

KAUGSEIRE EESTIS

2022

Artiklikogumik



TARTU ÜLIKOOL



www.emu.ee
Eesti Maaülikool
Estonian University of Life Sciences



KESKKONNAAGENTUUR

KAUGSEIRE EESTIS

2022

Artiklikogumik



TARTU ÜLIKOOL
Tartu observatoorium

Toimetaja: Urmas Peterson
Eesti keele toimetaja: Sirje Nilbe
Inglise keele toimetaja: Krista Kallis
Kaane kujundus ja küljendus: Karin Pai
Kaanepilt: Viljo Alliku droonifoto Tähemaa küla põldudest Tartumaal
mais 2023
Fotod Eesti kaugseirepäevast 2022: Marja-Liisa Plats

Väljaandja:
Tartu Ülikooli Tartu observatoorium
Observatooriumi 1, Tõravere
Nõo vald, 61602 Tartumaa
Tel: 737 4510
E-post: kosmos@ut.ee

Autoriõigus: artiklite autorid ja Tartu Ülikool, 2023
ISSN 2382-7661 (võrguväljaanne)

Kogumiku väljaandmist toetasid:
Tartu Ülikool, Eesti Maaülikool ja Keskkonnaagentuur

Sisukord

- 6 Kaanepildile lisaks**
Urmas Peterson
- 12 Vee kaugseires kasutatavate radiomeetrite karakteriseerimine**
Ilmar Ansko, Viktor Vabson, Riho Vendt, Joel Kuusk
- 29 Veekogudel esinevate pinnakogumite kaugseirest**
Kaire Toming ja Tiit Kutser
- 54 Peipsi järve sinivetikate pinnaõitsengute pikaajaline iseloomustus kaugseire meetodite abil**
Anne-Mai Pall, Kersti Kangro, Krista Alikas
- 66 Kopra elupaikade tuvastamine Eestis kaugseire ja masinõppe meetoditega**
Mihkel Kaha
- 79 Puuduv lüli kaugseire kasutuselevõttus metsamajanduse praktikas**
Mait Lang ja Oleksandr Borysenko
- 91 35 aastat lageraiealasiid Eestis**
Urmas Peterson ja Jaan Liira
- 110 Eesti kaugseirepäeva 2022 kava ja posterettekanded**
- 112 Fotomeenutusi**

Kaanepildile lisaks

Urmas Peterson

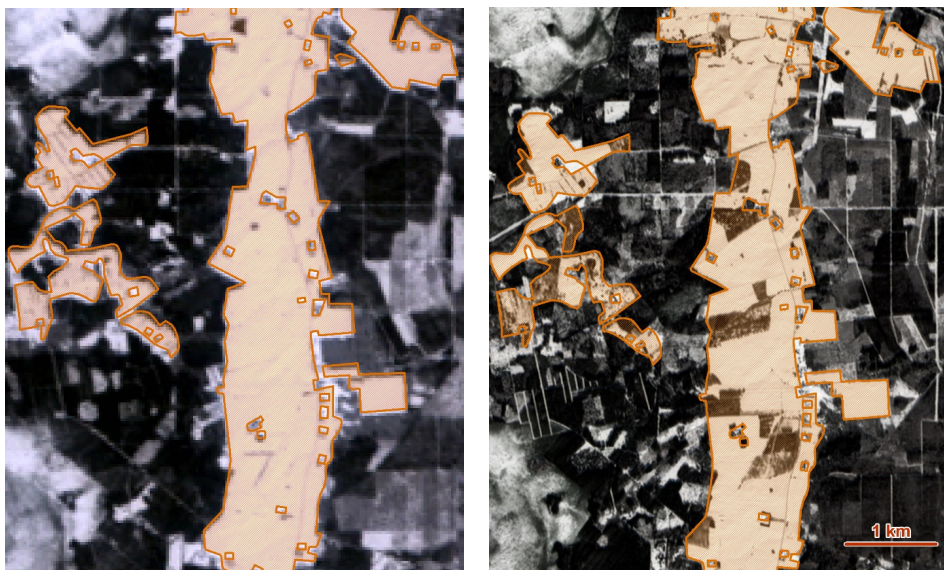
Viimaste aastakümnete olulisi maakatte muutusi Eestis on metsaga alade pindala suurenemine (vt kaanepilt ja joonis 1). See suundumus, metsaga alade pindala suurenemine, on Euroopas samal ajal olnud üldine (Lambin jt, 2013; Estel jt, 2015). Eestis suureneb metsaga alade pindala varasematel aastakümnetel põllumajanduslikus kasutuses olnud ja praeguseks sellisest kasutusest välja jäänud maade metsastumise arvel. Põllumajanduslikus kasutuses olnud maa metsastumine on aeglane protsess. See algas Eestis 1990. aastate alguses ning jätkub ka praegu, 21. sajandi kolmandal kümnendil.



Joonis 1. Droonipilt kogumiku kaanel metsastuvast põllumaast Tähemaa küla põldudel Ida-Tartumaal 11. mail 2023. Väljavõttel on näha fragment samal talvel pildistatud satelliidi Sentinel-2 skanneri Multispectral Imager (MSI) satelliidipildist (vt joonis 2), näidatud on droonipildi pildistamise suund lõunasse. Parempoolsel pildil on Maa-ameti ortofoto samast Tähemaa küla põllualast (Ortofoto, Maa-amet 2023). Nii droonipildil, ortofotol kui ka satelliidipildil on eristatavad võrastiku tekstuurilt erinevad lapid metsastuval põllumaal.

Kogu Eesti ulatuses on, lähtudes metsa definitsioonist (maatükk pindalaga vähemalt 0,1 hektarit, millel kasvavad puittaimed kõrgusega vähemalt 1,3 meetrit ja puuvõrade liitusega vähemalt 30 protsenti (Metsaseadus, RT I 2006, 30, 232)), käesolevaks ajaks metsastunud mõni protsent 1980. aastate lõpus kasutusel olnud põllumajanduslikust maast.

Põllumajandusliku maa metsastumise seire on ajuti olnud osa Eesti riiklikust keskkonnaseire programmist. Metsastuvate alade seire lähteandmetena on tähelepanuväärselt kasulikud talvistes lausalise lumikattega oludes pildistatud satelliidipildid (vt joonis 2). Lumikattega oludes pildistatud pildid on sobivad lähteandmed aeglaselt kulgevate nähtuste tuvastamiseks, nagu seda on puude ja põõsaste võrade katvuse suurenemine varem põllumajanduslikus kasutusel olnud maal. Lumikatte all olevad lagedad põllud ja rohumaad on Eesti oludes kõige suurema heledusega pindobjektid üldse. Nende heleduse erinevus tumedate põõsastike ja puistutega võrreldes on spektri nähtavas piirkonnas suurem, kui see on mistahes muul aastaajal pildistatud pildidel mistahes spektripiirkonnas.

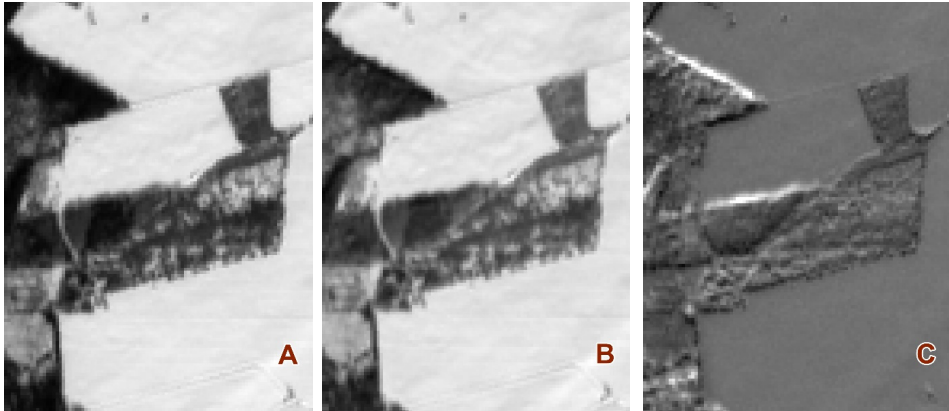


Joonis 2. Satelliidi Landsat 5 skanneri Thematic Mapper pilt 18. märtsil 1987 (vasakul) ja Sentinel-2 MSI pilt 10. märtsil 2023 (paremal) Tähemaa küla alast Ida-Tartumaal. Maad katab lausaline lumikate, lagedad alad on pildil valged, metsa ja põõsastikega alad tumedad kuni mustad. Eesti baaskaardilt (1995) on vektorjoonisena piltidele peale asetatud põllumajandusmaa. Baaskaardi põllumajandusmaa esindab põllumajandusmaa seisut 1980. aastate lõpus ja 1990. aastate alguses. Esimesel, 1987. a pildistatud pildil heledad ja teisel pildil tumedad lapid põllumajandusmaal on metsastuvad alad.

Satelliidi Landsat keskmise ruumilise lahutusega talviste piltide aegrida, millele tuginedes metsastuva põllumajandusmaa kaugseiret on mõeldav teha, ulatub tagasi 1980. aastate keskpaigani, aastani 1985.

Kunagiste põllumaade metsastumise seireks sobivad pildid on soovitatavalt pildistatud veebruaris või märtsis, mil päikesekiirgusega valgustatus on suurem kui talvisele pööripäevale lähematel päevadel detsembris ja jaanuaris. Seireks kasulikud pildid peaksid olema pildistatud piisavalt tüsedal lumikattega oludes. Lumikatte tüsedus pildistamise ajal võiks olla enam kui kümme sentimeetrit, soovitatavalt paarkümmend sentimeetrit, et pildil ei oleks talve lõpu poole paljaks sulanud või tuultega lagedaks puhutud lumikatteta alasid ega neid põllualasid, millel kõrre-põllu kõrretüükad lumepinnast kõrgemale ulatuvad. Nimetatud alad sarnanevad heleduselt põllumaal kasvama hakanud võsaga. Veebruari- ja märtsikuseid selge taeva või vähese pilvisusega oludes pildistatud pilte ei ole senistes pildiarhiivides iga aasta kohta. Ka enam kui kümne sentimeetri paksust lumikatet ei moodustu Eestis viimastel aastatel igal talvel.

Klassifitseerimisotsus metsastuva põllumajandusmaa äratundmiseks tehakse spektri nähtava piirkonna piltidel, eristades metsa või põõsastike lapid kunagisel põllumajandusmaal. Töömahukaks sammuks pilditöötlusel on nn valepositiivsete „metsatukkade“ kustutamine põllumajandusmaa serva-aladel, mis on küll väikese heledusega pikslikogumid ning kvalifitseerunud sellistena klassi „mets“, kuid mis pole siiski põllumajandusmaal olevad metsatukkade laienemisalad. Need on metsaservades kasvavate puude põllumajandusmaale heidetud varjude vööndid (vt joonis 3). Varjud lagedal lumepinnal on tumedad ning kvalifitseeruvad klassifitseerides nooreks metsaks. Talvise, suvega võrreldes madalal horisondi kohal oleva päikese valguses on metsaserva puude heidetud varjud pikad, nende pikkus on võrreldav metsaserva puude kõrgusega või on varjud puude kõrgusest pikemadki. Varjude vööndite eristamiseks ja kõrvaldamiseks on mõeldav kasutada üheaegselt mitmes spektripiirkonnas pildistatud pilte. Satelliidiskannerite piltide seas on kasutada lühilainelises sinises spektripiirkonnas ja pikemalainelises lähisinfrapunases piirkonnas pildistatud pildid. Pealelangeva päikese kiirguse hajutajateks puhtas atmosfääris on peamiselt atmosfääri koostisgaaside molekulid. Kiirguse hajumise intensiivsus on pöördvõrdeline lainepikkuse neljanda astmega. Lühema lainepikkusega kiirgust hajutatakse enam kui pikema lainepikkusega kiirgust. Tegemist on spektraalselt selektiivse hajumisega, mille tõttu me näeme vähese aerosoolisisaldusega „puhta õhuga“ taevast sinisena. Samal põhjusel valdavad selge taeva korral hoonete varjude alal („nurga taga“) sinised toonid. Päikese kiirguse hajumist puhtas atmosfääris, kus domineerib hajumine atmosfääri koostisgaaside molekulidel, nimetatakse Rayleigh' hajumiseks Briti füüsiku John William Strutt Rayleigh' nime järgi (Nobeli füüsikapreemia aastal 1904). Joonisel 3 on näidatud pealelangeva päikese kiirguse spektraalselt selektiivse hajumise efekti ja efekti võimendamist skanneri Sentinel-2 MSI kahe spektraalkanaliga. Esile on toodud need lumepinna alad, mida valgustatakse pealelangeva



Joonis 3. Joonisel 1 kujutatud ala skanneri Sentinel-2 MSI kahe spektripiirkonna, sinise (490 nm) (A) ja lähisinfrapunase (842 nm) (B) spektripiirkondade piltidel. Võrade ja võrade lumele heidetud varjude heleduse sarnasus on suur. Kolmas hallskaalas piltidest (C) kujutab sinise ja lähisinfrapunase spektripiirkonna piltide jagamistehte tulemust. Metsaservade varjude alad, erinevalt puistutest ja lumeväljadest, on jagatise pildil suure piksliväärtusega, hallskaalavärvilahendusega pildil helevälged ning sellistena puistuid esindavaist piksleist eristatavad.

päikesekiirgusega ja kus naaberaladega võrreldes domineerib spektri sinise piirkonna komponent. Lumepinnad ise ei ole peegeldajatena spektraalselt selektiivsed, vaid lumepinna alasid metsaservades valgustatakse pealelangeva kiirgusega, milles sinise spektripiirkonna komponent on suhteliselt suur. Niimoodi tõstetakse esile metsaserva puude varjude alad lagedatel lumeväljadel. Tegemist on metsalappide põhjaservade aladega. Pildi klassifitseerija ülesandeks jääb esiletõstetud varjualade kõrvaldamiseks lahendus leida.

Viidatud kirjandus

- Estel, S., Kuemmerle, T., Alcántara, C., Levers, C., Prischepov, A., Hostert, P., 2015. Mapping farmland abandonment and recultivation across Europe using MODIS NDVI time series. *Remote Sens. Environ.* 163, 312–325.
- Lambin, E.F., Gibbs, H.K., Ferreira, L., Grau, R., Mayaux, P., Meyfroidt, P., et al. 2013. Estimating the world's potentially available cropland using a bottom-up approach. *Global Environmental Change*, 23, 892–901.
- Metsaseadus, RT I 2006, 30, 232.

Summary

Monitoring afforestation of abandoned former agricultural land

Increase of the forested area has been one of the most remarkable land cover changes in Estonia in the recent decades. This tendency is rather general in the Baltic area and in Europe as a whole. The increase of forested land in Estonia, as well as in the neighbouring areas of Latvia and Russia takes place at the expense of abandoned former agricultural land. Afforestation of former agricultural land is a slow process that started in Estonia at the beginning of the 1990s and is currently still under way. Monitoring of this natural process has been from time to time part of the national environmental monitoring programme. Data used in the programme for afforestation monitoring are satellite images obtained in late winter—a non-traditional season for forest mapping. Winter offers rather suitable conditions for detecting subtle changes in tree and shrub cover on formerly open areas. Agricultural fields and grasslands are screened from view by white snow cover. In winter such targets as young forest patches have greater radiance contrast relative to surrounding open areas in winter, than in any other season.

Moderate spatial resolution Landsat images since 1985, Sentinel-2 satellite images since 2018 (Figure 2). The patches of afforested former agricultural land are accepted only in case of those dark pixels that fall within the polygons of agricultural land in the Base Map data set. The Base Map (1995) represents the situation of agricultural land in late 1980s and early 1990s in Estonia.

There is one major source creating false positives of forest patches on agricultural land to be handled in post-processing following image classification. These false positives are dark patches on agricultural land, that are not young forests, but shadow zones cast by trees at forest edges. The shadows occur at forest edges facing off the cardinal direction of solar illumination. Fortunately, we have a tool for discriminating these two cases with the help of multispectral data set. The data set of satellite images includes spectral images in a shortwave blue spectral (Figure 3A) region and images in a longer near infrared spectral region (Figure 3B). The incoming solar radiation in clear atmosphere is scattered inversely proportionally to the fourth power of the wavelength of radiation. Thus, shorter wavelengths are more scattered and longer wavelengths are less scattered. This scattering is called Rayleigh scattering after British physicist John William Strutt, third Baron Rayleigh (Nobel Prize for Physics in 1904). Because of this spectrally selective scattering the clear hazeless sky is seen as blue. Also the surroundings in a shadow „around the corner“ in urban environment seem predominantly bluish.

This spectrally selective scattering effect with images of two spectral bands with different wavelengths can be used to enhance the differences in the balance of reflected solar radiation. These areas are just off the NW edges of forest patches. To enhance these shadow areas next to forest edges we can use the simple division operation with respective two spectral band images. The resulting image (Figure 3C) has high pixel values in the areas of forest shadows. An image interpreter has to find a solution to isolate the discovered patches of shadow zones.

Vee kaugseires kasutatavate radiomeetrite karakteriseerimine

Ilmar Ansko, Viktor Vabson, Riho Vendt, Joel Kuusk

Tartu Ülikool, Tartu observatoorium, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

Kokkuvõte

Satelliitseireandmete usaldusvärsus tugineb maapealsele tugiväärtuse mõõtmisele (ingl *fiducial reference measurements*, FRM). Tartu Ülikooli Tartu observatooriumi (TO) teadlased on selles valdkonnas panustanud kahte rahvusvahelisse projekti: Euroopa Kosmoseagentuuri (ESA) algatatud projekti FRM4SOC (2016–2019) ja Euroopa Meteoroloogiasatelliitide Kasutamise Organisatsiooni (EUMETSAT) projekti FRM4SOC-2 (2021–2023). Projektide eesmärgiks on vee kaugseire maapealse kontaktse tugiväärtuse selline määramine, et see sobiks satelliitseireandmete valideerimiseks. Projektide raames kalibreeriti ja karakteriseeriti TO optikalaboris mitukümmend OC (*Ocean Colour*) hüperspektraalset radiomeetrit, mis kuulusid kahte enamkasutatud tüüpi. Artiklis antakse ülevaade projektide põhilistest tulemustest, mis parandavad mõõtmiste SI-jälgitavust ja annavad olulist uut infot mõõtemääramatuse hindamiseks. Mõõtmiste jälgitavus rahvusvahelise mõõtühikute süsteemini SI ja tulemuste määramatuse esitamine on vee kaugseire nõuete tarvilik tingimus. Määrati radiomeetrite spektraalne tundlikkus, nende lainepikkuste skaala täpsus, radiomeetrite riline mittelineaarsus / säriaja seadetäpsus, spektraalse hajuvalguse osakaal, sisendoptika nurgasõltuvused, temperatuuri- ja polarisatsioonitundlikkus, pimesignaali sõltuvus temperatuurist ja säriajast ning signaali-müra suhe. Karakteriseerimine andis OC-radiomeetrite kohta olulist uut infot ja tõi esile mitmeid kitsaskohti vee kaugseire kontaktmõõtmistel.

Võtmesõnad: kaugseire tugimõõtmised, SI-jälgitavus, kalibreerimine, karakteriseerimine, mõõtemääramatus, hüperspektraalsed radiomeetrid

Sissejuhatus

Satelliitseire OC-tulemite valideerimiseks on tarvis maapealseid kontaktseid tugiväärtusi (ingl *fiducial reference measurements*, FRM) [1]. Tartu Ülikooli Tartu observatooriumi (TO) teadlased on selles valdkonnas panustanud kahte rahvusvahelisse projekti: Euroopa Kosmoseagentuuri (ESA) algatatud projekti FRM4SOC (2016–2019) [2] ja Euroopa Meteoroloogiasatelliitide Kasutamise Organisatsiooni (EUMETSAT) projekti FRM4SOC-2 (2021–2023) [3]. Vee kaugseire nõuete tarvilikud tingimused [1] on mõõtmiste jälgitavus rahvusvahelise mõõtühikute süsteemini SI [4, 5] ja tulemuste määramatuse esitamine [6, 7]. Nende tingimuste täitmiseks peavad tugiväärtuste mõõtmiseks kasutatavad FRM-nõuetele vastavad OC-radiomeetrid olema SI-jälgitavalt kalibreeritud ja põhjalikult karakteriseeritud [8–10]. Projektide jooksul kalibreeriti ja karakteriseeriti TO optikalaboris mitukümmend OC (*Ocean Colour*) hüperspektraalset radiomeetrit: määrati radiomeetrite spektraalne tundlikkus, nende lainepikkuste skaala täpsus, radiomeetriline mittelineaarsus / säriaja seadepäpsus, spektraalse hajuvälguse osakaal, sisendoptika nurgasõltuvused, temperatuuri- ja polarisatsioonitundlikkus, pimesignaali sõltuvus temperatuurist ja säriajast ning signaali-müra suhe [9]. Saadud andmed lubavad vee kaugseire välimõõtmiste tulemite (kiiritustihedus, kirkus, peegelduskoefitsient vms) hindamisel võtta arvesse

- radiomeetrilise tundlikkuse triivi ja juhuslikke muutusi,
- radiomeetrite individuaalseid erinevusi,
- mõõtmistulemusi mõjutavaid keskkonnatingimusi.

Uuringu prioriteediks oli kahe enamkasutatava hüperspektraalse radiomeetri metrooloogiliste omaduste kirjeldamine. Need olid

- TriOS RAMSES,
- Sea-Bird Scientific HyperOCR.

Need radiomeetrid mõõdavad atmosfäärist või veest lähtuvat kiirgust spektrivahemikus 350...1000 nm lahutusvõimega 10 nm. Vee kaugseires kasutatavate tähtsamate radiomeetriliste suuruste loetelu on toodud tabelis 1. Tähtsuse indeks e või v (inglise sõnadest *energetic* ja *visual*) on vajalik radiomeetriliste ja fotomeetriliste suuruste eristamiseks. See indeks ei ole tarvilik, kui käsitlus hõlmab ainult radiomeetrilisi suurusi.

Tabel 1. Vee kaugseires kasutatavad tähtsamad radiomeetrilised suurused

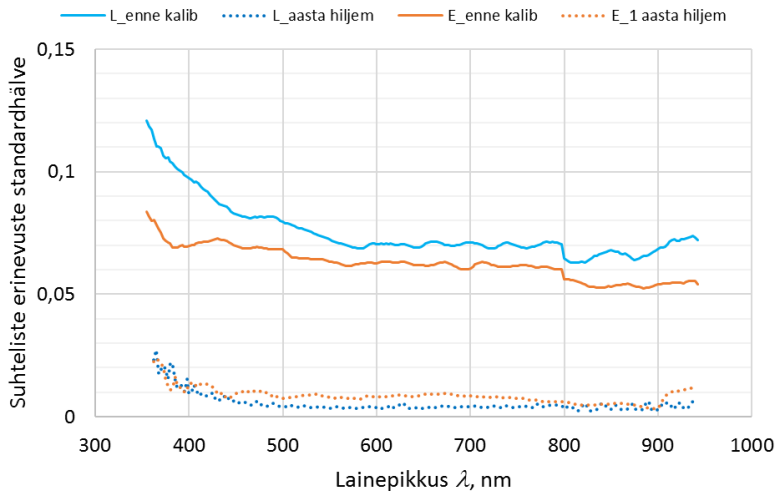
Suurus	Inglise keeles	Tähis	SI ühik
Kiirgusvoog	Radiant flux	Φ_e	W
Kiiritustihedus	Irradiance	E_e	W/m ²
Kirkus	Radiance	L_e	W/(m ² ·sr)
Säritus	Radiant exposure	H_e	J/m ²
Kaugseire peegeldustegur	Remote-sensing reflectance	R_{rs}	sr ⁻¹

Projekti FRM4SOC-2 käigus karakteriseeriti kokku umbes 40 radiomeetrit, mis mõlema mudeli puhul hõlmas nii kirkuse kui ka kiiritustiheduse sensoreid. Karakteriseerimine näitas, et paljude metrooloogiliste parameetrite individuaalsete tulemuste jaotus on üsna lai, mis teeb nende parameetrite nn klassipõhise kirjeldamise väheviljakaks. Samas, kõigi radiomeetrite individuaalne karakteriseerimine eeldab suurt laboriressurssi. Karakteriseerimistulemuste alusel parandite rakendamine ning määramatuse hindamine on samuti tömahukas, nõudes täiendavat mõõteinformatsiooni ja välimõõtmiste protokoll [11, 12] ranget järgimist. Karakteriseerimine tõi esile mitmeid puudusi radiomeetrite ehituses ning aitas täpsustada mõõte- ja arvutusprotseduure.

Radiomeetriline tundlikkus

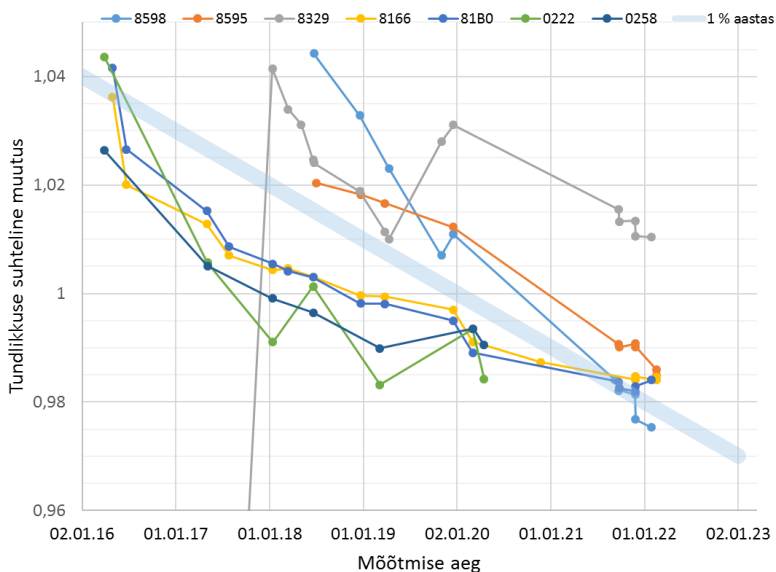
OC-radiomeetrite spektraalse tundlikkuse kalibreerimine võimaldab sensori väljundsignaali ümber arvutada SI ühikute skaalale vastavaks spektriks koos sinna juurde kuuluva määramatusega. See muudab eri sensorite abil ja eri ajal kogutud mõõtetulemused võrreldavaks. FRM4SOC projektides seati eesmärgiks, et kõik võrdlusmõõtmistel osalevad radiomeetrid peavad vahetult enne võrdlusi olema ühetaoliselt kalibreeritud. Sensorite SI-põhise radiomeetrilise kalibreerimise olukord enne ja pärast kalibreerimist TO optikalaboris FRM4SOC projekti käigus [13] on näha joonisel 1. Kui enne radiomeetrite kalibreerimist mõõdeti nendega kontrollitud laboritingimustes stabiilset kiirgusallikat, siis oli radiomeetrite individuaalsete suhteliste erinevuste standardhälve 5...10% tasemel. Peale kalibreerimist jäi radiomeetrite omavaheline kooskõla laboritingimustes mõõtes ± 1% piiresse. See kinnitab, et radiomeetrilise kalibreerimise panus on väga oluline tulemuste kooskõla paranemises kõigi FRM4SOC projektide raames välitingimustes läbi viidud võrdlusmõõtmistes [13–16].

Joonisel 2 on näha mõnede radiomeetrite kalibreerimiste ajalugu – tundlikkuse suhteline muutumine mitme aasta jooksul. Tundlikkuse muutusi on jälgitud spektripiirkonnas 400 nm kuni 800 nm. Keskmise triiv on umbes -1% aastas (lai sinakashall sirge).



Joonis 1. Kiiritustiheduse (E) ja kirkuse (L) mõõtmistulemuste kooskõla varasema kalibratsiooniga (pideva joonega) ja pärast kalibreerimist TO optikalaboris (katkendjoonega).

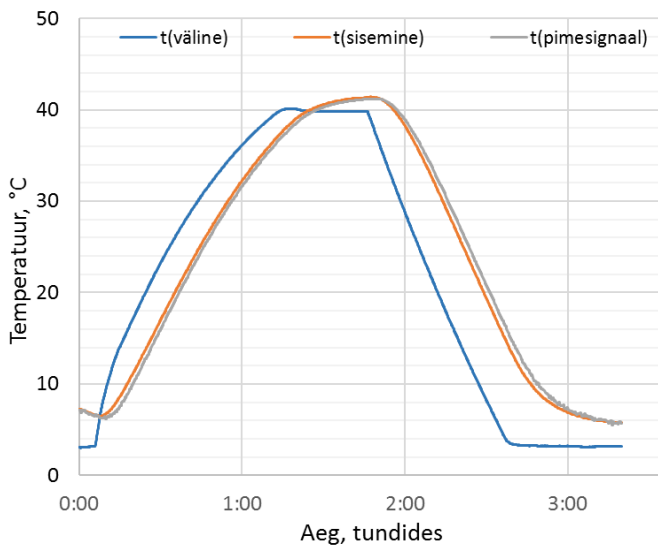
Vahel harva esineb ka tundlikkuse hüppelisi muutusi mitme protsendi võrra. Triivi tõttu peaks OC-radiomeetreid kalibreerima pärast iga välimõõtmiskampaaniat, kuid vähemalt kord aastas.



Joonis 2. OC-radiomeetrite spektraalse tundlikkuse muutumine seitsme aasta jooksul.

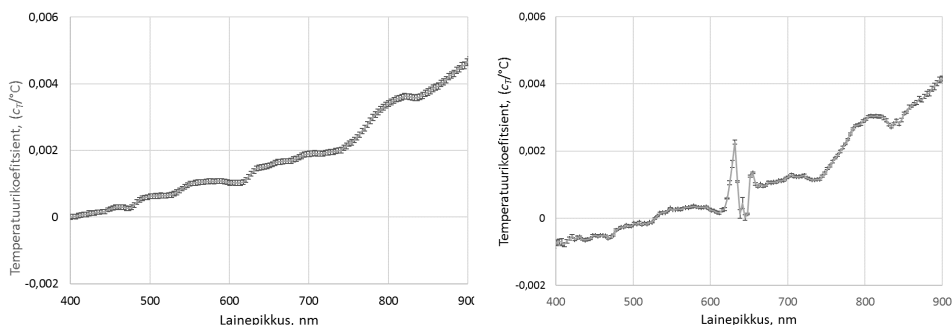
Temperatuurisõltuvuste karakteriseerimine

Temperatuur on OC-radiomeetrite üheks olulisemaks mõjuriks [9, 17]. Temperatuuri toimel muutub nii radiomeetriline tundlikkus kui ka sensori pimesignaali märgatavalt. Kõige keerulisem on olukord siis, kui radiomeeter asub muutuva temperatuuriga keskkonnas, mis on välimõõtmistel tavaline. Temperatuuriefektide hindamiseks rakendati dünaamilist režiimi veetermostaadis, milles tõsteti temperatuuri esmalt 5 °C juurest kuni 40 °C ja seejärel jahutati uuesti tagasi kuni 5 °C juurde (joonis 3). Kui radiomeetril on sisemine termomeeter, siis ilmneb, et sisemise ja välise temperatuurianduri näitude erinevus võib olla üsna suur. HyperOCR radiomeetri korral on erinevus keskkonna temperatuuri ja radiomeetri sisemise temperatuurisensori näidu vahel umbes 2...3 °C, sõltuvalt radiomeetri töörežiimist ja keskkonna temperatuurist.



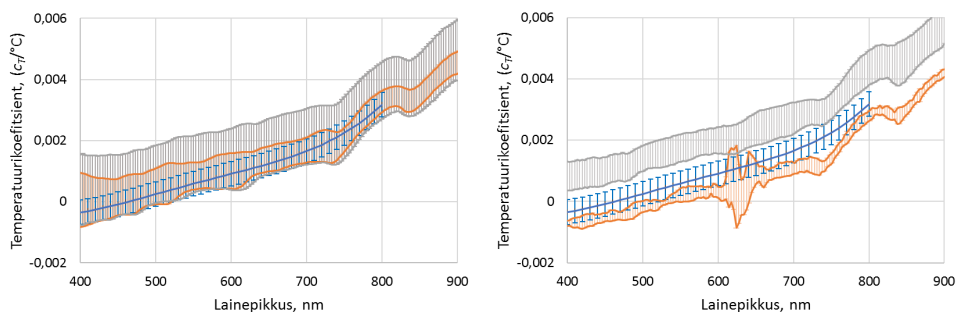
Joonis 3. Temperatuuride erinevus välise temperatuuri kiirel muutumisel. Sinine – väline temperatuur; oranž – radiomeetri sisemine temperatuur; hall – pimesignaali alusel arvatud optilise sensori temperatuur.

Tavaliselt mõõdetakse radiomeetrite temperatuurikoeffitsiente tasakaalulises olukorras, kus vedeliktermostaadis paikneva radiomeetri sisetemperatuur on igas järgnevas mõõtepunktis stabiliseerunud. Temperatuuri seadepunktid on +5 °C, +10 °C, +20 °C, +30 °C ja +40 °C. Iga radiomeetri tundlikkust mõõdetakse neis punktides kaks korda, järjest kasvava ja seejärel järjest kahaneva temperatuuri punktide reana. Tasakaaluolukorras mõõdetud kahe kirkuse sensori individuaalsed spektraalsed temperatuurikoeffitsiendid on joonisel 4, RAMSES vasakul ja HyperOCR paremal.



Joonis 4. Radiomeetri individuaalsed temperatuurikoefitsiendid. RAMSESe kirkuse sensor vasakul ja HyperOCR paremal. Näidatud on ka temperatuurikoefitsiendi laiendmääramatus.

Tasakaalutingimustes mõõdetud radiomeetrite temperatuurikoefitsientide klassipõhine esitus on toodud joonisel 5. Esitus tugineb 17 RAMSESe sensori (9L ja 8E) ja 8 HyperOCRi sensori (4L ja 4E) individuaalsetele karakteristikutele. Lisaks on sinise joonega näidatud Joint Research Centre (JRC, Euroopa Komisjoni kesklabor Itaalias) tulemused [17], mis tuginevad nelja RAMSESe sensori andmetel. Kooskõla TO ja varasemete JRC tulemuste vahel on rahuldav. JRC jaotuse laius on siiski märksa kitsam kui TO jaotustel, mis hõlmavad palju suurema sensorite grupi karakteristikuid. RAMSESe sensorite jaotused kattuvad, kuid kiiritustiheduse sensorite jaotus on poole laiem kui kirkuse sensoritel. HyperOCRi sensorite jaotused on selgelt eraldatud, kuid nii kirkuse kui ka kiiritustiheduse sensorite jaotused on märksa kitsamad kui RAMSESe sensoritel.

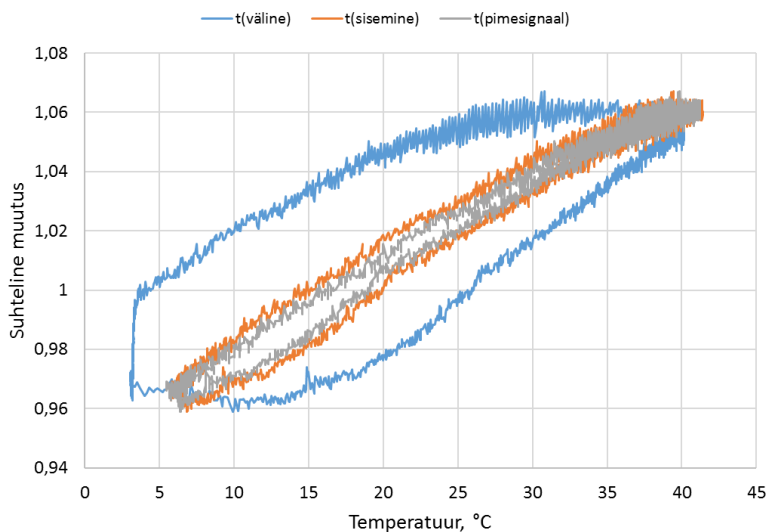


Joonis 5. Radiomeetrite temperatuurikoefitsiendi klassipõhine esitus. Vasakul – RAMSESe; paremal – HyperOCR. Hall riba – kiiritustiheduse sensorid; oranž riba – kirkuse sensorid. Sinine joon koos määramatuse vahemikuga kujutab JRC mõõtmistulemusi.

HyperOCRi kirkuse ja kiiritustiheduse sensorite suurem omavaheline erinevus on põhjustatud tõenäoliselt radiomeetri koosinushajuti materjali temperatuuritundlikkusest. Valmistamiseks kasutatud polütetrafluoroetüleen (PTFE) optiline läbiipaistvus muutub 19 °C juures hüppeliselt kuni 3% [18]. Signaali hüppeline muutus 19 °C juures suurendab HyperOCRi kiiritustiheduse sensorite mõõtemääramatust, kui mõõtmine toimub muutuva temperatuuri tingimustes.

Temperatuuritundlikkuse hindamine dünaamilises olukorras

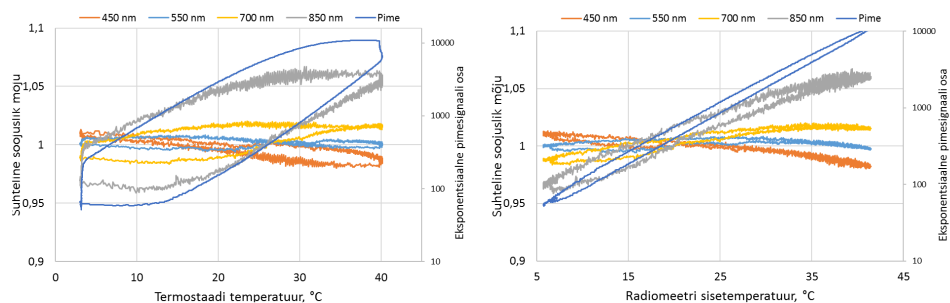
Välitingimustes mõõtes ei saa vältida keskkonna temperatuuri muutumist. Muutuv temperatuur põhjustab omakorda efekte, mille kirjeldamiseks on vajalikud nn dünaamilised mõõtmised ühtlaselt kasvava või kahaneva temperatuuri korral. Sise- ja välistemperatuuride erinevus ja ajaline viivis sõltub radiomeetrisisesest soojuskoormusest, välistemperatuurist ja selle muutumise kiirusest ning radiomeetri kasutuskeskkonnast (kas õhus või vees).



Joonis 6. Radiomeetri väljundsignaal (850 nm) välistemperatuuri kiirel muutumisel sõltuvalt sellest, millise temperatuurianduri suhtes signaal on esitatud. Sinine – väline temperatuur; oranž – radiomeetri sisemine temperatuur; hall – pimesignaali alusel arvatud optilise sensori temperatuur.

Radiomeetri optilise signaali temperatuurisõltuvuses võib ilmnedä üsna suur hüsterees (joonis 6), mis põhjustab ka mõõtemääramatuse vastava suurenemise. Hüsterees väheneb, kui optiline signaal on esitatud sõltuvalt radiomeetri sisemise temperatuurianduri näidust. Veelgi täpsemalt kajastab optilise sensori temperatuuri

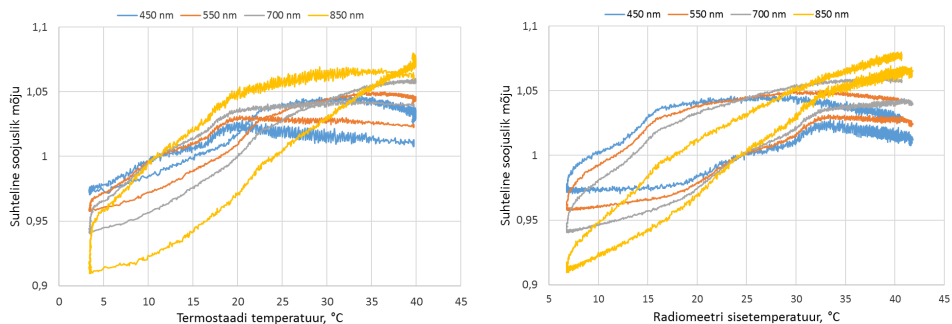
pimesignaali alusel arvatud temperatuur, kuid meetod on keeruline ja selle rakendamisel on omad piirangud. Radiomeetri sisemise temperatuurianduri puudumisel on kalibreerimise ja hilisemate välimõõtmiste temperatuurierinevusi kompenseeriva temperatuuriparandi rakendamine väheefektiivne, kuna kalibreerimis- ja välimõõtmise temperatuuride erinevuse määramatus on suur.



Joonis 7. HyperOCRi kirkuse sensori väljundsignaali hüstereesi kahanemine, kui välistemperatuuri (vasakul) asemel kasutada radiomeetri sisemist temperatuuri (paremal).

HyperOCRi kirkuse sensori optilise ja pimesignaali temperatuurisõltuvus on joonisel 7. Temperatuuritundlikkuse spektraalse sõltuvuse tõttu (joonised 4 ja 5) sõltub hüsterees tugevasti lainepikkusest. Sisemise sensori suhtes esitatud signaalil on hüsterees kogu piirkonnas väiksem kui välise termomeetri suhtes. Välise termomeetriga mõõtes võib signaali hüstereesi panus ületada temperatuuri tundlikkusega seotud signaali muutumise panust. Pimesignaali hüstereesi vähenemine on isegi suurem kui optilise signaali korral.

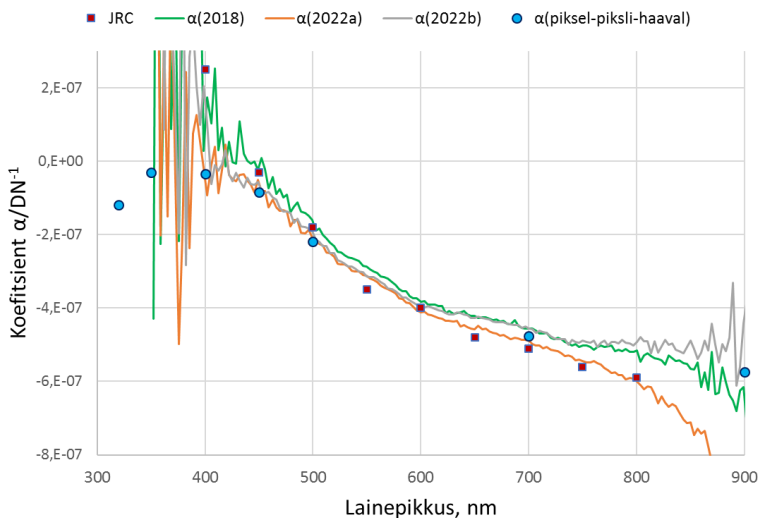
Joonis 8 esitab HyperOCRi kiiritustiheduse sensori signaali suhtelise muutumise termostaadi temperatuuri suhtes. Erinevalt kirkuse sensorist põhjustab kiiritustiheduse sensori korral signaali hüstereesi ka sensori välispinnal paiknev PTFEest koosinushajuti. Selletõttu ei ole välise asemel sisemise temperatuuri kasutamisel hüstereesi seisukohalt erilist mõju. Hüstereesi panus suurendab tulemuste mõõtemääramatust oluliselt.



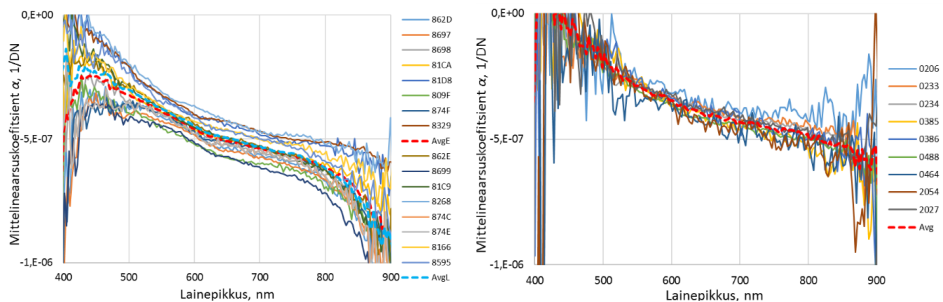
Joonis 8. HyperOCRi kiirustiheduse sensori väljundsignaali suhteline muutumine termostaadi temperatuuri suhtes (vasakul) ja sensori sisemise temperatuurianduri suhtes (paremal).

Radiomeetriline mittelineaarsus

Radiomeetrilise mittelineaarsuse koefitsiendi $\alpha(\lambda)$ määramiseks mõõdeti ajaliselt stabiilse laia spektriga allika kiirgust vähemalt kahe erineva säriaajaga ja saadud spektrite põhjal arvutati $\alpha(\lambda)$ [19]. Koefitsient $\alpha(\lambda)$ (joonis 9) ei sõltu lähtespektrite kujust ja sobib nii laboratoorsete kui ka välimõõtmiste tulemuste parandamiseks.



Joonis 9. RAMSESe sensori mittelineaarsuskoeffitsient α , mis on määratud samaaegselt radiomeetrilise kalibreerimisega (pidevad jooned) ja kasutades häälestatavat monokromaatse kiirguse allikat (sinised punktid). JRC tulemused [13, 14] on esitatud punaste ruutude abil.

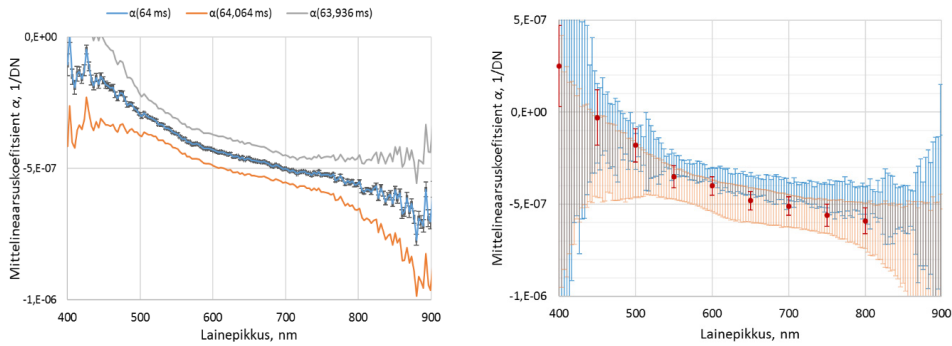


Joonis 10. RAMSESe radiomeetrite mittelineaarsuskoeffitsientide jaotus vasakul, HyperOCRi oma paremal.

Joonisel 9 on punaste ruutude abil esitatud ka JRC varasemad tulemused [20, 21] sama tüüpi radiomeetrite jaoks, kuid mõõtmiseks kasutati teist meetodit: stabiilse laia spektriga allika kiirgust mõõdeti ühe kindla säriaajaga, kuid lähtespektrid saadi erinevatel allika ja radiomeetri vahelistel kaugustel. Nagu jooniselt näha, on erinevate meetodite kooskõla rahuldav. Säriaegade varieerimise meetodit on võimalik täiustada, kasutades häälestatavat monokromaatset kiirgusallikat. Sel juhul saab säritust suurendada pikemate säriaegade valimise teel spektripiirkonnas, kus radiomeetri tundlikkus on madal. Tulemuseks on mõnevõrra väiksem määramatus, kuid tunduvalt töömahukam protseduur. Selle meetodiga saadud koeffitsient $\alpha(\lambda)$ väärtused on joonisel 9 näidatud siniste punktidega.

Joonisel 10 on esitatud FRM4SOC-2 projekti käigus mõõdetud radiomeetrite individuaalsete mittelineaarsuskoeffitsientide jaotus, vasakul 16 RAMSESe ja paremal 9 HyperOCRi sensori jaoks. RAMSESe sensorite tulemuste jaotus on märgatavalt laiem kui HyperOCRi jaotus, näha on ka $\alpha(\lambda)$ keskmise väärtuse erinevus. Erinevust kirkuse ja kiiritustiheduse sensorite jaotustes ei ilmnenud.

Kahe säriaja meetodi kasutamisel ilmnes, et mittelineaarsuskoeffitsient $\alpha(\lambda)$ sõltub tugevasti lähtespektrite mõõtmisel kasutatud säriaegade seadetäpsusest. Joonis 11 esitab selle sõltuvuse, kui mõõtmisel kasutatud säriajad on 32 ms ja 64 ms. Varieerides pikemat säriaega 64 ms vaid tuhandiku võrra, saame mittelineaarsuskoeffitsiendi lähtespektri suhtes hälbed, mille vahele mahuvad ligemale kõikide RAMSESe sensorite mittelineaarsuskoeffitsiendid. Seega, säriaegade varieerimise meetodi usaldusväärseks rakendamiseks mittelineaarsuskoeffitsiendi määramisel peab olema täidetud eeltingimus, et säriaja seadevead oleks alla promilli, veelgi parem aga alla 0,3 ‰.



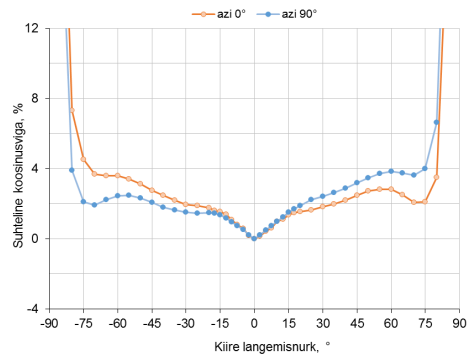
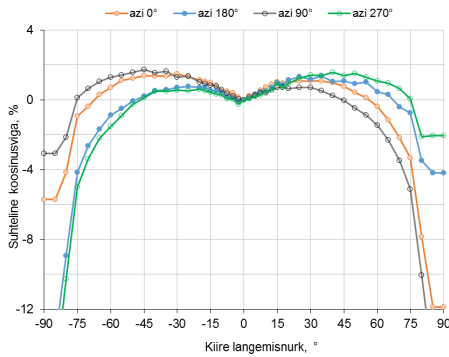
Joonis 11. Vasakul: radiomeetri mittelineaarsuskoeffitsiendi sõltuvus säreaja seadetäpsusest. Paremalt: mittelineaarsuskoeffitsiendi klassipõhine esitus. Sinine riba – HyperOCR, oranž riba – RAMSES, punased ruudud koos laiendmääramatusega – JRC [20, 21].

Kiiritustiheduse sensorite nurgakarakteristikud

Spektraalse kiiritustiheduse sensorite nurgakarakteristikud sõltuvad tugevasti mõõtegeomeetriast, mistõttu on oluline kasutatava kiirgusallika valik ning katse-seadmete justeerimine. Määramatuse adekvaatseks hindamiseks tuleb arvesse võtta ka võimalikke ajalisi ja temperatuuri triive.

Paljude radiomeetrite karakteriseerimisel ilmnes nurgakarakteristiku häirivalt suur ebasümmeetria radiomeetri optilise telje suhtes. Seetõttu tuleb nii karakteriseerimisel kui ka välimõõtmistel silmas pidada radiomeetri asimuutnurka Päikese suhtes. See teeb ka nurgasõltuvuse määramise palju töomahukamaks, kuna mõõtmisi tuleb läbi viia erinevail asimuuditasandil. Kuid veelgi olulisem on, et niigi keeruline välimõõtmiste tulemuste parandamine muutub karakteristiku ebasümmeetria tõttu veel tülikamaks.

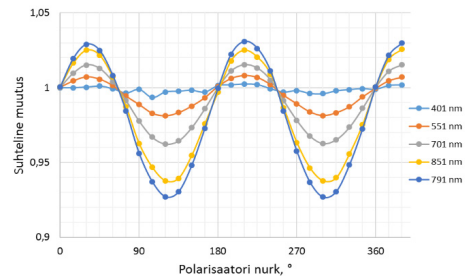
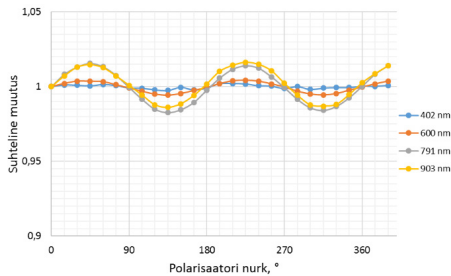
HyperOCRi kirkussensorite koosinusviga (st radiomeetrilise tundlikkuse nurgatunnusjoone erinevus koosinusseadusest) ja nurgasõltuvuse ebasümmeetria on tavaliselt küll väiksem kui RAMSESe sensoritel, kuid nendes kasutatav PTFE materjal võib muutuva temperatuuri tingimustes põhjustada üsna suuri vigasid, mis ilmnevad hüstereesina tundlikkuse temperatuurisõltuvuse kõveral ja mida ei ole võimalik kompenseerida.



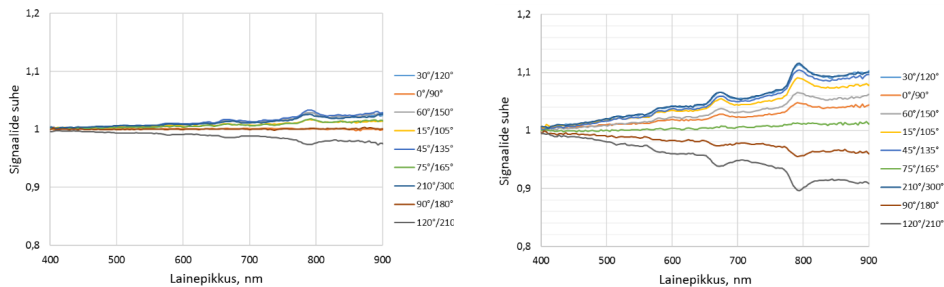
Joonis 12. Kiirustiheduse sensori suhteline koosinusviga erinevail asimuuditasandel, HyperOCR (vasakul) ja RAMSES (paremal). 180° võrra erinevad tasandid kattuvad, kuid langemisnurk on vastupidise märgiga.

Polarisatsioonitundlikkus

Spektraalse kirkuse sensorite tundlikkus sõltuvalt pealelangeva lineaarselt polariseeritud kiirguse polarisatsioonitasandi asimuutnurgast on toodud joonisel 13 ja tundlikkuse amplituud sõltuvalt lainepikkusest joonisel 14. HyperOCRi sensorite polarisatsioonitundlikkus on märksa suurem kui RAMSESe sensoritel. Eeskirja polarisatsiooniparandi rakendamiseks ei ole seni leitud, kuid õnneks on kaugseires mõõdetavate looduslike signaalide polarisatsiooniasete enamasti väike.



Joonis 13. Kirkuse sensori signaali suhteline muutumine sõltuvalt lineaarselt polariseeritud kiirguse asimuutnurgast. RAMSES vasakul ja HyperOCR paremal.



Joonis 14. Kirkuse sensori polarisatsioonitundlikkus sõltuvalt lainepikkusest. RAMSES vasakul ja HyperOCR paremal.

Kokkuvõte

Regulaarne SI ühikuteni jälgitav radiomeetriline kalibreerimine on väga oluline, kuna loob kindla aluse eri ajal ja eri kohas tehtud vee peegeldusspektri mõõtmiste tulemuste võrdluseks. Radiomeetrite karakteriseerimine võimaldab jõuda realistliku määramatuse hinnangueni ka siis, kui OC-mõõtmine toimub keerulistes välingimustes, mis võivad oluliselt erineda kalibreerimise ajal valitsenud tingimustest. Karakteriseerimise tulemuste põhjal ei ole siiski võimalik vahetult hinnata iga parameetri panust mõnda OC tulemisse (kiiritustihedus, kirkus, peegelduskoefitsient vms), kuna mõõdetav väärtus, mõõtegeomeetria, keskkonnatingimused, signaali karakteristikud ja mõõtmisprotseduur mõjutavad tulemust ning määramatust. Lisaks sellele on tulemuste arvutamiseks sageli vaja veel täiendavat infot (väline temperatuur, signaali spektraalne ja ruumiline jaotus jne). Parandite arvutamiseks on vaja põhjalikke teadmisi kiirguslevist mõõdetavais objektides ja see ei mahu TOs läbi viidud OC-radiomeetrite karakteriseerimise konteksti.

FRM4SOC projektide käigus mõõdetud karakteristikute kooskõla varasemate tulemustega on rahuldav. Sellele vaatamata on enamiku OC-radiomeetrite parameetrite karakteriseerimise korral vajalikud uuringud ja täiendav valideerimine võrdlusmõõtmiste kaudu. Samuti ilmnes vajadus tugiradiomeetri järele, mille optoelektriliste ja mehaaniliste omaduste hälbed ideaalseist oleksid märksa väiksemad või hõlpsasti korrigeeritavad, tagades igapäevatoos kasutatavate radiomeetritega võrreldes metrooloogiliste põhiparameetrite kolm korda väiksema määramatuse.

Paljude parameetrite määramist mõjutab radiomeetrite isesoojenemine, kuna tundlikkuse muutus isesoojenemise tõttu võib olla võrreldav mõõteobjekti (nii laboratoorset kui looduslikku) iseloomustavate spektraalsete efektidega. Et mõõdetavaid efekte selgelt eristada, peab rakendama sobivat triivide elimineerimise või nõrgendamise meetodit.

Klassipõhine karakteriseerimine kergendaks OC-radiomeetrite kasutajate olukorda, kuna individuaalne karakteriseerimine on aeganõudev, kallis ja raskesti kättesaadav. Klassipõhise karakteriseerimise rakendamiseks on tarvilik esinduslik andmekogum parameetrite jaotuse kirjeldamiseks: individuaalsete karakteristikute jaotuse keskväärtus, kuju ja laius. Praegused tulemused ei anna põhjust optimismiks, kuna parameetrite jaotused on osutunud üsna laiaks ja klassipõhine määramatus oleks FRMi oodatava kvaliteedi jaoks liiga suur.

Kahe OC-radiomeetrimudeli põhjalikul karakteriseerimisel ilmnesid mõned puudused radiomeetrite ehituses ja toimimises, mis takistavad nende kasutamist FRM-mõõtmisteks.

Radiomeetrites on kasutatud ebastabiilseid materjale (PTFE), sageli puudub sisemine temperatuurisensor, millela ei saa efektiivselt rakendada temperatuuriparandit, paljudel puudub katik pimesignaali mõõtmiseks, mitu radiomeetrit ei talunud katsetusi 40 °C juures, kuigi see kuulub nende lubatud tööpiirkonda, koosinustunnusjoone vead on sageli liiga suured, sisemine soojuskoormus on liiga suur ja sõltub kasutusrežiimist jne. Paljude loetletud puuduste korral ei ole ka põhjaliku karakteriseerimise abil võimalik saavutada FRM-mõõtmisteks rahuldavalt väikest mõõtemääramatust. Olukorda parandaks vaid uute radiomeetrite loomine, mida iseloomustaks väiksem sisemine soojuskoormus, optilise sensori temperatuuri stabiliseerimine, sisetemperatuuri mõõtmine jne.

Tänuavaldus

Projekti FRM4SOC rahastas Euroopa Kosmoseagentuur (ESA, leping nr 4000117454/16/I-Sbo). Projekti FRM4SOC Phase-2 rahastab Euroopa Komisjon ja koordineerib Euroopa Meteoroloogiasatelliitide Kasutamise Organisatsioon (EUMETSAT, leping nr EUM/CO/21/460002539/JIG).

Tartu Ülikooli Tartu observatooriumi laborite taristut toetavad Sihtasutus Eesti Teadusagentuur (Eesti osalemine Euroopa Kosmoseagentuuris, TT8) ja Riigi Tugiteenuste Keskus (Kosmoseuuringute maapealse infrastruktuuri arendamine Eestis, KosEST).

Viidatud kirjandus

- [1] R. Vendt, V. Vabson, I. Ansko ja J. Kuusk, “Maapealse tugiväärtuse mõõtmine satelliitkaugseire andmete valideerimiseks”, Kaugseire Eestis 2021. Artiklikogumik, Tõravere: Tartu Observatoorium, 2021, lk 10–20.”
- [2] A. C. Banks et al., “Fiducial Reference Measurements for Satellite Ocean Colour (FRM4SOC),” *Remote Sens.*, vol. 12, no. 8, Art. no. 8, Jan. 2020, doi: 10.3390/rs12081322.
- [3] “EUMETSAT | FRM4SOC Phase-2.” <https://frm4soc2.eumetsat.int/> (accessed Feb. 17, 2023).
- [4] A. Białek et al., “Results from Verification of Reference Irradiance and Radiance Sources Laboratory Calibration Experiment Campaign,” *Remote Sens.*, Art. no. 5, 2020.
- [5] “BIPM, The international system of units (SI), 9th ed. Sèvres: BIPM, 2019.”
- [6] A. Białek et al., “Example of Monte Carlo Method Uncertainty Evaluation for Above-Water Ocean Colour Radiometry,” *Remote Sens.*, vol. 12, no. 5, Art. no. 5, Jan. 2020, doi: 10.3390/rs12050780.
- [7] “JCGM 100, Evaluation of Measurement Data—Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement (GUM), First Edition, September 2008. Available online: http://www.bipm.org/utils/common/documents/jcgm/JCGM_100_2008_E.pdf.” JCGM, 2008.
- [8] J. L. Mueller et al., “Ocean Optics Protocols For Satellite Ocean Color Sensor Validation, Revision 4. Volume III: Radiometric Measurements and Data Analysis Protocols.” 2003, doi: <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-62>.
- [9] V. Vabson, I. Ansko, R. Vendt, and J. Kuusk, “Technical Report: Complete characterisation and calibration results for FRMOCnet OCR models and re-characterisation routine: an update.” EUMETSAT: Darmstadt, Germany, Nov. 2022.
- [10] “IOCCG Protocol Series (2019). Protocols for Satellite Ocean Colour Data Validation: In Situ Optical Radiometry. Zibordi, G., Voss, K. J., Johnson, B. C. and Mueller, J. L. IOCCG Ocean Optics and Biogeochemistry Protocols for Satellite Ocean Colour Sensor Validation, Volume 3.0,” IOCCG, Dartmouth, NS, Canada, 2019. doi: <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-691>.
- [11] K. G. Ruddick et al., “A Review of Protocols for Fiducial Reference Measurements of Water-Leaving Radiance for Validation of Satellite Remote-Sensing Data over Water,” *Remote Sens.*, vol. 11, no. 19, Art. no. 19, Jan. 2019, doi: 10.3390/rs11192198.
- [12] K. G. Ruddick et al., “A Review of Protocols for Fiducial Reference Measurements of Downwelling Irradiance for the Validation of Satellite Remote Sensing Data over Water,” *Remote Sens.*, vol. 11, no. 15, Art. no. 15, Jan. 2019, doi: 10.3390/rs11151742.
- [13] V. Vabson et al., “Laboratory Intercomparison of Radiometers Used for Satellite Validation in the 400–900 nm Range,” *Remote Sens.*, vol. 11, no. 9, p. 1101, Jan. 2019, doi: 10.3390/rs11091101.
- [14] V. Vabson et al., “Field Intercomparison of Radiometers Used for Satellite Validation in the 400–900 nm Range,” *Remote Sens.*, vol. 11, no. 9, p. 1129, Jan. 2019, doi: 10.3390/rs11091129.

- [15] G. Tilstone et al., “Field Intercomparison of Radiometer Measurements for Ocean Colour Validation,” *Remote Sens.*, vol. 12, no. 10, Art. no. 10, Jan. 2020, doi: 10.3390/rs12101587.
- [16] K. Alikas et al., “Consistency of Radiometric Satellite Data over Lakes and Coastal Waters with Local Field Measurements,” *Remote Sens.*, vol. 12, no. 4, Art. no. 4, Jan. 2020, doi: 10.3390/rs12040616.
- [17] G. Zibordi, M. Talone, and L. Jankowski, “Response to Temperature of a Class of In Situ Hyperspectral Radiometers,” *J. Atmospheric Ocean. Technol.*, vol. 34, no. 8, pp. 1795–1805, Aug. 2017, doi: 10.1175/JTECH-D-17-0048.1.
- [18] L. Ylianttila and J. Schreder, “Temperature effects of PTFE diffusers,” *Opt. Mater.*, vol. 27, no. 12, pp. 1811–1814, Dec. 2005, doi: 10.1016/j.optmat.2004.11.008.
- [19] J. Lin et al., “Derivation of uncertainty budgets for continuous above-water radiometric measurements along an Atlantic Meridional Transect,” *Opt. Express*, vol. 30, no. 25, pp. 45648–45675, Dec. 2022, doi: 10.1364/OE.470994.
- [20] M. Talone, G. Zibordi, and A. Bialek, “Reduction of non-linearity effects for a class of hyper-spectral radiometers,” *Metrologia*, vol. 57, no. 2, p. 025008, Mar. 2020, doi: 10.1088/1681-7575/ab6277.
- [21] M. Talone and G. Zibordi, “Non-linear response of a class of hyper-spectral radiometers,” *Metrologia*, vol. 55, no. 5, pp. 747–758, Sep. 2018, doi: 10.1088/1681-7575/aadd7f.

Summary

Complete characterisation of Ocean Colour Radiometers

The reliability of satellite remote sensing data is confirmed with the fiducial reference measurements (FRM) carried out on the ground. Scientists of Tartu Observatory (TO) of the University of Tartu have contributed to the water remote sensing project FRM4SOC (2016–2019) initiated by the European Space Agency (ESA) and the follow-up project FRM4SOC - Phase 2 (2021–2023) initiated by the European Organisation for the Exploitation of Meteorological Satellites (EUMETSAT). The aim of the projects is to improve the level of in situ measurements to the FRM quality suitable for the validation of satellite remote sensing data. As a precondition, any field radiometer used for the satellite ocean colour validation shall have a documented history of SI traceable calibrations and characterisations, including uncertainty statements. During the projects, full calibration and characterisation of the two presently most common Ocean Colour Radiometer (OCR) instrument models have been performed at the optical laboratory of TO, involving about 40 individual OCRs. The performed calibrations and characterisations include the determination of radiometric responsivity, long-term stability, the accuracy of the spectral scale, non-linearity and accuracy of integration times, spectral stray light, the angular response of irradiance sensors in air, dark signal, thermal sensitivity, polarisation sensitivity, and signal-to-noise ratio of individual OCRs. Conclusions and lessons learned are also analysed. A full characterisation revealed several drawbacks in the construction and performance of the present OCR models and quality gaps in the in situ OC measurements.

Veekogudel esinevate pinnakogumite kaugseirest

Kaire Toming, Tiit Kutser

Tartu Ülikool, Eesti mereinstituut, Mäealuse 14, 12618 Tallinn

Kokkuvõte

Veekogudel võib esineda väga erineva koostise ja päritoluga pinnakogumeid, nii tehislikke (näiteks mereprügi) kui ka looduslikke (näiteks tsüanobakterid). Tihtipeale on neil nii suur ökoloogiline kui ka sotsiaalmajanduslik mõju. Eestis ei ole tehisliku päritoluga pinnakogumid täna veel väga suureks probleemiks, samas on meile tuttavad suvised tsüanobakterite vohamised ning viimastel aastatel võib suurtel merealadel üha sagedamini märgata ka õietolmu, mis on ühelt poolt oluline süsinikuallikas veekogudes, teisalt muudab see keerukamaks näiteks tsüanobakterite tuvastamise kaugseire abil. Pinnakogumite avastamine kaugseire abil ei ole tehniliselt eriti keeruline ning seda on võimalik teha nii radar- kui ka optilise kaugseire abil, tingimusel, et sensorite ruumiline lahutus on selleks sobiv. Märksa keerukam on pinnakogumite tuvastamine ehk pinnakogumi tüübi kindlakstegemine ning veelgi enam lisab väljakutseid eri tüüpi pinnakogumite üksteisest eristamine. Siiski on satelliidid hetkel ainsad vahendid, millel on potentsiaali pinnakogumite regulaarseks globaalseks seireks. Viimase paarikümne aasta jooksul on aktiivselt uuritud kaugseire võimalusi väga erinevate pinnakogumite uurimiseks ja tuvastamiseks, näiteks mereprügi, fütoplankton, makrovetikad, veetaimed, aga ka juba mainitud õietolm. Käesoleva artikli eesmärgiks on anda eestikeelne lühiülevaade enim levinud pinnakogumite kaugseirest.

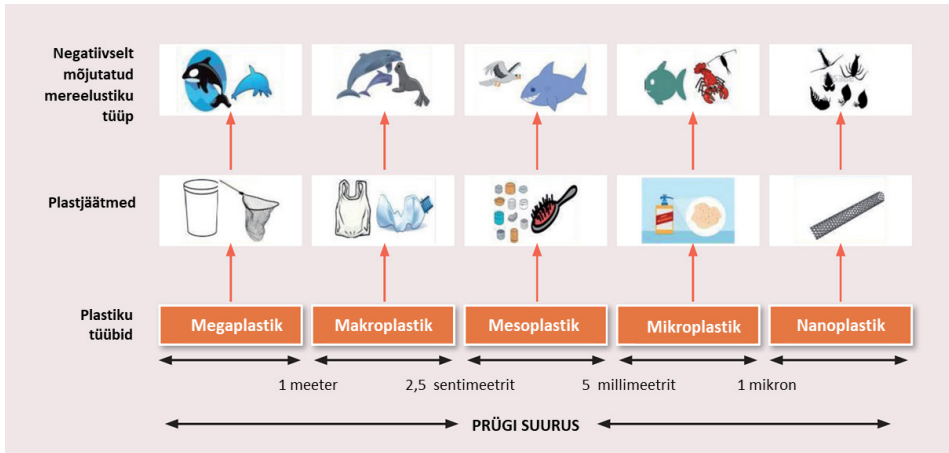
Võtmesõnad: veekogude pinnakogumid, veekogude kaugseire, fütoplankton, makrovetikad, mereprügi, veetaimed, Sentinel-2, Sentinel-3

Sissejuhatus

Veekogudel esinevaid pinnakogumeid, nii tehislikke kui looduslikke, on täheldatud paljudes piirkondades üle kogu maailma. Eri tüüpi pinnakogumitel on tihti-peale suur ökoloogiline ja ka sotsiaalmajanduslik mõju. Näiteks on plastiku ja muu mereprügi probleem akuutne mitmel pool maailmas [1, 2]. Kalandust ning ka laevandust takistab paljudes troopilistes järvedes ja jõgedes invasiivne vesihüatsint. Merepõhjast lahti rebenenud makrovetikate ja taimede kogumid jõuavad tihti-peale randadesse, sulgedes need turistidele ning kahjustades oluliselt rannikute ökosüsteeme. Eestis ei ole tehniliku päritoluga pinnakogumid (näiteks mereprügi) väga suur probleem. Samas on potentsiaalselt toksiliste tsüanobakterite pinnakogumid indikaatoriks, et need veekogud võivad kujutada ohtu nii koduloomade kui ka inimeste tervisele. Läänemeres võivad tsüanobakterite pinnakogumid katta veekogu pindalast enamuse ehk üle 200 000 km² [3]. Veepinnale langenud puude õietolm on tihti oluline süsinikuallikas neis veekogudes. Lisaks segab õietolm potentsiaalselt toksiliste tsüanobakterite tuvastamist kaugseire abil. Kõik see tingib vajaduse pinnakogumeid regulaarselt seirata. Kaugseire on sisuliselt ainus meetod, millel on laialdasemalt potentsiaali pinnakogumite regulaarseks seireks nii ajas kui ruumis. Pinnakogumite avastamine kaugseire abil ei ole tehniliselt eriti keeruline ning seda on võimalik teha nii radar- kui ka optilise kaugseire abil, tingimusel, et sensorite ruumiline lahutus on selleks sobiv. Märksa keerukam on pinnakogumite tuvastamine ehk pinnakogumi tüübi kindlakstegemine ning veelgi enam lisab väljakutseid eri tüüpi pinnakogumite üksteisest eristamine. Viimase paarikümne aasta jooksul on aktiivselt uuritud kaugseire võimalusi väga erinevate veepinnal hõljuvate materjalide uurimiseks ja tuvastamiseks. Nende hulka kuuluvad tsüanobakterid, nagu *Trichodesmium* spp., *Nodularia* spp., *Aphanizomenon* spp., *Microcystis* spp. [4–24]; makrovetikad, nagu pruunvetikas *Sargassum* spp. [25–34] ja rohevetikas *Ulva* spp. [29, 34–36]; veetaimed, nagu vesihüatsint [37–40] ja merihein [25, 41–43]; puude õietolm [44]; mereprügi [45–54]; õlilaigud [55] jne. Käesoleva artikli eesmärgiks on tutvustada neid võimalusi natuke lähemalt.

Mereprügi

Mereprügi sisaldab tihti plasti (sünteetilisi polümeere), aga ka puitu, metalli, klaasi, kummi, paberit ja muid merre jäetud või rannikult merre uhutud biolagunematuid materjale [50, 53]. Plastid moodustavad kuni 95% ülemaailmsest ookeaniprügist ning neid jagatakse tinglikult megaplastideks, makroplastideks, mesoplastideks, mikroplastideks ja nanoplastideks (joonis 1, [56]). Mereprügi mõjutab nii elusloodust (joonis 1), bioloogilist mitmekesisust, inimeste tervist kui ka maailma majandust ja kliimat [56, 57].



Joonis 1. Eri suurusega plastid (plastikud) ning nende mõju mereorganismidele (kohandatud Chatterjee ja Sharma [56]).

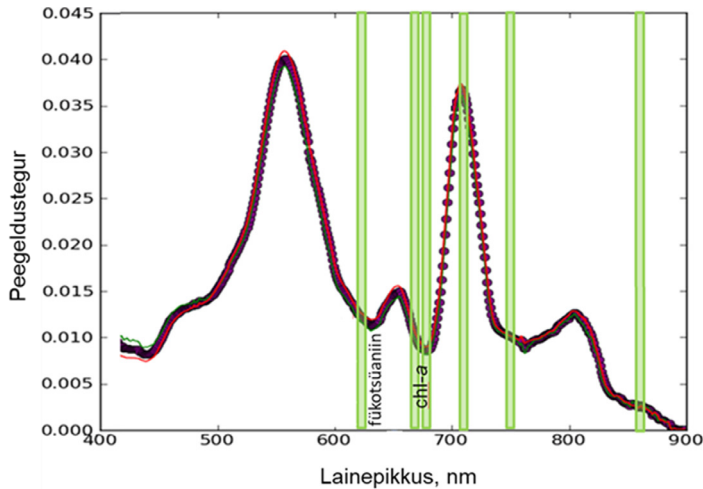
Objektiivsed seire- ja aruandlussüsteemid on mereprügi edukaks haldamiseks ja merest eemaldamiseks hädavajalikud. Satelliidipiltide kõrgresolutsioonilised andmed võimaldavad süstemaatiliselt jälgida palju suuremaid merealaseid kui traditsioonilised kohtvaatlused, olles seega oluliseks võimaluseks ka mereprügi kaardistamisel ning seiramil ja aidates seeläbi kaasa prügi kõrvaldamisele keskkonnast [53]. Mereprügi tuvastamiseks ning eristamiseks muudest veepinnal ujuvatest materjalidest on kasutatud erinevaid meetodikaid (vaatlus, fotointerpretatsioon, klassifitseerimine, indeksid jne) ning droonidel, lennukitel ja satelliitidel paiknevaid optilise ja radarkaugseire sensoreid (Sentinel-1, SAR; Sentinel-2, MSI; Sentinel-3, OLCI; Aqua, MODIS; Landsat-8, OLI, TIRS; Worldview-2 ja -3; Prisma; PlanetScope; TanDEM-X; RADARSAT-2; TerraSAR-Xremote, SASI; APEX; AVIRIS-NG; King Air; Cessna jne) [45–54]. Kasutatud sensorite ruumiline lahutusvõime jääb 3 cm kuni 20 m vahele ning kasutatakse spektrivahe- mikrolainetest kuni lühilaine infrapunani [45–54]. Mereprügi tuvastamisel on osutunud kõige sobilikumateks õhusõidukitel paiknevad suure ruumilise eraldusvõimega (< 3 m) ja laia lainepikkuste vahemikuga ($\lambda = 400$ kuni 2500 nm) sensorid. Tehisavaradarid (SAR) ($\lambda = 3,1$ kuni $5,6$ cm) on olnud edukad mikroobide ja mikroorganismidega agregeeritud mikroplasti tuvastamisel [50]. Mereprügi avastamist, tuvastamist ja seiret mõjutavad mitmed tehnilised ja füüsilised piirangud, näiteks atmosfääri ja merepinna mõju, pilved, sensorite radiomeetri- line, ruumiline ja ajaline resolutsioon ning *in situ* andmete olemasolu [53, 58–62]. Mehitatud õhusõidukitel on satelliitide ees küll märkimisväärsed eelised ruumilise lahutuse osas, kuid nende lennusaadus ja seiratav ala on siiski piiratud ja nende kasutamine kallid. Seega sobivad nad pigem teaduslikeks uuringuteks ja võrdlus- andmete kogumiseks kui suuremahuliseks seireks [53, 54, 61, 62]. Mehitamata

õhusõidukite (näiteks droonid) kasutamine on palju odavam, kuid lennuaja ja automatiseerimispotentsiaali poolest on nende kasutamine hetkel veel suhteliselt piiratud [53, 54, 61, 62]. Lisaks on vee kohal lendamine seotud suurte riskidega, sest tugevam tuuleil või väike tehniline rike tähendab üldjuhul kallihinnalise aparatuuri hävimist. Tehniline areng võimaldaks kasutada drone ka laiaulatuslikumaks kaugseireandmete kogumiseks, aga hetkel on siiski satelliidid ainsad platvormid, mis suudavad pakkuda globaalset katvust ning aitavad uurida ja seirata kaugemaid ning raskemini ligipääsetavaid piirkondi [49, 53, 54].

Kuigi mereprügi tuvastamisel ja seiramisel kasutatakse väga erinevaid kaugseiresensoreid, on andmete töötlemisetapid sarnased, koosnedes andmete eeltöötlukest ning ujuvmaterjalide klassifitseerimisest [53, 58, 59, 63]. Eeltöötlus hõlmab näiteks atmosfäärikorreksiooni; maa, pilvede ja pilvevarjude tuvastamist ning väljamaskimist, aga ka päikese peegelduse ehk glindi eemaldamist ja korrigeerimist [53]. Kahjuks ei ole atmosfäärikorreksiooni mudelid sageli piisavalt tõhusad või annavad tugevate pinnakogumite korral vääraid tulemusi, raskendades seetõttu ka mereprügi tuvastamist. Ujuvmaterjalide klassifitseerimine hõlmab tegevusi, mis on vajalikud mereprahti sisaldavate pikslite tuvastamiseks [53, 58]. Mereprahti tuvastamiseks ning loodusliku materjali ja mereprügi eristamiseks on kasutatud erinevaid meetodeid, näiteks spektri kanalisuhte indekseid ja mitmeid masinõppe võimalusi [49, 53, 59]. Selleks et mereprügi oleks võimalik seirata suures ruumilisel skaalal, peavad need meetodid ja tehnikad olema automatiseeritud, samuti sobima suurtele aladele ning ideaalis töötama ka kõigi olemasolevate satelliidiandmetega [52–54, 63–66]. Selliste meetodite väljatöötamine ja valideerimine nõuavad märkimisväärset hulka *in situ* andmeid, mida võiks peale teaduslike uuringute hankida ka näiteks reisilaevadelt tehtavate vaatluste või tavakodanikelt saadud info abil [53, 63, 67].

Fütoplankton ja tsüanobakterid

Nii lennukitelt kui ka satelliitidelt teostatava kaugseire võimalusi fütoplanktoni hindamisel demonstreeriti juba rohkem kui neli aastakümnet tagasi [68, 69]. Kuna fütoplanktoni vohamisele on iseloomulik biomassi suur ruumiline ja ajaline varieeruvus, siis on fütoplanktoni hindamine kaugseire abil vaatamata selle pikale ajaloole endiselt suur väljakutse. Fütoplanktoni biomassi kirjeldatakse sagedasti pigmendi klorofüll-a kontsentratsiooni abil. Kuna klorofüll-a on optiliselt aktiivne aine, siis on selle kontsentratsioon hinnatav kaugseirespektritest. Selgetes (oligotroofsetes) vetes toimivad klorofüll-a kaugseirealgoritmid, mis põhinevad sinise ja rohelise kanali suhtel. Produktiivsetes, hägusates ning heljumi ja/või lahustunud värvunud orgaanilise aine (CDOM) rikkastes rannikuvetes ja siseveekogudes annab parema tulemuse rohelise ja lähisinfra puna spektripiirkonna kasutamine, kuna selles piirkonnas on kattumine teiste optiliselt aktiivsete ainete (CDOM, heljum) optiliste



Joonis 2. Tsüanobakteri (*Microcystis* sp.) keskmistatud peegeldusspektrid, millel on näha fükotsüaniini neeldumine 620 nm juures, klorofüll-a neeldumine 670 nm juures ning peegeldusspektri tipp 700 nm lähedal. Rohelisega on võrdluseks toodud Sentinel-3 OLCI punase ja lähisinfrapuna piirkonna kanalite asukohad (kohandatud Beck jt [105]).

mõjudega väiksem [70–87]. Hägusate ranniku- ja sisevete klorofüll-a hindamise algoritmides (eriti kõrge biomassi tingimustes) kasutatakse sagedasti ka peegeldusspektri tippu 700 nm lähedal [88–102]. Tsüanobakterite biomassi hindamisel kasutatakse lisaks ka fükobiliini pigmentide alla kuuluvat fükotsüaniini [103]. Mitmed varasemad uuringud on tõestanud fükotsüaniini kvantitatiivse kaardistamise võimalikkust kaugseire abil [90, 100, 102, 104]. Fükotsüaniini spektrile on iseloomulik neeldumine 620 nm ning fluorestseerumine 650 nm piirkonnas (joonis 2).

Need spektritunnused ei ole tuvastatavad, kui tsüanobakterite kontsentratsioon vees on madal [106], kui teisi fütoplanktoni liike esineb arvukalt [102] või õitseng on jõudnud lõppfaasi ja fükotsüaniin on lagunened. Seega on teatud tingimustes tsüanobakterite kaardistamine kaugseire meetodite abil äärmiselt keeruline ning nõuab sensorite kõrget spektraalset eraldusvõimet [4]. Laborikatsetest [107, 108], lennukitelt [91] ja satelliitidelt [4] saadud andmed näitavadki, et fükotsüaniini tuvastamiseks ja hindamiseks tuleks kasutada maksimaalselt 10 nm spektraalse eraldusvõimega hüperspektraalseid sensoreid. Masinõppemethodid võivad ületada poolempiiriliste, poolanalüütiliste ja kvaasianalüütiliste meetodite võimekuse fükotsüaniini hindamisel, kombineerides ja kasutades ära mitmest optilisest tunnusest kättesaadavat teavet [100, 102, 109–112]. Näiteks seose tiheduse võrgustik (Mixture Density Network – MDN), mis kasutab fükotsüaniini täpseks hindamiseks peegeldusspektri kõrgusi ja kanalisuhteid, on andnud häid tulemusi fükotsüaniini kontsentratsiooni määramisel kaugseire abil [109].

MDN on tõestanud oma sobivust eelkõige komplekssete probleemide lahendamiseks väheste *in situ* andmete olemasolul. See meetodika on osutunud efektiivseks kui harilikud kanalisuhte algoritmid, suutes vältida eelkõige fükotsüaniini ülehindamist madalatel kontsentratsioonidel ($< 10 \text{ mg m}^{-3}$, [109]).

Ülal välja toodud spektritunnused ja algoritmid on sobilikud eelkõige vees oleva fütoplanktoni hulga hindamiseks. Mitmed tsüanobakteriliigid suudavad vees iseseisvalt liikuda ning moodustavad tiheda biomassi kihte optimaalses sügavuses, näiteks vahetult veepinna all. Sellisel juhul on biomassi hindamine kaugseirega keerukas [113]. Massiivsed öitsengud võivad põhjustada mitmesuguseid ökoloogilisi ja sotsiaalmajanduslikke probleeme, aga teisalt kujutada ohtu ka inimeste ja loomade tervisele, kuna paljud tsüanobakteriliigid on võimelised tootma toksiine. Erinevalt muudest fütoplanktoni liikidest võivad tsüanobakterid moodustada ka veepinnal ujuvaid kogumeid. Nimetatud kogumid võivad olla väga erineva biomassi ning tihedusega, varieerudes õhukesest tolmulaadsest kihist paksu, mitmesentimeetrise kihini. Selliste pinnakogumite moodustumisel on problemaatiline hinnata tsüanobakterite kontsentratsiooni vees kaugseire abil. Paksu tsüanobakterite kihi puhul on keeruline hinnata ka biomassi kihis endas, sest pealmine osa, mida näeb kaugseire, võib koosneda surnud rakkudest, kus klorofüll-a ja fükotsüaniin puuduvad, samas kui ülejäänud kiht võib koosneda veel elavatest tsüanobakteritest. Siiski tuleb töötada selle nimel, et oleks võimalik hinnata vähemalt nende pinnakogumite ulatust, toetamaks asjakohaseid haldamismeetmeid.

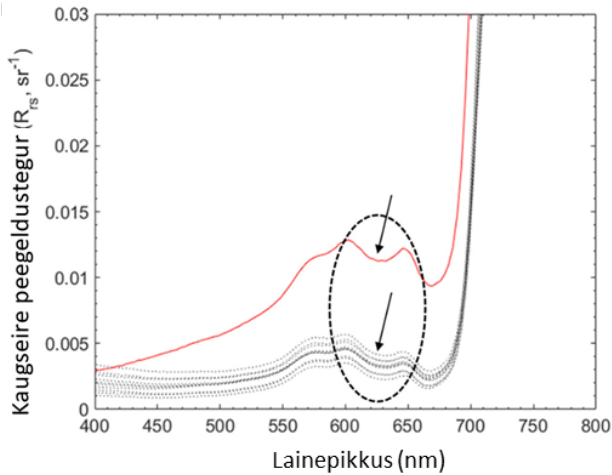
Pinnakogumite peegeldusspektritele on iseloomulik kiire väärtuste tõus lähisinfra- ja infrapuna piirkonnas ning kõrged peegeldusteguri väärtused infrapuna piirkonnas, mis on üldjuhul iseloomulik maismaataimedele (analoogselt joonistel 4, 6, 7 kujutatud spektritega). Suureks probleemiks tsüanobakterite pinnakogumite ning vahetult veepinna all leiduva suure biomassi eristamisel on ka sensorite ruumiline lahutus. Pinnakogumid esinevad tihtipeale kitsaste (mõni meeter) triipudena. Kui kaugseiresensori ruumiline lahutus on parem kui pinnakogumi laius, siis on vees olev biomass (vt joonis 2) ning pinnal ujuv biomass (vt joonised 4, 6, 7) teineteisest hõlpsasti eristatavad. Kui aga pinnal ujuv biomass katab vaid osa pikslist, siis on pinnal ujuva biomassi ja kõrval oleva suhteliselt selge vee summaarne spekter analoogne joonisel 2 kujutatuga. Ehk ei ole võimalik vahet teha, kas biomass on pinnal või veesambas. Näiteks oli juba paarkümmend aastat tagasi teada [4], et 30 m ruumilise lahutusega hüperspektraalse satelliidi (Hyperion) piksel on liiga suur võrreldes paljude Läänemeres esinevate pinnakogumite mõõtmetega ning ei võimalda tihtipeale eristada pinnal ujuvaid tsüanobaktereid pinna all olevatest. Sama probleem esineb tihti ka Sentinel-2 multispektraalse sensori (Sentinel-2 MSI) andmete puhul, mille ruumiline lahutus on 10 m [77, 114]. Lisaks sellele eeldab enamik vee kaugseire jaoks välja töötatud atmosfäärikorrektsiooni meetodeid, et vee peegeldustegur on lähisinfra- ja infrapuna spektripiirkonnas null. Pinnakogumite (alates mereprügist ja lõpetades tsüanobakteritega) ja ka vees leiduva suure biomassi korral see siiski nii ei ole. Tulemusena maskeeritakse atmosfäärikorrektsiooni käigus pinnaöitsengute ja ka muude pinnakogumite pikslid

välja. Seetõttu tuleks igasuguste pinnakogumite hindamisel eelistada pigem peegeldusspektri matemaatilisel analüüsil põhinevaid indeksid, mis ei nõua täielikku atmosfäärikorrektsiooni. Lisaks sõltub optiline kaugseire tugevalt pilvkattest. De Santi jt [115] uurisid, kas pilves ilma korral võib Sentinel-1 tehisavaradari (SAR) andmete kasutamine kompenseerida optilise kaugseire andmete vajaka jäämisi tsüanobakterite pinnakogumite hindamisel [115]. Nad pakkusid välja meetodi, mis kasutab tsüanobakterite vohamise tuvastamiseks tuule ja radari tagasihajumise vahelisi seoseid. Kvalitatiivne võrdlus Sentinel-2 ja Sentinel-3 satelliitidelt kogutud optiliste andmete ning meteoroloogiliste andmetega näitas, et enamikul analüüsitud juhtudest (79%) vastasid tulemused reaalsusele [115]. Seega võivad SARi andmed olla oluliseks abiks tsüanobakterite vohamiste ajalisruumilisel hindamisel, eriti pilvise ilma korral. Siiski tuleb silmas pidada, et SAR ei näe vees sügavamale kui 1 mm ja mõõdab ainult pinna karedust ning ka varieeruv tuulekiirus võib tekitada pinnakogumitega sarnast pinnakaredust. Seega võivad SARi pildid anda pinnakogumite tuvastamisel ka valepositiivseid tulemusi, küll aga enamasti mitte kunagi valenegatiivseid tulemusi [116].

Pruunvetikad

Alates 2011. aastast on suurtel aladel Vaikse ookeani ja Atlandi ookeani troopilistes piirkondades registreeritud pruuni makrovetika mariadru (*Sargassum* spp.) massilisi kaldale uhtumisi, mis avaldavad suurt negatiivset mõju kohalikule elanikkonnale, ranniku ökosüsteemidele ja majandussektorile (eelkõige turismile ja kalandusele). Kaugseire võimalusi on püütud kasutada nii pinnakogumite avastamiseks, kaardistamiseks kui ka ennustamiseks nende liikumisteid ja võimalikke kaldale uhtumise piirkondi [25, 27–31, 33, 117–122]. Probleeme valmistab siiski endiselt nii liikide tuvastamine kui ka randa uhutud vetikate koguseline hindamine kaugseire rakenduste abil. Mariadru peegeldusspektrit iseloomustab klorofüll-c pigmendist tulenev lohk 630 nm juures (joonis 3).

Kasutades kaugseire signaale lainepikkusel 630 nm koos 650 nm-ga või 555 nm-ga on võimalik edukalt mariadru kaugseirega tuvastada [28]. Välja on töötatud ka spetsiaalne mariadru indeks, mis tugineb 650 nm ja 630 nm peegeldustegurite suhtel ning mis on osutunud tõhusaks näiteks mariadru eristamisel meriheina (*Syringodium* sp.) pinnal ujuvast heitest [25]. Peale selle on 10 nm spektraalse lahutusega sensori puhul võimalik edukalt kasutada kuuest kanalist (keskpunktid 555, 605, 625, 645, 685, 755 nm juures) moodustatud indekseid mariadru eristamiseks kõigist teistest veepinnal ujuvatest materjalidest [28]. Tuvastamine muutub keerulisemaks, kui piksli kaetus mariadruuga on väike. Saamaks usaldusväärset tulemust peab vähemalt 20–30% pikslist olema kaetud mariadruuga [28]. Seetõttu ei ole paljud mariadru matid, mis on tuvastatavad suure ruumilise eraldusvõimega piltidel (Worldview-2, ruumiline resolutsioon 2 m), nähtavad väikese ruumilise resolutsiooniga piltidel (HypIRI, 60 m, [28]). Sentinel-3 OLCI

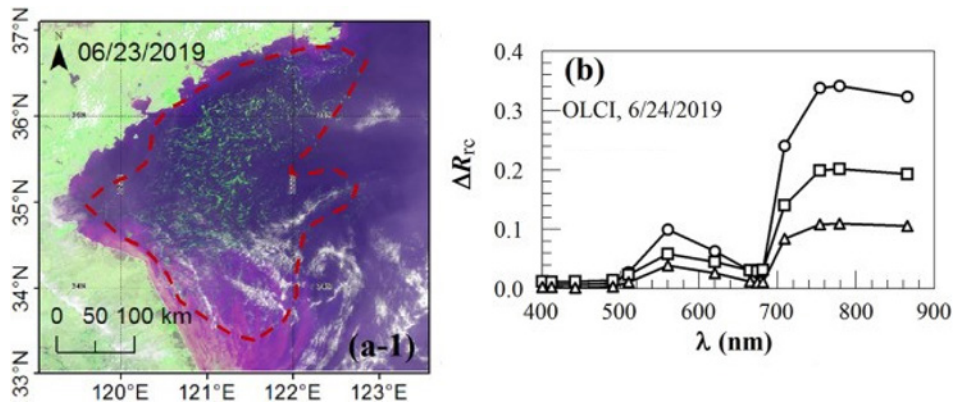


Joonis 3. Mariadru ja mariadrut sisaldava merevee kaugseire peegeldusspekt-rid. Piegeldusteguri miinimum 630 nm juures tuleneb klorofüll-c neeldumisest (kohandatud Shin jt [123]).

(ruumiline resolutsioon 300 m) peegeldusspektris on olnud siiski võimalik tuvastada ujuvtaimestikule iseloomulikke punase spektripiirkonna peegeldust ja kohalikku peegelduse maksimumi umbes 620 nm juures, mis viitab mariadrule [124]. Spektraalsete mõõtmiste tulemused on aga näidanud, et nii pruunide veetaimede ja vetikate kui ka muude pruunides toonides veeorganismide (näiteks osad korallid) peegeldusspektrite iseloomulikud jooned on ülemaailmselt väga sarnased [125]. Nende spektrite tüüpilised tunnused on tipp 600–610 nm juures ja kaks „õlga“ umbes 575 nm ja 650 nm juures [126–135], mis teeb nende üksteisest eristamise pelgalt peegeldusspektri alusel peaaegu võimatuks [125].

Rohevetikad

Roheline makrovetikas merikapsas (*Ulva* spp.) on laialt levinud, substraadile kinnitunud lopsaka biomassiga merevetikaliik, mis substraadilt lahti rebenedes võib kujuda nii rannikumetes kui ka randades ning muutuda kõdunedes kahjulikuks nii keskkonnale kui ka inimesele, põhjustades nii ökoloogilisi kui ka majanduslikke probleeme (näiteks vee läbipaistvuse halvenemine ja hapnikuvaegus, randade reostus, ebameeldiv lõhn jm [29]). Merikapsa elupaigaalustust kattub meriheina omaga ning ta on võimeline meriheina oma kasvukohalt välja tõrjuma, soodustades seeläbi rannikumere eutrofeerumist [29]. Kaugseirel on potentsiaali hindamiseks merikapsa arvukust ja levikut ning tema biomassi ajalisi muutusi. Merikapsa peegeldusspektritele on iseloomulikud kõrged väärtused spektri punases piirkonnas koos lokaalse maksimumiga umbes 560 nm juures [29]. Isegi 300 m ruumilise lahutusega OLCI peegeldusspektritest on võimalik välja lugeda merikapsale iseloomulikke spektraalseid omadusi (joonis 4) [29].

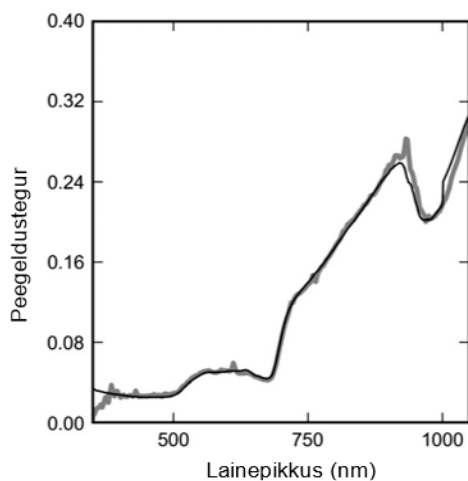


Joonis 4. (a-1) VIIRS-satelliidi pilt, millel on näha merikapsa vohamine Kollases meres 2019. aasta suvel; (b) OLCI peegeldusspekter samast piirkonnast (pinnakogumiga kaetud piksli spektrist on maha lahutatud pinnakogumita piksli vee spekter). Näha on merikapsale iseloomulik lokaalne maksimum 560 nm juures (kohandatud Qi jt [124]).

Kanalisuhte indeksite, näiteks alternatiivse ujuvetikate indeksi (*alternative floating algae index*, AFAI) ja roheline-punase-erinevuse (*green-red-difference*, GRD) kasutamine aitab kõrvaldada peegeldusspektri müra (näiteks tingitud atmosfääri- ja glindikorreksiooni vigadest) ning kvantifitseerida spektri punase piirkonna peegeldust eristamiseks taimestikku eluta materjalidest või siis erinevaid vetikaid üksteisest [29]. Veepinna kogumid ei ole ruumis ühtlaselt jaotunud ning katavad tihtipeale vaid väikese osa kaugseire pildipikslit. Seega sõltub tuvastamise ja eristamise edukus sellest, kui suur osa pikslit on kaetud vetikatega ehk milline on tuvastamispiir. Piksli katvus (0–100%) näitab vetikate hulka (m^2) piiratud suurusel pikslis, kus koguhulk võib pärineda paljudest eraldi seisvatest kogumikest ühe piksli sees [29]. Selge vee ja atmosfääri korral on tuvastamispiir pöördvõrdeline sensori signaali-müra suhtega [28]. Sentinel-3 OLCI puhul on merikapsa tuvastamispiir ligikaudu 0,5% ning eristamispiir varieerub 0,8% (selge vesi) kuni 2% (hägune vesi) [29]. Sentinel-2 MSI puhul on tuvastamispiir umbes 2%, samas kui eristamispiir (vajalik alampiksli katvus eristamiseks ühte kindlat tüüpi või liiki vetikaid teistest, tuginedes piksli spektraalsetele omadustele) on kõigi veetüüpide puhul umbes 6% [29]. Alla nende piiride esinevad merikapsa avastamisel ja eristamisel teistest pinnakogumitest nii Sentinel-2 MSI kui ka Sentinel-3 OLCI andmete abil suured määramatused [29]. Lisaks sellele on rohevetikad, meriheinaid ja muud veealused veetaimed oma optiliste omaduste poolest üksteisest raskesti eristatavad, kuna nende kõigi peegeldusspektris domineerib klorofüll-a ning teiste pigmentide mõju on väiksem [125]. Enamasti on neil suhteliselt ühtlaselt kumeraid peegeldusspektrid, millel on lokaalne maksimum spektri rohelises piirkonnas ning kõikidele taimedele ühist lähisinfrapuna piirkonna kõrget signaali varjutab vee neeldumine [133, 135, 136].

Merihein

Merepõhjale kinnitunud meriheina lehed jäävad pärast taime hukkumist veepinnale veel mõneks ajaks hulpima ning võivad koondudes moodustada väga suuri kogumeid. Sellistel meriheinakogumitel on nii ökoloogiline (näiteks on sobilikuks sigimispaiaks eri liikidele ja olulised orgaanilise süsiniku lagundamise kohad) kui ka majanduslik mõju (näiteks takistavad ligipääsu rannikule). Kaugseire võimaldab hinnata meriheina pinnakogumite ulatust ja jälgida nende liikumist [25]. Lennukil paiknev kaugseirespektromeeter (ruumiline resolutsioon 0,9–2,7 m) on osutunud sobivaks hindama õhust meriheina peenstruktuurseid pinnakogumeid, mis satelliitkaugseirega jääksid tuvastamatuks [25]. Meriheina lehed sisaldavad pigmenti klorofüll-b, millele on iseloomulik neeldumine sinise ja punase lainepikkuse piirkonnas (joonis 5) [25].



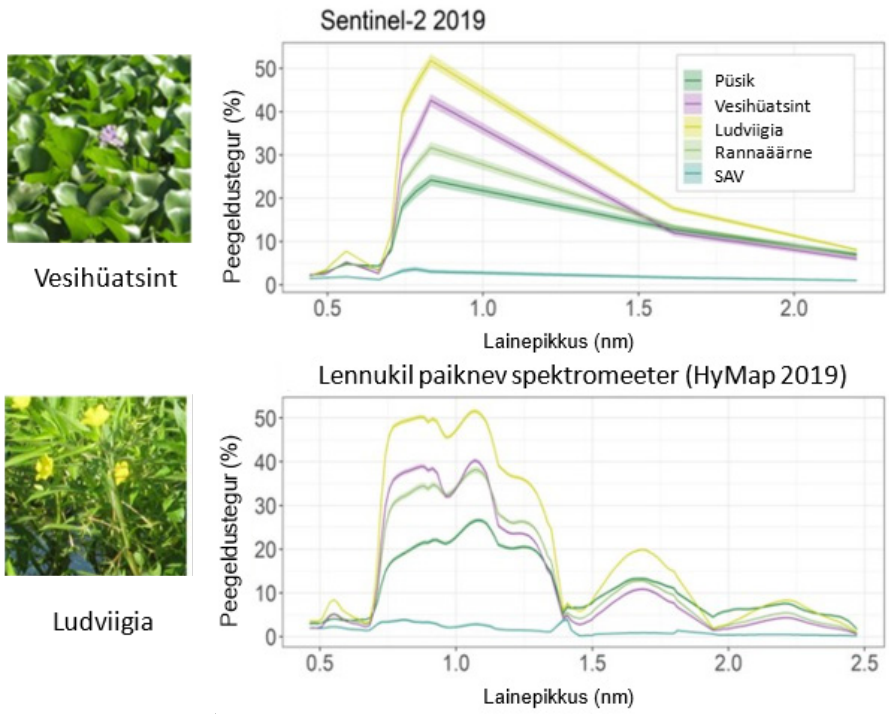
Joonis 5. Lahtise meriheina peegeldusspekter, mõõdetud lennukil paikneva kaugseire spektromeetriga PRISM (laiem hall joon), ning *in situ* mõõdetud spekter (kitsas must joon) (kohandatud Dierssen jt [25]).

Lisaks saab kaugseire abil prognoosida rannikualade puhastamise vajalikkust. Sellistel juhtudel ei ole esmatähtis mitte niivõrd ujumaterjali täpne liik, kuivõrd selle esinemine ja ulatus ning kaugseiresensori kõrge ruumiline ja ajaline eraldusvõime on sel juhul märksa olulisem kui spektraalne eraldusvõime [25].

Vesihüatsint

Ujuv veetaim vesihüatsint (*Eichhornia* spp.) paljuneb väga kiiresti, moodustades veepinnale tihedaid kolooniaid, ning võib lühikese ajaga kinni katta suuri veelalaid, isegi terveid veekogusid. Vesihüatsinti võib leida peaaegu kõikidelt mandritelt. Ta avaldab üldjuhul negatiivset mõju nii ökosüsteemidele (näiteks toitainete voogudele, hüdroloogiale ning energiavarudele) kui ka looduslikule mitmekesisusele ja majandusele, eriti kalandusele, hüdroelektrijaamadele ning veetranspordile,

näiteks blokeerides laevateid [137, 138]. Kuna ta kasvab väga kiiresti, siis on teisalt püütud taimele leida ka kasulikku rakendust. Vesihüatsint sisaldab väärtuslikke ühendeid, nagu ligniin, tselluloos ja hemitselluloos, mis on võimaldanud tema kasutamist biokütusena [139]. Lisaks on tõestatud, et vesihüatsint toimib raske-
metallide absorbeerijana ning teda on kasutatud ka veest toitainete eemaldamiseks (spetsiaalsetes puurides kasvatatud, seejärel veest välja võetud ning väetisena kasutatud) [139, 140]. Kaugseire võimaldab hinnata vesihüatsindi levikut nii ruumis kui ajas kontrollimaks tema liigset vohamist ja invasiooni. Sentinel-2 MSI andmed koos masinõppel põhineva klassifitseerimisega (juhumetsa mudel) on võimaldanud eristada vesihüatsinti teistest levinud veetaimedest, näiteks vesipriimulast ehk ludviigiast (*Ludwigia* spp.) [37] (joonis 6). Juhumetsa mudeli keskmine täpsus oli 90% ning tulemused olid sarnased lennukil paikneva spektromeetriga saadud tulemustega. Siiski esines ka valesti klassifitseerimist, mida võib seostada Sentinel-2 MSI väiksema spektraalse ja ruumilise resolutsiooniga [37].

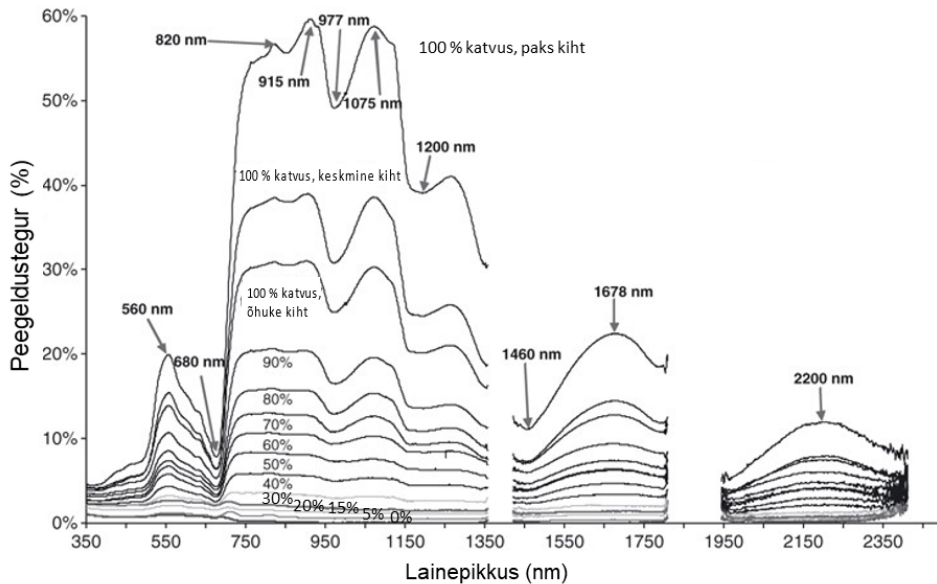


Joonis 6. Erinevate taimede (vesihüatsint ja ludviigia) ning taimeklasside (püsitaimestik, rannaäärne taimestik, veelune taimestik (SAV)) keskmised peegeldusspektrid mõõdetuna Sentinel-2 MSI (ülemine joonis) ja lennukil paikneva spektromeetriga (alumine joonis). Vasakul vesihüatsindi ja ludviigia fotod (kohandatud Ade jt [37]).

Sellegipoolest on Sentinel-2 MSI andmed heaks täienduseks lennukilt tehtavatele mõõtmistele, aidates tiheda ajasammuga jälgida kiiresti kasvavat ning jõudsalt oma alasid laiendavat vesihüatsinti [37].

Väike lemmel

Veepinnal vabalt ujuvate lehtedega veetaim lemmel (*Lemna* spp.), eriti väike lemmel (*Lemna minor*), on laialdaselt levinud mageveekogudes üle kogu maailma. Lemmeli ülemäärane levik võib avaldada negatiivset keskkonnamõju (sealhulgas ökoloogilist ja sotsiaalmajanduslikku mõju), näiteks voolukiiruse vähenemine, setete suurenemine, valgusolude halvenemine ja anoksia [141]. Kaugseire võimaldab tuvastada ja kaardistada lemmeli levikut. Näiteks on lemmeli tuvastamiseks veepinnal kasutatud veetaimede normaliseeritud vaheindeksit (*Normalised Difference Aquatic Vegetation Index*, NDAVI) [141]. NDAVI põhineb sinise lainepikkuse ning lähisinfrapuna lainepikkuse kanalite suhtel [141]. Peale selle on leitud, et mida suurem on piksli katvus lemmeliga või mida tihedam ja paksem on lemmeli kiht (100% katvuse korral), seda suurem on peegeldus lähisinfrapuna piirkonnas [142].



Joonis 7. Lemmeli hüperspektraalsed peegeldusspektrid erineva katvuse (0–100%) ning kihi paksuse (õhuke: 0,1–0,2 cm; keskmine: 0,2–0,5 cm; paks: 0,5–1,0 cm) korral (kohandatud Tian jt [142]).

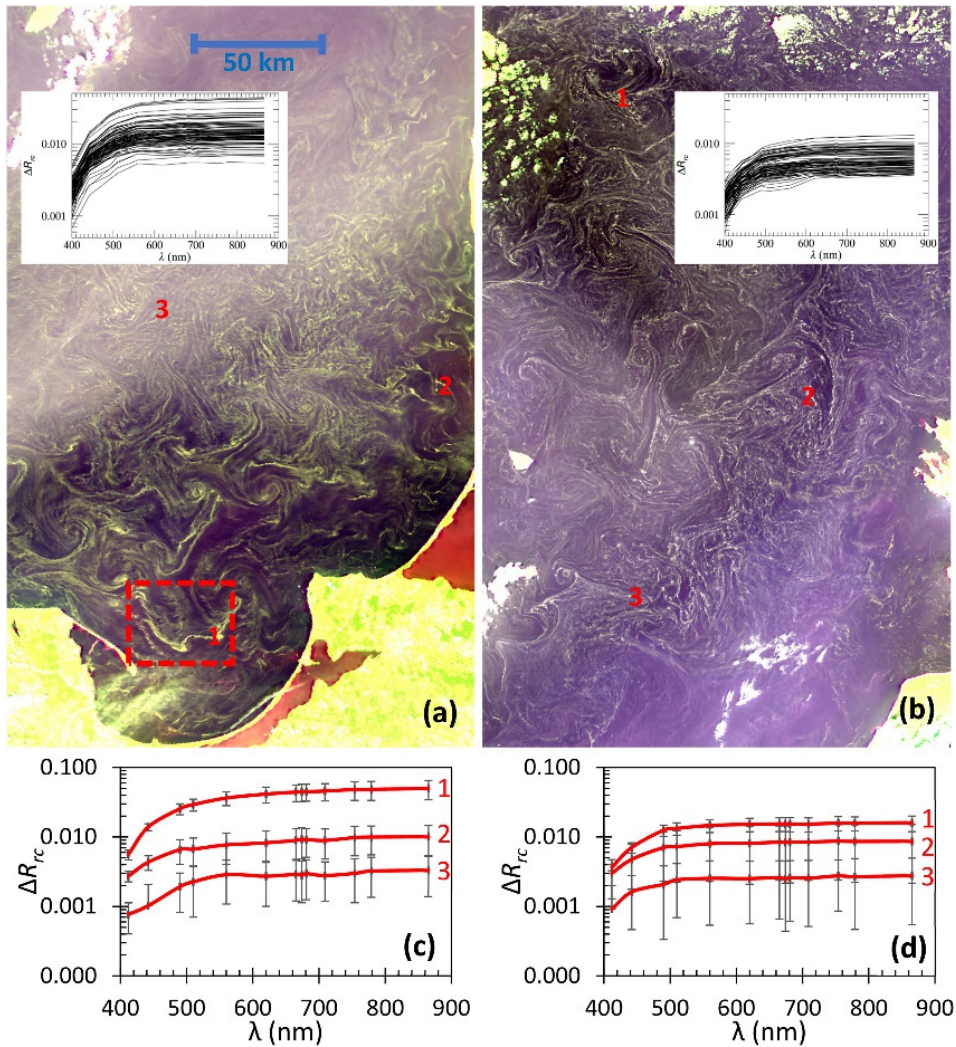
Ühtlasi on peegeldus ka kogu spektri ulatuses (350–2500 nm) kõrgem, kui katvus on suurem ning lemmeli kiht paksem. Eriti järsk on tõus 700 ja 915 nm vahel, samas kui 977 ja 1200 nm juures suureneb neeldumine [142]. Lühilainepikkusega infrapunakiirguse (SWIR) piirkonnas (1450–1800 nm ja 1950–2350 nm) < 30% katvuse korral on peegeldusvõime erinevused praktiliselt märkamatud [142] (joonis 7).

Lemmeli katvuse hindamine hüperspektraalse satelliidi (IKONOS) abil on andnud väga häid tulemusi, langedes 79% ulatuses kokku *in situ* vaatlustega. Tiheda katvuse korral oli kokkulangevus isegi üle 90% [142]. Lemmeli tuvastamise ja hindamise edukus kaugseire meetoditega sõltub lisaks piksli katvusele ja kihi paksusele ka vee hägususest [142].

Õietolm

Igal kevadel kandub märkimisväärne kogus puude õietolmu (Läänemere piirkonnas eelkõige hariliku männi õietolmu) maismaalt merele, moodustades veepinnal laiaulatuslikke kogumeid [143]. Läänemeres on piirkondi, kus õietolmu kontsentratsioon on hooajati väga kõrge, õietolm on sel perioodil lausa domineerivaks hõljumiks pinnakihis [143]. Kontsentratsioon ei ole kõrge mitte ainult ranniku vahetus läheduses, vaid ka avamerepiirkondades võib õietolm moodustada üle 40% heljumist (1,25–250 μm) [143]. Kuna õietolm sisaldab olulisel määral süsinikku ning mõjutab ka vee optilisi omadusi, siis on oluline tunda nii õietolmu optilisi kui ka biogeokeemilisi omadusi. Hariliku männi õietolmul on suhteliselt unikaalne peegeldusspektri kuju: järsk tõus 412 nm ja 510 nm vahel ning sealt edasi on peegeldusspekter üsna muutumatu. Spektraalsete tunnuste puudumine viitab pigmentide puudumisele [44].

Siiski on õietolmu raske tuvastada ning eristada teistest veepinna kogumitest (näiteks tsüanobakteritest) pelgalt satelliitkaugseire abil, tulenevalt satelliidi sensorite ruumilise ja spektraalse resolutsiooni piiratusest. Samas lisainfo, nagu esinemise aeg, asukoht, kohtvaatlus, aga ka pinnakogumi ulatus ja kestus, võib olla piisav, et suudaksime adekvaatselt hinnata õietolmu kaugseire andmete abil [144].



Joonis 8. OLCI/3A (a) ja OLCI/3B (b) RGB-pildid ning 100 juhuslikult valitud piksli peegeldusspektrid (pinnakogumiga kaetud piksli spektrist on maha lahutatud pinnakogumita piksli vee spekter) 16. mail 2018 ja 5. juunil 2021. RGB-pildidel on näha õietolmu pinnakogumid vastavalt Läänemere lõunaosas ja põhjaosas. Joonistel (c) ja (d) on näidatud 3 x 3 piksli peegeldusspektrid (keskmine ja standardhälve), mis on võetud 1, 2 ja 3-ga tähistatud piirkonnast (Hu jt 2023 [44]).

Kokkuvõte

Enamikul veekogude pinnakogumitel on negatiivne ökoloogiline ja sotsiaalmajanduslik mõju. Veepinnal asuvate materjalide tuvastamine kaugseire meetoditega on lihtsam kui veesambas olevate materjalide tuvastamine. Võimalik on kasutada nii optilist, radar- kui ka soojuskiirguse kaugseiret. Kuna näiteks kõigi pruunvetikate peegeldusspektri kuju on identne ning kõikide rohevetikate ja taimede peegeldusspekter sarnane [125], siis on ujumaterjalide täpse tüübi või liigi tuvastamine palju suurem väljakutse. Mõnel juhul on see isegi hüperspektraalsete sensoritega võimatu, näiteks kui materjali hulk veepinnal jääb märkimisväärselt alla sensori ruumilise eraldusvõime [4]. Täpse hindamise muudab keerulisemaks ka eri tüüpi materjalide koosinemise võimalus, näiteks puidutükid võivad olla läbisegi makroplasti, meriheina, makrovetikate ning vahuga. Monospetsiifilisi tsüanobakterite või makrovetikate (*Sargassum* spp., *Ulva* spp.) pinnakogumeid on märksa lihtsam tuvastada. Seega on sensori sobiliku ruumilise ja spektraalse lahutuse korral neid kahte pinnakogumite gruppi võimalik optilise kaugseirega eristada.

Satelliidid on hetkel ainsad platvormid, millel on potentsiaali pinnakogumite regulaarseks globaalseks seireks. Sobiva spektraalse eraldusvõime ja vahemiku, ajalise sammu, tundlikkuse, ruumilise resolutsiooni ja ruumilise katvuse korral saab teoorias kaugseire sensorite abil nii tuvastada, kaardistada kui ka eristada eri tüüpi veepinnakogumeid. Praegusel tehnoloogilisel tasemel on seda siiski veel praktikas keeruline rakendada. Näiteks Sentinel-2 MSI on küll osutunud mitmetes uurin-gutes sobilikuks ujumaterjalide tuvastamiseks nii sise- kui ka rannikuvetes, aga samas on ka leitud, et mitmed ujumaterjalidele omistatud spektraalsed tunnused on artefaktid, mis on põhjustatud hoopis Sentinel-2 MSI pikslite erinevast ruumilisest resolutsioonist (10 m, 20 m ja 60 m) eri spektrikanalitel [64]. Lisaks vähendab Sentinel-2 MSI piiratud spektraalne eraldusvõime selle suutlikkust eristada ujumaterjale üksteisest. Sagedasti esinevad pinnakogumid veepinnal peenikeste viirgudena, mis on kitsamad kui Sentinel-2 MSI 10 m piksel, raskendades veelgi korrektset tuvastamist.

Seega aitaks pinnakogumite tuvastamise alampiiri tõsta nii väiksem kui ka homogensem resolutsioon (näiteks piksli suurus kõikide kanalite puhul 5 m). Ka asjakohane ja korrektne eeltöötlus (atmosfäärikorrektsioon, pilvede ja pilvevarjude väljamaskimine jne) on äärmiselt oluline nii ujumaterjalide edukaks tuvastamiseks kui ka eristamiseks. Tuvastamise ning eristamise edukus sõltub nii piksli katvusest kui ka vee optilistest omadustest, näiteks selge vs. hägune vesi. Kui piksli katvus on väike, siis jääb domineerima vee peegeldus ning ujumaterjali tuvastamine ning veelgi enam eristamine on keeruline ning suurte vigadega. Majanduslikust seisukohast on oluline teada pigem pinnakogumi tüüpi, ruumilist ulatust ning liikumissuunda kui täpset liigilist kirjeldust ning sellisel juhul on anduri kõrge ruumiline ja ajaline eraldusvõime olulisem kui spektraalne eraldusvõime.

Näiteks piirkondades, kus vohab vesihüatsint, on oluline kaardistada, kus ja kui laialt taim levib. See, et vesihüatsindi peegeldusspekter on identne (multispektraalse sensori kasutamisel) muu roheline taimestikuga (näiteks merihein, merikapsas), ei ole sel hetkel oluline, kuna nende leviku areaal ei kattu. Vabalt ujuvaid veetaimi on võimalik kinnitunud taimestikust (roostikud, ujulehtedega taimed, jne) eristada ka mitme pildi abil, sel juhul ei ole samuti oluline, et eri taimede spektrid on sarnased või identsed. Probleeme võib tekkida siis, kui liikide leviku piirkond ja aeg kattuvad, näiteks õietolm ja tsüanobakterid. Üldjuhul on küll õietolmu levimise aeg mais või juuni alguses ning tsüanobakteritel pigem juulis-augustis, aga siiski on hiljutised uuringud näidanud, et nende esinemise aeg võib juunis ka kattuda [44]. Seega on teatud juhtudel väga vajalikud hüperspektraalne teave eri ujuvmaterjalide kohta (erinevates tingimustes, näiteks märg, kuiv, osaliselt lagunenud jne), *in situ* kalibreerimis- ja valideerimisandmed, aga samuti täiendavad vaatlusandmed (esinemisaeg, -koht jne), mis pärinevad näiteks kruisilaevadelt, tavakodanikelt, sotsiaalmeediast jne.

Viidatud kirjandus

1. Lebreton, L. et al. Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific Reports* 2018 8:1 8, 1–15 (2018).
2. Rangel-Buitrago, N., Williams, A. T., Neal, W. J., Gracia C, A. & Micallef, A. Litter in coastal and marine environments. *Mar Pollut Bull* 177, (2022).
3. Kahru, M., Elmgren, R., di Lorenzo, E. & Savchuk, O. Unexplained interannual oscillations of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea. *Sci Rep* 8, 6–10 (2018).
4. Kutser, T. Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Limnol Oceanogr* 49, 2179–2189 (2004).
5. Ahn, Y. H., Shanmugam, P., Ryu, J. H. & Jeong, J. C. Satellite detection of harmful algal bloom occurrences in Korean waters. *Harmful Algae* 5, 213–231 (2006).
6. Babin, M. et al. New approaches and technologies for observing harmful algal blooms. *Oceanography* 18, 210–227 (2005).
7. Bertani, I. et al. Tracking cyanobacteria blooms: Do different monitoring approaches tell the same story? *Science of The Total Environment* 575, 294–308 (2017).
8. Blondeau-Patissier, D., Gower, J. F. R., Dekker, A. G., Phinn, S. R. & Brando, V. E. A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans. *Prog Oceanogr* 123, 123–144 (2014).
9. Chaffin, J. D. et al. The Lake Erie HABs Grab: A binational collaboration to characterize the western basin cyanobacterial harmful algal blooms at an unprecedented high-resolution spatial scale. *Harmful Algae* 108, (2021).
10. Cullen, J. J., Ciotti, Á. M., Davis, R. F. & Lewis, M. R. Optical detection and assessment of algal blooms. *Limnol Oceanogr* 42, 1223–1239 (1997).

11. Duan, H. et al. Distribution and incidence of algal blooms in Lake Taihu. *Aquat Sci* 77, 9–16 (2015).
12. Gower, J., King, S., Borstad, G. & Brown, L. Detection of intense plankton blooms using the 709 nm band of the MERIS imaging spectrometer. *Int J Remote Sens* 26, 2005–2012 (2005).
13. Hu, C. et al. Moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS) observations of cyanobacteria blooms in Taihu Lake, China. *J Geophys Res Oceans* 115, (2010).
14. Hu, C., Cannizzaro, J., Carder, K. L., Muller-Karger, F. E. & Hardy, R. Remote detection of *Trichodesmium* blooms in optically complex coastal waters: Examples with MODIS full-spectral data. *Remote Sens Environ* 114, 2048–2058 (2010).
15. Jia, T., Zhang, X. & Dong, R. Long-Term Spatial and Temporal Monitoring of Cyanobacteria Blooms Using MODIS on Google Earth Engine: A Case Study in Taihu Lake. *Remote Sensing* 2019, Vol. 11, Page 2269 11, 2269 (2019).
16. Kislik, C., Dronova, I., Grantham, T. E. & Kelly, M. Mapping algal bloom dynamics in small reservoirs using Sentinel-2 imagery in Google Earth Engine. *Ecol Indic* 140, 109041 (2022).
17. Kutser, T. Passive optical remote sensing of cyanobacteria and other intense phytoplankton blooms in coastal and inland waters. *Int J Remote Sens* 30, 4401–4425 (2009).
18. Liu, M., Ling, H., Wu, D., Su, X. & Cao, Z. Sentinel-2 and Landsat-8 Observations for Harmful Algae Blooms in a Small Eutrophic Lake. *Remote Sensing* 2021, Vol. 13, Page 4479 13, 4479 (2021).
19. Melendez-Pastor, I., Isenstein, E. M., Navarro-Pedreño, J. & Park, M. H. Spatial variability and temporal dynamics of cyanobacteria blooms and water quality parameters in Missisquoi Bay (Lake Champlain). *Water Supply* 19, 1500–1506 (2019).
20. Ogashawara, I. The use of sentinel-3 imagery to monitor cyanobacterial blooms. *Environments - MDPI* 6, (2019).
21. Qi, L., Hu, C., Wang, M., Shang, S. & Wilson, C. Floating Algae Blooms in the East China Sea. *Geophys Res Lett* 44, 11,501-11,509 (2017).
22. Rodríguez-Benito, C. v., Navarro, G. & Caballero, I. Using Copernicus Sentinel-2 and Sentinel-3 data to monitor harmful algal blooms in Southern Chile during the COVID-19 lockdown. *Mar Pollut Bull* 161, (2020).
23. Sayers, M. J. et al. Satellite monitoring of harmful algal blooms in the Western Basin of Lake Erie: A 20-year time-series. *J Great Lakes Res* 45, 508–521 (2019).
24. Xu, D., Pu, Y., Zhu, M., Luan, Z. & Shi, K. Automatic Detection of Algal Blooms Using Sentinel-2 MSI and Landsat OLI Images. *IEEE J Sel Top Appl Earth Obs Remote Sens* 14, 8497–8511 (2021).
25. Dierssen, H. M., Chlus, A. & Russell, B. Hyperspectral discrimination of floating mats of seagrass wrack and the macroalgae *Sargassum* in coastal waters of Greater Florida Bay using airborne remote sensing. *Remote Sens Environ* 167, 247–258 (2015).
26. Fidai, Y. A., Dash, J., Tompkins, E. L. & Tonon, T. A systematic review of floating and beach landing records of *Sargassum* beyond the Sargasso Sea. *Environ Res Commun* 2, 122001 (2020).

27. Gower, J., Young, E. & King, S. Satellite images suggest a new Sargassum source region in 2011. *Remote Sensing Letters* 4, 764–773 (2013).
28. Hu, C., Feng, L., Hardy, R. F. & Hochberg, E. J. Spectral and spatial requirements of remote measurements of pelagic Sargassum macroalgae. *Remote Sens Environ* 167, 229–246 (2015).
29. Qi, L. & Hu, C. To what extent can Ulva and Sargassum be detected and separated in satellite imagery? *Harmful Algae* 103, 102001 (2021).
30. Gower, J. F. R. R. & King, S. A. Distribution of floating Sargassum in the Gulf of Mexico and the Atlantic Ocean mapped using MERIS. *Int J Remote Sens* 32, 1917–1929 (2011).
31. Wang, M. et al. Remote Sensing of Sargassum Biomass, Nutrients, and Pigments. *Geophys Res Lett* 45, 12,359–12,367 (2018).
32. Wang, M. & Hu, C. Satellite remote sensing of pelagic Sargassum macroalgae: The power of high resolution and deep learning. *Remote Sens Environ* 264, (2021).
33. Wang, M. & Hu, C. Mapping and quantifying Sargassum distribution and coverage in the Central West Atlantic using MODIS observations. *Remote Sens Environ* 183, 350–367 (2016).
34. Xiao, Y., Liu, R., Kim, K., Zhang, J. & Cui, T. A Random Forest-Based Algorithm to Distinguish Ulva prolifera and Sargassum from Multispectral Satellite Images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 60, (2022).
35. Hu, C. et al. On the recurrent Ulva prolifera blooms in the Yellow Sea and East China Sea. *J Geophys Res* 115, C05017 (2010).
36. Hu, L., Hu, C. & Ming-Xia, H. Remote estimation of biomass of Ulva prolifera macroalgae in the Yellow Sea. *Remote Sens Environ* 192, 217–227 (2017).
37. Ade, C., Khanna, S., Lay, M., Ustin, S. L. & Hestir, E. L. Genus-Level Mapping of Invasive Floating Aquatic Vegetation Using Sentinel-2 Satellite Remote Sensing. *Remote Sens (Basel)* 14, 3013 (2022).
38. Gerardo, R. & de Lima, I. P. Assessing the potential of Sentinel-2 data for tracking invasive water hyacinth in a river branch. *J Appl Remote Sens* 16, 014511 (2022).
39. Janssens, N. et al. Rivers running green: water hyacinth invasion monitored from space. *Environmental Research Letters* 17, 044069 (2022).
40. Thamaga, K. H. & Dube, T. Understanding seasonal dynamics of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in the Greater Letaba river system using Sentinel-2 satellite data. *GIsci Remote Sens* 56, 1355–1377 (2019).
41. Dierssen, H. M. et al. Pushing the limits of seagrass remote sensing in the turbid waters of Elkhorn Slough, California. *Remote Sens (Basel)* 11, (2019).
42. Suwandana, E., Kawamura, K., Sakuno, Y., Evri, M. & Lesmana, A. H. Hyperspectral Reflectance Response of Seagrass (*Enhalus acoroides*) and Brown Algae (*Sargassum* sp.) to Nutrient Enrichment at Laboratory Scale. *J Coast Res* 28, 956 (2012).
43. Veettil, B. K. et al. Opportunities for seagrass research derived from remote sensing: A review of current methods. *Ecol Indic* 117, 106560 (2020).
44. Hu, C. et al. Pollen in the Baltic Sea as viewed from space. *Remote Sens Environ* 284, 113337 (2023).

45. Ciappa, A. C. Marine plastic litter detection offshore Hawai'i by Sentinel-2. *Mar Pollut Bull* 168, (2021).
46. Ciappa, A. C. Marine Litter Detection by Sentinel-2: A Case Study in North Adriatic (Summer 2020). *Remote Sens (Basel)* 14, 2409 (2022).
47. Haarr, M. L., Falk-Andersson, J. & Fabres, J. Global marine litter research 2015–2020: Geographical and methodological trends. *Science of the Total Environment* 820, (2022).
48. Knaeps, E. et al. Hyperspectral-reflectance dataset of dry, wet and submerged marine litter. *Earth Syst Sci Data* 13, 713–730 (2021).
49. Martinez-Vicente, V., Biermann, L. & Mata, A. Optical Methods for Marine Litter Detection (OPTIMAL) - Final Report. <https://zenodo.org/record/3748797> (2020) doi:10.5281/ZENODO.3748797.
50. Salgado-Hernanz, P. M. et al. Assessment of marine litter through remote sensing: recent approaches and future goals. *Mar Pollut Bull* 168, 112347 (2021).
51. Themistocleous, K., Papoutsas, C., Michaelides, S. & Hadjimitsis, D. Investigating detection of floating plastic litter from space using sentinel-2 imagery. *Remote Sens (Basel)* 12, (2020).
52. Topouzelis, K., Papakonstantinou, A. & Garaba, S. P. Detection of floating plastics from satellite and unmanned aerial systems (Plastic Litter Project 2018). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 79, 175–183 (2019).
53. Topouzelis, K., Papageorgiou, D., Suaria, G. & Aliani, S. Floating marine litter detection algorithms and techniques using optical remote sensing data: A review. *Mar Pollut Bull* 170, 112675 (2021).
54. Topouzelis, K., Papageorgiou, D., Karagaitanakis, A., Papakonstantinou, A. & Ballesteros, M. A. Plastic Litter Project 2019: Exploring the Detection of Floating Plastic Litter Using Drones and Sentinel 2 Satellite Images. *International Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS)* 6329–6332 (2020) doi:10.1109/IGARSS39084.2020.9324548.
55. Lu, Y. et al. Optical interpretation of oil emulsions in the ocean – Part II: Applications to multi-band coarse-resolution imagery. *Remote Sens Environ* 242, 111778 (2020).
56. Chatterjee, S. & Sharma, S. Microplastics in our oceans and marine health. *Field Actions Science Reports*. *The journal of field actions* 54–61 (2019).
57. UNEP (United Nations Environment Programme). From pollution to solution: a global assessment of marine litter and plastic pollution. *New Scientist* vol. 237 (2021).
58. Aoyama, T. Extraction of marine debris in the Sea of Japan using high-spatial-resolution satellite images. *Remote Sensing of the Oceans and Inland Waters: Techniques, Applications, and Challenges* 9878, 987817 (2016).
59. Garaba, S. P. & Dierssen, H. M. An airborne remote sensing case study of synthetic hydrocarbon detection using short wave infrared absorption features identified from marine-harvested macro- and microplastics. *Remote Sens Environ* 205, 224–235 (2018).
60. Garaba, S. P. et al. Sensing Ocean Plastics with an Airborne Hyperspectral Shortwave Infrared Imager. *Environ Sci Technol* 52, 11699–11707 (2018).
61. Garcia-Garin, O. et al. Who's better at spotting? A comparison between aerial photography and observer-based methods to monitor floating marine litter and marine mega-fauna. *Environmental Pollution* 258, 113680 (2020).

62. Moy, K. et al. Mapping coastal marine debris using aerial imagery and spatial analysis. *Mar Pollut Bull* 132, 52–59 (2018).
63. Martínez-Vicente, V. et al. Measuring Marine Plastic Debris from Space: Initial Assessment of Observation Requirements. *Remote Sensing* 2019, Vol. 11, Page 2443 11, 2443 (2019).
64. Hu, C. Remote detection of marine debris using Sentinel-2 imagery: A cautious note on spectral interpretations. *Mar Pollut Bull* 183, 114082 (2022).
65. Kremezi, M. et al. Increasing the Sentinel-2 potential for marine plastic litter monitoring through image fusion techniques. *Mar Pollut Bull* 182, (2022).
66. Zhou, S. et al. Identifying distinct plastics in hyperspectral experimental lab-, aircraft-, and satellite data using machine/deep learning methods trained with synthetically mixed spectral data. *Remote Sens Environ* 281, (2022).
67. ESA. Outline of all running activities resulting from the Discovery Campaign on Marine Litter. <https://aufwind.aero/> (2021).
68. Wrigley, R. C. & Horne, A. J. Remote sensing and lake eutrophication. *Nature* 250, 213–214 (1974).
69. Öström, B. Fertilization of the Baltic by nitrogen fixation in the Blue-Green Alga *Nodularia Spumigena*. *Remote Sens Environ* 4, 305–310 (1975).
70. Arst, H. & Kutser, T. Data processing and interpretation of sea radiance factor measurements. *Polar Res* 13, 3–12 (1994).
71. Kutser, T., Blanco, A. & Arst, H. Evaluation of remote sensing algorithms for the retrieval of optically-active components in turbid natural waters. in *IGARSS '96 - 1996 International Geoscience And Remote Sensing Symposium: Remote Sensing For A Sustainable Future, Vols I - Iv* 76–78 (1996).
72. Kutser, T., Arst, H., Miller, T., Käärman, L. & Milius, A. Telespectrometrical estimation of water transparency, chlorophyll-a and total phosphorus concentration of Lake Peipsi. *Int J Remote Sens* 16, 3069–3085 (1995).
73. Kutser, T. et al. Monitoring of coastal waters of the Baltic Sea by airborne imaging spectrometer AISA. in *ENVIRONMENTAL COASTAL REGIONS* (ed. Brebbia, C. A.) 123–134 (1998).
74. Kutser, T., Arst, H. & Maekivi, S. Estimation Of Water Quality By Passive Optical Remote Measurements. In *Sensors And Environmental Applications Of Remote Sensing* (ed. Askne, J.) 281–288 (1995).
75. Kutser, T. et al. Monitoring of turbid coastal and inland waters by airborne imaging spectrometer AISA. in *IGARSS '98. Sensing and Managing the Environment. 1998 IEEE International Geoscience and Remote Sensing. Symposium Proceedings. (Cat. No.98CH36174)* (ed. Stein, T. I.) 2597–2599 vol.5 (IEEE, 1998). doi:10.1109/IGARSS.1998.702290.
76. Kutser, T. & Arst, H. A Remote Sensing Reflectance Model Of Optically-Active Components Of Turbid Waters. In *Oceanic Remote Sensing And Sea Ice Monitoring* (eds. Johannessen, J. A. & Guymer, T. H.) vol. 2319 85–91 (1994).
77. Zimba, P. v. & Gitelson, A. Remote estimation of chlorophyll concentration in hyper-eutrophic aquatic systems: Model tuning and accuracy optimization. *Aquaculture* 256, 272–286 (2006).

78. Lavender, S. J. & Groom, S. B. The detection and mapping of algal blooms from space. <http://dx.doi.org/10.1080/014311601449899> 22, 197–201 (2001).
79. Siegel, H., Gerth, M., Neumann, T. & Doerffer, R. Case studies on phytoplankton blooms in coastal and open waters of the Baltic Sea using Coastal Zone Color Scanner data. <http://dx.doi.org/10.1080/014311699212713> 20, 1249–1264 (1999).
80. Sathyendranath, S. et al. Aircraft Remote Sensing of Toxic Phytoplankton Blooms: A Case Study from Cardigan River, Prince Edward Island. <http://dx.doi.org/10.1080/07038992.1997.10874674> 23, 15–23 (1997).
81. Sathyendranath, S., Cota, G., Stuart, V., Maass, H. & Platt, T. Remote sensing of phytoplankton pigments: a comparison of empirical and theoretical approaches. *int. j. remote sensing* 22, 249–273 (2001).
82. Yacobi, Y. Z., Gitelson, A. & Mayo, M. Remote sensing of chlorophyll in Lake Kinneret using highspectral-resolution radiometer and Landsat TM: spectral features of reflectance and algorithm development. *J Plankton Res* 17, 2155–2173 (1995).
83. Tassan, S. SeaWiFS potential for remote sensing of marine Trichodesmium at sub-bloom concentration. <http://dx.doi.org/10.1080/01431169508954650> 16, 3619–3627 (1995).
84. Subramaniam, A. & Carpenter, E. J. An empirically derived protocol for the detection of blooms of the marine cyanobacterium Trichodesmium using CZCS imagery. <http://dx.doi.org/10.1080/01431169408954191> 15, 1559–1569 (1994).
85. Ekstrand, S. Landsat TM based quantification of chlorophyll-a during algae blooms in coastal waters. <http://dx.doi.org/10.1080/01431169208904240> 13, 1913–1926 (1990).
86. Stumpf, R. P. & Tyler, M. A. Satellite detection of bloom and pigment distributions in estuaries. *Remote Sens Environ* 24, 385–404 (1988).
87. Holligan, P. M., Viollier, M., Dupouy, C. & Aiken, J. Satellite studies on the distributions of chlorophyll and dinoflagellate blooms in the western English Channel. *Cont Shelf Res* 2, 81–96 (1983).
88. Gitelson, A. et al. Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality. *Int J Remote Sens* 14, 1269–1295 (1993).
89. Millie, D. F., Schofield, O. M. E., Kirkpatrick, G. J., Johnsen, G. & Evens, T. J. Using absorbance and fluorescence spectra to discriminate microalgae. *Eur J Phycol* 37, 313–322 (2002).
90. Dekker, A. G. Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing. *Management* 237 (1993).
91. Jupp, D. L. B., Kirk, J. T. O. & Harris, G. P. Detection, identification and mapping of cyanobacteria: using remote sensing to measure the optical quality of turbid inland waters. *Mar Freshw Res* 45, 801–828 (1994).
92. Kutser, T., Arst, H., Maekivi, S., Leppanen, J. M. & Blanco, A. Monitoring of algae blooms by optical remote sensing. in *Remote Sensing '96: Integrated Applications for Risk Assessment and Disaster Prevention for the Mediterranean* (ed. Spiteri, A.) 161–166 (1997).
93. Hoogenboom, H. J., Dekker, A. G. & de Haan, J. F. Retrieval of chlorophyll and suspended matter from imaging spectrometry data by matrix inversion. *Canadian Journal of Remote Sensing* 24, 144–152 (1998).

94. Gower, J. F. R., Doerffer, R. & Borstad, G. A. Interpretation of the 685nm peak in water-leaving radiance spectra in terms of fluorescence, absorption and scattering, and its observation by MERIS. *Int J Remote Sens* 20, 1771–1786 (1999).
95. Cunningham, A., Wood, P. & Jones, K. Reflectance properties of hydrographically and optically stratified fjords (scottish sea lochs) during the spring diatom bloom. *Int J Remote Sens* 22, 2885–2897 (2001).
96. Kallio, K., Koponen, S. & Pulliainen, J. Feasibility of airborne imaging spectrometry for lake monitoring - A case study of spatial chlorophyll a distribution in two meso-eutrophic lakes. *Int J Remote Sens* 24, 3771–3790 (2003).
97. Kallio, K. et al. Retrieval of water quality from airborne imaging spectrometry of various lake types in different seasons. *Science of The Total Environment* 268, 59–77 (2001).
98. Dall’Olmo, G. & Gitelson, A. A. Effect of bio-optical parameter variability and uncertainties in reflectance measurements on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: modeling results. *Applied Optics*, Vol. 45, Issue 15, pp. 3577–3592 45, 3577–3592 (2006).
99. Dall’Olmo, G. & Gitelson, A. A. Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results. *Applied Optics*, Vol. 44, Issue 3, pp. 412–422 44, 412–422 (2005).
100. Simis, S. G. H., Peters, S. W. M. & Gons, H. J. Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. *Limnol Oceanogr* 50, 237–245 (2005).
101. Gower, J. & King, S. Validation of chlorophyll fluorescence derived from MERIS on the west coast of Canada. *Int J Remote Sens* 28, 625–635 (2007).
102. Simis, S. G. H. et al. Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. *Remote Sens Environ* 106, 414–427 (2007).
103. Jeffrey, S. W., Wright, S. W. & Zapata, M. Microalgal classes and their signature pigments. *Phytoplankton Pigments* 3–77 (2011) doi:10.1017/CBO9780511732263.004.
104. Schalles, J. F. & Yacobi, Y. Z. Remote detection and seasonal patterns of phycocyanin, carotenoid and chlorophyll pigments in eutrophic waters. *Ergebnisse Der Limnologie* 55, 153–168 (2000).
105. Beck, R. et al. Comparison of satellite reflectance algorithms for estimating phycocyanin values and cyanobacterial total biovolume in a temperate reservoir using coincident hyperspectral aircraft imagery and dense coincident surface observations. *Remote Sens (Basel)* 9, (2017).
106. Kutser, T., Metsamaa, L., Strömbeck, N. & Vahtmäe, E. Monitoring cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Estuar Coast Shelf Sci* 67, 303–312 (2006).
107. Quibell, G. Estimating chlorophyll concentrations using upwelling radiance from different freshwater alga] genera. *Int J Remote Sens* 13, 2611–2621 (1992).
108. Richardson, L. L. Remote sensing of algal bloom dynamics. *Bioscience* 46, 492–501 (1996).
109. O’Shea, R. E. et al. Advancing cyanobacteria biomass estimation from hyperspectral observations: Demonstrations with HICO and PRISMA imagery. *Remote Sens Environ* 266, 112693 (2021).
110. Song, K. et al. Remote quantification of phycocyanin in potable water sources through an adaptive model. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 95, 68–80 (2014).

111. Song, K. et al. Hyperspectral retrieval of phycocyanin in potable water sources using genetic algorithm-partial least squares (GA-PLS) modeling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 18, 368–385 (2012).
112. Sun, D. et al. A novel support vector regression model to estimate the phycocyanin concentration in turbid inland waters from hyperspectral reflectance. *Hydrobiologia* 680, 199–217 (2012).
113. IOCCG. *Observation of Harmful Algal Blooms with Ocean Colour Radiometry*. vol. IOCCG Report Series... (International Ocean Colour Coordinating Group, 2021).
114. McKinna, L. I. W. Three decades of ocean-color remote-sensing *Trichodesmium* spp. in the World's oceans: A review. *Prog Oceanogr* 131, 177–199 (2015).
115. de Santi, F. et al. Synergistic Use of Synthetic Aperture Radar and Optical Imagery to Monitor Surface Accumulation of Cyanobacteria in the Curonian Lagoon. *Journal of Marine Science and Engineering* 2019, Vol. 7, Page 461 7, 461 (2019).
116. Qi, L., Wang, M., Hu, C. & Holt, B. On the capacity of Sentinel-1 synthetic aperture radar in detecting floating macroalgae and other floating matters. *Remote Sens Environ* 280, (2022).
117. Gower, J., Hu, C., Borstad, G. & King, S. Ocean Color Satellites Show Extensive Lines of Floating Sargassum in the Gulf of Mexico. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 44, 3619–3625 (2006).
118. Gower, J. & King, S. The distribution of pelagic Sargassum observed with OLCI. *Int J Remote Sens* 41, 5669–5679 (2020).
119. Marmorino, G. O., Miller, W. D., Smith, G. B. & Bowles, J. H. Airborne imagery of a disintegrating Sargassum drift line. *Deep Sea Res 1 Oceanogr Res Pap* 58, 316–321 (2011).
120. Sun, D. et al. Using Landsat 8 OLI data to differentiate Sargassum and *Ulva* prolifera blooms in the South Yellow Sea. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 98, (2021).
121. Wang, M. et al. The great Atlantic Sargassum belt. *Science* (1979) 364, 83–87 (2019).
122. Wang, M. & Hu, C. Automatic Extraction of Sargassum Features from Sentinel-2 MSI Images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 59, 2579–2597 (2021).
123. Shin, J. et al. Sargassum detection using machine learning models: A case study with the first 6 months of goci-ii imagery. *Remote Sens (Basel)* 13, 1–20 (2021).
124. Qi, L. et al. In search of floating algae and other organisms in global oceans and lakes. *Remote Sens Environ* 239, 111659 (2020).
125. Kutser, T., Hedley, J., Giardino, C., Roelfsema, C. & Brando, V. E. Remote sensing of shallow waters – A 50 year retrospective and future directions. *Remote Sens Environ* 240, 111619 (2020).
126. Maritorena, S. Remote sensing of the water attenuation in coral reefs: a case study in French Polynesia. <https://doi.org/10.1080/01431169608948992> 17, 155–166 (2007).
127. Holden, R. J., Pakula, I. S. & Mooney, P. A. A neuroimmunological model of schizophrenia and major depression: A review. *Hum Psychopharmacol* 12, 177–201 (1997).
128. Holden, H. & LeDrew, E. Spectral Discrimination of Healthy and Non-Healthy Corals Based on Cluster Analysis, Principal Components Analysis, and Derivative Spectroscopy. *Remote Sens Environ* 65, 217–224 (1998).

129. Holden, H. & Ledrew, E. Hyperspectral identification of coral reef features. *Int J Remote Sens* 20, 2545–2563 (1999).
130. Hochberg, E. J., Atkinson, M. J. & Andréfouët, S. Spectral reflectance of coral reef bottom-types worldwide and implications for coral reef remote sensing. doi:10.1016/S0034-4257(02)00201-8.
131. Hochberg, E. J., Atkinson, M. J., Apprill, A. & Andréfouët, S. Spectral reflectance of coral. *Coral Reefs* 23, 84–95 (2004).
132. Kutser, T. & Jupp, D. L. B. On the possibility of mapping living corals to the species level based on their optical signatures. *Estuar Coast Shelf Sci* 69, 607–614 (2006).
133. Kutser, T., Vahtmae, E. & Martin, G. Assessing suitability of multispectral satellites for mapping benthic macroalgal cover in turbid coastal waters by means of model simulations. *Estuar Coast Shelf Sci* 67, 521–529 (2006).
134. Kutser, T., Miller, I. & Jupp, D. L. B. Mapping coral reef benthic substrates using hyperspectral space-borne images and spectral libraries. *Estuar Coast Shelf Sci* 70, 449–460 (2006).
135. Vahtmae, E., Kutser, T., Martin, G. & Kotta, J. Feasibility of hyperspectral remote sensing for mapping benthic macroalgal cover in turbid coastal waters - a Baltic Sea case study. *Remote Sens Environ* 101, 342–351 (2006).
136. CEOS. Feasibility Study for an Aquatic Ecosystem Earth Observing System. 195 (2018).
137. Gómez-Aparicio, L. & Canham, C. D. Neighborhood models of the effects of invasive tree species on ecosystem processes. *Ecol Monogr* 78, 69–86 (2008).
138. O'Farrell, I., de Tezanos Pinto, P., Rodríguez, P. L., Chaparro, G. & Pizarro, H. N. Experimental evidence of the dynamic effect of free-floating plants on phytoplankton ecology. *Freshw Biol* 54, 363–375 (2009).
139. Mitan, N. M. M. Water hyacinth: Potential and Threat. *Mater Today Proc* 19, 1408–1412 (2019).
140. Malik, A. Environmental challenge vis a vis opportunity: The case of water hyacinth. *Environ Int* 33, 122–138 (2007).
141. Gerardo, R. & de Lima, I. P. Monitoring Duckweeds (*Lemna minor*) in Small Rivers Using Sentinel-2 Satellite Imagery: Application of Vegetation and Water Indices to the Lis River (Portugal). *Water (Basel)* 14, 2284 (2022).
142. Tian, Y. Q., Yu, Q., Zimmerman, M. J., Flint, S. & Waldron, M. C. Differentiating aquatic plant communities in a eutrophic river using hyperspectral and multispectral remote sensing. *Freshw Biol* 55, 1658–1673 (2010).
143. Pawlik, M. M. & Ficek, D. Validation of measurements of pine pollen grain concentrations in Baltic Sea waters. *Oceanologia* 64, 233–243 (2022).
144. Hu, Y. et al. Source identification and prediction of nitrogen and phosphorus pollution of Lake Taihu by an ensemble machine learning technique. *Front Environ Sci Eng* 17, (2023).

Summary

Potential of remote sensing to detect different types of floating materials on the water surface

Over the last few decades, remote sensing capabilities have been actively explored for the investigation and detection of a wide variety of surface accumulations, e.g., marine litter, phytoplankton, macroalgae, aquatic plants, but also pollen. They often have negative ecological and socio-economic impact. Floating materials of artificial origin are not yet a widespread problem in Estonia. However, summer cyanobacterial blooms are very common here. Additionally, pollen has been ever more observed in large areas in the Baltic Sea in recent years. On the one hand, pollen is an important source of carbon for water bodies, on the other hand, it makes the detection of cyanobacteria by remote sensing more complicated. In general, the detection of surface accumulations by remote sensing is not technically difficult and is possible by both radar and optical remote sensing, provided that the spatial resolution of the sensors is suitable. However, the identification of the type of surface accumulation, is more challenging and the discrimination between different types of floating materials is even more so. The success of detection and discrimination is largely influenced by pixel coverage and the optical properties of water, e.g., clear vs turbid. When pixel coverage is small, reflectance is dominated by water and the detection and discrimination of floating material proves highly erroneous or altogether impossible. It should also be expected that the co-occurrence of materials from macroplastics to pieces of wood, seagrasses and macroalgae, mixed with foam, reduces detection and discrimination accuracy. Surface accumulations of cyanobacteria or rafts of macroalgae (*Sargassum*, *Ulva*) are relatively easier to diagnose, particularly in monospecific blooms. The shape of the reflectance spectra of all brown algae is identical and the reflectance of all green algae and plants is similar. Thus, it is relatively straightforward to recognise these two broad groups of floating material, provided that the sensor has an appropriate selection of wavebands and spatial resolution compatible with the distribution of the surface accumulation. Reflectance spectra of bloom-forming cyanobacteria also present typical optical features that aid recognition and their detection in blooms. From an economic point of view, it is often important to know the frequency, movement, and magnitude of floating biomass, the type of floating vegetation is less essential. Hence high spatial and temporal resolution of the sensor is more important than spectral resolution in that case. Hyperspectral information of different floating material, in situ validated calibration and validation data as well as additional observational data (occurrence time, location duration, etc.) from in situ observations of traditional cruises, citizen scientist reports, social media, etc., are highly needed for successful detection and discrimination of surface accumulations.

Peipsi järve sinivetikate pinnaõitsengute pikaajaline iseloomustus kaugseire meetodite abil

Anne-Mai Pall, Kersti Kangro, Krista Alikas

Tartu Ülikool, Tartu observatoorium, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

Kokkuvõte

Sinivetikad on jäävabal ajal Peipsi järves domineeriv fütoplanktoni rühm ning 60% Peipsi järves esinevatest sinivetikaliikidest kuuluvad õitsenguid põhjustavatesse perekondadesse. Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi (VRD) kohaselt tuleks veekogu seisundi hindamiseks lisaks teistele fütoplanktoni tunnustele jälgida ka veeõitsengute sagedust ja intensiivsust. Traditsiooniliste seiremeetoditega on seda raske saavutada, kuid kaugseire võimaldab vaadelda veekogu tervikuna ja jälgida pinnaõitsengu muutust lühema ajasammuga. Käesolevas artiklis analüüsitakse sinivetikaõitsenguid Peipsi järves Envisat/MERISe ja Sentinel-3A/OLCI andmete alusel aastatel 2003–2011 ning 2016–2022. Sinivetikaõitsenguid Peipsi järves mõjutavad oluliselt ilmastikuolud ja fütoplanktoni näitajad võivad aastati palju varieeruda. Pinnaõitsengud saavad Peipsi Suurjärves alguse tavaliselt 2–3 nädalat varem kui Lämmijärves ja Pihkva järves ning kestavad kauem. Pärast 2016. aastat on õitsengute maksimaalse pindala saavutamise aeg liikunud hilisemaks nii Peipsi Suurjärves, Lämmijärves kui ka Pihkva järves: varem oli õitsengute pindala kõrgajaks august, viimastel aastatel on see aga nihkunud septembrisse. Peipsi Suurjärves on õitsengute maksimaalne katvus pärast 2016. aastat olnud vahemikus 60–90%, varem oli õitsengute maksimaalne katvus 90–100%. Lämmijärves ja Pihkva järves ei ole õitsengute pindalas suuri muutusi toimunud. Õitsengute kestus on kõigis järve osades aastati varieerunud, Peipsi Suurjärves jääb see olenevalt aastast 70 ja 126 päeva vahemikku. Lämmijärves ja Pihkva järves on õitsengute aeg 2016. aastast alates mõnevõrra pikenenud: varasema 56–70 päeva asemel on õitsengute kestuseks tüüpiliselt 70–98 päeva.

Võttesõnad: veekogude kaugseire, Sentinel-3/OLCI, Envisat/MERIS, MCI, sinivetikad, veeõitseng

Sissejuhatus

Sinivetikad on hästi kohastunud eluks erinevates keskkonnatingimustes ja saavad hakkama nii toitainetevaeses kui -rikkas keskkonnas (Huisman jt, 2018). Kõige soodsamad tingimused on sinivetikate jaoks siiski kõrge veetemperatuur, madal veetase ja suur toitainete hulk, mis tähendab, et kliima soojenemisega paranevad ka sinivetikate elutingimused ja sagenevad nende põhjustatud veeõitsengud (Huisman jt, 2018; Paerl jt, 2012). Peipsi järves on sinivetikad jäävabal ajal domineeriv fütoplanktoni rühm, moodustades pikaajalise mediaanväärtusena Peipsi Suurjärve fütoplanktonist 32%, Lämmijärves 54% ja Pihkva järves 57%. Peipsi järves esinevatest sinivetikalikiidest 60% kuuluvad õitsenguid põhjustavatesse perekondadesse (Nõges, 2020). Suviste veeõitsengute kohta Peipsi järves on andmeid juba saja aasta tagusest ajast, ent viimastel aastakümnetel on õitsengute ulatus ja intensiivsus kasvanud (Blank jt, 2017).

Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi (VRD) (2000/60/EÜ) kohaselt kehtib kõigile Euroopa Liidu liikmesriikidele kohustus viia seisundisse „hea“ kõik veekogud, mille veepeegli pindala on vähemalt 50 ha. Selle saavutamise esialgne tähtaeg oli 2015. aasta, kuid hiljem pikendati eesmärgi saavutamise lõpptähtaega 2027. aastani. Üheks VRD lisas 5 välja toodud fütoplanktoni tunnuseks, mille järgi hinnata veekogu seisundit, on vetikaõitsengute sagedus ja intensiivsus. Veeõitsenguid Peipsi järves mõjutab põhjasetetes talletunud toiteainete vabane mine, mille tagajärjel rikastub järvevesi toitainetega ja tekib õitsenguteks soodne keskkond (Tammeorg jt, 2015). Ilmastikutingimused, nagu näiteks jääolud, veetemperatuur ja veetase, mõjutavad samuti toiteainete kättesaadavust, seega võivad hüdrobioloogiliste näitajate väärtused olla aastati väga erinevad (Peipsi järve..., 2018). Õitsengute suure ilmastikutundlikkuse tõttu on nende sageduse ja intensiivsuse hindamine traditsiooniliste seiremeetoditega keeruline. Õitsengute tunnuste jälgimiseks oleks kõige otstarbekam kasutada kaugseire vahendeid, töötada välja vastav meetodika ja defineerida veekogu seisundite klassipiirid. Käesolevas artiklis analüüsitakse Peipsi järve sinivetikaõitsengute käitumist ja trende Envisat/MERISE ja Sentinel-3A/OLCI andmete põhjal. MERISE andmed katavad aastaid 2003–2011, OLCI andmed 2016–2022. Ilmastikuolude tõttu ei ole võimalik saada kujutisi kogu järvest iga päev, seega kasutati tulemuste analüüsis 14 päeva keskmistatud väärtusi, mis annab pika ajaperioodi peale hea katvuse.

Materjal ja meetodika

Peipsi järv asub Eesti ja Venemaa piiril ning on 3555 km² pindalaga suurim Eesti siseveekogu. Järv koosneb kolmest osast – Peipsi Suurjärv (Peipsi s.s., 2611 km²), Lämmijärv (236 km²) ja Pihkva järv (708 km²). Tegemist on madala eutroofse järvega, mille keskmine sügavus on 7,1 meetrit, maksimaalne sügavus ulatub 15,3 meetrini ning aastane veetase kõigub keskmiselt 1,5 meetrit (Haberman jt, 2008). *In situ* seiret teostatakse Peipsi järvel kokku 10 mõõtepunktis. Punktides 2, 4, 11, 38, 92, 16, 17 toimub seire vegetatsiooniperioodil (aprill/mai–oktoober) sagedusega kord kuus, punktides 12, 13, 14 tehakse seiret ebaregulaarselt, tavaliselt kord kuus suvekuudel. Pihkva järvel toimus varasemalt Eesti-Vene ühis-seire kord aastas augustis, kuid erinevatel põhjustel ei ole seda pärast 2019. aastat tehtud. Kaugseire meetoditega on aga võimalik saada tervikülevaade kogu järvest.

Sinivetikaõitsengute uurimiseks kasutati Envisat/MERISE ja Sentinel-3A/OLCI esimese taseme täislahutusega pilte vegetatsiooniperioodist (mai–oktoober). Andmete analüüsiks kasutati SNAP 8.0 programmi, millega koostati 14 päeva keskmiste väärtuste pildid. Lõpptulemusest jäeti välja päikese tagasipeegelduse ja veepinna peegelduse kvaliteedimärkega pikslid (quality_flags.sun_glint_risk, quality_flags.bright). Kaldaefekti vähendamiseks kasutati 1000 m kaldapuhvrit. Maksimaalse klorofüll-i indeksi (MCI) väärtused arvutati Goweri jt (2008) algoritmide põhjal, klorofüll- α väärtuste leidmiseks kasutati Peipsi järve jaoks välja töötatud valemeid (Alikas jt, 2010). Iga 14-päevase perioodi kohta leiti keskmine klorofüll- α väärtus kogu järves ja õitsengualal, õitsengu pindala, õitsengu intensiivsus ja klorofüll- α väärtused Peipsi järve mõõtepunktides. Kui vaadeldud 14-päevase perioodi keskmistatud kujutisel esinesid õitsengud, loeti kogu periood õitsengute kestuse hulka. Kui vahetult enne või pärast õitsengutega perioodi ei olnud pilvkatte tõttu võimalik kasutatavaid satelliidipilte saada, arvestati sellest perioodist õitsengu kestuseks pool (Binding jt, 2018).

Õitsengute piirväärtuste leidmiseks kasutati iga järveosa klorofüll- α pikaajalisi keskmisi väärtusi juunist septembrini aastatel 1983–2019. Pikslid liigitati õitsengute alla, kui nende klorofüll- α väärtus ületas pikaajalist keskmist vähemalt 5% võrra. Õitsengute piirväärtused järve osadele on välja toodud tabelis 1.

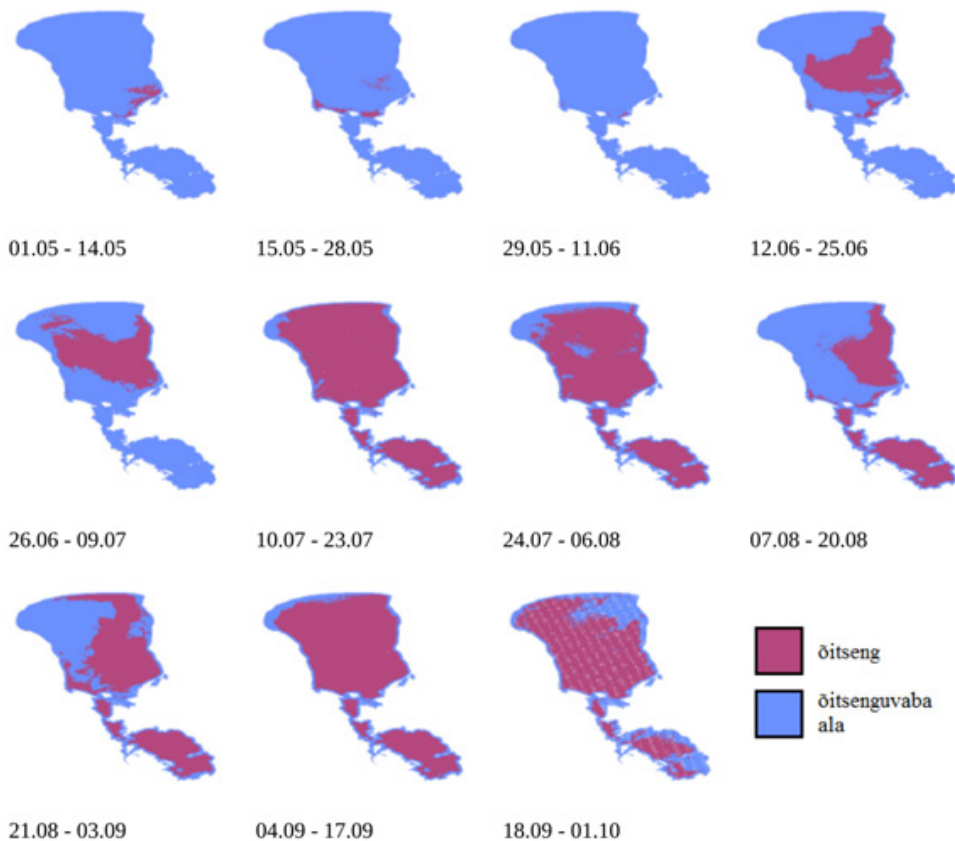
Tabel 1. Eri järveosade piirväärtused õitsengu hindamiseks

Järveosa	Pikaajaline keskmine	+ 5%
Peipsi Suurjärv	17,1 µg/L	18 µg/L
Lämmijärv	34 µg/L	35,7 µg/L
Pihkva järv	44,4 µg/L	46,6 µg/L

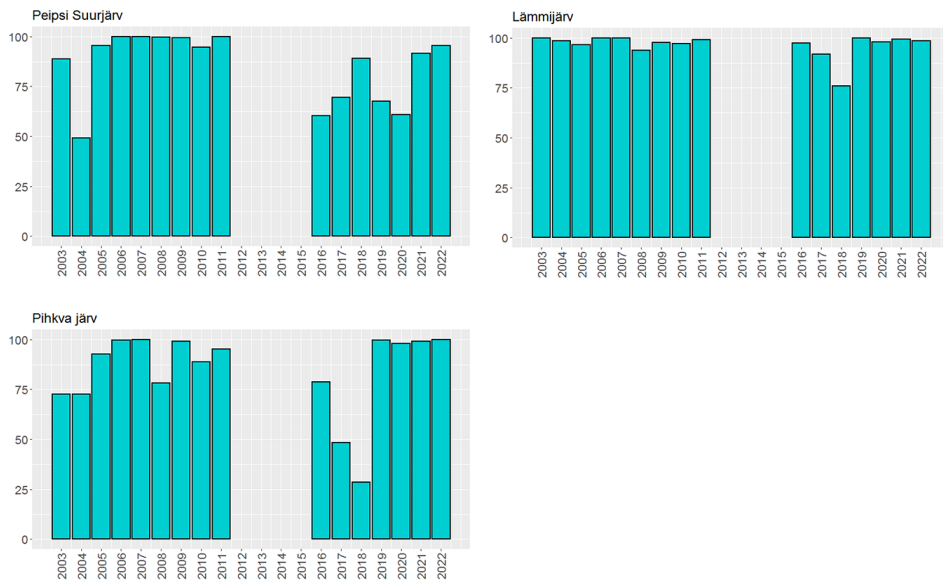
Tulemused ja arutelu

Veeõitsengute käitumine

Sinivetikaõitsengud saavad Peipsi Suurjärves alguse tavaliselt järve lõunaosast ning mõjutavad suvekuudel enim lõuna- ja idaosa. Septembris ja oktoobris on õitsenguid märgata ka lääne- ja põhjaosas, sellal kui ülejäänud järvest on need juba taandunud. Õitsengud Peipsi Suurjärves saavad alguse keskmiselt 2–3 nädalat varem kui Lämmijärves ja Pihkva järves ning kestavad kauem: veel oktoobriski võib Peipsi Suurjärves leida märke sinivetikaõitsengutest. Kirjeldatud trendid tulevad esile näiteks 2022. aasta õitsengute dünaamikat kujutavatel pildidel (joonis 1).



Joonis 1. Õitsengute dünaamika Peipsi järves aastal 2022.



Joonis 2. Õitsengute katvuse protsent järve pindalast.

Õitsengute maksimaalne pindala Peipsi Suurjärves oli keskmiselt suurem aastatel 2003–2011, mil vaatlused teostati MERISE instrumendiga. Selles ajavahemikus katsid sinivetikaõitsengud maksimaalsel õitsengute perioodil 95–100% järve pindalast ning vaid mõnel aastal jäi maksimaalne katvus alla 90% – aastal 2003 oli kaetud 88% ja aastal 2004 49% järvest. Perioodil 2016–2022 on maksimaalne katvus enamikul aastatel jäänud 60–90% vahele. Erandiks on 2022. aasta 95% katvusega. 2021. aasta kuum ja väikese sajuhulgaga suvi lõi fütoplanktoni kasvuks samuti soodsad tingimused (Peipsi järve..., 2021), mis väljendus Peipsi järves sinivetikaõitsengute maksimaalse pindala kasvu üle 90%. Õitsengute maksimaalse katvuse protsentidest eri aastatel annab ülevaate joonis 2.

Madalas ja kitsas Lämmijärves ei ole õitsengute pindalas suuri muutusi toimunud ja kõrgpunktis on sinivetikaõitsengud katnud kogu järve enamikul aastatel vaadeldavast perioodist. Erandina võib välja tuua aasta 2018, kui õitsengud katsid kõrgajal vaid 75% järve pindalast. Pihkva järves on õitsengute katvusprotsent olnud kõige muutlikum, kuid enamikul aastatel on maksimaalne katvus jäänud 75–100% vahele. Viimasel neljal aastal (2019–2022) on sinivetikaõitsengud Pihkva järves saavutanud kõrgajal 100% katvuse. Aastal 2018 oli ka Pihkva järves erakordselt väike õitsengute ulatus ning maksimaalselt oli sinivetikaõitsengute all vaid 25% järve pindalast. Ebatavaliselt väikest sinivetikate osakaalu märgiti ka Peipsi järve hüdrobioloogilise seire 2018. aasta aruandes, kuigi keskmisest kõrgem veetemperatuur ja madal veetase suvel ning sügisel võinuks luua sinivetikatele soodsad kasvutingimused. Teisalt oli Mustvee seirejaama andmetel 2018. aastal Peipsi veetase aasta esimeses pooles pikaajalisest keskmisest oluliselt kõrgem, mis võis sinivetikate arvukust mõjutada (Peipsi järve..., 2018).

Tabel 2. Maksimaalse öitsengupindala perioodid

Aasta	Peipsi Suurjärv	Lämmijärv	Pihkva järv
2003	07.08–20.08	07.08–20.08	24.07–06.08
2004	04.09–17.09	04.09–17.09	24.07–06.08
2005	21.08–03.09	10.07–23.07	10.07–23.07
2006	04.09–17.09	04.09–17.09	07.08–20.08
2007	04.09–17.09	10.07–23.07	10.07–23.07
2008	07.08–20.08	21.08–03.09	21.08–03.09
2009	21.08–03.09	07.08–20.08	21.08–03.09
2010	21.08–03.09	07.08–20.08	10.07–23.07
2011	04.09–17.09	04.09–17.09	24.07–06.08
2016	07.08–20.08	07.08–20.08	10.07–23.07
2017	04.09–17.09	24.07–06.08	24.07–06.08
2018	18.09–01.10	07.08–20.08	21.08–03.09
2019	04.09–17.09	07.08–20.08	21.08–03.09
2020	07.08–20.08	07.08–20.08	07.08–20.08
2021	24.07–06.08	07.08–20.08	24.07–06.08
2022	10.07–23.07	10.07–23.07	07.08–20.08

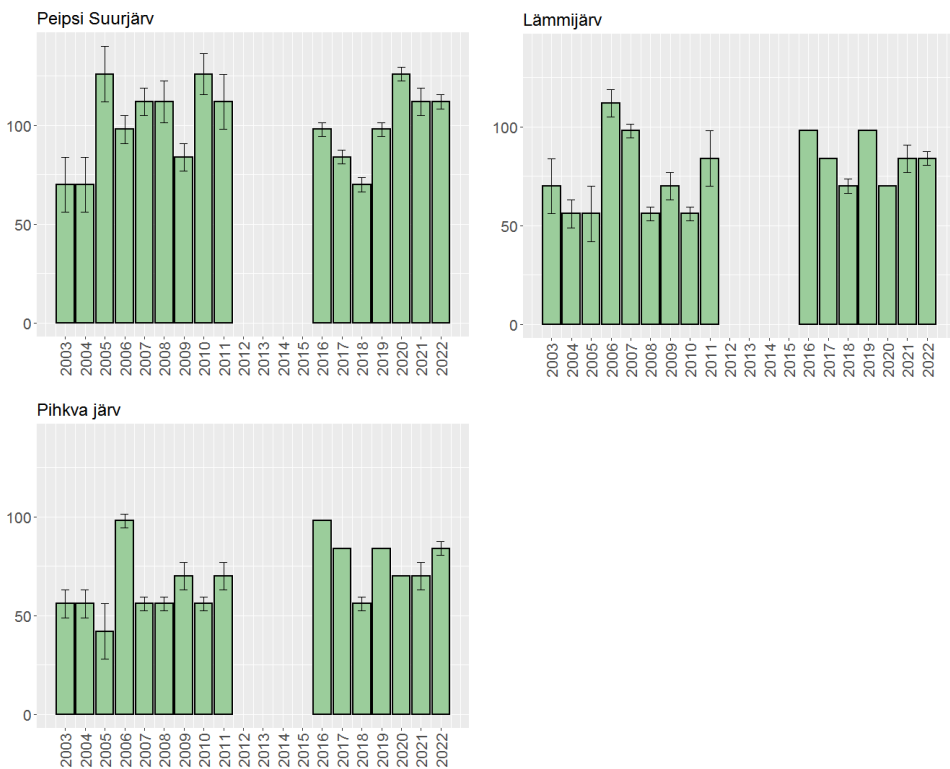
Maksimaalse öitsengute katvuse registreerimise perioodid on välja toodud tabelis 2. Peipsi Suurjärves on öitsengupindala maksimumi aeg liikunud hili-semaks. Aastatel 2003–2011 jõudsid öitsengud pindala maksimumini enamasti augustis, 2016–2022 on kõige suuremad öitsengu pindalad registreeritud septembris. Lämmijärves ja Pihkva järves on maksimaalse katvuse aeg samuti hilisemaks nihkunud: vahemikus 2003–2011 saavutasid öitsengud suurima pindala juulis, 2016–2022 jõudsid öitsengud maksimaalse pindalani augustis.

Joonis 3 illustreerib öitsengute kestust eri järveosades. Peipsi Suurjärve sini-vetikaöitsengute kestuses ei ole perioodide 2003–2011 ja 2016–2022 võrdluses suuri muutusi toimunud. Seal on öitsengute kestus varieerunud olenevalt aastast 70 ja 126 päeva vahel, kõige pikemalt kestsid 2005. aasta öitsengud – 126 (\pm 28) päeva. Ulatuslikke öitsenguid seostatakse madala veetaseme ja kõrge veetemperatuuriga, mis mõlemad soodustavad fütoplanktoni biomassi kasvu (Nõges jt, 2003). Fütoplanktoni biomass Peipsi järves oli suur aastatel 2005–2006, mida iseloomustas madal veetase. 2005. aasta keskmine fütoplanktoni biomass maist oktoobrini

oli $11,52 \pm 1,35 \text{ g/m}^3$, 2006. aastal $15,18 \pm 1,99 \text{ g/m}^3$, mis on tunduvalt kõrgem varasemate aastate (1997–2006) sama meetodikaga teostatud seire keskmisest ($8,2 \pm 0,4 \text{ g/m}^3$) (Peipsi järve..., 2006, 2007).

Lämmijärves ja Pihkva järves on öitsenguperiood OLCI vaatluste ajal veidi pikenenud. Lämmijärves jäi aastatel 2016–2022 öitsengute kestus vahemikku 70–98 päeva, aastatel 2003–2011 aga tüüpiliselt 56–70 päeva vahele. Kõige kauem (112 päeva) kestsid Lämmijärves öitsengud 2006. aastal. Pihkva järves on aastatel 2016–2022 öitsengute kestus jäänud 70–98 päeva vahemikku, erandiks on 56 päevaga aasta 2018. Aastatel 2003–2011 oli öitsengute kestus tüüpiliselt 56–70 päeva, kõige kauem kestsid öitsengud 2006. aastal (98 päeva).

Pilvkatte tõttu ei ole Peipsi järvest iga päev võimalik saada satelliidipilti, mistõttu esineb öitsengute kestuse hinnangutes ka määramatus. OLCI instrumendi eluea jooksul on aga toimunud rohkem ülelende ja seeläbi vähenenud perioodide arv, kust kasutatavad pildid puuduvad.



Joonis 3. Öitsengute kestus päevades Peipsi järve eri osades 2003–2011 ja 2016–2022.

VRD rakendamise võimalused

VRD kohaselt on nõutud järvede seire fütoplanktoni kvaliteedinäitajate alusel. VRD lisas 5 on välja toodud kolm tunnust, mille põhjal hinnata veekogu seisundit:

- 1) fütoplanktoni koosluse hinnang,
- 2) fütoplanktoni osakaal ja selle mõju vee läbipaistvusele,
- 3) vetikaõitsengute sagedus ja intensiivsus.

Esimesed kaks näitajat on kaetud juba Peipsi järve iga-aastase *in situ* seirega, kuid vetikaõitsengute jälgimiseks on kord kuus toimuv seire liiga pika ajasammuga. Vetikaõitsengute sageduse ja intensiivsuse hindamiseks vajalike klassipiiride paikapanelisel ei ole Euroopas üksmeelele jõutud, samuti puudub ühtne vetikaõitsengu definitsioon (Mischke jt, 2011). Üks võimalus õitsengu intensiivsust defineerida on käsitleda seda õitsenguna märgitud piirkonna keskmise klorofüll- α väärtusena ($\mu\text{g/L}$) (Binding jt, 2018; Binding jt, 2021). Peipsi järve õitsengute maksimaalse intensiivsuse ülevaate annab joonis 4.

Peipsi Suurjärves on veeõitsengute intensiivsus viimasel viiel aastal jäänud keskmiselt madalamaks kui aastatel enne 2011. Klorofüll- α maksimaalsed väärtused õitsenguperioodil jäid aastatel 2016–2022 vahemikku 22–31 $\mu\text{g/L}$, kuid üle 25 $\mu\text{g/L}$ tõusid ainult kahel aastal (2020, 2022). Perioodil 2003–2011 jäid klorofüll- α väärtused vahemikku 21–46 $\mu\text{g/L}$, leidis ainult kaks aastat, mil klorofüll- α keskmine väärtus õitsengualal ei ületanud 25 $\mu\text{g/L}$ piiri (2003, 2004). Lämmijärves ja Pihkva järves on aastatevaheline varieeruvus suurem, kuid suurema intensiivsusega õitsengud on aset leidnud just viimase viie aasta jooksul. Lämmijärve suurima intensiivsusega veeõitseng toimus aastal 2021 (95 $\mu\text{g/L}$), Pihkva järves aastal 2022 (135 $\mu\text{g/L}$).

Kvaliteediklasside piirväärtuste leidmiseks on vaja teada veekogu baasväärtusi ja hooajalisi trende. Sagedasemad seiretulemused võimaldavad klassipiire täpsemalt hinnata ja kohandada just kaugseire meetodikale vastavaks. Kaugseire instrumentidega on küll võimalik hinnata mitmeid veekogu kvaliteedinäitajaid, kuid kaugseire ja *in situ* tulemused ei ole üksüheses vastavuses. Eutroofsetes veekogudes, kus klorofüll- α väärtused on kõrgemad, esineb algoritmide põhjal leitud klorofüll- α väärtuste alahindamist võrreldes *in situ* väärtustega (Salem jt, 2017). Tuule suund ja kiirus mõjutab samuti kaugseirevaatluste tulemusi. Satelliitidega on võimalik hinnata fütoplanktoni näitajate väärtuseid ainult veekogu pinnal, kuid tuulise ilmaga vesi seguneb, mille käigus liiguvad sinivetikad pindmistest kihtidest sügavamale ja kaugseire algoritmidega leitud fütoplanktoni väärtused on tegelikest madalamad (Stumpf jt, 2012).



Joonis 4. Öitsengu maksimaalne intensiivsus (Chl- α µg/L).

Soomes ja Rootsis on kaugseiret VRD rakendamisel juba kasutatud (Papathanaopoulou jt, 2019). Rootsis kasutati MERISE andmeid klorofüll- α ja vee läbipaistvuse hindamiseks 2014. aasta VRD aruandes. Soomes kuulub VRD alusel jälgitavate veekogude hulka 4617 järve, millest paljude *in situ* seire on nende halva ligipäätavuse tõttu raskendatud. Nende seisundi hindamisel kombineeritakse Sentineli missiooni käigus kogutud andmed *in situ* andmetega. Satelliidiandmete põhjal hinnatakse klorofüll- α kontsentratsiooni, vee läbipaistvust ja lahustunud orgaanilise aine kogust (Papathanaopoulou jt, 2019). Võib öelda, et pinnaõitsengud on tugevasti mõjutatud ilmastikust ja nende käitumist on traditsiooniliste seiremeetoditega raske objektiivselt jälgida. Kaugseire aga annab võimaluse järve seisundit monitoorida sagedamini ja vaadelda õitsenguid kogu järve ulatuses samaaegselt. On ka võimalik tuletada lisaks uusi kvaliteedinäitajaid, mida tavaseire abil on keeruline saada.

Tänuavaldus

Klorofüll- α pikaajaliste väärtuste eest täname Lea Tuvikest EMÜ PKI limnoloogiakeskusest. Töös on kasutatud ESA Copernicuse programmi satelliitide Sentinel-3 A ja B andmeid. Täname Maa-ametit töötluskeskkonna ESTHub kasutamise võimaluse eest. Tööd finantseeris Eesti Teadusagentuur (PSG10) ning Euroopa Liidu projekt No FPA 275/G/GRO/COPE/17/10042, FPCUP (*Framework Partnership Agreement on Copernicus User Uptake*), tegevus 2021-2-11: *Tailored downstream applications/products – from Copernicus to coastal and inland water monitoring*).

Viidatud kirjandus

- Alikas, K., Kangro, K., Reinart, A. (2010). Detecting cyanobacterial blooms in large North European lakes using the Maximum Chlorophyll Index. *Oceanologia* 52, 237–257.
- Binding, C.E., McCullough, G. K., Watson, S. B. (2018). An analysis of satellite-derived chlorophyll and algal bloom indices on Lake Winnipeg. – *Journal of Great Lakes Research*. 44 (3). lk 436–446.
- 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.
- Blank, K., Loigu, E., Laugaste, R., Haberman, J. (2017). The ecological state of Lake Peipsi (Estonia/Russia): improvement, stabilization or deterioration? – *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*. 66 (1), lk 18–28.
- Copernicus Open Access Hub. (2022). ESA [veebileht] <https://scihub.copernicus.eu/> (28.11.2022)
- Envisat MERIS Online Dissemination Service. (2022). ESA [veebileht] <https://meris-ds.esa.int/oads/access/collection> (14.01.2022)
- Euroopa Nõukogu (2000) Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik.
- Gower, J., King, S., Goncalves, P. (2008). Global monitoring of plankton blooms using MERIS MCI. *International Journal of Remote Sensing* 29, 6209–6216.
- Haberman, J., Timm, T., Raukas, A. (toim.) (2008). Peipsi. Tartu: Eesti Loodusfoto.
- Huisman, J., Codd, G.A., Paerl, H.W. jt. (2018). Cyanobacterial blooms. – *Nature Reviews Microbiology*. 16. lk 471–483
- Mischke, U., Carvalho, L., McDonald, C., Skjelbred, B., Lyche-Solheim, A., Phillips, G., de Hoyos, C., Borics, G., Moe, J., Pahissa, J. (2011). WISER Deliverable D3. 1–2: Report on Phytoplankton Bloom Metrics; <http://www.wiser.eu/results/deliverables> (05.02.2023)
- Nõges, P. (2020). Uuring Peipsi järve füüsikalise-keemiliste ja fütoplanktoni kvaliteedinäitajate klassipiiride täpsustamiseks. Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Hüdrobioloogia ja kalanduse õppetool, Tartu.

- Nõges, T., Nõges, P., Laugaste, R. (2003). Water level as the mediator between climate change and phytoplankton composition in a large shallow temperate lake. *Hydrobiologia*, 506-509: 257-263.
- Paerl, H.W., Otten, T.G. (2012). Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. – *Microbial Ecology*. 65, lk 995–1010.
- Papathanaopoulou, E., Simis, S. et al. (2019). Satellite-assisted monitoring of water quality to support the implementation of the Water Framework Directive. – EOMORES white paper. lk 28.
- Peipsi järve hüdrobioloogiline seire 2016.a, lõpparuanne (2017). Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Peipsi järve hüdrobioloogiline seire 2018.a, lõpparuanne (2019). Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Peipsi järve hüdrobioloogiline seire 2019.a, lõpparuanne (2020). Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Peipsi järve hüdrobioloogiline seire ja uuringud aastal 2019 (Eesti -Vene suvine ühisekspeitsioon), lõpparuanne (2020). Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Peipsi järve hüdrobioloogiline seire 2021.a, lõpparuanne (2022). Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Piiriveekogude (Peipsi järv ja Narva veehoidla) hüdrobioloogiline seire ja uuringud 2006. lõpparuanne (2006). Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Salem S. I., Strand M. H., Higa H., Kim H., Kazuhiro K., Oki K., Oki T. (2017). Evaluation of MERIS Chlorophyll-a Retrieval Processors in a Complex Turbid Lake Kasumigaura over a 10-Year Mission. *Remote Sensing*. 9(10):1022.
- Stumpf, R. P., Wynne, T. T., Baker, D. B., Fahnenstiel, G. L. (2012). Interannual variability of cyanobacterial blooms in Lake Erie. *PLoS One* 7, e42444.
- Tammeorg, O., Horppila, J., Laugaste, R., Haldna, M. & Niemistö, J. (2015). Importance of diffusion and resuspension for phosphorus cycling during the growing season in large, shallow Lake Peipsi. – *Hydrobiologia*. 760, lk 133–144.

Summary

Long-term characterization of cyanobacteria surface blooms in Lake Peipsi using remote sensing methods

Cyanobacteria are the dominant phytoplankton group in Lake Peipsi during ice-free periods and over 60% of the cyanobacteria species in the lake belong to families that may cause surface blooms. According to the European Water Framework Directive (WFD), in order to provide accurate characteristics of the state of a water body, in addition to other phytoplankton characteristics the frequency and intensity of blooms should be monitored.

This requirement is difficult to achieve with traditional methods; remote sensing, however, provides an opportunity to observe the whole water body right away and follow the progression of blooms in a smaller time interval. In this article, the cyanobacteria blooms in Lake Peipsi were analyzed based on data from Envisat/MERIS and Sentinel-3A/OLCI level 1 full-resolution images from 2003 - 2011 and 2016 - 2022. Weather conditions heavily influence cyanobacteria blooms in Lake Peipsi and yearly variability in phytoplankton values is significant. The first appearance of blooms in Peipsi s.s. is usually 2-3 weeks earlier than in Lämmijärv and Lake Pihkva, and blooms tend to last longer. Since 2016 the maximum area coverage time in Peipsi s.s., Lämmijärv, and Lake Pihkva has shifted from August to September. Maximum bloom area in Peipsi s.s. has somewhat reduced after 2016 - generally it has been in the 60 - 90% range as opposed to 90 - 100% in the earlier years. There has not been a significant change in the maximum bloom area in Lämmijärv and Lake Pihkva. Bloom duration in all parts of the lake varies yearly. In Peipsi s.s. the blooms usually last from 70 to 126 days, depending on the year. Bloom duration in Lämmijärv and Lake Pihkva has somewhat extended after 2016 - the average bloom duration used to be 56 - 70 days, but in recent years it has more often been around 70 - 98 days.

Kopra elupaikade tuvastamine Eestis kaugseire ja masinõppe meetoditega

Mihkel Kaha

Tartu Ülikool, Tartu observatoorium, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

Kokkuvõte

Koprad on tuntud kui ökosüsteemi insenerid ja nende loodud elupaigad võivad maastikku oluliselt muuta. Kui uus koprakoloonia ehitab tamme, kanaleid ja urge ning langetab puid, on sellest tulenevad muutused sageli piisavalt suured, et neid saaks uurida keskmise eraldusvõimega maavaatlussensoritega, nagu näiteks Sentinel-2 MSI. Keskkonnainvesteeringute Keskuse rahastatud projekti „Kopra elupaikade tuvastamine Eestis kaugseire ja masinõppe meetoditega“ käigus töötati välja metoodika, kuidas kaugseire abil efektiivselt kaardistada üle kogu Eesti kobraste tekitatud kahju metsas. Töö tulemusena valminud prognoosikaart aitab seirajatel määrata kindlaks nende kobraste asukohad, kelle kahjustusi pole eelnevalt kaardistatud. Kasutades Sentinel-2 MSI kanaleid, nende andmetest arvatud vegetatsiooniindekseid ning maapinna reljeefi, vooluveekogude ning puistute liigilise koosseisu andmeid, on selle töö raames koostatud metsades tekitatud koprakahjustuste asukohtade kogu Eestit kattev prognoosikaart.

Võtmesõnad: koprad, metsakahjustused, metsanduslik kaugseire

Sissejuhatus

Euroopa koprad (*Castor fiber* L.) on ühed suurimad närilised maailmas ja suurimad Euroopas. Kunagi olid nad laialt levinud kogu Euroopas, kuid neid kütiti peaaegu väljasuremiseeni. Nende populatsioon ja levik Euroopas on märgatavalt taastunud. Kogu Euroopas toimuv taasasustamine on kopraid maastikku tagasi toonud (Halley, Rosell, Saveljev, 2012). Praegusel ajal on kobraste populatsioonid Euroopas taastunud nii palju, et geneetilise mitmekesisuse kadu ei ole enam looduskaitseprobleem. Eestis hävisid koprad üleküttimise tagajärjel 19. sajandi keskel ja taasasustati uuesti 1957. aastal (Laanetu, 1992). Vaid mõne aastakümnega on koprapopulatsioon hüppeliselt kasvanud ning suurim hinnanguline arvukus

ulatus Eestis 2001. aastal 15 000 – 20 000 koprani. Praegu kontrollivad asurkonda jahimehed eesmärgiga hoida kopra populatsioon Eestis 3000 – 13 000 isendi vahel (Keskkonnaamet, 2021).

Kobrastel on võime tammide ehitamisega tahtlikult oma keskkonda muuta ja seetõttu nimetatakse neid looduslikeks ökosüsteemi insenerideks. Tammid on kasulikud looduslike üleujutuste naturaalsel reguleerimisel ja neid saab kasutada jõgede renaturaliseerimise toetamiseks, luues elupaiga paljudele liikidele (Gaywood, 2018). Lisaks on kobraste tekitatud paisud kasulikud ka kunstlikult homogeniseeritud jõgede renaturaliseerimiseks (Gorczyca jt, 2018).

Kobraste üleujutatud alad on elupaigaks paljudele kahepaiksetele, kaladele, lindudele, putukatele ja taimedele, millest mitmed on haruldased looduskaitsealused liigid. Seepärast on kopramõjutustega alad sageli esitatud vääriselupaikadena (Andersson jt, 2016). Samas võib kobraste tegevus kahjulikuks osutuda majandusmetsas. Kobraste üleujutatud alad on üldiselt küll väikesed, kuid mõnel juhul võivad vabaveelised üleujutused olla üsna suured (isegi kuni 10 ha), millele lisandub veel veetaseme tõus ümbritsevas pinnases. Selline üleujutus võib tekitada märkimisväärset majanduslikku kahju puude suremise ja metsa juurdekasvu kahanemise tõttu ning ohustada üleujutuse alal kasvavaid kaitstavaid liike. Kobraste kaevatud urud kahjustavad kraavide ja teede muldkehasid ning ummistavad kuivenduskraave ja teetruupe.

Kuna koprad võivad ojale või kraavile tammi ehitada vaid mõne päevaga, on nende leviku võimalikult ajakohased andmed väga olulised. Ajakohased andmed aitavad tagada, et kobraste tegevus ei kahjustaks oluliselt taristut ja puistute majanduslikku väärtust ning samas säiliks nende tekitatud vääriselupaigad.

Satelliidipilte ja aerofotosid on kobraste kaardistamiseks kasutatud juba pikka aega. Levinud viis kobraste kaardistamiseks on kasutada visuaalset tõlgendust suure ruumilise eraldusvõimega satelliidiandmete või aerofotode põhjal. Ühed varaseimad selle tehnika kasutajad olid Parsons ja Brown (1978), kes kasutasid aerofotosid. Johnston ja Naiman (1990) kasutasid kobraste kaardistamiseks aerofotode põhjal sama visuaalset tõlgendamistehnikat ning hiljem hindasid Meentemeyer ja Butler (1995) kobraste geograafilist levikut ja selle ajas muutumist, kasutades sarnaselt eelmistega visuaalset kaardistamist aerofotodelt. Lihtsat visuaalset hinnangut kobraste mõjule maastikul on kasutanud tänapäeval ka Herrera jt (2020) suure eraldusvõimega satelliidiandmete põhjal. Lisaks visuaalsele tõlgendamisele kasutasid Finn ja Howard (1981) Landsati MSSi andmete põhjal juhendamata klassifitseerimisalgoritme näitamaks, et häirete tuvastamiseks on võimalik kasutada ka multispektraalseid satelliidiandmeid. Alaskal ja Loode-Kanadas (Tape jt, 2018) ning Massachusettsis (Pasquarella, 2016) on seal levivate kobraste tuvastamiseks rakendatud juhendatud masinõppe algoritme. Mõlemad uuringud põhinesid satelliidiandmete multispektraalsetel taimestikuindeksitel, mida kasutati kobraste põhjustatud muutuste tuvastamiseks.

Kobraste tekitatud häirete korral mõjutab metsade spektraalse signatuuri muutust maapealse taimestiku stress ja veega kattuva pinnase optiliste omaduste

muutumine. Croeser jt (2021) näitasid oma uuringus, et üleujutatud marripuude korral neelasid spektri nähtavad, SWIR- ja NIR-osad rohkem valgust kui üleujutamata taimede puhul. See võib viidata marri lehtede fotosünteesisüsteemi kahjustustele. Muud tüüpi kahjustused võivad samuti muuta puude spektraalseid omadusi. Abdullah jt (2019) võrdlesid kuuse-kooreüraski (*Ips typographus* L.) kahjustatud metsi tervete metsadega ja leidsid, et punase serva ja lühilainealise infrapunase (SWIR) kiirgusribad olid väga kasulikud tervete ja nakatunud proovitükkide eristamiseks ning see erinevus ilmnis kõikides kahjustuse etappides. Kuuse-kooreüraski kahjustatud metsade puhul ilmnisid muutused nähtavas spektrivahemikus 680–790 nm ja lühilainelises infrapunakiirguses 1110–1490 nm alles kahjustuse edenedes. Aegreast selgub, et erinevus ilmnis nii otsestes kiirguskanalites kui ka arvutatud indeksites, nagu NDVI, NDRE, DSWI, LWCI, NDWI ja teised (samam).

Käesolev uurimus on tehtud projekti „Kopra elupaikade tuvastamine Eestis kaugseire ja masinõppe meetoditega“ raames, mida on rahastanud Keskkonnainvesteeringute Keskus (KIK). Projekti eesmärk oli välja töötada metsas tekkinud koprakahjustuste kaugseire andmete abil tuvastamise metoodika ning toota ka prognoosikaart olemasolevate kahjustuste kohta. Kobraste ennustuskaardi koostamiseks masinõppe meetoditega on tarvis teavet nende teadaolevatest elupaikadest. Iga kolme aasta tagant kogub Keskkonnaagentuur kobraste kohta loendusandmeid. Need andmed sisaldavad ka kobraste tegevuse asukohainfot ning selle alusel hinnatakse kobraste populatsiooni ja levikut (Jõgisalu, 2013). Kuna paraku on paljud piirkonnad jäänud selles uuringus katmata, on just siin abiks satelliidipiltide põhjal koostatud koprakahjustuse ennustuskaardid.

Metoodika

Kopra kahjustatud alade kirjeldus

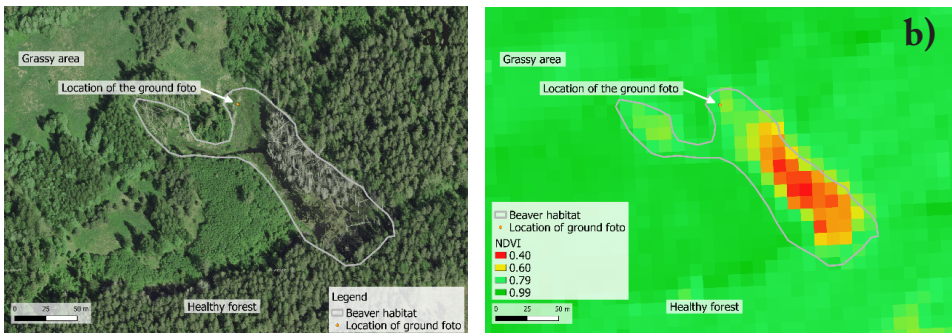
Kobraste põhjustatud üleujutused tekitavad metsa suremist ja kohaliku taimestiku muutumist. Joonisel 1 on kujutatud ala, kuhu koprad on paisutanud tiigi aastal 2015. Aastaks 2017 on ala oluliselt muutunud ja tuvastatav aerofotodelt (joonis 2a). Piirkond on täielikult üle ujutatud ja muutunud avaveega tiigiks. Mõned puud on ümber kukkunud ja teised veel püstiselt surnuna vees.

Üleujutatud alal on NDVI väärtused oluliselt langenud ja väiksemad kui ümbritseva metsa ja rohumaade väärtused (joonis 2b). Kopra elupaigala keskel on NDVI väärtus umbes 0,45, ümbritsev terve mets on väärtusega 0,80 ja rohumaal NDVI väärtus on umbes 0,85.

Andmeid kobraste elupaikade kohta kogub Keskkonnaagentuur. Kopra elupaiku loendavad regulaarselt jahimehed ja vabatahtlikud (Keskkonnaminister, 2013). Käesolevas töös kasutatud andmed on kogutud kopra elupaikade 2018. aasta loenduse käigus.



Joonis 1. Näide tüüpilisest kopra elupaigast. Foto on tehtud 25.08.2019 geograafiliste koordinaatidega 57°59'12"N 26°03'30"E (WGS84).



Joonis 2. a) Ortofoto (Maa-amet, 2017) 2-aastasest kopra elupaigast ja selle ümbrusest, nagu on näidatud joonisel 1. **b)** NDVI kujutis (Sentinel-2 MSI, 30.08.2017) 2-aastasest kopra elupaigast ja selle ümbrusest, nagu näidatud joonisel 1.

Loendusandmed näitasid elupaikade asukohti punktidenähtena (koordinaatsüsteem EPSG:3301), mille ümber digiteeriti käsitsi kobrase elupaikade polügoonid RGB ja CIR Maa-ameti pakutavate aerofotode visuaalse tõlgenduse alusel. Sellesse uuringusse valiti ainult need piirkonnad, mida kobrase tegevus oli kõige selgemalt ja vaieldamatult mõjutanud. Välja jäeti alad, kus tamm oli hävinud või kopra tegevus ei olnud tekitanud metsale nähtavaid üleujutuskahjustusi. Samuti pidi kopra eluala asuma väljaspool looduslikke järvi ja jõgesid, kus koprad üleujutusi üldjuhul ei põhjusta. Analüüsi jaoks sobivad alad pidid olema piisavalt suured, et need oleksid kaetud mitme Sentinel-2 MSI piksliga.

Kobraste tekitatud üleujutuste suurus varieerub oluliselt, sõltudes reljeefist ja veerežiimist. Paljud kraavidesse tehtud tammid tekitavad kitsaid ja piklikke veekogusid, mis tihti ei põhjusta suuremat kahju ümbritsevale metsale. Kuna Euroopa Kosmoseagentuuri (ESA) optilise maaseire satelliidi Sentinel-2 keskmine ruumiline lahutusvõime maapinnal on 20×20 meetrit, on üleujutuse kosmosest tuvastamiseks tarvis kahjustatud alasid, mille pindala ja laius ületavad selle piiri. Koprak loovad väga heterogeenseid elupaiku. Kui koprakoloonia ehitab vooluveekogule tammi, võivad sellest tuleneva üleujutuse tagajärjed olenevalt ala topograafiast oluliselt erineda.

Satelliidiandmed

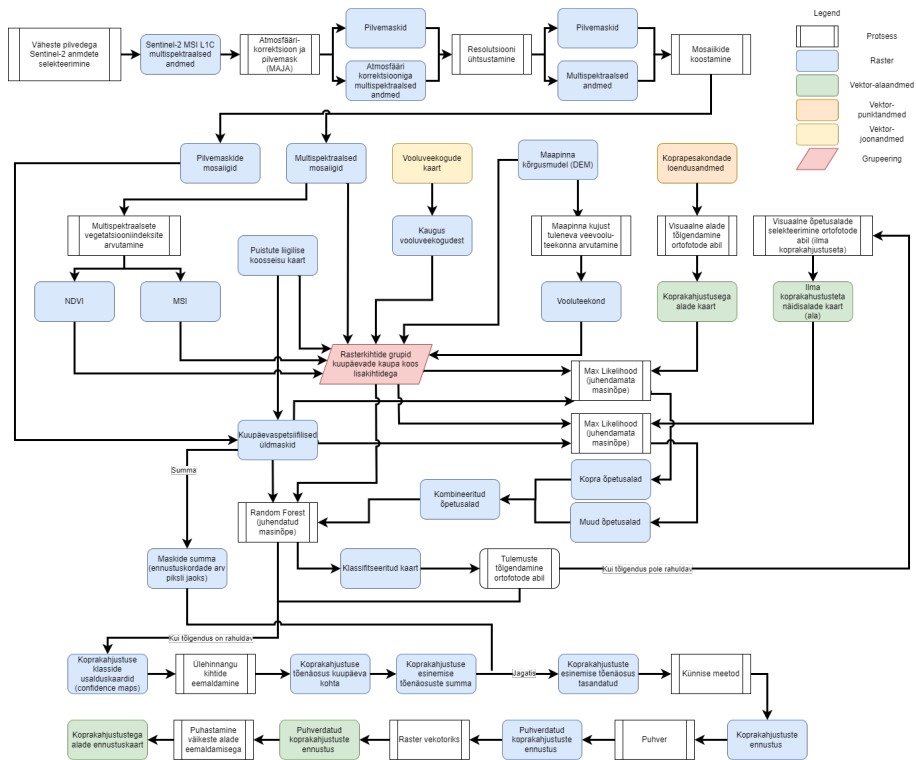
Kobraste üle-eestiliseks tuvastuseks kasutati Sentinel-2 MSI multispektraalseid andmeid. Satelliidipildid valiti võimalikult pilvevabadest päevadest alates kevadperioodist pärast lume sulamist kuni hilissügiseni enne lume tulekut. Töös kasutati 2019. ja 2020. aasta andmeid. Andmetele on tehtud atmosfäärikorreksioon ja pilvede filtreerimine MAJA pilveeraldusmeetodiga (Hagolle jt, 2017). Sama kuupäeva ülesvõtted on MGRS-koordinaatsüsteemi ruutudest kokku liidetud ühtseteks mosaiikideks. Kõigist ülesvõtetest arutati NDVI ja MSI vegetatsiooniindeksid.

Muud andmed

Lisaks multispektraalsetele andmetele on kobraste üleujutuse tuvastamiseks kasulikud ka topograafilised andmed. Kuna üleujutust ja sellest tekkinud kahju ei ole kobrastel võimalik tekitada küngaste tippu ega veekogudest väga kaugemale, võeti tuvastamiseks kasutusele ka maapinna kõrgusmudeli (DEM) ja vooluveekogude kaardi andmed. Kõrgusmudelist arutati veel lisaks maapinna kujust tuleneva veevooluteekonna rasterkaart ning vooluveekogude vektorkaardist rasterkaart vooluveekogude kauguse kohta. Kobraste toiduks ja ehitusmaterjaliks ei sobi kõik puuliigid ja neil on selleks omad eelistused. Seega võeti kasutusele ka puistute liigilise koosseisu kaart (Lang jt, 2018).

Tuvastus

Satelliidiandmed ja muud rasterandmed jaotati mosaiikide põhjal tuvastusgruppidesse. Esmalt kasutati juhendamata masinõpet (*maximum likelihood estimation*), et jagada digiteeritud teadaolevad kobraste alad tükkideks, sest iga kopraala on erinev ja lisaks on iga ala sees väga palju varieerumist. Seega peeti kasulikuks grupeerida õpetusandmed seitsmesse kobraste poolt mõjutatud ala alamklassi. Lisaks kopraaladele tuvastati visuaalselt ka mitmeid erinevaid terveid, ilma kahjustuseta metsaalasid. Need alad hõlmasid eri tüüpi metsi, lageraiealasid, noorendikke, põõsastikke, soiseid ja kuivi alasid ning palju muud. Ka need jaotati sarnaselt kopra õpetusaladega 30 õpetusala alamklassiks.



Joonis 3. Kobra ennustuskaardi loomiseks väljatöötatud töövoog.

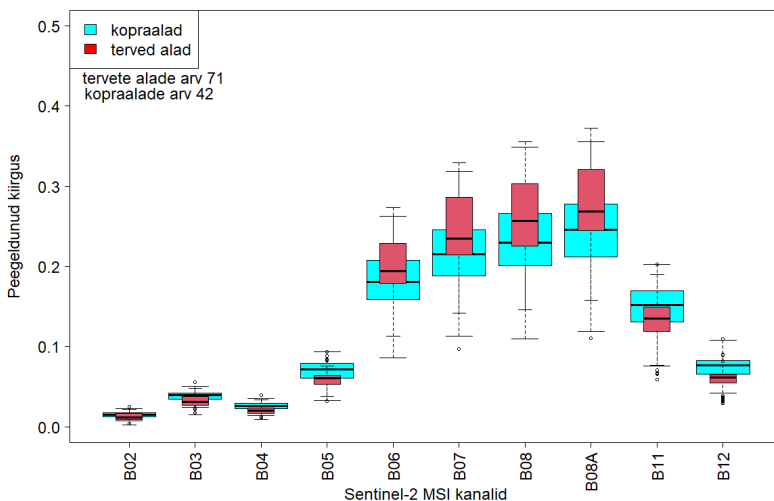
Seejärel kasutati kopraalade ja tervete metsade õpetusandmeid juhendatud masinõppes (*Random Forest*). Tulemuseks oli klassifitseeritud kaart ning iga klassi kohta ka usalduspiiride kihid. Esmalt hinnati klassifitseeritud kaardi tulemusi visuaalselt ortofotode abil ning vajadusel täiendati tervete metsade õpetusandmeid uute aladega piirkondades, kus oli toimunud ilmselge koprahajustuste üleennustamine. Seejärel korrati juhendatud masinõpet.

Koprahajustuse klasside usalduspiiride kaartidelt eemaldati kõrge ülehinnanguga kaardikihid ning liideti kokku ühtseks kopra esinemise tõenäosuse prognoosikaartideks. Eri kuupäevade ja mosaiigipiirkondade tõenäosuste kaardid liideti kokku ühtseks ning jagati vastavate maskide summaga (maskid olid koostatud pilvede ning mosaiigipiiride alusel), et saada keskmine koprahajustuste esinemise tõenäosuse kaart kogu Eesti kohta. Seejärel rakendati kaardile künnise meetodit, mille abil eemaldati tulemist väga ebatõenäolised piirkonnad. Saadud binaarne kaart puhverdati ühe piksli (20 meetri) raadiusega, et liita väga lähestikku asuvad tuvastuspikslid ning täita ennustuse mürast tekkinud augud. Siis konverteeriti kaart vektorkihiks ning sellele rakendati väga väikeste alade filtreerimist, et eemaldada veelgi masinõppest tekkinud müra. Kogu töövoog on visuaalselt kirjeldatud joonisel 3.

Tulemused

Vegetatsiooniperioodil (suvel) järgivad nii koprakahjustusega alad kui ka terve metsa alad tüüpilist roheliste taimestiku spektrikuju. Madalaimad väärtused peegeldunud spektris olid nähtava valguse piirkonnas (B02, B03 ja B04) ja kõrgeimad kiirguse väärtused lähi-infrapuna piirkonnas (B08 ja B08A). Lühilainelises infrapunapiirkonnas (B11 ja B12) peegeldunud kiirguse hulk taas langes, kuid jäi kõrgemaks kui nähtava valguse piirkonnas.

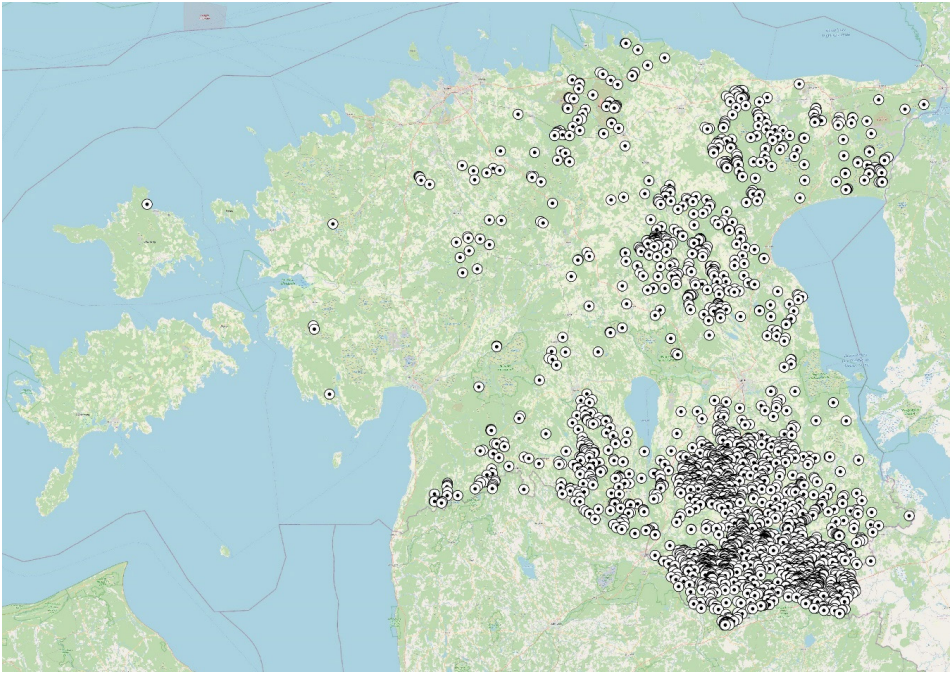
Kase enamuspüüliigiga metsades on suvel märgata, et koprakahjustusega aladel on kõrgemad peegeldunud kiirguse väärtused nähtava valguse piirkonnas (B02, B03 ja B04), esimeses lähi-infrapuna kiirguse kanalil (B05) ja lühilainelistes infrapunakanalites (B11 ja B12). Teistes spektripiirkondades olid aga terved metsad võrreldes koprakahjustusega metsadega kõrgema kiirgusega (joonis 4).



Joonis 4. Karpdiagramm keskmistest peegeldunud kiirguse väärtustest kase enamuspüüliigiga metsades nii koprakahjustusega aladel kui ka tervetes metsades.

Töö peamiseks tulemuseks on kopro elupaikade esinemise ennustuskaart (joonis 5), mida saab kasutada kopraloendusel abimaterjalina. Tuvastati kokku 2468 kopro kahjustatud metsaala. Üldjoontes langevad selle uurimuse raames ennustatud kobraste esinemise asukohad ja tihedus kokku Keskkonnaagentuuri kopraloenduse andmetega. Siiski on kaugseire andmete põhjal loodud ennustuskaardi abil võimalik saada informatsiooni kobraste esinemisest aladel, kus loendust ei ole toimunud või see on olnud puudulik.

Prognoosikaardi täpsuse hindamisel ei kasutatud kopraloenduse andmeid, kuna need polnud õpetusandmetest sõltumatud ning kasutatud satelliidiandmed olid ka hilisemad. Seega ei pruukinud loenduse andmed olla enam ajakohased.



Joonis 5. Masinõppemeetodil loodud kopraennustuse kaart.

Tulemuste maapealseks valideerimiseks valisin kümme ennustatud koprahajustuse ala Lāti piiri lähedal Viljandi- ja Valgamaa piiri ümbruses. Need piirkonnad valisin sellepärast, et need olid alad, kus Keskkonnaagentuuri kopraloenduses ühtki kobrast märgitud ei olnud, kuid projektis loodud tuvastuskaart ennustas neid sinna siiski üsna tihedalt. Kõigil kümnel alal oli märgata kobraste põhjustatud metsakahju (joonised 6 ja 7). Mõnel alal oli kobras veel aktiivne, teistel aga olid jäljed kobraste varasemast tegevusest. Projekti ulatus ei võimaldanud läbi viia laialdasemat valideerimist.

Siiski peab visuaalselt ortofotode abil ennustuskaarti hinnates märkima, et ennustuskaart ei ole täielikult usaldusväärne ning mõne piirkonna ennustus on täpsem kui teistel. Mõne soise ala ja jõesängi piirkonnas tundub olevat üleennustust, samuti kipuvad mõned inimtegevusest või ka ürasekikahjustusest tekkinud häiringud olema vahel klassifitseeritud kui koprahajustusega alad. Lisaks ei ole tuvastuses uuritud alasid, kus üleujutust või laiemat kahjustust ei ole tekkinud, kuid kus koprad siiski elutsevad. Seega ei saa koostatud ennustuskaarti kasutada täieliku asendusena Keskkonnaagentuuri kopraseireks loodud kaardile, kuid see võiks olla seire juures abistav materjal soodustamaks varem kaardistamata kobraste uurimist. Selleks et teada saada ennustuskaardi tegelikku täpsust, tuleks teha suuremahulisem valideerimine, kuid antud juhul polnud see väikese rahastusega projektis võimalik.



Joonis 6. Kopro tegevuse jäljed valideeritaval alal.



Joonis 7. Kopro tekitatud paisutus valideeritaval alal.

Kokkuvõte

Kopra kahjustatud alad erinevad piisavalt ümbritsevast metsast ja lagedatest aladest, selleks et neid automaatselt masinõppe abil tuvastada. Keeruliseks teeb tuvastuse aga asjaolu, et koprad tihti ei tekita metsale väga laialdast kahju, mida saaks kosmosest satelliitide abil tuvastada, lisaks on kahjustatud alad väga varieeruvad. Mõnes Eesti piirkonnas on kobraste arvukus üsna kõrge, kuid teisel peaaegu olematu. Kuid sellegipoolest on masinõppe kasulik tööriist, mille abil saab kobraste levikut kiirelt ja efektiivselt üle riigi hinnata.

Lisaks Sentinel-2 multispektraalsetele kanalitele on kasulik tuvastusmudelisse lisada ka arvutatud vegetatsiooniindekseid ning maapinna reljeefi ja vooluveekogude andmeid. Õpetusandmete alamklassidesse jagamine võimaldab filtreerida mudelist tulenevaid üleennustusi. Ka eri aladel ühe kuupäeva andmete põhjal koostatud prognoosikaardid on võimalik kokku kombineerida, keskmistades need maskide abil ühtseks kogu Eestit katvaks kaardiks, ilma et peaks valima vaid ühe mosaiigitulemusena antud ala kohta. Lisaks aitab selline kombineerimine katta ka alasid, kust pilvkatte tõttu muidu tulemused puuduksid.

Projektis tehtud töö tulemusena valmis kobraste metsades esinemise ennustuskaart, mis saab olla suureks abiks tulevastel kopraloendustel. Projektis välja töötatud meetodikat saab kasutada tulevaste koprakahjustuste ennustuskaartide loomiseks. Valideerimise käigus selgus, et mitmed kopraloendusega katmata Eesti piirkonnad võivad olla elupaikadeks paljudele kobrastele.

Tänuavaldus

Projekti „Kopra elupaikade tuvastamine Eestis kaugseire ja masinõppe meetoditega“ rahastas Keskkonnainvesteeringute Keskus. Autorit toetati Eesti Teadusagentuuri grandiga PRG 1405.

Viidatud kirjandus

- Abdullah, H., Skidmore, A. K., Darvishzadeh, R., Heurich, M., 2019. Timing of red-edge and shortwave infrared reflectance critical for early stress detection induced by bark beetle (*Ips typographus*, L.) attack. – *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, kd 82, lk 101900.
- Andersson, L., Ek, T., Kylvik, M., Martverk, R., Palo, A., 2016. Metsa vääriselupaikade inventeerimise metoodika. 62 lk.
- Croeser, L., Admiraal, R., Barber, P., Burgess, Treena I, Hardy, G., E St J., 2022. Reflectance spectroscopy to characterize the response of *Corymbia calophylla* to *Phytophthora* root rot and waterlogging stress. – *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 95, 3, 312-330.
- Finn, J. T., Howard, R., 1981. Modeling a beaver population on the Prescott Peninsula, Massachusetts: Feasibility of LANDSAT as an input.
- Gaywood, M., J., 2018. Reintroducing the Eurasian beaver *Castor fiber* to Scotland. – *Mammal Review*, 48, 1, 48–61.
- Gorczyca, E., Krzemiń, K., Sobucki, M., Jarzyna, K., 2018. Can beaver impact promote river renaturalization? The example of the Raba River, southern Poland. – *Science of The Total Environment*, 615, 1048–1060.
- Hagolle, O., Huc, M., Desjardins, C., Auer, S., Richter, R., 2017. MAJA Algorithm Theoretical Basis Document.
- Halley, D., Rosell, F., Saveljev, A., 2012. Population and distribution of Eurasian beaver (*Castor fiber*). – *Baltic Forestry*, 18, 1, 168-175.
- Huertas Herrera, A., Lencinas, M., V., Toro Manríquez, M., Miller, J., A., Martinez Pastur, G., 2020. Mapping the status of the North American beaver invasion in the Tierra del Fuego archipelago. – *PLOS ONE*, 15, 4, e0232057.
- Johnston, C., A., Naiman, R., J., 1990. The use of a geographic information system to analyze long-term landscape alteration by beaver. – *Landscape Ecology*, 4, 1, 5–19.
- Jõgisalu, I., 2013. Kopra pesakondade inventuur ja kontroll-loendus. 7 lk.
- Keskkonnaamet. 2021. Kopra (*Castor fiber*) kaitse ja ohjamise tegevuskava [Action plan for the conservation and management of beaver (*Castor fiber*)]. Keskkonnaamet. 40 lk.
- Keskkonnaminister. 2013. Jahiulukite seireandmete loetelu ja kogumise kord ning seiret korraldama volitatud asutus [List and procedure for the collection of monitoring data on wild game and the authority authorized to carry out the monitoring]. – RT I, 29.05.2013, 7. Veebiaadress: <https://www.riigiteataja.ee/akt/102082019010?dbNotReadOnly=true>. [Vaadatud: 2021].
- Laanetu, N., 1992. The status of European beaver (*Castor fiber* L.) population in Estonia and its influence on habitats. – *Proceedings of the Third Nordic Beaver Symposium*. 34–40.
- Lang, M., Kaha, M., Laarmann, D., Sims, A., 2018. Construction of tree species composition map of Estonia using multispectral satellite images, soil map and a random forest algorithm. – *Forestry Studies*, 68, 1, 5–24.

- Meentemeyer, R., K., Butler, D., R., 1995. Temporal and spatial changes in beaver pond locations, eastern Glacier National Park, Montana, USA. – *The Geographical Bulletin*, 37, 2, 97.
- Parsons, G. R., Brown, M. K., 1978. An assessment of aerial photograph interpretation for recognizing potential beaver colony sites. – *Transactions of the Northeast Fish and Wildlife Conference*, 35, 181–184.
- Pasquarella, V., 2016. Utilizing the Landsat spectral-temporal domain for improved mapping and monitoring of ecosystem state and dynamics. Doctoral dissertation, Boston University. Veebiaadress: <https://www.proquest.com/docview/1862185445>. [Vaadatud: 2021].
- Tape, K., D., Jones, B., M., Arp, C., D., Nitze, I., Grosse, G.. 2018. Tundra be dammed: Beaver colonization of the Arctic. – *Global Change Biology*, 24, 10, 4478–4488.

Summary

Mapping beaver habitats in Estonia using remote sensing and machine learning methods

Beavers are known as natural ecosystem engineers, and the habitats created by them can dramatically change the landscape. When a new beaver colony builds dams, canals and burrows, and cuts down trees, the resulting changes are often large enough to be studied by medium-resolution Earth observation satellites such as the Sentinel-2. In the course of the project “Identification of beaver habitats in Estonia using remote sensing and machine learning methods” financed by the Estonian Environmental Investment Centre, a methodology using remote sensing was developed to effectively map the damage caused by beavers in forests all over Estonia. The prediction map created as a result of the work helps the monitors determine the locations of those beavers whose damage has not been previously mapped. Using the Sentinel-2 MSI channels, the vegetation indices, and the data on the ground relief, surface water flow, and the species composition of forest stands, a prediction map of the location of damage caused by beavers in forests lands in Estonia has been produced as part of this work.

Puuduv lüli kaugseire kasutuselevõtus metsamajanduse praktikas

Mait Lang^{1,2}, Oleksandr Borysenko¹

¹ Tartu Ülikool, Tartu observatoorium, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

² Eesti Maaülikool, metsanduse ja inseneeria instituut, Kreuzwaldi 5, 51014 Tartu

Kokkuvõte

Kaugseireseadmetega tehtavate mõõtmiste tulemuste levitamine avaandmetena on juba üsna tavaline. Kaugseireandmetest metsamajandajale kasuliku teabe kättesaamiseks ja nende igapäevatoos kasutatavaks tegemiseks on aga vaja paljude vaheetappide (sh teadus- ja rakendusuringud) läbimist ning lõpuks ka andmetöötluse automatiseerimist. Tehnoloogilise valmiduse tasemetel süsteemi najal käsitletakse taimkatte muutuste jälgimise, takseerandmete baasi uuendamise ja katvuse probleemide lahendamist kaugseire abil. Kirjeldatakse metsaomanikele mõeldud uut taskuraalirakendust (äppi) kaugseiretulemite kasutamise hõlbustamiseks. Järeldatakse, et praktikas kasutamisküpsede kaugseirel põhinevate lahenduste tekkeks on tarvis teadlastele anda huvitavaid ideid ja tagasisidet. Teisalt on oluline käivitada eestikeelseid igapäevaseid avatud kaugseirealaseid koolituskursuseid, mis toetaks realiseeritavate ideede teket praktikute seas.

Võtmesõnad: kaugseire, pidev metsakorraldus, tagasiside, koolitus, taskuraalirakendused

Sissejuhatus

Taimkatte struktuuri inventeerimisel on kaugseire mittekontaktne mõõtmismeetod, milles info kandjaks on elektromagnetiline kiirgus, mis peegeldub või emiteerub meid huvitavatel objektidel. Väga laialt on levinud erinevad passiivsed sensorid, mis registreerivad objektidelt peegeldunud päikesekiirgust spektri optilises osas (400–2500 nm) – need on mitmesugused kaamerad ja skannerid, mille mõõtmistulemuseks on kogu mõõtmisala kattev kujutis. Sõltuvalt mõõtmisgeomeetriast ning seadme tehnilistest omadustest ja seadistusest võime

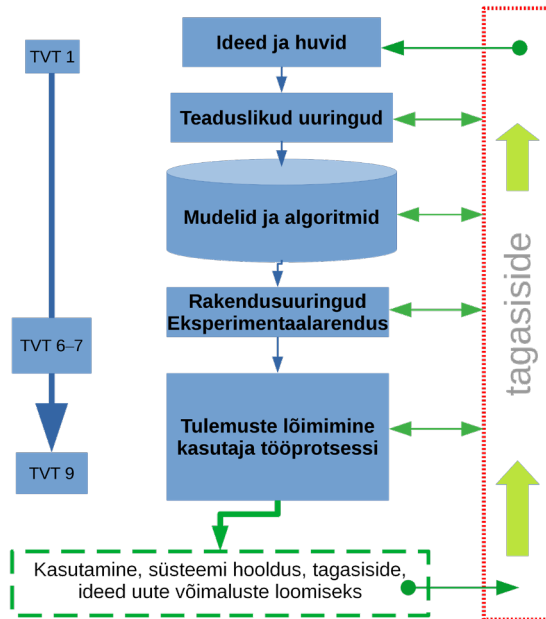
saada mitmesuguse ruumilahutusega ülesvõtteid. Nii võib piksli suurus alata 1 sentimeetrist mehitamata platvormilt 30 meetri kõrguselt maapinna kohal mõõtes (de Lima Sampiao jt, 2021) ja ulatuda mitmesaja meetri või isegi mitme kilomeetrini üleilmseks keskkonnaseireks mõeldud satelliitskannerite puhul (MODIS, 2023). Loomulikult on spektraalsete mõõtmiste puhul lisaks tulemuse ruumilahutusele väga olulised karakteristikud ka radiomeetriline lahutus, spektraalne lahutus, peegelduse nurkolenevuse mõõtmise võimekus ja kordusmõõtmiste sagedus. Passiivsete keskmise ruumilahutusega (10–30 m) multispektraalsete satelliitskannerite andmetele tuginevaid taimkatteuuringute näiteid leiab huviline ka kaugseirekogumiku varasematest väljaannetest.

Teine rühm hõlmab aktiivseid kaugseireseadmeid, mis genereerivad oma tööks vajaliku energia ise, saadavad välja elektromagnetkiirguse impulsse ning mõõdavad nende peegeldusi. Siia kuuluvad mikrolainealas töötavad radarid ning spektri nähtavat või siis üldisemalt spektri optilise osa kiirgust kasutavad laserskannerid ehk lidarid. Radarsatelliitkaugseire on kiiresti arenev valdkond ja rakenduste väljatöötamist hõlbustab kindlasti Euroopa kosmoseprogrammi Copernicus avaandmete poliitika, mille kohaselt on Sentinel-1 SAR-andmed kõigile huvilistele tasuta kättesaadavad. Näiteks Eestis kasutatakse põllumaade seireks rutiinselt Sentinel-1 SAR-andmetele tuginevat lahendust, et tuvastada heinamaade niitmist (Tamm jt, 2016) ja määrata põllul kasvava kultuuri vastavust deklaratsioonile (Noorma jt, 2020). Metsade seires on radarid osutunud kasulikuks Euroopa okas-lehtpuukaardi koostamisel (Dostálová jt, 2021). Väga praktiliseks vahendiks metsade inventeerimisel on osutunud lennukitele paigutatud lidarid. Eestis on ülepinnalist lidarmõõdistust teinud Maa-amet alates 2008. aastast (Maa-amet, 2021) ja metsakorralduse jaoks vajalikke andmetöötlusmeetodeid on kolmemõõtmeliste punktipilvede kasutamiseks arendatud pidevalt (Arumäe, 2020; Arumäe jt, 2022). Metsamajanduse praktikas kaugseiretulemite kasutamise hõlbustamiseks on äsja valminud ka taskuraalirakendus HooldusR (Lang jt, 2022). See näitab metsaomanikule puistuid, milles hooldusraievajaduse kohapealne kontroll tuleks võimalikult kiiresti ära teha. Siiski peab tõdema, et nii Euroopa Kosmoseagentuuri (ESA) kosmoseprogrammi Copernicus pildiarhiivis Copernicus Open Access Hub (<https://scihub.copernicus.eu/>) kui ka USA Geoloogiateenistuse (USGS) pildiarhiivis GloVis (<https://glovis.usgs.gov>) olevad tasuta (tegelikult maksumaksjate kinni makstud) multispektraalsed satelliidipildid ning Maa-ameti avaandmete laos olevad lidarandmed on Eesti metsamajanduses seire ja planeerimise protsessis üsna alakasutatud. Järgnevalt proovime leida puuduva lüli, mille tõttu kaugseire avaandmete kasutamine Eesti metsamajanduses on tagasihoidlik ning metsaomanikel võib jääda osa tulust mitteoptimaalsete majandusotsuste tõttu saamata.

Andmeanalüüsil põhineva rakenduse arendamine

Metsakorralduses on objektiks puu või puistu, mille mõõtmisi tehakse metsatakseerimise käigus tavapäraseks saanud meetoditega (Krigul, 1972; Vaus, 2005), kus oluline roll on metsas käival taksaatoril. Metsatakseerimise ja -seire vahendite ning meetodite juurutamise protsess ei erine tüüpilisest tootearendusest, mis algab ideest või huvist ning lõpeb kasutaja jaoks kõikidele nõuetele vastava „pakendatud karbitootega“ või lahendusega rutiinses tööprotsessis (joonis 1). Aerofotod on olnud metsakorraldustööde alusena kasutusel juba üle saja aasta (Spurr, 1948) ja ka tänapäeval algab metsataksaatori töö maatüki inventeerimisel praktiliselt alati aero- või ortofotode vaatamisega, et piiritleda või kontrollida puistute piire. Seega saame öelda, et ortofotode kasutamine visuaalse tõlgendamise abil on saavutanud tänaseks tehnilise valmiduse taseme 9 (TVT9; Tehnoloogia, 2023). Tehnoloogilise valmiduse tasemel TVT9 on samuti metsataksaatori teised abivahendid, nagu elektronklupp puutüvede rinnasläbimõõtude mõõtmiseks, elektroonilised kõrgusmõõtjad ja väliarvutid koos neis kasutatava rakendustarkvaraga, nagu Deskis või FIS. Kõik need lahendused on alguse saanud ideest või huvist ehk punktist TVT1. Jõudmaks ideest igapäevatoos kasutatava lahenduseni tuleb läbida ka TVT1 ja TVT9 vahele jäävad etapid, mis hõlmavad teaduslikke uuringuid mudelite ja algoritmide väljatöötamiseks, rakendusruuringuid ning eksperimentaalarendust erinevates simuleeritud tingimustes või näiteks suuremahulistel andmetel kasutustingimustele vastavas keskkonnas, ja lõpuks toote juurutamist. Iga etapi läbimisel saadakse teadmisi, mille põhjal otsustatakse, kas tuleb minna mõnele eelmisele TVT tasemele tagasi või on võimalik alustada tööd järgmisel tasemel liikumaks lähemale lõpptootele. Ilmselt on teaduslikes uuringutes, rakendusruuringutes ja toote või lahenduse juurutamise tasemel vaja teha hoopis erinevaid töid ning iga konkreetse TVT saavutamiseks on vaja rahalisi investeeringuid.

Avaandmetel põhinevate kaugseirerakenduste, nt avalike ja tasuliste teenuste või asutuse või ettevõtte igapäevatoos kasutamiseks soovitud lahenduste arendamine on siiski veidi erinev võrreldes mõne tehnilise seadme või selle osa evolutsiooniga mööda TVT skaalat. Nimelt on otsustusprotsessi aluseks mittekontaktset mõõtmised (kaugseireandmed), kus meid huvitavaid objekte – puud, ehitised, puistu, põld, järv, soo – iseloomustatakse nende kiiruslevi mõjutavate omaduste abil ja mitte kasutajat otseselt huvitavate tunnuste kaudu. Seega on väga oluline koht siin mitmesugustel mudelitel, mis seovad kiiruslevi seaduspärasused ja kaugseireseadmete abil mõõdetud väärtused objekti maa peal mõõdetud omadustega. Samuti näeme, et kaugseirerakenduste puhul on arendusprotsessis palju üsna nõrgalt seotud osapooli: satelliitide või lennukite operaatorid, andmevahendajad (näiteks ESTHub), tööstustarkvara arendajad, teadlased, kes loovad mudeleid, lõppkasutajad, kellel on väga erinevad ootused, oskused ja huvid, ning ka riik, mis peab jätkusuutlikkuse tagamiseks omama ülevaadet oma territooriumil toimuvast, et saada alusandmeid kavandatud poliitikate elluviimiseks. Seega on kaugseirel põhinevate rakenduste arendamisel äärmiselt oluline pidev tagasiside



Joonis 1. Ideest igapäevatöös kasutatava kaugseirerakenduseni. TVT = tehnilise valmiduse tase (Tehnoloogia, 2023).

(joonis 1) osapoolte ja TVT tasemete vahel, et hoida protsessi jätkusuutlikuna ning kõik etapid saaks korralikult läbitud. Järgnevalt toome mõned näited kaugseireandmete kasutamisest metsamajanduse praktikas.

Andmed ja tüüplahendused

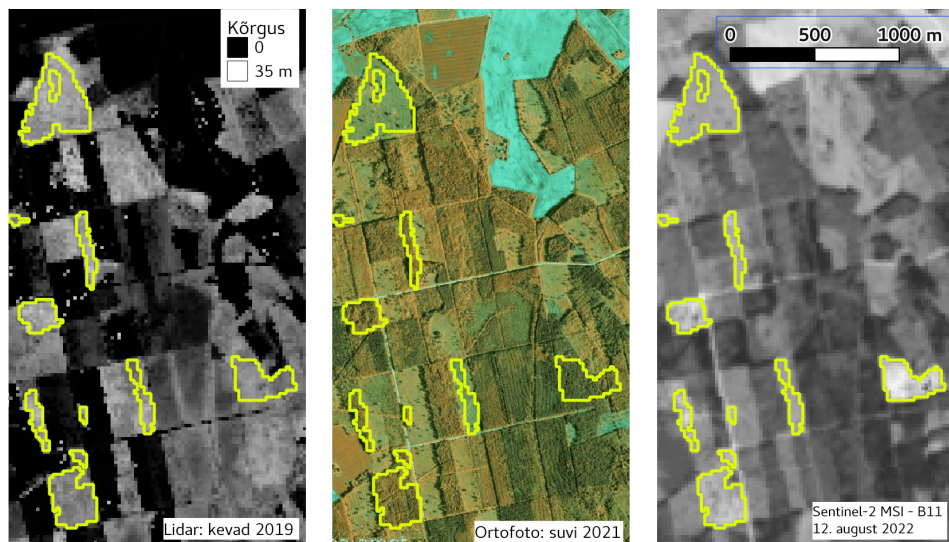
Andmebaasi koostamise esmane põhjus on saada ülevaade olemasolevast. Samas teame, et taimkatte, sealhulgas metsa puhul hakkavad andmed vananema kohe alates mõõtmiste tegemisest. Muutuste kiirus varieerub sõltuvalt sellest, kas objektiks on soo, põllukultuur, heinamaa, keskealine mets või noorendik. Muutused võivad olla ettearvatavad, nagu puude kasv, konkurentsist tulenev loomulik suremus, kevadine lehtede kasv ja kevadsuvine uute võrsete kasv, sügisene okkavaring ning lehede langemine. Metsa muutuste teise gruppi kuuluvad mitmesugused häiringud: putukkahjustused, raied, põuakahjustused, üleujutused, seenkahjustused, viirus- ja bakterhaigused, ulukikahjustused, põlengud ja tormikahjustused. Olenevalt häiringu tugevusest ja mõjust kiirguslevile metsas avaldub häiring ka kaugseirevahendite abil mõõdetud signaalis ning ilmneb mingil viisil tulemuseks saadud kujutistel.

Üks väga levinud, lihtne ja praktiline meetod muutuste leidmiseks on kahe multispektraalse satelliidipildi erinevuste analüüs. Kuna tegemist on numbrilise

andmestikuga, siis saame kasutada lihtsat lahutamistehet, mille realiseerimiseks on GISi (geoinfosüsteemide) programmides olemas rasterkalkulaator. Praegusel avaandmete ajastul saame niisugust muutuste analüüsi teha ka väga erinevate kaugseireseadmete abil tehtud mõõtmisi kombineerides.

Metsa kasvu jälgimiseks ja struktuuri muutvate häiringute tuvastamiseks on aerolidarite abil saadud andmestik väga informatiivne, sest punktivilvi kirjeldavad statistilised tunnused on väga tugevasti korreleeritud võrastiku kolmemõõtmelise struktuuriga (Arumäe, 2020; Arumäe jt, 2022). Samas saame Eestis suvisel ajal tehtud lidarmõõtmiste uuendusi paljude häiringute arengu kiirust arvestades üsna harva ehk ainult nelja-aastase intervalliga (suvi-suvi mõõtmispaarid). Nüüd aga on meil idee: kui meil on olemas kogu ala kohta (1) kolme aasta vanune metsa kõrguse kaart (numbriline andmestik) ja (2) äsja arhiivi laekunud Sentinel-2 MSI multispektraalne ülesvõte, kas me saame leida raietesarnased häiringud? TVT1–2 tasemele jõudmiseks piisab sellest, et proovime aru saada andmestike sisust ning meid huvitava protsessi kajastumisest neis andmestikes. Mida kõrgemad on puud, seda suurem on kõrguste kaardil piksli väärtus (Eestis harva üle 35 m). Samuti on teada, et noore puistu heledus ajas kiiresti kahaneb ning jääb siis alates 25–30 aasta vanusest mitmetes spektripiirkondades üsna stabiilseks (Nilson ja Peterson, 1994). Järgmine lahendamist vajav küsimus on, millistel Sentinel-2 MSI kanalites (spektrivahemikes) salvestatud kujutistel erinevad väga noored metsad või lagedad alad kõige paremini noorendiku või vanemasse ikka jõudnud puistutest. Näiteks 2022. aasta 12. augusti ülesvõttel oli selleks kanaliks B11 (ESA, 2015) ja piksli läviväärtuseks selliste puistute eristamiseks saadi mõningase proovimise järel 1800 DN (digitaalskaala ühik). Seega peame tähistama andmestikus need pikslid, mille kohal ajas varasemate lidarandmete järgi on puistu kõrge (näiteks 20 m) ja värske satelliidipildi piksli väärtus on suurem kui 1800 DN. Vajaliku loogikatehete saame teha rasterkalkulaatoris ja tulemuseks on rasterkaart, mille edasisel töötlemisel saame ruumianalüüsi vahenditega piiritleda lageraietesarnased häiringud (joonis 2).

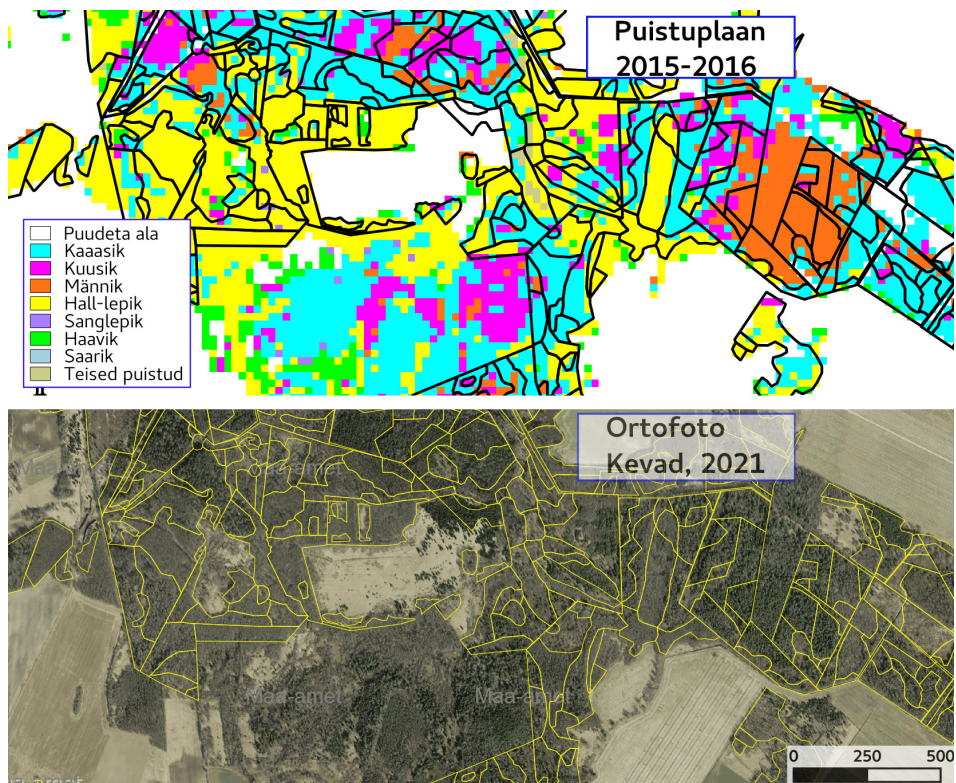
Metsade takseerandmetel on vananemise ehk ajakohasuse vähenemise kõrval veel teine väga iseloomulik omadus – andmebaas ei ole täielik. Nii oli 2019. aasta seisuga metsaregistris mingist ajast takseerandmed olemas 2065,5 tuhande hektari kohta, aga metsamaa kogupindala hinnang oli Eestis 2332,6 tuhat ha (Valgepea jt, 2020). Kuidas saaks kaugseireandmete abil takseerikirjeldused ka sellele maale, kus metsakorraldust ei ole tehtud? Puistu kõrguse ja võrastiku tiheduse info sisaldub lidarmõõtmiste tulemusena saadud kolmemõõtmelistes punktivilvedes (Arumäe, 2020). Maa-ameti pakutavate hõredate punktivilvede abil on siiski keeruline hinnata puistute liigilist koosseisu, sest kui punkte on 0,5–2 ruutmeetri kohta, siis ei ilmne punktivilves olulisi erinevusi puuvõrde kujudes. Aga kuna mõõdistatava ala suuruse ning tulemuseks saadava peegelduste tiheduse määrab üsna üheselt mõõtmisteks eraldatud eelarve, siis tuleb metsanduslike rakenduste jaoks eelistada suurte alade võimalikult sagedast mõõtmist, isegi kui saame tulemuseks veidi hõredamad punktivilved.



Joonis 2. Muutuste tuvastamine erinevate andmeallikate kombineeritud kasutamise abil.

Siiski on meie huvi saada ka puistute liigilise koosseisu andmed ülepinnaliselt. Siinkohal saame puistute liigilise koosseisu kaardistamise probleemi lahendada multispektraalsete andmete abil (Lang jt, 2018). Kahjuks sellist täpset, aga keerulist tunnuste komplekti (koore värv, lehtede ja nende servade kuju, õied, viljad jne), mille järgi näiteks inimene puuliikide määrajate abil selgitab konkreetse puu liigi, ei ole lennukitelt ja satelliitidelt tehtud ülesvõtetelt erilist lootust saada. Siiski näeme metsakorralduse tarbeks tehtud ortofotodelt (joonis 2), milles kasutatakse ka spektri inimsilmale nähtamatut lähiiinfrapunast osa, et värvid varieeruvad puistute kaupa. Kuna lisaks puistu liigilisele koosseisule mõjutavad puistu peegeldusomadusi ka võrastiku tihedus, lehtede hulk, rindelisus, puistu kõrgus, puistu all olevad sambla-, puhma-, rohu- ja põõsarinne ning muud tegurid, siis tekib küsimus, kuidas nende tunnuste kombinatsioonina kujunenud metsa peegeldusspektrist kätte saada puistu liigilise koosseisu info. Appi saab võtta masinõppe, sest meil on olemas metsaregistri andmebaas, mis sisaldab väga palju näidisteks sobivaid erinevaid metsi ja nii saame igale pildipikslile leida puistu koosseisu spektraalselt kõige sarnasema puistu järgi (joonis 3). Peale tulemuse numbrilist valideerimist ongi kaart (Lang jt, 2018) valmis kasutamiseks.

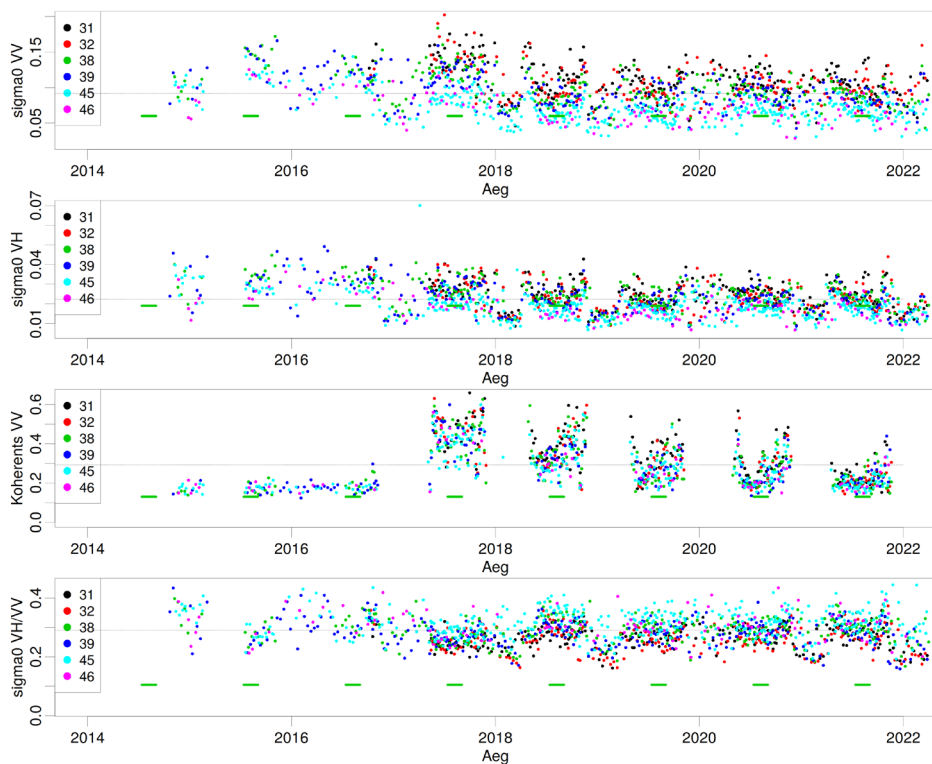
Metsaregistrisse salvestatud andmete ajakohasuse määrab üldjuhul metsaomaniku huvi metsa majandada, sest raiete tegemiseks on vaja takseerandmetele tuginevat majanduskava. Tüüpiline andmete uuendamise intervall on olnud 10 aastat. Eelnevalt toodud näidetes kasutati lidarmõõdistuse andmeid, mille uuendamise välp on 2–4 aastat (Maa-amet, 2021). Kasutati ka multispektraalseid satelliidipilte, mille uuendamise sagedus Eestis satelliidi ülelennust lähtuvalt on



Joonis 3. Ülal: Sentinel-2 MSI ja Landsat-8 OLI multispektraalsete satelliidipiltide põhjal masinõppe abil tehtud enamuspuuliigi kaart. All: kevadine nähtava spektri-piirkonna ortofoto Maa-ameti avaandmete laost. Joontena on korraldatud metsamaa eraldiste piirid.

10–16 päeva (külgülekatete tõttu isegi 2–3 päeva), aga metsade seireks kasutatava pildi saamist takistavad väga sageli pilved (Satiladu, 2023).

On veel üks kaugseirevahend, mis võimaldab saada mõõtmistulemusi olenemata pilvisusest ning päikesevalgusest – radar. EL Copernicuse kosmoseprogrammis on tehisavaga radar Sentinel-1 SAR (ESA, 2020). Kuni 2022. aasta detsembrini orbiidil olnud satelliitide paari abil oli Eestis võimalik saada samast alast mikrolaineimpulsi peegelduse mõõtmisi isegi 12-tunnise ajavahemiku järel. Üks võimalikke radarandmetest arvutatavaid tunnuseid metsade muutuste seireks on koherents (joonis 4), mis reageerib hästi lageraiesarnastele muutustele. Radarmõõtmiste aegridades on tuntav fenoloogia mõju, mille tulemusena okas- ja lehtmetsade tagasipeegeldused (σ_0) erinevad ja seda infot on kasutatud ka suure ala kohta vastavate klasside kaardi tegemiseks (Dostálová jt, 2021). SARi aegridades on siiski ka palju hajuvust. Hajuvuse põhjusteks on mõõtmisgeomeetria ja -aeg (öö või päev). Hajuvuse kõrvaldamine (Lang ja Praks, 2022) või hoopis infona kasutamine ei ole lihtne ja vajab veel põhjalikku uurimist.



Puistus tehti lageraie 2017/18. a talvel ja selle tulemusena kasvab paariks aastaks ülesvõtetevaheline koherents (sarnasus). Tagasipeegeldunud signaali (σ_0) tugevus muutub samuti veidi. AeGRIDades on tuntav fenoloogia mõju (roheline marker näitab suvist aega). Värvidega on erineva langemisnurgaga (Laevas peamiselt orbiidi asukoht vaadeldava ala suhtes) mõõtmised. Hajuvuse põhjusteks on mõõtmisgeomeetria ja aeg (öö või päev).

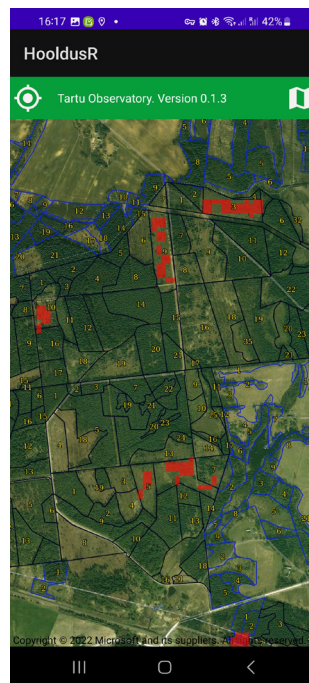
Joonis 4. Sentinel-1 SARi aeGRIDa Laeva metskonna puistus (IDR ID=4244).

Arutelu ja edasivaade

Eelnenud näidetes kirjeldasime andmebaasi uuendamise, kontrollimise ja laiendamise võimalusi, laskumata andmetöötluse tehnilistesse üksikasjadesse või kasutatud mudelite peensustesse. Nii muutuste tuvastamise tulemusena tekkinud kaardi kui ka puistute koosseisu kaardi saab lõppkasutajatele anda kaardikihtidena, mida saab ruumiandmete haldamise programmides (näiteks QGIS või GRASS) lihtsasti tarvitada. Siiski on tehnoloogia areng toonud kaasa tavaraalide tähtsuse kahane-mise ning taskuraalide (nutitefonid) väga laialdase kasutamise. Jättes kõrvale tahvelraalid, mida metsaspetsialistid kasutavad välitöödel koos eritarkvaraga, ei ole standardseadistusega taskuraalides võimalik lihtsal viisil kuvada tavalisi kaardikihte, mille sisuks on näiteks kaugseireandmete põhjal saadud info metsa kohta. Seetõttu lisandub kaugseiretulemite tootmise ja juurutamise ahelasse veel üks etapp, kus tuleb luua taskuraalirakendus, et kaugseirest saaksid kasu võimalikult paljud maksumaksjad, kes on juba panustanud andmete kogumisse seda endale tegelikult teadvustamata.

Metsa majandajal on tulevikupuistu kasvatamisel väga oluline teha noores puistus hoodusraied õigel ajal. Koostasime Tartu observatooriumis omal algatusel Maa-ameti aerolidari andmete põhjal noore metsa hooldusraievajaduse indikatsioonikaardi Kagu-Eesti kohta. Kaardi üldkasutatavaks tegemiseks lõime ka esmase hästi lihtsa taskuraalirakenduse (äpi) prototüübi (joonis 5), mida igapäev võib vabalt all laadida ja kasutada (Lang jt, 2022).

Joonis 5. Taskuraalirakendused ehk äpid on kaugseiretulemite kasutamiseks mugav vahend neile, kes soovivad harjumuspäraste vahenditega analüüsitulemusi kasutada. Pildil on noore metsa hooldusraievajaduse indikatsioonikaarti kuvav rakendus HooldusR (Lang jt, 2022).



Siinkohal on paslik meelde tuletada joonisel 1 olevat skeemi ning tuleb tõdeda, et noore metsa hooldusraievajaduse indikatsioonikaardi kuvamise äpi HooldusR sees ja taga on erinevaid komponente ja mudeleid, mille TVT varieerub vahemikus 2–6. See tähendab, et oleme veel üsna arenduse algusfaasis ja seda just kuvatava kaardi koostamiseks kasutatavate mudelite osas, mida saaks teha palju paremaks, kui praktikud saavad infot praeguse prognoosi täpsuse kohta. Oluline lüli niisuguste üldkasulike kaugseirerakenduste arendamiseks on seega tagasiside kasutajatelt. Milliseid kaugseireandmetele tuginevaid lahendusi metsaomanikule võiksime leida viie või kümne aasta pärast oma taskuraalides? Joonise 1 põhjal selgub, et kõik algab kellegi huvist või ideest, millest arenevad välja teadusliku uuringu või rakendusuuringu küsimused. Selleks et tekiks rohkem realiseeritavaid ideid kaugseire avaandmete tõhusaks kasutamiseks, peaks olema rohkem inimesi, kes tunnevad peale oma valdkonna kaugseire põhitõdesid ja kaugseireandmete omadusi. Seega on lisaks avaandmetele vaja ka eestikeelseid kaugseire koolitusprogramme, mida saab läbi viia näiteks MOOC-kursusena või ka kontaktõppena.

Tänuavaldus

Metsade kaugseirel põhinevate inventeerimislahenduste arendamist on toetanud Riigimetsa Majandamise Keskus ja Euroopa Regionaalarengu Fond riikliku programmi „Olemasolevate ja uute infosüsteemide nutikas arendamine (sh analüüs)“ raames. Eesti Maa-amet on teinud kõigile kättesaadavaks lidarmõõdistuste andmed. Landsat-8 OLI ja Sentinel-2 MSI pildid on avalikuks kasutamiseks andnud USA Geoloogiateenistus ja EL Copernicuse programm. Palju tänu kolleeg Riho Vendtile TVT-teemaliste arutelude eest.

Viidatud kirjandus

- Arumäe, T. 2020. Puistute takseertunnuste hindamine aerolidari mõõtmisandmete põhjal hemiboreaalses metsades. Väitekiri. Eesti Maaülikool. 63 lk.
- Arumäe, T., Lang, M., Sims, A., Laarmann, D.,. 2022. Planning of commercial thinnings using machine learning and airborne lidar data. *Forests*, 13(2), 206. DOI: 10.3390/f13020206.
- Dostálová, A., Lang, M., Ivanovs, J., Waser, L.T., Wagner, W. 2021. European wide forest classification based on Sentinel-1 data. *Remote Sensing*, 13, 337. <https://doi.org/10.3390/rs13030337>.
- ESA. 2015. Sentinel-2 User Handbook. ESA Standard Document, Date 24/07/2015, Issue 1, Rev 2. 64 pp.
- ESA. 2020. Sentinel-1 product specification. Date 27/02/2020, Issue 3/7. Ref: S1-RS-MDA-52-7441. 197 pp.

- Krigul, T. 1972. Metsatakseerimine. Tallinn, Valgus. 359 lk.
- Lang, M., Kaha, M., Laarmann, D., Sims, A. 2018. Construction of tree species composition map of Estonia using multispectral satellite images, soil map and a random forest algorithm. – Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused 68, 5–24.
- Lang, M., George, J.P., Borysenko, O. 2022. Eesti metsad pealtvaates – kus oleks vaja teha hool-dusraiet?. Sinu Mets, 69, 12–13.
- Lang, M., Praks, J. 2022. The influence of Sentinel-1 SAR sub-swath on the recorded backscat-ter time-series over managed hemiboreal forests. – Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused 76, 00–00 [ilmumas].
- de Lima Sampaio, R., Lang, M., Burnside, N.G., Peciña, M.V., Arumäe, T., Laarmann, D., Ward, R.D., Vain, A., Sepp, K. 2021. An evaluation of the effects of UAS flight parameters on digital aerial photogrammetry processing and dense-cloud production quality in a Scots pine forest. Remote Sensing, 13(6), 1121. DOI: 10.3390/rs13061121.
- Maa-amet. 2021. Ortofotod aastate ja objektide kaupa. [<https://geoportaal.maaamet.ee/est/Andmed-ja-kaardid/Ortofotod/Ortofotod-aastate-ja-objektide-kaupa-p27.html>].
- MODIS. 2023. MODIS Design and specifications. [<https://modis.gsfc.nasa.gov/about/specifications.php>].
- Nilson, T., Peterson, U. 1994. Age dependence of forest reflectance – analysis of main driving factors. Remote Sensing of Environment, 48, 319–331.
- Noorma, A., Jakobson, L., Lang, M., Kutser, T., Oja, T., Post, P., Uiboupin, R., Puust, R., Voormansik, K., Sepp, K., Liibus, A. 2020. Kaugseire andmete kasutuselevõtt avalike teenuste väljatöötamisel ja arendamisel. 1–44. DOI: 10.23673/re-255.
- Satiladu. 2023. Maastikumuutuste teabeteenus. <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Satiladu-p733.html>.
- Spurr, S.H. 1948. Aerial photography in forestry. The Ronald Press Company. New York.
- Tamm, T., Zalite, K., Voormansik, K., Talgre, L. 2016. Relating Sentinel-1 interferometric coherence to mowing events on grasslands. – Remote Sensing, 8(10), 802. <https://doi.org/10.3390/rs8100802>.
- Tehnoloogia. 2023. Tehnoloogilise valmiduse tasemed, TVT (Technology Readiness Levels, TRL) vastavalt Euroopa Liidu teadusuuringute ja raamprogrammi Horisont 2020 tehnoloogiaklassifikaatorile. Eesti Teadusagentuur. [<https://www.etag.ee/wp-content/uploads/2021/11/Tehnoloogilise-valmiduse-tasemed.pdf>].
- Valgepea, M.; Raudsaar, M.; Sims, A., Timmusk, T.; Pärt, E.; Suursild, E.; Matson, T. 2020. Metsavarud. – Aastaraamat Mets 2019. Toim. Madis Raudsaar, Mati Valgepea. Keskkonnaagentuur, Tallinn.
- Vaus, M. 2005. Metsatakseerimine. Tartu, OÜ Halo kirjastus. 178 lk.

Summary

Missing links hindering efficient development of open data-based solutions for forest management practice

During recent years, remote sensing community has passed one important milestone - opensource data are here to stay available in the future. However, the path from the remote sensing data to maps of decisions or forest inventory variables consists of many still quite complex steps including scientific and applied research. On the background of technology readiness levels schema we describe remote sensing-based solutions for change detection, database updating and smartphone-based broadcasting of decision making support maps for forest owners. We conclude that more frequent feedback to scientists and developers from forest managers, and providing open access courses for everybody about remote sensing will support sustainable development of remote sensing applications for forestry.

35 aastat lageraiealasisid Eestis

Urmas Peterson^{1,2} ja Jaan Liira³

¹ Eesti Maaülikool, metsanduse ja inseneeria instituut, Kreutzwaldi 5, 51014 Tartu

² Tartu Ülikool, Tartu observatoorium, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

³ Tartu Ülikool, ökoloogia ja maateaduste instituut, J. Liivi tn 2 50409 Tartu

Kokkuvõte

Lageraiealade tuvastamiseks ja lageraiealade pindalahinnanguiks kaugseirepiltide põhjal kasutati USA Landsat-seeria satelliitide keskmise ruumilise lahutusega skannerite Landsat 5 Thematic Mapper (TM), Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) ja Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) (piksli suurus 30 m maapinnal) ning Euroopa Kosmoseagentuuri satelliidi Sentinel-2 skanneri Multispectral Imager (MSI) (piksli suurus spektri nähtavas ja lähisinfrapunases piirkonnas 10 m) satelliidipilte. Landsat-seeria satelliidipildid on avaandmetena alla laaditud USA Geoloogiateenistuse (US Geological Survey, USGS) arhiivist. Sentinel-2 pildid on avaandmetena alla laaditud Euroopa Kosmoseagentuuri (European Space Agency, ESA) Copernicuse lehe vahendusel. Satelliidipiltidega on kahekuni nelja-aastase intervalliga kaetud ajavahemik 1985–2021. Lageraiealade klassifitseerimisotsused tehti arvestades näidistena metsaregistri metsaeraldiste ja Riigimetsa Majandamise Keskuse lageraiealade vektorpolügoone. Satelliidipiltidelt klassifitseeritud lageraiealasisid ja Eesti põhikaardi andmesitikus klassi „mets“ alasisid võrreldes nähtub, et satelliidipiltidega kaetud ajavahemiku jooksul on Eesti alal suuremal osal ajast lageraietena raiutud aastas alla 1% metsaga alast. See arv, aastas alla 1%, viitab arvutuslikult 100-aastasele raieringile. 100-aastane raiering oleks mõeldav olukorras, kus kõik metsad on majandatavad. Aastas 1% kogu metsa pindalast raiudes jõutaks 100 aastaga metsale ring peale teha. Lageraiealade raiumise intensiivsus on aja jooksul muutunud. Viimastel aastatel on aastane lageraiealade raiumise intensiivsus Eesti maakondades olnud 1,3–1,4% kuni 2,0–2,1% maakonna metsamaast.

Võtmesõnad: lageraiealad, Landsat TM, Landsat ETM+, Landsat OLI, Sentinel-2 MSI

Sissejuhatus

Landsat-seeria satelliitide pildistatud piltidest moodustub pikim keskmise ruumilise lahutuse (10–50 m) ja globaalse ulatusega kaugseirepiltide aegrida. Suurte alade seirel keskmise ruumilise lahutusega kasutataksegi aegrea pikkust silmas pidades sageli just Landsati pilte (Hansen, Loveland, 2012; Wulder jt, 2022). Web of Science'i andmebaasides refereeritud artiklite võtmesõnade seas on kõige sagedasemaks teemaks „maakate või maakasutus“, teiseks „põllumajandus“, mille seireks Landsat algselt kavandatud oligi, järgnevad „metsandus“ ja „veeressursid“ (Wulder jt, 2022). Metsaga alade kaardistamist kaugseireandmete põhjal loetakse suhteliselt lihtsaks ülesandeks, võrreldes teiste mõeldavate seireobjektidega, sealhulgas põllumajandusmaa, märgalade ja linliku keskkonna objektidega (Hansen, Loveland, 2012).

Üldist konsensust, missugusel viisil teha suurtel aladel seiret keskmise ruumilise lahutusega andmetega, ei ole. Klassifitseerimisviiside valik on seni mitmekesine. Maakattemuutuste tuvastamisel keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidelt eristatakse näidistega ja näidisteta tuvastamise meetodeid. Eelistatud on pigem näidistega meetodid või meetodid, mis on näidistega tuvastamise variatsioonid. Metsa eristamisel mittemetsast, ka ajutiselt metsata aladest, milleks on lageraialad, kasutatakse klassifitseerimisel lävendipõhiseid otsuseid. Maakatte, ka metsade muutuste seirega koos on mõistetav tulemuste valideerimise meetodite täpsustumine. Kaugseirega leitud tulemuste valideerimisviisidest ei ole samuti seni ühtset kokkulepitut arusaamist.

Seiretööde puhul on aastase tsükliga muutuste tuvastamine olnud eesmärgiks globaalsetes ja riiklikes monitooringuprogrammides (Hansen jt, 2013). On neidki rakendusi, sealhulgas rohumaade karjatamise ja niitmise tuvastamine, loodusõnnetuste alade tuvastamine ja piiritlemine, mille puhul seire on vajalik aasta jooksul mitu korda. Maakatteseiret keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidega mõjutab satelliitide kordusülelendude sagedus (Wulder jt, 2008), võrreldes jämeda ruumilise lahutusega skanneritega nagu MODIS, mille nominaalne pildistamisagedus on kord ööpäevas. Landsati satelliitide korduspildistamise sagedus on pika aja jooksul olnud 16-päevase tsükliga, viimasel kahel aastal, pärast Landsat 9 orbiidile läkitamist, 8-päevase tsükliga (Masek jt, 2020). Paraku vaid USA ala pilte on arhiividesse salvestatud iga Landsati ülelennu korral (Hansen, Loveland, 2012). Teiste alade, ka Eesti ala piltide salvestamine ei ole olnud aegade jooksul järjepidev. Lüngad piltide salvestamises, sesoonsus ja pilvkate ahendavad võimalusi aastase tsükliga maakatteandmestikku täiendada.

Iga-aastane lageraialade tuvastamine ja Eesti ala lageraialade pindalahinangud kaugseireandmete põhjal on Eesti riikliku keskkonnaseire programmi maastike kaugseire alamprogrammi kuulunud alates 2013. aastast. Kaugseireandmetena on seireprogrammis 2017. aastani kasutatud suvekuudel juunis, juulis ja augustis pildistatud Landsat-seeria pilte. Alates aastast 2018 on kasutatud Sentinel-2 talvekuudel veebruaris ja märtsis, võimalusel lausalise lumikattega oludes

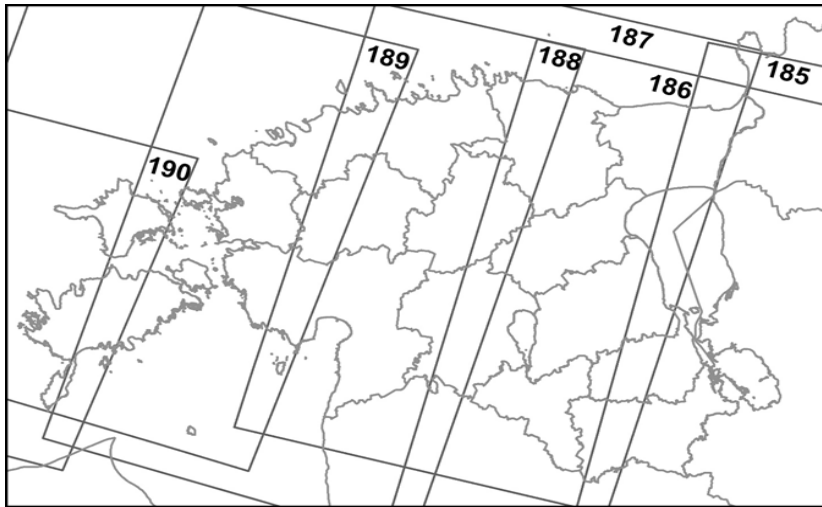
pildistatud pilte. Praeguses ülevaates on lageraialade aegrida tagasiulatuvalt pikendatud 1985. aastani, Landsat 5 esimeste arhiveeritud piltideni. Retrospektiivses ülevaates on kasutatud kolme suvekuu satelliidipilte kahe- kuni nelja-aastase intervalliga, arvestades USA Geoloogiateenistuse arhiivis (<https://glovis.usgs.gov>) arhiveeritud Eesti ala pilvitutes või vähese pilvisusega oludes pildistatud pilte.

Töö eesmärgiks oli hinnata Eestis metsamaadel toimunud raialade pindala muutusi kaugseirepiltidega kaetud pikima võimaliku aegrea jooksul ning kirjeldada raieaktiivsuse käiku erinevates metsa kasvukohatüüpides.

Materjal ja meetodika

Lageraialade tuvastamiseks ja lageraialade pindalahinnanguteks valitud USA Landsat-seeria satelliitide ning Euroopa Kosmoseagentuuri satelliidi Sentinel-2 keskmise ruumilise lahutusega pildid pärinevad mõneaastase intervalliga aastatest 1985–2022. Kasutatud pildid on aastatest 1985, 1988, 1990, 1992, 1994, 1997, 1999, 2002, 2007, 2011, 2013, 2015, 2018, 2020 ja 2022. Valitud pildid olid nähtavate pilvedeta või väheste pilvedega. 1985–2018 pildistatud pildid olid suvekuudest juunist, juulist ja augustist. Alates 2018. aastast on kasutatud Sentinel-2 talvekuudel veebruaris ja märtsis lumikattega oludes pildistatud pilte. Landsat-seeria satelliitide keskmise ruumilise lahutusega skannerite Landsat 5 Thematic Mapper (TM), Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) ja Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) (piksli suurus 30 m maapinnal) on avaandmetena alla laaditud USA Geoloogiateenistuse (US Geological Survey, USGS) arhiivist (<https://glovis.usgs.gov>). Euroopa Kosmoseagentuuri satelliidi Sentinel-2 skanneri Multispectral Imager (MSI) (piksli suurus spektri nähtavas ja lähisinfrapunases piirkonnas 10 m, keskmises infrapunases piirkonnas 20 m maapinnal) pildid on avaandmetena alla laaditud Euroopa Kosmoseagentuuri (European Space Agency, ESA) Copernicuse lehe vahendusel (<https://scihub.copernicus.eu>). Landsat-seeria piltide nominaalsete kaadri raamide asend Eesti ala suhtes on näidatud joonisel 1.

Lageraialade leidmiseks kasutati suviste Landsati piltide puhul keskmises infrapunases piirkonnas pildistatud pilte lainepikkustel 1,55–1,75 μm (Landsat 4-5 TM). Alates aastast 2018 olemasolevate talviste, lausalise lumikattega oludes pildistatud Sentinel-2 piltide puhul kasutati lageraialade leidmiseks spektri punases piirkonnas lainepikkustel 0,635–0,695 μm pildistatud pilte (Multispectral Instrument). Pilditöötlemisel maskiti välja nähtavate pilvede ja pilvevarjudega saastunud alad. Need andmelüngad täideti samade aladega pilvitutelt piltidelt. Pilvede mask tekitati MapInfo keskkonnas valemipiltide kui taustapiltide foonil digitud polügoonidest.

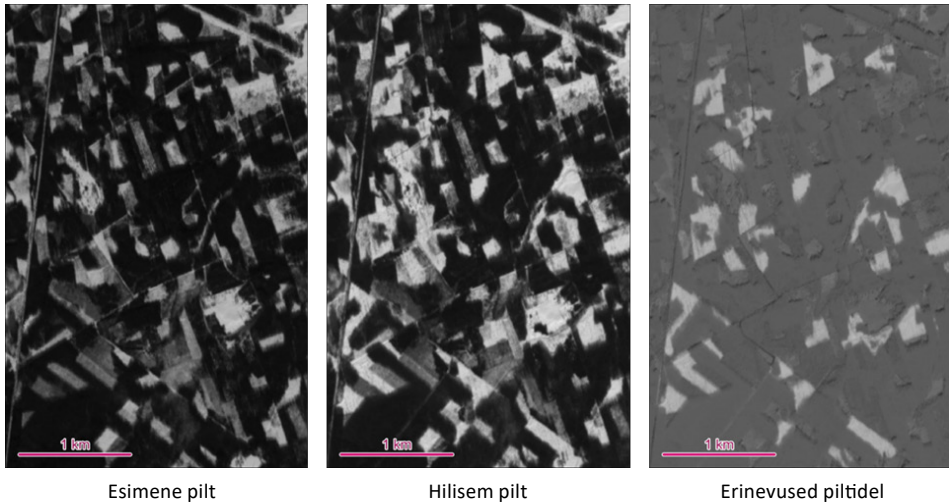


Joonis 1. Lageraialade pindalahinnanguteks kasutatud Landsat-seeria satelliitide satelliidipiltide kaadri raamide asend Eesti ala suhtes. Numbrid joonisel tähistavad satelliidipiltide orbiitide nn katalooginumbrit (number satelliidipiltide globaalses süsteemis World Reference System 2 (WRS-2)). Eesti ala katavad orbiidid 185 (Alutaguse idaosa ja Kagu-Eesti) kuni 190 (Lääne-Eesti saarte lääneosa). Üksikute kaardrite asendit orbiitidel ja kaardrite numbreid orbiitidel (Eesti ala katavad kaardrid 18, 19 ja 20) ei ole joonisel näidatud.

Lageraialade kaardistamiseks kasutati kaugseirepiltidelt aja jooksul toimunud muutuste leidmise standardmeetodit – klassifitseerimiselset muutuste leidmist aja jooksul muutunud alade leidmisena aritmeetilise vahe piltidelt. Muutused leiti paarikaupa piltidelt (Coppin jt, 2004; Warner, Almutairi, Lee, 2009).

Pildipaari piksliväärtuste lineaarse seose järgi prognoositi ajaliselt hiljem pildistatud pilt. Tegelikust hilisemast pildist prognoositud pilti lahutades saadi tulemuseks aritmeetilise vahe pilt kahe pildi erinevuste pildina (vt joonis 2). Vahepildi klassifitseerimismisnivood lageraialade eristamiseks leiti satelliidipiltidelt klassifitseeritud lageraiala kujundite kogupindala sobitamiseks õigeks loetud lageraialade kujundite kogupindala suhtes. Õigeteks kujunditeks loeti metsaregistri metsaeraldiste polügoone ja RMK andmestikus esindatud lageraialade polügoone. Eraldiste lageraialaks lugemise otsused kontrolliti, hoides taustapildina satelliidipiltidest tekitatud aritmeetilise vahe pilti. Klassifitseerimisotsused aritmeetilise vahe piltidel tehti maakonnasuuruste pildivälja-alade kaupa. Juhul kui naabermaakondade klassifitseerimismisnivood ühe pildi piires oluliselt erinesid, jagati pildiväli väiksemateks üksusteks.

Niisugustel võrdlustel kasutatakse sageli temaatilist baaskaarti, millega isoleeritakse huvipakkuvate muutuste alad, mille piires toimunud muutusi arvestatakse. Praegusel juhul kasutati baaskaardina Eesti põhikaardi polügoonide klassi E_305_puittaimestik andmestikku kui metsakaarti (Eesti põhikaart, 2021).



Joonis 2. Aja jooksul metsas toimunud muutuste tuvastamine levinud viisil. Kaks eri ajal pildistatud pilti normeeritakse teineteise suhtes, lahutustehtega leitakse aritmeetilise vahe pilt, millel erinevustena avalduvad aja jooksul oluliselt muutunud alad – metsas lageraiealad. Klassifitseerimise lävendiga eristatakse muutunud alad muutumatuna püsinud aladest.

Satelliidipiltide pilditöötlus tehti rasterandmete geoinfosüsteemi- (GIS) ja pilditöötluspakettidega IDRISI ja ERDAS. Vektorandmetike haldamiseks, andmetöötluseks ning päringuiks kasutati GIS-i paketti MapInfo. Klassifitseerimise kujundamiseks ning saadud tulemuste hinnanguks kasutati väljavõtteid metsaregistri andmebaasist (Metsaregister, 2021) ning Riigimetsa Majandamise Keskuse (RMK) lageraiealade andmebaasist (Veiko Eltermanni personaalne kommunikatsioon 2018–2022).

Talvel, veebruaris või märtsis lausalise lumikattega oludes pildistatud piltide iseärasuseks suvepoolaasta piltidega võrreldes on pildiväljal märgatavalt suurem osakaal metsaserva puude heidetud varjudel. Varje lagedatele lumepindadele heidavad eeskätt metsalappide põhjaservade puud. Päikesesünkroonse Sentinel-2 pildi pildistamise ajal keskhommikul on päikese kõrgus veebruaris umbkaudu 20° horisondist, märtsis veidi enam. Nurgafunktsiooni tangensit arvestades on metsaserva puude varjude pikkus neis oludes kaks korda suurem metsaserva puude eneste kõrgusest. Keskmise ruumilise lahutusega Sentinel-2 pildidel, piksli suurusga 10 m maapinnal, on metsaservade varjud arvestamist vääriv osa pildiväljal (vt joonis 3). Metsaserva varjude isoleerimiseks puudega lappidest enestest arvestati puhta atmosfääri molekulaarset hajumist, Rayleigh' hajumist. Varjude alad metsaservades tõsteti esile spektri sinise ja lähisinfrapunase piirkonna pilte kasutades ning varjude alad sulutati lagedate alade heledusega sarnaseks.



Joonis 3. Talvel, veebruaris või märtsis pildistatud satelliidipiltide tähelepanuväärseks omaduseks on metsalappide põhjaservades lagedatele lumega aladele heidetud metsaserva puude varjud. Sentinel-2 MSI pilt on nn loomulikes värvides värvipildina (vasakul). Metsaserva puude lagedale lumele heidetud sinakad varjud (viidatud punaste nooltega) on veebruaris ja märtsi esimeses pooles satelliidi ülennu ajal puude kõrgusest kaks korda pikemad. Metsaserva varjude isoleerimiseks puudega lappidest enestest aitab puhta atmosfääri molekulaarse hajumise, Rayleigh' hajumisega arvestamine pildivälja alal. Pildifragmendil (paremal) on varjude alad esile tõstetud spektri sinise ja lähisinfrapunase piirkonna piltide jagatisena. Varjude alad lagedal lumeväljal on siinsel hallskaalas jagatise pildil helevälged.

Klassifitseerimisjärgse pilditöötuse võttena kõrvaldati klassifitseerimistulemusest väiksemad kui 0,2 ha suurused lageraiealadeks klassifitseeritud alad, lugedes need klassifitseerimisvigadeks, müraks.

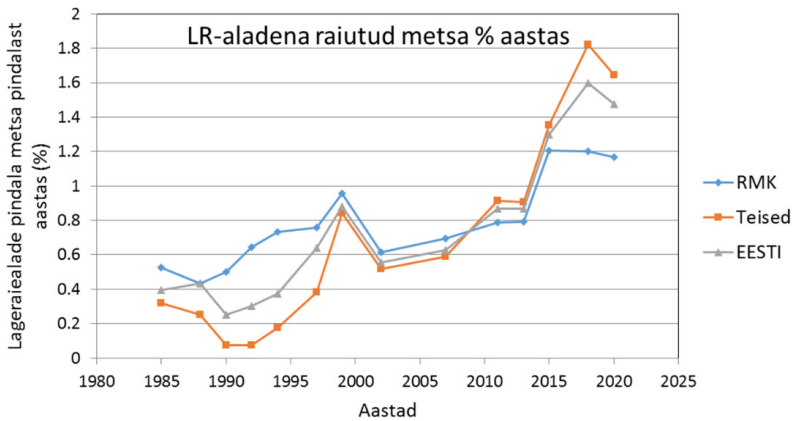
Tulemused ja arutelu

Spektri optilises piirkonnas pildistatud keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidelt saab kaardistada metsades mõningase (kuni mõneaastase) ajavahemiku kestel raiutud lageraiealaid ja hinnata nende pindala mõne suurema ala, näiteks maakonna piires.

Satelliitide Landsat piltidest koostatud lageraiealade kaardid ning raiutud lageraiealade pindalahinnangud on kasutatavad mõõtkavas 1:100 000 andmestikestena. Niisugust täpsust toetab kasutatud lähteandmestik, Landsati pildid piksli suurusega 30 m maapinnal. 2018. aastast alates kasutatud Sentinel-2 pildid toetavad kaarte ja pindalahinnanguid mõõtkavas 1:50 000. Olgu nimetatud, et metsaregistri andmestik metsaerialdiste polügoonide piiridega ja Eesti põhikaardi andmestik on üks suurusjärk suuremas mõõtkavas – 1:10 000. Pindalahinnangutes on arvestatud metsamaa pindala maakondades 2017. aasta haldusreformi järgsetes piirides (Haldus- ja asustusjaotus: Maa-amet 01.04.2020). Lageraiealad maakondades

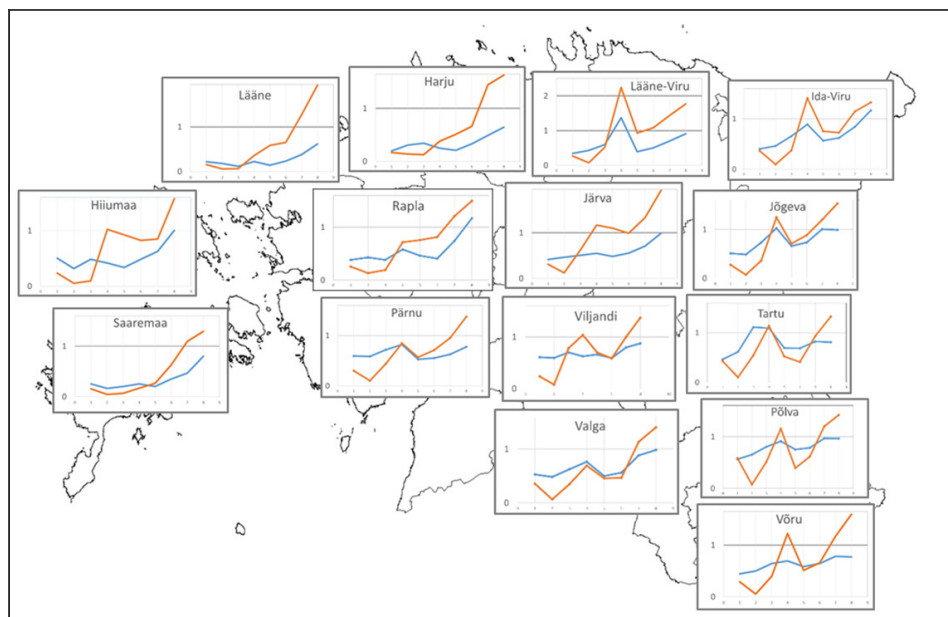
on kujutatud kogu aegrea jooksul samuti 2017. aasta haldusreformi järgsetes piirides. Lageraialade baasolukord, Eesti territooriumi metsasus (aastal 2020) on Statistikaameti andmetel 51,3% (Eesti Statistika, 2023).

Satelliidipiltidelt klassifitseeritud lageraialasid ja Eesti põhikaardi andmes- tikus klassi „mets“ alasid võrreldes nähtub, et Landsati piltidega kaetud ajavahe- miku jooksul on Eesti alal suuremal osal ajast lageraietena raiutud aastas alla 1% metsaga alast. See arv, aastas alla 1%, viitab arvutuslikult 100-aastasele raierin- gile. 100-aastane raiering oleks mõeldav olukorras, kus kõik metsad on majan- datavad metsad ning aastas 1% kogu metsa pindalast raiudes jõutaks 100 aastaga metsale ring peale teha ja teisele ringile minna. Nii on see olnud eelmise küm- nendi keskpaigani, mil aastane lageraialade pindala Eesti alal hakkas ületama ühte protsenti metsaga ala kogupindalast. Ligikaudu samal ajal hakkas teiste oma- nike lageraialade pindala ületama RMK lageraialade pindala, olles seni viima- sele alla jäänud (vt joonis 4).



Joonis 4. Aastane lageraialade (LR-alade) pindala Eestis tervikuna, riigimetsas (RMK metsas) ja teiste omanike metsas, võrreldes mõlema vastavas omanduses oleva metsa pindalaga. Joonisel võib tähele panna 1% nivood, mis tähistaks tinglikult arvutuslikku 100-aastast raieringi. 100-aastane raiering oleks mõeldav olukorras, kus kõik metsad on majandatavad metsad. Aastas 1% kogu metsa pindalast raiudes jõutaks 100 aastaga metsale ring peale teha. Rõhtheljel on näidatud mõneaastase perioodiga ajavahemikud 1985–2021.

Lageraialade raiumise aegreas on tähelepanuväärne „hammas“, mis joonistub aastate 1999–2002 vahemikus nii riigimetsa kui ka teiste omanike metsa aladel. Ühekordne lageraialade pindala suurenemine on teiste omanike alal eelnevaga võrreldes olnud kahekordne, RMK metsas on lageraialade pindala ühekordne suurenemine olnud väiksem. Lageraialade pindala äkilise suurenemise põhjuseks on Ida-Eesti maakondades Virumaal, Alutagusel ja Jõgeva maakonnas 2001. aasta juulitormis räsitud mets (vt joonis 6). Lageraialad RMK metsas on aastate jooksul

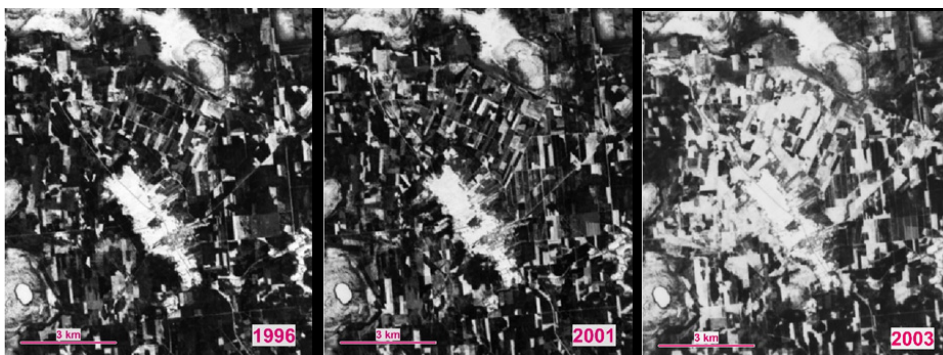
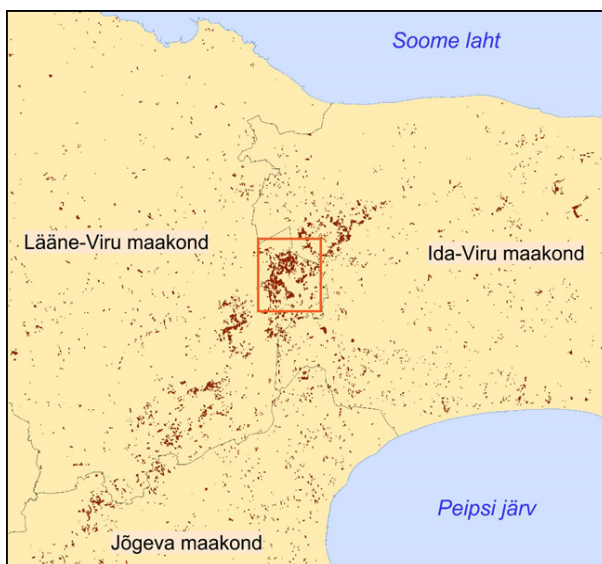


Joonis 5. Aastane lageraialade pindala maakondades riigimetsas (sinise joonega) ja teiste omanike metsas (helepruuni joonega), võrreldes mõlema vastavas omanduses oleva metsa pindalaga maakonnas. Pisipiltidel on rõhutatud 1% nivoo. 1% nivoo märgib tinglikult 100-aastast raieringi. 100-aastane raiering oleks mõeldav olukorras, kus kõik metsad maakonnas on majandatavad metsad ning aastas 1% kogu metsa pindalast raiudes jõutaks 100 aastaga metsale ring peale teha. Rõhtteljel on näidatud keskmiselt 5-aastase perioodiga ajavahemikud 1985–2021.

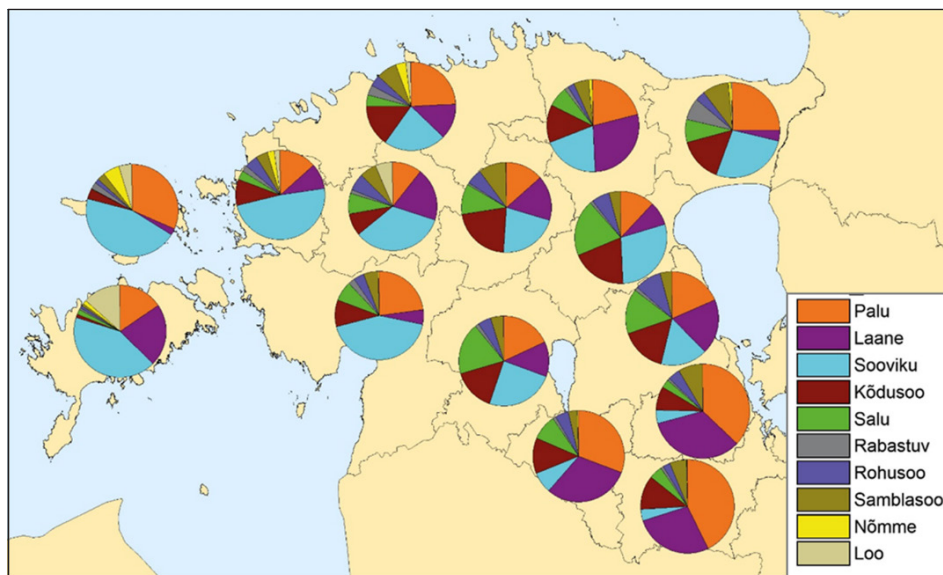
olnud ühtlasema trendiga. Teiste omanike metsas on silmatorkav lageraialade pindala vähenemine 1990. aastate alguses tolleaegsete ühismajandite, sovhooside ja kolhooside metsa alal: vähem kui 0,1% metsast aastas ja viis-kuus korda vähem kui RMK metsas. Need aastad tähistasid sovhooside-kolhooside lõppu.

Vaadates lageraialade raiumise intensiivsust maakondade kaupa joonisel 5, võib tähele panna erinevust Lääne- ja Ida-Eesti maakondade vahel. Läänemaal, Harjumaal ja Saaremaal on lageraialade raiumise intensiivsus olnud pikka aega väga madal nii RMK metsas kui teiste omanike metsas, mille järel teiste omanike valduses olevate metsade raie ületab raiet RMK metsas tunduvalt. Ida-poolse Eesti maakondi esindavais graafikus on näha 2001. aasta tormi tagajärgede likvideerimise tulemust.

Joonis 6. Ühe aasta kestel, 2001–2002 raiutud hajusa paiknemisega lageraiealad Virumaal ja 2001. aasta juulitormis murtud metsad tormimurrualade kaart on koostatud satelliidi Landsat piltidest. Ristkülikuga on näidatud joonise 7 ala Tudu aleviku ümbruses.

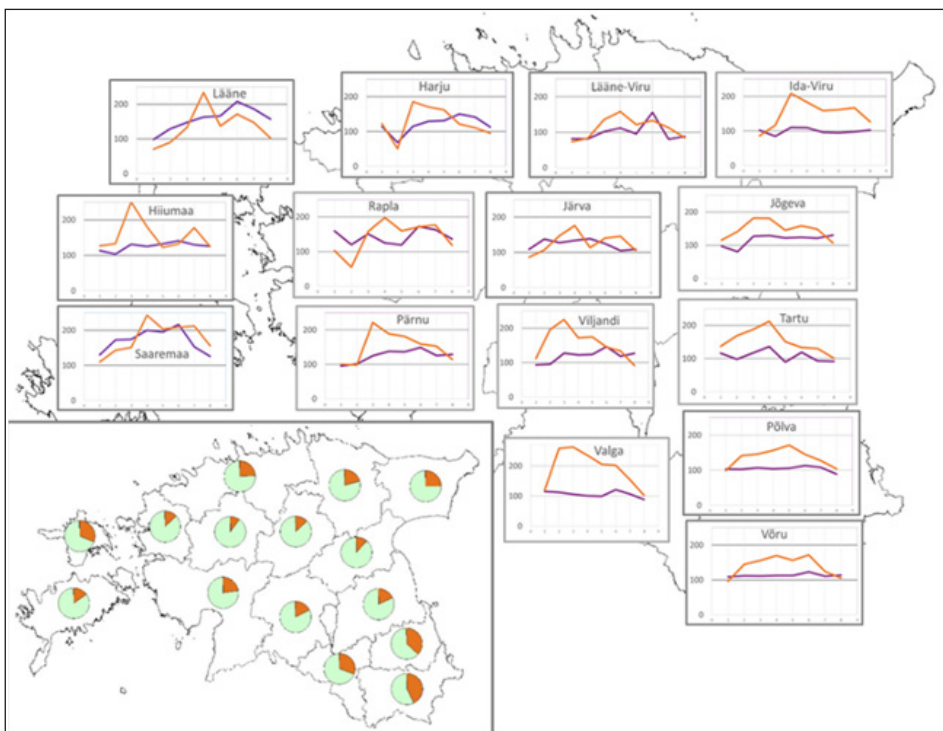


Joonis 7. Kolm pilti Alutaguse piirialalt Tudu aleviku ümbrusest. 1996 ja 2001 pildistatud piltidelt nähtub tavaline lageraiealade raiumise intensiivsus viie aasta kestel. Parempoolne, 2003. aasta märtsis pildistatud pilt on tehtud pärast 2001. aasta juulitormi lausalise lumikattega hilistalvel. Tume mets ja heledad lagedad on aadates harjumuspäraselt eristatavad. Ühetaoliselt on tormist räsida saanud nii riigi kui eraomanduses olnud mets.



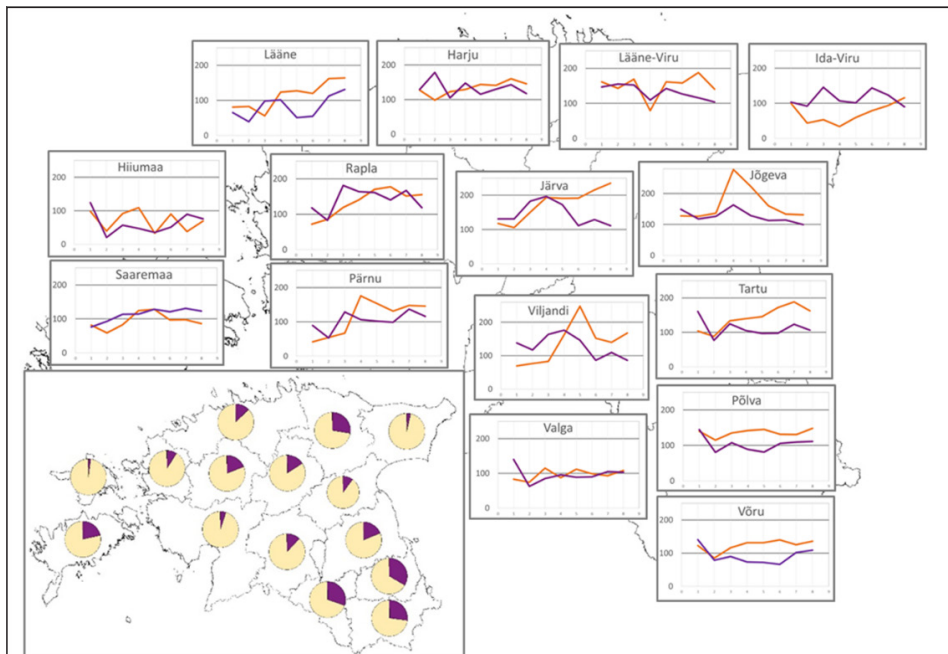
Joonis 8. Metsade tüübirühmad maakondades metsaregistri andmete põhjal. Kagu-Eesti maakondades ja Hiiumaal valdavad palumetsad, vähemalt kolmandik metsamaast; Kagu-Eesti maakonnad ja Lääne-Virumaa on laanemetsade ala. Kolmandik ja rohkemgi läänepoolse Eesti maakondadest, saared, Alutaguse ja Jõgeva maakond on soovikumetsadega. Ülejäänud tüübirühmade esindatus on väiksem.

Lageraialade raiumise surve eri metsatüüpidele nähtub metsade jagunemisest metsatüüpidesse tüübirühmade tasemel (vt joonis 8).



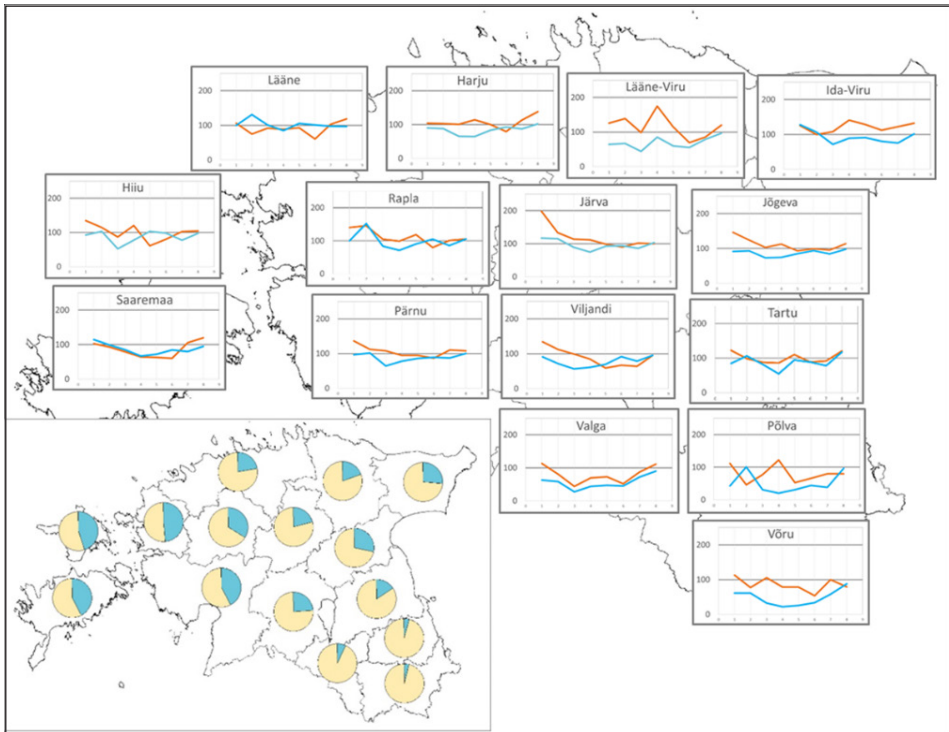
Joonis 9. Palumetsa raiesmike osakaal kõigi raiesmike seas maakondades, võrreldes palumetsade osakaaluga maakonna metsade seas (% / %), näidates nii suhtelist raiesurvet palumetsadele. Joonisel on rõhutatud 100% nivoo, millisel juhul raiutaks palumetsi ligikaudu võrdeliselt samaaegselt raiutavate teist tüüpi metsadega. Lisaks on näidatud 200% nivoo. Violetse tooniga on raied RMK metsas, pruuni tooniga raied teiste omanike metsas. Väljavõttel on sektordiagrammidena näidatud palumetsade osakaal maakonna kõigi metsatüüpide seas.

Palumetsades liivmuldadel, peamiselt männikutes (pohla, jänesekapsa-pohla ja mustika kasvukohatüübid), on lageraialade raiumise intensiivsus RMK omandis olevas metsas ja teiste omanike hallatavates metsades teiste kasvukohatüüpidega võrreldes kõige erinevam (vt joonis 9). RMK metsas on lageraialad palumetsades satelliidipiltidega kaetud ajavahemiku kestel võrreldavad palumetsade osakaaluga maakonnas. Teisiti on see vaid paaris maakonnas, kus palumetsade osakaal on väike, kümnendik maakonna metsamaast (Saare, Lääne ja Rapla maakondades). Teiste omanike metsades on eelistatud lageraialadena palumetsi, mille osakaal lageraialade seas on vähemalt mõneks ajaks tõusnud pooleteise- kuni kahekordseks võrreldes maakondade palumetsade osakaaluga. Rohke raie palumetsades on tinglikult eraomanduses olevais metsades käesolevaks ajaks taandunud ja saanud võrreldavaks RMK omanduses olevate palumetsadega.



Joonis 10. Laanemetsa raiesmike osakaal kõigi raiesmike seas maakonnas, võrreldes laanemetsa osakaaluga maakonna metsade seas (% / %), näidates nii suhtelist raiesurvet laanemetsadele. Joonisel on rõhutatud 100% nivoo, millisel juhul raiutaks laanemetsi ligikaudu võrdeliselt samaaegselt raiutavate teist tüüpi metsadega. Lisaks on näidatud 200% nivoo. Laanemetsa värviga on raied RMK metsas, pruuni tooniga raied teiste omanike metsas. Väljavõttel on sektordiagrammidena näidatud laanemetsa osakaal maakonna kõigi metsatüüpide seas.

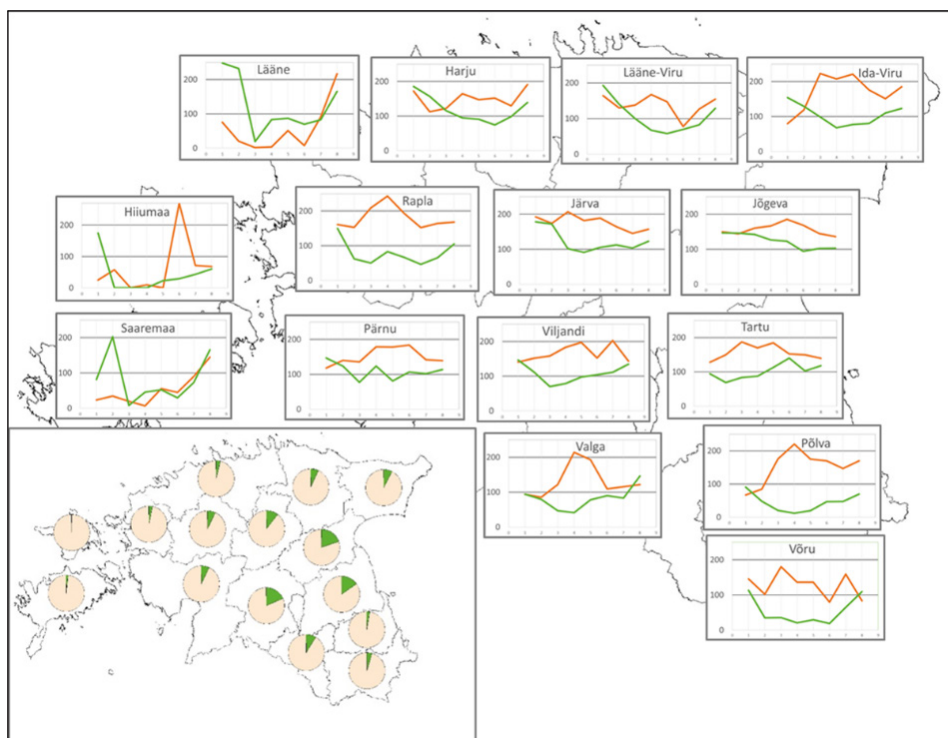
Laanemetsades, peamiselt viljakate muldade kuusemetsades (jänesekapsa-mustika ja jänesekapsa kasvukohatüübid) on lageraiealad riigimetsas samalaadsed kui lageraiealad palumetsas (vt joonis 10). Surve laanemetsadele on suurem teiste omanike hallatavates metsades Eesti keskse asendiga maakondades Viljandi-, Rapla- ja Järvamaal, lisaks Lääne-Virumaal. Lageraiealade pindala erinevus riigimetsaga võrreldes on teiste omanike hallatavates laanemetsades väiksem, kui see on palumetsades. Sarnaselt palumetsadega on omanikest tulenevad erinevused kasvukohaspetsiifiline survena metsale lageraiealadena kaasajaks ühtlustunud.



Joonis 11. Soovikumetsa raiesmike osakaal kõigi raiesmike seas maakonnas, võrreldes soovikumetsa osakaaluga maakonna metsade seas (% / %) näidates nii suhtelist raiesurvet soovikumetsadele. Joonisel on rõhutatud 100% nivoo, millisel juhul raiutaks soovikumetsi ligikaudu võrdeliselt samaaegselt raiutavate teist tüüpi metsadega. Lisaks on näidatud 200% nivoo. Soovikumetsa värviga on raied RMK metsas, pruuni tooniga raied teiste omanike metsas. Väljavõttel on sektordiagrammina näidatud soovikumetsa osakaal maakonna kõigi metsatüüpide seas.

Tasaste madalate alade soovikumetsade (angervaksa, tarna ja osja kasvukoha-tüübid) lageraialad on suhteliselt samas suurusjärgus soovikumetsade osakaaluga maakondades. Ühetaoliselt on lageraialasid nii RMK kui ka teiste omanike haldatavates metsades (vt joonis 11).

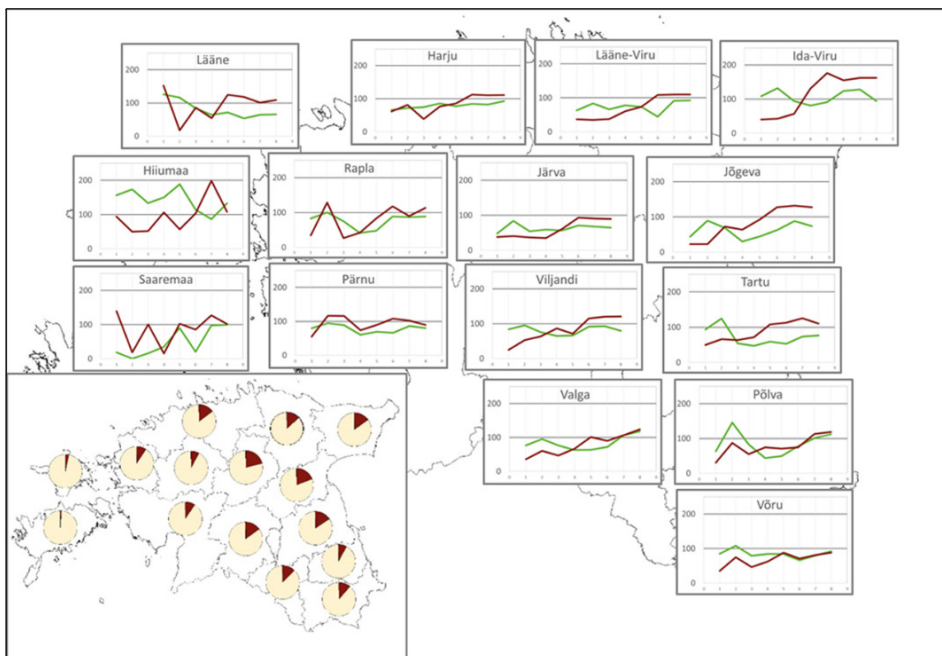
Lubjarikaste lähtekivimite viljakate muldade salumetsade (naadi ja sõnajala kasvukohatüübid) lageraialad väärivad tähelepanu maakondades, kus salumetsade osakaal ületab kümnendikku maakonna metsaga alade pindalast – Tartu, Viljandi ja Jõgeva (Järva) maakondades. Riigimetsas on neis maakondades lageraialade raiumine võrreldav samatüübiliste metsade osakaaluga maakonnas. Samalaadne on olukord palu- ja laanemetsades. Ka salumetsades on erametsas raiutud salumetsi poolteist kuni kaks korda rohkem, kui on salumetsade osakaal erametsade seas maakonnas.



Joonis 12. Salumetsa raiesmike osakaal kõigi raiesmike seas maakonnas, võrreldes salumetsa osakaaluga maakonna metsade seas (% / %), näidates nii suhtelist raiesurvet salumetsadele. Joonisel on rõhutatud 100% nivoo, millisel juhul raiutaks salumetsi ligikaudu võrdeliselt samaaegselt raiutavate teist tüüpi metsadega. Lisaks on näidatud 200% nivoo. Salumetsa värviga on raied RMK metsas, pruuni tooniga raied teiste omanike metsas. Väljavõttel on sektordiagrammidena näidatud salumetsa osakaal maakonna kõigi metsatüüpide seas.

Väikese salumetsade osakaaluga maakondades Lääne- ja Kagu-Eestis on nii RMK kui ka teiste omanike metsades lageraialade raiumise trendid hüplikud (vt joonis 12), oleneades lageraialade raiumisest vähesel arvul või raiumata jätmisest, ega võimalda teha üldisemaid järeldusi.

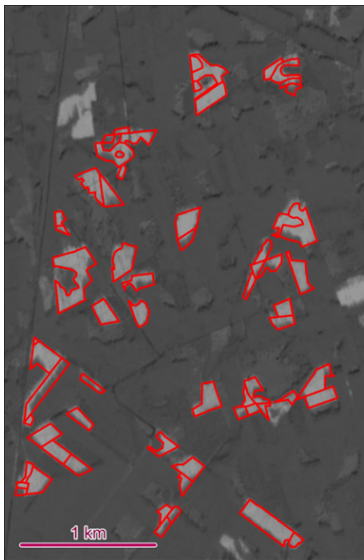
Raiesmikud pikemat aega kuivendatud soomuldade kõdusoometsades paistavad silma sellega, et riigimetsade lageraialade osakaal on suurem, kui see on teiste omanike metsas. Ka on mõlema omandivormi metsas täheldatav aja jooksul valdav tõusutrend. Siingi ei ületa lageraialade tõusev trend kõdusoometsade osakaalu maakondades.



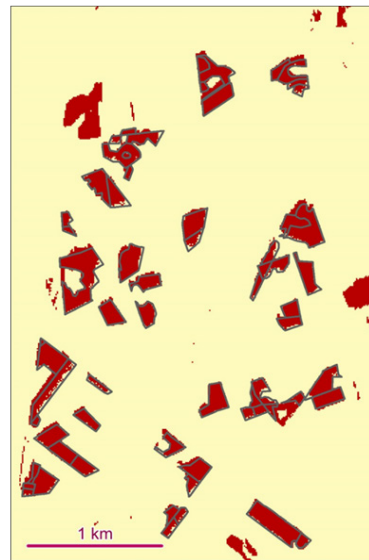
Joonis 13. Kõdusoometsa raiesmike osakaal kõigi raiesmike seas maakonnas, võrreldes kõdusoometsa osakaaluga maakonna metsade seas (% / %), näidates nii suhtelist raiesurvet kõdusoometsadele. Joonisel on rõhutatud 100% nivoo, millisel juhul raiutaks kõdusoometsi ligikaudu võrdeliselt samaaegselt raiutavate teist tüüpi metsadega. Lisaks on näidatud 200% nivoo. Kõdusoometsa värviga on raied RMK metsas, pruuni tooniga raied teiste omanike metsas. Väljavõttel on sektordiagrammi-dena näidatud kõdusoometsa osakaal maakonna kõigi metsatüüpide seas.

Valikuliselt hindasime proovialadel klassifitseerimistulemuste täpsust. Hinnanguid tegime tegelikkuses teadaolevate lageraialade suhtes, milleks olid lageraialad RMK hallatavas metsas. Detailvaade proovialadele on näha juuresoleval joonistel (vt joonis 14), millel on kujutatud RMK andmebaasist pärinevad lageraialade polügoonid ning satelliidipiltidelt klassifitseeritud lageraialad. Rasterpildina on taustaks üheaastase vahega pildistatud kahe satelliidipildi aritmeetilise vahe pilt. Vahepildil on aasta jooksul vähe muutunud alad halli tooniga. Aasta jooksul tegelikkuses heledamaks muutunud alad, s.t lageraialad on pildil helehallid kuni valged. Kahes andmestikus, RMK andmebaasist ja satelliidipiltidelt klassifitseeritud andmestikus esindatud lageraialade võrdluse tulemus oleneb kummastki andmestikust valimite moodustamise viisist. RMK andmestikus on esindatud lageraialad, mis on raiutud aasta kestel, tinglikult 1. jaanuarist 31. detsembrini.

Satelliidipiltide paarilt klassifitseeritud lageraialad on raiutud ajavahemikus esimese pildi pildistamisest teise pildi pildistamiseni. Seega on satelliidipiltidelt tekitatud andmestikus neid lageraialasid, mis aasta algusest möödunud päevade jooksul olid juba lageraialadena raiutud ja piltide pildistamise ajavahemikus raiutud lageraialadena ei ilmne. Samuti on lageraialade seas neid kujundeid, mis on raiutud pärast 31. detsembrit, kuid enne hilisema pildi pildistamist ja RMK andmebaasis jooksva aasta raiesmikena ei kajastu. Neil juhtudel, kus lageraialadel on vasted mõlemas andmebaasis, võib täheldada polügoonide kuju sarnasust. Võrdlusele eelnevalt on vajalik kahe andmestiku aktuaalsuse ühtlustamine. Aktuaalsuse ühtlustamist saab teha taustapilti kasutades – lageraiala peab taustapildil olema näha, samuti peab olema näha lageraiala puudumine taustapildil. Aktualiseerimine tähendab operaatori tahtlikku ja suunatud otsust, mis vältimatult parandab hinnangu tulemust. Kahe andmestikku samasse ajahetkesse viimata jättes halvendatakse süstemaatiliselt võrdluse tulemust. Klassifitseerimistulemust võrreldi RMK metsade alal maakondades. Kahe andmestiku lageraialade kogupindala erinevus valimites RMK hallatud metsas oli tavaliselt väiksem kui 10%. Võrrelda tasub valimite kogupindalaid, mitte üksikute lageraialade pindala omavahelist sarnasust. Tõsi, võrreldavateks olid RMK ala lageraialade suhteliselt suure pindalaga kujundid, mis tavaliselt paiknevad metsa sees ja on ümbritsetud metsa kujutavatest pikslitest.



Erinevuste pilt RMK LR-alade piiridega



Klassifitseeritud pilt RMK LR-alade piiridega

Joonis 14. Detailvaade klassifitseerimistulemuse võrdlusele RMK lageraialade polügoonidega.

Kokkuvõte

Satelliitide Landsat piltidest koostatud lageraialade kaardid ning raiutud lageraialade pindalahinnangud on kasutatavad mõõtkavas 1:100 000 andmestike. Niisugust täpsust toetab kasutatud lähteandmestik, Landsati pildid piksli suurusega 30 m maapinnal. Aastast 2018 kasutatud Sentinel-2 pildid toetavad kaarte ja pindalahinnanguid mõõtkavas 1:50 000.

Satelliidipiltidega kaetud ajavahemik on kahe- kuni nelja-aastase intervalliga aastatest 1985–2021. Lageraialade klassifitseerimisotsused tehti, arvestades näidistena metsaregistri metsaeraldise ja Riigimetsa Majandamise Keskuse lageraialade vektorpolügoone. Satelliidipiltidelt klassifitseeritud lageraialasid ja Eesti põhikaardi andmestikus klassi „mets“ alasid võrreldes nähtub, et satelliidipiltidega kaetud ajavahemiku jooksul on Eesti alal suuremal osal ajast lageraialaena raiutud aastas alla 1% metsaga alast. See arv, aastas alla 1%, viitab arvutuslikult 100-aastasele raieringile. 100-aastane raiering oleks mõeldav olukorras, kus kõik metsad on majandatavad metsad ning aastas 1% kogu metsa pindalast raiudes jõutaks 100 aastaga metsale ring peale teha. Lageraialade raiumise intensiivsus on aja jooksul muutunud. Viimastel aastatel on aastane lageraialade raiumise intensiivsus Eesti maakondades olnud vahemikus 1,3–1,4% kuni 2,0–2,1% maakondade metsamaast.

Tänuavaldus

2013. aastast on ühe- või kaheaastase ajavahemiku kestel raiutud lageraialade seire satelliidipiltidelt kuulunud Eesti riikliku keskkonnaseire programmi maastike kaugseire allprogrammi. Lageraialade kaugseiret on iga-aastaste seirelepingutega toetanud Keskkonnaagentuur.

Täname Riigimetsa Majandamise Keskust loa eest mitmel viimasel aastal oma lageraialade andmebaasi andmeid kasutada.

Viidatud kirjandus

- Coppin, P., Jonckheere, I., Nackaerts, K., Muys, B., 2004. Digital Change Detection Methods in Ecosystem Monitoring: A Review. *Int. J. Remote Sens.*, 25, 1565–1596.
- Eesti põhikaart, 2021, Maa-amet. <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Topokaardid-ja-aluskaardid/Eesti-pohikaart-1-10000-p30.html>.
- Eesti Statistika, 2023. <https://www.stat.ee/et/avasta-statistikat/valdkonnad/keskkond/mets>.
- Haldus- ja asustusjaotus: Maa-amet 01.04.2020 <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Haldus-ja-asustusjaotus-p119.html>.
- Hansen M., C., Loveland, T., R., 2012. A review of large area monitoring of land cover change using Landsat data. *Remote Sens. Environ.* 122, 66–74.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S.J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., Townshend, J. R. G., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342, 850–853.
- Landsat 4-5 TM. <https://www.usgs.gov/media/images/landsat-4-5-tm-and-landsat-7-etm-bands-and-their-uses>.
- Masek, J. G., Wulder, M. A., Markham, B., McCorkel, J., Crawford C. J., Storey, J., Jenstrom, D., T., 2020. Landsat 9: Empowering open science and applications through continuity. *Remote Sens. of Environ.* 248, 111968.
- Metsaregister, 2021. Väljavõte metsaregistrist Eesti Maaülikoolile 5. juulil 2021.
- Multispectral Instrument. <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/technical-guides/sentinel-2-msi/msi-instrument>.
- Warner, T. A., Almutairi, A., Lee, J. Y., 2009. Remote Sensing of Land Cover Change. *The SAGE Handbook of Remote Sensing*. Ed by Timothy A Warner, M. Duane Nellis, Giles M. Foody, SAGE Publications Ltd., 459–472.
- Wulder, M. A., White, J. C., Goward, S. N., Masek, J. G., Irons, J. R., Herold, M., et al., 2008. Landsat continuity: Issues and opportunities for land cover monitoring. *Remote Sens. Environ.* 112, 955–969.
- Wulder, M. A., Roy, D. P., Radeloff, V. C., Loveland, T.R., Anderson, M. C., Johnson, D. M., Healey, S., Zhu, Z., Scambos, T. A., Pahlevan, N., Hansen M. I., Gorelick, N., Crawford, C. J., Masek, J. G., Hermosilla, T., White, J. C., Belward, A., Schaaf, C., Woodcock, C. E., Huntington, J. L., Lymburner, L., Hostert, P., Gao, F., Lyapustin, A., Pekel, J.-F., Strobl, P., Cook, B. D., 2022. Fifty years of Landsat science and impacts. *Remote Sens. Environ.* 280, 113195.

Summary

35 years of forest clear-cuts in Estonia

Moderate resolution satellite Landsat and Sentinel-2 images were used in monitoring forest clear-cuts in Estonia from 1985 to 2022. This time interval was divided into short periods from two to four years, depending on the availability of substantially cloud-free archived images. Landsat images were downloaded as open data from US Geological Survey website <http://glovis.usgs.gov> and Sentinel-2 MSI images as open data from European Union's Earth Observation Programme Copernicus archive (<https://scihub.copernicus.eu>). Classification decisions were made with supervised decision rules, using sample data from the National Forest Register and the State Forest Management Centre. Data from the same sources were used for classification error estimates. Classification results show that for the most of the time covered by satellite images cutting rate has in most cases been less than 1 percent of the total forested area both at the national as well as district level in Estonia. This average yearly cutting rate implies on a rotation period of 100 years in case all the forests were managed forests in Estonia. The cutting rate has intensified in recent years, achieving a level of 1.5 - 2.0 percent of forests cut yearly in selected districts in Estonia.

Eesti kaugseirepäeva 2022 kava ja posterettekanded

Eesti kaugseirepäeva kava

Tõraveres 10. novembril 2022

- 10.00 Antti Tamme avasõna
- 10.10–11.50 Esimene sessioon (moderaator Ian-Andreas Rahn)**
- 10.10 Riho Vendt, Viktor Vabson, Ilmar Ansko, Joel Kuusk, Krista Alikas, Martin Ligi. **Kaugseireandmete usaldusväarsuse kindlustamine**
- 10.30 Andres Luhamaa. **Sentinel-1 analüüsivalmis andmed – KappaOne**
- 10.50 Olga Wold. **Sentinel-2 pilvemask KappaMask**
- 11.10 Jorma Rahu, Heido Trofimov, Tanel Voormansik, Piia Post, Velle Toll. **Õhusaaste osakeste mõju pilvedele ja Maa kliimale**
- 11.30 Erko Jakobson ja Liisi Jakobson. **Eesti kliima ekstreemumid 21. sajandil globaalsete kliimaprojektsioonide põhjal**
- 13.00–14.00 Teine sessioon (moderaator Martin Ligi)**
- 13.00 Liis Sipelgas, Age Aavaste, Sander Rikka, Siim Pärt, Rivo Uiboupin, Rain Elken, Joonatan Kama, Jana Pöldnurk. **Hüdroloogia kaugseireteenus: veega kaetud alade tuvastamine Sentinel-1 ja -2 andmetest**
- 13.20 Laura Argus, Ele Vahtmäe, Jonne Kotta, Kristjan Herkül, Birgot Paavel, Ilmar Kotta, Martin Ligi, Tiit Kutser. **Madala rannikumere kaugseire Läänemeres**
- 13.40 Krista Alikas, Reiko Randoja, Kersti Kangro. **Kaugseireandmete tugi Eesti järvede seisundi jälgimisel**
- 14.30–15.50 Kolmas sessioon (moderaator Mihkel Kaha)**
- 14.30 Mait Lang. **Kaugseire metsanduslikud rakendused Eestis**
- 14.50 Mihkel Kaha. **DSLR kalasilmaobjektiiviga poolsfäärikaamerate projektsioonimudeli koostamine ja vinjeteerimise kalibreerimine**
- 15.10 Allan Sims. **Metsade inventeerimine kaugseirega üksikpuude kaupa**
- 15.30 Urmas Peterson ja Jaan Liira. **35 aastat lageriaelasid Eestis**

Posterettekanded

- Alexander Marsh. **Evaluation, comparison, validation of smart phone application for measuring leaf angles**
- Anastasia Rodygina, Naghma Afreen, Senyang Li. **Deriving forest growth variables with Sentinel-1 and Sentinel-2, and Lidar**
- Artjom Vargunin, Aleksandra Bratic. **Cloudiness in Baltic Sea Region**
- Christel Rose Bachmann. **Tracking the impact of spatial habitat changes on the breeding colonies of the Rook in Tartu**
- Jason Scott Cordova. **Usability of lidar to map archeological sites**
- Kaire Toming, Evelyn Uemaa, Hui Liu, Alexander Kmoch, Tuuli Soomets, Tiina Nõges, Tiit Kutser. **Järvede biogeokeemiliste näitajate hindamine kauge sire abil**
- Kersti Kangro, Anne-Mai Pall, Krista Alikas. **Cyanobacterial bloom parameters in large eutrophic Lake Peipsi: a view from Sentinel 3**
- Kersti Kangro, Marju Tamm, Rene Freiberg, Martin Ligi, Ilmar Ansko, Krista Alikas. **Chlorophyll a detection from absorption measurements for various lake types**
- Lea Hallik, Martin Menert. **Bringing Earth Observation closer to each citizen with the Satiladu service**
- Marieke Scheel, Gregor Mattedi, Kristjan Ait. **Forest fire assessment with Sentinel-2/3 in boreal forests**
- Mariliis Kolk, Lisanne Siniväli, Sinoj Kokulasingam. **Analysis of climate predictions using python**

Fotomeenutusi Eesti kaugseirepäevast 2022



Foto 1. Eesti kaugseirepäeva 2022 osavõtjad pärastlõunase sessiooni alguses.



Foto 2. Jorma Rahu (TÜ füüsika instituut) selgitamas õhusaaste osakeste mõju pilvedele ja Maa kliimale.



Foto 3. Olga Wold (KappaZeta OÜ) andmas ülevaadet Sentinel-2 pilvemaskist KappaMask.



Foto 4. Mait Lang (TÜ Tartu observatoorium, Eesti Maaülikool) diskussiooni avamas. Traditsiooniliselt anti ülevaade teaduse ja rakenduste uuematest arengutest Eesti kaugseires ning arutleti tuleviku üle.



Foto 5. Jaan Liira (TÜ ökoloogia ja maateaduste instituut) selgitamas lageraiealade klassifitseerimist.



Foto 6. Kaugseirekogukonnal on saanud heaks tavaks iga kahe aasta tagant kokkulla Tartu observatooriumis Tõraveres.



Foto 7. Postersessioonil osales rekordarv üliõpilasi, mis näitab tugevat järelkasvu kaugseirekogukonnale.



Foto 8. Vilgas arutelu postersessioonil.

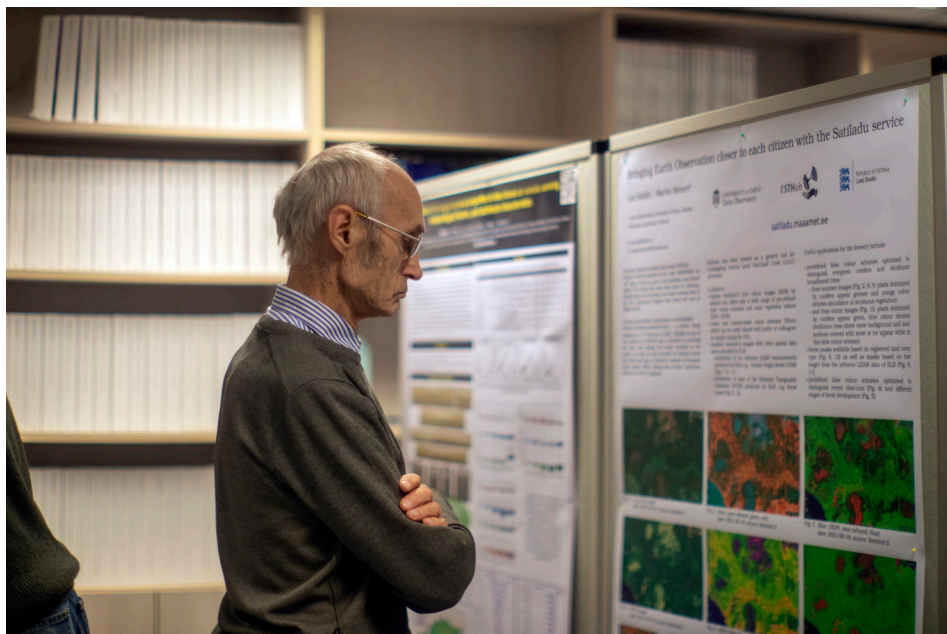


Foto 9. Kaugseirekorüfee Andres Kuusk tutvumas nooremate kolleegide teadustöoga.



Foto 10. Eesti kaugseirepäeva 2022 korraldajad Urmas Peterson ja Karin Pai ning sessioonide moderaatorid Mihkel Kaha ja Martin Ligi (fotolt on puudu moderaator lan-Andreas Rahn).



TARTU ÜLIKOOL

Tartu observatoorium

ISSN 2382-7661 (võrguväljaanne)