



TARTU OBSERVATOORIUM
eesti kosmosekeskus

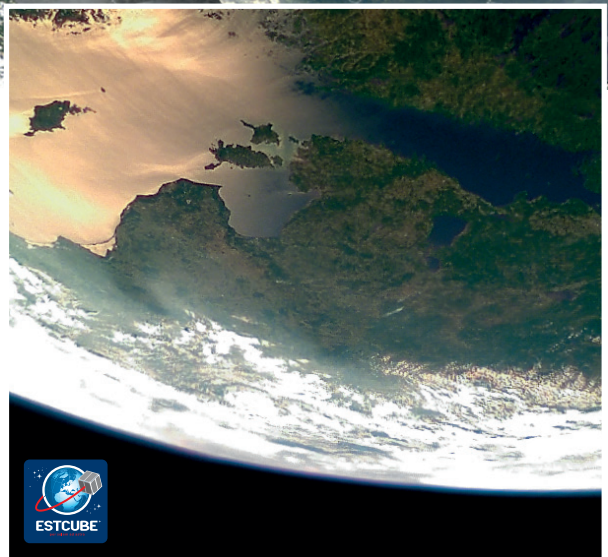


KESKKONNAAGENTUUR



KAUGSEIRE EESTIS 2014

ARTIKLIKOGUMIK



KAUGSEIRE EESTIS 2014

ARTIKLIKOGUMIK

Tartu Observatoorium

KAUGSEIRE EESTIS 2014

ARTIKLIKOGUMIK

Keskkonnaagentuur

Tallinn 2014



Euroopa Liit
Euroopa Sotsiaalfond



Eesti tuleviku heaks

Toimetajad: Anne Aan, Kirke Narusk

Eesti keele toimetaja: Sirje Nilbe

Inglise keele toimetaja: Krista Kallis

Kujundus: Ilotrük OÜ, Irina Tammis

Kaanefoto tehtud Eesti satelliidi EstCube-1 poolt 7. mail 2014,

pilditöötlus Henri Kuuste (Tartu Observatoorium)

Väljaandja:

Tartu Observatoorium

Observatooriumi 1, Tõravere

Nõo vald, 61602 Tartumaa

Tel: 696 2510

Faks: 696 2555

E-post: info@to.ee

Kirjastaja:

Keskkonnaagentuur

Mustamäe tee 33

10616 Tallinn

Tel: 666 0901

Faks: 666 0909

E-post: kaur@envir.ee

Trükk:

Ilotrük OÜ, Madara 14, 10612 Tallinn

Tel: 661 0350

E-post: info@ilotrykk.ee

Trükitud 100% taastoodetud paberile Cyclus Offset'i keskkonnasõbralike värvidega

Autoriõigus:

Artiklite autorid, Tartu Observatoorium, Keskkonnaagentuur, 2014

ISSN 2382-7653 (trükis)

ISSN 2382-7661 (võrguväljaanne)

Käesoleva väljaande andmete kasutamisel või tsiteerimisel palume viidata allikale.

Sisukord

- 7 Eessõna**
Anu Reinart
- 8 Tiit Nilson 75**
Anu Reinart
- 12 Läänemere rannikuvete optilised omadused**
Martin Ligi, Tiit Kutser, Birgot Paavel, Anu Reinart, Tuuli Kauer, Ele Vahtmäe
- 22 Laineparameetrite määramine Läänemeres radariandmete põhjal**
Sander Rikka, Rivo Uiboupin, Victor Alari
- 31 Kaugseire ja ruumimudelite kombineerimine rannikumere uuringutes**
Tiit Kutser, Jonne Kotta, Kristjan Herkül, Ele Vahtmäe, Merli Pärnoja
- 38 Liivi lahe jääolude kaardistamine kaugseireandmete põhjal**
Laura Raag, Liis Sipelgas, Rivo Uiboupin
- 47 Rannaprotsesside anatoomia laserskaneerimise skalpelliga**
Maris Eelsalu, Artu Ellmann, Kalev Julge, Silja Märdla, Tarmo Soomere
- 59 Satelliidi-info kasutamise võimalused veekogude seisundi määramiseks Eesti suurtes järvedes**
Krista Alikas, Kersti Kangro, Reiko Randoja, Elar Asuküll, Anu Reinart
- 68 Järvede roll süsinikuringes – kui palju on võimalik teada saada kaugseire abil**
Tiit Kutser, Charles Verpoorter, Birgot Paavel, Lars Tranvik
- 74 MERISE satelliiditulemite neeldumisparameetrite valideerimine Eesti suurte järvede näitel**
Evelin Kangro, Elar Asuküll
- 84 CORINE Land Cover'i projekt – kakskümmend aastat kaugseirepõhist maakatte kaardistamist Eestis**
Valentina Sagris, Jüri Roosaare, Tiina Dišlis
- 94 Polarimeetrilise tehisava-radari kasutusvõimalustest Eesti keskkonnaseires RADARSAT-2 Rannu 2013. a andmestiku põhjal**
Kaupo Voormansik, Tanel Tamm, Aire Olesk, Karlis Zalite, Jaan Praks

- 104 Maa-ameti kaugseireandmete kasutamine ETAKi maakattetüüpide objektipõhisel tuvastamisel**
Tanel Tamm, Mait Lang, Mait Metsur
- 111 Kaugseire vahendite kasutamine pindalatoetuste kontrollimisel aastatel 2005–2013**
Kai Raudvere
- 120 Sobiv vaatesuunakonfiguratsioon mitme vaatesuuna kaugseirest metsa alustaimestiku peegeldusteguri arvutamiseks**
Jan Pisek, Kairi Raabe, Mait Lang, Joel Kuusk
- 128 Kaugseire praktilistes metsanduslikes rakendustes Eestis**
Mait Lang, Tauri Arumäe
- 138 Okkalainelase kahjustuskolle Saaremaal Kihelkonnal Landsat-seeria piltidelt**
Tiit Nilson, Kaljo Voolma, Urmas Peterson, Mait Lang
- 149 Radarkaugseire rakendused metsanduses ning kasutusvõimalused metsa kõrguse kaardistamisel Eestis**
Aire Olesk, Kaupo Voormansik
- 156 Maapinnani jõudva päikese kiirguse muutlikkus ultraviolettpiirkonnas**
Kalju Eerme, Margit Aun, Uno Veismann, Ilmar Ansko, Aleksei Vaštšenko, Imre Aruoja, Kaidi Virronen
- 166 Sirgäikesetorm 8. augustil 2010 satelliitidelt ja radaritelt nähtuna**
Aarne Männik, Velle Toll, Tanel Voormansik
- 175 Kaugseire radiomeetria**
Andres Kuusk
- 182 Veebikalkulaatori rakendusi kaugseireandmetega töötamisel**
Kalle Remm
- 192 Tartu Observatooriumi optikalabori võimekus kaugseirerakendusteks**
Joel Kuusk, Ilmar Ansko, Riho Vendt

Eessõna

Hoiate käes artiklikogumikku, millesse autorid on koondanud oma parimad tulemused ja näited, kuidas kaugseiremeetod võimaldab jälgida keskkonda Maal. Eesti teadlaste, üliõpilaste ja spetsialistide huvi leida rakendusi, millega saab efektiivselt ja mitmekülgset uurida vee- kogusid, maapinda, metsa ja atmosfääri, on leidnud tunnustust paljudes rahvusvahelistes publikatsioonides, kuid eestikeelsena ilmub selline kogumik teist korda pärast 2008. aasta esimest populaarset trükist. Vahepeal on võimalused jõudsalt edasi arenenud.

Euroopa Liidu programm Copernicus (varasema nimetusega GMES), mis mõeldud globaalseks Maa keskkonna ja turvalisuse seireks, on teadusuuringute etapist väljunud ja esimesed operatiivsed teenused on käivitunud. Eesti on liikmesriigina nii panustanud selle ettevalmistusse kui ka kannab ühiselt teiste riikidega vastutust, et see programm ellu viia, ehitada koostöös Euroopa Kosmoseagentuuriga Sentinel-seeria satelliidid ning nende tulemitel põhinedes luua kvaliteetseid teenuseid. See ei ole olnud odav, see ei ole olnud lihtne. Miks me siis seda ikkagi teinud oleme?

Hea ülevaate Eesti looduskeskkonna oludest annab värske, kuues Eesti kliimaaruanne. Eesti koos oma saarestiku ja rohkete üksikute saartega laiub raskesti piiritletava poolsaarena Soome ja Riia lahe vahel. Loodusgeograafiliselt iseloomustab meid pikk rannajoon (ligikaudu 3700 km), mille moodustavad nii mere-, järve- kui ka jõgede rannad. Meie arvukad väikesed saared, mida on üle 1620, ja umbes 1450 järve vajavad jälgimist ja hoolt. Aeglaselt muutuvad, kuid väga tundlikud soolad, mis katavad ligikaudu 15% territooriumist, on sageli ka raskesti ligipääsetavad. Ligikaudu pool maismaast on kaetud metsadega, kolmandik on põllumaad ja tilluke 2% on asulad ja linnad. Meie vahelduvad kliimaatilised tingimused, mere ja sisevee- kogude rohkus ning aluskivimite varieeruvus loovad eelduse mitmepalgeliste ökosüsteemide arenguks. Me kaitseme oma territooriumil üle 570 taime- ja loomaliigi. Samas oleme üks väiksema inimasustuse tihedusega riike Euroopas – keskmiselt 30 inimest ruutkilomeetri kohta, kuid ainult kolmandik neist elab väljapool linnu. Kuidas siis ikkagi kõigest sellest ülevaadet saada? Ega üksi ei saagi!

Kolm naaberriiki, Eesti, Soome ja Venemaa, on kuulutanud käesoleva, 2014. aasta Soome lahe aastaks, et ühiselt välja selgitada Soome lahe ökosüsteemi seisund. See on võimalik tänu riikide tihedale koostööle, kaasaegsetele vaatlusmeetoditele ja arenenud mudelitele. Keskendutakse viiele võtmeprobleemile: kalandus, ökosüsteemi tervis, mitmekesisus, meresõiduohutus ja merealade ruumiline planeerimine. Kaugseire on tõestanud end väärtusliku vahendina meid ümbritseva maailma mõistmisel ja pakub ka mitmes nimetatud valdkonnas lahendusi.

Siiski on selleks vaja teadmisi – nii selle kohta, mida on võimalik teha, kui ka selle kohta, mida on vaja teha. Loodame, et siia kogutud artiklid aitavad kaasa vastastikuse mõistmise ja mõtestamise protsessile, et eestikeelsed terminid muutuvad lähedasemaks neile kasutajatele, kes alles asuvad tutvuma kosmosevaldkonna tehnoloogiatega, ning et kogenud spetsialistid leiavad oma töödele uudsed väljundid.

Käesolev kogumik on saanud teoks Tartu Observatooriumi eestvedamisel ja Keskkonnaagentuuri kaasabil, kuid sisukuse eest vääriavad tunnustust artiklite autorid. Täname EASi kosmosevaldkonna teadlikkuse tõstmise ja koolituse programmi.

Anu Reinart
Tartu Observatooriumi direktor



Tiit Nilson 75

Eesti metsade kaugseire on pikaeline ja tugev nagu mets isegi!

Tartu Observatooriumi vanemteadur professor Tiit Nilson tähistab oma 75. sünnipäeva 16. novembril 2014. Tiit Nilson on üks kaasaegse satelliitkaugseire, eriti maapinna ja taimkatte kaugseire kui teaduse rajajaid Eestis. Lõpetanud Tartu Ülikooli 1963. aastal matemaatikuna, asus ta tööle tolleaegse Füüsika ja Astronoomia Instituudi atmosfäärifüüsika sektorisse ja hakkas lahendama taimkatte kiirusleviga seotud probleeme. Aastatel 1963–1970 tuletas T. Nilson koos oma juhendaja, hilisema TA akadeemiku Juhan Rossiga taimkatte kiirusrežiimi kvantitatiivse teooria alused, kujundades niiviisi selle teadusharu uue paradigma. T. Nilson ja J. Ross rakendasid tähtede ja planeetide atmosfääride füüsikast ja neutronite füüsikast

tuntud kiirguslevi võrrandit taimkattele ja defineerisid peamised taimkatet kui optilist keskkonda kirjeldavad suurused: lehepindala ruumtiheduse, taimkattes kiirguse nõrgenemise kirjeldamiseks vajaliku ühikulise lehepindala projektsiooni antud vaatesuunale (tuntud kui Rossi-Nilsoni G-funktsioon) ja kiirguse hajumise kirjeldamiseks nn elementaaruumala hajumisindikaatoriksi. Tiit Nilson tuletas taimkatte kiirguslevi võrrandile mitmesuguseid ligikaudseid analüütilisi lahendusi, mille abil selgitas taimkattes kiirgusvälja kujunemise peamised seaduspärasused: Päikese otsese ja taeva hajuskiirguse läbituleku ning taimelehtedelt kiirguse hajumise olenevuse taimkatte struktuurist ja taimelehtede ning mulla optilistest omadustest. Enamik Juhan Rossi nüüdseks juba klassikaliseks kujunenud venekeelsest monograafiast (1975) ja selle ingliskeelsest tõlkest (1981), mis on kasutusel ka paljudes ülikoolides, baseerub Rossi ja Nilsoni ühistel töödel.



Taimkatte kiirguslevi teooria arendamise kaugem eesmärk oli välja töötada taimkatte fotosünteesilise produktiivsuse kvantitatiivsed mudelid, et mõista taimkatte produktiivsuse seaduspärasusi ja püüda luua taimkatte struktuure, mis kindlustaksid optimaalse kiirguse neeldumise ja maksimaalse produktiivsuse. Paralleelselt tegevusega taimkatte kiirgusvälja modelleerimisel osales T. Nilson aktiivselt ka fotosünteesi ja produktiivsuse uuringutes. Just tänu koostööle T. Nilsoniga õnnestus tema tollaegsel kolleegil Heino Toomingal formuleerida nn maksimaalse produktiivsuse printsiip ja tuletada kohastumiskiirguse mõiste. T. Nilson ise avaldas 1968. aastal artikli taimkatte optimaalsest geomeetrisest struktuurist.

T. Nilson on oluliselt kujundanud kaasaegset arusaama taimkatte struktuuri ja lehestiku läbipaistvuse seostest. Kasutades Markovi ahelate teooriat, tuletas ta uue olulise suuruse, nn klasteriseerumisindeksi (ingl *clumping index*), mille abil kirjeldatakse taimeelementide klasteriseerunud paiknemise mõju taimkatte läbipaistvusele ja taimkattes kiirguse neeldumise efektiivsusele. Klasteriseerumisindeks on leidnud laialdast kasutust eriti just viimasel kahel aastakümnel seoses taimkatte globaalse produktsiooni modelleerimise ja selleks maapinna kaugseire rakendamisega. T. Nilsoni selleteemaline 1971. aastal avaldatud artikkel ajakirjas *Agricultural Meteorology* leiab siiani väga arvukat tsiteerimist kui klassikaliseks muutunud töö. 1977. aastal tuletas T. Nilson valemid metsade läbipaistvuse kirjeldamiseks. T. Nilsoni valem seob metsa läbipaistvuse ühelt poolt ühe puu võra kuju ja lehtede pindalaga ja teiselt poolt kvantitatiivse taimeökoloogia uurimisobjektina tuntud taime (puude) jaotumisviisiga horisontaalpinnal. Peale võimaluse arvutada erinevate metsade läbipaistvust saab T. Nilsoni valemiga uurida ühe puu võra kuju ja puude paiknemisviisi mõju metsa kiirgusrežiimile. Metsa keskmise läbipaistvuse suundolenevuse kirjeldamise kõrval leidis T. Nilson ka meetodi, kuidas arvutada läbipaistvuse teise järgu statistikuid. Samal aastal pakkus T. Nilson välja võimaluse hinnata taimkatte lehepinnaindeksit taimkatte läbipaistvuse abil – meetod, mis leiab laialdast kasutamist kaasaegsetes taimkatte analüsaatorites, nagu LAI-2000. See idee jäi kahjuks tollaegses NSVLis realiseerimata ning mõni aasta hiljem konstrueerisid esimesed taimkatte analüsaatorid ameeriklased. Samas pakkus T. Nilson välja ka idee metsa peegeldumise suundolenevuses esineva iseäraliselt heleda punkti (ingl *hot spot*) kvantitatiivseks kirjelduseks, arvestades selle efekti just võrade lõplikest mõõdetest tingitud osa.

Seoses kosmoseajastu saabumisega leidsid T. Nilsoni ja tema kolleegide tööd uue olulise rakenduse – taimkatte optilise kaugseire vallas. Taimkatte heledust eri spektripiirkondades saab

ju arvutada sisuliselt sellesama taimkatte kiirguslevi teooria abil. Nii viisi kujunes taimkatte kiirguslevi teooria taimkatte kvantitatiivse kaugseire aluseks. Ühelt poolt võimaldab see teooria arvutada taimkatte heleduse spektri, teades põhilisi taimkatte struktuuri kirjeldavaid suurusid ja taimelehtede ning mulla optilisi omadusi. Teisalt lahendada nn pöördülesannet: teades taimkatte heleduse mõõdetud väärtusi, saab hinnata üht või mitut taimkatte struktuuri ja/või optiliste parameetrite väärtust. Peamiselt koos kolleeg Andres Kuusega on T. Nilson välja töötanud homogeense taimkatte heleduse mudelid ja spetsiaalsed metsade heleduse mudelite variandid. Need mudelid on kasutusel mitmel pool maailmas (mitmes Euroopa riigis, USAs, Hiinas) ja paistavad silma oma töökiiruse ja pakutavate võimaluste mitmekülsusega, võimaldades uurida nii heleduse spektrit kui ka suundolenevust ning lahendada pöördülesandeid, ja samal ajal on praktiliste rakenduste puhul piisava täpsusega. Need mudelid on näidanud end heast küljest vastava rahvusvahelise mudelite võrdluse kampaania RAMI (*RA*diation *T*ransfer *M*odel *I*ntercomparison) käigus, ka võrrelduna arvutusmahukate Monte Carlo tüüpi mudelitega, mida peetakse täpseimateks.

Paralleelselt teoreetilise tegevusega on T. Nilson paljude aastate jooksul korraldanud taimkatte struktuuri ja kiirgusvälja välimõõtmisi ja neis aktiivselt osalenud. T. Nilson oli Eestis esimene, kes hakkas ülilainurkobjektiiviga (nn kalasilmobjektiiviga) varustatud fotoaparaatidega tehtud poolsfääripilte kasutama taimkatte läbipaistvuse ja struktuuri uurimisel.

T. Nilsonilt on aastate jooksul tellitud rida ülevaateartikleid taimkatte kiirgusrežiimi ja kaugseire teemadel, muu hulgas Springeri kirjastuse välja antud raamatusse „Photon-Vegetation Interactions: Applications in Optical Remote Sensing and Plant Ecology“ (1990), Springeri välja antud seeriasse „Advances in Bioclimatology“ (1991), Kluweri kirjastatud raamatusse „The Use of Remote Sensing in the Modeling of Forest Productivity“ (1997) ning ajakirja Remote Sensing Reviews (2000). Aastail 2006–2009 oli ta ajakirja Silva Fennica toimetuskolleegiumi liige.

Paljude aastate jooksul on T. Nilson teinud ise ja juhtinud edukat rahvusvahelist koostööd. Eriti tihedalt ja pikaajaliselt, juba alates 1980. aastast, on koos töötatud Soome metsateadlaste ja biofüüsikutega. Selle koostöö edukuse näitajana valiti T. Nilson 2008. aastal Helsingi Ülikooli audoktoriks. Aastatel 1997–2002 võttis T. Nilsoni juhitud töörühm ainsa välispartnerina osa Rootsi riiklikust kaugseireprogrammist RESE (*Remote Sensing for the Environment*). 1990. aastatel oli töörühmal T. Nilsoni initsiatiivil ulatuslik koostöö prantsuse teadlastega instituutidest CEFÉ (Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive) Montpellier's, CESBIO (Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère) / CNES Toulouse'is ja INRA (*Institut National de la Recherche Agronomique*) Avignonis. T. Nilsoni algatusel võetakse aastast 2000 osa rahvusvahelisest programmist VALERI (VALidation of Land European Remote sensing Instruments) ja Järvseljal asub üks selle programmi testala. 2007–2008 oli T. Nilson Põhjamaade võrgustiku „Metsade kaugseire füüsikalised alused“ (PhySense) juht. 2008. aastal algas intensiivne koostöö USA California Ülikooli Berkeley töörühmaga.

Aastatel 2000–2005 juhtis T. Nilson sihtfinantseeritavaid teemasid ning oli Tartu Observatooriumi atmosfäärifüüsika osakonna juht. Ta on osalenud juhtiva teadlasena FP7 projektis EstSpace (2008–2010) ja juhendanud Tartu Observatooriumis rahvusvahelisi järeldoktooreid: Miina Rautiainen Soomest (2008–2009), Abdelaziz Kallel Tuneesiast (2009), Jan Pisek Kanadast (2009–2010).

T. Nilsoni juhitud töörühm osales aastatel 2003–2008 alus- ja rakendusökoloogia tippkeskuse (juhataja professor Olevi Kull) töös. Viimasel aastakümnel on T. Nilson pühendanud palju tähelepanu taimkatte kaugseire rakenduslike ülesannete lahendamisele. Tema juhendamisel

on täidetud mitmeid metsade kaugseire rakendustele pühendatud ETFi grante, viimati „Eesti metsade produktiivsuse monitooring satelliitkaugseire abil“.

T. Nilsonit on korduvalt kutsutud pidama kaugseirealaseid loenguid Rootsis ja Soomes. Ta pani aluse kaugseire, eriti taimkatte kaugseire loengukursustele Tartu Ülikoolis ja Eesti Maaülikoolis. Aastate jooksul on professor lugenud taimkatte kaugseire, eraldi metsade kaugseire ja keskkonna kaugseire kursusi. Juhendanud paljusid bakalaureuse- ja magistritöid. Tema juhendamisel on kaitstud kolm doktoritööd. Aastatel 1992–1997 oli T. Nilson Tartu Ülikooli ja Tartu Observatooriumi biogeofüüsika ühisõppetooli professor ja alates 2000. aastast Tartu Ülikooli külalisprofessor. 2010. aastal sai T. Nilson Eesti Maaülikooli teenetemedali. Aastakümneid on T. Nilson edukalt töötanud mitme teaduse piirimail oleval alal ja pälvinud rahvusvahelise tunnustuse.

Anu Reinart

Mõned olulisemad publikatsioonid:

- Nilson, T., Suviste, S., Lükk, T., Eenmäe, A.** 2008. Seasonal reflectance course of some forest types in Estonia from a series of Landsat TM and SPOT images and via simulation. *International Journal of Remote Sensing*, 29(17-18), 5073-5091.
- Nilson, T., Kuusk, A., Lang, M., Lükk, T.** 2003. Forest reflectance modeling: Theoretical aspects and applications. *Ambio*, 32(8), 535-541.
- Chen, J. M., Li, X., Nilson, T., Strahler, A.** 2000. Recent advances in geometrical optical modelling and its applications. *Remote Sensing Reviews*, 18(2-4), 227-262.
- Nilson, T., Ross, J.** 1997. Modeling radiative transfer through forest canopies: Implications for canopy photosynthesis and remote sensing. In: (Gholz, H. L., Nakane, K. and Shimoda, H., eds.) *The Use of Remote Sensing in the Modeling of Forest Productivity*. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, pp. 23-60.
- Nilson, T., Peterson, U.** 1994. Age dependence of forest reflectance: analysis of main driving factors. *Remote Sens. Environ.*, 48, 319-331.
- Nilson, T.** 1992. Radiative transfer in nonhomogeneous plant canopies. In: (G. Stanhill, ed.) *Advances in Bioclimatology*, Springer Verlag, 1, 59-88.
- Nilson, T.** 1991. Approximate Analytical Methods for Calculating the Reflection Functions of Leaf Canopies in Remote Sensing Applications. In: (R. B. Myneni and J. Ross, eds.) *Photon-Vegetation Interactions: Applications in Optical Remote Sensing and Plant Ecology*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, p. 161-190.
- Nilson, T., Kuusk, A.** 1989. A reflectance model for the plant canopy and its inversion. *Remote Sens. Environ.*, 27, 157-167.
- Nilson, T.** 1977. A theory of radiation penetration into nonhomogeneous plant canopies. In: *The Penetration of Solar Radiation into Plant Canopies*, Acad. Sci. ESSR Report, Tartu, 5-70 (in Russian).
- Nilson, T.** 1971. A theoretical analysis of the frequency of gaps in plant stands. *Agricult. Meteorol.*, 8, 25-38.

Läänemere rannikuvete optilised omadused

Martin Ligi¹, Tiit Kutser², Birgot Paavel², Anu Reinart¹, Tuuli Kauer², Ele Vahtmäe²

¹ Tartu Observatoorium, Observatooriumi 1, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

² Eesti Mereinstituut, Mäealuse 14, 12618 Tallinn

Kokkuvõte

Läänemeri on oma riimveelisuse tõttu maailmas eriline veekogu. Kuna sinna suubuvad paljud jõed, mõjutab vee optilisi omadusi valdavalt CDOM (vees lahustunud ja optilise efektiga orgaaniline aine). Läänemerd iseloomustavad selgelt eristuvad kevadine ja suvine õitsengu-periood ning kohati esinev kõrge hägusus. Kuivõrd tegemist on optiliselt keeruka veekoguga, ei ole võimalik saavutada korrektseid tulemusi, kasutades tavapäraseid kaugseirealgoritme. Läänemere jaoks spetsiifiliste kaugseirealgoritmide loomiseks tuleb kõigepealt mõista esmaste optiliste omaduste (IOP) varieeruvust ja selle mõju kaugseire peegeldustegurile. Läänemere optiliste omaduste uurimiseks viidi nelja aasta jooksul läbi välitööd, mille käigus koguti andmeid ligikaudu 70 Eesti ja Rootsi ranniku mõõtepunkti. Mõõdeti nii peegeldustegurit (vee peal ja sügavusteni, kus oli piisavalt valgust ka vee all), neeldumist, nõrgenemist, hajumist kui ka tagasihajumist. Lisaks mõõdeti kogutud veeproovidest CDOMi, klorofüll (CHL) ja heljumi (TSS) kontsentratsioone laboratoorselt. Saadud tulemustest selgus, et kõikide parameetrite puhul on uuritud näitajad Eesti vetes mitu korda kõrgemad kui Rootsi rannikuvetes ja Läänemere keskosas, vaid Kõiguste piirkonnas tehtud hajumise ja nõrgenemise mõõtmise tulemused olid võrreldavad Läänemere kesk- ja idaosa mõõtmistulemustega. Ka Eesti rannikuvetes tehtud mõõtmiste tulemused varieerusid suuresti, mille põhjustasid erinevused klorofüll, heljumi või kollase aine kontsentratsioonis, kuid tulemus sõltus ka heljumi koostisest. Samuti mõjutas tulemusi fütoplanktoni õitseng mõõtmisperioodil. Võrreldes teiste Euroopa meredega on Läänemeri väiksema läbipaistvusega ja vaid tagasihajumise näitajates esines olukordi, kus teistes vetes olid väärtused kõrgemad kui Läänemere kesk- ja idaosas.

Võtmesõnad: vesi, optika, *in situ*, rannik, meri, IOP

Sissejuhatus

Kaugseire on väga kasulik meetod saamaks seireinfot vee kvaliteeti mõjutavate parameetrite kohta, nagu värvunud lahustunud orgaaniline aine (CDOM), klorofüll a (CHL), heljum (TSS), vee hägusus jne. Erinevalt *in situ* andmetest on kaugseire abil võimalik koguda infot üle kogu veekogu, mis võimaldab analüüsida parameetrite ruumilist varieeruvust ja piisava hulga pilvevabade kaugseirepiltide korral ka ruumilise varieeruvuse ajalist muutlikkust. Selleks, et satelliidiandmetest vajalikke tulemeid saada, tuleb valida antud oludesse sobivaimad algoritmid. Nagu varasemad Darecki ja Stramski (2004) ning Reinarti ja Kutseri (2006) uurimused on näidanud, ei ole kosmoseagentuuride väljastatud standardtulemid Läänemere jaoks sobilikud mitmete Läänemerele iseloomulike faktorite tõttu.



Joonis 1. Kollane tolmu ja õietolmu kiht Soome lahe kohal 2012. aasta aprillis (Martin Ligi).

nikumeri jne) korral selline eeldus ei kehti. Lisaks on korrektsioonialgoritmid tavaliselt tehtud mingitele kindlatele aerosoolitüüpidele. Krüger et al. (2012) näitasid, et eri piirkondades võib olla väga erinev aerosoolide koostis, mis võib sõltuvalt õhumasside liikumisest ka ajas oluliselt muutuda. Samuti eeldavad korrektsioonialgoritmid enamasti aerosoolide ühtlast jaotumist atmosfääris, kuid tegelikkuses esineb tihti kihistusi (näiteks kevadisel ajal õietolmu kiht Läänemere kohal (Joonis 1)).

Läänemere puhul on täiendavaks probleemiks eriti madal veest väljuv signaal, mis on põhjustatud kõrge CDOMi kontsentratsioonist ja päikese väiksest kõrgusest suurtel laiuskraadidel. Probleemaatiline on ka vee optiline keerukus. Ookeanivetes hinnatakse CDOMi ja heljumi kontsentratsiooni klorofüll kaudu, kuna mõlemad on fütoplanktoni laguproduktid ja heas korrelatsioonis fütoplanktoni põhipigmendi, klorofüll a kontsentratsiooniga. Läänemeres on suurem osa CDOMi ja heljumi pärit maismaalt ning üldjuhul puudub nende hulka seos fütoplanktoni hulgaga. Lisaks varieeruvad Läänemeres ka fütoplanktoni kooslused. Selgelt on eristatavad kevadine ja suvine vetikaõitseng. Kui kevadise õitsengu ajal domineerivad ränivetikad, siis suvel on dominandiks tsüanobakter, ja nende kahe fütoplanktoni rühma optilised omadused erinevad oluliselt (Groetsch et al., 2014; Kanoshina et al., 2003; Kutser et al., 2006). Erinevalt teistest fütoplanktoni rühmadest on tsüanobakter võimeline veesambas endale sobivale sügavusele liikuma ja seetõttu võib õitseng kontsentreeruda teatud sügavusele, mis omakorda mõjutab oluliselt kaugseiresignaali (Kutser et al., 2008). Kokkuvõttes on teadmised Läänemere optiliste omaduste varieeruvuse kohta suhteliselt puudulikud.

Veepinna kohal mõõdetud kaugseiresignaali on proportsionaalne tagasihajumise ja neeldumise koefitsientidega (Gordon et al., 1988) (1), kus R on vee peegeldustegur täpselt veepiiri all, Q on üles liikuva kirkuse suhe samas suunas olevasse kiiritustihedusse, b_b on tagasihajumine ja a on neeldumine.

$$R/Q = 0,0949 \frac{b_b}{a + b_b} \quad (1)$$

Valemist (1) nähtub, et kaugseiresignaali formeerumise paremaks mõistmiseks on oluline teada nii neeldumise kui ka tagasihajumise koefitsientide varieerumisulatust. Teadmised nende optiliste omaduste kohta Läänemeres on kesised ja avaldatud on vaid mõningad uurimistööd (Berthon et al., 2008; Kutser et al., 2009). Enamasti on andmed kogutud Läänemere avaosast

ja seda puudulikumalt on kajastatud rannikumeri, kus jõgede sissevoolu ja/või setete resuspensiooni tõttu on vee parameetrite ja optiliste omaduste ruumiline variatsioon suur.

Selleks, et eelnevalt mainitud puudusi kõrvaldada, on antud uurimistöö eesmärgiks kirjeldada Läänemere rannikuosa optiliste omaduste varieerumist, võimaldamaks välja töötada Läänemere jaoks korrektsemad kaugseirealgoritmid.

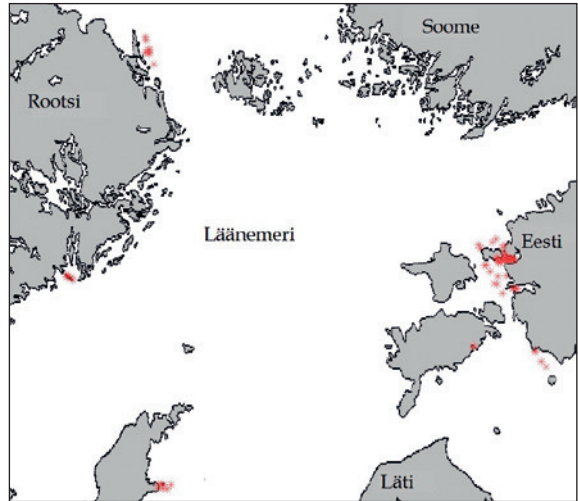
Materjal ja meetodika

Uurimispiirkond

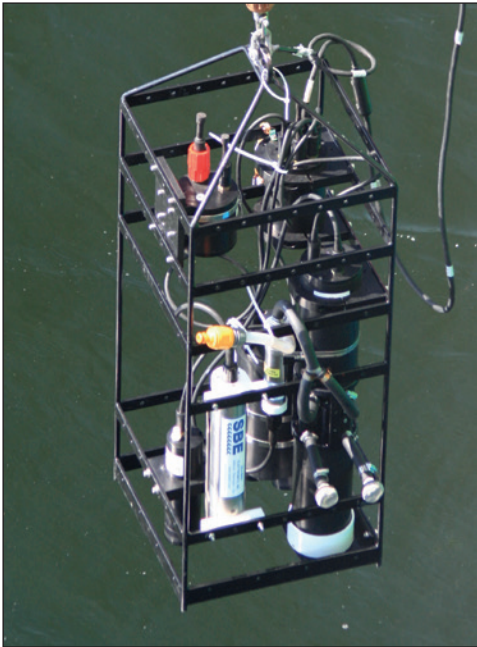
Mõõtmised viidi läbi neljas põhilises piirkonnas (Joonis 2), kust koguti kokku 68 punkti *in situ* optilisi ja veeproovide andmeid. Valdav osa mõõtmisi teostati Eesti rannikuvetes aastatel 2010–2013. Rootsi rannikul sooritati välitöid perioodil 2010–2011 ja Gotlandi lähistel koguti andmeid 2014. aasta suve lõpus.

Välitööde andmete kogumine

Esmaste optiliste omaduste mõõtmiseks kasutati firma WETLabs instrumente (Joonis 3), millega sooritati madalates vetes mõõtmised veepiiri all, kuid sügavamate proovipunktide korral mõõdeti ka profiile veesamba ulatuses. Raamil on neli instrumenti, millest esimene, AC-S, mõõdab neeldumist (a) ja valguskiire nõrgenemist (c) kokku 86 lainepikkusel vahemikus 400 kuni 730 nm ~4 nm spektraalse lahutusega. Seadmele lisatud pump võimaldab kiiremat veevahetust, mis tagab võimekuse mõõta veeprofiile mõistliku ajaga, ja võimaldab ka süsteemist väljutada sinna lõksu jäänud õhumullid, mis võiksid mõõtmistulemusi oluliselt mõjutada. Selgema vee korral kasutatakse seadmel 25 cm pikkuseid küvette, kuid nimetatud seadmetele on kinnitatud sogaste vete analüüsimiseks sobivamad 10 cm pikkused küvetid. Saadud tulemustest on juba maha arvatud puhta vee väärtused (Pope ja Fry, 1997). Kuivõrd küvetid saastuvad seestpoolt vees mittelahustunud osakestega, tuleb neid välitööde käigus destilleeritud vee ja võimalusel ka etanooliga regulaarselt puhastada. Puhastamise eel ja järel tuleb teha pimemõõtmised destilleeritud veega, et siis hiljem arvutustes seadme pimesignaali viga eemaldada. Teiseks instrumendiks on ECO-BB3, mis mõõdab tagasihajumiskoeffitsientide lainepikkustel 470, 532 ja 650 nm vaatenurgaga 117 kraadi. Valitud nurga korral on tagasihajumine vähem mõjutatud vees sisalduvate ainete osakeste suuruselt ja rohkem nende kontsentratsioonist. Kolmandaks sensoriks on ECO-VSF3, mis mõõdab hajumiskoeffitsienti kolme nurga all (100°, 125° ja 150°) ning kolmel lainepikkusel (470, 530 ja 660 nm). Selline mitme nurga all mõõtmine võimaldab interpoleerimise kaudu arvutada hajumist eri nurkade all, lisaks integreerimisel 90–180 kraadini arvutada ka kogu tagasihajumist nimetatud kolmel lainepikkusel. Lisaks on raamil veel CTD (SeaBird 37SI), sidumaks kõiki mõõtmisi konkreetse sügavuse ja vastava ajahetke veetemperatuuriga, ning DH4 andmesalvesti, millega juhitakse instrumente ja kuhu salvestatakse jooksvalt kõik mõõtmised.



Joonis 2. Proovivõtupunktide asukohad Läänemeres.



Joonis 3. Esmaste optiliste andmete kogumiseks kasutatud seadmed.

CDOM – Veeproovid filtreeriti läbi 0,45 µm poorisuurusega filtri. Filtreeritud vett mõõdeti Hitachi U-3010 Dual Beami spektromeetriga vahemikus 280–800 nm spektraalse resolutsiooniga 1 nm. Mõõtmisel kasutati võrdlusobjektiks destilleeritud vett.

Andmeanalüüs

Mõõdetud andmete analüüsiks kasutasid autorid MATLABis koostatud programmi. Esimese sammuna sünkroniseeriti kõikide sensorite mõõtmised CTD andmetega, et siduda need kindla sügavusega. Teiseks lahutati igast AC-S mõõtmisest sama päeva pimemõõtmise tulemus. Seejärel interpoleeriti neeldumise (a) ja nõrgenemise (c) spektrid 2 nm sammuga, et arvutada vastavalt valemile (2) koguhajumine (b).

$$b_{\lambda} = c_{\lambda} - a_{\lambda} \quad (2)$$

Kuivõrd tagasihajumise mõõtmistulemused on sogastes vetes oluliselt mõjutatud neeldumisest (Kutser 2009), tuleb korrektsete tagasihajumisväärtuste saamiseks kasutada valemit (3), kus BB3 instrumendi korral on parandiks N 0,0391 ja VSF korral 0,0314 – 100°, 0,0441 – 125° ja 0,0804 – 150°. $a(\lambda)$ on sama mõõtepunkti keskmine neeldumisväärtus antud lainepikkusel, mõõdetuna AC-S sensoriga.

$$b_{(\lambda)\text{corrected}} = c_{(\lambda)\text{measured}} * e^{-N * a(\lambda)} \quad (3)$$

Arvutamaks VSF-3 mõõtmistest kogu tagasihajumist, tuleb saadud väärtused korrutada läbi väärtusega $2\pi \sin\theta$, kus θ on sensori vaatenurk radiaanides. 180° puhul võeti väärtus

Täiendavalt mõõdeti kahe TriOS Ramses spektromeetriga vee peegeldustegurit, mis võimaldab otseselt võrrelda välitööde andmeid satelliiditulemitega, ning leiti CHL-a, fükotsüaniini ja CDOMi kontsentratsioonid ka fluormeetritega. Antud andmeid rakendatakse töö tulevastes faasides.

Laboratoorsed mõõtmised

CHL – Klorofüll a kontsentratsiooni määramiseks filtreeriti veeproovid läbi Whatman GF/F filtrite (poori suurus 0,7 µm), seejärel ekstraheeriti klorofüll filtritelt 96% etanooliga ning saadud lahust analüüsiti spektrofotomeetriselt vastavalt ISO standardile (ISO 10260, 1992 (E)). Lõpuks arvutati kontsentratsioon vastavalt Lorenzeni meetodile (Lorenzen, 1967).

TSS – Põhjalikult läbisegatud proov filtreeriti läbi eelnevalt kaalutud klaasfiiberfiltri ja seejärel kuivatati filtrid ahjus kuivkaaluni. Heljumi kontsentratsiooniks on kahe kaalu vahe ja filtreeritud veehulga suhe.

võrdseks nulliga. Saadud punktidest tõmmati läbi kolmanda astme polünoom, mida 90–180 kraadini integreerides saadi tagasihajumise väärtused uuritaval kolmel lainepikkusel.

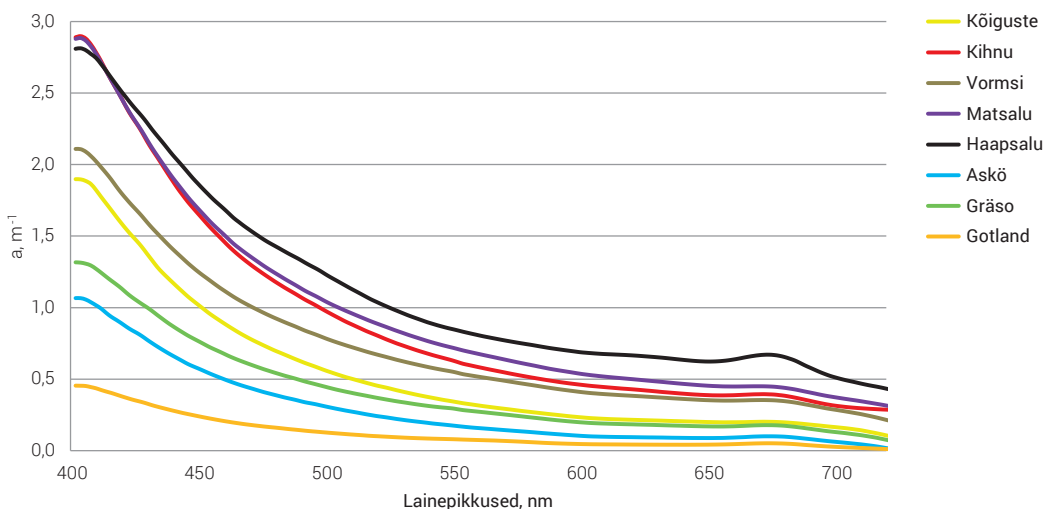
Tulemused ja arutelu

Laboratoorsed mõõtmised

Sogasema vee proove koguti Eesti rannikumerest, kus vee sügavus oli mõne meetri ringis (CHL varieerus vahemikus 1,69–23,49 mg m⁻³, TSS 2–18 mg l⁻¹ ja CDOM 400 nm-l vahemikus 0,18–13,46 m⁻¹), läbipaistvamad proovid esinesid graniitse põhjaga Rootsi rannikul (CHL 0,84–9,64 mg m⁻³, TSS 1–4,6 mg l⁻¹ ja CDOMi neeldumine kuni 1). Gotlandi lähistel tehtud mõõtmisi võib võrrelda ka avamere mõõtmistega, kuivõrd sügavus on seal 15–20 m ja lähedal asetsev maismaa ei mõjuta eriti vee omadusi. Klorofüll varieerus neis punktides vahemikus 1,81–2 mg m⁻³ ja heljum 3–5,3 mg l⁻¹. Gotlandi lähistel tehtud mõõtmiste korral fikseeriti ka selgelt nähtav tsüanobakterite õitseng.

Neeldumine

Neeldumise mõõtmistulemused näitasid suurt variatsiooni veeproovide lõikes (Joonis 4). Eesti rannikumere proovidest määratud neeldumine on kaks kuni kolm korda kõrgemate väärtustega kui Rootsi rannikumeres tehtud mõõtmistel, mis omakorda on kaks korda kõrgemate väärtustega kui Gotlandi ümbruses tehtud mõõtmistel. Lisaks on Eesti rannikuvetest kogutud proovide neeldumistäitajad oluliselt suurema varieeruvusega. Viimane on ühest küljest tingitud suure erinevusega proovipunktide ja -kohtade arvust. Teisalt on suuremad neeldumised Eesti vetes enamasti tingitud kõrgematest CDOMi kontsentratsioonidest, mis omakorda varieeruvad oluliselt proovipunktide vahel, sest sõltuvad jõgede lähedusest. Haapsalu lahe puhul aga mõjutavad tulemusi suuremad klorofüll ja heljumi hulgad vees. Kui võrrelda Rootsi rannikut Gotlandi-lähiste vetega, on olulisimaks erinevuse tekitajaks fütoplankton, kuivõrd rannikuvees on klorofüll kontsentratsioon ligi kaks korda suurem.



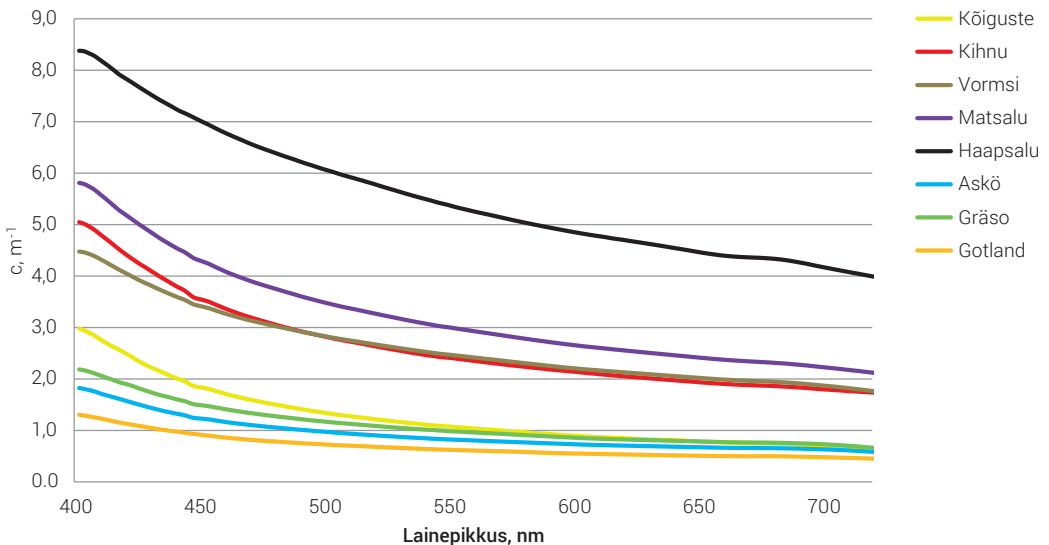
Joonis 4. Keskmised neeldumise (a) väärtused. Esimesed 5 prooviala asuvad Eesti rannikul, 6. ja 7. Rootsi rannikul ja 8. Läänemere keskosas.

Rootsi rannikul tehtud mõõtmised on heas korrelatsioonis Berthoni et al. 2008. aastal avaldatud uurimusega, kus selliseid väärtusi käsitleti Läänemere keskmiste väärtustena. Erinevustena tuleb välja tuua praeguste mõõtmiste kõrgemad väärtused lühematel lainepikkustel ja Berthoni mõõtmistest palju selgemini ilmnev maksimum 670 nm juures.

Kui kõrvutada saadud tulemusi Aadria meres AC-9 instrumendiga mõõdetud neeldumistega (Berthon et al., 2008; Melin et al., 2005), on nende tulemused võrreldavad ainult Gotlandi lähistel tehtud mõõtmistega, mis on siiski ligikaudu kaks korda kõrgemate väärtustega kui Aadria mere tulemused. Inglise kanalis ja Mustas meres tehtud mõõtmiste tulemused jäävad Aadria mere ja Gotlandi väärtuste vahele, kuid Vahemere idaosas sooritatud mõõtmised annavad tulemusi, mis on umbes kümme korda madalamad kui Läänemere keskosas leitud väärtused (Berthon et al., 2008).

Nõrgenemine

Kuivõrd nõrgenemine on neeldumise ja hajumise summa, ei ole eriti üllatav, et nõrgenemiskoeffitsiendi spektrid käituvad sama mustri järgi nagu neeldumisspektrid. Olulisim erinevus on see, et Rootsi rannikumeres tehtud nõrgenemismõõtmised annavad sarnasemaid tulemusi Läänemere keskosa mõõtmistega ja erinevad ühtlasi veel rohkem Eesti rannikuvete mõõtmistulemustest (Joonis 5). Eesti rannikumere sisene variatsioon on üsna suur ja selgelt tõuseb esile Haapsalu laht, mis ületab Eesti keskmist 1,7 korda. Võrreldes neeldumisega on üksteisega sarnasemad Kihnu ja Vormsi mõõtmised, samas kui neeldumisel olid Kihnu tulemused võrreldavad pigem Matsalu lahe tulemitega. Huvitavam on Kõiguste piirkonna fenomen, sest hoolimata kõige suuremast kollase aine kontsentratsioonist, on nõrgenemise väärtused klorofylli ja heljumi madalate kontsentratsioonide tõttu oluliselt madalamad. Ilmselt on oma osa selles ka mõõtmiste ajas: Kõiguste mõõtmised toimusid mai alguses, aga valdav osa mõõtmisi tehti suvekuudel. Mais on vesi tavaliselt fütoplanktoni miinimumist tingitult selgem. Selleks ajaks on kevadine õitseng lämmastiku lõppemise tõttu läbi ja vesi pole veel piisavalt soe, et atmosfäärist lämmastikku fikseerivad tsüanobakterid saaksid vohama hakata.

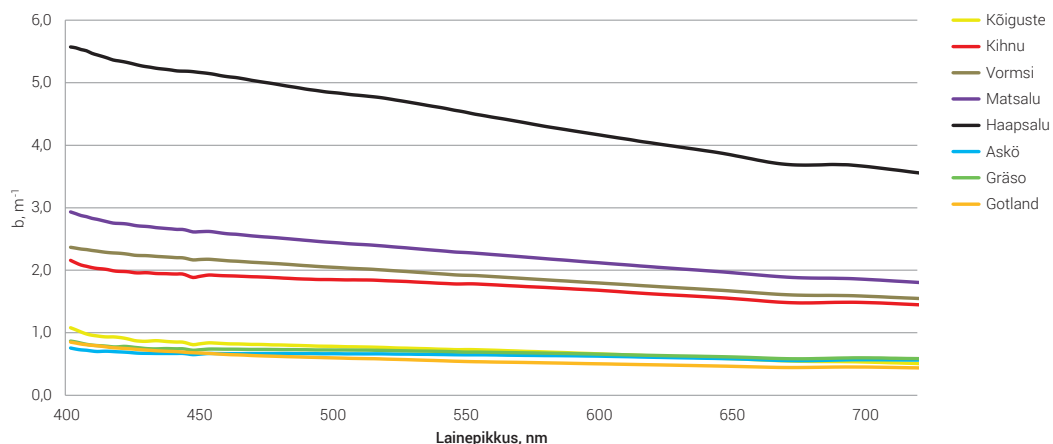


Joonis 5. Keskmised nõrgenemise (c) väärtused. Esimesed 5 prooviala asuvad Eesti rannikul, 6. ja 7. Rootsi rannikul ja 8. Läänemere keskosas.

Hajumine

Eesti läänerannik, kus mõõtmised teostati, on enamasti liivaste põhjadega madalaveeline piirkond, kus sügavused jäävad üldjuhul alla 10 meetri. Seetõttu võib juba keskmise tugevusega tuul tekitada resuspensiooni ja vähendada vee läbipaistvust isegi seal, kus läheduses pole jõgesid, mis heljumit kohale kannaks. See selgitab, miks on hajumise väärtused Eesti vetes kaks kuni kolm korda kõrgemad kui graniitse põhjaga Rootsi rannikul (Joonis 6). Teistest erineva iseloomuga on Gotlandi hajumisspekter, kus hajumine 700 nm-l on vaid 50% selle väärtusest 400 nm-l, samas kui teistes punktides on see 70% ringis ja vaid Haapsalu lahes 60%. Selle põhjus on ilmselt heljumi erinev koostis. Nimelt on valdavas osas punktides heljumis ülekaalus mineraalsed osakesed, Haapsalu lahes on orgaanilist ja mineraalset hõljumit võrdselt ja Gotlandi ümbruses moodustab orgaaniline heljum (fütoplankton ja selle laguproduktid) kuni 75% koguheljumist.

Kui võrrelda omavahel Eesti vetes tehtud mõõtmisi, esineb mõningaid ootamatuid tulemusi. Kuigi Haapsalu ja Matsalu lahes on heljumi kontsentratsioon võrdne, erinevad hajumise väärtused pea kaks korda. See on arvatavasti tingitud klorofüllü kaks korda kõrgemast kontsentratsioonist Haapsalu vees. Esmapilgul on üllatav ka Kihnu ja Kõiguste nõnda erinev hajumise tulemus, kuivõrd kolme põhikomponendi kontsentratsioonid on üsna sarnased. Tõenäoliselt on see põhjendatav asjaoludega, et Kihnu vetes oli mõõtmise ajal fütoplanktoni õitseng ja orgaanilise heljumi osakaal oli kaks korda suurem kui Kõigustes. Orgaanilise ja anorgaanilise aine hajutavad omadused on aga erinevad. Lisaks on Kihnu keskmised kontsentratsioonid veidi eksitavad, sest madalaid tulemusi tekitavad paar väga madalate kontsentratsioonidega mõõtepunkti.

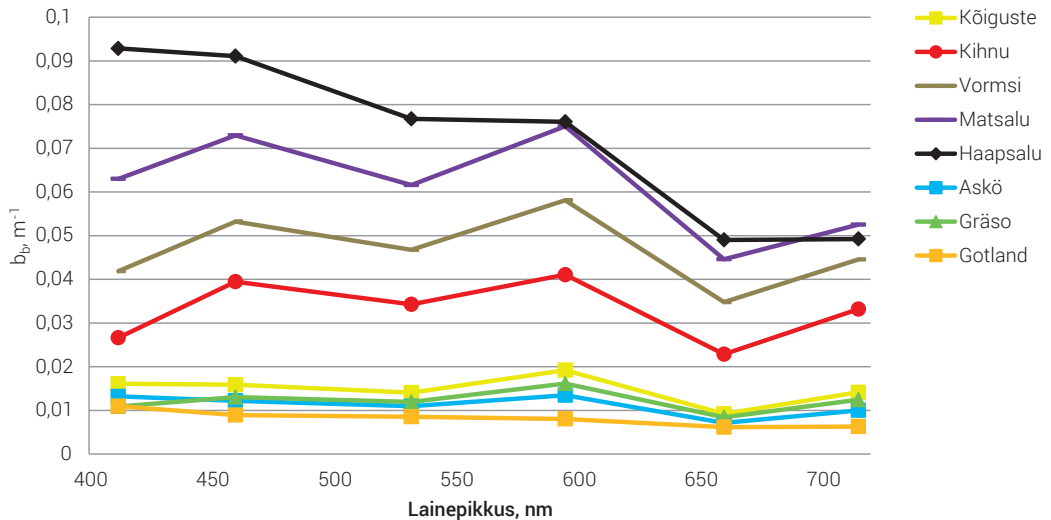


Joonis 6. Keskmised hajumise (b) väärtused. Esimesed 5 prooviala asuvad Eesti rannikul, 6. ja 7. Rootsi rannikul ja 8. Läänemere keskosas.

Kui võrrelda neid tulemusi taas Mehlini et al. (2005) mõõtmisega Aadria merel, on need sarnased Gotlandi, Rootsi ranniku ja Kõiguste väärtustega, kuid tuleb märkida, et Aadria meres on oluliselt rohkem mõõtmisi, mille tulemused jäävad 440 nm juures alla $0,5 \text{ m}^{-1}$.

Tagasihajumine

Kui vaadata koguhajumise tulemusi, võiks eeldada, et tagasihajumisspekter on lainepikkuse kasvades sujuvalt langev, aga tegelikkuses on see nii vaid Läänemere keskosas ja väikese mõõndusega ka Haapsalu lahes (Joonis 7). Väikseid erinevusi esineb tagasihajumise absoluutväärtuste skaalal, kuivõrd Läänemere keskosa mõõtmised koos Rootsi rannikul ja Kõigustes tehtud mõõtmistega on, võrreldes teiste mõõtmistega, suhtarvudes madalamate väärtustega. Lisaks on Matsalu lahe tagasihajumise väärtused samas suurusjärgus Haapsalu lahes leituga, seda eriti pikematel lainepikkustel, ja 715 nm juures on Matsalu lahe tagasihajumine isegi kõige suurem.



Joonis 7. Keskmised tagasihajumise (b_b) väärtused. Esimesed 5 prooviala asuvad Eesti rannikul, 6. ja 7. Rootsi rannikul ja 8. Läänemere keskosas.

Läänemere keskosas ja Rootsi rannikul tehtud mõõtmised langevad hästi kokku Berthoni et al. 2008. aastal avaldatud tulemustega. Kui võrrelda tulemusi Aadria merega (Berthon et al., 2008; Melin et al., 2005), on siinsed väärtused samaväärsed, ning Inglise kanalis ja Mustal merel tehtud mõõtmiste väärtused on isegi kõrgemad kui Kõiguste tulemused. Vahemere idaosas sooritatud mõõtmised annavad siiski kümme korda madalamaid tulemusi kui Läänemere keskosa tulemid (Berthon et al., 2008).

Viidatud kirjandus

- Berthon J.-F., Melin F., Zibordi G. (2008). Remote Sensing of the European Seas, pp 35-52.
- Blondeau-Patissier, D., Brando V. E., Oubelkheir K., Dekker A. G., Clementson L. A., Daniel P. (2009). Bio-optical variability of the absorption and scattering properties of the Queensland inshore and reef waters, Australia. *J. Geophys. Res.* DOI:10.1029/2008JC005039.
- Clementson L.A., Parslow J.S., Turnbull A.R., Bonham P.I. (2003). Properties of light absorption in a highly coloured estuarine system in south-east Australia which is prone to blooms of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. DOI: 10.1016/j.ecss.2003.11.022.
- Darecki M., Stramski D. (2004). An evaluation of MODIS and SeaWiFS bio-optical algorithms in the Baltic Sea. *Remote Sensing Environ.* DOI: 10.1016/j.rse.2003.10.012.
- Gholamalifard M., Esmaili-Sari A., Abkar A., Naimi B., Kutser T. (2013). Influence of vertical distribution of phytoplankton on remote sensing signal of Case II waters: southern Caspian Sea case study. *Journal of Applied Remote Sensing*. DOI:10.1117/1.JRS.7.073550.
- Gordon H.R., Brown O.B., Evans R.E., Brown J.W., Smith R.C., Baker K.S., Clark D.K. (1988). A Semi-Analytic Radiance Model of Ocean Color. *Jour. Geophys. Res.* DOI: 10.1029/JD093iD09p10909.
- Groetsch P.M.M., Simis S. G.H., Eleveld M. A., Peters S. W. M. (2014). Cyanobacterial bloom detection based on coherence between ferrybox observations. *Journal of Marine Systems*. DOI: 10.1016/j.jmarsys.2014.05.015.
- ISO 10260. 1992 (E). Water Quality – Measurement of Biochemical Parameters – Spectrophotometric Determination of Chlorophyll a Concentration. Geneva, Switzerland.
- Kanoshina I., Lips U., Leppänen J.-M. (2003). The influence of weather conditions (temperature and wind) on cyanobacterial bloom development in the Gulf of Finland (Baltic Sea). *Harmful Algae*. DOI: 10.1016/S1568-9883(02)00085-9.
- Kratzer S., Bowers D., Tett P.B. (2000). Seasonal changes in colour ratios and optically active constituents in the optical Case-2 waters of the Menai Strait, North Wales. *int. j. remote sensing*. DOI:10.1080/01431160050029530.
- Krüger, O., Müller, D., Giannaki, E., Mattis, I., Brockmann C., Huang T. V. T. (2012). Vertically Resolved Aerosol Model over Europe, Final Report, ESA ESTEC Contract No.22867/09/NL/VS, 11-11-11.
- Kutser T., Herlevi A., Kallio K., Arst H. (2001). A hyperspectral model for interpretation of passive optical remote sensing data from turbid lakes. *The Science of the Total Environment*. DOI: 10.1016/S0048-9697(00)00682-3.
- Kutser T., Hiire M., Metsamaa L., Vahtmäe E., Paavel B., Aps R. (2009). Field measurements of spectral backscattering coefficient of the Baltic Sea and boreal lakes. *Boreal Environment Research* 14: 305-312.
- Lorenzen C. J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments; spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12, 343-346.
- Melin F., Berthon J-F., Zibordi G., (2005). Assessment of apparent and inherent optical properties derived from SeaWiFS with field data. *Remote Sensing of Environment*. DOI: 10.1016/j.rse.2005.06.002.
- Pope, R.M., Fry, E.S. (1997). Absorption spectrum (380-700 nm) of pure water: II. Integrating cavity measurements. *Applied Optics* 36, 8710 - 8723.
- Reinart A., Herlevi A., Arst H., Sipilgas L. (2003). Preliminary optical classification of lakes and coastal waters in Estonia and south Finland. *Journal of Sea Research*. DOI: 10.1016/S1385-1101(03)00019-4.
- Reinart A., Kutser T. (2006). Comparison of different satellite sensors in detecting cyanobacterial bloom events in the Baltic Sea. *Remote Sensing Environ.* DOI: 10.1016/j.rse.2006.02.013.
- WETLabs BB3 (2010). Scattering Meter ECO BB-9 User's Guide.
- WETLabs VSF (2007). ECO-VSF 3 Three-angle, Three-wavelength Volume Scattering Function Meter User's Guide.

Summary

Optical properties of Baltic coastal waters

The Baltic Sea is a very specific water body with low salinity, CDOM-dominated waters, two distinctly different blooms (in spring and in summer) and relatively high turbidity in some places. Optical complexity is one of the main reasons why different remote sensing methods and algorithms fail in the Baltic Sea. Proper knowledge about IOPs is essential in order to understand the formation of water reflectance and create water body-specific algorithms for remote sensing. We conducted several fieldwork campaigns in Estonian and Swedish coastal waters in 2010–2013. Sampling was carried out in almost 70 stations. The measured parameters were water reflectance (below and above the water surface), absorption and attenuation coefficient spectra, volume scattering function at three angles and three wavelengths, as well as spectral backscattering coefficient. Concentrations of CDOM, TSS and CHL were measured from water samples. Proper attenuation, absorption, scattering and backscattering parameters were calculated from those measurements to have a full set of parameters necessary to understand the formation of underwater light field and water reflectance. In our presentation we provide an overview of the range of variability of optical water properties in the coastal waters of the Baltic Sea IOP and its temporal and spatial variations, analysing how this variability effects the development of regional remote sensing algorithms. Based on our measurements, we concluded that Estonian coastal waters differ from the waters in the central and eastern Baltic Sea in every IOP measured, and the reason can be related to every single water quality parameter, depending on the situation. Variability within Estonian coastal waters was also significant. When compared to other European seas, it became clear that the Baltic Sea is more turbid and only the backscattering values, at some points of the Baltic Sea, were lower than those of the seas in comparison.

Laineparameetrite määramine Läänemeres radariandmete põhjal

Sander Rikka¹, Rivo Uiboupin¹, Victor Alari²

¹ Tallinna Tehnikaülikool, Meresüsteemide Instituut, Akadeemia tee 15A, 12618 Tallinn

² Helmholtz-Zentrum Geesthacht, Max-Planck Strasse 1, Geesthacht, Germany

Kokkuvõte

Käesolev töö keskendub radari kasutusvõimalustele Läänemere piirkonnas. Uurimisalal domineerivad läänetuuled tekitavad laineid, mis on võrreldes ookeanilainetega lühikesed ja järsud. Varasemate radarisensorite abil pole olnud võimalik tuvastada uurimispiirkonna laineid sellise detailsusega, nagu seda lubab teha TerraSAR-Xi sensor. Selle kõrglahutuslikud andmed võimaldavad leida kahedimensionaalset spektrit (ruumiline domeen) isegi Läänemere kitsastes lahtedes.

Töö põhieesmärk on demonstreerida TerraSAR-Xi sensori võimekust hoopis väiksemas skaalas, kui seda seni tehtud on. Laineparameetrite väärtuseid SARi andmetelt on võrreldud *in situ* mõõtmistega ja SWANi lainemudeli andmetega.

Võrreldud parameetrid – laine levimise suund, lainepikkus ja piigi periood – korreleerusid omavahel hästi. SWANi ja SARi tulemuste võrdlus näitas kõrget korrelatsiooni laine levimise suundade ($r = 0,872$; $P < 0,001$; RMSD = 25°), lainepikkuste ($r = 0,907$; $P < 0,001$; RMSD = 9,4 m) ja piigi perioodide vahel ($r = 0,697$; $P < 0,001$; RMSD = 1,19 s). Tulemuste võrdlus poi andmetega näitas samuti head kokkulangevust laine levimise suuna ($r = 0,950$; $P < 0,001$; RMSD = 30°), lainepikkuse ($r = 0,831$; $P < 0,001$; RMSD = 13,2 m) ja piigi perioodi ($r = 0,633$; $P < 0,001$; RMSD = 1,38 s) väärtustes.

Juhtumiuuringud näitasid SARi sensori kasulikkust just saartelähedastel aladel, kus esinevad ruumis muutlikud laineväljad. Sel põhjusel testiti ka SARi andmete kasutamist lainemudeli prognooside parandamisel.

Võtmesõnad: SAR, Läänemeri, tuulelained

Sissejuhatus

Läänemere tuhanded saared, peamiselt madalad alad, kitsad lahed jms põhjustavad siin väga keerulisi laineväljasid. Lisaks raskendab talvine jääseisund nii visuaalseid kui ka instrumentaalseid mõõtmisi. Kuna mõõtepoid eemaldatakse tavaliselt enne jää tekkimist (Kahma et al., 2003), muutuvad oluliseks lainemudeli tulemused ja kaugseirerakendused. Varem on läbi viidud mitmeid uuringuid Läänemere lainetuse kohta, nii mudeli tulemuste kui ka mõõtmiste andmete põhjal (Alari, 2013; Räämet, 2010; Soomere et al., 2008).

Alates 2007. aastast, kui TerraSAR-X (TSX) satelliit orbiidile jõudis, avanesid uued võimalused lainetuse uurimiseks. Satelliidi kõrglahutuslikud andmed, võrreldes vanemate sensoritega (nt ENVISAT/ASAR), võimaldavad kahedimensionaalselt (2D) pildi spektrit määrata laineparameetreid isegi Läänemere tingimustes.

TerraSAR-X satelliidi tööd opereerib Saksamaa kosmoseagentuur (DLR). Satelliit tiirleb ümber Maa päikese-sünkroonselt nominaalkõrgusel 514,8 km. Radari sensor töötab sagedusel 9,65 GHz, mis jääb x-laineala vahemikku. Orbiidi kalle on 97,44° Maa ekvaatori suhtes, mis tähendab, et andmete kogumise sagedus on 11 päeva. Olenevalt laiuskraadist ja kiire kaldenurgast on andmeid võimalik koguda aga iga 3 päeva tagant. Radari kiire kaldenurgad varieeruvad vahemikus 20°–60°. Rohkem infot satelliidist, selle režiimidest ja andmete struktuurist leiab Eineder et al., 2008.

Varasemalt on tõestatud, et SARi sensori andmete põhjal on laineparameetrite määramine võrdlemisi lihtne (Bruck ja Lehner, 2013; Diaz Méndez et al., 2010; Lehner et al., 2012; Ming Li et al., 2010). Need tööd on läbi viidud piirkonnas, kus ookeani lühikeste tuulelainete kõrval mängivad põhilist rolli pikad ummiklained. Läänemerel, kus lainete periood ületab harva 8 s (Leppäranta ja Myrberg, 2009), ummiklainetust peaaegu ei eksisteeri ja seega muutub siin lainetuse määravaks teguriks asukoha geomeetria ja kohalik tuulerežiim. Kuna TSXi sensor on võimeline tuvastama kuni 30 m laineid (Lehner et al., 2012), on see sobilik ka Läänemere tingimuste jaoks.

Töö eesmärgid on:

- tuvastada kõrglahutusliku x-laineala SARi sensori võimekus Läänemere kohal;
- arendada laineparameetrite määramiseks sobiv algoritm;
- analüüsida ja valideerida radariandmeid.

Töö keskendub Soome lahe, Riia lahe ja Läänemere avaosa laineväljade uurimisele. Töös vaadeldakse laine levimise suunda, lainepikkust ja laine perioodi.

Andmed

Satelliidiandmed on kogutud TerraSAR-X (MGD) *Stripmap* režiimis nii HH- kui ka VV- polarisatsioonidega. Üks pilt katab umbes 30 × 50 km suuruse ala, piksli lahutus on 1,25 m. Andmed koguti 43 pildina ajavahemikul 2012 kuni 2013 üle Soome lahe, Liivi lahe ja Läänemere avaosa (joonis 1) tuultega üle 10 m/s.

Satelliidiandmeid koguti ka avatud ookeani eri piirkondadest, et välja tuua Läänemere ja avaookeani laineväljade erinevusi. Teiseks eesmärgiks oli analüüsida keerulisemaid laineväljasid, näiteks kahepiigilisi laineväljasid, ja hinnata arendatud algoritmi võimekust erinevates olukordades.

Satelliidiandmete põhjal määratud laineparameetreid võrreldi *in situ* mõõtmisandmetega (joonis 1). Võrdluses kasutati kolme eri tüüpi poi andmeid: ADCP, Waverider ja rõhusensorid. Andmeid koguti olulise lainekõrguse, piigi perioodi ja keskmise laine levimise suuna kohta. ADCP sensor oli kasutusel Hanko jaamas. Waverideri tüüpi poi annab võimaluse omavahel võrrelda laine sagedusspektrit ja satelliidiandmetelt arvatud lainearvu spektrit. Seda tüüpi mõõtmisi tehti lühikese perioodi vältel Tallinna madalal NBP ja GoFi jaamades. Ülejäänud jaamade andmed on mõõdetud rõhuanurite poolt. Avaookeani andmed – piigi suund, piigi periood, oluline lainekõrgus – pärinevad *National Data Buoy Center*' (NDBC) kodulehelt.

Ruumilises domeenis võrdluseks kasutati SWANi lainemudeli tulemeid. SWANi lainemudel on kolmanda põlvkonna lainemudel, mis kasutab lainete kirjeldamiseks kahedimensioonilist lainete tiheduse spektrit (SWAN team, 2014). Mudel on loodud selleks, et hinnata laineparameetreid rannikumeres, järvedes ja suudmetes. SWANi lainemudel hindab Läänemere, kattes selle meremiilise võrguga, laineparameetreid kaks korda päevas, kasutades ECMWFi (*European Centre for Medium-Range Weather Forecast*) välismõjusid.

Perioodide arutamise jaoks vajalikud sügavusandmed pärinevad *Baltic Sea Bathymetry Database*'i (BSBD) kodulehelt.

Metoodika

SARi sensor mõõdab radarikiire tagasihajumist, see iseloomustab pinna karedust, mida mere kohal põhjustavad lained. Braggi hajumine on peamine mehhanism, miks toimub radari sensori suunaline tagasihajumine. Selleks, et toimuks konstruktiivne tagasihajumine, peavad Braggi lained λ_B ja radari lainepikkus λ_r lokaalsel kiire kaldenurgal Θ_i olema seotud järgnevalt:

$$\lambda_B = \frac{\lambda_r}{2 \sin \Theta_i} \quad (1)$$

Kuna satelliidi ülelennu ajal liiguvad ka lained, tekivad pildile teatud tehislikud kujutised. Seda efekti on eriti näha satelliidi lennu suunas liikuvatel lainetel, kus teatud väärtusest madalamaid lainepikkuseid pole võimalik jäädvustada. Sääraste lainepikkuste määramiseks eksisteerib võrdlemise lihtne empiiriline suhe (Beal et al., 1983):

$$\lambda_{min} = \frac{R_0}{V_{SAR}} \sqrt{H_{sig}}, \quad (2)$$

kus R_0 on vahemaa sensorist objektini (*slant range*) ja V_{SAR} on satelliidiplatvormi kiirus.

Kahedimensionaalse pildi spektri arutamiseks kasutatakse kiiret Fourier' teisendust (FFT). Arvutuse sisendiks on 512×512 piksli suurune ruut, millele vastavalt kogu andme-maht läbi arvutatakse. Tulemuseks on pildi energia tiheduse spekter. Spektri piigi asukoha järgi määratakse laine levimise suund ja lainearv. Lainepikkus leitakse, võttes pöördväärtuse lainearvust:

$$L = \frac{2\pi}{\sqrt{k_x^2 + k_y^2}}, \quad (3)$$

ja dominantne laine levimise suund:

$$\gamma = \arctan\left(\frac{k_y}{k_x}\right), \quad (4)$$

kus L on piigi lainepikkus ja γ on laine levimise suund vastavalt pildi spektrile ning k_x ja k_y on piigi asukoha koordinaadid. Kuna SARi pilt on staatiline, on piike kaks ja levimise suundi samuti kaks (180° erinevusega). Täpne suund tuleb välja selgitada, kasutades komplekskujul satelliidiandmeid või muid allikaid.

Tuulelaineid kirjeldab dispersiooniseos, mis seob omavahel ringsageduse ω , lainearvu k ja sügavuse h :



Joonis 1. Satelliidiandmete kogumisalad (roosad polügoonid) ja poide asukohad (kollased nõõpnõelapead).

$$\omega = \sqrt{gk \tanh(kh)}, \quad (5)$$

kus g on raskuskiirendus ja \tanh on hüperboolne tangens. Sügavas vees, kus $kh \rightarrow \infty$, läheneb võrdus $\tanh(kh)$ ühele ja (5) muutub $\omega = \sqrt{gk}$. Lihtne teisendus $\omega = \frac{2\pi}{T}$, kus T märgib laineperioodi, lubab omavahel võrrelda perioodide väärtusi erinevatest allikatest.

Pildi koguenergia E arvutatakse lainearvu spektrilt, kasutades järgnevat seost:

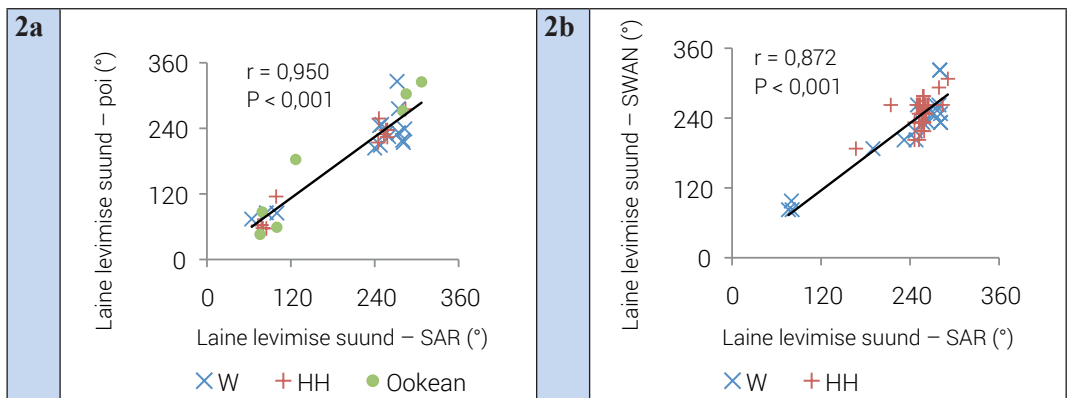
$$E = \int_{k_{min}}^{k_{max}} \int_0^{2\pi} S(k, \varphi) dk d\varphi, \quad (6)$$

kus $S(k, \varphi)$ on FFTga arvatud pildi spekter. Lainearvu piirid on seatud järgnevalt: $k_{max} = 0,03 \text{ rad m}^{-1}$ ja $k_{min} = 0,41 \text{ rad m}^{-1}$, mis vastavad lainepikkustele $L_{max} = 200 \text{ m}$ ja $L_{min} = 15 \text{ m}$. Spektri energia saab siduda olulise lainekõrgusega, kuid see jääb antud töö piiridest välja.

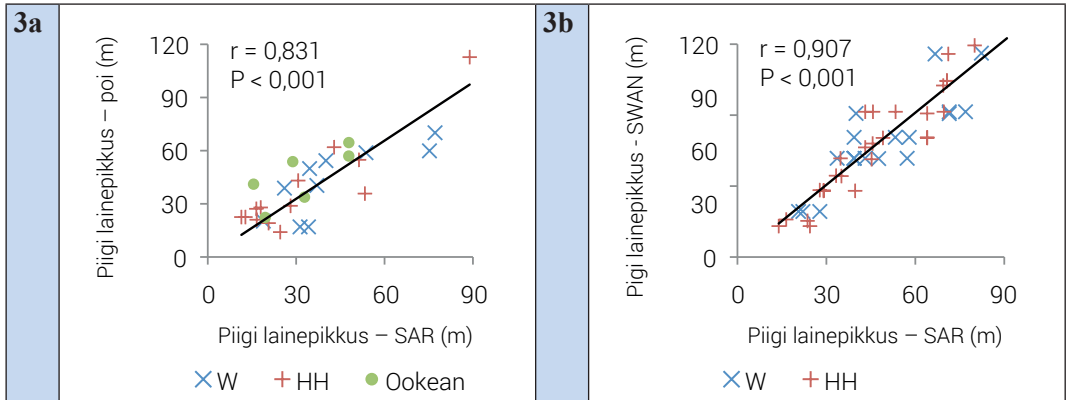
Korrelatsioonialalüüsi rakendati selleks, et leida erinevate laineparameetrite omavahe- lised sõltuvused. Arvutatud on Pearsoni korrelatsiooni koefitsient r , olulisuse tõenäosus P ja ruutkeskmine hälve $RMSD$. Lisaks on leitud süstemaatiline hälve keskmisest (*bias*; SARI andmed miinus mõõtmisandmed või mudeltulemused).

Tulemused

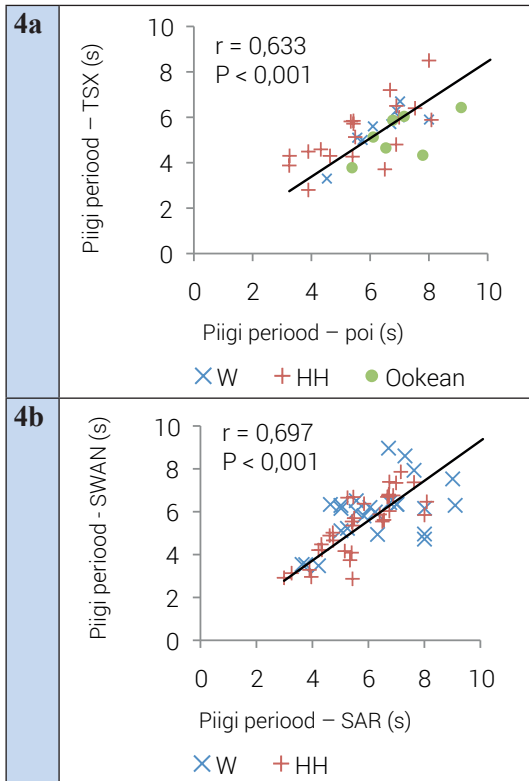
Joonistel 2 kuni 4 on esitatud laineparameetrite võrdlused satelliidiandmete ja mõõtmisand- mete ning mudelarvutuste vahel. Joonistel on välja toodud põhilised statistilised näitajad: korrelatsiooni koefitsient r ja olulisuse tõenäosus P .



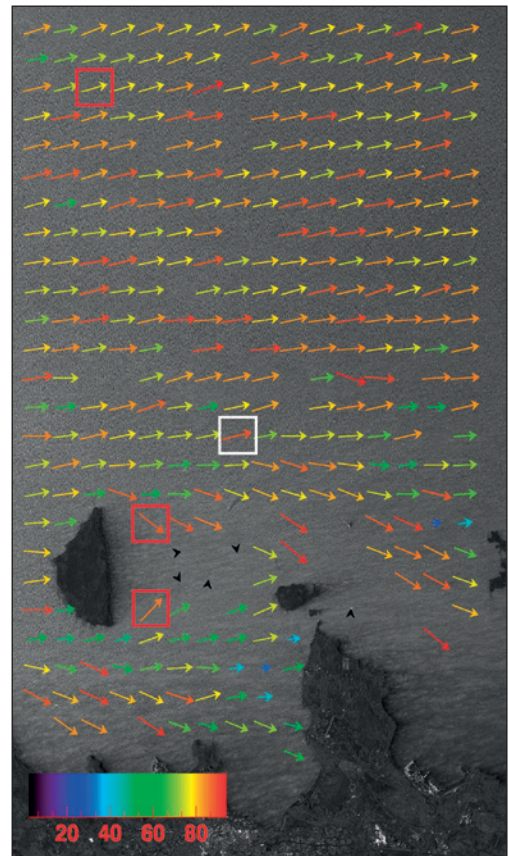
Joonis 2. a) Laine levimise suund TSXi andmetelt võrrelduna mõõtmisandmetega, b) levimise suuna võrdlus satelliidiandmete ja SWANi lainemudeli vahel.



Joonis 3. a) Piigi lainepikkus TSXi andmetelt võrrelduna mõõtmisandmetega, b) piigi lainepikkuse võrdlus satelliidiandmete ja SWANi lainemudeli vahel.

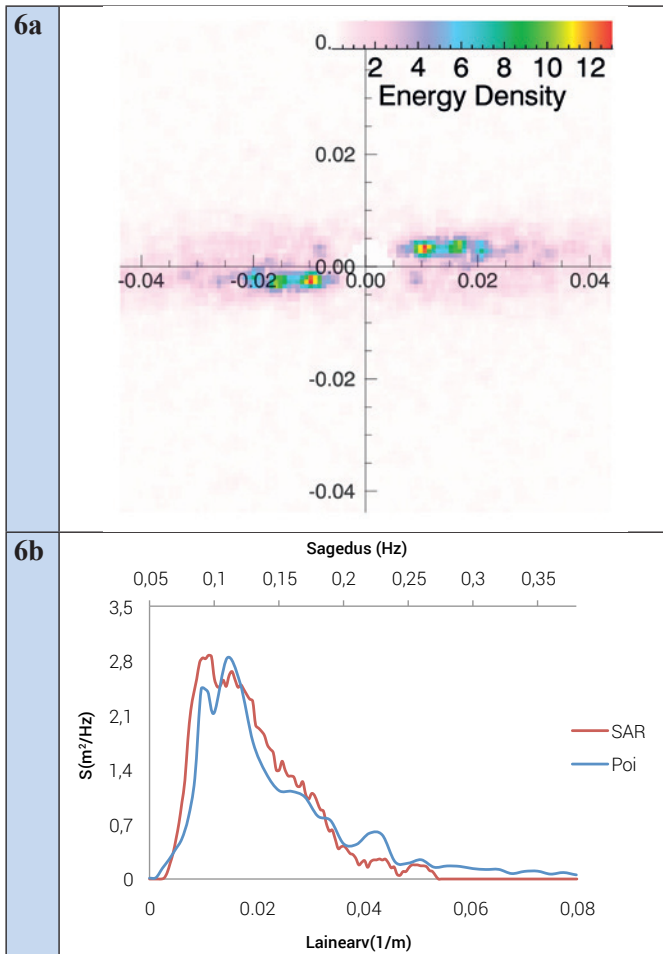


Joonis 4. a) Piigi periood TSXi andmetelt võrrelduna mõõtmisandmetega, b) piigi perioodi võrdlus satelliidiandmete ja SWANi lainemudeli vahel.



Joonis 5. Lainepikkuste väärtused Tallinna lähel 29. oktoobril 2013, 15:45 UTC. Valge ruut märgib poi asukohta (joonis 6), punased ruudud on välja toodud joonisel 7.

Eelnevad joonised demonstreerivad TSXi sensori piisavat võimekust Läänemere laine- parameetrite hindamisel. Kõrgeid korrelatsioonikordajaid leiti kõigi võrreldud parameetrite



Joonis 6. a) 2D lainearvu spekter poi asukohast, b) 1D lainearvu spekter – SARi ja poi võrdlus.

kuna need kaks karakteristikut on omavahel seotud valemiga 5. Siinsed erinevused võivad pärineda erinevatest topograafiaandmetest.

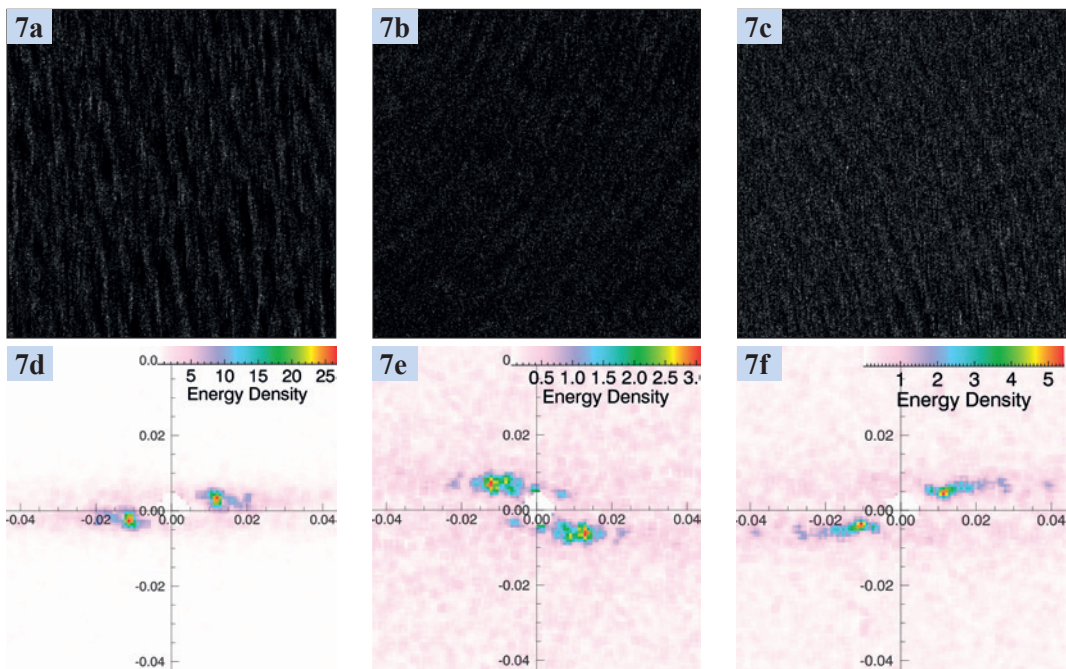
Laine levimise suuna joonistel (joonis 2a ja joonis 2b) paikneb palju väärtusi 240° – 270° (SW, W) vahemikus. See on seletatav Läänemere kohal domineerivate läänetuultega (Jaagus ja Kull, 2011) ja Soome lahes domineerivate laine levimise suundadega (Pettersen et al., 2010).

Lainepikkuste joonistelt (joonis 3a ja joonis 3b) on võimalik järeldada, et X-laineala SARi sensor on suuteline tuvastama kuni 20 m pikkuseid laineid, mis on Läänemere tingimustes väga vajalik.

Ka avaookeani andmed (joonis 2a), joonis 3a), joonis 4a)) näitavad omavahelist head sõltuvust, ehkki P -väärtused on mõnevõrra väiksemad ($r = 0,97$, $P < 0,001$; $r = 0,74$, $P > 0,001$; $r = 0,63$, $P > 0,001$ vastavalt). P -väärtuste madalamad tulemid on tingitud andmehulga väiksusest. Järelikult on TSXi andmed sõltumatud pildi tegemise asukohast. Lisaks headele statistilistele näitajatele olid heas kooskõlas ka mõõdetud sagedusspektrid ja SARi andmetelt pärinevad lainearvu spektrid.

vahel. Väga tugev omavaheline seos on satelliidiandmetelt pärineva laine levimise suuna ja poi mõõtmiste vahel ($r = 0,950$; $P < 0,001$; RMSD = 30° ; $bias = 0,4^{\circ}$; joonis 2a) ning samuti on see kõrge SARi andmete ja mudeltulemuste vahel ($r = 0,872$; $P < 0,001$; RMSD = 25° ; $bias = 0,16^{\circ}$; joonis 2b). Piigi lainepikkused SARi andmetelt on samuti heas korreleeruvuses mõõtmistega, kus r on 0,831 ($P < 0,001$; RMSD = 13,2 m; $bias = -0,18$ m; joonis 3a) ja lainemudeli andmetega, kus r on 0,907 ($P < 0,001$; RMSD = 9,4 m; $bias = -0,006$ m; joonis 3b).

Piigi perioodide omavaheline seos on veidi madalam, SARi ja mõõtmiste vahel r võrdub 0,633 ($P < 0,001$; RMSD = 1,38 s; $bias = 0,02$ s; joonis 4a) ning SARi ja mudelantmetete vahel r võrdub 0,697 ($P < 0,001$; RMSD = 1,19 s; $bias = 0,005$ s; joonis 4a). Piigi lainepikkuste ja -perioodide vahelised statistilised korrelatsioonid peaksid olema väga sarnased,



Joonis 7. a) – c) TSXi alampildid, d) – f) 2D lainearvu spektrid.

Tallinna lahe näide

Järgnevalt vaatame näidet Tallinna lahe piirkonnast (joonis 5). Satelliidipilt on tehtud 29. oktoobril 2013 kell 15:45 UTC ning sellel perioodil paiknes Tallinna madala läheduses ($59^{\circ}42'10''\text{N}$ $24^{\circ}43'30''\text{E}$) ajutine poi, mis andis lainetuse sagedusspektri. Ühedimensiooniline lainearvu spekter SARi andmetelt on heas kokkulangevuses mõõdetud sagedusspektriga (joonis 6b); vastavat 2D lainearvu spektrit on näha joonisel 6a. Väike nihe kahe erineva spektri piikide vahel (joonis 6b) tuleneb suure tõenäosusega tagasihajumise mürast.

Rannikumeres muutuvad lainetuse parameetrid kiiresti (Brusch et al., 2011; Lehner et al., 2012; Ming Li et al., 2010) ja SARi sensorite andmed on hea moodus neid muutusi kõrglahutuslikult jälgida. Läänemere puhul tuleb märkida, et laineparameetrite arvutamiseks peab laineväli olema välja kujunenud.

Edasi vaatleme laineväljasid kolmes eri asukohas Tallinna lahe piirkonnas (joonis 5; punased ruudud). Soome lahe keskosas (joonis 7a) liiguvad lained tuule puhumise suunas, milleks on vastavalt 2D spektri (joonis 7d) andmetele 86° . Lainepikkus on antud asukohas 82 m. Naissaarest itta jäävatel aladel (joonis 7b ja joonis 7c) ilmneb maa varju efekt. On selge, et saarte läheduses toimub tugevate tuulte korral lainetuse murdumine. Joonisel 5b näidatakse lainevälja, mis jääb Naissaarest kirdesse ja vastavad parameetrid on: laine levimise suund 120° ja lainepikkus 80 m. Samal ajal Naissaarest kagus oleva lainevälja parameetrid on hoopis midagi muud: laine levimise suund 60° ja lainepikkus 84 m. Lainepikkuste väärtused on küll sarnased kõigis kolmes asukohas, kuid Naissaare juures olevad laineväljad (joonis 7e ja joonis 7f) on oluliselt heterogeensemad (spektri muutlikkus on suurem) võrreldes lahe keskosas (joonis 7d) oleva laineväljaga. Suurem varieeruvus on ühelt poolt põhjustatud lainetuse refraktsioonist, kuid kindlasti mõjutab antud piirkonnas laineid ka põhja reljeef.

Joonisel 5 on mõningal määral võimalik jälgida ka lainepikkuste vähenemist rannikule lähenedes, kus põhja reljeef hakkab mõjutama lainetust. Seda nähtust on eriti hästi võimalik täheldada nende lainete puhul, mis sisenevad Tallinna lahte Naissaarest lõuna poolt.

Tänuõnad

Täname käesoleva töö tegemisel kaasa aidanud inimesi ja instituute: T. Kõutsi, U. Lipsi ja K. Vahterit TTÜ Meresüsteemide Instituudist ning Soome Meteoroloogia Instituuti (FMI) ja Luode Consulting Oy'd laineandmete eest.

Tööd finantseerisid sihtasutus Eesti Teadusagentuur, grant nr ETF8968, ja EUROSTARTS programm nr F12002. Lisaks oli Haridus- ja Teadusministeeriumi institutsionaalne uurimistoetus (IUT 19-6).

Viidatud kirjandus

- Alari, V. (2013). *Multi-Scale Wind Wave Modeling in the Baltic Sea*. PhD dissertation, Tallinn University of Technology.
- Beal, R. C., Tilley, D. G., Monaldo, F. M. (1983). Large- and small-scale spatial evolution of digitally processed ocean surface wave spectra from the SEASAT synthetic aperture radar. *Journal of Geophysical Research: Oceans* (1978-2012) 88: 1761-1778.
- Bruck, M., Lehner, S. (2013). Coastal wave field extraction using TerraSAR-X data. *Journal of Applied Remote Sensing* 7.
- Brusch, S., Held, P., Lehner, S., Rosenthal, W., Pleskachevsky, A. (2011). Underwater bottom topography in the coastal areas from TerraSAR-X data. *International Journal of Remote Sensing* 32: 4527-4543.
- Diaz Méndez, G. M., Lehner, S., Ocampo-Torres, F. J., Ming Li, X., Brusch, S. (2010). Wind and wave observations off the south Pacific Coast of Mexico using TerraSAR-X imagery. *International Journal of Remote Sensing* 31: 4933-4955.
- Eineder, M., Fritz, T., Mittermayer, J., Roth, A., Boerner, E., Breit, H. (2008). *TerraSAR-X Ground Segment, Basic Product Specification Document*. No. TX-GS-DD-3302. CLUSTER APPLIED REMOTE SENSING (CAF) OBERPFAFFENHOFEN (GERMANY).
- Jaagus, J., Kull, A. (2011). Changes in surface wind direction in Estonia during 1966-2008 and their relationships with large-scale atmospheric circulation. *Estonian Journal of Earth Sciences* 60: 220-231.
- Kahma, K. K., Pettersson, H., Tuomi, L. (2003). Scatter diagram wave statistics from the northern Baltic Sea. *MERI – Report Series of the Finnish Institute of Marine Research* 49: 15-32.
- Lehner, S., Pleskachevsky, A., Bruck, M. (2012). High-resolution satellite measurements of coastal wind field and sea state. *International Journal of Remote Sensing* 33: 7337-7360.
- Leppäranta, M., Myrberg, K. (2009). *Physical oceanography of the Baltic Sea*. Springer Praxis.
- Ming Li, X., Lehner, S., Wolfgang, R. (2010). Investigation of Ocean Surface Wave Refraction using TerraSAR-X Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 48: 830-840.
- Pettersson, H., Kimmo, K. K., Tuomi, L. (2010). Wave Directions in a Narrow Bay. *Journal of Physical Oceanography* 40.
- Räämet, A. (2010). *Spatio-Temporal Variability of the Baltic Sea Wave Fields*. PhD dissertation, Tallinn University of Technology.
- Soomere, T., Behrens, A., Tuomi, L., Nielsen, J. W. (2008). Wave conditions in the Baltic Proper and in the Gulf of Finland during windstorm Gudrun. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 8: 37-46.
- SWAN team. (2014). *Simulating WAVes Nearshore*. <http://swanmodel.sourceforge.net/> (Accessed 15.04.2014).

Summary

Determination of wave parameters in the Baltic Sea on the basis of radar data

The current study is focused on detection of wave field parameters from SAR imagery in the Baltic Sea. The study is carried out over the Baltic Sea region where common SW and W winds induce steep waves with shorter wavelengths compared to ocean waves. As TerraSAR-X data has high spatial resolution (0.75 – 1.5m per pixel) compared to previous SAR sensors (e.g. ENVISAT/ASAR), it allows to detect the two-dimensional wave spectrum even in the Baltic Sea.

The main objective of this work was to demonstrate the capability of detecting wave field parameter from TerraSAR-X imagery in the Baltic Sea. The wave field parameters obtained from SAR imagery were compared with *in situ* measurements and SWAN wave model.

The comparison showed a significant correlation between SWAN and SAR derived wave propagation direction ($r = 0.872$; $P < 0.001$; RMSD = 25°) and wavelengths ($r = 0.907$; $P < 0.001$; RMSD = 9.4 m). The peak period was also calculated from SAR based 2D wave-number spectrum and compared with SWAN results ($r = 0.697$; $P < 0.001$; RMSD = 1.19 s). The comparison of SAR based wave field information with buoy measurements showed also good agreement in case of wave propagation direction ($r = 0.950$; $P < 0.001$; RMSD = 30°), wavelengths ($r = 0.831$; $P < 0.001$; RMSD = 13.2 m) and peak period ($r = 0.633$; $P < 0.001$; RMSD = 1.38 s).

Case studies showed that SAR data enables the detection of land shadow effects and small scale wave field variations in the coastal zone.

Kaugseire ja ruumimudelite kombineerimine rannikumere uuringutes

Tiit Kutser, Jonne Kotta, Kristjan Herkül, Ele Vahtmäe, Merli Pärnoja

Tartu Ülikool, Eesti Mereinstituut, Mäealuse 14, 12618 Tallinn

Kokkuvõte

Kaugseire ja merealade ruumiline modelleerimine on mõlemad oluliselt efektiivsemad meetodid rannikualade uurimiseks ja majandamiseks kui *in situ* mõõtmistele tuginemine. Parima tulemuse annab aga nende kahe meetodi kombineerimine. Kaugseire tulemid on paremad lähteandmed ruumimudelitele kui harvad *in situ* mõõtmised. Kaugseirepiltide abil on võimalik suurendada ruumimudelite lahutusvõimet, aga samas aitavad ruumimudelite prognoosid interpreteerida kaugseiresignaali nendes oludes, kus kaugseire spektraalne signaal seda enam ei võimalda. Ka saab ruumimudelite abil laiendada uuritavat ala nende sügavusteni, mida kaugseire abil kaardistada ei ole võimalik.

Sissejuhatus

Rannikuveed on väga dünaamiline piirkond, kus toimub aine- ja energiavahetus mere ja maismaa vahel. Samuti on suur osa inimtegevusest koondunud merede rannikutele. Rannikumeres toimuvate protsesside mõistmiseks ja seireks ning inimtegevuse planeerimiseks on vaja väga palju erinevat informatsiooni. Näiteks on merealade ruumilise planeerimise tarbeks vaja teada vee sügavust, põhjatüüpi, põhjataimestiku hulka ja liigilist koosseisu. Muutused põhjataimestiku hulgas ja liigilises koosseisus on ka veekeskonna seisundi indikaatoriteks. Keskkonnaseire jaoks on andmeid vaja koguda mitte ainult üle suurte merealade, vaid ka piisava sagedusega.

Andmete kogumine merel on töömahukas, kallid ja aeganõudev. Seepärast ei ole realistlik uurida suuri merealasi piisava tiheduse ja sagedusega. Madalas rannavees lisanduvad veel spetsiifilised probleemid. Näiteks ei saa hüdrograafiaalade minna madalasse vette sügavust kaardistama. Eesti madalas ja kivises rannikumeres on nii mitmedki piirkonnad uurimistööks raskesti ligipääsetavad ka väikeste paatidega. Kaugseire abil saab kaardistada nii vee sügavust kui ka põhjataimestiku tüüpi suurtel merealadel (Kutser et al., 2003; Vahtmäe et al., 2011; Casal et al., 2011). Teisalt on kaugseiret võimalik kasutada vaid madalas vees. Põhjataimestiku tuvastamiseks vajalik spektraalne informatsioon on põhiliselt punases spektriosas, aga valguse neelamine vee molekulide poolt kasvab eksponentsiaalselt just selles spektriosas. 5–6 meetri sügavuses vees ei ole erinevad põhjataimestiku rühmad (rohe-, pruun- ja punavetikad) üksteisest enam eristatavad ka selges ookeanivees (Kutser et al., 2003; Kotta et al., 2014; Vahtmäe ja Kutser, 2013). Läänemere rannikuvetes võib vee läbipaistvus lahustunud orgaanilise aine, fütoplanktoni või mineraalse hõljumi tõttu väheneda ka alla meetri. Vaid üksikutes selgemaveelistes osades on põhi tuvastatav ka 7–8 meetri sügavuses vees, aga siis on võimalik eristada vaid taimkattega alasid taimkatteta aladest, mitte enam domineerivat vetikarühma.

Mudelitele ei ole vee sügavus loomulikult takistuseks. Mudelarvutuste tulemite realistlikkus sõltub sellest, kui head on lähteandmed. Näiteks Eesti madalate rannikualade sügavused on kaardistatud eelmise sajandi viiekümnendate aastate alguses. Samas võib üks tugev torm põhja reljeefi tugevasti muuta (Orviku et al., 2009; Tõnisson et al., 2013). Põhjataimestiku kohta on Eesti vetest mitmelt poolt *in situ* andmeid, aga nende andmete hulk on piiratud. Kuna lähteandmed ei ole kuigi detailse ruumilise lahutusega, ei saa ka mudelarvutusi teha väga suure ruumilise lahutusega. Üheks võimaluseks rannikumere seisundist ja selles toimuvatest protsessidest parema ülevaate saamiseks on kombineerida kaugseire ja ruumilise modelleerimise võimalusi. Käesolevas artiklis on kokku võetud selle valdkonna hetkeseis.

Põhjataimestiku ja vee sügavuse kaardistamine kaugseire meetoditega

Põhjataimestiku kaardistamiseks kaugseire abil on mitmeid võimalusi. Näiteks kui merepõhi on suhteliselt homogeenne, võib kasutada keskmise ruumilise lahutusega (30 m) multispektraalseid satelliite nagu Landsat 8 või hüperspektraalseid sensoreid nagu Hyperion. Kui merepõhi on varieeruv, nagu Eesti rannikuvetes, siis on vaja kasutada suure ruumilise lahutusega (2–4 m) sensoreid (Vahtmäe et al., 2012). Sellist tüüpi satelliidisensorid (IKONOS, QuickBird, WorldView-2) on kõik multispektraalsed ehk neil on 3–6 spektrikanalit nähtavas spektriosas. Põhjatüüpide hulk, mida selliste sensoritega on võimalik eristada, on piiratud, kuna puuduvad spektrikanalid lainepikkuste vahemikes, kus vetikarühmad on üksteisest eristatavad, või on need spektrikanalid liiga laiad, võrreldes erinevat tüüpi põhjataimestiku eristamist võimaldavate lainepikkuste vahemikega. Ideaalis võiks kaugseiresensorid olla nii suure ruumilise lahutusega (1 meetri või alla selle) kui ka suure spektraalse lahutusega (5–10 nm kogu nähtavas ja lähisinfrapunases spektriosas). Sellised sensorid (AISA, CASI, HyMap, HySpex) on kasutusel vaid lennukitel. Üldjuhul on satelliitide kasutamine odavam kui lennukilt merepõhja kaardistamine, kuid meie kogemus näitab (Vahtmäe ja Kutser, 2013), et satelliitide jaoks ebasobiva kujuga rannikualade kaardistamisel lennukilt võib uuritava ala ruutmeetri hind olla isegi odavam. Pealegi saab lennukilt andmeid suurema ruumilise ja spektraalse lahutusega.

Klassikaline meetod madalate vete põhjatüüpide ja sügavuse kaardistamisel tugineb suurel hulgal *in situ* andmetel, mida siis kasutatakse treeningpiirkondadena kaugseirepildi klassifitseerimisel. Põhimõtteliselt võib pildi klassifitseerida selle statistika põhjal võimalikult suureks hulgaks klassideks ning seejärel leida *in situ* andmete alusel nende klassidele nimi (näiteks pruunvetikad, pruunvetikad 2 meetri sügavusel jne). Teine võimalus on valida pildil välja need alad, kus leidub kontaktandmeid, ning klassifitseerida siis pilt, kasutades kontaktmõõtmiste punktide kaugseire spektreid ning klassifitseerimise algoritmi *Maximum Likelihood* või mõnda sarnast meetodit. Nendel meetoditel on mitmeid puudusi. Näiteks on vaja suurt hulka *in situ* andmeid, mis peaks soovivatult olema kogutud kaugseirepildi tegemisega samal ajal. Kui uuritaval alal juhtub olema põhjatüüpe, kus mingil põhjusel mõõtmisi ei tehtud, siis nende alade klassifikatsioon tuleb kindlasti vale. Eemaldamiseks veesamba mõju kaugseirepildilt enne põhja klassifitseerimist, on vaja teada vee sügavust, aga see informatsioon enamasti puudub. Või vastupidi, kui eesmärgiks on kaardistada vee sügavust, siis peaks teada olema põhja optilised omadused.

Teine võimalus on kasutada spektrikogusid ja spektrite võrdlemise meetodeid nagu *Spectral Angle Mapper* (Kutser et al., 2003; Vahtmäe ja Kutser, 2013). Meetod töötab kaugseire ja teadaolevate parameetritega (vee sügavus ning põhjatüüp) spektrite võrdlemisel. Eelduseks on tingimus, et põhjatüüp ja vee sügavus klassifitseeritaval pildil on identsed vee teadaolevate parameetritega juhul, kui pildi ja spektrikogu spektrid on identsed. Seejuures

võib spektrikogu olla kas *in situ* andmetest kokku pandud (kui selliseid andmeid on suurel hulgal) või mudelite abil loodud. See meetod ei vaja kaugseiremõõdistustega samaaegseid *in situ* andmeid ning võimaldab hinnata korraga nii vee sügavust kui ka põhjatüüpi. Kui põhiliste põhjatüüpide spektraalsed omadused ning veesamba omadused uuritavas piirkonnas on teada, siis saab mudeli abil luua antud regiooni jaoks kasutatava spektrikogu ning *in situ* andmeid pole kaugseirepiltide interpreteerimiseks enam vaja. Me oleme küllalt põhjalikult uurinud Läänemeres esinevate põhiliste põhjataimestiku liikide optilisi omadusi (heleduse spektreid) (Kotta et al., 2014; Vahtmäe ja Kutser, 2013) ning veesamba optiliste omaduste varieeruvuse uurimine Läänemere eri piirkondades on meil praegu pooleli (Kutser et al., 2009). Käesoleval ajal ei ole modelleeritud spektrikogu veel piisavalt suur. Seepärast oleme kasutanud nii spektrikogude kui ka klassikalisi meetodeid põhjataimestiku ja vee sügavuse kaardistamiseks madalates rannikuvetes (Vahtmäe ja Kutser, 2013).

Ruumimudelid rannikumere uurimiseks

Rannikumere geomorfoloogia ja elustiku ruumilise modelleerimisega on Eestis tegeletud vaid lühikest aega, vähem kui kümme aastat. Selline olukord ei tekkinud mitte asjaosaliste huvi puudusest, vaid oli pigem rakendatava keskkonnapoliitika kaudne tagajärg. Olulisimaks instumendiks, mis toona kujundas seireprogramme, oli Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiiv. Direktiivi eesmärgiks on hinnata eutrofeerumise mõju erinevates rannikumere veekogumites ning direktiivi täitmiseks tehakse regulaarselt iga veekogumi kolmes piirkonnas eritüübilisi elustikuvaatlusi. Sellised andmed on piisavad piirkonna eutrofeerumistaseme määramiseks, küll aga pole kolme punkti põhjal võimalik luua mõistlikke ruumimodeleid. Ärihuvide puudumise tõttu ei olnud võimalik siis ka erasektorit merealade kaardistustöösse kaasata.

Olukorda muutis oluliselt EL loodusdirektiivi ilmumine. Selle direktiivi täitmiseks oli tarvis kaardistada elupaikade ruumilist levikut ning hinnata nende seisundit uurimisalal. Tegemist polnud enam mitte lokaalsete uuringutega, vaid tihti katsid pilootalad suuri merepiirkondi, nagu näiteks kogu Väinamerd või Saaremaa lõunaosa rannikumerd. Seisundi hindamiseks vajalike mõõdistuste läbiviimiseks töötati TÜ Eesti Mereinstituudis välja merealade kaardistamiseks vajalik meetodika. Eesmärgiks oli tagada erinevate kaardistamisprojektide andmestike meetodiliselt korrektse võrdlemise võimalus. Lisaks eespool nimetatud direktiivile on viimastel aastatel tekkinud ka erasektori huvi merealade kasutamiseks mitmesugustel eesmärkidel ning sellest lähtuvalt on huvipiirkondades merepõhja ja elustikku siin-seal kaardistatud.

Kaardistustööde tulemusel koguti erinevatest rannikumere piirkondadest kokku soliidne andmestik merepõhja geoloogia ja elustiku kohta. Tegemist on suures osas kvantitatiivsete andmetega, s.o andmebaasid ei piirdu vaid eri parameetrite esinemise/mitteesinemise info koondamisega, vaid sisaldavad detailset teavet, kui palju ühte või teist settefraktsiooni ja/või põhjataimestiku liiki uurimispunktis esineb. Alates 2005. aastast on andmebaasidesse koondatud kümneid tuhandeid ridu bioloogilisi vaatlusi. Vaatamata suurele andmehulgale on ka siin uuritud punktide vahel suur hulk „tühja vett“, mille kohta teadmised täiesti puuduvad. Et sellist teadmatust vähendada, tekkis vajadus ruumimudelite arendamiseks. Esimeste mudelitena kasutati tuntud ja „lihtsaid“ interpoleerimismeetodeid nagu tavakriging ehk punktkriging. Selle meetodi puhul on lähteandmeteks uuritava tunnuse vaatluspunktides mõõdetud väärtused ja hinnatakse selle tunnuse oodatavat keskmist kogu uuritava alal, arvestades eelnevalt modelleeritud ruumilist autokorrelatsiooni. Selline tegevus „tootis“ suure hulga kauneid värvilisi pilte, kuid üldjuhul erines lõpptulemus siiski oluliselt reaalsusest.

Et ennustusi paremaks muuta, võeti kasutusele üldised lineaarsed mudelid (*General Linear Models*, GLM). GLM-meetodi puhul prognoositakse pidevaid muutujaid argumenttunnuste (keskkonnamuutujate) komplekti abil. GLM lubab kasutada omavahel korreleeruvaid mõjusid ning pidevate ja diskreetsete argumenttunnuste kombineerimist. GLM-mudelite kõrval asuti katsetama ka üldistatud aditiivseid mudeleid (*Generalized Additive Models*, GAM). Sellised mudelid ei sea eeldusi seosefunktsioonidele, küll aga nõuavad nad siiski faktorite mõjude aditiivsust. GAM-mudelite kasutuselevõtuga õnnestus juba võrdlemisi täpselt prognoosida liikide esinemist/mitteesinemist, suuremaks väljakutseks aga osutus ennustuses kasutatavate keskkonnaandmete kvaliteet.

Liikide leviku ennustamiseks on vaja täpselt teada, millised keskkonnategurid mõjutavad liikide levikut. Keskkonnatunnuste mõju olulisust on tihti eksperimentaalsete uuringute käigus ka tõestatud, kuid seoste väljaselgitamine ei võimalda veel ennustada liikide levikut väljaspool uurimisala. Paljudel juhtudel meil lihtsalt puudub teadmine selliste keskkonnatunnuste varieeruvusest uurimisalal. Kui näiteks pinnavee temperatuuri on võimalik päris täpselt satelliitmõõtmiste abil kaardistada, siis hoopis raskem on hinnata näiteks eutrofeerumistase ruumilist varieeruvust veekogudes. See küsimustik viis meid ka mastaabiprobleemini – hakkasime uurima, millised ruumi- ja ajaskaalad on liikide jaoks olulised, ning proovisime toota pidevaid keskkonnaandmete kihte neis mastaapides. Näiteks pikema perioodi pinnavee fütoplanktoni sisaldus (klorofüll *a*) osutus heaks eutrofeerumise taseme indikaatoriks. Samuti osutusid liikide jaoks oluliseks naabrusefektid. Paljudel juhtudel ei mõjutanud elustiku esinemist/mitteesinemist mitte konkreetsetes punktis toimuvad protsessid, vaid liigid saabusid kohale lähikonnas (2–5 km kaugusel) olevatelt riffidelt.

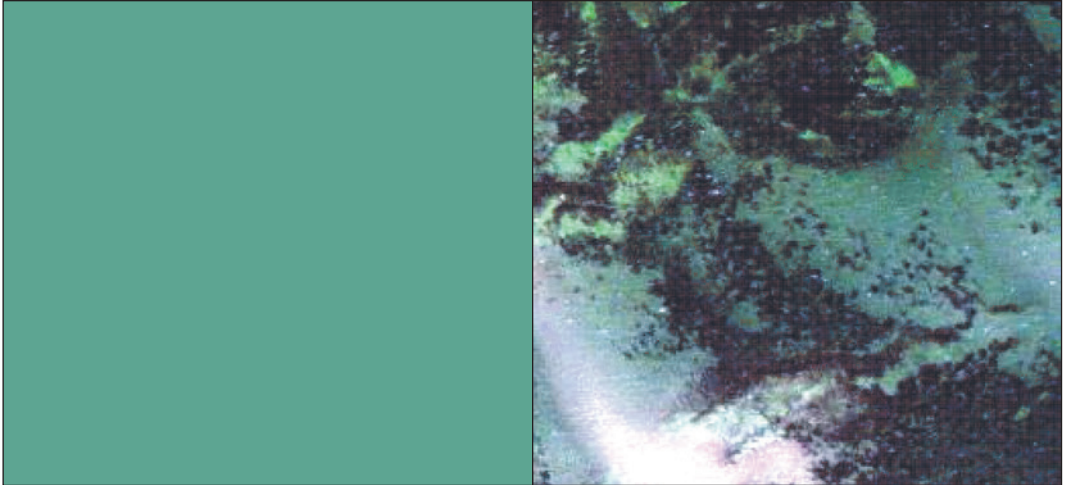
Sellest tulenevalt on ökosüsteemi modelleerimise eeltingimuseks erinevate bioloogilise organiseerituse tasemete vastastikmõjude integreeritud analüüs. Eeldades, et looduslikud ja inimtekkelised tegurid ei toimi üksteisest eraldatult, on oluline mõista, kuidas ühe teguri mõju võib muuta teiste toimet, ja nii määratleda nende tegurite kombineeritud või interaktiivsed mõjud. Protsessid mõjutavad mere ökosüsteeme üheaegselt erinevates aja- ja ruumiskaalades. Väikese- ja suuremastaapsete protsesside koosmõju merekoosluste kujunemisele on siiani väga vähe uuritud. Sageli on mõju defineeritud ühes skaalaosas, eirates kõiki ülejäänud võimalusi. On aga vähetõenäoline, et sellised juhuslikult valitud skaalad sisaldavad olulist osa kogumuutlikkusest või on ökoloogiliselt olulised.

Sedasorti keerukusega modelleerimisülesande lahendamiseks võtsime kasutusele masinõppe algoritmid. Peamiselt katsetasime võimendatud regressioonipuu meetodit (*Boosted Regression Trees Modelling*, BRT), mis osutus üllatavalt võimekaks liikide levikumustrite kirjeldamisel ja ennustamisel. Praeguseks suudavad sellised mudelid kirjeldada 70–90% võtmeliikide leviku ruumilisest varieeruvusest. Ilmselt see võimekus kasvab lähiajal veelgi, kuna andmekirjete kuhjumine, uute oluliste keskkonnatunnuste lisamine ning olemasolevate andmekihtide parandamine võimaldab teha veelgi täpsemaid ennustusi.

Kaugseire ja ruumimudelite kombineerimine

Kaugseire ja ruumimudelite kombineerimine on huvitav ning kindlasti veel mitmeid kasutamata perspektiive sisaldav suund. Selliste kompleksmudelite esmane katsetamine tõestas veenvalt, et isegi kui kaugseireuringute käigus kogutud andmekihid on oluliselt suurema ruumilise lahutusega kui klassikaliste ruumimudelite andmestik, siis väikestes ruumiskaalades sisalduv varieeruvusinfo kandus edasi mudeli lõpptulemisse. Isegi kui mudeli üldine ennus-

tusvõime ei kasvanud, oli selliste mudelite ruumiline detailsus sadu kordi suurem klassikaliste ruumimudelite näitajatest. Kui klassikaliste ruumimudelitega saadud ennustuste puhul jääb piksli suurus 100–300 m piirimaale, siis (hüperspektraalse) kaugseiremudeli kaasamisel saime kirjeldada elustikku juba 1 m² suurustel ruutudel. Tehniliselt on võimalik ka veelgi väiksemate objektide kirjeldamine, aga selleks tuleks lennukiga oluliselt madalamalt lennata ning seeläbi rohkem andmeid koguda.



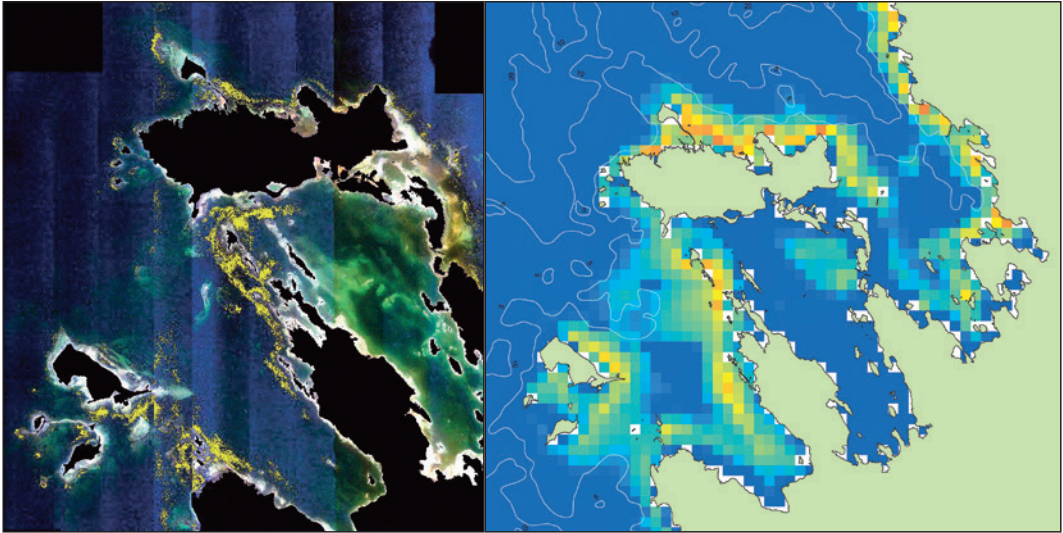
Joonis 1. Mudeli (vasak paneel) ja kaugseireprodukti (parem paneel) ruumilise lahutuse võrdlus. Mõlemal juhul on kujutatud 250 × 250 m mereala.

Kaugseire eeliseks võrreldes mudelitega on suur ruumiline lahutusvõime. Näiteks joonisel 1 on kujutatud 250 × 250 m mereala, mis mudeli jaoks on üks piksel, aga kaugseire jaoks 62 500 (1 × 1 m) pikslit. Kombineerides kaugseire andmeid mudeli ennustusega on võimalik viimase ruumilist lahutust oluliselt suurendada. Samas, mudeli tulemused aitavad ka kaugseire tulemusi interpreteerida. Näiteks joonise 1 parempoolsel paneelil kujutatud merealal oli vesi umbes 5 meetri sügavune ning kaugseire spektrite põhjal ei olnud võimalik tuvastada, kas tegu on puna-, pruun- või rohevetikatega. Eristatav on ainult taimestikuga (tume) ja taimestikuta (hele) ala. Kuna mudelarvutused näitavad, et uuritava piksli (joonis 1 vasakpoolne paneel) alal on 70% tõenäosusega tegemist põisadruga, siis saame joonise 1 parempoolse paneeli klassifitseerida nii, et heledad alad on taimestikuta liivapõhi ning tumedad alad on põisadru (kivisel põhjal).

Nagu eespool mainitud, ei saa kaugseiret rakendada eriti sügava vee puhul. Kuna aga merepõhja omadused on sarnased madalas ja sügavamas vees, siis traditsioonilistest ruumimudelistest tulev informatsioon (näiteks rannandõlva iseloomu või setteparameetrite kohta) suudab kaugseire puudusi kompenseerida ning kirjeldada liikide levikut efektiivselt ka sügavamal, kaugseire jaoks kättesaamatul merealal.

Kaugseires on tavaks objekte üldjuhul klassifitseerida. Klassifitseerimine aga ei „tööta“, kui uurimise all on näiteks suure spektraalse varieeruvusega põisadru. Üldjuhul on selline varieeruvus tingitud põisadru hulgast merealal, st spektri intensiivsus sõltub sellest, kas pind on lausaliselt kaetud vetikaga või esinevad hõredama taimestikuga alad. Samas võib põisadru spektri intensiivsus (heledus) sõltuda ka tema vanusest (nooremad taimeosad on heledamad kui vanemad). Siit tulenevalt ühendasime kaugseire käigus saadud (praktiliselt töötlemata) pidevad

mõõtmisandmed klassikaliste ruumimudelite andmestikuga. Kasutades BRT-modelleerimist, ennustasime põisadru väiksemastaapset levikut Vilsandi rannikumeres. Vilsandi rannikumeri on eriline, kuna sinne meremaastik on ääretult mosaiikne, mistõttu elustiku kaardistamine traditsiooniliste meetodite abil pea võimatu. Tingituna suurest klassisisesest varieeruvusest toimus selline põisadru katvusi ennustav mudel oluliselt paremini kui näiliselt palju lihtsam vetika esinemist/mitteesinemist ennustav mudel ning on rakendatav ka teistel, veel uurimata merealadel (joonis 2).



Joonis 2. Põisadru levik Vilsandi looduskaitsealal kaardistatuna lennukil paikneva spektromeetri CASI piltidelt (vasak paneel) ja kasutades BRT-modelleerimist (parem paneel).

Tänapäevaste teadmiste juures pole Läänemere tingimustes võimalik „tõlkida“ kõiki mõõdetud piksleid liikideks ja kooslusteks. Ja seda ei peagi tegema, kuna ka teadmatus võib olla samavõrd informatiivne ning mitmete huvitavate järelduste alustalaks. Nimelt eeldasime, et peegeldumisspektrite intensiivsuse varieeruvus merealadel korreleerub meremaastiku omaduste varieeruvusega (s.o tegemist pole müraga, vaid iga varieeruvusmustriga on mingi kirjeldamata substraat – sete, organism või nende kombinatsioon). Võib eeldada, et kui merealade elupaigaline mitmekesisus suureneb, siis suureneb ka elustikuline mitmekesisus. Kontrollisime selle hüpoteesi paikapidavust ning selgete seoste tuvastamine võimaldas meil ennustada liigilise mitmekesisuse varieeruvust Vilsandi rannikumeres (Kotta et al., 2013; Herkül et al., 2013). Tegemist on ilmselt esimese sedasorti tulemiga merekeskkonnas. Teades, kui olulist rolli täidavad mitmekesised kooslused mere ökosüsteemides, siis on lähiajal oodata meie poolt välja töötatud meetodi aktiivsemat kasutuselevõttu mitte ainult Läänemere tingimustes, vaid näiteks ka inimtegevusele ja kliimamuutustele tundlikes korallikooslustes.

Viidatud kirjandus

- Casal, G., Kutser, T., Domínguez-Gómez, J. A., Sánchez-Carnero, N., Freire, J. (2011) Mapping benthic macroalgal communities in the coastal zone using CHRIS-PROBA mode 2 images. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **94**: 281 - 290.
- Herkül, K., Kotta, J., Kutser, T., Vahtmäe, E. (2013) Relating remotely sensed optical variability to marine benthic biodiversity. *PLoS ONE*, **8**: e55624.
- Kotta, J., Remm, K., Vahtmäe, E., Kutser, T., Orav-Kotta, H. (2014) In-air spectral signatures of the Baltic Sea macrophytes and their statistical separability. *Journal of Applied Remote Sensing*, **8**: 083634.
- Kotta, J., Kutser, T., Teeveer, K., Vahtmäe, E., Pärnoja, M. (2013) Predicting Species Cover of Marine Macrophyte and Invertebrate Species Combining Hyperspectral Remote Sensing, Machine Learning and Regression Techniques. *PLoS ONE*, **8**: e63946.
- Kutser, T., A. G. Dekker, W. Skirving (2003) Modelling spectral discrimination of Great Barrier Reef benthic communities by remote sensing instruments. *Limnology and Oceanography*, **48**: 497-510.
- Kutser, T., M. Hiire, L. Metsamaa, E. Vahtmäe, B. Paavel, R. Aps (2009) Field measurements of spectral backscattering coefficient of the Baltic Sea and boreal lakes. *Boreal Environment Research*, **14**: 305-312.
- Orviku, K., Suursaar, U., Tonisson, H., Kullas, T., Rivis, R., Kont, A. (2009) Coastal changes in Saaremaa Island, Estonia, caused by winter storms in 1999, 2001, 2005 and 2007. *Journal of Coastal Research*, **56**: 1651-1655.
- Tonisson, H., Suursaar, U., Rivis, R., Kont, A., Orviku, K. (2016) Observation and analysis of coastal changes in the West Estonian Archipelago caused by storm Ulli (Emil) in January 2012. *Journal of Coastal Research*, **65**: 832-837
- Vahtmäe, E., Kutser, T. (2013) Classifying the Baltic Sea Shallow Water Habitats Using Image-Based and Spectral Library Methods. *Remote Sensing*, **5**: 2451 - 2474.
- Vahtmäe, E., Kutser, T., Kotta, J., Pärnoja, M., Möller, T., Lennuk, L. (2012) Mapping Baltic Sea shallow water environments with airborne remote sensing. *Oceanology*, **52**: 803 - 809.
- Vahtmäe, E., Kutser, T., Kotta, J., Pärnoja, M. (2011) Detecting patterns and changes in a complex benthic environment of the Baltic Sea. *Journal of Applied Remote Sensing*, **5**: 053559-1 - 053559-18.
- Vahtmäe, E., T. Kutser, G. Martin, J. Kotta (2006) Feasibility of hyperspectral remote sensing for mapping benthic macroalgal cover in turbid coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, **101**: 342-351.

Summary

Combining of remote sensing and spatial modeling in the studies of coastal waters

Remote sensing and spatial modeling are both much more effective methods for coastal monitoring and management than *in situ* sampling. However, combining these two methods provides even better capabilities. For example, remote sensing products are much better input data for models than data from a few sampling points. High spatial resolution remote sensing imagery allows to increase spatial resolution of modeling products. On the other hand, the modeling products help to improve the accuracy of remote sensing in situations where the spectral signatures do not provide sufficient information any more (due to water depth). Spatial modeling allows also extending the shallow water results to the depths not reachable by remote sensing sensors.

Liivi lahe jääolude kaardistamine kaugseireandmete põhjal

Laura Raag, Liis Sipelgas, Rivo Uiboupin

Tallinna Tehnikaülikooli Meresüsteemide Instituut
Akadeemia tee 15a, 12618 Tallinn

Kokkuvõte

Käesolevas artiklis on optilisi satelliidiandmeid kasutades hinnatud jää esinemise tõenäosust Liivi lahel ning esitatud jääpäevade arvu suureresolutsioonilised kaardid selle piirkonna kohta. Andmed pärinevad ajavahemikust 2002–2011, detsembrist aprillini. Liivi lahe jääolud sõltuvad peaaesjalikult talve karmusest ning erinevad talvestsenariumid on selgelt eristatavad. Talved klassifitseeriti õhutemperatuuri miinuskraadide summa graafiku alusel. Tulemused näitavad, et karmidel talvedel kestab jäähooaeg detsembrist aprilli lõpuni. Seevastu pehmetel talvedel hakkab jää kujunema alles veebruari lõpus ja sedagi vaid madalates lahesoppides. Karmidel talvedel oli jää esinemise tõenäosus täiesti arvestatav kogu lahe ulatuses. Pehmetel talvedel lahe avaosas jääd ei esinenud ning kogu hooaja vältel oli alla 100 jääpäeva. Karmidel talvedel jäi maksimaalne jääpäevade arv vahemikku 135–149, seega esines mõnes piirkonnas jää peaaegu kogu perioodi ulatuses. Keskmistel talvedel on jää kõige liikuvam, maksimaalsed jääpäevade arvud jäid vahemikku 100–126 ning jää esinemise tõenäosus jäi valdavalt alla 60%.

Sissejuhatus

Eesti rannikumere jäärežiim on ülimalt muutlik, varieerudes aastate lõikes väga tugevalt. Käesolevas artiklis on lähemalt uuritud Liivi lahte, mis jääb karmidel talvedel mitmeks kuuks täielikult, samas kui pehmetel talvedel esineb jääd vaid madalates lahesoppides. Üldiselt kestab jäähooaeg Liivi lahel kolmest kuni viie kuuni (Wang et al., 2006). Jääolude suur varieeruvus on paljuski tingitud õhutemperatuuridest. Isegi väiksed muutused õhutemperatuuris võivad viia suurte muutusteni jääkatte ulatuses (Vihma ja Haapala, 2009).

Jää uurimine ning kaardistamine Eesti vetes on oluline, sest Eesti on üks vähestest riikidest maailmas, mille kõik sadamad talviti kinni jäävad (Granskog et al., 2006). Seega mõjutab merejää laevaliiklust ning seeläbi ka majandust.

Peale majanduse mõjutab jää ka lindude ning loomade elukeskkonda merel. Näiteks Läänemeres elavate viigerhüljeste sigimine sõltub täielikult jää olemasolust (Jüssi, 2011). Satelliitkaugseire on üks võimalus jää uurimiseks ning selle eelis seisneb heas ruumilises ning ajalises lahutuses. Samas tuleb arvestada, et mõõdetavat signaali mõjutab tugevalt atmosfäär. Antud töös on kasutatud nähtava valguse spektripiirkonnas mõõdetud andmeid ning pilved on siinkohal geomeetriselised hajutajad. Mõnekümne meetri paksune pilvekiht hajutab kogu temale langenud kiirguse (Cracknell, 2001). Seetõttu on kasutatavad kas täiesti pilvevabad või vähese pilvkattega pildid. Kaugseiremeetod võimaldab teostada jääseiret iga-aastaselt ning laiaulatuslikult (Zhang et al., 2011). MODISE andmeid on varasemates jääuuringutes küll kasutatud, kuid mitte Läänemere piirkonnas. Su et al. (2013) on oma töös aluseks võtnud MODISE 250-meetrise lahutusega andmed, analüüsivaks Bohai mere jäätekstuuri. MODISE

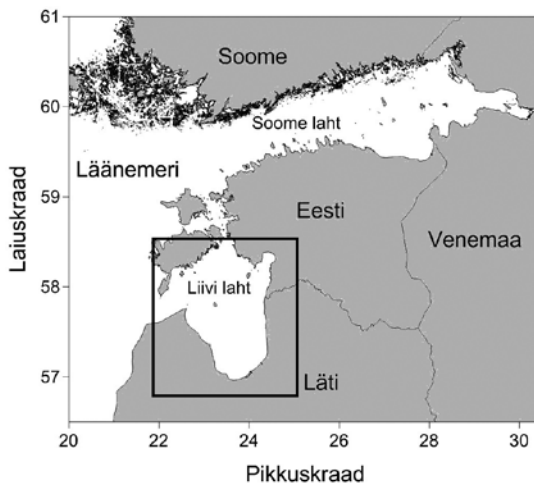
satelliidiandmeid on enim kasutatud Arktika piirkonna uuringuteks 1 km resolutsiooniga piltide põhjal.

Käesoleva töö eesmärgiks oli kaardistada teaduspõhiselt Liivi lahe jäätingimused, et teha kindlaks varieeruvused jääoludes erinevate talvestenaariumite korral. Tulemuseks on suure-resolutsioonilised jääkaardid, mis kajastavad jääperioodi pikkust ning jää esinemise tõenäosust uuringupiirkonnas. Kogutud materjalid ning tulemused on sobilikud Liivi lahe ruumiliseks planeerimiseks ning neid saavad kasutada nii arendajad, keskkonnamõju hindajad kui ka kohalikud omavalitsused.

Piirkonna kirjeldus

Liivi laht, mis paikneb Läänemere idaosas (joonis 1), on peaaegu suletud madal laht, pindalaga 17 913 km² ning keskmise sügavusega 23 m (Leppäranta ja Myrberg, 2009). Läänemerega on laht ühendatud Irbe ja Virtsu väina kaudu. Jää tekib Liivi lahele igal aastal ning jääperioodi pikkus varieerub kolmest kuni viie kuuni, sõltu-des peamiselt miinustemperatuuride püsivusest.

Muutlike sügisilmadega võib jää sulada ja taastekkida mitmeid kordi ning seega ei tähenda varane jääteke alati pikka jääperioodi (Mardiste, 1997).



Joonis 1. Eesti rannikumeri ja Liivi laht.

Andmed

Satelliidiandmetest on töös kasutatud polaarorbitaalsete satelliitide Terra ja Aqua MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*¹) tooteid (NASA). MODIS sensorid registreerivad maakera pinnalt tagasihajunud ja peegeldunud heleduse väärtused ($W \cdot m^{-2} \cdot \mu m \cdot sr$) 36 kanalil lainepikkuste koguvahemikus 0,4–14,4 μm . Jää identifitseerimiseks sobivad kanalid, mis asuvad nähtava valguse piirkonnas. Siinkohal on kasutatud 250 m ruumilise lahutusega kanaleid lainepikkuste vahemikus 620–670 nm ja 841–876 nm. Õhutemperatuuri andmed on saadud Keskkonnaagentuuri (KAUR) andmebaasist ning pärinevad Kihnu saare mõõtejaamast. Kuna jaam asub suhteliselt lahe keskel, on võetud eelduseks, et andmed esindavad kogu lahte. Neid andmeid kasutati õhutemperatuuri miinuskraadide summa graafiku koostamiseks (joonis 2). Selle graafiku alusel on võimalik jaotada talved kolme klassi: karm, keskmine ja pehme.

Metoodika

Satelliidipildid jõuavad kasutajateni tavaliselt digitaalnumbrites ning olulise info kättesaamiseks vajavad töötlust. Siinkohal on kasutatud programmi ENVI IDL². Enne spetsiifilise jäätötluse juurde asumist on kõik pildid viidud ühtsesse koordinaatsüsteemi. Mittevajaliku

¹ mõõduka resolutsiooniga piltide spektoradiomeeter

² *Environment for Visualizing Images, Interactive Data Language*

informatsiooni vältimiseks on maapind maskeeritud ning omab konstantset väärtust ja edasisse analüüsi on kaasatud vaid merealad.

Üheks töötuse eesmärgiks on vabaneda atmosfääriosakeste ja pilvede segavast mõjust. Peamiseks segavaks faktoriks jää optilise satelliitseire korral on pilved. Üldjuhul saab kasutada vaid täiesti pilvevabu pilte, kuid Läänemere piirkonnas esineb pilvkatet üsna sageli ning andmemaht jääks sellisel juhul väga väikseks. Lahenduseks on maskeerimine, millega saab pilvedele anda väärtuse vastavalt nende asukohale, kuid see on teostatav vaid eeldusel, et pilved on kergesti eristatavad ega asu vee ja jää piiril. Tänu pilvede maskeerimisele saab analüüsis kasutada rohkem pilte, mis omakorda suurendab lõpptulemuse täpsust. Jää ning vee eristamiseks on kasutatud pikslipõhiseid heleduskoeffitsiente, mis võimaldavad jääkaugseiret teostada klassifitseerimise meetodil.

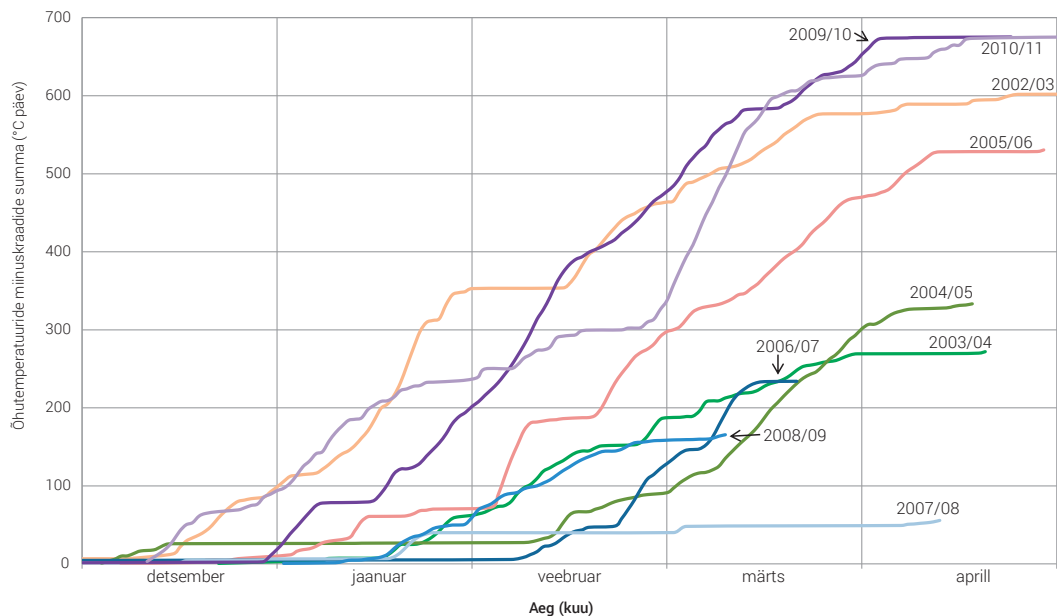
Vastavalt heleduskoeffitsiendile on igal pildil individuaalne läviväärtus, mis arvestab atmosfääri ning keskkonna mõjusid. Läviväärtuste leidmiseks on kasutatud peegeldusteguri spektri histogrammanalüüsi (Uiboupin et al., 2009, 2010). Läviväärtus muutub sõltuvalt aastaajast, olenedes seega otseselt valguse olemasolust ning intensiivsusest.

Kui kõik pildid on läbinud individuaalse töötuse, saab neid kombineerida kuu- ja aastakeskmisteks jääkaartideks. Kõik jääkaardid on pikslipõhised ning parameetriteks on valitud jää tõenäosus ja jääpäevade arv, lisaks on arvatud jääkate pindala. Jää tõenäosuskaardid iseloomustavad, mitu protsenti ajast on uuritav piirkond jääga kaetud.

Jääpäevade arvu leidmiseks on pikslitele omistatud kuupäevalised väärtused. Iga piksel näitab, mitu päeva kogu perioodist, 1. detsembrist 30. aprillini, esines selles kohas jääd. Keskmised kaardid on vajalikud jääoludest selge ülevaate saamiseks ning nende abil on võimalik tuvastada jääolude muutlikkust eri kuudel ning aastatel.

Tulemused

Põhjusel, et jääolud Liivi lahel varieeruvad, on sõltuvalt talve karmusest kõik uuritavad talved jaotatud kolme klassi: pehme, keskmine ning karm. Jaotuse kriteeriumiks on võetud talve õhutemperatuuri miinuskraadide summa ehk külmasumma, alates õhutemperatuuri püsivast üleminekust alla 0 °C (joonis 2). Lisaks on arvesse võetud iga talve keskmine õhutemperatuur (tabel 1). Karmideks klassifitseeruvad 2003., 2006., 2010. ning 2011. aasta talved, mil keskmine õhutemperatuur oli alla -1 °C ning temperatuuride miinuskraadide summa ületas 500 °C. Keskmised olid talved 2004 ja 2005, mille korral temperatuuride miinuskraadide summa jäi 300 °C ümbrusesse ning talve keskmine õhutemperatuur oli alla 1°C. Pehmetel talvedel 2007, 2008 ning 2009 jäi temperatuuride miinuskraadide summa alla 250 °C ning talvine keskmine õhutemperatuur oli kõrgem kui 1 °C.

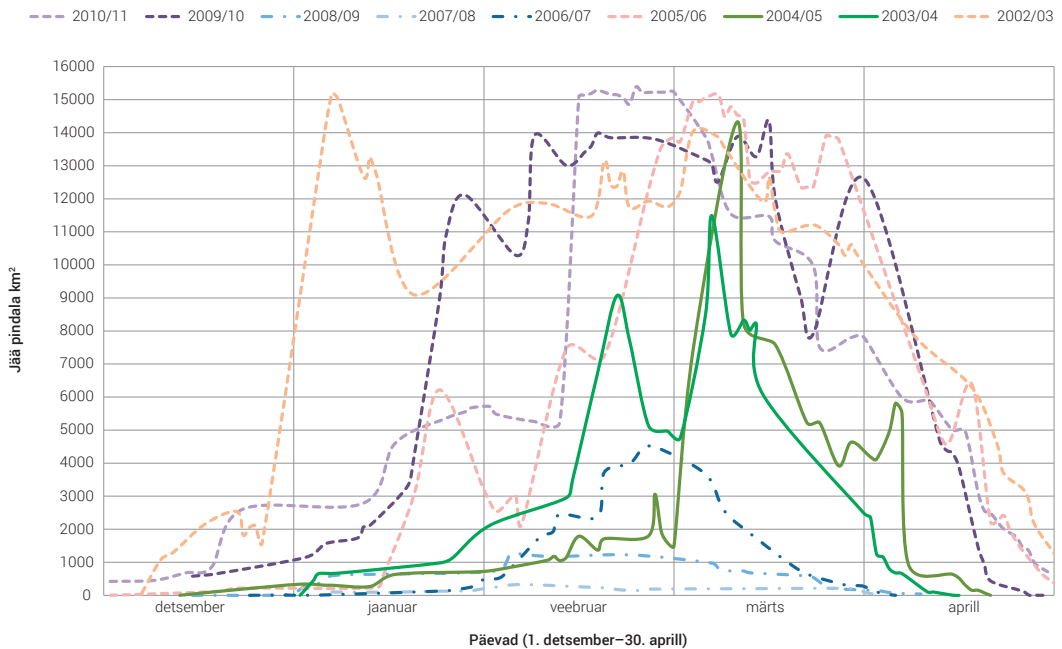


Joonis 2. Õhutemperatuuri miinuskraadide summa graafik.

Tabel 1. Töös uuritud talvede keskmine õhutemperatuur ning jää esinemise periood.

| Talv | Esimene jää | Viimane jää | Talve keskmine õhutemperatuur, °C | Talve tüüp |
|----------------|-------------|-------------|-----------------------------------|------------|
| 2002/03 | 06.12.2002 | 27.04.2003 | -1,79 | karm |
| 2003/04 | 03.01.2004 | 08.04.2004 | -0,12 | keskmise |
| 2004/05 | 12.12.2004 | 17.04.2005 | -0,36 | keskmise |
| 2005/06 | 01.12.2005 | 30.04.2006 | -2,62 | karm |
| 2006/07 | 29.12.2006 | 01.04.2007 | 1,45 | pehme |
| 2007/08 | 14.01.2008 | 06.04.2008 | 2,60 | pehme |
| 2008/09 | 01.01.2009 | 08.04.2009 | 0,54 | pehme |
| 2009/10 | 14.12.2009 | 28.04.2010 | -3,35 | karm |
| 2010/11 | 01.12.2010 | 26.04.2011 | -3,53 | karm |

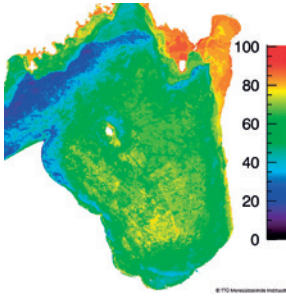
Pakaselistel talvedel on enamasti võimalik tuvastada esimene jää satelliidipiltidelt juba detsembri alguses (tabel 1). Karmidele talvedele järgneb üldjuhul hiline ja jahe kevad. Seega saab laht täiesti jäävabaks alles aprilli lõpus. Pehmetel talvedel hakkab jää tekkima alles jaanuaris ning viimast jääd võib näha juba aprilli alguses. Sellisele talvele järgneb sageli varane ja soe kevad. Keskmiste talvede puhul võib täheldada jää teket detsembri lõpus – jaanuari alguses ning viimast jääd võib satelliidipildilt tuvastada aprilli keskel. Üldiselt ei saa teha järeldusi talve karmuse kohta kohe selle alguses. Näiteks võib suhteliselt soojale talve algusele järgneda küllaltki karm teine pool. Vaadates õhutemperatuuri miinuskraadide summa graafikut (joonis 2) selgub, et 2009/10. aasta talvel saabusid püsivad külmakraadid alles detsembri keskel, sellest hoolimata oli tegemist uuritava perioodi ühe külmemata talvega.



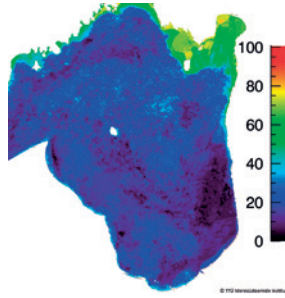
Joonis 3. Jääkate pindala ajaline muutumine.

Jää pindala muutumist ajaskaalas näidatakse joonisel 3. Selgelt eristuvad pehmed talved, mida iseloomustab väga väikese ulatusega jääkate kogu hooaja vältel. Keskmistel talvedel esineb jää märtsi alguses küllaltki ulatuslikul alal. Karmidel talvedel saavutab jää ulatus maksimumi üldjuhul veebruaris. Erandiks on 2002/03. aasta talv, mil juba jaanuari alguses oli jääkate ulatus uuritaval alal üle 15 000 km². Jooniselt 3 võib näha jääkate pindala järske muutuseid nii karmidel kui ka keskmistel talvedel, mille tingib jää liikuvus ja kuhjumine. Seevastu pehmetel talvedel järske hüppeid pole, sest jäätuvad vaid madalad lahesopid ning jää ei liigu nii suures mahus.

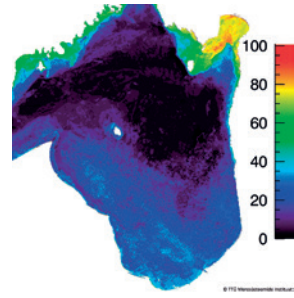
Jääoludest ülevaate saamiseks koostati iga aasta jaoks keskmine jääkaart, mis hõlmab perioodi detsembri algusest aprilli lõpuni (joonis 4 ja 5). Nendelt kaartidelt võib selgelt eristada pehmeid, keskmisi ning karme talvesid. Uuritavateks parameetriteks on jää esinemise tõenäosus ning jääpäevade arv.



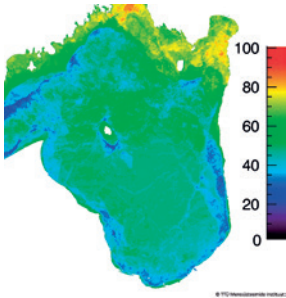
2002/2003 karm talv.
Maksimaalne jää esinemise
tõenäosus 94%



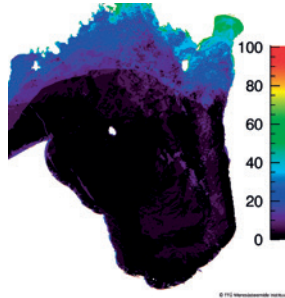
2003/2004 keskmine talv.
Maksimaalne jää esinemise
tõenäosus 74%



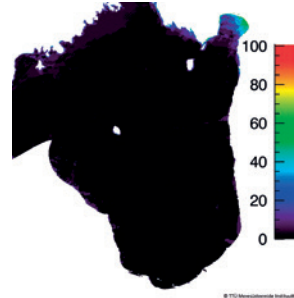
2004/2005 keskmine talv.
Maksimaalne jää esinemise
tõenäosus 85%



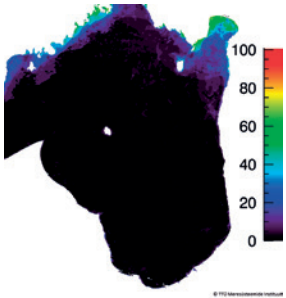
2005/2006 karm talv.
Maksimaalne jää esinemise
tõenäosus 88%



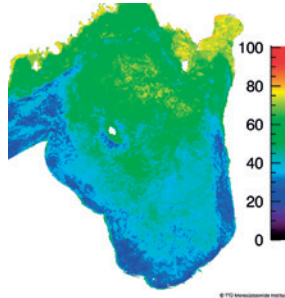
2006/2007 pehme talv.
Maksimaalne jää esinemise
tõenäosus 60%



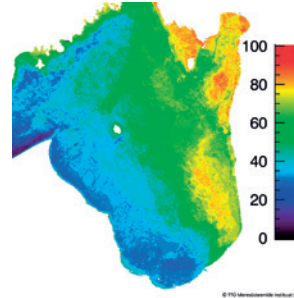
2007/2008 pehme talv.
Maksimaalne jää esinemise
tõenäosus 59%



2008/2009 pehme talv.
Maksimaalne jää esinemise
tõenäosus 70%



2009/2010 karm talv.
Maksimaalne jää esinemise
tõenäosus 88%



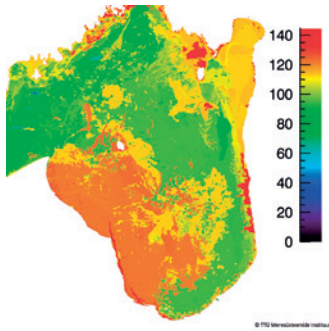
2010/2011 karm talv.
Maksimaalne jää esinemise
tõenäosus 90%

Joonis 4. Uuritavate talvede jää tõenäosuskaardid.

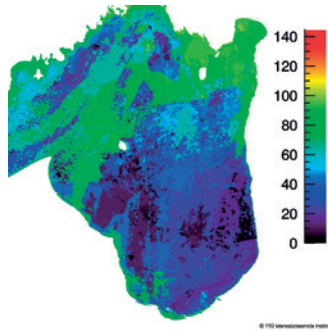
Aasta keskmised jää tõenäosuskaardid (joonis 4) näitavad jää esinemise protsendilist tõenäosust igas pikslis. Karmidel talvedel oli jää esinemise tõenäosus täiesti arvestatav kogu lahe ulatuses. Lahe avaosas esines jääd üle 30% tõenäosusega, samas kui Pärnu lahes oli tõenäosus üle 60%. Nende kaartide põhjal võib kõige karmimaks pidada 2002/03. aasta talve, mil maksimaalne jää leidumise tõenäosus oli 94% ning madalamad lahed olid jääga kaetud üle 80% tõenäosusega.

Keskmiistel talvedel võis üksikutes kohtades jää esinemise tõenäosus tõusta 80%-ni, kuid valdavalt jäi see siiski alla 60%. Lahe avatud osas leidis jääd alla 40% tõenäosusega.

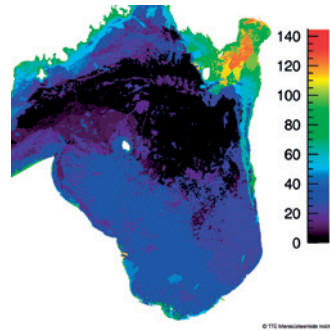
Pehmetel talvedel püsis lahe avaosas täiesti jäävaba. Ekstreemselt pehmeks võib pidada 2007/08. aasta talve, mil jääd esines vaid Pärnu lahes ning vähesel määral ka Saaremaa lõunaranniku lahesoppides.



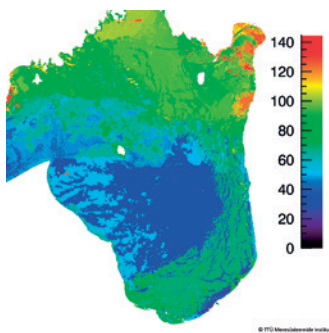
2002/2003 karm talv. Maksimaalne jääpäevade arv 142



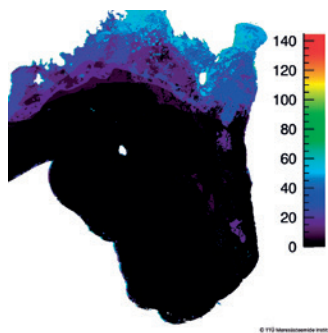
2003/2004 keskmine talv. Maksimaalne jääpäevade arv 100



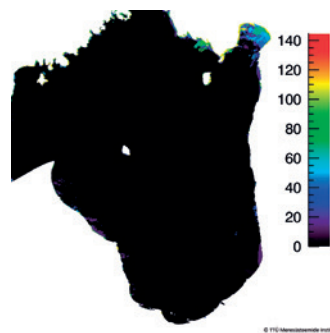
2004/2005 keskmine talv. Maksimaalne jääpäevade arv 126



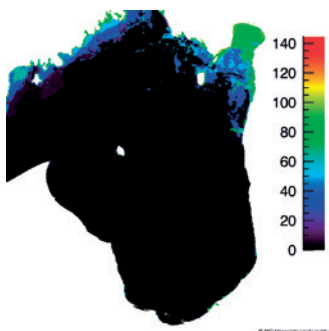
2005/2006 karm talv. Maksimaalne jääpäevade arv 149



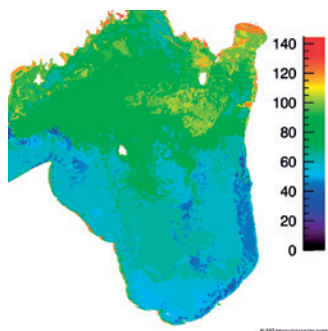
2006/2007 pehme talv. Maksimaalne jääpäevade arv 92



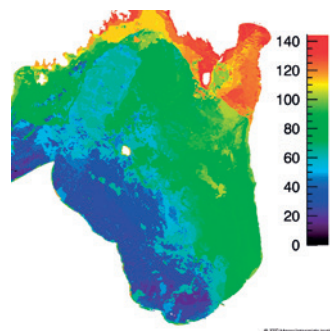
2007/2008 pehme talv. Maksimaalne jääpäevade arv 83



2008/2009 pehme talv. Maksimaalne jääpäevade arv 97



2009/2010 karm talv. Maksimaalne jääpäevade arv 135



2010/2011 karm talv. Maksimaalne jääpäevade arv 146

Joonis 5. Uuritavate talvede jääpäevade arvu kaardid.

Jääpäevade arvu kaardid (joonis 5) on samuti pikslipõhised ning iga piksel iseloomustab ala suurusega 0,0625 km². Piksli väärtus näitab, kui mitu päeva talve jooksul oli antud ala jääga kaetud. Ka selle parameetri puhul võib näha selgeid piire erinevate talvestsenaariumite vahel.

Karmidel talvedel jäi maksimaalne jääpäevade arv vahemikku 135–149, mis tähendab, et mõnes piirkonnas esines jääd peaaegu kogu perioodi ulatuses. Karmide talvede arvestuses püsis jää Liivi lahe avaosas kõige kauem 2002/03. aasta talvel.

Keskmete talvede maksimaalsed jääpäevade arvud jäid vahemikku 100–126, samas kui pehmete talvede kaartidelt on võimalik saada informatsiooni vaid Pärnu lahe ning mingil määral ka Saaremaa lõunaranniku kohta. Liivi lahe avaosas jääd ei esinenud. Maksimaalne jääpäevade arv pehmetel talvedel varieerus vahemikus 83–97.

Järeldused

Töö tulemused näitavad, et Liivi lahele tekib jää igal aastal ning jääolud varieeruvad tugevalt. Sarnase järelduseni jõudsid ka Jevrejeva ja Leppäranta (2002) oma jäävaatluste põhjal. Kõige liikuvam on jää keskmise talvestsenaariumi korral, mil Liivi lahe avaosas esineb jääd, kuid mitte täies ulatuses. Jää liikumine on otseselt seotud tuule ning hoovustega (Goldstein, 2009). Pehmetel talvedel esineb jääd vaid rannikualadel ning avaosas on jäävaba. Sellised talved on soodsad mereliiklusele, kuid väga keerulised viiherhüljestele, kes vajavad vähemalt kuus nädalat püsivat jääd poegimiseks ning järeltulijate kasvatamiseks (Jüssi, 2011). Lisaks kaitseb merejää rannikut tugevate tuulte tekitatud tormilainete eest, mis jäävaestel talvedel kallast murrutab (Mardiste ja Vahter, 2008). Karmidel talvedel ulatub jääkatte pindala uuringupiirkonnas 15 000 km²-ni. Jääkate tekib suurele osale Liivi lahest juba jaanuaris ning taandumist võib märgata alles märtsi lõpus. Selliste talvede korral on jääkate küllaltki väheliikuv, kuid avaldab sellegipoolest tugevat survepinget laevadele (Pärn et al., 2007).

Tänuavaldused

Töö on osa projektist GORWIND (*The Gulf of Riga as a Resource for Wind Energy*) (EU34711).

Viidatud kirjandus

- Cracknell, A., P. (2001). Remote Sensing and Climate Change.
- Goldstein, R.V., Osipenko, N.M., Leppäranta, M. (2009). Relaxation scales and the structure of fractures in the dynamics of sea ice. *Cold Regions Science Technology*, 58, 29-35.
- Granskog, M., Kaartokallio, H., Kuosa, H., Thomas, D. N., Vainio, J. (2006). Sea ice in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70, 145-160.
- Jevrejeva S., Leppäranta, M. (2002). Ice Conditions along the Estonian Coast in a Statistical View. *Nord. Hydrol*, 33, 241–262.
- Jüssi, M. (2011). Kaks kümnendit koostöös hüljestega. *Eesti Loodus*, 2.
- Leppäranta, M., Myrberg, K. (2009). Physical Oceanography of the Baltic Sea. Springer
- Mardiste, H. (1997). Kuidas Läänemeres tekib ja kaob jää. *Eesti Loodus*, 48, 168–170.
- NASA (National Aeronautics and Space Administration) (URL kasutatud juuni 2014) <http://modis.gsfc.nasa.gov/>
- Pärn, O., Haapala, J., Kõuts, T., Elken, J., Riska, K. (2007). On the relationship between sea ice deformation and ship damages in the Gulf of Finland in winter 2003. *Estonian Journal of Engineering*, 13, 201-214.
- Mardiste, H., Vahter, R. (2008). Vähima jääkattega talv Läänemeres. *Eesti Loodus*. 12

- Su, H., Wang, Y., Xiao, J., Li, L. (2013). Improving MODIS sea ice detectability using gray level co-occurrence matrix texture analysis method: A case study in the Bohai Sea. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 85, 13-20.
- Uiboupin R., Axell L., Raudsepp U., Sipelgas L. (2010). Comparison of operational ice charts with satellite based ice concentration products in the Baltic Sea. IEEE-Inst Electrical Electronics Engineers Inc, 2010, 1-8.
- Uiboupin, R., Sipelgas, L., Raudsepp, U. (2009). Sea ice concentration and type analysis from dual pol radarsat-2 and MODIS image in the Baltic Sea. IEEE Proceedings of International Geoscience and Remote Sensing Symposium: International Geoscience and Remote Sensing Symposium. 2009, 590 - 593.
- Vihma, T., Haapala, J. (2009). Geophysics of sea ice in the Baltic Sea: A review. *Progress in Oceanography*, 80, 129-148.
- Wang, K., Leppäranta, M., Kõuts, T. (2006). A study of sea ice dynamic events in a small bay. *Cold regions science and technology* 45, 83-94.
- Zhang, D., Ke, C.Q., Sun, B., Lei, R.B., Tang, X.Y. (2011). Extraction of sea ice concentration based on spectral unmixing method. *Journal of Applied Remote Sensing*, 5, 053552.

Summary

Mapping of ice conditions in the Gulf of Riga on the basis of remote sensing

The Baltic Sea is well known for its seasonal ice cover. The current study focuses on the Gulf of Riga that is located in the eastern part of the Baltic Sea. Previous studies have shown that ice conditions in the Gulf of Riga can vary significantly from year to year depending on weather conditions. Depending on the year, the ice cover season starts between late November and mid-January. The length of the ice season, which can last until late April, is in the range of 3-5 months. In addition to interannual ice cover variations there are significant spatial variations between different Gulf areas.

The use of remote sensing methods enables to monitor ice extent during different winter scenarios. In this study Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) data from visible range channels of spectrum with 250 m resolution (620 – 670 nm ; 841 – 876 nm) to detect ice extent in the Gulf of Riga (the Baltic Sea) were used. In total, 366 images were used for ice extent detection.

After processing all the 366 images, average ice cover maps for different months and years were compiled. Ice cover probability maps were calculated, showing the percentage of time that each pixel was covered by ice. Based on negative degree days, calculated from the data obtained in Kihnu meteorological station, the winter scenarios were defined. In case the sum of negative degree days (°C day) is above 500, the winter was considered as severe (2003, 2006, 2010 and 2011). In case of medium (2004 and 2005) winters, the corresponding value was between 250 and 400, and for mild (2007, 2008 and 2009) winters the sum of negative degree days was below 250.

Rannaprotsesside anatoomia laserskaneerimise skalpelliga

Maris Eelsalu¹, Artu Ellmann², Kalev Julge², Silja Märdla², Tarmo Soomere¹

¹ Tallinna Tehnikaülikooli Küberneetika Instituut, Akadeemia tee 21, 12618 Tallinn

² Tallinna Tehnikaülikooli Teedeinstituut, geodeesia õppetool, Ehitajate tee 5, 19086 Tallinn

Kokkuvõte

Pirita rannas valitud *ca* 250 m pikkuse testala näitel demonstreeriti lennukil paikneva (ALS) ja rannale paigaldatud (TLS) mõõdistusseadmete abil tehtava laserskaneerimise võimalusi ranna kolmemõõtmelise topograafia ajaliste muutuste analüüsimiseks. Erinevatel aegadel tehtud ALS- ja TLS-mõõdistused seoti omavahel ranna lähistel paikneva pikka aega muutumatuna püsinud horisontaalpinna kõrgusväärtuste abil.

Lisaks hetkeseisu kaugseirelisele täppiskaardistamisele saab sellise meetodika abil rannal toimuvaid muutusi identifitseerida ja kvantifitseerida suure horisontaalse lahutusvõimega ja kõrguslikult mõne sentimeetri täpsusega. Testalal on ajavahemiku 2008–2013 vältel üksikutel aastatel toimunud ulatuslikud muutused – randa on uhutud või sealt ära uhutud kuni 30 cm paksune liivakiht. Muutuste struktuur võib seejuures olla erinev nii piki kui ka risti randa. Kogu vaadeldaval ajavahemikul toimunud summaarsed muutused on tagasihoidlikud ning kooskõlas kogu Pirita ranna funktsioneerimise skeemiga.

Võtmesõnad: laserskaneerimine, liivarannad, rannaprotsessid

Sissejuhatus

Eesti liivarannad on, nii nagu kogu meiega külgnev meri, üsna noored ja enamasti võrdlemisi õrnad. Nad arenevad aga avaookeani rannal paiknevate suurte vendadega võrreldes mõneti ebatavalistes tingimustes. Nii nagu avaookeani randu, dikteerivad ka meie randade arengut peamiselt lainetus, veetase ja tuul. Meie randades lisandub veel jää mõju. Jää enamasti takistab muude tegurite toimimist, kuid võib ka pikka aega stabiilseina püsinud randlalõike muuta uuesti aktiivseks (Kont et al., 2011). Kõige kiiremini arenevad rannad sellistes tormides, kus väga tugev lainetus ründab jäävabal perioodil külmumata randa kõrge veetaseme ajal (Orviku et al., 2003). Tugevaid torme, mis suudaksid randu kahjustada, esineb meil igal aastal. Et aga Eesti rannajoon on tugevasti liigendatud, sünnib suurem kahju vaid siis, kui tugevad tormituuled juhtuvad puhuma jäävabal ajal just sellest suunast, mis konkreetsele rannale ohtlik. Enamiku randadega, eriti nendega, mis paiknevad meie põhjarannikul, tuleb selliseid kombinatsioone üsna harva ette. Tagajärjed võivad aga rängad olla, sest taolistel juhtudel ründavad lained sageli tavapärasest veepiirist palju kaugemal ja kõrgemal ajurannas paiknevaid pehmeid setteid. Nõnda tekkinud kahjustusi tasandavad avaookeani randadel sageli pikad ummiklained, mis meie randades on peaaegu olematud. Seetõttu püsivad tormide jäljed meie randades pikka aega.

Kirjeldatud tingimustes arenevad rannad astmeliselt. Kiired, mõne päeva või isegi tunni jooksul toimunud muutused vahelduvad aastatepikkuste stabiilsete perioodidega, mille vältel rannas pealtnäha midagi ei juhtu. Nende aastate kestel võib randu lugeda peaaegu tasakaaluliseks (Harff et al., 2011) ning käsitleda tasakaaluliste randade jaoks väljatöötatud meetoditega (Dean ja Dalrymple, 2002). Need meetodid põhinevad arusaamal, et ranna veealuses osas kujundavad lained kiiresti kindla kujuga profiili, mille omadused sõltuvad põhiliselt liiva terasuurusest ja lainekliima teatavatest parameetritest (eelkõige aastas 12 tunni vältel esinenud suurimatest lainekõrgustest ja nendele vastavate lainete perioodidest). Selliste randade veealuses osas toimuvaid muutusi (sh liiva erosiooni või akumulatsioonist) saab üsna täpselt kirjeldada veepiiri nihkumise ja pikaajalise veetaseme muutumise kaudu (Kask et al., 2009). Samuti on üsna kerge identifitseerida, kas luidetesse või eelluidetesse on liiva juurde tulnud või kaotsi läinud, või siis rannajärsak või metsaserv taganenud.

Liivarandade kuivas osas, veepiiri ja eelluidete või rannajärsaku vahel (ehk kitsamas mõttes rannas, Kont et al., 2011) aegapidi toimuvate muutuste analüüs on aga märksa keerukam, samas ülimalt oluline, sest sellest sõltub ranna vastupidavus järgmistele tormidele. Liivariba on tavaliselt vähemalt kümnekond meetrit lai. Seal paiknevad enamasti mitmesugused mikroreljeefide ilmingud: mitmed väikesed rannavallid, äärelainete poolt kujundatud rütmilised veepiirilooked, tuule poolt juhuslike takistuste taha kuhjatud mõhnad jne. Need kõik võivad võrdlemisi kiiresti (tundide ja päevadega) tekkida, areneda, muutuda ja ümber paikneda. Vahel kuhjavad lained liiva veepiiri lähiste, kuid mõne aja pärast uuristavad hoopis rannajärsaku või eelluite jalamit. Seetõttu võib ranna läbilõige (ehk profiil, tavaliselt veepiiriga risti paiknev mõtteline joon) eri ajamomentidel olla radikaalselt erinev, alates heas toitumuses randa (ingl *healthy beach*) iseloomustavast kumerast kujust kuni erosiooni all kannatavale rannale tüüpilise nõgusa kujuni, kusjuures rannas paikneva liiva hulk märkimisväärselt ei erine.

Erinevalt randla veealusest osast, mis on piki randa (ehk piki veepiiri) suhteliselt homogeenselt laugjas, on kuival rannal paiknev mikroreljeef enamasti selgete kõrguslike erinevustega nii piki kui ka risti randa. Üldiselt ei saa seega mingis kohas risti randa mõõdetud profiili alusel järeldada, et kümnekond meetrit eemal on mikroreljeefi elemendid veepiiri suhtes samas kohas. Tavapärane rannikuseire toetub väikesele hulgale risti randa mõõdetud profiilidele. Kui nende asukohad on mõistlikult valitud, annavad nende mõõdistused väärtuslikku (kuid siiski vaid üldistavat) informatsiooni rannas toimunud muutuste kohta. Et aga rand käitub, nagu kirjeldatud, võrdlemisi keerukal moel, ei taga klassikaliste profiilide analüüs mitte alati vajalikku täpsust ja võib põhjustada ebaadekvaatseid hinnanguid rannikul toimuvate arengute kohta.

Liivarannas toimuvate muutuste adekvaatne kirjeldus nõuab seega ranna kolmemõõtmelise topograafia ja selle muutuste analüüsi. Teoreetiliselt on võimalik randa nõnda kaardistada klassikaliste geodeetiliste meetoditega. Kuni hiljutise ajani olid rannaalade uurimiseks kasutusel vaid kontaktmõõtmised, kus iga mõõdistuspunkti koordinaatide ja/või kõrguse määramiseks tuli väljavalitud punktile vahetult asetada mõõdistusvahend. Et aga rannauuringuteks vajaliku andmestiku lahusvõime peaks olema mõnekümne sentimeetri tasemel, siis kontaktmõõdistamise meetoditega (elektrontahhümeetria, reaalaajaline RTK-GPS-mõõdistus, aga ka klassikaline nivelleerimine) on uuringute teostamine väga aeganõudev, töömahukas ja seetõttu ka üsnagi kulukas. Samuti ei tule selleks praegu veel kõne alla satelliidiinformatsiooni kasutamine, mille lahusvõime on vajalikust märksa väiksem. Mõistliku lahenduse pakub kaugseireline laserskaneerimine. Lennukil paikneva aerolaserskaneerimise seadmestikuga (lühendatult ALS) kujuneb horisontaalseks lahusvõimeks mõnikümmend sentimeetrit kuni

paar meetrit, sõltuvalt lennukõrgusest. Rannas statiivile paigaldatav terrestriline laserskanner (lühendatult TLS) võimaldab koguda andmeid mõnesentimeetrilise ruumilise lahutusega. Kogutud ruumiandmete kõrguslik täpsus on mõlemal juhul enam-vähem samas suurusjärgus. Esitatud analüüsis näitame, kuidas saab ALSi ja TLSi võimalusi kombineerida ranna käitumise „anatomia“ adekvaatseks kirjeldamiseks ja klassikalise rannikuseire andmestiku täiendamiseks.

Laserskaneerimine

Kaugseire oluliseks eeliseks on see, et puudub vajadus mõõdistatavate objektide/piirkondadega otsese füüsilise kontakti loomiseks. Informatsiooni mõõdetavast objektist kogutakse sealt lähtuva või sellelt peegelduva kiirguse omadustest, alates klassikalisest fototehnoloogiast või laserkiirte abil mõõdistamisest kuni inimese poolt tajutavast spektrist väga kaugel paikneva kiirguse registreerimiseni. Kaugseire on oluliseks abiks raskesti ligipääsetavate ja/või ohtlike alade mõõdistamisel ning võimaldab kiiresti koguda andmeid ulatuslike maa-alade kohta. Paljude ülesannete puhul on seni probleemiks olnud kaugseireliste andmete tagasihoidlik ruumiline lahutusvõime ja vahel ka täpsus võrreldes traditsioonilise kontaktmõõdistamisega.

Laserskaneerimine kui aktiivse kaugseire vorm võimaldab mitmel puhkudel neid pii-ranguid ületada. Selle põhimõte on lihtne: skaneerimisseade väljastab kindla lainepikkusega lasersignaali ning arvutab mõõdistusobjektilt tagasipeegeldunud signaali kulgemisaja põhjal seadme ja mõõdistusobjekti vahelise kauguse. Lisaks fikseeritakse ka laserkiire nurk seadme mõne põhitelje suhtes. Neid toiminguid saab teostada nii spetsiifilise laserskaneerimisaparatuuri kui ka foto- või radarseadmetega. Teaduse ja tehnika areng on toonud viimasel aastakümnel kasutusse laserskaneerimise seadmed, mis võimaldavad sobivalt kauguselt mõõdistada huvipakkuvate objektide geomeetrilist kuju kiiresti, täpselt ja korraliku ruumilise lahutusvõimega.

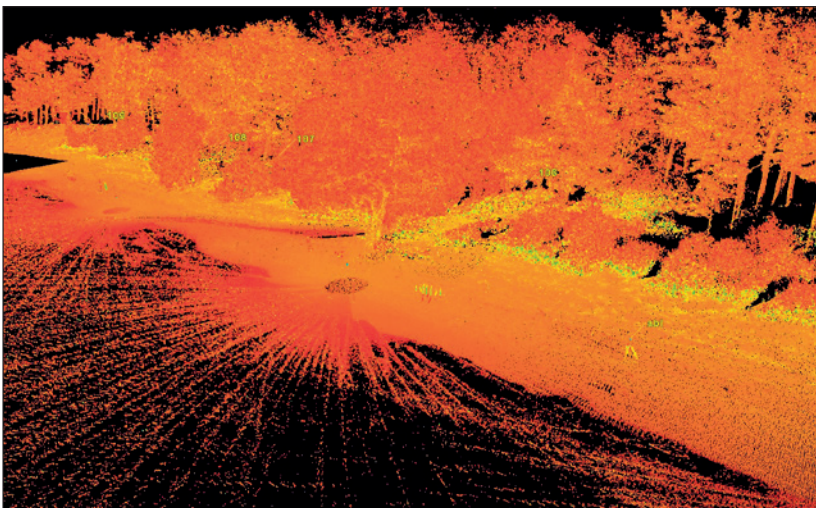
Seadmed võivad olla paigaldatud nii lennumasinadele, kosmoseaparatuuridele kui ka maapinnale; viimasel juhul kõneldakse terrestrilisest laserskaneerimisest. Kui aparatuur monteeritakse mõnele õhusõidukile, räägitakse aerolaserskaneerimisest (ALS). Vaadeldava objekti (näiteks maapind) ruumiliste koordinaatide määratlemiseks tuleb siis mõõdistuse ajal võimalikult täpselt määrata ka laserseadme järjestikused hetkeasukohad (3D-koordinaadid) terve mõõdistuslennu kestel. Selleks kasutatakse geodeetilise täpsusega GPS-satelliitnavigatsioonisüsteemi. Sageli lennuk ei lenda ühtlaselt, vaid raputab mõnikord päris tugevasti, teisisõnu, võib turbulentsi tulemusena muuta oma asukohta ja orientatsiooni üsna äkiliselt ja ettearvamatult. Seetõttu positsioneeritakse lennuki asend inertsialseadmete (nn IMU-seade, *Inertial Measurement Unit*) abil kümneid ja sadu kordi sekundis. ALSi mõõdistustulemuste täpsus moodustub eelnimetatud andmestike kvaliteedist.

Alates 2008. aastast on Maa-amet viinud läbi aerolaserskaneerimist Eestis. Selleks on soetatud aeropildistuse ja aerolaserskaneerimise seadmed koos väikelennukiga. Nelja esimese aasta jooksul (2008–2011) kaeti aeropildistuse ja ALS-mõõtmistega terve Eesti. Seejärel alustati 2012. a korraliste ALS-mõõtmiste teist ringi, mis peaks lõpule jõudma 2015. aastal. Hajaasustusega aladel teostati ALS-kaardistuslennud 2400 m kõrgusel, tiheasustusega aladel 1500 m kõrgusel. Piirkonniti lisanduvad veel ka metsanduslikud „kõrglennud“ 3800 m kõrgusel (Gruno, 2012; www.maaamet.ee). Praeguseks on seega mitmel Eesti rannaaladel ALS-mõõdistusi tehtud korduvalt.

ALSi korduvmõõtmiste andmete kasutuselevõtul rannaprotsesside monitooringu vajadusteks peetakse üheks oluliseks probleemiks asjaolu, et erinevate aastate ALSi andmestike vahel võivad esineda süstemaatilised kõrguslikud erinevused (Grünthal et al., 2013, 2014). Ühe võimalusena ALSi andmete vertikaalse täpsuse ja süstemaatiliste nihete määratlemisel saab kontaktmõõdistusega fikseerida kontrollpunktid kindlatel horisontaalpindadel, mille kõrgus on püsinud sama, mis vastava ALS-mõõdistuse ajal. Selleks sobivad kõvakattega teed ja platsid, mõningate mõõndustega ka siirde- ja pinnasekatted. Varasemad kontrollmõõdistused on näidanud, et aerolaserskaneerimise vertikaalne täpsus on vahemikus $\pm 0,34$ m (Gruno, 2012). ALSi nadiirandmestiku keskmiseks kõrguslikuks täpsuseks taimkatteta pindadel on hinnatud $\pm 0,06$ m (Gruno et al., 2013). Taimestikuga pindadel tuleb paratamatult arvestada suuremate hälvetega.

Usaldusväärseima ALSi võrdlushinnangu saaks pindalaliste alade lausmõõdistamise tulemusi kasutades. Selleks sobib terestiline laserskaneerimine (TLS). Välimuselt sarnaneb TLS-seade tavapärasele geodeetilisele mõõdistusseadmetele. See püstitatakse huvipakkuva objekti lähedusse stabiilsele statiivile. Seega on TLS oma olemuselt pigem „poolkontaktne“ mõõdistusviis. Skaneerimiseks tuleb küll instrument sobivasse kohta üles seada, kuid samas puudub vajadus ise näiteks mõõdistatav maa-ala läbi käia. Mõõdistus ise on kiire (u 50 000 mõõdistuspunkti sekundis) ja suure eraldusvõimega, võimaldades objekti mõõta praktiliselt sama täpsusega, mis saavutatakse kontaktmõõtmisel. TLSi mõõtmisulatus vertikaalpindade puhul on kuni 300 m, kuid horisontaalsete pindade puhul jääb 30...50 m piirisse. Suuremate alade mõõdistamiseks tuleb kasutada mitut seisupunkti. Nendes mõõdetud andmestikud seotakse omavahel ühtseks punktivilveks (joonis 1). TLSi andmete ruumiline lahutusvõime on mõni sentimeeter ning seda saab seadistada sõltuvalt eesmärgist. TLS-tehnoloogia juurutamine on terves maailmas alles algfaasis ja praegu praktikas sobiv kasutamiseks vaid väiksematel aladel. Eeldatavalt on järgnevate põlvkondade TLS-seadmestik märksa täiuslikum.

Loomulikult võib TLSi korduvmõõdistustuste tulemusi kasutada rannaprotsesside monitooringuks ka ilma ALSi andmeid kaasamata. Käesolevas analüüsis kasutatakse TLSi andmeid eelkõige juba olemasolevate ALSi andmete kalibreerimiseks. Nõnda omavahel seotud andmestikud võimaldavad saada ülevaadet rannaprotsessidest ulatuslikel maa-aladel ja pikema aja vältel.

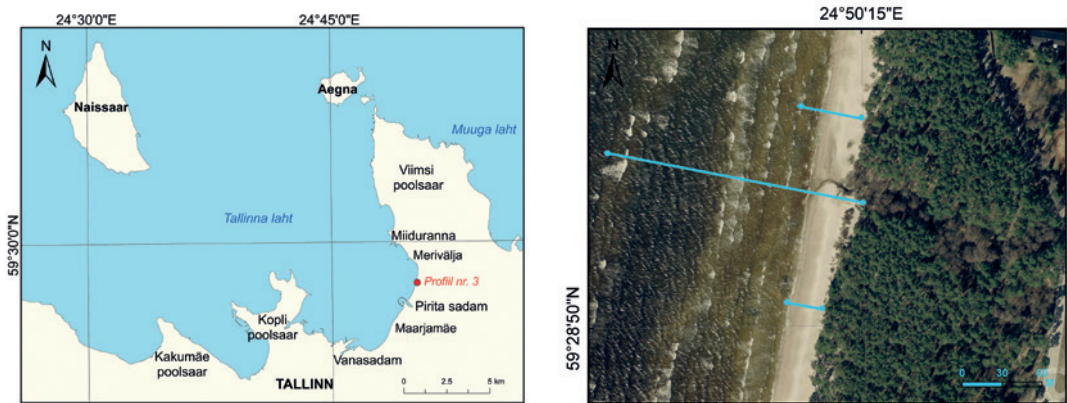


Joonis 1. Pirita rannaala laserskaneerimise punktivilv.

Pirita rand kui sobilik testala

Laseskaneerimise võimalusi demonstreerime Pirita rannaala uuringute näitel. Ligikaudu kahe kilomeetri pikkune Pirita liivarand paikneb 1980. a olümpiaregati baasiks ehitatud sadama ja Merivälja muuli lähistel asuva moreenjärsaku vahel ning on konkurentsitud populaarseim suvituspiirkond Tallinnas. Rannamets on üsna tasase reljeefiga, arvestatava kõrgusega luited ja eellited Merivälja tee ja ranna vahel puuduvad ning rannajärsaku kõrgus metsa serval on üldiselt alla 1,5 meetri. Pirita ranna seisund ja tulevik ning randa mõjutavad tegurid on vaatluse all olnud nii eesti- kui ka võõrkeelses kirjanduses (Orviku ja Veisson, 1979; Orviku, 2003; Soomere et al., 2007; 2008). Neis esitatud vaatluste, hinnangute ja mudelarvutuste tulemuste kombineerimine riikliku rannikuseire andmestikuga võimaldab hinnata ALSi ja TLSi tulemuste paikapidavust, usaldatavust ning kasutatavust selle rannalõigu haldamiseks.

Sarnaselt paljude teiste Põhja-Eesti liivarandadega toimub siin aeglane liiva kandumine mere poole. Kuni XX sajandi keskpaigani püsis rand stabiilsena, tõenäoliselt tänu maakerkele ja Pirita jõest saabuvalle settematerjalile. Sajandi teisel poolel, 1970. aastate keskel, mil ehitati rannahoonet ja olümpiasadamat, oli ranna arengus kriitiline aeg. Lained viisid rannast suure hulga liiva ja uuristasid enam kui meetrikõrguse astangu lausa rannahoone vundamenti juurde. Olukorra päästmiseks toodi randa ligikaudu 30 000 kuupmeetrit liiva ja pumbati sinna ka peeneteralisemat materjali Pirita jõe suudmest (Orviku ja Veisson, 1979). See taastas mõneks ajaks ranna normaalse funktsioneerimise. Olümpiasadama ehitamine pidurdas setete juurdevoolu Pirita jõest, mistõttu liiva defitsiit on aegamisi süvenenud ning moodustab praegu ligikaudu 1000 m³ aastas. Viimase aastakümne tugevad tormid (2001. a novembris ja 2005. a jaanuaris) räsivad küll randa kõvasti ja laastasid mitu meetrit ranna põhjaosa metsa, kuid tõenäoliselt transportisid hulga liiva ranna kesk- ja lõunaossa, mille seisukord oluliselt ei halvenenud.



Joonis 2. Pirita rand Tallinna lahes (vasakul) ja valitud testala, riikliku rannikuseire profiil (pikk joon) ja võrdlusprofiilid (lühemad jooned) (paremal).

Pirita ranna funktsioneerimist on vaadeldud töödes Soomere et al., 2007, 2008, lähtudes Tallinna ümbruse jaoks modelleeritud lainetuse aegjadadest. Ranna erinevates osades on settetranspordil erinev muster. Ranna põhjaosas liigub liiv valdavalt lõuna poole, kuid ranna kesk- ja lõunaosas on liiva liikumise suund muutlik. Seetõttu toimivad ranna erinevates segmentides selgelt erinevad protsessid. Ranna põhjaosas ligikaudu 1 km pikkusel

lõigul domineerib erosioon ning lõunaosas akumuleerumine. Kõige keerukam on olukord ranna keskosas, kus settevoolu suund on muutlik ja erinevatel aastatel või aastaaegadel võib esineda nii liiva erosiooni kui ka juurdekannet. Selles kohas suubub randa ka väike oja ning paikneb üks riikliku rannikuseire profiilidest. Seetõttu valisime metoodika testimiseks just selle ligikaudu 250 m pikkuse rannalõigu (joonis 2).

Kõrguslike erinevuste tuvastamine

Laserskaneerimise eelised võrreldes klassikaliste (rannaprofiilide) mõõdistamiste ja visuaalsete kohtvaatlustega ilmnevad kõige kontrastsemalt ranna kolmemõõtmelise topograafia muutuste analüüsil. Kõrguslike erinevuste tuvastamiseks kasutasime aastail 2008–2013 Maa-ameti poolt rutiinse kaardistamise käigus mõõdistatud ALSi andmestikke, mida täiendasime 2013. a hilissügisel mõõdistatud TLSi andmestikuga. TLS-mõõdistusel lähtuti metoodikast, mis tagas ~2 cm mõõtmistäpsuse nii punktide plaanilisele (horisontaalsele) kui ka kõrguslikule asendile. Et Maa-ameti poolt väljastatavad eeltöödeldud ALSi andmed on esitatud riiklikus koordinaatja kõrgussüsteemis, mõõdistati ka TLSi andmed samas süsteemis. Mõõdistuspunktid valiti nii, et skaneerimispunktide vahe ei ületaks 5 cm. ALSi andmestike lahutusvõime varieerub mõnevõrra sõltuvalt lennukõrgusest (ca 1 punkt 2 m² kohta 2008., 2009. ja 2013. a ning 1 punkt 6 m² kohta 2010. a). TLSi andmestik sisaldas keskmiselt ca 2500 punkti igal ruutmeetril. Andmestike sidumiseks kasutati kõnesoleva rannalõigu lähistel paikneva asfalteeritud parkimisplatsi pinda (püsinud muutumatuna alates 2008. aastast), mille kõrgused merepinnast määrati TLSi lausmõõdistusega (Julge et al., 2014). Pärast taandamist selle tasemele konstrueeriti kõigist andmestikest rannalõigu topograafia digitaalsed mudelid.

Kuigi testalaks valitud rannalõik on üsna lühike, eristuvad selles oja suudmest põhja ja lõuna pool paiknevad segmendid. ALS-mõõdistused näitasid, et aastail 2008–2010 akumuleerus testalal ligikaudu 500 m³ liiva igal aastal. Kogu testala pindala on ligikaudu 4500 m², seega on ALS-tehnoloogia suuteline usaldusväärselt eristama vaid mõne sentimeetri kõrgusi liivapinna muutusi. Liiva lisandus peaaegu kogu testala piires ning erosioon ilmnis vaid üksikutes kohtades (vähem kui 5% testala pinnast), peamiselt oja suudme ümbruses. Liiva kadu oli seal mõnikümmend kuupmeetrit aastas ehk vähem kui 10% akumulatsiooni mahust. Selline lokaalne muutus ei pruugi tähendada, et nendest kohtadest oleks liiv näiteks mere poole ära viidud. Pigem oli tegemist ojasängi muutustega ja üksikute liivamõhnade ümberkujunemise või liikumisega.

Ruumilistel muutustel on kindel struktuur

Kirjeldatud akumulatsioon ei toimunud aga sugugi ühtlaselt kogu rannas. Muutuste ruumilise jaotuse tuvastamise võimalus on üks ALS-tehnoloogia peamisi eeliseid rannaprotsesside uuringutes. Testala lõunaosas lisandus liiva suhteliselt ühtlase 20–30 cm paksuse kihina. Seevastu testala põhjaosas lisandus liiva peamiselt ranna maapoolses servas, rannajärsaku lähistel. Selline ebaühtlus viitab suhteliselt tugevale tuulekandele testala põhjaosas ja võrdlemisi tugevale lainetuse mõjule testala lõunaosas.

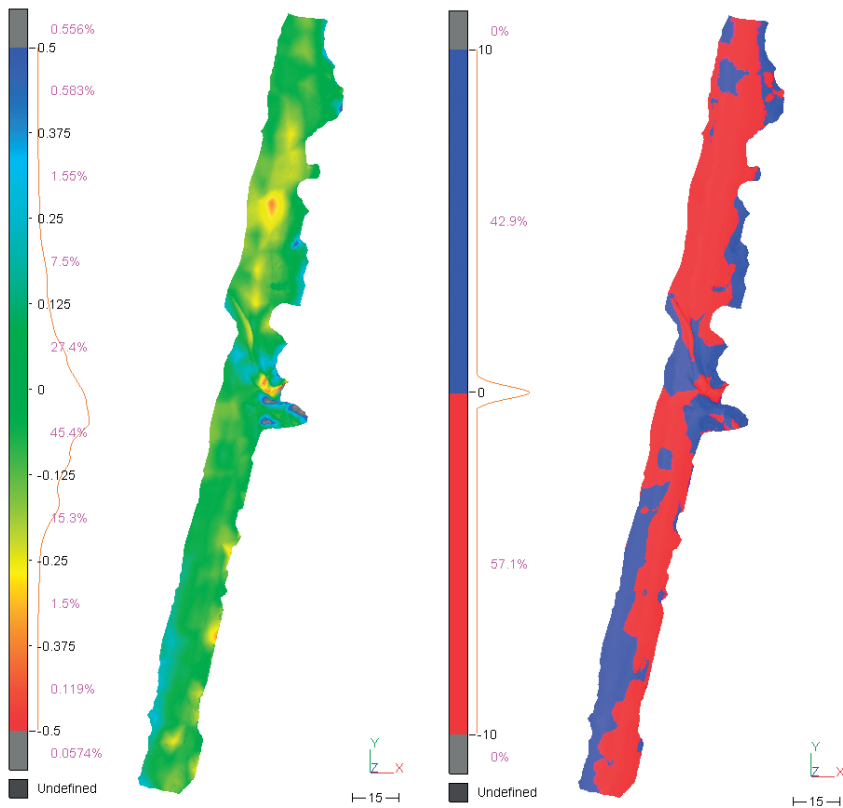
Järgnevatel aastatel toimusid hoopis teistsugused muutused. Kogu testalal vähenes liiva kogus 300–400 m³ võrra aastas, nii et 2013. aastaks oli kogu 2008–2010 kogunenud liiv sealt kadunud (joonis 3). Liiva tuli juurde vaid väikeste laikudena ojasuudme lähistel. Nagu ülal märgitud, on sel puhul ilmselt tegemist ojasängi mõne osa täitumisega.

Liiva ärakandumine toimus akumulatsiooniga võrreldes teistsuguse mustri järgi, mille käigus muutus enamiku rannaprofiilide kuju. Peamiselt kadus liiv ranna maapoolsest servast rannametsa lähistelt ning veepiiri ümbruses olid muutused märksa väiksemad. Selline protsess on tüüpiline siis, kui kõrge veetaseme puhul lained mõjutavad muidu veepiirist võrdlemisi kaugel paiknevat liiva.

Huvitav on võrrelda nõnda tehtud „tugitoolijäreldusi“ kõnesolevatel aastatel esinenud lainetuse tingimustega. Aastad 2009–2010 olid suhteliselt vaiksed ning 2011 suhteliselt tormine. Lainetuse intensiivsuse kohta on publitseeritud andmeid vähe. Visuaalselt vaadeldud lainekõrguse aasta keskmine Ventspilsis ja Liepājas oli 2009–2010 ligikaudu 20% väiksem ja 2011 ligikaudu 10% suurem pikaajalisest keskmisest lainekõrgusest (Pindsoo et al., 2012; Zaitseva-Pärnaste, 2013; Soomere, 2013). Kuna lainetuse režiimi aastatevaheline muutlikkus on suhteliselt ühesugune kogu Läänemere idarannikul, on tõenäoline, et ka Tallinna lahes oli lainekõrgus aastail 2008–2010 keskmisest madalam. Sellistel aastatel on lainetuses suhteliselt suur pikalainelise ummiklainetuse osakaal ning ka laevalained võivad mängida võrdlemisi olulist rolli (Kelpšaitte et al., 2009; Pindsoo et al., 2014). Niisugustes tingimustes toovad suhteliselt pikad lained madalmerest veepiiri lähistele liiva juurde ning tuul puhub selle edasi rannajärsaku ja rannametsa poole.

Järgmised aastad olid märksa tormisemad (Tõnisson et al., 2012, 2013). Nii näiteks mõõdeti 30. novembril 2012 tugevas idatormis Soome lahe kõigi aegade kõrgeim üksiklaine, mis ulatus 9,4 meetrini (Soome Meteoroloogia Instituut, pressiteade 30.11.2012). Maksimaalne oluline lainekõrgus selles tormis kordas 2001. a novembris püstitatud rekordit 5,2 m (Pettersson et al., 2013). Tormid tõstavad meie rannikul enamasti veetaset. Kui aga kõrged lained saabuavad randa tavalisest kõrgema veetasemega, uuristavad need eelkõige ranna maapoolset osa ning viivad setteid rannajärsaku vahetust lähedusest tavapärase veepiiri ümbrusesse. Aastail 2010–2013 toimunud muutused järgisid just sellist mustrit. Tulemusena kujuneb kuival rannal nõgusa kujuga profiil ning liiva maht kuival rannal väheneb. Kui tormid ei kesta väga kaua (mis on tüüpiline Läänemere jaoks), settib nõnda liikuma läinud liiv madalmeres, veepiirist ligikaudu 0,5 m sügavuseni. Nagu ülal kirjeldatud, toovad pikad ummiklained ja laevalained liiva sealt aegamisi tagasi kuivale rannale, kust tuul seda siis omakorda rannajärsaku poole kannab. Taoline tsükliline ranna erosiooni ja isetaastumise protsess leiab aset vaid siis, kui tormide tugevus ja sagedus ei ületa teatavat läve, mille korral toimuvad juba pöördumatud rannapurustused. Võrdlemisi tormiste 1990ndate järellainetusena tundus, et see lävi on paljude Eesti randade jaoks juba ületatud (Orviku et al., 2003).

Pirita ranna seisund pole veel kriitiline. Kogu kõnesoleva ajavahemiku jooksul on liiva hulk küll kõvasti muutunud, kuid 2013. aastaks sisuliselt taastus 2008. a valitsenud olukord (joonis 3). Siiski on toimunud mõned muutused, mis on kõik kooskõlas olemasolevate teoreetiliste mudelitega. Testala põhjaosa on liiva kaotanud; seejuures on ranna keskel liiva hulk vähenenud ning rannaprofiili kuju on muutunud nõgusamaks, mis on tüüpiline setete defitsiidi nähtus. Testala lõunaossa on veidi liiva juurde tulnud. See on settinud peamiselt veepiiri lähistele, nii nagu on tavaline lauge ummiklainetuse poolt mõjutatud randade puhul. Seega isegi sellise lühikese testala puhul (ca 8% kogu Pirita liivaranna pikkusest) avalduvad selle eri osades erineval moel toimivad mehhanismid.



Joonis 3. Pirita rannas toimunud muutused ajavahemikul 2008–2013. Vasak paneel: ranna topograafia muutused (ranna kõrguse muutused näidatud värviskaalas; sinine: liiva lisandumine, roheline: praktiliselt muutusteta, kollane ja punane: liiva kadu). Parem paneel: piirkonnad, kus liiva hulk vähenes (punane) ja kasvas (sinine).

Üksikprofiilide mõõtmised võivad viia ekslike järeldusteni

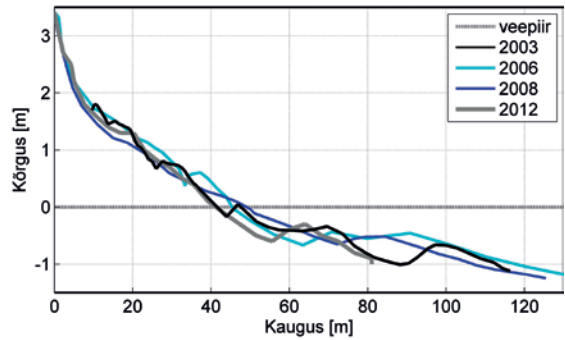
Testala keskel paikneb riikliku rannakuseire profiil nr 3 (Suuroja et al., 2002). Profiili alguspunkt on rannajärsaku peal metsa serval otse oja pervel ning mõnel aastal puudutab profiil rannaliivas looklevat ojasängi (joonis 2). Suurimad muutused aastail 2003–2012 leidsid aset ranna veealuses osas, kus 2003. a veepiirist ligikaudu 70 m kaugusel paiknenud peaaegu poole meetri kõrgune veealune liivavall on aegamööda (kiirusega ligikaudu 4 meetrit aastas) maa poole liikunud ja madaldunud ning 2012. aastaks jõudnud veepiirist kahe-kolmekümne meetri kaugusele (joonis 4). Üks pisem liivavall, mis 2003. a oli paarikümne meetri kaugusel veepiirist, on selle ajaga jõudnud kuivale rannale ja lagunenu. Veetaseme pikaajalisele keskmisele vastava veepiiri asend on suuris piires järginud nende liivavallide liikumist: nihkunud kõnesoleva väiksema valli „randumise“ ajal kümnekond meetrit mere poole ning aastail 2008–2012 samavõrra taganenud, nii et 2003. ja 2012. a veepiirid on peaaegu identsed. Kuivas rannas võib täheldada mitmeid väiksemaid ja kiiremaid muutusi, kuid liiva hulk piki profiili on püsinud enam-vähem muutumatuna. Nõnda võiks selle profiili alusel arvata, et kogu kõnesolev rannasegment on tegelikult tasakaalus, mida modifitseerib vaid veealuste liivavallide kujunemine, liikumine ja „randumine“.

Laserskaneerimise võimalused täiendavad seda pilti oluliselt. Tege-likke muutusi rannas ilmestavad muu- tused testala põhjapoolse ja lõunapoolse segmendi keskosas – ristlõigetel, mis paiknevad rannakuseire profiilist vasta- valt ligikaudu 60 m põhja pool ja 70 m lõuna pool (joonis 5). ALS-tehnoloogiaga mõõdetud profiilidel ei saa usal- dada metsaservale lähemal kui 10 m paiknevaid punkte. Vastavad mõõtmis- tulemused võivad sisaldada peegeldusi puuokstelt ja pinnataimestikult (vt joo- nis 1). Samuti ei saa kindel olla, et ranna- järsaku kuju on täpselt reprodutseeritud. Laserskaneerimine võimaldab mõõta ainult veepiirist maa pool paikneva lii- vapinna asendit, mistõttu saadud profiilid on märksa lühemad kui rannakuseire raames mõõdetud läbilõiked.

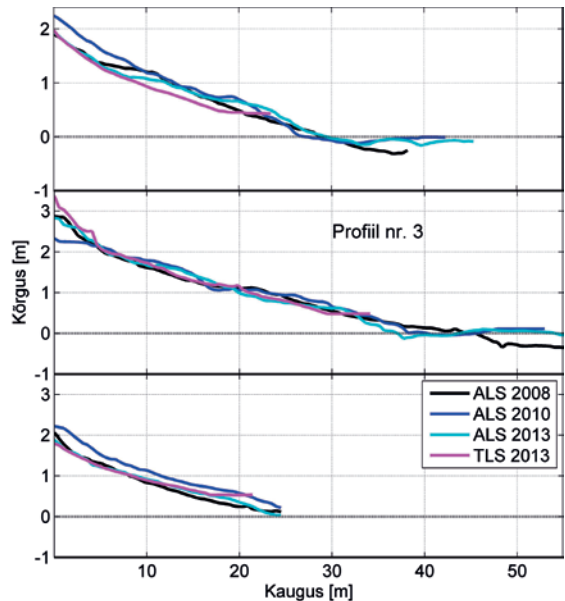
Ühest küljest on igati loogiline, et rannakuseire mõõdistuste tulemused neis profiili osades, kus erinevate mõõt- miste tulemused on võrreldavad, vasta- vad päris täpselt nii ALSi kui ka TLSi andmestikele (vrd joonist 4 ja joonise 5 keskmist paneeli). Kuigi detailid erine- vad, on kvalitatiivne tulemus ühemõt- teline: kogu vaadeldava ajavahemiku vältel ei muutunud profiilil nr 3 liiva hulk vähegi arvestataval määral.

Teisest küljest on intrigeeriv asja- olu, et ALSi ja TLSi tulemuste kombi- neerimine tuvastas võrdlemisi olulised muutused nii liiva hulgas kui ka selle paiknemises vaid mõnekümne meetri kaugusel rannakuseire raames jälgitavast profiilist. Testala põhjapoolses segmendis oli rannaprofiil 2008. a kumer, mis viitab positiivsele liivabilansile. Sellest segmendist uhuti aastail 2010–2013 ära ligikaudu 30 cm paksune kiht ehk ligikaudu 3 m³ liiva iga rannajoone meetri kohta. Veepiiri lähedusse lisandus veidi liiva, kuid summaarne bilans oli selgelt negatiivne ning rannaprofiil omandas nõgusa kuju, mis on tüüpiline setteid kaotavale rannale.

Muutused testala lõunapoolses segmendis olid teistsugused. Sinna lisandus aastail 2008–2010 ligikaudu 5–6 m³ liiva iga rannajoone meetri kohta, mis jaotus ühtlaselt üle kogu ranna ristlõike. Peaaegu kogu see materjal uhuti järgnevatel aastatel (2010–2013) minema, nii et viie aasta lõikes lisandus veidi liiva vaid veepiiri vahetus läheduses (vt ka joonis 3).



Joonis 4. Ranna topograafia läbilõige piki rannakuseire profiili 2003–2012. Andmed: Eesti Geoloogiakeskus.



Joonis 5. Ranna topograafia piki rannakuseire profiili nr 3 (keskmine paneel) ning sellest ligikaudu 60 m põhja pool (ülemine paneel) ja 70 m lõuna pool (alumine paneel) paiknevatel läbilõigetel.

Tuleb seega tõdeda, et klassikalised, üksikmõõtmistel või üksikute profiilide mõõdistustel põhinevad meetodid võivad kergesti anda ranna dünaamikast mitte ainult lihtsustatud, vaid isegi vildaka ettekujutuse. Näiv stabiilsus piki vaadeldud profiili nr 3 võib olla tingitud mitmetest asjaoludest, praegusel juhul väga tõenäoliselt ojasuudme mõjust profiili kujunemisele. Siin kombineerub ojasuudme looklemine sellega, et märg liiv käitub rannas oluliselt teistmoodi kui kuiv liiv. Tegelikult ilmnevad testalal väga dünaamilised muutused, mis eri aastatel, naabersegmentides ja ranna ristlõike eri osades võivad olla täiesti erinevad. Nende identifitseerimine klassikaliste profiilide abil on muidugi võimalik, kuid profiilide valikul tuleb siis olla väga täpne ning profiilide arv peaks mitu korda suurenema.

Lõpetuseks

Tegelikult pole üldse üllatav, et laserskaneerimine võimaldab vaadelda randade evolutsiooni uuest ja mõneti ebatavalisest vaatevinklist – kui ajas suhteliselt kiiresti muutuvat kolmemõõtmelist pinda, ning selle pidevas muutumises eristada hulgaliselt huvitavaid ja informatiivseid detaile. Pigem on üllatav see, kui rikas on isegi pealtnäha lihtsa ehitusega rannalõikude sisenemine dünaamika, kui tugevasti sõltub see piasjadest, nagu sealkandis merre suubuv väike oja. Ei saa eeldada, et piki veepiiri on rand ja selles toimuvad protsessid suhteliselt homogeensed. Pealtnäha heas seisukorras rand võib vaid mõne aastaga kaotada ohtralt liiva, pärast mida suudab iga järgnev torm põhjustada ulatuslikke rannapurustusi.

Esitatud tulemused kinnitavad ka seda, et rannaprotsesside (eelkõige risti randa toimivate tsükliliste protsesside) ajamastaap on Eesti randades vahel päris pikk – Pirita rannas vähemalt viis aastat. Seetõttu on randade haldamiseks äärmiselt olulised pikaajalised kogemused, vaatlused ja prognoosid. Ja muidugi on ühel autoritest hea meel, et aastaid tagasi võrdlemisi algeliste mudelite ja lihtsate kontseptsioonide abil tuletatud pilt Pirita ranna kui terviku funktsioneerimisest (Soomere et al., 2007, 2008) on osutunud üsna tõepäraseks ning et selle täiustatud ja kombineeritud ALS-TLS-tehnikale tuginevast versioonist võiks tõusta praktilist kasu ranna haldamisel.

Tänuavaldused

Töös kasutatud aerolaserskaneerimise andmed on saadud Tallinna Tehnikaülikooli ja Maaameti vahel sõlmitud lepingu (ST-A1-2422, 22.06.2012) alusel. Terrestriline laserskanner Leica ScanStation C10 ja litsentseeritud tarkvara on soetatud Eesti teaduse infrastruktuuri teekaardi objekti „Eesti Keskkonnaobservatoorium“ (finantseerimisallikas 3.2.0304.11-0395, projekt AR12019) vahenditest. Osa töö aluseks olevaid uuringuid on läbi viidud ETFi grandid 9025, sihtfinantseeritava teema SF0140007s11, Eesti teaduse tippkeskuse CENS ning Euroopa Liidu struktuurivahendite programmi KESTA projektide ERMAS ja TERIKVANT toel.

Viidatud kirjandus

- Dean, R.G, Dalrymple, R.A. (2002). *Coastal Processes with Engineering Applications*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Gruno, A. (2012). Üks pilt ütleb rohkem kui tuhat sõna ehk aerolaserskaneerimine Eestimaal. *Horisont* 4/2012, 8–9.
- Gruno, A., Liibusk, A., Ellmann, A., Oja, T, Vain, A., Jürgenson, H. (2013). Determining sea surface heights using small footprint airborne laser scanning. In *Remote Sensing of the Ocean, Sea Ice, Coastal Waters, and Large Water Regions 2013 (24 September 2013, Dresden, Germany), Proceedings of SPIE*, 8888, Paper 8888 OR.
- Grünthal, E., Gruno, A, Ellmann, A. (2013). Rannaprotsesside monitoring aerolaserskaneerimise korduvmõõtmistest. *Geodeet*, 43 (67), 37–42.
- Grünthal, E., Gruno, A., Ellmann, A. (2014). Monitoring of coastal processes by using airborne laser scanning data. In *Selected papers of the 9th International Conference “Environmental Engineering”, Vilnius, May 22–23, 2014*. Vilnius Gediminas Technical University Press “Technika” eISSN 2029-7092 / eISBN 978-609-457-640-9, 1–7; DOI: 10.3846/enviro.2014.208
- Harff, J., Björck, S., Hoth, P., Toim. (2011). *The Baltic Sea Basin*, Central and Eastern European Development Studies. Heidelberg Dordrecht London New York: Springer, 449 lk.
- Julge, K., Eelsalu, M., Grünthal, E., Talvik, S., Ellmann, A., Soomere, T., Tõnisson, H. (2014). Combining airborne and terrestrial laser scanning to monitor coastal processes. In *6th IEEE/OES Baltic Symposium Measuring and Modeling of Multi-Scale Interactions in the Marine Environment, May 26–29, Tallinn Estonia*, IEEE Conference Publications.
- Kask, A., Soomere, T., Healy, T., Delpeche, N. (2009). Rapid estimates of sediment loss for “almost equilibrium” beaches. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 56, 971–975.
- Kelpšaitė, L., Parnell, E. K., Soomere, T. (2009). Energy pollution: the relative influence of wind-wave and vessel-wake energy in Tallinn Bay, the Baltic Sea. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 56, 812–816.
- Kont, A., Orviku, K., Tõnisson, H. (2011). Eesti ranniku uurimine ja problemaatika. *Teadusmõte Eestis VII. Meri. Järved. Rannik* (lk. 83–102). Tallinn: Eesti Teaduste Akadeemia.
- Orviku, K. (1974). *Eesti mererannavöönd*. Tallinn, 112 lk. (vene keeles).
- Orviku, K. (2003). Tormid lõhuvad Eestimaa liivarandu. *Eesti Loodus*, 12, 6–13.
- Orviku, K. (2005). Mererand vajab paremat kaitset. *Eesti Geograafia Seltsi Aastaraamat*, 35, (lk. 111–129). Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- Orviku, K., Veisson, M. (1979). Litodünaamilised uuringu Eesti ühe tähtsama puhkeala ja olümpiaregati toimumise piirkonnas. Uuringute aruanne. Tallinn, Eesti Teaduste Akadeemia Geoloogia Instituut, 105 lk. (vene keeles).
- Orviku, K., Jaagus, J., Kont, A., Ratas, U., Ravis, R. (2003). Increasing activity of coastal processes associated with climate change in Estonia. *Journal of Coastal Research*, 19(2), 364–375.
- Petterson, H., Lindow, H., Brüning, T. (2013) Wave climate in the Baltic Sea 2012. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets 2012. [<http://helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/hydrography/wave-climate-in-the-baltic-sea/>]
- Pindsoo, K., Eelsalu, M, Soomere, T., Tõnisson, H. (2014). An estimate of the impact of vessel wakes on coastal processes: a case study for Aegna, Estonia. In *6th IEEE/OES Baltic Symposium Measuring and Modeling of Multi-Scale Interactions in the Marine Environment, May 26–29, Tallinn Estonia*, IEEE Conference Publications (avaldamisel).
- Pindsoo, K., Soomere, T., Zujev, M. (2012). Decadal and long-term variations in the wave climate at the Latvian coast of the Baltic Proper. In *Proceedings of the IEEE/OES Baltic 2012 International Symposium “Ocean: Past, Present and Future. Climate Change Research, Ocean Observation, Advanced Technologies for Regional Sustainability,” May 8–11, 2012, Klaipėda, Lithuania*. IEEE, doi 10.1109/BALTIC.2012.6249160
- Soome Meteoroloogia Instituut, pressiteade 30.11.2012. [www.fimr.fi]
- Soomere, T. (2013). Extending the observed Baltic Sea wave climate back to the 1940s. *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 65, 1969–1974.

- Soomere, T., Kask, A., Kask, J., Healy, T. (2008). Modelling of wave climate and sediment transport patterns at a tideless embayed beach, Pirita Beach, Estonia. *Journal of Marine Systems*, 74, Suppl., S133–S146.
- Soomere, T., Kask, A., Kask, J., Nerman, R. (2007). Transport and distribution of bottom sediments at Pirita Beach. *Estonian Journal of Earth Sciences*, 56(4), 233–254.
- Suuroja, S., Talpas, A., Suuroja, K. (2002). *Mererannikute seire*. Aruanne riikliku keskkonnaseire alamprogrammi “Mererannikute seire” täitmisest 2001. aastal. I köide. Käsikiri. Eesti Geoloogiateenistus, Tallinn.
- Zaitseva-Pärnaste, I. (2013). *Wave climate and its decadal changes in the Baltic Sea derived from visual observations*. Doktoritöö. Tallinna Tehnikaülikool, 173 lk.
- Tõnisson, H., Suursaar, Ü., Rivis, R., Kont, A., Orviku, K. (2013). Observation and analysis of coastal changes in the West Estonian Archipelago caused by storm Ulli (Emil) in January 2012. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 65, 832–837.
- Tõnisson, H., Suursaar, Ü., Suuroja, S., Ryabchuk, D., Orviku, K., Kont, A., Sergeev, J., Rivis, R. (2012). Changes on coasts of western Estonia and Russian Gulf of Finland, caused by extreme storm Berit in November 2011. In *IEEE/OES Baltic 2012 International Symposium: May 8–11, 2012, Klaipėda, Lithuania*, Proceedings: IEEE, 1–7.

Summary

Laser scanning anatomy of beach processes

We explore the potential of joint use of terrestrial (TLS) and airborne laser scanning (ALS) techniques to quantify rapid and spatially inhomogeneous changes to the subaerial beach and to characterize the intensity of coastal processes. This remote sensing technology uses scanning laser pulses for acquiring high-resolution three-dimensional digital (elevation) models of the surface of the measured object. The technique is applied to an about 250 m long sandy segment of Pirita Beach (Tallinn Bay, the Baltic Sea). The ALS measurements cover the years 2008–2013 and the TLS measurements were performed at the end of 2013. The measurements are used to create two digital terrain models of the test area. After elimination of systematic errors the ALS/TLS combination yields sub-decimeter accuracy for height determination of the beach. The resulting terrain models are used to analyze the extent and distribution of erosion and accumulation spots. The analysis reveals not only the total volume changes in the study area but also highlights several features of internal dynamics of the beach across and along the waterline that are overlooked by the classical monitoring methods. The benefits and shortcomings of combining the two laser scanning methods for monitoring coastal processes and the accuracy of the results are discussed.

Satelliidi-info kasutamise võimalused veekogude seisundi määramiseks Eesti suurtes järvedes

Krista Alikas^{1,2}, Kersti Kangro^{1,3}, Reiko Randoja^{1,2}, Elar Asuküll¹, Anu Reinart¹

¹ Tartu Observatoorium, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

² Tartu Ülikool, Ülikooli 18, 50090 Tartu

³ Limnoloogiakeskus, PKI, Eesti Maaülikool, Rannu vald, 61101 Tartumaa

Kokkuvõte

Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiiv (VRD) sätestab vajaduse jälgida veekogusid, mis on suuremad kui 0,5 km², ning teha kindlaks nende ökoloogiline seisund olenevalt tüübispetsiifilistest algingimustest. Seisundi hindamisel lähtutakse peamiselt bioloogilistest kvaliteedinäitajatest, mida toetavad teised näitajad. Artiklis võrdlesime *in situ* kogutud läbipaistvuse, klorofüll a sisalduse ja fütoplanktoni kogubiomassi andmeid Peipsi järves ning Võrtsjärves MERISE andmetega ajavahemikust 2002–2011. Need näitajad on olulised ka VRD jaoks. Satelliidipiltidelt tuletatud andmetest võib saada infot järvede seisukorra kohta oluliselt suurema sagedusega, võrreldes tavamonitooringu meetoditega (kuni 60 päeva kohta vs. 7 päeva kohta ühe aasta jooksul ühes mõõtmispunktis). Satelliiditulemid kirjeldavad hästi järvest mõõdetud läbipaistvusi. Peipsi järves on nähtav N–S suunaline gradient, kus Peipsi Suurjärv on läbipaistvaim ja Pihkva järv sogaseim. Chl a keskmiste väärtuste varieerumine tulenes peamiselt öitsengute registreerimise täpsusest. Vegetatsiooniperioodi andmete alusel saadud kõige samasamad kvaliteediklassid nii mõõdetud kui ka MERISE andmete järgi olid Peipsi Suurjärves ning Lämmijärves (peamiselt „kesine“). Pihkva järve seisund oli läbipaistvuse alusel peamiselt „väga halb“ ning fütoplanktoni biomassi ja klorofüll a alusel „kesise“ ja „halva“ vahel. Võrtsjärve seisundihinnang varieerus 10 aasta jooksul „hea“ „halvani“. Halvemad hinnangud olid madala veetasemega aastatel, sest siis on Võrtsjärvele iseloomulik väiksem läbipaistvus ja suurem klorofüll a sisaldus. Tulevikus saab töös kasutatud algoritme rakendada satelliitsensori Sentinel-3/OLCI tarbeks, mis peaks orbiidile saadetama 2016. aastal.

Võtmesõnad: MERIS, läbipaistvus, veepoliitika raamdirektiiv, klorofüll a

Sissejuhatus

EL veepoliitika raamdirektiivi (VRD) (2000/60/EÜ) ülesandeks on kehtestada Euroopa Ühenduse ühtne tegevuskava veekaitse korraldamiseks Euroopa Liidus. VRD sätestab vajaduse jälgida veekogusid, mis on suuremad kui 0,5 km², ning kindlaks teha nende ökoloogiline seisund olenevalt tüübispetsiifilistest algingimustest. Lähtutakse peamiselt bioloogilistest kvaliteedinäitajatest, kusjuures kõigile näitajatele on seatud kvaliteediklasside piirid, mille alusel saab hinnata veekogu seisundit. Liikmesmaadele on antud suhteliselt vabad käed näitajate ja nende seiresageduse valimiseks, kombineerimiseks ning lõpphinnangu andmiseks. Põhieesmärgiks on saavutada kõigi pinnaveekogude „hea“ või „väga hea“ seisund ning vältida seisundi halvenemist.

Veekeskonda iseloomustavad nii ajalised kui ka ruumilised muutused, mille jälgimine on keeruline ja kulukas. Seetõttu on raske hinnata ka seisundi muutust. Eriti kehtib see suurte järvede puhul, kus veeproove saab võtta vaid mõnest üksikust punktist. Satelliitkaugseire võimaldab lisaks tavamonitooringu meetoditele paremat ruumilist ja ajalist ülevaadet. Satelliidil ENVISAT paiknenud MERIS (*MEDium Resolution Imaging Spectrometer*) oli esimene siseveekogude seireks sobiv sensor just piisava spektraalse ja ruumilise lahutuse tõttu (täis-resolutsiooni piksel 300 m). Kuigi MERIS on nüüdseks töö lõpetanud, saab klorofüll a, fütoplanktoni kogubiomassi ja läbipaistvuse hindamiseks kasutatud meetodeid tulevikus rakendada ka teiste MERISE-sarnaste sensorite, näiteks Sentinel-3/OLCI jaoks, mis peaks orbiidile saadetama 2016. aastal.

Selles töös keskendusime kolme VRDs oluliseks tunnistatud ökoloogilise näitaja seirele: 1) taimse põhipigmenti klorofüll a sisaldus (Chl a); 2) fütoplanktoni biomass (FBM) ja 3) vee läbipaistvus (SD). Fütoplankton on VRDs üks bioloogiline põhinäitaja ja nende kolme näitaja muutuste jälgimist on nõutud ka riiklikus seireprogrammis. Eesmärgiks oli vaadelda nende näitajate muutlikkust nii *in situ* kui ka satelliidipiltidelt leituna ja võrrelda, kas erinevate meetoditega saadakse tulemuseks sarnane kvaliteediklass.

Materjal ja metoodika

Järvede lühikirjeldus

1) Peipsi järv

Tegu on Euroopa suurima piiriülese järvega, millest 56% kuulub Venemaale ja 44% Eestile. Suur ja madal järv koosneb 3 osast: Peipsi Suurjärv (pindala 2611 km², keskmine sügavus 8,3 m), Pihkva järv (708 km², 3,8 m) ja neid ühendav jõetaoline Lämmijärv (236 km², 2,5 m). Peipsi järve valgala (47 800 km²) hõlmab Eestit, Lätit ja Venemaad. Suvel on sinivetikate ehk tsüanobakterite (peamiselt *Gloeotrichia echinulata* (J.S. Smith), *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ja *Microcystis* spp.) põhjustatud veeõitsengud tavaliseks nähtuseks.

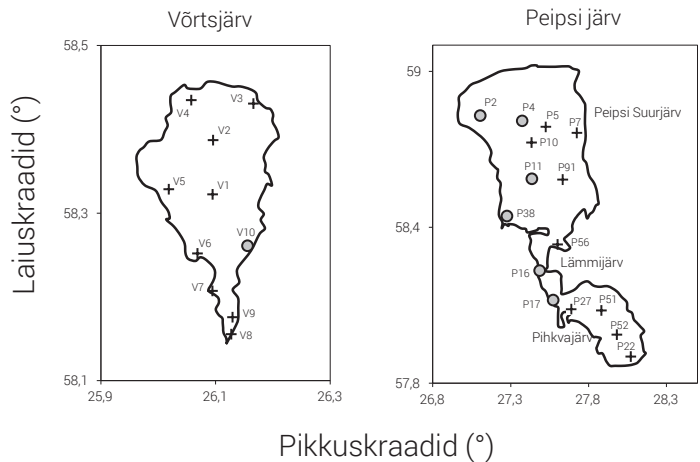
2) Võrtsjärv

Kesk-Eestis asuva eutroofse ja madala hästi läbiseguneva veega järve veetase varieerub keskmiselt 1,4 m aastas. Suurim aastane veetaseme erinevus on olnud 2,2 m ning erinevus kõrgeima ja madalaima veetaseme vahel kuni 3,2 m (Nõges ja Nõges, 1998). Võrtsjärv on üldiselt väga sogase veega, kus läbipaistvust vähendavad nii orgaanilise aine kui ka fütoplanktoni rohke sisaldus. Võrtsjärves võivad sinivetikad domineerida terve aasta vältel, peamised liigid on *Limnothrix redekei* (Van Goor) Meffert, *L. planktonica* (Lemm.) ja *Planktolyngbya limnetica* (Lemm.) Kom. & Cronb.

In situ andmed

Veeproovid koguti Ruttneri batomeetriga integraalselt pinnast põhjani. Klorofüll a sisalduse saamiseks filtreeriti veeproovid läbi Whatman GF/F filtri, ekstraheeriti 96% etanooliga, mõõdeti spektrofotomeetriliselt (Hitachi U-3010) ning kontsentratsioonid arvutati Jeffrey ja Humphrey (1975) võrranditega. Fütoplanktoni proovid fikseeriti Lugoli lahusega ning kasutades invertmikroskoopi ja Utermöhli (1958) tehnikat, määrati fütoplanktoni biomass ja liigiline koosseis. Läbipaistvus mõõdeti Secchi kettaga.

Tavaseiret tehakse kord kuus ühes Võrtsjärve punktis ja kuues Peipsi järve Eesti-poolses punktis (joonis 1). Kord aastas (augustis) külastatakse mõlemal järvel kõiki joonisel 1 märgitud punkte. Neile mõõtmistele tuginedes jälgiti paralleelselt satelliiditulemitega Chl *a*, FBM ja SD mõõdetud väärtusi, millest arvatati mõõtmisperioodi keskmised väärtused. Vastavalt saadud tulemustele anti järvele ökoloogilise seisundi hinnang.



Joonis 1. Proovipunktide asukohad Võrtsjärves ja Peipsi järves. Ringiga on tähistatud igakuise proovivõtu punktid ja ristiga on tähistatud ainult augustikused proovivõtupunktid.

Satelliidiandmete töötlemine

MERIS L1b (IPF 6,04) pildid (täislahutus, ajavahemik 2002–2011) laaditi alla EOLI-SA andmebaasist (<http://earth.esa.int/EOLi/EOLi.html>). L1b piltidele rakendati radiomeetrilist korrektsiooni (Bourg et al., 2008) ning naabrusefekti eemaldamiseks kasutati ICOLi eeltöötlust (*The Improved Contrast between Ocean and Land*), kasutades BEAMi tarkvara (BEAM, 4.10.3; Brockmann Consult, 2010). Korrigeeritud esimese taseme tulemitele rakendati maksimaalse klorofüllü indeksit (MCI) (Gower et al., 2008), mis kasutab kolmel kindlal lainepikkusel (681, 709 ja 753 nm) mõõdetud kirkuse väärtust:

$$MCI = L_{709} - L_{681} - 0,389(L_{753} - L_{681}) \quad (1)$$

ning kus faktor 0,389 on lainepikkuste suhe (709-681)/(753-681).

MCI väärtusi kasutati sisendina Chl *a* ($Chl_a = 10,9 * MCI + 15,3$) ja FBM ($FBM = 5,8 * MCI + 5,4$) arvutamiseks Alikas jt (2010) järgi. Teise taseme tulemite jaoks rakendati MERISE standardset atmosfäärikorrektsiooni (MEGS) ODESA CFI tarkvaraga. Läbipaistvus arvutati, kasutades Secchi läbipaistvust, vertikaalset difuusset hajumiskoeffitsienti ($K_d(\lambda)$) ja summaarset hajumiskoeffitsienti ($c(\lambda)$) fotosünteesiliselt aktiivse kiirgusvahemiku 400–700 nm (PAR) kohta.

$$SD = \frac{8,35}{K_d(PAR) + c(PAR)} \quad (2)$$

$$\text{kus } K_d(PAR) + c(PAR) = -0,0001x^2 + 0,7809x + 0,4026, \quad (3)$$

kus x saamiseks on kasutatud mõõdetud vertikaalset difuusset hajumiskoeffitsienti ja summaarset hajumiskoeffitsienti 490 nm juures:

$$x = K_d(490) + c(490) \quad (4)$$

Keskmete läbipaistvuste võrdlemiseks kasutasime mitteparameetrilist Mann-Whitney U-testi (Statistica 12, Statsoft Inc.), erinevus loeti oluliseks, kui $P < 0,05$.

Seisundiklassi määramine

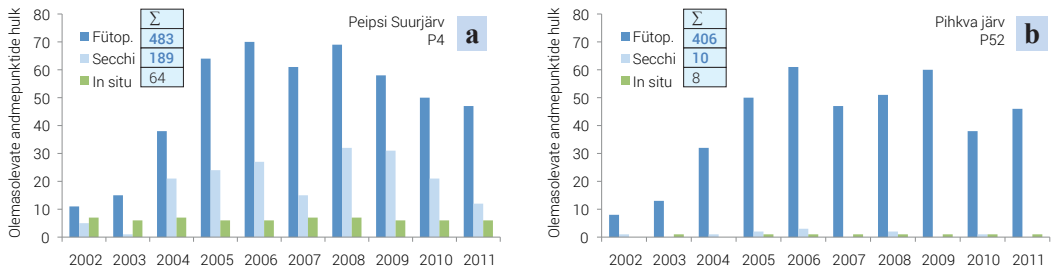
Ökoloogilise seisundi hinnang antakse peamiselt bioloogiliste näitajate alusel, mida toetavad füüsikalise-keemilised parameetrid ning teatud tingimustel tuleb arvestada ka hüdro-morfoloogilisi näitajaid (Keskkonnaministeerium, 2009). Igale parameetrile on määratud periood, mil seiret tuleb teostada ning mille alusel arvutatakse perioodi keskmine väärtus, millele vastab üks viiest seisundiklassist. Peipsi ja Võrtsjärv kuuluvad eraldi VRD järvetüüpidesse ning kolme uuritud näitaja seireperiood ja klassipiirid on erinevad (tabel 1). Lisaks ei arvestata Võrtsjärve puhul kogubiomassi hinnangut. Lõplik seisundihinnang Peipsi järvele saadakse 9 parameetrit arvestades (Chl *a* sisaldus, FBM, sinivetikate protsent fütoplanktoni kogubiomassist, toiteainetest lämmastiku ja fosfori sisaldus ja nende suhe, läbipaistvus Secchi ketta järgi, suurtaimestiku hinnang ja põhjaloomastiku hinnang) (Keskkonnaministeerium, 2009). Eesti järvedele hinnangu andmisel ei kasutata üldiselt soovitatud kõige halvema valiku järgi otsustuse tegemist ehk “one out – all out” printsiipi, vaid lähtutakse pigem sellest, milisesse klassi 2/3 uuritavate näitajate väärtusest langeb (Marksoo, 2008).

| Parameeter | Ühik | Aeg | Järv | Ökoloogiline seisundiklass ja värvikood | | | | |
|---------------------------------|------|-----------|--------------------------|---|----------|------------|-----------|----------------|
| | | | | Väga hea | Hea | Kesine (K) | Halb (H) | Väga halb (VH) |
| Chl <i>a</i> sisaldus | µg/L | apr-okt | Peipsi Suurjärv | ≤3 | >3-8 | >8-20 | >20-38 | >38 |
| | | apr-okt | Lämmijärv ja Pihkva järv | ≤6 | >6-13 | >13-37 | >37-75 | >75 |
| | | juuli-aug | Võrtsjärv | ≤24 | >24-38 | >38-45 | >45-51 | >51 |
| Fütoplanktoni kogubiomass (FBM) | mg/L | apr-okt | Peipsi Suurjärv | ≤1 | >1-2,6 | >2,6-9,4 | >9,4-17,3 | >17,3 |
| | | apr-okt | Lämmijärv ja Pihkva järv | ≤2,6 | >2,6-6,4 | >6,4-16,1 | >16,1-37 | >37 |
| | | | Võrtsjärv | - | - | - | - | - |
| Läbipaistvus (SD) | m | apr-okt | Peipsi Suurjärv | ≤3,5 | <3,5-2,5 | <2,5-1,5 | <1,5-1,0 | <1,0 |
| | | apr-okt | Lämmijärv ja Pihkva järv | ≤2,0 | <2,0-1,5 | <1,5-1,0 | <1,0-0,7 | <0,7 |
| | | apr-okt | Võrtsjärv | ≥0,9 | <0,9-0,7 | <0,7-0,6 | <0,6-0,5 | <0,5 |

Tabel 1. Vaadeldud parameetrite kvaliteediklasside piirid (Keskkonnaministeerium, 2009) ning ajaperiood Peipsi Suurjärves, Lämmi- ja Pihkva järves ning Võrtsjärves.

Tulemused

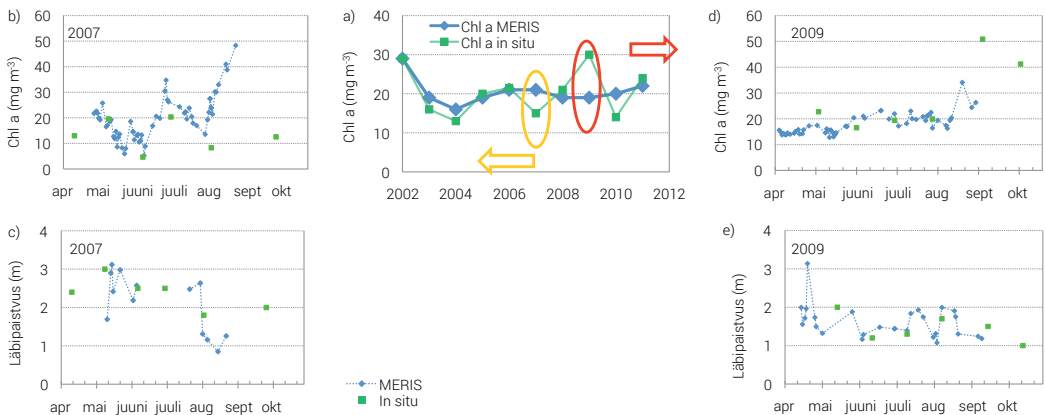
MERIS võimaldab saada palju rohkem andmepunkte kogu seireperioodi kohta (Peipsi Suurjärv, joonis 2a), eriti just Pihkva järve kohta (joonis 2b), kust *in situ* andmed on vaid augustikuised. MERISE andmepunkte on märgatavalt vähem 2002. ja 2003. aastal ning läbipaistvuse andmeid on oluliselt vähem võrreldes fütoplanktoni näitajatega.



Joonis 2. Olemasolevad andmepunktid Peipsi Suurjärve mõõtmispunktis nr 4 (a) ja Pihkva järves mõõtmispunktis nr 52 (b). Fütop. – MERISE andmed, millest saab arvutada nii fütoplanktoni kogubiomassi kui ka Chl a sisalduse. Secchi – läbipaistvus MERISelt. In situ – järves mõõdetud andmed, ühepalju läbipaistvuse andmeid ja fütoplanktoni parameetrite väärtusi.

Sesoonne dünaamika

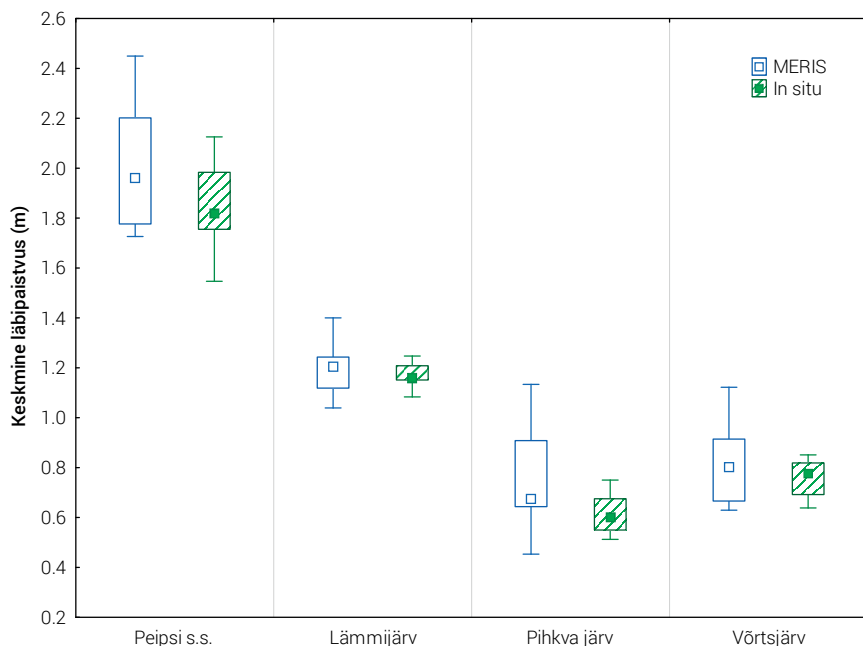
MERISE piltidelt saadud andmed täiendavad hästi kord kuus *in situ* mõõdetud Chl a ja läbipaistvuse väärtusi (joonis 3).



Joonis 3. a) Klorofüll a vegetatsiooniperioodi keskmised väärtused; b) d) Klorofüll a sesoonsed kõikumised; c) e) Läbipaistvuse sesoonsed muutused.

Aegridadest nähtub, et läbipaistvuse vähenedes fütoplanktoni pigmendi hulk kasvab. Nähtav on Chl a stabiilne tõus 2009. aastal ning vastandina suurem varieeruvus 2007. aastal. *In situ* mõõtmised on sagedusega kord kuus, kokku 7 mõõtmist aastas ühes punktis (joonis 2, a ja b). Satelliidiandmeid on palju rohkem: 2007. aastal 60 päeva ja 2009. aastal 56 päeva kohta. Suurem mõõtmisagedus võimaldab tuvastada muutusi, mis toimuvad lühemas ajaskaalas ja võivad seetõttu jääda tavamonitooringuga märkamata. Samas sõltub satelliidiandmete saadavus ilmast ja pilvkatte olemasolust, iseloomustades pigem kõrgrõhuperioode. Peipsi

järve puhul on nii Chl *a* kui ka SD seireks oluline periood aprillist oktoobrini, mille jooksul kogutud andmed keskmistatakse (joonis 3a) ning mille alusel antakse klassihinnang. Chl *a* puhul täheldati tavaseire ja satelliidiseire tulemuste suuremat erinevust 2007. ja 2009. aastal. Põhjuseks on asjaolu, et 2007. aasta suve lõpus jäi fütoplanktoni õitseng tavamonitooringu meetoditega märkamata (joonis 3b), aga MERISE andmetel on näha õitsengut augusti lõpus ja septembri alguses (joonis 3, b ja c). Samas polnud pilvkatte tõttu MERISE andmeid 2009. aasta septembrikuise õitsengu kohta, mis mõõdeti tavamonitooringu käigus (joonis 3d).



Joonis 4. Keskmine läbipaistvus Peipsi järve eri osades ning Võrtsjärves ajavahemikul 2002–2011.

Näidatud on miinimum- ja maksimumväärtused ning mediaan. Pihkva järve *in situ* väärtused on ainult augustikuu kohta.

Peipsi järve eri osade *in situ* mõõdetud keskmised läbipaistvused erinevad olulisel määral (Mann-Whitney U-test, $P < 0,05$), kõige läbipaistvam on Peipsi Suurjärv (joonis 4). Võrtsjärve keskmine läbipaistvus on võrreldav Pihkva järvega. MERISE piltidelt leitavad aastate keskmised väärtused on võrreldes *in situ* andmetega suurema varieeruvusega, mis on seletatav oluliselt tihedama andmeregaga. Statistiliselt olulist erinevust MERISE ja *in situ* andmetes ei olnud.

Ökoloogilise seisundi hinnang

MERISE andmetest tuletatud ja *in situ* andmete põhjal leitud kvaliteediklassid Lämmijärves ning Peipsi Suurjärves (tabel 2) olid kõige sarnasemad läbipaistvuse ja FBM alusel (100% kokkulangevus, hinnang „kesine“). Klorofüll *a* põhjal oli seisundiklasside kokkulangemine väiksem, põhjuseks monitooringu ajastus. Pihkva järve kohta andis läbipaistvus halvima seisundihinnangu (valdavalt „väga halb“), Chl *a* ja FBM alusel varieerus hinnang pigem „halva“ ja „kesise“ vahel. Kogu vegetatsiooniperioodi põhjal leitud seisundihinnang oli parem kolmel aastal FBM ja kahel aastal Chl *a* alusel, võrreldes ainult augustikuiste andmete põhjal leituga.

Võrtsjärves varieerusid seisundihinnangud nii Chl *a* kui SD alusel „heast“ „väga halvani“. Mõlema meetodi järgi on seisundiklass parem pigem läbipaistvuse kui Chl *a* alusel. MERIS andis paremaid hinnanguid läbipaistvusele kuuel aastal ja Chl *a*-le neljal aastal. Väiksem läbipaistvus ja kõrgem Chl *a* sisaldus aastatel 2003 ja 2006–2007 olid põhjustatud madalast veetasemest, see omakorda andis tulemuseks kehvema seisundihinnangu.

Tabel 2. Ökoloogiliste seisundiklasside võrdlus *in situ* ja MERISe andmete põhjal Peipsi järve eri osades ja Võrtsjärves. Pihkva järves * tähistab ainult augustikuu andmeid.

| | | Läbipaistvus | | Chl <i>a</i> | | | FBM | | | |
|-----------------|-----------|--------------|-------|--------------|-------|------|-------|-----|-----|---|
| | | Järv | MERIS | Järv | MERIS | Järv | MERIS | | | |
| Peipsi Suurjärv | 2003-2005 | K | K | K | K | K | K | | | |
| | 2006 | K | K | H | K | K | K | | | |
| | 2007 | K | K | K | H | K | K | | | |
| | 2008 | K | K | K | K | K | K | | | |
| | 2009 | K | K | H | K | K | K | | | |
| | 2010 | K | K | K | K | K | K | | | |
| | 2011 | K | K | H | H | K | K | | | |
| Lämmijärv | 2003-2005 | K | K | K | K | K | K | | | |
| | 2006 | K | K | H | K | K | K | | | |
| | 2007-2008 | K | K | K | K | K | K | | | |
| | 2009 | K | K | K | K | H | K | | | |
| | 2010-2011 | K | K | K | K | K | K | | | |
| Pihkva järv | 2003 | VH* | | K | H* | H* | H | H* | H* | H |
| | 2004 | | | K | | H* | K | | H* | K |
| | 2005 | VH* | | VH | VH* | H* | H | H* | H* | H |
| | 2006 | VH* | | H | H* | H* | H | VH* | VH* | H |
| | 2007 | VH* | | VH | K* | H* | H | H* | H* | H |
| | 2008 | VH* | | VH | H* | H* | K | H* | K* | K |
| | 2009 | VH* | | VH | VH* | H* | H | H* | H* | H |
| | 2010 | H* | | VH | H* | K* | K | K* | H* | K |
| | 2011 | VH* | | VH | H* | H* | H | H* | H* | H |
| Võrtsjärv | 2002 | K | K | Hea | H | | | | | |
| | 2003 | H | Hea | H | K | | | | | |
| | 2004 | Hea | Hea | K | Hea | | | | | |
| | 2005 | H | K | K | K | | | | | |
| | 2006 | VH | H | VH | VH | | | | | |
| | 2007 | H | K | VH | VH | | | | | |
| | 2008 | H | H | VH | H | | | | | |
| | 2009 | H | K | K | K | | | | | |
| | 2010 | H | Hea | H | Hea | | | | | |
| | 2011 | Hea | Hea | K | Hea | | | | | |

Arutelu

MERISE andmete alusel leitud Chl *a*, FBM ja SD tulemid sobivad tavamonitooringut täiendada, andes parema ajalise ja ruumilise katvuse. 2002. ja 2003. aasta napid andmed tulenesid korrektsete andmete vähesusest MERISE missiooni alguses. Hilisemad kõikumised olid tingitud pilvkattest ning sõltusid ka sellest, kas kasutati esimese või teise taseme pilte. L1 tulemile rakendatavad Chl *a* ja FBM algoritmid töötavad punases lainealas mõõdetud kirkuse väärtuste alusel. Läbipaistvuse algoritm vajab sisendina atmosfäärikorreksiooni läbinud L2 tulemit, aga nõutavad peegeldustegurid on siseveekogude puhul eelkõige sinises (490 nm) lainealas tihti negatiivsed ega sobi algoritmi sisendiks. Seetõttu ei saa läbipaistvust leida, millest tuleneb ka väiksem andmepunktide hulk võrreldes fütoplanktoni näitajatega.

Chl *a* sisaldus on kõige sagedamini uuritud parameeter, mille kaudu on võimalik hinnata eutrofeerumise mõju veekogudele (Ferreira et al., 2011 ja seal loetletud autorid). Olgugi, et FBM ja SD pole satelliiditulemite standardproduktid, saab neid algoritme täiendavalt kasutada järvede monitooringus. Chl *a*, FBM ning SD arvutatuna nii satelliiditulemitelt kui ka *in situ* andmetest olid heas kooskõlas nii ajalises kui ka ruumilises mõõtmes ning täiendasid teineteist. Satelliidiandmed võimaldavad saada ülevaadet ka sellistest veekogudest, kuhu tavamonitooringuga ei jõuta. Näiteks 59% Soome VRD vaatluse alla kuuluvast 4275 järvest polnud 2010. aastaks veel klassifitseeritud (Koponen et al., 2012). Sellisel juhul võiks järvede piisava suuruse korral satelliidiandmete kasutamine anda mingigi info, mille alusel järvi iseloomustada saaks.

Kõige sarnasemad olid satelliidiandmetest tuletatud ja *in situ* mõõdetud näitajate alusel ökoloogilised kvaliteediklassid Peipsi Suurjärves ja Lämmijärves („kesine“). *In situ* ja MERISE hinnangute erinevuse võib tingida monitooringu ajastus ja sagedus. Nii oli seisundi hinnang Pihkva järvele ainult augustikuu põhjal stabiilselt kehvem kui terve vegetatsiooniperioodi alusel. Seda on näidanud ka näiteks Bresciani jt (2011), et monitooringu ajastus võib lõplikku seisundihinnangut oluliselt mõjutada.

Kõige muutlikumad olid hinnangud Võrtsjärve kohta, kus veetaseme muutused mõjutavad veekvaliteeti olulisel määral (Nõges, 2000; Tuvikene et al., 2011). Lisaks on hinnangute suur varieeruvus põhjustatud kitsastest klassipiiridest (tabel 1) (läbipaistvuse muutumine 0,4 m võrra tingib seisundiklassi nihke „väga heast“ „väga halvani“). Väga kitsad klassipiirid nõuavad tundlikke veekoguspetsiifilisi algoritme ja täpseid laborimõõtmisi. Kvaliteediparameetrite sagedasem jälgimine võimaldab järve kohta saada informatsiooni hulka märkimisväärselt suurendada ja anda ka seisundi kohta täpsemaid hinnanguid.

Tänuavaldused

Täname Euroopa Kosmoseagentuuri (ESA), Limnoloogiakeskust *in situ* andmete eest, projekte VeeOBS (3.2.0802.11-0043), FP7 GLaSS (313256) ja WaterS (251527) ning ETF granti ETF8970.

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.
- Bourg, L., D’Alba, L., Colagrande, P. (2008). MERIS Smile Effect Characterization and Correction. Technical Note
- Bresciani, M., Stroppiana, D., Odermatt, D., Morabito, G., Giardino, C. (2011). Assessing remotely sensed chlorophyll-*a* for the implementation of the Water Framework Directive in European perialpine lakes. *Science of Total Environment*, 409, 3083–3091.

- Ferreira, J. G., Andersen, J. H., Borja, A., Bricker, S. B., Camp, J., da Silva, M. C., Garcés, E., Heiskanen, A.-S., Humborg, C., Ignatides, L., Lancelot, Ch., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N., Claussen, U. (2011). Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93, 117–131.
- Gower, J. F. R., King S., Goncalves, P. (2008). Global monitoring of plankton blooms using MERIS MCI. *International Journal of Remote Sensing*, 29, 6209–6216.
- Jeffrey, S. W., Humphrey, G. F. (1975). New spectrophotometric equation for determining chlorophyll a, b, c1 and c2. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, 167, 194–204.
- Koponen, S., Kallio, K., Attila, J., Pyhälähti, T., Kaitala, S., Anttila, S., Alasalmi, H., Kervinen, M. (2012). High resolution satellite data needs in Finnish coastal waters and lakes. *Sentinel-2 Preparatory Symposium ESA-ESRIN, Frascati, Italy, 23 April 2012*, Finnish Environment Institute (SYKE), Finland.
- Marksoo, P. (2008). Eesti pinnaveekogude ökoloogiline seisund 2004-2008. *Lepingu nr 18-25/521 lõpparuanne*. Tallinn. (In Estonian). 90 pg.
- Nõges, P., Nõges, T. (1998). Stratification of Estonian lakes studied during hydro-optical expeditions in 1995-97. *Proceedings of Estonian Academy of Science. Biology. Ecology*, 47, 268–281.
- Nõges, P. (2000). Euphotic holding capacity for optically active substances. *Geophysica*, 1-2, 169–176.
- Nõges, P., Nõges, T. (2006). Indicators and criteria to assess ecological status of the large shallow temperate polymictic lakes Peipsi (Estonia/Russia) and Võrtsjärv (Estonia). *Boreal Environment Research*, 11, 67–80.
- Tuvikene, L., Nõges, T., Nõges, P. (2011). Why do phytoplankton species composition and “traditional” water quality parameters indicate different ecological status of a large shallow lake? *Hydrobiologia*, 660, 3–15.
- Keskonnaministeerium, regulatsioonid (2009). “Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord” *RTL 64, 941*: <https://www.riigiteataja.ee/akt/125112010015>, viimati külastatud 29.07.2014

Summary

Monitoring Estonian large lakes in the context of EU WFD for estimating the ecological status by remote sensing products

The need for unified monitoring of inland and coastal waters has resulted in the EU Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD), which states the need to monitor water bodies that are larger than 0.5 km², define their ecological status in respect to type-specific reference conditions, based mainly on biological parameters. The WFD has associated each measurable parameter with criteria in order to classify the status of the water body and plan for further actions, whereas all water bodies must reach a “Good” ecological status. A comparison between Chl *a* content and transparency (SD), measured *in situ* and calculated from MERIS images, revealed similar average values for the period 2002-2011. However, the amount of data points in one monitoring station was significantly higher from MERIS images (7 days *in situ* vs. up to 60 obtained from MERIS images during one vegetation period) and allowed to capture short-term variation missed by national monitoring.

According to SD, a gradient was present in L. Peipsi, with average *in situ* values being highest in Peipsi Suurjärv. Lake Võrtsjärv was more similar to L. Pihkva. Average SD values were more variable from MERIS images with no significant differences from *in situ* measured SD. Ecological status classes based on yearly averaged data were most similar in case of lakes Peipsi Suurjärv and Lämmijärv (“Moderate”), in L. Pihkva ecological status according to transparency was “Bad” and according to Chl *a* and TBM from “Moderate” to “Poor”. Classification category for L. Võrtsjärv varied from “Good” to “Poor” due to narrow class boundaries and the effect of water level (lower quality in years with low water level).

Järvede roll süsinikuringes – kui palju on võimalik teada saada kaugseire abil

Tiit Kutser^{1,3}, Charles Verpoorter^{2,3}, Birgot Paavel¹, Lars Tranvik³

¹ Eesti Mereinstituut, Tartu Ülikool, Mäealuse 14, Tallinn

² Okeanoloogia ja Geoteaduste Laboratoorium, Lille'i Ülikool, Prantsusmaa

³ Ökoloogia ja Geneetika Teaduskond / Limnoloogia, Uppsala Ülikool, Rootsi

Kokkuvõte

Mitmed viimase aja uurimistööd viitavad, et järvedel on oluline roll globaalses süsinikuringes. Need tööd põhinevad mõnest tuhandest järvest saadud *in situ* mõõtmiste ekstrapoleerimisel kogu maailma järvedele, kusjuures järvede hulk ja suurus on leitud tuginedes statistilisele analüüsile. Käesolevas töös on toodud põhimõtted, kuidas jõuda oluliselt tõepärasemate tulemusteni, kasutades selleks kaugseire meetodeid, ning esitatakse ülevaade uurimistöö hetkeseisust.

Sissejuhatus

Pikki aastaid ignoreerisid süsinikuringe mudelid, kaasa arvatud IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) poolt kasutatavad, sisevete osa globaalses süsinikuringes. Järvesid ja jõgesid käsitleti kui inertseid torusid, mis transpordivad süsinikku maismaalt ookeanidesse, aga süsiniku endaga nagu ei toimuks veekogudes midagi. Viimaste aastate uurimistööd (Cole et al., 2007; Tranvik et al., 2009; Battin et al., 2008, 2009) näitavad, et tegelikult on järved, hoopis vastupidi, maismaasüsteemis väga olulised kohad, kus toimub palju tähtsaid protsesse. Näiteks järvedes settiva süsiniku hulk ületab ookeanide põhja settiva ning järvedest süsihappegaasi ja metaanina aastas atmosfääri lenduva süsiniku hulk ületab tunduvalt maismaalt ookeanidesse jõudva süsiniku hulka samal ajal (Tranvik et al., 2009).

Praegused hinnangud järvede rollile globaalses süsinikuringes põhinevad mõne tuhande järve kohta tehtud *in situ* mõõtmiste tulemuste ekstrapoleerimisel kogu maailma järvede hulga. Seejuures järvede arv Maal on saadud statistilise hinnangu abil, mis tugineb järvede suurusjaotuse analüüsile erinevates maailma piirkondades (Downing et al., 2006). Viimane hinnang järvede arvule näitas, et maailmas on 304 miljonit järve ning et suurem osa neist on väga väikesed. Samas on statistikud (Seekell ja Pace, 2011) tõestanud, et see hinnang võib olla üsna ekslik just väikeste järvede osas. Lahenduseks järvede tegeliku arvu leidmisele võiks olla kaugseire meetodite kasutamine.

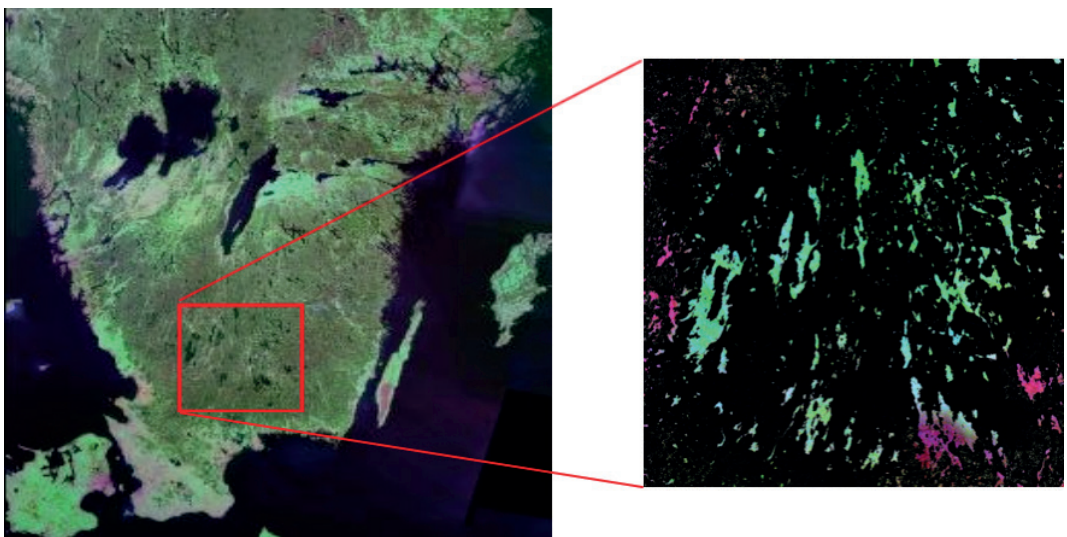
Järvede kaugseire on olnud üsna problemaatiline nii tehnilistel põhjustel kui ka killustunud teadlaskonna tõttu. Tehnilised probleemid tulenevad põhiliselt satelliitide parameetritest. Need satelliidid (MERIS, MODIS, SeaWiFS), mis on piisavalt tundlikud vee kaugseire tarvis, töötavad ruumilise lahutusega 300–1200 m. See ei ole küllaldane valdava osa järvede uurimiseks. Varasemad maismaa kaugseire satelliidid (näiteks Landsati seeria) on küll ruumilise lahutusega (30 m), mis sobiks enamiku järvede suurust arvestades, aga nende satelliitide tundlikkus on olnud liiga nõrk vee kvaliteedi parameetrite hindamiseks. Nii ookeanide kui

ka maa kaugseire alal on rahvusvaheline koostöö toimunud aastakümneid, kosmoseagentuurid ja mitmesugused rahastusorganisatsioonid on finantseerinud suuri uurimisprojekte ning nende teemade uurimisega tegelevad suured töögrupid ja instituudid. Järvede vee kvaliteet on enamasti lokaalne või paremal juhul rahvuslik probleem, seetõttu rahvusvahelist koostööd napib. Järvede kaugseire kuulub küll meetoodilises mõttes vee kaugseire alla, aga järved on enamasti jäänud vee kaugseire programmidest välja. Peale sobivate sensorite puudumise on põhjus ka selles, et keerukamate optiliste omaduste tõttu seondub järvede kaugseirega palju teaduslikke probleeme. Samas jäetakse järved enamasti kõrvale ka maismaa kaugseire programmidest, kuna nende uurimise meetodika erineb oluliselt maismaa kaugseire meetoditest. Eelpool mainitud põhjustel on järvede kaugseire töörühmad instituutides tavaliselt väikesed (1–3 inimest), töötavad põhiliselt kindlat tüüpi järvedega ning sobiva rahastuse puudumisel ei tegutse kuigi globaalselt.

Järvede arvu hindamine kosmosest

Esmapilgul võib tunduda, et ei ole midagi lihtsamat, kui lugeda järved satelliidipiltidelt kokku ning ehk isegi hinnata samaaegselt ka neis leiduva süsiniku hulk. On ju veekogud kosmosest vaadates mustad (neelavad peaaegu kogu neile langeva kiirguse), samas kui maismaa on tunduvalt heledam. Tegelikult on olukord palju keerulisem juba järvede kokkulugemisega, sest esineb objekte, mis lihtsalt heleduse põhjal ei ole klassifitseeritavad. Näiteks tumedad okasmetsad, pilvede ja mägede varjud on oma heleduse poolest väga sarnased järvedele. Teisalt, madalaveelised või suure heljumisisaldusega järved võivad heleduse poolest olla väga sarnased maismaa-aladele. Vetikaõitsengute ajal (eriti näiteks tsüanobakterite pinnakogumite tekkides) või kaldataimestiku esinedes on järvede vee spektrid sisuliselt identsed maismaa heledusspektritega.

Kuna statistilise hinnangu põhjal on suurem osa järvi väikesed, siis on järvede loendamiseks vaja kasutada suure ruumilise lahutusega satelliidipilte. Meie leidsime, et sobivaim andmemassiiv selle töö tegemiseks on GeoCover Circa 2000 produkt, mis on tehtud Landsat 7 piltidest. See produkt koosneb kolmest (520–560 nm, 760–900 nm, 2080–2350 nm) Landsati



Joonis 1. Üks GeoCover 2000 mosaiigitud piltidest (Rootsi lõunaosa) ning fragment sellest koos järvedega.

spektrikanalist, mis on pankromaatilist kanalit kasutades teisendatud 14,25 m ruumilisele lahutusele. Pildid on kogutud aastatel 2000 ± 3 a ning kokku mosaiigitud (joonis 1). Mosaiikimisega on kõrvaldatud nii palju pilvkatet kui võimalik, aga siiski on mosaiigitud liitpildidel mõnes kohas (eriti mägedes ja troopikas) pilvi ja pilvevarjusid (globaalselt kuni 10%).

Nagu eelpool mainitud, on globaalses mastaabis sisuliselt võimatu järvi ja maismaad lihtsa heleduse piirväärtuse abil eristada. Seepärast tuli meil välja töötada keerulisem meetodika, mis koosneb piirväärtuste leidmisest vee ja maa eristamiseks, peakomponentide analüüsist, vektoriseerimisest (järvede kaldajoone leidmisest) ning mägede ja pilvede varjude eemaldamise protseduurist, milleks kasutatakse digitaalset kõrgusmudelit. Meetodika ja saadud tulemuste kontrollimine võrdluses Roots'i põhikaardiga on täpsemalt kirjeldatud artiklis Verpoorter et al. (2012). Järvede minimaalseks suuruseks võtsime 9 pikslit ehk 0,002 km² (9 × 14,25 × 14,25 m). Seda põhiliselt seetõttu, et Landsati pildid sisaldavad müra ning väiksemate objektide puhul on raske eristada pildi müra tõelistest veekogudest. Lisaks pole enamikust maailma piirkondadest saada täpseid kaarte, mille abil hinnata, kas väiksemad Landsati pildilt veesarnasena leitud objektid on ka tegelikult veekogud. 9 pikslit tundus olevat sobiv piir. Verpoorteri et al. (2012) meetodika sisaldab ka jõgede tuvastamise ja eristamise protseduuri, kasutades nii matemaatilisi meetodeid kui ka GISi tarkvara võimalusi. Muidu suureneks leitud järvede hulk jõgede arvelt. Näiteks kahe silla vahel olev osa jõest kvalifitseeruks järveks, kui seda vastavate protseduuridega ei kõrvaldataks.

Väljatöötatud meetodikat rakendasime kogu maakera pinnale ning lugesime kokku kõik maailma järved (Verpoorter et al., 2014). Selgus, et Maal (välja arvatud Antarktika ja Gröönimaa jääkattega osa) on umbes 117 miljonit järve, mitte 304 miljonit, nagu oli statistikal põhinev hinnang. Teisalt leidsime, et järvede summaarne pindala on suurem kui varasemates hinnangutes ehk kokku ligemale 5 miljonit ruutkilomeetrit. See moodustab ligikaudu 3,7% jääga katmata maismaast. Veel selgus, et suurima osa maailma järvedest moodustavad pigem pindala poolest keskmise suurusega järved, mitte kõige väiksemad, nagu varem arvati.

Järvede arvu, suuruse ning suurusjaotuse kindlakstegemisel on oluline tähtsus paljude uuringute jaoks. Näiteks saab nüüd anda palju täpsema hinnangu järvedes sisalduva vee hulga. Ümber tuleb arvutada senised hinnangud järvedest lenduva metaani (Bastviken et al., 2011) ja süsihappegaasi (Raymond et al., 2013) hulkadele.

Süsiniku hulga hindamine järvede vees

Süsiniku hulga hindamine järvede vees on oluline mitmest aspektist. Lisaks järvede rolli kindlaksmääramisele globaalses süsinikuringes tuleb arvestada, et järvede süsinikul on otsene mõju nende piirkondade inimeste tervisele, kus joogivee tootmiseks kasutatakse järvevett. Lahustunud orgaanilist süsinikku (DOC) on küllalt keeruline joogivee tootmise protsessis eemaldada. Tootmise viimase etapina lisatakse joogiveele enamasti kloori (et hoida elutegevus veetorudes mõistlikes piires). Suurem DOC sisaldus vees tähendab ühelt poolt suuremat kulu vee töötlemisel, aga teisalt tekitavad protsessi käigus moodustuvad kloororgaanilised ühendid vähki (Koivusalo et al., 1997). Ka on täheldatud DOC hormoonilaadseid efekte selgroogsetele (Steinberg et al., 2004).

Ainukene spektripiirkond elektromagnetilisest kiirgusest, mis suudab läbistada veepinna ning anda seega meie informatsiooni vees leiduvate ainete kohta, on nähtav valgus. Niisiis peab süsinikul olema seos vee värvusega, et me saaksime süsiniku hulka järvede vees kaugseire abil hinnata.

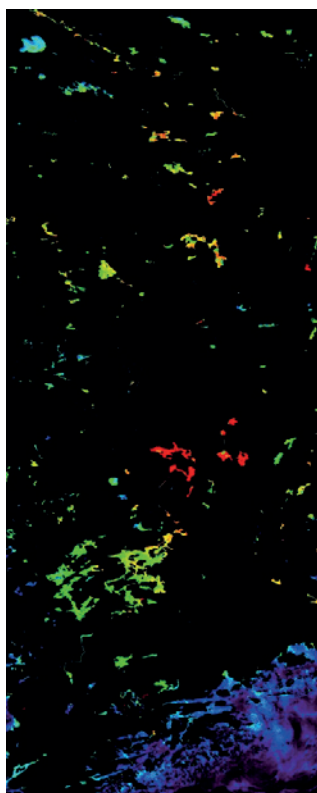
Üle 90% süsinikust järvede vees on tavaliselt lahustunud kujul (Wetzel, 2001). Osal sellest ei ole värvust (ja ei ole seega kaugseire abil tuvastatav), aga osa DOCst on värvust omav lahustunud orgaaniline aine (CDOM). Paljude järvede puhul esineb tugev korrelatsioon kogu lahustunud süsiniku ja selle värvust omava komponendi vahel (Tranvik, 1990; Kallio, 1999). Sobek et al. (2003) näitasid, et boreaalsetes järvedes esineb korrelatsioon ka süsihappegaasi üleküllastuse ja DOC vahel. Seega, kui meil õnnestuks kaugseire abil hinnata CDOMi hulka vees, siis peaks koos sellega saama hinnangu ka DOC ja CO₂ küllastuse kohta.

Nagu eelpool mainitud, on järvede kaugseire seotud tehniliste probleemidega – need sensorid, mis on sobilikud vee kaugseireks, on enamiku järvede uuringuteks liiga väikese ruumilise lahutusega (300–1200

m) ning sensorid, mis on ruumilise lahutuse poolest sobilikud järvede kaugseireks (30 m ja vähem), ei ole kas piisava tundlikkusega või on liiga kallid vee kvaliteedi kaugseireks (nagu IKONOS, QuickBird, WorldView). Nüüdseks on olukord muutunud, sest aastal 2013 lennutati orbiidile Landsat 8 ja lähitulevikus on startimas Sentinel-2. Järvede rolli kindlakstegemiseks globaalses süsinikuringes kulub veel mõni aasta. See osutub võimalikuks siis, kui Landsat 8 pilvevabad pildid katavad kogu maakera.

Senikaua on oluline tegeleda CDOMi kaugseire algoritmide arendamisega ning CDOMi/DOC suhte uurimisega maailma eri paigus. Seda, et Landsat 8 tüüpi satelliidilt on võimalik kaardistada süsiniku hulka järvedes, õnnestus meil näidata juba mõni aasta tagasi (Kutser et al., 2005a,b; 2009), kasutades Landsat 8 testimiseks mõeldud sensorit ALI. ALI on Landsat 8 prototüüp, kuid oluliselt väiksema uuritava alaga (35 × 185 km võrreldes Landsati 185 × 185 km). Ka tehti ALIga pilte ainult tellimise peale ning kogutava materjali hulk päevas oli piiratud kuue pildiga. Joonisel 2 on toodud CDOMi, DOC ja süsihappegaasi küllastuse tase Lõuna-Soome järvedes kaardistatuna satelliidil EO-1 paikneva sensori ALI abil.

Järvede kaugseiret takistab maismaa naabrusefekt (osa vee kohal mõõdetud signaalist on tegelikult pärit naabruses asuvalt maismaalt) ning sobiliku atmosfäärikorrektiooni meetodi puudumine (puhaste ookeanivete puhul kasutatavad eeldused ei ole järvede puhul täidetud). Lisaks selgus hiljuti, et järvede CDOMi kaugseiret võib takistada ka varieeruv rauasisaldus



Joonis 2. Värvust omava lahustunud orgaanilise aine (CDOM), lahustunud orgaanilise süsiniku (DOC) ning süsihappegaasi hulgad Lõuna-Soome järvede vees hinnatuna satelliidi ALI pildilt, kasutades Kutser et al. 2005b algoritme ning Sobek et al. 2003 leitud seost DOC ja CO₂ vahel.

vees (Kutser et al., 2014b). Nimelt moodustavad rauaühendid kolloide, mis on tavaliselt seotud süsinikuga vees. Mõlemad, nii CDOM kui ka rauaühendid, muudavad vee värvuse pruuniks. Samas võib süsiniku ja raua vahekord olla erinev ja me ei tea, kumb parasjagu vett pruuniks teeb. Näiteks Rootsi kolleegid (Köhler et al., 2013) leidsid, et Mälari järves muutub raua ja süsiniku vahekord järve eri osades erinevalt. Raua hulk vees väheneb kiiremini kui CDOMi hulk valguse ja bakteriaalse lagunemise tõttu. Seega on raua ja süsiniku osakaal „pruunisuses“ järve osades erinev. Näiteks järve suubuvates jõgedes ja järve ühes osas oli see oluliselt erinev kui kogu ülejäänud järves. Nimetatud erisused võiksid potentsiaalselt tekitada probleeme järvede süsiniku kaugseires. Samas leidsime (Kutser et al., 2014b), et üks MERISE sensori protsessoritest, mis on välja töötatud boreaalsete järvede jaoks, sobis hästi CDOMi ja DOC hindamiseks Mälari vees. Tegu on neurovõrgustiku tüüpi algoritmiga, mida on treenitud põhiliselt Soome järvede andmetega. Tõenäoliselt on olnud tegu järvedega, kus raua ja süsiniku vahekord varieerus, ning seepärast saab see protsessor paremini hakkama süsiniku hindamisega Mälari järves kui teised protsessorid.

Sobivamate sensorite puudumisel kasutasime rauasisalduse varieeruvuse uurimiseks MERISE 300 m lahutusega satelliidipilti. MERIS on kasutatav vaid suuremate järvede kaugseires. Samas oleme saanud MERISE andmetest huvitavaid tulemusi ka teiste süsiniku komponentide (anorgaaniline süsinik, summaarne süsinik, SUVA – kiirguse erineeldumiskoeffitsient ultravioletil piirkonnas) hindamisel (Kutser et al., 2014a,b). Kui Sentinel-3 pardal jõuab orbiidile MERISE järglane OLCI, saab võimalikuks uurida suuremate järvede osa globaalses süsinikuringes ning mitmeid muid protsesse.

Järvede arvu küsimuses oleme nüüd lahenduseni jõudnud. Järgmise etapina on käsil vee hulga leidmine maailma järvedes. Erinevate süsiniku komponentide (eelkõige lahustunud orgaanilise süsiniku, mis moodustab järvede vee süsinikust üle 90%) kohta oleme näidanud, et nende hulga hindamine kaugseire abil on võimalik, kui kasutada on moodsamad satelliidid kui Landsat 7. Nüüd on vaja rahvusvahelise koostöö raames kontrollida, kas leitud algoritmid on küllalt universaalsed saamaks realistlikku hinnangut süsiniku hulga kohta kõigis maailma järvedes kokku, või on vaja välja töötada regionaalsed algoritmid järvede tegeliku osatähtsuse teadasaamiseks globaalses süsinikuringes.

Viidatud kirjandus

- Bastviken, D., Tranvik, L.J., Downing, J.A., Crill, P.M., Enrich-Prast, A. (2011) Freshwater Methane Emissions Offset the Continental Carbon Sink. *Science*, 331, 50-50.
- Battin, T.J., Kaplan, L.A., Findlay, S., Hopkinson, C.S., Marti, E., Packman, A.I., Newbold, J.D., Sabater, F. (2008) Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience*, 1, 95-100.
- Battin, T.J., Luysaert, S., Kaplan, L.A., Aufdenkampe, A.K., Richter, A., Tranvik, L.J. (2009) The boundless carbon cycle. *Nature Geoscience*, 2, 598-600.
- Cole, J.J., Prairie, Y.T., Caraco, N.F., McDowell, W.H., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., Duarte, C.M., Kortelainen, P., Downing, J.A., Middelburg, J.J., Melack, J. (2007) Plumbing the Global Carbon Cycle: Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon budget. *Ecosystems*, 10, 171-184.
- Downing, J.A., Prairie, Y.T., Cole, J.J., Duarte, C.M., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., McDowell, W.H., Kortelainen, P., Caraco, N.F., Melack, J.M. et al. (2006), The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography* 51, 2388–2397.
- Kallio, K. (1999) Absorption properties of dissolved organic matter in Finnish lakes, *Proceedings of Estonian Academy of Sciences. Biology, Ecology*, 48, 75-83.

- Koivusalo, M., Pukkala, E., Vartiainen T., Jaakola J.J.K. Hakulinen, T. (1997) Drinking water chlorination and cancer – a historical cohort study in Finland. *Cancer Causes and Control*, 8, 192-200.
- Kutser, T., Pierson, D.C., Tranvik, L., Reinart, A., Sobek, S., Kallio K. (2005a) Estimating the colored dissolved organic matter absorption coefficient in lakes using satellite remote sensing, *Ecosystems*, 8, 709-720.
- Kutser, T., Pierson, D.C., Kallio, K., Reinart, A., Sobek, S. (2005b) Mapping lake CDOM by satellite remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 94, 535-540.
- Kutser, T., Tranvik, L., Pierson, D.C. (2009a) Variations in colored dissolved organic matter between boreal lakes studied by satellite remote sensing. *Journal of Applied Remote Sensing*, doi: 10.1117/1.3184437.
- Kutser, T., Verpoorter, C., Paavel, B., Tranvik, L.J. (2014a) Estimating lake carbon fractions from remote sensing data. *Remote Sensing of Environment* (in press).
- Kutser, T., Alikas, K., Kothawala, D.N., Köhler, S.J. (2014b) Impact of iron associated to organic matter on remote sensing estimates of lake carbon content. *Remote Sensing of Environment* (in press).
- Köhler, S.J., Kothawala, D., Futter M.N., Liungman, O., Tranvik, L. (2013) In-lake processes offset increased terrestrial inputs of dissolved organic carbon and color to lakes. *PlosOne*, 8, e70598.
- Raymond, P.A., Hartmann, J., Lauerwald, R., Sobek, S., McDonald, C., Hoover, M., Butman, D., Striegl, R., Mayorga, E., Humborg, C. (2013) Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 503 355-359
- Seekel, D.A. Pace M.L. (2011) Does the Pareto distribution adequately describe the size-distribution of lakes? *Limnology and Oceanography*, 56, 350-356.
- Sobek, S., Algesten, G., Bergström, A.-K., Jansson, M., Tranvik, L.J. (2003) The catchment and climate regulation of pCO₂ in boreal lakes, *Global Change Biology*, 9, 630-641.
- Steinberg, C.E.W., Höss, S., Kloas, W., Lutz, I., Meinelt, T., Pflugmacher, S., Wiegand, C., 2004. Hormone-like effects of humic substances on fish, amphibs, and invertebrates. *Environmental Toxicology*, 19, 409–411.
- Tranvik L.J (1990) Bacterioplankton growth on fractions of dissolved organic carbon of different molecular weights from humic and clear waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 56, 1672-1677.
- Tranvik L.J. Downing J.A. Cotner J.B. Loiselle S.A. Striegl R.G. Ballatore T.J. Dillon P. Finlay K. Fortino K. Knoll L.B. Kortelainen P.L. Kutser T. Larsen S. Laurion I. Leech D.M. McCallister S.L. McKnight D.M. Melack J.M. Overholt E. Porter J.A. Prairie Y. Renwick W.H. Roland F. Sherman B.S. Schindler D.W. Sobek S. Tremblay A. Vanni M.J. Verschoor A.M. von Wachenfeldt E. Weyhenmeyer G.A. (2009). Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54, 2298 - 2314.
- Verpoorter, C., Kutser, T., Tranvik, L.J. (2012) Automated mapping of water bodies using Landsat multispectral data. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10, 1037-1050.
- Verpoorter, C, Kutser, T., Seekel DA., Tranvik, L. (2012) A Global Inventory of Lakes Based on High-Resolution Satellite Imagery. *Geophysical Research Letters* (in press).
- Wetzel, R.G. (2001) *Limnology: lake and river ecosystems*. 3rd edition. Elsevier, 1006 pp.

Summary

The role of lakes in global carbon cycle: how much can be learned by applying remote sensing

Recent studies show that lakes play an important role in the global carbon cycle. These results were obtained by upscaling *in situ* measurements results from a few thousand lakes to the number of lakes on Earth. The global estimate of lakes, used in these studies, was obtained based on statistics. Both the abundance of lakes on Earth and the amount of carbon in them can be estimated from satellite data. The present paper provides an overview about current progress in global lake count and estimation of their carbon content.

MERISe satelliiditulemite neeldumisparameetrite valideerimine Eesti suurte järvede näitel

Evelin Kangro, Elar Asuküll

Tartu Observatoorium, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

Kokkuvõte

Spetsiaalselt optiliselt keerukate veekogude seireks konstrueeritud MERIS sensor andis oma kümneaastase missiooni jooksul olulist teavet vee värvust kujundavate orgaaniliste ja anorgaaniliste ainete kohta. MERISe veekvaliteedi produktid tuletatakse keerukate bio-optilise mudeli närvivõrgustikul põhinevate algoritmidega, mille põhimõte on siduda vee peegeldusspekter esmaste optiliste omadustega. Käesolevas uurimuses vaadeldi kahte erinevat MERISe töötlust. Tulemustest selgub, et lahustunud orgaanilisest aineist tingitud neeldumist hindavad kõige paremini spetsiaalse BOREAL protsessori ($R^2 = 0,32$; $P < 0,001$) ja uuritavatel vetel väljatöötatud empiirilise algoritmiga ($R^2 = 0,48$; $P < 0,001$) töödeldud tulemid. Seevastu vees leiduva fütoplanktoni pigmentide poolt põhjustatud neeldumist uuritud töötlusted edukalt tuvastada ei suutnud. Kuigi optiliselt aktiivsete ainete neeldumisväärtuste täpset määramist raskendab Eesti suurte järvede varieeruv neeldumisspekter, on uuritavad tulemid siiski võrdlemisi tundlikud neeldumisparameetrite ajalise ja ruumilise muutlikkuse suhtes.

Võtmesõnad: *veekogude kaugseire, lahustunud orgaaniline aine, fütoplankton, tripton, veekogude optilised omadused, kaugseire algoritmid, satelliidisensor MERIS, Peipsi järv, Võrtsjärv*

Sissejuhatus

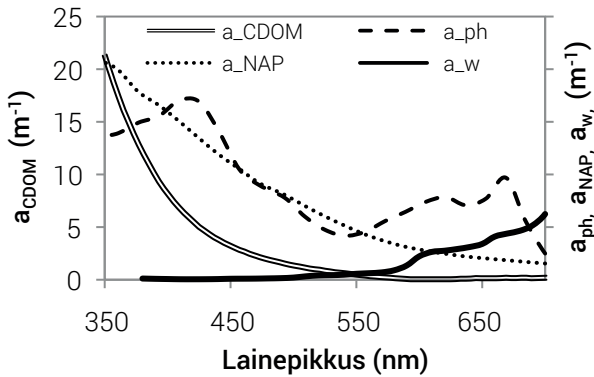
Kaugseire on suhteliselt odav ja kiire meetod hankimaks ajakohast informatsiooni suurte ja raskesti ligipääsetavate alade kohta. Selle abil on võimalik saada järjepidevalt andmeid nii atmosfääri, maapinna kui ka veekogude kohta, pakkudes teadlastele unikaalset ajalis-ruumilist mõõdet, mida muul viisil oleks praktiliselt võimatu saavutada.

Kuigi kaugseirel on mitmeid eeliseid, esineb siiski ka olulisi piiranguid. Ranniku ja siseveekogude kaugseires on peamine tulemuste mõjutaja atmosfäär ning kvaliteetsete tulemuste saamiseks vajatakse selle kohta täpset teavet, sest ligikaudu 80% sensorini jõudvast signalist pärineb atmosfäärist (IOCCG, 2000). Samuti on meie laiuskraadidel probleemiks pilvine taevast ning sellest tulenevalt kaugseireks sobilike ilmade vähesus. Lisaks tuleb kaldalähedaste veepikslite puhul arvestada maapinnalt pärineva kiirguse mõju ehk naabrusefektiga (Kratzer ja Vinterhav, 2010).

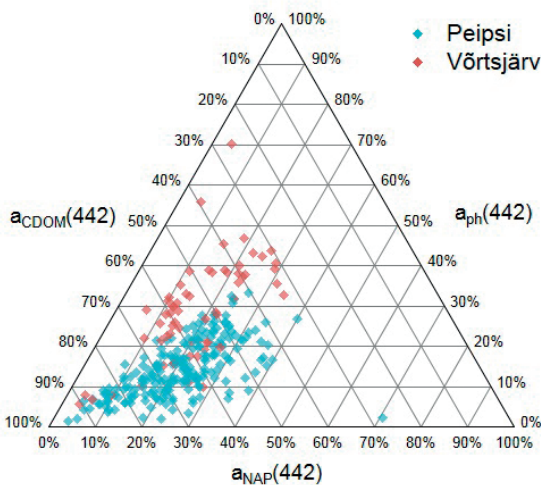
Veekaugseire abil on võimalik saada informatsiooni näiteks veepinna kõrguse, temperatuuri, lainekõrguse, üleujutuste, rannajoone muutuste, setete transpordi ja vee värvuse kohta (IOCCG, 2000). Viimane on mõjutatud veekogus leiduvatest nn optiliselt aktiivsetest ainetest (lahustunud orgaaniline aine, mineraalne hõljum ja fütoplankton), mis neelavad ja hajutavad veesambasse tunginud kiirgust neile iseloomulikul viisil, kujundades veepinna kohal mõõ-

detava peegeldusspektri (Bukata, 2005). Need optiliselt aktiivsed ained (OAA) neelavad intensiivsemalt lühema lainepikkuse valgust (joonis 1) ning veekogu neeldumisspektrit määravad lainepikkusest sõltuvad neeldumiskoeffitsiendid defineeritakse suhtelise kiirgusvoo vähenemisega kindla ühikulise paksusega kihi kohta (Kirk, 2011). Ühtlasi käsitletakse OAAsid veekaugseires ka kui vee kvaliteeti mõjutavaid aineid.

Veekaugseires eristatakse puhtamat ja selgemat *Case I* veetüüpi ning optiliselt keerukamaid *Case II* ranniku- ja siseveekogusid, kus OAAd hulgad varieeruvad üksteisest sõltumatult suuremates kogustes (IOCCG, 2000). Selliste optiliselt keerukamate veekogude jaoks loodud sensorite tehnilised parameetrid, nagu spektraalne ja radiomeetriline lahutus-



Joonis 1. Värvunud lahustunud orgaanilise aine (a_{CDOM}), fütoplanktoni (a_{ph}) ja triptoni (a_{NAP}) neeldumiskoeffitsientide spektrid Peipsi järve andmete põhjal. Puhta vee (a_{w}) neeldumiskoeffitsientide spekter Pope ja Fry (1997) järgi.



Joonis 2. Fütoplanktoni, värvunud lahustunud orgaanilise aine ja triptoni neeldumiskoeffitsientide ($a_{\text{ph}}(442)$, $a_{\text{CDOM}}(442)$ ja $a_{\text{NAP}}(442)$) suhteliste osakaalude varieerumine Peipsi ja Võrtsjärve mõõtmispunktidest viie aasta (2008, 2010–2013) andmete põhjal.

võime ning spektraalkanalite asetus, võimaldavad tänapäeval täpsemat järvede monitooringut (Laanen, 2007). Üheks selliseks spektromeetriks oli ENVISATi (*ENVironmental SATellite*) pardal paiknev sensor MERIS (*MEdium Resolution Imaging Spectrometer*), mille tulemeid oli võimalik saada kahesuguses ruumilises lahutuses (300 ja 1200 m). MERISE produktide puhul eristatakse kuni nelja tulemite tasandit – *Level0* (L0), *Level1* (L1), *Level2* (L2) ja *Level3* (L3) (ESA, MERIS Product Handbook, 2006). Kuigi 2002. aastal alanud ENVISAT missioon on nüüdseks lõppenud, jätkavad lähitulevikus optiliselt keerukate veekogude seiret täiustatud uue põlvkonna satelliidisensordid (Bukata, 2005).

Ligikaudu 2300 Eesti siseveekogust (Tamre, 2006) on vaid Peipsil ja Võrtsjärvel hea potentsiaal satelliitkaugseirealaseks jälgimiseks. Tegemist on madalate eutrofeerunud *Case II* tüüpi vetega, mis on tundlikud jõgede kaudu ja valgalalt sissekantava reostuskoormuse suhtes. Majandusliku ja rekreatsioonilise väärtusega veekogud kuuluvad alates 1990. aastate algusest ka Eesti riiklikku keskkonnaseire programmi, kuid teadusalaseid kontaktmõetmisi on järvedel teostatud juba alates 20. sajandi keskpaigast (Habermann et al., 2008). Kahe

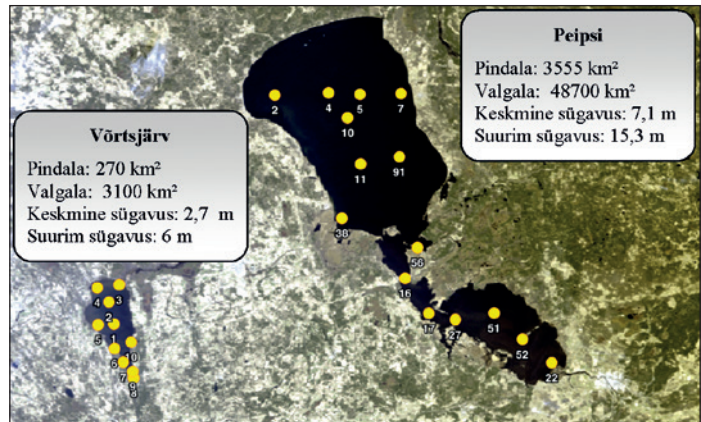
veekogu optilised omadused on määratud eelkõige lahustunud orgaanilise ja vees hõljuva mineraalse aine hulgaga (joonis 2).

Peipsi ja Võrtsjärves leiduv orgaaniline aine on peamiselt allohtoonset (väljaspool veekogu tekkinud) päritolu ja seda kantakse järvedesse jõgede kaudu või orgaanikarikastelt aladelt tulvavetega (Habermann et al., 2008). Orgaanika hindamisel lähtutakse kaugseires valgust neelava fraktsiooni ehk värvunud lahustunud orgaanilise aine (*coloured dissolved organic matter*, CDOM) määramisest. CDOMi põhikomponendid fulvo- ja humiinhapped tingivad veekogu pruunika või kollaka varjundi, mistõttu viidatakse sellele kirjanduses tihti kui kollasele ainele (*yellow substance*) (Laanen, 2007). Tripton (*tripton* või *non algal particles*, NAP) hõlmab mineraalseid ja orgaanilisi hõljuvaid osakesi, mis hajutavad intensiivselt valgust ja nende valgust neelav toime on teisejärguline (Kirk, 2011). Fütoplanktoni alla kuuluvad põhiliselt ainuraksed fotosünteesimisvõimelised veekogu ülemist valgustatud kihti asustavad vetikakogumikud (Lalli ja Parsons, 1994). Tegemist on primaarproduktiooni ja globaalse süsinikuringe seisukohast olulise ökoloogilise parameetriga, mille põhjal tehakse järeldusi veekogu toitelisuse kohta (IOCCG, 2000).

Materjal ja meetodika

Uuritavad veekogud

Võrtsjärv ning Peipsi on omavahel ühenduses Suure Emajõega, moodustades hüdroloogiliselt ühtse süsteemi. Seetõttu on nende veerežiimis palju kokkulangevusi, eriti veetaseme pikaajalistes muutustes. Samas on Võrtsjärv paljuski erinev, näiteks teistsuguse temperatuuri- ning jäärežiimi poolest (Järvet, 2003). Satelliidsensori MERIS vaateväljas olid mõlemad järved vähemalt iga kahe päeva järel. Joonisel 3 on toodud veekogude riikliku seire mõõtmispunktide asukohad ja olulisimad morfoomeetriselised näitajad.



Joonis 3. MERISe täislahutusega L1 RGB-pildil kujutatud Peipsi ja Võrtsjärvi. Joonisele on märgitud tabelid veekogude olulisemate morfoomeetriseliste parameetritega ning regulaarse seire mõõtmispunktide asukohad.

In situ ja satelliidiandmed

Peipsi ja Võrtsjärve OAAde neeldumiskoeffitsientide arvutamiseks kasutati riikliku keskkonnaseire ning Tartu Observatooriumi veekogude kaugseire tööühema ja Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi kaugseire ja mereoptika osakonna ühisseire käigus kogutud proovide põhjal Eesti Maaülikooli Põllumajandus- ja Keskkonnainstituudi Limnoloogiakeskuses ajavahemikus 2008–2013 laboratoorselt mõõdetud osakeste neeldumisspektrite andmeid. Saadud tulemuste põhjal valideeriti vastavaid 2010. ja 2011. aasta MERISe täislahutusega (300 m) L2 satelliiditulemeid. See hõlmab *in situ* ja MERISe neeldumisproduktide omavahelise seose uurimist regressioonianalüüsi abil ning statistiliste näitajate, nagu keskmise kõrvalekalde (*Mean Bias*, δ)

ja ruutkeskmise hälbe (*Root Mean Square Error*, RMSE) arvutamist. Lisaks analüüsiti MERISE tulemit ja *in situ* neeldumiskoeffitsientide ajalist ning ruumilist varieeruvust.

Töös uuritud MERISE tulemid (81 satelliidipilti) on esmalt läbinud naabrusefekti korrigeerimiseks ja minimeerimiseks ICOLi (*Improved Contrast between Ocean and Land*) eeltötluse ning seejärel töödeldud eraldi spetsiaalse BOREAL protsessori ja MERISE standardalgoritmide ehk MEGS 8.1 protsessoriga. ICOLi ja BOREALi rakendamiseks ja satelliiditulemite visualiseerimiseks kasutati BEAM 4.11 (Brockmann Consult) ning MEGS 8.1 protsessoriga töötlemiseks ODESA tarkvara. BOREAL L2 peegeldustegurite tulemeid töödeldi ka CDOMi empiirilise algoritmiga (valem 5). Lisaks rakendati pikslitele kvaliteedimärgendeid (*confidence flags*), mille abil eemaldati vääras loetud pikslid. Kahel uuritava aastal on satelliidiantmetega kaetud periood mai algusest kuni septembri lõpuni.

MERISE Case II vete algoritm ja veekvaliteedi tulemid

MERISE veetulemite töötlusskeemi üks esmaseid etappe on atmosfäärikorrektsioon, millega kõrvaldatakse kiirguse teele jäävate atmosfääris leiduvate osakeste mõju (L1 tasand). Närvivõrgustikul (*Neural Network*, NN) põhineva atmosfäärikorrektsiooni järel saadakse veest lahkuva kiirguse peegeldusspekter (L2 tasand) (MERIS ATBD 2.25-V 1.0, 2011). Saadud peegeldustegurid on sisendiks bio-optilise mudeli närvivõrgustikule. Bio-optiline mudel põhineb mõõdetud esmaste (neeldumis- ja hajumiskoeffitsiendid) ja tuletatud optiliste omaduste (peegeldustegurid) ning vaategeomeetria (päikese- ja vaatenurk, asimuudi kõrvalekalle) andmebaasil. Standardtulemite bio-optilise mudeli mõõtmisandmed on kogutud Põhjamerest ning BOREAL protsessori mudel on arendatud humiinaineterikaste Soome järvede põhjal (ATBD 2.12, 1997; Doerffer ja Schiller, 2008). Närvivõrgustikul põhinev algoritm tuletab veest lahkuva kiirguse peegeldusspektri alusel esmased optilised omadused (L2 tasand) 442 nm juures, mille alusel arvutatakse lisaks ka triptoni ja klorofüll-*a* kontsentratsiooni ($C_{\text{Chl-}a}$) tulemid. MERISE kollase aine standardtulemit kujuneb nii CDOMi kui triptoni neeldumiskoeffitsiendi väärtuste summana (Doerffer ja Schiller, 2007):

$$a_{\text{CDOM}_{\text{standard}}}(442) = a_{\text{CDOM}}(442) + a_{\text{NAP}}(442) \quad (1)$$

Kuna triptoni neeldumine on osaliselt tingitud lahustunud orgaanilise aine koostises olevate partikulaarsete osakeste neeldumisest, siis on nende neeldumisspektrid vägagi sarnased (joonis 1). Laboratoorsete meetodite abil on neid võimalik kergesti eristada, kuid praktilistel kaalutlustel käsitletakse kahe aine neeldumist tihti koos (IOCCG, 2000).

BOREAL protsessor tuletab CDOMi neeldumiskoeffitsientide tulemit ilma triptoni neeldumiseta. Lisaks on eraldi tulemina ka osakeste koguneeldumine $a_{\text{tot}}(442)$, mida MEGS 8.1 produktide puhul on võimalik saada $a_{\text{ph}}(442)$ ja $a_{\text{CDOM}_{\text{standard}}}(442)$ tulemite summeerimisel. Samuti ei väljasta MERISE standardalgoritmid erinevalt BOREAList eraldi $a_{\text{ph}}(442)$ tulemit, vaid lõppresultaadiks on $C_{\text{Chl-}a}$ tulemit, mis avaldub fütoplanktoni neeldumiskoeffitsiendi kaudu järgnevalt (Doerffer ja Schiller, 2007):

$$C_{\text{Chl-}a} = 21 * a_{\text{ph}}(442)^{1,04} \quad (2)$$

Vastav BOREALi protsessori üleminekuvalemit (Doerffer ja Schiller, 2008):

$$C_{\text{Chl-}a} = 62,6 * a_{\text{ph}}(442)^{1,29} \quad (3)$$

Sarnane astmeline seos ($R^2 = 0,76$; $n = 350$) Chl-*a* kontsentratsiooni ja $a_{ph}(442)$ vahel töötati välja Peipsi ja Võrtsjärve *in situ* andmete põhjal:

$$C_{Chl-a} = 29,5 * a_{ph}(442)^{0,75} \quad (4)$$

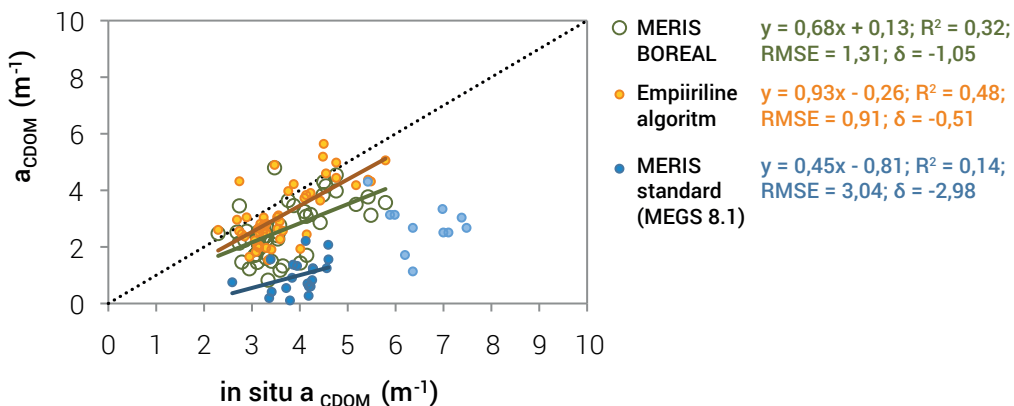
Lisaks keerukatele närvivõrgustikul põhinevatele arvutusvalemitele on võimalik rakendada ka lihtsamaid spektraalkanalite suhetel põhinevaid empiirilisi algoritme. Nende põhimõte seisneb selles, et uuritava OAA muutuste suhtes tundlik spektrikanali peegeldusteguri väärtus seotakse vähem tundliku kanali väärtusega. Ka käesolevas töös testitakse BOREAL protsessori peegeldustegurite põhjal Peipsi ja Võrtsjärve jaoks arendatud CDOMi kanalisuhte algoritmi:

$$a_{CDOM_{standard}}(442) = 28,16 * \left(\frac{R_{620}}{R_{778}} \right)^{-1,65}, \quad (5)$$

kus R tähistab peegeldustegureid (*reflectance*, R) lainepikkustel 620 ja 778 nm.

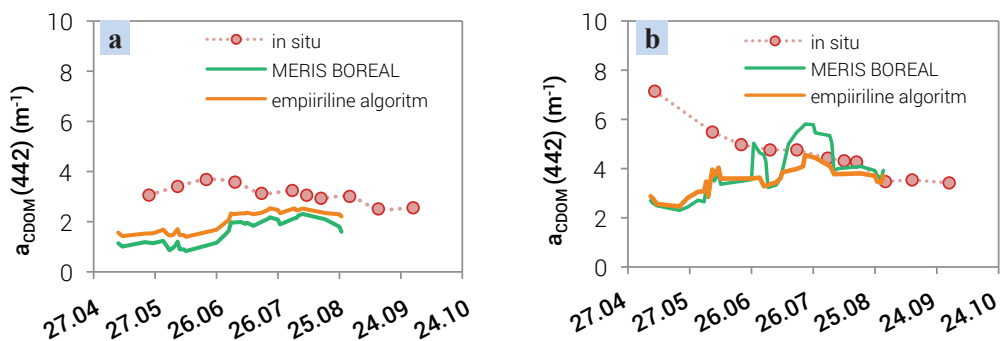
Tulemused ja arutelu

Humiinaineterikastest Eesti suurjärvedest suudavad kõige edukamalt CDOMist tingitud neeldumist tuvastada empiirilise algoritmiga töödeldud satelliiditulemid ($R^2 = 0,48$; $P < 0,001$; $RMSE = 0,91 \text{ m}^{-1}$; $\delta = -0,51 \text{ m}^{-1}$) (joonis 4). Enamikul juhtudel alahindavad MERISE kollase aine tulemid vastavaid *in situ* väärtusi. Suurim on see standardproduktide puhul, kui keskmine kõrvalekalle (δ) küündib kuni -3 m^{-1} . Nõrgim seos ($R^2 = 0,14$; $P = 0,100$) MEGS 8.1 tulemite ja *in situ* $a_{CDOM}(442)$ väärtuste vahel on tingitud algoritmi kitsamast treenimispiirkonnast ($0,5\text{--}5 \text{ m}^{-1}$), mistõttu jäi arvestatav hulk väärtusi analüüsist välja. Seevastu $a_{ph}(442)$ väärtuste valideerimisel andsid MERISE standardproduktid ($R^2 = 0,17$; $P = 0,02$) võrreldes BOREAL protsessoriga ($R^2 < 0,005$; $P > 0,1$) pisut paremaid tulemusi, kuid erinevalt $a_{CDOM}(442)$ tulemitest ülehindavad MERISE töötlusted fütoplanktoni neeldumiskoefitsiendi tegelikke väärtusi ($\delta = 0,73 \text{ m}^{-1}$). Kuna $a_{ph}(442)$ ja $a_{CDOM}(442)$ neelavad tugevalt 440 nm ümbruses, siis suuremate lahustunud orgaanilise aine väärtuste korral ülehinnatakse tihti fütoplanktoni pigmentidest tingitud neeldumist (Attila et al., 2013). MERISE $a_{tot}(442)$ tulemite valideerimistulemused, mille kohaselt saadi *in situ* väärtustega tugevamaid seoseid (BOREAL: $R^2 = 0,54$; $P < 0,001$; MEGS 8.1: $R^2 = 0,51$; $P < 0,001$), võimaldavad samuti järeltada algoritmide suutmatust neeldumisparameetrite osakaale õigesti tuletada.



Joonis 4. Korrelatsioonid erineva töötamise läbinud MERISi $a_{CDOM}(442)$ tulemite ja *in situ* $a_{CDOM}(442)$ väärtuste vahel. Statistiliste näitajate (RMSE, δ) ühikuteks on m^{-1} . Heledamate siniste punktidega on tähistatud algoritmi treenimispiirkonnast (0,5–5 m^{-1}) välja jäävad väärtused.

Mõõtmispunktide põhistelt aegridadelt (joonis 5a ja 5b) võib täheldada *in situ* ja MERISi tulemitelt saadud CDOMi neeldumisväärtuste erinevat muutlikkust vegetatsiooniperioodi jooksul. Kui *in situ* tulemuste põhjal on maksimaalsed orgaanilise aine sisaldused vees kevadel ja suve algul, siis satelliiditulemite põhjal jäävad suurimad väärtused suve teise poole. Tõenäoliselt on selle põhjuseks sarnane ajaline trend MERISi $a_{ph}(442)$ produktidelt. Siiski on MERISi CDOMi tulemid tundlikud mõõtmispunktide $a_{CDOM}(442)$ väärtuste varieeruvuse ulatuse suhtes.

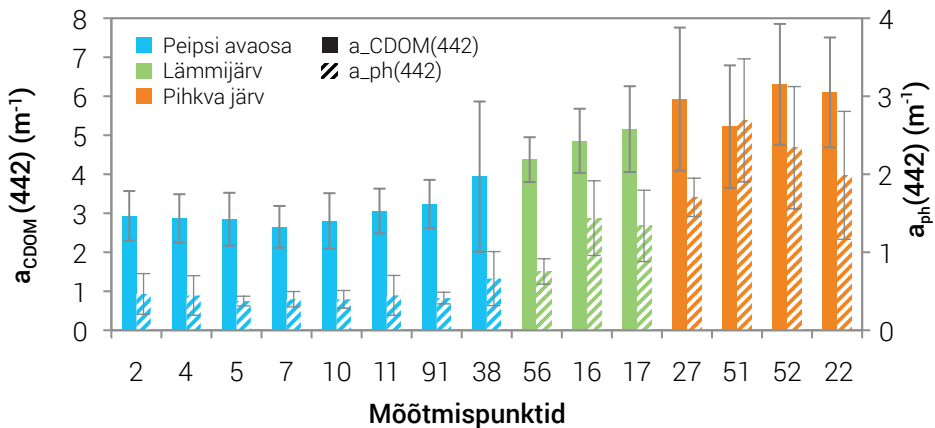


Joonis 5. Ajaline varieeruvus Peipsi järve mõõtmispunktides 11 (a) ja 17 (b) erinevalt töödeldud MERISi tulemite ja *in situ* 2011. aasta väärtuste põhjal. Satelliiditulemite ajalised käigud on leitud libiseva keskmisena.

Peipsi järve mõõtmispunktide keskmised $a_{CDOM}(442)$ ja $a_{ph}(442)$ väärtused näitavad selget põhja-lõunasuunalist muutlikkust, kõrgemate neeldumisväärtustega Lämmi- ja Pihkva järves (joonis 6). Võrreldes Peipsi avaosaga on Pihkva järve $a_{CDOM}(442)$ mõõtmistulemused ligi kaks korda suuremad. Peamiselt on see tingitud sinna suubuvatest suurtest jõgedest (Velikaja, Piusa, Tšornaja, Optjok), mis transpordivad järve allohtoonset orgaanilist ainet (Jaani, 2001). Lämmijärvele avaldavad mõju selle alumisse ossa suubuv Võhandu jõgi ja Pihkva järvest Peipsi avaosas suunas liikuv veemass. Avaosas on CDOM peamiselt kohapealse tekkega ning

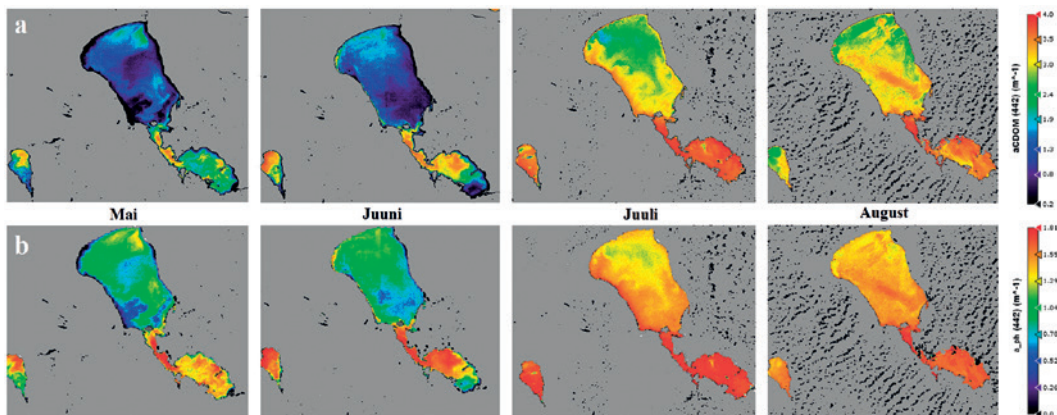
väiksemate neeldumisväärtustega (Reinart, 2008). Kõrge toitelisuse ja veetemperatuuri koostmõju tingivad järve lõunapoolsetes osades intensiivsemat fütoplanktoni kasvu (Laugaste et al., 2008). Lisaks ei kujune lõunapoolsetes osades tugevat vertikaalset temperatuuri stratifikatsiooni (Jaani, 2001), mis takistaks planktoni tõusmist epilimnioni, ning temperatuur ja fütoplanktoni hulk on veesamba valgustatud osas ühtlasemalt jaotunud, millest on samuti tingitud kõrgemad $a_{ph}(442)$ väärtused.

Peipsi järve suubuvat Emajõe mõjutavad lisaks fütoplanktonirikkale väljavoolule Võrtsjärvest lämmastikühenditerikas Pedja jõgi ning fosforiühendeid ja orgaanikat lisandub ümbritsevalt valgalalt (Nõges ja Nõges, 2008). Seetõttu kujunebki Emajõe suudmealal isearalike tingimuste ja optiliste omaduste kogum, kus võrreldes teiste suudmepiirkondadega on fütoplanktonirikas vesi, kuid primaarproduktiooni pärsivad lahustunud orgaanika ning mineraalainete hulk (Reinart, 2008). Optiliselt aktiivsete ainete vahekorda Emajõe suudmealal mõjutavad suuresti kevadised ja sügised kõrgveeperioodid ning suvine madalveeaeg (Jaani et al., 2008), mistõttu on neeldumisväärtused mõõtmispunktis 38 vägagi varieeruvad (joonis 6).



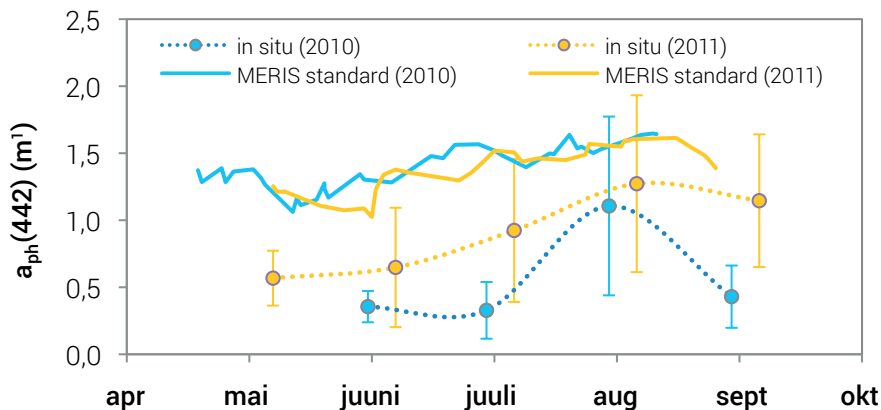
Joonis 6. Nelja aasta (2010–2013) $a_{CDOM}(442)$ ja $a_{ph}(442)$ keskvärtused koos standardhälvetega Peipsi järve erinevates mõõtmispunktides. Viirutatud tulpadega on tähistatud $a_{ph}(442)$ ja värvitud tulpadega $a_{CDOM}(442)$ väärtused.

Mõõtmistulemuste põhja-lõunasuunalist muutlikkust Peipsi järves kirjeldavad hästi ka satelliiditulemitelt pärinevad väärtused (joonis 7). Kohati on täheldatav Emajõe mõju suudmeala $a_{CDOM}(442)$ ja $a_{ph}(442)$ väärtustele, mis on ümbritsevate aladega võrreldes mõnevõrra kõrgemad. Võrtsjärv on neeldumisparameetrite väärtuste poolest selgelt homogeensem, mida toetavad ka *in situ* tulemused. Näiteks 2011. aasta augustis üle kogu järve kogutud kontaktmõõtmiste alusel on $a_{CDOM}(442)$ keskvärtuse varieeruvus $\pm 0,2 m^{-1}$ ning $a_{ph}(442)$ väärtuste standardhälve $\pm 0,3 m^{-1}$.



Joonis 7. BOREAL protsessoriga töödeldud $a_{\text{CDOM}}(442)$ (a) ja MEGS 8.1 protsessoriga töödeldud $a_{\text{ph}}(442)$ (b) 2011. aasta visualiseeritud MERISE tulemid nelja kuu lõikes. Joonisele on lisatud legendid neeldumistähtsuste vahemikega.

Visualiseeritud MERISE tulemid kajastavad sesoonset varieeruvust, kusjuures suurimad on neeldumistähtsused vegetatsiooniperioodi teises pooles juulis ja augustis. Sarnast trendi võib täheldada ka kahel uuritava aastal üle kogu Peipsi keskmistatud $a_{\text{ph}}(442)$ piksliväärtuste ajalise varieeruvuse korral (joonis 8). Järve lõikes keskmistatud *in situ* väärtused saavutavad vegetatsiooniperioodi edenedes üldise kiirgusintensiivsuse tõusu ja toiteainete kättesaadavuse paranemise tingimustes oma maksimumi samuti augustis ning hakkavad sügise saabudes vähenema. Kuna MERISE töötluste algoritmid ei suuda CDOMist ja fütoplanktonist tingitud neeldumisi korrektselt eristada, siis kinnitab see veelkord eespool tehtud järeldust, mille kohaselt on $a_{\text{ph}}(442)$ tulemite väärtuste ajalise muutlikkusega seostatavad ka MERISE CDOMi produktidelt pärinevad madalamad väärtused vegetatsiooniperioodi esimeses pooles (joonis 5).



Joonis 8. MERISE standardtulemitelt pärinevad üle kogu Peipsi järve libiseva keskmisega tasandatud $a_{\text{ph}}(442)$ aegread ja vegetatsiooniperioodi kuude lõikes keskmistatud *in situ* $a_{\text{ph}}(442)$ väärtused, millele on lisatud standardhälbed. Aegread on koostatud mõlema uuritava aasta (2010, 2011) kohta.

Nii-öelda optiliselt aktiivse piirkonna lühematel lainepikkustel raskendab MERISE algoritmide OAAde neeldumiskoeffitsientide väärtuste määramist sensorisse jõudva kiirguse

intensiivne hajumine atmosfääris. Pikematel lainepikkustel aga mõjutab signaali kiirguse tagasihajumine vees leiduvatelt mineraalosakestelt (Attila et al., 2013). Lahendust nähakse optiliselt keerukamaid ja kohalikke olusid paremini kirjeldavas atmosfäärikorrektsioonis, mis tagaks veest lahkuva kiirguse peegeldusteguri kujul täpsemat sisendit järgnevasse töötlusahelasse (Kratzer ja Vinterhav, 2010). Lisaks rõhutatakse optiliste omaduste poolest oluliselt laiahaardelisema bio-optilise mudeli tähtsust. Kuna optilised omadused on geograafilises ja omakorda sessoones kontekstis vägagi varieeruvad, siis oleks täpsemate algoritmide loomise eelduseks lokaalne andmebaas, mis võimaldaks simuleerida ja treenida bio-optilise mudeli närvivõrgustikku, saamaks paremat seost veetüübi- ja piirkonnaspetsiifilise peegeldusspektri ning esmaste optiliste omaduste vahel (Bukata, 2005; Kratzer ja Vinterhav, 2010).

MERISE standardtulemite ja spetsiifiliste töötluste taustal on OAAde tuvastamisel leidnud rakendust erinevad kanalisuhete algoritmid, mis põhinevad eelkõige pikemate lainepikkuste spektrikanalite peegeldusteguritel. Näiteks on maksimaalse klorofüllü indeks ehk MCI (*Maximum Chlorophyll Index*), mis arvutatakse peegeldustegurite põhjal lainepikkuste 681, 709, 753 nm juures, kasutamine andnud häid tulemusi ka Peipsi ja Võrtsjärve fütoplanktoni biomassi hinnangutes (Alikas et al., 2009). Ka käesolevasse uurimusse kaasatud CDOMi empiiriline algoritm (valem 5) töötas võrreldes MERISE standardproduktide ja BOREAL protsessoriga mõnevõrra paremini.

Tänuavaldused

Käesolev uurimus on valminud projektide VeeOBS (Eesti veekeskonna observatoorium) ja GLaSS (Global Lakes Sentinel Service; FP7-SPACE-2012-1) toetusel. Autorid avaldavad tänu Tartu Observatooriumi teadurile Krista Alikasele MERISE satelliiditulemite töötlemise ning Tartu Observatooriumi teadurile Kersti Kangrole ja Eesti Maaülikooli Põllumajandus- ja Keskkonnainstituudi Limnoloogiakeskuse vanemlaborandile Evi Lillele laboratoorsete mõõtmisandmete eest.

Viidatud kirjandus

- Alikas, K., Kangro, K., Reinart, A. (2010). Detecting cyanobacterial blooms in large North European lakes using Maximum Chlorophyll Index. *Oceanologia*, 52 (2), 237-257.
- Attila, J., Koponen, S., Kallio, K., Lindfors, A., Kaitala, S., Ylöstalo, P. (2013). MERIS Case II water processor comparison on coastal sites of the northern Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment*, 128, 138-140. DOI: 10.1016/j.rse.2012.07.009.
- Brockmann Consult, <http://www.brockmann-consult.de/cms/web/beam/software>, 22.07.14
- Bukata, P. R. (2005). Satellite monitoring of inland and coastal water quality: retrospection, introspection, future direction. Boca Raton: Taylor and Francis Group, (pp 5-60).
- Doerffer, R., Schiller, H. (2007). The MERIS Case 2 algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 28(3-4), 517-535. DOI: 10.1080/01431160600821127.
- Doerffer, R., Schiller, H. (2008). Lake Water Algorithm for BEAM ATBD (Algorithm Theoretical Basis Document) 1.0.
- ESA, MERIS Product Handbook (2006). http://earth.esa.int/pub/ESA_DOC/ENVISAT/MERIS/meris.ProductHandbook_2_1.pdf, 16.07.14.
- Haberman, J., Timm, T., Raukas, A. (2008). Saateks. J. Haberman, T. Timm, A. Raukas (Toim.), raamatust Peipsi (lk. 7-10). Tartu: Eesti Loodusfoto.

- IOCCG (2000).** Remote sensing of Ocean Colour in Coastal, and Other Optically Complex, Waters. Sathyendranath, S. (Ed.). Reports of the International Ocean Colour Coordinating Group, nr. 3. Dartmouth: IOCCG, (pp. 5-46).
- Jaani, A. (2001).** Thelocation, size and general characterization of Lake Peipsi. In Nöges, T. (Eds.), Lake Peipsi–meteorology, hydrology, hydrochemistry (pp. 10-37). Tartu: Sulemees Publishers.
- Järvet, A. (2003).** Võrtsjärve valgala reostuskoormus. J. Habermann, E. Pihu, A. Raukas (Toim.), raamatust Võrtsjärv – loodus, aeg, inimene (lk 181-125). Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- Kirk, J. T. O. (2011).** Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems (3rd ed.). Cambridge: University Press, (pp. 130-138).
- Kratzer, S., Vinterhav, C. (2010).** Improvement of MERIS level 2 products in Baltic Sea coastal areas by applying the Improved Contrast between Ocean and Land processor (ICOL) – data analysis and validation. *Oceanologia*, 52 (2), 211–236.
- Laanen, L. M. (2007).** Yellow Matters – Improving the remote sensing of Coloured Dissolved Organic Matter in inland freshwaters. PhD dissertation. Amsterdam, Vrije University, (pp. 6-32).
- Lalli, M. C., Parsons, R. T. (1994).** Biological Oceanography: An Introduction. Vancouver: Pergamon, (pp. 45-60).
- Laugaste, R., Nöges, T., Tönno, I. (2008).** Vetikad. J. Haberman, T. Timm, A. Raukas (Toim.), raamatust Peipsi (lk. 251-270). Tartu: Eesti Loodusfoto.
- MERIS ATBD 2.12 (1997),** earth.esa.int/instruments/meris/atbd/atbd_2.12.pdf, 28.07.14.
- MERIS ATBD 2.25-V 1.0 (2011),** earth.esa.int/instruments/meris/atbd/atbd_2.25_v1.0.pdf, 14.07.14.
- Nöges, T., Nöges, P. (2008).** Peipsi tervislik seisund. J. Haberman, T. Timm, A. Raukas (Toim.), raamatust Peipsi (lk. 387-394). Tartu: Eesti Loodusfoto.
- Pope, M. R., Fry, S. E. (1997).** Absorption spectrum (380–700 nm) of pure water. II. Integrating cavity measurements. *Applied Optics*, 36 (33), 8710-8723.
- Reinart, A. (2008).** Valgusväli Peipsi järves. J. Haberman, T. Timm, A. Raukas (Toim.), raamatust Peipsi (lk. 217-226). Tartu: Eesti Loodusfoto.
- Tamre, R. (2006).** Eesti järvede nimestik - Looduslikud ja tehisjärved. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn, (lk 7-12).

Summary

Validation of MERIS absorption products over large Estonian lakes

MERIS, a sensor specially designed for monitoring optically complex water bodies, gave during its ten year mission important information about organic and inorganic constituents that affect the colour of water. MERIS *Case II* water algorithm is based on a neural network (*NN*), which relates the water leaving radiance reflectance with inherent optical properties. The *NN* uses bio-optical model that is based on large data set collected from waters in order to calculate contributions of optically active substances. This research focuses on two different MERIS processors. According to the results the absorption properties of dissolved organic matter were best described by the special BOREAL processor ($R^2 = 0.32$; $P < 0.001$) and empirical algorithm ($R^2 = 0.48$; $P < 0.001$). Estimation of absorption of phytoplankton pigments was problematic but slightly better assessed from MERIS standard (MEGS 8.1) products. Although, determining the exact absorption values of water constituents is complicated because of the variable absorption spectrum of Estonian lakes, these products are still rather sensitive to temporal variability and spatial distribution of investigated absorption parameters.

CORINE Land Cover'i projekt – kakskümmend aastat kaugseirepõhist maakatte kaardistamist Eestis

Valentina Sagris¹, Jüri Roosaare¹, Tiina Dišlis²

¹ Tartu Ülikooli geograafiaosakond, Vanemuise 46, 51014 Tartu

² Keskkonnaagentuur, Mustamäe tee 33, 10616 Tallinn

Kokkuvõte

Artikkel käsitleb maakatte kaardistamist Eestis CORINE Land Cover'i projekti raames ja selle tulemuste senist kasutamist uuringutes. Vaadeldakse maakattes 2000–2012 toimunud muutusi ja võimalusi neid modelleerida.

Võtmesõnad: maakate, CORINE, maakatte muutused, modelleerimine

Sissejuhatus

Inimkond on maad kasutades oma elukeskkonda pidevalt muutnud. Nüüdisajal on maakasutus üks olulisemaid planeedi seisundit määravaid tegureid, mis kõrbestumise, soostumise, võsatumise, linnastumise ning paljude muude protsesside kaudu mõjutab maastiku nii globaalseid kui ka lokaalseid muutusi. Seepärast on mõistetav, et maakasutuse kaardistamisele, selle muutuste modelleerimisele ning põhjuste seletamisele on uurijad pööranud palju tähelepanu.

Klassikaliselt vaadeldakse maakasutust maastiku inimtekkelise muutusena, mis haarab endasse ka sotsiaalmajanduslikud küljed, nt metsa kasutamise puidu saamiseks või keskkonnakaitseks; see on tihedalt seotud looduskasutuse seadusandluse ja korraldusega, olles eri riikides ja eri aegadel üsna muutlik. Näiteks on kultuurigeograafilisest vaatevinklist Saaremaa maakasutust uurinud Tiina Peil (1999) ja nõukogude perioodil toimunud muutustest on andnud ülevaate Ülo Mander ja Hannes Palang (1994). Stsenaariumitest lähtuva kvalitatiivse lähenemisviisi alusel analüüsis muutusi H. Palang (1998), veelgi tunnetuslikumalt lähenes maakasutusele H. Alumäe (2006).

Maakatte mõiste põhineb Maa pindmise kihi biofüüsikalistel omadustel, mida **kaugseire** meetoditega on võimalik objektiivselt ja operatiivselt mõõta. Võimalused selleks tekkisid peale Eesti taasiseseisvumist ning heade naabrite abiga. Tõenäoliselt esimeseks valminud tööks oli Landsat TMi andmetel põhinev Matsalu lahe vesikonna maakatte kaardistus (Nisell et al., 1994), millele järgnes kogu Eestit hõlmav SPOTi piltide alusel loodud baaskaart (Sagris ja Krusberg, 1997). Lisaks järgmises alljaotuses kirjeldatavale CORINE projektile viidi läbi riikliku seireprogrammi raames maastike seire alamprogramm¹, mille käigus kaardistati looduskaitse- ja märgalasid (Aaviksoo et al., 2000; Aaviksoo ja Muru, 2008; Sepp ja Kiis, 2008) ning rannavööndite taimestikku (Liira et al., 2010). Satelliidipiltide aegridadest määrati muutusi põllu- (Peterson ja Aunap, 1998) ja metsamaadel (Peterson et al., 2008). Euroopa Komis-

¹ http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=2033&Itemid=346

joni uurimiskeskuse tellimusel kaardistati aastail 2000–2001 CORINEga sarnase MOLANDi legendi järgi Tallinna linna, Harjumaad ja Via Baltica transpordikoridori (Demicheli et al., 2003; Kasanko et al., 2005). Need maakatte kaardistused olid tehtud erinevatel eesmärkidel ja erineva detailsusega nii mõõtkava kui ka legendi klasside osas ja keskendused valitud seire- või testaladele ning valitud maakattetüüpidele (nt künnimaa, võsastuv põllumaa, rannaroostikud).

Maakatte kaardistused leiavad üha laiemat kasutust digitaalsete andmekihtidena mitmesugustes geoinfosüsteemides, kus näiliselt objektiivsest maakatteandmestikust tulenevad erinevad tõlgendused. Tekib nn *aggregated socially constructed information* (Comber et al., 2005). Seepärast on eriti ruumiandmete infrastruktuuri osana kasutatavate maakatteandmete puhul oluline nende standardiseeritus ja võrreldavus. Euroopas on selliseks maakatte andmebaasiks **CORINE**², mille Eesti osa kaardistamisele ning tulemite kasutamisele käesolev artikkel keskendub.

CORINE Land Cover'i projekt

CORINE (*C*oordination of *I*nformation on the *E*nvironment) maakatte (*L*and *C*over) ehk lühendatult CLC on ühtse meetodika alusel koostatud maakatte andmebaas, kuhu kogutakse ruumiandmeid Euroopa maakatte kohta. Käesolevaks ajaks on toimunud kolm ja lõppemas neljas CORINE kaardistus (Eestis 1994–1996; 2000, 2006 ja 2012). Viimane tehti 2012. a saadud satelliidiandmetel ja lõpetati 2014. a veebruaris. Seejärel andmed kontrolliti ja lõimiti üle-euroopalisse andmebaasi. Niisiis võime öelda, et Eesti maakatte kaardistamine sai 20aastaseks.

Euroopas koordineerib projekti Euroopa Keskkonnaagentuur ja Eestis Keskkonnateabe Keskus, uue nimega Keskkonnaagentuur (KAUR). Aastast 2000 toodetakse standardkaardi kõrval ka muutuste kihti **CLC Change**, mis on standardkaardist detailsem (minimaalne kaardistusühik on vastavalt 25 ja 5 ha). Kahe esimese kaardistuse tulemused olid vektorandmebaasid, kolmandal kaardistusel otsustati tooteperre lisada ka 20 × 20 m täisehitatud alade ja metsaalade rasterkihid.

Alates kolmandast kaardistusest sai projekti juures oluliseks tegijaks Euroopa Kosmoagentuur ja CORINE on nüüd GMESi (keskkonna ja turvalisuse globaalne seire) maaseire tuumikteenuste üks komponent. Vaatamata sellele, et CORINE legend sisaldab tegelikult nii maakatte kui ka maakasutuse kaardistamisühikuid ning ka agregeerituid klasse, on see andmeallikana väga populaarne keskkonna ja bioloogilise mitmekesisuse üle-euroopalistes uurimustes.

Maakatte käsitlemisel tuleb esiteks hoolega jälgida, kuidas on lähenetud lähteandmete klassifitseerimisele ja milline on saadud kategooriate sisu. See – nagu igasugune mudel – lähtub kindlast eesmärgist, on kokkuleppeline ja võib paraku ka ajas muutuda. Teiseks mõjutab kategooriate sisu piiride tegelik, looduses objektiivselt esinev hägusus, mis Eesti oludes ilmneb näiteks metsa ja soo erinevates üleminekutes, ja Eesti künklikele aladele omane mosaiiksus, mida CORINEs kajastab maakattetüüp 243 (põllumajanduslik maa loodusliku taimkatte osalusega). Kuna paljud maakattealased uuringud lähtuvad satelliidiandmetest erineval viisil saadud (digitaal)kaartidest, siis kolmandaks oluliseks aspektiks on nende mõõtkava ja generalisatsiooni aste ning lähteandmete ruumiline ja ajaline lahtusvõime.

2 <http://www.eea.europa.eu/et/themes/landuse/intro>

Eesti CORINE on eespool toodud aspektide seisukohalt hästi standardiseeritud andmebaas. Lähteandmeteks on kõrge lahutusvõimega (HR, kuni 20 m) satelliidikujutised, mille töötamise aluseks on 44 maakattetüübist koosnev kolmetasemeline üle-euroopaline klassifikatsioon. Saadud maakattekaart on nominaalse mõõtkavaga 1:100 000, millele vastavalt on kaardistusühiku minimaalne laius 100 meetrit ning vähim eristatav pindala 25 ha standardkaardil ja 5 ha muutuste kihil. Need nõuded on säilinud muutumatuna kõik 20 aastat.

Eestis kaardistati esimesel kaardistamisel 44 maakattetüübist vaid 32, sest 12 tüüpi pole meie alal esindatud (Meiner, 1999). Kuna kolmetasemeline legend valmis enne Eesti ja teiste Ida-Euroopa riikide CORINE projektiga liitumist, polnud võimalik 3. tasemel legendi laiendada ja selleks, et kaardistada meie loodusele omapäraseid nähtusi, eriti sootüüpide ja metsade osas, tuli vanu definitsioone konkretiseerida ja neljandal (rahvuslikul) tasemel täpsustada (*ibid.*).

Hilisematel kaardistamistel võimaldas kaugseiretehnoloogia areng võtta abiks ka väga kõrge lahutusvõimega (VHR, kuni 1 m) satelliidipilte ja aerofotosid (kuni 25 cm). Tulemuseks on olnud CORINE kaartide järjest kasvav täpsus maakattetüüpide piiritlemisel: varasematel kaardistamistel ülehinnatud joonekujulised objektid, eelkõige tee- ja raudteevalad, on kahanenud; on täpsustatud n-õ inimtekkelisi maakattetüüpe, nagu asulad, kaubandus- ja tööstusalad, sadamad ja lennuväljad. Uute kaugseireandmete kasutamine on võimaldanud mosaiikse maakatte detailsemat visuaalset interpreteerimist ja sealt homogeensete maakattetüüpide eristamist.

Seetõttu ei pruugi standardkaartide aegridade võrdlemine alati anda õiget muutuste statistikat. Nii näivad vähenevat tee- ja raudteevalad (klass 122), kuigi me kõik ringi liikudes tajume ja ajakirjandusest ka loeme transpordivõrgu pidevast laienemisest. Muutuste hindamiseks ongi kõige sobilikum kasutada CORINE muutuste kihti, sest selle kihi detailsus on suurem ning selle kihi tegemisel on operaator kasutanud kõrvuti nii vana kui ka uut satelliidipilti. Kõik satelliidipiltidel tuvastatud erinevused on fikseeritud ja hinnatud inimese poolt, mis on palju usaldusväärsem kui kahe andmekihi arvutipoolne võrdlus.

CORINE andmebaaside kasutajate täpne arv ei ole teada, kuna andmebaasi on küll vaja KAURilt taotleda, kuid selle asutusesisesel kasutamisel pole rangeid piiranguid. Eriti puudutab see ülikoole, kus andmebaas on tudengite õpetamise ja uurimistööde jaoks vabalt saadaval. Taotlejate hulgas on olnud lisaks ülikoolidele ka riigiasutused, mittetulundusühingud ja erettevõtted. Teadus- ja riigiasutused moodustavad kasutajatest umbes 70%. Üle 90% juhtudest on taotlemisel kasutusvaldkonnaks märgitud keskkond ja uuringud. Kolmandaks suurimaks kasutusvaldkonnaks on haridus, peale selle veel põllumajandus, füüsiline planeerimine, statistilised analüüsid, energeetika.

Maakatte muutused Eestis

Muutusi analüüsiti vastvalminud CORINE 2012 ja CLC Change 2006–2012 andmebaaside alusel ning võrreldi neid perioodil 2000–2006 toimunud muutustega. Kogu muutuste hulk aastatel 2006–2012 on CLC Change andmebaasis 170 069 ha – 3,75% Eesti territooriumist. Eelmisel kaardistamisperioodil oli neid muutusi vähem: 103 549 ha e 2,28%. Ehkki muutuste kasv iseenesest pole suur, ainult 1,47%, võib siiski öelda, et muutusi on toimunud üle poole rohkem.

Tabel 1 näitab, et mõlemal perioodil on kõige enam muutunud metsa- ja poollooduslikud alad ning põllumajanduslikud alad. On huvitav, et muutused esinevad enim 1. taseme klasside enda piires, nt põllumajanduslikel aladel muutus põld heina- või karjamaaks. Eelmise

perioodiga võrreldes on mõlema klassi muutused intensiivistunud, põllumajanduslike alade puhul kordades. Ainult tehisalad on mõlemal perioodil kasvanud märgatavalt teiste klasside arvelt, viimastel aastatel on kasv isegi pisut kiirenenud. Selle klassi alla kuuluvad nii kasvavad asulad kui ka laienevad karjäärid. Märgalade kasvu saab seletada turbavõtualade laienemisega. Muutused veekogudes on minimaalsed.

Tabel 1. Maakatte jaotus klassifikatsiooni esimesel tasemel.

| Maakatte klass, 1. tase | Muutused kokku, ha | Võrreldes 2000. a, % | Kasv, % | Langus, % | Klassisiseselt, % |
|---------------------------------|--------------------|----------------------|---------|-----------|-------------------|
| CLC Change 2000–2006 | | | | | |
| 1. Tehisalad | 6599 | 7,20 | 5,20 | 1,64 | 0,36 |
| 2. Põllumajanduslikud alad | 14144 | 0,96 | - | 0,24 | 0,71 |
| 3. Mets ja poollooduslikud alad | 89320 | 3,69 | 0,13 | 0,12 | 3,44 |
| 4. Märgalad | 1955 | 0,58 | 0,17 | 0,22 | 0,18 |
| 5. Vesi | 241 | 0,01 | 0,01 | - | - |
| CLC Change 2006–2012 | | Võrreldes 2006. a, % | | | |
| 1. Tehisalad | 6794 | 7,23 | 5,10 | 0,64 | 1,49 |
| 2. Põllumajanduslikud alad | 62174 | 4,20 | 0,02 | 0,43 | 3,75 |
| 3. Mets ja poollooduslikud alad | 110461 | 4,27 | 0,20 | 0,12 | 3,96 |
| 4. Märgalad | 997 | 0,49 | 0,24 | 0,24 | 0,01 |
| 5. Vesi | 205 | 0,09 | 0,03 | 0,06 | - |

Erinevat tüüpi maakattemuutusi kokku on aastatel 2000–2006 kaardistatud 102 ja aastatel 2006–2012 – 111. Muutused, mis on toodud tabelis 2, moodustavad mõlemal perioodil üle 90% kõikidest muutustest. Need konkreetset muudatus ühest klassist teise kuuluvad kuue suurima muutuste protsessi hulka. Vaatamata pindala muutusele ei anna ükski nendest protsessidest märkimisväärset protsentuaalset muutust nendes osalevate maakatte klasside suhtes. Üllatav on, et aastatel 2006–2012 ei ole pindalalt kõige ulatuslikum protsess mitte metsaraied, nagu see oli varasemal perioodil, vaid hoopis metsa taastamine, mis toimus suuremal alal. Põllumaa-kultuurrohumaa roteerumine on kasvanud mitu korda. See on üks vastuolulisi protsesse, mida peab käsitlema teatava ettevaatlikkusega – siin pole alati ainuvõimalikke seletusi. Teiselt poolt on viimastel kaardistamistel satelliidipiltidelt rohkem tuvastatud kasutamata põllumaa võsastumist/metsastumist. Maardlate, karjääride ja turbavõtualade laiendamine on hästi tuntud protsess, sellele vastukaaluks on endiste karjääride võsastumine.

Teised tähtsad protsessid, mis ei hõlma suuri pindalasiid, kuid näitavad märkimisväärset protsentuaalset kasvu 2000. ja 2006. aastaga võrreldes, on kõik seotud tehisaladega (tabel 3).

Asulate kasv (sh valglinnastumine) on viimastel aastakümnetel nii Eestis kui ka Euroopas palju kõneainet pakkunud protsess. Seda seostatakse eelkõige säästva arenguga ja asulate survega ümberringi asuvatele põllumaadele ja looduslikele aladele. Nagu selgub tabelist 3, on selle protsessi tempo pisut aeglustunud, kuid veelgi huvitavam on vaadata selle sisemise struktuuri muutusi. Sajandi kuuel esimesel aastal ehitati umbes 2,5 korda rohkem elamurajoone (klass 112) kui arendati tööstus- ja kaubandusalasiid (121); uusi elamuid ning tööstus- ja kaubandusalasiid tekkis endistele põllumaadele (vastavalt 66% ja 48%) ning looduslikele aladele (19% ja 46%). Aastatel 2006–2012 on kahe maakatte klassi osakaal valglinnastumise

Tabel 2. Kõige ulatuslikumad maakatte muutuste tüübid ja protsessid.

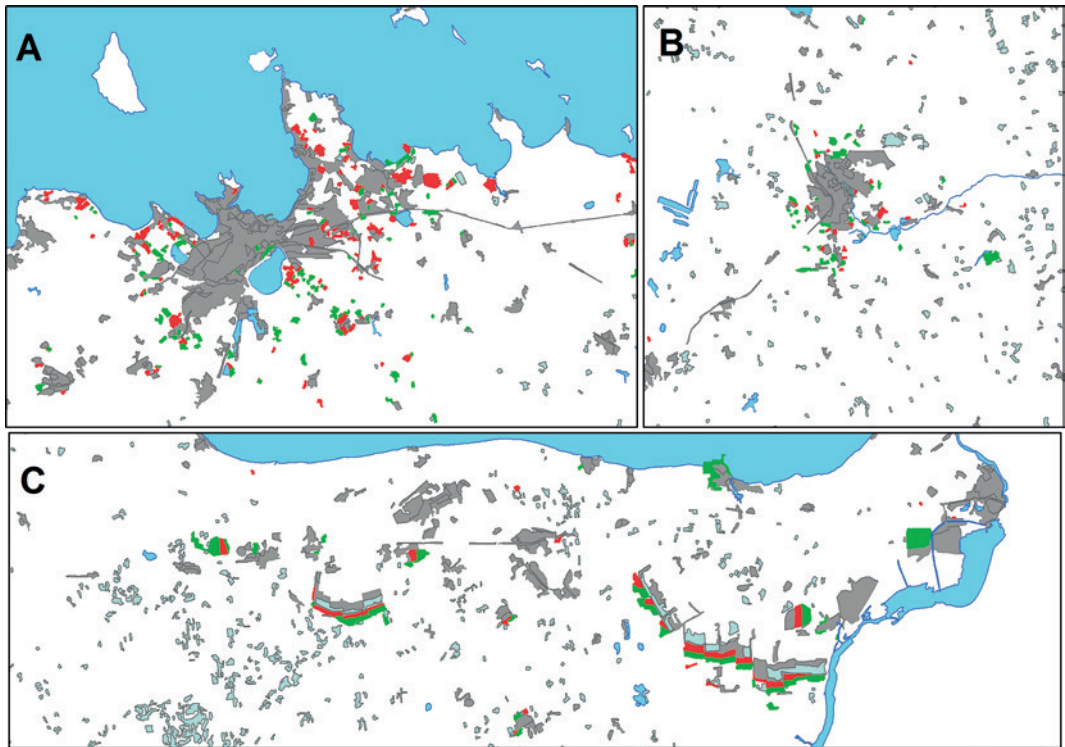
| Muutuste protsess* | Kõige ulatuslikumad muutuste tüübid | Muutuste pindala, ha 2000–2006 | Muutuste pindala, ha 2006–2012 |
|--|---|--------------------------------|--------------------------------|
| Metsaraied ja looduslikud kahjustused | lehtmets (311)→ üleminek: metsaala (3241) okasmets (312)→ üleminek: metsaala (3241) segamets (313)→ üleminek: metsaala (3241) | 62823 | 41757 |
| Metsa kasv | üleminek: metsaala (3241) →lehtmets (311) üleminek: metsaala (3241) →okasmets (312) üleminek: metsaala (3241)→segamets (313) | 20362 | 60556 |
| Põllu ja kultuurrohumaa rotatsioon | põld (211)→karjamaa (231) karjamaa (231)→ põld (211) | 10294 | 54362 |
| Endise põllumaa kinnikasvamine | karjamaa (231)→ üleminek: metsaala (3241) karjamaa (231)→ üleminek: metsaala (241) | 1003 | 4384 |
| Maardlate, karjääride ja turbavõtualade laiendamine | üleminek: metsaala (3241)→karjäärid (131) | 719 | 2604 |
| Võsastumine / metsa taastamine karjäärides ja turbaväljadel | karjäärid (131)→ üleminek: metsaala (3241) | 1340 | 513 |
| * Protsessi kui terviku hindamiseks ei piisa ainult tabelis toodud muutustest, nt karjääride ja turbaväljade kasvu juurde kuuluvad ka teised muutused, nt maardlate kasv turbaväljade ja raba arvel. | | | |

Tabel 3. Väikese ulatusega protsessid.

| Muutuste protsess | Summaarne kasvu pindala 2000–2006, ha / kasv 2000. a suhtes, % | Summaarne kasvu pindala 2006–2012, ha / kasv 2006. a suhtes, % |
|---|--|--|
| Valglinnastumine: hõre asustus (112) ning ühiskondlikud hooned, tööstuse ja kaubanduse territoorium (121) kokku | 2302 ha / 3,30% | 2233 ha / 2,9% |
| Ehitusplatside teke (133) | 444 ha / 256, 5% | 560 ha / 145,8% |
| Infrastruktuuride arendamine: teelad (122), sadamad (123), lennuväljad (124) | 53 ha / 0,78% | 558 ha / 10,5% |
| Vabaaja- ja puhkealade kasv asulatest väljas (142) | 175 ha / 4,61% | 151 ha / 7,8% |

protsessis enam-vähem võrdsustunud. Kõige rohkem elamuid (55%) on kerkinud aladel, mis olid juba 2006. a kaardistatud ehitusplatsina. Tööstus- ja kaubandusalasid on enam (50%) rajatud teiste tehisalade arvelt. Seega urbaniseerumise surve teistele, mitte linnamaastikele langes 408 hektarilt 242 hektarile aastas.

Transpordialade arengut vaadates paistab silma, et eelmisel perioodil kaardistati sadamate laiendamist ainult kolmel alal ja 53 ha ulatuses. Viimases CLC Change andmebaasis näeme sadamate kõrval ka teelade ja lennuväljade tekkimist/laiendamist: kokku 29 alal 558 ha ulatuses. Klass 142 – vabaaja-alad väljaspool linna – kasvas peamiselt uute motokrossiradade ja golfiväljakute arvel.



Joonis 1. Maakatte andmed võimaldavad mitte ainult hinnata muutusi, vaid ka leida piirkondi, kuhu need muutused kontsentreeruvad. Tehisalade levik 2000 (hall); muutused 2000–2006 (punane) ja muutused 2006–2012 (roheline) Tallinna (A) ja Tartu (B) ümbruses ning Ida-Virumaal (C).

Arutelu: muutuste modelleerimine ja prognoosivõimalused

Maakatte kaardistuste üheks peamiseks rakenduseks peetakse nende kasutamist muutuste modelleerimisel eesmärgiga toimunut seletada ja eesootavat prognoosida. Nagu eelnevast ka nähtub, on maakatte muutustel kaks külge: **kvantitatiivne** näitab muutuste hulka (kui palju on mingi maakattetüübi pindala muutunud, tabelid 1–3) ja **geograafiline** näitab muutuste asukohta (kus need muutused on toimunud, joonis 1). Asukohatäpne (*spatially explicit*) mudel nõuab, et oleks määratud muutuste ajaline samm ja ruumiline **mõõtkava** (CORINE puhul siis kuus aastat ja 1:100 000). Kuna maakatte muutused on maakasutuse muutuste nii-öelda nähtumuslik pool, milles protsesside sotsiaalmajanduslikud põhjused ei pruugi ilmutatud kujul kajastuda, siis on üheks modelleerimise sõlmküsimuseks, kas piirduda üksnes statistiliste seoste ja nende alusel ekstrapoleerimisega (nt põllumaade võsastumine linnadest kaugel ja nende muutumine tehisaladeks linnade ligidal) või luua teatud seletusvõimega protsessimudeleid (nt süsteemidünaamika võtteid kasutades seostada rahvastikuprotsessid, kinnisvaraarendus ja keskkonnameetmed). Kvantitatiivse ja geograafilise külje omavaheliseks seostamiseks kasutatakse modelleerimisel kaht lähenemisviisi. Nn alt-üles (*bottom-up*) modelleerimisel lähtutakse paigutusreeglitest (*land allocation*), mille alusel simuleeritakse sobiva/optimaalse maakatte (ümber)kujunemist detailmõõtkavas. Mudeli headust hinnatakse muutuste koguhulga alusel, regionaalsetele erinevustele ja muutuste taga olevatele sotsiaalmajanduslikele protsessidele tähelepanu ei pöörata. Vastupidine, ülalt-alla (*top-down*) modelleerimine toimub tavaliselt

regiooni tasandil ja keskendub maakasutust muutvatele protsessidele; tulemuste geograafiline külg esitatakse – kui üldse, siis – üldistatult. Erinevaid lähenemisviise püüavad ühendada nn integreeritud multiskalaarsed (*integrated and multi-scale*) mudelid, mis kipuvad aga olema kompleksed ja juhtumipõhised.

Mudelitest (akronüüm LUCC: *Land-Use and land-Cover Change*) on erineva suunitlusega ülevaateid (Agarwal et al., 2002; Parker et al., 2003; Sklar ja Costanza, 1991; Veldkamp ja Lambin, 2001). Web of Science'i bibliomeetriliste mõõdikute alusel ilmneb, et CORINE roll modelleerimistel on siiski üsna väike (tabel 4).

Tabel 4. Teadusartikleid iseloomustavad näitajad (Thomson Reuters Web of Science'i alusel).

| Võtmesõna otsinguväljal 'Topic' | Artiklite arv | h-indeks | Tsiteeringuid |
|---------------------------------|---------------|----------|---------------|
| CORINE | 504 | 34 | >4000 |
| LUCC | 411 | 31 | ~4000 |
| CORINE ja LUCC | 1 | | 0 |

Eestis alustas maakatte muutuste modelleerimisega K. Aaviksoo (1993), kes kasutas empiirilise lähtematerjalina aerofotosid ja meetodina Markovi ahelaid, piirdudes muutuste hulgaga (üleminekumaatriksite kujul). Asukohtade paikapanekuks on vaja täiendavat teavet, milleks kasutatakse kaht viisi, neid erinevalt kombineerides:

- sobivuskaardid, mis võimaldavad määratleda tõenäosuse, et maakattetüüp i paigas xy muutub tüübiks j sõltuvalt sellest, kui sobiv on paik xy tüübi j jaoks;
- naabrussuhted, mis seovad üleminekutõenäosused sellega, missugused on paiga xy naabrite maakattetüübid.

Nt hõredalt hoonestatud alade kasvu (xy muutumine tüübiks 1.1.2) modelleerimisel (Roosaare, 2009) olid argumenttunnusteks järgmised kaardikihid: 1) kaugus olemasolevast hõrehoonestusest (teised kauguskaardid nagu kaugus Tallinnast, kaugus linnadest, kaugus asulatest, kaugus põhimaanteedest jt olid väiksema seletusvõimega), 2) mullakaardil põhinev sobivus ja 3) Eesti maastikukaardil (Arold, 2005) põhinev sobivus. Argumenttunnused sünteesitakse kas logistilise vm regressiooniga või (üha sagedamini) erinevaid intellektitehnika heuristilisi algoritme (nt neurovõrgud, sipelgakoloonia või osakeste parve optimeerimine) kasutades.

Naabrussuhteid arvestatakse nn rakk-automaadiga (vt Sepp ja Roosaare, 2003). Seda meetodit on Eesti puhul kasutatud linnastumise prognoosimisel (Sagris et al., 2005) ja ajaloolise maakasutuse võimalikeks rekonstruktsioonideks (Poska et al., 2007). E. Sisas (2008) lähtus aastate 1900–2000 muutuste analüüsil suuremõõtkavalistelt kaartidelt valitud proovialade andmetest ja tegi ka prognoosi aastaks 2050.

Kuna maakatte muutused CORINE ajasammu (6 a) jooksul on väga väikesed, siis modelleerimistulemuste hindamiseks ei sobi kaugseires kasutatav kapa indeks, mis CORINE Eesti erinevate maakatete vahel on 0,94...0,98 (Roosaare, 2009). Sellest vaatevinklist jääksid muutused kaugseire andmete klassifitseerimisvea piiridesse.

Mudelite asukohatäpsuse hindamiseks sobib paremini nn ROC (*Relative Operating Characteristic*) meetod (Pontius, 2000; Pontius et al., 2004), mis põhineb kõigi muutuste lähteinformatsioonist sõltuval jagamisel nii koguselist kui ka asukohalist täpsust iseloomustavateks komponentideks – ühe kapa asemel saame 15 mõõdikut. ROC alusel on näha, et senistel modelleerimistel (Sisas, 2008; Roosaare, 2009) on asukohatäpsus madal ning selle prognoosid pole usaldusväärsed.

Maakatte muutuste edukaks ruumiliseks prognoosimiseks on vajalikud muutusi põhjus-

tavate protsesside mudelid, mille aluseks on argumentide ruumilist paiknemist kirjeldavad kaardikihid (nt rahvastiku tihedus, maa ja kinnisvara hind, üld- ja detailplaneeringud). Üksiku protsessi jaoks valitud alal (nt valglinnastumine Tallinna tagamaal) võime saada hea asukoha- ja kasutatavuse. CLC Change andmebaas oleks eeskätt kontrolli funktsioonis.

Järeldused

Kaugseire tehnoloogia võimaldab operatiivselt hankida andmeid maakatte kohta – hinnata maakatte seis 2012. a satelliidipiltide põhjal juba 2014. a keskel nii Eestis kui ka kogu Euroopas. CORINE metodoloogia võimaldab kaardistamist korrata etteantud ajavahemikuga ja luua maakatte andmete aegridu. See annab Euroopa keskkonnapoliitikale ja uurijatele suhteliselt värskeid statistilisi andmeid muutuste kohta, mida võib kasutada trende analüüsides nii eraldi kui ka koos muude andmetega. Mitmed keskkonnaalased ja piirkondlikud strateegiad, nt EL bioloogilise mitmekesisuse strateegia 2020 või EL mullakaitse teemastrateegia, lähtuvad usaldusväärsest maakatteteabest kui põhilisest võrdlustasandist.

Artiklis on näidatud, kuidas, grupeerides konkreetseid maakatte muutuste klasse, võib teha järeldusi keskkonnas toimuvate protsesside kohta, mille analüüs ja ruumiline visualiseerimine viib protsesside tunnetuslikust ja intuiitivsest mõistmisest nende konkretiseeritud kirjeldamiseni: saame hinnata protsesside ulatust, mahtu, kiirust ja paigutust ruumis. Vaadeldes protsesside sisestruktuuri konkreetsete muutuste tasemel, võib protsessi detailsemalt iseloomustada. Üks näide sellest on valglinnastumises toimuv tööstus- ja kaubandusalade kasvu järjest suurenev osakaal uute elumupiirkonnade rajamisega võrreldes.

Värskest kogutud 2012. a maakatteandmed ja nendes ilmnunud viimaste aastate trendid ootavad veel tõlgendust nii valglinnastumise kui ka teiste protsesside uuringutes, mis käsitlevad looduslike alade ja põllumaa maakasutust ning maavarade kaevandamise mõju keskkonnale.

Viidatud kirjandus

- Aaviksoo, K. (1993). Application of Markov models in investigation of vegetation and land use dynamics in Estonian mire landscape. *Dissertationes Geographicae Universitatis Tartuensis*, 4. 85 pp.
- Aaviksoo, K., Muru, K. (2001). A methodology of the satellite mapping and monitoring of protected landscapes in Estonia. *Estonian Journal of Ecology*, 57, 3, 159-184.
- Aaviksoo, K., Paal, J., Dišlis, T. (2000). Mapping of wetland habitat diversity using satellite data and GIS: an example from the Alam-Pedja Nature Reserve, Estonia. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, 49, 2, 177-193.
- Agarwal, C., Green, G.L., Grove, J.M., Evans, T., Schweik, C. (2002). A review and assessment of land use change models: dynamics of space, time, and human choice. *Gen. Tech. Rep. NE-297*. Newton Square, PA: USDA Forest Service, Northeastern Research Station. 61 pp.
- Alumäe, H. (2006). Landscape preferences of local people: considerations for landscape planning in rural areas of Estonia. *Dissertationes Geographicae Universitatis Tartuensis*, 26. 153 pp.
- Arold, I. (2005). *Eesti maastikud*. Tartu Ülikooli Kirjastus. 453 lk.
- Comber, A., Fisher, P., Wadsworth, R. (2005). What is land cover? *Environment and Planning B: Planning and Design*, 32, 2, 199-209.
- Demicheli, L., Lavalle, C., Kasanko, M., Barredo, J., McCormick, N., Sagris, V. (2003). MOLAND – Monitoring Land Use/Cover Dynamics: Creation of Territorial and Environmental Data Sets for the County of Harjumaa (Estonia) and the Corridor Tallinn-Parnu. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 54 pp.

- Kasanko, M., Barredo, J., Lavallo, C., Mc Cormick, N., Demicheli, L., Sagris, V., Brezger, A. (2005). Are European Cities Becoming Dispersed A Comparative Analysis of Fifteen European Urban Areas. *Landscape and Urban Planning*, 77, 111-130.
- Liira, J., Feldmann, T., Mäemets, H., Peterson, U. (2010). Two decades of macrophyte expansion on the shores of a large shallow northern temperate lake – A retrospective series of satellite images. *Aquatic Botany*, 93, 207-215.
- Mander, Ü., Palang, H. (1994). Changes of landscape structure in Estonia during the Soviet Period. *GeoJournal*, 33.1, 45-54.
- Meiner, A. (toim.) (1999). Eesti maakate: CORINE Land Cover projekti täitmine Eestis. Tallinn: KM ITK. 133 lk.
- Nisell, J., Lindell, T., Meiner, A., Saare, L., Öberg, M. (1994). The Matsalu Bay drainage basin classified from Landsat TM Remote sensing. *Information from Swedish Space Corporation*, 25, 5-9.
- Palang, H. (1998). Landscape changes in Estonia: the past and the future. *Dissertationes Geographicae Universitatis Tartuensis*, 6. 142 pp.
- Parker D.C., Manson S.M., Janssen M.A., Hoffmann M.J., Deadman, P. (2003). Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. *Annals of the Association of American Geographers*, 93, 2, 314-337.
- Peil, T. (1999). Islescapes: Estonian small islands and islanders through three centuries. Doctoral thesis. *Stockholm studies in human geography*, 8. 274 pp. [<http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:su:diva-63767>]
- Peterson, U., Aunap, R. (1998). Changes in agricultural land use in Estonia in the nineties detected with multi-temporal Landsat imagery. *Landscape and Urban Planning*, 41, 3-4, 193-201.
- Peterson, U., Liira, J., Püssa, K. (2008). Metsaalade ning lageraiete ja nendega sarnaste häiringute kaugseire. Rmt. *Kaugseire Eestis: Artiklikogumik*. Tallinn: KM ITK, 48-68.
- Pontius, R.G.Jr. (2000). Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66, 8, 1011-1016.
- Pontius, R.G.Jr., Huffaker, D., Denman, K. (2004). Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. *Ecological Modelling*, 179, 4, 445-461.
- Poska, A., Sepp, E., Veski, S., Koppel, K. (2007). Using quantitative pollen-based land-cover estimation and a spatial CA_Markov model to reconstruct the development of cultural landscape at Rõuge, South Estonia. *Vegetation History and Archaeobotany*, 17, 527-541.
- Roosaare, J. (2009). Maakatte muutused ja nende prognoositavus (tarkvara Land Change Modeler kasutamise näitel). URL: http://www.geo.ut.ee/roosaare/Roosaare_LCM_2009.pdf
- Sagris, V., Krusberg, P. (1997). Estonian Base Map Project and its applications. In *Proceedings of Third Joint European Conference and Exhibition on Geographical Information*. Vienna, 937-945.
- Sagris, V., Petrov, L., Lavallo, C. (2005). Towards an Integrated Assessment of Climate Change-Induced Sea-Level Rise in the Baltic Sea: An Example for the City of Pärnu (Estonia). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 27 pp.
- Sepp, E., Kiis, K. (2008). Looduskaitsealade (Matsalu ja Nigula) maakatte seire Landsati piltide, põhikaardi ja mullakaardi abil. Rmt. *Kaugseire Eestis: artiklikogumik*. Tallinn: KM ITK, 144-154.
- Sepp, E., Roosaare, J. (2003). Rakkautomaat, Markovi ahelad ja maakasutuse modelleerimine. *Akadeemia*, 9, 1962-1965.
- Sisas, E. (2008). Maakasutuse muutused Eestis aastatel 1900–2000 ja prognoos aastaks 2050. Magistritöö. Käsikiri TÜ Raamatukogus. 79 lk.
- Sklar, F.H., Costanza, R. (1991). The development of dynamic spatial models for landscape ecology: a review and prognosis. In Turner, M.G., Gardner, R.H. (Eds.), *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Ecological Studies, 82. Berlin: Springer, 239–288.
- Veldkamp, A., Lambin, E.F. (2001). Editorial: predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, 1-6.

Summary

CORINE Land Cover project: twenty years of remote sensing based land cover mapping in Estonia

The article describes twenty years of land cover mapping in Estonia within the framework of the pan-European CORINE Land Cover (CLC) project. After explaining the role and place of land cover data as an information source for the state of the environment, the article provides the overview of history and methodology of the project. The analysis presents the statistics of the recently created CORINE 2012 and CLC Change in 2006–2012, linking them to the major landscape processes in Estonia. The obtained results were also compared to those of the previous mapping, which covered changes for the period 2000–2006.

The total amount of changes was found to have increased almost by 50 per cent. From five 1st level CLC classes the most profound changes have occurred in the forest and semi-natural areas, followed by agricultural areas. However, most changes have occurred inside these classes. It was surprising that, in contrast to previous trends, forest regeneration on clear-cut areas exceeded the emergence of new clear-cuts, while the overgrowing of former mineral extraction sites continued at an accelerating rate.

Only one 1st level class – artificial surfaces (urban areas) – has expanded as compared to others, accounting for the highest percentage of changes (7.23%). The detailed analysis of changes in this class revealed that the sprawl of urban over non-urban areas has decelerated; artificial areas which gave place to other artificial areas grew by three times. While during the previous period (2000–2006) the majority of new urban plots belonged to the class 1.1.2 – discontinuous residential areas, then this trend has changed during 2006–2012 when new commercial and industrial areas (1.2.1) were developed almost at the same extent as residential ones. There are also changes in the development of transport infrastructure: new plots for airports and harbour enlargements are detected along with the growth of roads and rail network.

Polarimeetrilise tehisava-radari kasutusvõimalustest Eesti keskkonnaseires RADARSAT-2 Rannu 2013. a andmestiku põhjal

Kaupo Voormansik¹, Tanel Tamm², Aire Olesk^{3,4}, Karlis Zalite¹, Jaan Praks⁵

¹ Tartu Observatoorium, Observatooriumi 1, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

² Tartu Ülikool, ökoloogia ja maateaduse instituut, Vanemuise 46, 51014 Tartu

³ Tartu Ülikool, füüsika instituut, Ravila 14c, 50411 Tartu

⁴ AS Regio, Riia 24, 51010 Tartu

⁵ Aalto Ülikool, raadiotehnika osakond, Otakaari 5A-C220, Espoo, Soome

Kokkuvõte

Mikrolaineala (lainepikkus 1 mm – 1 m) kaugseiretehnika on viimastel aastatel hoogsalt arenenud ja leidnud laialdast rakendust ka keskkonna kaugseires. Päikesevalguse olemasolust ja ilmast sõltumatud radarisensorid sobivad hästi kiiresti toimuvate keskkonnaprotsesside jälgimiseks, eriti aladel, kus pilvisus takistab optilisi vaatlusi ja raskendab tiheda sammuga aeGRIDade koostamist. Lisaks pakub radar optilisele kaugseirele täiendavat informatsiooni, sest on väga tundlik aine dielektrilistele omadustele. Seetõttu on radar eriti tundlik veele, sest vee dielektriline konstant on väga kõrge. Koherentse (ühtlase lainepikkusega) signaali kasutamine radarites lubab mõõta ka peegeldunud impulsi polarisatsiooni ja seeläbi peegeldumise protsessi detailsemalt kirjeldada, mis omakorda pakub võimaluse uuritavate objektide kuju ja struktuuri täpsemaks määramiseks.

Artiklis näidatakse kahte RADARSAT-2 satelliidi täispolarimeetrilist pilti Rannu ümbrusest Tartumaal 14. mail ja 18. augustil 2013. Arutletakse, kuidas erinevad objektid ja alad radaripildil paistavad ja millist keskkonda kirjeldavat infot on võimalik polarimeetriliselt radaripildilt välja lugeda. Täpsemalt vaadeldakse roostikke, üleujutatud metsa ning okas- ja lehtmetsa eristumist.

Aprillis 2014 orbiidile saadetud Euroopa Copernicuse programmi radarsatelliit Sentinel-1A asus süstemaatiliselt Maad pildistama 2014. a juuli lõpus. Kogu maismaa kaetakse vähemalt 12päevase uuendussagedusega, sealjuures Eesti ala keskmiselt isegi iga kolme päeva järel. Sarnaselt RADARSAT-2-le töötab ka Sentinel-1A C-lainealas (sagedus 5,4 GHz, lainepikkus 5,6 cm) ning paljud artiklis vaadeldud rakendused toimivad ka Sentinel-1A andmete põhjal. Sentinel-1 on eriti tähelepanuväärne, sest Copernicuse programmi vaba ja avatud andmepoliitika pakub Euroopa kasutajatele tasuta suures koguses kõrglahutusega pilte. See teeb võimalikuks arendada mitmeid operatiivseid kaugseirerakendusi, mis seni olid lähteandmete puudumise tõttu võimatud või majanduslikult mittetasuvad.

Võtmesõnad: tehisava-radar, radarkaugseire, radarseire, SAR, polarimeetria, polarimeetriline radar, keskkonnaseire, keskkonna kaugseire, RADARSAT-2, Sentinel-1, ALOS-2

Sissejuhatus

Optiliste kaugseireandmete rakendamisel keskkonnaseireks ja uurimistöök on Eestis aastakümnetepikkused traditsioonid. Optilised satelliidipildid on olnud eelistatud nende soodsama hinna, lihtsama kättesaadavuse ja pikkade aegseeriade tõttu. Landsati satelliitide aegseeria ulatub 1970ndatest tänaseni. Ent lisaks optilistele kaugseiresatelliitidele on tänapäeval laialt levinud veel teinegi, teenimatult vähem tuntud satelliitide klass – radarsatelliidid. „Radari-silmad“ näevad maailma veidi teistsuguselt kui inimene ja pakuvad täiendavalt rikkalikku andmestikku, mida keskkonnaseireks kasutada. Lisaks ei sõltu radarsatelliidid ilmast ega päikesevalguse olemasolust. Andmeid saab koguda nii päeval kui ka öösel, nii selge, pilves kui ka vihmase ilmaga. Radar on ilmast sõltumatu, sest kasutatav mikrolaineala elektromagnetkiirgus (EM-kiirgus) läbib pilvi. Päikesevalgust ei ole vaja, sest radar ise saadab välja EM-lainete impulsse, mille peegeldusi ta mõõdab.

Polarimeetrilise radarseire alused

Radarseires kasutatav mikrolainekiirgus (lainepikkusega tüüpiliselt 3–23 cm) on tundlik peamiselt objektide suurusele, kujule, orientatsioonile, pinnakaredusele ja veesisaldusele. Hästi eristuvad metallist objektid, sest nende dielektriline konstant on sarnaselt veega samuti väga kõrge. Kuna radar kasutab mõõtmisel koherentset kiirgust kindlal lainepikkusel, on võimalik väga täpselt määrata nii saadatud kui ka vastuvõetud signaali polarisatsiooni. Kiirguse polarisatsioon muutub eri liiki peegeldustel erinevalt, seega on võimalik saada täiendavat informatsiooni objektide täpsemaks kirjeldamiseks. Radarkaugseire haru, mis tegeleb radari peegelduse polarisatsiooni ja pinna parameetrite vaheliste seostega, kutsutakse radari polarimeetriaks.

Polarimeetrilised radarid võib jagada kahte klassi: ühed mõõdavad polarisatsiooni muutust peegeldusel täielikult ja teised ainult teatud kindlate kombinatsioonide piires. Tüüpiline täielikult polarimeetriline radar kasutab nii impulsi saatmisel kui ka vastuvõtmisel kahte ortogonaalset (üksteise suhtes risti asetsevat) polarisatsiooni (tavaliselt horisontaalne tähistatakse H- ja vertikaalne V-tähega) ning mõõdab nende kõikvõimalikud kombinatsioonid. Esiteks saadetakse välja H-polarisatsiooniga impulss ja mõõdetakse koste nii horisontaalses kanalis (HH) kui ka vertikaalses kanalis (HV) ning seejärel korratakse sama vertikaalse polarisatsiooni saatmisel (VH ja VV). Siit ka polarimeetrilise pildi kanalite nimed: HH, HV, VH ja VV. Selliselt mõõdetud polarimeetrilise pildi info on täielik ning täiendavate polarimeetriliste kanalite mõõtmine uut infot ei lisa, sest kõiki võimalikke vasteid kõikidele teistele polarisatsioonidele saab lineaarsete kombinatsioonidena sünteesida juba olemasolevatest kanalitest. Mittetäieliku polarimeetrilise mõõtmise korral mõõdetakse ainult osa eelmainitud kanalitest ja sageli jäetakse ka signaali faas mõõtmata.

Polarisatsiooni mõõtmine annab informatsiooni peegelduse iseloomust ja seeläbi objekti kujust. Näiteks vertikaalne dipool (varras) peegeldab tagasi ainult vertikaalselt polariseeritud kiirgust, H-kanalis on koste null. Horisontaalne dipool peegeldab tagasi ainult horisontaalselt polariseeritud kiirgust, V-kanalis on koste null. Triheedralilt (kolme üksteise suhtes risti oleva tasandi lõikumisel tekkiv sisenurk), sfäärilt ja tasapinnalt peegeldub nii H- kui ka V-polarisatsiooniga kiirgus tagasi võrdse tugevusega ning samas faasis. Diheedralilt (kahe üksteisega ristuva tasandi sisenurk) peegeldub H-kanali kiirgus tagasi samas faasis, V-kanali kiirgus on sama tugev, aga võrreldes saatmisega vastasfaasis. Sellistest lihtsatest geomeetrilistest kujunditest võib keerukamaid objekte nagu legosid kokku panna ja uurida nõnda näiteks

objekti kuju, teades peegelduse polarimeetrilist käitumist. Tuleb siiski meeles pidada, et pelgalt polarisatsiooni põhjal ei ole võimalik objekti kuju ja orientatsiooni ilma lisaeldusteta üheselt määrata.

Polarimeetrilise info visualiseerimiseks on mitmeid võimalusi. Üks levinumaid esitusviise on n-õ Pauli dekompositsioon. Pauli pilti on võrdlemisi lihtne arvutada ja see sisaldab füüsikalist interpretatsiooni. Nimetus Pauli pilt või ingliskeelses kirjanduses *Pauli RGB* (Lee ja Pottier, 2009) tuleb Pauli spinni maatriksite kasutamisest polarisatsiooni maatriksi baasiteisendustel.

Pauli dekompositsiooni puhul esitatakse radari pilt valemvärvipildina, kus sinises kanalis esitatakse polarisatsioon, mis on kõige tugevam ühekordse peegelduse puhul (HH+VV, enamasti lagedad alad), punases kanalis esitatakse polarisatsioon, mis on kõige tugevam kahekordse peegelduse puhul (HH-VV, diheedral: majade seinad, mis on maapinna suhtes täisnurga all, puutüvede ja maapinna ristumiskohad üleujutatud metsas), ja rohelises kanalis polarisatsioon, mis muutub juhuslikult või on risti algsega (HV+VH, nt metsad jm kõrge taimestik). Järelikult Pauli valemvärvipildil paistavad metsad rohelised, põllud sinised ja linnad punased.

Tehisava-radar (ingl *Synthetic Aperture Radar* ehk SAR)

Artiklis toodud radaripildid ei ole tehtud tavalise, vaid veidi keerulisema tööpõhimõttega tehisava-radariga. Tehisava-radariga tehakse mõõtmisi tavaliselt satelliidilt või lennukilt. Lisaks pikaajalisele militaarotstarbelisele kasutamisele on tehisava-radarid osutunud väga kasulikuks mitmetes tsiviilrakendustes: jääolude kaardistamine, õlireostuste tuvastamine, pinnaseniiskuse kaardistamine ning maapinna kõrgusmodelite loomine. Google Earth'is kasutatav ülemaailmne kõrgusmodel on mõõdetud interferomeetrilise tehisava-radariga.

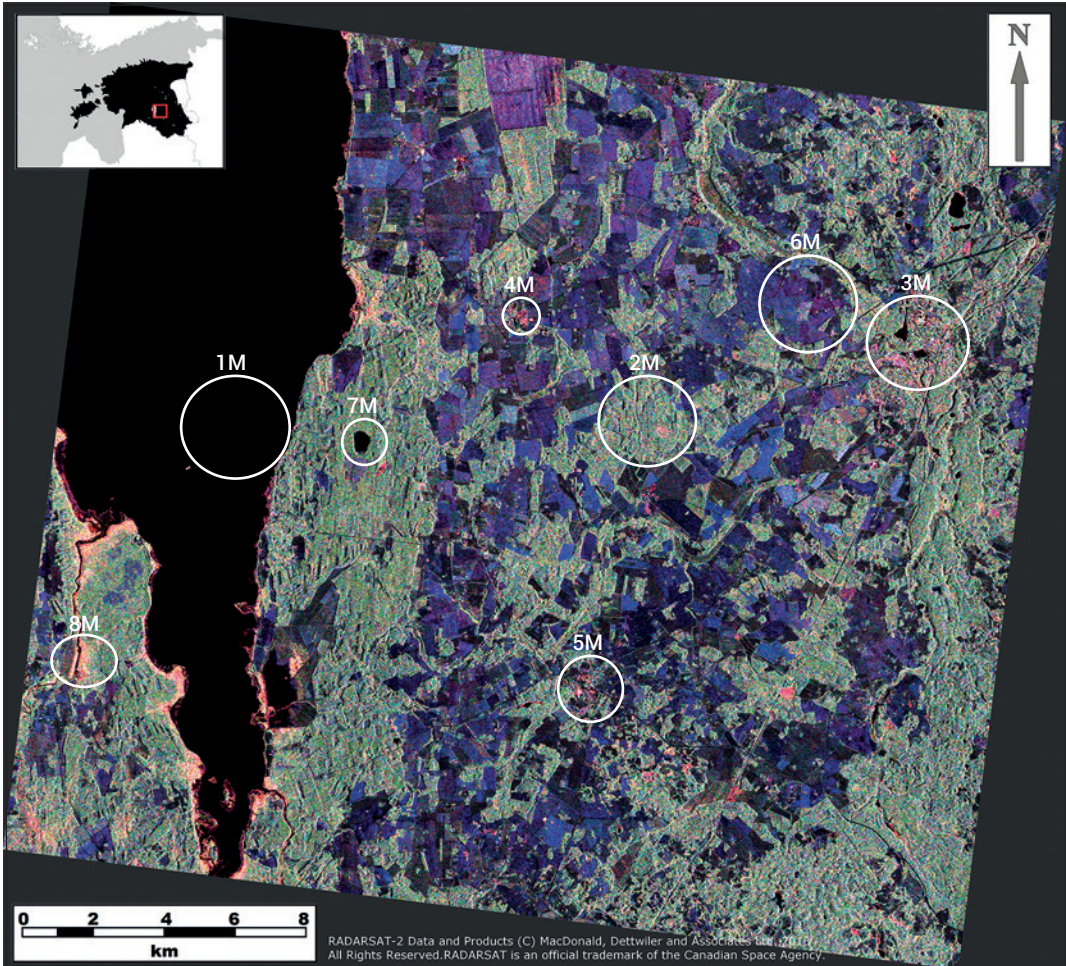
Tüüpiliste satelliitidel paiknevate tehisava-radarite ruumiline lahutus on 1–150 m ning vaateala laius 10–500 km. Kõrge lahutusega kaasneb tavaliselt kitsas vaateala. Külgsuunas tagasipeegeldunud signaali ajalise viivituse järgi ruumilise lahutuse saamiseks on kõikide SARide kiirusvihk lennusihi suhtes kõrvale suunatud. Lennusihis kõrge ruumilise lahutuse saamiseks kasutatakse tagasipeegeldunud impulsside Doppleri ajalugu. Ühest objektist mõõdetakse sadu tagasipeegeldusi, mille töötuse abil saadakse lõpuks kõrglahutusega kujutis.

Signaali Doppleri ajaloo kasutamist radari kõrge ruumilise lahutuse saamiseks soovitasid esimestena üksteisest sõltumatult C. A. Wiley ja C. W. Sherwin juba 1950ndatel. Praktilise SARi ehitamine oli siiski pikka aega raskendatud, kuna signaali töötlus on väga arvutusmahukas. Esimese SAR-satelliidi Seasat saatis NASA orbiidile 1978. a. Kuigi Seasat püsis töökorras kõigest 106 päeva, piisas sellest mitmete tehisava-radari rakenduste demonstreerimiseks. Nii avastati võimalused radaripõhiseks üleujutuste kaardistamiseks metsas, mere lainetuse ja tuule kiiruse hindamiseks, laevade asukoha leidmiseks jpm. (Voormansik, 2014)

RADARSAT-2 täispolarimeetrilised pildid Rannust 2013. a suvel

2013. aasta suvel tegi Kanada Kosmoseagentuuri satelliit RADARSAT-2 Rannu testalast Tartu Observatooriumi rohumaade uurimistöö raames mitu pilti. Peale rohumaade kirjeldamise sobivad RADARSAT-2 pildid veel paljude keskkonnaseire ja muude rakenduste lähteandmeteks. RADARSAT-2 töötab C-sagedusalas lainepikkusel 5,6 cm, piltide ruumiline lahutus on 7 m ja vaateala laius 25 km. Analüüsitud RADARSAT-2 pildid on täispolarimeetrilised – korraga mõõdeti HH-, HV-, VH- ja VV-polarimeetrilist kanalit ning nende kanalite registreeritud EM-kiirguse faasivahet.

Joonisel 1 on toodud RADARSAT-2 pilt 14. mail 2013 ja joonisel 2 esitatud pilt on üles võetud 18. augustil 2013. Andmed on kujutatud nn valemvärvipildina Pauli polarimeetriliste kanalitega (Lee ja Pottier, 2009).

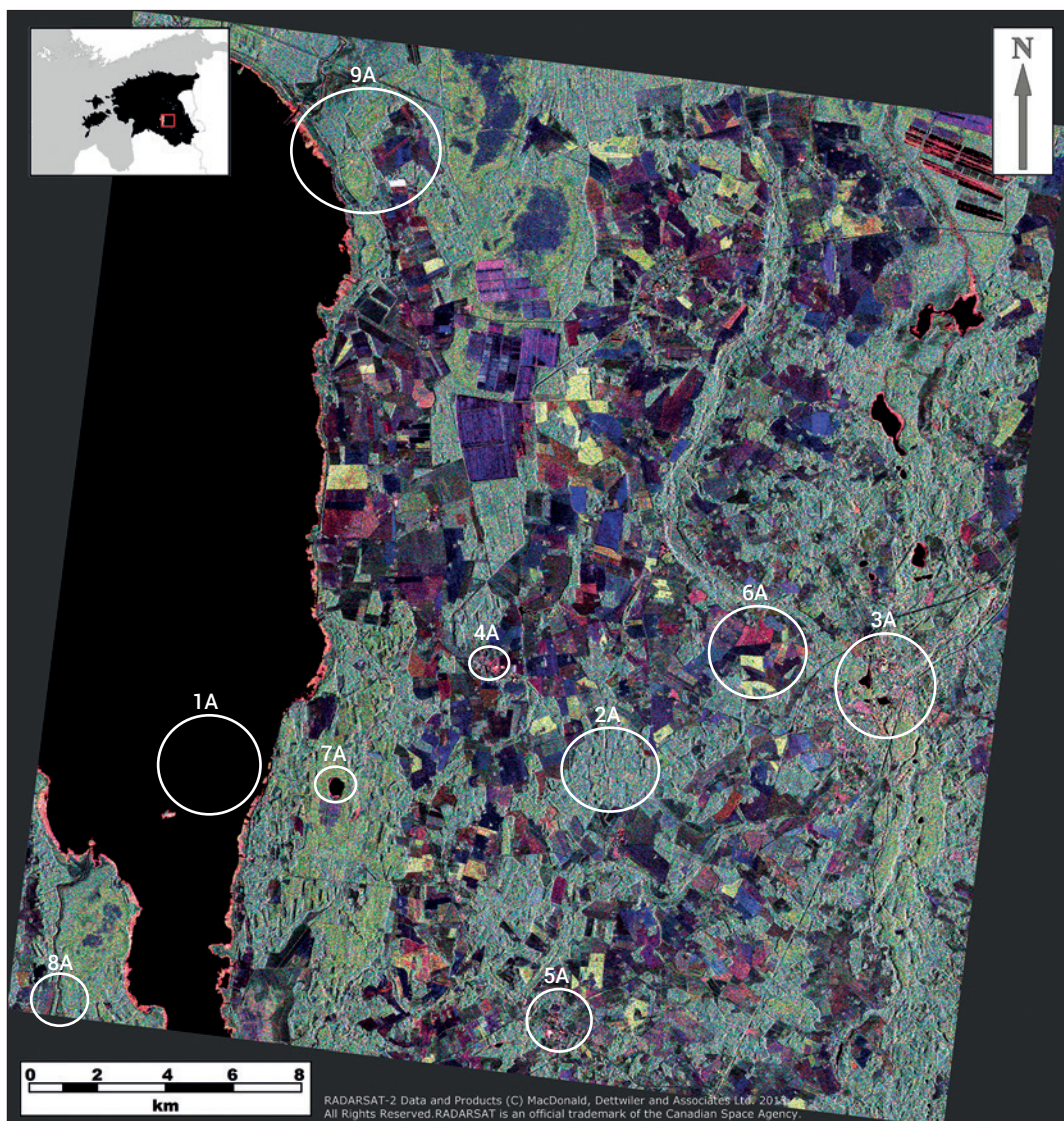


Joonis 1. Rannu ümbrus ja Vortsjärve idakallas RADARSAT-2 täispolarimeetrilisel radaripildil 14. mail 2013. Pauli valemvärvipildil vastab punane kanal HH-VV-polarisatsioonile, roheline HV-polarisatsioonile ja sinine HH+VV-polarisatsioonile.

Joonistel 1 ja 2 on valgete rõngastega kujutatud erinevaid maastikke mais ja augustis. Veekogud, nt Vortsjärv (1M ja 1A, siin ja edaspidi tähistab M mai ja A augusti pilti), paistavad radaripildil tavaliselt mustana, sest sile veepind peegeldab nurga all langevaid EM-laineid väga tugevalt edasi ja oluliselt nõrgemalt tagasi. Kuna satelliidil paiknevad radarid vaatavad alati küljele, ei jõuagi veekogult peegeldunud signaal radarini tagasi ning veekogud paistavad pildil mustana. Lainetuse või jääkatte korral võivad veekogud siiski teist värvi olla, sest sellistes tingimustes jõuab osa signalist sensorini tagasi.

Mets paistab HV-kanalis mõõdetava ruumilise tagasihajumise tõttu rohekates toonides (2M ja 2A). Asulad (Elva – 3M ja 3A, Rannu – 4M ja 4A ning Rõngu – 5M ja 5A) on

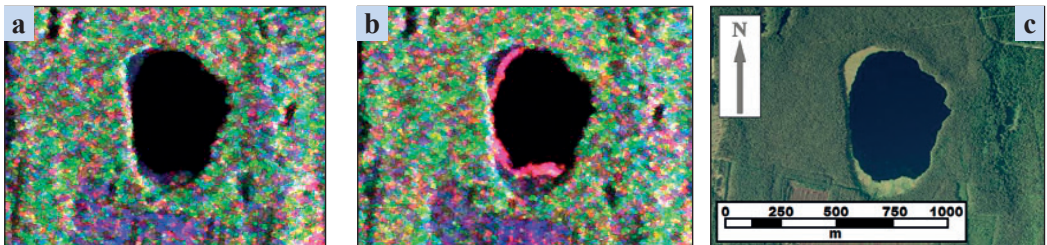
punakates-roosakates toonides, sest sealsed majaseinad ja elektripostid peegeldavad tugevalt tagasi eelkõige HH-VV kanalis. Põllud (6M ja 6A) paistavad C-laineala radaripildil sõltuvalt aastaajast kas sinakates (mais – 6M) või punakates-kollakates (augustis – 6A) toonides. Kevadisel maikuu pildil (6M) on põllud enamasti taimestikuta ja lagedad – need paistavad sinakad, sest valdavad on pinnapeegeldused HH+VV kanalis. Suvisel augusti pildil (6A) on põldudel teatava kõrgusega taimestik, mis pakub radarile ruumilist tagasihajumist (HV-kanal) ja topeltpeegeldusi (HH-VV kanal). Seetõttu paistavad taimestikuga põllud rohkem kollakates ja punakates toonides.



Joonis 2. Rannu ümbrus ja Võrtsjärve idakallas RADARSAT-2 täispolarimeetrilisel radaripildil 18. augustil 2013. Pauli vaelevärvipildil vastab punane kanal HH-VV-polarisatsioonile, roheline HV-polarisatsioonile ja sinine HH+VV-polarisatsioonile.

Roostikud radaripildil

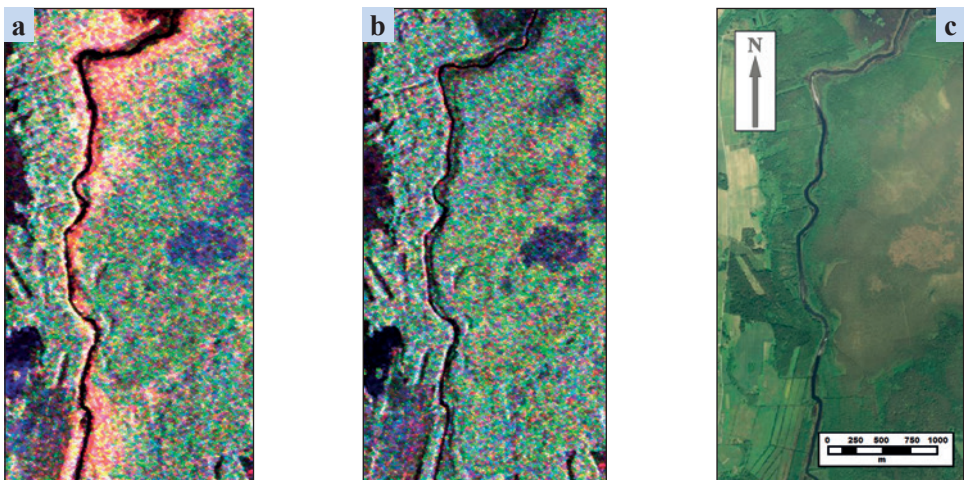
Joonistel 1 (7M) ja 2 (7A) on kujutatud Mustjärv mais ja augustis. Suurendus on toodud joonisel 3, kus võrdluseks on ka 2. juunil 2011 pildistatud ortofoto samast alast. Augusti pildil (joonis 3b) on järve kallastel näha punakas-roosakas sõõr, mida mai pildil (joonis 3a) ei ole. Punakad toonid vastavad tugevale tagasipeegeldusele HH-VV kanalis, mida põhjustab tõenäoliselt suve jooksul järve madalatel kaldaaladel välja arenenud roostik ja muu taimestik. Tugev tagasipeegeldumine HH-VV kanalis, mis kirjeldab topeltpeegeldust, tekib juhul, kui taimede all on sile veepind ning veest välja ulatuvad taimed sisaldavad piisavalt vett, et olla radarile nähtavad. Kui samad veetaimed kasvavad kuival maal, siis sellist tugevat tagasipeegeldust ei teki. Punakad toonid järvede kallastel vastavad just vees kasvavale roostikule ja teistele veest välja ulatuvate taimedega aladele.



Joonis 3 Mustjärv RADARSAT-2 pildil 14. mail (a) ja 18. augustil (b) 2013, võrdluseks Maa-ameti ortofoto samast alast (c) (Maa-amet, 2014).

Üleujutatud mets kevadel

Mai pildil Õhne jõe suudme lähedal (joonis 1 ala 8M) on näha punakaid toone, mida augusti pildil (joonis 2 ala 8A) ei ole. Augustis paistab sama ala rohekana. Ortofoto järgi (joonis 4c) paistab seal kasvavat lehtmets, mis Eesti metsaregistri järgi on 10–20 m kõrgune (Keskkonnaministeerium, 2014).

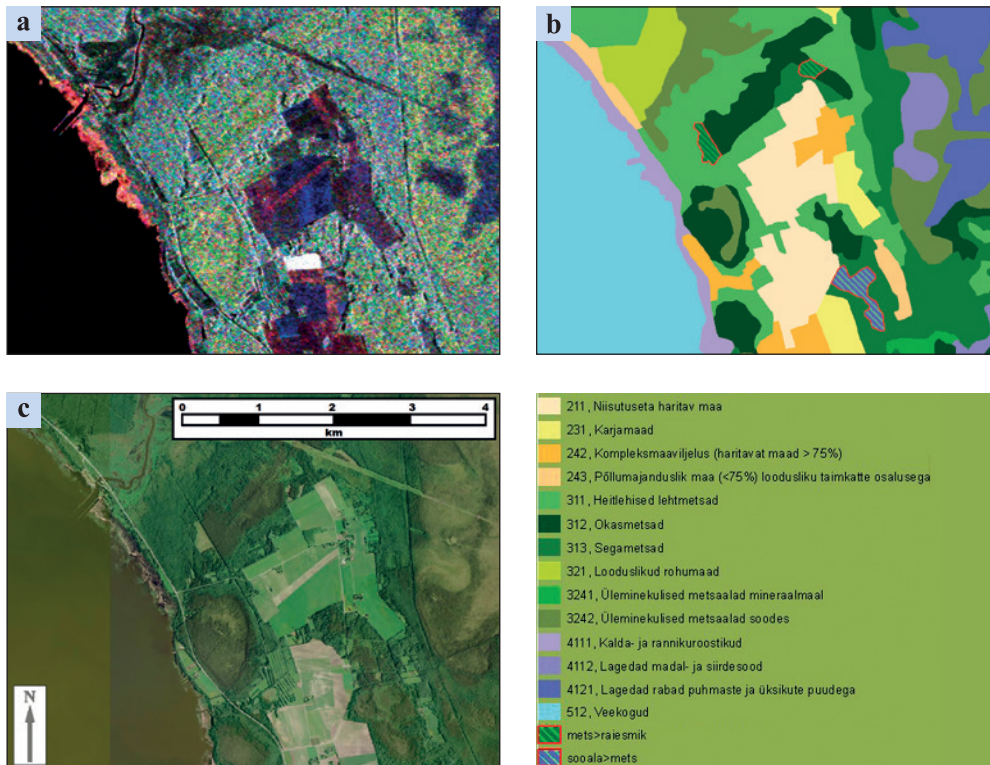


Joonis 4 Õhne jõgi ja jõeäärne mets vahetult enne Võrtsjärve suubumist RADARSAT-2 pildil 14. mail (a) ja 18. augustil (b) 2013, võrdluseks Maa-ameti ortofoto samast alast (c) (Maa-amet, 2014).

Tõenäoliselt olid need metsaga kaetud alad Õhne jõe kallastel mai keskel üle ujutatud. Üleujutatud lehtmets on kevadel raagus või väikeste lehtedega ja seetõttu radarile hästi läbipaistev. Veest välja ulatuvad puutüved käituvad sarnaselt roostikuga ning annavad topeltpeegeldusega tugeva koste punases topeltpeegelduse (HH-VV) kanalis. Augustiks (joonis 4b) on kevadine kõrgem vee-seis taandunud ning ka metsa tihe lehestik välja kujunenud. Selle tõttu hakkab enam domineerima ruumiline tagasihajumine puude lehtedelt ja võradelt rohelistes HV-kanalis.

Okasmetsa ja lehtmetsa polarimeetrilised signatuurid

Augusti pildilt (joonis 2 ala 9A) on näha, et osad metsad paistavad helerohelised, teised sinakas-hallikas-rohelised. Joonisel 5a on 9A ala suurendus, CORINE 2012 maakattekaart samast alast on joonisel 5b ning ortofoto joonisel 5c. Lähemal vaatlusel selgub, et okasmetsad paistavad radaripildil helerohelised ning lehtmetsad sinakasrohelised. Okasmetsad on heledamad ja kollakamat tooni, sest radari koste on tugevam ristpolarisatsiooni (HV) ja topeltpeegelduse (HH-VV) kanalis, nõrgem ühekordse peegelduse (HH+VV) kanalis. Lehtmetsad on sinakad, sest nende koste ühekordse peegelduse (HH+VV) kanalis on võrreldes okasmetsaga tugevam. Nähtuse tõlgendamisel tuleb meeles pidada RADARSAT-2 lainepikkust 5,6 cm. Rusikareeglina on radarile nähtavad eelkõige objektid, mis on tema lainepikkusest suuremad. Okaspuude okkad on 5,6 cm mikrolainetele enamasti nähtamatud, seevastu lehtpuude lehed on oma suuremate mõõtmete tõttu radarile nähtavamad. Näib, et lehtpuude lehtedelt tuleb rohkem pinnapeegelduste iseloomulikku signaali (sinine HH+VV-kanal) kui okasmetsast. Okasmetsale on iseloomulik ruumiline tagasihajumine (roheline HV-kanal) ja topeltpeegeldused puutüvedelt (punane HH-VV kanal).



Joonis 5. Rannu-Jõesuu RADARSAT-2 pildil 18. augustil 2013 (a), CORINE maakattekaart (b) (Keskkonnaministeerium, 2014) ja Maa-ameti ortofoto (c) (Maa-amet, 2014) samast alast.

2014. aastal orbiidile viidud radarsatelliidid Sentinel-1 ja ALOS-2

2014. aasta kevad oli satelliit-radarseire jaoks murranguline. Orbiidile jõudsid kaks uut radarsatelliiti: 3. aprillil Euroopa Kosmoseagentuuri Sentinel-1A ja 24. mail Jaapani Kosmoseagentuuri (JAXA) ALOS-2 (joonis 6). Sentinel-1A on eriline oma andmete hulga, ajalise tiheduse ning vaba ja avatud andmete jagamise poliitika poolest. Sentinel-1A kogub andmeid kogu maailma kohta vähemalt iga 12 päeva järel. Töörežiime on kolm: 80 km vaateala ja 5 m lahutus, 250 km vaateala ja 20 m lahutus ning 400 km vaateala ja 40 m lahutus. Sentinel-1A radar töötab korraga kas ühes (HH või VV) või kahes polarisatsioonis (HH/HV või VV/VH), aga mitte neljas korraga (HH/HV/VH/VV) nagu RADARSAT-2. Andmete jaotamine on vaba ja tasuta, kulud kaetakse Euroopa Liidu ja Euroopa Kosmoseagentuuri eelarvest. Poolteise aasta pärast saadetakse orbiidile Sentinel-1A kaksikvend Sentinel-1B, mis tõstab andmete uuenduse sagedamaks kui 6 päeva. Moodustuvate tihedate aegseeriade abil on võimalik uurida mitmesuguseid keskkonnaprotsesse, nt määrata metsaraie toimumise ala ja aega 6-päevase täpsusega, kaardistada jääolusid merel, tuvastada õlireostusi, arvutada maapinna ja hoonete deformatsiooni. Sarnaselt RADARSAT-2-le töötab Sentinel-1 C-sagedusalas 5,6 cm lainepikkusel. (Euroopa Kosmoseagentuur, 2014)

24. mail orbiidile saadetud ALOS-2 töötab pikemate 23 cm lainetega L-sagedusalal. Sarnaselt RADARSAT-2-le on ALOS-2 täispolarimeetriline (JAXA, 2014) ning tänu pikema lainepikkuse paremale läbistavusele sobib veelgi paremini metsanduslikeks rakendusteks.

Polarimeetrilise tehisava-radari kasutusvõimalustest Eesti keskkonnaseires

Copernicuse programmi satelliidi Sentinel-1 orbiidile jõudmisega saab Euroopa kasutajatele tasuta kättesaadavaks suures koguses kõrge lahutusega radarsatelliidipilte. Tänu satelliidile on nüüd ka Eestis suurepärased võimalused radarkaugseire andmete kasutamiseks ja rakenduste arendamiseks. Järgnevalt on toodud mõned polarimeetrilise radarseire rakendused, mis annaksid Eesti keskkonnast ajakohase, täpse ja objektiivse pildi ning mille tulemeid võiks avatud e-riigi moodstate veebiteenustena jagada.

Sentinel-1 ei tee küll täispolarimeetrilisi pilte nagu artiklis käsitletud RADARSAT-2, kuid väga paljudeks rakendusteks sobivad sama hästi ka Sentinel-1 kahe polarisatsiooniga (HH/HV või VV/VH) andmed. Lisaks pakub täiendavaid seirevõimalusi Sentinel-1 suur ajaline tihedus (Eesti laiuskraadil tehakse uus pilt keskmiselt iga kolme päeva järel). Erinevalt pil-



Joonis 6. Jaapani radarsatelliit ALOS-2 (Pilt: Jaapani Kosmoseagentuur).

visuse poolt häiritud optilise kaugseire piltidest on kõik iga kolme päeva tagant üles võetud Sentinel-1 pildid maa- või merepinna seireks kasutatavad. Kuna Sentinel-1 on radarsatelliit, siis kogub ta andmeid valgustingimustest ja pilvkatte olemasolust sõltumatult. Suur ajaline tihedus võimaldab uurida erinevate maa-alade radariparameetrite ajalisi käike, mis on otseses sõltuvuses keskkonnatingimustest ja majandamispraktikatest ning ka taimestikust. Aegseeriaid kasutades on viimaste uurimuste põhjal edukalt ka põllukultuure kaardistatud.

Roostike seire – artiklis näidatud viisil eristuvad väga selgelt veekogude kaldaalad, kus on väljaulatuv taimestik.

Metsade seire – polarimeetrilisel radaripildil näivad olevat eristatavad okas- ja lehtmetsad, lisaks on võimalik kaardistada lageraiealasid, milleks sobib eriti hästi Sentinel-1 HV-kanal.

Üleujutuste kaardistamine – olenevalt talve lumerohkusest ujutatakse Eestis kevaditi üle sadu kuni tuhandeid ruutkilomeetreid metsa-, põllu- ja rohumaid. Suurte vihmadega on üleujutusi ka teistel aastaegadel. Peale artiklis näidatud üleujutatud metsa eristuvad radaripildil selgelt ka üleujutatud lagedad alad. Üleujutuste kaardistamiseks on soovitatav kasutada Sentinel-1 HH-kanali andmeid.

Hoonestatud alade kaardistamine – ka Eestis on linnastumine jätkuvalt aktiivne, Tallinna ja Tartu lähiümbruses toimub pidev arendus. Artiklis näidati hoonestatud alade eristumist polarimeetrilise info põhjal. Hoonete tuvastamiseks saab kasutada veel lokaalse statistika algoritme (nt tagasihajumise lokaalse keskväärtuse ja lokaalse mediaani vahe). Rakendades radaripiltide aegseeriaid, saab jälgida hoonestatud alade kasvamist ja kahanemist ajas.

Taimestikuga ja taimestikuta põllumaade eristamine – artiklis demonstreeritud viisil paistavad lagedad põllumaad Pauli RGB-pildil sinakad ja taimestikuga põllumaad punakad või kollakad. Lihtsamal viisil saab taimekatte olemasolu kontrollida veel HV-kanali tagasihajumisväärtuste järgi. Nimelt taimestikuga alade HV-kanali tagasihajumine on tugevam kui lagedatel aladel.

Lisaks artiklis käsitletud maismaarakendustele on polarimeetrilisel radarkaugseirel veel mitmeid mererakendusi, nt jääolude kaardistamine ja õlireostuse tuvastamine. Ka nendeks sobivad Sentinel-1 andmed väga hästi.

Tänuavaldused

Käesoleva artikli valmimisele on kaasa aidanud keskkonnakaitse ja -tehnoloogia teadus- ja arendustegevuse programmi KESTA projekt ERMAS.

Viidatud kirjandus

- Euroopa Kosmoseagentuur (2014). *Sentinel Online*. [Võrgumaterjal]
Address: <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/home> [Kasutatud 05 07 2014].
- Jaapani Kosmoseagentuur (JAXA) (2014). *Advanced Land Observing Satellite 2*. [Võrgumaterjal]
Address: <http://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/> [Kasutatud 05 07 2014].
- Keskonnaministeerium (2014). [Võrgumaterjal]
Address: <http://register.metsad.ee/avalik/> [Kasutatud 05 07 2014].
- Keskonnaministeerium (2014). *CORINE Kaardirakendus 2012*. [Võrgumaterjal]
Address: <http://ks.keskkonnainfo.ee/website/Corineservice/> [Kasutatud 05 07 2014].
- Lee, J., Pottier, E., (2009). *Polarimetric Radar Imaging - from Basics to Applications*. 1st ed. New York: CRC Press.
- Maa-amet (2014). [Võrgumaterjal]
Address: <http://geoportaal.maaamet.ee/> [Kasutatud 05 07 2014].

Tartu Observatoorium (2014). *Tartu Observatooriumi radarseire töörihm*. [Võrgumaterjal]
Address: <http://www.to.ee/est/teadus/uurimisvaldkonnad/kosmosetehnoloogia/radarkaugseire>
[Kasutatud 05 07 2014].

Voormansik, K., 2014. *X-band Synthetic Aperture Radar Applications for Environmental Monitoring*. [Võrgumaterjal]
Address: http://dspace.utlib.ee/dspace/bitstream/handle/10062/36236/voormansik_kaupo.pdf
[Kasutatud 05 07 2014].

Summary

Potential applications of polarimetric radar remote sensing in Estonian environment (based on RADARSAT-2 Rannu 2013 data)

Sunlight and weather independent radar sensors are well suited for monitoring quickly changing environmental processes. Cloud cover does not interfere with radar frequencies and dense time series of satellite data can be established. Radar sensors also provide complementary information for optical measurements as they are sensitive to dielectrical properties of materials, especially to water presence and distribution in the landscape, because relative permittivity of water is very high. Using different polarizations it is possible to give more accurate description about the sensed object, its shape and structure.

Two RADARSAT-2 fully polarimetric images of Rannu area in Tartu County acquired on May 14 and August 18, 2013, are presented and discussed in the article. The appearance of different objects on polarimetric radar images and the capabilities for environmental remote sensing with polarimetric C-band SAR are considered. Polarimetric radar remote sensing of wetland reed areas, flooded forest and distinction of deciduous forest from coniferous forest is described in greater detail.

In April 2014 the first Copernicus programme radar satellite Sentinel-1A was launched and at the end of July 2014 it started regular acquisitions. Sentinel-1A will provide images of the whole land surface every 12 days, Estonia will be mapped about every 3 days. Like RADARSAT-2, Sentinel-1A works in C-band (radar frequency 5.4 GHz, wavelength 5.6 cm) and many applications discussed in this article are also possible using Sentinel-1A data. Sentinel-1 is especially important, because of the free and open data policy of the Copernicus programme. Large quantities of free high-resolution polarimetric radar images will be provided to European users. This makes it possible to develop many operational remote sensing services, unthinkable in the past due to insufficient temporal data density or too high data costs.

Maa-ameti kaugseireandmete kasutamine ETAKi maakattetüüpide objektipõhisel tuvastamisel

Tanel Tamm¹, Mait Lang², Mait Metsur³

¹ Tartu Ülikool, ökoloogia ja maateaduse instituut, Vanemuise 46, 51014 Tartu

² Eesti Maailikool, metsandus- ja maaehitusinstituut, Kreutzwaldi 5, 51014 Tartu

³ Maa-amet, fotogramm-meetria osakond, Mustamäe tee 51, 10621 Tallinn

Kokkuvõte

Käesoleva uurimuse eesmärgiks oli Maa-ametis toodetavaid kaugseireandmeid kasutades hinnata segmenteerimise ja *Support Vector Machine* (SVM) masinõppe meetodite rakendatavust ETAKi veekogude, metsa ja põõsastike, põldude ning looduslike rohumaade maakattetüüpide kaugseires. Kasutati seitset andmekihti, sealhulgas NDVI, NDWI, ning normaliseeritud pinnamudelit. Nelja maakattetüübi tuvastamisel saadi mõõduka täpsusega tulemusi: kogutäpsus = 90%, Kapa (K) = 0,73. Parim täpsus saavutati metsade ja põõsastike tuvastamisel: kasutatäpsus = 97%, K = 0,85.

Võtmesõnad: maakate, objektipõhine kaugseire, segmenteerimine, SVM, masinõpe, lidar, ortofoto

Sissejuhatus

Eesti topograafia andmekogu (ETAK) kuulub riigi infosüsteemi koosseisu ning sisaldab ruumiliselt ja temaatiliselt kõige detailsemaid kogu Eestit katvaid topograafilisi andmeid. ETAKi andmed on aluseks paljudele kaartidele: neist toodetakse Eesti põhikaarti ja Maa-ameti kaarditeenuste kaarte ning neid kasutatakse mitmesuguste ruumianalüüside alusandmestikuna. Eesti riik panustab ETAKi andmete ajakohastamisse märkimisväärseid ressursse. Täna seaks suudetakse peamiselt tõhusa andmevahetuse tulemusel hoida ajakohasena ehitiste, teede- ja vetevõrgu andmeid. Samas ei ole ETAKi koosseisus haruldased üle kümne aasta vanused maakatte (kõlvikute) andmed. Maa-amet otsib lahendusi, mis võimaldaksid aeropildistamisel põhinevat töömahukat stereo-fotogrammmeetrilist andmeuendust lihtsustada ja kiirendada või teatud objektide puhul ka asendada.

Kaugseire valdkonnast võib leida väga erinevaid sensoreid (nt GeoEye-1) ja meetodikaid, mille sobivust eespool kirjeldatud probleemi lahendamisel võiks hinnata. Seejuures on oluline arvestada, et Maa-ameti hangitud aerokaamera ja laserskanner on pikaajalised investeeringud ning neid tuleks maksimaalselt ära kasutada. Alates 2000. aastast väga kiiresti arenenud geo-objektidepõhine kujutise analüüs (*geospatial object based image analysis* (GEOBIA)) on kaugseirevaldkond, mis püüab pildianndmetest esmalt segmenteerimise teel luua mõtestatud objekte selleks, et integreerida spektraalinfort ja kontekstianndmeid (tekstuur, naabrussuhted) (Blaschke, 2010). Selline lähenemine võimaldab kõrge ruumilahutusega pildianndmete korral vaadelda objekte mitmes mõõtkavas ning, võrreldes pikslipõhise lähenemisega, annab paremad võimalused pildianndmete analüüsimiseks olukorras, kus objektid koosnevad väga paljudest pikslitest.

Käesoleva uurimuse eesmärgiks oli Maa-ametis toodetavaid kaugseireandmeid kasutades hinnata segmenteerimise ja *Support Vector Machine* (SVM) masinõppe meetodite rakendatavust ETAKi veekogude, metsa ja põõsastike, põldude ning looduslike rohumaade maakattetüüpide kaugseires.

Materjal ja metoodika

ETAKi näidised

Uuringu läbiviimiseks sobivate kaardilehtede valiku kriteeriumid olid järgmised: 1) aeropildistamine on läbi viidud Maa-ametis hetkel kasutuses oleva Leica ADS40-SH52 kaameraga, 2) olemas on LIDAR-andmed, 3) kättesaadavad on aeropildistamise alusel stereo-fotogrammmeetriliselt toodetud ETAKi kõlvikute vektorandmed. Praegu kasutuses oleva aerokameraga toodetud pildiandmete olemasolu on tähtis, sest NIR- ja RGB-kanalid on samasuunalised, kuid vanemal kaameral olid need kanalid omavahel 16° võrra nihkes. Kõik vajalikud lähteandmed olid uurimuse planeerimise hetkel olemas seitsme 1:10 000 kaardilehe kohta: 64411, 64413, 64502, 64504, 64511, 64513 ja 74021.

2013. aasta seisuga eristati ETAKis ligi 40 maakattetüüpi. Lähtuvalt olemasolevate andmete hulgast ja sellest, kui tõenäoline on teatud maakattetüüpi kaugseireandmete abil tuvastada, käsitletakse käesolevas uuringus nelja ETAKi maakattetüüpi. Järgnevalt on esitatud maakattetüüpide definitsioonid vastavalt 2013. aastal kehtinud ETAKi kaardistusjuhendile (Maa-amet, 2013).

1. Veekogud – meri, seisujärv- ja vooluveekogud. Pindala ≥ 20 m² ja laius suurem kui 8 m.
2. Mets ja põõsastik – mets on puittaimede kasvuala, kus puuvõrde liituvus on vähemalt 30%, sealhulgas raiesmikud ja noorendikud. Pindala ≥ 500 m². Metsas olevad sihid eristatakse mõõtkavaliselt üksnes siis, kui nende laius on suurem kui 20 m. Põõsastik on vähemalt 50% ulatuses põõsastega kaetud ala, kus puude esinemise korral puuvõrde liituvus on alla 30%. Pindala ≥ 2000 m². Erinevalt ETAKi juhendist loeti käesoleva uuringu raames metsa ja põõsastike maakattetüüpi ka puissood ja -rabad, mille pindala ≥ 5000 m².
3. Põld – kultuurtaimede kasvatamiseks kasutatav maa ja sööt. Põlluks loetakse nii lühiajaliste (teravili, kartul, põldhein) kui ka pikaajaliste kultuuride kasvualad (kultuurheina- ja -karjamaad). Söödiks loetakse vähemalt kaks aastat harimata lagedad põllumaad, kus domineerivad umbrohud (ohakas, orashein, võilill, puju jne) ja mis põlluna kasutusele võtuks ei vaja kultuurtehnilisi töid. Kui looduses on söödi ja rohumaad eristamine raskendatud, siis kasutatakse söödi kindlakstegemiseks varasmaid kaarte ja järjepidevuse põhimõtteid. Pindala ≥ 1000 m².
4. Looduslik rohumaad – looduslike rohttaimede kasvuala. Rohumaadeks loetakse alad, mis ei sobi intensiivseks põllukultuuride kasvatamiseks, sealhulgas ka kasutusest ebarahuldava kuivenduse või ebasobiva asukoha vms tõttu välja langenud endine haritav maa. Puisniidud loetakse rohumaaks, kui esimese rinde võrde kattuvus on väiksem kui 50%. Pindala ≥ 2000 m².

Kõik uuringualal paiknevad ja huvipakkuvasse maakattetüüpi kuuluvad ETAKi andmebaasi objektid (kõlvikud) läbisid järgmistes lõikudes kirjeldatud andmekihtide alusel visuaalse kvaliteedikontrolli. ETAKi maakattetüüpide definitsiooni järgi kuuluvad raiesmikud ja noorendikud metsade alla. Kuna käesoleva uurimuse raames oli eesmärgiks tuvastada kaugseire metoodikat kasutades metsi, mitte aga raiesmikke, siis eemaldati ETAKi andmetest metsade

näidiste hulgast raiesmikud ja noorendikud ning omistati neile looduslike rohumaade maakattetüüp. Kaardistusvigadega, väga vaieldava klassikuuluvusega või olemasolevate kaugseireandmetega tuvastamatud objektid (nt täielikult puuvõradega kaetud väikesed jõed või tiigid) arvati näidiste hulgast välja. Juhul kui ETAKi andmebaasi objekt oli sisemiselt väga varieeruv, jagati see osadeks ja näidisteks sobilikud alad võeti kasutusele.

Lidarandmed

Maa-ameti Leica ALS50-II skanneriga kogutud (lennuaeg 2.–4.05.2013) lidarandmetest (keskmiselt 0,6 peegeldust/m²) loodi neli 5 m ruumilise lahutusega andmekiht, mille igale pikslile arvutati punktisarve andmetest järgmised statistikud.

1. Keskmise kõrgus maapinnast ehk normaliseeritud pinnamudel (nDSM) – kõikide peegelduste keskmine kõrgus maapinnast.
2. Kõigi ja esimeste peegelduste arvu suhe protsentides (R) – kõrgemal kui 0,4 m asuvate mistahes peegelduste arv jagatud kõigi esimeste peegelduste arvuga.
3. Katvus protsentides (C) – kõrgemal kui 0,4 m asuvate esimeste peegelduste arv jagatud kõigi esimeste peegelduste arvuga.
4. Keskmise intensiivsus (I) – lähisinfrapunases spektripiirkonnas lainepikkusel 1064 nm välja kiiratud impulsside kõikide peegelduste keskmine signaali tugevus.

Lidarandmete töötlemiseks kasutati tarkvarasid LAStools (Rapidlasso, 2014) ja FUSION (McGaughey, 2014).

Ortofotod

Maa-ameti kaameraga toodetud Leica ADS40-SH52 aerofotodele (lennuaeg 2.–4.05.2013) tehti Leica Xpro 6.1 tarkvaraga ortorektifikatsioon, atmosfääri ja BRDF (*bidirectional reflectance distribution function*) korrektsioon. Loodi nelja kanaliga ortofotod: punane (R), roheline (G), sinine (B) ja lähisinfrapunane (NIR), mille radiomeetriline lahutus on 16 bitti ja ruumiline lahutus on 1 m. Ruumilist lahutust vähendati 0,25 meetrilt 1 meetrile peamiselt tehnilistel põhjustel. Kasutada olev tark- ja riistvara ei võimaldanud parema ruumilise lahutuse juures saada mõistliku arvutusaja ja inimtöötundide jooksul rahuldavaid tulemusi. See ei tähenda, et 0,25 m ruumilist lahutust ei ole võimalik käesolevas uurimuses kirjeldatud meetodilise lahenduse jaoks kasutada.

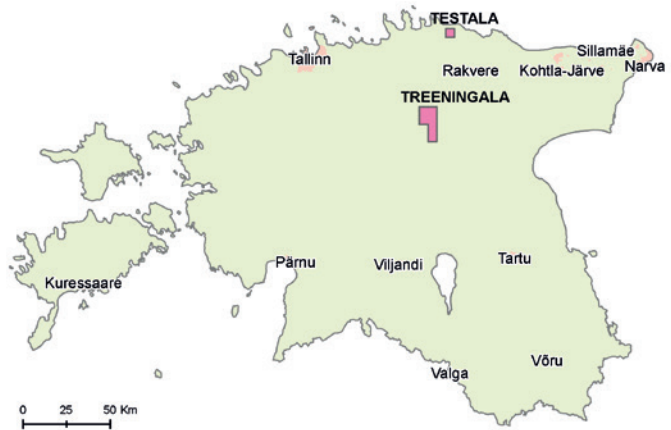
Selleks, et vähendada valgustustingimuste mõju, loodi neljast ortofoto kanalist indeksitel põhinevad andmekihid.

1. Taimkatte normaliseeritud vaheindeks (*Normalised Difference Vegetation Index* (NDVI)): $NDVI = \frac{NIR-R}{NIR+R}$ (Rouse et al., 1973).
2. Vee normaliseeritud vaheindeks (*Normalised Difference Water Index* (NDWI)): $NDWI = \frac{G-NIR}{G+NIR}$ (Richards, 2013).
3. Normaliseeritud punase ja sinise kanali vaheindeks (RBI): $RBI = \frac{R-B}{R+B}$ (Khorram et al., 2012).

Indeksite arvutamiseks kasutati ArcGIS 10.2 tarkvara.

Objektipõhine klassifitseerimine

Kasutatava meetodika rakendatavuse kontrollimiseks erinevates valgustingimustes ning erinevate maakattetüüpide koosseisuga aladel jaotati uuringuala treeningalaks (peamiselt Ambla, Järva-Jaani ja Tamsalu valla piires) ning ~50 km kaugusel asuvaks testalaks (Vihula vallas) (joonis 1). Treeningala on ala, millel asuvate kõlvikute hulgast valiti



Joonis 1. Treening- ja testala paiknemine Eestis.

SVMi treenimiseks/konfigureerimiseks näidised. Testala kõlvikute hulgast valiti kontrollandmestik SVMi rakendamiseks ja kaardistuse täpsuse hindamiseks. Testala pildi- ja LIDAR-andmed olid kogutud 1–2 päeva pärast treeningandmete kogumist.

Treeningalal olevad näidised (120 veekogu, 155 põllu, 596 metsa ning 711 loodusliku rohumaa objekti) võeti aluseks eCognition Developer 9.0 *classifier* algoritmis kasutusel oleva SVM-meetodi (OpenCV, 2014) treenimiseks. Kasutati lineaarset SVMi ning tunnuste normaliseerimist. Seletavate tunnustena (kokku 14 tunnust) kasutati kõigilt eespool kirjeldatud seitsmelt andmekihilt arvatud objektide keskmise ja standardhälbe väärtusi.

Objektide loomiseks testalal kasutati eCognition Developer 9.0 tarkvara *multiresolution segmentation* segmenteerimise algoritmi (Baatz ja Schäpe, 2000). Objekt on ruumiline üksus, millega püütakse võimalikult täpselt piiritleda kaardistatavaid üksuseid ning mille kohta arvatud statistikuid kasutatakse klassifitseerimisel. Selleks, et hoida meetodilist lahendust võimalikult lihtsana, viidi segmenteerimine läbi ühel korral. Seejuures otsiti segmenteerimiseks sobivaid parameetreid, mis võimaldaksid kõigi nelja maakattetüüpi objekte võimalikult täpselt piiritleda. Valiti järgmised parameetrite väärtused: skaala (*scale*) = 200, kuju (*shape*) = 0,5, kompaktsus (*compactness*) = 0,6. Segmenteerimisel anti andmekihtidele järgmised kaalud: $C = 1$, $nDSM = 5$, $NDVI = 2$, $NDWI = 2$. Ülejäänud andmekihtide segmenteerimisel ei kasutatud. Mida suurem on kaal, seda rohkem avaldab vastav andmekiht mõju objektide moodustumisele.

Treeningalal loodud SVMi konfiguratsiooni rakendati testalal. Umbes 4% testala pindalast on kaetud maakattetüüpidega, mis ei kuulu käesolevas uuringus käsitletavate tüüpide alla ning jäid seetõttu analüüsist välja. Veekogude puhul viidi läbi järeلتöötlus, mis põhines objektide nDSMi keskmistel väärtustel. Klassifitseerimise täpsuse hindamiseks koostati ETAKi andmebaasi alusel valitud näidiste kohta veamaatriks ja arvutati Kapa (K) koefitsient ning kasutaja- (KaT), tegija- (TT) ja kogutäpsuse (KT) näitajad (Congalton ja Green, 2009).

Tulemused ja arutelu

Maakattetüüpide kaugseireandmetel põhinev klassifitseerimine testalal näitas, et käsitletava nelja maakattetüüpi lõikes on tulemused mõõduka täpsusega: $K = 0,73$ (tabel 1). Siinkohal on oluline rõhutada, et tuvastamise täpsust hinnati käesolevas uuringus, lähtudes ETAKi andmebaasiobjektidele omistatud, mitte välitöö käigus määratud maakattetüüpidest. Ka SVMi

treenimiseks/konfigureerimiseks kasutatud näidiste loomisel lähtuti samast printsiibist.

Parim täpsus saadi metsade ja põõsastike tuvastamisel: $K = 0,85$. Suhteliselt kõrge täpsushinnang on ootuspärane, sest LIDARandmestik võimaldab maapiirkondades metsi kõrguse alusel muudest maakattetüüpidest kergesti eristada. Paljude hoonete ja rajatiste olemasolul muutub eristamine raskemaks, kuid teatud täpsuse juures on see spektraalsete andmete kaasabil siiski võimalik. Metsade puhul esines kõige rohkem vigu nende eristamisel looduslikest rohumaadest. Ilmselt on põhjus osaliselt ka selles, et raiesmikud ja noorendikud, kus paiknevad üksikud suured puud ja hajusalt asetsevad põõsad, arvati käesolevas uurimuses looduslike rohumaade maakattetüübi hulka ning see muutis nende omavahelist eristamist raskemaks.

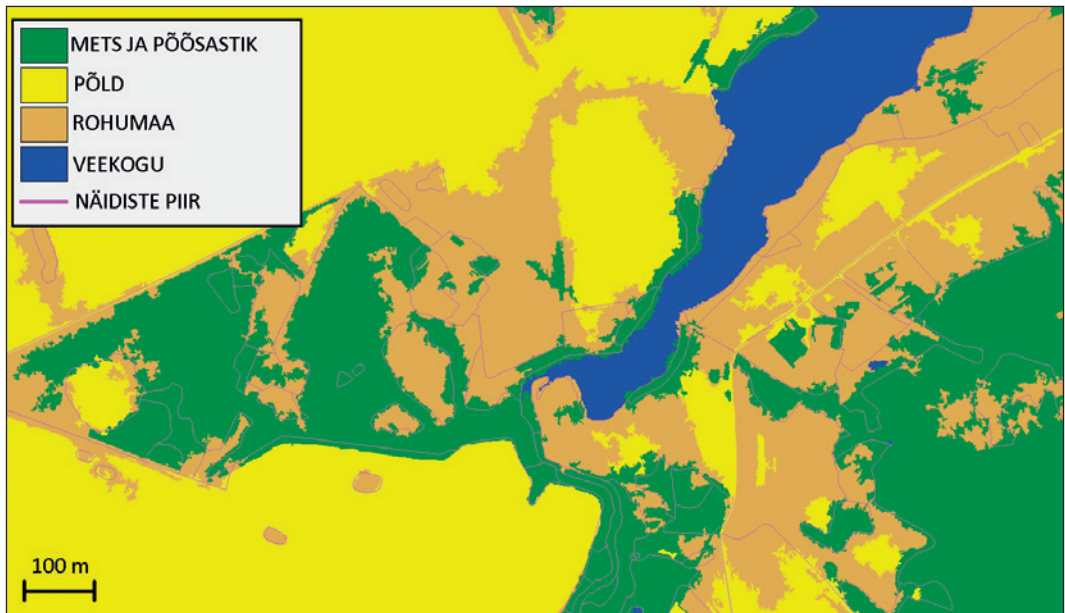
Suhteliselt heasse täpsushinnangusse $K = 0,81$ põldude eristamisel tuleb kindlasti ettevaatlikult suhtuda. Kuigi seal, kus hinnangukaardi järgi on märgitud põld, enamasti ka on põld ETAKi andmebaasis ($KaT = 82\%$), siis paljud ETAKi andmebaasis põlluna märgitud alad on prognooskaardil märgitud hoopis looduslikeks rohumaadeks ($TT = 63\%$).

Looduslikuks rohumaaks klassifitseerimisel tehakse kõige sagedamini vigu objektide puhul, mille näidised kuuluvad tegelikult põldude (343 tk) ning metsade ja põõsastike (285 tk) maakattetüüpidesse. Põldude ja looduslike rohumaade eristamine on raske kindlasti ka seetõttu, et näidiste hulgas esineb palju objekte, mille spektraalsed tunnused on väga sarnased. Nende maakattetüüptide definitsioonid ETAKis on kaugseire seisukohalt liialt hägusad ning nende eristamine oleks kindlasti lihtsam kaugseireandmetelt, mis on kogutud suvisel ajal, kui vegetatsiooniperiood on juba mõnda aega kestnud. Põhjusi, miks kohtadesse, kus näidiste järgi on mets ja põõsastik, prognoositakse looduslikku rohumaad, peab veel lähemalt uurima. Üheks põhjuseks on kindlasti see, et näidiste loomisel klassifitseeriti raiesmikud ja noorendikud sellesse klassi ning seetõttu muutus raskemaks nende eristamine põõsastikest.

Veekogude tuvastamisel, mis kasutatavate kaugseireandmete põhjal peaks olema rahuldavalt teostatav, esineb käesolevas uuringus kasutatavate näidiste alusel tõsiseid probleeme. Palju vigu tehakse, klassifitseerides veekogud metsaks ja põõsastikuks (25 tk). Nende objektide näidised on ümbritsetud kõrgete puudega ja on väga väikeste mõõtmetega. Suhtelise kõrguse andmekihi resolutsioon 5 m on liialt väikese lahutusega, et seda efektiivselt kasutada väiksemate ja kitsamate veekogude tuvastamiseks. Palju vigu tehakse ka veekogude klassi-

Tabel 1. Maakattetüüptide kaugseirepõhise kaardistuse objektide veemaatriks ning täpsushinnangud testalal ETAKi näidiste alusel, mõõdetuna kapa (K) koefitsiendi ning kasutaja- (KaT), tegija- (TT) ja kogutäpsuse (KT) % abil. Veemaatriksi ridades on hinnangud ja veergudes võrdlusandmed (Congalton ja Green, 2009).

| | Veekogud | Mets ja põõsastik | Põld | Looduslik rohumaa | Kokku | KaT % | K |
|-------------------|-----------|-------------------|-----------|-------------------|-------|----------------|-------------|
| Veekogud | 48 | 6 | 15 | 18 | 87 | 55 | 0,55 |
| Mets ja põõsastik | 25 | 7639 | 23 | 228 | 7915 | 97 | 0,85 |
| Põld | 0 | 7 | 648 | 131 | 786 | 82 | 0,81 |
| Looduslik rohumaa | 3 | 285 | 343 | 984 | 1615 | 61 | 0,55 |
| Kokku | 76 | 7937 | 1029 | 1361 | 10403 | | 0,73 |
| TT % | 63 | 96 | 63 | 72 | | KT = 90 | |



Joonis 2. Väljavõte kaugseireandmete klassifitseerimise tulemusena saadud maakattetüüpide kaardist testalal.

fitseerimisel sinna, kus näidiste alusel on looduslik rohumaa (18 tk) või põld (15 tk). Neid objekte üle kontrollides selgub, et kaugseireandmete alusel ongi tegemist ajutiselt veega kaetud aladega. Seega tegelik täpsus, mida veekogude tuvastamisel on käesolevas uurimuses kasutatud andmetega võimalik saavutada, on oluliselt kõrgem.

Segmenteerimise teel loodud objektide ja näidiseks kasutatud ETAKi andmebaasiobjektide piirid ei lange sageli täpselt kokku, sest looduses ja seega kaugseire andmetel on maakattetüüpide üleminekud sageli oluliselt hägusamad, kui neid kaardil näidatakse (joonis 2). Loomulikult mängib olulist rolli ka segmenteerimisel kasutatav meetodika. Siiski esineb objekte, mille piirid langevad üsna hästi kokku. Nendeks on reeglina metsade piirid põldudega ja suuremate veekogude piirid. Edaspidi tuleks analüüsida, kui suur osa veemaatriksis esitatud vigadest on põhjustatud segmenteerimisest ja kui suur osa klassifitseerimisest.

Ilmastikutingimused mõjutavad oluliselt maakattetüüpide tuvastamise täpsust. Näiteks järve piire, mis on pildistamise hetkel üle ujutatud, on väga raske pildiandmetest välja lugeda, samas kui vee klassifitseerimine peaks olema jõukohane. Lihtsuse huvides kasutati käesolevas uurimuses ühte segmenteerimise tsüklit, kuid on ilmne, et erinevat tüüpi maakatteobjektide piiritlemiseks on olulised erinevad andmekihid ning ka otsitavate objektide mõõtmed on teistsugused. Näiteks NDWI on üsna hea andmekiht veekogude objektide segmenteerimiseks, kuid metsade puhul see ei tööta. Suhteline kõrgus maapinnast lubab jällegi hästi eristada metsi tasasest maast, kuid põldu veekogust eristada ei võimalda. Samuti on erineva maakattetüübiga objektide klassifitseerimisel olulised erinevad tunnused ning andmekihid. Seepärast tuleks võimalusel teha mitu segmenteerimise ja klassifitseerimise vooru ning juba klassifitseeritud alad välistada järgmisest voorust.

Nagu eespool kirjeldatud, on väga paljud selles uurimuses läbiviidud maakattetüüpide kaugseirel ilmnunud klassifitseerimisvead tingitud asjaolust, et nii treening- kui ka kontrollandmetena kasutati ETAKi andmebaasi objekte, kuid nende andmete kogumisel ei olnud

eesmärgiks nende kasutamine kaugseireülesande lahendamisel. Välitööl põhinev näidiste kogumine võimaldaks kindlasti saada paremat ülevaadet teatud maakattetüüpide kaugseire võimalikust täpsusest.

Selleks, et automaatsel kaugseirel põhinev ETAKi maakattetüüpide tuvastamine võiks tulevikus ka praktikas kasutust leida, tuleks esmalt kriitilise pilguga üle vaadata mõnede maakattetüüpide definitsioonid. Näiteks metsi on kaugseire andmetel lihtsam tuvastada nii, et raiesmikud ja noorendikud ei kuulu metsa objekti sisse. Üks võimalusi, kuidas maakatteandmete ajakohasust parandada, on muidugi ka see, kui ETAKi maakatet uuendatakse kahe erineva meetodika alusel: ruumiliselt ja klassifikatsioonilt ebatäpsem, kuid kiire automaatne kaugseire, ning täpsem, kuid aeganõudvam stereo-fotogrammmeetria. Võtmeküsimus on, millisel eesmärgil ETAKi maakatteandmeid kogutakse.

Tänuavaldused

Käesoleva artikli valmimisele on kaasa aidanud keskkonnakaitse ja -tehnoloogia teadus- ja arendustegevuse programmi KESTA projekt ERMAS.

Viidatud kirjandus

- Baatz, M., Schäpe, A. (2000). Multiresolution segmentation – An optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. In. http://www.ecognition.cc/download/baatz_schaepe.pdf [Kasutatud 01.07.2014]
- Blaschke, T. (2010). Object based image analysis for remote sensing. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65, 2-16
- Congalton, R.G., Green, K. (2009). *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices* 2nd ed. Taylor and Francis Group
- Khorram, S., Koch, F.H., van der Wiele, C.F., Nelson, S.A.C. (2012). *Remote Sensing*. Springer
- Maa-amet (2013). ETAK kaardistusjuhend. In. http://geoportaal.maaamet.ee/docs/ETAK/ETAK_juhend2013.pdf: Maa-amet [Kasutatud 01.07.2014]
- McGaughey, R.J. (2014). FUSION/LDV: Software for LIDAR Data Analysis and Visualization. Version 3.42. In. <http://forsys.cfr.washington.edu/fusion/fusionlatest.html>: United States Department of Agriculture Forest Service Pacific Northwest Research Station. [Kasutatud 01.07.2014]
- OpenCV (2014). OpenCV Support Vector Machines. In. http://docs.opencv.org/modules/ml/doc/support_vector_machines.html [Kasutatud 01.07.2014]
- Rapidlasso (2014). LASSOtools. In. <http://rapidlasso.com/lassoools/> [Kasutatud 01.07.2014]
- Richards, J.A. (2013). *Remote Sensing Digital Image Analysis. An Introduction*. (Fifth Edition ed.). Springer
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W. (1973). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. In, *Third ERTS Symposium* (pp. 309-317): NASA

Summary

Application of Estonian Land Board's remote sensing data for object-based estimation of land cover types

The goal of this study was to estimate the applicability of segmentation and Support Vector Machine (SVM) machine learning methods in the remote sensing of water bodies, forest and shrub, fields and natural grasslands land cover types, based on the data collected by the Estonian Land Board. Seven data layers were used including NDVI, NDWI and normalised digital surface model (nDSM). The land cover types estimation had reasonable accuracy: overall accuracy = 90%, Kappa (K) = 0.73. The best accuracy was achieved with forest land cover type: user's accuracy = 97%, K = 0.85.

Kaugseire vahendite kasutamine pindalatoetuste kontrollimisel aastatel 2005–2013

Kai Raudvere

Põllumajanduse Registre ja Informatsiooni Amet (PRIA), Narva mnt 3, 51009 Tartu

Kokkuvõte

Kaugseirekontroll on ennast aastatega õigustanud kui suhteliselt töökindel, usaldusväärne ja odav kontrolliviis. Satelliidipiltide kasutamise pindalatoetuste kontrollimisel teeb soodsaks asjaolu, et Eesti riik satelliidipiltide jaoks kulutusi tegema ei pea. Suure lahtusvõimega pildid hangib JRC ühise hankega kõikidele kaugseirekontrolli tegevatele ELi liikmesriikidele ja jagab neile tasuta kasutamiseks.

Kaugseire kasutamine on Eestis võimaldanud kokku hoida hulgaliselt tööjõudu. Peale selle on suurte põldude mõõtmine füüsiliselt väga kurnav tegevus, nii et kaugseiremõõtmiste tulemuste kasutamisega säästame ka kontrollivaid inimesi ja inspektoritel jääb rohkem aega tegeleda sisulisemate probleemidega. Vähetähtis pole ka toetuste taotlejaid distsiplineeriv külg – satelliidipildilt on ülevaade põldudest parem ja kontroll objektiivsem. Pindalatoetuste maksmine põllumajandustootjatele jätkub ka uuel, 2015. aastal algaval toetusperioodil. Selle tõttu jätkame ka kaugseirepiltide abil pindalade kontrollimist.

Kaugseirekontrolli alused ja eesmärgid

Põllumajanduse Registre ja Informatsiooni Ameti (PRIA) üheks ülesandeks on tegeleda pindalatoetuste taotluste menetlemisega. Pindalatoetused on toetused, mida makstakse taotleja poolt taotlusele märgitud toetuskõlblikele aladele vastavalt pindala suurusele. Pindalatoetuste kontroll seisneb nii põldude pindalade mõõtmises kui ka keskkonnanõuete täitmise ja põllukultuuride tuvastamises. Kaugseire teel mõõdetakse põllu pindala. Kaugseirekontrolli teostades toetume Euroopa Liidu (EL) määrustele ja Eesti põllumajandusministeeriumi määrustele, mis on ära toodud käesoleva artikli lisas.

Kontrollida tuleb igas toetusmeetmes vähemalt 5% taotlejatest. Kaugseirekontrolli metoodika on välja töötanud Euroopa Komisjoni (EK) teaduskeskus (Joint Research Centre, JRC) ja see lähtub ELi ja Eesti Vabariigi õigusaktidest. Kaugseirepilte kasutatakse ühtse pindalatoetuse (ÜPT), ebasoodsamate piirkondade toetuse (ESA), keskkonnasõbraliku majandamise toetuse (KSM), mahepõllumajandusliku tootmise toetuse (MAH) ja Natura 2000 alal asuva põllumajandusmaa kohta antava toetuse (NAT) kontrollimisel.

Igal aastal on pindalatoetuste kontrolli mahuks 700–1000 taotlust. Minimaalseks pinnasuuruseks, millele toetust saab taotleda, on 1 ha, suuremad taotlused aga on käesolevaks aastaks ületanud juba 6000 ha piiri. Sõltumata taotluse suurusest peab kontrollima vähemalt 50% kontrollitava taotluse põldudest ja pinnast.

Suurimaks ja töömahukaimaks osaks kontrollitegevuses on põldude pindalade mõõtmine. Mõõtmised tuleb teha igal aastal põldude piiride järgi. Reeglid, kui täpselt ja mis mahus tuleb taotlusi kontrollida, sätestatakse EK määrustega.

Aastail 2002–2003 teostati Eestis kontrolli ainult GPS-mõõtmiste abil. Kaugseiret kasutati sel ajal vaid osas nn vanades liikmesriikides. Kindlustunde kaugseire kasulikkuse suhtes aitas saada JRC korraldatud koolitus, kus veendusime, et kui sellega saavad hakkama vanad liikmesriigid, on see võimalik ka Eesti oludes. Kuivõrd pindalatoetusi makstakse kõikides ELi riikides ühelaadselt, siis on ELi poolt tagatud ka võimalus kasutada pindalakontrolli tegemiseks tasuta satelliidipilte. JRC on ühtlasi välja töötanud metoodika kaugseirekontrolliks. Selle metoodika järgimisel hoiavad silma peal EK audiitorid perioodiliselt kõikides ELi riikides. Kontrollida tuleb kõiki pindalatoetusi, kuid kas seda teha ainult GPS-mõõtmiste teel või kasutada ka kaugseire vahendeid, see on iga riigi enda otsustada. Arvestades, et JRC sätestab igal aastal üha karmimaid nõudeid toetuste kontrollile, ja tajudes piire selleks vajamineva tööjõu värbamisel, alustati PRIAs 2003. a kaugseirekontrolli võimaluste testimist. Oli ilmne, et ainult GPS-mõõtmistega ei suuda me ettenähtud kontrollimahtu tagada.

Alustuseks valiti 2003. aastal testimiseks väike ala Põltsamaa lähedal. Lähtudes tol ajal kehtinud metoodikast, telliti JRC kaudu üks suure ruumilise lahutusvõimega (*very high resolution*, VHR) pilt ja kolm keskmise ruumilise lahutusvõimega (*high resolution*, HR) pilti. Lootsime, et suudame ära mõõta põldude pindalad VHR-pildilt ja HR-piltide seeria alusel määrata ka põldudel kasvavad kultuurid. Kõik see 2003. aastal siiski ei õnnestunud.

Kuna sel ajal oli võimalik VHR-piltidest kasutada vaid satelliitide IKONOS või Quickbird (QB) pilte ja nende tellimise võimalused olid praegusest tunduvalt napimad, siis VHR-pilti meil 2003. aastal tegelikult saada ei õnnestunudki. Et ilmad püsisid nimetatud aasta suvel pilvised ja vihmased, saime vaid kaks HR-pilti, nendegi tegemise aeg jäi liiga suve lõppu. Nii ei olnudki meil võimalust mõõta põldude pindalasi. Kuna kohapealne kontroll oli viimase pildi saabumise ajaks suuremas osas lõpetatud, siis saime ainult võrrelda kohapealsel kontrollil tuvastatud kultuure nendega, mis oleksime saanud satelliidipiltide andmetest. Ainult kultuuride määramine kaugseire teel, põldude pindalasi mõõtmata, ei vähenda kohapealse kontrolli töömahtu. Liiasi surub sügisel peale menetluse tähtaeg – kontroll on vaja lõpetada 15. oktoobriks. Kõik eespool nimetatut ei motiveerinud toona kaugseirekontrolliga jätkama.

2004. a panime rõhku pigem GPS-mõõtmiste mahu suurendamisele. Ent sügiseks 2004 oli taas selge, et nii palju personali, kui läheks vaja järgmise kontrollihooaja töömahu jaoks, ei ole võimalik juurde palgata. Pealegi on ajutise kaadri töö kvaliteet väga ebahühtlane. Raskusi oli ka töötajate väljaõpetamisega. Nii korraldasime 2005. aastal kaugseiretöö veidi ümber ja proovisime taas. Otsustasime teha ainult põllupindalade mõõtmisi ja mitte enam oodata määratud ajavahemike kestel laekuvaid HR-pilte, millelt kultuure määrata. Kultuure saavad inspektorid määrata ka põllul, sest keskkonnanõuete täitmise kontrolliks peavad nad paratamatult kohale minema. Keskkonnanõuetele vastavust ei olnud võimalik satelliidipiltide abil tuvastada. Sobivama piltide tellimise aja kalkuleerimiseks konsulteerisime Jõgeva Agromeetajaamaga ja nende soovitusi järgides tellisime VHR-pildi varasemaks ajaks, mai lõpuks. HR-piltide tellimisest ja kasutamisest esialgu loobusime. Pildistamise varasem aeg annab suurema võimaluse saada vajaliku kvaliteediga satelliidipilte, sest satelliidid programmeeritakse sobiva selge ilma ootel pildistamisvalmis pikemaks ajavahemikuks ja ülelende on selle perioodi jooksul rohkem. Varasem pildistamisajag suurendab kvaliteetsete, pilvedeta piltide saamise tõenäosust. Võib siiski juhtuda, et pildistamise ajaks ei pruugi kõikidele põldudele olla külv tehtud või mõni põld ei ole näha läbipaistmatu pilve tõttu. Teisalt liiga pikalt ei tohi pildistamisega oodata, sest paremat ilma ei pruugi tulla või jääb pildistamine liiga hilisele ajale ja me ei jõua enam kontrolli läbi viia.

Pindalatoetuste kontrolli kaugseiremeetodite areng

Alustasime uuesti 2005. aastal ühe alaga, mille jaoks tellisime QB pildi. Seekord olid tulemused paremad, sest pildi alusel õnnestus põllud ära mõõta. Sel ajal tegime mõõtmised ainult MapInfo tarkvaraga. Tekkisid uued probleemid eri arvutites tehtud töö ühtseks tervikuks monteerimisega ja tulemuste viimisega toetuste menetlussüsteemi: ilmnesid andmete montaaži- ja sisestusvead. Teistelt asutustelt mõõtmiste sisseostmine ei ole paraku võimalik, kuna kontrollitavatele taotlustele on seatud kõrged turvanõuded. Info taotluse kontrollimisest ei tohi levida taotlejani enne, kui teda on otseselt kontrollist teavitatud. Viimast ei tehta aga varem kui paar päeva enne kontrolli alustamist kohapeal. Töö kvaliteedi parandamiseks otsustasime viia edaspidi mõõtmised üle PRIAs kasutatavasse GIS-rakendusesse EAGIS, liidestada sellega tulemuste ülekandmine toetuste menetlussüsteemi TAKS (toetuste administreerimise ja kontrolli süsteem) ning arendada süsteemis TAKS välja ka eraldi kaugseiremoodul. Menetlussüsteemiga liidestamine oli vajalik arvutuste tegemiseks taotluste ja toetusliikide kaupa. Käesoleva ajani oleme igal aastal teinud rakendusprogrammides samm-sammult täiendusi.

Hästi töötavad rakendused on võimaldanud kaugseirekontrolli mahtu aastast aastasse kasvatada. 2005. aastal selgus aga, et suuremate taotlejate kasutuses olevate põllumajanduslike kõlvikute pindalad on juba nii suured, et mõne ettevõtte maad ei mahugi ühele selleaegse standardsuurusega suure ruumilise lahutusega kaugseirepildile. Järelikult tuli kontrollialasid suurendada ja eelnevalt teha üldjoontes kindlaks kontrollitavate taotluste maade asukohad. Juba kontrollialade piiride joonistamisel tuleb arvestada suuremate ettevõtete põldude asetusega, sest need ei pruugi paikneda kompaktselt. Pindalatoetuse taotluse kontroll on ainult siis korrektselt lõpule viidud, kui kõikide taotlusel märgitud toetusliikide osas on kontrollitud vähemalt 50% põldude arvust ja pinnast. Kui liiga suur osa taotluse põldudest jääb pildiga kaetud alast välja, siis tuleb puuduv osa katta GPS-mõõtmistega. Arvestades aga inspektorite piiratud jõudlust, ei tohi juurdemõõdetavad pinnad kujuneda suuremaks, kui inspektorid suudavad GPSiga mõõta.

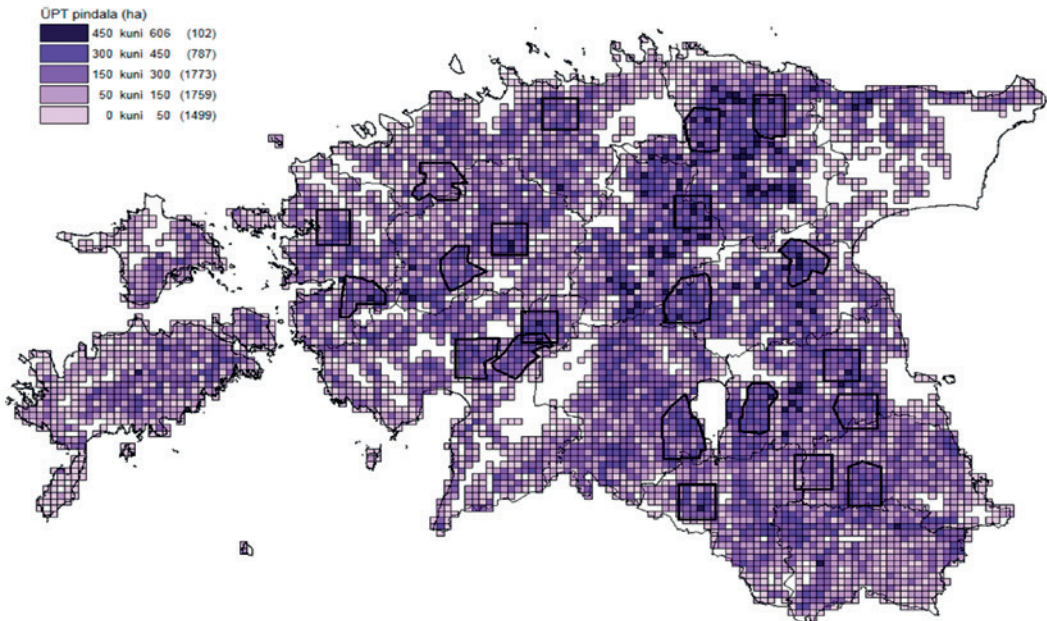
Table 1. Pindalatoetuste kontrolli mahud aastatel 2005–2013.

| Aasta | KS alade arv | Kaugseire valimid | | Tavavalimid (kontroll GPSiga) | | Kokku kontrollitud | | Kaugseire osatähtsus % | | Kokku taotletud (Eesti) | |
|---------------|--------------|----------------------------|----------------|-------------------------------|----------------|----------------------------|----------------|------------------------|---------|-------------------------|---------------------|
| | | kontrollitud taotluste arv | pind (ha) | kontrollitud taotluste arv | pind (ha) | kontrollitud taotluste arv | pind (ha) | taotluste arvust | pinnast | taotluste arv | taotletud pind (ha) |
| 2013 | 5 | 504 | 48 168 | 482 | 31 571 | 986 | 79 739 | 51 | 60 | 17 464 | 954 355 |
| 2012 | 4 | 338 | 27 406 | 593 | 45 648 | 931 | 73 054 | 36 | 38 | 17 129 | 941 870 |
| 2011 | 4 | 397 | 25 200 | 499 | 46 841 | 896 | 72 041 | 44 | 35 | 16 801 | 926 629 |
| 2010 | 4 | 338 | 18 718 | 472 | 20 736 | 810 | 39 454 | 42 | 47 | 16 460 | 907 867 |
| 2009 | 4 | 379 | 17 641 | 607 | 20 109 | 986 | 37 750 | 38 | 47 | 16 301 | 891 126 |
| 2008 | 4 | 561 | 19 772 | 636 | 18 979 | 1 197 | 38 751 | 47 | 51 | 18 120 | 880 337 |
| 2007 | 3 | 227 | 16 946 | 902 | 52 657 | 1 129 | 69 603 | 20 | 24 | 17 950 | 864 213 |
| 2006 | 3 | 132 | 7 486 | 1 040 | 115 325 | 1 172 | 122 811 | 11 | 6 | 17 582 | 862 728 |
| 2005 | 1 | 41 | 2 131 | 1 053 | 109 558 | 1 094 | 111 689 | 4 | 2 | 19 388 | 863 065 |
| Kokku: | 33 | 2 917 | 183 470 | 6 284 | 461 424 | 9 201 | 644 892 | | | | |

2013. aastaks jõudsimme mahu suurendamisega viie kaugseirealani. Ühelt pildilt mõõdame keskmiselt tuhat põldu. 2013. a kontrolliti 504 pindalatoetuse taotlust, mille alusel taotletud pind oli kokku 48 168 ha. Tänavu on seitsmel alal kontrollimisel 650 taotlust, kokku 53 085 ha, ja mõõdetud umbes 8000 põldu. 2015. aastal on plaanis laiendada kaugseirealade arvu veelgi,

kuid kaugseire teel kontrollitavate taotluste arv jõudis maksimumini juba sel aastal. Nimelt ei ole mõttekas teha kogu pindalatoetuste kontrolli kaugseire teel, sest peab jääma võimalus kontrollida ka neid taotlusi, mis asuvad vähem intensiivse põllumajandusega piirkondades, ja hajutada sel moel inspektorite töö pikema perioodi peale.

Kaugseirealade asukohad valitakse igal aastal uuesti, millele eelneb põhjalik riskianalüüs. Selleks kasutatakse põhikaardi 5×5 km ruudustikku, kus iga ruut on omakorda jagatud neljaks. Iga ruudu jaoks kaardil arvutatakse järgmised väärtused: toetusõiguslik pind, taotlejate arv, kontrollimata pind, eri toetusliikide (ÜPT, KSM, NAT, PLK¹) pind, rohumaade pind, eelmiste aastate kontrollides leitud vigade arv, taotletud pindala muutused. Eri tegurid summeeritakse ja leitakse potentsiaalselt riskantsemad piirkonnad. Kaugseirealade valiku riskikriteeriumid selekteerivad välja kohad, kus paikneb kontsentreeritult palju taotlejaid ja on palju toetusõiguslikku pinda. Eesmärk on kaugseire teel kontrollida eelkõige suuri taotlejaid.



Joonis 1. Ühtse pindalatoetuse (ÜPT) pinna jagunemine Eesti territooriumil. Mustad polügoonid on alad, kus on tehtud kaugseirekontrolli ajavahemikul 2005–2013.

Kohtades, kus kumuleerub mitu riskitegurit, moodustatakse eelvaliku alad. Eelvaliku alade piirid peavad vastama JRC poolt kehtestatud tehnilistele tingimustele. Eelvaliku alad paigutatakse pingeritta. Alade arvu ja asukoha lõpliku valiku teeb PRIA juhtkond. Valiku tegemisel arvestatakse PRIA vajadusi ja kontrolli läbiviimiseks olemasolevaid ressursse. Viimastel aastatel on PRIA-l olnud võimalus kinnitada GPS ATV-le, kuid ka sel viisil mõõtmisi teha on kulukas, kuna lisanduvad ATVde rendi- ja transpordikulud. Mõnes kohas ei saagi maastiku liigendatuse tõttu ATVd kasutada või ei anna selleks luba taotleja.

¹ PLK – põlloodusliku koosluse hooldamise toetus

Esimestel kaugseirekontrolli aastatel puutusime kokku taotlejate umbusuga. Selleks et umbusku hajutada ja veenda taotlejaid kaugseiremõõtmiste korrektsuses, hakkasime välja trükkima kaarte mõõtejoontega. Iga taotleja tahtis teada, kus on mõõtmised tehtud, mille alusel ja millal. Senini kohtavad inspektorid üksikuid taotlejaid, kes ei suuda uskuda, et mõõtmised on tehtud „taevast“, ja nõuavad kohapeal ülemõõtmist GPSiga. Taotleja soovi arvestades on seda ka tehtud, kui pinnad ei ole väga suured

Erinevused kaugseire abil leitud ja GPS-mõõtmiste teel saadud pindalades pole olnud olulised. Kaugseire teel saadud mõõtmised on olnud pigem taotleja kasuks. Põhjus on selles, et metsaservades varjab mets kohati pisut GPS-signaali kättesaamist. Kaugseire teel teostatud mõõtmistel seda probleemi ei ole. Kui suure nadiirnurga all pildistatud satelliidipildil jääbki põllu piir metsa ääres puude varju (lubatud on kasutada kuni 40kraadise nadiirnurgaga pilte), siis on PRIA-l võtta väga hea kvaliteediga ortofotod. Kui digiteerija ei näe „viltu pildistatud“ pildil puudega varjatud põlluserva ala, siis ta võrdleb kõige uuemat ortofotot ja satelliidipilti, hindab piiri püsivust ja kui maastikus ei ole märgata mingeid olulisi muutusi, siis väikestes lõikudes, kus satelliidipildil on piir „puude taga“, kontrollib ta põllu piiri paiknemise ortofoto abiga.

Satelliidipiltide vahendamiseks on JRC avanud portaali, kust saab infot piltide ja nende tehniliste parameetrite kohta. Saades JRC kaudu kätte satelliidipildid, peab PRIA korraldama nende töötamise ja sidumise Eesti koordinaatsüsteemiga. Selles osas on meid algusest peale toetanud Tartu Observatoorium, kelle töö on olnud alati kiire ja kvaliteetne. Eraldi rõhutan just kiirust, mis on kaugseirekontrollis väga oluline tegur. Töötaja peab ühe pildi töötamise valmis saama keskmiselt paari-kolme päevaga.

Tabel 2. 2013. aasta satelliidipiltide andmed.

| Ala nimi | Pildi nimi | Valik | Sensor | Sensori tüüp | Pindala (km ²) | Sensori kõrgus horisondist (kraadi) | Pilvkate (% pildi pindalast) | Salvestamise kuupäev | Pildi üleslaadimise kuupäev JRC poolt |
|-----------------------|------------|-------|--------|--------------|----------------------------|-------------------------------------|------------------------------|----------------------|---------------------------------------|
| Annikoru | ANNI | QB | Prime | PAN & MSP | 190 | 83 | 0 | 6/2/13 | 6/4/13 |
| Levi | LEVI | WV2 | Prime | PAN & MSP | 195 | 60 | 0 | 5/17/13 | 5/21/13 |
| Põltsamaa | POLT | WV2 | Prime | PAN & MSP | 272 | 58,5 | 0 | 5/17/13 | 5/21/13 |
| Riisipere | RIIS | QB | Prime | PAN & MSP | 200 | 53 | 1 | 6/4/13 | 6/4/13 |
| Näpi | NAPI | QB | Prime | PAN & MSP | 186 | 52,5/79 | 3% | 02.06 ja 19.06 2013 | 6/24/13 |
| Kokku VHR pind | | | | | 1043 | | | | |

Kõikidele töödeldud piltidele on meetodika kohaselt nõutav geomeetrilise kvaliteedi kontrollimine. Satelliidipiltide kontrolliks tehakse GPSiga punktide mõõtmisi ja arvutatakse objektide keskmine ruutviga (KRV) kontrollpunktide suhtes.

Tartu Observatooriumi tehtud töö on alati vastanud sätestatud kvaliteedikünnisele KRV (*total*) 2,5 m. Mõõtmiste aluseks on valdavalt QB või WV2 (WorldView-2) pildid, mis on töödeldud standardseteks valemipiltideks.

Euroopa Komisjon on huvitatud, et nende poolt jagatavaid satelliidipilte kasutataks efektiivselt. Kaugseirekontrolli juhendi järgi peab kontrolliks olema kasutatud vähemalt 25% pildi pindalast. Sõltuvalt looduslikest iseärasustest ei ole seda kriteeriumit Eesti oludes lihtne täita. Alates 2012. aastast oleme siiski kasutanud pildist isegi veidi enam, kui miinimumnõue ette näeb. Kasutamata jääb metsamaa ja veekogudealune pind. Reeglid kontrollialade kujule seatakse ka kohapealse kontrolli ja pindalamõõtmiste tehnilistes tingimustes.

Tabel 3. Satelliidipildi kasutamise efektiivsus 2013. aastal alade lõikes.

| | Ala pindala (km ²) | Põllumassiivide pind (km ²) | Mõõdetud põllud (km ²) | Ala kaetus põllumassiivi- dega % | Põllumassiivide pindalast kontrollitud % | Satelliidipildi kasutamise efektiivsus % |
|--------------|-----------------------------------|--|---------------------------------------|--|--|--|
| Annikoru | 190 | 100 | 91 | 53 | 91 | 48 |
| Levi | 195 | 80 | 72 | 41 | 90 | 37 |
| Näpi | 187 | 95 | 80 | 51 | 84 | 43 |
| Põltsamaa | 272 | 127 | 112 | 46 | 89 | 41 |
| Riisipere | 200 | 54 | 47 | 27 | 86 | 23 |
| Kokku | 1045 | 456 | 401 | 44 | 88 | 38 |

Kogu kontrollvalimi mõõtmiste tegemiseks ei ole PRIA-l aega rohkem kui üks kuu. Kaugseiremõõtmised peavad alati valmis olema 1. augustiks. Lühikese ajavahemiku tingivad põllukultuuride kasvuperioodi pikkus ja taotluse väljamaksmiseks seatud ajalised piirangud. Taotluste vastuvõtt lõpeb juuni keskel. Kontrollvalimeid ei saa teha varem, kui kõik taotlused on andmebaasisse sisestatud. Põldude mõõtmist satelliidipildidelt saab läbi viia ainult juulis. Sellel ajal, kui inspektor jõuab kaugseire tulemustega taotleja juurde, peavad teraviljad veel põllul kasvama, sest hiljem on kultuuride määramine juba keerulisem. Inspektoritele jääb kohapeal käimiseks august ja september. Mõni nädal oktoobri algusest kulub andmete sisestamiseks ja korrastamiseks. Novembris alustatakse toetussummade kalkuleerimist.

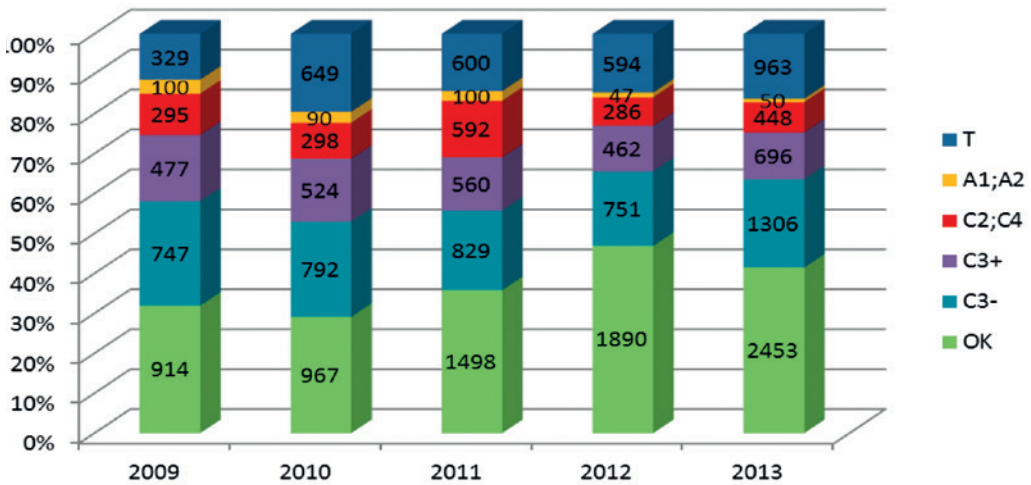
Kaugseire kontrolli läbiviimisele oleme igal aastal kaasanud Tartu Ülikooli ja Eesti Maaülikooli tudengeid, kes töötavad lepingu alusel PRIAs kaks kuud. Töö aluseks on juhend ja töötajatele tehakse baasväljaõpe. Kvaliteedi tagamiseks kasutame kahekordset mõõtmist erinevate inimeste poolt ja võrdleme tulemusi. Kui objekti pindala on mõlemal sama, loetakse see objekt õigesti mõõdetuks. Kahe mõõtja poolt saadud erineva pindalaga põllud lähevad ülevaadatavate põldude loendisse. Lisaks kontrollitakse päringutega loogikavigu ja andmete kompleksust. 2013. a teostas mõõtmisi seitse inimest, 2014. a üksteist.

Kaugseirekontrolli tulemused

Mõõtmiste tulemusi hinnatakse taotluse kalkuleerimise (ingl *diagnose*) abil. Seda viiakse läbi mitmes etapis: põllu tasandil, toetusmäära grupi tasandil ja taotluse tasandil. Kalkuleerimise käigus võrreldakse taotletud pinda mõõdetud pindalaga. Tulemused kodeeritakse vastavalt töö metoodikale.

Läbi aastate oleme saanud tulemused, kus ühel kolmandikul mõõdetud põldudest vastab taotletud pind mõõdetud pinnale, teisel kolmandikul on mõõdetud pind suurem kui taotletud pind. Viimane kolmandik jaguneb põldude vahel, mis jäävad üldse kaugseirepildist välja (10–15%), on väiksemad, kui taotletud, on väiksemad kui põllu miinimumsuurus (0,3 ha) ega ole seetõttu toetatavad, või ei ole satelliidipildil üldse identifitseeritavad põllumajanduslikus kasutuses oleva maana.

Pärast kaugseiremõõtmisi toimuva kohapealse kontrolli ajal vaadatakse ja mõõdetakse kindlasti üle need põllud, mis kaugseiremõõtmiste tulemusena leiti olevat alla 0,3 ha või mille piire oli võimatu tuvastada. Teiste põldude mõõtmise vajadus selgitatakse kogu taotluse kalkulatsiooni tulemusena. Igal juhul peame kontrolli lõpuks saavutama olukorra, kus vähemalt 50% igast toetusmäära grupist on mõõdetud.



Legend:

- T pildist väljas või pilve all, pindala puudub
- A1 mõõdetud põld on alla miinimumsuuruse (alla 0,3 ha)
- C4 taotlusel osutatud kohas ei ole toetusõiguslikku maad (st põllu piiri ei ole võimalik kindlaks teha, kuna taotlusel näidatud koht ei ole identifitseeritav kasutuses oleva põllumajandusliku maana)
- C3+ põllu taotletud pind on suurem kui mõõdetud pind
- C3- põllu taotletud pind on väiksem kui mõõdetud pind
- OK korrektne, st taotletud pind = mõõdetud pind

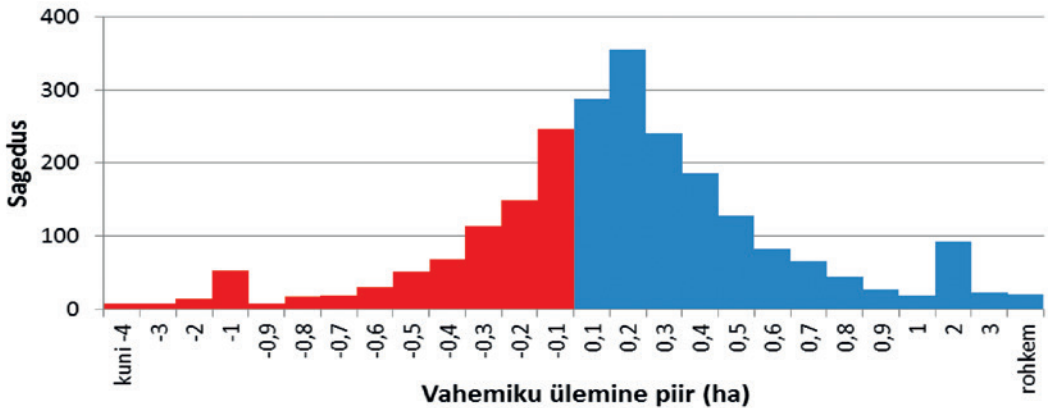
Joonis 2. Mõõtmiste tulemused aastate lõikes.

Aastate vältel on suurimaks probleemiks olnud põldude pindalade erinevused, põhjuseks taotlejate segased rendisuhted. Küll on rendilepingud puudulikud, üldse sõlmimata või väärti tõlgendatud, küll on küsitavusi lepingute kehtivusaegades.

Keeruliseks teemaks on ka maa kasutusotstarve. Taotlejad rendivad maid, kuid nad ei tea nende tegelikke piire ja pindalaid. Kui maal, millele taotletakse toetust, on alustatud ehitustegevust või on sinna kaevatud tiik või rajatud tee, siis see maa ei ole enam põllumajanduses kasutatav. Aastate jooksul on juhtunud, et taotlejad on küsinud toetust ka prügimägedele, golfiväljakutele ja krossiradadele. Õnneks pole neid juhtumeid palju, kuid need on olnud värvikad. Niisugused leiud aitavad kaasa toetusreeglite selgema sõnastuse loomisele.

Joonis 3 näitab, et väga suurel osal tehtud mõõtmistest on erinevus taotletud pinna ja jääva pinna (pindala, mille eest saab toetust) vahel + 0,3 ha kuni - 0,1 ha. Suuremaid erinevusi tuleb harva ette. Sageli on aga just see 0,1 ha erinevus kaalukeeleks, mis võib kaasa tuua toetussumma vähendamise.

Olukorra paranemisele aitab kindlasti kaasa PRIA e-teenus. Kui taotleja oskab oma piirid e-teenuse kaudu kaardile joonistada, siis suuremate eksimuste eest see teda natuke kaitseb. e-PRIA keskkonnas suunatakse taotleja põldu joonistama oma või renditud katastriüksustesse. Tal on võimalik e-PRIAs teha lihtsamaid mõõtmisi, et taotletav ala saaks tegelikkusele vastavam. Rendisuhete selgitamiseks PRIA aga kaasa aidata ei saa. Tendents, et taotleja igaks juhuks kirjutab taotlusele veidi väiksema pindala, kui põllu tegelik suurus, tuleneb sellest, et pindalaga ülepakkumine vähendab makstava toetuse suurust ja ohutum on olla veidi tagasihoidlikum. Aastate jooksul on olukord paranenud – õppinud on nii taotlejad kui ka kontrollijad.



Joonis 3. Taotletud pindala ja jääva pindala (pindala, mille eest saab toetust) erinevus aastal 2013.

Teemaga seotud õigusaktid ja juhendid

Euroopa Liidu ühise põllumajanduspoliitika rakendamise seadus (RT I 2009, 56, 375; koos edaspidi tehtud muudatustega).

Nõukogu määrus (EÜ) nr **73/2009**, millega kehtestatakse ühise põllumajanduspoliitika raames põllumajandustootjate suhtes kohaldatavate otsetoetuskavade ühiseeskirjad ja teatavad toetuskavad põllumajandustootjate jaoks, muudetakse määruseid (EÜ) nr 1290/2005, (EÜ) nr 247/2006, (EÜ) nr 378/2007 ning tunnistatakse kehtetuks määrus (EÜ) nr 1782/2003; 19 jaanuar 2009.

Komisjoni määrus (EÜ) nr **1122/2009**, millega kehtestatakse nõukogu määruse (EÜ) nr 73/2009 üksikasjalikud rakenduseeskirjad seoses põllumajandustootjate otsetoetuskavade alusel makstavate toetuste nõuetele vastavusega, ümbersuunamisega ning ühtse haldus- ja kontrollisüsteemiga ning määruse (EÜ) nr 1234/2007 üksikasjalikud rakenduseeskirjad seoses veinisektori toetuskavade alusel makstavate toetuste nõuetele vastavusega.

Komisjoni määrus (EÜ) nr **1120/2009**, 29. oktoober 2009, millega kehtestatakse nõukogu määruse (EÜ) nr 73/2009 (millega kehtestatakse ühise põllumajanduspoliitika raames kohaldatavate otsetoetuskavade ühiseeskirjad ja teatavad toetuskavad põllumajandustootjate jaoks) III jaotises sätestatud ühtse toetuskava üksikasjalikud rakenduseeskirjad.

Komisjoni määrus (EÜ) nr **1121/2009**, milles sätestatakse nõukogu määruses (EÜ) nr 73/2009 üksikasjalikud eeskirjad seoses kõnealuse määruse IV ja V jaotises sätestatud põllumajandustootjate suhtes kohaldatavate toetuskavadega.

Põllumajandusministri **17. veebruari 2010. a määrus nr 11** „Head põllumajandus- ja keskkonnatingimused, püsirohuma pindala säilitamise kohustuse täitmise täpsem kord, püsirohuma pindala säilitamise kohustuse üleandmise alused ja kord ning püsirohuma säilitamiseks vajalike abinõude rakendamise täpsem kord“.

Põllumajandusministri **15. veebruari 2010 määrus nr 8** „Põllumassiivi piiripunktide määramise, põllumassiivi kaardi koostamise ning põllumassiivile numberkoodi andmise ja pindala määramise kord ning põllumassiivi kasutamise kohta esitatavad andmed ja nende esitamise kord“.

Nõukogu määrus (EÜ) nr **1698/2005**, 20. september 2005, Maaelu Arengu Euroopa Põllumajandusfondist (EAFRD) antavate maaelu arengu toetuste kohta.

Komisjoni määrus (EÜ) nr **65/2011**, millega kehtestatakse nõukogu määruse nr 1698/2005 rakendamise üksikasjalikud eeskirjad seoses kontrollimenetluse rakendamisega ning nõuetele vastavusega maaelu arengu toetusmeetmete osas.

Komisjoni määrus (EÜ) nr **1974/2006**, milles sätestatakse nõukogu määruse nr 1698/2005 (Maaelu Arengu Euroopa Põllumajandusfondist (EAFRD) antavate maaelu arengu toetuste kohta) kohaldamise üksikasjalikud eeskirjad.

Komisjoni määrus (EÜ) nr **1320/2006**, millega kehtestatakse nõukogu määrusega (EÜ) nr 1698/2005 sätestatud maaelu arengu toetusele ülemineku eeskirjad.

Haldusmenetluse seadus.

Common Technical Specifications for the 2012 Campaign of Remote Sensing Control of area based subsidies; <http://mars.jrc.ec.europa.eu/mars/Bulletins-Publications/CTS-2012-Common-Technical-Specifications>.

VHR Image Acquisition Specifications for the CAP Controls (CwRS and LPIS QA); http://cidportal.jrc.ec.europa.eu/home/sites/default/files/user/documents/VHR_Specs.pdf.

On the Concept of Obvious Error according to Art 12 OF COMMISSION REGULATION (EC) NO 2419/2001; <http://mars.jrc.ec.europa.eu/mars/About-us/GeoCAP/DCM/On-the-Concept-of-obvious-error-according-to-Art-12-OF-COMMISSION-REGULATION-EC-NO-2419-2001>.

AGRI working document 60363/2005-REV1 - Guidance for on-the-spot checks of area measurement; <http://mars.jrc.ec.europa.eu/mars/About-us/GeoCAP/DCM/AGRI-working-document-60363-2005-REV1-Guidance-for-on-the-spot-checks-of-area-measurement>.

Art. 34 guidelines: version of 26/05/2010 for the 2010 campaign; <http://mars.jrc.ec.europa.eu/mars/Bulletins-Publications/Art-34-guidelines-version-of-26-05-2010-for-the-2010-campaign>.

Guidelines for Best Practice and Quality Checking of Ortho Imagery Issue 3.0 ITT no. 2008/S 228-302473 (22 November 2008); <http://mars.jrc.ec.europa.eu/mars/Bulletins-Publications/Guidelines-for-Best-Practice-and-Quality-Checking-of-Ortho-Imagery-v-3.0>. Publish date: 19/01/2009.

Summary

Using remote sensing control for area related supports inspection in 2005–2013

Estonian Agricultural Registers and Information Board has been using remote sensing control for area related supports inspection since 2005. Throughout these years remote sensing control has proved itself as a reliable and cost-effective method. Remote sensing control is economically beneficial for Estonia, since receiving satellite images for controlling purposes does not require expenses from the government. Very high resolution images are obtained through JRC common procurement that ensures free images for all EU countries that apply remote sensing. Area measurements are mostly performed according to false colour ortho-rectification images that rely mainly on QB or Wv2 images.

Throughout years, one third of controlled parcel areas has been in accordance with the size of areas applied for, another third has been larger and the third part has consisted of parcels that either stay out from images (ca 10-15%), are smaller than areas applied for, or smaller than the minimal required parcel size (0.3 ha). Therefore, according to satellite images, they do not meet the necessary support requirements or are not identifiable as being in agricultural use.

Using remote sensing has made it possible to save substantial sums on labor costs. In addition, as measuring large parcels is physically very demanding, then remote sensing has helped to reduce the amount of physical field work. As a result, inspectors could spend more time on other relevant control related issues. The disciplinary effect for applicants is not less important – satellite images give a better overview of parcels and allow more objective control. Area related supports will continue during a new support period, starting in 2015, and remote sensing control will continue as well.

Sobiv vaatesuunakonfiguratsioon mitme vaatesuuna kaugseirest metsa alustaimestiku peegeldusteguri arvutamiseks

Jan Pisek, Kairi Raabe, Mait Lang, Joel Kuusk

Tartu Observatoorium, Tõravere, 61602 Tartumaa

Kokkuvõte

Metsa alustaimestikult ja aluspinnalt peegeldunud kiirgus on satelliidil või lennukil paikneva sensoriga mõõdetud metsa spektraalse heleduse oluline komponent. Kiirgusmõõtmiste andmetest puurinde omaduste hindamiseks on vaja eristada metsa heleduses alustaimestikult pärinevat osa. Käesolevas artiklis pakutakse välja sobivaim vaatenurkade konfiguratsioon alustaimestiku signaali täpseks leidmiseks. Kasutatakse helikopterilt tehtud kõrge nurklahutusega heleduskoefitsientide mõõtmise tulemusi ning *in situ* mõõdetud alustaimestiku peegeldumisspektreid kahest küpselt RAMI (*RA*diation transfer Model *I*ntercomparison) katseala puistust Järveljal. Saadud tulemused toetavad lõppeesmärki, milleks on puurinde biofüüsikaliste parameetrite täpsem hindamine alustaimestiku mõju eraldamise tõttu metsa peegeldumisspektrist.

Võtmesõnad: mitme vaatesuuna kaugseire, alustaimestik, metsa peegeldumisspekter

Sissejuhatus

Alustaimestik mõjutab märkimisväärselt peegelduvust eriti just hõredamates boreaalsetes, poolboreaalsetes ja parasvöötme metsades ja seega on alustaimestiku peegeldumisspektrid hädavajalikud metsade peegelduvuse modelleerimisel (Rautiainen ja Stenberg, 2005; Eriksson et al., 2006; Kobayashi et al., 2007; Suzuki et al., 2011). Paraku süstemaatilised andmed erinevate kasvukohatüüpide alustaimestiku peegeldumisspektrite kohta sama hästi kui puuduvad.

Alustaimestiku peegeldumisspektri mõõtmine on tõsine väljakutse, kuna kiiritustihedus varieerub metsa all tugevalt, signaal on mõningates spektriosades nõrk ja alustaimestik on iseloomult muutlik (Miller et al., 1997). Alustaimestik koosneb mitmest alamrindest (noored puud, põõsad, rohttaimed, puhmad, samblad ja samblikud), mille all on varis ja paljas muld, lisaks varieeruvad alustaimestiku liigiline koosseis ja katvus ajas ja ruumis (Rautiainen et al., 2011). Alustaimestiku laiguline katvus, maapinna ebatasasus ning lehestiku biomassi vertikaalse jaotumise erinevus ülemise rinde ja alustaimestiku vahel põhjustavad samuti probleeme (Peltoniemi et al., 2005; Rautiainen ja Heiskanen, 2013). Sellisest muutlikkusest tulenevalt võib kaugseire olla ainus lahendus võrreldavate andmete hankimiseks ulatuslikul alal.

Mitmed varasemad uurimused on käsitlenud kaugseire abil mõõdetud metsa heleduskoefitsiendist metsa alustaimestiku peegeldusteguri määramise võimalikkust vaatesuuna geomeetria kaudu, kasutades inversioonlähendamist (kaudsete vaatluste põhjal mingi füüsikalise suuruse hindamine) erinevatel ruumilistel skaaladel ja erinevate sensoritega (MISR – Canisius ja

Chen, 2007; CASI lennukilt – Pisek et al, 2010; MODIS – Pisek et al., 2012). Need meetodid on olnud suhteliselt efektiivsed, ent kõrge nurklahutusega metsa heleduskoeffitsiendi profiilide ning sobivate *in situ* andmete puudumine on seni takistanud alustaimestiku signaali mõõtmiseks parima vaatekonfiguratsiooni määramist. Hiljuti avaldasid Kuusk et al. (2014a) RAMI (*RA*diation *tr*ansfer *M*odel *I*ntercomparison) projekti (Widlowski et al., 2007) jaoks Järveljale kaasikusse, kuusikusse ja männikusse rajatud testaladel tehtud suure nurklahutusega heleduskoeffitsiendi mõõtmise tulemused. Kopterilt tehtud kiirgusmõõtmiste analüüsimiseks oli olemas nende metsade põhjalik puurinde ja alustaimestiku struktuuri ja optiliste omaduste kirjeldus andmebaasina.

Käesolevas lühiväljaandes kasutasime sellest andmekogumist männiku ja kaasiku andmeid, et leida sobivaim vaatekonfiguratsioon alustaimestiku signaali tuletamiseks eri vaatesuundadelt mõõdetud metsa peegeldustegurist.

Materjal

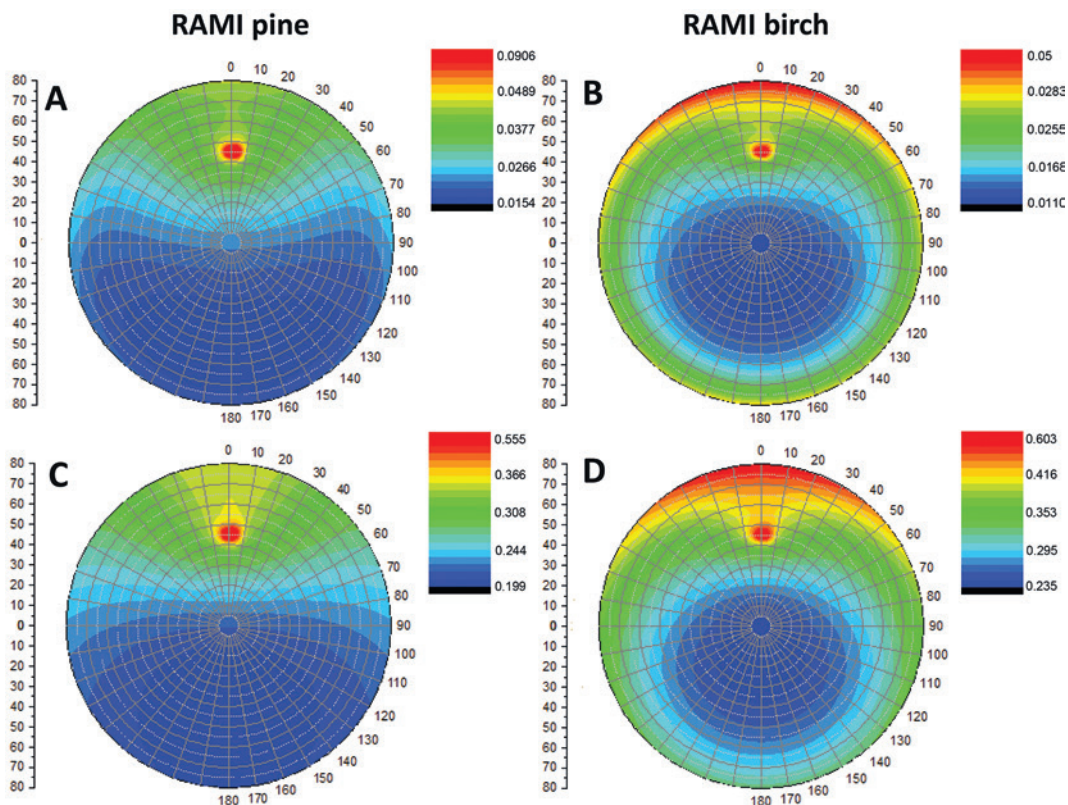
Alustaimestiku heleduskoeffitsiendid mõõdeti kahes küpses RAMI puistus (tabel 1) Järveljal (58,3°N, 27,3°E). Esiteks mõõdeti alustaimestikku 124 aasta vanuses siirdesoometsas, kus domineerib harilik mänd (*Pinus sylvestris* L.). Nimetatud puistu keskmine kõrgus oli 15,6 m ja metsa alustaimestik koosnes peamiselt turbasambla (*Sphagnum*) perekonda kuuluvatest samblaliikidest ja sookailust (*Ledum palustre* L.). Teiseks testalaks oli 49aastane naadi kasvukohatüübis kasvav arukase (*Betula pendula* Roth) enamusega lehtpuupuistu, mille ülemise puurinde keskmine kõrgus oli 25,0 m, alustaimestikus esinesid ~2 m kõrgused harilikud sarapuud (*Corylus avellana* L.) ja harilikud pärnad (*Tilia cordata* Mill.) ning mitmesugused rohttaimeliigid. Täpsema ülevaate neist puistutest leiate Kuusk et al. (2009, 2013) töödest.

Tabel 1. Puistu parameetrid.

| Takseertunnus | Kaasik | Männik |
|---|--------|--------|
| Puistu tihedus (puid/ha) | 992 | 1122 |
| Keskmine puu kõrgus (m) | 25,0 | 15,6 |
| Keskmine võra alguskõrgus (m) | 9,2 | 4,2 |
| Võra projektsiooni keskmine raadius (m) | 1,87 | 1,50 |
| Võrade liitus | 0,80 | 0,74 |
| Lehepinnaindeks | 3,14 | 2,55 |

Peegeldusteguri (BRF – *bidirectional reflectance factor*) nurkjaotust kahe RAMI puistu kohal mõõdeti lendudel vahemikus juuli-august 2008–2011. UAVSpec instrumendi BRF-sensor (Kuusk, 2011) mõõttis peegeldusteguri nurkjaotust lennuteega samasuunaliselt kuni vaatesuuna seniitnurgani (VZA) 70°. Salvestatud BRFi asimuutnurk päikese asimuutnurga suhtes määrati lennusuuna järgi. BRFi profiilid (kokku 29) mõõdeti kahe RAMI puistu kohal punases (660 nm, poollaius 11 nm) või lähisinfrapunases (NIR) (850 nm, poollaius 25 nm) spektri- piirkonnas erinevate vaatesuuna asimuutnurkade korral. Päikese seniitnurkade vahemik oli 37–54°. Kuusk et al. (2014a) töös esitatakse täpsem informatsioon anduri seadistuste ja BRFi profiilide mõõtmise kohta.

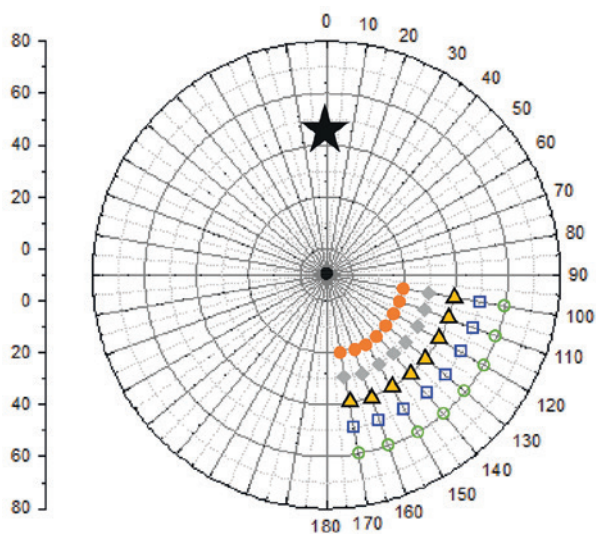
Kopterilt tehtud BRFi mõõtmised keskmistati üle kogu puistu vaatesuundade järgi. Seejärel kasutati metsa peegeldumismudeli FRT (Kuusk et al., 2014b) pöörämist, mille käigus mudeli mõnede sisendparameetrite muutmisel sobitati simuleeritud BRF mõõdetud BRFi



Joonis 1. Kahe RAMI puistu BRF kahel lainepikkusel päikese seniitnurgaga (SZA) = 45°. A ja B – 660 nm; C ja D – 850 nm.

andmetele. Mudeli sobitamisel saadud metsa struktuuri ja optiliste parameetrite hinnangute järgi sai edaspidi arvutada BRFi väärtused mistahes vaatesuuna jaoks (joonis 1). Selleks, et leida kaldus vaatesuundade heleduskoeffitsientide väärtusi erinevate vaatesuunakonfiguratsioonide testimiseks metsa alustaimestiku signaali eristamisel (joonis 2), kasutati Kuusk et al. (2014b) kirjeldatud mudeliparameetreid. Mõõtmistulemuste mudeliga ühildamise üksikasju kirjeldavad Kuusk et al. (2014b).

Alustaimestiku peegeldumisspektreid mõõdeti maa peal 2007. a 22. juulil UAVSpec spektromeetriga mõlemas metsas üheksas proovipunktis pilvitutes tingimustes, kui



Joonis 2. Kõigi testitud kaldus vaatesuundade asetus. Päikese asendit (SZA = 45°; PHI = 0°) märgib must täheke.

Päikese seniitnurk oli $ca\ 45^\circ$. Igas punktis mõõdeti alustaimestiku kiirgusspektrit vertikaalselt allapoole suunatult umbes 1 m kõrguselt, kasutades 8° vaateväljapiirajat. Mõõtmised tehti liikudes ümber proovipunkti mööda 5 m raadiusega ringjoont. Seejärel asendati vaateväljapiiraja ülespoole suunatud koosinushajutajaga ning mõõtmist korrati. Sisendoptika paiknes iseloo-dival alusel. Spektromeeter salvestas lugemeid kaheksa korda sekundis. Konkreetse punkti peegeldusspektri oli nende allavaate ja ülesvaate keskmise väärtuse suhe, mis kalibreeriti peegeldusteguriks Spectraloni peegeldusetaloni abil. Seejärel arvatati üheksas punktis saadud peegeldusteguri järgi keskmine ja standardhälve kummagi puistu jaoks ning neid kasutati käesolevas töös kaugseireandmetest arvatud alustaimestiku peegeldusspektrite valideerimiseks. *In situ* andmed esindavad seega ligikaudselt alustaimestiku heleduskoeffitsientide väärtusi nadiirsuunas (otse ülalt alla vaade) selge taeva ja 45° seniitnurgaga päikese korral.

Satelliidipildi või aerofoto piksli kogu spektraalset peegeldustegurit (R) võib kirjeldada valgustatud ja varjutatud komponentide (lehed, oksad, tüved, muld jne) lineaarse kombinatsioonina (Li ja Strahler, 1985; Chen et al., 2000; Bacour ja Bréon, 2005; Chopping et al., 2008):

$$R = R_T \cdot k_T + R_G \cdot k_G + R_{ZT} \cdot k_{ZT} + R_{ZG} \cdot k_{ZG}, \quad (1)$$

kus R_T , R_G , R_{ZT} ja R_{ZG} on vastavalt valgustatud võrade, valgustatud alustaimestiku, varjus võrade ja varjus alustaimestiku peegeldustegurid ja k_j on nende komponentide osakaalud valitud vaatenurga juures või anduri ühe elemendi vaateväljas antud valgustatuse geomeetria puhul. R_G -d võib pidada alustaimestiku loomulikuks peegeldusteguriks. Lähtudes eeldusest, et alustaimestiku ja ülemise rinde peegeldustegurid erinevad antud valgustatuse geomeetria puhul erinevate vaatenurkade vahel vähe, on võimalik tuletada alustaimestiku peegeldustegur (R_G). Varasemalt on näidatud, et erinevate Päikese tasandist eemal paiknevate objektide peegeldustegurid edasihajutamise suunas on optilises satelliitkaugseires kasutatavate nurkade vahemikus suhteliselt konstantsed (Peltoniemi et al., 2005; Bacour ja Bréon, 2005; Deering et al., 1999). Peegeldustegurit nadiirsuunas (R_n) ja mistahes kaldu suunas (R_a) võib seega väljendada võrranditega (2) ja (3) (Pisek ja Chen, 2009):

$$R_n = R_T \cdot k_{Tn} + R_G \cdot k_{Gn} + R_{ZT} \cdot k_{ZTn} + R_{ZG} \cdot k_{ZGn} \quad (2)$$

$$R_a = R_T \cdot k_{Ta} + R_G \cdot k_{Ga} + R_{ZT} \cdot k_{ZTa} + R_{ZG} \cdot k_{ZGa} \quad (3)$$

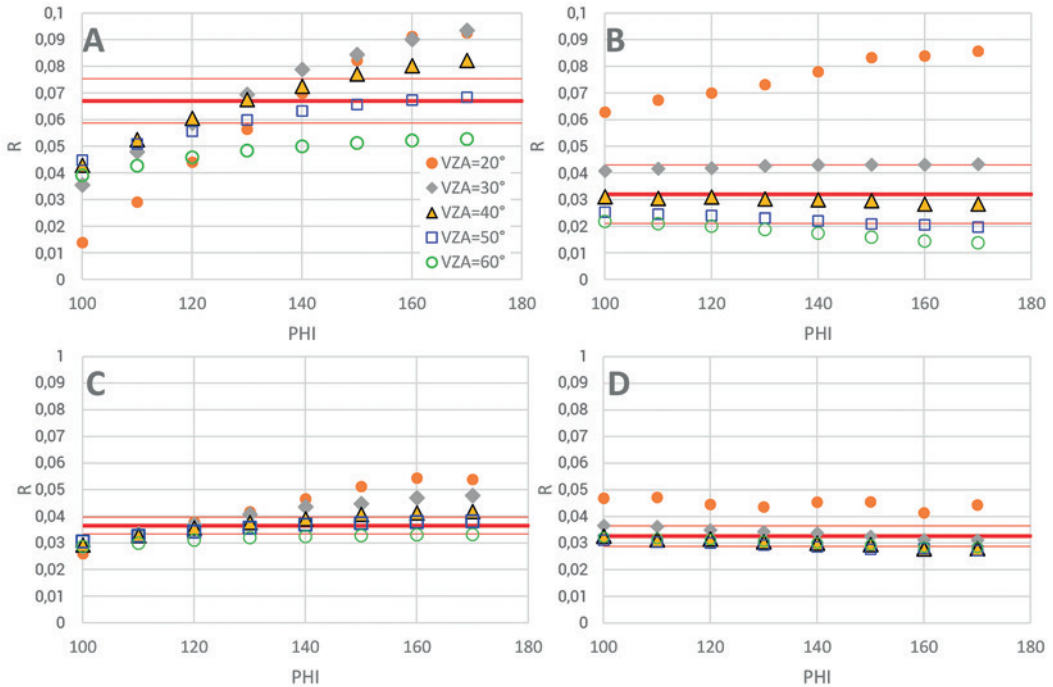
Varjutatud võrade (R_{ZT}) ja alustaimestiku (R_{ZG}) peegeldustegurit võib väljendada dünaamiliselt nende valgustatud osa ja mitmekordse hajumise teguri M funktsioonidena (White et al., 2001, 2002), seega $R_{ZT} = M \cdot R_T$ ja $R_{ZG} = M \cdot R_G$, kus $M = R_z/R$ referentspinna puhul. Tegur M määrati 4-Scale geomeetris-optilise mudeli inversiooni abil (Chen ja Leblanc, 1997) kasutades puistu parameetreid tabelist 1. Kombineerides ja lahendades võrrandid (2) ja (3) ning sisestades nadiirile vastava R_n ja metsa kohalt mõõdetud heleduskoeffitsientidele lähendatud FRT mudeliga edasihajutamise suunas arvatud R_a , on võimalik arvutada alustaimestiku peegeldustegur R_G .

Tulemused ja arutelu

Mõõdetud ja mudelarvutuste abil tuletatud alustaimestiku peegeldusteguri väärtused kaldus vaatesuundade korral kasvavad mööda suhtelist asimuuti (PHI) nii punases (660 nm) kui ka NIR (850 nm) spektripiirkonnas RAMI männiku puhul (joonis 3A,C). Vaadates umbes 60° kaldu, näitavad mõõtmised kõige väiksemat heleduskoeffitsiendi muutust erinevate asimuut-

RAMI pine

RAMI birch



Joonis 3. Valgustatud metsa alustaimestiku arvatud heleduskoeffitsiendid kahes RAMI puistus, kasutades kombinatsioone nadiirsuunast ja kaldus vaatesuunast (PHI). A ja B – 660 nm; C ja D – 850 nm. Punased jooned näitavad alati *in situ* mõõtmistest saadud keskmisi alustaimestiku peegeldustegureid ühe standardhälbe suuruste intervallidega.

tasandite vahel; mõlemas kanalis jäävad väärtused siiski väljapoole ühe standardhälbe piire (joonis 3A,C). Pisek ja Chen (2009) on samuti varem väitnud, et alla 60° ehk rohkem vertikaalsuunas olevad vaatesuunad, mida esmalt kasutasid Canisius ja Chen (2007), on teoreetiliselt paremad, kuna alustaimestiku „nägemise“ tõenäosus on siis suurem. Põhjuseks on see, et rohkem kaldu vaadates on teekond läbi puurinde võrastiku pikem ning võrastiku ja tüvede „nägemise“ tõenäosus seega suurem. Seda järeldust toetavad kaudsest Rautiainen et al. (2008), kes järeldasid, et pigem just suurema kaldega vaatesuunad on sobivaimad ülemise rinde lehepinnaindeksi leidmiseks, kuna alustaimestiku mõju kogu signaalile on sellisel juhul väga väike.

Punases spektrikanalis ilmneb alustaimestiku arvatud peegeldusteguri suurim varieeruvus selliste kaldu tehtud vaatluste puhul, mille asimuut jääb Päikesese tasandi (180°) või sellega ristuva tasandi (90°) lähedusse (joonis 3A). See tähelepanek ühtib Peltoniemi et al. (2005) tulemustega, kes märkasid suurimat peegeldumisfunktsiooni (BRDF – *bidirectional reflectance distribution function*) varieeruvust erinevate alustaimestiku objektide puhul samadel tasanditel. Seega ei ole selliselt orienteeritud tasandid alustaimestiku signaali mõõtmiseks sobivad. NIR-piirkonna jaoks arvatud alustaimestiku peegeldustegur (joonis 3C) varieerub võrreldes punase piirkonnaga vähem. Seda põhjustab BRDFi üleüldiselt lamedam kuju NIR-piirkonnas, kus domineerib mitmekordne hajumine (joonis 1C), mis põhjustab alustaimestiku peegeldusteguri hinnangutes väiksemat varieeruvust. Mõõtmiskonfiguratsioon, kus PHI = 130° ja VZA = 40°, annab kõige sarnasemad tulemused *in situ* alustaimestiku

peegeldusteguri mõõtmistega RAMI männikus. Ka 4-Scale mudeliga arvatud aukude osakaal võrastikus sobib sellise vaatesuuna juures saadud välimõõtmistega hästi (0,318 4-Scale mudelist vs 0,316 digitaalsetelt poolsfäärifotodelt või 0,327 mõõdetuna 37,5° juures LAI-2000-ga; Pisek et al., 2011).

Võrreldes RAMI männikuga on alustaimestiku peegeldusteguri mõõtmised RAMI kaasikus suhtelisele asimuudile (PHI) vähem tundlikud (joonis 3B,D). Seda põhjustab kogu puistu BRFi väärtuste peaaegu kontsentiline muster mööda seniitnurki mõlema spektripiirkonna edasihajutavas suunas (joonis 1B,D). Suurimat muutlikkust täheldati taas kaldu mõõtmistel, kus vaate asimuutnurgad olid Päikese tasandi lähedal (joonis 3B,D). Kaldu vaate seniitnurga valimine näib olevat kaasikus kriitilisema tähtsusega kui männikus. Sellegipoolest annab $PHI = 130^\circ$ ja $VZA = 40^\circ$ konfiguratsioon mõlema puistu puhul üldiselt *in situ* alustaimestiku peegeldusteguri mõõtmistega kõige paremini ühtivad tulemused (joonis 3). See on väga julgustav, eriti kuna BRF muutub kahe puistu puhul edasihajutavas suunas erinevate vaatenurkade juures erinevalt (joonis 1). BRFi suurenemist on kõige rohkem näha vaatesuuna suurimate seniitnurkade juures RAMI kaasiku edasihajutavas suunas (joonis 1B,D). Seda põhjustab võrastiku suur läbilaskvus ja lehtede spekulaarne (paralleelne) peegeldus (Deering et al., 1999). Kaldu mõõtmisteks parimaks osutunud konfiguratsiooni ($VZA = 40^\circ$; $PHI = 130^\circ$) väiksem vaatesuuna seniitnurk lubab sellist mõju tõhusalt vältida.

Viimaks tasub märkida, et Päikese seniitnurgaks oli mõlema puistu täis-BRFi modelleerimisel määratud 45° , mis vastab päikese kõrgusele ka helikopterilt tehtud BRFi mõõtmiste ja *in situ* mõõtmiste ajal. Analüüsi tulemusena väljapakutud vaatekonfiguratsioon võib aga erinevate päikese seniitnurkade juures teoreetiliselt pisut muutuda. Samas uurisid Pisek et al. (2012) metsa alustaimestiku peegeldustegurit ja sesoonset muutlikkust satelliidil Terra oleva MODISi sensori mõõtmistest arvatud BRDFi abil (Schaaf et al., 2002), kasutades käesolevale analüüsile sarnast konstantset kaldus vaatesuuna konfiguratsiooni ($VZA = 40^\circ$; $PHI = 140^\circ$), kuid päikese seniitnurk muutus aastaajast tulenevalt, et arvestada päikese asendit kell 10.00 kohaliku aja järgi. Kaugseiretulemid klappisid *in situ* mõõdetud erinevat tüüpi boreaalsete puistute alustaimestiku peegeldustegurite sesoonsete käikudega vastavates fenoloogilistes faasides. See annab lootust, et käesolevas töös leitud vaatekonfiguratsioon võib olla võrdlemisi vähe sõltuv ka Päikese seniitnurgast.

Järeldused

Kasutades uut kõrge nurklahutusega metsa peegeldusteguri andmekomplekti koos alustaimestiku peegeldusteguri *in situ* mõõtmistega, leidsime sobivaima vaatesuuna konfiguratsiooni ($VZA(1) = 0^\circ$ ja $VZA(2) = 40^\circ$; $PHI = 130^\circ$) metsa kohal tehtud spektraalsetest kiirgusmõõtmistest metsa alustaimestiku peegeldusteguri tuletamiseks. See on hädavajalik informatsioon kõigis käimasolevates ja tulevastes projektides alustaimestiku kohta info saamiseks optilises spektripiirkonnas tehtava kaugseire abil (nt Jiao et al., 2014), puurinde biofüüsikaliste omaduste täpsemaks kirjeldamiseks ning metsade kiirguslevi mudelite arendamiseks üleüldiselt.

Tänuavaldused

Jan Pisekit toetas Eesti Teadusagentuuri grant PUT232 'EST-SEEDS'. Uurimistööd toetas Euroopa Regionaalarengu Fondi keskkonnakaitse ja -tehnoloogia teadus- ja arendustegevuse (KESTA) projekt BioAtmos (3.2.0802.11-0043).

Viidatud kirjandus

- Bacour, C., Bréon, F. M. (2005). Variability of biome reflectance directional signatures as seen by POLDER. *Remote Sensing of Environment*, 98, 80–95.
- Canisius, F., Chen, J. (2007). Retrieving forest background reflectance in a boreal region from Multi-angle Imaging SpectroRadiometer (MISR) data. *Remote Sensing of Environment*, 107, 312–321.
- Chen, J. M., Leblanc, S. G. (1997). A four-scale bidirectional reflectance model based on canopy architecture. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 35, 1316–1337.
- Chen, J. M., Li, X., Nilson, T., Strahler, A. (2000). Recent advances in geometrical optical modeling and its applications. *Remote Sensing Reviews*, 18, 227–262.
- Chen, J. M., Leblanc, S. G. (2001). Multiple-scattering scheme useful for hyperspectral geometrical optical modelling. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39, 1061–1071.
- Chopping, M., Moisen, G. G., Su, L. H., Laliberte, A., Rango, A., Martonchik, J. V., et al. (2008). Large area mapping of southwestern crown cover, canopy height, and biomass using the NASA Multiangle Imaging Spectro-Radiometer. *Remote Sensing of Environment*, 112, 2051–2063.
- Deering, D. W., Eck, T. F., Banerjee, B. (1999). Characterization of the reflectance anisotropy of three boreal forest canopies in spring–summer. *Remote Sensing of Environment*, 67, 205–229.
- Eriksson, H., Eklundh, L., Kuusk, A., Nilson, T. (2006). Impact of understory vegetation on forest canopy reflectance and remotely sensed LAI estimates. *Remote Sensing of Environment*, 103, 408–418.
- Jiao, T., Liu, R., Liu, Y., Pisek, J., J.M. Chen, J.M. (2014). Mapping global seasonal forest background reflectivity with Multi-angle Imaging Spectroradiometer data, *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 119, doi:10.1002/2013JG002493.
- Kobayashi, H., Suzuki, R., Kobayashi, S. (2007). Reflectance seasonality and its relation to the canopy leaf area index in an eastern Siberian larch forest: Multi-satellite data and radiative transfer analyses. *Remote Sensing of Environment*, 106, 238–252.
- Kuusk, J. (2011). Measurement of Forest Reflectance. Top-of-Canopy Spectral Reflectance of Forests for Developing Vegetation Radiative Transfer Models. Lambert Academic Publishing, Saarbrücken, Germany.
- Kuusk, A., Kuusk, J., Lang, M. (2009). A dataset for the validation of reflectance models. *Remote Sensing of Environment*, 113, 889–892.
- Kuusk, A., Lang, M., Kuusk, J. (2013). Database of optical and structural data for the validation of forest radiative transfer models. In: Kokhanovsky, A.A. (Ed.), *Radiative Transfer and Optical Properties of Atmosphere and Underlying Surface*. Light Scattering Reviews 7. Springer, Berlin, Germany, pp. 109–148.
- Kuusk, A., Kuusk, J., Lang, M. (2014a). Measured spectral bidirectional reflection properties of three mature hemiboreal forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 185, 14–19.
- Kuusk, A., Kuusk, J., Lang, M. (2014b). Modeling of directional forest reflectance. *Remote Sensing of Environment*, 149, 196–204.
- Li, X., Strahler, A. (1985). Geometric-Optical modelling of a conifer forest canopy. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 23, 207–221.
- Miller, J., White, P., Chen, J., Peddle, D., McDemid, G., Fournier, R., et al. (1997). Seasonal change in the understory reflectance of boreal forests and influence on canopy vegetation indices. *Journal of Geophysical Research*, 102, 29475–29482.
- Peltoniemi, J., Kaasalainen, S., Näränen, J., Rautiainen, M., Stenberg, P., Smolander, H., et al. (2005). BRDF measurement of understory vegetation in pine forests: Dwarf shrubs, lichen and moss. *Remote Sensing of Environment*, 94, 343–354.
- Pisek, J., Chen, J. M. (2009). Mapping forest background reflectivity over North America with Multi-angle Imaging SpectroRadiometer (MISR) data. *Remote Sensing of Environment*, 113, 2412–2423.
- Pisek, J., Chen, J. M., Miller, J. R., Freemantle, J. R., Peltoniemi, J. I., Simic, A. (2010). Mapping forest background reflectance in a boreal region using multi-angle Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI) data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 48, 499–510.

- Pisek, J., Lang, M., Nilson, T., Korhonen, L., Karu, H. (2011). Comparison of methods for measuring gap size distribution and canopy nonrandomness at Järvelja RAMI (Radiation transfer Model Intercomparison) test sites. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151, 365–377.
- Pisek, J., Rautiainen, M., Heiskanen, J., Möttöus, M. (2012). Retrieval of seasonal dynamics of forest understory reflectance in a Northern European boreal forest from MODIS BRDF data. *Remote Sensing of Environment*, 117, 464–468.
- Rautiainen, M., Stenberg, P. (2005). Application of photon recollision probability in coniferous canopy reflectance simulations. *Remote Sensing of Environment*, 96, 98–107.
- Rautiainen, M., Lang, M., Möttöus, M., Kuusk, A., Nilson, T., Kuusk, J., Lükk, T. (2008). Multi-angular reflectance properties of a hemiboreal forest: An analysis using CHRIS PROBA data. *Remote Sensing of Environment*, 112, 2627–2642.
- Rautiainen, M., Möttöus, M., Heiskanen, J., Akujärvi, A., Majasalmi, T., Stenberg, P. (2011). Seasonal reflectance dynamics of common understory types in a northern European boreal forest. *Remote Sensing of Environment*, 115, 3020–3028.
- Rautiainen, M., Heiskanen, J. (2013). Seasonal contribution of understory vegetation to the reflectance of a boreal landscape at different spatial scales. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 10, 923 - 927.
- Schaaf, C. B., Gao, F., Strahler, A. H., Lucht, W., Li, X., Tsang, T., et al. (2002). First operational BRDF albedo, nadir reflectance products from MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 83, 135–148.
- Shibayama, M., Salli, A., Häme, T., Iso-Iivari, L., Heino, S., Alanen, M., et al. (1999). Detecting phenophases of subarctic shrub canopies by using automated reflectance measurements. *Remote Sensing of Environment*, 67, 160–180.
- Suzuki, R., Kobayashi, H., Delbart, N., Asanuma, J., Hiyama, T. (2011). NDVI responses to the forest canopy and floor from spring to summer observed by airborne spectrometer in eastern Siberia. *Remote Sensing of Environment*, 115, 3615–3624.
- White, P. H., Miller, J. R., Chen, J. M. (2001). Four-scale linear model for anisotropic reflectance (FLAIR) for plant canopies — Part I: Model description and partial validation. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 39, 1073–1083.
- White, H. P., Miller, J. R., Chen, J. M. (2002). Four-scale linear model for anisotropic reflectance (FLAIR) for plant canopies — Part II: Validation and inversion with CASI, POLDER, and PARABOLA data at BOREAS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 40, 1038–1046.
- Widlowski, J. L., Taberner, M., Pinty, B., Bruniquel-Pinel, V., Disney, M., Fernandes, R. et al. (2007). Third radiation transfer model intercomparison (RAMI) exercise: Documenting progress in canopy reflectance models. *Journal of Geophysical Research—Atmospheres*, 112(D9), D09111.

Kaugseire praktilistes metsanduslikes rakendustes Eestis

Mait Lang^{1,2}, Tauri Arumäe¹

¹ Eesti Maaülikool, metsandus- ja maaehitusinstituut, Kreutzwaldi 5, Tartu 51014

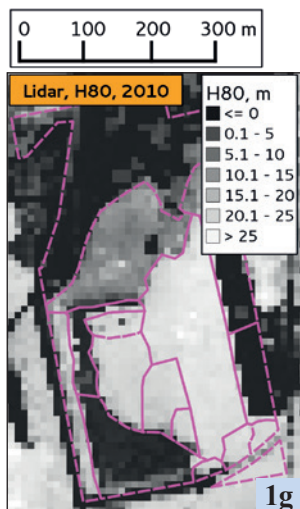
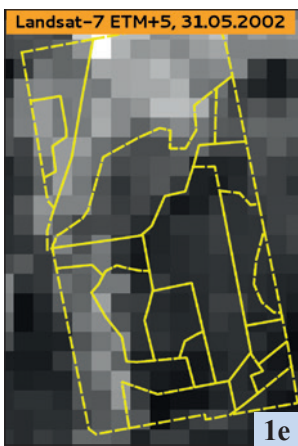
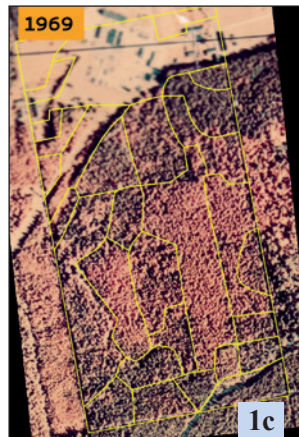
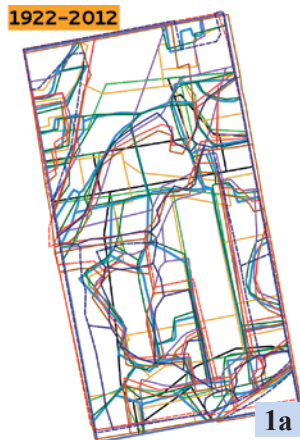
² Tartu Observatoorium, Tõravere, 61602 Tartumaa

Sissejuhatus

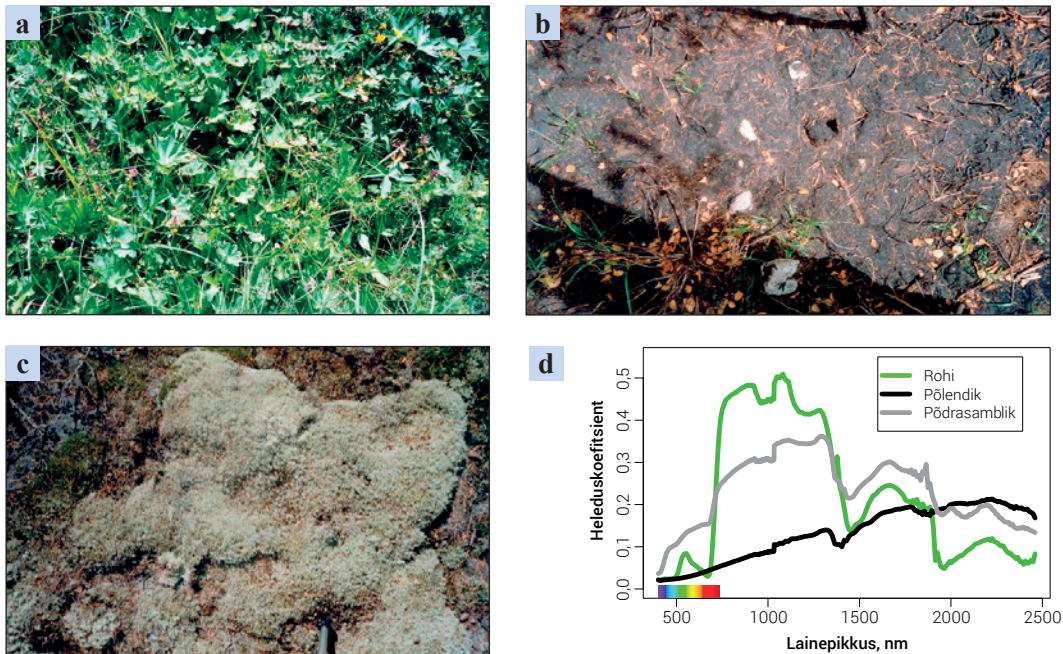
Metsamajandamine on Eestis üks väheseid riiki realselt tulu sissetoovaid tegevusi. Eesti metsad on ka olulised elurikkuse säilitajad ja elukeskkonna mõjutajad ning kujundajad. Nende funktsioonide täitmist saab metsa majandamisega tõhusamaks muuta. Otstarbekad otsused, kuidas metsade majandamisega säilitada ja parandada puistute tootlikkust ja metsaökosüsteemide pakutavaid keskkonnateenuseid, saavad metsakorralduses ja metsapoliitikas põhineda ainult kvaliteetsel takseerandmestikul ja seirel.

Eestis oli aastal 2010 statistilise metsainventuuri (SMI; Adermann, 2010) järgi 2,21 miljonit ha ($\pm 1,3\%$) metsa ja metsas oli 458,4 miljonit m^3 ($\pm 1,5\%$) tüvepuitu; uuendusraieid tehti 26,8 tuhat ha ($\pm 22,1\%$) ja harvendusraieid 14,6 tuhat ha ($\pm 30\%$); tüvepuidu mahu juurdekasv oli 12,18 miljonit $m^3 ha^{-1} a^{-1}$ ($\pm 1,5\%$) (Adermann, 2012). Sellised hinnangud on saadud tuhandete süstemaatiliselt üle Eesti paigutatud seitsme- kuni kümnemeetrise raadiusega proovitükkide andmetel. Neil proovitükkidel mõõdetakse kõik puud, mille rinnasläbimõõt on üle 4 cm, lisaks kännud, ning tulemused üldistatakse kogu Eesti kohta (Adermann, 2012). Alates 1958. aastast on meil üldiselt metsa pidevalt juurde tulnud (ARM, 2013). Siiski saab proovitükkidele tuginev hinnang pakkuda vaid hädavaevu maakonna tasemel keskmise metsa kirjelduse. Kuigi sellised hinnangud on olulised riiklikul tasemel üldise objektiivse ülevaate saamiseks, vajab metsamajandaja igapäevatoos hoopis mingi konkreetse metsaosaga vanust, kõrgust, liigilist koosseisu, tüvepuidu mahtu, puistu tihedust, kahjustusi, kasvukohatüüpi ja paiknemist teede ning teiste puistute suhtes. Sellised andmed saadakse metsade laustakseerimise abil, kui taksaator piiritleb looduses eri metsaosad ja koostab nende kirjeldused, mille põhjal metsakorraldus kavandab metsade majandamist.

Metsad muutuvad pidevalt: puistud tekivad, kasvavad, vananevad, neid uuendatakse. Metsas on ka püsivaid objekte, nagu näiteks kraavid ja kvartalisihid. Vanadelt paberkaartidelt digiteeritud puistupiire kvartalinurkade järgi ülestikku asetades selgub (joonis 1a), et iga metsakorralduse käigus koostatud ja parandada püütud kaart (arvatavasti ka takseerandmestik) sisaldab taksaatori tõlgendust hetkeseisust ja kindlasti mitmesuguseid vigu, nagu leidis ka Vaus (1999). Alates 1960. aastate algusest on Eesti metsakorralduse praktikas kasutusel aerofotod (joonis 1b, 1c, 1d), et koostada enne välitõid esmane puistupiiride kaart ja kirjeldused. Need fotod või nüüdsel ajal pildid sisaldavad inimsilmale nähtamatut lähiiinfrapunakiirgust (NIR), mis võimaldab hästi eristada rohelist taimkatet ja mulda (joonis 2) ning ka okas- ja lehtpuupuistuid (joonis 1b, 1c, 1d). Erinevalt Skandinaaviast või USAst (McRoberts et al., 2010) pole Eesti metsakorralduses aerofotode kõrval eriti kasutust leidnud keskmise ruumilise lahutusega (10–30 m) kosmosepildid. Teisalt on juba alates 2008. aastast Eestis tehtud maapinna mõõdistamisi lennukilt lidariga (www.maaamet.ee) ja laserimpulsi peegeldusandmestik on osutunud mõningate metsa takseertunnuste hindamisel üsna informatiivseks (Lang et al., 2012).



Joonis 1. Metsakvartal JS237 Järveljal läbi aegade (a) ja erinevate sensoritega kogutud andmete põhjal tehtud piltidena (b–f). Metsakorralduse käigus on plašettidele kantud puistupiire mõjutanud alusmaterjal (aerofotod), taksaatori tõlgendus, joonestusvead ja tegelikud muutused metsas. Pabermaterjalidelt piiride digiteerimisel sobitati andmed kvartalnurkade järgi. Aastast 1961 on olemas NIR + nähtava spektripiirkonna mustvalge foto (b), 1969. aastal tehti metsakorralduse jaoks juba (vale)värvilisi aerofotosid (c, d), mis olid tundlikud inimsilmale nähtavale valgusele ja ka nähtamatule NIR-spektriosale, milles eristuvad hästi okaspuistud lehtpuistutest. 2002. aastast on esitatud väljalõige 30 m ruumilise lahutusega Landsat ETM+ ülesvõtte SWIR-kanalist (e), millele võrdluseks on toodud satelliidisensori Terra MODIS ülesvõtte NIR-kanali kujutis (f) (250 m piksel). Ka aerolidari punktiparve info saab esitada rasterpildina ja nii koostatud metsade kõrguse kaart (g) sobib kasutamiseks tavapäraste GISi ruumianalüüsi vahenditega.



Joonis 2. Taimkattelt (a, c) või mistahes pinnalt (a, b, c) peegeldunud signaali saab mõõta ning esitada spektraalse heleduskoeffitsiendina (d). Heleduskoeffitsientide erinevused mingitel lainepikkustel võimaldavad objekte eristada ja annavad infot objektide omaduste kohta. Tavaliselt on kaameratel ja skanneritel neli kuni kuus kanalit ehk lainepikkuste vahemikku, milles kiirgust mõõdetakse. Siin esitatud spektrid (d) on mõõdetud spektromeetriga GER-2600, millel on 529 kanalit. Pildid ja spektrid on võetud Tartu Observatooriumi spektrite andmebaasist (Lang et al., 2002). Rohustult (a) peegeldub spektri nähtavas osas suhteliselt rohkem rohelises piirkonnas, võrreldes sinise ja punase spektriosaga. Inimsilmale nähtamatus NIR-piirkonnas (750–1000 nm) on aga rohi kümme korda heledam kui nähtavas spektripiirkonnas. Põdrasambliku (c) hallika värvuse põhjuseks on nähtavas spektripiirkonnas suhteliselt võrdne peegeldumine kõikidel lainepikkustel.

Takseertunnused, aerofotod, kosmosepildid ja lidarandmed

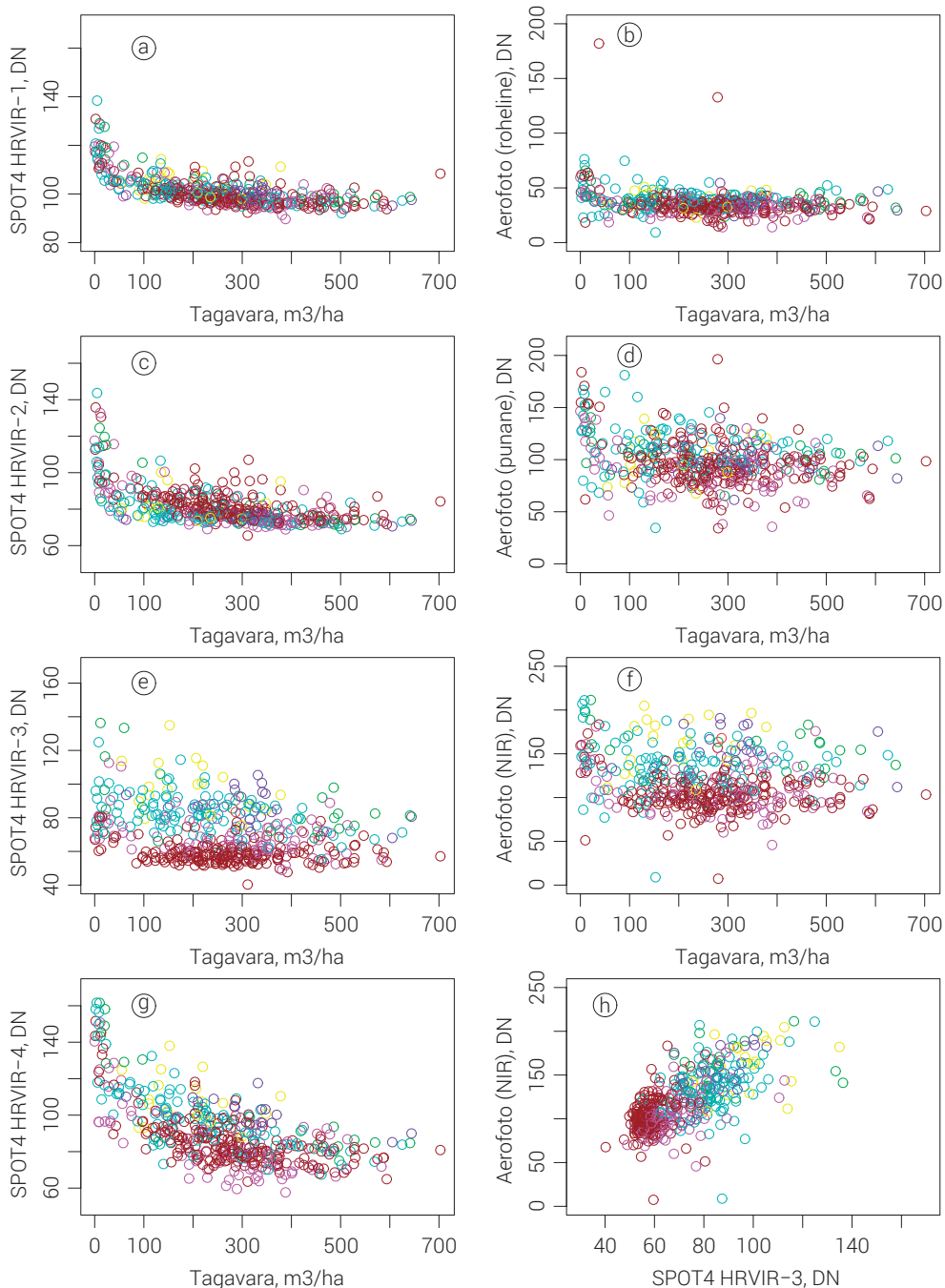
Aerofotode visuaalne tõlgendamine puistute piiritlemiseks on metsakorralduse jaoks andmete kogumise oluline osa. Eestis teeb rutiinselt topoloogiliseks kaardistuseks aerofotosid Maaamet (www.maaamet.ee) ajavahemikus kevadel peale lume sulamist kuni puudel lehestiku väljaarenemiseni. Lehestik takistab maapinnal olevate objektide tuvastamist. Metsakorralduse tarbeks lennatakse aga pigem just alates suve keskelt, sest siis eristuvad puuliigid värvide järgi paremini. Kasutusel on aerokaamera ADS40 (www.maaamet.ee), mis salvestab kujutise spektri sinises, rohelises, punases ja NIR-osas. Spektraalsetest kujutistest tehakse väärvärvipildid (joonis 1d), milles kolme põhivärvi jaoks kasutatakse ka NIR-ülesvõtet, mis võimaldab rohelise taimkatte ja mulla eristamist (joonis 2d). Aerofotode visuaalse tõlgendamise puuduseks on suur töömahukus (Spurr, 1948; Krigul, 1972) ja seetõttu otsitakse võimalusi mitmesuguste pilditöötlusvõtete ja -algoritmide abil takseertunnuste hindamiseks digitaalselt spektraalsetelt rasterpildidelt.

Mistahes tunnuse hindamiseks fotodelt või kosmosepildidelt on vajalik selle seos pildile jäädvustuva kujutisega või pildina salvestatava signaaliga, milleks on tavaliselt objektidelt peegeldunud päikesekiirgus. Puistu olulistest takseertunnustest, nagu vanus, kõrgus, puude

arv, keskmine rinnasdiameeter, rinnaspindala, tüvemaht, täius, rindelisus, boniteet, juurdekasv ja liigiline koosseis, ei oma kahjuks mitte üksi otsesest seost optilises spektriirikkonnas salvestatud peegeldunud kiirgusega. Kaudselt aga korreleeruvad takseertunnused spektraalse heledusega, sest nad on seotud kiirguslevi otseselt mõjutavate metsa oluliste struktuuritunnustega, nagu lehepinnaindeks, võrastiku katvus, aluspinna peegeldusomadused ja nähtavus ning puuliikide erinev morfoloogia (Nilson, 1994). Nii saab näiteks puistu vanust või tüvemahtu hinnata, kui lähendada vaatlusandmestikul (joonis 3) nende seost kirjeldav mudel. Vaatlusandmestiku võib koostada proovitükkide või metsaeraldiste takseerandmetest, lisades igale takseerkirjele selle proovitüki või puistu piiresse jäävate pikslite keskväärtuse (heleduse) ülesvõtte (kiirgusmõõtmise) mistahes spektraalkanali kujutiselt. Kõige lihtsamal juhul võiks mudeliks olla lineaarseos $y=a+bx$, kus y on ennustatav takseertunnus, x spektraalne heledus ning a ja b vaatluste põhjal hinnatavad parameetrid. Vaadates aga joonisel 3 olevate seoste kuju, on ilmselge, et lineaarne mudel puistu spektraalse heleduse järgi tüvemahu hindamiseks ei sobi ja seetõttu tuleb valida mõni mittelineaarne mudel. Puuliikide erinevate optiliste omaduste tõttu on vaja mudeli koostamisel ja rakendamisel ka puuliike eelnevalt eristada, milleks võib teatud mõõndustega kasutada nii varasemat metsaeraldiste kaarti kui ka satelliidipildi alusel tehtud klassifikatsiooni. Üldiselt on aga selgunud (Lang et al., 2012), et Eesti metsades nende spektraalse heleduse põhjal regressioonmudeliga ennustatud tüvemaht on praktikas ühe puistu tasemel kasutamiseks tavaliselt liiga suure veaga. Visuaalseks tõlgenduseks mõeldud aerofotodelt võetud spektraalse info puhul lisab seostesse hajuvust heleduse suur sõltuvus valgustatuse ja vaatesuuna geomeetriast ja tõik, et praktilistel kaalutlustel tehakse ülesvõtteid mistahes valgustatuse tingimustes, mis võimaldavad toota lihtsalt ja otstarbekohaselt taksaatorile vaatamiseks arusaadava, harjumuspärase ja piisavalt kvaliteetse kujutise. Seetõttu rakendatakse skaneerimisel saadud signaalile kujutise vaadatavuse parandamiseks mitmesuguseid pilditõõtlusvõtteid, mis samas lisavad seostesse müra (vrd joonis 3c, 3d).

Nii filmile salvestatud fotot kui ka digitaalse sensori andmetest tehtud pilti iseloomustavatest karakteristikutest on kõige rohkem tähelepanu pälvinud pildi ruumilahutus ehk piksli suurus maapinnal. Ruumilahutus aga sõltub väga mitmetest teguritest. Filmil ja fotopaberil on ühe pinnaühiku kohta lõplik arv valgustundlikke kristalle. Niisamuti on piiratud multispektraalsete skannerite pikslite arv ribadetektoritel või siis peegli võnkumise kiirus ja signaali registreerimiseks kuluv minimaalne aeg jadaskanneritel. Arvestades ka sisendoptika avanurka ning platvormi lennukõrgust ja -kiirust, selgub, et mida parem on saadud kujutise ruumilahutus maapinnal, seda väiksema ala kohta kujutis saadakse: 40 cm suuruse piksliga aerofoto katab maapinnal paari kilomeetri laiuse riba, 30 m piksliga Landsat-8 OLI skanneringa tehtud ülesvõtte laius on aga 185 km. Seega võiks ideaalsel juhul kogu Eesti katta kahe keskmise ruumilahutusega multispektraalse satelliidiülesvõttega, mida saab pildiarhiivist ka vabalt alla laadida (glovis.usgs.gov). Landsat-8 orbiite arvestades on teoreetiliselt võimalik saada Eestist pilte vähemalt iga 16 päeva järel (landsat.usgs.gov), mida praktikas aga takistab tihti pilvkate. Siiski pakub suur pildiväli, milles on väheste geomeetriliste moonutustega ülesvõtte, hoopis uusi võimalusi andmete masintõõtluseks, kuigi 30 m pikslite (joonis 1e, 1f) puhul puid eristada ei saa.

Eeldades, et sellise pildi iga piksli spektraalne signatuur (joonised 1e, 1f, 2e) on kujunenud sellele pikslile jääva metsa optiliste omaduste ja ruumilise struktuuri mõjul, saab kasutada takseertunnuste hindamiseks niinimetatud õpetatavaid algoritme (Tamm ja Remm, 2009), millest metsanduses on levinud k lähima naabri meetod (kNN) (McRoberts ja Tomppo, 2007). See meetod põhineb sarnasuse otsimisel ja on suhteliselt lihtsa tööpõhimõttega. Protseduuri



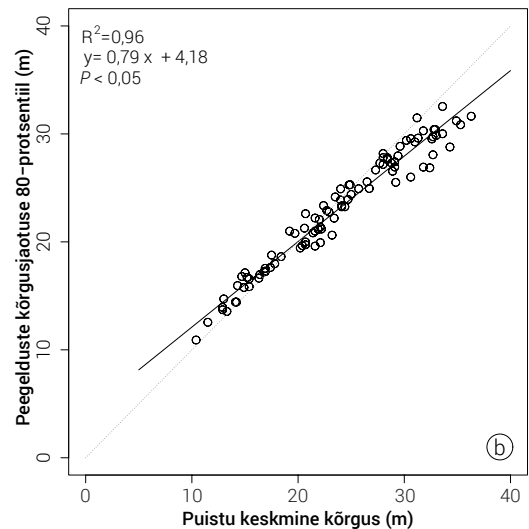
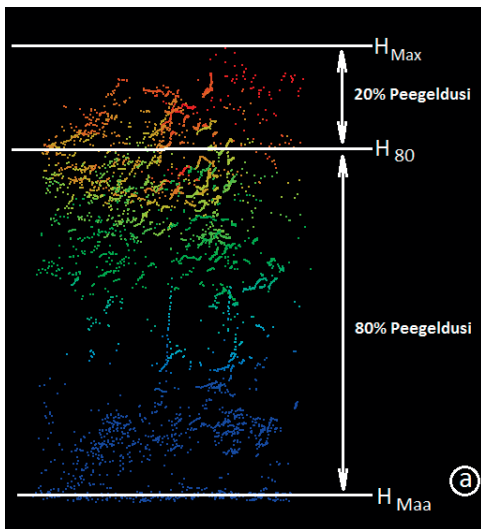
Joonis 3. Metsa tüvepuudu tagavara seosed satelliitskanneri SPOT4 HRVIR spektraalsete heledustega ja digitaalselt aerofotolt värvisignaaliga Aegviidu katseala proovitükkidel (Lang et al., 2012). Punkti värv on vastavalt enamuspuuliigile: sinine – kaasik, lilla – kuusik, pruun – männik, kollane – hall-lepik. Üldiselt heledus kahaneb tüvemahu kasvades, kuid samuti kahaneb ka seose tugevus. NIR-spektriosas (e, f) eristuvad hästi okaspuistud lehtpuistutest. Aerofotode värvisignaal on oluliselt mõjutatud vaate ja valgustatuse suuna omavahelisest erinevusest ja salvestatud signaali „harjumuspäraselt vaadatavaks“ töötlemisest, mis lisab seostesse müra.

sisendiks on näiteks multispektraalne kosmosepilt ja mingite puistute takseerikirjeldused. Näidisandmed võivad pärineda nii proovitükkidelt (statistilise metsainventuuri andmestik) kui ka lausmetsakorralduse andmestikust. Igale näidispuistule arvutatakse pildilt spektraalne signatuur. Seejärel hakatakse pilti pikselhaaval töötleva ning igale pikslile omistatakse spektraalse signatuuri järgi kõige sarnasema puistu takseerikirjeldus. Sarnasust mõõdetakse näiteks eukleidilise kauguse abil, mille lihtsaimaks vormiks on kolmnurga kaatete ja hüpotenuusi pikkuse seose kuju, mis võimaldab arvutada kahe punkti vahelise kauguse. kNN-meetodis omistatakse töödeldavale pikslile tavaliselt k kõige sarnasema näidismetsa keskmistatud takseerikirjeldus, et hinnangud oleks stabiilsemad. Keskmistamisel kasutatakse kaaluna eelnevalt sarnasuse hindamisel arvutatud kauguse pöördväärtust. Sarnasuse poolest lähimate naabrite arvuks võetakse tavaliselt $2 < k < 5$. Nii saab ennustada mistahes takseertunnuse kogu alale, mida pilt katab. Metsaregistri andmete ja Landsat TMi piltidel põhineva kNN-i rakendusliku näite Viljandimaa kohta on avaldanud Lang jt (2011).

Korduvalt sama ala kohta tehtud ülesvõtetel jäädvustuvad kujutised, mille omavahelel võrdlemisel saab leida piltidel olevad muutused. Muutuste tuvastamiseks võib võrrelda kaht ülesvõtet visuaalselt, kuid digitaalsetelt kujutistelt on võimalik leida erinevused lihtsa lahutamistehte abil. Satelliidipildi või ka aerofoto piksli spektraalset signatuuri mõjutavad valgustatuse ja vaatesuuna geometria, atmosfääri läbipaistvus, skanneri tundlikkuse muutus ja pikslile jäävate objektide optilised omadused. Lahutamise abil kahe erineva ajahetke kujutise võrdlemisel tekib saadud erinevusse piksli tasemel lisaks tegelikule muutusele ka juhuslik müra, sest on samahästi kui võimatu sobitada kahe erineva ajahetke kujutisi nende sisust lähtuvalt kaardil kokku täpsemalt kui pool pikslit. Seega pole võimalik usaldusväärselt eristada selliseid metsas toimuvaid muutusi, mille mõju spektraalsele heledusele kahe ajahetke võrdluses on väike. Näiteks metsa harvendamine vähesel määral ei mõjuta niipalju tema spektraalset heledust, et muutust keskmise ruumilise lahutusega satelliidipiltidelt hinnata saaks. Põhjuseks on siin nii eelnimetatud piltide kokkusobitamise probleem, aastatevahelised kasvutingimuste erinevused kui ka näiteks see, et ülarinde harvendamisel hakkab rohkem paistma varjutatud maapinda ja puistu alumisi rindeid, mis tekitab kompensatsiooniefekti. Usaldusväärselt hakkavad kahe pildi võrdlemisel eristuma need harvendused, kus raiutakse välja üle 30% rinnaspindalast (Uiga et al., 2003). Peale raiet reageerib alustaimestik ja järele jäänud osa puistust üsna kiirelt vähenenud konkurentsist tulenevatele paranenud kasvutingimustele ja nelja kuni viie aastaga hakkab puistu spektraalne signatuur sarnanema endisega (Olsson, 1994). Metsade majandamise hea tava järgimise seirel aga pakuvad tegelikult huvi just need kohad, kus minnakse metsa harvendamisel vastuollu kehtivate seadusandlike kokkulepetega. Nii näitasid Lang jt (2006) kosmosepiltidelt tehtud raiete kaarte ning Keskkonnainspektsiooni kogutud välimõõtmisi analüüsid, et toona esitatud väide, nagu oleks pool Eesti metsades raiutavast puidust ebaseaduslik (FERN, 2002), oli lihtsalt asjatundmatu. Praegu jätkub metsade kaardistamine keskmise ruumilahutusega kosmosepiltidelt Eesti riikliku keskkonnaseire programmi raames Tartu Observatooriumis (Peterson et al., 2008; Peterson et al., 2014). Lisaks kosmosepiltidele pakub uusi võimalusi metsade kaardistamisel aerolidari andmestik, milles laserimpulsi peegelduskohti kirjeldava kolmemõõtmelise punktisarve põhjal saab arvutada puittaimestiku kõrguse ning katvuse, mis mõlemad on metsa definitsioonis määravad tunnused (Lang, 2013).

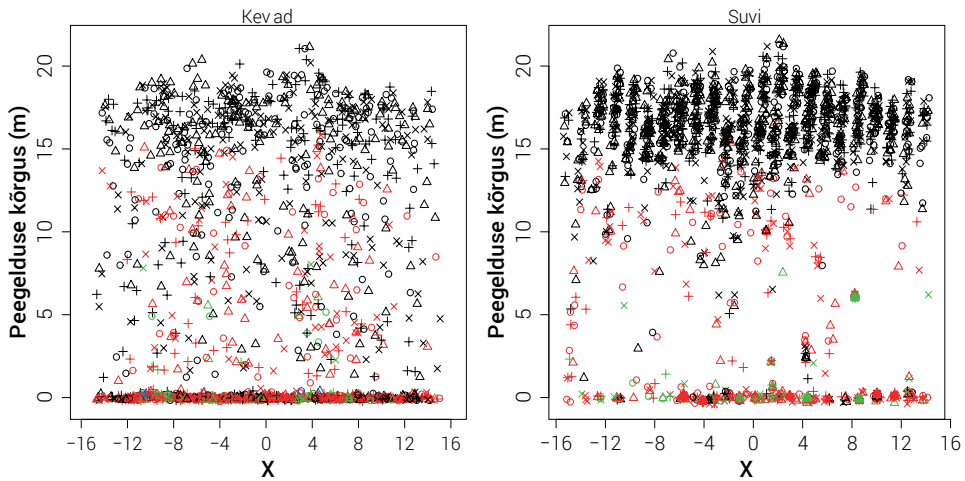
Metsa kõrguse hindamiseks aerolidari mõõtmiste põhjal on olemas erinevaid mudeleid (Nassæt, 1997; Popescu et al., 2002), mis on välja töötatud vastavalt konkreetsele metsatüübile. Laserimpulsi peegelduste järgi hinnatava puistu takseeritud kõrguse seoseid mõjutavad

mitmed tegurid: metsa läbipaistvus, liigiline koosseis, skanneri seadistus ja muidugi ka skaaneerimise tihedus, millest sõltub tekkivate peegelduste arv pinnauhiku kohta. Laserskannerid on suutelised ühe väljasaadetud impulsi kohta registreerima mitmeid peegeldusi ja nende täpne tekkimismehhanism on paljuski seotud lendamise kõrguse ja skanneri seadistustega (Korpela et al., 2013). Üldiselt tekivad peegeldused võrastiku ülemiselt pinnalt, võrastikust seest ja maapinna lähedalt, puulatvadelt leiab laserimpulsi peegeldusi väga harva. Eestis tegeleb laserskaneerimisega Maa-amet, kes juba aastast 2008 kasutab rutiinlendudel lisaks aerokaamerale laserskannerit ALS50-II, mille abil kogutakse kõrgusinfot (Maa-ameti portaal www.maaamet.ee). Eestis on laserandmetest metsa kõrguse ennustamiseks osutunud kõige edukamaks protsentiilmeetod, kus kasutatakse kolmemõõtmelise peegelduste parve kõrgusjaotuse 80-protsentiili (joonis 4a), mida saab lineaarse mudeli abil kõrguseks teisendada (Lang et al., 2012). Meetodi sobivust kinnitab ka joonisel 4b esitatud regressioonigraafik, kus peegelduste kõrgusjaotuse 80-protsentiili (H_{80}) ja metsa kõrguse seose determinatsiooni-kordajaks saadi 0,96.



Joonis 4. Väljalõige lidarmõõtmiste andmestikust (a). Peegelduste parvele, kuhu jäävad mõned suured puud, on märgitud peegelduste kõrgusjaotuse 80-protsentil H_{80} , maksimumkõrgust tähistav H_{Max} ja maapinna kõrgust tähistav H_{Maa} . Parempoolne joonis (b) kirjeldab Eesti Maaülikooli rajatud kasvukäiguproovitükkidel Laeva ja Kursi naadikaasikutes puistute kõrguse ja aerolidari andmetest tuletatud H_{80} seost.

Peegelduste tekkimisel on oluline roll võrastiku läbipaistvusel, mis muutub vegetatsiooni-perioodi käigus eriti lehtpuistutes. Lehtede mõju peegelduste tekkimisele on lihtne tuvastada nii kevadistelt kui suvistelt skaneerimistelt lehtpuu enamusega puistutes. Joonisel 5 näeme proovitüki 562 peegelduste asukohti esindavat punktiparve kevadiste ja suviste mõõtmiste tulemustest. Tegemist on naadikaasikuga, mille kõrgus on 18 meetrit ja vanus on 40 aastat. Joonisel 5 on selgelt kujutatud, kuidas kevadel tekivad peegeldused pigem maapinna lähedalt, suvel aga peamiselt esimese rinde võrastikust. Peegelduste jaotuse kuju muutumine kasvuperioodi jooksul võiks olla heaks lähtepunktiks okas- ja lehtpuumetsade eristamisele. Kevadisel andmestikul on lisaks näha ka peegelduste ühtlast jaotumist kogu puistu kõrguse ulatuses, mis edaspidi võiks anda meile vajalikku informatsiooni teise rinde olemasolust. Kui võtame kõrvale keva-



Joonis 5. Kevadise ja suvise lidarmõõtmise võrdlus naadikaasikus kasvukäiguproovitükkide võrgustiku (Hordo et al., 2006) püsiproovitükil number 562. Suvil tekivad peegeldused tihedama lehestiku tõttu kõrgemal ja kõrgusandmete punktigrupp iseloomustab elusvõraste pikkust puistu ülemises osas. Sümbolitega on esitatud impulssid tekkinud erinevaid järjestikuseid tagasipeegeldusi. Kevadel sattus proovitükile 837 impulssi, millest tekkinud peegeldustest 52% jäi maapinnast kõrgemale kui 1,5 m, suvel olid need näitajad 1459 ja 78%.

disel ajal selles metsas tehtud foto (joonis 6), näeme, et proovitükil 562 (Hordo et al., 2006) on tihedam mets, mis avaldab veidi rohkem mõju just kevadisele lidarmõõtmisele.

Suviste lidarmõõtmiste andmestikult on võimalik hinnata ka puistu elusvõrastiku alguskõrgust ja võrastiku ulatust (Arumäe ja Lang, 2013). Elusvõrastiku pikkusest omakorda saame vajalikku infot puistu elujõulisuse, biomassi ja näiteks ka harvendusraie vajaduse kohta.



Joonis 6. Naadikaasik kasvukäiguproovitükil 562, maikuu aastal 2011. Laserimpulsi peegeldused tekivad ülariinde puude okstelt, alusmetsalt ja lisaks ka päris maapinna lähedalt. Suvil on puistu võrastik lehtede tõttu tihedam ning alusmetsani ja maapinnani jõuab oluliselt vähem laserimpulsse (vt joonis 5) (Foto: R. Mitt).

Kokkuvõte ja edasivaade

Hoolimata tänapäevase kaugseire mitmesugustest võimalustest saada metsade takseerikirjeldusi nii tabelitena kui ka kaartidena, ei tähenda see, et vajadus metsataksaatorite järele kaob. Pigem vastupidi: kuigi kosmosepilte või 3D-punktigrupi saab lihtsasti teisendada metsade takseerikirjeldusteks, siis on alati vajalik protseduuri sisendis kasutada kvaliteetseid metsa struktuuriandmeid mudelite koostamiseks või algoritmide õpetamiseks. Oskuslik kaugseire

ja ruumianalüüsi kasutamine lubaks metsataksaatoril ja -korraldajal välitööde aega panustada rohkem neile puistutele, kus majandamisvõtete planeerimine on kriitilisema tähtsusega.

Üheks olulisemaks edaspidiseks praktiliseks uurimisteemaks kaugseires tuleb aga pidada Eesti metsade tootlikkuse ehk biomassi juurdekasvu ja süsiniku sidumise võimekuse hindamist fotosünteesilisel aktiivse neeldunud kiirguse järgi, mida saab mõõta kosmosepiltidelt. Eestis on selle probleemiga veidi ka tegeletud (Nilson et al., 2012), kuid praktiliste rakendusteni pole veel jõutud. Kindlasti jätkuvad tööd aerolidari andmete kasutamiseks metsa takseertunnuste hindamise meetodite arendamisel. Lisades siia keskmise ruumilise lahutusega vabavaralised multispektraalsed kosmosepildid, saame Eesti metsadest kaugseire abil parema ülevaate nii ajas, ruumis kui ka pildis.

Viidatud kirjandus

- Adermann, V. 2010. Development of Estonian National Forest Inventory. E. Tomppo, T. Gschwantner, M. Lawrence, R.E McRoberts (toim.). National Forest Inventories (171–184). Springer.
- Adermann, V. 2012. Eesti metsad 2010. Keskkonnateabe Keskus. Tallinn.
- ARM. 2013. Aastaraamat Mets 2011. Keskkonnateabe keskus. Tartu.
- FERN. 2002. Illegal logging, and the global trade in illegally sourced timber; a crime against forests and peoples April 2002. www.fern.org [10.08.2014].
- Hordo, M., Kiviste, A., Sims, A. 2006. The network of permanent sample plots for forest growth in Estonia. In: Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten: DVFFA - Sektion Ertragskunde, Staufen, 29. - 31. May 2006. (Ed.) J. Nagel. Germany:, 115 - 121.
- Korpela, I., Hovi, A., Korhonen, L. 2013. Backscattering of individual LiDAR pulses from forest canopies explained by photogrammetrically derived vegetation structure. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 83, 81-93.
- Krigul, T. 1972. Aerofotomõõdistamise metoodiline juhend metsamajanduse üliõpilastele. Eesti Põllumajanduse Akadeemia. Tartu.
- Lang, M., Kuusk, A., Nilson, T., Lükk, T., Pehk, M., Alm, G. 2002. Reflectance spectra of ground vegetation in sub-boreal forests. <http://www.aai.ee/bgf/ger2600/index.html> [05.08.2014].
- Lang, M., Jürjo, M., Adermann, V., Korjus, H. 2006. Integrated approach for quantitative assessment of illegal forest fellings in Estonia. Baltic Forestry, 12(1), 103 - 109.
- Lang, M., Kardakov, A., Lükk T., Arumäe, T., Korjus, H. 2011. Metsanduslik andmehõive ajas, ruumis ja pildis. Eesti Mets, 4, 6 - 12.
- Lang, M., Arumäe, T., Anniste, J. 2012. Lennukilidari ja spektraalse kaugseireandmestiku kasutamine metsa peamiste takseertunnuste hindamiseks Aegviidu katsealal. Metsanduslikud uurimused = Forestry studies, 56, 27 - 41.
- Lang, M. 2013. A simple method for mapping woody plant cover in agricultural fields using airborne lidar. Metsanduslikud uurimused = Forestry studies, 58, 5 - 11.
- McRoberts, R. E., Tomppo, E. O. 2007. Remote sensing support for national forest inventories. Remote Sensing of Environment, 110(4), 412-419.
- McRoberts, R. E., Tomppo, E. O., Næsset, E. 2010. Advances and emerging issues in national forest inventories. Scandinavian Journal of Forest Research, 25 (4), 368-381.
- Olsson, H. 1994. Changes in satellite-measured reflectances caused by thinning cuttings in Boreal forest. Remote Sensing of Environment, 50(3), 221-230.
- Peterson, U., Liira, J., Püssa, K. 2008. Metsaga alade ning lageraiete ja nendega sarnaste häiringute kaugseire. K.Väljataga, K. Kauver (toim). Kaugseire Eestis (48–68). Tartu Observatoorium ning Keskkonnaministeeriumi info- ja tehnokeskus, Tallinn.

- Peterson, U., Mõistus, M., Lang, M. 2014. Eesti riikliku keskkonnaseire allprogrammi „Eesti maastike kaugseire“ 2013. a. aastaaruanne. Tartu Observatoorium. Tõravere.
- Popescu, S.C., Wynne, R.H., Nelson, R.F. 2002. Estimating plot-level tree heights with lidar: local filtering with a canopy-height based variable window size. *Computers and Electronics in Agriculture*, 37, 71-95.
- Nassæt, E. 1997. Determination of mean tree height of forest stands using airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 52, 49-56.
- Nilson, T. 1994. Metsade kaugseire alused. Eesti Põllumajandusülikooli Metsakorralduse Instituut. Tartu.
- Nilson, T., Rennel, M., Luhamaa, A., Hordo, M., Olesk, A., Lang, M.. 2012. MERIS GPP/NPP product for Estonia: I. Algorithm and preliminary results of simulation. *Metsanduslikud uurimused = Forestry studies*, 56, 56 - 78.
- Spurr, H. S. 1948. *Aerial photographs in forestry*. The Ronald Press Company. New York.
- Tamm, T., Remm, K. 2009. Estimating the parameters of forest inventory using machine learning and the reduction of remote sensing features. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 11, 290–297.
- Uiga, R., Lang, M., Lükk, T., Anniste, J. 2003. Raiete kaardistamine kosmosepiltidelt. *EPMÜ Metsandusteaduskonna toimetised*, 36, 142-161.
- Vaus, M. 1999. Järvselja metsa korraldamisest. *EPMÜ metsandusteaduskonna toimetised*, 32, 50-75.

Summary

Application of remote sensing in practical forest inventory

Remote sensing has been used in Estonian forest inventory since the 1960s when the first panchromatic infrared aerial photos were acquired. Medium spatial resolution multispectral satellite images have not yet found their niche in Estonian practical forestry due to the availability of better spatial resolution aerial photos. Airborne lidar data based 3D point clouds have been found to be an informative source for canopy cover and forest height structure estimation.

Okkalainelase kahjustuskolle Saaremaal Kihelkonnal Landsat-seeria piltidelt

Tiit Nilson¹, Kaljo Voolma², Urmas Peterson^{1,2}, Mait Lang^{1,2}

¹ Tartu Observatoorium, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

² Eesti Maaülikool, Kreutzwaldi 1, 51014 Tartu

Kokkuvõte

2012.–2013. aasta augustis-septembris avastati okkaliblika ehk okkalainelase (*Lymantria monacha* L.) kahjustused Saaremaal Kihelkonna vallas Tagamõisa poolsaarel Vaigu–Ranaku küla vahelisel alal valdavalt männi-kuuse segapuistutes. 2013. a hinnati kahjustatud ala suuruseks 22,7 ha, kus kõik kuused olid täielikult ja männid osaliselt raagu söödud. Töös uuriti, mil määral on võimalik seda kahjustatud ala leida Landsat-seeria satelliidipiltidelt ning jälgida kahjustuse dünaamikat.

Okkalainelase poolt kahjustatud ala oli kõige paremini leitav, kasutades muutuste analüüsi meetodeid peaaegu pilvevabal pildipaaril Landsat 5 TM 5. juulist 2010 ja Landsat 8 OLI 13. juulist 2013. Kõige selgemini avaldusid muutused Landsat TMi keskmise infrapunase kanalite TM5 ja TM7 heleduskordajates. Kaugseire aspektist on okkalainelase kahjustuse peamiseks ilminguks okkakadu, mille tulemusena tüüpiliselt puistu heledus kasvab spektri nähtavas ja keskmises infrapunases osas ja kahaneb lähedases infrapunases piirkonnas. Kahjustatud ala spektraalne signatuur vastab väga suure okkakaio läbi teinud okasmetsa signatuurile, aga muutused on siiski oluliselt väiksemad, võrreldes lageraiest tingitud muutustega. Järeldusi kinnitavad ka mudelarvutused. Soojuskiirguse kanali pildil (2013) oli kahjustatud piirkonna ja võrdlusala kiirgustemperatuuride erinevus samas suurusjärgus ($\approx 0,3$ °C) kui kiirgustemperatuuri standardhälve sealsetes metsades. Talvistel piltidel oli raskendatud kahjustatud ala eristamine muutumatuna püsinud kontrollalast. Kahjustuse ajalist dünaamikat jälgida ei õnnestunud ja selged kahjustuse ilmingud olid satelliidipiltidel nähtavad alles 2013. a, kui oli tegemist juba peaaegu 100% okkakaoga.

Võtmesõnad: okkalainelane, kaugseire, Landsat

Sissejuhatus

Kaugseirepilte nii aerofotode kui ka satelliidipiltidena on kasutatud metsakahjustuste avastamiseks ja kahjustusalade piiritlemiseks/kaardistamiseks juba aastaid (nt Ciesla, 2000). Uuritud on putukate ja seenhaiguste, aga ka tormide ja metsatulekahjude poolt põhjustatud kahjustusi. Eestis on sellelaadsed kogemused veel kaunis vähesed. Nilson et al. (1993) leidsid lennuki-radiomeetri mõõtmiste tulemusi ja keskmise ruumilise lahutusega Landsat Thematic Mapper'i (TM) pilte analüüsid, et peamiselt juurepessu poolt kahjustatud männikud olid tervetega võrreldes heledamad spektri punases ja keskmises infrapunases osas ja tumedamad lähedases infrapunases osas.

2012.–2013. a augustis-septembris ilmusid Eesti ajakirjanduses teated okkalibrika e okkalainelase (*Lymantria monacha*) kahjustustest Saaremaal Kihelkonna vallas Tagamõisa poolsaarel Vaigu–Rannaküla vahelisel alal (Õunap, 2012; Lember, 2013). Tegemist on potentsiaalselt tõsise metsalaastajaga, kelle viimane puhang Eesti aladel avaldus 150 aastat tagasi. Põhjalikumalt on okkalainelasest ja tema põhjustatud kahjustusest kirjutatud Metsalehes (Õunap, 2012) ja ajakirjas Eesti Mets (Voolma et al., 2014). See okkalainelase kahjustus Kihelkonnal avastati 2012. a juulis. Valdavalt sinilille või kastikuloo kasvukohas kasvavates vanemates (>60 a) männi-kuuse segapuistutes oli söödud vähemalt 90% okastikust ca 9 ha suurusel alal. 2013. a oli kahjustus laienenud juba 22,7 hektarile, kus kõik kuused olid täielikult ja männid osaliselt raagu söödud (Voolma et al., 2014). Soovisime teada, kas see kahjustuskolle on tuvastatav ka satelliidipildidel.

Landsati TM-seeria skannerid (TM, ETM+, OLI) on mitmeteks metsanduslikeks rakendusteks sobiva ruumilise lahutusega (piksli suurus maapinnal 30 m). Et USA geoloogiateenistuse USGS (*United States Geology Survey*) arhiivides on Landsat-seeria satelliidipildid tehtud avalikkusele vabalt kättesaadavaks, on loomulik, et meid huvitava okkalainelase kahjustusala uurimiseks kasutasime eelkõige just neid.

Käesolevas töös püstitasime järgmised peaküsimused:

1. Kas okkalainelase kahjustusala on leitav Landsat-seeria (TM, ETM+, OLI) satelliidipildidelt ja/või teistelt vabalt avalikkusele kättesaadavatelt kõrgema lahutusega satelliidipildidelt või aerofotodelt?
2. Millised skanneri Landsat spektraalkanalid sobivad kõige paremini kahjustatud ala tuvastamiseks?
3. Kas on võimalik satelliidipiltide aegrea vahendusel kirjeldada okkalainelase kahjustuse ajalist dünaamikat?

Materjal ja meetodika

Satelliidipiltide valik

Kogu Saaremaa on enam-vähem tervikuna peal Landsati satelliidipiltide nomenklatuuri WRS-2 (*Worldwide Reference System 2*) kaadris nr 189/19 ja osaliselt kaadris 190/19. Landsat TMi pilvevabu Saaremaa pilte perioodist 2010 kuni 2014 otsiti ja laaditi alla USGSi arhiivist aadressil <http://glovis.usgs.gov>. Okkalainelase kahjustatud ala leidmiseks sobis Landsat-seeria uusimalt esindajalt Landsat 8 (<http://landsat.usgs.gov/>) väga vähese pilvisusega pilt 13. juulist 2013 (kaader 189/19). Teine kvaliteetne enam-vähem pilvevaba pilt eeldatavalt enne okkalainelase kahjustuse avaldumist oli Landsat 5 TM-skanneri pilt 5. juulist 2010 (samuti kaader 189/19). Nimetatud pildipaar sobis hästi muutuste uurimiseks kolmeaastases ajavahe-
mikus 2010–2013. USGSi arhiivis on veel mitmeid Landsati samade kaadrite pilte aastatest 2010–2014, mida ka analüüsiti. Lisaks uuriti, kas meid huvitav okkalainelase kahjustusala on märgata ka Maa-ameti tellimusel pildistatud ortofotodel (xgis.maaamet.ee), kus praegusel hetkel (suvi 2014) on ajalisel viimane ortofoto 23. maist 2012, millel pole märgata olulist kahjustusala. Google Earth kasutab käesoleval ajal Saaremaa kohta (ilmselt satelliidi Pleiades 1) pilti 7. juulist 2013. Sellel enam-vähem loomulikes värvides pildil on uuritav okkalainelase poolt kahjustatud ala täiesti eristatav ümbritsevast tervest metsaalast natuke pruunikama tooni järgi. See Google Earth'i pilt on Landsat TMi piltidega võrreldes parema lahutusega.

Pilditötluse meetodika

Satelliidipiltide töötlemiseks kasutati programmpaketti IDRISI (vers Selva, <http://www.clarklabs.org/>). Pildid teisendati Eesti põhikaardi ristkoordinaatide süsteemi Lambert-Est. Landsat TMi piltidest lõigati edasiseks töötamiseks välja Saaremaa ja Hiiumaad hõlmav ala. Lisaandmetena kasutati metsaregistri Saaremaa ja Hiiumaa andmebaasi (<http://register.metsad.ee/avalik/>) koos vastava eraldiste vektorkaardiga ja metsaga kaetud ala maskimiseks (kinnikatmiseks) Landsat TMi piltidest koostatud metsakaarti.

Ehkki Landsat-seeria skannerite TM, ETM+ ja OLI spektraalsed tundlikkuspiirkonnad ei lange päris täpselt kokku, vaatleme alljärgnevas sarnaseid spektraalkanaleid siiski samadena (vt tabel 1). Suuremad spektraalsed erinevused on lähedase ja keskmise infrapunase kanalites. Edaspidi nimetame spektraalkanaleid vanemate skannerite (Landsat 5 TM ja Landsat 7 ETM+) kanalite numbrite järgi (tabel 1). Et Landsat 8 skanneri pildid esitataks 12bitilistena ja varasemate Landsat 5 ja 7 pildid 8bitilistena, siis parema võrdluse saamiseks jagati Landsat 8 OLI skanneri pildid läbi teguriga 256, mille tulemusena on mõlemate piltide heleduste mitte-mõõtkavaliste digitaalnumbrite (DN) skaalad enam-vähem samas suurusjärgus.

Selleks, et tuletada okkalainelase kahjustusala spektraalset signatuuri maapinnalähedase heleduskordaja ühikutes, tehti Landsati piltidele (välja arvatud soojuskiirguse kanal(id)) atmosfäärikorreksioon, kasutades selleks atmosfääri kiirguslevi paketti 6S (Vermote et al., 1997). Atmosfäärikorreksiooniks vajalik aerosooli optilise paksuse väärtus ja atmosfääris leiduva veeauru hulk saadi lähimate AERONETi jaamade – Tõravere (58°16'N, 26°28'E) ja Rootsi ranniku lähistel Gustav Daleni majaka juures asuva AERONETi jaama (58°35' N, 17°28' E) andmetest (level 1.5, <http://aeronet.gsfc.nasa.gov>). Skannerite kaliibrimisväärtused võeti pilidikogudega kaasas olevatest failidest.

Tabel 1. Landsat 5, 7 ja 8 spektraalkanalite andmed (<http://landsat.gsfc.nasa.gov/>)

| Landsat 5 TM | | | Landsat 7 ETM+ | | | Landsat 8 OLI ja TIRS | | |
|--------------|-------------------|-------------|----------------|-------------------|-------------|-----------------------|-------------------|-------------|
| Kanal | Lainepikkus µm | Piksel m | Kanal | Lainepikkus µm | Piksel m | Kanal | Lainepikkus µm | Piksel m |
| | | | | | | 1 | 0,433–0,453 | 30 |
| 1 | 0,45–0,52 | 30 | 1 | 0,45–0,515 | 30 | 2 | 0,450–0,515 | 30 |
| 2 | 0,52–0,60 | 30 | 2 | 0,525–0,605 | 30 | 3 | 0,525–0,600 | 30 |
| 3 | 0,63–0,69 | 30 | 3 | 0,63–0,69 | 30 | 4 | 0,630–0,680 | 30 |
| 4 | 0,76–0,90 | 30 | 4 | 0,75–0,90 | 30 | 5 | 0,845–0,885 | 30 |
| 5 | 1,55–1,75 | 30 | 5 | 1,55–1,75 | 30 | 6 | 1,560–1,660 | 30 |
| 7 | 2,08–2,35 | 30 | 7 | 2,09–2,35 | 30 | 7 | 2,100–2,300 | 30 |
| | | | 8 | 0,52–0,90 | 15 | 8 | 0,500–0,680 | 15 |
| | | | | | | 9 | 1,360–1,390 | 60 |
| 6 | 10,4–12,5 | 120 | 6 | 10,4–12,5 | 60 | 10 | 10,6–11,2 | 100 |
| | | | | | | 11 | 11,5–12,5 | 100 |

Muutuste uurimise meetodika

Metsakahjustuste avastamise peamiseks meetodiks on muutuste uurimine kahe või enama satelliidipildi võrdlemise abil. Muutuste uurimiseks satelliidipiltidelt on kaasajal olemas mitmeid meetodeid (nt Coppin et al., 2004). Lihtsaim ja levinuim on nn vahepiltide meetodika – arvutatakse igas spektrikanalis heleduse muutus piltide piksliväärtuste aritmeetilise vahena. Antud töös arvutati heleduse muutusi kahel viisil: 1) kasutades heleduskordajate ühikutesse taandatud pilte või 2) kasutades lähteandmeteks olnud nn digitaalnumbrites (DN) esitatud pilte, viies eelnevalt läbi piltide omavahelise suhtelise kaliibrimise. Maapinnalähedase heleduskordaja ühikutesse taandatud piltide korral oli vahepildi saamiseks vaja arvutada iga piksli puhul lihtsalt igas kanalis vastavate heleduskordajate vahe. DN-ühikutes piltide korral tuletati piltide heleduste skaalade ühtlustamiseks esmalt pikselhaaval lineaarne regressiooniseos heleduste vahel. Et vältida eriti põllumaade suure muutlikkuse mõju regressiooniseostele, kasutati regressiooniseose arvutamisel metsa maski – seose leidmisel arvestati vaid metsaalasid esindavaid piksleid. Mingi piksli heleduse muutus W_{ijk} kanalis i aastate j ja k vahel DN-ühikutes arvutatakse seega valemiga

$$W_{ijk} = DN_{ik} - (DN_{ij}b_{ijk} + a_{ijk}), \quad (1)$$

kus b_{ijk} ja a_{ijk} on vastavalt regressioonisirge tõus ja vabaliige, DN_{ik} ja DN_{ij} on k -nda ja j -nda aasta pildi heledus DN-ühikutes kanalis i . Et regressioonisirged esindaksid tõepoolest muutumatutena püsinud alade heleduste seoseid, on otstarbekas seose tuletamisel välja maskida piltidel esinevate rünkpilvede ja nende varjudega kaetud alad ning ka metsaalad, kus kahe satelliidipildi pildistamise vahelises ajavahemikus tehti lageraieid.

Muutused 6-mõõtmelises spektriruumis

Lisaks üksikutes kanalites toimunud muutuste analüüsile vaadeldi heleduse muutusi 6-mõõtmelises spektriruumis, mis vastab Landsat TMi kanalitele. Muutuse suuruse iseloomustamiseks kasutati muutusvektori pikkust 6-mõõtmelises spektriruumis kas DN- või heleduskordaja ühikutes. Muutuse suunda samas ruumis iseloomustati nn spektraalse nurga abil, valides eelnevalt mingi vektori suuna, mille suhtes muutusi uurida. Olgu mingi puistu puhul muutuste vektor $W = (w_1, w_2, w_3, w_4, w_5, w_7)$, kus w_i on heleduse muutus (nt 2010–2013) i -ndas Landsat TMi kanalis DN-ühikutes. Siis on muutuse suurus vastavas 6-mõõtmelises ruumis ehk muutusvektori pikkus (W_L) arvutatav valemiga

$$W_L = \sqrt{w_1^2 + w_2^2 + w_3^2 + w_4^2 + w_5^2 + w_7^2}. \quad (2)$$

Spektraalse nurga leidmiseks kasutati kahe 6-mõõtmelise vektori vahelise nurga koosinuse arvutamise valemit

$$\cos(\alpha) = \frac{v_1w_1 + v_2w_2 + v_3w_3 + v_4w_4 + v_5w_5 + v_7w_7}{\sqrt{w_1^2 + w_2^2 + w_3^2 + w_4^2 + w_5^2 + w_7^2} \sqrt{v_1^2 + v_2^2 + v_3^2 + v_4^2 + v_5^2 + v_7^2}}, \quad (3)$$

kus vektor $V = (v_1, v_2, v_3, v_4, v_5, v_7)$ on mingi etteantud (tuntud) vektor. Viimase rollis kasutati antud töös nn tuttmütsi teisenduse jaoks (Tasseled Cap; Kauth ja Thomas, 1976; Crist ja Cicone, 1984) Landsati piltidele tuletatud omavahel ortogonaalseid vektoreid $Brightness = (0,3037, 0,2793, 0,4743, 0,5585, 0,5082, 0,1863)$, $Greenness = (-0,2848, -0,2435, -0,5436, 0,7243, 0,0840, -0,1800)$ ja $Wetness = (0,1509, 0,1973, 0,3279, 0,3406, -0,7112, -0,4572)$.

Need vektorid on algselt defineeritud nii, et nad iseloomustaksid oma nimetusele vastavaid faktoreid ning sobiks Landsat 5 DNides esitatud atmosfääriväliste (ingl *top of atmosphere*) heledustega. Uurides mingi piksli või puistu heleduse muutuste vektori nurka eespool nimetatud vektorite suhtes, saab toimunud muutusi tõlgendada kui vastavalt integraalse heleduse, rohelisuse ja märguse (niiskuse) tüüpi muutusi.

Mudelarvutused

Okkaskao mõju hindamiseks mudelarvutuste teel rakendati Tartu Observatooriumis väljatöötatud metsa heleduse mudelit FRT (<http://www.aai.ee/bgf/frt/>). Sisendparameetritena kasutati varasemast mudelarvutuse kogemusest meie okasmetsadele sobinud väärtusi (Nilson et al., 2003).



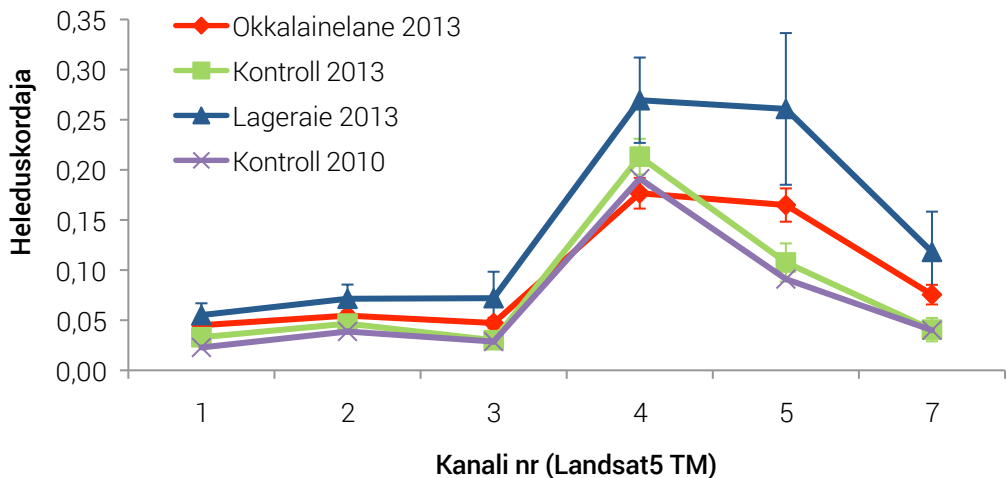
Joonis 1. Saaremaa loodeosa (Kihelkonna vald, Tagamõisa poolsaar) heleduse muutuste (5. juuli 2010 – 13. juuli 2013) valevärvipilt tuletatuna Landsat TMi kolme spektraalkanali piltidest. Sinine värv esindab muutust keskmises infrapunases kanalis (TM5), roheline – lähedases infrapunases kanalis (TM4), punane – spektri punases kanalis (TM3). Halli tooniga esitatakse kõik väljamaskitud alad, millel toimunud muutusi ei arvestata, st mitte-metsad (vesi, põllumaa, jms). Noolega on näidatud okkalainelase kahjustatud ala, valge servajoonega võrdluseks kasutatud kontrollalad ja tumeda servajoonega lageraialad.

Tulemused ja arutelu

Joonisel 1 kujutatakse fragmenti heleduse muutuste pildist 2010–2013, kus okkalainelase kahjustatud ala (Vaigu–Rannaküla tee lähedal) on väga hästi eristatav roosa-lilla tooniga keset tumepruunikaid/rohekaid okasmetsi. Sellel kolme kanali heleduste muutuste pildil eristuvad värvi järgi metsatüübid, muutuse suurus määrab vastava ala heleduse. Kolme aasta jooksul vähe muutunud alad on tumedad. On teada, et häiringuta kesk- ja vanemaelistes metsades erilist heleduse varieerumist ei ilmne (nt Nilson ja Peterson, 1994), seega need peaksid muutuste pildil olema tumedad. Suured muutused kõigis kanalites (valge või heleroosa värvitoon) vastavad lageraiele.

Noorendikud ja hiljutised lage-raiealad seevastu peaksid kõikides kanalites tumenema, neile vastab keskmine muutuse suurus ehk heledus pildil ning värvitoon oleneb sellest, millise kanali muutused domineerivad. Kasenoorendikud on nt helerohelised või helesinised.

Okkalainelase kahjustusala leidmiseks on kaugseire seisukohalt oluline, mil määral muutub kahjustuse tõttu metsa peegeldusspekter. Joonisel 2 on toodud okkalainelase kahjustatud ala (joonisel 1 piiritletud ala) spektraalsed signatuurid (maapinnalähedased heleduskordajad Landsat TMi kanalites) võrrelduna mõnede antud kontekstis oluliste objektide signatuuridega: nn kontrollala, kus olulisi kahjustusi sel ajal eeldatavasti ei esinenud, ja teise äärmusena uuritava ala lähedalt mõne lageraieala signatuurid (alade paiknemist vt joonis 1).

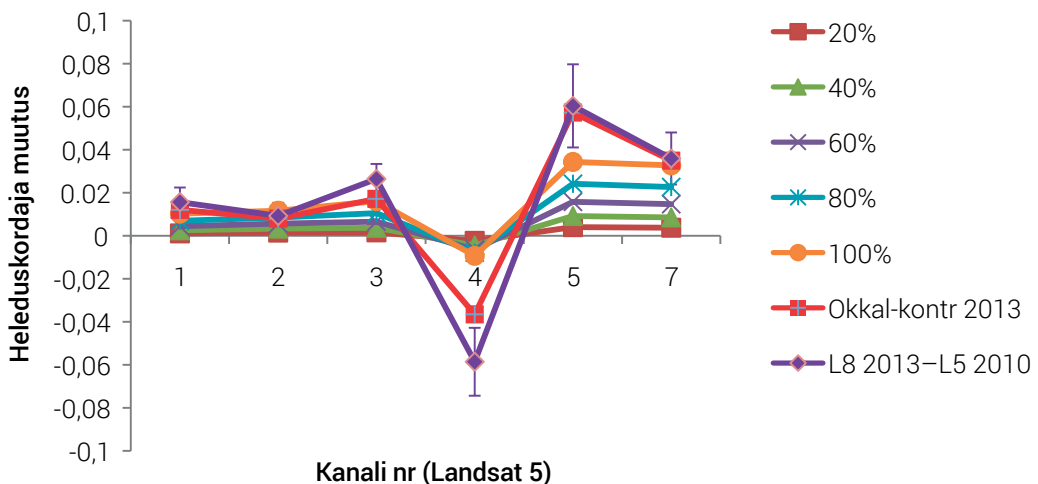


Joonis 2. Okkalainelase kahjustatud metsade spektraalne signatuur, võrrelduna eeldatavalt samasuguste kahjustamata kontrollala ja lageraieala signatuuridega. Pildid 5. juulist 2010 ja 13. juulist 2013. Veaintervallid vastavad standardhälbele.

Näeme, et okkalainelase põhjustatud metsakahjustus on muutnud metsa heledust peaaegu kõikides Landsat TMi kanalites – heleduskordaja on kasvanud nähtava ja keskmise infrapunase piirkonna kanalites ja mõnevõrra vähenenud lähedases infrapunases. Kõige suurem heleduskordaja kasv on keskmises infrapunases piirkonnas (TM5). Landsat TMi piltide atmosfäärikorrektsioon tekitab ka probleeme, sest kontrollala keskmised heleduskordajad Landsat TMi kanalites 2010. ja 2013. a piltidelt erinevad mõnes spektraalkanalis tuntuvalt, ideaalis peaksid need kokku langema. Samal ajal kontrollala ja hilisema okkalainelase poolt kahjustatud ala signatuurid langevad 2010. a pildil peaaegu kokku, mis näitab, et puistute

valik kontrollalal ja hilisemal okkalainelase kahjustusalal on õnnestunud. 2014. a suveks on kahjustatud ala signatuur jäänud enam-vähem samaks, ainult spektri punases ja keskmises infrapunases osas on heleduskordajad natuke väiksemad kui suvel 2013.

Okkalainelase kahjustus tekitab spektris tüüpilised muutused (joonis 3), mis on seotud okasmetsade okkakaoga ja mida on varemgi kirjanduses esitatud ja mis (vähemalt kvalitaatiivselt) kinnitavad mudelarvutuste tulemusi (Nilson et al., 2003). Näeme, et mudelarvutusest oodatavad muutused on valdavalt väiksemad kui antud konkreetsel juhul okkalainelase kahjustuse tõttu tekkinud muutused. Keskmises infrapunases piirkonnas (TM5, TM7) on heleduskordaja kasvu peamiseks füüsikaliseks põhjuseks okkakaoga kaasnev vee koguhulga vähenemine võrastikus, spektri nähtavas piirkonnas (eelkõige TM3) klorofüllü koguhulga vähenemine. Okkakaotulemusena muutub võrastik läbipaistvamaks ja alustaimestik eksponeerub rohkem. Tõdeme siinjuures, et samalaadsed muutused on oodatavad ka teiste satelliidipiltidelt nähtuvate muutuste korral, mille tekitajateks on okkakadu põhjustavad metsakahjurid. Viimastel aastatel on Saaremaal aktuaalne ka nõmme-võrgendivaablase (*Acantholyda posticalis*) kahjustus (Voolma et al., 2009). Samasugune meetodika sobib ka temast tingitud kahjustuste uurimisel. Tugevad kahjustused peaksid samuti olema leitavad satelliidipiltidelt, eriti siis, kui on ette teada, kust piirkonnast võimalikke kahjustusi otsida, ja saadaval on kvaliteetsed pildid sobivatest aastatest.



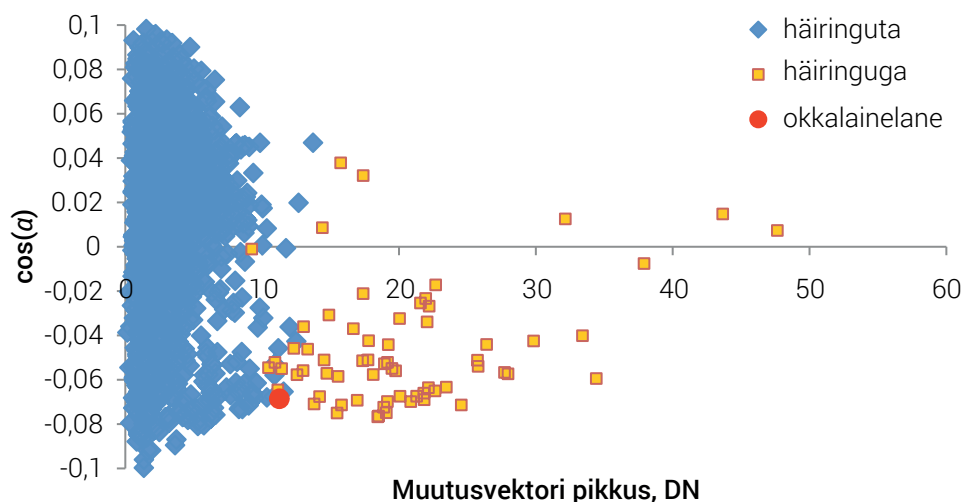
Joonis 3. Mudelarvutusest tulenev oodatav heleduskordaja muutus, kui tegemist on okkakaoga 20, 40, 60, 80 ja 100% (täiesti raagus). Võrdluseks on toodud Landsati 2010. ja 2013. a satelliidipiltidelt hinnatud muutuse suurus okkalainelase kahjustatud alal Rannakülas. Muutust on hinnatud kahel viisil: heleduskordaja muutusena kahjustatud alal 2013. ja 2010. a piltidelt (L8 2013-L5 2010) ja 2013. a pildilt erinevusena kahjustatud ala ja kontrollala heleduskordajate vahel (Okkal-kontr(2013)).

USGSi arhiivist oli võimalik alla laadida veel teisigi Landsat TMi pilte Saaremaast ajavahemikust 2010–2014. Nende analüüs näitas järgmist:

1. 2013. a suvele eelnevatel suvedel pildistatud piltidel oli kahjustust selle varasemas staadiumis tegelikult võimatu tuvastada, seda ka keskmise infrapunase kanalis TM5. Ilmselt algas kahjustus võrade alumisest osast või teisest rindest ja on seetõttu satelliidipiltidelt raskesti nähtav. Seega ei õnnestunud ka kahjustuse ajalist dünaamikat tuvastada. 2014. a suvel oli kahjustuskolle enam-vähem sama suur kui 2013. a suvel.

2. Soojuskiirguse piirkonna pildilt 13. juulist 2013 selgub, et kiirgustemperatuurid okkalainelase kahjustatud alal on vaid 0,28 °C kõrgemad kui meie valitud kontrollalal. See erinevus on samas suurusjärgus selle piirkonna metsade kiirgustemperatuuri standardhällbega. Tulemus on mõnevõrra üllatav, sest võiks eeldada, et okkakao tõttu peaks oluliselt vähenema transpiratsioonist tingitud lehestiku jahutamine. Samal ajal on lageraieala kiirgustemperatuur kontrollalaga võrreldes 3,31 °C kõrgem, st tegemist on statistiliselt usaldusväärse erinevusega.
3. Mõnevõrra üllatav on ka, et okkalainelase kahjustus ei ole selgelt eristatav talvisel lausalise lumikattega pildil. 2013. a 15. märtsi Landsat 7 pildil on vaid keskmise infrapunase kanalites kahjustatud ala heledus natuke suurem kui kõrvalolevatel metsadel, mis jäid ilmselt okkalainelase rünnakust puutumata. Keskmise infrapunase kanalis talvel lume foonil on kõige heledamad lagedad lumised alad, lehtmetsad on veidi tumedamad ja okasmetsad viimastest veelgi tumedamad. Okkakao tõttu peaks okkalainelase kahjustatud metsas võrreldes samasuguse kahjustamata metsaga satelliidilt vaadatuna lumepind olema veidi rohkem eksponeeritud ja ka päikesekiirgus peaks paremini tungima lumepinnani, põhjustades metsaaluse lumepinna suuremat valgustatust. Nii võiks eeldada, et meie vaadeldav okkalainelase kahjustusala on mõnevõrra heledam kui kontrollala, kus okkalainelase kahjustust eeldatavalt ei olnud. Siiski on okkalainelase kahjustusala veidi heledam, võrreldes kahjustamata okasmetsaga, vaid TM5 ja TM7 kanalis, spektri nähtavas osas usaldusväärset erinevust kontrollalaga ei leitud. Oleks eeldanud, et lähiinfrapunases kanalis TM4 peaks mets okkakao tõttu olema heledam kui kahjustamata okasmets.

Metsade heleduse muutuse uurimiseks kasutasime ka muutusvektori pikkust ja spektraalset nurka, mis defineeritud Landsati kanalite 6-dimensionaalses ruumis (valemid (2) ja (3)). Joonisel 4 näidatakse Saaremaa ja Hiiumaa 4. boniteedi männikute (pindala > 2 ha) jaotus multispektraalse muutusvektori (antud näitel ajavahemikus suvest 2010 kuni suveni 2013) pikkuse ja spektraalse nurga koosinuse tasandil, kusjuures tuntud vektoriks, mille suhtes nurka vaadeldakse, on *Wetness*'i vektor. Häiringuga aladeks on joonisel 4 liigitatud suure heleduse muutusega metsad (muutusvektori pikkus $\geq 10\text{DN}$), millele vastavad peamiselt lageraiet ajavahemikust 2010–2013. Kui samasugused pildid joonistada välja ka vektorite *Brightness* ja *Greenness* suhtes, siis saab analüüsida toimunud muutuste iseloomu. Lageraiest tingitud heleduse muutus on *Brightness*'i vektoriga enamasti ligikaudu samasuunaline, st domineerib heleduse kasv üheaegselt kõigis vaadeldavais kanaleis. Häiringuta puistute puhul jaotub muutuste ja *Brightness*'i vektori vaheline spektraalne nurk peaaegu ühtlaselt 0 ja 180° vahel, mis võiks olla seletatav valdavalt juhuslike muutustega. Veidi rohkem on esindatud siiski need puistud, kus muutuse tulemusena läks puistu enam-vähem kõigis kanalites korruga kas heledamaks ($\cos(\alpha) \approx 1$) või tumedamaks ($\cos(\alpha) \approx -1$). Tuleb silmas pidada, et väikeste muutuste hulgas domineerivad piltide teise koordinaatsüsteemi teisendamise tingitud enam-vähem juhuslikud vead. Üksikute, puistu servas paiknevate pikslite sattumine ühele või teisele poole rajajoont võib siiski ka oluliselt mõjutada väikeste puistute keskmist heledust, eriti kui naabruses on suure heledusega, nt lagedad alad.



Joonis 4 . Saaremaa ja Hiiumaa 4. boniteedi männikute hajumisdiagramm tasandil multispektraalse muutusvektori pikkus (Landsat 5 DN-ühikutes) – $\cos(\alpha)$, kus α on spektraalne nurk antud puistu heleduse muutuse vektori ja *Wetness*'i vektori vahel. Igale puistule vastab üks punkt graafikul. Häiringulisteks on liigitatud suure muutusvektori pikkusega metsad, peamiselt lageraiad.

Okkalainelase kahjustusest tingitud muutus Landsat TMI kanalitele vastavas spektriruumis omab muutuse suurust, mis asub häiringuta ja häiringuliste muutuste piirimal, on ligikaudu ortogonaalne vektoriga *Brightness* ja enam-vähem vastassuunaline vektoritega *Greenness* ja *Wetness*. Okkalainelase kahjustus teeb metsa „kuivemaks“ ja vähendab metsa rohelisust, st vett ja klorofüllil sisaldavaid okkaid on vaateväljas oluliselt vähem kui kahjustamata metsas. Samasuguse spektraalse nurgaga, kuid pikema muutusvektoriga on ka paljude lageraiete mõju. Siiski on lageraiealade muutusvektori spektraalne nurk jaotunud kaunis laias vahemikus ning esineb ka lageraiealad, kus muutus on niiskusfaktorist sõltumatu. Antud 4. boniteedi männikute valikus leidub mitmeid teisi metsi, millel on ligikaudu samasugused muutused nagu okkalainelase kahjustatud alal. Kas ka seal on tegemist okkalainelase kahjustuskoldega või mõne muu kahjustusega? Samalaadsete muutusteni (heleduskordaja kasv spektri nähtavas ja keskmises infrapunases osas ja kahanemine lähedases infrapunases) võib autorite kogemuse põhjal mõnedel juhtudel viia ka harvendusraie.

Sedalaadi muutuste uurimine mitmemõõtmelises spektraalses ruumis on rakendatav paljudel juhtudel ja spektraalse nurga lisamine analüüsi võimaldab paremini aru saada, mis laadi muutustega tegemist on. Kokkuvõttes võib öelda, et okkalainelase kahjustuse avastamine Landsati keskmise lahutusega satelliidipiltidelt kahjustuse varajases staadiumis on raske. Kahjustuse hilisemas staadiumis selle ulatuse kaardistamiseks sobivad Landsat-seeria satelliidipildid hästi, eriti kui kasutada muutuste tuvastamise meetodeid. Kõige paremini on okkalainelase kahjustusena tekkinud okkakadu avastatav keskmise infrapunase kanalites, ilmselt okastes sisalduva vee poolt kiirguse neeldumise vähenemise tõttu. Ilmastik seab siiski piirid, on vaja kvaliteetseid ja peaaegu pilvevabu pilte.

Lumega talvepiltidel on samuti informatiivsemad keskmise infrapunase spektripiirkonna pildid. Märja lume puhul oleks kanalites TM5 ja TM7 ilmselt pilt teistsugune. Kui mingi puistu korral on tegemist muutusega, millele vastab kahtlaselt suur muutusvektori pikkus, siis on kindlasti põhjust minna seda puistut vaatama, et kohapeal selgeks teha, mis on juhtunud. Kui

muutused langevad enam-vähem kokku eraldiste piiridega, siis on alust arvata, et tegemist on inimtegevusest põhjustatud muutustega. Looduslike põhjuste tingitud häiringud, nagu seda on meie näites okkalainelase kahjustus, ei ole reeglina seotud eraldiste piiridega.

Töös kasutatud muutuste uurimise metoodika on ilmselt oluliselt laiemate kasutusvõimalustega kui vaid metsakahjustuste uurimine ja peaks pakkuma huvi ka praktilises metsakorralduses.

Tänuavaldused

Käesolevat tööd on toetatud keskkonnatehnoloogia projekti „Aeglaselt kulgevate nähtuste tuvastamise kaugseiremeetodite täiustamine“ vahenditest. Täname NASA USGSi töös kasutatud vaba juurdepääsuga Landsati satelliidipiltide ja AERONETi atmosfääriandmete eest.

Viidatud kirjandus

- Ciesla, W.M. (2000). Remote sensing in forest health protection. USDA Forest Service, Forest Health Technology Enterprise Team and Remote Sensing Applications Center, FHTET Report no 00-03, 276 pp.
- Coppin, P., Jonckheere, I., Nackaerts, K., Muys, B., Lambin, E. (2004). Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing*. 25 (9), 1565-1596.
- Crist, E.P., Cicone, R.C. (1984). Application of the Tasseled Cap concept to simulated Thematic Mapper data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 22, 343-352.
- Kauth, R.J., Thomas, G.S. (1976). The Tasseled Cap - A graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by LANDSAT. In: *Proceedings of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data* (pp. 4B-41 - 4B-51). Purdue University of West Lafayette, Indiana.
- Lember, A. (2013). 150 aasta tagune metsalaastaja ilmutas end taas Kihelkonnal. Saarte Hääl, 15. august 2013.
- Nilson, T., Peterson, U. (1994). Age dependence of forest reflectance - analysis of main driving factors, *Remote Sensing of Environment*. 48(3), 319-331.
- Nilson, T., Peterson, U., Päivinen, R. (1993). Deviations from normal successional reflectance trajectories in damaged Scots pine stands. In: G. Preto and B. Koch, (Eds.) *Forest Resource Inventory and Monitoring and Remote Sensing Technology, Proc. IUFRO Centennial Symp, Berlin 27. Aug - 02. Sept. 1992* (pp. 151-160). Japan Society of Forest Planning Press, Tokyo.
- Nilson, T., Kuusk, A., Lang, M., Lükk, T. (2003). Forest reflectance modeling: Theoretical aspects and applications. *Ambio*. 32(8), 535-541.
- Vermote, E.F., Tanre, D., Deuze, J.L., Herman, M., Morcrette, J.J. (1997). Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S – An overview. *IEE Transactions in Geosciences and Remote Sensing*, 35(3), 675-686.
- Voolma, K., Pilt, E., Õunap, H. (2009). Nõmme-võrgendivaablase (*Acantholyda posticalis* (Mats.), Hymenoptera: Pamphiliidae) esmakordne hulgisigimine Eestis. *Metsanduslikud Uurimused / Forestry Studies*. 50, 115–122.
- Voolma, K., Nilson, T., Pilt, E. (2014). Okkalainelane Euroopas, Saaremaal ja satelliidipildil. *Eesti Mets*. 2, 38-43.
- Õunap, H. (2012). Liblika järelpõlv sõi kuuse okkad ära. *Metsaleht (Maalehe lisa)*, 9(152), 27. september 2012.

Summary

Landsat images of forest damage due to Black Arches on Saaremaa Island

In August-September 2012-2013, damage caused by Black Arches (*Lymantria monacha* L.) was discovered in pine-spruce mixed forests between Vaigu and Rannaküla in Saaremaa, Kihelkonna County. In 2013 the damaged area (where all spruce trees were totally and pines partially defoliated by the moth) was estimated to be 22.7 ha. Our purpose was to find out whether the damaged area as well as the damage dynamics are detectable from the multi-date Landsat images.

The forest area damaged by Black Arches turned out to be best detectable with the methods of change detection using a pair of practically cloud free images of Landsat 5 TM from 5 July, 2010 and Landsat 8 OLI from 13 July, 2013. The largest changes were detected in the middle infrared Landsat bands TM5 and TM7. From the point of view of remote sensing, the most important factor is the needle loss caused by the moth attack: It adds to the increase of forest reflectance in the visible and middle infrared bands and to the decrease in the near infrared band. The spectral signature of the damaged area corresponds to that of a typical extensively defoliated coniferous forest. The changes are considerably less, however, than those caused by clear cutting. Similar conclusions could be drawn from the model simulation by a forest reflectance model. Within the Landsat thermal infrared band (image from the summer 2013) the radiative temperatures were approximately 0.3°C higher in the damaged area as compared to the temperatures of the undamaged control stands, although the difference was of the same magnitude as the standard deviation of temperature within the forest area studied. On winter images the detection of damaged area was rather difficult. It was not possible to follow the dynamics of the damage from the available Landsat images. The damaged area became reliably detectable only in the summer of 2013, when needle loss present was almost 100%.

Radarkaugseire rakendused metsanduses ning kasutusvõimalused metsa kõrguse kaardistamisel Eestis

Aire Olesk^{1,2}, Kaupo Voormansik³

¹ AS Regio, Riia 24, 51010 Tartu

² Tartu Ülikool, Füüsika Instituut, Ravila 14c, 50411 Tartu

³ Tartu Observatoorium, Observatooriumi 1, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

Kokkuvõte

Artikkel uurib tehisavaradari (SAR) kasutusvõimalusi Eesti metsade kõrguse hindamiseks kosmosest. Vaatluse alla on võetud Soomaa rahvuspargis ja Võrtsjärve idakaldal Rannus asuvad okas- ja lehtmetsad, millest tehtud tehisavaradari koherentsuspilte võrreldakse samal alal LiDARiga mõõdetud puistute kõrgusega. Uurimistöös demonstreeritakse SARi interferomeetrilise koherentsuse tundlikkust metsa kõrguse suhtes ning analüüsitakse, mis mõjutab radaripiltidelt okas- ja lehtmetsade kõrguse hindamise täpsust. Lisaks kirjeldatakse kõrguse mõõtmise täpsuse sõltuvust keskkonnatingimustest, kus vaatluse all on nii varakevadised lumikattedega ja üleujutatud metsad kui ka suvised kuivad metsad. Regressioonianalüüsi tulemuste põhjal võib järeldada, et kui arvestada SARi signaali tagasipeegeldumise omadustega erinevates tingimustes, on radarkaugseire abil võimalik usaldusväärselt hinnata homogeensete okas- ja lehtmetsade kõrgust. Kiiresti uuenevad satelliidiandmed, globaalne katvus ja kõrge ruumiline lahutus teevad tehisavaradarist tugeva potentsiaaliga instrumendi metsa kõrguse arvutamiseks suurtel maa-aladel.

Võtmesõnad: tehisavaradar, SAR, radarkaugseire, interferomeetria, keskkonna kaugseire, TanDEM-X, TerraSAR-X, LiDAR, mets, metsa kõrgus

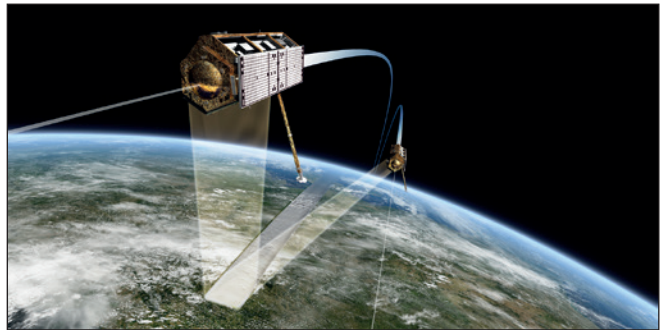
Sissejuhatus radarkaugseiresse

Radarkaugseire tähtsus keskkonnaseires ja metsanduses kasvab tänu uute tehisavaradari instrumentide lisandumisele, tihedamale korduvkülastusele, katvuse suurenemisele ning sensorite tehniliste võimaluste laienemisele. Tehisavaradar ehk SAR (*Synthetic Aperture Radar*) on aktiivne kaugseireinstrument, mis töötab sõltumatult päikesevalgusest või ilmas-tikuoludest. Raadiolaineid välja saates ja tagasipeegeldunud signaale mõõtes suudab radar luua kõrge lahutusvõimega pilte, olles tundlik maapinna karedusele ja dielektrilistele omadustele.

Kaks peamist radarkaugseire valdkonda on polarimeetria ning interferomeetria. Polari-meetriline SAR (PolSAR) mõõdab radari peegelduse polarisatsiooni ning selle kaudu vaadeldava objekti parameetreid. Saates välja H- ehk horisontaalse või V- ehk vertikaalse polarisatsiooniga signaali, saab tagasipeegeldumisel mõõta vasteid samuti kas H- või V-kanalis, millest moodustuvad polarimeetriliste kanalite kombinatsioonid (HH, HV, VH ja VV).

Interferomeetrilise radariga (InSAR) tehakse maapinna mõõtmised kahe või enama satelliidiga, kas erinevatel aegadel või veidi erinevatest orbiidi asukohtadest, ning rakendatakse SARi mõõdetud faasi. SARi interferomeetriat on võimalik teha ka ühe satelliidi abil, kasutades selleks lühikese aja jooksul, näiteks kord päevas, üle sama ala tehtud korduslende, kuid siis tuleb arvestada ajalisest vahest tulenevate juhuslike muutustega taimestikus ning mõõtmiste dekorrelatsiooniga. Tuulest ja seeläbi puude ja taimede liikumisest tingitud erinevused mõjutavad paljude rakenduste, sh metsa kõrguse mõõtmise tulemusi juba kahe pildi mõnesekundilise ajalise vahe juures. Seega on oluline kasutada bistaatilise radari samaaegselt tehtud pilte, mis elimineerivad ajalisel muutused taimestikus. SAR-polarimeetria ja -interferomeetria ühendamine on omakorda teinud võimalikuks interferomeetrilise SAR-polarimeetria (PolInSAR), mis on aluseks metsa vertikaalse struktuuri hindamiseks (Cloude ja Papathanassiou, 1998).

2010. a suvel alustas tööd Saksa Õhu- ja Kosmoselennunduse Keskuse (DLR) bistaatilise X-laineala tehisavaradar TanDEM-X (TerraSAR-X *add on for Digital Elevation Measurement*). Ainulaadne TanDEM-X, mille esmane ülesanne on mõõta seni täpsem ülemaailmne maapinna kõrgusmudel (12 m korda 12 m lahutusega, 2–4 m vertikaalse veaga), tiirleb orbiidil tandemina (joonis 1). Mitmest satelliidist koosnevad süsteemid koos keeruka andmetöötlustehnikaga on andnud võimaluse hakata välja töötama uudseid rakendusi ja rajanud teed täpsemaks kasvuhoonegaaside bilansi modelleerimiseks ning metsade vertikaalse struktuuri ja kõrguse hindamiseks.



Joonis 1. Saksa kosmoseagentuuri TanDEM-X satelliitide paar (DLR, 2014).

Metsa kõrguse hindamine kosmosest

Peamine motivatsioon taimkatte kõrgusmudeli loomiseks on seotud puude kõrguse ja allomeetriliste seoste kaudu metsa biomassi arvutamisega (Solberg et al., 2010; Caicoya et al., 2012). Biomassi hinnang on omakorda tähtsaks sisendiks globaalse süsinikubilansi modelleerimisel (IPCC, 2006). Lisaks saab metsa kaardistades aimu ka seal toimuvatest muutustest, tuvastada on võimalik nt lageraiet, illegaalset raiet, tormimurdu (Fransson et al., 2010) ning üleujutatud metsa (Voormansik et al., 2014; Zalite et al., 2014). Raiet ja metsa biomassi saab kaardistada ka pikematel lainepikkusel töötavate SARi instrumentidega. Signaali tagasipeegeldumise väärtusi hinnates saab nii X-laineala (lainepikkus 3 cm), C-laineala (lainepikkus 5,6 cm) kui ka L-laineala (lainepikkus 23 cm) abil klassifitseerida metsa ja teisi maakattetüüpe. L-laineala satelliidid (ALOS-1 ja ALOS-2) on eriti sobilikud metsa biomassi hindamiseks (Thiel et al., 2009; Olesk et al., 2013), kuna pikem lainepikkus suudab läbida puu lehti ja peenemaid oksi ning peegeldub tagasi puu tüvelt.

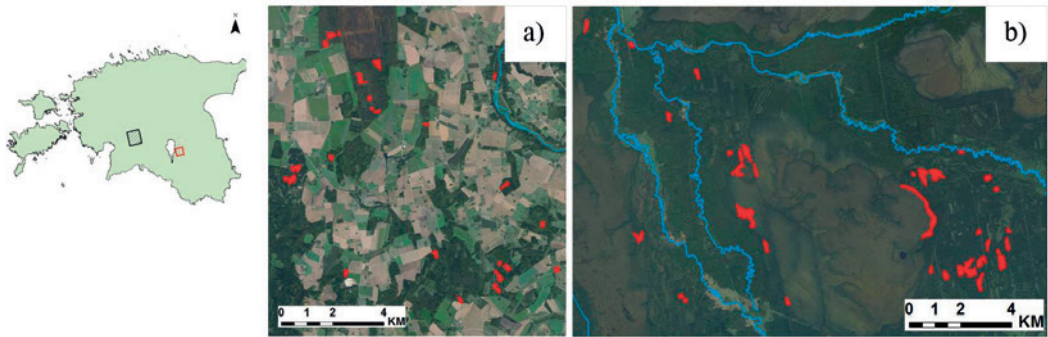
TanDEM-X on esimene bistaatiline X-laineala radarsatelliit kosmoses ning metsa kõrguse hindamist interferomeetrilise koherentsuse abil on uuritud vaid üksikutes artiklites (Caicoya et al., 2012; Cloude et al., 2013). Mitmed teadlased on püüdnud metsa kõrgust hinnata tagasipee-

geldunud signaali faasikeskme asukoha analüüsi abil ja saavutanud häid tulemusi (Garestieret et al., 2008; Cloude, 2011; Praks et al., 2012). Selle keerukama meetodi miinuseks on tavaliselt täpse maapinna kõrgusmudeli või mitme polarisatsiooniga kanali olemasolu vajalikkus, mille abil lõplik metsa kõrgus arvutatakse.

Artikli eesmärk on esitleda Eesti aladel esmakordselt SARi instrumendiga mõõdetud metsa kõrguse mõõtmise tulemusi ning tuua välja tegurid, mis mõjutavad tulemuste usaldusväärsust. SARi koherentsuspilte analüüsides ja LiDARi (*Light Detection and Ranging*) mõõdetud puistu kõrguse mudeliga võrreldes saab ülevaate SARi kasutamisest metsa kõrguse hindamisel praktikas. Näib, et bistaatilise radariga koherentsuse mõõtmise abil on metsa kõrguse täpne hindamine võimalik ka lühematel lainepikkustel, nagu X-lainealas.

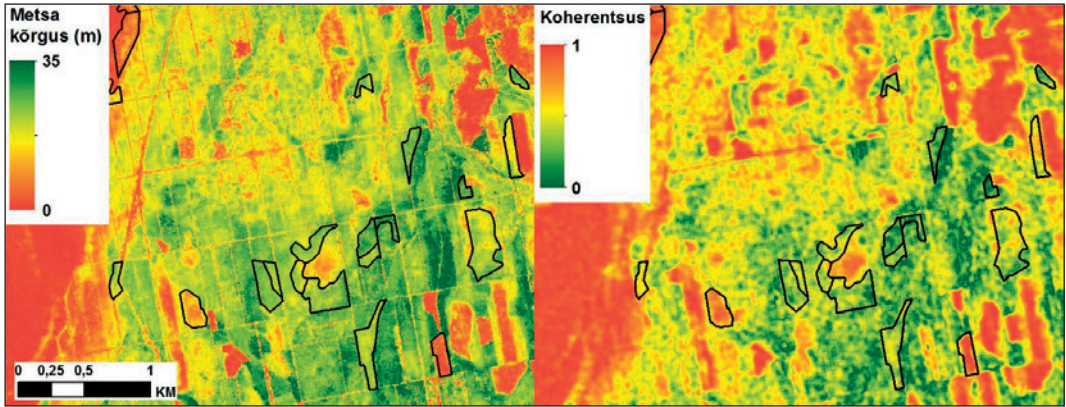
Soomaa ja Rannu testalad

Metsa kõrguse hindamiseks tehisavaradari piltidelt valiti välja kaks testala, Rannu (joonis 2a) 10 × 10 km suurusega testala Võrtsjärve idakaldal ja Soomaa (joonis 2b) 18 × 14 km suurusega testala Halliste, Raudna ja Lemmjõe vahelistel aladel.



Joonis 2. Rannu (a – punane ristkülik Eesti kaardil) ja Soomaa (b – must ristkülik Eesti kaardil) testalad. Selekteeritud metsaerialdised on märgitud punasega.

Maa-ameti LiDARi kõrgusandmed on kogutud 2010. ja 2011. aastal. Soomaa testala kohta valiti kolm TanDEM-Xi 2012. aasta kevadist pilti kuupäevadega 3. märts, 8. märts ja 25. märts. Rannu testala kohta valiti analüüsiks üks kevadine ja kolm suvist 2013. a pilti, kuupäevadega 19. aprill, 2. juuni, 13. juuni ja 27. juuli. Joonisel 3 näidatakse LiDARi taimkatte kõrgusmudeli ja ühe SARi koherentsuspildi võrdlust. Koherentsuse väärtused on vahemikus nullist üheni, kus suur koherentsus (1) kirjeldab peamiselt lagedaid alasid ning madal koherentsus (0) kujutab metsasemaid alasid.

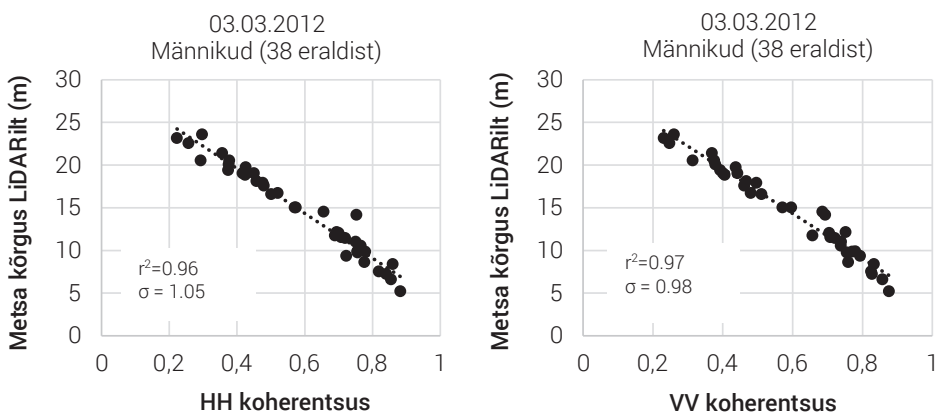


Joonis 3. LiDARi metsa kõrguse mudel (2010. a) ja kevadine SARi koherentsuspilt (2012. a), kus musta joonega piiratud alad tähistavad selekteeritud metsaeraldise Soomaa testalal.

Uurimuseks valiti metsaregistrist 1 ha ja suuremad homogeenised metsaeraldised esimese rinde katvusega vähemalt 80% ja inventuuri kuupäevaga 2008. a ja hiljem. Tingimustele vastas Soomaa testalal 55 metsaeraldist, mis katavad kokku 169 ha, keskmise eraldise suurusega 3,07 ha ja metsa kõrgusega vahemikus 4–24 m. Üle poole eraldistest moodustavad männimetsad, ülejäänud eraldised on peamiselt kasked ning leppa sisaldavad lehtmetsad. Rannu testalal domineerivad lehtmetsad (kaasikud), alla poole eraldistest on männikud ja kuusikud. Rannus välja valitud 35 metsaeraldist katavad kokku 79,6 ha, keskmise eraldise suurusega 2,27 ha ja metsa kõrgusega 3–27 m.

SARi piltide regressioonianalüüs ja tulemused

Regressioonianalüüsi tulemusena leiti LiDARiga mõõdetud metsa kõrguse ja SARi koherentsuse väärtuse vahelised korrelatsioonikoeffitsiendid (r^2) ja standardmääramatused (σ) nii okaskui ka lehtmetsade kohta. Tugev korrelatsioon ja lineaarne sõltuvus männikute puude kõrguse ja interferomeetrilise koherentsuse vahel (joonis 4) demonstreerib TanDEM-Xi potentsiaali metsa kõrguse hindamiseks.



Joonis 4. Regressioonimudel näitab testaladel leitud SARi koherentsuse ja LiDARi määratud männikute kõrguse vahelist tüüpilist tugevat lineaarset seost.

Männikute (38 eraldist Soomaal, 9 eraldist Rannus) seosed ei olnud mõjutatud lumikattest, üleujutustest ega ka aastaajast ning olid ühtlaselt tugevad nii Soomaal, kus korrelatsioonikoeffitsient r^2 oli vahemikus 0,91–0,97, kui ka Rannus, kus r^2 oli vahemikus 0,75–0,96. Kuusikute seosed olid samuti tugevad, kuid korrelatsioonikordaja kõikus sõltuvalt keskkonnatingimustest seitsme eraldise põhjal tehtud analüüsis enam (r^2 vahemikus 0,54–0,83). Lehtmetsade puhul aga hakkas tulemusi mõjutama mitu erinevat faktorit. 25. märtsil 2012. a oli Soomaal üleujutuste aeg ning Halliste jõe tase tõusis võrreldes 8. märtsi 0,81 m tasemega 3,74 meetri peale. Üleujutatud metsadest tulenesid nõrgemad korrelatsioonid aga vaid HH-polarisatsiooni korral, kus $r^2 = 0,51$, sama pildi VV-polarisatsiooni seosed olid endiselt tugevad ($r^2 = 0,81$). Üleujutuste korral on metsast tagasihajunud signaalil palju suurem maapinna komponendi mõju kui kuival metsal, mis omakorda põhjustab madalamat faasikeset ning mõjutab ruumilist tagasihajumist. Seega tuleks üleujutatud metsade korral eelistada VV-polarisatsiooniga SARi kujutisi.

Lisaks sellele mõjutas lehtmetsade kõrguse määramist ka aastaaeg. Raagus metsade kõrguse ja SARi koherentsuse vahelise seose tugevus kuival perioodil jäi vahemikku 0,87–0,94. Suvisel ajal olid lehtmetsade seosed nõrgemad (r^2 vahemikus 0,58–0,75). Korrelatsioonikordajate varieeruvus kuivade tingimuste puhul võib olla tingitud ka satelliidi vaatenurkade erinevusest (23° kuni $34,6^\circ$) ja kahe satelliidi vahelisest kaugusest, mis ulatusid kasutatud piltide korral 88–130 meetrini. Koherentsuse ja metsa kõrguse vahelist seost võib nõrgendada ka vihmasadu vahetult enne SARi andmekogumist, mis muudab veesisaldust maapinnal ja puutüvede pinnal. Vesi mõjutab tehisavaradari signaali objektist läbitungimise võimet. Antud metoodika täpsust mõjutavad ka teised taimestiku parameetrid, seega ei sõltu SARi koherentsus mitte ainult metsa kõrgusest, tihedusest, katvusest ja struktuurist, vaid lisaks ka maapinna ja metsa dielektrilistest omadustest ning aastaajast. Lisaks tuleb arvesse võtta, et käesolevas uurimuses oli LiDARi andmete ja SARi piltide ajaline vahe kaks aastat ning edasises uurimistöös saab tulemuste usaldusväärsust parandada värskemate alusandmete kasutamisega.

Järeldused

Uurimistöö eesmärk oli esmakordselt katsetada Eesti metsade kõrguse määramist tehisavaradari abil ning leida peamised tegurid, mis mõjutavad tulemuste täpsust. Kasutades SARi signaali ruumilist dekorrelatsiooni, on võimalik anda usaldusväärseid hinnanguid metsade kõrguse kohta. Lisaks vajatakse SARi kujutisi metsanduslike rakenduste väljatöötamiseks. Tulemuste täpsus sõltub peamiselt aastaajast, puu liigist, metsa tihedusest ja struktuurist ning vee olemasolust maapinnal. Standardmääramatus sõltub ka LiDARi mõõtmistäpsusest ning on mõjutatud võrdlusandmete kogumise ajalisest intervallist. Kui määndide puhul saadi ühtlaselt head tulemused eri aastaegadel ning tulemused kõikusid mõnel juhul vaid pildistamisele eelnenud sademete tõttu (standardmääramatus σ minimaalselt 0,98 m), siis lehtmetsade kõrguse hindamisel tuleb arvesse võtta, et seosed on tugevamad raagus metsade puhul (σ kevadel 1,34–1,78 m, suvel 2,22–3,16 m). Üleujutatud metsade korral leiti seosed VV-polarimeetrilist kanalit kasutades usaldusväärsemad ($\sigma = 2,10$ m) kui HH-polarisatsiooni kanali korral ($\sigma = 3,39$ m). Kuusikute iseloomustamiseks leitud korrelatsioonid osutusid sarnaselt lehtmetsadega tugevamaks kevadel ja nõrgemaks suvel (σ vahemikus 2,96 m ja 4,90 m), kuid seda võiks seletada pigem satelliidi vaatenurkade ning kahe satelliidi vahelise kauguse muutusega. Täpsemaks analüüsiks on planeeritud läbi viia põhjalikum ja suuremat ala kattev uurimistöö.

Tänuavaldused

Käesolev töö on finantseeritud Euroopa Kosmoseagentuuri (ESA) PECS programmi raames ESA ja Regio vahelise lepinguga (AO/1-7332/12/NL/KML). Uurimistöö läbiviimist toetas Euroopa Liidu Euroopa Sotsiaalfond programmi DoRa raames, mida viib ellu sihtasutus Archimedes. Autorid tänavad Keskkonnaagentuuri metsaregistri andmete eest ja Maa-ametit LiDARi andmete eest. TanDEM-Xi andmeid võimaldas uurimistööks kasutada Saksa Õhu- ja Kosmoselennunduse Keskus (DLR) projektide NTI_INSA1194 ja NTI_POLI2174 raames.

Viidatud kirjandus

- Caicoya, A. T., Kugler, F., Hajnsek, I., Papathanassiou, K. (2012). Boreal forest biomass classification with TanDEM-X, in Geoscience and Remote Sensing Symp. (IGARSS), 2012 IEEE Int., 3439-3442.
- Cloude, S. R. Papathanassiou, K. P. (1998). Polarimetric SAR interferometry. *IEEE Trans. Geoscience and Remote Sensing*, 36(5), 1551-1565.
- Cloude, S. (2011). An assessment of the PolInSAR performance of TanDEM-X for forestry applications. in Proc. PolInSAR, Frascati, Italy, Jan. 24–28, 2011, 1–9.
- Cloude, S. R., Chen, H., Goodenough, D. G. Forest Height Estimation and Validation Using Tandem-X Polinsar, in Geoscience and Remote Sensing Symp. (IGARSS), Melbourne, 2013 IEEE Int., 1889 – 1892.
- DLR, 2014. [Võrgumaterjal]. Aadress: http://www.dlr.de/eo/en/desktopdefault.aspx/tabid-5727/10086_read-21046/ [Kasutatud 13.08.2014].
- Fransson, J. E., Pantze, A., Eriksson, L. E., Soja, M. J., Santoro, M. (2010). Mapping of wind-thrown forests using satellite SAR images. In Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2010 IEEE International, pp. 1242-1245).
- Garestier, F., Dubois-Fernandez, P. C., Papathanassiou, K. P. (2008). Pine forest height inversion using single-pass X-band PolInSAR data. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.*, Jan. 2008, 46(1), 56–68.
- IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. (2006). [Võrgumaterjal]. Aadress: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/> [Kasutatud 13.08.2014].
- Olesk, A., Voormansik, K., Luud, A., Rennel, M., Zalite, K., Noorma, M., Reinart, A. (2013). Countrywide Forest Biomass Estimates From PALSAR L-Band Backscatter To Improve Greenhouse Gas Inventory In Estonia. Proc. of 6th Int. Workshop on Science and Applications of SAR Polarimetry and Polarimetric Interferometry – PolInSAR 2013 (ESA SP-713, August 2013) (128). ESA Publications Division.
- Praks, J., Antropov, O., Hallikainen, M. T. (2012). LIDAR-Aided SAR interferometry studies in boreal forest: Scattering phase center and extinction coefficient at X-and L-Band. *IEEE Trans. Geoscience and Remote Sensing*, 50(10), 3831-3843.
- Solberg, S., Astrup, R., Gobakken, T., Næsset, E., Weydahl, D. J. (2010). Estimating spruce and pine biomass with interferometric X-band SAR. *Remote Sensing of Environment*, 114(10), 2353-2360.
- Thiel, C. J., Thiel, C., Schmillius, C. C. (2009). Operational large-area forest monitoring in Siberia using ALOS PALSAR summer intensities and winter coherence. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 47(12), 3993-4000.
- Voormansik, K., Praks, J., Antropov, O., Jagomagi, J., Zalite, K. (2014). Flood Mapping with TerraSAR-X in Forested Regions in Estonia. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7(2), 562 – 577.
- Zalite, K., Voormansik, K., Olesk, A., Noorma, M., Reinart, A. (2014). Effects of Inundated Vegetation on X-Band HH–VV Backscatter and Phase Difference. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7(4), 1402 – 1406.

Summary

Applications of radar remote sensing in forestry and its potential for mapping forest height in Estonia

The aim of this study was to investigate the sensitivity of single-pass X-band SAR coherence to forest height using bistatic single-baseline TanDEM-X data. Volume decorrelation based analysis provided an insight into how the accuracy of SAR-based forest height estimation depends on different seasonal and environmental factors. TanDEM-X coherence images were studied over two test sites in Estonia covering 255 hectares of forests. Selected homogeneous forests provided a strong relationship in regression analysis between SAR coherence and LiDAR derived forest stand height and demonstrated the feasibility of this method for estimating canopy height for boreal and deciduous forests. It was shown that both HH and VV images are suitable for forest height estimation, although the VV channel is less sensitive to floods, being therefore more suitable for forest height estimation in wet conditions. Stronger correlations were found for pine ($r^2 = 0.97$) and mixed deciduous trees ($r^2 = 0.94$), slightly weaker for spruces ($r^2 = 0.83$). In addition, deciduous trees require leaf-off season for reliable height estimation. The overall accuracy depends on many factors, including the season (leaf-on, leaf-off), tree species, density of forest stand, flooding and rainfall prior to satellite data acquisition. The analysis reveals a strong relationship in regression analysis between SAR X-band coherence and LiDAR derived forest stand height and thus high potential for SAR-based forest height estimation applications in Estonia.

Maapinnani jõudva päikesekiirguse muutlikkus ultraviolettpiirkonnas

Kalju Eerme¹, Margit Aun^{1,2}, Uno Veismann¹, Ilmar Ansko¹, Aleksei Vaštšenko³, Imre Aruoja², Kaidi Virronen⁴

¹ Tartu Observatoorium, Observatooriumi 1, Tõravere, 61602 Tartumaa

² Tartu Ülikool, Ülikooli 18, 50090 Tartu

³ Tallinna Tehnikaülikool, Ehitajate tee 5, 19086 Tallinn

⁴ Tallinna Ülikool, Narva mnt 25, 10120 Tallinn

Kokkuvõte

Päikesekiirgust kasutatakse optilises kaugseires informatsiooni vahendajana, kuid mitte vähem oluline on tema otsene toime biosfäärile ja abiootilistele objektidele. Tõraveres Tartu Observatooriumis (58° 16' N, 26° 28' E, 70 m ü.m.p) toimub alates 2004. aastast UV-kiirguse spektraalse kiiritustiheduse regulaarne registreerimine lainepikkuste vahemikus 280–400 nm 15minutilise ajalise intervalliga. Töös antakse ülevaade selle suuruse registreerimisest ja tema muutumisest ööpäeva ning aasta jooksul. Kiiritustihedused ja doosid on minimaalsed talvise pööripäeva paiku ja kasvavad maksimumini suvekuudel. Maist augustini ulatub UVB-kiirguse (kuni 315 nm) lühematel lainepikkustel keskpäevase 6 tunni panus 85% päevasest, olles UVA lainepikkustel (316–400 nm) tihti vaid veidi üle 50%. UVB-kiirguses on päev lühem kui UVA-kiirguses. UVA/UVB suhte väärtus päevadoosides on kesktalvel 300 ümbruses ja kahaneb kesksuveks 50 lähedale, mis näitab UVB-kiirguse osatähtsuse kasvu. Regulaarse aastase ja ööpäevase muutumise kõrval reguleerib maapinnani jõudvat UV kiiritustihedust kõige enam muutlik pilvisus. Eriti suur muutlikkus esineb suvekuudel 6 keskpäevase tunni jooksul. Ilmnevaid seaduspärasusi saab uurida vaid statistiliste meetodite abil.

Sissejuhatus

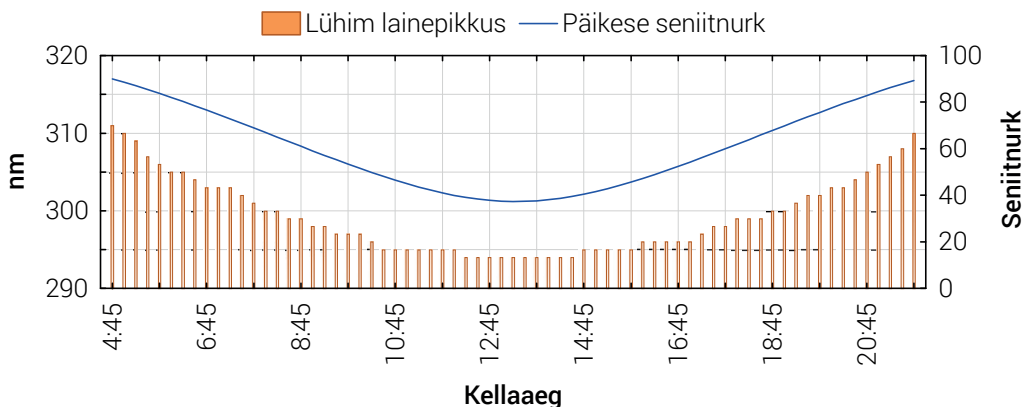
Optilises kaugseires kasutatakse informatsiooni vahendajana nähtava (0,4–0,74 µm) ja lähiiinfirapuna (0,74–4,0 µm) piirkonna päikesekiirgust, mis pärast kahel korral atmosfääri läbimist kannab ikkagi veel informatsiooni aluspinna optiliste omaduste kohta. Päikeselt kui kiirgusallikalt lähtunud kiirgus läbib energivoogu nõrgendava ja selle spektraalset koostist moonutava keskkonna. Moonutused on suuremad kiirguse lühematel lainepikkustel, kus hajuskiirguse osakaal on suurem. Seetõttu ultraviolettkiirguse (UV-kiirguse) piirkond kaugseireks ei sobigi. Peale informatsiooni kandja rolli avaldab päikesekiirgus aluspinna objektidele otsesest toimet. See otsene toime sõltub oluliselt just UV-kiirguse spektraalsest koostisest. Taimed saavad nähtava piirkonna päikesekiirgusest fotosünteesiks vajaliku energia ning UV-kiirgus mõjutab nende füsioloogiat ja gaasivahetust atmosfääriga. Paljudele materjalidele avaldab see kiirgus destruktiivset mõju, atmosfääris soodustab aga fotokeemiliste reaktsioonide toimumist ja selle kaudu atmosfääri isepuhastumisvõimet. Haigusi tekitavatele bakteritele ja seeneeostele mõjub UV-kiirgus ebasoodsalt, nagu ka mõnede taimekahjuritele. Päikesekiirgust ja selle UV osa eraldi on põhjust pidada samasuguseks keskkonnateguriks nagu õhutemperatuuri ning õhu- ja mullaniiskust. Sellest tuleneb vajadus koguda andmeid nimetatud teguri aastasisese ja aastast aastasse muutumise kohta. Käesolevas töös on käsitletud maapinnani jõudva UV-kiirguse

võimsuse, energia ja spektraalse koostise muutlikkuse mõningaid seaduspärasusi Eesti oludes. Materjaliks on Tõraveres alates 2004. aastast mõõdetud UV-kiirguse spektrid ja kaasnev meteoroloogiline informatsioon. Antakse ülevaade ka spektrite mõõtmisest.

Andmed ja meetodid

Integraalse ja UV-kiirguse mõõtmistest Tartus ja Tõraveres

Eestis on maapinnale saabuva päikesekiirguse regulaarne registreerimine üsna pika ajalooga. Päikesekiirguse mõõtmisi alustati Tartus juba nii ammu kui 1904. aastal ja neid tehti episoodiliselt kuni 1926. aastani (Kallis et al., 2005). Alates 1931. aastast, mil õnnestus hankida sel ajal täiesti moodne Ångströmi pürheliomeeter, tehti Tartus Kaarel Kirde initsiatiivil Päikese otsekiirguse ja atmosfääri läbipaistvuse mõõtmisi täiesti korralikul tasemel. Paraku hävis instrument sõjakeerises. Uuesti alustas päikesekiirguse süstemaatilist uurimist praeguse Tartu Observatooriumi eelkäijas Füüsika ja Astronoomia Instituudis Juhan Ross mõned aastad pärast sõja lõppu ja vaatlused jätkuvad siiani. Praegu toimuvad need Keskkonnaagentuuri (KAUR) Tartu-Tõravere meteoroloogiajaamas. Alates 1955. aastast on kogutud Päikese integraalse otse-, hajus- ja kogukiirguse päeva- ning tunnisummade homogeenne andmebaas koos pilvisuse, aerosooli optilise paksuse (AOD), lumikatte ja teiste meteoroloogiliste andmetega. Atmosfääriosooni ja UV-kiirguse uurimise alguseks Eestis võib pidada 1993. aastat, mil U. Veismanni juhtimisel kohandati atmosfääriosooni koguhulga mõõtmisteks olemasolev laboratooriumi spektromeeter SDL-1 (Eerme et al., 2002). Ultraviolet-B (UVB, 280–315 nm) piirkonna kiiritustihedust mõjutava atmosfääriosooni andmete puhul toetutakse praegu satelliidimõõtmistele ja kohapeal tehakse võrdluseks ainult Päikese otsekiirguse järgi osooni koguhulga mõõtmisi päikesefotomeetriga Microtops II. Ultraviolet-A (UVA, 316–400 nm) piirkonnas kiiritustihedust atmosfääris paiknev osoon praktiliselt ei mõjuta, kuid UVB kiiritustihedus sõltub sellest oluliselt. Mida lühem lainepikkus, seda suurem mõju. Isegi suvise pööripäeva paiku keskpäeval ei registreeri instrumendid meie tingimustes UV-kiirgust lühematel lainepikkustel kui 294 nm. Mida madalamal Päike horisondi kohal paikneb, seda pikematele lainepikkustele nihkub registreeritava UV-kiirguse lühilaineline lävi. Joonisel 1 on esitatud horisontaalsele pinnale langeva registreeritava UV-kiirguse lühim lainepikkus pilvitu ilma korral sõltuvalt Päikese seniitnurgast.



Joonis 1. UV-kiirguse lühim registreeritav lainepikkus selge ilmaga sõltuvalt Päikese seniitnurgast.

Päikesekiirguse mõõtmistes ehk aktinomeetrias räägitakse sageli kiirguse päeva- ja tunnisummadest. Horisontaalsele pinnale langeva kiirguse päeva- ja tunnisummad tähendavad õigupoolest vastavates ajavahemikes kogunenud kiirgusenergiat ühikutes J/m^2 . Vahetult registreeritakse aga horisontaalsele pinnale langeva kiirguse hetkelist võimsust ühikutes W/m^2 , millest siis energia integreeritakse üle uuritavate ajavahemike. Tihti arvutatakse eraldi välja UVB- ja UVA-kiirguse võimsused ja energiahulgad ning UVA/UVB suhe. Levinud on ka spektraalse mõjuteguriga korrutatud efektiivsete võimsuste ja energiahulkade avaldamine, nagu erüteemvõimsus ja erüteemdoos. Selliseid efektiivseid suurusi on kasutusel õige mitmeid. Spektraalmõõtmiste puhul iseloomustatakse spektraalse kiiritustiheduse võimsust ühikutes $W/(m^2nm)$ ja kogunenud energiatihedust ühikutes $J/(m^2nm)$. Alates 1998. aasta algusest on Tõraveres kogutavasse andmebaasi integraalse kiirguse andmete kõrvale lisandunud erüteemmõjususele kaalutud UV-kiirguse (McKinley ja Diffey, 1987) ja alates 2002. aastast UVB spektraalse kiiritustiheduse mõõtmisandmed lainepikkusel 306 nm. Samast aastast töötab Tõraveres NASA AERONETi võrku kuuluv päikesefotomeeter Cimel-18, mis võimaldab saada AOD väärtusi seitsmel lainepikkusel vahemikus 340 kuni 1020 nm ja aerosooli submikroonse ning jämefraktsiooni omavahelisi proportsioone. Aastal 2005 alustati samas mõõtmisi laia-ribaliste UVB ja UVA sensoritega.

UV spektrite registreerimine Tõraveres

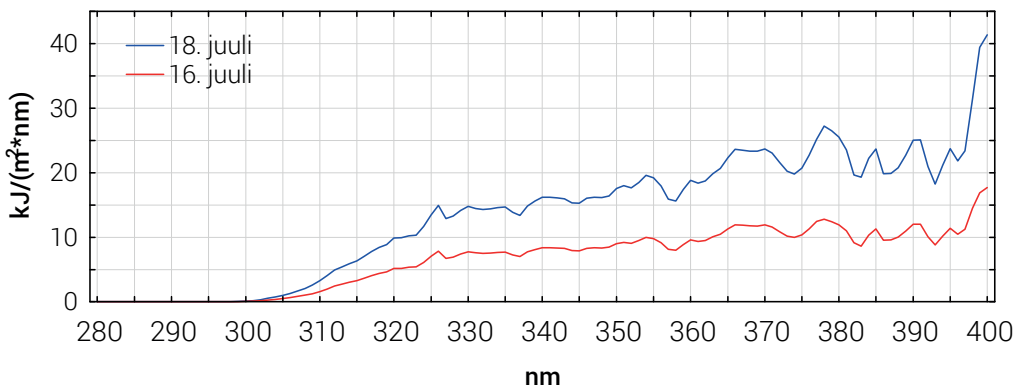
Alates 2004. aastast toimub Tõraveres Tartu Observatooriumis horisontaalsele pinnale langeva UV-kiirguse spektraalse kiiritustiheduse registreerimine lainepikkuste vahemikus 280–400 nm. Aastatel 2004–2008 kasutati selleks kompakset minispektromeetrit AvaSpec 256 ja alates 2009. aasta suvest europrojekti EstSpace vahenditest muretsetud Benthami topeltmonokromaatoril DMc150F-U põhinevat mõõtesüsteemi. Spektrid registreeritakse instrumendi juhtarvutisse, algselt eraldi failidena kiiritustihedus $mW/(m^2nm)$ versus lainepikkus nm, ja hiljem sorteeritakse andmed kuupäevade kaupa edasiseks analüüsiks. Spektrite registreerimine mõlema süsteemiga on toimunud iga 15 minuti järel. Horisontaalsele pinnale langeva UV-kiirguse spektraalse kiiritustiheduse võimsused ühikutes $mW/(m^2nm)$ salvestatakse iga spektri puhul esialgu eraldi failina mõõtesüsteemi juhtarvuti mälusse. AvaSpec 256 instrumendi tarkvara oli kohapeal loodud (Ansko et al., 2008) ja selle abil organiseeriti iga kuupäeva spektrite kogumid, mis hõlbustas järgnevat töötlemist. Benthami DMc150F-U spektromeetri puhul kasutatakse instrumendi tootja tarkvara BenWin+, mis eristab spektreid kellaaja ja kuupäeva kaupa failide nimetuses, kuid ei võimalda kuupäeva kõiki faile koos välja tuua.

Suur osa potentsiaalsetest uurimisülesannetest nõuab mitte niivõrd spektraalse kiiritustiheduse hetkväärtusi, kui võrd mingi pikema aja jooksul kogunevaid spektraaldoose ühikutes $J/(m^2nm)$. Võimalike kasutajate huve ja võimalusi arvestades otsustati üksikute kuupäevade spektrid kanda eraldi lehtedena üle Exceli keskkonda, moodustades neist lehtedest iga kalendriku kohta omaette kausta. Reeglina algab ja lõpeb andmebaasi võetud spektrite registreerimine Päikese seniitnurkade vahemikus 90–91 kraadi. Suvise pööripäeva paiku koguneb päeva jooksul kuni 75 spektrit, talvise pööripäeva paiku aga veidi vähem kui 30. Võrdpäevsuse aegadel registreeritakse 50 spektrit päevas.

Kuna spektrite registreerimine toimub 15minutilise intervalliga, siis loetakse UV-kiirguse dooside integreerimisel kiiritustiheduse väärtus 7,5 minuti jooksul enne ja sama pika ajavahemiku jooksul pärast spektri keskpunkti registreerimise hetke samaks. Hindamaks, kui suured erinevused päevadoosides võiksid sellest lihtsustusest tingitult ilmned, kasutati

kitsasribasensori CUVB1 kiiritustiheduse mõõtmiste minutiväärtusi lainepikkusel 306 nm. Jadavastuvõtjaga spektromeeter AvaSpec 256 registreerib kiiritustihedust kõigil lainepikkustel samaaegselt. Kui mõõtmistsükkel toimub osa ajast päikesepaistel ja osa ajast mitte, siis kajastub see kõigil lainepikkustel. Benthami spektromeetriga registreerides võivad registreeritava kiiritustiheduse muutudes tekkida spektri suured moonutused, sest kiiritustihedused võivad erineda mitu korda. Benthami spektromeeter skaneerib spektrit lühematest lainepikkustest alates pikemate poole ja kogu spektri skaneerimine võtab kuni 40 s aega. Osa spektrist võib olla registreeritud päikesepaistel ja osa ajal, mil Päike on pilve taga. Spektromeetri AvaSpec 256 integreeritud väärtused ei erinenud tihedama sammuga tehtud integreeritud väärtustest oluliselt üle 1% (Aruoja, 2014). Benthami spektromeetri korral võis suviste väga vahelduva pilvisusega ilmadega erinevus küündida koguni 8% lähedale (Virronen, 2014).

Et Päikeselt saabuv kiirgusenergia ja selle toime on suvisel poolaastal palju suuremad kui talvel, siis on analüüsil peatahelepanu pööratud „valgemale“ osale aastast. Suvekuudel pole kunagi palju päris selgeid ilmu ega ka lauspilves päevi. Enamik tüüpilisi suvapäevi on vahelduva pilvisusega, mil päeva jooksul leiavad aset nii episoodid, mil päikeseketast katvad pilved saabuvat kiirgust nõrgendavad, kui ka episoodid, mil pilvedelt peegelduv või hajuv kiirgus kiiritustihedust suurendab. Ka lauspilvisuse UV-kiirgust nõrgendav toime on suurtes piirides varieeruv (Aun et al., 2011). Isegi suvistel lauspilves päevadel on ülekaalus paks pilvisus, mis nõrgendab nii UVB kui ka UVA päevased doosid keskmiselt kolmandikuni selge ilma omadest. Veelgi muutlikum on vahelduva pilvisuse mõju. Joonisel 2 on esitatud spektraalse kiiritustiheduse päevadoosid juulikuu lähestikulistel päevadel, millest üks on vähese pilvisusega ja teine valdavalt pilves. Päevade sorteerimisel nende optiliste omaduste järgi osutuvad kriteeriumidena kasulikuks integraalse kogukiirguse ja integraalse otsekiirguse doosid samades tingimustes selge ilma suhtes. UV-kiirguse dooside analüüsiks koostati kaks abitabelite komplekti, mis sisaldavad ilmastikuolusid ja integraalse kiirguse kättesaadavust iseloomustavaid andmeid. Neist ühes on antud integraalse otsekiirguse, hajusa ja summaarse kiirguse päevasummad, päevane päikesepaiste kestus, erütemmõjusa UV ja kitsasriba UVB päevasummad, päeva keskmine osooni koguhulk, AOD väärtused seitsmel lainepikkusel, aerosooli peen- ja jämefraktsiooni vaherkord lainepikkusel 500 nm, Ängströmi eksponent, lumikatte olemasolu, päeva keskmised pilvisused kolmel põhitasemel (madalate, keskmiste ja kõrgete pilvede hulgad) ning otse- ja summaarse kiirguse väärtused normaaltingimustes selge



Joonis 2. UV-kiirguse spektraalsed päevadoosid vähese pilvisusega (ülemine spekter) ja valdavalt pilves (alumine spekter) ilmadega.

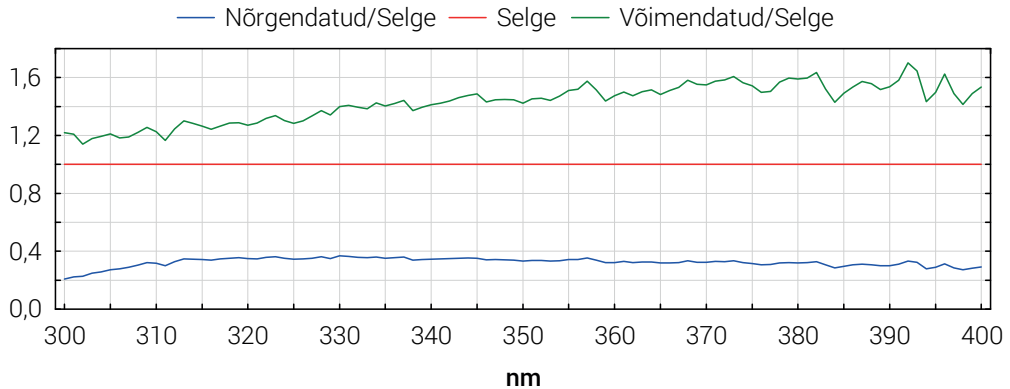
ilma omade suhtes. Normaalingimustel selge ilm vastab osooni ja AOD keskmisele sesoonsele väärtusele (Eerme et al., 2010). Teises tabelis on antud otse-, hajusa ning summaarse kiirguse tunnisummad. Tunde loetakse kummalegi poole keskpäevast tõelises päikeseajas.

Analüüs

Eesmärgid

Mõõtmisandmetest saadakse teadmisi füüsikalise modelleerimise või/ja statistilise analüüsi vahendusel. Atmosfääri läbiva kiirguse füüsikaline modelleerimine kiirguslevi mudelite abil annab pilvitute ilmadega mõne protsendi piiresse jääva kooskõla tegelikkusega. Füüsikaline modelleerimine on Tartu Observatooriumis toimivas UV-spektrite analüüsis kasutusel normaalingimustel selge ilma kiirguse arvutamiseks. Suvise poolaasta valdavalt vahelduvalt pilves ilmad ei võimalda adekvaatset füüsikalist modelleerimist ega sobi ka optiliseks kaugseireks. Taimestik ja muud maapinnal paiknevad objektid, nagu ka atmosfääri maalähedane kiht, on aga püsivalt muutliku kiirguse mõju all.

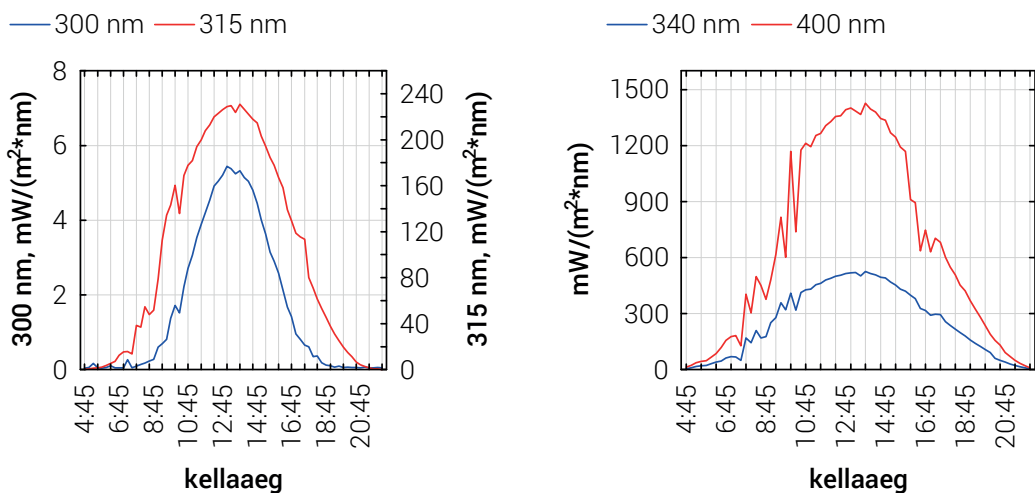
Registreeritud kiiritustihedused on seda suuremad, mida kõrgemal horisondi kohal paikneb Päike. Mida madalamal on Päike, seda suurem on registreeritud kiirguses hajuskiirguse osatähtsus. Hajuskiirguse panus omakorda on seda suurem, mida lühem on kiirguse lainepikkus. UVB piirkonna lainepikkustel neeldub suur osa hajuskiirgusest troposfääri osooni molekulidel, sest hajuskiirguse kvantide läbitud teepikkus on palju suurem kui otsekiirgusel. Seetõttu ongi UVB piirkonnas päev näivalt märksa lühem kui UVA piirkonnas, kus osoonil neeldumine puudub.



Joonis 3. Näide pilvede poolt nõrgendatud (all) ja võimendatud (ülal) UV-spektrist selge ilma oma (keskel) suhtes Päikese sama seniitnurga 36° korral.

UV kiiritustiheduse ja spektraalse koostise iseloomulik muutumine päeva jooksul

Mõõdetud UV kiiritustihedust ja selle spektraalset koostist moduleerivad kõigepealt Päikese seniitnurga päevane käik (joonis 1) ja aastane tsükkel. Pilvitu taeva korral jõuab päikesekiirgus maapinnani kõige paremini Päikese ülemise kulminatsiooni ajal ja UVB-kiirguse panus on siis samuti kõige suurem. Ülemise kulminatsiooni kõrgus muutub aasta jooksul reeglipäraselt. Suvise pööripäeva keskpäeval on Päike Tartus (Tõraveres) 55,2° (seniitnurk 34,8°) ja talvise



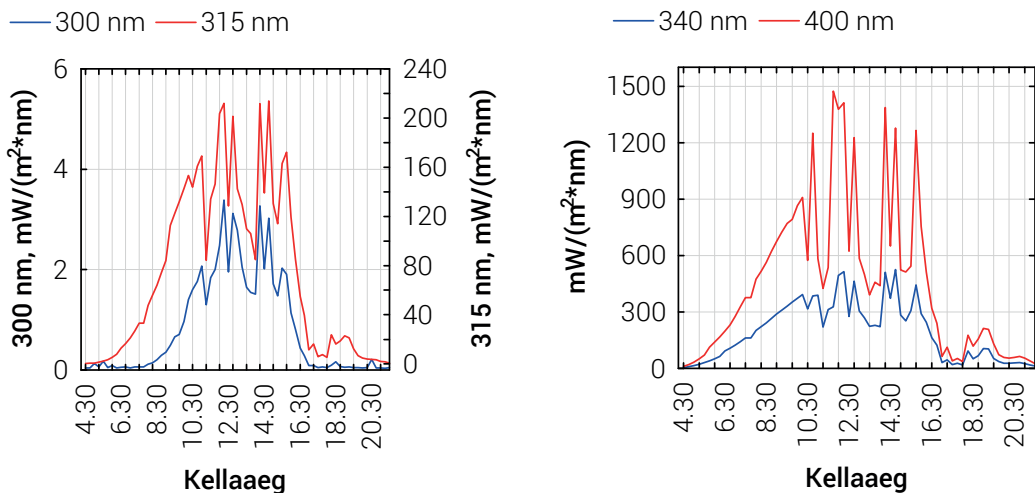
Joonis 4. Spektraalse kiiritustiheduse päevane käik päikeselisel (integraalse otsekiirguse suhtelise päevasumma 0,84) päeval UVB (vasakul) ja UVA (paremal) lainepikkustel.

pööripäeva keskpäeva ajal $8,3^\circ$ (seniitnurk $81,7^\circ$) kõrgusel horisondi kohal. Muutlikkust aastase ja ööpäevase regulaarse muutumise taustal põhjustavad kolm peamist tegurit. Neist kõige mõjusam on pilvisus, mis võib UV-kiirguse päevadoose selge ilma omadega võrreldes nii nõrgendada kui ka võimendada. Pilvede modifitseerivat toimet läbi atmosfääri saabuvale päikesekiirgusele iseloomustatakse pilvede mõjufaktoriga (Schwander et al., 2002), (ingl k *Cloud Modification Factor CMF*). Pilvede mõju kvantiseerimine on keeruline (Seckmeyer et al., 2008) ja selle otstarbekuse suhtes esineb ka skeptilisi hoiakuid.

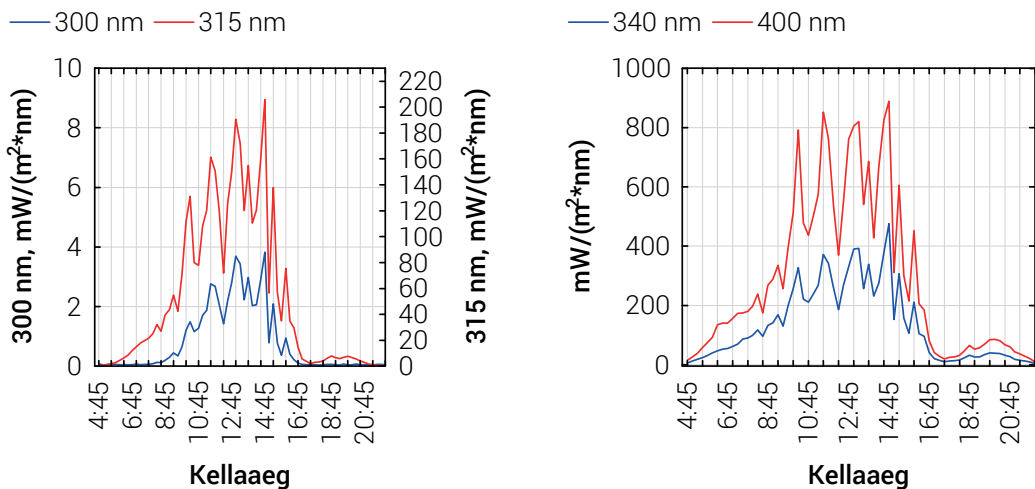
Vahelduva pilvisusega suvepäevade hommikul ja õhtul ei ilmuta UV kiirustihedus sujuva tõusu või languse taustal kuigi suurt muutlikkust. Keskpäevalähedastel tundidel ilmneb aga sageli väga suure amplituudiga kiire muutumine. Maist augusti teise pooleni võivad keskpäevased 6 tunni jooksul registreeritud kiirustihedused olla selge ilma omadest nii suuremad kui ka väiksemad. Joonisel 3 on esitatud näide pilve poolt nõrgendatud ja peegeldavate pilvede poolt võimendatud suhtelise kiirustiheduse spektritest Päikese võrdse seniitnurga 36° korral. On näha, et kiirustiheduse pilvede mõju tõttu muutumise amplituud on suurem ja lainepikkusest vähem sõltuv UVA piirkonnas. Kõige paremini läbib pilvi lühemate lainepikkustega UVA (320 nm) (Schwander et al., 2002). UVB piirkonnas on pilvede nõrgendav toime suurem ja kasvab lainepikkuse kahanedes. Kiirguse võimendamine pilvedelt peegeldumise tõttu kasvab lainepikkuse suurenedes alates UVB kõige lühematest lainepikkustest kuni umbes 370 nanomeetrini ning edasi enam ei kasva.

Tavapäraste osaliselt pilves suviste päevade puhul on hommiku- ja õhtutundidel kiirustihedused loomulikult väiksemad kui keskpäeva paiku, kuid lisaks on ka muutlikkus mõõdukam. Joonisel 4 on esitatud spektraalsete kiirustiheduste päevased käigud vähese pilvisusega juulikuu päeval lainepikkustel 300, 315 (vasakul), 340 ja 400 nm (paremal). Joonisel 5 on sama keskmise pilvede hulga ja joonisel 6 peaaegu lauspilves ilmaga.

Keskonnamõjude suhtes on oluline kiirguse dooside suhe UVA/UVB. Pilvede mõjul muutub see peaaegu alati suuremaks. Suhteliselt õhukesed kihtpilved nagu *Sc* võivad seda suhet mõjutada ka UVB kiirguse kasuks (Vastsenko, 2012). Pilvedes nõrgeneb UVB kiirgus peamiselt troposfääri osoon molekulidel neeldumise tõttu. Kui konvektsioon, mis troposfääri



Joonis 5. Spektraalse kiirustiheduse päevane käik keskmiselt pilves (integraalse otsekiirguse suhtelise päevasumma 0,39) päeval UVB (vasakul) ja UVA (paremal) lainepikkustel.



Joonis 6. Spektraalse kiirustiheduse päevane käik lauspilves (integraalse otsekiirguse suhtelise päevasumma 0,037) päeval UVB (vasakul) ja UVA (paremal) lainepikkustel.

alumistes kihtides tekkinud osooni pilvekihti viib, osutub nõrgaks, siis jääb ka neeldumine pilvekihis nõrgaks ja rohkem UVB kiirgust jõuab maapinnani. Võimsa vertikaalse arenguga rümpilved ja rüncasajupilved nõrgendavad läbivat UVB kiirgust reeglina enam kui UVA kiirgust, kuigi ka viimase nõrgenemine on suur.

Alates Antarktika osooniaugu avastamisest on kardetud UVB-kiirguse dooside kasvu stratosfääri osoonikihi hõrenemise tõttu. Osooniauk on polaaralade lähedase piirkonna spetsiifiline varakevadine nähtus, mis teataval määral mõjub ka suvise stratosfääri osoonihulgale. Tavalisest õhem osoonikiht suvisel ajal on seotud rohkem troposfääri ülaosa rõhuväljaga. Sealsed ulatuslikud kõrgrõhkkonnad kergitavad ka stratosfääri kihistuse tavalisest kõrgemale ja osoonikihi näivalt hõredamaks (Lau et al., 1994; May, 2000). Stratosfääri osoonikihi mõju

maapinnani jõudvale UV-kiirgusele avaldub oluliselt siis, kui Päike paistab ja on kõrgel. Päikese otsekiirguse energia on nii kalendrikevadel kui ka -suvel keskmiselt 40% ja summaarse kiirguse energiahulk 65% võimalikust selge ilma omast (Eerme et al., 2010). Osoonikihi paksuse kõikumised on alates mai teisest poolest mõõdukad (Eerme et al., 2002).

Mõju poolest osooniga võrreldav UV-kiirguse dooside ja spektraalse koostise reguleerija on atmosfääris leiduv aerosool, selle hulk, suurusjaotus ja keemiline koostis ning vertikaalne jaotus. Osa aerosoolidest, näiteks sulfaatne aerosool, ainult hajutab. Teised aerosooliliigid, nagu tahm ja rauaoksiide sisaldav mineraalne tolmu, põhjustavad UV-kiirguse märkimisväärselt neeldumist. UV piirkonnas on tugev kiirguse nõrgendaja süsinikaerosool, eriti suits. Suitsu mõju on sagedasem kevadiste maastikupõlengute (kulupõletamine) ja juulis-augustis toimivate metsatulekahjude perioodidel (Barnaba et al., 2011; Witte et al., 2011). Tõraveres paikneva AERONETi päikesefotomeetri andmetel põhjustavad vaid 7% mõõdetud AOD väärtustest UV kiiritustiheduse olulist nõrgenemist.

Järeldused

UV kiiritustihedustes ja doosides esinevad Maa pöörlemisest ja ümber Päikese tiirlemisest tingitud suure amplituudiga aastased ja ööpäevased regulaarsed käigud, mille taustal ilmneb ebaregulaarselt mõjuvatest teguritest tingitud varieeruvus. Mida kõrgemalt käib Päike, seda suuremad on UV kiiritustihedus ja doosid ning suurem varieeruvuse mõju nendele. Samuti on UVB-kiirguse osakaal seda suurem, mida kõrgemal asub Päike, ja vastavalt UVA/UVB suhe väiksem. Suvekuudel on see suhe 50 lähedal ja talvisele pöörpäevale lähenedes kasvab orienteeruvalt 300 lähedale. Maist augusti teise pooleni on keskpäevase 6 tunni panus kogu päeva UV doosi UVB lühematel lainepikkustel kuni 85% ja UVA lainepikkustel vaid veidi üle 50%. UVA/UVB suhte väärtus langeb sel ajal sageli alla 40.

Suvisel poolaastal on maapinnani jõudva UV-kiirguse kiiritustiheduse ja doosi peamiseks muutuva toimega reguleerijaks pilvisus. Päikesepaiste episoodide ajal võivad ka atmosfääriosoon ja aerosool anda tõhusa panuse, eriti keskpäeva paiku.

Pilvisuse mõju UV-kiirguse spektrile sõltub lainepikkusest ja võib kiiritustihedust nii nõrgendada kui ka võimendada. Ka erütemse kiirguse taset iseloomustava UV-indeksi maksimaalsed väärtused esinevad Päikese lähedal paiknevate pilvede korral. Mõlemad protsessid modifitseerivad UV-kiirguse spektraalset koostist selge ilma omaga võrreldes. Pilvedelt peegeldumise tõttu on võimalikud UV kiiritustihedused, mis ületavad tavapäraseid selge ilma ja vahel koguni atmosfääriväliseid väärtusi. Pilvede poolt modifitseeritud UV-kiirguse spektris on rohkem võimendatud kiirgus UVA lainepikkustel ja rohkem nõrgendatud UVB lainepikkustel. Pilvede mõjul UVA/UVB suhte väärtus kasvab. Pilvede võimendava toime korral on UVA kiirguse suhteline juurdekasv suurem kui pilvede nõrgendava toime korral.

Osoon mõjutab õigupoolest ainult UVB-kiirgust ja aerosool nii UVB- kui ka UVA-kiirgust. Aerosooli optilised paksused on meie oludes mõõdukad ja kiirguse spektraalset koostist märgatavalt muutvaid väärtusi esineb kokku vähem kui 7% juhtudest.

Tänuavaldused

Käesolev töö on olulisel määral tehtud Euroopa Regionaalarengu Fondi finantseeritud keskkonnaprojekti 3.2.0801.11-0041 „Eesti kiirguskliima“ raames. Autorid tänavad ka Keskkonnaagentuuri Tartu-Tõraverse ilmajaama ja NASA AERONETi meeskonda meteoroloogiliste ja atmosfääri optilise paksuse andmete kasutamise võimaluse eest.

Viidatud kirjandus

- Ansko I., Eerme K., Lätt S., Noorma M., Veismann U. (2008). Study of suitability of AvaSpec array spectrometer for solar UV field measurements, *Atmos. Chem. Phys.*, 8, 3247-3253.
- Aruoja I. (2014). Mõjuteguritega kaalutud ultraviolettkiirguse muutlikkus Eestis M. Sc. thesis, Tartu Ülikool, 50 lk.
- Aun M., Eerme K., Ansko I., Veismann U., Lätt S. (2011). Modification of spectral ultraviolet doses by different types of overcast cloudiness and atmospheric aerosol. *Photochemistry and Photobiology*, 87, 461-469.
- Barnaba, F., Angelini, F., Curci, G., Gobbi, G. P. (2011). An important fingerprint of wildfires on the European aerosol load, *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 10487-10501.
- Eerme K., Kallis A., Veismann U., Ansko I. (2010). Long-term variations of available solar radiation on seasonal timescales in 1955-2006 at Tartu-Tõravere meteorological station, Estonia. *Theoretical and Applied Climatology*, 101, 371-379.
- Eerme K., Veismann U., Koppel R. (2002). Estonian total ozone climatology. *Annales Geophysicae*, 20, 247-255.
- Eerme, K., Aun, M. (2012) A review of the variations of optical remote sensing conditions over Estonia in 1958-2011. *International Journal of Remote Sensing Applications*, vol. 2, No. 3, 12-19.
- Kallis A., Russak V, Ohvril H. 100 years of Solar radiation Measurements in Estonia. In World Climate Research Programme. Report of the Eight Session of the Baseline Surface radiation Network (BSRN). Workshop and Scientific Review (Exeter, UK, 26-30 July 2004. WCRP Informal Report No 4/2005, C1C4.
- Lau K.-M., Sheu P.-J., Kang I.-S. (1994). Multiscale low-frequency circulation modes in the global atmosphere. *J. Atmos. Sci.*, 51, 1169-1193.
- May W. (2000). A spectral view on the atmospheric intraseasonal variability in the extratropics: ECMWF re-analyses, versus operational analyses. *Tellus*, 52A, 237-264.
- McKinley A.F., Diffey B. L. (1987). A reference action spectrum for ultraviolet induced erythema in human skin. *CIE J.*, 6, 17-22.
- Schwander H., Koepke P., Kaifel A., Seckmeyer G. (2002). Modification of spectral UV irradiance by clouds. *J. Geophys. Res.*, 107, doi:10.1029/2001JD001297.
- Seckmeyer G., Glandorf M., Wickers C., McKenzie R., Henriques D., Carvalho F., Webb A., Siani A. M., Bais A., Kjeldstad B., Brogniez C., Werle P., Koskela T., Lakkala K., Gröbner J., Slaper H., den Outer P, Feister U. (2008). Europe's darker atmospheres in the UV-B. *Photochem. Photobiol. Sci.*, 7, 925-930.
- Vaštšenko A. (2012). Pilvisuse mõju maapinnani jõudva ultraviolettkiirguse spektraalsele koostisele. M. Sc. thesis, Tallinna Tehnikaülikool, 153 lk.
- Virronen K. (2014). Päikese ultraviolettkiirgus Eestis (Tõravere mõõtmisandmete põhjal). M. Sc thesis, Tallinna Ülikool, 52 lk.
- Witte, J. C., Douglass, A. R., da Silva, A., Torres, O., Levy, R., Duncan, B. N. (2011). NASA A-Train and Terra observations of the 2010 Russian wildfires, *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 9287-9301.

Summary

Variability of ultraviolet solar radiation reaching the ground

Solar radiation is used as information carrier in optical remote sensing. At the same time solar radiation sustains and affects all life forms on Earth and is related to a variety of technological applications. The effects of solar radiation depend strongly on its spectral composition, being larger in its ultraviolet range. Regular recording of UV spectral irradiance in the range 280–400 nm has been performed at Tartu Observatory (58° 16' N, 26° 28' E, 70 m a.s.l.) since 2004. A survey of the measurements and obtained results is presented. Spectral irradiance and dose are minimal around winter solstice when also the UVB (wavelengths below 315 nm) contribution is the smallest. Daily ratio UVA/UVB is then about 250–300 and increases to about 50 by the summer solstice. From May to August the contribution from six noon hours in the daily dose reaches 85% at the shortest UVB wavelengths, decreasing to about 50% in the UVA range. The day is significantly shorter in the UVB range than in the UVA and visible range. Clouds, atmospheric aerosol and ozone decrease the contribution of UVB irradiance. The major modulator of ground-level spectral irradiance is cloudiness. The largest variability appears during the summer six noon hours. The major features of the variations in UV spectra can be studied only by means of statistical methods.

Sirgäikesetorm 8. augustil 2010 satelliitidelt ja radaritelt nähtuna

Aarne Männik^{1,2}, Velle Toll^{1,2}, Tanel Voormansik^{1,2}

¹ Tartu Ülikool, füüsika instituut, Ülikooli 18, 50090 Tartu

² Keskkonnaagentuur, Mustamäe tee 33, 10616 Tallinn

Kokkuvõte

Artikkel tutvustab kaugseire meetodite kasutusvõimalusi Eestis ägedate ja ohtlike äikesetormide jälgimiseks ning teaduslikuks analüüsiks. Näidatakse meteoradarite ja satelliitkaugseire rakendamist konkreetse, 8. augustil 2010. a üle Eesti liikunud sirgäikesetormi juhtumi peal.

Kaugseire on asendamatu töövahend ohtlike äikesetormide operatiivseks jälgimiseks ning elanikkonna hoiatamiseks läheneva ohu eest. Samas on kaugseire meetodite kasutamine Eestis esinevate konvektiivsete tormide dünaamika, omaduste ja iseärasuste uurimiseks alles algusjärgus ning artikkel püüab kokkuvõtvalt fikseerida praeguse olukorra. Kaugseire on seejuures vaid uurimistöö üheks komponendiks, kuna konvektiivsete tormide protsesside ja omaduste mõistmiseks ja karakteristikute määramiseks on vajalik kompleksne lähenemine, mis seob kaugseiret, kõrglahutuslikke atmosfäärimudeleid ja kontaktmõõtmisi.

Võtmesõnad: meteoradarid, satelliidid, konvektiivne torm, *derecho*

Sissejuhatus

8. augustil 2010. a liikus üle Eesti kiire äikesetorm, tekitades oma teel purustusi ja majanduslikku kahju. Hilisem analüüs näitas, et tegemist oli *derecho* (Hinrich, 1988) ehk sirgäikesetormi kriteeriumidele (Johns ja Hirt, 1987) vastava mesomastaapse (horisontaalne ulatus 10 kuni 100 km) konvektiivse süsteemiga. Sirgäikesetormide esinemissagedus Eestis ei ole tegelikult hästi teada, kuna nende täpsemaks määramiseks on vajalikud kaasaegsed kaugseirevahendid, mille kasutamise ajalugu pole meil eriti pikk.

Alates Noleni (1959) ja Hamiltoni (1970) esimestest uurimustest on ilmaradarid olnud tähtsad ägedate konvektiivsete tormide uurimise ja vaatlemise seadmed. Võrreldes muu maailmaga on ilmaradarite kasutamine Balti riikides üsna uus valdkond. Esimesena Baltimaades paigaldati esimene radar Eestis 2000. aastal Harkusse. Läti sai oma esimese radari 2006. aastal ning Leedu 2011. aastal. Radareid kasutatakse meil praegu aktiivselt vihmasadude jälgimiseks nii professionaalsete sünoptikute igapäevases operatiivses töös kui ka inimeste tavaelus. Samuti on Eestis kasvamas teadmised ja kogemused ohtlike konvektiivsete tormide jälgimiseks radarite abil. Radarite info kasutamine ägedaid konvektiivseid torme puudutavas teaduslikus uurimistöös on Eestis siiski alles algusjärgus ning käesolev artikkel on koos Meiterni (2013) tööga üks esimesi publitseeritud katseid käsitleda radaripildidel vibukujulise kaarkajaga assotsieeruvat ägedat konvektiivset tormi (Fujita, 1978) radarivaatluste abil.

Peale radarite on konvektiivsete tormide uurimisel suur abi ka satelliitmõõtmistest. Satelliidid võimaldavad lisaks tavapärasele pilvede liikumise visuaalsele esitamisele saada infot

pilvede mikrofüüsikaliste (pilvepiisakeste suurus, olek jne) parameetrite kohta (Rosenfeld ja Lenski, 1998) ning samuti toimub aktiivne algoritmide väljatöötamine konvektiivsete tormide detekteerimiseks (Rosenfeld et al., 2008). Alates 2013. aastast on Eesti Euroopa Meteoroloogiliste Satelliitide Organisatsiooni (EUMETSAT) liige ning omab selle kaudu juurdepääsu nii EUMETSATi operatiivselt toimivate satelliitide infole kui ka Ameerika Ühendriikide meteoroloogiliste satelliitide poolt kogutavatele andmetele. See avab rohelise tee satelliitide kasutamisele Eestis konvektiivsete tormide seireks ja uurimiseks.

Käesoleva artikli eesmärk on tutvustada kaugseiremetodite rakendusi konvektiivse tormi jälgimisel ja uurimisel. Artiklis antakse lühike ülevaade Eestis kättesaadavatest rutiinsetest radar- ja satelliitmõõtmistest ning vaadeldakse 2010. a 8. augusti sirgäikesetormi näitel erinevaid tormi ja keskkonna parameetreid, mida kaugseire vahendid mõõta ja kirjeldada aitavad.

Materjal ja meetodika

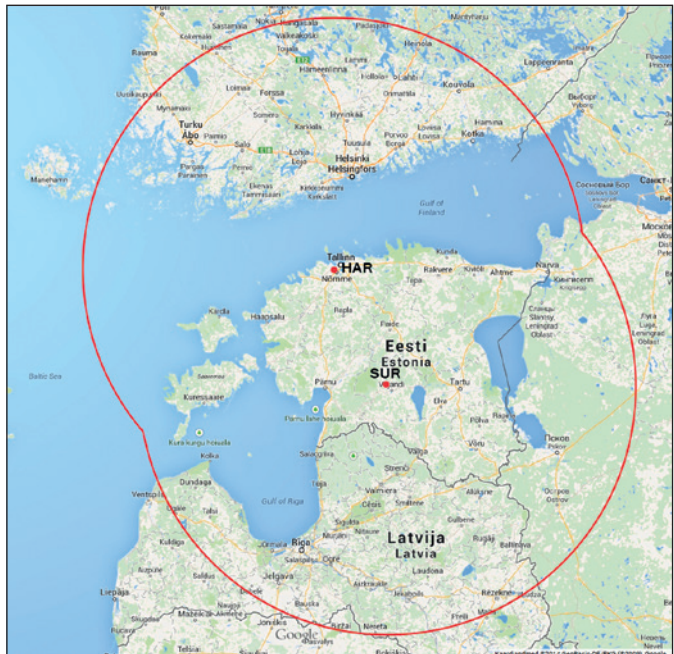
Meteoradarid riiklikus ilmateenistuses

Eesti keskkonnaagentuuri hallatava riikliku ilmateenistuse radarivõrgustik koosneb kahest kaksikpolarimeetrilisest Doppleri ilmaradarist (tabel 1). Üks neist paikneb Eesti põhjaosas Harkus ja teine riigi keskosas Sürgaveres. Harku radar paikneb Tallinna kesklinnast 8 km kaugusel edelas vana meteoradari asukohas ja hakkas tööle 2009. aasta oktoobris. Sürgavere ilmaradar asub Eesti keskosas Sakala kõrgustiku põhjaserval ning alustas tööd 2008. aasta mais. Radarite omavaheline kaugus on 115 km. Üksiku radari maksimaalne mõõteraadius on 250 km, mis tähendab, et kogu riik on radarmõõtmistega kaetud (joonis 1).

Harku ja Sürgavere radarid on tehniliselt identsed Vaisala WRM200 C-riba kaksikpolarimeetrilised Doppleri radarid, mis on ühed kõige moodsamad operatiivkasutuses olevad meteoradarid maailmas.

Mõlema radariga tehakse kahe ulatusega skaneeringuid: 250 km raadiusega, mis annab hea ülevaate saju intensiivsusest suurel alal, ning 130 km raadiusega, mis annab paremaid andmeid tuulte kohta. Radariandmete asimuudisuunaline lahutusvõime on 1° ja radiaalsuunaline lahutusvõime 250 km skaneeringul 300 m ning 130 km skaneeringul 150 m. Mõlemad skaneeringud toimuvad 15 min intervalliga.

Kuna Eesti ilmateenistus osaleb mitmes rahvusvahelises meteoradarid siduvas programmis, on Eesti meteoradarid osa suurematest radarivõrgustikest. NORDRADiga, mis hõlmab



Joonis 1. Eesti ilmateenistuse meteoradarite paiknemine kaardil. Punane joon tähistab maksimaalset tööraadiust (250 km).

Tabel 1. Eesti radarite asukohad. Kõrgus näitab antenni keskosa kõrgust merepinnast.

| Nimi | Akronüüm | Töös alates | Põhjalaius | Idapikkus | Kõrgus merepinnast (m) |
|-----------|----------|-------------|--------------|-------------|------------------------|
| Harku | HAR | Okt 2009 | 59°23'51,61" | 24°36'7,56" | 49 |
| Sürgavere | SUR | Mai 2008 | 58°28'56,31" | 25°31'7,17" | 156,5 |

Põhja-Euroopa meteoradareid, liitus Eesti juba aastal 2002 (Meischner, 2004). Lisaks on Eesti osaline BALTRADI projektis, milles osalevad Läänemere-äärsed riigid, ja kolmandaks suuremaks võrgustikuks, mille osaks on ka Eesti radarid, on EUMETNET OPERA, mis hõlmab peaaegu kõiki Euroopa ilmasteenistusi ja nende radareid.

EUMETSATi geostatsionaarsed satelliidid

Geostatsionaarsed (asukoht ekvaatori kohal ühes punktis) satelliidid on kõige levinumad satelliidid ilma operatiivseks jälgimiseks. EUMETSATi teise põlvkonna (MSG) satelliidid (Schmetz et al., 2002) on kasutusel aastast 2004 ning pärast Eesti liitumist organisatsiooniga on nende poolt kogutav info ka meile kättesaadav.

Tähtsaim instrument EUMETSATi geostatsionaarsetel satelliitidel on *Spinning Enhanced Visible and InfraRed Imager* (SEVIRI), mis vaatleb Maad, kasutades 12 spektraalkanalit (Schmetz et al., 2002). Seade võimaldab tervet vaateväljas poolkera skaneerida 15minutilise intervalliga ning just konvektiivsete ja kiirelt arenevate tormide jälgimiseks käivitati ka väiksema sektori (Euroopa) kiirem skaneerimine 5minutiliste intervallidega. Meteoroloogilise info pidev kättesaadavus ajas geostatsionaarselt satelliidilt võimaldab edukalt jälgida ja prognoosida ilmasüsteemide arenemist.

Kuna geostatsionaarne satelliit paikneb 36 000 km kõrgusel ekvaatori kohal, siis jääb tema võrgulahutus meie geograafilise laiuse jaoks kehvaks ning mesomastaapsete meteoroloogiliste süsteemide peenema struktuuri jälgimiseks tuleb meil kasutada teisi võimalusi.

Polaarorbiidil satelliidid

Polaarorbiidil (orbiit läbib maakera mõlemat poolust) satelliitidest on meteoroloogidel kõige kauem kasutada olnud Ameerika Ühendriikide riikliku ookeani ja atmosfääri ametkonna NOAA satelliidid POES (*Polar-orbiting Operational Environmental Satellites*), mis asuvad orbiidil juba alates 1970. aastast ning on nüüdseks jõudnud 19. satelliidini – praegu töötab NOAA-19. Satelliitide olulisimad seadmed on kõrglahutuslik radiomeeter *Advanced Very High Resolution Radiometer* (AVHRR) ja vertikaalne sondeerija *Advanced TIROS Operational Vertical Sounder* (ATOVS), mida rakendatakse väga erinevate meteoroloogiliste ning keskkonnamonitooringu probleemide lahendamiseks.

Polaarorbiidil viibivad EUMETSATi satelliidid on Metop-seeriast ning orbiidil on neid hetkel kaks: Metop-A ja Metop-B, millest viimane on primaarne. Koos NOAA satelliitidega moodustavad nad *Joint Polar System*'i – JPSi ning see aitab leevendada polaarorbiidil satelliitidele omast harva katvuse probleemi poolustelt eemal. Ka Metopi satelliitidel on AVHRR instrument ja temperatuuri ning niiskuse vertikaalsete profiilide skaneerimist võimaldab pardal olev instrument *Infrared Atmospheric Sounding Interferometer* (IASI).

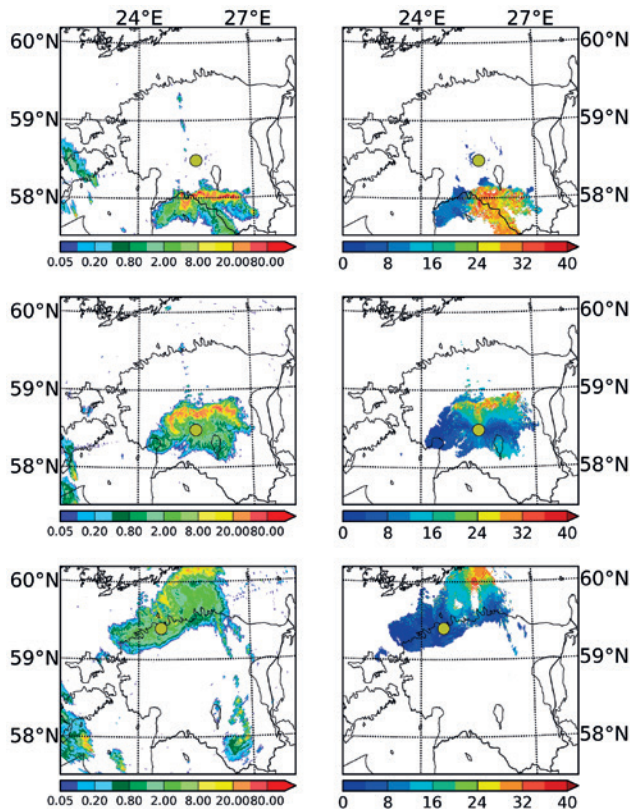
Lisaks eespool mainitutele on tuntumad polaarorbiidil satelliidid NASA-le kuuluvad Aqua

ja Terra, millest esimene teeb ülelende õhtuti ja teine hommikuti. Nende satelliitide peal paiknev mõõduka ruumilise lahutusega spektraalradiomeeter MODIS on väga tuntud ja kasulik töövahend kaasaegsetes atmosfääriuuringutes.

Polaarorbiidil satelliitide lennutrajektorid asuvad maapinnast, sõltuvalt satelliidist, u 700–850 km kõrgusel ja tänu sellele on nende eeliseks andmete parem ruumiline lahutus võrreldes geostatsionaarsete satelliitidega. Nii geostatsionaarsed kui ka polaarorbiidil olevad satelliidid mõõdavad erinevates lainepikkuste vahemikes nii päikesekiirguse kui ka soojuskiirguse hulka, eraldi on kasutusel kanalid, mis on tundlikud veeauru sisaldusele atmosfääris. Eri kanalite kombineerimisel arvutatakse kolme põhivärvi (punase, rohelse ja sinise) RGB-komposiitprodukte. RGB-komposiidis vastab igale värvile teatud kanal või mitme kanali matemaatiline kombinatsioon. Sellised komposiitpildid võimaldavad jälgida atmosfääri omadusi, mis üksiku kanali pildilt eristatavad ei ole.

Tulemused ja arutelu

Järgnevalt on rakendatud kaugseire meetodeid ülevaate saamiseks 2010. a 8. augusti sirgäikesetormist. Kuna konvektiivsed tormid on oma olemuselt väga kiiresti arenevad ja liikuvad nähtused, siis on nende kaugseire puhul väga oluliseks aspektiks võimalikult tihe skaneerimine, kuid iseloomulike detailide eristamiseks on vajalik ka kõrge ruumiline lahutus.



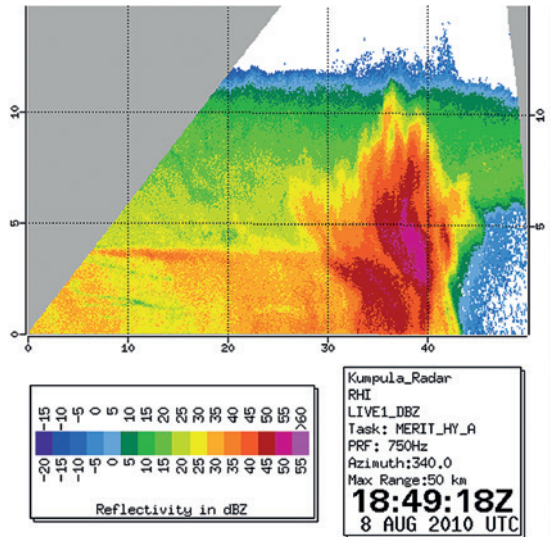
Joonis 2. Sirgäikesetormi teekond Sürgavere ja Harku radaril: vasakul sajuintensivsus (mm/h) ning paremal radarisuunaline tuulekiirus (m/s) kell 15.30, 16.30 ja 18.15 UTC.

Konvektiivse tormi karakteristikute määramine meteoradaritelt

Radarvaatlused on ühed olulisemad vahendid ägedate konvektiivsete tormide karakteristikute määramisel ning aitavad iseloomustada ka 2010. a 8. augusti sirgäikesetormi. Joonis 2 kujutab sirgäikesetormi teekonda üle Eesti, nii nagu see esitus radarvaatluste baasil. Radaripiltidelt nähtub sirgäikesetormile iseloomulik kaar-kaja (Johns ja Hirt, 1987). Radarandmete põhjal oli tormi sajuala Eestist üle liikudes ida-läänesuunalise ulatusega 170–200 km ja põhja-lõunasuunaliselt 50–90 km. Radari tuuleandmed näitasid maksimumseteks kiirusteks 15.35 UTC paiku 23 m/s, hiljem tuulekiirused kasvasid ja kõige suuremad väärtused olid 16.50 UTC ajal, kui sajuala kesk- ja läänesosas olid maksimaalsed tuulekiirused

25 m/s ning idapoolses osas 30–35 m/s. Tormi keskosa esimene serv edenes 15.30 ja 15.45 vahel kiirusega 23 m/s. Üle Eesti liikudes kiirus kasvas, nii et 16.45 ja 17.00 vahel liikus tormi keskmine ja läänepoolne osa 25 m/s, idapoolne üle 30 m/s. Radari peegelduvuse andmetel oli ka sajuintensiivsus suurem tormi kesk- ja idaosas, kus maksimaalsed väärtused küündisid üle 80 mm/h. Sajuintensiivsus oli suurim kella 15.45ni, tormi edasi liikudes maksimaalne sajuintensiivsus pisut vähenes.

Kahjuks ei ole Eesti radarite skaneerimisstrateegiad kohandatud konvektiivsetest tormidest vertikaalseid läbilõikeid tegema. Läbilõiked on küll võimalikud, kuid nende vertikaalne lahutus on üsna vilets. Illustreerimaks radarite võimalusi selles vallas, on joonisel 3 ära toodud soomlaste tehtud sirgäikesetormi vertikaalse läbilõike skaneering. Sellelt on hästi näha tormi läbilõike struktuur – tormi eesosas on tugev peegelduvus kuni 11 km kõrguseni, mis on seotud konvektiivse ülesvooluga (*updraft*). Tormi tagumises osas on tegu kihistunud sajualaga, tugevam peegelduvus selles piirkonnas 4 km kõrgusel on seotud jääosakeste sulamisega.



Joonis 3. Tormi peegelduvuse (dBZ) vertikaalne läbilõige Kumpula radaril kell 18.49 UTC.

Konvektiivse tormi karakteristikute määramine satelliitidel

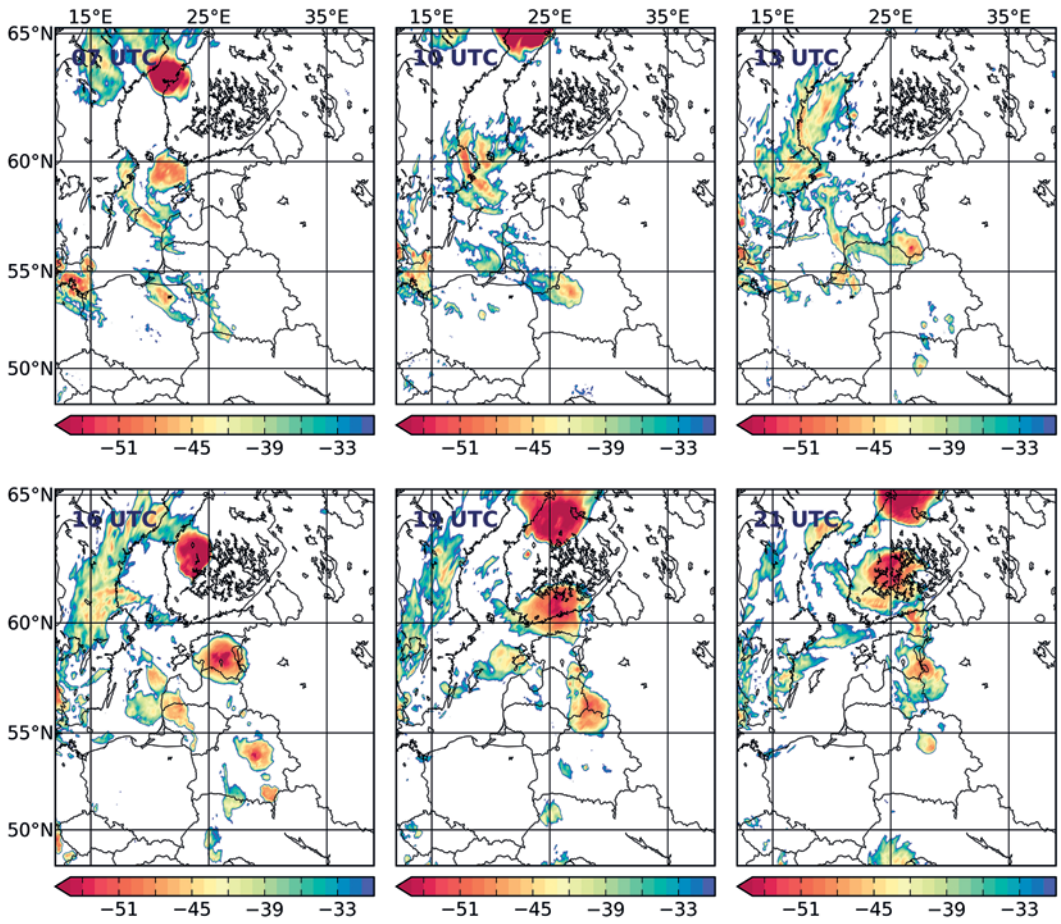
Tormi teekonna iseloomustus satelliidiinfo abil

Tormi teekonna iseloomustamiseks sobivad hästi geostatsionaarse satelliidi andmed hea ajalise lahutuse tõttu. Teekonna iseloomustamiseks on praegusel juhul kasutatud infrapunase kanali andmeid, kuna see võimaldab kirjeldust ka ilma päikesevalguse olemasoluta. Joonisel 4 toodud METEOSAT SEVIRI 10.8 μm kanali heledustemperatuurid eri kellaaegadel on $-50\text{ }^\circ\text{C}$ ja jahedamad *derecho* piirkonnas. Sellised heledustemperatuuri väärtused vastavad konvektiivsetele pilvedele ja on üks võimalus jälgida konvektiivse tormi liikumist, arengut ja intensiivsust. Madal lahutus võimaldab siiski ainult üldist ülevaadet ja hinnangut tormi intensiivsusele.

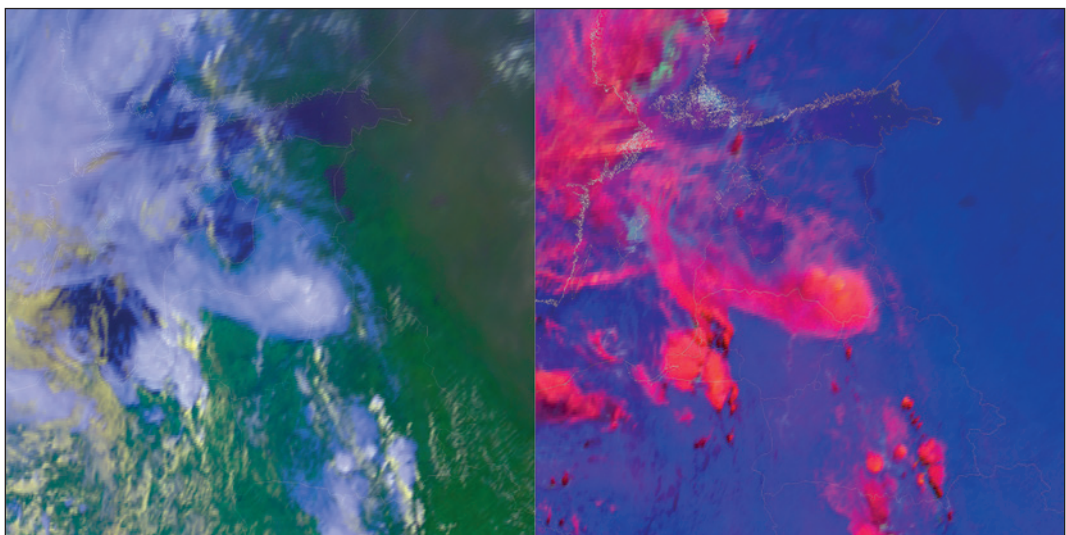
Väljakujunenud sirgäikesetorm on satelliidipildidel detekteeritav enne Eestisse jõudmist Leedu ja Läti kohal. Jooniselt 5 nähtub sirgäikesetormiga kaasnenud pilvemassiiv Läti kohal. Ülevaatlik RGB-komposiit võimaldab info lihtsat interpreteerimist, kuna värvimudel on inimese silmale loomulik ja saadav kujutis sarnaneb värvifotole. Konvektsiooni-RGB-l on näha tormi esiosas kollakaid piirkondi, kus tugevates tõusvates õhuvooludes asuvad väikesed jääosakesed, millel ei ole õhu kiire liikumise tõttu olnud aega suuremaks kasvada (Rosenfeld et al., 2008). Konvektsiooni-RGB annab antud juhul tunnistust ägedast konvektsioonist.

Pilvetippude temperatuur ja kõrgus

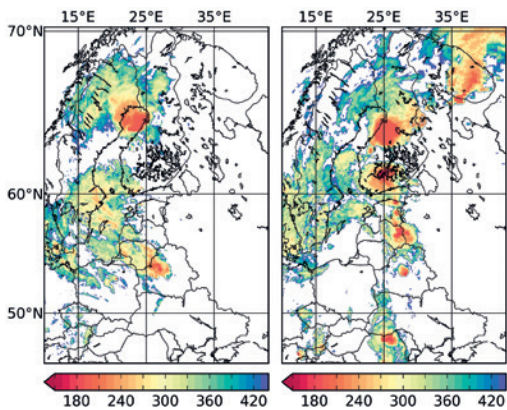
Konvektiivse tormi intensiivsust iseloomustab selline parameeter nagu pilvetippude minimaalne temperatuur või sellega üsna sarnane suurus – pilvetipu kõrgus. Näiteks leidsid



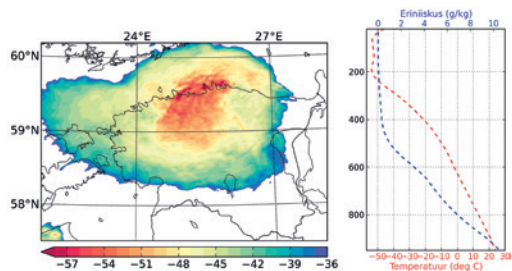
Joonis 4. METEOSAT SEVIRI infrapunase kanali 10.8 μm heledustemperatuur ($^{\circ}\text{C}$) 08.08.2010.



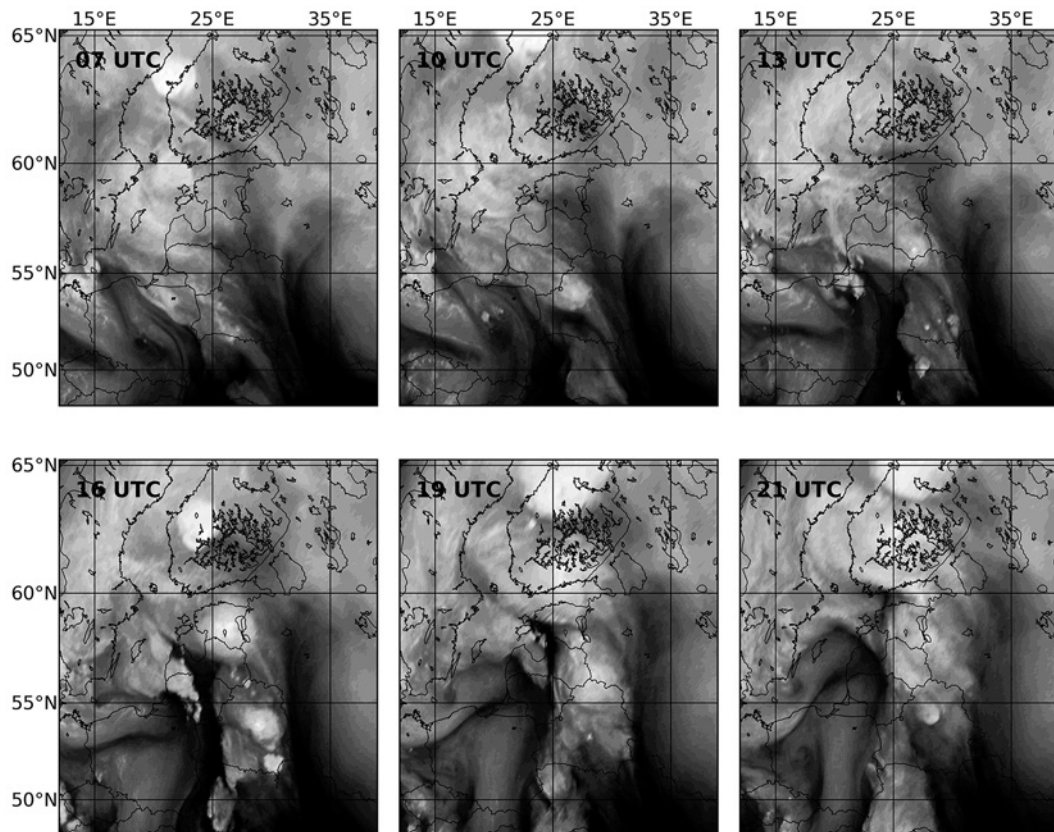
Joonis 5. METEOSAT SEVIRI ülevaate-RGB (vasakul) ja konvektsiooni-RGB (paremal) kell 13 UTC.



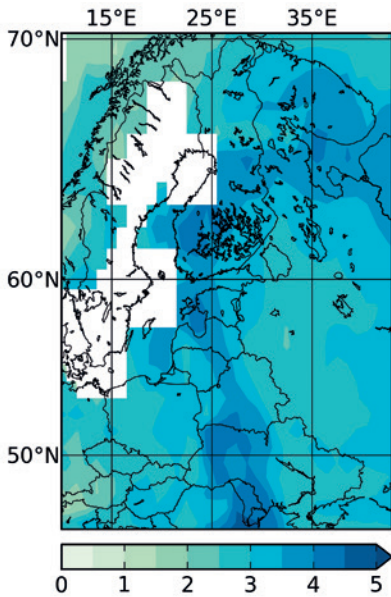
Joonis 6. MODIS TERRA pilve ülapääri rõhk (hPa) 08.08.2010 kell 10.30 UTC (vasakul), kui torm alles Valgevene kohal tekkis, ja 20.05 UTC (paremal), kui intensiivne torm oli Soome jõudnud.



Joonis 7. METOP-A satelliidi AVHRR instrumendi 10.8 μm infrapunakanali heledustemperatuur ($^{\circ}\text{C}$) kell 17.37 UTC (vasakul) ja IASI instrumendi temperatuuri ($^{\circ}\text{C}$) ja eriniiskuse (g/kg) vertikaalne profiil rõhutasetel (hPa) *derecho* teekonnal Lõuna-Soomes kell 17.50 UTC (paremal) vahetult enne tormi kohalejõudmist.



Joonis 8. METEOSAT SEVIRI 6.2 μm veeaurukanali pildid 08.08.2010. Tumedamad piirkonnad on kuivemad ning heledamad piirkonnad suurema veeaurusisaldusega.



Joonis 9. Terra satelliidilt vaadeldud sadestatava veeauru hulk (cm) 08.08.2010.

Goodman ja MacGorman (1986) pilv-maa-välkude kõige intensiivsema faasi kokkulangevuse kõige külmemate pilvetiputemperatuuridega ning samuti on leitud tornaadode esinemise seos pilvetiputemperatuuride kiire langusega (Adler ja Fenn, 1981). Tormipilve detailide nägemiseks on vajalik polaarorbiidil oleva satelliidi pilt, nii nagu see on esitatud joonisel 6. Jooniselt selgub, et oma intensiivses faasis küündis tormipilve ülapiir 205 hPa samarõhujooneni, mis vastab ligikaudu 11,5 km kõrgusele ning on sellistele tormidele iseloomulik.

Joonisel 7 on küllaltki detailselt näha kaarkaja Eesti põhjarannikul, kus tugevamate konvektiivsete rakkude (tõusvate õhuvooludega piirkonnad) heledustemperatuurid on $-57\text{ }^{\circ}\text{C}$ ja madalamad. Joonisel 7 olev sondeering näitab, et alla $-50\text{ }^{\circ}\text{C}$ temperatuur vastab troposfääri ülapiirile ja kõrgemalegi ulatuvale õhule. Intensiivse konvektsiooni teket soodustas niiske atmosfäär: troposfääris esinesid eriniiskuse väärtused rohkem kui 10 g/kg -lt aluspinnal lähedal kuni 2 g/kg -ni 500 hPa rõhutasemel.

Niiskuse jaotus satelliitidelt

Ägeda konvektiivse tormi tugevus ja areng on suuresti määratud veeauru jaotusega atmosfääris. Kui maapealsed mõõtmised võimaldavad iseloomustada veeauru jaotust aluspinnal, siis ülaatmosfääri kohta on satelliitide mõõtmised väga olulised infoallikad. Joonisel 8 näidatakse veeauru jaotust sirgäikesetormi eel ning sirgäikesetormi teekonnal. Joonisel on näha natuke kuivem tsoon Eesti idaala kohal enne tormi saabumist. Tormi tagalas paikneb tormi dünaamikaga seotud väga kuiv ülaatmosfääri riba.

Sellised veeauru jaotuse pildid on lisaks süsteemi dünaamika jälgimisele väga oluliseks sisendifoks mudelitele ning eriti väärtuslik on võimalus nende piltide abil mudelarvutuste kvaliteeti kontrollida ning hinnata, kas mudel suudab süsteemi dünaamilisi aspekte korrektselt esitada.

Ägedate konvektiivsete tormidega käivad sageli kaasas tugevad sademed. Sademete hulga on otseselt seotud selline suurus nagu sadestatava veeauru hulk atmosfääris. Satelliidid aitavad ka selle suurus hinnata.

Joonisel 9 kujutatakse polaarorbiidil satelliidi Terra instrumendi MODIS poolt mõõdetud ööpäevaselt keskmistatud sadestatava veeauru hulk 8. augustil 2010. a. Niiskuse profiili leidmise võimalust satelliitide abil demonstreeriti joonisel 7.

Tänuavaldused

Käesolevat tööd on toetanud Eesti Teadusfondi uurimisgrant nr 9140 ja Eesti Teadusagentuuri institutsionaalne uurimistoetus IUT20-11. Kumpula radari vertikaalläbilõike pildi lahke kasutusloa eest täname Matti Leskineni Helsingi Ülikooli radarmeteoroloogia töögrupist.

Viidatud kirjandus

- Adler, R. F, Fenn D. D., (1981). Satellite-observed cloud-top height changes in tornadic thunderstorms. *J. Appl. Meteorol.*, 20, 1369-1375.
- Hinrichs, G., (1888). Tornadoes and derechos., *Amer. Meteor. J.*, 5, 306 - 317, 341 – 349.
- Johns, R. H., Hirt, W. D., (1987). Derechos: widespread convectively induced windstorms., *Weather and Forecasting*, 2, 32-49.
- Fujita, T. T., (1978). Manual of downburst identification for project NIMROD. Department of Geophysical Sciences, University of Chicago, Satellite and Mesometeorology Research Paper No. 156, 104 pp.
- Goodman, S. J., MacGorman, D. R., (1986). Cloud-to-ground lightning activity in mesoscale convective complexes. *Mon. Wea. Rev.*, 114, 2320-2328.
- Hamilton, R. E., (1970). Use of detailed intensity radar data in mesoscale surface analysis of the 4 July 1969 storm in Ohio. Preprints, 14th Conf. on Radar Meteorology, Tucson AZ, *Amer. Meteor. Soc.*, 339–342.
- Meischner, P., (2004). *Weather radar: principles and advanced applications*. Springer, Berlin, 337 p.
- Meitern, H., (2013). 8. augusti 2010. aasta torm - derecho Eestis. *Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat* (22 - 38). *Eesti Geoloogia Selts*.
- Nolen, R. H., (1959). A radar pattern associated with tornadoes. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 40, 277–279.
- Rosenfeld D., Lensky, I. M. (1998). Satellite-Based Insights into Precipitation Formation Processes in Continental and Maritime Convective Clouds, *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 79, 2457–2476.
- Rosenfeld, D., W. L. Woodley, A. Lerner, G. Kelman, Lindsey D. T., (2008). Satellite detection of severe convective storms by their retrieved vertical profiles of cloud particle effective radius and thermodynamic phase, *J. Geophys. Res.*, 113, D04208, doi:10.1029/2007JD008600.
- Schmetz, J., Pili, P., Tjemkes, S., Just, D., Kerkmann, J., Rota, S., Ratier, A., (2002). An Introduction to Meteosat Second Generation (MSG). *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 83, 977–992.

Summary

Derecho on August 8, 2010, as seen from satellite and radar images

The paper introduces the possibilities of application of remote sensing methods for monitoring and scientific analysis of severe and dangerous thunderstorms in Estonia. The application of radars and satellites for the specific derecho case crossing over Estonia on August 8, 2010 is shown.

Remote sensing is an indispensable tool for operational monitoring of thunderstorms and warning of public. The application of remote sensing methods to study the dynamics, properties and specifics of convective storms in the Baltic Sea region is just starting in Estonia and the paper tries to summarize the current situation. Remote sensing represents one component of this research as it is important to use a complementary approach that combines remote sensing, high resolution atmospheric modelling and surface measurements to understand the processes and properties and to determine the characteristics of thunderstorms.

Kaugseire radiomeetria

Andres Kuusk

Tartu Observatoorium, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

Kokkuvõte

Käesolevas töös tutvustatakse orbiidilt seiratavate maapealsete objektide spektroskoopia ja radiomeetria metrooloogilisi probleeme. 2013. aasta suvel mõõtis kõrge ruumilise lahutusega seiresatelliit WorldView-2 Järvelja katseala spektraalseid heledusi. Seal asuva Tartu Observatooriumi peegeldusetaloni ja kohapealsete sünkroonmõõtmiste abil hinnati satelliidisensorite kaliibrimiskoeffitsiente. Spektri punases ja lähiiinfrapunases osas on satelliidimõõtmiste ja maapealsete mõõtmiste kokkulangevus hea. Lühematel lainepikkustel ei luba etaloni väikesed mõõtmised ning etaloni ja ümbritseva rohumaa heleduste suured erinevused ning atmosfääri lainepikkuse lühenedes kasvavalt segav mõju hinnata satelliidisensorite kaliibrimiskoeffitsientide täpsust. Kontrollida saab satelliidiandmete atmosfäärikorrektsiooni headust.

Sissejuhatus

Kaugseiresatelliidid edastavad vaadeldavate alade digitaalkujutisi spektri erinevates piirkondades. Keskmise ja suure ruumilise lahutusega satelliidisensorid mõõdavad peamiselt nähtavas ja lähiiinfrapunases spektripiirkonnas lainepikkustel 400–2500 nm. Satelliidil registreeritud digitaalpildist saab sensori kaliibrimisandmete abil atmosfäärivälise spektraalse heleduse sensori tundlikkusprikkonnas. Kui pindalahinnanguid ja ka mitmeid monitooringuülesandeid saab lahendada atmosfääriväliste spektraalheleduste või isegi kaliibrimata digitaalandmete abil, on siiski sageli vajalikud vaadeldavate objektide energeetiliselt kaliibritud spektraalsignatuurid, nagu need oleksid vahetult objekti kohal mõõtes. Näiteks taimkatte peegeldusmodelid lubavad arvutada taimkatte (viljapõllud, rohumaad, metsad ja sood) atmosfääriluseid heledusi ning nende koosluste seisukorra hindamiseks nende peegeldusmodelite pöördülesannet lahendades on vajalikud niisugused spektraalandmed. Peegeldusmodelite tundlikkusanalüüs on näidanud, et muutused koosluste peegeldusomadustes võivad olla üsnagi väikesed ja spektraalsignatuuride abil koosluste seisukorra üle otsustamiseks on vajalikud kõrge radiomeetrilise täpsusega kaugseireandmed.

Satelliidisensorite korral on radiomeetrilise kvaliteedi saavutamine oluliselt komplitseeritud kui laboreis, põllul ja metsas või lennukeil-helikoptereil mõõtes. Kui viimati loetletud juhtudel saab spektromeetrid ja skannerid viia vajaduse korral radiomeetrialaborisse kaliibrimisele, siis satelliidisensoritega pole see võimalik. Enne orbiidile viimist laboris kaliibritud satelliidisensori uuesti kaliibrimiseks on võimaluste valik üsna napp ja kaliibrimiskoeffitsientide täpsuse tagamine raske. Orbiidil oleva optilise seadme radiomeetriline tundlikkus võib muutuda mitmel põhjusel. Juba orbiidile viies saavad seadmele osaks suured kiirendusjõud ja vibratsioon. Orbiidil alluvad kõik materjalid suure energiaga kosmilise kiirguse toimele, mis vanandab kiirgustundlikke materjale ning võib mõjutada ka nõrkade signaalide võimendeid ja analoog-digitaalmuundureid. Niisuguste muutuste jälgimiseks ja mõõtmisandmetesse

vajalike korrektureid sisseviimiseks on vaja satelliidiskannereid kaliibrida orbiidil. Selleks on vaja mõõta teadaoleva heledusega objekti. Mõeldavate mooduste loetelu on lühike. Vaja on püsiva heledusega kiirgusallikat ning siis tuleb mõõta kas otse selle kiirgusallika heledust või kiirgusallika poolt valgustatava tuntud peegeldusomadustega etalonpinna heledust. Nende kahe variandi teostegemine orbiidil on keeruline tehniline probleem.

Kui kasutada valgusallikana kaliibritud etalonlampi, siis aastaid orbiidil töötaval satelliidil kasutatav etalonlamp vananeb ning tema kiirgusomadused muutuvad. Nende muutuste kontrolliks ei ole mingitki võimalust. Väga püsiva heledusega kiirgusallikas on Päike, solaarkonstandi muutused Päikese 11-aastase aktiivsustsükli kestel on umbes 0,1%. Probleemideks on Päikese väga suur heledus maiste objektidega võrreldes ning vajadus kas suunata satelliidisensor Maa poole vaatamise asemel Päikest vaatama või näiteks liigutatavate peeglitega suunata päikesevalgus sensorisse. Kõrge spektraallahutusega maiste objektide heleduse mõõtmiseks on vajalik suure sisendapertuuriga optika. See teeb tehniliselt keeruliseks mingi Päikese poolt valgustatava etalonpinna kasutamise orbiidil. Niisugune pind peab olema piisavalt suur, et katta kogu skanneri vaatevälja. Ka ei tohi niisugune etalon olla liiga satelliidi lähedal, et vähendada raskesti kontrollitavat satelliidi konstruktsioonidelt hajunud valguse mõju. Samas peab väga täpselt teada olema kogu mõõteskeemi geometria – valguse langemisnurk etalonil, sensori vaatesuuna polaarnurk ning asimuut Päikese suhtes.

Tehtud on mõned katsed kasutada kaliibrimisobjektina Kuu (Stone ja Kieffer, 2006). Kuu pind on väga püsivate peegeldusomadustega ning pinna heledus on hästi võrreldav maa-pealsete objektide heledusega päikesevalguse käes. Probleemiks on Kuu pinna ruumiliselt ebahühtlane heledus ning Päikese, Kuu ja sensori vastastikusest asendist tingitud väga suured heleduse muutused. Eelnevast tulenevalt oleneb sensori signaal sellest, milline osa Kuu pinnast satub vaatevälja ning milline on kaliibrimishetkel mõõteskeemi geometria. Väga väikesed muutused sensori orientatsioonis võivad põhjustada lubamatult suuri sensori signaali muutusi.

Kolmas võimalus satelliidisensorite kaliibrimiseks on maa-pealsete püsivate peegeldusomadustega objektide mõõtmine. Niisugune kaudne kaliibrimine on suhteliselt lihtsasti teostatav, aga metrooloogiliselt heade tulemuste saavutamine on ikkagi problemaatiline. Me võime satelliidimõõtmisega samal ajal mõõta etaloniks valitud testobjekti heledust maa peal. Kui see testobjekt on suur ja laitmatult ühesugune, siis piisab ühes kohas mõõtmisest. See etalonpind peaks olema nii suur, et kataks orbiidil oleva skanneri vaateväljas suurt hulka piksleid, soovitatavalt kogu vaatevälja. Samas peab see objekt olema laitmatult sile, et ei oleks pinna lokaalseist kaldeist tingitud heleduse muutusi. Kahjuks on niisuguseid ideaalseid objekte peaaegu võimatu leida. See tähendab, et atmosfääriluseid tugimõõtmisi tuleb keskmistada sensori vaatevälja ulatuses. Seega ei saa olla satelliidimõõtmine ja atmosfäärilune tugimõõtmine samaaegsed, sest üle satelliidisensori vaatevälja keskmistamine võtab väga palju rohkem aega kui satelliidipildi tegemine.

Maa-pealseid objekte mõõdetakse läbi atmosfääri. Mingi hulk objektilt peegeldunud kiirgust neeldub teel objektist sensorini atmosfääris või hajub kõrvale ning ei jõua sensorisse. Samas saabub sensorisse mingi hulk kiirgust, mis ei olegi pärit mõõdetavalt objektilt, aga on hajunud atmosfääris sensori suunas. Atmosfääri mõju arvestamiseks on vaja väga täpselt teada atmosfääri optilisi omadusi kaliibrimise ajal ning kaliibrimiseks tuleb valida aeg ja koht, kus atmosfääri mõju on võimalikult väike. Varasemate Landsati tehiskaaslaste skannereid on sel viisil kaliibritud USA New Mexico osariigi kõrbeala White Sands Missile Range'i polügoonil (Thome et al., 1997). Kõrbealal on satelliidipildi saamise võimalused suhteliselt head. Kõrbeliiv on enamasti kuiv, sest vihma sajab harva. Pilves ilmu on vähe. Ka on veeauru hulk

atmosfääris väike, mistõttu on atmosfääri läbipaistvus hea. Heledalt kõrbeliivalt saadakse tugev signaal, mis vähendab sensori pimevoolu mõõtmise ebatäpsuse mõju. Ainult nadiiri vaatava satelliidiskanneri nagu Landsat-4 ja Landsat-5 Thematic Mapper kaliibrimine on lihtsam, sest vaatesuund on alati vertikaalne. See aga tähendab, et korduvmõõtmiste võimalused on väikesed, Thematic Mapperi mõõtmiste intervall on 16 päeva. Uuemate maa seire tehiskaaslaste piksel ja vaateväli on väiksemad ning suurema mõõtmiskordsuse saavutamiseks on sensorid suunatavad. See aga toob maapealsete objektide kasutamisel niisuguse sensori kaliibrimiseks kaasa vajaduse tunda nende objektide peegeldusindikatrisse (peegeldusteguri sõltuvust suunast).

WorldView-2 sensori kaliibrimiseksperiment Järveljal

Eestis oleneb ilma eest kaitsmata pindade heledus nende niiskusest ja ilmaoludest mõõtmisele eelnenud päeval ja nädalatel. Siin ei ole võimalik leida looduslikku ega tehisobjekti, mis sobiks kaliibrimisetaloniks. 2010. aastal rajasime Järveljale lennuki- ja satelliidimõõtmiste toeks spetsiaalse peegeldusetaloni (joonis 1).



Joonis 1. Järvelja peegeldusetalon. Joel Kuuse foto.

See on nihutatava katusega ilma mõju eest kaitstud 10×10 m rangelt horisontaalne siledaks lihvitud betoonplaat. Kuiva betooni peegeldusspektris ei ole tugevaid maksimume ega tugevaid neeldumisribasid. Ka sõltuvad peegeldusomadused väga vähe vaatesuunast. Nii on betoon igati sobilik peegeldusetaloniks. Kahjuks ei suudetud betooni valamisel tagada tsemendi ja liiva proportsioonide konstantsust betoonis. See põhjustas plaadi heleduse mõningase varieeruvuse pinna ulatuses.

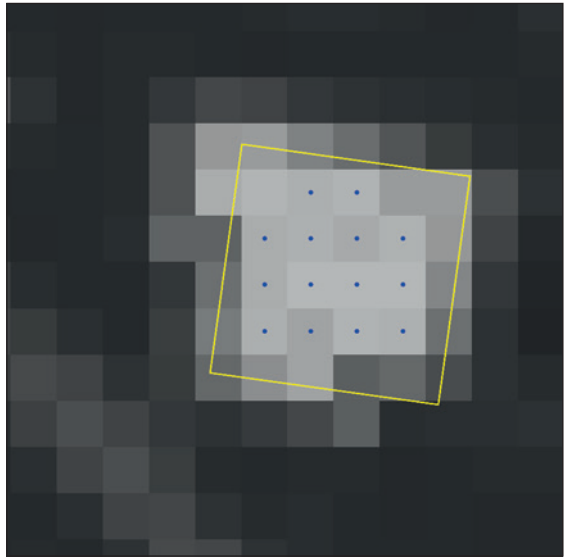
Peegeldusetaloni mõõtmine

29. juulil 2013 mõõtis firma DigitalGlobe tehiskaaslane WorldView-2 suure ruumilise lahutusega skanneriga Järvelja polügooni. WorldView-2 skanner edastab 2-meetrise piksliga digitaalpildid kaheksas spektraalkanalis lainepikkustel 400–1050 nm (WorldView-2, 2009). Joonisel 2 on WorldView-2 punase kanali (675 nm) pilt Järvelja etalonist. Sellel lainepikkusel on etalon palju heledam kui etaloni ümbritsev rohumaa. Punktidega on pildil märgitud WorldView-2 sensori kaliibrimiseks kasutatud pikslid.

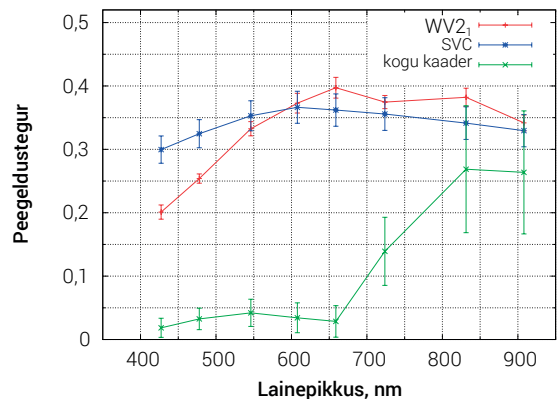
Satelliidimõõtmiste toeks mõõtsime avatud etaloni juures spektraalset valgustatust, päikesefotomeetriga atmosfääri läbipaistvust ning helikopterilt Järvelja metsade peegeldumisspektreid. Atmosfääri läbipaistvust teades saab satelliidisignaalist leida maapealse objekti spektraalse heleduse, mida saame võrrelda kohapealse mõõtmistulemusega (Vermote et al., 1994). Niisugune näide on joonisel 3. Lainepikkustel üle 600 nm on satelliidilt mõõdetud ja vahetult plaadi peal mõõdetud peegeldustegurid üsna heas kooskõlas, aga mida lühem lainepikkus, seda suuremaks läheb tulemuste erinevus.

Antud näide illustreerib hästi atmosfääri segavat mõju satelliidisensorite orbiidil kaliibrimisele. Lainepikkuse lühenedes kasvab kiirguse hajumine atmosfääris nii aerosoolil hajumise kui peamiselt Rayleigh' hajumise tõttu õhumolekulidel. Kui objekti (etaloni) ja ümbruse heledus on enam-vähem võrdne, siis kompenseeritakse etalonilt sensori suunas peegeldunud kiirguse atmosfääris mujale hajunud osa naabrusest peegeldunud kiirguse sensori suunas hajumisega. Kui objekti ja ümbruse heledused erinevad, siis ei ole objektilt peegeldunud kiirguse atmosfääris mujale hajumine ja naabruses peegeldunud kiirguse sensori suunas hajumine tasakaalus. Etalonist heledama ümbruse korral näib etalon satelliidilt vaadates heledam, tumedama ümbruse korral tumedam. Seda situatsiooni illustreerib joonis 4.

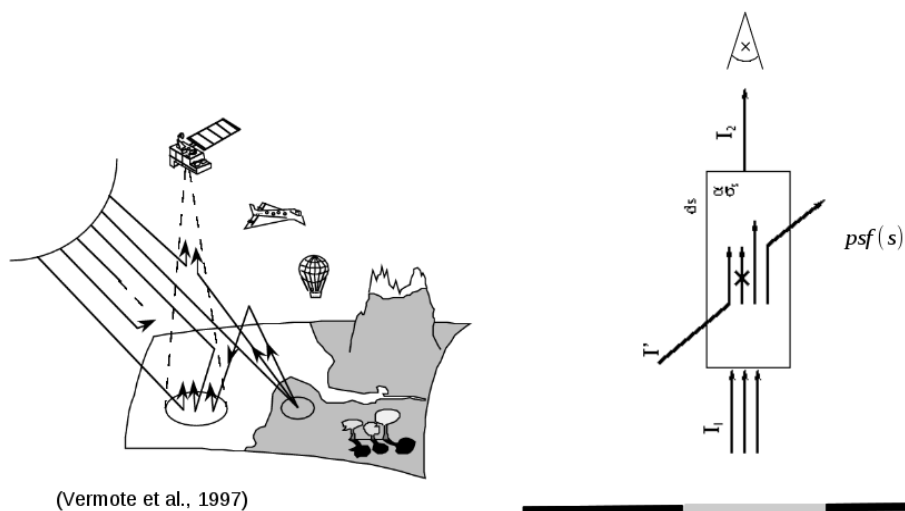
Pikematel lainepikkustel on atmosfääri läbipaistvus hea ning naabruse mõju etaloni kujutisele väike. Spektri rohelises ning eriti sinises osas põhjustab kiirguse hajumine atmosfääris kontrastsete objektide heleduse olulisi muutusi satelliidipildil. Niisuguse naabruse mõju väljakorjereerimine satelliidipildil eeldab väga üksikasjalikku teadmist atmosfääri muutlike komponentide hetkeolukorrast – ennekõike veeauru hulka ning aerosooli hulka ja optilisi omadusi. Nii veeauru hulka kui ka aerosooli optilise paksuse Päikese suunas saab üsna hästi määrata satelliidimõõtmisega samal ajal päikesefotomeetriga Päikese otsest spektraalset kiirgust mõõtes, aga aerosooli osa naabruse mõjus sõltub lisaks aerosooli hulgale ka aerosooli hajutamiskatrisist. Aerosooli hajutamiskatrisi täpne mõõtmine on väga komplitseeritud,



Joonis 2. Järvelja peegeldusetalon WorldView-2 spektraalsel pildil. Punktidega on märgitud kaliibrimiseks kasutatud pikslid.



Joonis 3. Satelliidipildilt leitud etaloni peegeldusspektri (WV2₁) võrdlus kohapeal mõõdetuga (SVC). Võrdluseks on lisatud ka kogu satelliidikaadri keskmine peegeldusspekter.



(Vermote et al., 1997)

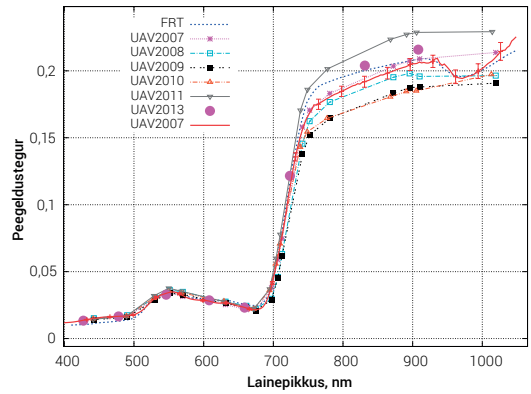
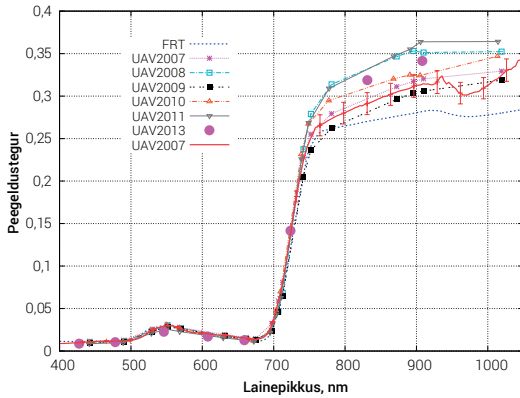
Joonis 4. Naabruse mõju kontrastsete objektide kujutisele satelliidipildil. Püstine ristkülik parempoolsel skeemil tähistab kogu atmosfääri etaloni ja sensori vahel. I_1 ja I_2 on vastavalt etalonilt satelliidi suunas peegeldunud ja satelliidisensorisse saabunud kiirguse intensiivsused, I' on naabruses hajunud kiirguse intensiivsus, $psf(s)$ – atmosfääri hajumisindikaator, ds – atmosfääri optiline paksus, α ja σ_s – atmosfääri neeldumis- ja hajumiskoeffitsiendid.

indikaatoris kujule saame anda ainult ligikaudseid hinnanguid. Sellest tingitud määramatus atmosfääri mõjus väikeste objektide kujutisele satelliidipildil ei luba kasutada kontrastse heledusega Järvelja peegeldusetaloni sinise ja rohelse spektripiirkonna satelliidisensorite kaliibrimiseks. Etaloni kujutist saab kasutada hoopiski naabruse korrektsiooni algoritmide kontrolliks.

Metsade peegeldusspektrid

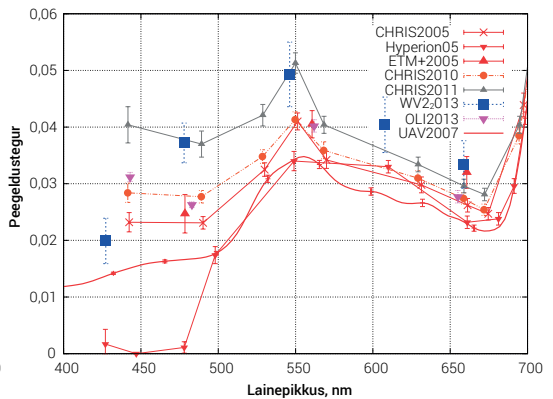
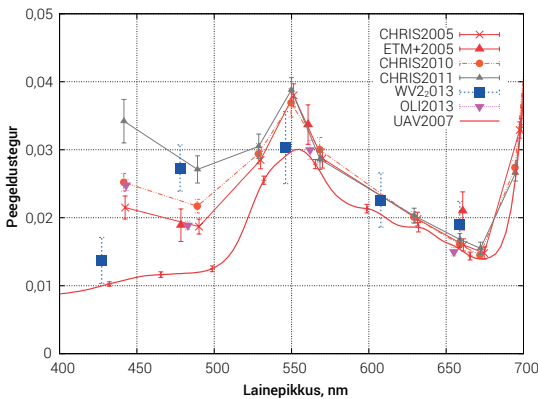
Naabruse mõju vältimiseks spektri lühilainelises osas tuleb satelliidisensori kaliibrimiseks kasutada suuri ühtlasi pindu, mille peegeldusomadused on teada. 29. juuli 2013 WorldView-2 kaardis on kolm Järvelja puistut, mille peegeldusomadusi oleme mitme aasta jooksul väga hoolikalt mõõtnud (Kuusk et al., 2013). Eakad metsad on väga püsivad kooslused ning nende peegeldusomadused ei muutu mõne aastaga. Suve teisel poolel on üle 40 aasta vanuste metsade peegeldusomaduste muutused mitme nädala kestel väikesed. Joonisel 5 kujutatakse Tartu Observatooriumis loodud Järvelja kolme puistut kirjeldava andmebaasi kahe puistu, kaasiku ja männiku peegeldusspektrid mõõdetuna madalal lendavalt helikopterilt juulis ja augustis 2007–2013. Mõõtmistulemused on taandatud ühesugustele valgustingimustele. Näeme, et puistute peegeldustegurid ei varieeru rohkem kui 10%. Osa sellest variatsioonist võib olla tingitud ebatäpsustest samadele vaatlustingimustele taandamise protseduuris.

Samade puistute satelliidimõõtmiste tulemused ei ole kahjuks ligilähedaseltki samasugused. Joonisel 6 võrreldakse satelliidimõõtmistest leitud Järvelja kaasiku ja männiku spektraalseid heleduskoeffitsiente spektri lühilainelises osas helikopterimõõtmistega 2007. aasta suvel. Satelliidimõõtmisi on tehtud mitmel aastal erinevatel platvormidel, mõõtmistulemused on taandatud ühesugustele valgustus- ja vaatlustingimustele metsa peegeldusmodeli abil.



Joonis 5. Järvelja kaasiku ja männiku peegeldusspekter mõdetuna helikopterilt juulis-augustis 2007–2013.

Mõnes spektraalkanalisis erinevad satelliidiandmed helikopterimõõtmistest kuni kaks korda. Suuri lahknevusi on ka lähedaste spektraalkanalitega erinevate satelliitide mõõtmistulemuste vahel. Eriti suured on lahknevused lühematel lainepikkustel, kus metsad on tumedad ning atmosfääri osa satelliidisignaalis suur. Niisugune mõõtmistulemuste hajumine näitab, kuivõrd problemaatiline on satelliidiandmete radiomeetria. Ilmselt on nõnda suures tulemuste hajumises oma osa nii satelliidisensorite kaliibrimisel kui ka atmosfäärikorreksioonil. Mitu aastat orbiidil olnud satelliidisensori kaliibrimisandmed ei ole enam usaldatavad. Ka ei ole kuskilt võtta vajaliku detailsusega andmeid atmosfääri läbipaistvuse ja aerosooli optiliste omaduste kohta satelliidimõõtmise hetkel. Niisuguste metrooloogiliste probleemide pärast ei ole füüsiliste peegeldusmodelite kasutamine satelliidiandmete interpreteerimisel välja tõrjunud endiselt populaarseid robustsemaid satelliidiandmestiku analüüsi meetodeid, nagu suur valik vegetatsiooniindekseid, referentsandmeid kasutavad regressioonmeetodid jms.



Joonis 6. Järvelja kaasiku ja männiku satelliidimõõtmised juulis-augustis 2005–2013.

Tänuavaldused

Helikopterimõõtmised said teoks tänu Joel Kuusele, Mait Langile ja Pakker Aviole. WorldView-2 pildid tarnisid European Space Imaging ja DigitalGlobe, CHRISi pildid tarnis Euroopa Kosmoseagentuur koostöös Surrey Satellite Technology Ltd-ga.

Viidatud kirjandus

- Kuusk, A., Lang, M., Kuusk, J. (2013). Database of optical and structural data for the validation of forest radiative transfer models. In Alexander A. Kokhanovsky (Ed.), Radiative Transfer and Optical Properties of Atmosphere and Underlying Surface. Light Scattering Reviews 7. Springer, 109-148.
- Stone, T. C., Kieffer, H. H. (2006). Use of the Moon to support on-orbit sensor calibration for climate change measurements. Proc. SPIE 6296 6296Y-1-9.
- Thome, K., Markham, B., Barker, J., Slater, P., Biggar, S. (1997). Radiometric calibration of Landsat. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing. 63, 853-858.
- WorldView-2 Data Sheet, http://www.digitalglobe.com/sites/default/files/DG_WorldView2_DS_PROD.pdf
- Vermote, E., Tanré, D., Deuzé, J. L., Herman, M., Morcrette, J. J. (1994). Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S). User Guide Version 0. 183 pp.

Veebikalkulaatori rakendusi kaugseireandmetega töötamisel

Kalle Remm

Geoinformaatika ja kartograafia õppetool, Tartu Ülikool, Vanemuise 46, Tartu

Kokkuvõte

Ruumiliste andmete statistilise analüüsi kalkulaator on abivahend kohaga seotud andmete statistiliste analüüside jaoks nii uurimis- kui ka õppetöös. Tavastatistika ja geograafiliste koordinaatide teisendamise kalkulaatoreid võib veebist leida mitmeid, varasemat samalaadset ruumistatistika ülesannete lahendamiseks loodud veebilahendust ei ole teada.

Kalkulaatori võimaldatavast 38 analüüsitüübist tutvustatakse näidetes kalkulaatori kasutust punktandmete harvendamisel, teatud klassi etteantud sageduse tingimustele vastava väärtusvahemiku määramisel, klasse eristava piirväärtuse leidmisel, sarnasuskaartide arvutamisel, ruumiliste rühmade moodustamisel, lokaalstatistikute arvutamisel olemasolevatest andmekihetidest ning valimite võrdlemisel χ^2 - ja U-testi abil.

Võtmesõnad: ruumiline statistika, veebirakendus, klassifitseerimine, harvendamine, sarnasuskaardid.

Sissejuhatus

Ruumiliste andmete statistilise analüüsi kalkulaator ehk RASA kalkulaator (digiarhiiv.ut.ee/kalkulaator/) on abivahend kohaga seotud andmete statistiliste analüüside jaoks nii uurimis- kui ka õppetöös. Kalkulaator on kasutatav veebilehitsejas ega nõua kasutajalt muud tarkvara. Tavastatistika kalkulaatoreid võib veebist leida mitmeid, varasemat samalaadset ruumistatistika ülesannete lahendamiseks loodud veebilahendust ei ole teada. Lähemad analoogid veebis on geograafiliste koordinaatide teisendamise kalkulaatorid.

Seisuga 1. august 2014 sisaldas kalkulaatori menüü 38 analüüsitüüpi, igal tüübil on omakorda mitu sisendi ja väljundi seadistuse varianti. Kalkulaatori ruumilise analüüsi funktsioonide puhul tuleb sisestuslahtrisse kopeerida mingi tunnuse väärtused ristkoordinaatidega määratud kohtades ja vajutada nuppu *Arvuta*. Veebilehitseja saadab sisendandmed serverisse, kus toimub arvutus. Seejärel saadab server arvutustulemuse veebilehitsejasse tagasi. Arvutuse tulemus sisaldab enamiku funktsioonide puhul teksti kujul tulemusi ja graafikuid. Tulemuste teksti saab salvestada xls- või txt-vormingus failina, graafiku aga kujutisena. Kui lähteandmed sisaldavad Eesti ala piirese jäävaid ristkoordinaate või kui tulemuseks on mõne Eesti paikkonna kaart, saab taustaks lisada Maa-ameti WMS-teenuse kaardikujutise.

RASA kalkulaatori avalehel on tutvustavad videoklipid nii eesti kui ka inglise keeles. Nendes näidatakse mõne funktsiooni kasutamist ja tulemuste tõlgendamist. Esimene video tutvustab kalkulaatori ülesehitust ja kasutamist ühe muutuja statistikute arvutamiseks. Teine video näitab hii-ruut-testi, kolmas ruumilise muutuja iseendaga seose ehk autokorrelogrammi arvutamist ja neljas sisaldab sarnasuskaardi moodustamise näidet.

Lisaks on kõigi kalkulaatori funktsioonide juures näidised, mille vormistus on eeskujuks sisendandmete ettevalmistamisel. Samuti aitavad näidised mõista, mis laadis tulemuse üks või teine funktsioon annab. Hulgaliselt RASA kalkulaatori abil lahendatavaid õppeülesandeid on õppeainete „Geograafiline andmetöötlus“ ja „Ruumiliste andmete statistiline analüüs“ veebimaterjalides (<http://kalleremm.ee/GAT> ja <http://kalleremm.ee/RASA>).

Kalkulaatori funktsioonide arvutusliku osa C# keeles lähtekood on avalik – seda saab vaadata, vajutades nuppu *Lähtekood*. Detailsemalt on kalkulaatori omadusi kirjeldatud postriil (http://digiarhiiv.ut.ee/kalkulaator/Doc/RASA_kalkulaatori_poster.pdf) ja paaris varasemas publikatsioonis (Remm, 2014 ning Remm ja Kelviste, 2014a, b). Kalkulaatorit on kasutatud veel veetaimede kiirgusspektri järgi eristatavust (Kotta et al., 2014) ja põdsasmarana levikut käsitlevates uuringutes (Remm ja Remm, 2014), tuuleenergia arvutusi nõudvates uurimisprojektides ja mõnes üliõpilastöös (Kukner ja Matvere, 2014; Rattasepp, 2014 ja Veske, 2014).

Kalkulaatori senine arendamine on toimunud vastavalt õppetöö vajadustele ja kasutajate märkustele. Kuigi kalkulaator on loodud eelkõige ruumiliste analüüside jaoks, on enamik senisest kasutusest olnud üldstatistika testid (χ^2 -test, U-test, t-test, märgitest) ja ühte muutujat kirjeldavate statistikute arvutused. Tagasiside kasutajatelt on endiselt oodatud, kas avalikult kalkulaatori veebilehe kaudu või siis eraviisiliselt otse autorile.

Kasutuse näited

Järgnevalt refereeritakse metoodiliselt uuemaid RASA kalkulaatori abil tehtud arvutusi mõnest senisest uuringust.

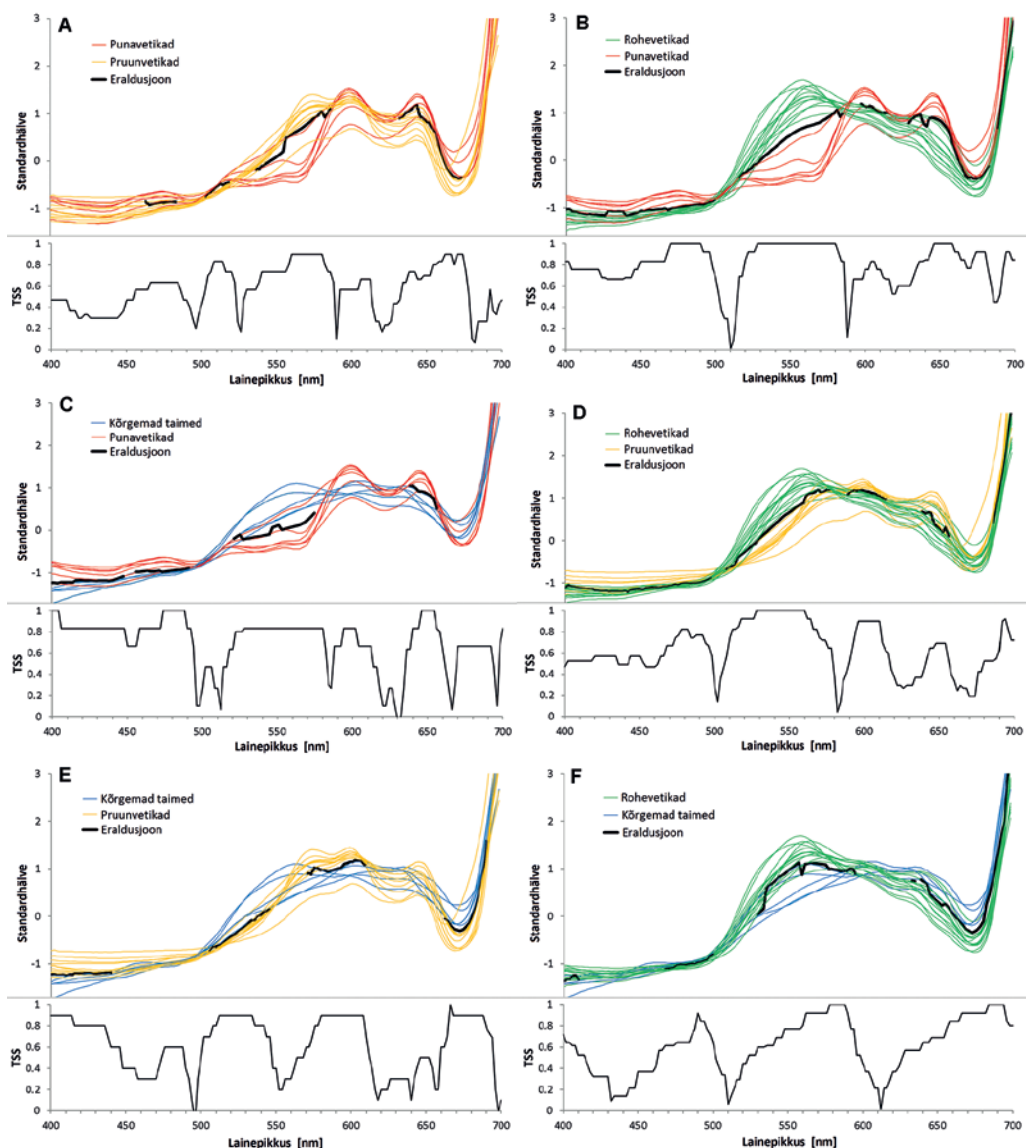
Veetaimede eristatavus

Kotta et al. (2014) mõõtsid hüperspektraalse radiomeetriga Eesti ja Rootsi rannikuvees kasvavate makrofüütide spektraalseid signatuure. Saadi peegeldunud kiirguse intensiivsus 3 nm sammuga nähtava kiirguse vahemikus 400–700 nm. Uuriti 34 isendit 14 liigist. Kuna töötlemata mõõtmistulemuste järgi veetaimed ei eristunud, otsiti funktsiooni, mille rakendamine võimaldaks tõenäolist taksonit spektraalse signatuuri järgi ära tunda. Tõhusaks vahendiks osutus väärtuste standardiseerimine, mis on andmetöötleses üldtuntud. Vastupidi pilditöötleses sageli kasutatud kujutise standardiseerimisele teisedati seekord iga lainepikkuse puhul mõõtmisel saadud kiirgusväärtust, lahutades sellest signatuuri keskmise ja jagades tulemuse sama signatuuri moodustavate üksikväärtuste standardhälbega. Standardiseeritud signatuuri keskmine on null ja selliselt teisendatud kiirgusväärtuste mõõtühikuks on standardhälve.

Edasi määrati igas kiirgusvahemikus eraldi, kui tõenäoliselt on standardiseeritud väärtuste erinevused taksonite vahel juhuslikud. Olulisustõenäosuse hindamiseks kasutati Mann-Whitney U-testi ja Kruskal-Wallise testi RASA kalkulaatoris. Need testid hindavad olulisustõenäosust, aga ei määra, milline on valimite eristamise optimaalne piirväärtus. Taksonite eristamiseks suvalise jaotusega numbrilise muutuja järgi on RASA kalkulaatoris klassifitseerimise funktsioon, mis annab klasse kõige paremini eristava väärtuse ja TSS statistiku (*Hanssen-Kuipers Skill Score*, Hanssen ja Kuipers, 1965) selle eralduspiiri kasutamisel. TSS arvestab võrdsel määral õigete klassifitseerimistulemuste osa nii ühes kui teises klassis ega sõltu pideva muutuja jaotusest ega eristatavate klasside sagedusest, mis on TSS statistiku eelis kapa kordaja ees (Allouche et al., 2006).

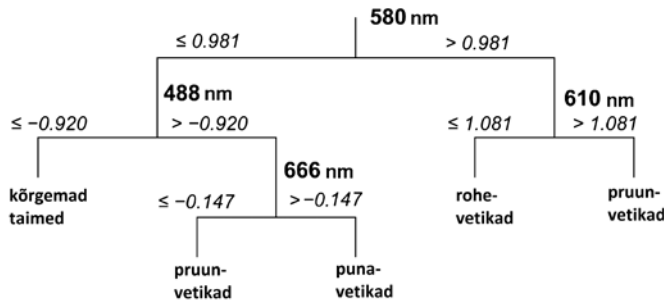
Kalkulaatoris kasutatud algoritmi C# keeles lähtekood on kalkulaatoris vabalt saadaval (vali menüüst *Klassifitseerimine* → *Lähtekood*). Algoritmi pseudokood on järgmine.

1. Sorteeri mõlemad valimid väärtuste alanevas järjekorras.
2. Kui ühe valimi vähim väärtus on suurem kui teise suurim väärtus, siis parim eristuspiir on nende vähima ja suurima väärtuse vahe keskel.
3. Muul juhul paiguta ajutine piirväärtus esimese ja teise valimi nende väärtuste vahele, mis on suuremast mediaanist (ühes valimis) väiksemad ja väiksemast mediaanist (teises valimis) suuremad.
4. Arvuta TSS statistik iga ajutise piirväärtuse kasutamisel.
5. Parim piirväärtus on see, mille puhul TSS on suurim.



Joonis 1. Statistiliselt olulised ($P < 0,05$; U-test) eraldusjooned Läänemere makrofüütide suuremate rühmade vahel (ülal) ja TSS statistiku väärtused (all) nende eralduspiiride rakendamisel uuritud valimile. TSS = 1 tähendab veatut eristumist. Eraldusjoon on kujutatud vaid nendes vahemikes, kus taksonid eristuvad $P < 0,05$ tasemel U-testi järgi.

Lainepikkuse vahemikke standardiseeritud spektrites, kus eeltoodud algoritmi järgi leitud piir eristab taksoneid statistiliselt oluliselt ($P < 0,05$, U-test), leidus veetaimede suuremate rühmade kõigis kahekaupa kombinatsioonides (joonis 1). Standardiseeritud spektriväärtuste järgi õnnestus koostada klassifikatsioonipuu, mille abil oli võimalik kõik uuritud üksused õigesti liigitada (joonis 2). Kuna kasutatud andmestik ei olnud väga mahukas, siis ei saa loota antud klassifikatsioonipuu veatusse toimimisse uute mõõtmiste puhul. Küll aga võib loota, et spektrite standardiseerimine parandab signatuuride võrreldavust ja erinevat tüüpi kaugseireobjektide eristatavust ka teistes andmestikes.



Joonis 2. Läänemere makrofüütide suuremate rühmade standardiseeritud spektri järgi eristamise klassifikatsioonipuu. Rasvases kirjas on lainepikkused [nm], nende väärtuste eristuspiirid on kaldkirjas.

Põõsasmarana kaardistus

Põõsasmaran on tuntud eelkõige ilutaimena, mille looduslikud populatsioonid kasvavad Euroopas vaid üksikutes vähese ulatusega kohtades. Baltimaade suurim põõsasmarana loodusliku leviku piirkond on Loode-Eestis Keila, Paldiski, Suurupi ja Saku vahelise ala loopealsetel. Jalgsi vaatlusret-

kedel kogupikkusega ligi 1000 km aastatel 2008 kuni 2013 registreeriti GPS-vastuvõtjaga liikumised ja aktiivse vaatluse kohad. Liigi esinemise alal salvestati leiukohtade näidised umbes 10 m vahega. Aktiivselt registreeriti ka tüüpilisi puudumiskohti. Suurema osa liikumistee ulatuses liiki ei leitud ja näidispunktide aktiivsele salvestamisele aega ei kulutatud, sest liikumistee salvestus oli vaatlusmatka ajal sisse lülitatud.

Saadi 58 842 automaatselt registreeritud teepunkti ja 5687 aktiivse vaatluse kohta (2853 leiukohta ja 2833 puudumiskohta). Paraku paiknevad aparadi salvestatud teepunktid liialt tihedalt, et neid käsitleda omaette vaatlusena, on ebahütlase vahega ning on automaatselt salvestatud ka aktiivsete vaatluste kohtades ja nende lähedal. Ka looduses liikudes teadlikult registreeritud vaatluskohad ei ole hütlase vahemaaga, pealegi külastati mõnda piirkonda eri aastatel korduvalt ja lähestikused vaatlused mingil määral kordavad varasemaid (joonis 3). Arvestades taimeistiku mosaiiksust ja kasutada olevate kaardi- ja kaugseireandmete ruumilist detailsust, seati eesmärgiks eemaldada toorandmetest punktid, mille vahemaa on alla 50 m, eelistades sealjuures leiukohti.

Punktandmete tiheduse hütlustamiseks on RASA kalkulaatoris harvendamise funktsioon (*Punktandmed* → *Harvendamine*). Toorandmeid harvendati järgmiste sammudena.

1. Aktiivselt vaadeldud puudumiskohtade eemaldamine leiukohtadele lähemalt kui 50 m.
2. Säilitatud puudumiskohtade harvendamine, et tagada nende vahe vähemalt 50 m.
3. Teepunktide eemaldamine lähemalt kui 50 m allesjäänud aktiivselt vaadeldud puudumiskohtadest.
4. Teepunktide eemaldamine leiukohtadele lähemalt kui 50 m.
5. Allesjäänud teepunktide harvendamine vahemaale vähemalt 50 m.
6. Leiukohtade harvendamine vahemaale vähemalt 50 m.

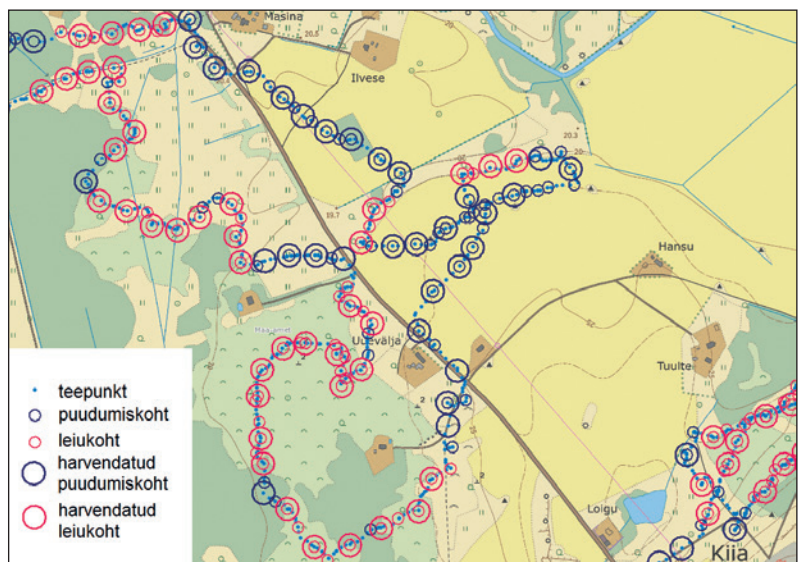
Kõiki neid tehteid oli lihtne teha RASA kalkulaatoriga, kopeerides andmed sisendaknasse ja salvestades tulemused eraldi andmetabelisse. Saadi andmestik, kus kõigi arvesse minevate kohtade vahel on vähemalt 50 m, kus teadlikult valitud puudumiskohti on eelistatud automaatselt salvestatud teepunktidele, kus alla 50 m vahega esinemiskoha ja puudumiskoha puhul on eelistatud esinemiskohti (mida on ikkagi vähem kui puudumiskohti) ja mille puhul on liigi võimalikud esinemispiirkonnad ja kasvukohad põhjalikumalt esindatud kui alad, mis enam-vähem kindlalt välistavad liigi esinemise. Oodatava esinemispiirkonna detailsem uurimine võimaldab täpsustada liigi levikut limiteerivaid tegureid ja tagab välitööde aja ja ressursi säästlikuma kasutuse.

Kokku jäi kasutusse 8786 harvendatud vaatluskohta. Liigi esinemist või puudumist nendes kohtades seostati erineva ruumilise ja temaatilise detailsuse tasemel kohatunnustega, sealhulgas Maa-ametist saadud LiDAR tehnoloogia abil määratud maapinna kõrgusega. RASA kalkulaatorit kasutati muuhulgas leidmaks maapinna kõrguse kui pideva muutuja väärtusvahemikke, mis sisaldaks piisavalt suure osa vaatlustest (selles uuringus 1%) ja mitte ühtegi leiukohta. Sellised väärtusvahemikud saaks liigi leviku prognoosival kaardistamisel lugeda liiki välistavateks. Vastupidine variant ehk liigi puudumist välistav väärtusvahemik on pigem teoreetiline erandjuhtum. Kui liik ei kata maapinda lausaliselt, leidub ka parajasti uuritava tunnuse poolest kõige sobivamates tingimustes kohti, kus liiki loodusest ei leitud. Küll aga tasub otsida väärtusvahemikke, mille puhul on piisavalt vaatlusi ja liigi esinemissagedus nende vaatluste hulgas ületab etteantud lävendit.

Kui nominaalse tunnuse puhul on liiki välistavate väärtuste tuvastamine lihtsalt vaatluste loendamine kategooriates, siis pideva muutuja järgi liiki piisava kindlusega ja järjepidevalt välistavate väärtusvahemike piiritlemine nii lihtne ei ole. RASA kalkulaatoris on see lahendatud järkjärgulise otsimise teel. Algoritmi C# keeles lähtekood on kalkulaatoris vabalt saadaval (vali *Punktandmed* → *Sageduspiirkonnad* → *Lähtekood*).

Põõsasarana eelkirjeldatud viisil harvendatud vaatluste ja maapinna kõrguste seostamisel leiti näiteks, et liiki ei leitud madalamal kui 1 m ja kõrgemal kui 42 m ü.m.p. Liigi leiukohtade arv ei ületa puudumiskohtade arvu maapinna ühelgi kõrgusel, kuid leidude osakaal on 21% või suurem kõrgusel 25,5 kuni 30 m.

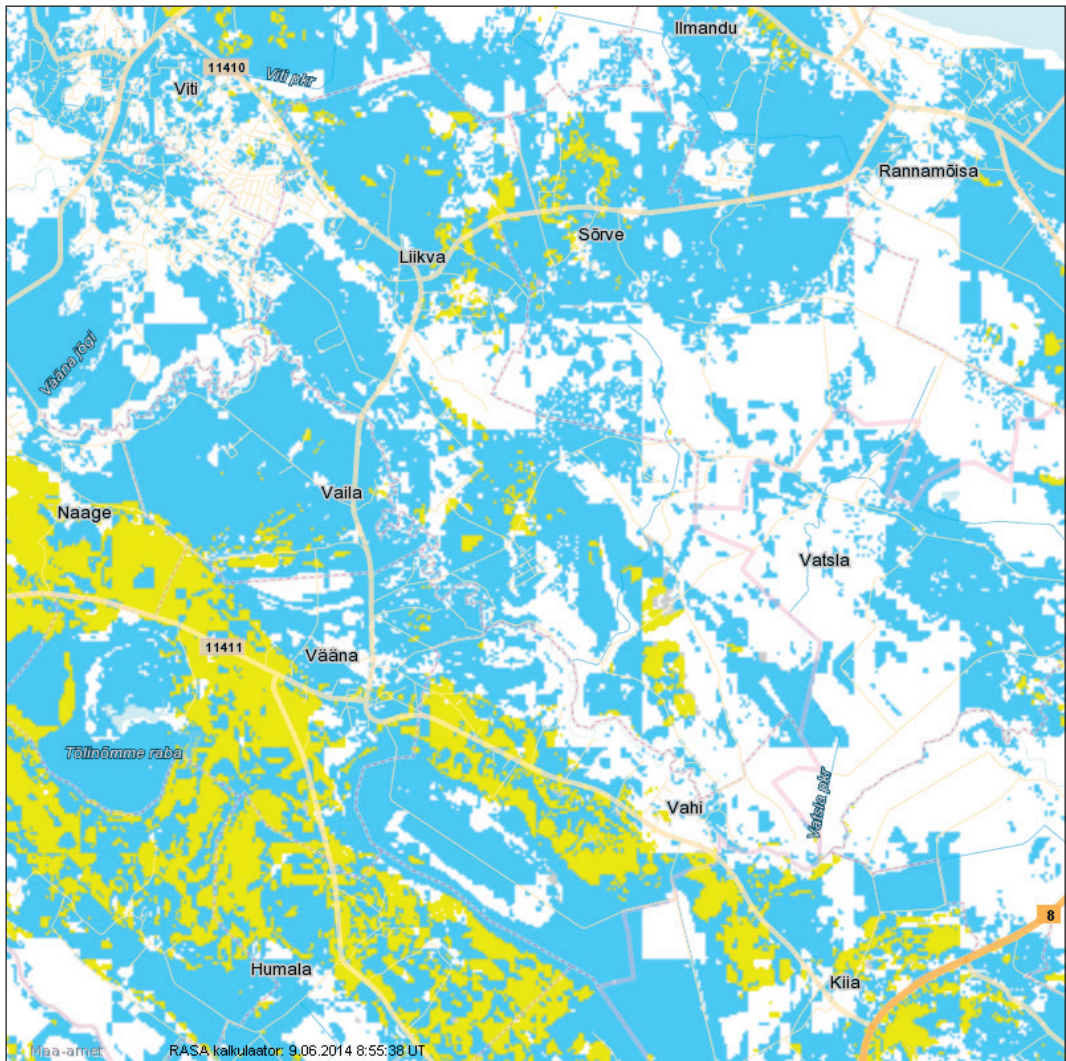
Joonis 3. Põõsasarana välivaatluste teekonnapunktid, aktiivselt vaadeldud kohad ja harvendamise tulemusel allesjäänud esinemise ja puudumise näidiskohad. Väljavõte kaardilehe 6382 lõunaosast.



Sarnaste kohtade kaardistus

Muutuja väärtuste või nähtuse esinemise/puudumise hinnangulise kaardistamise meetodeid on arendatud eelkõige liikide elupaigasobivuse hindamiseks ning tegeliku ja potentsiaalse leviku kaardistamiseks. Samad meetodid, sealhulgas sarnasusele tuginevad, on kasutatavad ka inimestele meeldivate, suuremat väärtust omavate või teatud majandustegevuseks või puhkuseks sobivate kohtade kaardistamisel.

Sarnasuskaarte saab moodustada kas kogu Eesti kohta ruutkilomeetrises võrgustikus või 10×10 km kaardilehe kohta 10×10 m sammuga. Kasutaja saab valida kohta kirjeldavad tunnused, mille poolst sarnasust arvestatakse, määrata tunnuste kaalud ja sõltuvalt meetodist kas kasutatavate näidiste arvu, sarnasuse alammäära või kasutatavate näidiste sarnasuse



Joonis 4. RASA kalkulaatori dnn funktsiooni abil prognoositud põõsasmarana esinemise (kollane) ja puudumise (sinine) ala kaardilehel 6382. Valge on ala, millega vähemalt 70% sarnaseid näidiseid õpetusandmete hulgas ei olnud. Taustakaart Maa-ametilt.

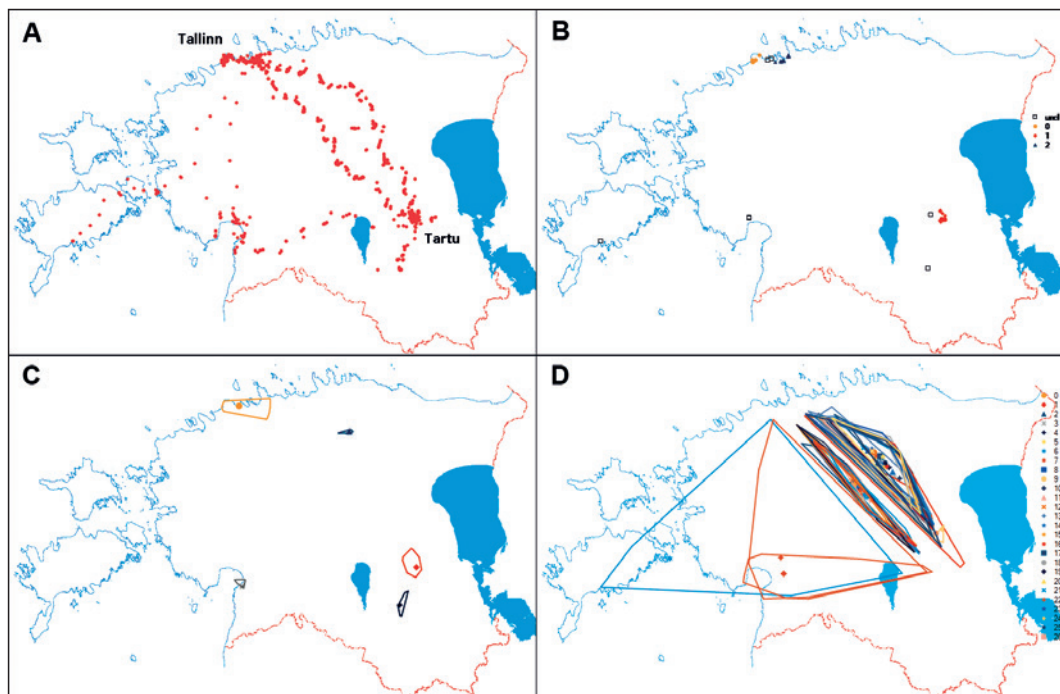
summa. Tunnused sisaldavad põhikaardi põhialasid, Corine 2006 maakatet, Eesti 1:10 000 mullakaarti kolmel temaatilise üldistuse tasemel (10, 24 ja 60 mullaliiki), maapinna kõrgust, maapinna suhtelist kõrgust 100 m ümbruse keskmise suhtes, ida-lääne ning põhja-lõuna suuna koordinaate (koordinaatide numbriline erinevus näitab vaatluskohtade vahemaad), maastikuregiooni, paigastikutüüpi, turbamaa osa ruutkilomeetrit, aastast sademete hulka, kaugust mereni, rahvastiku tihedust, rahvastiku kauguskaalutud tihedust (gravitatsiooni). Rahvastiku andmed on saadud Statistikaametist, põhikaardi, mullakaardi ja maapinna kõrguse andmed Maa-ametist, maakatte andmed Euroopa Keskkonnaagentuurist. Neid andmekihte kasutab kalkulaator iga koha sarnasuse arvutamisel kasutaja sisestatud näidiskohaga või -kohtadega.

Remm (2014) kaardistas sarnasust ühe etteantud kohaga, kuid usaldusväärsema hinnangulise levikukaardi saab, kui näidiskohtade hulgas on nii nähtuse esinemiskohti kui ka puudumiskohti. Eelmainitud põõsasarana andmeid ja dNN sarnasust (*Sobivuskaardid* \rightarrow *dNN*, $d = 0,7$) kasutades arvutab kalkulaator kaardi, mis näitab sarnasust põõsasarana seniste leiukohtadega liigi põhilises levikupiirkonnas, aga lisaks veel paljude hajusalt paiknevate väikeste laikudena (joonis 4). Need kohad sarnanevad kasutatud tunnuste poolest rohkem näidiste hulgas olnud leiukohtadega kui puudumiskohtadega. Liigi leviku täpsustamiseks tasuks välivaatlejal neid kohti esimeses järjekorras külastada. Lisaks sarnasuskaardile arvutatakse kalkulaatoris ka sarnasus esinemiskohtadega (puudumiskohti arvestamata) ja otsusekindluse taseme kaart, mis näitab nende andmete puhul, et liigi prognoositud esinemiskohtade hinnangud on valdavalt vähem kindlad kui puudumiskohtade hinnangud. Seega leidub enamiku esinemiskohtade puhul sarnaseid kohti ka puudumiskohtade hulgas.

Ruumiline ja mitteruumiline rühmitamine

Kalkulaatori praegune versioon sisaldab funktsioone ruumiliste klastrite moodustamiseks punktandmetest *k-means*, QT (*Quality Threshold*) ja DBSCAN (*Density-Based Spatial Clustering for Applications with Noise*) meetodil. Mainitutest esimene meetod eeldab klastrite etteantud arvu, QT eeldab kasutaja määratud otsimisraadiust, DBSCAN eeldab peale otsimisraadiuse ka objektide vähimat lubatud arvu klastris ning võimaldab jätta osa punkte klassifitseerimata. Lisaks punktobjektide grupeerimisele klastriteks sisaldab kalkulaator ka tavapärasest mitteruumilist klasteranalüüsi (*Seosed* \rightarrow *Klasteranalüüs*) koos mõnede harva esinevate võimetega, nagu erinevusmõõdiku valikuvõimalus *k-means* rühmitamise puhul, Dice-Sørenseni sarnasuse kasutus, klastrite poolt ära kirjeldatud ruuthälvete osa (R^2) ja varieeruvuse määra juhuslikkuse ehk klastrite olulisustõenäosuse hindamine.

Remm ja Kelviste (2014a) näitasid kalkulaatori kasutatavust ruumiliste klastrite eristamisel punktandmete tiheduse järgi. Kasutati aasta jooksul tehtud ühe anonüümse isiku mobiilpositsioneerimise tulemusi, mida saab käsitleda asukoha kaugseirena. Isiku mobiiltelefoni asukoha määramisel 15minutilise intervalliga saadi aeg-ruumiline andmestik 32 169 koha koordinaatidega (joonis 5A). Salvestatud toorandmete üldistamiseks kombineeriti punktide grupeerimist (kalkulaatoris *Punktandmed* \rightarrow *Tihedusklastrid*) punktide ajalise harvendamisega (*Punktandmed* \rightarrow *Harvendamine*). Näiteks seades ajaskaala alguse kella kolmeks öösel ja kasutades ajalist intervalli üks ööpäev, saab eristada kohad, kus vaadeldud isik tõenäoliselt ööbis. Seejärel rakendati klasteranalüüsi määramaks isiku põhilisi ööbimispaiku (Tallinn, Tartu ja umbes 20 km Tallinnast lääne pool) (joonis 5B). Teised öösel kell kolm fikseeritud kohad võib lugeda juhuslikeks. Kui eesmärgiks on paiknemise üldistamine, siis võib need lugeda ebaolulisteks.



Joonis 5. Anonüümse isiku aastase mobiilpositsioneerimise tulemused (A), isiku ööbimiskohad (B), paigaloleku piirkonnad (C) ja peamised liikumisteed ruumilisi klastreid ümbritsevate kumerate hulknurkadena (D).

Vaadeldud isiku põhiliste liikumisteede üldistamiseks rühmitati eraldi liikumispunkte ja paigaloleku punkte. Viimaste väljavalmimiseks kasutati maksimaalselt pikka lubatud ajavahet (aasta) ja suhteliselt väikest ruumilist vahet (6 km). Liikumispunktide eelduseks seati aga üle 6 km läbimine 15 minuti jooksul ehk kiirus üle 24 km/h. Nende tingimuste kohaselt jäi alles 515 sõidul salvestatud punkti, mille grupeerimisel kasutati suurimat lubatud ajalast vahet 12 tundi. Kuna sooviti esile tuua vaid pikemaid reise, siis võeti minimaalseks punktide arvuks 5, mis vastab minimaalsele 15minutilise ajavahega liikumispunktide arvule reisides kiirrongiga Tartu ja Tallinna vahel. Selliselt üldistades saadi uuritud isiku viis põhilist paigaloleku piirkonda (joonis 5C), pikemad teekonnad on valdavalt Tallinna ja Tartu vahel kas mööda raudteed või maanteed. Kolm pikemat reisi on olnud kas Tallinnast või Tartust Lääne-Eestisse (joonis 5D).

Lokaalstatistikud andmekihist

Äsja RASA kalkulaatorisse lisatud ja veel arendamisjärgus olev funktsioon võimaldab arvutada lokaalstatistikuid Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituudi (ÖMI) digiarhiivis olevatest andmekihtidest. Edaspidi peaks veebikalkulaator põhiosas asendama varasemat tarkvara LSTATS (Remm, 2005).

Lokaalstatistikute arutamiseks vali kalkulaatoris *Punktandmed* → *Lokaalstatistikud*. Mõningaid vabavaralisi andmekihte saavad kasutada kõik, litsentsilepingute alusel ÖMI töötajatele kasutada antud andmekihtide valimiseks tuleb RASA kalkulaatorisse ÖMI digiarhiivi kontoga sisse logida. Et server jõuaks tulemused arvutada enne, kui ühendus kasutaja arvutiga aegub, saab statistikuid arvutada korraka vaid ühest andmekihist, lokaalse kerneli ulatus on ühe arvutuse piires muutumatu ning kernelisse kuuluvate pikslite arv on piiratud. Küll aga saab

korraga arvutada mitut statistikut paljudes vaatluskohtades, mis esitatakse ristkoordinaatidega määratud punktide loeteluna. Kui kerneli raadius on null, väljastab kalkulaator andmekihist koordinaatidega määratud kohas oleva väärtuse.

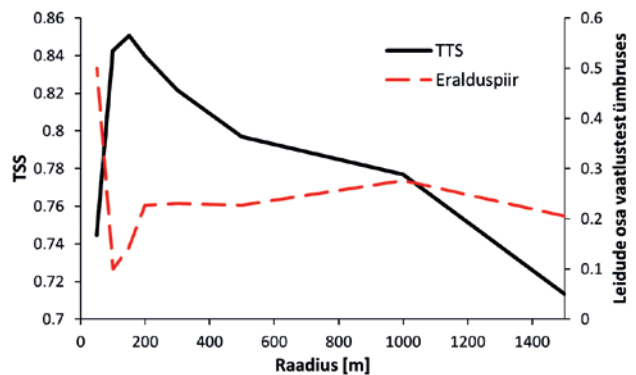
Näiteks on kalkulaatori lokaalstatistikute funktsiooni abil hõlbus saada liigi esinemise ja puudumise kohtade ja nende ümbruse maastikku iseloomustavaid tunnuseid. Järgnevalt kasutatakse selle kirjutise jaotises 2 esitatud viisil harvendatud põõsasarana leiu- ja puudumise kohti. Iga koha puhul arvutati arvutunnustest maapinna kõrgus, suhteline kõrgus 100 m ja 1 km ümbruse suhtes, rahvastiku tihedus ja sama liigi leidude tihedus mitmes erinevas raadiuses. Nominaalsetest tunnustest kasutati mullaliiki 1:10 000 mullakaardi järgi, põhikaardi põhiala, põõsastiku osakaalu ümbruses põhikaardi järgi ja pindkategoriat 1930. aastate lõpus valminud 1:50 000 topograafilisel kaardil.

Kategooriakombinatsioonide sageduse määramiseks ja nende sageduste olulisustõenäosuste hindamiseks on vahendid kalkulaatori hii-ruut-testi osas (*Testid* → χ^2 -test). Järgnevalt on arvatud leiukohtade osa nominaalse tunnuse sellele kategooriale vastavate vaatluste hulgas, mis on hinnangulise kaardistamise kontekstis selle kategooria järgi õigesti tuvastatavate leiukohtade osa ehk positiivne prognoosiväärtus (PPV – *positive predictive value*).

Nominaalsete kohatunnuste kategooriatest on üle 100 põõsasarana vaatluskohta ja ei ühtegi leiukohta leedemuldadel ja gleistunud leetunud muldadel (mullakaardi üksused L, Lkg, Lk-G). Põõsasarana leiukohti on rohkem kui puudumiskohti paepeelsel gleimullal (Gh) (PPV = 0,53). Põõsasarana kaasaegne levikuala on üsna heas vastavuses mätliku alaga 1930. aastate kaardi järgi (PPV = 0,74), eriti kohtades, kus mätliku ala märgid on kaardil kombineeritud rohumaa märkidega (PPV = 0,85).

Seoste iseloomustamiseks liigi esinemise või puudumise ja numbriliste kohatunnuste vahel arvutati kalkulaatori abil väärtusvahemikud, mille puhul on piisavalt vaatlusi (vähemalt 100), kuid liiki pole kordagi leitud (*Punktandmed* → *Sageduspiirkonnad*). Ilmnes, et piisava hulga vaatluste juures ei ole põõsasarana leitud rahvastiku tihedusel üle 947 elaniku ruutkilomeetril, maapinna kõrgustel 16,6 kuni 17,9 ja 42,3 kuni 48,5 m ning tugevasti negatiivse suhtelise kõrguse korral (suhteline kõrgus 1 km ümbruse keskmisest väiksem kui –6 m, mis esineb põhiliselt panga all). Üheski väärtusvahemikus, kus on piisavalt vaatlusi, ei ole leiukohti rohkem kui puudumiskohti. Liigi esinemine on selgelt laiguline – liigi leidmise tõenäosus on suurem, kui lähedusest on liiki juba leitud. Põõsasarana esinemist või puudumist õnnestub kasutatud andmestikus ära arvata

89,51% kindlusega, teades, kas liigi esinemiskohtade osa vaatluskohtadest 150 m raadiusega ümbruses on üle või alla 14,29% (TSS = 0,85; PPV = 0,965) (joonis 6). Tähelepanuväärne on seejuures, et naabruses olev lähim vaatlustulemus ei ole parim prognoosija, ilmselt seetõttu, et lähim vaatluskoht on vaid üks punkt, aga teatud raadiuses olevate mitmete vaatluste üldistatud tulemus on vähem juhuslik ja seetõttu usaldusväärsem argumenttunnus.



Joonis 6. Põõsasarana esinemise ja puudumise kohtade optimaalne eralduspiir leidude osakaalu järgi ümbruses ja TSS statistik selle eralduspiiri rakendamisel.

Viidatud kirjandus

- Allouche, O., Tsoar, A., Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43, 1223–1232. <http://dx.doi.org/10.1111/jpe.2006.43.issue-6>.
- Hanssen, A.W, Kuipers, W.J.A. (1965) On the relationship between frequency of rain and various meteorological parameters. *Mededelingen van de Verhandlungen* 81: 2–15.
- Kotta, J., Remm, K., Vahtmäe, E., Kutser, T., Orav-Kotta, H. (2014). In-air spectral signatures of the Baltic Sea macrophytes and their statistical separability. *Journal of Applied Remote Sensing*, 8, 10.1117/1.JRS.8.083634.
- Kukner, M., Matvere, M. (2014). Naaskelsabade esinemine Tartu ja Tartumaa lasteaedades. Lõputöö. Tartu, Tartu Tervishoiu Kõrgkool. 35 lk.
- Rattasepp, P. (2014). Naaskelsabade uuring Viljandimaa lasteaedades. Lõputöö Tartu, Tartu Tervishoiu Kõrgkool. 38 lk.
- Remm, K. (2005) Correlations between forest stand diversity and landscape pattern in Otepää Nature Park, Estonia. *Journal for Nature Conservation* 13, 137-145.
- Remm, K. 2014. Jaani-Matsi talu kohaga sarnaste kohtade kaardid. Pae, T., Aunap, R., Poom, A. (Toim.) Pühaste koguteos Ülo Mander 60 (lk 101–108). Tartu – Pühaste. Tartu Ülikooli Kirjastus.
- Remm, K., Kelviste, T. (2014a). An online calculator for spatial data and its applications. *Computational Ecology and Software*, 4(1), 22–34. [http://www.iaees.org/publications/journals/ces/articles/2014-4\(1\)/an-online-calculator-for-spatial-data.pdf](http://www.iaees.org/publications/journals/ces/articles/2014-4(1)/an-online-calculator-for-spatial-data.pdf).
- Remm, K., Kelviste, T. (2014b). Ruumiliste loodusandmete veebikalkulaator. TÜ e-õppe ajakiri, kevad 2014. <http://www.etu.ut.ee/2014/ruumiliste-loodusandmete-veebikalkulaator/>
- Remm, K., Remm, M. (2014). Shrubby cinquefoil (*Dasiphora fruticosa* (L.) Rydb.) distribution in north-western Estonia related to site characteristics at different spatial and thematic scales. *Journal of Plant Ecology*. Submitted manuscript.
- Veske, L. (2014). Pruunkaru tekitatud kahjustuste ajaline ja ruumiline jaotumine ning nende seos karude arvukuse ja küttimisega. Magistritöö. Tartu, Tartu Ülikooli zooloogia osakond.

Summary

Web calculator applications in processing remote sensing data

The calculator for statistical analysis of spatial data (<http://digiarhiiv.ut.ee/kalkulaator/>) is applicable in a wide range of spatial research and for courses involving spatial data analysis. The present version of the calculator contains 38 different types of statistical analysis with several options and settings. The input data for most functions should be Cartesian coordinates and variable values copied to the input cell on the page of a particular function. The source code in C# programming language for the computational part is freely available within all functions.

Examples are given for thinning spatially dense observation points to a predefined minimum distance, for finding value interval of a numerical variable matching user selected frequency of a given category among all input observations, for finding optimal boundary value of numerical variable most effectively distinguishing nominal categories according to the Hanssen-Kuipers scill score, for creating similarity-based habitat suitability maps, for generalizing movement data into spatio-temporal clusters, for calculating various statistics locally from spatial data layers, and also for applying ordinary statistical tests (χ^2 - and U-test).

Tartu Observatooriumi optikalabori võimekus kaugseirerakendusteks

Joel Kuusk, Ilmar Ansko, Riho Vendt

Tartu Observatoorium, Tõravere, Nõo vald, 61602 Tartumaa

Kokkuvõte

Kaugseireandmete interpreteerimisel on oluline tunda mõõteaparatuuri metrooloogilisi omadusi. On ju andmetöötluse esimeseks etapiks mõõteriista väljundsignaalist mingi füüsikalise suuruse arvutamine, mille põhjal saab juba edasi teha järeltõlge uuritava objekti omaduste kohta. Selle arvutuskäigu aluseks on mõõteriista kalibratsioonikoefitsiendid, mille leidmiseks mõõdetakse laboritingimustes teadaolevate parameetritega objekti ning seeläbi defineeritakse vastavus mõõteriista väljundandmete ja uuritava füüsikalise suuruse vahel.

Lisaks otsesele seosele sisend- ning väljundsignaali vahel on mõõteriista mitteideaalsusest või mõõtesituatsiooni muutustest tingituna võimalik aparadi väljundsignaali muutus ka konstantse sisendsignaali korral. Oluline on sedalaadi muutusi põhjustavad tegurid laboritingimustes välja selgitada ning neid mõjusid kaugseiremõõtmisi sooritades ning hiljem andmetöötluse käigus arvesse võtta.

Käesolev artikkel annab lühikese ülevaate Tartu Observatooriumi optikalabori võimekusest ning kirjeldab füüsikalisi suurusi ja mõõteriistade omadusi, mida on võimalik uurida ning parametrizeerida.

Võtmesõnad: optikalabor, mõõteriistad, kalibreerimine

Sissejuhatus

Kaugseire seisneb uuritavalt objektilt lähtunud või sellelt peegeldunud elektromagnetilise kiirguse registreerimises mõõteaparatuuriga. Mõõteriista sensor muudab elektromagnetilise sisendsignaali elektriliseks väljundsignaaliks, mida tänapäevastes mõõteriistades reeglina võimendatakse, viiakse digitaalsele kujule ning salvestatakse või edastatakse andmehõivesüsteemile. Selleks, et saadud numbrijadale füüsikaline sisu anda, on tarvis mõõteriist kalibreerida ehk defineerida ühene vastavus elektromagnetilise sisendsignaali ja digitaalse väljundsignaali vahel. Mõõteriistad pole paraku ideaalsed ja väljundsignaali muutust võivad põhjustada ka keskkonnatingimuste või mõõtesituatsiooni muutused. Seetõttu on korrektse mõõtmistulemuse saamiseks vaja määrata paljude erinevate tegurite mõju mõõteriista väljundsignaalile ning seda kõike mõõtmist sooritades ning andmeid interpreteerides ka arvestada. Kalibreerimist on võimalik läbi viia laboritingimustes, kus kontrollitud keskkonnas erinevaid mõjutegureid ükshaaval muutes tehakse kindlaks nende poolt põhjustatud mõõteriista väljundsignaali muutus.

Elektromagnetkiirgus võib esineda väga erineva footoni energia ja lainepikkusega, alates suure energia ja väikese lainepikkusega gammakiirgusest ning lõpetades väikese energia ning suure lainepikkusega raadiolainetega. Eri lainepikkuspiirkondade jaoks on kasutusel erineval

tehnoloogial põhinevad vastuvõtjad. Tartu Observatooriumi labor on ette nähtud optilise piirkonna sensorite kalibreerimiseks. Optiliseks piirkonnaks võib pidada lainepikkuste vahemikku ultravioletist lühilainelise infrapunaseni, kus võib veel arvestamata jätta keskkonna omakiirguse (soojuskiirguse). Sageli kasutatakse optilise piirkonna kaugseirerakendustes kiirgusallikana atmosfääri läbinud päikesekiirgust, mis jääb lainepikkuste vahemikku (300...2500) nm. Lühemalainelise kiirguse neelab osoon, pikemalainelise veeaur.

Järgnevalt kirjeldatakse radiomeetrilisi suurusi ja füüsikalisi parameetreid, mida Tartu Observatooriumi optikalaboris on võimalik uurida ning kalibreerida.

Kiiritustihedus

Kiiritustihedus iseloomustab ajaühikus pinnale langeva elektromagnetkiirguse energiat ning tema ühikuks on W/m^2 . Spektraalse kiiritustiheduse puhul arvestatakse ka sõltuvust lainepikkusest ja ühikuks on $W/(m^2 \text{ nm})$. Spektraalne kiiritustihedus on kaugseires üks olulisemaid mõõdetavaid suurusi, kuna see kirjeldab uuritavale objektile langeva kiirguse hulka ning spektraalset koostist.

Pikka aega on optikalaboris kasutatud kiiritustiheduse etalonina 1 kW võimsusega kvartskolviiga halogeenlampi, mida nimetatakse FEL-lambiks (joonis 1). Etalonlamp on kalibreeritud kindlal nimivoolul – näiteks $(8,2000 \pm 0,0001) \text{ A}$ – ja kalibreerimistunnistuses esitatakse spektraalne kiiritustihedus lambist kindlal kaugusel asuval tasandil. Tartu Observatooriumis kasutusel olevad etalonlambid on kalibreeritud 50 cm kaugusel asuval tasapinnal lainepikkuste vahemikus (250...2500) nm. Sel viisil kalibreerimist nimetatakse allikapõhiseks, sest radiomeetrilise skaala defineerib valgusallikas.

Etalonlambiga kalibreerimisel on mitmeid puudusi.

Lambi põlemisel valgusviļjakus (kiiratud valgusvoog ühikulise toitevõimsuse kohta) aja jooksul veidi väheneb (Saunders ja Shumaker, 1977). Hõõgniit on tundlik mehaaniliste põrutuste suhtes, samuti kahjustavad seda kiired temperatuurimuutused lambi sisse- ja väljalülitamisel. Spiraalse hõõgniidiga FEL-lambi tekitatud kiiritustihedus sõltub vaatesuunast, kuna lampi pöörates on näha hõõgniidi erinevad osad ning kiirgus läbib kvartskolvi erinevaid piirkondi. Juba 1° muutus lambi asendis võib tekitada vastuvõtja asukohas enam kui 1% kiiritustiheduse erinevuse (Walker et al., 1987). Seetõttu on Tartu Observatoorium üle minemas allikapõhiselt kalibratsioonimetoodikalt detektoripõhisele, mis võimaldab mõõtemääramatust vähendada umbes kaks korda. Kui näiteks Tartu Observatooriumi FEL-lambi kiiritustiheduse laiendmääramatus 95% usaldusnivool on nähtavas spektripiirkonnas 1,2%, siis detektoripõhisel kalibreerimisel filtriradiomeetriga on samas piirkonnas saavutatud laiendmääramatuseks (0,6...0,7)% (Kübarsepp et al., 2000).

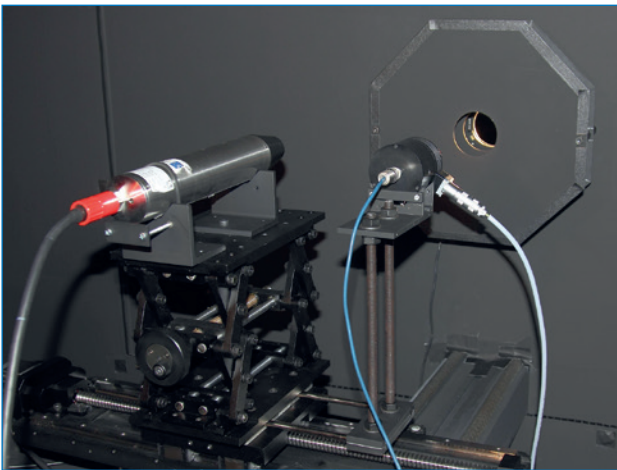
Detektoripõhisel kalibreerimisel defineerib radiomeetrilise skaala etalonvastuvõtja, milleks Tartu Observatooriumis kasutatakse lõksdetektoriga filtriradiomeetrit. Kalibreerimisel mõõdetakse kiiritustihedus kindlal kaugusel valgusallikast vaheldumisi etalonvastuvõtjaga ja kalibreeritava mõõteriistaga. Stabiilse valgusallika abil, milleks reeglina on FEL-lamp,



Joonis 1. Optikaseadmete kalibreerimisel kasutatav FEL-tüüpi kvarts-halogeenlamp.

kantakse sel viisil kalibratsioon üle etalonvastuvõtjalt uuritavale vastuvõtjale. Oluline on siinkohal märkida, et valgusallikas peab olema stabiilne vaid kalibreerimisprotseduuri kestel ja kiiritustihedus ei tohi muutuda selle lühikese aja jooksul, mis kulub etalonvastuvõtjaga ning uuritava vastuvõtjaga mõõtmise sooritamiseks. Etalonvastuvõtja ning kalibreeritav mõõteriist monteeritakse arvutijuhitavale aluslauale. Nii on võimalik enne mõõtmist mõlemad seadmed põhjalikult justeerida ja kalibreerimise ajal kiiresti ning suure täpsusega neid lambi ees vahetada. Joonisel 2 on kujutatud kiiritustiheduse spektromeetri kalibreerimine. Nihutatavale alusele on paigaldatud kalibreeritav vastuvõtja ning etalonvastuvõtja. Arvutiga juhtides on võimalik kumbagi neist liigutada seinas asuva ava ette, mille taga asub FEL-lamp.

Filtterradiomeetri moodustavad kolmeelemendiline löksdetektor, stabiliseeritud temperatuuriga interferentsfilter ja kalibreeritud pindalaga sisendava. Löksdetektori kolm fotodiodi on asetatud selliselt, et esimeselt elemendilt peegeldunud kiir langeb teisele ja seejärel kolmandale. Kolmas element on risti temale langeva kiirega, nii et sama teed mööda löksdetektorist väljuv valguskiir langeb uuesti teisele ja esimesele elemendile. Sel viisil tagatakse võimalikult väike peegelduskadu fotodiodide pindadelt ja välditakse filtri ning löksdetektori vahelisi peegeldusi. Ka ei sõltu elementide sellise paigutuse korral tundlikkus siseneva kiirguse polarisatsioonist. Filtterradiomeetri spektraalse tundlikkuse määravad vahetatavad kitsa läbilaskeribaga interferentsfiltrid. Kuna interferentsfiltri läbilaskeriba sõltub temperatuurist, on filtrihooldja temperatuur stabiliseeritud.



Joonis 2. Kiiritustiheduse spektromeetri TriOS RAMSES radiomeetrilise tundlikkuse kalibreerimine. Vasakul asub RAMSES, paremal filtterradiomeeter. FEL-lamp on seinas oleva ava taga.

Tartu Observatooriumis on kasutusel kaks filtterradiomeetrit. Üks põhineb räni-fotodiodidel ning töötab lainepikkuste vahemikus (340...950) nm. Teine, InGaAs-diodidega filtterradiomeeter on mõeldud töötama (900...1550) nm spektripiirkonnas. Kasutusel olevate interferentsfiltrite abil on võimalik mõõta lambi spektraalne kiiritustihedus umbes 50 nm spektraalse sammuga. Vahepealsete lainepikkuste jaoks kiiritustiheduse väärtus interpoleeritakse halogeenlambi kiirgust kirjeldava poolempiirilise funktsiooni abil.

Kirkus

Kirkus kirjeldab pinnalt mingisse ruuminurka leviva kiirguse hulka ja tema ühikuks on $W/(sr\ m^2)$. Analoogselt kiiritustihedusega võib ka kirkust käsitleda spektraalse suurusena. Kirkus on teine oluline füüsikaline suurus kaugseire seisukohalt. Sellega iseloomustatakse uuritavalt objektilt peegeldunud kiirgust.

Kirkuse skaala on optikalaboris defineeritud kiiritustiheduse skaala kaudu. Teades mingis ruumpunktis kiiritustihedust ja asetades sellesse punkti kalibreeritud peegeldusteguriga eta-

lonhajutaja, saame arvutada pinna kirkuse. Tasapinnalise hajutaja asemel võib kasutada integreerivat kera.

Hajuvalgus

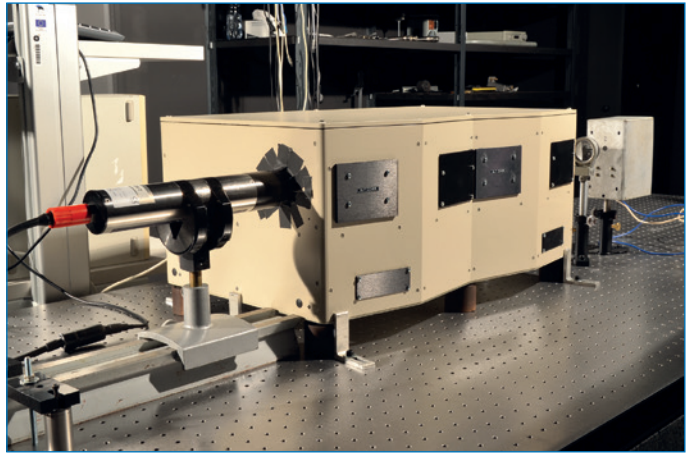
Optiliste mõõteriistade sees esinevaid parasiitpeegeldusi, difraktsiooni ja muid mitteideaalsusi pole võimalik seadme konstrueerimisel täielikult vältida. Osa seadmesse sisenenud kiirgusest satub sinna, kuhu ei peaks jõudma – selliselt võiks kiirguse üldisemalt defineerida

hajuvalguse. Näiteks peaks spektromeeter registreerima monokromaatse sisendsignaali täpselt ühes spektraalkanalis¹. Reaalsuses jõuab aga mingi väike osa sisendsignaalist ka teistele sensorielementidele.

Kui mõõta spektromeetri väljundsignaal igale üksikule spektraalkanalile vastava monokromaatse sisendsignaali korral, saab koostada spektraalse hajuvõime maatriksi, mida nimetatakse aparaatfunktsiooniks. Registreeritud väljundsignaal moodustub alati tegeliku sisendsignaali ja mõõduriista aparaatfunktsiooni koosmõjul. Matemaatiliselt nimetatakse sellist protsessi konvolutsiooniks. Teades seadme aparaatfunktsiooni, on võimalik hajuvõime tinguist moonutusi vastupidise matemaatilise operatsiooni, dekonvolutsiooni abil teatud määral kõrvaldada. Piiravaks saab siinjuures aparaatfunktsiooni mõõtmise täpsus, kuna hajuvõime tase on reaalsele sisendsignaalile vastava spektraalkanali omast tavaliselt 3–5 suurusjärku madalam ja selle mõõtmisel seab piiri vastuvõtja dünaamiline võimekus. Samas võib kaugseiremõõtmisel hajuvõime tase tegeliku sisendsignaali isegi ületada neis spektraalkanalites, kus vastuvõtja tundlikkus on väike ja/või sisendsignaali väga nõrk, näiteks päikesekiirguse mõõtmisel ultraviolettipiirkonnas või atmosfääri neeldumisribades.

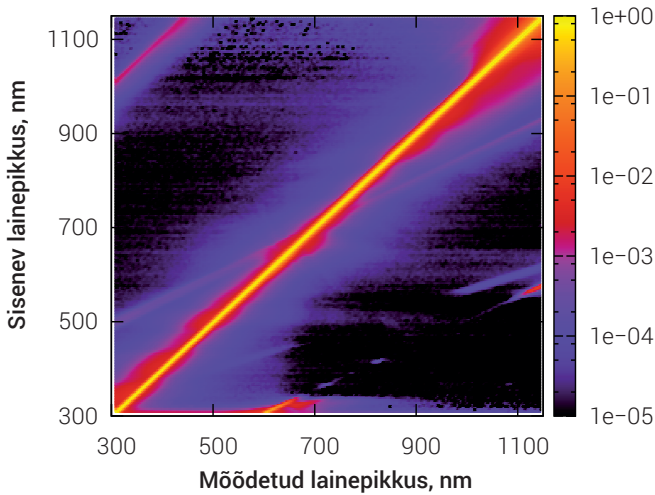
Spektraalse aparaatfunktsiooni mõõtmiseks kasutatakse Tartu Observatooriumi optikalaoris monokromaatse kiirguse allikana sõltuvalt lainepikkusest halogeen- või ksenoonlampi ja arvutijuhitavat topeltmonokromaatorit, mis on häälestatav lainepikkuste vahemikus (200...2500) nm (joonis 3). Kuna hajuvõime tuleb mõõta igale spektraalkanalile vastava sisendsignaali korral eraldi, aga tänapäevastel spektrometritel on kanaleid sadu või isegi tuhandeid, on aparaatfunktsiooni mõõtmine väga töö- ja ajamahukas tegevus ning praktikas teostatav ainult täielikul arvutijuhtimisel. Seega on oluline, et ka uuritava mõõteriista juhtimine oleks täies mahus automatiseeritav ega nõuaks kasutaja sekkumist mõõtmiste kestel.

Joonisel 4 on kujutatud spektrometri mooduli Carl Zeiss MMS-1 aparaatfunktsioon. Ideaalsel juhul peaks joonisel olema ainult diagonaalne kollane joon mustal taustal. Reaalselt registreeris spektromeeter signaali ka teistes spektraalkanalites peale selle, mis vastas



Joonis 3. Spektromeetri TriOS RAMSES hajuvõime mõõtmine. Monokromaatrist vasakul asub RAMSES, monokromaatrist paremal paikneva halli karbi sees on hõõglamp.

¹ Sageli on spektrikanalite samm väiksem seadme spektraalsest lahutusvõimest. Sel juhul peavadki mitu kanalit registreerima monokromaatset sisendsignaali ning hajuvõime on signaal, mis registreeritakse lahutusvõimest väljapoole jäävates kanalites.



Joonis 4. Miniatuurse spektromeetrimooduli Carl Zeiss MMS-1 aparaatfunktsioon.

võib sealjuures olla nii aditiivne (pimesignaali muutus) kui ka multiplikatiivne (radiomeetrilise tundlikkuse muutus).

Pimesignaali nimetatakse mõõteriista poolt registreeritud väljundsignaali sisendsignaali puudumisel. Optikariista puhul tähendab see kaetud sisendavaga mõõtmist. Mõnedele seadmetele on katik sisse ehitatud ja nad mõõdavad pimesignaali iga mõõtmise korral ja lahutavad selle tulemusest automaatselt. Kasutatakse ka meetodit, kus osa sensori elemente on mustaks värvitud ja seega registreeritakse pimesignaali igal mõõtmisel. Nii on võimalik kompenseerida aditiivne temperatuuriefekt juba mõõtmise käigus või vähemalt salvestada selleks vajaminev info. Kuid on ka seadmeid, millel pimesignaali mõõdetakse suletud katikuga pikema ajavahe-miku tagant või millel puuduvad nii kaetud sensorielemendid kui ka mehaaniline katik ning pimesignaali tuleb mõõta sisendava väljastpoolt kinni kattes. Tihti ei ole praktiline ega isegi võimalik mõõta pimesignaali vahetult enne või pärast iga objekti mõõtmist. Sel juhul puudub informatsioon pimesignaali muutuste kohta kahe suletud sisendavaga mõõtmise vahele jääva aja jooksul. Eeldades, et pimesignaali muutus on põhiliselt tingitud mõõteriista temperatuuri muutumisest, on võimalik lisada süsteemi temperatuurindur ning registreerida temperatuuri ajaline käik. Nii on võimalik taastada pimesignaali temperatuurimõõtmiste põhjal, kui eelnevalt kalibreerida pimesignaali sõltuvus temperatuurist.

Pimesignaali temperatuurisõltuvuse määramiseks tuleb muuta seadme temperatuuri ning samaaegselt registreerida suletud sisendava korral mõõteriista väljundsignaal. Oluline on seejuures leida seos mõõdetud temperatuuri ja pimesignaali muutust põhjustava efektiivse temperatuuri vahel. Nimelt seadme soojenedes või jahtudes jõuavad temperatuurimuutused temperatuurinduri ja pimesignaali muutust põhjustava temperatuuritundliku osani reeglina erineva viivitusega. Joonisel 5 on kujutatud spektromeetrimooduli Carl Zeiss MMS-1 pimesignaali temperatuurisõltuvus erinevate integreerimisaegade korral. Punktidega on graafikul kujutatud mõõdetud andmed, joonega aga analüütiline lähendusfunktsioon, mille põhjal on võimalik arvutada pimesignaali väärtus soovitud temperatuuri ja integreerimisaja jaoks.

Multiplikatiivse temperatuuriefekti määramine käib sarnaselt pimesignaali temperatuurisõltuvuse leidmisele. Seadme radiomeetrilist tundlikkust tuleb mõõta erinevatel temperatuuril

sisendkiirguse lainepikkusele. Hajuvalguse põhjustajateks võivad olla näiteks mooduliseses peegeldused sensori ning difraktsioonvõre vahel ja sensori pinnale kantud järgueraldusfiltrit läbiv kõrgemat järku difraktsioonimaksimumidele vastav kiirgus.

Temperatuuriefektid

Võib juhtuda, et mõõteriista väljundsignaal muutub ka konstantse sisendsignaali korral. Kõige levinumaks põhjuseks on sel juhul mõõteriista temperatuuri muutus. Signaali muutus

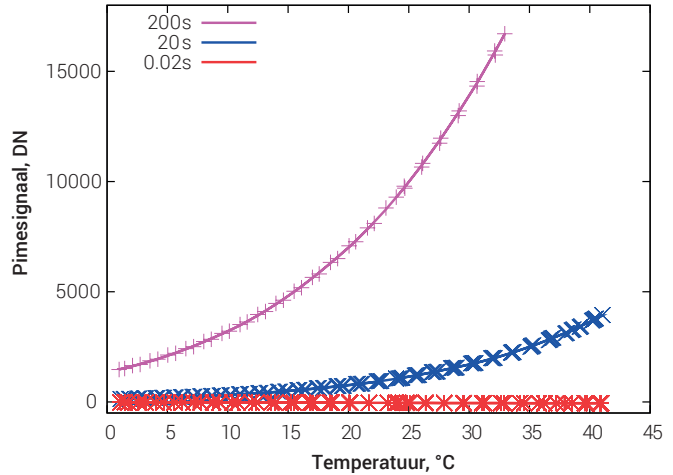
ridel ja seda mõõtmistulemuste töötlemisel arvestada. Erinevalt pimesignaali temperatuurisõltuvusest ei ole radiomeetrilise tundlikkuse korral võimalik kasutada muud korrektsioonimeetodit, kui registreerida mõõtmiste sooritamise ajal temperatuuri ja korrigeerida selle põhjal mõõtmistulemusi.

Tartu Observatooriumis on kasutusel arvutijuhitav kliimakamber (joonis 6), milles saab määrata nii temperatuuri muutmise vahemiku kui ka kiiruse. Kliimakambris on võimalik mõõta pimevoolu temperatuurisõltuvust. Radiomeetrilise tundlikkuse temperatuurisõltuvust saab sel viisil mõõta vaid küllalt pika fiiberoptilise sisendiga mõõteriistade korral, sest ainult neid on võimalik üheaegselt kliimakambris hoida ja radiomeetriliseks kalibreerimiseks üles seada. Kliimakambri temperatuur on muudetav vahemikus (-40...180) °C kiirusega kuni 3,5 °C/min, mis on piisav maa peal ja lennubahenditel kasutatava kaugseireaparatuuri uurimiseks.

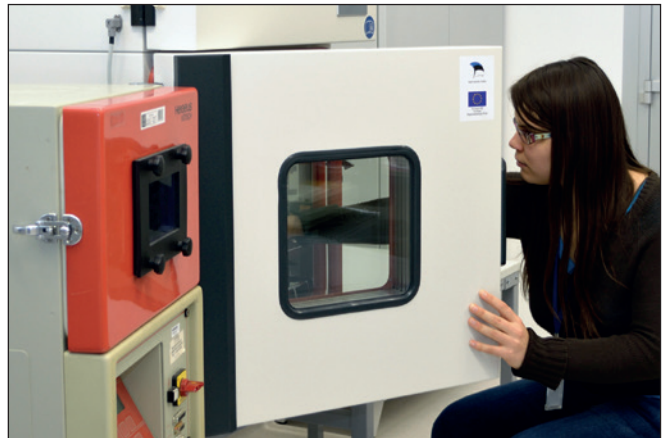
Suunatusjoon

Kaugseiremõõtmiste sooritamisel on oluline teada mõõteriista vaatevälja ulatust. Näiteks kahemõõtmelist kujutist registreeriva pildikaamera puhul huvitab meid, millisest suunast langevat kiirgust sensori iga element salvestab. Reeglina see siiski ei tähenda iga üksiku elemendi suunatusjoone mõõtmist, kuna kaamerate sisendoptika puhul võib eeldada telgsümmeetrilisust. Näiteks taimkatte läbipaistvuse nurksõltuvuse hindamiseks kasutatava kalasilmobjektiiviga fotokaamera korral määratakse vaid ühes või kahes asimutaaltasandis, kuidas on omavahel seotud punkti kaugus kujutise keskkohast ja vaatesuuna ning kaamera optilise telje vaheline polaarnurk.

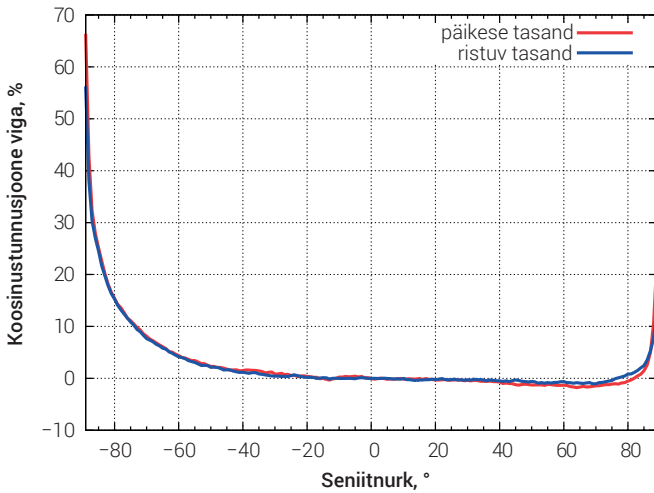
Suunatusjoon on oluline ka kiiritustiheduse vastuvõtjate korral. Nimelt sõltub kiiritustihedus vastuvõtva pinna normaali ning valgusallika suuna vahelise nurga koosinusest. Kui kiirgus langeb pinnale risti, on nurk null ja $\cos(0^\circ) = 1$. Pinnaga paralleelselt langeva



Joonis 5: Carl Zeiss MMS-1 spektromeetrimooduli pimesignaali sõltuvus temperatuurist erinevatel integreerimisajadel (signaali kogumise aeg; fotograafias nimetatakse säriajaks). Punktid on mõõdetud ning jooned on arvatud mõõdetud andmetele lähendatud analüütilise funktsiooni abil.



Joonis 6. Kliimakamber temperatuuriefektide uurimiseks.



Joonis 7. Kiiritustiheduse spektromeetri SkySpec koosinusvastuvõtja suunatusjoone erinevus ideaalsest, mõõdetuna Päikese tasandis ja sellega ristavas tasandis.

dis. Kuna tööolukorras pööratakse seda seadet vastavalt Päikese asendile taevavõlvil, liigub Päike mõtmiste ajal vastuvõtja suhtes alati ühes asimutaaltasandis ning muutub ainult tema seniitnurk. Joonisel 7 vastavad Päikese suunale positiivsed seniitnurgad. Vastuvõtja konstruktsioonist tulenevalt on Päikese tasandi ja sellega ristuva tasandi suunatusjooned sarnased, kuid ebasümmeetrilised. Tunnusjoone hälbimine ideaalsest suuremate seniitnurkade korral on koosinusvastuvõtjate puhul üsna tavapärane.

Tartu Observatooriumis kasutatakse kiirgusvastuvõtjate suunatusjoonte määramiseks arvutijuhitavat pöördlauda. Uuritav mõõteriist asetatakse lauale nii, et tema vastuvõtja asub valgusallika poolt tekitatava paralleelse kiirtekimbu keskel. Mõõtmise käigus registreeritakse vastuvõtja väljundsignaal sõltuvalt pöördenurgast. On võimalik kasutada korraga ka kahte risti asetsevate telgedega pöördlauda ja määrata vastuvõtja suunatusjoon mitmes asimutaaltasandis.

Tasavälja ühtlus

Kujutist salvestava mõõteriista korral peaksid kõik vastuvõtja elemendid olema omaduste poolest sarnased – siis ei sõltu mõõtmistulemus sellest, millise elemendiga objekti parajasti mõõdeti. Reaalsuses on vastuvõtjate elemendid siiski erinevad, mille uurimiseks tuleb kõigi elementidega mõõta ühesugust objekti. Lahknevused mõõtmistulemustes on sel juhul tingitud elementidevahelistest erinevustest. Tundlikkuse erinevus võib olla tingitud ka mõõteriista konstruktsioonist. Näiteks kaamera korral kaadri keskpunkti eemaldudes kujutise heledus väheneb. Seda nähtust nimetatakse vinjeteerimiseks ja selle põhjused sarnanevad eelmises punktis kirjeldatud koosinusvastuvõtja suunatusjoone iseloomule, kuid kaamera puhul on selline tundlikkuse nurksõltuvus ebasoovitav ja objektiivi projekteerimisel püütakse seda vältida.

Lihtsaim viis ühtlase heledusega objekti tekitamiseks on integreeriv optiline kera. See on õõnes sfäär, mille valge hajutava värviga kaetud sisemist pinda valgustatakse lampidega.

kiirguse korral on nurk 90° ning $\cos(90^\circ) = 0$, ehk kiirgust pinnale ei lange. Kiiritustiheduse korrektseks mõõtmiseks peab vastuvõtja tundlikkus sõltuma kiirguse langemise suunast samuti koosinusfunktsiooni kohaselt. Ideaalset koosinusvastuvõtjat on aga raske valmistada ning seetõttu on oluline teada, kui palju reaalse vastuvõtja tundlikkuse nurksõltuvus ideaalsest erineb. Joonisel 7 on toodud kiiritustiheduse spektromeetri SkySpec vastuvõtja suunatusjoone erinevus koosinusfunktsioonist. Tundlikkust on mõõdetud kahes ristavas asimutaaltasandis.

Korduvate peegelduste tõttu on kera sisepind ühtlaselt valgustatud ja heledus ei sõltu vaatesuunast. Läbi kera seinas oleva ava paistvat kera sisepinda on seega võimalik kasutada vastuvõtja elementide radiomeetrilise tundlikkuse erinevuste määramiseks. Laia vaateväljaga mõõteriista, näiteks kalasilmobjektiiviga kaamera, võib vajadusel asetada ka integreeriva kera sisse.

Peegeldustegur ja läbilaskvus

Kiirguslevi modelleerimisel on oluline teada, kuidas keskkonna elemendid, näiteks taimelehed, neile langenud kiirgust peegeldavad ja läbi lasevad. Selle mõõtmiseks on Tartu Observatooriumis kasutusel integreeriv optiline kera, mille 10 mm läbimõdduga ava ette on võimalik paigutada enam-vähem tasapinnalisi objekte. Fotomeetriline kera on kasutatav nii suunatud-poolsfääri peegeldusteguri (ingl *directional hemispherical reflectance factor*, DHRF) kui ka läbilaskvuse mõõtmiseks. Sellisel juhul valgustatakse objekti kitsa kiirtekimbuga ning mõdetakse temalt kogu poolsfääri hajunud kiirgust.

Peegeldusteguri mõõtmisel valgustatakse objekti läbi integreeriva kera. Selleks on kera küljes spetsiaalne läätsega varustatud adapter, kuhu optilise fiibri abil juhitakse halogeenlambi kiirgus. Läätse abil muudetakse fiibrist väljunud kiirtekimp paralleelseks ning suunatakse kera ava suunas, mille taha on paigutatud uuritav objekt. Objekti pinnalt kõigis suundades kerasse tagasi hajunud kiirgus valgustab kera sisepinda, millele on omakorda suunatud mõõtheadapter, kuhu saab kinnitada mõõteriista sisendfiibri. Uuritavalt objektilt peegeldunud kiirgust võrreldakse samasse kohta asetatud kalibreeritud peegeldusteguriga etalonpinnalt peegeldunud kiirgusega.

Läbilaskvuse mõõtmine toimub sarnaselt, aga objekti ei valgustata läbi kera, vaid väljastpoolt, ning etaloniks on valgusallikast kerasse sisenenud kiirgus ilma uuritava objektita.

Peegeldusteguri ja läbilaskvuse mõõtmiseks on Tartu Observatooriumis kasutusel (350...2500) nm spektripiirkonnas töötav spektromeeter SVC HR-1024, kuid integreeriva kera külge on võimalik ühendada mistahes SMA 905 adapteriga fiiberoptilist sisendit omav instrument.

Kokkuvõte

Korrektsete kaugseiremõõtmiste sooritamiseks on oluline, et mõõteaparatuur oleks kalibreeritud ning kalibratsioonikoefitsiendid ei oleks aegunud. Kalibratsioonikoefitsientide muutust võivad põhjustada erinevad asjaolud, näiteks sisendoptika määrdumine või vigastused, aga ka pikaajalised muutused seadme mehaanika- ja elektroonikakomponentides. Määrdumise vastu aitab mõistagi seadme hoolikas käitlemine ja puhastamine. Pikaajaliste muutuste tõttu on oluline seadme regulaarne kalibreerimine. Suunatunnusjoone ja aparaatfunktsiooni muutused ajas on vähem tõenäolised, kuid näiteks välitöödel kasutatava kaugseireaparatuuri radiomeetrilist tundlikkust tuleks kalibreerida vähemalt iga välitööde hooaja alguses ja lõpus, intensiivse kasutuse korral ka hooaja jooksul.

Tänuavaldused

Tartu Observatooriumi optikalabori arengut on finantseeritud Eesti Teadusfondi grandid nr 8970 vahenditest. Käesoleva artikli valmimist toetas lisaks ka Euroopa Regionaalarengufondi keskkonnakaitse ja -tehnoloogia teadus- ja arendustegevuse (KESTA) projekt BioAtmos (3.2.0802.11-0043).

Viidatud kirjandus

- Kübarsepp, T., Kärhä, P., Manoocheri, F., Nevas, S., Ylianttila, L., Ikonen, E. (2000). Spectral irradiance measurements of tungsten lamps with filter radiometers in the spectral range 290 nm to 900 nm. *Metrologia* 37, 305 - 312.
- Saunders, R. D., Shumaker, J. B. (1977). Optical radiation measurements: The 1973 NBS scale of spectral irradiance. NBS Technical Note 594-13. National Bureau of Standards (U.S.)
- Walker, J., Saunders, R. D., Jackson, J., McSparron, D. (1987). NBS measurement services: Spectral irradiance calibrations. NBS Special Publication 250-20. National Bureau of Standards (U.S.)

Summary

Capability of Tartu Observatory optical radiometry laboratory for remote sensing applications

The first step in remote sensing data processing is converting the raw sensor data to physical units. This conversion is based on the calibration coefficients of the sensor. Therefore, it is important to know the metrological properties of remote sensing instrumentation. These features can be studied in the controlled environment of a laboratory, where the output signal of the instrument is related to physical quantities by measuring reference targets with known properties.

In addition to straightforward relation between input and output signal of a sensor, changes can occur in the output of the instrument in case of constant input signal. These variations can be caused by imperfections of the instrument as well as changes in the measurement setup. It is important to study these kinds of effects as well and take them into account during measurement and data processing.

The paper gives a short overview of the capabilities of the optical radiometry lab of Tartu Observatory. It is possible to calibrate radiance and irradiance sensors and study the properties of some temperature effects, stray light, angular and relative (flat-field) responsivity. Directional-hemispherical spectral reflectance and transmittance of flat objects can also be measured.

BIBLIOGRAAFILINE INFO

| | |
|----------------------|---|
| Kirjastaja | Keskkonnaagentuur |
| Väljaandmise aeg | Oktoober 2014 |
| Toimetaja | Anne Aan, Kirke Narusk |
| Pealkiri | Kaugseire Eestis 2014 |
| Väljaande sisu | Eestis uuritud ja rakendust leidnud kaugseiremeetodid |
| Kokkuvõte | <p>„Kaugseire Eestis 2014” on artiklikogumik, mis tutvustab Eestis uuritud ja rakendust leidnud kaugseiremeetodeid eri valdkondades. Kogumiku esimesed artiklid annavad ülevaate vee kaugseire võimalustest Läänemere ja järvede näitel. Uuritakse mere optilisi omadusi, laine-paraameetreid, jääolusid, rannaprotsesse, järvede rolli süsinikuringes, järvede seisundi määramise ning merealade ruumilise modelleerimise võimalusi, kasutades kas satelliidi-, radari- või laserandmeid. Järgnevad artiklid keskenduvad maismaa kaugseire võimalustele, uurides kaugseire kasutamist metsanduses, maakattetüüpide, sh põllumajandusliku maa tuvastamist ning radari kasutusvõimalusi Eesti keskkonnaseires. Kolmandaks tutvustatakse kaugseire tehnilisemaid ja ilmastikuga seotud rakendusi, nagu sirgäikesetormi tuvastamine ja päikese UV-kiirguse muutlikkuse hindamine, antakse ülevaade Tartu Observatooriumi optikalabori võimalustest ning tutvustatakse ruumiliste andmete statistilise analüüsi veebikalkulaatorit.</p> <p>Kogumik on valminud Tartu Observatooriumi ja Keskkonnaagentuuri koostöös. Artiklite autoriteks on Tartu Observatooriumi, Tartu Ülikooli, Eesti Maaülikooli, Tallinna Tehnikaülikooli, Tallinna Ülikooli, Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Ameti ning Maa-ameti teadurid, doktorandid ja spetsialistid. Raamat pakub sisukat lugemist kõigile, kellel kaugseire vastu põhjalikum huvi.</p> |
| Märksõnad | kaugseire, satelliit, radar, laser, radiomeetria, optikalabor, Läänemeri, järved, maakate, keskkonnaseire, metsandus, põllumajandus |
| Võrguväljaanne | www.keskkonnainfo.ee |
| ISSN (trükis) | 2382-7653 |
| ISSN (e-trükis) | 2382-7661 |
| Lehekülgede arv | 202 |
| Keel | eesti, inglise |
| Väljaande levitaja | Keskkonnaagentuur, Mustamäe tee 33, 10616 Tallinn Tel 666 0901, Faks 666 0909, e-post kaur@envir.ee |
| Trükkimise koht, aeg | Ilotrükk OÜ, Tallinn 2014 |

DOCUMENTATION PAGE

| | |
|------------------------|---|
| Publisher | Estonian Environment Agency |
| Date | October 2014 |
| Editor | Anne Aan, Kirke Narusk |
| Title of publication | Remote sensing in Estonia 2014 |
| Theme of publication | Methods of remote sensing studied and implemented in Estonia |
| Abstract | <p>“Remote Sensing in Estonia 2014” is a collection of articles that provides an overview of remote sensing methods studied and applied in various fields in Estonia. The first articles in the collection give an overview of the research areas as well as remote sensing methods applied on waterbodies, and deal with optical properties, wave parameters, monitoring of lakes, sea ice conditions and coastal processes, studied on the basis of satellite, radar or laser data. The following articles focus on remote sensing of land cover and forestry whereas the last articles in the collection are of more technical nature, introducing weather related remote sensing applications.</p> <p>This collection of articles has been published in co-operation between Tartu Observatory and the Estonian Environment Agency. The authors of the articles are scientists, PhD students and specialists from Tartu Observatory, the University of Tartu, the Estonian University of Life Sciences, Tallinn University of Technology, Tallinn University, the Estonian Agricultural Registers and Information Board, the Estonian Land Board.</p> <p>This collection of articles is aimed at readers interested in more profound knowledge of remote sensing.</p> |
| Keywords | Estonia, remote sensing, satellite, radar, laser scanning, radiometry, mapping, land cover, environmental monitoring, forestry, agriculture |
| Electronic publication | www.keskkonnainfo.ee |
| ISSN (hard copy) | 2382-7653 |
| ISSN (online) | 2382-7661 |
| No. of pages | 202 |
| Language | Estonian, English |
| Distributor | Estonian Environment Agency, 10616 Tallinn, Estonia, Tel 666 0901, Fax 666 0909, e-mail kaur@envir.ee |
| Printing place, year | Ilotrükk OÜ, Tallinn 2014 |

