	ZA tuh. is/m ³	Clad %BM	Cop %BM	Rot %BM	Clad %A	Cop %A	Rot %A
Kadrina paisjärv	24	0,012	28,34	15,48	46,41	38,12	1,82	18,70	79,48

Biomassilt domineerisid aerjalaliste vähikvastset (46,41% kogubiomassist), seejärel väikesemõõtmeline keriloom *Polyarthra remata* (25,33% kogubiomassist). Arvukuselt domineerisid keriloomad, nende seas esines enim *P. remata* (60% kogu arvukusest). Proov on väga zooplanktoni vaene (tabel 2.1.4.2.). Esinevad väikesemõõtmelised liigid, samuti mitmed bentilised vormid, kes kiire voolu tõttu tuuakse põhjast veesambasse, nii nagu paisjärvedes ikka (nt. *Colurella obtusa f. clausa*, *Lecane closterocerca*, *Euchlanis dilatata*).

Tabel 2.1.4.2. Metazooplanktoni proovist tabatud liigid/vormid 17.07.2017.

Liik	Loendus- ühikuid	Arvukus (is/m ³)	Biomass (g/m ³)	% Arvukusest	% Biomassist
Cladocera					
<i>Alonella nana</i> Baird, 1843	3	220,8	0,0004	0,8	3,1
<i>Bosmina sp.</i>	1	73,6	0,0002	0,3	1,4
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	1	73,6	0,0007	0,3	5,7
<i>Chydorus sphaericus</i> O. F. Müller, 1776	1	73,6	0,0003	0,3	2,2
Cladocera juv.	1	73,6	0,0004	0,3	3,1
Copepoda					
nauplius e vähikvastne	72	5300	0,0054	18,7	46,4
Rotifera					
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	4	294,4	0,0000	1,0	0,1
<i>Asplanchnopus sp.</i> Guerne 1888	30	2208,3	0,0009	7,8	7,4
<i>Ascomorpha ovalis</i> Bergendahl, 1892	1	73,6	0,0000	0,3	0,2
<i>Colurella obtusa f. clausa</i> Hauer, 1937	3	220,8	0,0000	0,8	0,2
<i>Conochiloides sp.</i> Hlava 1904	1	73,6	0,0000	0,3	0,0

<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832	2	147,2	0,0000	0,5	0,2
<i>Gastropus stylifer</i> Imhof, 1891	1	73,6	0,0000	0,3	0,2
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	6	441,7	0,0001	1,6	0,7
<i>Keratella tecta</i> (Gosse, 1851)	1	73,6	0,0000	0,3	0,0
<i>Lecane closteroerca</i> (Schmarda, 1859)	5	368,1	0,0001	1,3	0,6
<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)	1	73,6	0,0001	0,3	0,5
<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof, 1891)	2	147,2	0,0001	0,5	0,9
<i>Polyarthra minor</i> Voigt, 1904	13	956,9	0,0001	3,4	0,7
<i>Polyarthra remata</i> Skorikov, 1896	231	17004,2	0,0029	60,0	25,3
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943	2	147,2	0,0001	0,5	0,7
<i>Trichocerca porcellus</i> (Gosse, 1886)	1	73,6	0,0000	0,3	0,2
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	1	73,6	0,0000	0,3	0,2
<i>Trichocerca rousseleti</i> (Voigt, 1902)	1	73,6	0,0000	0,3	0,0

Proov kokku:	385	28340,3	0,012	100	100
---------------------	------------	----------------	--------------	------------	------------

Fütoplanktoni vähesuse ja kiire veevahetuse tõttu on üsna loogiline, et zooplankton on väikesemõõtmeline (ja peamiselt pudetoiduline) ning vähearvukas. Siiski esineb nende vähestest liikidest seas mitmeid kõrgemale troofsusele viitavaid liike (Мягемс, 1980) (vähearvukalt) – *Chydorus sphaericus*, *Anuraeopsis fissa*, *Keratella tecta*, *Trichocerca porcellus* ja *T. similis*. Kadrina paisjärve metazooplanktoni ökoloogiline seisund on **kesine**.

2.1.5. Suurtaimed

Kadrina paisjärvel teostati suurtaimestiku uuring 21. juulil 2017. aastal. Kokku leiti paisjärvest 42 liiki suurtaimi, neist 30 kaldavee-, 2 uju-, 5 ujulehtedega ja 5 veesisest taime. Paisjärve taimestikku on varasemalt uuritud Kadrina paisjärve saneerimistöde KMH aruande koostamise raames Nikolai Laanetu (MTÜ Loodushoiuühing Lutra) poolt aastal 2007. Viimased andmed võeti ka paisjärve ökoloogilise seisundi muutuse hindamise aluseks.

Tabel 2.1.5.1. Kadrina paisjärve suurtaimede ohtrused

Liik/uurimisaasta	2007 (Laanetu)	2017
Kaldaveetaimestiku sügavuspiir, m		1,5
Ujulehtedega taimestiku sügavuspiir, m		2,0
Veesisese taimestiku sügavuspiir, m		2,0
Kaldaveetaimestik		
<i>Agrostis capillaris</i> L. - harilik kastehein	3	2
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L. - harilik konnarohi	3	2
<i>Calla palustris</i> L. - soovõhk	4	3
<i>Caltha palustris</i> L. - harilik varsakabi	3	2
<i>Carex acuta</i> L. - sale tarn	3	2
<i>Carex cespitosa</i> L. - mätastarn	3	2
<i>Carex elata</i> Bell. ex All. - luhttarn	3	2
<i>Carex pseudocyperus</i> L. - kraavtarn	2	2
<i>Carex rostrata</i> Stokes - pudeltarn	3	2
<i>Cerastium fontanum</i> Baumg. - harilik kadakkaer	3	
<i>Crepis paludosa</i> (L.) Moench - soo-koeratubakas	3	
<i>Epilobium angustifolium</i> L. - ahtalehine põdrakanep	3	2
<i>Epilobium hirsutum</i> L. - karvane pajulill	1	1

<i>Epilobium palustre</i> L. - soo-pajulill	3	1
<i>Equisetum fluviatile</i> L. em Ehrh. konnaosi	5	3
<i>Eupatorium cannabinum</i> L. - harilik vesikanep	2	1
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br. - harilik parthein	3	2
<i>Hippuris vulgaris</i> L. - harilik kuuskhein	2	3
<i>Impatiens noli-tangere</i> L. - õrn lemmalts	2	1
<i>Iris pseudacorus</i> L. - kollane võhumõök	4	2
<i>Juncus articulatus</i> L. - läikviljane luga	2	1
<i>Juncus effusus</i> L. - harilik luga	2	1
<i>Lythrum salicaria</i> L. - harilik kukesaba	2	1
<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir. - harilik vesiputk	2	1
<i>Phalaris arundinacea</i> L. - päideroog	3	2
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud. - harilik pilliroog	3	2
<i>Poa palustris</i> L. - soonurmikas	3	
<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser - vesikerss	2	
<i>Rumex aquaticus</i> L. - vesioblikas	2	1
<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds. - jõgioblikas	1	
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L. jõgi-kõõlusleht		2
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla - järvkaisel	2	2
<i>Senecio paludosus</i> L. - soo-ristirohi	2	
<i>Sium latifolium</i> L. - harilik jõgiputk	1	1
<i>Stellaria palustris</i> Retz. - soo-tähthein	2	1
<i>Typha latifolia</i> L. - laialehine hundinui	3	3
Ujulehtedega ja ujutaimed		
<i>Lemna minor</i> L. - väike lemmel	4	3
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Sm. - kollane vesikupp	3	2
<i>Polygonum amphibium</i> L. vesi-kirburohi		2
<i>Potamogeton natans</i> L. - ujuv penikeel	4	3
<i>Sparganium emersum</i> Rehmman - liht-jõgitakjas	3	2
<i>Sparganium gramineum</i> Georgi - ujuv jõgitakjas	2	
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Schleid. - hulgajuurine vesilääts	3	3
Veesisesed taimed		
<i>Ceratophyllum demersum</i> L. - räni-kardhein	5	4
<i>Elodea canadensis</i> Michx. - kanada vesikatk	4	4
<i>Myriophyllum verticillatum</i> L. - männas-vesikuusk	3	
<i>Potamogeton alpinus</i> Balb. - ruske penikeel	2	2
<i>Potamogeton compressus</i> L. - lapik penikeel	3	
<i>Potamogeton lucens</i> L. - läik-penikeel		2
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth. - sõõr-särjesilm	2	3
Niitrohevetikad		4

Kogu paisjärv on ühtlaselt taimeestunud, võrreldes 2007. aastaga on kaldaveetaimestiku koosseis ja ohtused mõnevõrra muutunud. Nii on kadunud ulatuslikud konnaosja ning kollase võhumõõga tihnikud, pigem on olulisemaks muutunud laialehise hundinuia ja järvkaisla kogumikud, mida võis siin-seal märgata. Mõnevõrra on tõusnud ka kuuskheina ohtus, mis levis kaldaveetaimestiku vööndist ka kaugemale avavette, moodustades siin koos veesiseste taimedega ühtlaselt taimeestunud alasid.

Ujulehtedega taimedest ei leitud sel uurimiskorral järvest ujuvat jõgitakjat, mis on alates 2008. aastast arvatud II kaitsekategooriasse. Antud liik eelistab kasvukohana pigem liivast põhja, kuid samas rohketoitelisemat vett. Kadrina paisjärve oli juurde ilmunud vesi-kirburohi, mida veel 2007. aastal ei olnud välitööde käigus märgatud. Hetkel moodustas liik koos kollase vesikupu ning ujuva penikeelega järvele ebaühtlaseid kogumikke. Kaldalähedases vees leidis ujulehtedega taimestiku vahel ka ujutaimi, mis moodustasid siin ühtlase vööndi.

Veesiseses taimestikis on vähenenud penikeelte olulisus ning tõusnud räni-kardheina ja sõõr-särjesilma oma. Viimased moodustasid kogu järve veepeegli ulatuses ühtlaseid ujuvaid matte, mida kattis ka tugev niitrohevetikate pealiskasv. Kaldaäärses vees levis enam-vähem ühtlase võõrdina kogu kaldajoone ulatuses kanada vesikatki, mida leidis järves ohtralt ka 2007. aastal. Penikeeled olid levinud samuti kaldalähedases vees, kuid nende ohtrused tõusid pigem järve keskpaiga suunas, kus vabamat vett oli rohkem. Üksnes järve sisse- ja väljavoolu juures võis märgata tihedamaid läik-penikeele kogumikke, samas rusket penikeelt leidis üksikute taimedena läik-penikeele vahel. Lapik penikeel, mida veel 2007. a leidis järves mõõdukal hulgal, oli tänaseks kadunud.

Kokkuvõtvalt saab öelda, et suurtaimede koosseisu põhjal on Kadrina paisjärve näol tegemist tugevalt rohketoitelise veekoguga, mis samas pole üllatav, arvestades järve paiknemist otse haritavate põldude ning tiheasustusega alade keskel madalas nõos. Tundub, et ka järve tervendamine ei ole vähemasti suurtaimestiku osas soovitud efekti andnud, pigem on selle käigus kadunud tundlikumad veesiseste taimede liigid. Veesisese ning ujulehtedega taimestiku niitmine võiks anda teatavat efekti ja avada vähemalt veekogu kaldaäärsed piirkonnad, kui seda teha pidevalt ning eemaldada järvest niidetud taimemass.

Kadrina paisjärve ökoloogilise seisundi hinnang II järvetüübile iseloomulike taimestiku näitajate alusel oli 2017. aastal halb. Halva ökoloogilise seisundi tingisid rohketoitelisi tingimusi eelistavate hüdrofüütide (räni-kardhein, sõõr-särjesilm) ning niitrohevetikate suur ohutus ning ujulehtedeta penikeelte madalad ohtruse väärtused. Sarnane olukord valitses järves ka 2007. aastal. Mändvetiktaimed ja samblad puudusid paisjärvest juba eelmisel uurimiskorral, seega antud näitajat ei saa Kadrina paisjärve suurtaimede ökoloogilise seisundi hinnangu andmisel arvestada.

Tabel 2.1.5.2. Kadrina paisjärve ökoloogilise seisundi hinnang suurtaimede alusel

	EQR	2017
Tähtsamad hüdrofüütide taksonid ohtruse järjekorras	0,5	Elo=Cer, Ran=Pot(nat)
Kaelus-penikeele või läik-penikeele ohtrus	0,7	2
Mändvetiktaimede või sammalde liikide ohtrus	0	0
Kardheina või ujutaimede ohtrus	0	4
Suurte niitrohevetikate rohkus	0	4
Koondhinnang	0,2	Halb

2.1.6. Suurselgrootud

Proovist leitud taksonite ja nende isendite arvude loetelu on tabelis 2.1.6.1.

Tabel 2.1.6.1. Proovidest leitud taksonid

Takson	Isendite arv proovides					Kokku	Keskmine	%	Leidumine kvalitat. proovis
	1	2	3	4	5				
HIRUDINEA									
Erpobdella octoculata			1	3		4	0,8	0,1	*
Glossiphonia complanata	1		2			3	0,6	0,1	
BIVALVIA									
Pisidium sp.	1	25	25	42		93	18,6	3,2	*
Sphaerium corneum	25	275	83	650	92	1125	225,0	38,7	*

GASTROPODA									
Anisus sp.									*
Lymnaea stagnalis	2	2	1	2	3	10	2,0	0,3	*
Radix balthica	1				1	2	0,4	0,1	
CRUSTACEA									
Asellus aquaticus	100	67	17	117	58	359	71,8	12,3	*
Gammarus pulex/sp.	1	2	38	10	1	52	10,4	1,8	*
ARACHNIDA									
Hydrachnidia Gen. sp.	6	1	4	4	3	18	3,6	0,6	
EPHEMEROPTERA									
Cloeon dipterum	583	50	175	167	150	1125	225,0	38,7	*
Siphonurus alternatus									*
ODONATA									
Aeshna sp.		1				1	0,2	0,0	
Leucorrhinia albifrons		1				1	0,2	0,0	
MEGALOPTERA									
Sialis lutaria			1	1		2	0,4	0,1	*
HETEROPTERA									
Notonecta sp.									*
Sigara sp.	33	4	10	9	9	65	13,0	2,2	*
COLEOPTERA									
Dytiscidae Gen. sp.		1		2		3	0,6	0,1	
Haliplus sp.	10	6	3	7	3	29	5,8	1,0	*
Hyphydrus ovatus			1	1		2	0,4	0,1	
TRICHOPTERA									
Anabolia sp.				1		1	0,2	0,0	
Cyrnus flavidus		1				1	0,2	0,0	
LEPIDOPTERA									
Parapoynx stratiotata				1		1	0,2	0,0	*
DIPTERA									
Chaoborus sp.			3	6		9	1,8	0,3	*
Chironomidae Gen. sp.	1			1	1	3	0,6	0,1	

Keskmine isendite arv ruutmeetril oli väga kõrge (2327), mis tõenäoliselt näitab vaenlaste (eriti kalade) vähesust. Kõige arvukamad liigid olid harilik keraskarp (*Sphaerium corneum*; joonis 2.1.6.1.) ja harilik tiigipäevik (*Cloeon dipterum*), neile järgnes vesikakand (*Asellus aquaticus*). Kõik nad on Eestis laialt levinud tavalised liigid, levinud eriti seisuveetes. Eriti kõrge biomassi moodustas keraskarp (joonis 2.1.6.1). Tabati ka Natura liigi, valgelaup-rabakiili (*Leucorrhinia albifrons*) üks isend.

Kadrina paisjärvele anti hinnangud 2 erineva klassifikatsiooni alusel:

- i) eeldades, et paisjärv on tehiskult muudetud jõelõik;
- ii) eeldades, et paisjärv on kihistumata keskmise karedusega seisuveekogu.

Seisundihinnangud suurselgrootute järgi on esitatud tabelis 2.1.6.2.

Kui lähtuda tõsiasiast, et Kadrina paisjärv on Loobu jõe hüdro-morfoloogiliselt muudetud osa, siis oli ta koondseisund suurselgrootute järgi kesine, oluliselt lähem halvale kui heale seisundile. Taksonite üldarv oli küll heal tasemel, kuid enamik taksoneid vähese tundlikkusega. Keskmise karedusega järvede kontekstis oli seisund napilt hea, ehkki selgi puhul oli eriti vähe

just tundlikke liike. Järvena käsitlemisel tõstis seisundi väärtust jõe iseloomulik jõe-kirpvähk (*Gammarus pulex*), kes pääseb kaskaadi tüüpi paisust kergesti üles ja kelle jaoks paisulähedane ala oli kergesti kättesaadav.

Tabel 2.1.6.2. Kadrina paisjärve seisund suurselgrootute järgi. T - taksonite koguarv koos kvalitatiivse prooviga, H' - Shannoni erisusindeks, DSFI - Taani indeks, A - happelisusindeks, MMQ - seisundi koondhinnang, MESH - hüdro-morfoloogilist seisundit iseloomustav indeks. Sinine - väga hea, roheline - hea, kollane - kesine, oranž - halb või väga halb seisund

	T	H'	ASPT	DSFI	EPT	A	MMQ	MESH
<i>Jõgi</i>	25	2,07	4,95	4	4		12	0,95
<i>Järv</i>	25	2,07	4,95		4	6	18	0,95



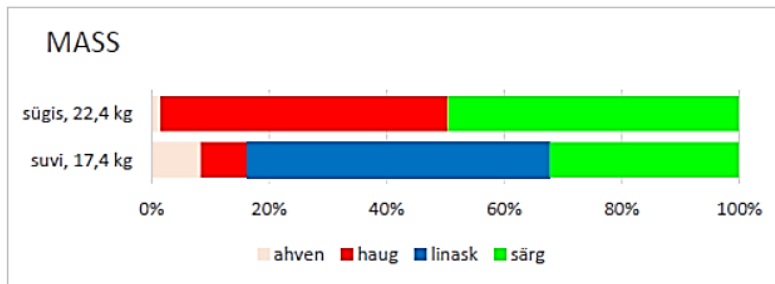
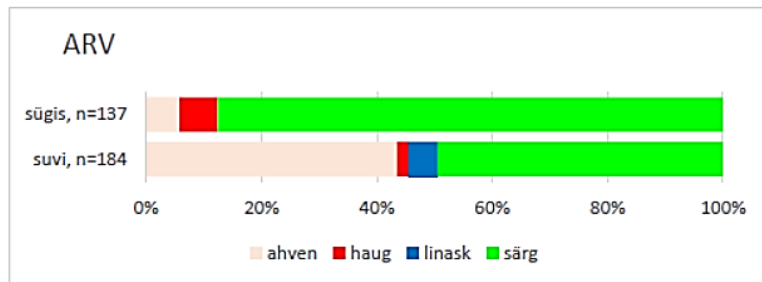
Joonis 2.1.6.1. Keraskarbid Kadrina paisjärvest (Foto: Henn Timm)

MESH väärtus (0,95) oli oluliselt madalam, kui see on iseloomulik normaalsetele väikestele vooluvetele, nii nagu seda oleks Loobu jõgi Kadrina paisjärve asemel. Selline tulemus on iseloomulik pigem keskmise karedusega väikejärvedele; kõrgem kui mudasel, aga madalam kui liivasel põhjal. Et voolukiirust proovialal oli kunstlikult oluliselt alandatud, oli madal MESH väärtus ka eeldatav. Kokkuvõttes osutus Kadrina paisjärve seisund suurselgrootute järgi kesiseks, seda põhiliselt sel põhjusel, et paisjärv ongi tugevasti hüdro-morfoloogiliselt muudetud jõeosa.

2.1.7. Kalastik

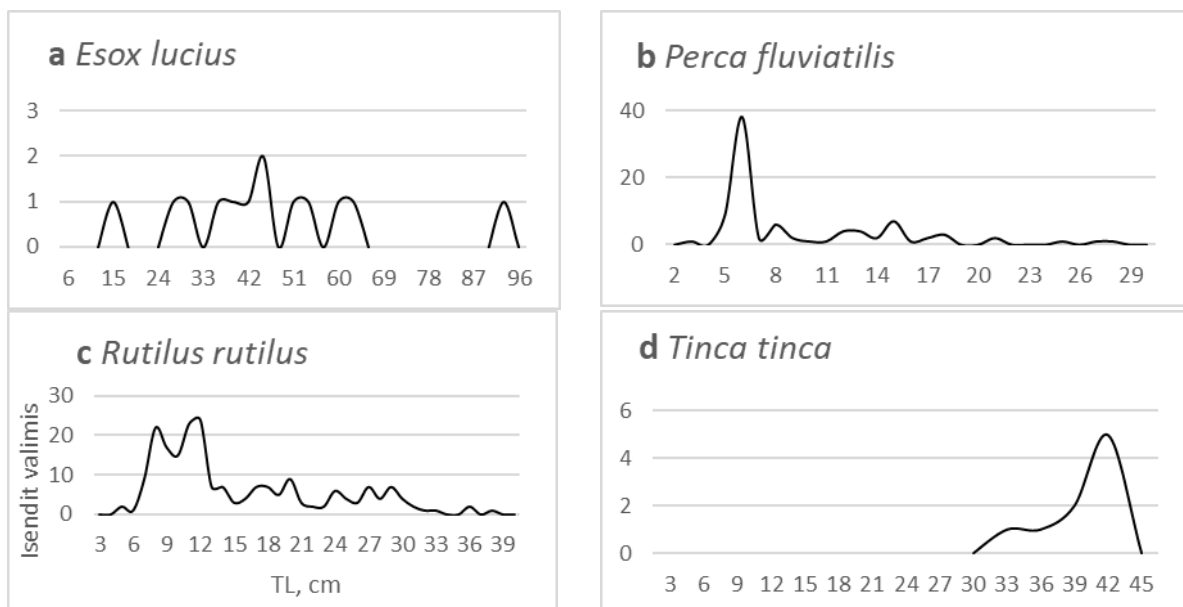
Liigiline koosseis. Kadrina paisjärve kalastik koosnes 2015. a. katsepüükides neljast liigist. Nendeks olid ahven, haug, linask ja särk. Järve asustatud karpkala, varem püütud roosärge, lutsu ega järve läbivaid lõhelisi püügiga ei tabatud.

Arvukus ja mass. Arvukaim liik saagis oli särk – seda nii järve põhja- kui lõunaosas. Kolmandiku saagi massist andis haug – suurim isend pikkusega 91 cm ja massiga 5920 g ei olnud ainuke püügiks lubatud pikkuses isend. Kadrina paisjärve 2015. a. katsepüükide saagis liikide arvukus- ja massijaotus on esitatud joonisel 2.1.7.1. Massi osas jäi saagis tagasihoidlikult esindatuks ahven. Suvises püügis paisjärve põhjaosas oli liidriks linask, sügisel paisjärve põhjaosas haug ja särk enamvähem võrdselt ja seda eelkõige tänu juba eelpool nimetatud 5,9 kg massiga haugile.



Joonis 2.1.7.1. Kalaliikide arvuline ja massijaotis Kadrina paisjärves 2015. a. katsepüükide põhjal.

Pikkusjaotused. Püütud liikidest olid paljude sh. järelkasvupõlvkondadega esindatud ahven, haug ja särge. Vaid linaski järelkasv jäi saagis hinnanguta (joonis 2.1.7.2.). Haugipopulatsioon oli võrdselt püügisuuruses ja veel suguküpsenemata isendeid. Teise röövkalana püütud ahvena asurkonnas oli arvukaim vanusrühm 1+. Särge on pikkusjaotuste alusel Kadrina paisjärves väga esindusliku asurkonnaga. Särje kõik põlvkonnad peale 1+ olid saagis arvukamalt esindatud kui ahvenal, lisaks oli suurim särge 37,2 cm pikk – pikema särje oleme püüdnud vaid Otepää Pühajärvest.



Joonis 2.1.7.2. Kadrina paisjärve katsepüükides esindatud liikide pikkusjaotused.

Hinnang seisundile. Kalastiku alusel saab hinnata vaid nappi ujulehtede ja kaldataimestiku vaba piirkonda. Kalastiku arvukuse ja järvekalade indeksite EQR_{3,5} ja LAFIEE alusel on Kadrina paisjärve seisund hea (vastavalt JKNPUE = 0,64; EQR_{3,5} = 0,68 ja LAFIEE = 0,69), Siiski

napib röövkalu (JKKI = 0,2 kesine), eriti röövtoidulisi ahvenaid JKRAI halb) ning ka karpkalalaste arvukus liigi kohta (JKKIL = 0,59) annab napilt kesise hinnangu.

Indeks	Väärtus/Hinnang	Indeks	Väärtus/Hinnang
RAI	0,06	JKPI-3	0,63
JKKI	0,20	JKNPUE	0,64
JKAw:Kw	0,46	EQR3,5	0,68
JKTLM	0,49	LAFIEE	0,69
JKPI-2	0,54	JKAn:Kn	0,71
JKKIL	0,59	JKTLP	0,79
JKWPUE	0,59	KS _n	0,90

Kalastik hindab Kadrina paisjärve seisundi kesise ja hea piiril olevaks. Suuremate järvede osas kooskõlastatud kalastikuindeks LAFIEE hindab järve heas seisundis olevaks.

2.2. KOORMUS PAISJÄRVELE

2.2.1. Vee abiootilised omadused ja koormus

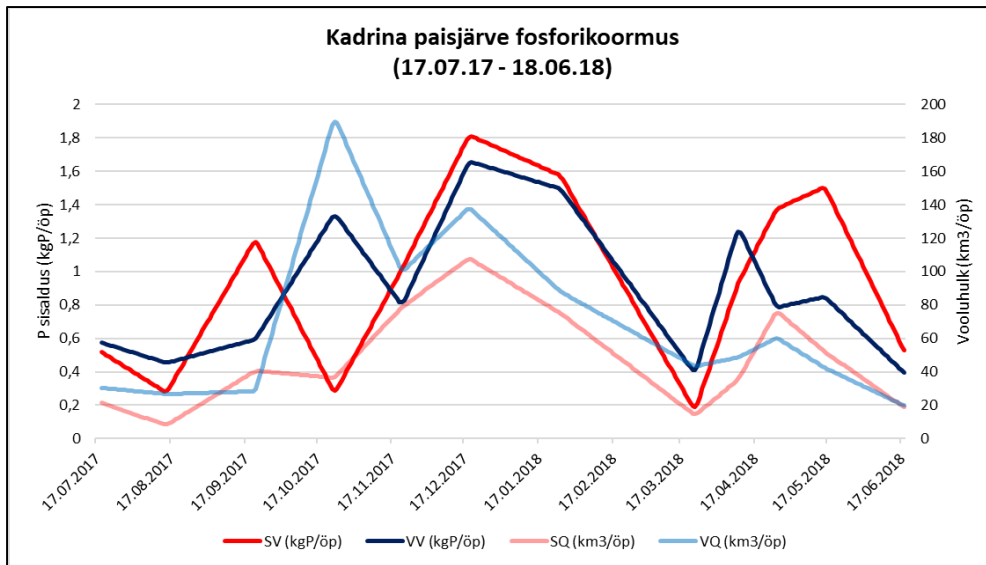
Vooluhulkade mõõtmisel arvestati A. Maastiku (2006) koostatud vooluhulkade hindamise meetoditega ja kasutati ujukmeetodit pistelise sagedusega. Parema tulemuse saamiseks vaadeldi järve välja- ja sissevoolusid terve kalenderaasta jooksul. Vee omadusi ja vooluhulki mõõdeti 30 korral. Vooluhulkadest ja mõõdetud ainete kontsentratsioonidest transponeeriti koormused kogu vaatlusperioodi kohta päevade kaupa.

Sissevooludeks paisjärve on kaks lõunast sisenevat kraavi, millest idapoolne on vooluhulkade poolest marginaalne. Läänepoolne kraav toob järve enamus veest (vt. joonis 1.9.1.1.). Tõenäoliselt esineb järves ka põhjaallikaid. Väljavool järvest toimub põhjas asuva rekonstrueeritud paisu ja kalapääsu kaudu, mis kõrgvee ajal on 11 meetri laiune, kuid madalvee perioodidel toimub ülejooks 1,2 meetri laiuse süvendi kaudu paisu paremas otsas (joonis 2.2.1.1.). Paisust allavoolu jääb u 34 meetri pikkune kärestikuline kalapääs.

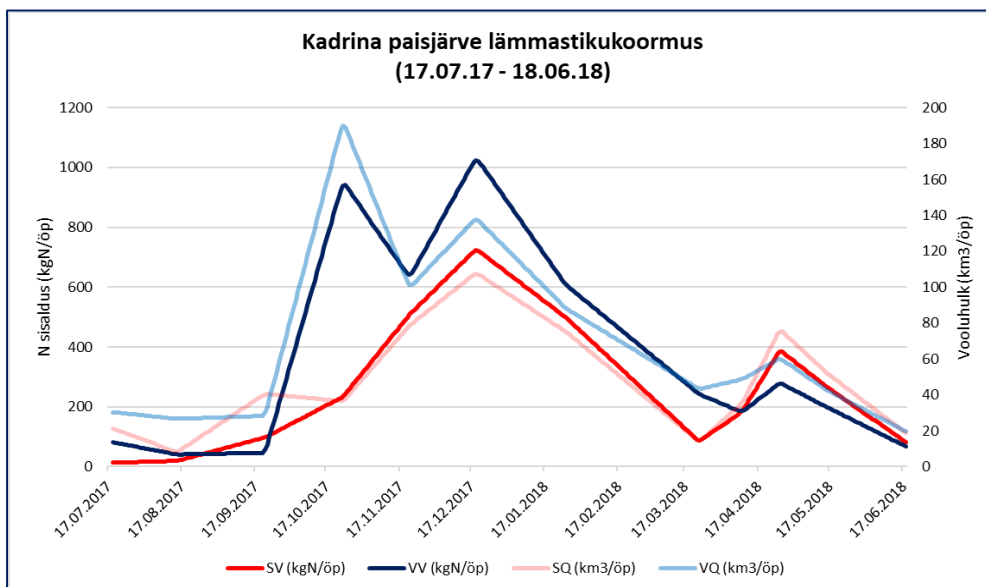


Joonis 2.2.1.1. Kadrina paisjärve rekonstrueeritud pais 17. juulil 2017. a.

Vee omadustest mõõdeti üldfosfori kontsentratsiooni (üld-P, mgP/L), üldlämmastiku kontsentratsiooni (üld-N, mgN/L), üldaluselisust (HCO_3^- , mg-ekv/L) ning kollast ainet (Y, mg/L). Kõik need näitajad iseloomustavad koormust järvele ja järvevee omadusi. Ühendite kogused ja vahekorrad annavad ülevaate võimalikust reostusest. Järvede ainebilansside koostamisel pööratakse peamiselt tähelepanu fosforikoormusele, sest enamasti on fosfor seisuveekogudes limiteerivaks elemendiks. Reostuse hindamine vooluveekogude kontsentratsioonide järgi on eksitav, kui ei arvestata vooluhulkade dünaamikat pikema aja jooksul. Seetõttu on oluline jälgida toiteainete sisalduste dünaamikat kalendraasta jooksul (Cooke jt., 2005). Kadrina paisjärve fosforikoormuse dünaamika koos vooluhulkadega on toodud joonisel 2.2.1.2. ning lämmastikukoormuse dünaamika joonisel 2.2.1.3.



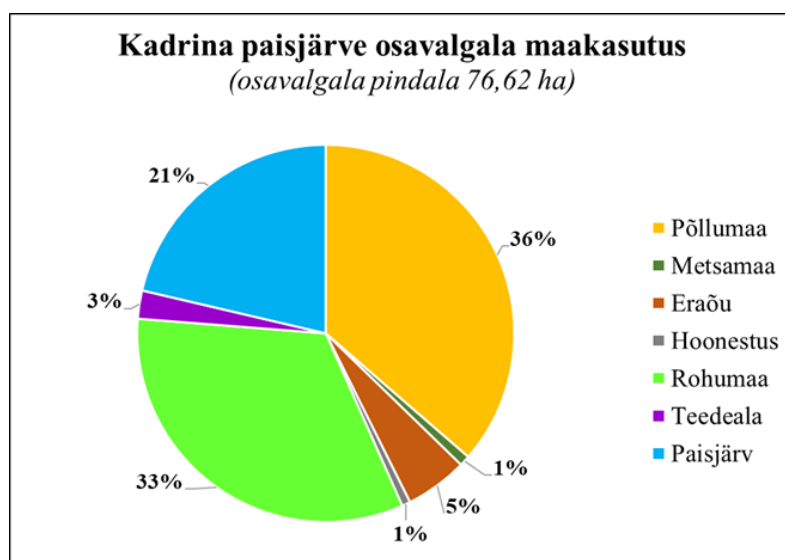
Joonis 2.2.1.2. Kadrina paisjärve fosforikoormuse ja vooluhulkade dünaamika perioodil 17.07.2017-18.06.2018. SV – sissevoolava fosfori kogus (kgP/öp); VV – väljavoolava fosfori kogus (kgP/öp); SQ – sissevoolava vee hulk (km³/öp); VQ – väljavoolava vee hulk (km³/öp).



Joonis 2.2.1.3. Kadrina paisjärve lämmastikukoormuse ja vooluhulkade dünaamika perioodil 17.07.17-18.06.18. SV – sissevoolava lämmastiku kogus (kgN/öp); VV – väljavoolava lämmastiku kogus (kgN/öp); SQ – sissevoolava vee hulk (km³/öp); VQ – väljavoolava vee hulk (km³/öp).

2.2.2. Koormus osavalgalalt

Lisaks sisse- ja väljavoolude vooluhulkade ja toiteainete sisalduste mõõtmisele on oluline analüüsida ka järve valgala. Olulist informatsiooni võib anda ka järve osavalgala (vahetu parem- ja vasakkalda) maakatte analüüsimine ja sellelt ärakandekoefitsientide abil toiteainete koormuse arvutamine. Seda tehti ka Kadrina paisjärve puhul. Osavalgala (76,63 ha) paiknemine ja maakasutus on toodud joonistel 1.9.2.1. ja 2.2.2.1. ning kasutatud on Maa-ameti kaardirakenduse andmeid (2017).



Joonis 2.2.2.1. Kadrina paisjärve osavalgala (parem- ja vasakkallas) maakasutuse osakaalud.

Kasutades maakasutuse andmeid ning lämmastiku ja fosfori ärakande koefitsiente, saab arvutada osavalgalalt pärinevate toiteainete kogused kalenderaasta jooksul ühe hektari järve pindala kohta (tabel 2.2.2.2.). Meetodika miinuseks peetakse aga suurt üldistusastet, s.t. et ärakandekoefitsiente ei ole kõikide maakatte tüüpide kohta, küll aga annab meetod aimu toiteainete suurusjärgudest, mis pärinevad järve vahetust lähedusest.

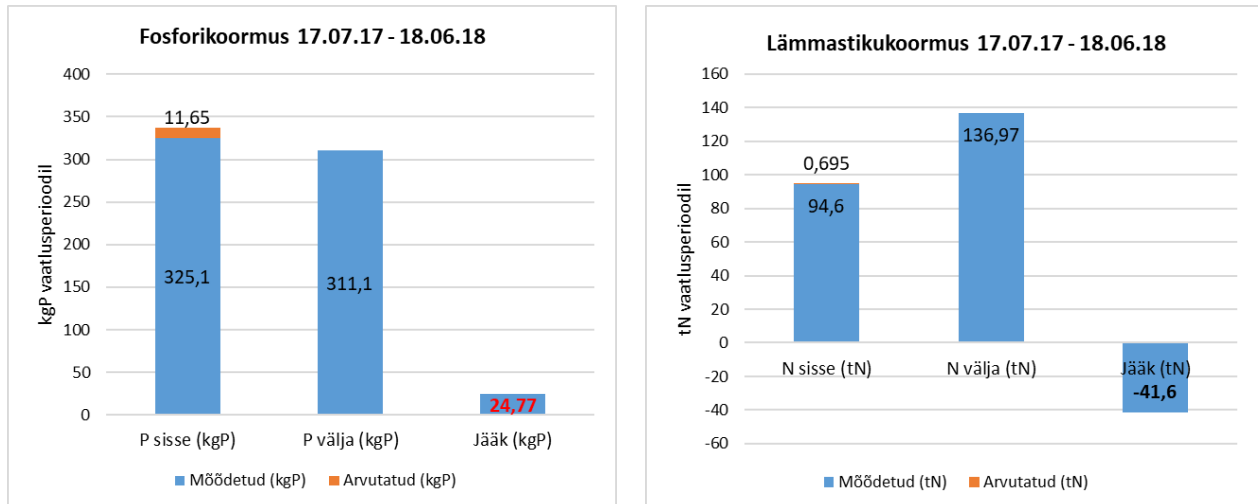
Tabel 2.2.2.2. Arvutuslik lämmastiku- ja fosforikoormus osavalgalalt ühe kalenderaasta jooksul (Hajukoormuse..., 2013; Maa-ameti kaardirakendus, 2017).

Maakate tüüp	Pindala (ha)	N koefitsient	P koefitsient	kgN/ha/a	kgP/ha/a
Põllumaa	26,40	20,00	0,24	34,08	0,41
Metsamaa	0,66	2,90	0,10	0,12	0,00
Eraõu	3,89	3,00	0,12	0,75	0,03
Hoonestus	0,52	5,30	0,84	0,18	0,03
Rohumaa	23,89	3,00	0,12	4,62	0,18
Teedeala	1,75	5,30	0,84	0,60	0,10
Paisjärv	15,50	4,50	0,00	4,50	0,00
SUMMA:				44,86	0,75

Paisjärve vahetust lähedusest jõuab järve 11,65 kg fosforit (0,75 kg/ha/a) ja 695,33 kg lämmastikku (44,86 kg/ha/a) aastas.

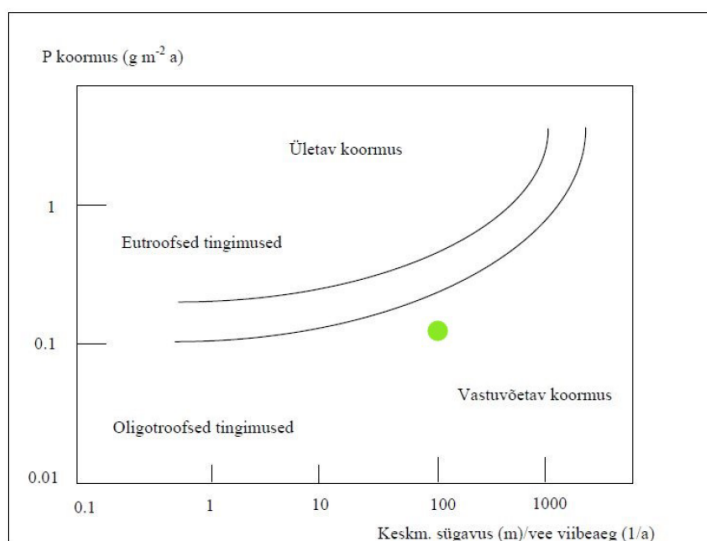
2.2.3. Koormustaluvuse hinnang

Vaatlusperioodi jooksul (17.07.17-18.06.18) kandus järve sissevoolude kaudu 325,1 kg ning järvest lähtus 311,1 kg fosforit. Järve osavalgalalt (76,6 ha) võib järve sattuda täiendavalt pea 12 kg fosforit (joonis 2.2.3.1.). Vaatlusperioodil kandus järve väga palju lämmastikku. Sissevooludega jõudis järve 94,6 tonni lämmastikku, osavalgalalt täiendavad 0,7 tonni. Järvest voolas välja Loobu jõe kaudu 136,97 tonni lämmastikku. Põhjaallikad ja atmosfäärne depositsioon tõid Kadrina paisjärve täiendavad 41,6 tonni lämmastikku, mis reostab allavoolu jäävat Loobu jõge (joonis 2.2.3.3.).



Joonis 2.2.3.1. Kadrina paisjärve toitelementide kogused sisse- ja väljavooludes vaatlusperioodil (fosfori andmed esitatud kilogrammides, lämmastiku andmed tonnides).

Fosforikoormuse hindamiseks ja järve vastupidavuse hindamiseks on limnoloogias laialdaselt kasutatud Vollenweideri mudelit (1975). Võrdlemisi väheste andmetega saab hinnata veekogu vastupidavusvõimet väliskoormusele. Kadrina paisjärve keskmine sügavus on 1 m, veevahetus 106 korda aastas ning fosforikoormus $0,159 \text{ g/m}^2/\text{a}$. Kuna Kadrina paisjärve puhul on tegemist väga intensiivse veevahetusega veekoguga, siis Vollenweideri mudeli järgi on koormus järve jaoks vastuvõetaval tasemel.



Joonis 2.2.3.2. Kadrina paisjärve koormustaluvus Vollenweideri mudeli hinnangul (Vollenweider, 1975 järgi)

Kadrina paisjärve valgalalt kantud fosfor on ressursiks eelkõige järvepeeglit katvatele ujulehtedega taimedega ning niitrohevetikatele. Viimased eelistavad ka lämmastikurikast vett ja nii saavad nad moodustada kohati isegi vaipu. Suviti kipub rekonstrueeritud kalapääs taimi täis kasvama. Märkimisväärne negatiivne lämmastikubilanss on tingitud tõenäoliselt lämmastikurikka põhjavee voolamisest järve. Kuigi nitraadidiraporti (Nõukogu..., 2016) järgi hinnatakse Kadrina piirkonna nitraatide sisaldus põhjavees heal tasemel olevaks, võivad väärtused olla pinnavee jaoks kõrged (seisund on hea, kui $\text{NO}_3^- < 24,99 \text{ mg/l}$). Suurtes kogustes lämmastiku väljavool aga võib hakata oluliselt mõjutama paisjärvest allapoole jäävaid veekogumeid.



Joonis 2.2.3.3. Loobu jõgi Kadrina paisjärve väljavoolust u 100 m allavoolu (Foto: I. Ott; 18.06.2018)

2.2.4. Paisjärve setete kirjeldus ja seisund

Paisjärve keskmine osa on taimi täiskasvanud ja seetõttu läbimatu. Kolm proovipunkti asusid väljavoolu lähedal ning kaks proovipunkti sissevoolude juures (joonis 1.9.3.1.). Settelasundi kirjeldus on toodud tabelis 2.2.4.1.

Setet on Kadrina paisjärve põhja kogunenud vähe. Peamiselt moodustab paisjärve sette mudane savi, mis lasub liivasel, kruusasel või turbasel pinnasel. Kõige reostunum proovipunkt oli 4, kus settelasundi pealmise kihi moodustas must vedel muda, mis on tõenäoliselt suurest väliskõormusest tingitud.

Tabel 2.2.4.1. Kadrina paisjärve settelasundi kirjeldus erinevates proovipunktides.

Proovipunkt	Settekiht (cm)	Sette kirjeldus
1	0-10 cm	Taimejäänustega vedel helepruun muda, lubjane
	10-15 cm	Tihke hele savi
	15-18 cm	Tihke liivane, savine sete

2	0-20 cm	Tahke savikas muda
	20-27 cm	Hele mudane savi
	27-42 cm	Liivane muda
	42-50 cm	Hele kruus
3	0-30 cm	Järjest tihenev tume muda
4	0-40 cm	Tume muda
	40-48 cm	Hele kruus
	48-50 cm	Tume turvas
5	0-35 cm	Hall, liivane savi
	35-40 cm	Tumehall savi



Joonis 2.2.4.1. Settelasund proovipunktis 1 (Foto: R. Laarmaa).



Joonis 2.2.4.2. Settelasund proovipunktis 2 (Foto: R. Laarmaa).



Joonis 2.2.4.3. Mudane settelasund proovipunktis nr 3 (Foto: R. Laarmaa).

3. KOKKUVÕTE

3.1. Seisund ja ökosüsteemi funktsioneerimine

Kadrina paisjärve ökoloogilist seisundit kirjeldavad kvaliteedielemendid ja nende seisundi hinnang 2017. aastal on toodud tabelis 3.1.1.

Tabel 3.1.1. Kadrina paisjärve kvaliteedielementide hinnangud 2017. aastal

Uuritud objekt	Viide metoodika(te)le	Seisund
Hüdrokeemia	Pinnaveekogumite..., 2009.	II: hea
Bakterplankton		II: hea
Fütoplankton	Pinnaveekogumite..., 2009.	II: hea
Zooplankton	Киселев, 1956; Dumont jt., 1975; Ruttner-Kolisko, 1977; ekspertarvamus.	III : kesine
Suurtaimed	Pinnaveekogumite..., 2009.	IV: halb
Suurselgrootud	Pinnaveekogumite..., 2009.	III: kesine
Kalastik	EVS-EN 14757:2005; Eesti väikejärvede hüdrobioloogiline seire	II: hea
Seisund (2/3 meetod)	Pinnaveekogumite..., 2009; Moss jt., 2003; Ott jt., 2013.	III: kesine
Seisund (VRD)	Veepoliitika ..., 2002.	IV: halb

Kui kasutada ainult keskkonnaministri 2009. aasta määruses (Pinnaveekogumite..., 2009) nimetatud näitajaid, siis Kadrina paisjärve seisund on VRD II järvetüübi järgi kesine. „One out all out“ põhimõtte järgi seisund ühe kvaliteedi klassi võrra halvem. Arvestama peaks siiski paisjärve erilist ökosüsteemi ja seda, et tegemist on voolu- ja seisuveekogu vahepealse veekoguga. Oluline on ka nimetada, et Kadrina paisjärv on väga kareda veega. Seetõttu on kesine seisund, arvestades funktsioneerimise eripärasid, tõsem.

Funktsioneerimise eripärad

Magaveekogudes on fosfor limiteeriv element, seetõttu ei ole lämmastiku üleküllus tavaliselt siseveekogudes oluline. Selle nähtuse ehedaks näiteks on Lääne-Virumaal asuv Äntu Sinijärv: järvevees leidub rohkelt lämmastikku, kuid vähene fosforisisaldus ja kare vesi on kujundanud liigivaese ja Eesti ühe läbipaistvama veega järve.

Kadrina paisjärve puhul voolab lämmastik suures osas veekogust läbi, palju lisandub põhjaallikatega (vähem atmosfäärist). Väga suurt osa lämmastikust ei kasutata produktsiooniks. Veekokku jõudev fosfor seotakse koheselt suurtaimede ja makroniitvetikate biomassis. Taimed tekitavad aga veekogudesse seisvama veega alad, kus vesi soojeneb ja sobib mitmetele liikidele, kuid läänekalda lähistel voolav Loobu jõgi toob kaasa setteid, mis hakkavad kogunema nendesse seisvamatesse tsoonidesse. See viib kiiresti veekogu põhja mudastumiseni ja hilisema kinnikasvamiseni. Kiire veevool viib hetkel veel palju toiteaineid veekogust välja, kuid mudastumine on veekogu sissevoolude lähistel juba visuaalselt näha.

Kadrina paisjärve funktsioneerimises paistab silma tugevalt jõeline iseloom: kiire ja intensiivne veevahetus (106x aasta jooksul), füto- ja zooplanktoni vähene tähtsus ja liigiline koosseis jm.

Väga intensiivne veevahetus, väike pindala, järve madalus, väike veemaht, lämmastiku ja fosfori suhte suur väärtus lämmastiku kasuks – need on tegurid, mis määravad suuresti Kadrina paisjärve funktsioneerimise.

3.2. Ettepanekud tervendamiseks

Peaaegu kõikide Eesti paisjärvede omanikud peavad varem või hiljem tegelema **taimestiku niitmisega**. Kadrina paisjärv on oma madaluse ja läbipaistvuse tõttu suurepärase kasvukoht nii ujulehtedega kui ka veesisese taimestiku jaoks. Lämmastikurikka vee tõttu leidub siin rohke taimestiku seas ka ohtralt makroniitrohevetikad, kes siin-seal moodustavad suviti isegi matte. Seega tuleks arvestada taimestiku niitmisel, et pärast niitmist vabaks jääv fosfor võetakse suure tõenäosusega kasutusse niitrohevetikate poolt ning halvimal juhul võib veepeegli katta niitrohevetikamatt. Siiski, veesisese ning ujulehtedega taimestiku niitmine võiks anda teatavat efekti ja avada vähemalt veekogu kaldaäärsed piirkonnad, kui seda teha pidevalt ning eemaldada järvest niidetud taimemass.

Kadrina paisjärve suurimaks probleemiks on aga tema madalus. **Suurem sügavus** muudaks ökosüsteemi toimimist oluliselt: suureneks fütoplanktoni osakaal, kes hakkab samuti konkureerima vees lahustunud fosfori ja lämmastiku pärast. Seeläbi muutub vee kvaliteet ning ka toiduahel muutub efektiivsemaks. Efektiivselt toimiv süsteem on ka paremas ökoloogilises seisundis. Sügavuse suurendamine on tõenäoliselt aga vähetõenäoline just geoloogilise aluspõhja tõttu, kuid selle meetme rakendamise hindamiseks tuleks läbi viia geoloogilised uuringud ning selgitada välja, kui sügavaks oleks võimalik paisjärv kaevata ning kas see aitaks parandada veekogu ökoloogilist ja hüdrooloogilist režiimi.

Kolmandaks võimaluseks oleks **taastada** Kadrina paisjärv **Loobu jõena** – s.t. sulgeda idapoolne sissevool ning täita pinnasega idapoolne osa paisjärvest. Seeläbi paraneks taimestiku seisund (domineerima hakkaksid jõgesid eelistavad suurtaimed), väheneks seisva veega alade osatähtsus, paraneks esteetiline väärtus.

KASUTATUD 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 Research* **17**: 333-347.
- Braun-Blanquet, J., 1964. *Pflanzensoziologie*. Springer, Wien, New York.
- Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A., Nichols, S. A., 2005. *Restoration and management of lakes and reservoirs*. Taylor & Francis Group. 588 lk.
- Czensny, R., 1960. *Wasser-, Abwasser- und Fischereichemie*. Veb Verlag Technik Berlin.
- 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.
- EVS-EN ISO 10870:2012. *Water quality – Guidelines for the selection of sampling methods and devices for benthic macroinvertebrates in fresh waters*.
- EVS-EN ISO 15110:2006 *Water Quality – Guidance standard for the routine sampling of zooplankton from standing waters*.
- EVS-EN ISO 9963-2:1999 *Vee kvaliteet - Leeliselisuse määramine - Osa 2: Karbonaatse leeliselisuse määramine*.
- EVS-ISO 5667-4:2016 *Vee kvaliteet. Proovivõtt. Osa 4: Juhised looduslikest ja tehislimest järvedest proovide võtmiseks*.
- ISO11330 *Determination of volume of water and water level in lakes and reservoirs*.
- Hansen, H. P., Koroleff, F., 1999. *Determination of nutrients*. In: Grasshoff, K., Kremling, K., Ehrhardt, M. (eds). *Methods of Seawater Analysis*. WILEY-VCH Verlag GmbH, 159-228.
- Hajukoormuse ja sellest tuleneva keskkonnamõju analüüs. Juhtumiuuringu aruanne. 2013. Piiriülese Gauja/Koiva vesikonna parema ühise haldamise tegevused, projekt nr EU 38839. http://gauja.balticrivers.eu/files/01_hajukoormuse_ja_sellest_tuleneva_keskkonnamoju_analys.pdf; külastatud: 19.07.18.
- Hillebrand, H., Dürselen, C. D., Kirschtel, D., Zohary, T., Pollinger, U., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* **35**: 403-424.
- 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.

(Kiselev) Киселев, И.А., 1956. Методы исследования планктона. В кн.: Жизнь пресных вод СССР IV (ред. Е.Н. Павловский, В.И. Жадин). Москва-Ленинград: 183-265.

Koroleff, F. 1982. Total and organic nitrogen. In: K. Grasshoff (ed.). *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, 162-168.

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

Laanetu, N. 2007. Keskkonnamõju hindamise aruanne Kadrina paisjärve saneerimisprojektile ning paisregulaatori ja kalatee ehitusprojektile. MTÜ Loodushoiu Ühing Lutra.

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.

Maileht, K., 2008. Fütoplanktoni indikaatorlus EL Veepoliitika Raamdirektiivi järvede klassifikatsioonis. Magistritöö rakendushüdrobioloogia erialal. Eesti Maaülikool.

Marksoo, P., 2008. Eesti pinnaveekogude ökoloogiline seisund 2004-2008. Keskkonnaministeeriumi lepingu nr 18-25/521 lõpparuanne. Tallinn.

Medin, M., Ericsson, U., Nilsson, C., Sundberg, I., Nilsson, P. A., 2001. *Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar*. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke, 12 pp.

Moss, B.; Steohen, D.; Alvarez, C.; Becares, E.; VandeBund, W.; Collings, S. E.; VanDonk, E.; DeEyto, E.; Feldmann, T.; FernandezAliez, C.; FernandezAliez, M.; Frankeng, R. J. M.; GarckaCriado, F.; Gross, E.; Gyllström, M.; Hansson, L.-A.; Irvine, K.; Järvalt, A.; Jenssen, J.-P.; Jepsen, E.; Kairesalo, T.; Kornijow, R.; Krause, T.; Künnap, H.; Laas, A.; Lill, E.; Lorents, B.; Luup, H.; Miracle, M. R.; Nöges, P.; Nöges, T.; Nykänen, M.; Ott, I.; Peczula, W.; Peeters, E. T. H. M.; Phillips, G.; Romo, S.; Russell, V.; Salujõe, J.; Scheffer, M.; Siewertsen, K.; Smal, H.; Tesch, C.; Timm, H.; Tuvikene, L.; Tõnno, I.; Virro, T.; Wilson, D. 2003. The determination of ecological quality in shallow lakes – a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 13: 507-549.

Мяметс (Mäemets), A., 1980. Изменение зоопланктона. В кн. Антропогенное воздействие на малые озера. с. 54-64

Nöges, P., Ott, I., 2003. Eesti järvedeadus Euroopa tõmbetuultes. Kaasaegse ökoloogia probleemid. Eesti globaliseeruvast maailmast. Eesti IX Ökoloogiakonverentsi lühiartiklid, 159-172.

Nõukogu direktiivi 91/676/EMÜ, veekogude kaitsmise kohta põllumajandusest lähtuva nitraadireostuse eest, täitmine Eestis 2012-2015. Keskkonnaministeerium, Maaeluministeerium ja Keskkonnaagentuur. Tallinn, 2016. Kättesaadav: https://www.envir.ee/sites/default/files/nitrate_report_2016_estonia.pdf; külastatud: 19.07.18.

Ott, I. 1987. Pikaajalised fütoplanktoni muutused Eesti järvedes ja nende seosed keskkonnateguritega. Väitekirj bioloogiakandidaadi teadusliku kraadi taotlemiseks. Tartu Riiklik Ülikool. 203 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. Aruanne Keskkonnaministeeriumile. 68 lk. Kättesaadav: http://www.envir.ee/sites/default/files/jarvede_phypla_2013_6000.pdf.

Pielou, E. C., 1975. Ecological diversity. John Wiley & Sons, New York. 165 pp.

Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord, 2009. Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a. määrus nr 44 (RTL, 06.08.2009, 64, 941).

Ruttner-Kolisko, A., 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., **8**: 71–76.

Saarse, 1982. Järvenõgudes ladestunud setete kirjeldamise juhend. Eesti NSV Teaduste Akadeemia, Eesti Looduseuurijate Selts. Abiks loodusevaatlejale nr. 81, 39 lk.

Skriver, J., Friberg, N., Kirkegaard, J., 2000. Biological assessment of watercourse quality in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. Verh. Internat. Verein. Limnol. **27**: 1822-1830.

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.

Timm, H., Käiro, K., Möls, T., Virro, T., 2011. An index to assess hydromorphological quality of Estonian surface waters based on macroinvertebrate taxonomic composition. Limnologica **41**: 398-410.

Timm, H., Vilbaste, S., 2010. Pinnavee ökoloogilise seisundi hindamise meetodika bioloogiliste kvaliteedielementide alusel. Bentiliste ränivetikate kooslus jões. Suurselgrootute põhjaloomade kooslus jões ja järves. Aruanne EV keskkonnaministeeriumile.

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.

Vollenweider, R. A. 1975. Input-Output Models with Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* **37**: 53-83.

LISA 1. Välitöödel kogutud andmed paisjärve väliskoormuse hindamiseks

Aeg	Koht	Q (m ³ /öp)	üld-P (g/öp)	üld-N (g/öp)	Vee füüsikalise-keemilised taustaandmed						HCO ₃ ⁻ (mg- ekv/l)	Y (mg/l)	üld-P (mgP/l)	üld-N (mgN/l)
					T (°C)	O ₂ (%)	O ₂ (mg/l)	E (µS/cm)	TDS (mg/l)	pH				
17.07.17	SV1	322,1	9,0	1230,3	16,8	125,0	12,1	421,0	324,0	7,8	5,12	4,90	0,03	3,82
17.07.17	SV2	21568,0	517,6	11431,0	13,2	79,0	8,2	470,0	394,0	7,9	5,94	3,00	0,02	0,53
17.07.17	VV	30487,8	579,3	83231,6	17,0	114,0	10,9	447,0	343,0	7,8	5,07	4,00	0,02	2,73
14.08.17	SV2	8054,6	273,9	19411,6	16,7	70,3	6,8	468,4	361,4	7,8	5,45	4,60	0,03	2,41
14.08.17	VV	26648,7	453,0	40612,5	19,0	80,0	7,3	432,0	317,2	7,5	4,66	4,80	0,02	1,52
20.09.17	SV1	15089,0	452,7	30178,0	10,6	59,0	6,4	408,0	372,0	7,6	5,56	8,00	0,03	2,00
20.09.17	SV2	25515,3	739,9	67360,5	9,9	76,0	8,6	390,2	356,2	7,1	5,30	8,00	0,03	2,64
20.09.17	VV	28276,4	593,8	46373,2	11,8	53,0	5,7	391,0	340,0	7,6	4,96	4,80	0,02	1,64
23.10.17	SV2	18626,5	93,1	120587,9	3,6	78,0	10,3	363,0	399,7	7,9	5,50	3,50	0,01	6,47
23.10.17	SV1	17790,9	177,9	113292,3	3,5	77,9	10,2	364,6	401,7	7,9	5,51	4,10	0,01	6,37
23.10.17	VV	192513,4	1347,6	952556,1	3,3	85,6	11,3	352,9	392,6	7,9	5,51	5,60	0,01	4,95
20.11.17	SV1	1472,7	11,8	10293,0	3,2	72,5	9,7	363,1	405,0	7,9	5,52	3,37	0,01	6,99
20.11.17	SV2	77207,9	1003,7	497991,1	3,4	81,9	10,8	359,2	397,2	7,9	5,46	3,21	0,01	6,45
20.11.17	VV	99717,4	797,7	632607,1	2,8	85,8	11,5	350,2	395,2	8,2	5,67	3,10	0,01	6,34
18.12.17	SV1	2529,4	22,8	19552,1	2,3	73,1	9,9	350,7	407,0	7,9	5,46	2,12	0,01	7,73
18.12.17	SV2	105488,4	1793,3	707827,0	2,1	87,1	11,8	350,3	403,7	7,9	5,38	2,09	0,02	6,71
18.12.17	VV	138331,2	1660,0	1033334,2	0,6	79,6	11,7	323,6	393,3	8,1	5,45	2,50	0,01	7,47
25.01.18	SV2	75025,2	1575,5	497417,1	2,4	96,4	13,3	348,3	397,8	8,2	5,58	1,21	0,02	6,63
25.01.18	VV	87970,9	1495,5	606559,4	0,8	77,7	11,1	338,3	408,8	8,0	5,58	1,50	0,02	6,90
22.03.18	SV2	13944,6	167,3	84225,3	3,4	93,2	12,4	350,0	390,0	7,9	5,63	1,80	0,01	6,04
22.03.18	VV	43236,8	389,1	242558,3	2,1	89,3	12,3	340,0	392,0	7,9	5,76	1,80	0,01	5,61
09.04.18	SV1	2817,2	56,3	13635,5	6,2	105,0	13,0	328,0	332,0	7,9	4,71	2,80	0,02	4,84
09.04.18	SV2	32501,1	877,5	170630,8	7,0	102,0	12,4	339,0	336,0	7,8	4,81	2,90	0,03	5,25
09.04.18	VV	48663,3	1265,2	182487,4	4,6	113,0	14,6	284,0	302,0	7,9	3,81	2,30	0,03	3,75
25.04.18	SV2	76398,0	1375,2	389629,7	7,0	87,3	10,5	353,0	349,0	7,8	5,03	2,60	0,02	5,10
25.04.18	VV	60389,4	785,1	280206,7	8,2	106,0	12,5	363,0	338,0	8,1	4,95	2,50	0,01	4,64
15.05.18	SV2	51929,7	1506,0	264945,4	13,0	96,6	10,2	457,0	385,0	7,9	5,69	2,10	0,03	5,10
15.05.18	VV	42448,1	849,0	198232,6	17,4	145,0	13,8	471,0	358,0	8,1	5,32	2,30	0,02	4,67
18.06.18	SV2	17777,4	497,8	76620,7	16,4	93,6	9,2	507,0	396,5	8,0	5,83	2,00	0,03	4,31
18.06.18	VV	19051,2	381,0	64202,5	19,6	128,0	11,7	478,0	347,0	8,0	5,11	2,90	0,02	3,37