

Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut



Täiendavad uuringud Vööla mere tervendamiseks



Projekti vastutav täitja

Prof. Ingmar Ott

Tartu, 2014

Sisukord

1	Sissejuhatus	3
2	Materjal ja metoodika.....	4
2.1	Vööla mere sete	4
2.1.1	Laboratoorsed analüüsid	5
2.2	Makroselgrootute uurimise materjal ja meetodid	7
2.3	Fütoplanktoni meetodid	10
2.4	Kalastiku uurimise materjal ja meetodid	11
2.5	Suurtaimede uurimise meetodid	13
2.6	Zooplanktoni uurimise meetodid	15
2.7	Vee omaduste uurimise meetodid.....	16
3	Tulemused	18
3.1	Sette kirjeldus	18
3.2	Sette keemiline koostis	19
3.3	Sette fraktsioonid	24
3.4	Sette inkubatsioonikatse	28
3.5	Suurselgrootute tulemused	29
3.6	Fütoplanktoni uurimise tulemused	30
3.7	Kalastiku uurimise tulemused	32
3.8	Suurtaimede uurimise tulemused.....	38
3.9	Zooplanktoni uurimise tulemused	40
3.10	Vee abiootiliste omaduste tulemused.....	41
3.11	Vööla mere koondhinnangu dünaamika	43
4	Ettepanekud	44
5	Tänuõnad	44
6	Kasutatud kirjandus	44

1 Sissejuhatus

Vööla merd on EMÜ PKI Limnoloogiakeskus külastanud oma vaatluste käigus 1975. a. alates. Nii 1975. kui ka 1976. a. koguti vähe andmeid vaid märtsis. Käesolevas aruandes on esitatud viimaste vaatluste tulemused. Viimastel aastatel on olud olnud eriti ebastabiilsed – muutlikud ilmaolud, varasemast erinevalt suur sõltuvus Hara lahe veetasemest. Oluline on jälgida elustiku - ja ökoloogilise seisundi dünaamikat ebastabiilsetes keskkonnaoludes, kus nii väike veemaht muutub aasta jooksul kordades. Teisalt on tähtis seniste korrastustööde ajal ja järel selgitada muutusi elustikurühmades. Korrastus- ja tervendamistööd on kavandatud mitme etapina. Praeguseks (2011. a.) on rajatud uus sild Hara lahe ja Vööla mere vahel olevale kanalile. Varem täitsid seda ülesannet kaks truupi, mille läbilaskevõime oli palju väiksem. Teiseks on korrastatud Vööla mere kalda-ala, kuid see tegevus ei tohiks praegu vee-elustikku eriti mõjutada. Võimaluse piires võrreldakse viimastel aastatel tehtud vaatluste alusel ka varasemaid, mis olid tehtud siis, kui korrastustöid polnud veel alustatud. Andmete lünklikkus ei võimalda kahjuks kompleksset võrdlust teha.

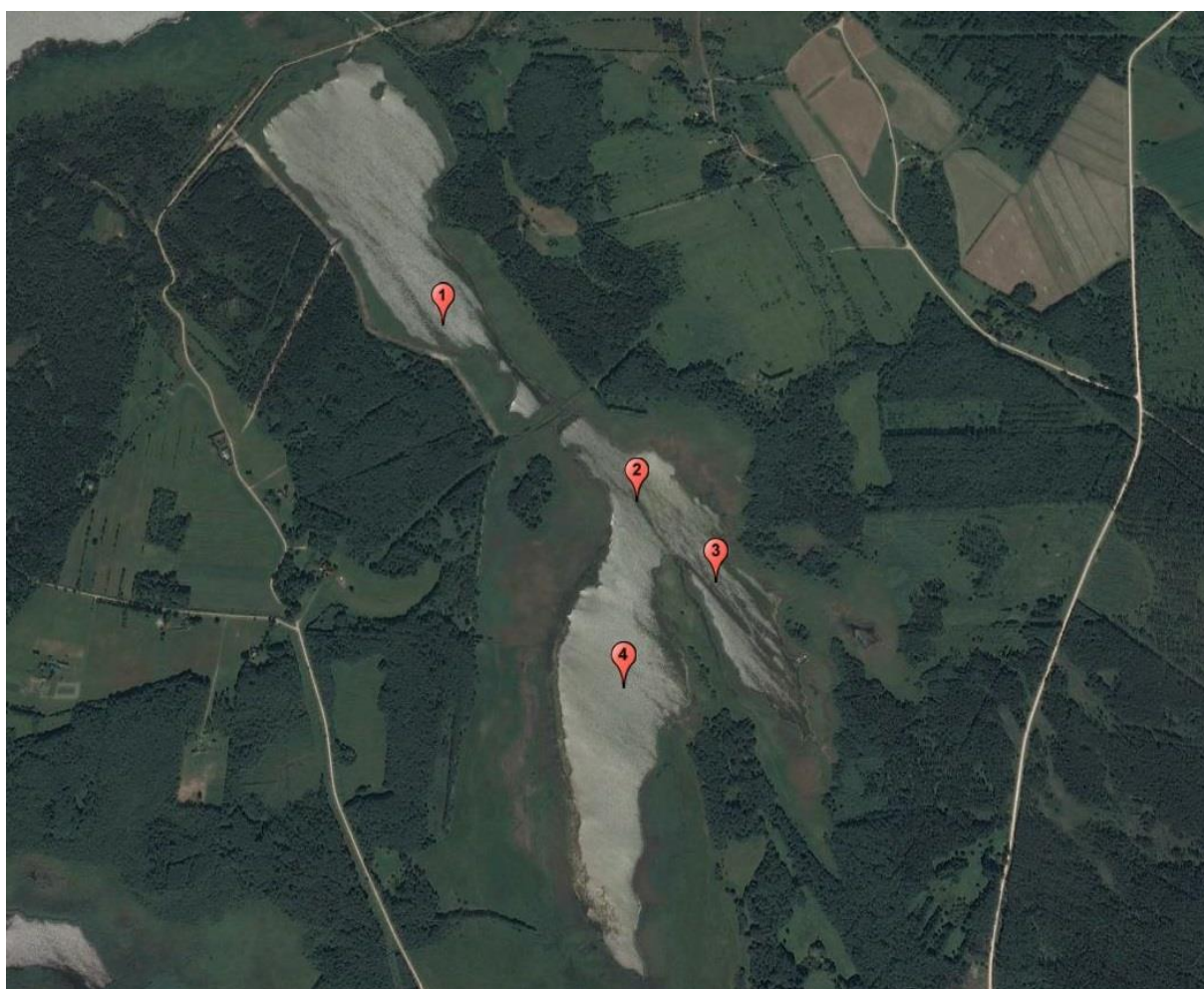
Selle uuringu ülesandeks oli uurida Vööla mere lõunapoolsemas osas setete struktuuri ja kvaliteeti ning selgitada sekundaarreostuse ohtu. Küsimuseks oli, kas tervendamistöödega (eriti setete eemaldamisega) peaks järk-järgult ka sinna liikuma. Seotud küsimuseks oli ka, kas saab ennustada kahe järveosa vahelise paisu, kas osalist või täielikku likvideerimist. Aruandes tehakse ettepanekud tervendamise edasisteks etappideks ja seire kavandamiseks.

Uuringutest võtsid 2014. a. osa Katrin Saar (välitööd, setete analüüs, aruande koostamine), Ingmar Ott (välitööd, aruande koostamine), Jüri Konoplitski (välitööd). Varasemad uuringud on toimunud erinevate projektide raames, millest on teinud analüüsi Teet Krause ja Anu Palm (kalad), Henn Timm (makroselgrootud), Kairi Maileht (fütoplankton). Aruandes on kasutatud varasemate uuringute andmeid, mida analüüsis Ingmar Ott.

2 Materjal ja metoodika

2.1 Vööla mere sete

Vööla mere setteuuringute tarbeks koguti setteproovid 27.01.2014 neljast proovipunktist järve põhja- ja lõunapoolses osas. Setteuuringute proovivõtupunktide asukohad on märgitud allpool toodud joonisel (joonis 2.1), mille koostamiseks on kasutatud Google Earth kaardirakendust.



Joonis 2.1. Täiendavateks setteuuringuteks valitud proovipunktid Vööla merel (Google Earth kaardirakendus).

Vööla mere settelasundi horisontaalse ja vertikaalse leviku hindamiseks järve põhjapoolses osas kasutati raudvarrastega vene turbapuuri (kogumiskannu pikkusega 50 cm). Välitööd teostati jääpealt, surudes turbapuuri käsitsi settesse kindlale sügavusele.

Sette iseloomustamiseks hinnati selle veesisaldust, lõimist (muda, savi, liiv, kruus), värvust ning lagunemata karbi- või taimejäänuste esinemist. Settelasundi paksus määrati kuni turbapuuriga läbistamatu liivase, kruusase või kivise setteni.

Setteroovide kogumiseks kasutati Willner-tüüpi settepuuri, mille abil saadi 70 mm läbimõõduga kuni 25 cm paksused vertikaalproovid koos sette pinna kohal oleva veekihiga. Kokku koguti Vööla mere neljast proovipunktist kuus puursüdamikku, mida kasutati sette keemilise koostise määramiseks ja inkubatsioonikatseteks.

2.1.1 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.

Settefosfori fraktsioneerimiseks ja keemilise koostise määramiseks kasutati igast proovipunktist ühte settepuursüdamikku ning fosfori vabanemiskatseteks punktist nr. 3 kogutud kahte settepuursüdamikku.

2.1.1.1 Sette keemilised parameetrid

Laboratoorsete analüüside käigus määrati kõigist settekihtidest kuivaine, orgaanilise aine, karbonaatide ja terrigeense aine sisaldus.

Kuivainesisalduse määramiseks kuumutati setet 105 °C juures 24 h jooksul. Kuivaine sisaldus arvutati kuivatamiseelse- ja järgse kaalutise vahena. Orgaanilise aine sisaldus määrati pärast õhkkuiva sette põletamist 550 °C juures 4 tunni jooksul. CaCO₃ 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.

2.1.1.2 Settefosfori fraktsioneerimine

Järvesetetes 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 2.1.1.2.1).

Fraktsioone määrati pindmisest kuni 25 cm sügavustest settekihtides, kasutades Psenner *et al.* (1984) fraktsioneerimisskeemi modifitseeringut (Hupfer *et al.*, 1995).

Tabel 2.1.1.2.1. Fosfori fraktsioonid vastavalt Psenner *et al.* (1984) skeemile (modifitseeritud Hupfer *et al.*, 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

Fosforikontsentratsioonid igas lahuses määrati spektrofotomeetriliselt Murphy ja Riley (1962) molübdeensinise värvusreaktsiooni meetodil.

2.1.1.3 Inkubatsioonikatse

Settefosfori eksperimentaalsete inkubatsioonikatsete jaoks kasutati kahte proovipunkti nr. 3 kogutud settepuursüdamikku. Settest vette lekkiva fosfori koguse määramiseks inkubeeriti kahte settetoru 85 päeva pimedas 4 °C juures (külmikus). Selleks, et hinnata kui palju fosforit vabaneb inkubatsiooni jooksul, määrati enne ja pärast katseperioodi sette kohal olevas vees lahustunud fosfaatioonide sisaldus spektrofotomeetriliselt molübdeensinise meetodil (Murphy & Riley, 1962). Fosfori dünaamika hindamiseks inkubatsiooniperioodi jooksul teostati ka vahemõõtmise 16. päeval samal meetodil.

Hindamaks algseisu järves, määrati fosfaatioonide sisaldus kogutud veeproovides. Enne fosfaatioonide sisalduse spektrofotomeetrilist määramist (Murphy & Riley, 1962) filtreeriti vesi läbi 0,45 µm poorisuurusega filtri.

2.2 Makroselgrootute uurimise materjal ja meetodid

Vööla mere suurselgrootuid on uuritud kolmel korral: 2009., 2011. ja 2012. a. maikuus. Proovikoht asus alati põhjakaldal, väljavoolust veidi läänes (59,085 N, 23,506 E).

Järve madalaveelises osas (litoraalis) püüti suurselgrootuid nelinurkse standardkahvaga (raami serva pikkus 25 cm, sõelaava läbimõõt 0,5 mm, varre pikkus 1 m) (European..., 1994). Iga proov võeti ühelaadilise põhjaga kaldalõigu (proovia) keskmisest osast (proovikohast), mis oli ca 10 m pikk. Iga kord võeti üks liitproov, mis koosnes 5 juhuslikult paigutatud tõmbeproovist ning kvalitatiivsest proovist (Johnson, 1999, Medin jt., 2001). Kvalitatiivne proov üritati alati võtta võimalikult mitmekesine kõigist erinevatest elupaikadest, mis kompenseeriks substraatide võimalikke erinevusi järvede vahel. Tõmbeproovid tähendavad 1 m pikkusi kahvatõmbeid piki põhja. Kvalitatiivne proov hõlmas nii proovia tüüpilisi kui ülejäänud elupaiku (kui neid oli).

Püütud materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses; loomad loendati ja määrati laboris. Kahvaproovide loomad määrati stereomikroskoobi all (suurendus 7-40 korda) võimalust mööda enamasti liigini, välja arvatud surusääsklased, väheharjasussid ja vesilestad, kelle määramine nõuab suuremat suurendust.

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

Tabelis 2.2.1. esitatakse vaadeldavate indeksite etalonväärtused suurselgrootute järgi 2000.-2006. a. andmete põhjal Eesti järvedest (Pinnaveekogumite... 2009).

Tabel 2.2.1. Litoraali suurselgrootute etalontingimused ja klassipiirid Eesti järvedele. Järvede pindala on alla 100 km², kui seda pole eraldi näidatud. R - etalontase, H - väga hea (sinine), G - hea (roheline), M - keskine (kollane), P - halb (oranž) ja B - väga halb (punane) seisund. n - proovide arv

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

Shannoni erisus	väga kare	2,8	>2,5	2,2-2,5	<2,2-1,7	<1,7
Shannoni erisus	keskmise karedusega, taimed	3,1	>2,8	2,4-2,8	<2,4-1,8	<1,8
Shannoni erisus	keskmise karedusega, liiv	1,9	>1,7	1,5-1,7	<1,5-1,1	<1,1
Shannoni erisus	keskmise karedusega, kivid	2,6	>2,4	2,1-2,4	<2,1-1,6	<1,6
Shannoni erisus	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	1,7	>1,5	1,4-1,5	<1,4-1	<1
Shannoni erisus	rannajärv	2,5	>2,2	2-2,1	<2-1,5	<1,5
Shannoni erisus	pehme, pruun	2,3	>2	1,8-2	<1,8-1,4	<1,4
Shannoni erisus	pehme, hele	2,7	>2,5	2,2-2,5	<2,2-1,6	<1,6
ASPT	väga kare	5,8	>5,3	4,7-5,3	<4,7-3,5	<3,5
ASPT	keskmise karedusega, liiv ja taimed	5,7	>5,1	4,5-5,1	<4,5-3,4	<3,4
ASPT	keskmise karedusega, kivid	6,3	>5,7	5,1-5,7	<5,1-3,8	<3,8
ASPT	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	5,6	>5	4,5-5	<4,5-3,4	<3,4
ASPT	pehme, pruun	6,7	>6	5,3-6	<5,3-4	<4
ASPT	pehme, hele	6,3	>5,7	5,1-5,7	<5,1-3,8	<3,8

ASPT	rannajärv	5,8	>5,3	4,7-5,3	<4,7-3,5	<3,5
------	-----------	-----	------	---------	----------	------

Seisundi koondhinnang (korraga mitme indeksi põhjal) antakse järgmiselt. Igale indeksile omistatakse saadud kvaliteediväärtusele vastav punktide arv: 5 (väga hea), 4 (hea), 2 (kesine) ja 0 (halb või väga halb). Halba ja väga halba seisund üksiku indeksi tasemel omavahel ei eristata. Seejärel iga proovikoha indeksite punktid summeeritakse. Summa 18-20 tähistab kokkuvõttes väga head, 14-17 head, 8-13 kesist, 6-7 halba ja <6 väga halba seisundit. Proovivõtu ja seisundi hindamise täpsem kirjeldus on vastavas juhendis (Timm & Vilbaste 2010).

2.3 Fütoplanktoni meetodid

Kvantitatiivsed proovid võeti järve keskosast ning fikseeriti Lugoli lahusega (joodi ja kaaliumjodiidi lahus). Igast proovist sadestati 3 ml loenduskambris ja rakud loendati invertmikroskoobi abil, sõltuvalt nende suurusest suurendustel 10 x 40, 10 x 20 ja/või 10 x 10. Biomass arvutati vetikate ruumalade mõõtmise kaudu, erikaaluks võeti 1. Pigmentide: klorofüll (Chla, Chlb, Chlc), feopigmentide (Pheo) ja karotinoidide (Car) sisaldused määrati spektrofotomeetriselt 96% etanooli ekstraktis (kaks paralleelproovi) ja arvutati Jeffrey & Humphrey (1975), Lorenzeni (1967) ja Stricklandi ning Parsons (1972) võrrandite järgi. Üldtuntud Nygaardi fütoplanktoni koondindeks esitatakse 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

Cy. – sinivetikate liikide arv,
 Chloroc. – algrohevetikate liikide arv,
 Centr. – ketasränivetikate liikide arv,
 Eugl. – silmviburvetikate liikide arv,
 Cryp. – neelvetikate liikide arv,
 Desm. – ikkesvetikate liikide arv,
 Chr. – koldvetikate liikide arv.

Vastavalt Veepoliitika raamdirektiivile (Veepoliitika..., 2002) kasutatakse erinevates järvetüüpides klorofüll-a kontsentratsiooni (Chl a), fütoplanktoni koondindeksit (FKI), ühetaolisuse indeksit (J) ja koosluse kirjeldust. Halotroofsete järvede puhul kasutatakse eelnimetatutest ainult klorofüll-a kontsentratsiooni (tabel 2.3.1). Teiseks kasutatakse V.

Kõvaski ja A. Miliuse (1982) nn. troofsusklassifikatsiooni kriteeriumite järgi proovi biomassi, liikide arvu ja fütoplanktoni koondindeksi hinnanguid (tabel 2.3.2). Järve ökoloogilise seisundi hindamisel fütoplanktoni alusel kasutatakse veel ka ekspertarvamust (nt. indikaatorliike, dominantliikide vaheldumist kasvuperioodi jooksul jne.). Fütoplanktoni kogubiomassiga koos esitatakse tähtsamate vetikahõimkondade (sini-, räni-, rohe-, ikkes-, kold-, neel-, vaguvibur-, erivibur- ja silmviburvetikate ning haptofüütide) biomassid.

Tabel 2.3.1. Rannajärvede klorofüll-a kontsentratsiooni piirid erinevates kvaliteediklassides

Kvaliteediklass	Chl <i>a</i> , µg/l
väga hea	<5
hea	5-15
kesine	15-25
halb	>25
väga halb	>25

Tabel 2.3.2. Fütoplanktoni näitajate hindamise kriteeriumid. * - liikide arv on hüpertroofsetes järvedes sageli madal

Parameeter	Ühik	Madal,	Keskmine,	Kõrge,	Ülikõrge,
		oligotroofne	mesotroofne	eutroofne	hüpertroofne
Biomass	g/m ³	< 3	3-15	15-30	> 30
Liikide arv loendusproovis		< 20	21-40	41-60	> 61 *
Fütoplanktoni koondindeks (FKI)		< 2	2-5	5-7	> 7

2.4 Kalastiku uurimise materjal ja meetodid

Kalastiku uuringud on toimunud Vööla merel kolmel erineval aastal: 2009, 2011 ja 2012, kusjuures 2011. a. püüti kalu kahes korduses juulis ja novembris. Novembrikuu püügi eesmärgiks oli tollal hinnata röövkalade võimalikku pääsu ja liikumist läbi vastsüvendatud kanali rannikumerest sisemaale - Vööla merre.

Katsepüükidel Vööla merel kasutati teadusotstarbelisi mitmeosalisi tamiilist nakkevõrke (Nordic tüüp). Võrgu kõrgus on 1,5 m ja pikkus 30 m. Püügid lähtusid Euroopa standardiseeritud püügimetoodikast EN – 14 757:2005 'Water quality – sampling of fish with multi-mesh gillnets'. Võrgud jagunesid uppuvateks ja pelaagilisteks (ujuvateks). Erinevate võrgusilmade arv ühes võrgus oli 12 ja võrgusilma läbimõõt erinevates paneelides suurenevalt: 5, 6.25, 8, 10, 12.5, 15.5, 19.5, 24, 29, 35, 43, 55 mm. (Modifitseeritud variandil on täiendavalt lisatud ka ø 65 ja 85 mm silmasuurus.) Selliseid võrke oli neli, kaks ujuvat ja

kaks uppuvat (2009. a. püüti nelja uppuva ja kahe ujuvat tüüpi võrguga). Tüübist sõltuvalt püüavad nad kas veepinna ülakihti või vastupidi põhjalähedast veekihti. Metoodika eeldab, et püügipiirkonnas oleks veesisese taimestiku katvus kuni 70 % ja vee sügavus 1,5 m. Võrguliini otsmised punktid ja kadiska püügipiirkond fikseeriti koordinaatide määrajaga (GPS) Magellan SporTrak igal püügikorral eraldi (Tabel 2.4.1.).

Tabel 2.4.1. Võrguliinide paigutus Vööla meres

Kuupäev	Võrke püügil	Algus	Lõpp
15.-16.08.2009	9	59°05.011N; 23°30.383E	59°04.893N; 23°30.576E
21.-22.07.2011.	7	59°05.009N; 32°30.353E	59°04.902N; 23°30.441E
8.-9.11.2011.	12	59°04.972N;23°30.311E	59°04.898N; 23°30.630E
13.- 14.08.2012	7	59°04.909N;23°30.327E	59°04.893N; 23°30.554E

Võrdlusandmete saamiseks kasutati katsepüükidel ka jõhvist (0,17 mm niit, halli värvusega, firma SHIP) 30 m pikkusi ja 1,8 m kõrgusi nakkevõrke kokku kolm, millest iga üksiku silmasuurus oli järgnev: ø 30, 45, 60 mm. Vööla merel teostasime röövkala tabamiseks korduspüügi 2011.a. novembris, kasutades siis silmasuursi ø 35, 40, 50, 55, 65, 70. Püügil olid võrgud 12 tundi (1 võrguöö püük). Kokku oli püügil 7 nakkevõrku, võrguliini kogupikkus 210 meetrit. Vööla mere 2011.a. korduspüügil 12 nakkevõrku, 360 m pikkuses võrguliinis.

Lisaks nakkevõrkudele kasutasime kalade suvistel püükidel ka kadiskat - traatraamist kokkupandavat lõkspüünist, mis meenutab väikest mõrda. Püügil olid UFO-tüüpi kadiska (mõõdud 100 x 50 x 50 cm), silmasuurus 12 mm. Püügil oli kadiska koos võrkudega samuti 12 tundi ja sel perioodil püügikohta ei vahetatud. Püünis asetati arvatavatele kala liikumisteedele. Kalad analüüsiti värselt, vahetult pärast püüki. Kaalumise täpsus 0,1 g (täiskaal TW). Kaladel mõõdeti nii standardpikkus (SL) kui ka täispikkus (TL) 1 mm täpsusega, aruandes kasutatakse täispikkust. Kalade (röövtoiduliste) vanus määrati laboris:

ahvenatel kaaneluude (*operculum*) aastaringide, haugil sõlgluude (*cleithrum*) aastaringide alusel. Karpkalalastel (roosärg, koger, hõbekoger) soomuste aastaringide alusel.

Uuritud järvedes leiti kalaliikide arvukus ja mass, keskmine saak võrguöö kohta (WPUE) ja NPUE (isendite arv erinevast materjalist ja silmasuurusega nakkevõrkude kohta).

Üldine kalade biomass veekogus pinnaühiku kohta määrati sektsioonvõrkude keskmise saagi alusel, kasutatud on sealjuures varasematel aastatel Eesti väikejärvedes noodapüügi arvutustest leitud püügikoefitsienti, mis omakorda arvutatud varasematel aastatel toimunud katsetes märgistatud kalade tagasipüügil saadud tulemuste alusel. Kogu püügiala tulemusi ühtlustati järve kalastiku kohta, lisades nende kalaliikide andmed, keda püüti sektsioonvõrkudest erinevate, teist tüüpi võrkudega.

2.5 Suurtaimede uurimise meetodid

Paadiga läbitakse kogu kaldajoon ning tehakse iga ~150-200 meetri tagant transekte selgitamaks veetaimestiku võõndilisust ja sügavuslevi. Töövahendina kasutatakse mõõturega nõõri otsas taimekonksu. Lisaks koostatakse aluskaartidele taimestiku ligikaudsed levikuskeemid, mis varasematega võrreldes peegeldavad liigilise koosseisu ja liikide asukoha muutusi. Veetaimestiku iseloomustamiseks määratakse nende koosseis ja ohtrus, viimase hinnangud on antud skaalas 1-5. See skaala on sarnane Braun-Blanquet omaga ning 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 esinev dominant.

Lisaks kasutatakse ka Maa-ameti Geoportaali kaardirakendusi (Maa-ameti Geoportaal, 2011) mõõtmaks erinevate objektide pindalasid, vahekaugusi jms.

Liikide ohtruse hinnangud antakse veetaimede ökoloogilistele rühmade – kaldavee-, ujulehtedega ja ujutaimede ning veesiseste taimede jaoks eraldi. Kui klassipiiridena

kasutatakse võrdväärsete indikaatorliikide ohtrusi, siis rohkem kui ühe indikaatorliigi samaaegsel esinemisel järves antakse suurema ohtrusega liigi väärtus. Eraldi hinnatakse ka niitrohevetikate rohkust, sest nad võivad katta nii järve põhja kui ka veesiseseid taimi. Hinnangud antakse araabia numbriga vastava indikaatorrühma ohtruse hinnang viiepallilises, eespool toodu skaalas ja selle järel rooma numbriga igale kvaliteedinäitajale vastav ökoloogiline seisundiklass: I – väga hea, II – hea, III – kesine, IV – halb, V – väga halb. Koondhinnangu andmisel lähtutakse ka varasemate uurimisaastate andmetest. Järve suurtaimestiku koondhinnang määratakse veetaimede erinevate kvaliteedinäitajate alusel. Koondhinnangu määramisel arvestatakse kõiki näitajaid, seejuures kuni 1/3 neist võib näidata koondhinnangust madalamat kvaliteeti.

Lisaks ökoloogilistele seisundiklassidele vastavatele kvaliteedinäitajatele on tabelites 2-10 toodud ka kõikide kvaliteedinäitajate EQR (*Ecological quality ratio*) ehk ökoloogilise kvaliteedi suhte (ÖKS) väärtused. See on arv vahemikus 0-1 ning väljendab numbriliselt veekogu ökoloogilise seisundi kõrvalekallet referentstingimustest. Kvaliteedinäitajale vastavad EQR väärtused on järgmised: Väga hea – 1; Hea – 0,7; Kesine – 0,4; Halb – 0. „Väga halva“ seisundiklassi jaoks pole EQR väärtust kehtestatud, sest Eestis on sellisesse seisundiklassi kuuluvaid järvi vähe ning väga halba seisundit iseloomustavad taimestiku andmed peaaegu puuduvad.

EQR-l põhineva koondhinnangu saamiseks summeeritakse kõikide kvaliteedinäitajate EQR väärtused ning kvaliteedinäitajate arvust on kehtestatud EQR väärtustel põhinevad seisundiklassid. Rannajärvede taimestiku hindamisel kasutatakse peamiselt 3 näitajat, rohkemate näitajatele vastavad EQR vahemikud on toodud tabelis 2.5.1.

Tabel 2.5.1. EQR summa väärtuste vahemikud vastavalt järvetüüpidele, seisundiklassidele ja näitajate arvule.

Tüüp	Näitajate arv	EQR summa vahemikud				
		Klass „Väga hea“	Klass „Hea“	Klass „Kesine“	Klass „Halb“	Klass „Väga halb“
VIII tüüp - Rannajärved	3	3-2,26	2,25-1,6	1,5-0,76	0,75-0	-
VIII tüüp - Rannajärved	4	4-3,1	3-2,1	2-1,1	1-0	-

2.6 Zooplanktoni uurimise meetodid

Veeproovid on ammutatud otse paadist kaheliitrilise anumaga või mõõdikuga varustatud ämbriga. Põhjuseks on Vööla mere madalus. Ammutatud vesi kurnati läbi 20 mikromeetrise planktonivõrgu ja fikseeriti kohe Lugoli lahusega.

Zooplanktoni proovid analüüsiti stereomikroskoobiga Zeiss Stemi 2000 32-56 × suurendusega. Määrati taksonid, leiti iga liigi isendite keskmine pikkus (igast liigist mõõdeti stereomikroskoobis 10 isendi pikkus). Bogorovi kambris loendati 1/20-1/50 osa koguproovist. Arvutati zooplanktoni arvukus ja biomass veesamba kohta, leiti dominandid ja domineerivad rühmad.

Arvukuse hindamisel kasutati järgmisi kriteeriume: <50000 is./m³ - madal, 50000-100000 is./m³ - keskmine, >100000 is./m³ - kõrge. Biomassi vastavate hinnangute aluseks olid < 1g/m³, 1-3 g/m³ ja >3 g/m³. (Mäemets, 1980; Andronikova, 1989; Milius *et al.*, 1998).

Keriloomade biomass arvutati Ruttner-Kolisko (1977) valemite põhjal. Koorikloomade biomass määrati pikkuste alusel, kasutades vähikvastsete puhul Studenikina & Cherepakchina (1969) ning teiste liikide jaoks Balushkina & Winberg (1979) valemeid.

Järvele hinnangu väga hea – hea – kesine - halb – väga halb - andmisel lähtuti järgmistest näitajatest, mis kõik on suunatud nõ. vasakult paremale – võtavad hinnangut alla:

- monodominantide (vähemalt 60% rühma arvukusest) esinemine zooplanktoni rühmades;
- keriloomaliikide *Keratella tecta* ja/või *Pompholyx sulcata* esinemine;
- keriloomade domineerimine arvukuses;

- keriloomade domineerimine biomassis, v.a. liigi *Asplanchna priodonta* domineerimise korral;
- väike zooplanktoni kogubiomassi / koguarvukuse suhe (keskmine kaal) – nt kui arvukus on kõrge ja biomass väike;
- väikesemõõtmeliste liikide domineerimine koorikloomade rühmades (aerjalgsed, vesikirbulised);
- koorikloomade liikide arv alla 8;
- liigilise koosseisu vaesumine võrreldes varasemate aastatega.

2.7 Vee omaduste uurimise meetodid

Eesti järved on jagatud 8 tüüpi (Pinnaveekogumite..., 2009). Vaatlusalune Vööla meri on Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) tüüp VIII – rannajärved (kaugus merest <5 km, keskmine sügavus <1m, heledaveelised, kollast ainet <8 mg/l, kloriide >25 mg/l).

Kohapeal (2009., 2011., 2012. a.) määrati järgmised näitajad: temperatuur (T), vees lahustunud hapnik (O_2), pH, aluselisus (HCO_3^-), elektrijuhtivus (E) ja lahustunud ainete sisaldus (TDS). Laboris määrati üldlämmastiku (üld-N), üldfosfori (üld-P), fosfaat- (PO_4^{3-}), ammonium- (NH_4^+), nitraat- (NO_3^-), nitrit- (NO_2^-), sulfaat- (SO_4^{2-}), kloriidiooni (Cl^-) ning kollase aine (Y) sisaldus. Orgaanilise aine üldsisaldus määrati dikromaatse oksüdeeritavusena (COD_{Cr}), selle kergesti oksüdeeruva fraktsiooni sisaldus permanganaatse oksüdeeritavusena (COD_{Mn}).

Vee läbipaistvus mõõdetakse valge, 30 cm läbimõõduga Secchi kettaga ja väljendatakse täpsusega 0,1 m, kuid järv on liiga madal selle määramiseks.

Vee temperatuur, vees lahustunud hapniku sisaldus (O_2), küllastusprotsent ($O_2\%$), lahustunud ainete üldsisaldus, pH, lahustunud ainete hulk ja vee elektrijuhtivus määrati multisensoriga YSI – 6600.

Dikromaatne oksüdeeritavus määrati H_2SO_4 keskkonnas orgaanilise aine oksüdeerimisel $K_2Cr_2O_7$ lahusega (Žizn'..., 1959). Viga 5%.

Permanganaatne oksüdeeritavus määrati H_2SO_4 keskkonnas orgaanilise aine oksüdeerimisel $KMnO_4$ lahusega (Žizn'..., 1959). Määramise viga oli oksüdeeritavuse 0-10 mg O/l korral kuni 0,1 mg O/l, üle 10 mg O/l korral kuni 1 mg O/l.

Üldfosfor ja ortofosfaadid määrati kolorimeetriliselt askorbiinhappe ja molübdaatreaktiiviga. Eeskiri põhineb F. Koroleffi meetodil (Reports..., 1977; Grasshoff *et al.*, 1981). Üld-P

määramiseks proov eelnevalt mineraliseeriti kaaliumperoksodisulfaadiga. Määramise suhteline viga oli 5%.

Nitraatioon määrati nitritiks taandatuna (Cu-Cd-kolonnis) kolorimeetriselt (543 nm) sulfanüülamiidi ja n-(1-naftüül)-etüleendiamiindihüdrokloriidiga. Nitritioon määrati F.

Koroleffi meetodil (Koroleff, 1982). NO_3^- määramise täpsus oli 2%.

Üldlämmastiku määramiseks proov eelnevalt mineraliseeriti kaaliumperoksodisulfaadiga ja tekkiv NO_3^- määrati UV spektrofotomeetriselt. Analüüsi mõõtemääramatus on 0,03 mg N/l. Ammooniumioon määrati kolorimeetriselt indofenoolsinisega Koroleffi meetodil (Hansen & Koroleff, 1999). Määramise viga oli 5,5%.

Üldaluselisis (HCO_3^-) määrati tiitrimisel soolhappga (Unifitsirovannye..., 1977). Määramise viga oli 0,03 mg-ekv/l.

Kloriidioon määrati merkurimeetriselt (Unifitsirovannye..., 1977). Määramise suhteline viga oli 4%.

Sulfaatioon määrati nefelomeetriselt (Standard Methods...1980).

Pinnavee üldfosfori, üldlämmastiku, hapniku protsendi ning vee läbipaistvuse hindamisel võeti aluseks A. Miliuse jt. (1987) poolt statistiliselt väljatöötatud piirväärtused. Vee karedust hinnati P. Nõges ja I. Ott (2003, tabel 2.7.1.) järgi.

Rannajärvede ökoloogiline seisundiklass esitati kvaliteedinäitaja, üld-P kontsentratsiooni põhjal, arvestades EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) nõudeid (Veepoliitika..., 2002) ja keskkonnaministri 28. juuli 2009. a. määruse nr. 44 lisa 5 (Pinnaveekogumite ..., 2009).

Tabel 2.7.1. Kvaliteedipiirid hüdrokeemiliste tunnuste järgi (Pinnaveekogumite..., 2009) rannajärvedes

Kvaliteedi klass	Kvaliteedi-näitaja – Üldfosfor, µg/l
Väga hea	<15
Hea	15-30
Kesine	>30-45
Halb	>45
Väga halb	>45

3 Tulemused

3.1 Sette kirjeldus

Settelasundi kirjeldus teostati järve lõunaosas neljas ja põhjaosas ühes proovivõtupunktis (tabel 3.1.1).

Vööla mere lõunapoolse osa setted moodustab peamiselt hall aleuriitne savi (foto 3.1.1).

Üksnes proovipunktis 1. Leidus sette pinnakihis vedelat tumedat muda.

Tabel 3.1.1. Vööla mere sette kirjeldus erinevates uuritud proovipunktides.

Proovipunkt	Settekiht (cm)	Sette kirjeldus
1	0-7	tume, vedel muda
	7-23	tumehall järjest tihenev aleuriitne savi
	23-50	helehall aleuriitne savi
2	0-1	rohekaspruun helbeline muda
	1-15	tumehall aleuriitne savi
	15-25	helehall aleuriitne savi
3	0-3	kergelt kruusane muda
	3-4	liivakas muda
	4-50	järjest tihenev aleuriitne savi
4	0-1	rohekaspruun helbeline muda
	1-4	tumehall aleuriitne savi
	4-11	helehall aleuriitne savi
	11-12	mustjas muda
	12-18	tumehall aleuriitne savi
	18-27	helepruun liivakas savi

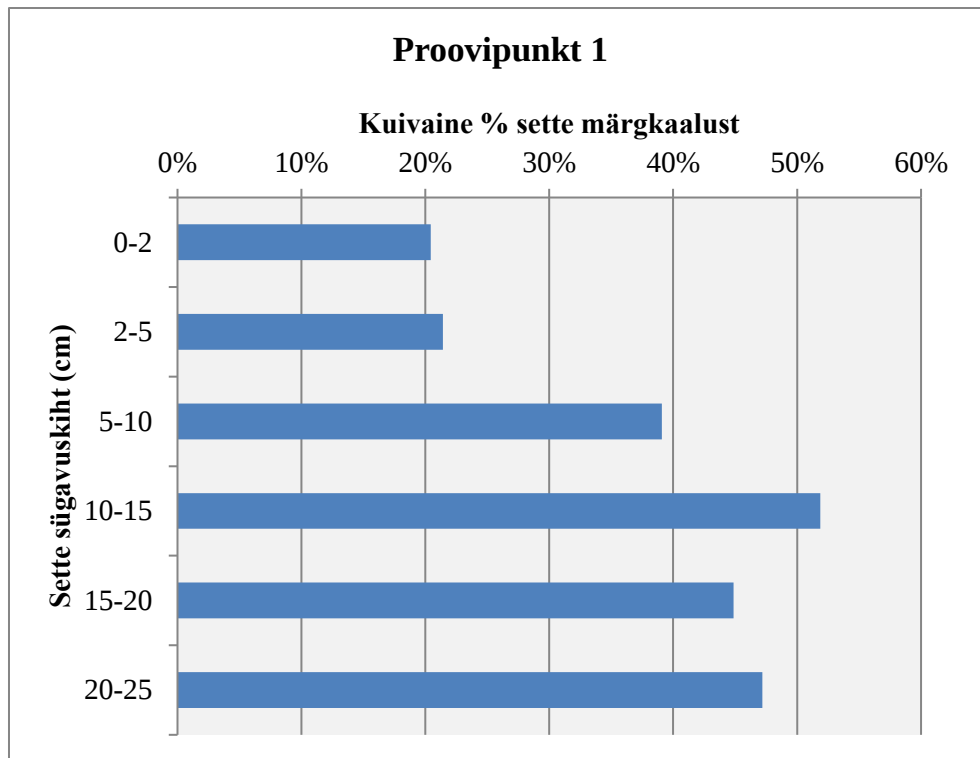


Foto 3.1.1. Vööla mere lõunapoolsest osast kogutud setteproov (Foto I. Ott).

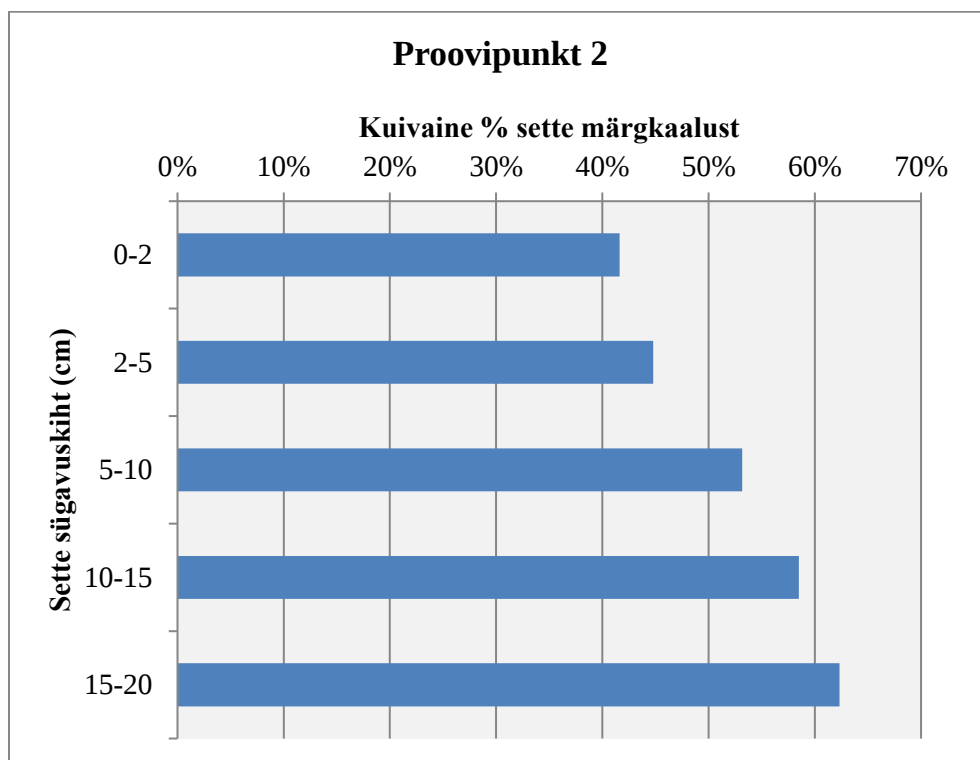
3.2 Sette keemiline koostis

Kuivainesisaldus Vööla mere lõunapoolses osas settes varieerus 20,4 kuni 84,0 % märgkaalust (joonis 3.2.1-3.2.4).

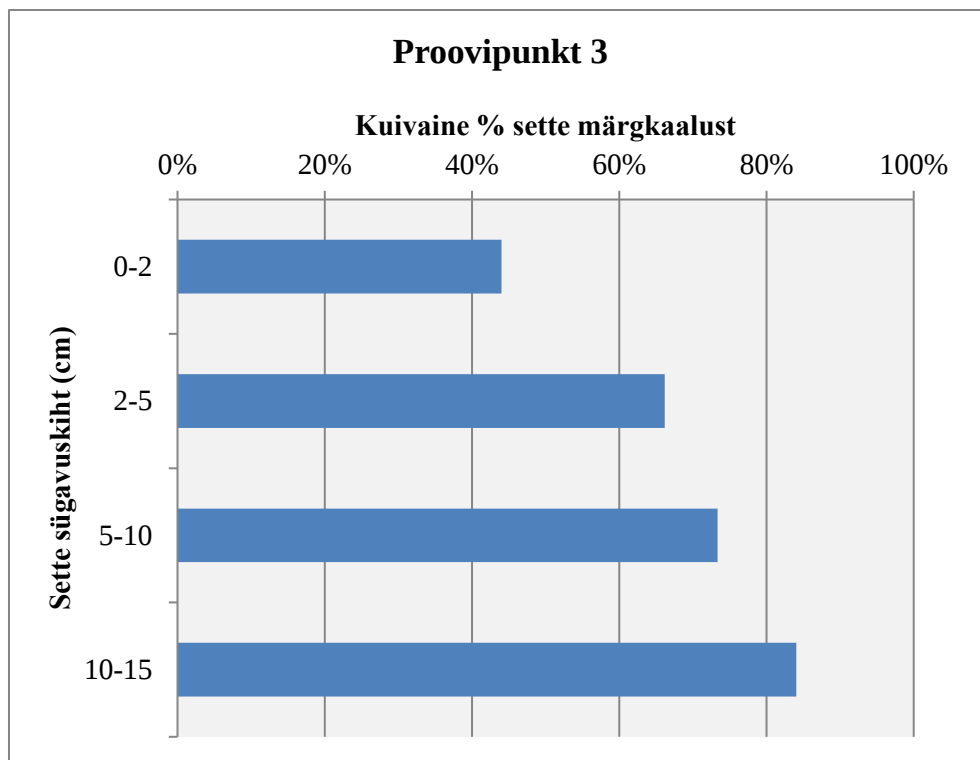
Sette kuivaine jaotatakse veel omakorda orgaaniliseks, karbonaatseks ja terrigeenseks osaks.



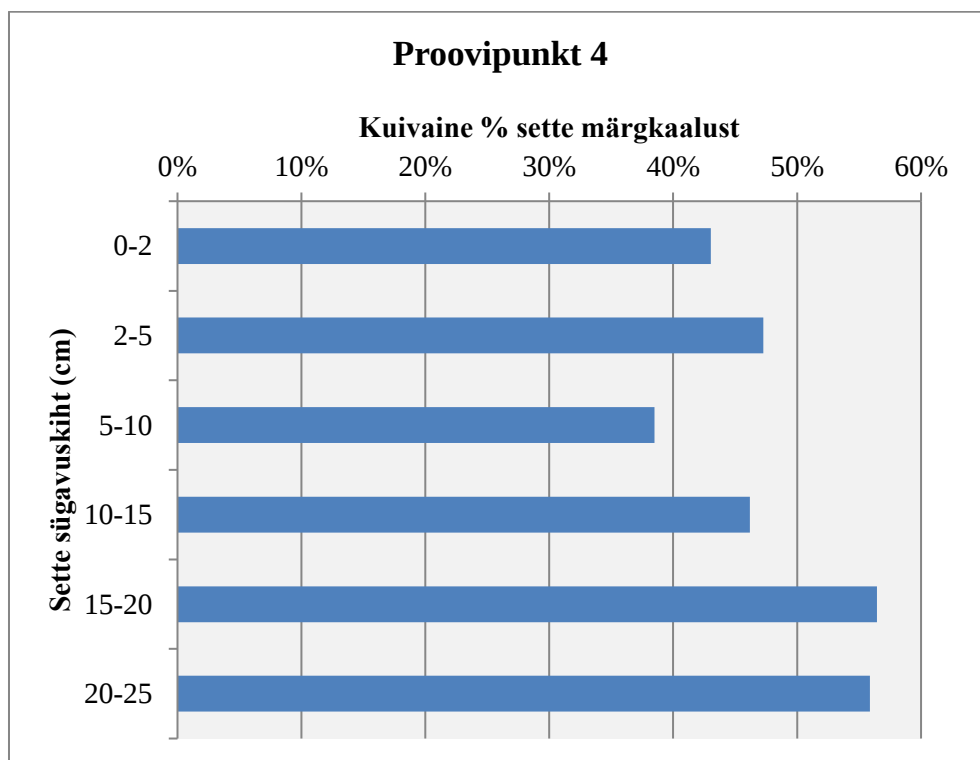
Joonis 3.2.1. Vööla mere proovipunkti nr. 1 sette kuivainesisaldus.



Joonis 3.2.2. Vööla mere proovipunkti nr. 2 sette kuivainesisaldus.

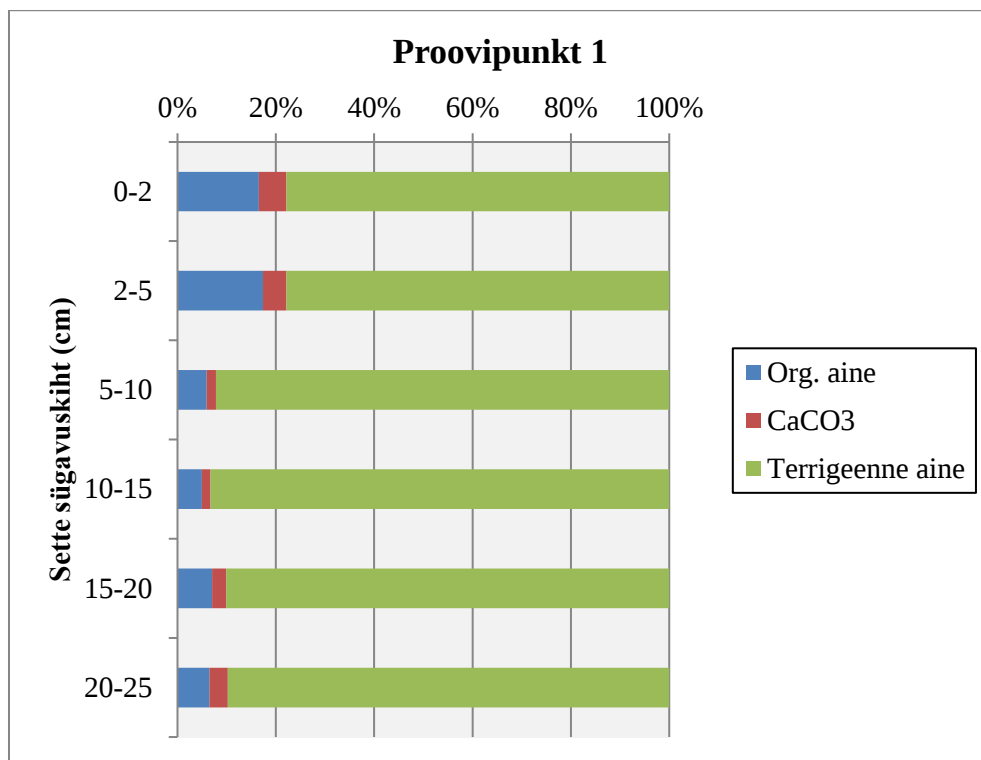


Joonis 3.2.3. Vööla mere proovipunkti nr. 3 sette kuivainesisaldus.

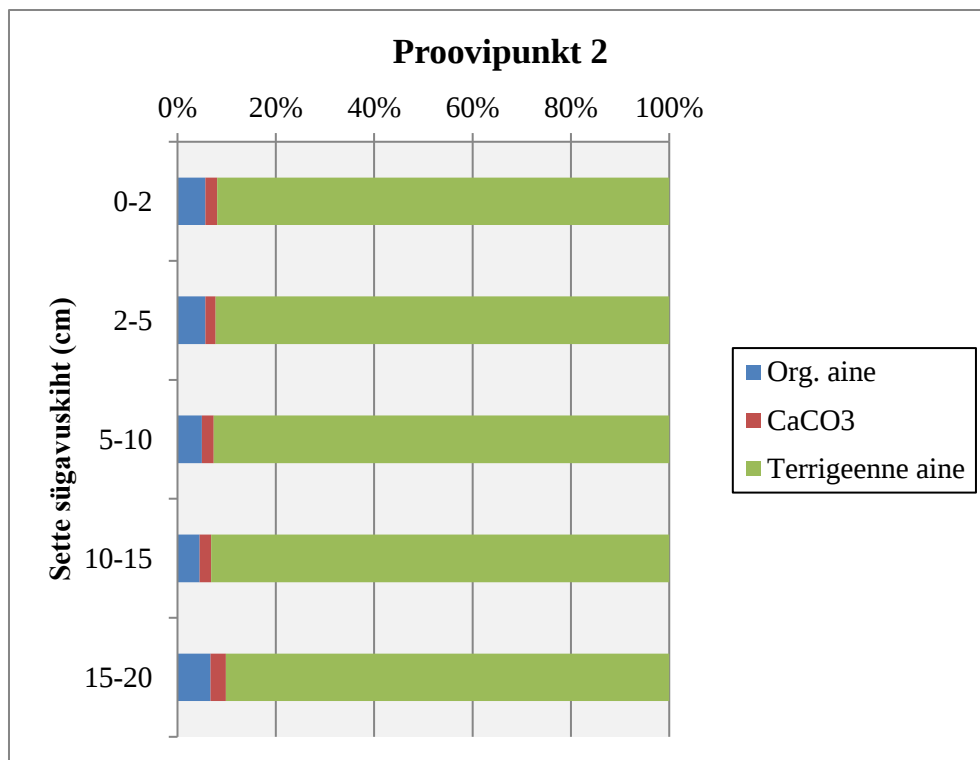


Joonis 3.2.4. Vööla mere proovipunkti nr. 4 sette kuivainesisaldus.

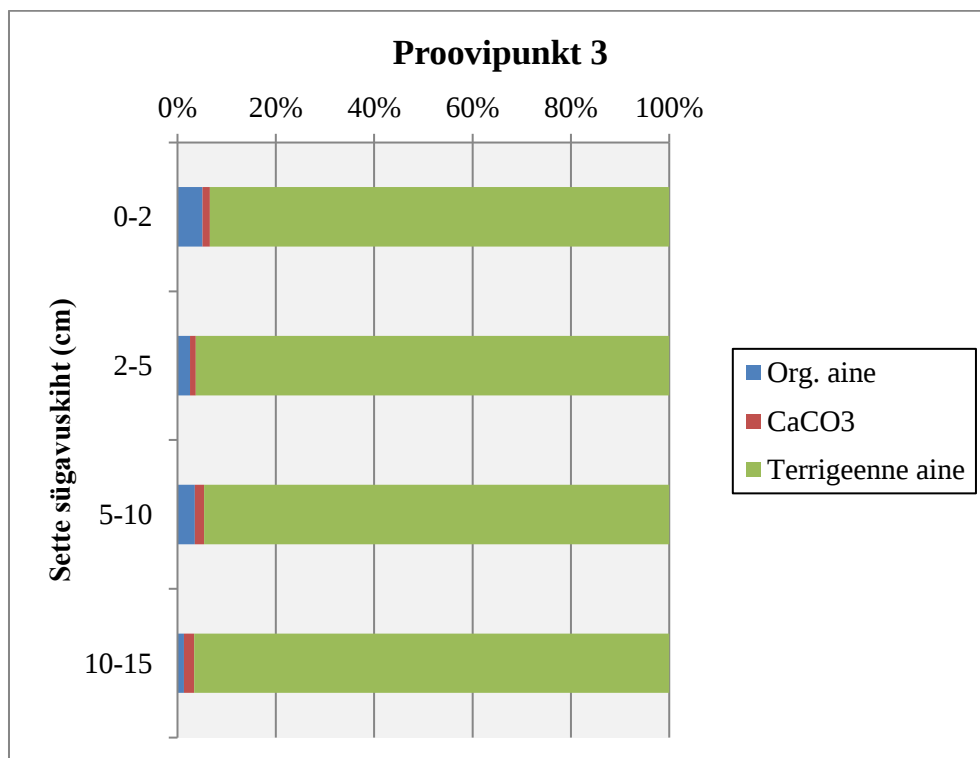
Orgaanilise aine sisaldus sette kuivainest (joonised 3.2.5.-3.2.8) varieerus 1,32-17,40 %. Sisaldus oli kõrgeim proovipunkti 1 pindmistes kihtides. Kaltsiumkarbonaatide sisaldus varieerus 1,1-5,6. Terrigeense aine sisaldus oli kõrge kõigis proovipunktides 77,85-96,62.



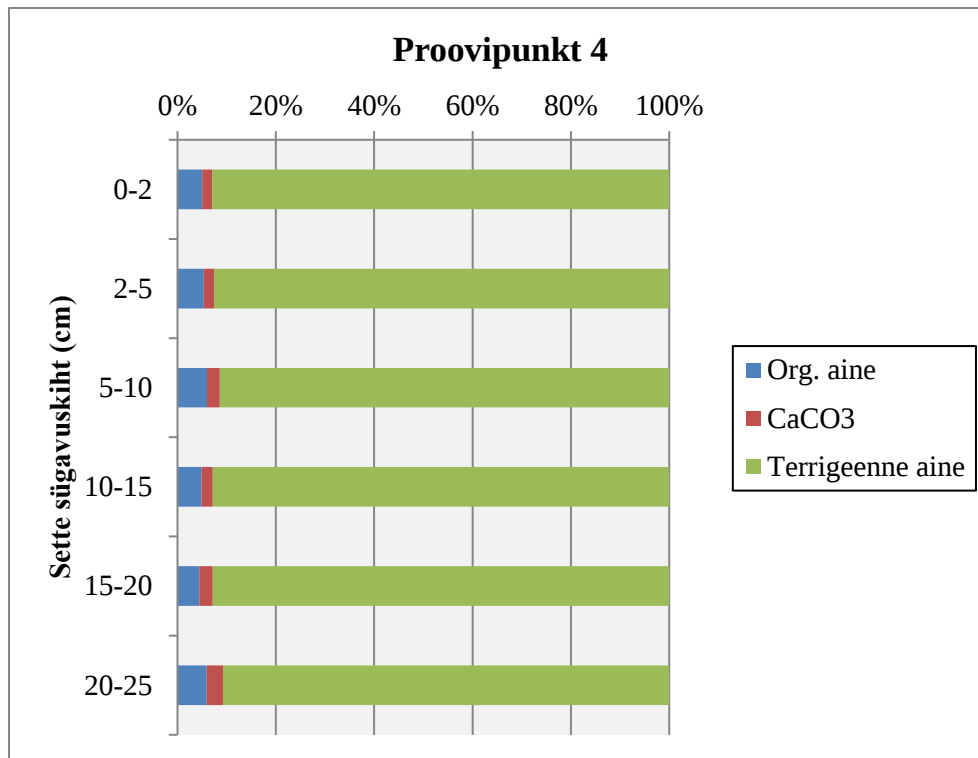
Joonis 3.2.5. Vööla mere sette kuivaine koostis proovipunktis nr. 1.



Joonis 3.2.6. Võõla mere sette kuivaine koostis proovipunktis nr. 2.



Joonis 3.2.7. Võõla mere sette kuivaine koostis proovipunktis nr. 3.



Joonis 3.2.8. Vööla mere sette kuivaine koostis proovipunktis nr. 4.

3.3 Sette fraktsioonid

Fosfor esineb setetes erinevates keemilistes vormides ehk fraktsioonides, millest mõned on inertsed ning ei osale järve fosforiringes, kuid osad on kergesti vabanevad erinevate protsesside läbi. Seega teades fosforivormide jaotust settes, on võimalik paremini mõista järve fosforiringe eripära.

Vööla mere fraktsioonide summa oli kõige kõrgem proovipunktis nr. 1 (567 µg P/g KA) ja jäi madalamaks proovipunktides nr. 2-4. (vastavalt 372, 289 ja 353 µg P/g KA; **joonis 3.3.1-3.3.4**). Võrreldes teiste rannajärvedega on Vööla mere pindmise settekihi fosforisisaldus proovipunktis nr. 2-4. sarnane Oessaare (300 µg P/g KA) ja Käomardi lahele (335 µg P/g KA). Samas näiteks Linnulahes ulatus fosforivormide summa 2500 µg P/g KA (Rannalõukad Eestis..., 2012).

Vööla mere neljas uuritud proovipunkti pindmises settekihis (0-2 cm) moodustas ligikaudu poole sette fosforisisaldusest (45-81 %) inertsed fosforivormid.

Pindmises, järveveega kokkupuutes olevas settekihis moodustas kaltsiumühenditega (Ca-P) seotud fosforifraktsioon 21-77 % fraktsioonide summast. Proovipunktides 2-4 moodustas see

fraktsioon üle poole fraktsioonide summast. Võrreldes teiste proovipunktidega jäi selle fraktsiooni sisaldus madalamaks üksnes proovipunktis nr. 1 (21 %).

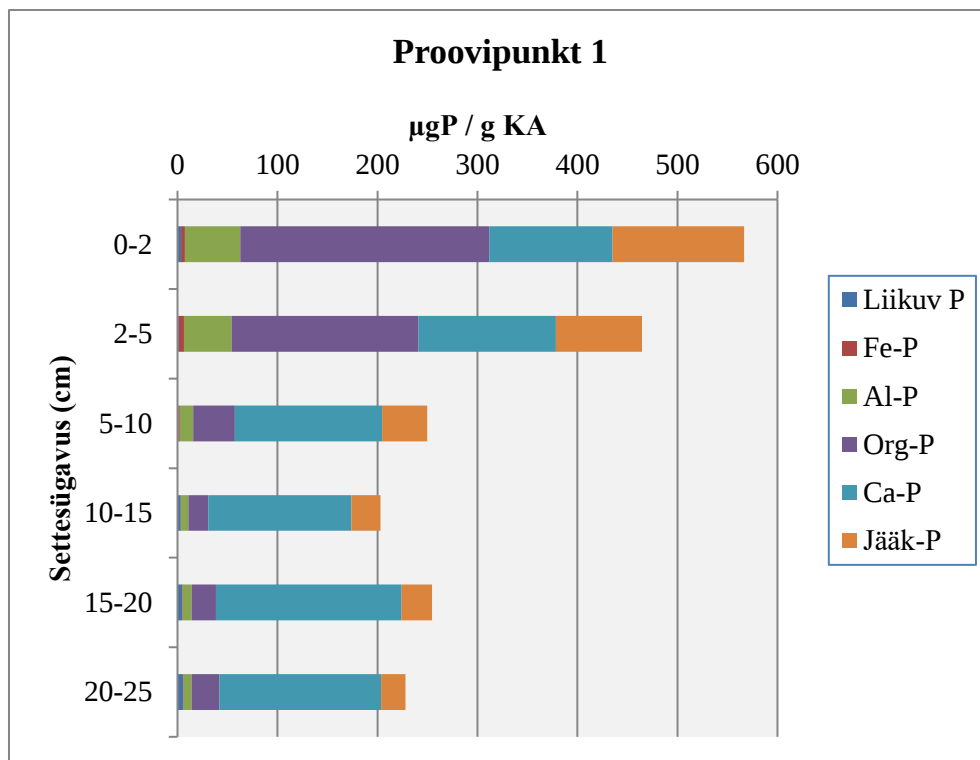
Suuruselt teise fraktsiooni moodustas orgaanilise ainega seotud fosforifraktsioon 16-44% fraktsioonide summast. Orgaanilise ainega seotud fosfor on potentsiaalselt vabanev fosforivorm, mis võib lekkida settest veesambasse mikroorganismide poolt läbiviidava lagundamise tagajärjel.

Jääk-P fraktsioon moodustas 0,5-23 % fraktsioonide summast. Antud fraktsiooni sisaldus oli kõige kõrgem proovipunktis nr. 1 (23 %) ja jäi madalamaks proovipunktides 2-4 (0,5-7 %). Ca-P ja jääk-P fraktsioone peetakse võrdlemisi inertseks ja arvatakse, et need ei osale järve fosforiringes.

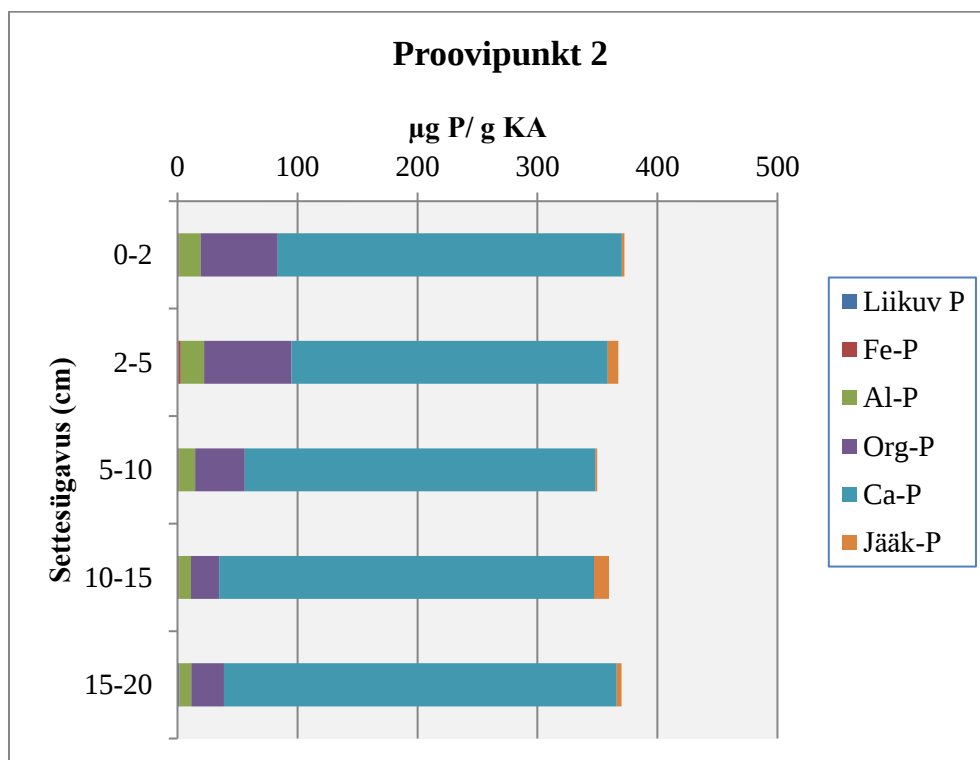
Kõige väiksema osakaaluga fosfori fraktsioonide summast moodustasid labiilne ja rauaühenditega seotud fraktsioonid (sisaldus < 1 %). Labiilne fosforifraktsioon koosneb nõrgalt osakestega seotud või pooriveses lahustunud fosforit. Antud fraktsiooni sisalduse järvesettes näitab, kui suur osa kergest settest vette vabanevast fosforist on suurtaimedele ja fütoplanktonile kättesaadav.

Rauaühenditega seotud fosfori vabanemine settest järvevette oleneb järves esinevatest hapnikuoludest ja redokspotentsiaalst. Madalates järvedes nagu Võõla meri on üldiselt hapnikuolud head ning seega fosfor seotud raud (III) oksiidi osakestega. Olgugi, et sette pinnakiht on aeroobne, võib fosfor difundeeruda sügavamal lasuvatest anaeroobsetest settekihtidest järvevette. Rauaühenditega seotud fosfor võib potentsiaalselt vabaneda ka talvel, kui järv on pikalt püsiva jääkatte tõttu ummuksil.

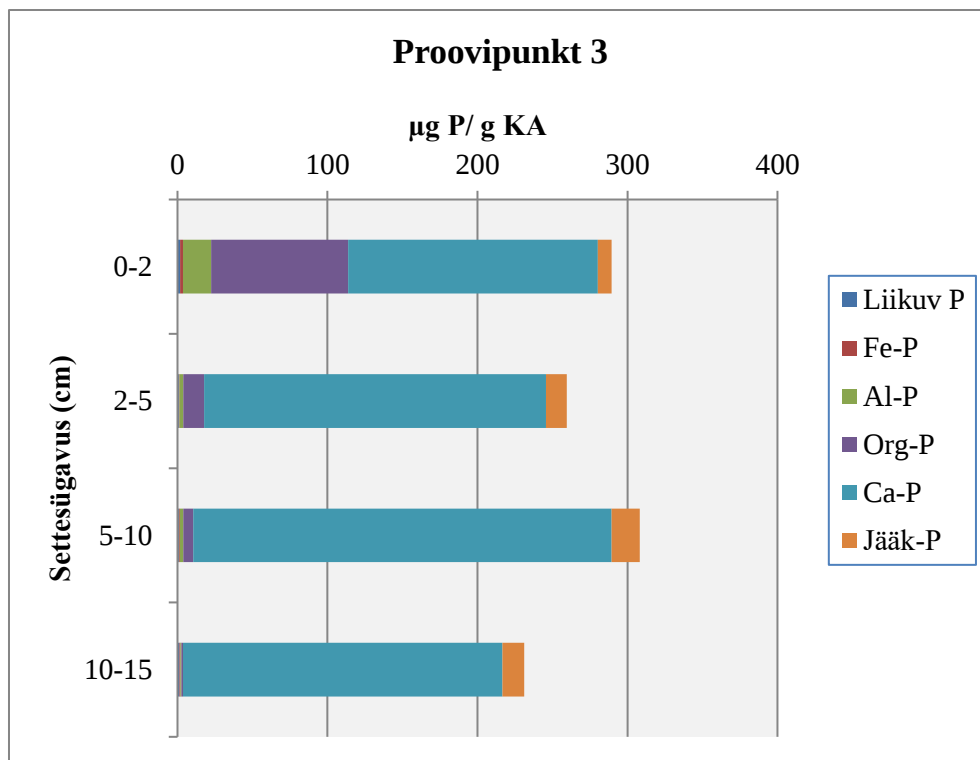
Pindmises settekihis moodustas alumiiniumühenditega seotud fosforifraktsioon 2-10 % fraktsioonide summast.



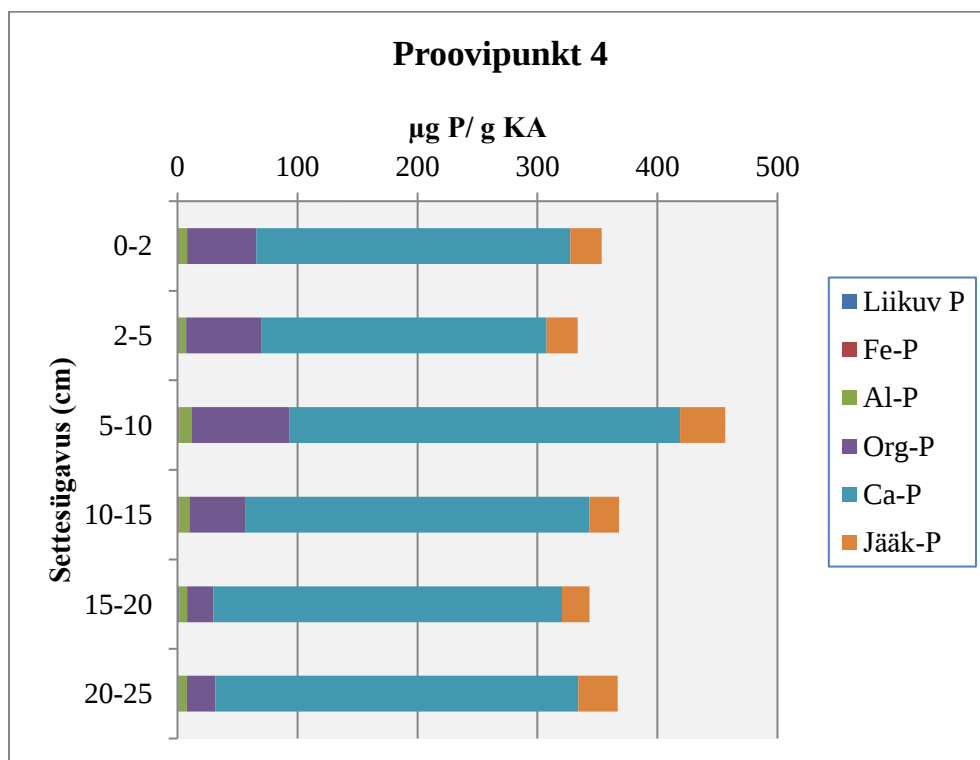
Joonis 3.3.1. Fosforifraktsioonide jaotus Vööla mere proovipunkti nr. 1 sette kuivaines (KA).



Joonis 3.3.2. Fosforifraktsioonide jaotus Vööla mere proovipunkti nr. 2 sette kuivaines (KA).



Joonis 3.3.3. Fosforifraktsioonide jaotus Vööla mere proovipunkti nr. 3 sette kuivaines (KA).



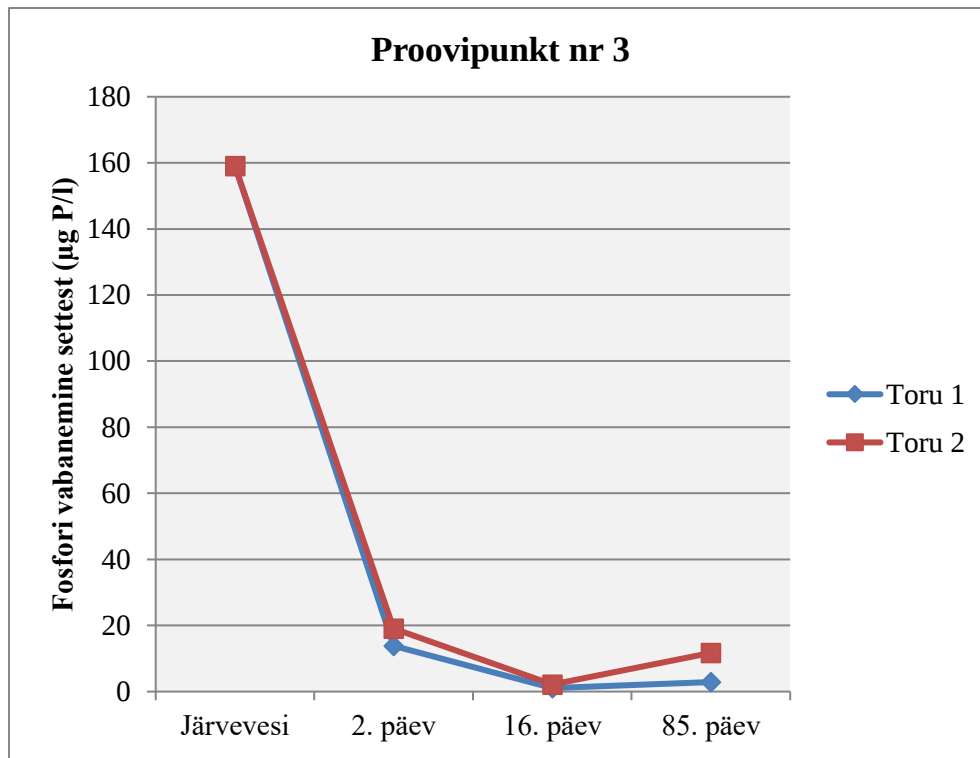
Joonis 3.3.4. Fosforifraktsioonide jaotus Vööla mere proovipunkti nr. 4 sette kuivaines (KA).

3.4 Sette inkubatsioonikatse

Sette roll järve fosforiringes oleneb sellest, kas fosfor seotakse settesse või vabaneb järvevette. Setteosakeste vahel olevas poorivees lahustunud fosforisisaldus on väike võrreldes sette üldise fosforisisaldusega (enamasti vähem kui 1 %). Samas ületab poorivee fosforisisaldus kordades (isegi 5 kuni 20 kordselt) sette kohal oleva järvevee fosfori kontsentratsiooni. Selline fosfori kontsentratsioonigradient sette ja vee piirpinnal põhjustab lahustunud fosfori difusiooni pooriveest järvevette (Boström *et al.*, 1982). Seega võib lahustunud fosfori juba osaline kandumine järvevette oluliselt tõsta selle fosforikontsentratsiooni (Søndergaard *et al.*, 2003).

Inkubatsiooniperioodi jooksul vabanes Vööla mere lõunapoolse osa settest 2,38 mg P m⁻² ja keskmiselt 0,03 mg P m⁻² p⁻¹ (joonis 3.4.1). Võrreldes Vööla mere põhjapoolse osa settega läbiviidud inkubatsioonikatse tulemusi, vabanes lõunapoolsest settest oluliselt väiksem kogus fosforit.

Järvevee fosfori kontsentratsioon võrreldes katse alguses mõõdetud sisaldusega erines märkimisväärselt. Proovide kogumisel, transportimisel ja inkubeerimisel hoiti settetorusid võimalikult stabiilsena, et vältida sette segunemist või gaasimullide eraldumist. Proovide kogumise ajal oli Vööla meri peaaegu põhjani külmunud. Madala veetaseme tõttu jääkatte all võis seguneda pindmine settekiht proovivõtmise käigus. Antud tulemused viitavad, et lõunapoolsest osast ei toimu märkimisväärselt fosfori vabanemist hapnikuvabades tingimustes (näiteks jääkatte all). Katse tulemuste põhjal võib eeldada, et fosfori vabanemine lõunapoolses osas on sõltuv resuspensiooni intensiivsusest.



Joonis 3.4.1. Fosfori dünaamika 85 päevase inkubatsiooniperioodi jooksul.

3.5 Suurselgrootute tulemused

Põhjas oli valdavalt tihe muda ja Detroit, leidus ka liiva. Proovi sügavus varieerus eri aastatel 0,2-0,5 m. Suuri veetaimi (eriti pilliroogu ja penikeeli) leidus rohkelt. 2012. a. oli palju rohelisti niitvetikaid, mida varem ei täheldatud. Seisundihinnangud on tabelis 3.5.1.

Tabel 3.5.1. Vööla mere seisund suurselgrootute järgi 2009-2012. MMQ - koondseisund nelja indeksi põhjal

Aeg	T	H'	ASPT	EPT	MMQ
20090516	14	1,07	4,7	1	6
20110515	12	1,68	5,6	3	11
20120521	12	1,92	4	0	4

Tabelist nähtub, et Vööla meri osutus rannajärvede etaloni taustal olevat parimal juhul (2011. a.) kesises seisundis. 2009. a. tulemus oli halb, 2012. a. väga halb.

3.6 Fütoplanktoni uurimise tulemused

2009. a. oli klorofüll-a hulk ja biomass mais ülikõrge, augustis keskmine. Liikide arv oli mõlemas proovis keskmine. Fütoplanktoni koondindeks oli kevadel kõrge, suvel ülikõrge (tabel 3.6.1.).

Kevadine kõrge klorofüll-a väärtus oli tingitud massilisest vaguviburvetika *Peridinium palatinum* esinemisest (92% kogubiomassist). Suvel domineeris sama liik (62% kogubiomassist), lisaks andis märkimisväärse osa biomassist veel ränivetikas *Amphipora ornata*.

EL veepoliitika raamdirektiivi (2002) nõuetest lähtuvalt oli klorofüll-a hulga järgi järve seisund kevadel väga halb, suvel väga hea.

Tabel 3.6.1. Vööla mere fütoplankton 2009. a.

Parameeter	27.05.2009			5.08.2009		
Kiht	Pind			Pind		
Horisont, m	0,5			0,5		
Chla, mg/m ³	146,19			6,2546		
Biomass, g/m ³	28,702			7,297		
Liike proovis	35			39		
FKI	6,0			11,5		
J (ühtlus)	0,14			0,32		

2011. a. oli fütoplanktoni biomass ja liikide arv loendusproovis keskmine, fütoplanktoni koondindeks kõrge (tabel 3.6.2.).

Suurima biomassi andsid vaguviburvetikad. Domineeris vaguviburvetikas *Peridinium palatinum* (86% proovi kogubiomassist). Arvukas oli lisaks veel ka vaguviburvetikas *Peridinium umbonatum* var. *umbonatum*, kuid oma väikeste mõõtmete tõttu suurt biomassi ei andnud. Sinivetikatest olid esindatud väikesemõõtmelised liigid perekonnast *Aphanocapsa*, *Gloeocapsa* ja *Merismopedia tenuissima*.

EL veepoliitika raamdirektiivi (2002) nõuetest lähtuvalt oli klorofüll-a hulga järgi järve seisund hea.

Tabel 3.6.2. Vööla mere fütoplanktoni näitajad 2011. a.

Parameeter	27.07.2011
Kiht	pind
Horisont, m	0,2
Biomass, g/m ³	8,043
Klorofüll-a, mg/m ³	8,994
Fütoplanktoni koondindeks (FKI)	5,3
Liike proovis	29

2012. a. oli fütoplanktoni liikide arv oli madal kuni keskmine (13 – 22). Biomass oli madal. Fütoplanktoni koondindeks oli mai kuus madal, juulis ja septembris keskmine ning augustis kõrge, kokkuvõttes keskmine (tabel 3.6.3). Suurima biomassi andsid mais ja juulis kold- ja vaguviburvetikad, augustis neel- ja vaguviburvetikad, septembris neelvetikad. Mai kuus olid arvukad koldvetikad perekonnast *Uroglena* ja vaguviburvetikad perekonnast *Peridinium*. Juulis oli proovi üldbiomass väga väike ja kindlaid dominante ei esinenud. Kold- ja vaguviburvetikad andsid teistest rühmadest suurema biomassi tänu oma suurtele raku mõõtmetele. Ka augustis ja septembris polnud võimalik eristada kindlaid dominante.

Tabel 3.6.3. Vööla mere fütoplanktoni näitajad 2012. a.

Parameeter	Mai-september
Kiht	pind
Horisont, m	0,2
Biomass, g/m ³	0,56
Klorofüll-a, mg/m ³	6
Fütoplanktoni koondindeks (FKI)	3,3
Ühtluse indeks	0,66
Liike proovis	19

Võrreldes eelmiste aastatega on Vööla mere seisund fütoplanktoni näitajate osas paranenud. 2012. a. olid esindatud 2009. a. veeõitsengut põhjustanud perekonna esindajad, kuid nende biomass ei olnud märkimisväärne.

Järve lõpphinnangu andmisel kasutakse fütoplanktoni näitajatest ainult Chla väärtust.

3.7 Kalastiku uurimise tulemused

2009. a. toimus kalastiku katsepüük 15.-16. augustil. Katsepüügiga tabasime 6 kalaliiki, kes esindasid 2 sugukonda. Nordic'-tüüpi võrkudega tabati 5 liiki kalu: hõbekoger, koger, nurg, roosärg ja viidikas, kes kuuluvad kõik karpkalalaste hulka. Lisaks püüdsime rannikumerega seotud järvedele iseloomuliku liigina ogaliku. Röövkalad selles suvises püügis puudusid, seejuures ei tabatud ka ahvenat. Nordic'-tüüpi seirevõrkude ($n = 6$) keskmine saak oli WPUE = 3105,6 g, NPUE = 41,8 isendit. Kalasaagi biomass oli Vööla mere katsepüügil Eesti väikejärvede keskmisest enam kui kaks korda kõrgem, arvukus keskmisest madalam. Simpsoni D indeksi alusel oli kalade liigirikkus arvukuse alusel keskmisest kõrgem (Simpsoni D_n 3,26); massi alusel keskmisest madalam (Simpsoni D_w 2,39). Litofiilsed liigid puudusid, litofütofiile oli saakkalade hulgas kaks (KSn 0,2). Katsepüügil tabatud isendi keskmine kaal 41,8 g.

2011. a. kõrge õhu- ja veetemperatuuridega suve iseärasusi arvestades viidi Vööla merel katsepüügid läbi juuli lõpus. Õhutemperatuur oli püügipäeval 20 – 24°C, öösel veidi madalam 11 – 21°C. Päeval puhus muutliku suunaga tuul 2 – 4 m s⁻¹, mis saake arvatavasti ei mõjutanud.

Liigiline koosseis meie võrgupüügi saakide alusel on esitatud alljärgnevas tabelis 3.7.1.

Tabel 3.7.1. Ülevaade Vööla järvest katsepüükidel tabatud liikidest* ja nende isendite arvust

Aasta	Kuu	<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Esox lucius</i>	<i>Carassius auratus</i>	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	<i>Carassius carassius</i>	<i>Pungitius pungitius</i>	<i>Blicca bjoerkna</i>	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Alburnus alburnus</i>
2009	august			x		x		x	x	x		x
2011	august	x		x		x	x	x	x	x	x	x
2011	november	x	x	x	x	x			x	x		
2012	august			x		x		x	x	x	x	x
2009	august			5		29		4	74	110		29
2011	juuli	1		25		44	3	4	1537	183	5	69
2011	november	3	41	10	4	12			44	14		
2012	august			26		36		42	88	77	1	25

**Perca fluviatilis* – ahven; *Esox lucius* – haug; *Carassius auratus* – hõbekoger; *Carassius carassius* – koger; *Gymnocephalus cernuus* – kiisk; *Pungitius pungitius* – luukarits; *Scardinius erythrophthalmus* – roosärg; *Rutilus rutilus* – särg; *Alburnus alburnus* – viidikas; *Blicca bjoerkna* – nurg; *Gasterosteus aculeatus* – ogalik.

Suuresilmalised võrgud püüdsid suvel kokku 70 kala (Tabel 3.7.2 ja 3.7.3.) need kuulusid 6 liiki, saagi kogukaal 98 kg. Arvukaim kalaliik oli roosärg 31 isendit, järgnesid koger ja hõbekoger. Vööla mere novembrikuise katsepüügi suuresilmaliste võrkude arvele jäi 37 haugi, lisaks tosin hõbekokre. Kadiskad püüdsid vaid hõbekogre ja ogaliku (Tabel 3.7.4.)

Tabel 3.7.2. Suuresilmaliste võrkude saagid rannikujärvedes 2011.a. katsepüükidel südasuvel

Veekogu	Isendeid	Dominandid ja teised liigid (isendite arv)
---------	----------	--

30 mm võrgusilm, 30 m pikk 1,5 m kõrge võrk		
Vööla meri suvi	31	Roosärg (29), hõbekoger (1), nurg (1)
45 mm võrgusilm, 30 m pikk 1.5 m kõrge võrk		
Vööla meri suvi	29	Koger (24), hõbekoger (3), roosärg (2)
60 mm võrgusilm, 30 m pikk 1.5 m kõrge võrk		
Vööla meri suvi	10	Hõbekoger (6), koger (4)

Arvukaimat liiki – roosärge – püüdsid võrgusilmad $\varnothing$ 30 ja 45 mm Vööla merest 3,7 kg, Hõbekogre saak oli Vööla meres 17 isendit. 60 mm silmasuurusega võrgus küündis selle liigi mass kuni 5 kg-ni. Suuresilmalistes võrkudes (30 ja 45 mm) puudusid Vööla meres särjed (püüti vaid üks isend), kes on tüüpilisemaid ja arvukamaid kalu paljudes mandri-Eesti väikejärvedes.

Tabel 3.7.3. Suuresilmaliste võrkude saagid Vööla meres 2011. a. hilissügisel katsepüügil

Võrgusilma läbimõõt, mm	Isendeid	Dominandid ja teised liigid (isendite arv)
30	3	Haug (2), kiisk (1)
35	2	Hõbekoger (2)
40	5	Haug (5)
45	10	Haug (10)
50	11	Haug (9), koger (2)
55	15	Haug (7), koger (6), hõbekoger (2)
65	2	Hõbekoger (2)
70	3	Koger (2), hõbekoger (1),
75	0	Tühi

Tabel 3.7.4. Kadiskapüügi tulemused Vööla merel

Vööla meri	21.-22.07.2011.		Tühi
Vööla meri	8.-9.11.11.		Höbekoger TL = 6,2 cm, TW = 3,7 g; ogalik TL = 6,8 cm, TW = 2,5 g

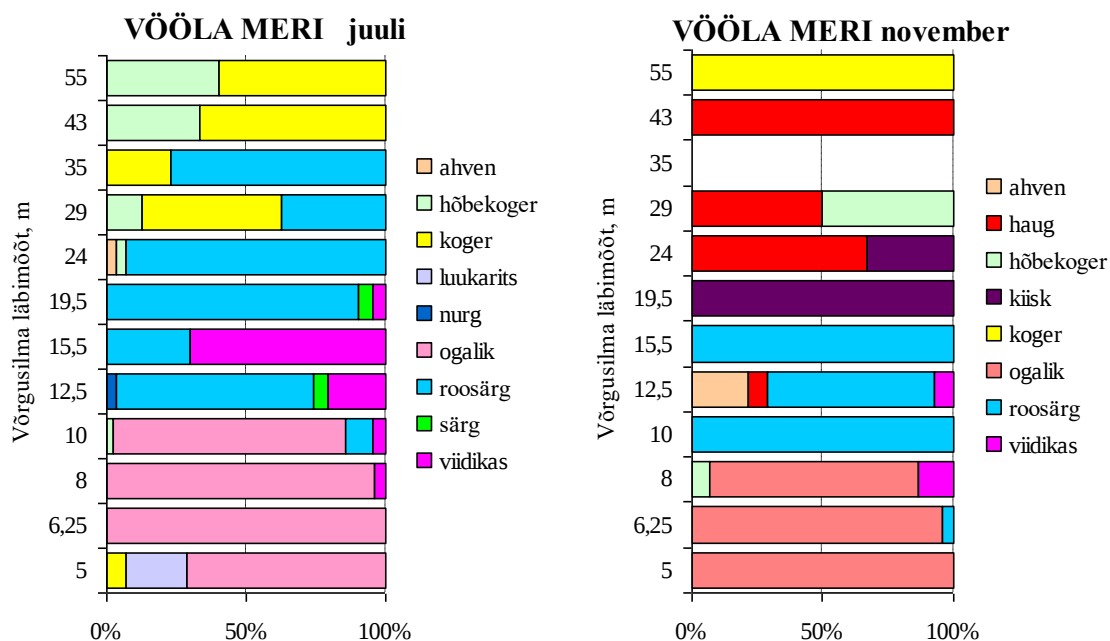
Sektsioonvõrkude saagid 2011. a.

Vööla merest püüdsime sektsioonvõrkudega 1875 kala, liike tabati 9. Kui enamuse isenditest (1800) püüdsime juulis, siis juulis puudusid liikidest haug ja kiisk, novembris aga luukarits, nurg, särg ja viidikas. Dominantliik saagis – **ogalik** (1537 isendit juulis, 43 novembris). Arvukamad olid veel roosärg (suvel 151 ja hilissügisel 14 isendit) ja suvel ka viidikas (69 isendit). Suurema osa saagi massist andsid suvel koger (31 %; ühe samasuvise isendi kõrval 17 suuremat isendit pikkusvahemikus 16 – 32 cm), roosärg (30 %; pikkusvahemik TL 5 – 22 cm,) ja höbekoger (20 %; saagi moodustasid enamvähem võrdsetes osades kahesuviste vanusrühm, need on 5-6 cm pikkused kalad ja vanemad isendeid pikkusvahemikus 13 – 34 cm). Hilissügisel oli võrgusaagis ülekaalukalt valitsev **haug** (83 %). Püütud haugid olid vanusgruppidest 3+ kuni 5+, pikkusvahemikus TL 30 – 52 cm ja kaaluvahemikku 0,2 -1,1 kg. Kõikidest haugidest oli isaseid kolmveerand. Sektsioonvõrgu saagi liigilist koosseisu illustreerib alljärgnev **joonis 3.7.1**, millel võrreldakse suviseid saake sügisestega võrgu silmasuuruste kaupa. Suvine katsepüük andis tulemuseks lepiskalaliikide domineerimisega madala rannikumere, kuhu tungib ka riimveeline ogalik, samas puuduvad röövkalad. Sügisel, mil suureneb haugi talvituseelne toitumisaktiivsus ja ränne võib see röövkala soodsa tuule ja hea veevahetusega kanali kaudu massiliselt suunduda Vööla merre. Seda juhtumit peegeldab ka novembrikuine püük ja kardinaalselt suvisest erinev tulemus biomasside ja liikide võrdluses.

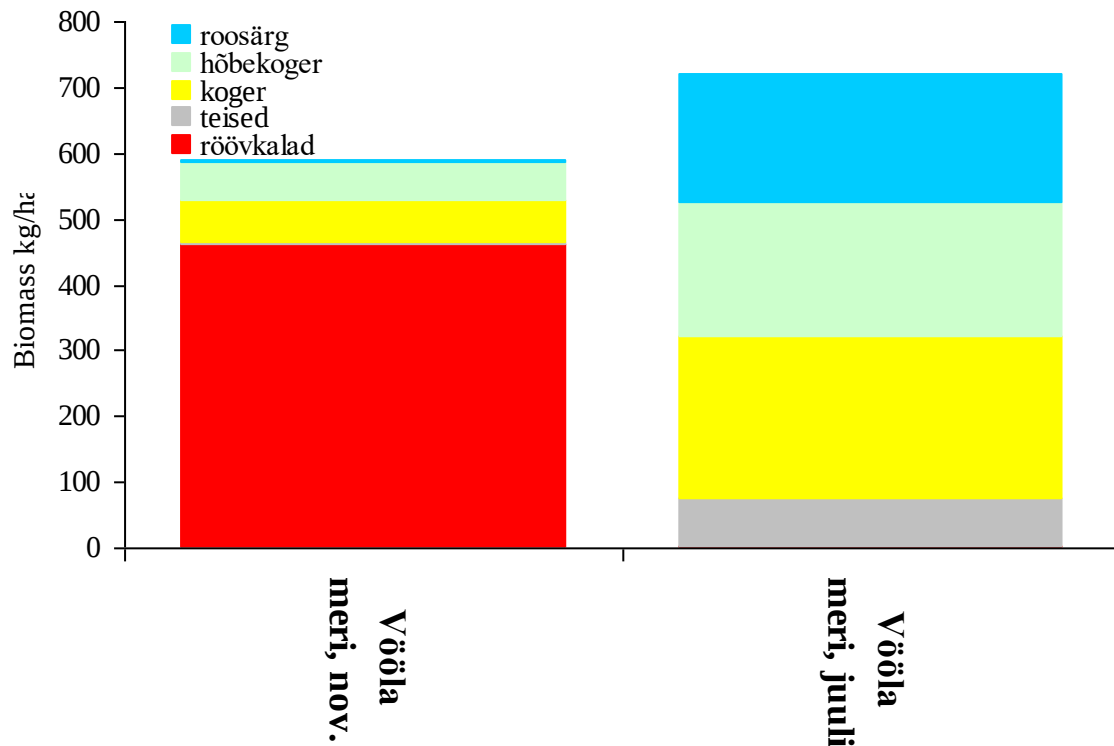
Kalade biomass Vööla meres

Vööla mere kalastiku biomassi sesoonseid muutusi ilmestab alljärgnev **joonis 3.7.2**. Rannikujärvedele tüüpilisena on valitsevad liigid kalastikus: koger ja höbekoger. Vööla meres on väga kõrge biomassiga höbekoger, kes edestab siin ka kokre. Neile lisandub siin kolmanda liigina roosärg. Saaremaa suuremates rannikujärvedes sage linask, aga Vööla

meres elupaigaks soodsaid tingimusi ei leia ja on seepärast kas vähearvukas või puudub üldse.



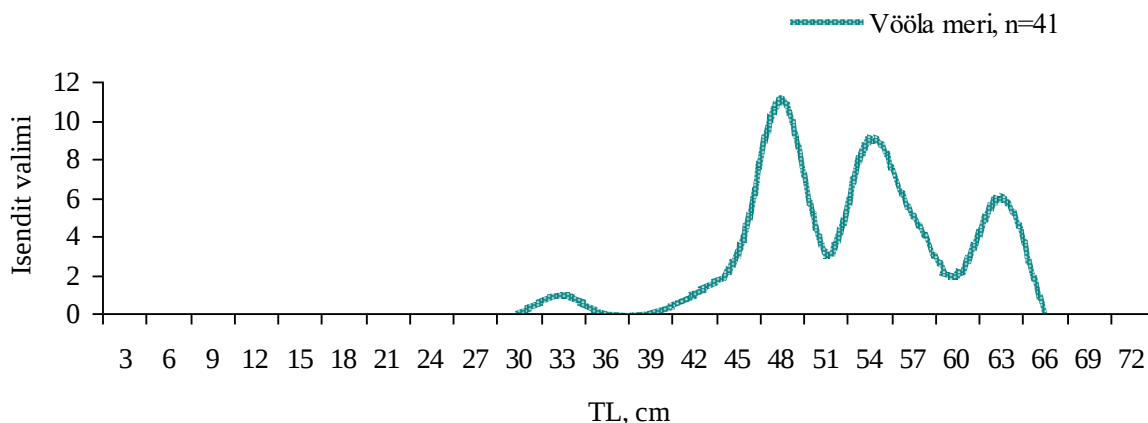
Joonis 3.7.1. Liikide võrdlev jaotumine sektsioonvõrgu erinevatesse silmasuurustesse Võõla mere katsepüükides juulis ja novembris 2011. a.



Joonis 3.7.2. Kalastiku biomassis domineerisid 2011.a. koger, roosärg ja hõbekoger, novembris peale kanali uuendustöid haug.

Läbiviidud võrdluspüügid näitasid, et südasuvine kõrge kogre ja hõbekogre biomassid olid Võõla merel hilissügisel vähenenud liikumisaktiivsuse tõttu neli korda madalamad ja roosärg praktiliselt puudus katsepüügi saagist. Suvel katsepüügist puudunud haug oli hilissügisel domineeriv – enam kui 3 isendit 30 m võrgu kohta (**joonis 3.7.3**).

Esox lucius



Joonis 3.7.3. Haugi pikkusjaotus Võõla mere 2011. a. hilissügisel katsepüügil.

2012. a. augustikuine katsepüük andis Võõla merel tulemuseks jällegi juba „tuttava“ suvise pildi, kus saagis lepiskalad ja röövkalad puuduvad. Ka püütud kalaliigid kordavad peaaegu üks ühele varasemaid suviseid tulemusi. Erandina tabasime 2012. a. suvel nakkevõrkudega Võõla merest särje ja ogalik oli augusti teisel poolel juba lõpetanud kudemise, mistõttu tema arv ulatus saagis mõnesaja isendini.

3.8 Suurtaimede uurimise tulemused

Järv on loode-kagu suunas pikliku kujuga ning koosneb kahest tammiga eraldatud osast. Järve loodepoolse osa taimestikku on varem uuritud aastatel 2003, 2009 ja 2011, kagupoolse osa taimestikku uuriti 2012. aastal teistkordselt. Võõla meres registreeriti 2012. aastal 19 liiki veetaimi – 10 kaldaveetaime, 1 ujutaim ja 8 veesisest taime.

Kaldaveetaimestikus domineeris mõlemas järveosas harilik pilliroog, järgnesid järvkaisel ja meri-mugulkõrkjas. Kaldaveetaimestik moodustas pideva, laia, kõrge ning väga tiheda vööndi, mistõttu kagupoolsele järveosale, mida eraldas loodepoolsest veel ka kunagi kaevatud muldvall ning kraavid, oli pealeminek väga raske. Veesiseses taimestikust domineerisid mändvetikad (kare, ruuge, kähär (*Chara canescens*) ja liht-mändvetikas (*Chara horrida*)), ehkki kähara ja liht-mändvetika levik peaks piirduma riimveeliste merelahtedega (Torn & Martin, 2004). Mändvetikad katavad Võõla meres praktiliselt kogu veekogu põhja ning moodustavad tihti veepinnani ulatuvaid matte. Kagupoolses järve osas, mis oli madalam, domineeris mändvetikaist kare mändvetikas, seevastu loodepoolses osas, mis oli sügavam,

ruuge mändvetikas. Ka merelahtede taimestiku uurimisel on leitud, et kare mändvetikas levib madalamas ning ruuge mändvetikas sügavamas vees (Torn jt., 2006). Üldiselt oli veesisese taimestiku koosseis mõlemas osas sarnane, mändvetikaile järgnesid ohtruselt kamm-penikeel ja vahelmine näkirohi (LK II kategooria), mis olid kohati kaetud epifüütsete niitvetikatega. Vahelmine näkirohi levis vahetult kaldaveetaimede vööndi servas, kus muu veesisene taimestik puudus või oli vähene ning sügavamale avavette tungis harva. Mändvetikad ja kamm-penikeel levisid valdavalt järve avaveelises osas. Niitjad vetikad levisid mõlemas järveosas 4 palli väärtuses, mis on halb näitaja.

Vööla mere loodepoolse osa seisund oli VIII järvetüübile iseloomulike taimestiku näitajate alusel 2009. aastal hea ning 2011 ja 2012. aastal kesine (tabel 3.8.1). Järve seisund hinnati kesiseks vaid seetõttu, et puudus selline liik (lääne-mõõkrohi), mille alusel seisundit hinnata. Vööla mere kagupoolse osa seisund oli samale järvetüübile iseloomulike taimestiku näitajate alusel nii 2011 kui ka 2012. aastal hea.

Tabel 3.8.1. Vööla mere loodepoolse osa seisundi hinnang suurtaimede alusel

a) Vööla mere loodepoolne osa

Näitaja/näitaja EQR väärtus/aasta	2009	2011	2012
Kareda mändvetika ohtrus VST rühmas/(EQR)	3: II (0,7)	2: III (0,5)	2: III (0,5)
Ruuge mändvetika ohtrus VST rühmas/(EQR)	5: I (1)	4: I (1)	4: I (1)
Lääne-mõõkrohu ohtrus KVT rühmas/(EQR)	0: IV (0,3)	0: IV (0,3)	0: IV (0,3)
Koondhinnang	II: hea	III: kesine	III: kesine
EQR koondhinnang	0,67	0,6	0,6

b) Vööla mere kagupoolne osa

Näitaja/näitaja EQR väärtus/aasta	2011	2012

Kareda mändvetika ohtrus VST rühmas/(EQR)	5:I (1)	5:I (1)
Ruuge mändvetika ohtrus VST rühmas/(EQR)	2: II (0,7)	2: II (0,7)
Lääne-mõõkrohu ohtrus KVT rühmas/(EQR)	0: IV (0,3)	0: IV (0,3)
Koondhinnang	II: hea	II: hea
EQR koondhinnang	0,67	0,67

3.9 Zooplanktoni uurimise tulemused

Vööla meres määrati 2011. a. 5 zooplankteri taksonit, s.h. 1 koorikloomaliik.

Zooplanktoni koguarvukus oli Vööla meres kõrge, biomass väike (vastavalt $632,2 \cdot 10^3$ is./m³ ja 0,1619 g/m³). Arvukuselt (Tabel 3.9.1) domineeris aerjalgsete rühm (59,6% kogu zooplanktoni arvukusest). Aerjalgsete hulgas olid enamuses vähikvastsed *nauplii*, noorjärke *Cyclopoida juvenilis* leiti vaid proovi kvalitatiivsel läbivaatamisel.

Tabel 3.9.1. Vööla mere zooplanktoni arvukus ja biomass 2011 ja 2012. a.

Rühm	Arvukus 10 ³ is./m ³	Biomass g/m ³
2011. a.		
Aerjalgsed <i>Copepoda</i>	377,0	0,1422
Vesikirbulised <i>Cladocera</i>	0	0
Keriloomad <i>Rotatoria</i>	255,2	0,0197
2012. a.		
Aerjalgsed <i>Copepoda</i>	47,1	0,0372
Vesikirbulised <i>Cladocera</i>	0	0
Keriloomad <i>Rotatoria</i>	81,3	0,0028

Vesikirbulisi Vööla mere veeproovist ei leitud.

Keriloomade hulgas esines arvukalt pk *Polyarthra* esindajaid (98,1% rühma arvukusest).

Veel leiti taksoneid *Synchaeta* sp, *Brachionus* sp, *Lecane* sp. Biomassilt domineeris aerjalgsete rühm (87,8% zooplanktoni biomassist). Zooplanktoni liikide ja koosluste olukord järves oli kesine. Nii arvukuselt kui biomassilt domineerisid koorikloomad. Koorikloomade fauna oli vaene.

Vööla mere veeproovidest 2012. a. (Tabel 3.9.1) leiti 11 zooplanktoni taksonit, sh. vaid kaks liiki koorikloomi. Zooplanktoni arvukus oli juulis kõrge ja septembris keskmine (vastavalt $183 \cdot 10^3$ is./m³ ja $74 \cdot 10^3$ is./m³) ning biomass nii juulis kui septembris väike (vastavalt 0,03 g/m³ ja 0,05 g/m³). Arvukuselt domineerisid nii juulis kui septembris keriloomad (vastavalt 59% ja 74% kogu zooplanktonist). Keriloomadest esines juulis arvukamalt liiki *Keratella cochlearis*, septembris ükski keriloomaliik ei domineerinud. Vesikirbulisi ei leitud.

Aerjalgsete arvukuses moodustasid nii juulis kui septembris valdava osa vähikvastset (vastavalt 99% ja 90% rühma arvukusest).

Biomassilt domineerisid nii juulis kui septembris aerjalgsed (vastavalt 83% ja 99% zooplanktoni biomassist). Juulis on suurim osa biomassis vähikvastsetel, septembris on lisaks vähikvastsetele suur osa liigil *Mesocyclops leuckarti* (biomass vastavalt 90%, 43% ja 43% rühma biomassist).

Zooplanktoni liikide ja koosluste olukord järves oli 2012. a. kesine.

Vööla mere zooplanktonit on varem uuritud ja andmed pärinevad 2003. a. Võrreldes 2011. a. ja 2012. a. 2003. aastaga, on veekogu seisund püsinud stabiilsena, kuigi arvulised väärtused kõiguvad. 2003. a. leiti Vööla mere veeproovist koorikloomaliike *Chydorus sphaericus*,

Bosmina sp ja *Harpacticoida* sp, siis esinesid ka toona need liigid väga vähearvukalt.

Kõige varasemad limnoloogiakeskuse kasutuses olevad andmed Vööla mere zooplanktoni kohta pärinevad 16.03.1976. a. Sel korral leiti veekogust liiki *Chydorus sphaericus*.

3.10 Vee abiootiliste omaduste tulemused

Tabelis 3.10.1 on esitatud viimase kümne aasta vee omaduste näitajate keskmised väärtused.

Esimesed andmed on 1976. a. märtsist. Erinevatel aastatel on olnud erinev arve analüüse, aga

need on olnud kõik kasvuperioodil, va 1976. a. Võime järeldada, et Vööla on olnud üsna ebastabiilne ja ei saa välja tuua ühtegi kindlat trendi. Seoseid võiks otsida 2011. a. uue silla ehituse ja ökosüsteemi seisundi näitajate vahel, aga paistab, et neist andmeist põhjuslikke seoseid ei leia. Järve loodeosa kalda-ala korrastati pärast meie vaatlusi, kuid otseselt ei tohiks see vee omadusi muuta, sest endiselt jääb avavee ja korrastatud ala vahele lai, looduslikus seisundis roostik. Tabelis torkavad silma mitmed üldisest foonist äärmuslikud väärtused, mis on punase kirjaga ja enamasti pärinevad 2009. a. Sel aastal külastati Vööla merd kaks korda ja suur mõju on kevadistel andmetel. Kevadel valdas valgalalt kanduv magevesi. Sellest ka suurem orgaanilise aine sisaldus, suuremad toiteainete väärtused ja väiksem elektrijuhtivus. 2011. a. uuriti järve vaid korra juulis ja seepärast on temperatuur olnud väga kõrge. 1970ndatel aastatel mõõdeti vähe näitajaid märtsikuus. Tabelisse on toodud ainult 1976. a. andmed. Nende alusel on raske teha suuri järeldusi. Paistab siiski, et merevee mõju on olnud ka 1970ndatel väga suur.

Järve ökoloogilise koondseisundi hindamisel on abiootilised näitajad elustikust vähema tähtsusega. Pealegi kasutatakse praegu kehtiva keskkonnaministri määruse kohaselt rannajärvedes vaid sette kirjeldust ja vee üldfosfori sisaldust. Vaatamata neile nõuetele, saame ülevaatlikuma pildi kasutades võimalikult palju näitajaid. Esiteks peab rõhutama Vööla mere vee omaduste väärtuste ebastabiilsust ja teiseks ka keskmiste väärtuste alusel kehvemat vee kvaliteeti. Sete on Vööla meres olnud stabiilselt kesise hinnanguga.

Tabel 3.10.1. Vööla mere vee omadused 1976., 2004., 2009., 2011., ja 2012. a.

Näitaja	1976 (n=1)	2004 (n=2)	2009 (n=2)	2011 (n=1)	2012 (n=4)
Temperatuur (°C)		17,0	16,3	26,5	15,5
O ₂ (mg/l)		10,05	11,2	13,55	8,0
O ₂ %		107,1	113,2	172,5	83,1
pH	7,2	8,76	9,06	10,04	8,48
Elektrijuhtivus (mS/cm)		6771	1627	7586	6093
Mineraalsus (mg/l)		4790	1285	4790	
Üldaluselisus, HCO ₃ ⁻ (mgekv/l)	4,1	2,5	2,6	2	2,6
Keemiline hapnikutarve, COD _{Cr} (mgO/l)		34	70		34
Keemiline hapnikutarve, COD _{Mn} (mgO/l)		14		17	
Kollane aine (mg/l)		5,4		5,0	6,0
üld-N (mg/l)		0,825	0,75	1,67	0,755
NH ₄ ⁺ (mg/l)		0,0428		0,023	0,062
NO ₃ ⁻ (mg/l)		0,005667		0,002	0,012

üld-P (mg/l)		0,044	0,101	0,046	0,048
PO ₄ ³⁻ (mg/l)		0,0095		0,006	0,0125
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	358	351		425	338
Cl ⁻ (mg/l)	4770	2241		2200	2275

3.11 Vööla mere koondhinnangu dünaamika

EL Veepoliitika Raamdirektiivi nõuete järgi ökoloogilise seisundi hindamist kasutatakse Eesti järvedes alates 2008. a. See tähendab, et me ei saa võrdluses kasutada sellest varasemaid materjale. Viimaste aastate koondhinnangud on koondatud tabelisse 3.11.1. Ühelgi uuritud aastal pole kvaliteet ulatunud parematesse klassidesse. Kuna järv on >50 ha, siis peab looma seisundi parandamiseks meetmekava. Arvestama peaks ka seda, et praeguseks kasutatakse ametliku hinnangu saamiseks vastavat keskkonnaministeeriumi määruses esitatud korda ja näitajaid. Selles dokumendis ei nimetata olulisi elustikurühmi, nagu kalad ja zooplankton, kuid neid tuleb olulisteks pidada. Nii zooplanktoni, aga ka kalade olukorda peaks parandama.

Tabel 3.11.1. Vööla mere ökoloogilise seisundi koondhinnangu väärtused 2009., 2011. ja 2012. a. m (*moderate*) – kesine; g (*good*) – hea; b (*bad*) – väga halb; p (*poor*) – halb; h (*high*) – väga hea.

Näitaja/Aasta	2009	2011	2012
Sete (valdav sette tüüp)	m	g	m
Sete (orgaanilise sette tüsedus)	m	g	m
Üld-P	b	p	m
Chl a (fütoplanktoni klorofüll a)	b	g	g
CHAS, Veesisese taimestiku sügavuspiir	g	m	m
CHTO, Ruuge mändvetika (<i>Chara tomentosa</i>) suhteline ohtrus veesiseste taimede rühmas	h	h	h
CLMA, Mõökrohu (<i>Cladium mariscus</i>) ohtrus kaldaveetaimede rühmas,	p	p	p
Taksonirikkus (makroselgrootud)	m	b	b
H', liigierisus (makroselgrootud)	p	m	m
ASPT indeks (makroselgrootud)	g	h	m
EPT indeks (makroselgrootud)	p	g	b
A, happesusindeks (makroselgrootud)	p		
Koondhinnang	P	M	M

4 Ettepanekud

- Avada osa kahe järveosa vahelisest tammist, et parandada veevoolu loode-ja kaguosa vahel.
- Kaguosast ei ole vajalik setet eemaldada, kuna sisekoormus antud osas on väike.
- Eemaldada loodeosast osa settest ja kaldaveetaimedest veemahu suurendamiseks, avavee ala laiendamiseks ja kinnikasvamise aeglustamiseks. Võimalusel laiendada ala suuremaks võrreldes hetkeks valminud OÜ Kodaprojekt tööprojektiga.
- Kalastiku olukorra parandamiseks tuleks soodustada veevahetust Hara lahega.
- Püsiva veemahu tagamiseks kaaluda võimalust lävendi rajamiseks Hara lahe ja Vööla mere vahele. See peaks lubama elustiku rännet nende veekogude vahel.
- Ökoloogilist seisundit peaks hindama iga tervendamisetapi järel. Seda peaks tegema mahus, mis vastab Keskkonnaministri 2009. a. määrusele (kompleksne hinnang). Järgmist hinnangut peaks kavandama pärast loodeosa paremkalda puhastamist ja pärast sette eemaldamist loodeosa avaveelisest osast. Sellele järgnevalt peaks tööd kordama juhul, kui avatakse praegu kahte järveosa eraldav tamm. Erilist tähelepanu peaks pöörama nõtte näkirohu olukorra selgitamisele.

5 Tänusõnad

Projekti tellijaks on MTÜ Noarootsi Rahvaselts (vast. Aivo Hirno), rahastajaks Keskkonnainvesteeringute Keskus. Uurimisele aitasid palju kaasa veeinsener Andres Piir (OÜ Kodaprojekt). EMÜ PKI Limnoloogiakeskuse kolleegidest on kasutatud Aimar Rakko, Kaidi Kübara, Katrit Karuse ja Tõnu Feldmanni materjale. Uurimisele aitasid kaasa kohalikud elanikud.

6 Kasutatud kirjandus

Andronikova, I.N., 1989. Strukturno-funktsionalnaya organizatsiya zooplanktona ozernykh ekosistem raznykh troficheskikh tipov. Thesis doc.; Leningrad (vene k.)

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.

- Balushkina, E. V. & G. G. Winberg, 1979. Zavisimost' mezhdu massoi i dlinoi tela u planktonnykh zivotnykh (Relation between body mass and length in planktonic animals). In: G. G. Winberg (Ed.). *Obshchiye osnovy izucheniya vodnykh ekosistem*. Leningrad, pp. 169–172. (vene k.)
- Boström, B., Jansson, M. & C. Forsberg. 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 18. 5-59.
- Czensny, R., 1960. Wasser-, Abwasser- und Fischereichemie. Veb Verlag Technik Berlin, 429 S.
- European Committee for Standardization, 1994. Water quality – Methods for biological sampling – Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates. EN 27828. European Committee for Standardization, Brussels, Belgium.
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M. & Kremling, K., 1981. *Methods of Seawater Analysis*. New York
- Hansen, H. P. & Koroleff, F., 1999. Determination of nutrients. In Grasshoff, K., Kremling, K. & M. Ehrhardt (eds), *Methods of Seawater Analysis*. WILEY-VCH, Weinheim. New York. Chichester. Brisbane. Singapore. Toronto, 600 pp.
- 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.
- 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 miljökalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar* (Ed. by Torgny Wiederholm). Naturvårdsverket Förlag, 85-166.
- Koroleff, F., 1982. Total and organic nitrogen. In: K. Grasshoff (ed.). *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, 162-168
- Kõvask, V. & Milius, A., 1982. Lõuna-Eesti järvede fütoplankton. - *Eesti NSV järvede 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, 3: 222-233.

- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. - *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-346
- Medin, M., Ericsson, U., Nilsson, C., Sundberg, I., Nilsson, P.-A., 2001. Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke, 12 pp.
- Milius, A., K. Kangur, R. Laugaste, S. Lokk, A. Mäemets ja H. Timm, 1998. Saare järve bakter-, füto- ja zooplankton ning põhjaloomastik. Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat. 78. köide, Tallinn, lk. 93 – 125.
- Murphy, J. & J.P. Riley, 1962. A modified single-solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chum. Acta.* 27 (1): 31-36.
- Mäemets, A., 1980. Izmeneniya zooplanktona. Antropogennoe vozdeistvie na malye ozera. Leningrad, 54 – 64 (vene k.).
- Ott, I., Laugaste, R., 1996. Fütoplanktoni koondindeks (FKI). Üldistus Eesti väikejärvede kohta. - Eesti Keskkonnaministeeriumi Infoleht nr. 3
- Veepoliitika raamdirektiiv, 2002. Euroopa Parlamendi ja Euroopa Liidu Nõukogu direktiiv 2000/60/EU. Keskkonnaministeerium
- Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord, 2009. Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a. määrus nr 44 (RTL, 06.08.2009, 64, 941)
- 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.
- Rannikulõukad Eestis ja Läänemere keskosas. 2012. Kose, M. (toim.). Natureship. 143 lk.
- Reports of the Baltic Intercalibration Workshop, 1977. Kiel
- Simm, H., 1975. Eesti pinnavete hüdrokeemia. Tallinn, “Valgus”, 150 lk.
- Ruttner-Kolisko, A., 1977. Suggestions for biomass calculation of planktonic rotifers.
- Søndergaard, M., Jensen., J. P. & E. Jeppesen. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia.* 506-509. 135-145.

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

Studenikina, E. I. & M. M. Cherepakina, 1969. Srednii ves osnovnykh form zooplanktona Azovskogo morya (Mean weight of basic zooplankton forms of the Azov Sea). Hidrobiol. Zhurnal 5: 89–91. (vene k.).

Žizn' presnykh vod SSSR, 1959. 4. Moskva-Leningrad (vene k.)

Timm, H. & Vilbaste S. 2010. Pinnavee ökoloogilise seisundi hindamise meetoodika bioloogiliste kvaliteedielementide alusel. Bentiliste ränivetikate kooslus jões. Suurselgrootute põhjaloomade kooslus jões ja järves. Lepingu 4 – 1.1/166 aruanne. Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium.

Torn, K. & G. Martin. 2004. Occurrence of charophytes (Charophyta) in Estonian coastal sea. Estonian Maritima. 6. 45-51.

Torn, K., Martin, G. & T. Paalme. 2006. Seasonal changes in biomass, elongation growth and primary production rate of Chara tomentosa in the NE Baltic Sea. Ann. Bot. Fennici. 43. 276-283.

Unifitsirovannye metody issledovaniya kačestva vod, 1977. 1. Moskva (vene k.)

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

Interneti allikad

Järvede tervendamise kogumik

www.limnos.eehttp://pk.emu.ee/struktuur/limnoloogiakeskus/teadustoo/publikatsioonid/jarvede-tervendamine-kogumik/

Vööla mere uuringute kohta on valmistatud videofilm:

<http://www.youtube.com/watch?v=SzJ9VqxJ2fA>