

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Tartu observatoorium

Magistritöö keskkonnatehnoloogias (30 EAP)

**Kohtmõõtmised ja satelliidid: klorofüll a määramise meetodite
võrdlus kahes optiliselt erinevas järves**

Kerttu-Liis Kõks

Juhendajad: Krista Alikas, PhD
Kersti Kangro, PhD

Kaitsmisele lubatud:
Juhendajad:
Osakonna juhataja:

Tartu 2021

Kohtmõõtmised ja satelliidid: klorofüll a määramise meetodite võrdlus kahes optiliselt erinevas järves

Veekogud omavad tähtsat rolli kogu meie ümbruse jaoks, nii keskkonnale kui ka inimestele endile. Suurenev igakülgne surve veekogudele ja mageveevarudele on tekitanud vajaduse regulaarseks seireks. Üks huvipakkuv vee kvaliteedi näitaja on klorofüll a, mille põhjal hinnatakse veekogude seisundit. Tavapärased kohtmõõtmised ei taga piisavat ruumilist katvust ning ei pruugi anda piisavalt kiirelt informatsiooni veekogude muutliku seisundi kohta, mistõttu katsetatakse üha uusi meetodeid – näiteks pidev- ja satelliitmõõtmised. Magistritöö eesmärgiks oli võrrelda kuut erinevat meetodit klorofüll a määramiseks Võrtsjärve ja Saadjärve näitel. Töö käigus uuriti meetodeid mõjutavaid tegureid ning nende kokkulangevust. Töö tulemustest selgus, et Võrtsjärve puhul oli meetodite kokkulangevus parem kui Saadjärve puhul ning veepinna kohal teostatud mõõtmised on mürasemad. Lisaks järeldub, et pidevmõõtmiste puhul on oluline eelnev korrektsioon ja põhjalik kvaliteedikontroll ning satelliitandmete puhul õige atmosfääri korrektsiooni valimine.

Märksõnad: klorofüll a, fluorestsents, pidevmõõtmised, satelliidid, järved

CERCS: T270 Keskkonnatehnoloogia, reostuskontroll

***In situ* measurements and satellites: comparison of Chlorophyll a retrieval methods in two optically different lakes**

Water bodies play an essential role for our surrounding, both for the environment and for people themselves. Increasing pressure on water bodies has created the need for regular monitoring. Chlorophyll a (Chl a) is one of the water quality indicators, which is used to assess the status of water bodies. However, conventional *in situ* measurements may not provide information on the status of water bodies quickly enough, which is why new methods are being tested – high-frequency and satellite measurements. The aim of the master thesis was to compare six different methods for the retrieval of Chl a in Lake Võrtsjärv and Saadjärv. The factors influencing the methods and their consistency were studied. The results of the work showed that in the case of Lake Võrtsjärv the agreement of the methods was better than in the case of Lake Saadjärv and the measurements performed above the water surface are noisier. In addition, the application of correction methods and exhaustive data quality control are important in case of the high-frequency measurements and satellite data.

Keywords: Chlorophyll a, fluorescence, high-frequency measurements, satellites, lakes

CERCS: T270 Environmental technology, pollution control

Sisukord

Sissejuhatus	5
1. Kirjanduse ülevaade	7
1.1. Fütoplankton	7
1.1.1. Klorofüllü fluorestsents.....	7
1.1.2. Mittefotokeemiline kustutamine	8
1.2. Laboratoorsed mõõtmised – HPLC, spektrofotomeetria	9
1.3. Automaatjaamad – poid, WISPStation	10
1.4. Kaugseire ja satelliitandmed	11
1.5. Poliitilised kokkulepped ja veealased regulatsioonid	12
2. Andmed ja meetodika.....	14
2.1. Järvede iseloomustus	14
2.2. Veeproovide analüüsid	16
2.3. Pidevmõõtmised automaatjaamades	18
2.4. Satelliitandmed	19
2.5. Statistiline analüüs	21
3. Tulemused	23
3.1. Uuritud järvede optilised omadused	23
3.2. Meetodeid mõjutavad tegurid	25
3.2.1. Keskkonnatingimused	25
3.2.2. Signaali sügavus ja Chl a vertikaalne jaotus	29
3.2.3. Ajaline muutlikkus	30
3.3. Meetodite vahelised seosed	32
3.3.1. Mõõtmised veepinna kohal ja veepinna all	32
3.3.2. Klorofüll a laboratoorsed mõõtmised.....	34
3.3.3. Meetodite kokkulangevus Chl a määramisel	35
4. Arutelu.....	41
4.1. Meetodikate erisustest tulenevad faktorid	41
4.1.1. Klorofüllü fluoromeetrid	41
4.1.2. Laboratoorsed mõõtmised	43
4.1.3. Radiomeetrilised mõõtmised veepinna kohal	43
4.1.4. Välised mõjutegurid	44
4.2. Meetodite kokkulangevus	45
Kokkuvõte	48
Summary.....	50
Tänuavaldused.....	52

Kasutatud kirjandus	53
Lisad	64

Sissejuhatus

Veekogud ning vesi on oluline taastuv loodusvara, mis on äärmiselt vajalik nii inimkonnale kui ka keskkonnale. Veel on täita tähtis roll Euroopa ja kogu maailma majanduses, kuna seda kasutatakse üldiseks ühiskonna hüvanguks (joogiveevarustus, niisutus, transport), tööstuslikel (töötlemine ja jahutamine, energiatootmine, kalandus) ja vaba aja veetmise eesmärkidel (ujumine, purjetamine, harrastuskalapüük). Nõudluse suurenemine magevee järele, kliima muutuste mõjude ja inimtegevuse surve tõttu on järvede vee kvaliteet kogu maailmas ohus (Brönmark & Hansson, 2002; Gozlan *et al.*, 2019; Purmalis *et al.*, 2019). Järved ja veehoidlad pakuvad muuhulgas ka mitmeid ökosüsteemi teenuseid, näiteks magevee ja toiduga varustamist, vee isepuhastusvõimet ja kultuurilisi teenuseid (Schallenberg *et al.*, 2013). Riigiasutused ja eraettevõtted rakendavad erinevaid strateegiaid, säilitamaks veekogude olulist funktsiooni ja väärtust ühiskonnale (Marcé *et al.*, 2016). Seda selleks, et paremini mõista ja jälgida vee kvaliteedi pikaajalisi muutusi, mis on põhjustatud antropogeensetest teguritest ja kliima mõjudest. Veekogude ökoloogilise seisundi hindamiseks on kasutusel seirekavad, mis põhinevad asjakohaste keemiliste, bioloogiliste ja füüsikaliste muutujate hindamisel.

Fütoplankton on vee kvaliteedi indikaator, mistõttu on see üks enim huvipakkuvamaid ja informatiivsemaid parameetreid veekogude seires. Limnoloogias on kõige levinum fütoplanktoni biomassi määramine klorofüll a (Chl a) kontsentratsiooni kaudu, et iseloomustada sellega veekeskonda teadusuuringute raames ning tavamonitooringu käigus. Usaldusväärseid mõõtmisandmeid on sageli raske saada, kuna mõjutavaid tegureid on palju (Charpy Roubaud & Sournia, 1990), mistõttu kritiseeritakse klorofüllil alusel biomassi hindamist, sest klorofüllil sisaldus võib varieeruda vastavalt liigile ja raku füsioloogilisele seisundile (Reynolds, 2006; Boyer *et al.*, 2009).

Chl a määramiseks kasutatakse laialdaselt erinevaid meetodeid, sõltuvalt traditsioonilistest seiremeetoditest, ressursside, instrumentide, spetsialistide ja laboritehnika olemasolust. Lisaks toimub Chl a määramise võimalustes pidev areng (Jeffrey & Humphrey, 1975; Wright *et al.*, 1991; Werdell *et al.*, 2009; Fernandez-Jaramillo *et al.*, 2012; Kritten & Preusker, 2020). Erinevate meetoditega kogutud andmeid kasutatakse järeltöötamiseks fütoplanktoni omaduste kohta piirkondlikust kuni globaalse skaalani (Sayers *et al.*, 2015; Pahlevan *et al.*, 2020). Traditsiooniliselt on järvevee kvaliteeti siiski seiratud kohtmõõtmiste ehk *in situ* andmete kogumise ja laborianalüüsidega, mis võivad olla väga kallid (Schiebe *et*

al., 1992) ning aeganõudvad, kui suured alad vajavad sagedast seiret. Mõnikord võib õigeaegne *in situ* andmete kogumine isegi ühe meetodiga teiste andmete (nt satelliitandmete) nõuetekohaseks valideerimiseks olla problemaatiline, mis viib alternatiivsete lahendusteni, nt mitmete satelliitide andmete omavahelisele võrdlusele ilma kohtmõõtmisi kaasamata (Mortula *et al.*, 2020). Satelliitproduktid siiski ei asenda traditsioonilisi seire meetodeid, vaid täiendavad tavapärasest veeproovide võtmist parema ruumilise ja ajalise katvusega. Kohtmõõtmisi rikastavad ka erinevate sensoritega varustatud automaatjaamad ning hüperspektraalsed optilised mõõteseaded, mille kasutuselevõtu eeliseid on hakatud üha rohkem uurima (Seifert-Dähnn *et al.*, 2021). Need annavad lisaväärtust ööpäevaringselt või isegi tunnilisel ajaskaalal, kuid *in situ* mõõtmised on endiselt vajalikud nii algoritmide arendamisel (nt veetüübi-põhiselt), valideerimisel kui ka kalibreerimisel.

Magistritöö raames on kasutatud ja analüüsitud mitmekesist andmekogu, kus Chl a oli määratud samaaegselt mitme limnoloogias ja kaugseires kasutatava meetodiga, kusjuures ühtki meetodit ei ole võetud võrdlusmeetodiks. Töö keskseks eesmärgiks oli võrrelda kuut erinevat Chl a määramise meetodit ja nende kokkulangevust kahes järves, selle käigus (1) vaadeldi meetodeid mõjutavaid tegureid, (2) analüüsiti meetodite vahelisi seoseid ja kokkulangevust. Lisaks (3) hinnati nende kuue meetodi kokkulangevust veekogu seisundiklassi hindamisel Chl a põhjal (vastavalt ELi veepoliitika raamdirektiivile). Kasutatud meetodid olid laboratoorsed (spektrofotomeetria ja HPLC), automaatsed pidevmõõtmised (vee all ja vee peal) ning satelliidid (Sentinel-3 ja Sentinel-2). Uuritavateks järvedeks olid optiliselt erinevad Võrtsjärv ja Saadjärv ning vaadeldavaks ajaperioodiks olid aastad 2018 ja 2019. Arvestatav osa tööst oli pidevmõõtmisandmete esmane ettevalmistus, kvaliteedikontroll ja töötlus, sobivate arvutuskeemide ja korrektsioonide leidmine, katsetamine ja rakendamine. Lisaks kõigi meetoditega mõõdetud andmete võrdlemine erinevates ajaskaalades ning statistilised analüüsid.

1. Kirjanduse ülevaade

1.1. Fütoplankton

Fütoplankton ehk taimhõljum koosneb fotosünteesivatest üherakulistest vees hõljuvatest organismidest, hõlmates nii prokariootsed tsüanobakterid kui ka eukariootsed mikrovetikad (Basset *et al.*, 2008). Fütoplankton on vee toiduahela alglülüks (Fenchel, 1988), see reageerib kiiresti keskkonna muutustele (Reynolds, 2006; Hama *et al.*, 2015) ja kajastab kliimarežiimi muutusi (Winder & Sommer, 2012; Guinder & Molinero, 2013). Fütoplanktoni peamine ja tähtsaim fotosünteetiline pigment on klorofüll a (Chl a), mida on seetõttu pikka aega kasutatud fütoplanktoni kirjeldamiseks. Seda kasutatakse näiteks biomassi leidmisel (Vörös & Padisak, 1991; Boyer *et al.*, 2009; Bernát *et al.*, 2020), eutrofeerumise moodsuna (Ferreira *et al.*, 2011; Matthews, 2014; Guan *et al.*, 2020), õitsengute indikaatorina (Reinart & Kutser, 2006; Gittings *et al.*, 2017) ning primaarproduktiooni arvutamisel (Longhurst *et al.*, 1995; Tilstone *et al.*, 2014). Samas võib Chl a kasutamine olla problemaatiline fütoplanktoni biomassi hindamisel, kuna selle kontsentratsioon sõltub vetikate liigilisest koosseisust, füsioloogilisest seisundist ja valgustingimustest (Reynolds, 1984).

Fütoplankton kuulub optiliselt aktiivsete ainete (OAA) hulka koos värvunud lahustunud orgaanilise aine (*coloured dissolved organic matter*, CDOM) ja heljumiga, mis on järvede optilise seire puhul olulised mõjutegurid (IOCCG, 2000). Vee peegeldusteguri kuju on mõjutatud OAA-de tagasihajumis- ning neeldumisomaduste poolt (Prieur & Sathyendranath, 1981; Mobley, 1994). Fütoplanktoni enda neeldumisomadusi mõjutavad erinevate pigmentide – klorofüllide (a,b,c), karotenoidide ja feopigmentide koostis ning hulk (Mobley, 1994).

1.1.1. Klorofüllü fluorestsents

Fluorestseerumine on eelnevalt elektromagnetkiirgusega ergastatud ainest valguse kiirgumine. Klorofüllü fluorestsentsi (ChlF) uurimine on taimefüsioloogias üks populaarsemaid tehnikaid saamaks teavet fotosüsteem II kohta (Maxwell & Johnson, 2000; Murchie & Lawson, 2013), mis on valgust neelav kompleks fotosünteesi mehhanismis (Kawakami & Shen, 2018). Valguse neeldumise tulemusena klorofüllü molekul ergastatakse ning see liigub kõrgemale energiatasemele (Müller *et al.*, 2001), algolekusse naasmiseks on mitu erinevat viisi. Klorofüllü molekulide poolt neelatud valgusenergia võib läbi viia fotosünteesi (fotokeemia), eralduda uuesti soojusena (mittefotokeemiline protsess) või eralduda uuesti valguse kujul fluorestsentsina (Murchie & Lawson, 2013). Fluorestsentsi

saagis on maksimaalne, kui fotokeemia ja mittefotokeemilise protsessi toimumise potentsiaalid on minimaalsed (Campbell *et al.*, 1998). Üldiselt on klorofüllü fluorestseerumine pöördvõrdeliselt seotud fotosünteesiga, välja arvatud juhul, kui esineb fluorestsentsi mittefotokeemiline kustutamine (termiline hajumine) (Pedrós *et al.*, 2008). Keskpäeval, kui valguskiirgus on kõige intensiivsem, ChlF väheneb, kuna see valgus neelatakse reaktsioonitsentrite poolt, mitte ei kiirata fluorestsentsina (Myers, 1974). Klorofüllü fluorestsentsi maksimum on lainepikkusel 685 nm ning see on detekteeritav kaugele peegeldusspektrist sobivate kanalite olemasolul (Cunningham & Mckee, 2013). Siiski tähendavad fütoplanktoni füsioloogia varieerumine (Babin *et al.*, 1996; Huot & Babin, 2010) ja veesamba optiline keerukus (McKee *et al.*, 2007; Gilerson *et al.*, 2008), et fluorestsentsi piigi kõrgus ei ole üldiselt klorofüllü a kontsentratsiooni kvantitatiivne näitaja. Gilerson *et al.* (2008) näitasid, et rannikuvete puhul võib fluorestsentsi amplituud olla oluliselt madalam kui avamerel, kuna fluorestsentsi ergastuspiirkonnas on tugev valguse nõrgenemine fütoplanktoni, CDOM-i ja mineraalsete osakeste tõttu, lisaks hajumine heljumi osakeste tõttu ja klorofüllü-spetsiifilise neeldumise vähenemine kõrgemate klorofüllü kontsentratsioonide korral. Üleüldse raskendab OAA varieeruvus ja nende optilised omadused klorofüllü fluorestsentsi määramist (IOCCG, 2000).

1.1.2. Mittefotokeemiline kustutamine

Fluorestsentsi mõõtmist raskendab mittefotokeemiline kustutamine (*non-photochemical quenching*, NPQ), mis on koondnimetus fluorestsentsi signaali muutuste põhjustajatele (Kromkamp *et al.*, 2008). Fluorestsentsi allasurumine võib toimuda ergastatud molekuli tagasiminekul põhiolekusse (Campbell *et al.*, 1998; Allen & Pfanschmidt, 2000), valguskahjustuste (Critchley & Russell, 1994) ja energia kustutamise tõttu (indutseeritud ksantofüllü tsükli poolt), kus neeldunud valgusenergia hajub soojusena (Müller *et al.*, 2001). Tegemist on kohanemismehhanismiga, optimeerimaks fotosünteesi ning taime kasvu ja see protsess toimub taimede, vetikate ja tsüanobakterite fotosünteesilistes membraanides (Demmig-Adams *et al.*, 2014). Üleliigne energia võib kahjustada fotosünteesiapparaadi kõige hapramat osa, fotosüsteemi II (FSII) reaktsioonitsentrit II, mis juhib vee laialijaotamist ja hapniku muundumist (Renger, 2012). Mittefotokeemiline kustutamine on suurim varieeruvuse tekitaja *in situ* klorofüllü mõõteriista fluoromeetri signaalis (Carberry *et al.*, 2019). NPQ-st tingitud muutused ChlF-is tulevad eriti ilmsiks mõne tunni vältel keskpäeva ümber, eriti selgetel päevadel (Roesler & Barnard, 2013; Poulin *et al.*, 2018).

1.2. Laboratoorsed mõõtmised – HPLC, spektrofotomeetria

Iga keemiline ühend neelab, laseb läbi või peegeldab valgust (elektromagnetkiirgust) teatud lainepikkuste vahemikus. Spektrofotomeetria on meetod, mis mõõdab valguse neeldumist keemilises aines. Spektrofotomeeter on instrument, mis mõõdab neeldunud footonite hulka (valguse intensiivsust) pärast seda kui valgusvihk on läbinud proovilahuse. Spektrofotomeeter koosneb üldiselt kahest seadmest – spektromeeter ja fotomeeter. Spektromeeter on seade, mis toodab, tavaliselt hajutab ja mõõdab valgust. Fotomeeter on aga fotoelektriline detektor, mis mõõdab valguse intensiivsust. Spektrofotomeetria on üks kõige kasulikumaid kvantitatiivse analüüsi meetodeid (Atkins & Paula, 2010). Erinevate vetikarühmade neeldumisspektrid võimaldavad määrata nende pigmentatsiooni ja pigmentide hulka (Sellner *et al.*, 2003), kuid fütoplanktoni liigilist koosseisu spektrofotomeetria abil ei ole võimalik määrata (Dos Santos *et al.*, 2003).

Kõrgefektiivne vedelikkromatograafia (*high-performance liquid chromatography*, HPLC) on analüüsimeetod, mida kasutatakse konkreetses lahustis lahustuvate ühendite eraldamiseks (Skoog *et al.*, 2017). Kromatograafilise analüüsi tööpõhimõte seisneb keemiliste ühendite iseloomulikus vastastikmõjus liikuva ja statsionaarse faasiga. Kromatograafia lahutab proovi komponendid üksteisest, kuna erinevatel molekulidel on erinev reageerimisvõime (afiinsus) liikuva faasi ja eraldamisel kasutatava statsionaarse faasi suhtes, ehk ühendid eralduvad üksteisest adsorptsiooni- või jaotusomaduste erinevuse põhjal (Coskun, 2016). Erinevalt kolonnkromatograafiast, kus lahustil lastakse läbi kolonni raskusjõu abil tilkuda, surutakse HPLC puhul lahusti läbi kolonni kõrge rõhu abil (kuni 400 atmosfääri), muutes selle palju kiiremaks. HPLC meetod võimaldab samaaegselt määrata mitmete karotenoidide kontsentratsioone, klorofülle (a, b, c) ja nende laguprodukte (Dos Santos *et al.*, 2003).

Spektrofotomeetrilist meetodit kasutatakse Chl a määramiseks laialdaselt, kuigi selle üksikasjad (kasutatav lahusti, arvutusskeem jne) võivad erinevate standardite ja uurimisrühmade vahel varieeruda (Gitelson *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2009; Matthews *et al.*, 2012; Pahlevan *et al.*, 2020). HPLC on disainilt täpsem ja sellest on saanud mere- ja magevee fütoplanktoni pigmentide analüüsi standard (Simmons *et al.*, 2016). Hoolimata sellest, et HPLC on suhteliselt kiire (võrreldes mikroskopeerimisega), objektiivne, täpne ja tundlik (Tamm, 2019), ei ole see väiksemate uurimisrühmade jaoks sageli taskukohane, eriti kui on vaja analüüsida palju proove. HPLC paralleelproovid peaksid andma

representatiivseid tulemusi üle kogu geograafilise asukoha, sügavuse ja ajavahemiku (Mueller *et al.*, 2003).

1.3. Automaatjaamad – poid, WISPStation

Automaatse pidevmõõtmise (*automatic high frequency monitoring*, AHFM) abil kogutakse andmeid huvipakkuvate nähtuste kohta autonoomsete seadmete abil ühes või mitmes proovivõtupunktis (Marcé *et al.*, 2016). Nendeks võivad olla erinevate anduritega varustatud poid (ka AHFM poi) kui ka statsionaarsed hüperspektraalsed optilised sensorid (nt WISPStation). AHFM-süsteemid aitavad meil jälgida lühiajalisi sündmusi (nt veeõitsengut) ja kiireid vee kvaliteedi muutusi väga dünaamilistes veekogudes (Geer *et al.*, 2016; Marcé *et al.*, 2016).

WISPStation on hüperspektraalne optiline mõõtesüsteem vee peegeldusspektri mõõtmiseks (spektrivahemik 350–900 nm, spektraalne lahutus 4,6 nm) ja edasisel töötusel vees sisalduvate optiliselt aktiivsete ainete tuletamiseks (Peters *et al.*, 2018). Hüperspektraalne optiline sensor, WISPStation, on üks pidevmõõtmise viis, mille laialdasem kasutamine täiendaks *in situ* mõõtmisi, andes teadmisi järvedes toimuvate lühiajaliste protsesside kohta.

Mõõtmised AHFM poidega annavad ülevaate järvesisestest protsessidest tunnisel ajaskaalal (Laas *et al.*, 2016). Automaatjaamu rakendatakse juba erinevate ülemaailmsete või üleeuroopaliste võrgustike poolt (Marcé *et al.*, 2016), nagu näiteks GLEON (*Global Lake Ecological Observatory Network*) ja NETLAKE (*Networking Lake Observatories in Europe*). Nende võrgustike eesmärk on toetada anduripõhiste pidevmõõtmiste väljatöötamist ja juurutamist järvedes ja veehoidlates ning edendada nende kasutamist vee kvaliteedi praeguste ja tulevaste probleemide lahendamiseks (NETLAKE, 2012; GLEON). See võimaldab üksikasjalikult uurida Chl a ja järve ainevahetuse päevaseid ja sesoonseid muutusi (Meinson *et al.*, 2016) ning annab parema ülevaate ökosüsteemi dünaamikast ja sobib ainevoogude hindamiseks (Rinke *et al.*, 2013). Profileerivad andurid annavad ülevaate veesambast vertikaalselt, fikseeritud sügavusel paiknevad andurid aga ühe konkreetse sügavuse ja asukoha kohta. Varasemad AHFM poid olid enamasti varustatud anduritega vee temperatuuri, elektrijuhtivuse, pH ja lahustunud hapniku mõõtmiseks, samal ajal kui teave elustiku kohta (nt Chl a) oli pigem haruldane (Meinson *et al.*, 2016; Meinson, 2017). Viimastel aastakümnetel on enamikel uutel AHFM poidel vähemalt mõni andur vetikapigmenti muutuste tuvastamiseks fluorestsentsi signaali põhjal ja seetõttu on palju uuringuid läbi viidud ka Chl a varieeruvuse kohta järvedes (Brenttrup *et al.*, 2016; Rusak *et*

al., 2018). Pidev AHFM-seire võimaldab põhjalikult uurida järvedes kiiresti arenevaid protsesse lühiajalisel skaalal (Snorheim *et al.*, 2017; Woolway *et al.*, 2017) ning sarnaste andurite olemasolu mitmetes järvedes üle kogu maailma (nt GLEON võrgustiku kaudu) annab aluse kliimamuutuste ja kaasnevate tagajärgede kohta järelduste tegemiseks, olles seega oluline nii teaduslikust kui ka juhtimisalasest vaatenurgast. AHFM-süsteemide võimalik kasu ei kaalu siiski alati üles paigaldus- ja käitamiskulusid (Seifert-Dähnn *et al.*, 2021).

1.4. Kaugseire ja satelliitandmed

Kaugseire on informatsiooni hankimine mõõteaparatuuri ja mõõdetava objekti vahetu kontaktita. Kaugseire ajalugu ulatub 19. sajandisse, kui võeti kasutusele fotoaparaadid ning satelliitkaugseirele andis suure tõuke II maailmasõda (Madry, 2013). Kaugseire jaguneb passiivseks ja aktiivseks. Aktiivse kaugseire instrumentidel on oma kiirgus- või valgusallikas, mille tagasi peegeldamist või hajumist objektilt mõõdetakse; passiivse puhul mõõdetakse objektilt endalt lähtuvat ning peegeldunud või hajunud elektromagnetkiirgust (Lillesand *et al.*, 2004), mis pärineb Päikeselt.

Üheks passiivse kaugseire rakenduseks on veekaugseire, mille puhul satelliitsensordid mõõdavad veest lähtuvat hajunud või peegeldunud kiirgust. Veekaugseiret viiakse läbi nii ookeanidel, meredel ja rannikualadel kui ka siseveekogudel. Informatsiooni hankimine veekogudest on keerukas, sest üle 80% sensorite poolt mõõdetud signaalist on pärit atmosfääris hajunud osakestelt, mitte veest (Morel, 1980; IOCCG, 2000), ning signaali tugevus maapinnalt, lumelt või pilvedelt on märkimisväärselt kõrgem. Kasutatavad meetodid on avaookeanide ja siseveekogude puhul erinevad, kuna siseveekogusid mõjutavad kallastel ja pinnases toimuvad protsessid ja sealt vette sattuvad toitained. See muudab siseveekogud juba oma loomult optiliselt keerukamaks võrreldes avaookeanidega, kus signaal sõltub peamiselt fütoplanktonist ja tema enda pigmentidest (Groom *et al.*, 2019). Lisaks eelnevale on satelliitpiltide töötlemine siseveekogude kohal erinev naabrusefektist ja atmosfääri mõjudest tingituna. Veekogudes sisalduvate ainete hindamise keerukus tekitab vajaduse vee-spetsiifiliste sensorite järele.

NASA saatis 1978. aastal orbiidile satelliitsensori CZCS (*Coastal Zone Colour Scanner*) (Sellman, 1986), mis oli esimene spetsiaalselt veekaugseireks mõeldud sensor ning selle missiooniks oli veepinnalt peegeldunud kiirguse mõõtmine ja sellest Chl a tuletamine (IOCCG, 2006). Esimene rannikualade ja siseveekogude-spetsiifiline sensor oli Euroopa

Kosmoseagentuuri satelliidi Envisat pardal olnud MERIS (*Medium Resolution Imaging Spectrometer*) (Envisat, Earth Online). Euroopa Liidu ja Euroopa Kosmoseagentuuri Maa seire ühisprogramm Copernicus pakub praegu juurdepääsu nelja satelliidi andmetele, mida kasutatakse järvede optiliste vee kvaliteedi parameetrite määramiseks. Sentinel-3 (S3) A/B OLCI (*Ocean and Land Color Instrument*) võimaldab jälgida siseveekogusid ja rannikualasid kõrge spektraalse (21 spektrikanalit) ja ajalise eraldusvõimega (ülemaailmne katvus iga kahe päeva tagant), kuid selle ruumiline eraldusvõime (piksli suurus 300 m) (ESA, Sentinel Online (a)) sobib paremini suurte veekogude jälgimiseks. MERIS oli OLCI eelkäija. Teine Euroopa Kosmoseagentuuri satelliit Sentinel-2 (S2) A/B MSI (*Multispectral Instrument*) võimaldab seirata väiksemaid veekogusid tänu suuremale ruumilisele lahutusvõimele (10–60 m), aga samas on see väiksema spektraalse, radiomeetrilise ja ajalise eraldusvõimega võrreldes S3 OLCI-ga (ESA, Sentinel Online (b)). Sentinel-2 on loodud maismaa rakenduste jaoks, sellegipoolest on sellega võimalik ka vee kvaliteedi parameetreid edukalt hinnata (Toming *et al.*, 2016; Pahlevan *et al.*, 2017; Ansper & Alikas, 2018; Bonansea *et al.*, 2019; Page *et al.*, 2019; Al-Kharusi *et al.*, 2020). Satelliitandmed pakuvad hõlpsasti kättesaadavat, sagedast ja laiaulatuslikku ülevaadet järvede kohta ning on seetõttu üha enam kaasatud siseveekogude veeõitsengute seiresse (Binding *et al.*, 2021).

1.5. Poliitilised kokkulepped ja veealased regulatsioonid

Vesi on Euroopa Liidu keskkonnapoliitika üks vanimaid ja rangemalt reguleeritud valdkondi, mis hõlmab endas joogivett, reovett, pinnavett ja põhjavett. Seire nõuded ja ajavahemik on määratud üldiselt vee kasutusala. Riiklikud määrused ja tegevuskavad panevad paika, milliseid füüsikalisi, keemilisi ja bioloogilisi muutujaid tuleb hinnata ning millal ja kui tihti seiret teostatakse. Näiteks on suplemiseks kasutatavate Euroopa veekogude seirenõuded määratletud 2006. aasta Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi lisas IV (European Commission, 2006).

Vett käsitlevad mitmesugused õigusaktid erinevatel skaaladel, üleeuroopaliselt nagu näiteks veepoliitika raamdirektiiv (EL VRD, 2000/60/EÜ) ja merestrateegia raamdirektiiv (MSFD, 2008/56/EÜ) (European Commission, 2000, 2008) ja regionaalsed konventsioonid, nagu Kirde-Atlandi merekeskkonna kaitse konventsioon (OSPAR) või Läänemere merekeskkonna kaitse konventsioon (HELCOM) (HELCOM, 2006; OSPAR, 2009). Konventsioonidega liitunud riigid on kohustatud neid täitma, ning seetõttu koostatakse seireprogramme nende täideviimiseks. Üks ühine huvipakkuv parameeter on Chl a, mida kasutatakse nii riiklike kui ka rahvusvaheliste seireprogrammide järgimisel vee seisundi

hindamiseks. Iga riik on ise koostanud tegevuskavad (kui pole ette antud) ja paika pannud meetmed, kuidas neid programme täidetakse, muuhulgas ka viisid Chl a määramiseks. Näiteks HELCOM-i konventsioon on ette andnud suunised Chl a määramiseks (HELCOM, 2006).

Vett puudutavatest õigusaktidest üks Euroopa tähtsamaid on veepoliitika raamdirektiiv (VRD). Selle põhieesmärkideks on saavutada säästva veekasutuse edendamine, ökosüsteemi toimimise säilitamine ja siseveekogudes „Hea“ ökoloogilise seisundi saavutamine (European Commission, 2000). Veepoliitika raamdirektiivi rakendamine toetub Eestis omakorda veemajanduskavadele (Keskkonnaministeerium, 2018). Eestis on Keskkonnaministeeriumi eestvedamisel koostatud iga kuue aasta tagant veemajanduskavad, mille üheks eesmärgiks on jõgede, järvede ja rannikuvee ning mere seisundi parandamine (Keskkonnaministeerium, 2020). Kõigi pinnaveekogumite puhul tahetakse jõuda „Hea“ seisundini 2027. aasta lõpuks, 2021. aasta lõpuks soovitakse „Hea“ seisund saavutada 81% pinnaveekogumite puhul, milleks 2019. aasta seisuga oli 55% (Keskkonnaagentuur, 2019).

2. Andmed ja metoodika

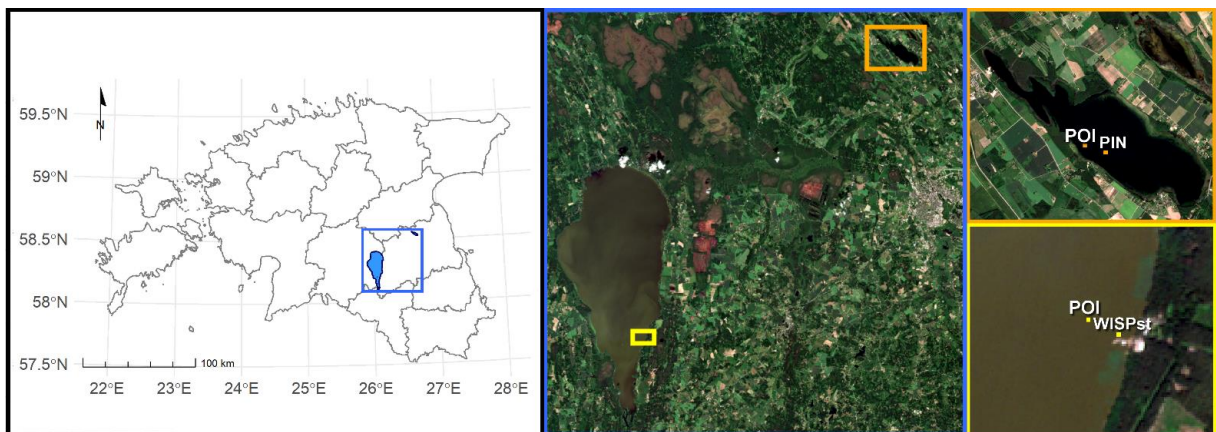
2.1. Järvede iseloomustus

Võrtsjärv on madal eutroofne järv, mis asub Lõuna-Eestis (joonis 1). See on ruumala ja pindala poolest suuruselt teine järv Eestis, kuid suurim järv, mis asub täielikult Eesti piirides. Võrtsjärv asetseb põhja-lõunasuunaliselt, olles põhja poolt laiem ja lõunasuunaliselt kitsenev. Võrtsjärve valgala põhja-lõunasuunaline ulatus on 84 km ja keskmise veetaseme korral on Võrtsjärve pindala 8% tema valgala pindalast (Järvet, 2004), mis tähendab, et valgala on 11,5 korda suurem kui järv ise. Võrtsjärve suubub 23 jõge, oja või kraavi, välja voolab ainult Emajõgi, mis ühendab Võrtsjärve Peipsi järvega (Järvet & Nõges, 1998). Vesi järves on üldiselt hästi segunenud ja olulist kihistumist pole, välja arvatud järve lõunaosas, kus mõjuteguriks on põhjataimestik (Nõges *et al.*, 2004). Vesi uueneb tavaliselt ühe aasta jooksul (Laarmaa *et al.*, 2019). Võrtsjärves on domineerivateks vetikarühmadeks sinivetikad ja ränivetikad ning ülejäänud (rohevetikad, neelvetikad ja vaguviburvetikad) kuuluvad vähemusrühma ning tsüanobakterite seas domineerivad terve aasta jooksul niitjad sinivetikad *Limnothrix planctonica* ja *Limnothrix redekei* (Järvet & Nõges, 1998). Kuna Võrtsjärv on madal ja suure valgala, mõjutavad seda tugevalt antropogeensed tegurid. Võrtsjärve on kasutatud ajalooliselt ja seda kasutatakse siiani kalapüügiks, turismi- ja puhkeotstarbel.

Saadjärv on Vooremaa ehk Saadjärve voorestiku edelapoolseim ja suurim järv (joonis 1). Toitelisuselt on Saadjärv mesotroofne (Cremona *et al.*, 2016). Saadjärv on sügavuselt ning suuruselt Eesti järvede esikümnes. Saadjärve suurim sügavus on 25 meetrit ning läbipaistvus ulatub kuni 6 meetrini (tabel 1). Järve valgala maakatteks on valdavalt põllud ja metsad. Saadjärve suubuvad kaks põhikraavi ja mõned väiksemad kraavid, välja voolab üks jõgi, Mudajõgi (Laarmaa *et al.*, 2019). Veevahetus on võrreldes Võrtsjärvega aeglasem (0,13 korda aastas) (Loopmann, 1984). Saadjärv on oma suure sügavuse tõttu valdava osa aastast kihistunud (Cremona *et al.*, 2016), mis tähendab, et pinna- ja põhjakihi temperatuurid erinevad oluliselt (10–16 °C võrra) (Laarmaa *et al.*, 2019), eriti suvel. Biomassilt on arvukamad fütoplanktoni liigid sinivetikad, ränivetikad ja neelvetikad. Zooplankton on liigirikas, kuid biomass seevastu väike (Laarmaa *et al.*, 2019). Saadjärv on populaarne puhkekoht ja paljude meelispaike vähi- ning kalapüügiks.

Võrtsjärv ja Saadjärv erinevad üksteisest OAA sisalduse poolest, mis mõjutavad järvede veesisest valgusvälja, ehk vee peegeldusspekter on määratud tagasihajumise ning

neeldumisomaduste kaudu. Saadjärves on kõikide OAA hulk vees madalam ning järv on ise sügavam võrreldes Võrtsjärvega. Seetõttu on Saadjärv läbipaistvam ja sealt lähtuv tagasihajunud signaal nõrgem, mis muudab radiomeetriliste mõõteseadmetega mõõtmise keerukamaks. Maismaa seisuveekogude pinnaveekogumite ökoloogilistesse seisundiklassidesse määratlemisel on Võrtsjärvel täiesti oma tüüp – veekogutüüp S6 ning Saadjärv kuulub veekogutüüpi S3, ehk keskmise karedusega sügavate järvede hulka (Veeseadus (a)). Tulenevalt veekogutüübist on igal tüübil oma seisundiklasside piirid, mis on paika pandud vastavalt võrdlustingimustele ning mida aeg-ajalt muudetakse. Kombineerides erinevaid näitajaid, antakse veekogule seisundi hinnang – „Väga hea“, „Hea“, „Kesine“, „Halb“ või „Väga halb“.



Joonis 1. Uuritavate järvede asukohad Eestis (sinine ruut) koos andmete kogumiskohtadega. Võrtsjärve AHFM poi asus kohas 'POI', kust võeti ka satelliitandmete 3 × 3-pikslite ala ja WISPStation asus kohas 'WISPst'. Saadjärve AHFM poi asus kohas 'POI' ning satelliitandmete 3 × 3-pikslite ala võeti asukohast 'PIN'. Aluskaart: Maa-amet 2021; Satelliitpilt: Sentinel-2 MSI 25.06.2020, ESA.

Tabel 1. Peamised morfoloogilised ja bio-optilised näitajad Võrtsjärves ja Saadjärves. Keskvärtus on antud sulgudes. Võrtsjärve Chl a, heljumi, $a_{CDOM}(442)$ (CDOM-i neeldumine lainepikkusel 442 nm) ja läbipaistvuse andmed on 2012–2019. aastast ning Saadjärve andmed 2014–2019. aastast.

Parameeter	Võrtsjärv	Saadjärv
Pindala (km ²)	270	7,24
Keskmine sügavus (m)	2,8	8
Suurim sügavus (m)	6	25
Ruumala (km ³)	0,75	0,056
Valgala (km ²)	3104	28,4
Pikkus (km)	34,8	6
Chl a (µg/l)	5,1–83,18 (36,26)	3,23–9,15 (4,77)*
heljum (mg/l)	4–58,8 (1,88)	0,6– 2,4 (1,52)*
$a_{CDOM}(442)$ (m ⁻¹)	1,1–13,1 (2,5)	0,74–1,2 (0,96)*
Läbipaistvus (Secchi) (m)	0,3–2,15 (0,7)	3–6,5 (4,25)
Pinna kõrgus (m)	34,6	52,5

*tähistab pinnalt (0,5 m) võetud proove

2.2. Veeproovide analüüsid

Veeproovid Chl a, CDOM-i ja heljumi määramiseks koguti Saadjärve puhul pinnaveest (~0,5 m) ning Võrtsjärvest võeti integreeritud veeproov, kogu veekihi iseloomustamiseks. Integreeritud veeproov koguti pinnalt ning edasi iga poole meetri tagant kuni sügavuseni 0,5 meetrit põhjast. Seejärel segati erinevate kihtide veed omavahel ühes anumast, kust lõpuks võeti veeproovid analüüsimiseks. Veeproove hoiti kinnises külmkassis ja filtreeriti välitöödega samal päeval. Mõlema järve puhul erinesid kasutatud meetodid mõõtesügavuse ja -sageduse poolest (tabel 2). Sõltuvalt välitööde hulgast koguti ühe aasta jooksul kuni üheksa päeva andmed laborianalüüside jaoks Võrtsjärvest ning kolme päeva andmed Saadjärvest.

Chl a paralleelproovid filtreeriti läbi 25 mm läbimõõduga GF/F filtri, mille poori suurus oli 0,7 µm, eraldati 96% etanoolis, misjärel mõõdeti Hitachi U-3010 spektrofotomeetriga ja

konsentratsioonid arvutati, kasutades Jeffrey & Humphrey (1975) võrrandit. Heljumi konsentratsiooni leidmiseks filtreeriti proovid läbi eelpestud, -kuivatatud ja -kaalutud Whatman GF/F-tüüpi filtrite ning määrati gravimeetriliselt. CDOM-i neeldumise määramiseks filtreeriti proovid läbi 0,2 µm poorsusega filtrite, misjärel mõõdeti neid destilleeritud vee suhtes 5 cm optilises küvetis spektrofotomeetriliselt, arvutused on tehtud Lindell *et al.* (1999) põhjal.

HPLC analüüside jaoks filtreeriti vaakumis 100-700 ml proovivett läbi 47 mm Whatman GF/F filtri, kolme paralleelproovi hoiustati 5 ml plastikviaalides külmas (-70 °C) ja pimedas kuni edasise analüüsimiseni. Fütoplanktoni pigmendid ekstraheeriti 100% atsetoonis (2 ml) ja sonikeeriti 5 minutit. Proove hoiti -20 °C juures 24 tundi. Peale saaduste filtreerimist läbi 0,45 µm filtrite (Millex LCR, Millipore) hoiti neid sügavkülmas (-20 °C) kuni HPLC analüüsini (üksikasju vt Tamm *et al.*, 2015). Chl a ja klorofülliid a väärtused summeeriti kogu Chl a kontsentratsiooni saamiseks.

Fütoplanktoni biomassi proovid fikseeriti happelise Lugoli lahusega ja mõõdeti vastavalt Utermöhl (1958). Kasutati Leica invertmikroskoopi, suurendusi 100 ja 400 korda, kusjuures loendati vähemalt 400 ühikut.

Tabel 2. Töös kasutatud andmete mõõtmisagedused ja andmehulgad päevades. Kaldkriips eraldab aastaid 2018 ja 2019.

Meetod	Vörtsjärv ¹	Saadjärv ²	Mõõtesügavus	Mõõtmiste arv päevas
Spektrofotomeeter	8/9	3/3	Integreeritud ¹ , pinnalt ²	1
HPLC	8/–	3/2	Integreeritud ¹ , pinnalt ²	1
Poi	103/160	169/163	Pinna all ¹ , vertikaalne profileerija ²	120–144 ¹ 900/400 ²
WISPStation	152/101	–	Z ₉₀ sügavus	30–51
Sentinel-2 MSI	38/36	2/4	Z ₉₀ sügavus	1
Sentinel-3 OLCI	44/74	15/25	Z ₉₀ sügavus	1–2

¹Vörtsjärv; ²Saadjärv

2.3. Pidevmõõtmised automaatjaamadest

Üks töös kasutatud automaatjaamadest oli Võrtsjärve muulil asunud fikseeritud WISPStation (joonis 1, 58,211186 N, 26,107979 E). WISPStation koosnes kolmest radiomeetrist, mis mõõtsid kindla nurga alt vee kiiritustihedust ja kirkust iga 15 minuti tagant (Peters *et al.*, 2018; Bresciani *et al.*, 2020). WISPStationi mõõteseadistuse, andmetöötluse ja kalibreerimise üksikasjalik kirjeldus on leitav Peters *et al.* (2018). Töödeldud WISPStationi andmed laeti alla andmetöötluskeskkonnast WISPcloud (Water Insight) ja Chl a kontsentratsioonid arvutati peegeldustegurist Gons (2004) põhjal, mis on WISPStationi standard lähenemine. Andmed filtreeriti Päikese seniitnurga põhjal (mõõtmised üle 70° eemaldati) ja eemaldati ka mõõtmised, mille puhul olid Chl a väärtused erakordselt suured, ehk mis ei langenud kokku veekogus teadaolevalt mõõdetud väärtustega (> 200 µg/l).

Magistritöös kasutati kahe erineva AHFM poiijaama andmeid (joonis 1). Võrtsjärve poiijaam (58,211798 N, 26,103163 E) on varustatud Yellow Spring Instruments (YSI) 6600 V2-4 mudeli mitmeparameetrilise sondiga, mis asub umbes ühe meetri sügavusel. Sond on omakorda varustatud klorofüllü fluorestsentsi anduriga (mudel 6025). Saadjärve poiijaam (58,536963 N, 26,647558 E) on varustatud YSI EXO-2 mitmeparameetrilise sondiga ja töötab vertikaalse profileerijana 2–20 meetri sügavusel veesambas. Poi profileeris iga 30 minuti tagant 2018. aastal ja iga 1 tunni tagant 2019. aastal pinnalt põhjani ja andmed salvestati iga 4–5 cm järel. Mõlemad AHFM poiijaamad mõõtsid ChlF-i intensiivsust suhtelise fluorestsentsi ühikutes (*relative fluorescence units*, RFU). ChlF teisendati Chl a kontsentratsiooniks, kasutades Võrtsjärve puhul lokaalseid teisendustegureid – spektrofotomeetriliselt mõõdetud Chl a väärtustega lineaarselt interpoleerides ja Saadjärve puhul kasutati tehase standardkoefitsienti. Kõiki andureid kalibreeriti vähemalt üks kord kuus vastavalt tootja juhiste. Ka automaatjaamade seadistused olid erinevad: Saadjärves profileeris poi iga 30 minuti (2018) või 1 tunni (2019) järel, fikseeritud poi mõõtis Võrtsjärves iga 10 minuti järel ja WISPStation iga 15 minuti järel, andes vegetatsiooniperioodi jooksul rohkem kui 100 päeva andmeid, tehes 30 kuni 900 mõõtmist päevas (tabel 2).

Mõlemad AHFM poiijaamad olid varustatud ka mitmeparameetriliste ilmajaamadega (Vaisala Weather Transmitter WXT520 Võrtsjärvel; Airmar 200WX ilmajaama instrument Saadjärvel) ja veepinna kohal olid päikesekiirguse andurid. Saadjärve fotosünteetiliselt aktiivne kiirgus (*photosynthetically active radiation*, PAR) registreeriti Li-Cor

kvantanduriga (mudel LI-190SZ). Võrtsjärves oli poi aga varustatud Li-Cor püranomeetriga (mudel LI-200SA) ja PAR arvutamiseks korrutati kogukiirgus läbi 0,436 (Noorma & Pedusaar, 2008).

Mittefotokeemilise kustutamise korrektsioon teostati Moiseeva *et al.* (2020) töötlusahela põhjal:

$$PAR_z = PAR_0 \times e^{-(K_d \times z)}, \quad (1)$$

$$d_{op} = e^{(-0.0019 \times PAR_z)}, \quad (2)$$

$$F_{real} = F_t \times (2 - d_{op}), \quad (3)$$

kus PAR_z on fotosünteetiliselt aktiivne kiirgus, mis jõuab sügavuseni z , PAR_0 on PAR, mis langeb järve pinnale, K_d on difuusne nõrgenemiskoeffitsient, d_{op} on avatud reaktsioonitsentrite hulk (FSII), F_t on valgusega kohanenud objekti peaaegu statsionaarne fluorestsentsi tase ja F_{real} on korrigeeritud klorofüllü fluorestsents (ChlF). Saadjärve puhul kasutati *in situ* mõõdetud Secchi sügavust eufotilise sügavuse (Z_{eu} , sügavus, kus PAR on 1% selle pinnaväärtusest) tuletamiseks koefitsiendi 2,69 ja Secchi sügavuse korrutisena (Luhtala & Tolvanen, 2013), mis teisendati seejärel Saadjärve K_d -ks (Koenings & Edmundson, 1991). Sellest lähtuvalt tuletati vastav Z_{90} sügavus (sügavus, mille korral 90% kiiritustihedusest on nõrgenenud). Võrtsjärve puhul arvutati K_d WISPStationi radiomeetriliste andmete põhjal (Alikas *et al.*, 2015b), Z_{eu} ja Z_{90} leiti sarnaselt Saadjärvele.

Fluorestsentsi amplituud (Fl) arvutati, et võtta arvesse valguse nõrgenemist CDOM-i ja heljumi mineraalosakeste mõjul, mis omakorda võimaldas võrrelda poi ChlF-näitajaid ja Võrtsjärve WISPStationi Chl a mõõtmisi. Fl arvutati Gilerson *et al.* (2008) valemi põhjal:

$$Fl = 0.0375 \times Chl a \div (1 + 0.32 \times a_{CDOM}(400) + 0.01 \times C_{nap} + 0.032 \times Chl a), \quad (4)$$

kus $a_{CDOM}(400)$ on CDOM-i neeldumine lainepikkusel 400 nm, C_{nap} on mineraalsete osakeste kontsentratsioon. $a_{CDOM}(400)$ ja C_{nap} jaoks kasutati Võrtsjärve kuupõhiseid *in situ* mõõtmiste väärtusi.

2.4. Satelliitandmed

Satelliitandmetest kasutati töös Sentinel-3 OLCI ja Sentinel-2 MSI nii *Level-1* (L1) kui ka *Level-2* (L2) andmed, mis laaditi alla Eesti riiklikust satelliidiandmetekeskusest ESTHub (Maa-amet). Satelliitpiltide pikslite suurused olid 60 m (S2 MSI) ja 300 m (S3 OLCI), $3 \times$

3-pikslite-suurune ala võeti Võrtsjärvest poiijaama koordinaatide asukohast 'POI' ning Saadjärves asukohast 'PIN' (joonis 1), kuna poiijaama asukohta aluseks võttes olid kalda mõjud liiga suured.

S2 MSI ja S3 OLCI L1 andmeid töödeldi kõigepealt IDEPIX tööriistaga programmis SNAP (SeNtinelApplicationPlatform) versioon 6.0. Pikslid, mis olid tähistatud erinevate pilve või teiste märgistega, eemaldati (*cloud*, *cloud ambiguous*, *cloud sure*, *cloud buffer*, *cloud shadow*, *snow_ice* ja *sun glint risk*).

Töös rakendati järvepõhiseid algoritme, sest mõlemad järved on optiliselt väga erinevad (tabel 1). Varasemate valideerimisuuringute (Ansper & Alikas, 2018; Alikas *et al.*, 2020a) põhjal kasutati eutrofeerunud Võrtsjärve puhul Chl a leidmiseks sisendina L1 andmeid, mis on osutunud täpsemaks võrreldes L2 andmetega. Järvede puhul ei pruugi atmosfääri korrigeerimine alati töötada. Selgeveelise Saadjärve puhul kasutati L2 andmeid ja sellele rakendati Gilerson *et al.* (2010) poolt arendatud algoritmi, mida kohandati *in situ* andmetega.

Võrtsjärve puhul rakendati kvaliteedikontrolli läbinud L1 andmete maksimaalse klorofüllil indeksit (*Maximum Chlorophyll Index*, MCI) (Gower *et al.*, 2008). Sentinel-3 andmetest tuletati Chl a kasutades (Alikas *et al.*, 2010) (valem 5) ja Sentinel-2 andmetest kasutades valemit 6:

$$Chl\ a = 8.8 \times MCI + 16.7, \quad (5)$$

$$Chl\ a = 2211.3 \times MCI + 22.77. \quad (6)$$

Saadjärve puhul rakendati S2 ja S3 L1 andmete Polymeri atmosfääri korrigeerimise (Steinmetz *et al.*, 2011), et tuletada peegeldustegur. Seejärel teostati andmete peal Polymeri põhine kvaliteedikontroll, kasutades ainult piksleid, mille väärtused olid 0 (maski ei olnud) või 1024 (case II seadistus) *bitmask* märgendi alusel. S2 andmetest Chl a saamiseks kasutati Gons (2004) algoritmi, S3 andmete puhul rakendati kanalisuhet lainepikkuste 709 ja 665 nm vahel (Gilerson *et al.*, 2010) koos Saadjärve spetsiifiliste koefitsientidega:

$$Chl\ a = 6.42 \times \left(\frac{\rho_{709}}{\rho_{665}} \right)^{1.2}, \quad (7)$$

kus ρ on peegeldustegur lainepikkustel 709 ja 665 nm.

Pärast Chl a arvutamist arvutati 3×3 -pikslite ala keskvaartus (μ) ja standardhälve (σ) nii S2 kui ka S3 andmete. Seejärel eemaldati üksikud pikslid 3×3 -pikslite alalt, mille puhul eemaldati piksel kui $Chl\ a < (\mu - 1,5\sigma)$ või $Chl\ a > (\mu + 1,5\sigma)$ järgides OLCI valideerimise

juhiseid (EUMETSAT, 2021). Peale võõrväärtuste eemaldamist jäeti edasisest analüüsi kogupunkt välja juhul, kui variatsioonikordaja (standardhälbe ja keskväärtuse suhe) oli suurem kui 0,2 ehk 20% kogu 3×3 -pikslite ala kohta.

Satelliitandmete hulk erines kvaliteedikontrolli tõttu kahe järve puhul võrdlemisi palju. 2018. aastal olid Saadjärves kahe päeva andmed võrreldes Võrtsjärve 38 päevaga. Sentinel-3 puhul suurendas nii S3A kui S3B kasutamine 2019. aastal kasutatavate andmete hulka peaaegu kaks korda. Kõik radiomeetrilised mõõtmised saadi Z_{90} sügavusega määratletud ülemisest veesambast. Z_{90} on veesamba sügavus, kust pärineb 90% veest väljuvast kiirgusest (Odermatt *et al.*, 2012).

2.5. Statistiline analüüs

Statistilise analüüsi teostamiseks ning jooniste tegemiseks kasutati vabavaralist tarkvara R (R Core Team, 2020). Uurimaks hajuvust Chl a ja ChlF väärtuste keskpäevaste näitude ja selle lähiajal ($\pm 15 \dots \pm 120$ minutit) kasutati keskmist absoluutset protsentuaalset erinevust (*Mean Absolute Percentage Difference*, MAPD) ja nihke puhul kasutati keskmist protsentuaalset erinevust (*Mean Percentage Difference*, MPD):

$$MAPD = \frac{\sum_{i=1}^n 100 \cdot \left| \frac{x_{keskpäev,i} - x_{päev,i}}{x_{keskpäev,i}} \right|}{n}, \quad (8)$$

$$MPD = \frac{\sum_{i=1}^n 100 \cdot \left(\frac{x_{keskpäev,i} - x_{päev,i}}{x_{keskpäev,i}} \right)}{n}, \quad (9)$$

kus $x_{keskpäev,i}$ on ChlF või Chl a väärtus keskpäeval (12.30 GMT+3), $x_{päev,i}$ on ChlF või Chl a väärtus enne või pärast keskpäeva ($\pm 15 \dots \pm 120$ minutit) ja n on võrdluspunktide arv. Kõik töös välja toodud kellaajad on Euroopa/Tallinn ajavööndis (GMT+3).

Erinevate meetodite vaheliste nihete (*bias*) ja keskmise absoluutse vea (*Mean Absolute Error*, MAE) uurimiseks kasutati järgnevaid valemeid (Seegers *et al.*, 2018):

$$nihe = 10^{\left(\frac{\sum_{i=1}^n \log_{10}(M_i) - \log_{10}(Ref_i)}{n} \right)}, \quad (10)$$

$$MAE = 10^{\left(\frac{\sum_{i=1}^n |\log_{10}(M_i) - \log_{10}(Ref_i)|}{n} \right)}, \quad (11)$$

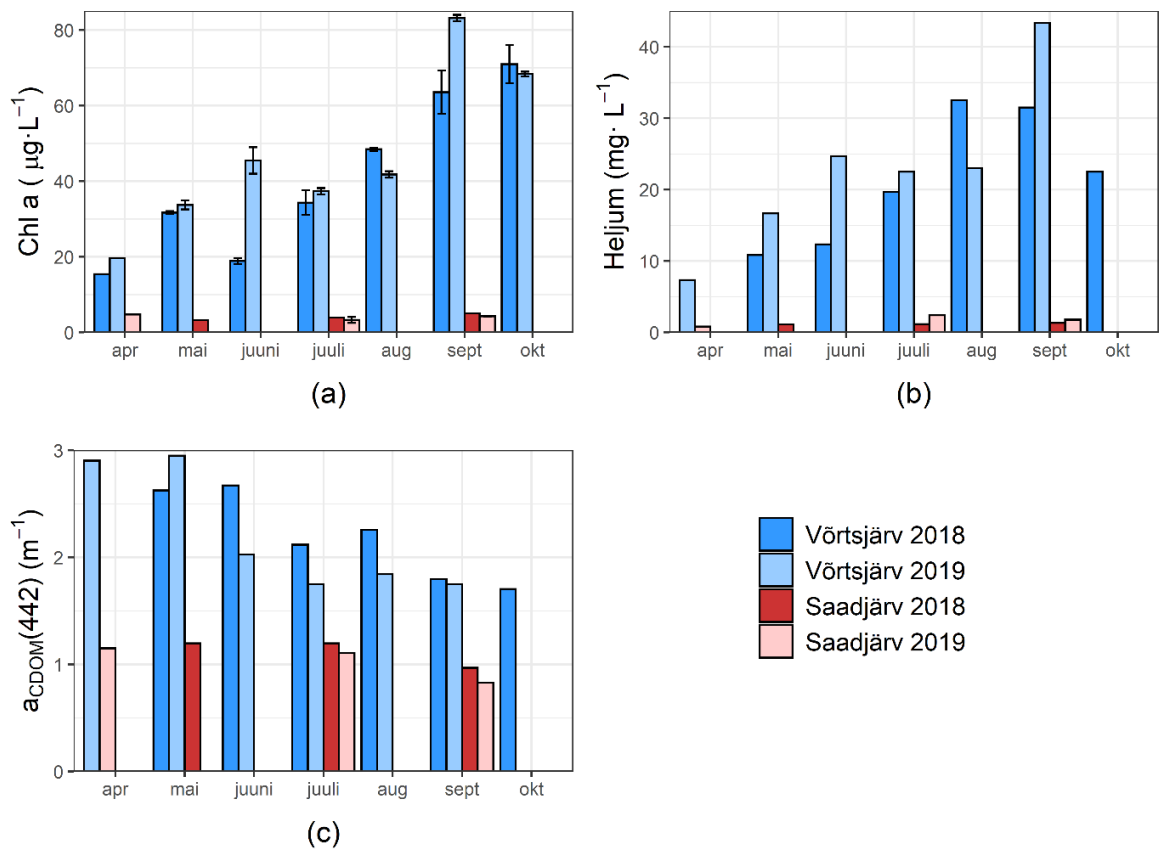
kus M_i on võrreldava meetodi väärtus, Ref_i on võrdlusväärtus ja n on paaris olevate võrdluspunktide arv. Nihke ja MAE arvutustel kasutati pidevmõõtmiste (WISPStation, poid) puhul kellaajaliselt keskmistatud (11.30–13.30) päevaseid Chl a või ChlF väärtuseid.

Mann-Whitney U testi kasutati statistiliselt olulise erinevuse tuvastamiseks võrdluspunktide vahel. Mann-Whitney U test (ka Wilcoxon'i astak-summa test) on mitteparameetiline test, mida kasutatakse kahe sõltumatu valimi korral jaotuse erinevuse testimiseks (Hollander & Wolfe, 1999).

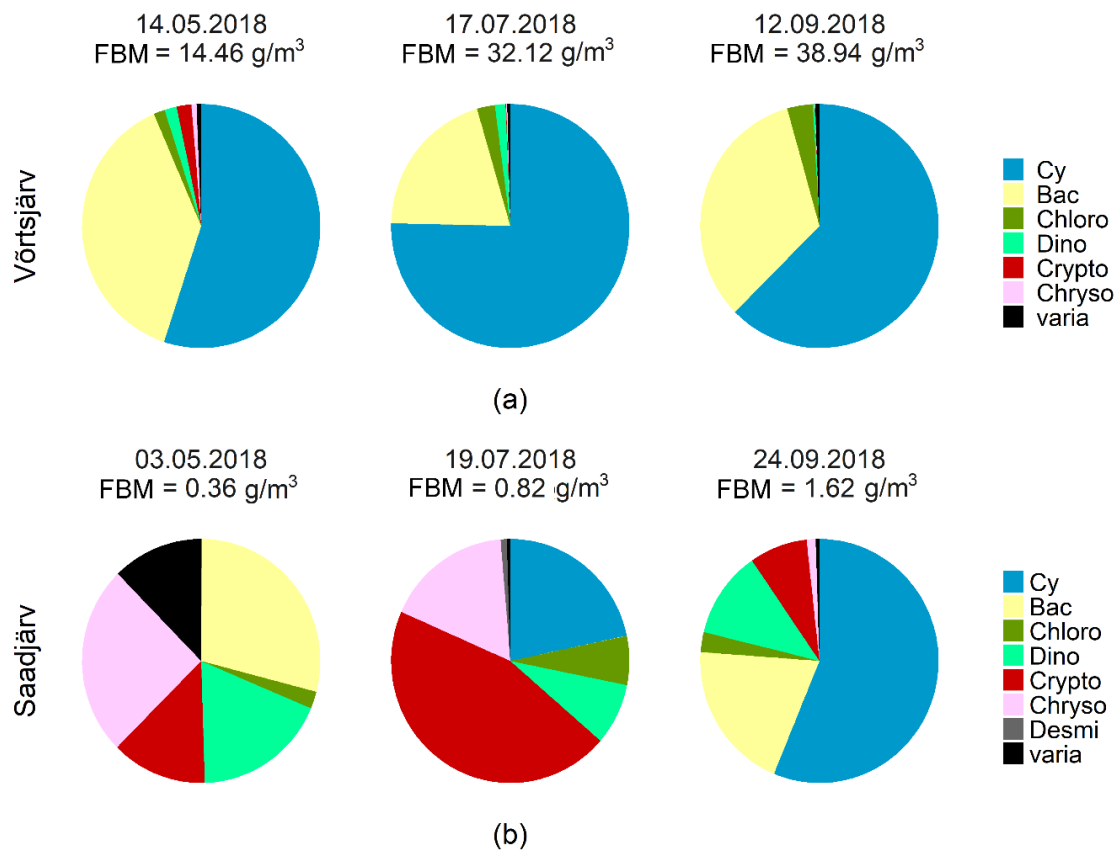
3. Tulemused

3.1. Uuritud järvede optilised omadused

Saadjärves olid optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioonid mõlemal aastal ühtlaselt madalad ja kahe aasta lõikes suuri muutusi ei esinenud (Chl a < 5,1 µg/l, heljum < 2,4 mg/l ja $a_{CDOM}(442) < 1,2 \text{ m}^{-1}$) (joonis 2). Seevastu olid märgatavad sesoonsed muutused Võrtsjärves, kus heljum oli kõrgeim hilissuvel ja sügisel (2018. aastal > 30 mg/l ja 2019. aastal > 40 mg/l) ning kevadel oli CDOM-i neeldumine suurim ($a_{CDOM}(442) > 2,5 \text{ m}^{-1}$) vähenedes järk-järgult sügise poole. Sarnaselt heljumiga tõusis Võrtsjärves sügise poole ka Chl a hulk vees. Chl a väärtused olid oluliselt kõrgemad 2019. aasta juunis ja septembris võrreldes eelneva aastaga, kusjuures kahe aasta suurim väärtus mõõdeti 2019 septembris (83 µg/l) (joonis 2). Võrtsjärves leidis sinivetikaid kogu vegetatsiooniperioodi jooksul, domineerivad liigid olid niitjad tsüanobakterid *L. redekei* ja *L. planctonica*, vähemuses olid ränivetikad (joonis 3), peamiselt perekonnast *Aulacoseira*. Fütoplanktoni biomass oli Saadjärves kogu vegetatsiooniperioodi jooksul üle 20 korra väiksem kui Võrtsjärves, kevadel oli koldvetikate ja ränivetikate osakaal Saadjärves ligilähedane (joonis 3). Saadjärves domineerisid suvel fütoplanktoni koosluses neelvetikad ja koldvetikad. Sügise poole suurenes tsüanobakterite osakaal, kuid domineerisid *Aphanocapsa* ja *Cyanodictyon* perekondadest pärit väikeserakulised kolooniaid moodustavad liigid.



Joonis 2. Optiliselt aktiivsete ainete kontsentratsioonid Võrtsjärves ja Saadjärves 2018 ja 2019 aastal, (a) klorofüll a ($\mu\text{g}/\text{l}$), (b) heljum (mg/l) ja (c) $a_{\text{CDOM}}(442)$ (m^{-1}).



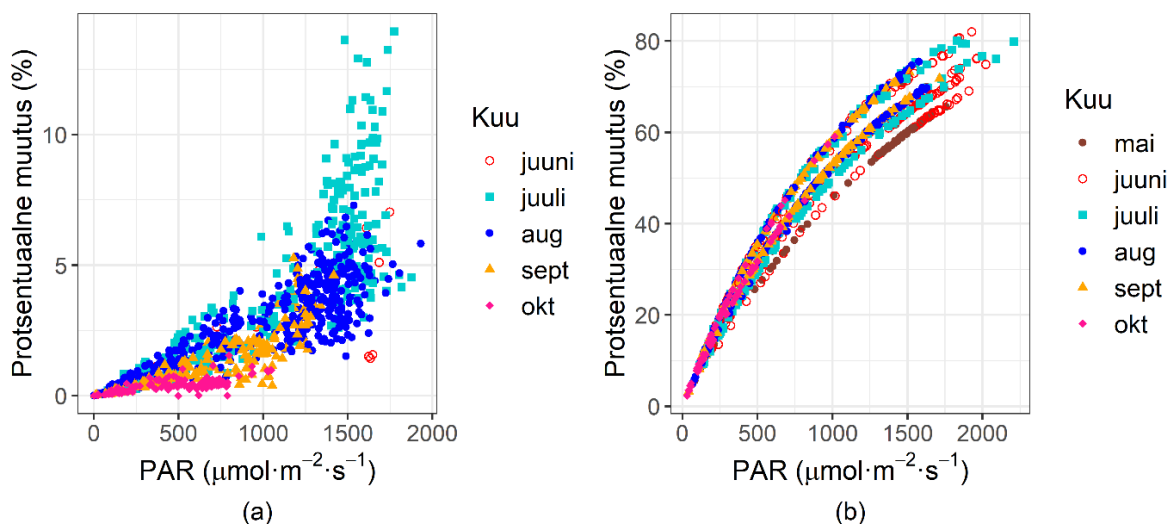
Joonis 3. Fütoplanktoni liigiline koosseis (a) Vortsjärves ja (b) Saadjärves 2018. aastal. Vetikarühmade legend: Cy – tsüanobakterid, Bac – ränivetikad, Chloro – rohevetikad, Dino – vaguviburvetikad, Crypto – neelvetikad, Chryso – koldvetikad, Desmi – desmidieed, varia – klassifitseerimata, tavaliselt väikesed viburlased. Fütoplanktoni kogu biomass (FBM) on kirjas kuupäevade all (g/m^3).

3.2. Meetodeid mõjutavad tegurid

3.2.1. Keskkonnatingimused

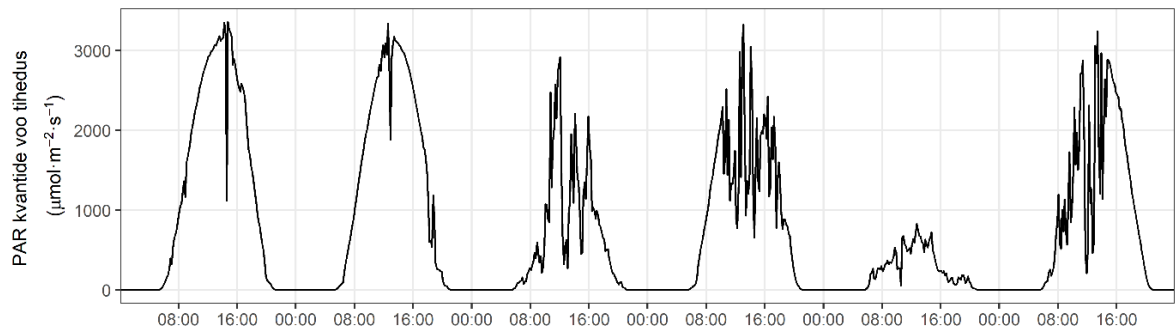
Kõik välitingimustes läbiviidavad mõõtmised sõltuvad suuresti keskkonnatingimustest. Valgusolud on üheks fütoplanktoni koosluse fluorestsentsi signaali mõjutavaks teguriks. Joonis 4 näitab, et mittefotokeemilise kustutamise korrektsioonist (edaspidi NPQ korrektsioon) tingitud ChlF muutuse ulatus oli mõlemas järves erinev. On ilmne, et kõrgem PAR tõi NPQ korrektsioonist tingituna kaasa suuremad ChlF väärtuste muutused (joonis 4). Eutroofse ja hägusa Vortsjärve puhul oli muutus augustis ja sügisel suhteliselt madal ($< 7\%$), kuid kõrge PAR-iga juulis kuni 15% (joonis 4a), läbipaistvas Saadjärves oli aga korrektsiooni mõju palju suurem (kuni 81%) (joonis 4b). Saadjärve NPQ korrektsiooni märkimisväärne mõju oli tingitud madalatest heljumi ja CDOM-i kontsentratsioonidest ning madalatest ChlF väärtustest pinnakihis (2 m). Näiteks 1,14 RFU oli peale korrektsiooni 2,06

RFU. Samas kõrgemad ChlF väärtused olid sügavamal veesambas, näiteks nagu juunis (joonis 7), ning nende puhul ei olnud korrektsiooni mõju nii markantne. Mõlemas järves oli korrektsiooni mõju kõige suurem juunis ja juulis (kuid Võrtsjärves oli juunis mõõtmisi vähe). NPQ korrektsiooni arvutamiseks vajalik K_d saadi Saadjärve puhul välimõõtmise käigus kogutud Secchi ketta läbipaistvuse põhjal. Väheste *in situ* mõõtmiste tõttu oli Saadjärves andmemaht väiksem (3 mõõtmist vegetatsiooniperioodi kohta) kui Võrtsjärves, kus K_d tuletati automatiseeritud WISPStationi mõõtmistest.

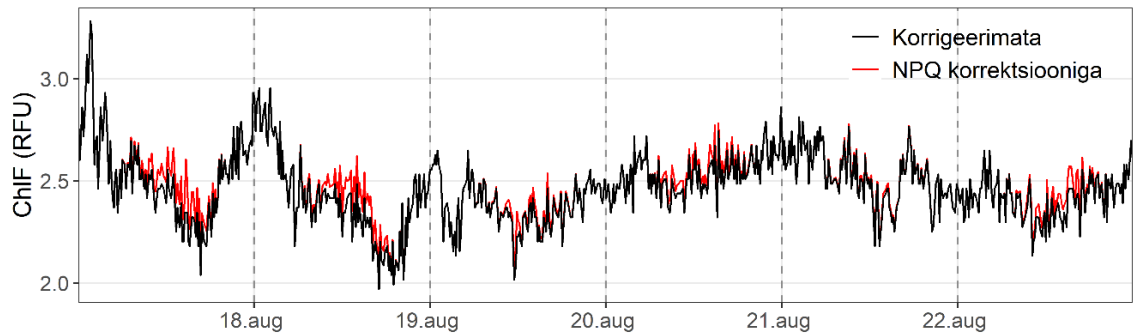


Joonis 4. Klorofüllü fluorestsentsi (ChlF) protsentuaalne muutus Z_{90} kihi piires peale NPQ korrektsiooni 2018. ja 2019. aastal võrdluses fotosünteetiliselt aktiivse kiirgusega (PAR) (a) Võrtsjärves ja (b) Saadjärves. Kasutati keskpäeval (11.30–13.30) tehtud mõõtmisi.

Joonisel 5 on kujutatud kuue järjestikuse päeva valgustatuse muutlikkus ning ChlF-i muutumine vastavalt sellele. Joonisel 5 esitatud andmetest nähtub, et pilvede olemasolu võib viia kiirgusvoo neljakordse erinevuseni võrreldes selge ilmaga. 17. ja 18. augustil vähenesid ChlF väärtused pärast keskpäeva, kuid pilvisel päeval (nt 21. august) NPQ korrektsioonil erilist mõju ei olnud. ChlF oli Võrtsjärves kõrgem kogu vegetatsiooniperioodi vältel (joonis 6), olles kevadisel ajal kõrgem mõlemas järves. Saadjärves püsis ChlF juuni jooksul kõrge (joonis 6). Tuule mõju avaldus rohkem madalas Võrtsjärves, kus kõrgem fluorestsents vastas suuremale tuule kiirusele ülejäänud vegetatsiooniperioodil (nt juuni algus ja lõpp, septembri keskpäik) ja loode ning kagu suunale.

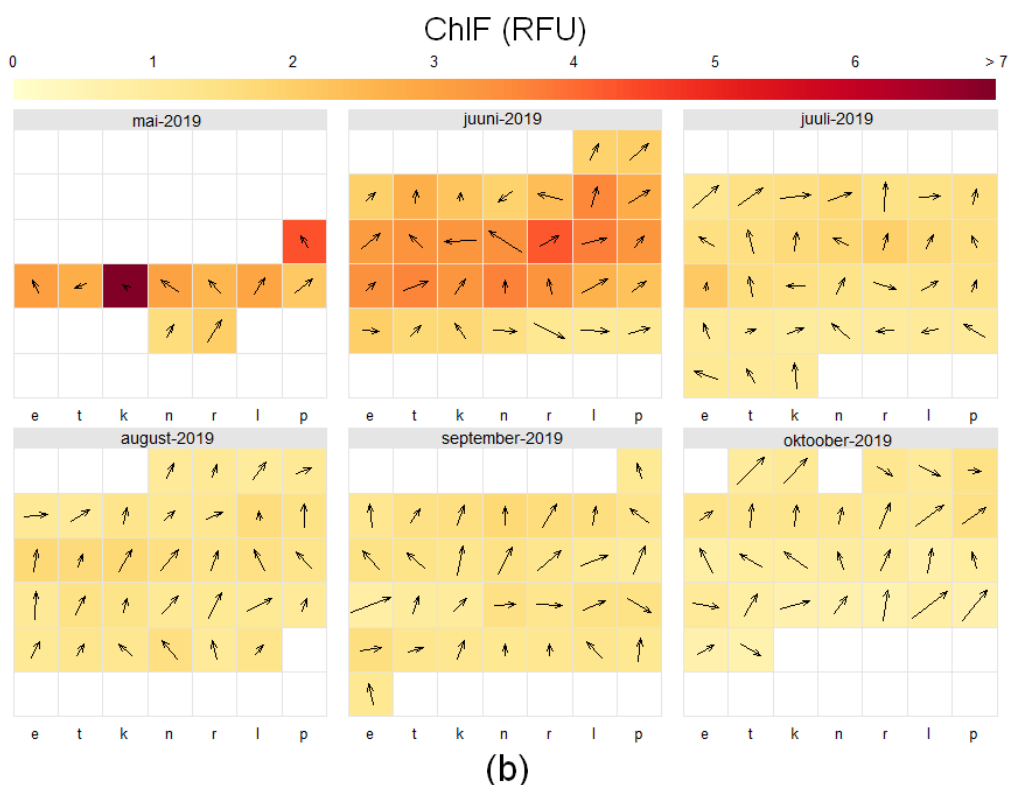
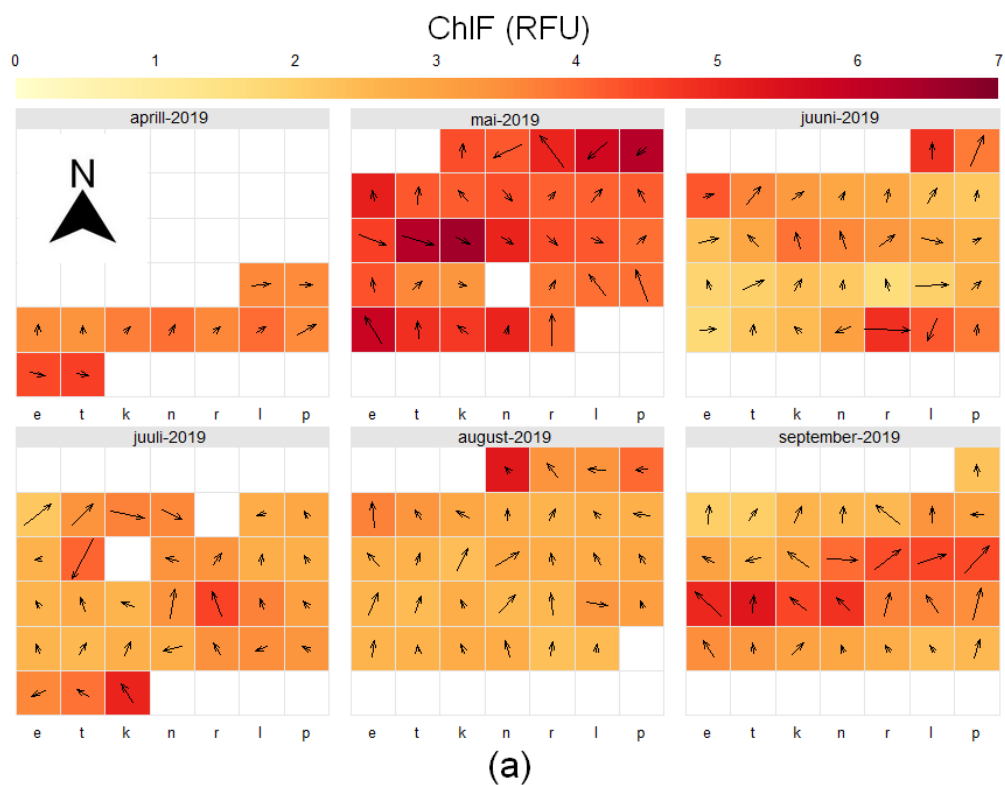


(a)



(b)

Joonis 5. Valgusolude muutlikkus (a) ja sellele vastav fluorestsentsi (ChlF) käik (must joon) ja korrigeeritud (NPQ korrigeerimisega) fluorestsentsi käik (punane joon) (b), kuue järjestikuse päeva näitel 2019. aasta augustis.

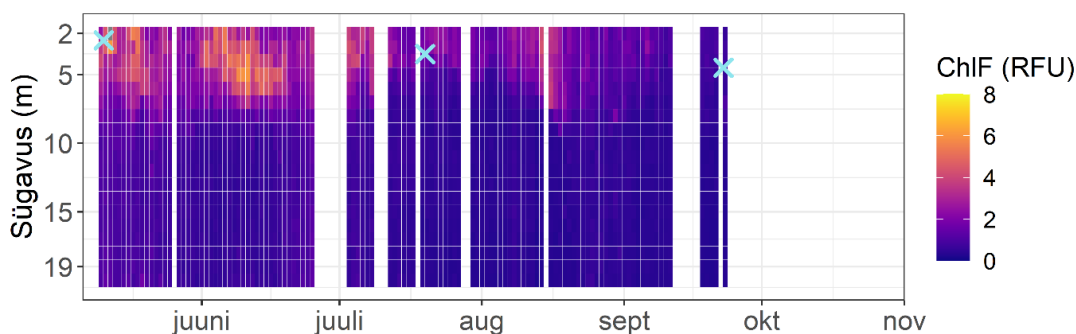


Joonis 6. Päeva keskmised klorofüllü fluorestsentsi (ChlF) väärtused Võrtsjärves (a) ja Saadjärves (b) 2019. aastal. Noolega on näidatud päeva keskmine tuule kiirus ja suund. Minimaalne – maksimaalne (keskmine) tuule kiirus oli Võrtsjärves 1,1–8,8 (3,4) (m/s) ja Saadjärves 0,9–6,8 (3,3) (m/s).

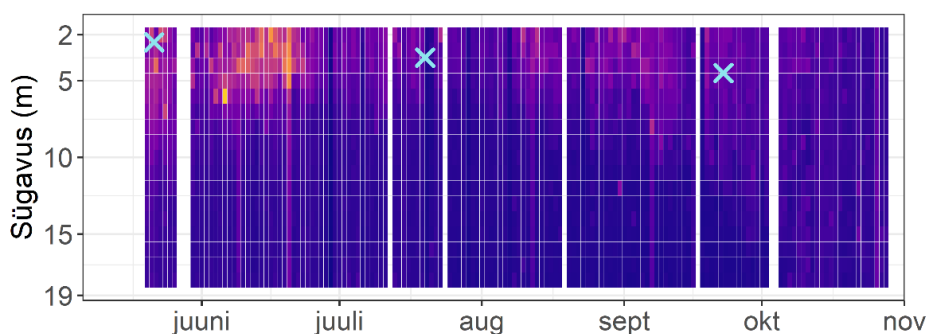
3.2.2. Signaali sügavus ja Chl a vertikaalne jaotus

Uuritud järved erinesid nii optiliselt aktiivsete ainete hulga (joonis 2) kui ka liigilise koosseisu poolest (joonis 3), millest tulenevalt erinesid järvede veesisese valgusväljad. Eufootilise kihi sügavus Z_{eu} oli Saadjärves sügavamal ($11,52 \pm 3,02$ m) kui Võrtsjärves ($1,70 \pm 0,06$ m). Radiomeetriliste seadmetega (WISPStation, Sentinel-2 MSI, Sentinel-3 OLCI) mõõdetud signaal sisaldas Võrtsjärves teavet palju kitsamast veekihist (Z_{90} $0,4 \pm 0,03$ m) kui Saadjärves (Z_{90} $2,5 \pm 0,65$ m). Saadjärves suurenes Z_{90} sügise poole (joonis 7), mis tähendab, et signaal saadi laiemast veesambast.

Saadjärve vertikaalsed profiilid näitavad mais ja juunis ülemises veesambas suuremaid ChlF-i väärtusi (joonis 7), ulatudes mais kuni 6 meetrini ning langedes juulis ja augustis 4 meetrini, maksimaalsed väärtused on umbes 7 RFU. Sügavamal veesambas olid ChlF väärtused madalad kogu aasta vältel. NPQ korrektsioon suurendas ChlF-i väärtusi (korrektsioonita oli mais maksimaalne väärtus 5,5 RFU). Samuti on Z_{90} veesambas nähtav suur varieeruvus ChlF signaalis (joonis 7), mis oli eriti ilmne kevadiste ja suviste mõõtmiste ajal.



(a)



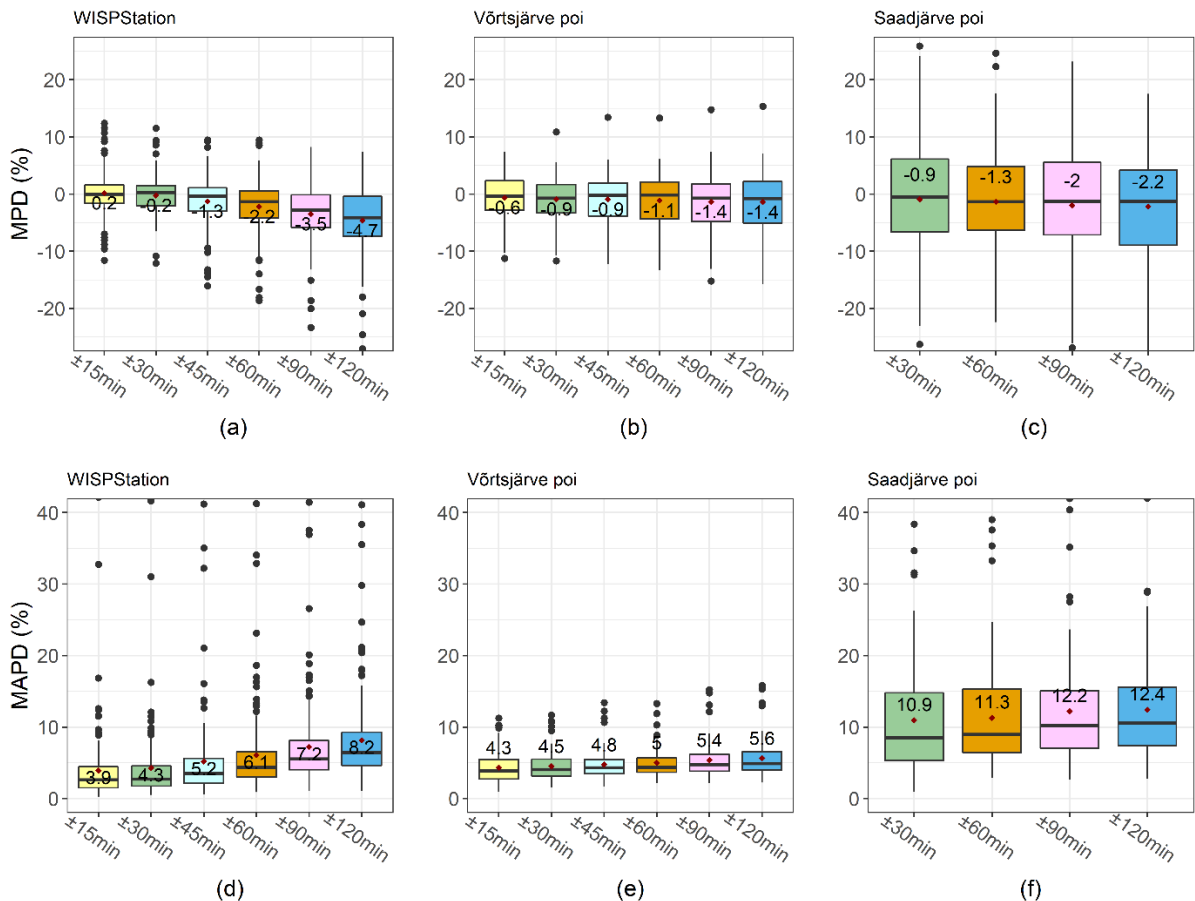
(b)

Joonis 7. Saadjärve vertikaalsed klorofüllü fluorestsentsi (ChlF) profiilid peale NPQ korrektsiooni (a) 2018. aastal ja (b) 2019. aastal. Ristid tähistavad Z_{90} sügavust (tuletatud *in situ* Secchi põhjal).

3.2.3. Ajaline muutlikkus

Erinevate meetodite kombineerimiseks ja võrdlemiseks uuriti AHFM poi ja WISPStationi mõõtmiste lühiajalist muutlikkust keskpäeva (12.30) ümber, kuna S2 ja S3 ülelennud on ± 30 minuti jooksul.

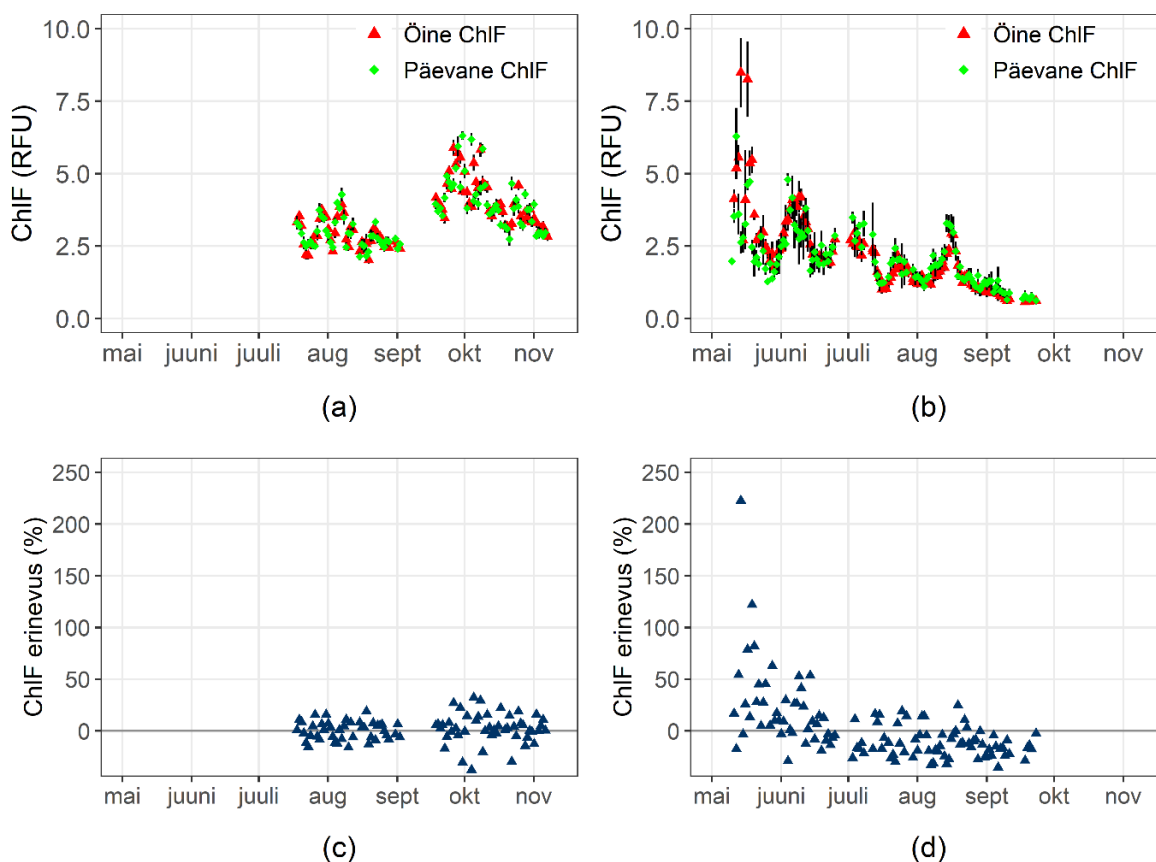
Joonisel 8 nähtub, et Võrtsjärves oli WISPStationi ja poi poolt mõõdetud keskpäevase ja selle lähiaja (± 30 minutit) Chl a vaheline nihe (MPD) alla 1%. Ajavahemiku laiendamisel suurenes mõõdetud Chl a varieeruvus ja negatiivne MPD tähendab seda, et kõikide andurite poolt mõõdetud Chl a väärtused olid keskpäeval madalamad kui keskpäeva ümber. WISPStationi mõõtmised näitasid keskmiselt suurimat, kuni 5% nihet 2-tunnise ajavahemiku jooksul, mis tähendab keskpäevaste ja 2 tundi hilisemate ning varasemate Chl a väärtuste vahel esines keskmiselt 5% erinevus. Poi mõõtmised näitasid muutust kuni 2,3% Saadjärves ja 1,5% Võrtsjärves ± 2 -tunnisel ajavahemikul. Saadjärves oli nihe ChlF mõõtmiste puhul suhteliselt stabiilne ja võrreldav Võrtsjärve ChlF mõõtmistega. Võrtsjärve puhul näitasid nii WISPStationi kui ka poi mõõtmised ajavahemiku laiendamisel suurenevat hajumist (MAPD) ja samas ka suurenenud nihet (MPD) negatiivses suunas, WISPStationi mõõtmiste korral olid need märgatavamad (joonis 8a,d). Nihke (MPD joonisel 8a–c) ja hajuvuse (MAPD joonisel 8d–f) osas näitasid Võrtsjärve poi mõõtmised kõige stabiilsemaid tulemusi, kõige suurem üldine mõõtmiste varieeruvus oli Saadjärve poi mõõtmistes.



Joonis 8. Chl a ja ChlF keskmine protsentuaalne erinevus (MPD) 2018. aastal erinevate ajaintervallide jooksul võrreldes mõõtmistega keskpäeval (12.30) WISPStationi Chl a (a), Võrtsjärve veepinna-aluse poi ChlF (b) ja Saadjärve profileeriva poi ChlF Z₉₀ sügavusel (c). Chl a ja ChlF keskmine absoluutne protsentuaalne erinevus (MAPD) erinevate ajaintervallide jooksul võrreldes mõõtmistega keskpäeval (12.30) WISPStationi Chl a (d), Võrtsjärve veepinna-aluse poi ChlF (e) ja Saadjärve profileeriva poi ChlF Z₉₀ sügavusel (f). Punane punkt tähistab keskväärtust, must joon mediaani, kastid on 75. ja 25. protsentiilid. Vuntsid ületavad kvartiile 1,5 korda, millest kaugemale jäävad andmed on võõrväärtused (tähistatud punktidena). Märkus: Saadjärvel on x-telg erinev mõõtesageduse erinevuse tõttu.

Selgeveelises Saadjärves oli lühiajaline ööpäeva ChlF varieeruvus suurem (joonis 9b) võrreldes hägusa Võrtsjärvega (joonis 9a), mis ilmses keskpäevaste ja öiste ChlF mõõtmiste põhjal. Suurem ChlF väärtuste varieeruvus nii ööl kui päeval oli Saadjärves eriti tähelepanev fütoplanktoni kevadise õitsengu ajal, mil öine fluorestsents oli kõrgem kui päevane (joonis 9d). Edasisel perioodil ei olnud öö ja päeva väärtuste vahel suurt erinevust. Päevaste ja öiste ChlF keskväärtuste vahe suurenes ka Võrtsjärves fütoplanktoni hulga tõusuga – hilissuvised õitsengu ajal (joonis 9c). Fütoplanktoni madalamate sisalduste korral

ei esinenud mõlema järve keskpäeva ja öö ChlF keskväärtuste vahel süsteemseid erinevusi (joonis 9c,d).



Joonis 9. Öise (keskväärtus ja vastav standardhälve vahemikus 00.00–02.00) ja keskpäevase (keskväärtus ja vastav standardhälve 12.00–13.00) klorofüllü fluorestsentsi (ChlF) varieeruvus Võrtsjärves (a) ja Saadjärves (Z₉₀ sügavus) (b) 2018. aastal. Protsentuaalne erinevus öiste ja päevaste ChlF keskväärtuste vahel Võrtsjärves (c) ja Saadjärves (d). Väärtused ülevalpool halli joont tähistavad kõrgemaid öiseid ChlF väärtuseid võrreldes päevastega.

3.3. Meetodite vahelised seosed

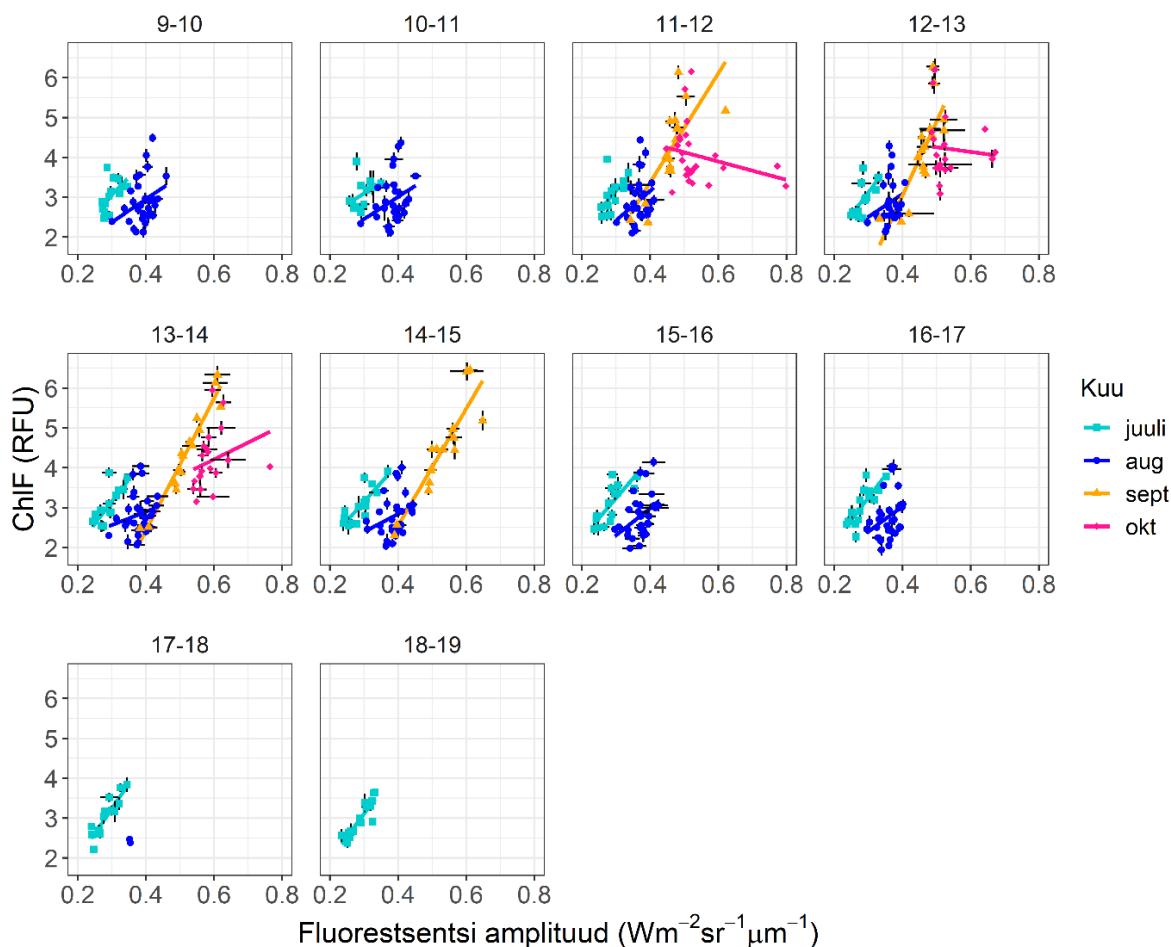
3.3.1. Mõõtmised veepinna kohal ja veepinna all

Fluorestsentsi signaalide võrdlemiseks tuletati veepinna kohal mõõtnud WISPStationi Chl a põhjal fluorestsentsi amplituud (valem 4), arvestades igakuiselt mõõdetud CDOM-i ja heljumi kontsentratsioone.

Klorofüllü fluorestsentsi signaalide võrdlus poi mõõtmistest ja tuletatuna WISPStationi mõõtmistest andis hajutatumaid tulemusi (joonis 10) võrreldes Chl a võrdluse tulemusiga (joonis 11). ChlF-signaali võrdlus näitas, et klastrid moodustusid kuupõhiselt (joonis 10),

samas kui Chl a väärtuste võrdluse korral olid juuli ja augusti tulemused peaaegu kattuvad (joonis 11).

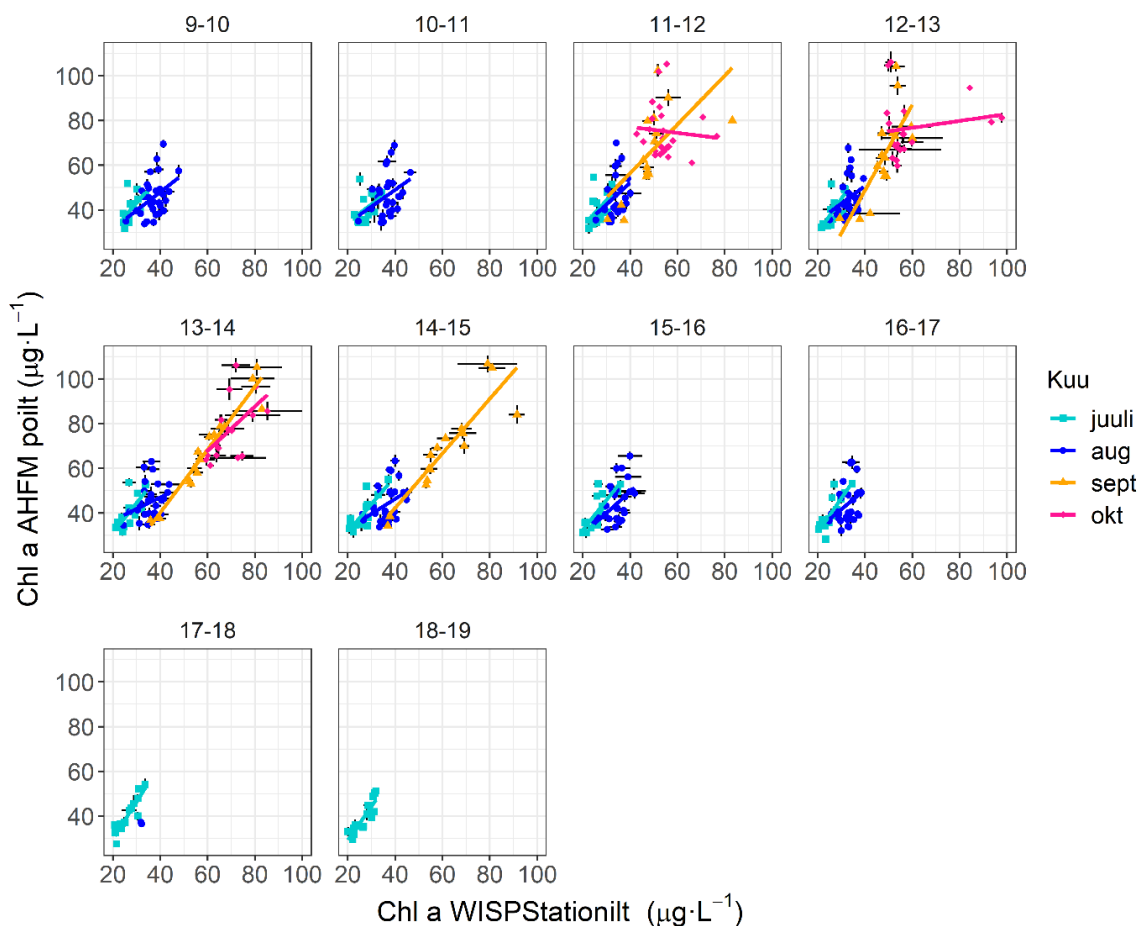
Veepinna kohal tehtud radiomeetriliste mõõtmiste puhul vähendas filtreerimine Päikese seniitnurga põhjal ($> 70^\circ$) andmete hulka: juunis ja juulis oli kasutatavate andmete ajavahemik 10 tundi päevas (9.00–19.00), augustis 8 tundi (9.00–17.00), septembris 4 tundi (11.00–15.00) ja oktoobris oli kasutada ainult 3 tundi (11.00–14.00) (joonis 10; joonis 11).



Joonis 10. Võrtsjärve WISPStationi andmetest tuletatud fluorestsentsi amplituudi (x-telg) ja AHFM poi klorofüllü fluorestsentsi (y-telg) tunni keskmine koos vastava standardhällbega juulis–oktoobris 2018. Erinevad kuud on kodeeritud erineva värviga ja üks punktike on üks päev.

Chl a mõõtmiste võrdlemiseks arvutati poi ChlF-i põhjal Chl a, et võrrelda tulemusi WISPStationi Chl a väärtustega. WISPStationiga veepinna kohal ja AHFM poiga veepinna all teostatud Chl a mõõtmiste võrdlus näitas erinevusi kokkulangevustes pigem kuude kui tundide lõikes (joonis 11). WISPStationi ja poi mõõtmiste vahel oli enamjaolt tugev positiivne korrelatsioon (v.a oktoober), ehkki poi ülehindas Chl a väärtusi. Üks-ühele

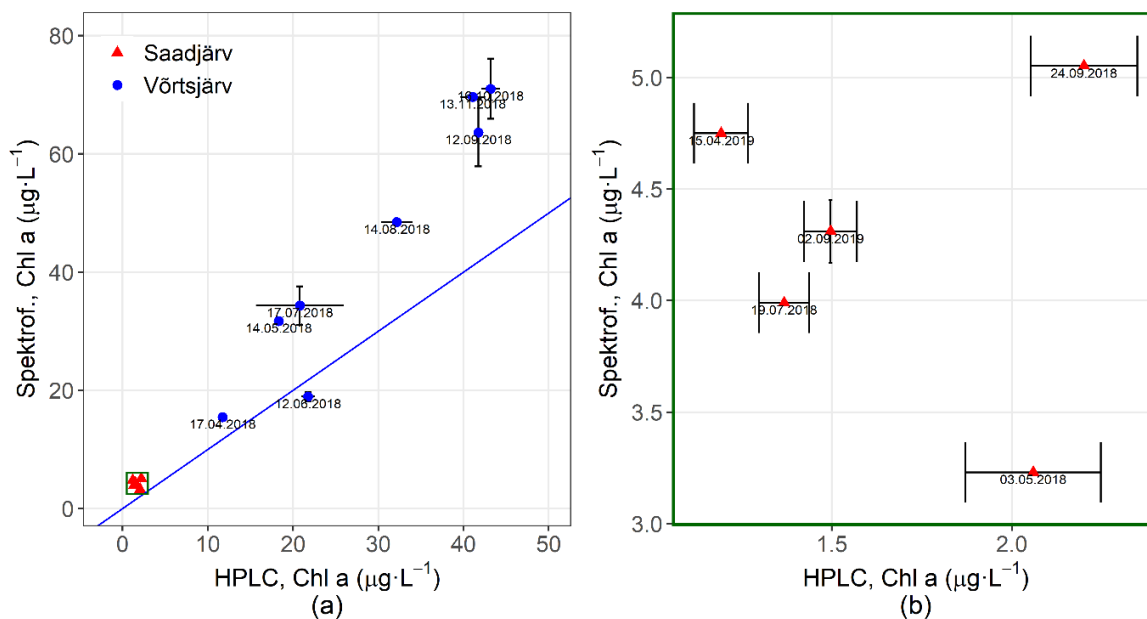
kokkulangevus oli WISPStationi ja poi mõõtmistel kõige järjepidevam septembris. Varieeruvus oli suurim oktoobris. WISPStationi poolt mõõdetud Chl a standardhälve oli alati suurem, eriti keskpäevaste (12.00–14.00) mõõtmiste paiku ja ka vähese valguse korral sügisel.



Joonis 11. Võrtsjärve WISPStationi andmetest tuletatud Chl a (x-telg) ja AHFM poi mõõtmistest tuletatud tunni keskmine Chl a väärtus koos vastava standardhõlbega (y-telg) juulis–oktoobris 2018. aastal. Erinevad kuud on kodeeritud erinevate värvidega ja üks punktike on üks päev.

3.3.2. Klorofüll a laboratoorsed mõõtmised

Chl a määramine laboris kahe erineva meetodiga andis spektrofotomeetrilise meetodi puhul üldiselt suurema kontsentratsiooni kui HPLC (joonis 12). HPLC näidud olid keskmiselt 31% madalamad kui spektrofotomeetriliselt mõõdetud Chl a väärtused Võrtsjärves, Saadjärves oli näitude vahe veelgi suurem (joonis 12b). Spektrofotomeetriliselt mõõdetud Chl a varieeruvus oli mõlemas järves sügisel suurem ning HPLC Chl a oli Võrtsjärves suvel varieeruvam.



Joonis 12. Chl a ($\mu\text{g}/1$) mõõdetuna spektrofotomeetriliselt ja HPLC-ga (Chl a ja klorofülliid a summa) (a) Vörtsjärves 2018. aastal siniste täppidena ja Saadjärves 2018. ja 2019. aastal punaste kolmnurkadena roheline kasti sees; ja (b) Saadjärve suurendus. Standardhälve on toodud veavuntsidega. 1:1 joon on sinine.

3.3.3. Meetodite kokkulangevus Chl a määramisel

Vörtsjärves olid poiga mõõdetud ChlF-st tuletatud Chl a väärtused kõrgemad kui kõikide teiste meetoditega mõõdetud Chl a (tabel 3). WISPStationi ja poi vaheline nihe (*bias*) oli 0,74, mis tähendab, et WISPStationi Chl a väärtused olid keskmiselt 26% madalamad kui poi Chl a väärtused, samas kui keskmine absoluutne viga (MAE) oli 37%. WISPStationi ja AHFM poi väärtused olid statistiliselt oluliselt erinevad. S2, S3 ja spektrofotomeetriliselt mõõdetud väärtused olid madalamad, kuid mitte märkimisväärselt (vastavalt 6%, 12% ja 6%) võrreldes poiga, seevastu oli S3 Chl a oluliselt erinev AHFM poi päevastest ja öistest Chl a väärtustest. S2 väärtused olid 32%, S3 30% ja spektrofotomeetriline Chl a 24% kõrgemad kui WISPStationist tuletatud Chl a väärtused. Statistiliselt oluliselt erinevad olid S2 ja S3 võrreldes WISPStationiga. Lähedased olid S3 ja spektrofotomeetriliselt mõõdetud Chl a väärtused, mis erinesid keskmiselt vaid 2%, kuid ühiste punktide hulk oli ka kõige väiksem (4). Eraldi tasub välja tuua, et muidu väga madalate väärtustega HPLC Chl a oli kõige lähedasem, vaid 11% madalam, WISPStationi Chl a väärtustega ning osad punktid langesid väga hästi kokku (joonis 13a).

Saadjärves olid S3 Chl a väärtused keskmiselt 55% kõrgemad poi Chl a väärtustest (tabel 4), olles statistiliselt oluliselt erinevad nii päevase kui ka öise võrdluse põhjal.

Spektrofotomeetriliselt mõõdetud Chl a väärtused olid madalamad võrreldes poi Chl a-ga, nii päeval (42%) kui ka öösel (27%), samas kui MAE oli vastavalt 72% ja 36%. Sentinel-2 ja Sentinel-3 Chl a väärtused erinesid üksteisest keskmiselt 5%, kuid MAE oli kõrge (peaaegu 200%) ja jällegi oli ainult 4 ühist punkti. Spektrofotomeetriga mõõdetud Chl a väärtused olid 57% madalamad kui Sentinel-3 Chl a väärtused.

Võrtsjärves olid erinevused väikesed päevase ja öise AHFM poi Chl a tulemuste vahel, suurim nihke vahe oli kuni 7% (Sentinel-2 puhul 0,94 päeval ja 0,87 öösel) ja keskmine absoluutne viga kuni 4% (spektrofotomeetri puhul). Päevase Chl a kasutamisel Võrtsjärves olid vead väiksemad (v.a WISPStation). Saadjärves olid päevase ja öise Chl a kasutamisel erinevused suuremad ning nii päevane kui ka öine poi Chl a olid statistiliselt oluliselt erinevad võrdlusel Sentinel-3 andmetega.

Tabel 3. Nihke ja keskmise absoluutse vea (MAE) multiplikatiivsed väärtused Chl a jaoks Võrtsjärves 2018. ja 2019. aastal kokku. Nihke puhul on esiletõstetud peadiagonaalsed meetodid, mille suhtes on võrreldud (võrdlusväärtus) ja vasakus tulbas ülevalt alla on meetod, mida on võrreldud (valem 10). Statistilised arvutatuna öise ChlF alusel on alla joonitud. Ühiste mõõtmispunktide arv on toodud sulgudes ning tärn (*) tähistab statistiliselt olulist erinevust 95% usaldusintervallil Mann-Whitney U testi põhjal ($p < 0,05$).

	MAE	WISPSt.	Sentinel-2	Sentinel-3	Spektrof.	HPLC
nihe	Poi	1.37* <u>1.39*</u> (143)	1.23 <u>1.26</u> (42)	1.25* <u>1.28*</u> (69)	1.07 <u>1.1</u> (6)	(1)
WISPSt.	0.74 <u>0.74</u>	WISPSt.	1.45* (40)	1.39* (44)	1.29 (8)	1.13 (5)
Sentinel-2	0.94 <u>0.87</u>	1.32	Sentinel-2	1.22 (46)	(1)	(0)
Sentinel-3	0.88 <u>0.84</u>	1.30	0.91	Sentinel-3	1.15 (4)	(0)
Spektrof.	0.94 <u>0.93</u>	1.24	x	0.98	Spektrof.	1.51 (8)
HPLC	x	0.89	x	x	0.69	HPLC

Tabel 4. Nihke ja keskmise absoluutse vea (MAE) multiplikatiivsed väärtused Chl a jaoks Saadjärves 2018. ja 2019. aastal kokku. Nihke puhul on esiletõstetud peadiagonaalsed meetodid, mille suhtes on võrreldud (võrdlusväärtus) ja vasakus tulbas ülevalt alla on meetod, mida on võrreldud (valem 10). Statistid arvatuna öise ChlF alusel on alla joonitud. Ühiste mõõtmispunktide arv on toodud sulgudes ning tärn (*) tähistab statistiliselt olulist erinevust 95% usaldusintervallil Mann-Whitney U testi põhjal ($p < 0,05$).

	MAE	Sentinel-2	Sentinel-3	Spektrof.	HPLC
nihe	Poi	(0)	1.7* <u>1.98*</u> (23)	1.72 <u>1.36</u> (3)	4.68 <u>3.37</u> (2)
Sentinel-2	x	Sentinel-2	2.99 (4)	(1)	(1)
Sentinel-3	1.55 <u>1.79</u>	1.05	Sentinel-3	2.33 (2)	7.86 (2)
Spektrof.	0.58 <u>0.73</u>	x	0.43	Spektrof.	2.59* (5)
HPLC	0.05 <u>0.08</u>	x	0.02	0.08	HPLC

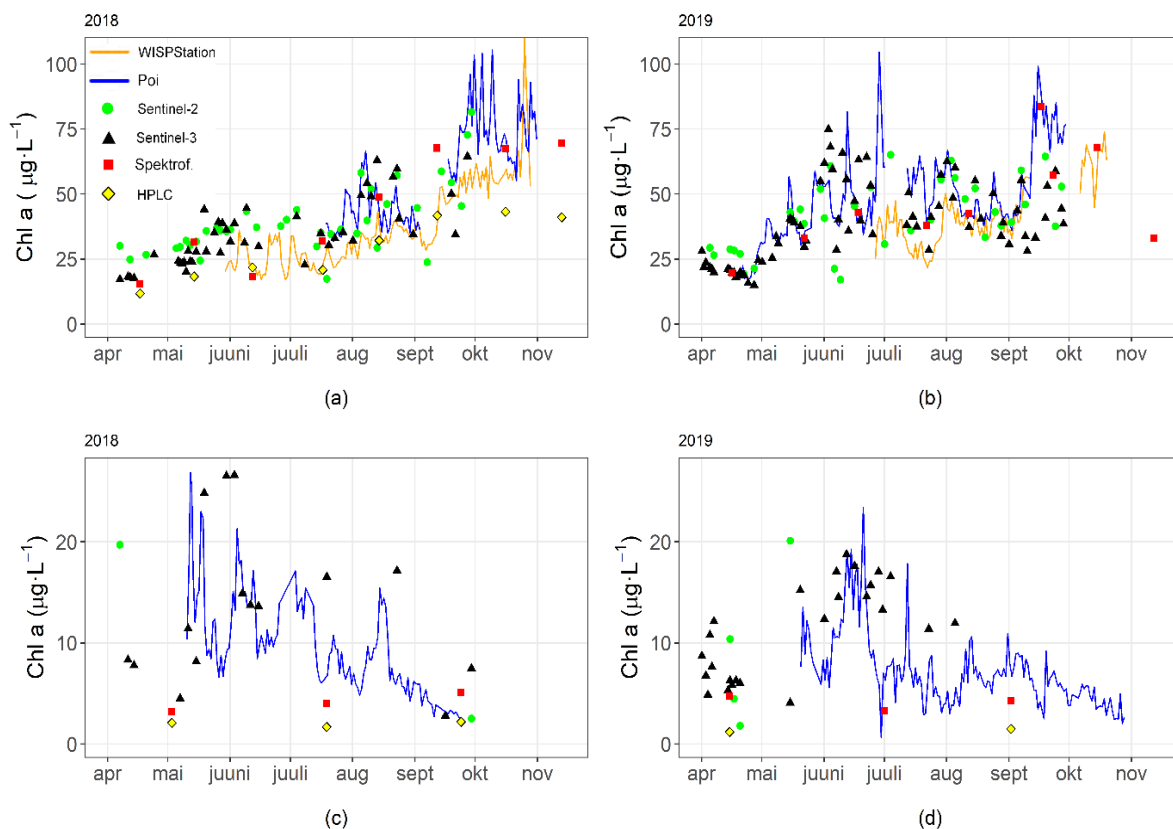
Chl a pidevmõõtmised võimaldavad jälgida erinevaid suundumusi kahes järves: Võrtsjärves suurenes Chl a sügise poole (joonis 13a), Saadjärves aga langesid mõlemal aastal poi mõõtmistest tuletatud Chl a näidud sügise poole (joonis 13c,d). See näitab pidevmõõtmiste lisaväärtust (poi ja WISPStation), analüüsivaks Chl a sesoonset dünaamikat mõlemas järves. Võrtsjärves olid spektrofotomeetri, S3 ja S2 Chl a väärtused keskmiselt kõrgemad kui Chl a mõõdetuna WISPStationi või HPLCga (joonis 13a,b).

Hoolimata suhteliselt suurest hajuvusest ja varieeruvusest erinevate meetodite vahel (joonis 13, tabel 3) näitavad Võrtsjärve harvemad spektrofotomeetria ja HPLC Chl a mõõtmised pidevmõõtmistega sarnast tendentsi. Kui Võrtsjärve puhul oli nii S2 kui ka S3 andmete hulk kogu vegetatsiooniperioodi vältel võrreldav (joonis 13a,b; lisa 1a,b), siis Saadjärve puhul oli satelliitpildidel kasutuskõlblike pikslite arv väiksem ja seega ka andmete hulk väiksem, eriti suvel ja sügisel (joonis 13c,d), kui ka optiliselt aktiivsete ainete kogus oli kõige väiksem (joonis 2).

Saadjärve puhul oli spektrofotomeetriselt mõõdetud pinnakihist pärinev Chl a madalam, kui võrrelda seda poi ja satelliitmõõtmistega (joonis 13c,d), samas aastad olid üsna sarnased, kõrgemad väärtused oli mais ja juunis ning Chl a vähenes sügise poole. Kevadise fütoplanktoni õitsengu ajal oli Saadjärve satelliitandmetes ka suurem ruumiline varieeruvus võrreldes suve ja sügisega (lisa 1). Vegetatsiooniperioodi vältel ei olnud Võrtsjärve

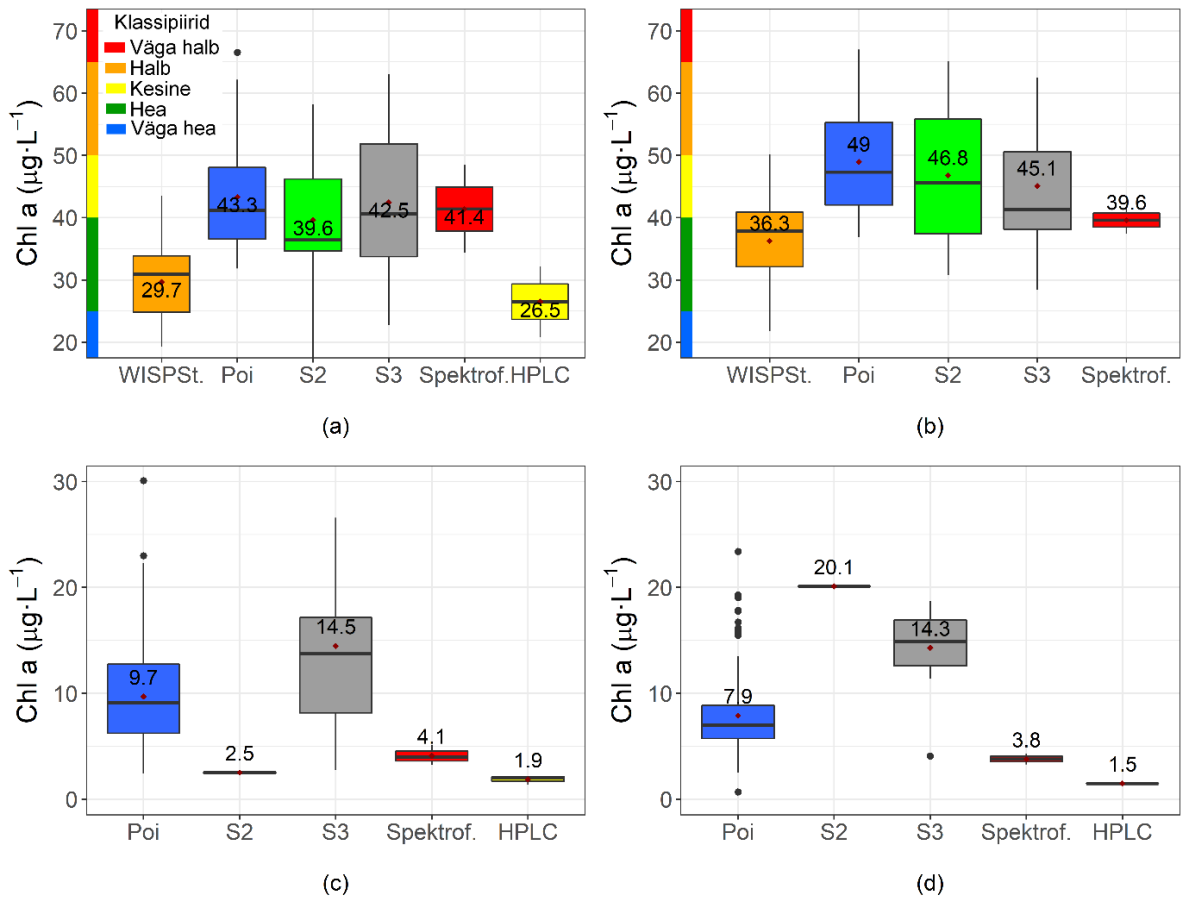
satelliitandmetes süsteemset ruumilisi muutlikkust, kuigi WISPStationi andmete ajaline varieeruvus suurenes sügise poole (lisa 1c).

Hoolimata sellest, et meetodeid oli mitu ja mõõtmistulemusi oli võrdlemisi palju (joonis 13), ei olnud vegetatsiooniperioodi jooksul kummaski järves ühtegi päeva, kus Chl a oleks korraga olnud mõõdetud kõigi meetoditega. See muudab meetodite omavahelise võrdluse keeruliseks. Lisaks esines kaheaastase uurimisperiodi jooksul Võrtsjärve pidevmõõtmistes (nii WISPStation kui poi) lünklikkust, mistõttu ei katnud mõlemad süsteemid ühtlaselt ära kogu vegetatsiooniperioodi. Näiteks 2018. aastal alustas poi mõõtmist alles juuli keskel ja 2019. aastal esines juulis pikem katkestus (joonis 13a,b), kuid VRD sisendina on just juulikuu oluline. Saadjärve profileeriv poi oli selles suhtes töökindlam. Tõrked seoses mõõtesüsteemidega olid tingitud paigaldusest, hooldamisest või andmete edastusest, mis tulid ilmsiks alles peale andmete alla laadimist.



Joonis 13. Erinevate meetoditega leitud Chl a keskpäevaste väärtuste aegread vegetatsiooniperioodil 2018. ja 2019. aastal Võrtsjärves (a, b): AHFM poi, WISPStation, HPLC Chl a 2018. aastal, spektrofotomeetiline Chl a, S3, S2; ja Saadjärves (c, d): AHFM poi Z₉₀ sügavusel, HPLC Chl a, spektrofotomeetiline Chl a, S3, S2. Märkus: y-teljed on erinevate skaaladega.

Andmete ajalist keskmistamist kasutatakse ELi veepoliitika raamdirektiivi rakendamisel, et leida Chl a aastased hinnangud ja selleks, et paigutada veekogu sobivasse ökoloogilise seisundiklassi vastavalt võrdlustingimustele. Meetodite omavaheline kokkusobivus oli häguses Võrtsjärves parem kui selgeveelises Saadjärves. Võrtsjärve puhul võetakse VRD aruandlusel arvesse juuli ja augusti keskmine Chl a, mis näitas spektrofotomeetri, S3, poi ja S2 Chl a tulemuste vahel üsna head kooskõla (joonis 14a,b). Nendest neljast meetodist Võrtsjärves, kolme esimese meetodi tulemusena saadud ökoloogiline seisundiklass oli 2018. aastal „Kesine“, S2 puhul oli klass „Hea“ ja 2019. aastal spektrofotomeetrilise meetodiga „Hea“ ja „Kesine“ kolme ülejäänud meetodi kohaselt. Lisaks jäävad nende nelja meetodi keskvärtused kitsasse vahemikku, eriti 2018. aastal. WISPS-tationi ja HPLC meetodite süstemaatiliselt madalamad väärtused liigitasid järve paremasse seisundiklassi – „Hea“. Väikejärvede hindamiseks on VRD kohaselt oluline ajavahemik mai–september. Kuna Saadjärv on kihistunud, siis ökoloogilise seisundiklassi määramisel on alates 2020. aastast soovituslik kasutada vaid vertikaalselt integreeritud proove. Magistritöös kasutatud HPLC ja spektrofotomeetri Chl a on mõõdetud pinnakihi proovidest, mistõttu nende põhjal enam Saadjärve seisundiklassi ei määrata. Kuni 2019. aastani olid mõlema mõõtmisviisi jaoks eraldi seisundiklassidesse paigutamise piirid. Kasutades poi andmeid liigituks Saadjärv klassi „Väga hea“ mõlemal aastal ning S3 põhjal klassi „Hea“ mõlemal aastal (joonis 14c,d).



Joonis 14. Chl a kui EL veepoliitika raamdirektiivi aruandluse sisend (juuli–augusti andmed) Võrtsjärves (a) 2018 (b) 2019; Saadjärves (mai–septembri andmed) aastatel (c) 2018 ja (d) 2019. Punane punkt koos arvväertusega esindab keskväertust, must joon näitab mediaani, kast näitab 75. ja 25. protsentiilide piire. Väljaspool olevad andmed on võõrväärtused (tähistatud punktidena). Poide ja WISPStationi jaoks kasutati ajavahemikku 11.30–13.30. Võrtsjärve y-telgedel on välja toodud VRD ökoloogilise seisundiklassi piirid, mis kehtivad alates 21.04.2020. Märkus: Karpdiagrammi värvus ei tähista ökoloogilist seisundiklassi, vaid meetodi põhist eristust.

4. Arutelu

4.1. Metoodikate erisustest tulenevad faktorid

4.1.1. Klorofüllü fluoromeetrid

Pidev mõõtmised annavad meile piisava ajalise lahutusega informatsiooni ChlF-i kohta, mis on oluline nende lühiajalise muutlikkuse uurimise seisukohalt. Proctor & Roesler (2010) ja Kuha *et al.* (2020) tõid välja, et orgaaniline aine võib põhjustada Chl a alahindamist, neelates nii ergastavaid kui emiteeritud lainepikkusi, teisalt võib põhjustada hoopis näiliselt intensiivsemat klorofüllü emissiooni, mõjutades fluoromeetri poolt tuvastatavat signaali. Näiteks Goldman *et al.* (2013) näitasid jõe suudmealal Chl a märkimisväärset ülehindamist suurenenud orgaanilise aine kontsentratsiooni tõttu. Cremella *et al.* (2018) uurimuse tulemustest lähtub, et ChlF-i ja CDOM-i neeldumise ($a_{\text{CDOM}(440)}$ kuni 20 m^{-1}) vahel on lineaarne seos ning seos muutub mittelineaarseks ChlF-i ja CDOM ($a_{\text{CDOM}(440)} > 20 \text{ m}^{-1}$) vahel, märkides ka väheolulist mõju kui CDOM ($a_{\text{CDOM}(440)}$) neeldumine on alla 2 m^{-1} . Lisaks toodi veel välja: 1) hägususe ja CDOM-i mõjude vastastikuse seose puudumine ning 2) enamik avaldatud meetodeid ei arvesta loodusliku CDOM-i poolt genereeritud fluorestsentsiga. Nimelt fluorestseerub CDOM laias lainepikkuste vahemikus (Hudson *et al.*, 2007), ning seetõttu võib kattuda klorofüllü vahemikuga. Saadjärves on CDOM-i neeldumise mõju tühine, kuid Võrtsjärves on CDOM oluline, eriti kevadisel ajal (joonis 2). Kuigi on näidatud, et CDOM ja mineraalsed osakesed takistavad Päikese poolt esilekutsutud ChlF-i täpset hindamist kogu peegeldusspektrist (McKee *et al.*, 2007; Gilerson *et al.*, 2008), näitasid Võrtsjärve klorofüllü ja fluorestsentsi võrdluse tulemused nii veepinna kohal oleva radiomeetriga (WISPStation) tuletatud Chl a kui ka veealuse fluoromeetriga (poi) tuletatud ChlF vahel tugevat korrelatsiooni.

Fluorestsentsi amplituud (FI) võtab arvesse Chl a, mineraalsete osakeste ja CDOM-i varieeruvuse ja korrigeerib nende mõju fluorestsentsi signaalile (Gilerson *et al.*, 2008) ja see korreleerus üldiselt hästi ChlF mõõtmistega Võrtsjärves (joonis 10). Ajavahemikus juulist septembri lõpuni oli korrelatsioon tugevaim juulis ja nõrgim augustis, mis võib olla seletatav heljumi kõrgema kontsentratsiooniga, mis tõusis juulist augustini $12,8 \text{ mg/l}$ võrra. Varasemaltki on leitud, et kõrgemad heljumi kontsentratsioonid mõjutavad Chl a tuletamist ChlF-st (Gons *et al.*, 2008; Gurlin *et al.*, 2011; Gilerson & Huot, 2017). Arvutamisel kasutati kord kuus *in situ* mõõdetud CDOM-i ja heljumi tulemeid, kuid WISPStationi andmetelt igapäevaste väärtuste arvutamine aitaks hinnangut täpsemaks muuta. Suurem hajuvus

fluorestsentsi tulemite võrdlemisel (joonis 10) võrreldes Chl a tulemitega (joonis 11) võis olla tingitud rakendatud korrektsioonide erinevusest: Chl a tuletamiseks poi mõõtmistest kasutati lineaarset interpoleerimist, samas kui Fl tuletamiseks WISPStationi Chl a mõõtmistest kasutati kord kuus mõõdetud heljumi ja CDOM-i kontsentratsioone (joonis 2). Septembris ja oktoobris olid mõõdetud ChlF väärtused kõrgeimad, ehkki oktoobris oli tulemustes suur hajuvus, mis on põhjendatav feopigmentide hulga kasvuga, sinivetikate osakaalu suurenemisega sügise poole (joonis 3) ning ka radiomeetriliste andmete ajalise muutlikkuse suurenemisega vähese valgustatuse tõttu (lisa 1).

ChlF-i tuvastamist võib mõjutada suur sinivetikate hulk (Simis *et al.*, 2012; Kuha *et al.*, 2020), kuna sinise valgusega ergastatuna on sinivetika klorofüllü fluorestsents kontsentratsiooniühiku kohta suurusjärgu võrra madalam kui eukariootsetel vetikatel (Seppälä *et al.*, 2007). See tuleneb asjaolust, et suurem osa sinivetikate Chl a-st asub mittefluorestseerivas fotosüsteemis I (Campbell *et al.*, 1998; Seppälä, 2009). Sinivetikate tuvastamiseks soovitatakse pigem kasutada fükotsüaniini fluorestsentsi (Izydorczyk *et al.*, 2005; Seppälä, 2009), kuigi mõõtmistulemus sõltub sensori tootjast, temperatuurist ja domineerivate tsüanobakterite morfoloogilistest omadustest (Hodges *et al.*, 2018). Võrtsjärves domineerisid kogu vegetatsiooniperioodi jooksul sinivetikad (joonis 3), seega oleks ChlF signaal olnud kõrgem, kui mõni teine vetikarühm oleks domineerinud. See võib olla üks põhjustest, miks ChlF väärtused olid mais ja juunis Saadjärves mõõdetud väärtustega samas suurusjärgus (joonis 6), kui Saadjärves oli fütoplanktoni üldkogus palju väiksem (joonis 3).

Ksantofüllü tsükli poolt esile kutsutud valguskaitse mehhanism intensiivse valguskiirguse vastu toob kaasa mittefotokeemilise kustutamise protsessi (Ruban *et al.*, 2011). NPQ korrektsiooni mõju kasvab päikesekiirguse intensiivsuse suurenedes (joonis 4; Kromkamp *et al.*, 2008), mistõttu on korrektsioon oluline, sest ChlF on alla surutud mittefotokeemilise kustutamise tõttu. Kogu PAR-i voo osakaal kogu päikesekiirgusest sõltub lainepikkusest, Päikese seniitnurgast, aerosooli kogusest atmosfääris ja pilvisusest (Ross & Sulev, 2000). PAR kogusumma on suurim juunikuus ning väheneb kevade ja sügise poole Eesti geograafilise asetuse tõttu (Russak & Kallis, 2003). Fluorestsentsi muutus NPQ korrektsiooni tõttu oli selgeveelises Saadjärves suurem, mis oli selgelt seotud kõrgema PAR-iga, ehkki kevadisel ajal oli muutus veidi väiksem (joonis 4b), kui CDOM-i neeldumine oli ka suurem (joonis 2). Hägususe mõju NPQ korrektsioonile oli ilmne ka Võrtsjärves (joonis 4a), kus oli näha, et sama PAR-i korral on NPQ korrektsioonist tingitud

ChlF-i muutused hägusamates tingimustes väiksemad. Lisaks on temperatuur oluline faktor *in vivo* ehk elusas rakus fluorestsentsi leidmisel (Watras *et al.*, 2017), ehkki varem arvati, et sellel on väike mõju, nagu ka Chl a laguproduktide olemasolul (Kiefer, 1973). Samuti võivad *in vivo* fluoromeetrias signaalid olla mõjutatud sensorile tekkiva biokile poolt (Seppälä, 2009), millele tuleks kindlasti tähelepanu pöörata ja regulaarselt seadmeid puhastada. Kasutades ära kiirelt arenevat sensoripõhist tehnoloogiat, oleks võimalik paremini ChlF-i mõõta, arvestades ka fütoplanktoni taksonoomia ja füsioloogia mitmekesisusega (Gupana *et al.*, 2021).

4.1.2. Laboratoorsed mõõtmised

Spektrofotomeetriselised mõõtmised on ka varasemalt andnud kõrgemaid väärtusi võrreldes HPLC-ga (Meyns *et al.*, 1994; Sørensen *et al.*, 2007). Sørensen *et al.* (2007) kohaselt oli Chl a spektrofotomeetriselt 15–20% kõrgem kui HPLC Chl a. See on kooskõlas ka Tamm *et al.* (2015) tulemusega, mis näitas tugevat positiivset korrelatsiooni HPLC ja spektrofotomeetriselt mõõdetud Chl a vahel Võrtsjärves, mis samamoodi hindas spektrofotomeetriselt Chl a kontsentratsioone 15% kõrgemaks. Meyns *et al.* (1994) seostasid kromatograafilise ja spektrofotomeetriselise meetodiga tehtud mõõtmiste erinevusi Chl a proovides leiduvate laguproduktidega. Spektrofotomeetriselised mõõtmised andsid kõrgemaid Chl a väärtuseid, eriti klorofülliid a tõttu. Klorofülliid on üks kahest peamisest klorofüllid laguproduktist, mis omakorda võib laguneda feoforbiidiks, mille neeldumisspekter kattub klorofüllid omaga (Welschmeyer, 1994). Käesolevas magistritöös liideti seetõttu klorofüllid a HPLC puhul Chl a kontsentratsioonidele, et tulemused oleksid võrreldavad. Nende kahe meetodi vahelisi erinevusi seostatakse seega Chl a derivaatide (nt klorofüllid, feofütiin, feoforbiid) ja lisapigmentidega, mis neelavad valgust samades spektriosades nagu Chl a (Picazo Mozo *et al.*, 2013; Tamm *et al.*, 2015). Dos Santos *et al.* (2003) kohaselt on HPLC parim viis klorofüllid määramiseks ning spektrofotomeetria sobib eelkõige sinivetikate poolt domineeritud vete uurimiseks. Siiski muudab HPLC meetodi kõrge maksumus ja töömahukus selle laialdase kasutuselevõtu tavaseires keeruliseks.

4.1.3. Radiomeetriselised mõõtmised veepinna kohal

Veepinna kohal tehtavate radiomeetriseliste mõõtmiste puhul (siin S2, S3 ja WISPStation) võivad Chl a õiget tuvastamist mõjutada teised optiliselt aktiivsed ained. Optiliselt erinevate järvede puhul kasutati järvespetsiifilisi välja töötatud kohalikke asukohapõhiseid teisendustegureid ja algoritme (Alikas *et al.*, 2010; Ansper & Alikas, 2018), et täiustada Chl a leidmist võrreldes standardsete satelliitproduktidega. WISPStationi süstemaatilist Chl a

alahindamist (~20%) Võrtsjärves võrreldes teiste meetoditega (v.a HPLC) saaks seetõttu parandada algoritmi järvepõhisemaks muutmisega.

Kvaliteetsete satelliitandmete saamine selgeveeliste väikejärvede kohta on endiselt suur väljakutse atmosfääri mõjude ja naabrusefekti tõttu, kuna atmosfääri korrigeeringid on veekogu ümbritseva maapinna suhtes tundlikud (Ansper & Alikas, 2018). Saadjärve puhul sai S2 andmetest kasutada keskmiselt vaid 8% sellest, mis olid kasutatavad Võrtsjärve puhul, kuigi mõlemad järved on kaetud sama S2 ülelennuga. Selle põhjuseks võis olla järve suurus ja ka OAA hulk järves. Kui Chl a, heljum ja CDOM sügise poole järk-järgult langesid, vähenes järvest tulenev signaal, samas kui ümbritsevatel maismaa-aladel püsis signaal endiselt tugev, ja sobilike pikslite arv vähenes peale kvaliteedikontrolli veelgi. Seega oleks sobiva atmosfääri korrigeeringi välja töötamine oluline selle probleemi lahendamiseks.

Veepinna kohal teostatud radiomeetrilisi mõõtmisi mõjutavad veepinna peegeldus, varjud, vaht ja hõljuv materjal veepinnal (nt õietolm), põhjustades mõõtmistes väärtuseid ja suuremaid variatsioone võrreldes veealuste ChlF mõõtmistega. Alikas *et al.* (2020b) näitasid, et radiomeetrilised mõõtmised on suuresti mõjutatud keskkonnatingimustest. Tugev tuul, kõrged lained ja kesised valgustingimused (suur Päikese seniitnurk, pilvisus) põhjustavad radiomeetriliste andmete puhul suurt määramatust (Alikas *et al.*, 2020a). Lisaks sõltuvad nii radiomeetrilised kui fluorestsentsi mõõtmised suuresti valgustingimustest, mille mõju avaldub mõõdetud signaalides erineva ajanihkega. Seetõttu tuleks täpsema võrdluse saamiseks kasutada eelistatult optimaalsetes ja stabiilsetes keskkonnatingimustes mõõdetud tulemusi. Samuti näidati magistritöö tulemusena, et ebasoodsate valgustingimuste korral (nt oktoober, joonis 10; joonis 11) ei andnud meetodid sarnaseid tulemusi, erinevused olid suuremad ja mõõdetud signaalidel olid suured ajalised variatsioonid (lisa 1c).

4.1.4. Välised mõjutegurid

Veetaseme muutus on üks olulisemaid tegureid, mis mõjutab nii ökosüsteemi kui ka madalate järvede majandamist (Järvalt *et al.*, 2005). Võrtsjärv on madal järv, mille keskmine sügavus on 2,8 m ja selle veetase kõigub ulatuslikult nii sesoonselt (keskmine amplituud 1,4 m) kui ka aasta lõikes (absoluutne ulatus 3,2 m) (Nõges *et al.*, 2010). Mõlemal aastal langes Võrtsjärves veetase lineaarselt vegetatsiooniperioodi jooksul. Veetase langes 2018. aastal maist oktoobrini 34,4 meetrilt 32,8 meetrini ja 2019. aastal 33,9 meetrilt 32,7 meetrini, olles oktoobris 0,6 ja 0,7 m madalam pikaajalisest keskmisest veetasemest (33,4 m) (Ansper-Toomsalu *et al.*, 2021). Nõges *et al.* (2010) kohaselt on madalates järvedes fütoplankton segunenud, valgustingimused on ebastabiilsed ning toitained on lihtsasti kättesaadavad,

kusjuures Võrtsjärves on madalama veetaseme korral hägusus ja fütoplanktoni biomass kõrgemad. Tuule mõju avaldus rohkem madalas järves (joonis 6), kus suurem tuule kiirus põhjustas suurema fluorestsentsi – tegur, mis ei mõjutanud fluorestsentsi sügavamas kihistunud järves. Tuul on samuti oluline tegur WISPStationiga mõõtmisel, nii tuule suund kui ka kiirus olid olulised eutroofse Trasimeno järve puhul (Bresciani *et al.*, 2020), lisaks kohesele tuule kiiruse ja suuna mõjule toodi välja ka viiepäevane mõjuperiood, mis oli oluline faktor fütoplanktoni kontsentratsioonide suurusel. Nimelt läänetuulte mõjul koondus hõljuv fütoplankton idakalda lähedusse kokku.

4.2. Meetodite kokkulangevus

HPLC ja spektrofotomeetriliste klorofüllü mõõtmiste vahel on teadaolevad süstemaatilised erinevused. Pidevmõõtmistele ja satelliidi-põhistele mõõtmistele iseloomulikud erisused tulevad rohkem esile kihistunud selgeveelises Saadjärves, kus vähene valguse neeldumine CDOM-i ja heljumi poolt muudab fütoplanktoni domineerivaks optiliselt aktiivseks aineks. Fütoplanktoni ebahühtlane vertikaalne jaotus põhjustab peegeldusspektri signaali suurema varieeruvuse võrreldes hägusa Võrtsjärvega. Olenevalt mõõtmismeetodist saadakse signaal veesamba erinevatelt sügavustelt, mille tulemuste kokkulangevus on halvem kui hägusa veega järves. Isegi kui mõõtmised on tehtud või võetud pinnalt (nt veeproov vs radiomeetrilised mõõtmised), esindavad need ikkagi erinevat osa veesambast ja nende ühildamine on keerukas. See on oluline aspekt, mida tuleb silmas pidada ka näiteks VRD nõudeid täites. Kuni 2019. aastani olid Saadjärves kogu veesamba ja pinnakihi klorofüll a sisalduste põhjal erinevad ökoloogilise seisundiklassi määramise piirid. Näiteks „Väga hea“ klassi ülempiiriks olid vastavalt 10 ja 5,8 µg/l (Veeseadus (b)). Alates 2020. aastast kasutatakse selgesti kihistunud veekogude puhul vaid vertikaalselt integreeritud proovi seisundiklassi määramisel (Veeseadus (a)). Ehk siis kihistunud järvede vee kvaliteedi monitooringuks võetakse Eestis traditsiooniliselt kolm veeproovi (pinnalt, temperatuuri hüppekihist ja põhjakihi lähedalt) kuni neljal korral vegetatsiooniperioodi jooksul. Saadjärve seirati viimati 2016. aastal kolmest erinevast kihist ja kõik mõõdetud Chl a väärtused olid alla 5,3 µg/l (Ott, 2016), sarnaselt töös kasutatud Chl a mõõtmistega pinnalt (joonis 2). Poi fluorestsentsi vertikaalselt profiililt (joonis 7) on aga näha, et need proovivõtusügavused ei kujutanud endast tegelikku ChlF-i maksimumi, mis Saadjärve puhul on tavaliselt pinna ja temperatuuri hüppekihi vahel, kust hüppekihi proov võeti. Veeproovid optiliseks seireks (ka magistritöös kasutatud) võetakse sageli ainult pinnalt, kuni 50 cm sügavusest kihist, kus nii Chl a kui ka fütoplanktoni biomass on madalad (joonis 2; joonis

3). Mõlemal juhul (traditsiooniline seire ja optilise kaugseire eesmärgil läbi viidud uuring) jäid tegelikud veepinna-alused maksimumid märkamata. Optiliste seadmetega kogutud andmete võrdlusel on oluline Z_{90} -kihi kasutamine (veekogude radiomeetrilised mõõtmised, nt WISPStation ja satelliidid), selleks et arvestada fütoplanktoni ebahühtlase vertikaalse jaotusega järvedes.

Pidevmõõtmiste võrdlus kahes järves näitas, et mõõdetud fluorestsentsi signaalide ajaline varieeruvus oli Võrtsjärves väiksem, eriti veealuste poi mõõtmiste korral (keskmiselt MAPD $< 6\% \pm 2$ tunni vältel alates keskpäevast). Saadjärves olid profileeriva poi mõõtmistulemused suurema varieeruvusega (MAPD $> 10\%$) isegi väga lühikese ajavahemiku ± 30 minuti jooksul. ChlF erinevus keskpäevast ± 60 minutit oli keskmiselt 5% stabiilsemate Võrtsjärve poi mõõtmiste korral ja 6,1% WISPStationi Chl a mõõtmiste puhul (joonis 8). See tähendab, et Võrtsjärves on *in situ* kogutud andmed sobilikud satelliitandmetega võrdlemiseks, kui need on kogutud 2 tunni jooksul keskpäeva ümbruses, mil toimuvad ka satelliitide ülelennud. Saadjärves muutus keskpäevaste poi mõõtmiste hajuvus ja nihe ± 120 minuti vältel keskmiselt vaid mõni protsent, kuid keskmine absoluutne mõõtmistulemuste hajuvus oli suurem võrreldes Võrtsjärvega.

Fluorestsents sõltub lisaks ka sügavusest, kust seda mõõdetakse. Käesolevas magistritöös ei mõõdetud fluorestsentsi otse vee pinnalt. Võrtsjärve poi sond asus > 1 meetri sügavusel, mis on veel eufootilises kihis, kuid sel sügavusel on otsene kiirgus juba hajutatud võrreldes veepinnaga. Saadjärves alustas poi profileerimist alles ~ 2 meetri sügavuselt. Saadjärve Z_{eu} oli samas palju sügavamal kui Võrtsjärves (vastavalt $11,52 \pm 3,02$ m ja $1,70 \pm 0,06$ m). Lisaks on Võrtsjärves OAA sisaldus palju kõrgem võrreldes Saadjärvega. Võrtsjärves konkureerib fütoplankton valguskiirguse pärast rohkem, samal ajal kui Saadjärves on fütoplankton ise domineeriv OAA. See võib olla üks põhjus, miks Võrtsjärves oli öine fluorestsents võrreldav päevase fluorestsentsiga. Ehkki Aiken (1981) andmetel kipub fluorestsents öösel olema suurem, kui fotosünteesi aktiivsus on madalam. Öine fluorestsents oli üldiselt päevase fluorestsentsiga võrreldes kõrgem rohkema fütoplanktoni korral (kevad Saadjärves, sügis Võrtsjärves) (joonis 9).

Chl a sisalduse hindamiseks, kasutades ChlF-i, on erinevaid meetodeid (Ferreira *et al.*, 2012; Zeng *et al.*, 2017). Magistritöös kasutati ChlF ja Chl a üksteisest tuletamiseks kahte erinevat meetodit (lineaarne interpoleerimine, fluorestsentsi amplituud). See omakorda põhjustas Võrtsjärves WISPStationi ja poi klorofüllü fluorestsentsi mõõtmiste vahel kuupõhised mustrid (joonis 10; joonis 11), mis on seletatav harvade (kord kuus) mõõtmiste põhjal

rakendatud korrektsiooniga. Nende meetodite kokkusobivuse parandamiseks tuleks korrigeerimisel kasutada sagedamini mõõdetud andmeid. Fluorestsentsi saagis klorofüllühiku kohta on väga erinev ja sõltub fütoplanktoni liigilisest koosseisust, rakkude suurusel, pakkimiseefektist ja mittefotokeemilisest kustutamisest (Carberry *et al.*, 2019) ja seda kõike on üheaegselt keeruline arvesse võtta. See on eriti suur väljakutse veekogudes, kus fütoplanktoni koosluses on mitmesuguseid liike, mis on samal ajal erinevates elutsükli faasides.

Kuigi Chl a leidmisel üldkasutatavate meetoditega olid nihked ja hajuvus kuue erineva meetodi vahel suured, siis pärast ajalist keskmistamist olid tulemused võrreldavad, näidates kalibreerimisandmete süstemaatilisi erinevusi ja tundlikkust. Võrtsjärves olid erinevused väiksemad spektrofotomeetrilise Chl a ja 1) satelliitandmete vahel, kuna satelliitalgoritme on varasemalt kohandatud *in situ* kogutud ja laboris mõõdetud andmetega; 2) poi andmetega, lineaarse interpoleerimise tõttu. Saadjärves olid erinevused suuremad lineaarse interpoleerimise puudumise ja kättesaadavate satelliitandmete vähesuse tõttu, ja ka seetõttu, et andmed pärinevad erinevatelt sügavustelt. Selle tulemusena on Saadjärves seisundiklassi hindamisel VRD jaoks satelliitandmetest tuletatud Chl a põhjal esilekerkivad erinevused pigem väheste andmete tõttu, eriti S2 puhul. Suured erinevused olid ka spektrofotomeetri ja HPLC mõõtmistel, tulenevalt Chl a-vaesest pinnakihist võetud proovidest, võrreldes poi mõõtmistega Z₉₀ kihist (joonis 14). Võrtsjärves andsid meetodid järjepidevamaid tulemusi, ehkki Chl a põhjal määrati järv erinevatesse ökoloogilise seisundiklassidesse, aga samas Võrtsjärve klassipiirid ongi kitsad (Alikas *et al.*, 2015a).

Radiomeetriliste mõõtmisandmete (nt WISPStation, satelliidid) ja välimõõtmiste vaheline sünergia võimaldab luua seoseid erinevat tüüpi mõõtmiste vahel. See aitaks arendada ja edendada meetodeid Chl a määramiseks erinevatest veetüüpidest kaugseire andmete abil. Üldiselt on satelliitproduktide õigeks valideerimiseks, atmosfääri korrektsioonide sobivuse hindamiseks (Qin *et al.*, 2017; Warren *et al.*, 2019; Renosh *et al.*, 2020) ja vees leiduvate ainete õigete kontsentratsioonide leidmiseks kõige sobivamate algoritmide valimiseks vajalik piisav kogus *in situ* kogutud ja laboris mõõdetud andmeid (Pinardi *et al.*, 2018; Uudeberg *et al.*, 2020). *In situ* kogutud laborimõõtmised annavad teavet järve kohta ühest punktist teatud ajal, samas kui satelliitandmete eeliseks on paremad teadmised ruumilisel skaalal (Siegel *et al.*, 2013; Binding *et al.*, 2018; Hu *et al.*, 2019). Kuid nagu magistritööst nähtus, on erinevatel meetoditel iseloomulikud erisused, mida tuleb nende andmete kasutamisel arvesse võtta.

Kokkuvõte

Vee ja veekogude rolli keskkonnale ning inimkonnale ei saa mitte kuidagi ülehinnata. Surve veekogudele järjest suureneb, ohustades nii vee kvaliteeti ja mõjutades sellega kõiki, kes sõltuvad ühel või teisel moel mageveest. Veekogude korrapärane seire on üks viis, mille abil on võimalik tekkinud olukorda hinnata ning selleks on loodud mitmeid poliitilisi kokkuleppeid. Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiiv juba kohustab liikmesriike oma veekogude ökoloogilist seisundit hindama. Chl a on kõige tavalisem ja oluline vee kvaliteedi indikaator. Traditsiooniliselt on Chl a-d määratud laboratoorselt, kuid see on üsna aeganõudev ja ei pruugi anda piisavalt teavet muutlike veekogude kohta. Seire hõlbustamiseks võetakse seetõttu lisaks kasutusele alternatiivseid meetodeid, nagu näiteks pidevmõõtmistel põhinevad automaatjaamad ja satelliidid, mille jaoks on aga endiselt tarvilikud ka *in situ* kogutud laboratoorsed andmed.

Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli võrrelda kuut erinevat meetodit, mille abil oli Chl a mõõdetud või tuletatud. Vaatluse all olnud meetoditeks olid laboratoorsed mõõtmised – spektrofotomeetria ja HPLC; pidevmõõtmised – poid ja WISPStation ning kaks erinevat satelliiti – Sentinel-2 ja Sentinel-3. Uuritavateks veekogudeks olid kaks Eesti erinevat järve – selgeveeline Saadjärv ja hägune Võrtsjärv, mida uuriti kahe aasta vältel (2018 ja 2019). Töö käigus käsitleti meetodeid mõjutavaid faktoreid, meetodite vahelisi seoseid ja analüüsi, kuidas lähevad meetodid kokku veekogu seisundiklassi hindamisel.

Töö tulemustest selgus, et kasutatud kuus meetodit töötasid optiliselt erinevate järvede peal erinevalt, tulenevalt neis leiduvatest optiliselt aktiivsetest ainetest. Keskkonnatingimustest olid valgusolud ühed olulisimad, eriti selgeveelise Saadjärve puhul. NPQ korrektsioon omas tähtsat rolli ChlF parandamisel. NPQ korrektsiooni mõju oli suurem suve keskel, mil ka päikesekiirgus on kõige intensiivsem, olles eriti oluline Saadjärves (kuni 81%), kuid ka Võrtsjärves (kuni 15%). Korrektsiooni mõju oli mõlemas järves kõige suurem juulis. Lisaks näevad radiomeetrilised seadmed Saadjärves sügavamale kui Võrtsjärves. Siiski jäi Saadjärves ChlF maksimum mõõtmistest välja, peamiselt väheste välimõõtmiste tõttu Z_{90} arvutamiseks. Lisaks oli Saadjärve ChlF lühiajaliselt muutlikum kui Võrtsjärves. Meetodite vahel esines ka süstemaatilisi erinevusi: HPLC tulemused olid madalaimad ning ka WISPStationi mõõdetud Chl a oli madalam võrreldes ülejäänud nelja meetodiga. Veepinna kohal teostatud radiomeetriliste mõõtmiste korral oli Chl a varieeruvus suurem kui veepinna aluste ChlF mõõtmiste puhul, eriti sügisel, mil keskkonnatingimused on heitlikumad. VRD

jaoks seisundiklassi hindamise kokkulangevus Chl a põhjal sõltus andmete eeltöötlustest, kasutatud andmete hulgast ja ka meetodist – Võrtsjärves, kus oli rohkem andmeid ja kasutati lineaarset interpoleerimist, oli tulemus sarnasem. Saadjärve puhul oli olukord keerulisem, kuna erinevad meetodid kogusid andmeid erinevatelt sügavustelt ja see on seisundiklassi hindamisel oluline. Ainult pinnakihist võetud proovide alusel enam seisundiklassi ei määrata.

Magistritöös ei võetud ühtki meetodit võrdlusmeetodiks, siiski on mõned viisid rohkem eelistatud kui teised (HPLC on satelliitproduktide valideerimisel standard ja ka kõige täpsem neist). Samuti ei too töö autor välja ühte nõ „kõige paremat“ meetodit Chl a määramiseks, mis ei olnudki eesmärk. Siiski annab autor soovitusel vastavalt sellele, mida ja kui täpselt leida tahetakse. Teabe hankimiseks konkreetse punkti kohta sobivad spektrofotomeetria ja HPLC, viimane annab ka lisahinnangu fütoplanktoni kooslusele. Vertikaalset ruumilist muutlikkust (profileeriv poi) ning ajalist varieeruvust erinevatel skaaladel pakuvad vaid pidevmõõtmised. Kogu järve ruumilise ja ajalise (mineviku aegread) muutlikkuse koha pealt ei paku ükski teine meetod satelliitidele konkurentsi.

Pidevmõõtmised võiks olla meie tulevik ja suurem osa tööst oligi pidevmõõtmiste andmete esmane korrigeerimine ja analüüs. Töö käigus tuli ilmsiks, et pidevmõõtmistes võib esineda katkendlikkust, mistõttu ei saa ka neile alati täielikult loota. Mõõteseadmete korraline kalibreerimine on oluline ning edaspidi tuleks rohkem tööd teha pidevmõõtmiste kvaliteedikontrolliga. Andmete kasutamisel (WISPSStation, satelliidid) tuleks rakendada asukohapõhised algoritme ja teha võrdlusmõõtmisi teiste meetoditega, et hinnata meetodite kokkulangevust. Chl a tuletamine ChlF mõõtmistest on samuti endiselt väljakutse. Satelliitandmed olid võrreldavad, kuid vajalikud olid lokaalsed ja veetüübile vastavad algoritmid, mis omakorda vajavad kalibreerimiseks ja valideerimiseks välimõõtmisi. Sobilikud atmosfääri korrigeerimised aitaksid saada väikejärvede kohta rohkem satelliitandmeid. Kokkuvõtteks suurendaks ja parendaks erinevate meetodite omavaheline kombineerimine andmete ruumilist ja ajalist katvust, annaks täiendavat teavet veekogude muutlikkuse kohta ning edendaks omakorda veekogude seiret ja aitaks planeerida edasisi tegevusi.

***In situ* measurements and satellites: comparison of Chlorophyll a retrieval methods in two optically different lakes**

Kerttu-Liis Kõks

Summary

Water and water bodies have a vital role for the environment, humans and the sake of the planet Earth. The pressure on water bodies is increasing, worsening water quality and affecting those who depend on freshwater supplies. Regular monitoring of water bodies is one of the ways to assess the situation, for which several political agreements have been adopted. The European Union's Water Framework Directive (WFD) already obliges member states to assess the ecological status of water bodies. Chl a is the most common and important indicator of water quality. Traditionally, Chl a has been determined in the laboratory, but it is time-consuming and may not provide sufficient information on dynamic water bodies. In order to facilitate monitoring, alternative methods have been introduced, such as high-frequency measurements and satellites.

This master's thesis compared six different Chl a retrieval methods. The investigated methods were laboratory measurements – spectrophotometry and HPLC; high-frequency measurements – buoys and WISPSation and two different satellites – Sentinel-2 and Sentinel-3. The water bodies studied were the clear-water Saadjärv and turbid Vörtsjärv, the lakes were examined for two years (2018 and 2019). During the study, (1) the factors influencing the methods were analysed, (2) the merging between the methods was assessed, and (3) the consistency of the methods to evaluate the status class of a water body was analysed.

The results showed that the six methods worked differently on the lakes. Among the environmental conditions, the light conditions were one of the most important, especially in the case of the clear-water Saadjärv. NPQ correction played an essential role in correcting the chlorophyll fluorescence values. The effect of the NPQ correction was more significant in the middle of summer, when the solar radiation is also the most intense, being especially important in Saadjärv (up to 81%), but also up to 15% in turbid Vörtsjärv. In addition, radiometric devices obtain information from a deeper water-column from Saadjärv than from Vörtsjärv. However, the maximum chlorophyll fluorescence in Saadjärv was unnoticed, mainly due to the scarce *in situ* measurements. There were also systematic

differences between the methods: the HPLC results were the lowest, and the WISPSStation Chl a results were lower than by the other four methods.

For the WFD assessment, the consistency of the methods depended on pre-processing of data, the amount of data used, and the used calibrations. The results for Vörtsjärv were more consistent because there were more data points, and linear calibration was used. In the case of Saadjärv, the situation was more complicated because different methods derived data from different depths, which is essential for assessing the ecological status class.

Some methods are more preferred than others (HPLC is the standard for validating satellite products and the most precise). Despite of that, no method was taken as a reference. Also, the author of the work does not point out one of the so-called "ground truth" methods for retrieving Chl a, which was not the aim. However, the author makes recommendations according to what is the goal for Chl a retrieval. HPLC and spectrophotometry should be used to obtain information on a specific point, whereas the first method allows assessing the phytoplankton community composition. High-frequency measurements provide spatial and temporal coverage on different scales, and satellites are preferred in terms of spatial and temporal (time series for the past) variability of the whole lake and for deep water bodies only the Z_{90} depth.

For further research, it is essential to develop relevant quality control for high-frequency measurements, because high-frequency measurements could be the future of monitoring. It became apparent that there were discontinuities in the high-frequency measurements, so they cannot always be entirely relied upon. Deriving Chl a from ChlF measurements is also still a challenge. Sentinel-2 and Sentinel-3 Chl a values were comparable, but local and water type-specific algorithms were needed, requiring *in situ* measurements for calibration and validation. Appropriate atmospheric corrections would help to acquire satellite data over small water bodies. In conclusion, combining different methods would increase and improve the spatial and temporal coverage of data, provide additional information on water bodies and, in turn, promote monitoring of water bodies.

Tänuavaldused

Autori suurimad tänud lähevad kaasprofessoritele Krista Alikasele ja Kersti Kangrole, kes juhendasid tööd. Juhendajad jagasid lahkelt oma teadmisi ja andsid igakülgset nõu, aidates kaasa magistritöö valmimisele. Juhendajad leidsid enda tihedatest ajagraafikutest hoolimata alati aega isegi pisidetailide arutamiseks. Aitäh meeldiva koostöö eest.

Lisaks tänab autor andmete kogumise, jagamise või muu abi eest Alo Laasi, Marju Tamme ja Tartu observatooriumi veekaugseire töörühma liikmeid.

Magistritöö läbiviimist ja andmete kogumist on rahaliselt toetatud ELi teadusuuringute ja innovatsiooni raamprogrammi Horisont 2020 poolt (grant nr 730066, EOMORES) ja Eesti Teadusagentuuri poolt (grandid PSG10, PSG32 ja PRG709).

Kasutatud kirjandus

- Aiken, J. (1981) A Chlorophyll Sensor for Automatic, Remote, Operation in the Marine Environment. *Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER*, **4**, 235–239.
- Alikas, K., Ansko, I., Vabson, V., Ansper, A., Kangro, K., Uudeberg, K. & Ligi, M. (2020a) Consistency of Radiometric Satellite Data over Lakes and Coastal Waters with Local Field Measurements. *Remote Sensing*, **12**, 616.
- Alikas, K., Kangro, K., Randoja, R., Philipson, P., Asuküll, E., Pisek, J. & Noorma, A. (2015a) Satellite-based products for monitoring optically complex inland waters in support of EU Water Framework Directive. *International Journal of Remote Sensing*, **36**, 4446–4468.
- Alikas, K., Kangro, K. & Reinart, A. (2010) Detecting cyanobacterial blooms in large North European lakes using the Maximum Chlorophyll Index.
- Alikas, K., Kratzer, S., Noorma, A., Soomets, T. & Paavel, B. (2015b) Robust remote sensing algorithms to derive the diffuse attenuation coefficient for lakes and coastal waters: Algorithm for diffuse attenuation coefficient. *Limnology and Oceanography: Methods*.
- Alikas, K., Vabson, V., Ansko, I., Tilstone, G., Dall’Olmo, G., Nencioli, F., Vendt, R., Donlon, C. & Casal, T. (2020b) Comparison of Above-Water Seabird and TriOS Radiometers Along an Atlantic Meridional Transect. *Remote Sensing*, **12**, 1669.
- Al-Kharusi, E., Tenenbaum, D., Abdi, A., Kutser, T., Karlsson, J., Bergström, A.-K. & Berggren, M. (2020) Large-Scale Retrieval of Coloured Dissolved Organic Matter in Northern Lakes Using Sentinel-2 Data. *Remote Sensing*, **12**, 157.
- Allen, J. & Pfannschmidt, T. (2000) Balancing the two photosystems: Photosynthetic electron transfer governs transcription of reaction centre genes in chloroplasts. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, **355**, 1351–9.
- Ansper, A. & Alikas, K. (2018) Retrieval of Chlorophyll a from Sentinel-2 MSI Data for the European Union Water Framework Directive Reporting Purposes. *Remote Sensing*, **11**, 64.
- Ansper-Toomsalu, A., Alikas, K., Nielsen, K., Tuvikene, L. & Kangro, K. (2021) Synergy between Satellite Altimetry and Optical Water Quality Data towards Improved Estimation of Lakes Ecological Status. *Remote Sensing*, **13**, 770.
- Atkins, P. & Paula, J. de (2010) *Physical Chemistry for the Life Sciences*, Second Edition. Oxford University Press, Oxford, New York.
- Babin, M., Morel, A. & Gentili, B. (1996) Remote sensing of sea surface Sun-induced chlorophyll fluorescence: consequences of natural variations in the optical characteristics of phytoplankton and the quantum yield of chlorophyll a fluorescence. *International Journal of Remote Sensing*, **17**, 2417–2448.
- Basset, A., Carrada, G.C., Fedele, M. & Sabetta, L. (2008) *Equilibrium Concept in Phytoplankton Communities. Encyclopedia of Ecology (Second Edition)* (ed. by B. Fath), pp. 61–68. Elsevier, Oxford.
- Bernát, G., Boross, N., Somogyi, B., Vörös, L., G.-Tóth, L. & Boros, G. (2020) Oligotrophication of Lake Balaton over a 20-year period and its implications for the relationship between phytoplankton and zooplankton biomass. *Hydrobiologia*, **847**, 3999–4013.
- Binding, C., Zastepa, A. & Zeng, C. (2018) The impact of phytoplankton community composition on optical properties and satellite observations of the 2017 western Lake Erie algal bloom. *Journal of Great Lakes Research*, **45**.

- Binding, C.E., Pizzolato, L. & Zeng, C. (2021) EOLakeWatch; delivering a comprehensive suite of remote sensing algal bloom indices for enhanced monitoring of Canadian eutrophic lakes. *Ecological Indicators*, **121**, 106999.
- Bonanse, M., Ledesma, M., Bazán, R., Ferral, A., German, A., O’Mill, P., Rodriguez, C. & Pinotti, L. (2019) Evaluating the feasibility of using Sentinel-2 imagery for water clarity assessment in a reservoir. *Journal of South American Earth Sciences*, **95**, 102265.
- Boyer, J.N., Kelble, C.R., Ortner, P.B. & Rudnick, D.T. (2009) Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators*, **9**, S56–S67.
- Brentrup, J., Williamson, C., Colom-Montero, W., Eckert, W., Eyto, E., Grossart, H.-P., Huot, Y., Isles, P., Knoll, L., Leach, T., McBride, C., Pierson, D., Pomati, F., Read, J., Rose, K., Samal, N., Staehr, P. & Wilson, L. (2016) The potential of high-frequency profiling to assess vertical and seasonal patterns of phytoplankton dynamics in lakes: An extension of the Plankton Ecology Group (PEG) model. *Inland Waters*, **6**, 565–580.
- Bresciani, M., Pinardi, M., Free, G., Luciani, G., Ghebrehiwot, S., Laanen, M., Peters, S., Della Bella, V., Padula, R. & Giardino, C. (2020) The Use of Multisource Optical Sensors to Study Phytoplankton Spatio-Temporal Variation in a Shallow Turbid Lake. *Water*, **12**.
- Brönmark, C. & Hansson, L.-A. (2002) Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental Conservation*, **29**, 290–307.
- Campbell, D., Hurry, V., Clarke, A.K., Gustafsson, P. & Oquist, G. (1998) Chlorophyll fluorescence analysis of cyanobacterial photosynthesis and acclimation. *Microbiology and molecular biology reviews: MMBR*, **62**, 667–683.
- Carberry, L., Roesler, C. & Drapeau, S. (2019) Correcting in situ chlorophyll fluorescence time series observations for non-photochemical quenching and tidal variability reveals non-conservative phytoplankton variability in coastal waters. *Limnology and oceanography, methods*, **17**.
- Charpy Roubaud, C. & Sournia, A. (1990) The comparative estimation of phytoplanktonic, microphytobenthic and macrophytobenthic primary production in the oceans. *Marine Microbial Food Webs*, **4**, 31–57.
- Coskun, O. (2016) Separation techniques: Chromatography. *Northern Clinics of Istanbul*, **3**, 156–160.
- Cremella, B., Huot, Y. & Bonilla, S. (2018) Interpretation of total phytoplankton and cyanobacteria fluorescence from cross-calibrated fluorometers, including sensitivity to turbidity and colored dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography: Methods*, **16**, 881–894.
- Cremona, F., Laas, A., Nõges, P. & Noges, T. (2016) An estimation of diel metabolic rates of eight limnological archetypes from Estonia using high-frequency measurements. *Inland Waters*, **6**, 352–363.
- Critchley, C. & Russell, A.W. (1994) Photoinhibition of photosynthesis in vivo: The role of protein turnover in photosystem II. *Physiologia Plantarum*, **92**, 188–196.
- Cunningham, A. & Mckee, D. (2013) *Measurement of hyperspectral underwater light fields. Subsea Optics and Imaging* Woodhead Publishing Series in Electronic and Optical Materials. (ed. by J. Watson) and O. Zielinski), pp. 83–97. Woodhead Publishing.
- Demmig-Adams, B., Garab, G., III, W., & Govindjee (2014) *Non-Photochemical Quenching and Energy Dissipation in Plants, Algae and Cyanobacteria*,.
- Dos Santos, A., Calijuri, M., Moraes, E.M., Adorno, M.A., Falco, P., Carvalho, D.P., Debert, G.L.B. & Benassi, S.F. (2003) Comparison of three methods for Chlorophyll

- determination: Spectrophotometry and Fluorimetry in samples containing pigment mixtures and spectrophotometry in samples with separate pigments through High Performance Liquid Chromatography. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **15**, 12.
- Envisat, Earth Online. <https://earth.esa.int/eogateway/instruments/meris/description> (viimati vaadatud 28.05.2021).
- ESA, Sentinel Online (a). <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-3> (viimati vaadatud 28.05.2021).
- ESA, Sentinel Online (b). <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2> (viimati vaadatud 28.05.2021).
- EUMETSAT (2021) Recommendations for Sentinel-3 OLCI Ocean Colour product validations in comparison with in situ measurements – Matchup Protocols.
- European Commission (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- European Commission (2006) Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality.
- European Commission (2008) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy.
- Fenchel, T. (1988) Marine Plankton Food Chains. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **19**, 19–38.
- Fernandez-Jaramillo, A., Carlos, D.-G., Contreras-Medina, L., Pacheco, I., Romero-Troncoso, R., Guevara-Gonzalez, R. & Millan-Almaraz, J. (2012) Instrumentation in Developing Chlorophyll Fluorescence Biosensing: A Review. *Sensors (Basel, Switzerland)*, **12**(9), 11853–69.
- Ferreira, J.G., Andersen, J.H., Borja, A., Bricker, S.B., Camp, J., Cardoso da Silva, M., Garcés, E., Heiskanen, A.-S., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N. & Claussen, U. (2011) Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **93**, 117–131.
- Ferreira, R.D., Barbosa, C.C.F. & Novo, E.M.L. de M. (2012) Assessment of in vivo fluorescence method for chlorophyll-a estimation in optically complex waters (Curuai floodplain, Pará - Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, **24**, 373–386.
- Geer, F., Kronvang, B. & Broers, H. (2016) High-resolution monitoring of nutrients in groundwater and surface waters: Process understanding, quantification of loads and concentrations, and management applications. *Hydrology and Earth System Sciences*, **20**, 3619–3629.
- Gilerson, A., Zhou, J., Hlaing, S., Ioannou, I., Gross, B., Moshary, F. & Ahmed, S. (2008) Fluorescence Component in the Reflectance Spectra from Coastal Waters. II. Performance of retrieval algorithms. *Optics express*, **16**, 2446–60.
- Gilerson, A.A., Gitelson, A.A., Zhou, J., Gurlin, D., Moses, W., Ioannou, I. & Ahmed, S.A. (2010) Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands. *Optics Express*, **18**, 24109–24125.
- Gilerson, A.A. & Huot, Y. (2017) *Chapter 7 - Bio-optical Modeling of Sun-Induced Chlorophyll-a Fluorescence. Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters* (ed. by D.R. Mishra, I. Ogashawara), and A.A. Gitelson), pp. 189–231. Elsevier.

- Gitelson, A.A., Schalles, J.F. & Hladik, C.M. (2007) Remote chlorophyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. *Remote Sensing of Environment*, **109**, 464–472.
- Gittings, J.A., Raitos, D.E., Racault, M.-F., Brewin, R.J.W., Pradhan, Y., Sathyendranath, S. & Platt, T. (2017) Seasonal phytoplankton blooms in the Gulf of Aden revealed by remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, **189**, 56–66.
- GLEON. Understand, Predict and Communicate the Role and Response of Lakes in a Changing Global Environment. <https://gleon.org/> (viimati vaadatud 14.05.2021).
- Goldman, E., Smith, E. & Richardson, T. (2013) Estimation of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) and photosynthetic activity of estuarine phytoplankton using a multiple-fixed-wavelength spectral fluorometer. *Water research*, **47**.
- Gons, H. (2004) Effect of a waveband shift on chlorophyll retrieval from MERIS imagery of inland and coastal waters. *Journal of Plankton Research*, **27**, 125–127.
- Gons, H.J., Auer, M.T. & Effler, S.W. (2008) MERIS satellite chlorophyll mapping of oligotrophic and eutrophic waters in the Laurentian Great Lakes. *Remote Sensing of Environment*, **112**, 4098–4106.
- Gower, J., King, S. & Goncalves, P. (2008) Global monitoring of plankton blooms using MERIS MCI. *International Journal of Remote Sensing*, **29**, 6209–6216.
- Gozlan, R.E., Karimov, B.K., Zadereev, E., Kuznetsova, D. & Brucet, S. (2019) Status, trends, and future dynamics of freshwater ecosystems in Europe and Central Asia. *Inland Waters*, **9**, 78–94.
- Groom, S., Sathyendranath, S., Ban, Y., Bernard, S., Brewin, R., Brotas, V., Brockmann, C., Chauhan, P., Choi, J., Chuprin, A., Ciavatta, S., Cipollini, P., Donlon, C., Franz, B., He, X., Hirata, T., Jackson, T., Kampel, M., Krasemann, H., Lavender, S., Pardo-Martinez, S., Mélin, F., Platt, T., Santoleri, R., Skakala, J., Schaeffer, B., Smith, M., Steinmetz, F., Valente, A. & Wang, M. (2019) Satellite Ocean Colour: Current Status and Future Perspective. *Frontiers in Marine Science*, **6**.
- Guan, Q., Feng, L., Hou, X., Schurgers, G., Zheng, Y. & Tang, J. (2020) Eutrophication changes in fifty large lakes on the Yangtze Plain of China derived from MERIS and OLCI observations. *Remote Sensing of Environment*, **246**, 111890.
- Guinder, V. & Molinero, J.C. (2013) *Climate Change Effects on Marine Phytoplankton. Marine Ecology in a Changing World.*
- Gupana, R.S., Odermatt, D., Cesana, I., Giardino, C., Nedbal, L. & Damm, A. (2021) Remote sensing of sun-induced chlorophyll-a fluorescence in inland and coastal waters: Current state and future prospects. *Remote Sensing of Environment*, **262**, 112482.
- Gurlin, D., Gitelson, A.A. & Moses, W.J. (2011) Remote estimation of chl-a concentration in turbid productive waters — Return to a simple two-band NIR-red model? *Remote Sensing of Environment*, **115**, 3479–3490.
- Hama, T., Inoue, T., Suzuki, R., Kashiwazaki, H., Wada, S., Sasano, D., Kosugi, N. & Ishii, M. (2015) Response of a phytoplankton community to nutrient addition under different CO₂ and pH conditions. *Journal of Oceanography*, **72**.
- HELCOM (2006) Manual for marine monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. Part C. Programme for monitoring of eutrophication and its effects.
- Hodges, C.M., Wood, S.A., Puddick, J., McBride, C.G. & Hamilton, D.P. (2018) Sensor manufacturer, temperature, and cyanobacteria morphology affect phycocyanin fluorescence measurements. *Environmental Science and Pollution Research*, **25**, 1079–1088.
- Hollander, M. & Wolfe, D.A. (1999) *Nonparametric Statistical Methods*, 2nd ed. New York: Wiley.

- Hu, C., Feng, L., Lee, Z., Franz, B., Bailey, S., Werdell, J. & Proctor, C. (2019) Improving Satellite Global Chlorophyll a Data Products Through Algorithm Refinement and Data Recovery. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, **124**.
- Hudson, N., Baker, A. & Reynolds, D. (2007) Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters - A review. *River Research and Applications*, **23**, 631–649.
- Huot, Y. & Babin, M. (2010) *Overview of Fluorescence Protocols: Theory, Basic Concepts, and Practice. Chlorophyll a Fluorescence in Aquatic Sciences: Methods and Applications* Developments in Applied Phycology. (ed. by D.J. Suggett), O. Prášil, and M.A. Borowitzka), pp. 31–74. Springer Netherlands, Dordrecht.
- IOCCG (2006) *Remote Sensing of Inherent Optical Properties: Fundamentals, Tests of Algorithms, and Applications. Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group* Editors: Z.-P. Lee.
- IOCCG (2000) *Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal, and Other Optically-Complex, Waters. Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group* Editors: S. Sathyendranath.
- Izydorczyk, K., Tarczynska, M., Jurczak, T., Mrówczyński, J. & Zalewski, M. (2005) Measurement of phycocyanin fluorescence as an online early warning system for cyanobacteria in reservoir intake water. *Environmental toxicology*, **20**, 425–30.
- Järvalt, A., Laas, A., Nõges, P. & Pihu, E. (2005) The Influence of Water Level Fluctuations and Associated Hypoxia on the Fishery of Lake Võrtsjärv, Estonia. *Ecology and Hydrobiology*, **4**, 487–497.
- Järvet, A. (2004) *Location and physico-geographical conditions of the catchment area. Lake Võrtsjärv*, pp. 11–27. Estonian Encyclopaedia Publishers, Tallinn.
- Järvet, A. & Nõges, P. (1998) *Research area and period of L.Võrtsjärv. Present state and future fate of Lake Võrtsjärv*, pp. 13–22. Tampere.
- 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.
- Kawakami, K. & Shen, J.-R. (2018) *Chapter One - Purification of fully active and crystallizable photosystem II from thermophilic cyanobacteria. Methods in Enzymology* Enzymes of Energy Technology. (ed. by F. Armstrong), pp. 1–16. Academic Press.
- Keskkonnaagentuur, (2019) Pinnaveekogumite seisundiinfo. <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pinnavesi/veekogumite-seisundiinfo> (viimati vaadatud 25.04.2021).
- Keskkonnaministeerium (2020) Veemajanduskavad. <https://www.envir.ee/et/veemajanduskavad> (viimati vaadatud 14.04.2021).
- Keskkonnaministeerium (2018) Veepoliitika raamdirektiivi rakendamine. <https://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/veemajanduskavad/veepoliitika-raamdirektiivi-rakendamine> (viimati vaadatud 15.04.2021).
- Kiefer, D.A. (1973) Fluorescence properties of natural phytoplankton populations. *Marine Biology*, **22**, 263–269.
- Koenings, J.P. & Edmundson, J.A. (1991) Secchi disk and photometer estimates of light regimes in Alaskan lakes: Effects of yellow color and turbidity. *Limnology and Oceanography*, **36**, 91–105.
- Kritten, L. & Preusker, R. (2020) A New Retrieval of Sun-Induced Chlorophyll Fluorescence in Water from Ocean Colour Measurements Applied on OLCI L-1b and L-2. *Remote Sensing*, **12**, 3949.

- Kromkamp, J., Dijkman, N., Peene, J., Simis, S. & Gons, H. (2008) Estimating phytoplankton primary production in Lake IJsselmeer (The Netherlands) using variable fluorescence (PAM-FRRF) and C-uptake techniques. *European Journal of Phycology*, **43**, 327–344.
- Kuha, J., Järvinen, M., Salmi, P. & Karjalainen, J. (2020) Calibration of in situ chlorophyll fluorometers for organic matter. *Hydrobiologia*, **847**, 4377–4387.
- Laarmaa, R., Ott, I., Timm, H., Ott, I., Maileht, K., Sepp, M., Palm, A., Krause, T., Saar, K. & Mäemets, H. (2019) *Eesti järved*, Varrak, Tallinn.
- Laas, A., Eyto, E., Pierson, D. & Jennings, E. (2016) *NETLAKE Guidelines for automatic monitoring station development. Technical report.*,.
- Lillesand, T., Kiefer, R. & Chipman, J. (2004) *Remote Sensing and Image Interpretation (Fifth Edition)*,.
- Lindell, T., Pierson, D., Premazzi, G. & Zizioli, E. (1999) *Manual for monitoring European lakes using remote sensing techniques*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Longhurst, A., Sathyendranath, S., Platt, T. & Caverhill, C. (1995) An estimate of global primary production in the ocean from satellite radiometer data. *Journal of Plankton Research*, **17**, 1245–1271.
- Loopmann, A. (1984) *Suuremate Eesti järvede morfomeetrised andmed ja veevahetus*, Eesti NSV TEaduste Akadeemia, Tallinn.
- Luhtala, H. & Tolvanen, H. (2013) Optimizing the Use of Secchi Depth as a Proxy for Euphotic Depth in Coastal Waters: An Empirical Study from the Baltic Sea. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, **2**, 1153–1168.
- Maa-amet. ESTHub satelliidiandmed.
<https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/ESTHub-satelliidiandmed-p443.html> (viimati vaadatud 20.05.2021).
- Madry, S. (2013) *Introduction and History of Space Remote Sensing. Handbook of Satellite Applications* (ed. by J.N. Pelton, S. Madry), and S. Camacho-Lara), pp. 657–666. Springer, New York, NY.
- Marcé, R., George, G., Buscarinu, P., Deidda, M., Dunalska, J., Eyto, E., Flaim, G., Grossart, H.-P., Istvánovics, V., Lenhardt, M., Moreno-Ostos, E., Obrador, B., Ostrovsky, I., Pierson, D., Potuzak, J., Poikane, S., Rinke, K., Rodríguez-Mozaz, S., Staehr, P. & Jennings, E. (2016) Automatic High Frequency Monitoring for Improved Lake and Reservoir Management. *Environmental Science & Technology*, **50**, 10780–10794.
- Matthews, M., Bernard, S. & Robertson Lain, L. (2012) An algorithm for detecting trophic status (chlorophyll-a), cyanobacterial-dominance, surface scums and floating vegetation in inland and coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, **124**, 637–652.
- Matthews, M.W. (2014) Eutrophication and cyanobacterial blooms in South African inland waters: 10years of MERIS observations. *Remote Sensing of Environment*, **155**, 161–177.
- Maxwell, K. & Johnson, G.N. (2000) Chlorophyll fluorescence—a practical guide. *Journal of Experimental Botany*, **51**, 659–668.
- McKee, D., Cunningham, A., Wright, D. & Hay, L. (2007) Potential impacts of nonalgal materials on water-leaving Sun induced chlorophyll fluorescence signals in coastal waters. *Applied Optics*, **46**, 7720–7729.
- Meinson, P. (2017) High-frequency measurements – a new approach in limnology.
- Meinson, P., Idrizaj, A., Nõges, P., Noges, T. & Laas, A. (2016) Continuous and high-frequency measurements in limnology: History, applications and future challenges. *Environmental Reviews*, **24**.

- Meyns, S., Illi, R. & Ribi, B. (1994) Comparison of chlorophyll-a analysis by HPLC and spectrophotometry: where do the differences come from? *Archiv für Hydrobiologie*, 129–139.
- Mobley, C. (1994) *Light and Water: Radiative Transfer in Natural Waters*,.
- Moiseeva, N., Churilova, T., Efimova, T. & Matorin, D. (2020) Correction of the Chlorophyll a Fluorescence Quenching in the Sea Upper Mixed Layer: Development of the Algorithm. *Physical Oceanography*, **27**.
- Morel, A. (1980) In-water and remote measurements of ocean color. *Boundary-Layer Meteorology*, **18**, 177–201.
- Mortula, M., Ali, T., bachir, A., Elaksher, A. & Abouleish, M. (2020) Towards Monitoring of Nutrient Pollution in Coastal Lake Using Remote Sensing and Regression Analysis. *Water*, **12**, 1954.
- Mueller, J.L., Fargion, G.S., McClain, C.R., Mueller, J.L., Bidigare, R.R., Trees, C., Balch, W.M., Dore, J., Drapeau, D.T., Karl, D., Van, L. & Authors, J.P. (2003) Ocean Optics Protocols For Satellite Ocean Color Sensor Validation. *Biogeochemical and Bio-Optical Measurements and Data Analysis Protocols*, **5**, 43.
- Müller, P., Li, X.-P. & Niyogi, K.K. (2001) Non-Photochemical Quenching. A Response to Excess Light Energy. *Plant Physiology*, **125**, 1558–1566.
- Murchie, E.H. & Lawson, T. (2013) Chlorophyll fluorescence analysis: a guide to good practice and understanding some new applications. *Journal of Experimental Botany*, **64**, 3983–3998.
- Myers, J. (1974) Conceptual Developments in Photosynthesis, 1924-1974. *Plant Physiology*, **54**, 420–426.
- NETLAKE (2012) *Dundalk Institute of Technology*. <https://www.dkit.ie/netlake/> (viimati vaadatud 14.05.2021).
- Nõges, P., Laugaste, R. & Nõges, T. (2004) *Phytoplankton. Lake Võrtsjärv*, pp. 217–231. Estonian Encyclopaedia Publishers, Tallinn.
- Nõges, P., Nõges, T. & Laas, A. (2010) Climate-related changes of phytoplankton seasonality in large shallow Lake Võrtsjärv, Estonia. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, **13**, 154–163.
- Noorma, A. & Pedusaar, T. (2008) Reconstruction of the Time Series of the Underwater Light Climate in a Shallow Turbid Lake. *Aquatic Ecology*, **42**, 5–15.
- Odermatt, D., Pomati, F., Pitarch, J., Carpenter, J., Kawka, M., Schaeppman, M. & Wuest, A. (2012) MERIS observations of phytoplankton blooms in a stratified eutrophic lake. *Remote Sensing of Environment*, **126**, 232–239.
- OSPAR (2009) Evaluation of the OSPAR System of Ecological Quality Objectives for the North Sea. 102.
- Ott, I. (2016) Eesti väikejärvede hüdrobioloogiline seire 2016 aastal.
- Page, B.P., Olmanson, L.G. & Mishra, D.R. (2019) A harmonized image processing workflow using Sentinel-2/MSI and Landsat-8/OLI for mapping water clarity in optically variable lake systems. *Remote Sensing of Environment*, **231**, 111284.
- Pahlevan, N., Sarkar, S., Franz, B., V Balasubramanian, S. & He, J. (2017) Sentinel-2 MultiSpectral Instrument (MSI) data processing for aquatic science applications: Demonstrations and validations. *Remote Sensing of Environment*, **201**, 47–56.
- Pahlevan, N., Smith, B., Schalles, J., Binding, C., Cao, Z., Ma, R., Alikas, K., Kangro, K., Gurlin, D., Nguyen, H., Matsushita, B., Moses, W., Greb, S., Lehmann, M., Ondrusek, M., Oppelt, N. & Stumpf, R. (2020) Seamless retrievals of chlorophyll-a from Sentinel-2 (MSI) and Sentinel-3 (OLCI) in inland and coastal waters: A machine-learning approach. *Remote Sensing of Environment*, **240**, 111604.

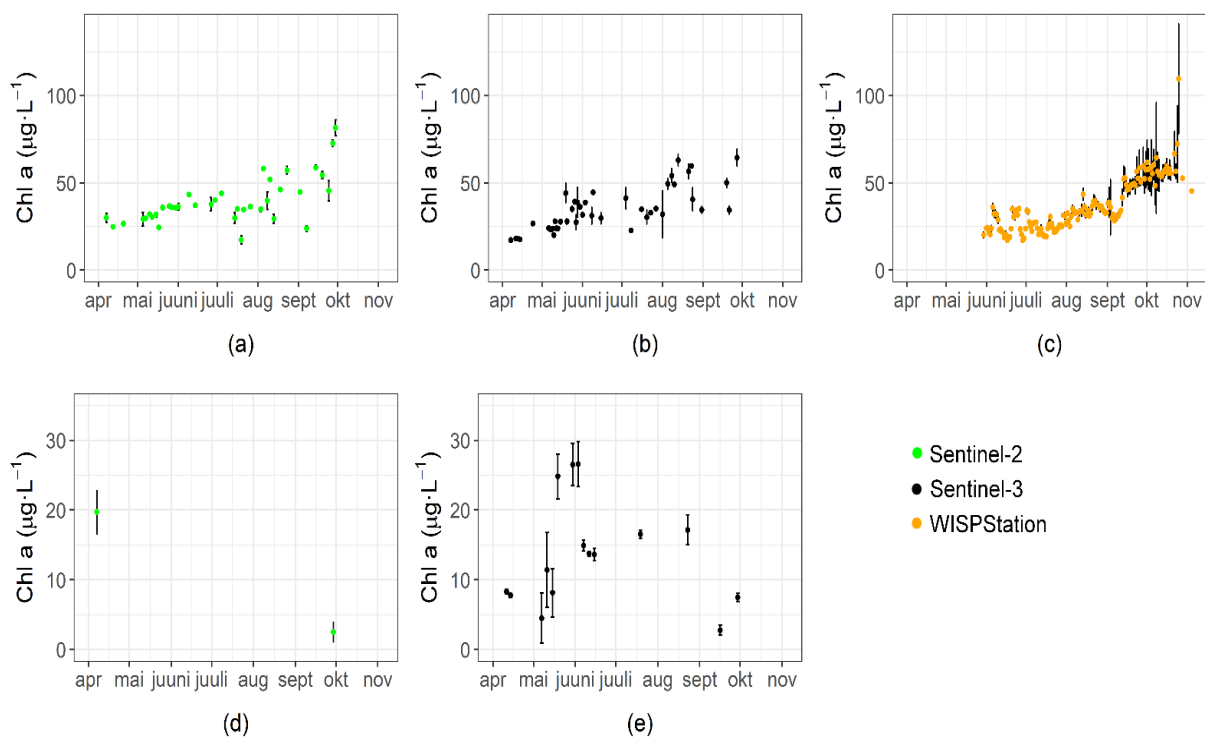
- Pedrés, R., Moya, I., Goulas, Y. & Jacquemoud, S. (2008) Chlorophyll fluorescence emission spectrum inside a leaf. *Photochemical & Photobiological Sciences*, **7**, 498.
- Peters, S., Laanen, M., Groetsch, P., Ghezehegn, S., Poser, K., Hommersom, A., Reus, E. & Spaias, L. (2018) *WISPSTATION: A NEW AUTONOMOUS ABOVE WATER RADIOMETER SYSTEM*. Conference: Ocean Optics 2018, Dubrovnik.
- Picazo Mozo, A., Rochera Cordellat, C., Vicente, E., Miracle, M. & Camacho, A. (2013) Spectrophotometric methods for the determination of photosynthetic pigments in stratified lakes: A critical analysis based on comparisons with HPLC determinations in a model lake. *Limnetica*, **32**, 139–158.
- Pinardi, M., Bresciani, M., Villa, P., Cazzaniga, I., Laini, A., Tóth, V., Fadel, A., Austoni, M., Lami, A. & Giardino, C. (2018) Spatial and temporal dynamics of primary producers in shallow lakes as seen from space: Intra-annual observations from Sentinel-2A. *Limnologia*, **72**, 32–43.
- Poulin, C., Antoine, D. & Huot, Y. (2018) Diurnal variations of the optical properties of phytoplankton in a laboratory experiment and their implication for using inherent optical properties to measure biomass. *Optics Express*, **26**, 711–729.
- Prieur, L. & Sathyendranath, S. (1981) An optical classification of coastal and oceanic waters based on the specific spectral absorption curves of phytoplankton pigments, dissolved organic matter, and other particulate materials. *Limnology and Oceanography*, **26**, 671–689.
- Proctor, C. & Roesler, C. (2010) New insights on obtaining phytoplankton concentration and composition from in situ multispectral Chlorophyll fluorescence. *Limnology and oceanography, methods*, **8**, 695.
- Purmalis, O., Klavins, L. & Arbidans, L. (2019) *Ecological quality of freshwater lakes and their management applications in urban territory*. Research for Rural Development 2019 : annual 25th International scientific conference proceedings.
- Qin, P., Simis, S.G.H. & Tilstone, G.H. (2017) Radiometric validation of atmospheric correction for MERIS in the Baltic Sea based on continuous observations from ships and AERONET-OC. *Remote Sensing of Environment*, **200**, 263–280.
- R Core Team (2020) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reinart, A. & Kutser, T. (2006) Comparison of different satellite sensors in detecting cyanobacterial bloom events in the Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment*, **102**, 74–85.
- Renger, G. (2012) Mechanism of light induced water splitting in Photosystem II of oxygen evolving photosynthetic organisms. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Bioenergetics*, **1817**, 1164–1176.
- Renosh, P.R., Doxaran, D., Keukelaere, L.D. & Gossn, J.I. (2020) Evaluation of Atmospheric Correction Algorithms for Sentinel-2-MSI and Sentinel-3-OLCI in Highly Turbid Estuarine Waters. *Remote Sensing*, **12**, 1285.
- Reynolds, C.S. (1984) *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*, Cambridge University Press.
- Reynolds, C.S. (2006) *The Ecology of Phytoplankton*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Rinke, K., Kuehn, B., Bocaniov, S., Wendt-Potthoff, K., Büttner, O., Tittel, J., Schultze, M., Herzsprung, P., Rönicke, H., Rink, K., Rinke, K., Dietze, M., Matthes, M., Paul, L. & Friese, K. (2013) Reservoirs as sentinels of catchments: The Rappbode Reservoir Observatory (Harz Mountains, Germany). *Environ Earth Sci*, **69**, 1–14.

- Roesler, C.S. & Barnard, A.H. (2013) Optical proxy for phytoplankton biomass in the absence of photophysiology: Rethinking the absorption line height. *Methods in Oceanography*, **7**, 79–94.
- Ross, J. & Sulev, M. (2000) Sources of errors in measurements of PAR. *Agricultural and Forest Meteorology*, **100**, 103–125.
- Ruban, A., Johnson, M. & Duffy, C. (2011) The photoprotective molecular switch in the photosystem II antenna. *Biochimica et biophysica acta*, **1817**, 167–81.
- Rusak, J., Tanentzap, A., Klug, J., Rose, K., Hendricks, S., Jennings, E., Laas, A., Pierson, D., Ryder, E., Smyth, R., White, D., Winslow, L., Adrian, R., Arvola, L., Eyto, E., Feuchtmayr, H., Honti, M., Istvánovics, V., Jones, I. & Zhu, G. (2018) Wind and trophic status explain within and among-lake variability of algal biomass: Variability of phytoplankton biomass. *Limnology and Oceanography Letters*, **3**.
- Russak, V. & Kallis, A. (2003) *Eesti kiirguskliima teatmik*, Eesti meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut.
- Sayers, M.J., Grimm, A.G., Shuchman, R.A., Deines, A.M., Bunnell, D.B., Raymer, Z.B., Rogers, M.W., Woelmer, W., Bennion, D.H., Brooks, C.N., Whitley, M.A., Warner, D.M. & Mychek-Londer, J. (2015) A new method to generate a high-resolution global distribution map of lake chlorophyll. *International Journal of Remote Sensing*, **36**, 1942–1964.
- Schallenberg, Winton, M.D., Verburg, P., Kelly, D., Hamill, K. & Hamilton, D. (2013) *Ecosystem Services of Lakes*. pp. 203–225.
- Schiebe, F.R., Harrington, J.A. & Ritchie, J.C. (1992) Remote sensing of suspended sediments: the Lake Chicot, Arkansas project. *International Journal of Remote Sensing - INT J REMOTE SENS*, **13**, 1487–1509.
- Seegers, B.N., Stumpf, R.P., Schaeffer, B.A., Loftin, K.A. & Werdell, P.J. (2018) Performance metrics for the assessment of satellite data products: an ocean color case study. *Optics Express*, **26**, 7404–7422.
- Seifert-Dähnn, I., Furusest, I.S., Vondolia, G., Gal, G., Eyto, E., Jennings, E. & Pierson, D. (2021) Costs and benefits of automated high-frequency environmental monitoring – The case of lake water management. *Journal of Environmental Management*, **285**, 112108.
- Sellman, B. (1986) *Coastal Zone Color Scanner (CZCS) and Related Technologies. Satellite Remote Sensing for Resources Development* (ed. by K.-H. Szekiolda), pp. 93–97. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Sellner, K., Doucette, G. & Kirkpatrick, G. (2003) Harmful algal blooms: Causes, impacts and detection. *Journal of industrial microbiology & biotechnology*, **30**, 383–406.
- Seppälä, J. (2009) *Fluorescence properties of Baltic Sea phytoplankton*, Finnish Environment Institute.
- Seppälä, J., Ylöstalo, P., Kaitala, S., Hällfors, S., Raateoja, M. & Maunula, P. (2007) Ship-of-opportunity based phycocyanin fluorescence monitoring of the filamentous cyanobacteria bloom dynamics in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **73**, 489–500.
- Siegel, D.A., Behrenfeld, M.J., Maritorena, S., McClain, C.R., Antoine, D., Bailey, S.W., Bontempi, P.S., Boss, E.S., Dierssen, H.M., Doney, S.C., Eplee, R.E., Evans, R.H., Feldman, G.C., Fields, E., Franz, B.A., Kuring, N.A., Mengelt, C., Nelson, N.B., Patt, F.S., Robinson, W.D., Sarmiento, J.L., Swan, C.M., Werdell, P.J., Westberry, T.K., Wilding, J.G. & Yoder, J.A. (2013) Regional to global assessments of phytoplankton dynamics from the SeaWiFS mission. *Remote Sensing of Environment*, **135**, 77–91.

- Simis, S., Huot, Y., Babin, M., Seppälä, J. & Rohtla, L. (2012) Optimization of variable fluorescence measurements of phytoplankton communities with cyanobacteria. *Photosynthesis research*, **112**, 13–30.
- Simmons, L.J., Sandgren, C.D. & Berges, J.A. (2016) Problems and pitfalls in using HPLC pigment analysis to distinguish Lake Michigan phytoplankton taxa. *Journal of Great Lakes Research*, **42**, 397–404.
- Skoog, D.A., Holler, F.J. & Crouch, S.R. (2017) *Principles of Instrumental Analysis*, Cengage Learning.
- Snorheim, C.A., Hanson, P.C., McMahon, K.D., Read, J.S., Carey, C.C. & Dugan, H.A. (2017) Meteorological drivers of hypolimnetic anoxia in a eutrophic, north temperate lake. *Ecological Modelling*, **343**, 39–53.
- Sørensen, K., Grung, M. & Röttgers, R. (2007) An intercomparison of in vitro chlorophyll a determinations for MERIS level 2 data validation. *International Journal of Remote Sensing*, **28**, 537–554.
- Steinmetz, F., Deschamps, P.-Y. & Ramon, D. (2011) Atmospheric correction in presence of sun glint: Application to MERIS. *Optics express*, **19**, 9783–800.
- Tamm, M. (2019) Pigment-based chemotaxonomy – efficient tool to quantify phytoplankton groups in lakes and coastal sea areas.
- Tamm, M., Freiberg, R., Tönno, I., Nõges, P. & Nõges, T. (2015) Pigment-Based Chemotaxonomy - A Quick Alternative to Determine Algal Assemblages in Large Shallow Eutrophic Lake? *PLOS ONE*, **10**, e0122526.
- Tilstone, G., Miller, P., Brewin, B. & Priede, I. (2014) Enhancement of primary production in the North Atlantic outside of the spring bloom, identified by remote sensing of ocean colour and temperature. *Remote Sensing of Environment*, **146**, 77–86.
- Toming, K., Kutser, T., Laas, A., Sepp, M., Paavel, B. & Nõges, T. (2016) First Experiences in Mapping Lake Water Quality Parameters with Sentinel-2 MSI Imagery. *Remote Sensing*, **8**.
- Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton Methodik.
- Uudeberg, K., Aavaste, A., Kõks, K.-L., Ansper, A., Uusõue, M., Kangro, K., Ansko, I., Ligi, M., Toming, K. & Noorma, A. (2020) Optical Water Type Guided Approach to Estimate Optical Water Quality Parameters. *Remote Sensing*, **12**, 931.
- Veeseadus (a). Vastu võetud 30.01.2019, RT I, 22.02.2019, 1. Viimane redaktsioon RT I, 10.12.2020, 36.
- Veeseadus (b). Vastu võetud 11.05.1994, RT I 1994, 40, 655. Viimane redaktsioon RT I, 22.02.2019, 32.
- Vörös, L. & Padisak, J. (1991) Phytoplankton biomass and chlorophyll-a in some shallow lakes in central Europe. *Hydrobiologia*, **215**, 111–119.
- Warren, M., Simis, S., Martinez-Vicente, V., Poser, K., Bresciani, M., Alikas, K., Spyarakos, E., Giardino, C. & Ansper, A. (2019) Assessment of atmospheric correction algorithms for the Sentinel-2A MultiSpectral Imager over coastal and inland waters. *Remote Sensing of Environment*, **225**, 267–289.
- Water Insight. WISPweb. <https://wispweb.waterinsight.nl/login/?next=/> (viimati vaadatud 27.03.2021).
- Watras, C.J., Morrison, K.A., Rubsam, J.L., Hanson, P.C., Watras, A.J., LaLiberte, G.D. & Milewski, P. (2017) A temperature compensation method for chlorophyll and phycocyanin fluorescence sensors in freshwater. *Limnology and Oceanography: Methods*, **15**, 642–652.
- Welschmeyer, N.A. (1994) Fluorometric analysis of chlorophyll a in the presence of chlorophyll b and pheopigments. *Limnology and Oceanography*, **39**, 1985–1992.

- Werdell, P.J., Bailey, S.W., Franz, B.A., Harding, L.W., Feldman, G.C. & McClain, C.R. (2009) Regional and seasonal variability of chlorophyll-a in Chesapeake Bay as observed by SeaWiFS and MODIS-Aqua. *Remote Sensing of Environment*, **113**, 1319–1330.
- Winder, M. & Sommer, U. (2012) Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia*, **698**.
- Woolway, R.I., Meinson, P., Nöges, P., Jones, I.D. & Laas, A. (2017) Atmospheric stilling leads to prolonged thermal stratification in a large shallow polymictic lake. *Climatic Change*, **141**, 759–773.
- Wright, S.W., Llewellyn, C.A., Björnland, T., Repeta, D.J., Welschmeyer, N., Jeffrey, S.W. & Mantoura, R.F.C. (1991) Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. *Marine ecology progress series*, **77**, 183–196.
- Zeng, C., Zeng, T., Fischer, A.M. & Xu, H. (2017) Fluorescence-Based Approach to Estimate the Chlorophyll-A Concentration of a Phytoplankton Bloom in Ardley Cove (Antarctica). *Remote Sensing*, **9**, 210.
- Zhang, Y., Liu, M., Qin, B.-Q., Woerd, H., Li, J. & Li, Y. (2009) Modeling Remote-Sensing Reflectance and Retrieving Chlorophyll-a Concentration in Extremely Turbid Case-2 Waters (Lake Taihu, China). *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, **47**, 1937–1948.

Lisad



Lisa 1. Klorofüll a (Chl a) sesoonne varieeruvus Vörtsjärves 2018. aastal erinevate radiomeetriliste instrumentide lõikes: (a) Sentinel-2; (b) Sentinel-3; (c) WISPStation (keskväärtus \pm standardhälve ajavahemikus 11.30–13.30) ja Saadjärves 2018. aastal (d) Sentinel-2 ning (e) Sentinel-3. S2 ja S3 korral on keskväärtus ja standardhälve 3×3 -pikslite ala kohta.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Kerttu-Liis Kõks,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Kohtmõõtmised ja satelliidid: klorofüll a määramise meetodite võrdlus kahes optiliselt erinevas järves“,

mille juhendajad on Krista Alikas ja Kersti Kangro,

reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, alates **01.06.2022** kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Kerttu-Liis Kõks

01.06.2021