

Tartu Ülikool

Loodus- ja täppisteaduste valdkond

Ökoloogia ja maateaduste instituut

Geograafia osakond

Bakalaureusetöö geograafias (12 EAP)

Kaugseireandmete rakendamine järvede vee läbipaistvuse hindamisel ja keskkonnaseire tõhustamisel

Roosmarii Räim

Juhendaja: PhD Krista Alikas

Tartu 2026

Infoleht

Kaugseireandmete rakendamine järvede vee läbipaistvuse hindamisel ja keskkonnaseire tõhustamisel

Veekogude seisundi seiramine on oluline Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi nõuete täitmiseks ning vee läbipaistvus on üks näitajatest, mille alusel seisundit määratakse. Kaugseire võimaldab seireprotsessi tõhustada ja täiendada. Töö eesmärgiks oli valideerida satelliitandmetel põhinev Secchi ketta sügavuse hindamise algoritm ja analüüsida Eesti järvede vee läbipaistvust ning selle pikaajalisi muutusi. Selleks kasutati Sentinel-3 OLCI, Sentinel-2 MSI ja riikliku keskkonnaseire andmeid. Sentinel-2 MSI algoritmi ruutkeskmiseks veaks saadi parimal juhul $RMSE = 0,31$ m ja Sentinel-3 OLCI algoritmil $RMSE = 0,53$ m. Uuritud järvedes esines nii tõusvaid, stabiilseid kui ka langevaid läbipaistvuse pikaajalisi trende. Veepoliitika raamdirektiivis eesmärgiks seatud heasse seisundiklassi kuulusid vähem kui pooled valimis olnud järvedest.

Märksõnad: kaugseire, järved, läbipaistvus

CERCS kood: T181 - Kaugseire

Abstract

Application of remote sensing data in assessing lake water transparency and enhancing environmental monitoring

Monitoring the status of waterbodies is essential to meet the requirements of the EU Water Framework Directive and water transparency is one of the indicators used to determine the status. Remote sensing allows for the monitoring process to be enhanced and supplemented. The aim of the study was to validate a satellite-based Secchi disk depth estimation algorithm and to analyze the water transparency of Estonian lakes and its long-term changes. For this purpose, Sentinel-3 OLCI, Sentinel-2 MSI and national environmental monitoring data were used. The root mean square error for the Sentinel-2 MSI algorithm was $RMSE = 0,31$ m in best case and for the Sentinel-3 OLCI algorithm $RMSE = 0,53$ m. The studied lakes showed both increasing, stable, and decreasing long-term trends in transparency. Less than half of the studied lakes were in the good status class set as the target in the Water Framework Directive.

Keywords: remote sensing, lakes, transparency

CERCS code: T181 - Remote sensing

Sisukord

Sissejuhatus	4
1. Teoreetiline ülevaade	5
1.1. Vee kvaliteedi uurimine ja seos Euroopa Liidu direktiividega	5
1.2. Järvede seire Eestis	6
1.3. Veekaugseire	7
1.4. Vee läbipaistvuse algoritmid	9
2. Metoodika	11
2.1. Andmed	11
2.2. Andmete töötlemine	12
3. Tulemused	18
3.1. Sentinel-3 OLCI	18
3.1.1. Eesti järvede vee läbipaistvuse hindamine Sentinel-3 OLCI abil	19
3.2. Sentinel-2 MSI	22
3.2.1. Eesti järvede vee läbipaistvuse hindamine Sentinel-2 MSI abil	23
3.3. Muutused Eesti järvede vee läbipaistvuses 30 aasta jooksul	26
3.4. Järvede seisund vegetatsiooniperioodi keskmise läbipaistvuse alusel	34
Arutelu	38
Kokkuvõte	41
Summary	42
Tänuavaldused	43
Kasutatud kirjandus	44
Lisad	51
Lisa 1. Väikejärvede Sentinel-3 OLCI andmete jaotumine.	51
Lisa 2. Väikejärvede Sentinel-2 MSI andmete jaotumine.	54

Sissejuhatus

Töö keskendub satelliidi- ja traditsiooniliste keskkonnaseire andmete põhjal vee läbipaistvuse hindamisele Eesti järvedes. Vee läbipaistvusest sõltub valguse levik vees ning seega ka fotosünteesi toimumise sügavus, mis omakorda mõjutab kogu veeökosüsteemi (Ott & Timm, 2020). Muutused vee läbipaistvuses võivad seega mõjutada ökosüsteemi seisundit ja tasakaalu. Seetõttu on läbipaistvus üks näitajatest, mille alusel saab hinnata järvede ökoloogilist seisundit.

Vastavalt Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivile (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ) tuleb liikmesriikidel jälgida oma järvede seisundit ning vajadusel rakendada meetmeid nende seisundi parandamiseks (European Parliament & Council of the European Union, 2000). Tavapärane *in situ* järvede seire on väga aja- ja ressursimahukas ning seetõttu ka ruumiliselt piiratud. Kaugseire meetodite kasutamine aitab seiret efektiivsemaks muuta, tagades palju tihedamad andmerekad ning võimaldades võtta jälgimise alla rohkem järvi (Gholizadeh *et al.*, 2016). Eesti järvede, eriti väikejärvede, vee läbipaistvust on satelliidiandmete abil seni vähe uuritud.

Töö eesmärgiks on valideerida vee läbipaistvuse hindamise algoritm ning analüüsida pikaajaliste aegridade abil Eesti järvede vee läbipaistvuses toimunud muutusi. Püstitati järgmised uurimisküsimused:

- 1) Kui täpselt saab hinnata Eesti järvede vee läbipaistvust kaugseire abil?
- 2) Millised muutused on toimunud Eesti järvede vee läbipaistvuses 30 aasta jooksul?
- 3) Mis seisundis on Eestis seiratavad järved vegetatsiooniperioodi keskmise läbipaistvuse alusel?

1. Teoreetiline ülevaade

1.1. Vee kvaliteedi uurimine ja seos Euroopa Liidu direktiividega

Vee kvaliteedi uurimine on oluline, kuna see annab informatsiooni ökosüsteemi kohta ning seda nõuavad mitmed rahvusvahelised direktiivid, nagu Euroopa veepoliitika raamdirektiiv, merestrateegia raamdirektiiv ja suplusvee direktiiv. Euroopa veepoliitika raamdirektiiv (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ) on dokument, mis seab liikmesriikidele eesmärgiks tagada pinna- ja põhjavee vähemalt hea seisund, mis omakorda nõuab riikidelt veekogude seisundi hindamist ja seiret (European Parliament & Council of the European Union, 2000). Algselt seati eesmärgi täitmise tähtajaks 2015. aasta, kuid direktiiv lubab põhjendatud juhtudel tähtaega pikendada kahe planeerimistsükli võrra ehk kuni 2027. aastani (European Parliament & Council of the European Union, 2000). Teine vee kvaliteediga seotud Euroopa Liidu direktiiv on suplusvee direktiiv (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2006/7/EÜ), mis kohustab liikmesriike seirama suplusvee kvaliteeti ja seeläbi kaitsma inimeste tervist (European Parliament & Council of the European Union, 2006). Merestrateegia raamdirektiivi (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/56/EÜ) eesmärgiks on tagada mereala hea keskkonnaseisund, mis samuti kohustab liikmesriike oma mereala seisundit hindama (European Parliament & Council of the European Union, 2008). Eesti on osaline ka Läänemere merekeskkonna kaitse komisjonis (lühend HELCOM), mille raames tehakse rahvusvahelist koostööd Läänemere seire- ja kaitsevaldkonnas (HELCOM, i.a.). Eesti mereala hea seisund jäi nii 2020. kui ka 2024. aastaks täielikult saavutamata, kusjuures kõige probleemsemateks teguriteks olid eutrofeerumine, hulgpüük ja võõrliigid (Jüssi jt., 2024).

Vee läbipaistvus on oluline vee kvaliteedi parameeter, kuna see on informatiivne indikaator veekogu ökoloogilise seisundi ja selle muutuste kirjeldamiseks (Carlson, 1977). Läbipaistvuse seisundiklass on sisendiks veekogu ökoloogilise seisundi koondhinnangule veepoliitika raamdirektiivi jaoks (Keskkonnaministeerium, 2020). Peamised läbipaistvust kirjeldavad parameetrid on valguse difuusne nõrgenemiskoeffitsient (*diffuse attenuation coefficient* ehk K_d), Secchi ketta sügavus (Z_{SD}) ja eufootilise kihi sügavus (Z_{eu}) (Dörnhöfer & Oppelt, 2016). K_d on optiline parameeter, mis kirjeldab allapoole suunatud valguse hajumist vee sügavuse kasvamisel (Mobley, 1994). Secchi ketta abil mõõdetav Secchi sügavus on kõige lihtsam ja ajalooliselt ka

kõige kasutatum meetod vee läbipaistvuse määramiseks (Hänninen & Sahlstén, 2024). Eufootiline kiht on vee pealne kiht, milles on piisavalt valgust fotosünteesi toimumiseks (Mobley, 1994).

Kuna vee läbipaistvus on määratud sellest, kui sügavale valgus veesambas tungib, siis mõjutab see otseselt fotosünteesi ulatust ning seeläbi kogu veeökosüsteemi ainevahetust (Ott & Timm, 2020). Läbipaistvust mõjutavad optiliselt aktiivsed ained: hõljuvad tahked osakesed ehk heljum (*suspended particulate matter* ehk SPM), värvunud lahustunud orgaaniline aine (*colored dissolved organic matter* ehk CDOM) ja klorofüll-a, mis neelavad ja hajutavad kiirgust vees (Dörnhöfer & Oppelt, 2016). Samuti mõjutab läbipaistvust vesi ise, neelates tugevalt pikemaid lainepikkusi ja hajutades lühemaid lainepikkusi (Mobley, 1994). Seega on puhta vee puhul tagasipeegeldunud kiirgus tugevaim sinises lainealas ja vesi näib sinisena (Mobley, 1994). Kaugseire abil vee omaduste, sealhulgas läbipaistvuse hindamisel tuleb arvestada ka atmosfääri- (Traganos *et al.*, 2018), valguse langemismurru (Dörnhöfer & Oppelt, 2016), põhja peegelduse (Traganos *et al.*, 2018) ja naabrusefekti (Xu *et al.*, 2025) mõjudega.

1.2. Järvede seire Eestis

Eesti järved on vee looduslike omaduste nagu aluselisisus, elektrijuhtivus, kloriidisisaldus, kihistumine ja värvus alusel jaotatud üheksaks veekogutüübiks: S1, S2, S3, S4, S5, S6 (Võrtsjärv), S7-1 (Pihkva ja Lämmijärv), S7-2 (Peipsi järv), S8 (rannajärved) (Keskkonnaministeerium, 2020). Igale veetüübile on määratud looduslikud referentstingimused, millega võrreldakse veekogumis mõõdetud kvaliteedinäitajaid (Keskkonnaministeerium, 2020). Tulemuste põhjal määratakse veekogumile ökoloogiline seisundiklass, mis võib olla väga hea, hea, kesine, halb või väga halb ja keemiline seisundiklass, mis võib olla hea või halb (Veeseadus, 2019). Nende kahe seisundiklassi põhjal antakse veekogu seisundile koondhinnang skaalal väga heast kuni väga halvani (Veeseadus, 2019).

Vee läbipaistvus on üks paljudest näitajatest, mida Eestis pinnaveekogude, sealhulgas ka väikejärvede seire raames mõõdetakse vastavalt kehtivale määrusele (Keskkonnaministeerium, 2020). Aastate 2022–2027 veemajanduskava veeseireprogrammi alusel on Eestis 93 seisuveekogumit, kus viiakse läbi seisuveekogude seiret. Neist kolmeteistkümnes toimub igal aastal pidevseire ning ülejäänud järvedes tehakse ülevaateseiret kord veemajanduskava perioodi ehk kuue aasta jooksul (Keskkonnaagentuur, 2022). Need kolmteist järve, kus tehakse mõõtmisi igal aastal, on Peipsi järv, Võrtsjärv ja väikejärvedest Endla järv, Kooru järv, Nohipalo Mustjärv,

Nohipalo Valgjärv, Pühajärv, Rõuge Suurjärv, Suurlaht, Tänavjärv, Uljaste järv, Viitna Pikkjärv ja Ähijärv (Keskkonnaagentuur, 2022). 2024. aastal võeti proove 33 väikejärvest, neist heasse seisundiklassi kuulus 10, ülejäänute seisundiklass oli madalam või polnud võimalik hinnangut anda (Anijalg jt., 2025). 2024. aasta pinnaveekogumite seisundi vahelhinnangu kohaselt oli Peipsi järve ökoloogiline seisund, sealhulgas ka läbipaistvus, halb, kuid võrreldes eelneva veemajandusperioodi väga halva seisundiga oli seisund siiski paranenud (Lind jt., 2025). Nõgese (2020) uuring näitas vee läbipaistvuse langustrendi kõigis Peipsi järve osades perioodil 1992–2019, olles suurim Lämmijärves (0,029 m aastas) ning väikseim Peipsi Suurjärves (0,012 m aastas). Võrtsjärve ökoloogiline seisund hinnati pinnaveekogumite seisundi vahelhinnangus heaks, kusjuures läbipaistvuse seisund varieerus seirepunktide vahel kesisest väga heani (Lind jt., 2025). Pikaajalises vaates oli Võrtsjärve seisund paranenud (Lind jt., 2025). Väikejärvede puhul oli võrreldes 2012. aastaga oluliselt vähenenud väga heasse ja heasse ökoloogilisse seisundiklassi kuuluvate järvede osakaal ning suurenenud kesisesse, halba ja väga halba klassi kuuluvate järvede osakaal (Lind jt., 2025).

1.3. Veekaugseire

Vee läbipaistvust Secchi ketta sügavuse alusel peetakse üheks vanimaks ja lihtsamini mõõdetavaks vee kvaliteeti kirjeldavaks parameetriks, mistõttu on selle kohta tihti olemas pikad andmearvad (Sandén & Håkansson, 1996). Secchi ketta sügavuse määramine seisneb selles, et kindla suurusega valge ketta langetatakse vette ning fikseeritakse sügavus, mil seda enam näha pole (Hänninen & Sahlstén, 2024). Kuigi meetod pärineb 19. sajandist ja on veidi subjektiivne, kasutatakse seda ka praegu vee läbipaistvuse määramiseks (Hänninen & Sahlstén, 2024). Kuna vee kvaliteedi, sealhulgas vee läbipaistvuse hindamine on aja- ning ressursimahukas, siis on tänapäeval võetud kasutusele ka kaugseire meetodid, mis võimaldavad tõsta teatud parameetrite seires ajalist ja ruumilist sagedust (Gholizadeh *et al.*, 2016).

Kaugseire andmeid on vee kvaliteedi hindamiseks kasutatud juba umbes 50 aastat (Topp *et al.*, 2020). CZCS (*Coastal Zone Color Scanner*) oli esimene spetsiaalselt veekaugseire instrument, mis saadeti orbiidile 1978. aastal NASA satelliidi Nimbus-7 pardal (IOCCG, i.a.b). Praegu orbiidil olevatest satelliitidest kasutatakse veekaugseires laialdaselt NASA MODIS-Aqua (alates 2002) ja MODIS-Terra (alates 1999) sensoreid ning Euroopa Kosmoseagentuuri Sentinel-3 seeria OLCI sensoreid (IOCCG, i.a.a). Samuti kasutatakse Sentinel-2 seeria MSI ja Landsati seeria OLI

sensoreid, mis pole küll spetsiaalselt veekaugseire jaoks, kuid nende andmeid on võimalik selleks kohandada (IOCCG, i.a.a). Euroopa Komisjoni ja Euroopa Kosmoseagentuuri Copernicuse programmi raames loodud Sentineli seeria satelliitidel on pikaajaline perspektiiv, kuna orbiidile lennutatakse samasuguseid satelliitsensoreid, et andmete aegridasid järjest pikendada (Euroopa Komisjon, i.a.). Praegu on orbiidil Sentinel-2A (alates 2015), Sentinel-2B (2017), Sentinel-2C (2024), Sentinel-3A (2016) ja Sentinel-3B (2018), mis võimaldavad lisaks andmeridade pikendamisele ka paremat ajalist resolutsiooni, kuna satelliite on mitu (IOCCG, i.a.a). NASA Landsati programmi satelliitide aegrida on pikim pidev aegrida, mis sai alguse juba 1972. aastal Landsat 1 orbiidile saatmisega (Euroopa Kosmoseagentuur, i.a.a). Tänapäevaks on orbiidil aktiivsed Landsat 8 (2013) ja Landsat 9 (2021) (Euroopa Kosmoseagentuur, i.a.a). Seega on kaugseires olemas arvestatava pikkusega tasuta kättesaadavad andmerekad, mis võimaldavad läbi viia põhjalikke ja mitmekülgsi uuringuid.

Viimastel aastatel on läbi viidud mitmeid uuringuid, mis käsitlevad veekogudes toimunud muutuste uurimist satelliidiandmete põhjal. Nii Batina ja Krtalić (2024), Kaplan *et al.* (2024) kui ka Wang *et al.* (2025) rõhutavad kaugseire potentsiaali ning kasulikkust järvede uurimisel. Batina ja Krtalić (2024) analüüsisid viimase 50 aasta jooksul avaldatud teadustöid, mis käsitlesid järvede vee kvaliteedi hindamist kaugseire meetodite abil. Nende uurimusest selgus, et vee parameetrite hindamise täpsus sõltub valitud meetodist, satelliidist ning selle sensoritest, aga oluliselt ka veekogust ja selle omadustest. Lisaks töid töö autorid välja kvaliteetsete *in situ* mõõtmiste olulisuse algoritmide ja mudelite valideerimisel (Batina & Krtalić, 2024). Hiinas Jangtse jõe valgla paiknevate järvede kohta läbi viidud uuringu tulemustest selgus, et kümne aasta jooksul oli hoolimata riigi rakendatud taastamisprogrammidest ligi poolte järvede vee läbipaistvus, ning seega ka seisund, halvenenud (Wang *et al.*, 2025). Ka Eestis on läbi viidud mitmeid vee kvaliteedi uuringuid kaugseire meetodeid kasutades (Ansper & Alikas, 2018; Toming *et al.*, 2024). Nii Ansper ja Alikas (2018) kui ka Toming *et al.* (2024) kasutasid Eesti väikejärvede uurimiseks Sentinel-2 MSI andmeid.

Veemajanduskavas on välja toodud, et Eestis pole varasemalt kaugseire andmeid siseveekogude seisundi hindamiseks kasutatud, kuid tulevikus võiks seda teha (Keskkonnaagentuur, 2022). 2025. aastal läbi viidud uuringu kohaselt ei kasutata enamikes Euroopa Liidu liikmesriikides veel kaugseiret veepoliitika raamdirektiiviga kaasneva seirekohustuse ja seisundi hindamise jaoks, kuigi uuringud näitavad selle kasulikkust (Attila *et al.*, 2025). Üksikutes riikides, näiteks Soomes

ja Rootsis, kus on väga palju järvesid, on juba eksperthinnangutes kaugseire andmeid veepoliitika raamdirektiivi raames veekogude seisundi hindamiseks kasutatud (Attila *et al.*, 2025). Soomes kasutatakse satelliidiandmetest arvutatud klorofüll-a väärtuseid täiendavate sisendandmetena veepoliitika raamdirektiivi hinnangule juba 2012. aastast (Attila *et al.*, 2025). Rootsis on satelliidiandmeid kasutatud juba aastaid näiteks rannikuvee ja suuremate järvede nagu Vänern, Vättern ja Mälaren seireks (Brockmann Geomatics Sweden AB, i.a.). MERIS instrumendi satelliidiandmete põhjal on seal mõõdetud Secchi sügavust ja klorofüll-a, värvunud lahustunud orgaanilise aine ja heljumi sisaldust (Brockmann Geomatics Sweden AB, i.a.).

1.4. Vee läbipaistvuse algoritmid

Järvede vee läbipaistvuse hindamiseks pole üht globaalset algoritmi, kuna veetüübid ja järvede optilised omadused on niivõrd erinevad, seega rakendatakse konkreetsete tingimuste jaoks kohalikke algoritme (Politi *et al.*, 2015). Veekaugseire uuringutes on vee omaduste arvutamiseks kasutatud peamiselt kolme tüüpi meetodeid: empiirilised, analüütilised ja masinõppe meetodid (Batina & Krtalić, 2024). Neid meetodeid saab ka omavahel kombineerida. Empiiriliste meetodite puhul kasutatakse tavaliselt erinevaid spektraalkanalite suhteid või tehakse lineaarne regressioonanalüüs ühe kanali põhjal (Matthews, 2011). Ngamile *et al.* (2025) ülevaateartikli kohaselt kasutatakse Secchi sügavuse hindamiseks empiiriliste algoritmidega enim punase-sinise kanali suhet või rohelist kanalit, mida kinnitab ka 2021. aastal avaldatud artikkel, mis toob eraldi välja ka ainult punase kanali kasutamise (Rubin *et al.*, 2021). Analüütiliste ja semianalüütiliste meetodite puhul toetutakse füüsikalistele teooriatele, näiteks Alikas ja Kratzer (2017) tuginesid Tyleri veealuse nähtavuse teooriale (Tyler, 1968).

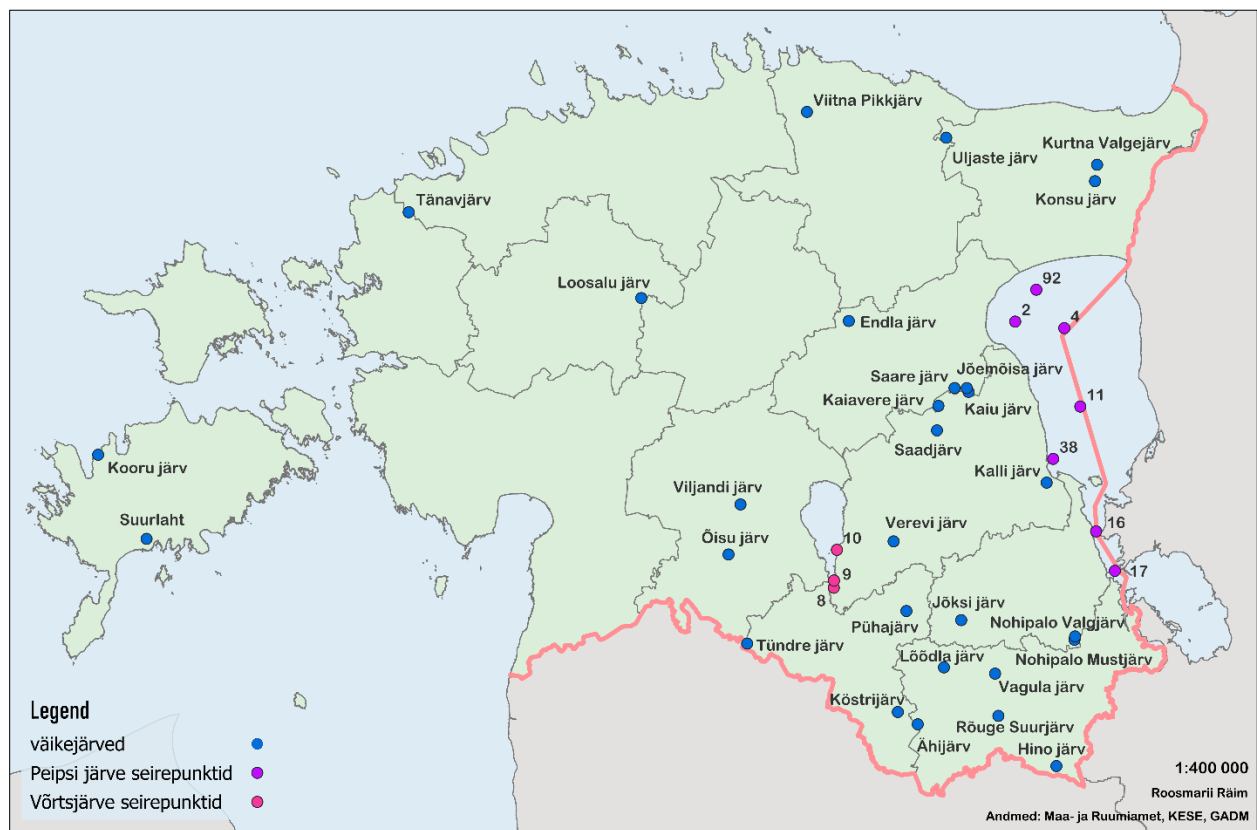
Kuna järved on väga erineva suuruse ja optiliste omadustega ning uuringutes kasutatakse erinevaid satelliite, sensoreid, meetodeid ja algoritme, siis varieerub suures ulatuses ka kaugseire abil Secchi sügavuse hindamise täpsus. Rubin *et al.* (2021) võrdlesid 13 empiirilist kirjandusest leitud algoritmi, mille determinatsioonikordaja (R^2) jäi vahemikku 0,6–0,98. 2024. aastal avaldatud ülevaateartiklis kajastatud ja erinevatel meetoditel põhinevad Secchi sügavuse algoritmid jäid R^2 väärtuselt vahemikku 0,52–0,99 (Batina & Krtalić, 2024). Eesti, Soome ja Rootsi suuremates järvedes ning rannikuvetes läbi viidud uuringus saavutati poolanalüütilise algoritmiga parimal juhul determinatsioonikordaja väärtus $R^2 = 0,91$, kuid see varieerus suurel määral sõltuvalt kasutatud meetodist (Alikas & Kratzer, 2017). Samas uuringus jäi valideerimistulemuste

ruutkeskmise viga vahemikku 0,77–1,98 m (Alikas & Kratzer, 2017). Soomets *et al.* (2020) jõudsid Võrtsjärve ning kolme Läti järve kohta tehtud uuringus Sentinel-2 MSI andmetega determinatsioonikordaja väärtuseni $R^2 = 0,97$ (ruutkeskmise viga 0,36 m) ning Sentinel-3 OLCI andmetega väärtuseni $R^2 = 0,69$ (ruutkeskmise viga 1,10 m). Kahes Itaalia väikejärves läbiviidud uuringus saavutati Landsati satelliidi andmeid ja erinevaid kanalite suhteid kasutades determinatsioonikordaja väärtus $R^2 = 0,82$ ning ruutkeskmise viga 0,54 m (Mancino *et al.*, 2009). 45 Eesti väikejärves läbi viidud uuringus kasutati masinõppel põhinevat lähenemist ning saavutati Sentinel-2 MSI andmete põhjal valideerimisfaasis determinatsioonikordaja $R^2 = 0,57$ ja ruutkeskmise viga 0,81 m (Toming *et al.*, 2024).

2. Metoodika

2.1. Andmed

Töös kasutati kaht peamist andmeallikat: Eesti keskkonnaseireandmed ning satelliidiandmed. *In situ* andmed pärinesid keskkonnaseire infosüsteemist KESE (KESE, i.a.). Kasutati väikejärvede seire, Peipsi järve seire ning Võrtsjärve seire programmide raames kogutud Secchi kettaga mõõdetud vee läbipaistvuse andmeid. Andmed olid ajavahemikust 1993–2024 ning sisaldasid erineva regulaarsusega seireinfot 135 Eesti järve kohta. Väikejärvedest vaadeldi töös neid järvi, millel oli *in situ* mõõtmisi tehtud vähemalt viiel erineval aastal (29 järve, joonis 1).



Joonis 1. Töös vaadeldud väikejärved ja Võrtsjärve ning Peipsi järve seirepunktid.

Peipsi ja Võrtsjärve puhul vaadeldi konkreetseid seirepunkte, kuna suure järve eri osades võib läbipaistvus märgatavalt erineda, näiteks suubuvate jõgede, saarte ja poolsaarte läheduse või veerežiimi tõttu. Lisaks on Peipsi järve alamosadel ka erinevad kvaliteediklassi piirväärtused. Peipsi järve ja Võrtsjärve puhul valiti seirepunktid, mille kohta olid olemas vähemalt 20 aasta *in situ* mõõtmiste andmed. Peipsi järves olid nendeks püsiseirepunktid 2, 4, 11, 16, 17 ja 38, erandina

võeti valimisse ka seirepunkt 92, mis määrati püsiseirepunktide hulka hiljem. Võrtsjärves olid nendeks seirepunktid 8 (Riiska), 9 (Pähksaar) ja 10 (Limnoloogiajaam, püsiseirepunkt).

Satelliidiandmetena kasutati Euroopa Kosmoseagentuuri Copernicuse programmi satelliitide Sentinel-2 MSI (Multispectral Imager) ja Sentinel-3 OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) andmeid. Väikejärvede kaugseire jaoks on Sentinel-2 andmed hästi sobivad, kuna neil on suur ruumiline lahutus, mis on vastavalt kanalile 10, 20 või 60 meetrit (Copernicus Data Space Ecosystem, i.a.). Sentinel-2 ajaline lahutus kahe satelliidi puhul (Sentinel-2A ja Sentinel-2B) on Eesti laiuskraadidel 2–3 päeva (Copernicus Data Space Ecosystem, i.a.), mis võimaldab koostada palju tihedamaid aegridasid, kui *in situ* andmete puhul võimalik. Sentinel-3 ruumiline lahutus on 300 meetrit ning ajaline lahutus kahe satelliidi puhul kuni 2 päeva (Euroopa Kosmoseagentuur, i.a.b). Satelliidiandmete kätte saamiseks kasutati riikliku satelliidiandmete keskuse ESTHub-i töötluskeskkonda (Maa- ja Ruumiamet, i.a.). Andmete edasiseks töötlemiseks ja analüüsiks kasutati RStudio programmeerimiskeskonda.

2.2. Andmete töötlemine

ESTHubi Calvaluse platvormi kaudu päriti vajalikud Sentinel-2 MSI ja Sentinel-3 OLCI andmed. Sentinel-2 andmed olid kättesaadavad alates kuupäevast 01.07.2015 ja Sentinel-3 andmed alates 26.04.2016. Mõlema satelliidi puhul päriti andmed iga aasta vegetatsiooniperioodi (aprill–oktoober) kohta kuni 2024. aastani. Väikejärvede ja Võrtsjärve puhul arvestati vegetatsiooniperioodiks vahemikku maist septembrini tulenevalt kehtivast määrusest (Keskkonnaministeerium, 2020). Väikejärvede puhul valiti sisendkoordinaadiks punkt võimalikult järve keskel, vältides kalda, saarte ja poolsaarte lähedust. Peipsi ja Võrtsjärve puhul kasutati ametlikke seirepunktide koordinaate. Iga punkti kohta päriti 3x3 suurusega makropiksel, vastavalt EUMETSATi juhendmaterjali soovitudele mittehomoogeensete tingimuste puhul (EUMETSAT, 2022).

Sentinel-3 satelliidi puhul kasutati sisendandmetena OLCI instrumendi täisresolutsiooniga esimese taseme andmeid. Andmetöötluseks kasutati Case-2 Regional Coast Colour (C2RCC) protsessorit, mis eemaldas atmosfääri mõju ja klassifitseerimisalgoritmi IDEPIX, mis tuvastas piksli tüübi. Pärast andmete pärimist filtreeriti RStudio's märgendite alusel välja sobivad andmed. Märgendite valimisel lähtuti EUMETSATi Sentinel-3 OLCI juhendmaterjalist (EUMETSAT,

2022) ja teadlaste poolt kasutatud märgenditest (Ansper-Toomsalu *et al.*, 2024). Sentinel-3 puhul kasutati ebasobivate andmete eemaldamiseks järgmisi märgendeid:

- „quality_flags.bright“ (heledad pikslid),
- „quality_flags.straylight_risk“ (hajuvvalguse riskiga pikslid),
- „quality_flags.invalid“ (vigased pikslid),
- „quality_flags.sun_glint_risk“ (päikese peegelduse risk veepinnalt),
- „quality_flags.cosmetic“ (väikeste visuaalsete vigadega pikslid),
- „quality_flags.dubious“ (kahtlase kvaliteediga pikslid),
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_CLOUD“ (pilvega pikslid),
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_CLOUD_AMBIGUOUS“ (võimaliku pilvega pikslid),
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_CLOUD_SURE“ (pilvega pikslid),
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_CLOUD_BUFFER“ (pilve ümbruse puhvris olevad pikslid),
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_INVALID“ (vigased pikslid)
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_SNOW_ICE“ (lume või jää pikslid),
- „c2rcc_flags.Rhow_OOS“ (veepeegeldus väljaspool mudeli treeningala),
- „c2rcc_flags.Rtosa_OOS“ (atmosfääri ülapiiri peegeldustegur väljaspool mudeli treeningala),
- „c2rcc_flags.Cloud_risk“ (võimaliku pilvega pikslid),
- „c2rcc_flags.Rhow_OOR“ (veepeegeldustegur väljaspool lubatud vahemikku),
- „c2rcc_flags.Rtosa_OOR“ (atmosfääri ülapiiri peegeldustegur väljaspool lubatud vahemikku),
- „quality_flags.saturated“ (ülevalgustatud pikslid),
- „quality_flags.fresh_inland_water“ (mageda veega siseveekogu pikslid).

Andmeid prooviti filtreerida ka vähemate märgendite alusel, lähtudes ainult EUMETSATi juhendmaterjalist, kuid sel juhul jäi tulemuste täpsusaste madalamaks. Sentinel-2 satelliidi puhul kasutati MSI instrumendi esimese taseme (L1C) andmeid. Ka nende puhul kasutati esmaseks andmetöötluks C2RCC-d ja IDEPIX-i. Sentinel-2 andmete filtreerimisel kasutati nii palju kui võimalik Sentinel-3 OLCI juhendmaterjali (EUMETSAT, 2022) soovitusi ning ülejäänud märgendite puhul lähtuti Ansper-Toomsalu *et al.* (2024) kasutatud märgenditest. Sentinel-2 andmete filtreerimiseks kasutati järgnevaid märgendeid:

- „pixel_classif_flags.IDEPIX_CLOUD“,
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_CLOUD_AMBIGUOUS“,
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_CLOUD_SURE“,
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_CLOUD_BUFFER“,
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_CLOUD_SHADOW“ (pilve varjuga pikslid),
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_CIRRUS_AMBIGUOUS“ (võimaliku kiudpilvega pikslid),
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_POTENTIAL_SHADOW“ (võimaliku pilve varjuga pikslid),
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_INVALID“,
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_SNOW_ICE“,
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_BRIGHT“ (heledad pikslid),
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_LAND“ (maismaa pikslid),
- „c2rcc_flags.Rhow_OOS“,
- „c2rcc_flags.Rtosa_OOS“,
- „c2rcc_flags.Cloud_risk“,
- „c2rcc_flags.Rhow_OOR“,
- „c2rcc_flags.Rtosa_OOR“,
- „pixel_classif_flags.IDEPIX_WATER“ (veepikslid).

Pärast andmete puhastamist rakendati Secchi ketta sügavuse arvutamise valemit, et leida läbipaistvuse väärtus ehk Secchi sügavus. Satelliidiandmete põhjal vee läbipaistvuse leidmiseks kasutati teadlaste poolt välja töötatud algoritmi (Alikas & Kratzer, 2017), mis põhines Tyleri (1968) veealuse nähtavuse teorial. Teooria kohaselt nõrgeneb valgus vees eksponentsiaalselt sügavuse kasvades, mistõttu väheneb Secchi ketta ja taustvee vaheline kontrastsus ning nähtavus kaob, kui kontrastsus langeb alla tajuläve (Tyler, 1968).

Töös kasutati järgnevat algoritmi:

$$Z_{SD} = \frac{\ln(\frac{C_0}{C_{min}})}{K_d(PAR) + c(PAR)} \quad (\text{Alikas \& Kratzer, 2017}) \quad (1)$$

Z_{SD} tähistab Secchi ketta sügavust. Valemi lugeja kirjeldab, kui suurt kontrastsuse langust on vaja, et Secchi ketta silmale nähtamatuks muutuks. C_0 tähistab algset kontrastsust ja see arvutati

Sentinel-3 puhul 510 nm kanali ning Sentinel-2 puhul 560 nm kanali põhjal, võttes Secchi ketta teoreetiliseks peegeldusteguriks 0,82:

$$C_0 = \frac{0,82 - R_{510}}{R_{510}} \quad (2)$$

$C_{\min}$ on inimsilma minimaalne tajutav kontrastsus, millena kasutati konstanti 0,0066.

Nimetaja kirjeldab, kui kiiresti kontrastsus sügavusega väheneb. $K_d(\text{PAR})$ on valguse difuusne nõrgenemiskoeffitsient fotosünteesiliselt aktiivse kiirguse spektriulatuses ja $c(\text{PAR})$ on valguse nõrgenemiskoeffitsient samas spektriulatuses. Kasutades Alikas & Kratzer (2017) töös välja töötatud meetodikat, hinnati $K_d(\lambda)$ ja $c(\lambda)$ kõigepealt 490 nm lainelas ning siis mindi üle PAR spektri piirkonnale. Töös kasutatud valemis tuletati $K_d(490)$ satelliidi spektraalsete suhete põhjal ja $c(490)$ vee optiliste omaduste põhjal. Kuna vee hägusus varieerub järvedes oluliselt, hinnati $K_d(490)$ erinevate empiiriliste mudelite abil, kus spektraalsete suhete põhjal määras kaalutegur W , millist mudelit või mudelite kombinatsiooni kasutada vastavalt vee läbipaistvusele.

Sentinel-2 ja Sentinel-3 andmete puhul kasutati sama meetodikat, mis oli kalibreeritud vastavalt satelliidile ja selle kanalitele. Lisaks arvestati $c(490)$ parameetri tuletamise puhul selle sisendproduktide (neeldumis- ja hajumisparameetrid) süstemaatilist ala- ja ülehindamist Sentinel-2 ja Sentinel-3 andmetel (Ansper-Toomsalu *et al.*, 2024). Pärast valemi rakendamist viidi läbi andmete keskmistamine, et eemaldada ebaharilikult suured või väiksed väärtused 3x3 makropiksli sees. Selleks arvutati igale alale konkreetse kuupäeva ja kellaaja pikslite Secchi väärtusest (kuni 9 pikslit) mediaan ja standardhälve. Seejärel kasutati Sentinel-3 OLCI juhendmaterjalist pärinevat valemit äärmuslike väärtustega pikslite eemaldamiseks:

$$[\text{piksli väärtus}] < m - 1,5\sigma \text{ või } [\text{piksli väärtus}] > m + 1,5\sigma, \quad (3)$$

kus m on mediaan ja σ standardhälve (EUMETSAT, 2022). Erinevalt juhendist kasutati töös antud valemi puhul keskväärtuse asemel mediaani, kuna ebaharilikult suured väärtused mõjutavad keskväärtust oluliselt. Pärast keskmistamist jäeti andmestikust lisaks välja need makropikslid, millel oli üheksast võimalikust pikslist ainult üks alles jäänud. Puhastatud andmetega arvutati uuesti mediaan ja standardhälve. Kuna ka keskmistatud andmetes, eriti väikejärvede ja Võrtsjärve 8. ning 9. seirepunkti puhul, oli endiselt ebarealistlikke Secchi väärtuseid, siis rakendati andmestikule täiendavad piirangufiltrid. Väikejärvede puhul jäeti välja makropikslid, mille Secchi väärtus oli suurem kui 10 meetrit. Erandina võeti S4 tüüpi ehk tumedaveeliste väikejärvede puhul

piiranguks 3 meetrit. Peipsi ja Võrtsjärve andmestikust jäeti välja makropikslid, mille Secchi mediaanväärtus oli suurem kui 5 meetrit. Puhastatud ja keskmistatud andmed olid sisendiks edasisele andmeanalüüsile.

KESE seireandmete puhul jäeti andmestikust välja proovid, mis olid võetud põhjalähedasest kihist ja proovid, mille Secchi sügavuse täpsus oli määratletud erimärgiga (< või >).

Satelliidiandmete täpsuse hindamiseks ühendati *in situ* andmed kuupäeva alusel satelliidiandmetega. Need *in situ* mõõtmised, mille kuupäev kattus satelliidi ülelennuga võeti kontrollväärtusteks, mille alusel võrreldi mõõdetud Secchi sügavuse ja satelliidiandmete põhjal arvutatud Secchi sügavuse väärtuseid. Algoritmi täpsuse hindamiseks arvutati andmestiku põhjal ka p-väärtus, determinatsioonikordaja, ruutkeskmise viga ja hälve. Tulemuste statistilist olulisust hinnati p-väärtuse abil ning seos loeti statistiliselt oluliseks, kui $p < 0,05$. Determinatsioonikordajat kasutati, et hinnata, kui hästi algoritm kirjeldab seost *in situ* ja satelliidiandmete vahel. Ruutkeskmise viga näitas satelliitandmete ja *in situ* mõõtmiste erinevuste keskmist suurust ja see arvutati valemiga:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - x_i)^2}, \quad (4)$$

kus y_i tähistas satelliitandmetest saadud väärtust, x_i *in situ* mõõtmist ning n mõõtmiste arvu. Hälbe abil hinnati, kas satelliidiandmetes esineb süstemaatilist ala- või ülehindamist. Hälve arvutati valemiga:

$$Hälve = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - x_i) \quad (5)$$

Läbipaistvuse aastakeskmiste väärtuste leidmiseks arvutati esmalt vegetatsiooniperioodi kuukeskmised väärtused, liites kõik konkreetse kuu mõõtmised ja jagades tulemuse mõõtmiste arvuga kuus. Seejärel liideti kuukeskmised väärtused ja jagati saadud tulemus kuude arvuga, et saada läbipaistvuse aastakeskmise väärtus. Kuu- ja aastakeskmised väärtused arvutati eraldi *in situ* ja satelliidiandmete kohta.

Pikaajaliste muutuste tuvastamiseks arvutati iga järve kohta kogu *in situ* aastakeskmiste andmestiku põhjal regressioonisirge, kus sõltuvaks muutujaks oli aastakeskmise läbipaistvus ning sõltumatuks muutujaks aasta. Regressioonisirge esitati kujul $y = b + ax$, kus y tähistas

aastakeskmist läbipaistvust, b vabaliiget ehk läbipaistvuse trendi väärtust vaatlusperioodi esimesel aastal ning a regressioonisirge tõusu ehk läbipaistvuse keskmist muutust ühe aasta jooksul.

Järvede seisundi hindamiseks leiti veemajanduskava perioodi keskmine läbipaistvuse väärtus, liites kokku perioodi aastakeskmised läbipaistvuse väärtused järves või seirepunktis ning jagades tulemuse aastate arvuga. Perioodikeskmised arvutati eraldi *in situ* ja satelliidiandmete põhjal. Seejärel määrati seisundiklassi piiridest lähtuvalt, mis seisundisse järv kuulub perioodikeskmise läbipaistvuse alusel. Perioodi vahemikud tulenesid ametlikest veemajanduskava perioodidest, mistõttu käimasolev periood (2022-2027) sisaldas vähem andmeid. Varasemad perioodid määrati põhimõttel, et kogu andmete ulatus oleks kaetud ning perioodid oleksid võimalikult sarnase pikkusega.

3. Tulemused

3.1. Sentinel-3 OLCI

Sentinel-3 OLCI satelliidiandmed päriti kolme Võrtsjärve ja seitsme Peipsi järve seirepunkti kohta (tabel 1). Päritud satelliidiandmetes (vahemik 2016–2025) oli enne andmete märgendite alusel filtreerimist 302 157 rida. Pärast ebasobivate pikslite eemaldamist jäi alles 34 077 rida (11,28%). Keskmistamise käigus eemaldati lisaks 4826 ebanormaalselt suure või väikese Secchi sügavuse väärtusega rida ehk analüüsitavasse andmestikku jäi lõpuks 29 251 rida. Kõige rohkem andmeid jäi alles Peipsi järve 4. seirepunkti kohta (14,4%) ja kõige vähem Võrtsjärve 8. seirepunkti kohta (1,3%). Aastatel 2016–2018 jäi toorandmete koguarv seirepunkti kohta aastas vahemikku 15 000–17 000, kuid alates 2019. aastast see kahekordistus jäädes aastatel 2019–2025 vahemikku 34 000–38 000. Andmete kahekordistumise põhjuseks oli Sentinel-3B satelliidi lisandumine orbiidile. Võrreldes *in situ* andmetega oli satelliidiandmetes kõigi seirepunktide kohta rohkem vaatluspäevi.

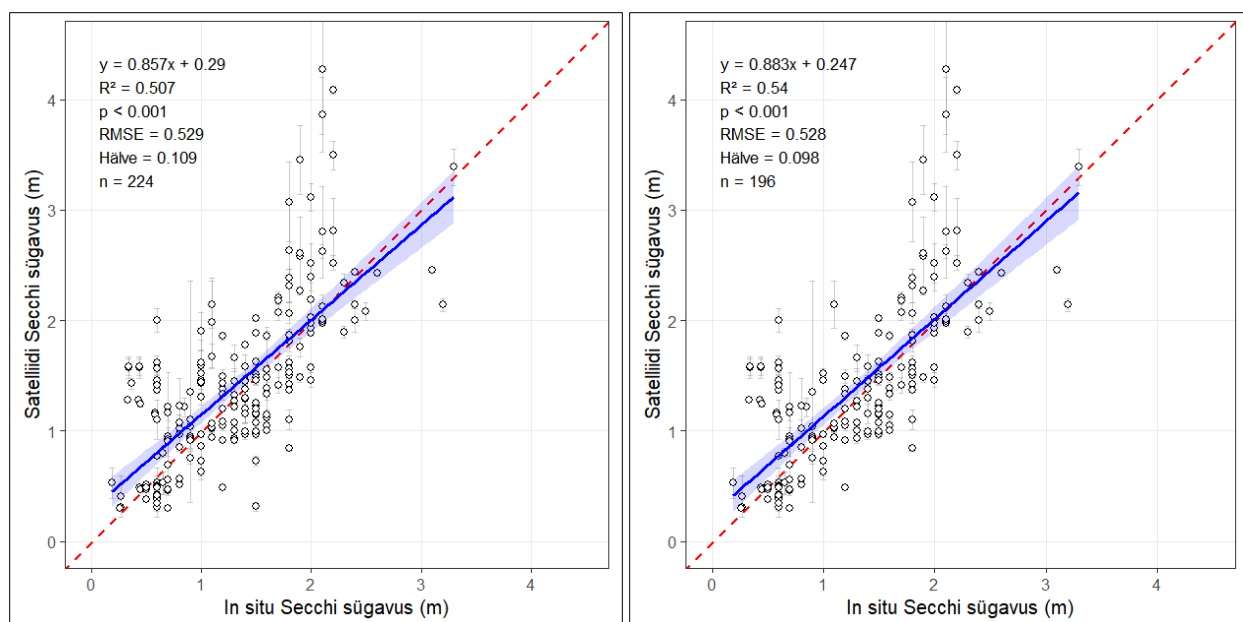
Tabel 1. Sentinel-3 OLCI andmepikslite filtreerimise ja keskmistamise tulemused seirepunktide alusel.

Seirepunkt	Algne andmepikslite arv	Andmepikslite arv pärast filtreerimist	Lõplik andmepikslite arv	Allesjäänud andmete %
Peipsi 2	30 438	4449	3815	12,5
Peipsi 4	31 167	5275	4500	14,4
Peipsi 11	30 465	4830	4094	13,4
Peipsi 16	29 961	2844	2464	8,2
Peipsi 17	29 979	3501	3019	10,1
Peipsi 38	30 465	3749	3195	10,5
Peipsi 92	30 474	4645	3970	13,0
Võrtsjärv 8	29 736	416	383	1,3
Võrtsjärv 9	29 736	2207	1918	6,5
Võrtsjärv 10	29 736	2161	1893	6,4

Väikejärvede puhul päriti satelliidiandmed kokku 29 järve kohta vahemikus 2016–2025. Enne märgendite alusel filtreerimist oli andmestikus 883 053 rida. Pärast vigaste ning ebasobivate andmete eemaldamist jäi alles 27 696 rida ning pärast keskmistamist jäi lõplikusse andmestikku 24 261 rida. Verevi järve, Nohipalo Valgjärve ja Kõstrijärve kohta ei jäänud pärast andmete märgendite alusel puhastamist ühtegi andmepikslit alles. Keskmiselt jäi pärast keskmistamist ühe järve kohta alles 2,76% toorandmetest. See protsent oli suurim Vagula järve ja Saadjärve puhul, kus jäi alles ligikaudu 11% algandmetest. Väikejärvede puhul tuli selgelt välja satelliitandmete kasutamise eelis, kui 22 järvel 29-st oli satelliitandmete vaatluspäevi rohkem kui sama perioodi *in situ* vaatluspäevi (lisa 1). Näiteks Saadjärve puhul pakkusid satelliitandmed 382 vaatluspäeva rohkem kui *in situ* andmed. See võimaldab järvesid palju põhjalikumalt seirata ja nende seisundit paremini analüüsida.

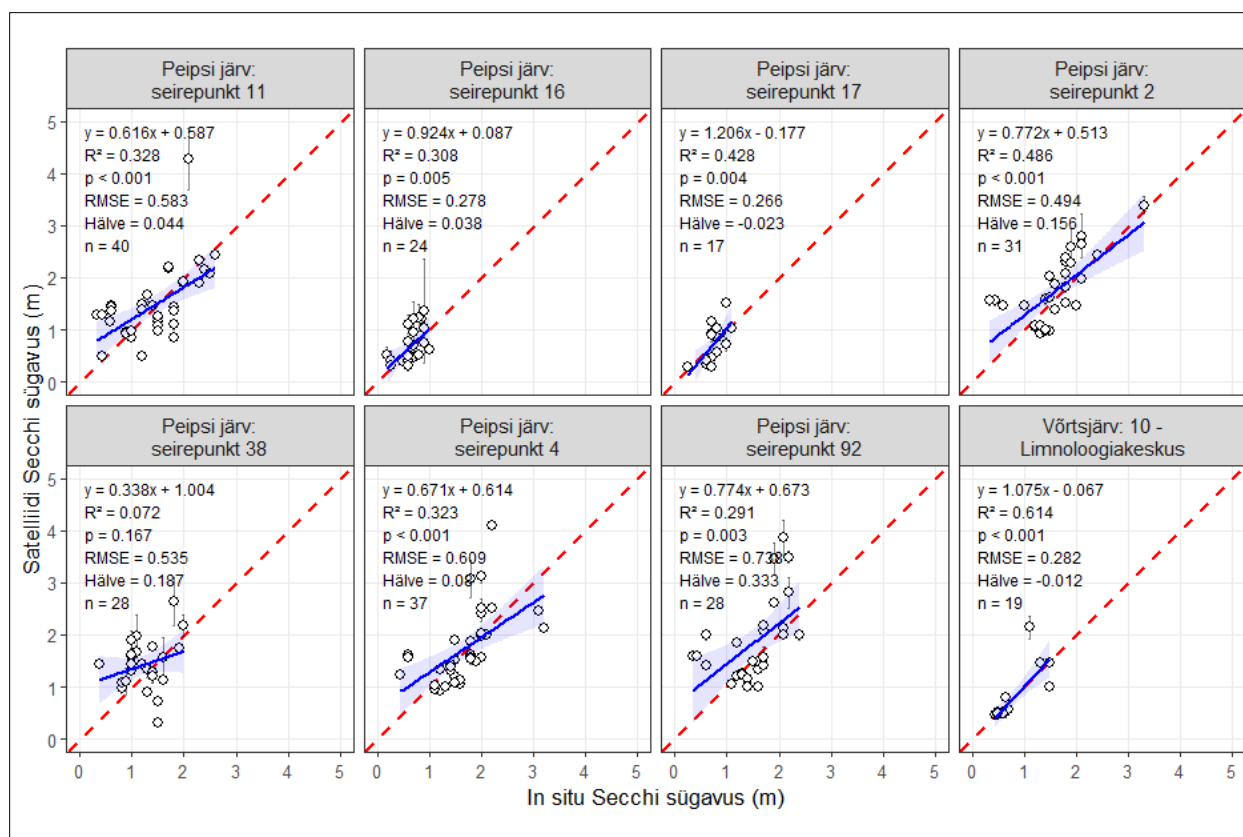
3.1.1. Eesti järvede vee läbipaistvuse hindamine Sentinel-3 OLCI abil

Töös kasutatud algoritmi valideerimiseks ja selle täpsuse hindamiseks koostati valideerimisgraafikud nii seirepunktide kaupa eraldi kui ka kõigi andmete põhjal kokku. Kõigi Peipsi ja Võrtsjärve seirepunktide peale oli andmestikus 253 mõõtmist, mille puhul kattusid *in situ* mõõtmise kuupäev ja satelliidi ülelennu kuupäev. Selleks, et välistada ainult ühe pikslil põhjal arvutatud tulemused, võeti valimisse kõik mõõtmised, mille puhul satelliidiandmete 3x3 makropikslis oli vähemalt 2 pikslit üheksast. Seega jäi andmestikku 224 mõõtmist. Valideerimisgraafiku determinatsioonikordaja (R^2) oli 0,51 (joonis 2). Seos *in situ* ja satelliidiandmete vahel osutus statistiliselt oluliseks, kuna p-väärtus oli madalam kui 0,001. Algoritmi ruutkeskmine viga (RMSE) oli 0,53 m, mis näitas, et satelliidipõhised Secchi sügavuse hinnangud erinesid *in situ* mõõtmistest keskmiselt ligi 0,53 m. Arvestades, et Peipsi järve ja Võrtsjärve vee läbipaistvuse väärtused jäävad üldiselt vahemikku 0,2–3 m, oli viga suur. Samas mõjutavad RMSE tulemust oluliselt üksikud kõrvalekalduvad väärtused ning üldiselt koondusid punktid siiski 1:1 joone ümber. Süstemaatiline viga (hälve) oli 0,11 m, mis näitas, et algoritm ülehindas Secchi sügavuse väärtust keskmiselt 0,11 m võrra, mis omakorda näitas, et satelliit pole süstemaatiliselt tugevalt kallutatud. Kui valideerimisandmestikust eemaldati Peipsi järve 38. seirepunkti andmed, mis ei näidanud statistiliselt olulist seost ($p = 0,167$), siis tõusis R^2 0,54-ni ja süstemaatiline viga vähenes umbes 0,01 m võrra 0,11 meetrilt 0,10 meetrini (joonis 2). Ruutkeskmine viga oluliselt ei muutunud.



Joonis 2. Sentinel-3 OLCI valideerimisgraafik üle kõigi Peipsi ja Võrtsjärve seirepunktide (vasakul) ja üle statistiliselt olulist seost näidanud punktide (paremal). Vearivad näitavad makropiksli standardhälvet.

Seirepunkte eraldi vaadeldes olid determinatsioonikordaja alusel kõige täpsemad tulemused Võrtsjärve 10. punktis ($R^2 = 0,61$) (joonis 3). Üle 0,40 oli determinatsioonikordaja ka Peipsi järve 2. ja 17. punktis. Samas varieerusid Secchi väärtused mitme punkti puhul väikeses vahemikus, mis vähendas determinatsioonikordaja tundlikkust ja võis viia väiksemate R^2 väärtusteni. Ruutkeskmise viga oli ka üksikute punktide puhul suur, olles parimal juhul 0,27 m (punkt 17). Sarnase RMSE väärtusega olid ka Peipsi järve seirepunkt 16 ja Võrtsjärve Limnoloogiajaama seirepunkt. Ülejäänud punktides oli RMSE väärtus suurem ja tulemused rohkem hajutatud. Kõige väiksem süstemaatiline viga oli Võrtsjärve 10. (-0,01 m) ja Peipsi 17. punktis (-0,02 m). Süstemaatiline viga varieerus Peipsi järve punktide vahel suures ulatuses (0,02–0,33 m). Mitmes seirepunktis jäi regressioonisirge tõus alla ühe, mis viitab sellele, et suuremate Secchi ketta sügavuste korral alahindas algoritm Secchi sügavuse väärtusi ning väiksemate korral võis neid üle hinnata. Võrtsjärve 10. ja Peipsi järve 16. punkti puhul oli trendijoon aga väga lähedal 1:1 joonele (joonis 3).

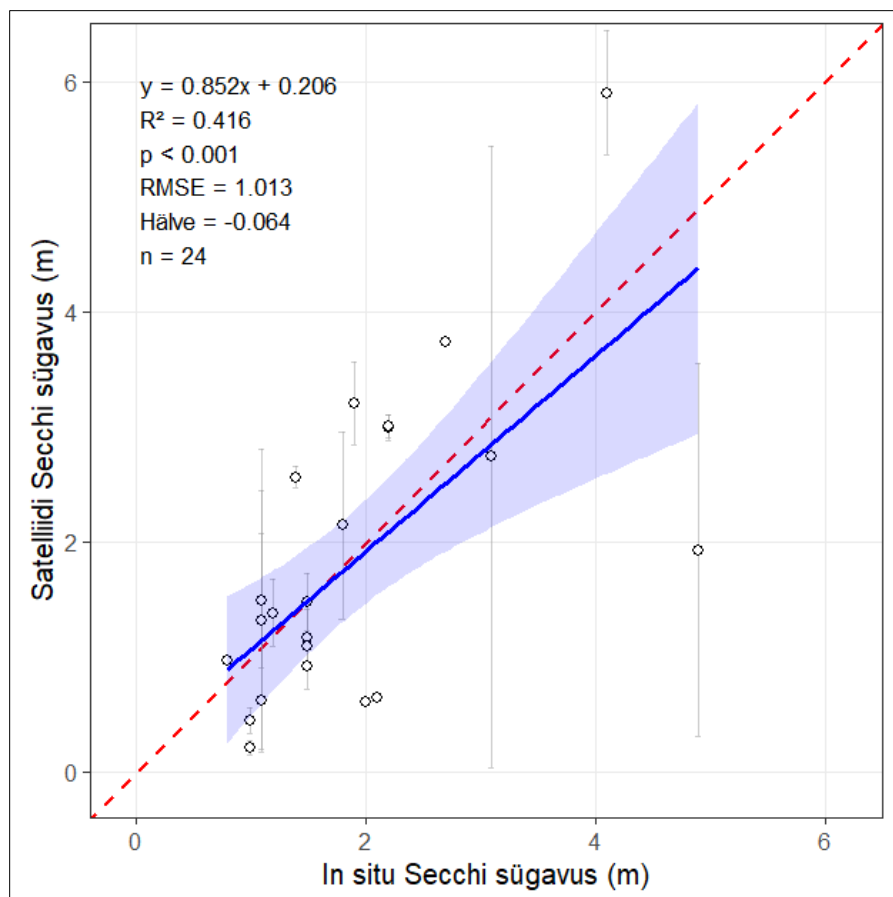


Joonis 3. Sentinel-3 OLCI Peipsi ja Võrtsjärve seirepunktide valideerimisgraafikud. Vearibad näitavad makropiksli standardhälvet.

Seirepunktis 38 esines kõige suurem hajuvus, mistõttu osutusid selle tulemused statistiliselt ebaoluliseks. Võrtsjärve 8. ja 9. seirepunkt jäid sellest analüüsi osast välja, kuna neil puudusid ühise kuupäevaga *in situ* mõõtmised ja satelliidiandmed. Valimi suurus varieerus seirepunktide vahel 17-st 40-ni.

Algoritm valideeriti eraldi ka väikejärvede andmestiku põhjal, et selgitada välja, kui hästi see toimib väga väikeste ja veetüübilt erinevate veekogude puhul. Kuna väikejärvede puhul oli seireandmeid vähem kui igakuiselt seiratavate Peipsi ja Võrtsjärve seirepunktide puhul, siis kattusid *in situ* mõõtmised ja satelliidi ülelennud vaid 30 juhul. Eemaldades need tulemused, mis olid leitud ainult ühe piksli põhjal, jäi valimisse 24 mõõtmist 12 järve kohta. Enim andmeid oli Suurlahe (5) ja Tānavjärve (5) kohta. Lisaks olid valimis ka Ähijärv, Endla järv, Hino järv, Jõemõisa järv, Kaiavere järv, Kaiu järv, Pühajärv, Saadjärv, Uljaste järv ja Vagula järv. Valideerimisgraafiku determinatsioonikordaja (R^2) oli 0,42, mida mõjutasid tugevalt kaks kõrvalekalduvat väärtust (joonis 4). Statistiline seos *in situ* ja satelliidiandmete vahel oli ka

väikejärvede andmestiku puhul tugevalt olemas. Ruutkeskmise viga oli 1,01 m, mis näitab andmete suurt hajuvust ja ruumilist varieeruvust. Samas hälve oli kõigest -0,06 m, mis näitas, et algoritm ei olnud süstemaatiliselt tugevalt kallutatud. Mitmel punktil oli makropiksli sees suur standardhälve, mis näitas, et ka ruumiline muutlikkus oli suur. Väike valideerimisandmete hulk mõjutas tulemuste täpsust ja usaldusväärsust.



Joonis 4. Sentinel-3 OLCI valideerimisgraafik üle kõigi väikejärvede punktide. Vearibad näitavad makropiksli standardhälvet.

3.2. Sentinel-2 MSI

Võrtsjärve ja Peipsi järve kohta oli Sentinel-2 MSI toorandmetes kokku 117 180 rida (periood 2015–2024). Pärast märgendite alusel ebasobivate pikslite välja filtreerimist jäi alles 19 314 rida ning pärast nende andmete keskmistamist jäi lõplikusse andmestikku 16 627 rida. Keskmiselt jäi seirepunkti kohta alles 13,8% andmetest. Kõige rohkem jäi andmeid alles Peipsi järve 11. seirepunkti kohta (17,4%) ning kõige vähem Võrtsjärve 8. seirepunkti kohta (10,3%) (tabel 2). Võrreldes Sentinel-3 OLCI andmetega oli Sentinel-2 MSI andmeid vähem, kuid neid jäi rohkem

alles pärast andmete puhastamist, eriti Võrtsjärve seirepunktide puhul. Ka Sentinel-2 puhul oli satelliidiandmete vaatluspäevi kõigi seirepunktide kohta rohkem kui *in situ* andmestikus.

Tabel 2. Sentinel-2 andmepikslite filtreerimise ja keskmistamise tulemused seirepunktide alusel.

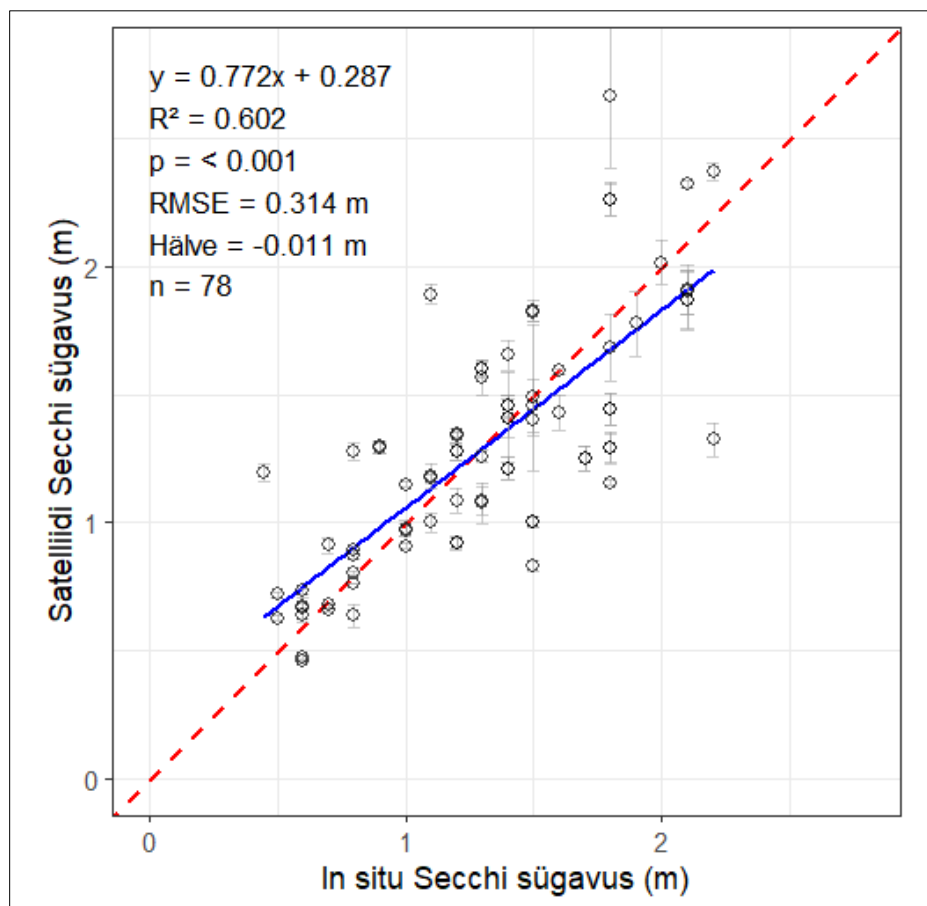
Seirepunkt	Algne andmepikslite arv	Andmepikslite arv pärast filtreerimist	Lõplik andmepikslite arv	Allesjäänud andmete %
Peipsi 2	19809	3348	2895	14,6
Peipsi 4	9954	1873	1615	16,2
Peipsi 11	19629	3956	3424	17,4
Peipsi 16	9675	1516	1314	13,6
Peipsi 17	9675	1488	1277	13,2
Peipsi 38	9675	1501	1293	13,4
Peipsi 92	9954	1735	1500	15,1
Võrtsjärv 8	9603	1215	992	10,3
Võrtsjärv 9	9603	1162	1008	10,5
Võrtsjärv 10	9603	1520	1309	13,6

Väikejärvede Sentinel-2 MSI andmed pärinesid perioodist 2015–2024. Väikejärvede algses satelliitandmestikus oli kokku 156 330 rida. Pärast andmete esialgset puhastamist jäi alles 16 678 rida. Kui eemaldati ka ebaharilikult suure või väikese väärtusega pikslid jäi lõplikusse andmestikku alles 14 236 rida ehk 9,1% toorandmetest, mida oli Sentinel-3 OLCI andmetega võrreldes ligi 10 000 võrra vähem. Protsentuaalselt jäi enim andmeid alles Öisu järve kohta (15,2%) ning arvuliselt Tänavjärve kohta (1271 pikslit, 12,7%). Ühtegi andmepikslit ei jäänud alles Kõstrijärve, Kurtna Valgejärve, Nohipalo Valgjärve ja Verevi järve kohta (lisa 2). Võrreldes Sentinel-3 andmetega oli Sentinel-2 andmeid oluliselt rohkem Rõuge Suurjärve ja Viitna Pikkjärve kohta. Ka Sentinel-2 andmete puhul oli kahekümne viiel järvel satelliidiandmete vaatluspäevi rohkem kui *in situ* vaatluspäevi. Kõigest neljal järvel ei jäänud satelliidiandmeid üldse alles.

3.2.1. Eesti järvede vee läbipaistvuse hindamine Sentinel-2 MSI abil

Sentinel-2 satelliidiandmetel põhinevate tulemuste valideerimiseks kasutati samasugust meetodikat nagu Sentinel-3 puhul. Valimisse võeti kõik mõõtmised, millel oli makropiksli sees

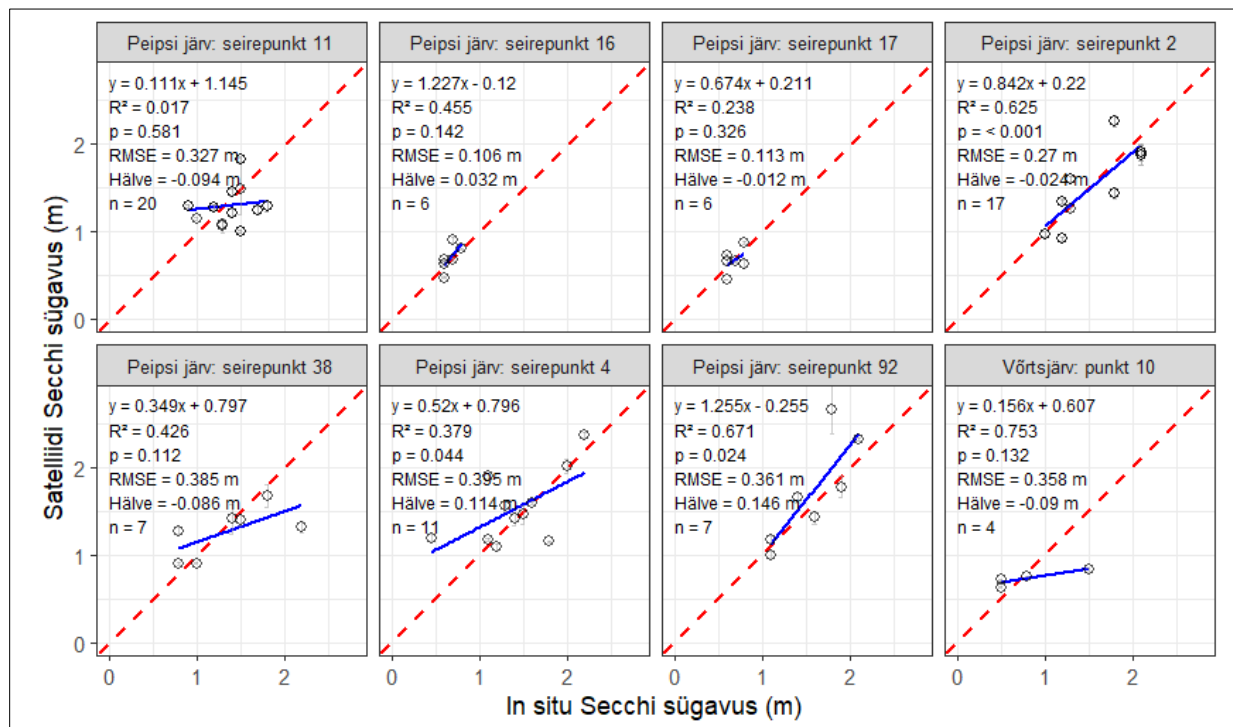
alles vähemalt kaks pikslit ja mille mõõtmise kuupäev kattus *in situ* mõõtmise kuupäevaga. Võrtsjärve ja Peipsi andmestikus oli selliseid mõõtmisi 78. Ka Sentinel-2 andmete puhul jäid välja Võrtsjärve 8. ja 9. seirepunkt, kuna neil puudusid kattuvad mõõtmisandmed. Algoritmi determinatsioonikordaja oli 0,60, ruutkeskmise viga 0,31 m ja hälve -0,01 m (joonis 5). Valimi suurus oli küll väiksem, kuid R^2 suurenes 0,51-lt 0,60-ni, RMSE vähenes 0,22 m võrra ja hälve vähenes 0,1 m võrra, võrreldes Sentinel-3 valideerimisgraafikuga üle kõigi punktide.



Joonis 5. Sentinel-2 MSI valideerimisgraafik üle kõigi Peipsi järve ja Võrtsjärve seirepunktide. Vearibad näitavad makropiksli standardhälvet.

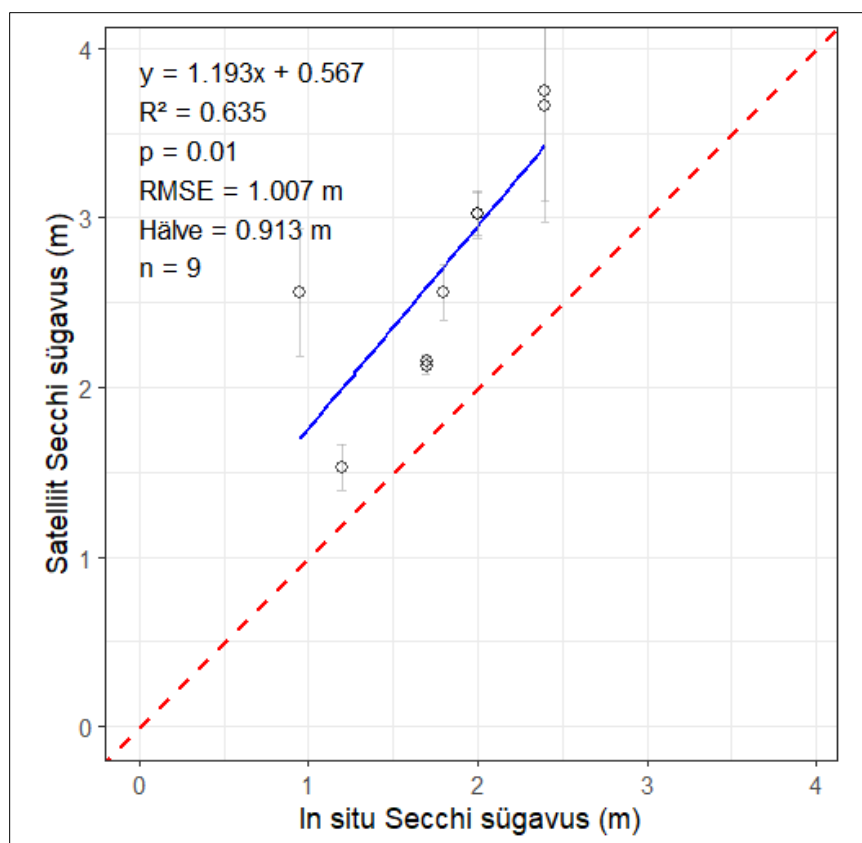
Kuna valideerimisandmeid oli vähe ja need ei olnud ruumiliselt väga varieeruvad, siis viiel seirepunktil kaheksast ei tulnud *in situ* ja satelliidiandmete vahel välja statistiliselt olulist seost. Graafikutelt (joonis 6) on siiski näha, et punktid on koondunud 1:1 joone ümbrusesse ja esinevad vaid üksikud suuremad kõrvalekalded. R^2 oli kõige kõrgem Võrtsjärve 10. seirepunkti puhul ning üle 0,6 oli see ka Peipsi järve 92. ja 2. seirepunktis. Ruutkeskmise viga varieerus 0,11–0,40 meetri vahel ja hälve 0,01–0,11 meetri vahel. Võrreldes Sentinel-3 andmetega paranes R^2 kuuel punktil,

RMSE kaheksal punktil ja hälve seitsmel punktil. Peipsi punktidel 2, 16, 38 ja 92 paranesid kõik kolm statistilist näitajat.



Joonis 6. Sentinel-2 MSI Peipsi ja Võrtsjärve seirepunktide valideerimisgraafikud. Vearibad näitavad makropiksli standardhälvet.

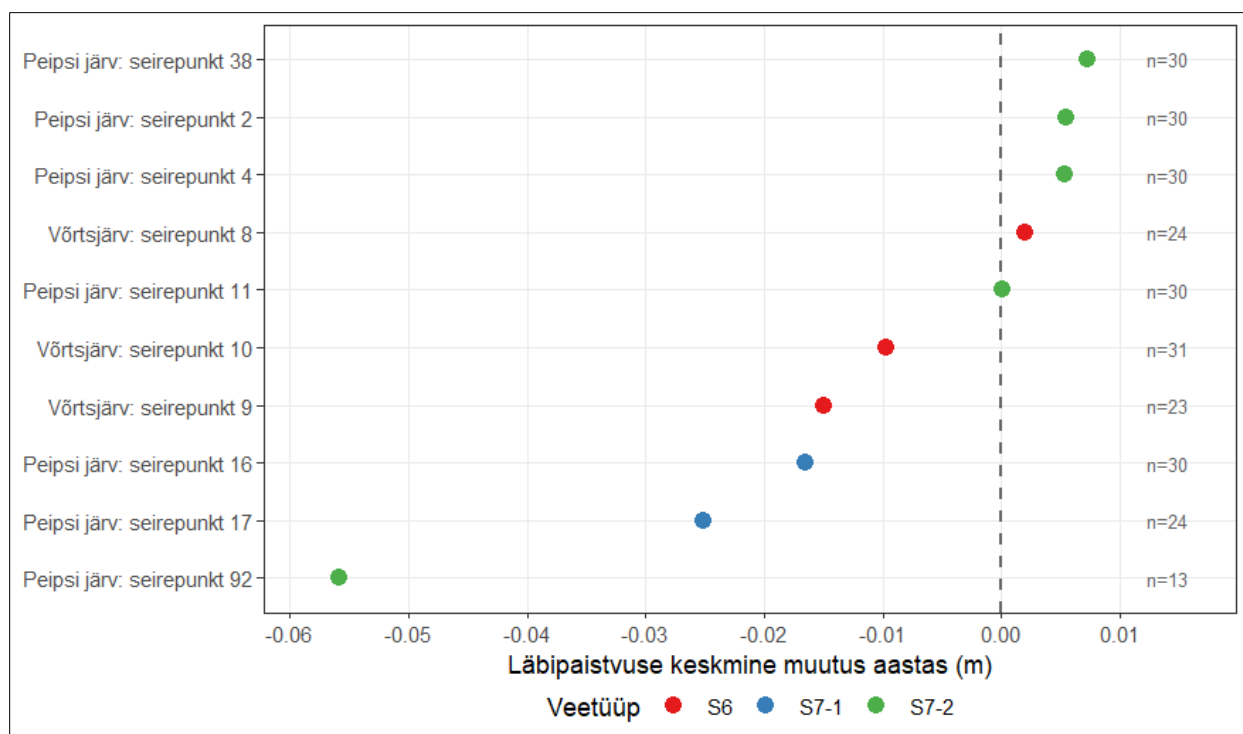
Väikejärvede andmestikus oli kõigest 9 sobivat mõõtmist, mille kuupäev kattus *in situ* mõõtmisega. Kaasatud järved olid Ähijärv (4 mõõtmist), Rõuge Suurjärv (2), Tänavjärv, Pühajärv ja Kaiavere järv. Väga väike valim mõjutas tulemuste usaldusväärsust. Väikejärvede andmestiku determinatsioonikordaja oli 0,64 (joonis 7). Ruutkeskmise viga oli 1,01 meetrit ja süstemaatiline viga 0,91 meetrit. Valideerimisgraafikult on näha, et algoritm ülehindas kõigi valimis olevate järvede läbipaistvust. Punktid, kus toimus kõige suurem ülehindamine, olid ka kõige suuremate makropiksli standardhälvetega.



Joonis 7. Sentinel-2 MSI valideerimisgraafik üle kõigi väikejärvede punktide. Vearibad näitavad makropiksli standardhälvet.

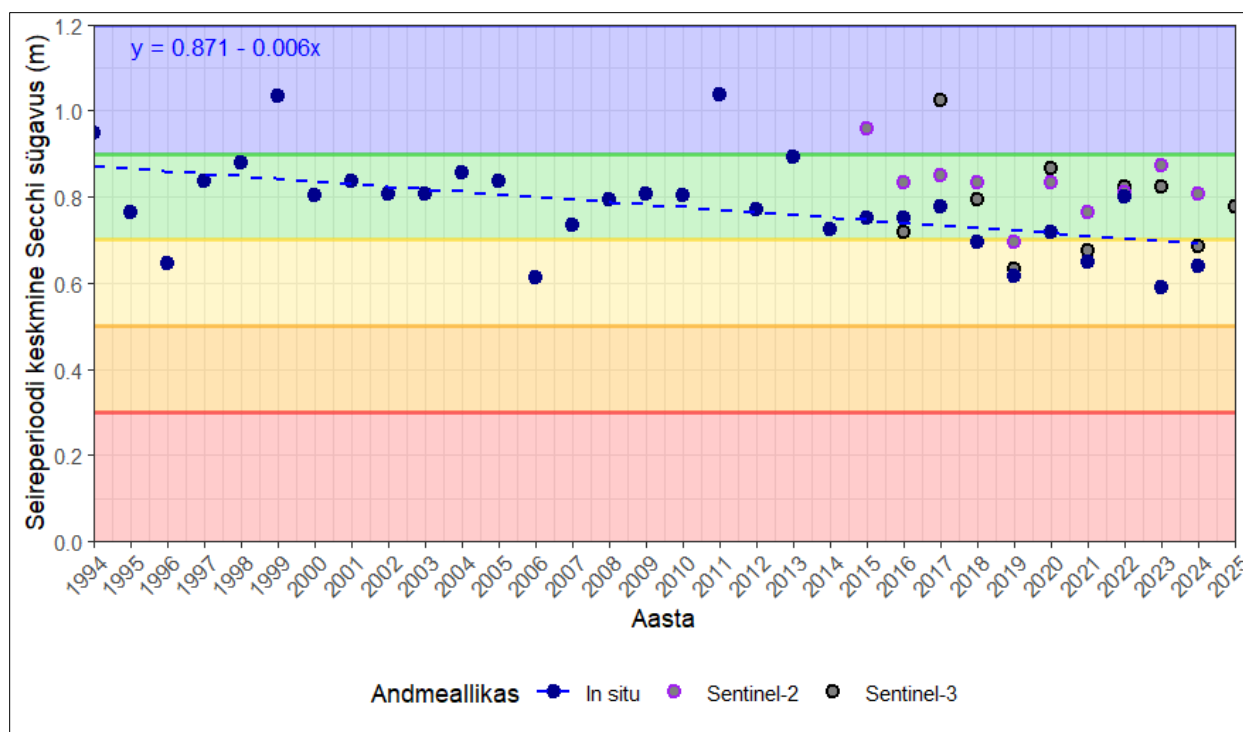
3.3. Muutused Eesti järvede vee läbipaistvuses 30 aasta jooksul

Järvedes toimunud pikaajaliste muutuste hindamiseks tugineti Keskkonnaseire infosüsteemist pärinevatele pikaajalistele mõõtmisandmetele. Võrtsjärve puhul olid kättesaadavad andmed vahemikus 1994–2024. Peipsi järve *in situ* andmestik olid andmed vahemikus 1993–2024, kuid 1994. ja 1995. aasta andmed puudusid. Seirepunkti 92 andmed algasid 2012. aastast. Vaadates eraldi Peipsi ja Võrtsjärve seirepunktide pikaajalisi trende, tuli välja, et kõige suurem läbipaistvuse muutus oli toimunud Peipsi järve 92. seirepunktis (joonis 8), millel oli lühem *in situ* andmete periood kui teistel punktidel. Suur negatiivne trend oli ka Lämmijärves (seirepunktid 16 ja 17), kus aastane läbipaistvuse vähenemine oli vastavalt 0,016 m ja 0,025 m. Peipsi Suurjärve (veetüüp S7-2) seirepunktide puhul oli seirepunktides valdavalt väike positiivne läbipaistvuse trend, välja arvatud eelnevalt mainitud 92. seirepunktis. Samas Võrtsjärve (S6) punktid olid pigem mõõduka negatiivse trendiga.



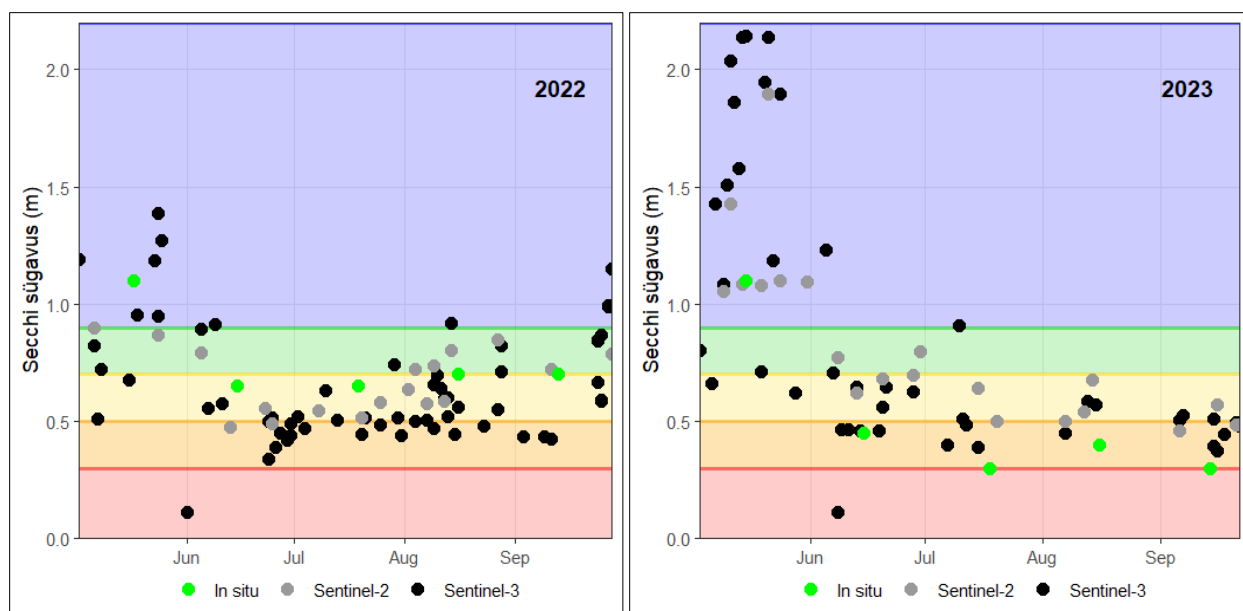
Joonis 8. Peipsi ja Võrtsjärve seirepunktide läbipaistvuse keskmine muutus aastas *in situ* andmete alusel.

Vaadates Võrtsjärve 30 aasta vegetatsiooniperioodi (mai–september) aastakeskmiste muutusi üle seirepunktide 8, 9 ja 10 oli nähtav langustrend (joonis 9). Keskmiselt vähenes järve aastakeskmise läbipaistvus 0,006 m võrra aastas, mis tähendab umbes 0,18 m suurust vähenemist 30 aasta jooksul. Erinevate aastate vahel oli näha suurt varieeruvust. Kui kehvematel aastatel oli Secchi sügavuse aastakeskmise väärtus 0,6 m juures, siis näiteks 2011. aastal oli see üle 1 meetri. Satelliidiandmed toetasid viimase kümnendi langustrendi, kuid ülehindasid peaaegu kõigil aastatel läbipaistvuse väärtuseid. Ka valideerimisgraafikud näitasid, et algoritm ülehindas madalaid läbipaistvuse väärtusi eriti Sentinel-2 MSI, aga ka Sentinel-3 OLCI puhul. Üksikutel aastatel esines satelliidi- ja *in situ* aastakeskmiste vahel üle 0,2 m suurune erinevus. Viiel aastal üheksast olid Sentinel-3 satelliidi ja *in situ* andmete aastakeskmised väärtused väga sarnased, Sentinel-2 väärtused erinesid veidi rohkem.



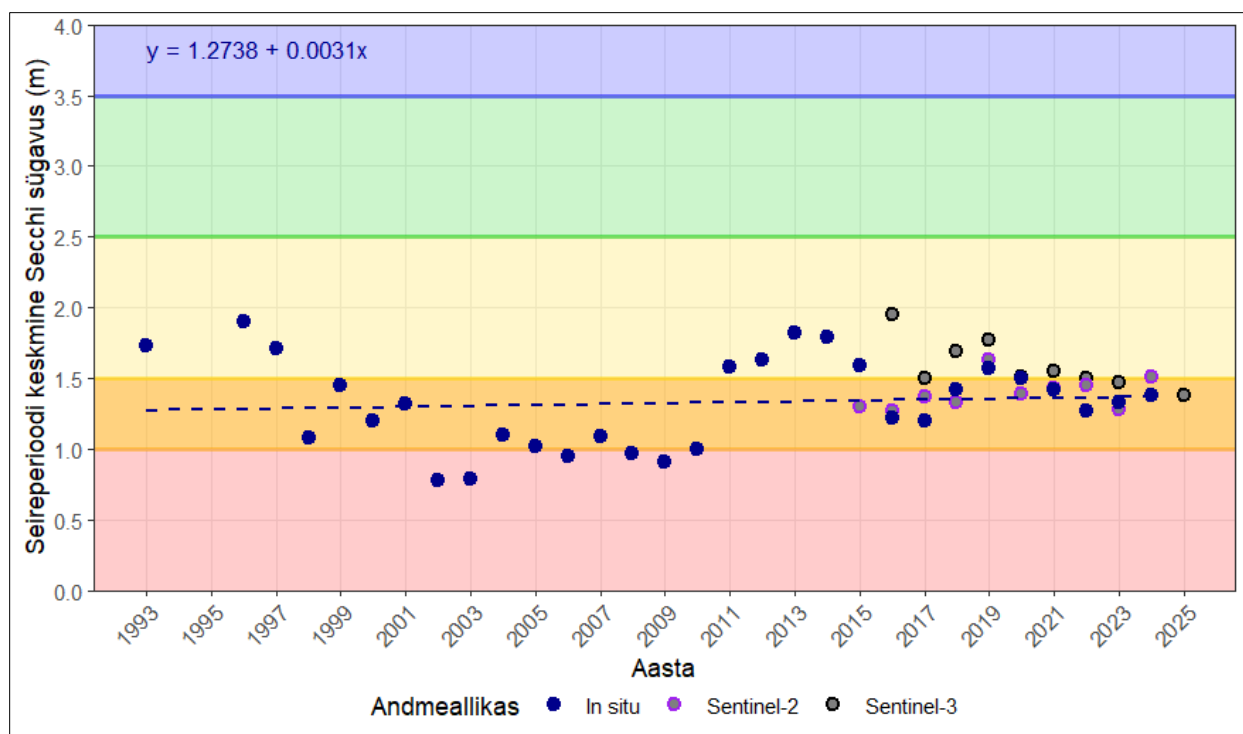
Joonis 9. Võrtsjärve vee läbipaistvuse pikaajaline trend üle seirepunktide 8, 9 ja 10. Trendijoon on arvutatud *in situ* mõõtmiste põhjal.

Erinevusi aastakeskmistes väärtustes *in situ* ja satelliitandmete vahel võis põhjustada nii satelliitandmete ebatäpsus kui ka palju suurem andmehulk. *In situ* mõõtmisi tehti vaid kord kuus, samas satelliidi ülelend toimus iga 2-3 päeva tagant. Võrreldes Võrtsjärve 10. seirepunkti vegetatsiooniperioodi mõõtmisandmeid 2022. aastal, mil aastakeskmiste väärtused olid väga sarnased ja 2023. aastal, kui need erinesid üle 0,2 m, oli näha, et 2023. aastal olid mõlema satelliidi andmetes igakuiselt suuremad Secchi väärtused kui *in situ* andmed näitasid (joonis 10).



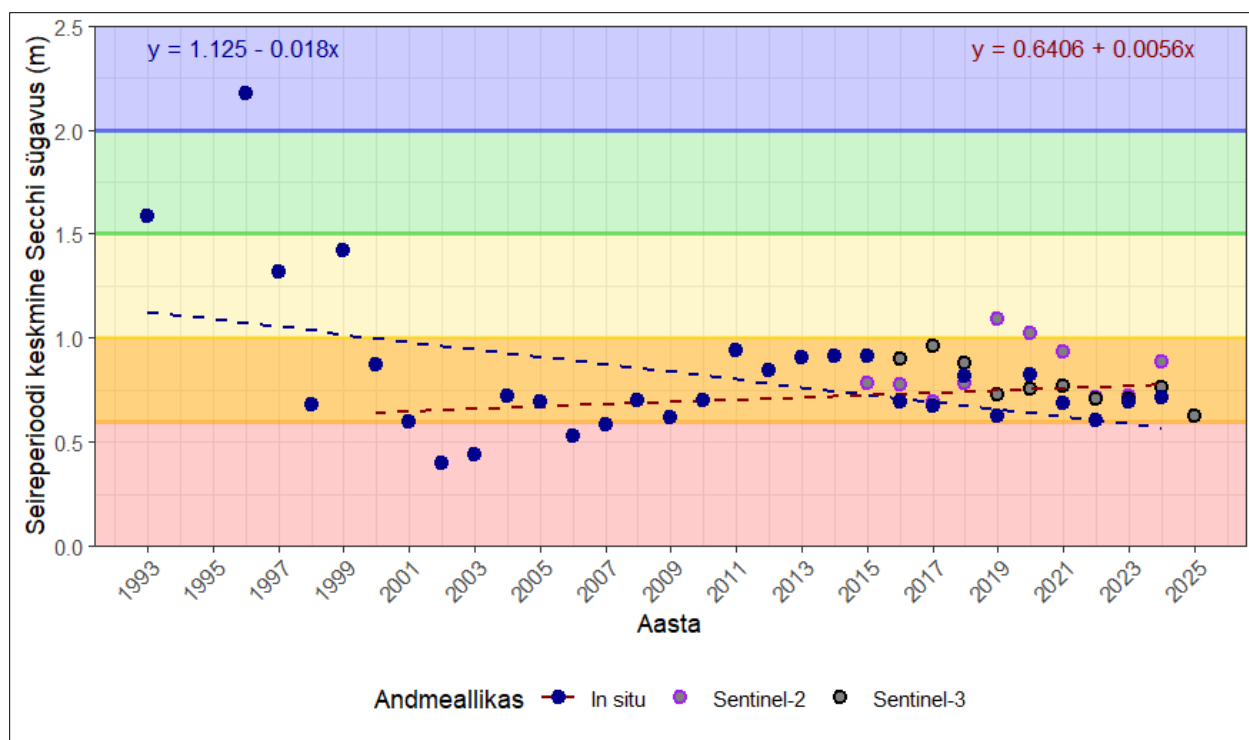
Joonis 10. Secchi sügavuse mõõtmisandmed Võrtsjärve 10. punktis 2022. ja 2023. aastal.

Peipsi järve puhul arvutati aastakeskmised perioodil aprillist oktoobrini. Võttes arvesse kõik Peipsi Suurjärve püsiseirepunktid (2, 4, 11, 16, 38 ja 92) ilmnes, et vee läbipaistvus oli 30 aasta jooksul veidi suurenenud, seda keskmiselt 0,003 m võrra aastas (joonis 11). Samas viimase 10 aasta jooksul oli trend pigem stabiilne või kui tugineda Sentinel-3 andmetele, siis isegi väikeses languses. Kui välja jätta 2016. aasta Sentinel-3 tulemus, siis olid satelliidi ja *in situ* andmete aastakeskmised väärtused üpris sarnased, erinedes vähem kui 0,3 m võrra. Sentinel-2 tulemused erinesid *in situ* aastakeskmistest vähem kui 0,15 m võrra seitsmel aastal kümnest. Ka Peipsi Suurjärve puhul tuli esile aastatevaheline varieeruvus, näiteks perioodil 2011–2015 on läbipaistvus olnud märgatavalt suurem kui eelnevatel ja järgnevatel aastatel.



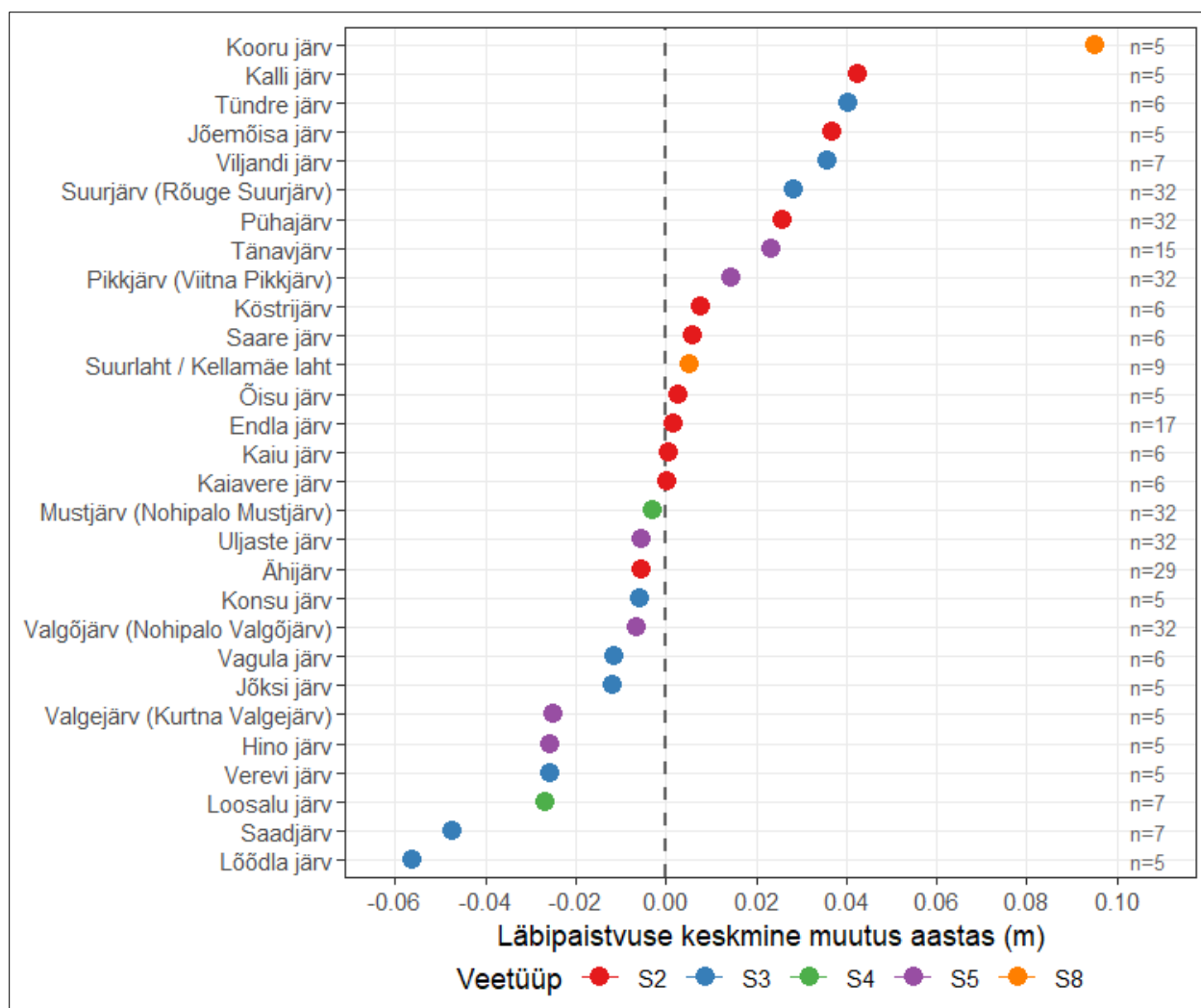
Joonis 11. Peipsi Suurjärve püsiseirepunktide Secchi sügavuse pikaajaline trend. Trendijoon on arvutatud *in situ* mõõtmiste põhjal.

Lämmijärves asuvad püsiseirepunktid 16 ja 17, millel puudusid *in situ* vaatlusandmed perioodil 1994–1995. Vaadeldes nende punktide keskmist pikaajalist aegrida ilmnes langustrend, mida mõjutasid tugevalt vaatlusperioodi algusaastate kõrged läbipaistvuse aastakeskmised väärtused (joonis 12). Aastatel 1996–2002 on Lämmijärve vee läbipaistvuses toimunud väga järsk langus. Alates 2000. aastatest on läbipaistvus paranenud keskmiselt 0,006 m võrra aastas. Samas kogu aegrea ehk 30-aastase perioodi jooksul on Lämmijärve vee läbipaistvus vähenenud keskmiselt 0,018 m aastas. Sentinel-3 andmete alusel on viimase 10 aasta jooksul läbipaistvus veidi vähenenud. Sentinel-3 aastakeskmised erinesid *in situ* aastakeskmisest väärtusest kuni 0,3 m võrra, kuid jäid enamikul aastatel alla 0,1 m. Sentinel-2 andmete alusel on viimase 10 aasta trend olnud veidi tõusev, mida mõjutasid suuremad aastakeskmised väärtused aastatel 2019–2021.



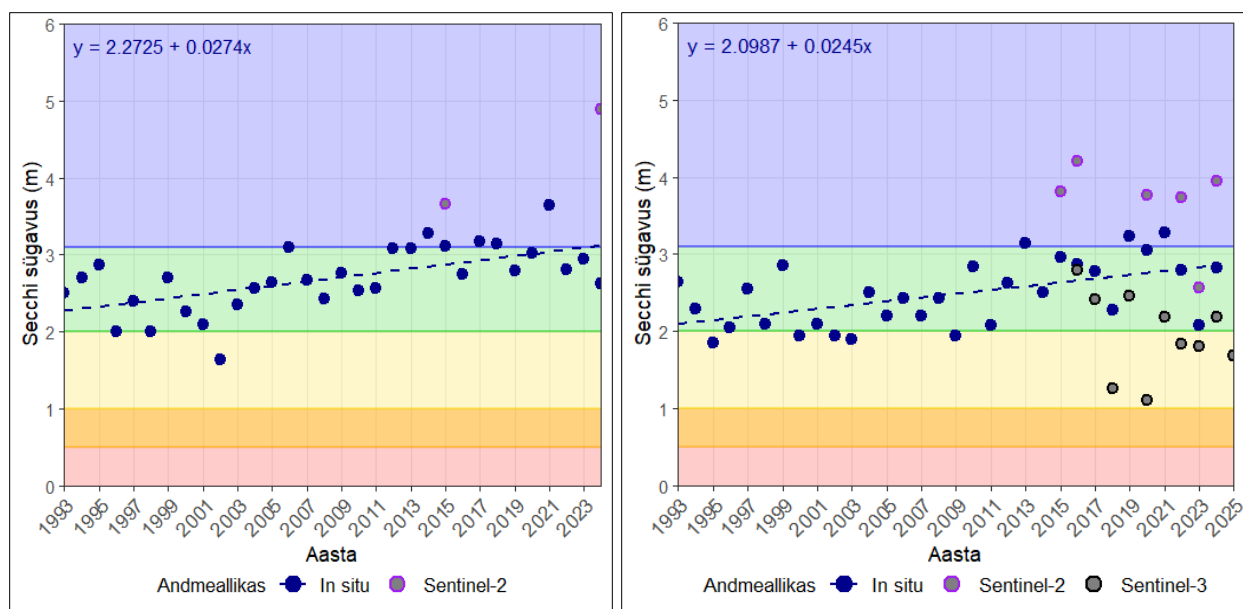
Joonis 12. Lämmijärve püsiseirepunktide 16 ja 17 Secchi sügavuse pikaajaline trend. Trendijooned on arvutatud *in situ* mõõtmiste põhjal. Sinine trend arvestab kogu andmeperioodi (1993–2024) ning punane perioodi 2000–2024.

Väikejärvede *in situ* andmestikus varieerus vaatlusaastate arv palju, ulatudes viiest kolmekümne kaheni, mis mõjutas ka järvede trendide usaldusväärsust ja anomaaliaid. Võrreldes järvi keskmise aastase läbipaistvuse muutumise alusel, tuli välja, et viieteistkümnel järvel 29-st jäi see alla 0,02 m, neist kaheteistkümnel puhul ka alla 0,01 m (joonis 13). Suurimad negatiivsed muutused esinesid Löödla järves (5 aastat andmeid) ja Saadjärves (7 aastat andmeid), kus läbipaistvus vähenes vastavalt 0,056 m ja 0,047 m aastas. Läbipaistvus suurenes erakordselt palju ehk koguni 0,095 m aastas Kooru järve (5 aastat andmeid) puhul. S2 (keskmise karedusega madalad järved) ja S8 ehk rannajärvede puhul domineeris läbipaistvuse paranemine ning S4 tüüpi (pehme- ja tumedaveelised) järvede puhul domineeris läbipaistvuse vähenemine. S3 (keskmise karedusega sügavad järved) ja S5 (pehme- ja heledaveelised järved) veetüüpide puhul esines nii läbipaistvuse suurenemist kui ka vähenemist.



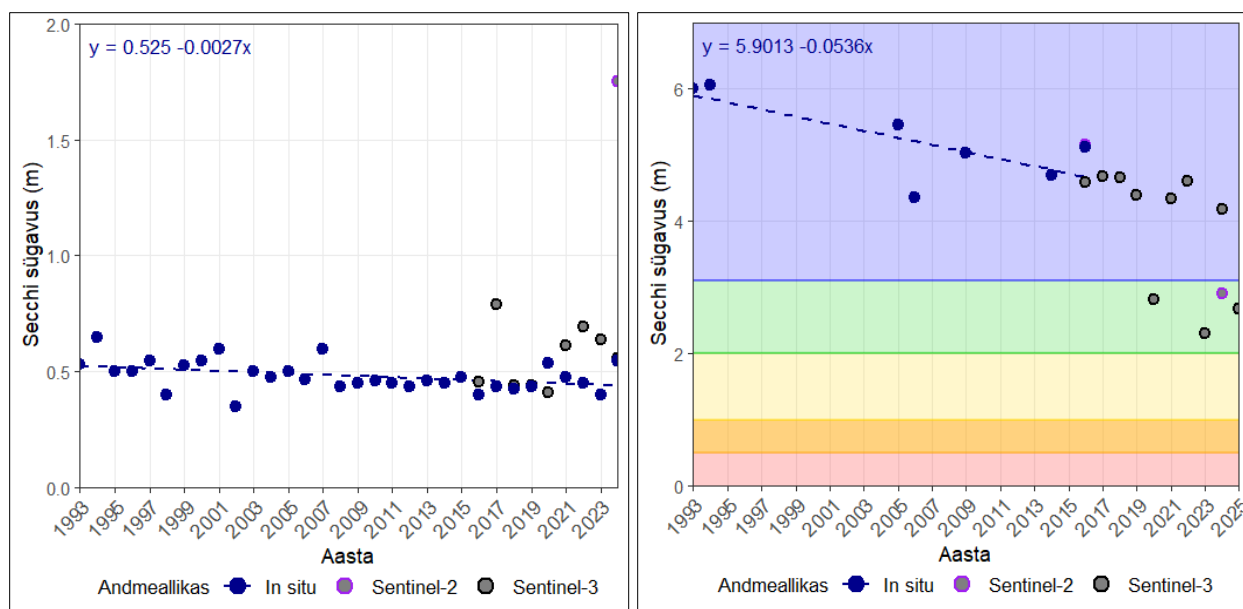
Joonis 13. Väikejärvede läbipaistvuse keskmine muutus aastas *in situ* andmete alusel. N-väärtus tähistab erinevate aastate arvu seireandmetes.

Kahekümne üheksast väikejärvest kahe puhul (Rõuge Suurjärv ja Pühajärv) tuli esile statistiliselt oluline vee läbipaistvuse tõusev trend ning kahe puhul (Nohipalo Mustjärv ja Saadjärv) ka statistiliselt oluline langev trend. Ülejäänud järvedel ei ilmnenu statistiliselt olulist muutust. Rõuge Suurjärves on vee läbipaistvus suurenenud keskmiselt 0,027 m võrra aastas ning Pühajärves 0,025 m võrra aastas (joonis 14). Rõuge Suurjärve kohta polnud piisavalt Sentinel-3 satelliidiandmeid, et nende alusel aastakeskmisi väärtusi arvutada, kuna kokku oli vaid 2 andmepikslit. Sentinel-2 andmed olid olemas 2015. ja 2024. aasta kohta ning kuigi need näitasid kõrgemaid läbipaistvuse väärtusi, toetasid need siiski tõusvat trendi. Pühajärve puhul olid Sentinel-3 andmete põhjal arvatud aastakeskmised pea kõigil aastatel väiksemad kui *in situ* aastakeskmised läbipaistvuse väärtused ning Sentinel-2 aastakeskmised suuremad.



Joonis 14. Pikaajaline tõusev Secchi sügavuse trend Rõuge Suurjärves (vasakul) ja Pühajärves (paremal). Trendijooned on arvutatud *in situ* mõõtmiste põhjal.

Nohipalo Mustjärves on 30 aasta jooksul keskmine läbipaistvus vähenenud ligi 0,003 m võrra aastas (joonis 15). Selle järve näol on tegu S4 tüüpi ehk pehme- ja tumedaveelise järvega, millele pole määratud läbipaistvuse piirväärtusi ökoloogilise seisundi hindamiseks. Sentinel-3 satelliidiandmed näitasid Nohipalo Mustjärves üldiselt veidi kõrgemaid väärtusi kui *in situ* andmestik ning neid arvesse võttes oleks läbipaistvuse trend järves pigem stabiilne. Sentinel-2 andmed olid olemas vaid 2024. aasta kohta ning nende aastakeskmine väärtus erines 1 m võrra *in situ* aastakeskmisest. Kuna Saadjärv ei kuulu püsiseirejärvede hulka, siis selle kohta oli *in situ* andmeid vähem ning viimase üheksa aasta jooksul pole seal väikejärvede seire raames üldse mõõtmisi tehtud. Olemasolevad andmed näitasid läbipaistvuse langevat trendi, keskmiselt 0,054 m võrra aastas. Satelliidiandmed võimaldasid aegrida pikendada ning nii Sentinel-3 (10 aastat andmeid) kui ka Sentinel-2 (2 aastat andmeid) aastakeskmised näitasid trendi jätkuvat langemist. Saadjärv kuulub S3 tüüpi veekogude hulka.



Joonis 15. Pikaajaline langev Secchi sügavuse trend Nohipalo Mustjärves (vasakul) ja Saadjärves (paremal). Trendijooned on arvutatud *in situ* mõõtmiste põhjal.

3.4. Järvede seisund vegetatsiooniperioodi keskmise läbipaistvuse alusel

Töös vaadeldud suurtest järvedest polnud ükski väga heas ökoloogilises seisundis vegetatsiooniperioodi keskmise läbipaistvuse alusel. Paremas seisundis oli Võrtsjärv, mis on *in situ* andmete põhjal olnud varasematel perioodidel heas seisundis, kuid käesoleval veemajanduskava perioodil kesises seisundis (tabel 3). Ka pikaajaline trend näitas Võrtsjärve vee läbipaistvuse vähenemist 0,06 m võrra 10 aasta jooksul. *In situ* ja satelliidiandmed näitasid muutusi samas suunas, kuid satelliidiandmed ülehindasid läbipaistvuse väärtust.

Peipsi Suurjärve seisund on *in situ* läbipaistvuse alusel olnud valdavalt kesine, langedes ka halba seisundiklassi perioodil 2002–2008 ja 2022–2025 (tabel 3). Sentinel-3 satelliidiandmed näitasid Peipsi Suurjärve kesist seisundit kahel viimasel veemajanduskava perioodil. Sentinel-2 perioodikeskmised erinesid KESE andmete perioodikeskmistest kuni 0,05 m võrra ja nende alusel oli Peipsi Suurjärve ökoloogiline seisund kahel viimasel veemajanduskava perioodil halb. 30 aasta trend näitas aeglast seisundi paranemist.

Lämmijärve seisund oli vaadeldavatest suurjärvedest kõige kehvem, olles nii *in situ* kui ka satelliidiandmete alusel halvas seisundis viimase kolme veemajanduskava perioodi jooksul. Perioodil 2002–2008 oli seisund koguni väga halb. Lämmijärve pikaajalist aegrida analüüsides tuli

välja langustrend, mida mõjutasid esimese vaatlusperioodi kõrged läbipaistvuse väärtused ning see kajastus ka selle perioodi oluliselt suuremas keskmises läbipaistvuses. Viimase 20 aasta trend näitas läbipaistvuse aeglast paranemist.

Tabel 3. Peipsi Suurjärve, Lämmijärve ja Võrtsjärve seisundid perioodide kaupa vegetatsiooniperioodi keskmise läbipaistvuse alusel (sinine = väga hea, roheline = hea, kollane = kesine, oranž = halb, punane = väga halb, hall = andmed puuduvad).

Periood	Peipsi Suurjärv			Lämmijärv			Võrtsjärv		
	KESE	S-3	S-2	KESE	S-3	S-2	KESE	S-3	S-2
1993-2001	1,59	-	-	1,20	-	-	0,84	-	-
2002-2008	1,08	-	-	0,58	-	-	0,78	-	-
2009-2015	1,63	-	-	0,83	-	-	0,83	-	-
2015-2021	1,53	1,81	1,47	0,72	0,82	0,88	0,70	0,81	0,94
2022-2025	1,48	1,61	1,49	0,67	0,71	0,76	0,68	0,79	0,88

Väikejärvedest ei olnud *in situ* andmete põhjal käesoleva veemajanduskava perioodil (2022–2025) väga heas seisundis mitte ükski järv ning heas seisundis oli seitse järve 29-st vaadeldud järvest (tabel 4). Kesises seisundis oli üheksa järve ja halvas seisundis kaks järve. Väga halvas seisundis väikejärvi valimis ei olnud. Seitsme järve kohta puudusid *in situ* andmed käesoleval perioodil, kuna neis tehakse ülevaateseiret vaid kord veemajanduskava perioodi jooksul. Neljale järvele polnud võimalik hinnangut läbipaistvuse alusel anda, kuna nende veetüübile pole määratud läbipaistvuse seisundiklassi piire. Eelmisel veemajanduskava perioodil oli KESE andmetel väga heas seisundis kolm, heas seisundis üheksa, kesises seisundis kümme, halvas seisundis kaks ja väga halvas seisundis üks järv ning hinnangut polnud võimalik anda nelja järve kohta.

Satelliidiandmed mõnel juhul toetasid *in situ* andmete põhjal leitud perioodikeskmisi tulemusi, kuid olid mõnel juhul ka kuni kahe seisundiklassi võrra erinevad. Sentinel-3 OLCI perioodikeskmised tulemused olid mitmel juhul madalamad kui *in situ* tulemused, samas Sentinel-2 tulemused olid KESE tulemustest kõrgemad, mida näitas ka Sentinel-2 MSI väikejärvede valideerimisgraafik. Vaadates väikejärvede seisundeid *in situ* andmete alusel kõigi vaatlusperioodide lõikes oli parimas seisundis Saadjärv (veetüüp S3) ning valdavalt heas seisundis on olnud ka Jõksi järv (S3), Konsu järv (S3), Löödla järv (S3), Viitna Pikkjärv (S5), Pühajärv (S2),

Rõuge Suurjärv (S3), Vagula järv (S3), Nohipalo Valgjärv (S5) ja Viljandi järv (S3). Seevastu kõige halvemas seisundis on vaatlusperioodide lõikes olnud Tānavjärv (S5) ja Kaiu järv (S2), mille seisund on kõigil perioodidel olnud halb või väga halb.

Tabel 4. Väikejärvede seisundid perioodide kaupa vegetatsiooniperioodi keskmise läbipaistvuse alusel. (Sinine = väga hea, roheline = hea, kollane = keskine, oranž = halb, punane = väga halb, hall = andmed puuduvad / seisundiklass puudub).

	1993- 2001	2002- 2008	2009- 2015	2015- 2021	2022- 2025	2015-2021		2022-2025	
Järve nimi	KESE	KESE	KESE	KESE	KESE	S-3	S-2	S-3	S-2
Endla järv	-	1,56	1,56	1,27	1,73	0,72	3,33	0,53	2,18
Hino järv	-	2,94	3,15	3,13	2,3	4,52	4,78	5,08	4,75
Jõemõisa järv	-	-	0,89	1,13	-	0,46	2,41	0,46	1,92
Jõksi järv	-	3,02	2,96	2,35	2,98	2,05	4,49	1,09	2,65
Kaiavere järv	-	1,0	0,99	0,99	0,86	1,22	1,75	1,17	2,0
Kaiu järv	-	0,76	0,91	0,86	-	0,78	1,74	0,61	2,43
Kalli järv	-	0,45	0,7	1,03	-	1,1	2,08	0,39	2,1
Konsu järv	2,65	3,67	2,06	3,1	-	1,46	3,02	1,29	3,33
Kooru järv	-	-	-	0,56	0,89	0,71	0,33	0,76	0,37
Kõstrijärv	-	1,49	1,43	1,48	1,75	-	-	-	-
Loosalu järv	-	1,5	1,07	0,91	0,98	0,69	1,75	0,33	-
Löödla järv	-	2,42	2,61	2,5	1,65	2,56	4,7	2,37	5,48
Nohipalo Mustjärv	0,53	0,49	0,46	0,46	0,47	1,23	-	0,63	1,75
Viitna Pikkjärv	3,2	2,7	3,49	3,69	3,46	-	-	-	-
Pühajärv	2,31	2,22	2,59	2,92	2,55	2,59	5,07	2,28	4,15
Saadjärv	6,02	4,66	4,86	5,12	-	5,31	6,3	4,4	2,9
Saare järv	-	1,41	1,56	1,61	1,55	0,54	3,39	0,63	2,21
Rõuge Suurjärv	2,42	2,49	2,92	3,09	2,8	-	3,66	-	-
Suurlaht / Kellamäe laht	1,04	1,3	-	1,0	1,36	1,13	1,44	1,22	1,57

Tänavjärv	-	1,4	1,01	0,75	1,75	0,95	1,44	1,06	3,11
Tüandre järv	-	1,15	1,54	2,14	1,6	0,57	-	0,53	2,74
Uljaste järv	2,31	2,29	2,47	2,28	2,18	0,64	3,99	0,55	3,52
Vagula järv	-	2,0	2,33	2,02	2,0	1,94	3,91	1,74	2,3
Kurtna Valgejärv	2,25	2,61	1,69	2,12	-	-	-	-	-
Nohipalo Valgjärv	4,31	4,19	4,41	4,12	4,45	-	-	-	-
Verevi järv	-	2,3	2,25	1,65	1,98	-	-	-	-
Viljandi järv	-	1,48	2,28	2,2	2,05	0,66	3,1	0,53	3,25
Ähijärv	2,17	1,94	2,06	1,96	1,93	2,82	4,54	2,76	4,81
Õisu järv	1,36	1,12	1,48	1,52	-	1,65	1,69	1,55	2,4

Arutelu

Sentinel-2 MSI ja Sentinel-3 OLCI andmetes oli nii Võrtsjärve ja Peipsi järve seirepunktide kui ka suurema osa väikejärvede kohta rohkem vaatluspäevi kui sama perioodi *in situ* andmestikus. See toetas Gholizadehi *et al.* (2016) järeldust, et kaugseireandmete kaasamine veekogude seiresse võimaldab protsessi muuta efektiivsemaks ja odavamaks. Sentinel-3 OLCI andmeid oli peaaegu kõigi järvede kohta rohkem kui Sentinel-2 MSI andmeid, kuna Sentinel-3 ajaline lahutus on väiksem. Sentinel-2 eeliseks on parem ruumiline lahutus, mis väljendus suuremas vaatluspäevade arvus väga väikeste või pikliku kujuga järvede puhul, nagu näiteks Rõuge Suurjärv ja Viitna Pikkjärv.

Kui hinnata satelliidiandmete täpsust, võrreldes neid *in situ* mõõtmistega, siis tuleb arvesse võtta seda, et Secchi ketta meetodil tehtud *in situ* mõõtmised on osaliselt subjektiivsed ja neid ei saa võtta kui absoluutset tõde. Samuti võivad mõõtmistulemusi mõjutada näiteks vari ja kasutatud Secchi ketta suurus ja värvus (Aas *et al.*, 2014). Siiski peetakse Secchi meetodit jätkuvalt usaldusväärseks ja teaduslikult pädevaks (Hänninen & Sahlstén, 2024). Töös jõuti Sentinel-3 OLCI algoritmiga täpsuseni $RMSE = 0,53$ m (hälve = 0,1 m, tõus = 0,88 ja $R^2 = 0,54$) Peipsi ja Võrtsjärve ning $RMSE = 1,01$ m (hälve = -0,06 m, tõus = 0,85 ja $R^2 = 0,42$) väikejärvede puhul. Sentinel-2 MSI algoritmiga saadi mõlema andmestiku puhul täpsemad tulemused, kui Peipsi ja Võrtsjärve puhul oli täpsuseks $RMSE = 0,31$ m (hälve = -0,01 m, tõus = 0,77 ja $R^2 = 0,60$) ning väikejärvede puhul $RMSE = 1,01$ m (hälve = 0,91 m, tõus = 1,2 ja $R^2 = 0,64$). Töös saavutatud algoritmi determinatsioonikordaja jäi nii Sentinel-3 OLCI kui ka Sentinel-2 MSI andmete puhul alla teaduskirjandusest leitud parimatele tulemustele, kus determinatsioonikordaja ulatus $R^2 = 0,91$ -ni ($RMSE = 0,77$ m) (Alikas & Kratzer, 2017). Samas konkureerisid saadud tulemused näiteks Toming *et al.* (2024) uuringus saadud näitajatega ($R^2 = 0,57$ ja $RMSE = 0,81$ m). Sarnaselt Soomets *et al.* (2020) tulemustele olid nii determinatsioonikordaja kui ka ruutkeskmise viga paremad Sentinel-2 MSI algoritmi puhul.

Tulemusi saab teoreetiliselt parandada täiendavaid piiranguid ja meetmeid kasutades. Sentinel-3 OLCI juhendmaterjali kohaselt tuleks kasutada üksnes neid makropiksleid, millel on pärast keskmistamist alles vähemalt 5 pikslit (EUMETSAT, 2022). Kui *in situ* ja satelliidiandmete kattuvus limiteerida sama kuupäeva asemel kellaaja järgi, näiteks rakendades kuni tunniajase erinevuse piirangut, siis toimuksid mõõtmised sarnasemates tingimustes. Lisaks võib tulemuste

täpsust parandada suure standardhälbega makropikslite välja jätmine. Töös ei rakendatud eeltoodud piiranguid, kuna see oleks valimi suurust oluliselt vähendanud, kuid suurema *in situ* andmestiku olemasolul on soovitatav ka mainitud piiranguid rakendada. Satelliidiandmete aegridade pikendamiseks võib tulevikus kaasata ka Landsati seeria satelliidiandmed.

Väikejärvede puhul ei pärinenud satelliidiandmed samast punktist kui seireandmed, kuna rohkemate satelliidiandmete saamiseks nihutati lähtekoordinaat võimalikult järve keskele. Tulevikus võib täpsemate tulemuste saamiseks läbipaistvust hinnata ka kogu veepeegli pikslite pealt, mitte üksnes konkreetset punkti ümbritseva makropikslil põhjal. Veekogude puhul, eriti aga väikejärvede puhul, raskendab täpsete tulemuste saamist naabrusefekt (Xu *et al.*, 2025), mille mõju väheneb kaldast kaugenedes ning lisaks tuleb eristada madalast veest tulevat kiirgushulka tugeva signaaliga taimkatte kõrval. Naabrusefekt võis ka põhjustada väikejärvede läbipaistvuse väärtuste ülehindamist Sentinel-2 MSI algoritmi puhul.

Algoritm töötas hästi keskmiste Secchi väärtustega, kuid probleemiks olid eelkõige väga madalad või kõrged väärtused. Seega on täiendava kalibreerimisega võimalik algoritmi veelgi täpsemaks muuta. Samuti võib tulevikus rakendada järve- või veetüüpipõhist lähenemist, kus algoritm kalibreeritakse vastavalt veekogule. See aitaks muuhulgas vähendada naabrusefekti mõju väikeste järvede puhul.

Peipsi Suurjärve pikaajalise aegrea analüüsist ilmnes aeglane läbipaistvuse paranemine, mis on vastuolus Nõgese (2020) tulemustega, kuid mida võib põhjendada erineva vaatlusperioodi ja lähteandmetega. Nõgese uuringus olid kaasatud läbipaistvuse andmed aastatel 1992–2019. Lämmijärve pikaajaline trend näitas vee läbipaistvuse vähenemist keskmiselt 0,018 m võrra aastas, mis sarnaneb Nõgese uuringus saadud tulemusega, kus negatiivne trend tulenes samuti vaatlusperioodi algusaastate kõrgetest väärtustest. Üksikud väga kõrged läbipaistvuse väärtused Lämmijärves 20. sajandi lõpus võisid tuleneda ka ebakorrektest andmetest, kuna teisi nii suuri väärtusi andmestikus ei esinenud. Võrtsjärves on 30 aasta jooksul samuti läbipaistvus vähenenud, keskmiselt 0,006 m võrra aastas, mida toetas 2024. aasta seirearuandes välja toodud langustrend 10. seirepunktis aastatel 2009–2024 (Agasild jt., 2025). Sarnaselt riikliku seire aruandele (Anijalg jt., 2025) ja pinnaveekogumite seisundi vahehinnangule (Lind jt., 2025) tuli tööst välja, et suurem osa valimis olnud väikejärvi ei olnud veepoliitika raamdirektiivis eesmärgiks seatud heas seisundis läbipaistvuse alusel ning valimis esines nii paraneva kui ka halveneva trendiga väikejärvesid.

KESE andmetele tuginedes ei olnud käimasoleval veemajanduskava perioodil ükski uuritud suurtest järvedest läbipaistvuse alusel heas ega väga heas ökoloogilises seisundis. Samas on Nõges (2020) välja toonud, et seisundiklassi piirid on ametlikus määruises Peipsi ja Lämmijärve puhul liiga ranged. Võrtsjärves kõikus läbipaistvus kesise ja hea klassi piiril, mis näitab, et väike muutus läbipaistvuses võib kunstlikult jätta mulje, et seisund on oluliselt paranenud või halvenenud. Väikejärvedest oli käimasoleval perioodil vähemalt heas seisundis seitse järve, kuid osades järvedes polnud antud perioodil veel ülevaateseret tehtud. Eelmisel veemajanduskava perioodil oli vähemalt heas seisundis 12 väikejärve. S3 tüüpi ehk keskmise karedusega sügavad järved on olnud veetüüpidest kõige paremas seisundis, samas ilmnes mitmete nimetatud järvede pikaajaliste aegridade analüüsist langustrend. Kuna seisundiklassi piirid ei arvesta eraldi iga järve eripäradega ja võivad seisundit kohati ala- või ülehinnata (Nõges, 2020), siis ei saa üksnes läbipaistvuse seisundi alusel anda hinnangut kogu järve üldseisundi kohta.

Kokkuvõte

Töö eesmärgiks oli valideerida vee läbipaistvuse hindamise algoritm ning analüüsida pikaajaliste aegridade abil Eesti järvede vee läbipaistvuses toimunud muutusi. Sentinel-3 OLCI algoritmiga saavutati parimal juhul täpsus $RMSE = 0,53$ m ning Sentinel-2 MSI algoritmiga täpsus $RMSE = 0,31$ m. Determinatsioonikordaja varieerus vahemikus 0,42–0,64. Süstemaatiline viga oli suur (0,91 m) üksnes Sentinel-2 MSI väikejärvede andmestiku puhul, jäädes ülejäänud andmestike puhul alla 0,1 m. Seirepunkte eraldi vaadates varieerusid tulemused suuremas ulatuses. Tulemuste täpsusaste oli võrreldav teistes teadusuuringutes saavutatuga. Algoritmi täpsuse parandamiseks on tulevikus võimalik rakendada täiendavaid piiranguid ja järvepõhist kalibreerimist.

Pikaajaliste *in situ* aegridade alusel on 30 aasta jooksul Võrtsjärves ja Lämmijärves läbipaistvus vähenenud, kuid Peipsi Suurjärves veidi suurenenud. Väikejärvedes esineb erineva pikkusega aegridade alusel nii tõusvaid, stabiilseid kui ka langevaid läbipaistvuse trende. Satelliidiandmed näitasid läbipaistvuse muutuseid samas suunas, kuid ülehindasid tihti madalaid Secchi väärtusi, eriti Sentinel-2 MSI puhul.

Tulenevalt Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivist püüeldakse kõigi seisuveekogude vähemalt hea seisundi poole. Töö tulemused näitasid, et läbipaistvuse alusel kuulusid eelmisel veemajanduskava perioodil (2015–2021) soovitud seisundisse 12 väikejärve ja Võrtsjärv. Käimasoleval perioodil puudusid seitsme väikejärve kohta 2024. aasta seisuga veel selle perioodi seireandmed, kuid olemasolevate andmete põhjal kuulus soovitud seisundisse 7 väikejärve ja mitte ükski vaadeldud suurtest järvedest. Seega pole soovitud läbipaistvuse ökoloogilist seisundit veel saavutatud rohkem kui poolte järvede puhul.

Kuna Euroopa Komisjoni ja Euroopa Kosmoseagentuuri Copernicuse programmi raames lennutatakse orbiidile samasuguseid sensoreid, siis pikenevad Sentineli satelliitide aegread järjepidevalt. See tagab töös rakendatud meetoodika pikaajalise perspektiivi ja kasutatavuse ning võimaldab Eesti järvede seiret kaugseire abil jätkata ja laiendada.

Application of remote sensing data in assessing lake water transparency and enhancing environmental monitoring

Roosmarii Räim

Summary

The EU Water Framework Directive requires its members to monitor the status of their waterbodies. Satellite data allows to monitor several water quality parameters more often and with better spatial resolution. The aim of this study was to validate a satellite-based Secchi disk depth estimation algorithm and analyze long-term changes in water transparency as well as the current transparency status of Estonian lakes. Sentinel-2 MSI and Sentinel-3 OLCI data were used to calculate satellite-based Secchi disk depths. National environmental monitoring data was used for validation and long-term time series. The sample included Lake Peipsi, Lake Võrtsjärv and 29 smaller lakes with different water types in Estonia.

Semi-analytical algorithm developed by Alikas & Kratzer (2017) achieved accuracy of RMSE = 0,31 m for Sentinel-2 MSI in best case and RMSE = 0,53 m for Sentinel-3 OLCI. R^2 varied between 0,42–0,64 for different datasets. The results were similar to those found in literature.

Long-term time series based on *in situ* data showed that water transparency was descending in Võrtsjärv and Lämmijärv but slightly improving in Lake Peipsi. There were both positive and negative trends in the smaller lakes. Satellite data usually supported the trends but tended to overestimate low Secchi disk depth values, especially for Sentinel-2 MSI.

According to the Water Framework Directive all lakes should achieve at least a good status, however in the last water management plan period (2015–2021) only Lake Võrtsjärv and 12 of the small lakes were in the desired status. In the current water management plan period seven small lakes were in good status. National monitoring overviews also showed that many lakes have not reached a good ecological status yet.

Tänuavaldused

Soovin tänada oma juhendajat Krista Alikat igakülgse toetuse, kasulike näpunäidete ning tehniliste teadmiste ja põhjaliku tagasiside jagamise eest kogu tööprotsessi vältel. Samuti soovin tänada oma perekonda, kes olid moraalseks toeks töö valmimisel.

Kasutatud kirjandus

- Aas, E., Høkedal, J., & Sørensen, K. (2014). Secchi depth in the Oslofjord–Skagerrak area: Theory, experiments and relationships to other quantities. *Ocean Science*, 10(2), 177–199. <https://doi.org/10.5194/os-10-177-2014>
- Agasild, H., Feldmann, T., Hindrikson, M., Karus, K., Kask, M., Mandel, M., Mõtus, O., Piirsoo, K., Seller, S., Teesalu, P., Timm, T., Timm, H., Treufeldt, M., Tuvikene, A., Vilbaste, S., & Zingel, P. (2025). *Võrtsjärve seire 2024. aastal*. Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ. https://infovaramu.ekuk.ee/wp-content/uploads/2025/10/aru24_4.2.2.1_v6rtsjarv.pdf
- Alikas, K., & Kratzer, S. (2017). Improved retrieval of Secchi depth for optically-complex waters using remote sensing data. *Ecological Indicators*, 77, 218–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.007>
- Anijalg, U., Feldmann, T., Hindrikson, M., Karus, K., Kask, M., Kruus, U., Laarmaa, R., Mandel, M., Medne-Peipere, M., & Metsavas, L. (2025). *Väikejärvede seire 2024*. Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ. <https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=45770716&monitoringWorkUid=34739232>
- 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(1), 64. <https://doi.org/10.3390/rs11010064>
- Ansper-Toomsalu, A., Uusõue, M., Kangro, K., Hieronymi, M., & Alikas, K. (2024). Suitability of different in-water algorithms for eutrophic and absorbing waters applied to Sentinel-2 MSI and Sentinel-3 OLCI data. *Frontiers in Remote Sensing*, 5, 1423332. <https://doi.org/10.3389/frsen.2024.1423332>

- Attila, J., Varkitzi, I., Alikas, K., Poikane, S., Free, G., Cazzaniga, I., & Bund, W. (2025). *Use of Earth observation tools in support of the WFD - State of play for ecological status monitoring and assessment in surface waters of Europe*. JRC142686.
<https://doi.org/10.2760/3790150>
- Batina, A., & Krtalić, A. (2024). Integrating remote sensing methods for monitoring lake water quality: A comprehensive review. *Hydrology*, 11(7), 92.
<https://doi.org/10.3390/hydrology11070092>
- Brockmann Geomatics Sweden AB. (i.a.). *Satellitövervakning av vattenkvalitet*. Bakgrund.
<http://www.vattenkvalitet.se/bakgrund/> (viimati vaadatud 25.03.2026)
- Carlson, R. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22, 361–369.
<https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Copernicus Data Space Ecosystem. (i.a.). *Documentation*. Sentinel-2.
<https://documentation.dataspace.copernicus.eu/Data/SentinelMissions/Sentinel2.html>
(viimati vaadatud 08.05.2026)
- Dörnhöfer, K., & Oppelt, N. (2016). Remote sensing for lake research and monitoring – recent advances. *Ecological Indicators*, 64, 105–122.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.009>
- EUMETSAT. (2022). *Recommendations for Sentinel-3 OLCI Ocean Colour product validations in comparison with in situ measurements – matchup protocols*.
https://user.eumetsat.int/s3/eup-strapimedia/Recommendations_for_Sentinel_3_OLCI_Ocean_Colour_product_validations_in_comparison_with_in_situ_measurements_Matchup_Protocols_V8_B_e6c62ce677.pdf

- Euroopa Komisjon. (i.a.). *Copernicus in detail*. Copernicus. <https://www.copernicus.eu/en/about-copernicus/copernicus-detail> (viimati vaadatud 05.05.2026)
- Euroopa Kosmoseagentuur. (i.a.a). *Landsat series—Earth online*.
<https://earth.esa.int/eogateway/missions/landsat> (viimati vaadatud 11.02.2026)
- Euroopa Kosmoseagentuur. (i.a.b). *S3 Mission*. Sentiwiki.
<https://sentiwiki.copernicus.eu/web/s3-mission> (viimati vaadatud 08.05.2026)
- European Parliament & Council of the European Union. (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. *Official Journal of the European Communities*, 327(43), 1–72.
- European Parliament & Council of the European Union. (2006). Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC. *Official Journal of the European Union*, 64(49), 37–51.
- European Parliament & Council of the European Union. (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 (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of the European Union*, 164(51), 19–40.
- Gholizadeh, M., Melesse, A., & Reddi, L. (2016). A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. *Sensors*, 16(8), 1298.
<https://doi.org/10.3390/s16081298>
- HELCOM. (i.a.). *HELCOM*. About Us. <https://helcom.fi/about-us/> (viimati vaadatud 17.02.2026)

- Hänninen, J., & Sahlstén, J. (2024). Re-evaluation of Padre Secchi's visual method for modern oceanography. *Frontiers in Marine Science*, *11*, 1400397.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1400397>
- IOCCG. (i.a.a). *Current Ocean-Colour Sensors*. <https://ioccg.org/resources/missions-instruments/current-ocean-colour-sensors/> (viimati vaadatud 11.02.2026)
- IOCCG. (i.a.b). *Historical ocean-colour sensors*. <https://ioccg.org/resources/missions-instruments/historical-ocean-colour-sensors/> (viimati vaadatud 11.02.2026)
- Jüssi, I., Luigujõe, L., Kuus, A., Leivits, M., Jaanus, A., Saks, L., Põllumäe, A., Buhhalko, N., Torn, K., Laht, M., Nurmik, M., Herkül, K., Stoicescu, S.-T., Lips, U., Põldma, M., Klauson, A., Mustonen, M., Hommik, K., Svirgsden, R., ... Raidla, M. (2024). *Eesti mereala keskkonnaseisund 2024*. Kliimaministeerium.
<https://kese.envir.ee/kese/downloadReportFile.action?fileUid=35551806&monitoringWorkUid=32233657>
- Kaplan, G., Yalcinkaya, F., Altıok, E., Pietrelli, A., Nastro, R. A., Lovecchio, N., Ieropoulos, I. A., & Tsipa, A. (2024). The role of remote sensing in the evolution of water pollution detection and monitoring: A comprehensive review. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, *136*, 103712. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2024.103712>
- KESE. (i.a.). *Keskkonnaseire infosüsteem*. <https://kese.envir.ee/> (viimati vaadatud 08.05.2026)
- Keskkonnaagentuur. (2022). *Vesikonna veeseireprogramm 2022-2027 seletuskiri*. Kliimaministeerium. <https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2022-10/Vesikonna%20veeseireprogrammi%202022-2027%20seletuskiri.pdf>
- Keskkonnaministeerium. (2020). *Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste*

seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused (Määrus nr 19). Riigi Teataja.

<https://www.riigiteataja.ee/akt/121042020061>

Keskkonnaportaal. (i.a.). *Andmed & kaart*. Keskkonnaportaal.

<https://register.keskkonnaportaal.ee/> (viimati vaadatud 18.05.2026)

Lind, S., Kovtun-Kante, A., & Vaher, A. (2025). *Eesti pinnaveekogumite seisundi 2024. aasta ajakohastatud vahehindang*. Keskkonnaagentuur.

<https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/VESI/pinnavesi2024/Seletuskiri%202024.docx>

Maa- ja Ruumiamet. (i.a.). *ESTHub Processing Platform*.

<https://ehcalvalus.maaamet.ee/calest/calvalus.jsp> (viimati vaadatud 20.05.2026)

Mancino, G., Nolè, A., Urbano, V., Amato, M., & Ferrara, A. (2009). Assessing water quality by remote sensing in small lakes: The case study of Monticchio lakes in southern Italy. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 2(4), 154–161. <https://doi.org/10.3832/ifor0507-002>

Matthews, M. W. (2011). A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21), 6855–6899. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.512947>

Mobley, C. (1994). *Light and Water: Radiative Transfer in Natural Waters*. Academic Press.

Ngamile, S., Madonsela, S., & Kganyago, M. (2025). Trends in remote sensing of water quality parameters in inland water bodies: A systematic review. *Frontiers in Environmental Science*, 13, 1549301. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2025.1549301>

- Nõges, P. (2020). *Uuring Peipsi järve füüsikalise-keemilise ja fütoplanktoni kvaliteedinäitajate klassipiiride täpsustamiseks*. Eesti Maaülikool.
<https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-08/Peipsi%20vrd%20kriteeriumite%20aruanne.pdf>
- Ott, I., & Timm, H. (2020). *Siseveekogud*. Eesti Loodusfoto.
- Politi, E., Cutler, M. E. J., & Rowan, J. S. (2015). Evaluating the spatial transferability and temporal repeatability of remote-sensing-based lake water quality retrieval algorithms at the European scale: A meta-analysis approach. *International Journal of Remote Sensing*, 36(11), 2995–3023. <https://doi.org/10.1080/01431161.2015.1054962>
- Rubin, H. J., Lutz, D. A., Steele, B. G., Cottingham, K. L., Weathers, K. C., Ducey, M. J., Palace, M., Johnson, K. M., & Chipman, J. W. (2021). Remote sensing of lake water clarity: Performance and transferability of both historical algorithms and machine learning. *Remote Sensing*, 13(8), 1434. <https://doi.org/10.3390/rs13081434>
- Sandén, P., & Håkansson, B. (1996). Long-term trends in Secchi depth in the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography*, 41(2), 346–351.
<https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.2.0346>
- Soomets, T., Uudeberg, K., Jakovels, D., Brauns, A., Zagars, M., & Kutser, T. (2020). Validation and comparison of water quality products in Baltic lakes using Sentinel-2 MSI and Sentinel-3 OLCI data. *Sensors*, 20(3), 742. <https://doi.org/10.3390/s20030742>
- Toming, K., Liu, H., Soomets, T., Uuemaa, E., Nõges, T., & Kutser, T. (2024). Estimation of the biogeochemical and physical properties of lakes based on remote sensing and artificial intelligence applications. *Remote Sensing*, 16(3), 464. <https://doi.org/10.3390/rs16030464>

- Topp, S. N., Pavelsky, T. M., Jensen, D., Simard, M., & Ross, M. R. V. (2020). Research trends in the use of remote sensing for inland water quality science: Moving towards multidisciplinary applications. *Water*, 12(1), 169. <https://doi.org/10.3390/w12010169>
- Traganos, D., Poursanidis, D., Aggarwal, B., Chrysoulakis, N., & Reinartz, P. (2018). Estimating satellite-derived bathymetry (SDB) with the Google Earth Engine and Sentinel-2. *Remote Sensing*, 10(6), 859. <https://doi.org/10.3390/rs10060859>
- Tyler, J. E. (1968). The Secchi disc. *Limnology and Oceanography*, 13(1), 1–6. <https://doi.org/10.4319/lo.1968.13.1.0001>
- Veeseadus. Vastu võetud 30.01.2019, RT I 2019, 1. Viimane redaktsioon RT I, 08.07.2025, 70. <https://www.riigiteataja.ee/akt/108072025070>
- Wang, Z., Xiao, F., Chen, M., Luo, J., Cao, S., & Feng, Q. (2025). Decadal changes in water transparency of lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River: Trends and implications. *Ecological Indicators*, 177, 113770. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113770>
- Xu, J., Cao, Z., Chen, P., & Duan, H. (2025). Assessment of land adjacency effect correction on deriving aquatic reflectance over river waters from Landsat-8/9 and Sentinel-2 imagery. *Optics Express*, 33(21), 43561–43578. <https://doi.org/10.1364/OE.572553>

Lisad

Lisa 1. Väikejärvede Sentinel-3 OLCI andmete jaotumine.

Järve nimi	Algne andmepikslite arv	Andmepikslite arv pärast märgendite alusel filtreerimist	Andmepikslite arv pärast keskmistamist	Vaatluspäevi satelliitandmetes (2016-2024)	Vaatluspäevi <i>in situ</i> andmetes (2016-2024)	Järve pikkus (m) (Keskonnaportaal, i.a.)
Ähijärv	29349	1092	936	244	35	2730
Endla järv	30564	1994	1725	297	27	2840
Hino järv	30078	1139	986	288	11	2860
Jõemõisa järv	30555	485	437	165	4	1750
Jõksi järv	29844	153	150	100	8	2080
Kaiavere järv	30555	1184	1036	239	12	3610
Kaiu järv	30555	1805	1599	295	4	1690
Kalli järv	30564	1665	1470	343	3	3460
Konsu järv	31275	1035	907	260	4	2130
Kooru järv	30573	297	282	116	19	1870
Köstrijärv	30051	0	0	0	7	590

Kurtna Valgejärv	31275	3	3	3	4	410
Lõõdla järv	29844	120	113	63	8	3540
Loosalu järv	31068	310	295	140	10	910
Nohipalo Mustjärv	30078	67	65	31	34	900
Nohipalo Valgjärv	30078	0	0	0	34	390
Õisu järv	30051	2327	2013	303	4	2300
Pühajärv	30051	1499	1286	291	35	3610
Rõuge Suurjärv	29844	2	2	0	35	610
Saadjärv	30555	3882	3340	386	4	6390
Saare järv	31059	115	113	63	12	810
Suurlaht	29862	2573	2261	368	19	4090
Tänavjärv	31257	1337	1199	304	31	2310
Tüandre järv	30051	41	41	17	12	2620
Uljaste järv	31284	567	536	220	35	1280
Vagula järv	29844	3849	3327	369	8	4930
Verevi järv	30555	0	0	0	8	930

Viitna Pikkjärv	31788	11	11	7	35	950
Viljandi järv	30546	144	128	32	8	4330

Lisa 2. Väikejärvede Sentinel-2 MSI andmete jaotumine.

Järve nimi	Algne andmepikslite arv	Andmepikslite arv pärast märgendite alusel filtreerimist	Andmepikslite arv pärast keskmistamist	Vaatluspäevi satelliitandmetes (2016-2024)	Vaatluspäevi <i>in situ</i> andmetes (2016-2024)
Ähijärv	7956	922	803	63	35
Endla järv	4968	514	434	46	27
Hino järv	4860	607	524	55	11
Jõemõisa järv	4968	617	532	61	4
Jõksi järv	4716	486	417	46	8
Kaiavere järv	9684	1038	897	67	12
Kaiu järv	4968	638	546	62	4
Kalli järv	4788	627	535	56	3
Konsu järv	4887	529	452	49	4
Kooru järv	4950	876	753	78	19
Köstrijärv	4716	0	0	0	7
Kurtna Valgejärv	4887	0	0	0	4
Lõõdla järv	4716	389	340	36	8
Loosalu järv	4986	549	472	48	10
Nohipalo Mustjärv	4788	426	365	43	34
Nohipalo Valgjärv	4788	0	0	0	34
Õisu järv	4716	804	704	68	4
Pühajärv	4716	506	441	49	35

Rõuge Suurjärv	7956	780	661	58	35
Saadjärv	4716	507	433	52	4
Saare järv	4968	623	537	58	12
Suurlaht	4950	748	642	66	19
Tänavjärv	9882	1488	1271	110	31
Tünder järv	4716	475	409	48	12
Uljaste järv	4968	586	501	58	35
Vagula järv	4716	528	455	51	8
Verevi järv	4716	0	0	0	8
Viitna Pikkjärv	4968	723	519	77	35
Viljandi järv	4716	692	593	61	8

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Roosmarii Räim,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose

„Kaugseireandmete rakendamine järvede vee läbipaistvuse hindamisel ja keskkonnaseire tõhustamisel“,

mille juhendaja on Krista Alikas,

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 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, 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.

Roosmarii Räim

21.05.2026