



Kaasrahastanud
Euroopa Liit



Eesti
tuleviku heaks

Ähijärve taastamise eeluuringu lõpparuanne

märts 2026

Töö nimetus: Ähijärve taastamise eeluuringu lõpparuanne

Töö number: 24122

Tellijä: Riigimetsa Majandmise Keskus

Vastutav täitja: Kadri Normak-Käosaar

Koostajad: Kadri Normak-Käosaar (Maves OÜ)

Ingmar Ott (Eesti Maaülikool)

Peeter Pall (Eesti Maaülikool)

Henn Timm (Eesti Maaülikool)

Kätlin Blank (Eesti Maaülikool)

Aimar Rakko (Eesti Maaülikool)

Teet Krause (Eesti Maaülikool)

Anu Palm (Eesti Maaülikool)

Katrin Ott (Eesti Maaülikool)

Maili Lehtpuu (Eesti Maaülikool)

Tehniline kontroll: Tuuli Vreimann (Maves OÜ)

Maves OÜ

Marja 4D Tallinn, registrikood 10097377

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

Ettevõte on sertifitseeritud kvaliteedijuhtimissüsteemi standardi ISO 9001:2015 alusel.



SISUKORD

1	SISSEJUHATUS.....	3
2	ÄHIJÄRVE KIRJELDUS JA VARASEMAD UURINGUD	4
3	UURINGUD ÖKOLOOGILISE SEISUNDI MÄÄRAMISEKS.....	8
3.1	METOODIKA.....	8
3.1.1	Vee omadused	8
3.1.2	Fütoplankton	9
3.1.3	Zooplankton	12
3.1.4	Suurtaimed	14
3.1.5	Suurselgrootud.....	15
3.1.6	Kalad.....	19
3.1.7	Sette fosfori kogused, fraktsioonid ja inkubatsioonikatsed	20
3.2	JÄRVEVEE ABIOOTILISED OMADUSED	21
3.3	FÜTOPLANKTON	29
3.4	ZOOPLANKTON.....	35
3.5	SUURTAIMED.....	39
3.6	SUURSELGROOTUD.....	40
3.7	KALAD	41
3.8	SETTE KEEMILINE ANALÜÜS	42
3.9	SETTE FOSFORI KOGUSED, FRAKTSIOONID JA INKUBATSIOONIKATSED	43
4	SEISUNDI HINNANG	49
5	HÜDROLOOGILISED MÕÕTMISED	50
6	JÄRVE SISSE- JA VÄLJAVOOLUDE FÜÜSIKALIS-KEEMILISED NÄITAJAD	58
6.1	VIILMIKUOJA	58
6.2	AHELO JÕGI.....	60
7	SETTE PAKSUSE MÕÕTMISED	63
8	KOORMUS.....	65
8.1	VÄLISKOORMUS JA MAAKASUTUS	65
8.2	JÄRVE VÄLISKOORMUSE TALUVUS	69
8.3	SISEKOORMUS	70
9	MEETMEKAVA.....	72
9.1	JÄRELSEIRE.....	75
10	KIRJANDUS	76
LISA 1	VEE OMADUSTE ANALÜÜSIDE ALGANDMED	

- LISA 2 FÜTOPLANKTONI ALGANDMETE TABEL
- LISA 3 SUURSELGROOTUTE PROOVIVÕTUKOHA KIRJELDUS
- LISA 4 PÜÜTUD SUURSELGROOTUTE TAKSONITE NIMEKIRI
- LISA 5 SETTE KEEMILISE KOOSTISE ANALÜÜSITULEMUSED
- LISA 6 JÄRVE SISSEVOOLUDE JA VÄLJAVOOLU VEEANALÜÜSIDE TULEMUSED
- LISA 7 JÄRVE VEEPINNA STABILISEERIMISE EELPROJEKTID

1 SISSEJUHATUS

Ähijärv on asub Karula kõrgustikul. Tüübilt liigitub järv väikeste, keskmise karedusega madalaveeliste järvede hulka.

Järve ökoloogiline seisund on mitmetel aastatel hinnatud kesiseks, kusjuures probleemid avalduvad eelkõige suurtaimestiku ja suurselgrootute seisundis. Seisundi halvenemise üheks peamiseks põhjuseks peetakse ajaloolist veetaseme alandamist.

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

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

2 ÄHIJÄRVE KIRJELDUS JA VARASEMAD UURINGUD

Ähijärve on hüdrobioloogid/limnoloogid uurinud komplekselt alates 1952. aastast. Varasematel aastatel, nõukogude perioodil, on vaatlused olnud küll kompleksed, aga enamasti vaid kasvuperioodil ühekordsed (1952, 1957, 1960, 1974, 1975, 1976, 1987, 1991). Ähijärv suunati püsiseiresse (st iga-aastased uuringud) alates 1996. aastast. Kõiki elustikurühmi siiski igal aastal ei uurita ja tegelikult ei saagi hinnata püsiseire järvi üheaastase uuringu alusel. See on sätestatud vastavas keskkonnaministri määruises (Pinnaveekogumite..., 2020). Näiteks aastatel 2001 kuni 2005 seirati vaid osa kvaliteedi elementidest, peamiselt järve vee omadusi ja planktonit.

Ülevaated Ähijärve kohta on avaldatud raamatutes Eesti järved, 1968; Mäemets, 1977; Eesti järved, 2019. Mitmekülgne ülevaade on esitatud esimeses Eesti väikejärvedes toimunud uurimuslikus seires 2020. a. (Kaiavere..., 2020). Limnoloogilised üldandmed on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 2.1).

Ähijärv on Eesti väikejärvede seas üsna suure pindalaga polümiktiline järv. Lainetuse oluline mõju ja suhteliselt suur keskmine sügavus on peamiseks põhjuseks, miks taimedeta pelagiaali osa on nii suur vaatamata kaldajoone suurele liigendatusele. Valgalal domineerib mets (73%). Valgala suhe järve pindalasse pole suur (8,3). Kuigi suurim sügavus on 6,3 m (selles uuringus 7,9 m), siis suhteliselt suure pindala tõttu ei teki kolmekihilist veesammast. Varem on Ähijärve mõnel aastal käsitletud EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) tüpoloogia järgi keskmise vee karedusega kihistunud veesambaga järveks (S3). Suviti on veesambas abiootiliste omaduste sisaldused erinevad, aga püsivat kolmekihilisust ei teki. Seega on õigem Ähijärve pidada polümiktiliseks keskmise vee karedusega järveks (S2). Limnoloogilise tüpoloogia järgi on Ähijärve karedaveeline rohketoiteline (Ott ja Kõiv, 1999). Ähijärve vastupanuvõimet surveteguritele iseloomustav puhverdusvõime indeksi väärtus on väike, mis on tingitud suurel määral aeglasest veevahetusest.

Tabel 2.1 Ähijärve üldlimnoloogilised andmed.

Näitaja	Ühik	Väärtus	Väärtus käesoleva uuringu mõõtmiste alusel
Pindala	ha	182,9	
Keskmine sügavus	m	3,9	5,5
Suurim sügavus	m	6,3	7,9
Valgala pindala	km ²	15,2	
Järve pikkus	m	2730	

Näitaja	Ühik	Väärtus	Väärtus uuringu mõõtmiste alusel	käesoleva
Kaldajoone pikkus	m	9910		
Vee maht	tuh m ³	769	10063	
Kaldajoone liigendatus		2,1		
Veevahetuse hinnang		1 (väga nõrk)		
Puhverdusvõime indeks		12,9		

Järvede ökoloogilise seisundi hindamise meetodika on ajapikku muutunud, kuid oluliseks tuleks pidada 2007. aastat, mil EL maades alustati sarnase ülesehitusega järvede seiret. Enne VRD kehtimist hinnati ka Eestis järvi nn troofsushinnanguna, st ei eristatud järvede tüübierisusi. Sellele vaatamata on võimalik eriala inimesel eksperthinnangut kasutades järvede seisundi dünaamikat võrrelda. Pealegi on mitmete nii vee abiootiliste omaduste, aga ka elustikurühmade näitajad jäänud samaks või sarnaseks. Kuigi praegu kasutatakse viiepallilises skaalas kvaliteedi hinnangut, siis pole igal aastal vaatluste sisu alati sama. Muutunud on ka ökoloogilise koondhinnangu määramise meetodika. Meeles peab ka pidama, et kõik seires kasutatud elemendid ei kajastu vastavas keskkonnaministri määruses (Pinnaveekogumite., 2020). Näiteks on 2025. a. hinnang seire näitajate järgi hea, aga keskkonnaministri määruse alusel kesine. Järgnevasse tabelisse (Tabel 2.2) on lisatud Ähijärve ökoloogilise seisundi hinnang koos erialalise ekspertarvamusega. Arvestatud ei ole nt 2024. aastal läbiviidud ohtlike ainete seire tulemusi, mis muudaks koondhinnangu väärtuse kesiseks. Peamiselt valdab hea seisund, va aastatel 2015–2019. Tookord seostati seisundi halvenemist järve madala veetasemega ja kehvema kvaliteediga näitajate väärtusi oli erinevates kvaliteedi elementides.

Tabel 2.2. Ähijärve seisundi ökoloogilise seisundi hinnangud riiklikus seires alates 2007. aastast.

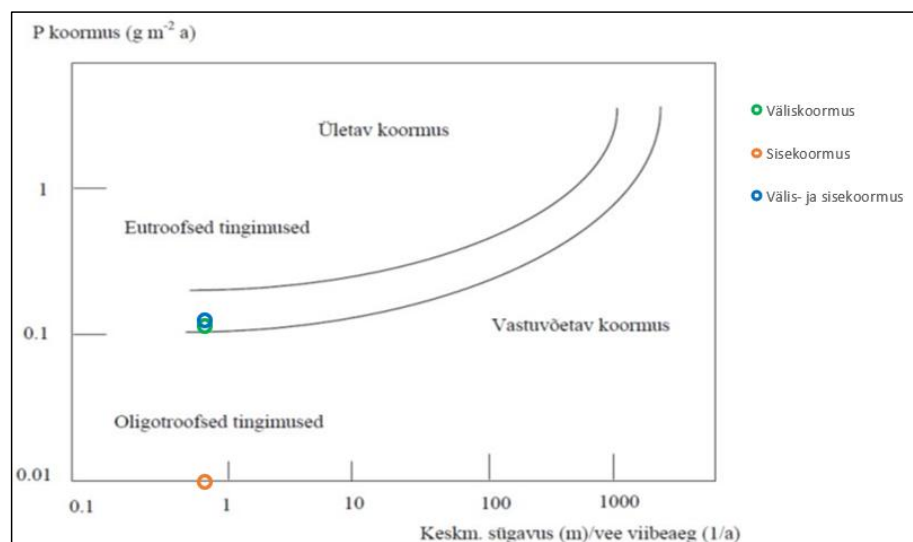
Aasta	Vee omaduste ja fütoplanktoni vaatluste arv	Ökoloogilise seisundi hinnang
2007	2	Hea
2008	2	Hea
2009	3	Hea
2010	4	Hea
2011	4	Hea
2012	4	Hea

Aasta	Vee omaduste ja fütoplanktoni vaatluste arv	Ökoloogilise seisundi hinnang
2013	4	Hea
2014	4	Hea
2015	4	Kesine
2016	4	Kesine
2017	4	Kesine
2018	4	Kesine
2019	4	Kesine
2020	4	Hea
2021	4	Hea
2022	4	Hea
2023	4	Hea
2024	4	Hea

Ähijärve väljavool on takistatud regulaatoriga, mis on suuresti lagunenud. Kirjanduses (Eesti järved, 1968; Mäemets, 1997) nimetatakse, et eelmisel sajandil alandati veetaset ligi 2 m võrra. 1900. a paiku alandati veetaset ca 1 m ning 1930ndatel süvendati ja õgvendati väljavoolu (Eesti järved, 1968). Järve alandamist 2 m võrra ca 120 aasta kestel on raske uskuda. Võib olla on arvestamata jäetud mingil perioodil toimunud veetaseme tõstmised. Veetaseme muutmine muutnud järve kuju ja toitelisust. Praegune poolsaar Sarvesaar olevat olnud saar. Järve on varem väetatud lämmastikväetisega Linda kolhoosi poolt, aga pole nimetatud selle toimimise aega. Järvel on toimunud pikema aja jooksul suviti veeõitsengud, mida on põhjustanud sinivetikad.

Järve väljavoolule, Ahelo jõeale Nõukogude perioodil rajatud kalalõksu/regulaatori kohta täpsemad andmed kirjandusest ei leidnud. Järve olevat mõjutanud lauavabrik, mis on nüüdseks ammu likvideeritud. Järve olevat kasutatud ka palkide parvetamiseks.

Uurimuslikus seires 2020. aastal (Kaiavere..., 2020) uuriti järve ökoloogilist seisundit, välis- ja sisekoormust. Tuuakse välja, et majapidamisi on valgalal vähe ja nende mõju võib pidada ebaoluliseks. Valgalal domineerib mets. Arvutati Ähijärve fosfori taluvus Vollenweideri mudeli (1975) järgi (Joonis 2.1). Hinnanguline väliskoormus oli talumatu koormuse piirist väiksem ja ka settest tuleneva koormuse lisamisel oli koormus järvele talutav.



Joonis 2.1. Ähijärve fosfori koormuse taluvus Vollenweideri mudeli (1975) järgi (Kaiavere..., 2020).

3 UURINGUD ÖKOLOOGILISE SEISUNDI MÄÄRAMISEKS

3.1 Metoodika

3.1.1 Vee omadused

Töid tegid Peeter Pall, Katrin Ott ja Ingmar Ott. Uuringud toimusid kuus korda 2025. aasta vegetatsiooniperioodi jooksul (28. mai, 11. juuni, 2. juuli, 4. august, 25. september ja 9. oktoober). Uuriti pindmist ja põhjalähedast veekihti (laboris määratavad näitajad) ja veesammast (kohapealsed mõõtmised). Proove koguti samast veekihist keemiliseks ja fütoplanktoni analüüsiks van Dorni-tüüpi batomeetriga (maht 2 l). Proovid koguti järve sügavaimast kohast ja proovivõtul lähtuti Eesti standardist EVS-ISO 5667-4.

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

Vee läbipaistvust mõõdeti 30 cm läbimõõduga valge Secchi kettaga. Vee värvus määrati silma järgi Secchi ketta taustal, poole läbipaistvuse sügavusel. Temperatuur, lahustunud hapniku sisaldus ja küllastusprotsent ($O_2\%$), pH, elektrijuhtivus ning lahustunud ainete üldsisaldus mõõdeti multisensoriga YSI Pro DSS. Veeproovid koguti eelnevalt pestud ja järveveega loputatud plastipudelitesse ning hoiti kuni analüüsimiseni pimedas ja jahedas. Pindmisest kihist koguti proovid otse pudelisse 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 kolorimeetriliselt askorbiinhappe ja molübdootreaktiiviga. Eeskiri põhineb F. Koroleffi meetodil (Reports..., 1977; Grasshoff et al., 1981). Üld-P määramiseks mineraliseeriti proov eelnevalt kaaliumperoksodisulfaadiga. Määramise suhteline viga oli 5%. Üldlämmastiku määramiseks mineraliseeriti proov eelnevalt kaaliumperoksodisulfaadiga ja tekkiv NO_3^- määrati UV spektrofotomeetriliselt. Analüüsi mõõtemääramatus oli 0,03 mg N/l. Kollane aine määrati vastavalt standardile STJ nr. V30. Vee pH hindamiseks kasutati Czensny (1960) skaalat. Vee karedust hinnati Nõgese ja Oti (2003) järgi (Tabel 3.1), kus järved on vee aluselisuse ja elektrijuhtivuse põhjal kolmeks jaotatud.

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

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

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

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

Tüüp S2 – keskmise karedusega madal järv (andmete aritmeetiline keskmine)						
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	$\mu\text{g/l}$	<30	30–60	>60–80	>80–100	>100
Üldlämmastik	$\mu\text{g/l}$	<500	500–1000	>1000–1500	>1500–2000	>2000
Secchi ketta nähtavus	m	>3	2–3	1–<2	<1	<1

Analüüside algandmed esitatakse aruande lisas 1.

3.1.2 Fütoplankton

Töid tegid Peeter Pall, Katrin Ott, Ingmar Ott. Proove koguti kuus korda 2025. a kasvuperioodil nii pinna- kui ka põhjakihist. Ähijärve fütoplanktoni proovid koguti 28. mail, 11. juunil, 2. juulil, 4. augustil, 30. septembril ja 9. oktoobril.

Kvalitatiivsed proovid koguti Apsteini planktonvõrkudega (silma suuruselt vastavalt 20 ja 48 μm) vertikaalselt veesambast ja paadist järvelveol. Kvalitatiivsed proovid koguti liigilise koosseisu määramiseks ja liikide arvu täpsustamiseks. Kvantitatiivsed proovid võeti järve keskosast van Dorni batomeetriaga ning fikseeriti Lugoli lahusega (joodi ja

kaaliumjodiidi segu). Proovide kogumisel kasutati proovivõtustandardi (EVS-EN 16698:2015) meetodit. Kameraaltöötluks kasutati Utermöhli meetodikat (1958), mis on EL standard (EVS-EN 16695:2015). Proovid sadestati loenduskambris. Rakud loendati invertmikroskoobi Nikon Eclipse Ti abil. Mikroskoobis kasutati sõltuvalt vetikate suuruselt 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, klorofüll (Chla, Chlb, Chlc) ja karotinoidide (Car) sisaldused määrati spektrofotomeetriliselt 96% etanooli ekstraktis (kaks paralleelproovi) ja arvutati Jeffrey & Humphrey (1975), Lorenzeni (1967) ja Stricklandi ning Parsons (1972) võrrandite järgi.

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

Fütoplanktoni kogubiomassiga koos esitati tähtsamate 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. – algrohevetikad, Centr. – ketasränivetikad, Eugl. – silmviburvetikad, Cryp. – neelvetikad, Desm. – ikkesvetikad, Chr. – koldvetikad.

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

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

H' – Shannoni liigierisus

H' max – teoreetiline liigierisus (biomass, mis jaguneks ühtlaselt proovis leitud liikide vahel).

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

Tabel 3.3. Fütoplanktoni näitajate kriteeriumid käsitletud järvetüüpides.

Järv e tüüp	Kvaliteedi -klass	Klorofüll-a Chla, µg/l	Fütoplankto ni kooslus (FPK)*	Fütoplanktoni koondindeks (FKI)	Ühtluse indeks (J)
S2	väga hea	≤10	väga hea	≤3,5	0,81-1
	hea	11-20	hea	3,6-6	0,61-0,80
	kesine	21-30	kesine	6,1-9	0,41-0,60
	halb	31-50	halb	>9	0,21-0,40
	väga halb	>50	väga halb	väärtus täpsustamata	0-0,20

*Fütoplanktoni kooslus (FPK):

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

Fütoplanktoni alusel hinnangu andmisel kasutasime ka meie varasemate uuringute materjale.

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

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
Chla	µg/L	≤7	7,1-25	25,1-50	>50

3.1.3 Zooplankton

Töid tegid Kätlin Blank, Peeter Pall ja Ingmar Ott. Proove koguti samal ajal vee abiootiliste ja fütoplanktoni proovide kogumisega kuuel korral 2025. aasta kasvuperioodil (28.05; 11.06; 2.07; 4.08; 25.09; 9.10). Zooplanktoni proovivõtu standard ISO5667 (osad 1-4:2007). Analüüsimeetodi standard EVS-EN 15110:2006 *Water quality – Guidance standard for the sampling of zooplankton from standing waters*.

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



A



B

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

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

Ähijärve seisundihinnang anti 2024. aastal Kätlin Blanki poolt 2. järvetüübile (S2) välja töötatud seisundi klassipiiride alusel (Tabel 3.5). Statistilise analüüsi käigus selgus, et S2 järvede seisundi hindamisel olid parimad zooplanktoni parameetrid kogu zooplanktoni arvukus (ZA) ja keriloomade arvukus (Rot A). ZA ja Rot A põhjal väljatöötatud seisundi klassipiiride järgi hinnati kõiki perioodil 2015-2021 andmebaasis olevaid S2 tüüpi järvi ning usaldusväärsuse testimiseks kõrvutati saadud seisundeid ka S2 järvede koondhinnanguga. Uued loodud seisundihinnangud ühtisid hästi varemloodud hinnangutega – enamus hinnanguid olid kas täiesti täpsed (78%) või erinesid vaid ühe seisundiklassi võrra (22%), mis on loomulik varieerumine (Maileht jt., 2024). Lisaks arvestati seisundihinnangu määramisel ka zooplanktoni liigilist koosseisu, arvukuses domineerivaid zooplanktoni taksoneid ning indikaatorliike. Indikaatorliigid tuginevad peamiselt Aare Mäemetsa (1980) poolt loodud klassifikatsioonidel, aga ka

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

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

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

3.1.4 Suurtaimed

Töid tegi 4.08.2025 Maili Lehtpuu. Suurtaimestikule hinnangu andmiseks läbiti Ähijärvel kogu veetaimestikuga asustatud ala. Kirjeldamisel ja mõõtmisel, ligikaudu iga 150-200 meetri tagant, lähtuti transektimeetodist – uuritav ala, mis algab veepiirist ning ulatub veesise taimestiku maksimaalse levikusügavuseni. Registreeriti veetaimestiku liigiline koosseis, liikide ohtrused ning nende maksimaalsed levikusügavused, eraldi hinnati suurte niitvetikate ohtrust.

Töövahendina kasutati mõõtudega nööri otsas taimekonksu ja vaatlustoru. Veetaimestiku ja selles toimunud muutuste kirjeldamisel on taimed jagatud 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' skaalale (1-5), mis omab järgmisi väärtusi: 1 – kohati üksikud taimed või väikesed kogumikud; 2 – siin-seal mõõdukalt hulgal; 3 – sageli kohatav, keskmisel hulgal; 4 – palju, dominant või subdominant; 5 – massiliselt leviv dominant. Vajadusel mõõdeti veetaimestiku võõndite laiusi Maa- ja Ruumiameti geoportaali kaardirakenduse abil. Ökoloogilise seisundi hindamisel kasutati konkreetsele järvetüübile iseloomulikke veetaimestiku näitajaid – indikaatorliike ujulehtedega, uju- ja veesiseses taimestikus ning niitvetikaid.

Ökoloogiliste rühmade indikaatorliigid järjestati nende ohtruse (märgitud araabia numbritega) alusel, kasutatakse järgmisi lühendeid: * Ujutaimed: Hydr – konnakilbukas (*Hydrocharis*); Lem – lemled (*Lemna*); Spir – vesilääts (*Spirodela*). * Ujulehtedega taimed: Nu – vesikupud (*Nuphar*); Nym – vesiroosid (*Nymphaea*); Pot(nat) – ujuv penikeel

(*Potamogeton natans*); Poly – vesi-kirburohi (*Polygonum amphibium*); Spar – jõgitakjad (*Sparganium*).

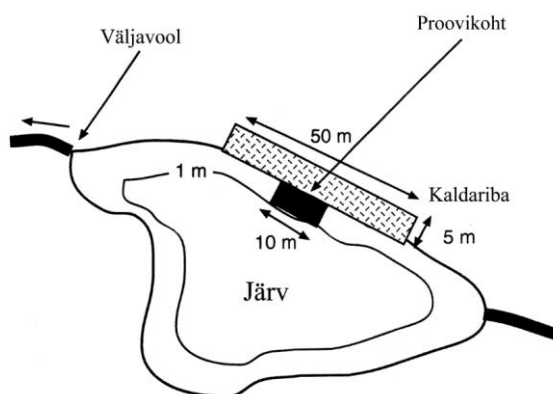
* Veesisesed taimed: Bry – sammaltaimed (*Bryophyta*); Font – harilik vesisammal (*Fontinalis antipyretica*); Char – mändvetiktaimed (*Charophyta*); Cer – kardhein (*Ceratophyllum*); Elo – vesikatk (*Elodea*); Myr – vesikuused (*Myriophyllum*); Pot – penikeeled (*Potamogeton*); Ran – särjesilmad (*Ranunculus*);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

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

3.1.5 Suurselgrootud

Töid tegi Henn Timm. Järvest võeti suurselgrootute liitproov 9. mail 2025, enne suurema osa veeputukate väljalendu. Proovikoht asus põhjakaldal RMK lõkkekohas. Madalaveelises osas (litoraalis) koguti materjali nelinurkse standardkahvaga (raami serva pikkus 25 cm, sõelaava läbimõõt 0,5 mm; EVS-EN ISO 10870:2012). Proov võeti kaldalõigu (prooviala) keskmisest osast (proovikohast), mis oli ca 10 m pikk (Joonis 3.2). Proov koosnes 5 juhuslikult paigutatud 1 m pikkusest kahvatõmbest ning kvalitatiivsest proovist (Johnson, 1999, Medin jt., 2001). Kvalitatiivne proov hõlmas nii prooviala tüüpilisi kui ülejäänud elupaiku. Selleks kasutati vajaduse järgi nii kahvatõmbeid kui käsitsi noppimist (näiteks taimedelt, suurtelt okstelt või kividelt). Proovikoha kirjeldus on lisas 3. Põhjasubstraadi, taimestiku ja kaldatüüpide iseloomu hinnangud on seal esitatud pallides: 3 – domineerib, 2 – palju, 1 – vähe, 0 – puudub.

Kahva kogunenud materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses. Loomad loendati laboris ja määrati stereomikroskoobiga (suurendus 7-40 korda) võimalust mööda enamasti liigini, välja arvatud sirusääsklased, väheharjasussid ja vesilestad, kelle määramine nõuab suuremat suurendust (Timm, 2015). Püütud taksonite nimekiri on lisas 4.



Joonis 3.1. Litoraali suurselgrootute proovikoha näidis järves.

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

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

Järgnevas tabelis (Tabel 3.6) esitatakse bioloogilise seisundi määratlused Eesti järvedele suurselgrootute järgi. Seisundi koondhinnang (korraga mitme indeksi põhjal) anti järgmiselt. Igale indeksile omistati saadud kvaliteediväärtusele vastav punktide arv: 5 (väga hea), 4 (hea), 2 (kesine) ja 0 (halb või väga halb). Seejärel iga proovikoha viie indeksi punktid summeeriti. Environmental Quality Ratio (EQR) tähendab tulemuse suurust protsentides, võrreldes etalonväärtusega (20). Summa 18-20 (EQR 90-100%) tähistas kokkuvõttes väga head, 14-17 (EQR 70-90%) head, 8-13 (EQR 40-70%) kesist, 6-7 (EQR 30-40%) halba ja 0-5 (EQR <30%) väga halba seisundit.

Tabel 3.6. Litoraali suurselgrootute etalontingimused ja klassipiirid Eesti järvedele (Pinnaveekogumite..., 2020 järgi). Järvede pindala on alla 100 km², kui seda pole eraldi näidatud

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

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

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

3.1.6 Kalad

Töid tegid Anu Palm ja Teet Krause. Püügile paigutati lisaks 'Norden'-tüüpi seirevõrkudele (ujuvad ja uppuvad), 30 m pikkused jõhvõrgud (silmasuurustega ø30, 45 ja 60 mm) ja 30 m pikkused kapronvõrgud (silmasuurustega ø17, 22, 25, 30, 33, 38, 43, 50 ja 60 mm) kahe jadana (kokku 600 m võrku), mille lõpp- ja alguspunkti tähistasid nõuetekohased (oranž ja oranž/must) lipud. Lisaks püüti kalu viie minimõrra ehk kadiskaga (UFO-tüüp) ja põhjaõngejadaga (50 konksu). Püük toimus õhtul kella 19-st hommikul kella 7-ni. Püütud kalad määrati liigini, kaaluti kümnendikgrammi ja mõõdeti millimeetri täpsusega. Antropogeense mõju hindamiseks arvutati lisaks 'Norden'-tüüpi

võrgus leidunud isendite arvule NPUE ja kogumassile WPUE, mediaankala mass MKM, lepiskalade osa saagis KI, röövtoiduliste ahvenlaste osa saagis RAI, ahvenlaste ja karpkalalaste arv ja massi suhtarvud ($A_n:K_n$, $A_w:K_w$), karpkalalaste arvukusindeks KIL, inimõju indeks EQR3.5 ja keskkonnaministri määruses kalastiku alusel inimõju hindamiseks ettenähtud rsLAFIEE vastavalt Kliimaministeeriumi kodulehel toodud juhistele. Hinnangud arvutati katsepüükide keskmisena.

3.1.7 Sette fosfori kogused, fraktsioonid ja inkubatsioonikatsed

Settekurnad koguti 20. jaanuaril 2026. a. ühest proovipunktist (Foto 3.2). Setteproovide kogumiseks kasutati Uwitec- ja Willner tüüpi settepuure, mille abil saadi 6-7 cm läbimõõduga proovid koos sette pinna kohal oleva veekihiga.

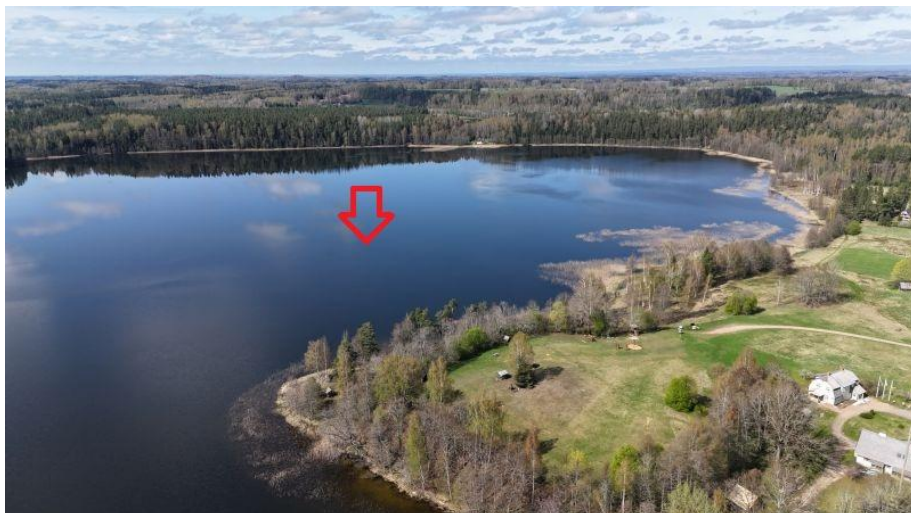


Foto 3.2. Sette proovipunkti paiknemine Ähijärvel. Foto: I. Ott.

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

Sette keemilised parameetrid. Laboratoorsete analüüside käigus määrati kõigist settekihtidest kuivaine, orgaanilise aine, karbonaatide ja terrigeense aine sisaldus. Kuivainesisalduse määramiseks kuumutati setet 105 °C juures 24 h jooksul. Kuivaine sisaldus arvutati kuivatamiseelse- ja järgse kaalutise vahena. Orgaanilise aine sisaldus määrati pärast õhkuiva sette põletamist 520 °C juures 5 tunni jooksul. CaCO_3 sisalduse

määramiseks kuumutati setet edasi 950 °C juures 2 tunni jooksul. Põletamisel tekkinud kaalukadu omistati karbonaatidest eraldunud süsihappegaasi kaalule, mille kaudu arvutati karbonaatide sisaldus — kokkuleppeliselt väljendades seda kaltsiumkarbonaadina (Heiri et al., 2001). Terrigeense aine sisalduse leidmiseks lahutati õhkkuiva sette kaalust orgaanilise aine ja kaltsiumkarbonaatide kaal.

Veekogu setetes esineb fosfor erinevates keemilistes vormides ehk nn. fraktsioonides. Fosforifraktsioonide levinuimaks määramise meetodiks on keemiline ekstraheerimine, mille käigus lisatakse settele erinevaid lahuseid ja eemaldatakse erinevad fosforivormid (Tabel 3.7). Fraktsioone määrati pindmisest homogeniseeritud settekihtides, kasutades Psenner *et al.* (1984) fraktsioneerimiskeemi modifitseeringut (Hupfer *et al.*, 1995). Fosforikontsentratsioonid igas lahuses määrati spektrofotomeetriliselt Murphy & Riley (1962) molübdeensinise värvusreaktsiooni meetodil.

Tabel 3.7. Fosfori fraktsioonid vastavalt Psenner *et al.* (1984) skeemile (modifitseeritud Paludan & Jensen, 1995 poolt).

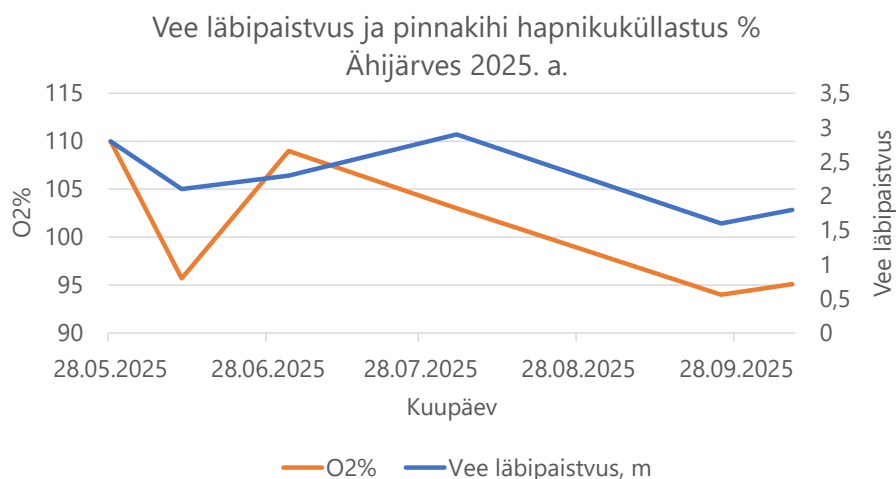
Lühend	Fraktsioon	Kirjeldus
Labiilne-P	NH ₄ Cl-SRP	labiilne ja nõrgalt seotud fraktsioon, kergesti vabanev fosfor
Fe-P	BD-SRP	rauaühenditega seotud fosfor
Al-P	NaOH-SRP	alumiiniumühenditega seotud fosfor
Org-P	NaOH-NRP	orgaanilise ainega seotud fosfor
Ca-P	HCl-TP	peamiselt kaltsiumühenditega seotud fosfor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

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

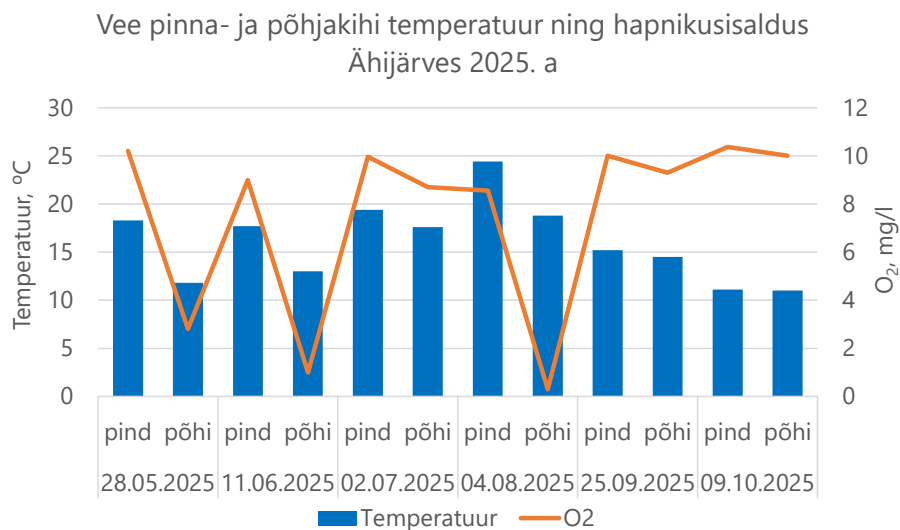
3.2 Järvevee abiootilised omadused

Ähijärv kuulub S2 järvetüüpi ja EL Veepoliitika Raamdirektiivi nõuetele kohaselt antakse ökoloogilise seisundi hinnang vee läbipaistvuse, pH, üldlämmastiku ja -fosfori sisalduse põhjal. Kasutati ka teisi näitajaid. Järgnevatel joonistel (Joonis 3.4-Joonis 3.7) on

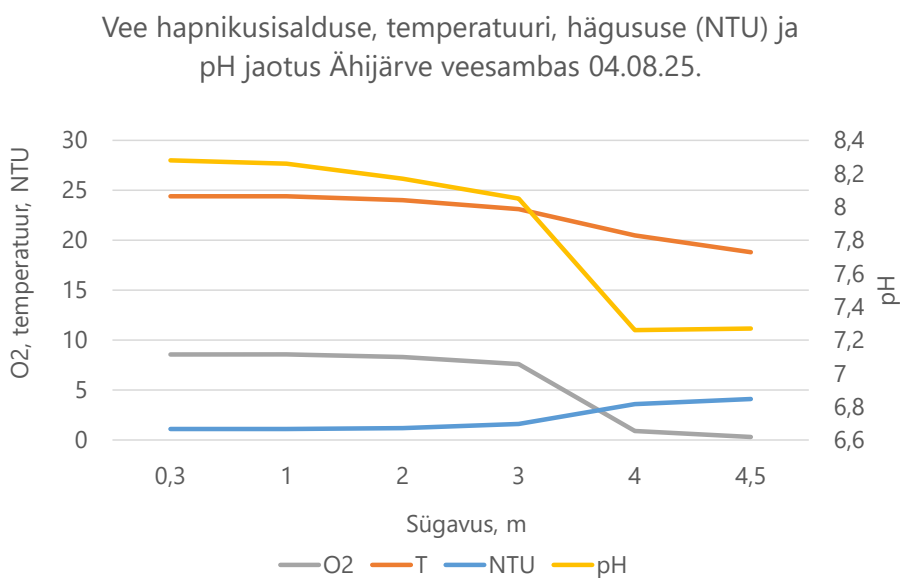
esitatud vee temperatuuri, läbipaistvuse, hapnikusalduse, pH, biokeemilise hapnikutarbe ja hägususe väärtuste dünaamika. Vee läbipaistvuse alusel on hea kvaliteedi klass 2–3 m ja enamikel kordadel on väärtused selles vahemikus langedes pisut alla selle septembris ja oktoobris, mis võib olla seotud suurema lainetusega, mis kannab setet veesambasse. Hapnikusaldus ja veetemperatuur on veesambas erinevad. Selles järvetüübis peaks see olema ühtlane. Kuigi ilmaolud mõjutavad kihistust, näitab see siiski ka ökoloogilise kvaliteedi langust. Samas ei ole olukord veel selline, et Ähijärves tekiks püsivalt kolme limnoloogilist kihistuse tüüpi (epilimnion, metalimnion ja hüpolimnion). Biokeemiline hapnikutarve väärtuste dünaamika ei viita olulisele reostusele.



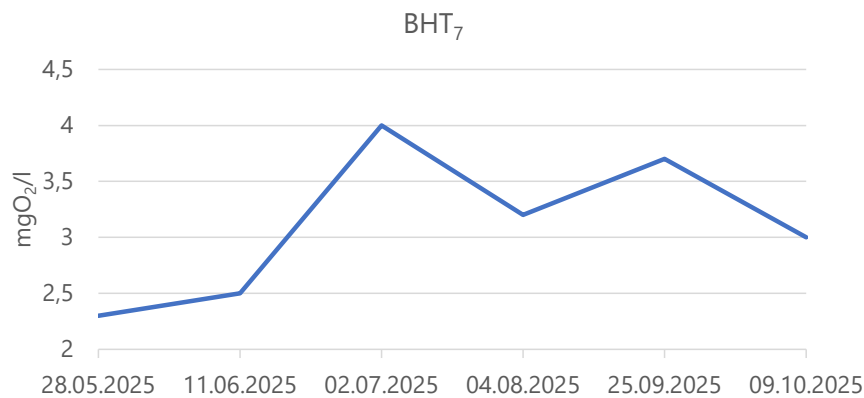
Joonis 3.2. Vee läbipaistvus ja pinnakihi hapnikuküllastus (%) Ähijärves 2025. aastal.



Joonis 3.3. Vee pinna- ja põhjakihi temperatuur ning hapnikusisaldus Ähijärves 2025. aastal.



Joonis 3.4. Vee hapnikusisalduse, temperatuuri, hägususe (NTU) ja pH jaotus Ähijärve veesambas 4.augustil 2025. aastal.



Joonis 3.5. Biokeemiline hapnikutarve (BHT₇) 2025. a. kasvuperioodil Ähijärve põhjalähedases vees.

Laboris määratud Ähijärve näitajate väärtused on esitatud alljärgnevas tabelis (Tabel 3.8). Nii üldlämmastik kui ka -fosfor on keskmiselt heal tasemel. Ammooniumiooni väärtused mai ja juuni põhjaproovides on väga suured, viidates intensiivsetele laguprotsessidele vee põhjakihtides. Tabel 3.9 kirjeldab vee abiootiliste omaduste hinnangut. Selles on kasutatud näitajate aritmeetilist keskmist ja hinnang on hea.

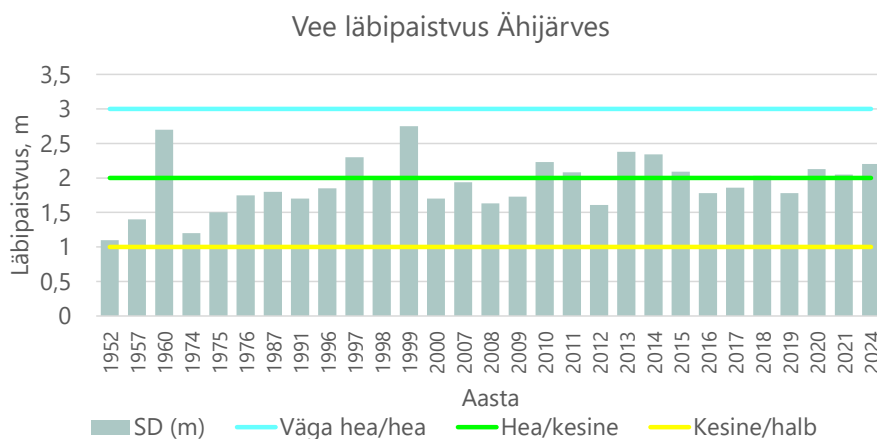
Tabel 3.8. Ähijärve vee omaduste laboratoorsete analüüside tulemused 2025. a. Sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – kesine, oranž – halb, punane – väga halb seisund.

Näitaja/ Kuupäev	27.05.2025	27.05.2025	10.06.2025	10.06.2025	02.07.2025	02.07.2025	04.08.2025	04.08.2025	25.09.2025	25.09.2025	09.10.2025	09.10.2025
Kiht (m)	0,3	5	0,3	5	0,3	5	0,3	4,5	0,3	4,5	0,3	4,5
HCO ₃ ⁻ (mg-ekv/l)	2,65	2,65	2,6	2,65	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6	2,7	2,65	2,6
Kollane aine (mg/l)	4,6	4,4	5,2	5,0	5,8	4,9	5,0	5,0	4,2	4,4	4,5	4,3
ÜldN (mg/l)	0,65	0,775	0,7	0,875	0,8	0,825	0,65	0,875	0,8	0,85	0,8	0,75
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,005	0,17	0,015	0,162	0,003	0,003	0,003	0,003		0,006	0,008	0,007
NO ₂ mgN/l	0	<0,001	<0,001	<0,001	0	<0,001	<0,001	<0,001		0	<0,001	<0,001
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,002	0,004	0,003	0,004	0,002	0,002	0,001	0,002		0,002	0,002	0,002
ÜldP (mg/l)	0,031	0,038	0,03	0,047	0,036	0,051	0,019	0,046	0,033	0,039	0,035	0,034
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,031	0,038	0,001	0,004	0,01	0,005	<0,001	0,002		<0,001	0,003	0,003

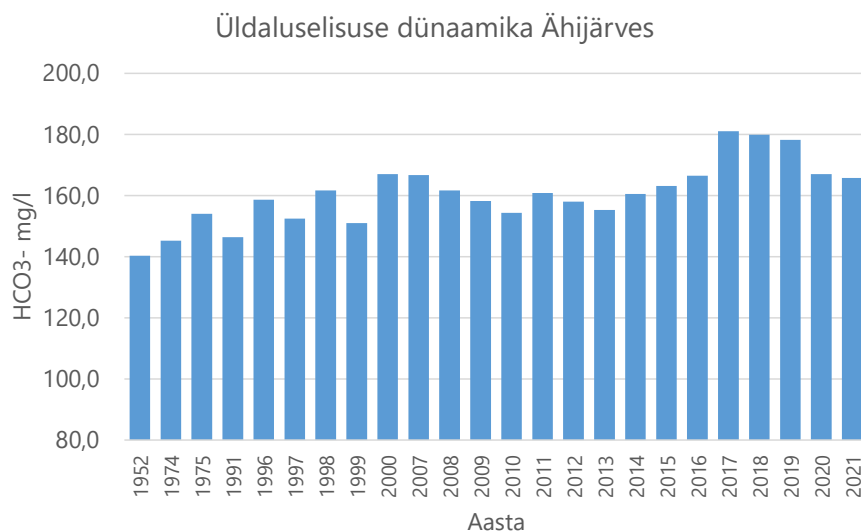
Tabel 3.9. Veepoliitika Raamdirektiivi nõuete järgi Ähijärve vee omaduste keskmised väärtused ja hinnangud. Sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – kesine, oranž – halb, punane – väga halb seisund.

Näitaja	Ühik	Keskmine väärtus ja hinnang
Vee läbipaistvus	m	2,25
pH		8,05
ÜldN	mg/l	0,779
ÜldP	mg/l	0,036

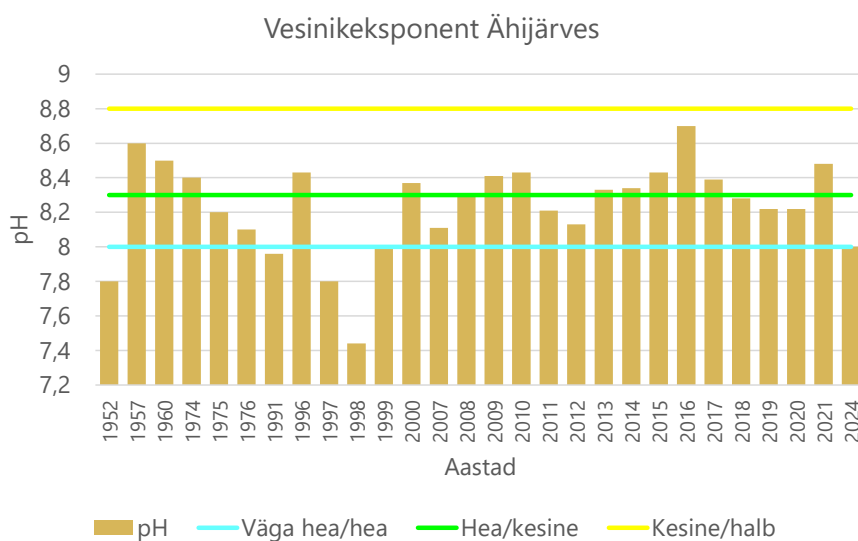
Kasutasime vee omaduste pikaajalise dünaamika selgitamiseks varasemaid uuringuid. Järgnevatel joonistel (Joonis 3.8-Joonis 3.12) on esitatud uuritud aastate vastavalt vee läbipaistvuse, üldaluselisuse, pH, üldlämmastiku ja üldfosfori näitajate väärtused. Peab märkima, et 1950ndatel ja 1960ndatel aastatel oli tegemist vaid ühekordse uuringuga suvel. Kindlasuunalist trendi on nende andmete alusel raske eristada, kuigi üldaluselisuse suurenemine seda siiski paistab olevat. See on ka üsna loogiline tulemus ning sarnane üldise trendiga Eesti järvede kohta. Üldistatult võib nentida, et vee läbipaistvus on olnud kesisel -, pH ja üldlämmastik heal – ning üldfosfor väga heal/heal tasemel.



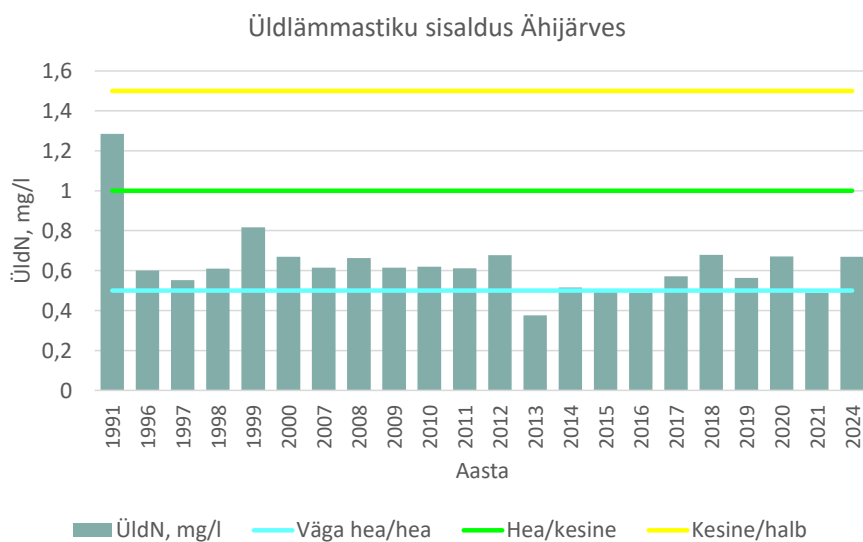
Joonis 3.6. Vee läbipaistvuse (SD) pikaajaline dünaamika Ähijärves. Värviliste rõhtjoontega on tähistatud kvaliteedi klasside piirid.



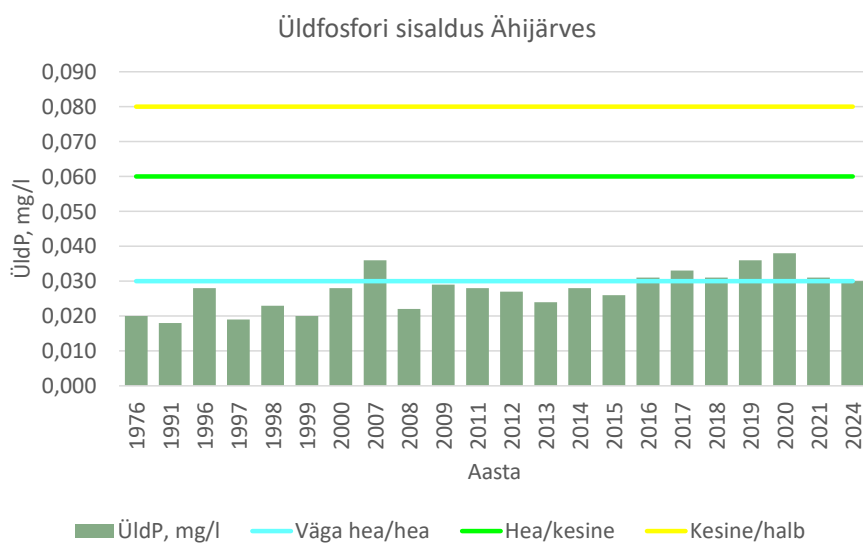
Joonis 3.7. Vee üldaluselisuse (HCO_3^- , mg/l) pikaajaline dünaamika Ähijärves. Värviliste rõhtjoontega on tähistatud kvaliteedi klasside piirid.



Joonis 3.8. Vee pH pikaajaline dünaamika Ähijärves. Värviliste rõhtjoontega on tähistatud kvaliteedi klasside piirid.



Joonis 3.9. Üldlämmastiku (ÜldN, mg/l) pikaajaline dünaamika Ähijärves. Värviliste rõhtjoontega on tähistatud kvaliteedi klasside piirid.



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

3.3 Fütoplankton

Fütoplanktoni kvalitatiivseid proove illustreerivad allpool toodud fotod (Foto 3.1 ja Foto 3.2) ning augustis võetud põhjakihi kvantitatiivne proov (Foto 3.3). Algandmete tabel on esitatud lisa 2. Ähijärve fütoplankton on väga liigirikas ja esinevad veeõitsengud, mida põhjustavad eelkõige sinivetikad. Need võivad ka mürke toota. 2025. aastal väga intensiivseid fütoplanktoni vohamisi siiski ei olnud. Kasvuperioodi teisel poolel olid fütoplanktoni kogused suuremad ning seisundi hinnang kehvem (Tabel 3.11).

Alates augustist kasvas oluliselt sinivetikate osakaal (perekonnad *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Cyanodictyon*, *Woronichinia*, *Planktothrix*) ja kogu fütoplanktoni kogus. Suur oli küll ka fütoplanktoni biomass juulikuises veesamba põhjaproovis (Tabel 3.11). Olulised olid selles proovis ketasränivetikas *Cyclotella bodanica* ja koldvetikas *Mallomonas caudata*. Neist esimene on iseloomulikult arvukas kas kevadel ja/või suvel suuremates ja tugeva lainetusega järvedes. *M. caudata* on aga pigem heade keskkonnaomaduste indikaator, kuid toitub ka miksotroofselt, st võib anda märku rohkest kergesti lagunevast ja lahustunud orgaanilisest ainest põhjakihtides. Varem (nt t riikliku seire aruanne 2021) on järve põhjakihist leitud orgaanilise aine reostusele viitavaid silmviburvetikaid ebatavaliselt suures koguses. Ka sellel aastal oli nii. Kuigi silmviburvetikad ei valda biomassilt, siis need on suure saproobsusindikatsiooni väärtusega liigid ja oluline, et nende osakaal on Ähijärves oluliselt suurem kui Eestis järvedes keskmiselt (Eesti järvede keskmine 1-2%). Ähijärves on see kasvuperioodi teisel poolel kuni 9%. Euglenofüütide liikide arv on samuti suurem, kui teistes Eesti järvedes. Kuigi ajaliselt jaotuvad hinnangud võrdselt hea (n=6) ja kesise vahel (n=6), siis lõpphinnanguks on ikkagi **kesine** väärtus.

Tabel 3.10. Fütoplanktoni näitajate väärtused Ähijärves 2025. a. Chl-a – klorofüll a sisaldus, mg/m³; J – ühtluse indeks; FKI – fütoplanktoni koondindeks; FLA – liikide arv loendusproovis; FBM – biomass; Kooslus – koosluse hinnang; FP koondhinnang – fütoplanktoni proovi koondhinnang. Sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – kesine, oranž – halb, punane – väga halb seisund.

Kuupäev	Kiht	Chl-a	J	FKI	FLA	FBM	Kooslus	FP koondhinnang
28.05.2025	pind	3,9	0,85	4,25	20	1,0	väga hea	hea
28.05.2025	põhi	4,1	0,71	3,5	38	1,7	hea	hea
11.06.2025	pind	7,6	0,61	4,7	18	1,9	väga hea	hea
11.06.2025	põhi	8,6	0,62	5	31	2,1	hea	hea

Kuupäev	Kiht	Chl-a	J	FKI	FLA	FBM	Kooslus	FP koondhinnang
02.07.2026	pind	12,5	0,52	2,4	37	8	hea	hea
02.07.2026	põhi	26,3	0,55	3,88	48	16,5	hea	kesine
04.08.2025	pind	6,7	0,83	7,75	38	2,8	hea	hea
04.08.2025	põhi	38	0,72	5,6	53	5,1	kesine	kesine
25.09.2025	pind	24,9	0,49	4,7	47	8,9	kesine	kesine
25.09.2025	põhi	26,1	0,52	5	55	9,9	kesine	kesine
09.10.2025	pind	22,1	0,49	4	45	5,3	kesine	kesine
09.10.2025	põhi	22,5	0,5	4,86	47	5,2	kesine	Kesine

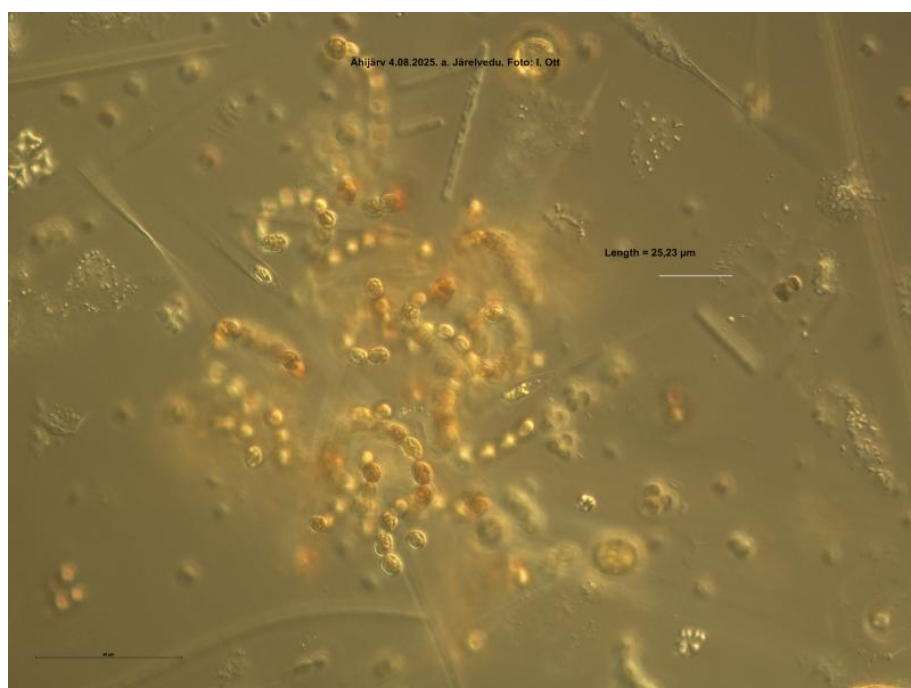


Foto 3.3. Ähijärve fütoplanktoni proov planktonvõrguga 04.08.2025. 400-kordne suurendus mikroskoobis. Esiplaanil on potentsiaalselt toksiline sinivetikas Dolichospermum utermoehlii. Foto: I. Ott.

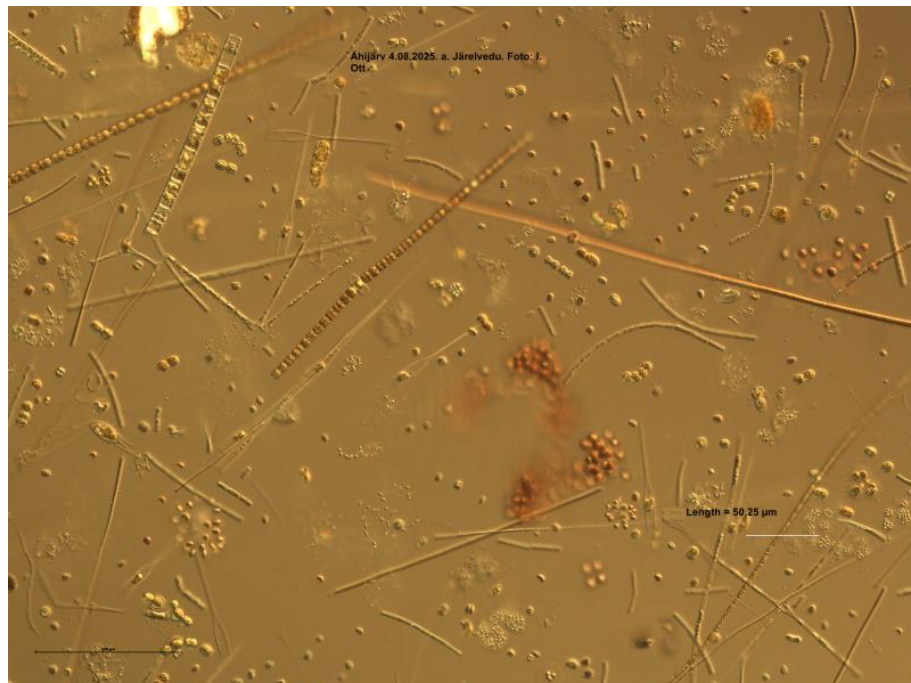


Foto 3.4. Ähijärve fütoplanktoni planktonvõrguga 04.08.2025. Valdavad sinivetikad. 200-kordne suurendus mikroskoobis. Foto: I. Ott.

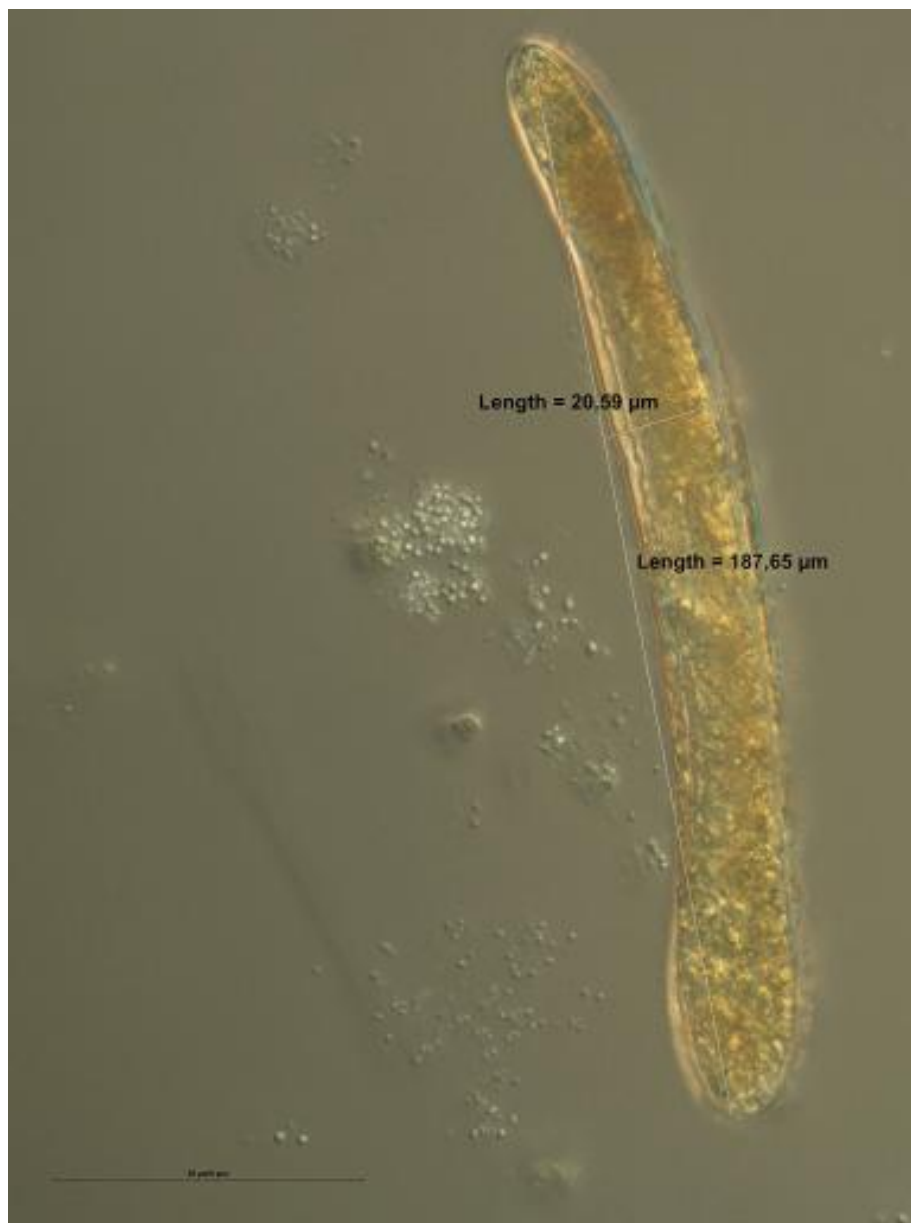
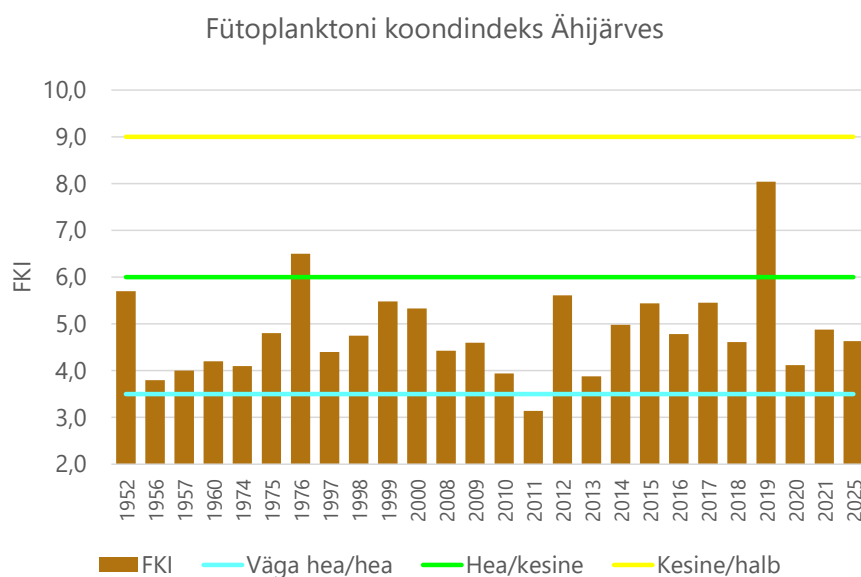


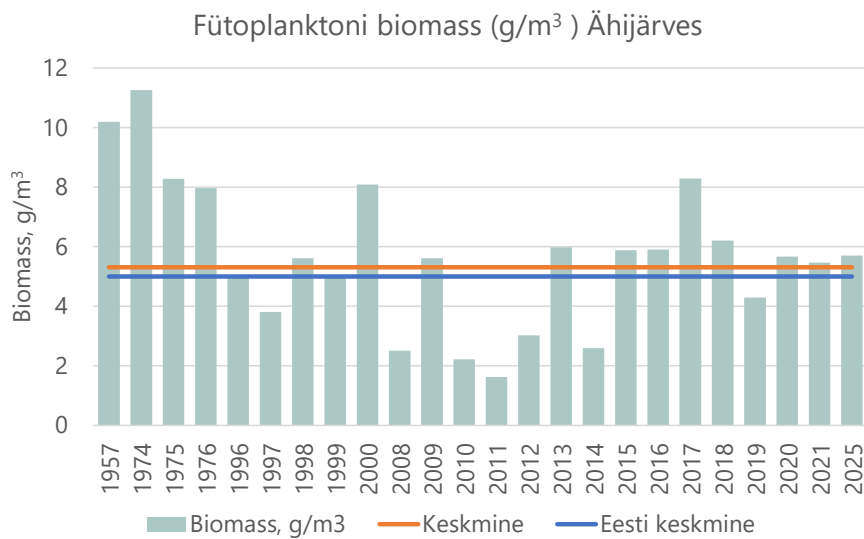
Foto 3.5. Ähijärve fütoplanktoni vee põhjakihi proov 04.08.2025. *Euglena* sp. 400-kordne suurendus mikroskoobis. Foto: I. Ott.

Andmeid fütoplanktoni kohta Ähijärves on alates 1952. aastast, aga varasemad materjalid on lünklikud ning uurimismetoodika osaliselt erinev. Eriala spetsialistil tekib siiski ettekujutus koosluse seisundist. Kasutatakse palju näitajaid, mis aitavad olukorrast aru saada. Saame kasutada näiteks fütoplanktoni koondindeksit. Seda oleme kasutanud palju aastakümneid. Joonis 3.11 kirjeldab fütoplanktoni koondindeksi keskmiste dünaamikat. Jooniselt ei saa trendi eristada. Enamus väärtusi on heas kvaliteediklassis.



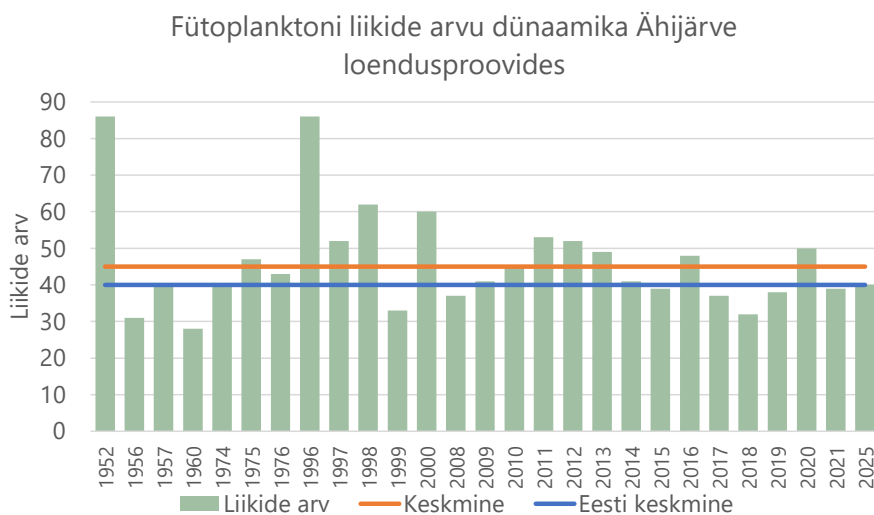
Joonis 3.11. Fütoplanktoni koondindeksi (FKI) dünaamika Ähijärves alates 1952. aastast. Punane joon – piir kesise ja halva kvaliteediklassi vahel.

Fütoplanktoni biomassi pikaaegne dünaamika on esitatud järgneval joonisel (Joonis 3.12). Eesti väikejärvede pikaaegne keskmine biomass on 5 g/m^3 , mis on Ähijärve keskmisega väga sarnane ($5,31 \text{ g/m}^3$).



Joonis 3.12. Fütoplanktoni biomassi (g/m^3) pikaajaline dünaamika Ähijärve loendusproovides ja väärtuste keskmise.

Liikide arvu pikaajalist dünaamikat iseloomustab järgnev joonis (Joonis 3.13). Ähijärves on liigiline mitmekesisus pisut suurem, kui Eesti väikejärvedes keskmiselt.



Joonis 3.13. Fütoplanktoni liikide arvu pikaajaline dünaamika Ähijärve loendusproovides.

Ähijärve fütoplanktonile on iseloomulik suur liigirikkus ja biomassi iseloomulik dünaamika kasvuperioodil. Nii varasematel kui ka sellel uuringuaastal olid kasvuperioodi alguses kogused tagasihoidlikumad, kuid kasvuperioodi teises pooles arenesid veeõitsengud, kogused kasvasid ja domineerisid sinivetikad. Sel aastal oli pikk kasvuperiood ja see oli ka üks põhjus, miks isegi oktoobris oli fütoplankton rikkalik, kus domineerisid niitjad sinivetikad.

3.4 Zooplankton

Zooplanktoni hulk ja koosseis on mõjutatud erinevatest veekogus valitsevatest biotilistest ja abiotilistest teguritest. Zooplanktoni arengu peamised mõjurid on toidu hulk ja kvaliteet ning veetemperatuur. Ka kalade zooplanktoni hulka ja liigilist koostist kujundav toime on üldtuntud (Ginter *et al.*, 2018), eriti eutroofsetes veekogudes.

Ähijärve zooplanktoni proovid koguti 2025. aastal maist oktoobrini. Liigiline koosseis oli rikkalik – kokku leiti 33 erinevat zooplanktoni taksonit, neist 19 kerilooma, 8 vesikirbulist ning 6 aerjalgset. Kõige enam leiti keriloomaliike – 58% leitud taksonitest (Tabel 3.12). Zooplanktoni liigirikkus oli suurem soojadel suvekuudel (Foto 3.6). Alljärgnevas tabelis (Tabel 3.12) on tärniga (*) välja toodud zooplanktoni taksonid, kes leidsid Petri tassil oleva proovi järelvaatamisel. See on oluline info, mis annab parema ülevaate Ähijärve zooplanktoni liigilisest mitmekesisusest. Petri tassi andmed näitavad, et vesikirbuliste liigirikkus oli Ähijärves oluliselt suurem, kui esialgse 4 ml proovi läbivaatamisel ilmnas. Vesikirbuliste ja aerjalgsete seas leidsid suuri isendeid, mis tagab kalamaimudele kvaliteetse toidubaasi.

2025. aastal leidsid Ähijärve planktonis koos nii puhtamaid veekogusid eelistavad oligo-mesotroofsed zooplanktoni liigid (keriloomad *Ascomorpha ovalis*, *Kellicottia longispina*; vesikirbulised **Bosmina coregoni*, *Bosmina longispina*, **Bhytotrephes longimanus* ja **Daphnia cristata*) kui ka eutroofsuse indikaatorid (keriloomad *Anuraeopsis fissa*, *Collotheca mutabilis*, *Keratella c. tecta*, *Pompholyx sulcata*, perekond *Synchaeta* ja *Trichocerca* liigid; vesikirbulised *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus* ja *Daphnia cucullata*). Ükski eutroofsuse indikaatorliik ei leidunud zooplanktoni arvukuse dominantide seas.

Tabel 3.112. 2025. aastal Ähijärvest leitud zooplanktoni taksonid ning nende osakaal (%) kogu zooplanktonist. Sinise tärniga on lisatud liigid, kes leidsid proovi järelloendamisel (Petri tassi andmed).

Keriloomad (58 %)	Vesikirbulised (24 %)	Aerjalgsed (18 %)
<i>Anuraeopsis fissa</i>	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Eudiaptomus gracilis</i>
<i>Ascomorpha ovalis</i>	<i>Bosmina longispina</i>	<i>Mesocyclops leuckarti</i>
<i>Asplanchna priodonta</i>	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	<i>Thermocyclops oithonoides</i>
<i>Collotheca mutabilis</i>	<i>Chydorus sphaericus</i>	Kopepodiit (Calanoida)
<i>Kellicottia longispina</i>	<i>Daphnia cucullata</i>	Kopepodiit (Cyclopoida)
<i>Keratella cochlearis</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	Nauplius
<i>Keratella c. tecta</i>	<i>Ceriodaphnia</i> spp.	
<i>Keratella c. hispida</i>	Cladocera juv.	
<i>Keratella quadrata</i>		
<i>Mytilina mucronata</i>		
<i>Pompholyx sulcata</i>		
<i>Trichocerca capucina</i>		
<i>Trichocerca cylindrica</i>		
<i>Trichocerca porcellus</i>		
<i>Trichocerca rousseleti</i>		
<i>Trichocerca similis</i>		
<i>Asplanchna</i> spp.		
<i>Polyarthra</i> spp.		
<i>Synchaeta</i> spp.		
	* <i>Bosmina coregoni</i>	* <i>Cyclops</i> sp.
	* <i>Bosmina obtusirostris</i>	
	* <i>Bythotrephes longimanus</i>	
	* <i>Daphnia cristata</i>	
	* <i>Leptodora kindtii</i>	

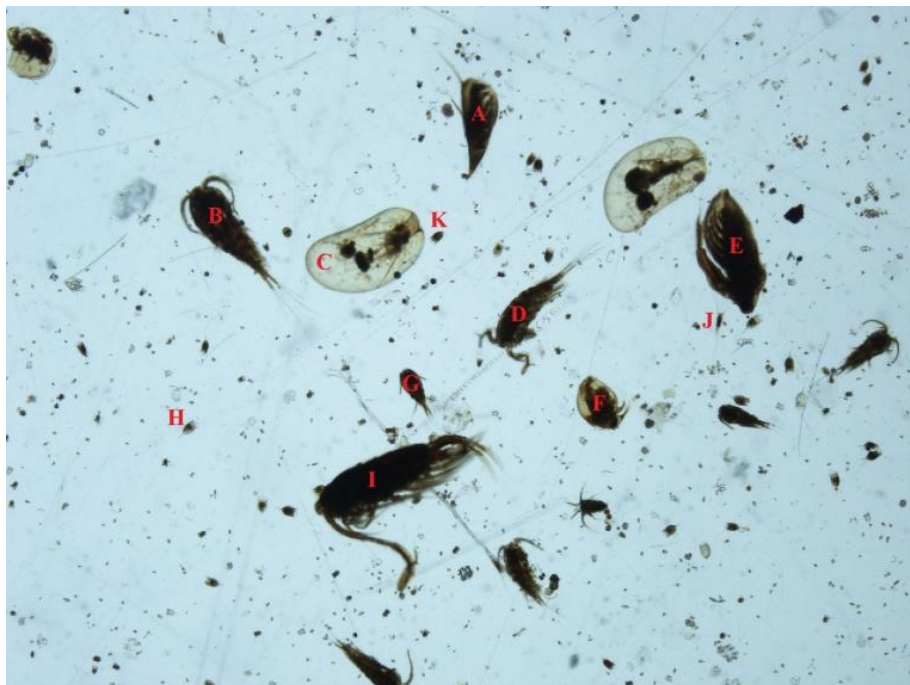
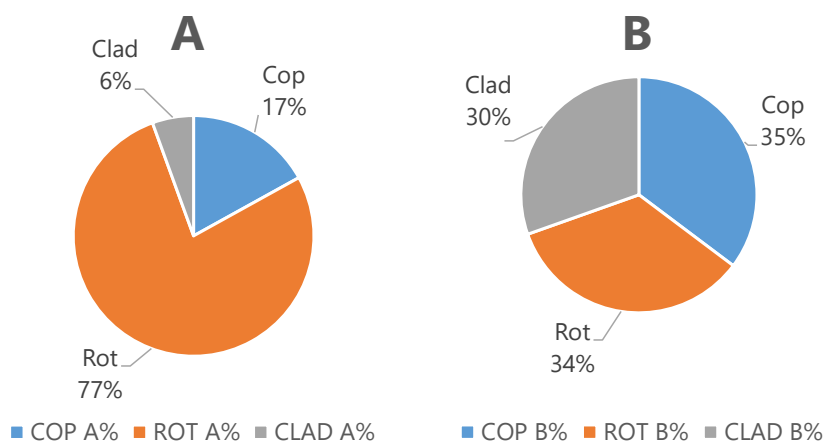


Foto 3.6. Ähijärve zooplankton 11.06.2025: A – *Daphnia cucullata*, B – aerjalgse kopepodiit (vanem arengustaadium), C – *Asplanchna priodonta*, D – *Mesocyclops leuckarti* ♂, E – *Diaphanosoma brachyurum*, F – *Bosmina longirostris*, G – aerjalgse nauplius (noorem arengustaadium), H – *Keratella cochlearis*, I – *Eudiaptomus gracilis* ♂, J – *Kellicottia longispina*, K – *Keratella c. tecta*. Foto: K. Blank

2025. aasta andmeil domineerisid Ähijärve zooplanktoni arvukuses peamiselt kaks kerilooma taksonit – *Keratella cochlearis* ja perekond *Polyarthra* liigid. Kumbagi neist ei seostata otseselt eutroofsuse indikaatorliigina, kuid sellegi poolest on nad tihti eutroofsetes veekogudes arvukamad kui puhtamates oligo-mesotroofsetes vetes. Zooplanktoni biomassis domineeris peamiselt suur keriloom *Asplanchna priodonta*, tema kõrval samaväärselt ka vesikirbuline *D. cucullata* ja aerjalgsete kopepodiidid. *D. cucullata* on eutroofsuse indikaatorloom. Tema hulk planktonis polnud siiski nii suur, et pääseda arvukuse dominantide sekka. Dominantide järgi saame järeldada, et Ähijärve zooplanktoni kooslus oli 2025. a vegetatsiooniperioodi lõikes püsiv, mis viitab järve stabiilsele ökosüsteemile.

2025. aastal olid Ähijärve zooplanktonis esindatud kolm rühma – keriloomad, vesikirbulised ja aerjalgsed. Keriloomad moodustasid zooplanktoni arvukusest

enamuse – 77% (Joonis 3.14, A). Keriloomadel on lühike eluiga ja nad reageerivad väga kiiresti keskkonnamuutustele. Lisaks on nad tolerantset kasinate elutingimuste suhtes, domineerides edukalt nii eutroofsetes kui ka hüpertroofsetes vetes. Sellises keskkonnas on keriloomadel rohkesti toitu – vetikaid, baktereid ja orgaanilist detriiti. Seetõttu peetakse keriloomi väga olulisteks bio-indikaatoriteks, veekogu seisundi näitajateks (Demetraki-Paleolog, 2012). 2025. aastal oli Ähijärve keriloomade seas arvukaim *K. cochlearis* (53% keriloomadest), keda peetakse eutroofseks ja eutermseks liigiks ning kes on üks levinumaid keriloomi maailmas. Ka keriloomade biomassi osakaal kogu zooplanktonist oli oluline – 34% (Joonis 3.14, B). Väikeste keriloomade biomassi mõjutas suuremõtmelise kerilooma *A. priodonta* sage esinemine planktonis.



Joonis 3.14. Ähijärve zooplanktoni rühmade arvukuse (A) ja biomassi (B) osakaal kogu zooplanktonist, 2025. aasta vegetatsiooniperioodi keskmised. Cop – aerjalgsed, Rot – keriloomad, Clad – vesikirbulised.

2025. aastal moodustasid Ähijärve aerjalgsed kogu zooplanktoni arvukusest 17% ning biomassist 35% (Joonis 3.14). Aerjalgsete koosluses domineerisid nende noorvormid – naupliused ja kopepodidid. Nad moodustasid kogu aerjalgsete arvukusest vastavalt 48% ja 41%. Täiskasvanud aerjalgsetest esines kõige enam *Thermocyclops oithonoides*, keda leidub laialt Euroopa erineva troofsusega veekogudes.

2025. aastal moodustasid Ähijärve vesikirbulised kogu zooplanktoni arvukusest 6%, biomassist 30% (Joonis 3.14). Kõige arvukam vesikirbuline oli *D. cucullata* (43% vesikirbulistest), keda peetakse eutroofsuse indikaatoriks. Nii aerjalgsete kui vesikirbuliste seas esines suuri isendeid, kes on kvaliteetseks toiduks kalamaimudele.

Zooplanktoni arvukuse (ZA) ja rotatooride arvukuse (Rot A) seisundi klassipiiride järgi varieerus 2025. a Ähijärve vegetatsiooniperioodi seisund hea ja kesise vahel, mis näitab järve ökoloogilise seisundi stabiilsust. Vegetatsiooniperioodi jooksul domineeris seisund hea.

Ähijärve 2025. a zooplanktoni analüüs näitas, et enamuse zooplanktoni taksonitest ja ka peamise arvukuse osakaalu moodustasid keriloomad. Nende seas oli mitmeid eutroofsete vete liike, kuid nad ei pääsenud planktonis domineerima. Vähilaadsete arvukus oli küll tagasihoidlikum, kuid nende seas leidis suuri isendeid. 2025. a vegetatsiooniperioodil oli Ähijärve arvukuse dominantide liigiline koosseis püsiv ning vastavalt S2 järvetüübi seisundi klassipiiridele (tabel 3.5) kõikus järve seisund hea ja kesise vahel, mis viitavad veekogu stabiilsele seisundile. Eelpooltoodut arvesse võttes oli Ähijärve 2025. a seisund hea. Ka kalade toidubaas näis olevat rikkalik.

3.5 Suurtaimed

Ähijärve suurtaimestikku on varasemalt seiratud 1957, 1975, 1991, 1997, 2006, 2010, 2013, 2016 ja 2018. aastal.

Kaldaveetaimestikus domineeris sarnaselt eelmisele uurimiskorrale (2018. a.) harilik pilliroog (*Phragmites australis*), mis moodustas ümber järve ühtlaseid roostikulõike. Piirkondades, kus järve kallastel kasvasid suured puud või piirnes järv metsatukaga, oli roostik hõredam või puudus ning siin leidis ohtramalt soo- (*Eleocharis palustris*) ja nõelalssi (*Eleocharis acicularis*) ning tarnasid (*Carex* spp.).

Ujulehtedega taimestik levis roostiku servas, avavee pool ebaühtlase vööndina ümber kogu järve, olles ohtram vaiksema veega soppides. Selgeks dominandiks hinnati kollane vesikupp (*Nuphar lutea*), millele ohtruselt järgnesid väike vesiroos (*Nymphaea candida*) koos vesi-kirburohuga (*Polygonum amphibium*). Viimane oli ohtram varjulisematel aladel, kus teised ujulehtedega taimed levisid tagasihoidlikumalt.

Ujulehtedega taimestiku vööndi ees, avavee poolses osas, levisid veesisesed taimed. Erinevalt eelmisest uurimiskorral oli läik-penikeelt (*Potamogeton lucens*) ja kaelus-penikeelt (*Potamogeton perfoliatus*) sel uurimiskorral mõlemat 2 ohtrusepalli väärtuses. Lisaks neile oli veesiseses taimestikus arvukam kanada vesikatk (*Elodea canadensis*), sõõr-särjesilm (*Ranunculus circinatus*), vesikarikas (*Stratiotes aloides*) ning harilik vesihernes (*Utricularia vulgaris*). Neist viimased kolm olid eriti ohtrad vaiksveelistes soppides, kus kaldad olid päikesele avatud ning ujulehtedega taimestik samuti ohtram. Ebaühtlase vööndina levisid piki veesisesse taime vööndit veekogu põhjas ka sammaltaimed (*Bryophyta*).

Võrreldes eelmise uurimiskorraga on järve seisund jäänud samaks – suurtaimede näitajate alusel oli Ähijärve ökoloogiline seisund sarnaselt 2018. aastale ka 2025. a kesine (Tabel 3.12). Kesise seisundi põhjustajaks on ujulehtedega taimestiku suur osakaal, sammalde madalad ohtruse väärtused ning räni-kardheina laialdasem levik (näitab samuti rohketoitelisi tingimusi). Ka kanada vesikatku, sõõr-särjesilma ning hariliku vesiherne laialdane levik järves viitavad järve pigem kesisele seisundile, kuna antud liigid eelistavad rohketoitelisemaid tingimusi. Samas vabade toitesoolade olemasolule viitavaid niitrohevetikaid leiti üksnes 1 ohtrusepalli väärtuses, mis on (veel) hea näitaja.

Tabel 3.12. Ähijärve (VRD tüüp S2) ökoloogilise seisundi hinnang suurtaimede alusel.

Aasta	Tähtsamad hüdrofüütide taksonid ohtruse järjekorras/ (EQR)	Kaelus-penikeele või läik-penikeele ohtrus/ (EQR)	Mändvetik-taimede või sammalde liikide ohtrus/ (EQR)	Kardheina või ujutaimede ohtrus/ (EQR)	Suurte niitrohevetikate rohkus/ (EQR)	Koond-hinnang / (EQR)
2016	Nu=Pot/0,4	3/0,7	2/0,4	2/0,7	1/0,7	kesine/0,5
2018	Pot, Nu=Nym=Bry/0,4	3/0,7	2/0,4	2/0,7	0/1,0	kesine/0,6
2025	Nu, Nym=Bry=Pot/0,4	2/0,7	2/0,4	2/0,7	1/0,7	kesine/0,58

3.6 Suurselgrootud

Ähijärv on keskmiselt kareda veega järv. Proovialad olid liivase põhjaga. Liigistik oli tüüpiline rohketoitelistele karedaveelistele järvedele. Arvuliselt domineerisid surusääsklaste vastsed (*Chironomidae*, 73%). Suurselgrootute koondseisund oli kesine (kaks heal tasemel, kaks kesisel tasemel indeksit, Tabel 3.13).

Tabel 3.13. Järve seisund suurselgrootute järgi. *T* – üldine taksonirikkus, *H'* – Shannoni erisus, *ASPT* – taksoni keskmine tundlikkus, *EPT* – tundlike taksonite rikkus, *MMQ* – seisund, *Etalon* – etalonseisund, *EQRMMQ* – seisundi ja etalonseisundi suhe. Sinine – väga hea, roheline – hea, kollane – keskine, oranž – halb seisund

T	H'	ASPT	EPT	MMQ	Etalon	EQRMMQ
23	1,58	4,94	6	14	20	0,7

Järve seisundit on varem korduvalt hinnatud regulaarse seire käigus (2006-2021). Tolleaegne prooviala asus praegusest ca 1 km lõunas, loodusesekuse juures. Suurselgrootute seisund oli 2006-2013 vähemalt hea, hiljem keskine (harva hea). Nõnda "kõigub" seisund kesise ja hea piiril. Surusääsklaste kõrge protsent seostub küll eutrofeerumisega, kuid just Ähijärves tundub see olevat ka looduslikult kõrgem kui paljudes teistes järvedes.

3.7 Kalad

Katsepüügi kogusaagiks kujunes 29,4 kg (0,16 kg ha⁻¹). Liike oli saagis seitse- ahven (16%), hink (kaitsealune kalaliik 0.01%), kiisk (1%), latikas (14%), linask (7%), roosärg (3%) ja särg (58 %). Püügile asetatud kadiskad, ega põhjaõnged saaki ei andnud. Võrreldes varasemate püükidega on halvenenud ahvenlaste osa kalastikus, saagist on kadunud nii haug kui koha, samas on paranenud mediaankala mass (MKM = 21,9 g). Hinnang järve ökoloogilisele seisundile oli hea kuni 2012. a., hilisemad hinnangud on jäänud kesise/hea piirile. Selle katsepüügi tulemused andsid järvele järgmised hinnangud:

RAI	KIL	An:Kn	Aw:Kw	KI	NPUE	WPUE	EQR3.5	rsLAFIEE
0,06	18,93	0,47	0,29	0,85	98,1	1186,8	0,65	0,61

Kalastiku alusel on Ähijärve seisund keskine.

Ähijärve kalakooslust iseloomustab katsepüükide tulemute alusel praegu suur lepiskalade osakaal ja röövkalade arvukuse madalseis. Viimaste osakaalu saab tõsta nende liikide asustamisel järve.

Ähijärv sobib kohale ja haugile elupaigana väga hästi, siin on olemas tingimused edukaks kudemiseks ja piisav toidubaas noorkalade kasvuks. Koha asurkonna arvukuse hoidmiseks ja täiendamiseks on heaks meetmeks täiendav maimude asustamine Ähijärve. Arvestatav kogus sõltuvalt järve morfomeetriast ja asustusmaterjali

kasvuparameetritest ning vanusest (sama või kaheksa-aastased) oleks samasuviste puhul 10 000-11 500, kaheksa-aastaste puhul aga 4200-4300 isendit.

Haugi asustamisel Ähijärve peaks samasuviste isendite arv olema 950-1000 ettekasvatatud noorkala, keda lasta hajutatult mitmesse litoraali piirkonda.

Koha ja haugi asustamisel on kindlasti vaja maimusid järve lasta hajutatult ja vältida nende kohest langemist röövlindude ohvriks. Arvestades, et mõlemad liigid saavad tavaliselt meie väikejärvedes suguküpseks viie-kuue aastaselt, siis oleks soovitatav asustamise edukuse kontroll hilisemate katsepüükide läbi. Need võiksid toimuda kuuendal aastal pärast asustamist.

3.8 Sette keemiline analüüs

Sette analüüsiks võeti üks proov järve keskosast punktist 28 (vaata Joonis 7.1) sette pealmisest kihist. Analüüsiaktid on toodud aruande lisa 5.

Setteproovidest analüüsiti polüaromaatseid süsivesinikke (PAH), bromodifenüüleetreid (PBDE), ftalaate, kloroalkaane, fenoolide ja nende oksülaate, klorofenoolide, ühe- ja kahealuselisi fenoolide, metalle, tinanorgaanilisi ühendeid, pestitsiide, per- ja polüfluoroalküülaineid (PFAS), polüklooritud bifenüüle (PCB), Heksabromotsükloodekaane (HBCD), ravimijääke, naftasadusi, heksaklorotsükloheksaane (HCH).

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

Polüaromaatsetest süsivesinikest (PAH) ületasid määramispiiri benzo(a)püreen, atsenafteen, fenantreen, krüseen, püreen, benzo(b)- ja benzo(k)fluoranteeni summa, fluoreen, naftaleen, fluoranteen, atsenafteen, benzo(g,h,i)perüleen, indeno(1,2,3-cd)püreen, dibenzo(a,h)antratseen, antratseen ja benzo(a)antratseen.

Ftalaatidest ületas määramispiiri dibutüülftaal (DBP).

Klorofenoolidest ületasid määramispiiri 2,4-Diklorofenool/2,5-Diklorofenool.

Kahealuselistest fenoolidest ületas määramispiiri resorciin.

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

Kommenteerinud [IO1]: Seda joonist ma ei leia

Pestitsiididest ületas määramispiiri heksaklorobutadien, o,p'-DDT, p,p'-DDD ja p,p'-DDE.

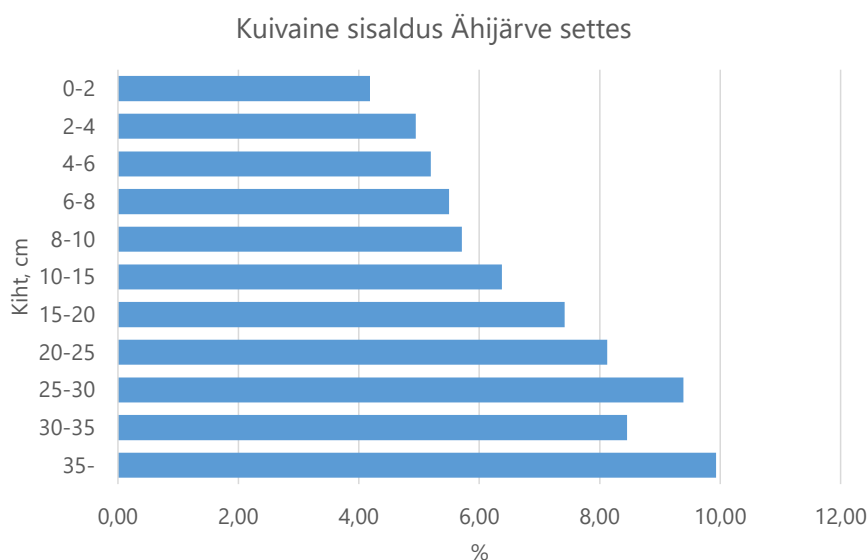
Polüklooritud bifenüülidest (PCB) ületasid määramispiiri PCB-52, PCB-105, PCB-138 ja PCB-101.

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

Üldorgaanilise süsiniku (TOC) sisaldus oli 190 000 mg/kg KA.

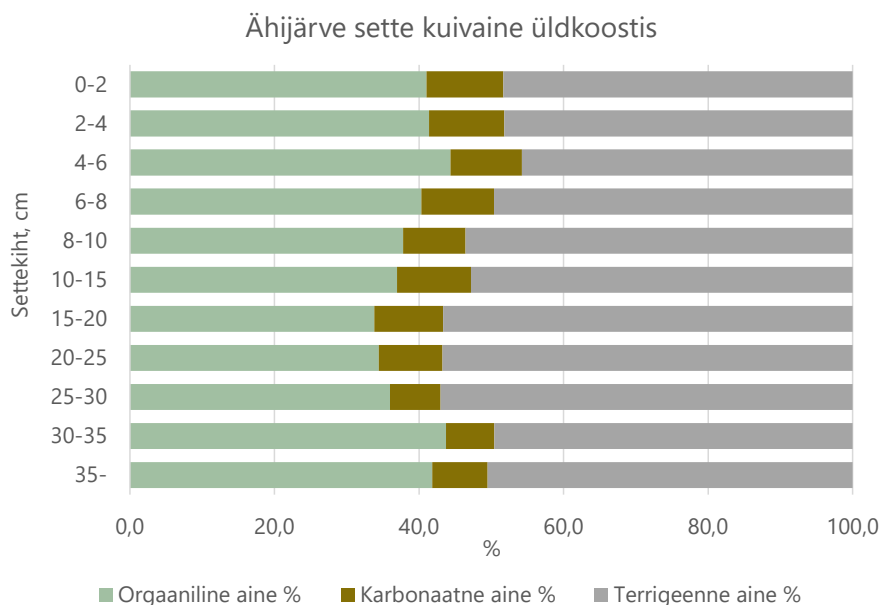
3.9 Sette fosfori kogused, fraktsioonid ja inkubatsioonikatsed

Tavapäraselt on sette kuivainesisaldus madalaim sette kõige pindmisemas kihis, ca 10% sette märgkaalust, aga Ähijärves on sete väga püdel (Joonis 3.15). Alumistes, mattunud settekihtides, on sete kokkusurutum, setteosakeste vahel vähem poorivett ja seega sette kuivaine osakaal suurem, kuid siiski on see paljude teiste järvedega võrreldes üsna vedel.



Joonis 3.15. Ähijärve sette kuivaine sisaldused (% märgkaalust).

Sette kuivaine jaguneb veel omakorda orgaaniliseks, karbonaatseks ja terrigeenseks osaks (Joonis 3.16). Ähijärve sette kuivaine koosnes enam-vähem enamuses orgaanilisest (keskmiselt 39% kogu sette torus) ja terrigeensest ainest (vastavalt 51%). Kaltsiumkarbonaatide sisaldus oli suhteliselt väike.



Joonis 3.16. Ähijärve sette kuivaine üldkoostis.

Ähijärve sette fosfori kogused pindmises 10 cm paksuses settekihis olid vahemikus 1235-1398 µg P/g kuivaines (KA). Võrreldes teiste Eesti järvedega on sette pindmise kihi fosforisisaldus keskmisel tasemel (Tabel 3.14). Ähijärve analüüside tulemused on sarnaste väärtustega, kui meie varasem mõõtmise 2020. aastal (1040-1530 µg P/g KA).

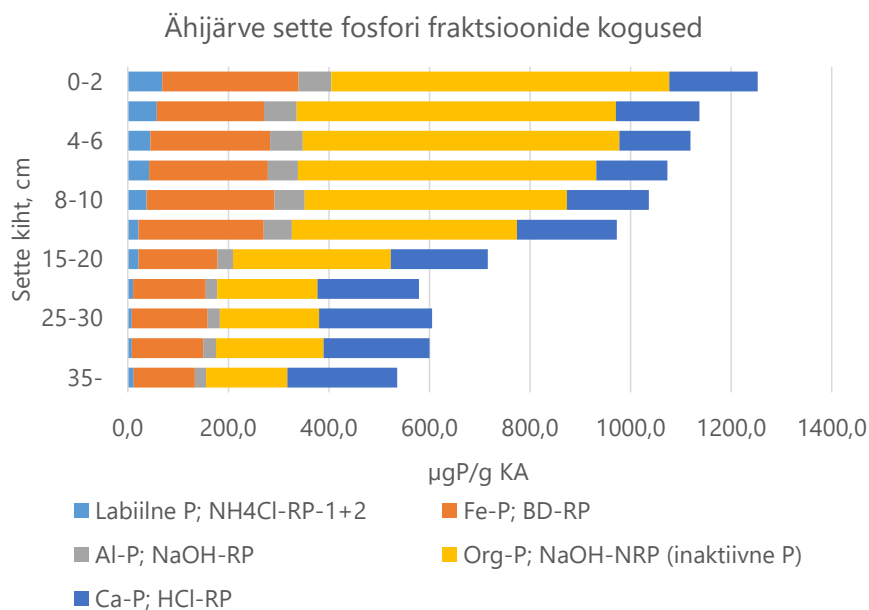
Tabel 3.14. Eesti mõnede järvede setete pindmises kihi üldfosfori sisaldused (Püld) ja uuritud P fraktsioonide summad (µgP/g kuivaines; Kaiavere..., 2020).

Järv	Kirjandusviide	Püld µg/g kuivaines pinnakihis	P µg/g kuivaines fraktsioonide summa
Ruusmäe	Kruusement & Punning, 2000	5 200	5 200
Köstrejärv	Ott, 2006	4 600	3 230

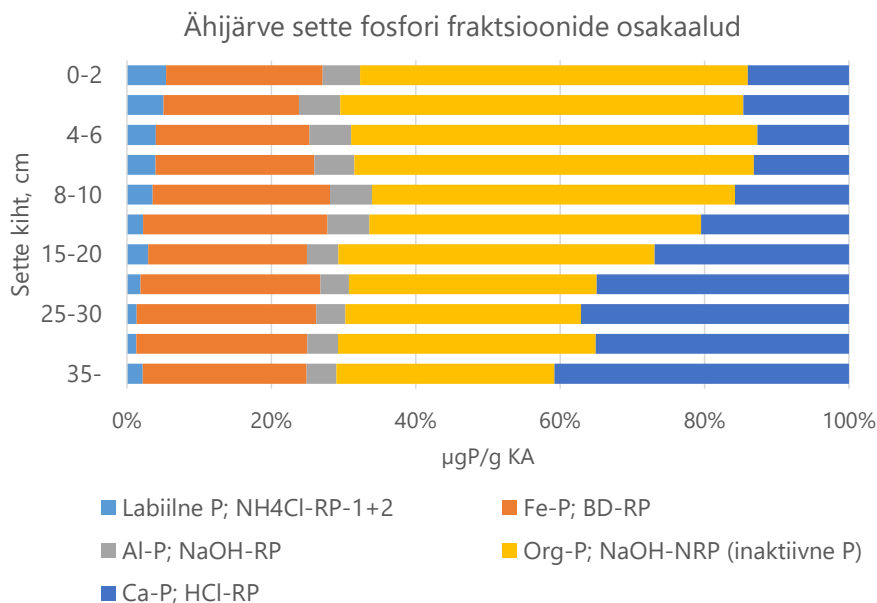
Järv	Kirjandusviide	Püld $\mu\text{g/g}$ kuivaines pinnakihi	P $\mu\text{g/g}$ kuivaines fraktsioonide summa
Arbi	Kisand, 2008	4 460	4 356
Põlva paisjärve sissevool	Uri et al., 2020		3 521
Linnulaht	Kisand & Übner, 2012	2 500	
Harku	Heinsalu, 1994	2 340	1 732
Martiska	Kisand, 2008	2 554	1 607
Neitsijärv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

Settefraktsioonide jaotus on esitatud järgnevatel joonistel (Joonis 3.17 ja Joonis 3.18). Ähijärve settekuurnas kuulub fosfor raskesti lahustuvatesse ja fotosünteesijatele kättesaamatutesse orgaanilise ainega seotud fraktsioonidesse. Suur osakaal on ka rauaga seotud ühendil. Inertne on ka lubiainete fraktsioon. Orgaaniliste ainetega seotud fraktsioonist P vabanemine sõltub palju bakteriaalsest aktiivsusest. Labiilne fraktsioon on seevastu väike, mis võib väga kergelt lahustuda ja vette liikuda. Enamasti on selle fraktsiooni osakaal mõni protsent üldkogusest, aga Ähijärve pindmistes kihtides on see suurem (3-5%), viidates võimalikule fosfori liikumisele settes vette. Kui

järves valdab kauakestvalt hapnikupuudus, siis võib eriti rauaga seotud fraktsioonist fosfor lahustuda vette liiges koguses. Kuna raua fraktsiooni osakaal on oluline, siis selle lisandumine vette võib muuta järvevees lahustunud P kogust halvendades ökoloogilist seisundit. Samas ei ole teada, et Ähijärv jääks ummuksisse.

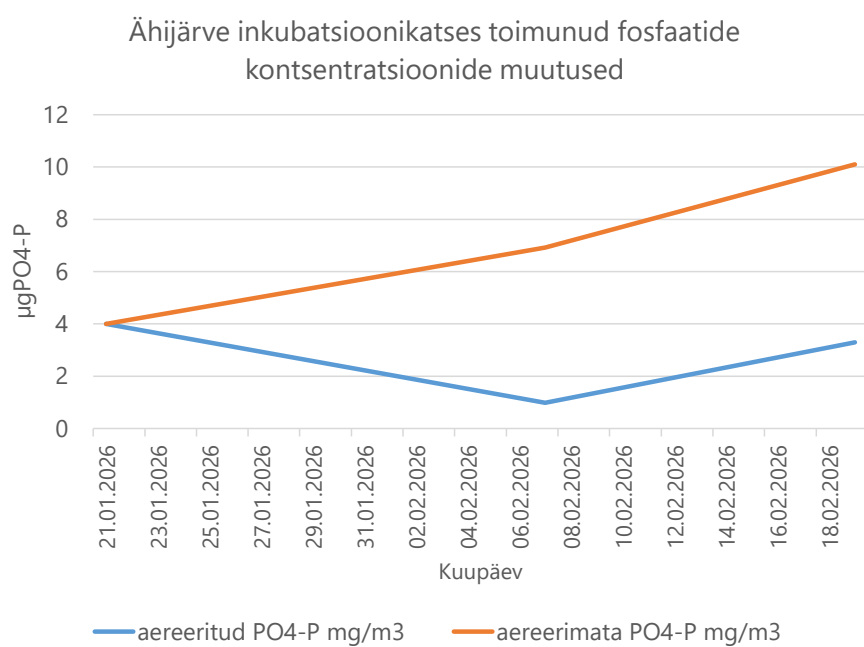


Joonis 3.17. Ähijärve sette fosfori fraktsioonide kogused.



Joonis 3.18. Ähijärve sette fosfori fraktsioonide osakaalud

Ähijärve fosfori settest vette lahustumise inkubatsiooni 29 ööpäevase kestvusega katse tulemused on esitatud järgneval joonisel (Joonis 3.19). Uuritud ajavahemikul eraldus mõlemas variandis fosforit vette. Väga olulise erinevusena aereeritavas torus alguses fosforit seoti ja pikema aja jooksul jäi sette kohal kontsentratsioon sarnaseks katse algusega võrreldes. Hapnikuta tingimustes toimus aga fosfori kontsentratsiooni 2,5 kordne tõus. Ähijärve hapnikuolusid nt talvel me ei tea, aga võime aimata, et kui seda juhtub, siis väga harva ja lühikese aja kestel. Oleme ka varem teinud Ähijärve settega inkubatsioonikatse. Aereeritavate tingimuste tulemused olid 2020. aastal väga sarnased, kuid aereerimata tingimustes suurenes fosfaatide kontsentratsioon 2,5 µg/l. 2026. a katses oli see suurenemine ca kümme korda väiksem, st 0,2 µg/l.



Joonis 3.19. Ähijärve inkubatsioonikatses toimunud fosfaatide kontsentratsioonide muutused.

4 SEISUNDI HINNANG

Ähijärve ökoloogilist seisundit hinnati lähteülesande järgi. See on pisut erinev riikliku seire metoodikast. Vee omadusi ja fütoplanktonit uuriti kuus korda kasvuperioodil. Riiklikus seires on see neli korda samal ajal. Zooplanktonit uuriti ka kuus korda. Riiklikus seires tehakse seda kaks korda. Teisi ökoloogilisi kvaliteedielemente uuriti ühe korra kasvuperioodil. Hinnang on esitatud järgnevas tabelis (Tabel 4.1). Üldhinnangu kujunemisel andsid tooni kesises seisundis fütoplankton, suurtaimed ja kalad. See on erinev tavapärasest, mil vee omadused eristuvad kehvema kvaliteediga. Võib olla oli 2025. aastal vee omaduste hea hinnangu mõjutajaks tavapärasest suurem sademete hulk.

Fütoplanktoni puhul on endiselt oluliseks sinivetikate põhjustatud veeõitsengud ja fütoplankterite sügisene kehv seisund. Samuti tuleb märkida kõrge saproobsusindikatsiooniga silmviburvetikate tavapärasest suuremat kogust põhjalähedases vees, mida on märkinud ka viimaste aastate riikliku seire läbiviijad. Suurtaimede kooslustes domineerivad laia levikuga kõrgemat troofsust eelistavad liigid. Kalastikus on seisundi hinnangul otsustavaks röövkalade arvukuse kahanemine.

Tabel 4.1. Ähijärve ökoloogilise seisundi hinnang 2025. aastal.

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

5 HÜDROLOOGILISED MÕÕTMISED

Töid tegid Peeter Pall, Jüri Konoplitski, Ingmar Ott. Veetaseme mõõtmiseks paigaldati 22.04.2025 andur Ähijärve väljavoolu (Foto 5.1) mõõtes ühetunnilise intervalliga nii veetaset kui ka -temperatuuri.

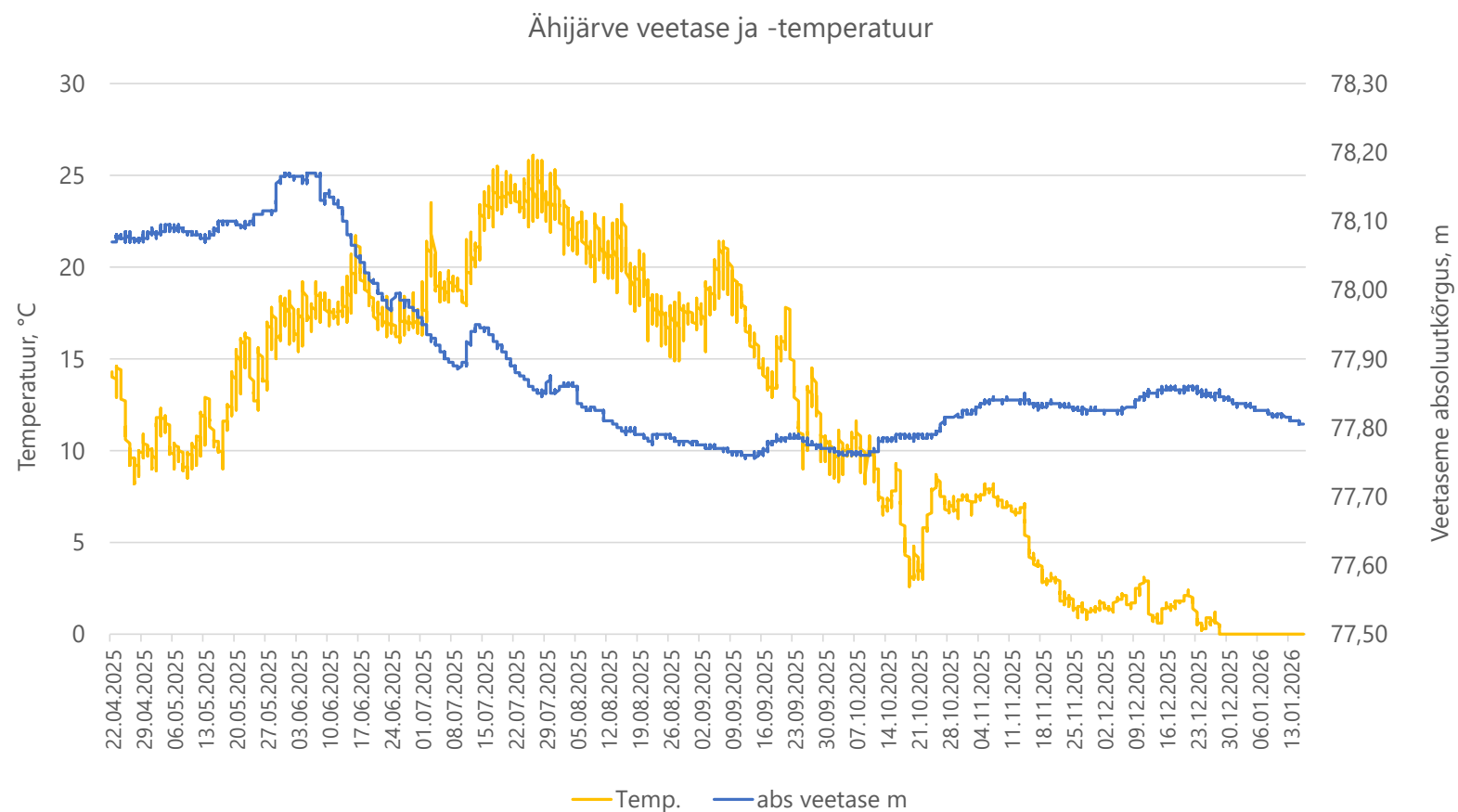


Foto 5.1. Veetaseme mõõtja Ähijärve väljavoolul 22.04.2025. Foto: I. Ott.

Veetaseme ja veetemperatuuri graafikud perioodi 22.04.2025-16.01.2026 on esitatud järgneval joonisel (Joonis 5.1). Graafikult on näha, et 28.12.2025 lõpetas temperatuuriandur töötamise.

Mõõtmisperioodi jooksul:

- Maksimaalne veetase – 78,17 mai lõpus ja juuni alguses 2025;
- Minimaalne veetase – 77,76 septembris ja oktoobris 2025;
- Veetaseme kõikumise amplituud: 41 cm.



Joonis 5.1. Veetase ja -temperatuur Ähijärves 2025. a.

Ajavahemikul 12.12.2024 kuni 18.12.2025 on Ähijärve sissevoolude ja väljavoolu vooluhulki mõõdetud kokku 16 korral. Esimesel korral vaadati üle kõik võimalikud sissevoolud ning otsustati lisaks peamisele sissevoolule (Viilmikuoja) ja väljavoolule hoida silma peal veel neljal sissevoolul.

Peamised sisse- ja väljavoolud:

- Viilmikuoja (sissevool 1); XY: 6400107, 648627;
- Ahelo jõgi (väljavool); XY: 6397821, 650314.

Vaatluse alla valitud sissevoolud:

- Sissevool 2; XY: 6400232, 649021;
- Sissevool 3; XY: 6400148, 649113;
- Sissevool 4; XY: 6400084, 649152;
- Sissevool 5; XY: 6398409, 650134.

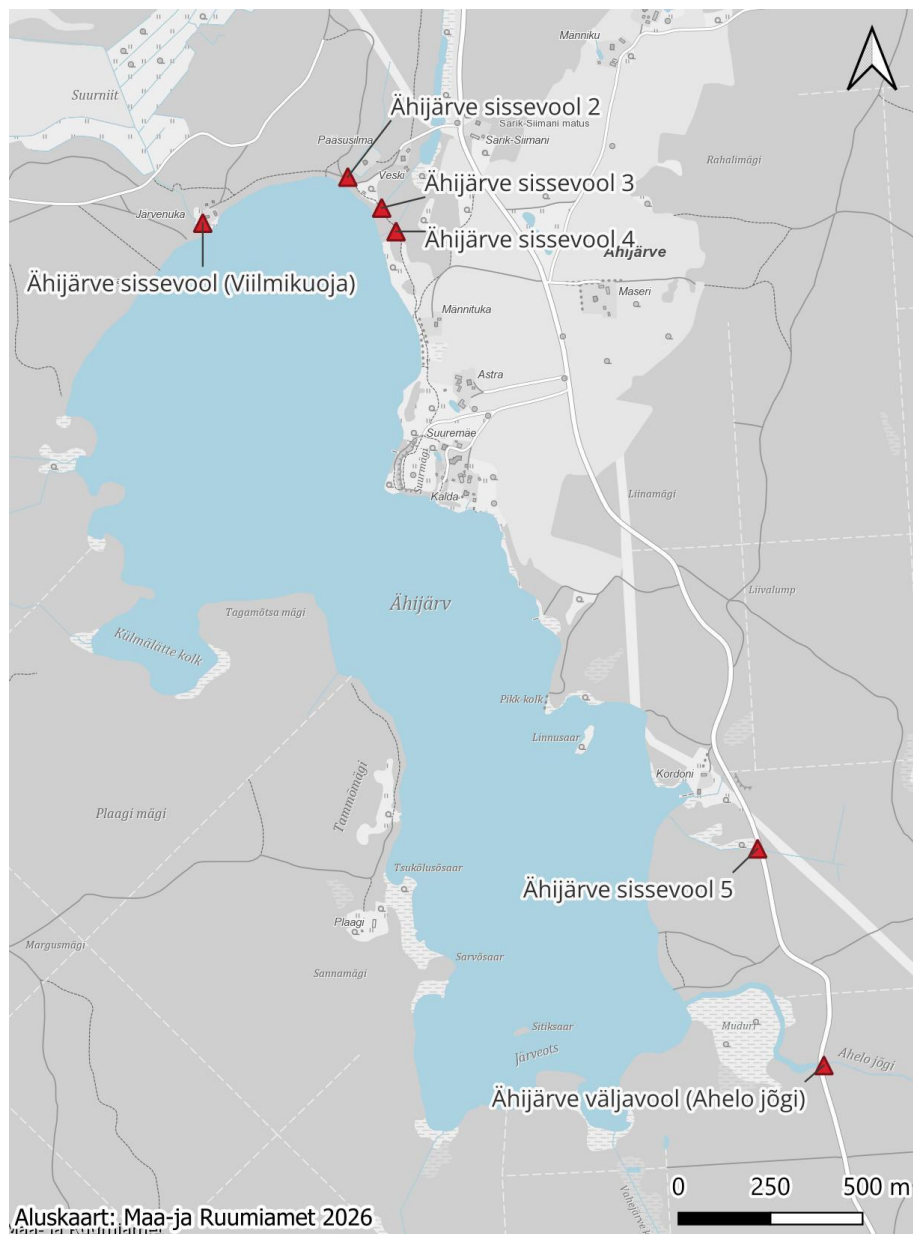
Nimetatud seirepunktid on toodud järgneval joonisel (Joonis 5.2).

Sissevoolul nr 2 ja 3 on kummalgi mõõdetud või hinnatud vooluhulki 11 korral, sissevoolul nr 5 vaid kahel korral ning sissevoolul nr 4 ei õnnestunud kordagi vooluhulka hinnata ega mõõta. Vooluhulga hindamata või mõõtmata jätmise põhjuseks oli sissevoolul nr 4 voolu puudumine. Võimalikus mõõtmiskohas oli veetase võrdne järve veetasemega, vesi ei voolanud ning sisuliselt oli kraavis järve vesi. Sissevoolul nr 5 olid mõõtmata/hindamata jätmise põhjused samad, lisandus veel mõni kord, kui kraav oli kuiv. Sissevoolul 2 ja 3 oli küll vool enamasti olemas, kuid mõnedel kordadel oli see nii väike, et ei olnud võimalik voolu kiirust määrata. Seetõttu jäid ka nendel sissevooludel mõned korrad üldse vooluhulgad mõõtmata ja mõnedel kordadel (väga väikeste vooluhulkade puhul) on need antud hinnanguliselt (kui mõnda parameetrit täpselt mõõta ei saanud). Kõigil 16 vaatluskorral on olnud võimalik mõõta vooluhulki Viilmikuoja ja väljavoolul. Mõõtmistulemused on toodud alljärgneval tabelis (Tabel 5.1).

Tabel 5.1. Mõõdetud vooluhulgad Ähijärve sisse- ja väljavooludel.

Mõõtmise kuupäev	Viilmikuoja	Ahelo jõgi	Sissevool 2	Sissevool 3	Sissevool 5
	Vooluhulk, Q l/s				
12.12.2024	6	20			
16.01.2025	85	530	1,5		2
05.02.2025	32	390	0,3	0,6	

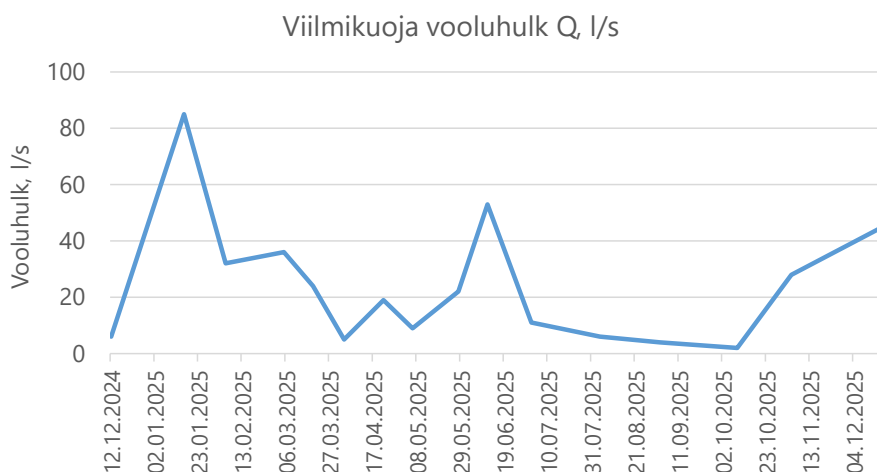
Mõõtmise kuupäev	Viilmikuoja	Ahelo jõgi	Sissevool 2	Sissevool 3	Sissevool 5
	Vooluhulk, Q l/s				
05.03.2025	36	175	0,9	0,75	
19.03.2025	24,0	135,0	0,2	0,6	
03.04.2025	5	140		0,5	
22.04.2025	19,0	50,0	0,6	0,5	
06.05.2025	9	73	0,4		
28.05.2025	22	100	0,5		
11.06.2025	53,0	600,0	1,2	0,3	
02.07.2025	11,0	220,0	0,050	0,2	
04.08.2025	6,0	3,0			
02.09.2025	4	96	< <0,1 l/s	0,8	
09.10.2025	2,0	60,0			
04.11.2025	28	120			
18.12.2025	45	150			



▲ Ähijärve veeseire punkt

Joonis 5.2. Ähijärve sissevoolude ja väljavoolu veeseirepunktid

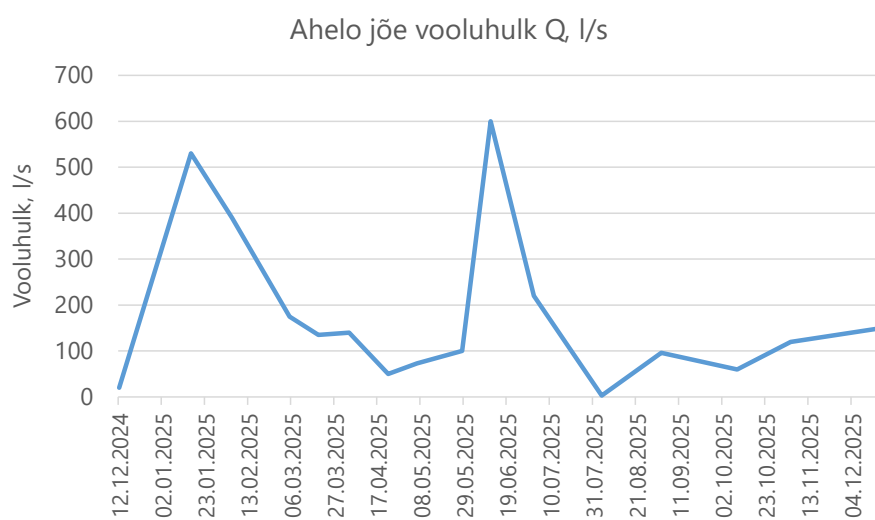
Peamisel sissevoolu (Viilmikuoja) puhul varieerus vooluhulk vahemikus 2–85 l/s. Suurim vooluhulk mõõdeti 2025. a. jaanuari keskel lumesula ajal. Suurem oli vooluhulk ka juuni esimese dekaadi lõpus. Madalaimad vooluhulgad mõõdeti augustist oktoobrini.



Joonis 5.3. Viilmikuoja (peamise sissevoolu) vooluhulgad

Ähijärve väljavoolus (Ahelo oja) varieerus vooluhulk vahemikus 3–600 l/s. Suurimad vooluhulgad mõõdeti juunis ja jaanuaris, madalaim aga augustis. Siinkohal tuleb selgituseks öelda, et kogu mõõtmisperioodi jooksul toimus väljavoolu „kalalõksu“ juures kopra ja inimese tegevuse vaheldumine. Korduvalt oli „kalalõks“ kopra tegevuse tõttu oksi täis ning seejärel inimeste poolt puhastatud. See mõjutas ka väljavoolu vooluhulkade miinimume ja maksimume. Näiteks väljavoolu miinimum mõõdeti 04.08 mil kopra tegevuse tõttu oli „kalalõks“ okstega täitnud (Foto 5.2 ja Foto 5.3). Tõenäoliselt ei oleks kopra tegevuse puudumisel vooluhulk nii madal olnud. Tõenäoliselt mõjutas ka juunis mõõdetud maksimumi mõni päev varem okstest puhastatud „kalalõks“ ja seetõttu oli ka vooluhulk väljavoolus suurem.

Viilmikuoja vooluhulk moodustab väljavoolu vooluhulgast ligikaudu 13 % (arvutatuna keskmiste vooluhulkade järgi).



Joonis 5.4. Ahelo jõe (järve väljavoolu) vooluhulgad



Foto 5.2. Ähijärve väljavool 4. augustil 2025. a. Foto: P. Pall



Foto 5.3. Ähijärve väljavool („kalalõks“) 4. augustil 2025. a. Foto: P. Pall

6 JÄRVE SISSE- JA VÄLJAVOOLUDE FÜÜSIKALIS-KEEMILISED NÄITAJAD

Füüsikalisi-keemilisi näitajaid mõõdeti eelnevas peatükis toodud joonisel (Joonis 5.2) toodud seirepunktides kokku 16 korral. Tulemused on esitatud aruande lisas 6.

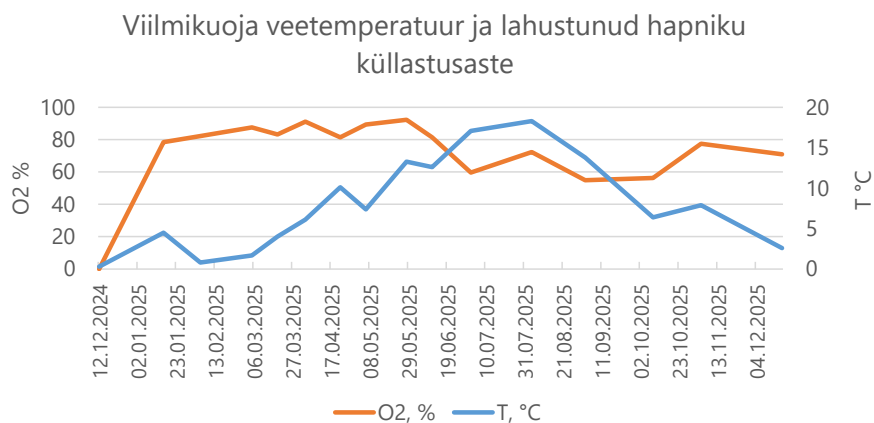
Proove võeti ja kohapeal mõõdetavad näitajad mõõdeti:

- Ahelo jõest - 16 korda;
- Viilmikuojust - 16 korda;
- Sissevoolust nr 2 - 8 korda;
- Sissevoolust nr 3 - 4 korda;
- Sissevoolust nr 5 - 1 kord.

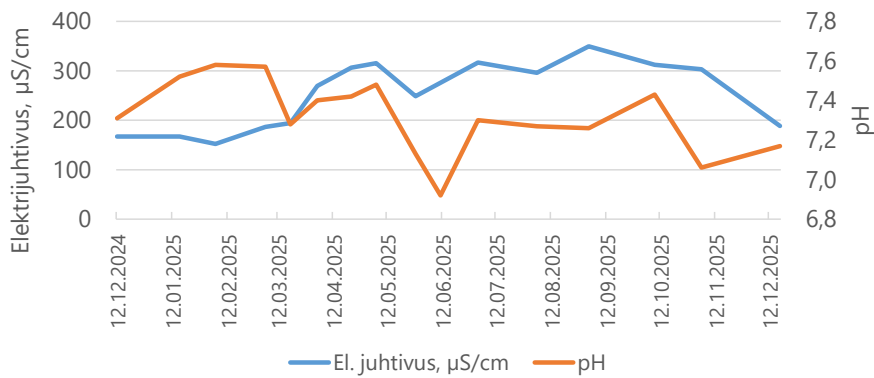
Sissevooludest 2, 3, 4 ja 5 ei saanud kõigil kordadel veeproovi võtta ega kohapeal mõõdetavaid näitajaid määrata, sest vett polnud piisavalt. Sissevoolust nr 4 ei õnnestunud ühtegi korda proove võtta.

6.1 Viilmikuoja

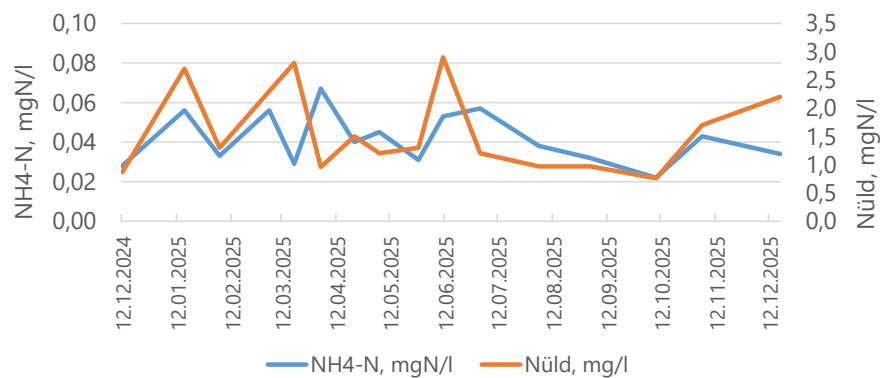
Viilmikuoja on Ähijärve suurim sissevoolav veekogu. Selle valgala moodustab Ähijärve koguvalgalast ligikaudu 30%. Määratud näitajate dünaamikat kogu mõõtmisperioodi jooksul iseloomustavad alljärgnevad joonised.



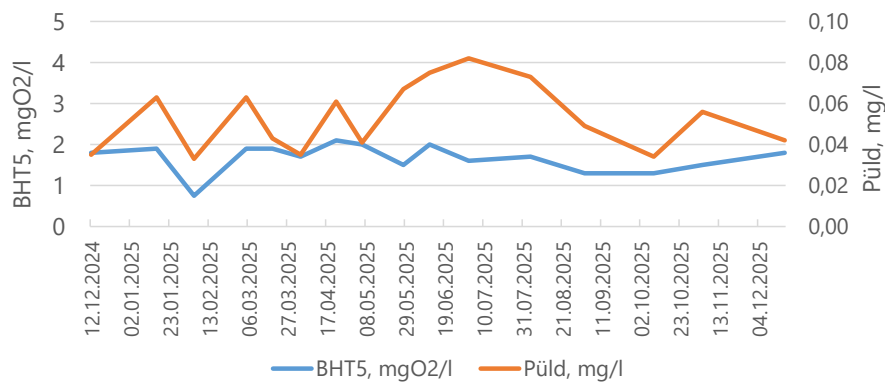
Viilmikuoja elektrijuhtivus ja pH



Viilmikuoja Nüld ja $\text{NH}_4\text{-N}$



Viilmikuoja BHT_5 ja Püld



Viilmikuoja seisundi ja võimaliku mõju hindamiseks Ähijärvele, võrreldi määratud füüsikalisi-keemilisi näitajaid Keskkonnaministri 16.04.2020. a määruse nr 19 „Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused” lisas 5 toodud järvede seisundiklasside piiridega (tüüp S2) kui ka lisas 4 toodud vooluveekogumite seisundiklasside piiridega (V1B).

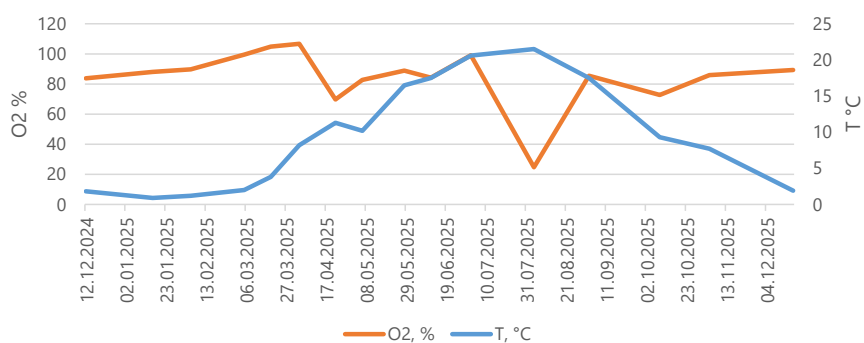
Tabel 6.1. Viilmikuoja mõõdetud näitajate vastavushinnangu väärtuste seisundiklassid vastavalt vooluveekogumite ja maismaa seisuveekogumite näitajatele

Kvaliteedi-näitaja	Vastavus-hinnang	Väärtus	Seisundiklass vooluveekogumite seisundi piiride järgi	Seisundiklass maismaa seisuveekogumite piiride järgi
O ₂ , %	10% tagatusega väärtus	57,32	kesine	
NH ₄ -N, mgN/l	90% tagatusega väärtus	0,057	väga hea	
BHT ₅ , mgO ₂ /l	aritmeetiline keskmine	1,65	väga hea	
Püld, mg/l	aritmeetiline keskmine	0,052	hea	hea
Nüld, mg/l	aritmeetiline keskmine	1,63	hea	halb
pH	aritmeetiline keskmine	7,33		väga hea

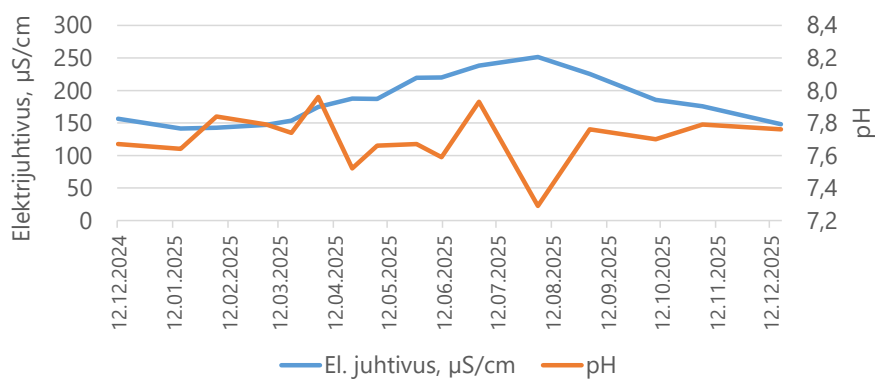
6.2 Ahelo jõgi

Määratud näitajate dünaamikat kogu mõõtmisperioodi jooksul iseloomustavad alljärgnevad joonised.

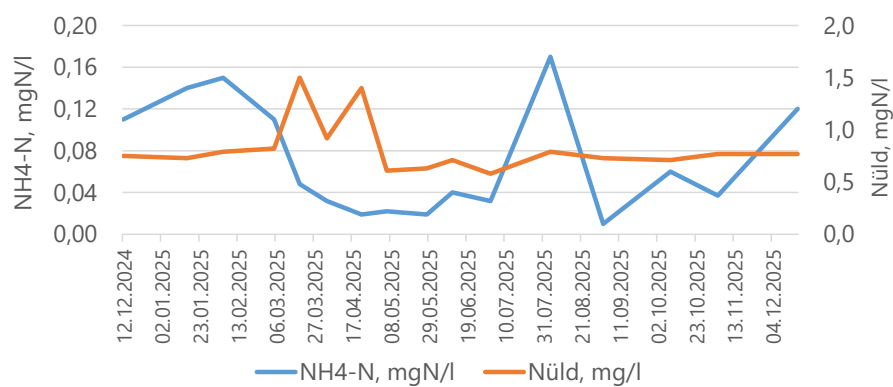
Ahelo jõe veetemperatuur ja lahustunud hapniku küllastusaste

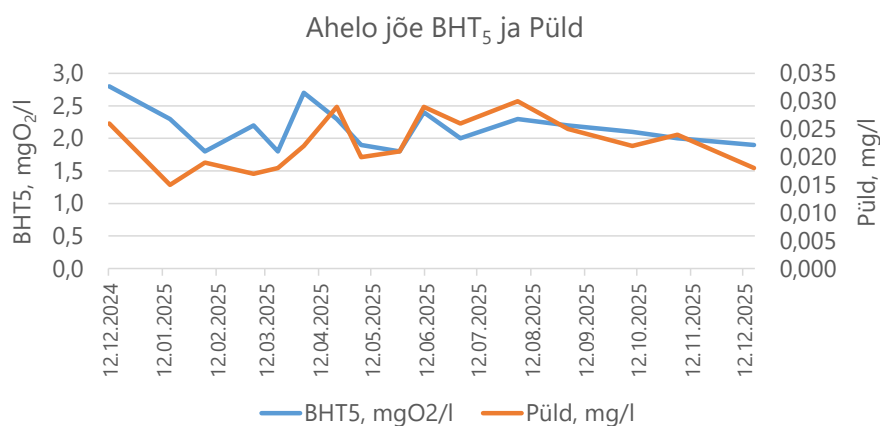


Ahelo jõe elektrijuhtivus ja pH



Ahelo jõe Nüld ja NH4-N





Ahelo jõe seisundi ja võimaliku mõju hindamiseks Ähijärvele, võrreldi määratud füüsikalisi-keemilisi näitajaid Keskkonnaministri 16.04.2020. a määruse nr 19 „Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused“ lisas 5 toodud järvede seisundiklasside piiridega (tüüp S2) kui ka lisas 4 toodud vooluveekogumite seisundiklasside piiridega (V1B).

Kvaliteedi-näitaja	Vastavus-hinnang	Väärtus	Seisundiklass vooluveekogumite seisundi piiride järgi	Seisundiklass maismaa seisuveekogumite piiride järgi
O ₂ , %	10% tagatusega väärtus	71	väga hea	
NH ₄ -N, mgN/l	90% tagatusega väärtus	0,146	hea	
BHT ₅ , mgO ₂ /l	aritmeetiline keskmine	2,18	hea	
Püld, mg/l	aritmeetiline keskmine	0,023	väga hea	väga hea
Nüld, mg/l	aritmeetiline keskmine	0,84	väga hea	hea
pH	aritmeetiline keskmine	7,71		väga hea

7 SETTE PAKSUSE MÕÕTMISED

Sette paksuse mõõtmised viidi läbi 5. ja 6. juunil 2025. a.

Välitöödel kasutatud seadmed:

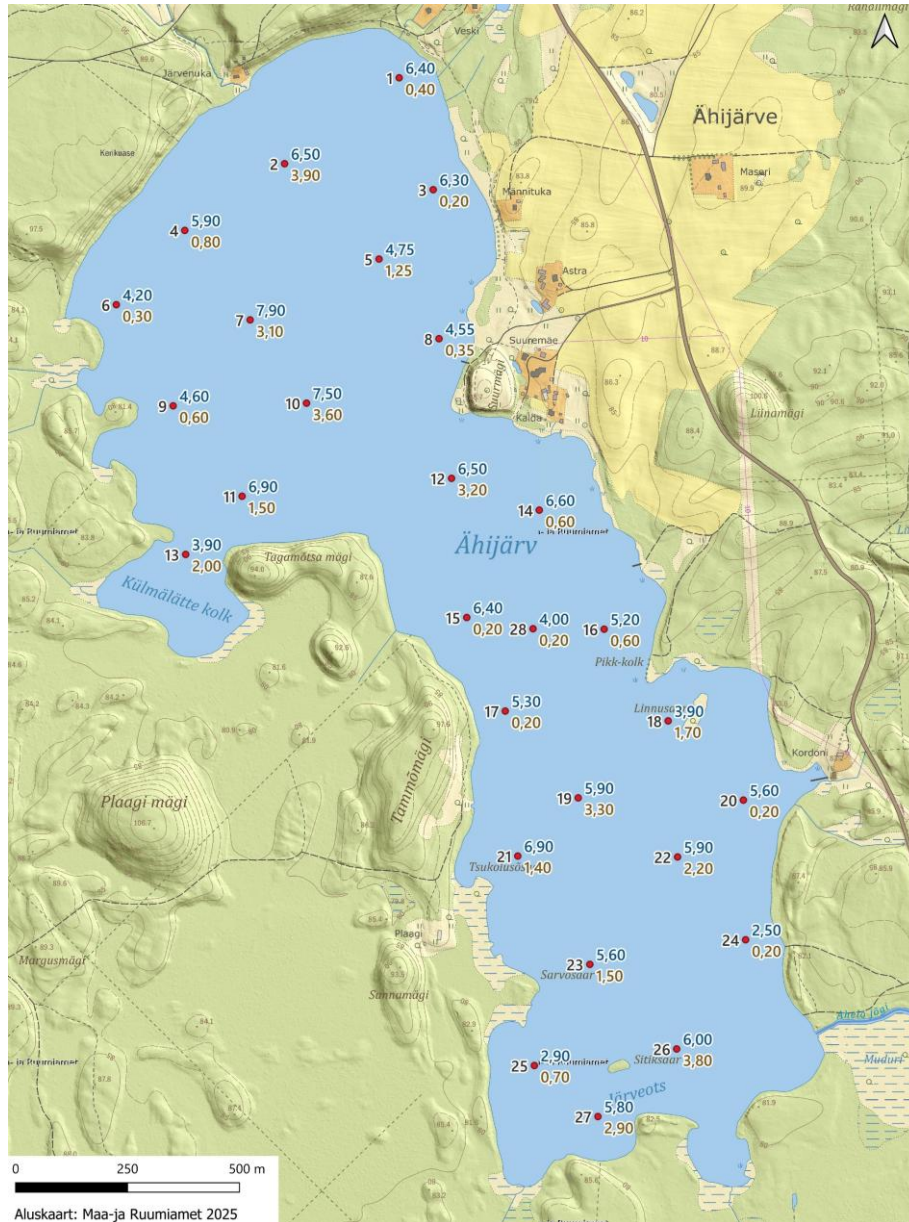
- aerudega kummipaati PROMARINE DELUXE HH330;
- GNSS seade;
- Sette pealispinna mõõtmiseks kettaga plastvarras. Ketta läbimõõt vastas määruse „[Maaparanduse uurimistöö nõuded](#)“ §25 lg 6 toodud valemile;
- käsipuur sette sügavuse mõõtmiseks;
- mõõdulint.

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

Sette paksus mõõdeti 28 punktis. Mõõtmistulemused on toodud järgneval joonisel (Joonis 7.1).

Veetaseme absoluutkõrgus mõõtmise ajal oli 78,17 m.

Keskmiseks sette paksuseks 28 uuringupunkti põhjal saadi 1,5 m ja keskmiseks veekihi paksuseks 5,5 m. Sette koguseks järves on ligikaudu 2,7 miljonit kuupmeetrit.



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

8 KOORMUS

8.1 Väliskoormus ja maakasutus

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

Kaardi- ja välitööde raames ei tuvastatud järve valgalal pinna- ega põhjaveevõttu, veeheidet veekogusse, saastunud pinnasega alasid ega saastunud objekte.

Valgalal ei ole ühiskanalisatsiooniga piirkondasid. Valgalal elab ligikaudu 30 inimest. Reoveekäitlus on lahendatud kohtkäitlussüsteemide või kogumismahutite abil. Suurim kohtpuhasti on RMK külastuskeskusel, mille ülevaatuse ajal ei toiminud aeraator, mille kohta esitati soovitus see korda teha.

PRIA loomade registri järgi peetakse üle 10 loomühiku (LÜ):

- EE16578 Mähkli küla Hauka Piimaveiste pidamine. Veised (139 LÜ);
- EE42492 Rebasemõisa küla Lambad ($403 \times 0,21 = 85$ LÜ).¹

Valgala ülevaatuse käigus (5.06–6.06.2025) ei tuvastatud silmnähtavaid rikkumisi või reostust.

Veekogumi valgala maakasutuse analüüsimiseks kasutati ETAK maakatte kaardikihte, PRIA põllumassiive ja Maa- ja Ruumiameti metsamuutuste² kaardikihte (2019-2024).

Kogu veekogu valgala jaotati järgmistesse kategooriatesse (Joonis 8.1):

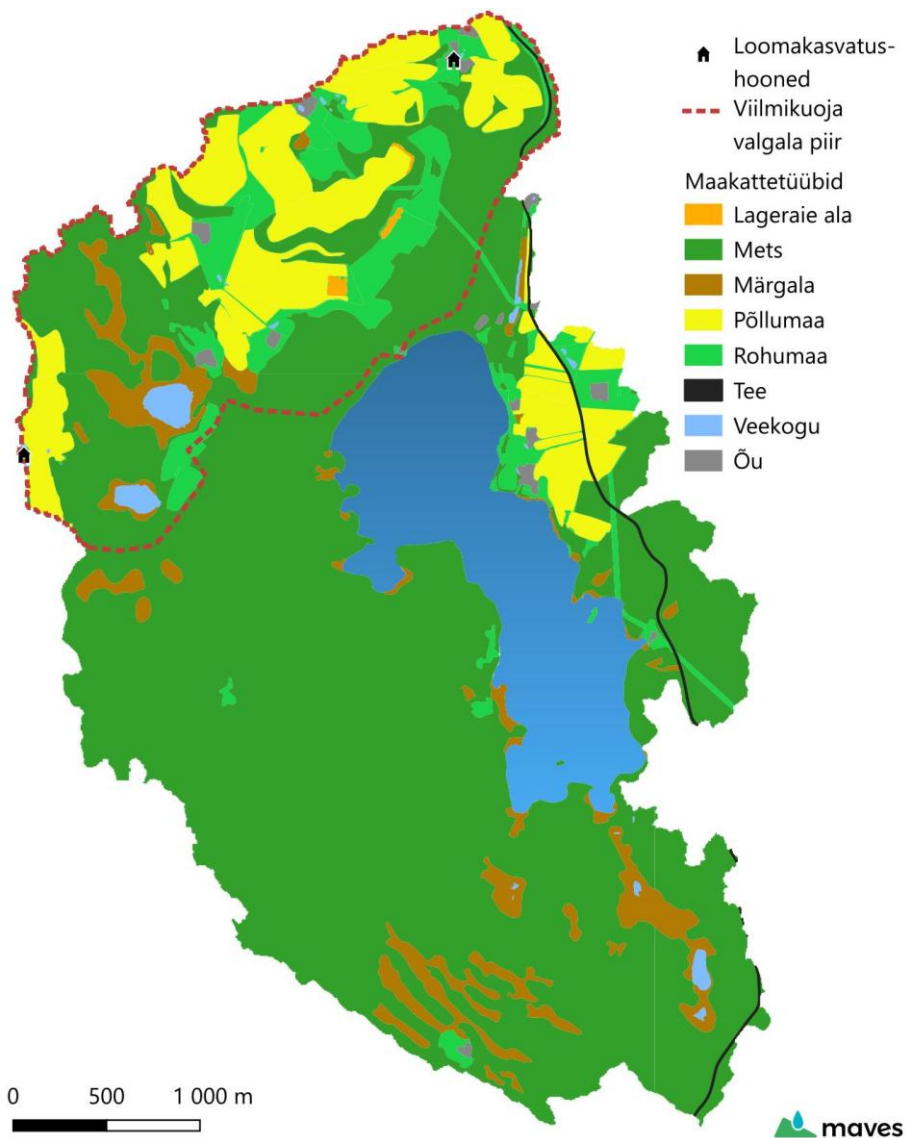
- Veekogu – tiigid, järved
- Märgala
- Tee
- Lageraie ala – koondati viimase 6 aasta metsamuutuste kaardiobjektid;
- Õu – nii era- kui ka tööstusõued;
- Põllumaa – PRIA põllumaana kasutuses olevad põllumassiivid

¹ [Maaeluministri 30.09.2019 määrus nr 73 „Eri tüüpi sõnniku toitaainesisalduse arvutuslikud väärtused, põllumajandusloomade loomühikuteks ümberarvutamise koefitsiendid ja sõnnikuhoidla mahu arvutamise metoodika” Lisa 8 Loomade loomühikuteks ümberarvutamise koefitsiendid](#)

² [Metsamuutuste kaardirakenduse kirjeldus | Geoportaal | Maa- ja Ruumiamet](#)

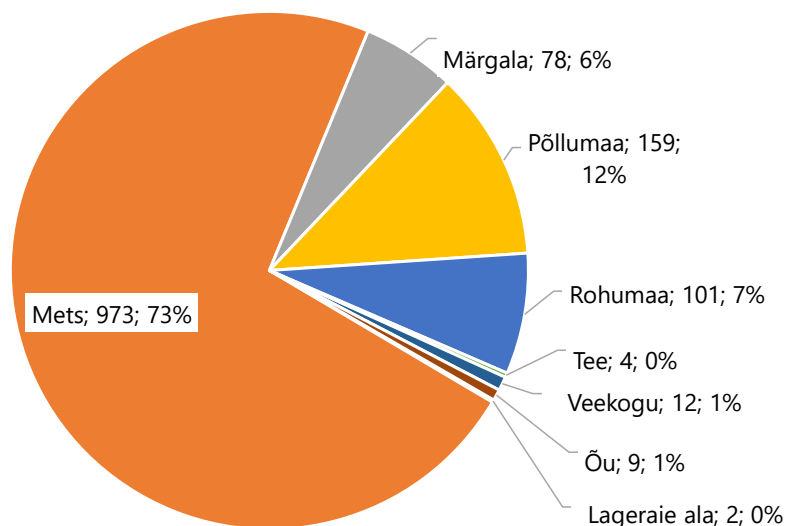
- Rohumaa – nii looduslik rohumaa kui ka rohumaa põllumassiivid ning lagedad alad;
- Mets – puittaimestik ja võsa.

Maakattetüüpide pindala ja nende osakaalu Ähijärve valgalast on kirjeldatud järgneval joonisel (Joonis 8.2) ning tabelistes (Tabel 8.1, Tabel 8.2).



Joonis 8.1. Ähijärve valgala maakattetüübid.

Ähijärve valgala maakatte jaotus, ha; %



Joonis 8.2. Ähijärve valgala maakatte jaotus

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

Kuna eelnevast uuringust (Kaiavere..., 2020) on teada, et valgala elanikest ja külastajatest põhjustatud punktkoormus on suhteliselt väikese osakaaluga, siis antud töös neid välja ei arvatud (majapidamised: Nüld 6,1 kg/a ja Püld 0,006 kg/a ja külastus: Nüld 8,4 kg/a ja Püld 0,008 kg/a). Seda katab antud juhul maakattetüüpide järgi õuealade koormus. Võrdluseks: Varasema uuringu (Kaiavere..., 2020) käigus saadi maakattetüüpide järgi lämmastiku ja fosfori koormuseks 6 745 kg N/a 208 kg P/a.

Tabel 8.1. Lämmastiku ja fosfori koormus Ähijärvele arvutatuna koguvalgala maakatte tüüpide ja ärakandekoefitsientide järgi

Maakatte tüüp	Pindala, ha	N ärakanne kg N ha/a	N koormus, kgN/a	P ärakanne kg P ha/a	P koormus kg P/a
Lageraie ala	2	4,3	9,21	0,15	0,32
Mets	973	1,5	1460,23	0,06	58,41
Märgala	78	2,9	227,16	0,1	7,83

Maakatte tüüp	Pindala, ha	N ärakanne kg N ha/a	N koormus, kgN/a	P ärakanne kg P ha/a	P koormus kg P/a
Põllumaa	159	17	2695,91	0,24	38,06
Rohumaa	101	3	303,62	0,12	12,14
Tee	4	5,3	19,59	0,84	3,10
Veekogu	12		0,00		0,00
Õu	9	5,3	49,18	0,84	7,79
Kokku:	1338		4764,90		127,67

Kuna Ähijärve peamise sissevoolu Viilmikuoja valgala moodustab Ähijärve valgalast ligikaudu 30% ja seal on tehtud aasta jooksul pidevalt vooluhulga ja veekvaliteedi mõõtmisi, siis määrati maakattetüüpide kaardil Viilmikuoja valgaja ja Ähijärve koguvalgala maakattetüüpide pindalast lahutati Viilmikuoja valgala maakattetüüpide pindalad. Selliselt saab arvesse võtta Viilmikuoja tehtud mõõtmisi, mis iseloomustavad selle valgalalt järvekanduvat koormust. Viilmikuoja valgalale jääb valdav enamus Ähijärve valgala põldusid ja kõik loomapidamishooned. Ähijärve ülejäänud valgala koormus arvutati maakattetüüpide ja ärakandekoefitsientide järgi. Tulemused on toodud allolevas tabelis (Tabel 8.2).

Tabel 8.2. Ähijärve vahetu valgala (koguvalgala on lahutatud Viilmikuoja valgala) N ja P koormus maakatte tüüpide ja ärakandekoefitsientide järgi

Maakatte tüüp	Pindala, ha	N ärakanne kg N ha/a	N koormus, kgN/a	P ärakanne kg P ha/a	P koormus kg P/a
Lageraie ala	0,00	4,3	0,00	0,15	0,00
Mets	772,40	1,5	1158,60	0,06	46,34
Märgala	53,56	2,9	155,33	0,1	5,36
Põllumaa	1,53	17	25,96	0,24	0,37
Rohumaa	63,10	3	189,31	0,12	7,57
Tee	2,59	5,3	13,73	0,84	2,18
Veekogu	3,71		0,00		0,00
Õu	4,05	5,3	21,48	0,84	3,40
Kokku:	925,72		1564,40		65,22

Viilmikuojaas mõõdetud andmete alusel:

- Keskmine vooluhulk – 22,8 l/s
- Keskmine üldlämmastiku kontsentratsioon - 1,56 mg/l
- Keskmine üldfosfori kontsentratsioon – 0,054 mg/l
- Aastane üldlämmastiku koormus – 1123 kg N/a
- Aastane üldfosfori koormus – 39 kg P/a

Aastane üldlämmastiku koormus sissevoolu ja vahetu valgala maakasutuse järgi on 2687,51 kg N/a.

Aastane üldfosfori koormus sissevoolu ja vahetu valgala maakasutuse järgi on 104,05 kg P/a.

Eelnevast nähtub, et puhtalt maakattetüüpide ärakandekoefitsientide alusel arvutatud lämmastikukoormus tuli kaks korda suurem, kui Viilmikuoja mõõtmistulemuste abil arvutatud lämmastikukoormus. Fosforikoormus tuli kombineeritud metoodikat kasutades ligi 20% väiksem maakattetüüpide ärakandekoefitsientide põhjal arvutatud koormusest. Siit võib järeldada, et tegelik valgalalt järve jõudev fosfori ja lämmastiku koormus on väiksem kui arvutuslik.

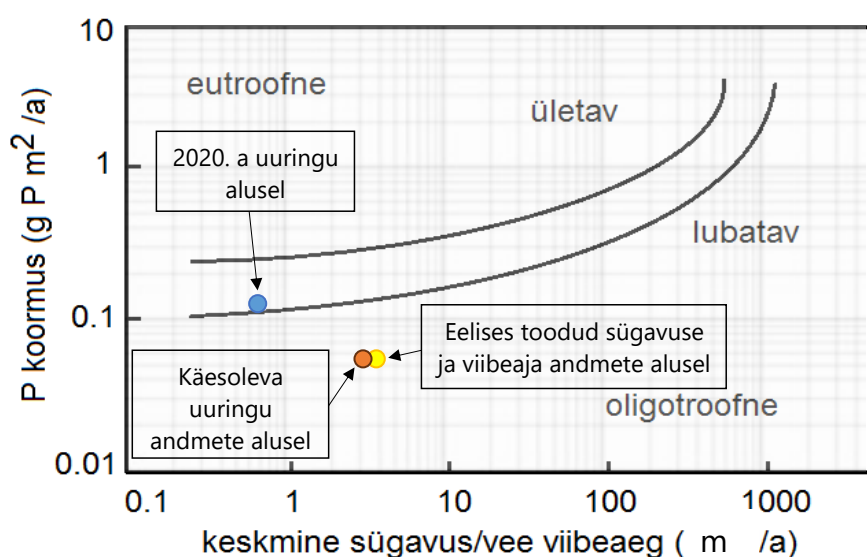
8.2 Järve väliskoormuse taluvus

Ähijärve valgala koormusobjektide olulisuse hindamisel ja ka järve koormustaluvuse hindamisel kasutati Vollenweideri mudelit, mis arvestab veekogu morfomeetrilisi näitajaid, veerežiimi ja fosfori (P) koormust pindala ühikule. Ülevaade Ähijärve andmetest mudeli jaoks on toodud alljärgnevas tabelis (Tabel 8.3). Kuna käesoleva uuringu raames leitud järve keskmine sügavus ja vee viibeaeg on suuremad, kui EELISes toodud, siis tehti arvutused mõlemate andmetega. Mudelile on kõrvutatud ka 2020. a uuringu tulemus.

Tabel 8.3. Ähijärve andmed Vollenweideri mudeli jaoks

Näitaja	Tulemus	EELIS andmed	Ühik
P koormus	104,05		kg/a
Järve pindala	1829660		m ²
P koormus järve pindalale	0,057		g P m ² /a
Järve keskmine sügavus	5,5	3,9	m
Vee maht	10063130	769000	m ³

Näitaja	Tulemus	EELIS andmed	Ühik
Aastane väljavool	5805778		m ³ /a
Vee viibeaeg	1,73	1	a
Sügavuse ja viibeaaja suhe	3,18	3,9	m/a



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

Jooniselt (Joonis 8.3) nähtub, et erinevate uuringute ja andmete alusel tulemused erinevad, kuid kõigil juhtudel jääb fosforikoormus alla järve taluvuspiiri. Siit võib järeldada, et fosforikoormuse vähendamine järve seisundi parandamiseks ei otseselt vajalik.

8.3 Sisekoormus

Ähijärve sisekoormus hinnati sette fosfori vertikaalse jaotuse ja inkubatsioonikatse järgi. Meie 2020. a esitatud uuringus olid sette fosfori kogused ja nende vertikaalne jaotus sarnased. Erinevalt varasemast tegime praeguses töös ka sette P fraksioneerimise. Kergesti vette lahustuva fosfori osakaal on päris pindmises sette kihis pisut suurem kui Eesti järvedes keskmiselt, kuid raskesti vette lahustuvate protsent on suuresti valdav. Inkubatsioonikatses lahustus vette fosfaate anaeroobsetes tingimustes,

kuid seni pole teada, et Ähijärves neid tingimusi juhtuks sellisel ajavahemikul, mis ohustaks järve seisundit. Sisekoormuse mõju Ähijärvele ei ole oluline.

9 MEETMEKAVA

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

Hajukoormuse vähendamine

Uuringute tulemused näitavad, et valgalalt tulev toitainekoormus ei ületa järve taluvuspiire. Kuna valgala ülevaatuse käigus ei tuvastatud olulist keskkonnareostust ega tegevusi, mille osas saaks tõhusaid meetmeid rakendada, siis antud töös ei keskenduta väliskoormuse vähendamise meetmetele.

Veetaseme stabiliseerimine

Veetaseme kõikumine mõjutab järve ökosüsteemi funktsioneerimist. Madalatel järvedel on see eriti oluline, sest madala veetaseme puhul ainete kontsentratsioonid suurenevad. Samuti mõjutatakse litoraali ja sublitoraali elupaiku kahandades elustiku koosseisu ja arvukuse stabiilsust. Kuivaks jäänud aladel toimub kiire orgaaniliste aine mineraliseerumine, mis lisab toiteaineid vette. Kõrgema veeseisu puhul toimuks see pikema aja jooksul. Varasemalt on täheldatud Ähijärve ökoloogilise seisundi halvenemist veetaseme alanemisega. Kõrgem ja ühtlasem veetase parandab ökosüsteemi funktsioneerimist.

Ähijärve veetaseme stabiliseerimiseks on koostatud kolm erinevat lahendust (Tabel 9.1) eelprojekti tasemel. Eelistatud lahendus on variant 1, kus truup asendatakse sillaga ning miinimumveetaseme absoluutkõrguseks kujuneb 77,77 m, keskmiseks veetasemeks 77,84 m ning maksimumveetasemeks 77,96 m. Eelistatud variandi puhul tagatakse niisugused võimalikult kõrged veetasemed, mis ei põhjusta kohalikele elanikele ebamugavusi (maksimumveetaseme korral ei põhjusta üleujutusi hoovides ega vee kogunemist keldritesse). Samuti tagab see järveäärse puisniidu hooldamise võimaluse, sest keskmise veetaseme korral jääb veetase valdavast osast puisniidust (>78,15 m abs) 0,3 m madalamale, maksimumveetaseme korral 0,2 m ning suvisel ajal võib jääda ligi 0,4 m puisniidu maapinnast madalamale.

Tehniliste lahenduste eelprojektid on toodud aruande lisas 7.

Tabel 9.1. Eelprojektide variantide maksumused ning veetasemed absoluutkõrgusel meetrites.

Variant	Maksumus	Miinum- veetase	Keskmine veetase	Maksimum- veetase
1 – truup asendatakse sillaga, rajatakse tehiskärestik	171 tuh €	77,77	77,84	77,96
2 – truup asendatakse sillaga, rajatakse tehiskärestik	183 tuh €	77,93	77,99	78,12
3 – olemasolev lahendus truubi rekonstrueerimisega	46 tuh €	77,60	77,73	78,10

Kesises seisundis ÖSE näitajate parandamine

Fütoplankton

Fütoplankton põhjustab veeõitsenguid ning indikaatorkooslused viitavad võimalikule heitvee mõjule. Kuna kohapealsed vaatlused ega kohalike inimeste ütluste alusel ei olnud võimalik reostusallikat kindlaks teha, siis esitatakse siin võimalik alternatiivne viis reostusallika asukoha tuvastamiseks.

Heitvee võimaliku mõju selgitamiseks tuleks võimalikest koormusallikatest (Järvenuka, Männituka, Suurmägi, Kalda) teha fütoplanktoni vaatlused (põhjalähedane veekiht ja kvalitatiivne proov kogu veesambast). Need peaksid olema suunatud võimaliku punktallika kohast järve keskosa poole kuni riiklikus seires kasutatud proovikoha punktini. Niimoodi moodustuks neli suunda, igast peaks valima 4 proovipunkti. Seda peaks kordama neli korda kasvuperioodil. Kokku tuleks proove 64 põhjalähedast loendusproovi ja 64 planktonvõrgu proovi.

Tööde maksumus on ca 13 000€.

Kui reostuskolde asukoht tuvastatakse, saab koostöös maaomanikega välja selgitada täpne reostuse põhjus ning vajadusel edasised tegevused. Nõuetekohane rooveekäitlus on iga maaomaniku kohustus ja vastutus.

Suurtaimed

Veetaseme võimalikult kõrgel tasemel püsimine võiks soodustada suurtaimede ökoloogilist seisundit. Eraldi muid meetmeid ei ole vaja rakendada.

Kalastik

Ähijärv sobib kohale ja haugile elupaigana väga hästi, siin on olemas tingimused edukaks kudemiseks ja piisav toidubaas noorkalade kasvuks. Koha asurkonna arvukuse hoidmiseks ja täiendamiseks on heaks meetmeks täiendav maimude asustamine Ähijärve. Arvestatav kogus sõltuvalt järve morfomeetriast ja asustusmaterjali kasvuparameetritest ning vanusest (sama või kaheksa-aastased) oleks samasuviste puhul 10 000–11 500, kaheksa-aastaste puhul aga 4 200–4 300 isendit.

Haugi asustamisel Ähijärve peaks samasuviste isendite arv olema 950–1000 ettekasvatatud noorkala, keda lasta hajutatult mitmesse litoraali piirkonda.

Koha ja haugi asustamisel on kindlasti vaja maimusid järve lasta hajutatult ja vältida nende kohest langemist röövlindude ohvriks. Arvestades, et mõlemad liigid saavad tavaliselt meie väikejärvedes suguküpseks viie-kuue aastaselt, siis oleks soovitatav asustamise edukuse kontroll hilisemate katsepüükide läbi. Need võiksid toimuda kuuendal aastal pärast asustamist.

Haugi asustamisel samasuviste isenditega on kalade maksumus ca 3000 €, millele lisanduvad töö tegemisega kaasnevad kulud. Ajakava sõltub asutavate kalade kättesaadavatest kogustest ja ilmaoludest. Eeldatavalt 2026. või 2027. aastal.

Kokkuvõtlikult on meetmekava toodud alljärgnevas tabelis (Tabel 9.2).

Tabel 9.2. Meetmekava kokkuvõte.

Meede	Sisu / eesmärk	Rakendamise aeg	Maksumus
Veetaseme stabiliseerimine – eelprojekti variant 1	Truup asendatakse sillaga, rajatakse tehiskärestik; tagab stabiilsema ja kõrgema veetaseme, mis parandab ökosüsteemi toimimist.	Projekteerimine ja ehitus 2026–2027	171 000 €
Fütoplanktoni uuring	64 põhjalähedast loendusproovi + 64 planktonvõrguproovi, et hinnata võimalike heitvee punktallikate mõju.	2026 või 2027	13 000 €

Kalastiku taastamine koha ja haugiga	Koha: 10 000–11 500 samasuviste või 4 200–4 300 kahesuviste isendite asustamine. Haug: 950–1000 samasuviste haugide asustamine litoraali eri piirkondades.	2026 või 2027 sõltub maimude kättesaadavusest	5 000 €
---	---	---	----------------

9.1 Järeelseire

Pärast meetmete rakendamist on vajalik järeelseire, et hinnata meetmete tõhusust ning jälgida järve seisundi muutumist. Vajalik on järgmine seire:

1. Pärast meetmete rakendamist tuleb jätkata Ähijärve kui püsiseires oleva veekogumi vaatluseid. Sellest piisab, et hinnata meetmete rakendamise tulemusi järve seisundi seisukohast.
2. Pärast järve veetaseme stabiliseerimist tuleb jälgida regulaatori toimimist. Tuleb hinnata, kas erinevate veerežiimide korral kujuneb veetase vastavalt projekteeritule. Kui ilmneb erisusi, siis tuleb vajadusel näha ette järeltegevused rajatise korrigeerimiseks. Ülevaatus peaks toimuma vähemalt üks kord kvartalis kahe aasta jooksul pärast ehitise valmimist. Veetaseme jälgimise lihtsustamiseks tuleb järve äärde paigaldada mõõdulatt, millel tähistada normaalveetase ning maksimum- ja miinimumveetasemed.
3. Kui veetaseme regulaator on valmis, peab kalastikuekspert jälgima ja hindama selle toimivust kalapääsuna. Seire peab toimuma esimesel aastal pärast regulaatori valmimist ning seejärel iga 3 aasta tagant. Vajadusel tuleb ette näha järeltegevused rajatise korrigeerimiseks.
4. Et hinnata koha ja haugi asustamise edukust, on vaja teha katsepüük 6. aastal pärast asustamist.

10 KIRJANDUS

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17: 333–347.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-346.
- Loigu, E., Iital, A., Pachel, K., Leisk, Ü., 2010. Fosfori- ja lämmastikukoormuse uuring punkt- ja hajureostuse allikatest. Fosforvähendite kaadmiumi reostusohu hindamine. Tallinn.
- Maileht, K., Ott, I., Timm, H., Lehtpuu, M., Palm, A., Krause, T., Pall, P., Blank, K., 2024. Väikejärvede ökoloogilise seisundi hindamise klassifikatsiooni täiustamine. KIK projekti aruanne, Tartu.
- Medin, M., Ericsson, U., Nilsson, C., Sundberg, I., Nilsson, P.-A., 2001. Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke, 12 pp.
- Murphy, J. & I. P. Riley, 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27:31-36.
- Mäemets, A. 1977. Eesti NSV järved ja nende kaitse. Kirjastus „Valgus“. Tln. 264 lk.
- Ott, I., Kõiv, T. 1999. Eesti väikejärvede eripära ja muutused. EV Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. Eesti Teaduste Akadeemia. Eesti Põllumajandusülikooli Zooloogia ja Botaanika Instituut. Estonian small lakes: special features and changes. *Estonian Environment Information Centre. Estonian Academy of Sciences. Institute of Zoology and Botany of the Estonian Agricultural University*. 128 lk. pp.
- Ott, I., Laugaste, R., 1996. Fütoplanktoni koondindeks (FKI). Üldistus Eesti väikejärvede kohta. Eesti Keskkonnaministeeriumi Infoleht nr 3.
- Ott, I., Maileht, K., Laarmaa, R. 2013. Järvede ökoloogilise seisundi hindamisel kasutatava fütoplanktoni ja füüsikalise-keemiliste kvaliteedinäitajate klassipiiride korrigeerimine ja referentstingimuste seadmine. Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tellija: EV Keskkonnaministeerium. 68 lk.
- Paludan, C., Jensen, H.S. 1995. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: Significance of humic acids. *Wetlands* 15, 365–373.
- Pielou, E. C., 1975. Ecological diversity. New York.
- Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused. RT I, 21.04.2020, 61.

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

Reports of the Baltic Intercalibration Workshop, 1977. Kiel

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

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

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

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

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

Väikejärvede hüdrobioloogilise seire aruanded. 1996-2024. Tellijad Keskkonnaministeerium. Info- ja Tehnokeskus. Keskkonnaagentuur.

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

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

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

Мяемерс, 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.