

PUBLICATIONES INSTITUTI GEOGRAPHICI
UNIVERSITATIS TARTUENSIS

108

Uurimusi eestikeelse geograafia 90. aastapäeval



Toimetajad: Ülo Mander, Evelyn Uuema ja Taavi Pae

Tartu 2009



PUBLICATIONES INSTITUTI GEOGRAPHICI
UNIVERSITATIS TARTUENSIS

108

90 Years of Estonian Geography:
Selected Studies

Published for the 90th Anniversary of the
Department of Geography, University of Tartu

Editors

The Editors, Eesti Geograafiline Selts

June 2000

UNIVERSITY OF TARTU
DEPARTMENT OF GEOGRAPHY

PUBLICATIONES INSTITUTI GEOGRAPHICI
UNIVERSITATIS TARTUENSIS
108

90 Years of Estonian Geography: Selected Studies

Published for the 90th Anniversary of the
Department of Geography, University of Tartu

Editors:

Ülo Mander, Evelyn Uemaa & Taavi Pae

Tartu 2009

TARTU ÜLIKOOL
GEOGRAAFIA OSAKOND

PUBLICATIONES INSTITUTI GEOGRAPHICI
UNIVERSITATIS TARTUENSIS

108

Uurimusi eestikeelse geograafia 90. aastapäeval

Toimetajad:

Ülo Mander, Evelyn Uemaa ja Taavi Pae

Tartu 2009

Väljaandja / Publisher:
Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituut, geograafia osakond
Vanemuise 46, 51014 Tartu
Eesti / Estonia
<http://www.geo.ut.ee>
geogr@ut.ee

Toimetuskolleegium / Editorial advisory board:
Rein Ahas, Jaak Jaagus, Ott Kurs,
Ülo Mander, Tõnu Oja

Toimetajad / Editors:
Ülo Mander, Evelyn Uemaa, Taavi Pae
ulo.mander@ut.ee, kevelyn@ut.ee, pae@ut.ee

Kaanefoto / Cover photograph:
Andres Tennus

Autoriõigus Tartu Ülikooli geograafia osakond, 2009

ISSN 1406-3069
ISBN 978-9949-19-274-8

Tartu Ülikooli Kirjastus
www.tyk.ee
Tellimus nr. 508

Eessõna

Tartu Ülikooli geograafia osakond (TÜGO) ja eestikeelne Tartu Ülikool (TÜ) on samavanused – 90aastased. Käesolev kogumik jätkab *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* seeria 89. köites ilmunud TÜGO 85. aastapäevale pühendatud teadustööde kogumiku “Geograafilisi uurimusi aastatuhande vahetusel” tava, esitades hetke aktuaalsemaid töid geograafiliste uurimiste vallas Eestis.

Käesoleva kogumiku artiklite autoreiks on TÜGO doktorandid, õppejõud ja teadurid. Üllitis pole aga pühendatud TÜGO ajaloole, vaid annab eelkõige ülevaate meie geograafide kaasaegsest ja küllaltki mitmekülgsest uurimistegevusest. Artiklid on kas autorite kokkuvõtted oma rahvusvahelistes väljaannetes ilmunud uurimustest või siis avaldatakse esmakordselt. Siiski ei anna käesolev kogumik täielikku ülevaadet TÜGO teadurite poolt tehtavatest tööd. Põhjalikumalt käsitlemata on näiteks inimgeograafide poolt arendatud mobiilpositsioneerimise valdkond, loodusgeograafias ja maastikuökoloogias endiselt aktuaalsed maastiku struktuuri ning risosfääri uuringud ning mitmed keskkonnatehnoloogia alased projektid (nt fosfori sidumine heitveepuhastus-tehismärgalades alternatiivsete filtermaterjalide abil).

Uurimissuundadelt jagunevad artiklid kuude rühma. Kolmest esimesest kirjutisest saab lugeja ülevaate viimase aja ja ka varasemate ajajärkude teadustegevusest TÜGOs, samuti eestikeelse geograafia õpetamise algusest ja geograafiatudengite esimesest ekskursioonist Kesk-Aasiasse. Geoinformaatika valdkonna artiklitest üks käsitleb TÜGOs välja töötatud tehisõppesüsteemi Pidevstudium rakendusi, teine CORINE maakatte andmebaasi kasutatavust ning kolmas geoinformaatika rakendusi meditsiinigeograafilises uurimistöös. Inimgeograafia temaatika varieerub artiklitest rahvastikugeograafia alal üle mittetulundusühingute ja innovatsioonipoliitika analüüsi kuni ajalooliste sümboolite käsituseni. Üks pedagoogikaalane uurimus analüüsib visuaalse info olulisust keerukate nähtuste ja protsesside selgitamisel kooligeograafias. Enamus loodusgeograafilistest ja maastikuökoloogilistest uurimustest on seotud kliimamuutuste probleemiga. Neli tööd analüüsivad klimatoloogilisi ja ilmastikulisi protsesse, neist kahes on otsene seos keskkonnamuutustega. Kolm artiklit käsitlevad valgatest ainete väljakande dünaamikat ja selle seost nii inimtegevusest tingitud mõjutuste kui ka looduslike teguritega. Kaks artiklit vaatlevad soode taastamise probleeme seoses kasvuhoonegaaside emissiooniga. Loodusgeograafiliste ja maastikuökoloogilist temaatikat mitmekesistavad karstialade mullastikuanalüüsi, rändlindude fenoloogiat, harilikku tamme dendrokronoloogiat, põlismetsa suhtsessiooni ning põhjaveekvaliteeti kajastavad artiklid. Geograafia panusest keskkonnatehnoloogia arendamisse saab teada kolmest viimasest artiklist, millest kaks käsitlevad märgalalpuhasteid ja nende multifunktsionaalset kasutamist ning üks analüüsib haljaskatuste temperatuuri- ja veerežiimi ning nõrgvee kvaliteeti.

Head lugemist!

Toimetajad

Sisukord

Ülo Mander, Tõnu Oja Tartu Ülikooli geograafia osakonna teadustöö ja kraadiõpe aastatel 2005–2009	9
Taavi Pae, Heino Mardiste Mõningaid täiendusi eestikeelse geograafia algusaegadesse	20
Ott Kurs Tartu geograafiaüliõpilaste esimene menetlusekursioon Kesk-Aasiasse AD 1962	29
Madli Linder, Kalle Remm, Eerik Absalon Tehisõppesteeemi Pidevstuumium/CONSTUD kasutused	52
Tõnu Oja CORINE Maakatte andmebaaside kasutatavusest	63
Mare Remm, Kalle Remm Enterobiaasi levik Eestis.....	69
Helmut Hallemaa Mittetulundusühenduste roll kodanikuühiskonna säästvas arengus ning piirkondlikud erinevused Eestis.....	80
Jussi S. Jauhiainen Innovatsioonipoliitika, geograafia ja Eesti	96
Kadri Leetmaa, Kristi Anniste Tallinna linnaregiooni nõukogudeaegsed suvilaalad sotsialismijärgses eeslinnastumises	109
Taavi Pae Sümbolid Eesti kirikutornides	130
Antti Roose Kaitsealade külastusseire pilootuuring mobiilpositsioneerimis- ja raadioloendusmeetodi arendamiseks	141
Siiri Siilm, Rein Ahas Elanike paiknemise sesoonne varieerumine Eestis.....	156
Tiit Tammaru Rahvusvähemuste ränne Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest mujale Eestisse	172
Regina Soobard, Ülle Liiber Visuaalse info roll põhjaveega seotud protsessidest arusaamisel	191
Sven-Erik Enno Välgulöökid ajalis-ruumiline jaotus Eesti piirkonnas 2005–2008 ja NORDLIS andmete võrdlus kliimajaamade vaatlustega	204

Jane Frey, Madli Linder, Toomas Frey Õhusaaste ja ilmastiku mõju Saare järve sissevoolu pinnaveele 1995–2008.....	225
Ene Indermitte, Enn Karro, Astrid Saava, Marge Uppin Fluoriidid põhjavees – piirav tegur joogiveevarustuses.....	240
Arno Kanal, Kiira Mõisja, Ingrid Aas Järva-Jaani valla karstilehtrite edaafiline analüüs	258
Kai Kimmel, Ülo Mander Soode taastamine ja ökosüsteemi teenused	279
Kaupo Mändla, Mait Sepp, Jaak Jaagus Muutused lõunatsüklonite esinemissageduses ja kestuses ning nende seosed läänevoolu intensiivsuse ja ilmastiku kõikumistega Eestis	295
Vello Palm Kliimanäitajate ja rändetee pikkuse mõju rändlindude kevadisele saabumisele Eestis.....	313
Anneli Palo, Dagmar Hoder Millal saaks Alutagusest taas põlismets ehk kas ajaloolistest kaartidest on abi Loodusdirektiivi metsaelupaikade piiritlemisel	330
Jaan Pärn, Ülo Mander Orgaanilise süsiniku väljakande tõus Eesti jõgedes aastatel 1992–2007 sävenenud põudade mõjul	344
Jüri-Ott Salm, Kaido Soosaar, Martin Maddison, Sille Tammik, Ülo Mander Kasvuhoonegaaside CO ₂ , CH ₄ ja N ₂ O emissioon looduslikest ja kuivendatud soodest ning turbatootmisaladelt.....	360
Kristina Sohar, Alar Läänelaid Hariliku tamme (<i>Quercus robur</i> L.) maltspuidu laiuse varieeruvus Baltikumis.....	379
Kai Treier, Naima Kabrai, Jane Frey Saasteainete trendid Eesti sademetes 1994–2006.....	400
Riina Vaht Põlevkivi kaevandamisest tingitud hüdroloogilised muutused Purtse lisajõgede valglates.....	415
Martin Maddison, Kalle Kirsimäe, Tõnu Mauring, Ülo Mander Hundinuia ja pilliroo lisandiga saviliivakrohvi õhuniiskuse puhverdusvõime	429
Elar Põldvere, Kristjan Karabelnik, Alar Noorvee, Martin Maddison, Kaspar Nurk, Igor Zaytsev, Ülo Mander Kombineeritud pinnasfiltrid reovee puhastamiseks – pilootprojekti ülevaade.....	440
Alar Teemusk, Ülo Mander Haljaskatuste temperatuuri- ja veerežiim ning nõrgvee kvaliteet.....	455

Tartu Ülikooli geograafia osakonna teadustöö ja kraadiõpe aastatel 2005–2009

Ülo Mander, Tõnu Oja
Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Teadustöö on kaasaegse ülikooli kõige olulisem tunnus, mis eristab teda teistest kõrgkoolidest. Seda teevad valdavalt kraadiõppurite – doktorantide ja magistrantide – abil teadustöötajad ja õppejõud. Käesolev artikkel jätkab Ü. Manderi ja T. Oja (2004) alustatud TÜ geograafia osakonna teadustöö ja kraadiõppe ülevaadet.

2. Organisatsioonilised ümberkorraldused

Seoses Loodus- ja tehnoloogiateaduskonna moodustamisega Tartu Ülikoolis muutus organisatsiooniliselt ka Geograafia Instituudi kuuluvus. Alates 1. augustist 2007. a moodustati seniste geograafia, geoloogia, zooloogia ja botaanika instituutide asemele Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituut, mis esialgu tegutses Bioloogia-geograafiateaduskonna koosseisus. Senised instituudid jätkasid osakondadena. Alates 1. jaanuarist 2008 tegutseb Tartu Ülikoolis Loodus- ja tehnoloogiateaduskond, mille koosseisu viidi ka senine Bioloogia-geograafiateaduskond, sh Ökoloogia ja Maateaduste Instituut ning selle geograafia osakond. Kuna Ökoloogia ja Maateaduste Instituudis delegeriti vahetu töökorraldus osakondade tasemele, ei ole selle ümberkorraldusega sisuliselt väga palju muutunud ning tänase geograafia osakonna tegevust iseloomustavad parameetrid on lihtsasti võrreldavad varasema geograafia instituudi näitajatega.

Lisaks Vanemuise tn 46 õppehoonele, kus geograafia osakond on asutamisest saadik tegutsenud¹, on osakonna töötajatel ja kraadiõppuritel kasutada veel ka tööruumid TÜ Tehnoloogiainstituudis (maastiku aineringe labor) ning ülikooli poolt renditavas Vanemuise tn 21 hoones.

¹ 1919. aasta oktoobrist kuni 1920. aasta oktoobrini tegutseti aadressil Ülikooli 16.

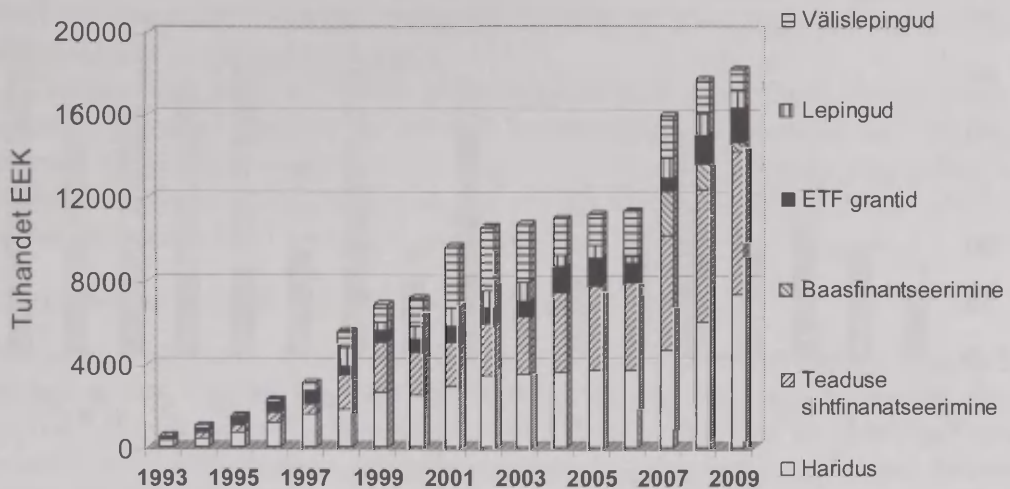
3. Teadustöö

3.1. Rahastamine

Teadustööd rahastatakse läbi sihtfinantseerimise, baasfinantseerimise (alates 2007. a), Eesti Teadusfondi (ETF) grantide, Euroopa Liidu (EL) lepingute ja rakendus/arenduslepingute. Kaudselt on teadustöö rahastamise allikaks ka Haridus- ja Teadusministeeriumi riiklik koolitustellimus, mille arvelt kaetakse tööruumidega seotud kulud (koos siht- ja baasfinantseerimisega kaasnevate infrastruktuuri rahastamise vahenditega) ning õppejõudude tööjõukulud. Joonisel 1 on esitatud teaduse ning hariduse finantseerimise vahendite dünaamika, kus siiski ei kajastu otse üldkuludena kaetavad ruumide ülalpidamise kulud.

Aastatel 2005–2009 on haridussummad osakonnas kasvanud 3,7-lt 7,4 miljoni kroonini aastas. Ka teadussummade kasv on olnud oluline: 7,5-lt 10,8 miljoni kroonini aastas (ulatudes 2008. a 11,7 miljoni kroonini). Teadusfinantseerimise tõus on eeskätt toimunud tänu sihtfinantseerimise suurenemisele (4,1-lt 6,9 miljoni kroonini aastas), mille üheks põhjuseks on ka sihtfinantseerimise teemade arvu suurenemine 2008. a kahelt (vastutavad täitjad Ü. Mander ja R. Ahas) kolmele (J. Jaagus). Seoses uue teaduskonna ja instituudi moodustamisega lisandus ajutise iseloomuga baasfinantseerimise raha (2,1 miljonit krooni 2007. a). Langenud on aga EL projektide summa (1,5-lt 1,0 miljonile kroonile perioodil 2005–2009), mis on osaliselt tingitud sellest, et 7. Raamprogrammi (RP) projekti SANBOX rahad pole siia juurde arvestatud. Kokkuvõttes on osakonna finantseering kasvanud 2005. a 11,2-lt 18,2 miljoni kroonini 2009. a.

Ajavahemikul 2005–2009 on geograafia osakonna õppejõud ja teadurid osalenud viies EL 6. ja 7. RP projektides: IP SENSOR „*Sustainability Impact Assessment: Tools for Environmental, Social and Economic Effects of Multifunctional Land Use in European Regions*”, 2004–2009 (vastutav täitja Ü. Mander); IP DAMOCLES „*Developing Arctic Modelling and Observing. Capabilities for Long-term Environment Studies*”, 2005–2008 (J. Jaagus); INTERREG IIIC projekt MedWet CODDE, 2005–2008 (Ü. Mander); INTERREG IIIA projekt „*Reedbeds' Use in Finland and Estonia*”, 2005–2008 (Ü. Mander); SANBOX „*Development of an innovative sanitation and wastewater treatment system for remote located tourist facilities*”, 2009–2011 (Ü. Mander). Suuremahulistest (>3 miljoni EEK) projektidest mahuvad nimetatud ajavahemikku veel Euroopa Majandusühenduse (EEA) ja Norra finantsskeemiga rahastatav projekt „*Emission of nitrous oxide and methane from Estonian agricultural landscapes – variation among various ecosystems and possible mitigation strategies*”, 2007–2011 ning Ettevõtete Arendamise Sihtasutuse (EAS) projekt „*Kombineeritud tehismürgalasüsteemid reovee puhastamiseks*”, 2005–2008 (mõlema vastutav täitja Ü. Mander), samuti R. Ahase juhitud mobiilpositsioneerimise alased lepingud Eesti ettevõtetega.

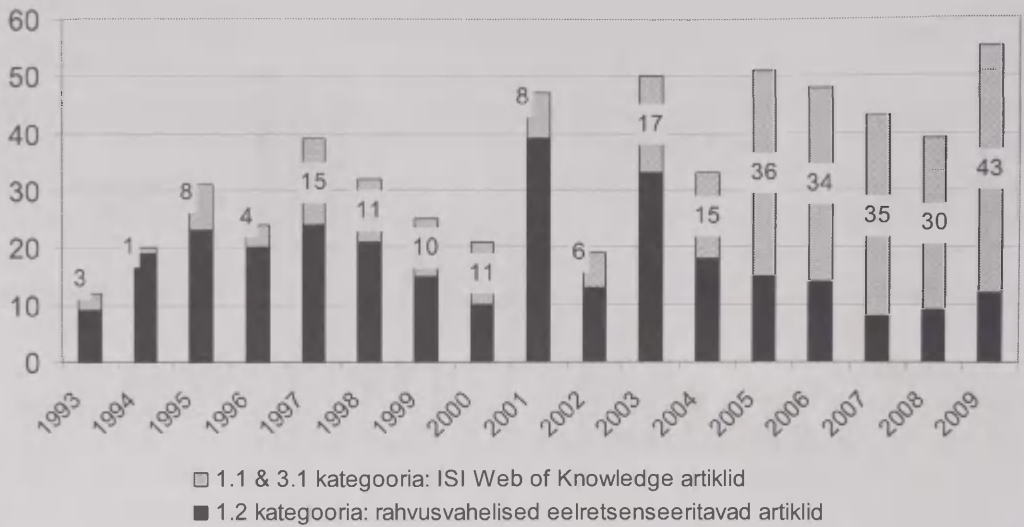


Joonis 1. Geograafia osakonna teadus- ja õppetöö finantseerimine aastatel 1993–2009.
Figure 1. Research and education financing of the Department of Geography, 1993–2009.

Joonisel 1 ei kajastu investeeringud infrastruktuuri (4,264 miljonit krooni aastatel 2007–2009), mille arvelt on uuendatud aparatuuri, samuti pole arvestatud aastatel 2005–2008 läbi viidud EAS-i projekti (3,345 miljonit krooni, vastutav täitja prof. Ü. Mander), mis formaalselt täideti TÜ Tehnoloogia instituudi all, kuid mille täitjad olid geograafia osakonna töötajad ja doktorandid.

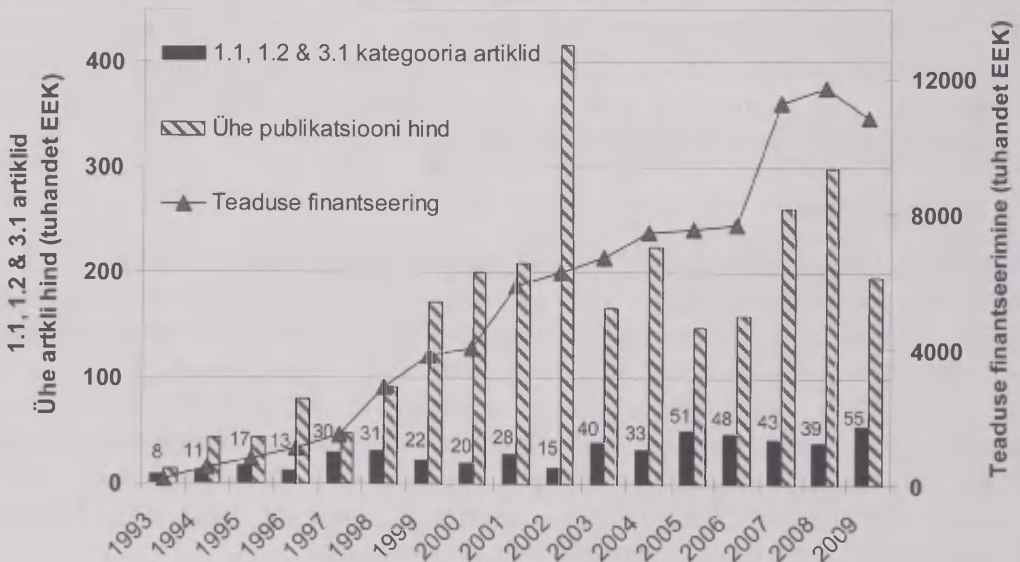
3.2. Publitseerimine

Avaldatud kõrgekvaliteediliste rahvusvaheliste teadusartiklite (Eesti Teaduse Informatsioonisüsteemi ETIS alusel 1.1, 1.2 ja 3.1 kategooria publikatsioonid, millest 1.1 ja 3.1 on indekseeritud rahvusvahelises *ISI Web of Knowledge* teadusinfo süsteemis) arv ühel aastal on ajavahemikul 2005–2009 jäänud 39 ja 54 vahemikku (joonis 2). Selgelt on võrreldes varasema perioodiga (1993–2004) suurenenud *ISI Web of Knowledge*'is indekseeritud artiklite arv. Eestikeelse teaduskirjanduse allikatena on jätkuvalt olulised TÜ geograafia-alased toimetised (*Publicationes Geographici Universitatis Tartuensis*), millises sarjas ka käesolev kogumik ilmub, ning Eesti Geograafia Seltsi Aastaraamat.



Joonis 2. Geograafia osakonna teadusartiklid aastatel 1993–2009.

Figure 2. Scientific publications of the Department of Geography, 1993–2009.



Joonis 3. Geograafia osakonna teaduse finantseerimine, kõrgekvaliteediliste rahvusvaheliste publikatsioonide arv ja ühe publikatsiooni keskmine maksumus aastatel 1993–2009.

Figure 3. Research financing, number of high quality peer-reviewed (CC and ISI Proceedings) papers and average price per publication of the Department of Geography, 1993–2009.

Teadusartiklite tsiteeritavus on samuti oluliselt kasvanud. Hetkeseisuga (november 2009) on geograafia osakonna töötajate *ISI Web of Knowledge*'is indekseeritud teadusartikleid tsiteeritud 3320 korda.

Teadusartikli hind, mis 1993–2003 jõudsasti kasvas, on enam-vähem stabiliseerunud, kõikides 150 000 ja 300 000 krooni vahel. Üldiselt on aga jätkunud tendents, mille järgi teaduse rahastamine on kasvanud kiiremini kui publikatsioonide arv (joonis 3). Sama tendents on täheldatav ka teistes Tartu Ülikooli teaduskondades ja Eesti teadusasutustes.

2.3. Osalemine tippkeskuste töös ning atesteerimine

2002. aastal alustanud alus- ja rakendusökoloogia tippkeskus, milles geograafia instituut osales, lõpetas tegevuse 2008. aastal. Alates 2009. aastast loodud Bioloogilise mitmekesisuse tippkeskuses, mis rajaneb botaanika ja zoologia osakondade sihtfinantseerimise teemade ühendusele, geograafia osakonnal liikmestaatus puudub. Osakonna esindaja on siiski tippkeskuse teadusnõukogu liige, samuti toimub teatud uurimisteemade osas integratsioon.

Geograafia õppekava hinnati taas 2005. aastal täisakrediteeringuga. Geograafia osakonna töötajad osalesid ka ökoloogia õppekava hindamises 2008. aastal, mis samuti sai täisakrediteeringu.

3. Kraadiõpe (teaduskraadid)

Doktoriõpe on jätkunud 21. sajandi alguseks saavutatud tempos, viie aastaga on jõudnud kaitsmiseni 27 PhD tööd. Lisaks geograafia õppekavale on olulise panuse lisandunud keskkonnatehnoloogia õppekava raames valminud tööd. Kõige edukam arvestuslik aasta oli 1. detsembrist 2005 kuni 30. novembrini 2006, mil geograafia instituudis kaitsti 10 PhD tööd (tabel 1).

Alates 2006/2007 õppeaastast lõppes vastuvõtt teadusmagistri õppekavadele (seoses üleminekuga uutele 3+2 õppekavadele) ja magistritööde kaitsmine teadustööna on jõudnud kustumise faasi (tabel 2). Teadusmagistri õppekavad suletakse 2010. aastal, nii et mõni teadusmagister võib veel lisanduda, aga põhiliselt on nende õppekavade järgi õppijad (kes pole loobunud) juba kaitsmiseni jõudnud. Vaatamata lühemale õpiajale on edukamate 3+2 õppekava magistrantide tööd tasemelt võrreldavad teadusmagistritöödega.

Lisaks kolmele korralisele professorile (Ü. Mander – loodusgeograafia ja maastikuökoloogia õppetool, osakonna juhataja; Tõnu Oja – geoinformaatika ja kartograafia õppetool; Rein Ahas – inimgeograafia ja regionaalplaneerimise õppetool) ja kahele emeriitprofessorile (Ann Marksoo ja Ott Kurs, mõlemad inimgeograafia erialal) tegutsevad osakonnas veel kaks korralist professorit: Jaak Jaagus klimatoloogia erialal (alates 2008. a) ning Tiit Tammaru rahvastiku-geograafia erialal (2009).

Tabel 1. Tartu Ülikooli geograafia instituudis (altes 1.08.2007 geograafia osakonnas) 2005–2009 kaitstud doktoritööd (numeratsioon jätkub analoogilisest tabelist Mander, Oja (2004)).

Table 1. PhD theses at the Institute (since August 1, 2007 Department) of Geography of the University of Tartu 2005–2009 (the numeration proceeds from a similar table in Mander, Oja (2004)).

Autor	Eriala	Aeg	Pealkiri	Juhendaja
24. Antti Roose	GI	22.08.2005	Optimisation of environmental monitoring network by integrated modelling strategy with geographic information system – an Estonian case	T. Oja
25. Anto Aasa	LG	17.11.2005	Changes in phenological time series in Estonia and Central and Eastern Europe 1951–1998. Relationships with air temperature and atmospheric circulation	R. Ahas
26. Kaspar Nurk	KKT	16.12.2005	Relationships between microbial characteristics and environmental conditions in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment	Ü. Mander
27. Anneli Palo	MÖ/KK	20.12.2005	Relationships between landscape factors and vegetation site types: case study from Saare County, Estonia	Ü. Mander
28. Sille Teiter	KKT	20.12.2005	Emission rates of N ₂ O, N ₂ , CH ₄ and CO ₂ in riparian grey alder forests and subsurface flow constructed wetlands	Ü. Mander
29. Mait Sepp	LG	22.12.2005	Influence of atmospheric circulation on environmental variables in Estonia	J. Jaagus
30. Märt Öövel	KKT	17.03.2006	Performance of wastewater treatment wetlands in Estonia	Ü. Mander
31. Arne Luud	MÖ/KK	19.06.2006	Evaluation of moose habitats and forest reclamation in Estonian oil shale mining areas	K. Remm
32. Helen Alumäe	MÖ/KK	20.06.2006	Landscape preferences of local people: considerations for landscape planning in rural areas of Estonia	H. Palang, T. Oja
33. Taavi Pae	LG	25.08.2006	Formation of cultural traits in Estonia resulting from historical administrative division	R. Ahas, E. Tammiksaar
34. Anneli Kährik	IG	13.10.2006	Socio-spatial residential segregation in post-socialist cities: the case of Tallinn, Estonia	J. S. Jauhiainen T. Tammaru
35. Dago Antov	GI	19.10.2006	Road user perception towards road safety in Estonia	S. Sööt, T. Oja

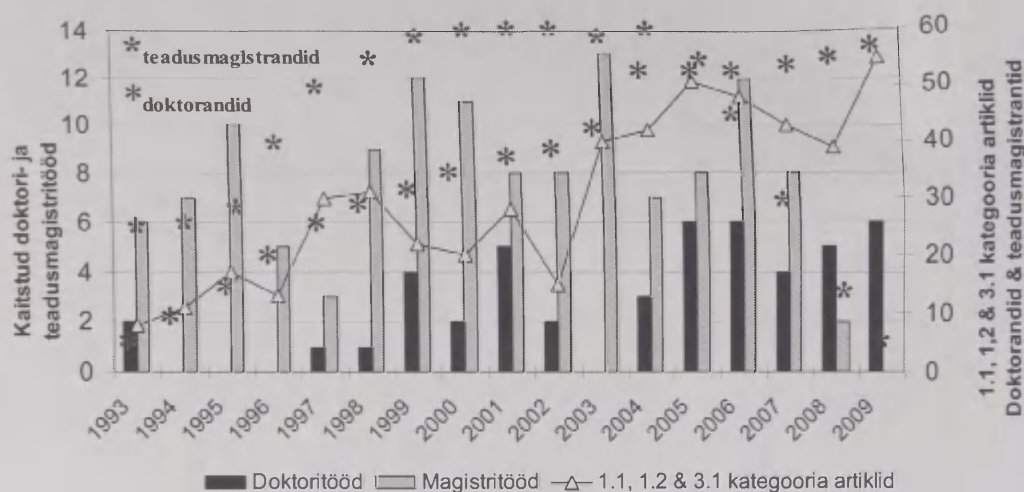
Autor	Eriala	Aeg	Pealkiri	Juhendaja
36. Üllas Ehrlich	GI	04.05.2007	Ecological economics as a tool for resource based nature conservation management in Estonia	T. Oja
37. Alar Noorvee	KKT	14.09.2007	The applicability of hybrid subsurface flow constructed wetland system with re-circular for wastewater treatment in cold climates.	Ü. Mander
38. Evelyn Uuemaa	MÖ/KK	30.11.2007	Indicator value of landscape metrics for river water quality and landscape pattern	Ü. Mander, J. Roosaare
39. Raivo Aunap	GI	19.12.2007	The applicability of GIS data in detecting and representing changes in landscapes: three case studies in Estonia.	T. Oja, J. Roosaare
40. Kai Treier	LG	15.05.2008	Trends of air pollutants in precipitation at Estonian monitoring stations	J. Frey
41. Christina Vohla	KKT	19.06.2008	Phosphorus removal by various filter materials in subsurface flow constructed wetlands	Ü. Mander, E. Puura
42. Kadri Leetmaa	IG	17.09.2008	Residential suburbanisation in the Tallinn metropolitan area	T. Tammaru
43. Marika Truu	KKT	18.12.2008	Impact of land use on microbial communities in Estonian soils	J. Truu, M. Ivask
44. Martin Maddison	KKT	18.12.2008	Dynamics of phytomass production and nutrient standing stock of cattail and its use for environment-friendly construction	Ü. Mander
45. Elar Pöldvere	KKT	25.08.2009	Removal of organic material, nitrogen and phosphorus from wastewater in hybrid subsurface flow constructed wetlands	Ü. Mander
46. Mare Remm	GI	26.08.2009	Geographic aspects of enterobiasis in Estonia	K. Remm
47. Alar Teemusk	LG	26.08.2009	Temperature and water regime, and runoff water quality of planted roofs	Ü. Mander
48. Kai Kimmel	MÖ/KK	30.11.2009	Ecosystems services of wetlands in Estonia	Ü. Mander
49. Merje Lesta	MÖ/KK	21.12.2009	Evaluation of regulation functions of rural landscapes for the optimal siting of treatment wetlands and mitigation of greenhouse gas emissions	Ü. Mander, A. Kanal
50. Siiri Silm	IG	21.12.2009	The seasonality of social phenomena in Estonia	R. Ahas

Tabel 2. Tartu Ülikooli geograafia instituudis (alates 1.08.2007 geograafia osakonnas) 2005–2009 kaitstud magistritööd (teadusmagister) (numeratsioon jätkub analoogilisest tabelist Mander, Oja (2004)).

Table 2. MSc (Scientific degree) theses at the Institute (since August 1, 2007 Department) of Geography of the University of Tartu 2005–2009 (the numeration proceeds from a similar table in Mander, Oja (2004)).

Autor	Eriala	Aeg	Pealkiri	Juhendaja
101. Kadri Leetmaa	IG	07.01.2005	Eeslinnastumine Tallinna linnaregioonis sotsialismijärgsel perioodil	T. Tammaru, R. Ahas
102. Marica-Maris Paju	MÖ/KK	23.03.2005	Tartumaa kaitsealade ja looduskeskuste areng ning roll loodushariduses	T. Oja
103. Hando Hain	MÖ/KK	16.05.2005	Social, ecological and economic impacts of forest certification: case study of FSC certified Estonian State Forest Management Center	R. Ahas
104. Signe Alama	MÖ/KK	06.06.2005	Puuliigi ja mulla koosmõju kuuse-, männi- ja kaseemikute arengule ja risosfääriprotsessidele katsetingimustes	K. Lõhmus
105. Tambet Kikas	GI	06.06.2005	Automaatne valglate ja vooluveekogude leidmine Saaremaa ja Muhu DEM mudelilt	Tõnu Oja
106. Tanel Tamm	GI	06.06.2005	Riigimetsa takseerandmete kasutamine Eesti metsade kaugseires tehiseõppe rakenduse abil	K. Remm
107. Siiri Silm	IG	20.06.2005	Tallinna linnaruumi funktsioonide ruumiline ja ajaline jaotus kesklinnas: vanalinna ja südalinna võrdlus	R. Ahas
108. Kaja Loodla	GI	22.08.2005	Maa-aluste kommunikatsioonide andmehaldus	T. Oja
109. Pille Metspalu	IG	13.01.2006	Uuselamuehitus ja planeerimispraktika areng Harjumaa näitel	J. S. Jauhiainen
110. Neve Albre	IG	22.02.2006	Nõukogudeaja (1944–1991) jäljed Eesti külas: kortermajade leviku ja asustatuse analüüs	R. Ahas
111. Janek Valge	IG	03.03.2006	Kohtla-Järve hilis-sotsialistlik segregatsioon	T. Tammaru
112. Madli Linder	MÖ/KK	17.05.2006	Otepää looduspargi metsatüüpide kaardistamine näidistele tugineva pidevõppe tarkvara abil	J. Frey, K. Remm
113. Kristel Kutsar	IG	29.05.2006	Sooline aspekt Eesti siserändes 1990. aastatel	T. Tammaru
114. Alis Tammur	IG	29.05.2006	Sisserännanute põlvkonnad Eesti tööjõuturul 2000. aastal	T. Tammaru

Autor	Eriala	Aeg	Pealkiri	Juhendaja
115. Andres Ideon	IG	05.06.2006	Eeslinnastumisest Tallinna linnastus. Hoonestusala laienemine aastatel 1995–2005	T. Tammaru
116. Jaan Pärn	LG	05.06.2006	Tugevad piirid suuremõõtkavalisel mullastikukaardil ja nende väljendumine Kõrg-Eesti moreenitasandike muld- ja taimkattes	Ü. Mander, K. Remm
117. Helle Koppa	GI	05.06.2006	Ajaloolised kaardid maakasutuse dünaamika uurimisallikana Vana-Kuuste mõisa näitel	Ü. Mander
118. Kristel Joonasson	IG	19.06.2006	Jätkusuutlikkuse mõistest ja jätkusuutlikkuse hindamise protsessist Eesti ja Saksamaa linnaliste omavalitsuste näitel	T. Oja
119. Jekaterina Sooäär	LG	19.06.2006	Eesti rannikumere jäärežiimi ajalise-ruumiline muutlikkus ajavahemikul 1950/51 – 2004/05	J. Jaagus
120. Inga Kask	IG	25.08.2006	Eestlaste tagasiränne Eestisse aastatel 1989–2000	T. Tammaru
121. Riho Marja	MÖ/KK	30.05.2007	Põllumajandusmaastiku linnustiku mitmekesisuse ja arvukuse seosed maastikuindeksitega Eesti uurimisalade näitel	Ü. Mander, E. Uemaa
122. Kersti Vennik	GI	30.05.2007	Külmumata mulla liiklusvahenditega ületatavuse määramisest Eestis (Waterways Experiment Station meetodikaga)	J. Roosaare
123. Taimi Paljak	LG	30.05.2007	Õhutemperatuuri järskude muutuste statistiline ja sünoptiline analüüs külmal poolaastal ajavahemikul 1951–2006	J. Jaagus
124. Ott Pruulmann	GI	04.06.2007	Eesti geoloogilise kaardistamise kolmemõõtmeline keskkond	J. Roosaare
125. Edgar Sepp	GI	04.06.2007	Ruumilisi otsustusi toetav süsteem kui keskkond Eesti üldhariduskoolide võrgu planeerimisel	J. Roosaare
126. Tõnis Kärdi	IG	04.06.2007	Linnade kaugseire: spektrisegu lineaarne lahutamine Landsat Thematic Mapper satelliidipildidelt Tartu linna näitel	R. Ahas
127. Margus Tiru	GI	21.06.2007	Veebipõhine interaktiivne 3D rakendus ruudustikupõhiseks nähtuste animeerimiseks	R. Aunap, A. Aasa
128. Tiina Rauk	GI	19.10.2007	Ruumianalüüsi meetodid maapiirkondade kaupluste kättesaadavuse ja asukoha tasuvuse hindamisel Saaremaa toidukaupluste näitel	T. Oja
129. Eha Puusild	MÖ/KK	04.04.2008	Halliste luha taimkatte muutustest	L. Truus, T. Oja
130. Jaanus Hallik	KKT	19.06.2008	Ekstensivse murukatuse jahutusvõime Eesti kliimas	Ü. Mander



Joonis 4. Geograafia osakonna doktorantide ja teadusmagistrantide, kaitstud doktori- ja teadusmagistritööde ning kõrge kvaliteediliste rahvusvaheliste publikatsioonide arv aastatel 1993–2009.

Figure 4. Number of PhD and MSc students, defended PhD and MSc theses, and high quality peer-reviewed (ISI Web of Knowledge + 1.2 category articles) papers of the Department of Geography in the period 1993–2004.

Joonisel 4 on esitatud kraadiõppe eduka lõpetamise ning kraadiõppurite arvu dünaamika. Teadusmagistrantide arv, mis stabiliseerus aastatel 1999–2004, on seoses 3+2 õppesüsteemile üleminekuga kahanemas nulli. Doktorantide arv seevastu on kasvanud jätkuvalt, ehkki teatud määral kasvatab seda n.ö venima jäänud ja normaalajaga kaitsmiseni mitte jõudvate õppurite hulk. Teisalt on tõusnud ka doktoriõppe edukus (edukalt kaitsnute osakaal vastaval perioodil vastuvõetud doktorantide arvust): kui 2004. aastani oli edukus umbes 50% siis 2009. aastaks on see tõusnud 60%-ni. Tõusule vaatamata on vajalik edukust veelgi tõsta. Doktorantide arvuga sünkroonselt on tõusnud rahvusvaheliste teadusartiklite arv, mis näitab veelkord, et teadustöö peamised kandjad on doktorandid.

4. Kokkuvõte

Aastatel 2005–2009 on toimunud märgatav areng nii kvaliteedi kui ka kvantiteedi osas. Alates 1. augustist 2007. a tegutseb endine Geograafia instituut uue Loodus- ja tehnoloogiateaduskonna Ökoloogia ja Maateaduste Instituudi ühe osakonnana. Vaadeldaval perioodil on nii hariduse kui ka teadusuuringute rahastamine tõusnud ulatudes kokku üle 12 miljoni krooni aastas (2004. a 11,5 miljonit). Kaitsti 27 doktori- ja 30 teadusmagistri tööd (1993–2004 vastavalt 22 ja 100 tööd). Osaleti (osaletakse) viies Euroopa Liidu 6. ja 7. Raamprogrammi teadus- ja arenduspro-

jektis, ühes EEA ja Norra finantsskeemiga rahastatavas kasvuhoonegaaside emissiooni käsitlevas projektis ning ühes suuremahulises Ettevõtluse Arendamise Sihtasutuse projektis heitveepuhastus-tehismärgalade uurimise alal. Bologna protsessi raames käivitatud 3+2 õppesüsteemile üleminekuga seoses kadus teadusmagistri kraad ja vastav õppeskeem, kuid vaatamata lühemale õpiajale on suur osa uutest magistritöödest tasemelt võrreldavad teadusmagistri töödega. Üleminek ei ole oluliselt mõjutanud ka doktorantuuriastujate ettevalmistuse taset. Peaaegu kõigil osakonna õppejõududest ja teaduritest on doktorikraad. Kõigil instituudis õpetatavatel erialadel on olemas või selgelt näha järelkasvu.

Kasutatud kirjandus

Mander, Ü. Oja, T. 2004. Tartu Ülikooli geograafia instituudi teadustöö ja kraadiõpe aastatuhande vahetusel. Mander, Ü., Kurs, O. (Toim.) Geograafilisi uurimusi aastatuhande vahetusel. *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 89: 9–25.

Research and PhD and MSc level education of the Department of Geography, University of Tartu in 2005–2009

Ülo Mander, Tõnu Oja

Department of Geography, University of Tartu

Summary

This paper continues the analyses of research and PhD and MSc level education in the Department of Geography of the University of Tartu begun by Mander and Oja (2004). In 2007, the former Faculty of Biology and Geography and Faculty of Physics and Chemistry was re-structured, and a new Faculty of Science and Technology was formed. Since 1st August 2007, the former institutes of Botany and Ecology, Geology, Geography and Zoology were replaced by a new Institute of Ecology and Earth Sciences. Geography is one of four departments in this institute. During the period 2005–2009, 27 PhD theses and 30 MSc theses have been produced by three chairs: Geoinformatics & Cartography, Human Geography, and Physical Geography & Landscape Ecology (for 1993–2004, the respective number of theses was 22 and 99). The Department has been involved in five EU 6th and 7th Framework projects and in several international and national research schemes.

Mõningaid täiendusi eestikeelse geograafia algusaegadesse

Taavi Pae, Heino Mardiste
Tartu Ülikooli geograafia osakond

Tartu Ülikooli geograafia osakonna ajaloost, siin õppinud ja õpetanud inimestest ning nende teadustööst on ilmunud palju kirjutusi. Ligi kahe ideoloogilisest survest vabal aastakümne jooksul ilmunud töödest on kõige põhjalikum prof Ott Kursi monograafia Eesti maateadusest (Kurs, 2007). Seda täiendavad tema enda ja kolleegide kirjatööd (Kurs, 1999; 2005a; Kurs, Tammiksaar, 2004; Kurs, Toots, 2004; Linkrus, Mardiste, 1995; Mardiste, 1999; Mander, Oja, 2004; Paatsi, Paatsi, 1982; Paatsi, Raukas, 2002; Roosaare, 1999; 2001). Geograafia ajaloole on pühendatud ka üks väljaanne sarjast Teaduse ajaloo lehekülgi Eestis (nr XI, koostajad V. Kaavere, L. Kongo, E. Tammiksaar) ning Edgar Kantile oli pühendatud Eesti Geograafia Seltsi aastaraamatu 34. köide (Kurs, 2005b). Geograafia osakonna teadustöö tulemuslikkust näitab veel publikatsioonidesari *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* (koos käesolevaga on 1999. aastast alates ilmunud 23 numbrit kogumahuga 5269 lk ja aastail 1992–2009 kaitstud 40 doktori-tööd (*Dissertationes Geographicae Universitatis Tartuensis*).

Siiski võib alati leida tahke, mida eelnevad uurijad pole käsitlenud, või allikaid, mis on kasutamata. Käesoleva lühikese kirjatöö aluseks on Eesti Vabariigi Tartu Ülikooli loengute ja praktiliste tööde kava aastatest 1919–40¹ ning geograafia seminaride protokollid 1920. aasta sügisest kuni 1922. aasta kevadeni, ehk perioodist, mil geograafia õpetamist juhtis Johannes Gabriel Granö (J. G. Granö tegemistest Tartus täpsemalt vt Paatsi, Paatsi, 1982). J. G. Granö rolli Eesti geograafias on raske alahinnata. Tema eestvõttel käivitus nii emakeelse geograafia õpetamine kui ka kodu-uurimine, mille väljapaistvamateks saavutusteks on kahtlemata maakondlikud koguteosed. Ka loengute osas kandis J. G. Granö põhiraskust, lugedes kuni tagasipöördumiseni Soome kõiki geograafia aineid ning juhatades praktikume (vt tabel 1).

¹ 1919–27 kandis pealkirja Eesti Vabariigi Tartu Ülikooli ettelugemiste kava

Tabel 1. Ained, mida õpetas Johannes Gabriel Granö.
Table 1. Courses taught by J. G. Granö.

	1919	1920	1920	1921	1921	1922
	II	I	II	I	II	I
Kartograafia põhikursus	O	O				
Maastikuteaduse põhikursus		O				
Maastikuteaduse põhikursus II			O			
Seminari harjutused			O	O	O	O
Üldine geograafia				O	O	
Fennoskandia maateadus				O		
Geograafia praktikum				O	O	O
Antropogeograafia					O	
Üldine geograafia II						O
Antropogeograafia II						O

Geograafia osakonnas säilinud geograafia seminaride istungite protokollid võimaldavad aga saada suhteliselt hea ülevaate tollasest seminaride korraldusest ja sisust. Esimene täispikk õppesemester geograafias algas 1920. aasta jaanuaris ja J. G. Granö juhatusel toimusid siis kartograafia ja maastikuteaduse kursused. Kevadsemestri lõpul jaotatakse aga Eestimaa üheksa üliõpilase vahel enam-vähem maastikulisteks tervikuteks ning suvel toimub esimene kõrgkooligeograafia väli-praktika. 1920. aasta sügisel peetakse suvise praktika kohta seminarid. Igale ettekandjale määratakse oponent ning ettekande juurde kuuluva diskussiooni peab igaks ettekandeks määratud kirjutaja konspekterima. Seminarid jätkuvad samalaadse ülesehitusega ka 1921. aasta kevadel ning siis on nende sisu enamasti juba üldgeograafiline. Niisamuti on ka nii 1921. aasta sügisseminarid Eesti piirkondade kohta kui ka järgmise aasta kevadised seminarid rohkem üldgeograafilised (seminaride teemadest annab ülevaate tabel 2). Seminari ettekandjate ja seal osalejate nimed toovad selguse ka toonastest õppijatest. Siinkohal tuleb tähelepanu juhtida siiski asjaolule, et paljud üliõpilased võtsid geograafilisi aineid lihtsalt kõrvalharuna ja geograafina lõpetajaiks saab lugeda ainult neid, kes kaitsesid ka magistri-kraadi. Tihti lõpetati tollal ülikool lihtsalt loodusteaduste lõpudiplomiga. Mitmest õppijast sai hiljem teada-tuntud geograafid, kelle elulugu on valgustatud mitmetes kirjutistes (Anton Parts, August Jürgenson/Tammekann, Edgar Kant, Jaan Rumma, Jakob Lukats). Ka mõned teiste erialade hilisemad tuntud teadlased võtsid osa geograafia seminaridest (nt botaanik August Vaga). Enim seminaridel osalenuid on siiski hilisemas elus seotud pedagoogitööga Eesti eri paigus². Nii õppis geograafiat 1930. aastatel Nõmme gümnaasiumi direktoriks olnud Alfred Fluss (a-st 1935

² Siintoodud eluloolised andmed pärinevad enamalt jaolt teose “Album Academicum Universitatis Tartuensis 1918–1944” internetiversioonist (www.eha.ee). Mõnel juhul, kus eesnimi on puudunud on selguse saamiseks tutvutud üliõpilase isikutoimikuga (EAA. 2100.1)

Teaste). Tartus on õpetajaleiba maitsenud Alma Olev (a-st 1923 Miller), Heleene Gutmann (a-st 1921 Rumma, Jaan Rumma abikaasa), Johannes Simtmann (a-st 1935 Vello Simre, kooliõpetaja Hugo Treffneri gümnaasiumis, mõrvati Tartu vanglas 1941) ja David Koppel (paljude geograafiaõpikute ja kooliatlaste autor), Tallinnas Anni Lang, Haapsalus Johannes Maide (tuntud ka kui matkaja ja raamatu “Süstal ümber Eesti”, 1934 autor), Viljandis Marta Elias (a-st 1929 Simm), Jõhvis ja Narvas Marta Olev. Aktiivselt osales seminaridel ja pidas esimese ettekande innukas looduskaitsja Gustav Vilberg (Vilbaste). Ka hilisem Eesti tuntumaid kirjas-tajaid Hans Männik oli “seminaristide” hulgas. Huviväärne on ka fakt, et seminari osalejate seas oli ka tänase inimgeograafia professori Rein Ahase vanaema Leena Tork (järjepidevus!). Lisaks üliõpilastele viibisid tihti seminaril külalised (just nii on nad protokollis enamasti märgitud), kes olid enamasti juba õppejõud, kuid siiski oma teadlastee alguses. Nii kohtame külalistena hilisemaid tuntud teadlasi Johan-nes Piiperit, Hendrik Bekkerit, Johannes Letzmanni, Heinrich Reichenbach/Riikojat. Innukas osaleja oli ka koolimees Mihkel Kampmaa. Ilmselt võib noorte Eesti teadlaste huvi seminari vastu seostada asjaoluga, et käidi seminaris, mida juhatas juba tuntud õpetlane.

Mõni sõna ka seminaridel kasutusel olnud keelest. Loomulikult toimusid need enamasti eesti keeles, kuid oli ka erandeid. Eelkõige olid need tingitud 1920. aasta sügisel ja 1921. aasta kevadel seminaris osalenud põllumajandusteaduskonna õppe-jõust Konstantin Regelist³. Mõlemal semestril pidas ta ettekande, millest ühel juhul on juurde märgitud, et kõne oli saksakeelne. Kahel juhul oli K. Regel ka referent ja siis kasutas ta vene keelt. Ühel juhul on märgitud, et ta oponentis vene keeles.

Kokkuvõtvalt on geograafia kabineti algaastate seminaride protokollid oluline täiendus emakeelse geograafia kujunemisest aru saamisel ning huviväärne lisand mõistmaks geograafia õppimist ja õpetamist 1920. aastate alguses. Lisaks semi-naride protokollidele on säilinud ka August Mieleri (autorsus tuvastatud käekirja järgi) poolt kirja pandud Tartu Ülikooli Geograafia kabineti kroonika emakeelse geograafia õpetamise algaegadest, mis on siinkohal ka ära toodud.

Tartu Ülikooli Geograafia kabineti kroonika

5. VIII 1919

Tartu Ülikooli valitsuse koosolek. Koos olid Hariduse minister J[uhan] Kartau, Ülikooli hoolekandja P[eeter] Põld, Dekaanid: A[nton] Schulzenberg, [Johannes]

³ Konstantin Regel (1890–1970) on kuulsa botaaniku ja Peterburi botaanikaia direktori Eduard Regeli lapselaps. Aastal 1918 põgenes K. Regel Tartusse, töötades esiteks Eesti Seemnevilja Kasvatuse Seltsis ja olles ka 1920–22 lektoriks Põllumajandusteaduskonnas. 1922 siirdus Leetu, olles Kaunase ülikooli botaanikaia rajaja ja professor. Pärast Leedu okupeerimist elas mõningat aega Austrias, 1952–55 oli Bagdadi Ülikooli professor, 1950. aastate teisel poolel külalisprofessor Afganistanis ning 1962. aastast asus tööle İzmiris Türgis, olles jällegi botaanikaia rajaja ja botaanikaproffessor (Leppik, 1978).

Piiper, J[aan] Jõgever, [Karl] Happich, N[ikolai] Maim, P[eeter] Kõpp ja sekretäär [Karl] Laagus. Päevakord: Ülikooli õppetoolide, professuuride ja teiste õppejõudude kindlaks määramine.

Matemaatika ja loodusteaduste fakulteedi esitaja ettepanekul otsustatakse Tartu Ülikooli juures geograafia ja antropoloogia õpetool asutada.

18. VIII 1919

Dr. J[ohannes] G[abriel] Granö saab kirja prof. [J.] Piiperilt, mis Ülikooli nõukogu ettepanekul professori asjus sisaldab.

26. VIII 1919

Ülikooli valitsuse koosolek. Koos: P. Põld, A. Schulzenberg, J. Piiper, J. Jõgever, N. Maim, J[ohann] Kõpp, [K.] Happich.

Päevakorral Ülikooli õpejõudude valimine ja ministriumile kinnituseks ettepaneku küsimus.

Läbirääkimiste järele valitakse Geograafia professoriks Dr. phil. J. G. Granö.

25.–27. VIII 1919

Prof. J. G. Granö Tartus. Läbirääkimised õppetooli asjus. Tingimised prof. Granö poolt: Iseseisev kabinet ja assistent. Nõukogu poolt pandakse ette esialgseteks ruumideks kabinetile Ülikooli hoones Rüütli tän. ja Suurturu nurgal ruumid anda.

7. IX 1919

Ülikooli ajutise nõukogu koosolek. Ülikooli hoolekandja teatas, et prof. Granö palub temale lubada Helsingist ülikooli arvel Geograafia kabineti jaoks tarvilisi õpeabinõusid osta ja ühes ära tuua ja paneb ette prof. Granöle selleks kuni 6000 marka Eesti valuutas välja anda. Ettepanekuga ollakse nõus.

14. X 1919

Prof. J. G. Granö jõuab Tartu, Helsingist kaasa tuues õpiabinõudena kogu seinakaarte ja raamatuid.

15. X 1919

Otsustatakse Geograafia kabinet sisse seada Jaani uul 22 teisel korral, ruumideks on esialgu eestuba, auditoorium ja professori kabinet.

17. X 1919

Läbirääkimised kooliõpetaja A[ugust] Mieleriga assistendi koha pärast.

20. X 1919

Meteoroloogia kabinetilt saadakse kogu geograafilise sisuga raamatuid ja kaarte (59 raamatud ja 13 kaarti).

20. X 1919

Ülikooli valitsuse poolt Geograafia õpetooli juure vanemaks assistendiks kinnitatud reaalkooli ja tütarlaste gümnaasiumi loodusloo ja geograafia kooliõpetaja A. Mieler.

28. I 1920

Kartograafia kursuse algus, osavõtjaid 10 inimest.

30. I 1920

Kodumaa geograafia kursuse algus, osavõtjaid 11.

12.–19. I 1920

Mag. K[aarlo] Hildén Helsingist töötab prof. Granö juures oma magistri väitekirja lõpetamise pärast.

28. I 1920

Geograafia oskussõnade komisjoni istumiste algus. Istumised peetakse kaks korda nädalas á kaks tundi. Komisjoni koosseis: Juhataja prof. Granö, kirjatoimetaja A. Mieler, liikmed prof. J. Piiper, prof. [David] Rootsmann, lektor [Johannes Voldegar] Veski, üliõp. Rumma, pärastpoole tulevad juurde [Hans] Männik ja [Gustav] Vilberg.

28. I 1920

Ülikooli raamatu kogust antakse kogu geograafilise erisisuga raamatuid, ajakirju ja kaarte geograafia kabinetile.

19. III 1920

Topograafia osakonna poolt Tallinnast tuleb annetuseks sellekohase kabineti palve pääle 331 topogr. kaarti Põhja-Eesti ala kohta

Tabel 2. Seminarid 1920. aasta sügisest 1922. aasta kevadeni.
Table 2. Seminars held between autumn 1920 and spring 1922.

-
29. IX 1920/Gustav Wilberg/Põhja-Eesti rannik
6. X 1920/August Jürgenson/Alutaguse ja Peipsi rannik
13. X 1920/Elviine Piiper/Põhja-Eesti kõrgustik
Kuupäev märkimata/Hans Männik/Lääne- ja Hiiumaa
03. XI 1920/Jaan Rumma/Saaremaa ja Muhumaa
12. XI 1920/Leena Tork/Viljandi ja Otepää kõrgustikud
17. XI 1920/David Koppel/Võrumaa
24. XI 1920/August Mieler/Emajõe orund
08. XII 1920/Konstantin Reegel/Elistvere kõrgustik
-
09. II 1921/Elviine Piiper/Mis on looduses ilus, mis ülev
23. II 1921/August Jürgenson/Lumemaastik
9. III 1921/Helene Rumma/Alpimägestik
16. III 1921/Gustav Vilberg/Tulemägede tegevus
06. IV 1921/Jaan Rumma/Liustike teke
8. IV 1921/Hans Männik/Mannerjää ja tema geomorfoloogiline tegevus
13. IV 1921/Juhan Maide/Randjoone sekulaarsed kõikumised ja sellest olenevad
geomorfoloogilised tagajärjed
20. IV 1921/David Koppel/Liivaluited
27. IV 1921/Konstantin Regel/Elamud ja asulad kõrbes
4. V 1921/Anton Parts/Põõsastik maastikulise tegurina
-
10. X 1921/Marta Elias/Sangaste kihelkonna maastikukirjeldus
17. X 1921/Klaara Piilberg/Puhja kihelkonna maastikukirjeldus
24. X 1921/Johannes Maide/Maarja-Magdaleena kihelkonna maastikukirjeldus
6. XI 1921/Anton Parts/Rannu kihelkonna maastikukirjeldus
14. XI 1921/Linda Tamm/Äksi kihelkonna maastikukirjeldus
21. XI 1921/Artur Pääsuke/Põlva kihelkonna maastikukirjeldus
28. XI 1921/Anni Lang/Türi kihelkonna maastikukirjeldus
-
30. I 1922/Alma Olev/Väike-Maarja kihelkonna maastikukirjeldus
6. II 1922/Adeline Luik/Mere jää
13. II 1922/Alfred Fluss/?⁴
20. II 1922/Marta Elias/Õhk maastikulise tegurina ja õhkmaastik
27. II 1922/August Vaga/Mandri orud ja nende tekkimine
6. III 1922/Johannes Simtmann/Ranniku tasandik
13. III 1922/Anni Lang/Ranniku tasandiku orud
20. III 1922/August Vaga/Süstemaatiline maastikuanalüüs ja füsioloogilis-
morfoloogiline kaart
27. III 1922/ Linda Tamm/Linnaplaanid
24. IV 1922/Edgar Kant/Kurvimeetrilised ja planimeetrilised mõõtmised
28. IV 1922/Klaara Piilberg/Rahvastiku tiheduse kartograafiline esitamine
-

⁴ Arutelust selgub, et suurem osa ettekandest põhines Sapperi raamatul (tõenäoliselt Karl Sapper, Geologischer Bau und Landschaftsbild (I trükk 1917, II trükk 1922).

Kümmekond aastat hiljem

Tartu Ülikoolis maateadusele aluse pannud välismaalaste lahkumise järel võtsid töö üle õppeülesannete täitjatena nende õpilased August Tammekann ja August Mieler ning Peterburi Geograafia Instituudi kasvandik Eduard Markus. A. Tammekann valiti 1927. aastal dotsendiks ja Geograafia kabineti juhatajaks ning 1930. aastal erakorraliseks professoriks ning 1932. aastal Helsinki ülikoolis filosoofiadoktoriks promoveerumise järel kahe aasta pärast korraliseks professoriks. 1928. aastal doktorikraadi omandanud E. Markus sai samal aastal geograafia eradotsendiks.

Kahele geograafiadoktorile jäi kuni iseseisvusaja lõpuni loodusgeograafia, kartograafia ja geograafia meetodika õpetamine matemaatika-loodusteaduskonna loodusteaduste osakonnas. Kõigile selle osakonna üliõpilastele kohustuslike ainete (üldine maateadus I ja II ning kartograafia praktikum) kõrval peeti loenguid ja seminare valikainetes, mis olidki geograafilise suunitlusega loodusteadlasteks saamise eelduseks. Valikainete (tolleaegsetes loengukavades – soovitatavad ained) puhul oli omapärane see, et paljusid neist loeti vaid üks kord. Sellised olid, näiteks August Tammekannul Põhja-Eesti paekalda morfoloogia, Lähme-Eesti geomorfoloogia, glatsiaalmorfoloogia, linnageograafia tööviisid või regionaalgeograafia nimetuse all Venemaa, Nabamaad, Kesk-Euroopa, Euroopa Atlandimaad, Kõrg-Aasia jmt. Enamik viimastest ilmusid koguteose Maailma maad ja rahvad vastavate osade sissejuhatavate peatükkidena. Maastikuteadlase E. Markuse ühesemestriained olid lisaks tabelis 3 osutatutele tema teadustööga seotud küsimused: muldkond maastiku liikmena, sõltuvussuhted maastikus (seminar), Atlantilised mõjud Euroopa geograafiale, geograafiline kausaliteet, Eesti geograafiline kuuluvus, kõrb kausaalse nähtusena, Läänemeri Eesti geograafias. Ainete õppimise (eksamite tegemise) järjestus oli suuresti ette määratud. Näiteks, 1928. aasta õppekava järgi pidid üldise geograafia eksami eel olema sooritatud harjutused samas aines, regionaalgeograafia eksami puhul kodu-uurimise seminar, geograafia seminar, üldine geograafia, geoloogia ning taimemorfoloogia ja -süsteematika. Ka 10 aastat hiljem oli loengute ja praktiliste harjutuste kava (vt: //dSPACE.utlib.ee/dSPACE/handle/10062/362) enamvähem samasugune. Lisandunud oli antropogeograafia, mida kahel semestril luges A. Tammekann. Veel kümne aasta pärast oli kogu õpetamine täielikult muutunud. Lähemalt sellel peatumine on aga hoopis eraldi loo teema.

Majandusteadlastele õpetas Edgar Kant 1929. aastast alates, algul õppeülesannete täitjana, 1934. aastast dotsendina ja 1936. aastast korralise majandusgeograafia professorina. Tema põhiained olid üldine majandusgeograafia ja regionaalne majandusgeograafia (peamiselt Eesti ja Baltoskandia), milledele lisandusid valikkursused – valitud peatükke maailma suurvõimude majandus- ja poliitilisest geograafiast, harjutused majandusgeograafia seminaris (majanduse kartograafia ja geograafiline statistika) jt. Kuigi meie esimesed geograafiaprofessorid töötasid erinevates teaduskondades (aga 1935. aastani paiknes ka majandusgeograafia seminar geograafia kabinetiga samas majas – Aia 46), tegid nad tihedat koostööd maakondlike koguteoste, populaarse koguteose Maailma maad ja rahvad koostamisel ja kirjutamisel.

Tabel 3. August Tammekannu (A.T.) ja Eduard Markuse (E.M.) õppetöö matemaatika-loodusteaduskonna loodusteaduste osakonnas aastail 1929–1931. Tabelis on toodud õppetundide arv nädalas.

Table 3. Courses given by August Tammekann (A.T.) and Eduard Markus (E.M.) at the Natural Sciences Department of the Faculty of Mathematics and Natural Sciences between 1929 and 1931. The table presents the number of teaching hours per week.

Lektor	Aine	1929	1930	1930	1931	1931
		II	I	II	I	II
A.T.	Üldine maateadus ühes harjutustega I	3				
A.T.	Üldine geograafia I					3
A.T.	Kodu-uurimise seminar	2		2		2
A.T.	Kartograafia praktikum	*	*	*	*	*
E.M.	Maastiku morfogenees	1	½			
E.M.	Geograafia metoodika	2	2	2	2	
A.T.	Üldine maateadus II		3			
A.T.	Geograafia seminar (maateaduslikud küsimused)		2		2	
A.T.	Regionaalgeograafia: Venemaa			4		
E.M.	Austraalia			1		
A.T.	Nabamaad				3	
E.M.	Meri inimesgeograafias				1	
E.M.	Geograafiliste piiride nihkumine					2
E.M.	Seminar geograafia metoodikas					2

* – “Joonistussaal avatud kl. 10–3”. Selline märkus ettelugemiste kavas osutas võimalusele teha harjutustöid ja küsida nõu professorilt.

Kokkuvõtvalt võib mõtiskleda tänase geograafia osakonna pärandi säilimise üle. Kui palju säilivad nt konspektid ja eksamitööd või arvutivahendusel toimuv kirjavahetus? Teadustööde loetelu, mille põhjal teadusloos enamasti järeldusi tehakse, on siiski vaid üks väheseid tahke ülikooliõppest ja teadusest.

Kasutatud kirjandus

- Kaavere, V., Kongo, L., Tammiksaar, E. (koost) 1995. Geograafia ajaloo Eestis. Teaduse ajaloo lehekülgi Eestist XI. Tallinn: Teaduste Akadeemia Kirjastus
- Kurs, O. 1999. *Geography in Estonia 17th–20th Centuries. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 83.
- Kurs, O. 2005a. Endel Varep. 90 aastat kodumaa parima tundja sünnist. *Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat* 35: 23–42.
- Kurs, O. (toim) 2005b. Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat 34. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus.
- Kurs, O. 2007. Maateadusest Eestis. Geograafiast ja geograafidest 20. sajandil. *Õpetatud Eesti Seltsi Kirjad VIII*. Tartu: Õpetatud Eesti Selts.

- Kurs, O., Tammiksaar, E. 2004. Geograafia Eestis 1919–1992: institutsioonidest ja uurimissuundadest. *Geograafilisi uurimusi aastatuhande vahetusel. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 89: 26–29.
- Kurs, O., Toots, A. (koost) 2004. Ann Marksoo 70. Teadus- ja õppetöö. *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 88.
- Leppik, E. 1978. Constantin Regel (1890–1970) – Põgenik professorina seitsmes ülikoolis. *Vabade-Eestlaste Põllumajandusliidu aastaraamat* 16: 51.
- Linkrus, E., Mardiste, H. (koost) 1995. *Professor Endel Varepi trükitööd*. Tartu: TÜ geograafia instituut.
- Mardiste, H. 1999. Teaduskraadi kaitsnud Tartu ülikooli geograafia eriala vilistlased. *Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat* 32: 263–278.
- Mander, Ü., Oja, T. 2004. Tartu ülikooli geograafia instituudi teadustöö ja kraadiõpe aastatuhande vahetusel. *Geograafilisi uurimusi aastatuhande vahetusel. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 89: 9–25.
- Paatsi, V., Paatsi, A. 1982. J. G. Granö Tartu Ülikoolis. *Eesti Loodus* 6: 357–362.
- Paatsi, V., Raukas, A. 2002. Geoteadustest Eestis 20. sajandil. *Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat* 33: 5–34.
- Roosaare, J. (koost) 1999. *Professor Endel Varep. Artikleid ja mälestusi*. Tartu: TÜ geograafia instituut.
- Roosaare, J. (koost) 2001. *Ants Raik*. Tartu: TÜ geograafia instituut.

Some additional notes on the origins of Estonian geography

Taavi Pae, Heino Mardiste

Department of Geography, University of Tartu

Summary

This article presents some new aspects of the origins of Estonian geography. The teaching of geography in Estonian at the University of Tartu was commenced in 1919 by Finnish geography professor Johannes Gabriel Granö. This paper reviews the topics of seminars conducted by J. G. Granö in the early 1920s. In addition, an overview of all of the curriculum-based courses held at that time is given in the article.

Tartu geograafiaüliõpilaste esimene menetlusekskursioon Kesk-Aiasse AD 1962

Ott Kurs

Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Õppe- ja menetlusekskursioonid

Nõukogude aja Tartu Riiklikus Ülikoolis (TRÜ) korraldati geograafiaüliõpilasile regulaarselt lühemaid ja pikemaid ekskursioone, sest need olid ülenõukogude-liidulisis õppekavades ette nähtud. Kuigi ekskursioonide eesmärgiks oli ametlikult noortes nõukogude patriotismi kasvatamine, avanes nende raames väga hea võimalus tunda õppida nii oma kodumaad, mida tohtis siis küll vaid sünnimaaks nimetada, kui ka nn suurt kodumaad Nõukogude Liitu, mida vene keeles kutsuti suure tähega kirjutatud *Родина*. Et Nõukogude Liidu maa-alal olid esindatud põhjapoolkera loodusvööndid Jäämere-äärseist arktilisist kuni Lõuna-Kaukaasia lähistroopiliste aladeni ning Kesk-Aasia parasvöötme kõrbeteni, püüti kõigi nendega tutvuda.

TRÜs kujunes välja kindel ekskursioonide süsteem. Esimesel õppeaastal (kursusel) korraldati paaripäevane õppekäik Lõuna-Eestisse, edasi tulid reisid Saaremaale (alates 1949) ja Virumaa (siis ametlikult Kirde-Eesti) põlevkivikaevanduste piirkonda (alates 1950). Neil õppeekskursioonidel saadi lisateadmisi Eesti loodusoludest, asustusest, põllumajandusest, kaevandustegevusest ja tööstusest.

Pikemaid reise Nõukogude Liidu põhja- ja lõunaaladele nimetati meil menetlusekskursioonideks. Nende väljakujunemises oli suuri teeneid Ants Raigul (1931–1994; vt Kurs, 2007), kes ise noorpõlves oli suur matkaja. Geograafe koolitavais Nõukogude Liidu ülikoolides ja pedagoogilistes instituutides nimetati selliseid kaugekskursioone menetluspraktikaiks. Meil suhtuti praktikasse tõsisemalt ning seda said üliõpilased mõnes uurimis- või projekteerimisasutuses töötades; õpetamiskogemusi omandati koolides geograafiatunde andes.

Enne menetlusekskursioone olid tudengid sooritanud eksamid NSV Liidu ja maailmajagude loodusgeograafiast. Kaugekskursioonidel käidi kahe aasta augustis. Pärast kolmandat õppeaastat toimus paarinädalane reis Koola poolsaarele (alates 1954), millele hiljem (alates 1961) lisandus ka Vene Karjala. Neljanda õppeaasta järel rännati 3–4 nädala jooksul Kaukaasias (alates 1952) või Nõukogude Kesk-Aias (alates 1962, vt Kurs, 2001), aastail 1983 (vt Kurs, 1983) ja 1984 ka Altais. Menetlusekskursioonidel minekuks kasutati enamasti ronge, hiljem ka lennukeid. Lühemaid kohapealseid vahemaid kaeti tellitud veo- või maastikuautodega, mõni-

kord bussidega. Alguses oli üliõpilastega kaasas üks õppejõud, kes juhtis ka maastikumatku. Hiljem lisandus teisena majandusgeograafia õppejõud, kes suunas üliõpilaste tähelepanu kohaliku rahvastiku kultuurilisele eripärale ja majanduselule. Nii tutvusid üliõpilased piirkonnale iseloomulike tööstus- ja põllumajandusettevõteteiga ning linnadega.

Üliõpilasena olin Koola ja Karjala reisil augustis 1961. Pärast ametliku osa lõppemist rändasime Madis Aruja (1936–1995) ja Enn Loiguga (1938–2003) Lõuna-Karjala külade kaudu kuni Süvari (vepsa ja lõunakarjala *Süvär'*, sm *Syväri*, vn *Свирь*) jõeni, kus leidsime Lodinapeldos (sm Lotinapelto, vepsa Püud, vn *Лодейное Поле*) tühja reisirongi. Käisime välja kogu allesjäänud raha ja maksime vedurijuhile ning sõitsime mugavasti, voodipesu puudumisel kahe madratsi vahel magades, kuni Peterburi (tollal Leningrad) lähisteni, kus rong jälle seisma jäi. Elektrirongiga pääsesime suurlinna, kust kavatsesime siirduda Käkisalmi (*Приозерск*) kaudu Laadoga järve põhjakaldale. Kõik need alad olid Teise maailmasõja ajal Soomelt ära võetud. Peterburist rongiga põhja poole liikudes olime ülemeelikud ja rääkisime kõva häälega. Märkasime meile suunatud umbusklikke pilke ning kuulsime koguni lauset *Финны вернулись* (*Soomlased on tagasi*). Nägime ära Käkisalmi taastamisel olnud tornid, kuid siis võeti meid kinni ja saadeti tagasi, sest algas NSV Liidu piirivöönd vastu Soomet.

Teaduri ja õppejõuna osalesin menetlusekursioonide läbiviimises (vaheaegade) alates 1969, mil olin koos Heino Mardiste (1936) ja tudengite rühmaga Koolal ja Karjalas.

2. Ettevalmistused. Teekond itta

Nõukogude Liidule kuulunud Aasia sisealade loodus ja idamaine kultuur pakkus tollastele noortele võrdlemisi suurt huvi. Kui 1954. a käivitati uudismaade ülesharimise kampaania, siis osalesid selles ka Tartu üliõpilased. Mitmed Põhja-Kasahstanis töötanud geograafiatudengid käisid 1950. aastate teisel poolel, pärast põllutööde lõppemist ja saagi koristamist, matkamas Kesk-Aasia mägedes ning tutvumas ajalooliste orientaallinnadega. Sealkandis käisid ka mõned varem ülikooli lõpetanud geograafid. Ilja Kalast (1928) ja Ants Raigust oli kirjutanud Lennart Meri (1929–2007) oma raamatus *Kobrade ja karakurtide jälgedes*. 1962. aasta alguses ilmus mõne kuu Kesk-Aasias, eriti Usbekistanis elanud kirjanik Ain Kaalepi (1926) luulekogumik *Samarkandi päevik*, mida ta siis ülikooli kohvikus esitles. Kuulajate hulgas oli ka neid geograafiaüliõpilasi, kes olid Kaukaasia ekskursiooni asemel hakanud kavandama reisi Kasahstani, Kõrgõzstani, Usbekistani, Tadžikistani ja Türkmenistani eksootilisina tunduvaile aladele. Kohvikus esitasin Kaalepile küsimuse usbeki keele eripära kohta. Siinkirjutajale nimi Kesk-Aasia ei meeldinud. Püüdsin igal sobival juhul kasutada tollal iganenuks peetud nime Turkestan, mis on nüüd jälle ausse tõusnud (Kurs, 2000b).

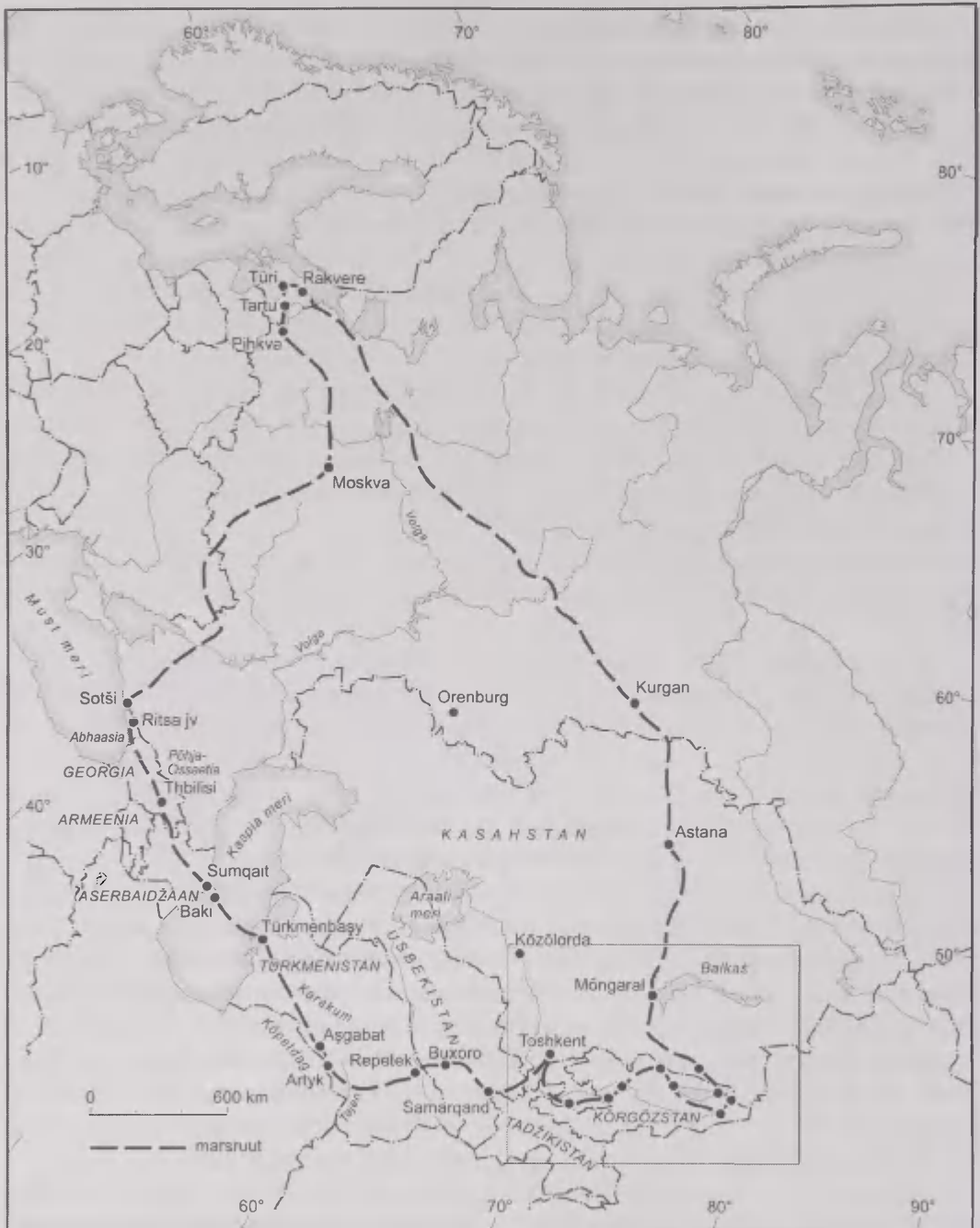
Kevadel 1962 joonistas kaastudeng Enn Loik Vanemuise tänava õppehoone (46) geograafia auditooriumis (327) kaardil välja suurejoonelise marsruudi: sõita mööda Volgat Kaspia mereni, ületada see laeval ning siirduda siis ida poole. Kohal oli ka geograafia kateedri juhataja Endel Varep (1915–1988), kes ise koos abikaasa Elsa Varep-Pastakuga (1908–1955) oli 1950. aastate algul neil aladel käinud. Varep oli laiade huvidega maateadlane, keda paelus ajalooline kartograafia, külade ja linnade arengulugu, mitmesuguste rahvaste eluolu ning looduskaitse. Kuigi Varepi otsese uurimispiirkonna moodustas Eesti, tundis ta huvi ka kaugemate alade ja rahvaste, eriti soomeugrilaste vastu. Tema siis soovitaski meil koostada korralik reisikava, rõhutades seejuures, et ekskursioonil peab ikka olema kindel eesmärk ning see ei saa olla tühipaljas siia-sinna sõitmine ja rändlemine.

Nii pikaks reisiks polnud raha ei tudengeil ega ülikoolil. Siis küpses plaan sõita kohale loomarongidega. Kursust juhendava (kureeriva) õppejõu Lev Vassiljevi (1920) abiga tegime ülikooli ametnikele kavala avalduse: lubada meil alustada menetlusekursiooni 24. augustil 1962 Kasahstani pealinnast Alma-Atast, et enne seda oleks võimalik teha ühiskondlikult kasulikku tööd ja toimetada tõuloomi Kasahstani ja Lääne-Siberi uudismaa sovhoosidele (joonis 1). Alma-Ata on Almatõ linna nime venekeelne variant, mida tänapäeval peale Venemaa mujal enam ei kasutata.

Meie taotlus võeti arvesse. Majandusgeograafia juhtiv õppejõud Salme Nõmmik (1910–1988), kes paari aasta eest oli korraldanud Tartus ülenõukogudeliidulise linnageograafia konverentsi, koostas ekskursiooni jaoks kava, milles oli esile toodud reisi olulisemaid sihtpunkte ning antud juhiseid majanduselu ja linnadega tutvumiseks. Vassiljev koostas ekskursiooni marsruudi ning saatis aegsasti kirjad kõikidele ülikoolidele ja instituutidele, kus tahtsime peatuda, saamaks öömaja kõrval ka pädevat kohapealset juhendamist.

Hakkasime siis reisiks valmistuma ning pöördusime tõuloomade varumiskontorite poole Tartus, Rakveres ja Türil, et kõik asjast huvitatud saaksid välja sõita. Kuigi sellised ekskursioonid olid vabatahtlikud ning ülikooli sai lõpetada ka ilma neid sooritamata, kanti nad fakultatiivsete arvestustena õpinguraamatusse ja hiljem ka diplomiga kaasas olevale hinnetelehele. Meie kursuse 16 tudengist ei osalenud Kesk-Aasia reisis erinevail põhjusil viis (Iivi Koskor, Malle Lootus, Helle Pakk, Urve Sepp ja Riina Vahter). Tean, et Urve Sepal olid samal ajal Eestis käsil maastikualased uurimistööd. Kuid meiega sõitis kaasa paar nooremat (sünd 1942) füüsikatudengit – Asta Tingas ja Kusta Rumma, ning veel paar inimest.

Tudengeile pakkus Kesk-Aasia huvi erinevail põhjusil. Mis puutub minusse, siis olin aastail 1959–1961 õppinud ülikooli orientalistikakabinetis polüglott Pent Nurmekunna (1906–1996) juhendamisel Türgis kasutatavat türki keelt, mida pidasin võtmeks kõigi türki-tatari ehk türki rahvaste kultuuri tundmaõppimisel (Kurs, 2000b). Hiljem käisin kabinetis mõne Aafrika ja Aasia riigi tähtpäeval (joonis 2)



Joonis 1. Tartu geograafiaüliõpilaste menetlusekskursioon Kesk-Aasiasse 8.8.–21.9.1962
Figure 1. The itinerary of Tartu geography students' excursion to Central Asia, August 8th – September 21st, 1962.



Joonis 2. Tartu ülikooli orientalistikakabinetis Ghana Vabariigi viiendal aastapäeval 6. märtsil 1962. Vasakult: Pent Nurmekund, Olaf Langsepp, Ott Kurs, Aita Meier, Linnart Mäll, Endel Jaanus jt.

Figure 2. In the Department of Asian Studies of the University of Tartu on the 5th anniversary of the Republic of Ghana, March 6th, 1962. Left to right: Pent Nurmekund, Olaf Langsepp, Ott Kurs, Aita Meier, Linnart Mäll, Endel Jaanus, and others.

Suur osa turgi rahvastest elas Nõukogude Liidu võimkonnas, kõige kompaktsemalt endises Lääne- ehk Vene Turkestanis, mida alates 1920. aastaist kutsuti ametlikult Kesk-Aasiaks (вн Средняя Азия), samal ajal kui väljaspool Nõukogude Liidu piire asuvaid Aasia sisealasid nimetati Tsentraal-Aasiaks (вн Центральная Азия). Olin teinud väljakirjutusi geograafilisest, etnograafilisest ja statistilisest kirjandusest Turkestani ja Kaukaasia turgi ja iraani keeli kõnelevate rahvaste kohta. Kasutada olid ka 1959. aasta rahvaloenduse andmed, mis tekitasid masendust eriti Kasahstani ja Kõrgõzstani (Kirgiisia) osas: esimeses oli nimirahva osatähtsus alla 30%, teises 40%. Teistes turgi liiduvabariikides oli olukord parem: usbekid moodustasid 62% Usbekistani, türkmeenid 61% Türkmenistani (tollal ametlikult Turkmeenia) ja aserid 68% Aserbaidžaaani rahvastikust. Mind huvitasid eriti kohanimed (joonis 2). Olin koostanud ka väikese võrdleva geograafiliste mõistete taskusõnastiku turgi, türkmeeni, usbeki, kirgiisi, kasahhi ja tadžiki keeles. Viimatinimetatu kuulub iraani, kõik teised aga turgi keelte hulka. Sõnastiku koostamisel olin lisaks tavaliste kakskeelsete (teiseks keeleks oli vene keel) sõnaraamatutele kasutanud ka vene geograafi Eduard Murzajevi ja tema naise Valentina Murzajeva raamatuid Kesk-Aasiast (Murzaev, 1957) ja kohalikest maastikutermineist (Murzaevy, 1959).



Joonis 3. Kasahstani kaguosa ja Kõrgõzstan.
Figure 3. SE Kazakstan and Kyrgyzstan.

Loomvarukontoriga sõlmitud lepingu alusel saime töö eest päeva- ja tagasisõiduraha. Eestist sõitsime välja 8.–14. augustil viie rühmana. Loomarongide sihtkohaks olid Kijalõ, Sulõ, Peski Tselinnõje ja Kurgani raudteejamad. Almatõsse jõudis esimene rühm juba 20. augustil ning jäi seal teisi ootama. Sõitsin koos Kusta Rummaga välja Türilt. Elasime loomadega samas vagunis. Loomade päralt oli suurem osa pinnast, meie magasime heinapakkidel vaguni ühes otsas. Kaasa oli antud ka jõusõõta, mille aga kogenud loomavedajad soovitasid tee peal maha müüa. Eks me niiviisi toimisimegi. Peatuste ajal pidime varuma vett loomadele ja endale. Tegime seda kaubarongi pikkade seisakute ajal. Vett keetsime endale kaasavõetud põlevaine (piiritustablettide) abil. Sõidu ajal tuli loomasõnnikut välja loopida. Püüdsime seda toimetada inimtühjades kohtades. Mõnikord juhtus aga sedagi, et me ei märganud õigel ajal raudteeäärset jalakäijat ning ta sai tunda lehmasõnniku haisu ja maitsetki. Kaubavaguni ust hoidsime lahti, et värskeimat õhku hingata ja läbitavaid maastikke vaadata. Vaateväli oli kitsas ja ühesuunaline. Kuid meil oli kaasas pikk kõis, mida otsustasime oma huvides kasutada. Sidusime ühe otsa väikese akna juures asuva konksu külge ning heitsime kõie üle katuse teisele poole vagunit, kus see jäi rippuma teise väikese akna juurde. Sealt me siis ronisime katusele, kust oli ümbrusele palju parem vaade. Katusel oli ka hea päevitada. Juba esimesel päeval saime enda arust päris pruuniks. See polnud aga päikespruunistus, sest käega üle näo või palja ülakeha tõmmates selgus, et oleme endiselt valged. Meid oli tumedaks teinud vedurikorstna suits. Uurali tööstuspiirkonna lähenedes hakkas rongi kohal rippuma üha rohkem igasuguseid traate ja elektrijuhtmeid ning elu ja tervise hoidmiseks kolisime siis katuselt jälle alla vagunisse.

3. Kasahstanis

Enne Kurgani linna Lääne-Siberis jätsime mullikad ešloniülema hoole alla, makstes talle nende üleandmise eest, ning siirdusime kaubaronge kasutades Almatõ poole lõunasse. Kasahstani kohanimedest pakkus mulle tollal erilist huvi Balkaši (vn *Балхаш*) järve läänerannal asetsev Mõngaral (tõlkes 'tuhat saart'), kus me siis Rummaga kaubarongilt maha hüppasime. Meil polnud aimugi, et seal asub sõjaväebaas, kus pealegi olid parajasti käimas manöövrid. Hallides barettides kaks valgenõolist noormeest äratasid kohe tähelepanu ning meil kästi ette näidata passid, mis kohe ka ära korjati. Meid jäeti ühe erariides mehe valve all järve rannale, kus tuli veeta enam kui kaks tundi. Siis tuli üks ohvitser, andis passid tagasi ning käskis järgmise rongiga lahkuda. Et ilm oli päikesepaisteline ja palav, saatsime meile jäetud aja mööda üsnagi mõnusalt – päevitasime ja suplesime ning pesime puhtaks loomavagunis röpaseks muutunud rõivad ja magamistekid (magamiskotte meil siis polnud), mis siis kaljudel ka ilusasti ära kuivasid. Kuigi meid vangikongi ei pandud, päris vabade kodanikena me end kah ei tundnud, sest mingi erariides mees jalutas ringi ja luuras meid pisut eemal kogu selle aja. Sügisel, pärast naasmist, kuulsin Ants Raigult, et ülikooli oli tulnud telefonikõne, kus päriti, kas Kurs ja Rumma on ikka Tartu ülikooli tudengid.

Enne ärasõitu olime kokku leppinud, et esimestena Almatõsse jõudnud jätavad hiljem saabujaile kirjad peapostkontori "nõudmiseni" (*до востребования*). Et me ei leidnud sealt ühtki kirja, otsustasime Rummaga ületada lõuna pool kõrguva Ile Alatau mäeaheliku omapead. Aheliku tollane ametlik nimi oli Taga-Ili Alatau (vn *Заилийский Алатау*). Alatau tähendab tõlkes kirjut mäge (*ala* 'kirju', *tau* 'mägi'). Kasutasime aega küllaltki puhta ja korrapärase tänavavõrguga Almatõ linnaga tutvumiseks. Linnas oli palju niisutuskraave ehk arõkke, purskkaeve, puisteid ja parke. Olnud pisut tutvunud Almatõ keskpargiga, hoomasin oma suureks üllatuseks eemal Lev Vassiljevit jalutamas ühe daamiga, kes osutus tema õeks Marinaks. Nii oligi koos kogu 16liikmeline rühm. Meie kursuselt kuulusid sinna Madis Aruja, Arvo Kisper (1938–1979), Ott Kurs, Rein Leet, Enn Loik, Maire Miljan, Maaja Narusk, Uudo Pragi, Ülo Pihlak, Andres Tarand ja Taive Äär. Oma kulul huvireisijad olid Kusta Rumma ja Asta Tingas (hiljem Aruja), ülikooli menetluspraktika juhendaja Koidula Taggel ning Tartu maaparandusvalitsuse insener Marina Vassiljeva. Ekskursiooni juhendas dots Lev Vassiljev.

Almatõs ööbisime kohaliku ülikooli ühiselamus ning järgmise kahe päeva – 22. ja 23. augusti – jooksul tutvusime linna ja lähiümbrusega. Esimene päev kulus botaanikaaiale ja Kasahstani rahvamajanduse saavutuste näitusele. Botaanikkaed paikneb Ile Alatau eelmäestikus umbes 900 m kõrgusel merepinnast. Seal saime tuttavaks Kasahstanile omaste taimeliikidega. Nende hulka kuuluvad must ja valge saksauul (*Haloxylon aphyllum*, *Haloxylon persicum*), *Acer semionovii*, *Betula tianschanica*, *Cerasus crythrocarpa*, *Fraxinus saxiana*, *Halimodendron halodendron*, *Juniperus sibirica*, Tian Shani kuusk (*Picea schrenkiana*, nimetatud Tartu ülikooli kasvandiku ja uurimisreisija Alexander von Schrencki (1816–1876) järgi),

Prunus sogdiana jm. Avaral väljakul olid Kasahstani rahvamajanduse saavutuste paviljonid, millest osa oli juba avatud, teisi veel ehitati. Suuremat huvi pakkus meile söekombaini makett. Käisime ka ühes teemajas ehk *tšaihanas*, kus maitseisime rahvustoite ja jõime rohelist teed. Kohaliku kombe kohaselt olime teemajas rätsepaistmes. Õhtul käisime kultuuri- ja puhkepargis, kus juhtusime nägema ka Ghana delegatsiooni. Pargi tantsuväljakul olid üles riputatud reeglid. Neid lugedes sai selgeks, et ei tohtinud tantsida ebakaines olekus, lõngutades, kaks meest omavahel jne.

23. augustil käisime ajaloomuuseumis, kus tutvusime Almatõ arengu põhi-joontega. Linn oli moodustunud kasahhide asula kohale 1854. a rajatud Vene kindluse juurde. Esialgu oli selle nimi Zailiiski, hiljem Vernõi, mille bolševikud 1921 nimetasid Alma-Ataks ('õun-vanaisa'), sest ümbruskonna mägedes kasvab palju metsõunapuid. 1929 sai sellest Kasahhi ANSV ning 1936 Kasahhi NSV pealinn. Enne seda olid pealinnadeks Orenburg (1920–1925) ja Kõzõl-Orda. Almatõ asub 750–880 m kõrgusel merepinnast ning seal elas meie külaskäigu ajal 456 000 inimest. Märkigem, et Almatõ oli pealinn kuni aastani 1997, mil selleks määrati sisemaine Akmola, praegune Astana. Almatõ on tänini Kasahstani suurim linn, kus elab üle 1,1 miljoni inimese.

Õhtupoolikul varusime toidumoonna neljaks ja pooleks päevaks. Lisaks mitmesugustele konservidele ning pudru ja supi toorainele ostsime ka 33 poolekilost leiba, sest meil polnud kaasas palju kergemaid leivakuivikuid. Toidukeetmiseks ostsime kaks alumiiniumpange. Oleksime tahtnud hoopis kergemaid lüpsikud, kuid neid polnud saadaval.

4. Kõrgõzstanis

24. augusti hommikul sõitsime kahe bussiga Alma-Arasani (joonis 3), kust kell 10 hommikul alustasime lõuna suunas üle 100 kilomeetri pikkust jalgsirännakut, sest kavatsesisime jõuda 1600 m kõrgusel üle merepinna asuva Õsõk-Kõli (kirgiisi 'kuum järv', vn *Иссык-Куль*) järveni Tian Shani (vn *Тянь-Шань*) mäestiku siseosas. Nimi tuleneb sellest, et umbes 6200 km² suuruse pindalaga veekogu oma suure sügavuse (668 m) tõttu püsib jäävabana ka talvel. Jalgsirännaku eesmärgiks oli tutvuda mäestiku kõrgusvöönditega poolkõrbest kuni igilumeni.

Järgmisel päeval ületasime 3520 m kõrguse Ozjornõi kuru. Ilm oli äikeseline, sadas külma vihma ja rahet. Pärast laskumist olime juba Kõrgõzstani mägistepis, kus kohtasime jurtades elunevaid kirgiisi lambakarjuseid (joonis 4).

Tutvusime ratsakarjaste jurtaga, rändrahvaste kaasaskantava kerge elamuga. Jurta – puitvarbadele toetuv vildist peavari – püstitatakse umbes tunni ajaga. Maha võetakse see veelgi kiiremini, umbes poole tunniga. Hilisemal ajal kasutati jurta valmistamisel ka present (joonis 5).

Laia kärestikulise Tšong-Kemini jõe ületasime kaheküüruliste kaamelite seljas. Neljandal päeval ületasime Kõkajrõki kuru (3931 m) Kungõj-Alatoo (*kungõj*)

'päikeseline', s. o 'lõunapoolne') ahelikus. Kurul kasutasime juhust ning ronisime üle 4000 m kõrgusele lumisele mäetipule.



Joonis 4. Tšong-Kemini orus 25. augustil 1962. Vasakult: jurta perenaine väikelapse ja hobusega, Arvo Kisper, Rein Leet, Kusta Rumma, jurta peremees teise lapsega ning Ott Kurs.

Figure 4. In the Chong-Kemin Valley, Kyrgyzstan, August 25th, 1962. Left to right: a Kirghiz woman with her baby and a horse, Arvo Kisper, Rein Leet, Kusta Rumma, a Kirghiz man with his child and Ott Kurs.



Joonis 5. Kirgiisi jurta 25. augustil 1962. Paremalt Tian Shani kuused.

Figure 5. A Kirghiz yurt, August 25th, 1962. On the right, Schrenk's spruces (*Picea schrenkiana*).

Õsõk-Kõli orus tutvusime kirgiiside eluga põhjalikumalt. Järve põhjakaldal asetsevas ühismajandis – Karl Marxi nimelises kolhoosis – oli 60 000 lammast ning rohkesti veiseid ja hobuseid, ka eesleid. Piirkonna keskasulasse Tšong Sarõjsse ('suur kollane maja') jõudsime viienda päeva õhtul. Ööbisime kohalikus koolimajas. Kõik asula ühekorruselised majad olid ehitatud savist. Savimajade tekitatud üksluist maastikupilti elavdasid tänavaid ääristavad püramiidpaplid. Et küla asetses järvest vaid poole kilomeetri kaugusel, veetsime järgmise päeva selle kaldal. 5,8 promillise soolsusega vee temperatuuriks mõõtsime 22°C. Järgmisel hommikul käisime islami surnuaial ning korjasime põllult suurte unimaguna (*Papaver somniferum*) juba valminud seemneid (joonis 6). Õsõk-Kõli piirkonnas kasvatati tollal ainukesena Nõukogude Liidus unimagunat. Hommikukaste ajal moonide tooreile kupraile tõmmatud kriimudelt kogutud tilkadest valmistati oopiumi. Tšong Sarõj 40 ha suurustelt põldudelt koguti tollal aastas kaks tonni oopiumi toorainet. Väärtuslike tilkade kogumises osales kolmsada inimest. Muudest kultuurtaimedest kasvatati Õsõk-Kõli orus maisi, nisu, otra, viinamarja, arbuuse ja meloneid. Kinkisime oma rasked panged meile informatsiooni jaganud noorele kirgiisile ja liikusime edasi.



Joonis 6. Üliõpilased Kusta Rumma ja Maire Miljan Tšong-Sarõj unimaguna (*Papaver somniferum*) põllul 26. augustil 1962.

Figure 6. Students Kusta Rumma and Maire Miljan in the fields of opium poppy (*Papaver somniferum*), Chong-Saryoy, Kyrgyzstan, August 26th, 1962.

Õsõk-Kõli kallast peeti juba siis väärtuslikuks puhkepiirkonnaks, mida hiljem tunduvalt laiendati. Autoliiklus oli küllaltki elav, kuigi parajasti tegeldi tee asfalteerimisega. Juhuslikul veoautol pääsesime edasi oblastikeskuse Karakoli. Selle

Õsõk-Kõli idatipus asuva umbes 35 000 elanikuga linna nimi oli tollal Prževalsk (Пржевальск). Tuntud uurimisreisija Nikolai Przewalski (1883–1888) rändas oma neljandal retkel (1883–1885) Kjahtast Urga (tänapäeval Ulaanbaatar) ja Kukunori kaudu Huanghe ja Jangtse jõe algusse ning seal piki Tarimi orgu Karakolini, kus hakkas valmistuma oma viiendaks retkeks. Seal tabas teda pärast reostunud jõevee joomist surm.

Söönud lõunat kohalikus restoranis, kus meile pakuti pehmeks keetmata tatra-putru, sõitsime geoloogide autol Kirgiisia teaduste akadeemia geograafia uurimisjaama. Selle kontor asus rajoonilinnas Pokrovkas, kuid tegelikke uurimisi viidi läbi Kõzõlsuu ('punane vesi') katsejaamas, 30 km Pokrovkast. Saime maastikuautoga edasi 24 km, kuni Džõlsuuni. Ülejäanud maa läbisime jalgsi. Kohale jõudsimel õhtupimedas.

Katsejaam asus Tšong Kõzõlsuu ('suur punane vesi') jõe ääres ning koosnes elamuist ja kõrvalhooneist. Uurijad elasid seal aastaringselt ja tegid iga päev loodusgeograafilisi vaatlusi. Järgmisel päeval tutvusime põhjalikumalt 1946. a rajatud uurimisjaamaga, kus olid töötanud sellised tuntud Nõukogude Liidu loodusgeograafid nagu I. P. Gerassimov, A. A. Grigorjev, M. A. Glazovskaja ja I. N. Sobolev. Alates 1948. a oli avaldatud 17 monograafiat ning N. A. Gvozdetki jt koostatud maastikukaart 1:100 000. Tagasiteel vaatasime Džõlsuu veehooldusjaama. Meestudengite pikk ja põhjalik suplus kohalikus kuumaveeallikas (40–41 °C ja 35 °C) mõjus aga nii väsitavalt, et enne teeasumist tuli jõu taastamiseks hulk aega maapinnal siruli olla. Järgnes 24 km pikkune jalgsirännak. Öömaja õnnestus saada Karakoli pedagoogilise instituudi garderoobis.

12 km kaugusel Karakoli linnast on järvesadam, mille lähedal künkal asub Przewalski haud, mälestussammas ja muuseum. Tutvusime sellega 31. augustil 1962. Koha ja monumendi teksti *Путешественник Пржевальский (Rändur Przewalski)* olevat ta ise enda viimaseks puhkepaigaks välja valinud. Tema ekspeditsioonidelt kogutud materjalide põhjal oli koostatud 20 doktoritööd.

Keskpäeval alustasime 400 km pikkust bussisõitu Kõrgõzstani pealinna Biškekki, mis tollal kandis Frunze nime. Reisi alguse maastikud olid meile juba tuttavad. Siis jõudsimel järveni ulatuvasse kõrbevööndi. Selle piirkonna keskuseks oli Õsõk-Kõli järve läänetipus asetsev Balõktšõ (tõlkes 'kalur') sadam, mille ühekorruselised elamud tundusid õige armetutena. Asula kandis tollal (kuni 1989) venekeelset nime Rõbatšje (*Рыбачье*). Siis jõudsimel suurepärase mägivaadete ga Boami kuristikku ning seejärel nõukogude ajal asunike ja küüditatutega tihedalt asustatud (100–200 inimest km² kohta) Tšüj (vn Чy) jõe orgu, kus 1930. aastail hakati viljelema suhkrupeeti ning kiud- (kenaff, džuu, kanep) ja õlitaimi.

Hilisõhtul jõudsimel Kõrgõzstani pealinna, millest põhja ja lõunasse avanevad suurepärase vaated lumiseile mäeahelikele. Kunagi oli siin kirgiiside linnake Biškek, mille kohale Qo'qoni (Kokandi) khaaniriigi usbekid rajasid 1825. a oma kindluse. Kui venelased alistasid khaaniriigi, ehisasid nad 1860. aastail samale paigale uue kindlusasula, mis 1878 sai Pišpeki maakonnalinnaks õigused. Nõukogude

ajal tuligi sellest pealinn kirgiisidele, keda kuni 1925. aastani kutsuti karakirgiisideks (*kara* 'must'). Aastail 1926–1991 kandis linn siin sündinud moldaavia päritolu kommunistliku väepealiku Mihhail Frunze (1885–1925) nime. Kurioosum oli see, et kirgiisi keeles puudub häälik *f*. Nii hääldasidki kirgiisid oma pealinna mitte Frunze, vaid Prunze. Meie külaskäigu ajal elas linnas 217 000 inimest. Ööbisime ülikooli ühiselamus. Järgmisel päeval tutvusime linnaga ja käisime ajaloomuuseumis.

Aja võitmiseks ületasime Tian Shani keskosa lennukil ja maandusime pärast 400 km õhusõitu 22 000 km² suurusse orgu, mis enne araablaste sissetungi kandis nime Pargana. Alates 8. sajandist hakkas aga juurduma araabiapärase nime Fergana (Мурзаев, 1957: 44–45; Мурзаевы, 1959: 168). 1924. a jagati org Usbekistani, Tadžikistani ja Kõrgõzstani vahel. Viimasele lõigati oru kirde- ja idaserv, kus maal elas mõnevõrra kirgiise, kuid linnarahvastik koosnes usbekkidest. Usbekid olid enamuses ka Džalalabati (tollal ametlikult Джалал-Абад) linnas, kuhu me 80-minutilise lennusõidu järel saabusime. Saanud peavarju pedagoogilises koolis, käisime turul (joonis 7) ja asusime edasi tegutsema.



Joonis 7. Džalalabati turul 2. septembril 1962.

Figure 7. At the bazaar of Džhalalabat, Kyrgyzstan, September 2nd, 1962.

Veel samal päeval sõitsime veotaksoga 90 km kaugusel asuvasse Kara-Alma ('must õun') metsamajandisse, vaatama kreeka päklikpuid ja lõunamaiseid viljapuid. Halbade teeolude ja suure kauguse (150 km) tõttu pidime loobuma alguses kavas olnud Arslanbobi looduskaitsealast. Õhusooja oli 30 °C, ümbritsev kuivtasandik oli võetud puuvillapõldude alla. Kõige enam kasvatati 1–1,5 m

kõrgust Mehhiko puuvillapõõsast (*Gossypium hirsutum*). Teisel kohal oli pikemat, peenemat ja tugevamat kiudu andev Indohiina puuvillapõõsas (*G. Arboreum*). Puuvillaväljade vahel oli näha ka maisi-, nisu- ja lutsernipõlde. Kõkdžanggaki (tollal *Кок-Янзак*) linna läbides nägime värvikais rahvariideis usbeki pulmalisi. See linn oli ka raudteeliini lõpp-punkt. Kümme-kond kilomeetrit pärast Kõkdžanggaki pöördusime viletsale külavahetele, mida mööda jõudsime püstloodsete seintega Kugarti jõeoru, mille põhja katsid peenepitsilised tamariskid. Peatusime mäenõlval algavas lehtpuumetsas, et tutvuda kuni 30 meetri kõrguste ja kahe meetri jämeduste kreeka pähklipuudega (*Juglans regia*). Järgmine peatus oligi Kara-Almas, kus hakkas selgitusi jagama kohalik metsakasvatuse insener. Majandi 3500 ha suuruse maa-ala hõlmasid looduslikud õuna-, ploomi- ja kreeka pähklipuud. Põhiline osa õuntest oli juba korjatud, vähesed säilinud pisikesed õunad maitsetesid mõrult. Metsa alustaimestik kasvas rohkesti kibuvitsa.

Tagasiteel vaatasime mägi kirgiiside elamut – lameda katusega, esiku ja elutoaga savionni. Keset tuba oli väike raudahi, vastasseina ääres aga paarikümne cm kõrgune vaipadega kaetud lavats. Sellel istutakse ja süüakse, öösel aga magatakse, laotades sinna seina ääres maast laeni küündivast virnast patju ja vatitekke. Maja kõrval oli eesli- ja kitsetall, mille lamekatusel oli talveks varutud hein ja põhk. Õuel oli väliselt kartulikuha meenutav leivaahi. Külalt peale võetud reisijate hulgas oli ka suur, kogu tee aevastav lammas, kellest pidi saama pulmakink.

3. septembri hommikul istusime Toshkenti (vn *Ташкент*) suunduvale rongile, mis osutus üllatavalt tühjaks ja puhtaks.

5. Usbekistanis

Õhtu eel olime Qo'qonis ehk Kokandis (*Коканд*), kus tollal elas 105 000 inimest. Öökorteri leidsime taas kohalikus pedagoogilises instituudis. Naisterahvaste kohad olid ühiselamus, meesterahvaste omad aias asuvas laudpõrandaga kõlakojas. Leidnud endale teejuhi, läksime kohe, algul jalgsi, hiljem autoga 1939. a kaevatud Fergana niisutuskanali äärde. 270 km üldpikkusega kanal ise osutus kuni 25 m laiaks ja 4 m sügavaks. Mõned meist käisid ka selle valkjalt sogases vees ujumas. Kokku olime Qo'qonis kolm päeva.

Tööstusettevõteteisse pääsemiseks pöördusime linna parteikomiteesse, kus meile tehaste külastamiseks anti veoauto. Puuvillapuhastusvabriku väravas mängis orkester, kuid mitte meie, vaid ligineva punavoori auks. Seepärast me sisse ei pääsenudki ja sõitsime edasi greenivabrikusse, kus peainsener näitas ja selgitas, kuidas greenidest (siidiliblika munadest) siidiusse kasvatatakse. Siidikudumisest ja siidikangaste viimistlemisest saime ülevaate siidikudumisvabrikus. Samal päeval kohtasime esivanemate keelt enam mitte valdavalt kohalikku eestlast Tolmatsit, kes näitas meile linna (joonis 8) ja kostitas kohalike maiustustega.



Joonis 8. Qo‘qoni haljasalal 4. septembril 1962. Vasakult: Marina Vassiljeva, Lev Vassiljev, Enn Loik, Rein Leet, Maire Miljan, Madis Aruja, Koidula Taggel, kohalik eestlane Tolmats, Taive Äär, Ülo Pihlak, Maaja Narusk, Asta Tingas, Andres Tarand, Arvo Kisper ja Kusta Rumma.

Figure 8. In the park of Qo‘qon (Kokand), Uzbekistan, September 4th, 1962. Left to right: Marina Vassiljeva, Lev Vassiljev, Enn Loik, Rein Leet, Maire Miljan, Madis Aruja, Koidula Taggel, Tolmats (a local Estonian), Taive Äär, Ülo Pihlak, Maaja Narusk, Asta Tingas, Andres Tarand, Arvo Kisper and Kusta Rumma.

Käisime mõnes teemajas (joonis 9). Ühes neist pidid külalisi lõbustama puuri pandud laulurästad.

5. septembri hommikul õnnestus pääseda 360 töölisega puuvillapuhastustehasesse. Nägime, kuidas puhastamata puuvill kühveldati torusse, mida mööda ta pneumaatiliselt edasi liikus. Alguses puhastati välja kivid, praht ja kuprajäänused, seejärel eraldati seemned, millest ühes teisese ettevõttes pressiti õli. Puhastatud puuvill läks pressi alla ning sellest valmisid 270kilosed pallid. Tehasest läksime kirjandusmuuseumi, tutvumaks Biruni, Ibn Sina (Avicenna), Navoiy, Mukimi, Furkati ning mitmete teiste suurkujude elu ja tööga. Kõiki neid esitati (ja seda tehakse nüüdki) usbekkidena, kuigi nad kuulusid Kesk-Aasia põlisrahvastiku – iraanlaste (tadžikkide) – esivanemate hulka. Turgikeelsed usbekid on oma nime saanud rändhõimult, kes põlvnes 14. sajandil Kuldhordi riigis elanud Uzbekkhaanilt. 1920. aastail hakati kogu siinset turgikeelset elanikkonda kutsuma usbekkideks.



Joonis 9. Ühes Qo‘qoni teemajas ehk *tšaihanas* 4. septembril 1962. Vasakult: Asta Tingas, Rein Leet, Ott Kurs ja Arvo Kisper.

Figure 9. In an oriental teahouse (Turkic *chaykhana*, in Uzbek *chayxona*) in Qo‘qon (Kokand), Uzbekistan, September 4th, 1962. Left to right: Asta Tingas, Rein Leet, Ott Kurs and Arvo Kisper.

Samal päeval külastasime veel Qo‘qoni viimase khaani Xudoiari lossis paiknevat koduloomuuseumi. Loss valmis 1873. a, pisut aega enne khaaniriigi vallutamist venelaste poolt. Lossi fassaad on kaunistatud suurepärase majoolika mitmevärvilise mustriga. Portaali kohal seinal on jäädvustatud khaani ja ehitusmeistri nimed ning araabia- ja pärsia- ehk farsikeelseid vanasõnu ja ütlushi nagu *Ka sinu troon variseb kord, Igal kevadel on oma sügis, Kibeduse minutid pole midagi maailma rõõmude kõrval*. Muuseumi esimene osakond andis ülevaate oru lääneosa loodusest, teises tutvustati idamaist kunsti. Suurem osa lossist oli eraldatud ajaloo-osakonnale. Tutvustati nii vanemat kui ka uuemat ajalugu. Erilist tähelepanu oli pööratud 1899. a rajatud Samarqandi–Andijoni (vn *Андижан*) raudtee ehitamisele ning sellega kaasnenud vene elanikkonna sisserännule ja vene kultuuri ja majanduse “viljastavale” mõjule.

Pärast muuseumi käisime idamaisel turul ja tutvusime vanalinnaga. Seejärel istusime Toshkenti suunduvale rongile, kus õhusoojus tõusis varsti kuni 34 °C. Aknast välja vaadates nägime puuvilla- ja maisipõldude kõrval ka palju kasutamata maad liivaluidete, saksauuli ja tamariskiga. Läbinud vahepeal 150 km ulatuses Tadžikistani territooriumi, olime taas Usbekistanis. Jõudnud Toshkenti öösel, nägime kurja vaeva peavarju saamisega. Lõpuks leidsime selle ülikooli peahoone kõrval olevast õppekorpusest nr 1.

Toshkendis veetsime 6. ja 7. septembri. Tollal 911 000 elanikuga linna vaatamisväärsusi tutvustas meile lahkelt ülikooli geograafiateaduskonna teadustöötaja. Meie käsutusse anti ka buss. Tollane Toshkent oli veel mitmekülgse ehitusstiiliga. Kolm aastat hiljem linna tabanud maavärin tekitas palju purustusi. Taastatud linna jäi vana hõngu õige vähe. Toshkendi olulisi tööstusettevõtteid me ei vaadanud, küll aga tutvusime muude objektidega. Linnas oli 16 kõrgkooli, 26 muud suuremat õppeasutust ja seitse teatrit. Võimsa mulje jättis rahvuslikus stiilis ooperiteater ja selle esine väljak. Otse teatri ees asunud Navoiy purskkaevu 126 juga moodustasid hiiglasliku puuvillakupra. Teatri vastas asunud võõrastemaja Toshkent ees oli kirevat vaipa kujutav lilledemeri. Heitsime pilgu ka pedagoogilise instituudi aulasse, mille lagi, seinad ja lühtrid kirendasid kullatud detailidest punasel taustal. Komsomoli-nimelises pargis uudistasime rooside ja kalladega kunstlikku järve. Ehitushiiglastega ääristatud Navoiy puiestee kaudu jõudsime madalate, tänava poolt akendeta savimajadega vanalinna, mida eraldas uuslinnast lai Anxori kanal. Korrapäratu tänavavõrguga vanalinnas liikusid traditsioonilises riietuses usbekid ja eesliveokid. Navoiy puiestee vanalinna-poolses otsas taastati parajasti mošeed. Turu kõrval vanalinnas oli keskkooli bioloogia õppekavale kohandatud loodusemuuseum, kust me siirdusime ajaloomuuseumi. Samal päeval käisime veel 40 000 pealtvaatajat mahutaval Pahtakor-staadionil. Üldse oli juba tollases Toshkendis palju idamais-nõukogulikku grandioossust, millega me oma kodumaal polnud harjunud.

7. septembri hommikul sõitsime ülikooli bussiga linnast välja lõssitasandikule, kuhu vesi oli uuristanud 30 meetri sügavused järsuseinalised orud. Kohaliku teejuhi jutu järgi olevat neid paiku käinud uurimas kuulus vene geoloog ja geograaf Vladimir Obrutšev (1863–1956). Lisan, et Obrutšev oli J. G. Granö (1882–1956) sõber. Piirkonna tähtsaima jõe Chirchiqi (vn Чирчик) ümbruses on mitu, mägedes koguni mitukümmend astangut ning seal toimub sageli maalihkeid. Paar aastat enne meie külaskäiku oli neis hukkunud 40 inimest. Tasandikul on astanguid vähem. Toshkent asub neljandal astangul. Linna naasnuina käisime uues botaanikaaias, mille 80 ha suurusest maa-alast moodustas siis poole dendropark. Botaanikaaiast siirdusime tarbekunstimuuseumi, kus meil avanes võimalus tutvuda usbeki keraamika, vaibakudumise, metallivermimise, kuldtikkimise, puunikerduse ja juveelikunstiga. Õhtul asusime taas rongile.

8. septembri varahommikul jõudsime pärast 350 km rongisõitu Rooma-vanusesse linna Samarqandi, kus tollal elas 196 000 inimest. Kuulsate ehitismälestuste asemel võtsid meid vastu tavalised nõukogude ehitusstiilis majad. Kuid veerand tunni pärast olime kuulsal Registani väljakul. Alguses käisime muuseumis, kus esitati röhkesti tarbeesemeid ja rõivaid. Tutvumine linnaga kohaliku giidi juhtimisel algas asula tekkekohast Afrasiabi künkal. Ajaloolisest Shaxi-Zindo mausoleumi ansamblist Afrasiabi kagunõlval oli alles 25 rohkete kaunistustega ehitist. Ornament on kas seitsenurgal põhinev geomeetiline või taimemotiividega. Palju on kasutatud ka epigraafilist ornamentikat. Sajandeid vastu pidanud glasuur on

säilitanud värvide sügavuse, teravuse ja puhtuse. Kasutatud on helesinist, lillakassinist, rohelist ning mõnes mausoleumis ka musta värvitooni. Nägime oma silmaga Bibi Xanumi mošeed, Gur Emiri jt kuulsaid ehitisi. Suure valitseja ja vallutaja Timuri (suri 1405) haua juures tõi giid esile nõukoguliku sümboolika: samal päeval kui avati haud 1941, algas Saksamaa sissetung, samal päeval kui haud taas suleti, lõppes Stalingradi lahing. Käisime ka Timuri pojapoja Ulugbeki tähetorni muuseumis. Tolmust, kuumusest ja rikkalikest muljetest väsinuina leidsime 120 aasta vanuse *hamami* (sauna), kus oli pooltosin võlvialust ruumi, esimesed jahedamad, viimased aga hästi kuumad. Valgust tuli kivisuurusest aknast võlvi tipus. Aastail 1925–1930 oli Samarqand kogu Usbekistani pealinn. Hiljem sai temast samanimelise vilajeti (oblasti) keskus, kus meie külaskäigu ajal oli ülikool, neli muud kõrgkooli ja seitse uurimisinstituuti.

9. septembri varahommikul jõudsime pärast 249 km kestnud rongisõitu Kogoni (vn *Коган*), mis asub 13 km kaugusel Buxorost (*Бухара*). Buxoro oli 10. sajandil tähtsamaid islami kultuurikeskusi, millest 16. sajandil sai emiraadi (emiiriiriigi) pealinn. 1868. a vallutasid Buxoro venelased, kes 1873. a taastasid emiraadi, mis oli Venemaa vasallriigiks kuni 1920. aastani. Kuni 1924. a oli selle kohal Buxoro nõukogude vabariik, mis aga siis lülitati Usbekistani koosseisu. Liinibussiga sõitsime Buxoro keskväljakuni. Sisenesime Arq-nimelises emiirilossis asuvasse koduloomuuseumi. Seal vaatasime ka kuulsat Zindoni (vanglat), kus emiiride ajal raiuti inimestel otsast päid ja löödi need siis teibaisse. Muuseumi teadustöötajast sai meile linnaekskursiooni juht. Tutvusime Ismail Samoni mausoleumi, töötava Qoshi medrese ehk islami kõrgkooli, Balandi mošee ja 48 m kõrguse minaretiga (kõrgeim Kesk-Aasias) ning Qalioni ehitusansambliga. Seejärel läksime turule, mis oli seninähtuist kõige idamaisem. Turult jõudsime vanima, 10. sajandist pärit mošee Magoqi-Attari juurde. Pärastlõunal sõitsime Buxorost viimase emiiri suvelossi Bala-Xausi, kus oli koduloomuuseumi osakond. Õhtul väljuva rongini jäänud aega kasutasime idamaiste suveniiride ostmiseks ja vanalinna labürintidega tutvumiseks.

6. Türkmenistanis

Pärast 233 km pikkust rongisõitu jõudsime 10. septembril Karakumi (türkmeeni *Garagum*, turgi keeltes *kara*, *gara* 'must', *kum*, *gum*'liiv') idaosas asuvasse Repe-teki looduskaitsealale, kus on juba 1912. a rajatud kõrbeuurimisjaam. Jaama peahoone oli tagasihoidlik puitehitis, mis meie külaskäigu lõpus millegi pärast põlema süttis. Jaamas uuriti kohalikku geomorfoloogiat, taimkatet, loomastikku, maastike kujunemiskäiku ning põllumajanduse arendamise võimalusi.

Hommikupoolikul tegime tutvumiskäigu liivaluuteile, kus oli loodetust rohkem elustikku. Nägime oma silmaga selliseid taimeliike nagu *Calligonum*, *Ammodendron connollyi*, *Haloxylon persicum*, *Haloxylon aphyllum* (kasvab luidete vahel), *Cistauche flava* (*Calligonumi* parasiitaim). Seejärel tõusime poolkuukujulisile barhaanideks kutsutud liivaluuteile, mille tuulepealne nõlv on laugem (5–

14°), tuulealune aga järsem (33–36°). Ka seal kasvas taimi. Nägime ka sisalikke ja mitmesuguseid putukaid. Püüdsime kinni liiva-ümarpea sisaliku (*Pharynocephalus interscapularis*). Kuni kella 11ni käisime paljajalu, pärast seda aga mitte, sest liiva temperatuur ulatus juba 70 °C.

Järgnevalt siirdusime saksauulimetsa sallu, kus kasvas 3–4, kohati 5–6 meetri kõrguseid puid, mille kaugus üksteisest oli 6–10 meetrit. Suuremate puude jämedus oli 20 cm. Sealse metsa varjus puhates lükkasime oma kogemuse põhjal ümber kirjanduses toodud väite, et saksauul ei anna varju. Karakumis leiavad endale toitu kaamelid ning rasvsaba- ja karakullilambad. 10–12 meetri sügavuses on ka täiesti magedat vett.

Repeteki ümbruses nägime kodustatud üksküürkaameleid ehk dromedare (*Camelus dromedarius*). Kasahstanist, eriti aga Kõrgõzstanist olid meile tuntud kaksküürkaamelid ehk baktrianid (*Camelus bactrianus*). Minevikus kasahhid ja türkmeenid liikusid oma kaamelikarjadega ühest paigast teise, püstitades jurta sinna, kus oli parem rohumaa. Kaamelid joovad nn kaamelikaevude soolakat vett. Et mitte jääda palavikku või saada kõhulahtisust, võivad inimesed seda tarbida väga väikestes kogustes.

Saatnud öö mööda uurimisjaamas, alustasime 11. septembri hommikul rongisõitu Gyzylsu (*gyzyl* 'punane', *su* 'vesi'; vn *Красноводск*) suunas. Alates 1993. a kannab see linn Türkmenbaşy ('türkmeeni pea') nime. Ületasime tollal ehitamisjärgus Karakumi kanali, mis jäi vaatekaugusse veel tükiks ajaks. Kanal valmis täielikult alles paarikümne aasta pärast (1982). Pärast Tejeni (vn *Теджен*) jõe ületamist tõusis õhusoojus 40 °C. Suvel on Türkmenistanis väga palav. 1944. a oli Repetekis mõõdetud 50 °C. Rongi ilmusid Nõukogude Liidu piirivalvurid, sest veidi enne Artyki jaama kulgeb Iraani piir vaid 100 meetri kaugusel raudteest. Lõunas kõrgus Köpetdagi mäestik, põhjas oli endiselt lage kõrb. Õhtul kella poole kümne paiku sõitsime läbi Türkmenistani pealinnast Aşgabatist (vn *Ашхабад*), kus meie vaguni püüti sisse tungida lahtiolevast aknast. Aşgabatis elas tollal 170 000 inimest. Linn oli alguse saanud 1881. a rajatud Vene kindlusest (*Полторацк*). 1948. a purustavas maavärinas hukkus Aşgabatis 110 000 inimest.

Öö möödus rongis ja 12. septembril olime 42 000 elanikuga Kaspia mere äärses linnas Krasnovodskis ehk türkmeenide Gyzylsus. Alates Repetekist olime läbinud 877 km. Suure kuumuse tõttu oli elusloodus peaaegu surnud. Väikesed puud tee ääres ei pakkunud mingit varju. Kalatehasest tuli hirmsat haisu. Läänes paistis avar meri ja idas alasti kaljumaastik. Lonkisime äärelinna ja ronisime kaljukünkale, kust avanes kena vaade päikeses sillerdavale merele. Künkalt alla vaadates ei tundunudki linn nii koledana. Tulime mäe otsast alla ja läksime neli kilomeetrit linnast põhja pool asuvale mererannale, lootuses seal leida supluskoht. Sellist kohta aga polnud, sest taimkatteta rannik oli porine ning poole meetri sügavusega vee põhjas oli samuti valkjast lubimuda. Vesi oli küll soe, 32 °C.

Kaspia meri oli võimalik ületada lennukil või laeval. Valisime Moskva-nimelise laeva. Peagi tõusis merel seitsmepalline torm. Tekireisijad käisid "kalu

söötmas”. Minu, Arvo Kisperi ja Uudo Pragi päästis sellest kapteniabi, kes kutsus meid oma kajuti. Et alumisel naril pikutas juba üks väikese lapsega naine, läksin ülemisele. Varsti hakkas naine oksendama nari ees olnud kibusse. See sai täis ja hakkas üle ajama ning alt tuli koledat oksehaisu. Mind päästis okseleminekust liikumatus olekus naril lebamine.

7. Aserbaidžaanis, Georgias ja Ritsa järve ääres

Tormi tõttu hilines laev oma paar tundi ja jõudis 13. septembril Kaspia mere läänerrannale alles kell üks päeval. Olime Aserbaidžaanis (Azərbaycan, Azərbaycan) pealinnas Bakis [hääldub: bakō] ehk Bakuus (vn *Бакы*). Linnas eneses elas tollal 643 000 ja linnastus 970 000 inimest. Lisaks ülikoolile oli Bakis veel 10 muud kõrgkooli, Teaduste Akadeemia, viis teatrit ja üheksa muuseumi. Sadamast siirdusime ülikooli peahoonesse ning sealt geograafiateaduskonna üliõpilaste ühiselamusse. Pärast mõnetunnist puhkust asusime dotsent Ş. Kärəmovi (Kərəmov) juhtimisel linnaga tutvuma.

Alustasime geoloogiamuuseumist, kus oli näitus Azərbycani loodusvaradest. Seejärel jalutasime ringi selles künklikul Abşeroni (vn *Апшерон*) poolsaarel asuvas linnas. 9. või 10. sajandil rajatud Bakı vaatamisväärsustena tutvustati meile vanalinna, minaretti ja merest kerkivat Neitsitorni (*Qız qalası*). Vanalinna tänavail oli umbes samasugune idamaine miljöö nagu Kesk-Aasiaski. Käisime rannapuiestikus ja tõusime funikulööri ehk köisraudteega mäeseljale, kust avanes hea vaade nii vanalinnale kui ka uutele linnaosadele. Ehitamisel kasutati enamasti kohalikku lubjakivi.

14. septembri hommikul sõitsime bussiga linnast põhja poole. Tee ääres oli näha mudavulkaanide koonuseid, kust aeg-ajalt purskus välja nafta-, gaasi- ja mudavoolude segu. Jõudsime Bakist 40 km kaugusel asuvasse 52 000 elanikuga Sumgayiti (vn *Сумгаит*) linna, 1946. a rajatud tööstuskeskuse, kus tollal töötas toruvaltsimistehas ning rajati superfosfaadi- ja alumiiniumitööstust. Käinud veel Corati (vn *Джорат*) kolhoosikülas, kus nägime aedadega ümbritsetud kivi-elamuid, naasime Bakisse. Õhtul käisid mõned meist rahvusoperis.

15. septembri pühendasime Abşeroni poolsaare õliväljadega tutvumisele. Pärast nafta väljapumpamist puhastakse see veest ja lisaaineist. Naftast eraldatakse gaas, mis koosneb metaanist (85–90%), etaanist, propaanist ja isobuteenist. Veel on naftas süsihappegaasi, väävelvesinikku ja lämmastikku. Eraldatud vesi sisaldab 2% naftat ning selliseid aineid nagu jood, broom, sooda jt. Puhastatud nafta suunati torujuhtmeid mööda utmistehaseisse või naftahoidlaisse. Osa naftat suunati mujale tanklaevade ja tsisternvagunitega. Endiselt oli kasutusel tsariaegne Bakı–Batumi naftajuhe.

Bakis nägin ühe kaubamaja trepil Pent Nurmekunda ootamas majja sisseoste tegema läinud August Annistit (1899–1972) ja Leenu Siimiskeri (1924), kellega

koos Nurmekund siis reisis. Märgin, et varem (kuni 1936) Anni nime all tuntud Annist oli eeposte uurija ning *Iliase*, *Odüsseia* ja vanavene kroonikate tõlkija. Leenu Siimiskeril (bioloog Jaan Simiskeri (1937–2002) õel) on põhjanevaid uurimusi eesti kirjandusest.

16. septembril olime Georgia (vn *Грузия*, trg *Gürcistan*, trg *Gürcistan*, aseri *Gürcüstan*) pealinnas Thbilisis, kus tundsi ennast üsna koduselt, sest üle pika aja saime tunda vihmast. Teiseks koduselt mõjuvaks teguriks oli georgialaste risti-usumaailm. Tollal 695 000 elanikuga linn tundus pärast idamaiseid maastikke eriti puhtana. Thbilisiga tutvumisel kasutasime Põhja-Osseetia turistide bussi. Samuti ristiuse traditsioonidega osseedid tundusid meile väga venemeelseina; nad kirusid georgialaste isamaalisust, nimetades neid vastikuteks natsionalistideks. Sel pinnal tekkis meil bussis georgialaste kasuks väike ütlemine, mis muidugi võinuks ära jääda, sest kasutasime ju bussis nende külalislahkust. Nagu teada, viisid osseetide ja georgialaste lahkkelid 30 aastat hiljem Lõuna-Osseetia eraldumiseni Georgiast. Tutvusime ka Mntsminda panteoniga, kuhu muude kuulsate georgialaste kõrval on maetud ka Jossif Džugašvili (Stalini) ema.

Järgmiseks peatuskohaks oli 40 000 elanikuga Sotši Musta mere rannikul. See ala oli 19. sajandi keskpaigas liidetud Venemaaga. Piirkonna islamiusulised tšerkessid jt Kaukaasia põlisrahvad kas küüditati või lahkusid ise Väike-Aasiasse. Venelased asustasid selle strateegiliselt tähtsa vööndi uuesti, meelitades sinna ka muude rahvaste esindajaid, sealhulgas eestlasi. Me ei läinud otsima tollal veel elujõulisi eesti külasi, vaid hakkasime tutvuma Sotši kuurortlinnaga. Linnas endas oli üle 50 sanatooriumi, kuid Sotšile allusid ka Hosta, Adleri, Krasnaja Poljana ja Matsesta kuurortasulad. Et niiske lähitroopilise kliimaga Sotši oli sobiv vahe-merelistele taimedele, rajati sinna 1892. a dendropark, mille 24 ha suurusel alal kasvas meie külaskäigu ajal 800 puuliiki, nende hulgas rohkesti tammi, mände, küpresse, loorbereid jm. Taimede hulgas oli ka Euroopa (ainuke) palmiit *Chaemarops humilis*, 11 muud palmiliiki, samuti datlipalm (*Phoenix canariensis*).

18. septembril sõitsime Sotšist turismibussiga Ritsa järve äärde, 125 km kaugusele mägedesse. Järv asub Abhaasia maa-alal. Pikka aega Georgia koosseisu kuulunud Abhaasia on tänapäeval Venemaa kaitse all olev separaatriik. Maantee järveni oli ehitatud 1937. a. Tee kulges Adleri ja Gagra kaudu. Ritsa järv asetseb 950 m kõrgusel merepinnast ning seda ümbritsevad üle 2500 m kõrgused Suur-Kaukasuse ahelikud. Madalamatel mäenõlvadel kasvavad laialehised, kõrgemal aga okasmetsad. Edasi tulevad alpiniidud. Paljaste mäeselgade kõrval paistsid silma ka mõned lumised tipud. Järve kaldal oli puhkeasutusi, pisut eemal aga looduskaitseala (15 000 ha). Pärast naasmist Sotši käisime veel kord Mustas meres suplemas ning jätkasime siis rongiga koduteed.

Teekond Moskva oli väga väsitav, sest pidime sõitma üldvagnis. Kui meist keegi püüdis alguses pingile pikali heita, löödi sellele kohe korviga vastu pead. Lööjajaks olid kaukaasialiku väljanägemisega vanemad naised. 20. augustil olime Moskvas ning järgmise päeva hommikul taas kodulinnas Tartus.

8. Loo lõpetuseks

Augustis ja septembris toimunud reisil saime mõnevõrra tuttavaks kasahhide, kirgiiside, usbekkide, türkmeenide ja aserite asualade, elukeskkonna, kommete ja roogadega. Üritasin usbeki taatidega tšaihanades teed juues ja šašlõkki süües vestelda türgi keeles, mida nad minu suureks kurvastuseks pidasid sarnaseks kuubalastelt kuulnud hispaania keelega, kuigi imestasid, et saavad minust rohkem aru kui kuubalastest. Hilisemal aastail tegelesin iseseisvalt ka usbeki keelega, nii et suutsin selles kord isegi väikese kõne pidada. Pärast kuulsin, et ma olevat rääkinud tugeva türkmeeni aktsendiga. Ilmselt oli siiski tegemist eestipärase rõhuasetusega, milles eesti keelel on küllaltki palju ühist türkmeeni omaga, eriti eesvokaalide osas.

Meie reisi kogupikkus oli 12 690 km, millest 10 758 kulgesime rongiga, 1094 autoga, 400 lennukiga, 298 laevaga ja 140 km jalgsi. Reisikulu ühe üliõpilase kohta oli 108,9 rubla. Võrdluseks võib märkida, et ülikooli lõpetanule maksti tollal palka 69 rubla kuus.

Reisi tulemuseks oli see, et pärast neljandat õppeaastat hakati Kaukaasia asemel käima Kesk-Aasias. Retked sinna kestsid kuni aastani 1987. Osalesin nende juhtimises aastail 1977, 1979, 1983, 1985 ja 1987. Nähtust ja oma kogemust olen kirjutanud ajalehtedes, sealhulgas Vene Karjala pealinnas Petroskois ilmunud *Neuvosto-Karjalas*. Aastail 1965–1966 elasin, õppisin ja töötasin 10 kuud Azärbaycani pealinnas Bakis, kust tegin kaks retke Mägi-Karabahhi ehk Artsahhi. Suvel 1982 olin Kalmõkkias ühekuulisel reisil, millest avaldasin pikema kirjutise *Neuvosto-Karjalas* (Kurs, 1982a) ning paar lühemat lugu kalmõkikeelses ajalehes *Khalmg Ünn* (Kurs, 1982b, Kurs, 1982c). Kõpses mõte asuda uurima nende kaugemate piirkondade etnogeograafiat ning teha sel alal ka oma teine väitekirj. Tollal toimus sellelaadne uurimistöö vaid Nõukogude Liidu suuremais keskuses, eelkõige Moskvast ja Peterburis. Eestis 1919. a käivitatud oma maa ja rahva uurimine oli jätkunud ka Nõukogude ajal. Selle kõrval tehti mõningaid võrdlusi Läti ja Leeduga, kaugemale polnud nagu asja.

Koostasid esialgse uurimiskava ja saatsin Usbekistani ja Kashastani teaduste akadeemiaile, kus see ka heaks kiideti. Võinuks alata uurimistöö, millesse kavatsesin lülitada veel Kõrgõzstani ja Türkmenistani. Uurisin, kas saaksin võtta ülikoolist mõneks aastaks palgata puhkust, kuid tollased seadused seda ei võimaldanud. Siis hakkas lähenema suurte muutuste ajajärk. Katkesid mu sidemed Kesk-Aasia ja idapoolsete turgi rahvastega. Nii jäigi kava realiseerimata.

Aasia teema juurde naasin alles vanas eas, enne ja pärast aastatuhande vahetust. Algatuseks avaldasin türgikeelse kirjutise J. G. Granö tegevusest Altai maastike ja rahvaste uurimisel (Kurs, 1996). Järgnevalt tegin kokkuvõtte turgi maailma kohanimedest ning avaldasin selle (Kurs, 1998) minu käivitatud turkoloogia-üllitiste sarjas. Seejärel avaldasin samas sarjas väikese turistikõnastiku (Kurs, 2000a). Mõni aasta hiljem osalesin keeleteimetajana türgi–eesti vestmiku valmimises (Gayibli, 2004) ning olin ka sellelaadse magistratöö oponentiks (Kurs, 2005). Mu käesoleval sajandi alguses avaldatud raamatu (Kurs, 2006) peatükk

”Aasia avarustes” (lk 254–360) käsitleb turgi rahvaid ja riike Jäämerest kuni Hindu Kushi mäestikuni.

9. Kohanimed

Juba Nõukogude võimu ajal püüdsin kasutada mitte vene keelest tuletatud, vaid Kesk-Aasia ja Kaukaasia rahvaste omi kohanimesid. Tollal toimus see transliteerimise teel slaavi tähestikust, mida tarvitati nii Kesk-Aasias kui ka Aserbaidžaanis. Uue iseseisvusaja alguses (1990. aastail) läksid Aserbaidžaan, Türkmenistan ja Usbekistan üle ladina tähestikule, milles hakati edasi andma kõiki kohanimesid. Nii olen minagi toiminud, kuigi näiteks nimed Qo‘qon ja Buxoro Kokandi ja Buhhara asemel võivad lugejas tekitada võõristust. Ka Kõrgõzstanis ja Kasahstanis minnakse üle ladina tähestikule, kuid et protsess veel kestab, olen sealsed kohanimed transliteerinud. Mis puutub riiginime *Georgia* kasutamisse, siis pean kinni Eesti eelmise iseseisvusaja traditsioonist, kuigi pikal Nõukogude ajajärgul juurutati nimena *Gruusia*. Georgialased ise nõudsid Euroopa nn sotsialismimaadelt *Georgia* kasutamist juba 1960. aastail. Et meil ikka veel kasutatakse riiginimena *Gruusia*, on Arn. Tšikobava keeleteaduse instituudist Thbilisist tulnud 18. juunil 2009 sellekohane soov ka Eesti keelekorraldajaile (*Our wish and request is that the friendly Estonian nation used the same root Georg used in European languages to indicate Georgia and the Georgian nation formed in accordance with the Estonian grammar and phonetics instead of the terms established by means of Russian influence*).

Tänuavaldus

Kirjutis liitub Eesti Teadusfondi uurimisteamiga nr 6605. Kahe skeemkaardi vormistamise eest olen tänulik PhD Raivo Aunapile ning nelja pildi skaneerimise eest dots Arno Kanalile.

Kasutatud kirjandus

- Gayıblı, H. 2004. Eesti–türgi, türgi–eesti vestmik. Tartu Ülikooli Türgi Keele Kabineti Üllitised 1. 110 + 111 lk.
- Kaalep, A. 1962. Samarkandi vihik. Tallinn: Loomingu Raamatukogu, 63 lk.
- Kurs, O. 1982a. Kalmukian aavikkoaroilla. Neuvosto-Karjala 114, 24. IX.
- Kurs, O. 1982b. Kulturin akh-dü zalhdan. Khalmg ünn, 4.XI.
- Kurs, O. 1982c. Tartusk universitet boln Khalmg. Khalmg ünn, 7.XI.
- Kurs, O. 1983. Altais. Edasi 246, 27.X.
- Kurs, O. 1996. Johannes Gabriel Granö ve Altay Dağları. Türk Dünyası Tarih Dergisi 120, lk 27–30.
- Kurs, O. 1998. Türgi maailma kohanimed. Tartu Ülikooli Türgi Keele Kabineti Üllitised 2. 67 lk.

- Kurs, O. 2000a. Eesti–türgi, türgi–eesti turisticõnastik. Tartu Ülikooli Türgi Keele Kabineti Üllitised 3. 257 lk.
- Kurs, O. 2000b. Turkoloogia võlu ja valu. *Keel ja Kirjandus* 9: 685–687.
- Kurs, O. 2001. von Ledebourin, von Middendorffin ja Granön jäljillä. Tarttolaisten maantieteilijöiden Keski-Aasian-retki 1962. *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Turkuensis* 164, lk 89–106.
- Kurs, O. 2005. Eesti ja türgi keele võrdlevast uurimisest. *Keel ja Kirjandus* 11: 946–949.
- Kurs, O. 2006. Rajamaade rahvaid – Eesti mõttelugu 68. Tartu: Ilmamaa. 495 lk.
- Kurs, O. 2007. Ants Raik: 75 aastat toimeka geograafi sünnist. *Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat* 36: 188–202.
- Meri, L. 1959. Kobraide ja karakurtide jälgedes. Tallinn: Eesti Riiklik Kirjastus. 58 lk.
- Мурзаев Э. 1957. Средняя Азия. Физико-географический очерк. Москва: Географгиз. 268 с.
- Мурзаевы Э. и В. 1959. Словарь местных географических терминов. Москва: Географгиз. 301 с.

Tartu geography students' first practical journey into Central Asia, 1962

Ott Kurs

Department of Geography, University of Tartu

Summary

During the Soviet period (1944–1991), a system of excursions and journeys under the supervision of experienced persons was created at the Department of Geography of the University of Tartu. A two-day course in hilly southern Estonia was organised at the beginning of the first academic year. That was followed by training excursions (*õppeekskursioonid* in Estonian) to the Island of Saaremaa (Oesel) and the north-eastern Estonian oil-shale mining region. Long journeys into old Soviet areas that were referred to as students' practical geography excursions (*menetlusekspeditsioonid*) were also organised. During these journeys the students became acquainted with different natural zones between the Arctic Ocean and the southern boundary of the Soviet Union. Thus after the 3rd academic year a two-week journey to the Kola Peninsula was organized (since 1954) and Soviet Karelia (since 1961), and after the 4th year a three-week trip to the southern Caucasus (at that time referred to as *Transcaucasia*, since 1952). In 1961–62, some 4th-year students wanted to proceed to Soviet Central Asia, which is famous for its high mountains, vast deserts and ancient oriental towns and buildings. The initiators of the Central Asian journey were students Madis Aruja (1936–1995) and Enn Loik (1938–2003) as well as orienteering runners who were well-known at that time in Estonia, and Ott Kurs (1939), who is interested in the Turkic peoples of Central Asia. He also had learned some Turkish from polyglot Pent Nurmekund (1906–1996) in 1959–61. Thus the first geographical journey of students from Tartu to Central Asia – Kazakhstan, Kyrgyzstan, Uzbekistan, Turkmenistan and Azerbaijan – was organised in August and September of 1962. The journey was supervised by associate professor Lev Vassiljev (1920). As a result of this long journey many practical geographical excursions to Soviet Central Asia were organized during the following 25 years.

Tehisõppesüsteemi Pidevstudium/CONSTUD kasutused

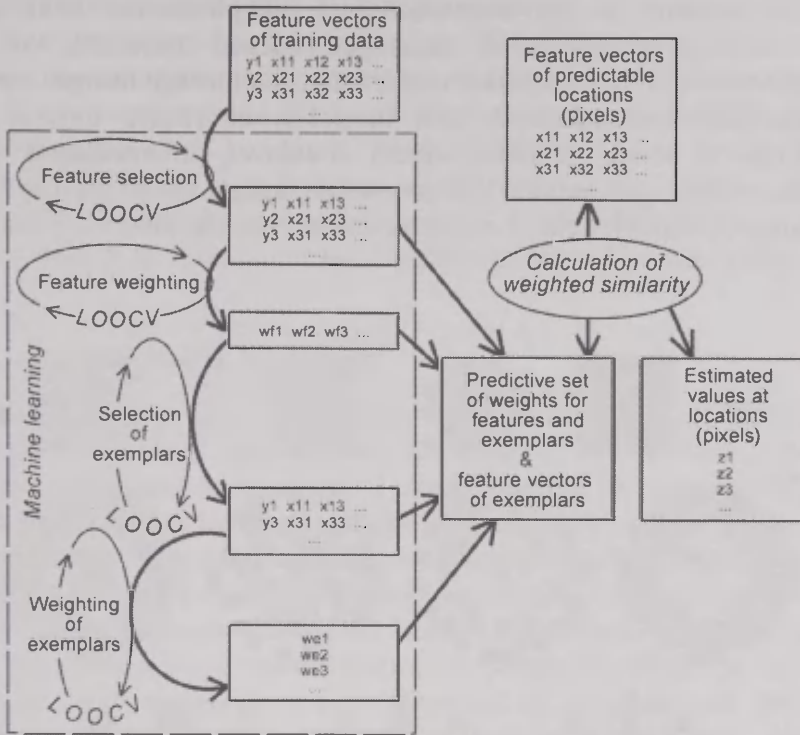
Madli Linder, Kalle Remm, Eerik Absalon
Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Ruumimustrindeksite arvutamiseks pildi- ja kaardiantmetest loodi Tartu Ülikooli geoinformaatika õppetoolis tarkvara Lokaalstatistikud, hilisema nimega LSTATS (Remm, 2005; LSTATS) ja tehisõppe tarkvara MLNN (Remm, 2004). Aastatel 2006 ja 2007 MLNN ja LSTATS ühendati, et prognoosiülesandele sobiva lahendi otsimine õpetusandmetest oleks kestev protsess. Loodud süsteemi nimeks sai Pidevstudium, ingliskeelses versioonis CONSTUD (*CONtinuous STUDying*). Alates 2009. aastast on CONSTUD kakskeelne ja eraldiolevat eestikeelset Pidevstudiumi enam edasi ei arendata. CONSTUD on näidistega sarnasuse järgi hindamise süsteem, mis koosneb kolmest komponendist: 1) tarkvara CONSTUD, 2) andmebaas(id), 3) andmekihid (ruumiliste andmete puhul). CONSTUD on vabavara, selle üksikasjalikum kirjeldus, näidisandmebaasid ning viit programmi installeerimiseks on aadressil <http://www.geo.ut.ee/CONSTUD>. Süsteemi osaline kirjeldus on publikatsioonis Remm, Remm (2008).

Näidistele tugineva järeldamise (*case-based reasoning, similarity-based reasoning*) puhul antakse hinnang (pideva muutuja väärtus, nominaalse tunnuse klass) sarnaste olemasolevate vaatluste (näidiste) järgi. Näidistele tuginevale järeldamisele eelneb CONSTUD-is parima argumenttunnuste ja õpetusvaatluste komplekti iteratiivne otsimine ning tunnuste ja näidiste kaalude optimeerimine (*tehisõpe*) (joonis 1). Iteratsioonid koosnevad 5 faasist: 1) tunnuste otsimine, 2) tunnuste kaalumine, 3) näidiste otsimine, 4) näidiste kaalumine, 5) tunnuste ja näidiste *aktuaalsuse* muutmine – prognoosi arvutamisel abiks olnud tunnuste aktuaalsust suurendatakse järk-järgult, liigseks osutunud tunnuste ja näidiste aktuaalsusi vähendatakse, mis muudab nende edasist võimalust sattuda kasutatavate tunnuste/näidiste hulka veelgi väiksemaks.

Süsteemi ja tarkvara nimi tuleneb sellest, et parima lahendi otsimine on pidev ning korduv (kasutaja saab korduste arvu piirata). Samuti saab tunnuseid ja vaatlusi kasutusest välja lülitada ja andmebaasi juurde lisada tehisõpet katkestamata. Seni parimat tunnuste ja vaatluste kaalumise komplekti (seni parimat õppetulemust) saab ükskõik mis ajal kasutada hinnangute, prognoosi- ja sarnasuskaartide arvutamiseks.



Joonis 1. Tehisõpe tarkvaras MLNN ja Pidevstuumium/CONSTUD (Tamm, Remm, 2009). LOOCV – jäta-üks-välja ristkontroll.

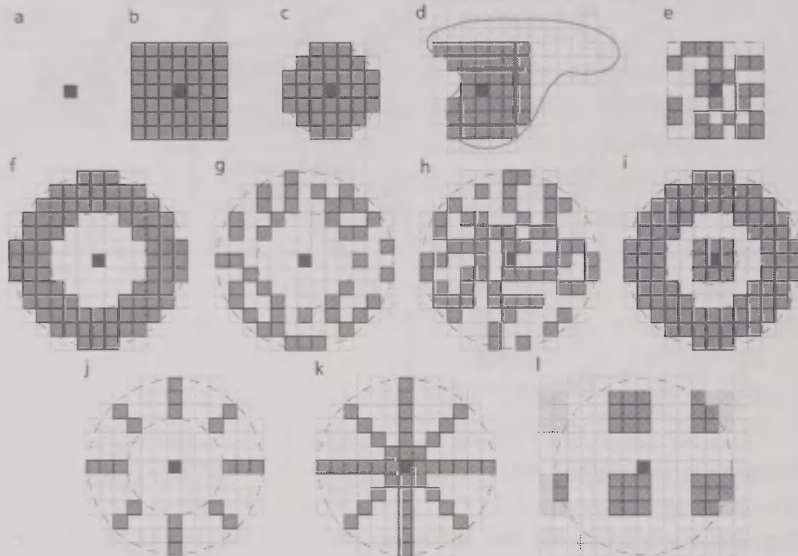
Figure 1. Machine learning in MLNN software and in CONSTUD (Tamm, Remm, 2009). LOOCV – leave-one-out cross-validation.

2. Senised uuringud Pidevstuumium/CONSTUD kasutusel

2.1. Kernelid ja indikaatornaabrus

Üheks CONSTUD-i eeliseks on lai valik lokaalse kerneli ja pikslite valimi moodustamise võimalusi: valida saab erineva suuruse ja kujuga kernelite vahel, arvutused võivad hõlmata kõiki piksleid kernelis või valimit neist, pikslite kasutus võib olla piiratud eraldisega. CONSTUD võimaldab kasutada eelklassifikaatoreid nii tunnuste arvutamisel kui hinnangute andmisel, s.t arvutada lokaalseid indekseid etteantud kategooriate piires ja kasutada hinnangu arvutuses vaid sama eelklassi näidiseid. Uurimuses Linder *et al.* (2008) katsetati erinevaid kerneleid (joonis 2), mida CONSTUD võimaldab kasutada, sh uudsena kahe kerneli, s.o rõngakujulise ja ümara kombinatsiooni (joonis 2, i) eesmärgiga välja selgitada, kas valitud nähtuste äratundmisel annavad teatud kaugusvahemikest arvutatud tunnused rohkem informatsiooni kui teistelt kaugustelt (nn indikaatornaabruse kontseptsioon, *indicative neighborhood*, Remm, Luud, 2003). Kasutati kauguseire andmekihte ning hinnati kolme erinevat tunnust: metsatüüpe multinominaalse tunnusena, puistu

katvust arvtunnusena ja soo-neiuvaiba esinemist/puudumist kaheväärtuselise tunnuseana. Uurimusest selgus, et hinnangud tulevad tõesemad, kui kasutada vaatluskohas arvutatud tunnuseid kombinatsioonis tunnustega mingist optimaalsest kaugusvahemikust ümbruskonnas. See tähendab, et vahetu ümbrus sarnaneb vaatluskohaga ja annab seetõttu vähem lisateavet, ümbruskonna omadused indikaatorkauguselt aga lisavad kohatunnustele kõige enam teavet. Seda optimaalset kaugusvahemikku ehk indikaatornaabrust on võimalik eksperimentaalselt leida.



Joonis 2. Kerneli variante ja kombinatsioone tarkvaras Pidevstuumium/CONSTUD: a – kerneli keskpiksel, b – ruudukujuline kernel, c – ümar kernel, d – ruudukujuline eraldise servaga piiratud kernel, e – 50% juhuvalimiga ruudukujuline kernel, f – rõngaskernel, g – rõngaskernel juhuvalimiga, h – ümar kernel juhuvalimiga, i – rõngaskerneli ja ümara kerneli kombinatsioon, j – kiirtekujuline valim rõngaskernelist, k – kiirtekujuline valim ümarast kernelist, l – blokkvalim ümarast kernelist (Linder *et al.*, 2008, muudetud).

Figure 2. Kernel options and combinations in CONSTUD: a – one focal pixel, b – rectangular kernel, c – round kernel, d – rectangular kernel masked by a polygon, e – random sample from a rectangular kernel, f – annulus kernel, g – random sample from an annulus kernel, h – random sample from a round kernel, i – combination of a circular internal kernel and an annulus kernel, j – random sample from a star-shaped sample, k – star-shaped sample from a circular kernel, l – block sample from a circular kernel (Linder *et al.*, 2008, modified)

Parimate kombinatsioonide seas oli kõige sagedamini ümar kernel raadiusega 10 kuni 25 m ja rõngaskernel kaugusvahemikus 25 ja 200 m vahel. Indikaatornaabrus avaldus uuritud tunnuste puhul järgmistel kaugustel: ortofoto punase tooni abil hinnatud puistu katvuse puhul 60 m; ortofoto heleduse standardhälbe abil hinnatud metsatüüpide puhul 60 m, Landsat ETM+ satelliidipildi punase kanali abil hinnatud metsatüüpide puhul 175 m ja heleduse standardhälbe abil hinnatud metsatüüpide puhul 75 m; soo-neiuvaiba esinemishinnang ortofoto punase tooni järgi 30 ja 60–80 m juures ning Landsat ETM+ satelliidipildi punase kanali järgi hinnatuna 75 m juures.

2.2. Meetodite efektiivsuse võrdlus

CONSTUD esindab äärmiselt empiirilist, näidistele tuginevat järeldamisviisi, mille puhul üldistuste asemel kirjeldatakse hinnatavaid nähtusi töötlemata vaatluste põhjal, mis on valitud õpetusandmete seast. Sarnasusele tuginev lähenemine on alternatiiviks statistilistele mudelitele ehk reeglitele põhinevatele meetoditele (*rule-based reasoning*). Erinevalt statistilistest mudelitest puuduvad näidistele tugineval järeldamisel piirangud tunnustevahelistele seostele ning andmete jaotusele, reegleid ega mudelit/abstraktsiooni/üldistust ei looda. Tavapäraste mudelite parameetrite parimad väärtused leitakse mudeli andmetele sobitamise käigus ja hiljem neid ei muudeta, näidistele tuginevat prognoosisüsteemi on aga muutunud lähtetingimuste korral lihtne kohandada näidiste väljavahetamise teel. Kui argument- ja funktsioontunnuse vahelised seosed on väga keerukad, võib sarnasusele tuginev järeldamine võrreldes tavaliste statistiliste mudelitega tõesemaid tulemusi anda (Aha, 1998). Siiski, vaatamata sellele, et näidistega samastamine on väga paindlik ja universaalne klassifitseerimis- ja prognoosimeetod, sisaldab see suhteliselt palju subjektiivsust. Tehisõppe juhtimine CONSTUD keskkonnas on kunst, mida tehakse subjektiivse tunde ja kogemuste järgi. Kasutaja otsustab, milliseid andmeid kasutada, millised tunnused õpetusandmetest moodustada, milliseid õppe parameetreid kasutada; kasutaja võib õppeprotsessi suvalisel ajal sekkuda ja muuta aktuaalsusi, kaale, tunnuseid ja vaatlusi õppest välja lülitada või lisada.

CONSTUD-i on selle eeliste väljaselgitamiseks võrreldud teiste meetoditega. CONSTUDiga antud enterobiaasi riskihinnangute puhul saadi parem vastavus kui kasutades *Statistica 7.1* logit-regressiooni ja klassifikatsioonipuid (Remm, Remm, 2008). CONSTUDi eeliseks on see, et tühjad andmeväljad ei ole sarnasuse arvutamisel takistuseks – sarnasus vaatluste vahel arvutatakse, kasutades vaid neid tunnuseid, mis on mõlemal juhul mõõdetud. Näiteks regressioonimudeli ja klassifikatsioonipuude moodustamisel tuleb tühikud eelnevalt täita, muidu jäävad tühikuid sisaldavad vaatlusvektorid kasutamata. Teiseks on CONSTUD-is suhteliselt lihte kasutada korraga paljusid argumenttunnuseid – prognoosis kasutatavate tunnuste sobiva komplekti valik on automatiseeritud.

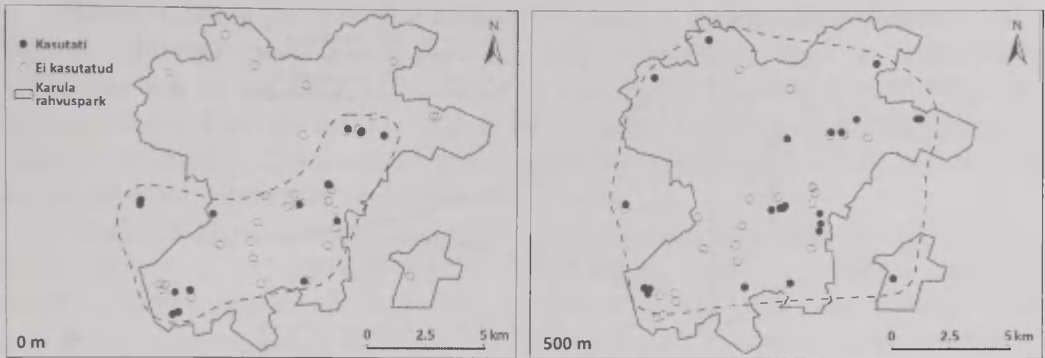
CONSTUD-i on võrreldud andmekaevandamisemeetoditega. *Statistica 8 Data Miner* paketist valiti enterobiaasi hinnangute tõhususe võrdlemiseks CONSTUD-

iga need meetodid, mis sobiks binominaalse muutuja hindamiseks, suudaksid kasutada suurt hulka nominaalseid ja numbrilisi argumenttunnuseid ning poleks tundlikud argumenttunnuste puuduvate väärtuste suhtes: *k*-lähima naabri meetod, puu kasvatamise meetod (*boosted classification trees*, BCT), juhumets (*random forest*, RF), tugivektormasinad (*support vector machines*), naiivne Bayesi klassifikaator (*Naïve Bayes classifier*), klassifikatsioonipuud (*advanced classification trees*), automaatne tehiseärvivõrkude otsimine (*automated neural network search*). Individuaalse riski hindamisel osutus kokkuvõttes ning tõeste negatiivsete juhtude äratundmisel parimaks CONSTUD; BCT ja RF-i abil õnnestus kõige paremini tuvastada tõeseid positiivseid juhtumeid (Remm, Remm, 2009b).

2.3. Ruumiline autokorrelatsioon ja kauguskorrektuur

Prognoosimisel on olulised nii õpetusandmete hulk kui ka esinduslikkus keskkonnafaktorite ja uuritava ala kogu mitmekesisuse suhtes (ruumiline ja temaatiline esinduslikkus). Ruumilise autokorrelatsiooni tõttu on lähestikku paiknevad vaatlused enamasti sarnased. Sarnasusel põhinevate hinnangute andmisel tuleb seetõttu ruumiliste andmete puhul kindlasti autokorrelatsiooni mingil viisil arvesse võtta, sest kui süsteem end sarnaseimate ehk lähestikku asuvate vaatluste põhjal tehiseõppe käigus n.ö üle treenib, ei pruugi kaugemate vaatluste prognoosimisel hinnangud eriti usaldusväärsed olla. CONSTUD-is on selleks, et vähendada autokorrelatsiooni mõju õpetustäpsusele, võimalik tehiseõppe kasutada kauguskorrektuuri. Selleks on tarkvarasse lisatud parameeter *nullkaugus*. Nullkauguse (meetrites) valib kasutaja enne tehiseõpet ning vastavalt sellele toimub näidialade valik ning vaatlustevaheliste sarnasuste korrigeerimine. Kui kahe õpetusvaatluse vahemaa on väiksem kui nullkaugus, muudetakse nende vaatluste sarnasus 0-ks, mis tähendab, et nad ei saa üksteise prognoosimisel näidisteks olla, isegi kui kasutatavate tunnuste järgi on nende sarnasuseks arvatud 90%. Kui vaatluste vahemaa võrdub kahekordse nullkaugusega, vähendatakse nende sarnasust 50% võrra jne (Jakobson, 2009; Remm, Linder, 2008). Selle tulemusena eelistab CONSTUD nullkauguse parameetri kasutamisel sellist näidiste komplekti, milles näidised paiknevad üksteisest eemal (Jakobson, 2009; joonis 3), st välja valitakse temaatiliselt ja ruumiliselt esinduslike (uurimisalal hajusalt paiknevate) näidiste komplekt, jättes välja üksteist kordavad sarnased lähestikku paiknevad vaatlused ehk müra.

Enterobiaasi riski hindamisel CONSTUD-i abil Eesti lasteaedades leiti, et enterobiaasi nakatumuse ruumiline autokorrelatsioon on üldiselt madal ning on statistiliselt oluline vaid kuni 20 km kauguseni (Morani $I = 0.2217$, $p < 0.01$). See iseloomustab mõningast nakatumuse sarnasust lasteaedades sama asula ning uurimuses kasutatud detailsete üksuste piires, kuid mitte suurematel vahemaadel (Remm, Remm, 2009c).



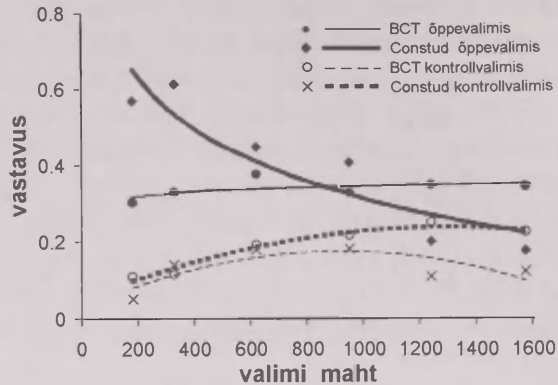
Joonis 3. Karula rahvuspargi ja selle ümbruse okasmetsade vaatluste hulgast tehisõppel näidisteks valitud alade (mustad ringid) ning näidistena mittekasutatud alade (seest tühjad ringid) paiknemine, kui nullkauguse parameetrit ei rakendatud (nullkaugus 0 m, vasakul) ning kui seda rakendati (nullkaugus 500 m, paremal). Nullkauguse kasutamisel paiknevad näidised hajusamalt, esindades suuremat ala (võrdle punktiirjoonega piiritletud alasid).

Figure 3. The sets of exemplars (black dots) chosen from the sample of observations of coniferous forests in Karula National Park and its neighborhood during the machine learning process when the distance correction value (DCV) was not used (DCV = 0, on the left) and when it was used (DCV = 500 m, on the right). When DCV is used, the exemplars are more dispersed, representing a larger area (cf area within dashed line).

2.4. Õpetusandmete hulk ja esinduslikkus

Erinevalt BCT mudelitest sõltub õppetäpsus CONSTUD-is valimi suurusel. Väikese õppevalimi puhul saadakse kõrge hinnangute LOOCV-vastavus, mis aga ei kehti väljaspool õppevalimit – tüüpiline üleõppimine. Õppevalimi suurendamisel lähenevad õppevalimis ja kontrollvalimis saadud hinnangutäpsused (Remm, Remm, 2009c). Üleõppimise oht oli kaheväärtuselise tunnuse puhul ilmne, kui vaatlusi on alla 500 (joonis 4). Suuremast õppevalimist tuletatud mudel kehtib suurema tõenäosusega ka väljaspool õpitud valimit. Keerukamatel juhtudel, nagu mitmeklassilise tunnuse puhul või eelklassifikaatorite kasutamisel võib esinduslikkust tagav valim veelgi suurem olla.

Samas on hea lahendi leidmine väga suurest valimist aeganõudev. Suurema valimi puhul on ka suurem oht takerduda sobivuspinna lokaalsetele kõrgendikele ja mitte leida parimat lahendit (kõrgeimat tippu). Samuti ei pruugi autokorreleerunud muutujate korral lähestikku paiknevate vaatluste hulga suurendamine lisainformatsiooni anda, vaid võib tekitada asjatut ajakulu.



Joonis 4. Enterobiaasi hinnangute õppevastavus ja kontrollvastavus sõltuvalt juhuvalimi suuruselt (Remm, Remm, 2009c, muudetud).

Figure 4. Training and test correspondence with enterobiasis predictions, depending on the size of the random training sample (Remm, Remm, 2009c, modified).

2.5. Hinnanguline kaardistamine

Hinnanguline kaardistamine on vajalik loodus- ja keskkonnakaitseliste planeeringute ning inventuuride tegemisel suurte vahemaade ja suurepindalaste uuritavate alade puhul aja- ja ressursikulu vähendamiseks ning kui lausaline välikaardistus on ebareaalne. Lisaks on kaugseire- ja kaardipõhine automatiseeritud kaardistamine kohati ehk objektiivsem kui välikaardistus, eriti looduses esinevate üleminekute klassifitseerimisel, kus erinevatel kaardistajatel on reaalsusest oma subjektiivne tõlgendus.

CONSTUD-iga on hinnatud orhideeliikide levikut kaheväärtuselise tunnusega. Hinnangulised käpaliste levikukaardid näitavad ala, mis kaugseire- ja kartograafiliste andmete järgi sarnaneb rohkem liigi esinemiskohtadega kui kohtadega, mida vaadeldi, kuid liiki ei leitud. Kokku on hinnatud 12 käpaliseliigi (balti sõrmkäpp, vööthuul-sõrmkäpp, Russowi sõrmkäpp, kahkjaspunane sõrmkäpp, laialehine neuuvaip, soo-neuuvaip, roomav öövilge, harilik käoraamat, kärbesõis, suur käopõll, soovalk, pruunikas pesajuur) levikut. Kaartide genereerimisel kasutati samast piirkonnast Otepää looduspargis ja selle lähistel aastatel 2004–2008 kogutud vaatlusandmeid. Paremini õnnestus kaardistada kahkjaspunase sõrmkäpa, Russowi sõrmkäpa, hariliku käoraamatu ja roomava öövilke esinemist. Kõige indikatiivsemateks tunnusteks olid mullakaardi tunnused ning teiste käpaliseliikide olemasolu läheduses, kusjuures haruldasemad liigid olid teiste liikide esinemisele paremaks indikaatoriks. Uute leiukohtade leidmisel ja puudumiskohtade esinduslikkuse parandamisel oli abiks edasiste välitööde keskendamine kohtadesse, kuhu liiki oli prognoositud, kuid selle esinemist polnud veel välitöödel registreeritud (Natuurkaart; Remm *et al.*, 2009; Remm, Remm, 2009a).

CONSTUD-iga genereeritud kümne orhideeliigi esinemise/puudumise leviku kaartidel hinnati prognoositäpsust nii õpetusvastavuse järgi ja sõltumatute valimitega kui ka nn *kasulikkuse suhte* (*usefulness ratio*) abil. Kasulikkuse suhe defineeriti kui kontroll-leidude tihedused 1) prognoositud esinemisalal/prognoositud puudumisalal, 2) vaatlusteekonna osakaalu suhtes prognoositud esinemisalal ja puudumisalal (Remm *et al.*, 2009).

Taimkatte ülepinnaline hinnanguline kaardistus on läbi viidud Otepää looduspargis (Remm *et al.*, 2007; joonis 5) ja katsetatud Karula rahvuspargis (Linder, Absalon, 2008) ning nende ümbruses. Otepää looduspargi ja selle ümbruse taimkattekaardi genereerimisel kasutati 108 üksust. Kaardistuse jaoks koguti peamiselt 2004.–2006. a välitöödel 1277 vaatluskoha detailne taimkatteüksuse kirjeldus, lisaks märgiti tuhandetes kohtades üles lihtsalt kaardistatav üksus ning eraldise piirid; 2006. a talvel ja 2007. a kevadel tehti esialgseile kaartidele (samuti peamiselt välitööde põhjal) parandusi. Kokku kasutati Otepää taimkattekaardi õpetusandmetena 6925 vaatlust, millest tehisõpe valis näidisteks 3873 vaatlust. Kaardi Otepää looduspargi piires olevas osast katsid detailsete kirjeldustega alad 202 ha, kiirkirjeldustega alad 1386 ha ja parandatud alad 3607 ha. Ülejäänud 17 351 ha ehk 80% taimkatteüksus määrati Pidevstuumiumi abil.

Karula rahvuspargist ja selle ümbrusest koguti 2007. a 243 taimkattevaatluse kirjeldus ning katsetati ristprognooside võimalikkust (ühe piirkonna andmete abil mingi teise piirkonna taimkatte prognoosimine) Otepää looduspargi piirkonna andmetega (sealt kasutati 206 vaatlust). Selgus, et kõige paremini õnnestub hinnata selle piirkonna taimkatet, kust õpetusandmed pärinevad; veidi halvemini suudetakse hinnanguid anda nende andmete järgi, mis on kogutud nii ühelt kui teiselt alalt ning kõige halvema täpsusega suudetakse kaardistada mingi ala taimkatet kaugemalt pärinevate õpetusandmete järgi (Absalon, 2008; Linder, Absalon, 2008).

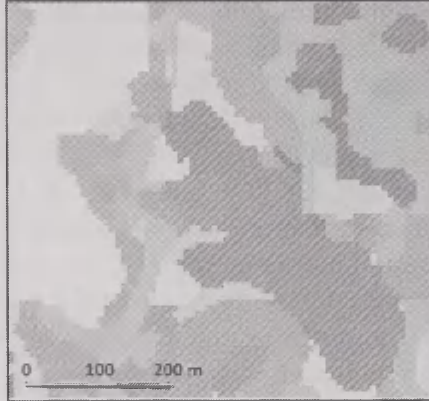
Oviir *et al.* (2008) katsetasid põhikaardi metsaliikide (okas-, sega- ja lehtmetsa) eristamist Pidevstuumiumi abil, kasutades Otepää looduspargi taimkattekaardistuse vaatlusi ning kontrollandmetena 225 uut välivaatlust. Metsaliike hinnati satelliidipiltide, ortofotode ning mullakaardi järgi. Selgus, et metsaliikide eristamine näidistele tugineva meetodiga annab enamikel juhtudel õige tulemuse, kuid ei küüni siiski välikaardistusel saadava tulemuseni. Kõige paremini õnnestus ära tunda lehtmetsa. Hinnatud metsaliigid andsid õpetusalal põhikaardiga paremaid vastavusi kui kontrollalal, mille vaatlused olid kogutud kaugemalt. Tulemuste halvenemine teistest maastikutüüpidest pärit ja kaugemate õpetusandmete kasutamisel on kooskõlas Karula ja Otepää looduspargi ristprognooside uurimuses leituga (Absalon, 2008; Linder, Absalon, 2008).

Otepää looduspark



LEPPEMÄRGID

- Salu-okassegamets
- Salu-lehtsegamets
- Pajustik
- Siirdesoo-okasmets
- Kõdusoolehtmets
- Madalsookaasik
- Madalsoo-okassegamets
- Õõtsik
- Allikasoo
- Aruniit
- Soostunud niit
- Heinapõld



Joonis 5. Väljavõte Otepää looduspargi hinnangulisest taimkattekaardist ja sama ala ortofotol (ortofoto Maaametist, litsentsileping OF-A2 01351).

Figure 5. Excerpt from the predictive vegetation map of Otepää Nature Park and the same area on the orthophoto.

2.6. Sarnasuskaardid

CONSTUD genereerib koos hinnangukaartidega ka kahte tüüpi sarnasuskaarte. *Otsusekindluse kaart* näitab ala, kus hinnangu arvutamiseks valitud kõige sarnasemad näidised esindavad mitut kategooriat – kaheväärtuselise tunnuse puhul nii puudumise kui ka esinemise kohti. Otsusekindluse kaart juhib tähelepanu aladele, mis pole õpetusandmetes piisavalt esindatud või mis on mingis muus mõttes problemaatilised.

Etteantud klassiga sarnasuse kaart näitab sarnasust olemasoleval kaardil oleva pindüksuse ja andmebaasis olevate selle pindüksuse näidiste vahel. Antuga sarnasuse kaart toob esile alad, kus kaardistatud üksus on olemasolevate andmetega vastuolus. Tõenäoliselt on kas koht muutunud või on kaardistus ekslik.

Eelpool mainitud 12 käpaliseliigi kaardistuse projekti tulemustes jäi kahe liigi esinemise/puudumise hinnangute puhul CONSTUD otsus ebakindlaks rohkem kui kolmandikul pinnast. Enamikul 12 liigist on prognoositud esinemiskohad probleemsemad, need sarnanevad sageli samal ajal ka puudumiskohtadega. CONSTUD otsused olid õigustatult ebakindlad kohtades, kus kasutatud andme-

kihid olid omavahel vastuolus, tüüpiliselt kohtades, kus põhikaardi järgi on madal-soo, aga mullakaardi järgi ei ole soomuld (Parts, 2009).

Kirjandus

- Aha, D. W. 1998. The omnipresence of case-based reasoning in science and application. *Knowledge-Based Systems* 11: 261–273.
- Absalon, E. 2008. Ristproгноoside kasutatavus Otepää ja Karula taimkattetuvasuses. Bakalaureusetöö kartograafias ja geoinformaatikas (käsikiri Tartu Ülikooli geograafia osakonnas). Tartu, 38 lk.
- CONSTUD. <http://www.geo.ut.ee/CONSTUD/>.
- Jakobson, L. 2009. Kauguskorrektuuri kasutamisest Karula piirkonna taimkattetüüpide prognoosil. Bakalaureusetöö keskkonnatehnoloogias (käsikiri Tartu Ülikooli geograafia osakonnas). Tartu, 32 lk.
- Linder, M., Absalon, E. 2008. Näidistele tuginevad taimkatte ristproгноosid Karulas ja Otepääl. Maran, T., Pihu, S., Vanatoa, A. (toim). Planeet Maa: globaalsed ja lokaalsed probleemid. XXXI Eesti Looduseuurijate Päev 28.–29. juunil 2008, Lüllemäe-Ähijärve, lk 42–65. Tartu, Eesti Looduseuurijate Selts.
- Linder, M., Remm, K., Proosa, H. 2008. The application of the concept of indicative neighbourhood on Landsat ETM+ images and orthophotos, using circular and annulus kernels. In: Ruas, A., Gold, C. (eds). Proceedings of the 13th International Symposium on Spatial Data Handling, Montpellier, France, 23rd–25th June, pp 147–162. Springer.
- LSTATS. <http://www.geo.ut.ee/LSTATS/>.
- Natuurkaart. <http://www.geo.ut.ee/Natuurkaart/index.php?i=3>.
- Oviir, M., Remm, K., Linder, M. 2008. Eesti põhikaardi okas-, sega- ja lehtmetsa eristatavus kaugseireandmete ja mullakaardi järgi, kasutades näidistele tuginevat järeldamist ja tehisõpet. Väljataga, K., Kaukver, K. (toim). Kaugseire Eestis. Lk 69–77. Tallinn: Tartu Observatoorium, Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus.
- Parts, V. 2009. Ebakindlus 12 kápaliseliigi hinnangulistel levikukaartidel. Magistritöö kartograafias ja geoinformaatikas (käsikiri Tartu Ülikooli geograafia osakonnas). Tartu.
- Remm, K. 2004. Case-based predictions for species and habitat mapping. *Ecological Modelling* 177(3–4): 259–281.
- Remm, K., 2005. Correlations between forest stand diversity and landscape pattern in Otepää NP, Estonia. *Journal for Nature Conservation* 13(2–3): 137–145.
- Remm, K., Linder, M., Remm, L. 2009. Relative density of finds for assessing similarity-based maps of orchid occurrence. *Ecological Modelling* 220(3): 294–309.
- Remm, K., Luud, A. 2003. Regression and point pattern models of moose distribution in relation to habitat distribution and human influence in Ida-Viru county, Estonia. *Journal for Nature Conservation* 11: 197–211.
- Remm, K., Palo, A., Linder, M. 2007. Otepää looduspargi taimkatte kaardistamise aruanne (käsikiri Tartu Ülikooli geograafia osakonnas ja Keskkonnaameti Põlva-Valga-Võru regiooni Otepää kontorisis). Tartu, 43 lk.
- Remm, K., Remm, L. 2009a. Similarity-based large-scale distribution mapping of orchids. *Biodiversity and Conservation* 18(6): 1629–1647.

- Remm, M. 2009. Geographic aspects of enterobiasis in Estonia. *Dissertationes Geographicae Universitatis Tartuensis*. Tartu, 109 lk.
- Remm, M., Remm, K. 2008. Case-based estimation of the risk of enterobiasis. *Artificial Intelligence in Medicine* 43(3): 167–177.
- Remm, M., Remm, K. 2009b. Effectiveness of repeated examination to diagnose enterobiasis in nursery school groups. *The Korean Journal of Parasitology* 47(3): 235–241.
- Remm, M., Remm, K. 2009c. Geographical aspects of enterobiasis in Estonia. *Health and Space*, DOI:10.1016/j.healthplace.2009.10.012
- 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(4): 290–297.

The utility of the CONSTUD machine learning and prediction system

Madli Linder, Kalle Remm, Eerik Absalon
Department of Geography, University of Tartu

Summary

The case-based machine learning and prediction system CONSTUD is an enhancement of its two predecessors – LSTATS created for calculating spatial pattern indices from map and image data and machine learning software MLNN. CONSTUD is composed of three components: 1) the CONSTUD software application, 2) database(s), 3) data layers (in the case of spatial data). CONSTUD is freeware (<http://www.geo.ut.ee/CONSTUD>). The name CONSTUD (*CONtinuous STUdying*) refers to the continuity and repetitive nature of the process of searching for the best solution from training data, in order to enable as exact predictions as possible. It is always possible to switch off features and observations or add them to the database without interrupting the learning process. Hitherto the best set of feature and exemplar weights (hitherto the best learning result) is always ready to use for estimations and the creation of predictive and similarity maps.

CONSTUD has been used for the creation of predictive vegetation maps in and around Otepää Nature Park and Karula National Park. It has also been utilized to estimate the distribution of 12 orchid species and to estimate the predictability of the forest types of the Estonian base map. Also, the investigation of the indicative neighborhood has been conducted using some options of the broad selection of kernels in CONSTUD. The efficiency of the predictions of CONSTUD has been compared to other methods, e.g. data mining methods in Statistica 8. The utility of distance correction in CONSTUD, added to reduce the effect of autocorrelation within the sample of training observations, has been tested. CONSTUD has also been used on tabular data in order to make estimations of the risk of enterobiasis in Estonian nurseries. In addition to the predictive maps, the similarity maps are produced by CONSTUD as co-products. There are two types of similarity maps: certainty maps indicating the similarity between a predicted location and the exemplar locations used for the prediction, and maps showing the similarity of predicted units to a given class.

CORINE Maakatte andmebaaside kasutatavusest

Tõnu Oja

Tartu Ülikooli geograafia osakond

Käesolevas tekstis on lühidalt välja toodud mõned tähelepanekud CORINE maakatte andmebaasidest, mida saab tõlgendada nende kasutatavuse näitajana.

1. Probleem

Keskkonnaülevaate 2009 tarvis maakatte ja maakasutuse muutusi analüüsid (Oja, 2009) kasutasin muuhulgas CORINE maakatte andmebaase. Muude asjade hulgas leidsin muutuste andmebaasist, et alasid, kus 2000. aastal oli karjäär ja 2006 enam ei ole, on umbes 13 km² ning alasid, kus 2000. aastal ei olnud karjääri ja 2006 oli, on 16 km² (seega peaks kokkuvõttes olema karjääride pindala umbes 3 km² võrra suurenenud). Samas, keskkonnainfo veebis <http://www.keskkonnainfo.ee/index.php?lan=EE&sid=648&tid=582&l2=647&l1=2#karj> (andmed on võetud 2000 ja 2006 andmebaasidest) on karjääride pindala vähenenud 11 km² ning seda kasutatakse keskkonnaseisundi (positiivse muutuse) indeksina. Tegemist on ilmselge vastuoluga. Kehtiva kaardistusjuhendi kohaselt on 2006. aasta andmebaas saadud nii, et kaardistati muutused 2000 → 2006 ja siis tuletati 2000. aasta seisust ja neist muutustest 2006. aasta seis ning sel juhul ei tohiks niisugust vastuolu olla.

2. Materjal ja meetodid

Kasutatud on CORINE Maakatte andmebaase aastast 2000 (CLC00) ja aastast 2006 (CLC06) ning nn muutuste andmebaasi (chang) *MS Acces-i* ja *MapInfo* vormingutes ning nendest tehtud tuletisi.

Kasutatud meetod oli päringute tegemine andmebaasides ning tulemuste võrdlemine omavahel ja hilisemas etapis ka mõned piirkondade ortofotodega (Maaameti ortofotod aastast 2006) ning Google Earth'is taustaks kasutatava satelliitkujutisega.

Karjääradena on käsitletud polügoone koodiga 131, “uued karjäärid” on polügoonid, kus aastal 2000 oli kood erinev kui 131 aga aastal 2006 oli kood 131 ja lakanud karjäärid vastavalt need, kus 2000. aastal oli kood 131 aga 2006 enam ei olnud.

3. Lahendus

Esimese lähendusena kontrollisin, kas vastuolu põhjus (või võimalik viga) on tuvastatav summaarsete näitajate baasil. Päringud andmebaasides andsid tule-

museks, et aastal 2000 oli karjääre kokku 7108,94 ha (*Access*) või 7114,84 ha (*MapInfo*) ning aastal 2006 vastavalt 6004,03 ha. Muutuste andmebaasis on uusi karjäärialasid 1608,3 ha ja lakanud karjääre 1360,2 ha. Seega leidis vastuolu kinnitust – võrreldes 2000. ja 2006. aasta seisuga kajastavaid andmebaase, on karjäärirde pindala vähenenud enam kui 11 km² võrra, samas muutuste andmebaasi kohaselt on see umbes 2,5 km² võrra suurenenud. Eksitust ei ole, sisuline vastuolu tuleneb andmebaaside sisulisest erinevusest ja selle tuvastamiseks vaatasin ühekaupa kõigi andmebaaside karjääre.

Niisuguseid alasid, kus 2000. aastal oli karjäär ja 2006 enam ei ole aga mis samas ei ole kajastatud karjäärina muutuste andmebaasis leidis kokku 19 polügooni kogupindalaga 14,9 km² (1495,68 ha).

Muutuste andmebaasis (AB) kajastumata karjäärirde vähenemine tuleb peamiselt kolme suure põlevkivikarjääri arvel (3,71218+0,278726) km² Narva karjääris, 4,31475 km² Viivikonna karjääris ja 4,3666 km² Aidu karjääris, kokku 12,672256 km² (joonis 1; 2).

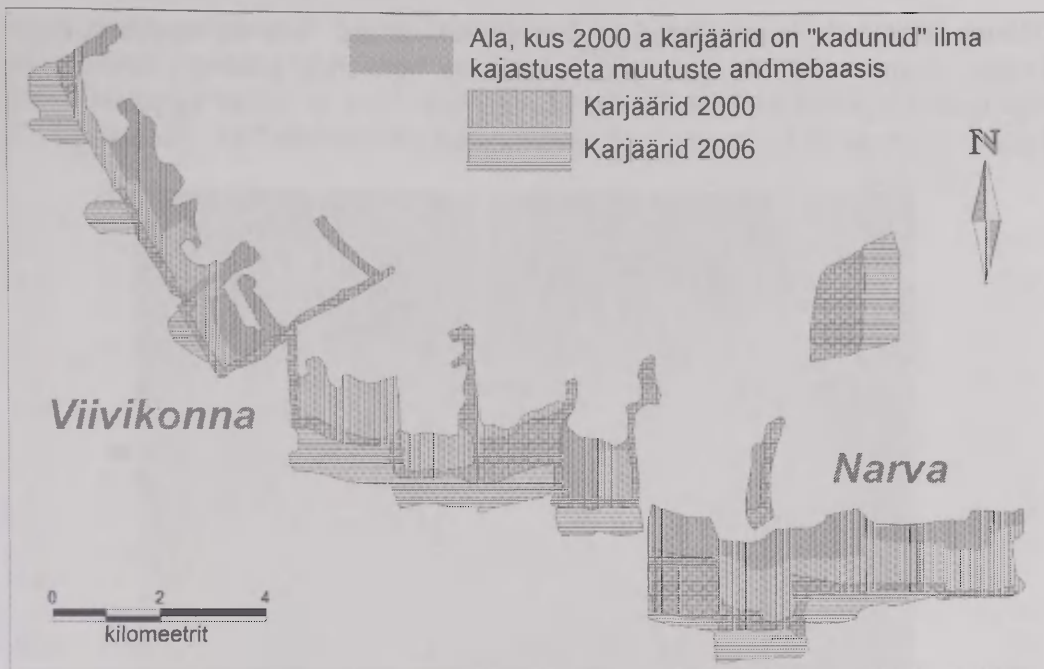
Sellele lisandub 0,85 km² Maardus (Vandjalas), 0,281364 km² Ristnas, 0,283577 Tuhkanas, 0,25198 Kärlal, 0,19110 Kihelkonna vallas (kõik kolm Saaremaal) ja 0,425423 km² Mäeotsal (Konguta vallas). Need kuus väiksemat karjääri on muutuste AB viga, kui neid 2006. aastal tõesti ei olnud või 2006 AB viga, kui nad 2006 tegelikult olemas olid.

Ülejäänud erinevused (10 üksust) on sisuliselt olematud (tehniline joonte digimise või generaliseerimise probleem, mis ka numbriliselt on nii väike, et tulemust ei mõjuta, pindalad vahemikus 10⁻⁵–10⁻⁷ km²).

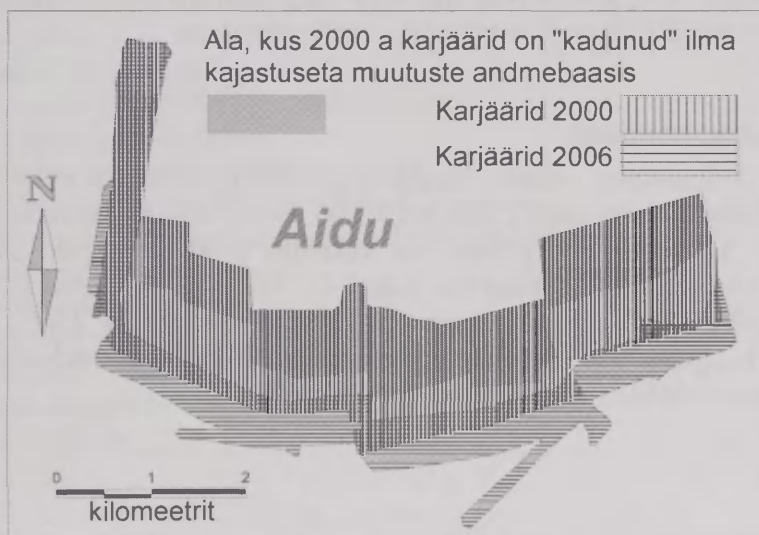
Lisaks on muutuste andmebaasis polügoone, kus justkui olnuks karjäär kas 2000 või 2006 aga kus 2000 ega 2006 andmebaasides karjääri ei ole. See on ka mingite neist AB-dest järjekindlusetus.

Kolme suurema karjääri puhul vaatlesin erinevate andmebaaside piire ja karjäärialade muutumist aerofotode ja satelliitkujutiste taustal. Kõigi kolme puhul on küsimus karjääri ammendamise ja taastamise piiris (kõigil juhtudel paikneb muutustes kajastamata kadunud karjääriala ribana põhja-kirde küljes, kust karjäär n.ö “on tulnud”). Kõigil kolmel juhul on uus maakate tüüp 3241 ehk siis tekkiv mets mineraalmaal.

Need põlevkivikarjäärid on tulenevalt kasutatavast kaevandamistehnoloogiast pidevalt liikuvad nähtused, mis edasi liikudes tekitavad uut karjääriala ning millest jääb maha taastatud metsanoorendik. Otsustamine aja üle, millest edasi me ammen-datud karjääriala maakatteks hakkame lugema midagi muud kui karjäär, on mõnevõrra tinglik, olenevalt taastamise viisist. Sisuliselt ei ole need andmebaasivead väga hullud aga niisugusel kasutamisel, nagu karjäärirde pindala vähenemine indeksina, tõlgenduvad liiga võimendatult (st AB numbrite tõlgendatavus vähendab indeksi sisulist kvaliteeti), indeks ei ole eriti stabiilne. Samuti ei ole väga stabiilne näitaja karjäärirde pindalade muutus muutuste andmebaasis.



Joonis 1. Narva ja Viivikonna karjäärialade piirid erinevates andmebaasides.
Figure 1. Borders of the mining areas in Narva and Viivikonna in different databases.



Joonis 2. Aidu karjäärialade piirid erinevates andmebaasides.
Figure 2. Borders of the mining areas in Aidu in different databases.

Püüdes aerofotode ja satelliitkujutiste najal mõistatada, “mis on tegelikult õige”, kaldun arvama, et 2000. aasta andmebaasis on karjääride pindala suurem kui ta tegelikult oli ja vähemalt osa neist aladest, mis 2006 ei olnud karjäärid aga ei kajastu muutuste andmebaasis, olid ammandatud juba aastaks 2000 (joonis 3).



Joonis 3. Väljavõte Aidu karjääri ümbruse ortofotost. Joonega on piiritletud ala, kust 2000 aasta karjäär on kadunud ilma kajastuseta muutuste andmebaasis.

Figure 3. Borders of the Aidu mining area “lost” after 2000 not reflected in the database of changes as compared to vegetation spread in a 2006 orthophoto.

4. Teised maakattetüübid

Ajendatuna valgustusest seoses karjääridega tekkis küsimus erinevuste kohta muude maakatteüksuste osas CLC00 ja CLC06 ühelt poolt ning muutuste AB vahel teiselt pool. Lihtsaim viis selleks on võrrelda maakattetüüpide summaarseid pindalaid erinevates andmebaasides (tabel 1). Erinevus andmebaaside vahel on leitud lahutades 2006. aasta vastava maakattetüübi summast 2000. aasta sama maakattetüübi summaarse pindala ning siis sellest muutuste andmebaasis kajastuva vastava maakattetüübis summaarse pindala muutuse.

Tabel 1. Maakattetüüpide kaupa andmebaaside vaheline erinevus hektarites ja selle osakaal võrreldes vastava tüübi pindalaga aastal 2000.

Table 1. The difference between CLC00, CLC06 and DB of changes as total area (ha) and percentage of the respective land cover in 2000.

	Maakattetüüp	Erinevus	
		ha	%
111	Tiheda hoonestusega alad	0	0,0%
112	Hõredalt hoonestatud alad	762	1,5%
121	Tööstus- ja/või kaubandusterritooriumid	-333	-1,7%
122	Maantee- ja raudteevõrk ja piirnev ala	-24	-0,7%
123	Sadamad	-209	-19,1%
124	Lennuväljad	35	1,5%
131	Karjäärid	-1353	-19,0%
132	Prügiplatsid	-24	-0,7%
133	Ehitusplatsid	-504	-291,0%
141	Asula haljasalad	-36	-1,5%
142	Puhkealad, pargid, kalmistud	166	11,3%
211	Niisutuseta haritav maa	809	0,1%
222	Puuvilja- ja marjaaiad	-39	-1,9%
231	Karjamaad	-389	-0,1%
242	Kompleksmaaviljelus	-1124	-0,6%
243	Põllumajanduslik maa loodusliku taimkatte osalusega	-75	0,0%
311	Heitlehised lehtmetsad	8862	2,0%
312	Okasmetsad	-251	0,0%
313	Segametsad	13114	1,5%
321	Looduslikud rohumaad	303	0,8%
322	Loopealsed põõsastikud, nõmm, nõmmraba	277	1,7%
324	Üleminekulised metsaalad	-15776	-3,9%
331	Mererand, liivaluited, liivikud	-2397	-35,2%
333	Hõreda taimkattega alad	-2038	-64,2%
411	Kalda- ja rannikuroostikud, lagedad madal- ja siirdesood	351	0,5%
412	Lagedad rabad, turbavõtualad	-171	-0,1%
421	Rannasoolakud	-26	-6,3%
511	Vooluveed	4	0,1%
512	Veekogud	-67515	-31,2%
521	Rannikulaguunid	-91	-5,4%
523	Meri ja ookean	-2416050	-96,0%

Suurima absoluutse erinevuse leiame merealade osas, kus muutunud on merealapiiride käsitlus. Silmatorkavalt suur on erinevus ka veekogude osas – siingi peab olema muutunud maakattetüübi (piiride?) tõlgendus. Võib öelda, et nende maakattetüüpide võrdlemisel erinevate andmebaaside vahel sisulist mõtet ei ole – numbrite erinevus ei ole tegelike maastikumuutustega midagi pistmist.

Sisuliselt võrreldavate tüüpide puhul on suhteliselt suurem erinevus väikese kogupindalaga maakattetüüpidel (ehitusplatsid, hõreda taimkattega alad, rannad, sadamad, karjäärid, pargialad), ent pindalaliselt on märkimisväärne ka suure levikuga üleminekuliste metsaalade, okas- ja lehtmetsade ning kompleksmaaviljelusega põllumajandusalade erinevus.

Kokkuvõttes tuleb nentida, et maakatte andmebaaside omavaheline sõltumatus on suurem, kui kaardistusjuhendi kohaselt võiks arvata.

Kasutatud kirjandus

Oja, T. 2009. Maakasutuse muutused. Rmt Keskkonnaülevaade 2009. (toim K. Kaukver), Keskkonnaministeeriumi ITK, Tallinn, lk 115–120.

Usability aspects of CORINE Land Cover databases

Tõnu Oja

Department of Geography, University of Tartu

Summary

Reflection of mining areas was analysed in CORINE Land Cover databases for 2000, 2006 and database of changes between 2000 and 2006. There are noticeable differences between the DB, whereas comparison of CLC00 and CLC06 shows decrease of total mining area by 11 km² (15%), the database of changes indicates rather an increase of mining areas by 3 km². The difference is mostly due to three large oil-shale open cast mines in NE Estonia (Figure 1–3). Useage of this data for environmental indicators needs to be done carefully and comparing different sources. Table 1 summarises the differences between databases (as portion of change between 2000 and 2006 not reflected in the database of changes) by different land cover types.

Enterobiaasi levik Eestis

Mare Remm¹, Kalle Remm²

¹Tartu Tervishoiu Kõrgkool

²Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Enterobiaasi põhjustaja – naaskelsaba (*Enterobius vermicularis*) on üks inimese seedekulglas elutsevatest helmintidest. Kui paljud helmindid on levinud eelkõige soojematel aladel, siis naaskelsaba levib nii troopikas kui ka paraskliimavööndis. Praegusajal on arenenud meditsiiniteenusega riikides mitmeid helminte edukalt tõrjutud, aga enterobiaas esineb visalt edasi ka nendes maades (Gale, 2002; Haswell-Helkins *et al.*, 1987). Eestiski on enterobiaas olnud viimastel aastakümnetel kõige enam diagnoositud helmintiaas (Nakkus- ja parasiithaigused Eestis, 2000; 2005).

Naaskelsaba on kontakthelmit, kes kandub inimeselt inimesele. Tema munade arenguks on vajalik vaid nende mõnetunnine viibimine väljaspool inimest. Parasiidi edasikandumine toimub eelkõige ruumides, nakkuse vahendajateks võivad olla erinevad tarbeesemed, manguasjad, tolmu ja putukad. Enamasti jõuavad ussi munad peremehesse suu kaudu, kuid võimalik on ka sissehingatava õhu kaudu nakatumine (Cook, 1994). Väga sage on enesenakatamine reostunud käte vahendusel. Naaskelsabasid esineb peamiselt lasteaia- ja algkooliealistel lastel (Nakkus- ja parasiithaigused Eestis, 2000, 2005), kergesti võivad nakkuse saada ka nakatunud laste pereliikmed ja lasteasutuste töötajad. Parasiidi visa ja eduka püsijäämise põhjuseks võib pidada kiiret ja arvukat sigimist (elutsükli kestvuseks on 1–2 kuud) ja väga lihtsat nakatumist (Cook, 1994; Grecis, Cooper, 1996). Naaskelsaba loetakse sageli oportunistlikuks parasiidiks, kelle põhjustatud haigusnähtud on pigem tülikad kui tõsised ning tihti puuduvad need üldse. Sagedamini kirjeldatavaks vaevuseks on anaalpiirkonna sügelus. Kuigi üks enamlevinud helmintidest ka arenenud riikides, on naaskelsaba diagnoosimine ja nakatatus õige taseme kindlakstegemine sageli aeganõudev ja ebaõnnestuv. Naaskelsabale omase eluviisi tõttu on valenegatiivsed, aga ka valepositiivsed määrangud, tavalised (Cho, Kang, 1975; Cho *et al.*, 1976, Remm, Remm, 2009). Ravi on küll lihtne, kuid selle parasiidi tõrjumine perekonnast või lasterühmadest võib palju vaeva nõuda.

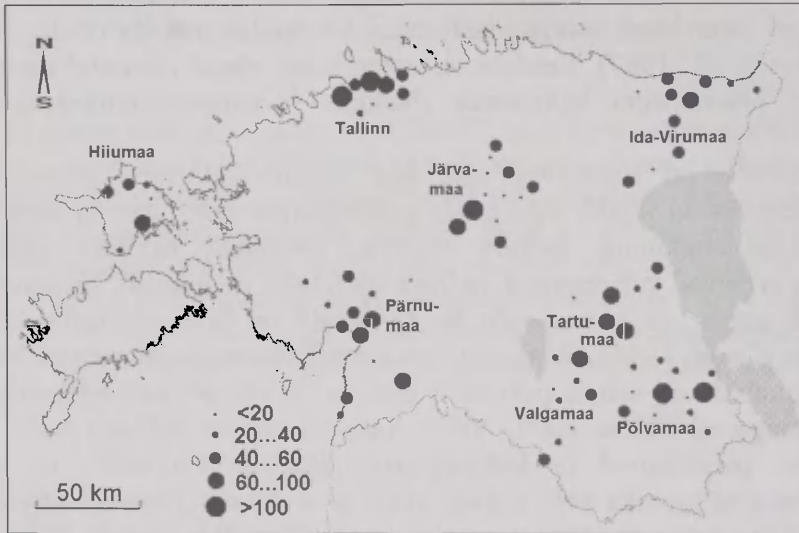
Parasitooside, nagu ka teiste nakkushaiguste, levik sõltub haigustekitaja olemasolust, selle levikuteedest ja -võimalustest. Kui osa parasiidi arengust toimub väljaspool inimest, siis ka sobivate keskkonningimuste, näiteks veekogude, sobiva pinnase ja ilmastiku, sobivate vaheperemeesliikide olemasolust. Nii võivad

looduskeskkonna tegurid avaldada parasiitide levikule olulist mõju. Naaskelsaba on oma elutsükliks väga tihedalt inimesega seotud parasiit. On võimalik, et lokaalne nakatatus on seotud kohalike sotsiaalsete, majanduslike, kultuuriliste, käitumuslike eripäradega. Kuna need tegurid on piirkonniti varieeruvad, võivad varieeruda ka enterobiaasi riskitegurid ja nakatatus.

Käesolevas kirjutises kajastatakse enterobiaasi nakatatus ja riskitegurite seost geograafiliste piirkondade ja asumisuurusega Eestis.

2. Materjal ja meetodika

Kuna enterobiaas on levinud eelkõige lasteaia ja algkoolivanuseliste laste seas (Cook, 1994) uuriti lasteaialapsi Eesti erinevatest piirkondadest: Tartu-, Põlva-, Valga-, Pärnu-, Järva-, Ida-Viru- ja Hiiumaalt ning Tallinnast. Uuritud lasteaiaid valiti nii, et need asuksid hajutatult kogu maakonnas ja et esindatud oleksid nii suuremate kui väiksemate linnade, samuti maapiirkonna lasteaiaid (joonis 1).



Joonis 1. Uuritud lasteaiaid vastavalt uuritud laste arvule.

Figure 1. Investigated nurseries and the number of studied children in nurseries.

Enamikus lasteaedades uuriti kõiki rühmi. Erandiks olid Tartu lasteaiaid, milles samavanuselitest paralleelrühmadest uuriti vaid ühte, ning mõned lasteaiaid, kus personali soovil või valikul jäeti mõned rühmad uurimata. Lapse uuringusse kaasamise tingimusteks olid: vanema luba, lapse kohalolek uuringupäeval ja ta nõustumine proovi võtmisega. Kõikidest lasteaedades, mille poole uuringuettepanekuga pöörduti, keeldusid osalemisest vaid kaks. Lapsevanemate nõusolekuid laekus väga erinevalt. Oli lasteaedu, kus keeldujaid ei olnud üldse või oli väga vähe, aga ka rühmi, kus lubati vaid üksikute laste uurimist. Mitmed lapsed, kes uuringu päeval puudusid, toodi lasteaeda just selleks, et neid oleks võimalik uurida. Kuid olid ka

mõned lapsed, kes hoolimata veenmisest ei lubanud proovi võtta, kuigi vanemad olid uuringuga nõustunud.

Andmed koguti neljal viisil 2002–2007 aastal:

- nakatatus kindlakstegemiseks võeti lastelt perianaalkaape proovid, millest laboris valmistati preparaadid ja mikroskopeeriti leidmaks naaskelsabamune;
- koduste riskitegurite selgitamiseks anketeeriti lapsevanemaid;
- lasteaia keskkonnast tulenevate riskitegurite selgitamiseks intervjueriti kasvatajaid;
- struktureeritud vaatluse teel kirjeldati rühmaruume.

Uuringus osales 279 rühma 80 lasteaia last. Kokku uuriti 3131 last, mis moodustas 5,8% uuringu ajavahemiku keskmisest aasta lasteaialaste hulgast. 604 last uuriti kahekordselt ja 96 last kolmekordselt. Kordusuuringute tõttu oli laboratoorselt uuritud perianaalkaabete arv 3831. Lapsevanematelt saadi tagasi 2616 täidetud ankeeti, kõikides rühmades viidi läbi rühmaruumide vaatlus ja struktureeritud intervjuu õpetaja või õpetaja abiga (tabel 1).

Tabel 1. Vaatluste ja vaadeldavate arv maakondades.

Table 1. The number of observations by regional units.

Maakond	Lasteaedu	Rühmi	Lapsi	Kaapeid	Tagastatud ankeete (%)
Tartumaa	9	31	442	442	337 (76)
Põlvamaa	12	31	468	804	400 (85)
Pärnumaa	13	50	536	536	445 (83)
Järvamaa	12	37	414	414	374 (90)
Hiiumaa	7	19	204	344	193 (95)
Ida-Virumaa	11	43	387	387	356 (92)
Tallinn	9	53	491	491	395 (80)
Valgamaa	7	15	189	413	116 (61)
Kokku	80	269	3131	3831	2616 (84)

Lapsevanemate ankeedi küsimused jagunesid kuue teema vahel (sulgudes on esitatud vastava teema küsimuste arv: lapse personaalsed andmed (5), pereliikmed ja koduloomad (3), pereliikmete varasem nakatatus helmintidega (2), pere sotsiaalmajanduslik staatus (2), kodused elutingimused (8), lapse harjumused ja hügieen (3). Rühmaruumide vaatlus kajastas rühmaruumide arvu, nende sisustatust ja seisundit, intervjuu aga rühmaruumide koristamist ja laste puhtust ning hügieenialaseid harjumusi.

Perianaalkaabete analüüsivastustest, ankeetide, intervjuude ja vaatluste andmetest moodustati andmebaas, mis sisaldas iga lapse kohta kuni 76 seletavat

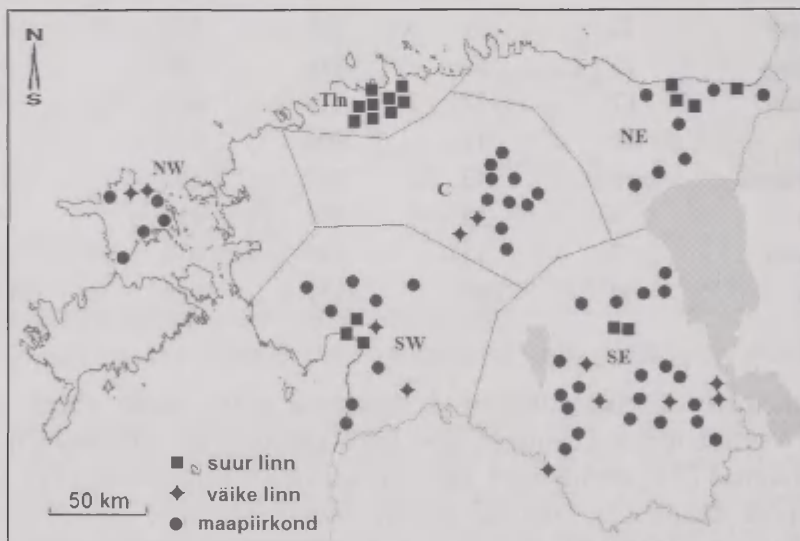
tunnust. Osade laste kohta on tunnuseid vähem. Põhjuseks on peamiselt vanemate poolt ankeetide osaline või mitte täitmine, üksikutel juhtudel puuduvad mõned intervjuudest või vaatlustest saadud tunnused. Kokku puudub andmebaasist umbes 5% võimalikest tunnuste väärtustest.

Perianaalkaabete uuringu tulemusel saadud üldised nakatatus andmed olid järgmised:

- nakatatus kogu uuringust (ka kordusproovid) 21%, ühekordsete proovide põhjal 19%
- 74% rühmadest oli nakatunud;
- 83% (2600) lastest kuulus nakatunud rühmadesse;
- nakatunud rühmadesse kuuluvate laste seas oli nakatatus ühekordse uuringu põhjal 30% ja kogu uuringu põhjal 33%.

Uuringupiirkondade ruumilisest paiknemisest ja asumitüübist lähtudes moodustati uuringus käsitletavat valimid. Vaatlused jagati geograafilisteks valimiteks kolmel viisil (joonis 2):

- kuueks regiooniks vastavalt geograafilisele paiknemisele;
- kolmeks lähtuvalt asumi suuruselt: suured linnad (enam kui 15 000 elanikuga, 999 uuritut); väikesed linnad (3000–10 000 elanikuga, 821 uuritut); maapiirkond (1311 uuritut);
- 17-ks detailseks valimiks kombineerides maakonda ja asumi tüüpi.



Joonis 2. Uuritud lasteaedade paiknemine geograafilistes regioonides: NE – Kirde-, SE – Kagu-, SW – Edela-, NW – Loode-, C – Kesk-Eesti, Tln – Tallinn

Figure 2. Location of studied nurseries in various geographic regions of Estonia: NW – northwest, Tln – Tallinn, NE – northeast, SW – southwest, C – central, SE – southeast

Nakatatuse usalduspiiride arvutamiseks kasutati vahendit *Single proportion: Interval estimation* tarkvarapaketi Statistica 8. Tunnuste mõju ja indikaatorväärtust hinnati U-testi abil numbriliste ja χ^2 -testi abil nominaalsete tunnuste puhul ning kasutati FSVS (*Feature Selection and Variable Screening*) analüüsi tarkvarapaketi Statistica 8.0 Data Miner. FSVS analüüs käitleb tunnuseid ühekaupa, argument-tunnuste vahelisi seoseid ei arvestata. FSVS ja selle uuema versiooni FSVF analüüsil kasutatavaid algoritme kirjeldatakse Statsoft Inc. veebilehel (<http://www.statsoft.com/products/statistica-data-miner/itemid/92/>).

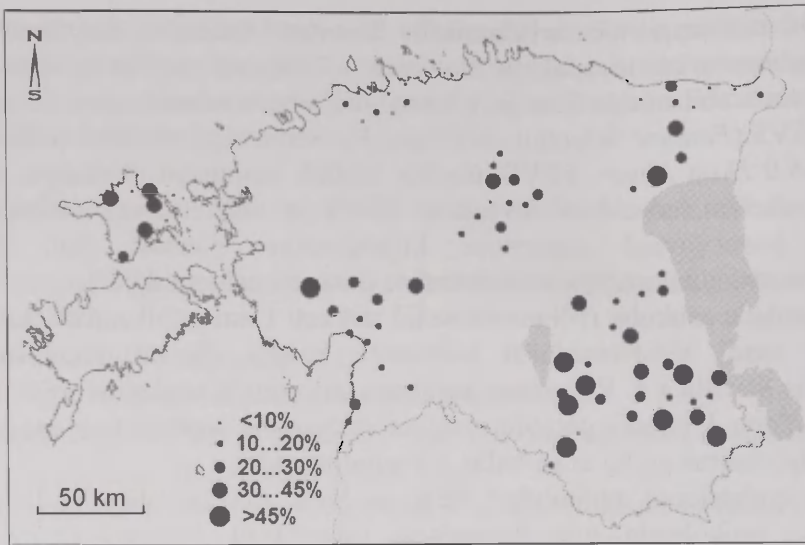
Lasteaedade asukoha ristkoordinaadid määrati Eesti põhikaardilt. Lasteaedade vahemaad saadi klasteranalüüsi tulemuste hulgas olevast kaugusmaatriksist programmis Statistica 8. Ruumilise autokorrelatsiooni klassikaline mõõdik Morani *I* arvutati Tartu Ülikooli geoinformaatika õppetoolis loodud tarkvaraga Toroidpinnad (http://taurus.gg.bg.ut.ee/kalle_r/Toroidpinnad/).

Autokorrelatsiooni nullmudeli 95% ja 99% usaldusvahemikud on saadud lasteaedade asukohtade tuhandekordsest juhuslikust ümberpaigutamisest. Iga permuteeritud paiknemise järel arvutati Morani *I*, usaldusvahemikus on vastav osa (95 või 99%) *I* väärtusi permuteeritud paiknemiste korral.

3. Tulemused ja arutelu

3.1. *Enterobiaasi nakatatus geograafilistes valimites*

Erinevates geograafilistes üksustes saadi nakatatuses (sulgudes 95% usalduspiirid): suurtes linnades 14 (12–16)%, väikestes linnades 19 (16–22)% ja maapiirkondades 28 (25–30)%; Kirde-Eestis 17 (13–21)%, Kagu-Eestis 26 (23–29)%, Edela-Eestis 20 (17–24)%, Loode-Eestis 27 (21–34)%, Kesk-Eestis 22 (18–26)%. Tallinnas oli nakatatus kõikidest üksustest madalaim: 10 (7–13)% (tabel 2). Ühtlasi oli kõikides Tallinna lasteaedades ühtlaselt madal nakatatus (joonis 3). Nakatatus erinevused olid suurimad ja statistiliselt olulised maapiirkondades (20–43%). Teistes piirkondades olid nii nakatatus erinevused kui valimid väiksemad. Nakatatus seos detailsete piirkondadega oli olulisem Kagu-Eesti ja maapiirkondade valimis, mõlemas üksuses oli suurem arv alaüksusi ja nakatatused nendes varieeruvad.



Joonis 3. Nakatatus uuritud lasteaedades.
Figure 3. Prevalence of enterobiasis in nurseries.

Tabel 2. Nakatatus detailsetes valimites.
Table 2. Prevalence in the detailed geographical units.

Asumi tüüp	Asukoht	Uuritud lasteaedade arv	Uuritute arv	Nakatatus (%)
				Ühe-/mitmekordne uuring
suured linnad	Tallinn	9	491	10
	Jõhvi, K-Järve, Sillamäe	4	173	13
	Pärnu	3	176	16
	Tartu	2	159	23
väikesed linnad	Põlva, Räpina	3	269	14/20
	Kilingi-Nõmme, Sindi	2	154	16
	Kärdla	2	58	17/17
	Valga, Otepää	2	92	17/22
	Paide, Türi	2	177	18
	Elva	1	71	18
maapiirkond	Ida-Virumaa	7	214	20
	Tartumaa	6	212	22
	Järvamaa	10	237	24
	Hiiumaa	5	146	25/31
	Pärnumaa	8	206	27
	Valgamaa	5	97	27/43
	Põlvamaa	9	199	32/37

3.2. Enterobiaasi riskitegurid erinevates üksustes

Kõikides geograafilistes üksustes oli nakatatus oluliselt seotud lapse vanusega. Ka laste keskmine vanus lasteaiarühmas oli oluline kõikjal, välja arvatud Tallinnas. Laste arv perekonnas ei olnud oluline riskitegur üksnes suurtes linnades (tabel 3). Neid kolme tunnust võib lugeda olulisteks enterobiaasi riskiteguriteks kõikjal Eestis.

Segavanuseline rühm kätkes kõrgeimat indikaatorväärtust väikestes linnades (nakatatus 17,5% ühevanuselistes rühmades, 38,1% segavanuselistes), kus mõlemad rühmatüübid on sagedased. Üldiselt on suurtes linnades laste vanuse varieeruvus rühmas väike, maapiirkonnas domineerivad segavanuselised rühmad. Ida- ja Kesk-Eestis oli segavanuselistes rühmades nakatatus märgatavalt kõrgem, võrreldes samavanuseliste rühmadega.

Pere teiste laste tegevusvaldkond (kodune, lasteaia, algkoolis, vanemas klassis) ei osutunud oluliseks tunnuseks Tallinnas ja Põhja-Eesti tööstuslinnades, kus ankeetide kohaselt oli pere laste keskmine arv suhteliselt väike – 1,82 Tallinnas, 1,93 Põhja-Eesti linnades, 2,37 maapiirkondades. Sellised tulemused Tallinnast olid vastavuses kahe olulise nominaalse tunnuse – “segavanuseline rühm” ja “teised pere lapsed lasteaias või algkoolis” tulemustega. Vähestel Tallinna lasteaialastel on kodus õde või vend (29,5%) ja enamik (81%) lastest kuulusid ühevanuselisse rühma.

Tabel 3. Enterobiaas-positiivsete ja -negatiivsete laste peamiste riski-indikaatorite statistiline olulisus (p) geograafilistes üksustes. U-testi on kasutatud numbriliste ja χ^2 -testi nominaalsete tunnuste puhul; $p > 0,05$ on esitatud kursiivkirjas, $p < 0,01$ paksus kirjas

Table 3. Statistical significance (p) of the main risk indicators among enterobiasis positive and enterobiasis negative children. U-test in case of numerical, χ^2 -test if a nominal feature; $p > 0.05$ are given in italics, $p < 0.01$ in bold

	Detailed geogr üksused	Vanus	Laste arv peres	Teised lapsed algkoolis või lasteaias	Laste keskmine vanus rühmas	Laste vanuse haare rühmas	Sega või ühe- vanuse- line rühm
Suured linnad	0,0001	0,0041	<i>0,2178</i>	0,0016	<i>0,0163</i>	<i>0,1431</i>	<i>0,7265</i>
Väikesed linnad	<i>0,3832</i>	<0,0001	0,0048	<0,0001	<0,0001	0,0068	<0,0001
Maapiirkonnad	<0,0001	<i>0,0188</i>	0,0035	<0,0001	<i>0,0109</i>	0,0035	<i>0,0584</i>
SE- Eesti	<0,0001	0,0001	0,0035	0,0003	0,0031	<i>0,4059</i>	0,0003
SW- Eesti	0,0079	0,0003	0,0005	0,001	0,0002	<i>0,1897</i>	<i>0,0967</i>
NW- Eesti	<i>0,0486</i>	<i>0,0238</i>	<i>0,0283</i>	0,0378	<i>0,0221</i>	0,0093	<i>0,0191</i>
NE- Eesti	<i>0,0771</i>	0,0007	<i>0,0144</i>	<i>0,157</i>	<i>0,0114</i>	<i>0,0933</i>	0,0014
Tallinn	–	<i>0,0200</i>	<i>0,0225</i>	<i>0,0737</i>	<i>0,2172</i>	<i>0,7383</i>	<i>0,4347</i>
Kesk-Eesti	<i>0,1187</i>	0,0067	0,0010	<0,0001	0,0058	0,0086	0,0006

FSVS analüüsi kohaselt olid enterobiaasi esinemisega kõige tugevamalt seotud tunnusteks kogu andmestiku ulatuses (alanevas järjekorras): detailne piirkond, lapse vanus, pere laste arv, laste keskmine vanus rühmas, pere teised lapsed käivad lasteaias või algkoolis, lasteaiarühma laste vanusehaare, sega- või ühevanuseline rühm. Mõnede tunnuste indikaatorväärtus sõltus asumitüübist. Suurtes linnades oli rühma laste üldine puhtus kõige kõnekamaks tunnuseks, ilmekateks tunnusteks olid ka pehmete mänguasjade olemasolu/puudumine rühmas ja kätepesu harjumused. Samas olid lapse vanus ja pere teiste laste tegevusvaldkond vähem enterobiaasi riskiga seotud kui teistes asumitüüpides (tabel 4). Pere laste arv oli nakkuse riskiga seotud eelkõige maapiirkondades, kus suuri perekondi on enam. Väikestes linnades oli see seos vähem oluline.

Tabel 4. Kõrgema indikaatorväärtusega tunnused (FSVS analüüs Statistica 8 Data Miner). Vanusega seotud tunnused paksus kirjas, pere teiste lastega seotud tunnused kursiivis, piirkond allajoonitult

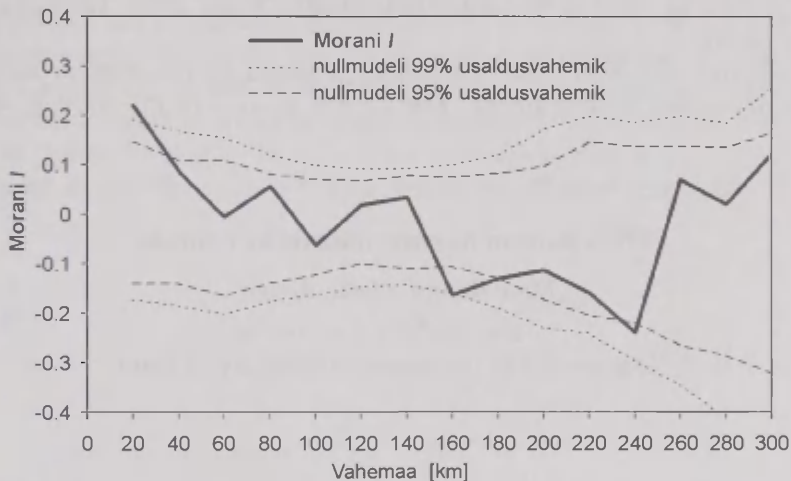
Table 4. Feature ranking according to FSVS analysis in *Statistica 8 Data Miner*. Age related features in bolds, features related to other children in the family given in italics, region underlined

Jrk.	Kogu andmestik	Suured linnad	Väikesed linnad	Maapiirkonnad
1.	<u>Piirkond</u>	Rühma laste üldine puhtus	Laste keskmine vanus rühmas	Lapse vanus
2.	Lapse vanus	Laste keskmine vanus rühmas	Lapse vanus	<i>Pere laste arv</i>
3.	<i>Pere laste arv</i>	<u>Piirkond</u>	<i>Pere teised lapsed lasteaias või algkoolis</i>	Laste keskmine vanus rühmas
4.	Laste keskmine vanus rühmas	Pehmed lelud rühmas	Sega- või ühevanuseline rühm	<u>Piirkond</u>
5.	<i>Pere teised lapsed lasteaias või algkoolis</i>	Lapse vanus	Vanusehaare rühmas	<i>Pere teised lapsed lasteaias või algkoolis</i>
6.	Vanusehaare rühmas	Kätepesu harjumused	<i>Pere laste arv</i>	Enamik rühma lastest on puhtad
7.	Sega- või ühevanuseline rühm	Varem diagnoositud parasiidid	Rühmas puuduvad näpuimejad	Vanusehaare rühmas

Väiksemates geograafilistes valimites näis tunnuste järjestus olevat juhuslik – võimalik, et lihtsalt väikeste valimite tõttu. Siiski võiks esile tõsta, et kätepesu pärast tualetis käimist oli enamikus uuritud maapiirkondades kümne parima indikaatortunnuse seas. Kätepesu hoolikus kuulus aga parimate indikaatortunnuste hulka suurtes linnades – Tallinnas, Tartus ja Kirde-Eesti tööstuslinnades. Rühma-ruumide arv oli seotud enterobiaasi riskiga peamiselt Tartus, kus see arv oli väikseim (Tartus keskmiselt 1,2 ruumi rühmale, kogu uuringus 1,9). Pere sissetulek ei kuulunud kümne parima indikaatortunnuse hulka mitte üheski Eesti piirkonnas. Samuti ei olnud enterobiaasi risk seotud laste sooga.

3.3. Nakatamise ruumiline autokorrelatsioon

Enterobiaasi nakatamise ruumiline autokorrelatsioon oli üldiselt madal. Morani I oli statistiliselt oluline ($I > 0,2217$, $p < 0,01$) vaid vahemaani 20 km (joonis 4), mis vastab tavapärasele töölkäimise ja lasteaia ja kodu vahemaale.



Joonis 4. Enterobiaasi nakatamise ruumiline autokorrelatsioon Morani I järgi ning nullmudeli 95% ja 99% usaldusvahemik

Figure 4. Spatial autocorrelation of the prevalence in nurseries as the Moran's I and the 99% and 95% confidence envelopes of the null model

4. Kokkuvõte

Lasteaialaste enterobiaasi nakatatus on kõrgeim Eesti maapiirkondades (keskmiselt 28%) ja madalaim Tallinnas (10%) ja Kirde-Eesti tööstuslinnades. Kõikjal on enterobiaasi risk seotud lapse vanusega. Suurtes linnades on risk enam seotud lapse puhtuse ja kätepesu harjumustega, väiksemates asumites aga tunnustega, mis kirjeldasid lapse suhteid teiste lastega (segavanuselised rühmad, pere laste arv ja nende tegevusvaldkond). Nakatamise ruumilise sarnasuse tendents esineb umbes ühe valla ning ühe linna ja selle lähiümbruse ulatuses.

Kasutatud kirjandus

- Cho, S.-Y., Kang, S.-Y. 1975. Significance of Scotch-tape anal swab technique in diagnosis of *Enterobius vermicularis* infection. *The Korean Journal of Parasitology* 13(2): 102–114.
- Cho, S.-Y., Kang, S.-Y., Ryang, Y.-S., Seo, B.-S. 1976. Relationships between the results of repeated anal swab examinations and worm burden of *Enterobius vermicularis*. *The Korean Journal of Parasitology* 14(2): 109–116.
- Cook, G. 1994. *Enterobius vermicularis* infection. *Gut* 35: 1159–1162.
- Gale, E. A. M. 2002. A missing link in the hygien hypothesis? *Diabetologia* 45: 588–594.
- Grencis, R., Cooper, E. 1996. *Enterobius, Trichuris, Capillaria* and hookworm. *Gastroenterology. Clinics of North America* 25: 579–596.
- Haswell-Helkins, M., Elkins, D., Manjula, K., Michael, E., Anderson, R. 1987. The distribution and abundance of *Enterobius vermicularis* in a South Indian fishing community. *Parasitology* 95: 339–354.
- Nakkus- ja parasiithaigused Eestis (statistikaandmed) 9. osa. 2000. Tervisekaitseinspeksioon, Tallinn.
- Nakkus- ja parasiithaigused Eestis (statistikaandmed) 13. osa. 2005. Tervisekaitseinspeksioon, Tallinn.
- Remm, M., Remm, K. 2009. Effectiveness of repeated examination to diagnose enterobiasis in nursery school groups. *The Korean Journal of Parasitology* 47(3): 235–241.

Distribution of enterobiasis in Estonia

Mare Remm¹, Kalle Remm²

¹Tartu Health Care College

²Department of Geography, University of Tartu

Summary

Although successful and effective antihelminthic drugs have been available for decades, enterobiasis still remains a helminthic disease of major public health importance. The main risk factors for enterobiasis are associated with indoor living conditions and close contact with other people. Those most commonly infected are children, particularly in groups. This paper treats the dependence of the prevalence and risk factors of enterobiasis by geographical subdivisions in Estonia and by settlement type.

The investigation of enterobiasis was conducted among nursery school children from eight counties in Estonia during the years 2002–2007. The anal swab technique was preferred for the examination of enterobiasis. The examination involved 3131 children from 279 groups in 80 nursery schools. The data on possible risk factors were obtained from closed-ended questionnaires for children's parents, observations of nursery schools and structured interviews with school staff. The number of explanatory features in the Microsoft Access database for every child reached 76. The spatial regions and different settlement types in Estonia were treated as geographic sub-regions of the country. The

observations were grouped in geographical samples following three principles: 1) into six regional units; 2) into three groups according to the size of the settlement; 3) into seventeen small geographical units.

The Single proportion: Interval estimation tool of Statsoft Statistica 8 was used to calculate confidence limits for prevalence, the Mann-Whitney U-test to estimate the statistical significance of the difference in values of numerically expressed risk factors between groups of Enterobius-positive and Enterobius-negative cases, and the observed versus expected frequency χ^2 -test was used to check the non-randomness of the distribution of positive and negative cases among categories of nominal features. The features that were more closely related to enterobiasis were selected and ordered using the Feature Selection and Variable Screening (FSVS) module in Statsoft Statistica 8 Data Miner.

The prevalence of enterobiasis in Estonia is higher in rural settlements (average 28%) and lowest in the capital of Estonia, Tallinn (10%); it is also low in the industrial towns of the north-eastern part of the country. Enterobiasis risk is universally related to children's age in all geographical units. Locally, more variable factors have a higher indicator value for predictive models. The risk is more related to children's cleanliness and hand washing in large towns and to features describing contact with other children (mixed-age nursery groups, the number and occupation of other children in the family) in smaller settlements. Family income was not among the top 10 indicators in any region of Estonia. The risk of enterobiasis also did not depend on the gender of the child. Spatial autocorrelation of the prevalence of enterobiasis in nurseries expressed as Moran's I is generally low, only being significant at $p < 0.01$ level ($I = 0.2217$) within a distance of up to 20 km. This indicates some similarity in prevalence in nurseries within the detailed spatial units used in this study.

Mittetulundusühenduste roll kodanikuühiskonna säästvas arengus ning piirkondlikud erinevused Eestis

Helmut Hallemaa

Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Kodanikuühiskond ja kodanikuühiskonna areng on üks olulisemaid ja fundamentaalsemaid küsimusi ühiskondade funktsioneerimises ja arengus. Eesti seltside ja ühingute ajalugu ning traditsioonid on väga pikad, ulatudes 19. sajandi keskpaika. See temaatika jõudis taas Eesti avalikkuse tähelepanu alla 1990. aastate teisel poolel. Mittetulundusühenduste (MÜ) roll ühiskonnas on võtmeküsimus ning need toimivad või tegutsevad säästva arengu huvides erinevatel tasanditel. Võrdluses Euroopa Liidu (EL) kontekstiga on kodanikuühiskond ja MÜ-de kogukond Eestis tugev ja mõjus. Teiselt poolt eksisteerivad äärmiselt suured erinevused kodanikuühiskonna ja MÜ-de arengutasemes, seda nii kogukonna või kohalikul, regionaalsel kui ka kodanikuühiskonna tasandil.

1.1. Uuringu eesmärgid

Artikkel analüüsib ja iseloomustab Eesti kodanikuühiskonna arengut, mittetulundussektorit, mittetulundusühendusi, kodanikeühendusi (KÜ-sid), valitsusväliseid organisatsioone (VVO-sid ehk inglisekeelse lühendiga NGO-sid) ja kodanikuühiskonna organisatsioone (inglisekeelse lühendiga CSO-sid), aga eelkõige MÜ-de ja NGO-de rolli, võimalusi ja ulatust säästvas arengus kodanikuühiskonna, regionaalsel ning kogukonna või kohalikul tasandil. Vaadeldakse kodanikeühenduste arvu ja struktuuri muutusi ning nende seost rahva sissetuleku suurenemisega. Artiklis esitletakse aastatel 2001–2008 kahes etapis (2001–2005 ja 2005–2008) korraldatud rakendusuringu tulemusi. Uuringu eesmärgiks oli analüüsida Eesti kodanikuühiskonna arengut, selle karakteristikuid ning selle arengu piirkondlikke eripärasid. Osa seisukohti ja tulemusi on avaldatud Eesti Statistika Kvartalikirjas 01/2009 (Hallemaa, Servinski, 2009a; 2009b)

1.2. Kodanikuühiskonna arengu analüüsi mõningaid teoreetilisi lähtekohti

Selles artiklis kasutatud analüüside ja teoreetiliste lähtekohtade aluseks on võetud erinevad kodanikuühiskonna ning MÜ-de, KÜ-de, NGO-de ja CSO-de arengu kontseptsioonid ja teoreetilised alused (van Til, 1988; Putnami, 1993; Bourdieu, 1998; Salomon, Anheier, 1998). Putnami (1993) ja Bourdieu' (1998) järgi

eristatakse kolme tüüpi kapitali, mis on tähtsad ja vajalikud kõigile ühiskonna osadele – kultuurilist, sotsiaalset ja majanduslikku kapitali. Kolmas sektor ja kodanikuühiskond ning ühiskonnas tegutsevad MÜ-d ja NGO-d ise vajavad oma tööks neidsamu kapitale (Putnam, 1993; Bourdieu, 1998). Samal ajal on nad ise peamised sotsiaalse kapitali loojad ja tootjad. Nagu on kirjeldatud van Tili (1988), Patoni (1991) ja Putnami (1993) poolt, on üsna laialt levinud sotsiaalse majanduse ning sotsiaalsete ettevõtete kontseptsioon. Ühiskonna indiviidide vaatevinklist mõjutavad MÜ-de ja NGO-de tegevus ja ettevõtmised igapäevaelu väga erineval moel (Sumariwalla, 1983). Vabatahtlikku tegevust kirjeldati Paytoni (1984) poolt kui “era- või isiklikku tegu avalikes huvides (private action for the public good)” ning O’Neilli (1989) poolt kui “eraorganisatsiooni poolt avalike otstarvete pakkumisena (private organization serving a public purpose)”. Sumariwalla (1983) klassifitseerib MÜ-sid kui erasektori “mitteärilisi (non-business)” üksusi, mis tegutsevad pigem avalikes huvides või osana “kogu erinevast (whole different)” subkategorias.

Kodanikuühiskonna olemuse, loomuse, sisu ja ulatuse osas eksisteerib mitmeid erinevaid arusaamu ja kontseptsioone (Hallemaa, 2002; 2004a;c; 2008). Van Til (1998) on kaardistanud ühiskonnas erinevate sektorite vahelisi piire ning kirjeldanud avaliku arvamuse, mõtlemise ja ideede arengut kolmandast sektorist kolmanda ruumini või maailmani – kodanikuühiskonnani (civil society). Kontseptsioone ja teoreetilisi lähenemisi ühiskonna sektoritest ja kodanikuühiskonnast on edasi arendatud Sumariwalla (1983), van Tili (1988, 1998), Billise (1993), Patoni (1991), Schupperti (1991), Smithi (1991, 1997), Halli (1992), Lohmani (2002), Salomoni, Anheieri (1992) poolt. Eestis on MÜ-de ja NGO-de struktuuri ja ressursse käsitlenud Lagerspetz *et al.* (2002).

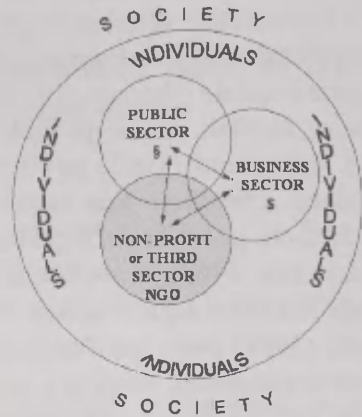
Käesolevas artiklis esitatud lihtsustatud skeemi alusel võib eristada nelja kodanikuühiskonna mudelit (Hallemaa, 2002; 2004a;c; 2008) (joonis 1).

1990. aastate lõpus valmistasid Eesti MÜ-d ja NGO-d ette Eesti Kodanikuühiskonna Arengu Kontseptsiooni (EKAK) eelnõu (Eesti Kodanikuühiskonna..., 2001). See kiideti heaks Eesti Mittetulundusühenduste Ümarlaura Esimese Suurkogu poolt 2001. a veebruaris ning saadeti Riigikogusse (mai 2001), kus see 12. detsembril 2002 võeti vastu ja kiideti heaks riikliku dokumendi ja pikaajalise arengukavana (Eesti Kodanikuühiskonna..., 2002). Selle dokumendi menetlemisel parlamendis tehti ka mõningaid kompromisse: kui eelnõus (Eesti Kodanikuühiskonna..., 2001) oli Eesti kodanikuühiskond kirjeldatud kui kogu ühiskond (mudel 3), siis vastu võetud EKAK-is (Eesti Kodanikuühiskonna..., 2002) nähakse seda eelkõige kolmanda sektori tähenduses.

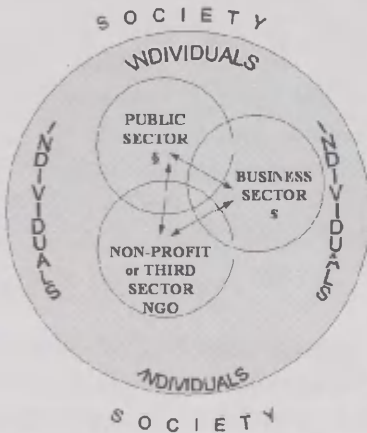
Käesolevas artiklis mõistetakse kodanikuühiskonda kõige laiemas tähenduses, s.o kolmanda mudeli alusel (joonis 1).



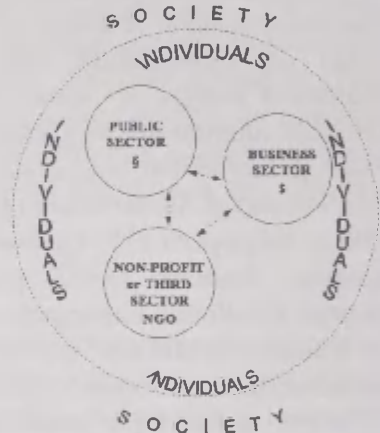
M 1 – kodanikuühiskond kitsas tähenduses



M 2 – kodanikuühiskond kui kolmas sektor



M 3 – kodanikuühiskond selle laias tähenduses:
kodanikuühiskond kui kogu ühiskond



M 4 – ühiskonnad ilma kodanikuühiskonnata

Joonis 1. Kodanikuühiskonna sisu erinevad mudelid (M).

Figure 1. Models(M) of different understandings on civil society.

2. Materjal ja meetodid

2.1. Eesti kodanikuühiskonna analüüsid, uuringud ning kirjeldus

Regionaalse ja kohaliku arengu ning arengupoliitikaga seotud territoriaalseteks objektideks ehk arenguüksusteks on kõik Eesti territoriaalse haldusjaotuse üksused. Neid on kirjeldatud ka varasemates artiklites (Hallemaa et al., 2006; Hallemaa, Servinski, 2009a;b). 1. jaanuaril 2008 oli Eestis 15 maakonda ja 227 kohalikku omavalitsust, 33 linna ja 194 valda (Hallemaa, Servinski, 2009a;b). Parema võrrel-

davuse tagamiseks on Eesti haldusjaotus esitletud ja ümber arvutatud 2008. aasta 1. jaanuari halduspiiridele vastavalt. Arvesse on võetud kõik vaatlusalusel perioodil toimunud muutused.

Seisuga 1. jaanuar 2008 oli Eestis registreeritud 26 363 mittetulundusühendust, millest 24 894 olid mittetulundusühingud, 705 usuühingud ja usulised organisatsioonid ning 764 sihtasutused. Seejuures tuleb samuti arvestada seda, et statistika ei kajasta väga suurt hulka seltsinguid, eeskätt maapiirkondades. Selle uuringu perioodi jooksul (2000–2008) on MÜ-de arv kasvanud väga kiiresti, 12 423-lt 2000. aastal 26 363-ni 2008. a (Hallemaa, Servinski, 2009a;b). Perioodil 2001–2008 kasvas Eestis ka MÜ-de arv 1000 elaniku kohta. Samal ajal kasvas ka erinevus indikaatori miinimum- ja maksimumnäitajaga kohaliku omavalitsuse üksuste vahel (Hallemaa, Servinski, 2009a,b).

Kodanikuühiskonna ning MÜ-de ja NGO-de analüüs on teostatud kogukonna ja kohalikul tasandil linnades ja valdades, regionaalsel tasandil Eesti maakondades ja regionoides ning kodanikuühiskonna tasandil kogu Eestis. Eristatud on alljärgnevad uurimisüksused: (1) linnad, (2) Tallinna aglomeratsioon (TLN + ülejäänud osa Harju maakonnast), (3) vallad, (4) maakonnad, (5) EL NUTS 3 regioonid: Põhja- (N), Kirde- (NE), Kesk- (C); Lääne- (W) ning Lõuna- (S) Eesti, (6) arenguregioonid ning (7) Eesti kodanikuühiskond tervikuna.

2.2. Andmed

Selle uuringu aluseks olevad andmed on saadud Justiitsministeeriumi Registrate ja Infosüsteemide Keskusest ning seal peetavatest ametlikest riiklikest registritest. Kasutati ka Rahandusministeeriumi andmeid kohalike omavalitsuste eelarvetesse laekuva üksikisiku tulumaksu osa kohta. Rahvaarvu andmed on saadud riiklikust rahvastikuregistrist. Mitmed vajalikud baasandmed on omandatud aastaraamatutest ning muudest Eesti Statistika ametlikest väljaannetest (Eesti Statistika..., 1991–2008; Maakonnad..., 2001; 2003; 2005; 2007; Regional Development..., 2002; Linnad..., 2008). Kasutatud on ka Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituudi varasemate uuringute tulemusi selles valdkonnas (Hallemaa, 1996; 2002; 2004a;b;c; 2008; Hallemaa, Servinski, 2009a;b). Tulemused on osaliselt ette kantud Kolmanda Sektori Urijate Assotsiatsiooni (The International Society for Third-Sector Research (ISTR)), konverentsidel (ISTR..., 2009) ning avaldatud teesidena konverentside teeside kogumikes (Hallemaa, 2002; 2004a;c; 2008).

Registrate ja Infosüsteemide Keskusest kättesaadavatele andmetele tuginedes on mittetulundusühendused (MÜ) või kodanikeühendused defineeritavad alljärgnevalt: MÜ = mittetulundusühingud + usuorganisatsioonid + sihtasutused, kus usuorganisatsioonide all mõeldakse kirikuid, kogudusi, usulised ühendusi ning kloostreid.

2.3. Kodanikuühiskonna arengu mõõtmine ja vastavad indeksid

Iseloomustamaks MÜ-de rolli, võimalusi ja ulatust kogukonna (kohalikus), regionaalses ning kodanikuühiskonna arengus, kasutatakse lihtsaid indekseid, mis kirjeldavad ühelt poolt arengupotentsiaali, regioonide arengutaset ja võimalusi arengus ning teiselt poolt MÜ-de ja kodanikuühiskonna tugevust ja arengut (Hallemaa, 2002, 2004a,b):

- (1) Indeks: mittetulundusühenduste arv 1000 elaniku kohta (MÜ/1000 el)
- (2) Indeks: üksikisiku tulumaksu laekumine kohalikku eelarvesse ühe elaniku kohta (ÜIT/el)

Analüüsi perioodiks on 2001–2008. Üksikisiku tulumaksu ja vastavate näitajate puhul kasutati põhjalikumates analüüsides aastaid 2001, 2004 ja 2007. MÜ-de arvu ja nende näitajate puhul kasutati aga aastaid 2002, 2005 ja 2008 (1. jaanuari seis).

2.4. Kodanikuühiskonna arengutaseme ning arenguressursside grupid

Kodanikuühiskonna arengutaseme ning potentsiaalselt kasutatavate arenguressursside alusel eraldati arenguüksuste viis gruppi (Hallemaa, 2004a,b), mis baseeruvad indeksitel (1) ja (2) (Tabel 1). Jaotuse aluseks on mõlema indeksi Eesti keskmine näitaja. Ala, kus mõlema indeksi väärtused on alla Eesti keskmise, on jaotatud kaheks. Jaotuse aluseks on raja, mis tähistab üksikisiku tulumaksu kohaliku omavalitsuse eelarvesse laekumise väärtust 75% Eesti keskmisest.

Tabel 1. Kodanikuühiskonna arengutaseme (MÜ/1000 el) ning arenguressursside (ÜIT/el) alusel eraldatud grupid (Hallemaa, 2004a,b).

Table 1. Groups defined on the basis of the level of development of civil society (number of non-profit organizations per 1000 inhabitants) and development resources (personal income taxes per inhabitant) (Hallemaa, 2004a,b).

Grupp	Indeks (1) MÜ/1000 el	Indeks (2) ÜIT/el
I	Üle Eesti keskmise	Üle Eesti keskmise
II	Üle Eesti keskmise	Alla Eesti keskmise
III	Alla Eesti keskmise	Üle Eesti keskmise
IV	Alla Eesti keskmise	Alla Eesti keskmise: ülemine pool (75%–99% Eesti keskmisest)
V	Alla Eesti keskmise	Alla Eesti keskmise: alumine pool (vähem kui 75% Eesti keskmisest)

2.5. Andmete statistiline töötlemine

Andmete statistiliseks töötlemiseks kasutati programmi *Statistica 6.0*. Jaotuse normaalsust kontrolliti Lillieforsi ja Shapiro-Wilksi testiga. Et kõigi muutujate jaotus oli kohalike omavalitsuste puhul asümmeetriline väiksemate väärtuste suunas, rakendati mitteparameetrilist meetodit, arvutades astakorrelatsiooni maakondade

ja kohalike omavalitsuste lõikes. Maakondade puhul olid mittetulundusühenduste arv 1000 elaniku kohta ning üksikisiku tulumaksu laekumine kohaliku omavalitsuse eelarvesse elaniku kohta normaaljaotusega, mistõttu kasutasime ka parameetrilisi meetodeid, lineaarset regressioon- ja korrelatsioonanalüüsi.

Spearmani astakorrelatsioon arvutati indekse (1) ja (2) vahel maakondade ja kohalike omavalitsuste lõikes ning Eesti regioonides. Indeks (1) ja (2) väärtused olid normaaljaotusega, mistõttu nende vahel arvutati lineaarne regressioon.

Harju maakond, mis sisaldab Tallinna ja Tallinna lähitagamaad (nn Suur-Tallinn) ning suuremat osa Tallinna kaugtagamaast (Potentials..., 2004), erineb ülejäänud Eesti aladest. Sel põhjusel arvutati lineaarse korrelatsiooni väärtused ka Harju maakonda arvestamata.

2.6. Eesti MÜ-de ja NGO-de klassifikatsioon põhitegevusala alusel

Eesmärgiga analüüsida MÜ-de ning sihtasutuste ja fondide tegevuste valdkondlikku struktuuri, jaotati MÜ-d ja NGO-d põhitegevusala alusel üheksateistkümnesse gruppi (Hallemaa, Servinski, 2009a,b): I – põllumajandus, jahindus, metsamajandus ja kalapüük; II – korteriühistud, garaažiühistud ja muu kinnisvarahaldus; III – teadus- ja arendustegevus; IV – haridus, sh koolitus; V – tervishoid; VI – sotsiaalhoolekanne; VII – spordiklubid ja sporditegevus; VIII – ettevõtjate, töandjate ja kutseorganisatsioonide tegevus; IX – ametiühingute tegevus; X – usuorganisatsioonide tegevus; XI – kodanikuõiguste kaitse ja eestkosted; XII – piirkondlikku/kohalikku elu edendavad ja toetavad ühendused ja fondid; XIII – noorte ja lasteühendused ning noorte ja laste heaolu edendavad ühendused; XIV – rahvusvahemuste ühendused ja kultuuriseltsid; XV – vaba aja veetmise, meelelahutuse ja kultuurilise tegevusega või huvialadega seotud ühendused ning huviklubid; XVI – keskkonna ja looduskaitse ühendused; XVII – puuetega inimeste ühendused ja nende liidud; XVIII ülejäänud grupid, mis ei ole esindatud gruppides VIII–XVII; XIX – muud.

Jaotuse aluseks on MÜ-de põhitegevusala, kirjeldatuna Eesti majanduse tegevusalade klassifikaatori EMTAK 2008 (Eesti majanduse..., 2007) alusel, millest on Eesti Statistikaameti poolt välja töötatud Eesti rahvuslik versioon Euroopa Liidu majanduse tegevusalade statistilisest (Eurostati) klassifikaatorist NACE Rev. 2 (Statistical..., 2007).

3. Tulemused ja arutelu

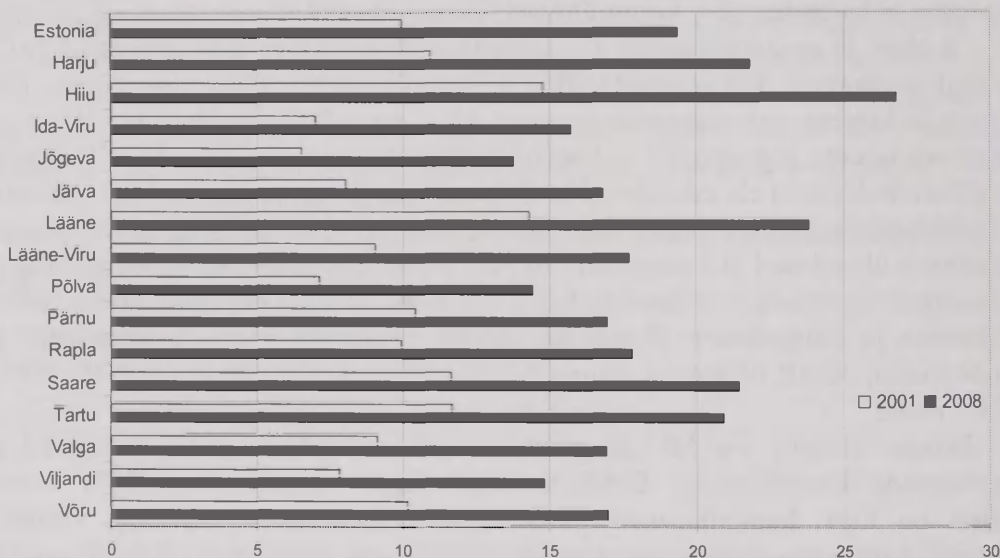
3.1. Kodanikuühiskonna arengutaseme ja MÜ-de piirkondlike erinevuste võrdlus ning dünaamika

Eesti erinevates regioonides ja nende vahel eksisteerivad suured erinevused MÜ-de arvus ja struktuuris. Need erinevused on otseselt mõjutatud või põhjustatud kodanikuühiskonna arenguks ja arendamiseks kättesaadavatest ressurssidest.

2001. aastal oli MÜ-de arv 1000 elaniku kohta alla Eesti keskmist taset 163 kohaliku omavalitsuse üksuses (71,8% kohaliku omavalitsuse üksuste koguarvust). 2002. aastal olid vastavad arvud 173 ja 76.2%. Seejärel muutus situatsioon küll mõnevõrra paremaks, kuid 2008. aasta alguses oli MÜ-de arv 1000 elaniku kohta Eestis keskmiselt 19,3. Samal ajal oli vastava indikaatori näit üle keskmise vaid 54-s kohaliku omavalitsuse üksuses (23,8%). Kolmeteistkümnes maakonna-keskuses ületab MÜ-de arv Eesti keskmise. Ressursid (indeks (2) alusel) on Eesti keskmisest oluliselt suuremad Tallinna ümbruses paiknevates kohalikes omavalitsustes (Hallemaa, Servinski, 2009a,b).

3.2. Piirkondlikud erinevused kodanikuühiskonna arengutasemes ning MÜ-de jaotuses regionaalsel tasandil Eesti EL NUTS 3 regioonides ning maakondades

Uuringu tulemused ning indeksi (1) piirkondlikud erinevused regionaalsel tasandil Eesti EL NUTS 3 regioonides ning maakondades ning vastav dünaamika 2001. ja 2008. a võrdluses on esitatud joonisel 2.



Joonis 2. Mittetulundusühendusi 1000 elaniku kohta Eesti maakondade ja EL NUTS 3 regioonide lõikes, 2001. ja 2008. aasta alguses.

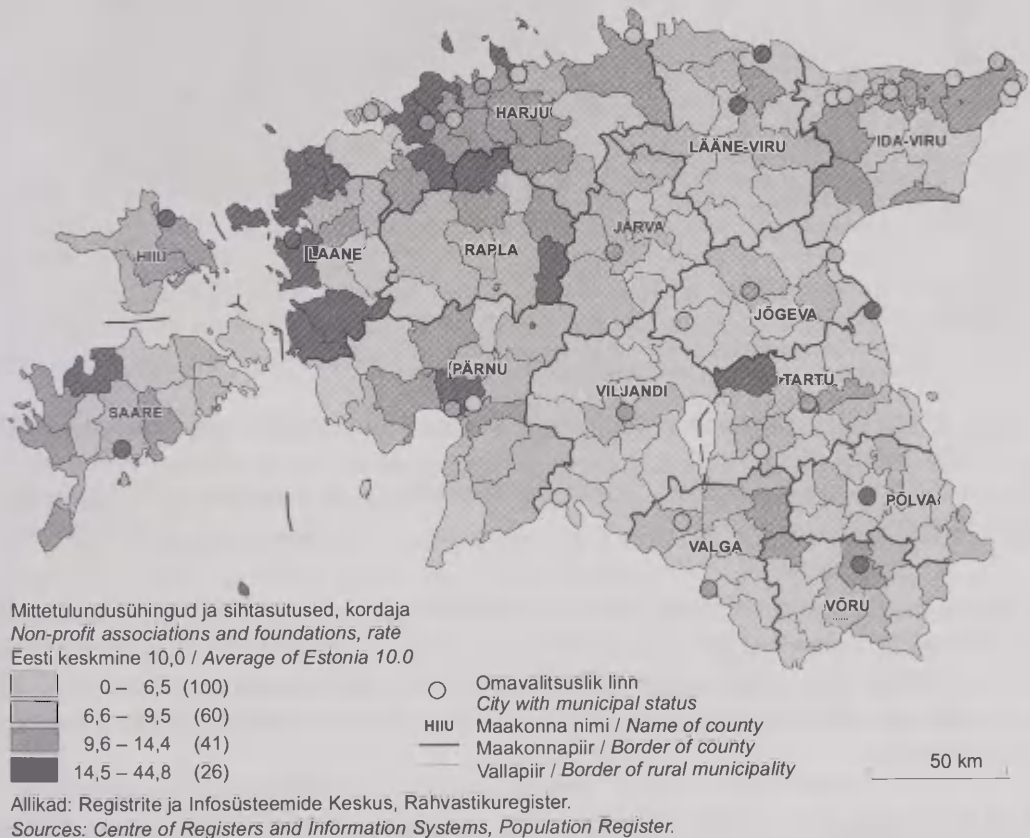
Figure 2. Non-profit organizations per 1000 inhabitants by county and in EU NUTS 3 regions of Estonia, 2001 and 2008 (at beginning of year).

Maakonna tasandil on vastav indikaator (1) kõrgem Lääne-Eestis. Kodanikuühiskond on enam arenenud piki Tallinna-Pärnu telge. Aastate 2001 ja 2008 võrdluses on näha olulist arengut kõigis maakondades. Euroopa Liidu NUTS 3 regioonidest on indeks (1) väärtus kõrgeim Põhja-Eestis kogu vaatlusaluse perioodi

2001–2008 vältel (2001 – 11,0, 2008 – 21,8). Ka Lääne-Eesti on ületanud Eesti keskmist taset. Kirde-Eestis on kodanikuühiskond kõige vähem arenenud ning omab ka indeksi (1) alusel madalamaid näitajaid läbi kogu uurimisperioodi: 2001. a oli indeksi väärtus 7,0, 2008. a. 15,7. Kesk- ja Lõuna-Eesti on see näitaja samuti alla Eesti keskmise.

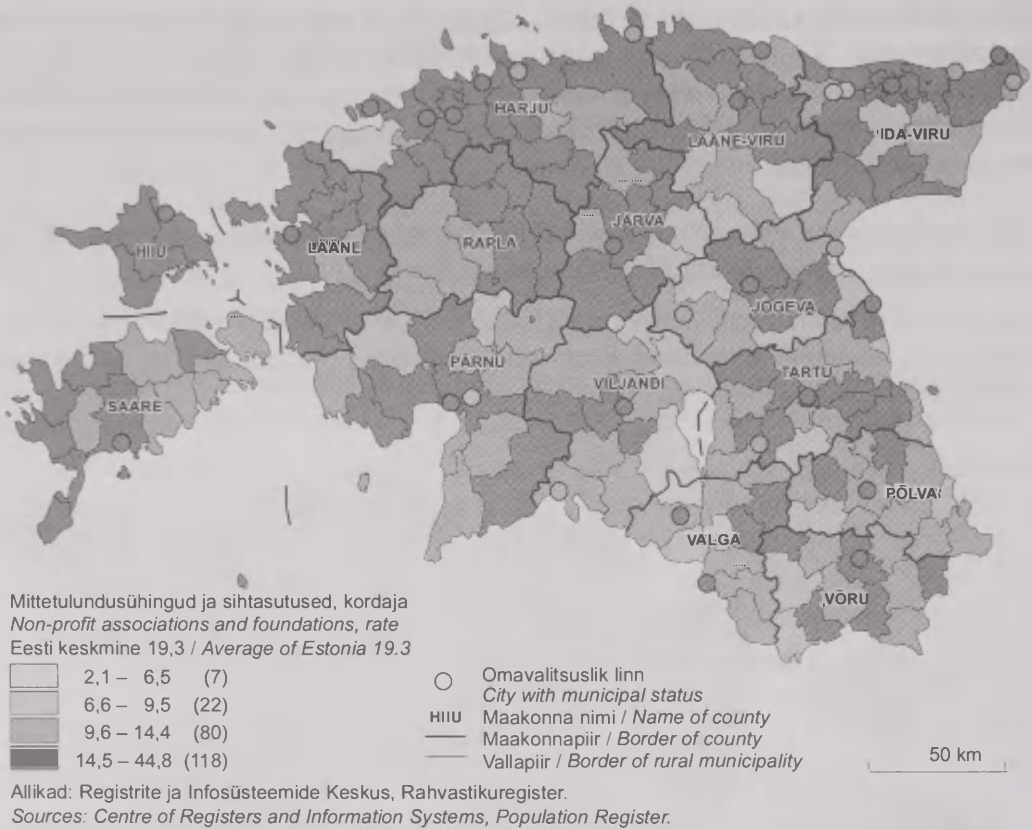
3.3. Regionaalsed erinevused kodanikuühiskonna arengutasemes ning MÜ-de jaotuses munitsipaal- ja kogukonna tasandil Eestis

Ajavahemikul 2001 kuni 2008 on MÜ-de arv 1000 elaniku kohta (indeks (1)) oluliselt suurenenud enamikus Eesti omavalitsustes. Samal ajal on mõnevõrra vähenenud piirkondlikud erinevused (joonised 3 ja 4).



Joonis 3. Mittetulundusühendusi 1000 elaniku kohta Eesti kohalikes omavalitsustes 2001. a jaanuari seisuga.

Figure 3. Non-profit organisations per 1000 inhabitants in Estonian local government units, January 2008.



Joonis 4. Mittetulundusühendusi 1000 elaniku kohta Eesti kohalikes omavalitsustes 2008. a jaanuari seisuga.

Figure 4. Non-profit organisations per 1000 inhabitants in Estonian local government units, January 2008.

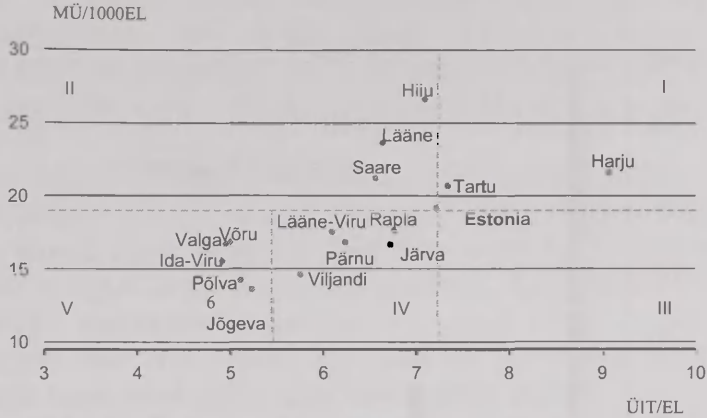
Kolmeteistkümnes maakonnakeskuses ületab MÜ-de arv Eesti keskmise, kusjuures 175 kohaliku omavalitsuse üksuses oli indeks (1) väärtus alla Eesti keskmist taset. Suured linnad ning nende tagamaad eristuvad kui kõige arenenumad regioonid. Ka ressursid on Eesti keskmisest oluliselt suuremad Tallinna lähinaabruse kohalikes omavalitsustes.

3.4. Erinevused EL NUTS 3 regioonide, maakonnad ja kohaliku omavalitsuse üksuste vahel ning dünaamika

Eesti maakondade ja EL NUTS 3 regioonide jaotusest kodanikuühiskonna arengutaseme ja arengressursside gruppidesse annab ülevaate joonis 5.

Maakondi võrreldes näeme, et vaid Harju maakond oli suhteliselt heas grupis I kogu vaatlusperioodil 2001–2007. Arvutused näitavad, et kaks kolmandikku maakondadest paikneb gruppides IV ja V, seega jäävad need alla Eesti keskmist

taset nii MÜ-de või NGO-de arvu kui ka laekuva üksikisiku tulumaksu aspektist vaadatuna, ehk siis neis maakondades on kodanikuühiskond madalal arengutasemel ning ka arenguressursside kogus on seal limiteeritud.



Joonis 5. Eesti maakondade ning NUTS 3 regioonide jaotus kodanikuühiskonna arengutaseme ja arenguressursside alusel, 2007. Rooma numbritega näidatud gruppide seletust vaata tabelis 1.

Figure 5. Distribution of counties and NUTS 3 regions of Estonia by the level of development of civil society and development resources, 2007. For an explanation of groups indicated by Roman numerals, see Table 1.

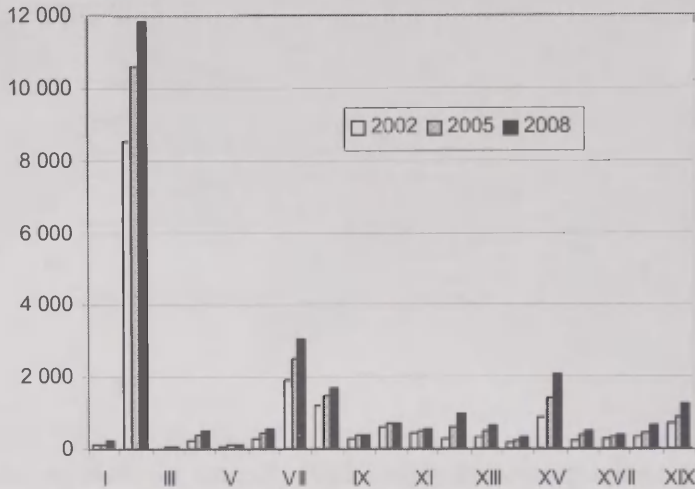
Rahvastiku jaotumine erinevate gruppide vahel annab üsna positiivse pildi: üle 56% Eesti elanikkonnast kuulub või paikneb gruppides I ja II, millised on just põhilised kodanikuühiskonna arengu vaatevinklist vaadatuna. Rahvastiku arv grupis I näitab seejuures veel ka väikest tõusutrendi. Euroopa Liidu NUTS 3 regioonidest on positiivne olukord Põhja- ja Lääne-Eestis, millised on olnud grupis I ja grupis II vastavalt kõigil aastatel alates 2001 kuni 2007. Kontrastiks on Kirde-Eesti, mis on paiknenud halvimas, V grupis, läbi kogu perioodi. Kesk-Eesti on grupis IV, ning Lõuna-Eesti on olnud samuti selles grupis alates 2002. aastast.

3.5. Seosed kodanikuühiskonna arengutaseme ja ressursside vahel

Varasemate statistiliste analüüside ja andmetöötlemise tulemuste alusel (Hallemaa, 2004a;b;c) oli kodanikuühiskonna arengutaseme (indeks (1)) ja ressursside (indeks (2)) vaheline korrelatsioon Eesti maakondades statistiliselt oluline ($p < 0,05$): Spearmani astakorrelatsioonikordaja väärtus varieerus vahemikus 0,65 (2000) ja 0,85 (2001). Kui maakondade puhul jätta välja Tallinna ja selle tagamaad sisaldav Harju maakond, oli seos tugevam.

3.6. MÜ-de jaotus põhitegevusala järgi ning vastavad piirkondlikud näitajad

Käesoleva uuringu tulemused – Eesti MÜ-de ja NGO-de jaotus põhilise tegevusala alusel 2002., 2005. ja 2008. aastal – on esitatud joonisel 6.



Joonis 6. Eesti MÜ-de ja NGO-de jaotus põhitegevusala alusel, seisuga 1. jaanuar 2002, 2005 ja 2008. Rooma numbrite seletust vaata peatükist 2.6.

Figure 6. Distribution of NPOs in Estonia by field of activity, 1st of January 2002, 2005 and 2008. For explanation of Roman numerals, see chapter 2.6.

Eestis registreeritud MÜ-dest moodustavad enamuse korteriühistud, garaažiühistud ja muu kinnisvarahaldusega tegelevad ühingud ja ühistud (2008. aastal koguarvuga 11 812 ehk 44,8%). Absoluutarvudes toodult on märkimisväärselt suur hulk MÜ-sid veel spordiklubide ja sporditegevusega haaratud ühenduste näol (3057 ehk 11,6% 2008. aastal), vaba aja veetmise, meelelahutuse ja kultuurilise tegevusega või huvialadega seotud ühenduste ning huviklubidena (2072 ehk 7,9%), ettevõtjate ja tööandjate organisatsioonide ning vastavate kutseorganisatsioonidena (1667 ehk 6,3%), piirkondlikku ja kohalikku elu edendavate ja toetavate ühenduste ja fondidena (1001 ehk 3,8%). MÜ-de arv kasvab kõige kiiremini põhitegevusala gruppides, millised on olulised kohaliku ja regionaalse arengu vaatevinklist: piirkondlikku ja kohalikku elu edendavate ja toetavate ühenduste ja fondide grupis (343% 2008. aastal võrrelduna 2002. aastaga); teadus- ja arendustegevuse valdkonna ühenduste grupis (282%), aga samuti hariduse, sh koolitusega tegelevate ühenduste grupis (Hallemaa, Servinski, 2009a,b).

3.7. Kodanikuühiskonna areng ja perspektiivid Eestis

Eesti Kodanikuühiskonna Arengu Kontseptsiooni (EKAK) kiitis Eesti Parlament Riigikogu heaks detsembris 2002 (Estonian Civil..., 2002). Tuginedes sellele dokumendile on loodud mitmed strateegilised dokumendid: Kodanikualgatuse toetamise arengukava 2007–2010 (Eesti kodanikuühiskonna..., 2006a) ja Vabatahtliku tegevuse arengukava 2007–2010 (Eesti kodanikuühiskonna..., 2006b). Järgmiseks sammuks oleks EKAK-i edasiarendamine regionaalsel ja kohalikul tasandil.

Käesolev uuring tõi välja suured erinevused Eesti regioonide vahel MÜ-de ja NGO-de struktuuri, arvu ja arengu näitajates ning kodanikuühiskonna arengutasemes. Me saame samu tendentse täheldada ja jälgida ka regionaalse ja kogukonna tasandi arengus Eestis (Eesti regionaalne..., 2002). Kõik Euroopa ja teised riigid kasutavad regionaalpoliitikat erineval moel (The International..., 2004). Eestis oleks see täna eriti vajalik arendada nii ettevõtlust kui ka stimuleerida MÜ-de arengul baseeruvat regionaalpoliitikat (Eesti regionaalarengu..., 2007).

Headeks näideteks kodanikuühiskonna arengu printsiipide ellurakendamisel on Läänemeremaade Kodanikeühenduste Võrgustik (Baltic Sea NGO Network) (Hallemaa, 2004b; 2008; Baltic Sea..., 2004) ning Kesk- ja Ida-Euroopa Kodanike Võrgustik (Central and Eastern European Citizens' Network; CEE CN) (Hallemaa, 2008).

4. Kokkuvõte ja järeldused

Eestis on kodanikuühiskonna areng ja arendamine ning ühistegevus taas kord tõstetud fookusesse. Kodanikuühiskond ning MÜ-de kogukond on siin suhteliselt hästi arenenud ja mõjus. Registreeritud on enam kui 27 000 MÜ-d, seejuures on MÜ-sid 1000 elaniku kohta üle 19. Eksisteerib oluline korrelatiivne seos kahe indeksi – MÜ-de arv 1000 elaniku kohta ning üksikisiku tulumaksu laekumine kohalikkude eelarvesse ühe elaniku kohta – vahel. Mittetulundusühenduste arv kasvab kiiresti gruppides, mille põhitegevusala on oluline kohalikus ja regionaalses arengus. Samal ajal eksisteerivad äärmiselt suured erinevused Eesti regioonide vahel MÜ-de ja NGO-de struktuuris, arvus ja karakteristikutes ning kodanikuühiskonna arengutasemes. Kui arengutasemes on piirkondlikud erinevused mõnevõrra vähenenud, siis ressursside osas erinevused pigem suurenevad, koondudes Tallinna ja teiste linnade ümbrusse. Eestis on täna oluline suurendada nii ettevõtluse kui ka MÜ-de toetamisel baseeruva stimuleeriva regionaalpoliitika mahtu (Eesti regionaalarengu..., 2007).

Tänuavaldus

Selle uurimuse läbiviimist toetati Eesti Haridus- ja Teadusministeeriumi poolt (sihtfinantseerimise teemad SF0182534s03 ja SF0180127s08) ning Eesti Teadusfondi grantidega 6083 ja 7527.

Kasutatud kirjandus

- Baltic Sea NGO Forum 16–17 April 2004 Strand Spa and Conference Hotel Pärnu, Estonia: (Materials) (2004). Estonian NGO Roundtable and Baltic Sea NGO Forum: Tallinn – Pärnu, 99 p.
- Billis, D. 1993. *Organising Public and Voluntary Agencies*, Routledge: London.
- Bourdieu, P. 1998. *Acts of Resistance: Against the New Myths of Our Time*. Polity Press: Oxford.
- Eesti Kodanikuühiskonna Arengu Kontseptsioon: Eelnõu 2001. Koostatud D. Liiv koostöös projekti ekspertgrupiga, Eesti Mittetulundusühenduste Ümarlaud Estonian: Tallinn, 11 lk.
- Eesti Kodanikuühiskonna Arengu Kontseptsioon, heaks kiidetud Riigikogu poolt 12. detsembril 2002, 2002. Riigi Teataja I, 103, 606, Riigikantselei: Tallinn, 5 lk. <http://www.siseministeerium.ee/30410> (31.05.2009).
- Eesti majanduse tegevusalade klassifikaator EMTAK 2008, 2007. Eesti Statistika: Tallinn, 58 lk. <http://www.rik.ee/32971> (31.05.2009).
- Eesti regionaalarengu strateegia 2005–2015, 2007. Eesti Vabariigi Siseministeeriumi regionaalarengu osakond: Tallinn, 26 lk. <http://www.siseministeerium.ee/5368> (31.05.2009).
- Eesti regionaalne areng 1995–2000, 2002. Eesti Statistika & Siseministeerium: Tallinn. Regional development of Estonia 1995–2000, Statistics Estonia, Estonian Ministry of Interior: Tallinn.
- Eesti Statistika Aastaraamatud 1991–2008, 1992–2009. Eesti Statistika: Tallinn. Estonian Statistical Yearbooks 1991–2008, Statistics Estonia: Tallinn.
- Hall, P. D. 1992. *Inventing the Nonprofit Sector and Other Essays on Philanthropy. Voluntarism and Nonprofit Organizations*, Johns Hopkins University Press: Baltimore.
- Hallemaa, H. 1996. Regionaalne areng ja arengupoliitika Eestis ja Euroopas. Eesti majanduspoliitika Euroopa Liidus, Tallinna Tehnikaülikool: Tallinn, Tartu Ülikool: Tartu, lk 42–62.
- Hallemaa, H. 2002. Development of non-profit sector and civil society and NGO support systems in Estonia. ISTR Fifth International Conference: Conference Abstracts, 2002. <http://www.istr.org/conferences/capetown/abstracts/hallemaa.html> (31.05.2009).
- Hallemaa, H. 2004a. Nonprofit Organizations in Regional and Civil Society Development: Estonian case and results of studies. In: IV Baltic Sea NGO Forum 16–17 April 2004 Strand Spa and Conference Hotel Pärnu, Estonia., Estonian NGO Roundtable and Baltic Sea NGO Forum: Tallinn – Pärnu, pp 95–98.
- Hallemaa, H. 2004b. Nonprofit Organizations in Regional and Civil Society Development: Estonian case and results of studies. ISTR Sixth International Conference: Conference

- Abstracts. <http://www.istr.org/conferences/toronto/abstracts/Hallemaa.pdf>(31.05.2009).
- Hallemaa, H. 2004c. Mittetulundusühendused kodanikuühiskonna arengus ning kodanikuühiskonna regionaalne pilt. Linnad ja vallad arvudes 2004, Eesti Statistika. Tallinn, lk 59–76.
- Hallemaa, H. 2006. Role and Contribution of NPO-s to Regional and Civil Society Development: Baltic Sea Region case. ISTR Seventh International Conference: Conference Abstracts.
<http://www.istr.org/conferences/bangkok/abstracts/abstract/Hallemaa.pdf> (31.05.2009).
- Hallemaa, H. 2008. NPOs In and For Community, Regional and Civil Society Development: Several Cases. 8th International Conference of ISTR and 2nd European Conference of the EMES and ISTR: Conference Abstracts. <http://www.istr.org/conferences/barcelona/cd/pdf/abstracts/Helmut%20Hallemaa.pdf> (31.05.2009)
- Hallemaa, H., Servinski, M. 2009a. Mittetulundusühendused ning kodanikuühiskonna areng. Eesti Statistika Kvartalikirj, 01/09, Eesti Statistika: Tallinn, lk. 58–89. <http://www.stat.ee/31375> (31.05.2009).
- Hallemaa, H., Servinski, M. 2009b. Non-profit organisations and development of civil society. Quarterly Bulletin of Statistics Estonia, 01/09, Statistics Estonia: Tallinn, pp 90–99. <http://www.stat.ee/31376> (31.05.2009)
- Hallemaa, H., Vitsur, H., Oja, T., Mander, Ü. 2006. The sustainability of energy use in Estonian settlements and regions. Mander, Ü., Brebbia, C. A. and Tiezzi, E. (eds.) The Sustainable City IV. Urban Regeneration and Sustainability, WIT Press: Southampton & Boston, pp 509–520.
- ISTR International Conferences (5, 6, 7, 8) Cape Town 2002, Toronto 2004, Bangkok, 2006, Barcelona 2008: Conference Abstracts (2002, 2004, 2006, 2008). ISTR. <http://www.istr.org/conferences> (31.05.2009).
- Kodanikualgatusete toetamise arengukava 2007–2010: täiendatud, heaks kiidetud Eesti Vabariigi Valitsuse 18. detsembri 2008 korraldusega nr 534 (2008). Riigi Teataja, lisa, 49, 915, Riigikantselei: Tallinn, 28 lk. <http://www.siseministerium.ee/30297> (31.05.09).
- Lagerspetz, M. Rikmann, E., Ruutsoo, R., 2002. The Structure and Resources of NGOs in Estonia. *Voluntas: International Journal of Voluntary and Nonprofit Organizations*, Vol. 13, No. 1, International Society for Third-Sector Research, The Johns Hopkins University and Springer: Johannesburg: pp 73–87. www.springerlink.com (31.05.09)
- Linnad ja vallad arvudes 2001–2008, 2001–2008. Eesti Statistika: Tallinn. Cities and Rural Municipalities in figures 2001–2008, Statistics Estonia: Tallinn.
- Lohman, R. (1992). *The Commons: New perspectives on Nonprofit Organizations and Voluntary Action*, Jossey-Bass: San Francisco.
- Maakonnad arvudes 1996–2000, 2001. Eesti Statistika: Tallinn. Counties in Figures 1996–2000, Statistics Estonia: Tallinn.
- Maakonnad arvudes 1998–2002, 2003. Eesti Statistika: Tallinn. Counties in Figures 1998–2002, Statistics Estonia: Tallinn.
- Maakonnad arvudes 2000–2004, 2005. Eesti Statistika: Tallinn. Counties in Figures 2000–2004, Statistics Estonia: Tallinn.
- Maakonnad arvudes 2002–2006, 2007. Eesti Statistika: Tallinn. Counties in Figures 2002–2006, Statistics Estonia: Tallinn.

- O'Neill, M. 1989. *The Third America: The Emergence of the Nonprofit Sector in the United States*, Jossey-Bass: San Francisco.
- Paton, R., 1991. *The Social Economy: Value-Based Organizations in the Wider Society*. Til, J. V., Batsleer et al (eds.), *Issues in Voluntary and Non-profit Management*, Chapter 1, Addison-Wesley: Wokingham (U.K.)
- Payton, R. 1984. *Major Challenges in Philanthropy*. Proceedings of the 1984 Independent Sector Meeting and Spring Forum, Hodgkinson, V. (ed), *Independent Sector*: New York.
- Potentials and prerequisites Estonia Tallinn Region 2004. Baltic Palette II.AG 1a.Palette Polycentric Platform Project — PPPP, Harju County Government: Tallinn. <http://www.balticpalette.com/dl/BPIIAG1Estonia.pdf> (9.01.2009).
- Putnam, R. D. 1993. *The Prosperous Community: Social Capital and Public Life*. *The American Prospect* 13: 35–42.
- Salomon, L., Anheier H. K. 1992. In Search of the Nonprofit Sector, I: The Question of Definition. *Voluntas, The International Journal of Voluntary and Non-Profit Organizations* 3: 125–151.
- Salomon, L. M., Anheier, H. K. et al 1998. *The Emerging Sector Revisited: A Summary. Revised Estimates*, Center for Civil Society Studies, Institute for Policy Studies and The Johns Hopkins University Oress: Baltimore, USA.
- Schuppert, G. F. 1991. State market, Third Sector: problems of Organizational Choice in the Delivery of Public Services. *Nonprofit and Voluntary Sector Quarterly* 20: 123–136.
- Servinski, M., Lehto, K., Hallemaa, H. 2007. Regional development of social cohesion. *Social trends* 4, Statistics Estonia: Tallinn, pp 125–139.
- Smith, D. H. 1991. Four Sectors or Five? Retaining the Member-benefit Sector. *Nonprofit and Voluntary Sector Quarterly* 20: 137–150.
- Smith, D. H. 1997. The Rest of the Nonprofit Sector: Grassroots Associations and the Dark Matter Ignored in Prevailing. 'Flat Earth' Maps of the Sector. *Nonprofit and Voluntary Sector Quarterly* 26: 114–131.
- Statistical classification of economic activities in the European Community NACE Rev. 2: Structure and explanatory notes, 2007. Eurostat – Unit 02 Statistical governance, quality and evaluation: Brussels, 194 pp <http://www.rik.ee/32971> (31.05.2009).
- Sumariwalla, R. 1983. Preliminary Observations in Scope, Size and Classification of the Sector. Hodgkinson, V. (ed), *Working Papers for the Spring Research Forum: Since the Filer Commission*, Independent Sector: Washington, D.C., pp 433–449.
- The International Evaluation Conference of Finnish regional policy, 2004. Briefing material: Moviste 14/1991, Helsinki, 1991.Roundtable and Baltic Sea NGO Forum: Tallinn – Pärnu, pp 20–24.
- Van Til, J. 1998a. *Mapping the Third Sector: Voluntarism in a Changing Social Economy*, The Foundation Center: New York.
- Van Til, J. 1998b. *Growing Civil Society: From Nonprofit Sector to Third Space*, Indiana University Press: Bloomington & Indianapolis, 241 p.
- Vabatahtliku tegevuse arengukava 2007–2010, 2006. Tartu Vabatahtlike Keskus, Eesti Vabariigi Siseministeerium: Tallinn–Tartu, 10 lk. http://www.vabatahtlikud.ee/UserFiles/arengukava/vta_2007_2010_31_jaan_2007.pdf (31.05.2009).

**Non-profit organisations for sustainable development at community,
regional and civil society level**

Helmut Hallemaa

Department of Geography, University of Tartu

Summary

Civil society and civil society development is one of the most essential and fundamental questions of the functioning and development of societies. The history and traditions of Estonian societies and associations are long, reaching back to the middle of the 19th century. The topic of the development of civil society reached the public in the second half of the 1990s. The role of non-profit organisations (NPOs) in society is a key question, and they act in the interests of sustainable development at several levels. The civil society and community of NPOs in Estonia is strong and impressive in the EU context. On 1 January 2008 there were 26,363 registered NPOs, and the index of NPOs per 1000 inhabitants was 19.3. This number has continuously grown in the period 2001–2008. On the other hand, there are extremely great differences in the level of development of civil society and NPOs at community or local, regional and civil society level.

Innovatsioonipoliitika, geograafia ja Eesti

Jussi S. Jauhiainen

Tartu Ülikooli geograafia osakond
Turu Ülikooli geograafia instituut

1. Sissejuhatus

“Eesti areng kinnitab, et ka meie oleme uuenemisvõimelised ehk teisisõnu innovatiivsed. Tegelikult teeme me asju pidevalt uut moodi, rakendame aina enam uusi ideid, loome uusi ettevõtteid uute äriideedega, parandame oma tooteid, et meie klientidel oleks neist rohkem kasu, loome uusi teenuseid ja suhtlemisvorme riigiga, kasutame ära tänapäeva tehnoloogia võimalusi ning toome riiki kodanikule lähemale. Seda kõike võib nimetada innovatsiooniks. Samas seisame me silmitsi väljakutsetega, kus märksõnadeks on konkurents ja kohanemisvõime. See näitab, et uuenemine on muutumas aina olulisemaks. Edasimineku sõltub aga kogu ühiskonna uuenemisvalmidusest, millesse annab oma osa iga üksiku inimese, ettevõtte ja organisatsiooni panus.” (Eesti Vabariigi Valitsus, 2009)

Innovatsiooni ehk uusi avastusi ja teadmisi, olemasolevate teadmiste uutmoodi rakendamist, uute toodete ja teenuste arendamist ja uusi tootmise, levitamise ja turustamise viise peetakse väga vajalikuks ühiskonna ja majanduse jaoks Eestis. Seda kinnitab ülal esitatud tsitaat Vabariigi Valitsuselt. Eestil on olemas riiklik innovatsioonipoliitika ehk strateegilised eesmärgid, kuidas tõhustada innovatsioonide tekkimist ja arengut ning selle kaudu riigi rahvusvahelist konkurentsivõimet. Innovatsioonipoliitika hõlmab riigi poliitika erinevaid sektoreid ja ka territoriaalselt kogu Eestit. Poliitika on esitatud riigi innovatsioonisüsteemis.

Eesti on olnud viimase kümne aasta jooksul üleilmselt innovaatiline paljude info- ja kommunikatsioonitehnoloogia rakenduste valdkonnas. Tuntud näideteks on e-valitsus, e-valimine, e-tuludeklaratsioon, m-parkimine, m-positioneerimine, Skype jt (Högselius, 2005). Arutlemist vajab, milline on olnud riigi sihipärase poliitika ja eelkõige innovatsioonipoliitika roll nende innovatsioonide taustal. Näiteks Soomes on põhjalikult arutletud avaliku sektori, erasektori ja indiviidide rolli üle Nokia eduloos. Edukaks osutunud innovatsiooni otsest seost riigi poliitikaga rõhutavad meelsasti tollased poliitika kujundajad. On väidetud, et hea tulemus johtus eelkõige sihikindlast poliitikast. See hiljem esitatud väide on pigem hea retoorika kui kindlalt tõestatav fakt (Miettinen, 2002).

On avaldatud arvamust, et mitmed edukad innovatsioonid Eestis on tekkinud sõltumata innovatsioonipoliitikast. Peamisteks innovatsioonide põhjusteks on olnud Nõukogude Liidu perioodilt pärinevate oskuste rakendamine (nt küberneetika),

firmade vahelised võrgustikud, koostöö Põhjamaadega ning igal juhul sihikindlate indiviidide pühendumus (Högselius, 2005). Sõltumata paljudest huvitavatest leiutitest ja majandusliku kasu toovatest innovatsioonidest, kritiseeriti 2000. aastate algsel ajal Eesti innovatsioonipoliitikat. Kattel (2004) nendib, et Eesti innovatsioonipoliitikat puudusid tollal selged prioriteedid. Poliitika soodustas üldist koostööd ja konkureerimist, kuid innovatsiooniprotsessi pigem hallati kui selle arenemist sihipäraselt toetati.

Alates 2002. aastast on Eestis rakendatud innovatsioonipoliitikat. Euroopa Liidu liikmesriigina on Eesti suutlikkus innovatsioonipoliitika valdkonnas paranenud ja poliitikale pööratakse varasemast palju rohkem tähelepanu. Poliitika kujundamist on väga oluliselt mõjutanud Euroopa Liidu struktuurifondide rahastamisvõimalused (de Jong *et al.*, 2008; Reid, 2009). Maailma Majandusfoorumi (World Economic Forum) konkurentsietabelis liigitati Eesti 2009. aastal esimest korda innovatsioonipõhiste majanduste hulka.

Eesti on innovatsioonide arendamise vaatenurgast endiselt Euroopa Liidu keskmiste seas. Teadmispõhise majanduse proaktiivsuse lisamiseks soovib Tiits (2007), et Eesti innovatsioonipoliitika soodustaks paremini välismaa investeeringute suunamist Eesti teadus- ja arendustegevusse ja kõrgharidusse. Sellised investeeringud viivad kiiremini innovatsioonipõhise majanduseni. Investeeringute paigutamine lühiajaliselt kasu toovatesse, kuid vähe oskuseid vajavatesse majandustegevustesse muudab Eesti ettevõtted passiivseteks innovatsioonitegevuses. Ettevõtted jäävad tootma liiga lihtsalt ja odavalt (Varblane *et al.*, 2007). Passiivsust lisab ja vajalike muutuste läbiviimist takistab lineaarsele innovatsioonile põhinev innovatsioonipoliitika (Varblane *et al.*, 2008). Eesti innovatsioonipoliitika peab niisiis arenema. Teisalt, rohkem arenenud riikide innovatsioonipoliitikate kopeerimine ja toomine Eestisse ei ole ka mõistlik, arvavad valdkonna tähtsamad teadlased (Varblane *et al.*, 2007; de Jong *et al.*, 2008). Praeguse riikliku innovatsioonipoliitika eesmärgid ja rakendamine ulatuvad aastani 2013, kuid innovatsiooniteemalistest poliitikatest Eestis puudub veelgi selge geograafiline vaatenurk.

Miks geograafiline vaatenurk peaks olema seotud innovatsioonipoliitikaga? Geograafia on innovatsiooni tuumikus. Innovatsioon tekib kusagil, on suhtes lähedal ja kaugemal olevate teiste inimeste, asjade ja oludega ja nendevaheliste võrgustikega. Innovatsioon mõjutab inimesi, paikkondi, regioone ja riike. Innovatsioonid sünnivad erilistes kontekstides ja kujunevad sotsiaalsetes protsessides. Indiviidi poolt tehtud avastuste ja leiutiste taustal on tema teadmised ja oskused. Nonaka ja Takeuchi (1995) väidavad, et on vaja indiviidi spetsiifiliste teadmiste ja oskuste muutus ühisteks jagatud teadmisteks ja oskusteks innovatsiooni arendavas grupis. Sedasi arenevad nad konkreetseteks rakendusteks, toodeteks, teenusteks ja protsessideks. Indiviidi teadmiste kujunemist ühisteks teadmisteks soodustab sotsiaalne ja kognitiivne lähedus ja usaldus innovatsiooniprotsessis osalevate toimi-

jate vahel. Lähedus võib olla ka takistav tegur näiteks liiga sarnaste vaatenurkade puhul või kohapealsete harjumuste tõttu.

Usaldust innovatsiooniprotsessis toimijate vahel lisab suhtlemine, mida soodustab geograafiline lähedus. Paljud uurimused näitavad, et innovatsioonidele ja oskustele põhinev majandus pigem kontsentreerib geograafiliselt innovatsiooniprotsessi olulisi toimijaid, kui soodustab nende paiknemist vabalt kus iganes (Krugman, 1991; Feldman, 1994). Teisalt – geograafilise läheduse määravast rollist aitab vabastada kaasaegne info- ja kommunikatsioonitehnoloogia, mis võimaldab suhtlemise ja usalduse tekkimise sõltumata toimijate füüsilisest kaugusest.

Eelmainitust võib järeldada, et innovatsiooni tekke, arengu ja kasutuse uurimisel nii mikro- kui makrotasandil on geograafia kui akadeemiline distsipliin väga oluline eriala. Sellest hoolimata on Eesti geograafid olnud tagasihoidlikud innovatsioonide uurimises ning innovatsiooni ja geograafia suhete selgitamises. Geograafia ja innovatsiooni seoste ei ole Eestis eriti tähelepanu pööratud ka teistel erialadel.

Käesolevas artiklis käsitletakse innovatsiooni ja geograafia suhteid. Innovatsiooni määratlemises toetutakse eelkõige Austria majandusteadlase Joseph Schumpeteri (1883–1950) mõtetele uute toodete, uute tootmisviiside või olemasolevate teadmiste uutemoodi rakendamise kohta majanduslikus protsessis. Schumpeteri määratlust kohandatakse OECD ja Euroopa Liidu praeguste määratluste abil. Taustaks selgitatakse ka lineaarse, institutsionaalse ja avatud innovatsiooni mõisteid ning iseloomustatakse riigi poliitikaid innovatsioonide toetamiseks. Innovatsiooni, geograafia ja poliitika vastastikkus tuleb välja, kui kõrvutatakse üldine, suunatud ja katsetav innovatsioonipoliitika (vt Sotara, 2009) absoluutse, relatiivse ja relatsioonilise ruumi mõistetega.

Artiklis tuuakse eelmainitud teoreetiline diskussioon innovatsioonidest ja ruumidest Eesti praktikasse. Eesti innovatsioonipoliitika ja innovatsioonisüsteemi lühida analüüsi puhul tuuakse välja nende peamised väljakutsed. Innovatsioonipoliitikate ja -praktikate põhjalik analüüs nõuab muidugi ulatuslikku uurimust mitmekesiste kvantitatiivselt, kvalitatiivselt ja kartograafiliselt analüüsitud andmetega (vt Kattel, 2004; Tiits, 2007; Varblane *et al.*, 2007; de Jong *et al.*, 2008; Varblane *et al.*, 2008; Reid, 2009). Käesoleva artikli ja väljaande puhul ei ole võimalik nii pikalt ja põhjalikult antud teemat käsitleda, kuid arutatakse kuidas geograafiline vaatenurk võiks aidata kaasa innovatsioonipoliitika väljakutsetele vastamisele.

2. Innovatsioon ja üldine, suunatud ja katsetav innovatsioonipoliitika

Innovatsioon on avastus, leiutus, praktika või asi, mis on uus või mida inimesed peavad uueks. Uuenemine võib olla väike muutus varasemaga ehk innovatsioon arendatakse lineaarselt või järsk radikaalne muutus ja täiesti uus rakendus. Tihti seostatakse innovatsiooni majanduse arenguga – innovatsiooni rakendamise abil

loodetakse saavutada parem majanduslik tulemus, edu ja konkurentsivõimelisus. Tegelikult aga on uuenemine iseloomulik igale inimtegevuse valdkonnale, näiteks kunstile, kultuurile, teadusele, poliitikale, sotsiaalelule jt.

Schumpeteri (1942) arvates ettevõtlikud inimesed ja ettevõtted mängivad olulist rolli innovatsiooni arengus. Ühed uuendavad oma tegevust ja tooteid ja teised peavad kohandama vastavalt oma tegevust. Uued tehnoloogiad ja tooted on väljakutseks ettevõtetele, mis toodavad asju vanal ebatõhusal viisil või nende tooted ei suuda konkureerida uute toodetega kvaliteedi, hinna ja huvitavuse suhtes. Tekkib vanade toomisviiside, toodete ja tavade "loov lammutamine". Loova sellest mineviku lammutamisest teeb see, et oleviku rusudest tõusevad uued tulevikus konkurentsivõimelisemad tegevused ja tooted. Ühe valdkonna areng mõjutab teisi valdkondi, kus on samuti vaja otsida uusi ja paremaid lahendusi. Riik mõjutab otseselt ja kaudselt innovaatilisust, näiteks hariduse, täiendkoolituse, ettevõtlus-toetuste ja tehnoloogiapoliitika kaudu.

Schumpeteri (1942), OECD'i ja Euroopa Liidu määratlusi rakendades innovatsiooniks on:

1. uus toode või teenus (toode või teenus on tarbijatele varasemast tundmatu);
2. uute ideede kasutamine tootmises, teeninduses, levitamises või turustamises (vähemalt uus rakendus, protsess ei pea olema kogunisti uus);
3. uus turg (toodet või teenust ei ole pakutud sel turul varem);
4. uue tooraine, töödeldud tooraine või tehnoloogia kasutuselevõtt (vana ja uue ühendamise);
5. uus turustruktuur (mitte ilmtingimata päriselt uus, vaid uus kontekst nagu turu avamine konkurentidele, monopolist loobumine jt).

Innovatsiooni mõiste hõlmab enda alla niisiis hästi palju erinevaid asju ja tegevusi. On aga vaja pöörata tähelepanu sellele, et innovatsioonid sünnivad konkreetsetes kohtades. Riikide maailmas on riikidel eriline huvi toetada innovatsioonide arenemist eelkõige oma territooriumil. Niisiis on vajalik vaadelda neid innovatsioonipoliitika viise, mida riikidel on võimalik rakendada.

2.1. Üldine innovatsioonipoliitika absoluutses ruumis

Üldine innovatsioonipoliitika toimub absoluutses ruumis. Riigi sees ei toimu regionaalselt spetsialiseerunud innovaatilisuse toetamist, vaid kogu riigi territoorium on hõlmatud riigi innovatsioonipoliitikaga. Absoluutne innovatsiooniruum on passiivne pind, kus paiknevad asjad ja inimesed. Avaliku sektori, erasektori ja ülikoolide toimijad moodustavad koos riikliku innovatsioonisüsteemi, mille arengut suunatakse üldise innovatsioonipoliitikaga. Innovatsioonisüsteemis nähakse, et ruum ehk riigi territoorium on olemas sõltumata reaalsest tegevusest ja asjadest. Innovatsioonid tekivad teineteisest sõltumatutes punktides.

Üldist innovatsioonipoliitikat iseloomustab ülevalt alla toetus lineaarse ja endisele toetava innovatsiooni jaoks. Lineaarse innovatsiooni aluseks on üldised riigi poliitikad, mis toetavad haridussüsteemi ja eriti ülikoole. Leiutised sünnivad

teadusliku tegevuse tulemusena tihti ülikoolides. Teadusliku töö tulemused kantakse üle ettevõtetesse, kus neid arendatakse ja turustatakse ja viiakse edasi tarbijateni. Innovatsioon on ettevõtete pakkumine tarbijatele.

Taalise poliitika tulemusel sünnivad innovatsioonid eelkõige ülikoolilinnades, kus ülikoolide ja ettevõtete vaheline koostöö ja rahvusvahelised kontaktid soodustavad innovatsioonide arenemist (Simmie, 2003). Tasapisi muutub linna-region innovaatilisemaks, kuna töötajad vahetavad töökohti linnastu sees ning rakendavad omandatud teadmisi uutes kontekstides.

Turgude hõivamine on uute tootjate poolt üsna keeruline, seda eriti väikeste ettevõtete puhul, kuna toodete arendamine nõuab suuri kulutusi nende teadus- ja arendustegevuses. Teisalt aga riik toetab innovatsioonide arendamist võimaldades hea hariduse suurele osale elanikest. Selle üldise innovatsioonipoliitika abil luuakse võimalused vastata tuleviku väljakutsetele.

Üldise innovatsioonipoliitika väljakutseks on väikeses riigis vähesed ressursid konkurentsivõimeliste lineaarsete innovatsioonide tekitamise jaoks. Niisiis on konkureerimine suuremate riikidega üsna raske. Kuna poliitika ei toeta piisavalt suurt spetsialiseerumist, ei sünni tavaliselt ka olulises mahus radikaalseid innovatsioone. Tasapisi toimivas arendamises ei saavuta väikemahulise tootmisega riik konkurentsieelist teiste suuremate riikide ees.

2.2. Suunatud innovatsioonipoliitika relatiivses ruumis

Suunatud innovatsioonipoliitika toimub relatiivses ruumis. Riigi sees toimub regionaalne spetsialiseerumine, millele põhinevad innovatsioonid ja mida riik toetab ka oma poliitikatega. Riigi territoorium on valikuliselt hõlmatud riigi innovatsioonipoliitikaga ehk toetusi suunatakse kindlatele piirkondadele ja nendes omakorda kitsamate majandustegevuste jaoks. Riigi territooriumi ei käsitleta innovatsioonipoliitikas tervikuna ega ruum ei ole passiivne pind. Relatiivne innovatsiooniruum on olemas suhetena geograafilistes asukohtades paiknevate asjade ja tegevuste vahel: ruumi ja asjade tähendus ilmneb nende omavahelisest suhtest. Innovatsiooniruum tekib protsessis osalevate toimijate suhtlemise ja tegevuse tulemusena, ilma selleta pole ka innovatsiooniruumi.

Ka suunatud innovatsioonipoliitikas moodustavad avalik sektor, erasektor ja ülikoolid koos riikliku innovatsioonisüsteemi, kuid arengut ja innovatsioonide tekkimist suunatakse geograafiliselt. Otsitakse regioonide arengu eripära ja eeliseid ning toetatakse spetsialiseerumist erinevatele valdkondadele riigi sees (Tödtling, Trippl, 2005). Tavaliselt toetatakse linnaregioone, millest kujunevad kitsaste valdkondade oskuskeskused. Samas toetatakse ka nende tagamaid, kui nad on linna-regionide innovatsioonitegevusega seotud, näiteks pakkudes tooraineid töötlemise jaoks või vajalikku tööjõudu.

Regionaalset innovatsioonipoliitikat kohandatakse vastavalt toetatava tegevusvaldkonna arendus-, äri- ja turundusplaanile. Eesmärgiks on leida ühiskonna arengu ja majanduse kasvuvõimaluste suhtes olulised valdkonnad ja tugevdada

innovaatilisust eelkõige nendes valdkondades (Sotarauta, 2009). See tähendab, et kuigi riigis on vaja üldist hariduspoliitikat ja hariduse taseme tõstmist, suunatakse ülikoole ja rakenduskõrgkoole spetsialiseeruma toetamaks innovatsioonipoliitikas äramärgitud tegevust. Innovatsioonid peetakse institutsionaalseteks.

Nagu eelpoolel esitatud, kogu riigi territoorium ei ole innovaatilise tegevuse arendamise objektiks, eriti avaliku sektori rahaliste toetuste osas. Seetõttu on ühiskonna arengut reguleerivatel institutsioonidel oluline panus innovatsioonide soodustamises ja piiramises. Taolise poliitika tulemusel regioonide arenguerinevused kasvavad. Poliitikutel on vaja suunata ühiskondlik tähelepanu mahajäävate regioonide probleemidest üldisemasse innovatsioonivestlusesse.

Ka suunatud innovatsioonipoliitikas on väljakutseid. Üks nendest on arengu radasõltuvus. See tähendab olukorda, kus regiooni arendatakse liiga palju mineviku positsioonist lähtuvalt või vanadele arengutavadele toetudes (Martin, Sunley, 2006). Radasõltuvus tekib näiteks olukorras, kus regioonis on piisavalt loodusvarasid, mida on harjutud kasutama regiooni peamise rikastumise allikana. Vastavalt sellele on kujunenud institutsioonide praktikad ja nende poolt kehtestatud strateegiad ja arengukavad. Tihti on tulemuseks ebaefektiivne majandus ja suutmatus leida uusi valdkondi, millede peamiseks kasu tekitamise allikaks oleksid sotsiaalsed ressursid. Samuti tekitab radasõltuvust linnastu suletus ehk tööealise rahvastiku samasus, vähene vahetus ja vähene suhtlemine erinevate valdkondade tööjõuga. Teine väljakutse suunatud innovatsioonipoliitikas on globaliseerunud majanduse olukord, kus arendamine, tootmine ja turundus on geograafiliselt väga hajali paigutunud. Sellises olukorras riikliku innovatsioonipoliitika toetus ühe regiooni sees ei osutu ilmtingimata just selle regiooni eeliseks, kuna innovatsiooniprotsess paikneb paljudes regioonides ja ka muude riikide toimijate tegevuses. Tulemuseks on ressursside ebaefektiivne paigutus regioonidesse. Innovaatilisest tegevusest saadud kasu ei püsi toetust saanud regiooni sees, vaid valgub laiali innovatsiooniprotsessi aluseks oleva võrgustiku sees, mis tihti ulatub teiste riikideni.

2.3. Katsetav innovatsioonipoliitika relatsioonilises ruumis

Katsetav innovatsioonipoliitika toimub relatsioonilises ruumis, mida on geograafiliselt väga raske piiritleda. Relatsiooniline innovatsiooniruum on võrgustik, mis ulatub tihti paljude riikide territooriumile. Selle innovatsiooniruumi geograafiline ulatus ka pidevalt muutub, kuigi ta ajutiselt maandub määratud kohtadesse ühes riigis. Sellist innovatsiooniruumi määratletakse jätkuvalt erinevatele skaaladele ja innovatsioonid on iseenesest ka ruumilised. Riigi innovatsioonipoliitika eesmärgiks on soodustada võimalikke innovatsiooni arenemiskohti sõltumata sellest, et iga koht on ajutine ning eelnevalt ei ole täpselt teada seal kujuneva innovatsiooni iseloomu või püsivust. Mitmekesised võrgustikud ühiskonnas ja mitmekülgsed suhted ettevõtete vahel on olulised innovatsioonidega seotud protsessides.

Katsetava innovatsioonipoliitika taust on evolutsioonilises innovatsiooniteoorias (Martin, Sunley, 2006). Innovatsioonide taustal on tihti eriline olukord ja

katsetused erilises kontekstis. Neid on võimalik toetada poliitikaga, mille eesmärgiks on luua head tingimused ja võimalused julgele uuenduste otsimisele ja paremale tulevikule. Sellesse kuuluvad ka riskid ja ekslikuks osutuvad valikud. Teatus kontekstis tekib vajadus viia läbi kindel otsus hoolimata ebakindlast olukorrast. Vahel kuid mitte alati on tulemuseks innovatsioon, tihti ka radikaalne uuendus.

Innovatsioonisüsteem on katsetavas innovatsioonipoliitikas palju avatum, paindlikum ja märkimisväärselt vähem institutsionaalne kui üldine või suunatud innovatsioonipoliitika. Uusi ideid, teadmisi ja rakendusi loovad ka toimijad, kellega ei arvestata üldises ja katsetavas innovatsioonipoliitikates. Innovatsioonisüsteemilt nõutakse avatust, huvi tekitamist ja osalemisvõimaluse aktiivset pakkumist kõigile toimijatele sõltumata nende institutsionaalsest positsioonist või geograafilisest asukohast.

Innovatsiooni iseloomu peetakse selles poliitikas avatuks. Avatud innovatsioonid võivad liikuda suhteliselt vabalt ettevõtetesse ja nendest välja ning selle tõttu ettevõtted suudavad kasutada nii sisemisi kui ka väljast tulevaid ideid innovatsiooniprotsessis. Pidev interaktiivsus mitmekesiste ja arendamisest sisuliselt huvitatud toimijatega lisab innovaatilisust (Chesbrough *et al.*, 2006). Üks avatud innovatsiooni viis on täiesti vaba osalemine innovatsiooniprotsessis. Selles innovatsiooni arendaja ei eelda raha omapoolse panuse eest, vaid rakendab oma teadmisi vabalt innovatsiooni heaks. Headeks näideteks sellest on Linux, Wikipedia ja mitmed muud info- ja kommunikatsioonitehnoloogia vahendusel kättesaadavad tooted ja teenused.

Katsetavas innovatsioonipoliitikas on oluline, et innovatsioon põhineb nõudlusele. Eesmärgiks ei ole pakkuda turule suvaliselt võimalikke uuendusi, vaid et innovatsioone arendatakse klientide ja tarbijate nõudlustele vastavalt. See võimaldab ka kiiremaid viise hõlmata oluline turuosa innovatsioonidega. Infot selle kohta, mida turul innovatsioonilt nõutakse, annavad avatud innovatsiooniprotsessis osalevad kliendid ja tarbijad paljudes erinevates võrgustikes. Kliendid ja tarbijad proovivad veel arendamise faasis olevaid tooteid ja teenuseid reaalsetes tingimustes ehk eluslaborites. Lepiku (2009) järgi Eesti tee eluslaborite puhul on alles hakul.

Muidugi on katsetaval innovatsioonipoliitikal palju väljakutseid, kuna sellesse kuuluvad ekslikud valikud ja ebaõnnestumised. Poliitikas on ka soodustatud juhuslikkust, kuna tasapisi arendamist peetakse pisut aegunuks ja mitteradikaalseid innovatsioone tootvaks arendusviisiks. Muidugi ei saa katsetamine olla suvaline. Oskused ja innovatsiooniprotsessi kindel, kuid avatud juhtimine on aluspõhi, millele toetuda. Oluline on igäihe võimalus osaleda protsessis toimuva innovatsiooni arendamises mis iganes faasis. Kahjuks on õnnestunud arengulugu raske korrata teises kontekstis ehk tehnoloogiasirde vaatenurgast on katsetav poliitika keeruline. Tagantjärele on raske pidada kujunenud arenguteed ratsionaalseks.

3. Innovaatilisus, innovatsioonipoliitika ja Eesti

Eesti on oma ressursside puhul äärmiselt väike riik maailmamajanduses. Ka siseturg on väike, mille tõttu eksport on väga oluline paljude kasvule orienteerunud ja innovatsioone aktiivselt otsivate ettevõtete jaoks. Majanduslik olukord Eestist väljapoolel mõjutab oluliselt seda, mis tüüpi innovatsioonid osutuvad kasulikuks. Eesti ettevõtete innovaatilisele tegevusele suunatud kulude, tulemuste ja tootlikkuse uurimusest tuli välja, et aastatel 1998–2000 lisasid ettevõtete tootlikust ainult tooteinnovatsioonid. Aastatel 2002–2004 mõjutasid ettevõtete tootlikust positiivselt ainult protsessinnovatsioonid (Masso, Vahter, 2008). Veelgi ainult harvad Eesti innovatsioonilised ettevõtted investeerivad teabemahukasse tegevusse. Selle olukorra muutmiseks rakendatakse Eestis innovatsioonipoliitikat.

Innovatsioonipoliitika strateegilised eesmärgid Eestis on teadus- ja arendustegevuse konkurentsivõimeline kvaliteet ja mahu kasv; uuendusmeelne ettevõtlus, mis loob lisandväärtust ülemaailmses majanduses ning ühiskond, mis on pikaajalisele arengule suunatud ja innovatsioonisõbralik (Majandus- ja kommunikatsiooniministeerium, 2009).

Innovatsioonide arendamine Eestis toimub täpselt määratletud innovatsioonisüsteemi järgi, milles innovatsioonidega otseselt seotud toimijatel on strateegilised eesmärgid ja operatiivne tegevus. Innovatsioonipoliitika kujundamisest vastutavad Riigikogu, Valitsus ja Teadus- ja arendusnõukogu (Majandus- ja kommunikatsiooniministeerium, 2009). See on innovatsioonide arendamise kõige olulisem strateegiline tase, mis on otseselt seotud ka üldisema arenduspoliitikaga. Innovatsioonipoliitika peegeldab hetkel kehtivaid poliitilisi suundumusi Eestis.

Strateegilisesse tasemesse kuulub ka alates 2006. aastast Arengufond. Arengufondi eesmärgiks on algatada ja toetada Eesti majanduses ja ühiskonnas muutusi, mis aitavad majandusstruktuuri ajakohastada, ekspordi kasvu tagada ning kõrget kvalifikatsiooni nõudvaid töökohti luua (Majandus- ja kommunikatsiooniministeerium, 2009). Raid (2009) ütleb, et riiklike ja riskikapitaliinvesteeringute strateegilise toetamise ühendamine tulevikku vaatavate uuringutega Arengufondis on ebatavaline isegi arenenumates riikides. Teisalt, de Jong *et al.* (2008) osutavad, et praeguses (2007–2013) riigi innovatsioonipoliitikas on väljakutseid haldamise, süstemaatilise juhtimise ja sügavale analüüsile põhineva arendamise küsimustes (vt ka Kattel, 2004).

Innovatsioonidega otseselt seotud programmide kujundamine on majandus- ja kommunikatsiooniministeeriumi ja haridus- ja teadusministeeriumi tegevusvaldkonnas. Poliitilisel tasemel tehtud strateegiaid vahendavad programmide moodustamiseks Innovatsioonipoliitika komisjon ja Teaduspoliitika komisjon. Majandus- ja kommunikatsiooniministeeriumi poolt tehtud programmide juhtimine ja rakendamisele suunamine toimub Ettevõtluse Arendamise Sihtasutuses (EAS) ja Kredexis. Haridus- ja teadusministeeriumi loodud innovatsiooniprogramme juhivad ja suunavad rakendamisele Teadusfond, Archimedes ja Innove. Programmide kujun-

damisele aitab kaasa ka Teaduskompetentsi nõukogu (Majandus- ja kommunikatsiooniministeerium, 2009).

Innovatsioonisüsteemist tuletatavateks programmideks on: ettevõtete tehnoloogiline uuenemine, arendusvõimekuse ja tootlikkuse kasv (Teadus- ja arendustegevuse toetus; innovatsiooniosakud; riiklikud teadus- ja arendusprogrammid; klastriprogramm; mobiilsusprogramm); uute innovaatiliste äriideede juurdevool ja ettevõteteks kasvamine (arengufond; innovatsiooni tugistruktuurid; pooltööstuslikud laborid ja katselaborid); teadmiste ja tehnoloogiasiiire (Spinno+ programm; tehnoloogia arenduskeskuste programm); ning innovatsioonikeskkonna arendamine, loomemajandus, disain ja teenuste innovatsioon (innovatsiooniteadlikkus; disain ja teenuste innovatsioon) (Majandus- ja kommunikatsiooniministeerium, 2009).

Innovatsioonide tekitamine ja arendamine praktilisel tasemel kuulub Eesti innovatsioonisüsteemis paljude toimijatele. Nendeks on ettevõtted, teadus- ja tehnoloogiapargid, tehnoloogia arenduskeskused, ülikoolid ja teadus- ja arendusasutused (Majandus- ja kommunikatsiooniministeerium, 2009). Innovatsioonitegevusel on ka geograafiline ulatus, kuna süsteemis mainitud toimijad asuvad erinevates Eesti kohtades. Toimijate geograafiline paiknemine ei ole ühtlane. Selgest tihedamalt innovatsioonidega seotud suuremad linnaregioonid, eriti Tallinn ja Tartu.

De Jong *et al.* (2008) nendivad, et Eestis oli 2008. aastal umbes 50 maailmatasemel oskusintensiivset ettevõtet. Neid ettevõtteid oli eriti info- ja kommunikatsioonitehnoloogia, elektroonika, biotehnoloogia, energia, nanotehnoloogia ja tööstuskeemia valdkondades. Rahvusvaheliselt konkurentsivõimelisi ettevõtteid olevat 150–200. Teadus- ja arendustegevuses puudulikke, kuid samas aktiivseid, konkurentsivõimelisi ja kasvule suunatud ettevõtteid olevat umbes 1500. Eelneva põhjal võib öelda, et Eesti innovatsioonisüsteemi jaoks väga olulisi ettevõtteid oli alla 2000. See järeldus sarnaneb Euroopa Liidu raames kogutud andmebaasi *Community Innovation Survey* arvamusele, mille järgi Eestis on umbes 1300 innovaatilist ekspordiga tegelevat ettevõtet, kus on vähemalt kümme töötajat (de Jong *et al.*, 2008). Praeguse üldise majanduslangusega seoses on nende ettevõtete arv veidi kahanenud.

Innovaatiliste ettevõtete geograafia – paiknemise, arenemise ja võrgustumise – korralik uurimus mikro- ja makrotasandil on Eestis veel väga puudulik. Muidugi, tähtsamate edulugude, nagu Skype'i, Regio jt kohta, on juba põhjalikumaid uurimusi (vt nt Mets, 2006). Nendes uurimustes ei ole aga erilist tähelepanu pööranud geograafiale, ehkki kohtadel on olnud oluline roll innovatiivsete ettevõtete arengus. Kohad on mõjutanud seda, kuidas suhtlemine, võrgustumine ja teadmiste arenemine on nendes ettevõtetes toimunud. Innovaatilised ettevõtted suhtlevad Eestis teiste ettevõtetega ja institutsioonidega palju enam kui ettevõtted Euroopa Liidus keskmiselt (Viia *et al.*, 2007). Üldplaanis aga peetakse interaktiivsuse

vähesust Eesti innovatsioonisüsteemi üheks suurimaks väljakutseks (Masso, Ukrainski, 2008).

4. Kokkuvõte

Praegune Eesti innovatsioonipoliitika on kokkuvõtte paljudest huvidest, arusaamadest ja eesmärkidest. Osa nendest on pärit 1990. aastate vabaturupõhimõtetest, teised hilisematest Euroopa Liidu institutsioonide praktikatest paljud põhjanaabri Soome kogemustest. Sellega ka praegusest innovatsioonisüsteemist on leida lineaarse innovatsiooni põhimõtteid, kuid ka mõningaid katsetava poliitika näiteid.

Ametlik määratlus Eesti innovatsioonisüsteemist ja selle toimijatest on üsna kitsas. Tänapäeval nõutakse innovatsioonisüsteemilt avatust, huvi tekitamist ja osalemisvõimaluse aktiivset pakkumist ka nendele toimijatele, keda ei ole otseselt mainitud innovatsioonisüsteemis ja kes paiknevad ka väljaspool riiki. Teisalt, nagu de Jong *et al.* (2008) mainivad, kitsamalt määratledes on avatud innovatsioon kasulik eelkõige mahuka teadus- ja arendustegevusega kõrge tehnoloogiaga ettevõtete jaoks. Niisiis avatud innovatsiooni on võimalik rakendada Eestis ainult vähestes ettevõtetes.

Praeguses riigi innovatsioonipoliitikas mängib olulist rolli üldise ja ulatusliku hariduse tagamine Eesti elanike jaoks. Heal tasemel üldharidust peetakse tihti innovatsioonipõhise majanduse vajaduseks (vt Varblane *et al.*, 2008). Üldine innovatsioonipoliitika tõstab tasapisi oskustaset Eestis, kuid see ei lisa ilmtingimata ideid ja julgust radikaalseteks ja globaalselt olulisteks innovatsioonideks.

Poliitilisel tasandil peetakse samuti oluliseks, et innovatsioonipoliitikaga oleks hõlmatud terve Eesti. Geograafilisus ehk Eesti paikkondade eripära, eelised, spetsialiseerumise vajadused või võimalused ei ole otseselt mainitud ei innovatsioonisüsteemis ega ka innovatsioonipoliitikas. Eesti (linna)regionide erinevustest tekkivaid võimalusi peaks toetama suunatud innovatsioonipoliitika abil (vt Jauhiainen, 2006). Võib-olla peetakse Eestit nii väikseks, et riigi sees ei ole innovatsioonipoliitika regionaliseerimine vajalik, kuigi on arutatud spetsiifilisi innovaatilisi tegevusi Põhja-, Lõuna- ja Kirde-Eesti jaoks. Teisalt, ka poliitika mängib siin rolli, kuna strateegiate kontsentreerimine tagab Vabariigi Valitsuse tugevama kontrolli innovatsioonitegevuses, vähemalt selles, mida toetatakse riigi ja Euroopa Liidu rahadest.

Tabelis 1 on esitatud kokkuvõtlikult innovatsiooni, poliitika ja ruumi suhted. Samuti on lühidalt mainitud innovatsioonipoliitikate geograafiline ulatus ja nendega seotud peamised väljakutsed Eesti jaoks. Seda kokkuvõtet on muidugi võimalik tõlgendada nii, et riigi innovatsioonipoliitika peaks olema samaaegselt üldine, suunatud ja katsetav. Ressursside, oskuste ja teadmiste nappus ei võimalda seda Eestis. Innovatsiooni, poliitika ja ruumide suhetest tekkib palju küsimusi, mida peaks põhjalikumalt analüüsima. Näiteks oleks vaja analüüsida poliitika ja retoorika rolli riigi innovatsioonipoliitikas, kui olulisi innovatsioone sünnib sõltu-

mata riigi innovatsioonipoliitikast ning mis on innovatsiooni sügavam seos geograafiaga ehk kus ja kuidas innovatsioonid arenevad.

Tabel 1. Innovatsiooni, poliitika ja ruumi suhted.

Table 1. Relations between innovation, policy and space.

Innovatsiooni- poliitika	Innovatsiooni- tüüp	Innovatsiooni- süsteem	Innovatsiooni- ruum	Geograafi- line ulatus	Eesti väljakutse
üldine	lineaarne	hierarhiline	absoluutne	kogu riik	ressursid
suunatud	institutsionaalne radasõltuvus	regionaalne	relatiivne	mõned	linnastud
katsetav	avatud	paindlik	relatsiooniline	võrgustikud	suletus ja riskid

Tänuavaldus

Artikkel on seotud projektiga SF0180052s07 “Rahvastiku ruumilise mobiilsuse mõjutegurid ning seosed keskkonna ja regionaalse arenguga”.

Kasutatud kirjandus

- Chesbrough, H., Vanhaverbeke, W., West, J. 2006. *Open innovation: Researching a new paradigm*. Oxford: Oxford University Press.
- de Jong, J., Vanhaverbeke, W., Kalvet, T., Chesbrough, H. 2008. *Policies for open innovation: Theory, framework and cases*. Helsinki: VISION Era-Net.
- Eesti Vabariigi Valitsus 2009. Innovatsioon – mis see on ja milleks seda meil tarvis on? <http://www.valitsus.ee/?id=4927>
- Feldman, M. 1994. *The geography of innovation*. Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Högselius, P. 2005. *The dynamics of innovation in Eastern Europe: lessons from Estonia*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Jauhiainen, J. 2006. Demographic, employment and administrative challenges for urban policies in Estonia. *European Planning Studies* 14(2): 273–283.
- Kattel, R. 2004. Governance of innovation policy: The case of Estonia. *Trames* 8(2): 419–427.
- Krugman, P. 1991. *Geography and trade*. Cambridge: MIT Press.
- Lepik, K. 2009. Eluslabor – mis ja milleks? *HEI* September / 2009.
- Majandus- ja kommunikatsiooniministeerium (2009). Eesti innovatsioonisüsteem. <http://www.mkm.ee/index.php?id=345193>
- Masso, J., Ukrainski, K. 2008. *Public research funding in CEEC. Estonia country report*. Tartu: PRIME-ENID.
- Martin, R., Sunley, P. 2006. Path dependence and regional economic evolution. *Journal of Economic Geography* 6(4): 395–437.
- Masso, J., Vahter, P. 2008. Technological innovation and productivity in late-transition Estonia: econometric evidence from innovation surveys. *The European Journal of Development Research* 20: 240–261.

- Mets, T. 2006. Regio – 'a learned-global' knowledge company: a case from Estonia. – Aidis, R ja Welter, F. (toim.) *The cutting edge: Innovation and entrepreneurship in new Europe*. Cheltenham: Edward Elgar, 54–70.
- Miettinen, R. 2002. National Innovation System. Scientific concept or political rhetoric. Helsinki: Edita.
- Nonaka, I., Takeuchi, H. 1995. *The knowledge creating company. How Japanese companies create the dynamics of innovation*. Oxford: Oxford University Press.
- Reid, A. 2009. Eesti innovatsioonipoliitika – kas kriis too lunastuse? *HEI Juuni / 2009*.
- Schumpeter, J. 1994/1942. *Capitalism, socialism, and democracy*. London: Routledge.
- Simmie, J. 2003. Innovation and urban regions as national and international nodes for the transfer and sharing of knowledge. *Regional Studies* 37: 607–620.
- Sotarauta, M. 2009. Kuoliaaksi syleilty innovaatio? – Voutilainen, O. (toim.) *Kaupungit kurkottavat 2010-luvulle: Näkymiä ja haasteita uudistuvalla kaupunkipoliitikalla*. Helsinki: Työ- ja elinkeinoministeriö, 16–31.
- Tiits, M. 2007. Technology intensive FDI and economic development in a small country – the case of Estonia. *Trames* 11(3): 324–342.
- Tödting, F., Trippel, M. 2005. One size fits all? Towards a differential regional innovation policy approach. *Research Policy* 34(8): 1203–1219.
- Varblane, U., Dyker, D, Tamm, D. 2007. How to improve national innovation systems of catching-up economies? *Trames* 11(2): 106–123.
- Varblane, U., Mets, T., Ukrainski, K. 2008. Role of university-industry-government linkages in the innovation processes in a small catching up economy. *Industry and Higher Education* 22(6): 373–386.
- Viiä, A., Terk, E., Lumiste, R., Heinlo, A. 2007. Innovaatiline tegevus Eesti ettevõtetes Euroopa Liidu neljanda innovatsiooniuuringu (CIS 4) tulemusel. *Innovation Studies* 7. Tallinn: Enterprise Estonia.

Innovation policy, geography and Estonia

Jussi S. Jauhiainen

Department of Geography, University of Tartu
Department of Geography, University of Turku

Summary

Innovations are discussed today in a multitude of contexts in business, politics, culture and social life, and this is also the case in Estonia. This article discusses the relationship between innovation policy and geography, particularly in the Estonian context. From a theoretical perspective, general innovation policy is connected with absolute space, targeted innovation policy with relative space and experimental innovation policy with relational space. Accordingly, these policies see innovation as linear, institutional or open.

The article analyzes the current situation of and the main challenges facing Estonian innovation policy. Innovation policy was created in Estonia in 2002. It has been influenced by the country's (neo)liberal policies from the 1990s, European Union practices since

Estonia's membership in the EU from 2004 and by successful experiences with innovation policy in Finland. Current policy (2007–2013) in Estonia is mostly general, and also has some targeted and experimental elements. The innovation system is quite closed and institutional.

As it considers spatialization and space more profoundly, geography facilitates the understanding of innovation processes and contributes to innovation policies.

Tallinna linnaregiooni nõukogudeaegsed suvilaalad sotsialismijärgses eeslinnastumises

Kadri Leetmaa, Kristi Anniste
Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Eeslinnastumine on protsess, mis viimastel kümnenditel on kujundanud paljude Kesk- ja Ida-Euroopa riikide linnaregioonide asustumusmustreid (Aring, Herfert, 2001; Brown, Schafft, 2002; Hirt, 2007; Kok, Kovács, 1999; Krisjane, 2005; Kupiszewski *et al.*, 1998; Ladányi, Szelényi, 1998; Ouředníček, 2007; Ravbar, 1997; Sýkora, Čermák, 1998; Tammaru *et al.*, 2004; Timár, Váradi, 2001; Tosics, 2003). Enamasti keskenduvad uurimused linnade ümber vohavale uuselamuehitusele. Sotsialismiajal ehitatud linnad olid ruumiliselt kompaktsed (Brade, Nefjodova, 1998), kuna suur osa rahvastikust elas riigi poolt subsideeritud paneelalaturajoonide standardkorterites (Breuer, Müller, 2002; Leetmaa, 2008; Węclawowicz *et al.*, 2005) ning eramute ehitamine linna tagamaale oli võrreldes eeslinnastumisega Lääne-Euroopas ja Põhja-Ameerikas tagasihoidlik (Champion, 2001; Hall, 2001; Van den Berg *et al.*, 1982).

Ka Tallinna linnaregiooni iseloomustas suurte hoonestamata alade paiknemine kompaktses Tallinna tagamaal (Kasanko *et al.*, 2005; Leetmaa *et al.*, 2009; Marksoo, 2005). Ajendatuna elatustaseme kasvust ja soodsate eluasemelaenude aina paremast kättesaadavusest (Leetmaa, 2008) kasvas sotsialismijärgsetel kümnenditel elamuehitus linna tagamaal kiiresti (Tammaru *et al.*, 2008), mis tõstas mitmeid valglinnastumisega seotud planeerimisalaseid probleeme. Uusasumite silmapaistvus maastikupildis on aga jätnud tahaplaanile teistes eeslinnaasumites toimuvad muutused. Näiteks näitavad varasemad uuringud, et uusasumid on Eestis olnud vaid osa tagamaale kolivate inimeste sihtkohtadeks ning oluline osa linnast lahkujatest on suundunud enne üleminekuaega ehitatud eluasemetesse (Nõukogude perioodil ehitatud kortermajad ja suvilad, vanemad elamud ja talumajad) (Leetmaa, Tammaru, 2007).

Nii on üheks oluliseks alternatiivseks eeslinnastujate sihtkohaks ka linna tagamaal asuvad endised suvilapiirkonnad. Suvekodude piirkondades toimunud muutused on kujundanud eeslinnastumist ka mujal – nii arenenud turumajandusega riikides (Steineke, 2007a) kui ka endistes sotsialismimaades (Ioffe, Nefjodova, 1998: 1337; Fialová, 1999; 2003; Ptáček, 2002). Käesolev artikkel keskendub nõukogudeaegsetele suvilapiirkondadele Eestis. Linnaelanike tarbeks suvilakooperatiivide ehitamine suurte linnade ümbrusse oli Nõukogude Liidu suurlinna-

planeerimisele omane (Brade, Nefjodova, 1998; Ioffe, Nefjodova, 1998; Kostinskiy, 2001). Suvilakrundid ja aiamaad jagati tööandjate (suurettevõtted ja ametiühingud) poolt oma töötajatele (Ioffe, Nefjodova, 1998), kes enamasti elasid linna paneel lamurajoonide väikestes korterites. Nõukogudeaegseid suvilapiirkondi eristab sarnasest nähtusest teistes riikides (ka teistes sotsialistlikes riikides) selle ulatus. Siin sai suvekodu omamine suvilapiirkonnas massiliseks nähtuseks (Ioffe, Nefjodova, 1998). Eesti suuremad linnaregioonid sarnanevad paljuski teistele endise Nõukogude Liidu linnadele. See puudutab ka suvilapiirkondade rajamist linnade tagamaadele (Saluveer, 2001).

Pärast Nõukogude režiimi kokkuvarisemist on need asumid nii mujal endise Nõukogude Liidu aladel kui ka Eestis oluliselt muutunud. Eestis erastati suvilakrundid 1990. aastate alguses ning alates sellest ajast pole neis asumites elamuehitust piiravaid planeerimiseeskirju tõhusalt rakendatud (võrreldes sotsialismiajaga). 1990. aastatel eeslinnastumise kohta tehtud uurimustest selgub, et kui uuselamutesse kolimine oli iseloomulik pigem jõukamatele inimestele ja peredele, olid nõukogudeaegsed suvilapiirkonnad atraktiivseteks elamualadeks väga mitmesugustele rahvastikugruppidele, sealhulgas ka vanematele linna tööturult lahkuvatele ja madalama sotsiaalse staatusega inimestele (Leetmaa, Tammaru, 2007). Ehkki rahvastiku koostise poolest erinevad, on need piirkonnad muutumas püasulateks ning nende asumitega kaasnevad planeerimisprobleemid pole uusasumite probleemidest vähem olulised. Vastupidi, ehitamine ja renoveerimine nendes suvilapiirkondades on isegi vähem kohalike omavalitsusüksuste poolt koordineeritud (joonis 1), mistõttu on vajalik nendes asumites toimuvaid muutusi lähemalt uurida.



Joonis 1. Ehitus- ja renoveerimistegevus nõukogudeaegsetes suvilapiirkondades
Figure 1. Construction and renovation activities on Soviet dacha-settlements

Käesoleva artikli eesmärk on selgitada, millised funktsioonid on suvilapiirkonnad omandanud viimase kahe aastakümne käigus Tallinna linnaregiooni eluasemeturul. Peamised uurimisküsimused, millele uurimus vastuseid otsib, on järgmised:

- (1) Millises ulatuses on varem vaid hooajaliselt kasutusel olnud suvilapiirkonnad muudetud püsielamualadeks?
- (2) Mil määral sarnanevad suvilapiirkonnad üleminekuajal ehitatud uusasumitega?
- (3) Mil määral on suvilapiirkonnad säilitanud oma esialgse funktsiooni hooajaliste suvekodude või abimajapidamise üksustena?

Laiemas plaanis heidab suvilapiirkondade juhtum uut valgust ka teoreetiliste aruteludele, mis käsitlevad sotsialismijärgseid muutusi linnade eluasemeturul üldiselt. Näiteks on postsotsialistlikku eeslinnastumist sageli seletatud klassikaliste tõuke- ning tõmbeteguritega, s.t levinud sooviga kolida tihedast linnast atraktiivsesse eeslinnalsisse elukeskkonda. Käesoleva artikli uurimustulemused näitavad, et eeslinnastumist postsotsialistlikes riikides kujundab tugevasti sotsialismiaja jätku-effekt, s.o sotsialismiajast päritud linnaregioonide ruumiline struktuur ja olemasolevad elamispiinad.

Artikli esimeses sissejuhatavas peatükis selgitame suvilaalade funktsiooni Nõukogude Liidu linnaregioonides ja võrdleme seda suvekodu omamisega teistes riikides. Samuti võtame kokku suvilapiirkondades toimunu pärast nõukogude režiimi kokkuvarisemist. Teine peatükk kirjeldab suvilaalade kujunemist meie uurimisalas Tallinna linnaregioonis. Kolmas peatükk selgitab Tallinna regioonis läbiviidud uuringute meetodeid ja neljandas peatükis esitame peamised empiirilised tulemused.

2. Nõukoguaegsete suvilapiirkondade ajalugu ja nende muutunud funktsioonid

Linnalähedaste suvilate ehitamisel linna kõrgema staatusega elanike tarbeks on Venemaal pikk ajalugu (Ioffe, Nefjodova, 1998; Brade, Nefjodova, 1998; Ioffe, Nefjodova, 2001). Alguses kasutati neid peamiselt vaba aja veetmise eesmärgil, need olid linnaelanike jõukuse sümboliks. Ka Nõukogude Liidu esimestel kümnenditel oli vaid eliidil ligipääs suvilatele. Alates 1930. aastatest hakkasid krunte suvekodude ehitamiseks jagama tööandjad. Suvilaomanikud olid tavaliselt ettevõtete suvilakooperatiivide liikmed, viimastel olid riigiga ametlikud maa-kasutuslepingud. Paralleelselt linnakorteritega jagati linna tagamaal suvilakrunte, mis pidid olema linnaelanikele lisapinnaks. Oma funktsioonilt olid suvilad kitsastes tingimustes elavatele linnaelanikele väikeseks privaatseks roheliseks alaks ja pakkusid võimalust abimajapidamiseks. Koos linnarahvastiku kasvuga kasvas ka suvilaalade arv. Suhteliselt madalate palkade ja valitseva toidupuuduse tõttu muutus abimajapidamine suvilaaladel vaba aja veetmise kõrval aina olulisemaks. Kuna nõudlus suvilate järele kasvas, muutusid jagatavad krundid järjest väiksemaks, hooned, mis neile ehitada lubati, aga järjest lihtsamaks.

Suvilad kui vaba aja veetmise kohad ja kui abimajapidamised olid levinud ka teistes plaanimajandusega Euroopa riikides (Tšehhi kirjandusest vt: Fialová, 1999; Fialová, Vágner, 2006; Havrlant, 2004; Ptáček, 2002; Vágner, 2002; Bulgaarias: Hirt, 2007). Paljudes nendes riikides hakkasid inimesed endale juba enne sotsialismiperioodi ehitama suvekodusid looduslikult atraktiivsetele aladele linnast väljas, näiteks eeslinna villad Bulgaarias (Hirt, 2007) või Tšehhi “tramp” liikumine (Ptáček, 2002). Lisaks säilitasid paljud linnaelanikud kiire linnastumise ajal lähedased kontaktid maapiirkondadega (Enyedi, 1996), näiteks aitasid oma maasugulasi hooajalistes töödes, luues nii teatava “sümbioosi” maa- ja linna- piirkondade vahel.

Nii nagu endises Nõukogude Liidus, kasvas uute nädalalõpu ja suvekodude ehitamine linna lähedale (nii vaba aja veetmise kui põllumajanduslikel eesmärkidel) ka siin paralleelselt massilise elamuehitusega tööstuslinnades. Endises Saksa Demokraatlikus Vabariigis oli peaaegu igal leibkonnal ligipääs aiamaalpile (*Schrebergarten*), mis asus sageli linnas või paiknes linna lähedal. Kuid vaid Nõukogude Liidus muutus suvekodu (krunt koos hoonega) spetsiaalsetes suvilakooperatiivides või aiandusühistutes massiliseks nähtuseks (Ioffe, Nefjodova, 1998). Hinnanguliselt iga viies Venemaa linnaperekond omas suvilat või aiamaad linna lähedal (Kostinskiy, 2001; Brade, Nefjodova, 1998). Kuna enamasti kasutasid neid rohkem kui üks perekond või põlvkond, said isegi rohkem inimesi neist kasu (Brade, Nefjodova, 1998). Samaaegselt jaotati väikesi krunte põllumajanduslikel eesmärkidel – need olid mõeldud köögivilja kasvatamiseks ning enamasti polnud neil ühtegi hoonet.

Nõukogudeaegsed suvekodud oli osaliselt vastuolus klassikalise sotsialismi-aegse linnaplaneerimisega, mille üks eesmärke oli vältida valglinnastumist (Brade, Nefjodova, 1998). Kuna üldiselt oli linnaplaneerimise eesmärgiks paigutada elumalad linnadesse töökohtade lähedusse, polnud vaba aja veetmise funktsiooniga suvilaaladele lubatud ehitada püsivaid elumaju (Brade, Nefjodova, 1998). Samuti sõltusid tagamaalt linna tööle sõitjad ühistranspordist, kuna auto omamine ei olnud Nõukogude perioodil kuigi laialt levinud. Soov omada suve- või nädalalõpu-kodu oli osaliselt ajendatud soovist põgeneda linnakärast, omada oma rohelist hobipinda ja mõningast eneseteostusvabadust ning samuti oli see üks vähestest võimalustest investeerida raha. Seetõttu on seda protsessi nimetatud “sotsialistlikuks eeslinnastumiseks” (Brade, Nefjodova, 1998; Rudolph, Brade, 2005) või “hooajaliseks eeslinnastumiseks” (Laas, 1985; Saluveer, 2001), kuna suvilaid kasutati intensiivsemalt just suvel. Rudolph ja Brade (2005) märgivad, et suvilad mängisid olulist rolli inimeste teadvuses kollektiivse rikkuse sümbolitena. Need asumid võimaldasid siiski ka lahendust mõnele keskse planeerimisega ühiskonna kitsaskohale. Esiteks võimaldasid suvekodud abimajapidamist leevendamaks kroonilist toidupuudust, mis Nõukogude Liidus aga ka teistes plaanimajandusega riikides oli tavaline. Teiseks võib suvilat tõlgendada ka kui reisimise aseainet piiratud turismi tingimustes (Fialová, 2003).

Täpsemad uurimused hooajaliste asumite muutumise kohta püsielamualadeks postsotsialistlikel kümnenditel puuduvad. Venemaa linnades kasvas 1990. aastatel, majanduslanguse ajal, suvilate ja aiamaade arv (Ioffe, Nefjodova, 1998; Rudolph, Brade, 2005). Enamik neist (v.a väikesed aialapid) erastati 1990. aastatel (Ioffe, Nefjodova, 1998). Ioffe ja Nefjodova (1998) viitavad samuti “varjatud eeslinnastumise” nähtusele, s.t mõned inimesed elavad püsivalt suvilas üürides samal ajal linnakorteri välja või jättes selle oma lastele. Samuti ehitatavad jõukamad inimesed suvilaaladele uusi maju (Ioffe, Nefjodova, 1998). Ka Tšehhi uurimused toovad välja tendentsi, kus mitmed suuremate linnade läheduses paiknevad endised suvekodud on muudetud püsielamuteks (Fialová, 1999; 2003; Ptáček, 2002).

Sellisel suvilaalade muutumisel on mõningaid ühisjooni teise kodu temaatikaga Lääne- ja Põhja-Euroopas, kus teise elukoha omamine kas esimese elukoha lähedal, mõnes riigi kaugemas piirkonnas või looduslikult kaunis kohas välismaal on olnud väga levinud alates 20. sajandi keskpaigast (nt Breuer, 2005; Gallent *et al.*, 2003; Hall, Müller, 2004; Journal of Nordregio Vol 7, 2007; Truly, 2002). Teise kodu peamiseks funktsiooniks arenenud riikides on vaba aja veetmine ja põgenemine linnalise elutempo eest. Samuti on see olnud võimaluseks investeerida kiire majanduskasvu ajal. Abimajapidamise funktsioon on olnud väheoluline või tehakse seda pigem hobi korras.

Sõltuvalt eluasemeturu olukorrast võivad toimuda kahesuunalised muutused. Esiteks on näiteid, kus põhielupaik on muutunud teiseks koduks ning kus varasem teine kodu on võetud kasutusele põhielupaigana. Kaugemates piirkondades ja välismaal paikneva teise kodu korral on tavaline nende hooajaline kasutamine pensionäridest omanike poolt. Vanemad inimesed, nn *snowbirds* on vabad, et veeta osa oma ajast atraktiivsemates piirkondades (Breuer, 2005; Truly, 2002), kuid samas soovivad nad säilitada sotsiaalsed suhted oma päritolupaigaga. Sellist paindlikkust võimaldab asjaolu, et nad pole enam igapäevaselt seotud tööturuga. Suvetikodude muutmine püsielamuks on olnud levinum eelkõige linna tagamaal ja pigem perealiste poolt (Steineke, 2007a; Steineke, 2007b). Näiteks on see võimaldanud vähem jõukatel leibkondadel omada eramaja eeslinnas (Nyström, 1989). Ka Eesti ajalugu pakub sõdadevahelisest perioodist (Nõmme, Elva) näiteid endise puhkeala muutmiseks püsivalt asustatud asumiks (Lõhmus, 2006; Pullat, 1978; Veldi, 2008).

Endise Nõukogude Liidu linnaregioonide aga ka teiste endiste plaanimajandusega riikide suvilapiirkondadel on täna väga erinevad funktsioonid. Neid kasutatakse endiselt aiamaadena nagu *Schrebergärten* endise Ida-Saksamaa linnades. Samuti pakuvad need vaba aja veetmise võimalusi vähem jõukatele linnaelanikele. Kuna paljud suvilaalad paiknevad looduslikult atraktiivsetes piirkondades (Tallinna regiooni mereäärsetel aladel), on renoveeritud ja kaasaegseks muudetud suvilad sageli suvekoduna kasutusel jõukamate inimeste poolt. Need alad võivad olla ka kui hooajalised pensionipõlve veetmise kohad. Linna tagamaal paiknev suvila pakub ideaalset kombinatsiooni vaiksest igapäevast elukeskkonnast

ja võimalusest jääda samal ajal sisseharjunud sotsiaalse võrgustiku lähedale. Samamoodi võimaldavad linnaperekondade valduses olevad suvilad ja suvilakrundid suvilasse püsivalt elama kolimist või suvilakrundile uue kodu ehitamist linna tagamaal. Pärast mõningasi renoveerimistöid (lisades vooderduse ja küttesüsteemi) pakuvad nad suhteliselt taskukohase elamispinna vähem jõukatele linnaelanikele.

3. Suvilapiirkondade areng Tallinna linnaregioonis

Sarnaselt teiste Nõukogude Liidu linnadega ehitati ka Tallinna linnaregiooni ümber suvilapiirkonnad (Anniste, 2007; Leetmaa, 2002; Leetmaa *et al.*, 2009; Saluveer, 2001). Suurem osa neist asumitest rajati 1960ndatel, 1970ndatel ja 1980ndatel. Tavaliselt paiknesid suvilaalad raudteeliinide läheduses või mõnes looduslikult atraktiivses (mereäärses) hea ühistranspordiühendusega piirkonnas. Vähemal määral rajati sarnaseid suvilakolooniaid ka teiste Eesti linnade ümber (Saluveer, 2001). Suvilates püsivalt elamine oli nõukogude ajal ebaseaduslik, mistõttu toimus nende hooajaline kasutamine suveajal (Laas, 1985; Saluveer, 2001). Pealegi, kuna suurem osa suvilatest ehitati ilma vooderduseta, polnud need Eesti külma talvekliima tõttu aastaringseks elamiseks sobilikud. Veevarustus, kui see üldse eksisteeris, toimus vaid soojal aastaajal. Nendel põhjustel kasutati suvilapiirkondi intensiivsemalt suvel. Ka ühistransport toimus suveajal küllalt hästi.

Nii nagu mujal endises Nõukogude Liidus jaotasid suvilakrunte ettevõtted ning majade ehitamise ja teenused organiseerisid inimesed ise või tegid seda suvilakooperatiivid. Sarnaselt teiste sotsialistliku režiimi prioriteetidega (näiteks teatud rahvastikurühmade eelistamine korterite jagamisel linnades) oli ka suvilakruntide jagamine seotud prioriteetide süsteemiga (Kornai, 1992). Kuna palkade erinevused erinevate ametialade vahel olid suhteliselt väikesed toimusid muud eelised osana palgast. Seega peegeldas suvila ka inimeste sotsiaalset staatust; näiteks olid kruntide suurused ja ehitamisload erinevad. Sageli kestis suvila ehitamine kaua, kuna omanikud ehtasid maju ise, suviti ja nädalavahetustel, lisaks nappis ehitusmaterjale ning rahalised vahendid olid piiratud. Suvilad olid olulised ka sisserändajatele. Nõukogude ajal toimus Venemaalt ja teistest endistest Nõukogude Liidu vabariikidest intensiivne tööliste sisseränne Eestisse (Sakkeus, 1991). Peamiselt tulid need inimesed tööle tööstusettevõtetesse. Kui eestlased säilitasid kontaktid oma kodukandi ja sugulastega maapiirkondades, siis sisserännanutele olid suvilakrundid praktiliselt ainsaks sidemeks Eesti maapiirkondadega.

Suvilapiirkondade ehitamine Tallinna linnaregioonis lõppes kommunistliku režiimi kokkuvarisemisega. Kui Venemaal 1990. aastatel suvilate ja aiamaade rajamine kasvas, siis Eestis osasid suvilapiirkondi, mis olid planeeritud vastavalt viimasele nõukogudeaegsele üldplaneeringule, kunagi ei ehitatudki. 1990ndate alguses alanud maareformi käigus erastati Eestis suur enamus suvilad koos nende juurde kuuluva maaga. Kuigi suvilate muutmist püsielukohtadeks ei soodustatud, ei

olnud ehitamine ja renoveerimistööd neis asumites ka kontrollitud. Seetõttu sai püüasustuse teema nendes piirkondades aina olulisemaks, eriti kuna Tallinna linnaregioon päris Nõukogude perioodilt väga suure elamispinna defitsiidi. 1980. aastate lõpus olid järjekorrad linnakorteri saamiseks endiselt pikad. Keskmine elamispind inimese kohta Tallinnas oli 19 ruutmeetrit (Leetmaa, 2004). Lisaks sai Tallinna linnaregioon üleminekuaja Eestis peamiseks siserände sihtkohaks, kuna suurem osa uutest töökohtadest koondus siia (Tammaru *et al.*, 2004). Seetõttu oli ka linnaregiooni eluasemeturul esimestel üleminekuaastatel suur nõudlus. Olukorda leevendasid veidi kaks asjaolu. Esiteks lahkus 1990. aastate alguses Eestist osa venekeelsest vähemusest (sh sõjaväelased) (Leetmaa *et al.*, 2009). Teiseks kadusid ehituspiirangud suvilapiirkondades, mistõttu paljudel linnaperedel tekkis kaks alternatiivi, kus elada (linnakorteris või suvilas).

Eeslinnaaladel olemasolevad vabad elamispinnad olid ruumiliseks taustaks inimeste elukohavalikutele ühiskonnas ja majanduses toimunud kiirete muutuste ajal. Paljud inimesed kaotasid oma töökohad. Riik täitis heaolu tagavat ja stabiliseerivat funktsiooni vaid minimaalselt, riigi eemaldumine hoonestussektorist tõstis linnades elamiskulusid. Analüüsid näitavad, et nendes tingimustes hakkasid suhteliselt madala sotsiaalse staatusega inimesed linnadest lahkuma, kohandades sellega oma leibkonna elamistingimusi uute sotsiaalmajanduslike tingimustega (Leetmaa, Tammaru, 2007; Tammaru, Leetmaa, 2007). Eriti just vanemad leibkonnad eelistasid kolida suvilatesse. Samuti puudutas see venekeelset elanikkonda. Erinevalt eestlastest ei olud see osa rahvastikust maareformi subjektiks ning suvilakrundid olid nende jaoks kõige paremini kättesaadavad maalised paigad (suvilate kasutajatena oli neil õigus need krundid erastada).

Vaatamata sellele, et osad rahvastikurühmad on viimasel kahel kümnendil eelistanud suvilaalaseid teistest sagedamini, on suvilapiirkonnad saanud uusi elanikke kogu sotsiaalsest spektrist. 1990. aastate lõpus hakkas elamuehitus Eestis kiiresti kasvama ja 2000. aastate keskel, mil eluasemelaenude intressimäärad langesid ajalooliselt madalale tasemele, toimus lühike ehitusbuum (Tammaru *et al.*, 2008). Meie analüüs eeldab, et paralleelselt üldise ehitusbuumiga suurenes ehitustegevus ka endistes suvilapiirkondades, kuna inimestel oli rohkem rahalisi vahendeid oma elamistingimuste parandamiseks. Seega uurime, millises ulatuses toimus elamuehitusbuum nõukogudeaegsetes suvilapiirkondades, mis moodustas märkimisväärse hoonete ja ehituskruvide tagavara linnaregiooni kinnisvaraturul.

4. Andmed ja meetodika

Eesti ametlik rändestatistika on ebapiisava kvaliteediga ning pärast 2000. aasta rahvaloendust puuduvad ka erinevate rahvastikurühmade rändetrendide analüüsid. Seetõttu viisime nendes asumites toimunud muutuste analüüsiks läbi välitööd. Uurimisala sisaldab 23 Tallinna ümber paiknevat omavalitsust, milles vähemalt 15% tööealisest elanikkonnast käis igapäevaselt pealinna tööl (vastavalt 2000. aasta

rahvaloenduse andmetele). Selle definitsiooni järgi elas 2008. aastal Tallinna linnaregioonis kokku 546 000 inimest, nendest 401 000 (73%) Tallinna linnas ja 145 000 eeslinnaaladel. Suvilapiirkonnad paiknevad linnaregioonis hajutatuna ning asuvad peamiselt raudteeliinide ääres või rannikul (joonis 2). Suvilakruntide koguarv, millel oli vähemalt ajutiseks elamiseks sobilik maja oli Tallinna linnaregioonis umbes 28 000 (Leetmaa, 2002). See tähendab, et Nõukogude aja lõpuks oli umbes iga kuuendal linnaperel suvilakrunt. Selle uuringu uurimisalaks oli Tallinna tagamaa, kus suvilate arv oli ligikaudu 26 000. Suvilakruntide suurus uuritud asumites ulatus 500–4000 ruutmeetrit, mis on üsna sarnane Tallinna ümber ehitatud kaasaegsete uusasumite kruntide suurustega.

Meie uurimuse andmed tulevad kahest Tallinna linnaregiooni suvilaalade inventuurist, esimene viidi läbi 2002. aastal (Leetmaa, 2002) ja teine 2007. aastal (Anniste, 2007; Leetmaa *et al.*, 2009). Hindamaks suvilate rolli eeslinnastumises kasutame võrdlusena ka 2006. aastal läbiviidud uuasumite uuringu andmeid (Ahas *et al.*, 2008; Tammaru *et al.*, 2008; Kährik, Tammaru, 2008). 2002. aasta uuringu viis läbi Harju Maavalitsus. Küsiti nõukogudeaegsete suvilapiirkondade ning suvilakruntide arvu omavalitsusametnikelt, kelle vastutusalas olid ehitus-, planeerimis- ja maakasutuselased küsimused. Samuti hindasid ametnikud püsielamuna kasutusel olevate (ametlikult või mitteametlikult) suvilate osakaalu. Lisaks andsid nad hinnangu, kui suure osa praegustest suvilatest võiks tulevikus veel püsielamuna kasutusele võtta.

2007. aasta uuringu viisid läbi Tartu Ülikooli geograafia osakond ja Harju Maavalitsus. Toimusid välitööd, kus suvilapiirkondades toimunud muutusi vaadeldi kohapeal. Selleks, et leida kõik Tallinna linnaregiooni suvilaalad kasutati alguspunktina nii 2002. aasta uuringut kui 2000. aasta rahvaloenduse GIS andmebaasi. Küllastati kõiki Tallinna linnaregiooni suvilapiirkondi ning vaadeldi iga viiendat suvilat. Kaks peamist tunnust, mida uuriti oli (1) suvila tehniline seisukord ja (2) märgid püsivast elamisest (joonised 3, 4, 5 ja 6). Neid kahte tunnust hinnati eraldi, mis tähendab, et hoone tehniline seisukord ei mõjutanud hinnanguid püsivale elamisele (jäljed lumel, suits korstnas, koerte või teiste koduloomade olemasolu, pesunööril kuivav pesu, valgustatud aknad jne). Uuring viidi läbi talveperioodil, mil elamine renoveerimata majades peaks olema keeruline. Samuti lihtsustas lume olemasolu püsiva elamise hindamist. Kuna mõnikord oli suvilapiirkondade asumitesse sissepääs piiratud (tarastatud), hindame uuringuga kaetuks umbes 88% kõikidest suvilatest. Isegi kui tarastatud asumid erinevad kuidagi teistest on nende osakaal suhteliselt väike ja sellel ei ole suurt mõju uuringu tulemustele. Täieliku pildi saamiseks kasutasime 2002. aasta inventuuri andmeid, mis võimaldab hinnata suvilate koguarvu kõikides eeslinna omavalitsustes. 2007. aasta uuringu tulemused üldistasime suvilate koguarvule vastavalt 2002. aasta uuringule. Lisaks hoonete seisukorra ja aastaringse elamise hindamisele täideti vaatlusleht ka iga suvilaasumi kohta, sealhulgas koguti andmed infrastruktuuri olemasolu ja kruntide keskmise suuruse kohta. Osa nendest and-

metest koguti välitööde käigus ning osa (näiteks asumit ümbritsev infrastruktuur) saadi sekundaarsetest andmestikest, kasutades teisi GIS-il baseeruvaid andmebaase.

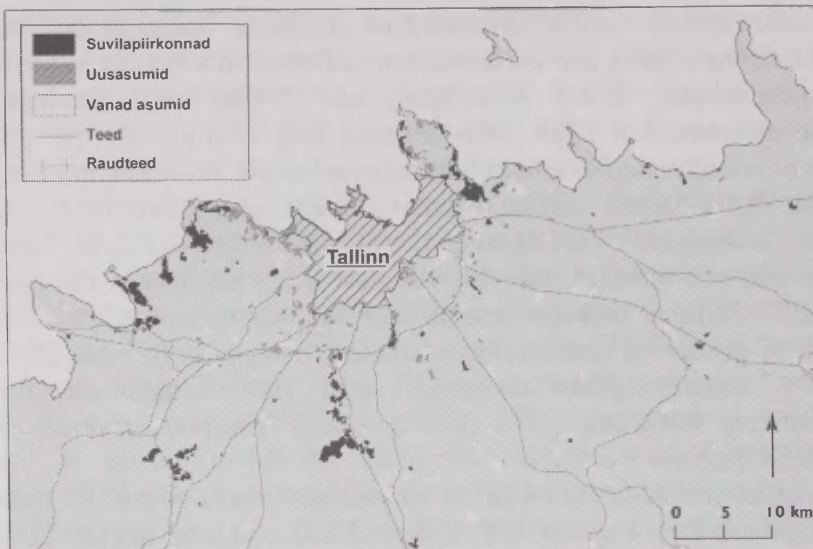
5. Uuringu tulemused

1990. aastate alguses suvilapiirkondadena Tallinna linnaregiooni elamuturule lisandunud suvilate hulk oli eluasemeturu mahtusid arvestades märkimisväärne. Tallinna eeslinnaalale ehitati Nõukogude ajal 26 000 suvilat, samas kui uusasumitesse ajavahemikul 1991–2006 ehitatud uute elamute arv oli umbes 5600. Viimane arv sisaldab uusi eramaju, mitmepereelamuid ja ridaelamuid, aga ka uusi kortermaju. 2002. aastal hindasid omavalitsuste eksperdid, et tulevikus võib püsielamuna kasutusele võtta kokku umbes 60% kõikidest suvilatest. See tähendaks 15 600 suvilat, mis ületaks tunduvalt viimasel kahel kümnendil toimunud elamuehituse mahu Tallinna ümbruse uuselamualadel. 2007. aasta välitööde tulemuste järgselt oli 35 protsendil suvilatest (rohkem kui 9000) püsielanikud. Järelikult asus alates 1990. aastate algusest endistesse suvilapiirkondadesse elama märkimisväärselt rohkem leibkondi (meil pole andmeid leibkonna suuruse kohta) kui uusasumitesse (tabelid 1 ja 2).

Andmed ei võimalda meil hinnata suvilapiirkondades toimunud renoveerimis- ja ehitustegevuse täpset ajalist dünaamikat. Siiski näitavad aastatel 2002 ja 2007 läbiviidud inventuurid märkimisväärse ehitustegevuse kasvu neil aladel. Kui 1990. aastate alguses kasutati suvilaid vaid hooajaliselt, siis 2002. aastal oli umbes 15 protsenti ning 2007. aastal juba 35 protsenti kõikidest suvilatest püsivas kasutuses (tabel 1). Seega aastatel 2002–2007 võeti kasutusele peaaegu 60 protsenti praegu püsivalt asustatud suvilatest. Uusasumites ehitati neil aastail peaaegu 75% uutest, pärast 1991. aastat ehitatud hoonetest (Tammaru *et al.*, 2008). See tõestab, et 2000. aastate keskpaiga ehitusbuum mõjutas ka suvilapiirkondi.

Suvilapiirkondade paiknemisloogika järgib veidi teistsugust mustrit kui pärast 1991. aastat ehitatud uusasumid (joonis 2). Uusasumid paiknevad Tallinnale väga lähedal ja eelkõige rannikul. Nõukogude-aegsed suvilapiirkonnad on linnaregioonis rohkem hajutatud. Andmed püsiva kasutuse kohta (tabel 1) viitavad aga ootuspäraselt sellele, et pealinnale lähemal asuvad suvilad muudetakse suurema tõenäosusega püsielamuteks. Seega järgib suvilapiirkondade muutumine üldiselt sarnast mustrit uusasumite tekkimisega eeslinnas. Kuid 1990. aastate uuringud viitasid võimalikule sotsiaalsele mitmekesisusele suvilapiirkondades (Leetmaa, Tammaru, 2007) ning 2007. aasta uuring kinnitab neid tulemusi. Püsiva elamise ja hoonete kvaliteedi ristanalüüs toob välja nende piirkondade poolt omandatud heterogeensed funktsioonid. Püsivalt asustatud majad ei hõlma ainult paremas tehnilises seisus olevaid hooneid (joonis 7). Kuigi enamik püsivalt asustatud majadest olid täielikult renoveeritud või olid asendatud uue elamuga endisel suvilakrundil, oli umbes 10 protsenti püsielanikega majadest viletsas tehnilises seisukorras (renoveerimata). Need on näited hoonetest, kus suure tõenäosusega

elavad toimetulekuraskustega inimesed. Sarnaselt oli umbes kümnendik hoonetest, kus polnud võimalik märgata mingeid jälgi püsivast asustusest, uued või täielikult renoveeritud (joonis 8). Need on näited jõukamate linnaelanike modernsetest suvilatest.



Joonis 2. 1960.–80. aastatel ehitatud suvilapiirkondade paiknemine Tallinna linnaregioonis
Allikas: Suvilapiirkondade uuring 2007.

Figure 2. The location of *dacha* settlements built in the 1960s–1980s in the Tallinn metropolitan area. Source: Summer Home Areas Survey 2007.

Tabel 1. Tallinna linnaregiooni suvilate arv ja püsivalt kasutusel olevate suvilate osakaal 2002. ja 2007. aastal

Table 1. Number of *dachas* in suburban area of Tallinn and share of permanently used summer homes in 2002 and 2007

	Arv	Püsivalt kasutusel 2002, %	Püsivalt kasutusel 2007, %
<i>Lähedalasuv vs kaugel omavalitsus</i>			
... lähedalasuv	15 781	20	39
... kaugel	10 183	8	27
<i>Mereäärne ja maaline vs teised omavalitsused</i>			
... mereäärne ja maaline	11 806	16	33
... teised	14 158	14	36
Kokku	25 964	15	35

Allikad: Suvilapiirkondade uuring 2002 ja 2007

Sources: Summer Home Areas Surveys 2002 and 2007

Tabel 2. Püsielanikud ja ehitusaktiivsus uusasumites (1991–2006) ning suvilapiirkondades perioodil 1991–2007.

Table 2. Permanent inhabitants and construction activity in new residential areas (1991–2006) and in dacha-settlements in the period of 1991–2007.

	Uusasumid, 1991–2006	Suvilapiirkonnad, 1991–2007
Uute hoonete arv / püsivalt asustatud suvilad	5600	9000
Ühepereelamute arv	3000	5000

Allikad: Uusasumite uuring 2006; Suvilapiirkondade uuring 2007

Sources: New Residential Areas Survey 2006; Summer Home Areas Surveys 2007

Järelikult on suvilapiirkondadel tänapäeval topelfunktsioon: neid kasutatakse endiselt nädalalõpu- või suvekodudena, kuid nad on omandanud ka olulise elamufunktsiooni. Nende kasutamisel puhkealana on samuti mitmeid tähendusi. Osalt on säilinud muutumatuna nende algne kasutusotstarve hooajaliseks vaba aja veetmise kohana ja aiapidamisüksusena ning osalt on endised suvilad muudetud kaasaegseks teiseks koduks. Samal ajal võimaldavad nad elamupiirkondadena ühelt poolt odavamaid elamuid linnaelanikele, kes ei saa endale lubada linnakorterit ega uut ühepereelamut eeslinnas, kuid teisalt alternatiivseid kohti uute elamute ehitamiseks jõukamatele inimestele. Sealjuures viitab analüüs, et püsivalt asustatud täielikult renoveeritud suvilad ja uued hooned suvilapiirkondades (kui renoveerimiskulud on võrreldavad uue ühepereelamu ehitamisega) moodustasid 19 protsenti kõikidest suvilatest. Koguarvudes tähendab see umbes 5000 püsivalt asustatud uut või täielikult renoveeritud ühepereelamut endistes suvilapiirkondades alates 1990. aastate algusest kuni 2007. aastani. See number on muljetavaldav kui võrrelda seda elamuehitusega uusasumites. Kõikides ajavahemikul 1991 kuni 2006 ehitatud uusasumites elas kokku 5600 leibkonda, kuid suur osa neist elas 2000. aastate keskel Tallinna lähedale ehitatud kortermajades. Sel perioodil ehitati uusasumitesse vaid 3000 uut ühepereelamut (tabel 2). See näitab, et nõukogudeaegsed suvilapiirkonnad on mänginud postsotsialistlikul perioodil üliolulist rolli kolimisel linnakorteritest uutesse eeslinnalistesse ühepereelamutesse. Püüdes parandada oma elamistingimusi võtsid linnaelanikud ehitusalana kasutusele endale kättesaadavad ja sageli juba olemasolevad suvilakrundid.



Joonis 3. Renoveerimata suvila.
Figure 3. Unrenovated *dacha*.



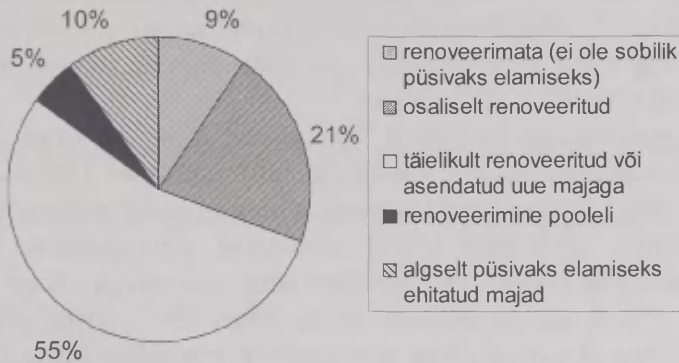
Joonis 4. Renoveeritud suvila.
Figure 4. Renovated *dacha*.



Joonis 5. Uus elamu endisel
suvilakrundil.
Figure 5. New house on former
dacha plot.



Joonis 6. Jätkuv renoveerimine.
Figure 6. Ongoing renovation.

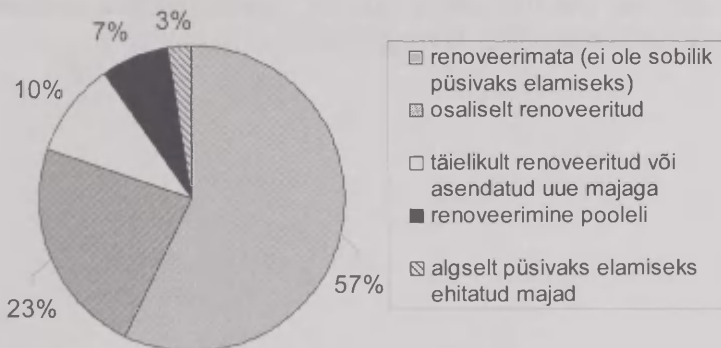


Joonis 7. Püeiasustusega suvilate tehniline seisukord.

Allikas: Suvilapiirkondade uuring 2007

Figure 7. Technical condition of *dachas* where signs of permanent residence are visible.

Source: Summer home areas survey 2007



Joonis 8. Suvilate, milles märgid püeiasustusest puuduvad, tehniline seisukord

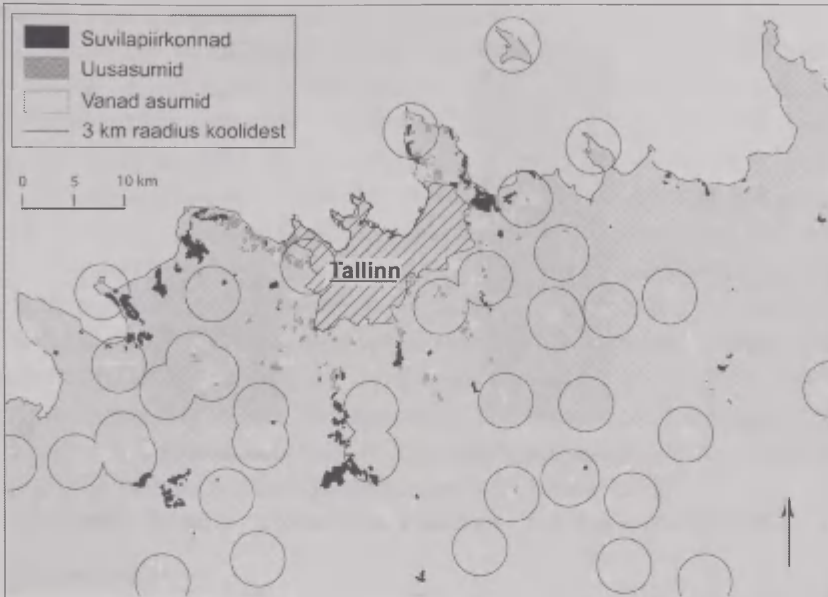
Allikas: Suvilapiirkondade uuring 2007.

Figure 8. Technical condition of *dachas* where **no** signs of permanent residence are visible

Source: Summer home areas survey 2007.

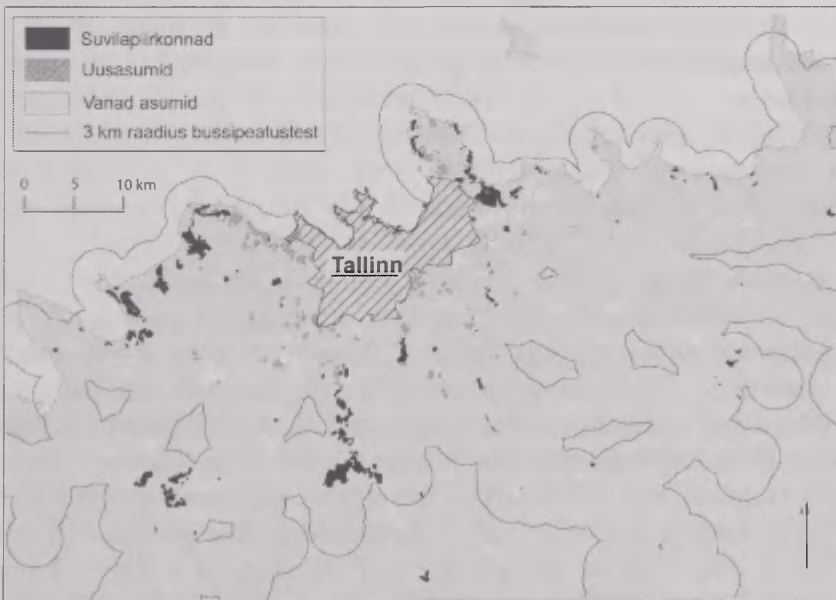
Kuna see osa 1990. ja 2000. aastatel aset leidnud uuest elamuehitusest toimus juba varem hoonestatud aladel ja on seetõttu võrreldes uusasumitega vähem märgatav, on kaasaegsed eeslinnastumise uurimused selle nähtuse sageli kõrvale jätnud. Kuna elamuehitus ja renoveerimistegevused suvilapiirkondades ei hõlma uusi alasid, on nende piirkondadega seotud planeerimisprobleemidele samuti vähem tähelepanu pööratud. See ei tähenda, et planeerimisprobleemid nendel “varjatud elamualadel” oleksid vähem teravad. Sarnaselt uusasumitega peab ka siin tagama vajaliku tehnilise (näiteks vee- ja kanalisatsioonivarustus) ja sotsiaalse (näiteks koolid ja lasteaiad) infrastruktuuri. Kuid suvilapiirkondades ja uusasumites on võimalused infrastruktuuri tagamiseks mõneti erinevad. Uusasumites toimub ehitustegevus koordineeritumalt ning enamasti arendatakse suurem ala korraga. Kuigi avalikku võimu on Eestis, nagu ka paljudes teistes üleminekuriikides, sageli selle eest kritiseeritud, et elamuehitust ei koordineerita piisavalt, on tehnilise infrastruktuuri ehitamine ning vastavus keskkonnatingimustele uusasumites üldiselt avaliku sektori kontrolli all. Suvilapiirkondades on avaliku sektori poolne koordineerimine palju keerulisem, kuna renoveerimis- ja ehitustegevus toimub krundikaupa ja sellega tegelevad kruntide omanikud ise.

Ka suvilapiirkondade esialgsed tingimused olid erinevad. Olemasolevad kaardipõhised andmebaasid, mis sisaldavad informatsiooni Tallinna linnaregiooni infrastruktuuri kohta lubavad meil hinnata olukorda suvilapiirkondades. Ehitatuna vaba aja veetmise eesmärgil asusid suvilaalad piirkondades, kus sotsiaalne infrastruktuur (näiteks koolid) on võrreldes teiste asumitega vähem kättesaadavad (joonised 9 ja 10). Kuigi ka paljude teiste pärast 1991. aastat ehitatud eeslinna asumite paiknemine ei võta arvesse olemasolevat sotsiaalset infrastruktuuri asuvad need enamasti Tallinnale väga lähedal, mistõttu neile on kättesaadavad linna koolid ja lasteaiad. Arvestades olemasolevat ühistranspordi võrgustikku tunduvad esmapilgul kõik tagamaa asumid olevat ühistranspordiga hästi kaetud (joonis 10). Kuid uusasumites, kus paiknemisotsuste tegemisel on mänginud olulist rolli turujõud, on sõltuvus autodest palju suurem, samal ajal kui suvilaalad planeeriti nõukogude perioodil koos bussi- ja rongiliinidega (joonis 2).



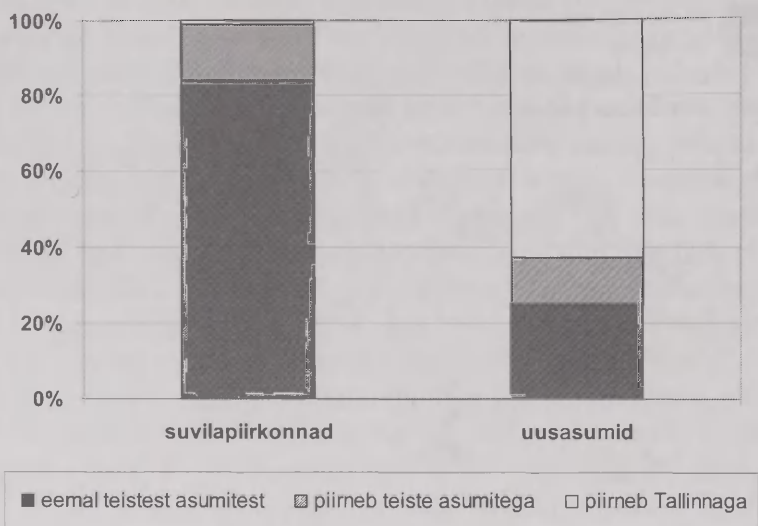
Joonis 9. Suvilapiirkondade paiknemine alg- ja põhikoolide suhtes (kuni 9-klassilised koolid).

Figure 9. Location of *dacha* settlements in relation to primary and basics schools (until 9th school year).



Joonis 10. Suvilapiirkondade paiknemine ühistranspordi suhtes (bussipeatused).

Figure 10. Location of *dacha*-settlements in relation to public transport infrastructure (bus stops).



Joonis 11. Suvilapiirkondade paiknemine teiste asumite suhtes.

Figure 11. Location of *dacha*-settlements in relation to other settlements.

6. Kokkuvõte ja arutelu

Käesoleva uurimuse peamised tulemused näitavad, et alates 1990. aastatest Tallinna linnaregioonis toimunud eeslinnastumises mängivad olulist rolli pealinna ümber paiknevad endised suvilapiirkonnad. Need moodustasid hoonete tagavara, mis pärast rangete nõukoguaegsete ehituseeskirjade kaotamist muutusid oluliseks reserviks linnaregiooni eluasemeturul. Neid asumid on järkjärgult muutunud püsielamualadeks. Nõukogude aja lõpus oli igal kuuendal linnaperel suvila linna tagamaal, praeguseks on kolmandik algsetest suvilatest kasutusel püsielamuna. Eeslinnastumisel linna tagamaa ühepereelamutesse on endised suvilaalad isegi olulisemad kui endistele põllualadele ehitatud kompaktsed uusasumid. See on üks oluline eeslinnastumise osa, mis seni on jäänud varjatuks, kuna uusasumid on eeslinna maastikul silmatorkavamad. Seetõttu on nii uuringud kui planeerimis-tegevus jätnud selle nähtuse suuresti tähelepanuta. Kuid küsimus, kuidas tagada sotsiaalne ja tehniline infrastruktuur nendes algselt vaba aja veetmise eesmärgil planeeritud asumites, mis paiknevad olemasolevast asustusvõrgust eemal, on valdavalt läbi mõtlemata. Samal ajal, vaatamata probleemidele puuduva tehnilise infrastruktuuriga ei nõua endised suvilapiirkonnad uut pinda ja nad on suhteliselt hästi ühendatud Tallinna linnaregiooni ühistranspordivõrgustikuga. Seetõttu tuleks paralleelselt uusasumite planeerimisprobleemidele senisest rohkem tähelepanu pöörata ka endistele suvilaaladele, kui oma olemuselt sarnastele uutele elamu-piirkondadele linna tagamaal.

Võrdlevas perspektiivis on suvilapiirkondade tulevikuga seotud teemad olulisemad endistele Nõukogude Liidu riikidele, kuna suvila omamine oli siin massiline nähtus. Kuid suve ja nädalalõpukodud eksisteerivad ka teistes endistes keskse planeerimisega Euroopa riikides, mistõttu on võimalik neid linna arengu ühiseid jooni süstemaatilisemalt uurida. Suvilapiirkondadelt võib seda arutelu laiendada ka sotsialismiaja pärandile üleüldisemalt. Nõukogudeaegsete suvilapiirkondade juhtum on kõigest üheks näiteks, kuidas eluasemeturule lisandunud vaba hoonestus võimaldab inimestel kohandada oma elamistingimusi vastavalt oma vajadustele. Üleminekueelset hoonestustagavara leidub ka teistes riikides. Näiteks endise Ida-Saksamaa linnades toetavad vabad elamispinnad linnas täna pigem taaslinnastumist (Herfert, 2007) kui eeslinnastumist. Seega, isegi kui kõik olulised reformid ühiskonnas on lõpule viidud ja üleminekuperiood tundub olevat tänaseks neis ühiskondades lõppenud, kujundab ruumiline pärand endiste sotsialismimaade sotsiaal-ruumilisi protsesse ka mitmetel tulevastel kümnenditel.

Kasutatud kirjandus

- Ahas, R., Jauhiainen, J., Silm, S., Nuga, M., Tähepõld, A., Saluveer, E., Kivi, K. 2008. Tallinna ja ümbritsevate omavalitsuste koostöövõimalused ja perspektiivid valguslinnastumise kontekstis (Käsikiri elektrooniliselt kättesaadav <http://www.tallinn.ee/est/g2402s38094> – 30.04.2008).
- Anniste, K. 2007. Eeslinnastumine Tallinna tagamaa suvilapiirkondadesse. Bakalauareusetöö, Tartu Ülikool, Geograafia osakond, Tartu.
- Aring, J., Herfert, G. 2001. Neue Muster der Wohnsuburbanisierung. In: BRAKE, K., Dangschat, J.S., Herfert, G. (eds). *Suburbanisierung in Deutschland: aktuelle Tendenzen*, S 43–56. Opladen: Leske+Budrich.
- Brade, I., Neffjodova, T. 1998. Entwicklungstendenzen und Perspektiven der Stadt-Umland-Prozesse in Rußland. *Europa Regional* 6(4): 23–34.
- Breuer, B., Müller, E. 2002. Großwohngebiete. In: Leibniz Institut Für Länderkunde, Leipzig (ed). *Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland. Dörfer und Städte*, S 130–131. Berlin, Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Breuer, T. 2005. Retirement Migration or rather Second-Home Tourism? German Senior Citizens on the Canary Islands. *Die Erde* 3: 313–333.
- Brown, D., Schafft, K. A. 2002. Population Deconcentration in Hungary during the Post-Socialist Transition. *Journal of Rural Studies* 18: 233–244.
- Champion, T. 2001. Urbanization, Suburbanization, Counterurbanization and Reurbanization. In: PADDISON, R. (ed). *Handbook of Urban Studies*, pp 134–161. London: Sage Publications.
- Enyedi, G. 1996. Urbanization Under Socialism. In: Andrusz, G., Harloe, M., Szelenyi, I. (eds). *Cities after Socialism: Urban and Regional Change and Conflict in Post-Socialist Societies*, pp 100–118. Oxford: Blackwell Publishers.
- Fialová, D. 2003. Regional differentiation of second housing transformation in Czechia. *Acta Universitatis Carolinae, Geographica XXXVIII, 1*, pp 59–65.

- Fialová, D. 1999. Second Homes in the Hinterland of Prague and Possibilities of their Transformation for Permanent Houses. *Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae. Geographica, Supplementum 2/II*, pp 213–221.
- Fialová, D., Vágner, J. 2006. New Trends in Second Housing in Czechia. *Acta Geographica Universitatis Comenianae* 48: 263–271.
- Gallent, N., Mace, A., Tewdwr-Jones, M. 2003. Dispelling a Myth? Second Homes in Rural Wales. *Area* 35: 271–284.
- Hall, P. 2001. *Cities of Tomorrow. An Intellectual History of Urban Planning and Design in the Twentieth Century*. Oxford, Massachusetts: Blackwell Publishers Ltd.
- Hall, C. M., Müller, D. K. 2004. Introduction: Second Homes, Curse or Blessing? Revisited. In: Hall, C. M., Müller, D. K. (eds). *Tourism, Mobility and Second Homes: Between Elite Landscapes and Common Ground*, pp 3–14. Clevedon, Buffalo, Toronto: Channel View Publications.
- Havrlant, J. 2004. Changes in the Use of Second Housing Facilities in the Moravian-Silesian Deskids Mts. *Moravian Geographical Reports* 12: 24–34.
- Herfert, G. 2007. Regionale Polarisierung der demographischen Entwicklung in Ostdeutschland – Gleichwertigkeit der Lebensverhältnisse? *Raumforschung und Raumordnung* 65: 435–455.
- Hirt, S. 2007. Suburbanizing Sofia: Characteristics of Post-Socialist Peri-Urban Change. *Urban Geography* 28: 755–780.
- Ioffe, G., Nefjodova, T. 2001. Land Use Changes in the Environs of Moscow. *Area* 33: 273–286.
- Ioffe, G., Nefjodova, T. 1998. Environs of Russian Cities: A Case Study of Moscow. *Europe-Asia Studies* 50: 1325–1356.
- Journal of Nordregio 7(3). 2007. Special issue: Second Homes in the Nordic Countries.
- Kasanko, M., Barredo, J. I., Lavalle, C., McCormik, N., Demichelli, L., Sagris, V., Brezger, A. 2005. Are European Cities Becoming Dispersed? A Comparative Analysis of 15 European Urban Areas. *Landscape and Urban Planning* 77: 111–130.
- Kok H., Kovács, Z. 1999. The Process of Suburbanisation in the Metropolitan Area of Budapest. *Netherlands Journal of Housing and Built Environment* 14: 119–141.
- Kornai, J. 1992. *The Socialist System: the Political Economy of Socialism*. Princeton: Princeton University Press.
- Kostinskiy, G. 2001. Post-Socialist Cities in Flux. In: Paddison, R. (ed). *Handbook of Urban Studies*, pp 451–465. London: Sage Publications.
- Krisjane, Z. 2005. The Trends of Urban Concentration and Suburbanization: the case of Riga (Paper presented at the Inaugural Nordic Geographers Meeting, May 2005, Lund, Sweden).
- Kupiszewski, M., Durham, H., Rees, P. 1998. Internal Migration and Urban Change in Poland. *European Journal of Population* 14: 265–290.
- Kährlik, A., Tammaru, T. 2008. Population Composition in New Suburban Settlements of the Tallinn Metropolitan Area. *Urban Studies* 45: 1055–1078.
- Laas, K. 1985. Inimene maal. Kogumikus: Raig, I. (toim). Maaelu. Maa sotsiaalse arengu probleeme Eestis, lk 5–9. Tallinn: Valgus.
- Ladányi, J., Szelényi, I. 1998. Class, Ethnicity and Urban Restructuring in Postcommunist Hungary. In: Enyedi, G. (ed). *Social Change and Urban Restructuring in Central Europe*, pp 67–86. Budapest: Akadémiai Kiadó.

- Leetmaa, K. 2008. Residential Suburbanisation in the Tallinn Metropolitan Area. Doktoritöö, Tartu Ülikool, Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu.
- Leetmaa, K. 2004. Eeslinnastumine Tallinna linnaregioonis sotsialismijärgsel perioodil. Magistritöö, Geograafia osakond, Tartu Ülikool, Tartu.
- Leetmaa, K. 2002. Suvilapiirkonnad Harjumaal. Uuringu aruanne, Harju Maavalitsus (Käsikiri elektrooniliselt kättesaadav <http://www.harju.ee> – 30.04.2008).
- Leetmaa, K., Tammaru, T., Anniste, K. 2009 (ilmumas). Urban Actors and Residential Suburbanisation in the Tallinn Metropolitan Area. *Tijdschrift voor Economische en Sociale Geografie* (special issue: Neighborhood Change in European Cities: New Developments in the Context of the Changing Role of the State).
- Leetmaa, K., Tammaru, T. 2007. Suburbanisation in Countries in Transition: Destinations of Suburbanizers in the Tallinn Metropolitan Area. *Geografiska Annaler, Series B: Human Geography* 89: 127–146.
- Lõhmus, L. 2006. Nõmme ajalugu. Tallinn: Koolibri.
- Marksoo, A. 2005. Linnastumine nõukogude Eestis. Kogumikus: Kulu, H., Tammaru, T. (toim). Asustus ja ränne Eestis. *Uurimusi Ann Marksoo* 75. sünnipäevaks, lk 59–81. Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus.
- Nyström, J. 1989. From the City to the City's Countryside. *Geografiska Annaler, Series B: Human Geography* 71: 183–200.
- Ouředníček, M. 2007. New Suburban Development in the Post-Socialist City: the Case of Prague. *Geografiska Annaler, Series B: Human Geography* 89: 111–126.
- Ptaček, P. 2002. Development of Second Housing in the Olomouc Region. *Geographica, Acta Universitatis Palackianae Olomucensis* 37: 69–75.
- Pullat, R. 1978. Linnad kodanlikus Eestis. Ajaloolis-demograafiline käsitlus. Tallinn: Eesti Raamat.
- Ravbar, M. 1997. Slovene Cities and Suburbs in Transformation. *Acta Geographica Slovenica* 37: 65–109.
- Rudolph, R., Brade, I. 2005. Moscow: Processes of Restructuring in the Post-Soviet Metropolitan Periphery. *Cities* 22: 135–150.
- Sakkeus, L. 1991. Post-war Migration Trends in Estonia. Tallinn: EKDK Rahvastiku-uuringud seeria B:15.
- Saluveer, R. 2001. Suvilate geograafiast. Bakalaureusetöö, Geograafia osakond, Tartu Ülikool, Tartu.
- Steineke, J. M. 2007a. “Them and Us” and Urban Sprawl. *Journal of Nordregio* 7: 15.
- Steineke, J. M. 2007b. Nordic Topography of Second Homes. *Journal of Nordregio* 7: 12–13.
- Sýkora, L., Cermák, D. 1998. City Growth and Migration Patterns in the Context of “Communist” and “Transitory” Periods in Prague's Urban Development. *Space. Population. Societies* 3: 405–416.
- Tammaru, T., Leetmaa, K., Silm, S., Ahas, R. 2008 (ilmumas). Temporal and Spatial Dynamics of the New Residential Areas around Tallinn. *European Planning Studies*.
- Tammaru, T., Leetmaa, K. 2007. Suburbanisation in Relation to Education in the Tallinn Metropolitan Area. *Population, Space and Place* 13: 279–292.
- Tammaru, T., Kulu, H., Kask, I. 2004. Urbanization, Suburbanization, and Counterurbanization in Estonia. *Eurasian Geography and Economics* 45: 212–229.

- Timár, J., Váradi, D. 2001. The Uneven Development of Suburbanisation during Transition in Hungary. *European Urban and Regional Studies* 8: 349–360.
- Tosics, I. 2003. City Development in Central and Eastern Europe since 1990: The Impacts of Internal Forces. In: Hamilton, F.E.I., Dimitrowska-Andrews, K., Pichler-Milanovic, N. (eds). *Transformation of Cities in Central and Eastern Europe: towards Globalization*, pp 44–78. Tokyo: United Nations University Press.
- Truly, D. 2002. International Retirement Migration and Tourism along the Lake Chapala Riviera: Developing a Matrix of Retirement Migration Behaviour. *Tourism Geographies* 4: 261–281.
- Vágner, J. 2002. Second Housing at the Edge of Prague Metropolitan Area: a SWOT Analysis. *Acta Universitatis Carolinae. Geographica* 37: 175–183.
- Van den Berg, L., Drewett, R., Klaassen, L., Rossi, A., Vijverberg, C. 1982. *A Study of Urban Growth and Decline*. Oxford: Pergamon Press.
- Veldi, S. 1998. Hundilaanest raudteekülaks, külast aleviks, alevist linnaks. Elva Postipoiss 03.05.2008.
- Węclawowicz, G., Guszczka, A., Kozłowski, S., Bielewska, A., Adamiak, A., Krasowska, M., Fader, A., Bierzyński, A. 2005. Large Housing Estates in Warsaw, Poland (Research project: RESTATE Restructuring Large-scale Housing Estates in European Cities: Good Practices and New Visions for Sustainable Neighbourhoods and Cities). Utrecht: Faculty of Geosciences, Utrecht University.

Soviet summer home settlements in post-socialist suburbanisation in the Tallinn metropolitan area

Kadri Leetmaa ja Kristi Anniste

Department of Geography, University of Tartu

Summary

The main results of this study demonstrate that former summer home settlements scattered around the capital city play an important role in residential suburbanisation in the Tallinn metropolitan area since 1991. This was housing stock that through the elimination of strict Soviet-time building regulations became an important part of the metropolitan housing market. These settlements have gradually been converted into permanent residential areas. Every sixth urban family had a suburban *dacha* by the end of the Soviet period, and today one third of the original *dachas* are used as permanent dwellings. The contribution of former second homes in the movement to suburban single family homes is thus more important compared to construction activities in new compact suburban settlements on former unbuilt areas. This is an important component of suburbanisation that has remained hidden because new residential areas are much more visible in the suburban landscape. As a result, both research and planning activities have left this very important phenomenon largely unnoticed. But questions such as how to provide social and technical infrastructure in these settlements, which were initially planned for recreation purposes away from the existing settlement network, are highly important today. Apart from problems with lacking

infrastructure, these former second home settlements do not demand new space and are relatively well connected to the public transport network in the Tallinn metropolitan area.

In a comparative perspective, issues related to the future development of the summer home settlements are more important for the countries that were formerly part of the Soviet Union, since the owning of a *dacha* became a mass phenomenon here. However, summer or weekend home settlements also exist in other formerly centrally planned countries of Europe, and therefore these common features of urban development could be compared more systematically. Alternatively, the discussion could be extended from merely summer home settlements to the spatial legacy of the Communist period in general. The case of Soviet-era *dacha* settlements only exemplifies how additional vacant housing stock enables people to adjust their living conditions according to their needs. The impact of pre-transition housing stock can also be observed in other countries. For instance, in the cities of former Eastern Germany, inner-city vacancies today support reurbanisation (Herfert, 2007) rather than suburbanisation. It follows that even when all of the important reforms in a society are complete and the transition period in these societies seems today to be over, spatial legacies will still shape the socio-spatial processes in these countries for many decades to come.

Sümbolid Eesti kirikutornides

Taavi Pae

Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Religiooni ja sellega seotud nähtuste uurimine on Eesti geograafide hulgas olnud tagasihoidlik. Ilmselt võib selles süüdi olla meie suhteliselt sekulaarne ühiskond, kindlasti aga ka geograafide vähesus, st kõikide geograafiaharudega lihtsalt ei jõuta tegeleda. Maailmas pole religiooniga tegelevad geograafid loomulikult mingi haruldus, siiski ei saa väita, et religioonigeograafia oleks mingilgi perioodil geograafia innovaatilisel eesliinil asunud. Peamiselt on olnud ikka tegemist kultuuri- või poliitgeograafia allharuga (ülevaate saamiseks religioonigeograafiast vt Kong, 1990, 2001; Raivo, 1997a; Park, 1994). 20. sajandi kuuekümnendate aastateni uuriti ja kirjeldati religioonigeograafias peamiselt religioonide globaalset paiknemist, ruumilist segunemist, levikumustreid, piire ja mõju kultuurmaastikele, samuti seda, kuidas religioossed normatiivid on mõjutanud eluviise ja selle kaudu poliitilist ja majanduslikku keskkonda (Buttimer, 2006). Sajandi lõpupoole religioonigeograafia uurimisväli laienes ja mitmekesisus. Lisaks n-ö religiooni ja tema nähtuste kaardistamistele pöörati religioonile tähelepanu ka humanistliku geograafia võtmes. Sajandivahetuse paiku võime teatud mõttes isegi rääkida religioonigeograafia tõusust, sest ilmunud on erinumbrid mitmetes rahvusvahelistes geograafiaajakirjades (*Annals of the Association of American Geographers* 2006 96(1), *GeoJournal* 2006 67(4)). Ka Eestis on pärast taasiseseisvumist ilmunud mitmed tööd, mida võime pidada religioonigeograafilisteks (Berg, 1994; Pae, Kaur, 2004; religioonikaardid Suures Maailma atlases ja Kooliatlases).

Käesolev kirjatükk on valminud n-ö vana kultuuri/religioonigeograafia vaimus, kaardistades religiooni väljendusvorme. Maastikus on ühed paremini vaadeldavad objektid kahtlemata kirikutornid. Lisaks kiriku ja torni arhitektuursele välimusele omavad tähtsust ka torni tipus asuvad sümbolid. Käesolevas artiklis antaksegi ülevaade torni tippudes paiknevatest sümbolitest, nende tähendusest ja levikust Eestis ja ka lähialadel, keskendudes eelkõige kuke sümbolile. Euroopa kristlikus kultuuritraditsioonis kohtame kirikutornides tihti kukke. Samas pole kukega kirikute traditsioon üldine ja erineb regioniti. Sageli võib peituda selles viiteid vanemale haldusjaotusele või mõjuvõimule.

2. Kirikutorni kui märk maastikus

Kirikutornid on ühed paremini vaadeldavad objektid maastikus. Sageli ehitatuna kõrgematele kohtadele, oli kirikutorn nähtav (sageli ka kuuldav) tervele kogudusele. Lisaks võib märkida, et kirikutorn markeerib tihti asula keskuse. Kirikutorn kui kiriku arhitektuurne täiend võib toonitada ka ilmakaari. Enamasti paikneb torn kiriku lääneotsas peasissekäigu kohal. Kirikutorni võib käsitleda ka praktilisest küljest. Tihti on ta kasutusel kellatornina (nii ajanäitaja kui ka kirikukellade jaoks). Tornitipus paiknevad sümbolid aga võivad osutada ka võimule. Selle heaks näiteks on Karjala Soomes pärast Soome iseseisvumist toimunud õigeusu garnisonikirikute mahalõhkumine või nende teiseks otstarbeks kasutusele võtmine. Valdavalt luterlastest soomlastele tundusid venestamissümbolitena just õigeusu rist ja sibulkuplid (Raivo, 1997b). Ka Aleksander Nevski katedraali Tallinnas Toompeal käsitletakse tihti kui venestamise sümbolit (Ilmjärve ... 1929). Tänapäeval võib kirikutorn kasutusel olla mobiiltelefoni antennide paiknemiskohana, aga ka reklaamikohana ja turistliku vaatekohana. Kirikutornid on kasutusel olnud ka maamõõtmises või siis meremärgina.

Enamikes kirikutornides paikneb sümbolika. Kristlik kultuuritraditsioon pakub selleks mitmeid võimalusi. Järgnevalt ongi toodud erinevad kirikutornide sümbolid ja nende tähendused. Kahtlemata on sakraalarhitektuuris rist levinuim sümbol tähistamaks kiriku torni tippu. Erinevatest ristitüüpidest kasutatakse enim ladina risti, mida lisaks kirikuarhitektuurile kasutatakse ka nt kalmistutel jm (Smith, 2001). Rist kujunes kristlikuks sümboliks u 4. sajandil. Peamiselt assotsieerub see Kristuse ristilöömisega. Lisaks ladina ristile, on kasutusel ka mitmed teised ristitüübid: nt paavsti rist ja armeenia rist. Vene-õigeusus on kujunenud oma ristsümbol, mis mõneti erineb ladina ristikist, nn vene rist. Lisaks eeltoodutele on risti kombineeritud mitmete muude sümbolitega. Nii on mõne õigeusu kiriku risti all poolkuu, mis viitab muhameedluse alistumist kristlusele. Lisades aga kirikutornis olevale ladina ristile päikesekiired, võime rääkida nn päikeseristikist. Selle näiteks on Pühavaimu kiriku tornisümbolika Tallinnas. Sageli, olenevalt küll piirkonnast, kohtame kirikutornis kukke. Kukk on paljudes kultuurides päikese ja valguse sümbol. Juba Vanas-Egiptuses kutsuti kukke päikeselinnuks. Levinuimaks kuke sümboli tõlgenduseks on siiski valvsus, mis tuletab kristlastele meelde Peetruse salgamist (Mt 26:34). Lisaks kaitseb kukk kirikuhoonet halbade vaimude ja tulekahju eest. Kukest kiriku tornis on andmeid 820. aastast (Murray, Murray, 1996). Saueri (1964) järgi on teateid kukest kirikutornis aastast 965. Sel aastal tabas pikne St-Pierre zu Châlons kloostrikiriku torni ja kahjustas torni tipus paiknenud kukke. Seega võib arvata, et kuke traditsioon kirikutornis sai alguse I aastatuhande lõpus. Loode-Saksamaal ja Hollandis (Friisimaal) võib kiriku tornis olla ka luik. Tihti asub kirikutornis kuke või risti all kera, mis tähistab ristiusus Kristuse maailmavalitsemist. Tihti on kera peidus ka kiriku (või torni) ehitus- või remondiaegset informatsiooni. Gooti stiilis kaunistatakse tornitippe tihti ka nn ristlillikuga. Tuntuim sellistest paikneb nt Kölni katedraali tornide tipus, originaal-

suuruses on Kölni katedraali ristlillik ka kiriku ees. Mõnikord kohtame kiriku tornides ka tähte, mille all enamasti mõeldakse koidutähte kui Kristuse sümbolit (Eestis nt Kanepi kirikul). Ka võib torni tipus olla laev (nt Leeri linna reformeeritud kirikul Loode-Saksamaal), sümboliseerimaks meresõitu. Kirikutorni tipus võib paikneda ka lihtsalt tuulelipp. Tallinna toomkiriku torni tipus on aga näiteks lisaks kerale ja tuulelipule liilialehtedest kroon. Püha Anna kiriku tornis Corki linnas Iirimaal paikneb aga 3,4 m pikkune kullatud lõhe, sümboliseerimaks linna seost kalanduse ja meresõiduga. Kirikutornis võib paikneda ka pasunat puhuv ingel või merineitsi (Königsbergi toomkirik). Vähemlevinud sümbolitest võib kirikutornis kohata veel kiriku nimipühakut, lohet, kerjust, viulit ja pistrikku (Friar, 2003).

3. Andmed ja meetodika

Käesoleva uuringu andmete kogumiseks külastati aastatel 2005–2006 kõiki Eesti kihelkonnakirikuid ja ka suuremaid abikirikuid ning valikuliselt võrdluseks ka Läti alale jäävaid kirikuid Kuramaal ja Lõuna-Liivimaal. Läti kirikute sümbolite osas oli abiks ka Läti kirikute entsüklopeedia (Mašnovskis, 2005–2007). Andmebaasi märgiti sümboolika, mis paiknes tornis kiriku külastamise ajal. Kirikute osas, mis hävisid peamiselt II maailmasõjas, kasutati vanu fotosid. Vanad fotod ja joonised pakuvad võimalusi tuvastada ka vahepealseid muutusi (kasutati Eesti Rahva Muuseumi ja Eesti Kirjandusmuuseumi kultuuriloolise arhiivi fotokogu). Vääruslik on Johann Christoph Brotze kollektsioon, mis võimaldab teha järeldusi kiriku tornides oleva sümboolika muutuste kohta 18. sajandi II poolest alates (Broce, 1992–2002; Hein *et al.*, 2006). Andmebaasi Eesti osa hõlmab 130 kirikut (kõik kihelkonnakirikud ja lisaks ka suuremad abikirikud).

4. Kuked Eesti kirikutornides

Eesti kontekstis on kuke tähendust kirikutornis lähemalt vaadelnud Matthias Johann Eisen (1926). Lisaks kuke kui sümboli tähendusele seletuse andmisele väidab ta, et enamasti on kõigil Eesti luteriusu kirikutel torni tipus kukk. Samas lisab, et uuemal maakoguduste kirikuil on kuke asemel rist. Huvitav on väide, et Venemaal pole luteriusu kirikutel kunagi kukke. Põhjus seisnevat selles, et venelased pilkavad luteriusulisi sagedasti kirikutorni kuke pärast, kutsudes neid kuke kumardajateks (*petuhopoklonniki*). Võib veel märkida, et Eiseni (1926) järgi Eestis ühtegi kullatud kukke polnud. Huumorikalt on luteri kiriku torne kutsutud ka kukeõrteks (Ilmjärve ..., 1929). Samuti on huumorikas nn Varraski protsess Läänemaal. Kooliõpetaja Varraskit süüdistati luteriusu laimamises ja vastuhakkamises ametivõimudele. Varrask seletas oma jutluses 1883. aasta jõuluõhtu eel: “Paganad, kes luteri kiriku otsas näevad kukke ja ristiust midagi ei tea, võivad kukke pidada poesildiks ja kirikut kukekaupluseks” (Rebane, 1933). Kukkede

geograafilisele levikule Eestis pole aga tähelepanu pööratud. Järgnevalt on toodud ülevaade Eesti kirikute tornides paiknevatest sümbolitest.

4.1. Eesti kirikutornis paiknevate sümbolite tüübid

Kaks valdavamat tüüpi Eesti kirikutel on altpoolt loetuna muna ja rist ning muna ja kukk (vt tabel 1). 70% Eesti kirikutest on tornitipus just eelpool nimetatud kombinatsioon. Kahe levinuma sümboli omavaheline suhe on aga 2/3 risti kasuks. 11 kirikul Eestis on tornitipus sümboliks nii rist kui ka kukk, kusjuures levinumaks on järjekord muna, kukk ja rist. Tihti on eelpoolnimetatuid sümboleid täiendatud veel tuulelipuga. Loomulikult on tuulelippe rohkem ristiga kirikutel, sest kukega kirikutel on kukk tihti ise tuulelipuks. Täpsem sellekohane teave on siiski puudulik. Vaid neljal juhul on lisaks kukele olemas ka tuulelipp. Huvitav erand Eestis kirikutornide sümbolite traditsioonis on Kanepi kirik. Kirik ehitati 1810. aastal ja kirikutorni asetati koidutäht. Koidutäht on kirikutornis seetõttu, et kirik kuulus Erastvere mõisnike Ungern-Sternbergide patronaadi alla ja koidutäht on Ungern-Sternbergide sümbol (Võrumaa, 1926). Mitte kogu aeg pole siiski tornitippu täht ehtinud. Koidutäht asendati ristiga 1893. aastal, kuid 2000. aastal tähe motiiv tornis ennistati.

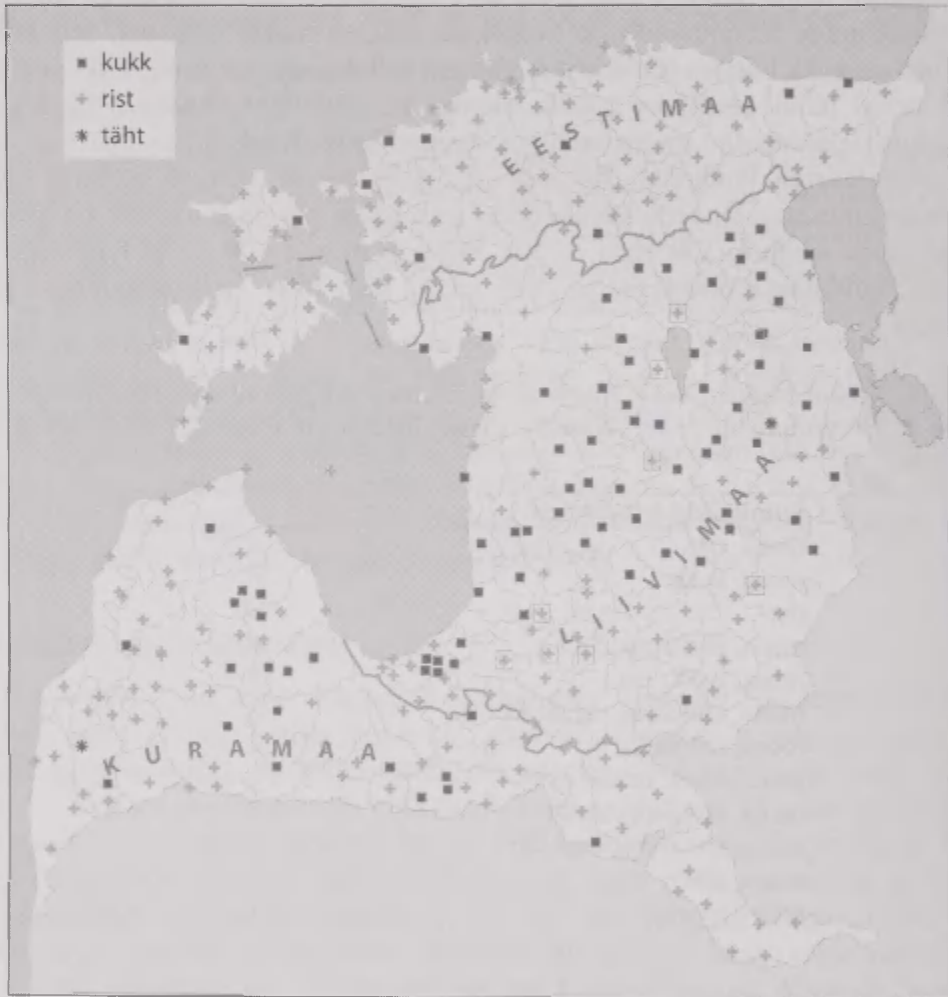
Tabel 1. Sümbolid Eesti maakirikute tornides. Sümbolite järjekord on toodud alt loetuna.
Table 1. Occurrence of tower symbols (listed in upward sequence) of Estonian rural churches.

Sümbolid kirikutornis	
muna, rist	62
muna, kukk	31
rist	14
muna, tuulelipp, rist	9
muna, kukk, rist	5
muna, tuulelipp, rist, kukk	2
muna, rist, kukk	2
muna, kukk, muna, rist	1
muna, tuulelipp, kukk	1
muna, tuulelipp, kukk, rist	1
muna, täht	1
tuulelipp, rist	1

4.2. Sümboolika levik

Lähtudes kaardipildist (joonis 1), selgub, et kukk on kirikutornis peamiselt Lõuna-Eestis, st alal, mis kuulus Liivimaa kubermangu valitsemise alla. Eestimaa kubermangus on kukkesid vaid kohati. Mõnevõrra rohkem on kukkesid Loode-Eestis, kus keskajast alates kuni II maailmasõjani oli rannikul rootslaste asuala. Rootsisis on aga kuke traditsioon kirikutornis suhteliselt tugev. Nii et kukega kirikud Loode-

Eestis võivad olla mõjutatud rootsi traditsioonist. Sellele vastu räägib aga seik, et pea 100% rootslastega asustatud olnud Ruhnu, Väike-Pakri ja Suur-Pakri saartel kukk kirikutornis puudus. Liivimaa kubermangus on enamik kukega kirikuid koondunud kubermangu idaossa. Pärnumaal on neid vähem ja Saaremaal puuduvad ühe erandiga täielikult. Pärnumaa puhul ilmselt ei saa siiski rääkida kuke traditsiooni puudumisest. Kahel tähtsamal linnakirikul Pärnu Eliisabeti kirikul ja Pärnu Nikolai kirikul (kirik hävis II maailmasõjas) olid kuded tornis. Saaremaa puhul võime aga ilmselt rääkida piirkondlikust eripärast. Saaremaa on küll formaalselt



Joonis 1. Kirikutornide sümbolid Vana-Liivimaal. Kastiga ümbritsetud sümbolid tähistavad kirikutorne, mille tipus on varem olnud kukk.

Figure 1. Church tower symbols in Old Livonia (cockle, cross, star). Symbols marked with squares indicate church towers that have had a cockle on the top.

kuulunud Liivimaa kubermangu, kuid tal on olnud oma rüütelkond ja muud valitsemisorganid. Juuresolev kaart kajastab küll praegust seisust (v.a kirikud, mis hävisid pms II maailmasõjas, nende puhul on toodud hävimiseelne sümbolika), kuid teadaolevalt on Lõuna-Eestis kahel praegu ristiga märgitud kirikul olnud varemalt kukk (nii Kolga-Jaani kui ka Tarvastu kiriku puhul on kukk eksponeeritud kirikuhoones), nii et ajaloolises mõttes kinnitab see Liivimaa kuketraditsiooni veelgi. Ka Läti Liivimaa aladel esineb kukke sagedamini kui risti, kinnitades Liivimaa kubermangu ala kui ühtset kultuuri- ja ajaloolist regioonit. Lähitulevikus ajaloolisest haldussüsteemist esineb 128-st Liivimaa kirikust (v.a Saaremaa) kukk 64 kirikul (50%), Eestimaa kubermangus on vastavad arvud 74 ja 9 (12%) ning Kuramaal 93 ja 19 (20%).

5. Arutelu

Nagu uurimusest selgub, pole kukk kirikutornis levinud üle-eestiliselt. Selge piir kulgeb piki Liivimaa-Eestimaa vahelist kubermangu piiri. Sellelaadne piir läbi eestlaste asuala hakkas kujunema 13. sajandil, kui toimus Eesti ala ristiusustamine. Saksamaalt alguse saanud ristisõdade esimeseks asupaigaks, kus lähtus edasine tegevus, sai Daugava jõe suue, kuhu rajati Riia linn. Tallinna kaudu toimus aga taanlaste sissetung ning Põhja-Eesti maakonnad kuulusid 13. sajandil Taanile. Tänu sellele kahest suunast lähtunud vallutusele kujunes Kesk-Eestit läbiv halduslik piir, mis poolitas eestlaste asuala. Nii kujunes lõuna-eestlaste jaoks pealinnaks Riia ja Tallinna mõjualaks oli vaid Põhja-Eesti.

Kui vaadelda lisaks maakirikutele ka linnakirikuid, siis nähtub, et samasugune seaduspära kehtib ka linnade puhul. Liivimaa suurematesse linnadesse jäävatel kirikutel on sageli tornis kukk. Kindlasti on just linnad olnud kuketraditsiooni peamised edasikandjad. Tartus on kukk Jaani kiriku tornis ja Pärnus oli kukk Nikolai kiriku tornis (kirik hävis II maailmasõjas, kuid kukk leiti 2002. aastal üles, restaureeriti ja on eksponeeritud Pärnu muuseumis). Nii Tartule kui ka Pärnule oli aga eeskujuks kindlasti Liivimaa kubermangu pealinn Riia, kus tähtsaimaks kirikuks on Riia toomkirik. Riias on kukk muutunud ka linna mitteametlikuks sümboliks ning Riia Peetri kiriku kukk on esitatud nt ühe-latise rahatähe reversil (<http://www.bank.lv/eng/main/all/lvnaud/coin/1lats/1ls6/>). Kuke kasutamist haldusterritooriumi sümbolina võib vaadelda ka Eestis. Nii paikneb kukk näiteks Tartumaa Kambja valla vapil, sümboliseerides 1980. aastate lõpust taastatavat Kambja kirikut.

Tallinna keskaegsetes kirikutornides me tänasel päeval kukke ei kohta. Oleviste kiriku tornis on kukke mainitud hiljemalt 1651 (Rickers, 1820). Pärast kiriku põlemist 1820. a torn küll taastati samas kõrguses, kuid kuna ehitustööd toetas tsaar Nikolai I, siis tema nõudel pidi kukk asendatama ristiga (Hein, 1981; Konsap, 1966). Kuna õigeusu kirikul pole kukesümbol tüüpiline, võib siin peituda ka üks võimalikke põhjusi, miks Eestimaa kubermangu kirikute tornides kuked

reeglina puuduvad. Nimelt on Eestima kubermang traditsiooniliselt olnud rohkem orienteeritud Peterburile ning oli mõjutatud sealsetest traditsioonidest. Liivimaa kubermang seevastu oli rohkem iseseisev (Wittram, 1954; Stackelberg, 1992). Täna hetkel on Tallinnas siiski üks kirik, kus tornis asub kukk. Selleks on Jaani Seegi kirik, milles tegutseb Armeenia õigeusu kirik.

Huvitavana võib mainida, et kukk kirikutornis kajastub ka näiteks kunstis ja kirjanduses. Nii on Eesti noorema põlve kunstnik Navitrolla kujutanud joonistusel *Kits kahe kiriku vahel* kahte kirikut, millest ühel on tornis kukk ja teisel rist. Eesti üks kuulsamaid kunstnikke ja kunstikriitik Märt Laarman (1998) aga kirjutab, et tema jaoks on õige kirik ikka kukega. M. Laarman pärineb Liivimaalt Paistu kihelkonnast ning Paistu kihelkonnakiriku tornis on kukk. Artur Adson (1950) mainib aga oma Reisiraamatus, et Riia linna tundis Liivimaa elanikkond juba maast madalast ning rikkamate inimeste kohta öeldi “rikas kui Riia kikas”. Samuti kirjeldab ta tuntud mängu, kus last peast üles tõstes näidatakse Riia linna. Riia linna “mõju” Eesti folkloorile on käsitlenud Kristi Salve (2008), tõdedes, et rohkem Riiaga seotud folkloorset ainet pärineb Lõuna-Eestist. Need mõned näited iseloomustavad hästi Riia linna kultuurilist mõjuvõimu ja tuntut Lõuna-Eestis.

Omaette küsimus on kuketraditsiooni vanus Eesti kirikutel. Võib oletada, kuid ilma kindlate allikateta, et kuked olid ka esimeste Eestis ehitatud kirikutornide tipus. Laiem kukkede levik kirikutornis jääb aga ilmselt hilisemasse aega. On oletatud, et kuketraditsiooni levik on olnud seoses Hansa liiduga. Toetudes Paul Campele (1929), võib väita, et Riia toomkirik, mis oli oma arhitektuuriga Liivimaal eeskujuks, sai kuke pärast 1547. aasta põlemist. See langeb ajaliselt kokku Hansa liidu lõpuajaga. Samas jõudis 16. sajandi I poolel Liivimaale reformatsioon, mis võis samuti kuketraditsiooni levikus teatavat osa mängida.

Kuke traditsioonist erinevates Euroopa piirkondades on raske selget pilti saada. Kindlalt võib väita, et kukk on üldlevinud Põhja-Euroopa luterlikus kultuuritraditsioonis. Selle heaks näiteks on Rootsi, kus kuketraditsioon on üldine ning iga-aastaselt korraldatakse ka kaunima kirikutornikuke valimisi. Nagu eelnevalt selgus, on kuketraditsiooni kandja Läänemere idakaldal asuv endine Liivimaa kubermang. Ka Briti saartel on kukk suhteliselt tuntud. Tihti võib leida viiteid (eelkõige Internetist) sellele, et kuke traditsioon erineb konfessiooniti. Nii väidetakse, et Läti aladel (Lõuna-Liivimaal) on luteri kiriku tornides alati kukk ja katoliku kiriku tornides rist (http://www.eelk.ee/eelk_vastused/v_vastus.php?id=32). Ida-Friismaal Leeri linna ümbruses esineb seaduspära, kus katoliku kirikutel on kukk, luteri kirikut sümboliseerib luik. Lõuna-Euroopas kohtame kukke kirikutornis harva, kuid samas ei saa rääkida, et kuketraditsioon seal puuduks. Artikli autorite isiklike vaatluste järgi kohtab nt Portugalis ja Hispaanias kirikutornides kukke, kuid palju harvemini kui Põhja-Euroopas.

Lisaks kuke leviku seaduspärasusele võib tuua välja veel mõningad kultuuri-geograafilised nähtuseid, kus erinevus kubermanguti on säilinud tänapäevani. Nii erinevad kubermanguti näiteks kalmistute paiknemine kirikuaias (Pae *et al.*, 2006).

Ka õigeusu kirikute paiknemises kehtib Eestis seaduspära, et Liivimaa kubermangus on neid palju enam kui Eestimaa kubermangu aladel. 1840. aastatel puhkenud usuvahetusliikumine toimus just Liivimaal (Kruus, 1930). Religiooni- alaseid ja põllumajanduslikke erisusi kubermanguti on analüüsinud C. Schmidt (1991). Kuni viimaste ajani esines selge ajaloolisest haldusjaotusest tulenev erisus ka valdavate veisetõugude osas. Kubermanguti kujunenud põllumajandus- organistatsioonides kujunes veisetõugude aretus erinevalt ja nii on aastakümneid olnud Lõuna-Eestis tüüpiliseks veisetõuks eesti punane ja Põhja-Eestis holsteini tõug (Pae *et al.*, 2009).

6. Kokkuvõte

Käesoleva artikliga on antud ülevaade Eesti kirikutornides paiknevast sümbooli- kast, selle tähendusest ning erinevate sümbolite geograafilisest levikust. Uuri- musest nähtub, et kirikutornides paiknev sümboolika võib olla väga mitmekesine. Levinuim sümbol kirikutornides on rist, kuid Põhja-Euroopas on väga sagedasti kirikutornis ka kukk. Võib väita, et Läänemere ümbruse maades ja eriti just aja- loolises Liivimaa kubermangus ongi kuketraditsioon kõige uhkemalt ja selge- piirilisemalt välja kujunenud. Enamasti on kirikutornis paiknevad sümbolid religioosse päritoluga, kuid võib esineda ka ilmalikku sümboolikat. Kiriku tornis paiknevad sümbolid võivad viidata ka varasemale haldusjaotusele. Nii selgus uuringust, et Liivimaa kubermangus (Läti alad ja Lõuna-Eesti) on kukk kirikutornis levinum sümbol kui Eestimaa kubermangus (Põhja-Eesti). Võib oletada, et Põhja- ja Lõuna-Eesti eristusid kultuuriliselt juba muinasajal, kuid 13. sajandist moodustuma hakanud kubermangupiir moodustas kahtlemata tõkke, mis kinnistas teataval määral erinevat elukorraldust ja kultuuritausta kummaski kubermangus. Kubermanguliste erinevuste põhjuseks kultuurinähtuste levimisel võib pidada ühest küljest haldusruumi korralduslikku mõju ja teisest küljest traditsiooni levikut. Käesolevas artiklis käsitletud kultuurilise erinevuse taga on tõenäoliselt omal ajal kubermanguti erinevaks kujunenud traditsioon. Kahtlemata olid Liivimaa kuber- mangu kirikutele eeskujuks Riia linna keskaegsed kirikud, kus hiljemalt 15. sajandist alates on kukesümbolika kirikutornides kasutusel ning eeskujuks Liivimaa kubermangul teistele kirikutele. Riia linna kirikute eeskujud ulatuvad aga ilmselt Põhja-Saksamaale, nii sarnaneb näiteks Hansa pealinna Lübecki kiriku- tornide sümboolika vägagi Riia omale.

Kasutatud kirjandus

- Adson, A. 1950. Reisiraamat. Göteborg, 307 lk.
Berg, E. 1994. The Peculiarities of Jewish Settlement in Estonia. *GeoJournal* 33(4): 465–470.
Broce, J. K. 1992–2002. Zimejumi un apraksti 1–3. Riga.

- Buttimer, A. 2006. Afterword: Reflections on Geography, Religion and Belief Systems. *Annals of the Association Of American Geographers* 96(1): 197–202.
- Campe, P. 1929. Der St. Marien-Dom zu Riga. Riga, 15 S.
- Eisen, M. J. 1926. Kukk kirikutorni otsas. *Eesti Kirjandus* 7: 351–358.
- Friar, S. 2003. The Sutton companion to churches. Stroud, 517 p.
- Hein, A. 1981. Taastamistööd Oleviste kirikus aastail 1828–1840. *Eesti arhitektuuri ajaloo küsimusi*. Tallinn.
- Hein, A., Leimus, I., Pullat, R., Viires, A. 2006. Johann Christoph Brotze. *Estonica*. Tallinn, 619 lk.
- Ilmjärve koguduse aruanne 1928. aasta kohta, 1929. Tartu.
- Kong, L. 1990. Geography and religion: trends and prospects. *Progress in Human Geography* 14(3): 355–371.
- Kong, L. 2001. Mapping 'new' geographies of religion: politics and poetics in modernity. *Progress in Human Geography* 25(2): 211–233.
- Konsap, V. 1966. Tallinna tuulelipud. Tallinn, 63 lk.
- Laarman M. 1998. Mina kõnelen kunstist. *Eesti mõttelugu* 24. Tartu, 423 lk.
- Mašnovskis, V. 2005–2007. Latvijas luterāņu baznīcas: vēsture, arhitektūra, māksla un memoriālā kultūra : enciklopēdija četros sējumos = The Lutheran churches of Latvia : history, architecture, art and memorial culture: (an encyclopedia in four volumes). (Riga, Due).
- Murray, P., Murray, L. 1996. The Oxford companion to christian art and architecture. Oxford, 596 p.
- Pae, T., Kaur, E. 2004. Religious Places – Changing Meanings. The Case of Saaremaa Island, Estonia. *European Rural Landscapes: Persistence and Change in a Globalising Environment*. Dordrecht: 123–137.
- Pae, T., Kaur, E., Aasa, A., Ahas, R. 2006. The Formation and Location Features of Estonian Cemeteries. *Journal of Baltic Studies* 37(3): 277–297.
- Pae, T., Tammiksaar, E., Sooväli-Sepping, H. 2009. Historical geography of estonian cattle breeds. – *Trames* 4, (ilmumas).
- Park, C. 1994. Sacred worlds: an introduction to geography and religion. London.
- Raivo, P. J. 1997a. Comparative Religion and Geography: Some Remarks on the Geography of Religion and Religious Geography. *Temenos* 33: 137–149.
- Raivo P. J. 1997b. The limits of tolerance: the Orthodox milieu as an element in the Finnish cultural landscape, 1917–1939. *Journal of Historical Geography* 23(3): 327–339.
- Rebane, L. 1933. Usuvahetuslik liikumine Läänemaal aa. 1883–1885. *Ajalooline Ajakiri* 2, 3, 4: 79–93; 116–125; 195–206.
- Rickers, H. W. J. 1820. Etwas über die St. Olai-Kirche in Reval, die durch einen Blitzstrahl in der Nacht vom 15. zum 16. Juny 1820 zerstört wurde. Reval, 48 S.
- Salve, K. 2008. Rikas nagu Riia kikas: Riia linn eesti rahvapärимuses. Sinu, minu ja meie Riia. Tartu, lk 28–38.
- Sauer, J. 1964. Symbolik des Kirchengebäudes und seiner Ausstattung in der Auffassung des Mittelalters. Münster, 487 S.
- Schmidt, C. 1991. Über die Grenze zwischen Estland und Livland und ihre Bedeutung für die Agrar- und Religionsgeschichte. *Zeitschrift für Ostforschung* 40: 500–521.

- Smith, R. K. 2001. Title: The Cross: Church symbol and contest in nineteenth-century America (Exploring the confused religious loyalties of Protestant denominationalism). *Church History* 70(4): 705–734.
- Stackelberg, C. von. 1992. *Verwehte Blätter: Erinnerungen aus dem alten Baltikum*. Berlin, 366 S.
- Võrumaa, 1926. *Eesti II*. Toimetajad J. Rumma, A. Tammekann, J. V. Veski. Tartu, 497 lk.
- Wittram, R. 1954. *Baltische Geschichte: die Ostseelände, Livland, Estland und Kurland 1180–1918*. München, 323 S.

Symbols on Estonian church towers

Taavi Pae

Department of Geography, University of Tartu

Summary

Church towers are among the most prominent eye-catching features of the landscape in the human world, and bear significant architectural and symbolic value. Religion and its various beliefs and ideologies bring symbolism and meaning to the everyday lives of people. The focus of my geographical study is the iconography of church towers; looking closer into their regional distribution pattern and analyzing their connotation within the former territory of Old Livonia (now encompassed by present-day Estonia and present-day Latvia, except for Latgale). The historical administrative division and power relations of Europe have had a significant impact on the various cultural expressions within Europe. The territories on the eastern shore of the Baltic Sea shared the same administrative practices with Germany for several centuries. Consequently, it may be suggested that a number of cultural characteristics and monuments from different periods in the cultural history of Western Europe have found expression on the eastern shore of the Baltic. The iconography used in the areas around the eastern shores of the Baltic Sea, which were incorporated into Western European cultural life during the German Crusades of the 13th century, is to a great extent compatible with that of Western European countries. Being related to the religious traditions of Protestantism, the former Old Livonia represents one of the easternmost areas where the cockerel was used on church towers. Thus, we may claim that it is near evident that the cockerel tradition spread as a custom that followed historical administrative borders. At the same time, the eastern border of Estonia demarcates the eastern end of this cultural phenomenon, since culturally significant symbols used in Russia arise from Byzantine culture.

The origins of when the cockerel began to be used as a church tower symbol in Old Livonia has not been dated precisely, but was most likely an integral part of the overall expansion of sacral architecture – the first data recorded on cockerel symbol usage in Old Livonia originate from the 15th century. Its usage was most evident in urban centers, and its roots can be traced to northern Germany. We suggest the usage of cockerel on church towers may also have expanded with the Hanseatic movement. The analysis of the distribution patterns of church tower cockerels in Estonia shows significant regional

variance. The use of cockerels on church towers is more widespread in the former province of Livonia, the historical capital of which was Riga. The cockerel is a rare symbol in the former province of Estonia, which was administered from Tallinn. The leading urban centers evidently had an influential role in the use of symbols throughout the country, as the cockerel of St Peter's Church in Tartu has been the city's unofficial symbol for centuries, and the medieval churches of Tallinn, except for one, lacked tower cockerels. It is apparent that the former administrative border between the historical provinces of Livonia and Estonia formed a distinct line, marking regional patterns of various geo-cultural phenomena.

Kaitsealade külastusseire pilootuuring mobiilpositsioneerimis- ja raadioloendusmeetodi arendamiseks

Antti Roose

Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Kaitstavate loodusobjektide külastamine on enamasti elamuslik ja tore, tihti olulise loodusharidusliku mõju ja lõõgastava toimega, kuid toob paratamatult kaasa keskkonnamõjusid. Halvemal juhul, füüsilise ja ökoloogilise taluvusvõime ületamisel võib külastustegevus ohustada või suisa hävitada kaitstavaid loodusväärtusi. Ja kui looduskahju võib tekkida ning avalduda kiiresti, piisab ühest massiüritusest või vandalismiaktist, siis taastumine on väga pikaajaline protsess. Eesti looduskülastajate andmed on enamasti saadud kaudsetel meetoditel kas küsitluste abil (Saar Poll, 2008) või lähtuvalt loodusüritustel ja loodusõppel osalejate, ekskursioonigruppide ja üleöökülastajate andmetest (Eesti riiklik turismiarendukava 2007, Keskkonnanahariduse kontseptsioon 2007). Ööbivatest siseturistidest, keda hinnanguliselt oli 2008.aasta suvel 780 000, vaid 14% huvitub loodusobjektidest (Saar Poll, 2008). Siseturistid külastavad eriti meelsasti selliseid kaitsealasid, mis on ka traditsioonilises puhkepiirkonnas. Eriti suur on kohalike elanike külastuskoormus kaitsealadel, mis asuvad linnade tagamaal. Kaugemal paiknevate, ürglooduslike kaitsealuste objektide külastamine on oluliselt väiksem.

Loodusalade külastusloendusega on täpsemalt tegelenud oma 42 telkimisala ja 499 lõkkekohaga puhkealadel Riigimetsa Majandamise Keskus, deklareerides 2007. aastal 820 000 külastust (RMK, 2008). Samuti on looduskaitsealadel läbi viidud päevikloendusi ja küsitlusi. 2006. aastal registreeriti looduskaitsealade külastuskeskustes kokku 91 732 külastust, millest poole moodustasid Palmse (22 751), Naissaar (umbes 18 500) ning Soomaa (10 855). Üldiselt jääb hõreastutuses ja kaitsealade liberaalses piiripoliitikas kaitseala tihti mustaks kastiks, millesse sisenevate-väljuvate inimeste arvu, külastuseesmärke ja -käitumist on raske hinnata. Tuleb ka silmas pidada ranget kaitsekorraldust – liikumispiirang on kehtestatud 299-le sihtkaitsevööndile ja loodusreservaadile. Püsielupaikades on liikumispiirang kehtestatud 768-le püsielupaiga sihtkaitsevööndile kogupindalaga 3300 km² (EELIS).

Uute külastusrajatiste lisandumisel ja suureneva külastuse tingimustes – just need on viimase kümnendi arengud – on tekkinud vajadus täiendada kaitstavate loodusobjektide kaitsekorraldust, et reageerida kaitsealadel pöördumatu kahju vältimiseks toetavate, puhverdavate või piiranguliste kaitsevõtetega. Sestap on

riiklik keskkonnaamet viimastel aastatel aktiivsemalt tegelemas kaitsealade külastuskorralduse raames külastusseire käivitamisega. 2008. aastal viidi Tartu Ülikooli geograafia osakonna teadlaste poolt koostöös Riikliku Looduskaitsekeskuse ja OÜ Positium LSB-ga läbi pilootuuring eesmärgiga välja pakkuda meetodilisi lahendusi kaitsealade külastusseireks, sidudes omavahel külastuspäeviku andmed automaatselt loendurite ja mobiilpositsioneerimise andmestikuga. Erinevate loendusvõtete oskuslik korraldus ning andme- ja analüüsimudel annab oluliselt täpsema ettekujutuse kaitsealade külastatavusest ning võimaldab hinnata külastuskoormust. Pilootuuring pakub meetodilisi lahendusi mitte ainult külastusseire süsteemi arendamiseks, vaid ka konkreetsetel loodusobjektide kaitsemeetoditeks. Süsteemne ja meetodiliselt välja arendatud külastusseire aitab kaasa kaitsekorraldusele, investeeringute planeerimisele, loodusharidustööle ning ühtlasi otstarbekamalt juhtida külastuskorralduse ja kaitsetegevuste ressursse – spetsialiste, vahendeid, raha. Suunates külastajad koormustaluvamatele ja külastusteks kohandatud kaitsealadele ja objektidele vähendatakse külastuskahjustuste riske teistes, koormustundlikumatel kaitsealadel.

2. Metoodika

Põhiküsimused, millele külastusseire süsteem peab võimaldama vastata, on järgmised: kui palju ja millal on külastajaid, kes nad on ja kuhu nad lähevad, mis neile meeldib ning millised on külastusmõjud ja looduse häiritus. Tõsi, sõltumata eeldatavast aegruumilisest külastusmustrist, on külastuskoormus fenomen, millel on alati erisused ja erandid. Metoodika väljatöötamisel lähtutigi eeskätt kaitsealade külastuskorralduse põhimõtetest. Kaitsealadel puudub seni külastusseire ja otsustusetugi, mis tugineks ühetaolistel meetodilistel alustel mõõdetavatele parameetritele. Külastusalane taustinformatsioon kaitsekorralduse planeerimiseks on lünklik ning hõre. Eesti kaitsealades ei ole kuigi järjekindlalt rakendatud külastusvärvade põhimõtet, mis on olnud ainuvõimalikuks külastuskoormuse kontrollimise ja reguleerimise viisiks suure külastusintensiivsusega rahvusparkideks Euroopas, Ameerika Ühendriikides, Austraalias jm (Eagles, McCool, 2002). Eesti kaitsealadesse saab siseneda paljudest nn värvatest, olgu need siis külastuskeskused, matkaradade lähtekohad, parklad või lihtsalt metsateed ja -sihid. Külastuskeskustes on tagatud ka külastajate loendus, teistes külastusrajatistes püsiloendusi läbi ei viida. Eeskätt kerkib probleem looduslike piirideta ja geograafiliselt kaitsmata, eeskätt maastikuväärtusega kaitse- ja külastuskorralduses. Selle parimaks näiteks on Otepää, Haanja ja Karula kõrgustikud, kuhu saab siseneda praktiliselt kogu perimeetri ulatuses maanteedelt, külateedelt ja metsateedelt. Sellistel kaitsealadel on külastatavuse määramine kõige keerukam.

Kaitseplaneerimisel ning viimastel aastatel tähtsustunud loodushariduse korraldamisel on külastuskorralduse probleeme täpsemalt analüüsitud. Eestis esimesena valminud Ida-Virumaa kaitsealade külastuskorralduse ja loodushariduse kavas (LKK, 2008) on nimetatud järgmisi ohte:

- külastuskoormus tõmbekeskustes (Ontika, Toila, Kurtna järved, Peipsi põhjarannik) ületab objektide ja koosluste taluvuse;
- hea infrastruktuur tõmbab hulganisti ligi ka nn metsikuid turiste ja pidutsejaid, kelle tegutsemise üle kontrolli kehtestamine on äärmiselt keeruline;
- esialgse uuduse minetanud või ülerahvastatud objektidelt suunduvad külastajad edasi selleks ette valmistamata aladele, märgistades oma tegevusega seni puutumatu ürgloodusele (nomaadiefekt);
- kohaliku elanikkonna vastuseis külastuskoormuse suurendamisele, eriti juhul, kui infrastruktuuri ei suudeta jätkusuutlikult hooldada;
- looduskäitumise mentaliteeti ja harjumusi on raske muuta.

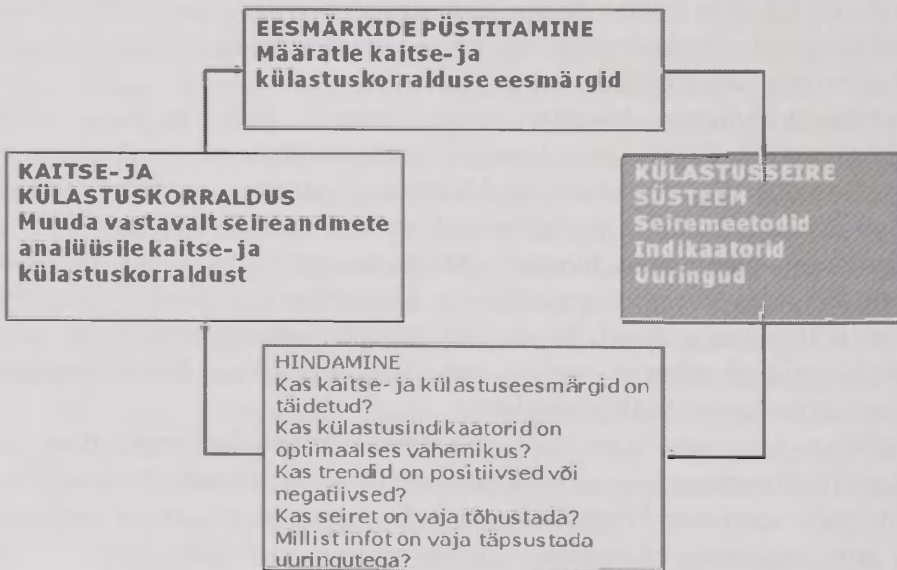
Käesoleva uuringu läbiviimiseks koostati 2008. aastaks seireplaan, mis nägi ette katselist seiret Emajõe Suursoo, Endla ja Alam-Pedja kaitsealadel, samuti õuesõppijatele, spordiharrastajatele ja pere väljasõitudeks populaarsel Vapramäel. Plaani koostamisel peeti silmas külastuste sesoonsust (kõrg-, madal-, vahahooaeg, nädalavahetus) ning sihtrühmi (üksikkülastajad, rühmad, puhkajad, pered, harrastajad, kalastajad, korilased). Külastusseiret viidi püsivalt läbi külastuskeskustes. Sarnaselt keskkonnamõju hindamise põhimõtetele vajasis külastusseiret peatuspaigad, kus külastajad viibivad kohapeal pikemat aega, näiteks telkimisalad, puhke- ja lõkkekohad. Episoodilist loendust erinevate meetoditel viidi läbi matka- ja õppe- radadel. Muu kaitseala territoorium, kuhu külastajaid ei suunata, vaid nad satuvad sinna pigem omatahtsi või juhuslikult, oli katseliselt kaetud mobiilpositsioneerimise meetodiga. Automaatloenduste kontrollandmeteks valiti Emajõe Suursoos endise Kantsi kõrtsi ja Endlas Tooma keskuses päevikusse registreeritud külastajad. Pidevad ja täpsed päevikloenduse andmerekad puudusid Alam-Pedjal ja Vapramäel, mida korvati juhuloendusega.

Automaatloenduseks kasutati antud uuringus Suurbritannias valmistatud raadiokiirloendurit RBX5, mis koosneb raadiosaatjast, vastuvõtjast ja andmelogerist. Loendur võib olla seadistatud kõndijate, ratturite ja autode loendamiseks. Seade on ilmastikukindel ning väidetavalt ei sega loendust vihma- ja lumesadu, tuul ega torm. Suurimaks lubatud vahemaaks saatja ja vastuvõtja vahel on 8 meetrit. Sättides loendusintervalliks minutirežiimis 1 tundi, mahutab loger kogunisti 670 päeva andmed. Seadet toitvad AA liitiumpatareid kestavad umbes aasta, seda muidugi sõltuvalt loendusrežiimist ja ilmastikust. Kokku kasutati 2008. aasta katseseires kolme RBX5 loendurit.

Uuringus kasutatav passiivse mobiilpositsioneerimise andmebaas sisaldab Eesti suurima turuosaga operaatori EMT võrgus rändlusteenuse (*roaming*) ja Eesti klientide poolt sooritatud kõnetoimingute kellaegu, asukohti mobiilside antennide leviala täpsusega ning telefonide registreerimise riiki (rändlusteenuse kasutajate puhul). Uuringusse hõlmati 2008. aasta jaanuari–septembri andmed. Muutuste tuvastamiseks kasutati 2007. aasta andmeid veebruari kui madalhooaja ja juuni kui kõrghooaja kohta. Kõnetoiminguks on rändlusteenuse kasutajate puhul igasugune

aktiivne mobiiltelefoni kasutamine. Eesti klientide puhul registreeritakse ainult väljuvaid kõnetoiminguid. Seega on loenduse lähtealused sise- ja väliskülastajatel erinevad. Oluliselt piirav on suurtes mobiilsidekärgedes andmete ruumiline täpsus, mis võib uuritud soomassiividel ulatuda isegi üle kümne kilomeetri. Seetõttu oli eelnevalt läbi viidud uuringutest ka teada, et mobiilpositsioneerimise meetodikat on võrdlemisi raske sobitada maapiirkondade igapäevase paiknemise ja liikumise tuvastamiseks (Ahas *et al.*, 2007; 2008). Mobiilpositsioneerimise andmete töötlemisel rakendati Positium LBS arendatud algoritme, mis filtreerisid ankurpunktide alusel andmetest välja uuritavate alade kohalikud elanikud ja piirkonnas töötajad ning võimalikult palju ka lühiajalist transiitliikluse müra, mis oluliselt võib moonutada uuritavate alade külastajate arvu määramist. Testitud Emajõe Suursoo mobiilsideala hõlmab Kavastu–Koosa ja Kastre–Võõpste teel liikujaid. Endla seirealal tekitavad Endla LKA külastusseire seisukohalt vältimatult andmemüra Piibe maanteel liikujad. Ülepinnalisel paiknemisanalüüsil kasutati 5×5km ruute.

Külastuskoormuse meetodika arendamiseks viis Eesti Maaülikool 2008. aastal läbi uuringu “Koormustaluvuse hindamise meetodika alused kaitsealadel seoses nende rekreatiivse kasutamisega” (Hurt, 2009). Tuginevalt nimetatud pilootuurin- gutele ning 2009. aasta sügisel käivitatud Eesti Maaülikooli ja Tartu Ülikooli arendusprojektile on riiklik keskkonnaamet otsustanud 2010.–2011. aastal juurutada kaasaegse, integreeritud külastusseire süsteemi, mis võimaldaks tõhustada kaitse- korraldust, parandada külastuskorraldust, majandada otstarbekamalt külastus- objekte ning planeerida investeeeringuid külastus- ja loodusariduse infrastruktuuri (joonis 1).



Joonis 1. Külastusseire mudel integreerituna kaitse- ja külastuskorraldusse.

Figure 1. Visitor monitoring for conservation and recreation management.

3. Külastusseire analüüs päevikioenduse ja mobiilpositsioneerimise andmete võrdluses

3.1 Emajõe Suursoo looduskaitseala

Emajõe Suursoo sookaitsealal endises Kantsi kõrtsis paiknevat looduskeskust nagu paljusid teisi looduskeskusi iseloomustab suhteliselt tagasihoidlikum külastajate arv talvel ning aktiivsem külastusperiood mais–juunis, mil registreeritud külastajate arv ulatus 2008. aastal ligi 900-le (tabel 1). Üksikkülastajate arv, kes ei sisene keskuse hoonesse, on kevad-suvisel perioodi suur. Hinnanguliselt on registreerimata külastajate arv peaaegu sama suur kui registreeritute arv. Selle kinnituseks on mobiilpositsioneeritute analüüs, mille kohaselt on kevad-suvine külastatavus 600–800 külastaja võrra suurem. Pärast külastuste mõttes vaiksemat juulit tõusis külastatavus augustis ning püsis kõrgel ka kooliaasta alguses – septembris. 9-kuise seireperioodi keskmine külastajate arv päevas oli 17,6. Suurima, 170-ne külastusega päev, oli 31. mai.

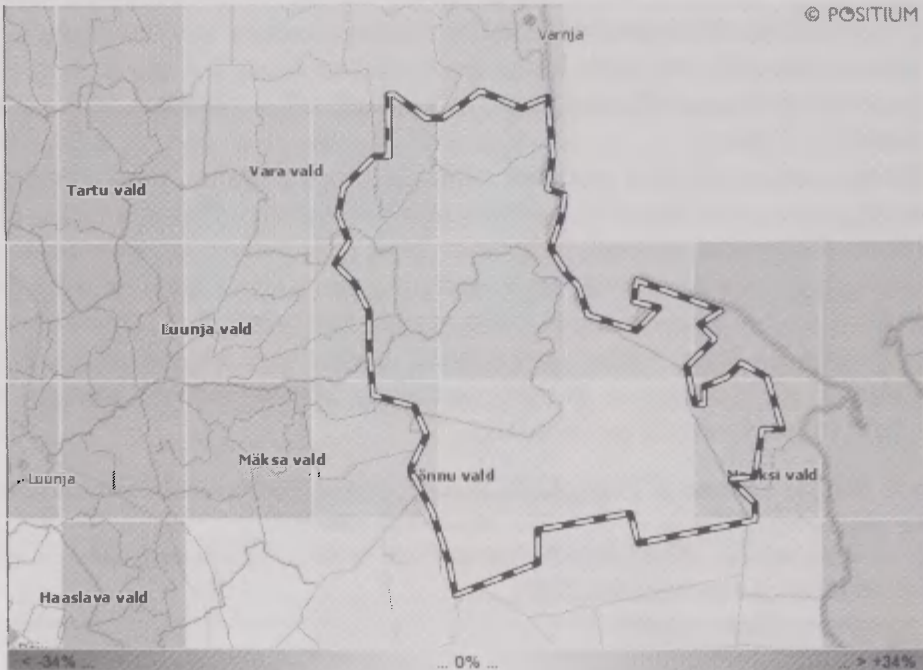
Mobiilpositsioneerimise andmed näitavad sisekülastajate arvu tugevat ülehindamist, mis looduskülastuste madalhooyal või ulatuda kümnekordseks. Mobiilkülastajate üleloendus augustis oli vaid 26%, mis teisalt ei tähenda, et kõik päevikusse registreeritud on ühtlasi kasutanud oma mobiiltelefoni väljuvaks sideteenuseks. Emajõe Suursoo näitel võiks mobiilpositsioneeritud päevakülastustest maha lahutada 20–25, et tuletada n-ö puhaste looduskülastuste suurusjärk. Siiski ei võimaldanud päevikloenduse ja raadioloenduse kontrollandmed tuletada mittekülastajate väljaarvamiseks parandustegurit.

Tabel 1. Emajõe Suursoo ja Endla LKA päevikloenduse võrdlus mobiilpositsioneerimise külastajaandmetega 2008.

Table 1. Comparison of registered visitors with mobile positioning data in Emajõe Suursoo and Endla nature reserves, 2008.

Emajõe Suursoo							
LKA	Päevik	Mobiil	Erinevus	Endla LKA	Päevik	Mobiil	Erinevus
jaanuar	97	1050	982%	jaanuar 2008	x	2212	x
veebruar	173	916	429%	veebruar	x	2031	x
märts	322	1154	258%	märts	x	2215	x
aprill	465	1429	207%	aprill	x	2006	x
mai	874	1462	67%	mai	1103	2326	111%
juuni	895	1643	84%	juuni	680	2177	220%
juuli	544	1430	163%	juuli	670	2318	246%
august	778	977	26%	august	653	2481	280%
september	543	1004	85%	september	787	2218	182%
KOKKU	4691	11065	136%	KOKKU	3893	11520	196%

Veebruari- ja juunikuise sisekülastajate kõneaktiivsuse kaart Emajõe Suursoo kandis on oma muustrilt täiesti sarnased ehk siis arvuliselt mõnesajaline külastuste suurenemine suvel jääb ülepinnaanalüüsil märkamata. 2008. aasta juunis võrreldes 2007 juuniga oli kaitsealal nagu ka selle lähikonnas külastatavus väiksem keskmiselt 10–20%, mis proportsionaalselt oli väiksem langus kui näiteks Tartu lähemal tagamaal ja Meeksi vallas (joonis 2). Ka välismaalaste külastatavus pole 2008. aasta juunis olnud Kavastu kandis kuigivõrd suurem veebruari omast, mis viitab aastaringsest püsivale külastusvoole, milles ei avaldu suvine turismiperiood. Samuti paistab 2007–2008 võrdluskaardilt oluline külastajate vähenemine 20–40% kaardipildi järgi eeskätt Venemaa, ilmselt juhusliku rändlusteenuse arvelt.



Joonis 2. Siseturistide summaarse paiknemise muutus Emajõe Suursoo LKA piirkonnas juunis 2008 võrreldes juuniga 2007 (5×5 km) (Positium LSB andmed ja kaart).

Figure 2. Change in Estonian cellular visitations in the Emajõe Suursoo Wetland Reserve, June 2008 compared to June 2007 (5×5 km) (Positium LSB data and mapping).

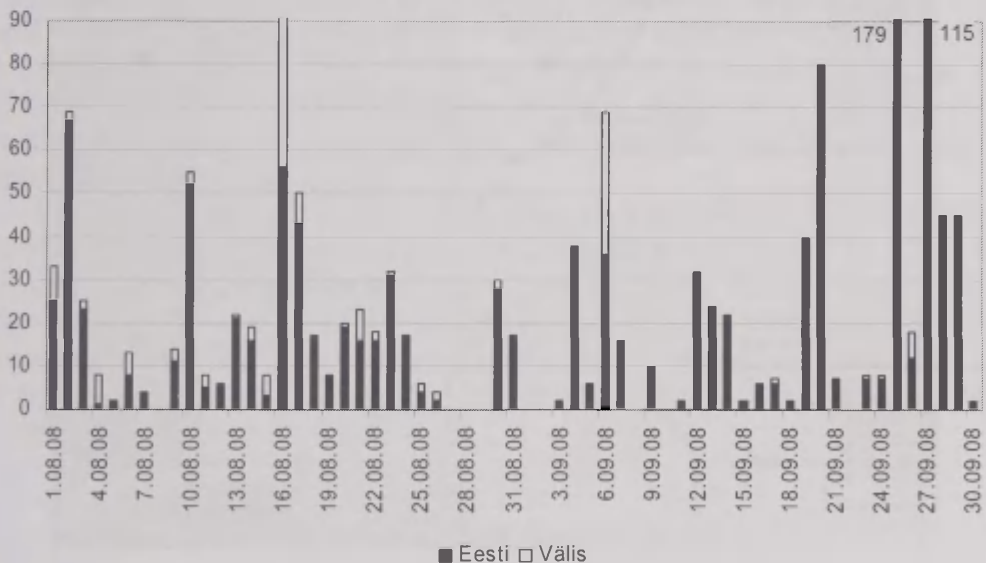
Mobiilpositsioneerimise andmed võimaldavad analüüsida ka turistide päritolu ja teisi tunnuseid. Näiteks saadi teada, et 43% uuritaval perioodil Emajõe Suursood külastanud välituristidest on pärit Lätist, 20% Soomest ja 9% Venemaalt. Lätlaste osas võib väita, et suures osas on tegemist Läti kaluritega, kes eriti kevadtalvel Peipsil kalastavad. Soome turistid võivad pääseda kaardile tänu bussireiside suundumisele Setumaale. Venemaa külastajate aktiivsem *roaming* võib esiteks olla

seotud automaatvõrgulülitusega üle Peipsi Vene kaldalt (kalamehed jt) ja teiseks transiitliiklusega Pihkva–Tartu suunal.

Mobiilpositsioneerimise meetodi täpsust piiravad soolaladid katvad suured mobiilsidekärjed, asukohatäpsust alandab suhteliselt avatud maastikul kõnede ülekanne (*handover*) mastist masti. Mobiilpositsioneerimise andmestikust ei olnud võimalik välja võtta veeliiklust Emajõel, sest korduvkõnelejate liikumisvektorid on mastiülekande ja ka väga hõreda liikumise ja juhuslikkuse tõttu väga kaootilised ega eristu Emajõe teljel ida-läänesuunaliselt. Emajõe Suursoo tippkülastuspäevad ei kerki mobiilandmestiku graafikus kuigivõrd kõrgemale tavalistest päevadest, mis näitab, et kuni 100–150 inimeselisi üritusi, rääkimata 50-listest (bussi)ekskursionigruppidest, ei saa Emajõe Suursoo ja Endla kaitsealadel mobiilpositsioneerimise tuvastada. Seda ka põhjusel, et looduskülastajate mobiilikasutus on oletuslikult keskmisest väiksem.

3.2. Endla ja Alam-Pedja looduskaitseala

Suvehooaja kuise analüüsi alusel võib öelda, et Tooma külastuskeskus ja Männikjärve rada Endla soos on õpilas- jt gruppide seas populaarne mais (1103 külastust), ka juunis (680 külastust). Kesksuvel suureneb üksikülastajate, perede, sõpruskondade arv, kuid summas on külastusvoog 100–200 võrra väiksem kui mais ja septembris. Augustis-septembris suureneb taas grupiviisiline külastamine (joonis 3). Sügisel alates oktoobrist külastatavus järsult langeb.

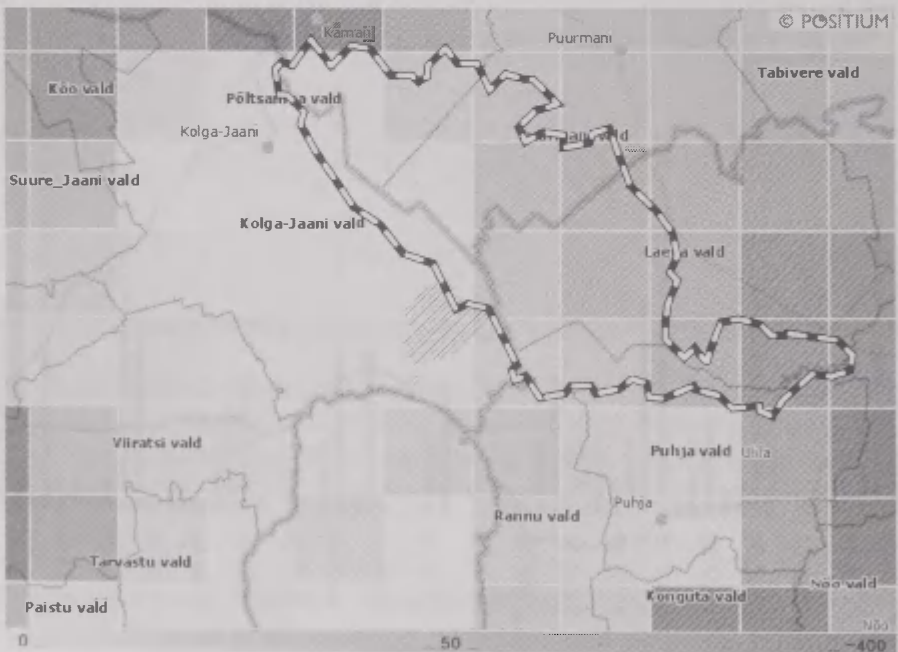


Joonis 3. Endla LKA Tooma looduskeskuse registreeritud külastused 1.8.–31.10.2008

Figure 3. Time-series of registered visitors to the Tooma Visitor Centre at the Endla Reserve, 1.8.–31.10.2008.

Endla LKA mobiilpositsioneeritud külastajate kaart veebruaris ja juunis 2008 näitab Piibe maanteel liikujaid, samuti Jõgeva kui maakonnakeskuse külastamist (tabel 1). Talvine ega suvine kõneaktiivsus Enda piirkonnas 2008. a võrreldes 2007. a ei muutunud. Suvine külastatavus näitab küll vähenemist Jõgeval, mis on nähtavasti tingitud kooliaasta lõpust ja puhkuseperioodi algusest. Ka välismaalaste sagedasem külastatavus suvel ei väljendu kuigivõrd Endla LKA piirkonna mobiilpositsioneerimise andmestikus ja välismaalaste külastusmuster on sisuliselt sama veebruarikuiselega.

Endla loodukaitseala külgneb aga Piibe maanteega ning mobiilivõrgu leviala on soos sama, mis maanteel. Seetõttu oli esmaseks ülesandeks filtreerida välja transiitliiklejad, kuid andmeanalüüs, aastaringsest korrapärane ja ühetasane siseturistide hulk kinnitab, et maanteefilter Kärde mäel ja teetrassil kuigi hästi ei tööta. Sestap ei paista ülepinnalisest analüüsist Endla (Tooma) looduskülastajad välja. Esines sage kõnede ülekanne Kärde kõrge mastiga kärke lääne- ja lõuna poolt. Väliskülastajate osas kattis 'valge' laik kogu kaitseala ulatudes põhjas Rakkeni. Võrreldes rändlusteenuse kõnede päritoluriike infotöötaja poolt registreeritutega augustis ja septembris, siis need omavahel ei sobitu. Mobiilandmestikust saadi teada, et Endla looduskaitseala piirkonda läbis kõige enam soomlasi (32%) ning lätlasi (23%).



Joonis 4. Väliskülastajate summaarne paiknemine Alam-Pedja LKA piirkonnas juunis 2008 (5×5 km).

Figure 4. International cellular visitations in the region of the Alam-Pedja Wetland Reserve in June 2008 (5×5 km) (Positium LSB data and mapping).

Alam-Pedja LKA-d sarnaselt Emajõe Suursoo ja Endla LKA-le iseloomustab kaduvväike välismaalaste külastatavus nii veebruaris kui juunis 2008 (joonis 4). Kaitseala kirdeosas lõikab kaarti aastaringsest kõneküllane Tallinn-Tartu maantee. Võrreldes 2007. a veebruariga on 2008. a veebruaris oluliselt kasvanud kõneaktiivsus Põltsamaal ning mõõdukalt Laeva vallas.

4. Raadioloenduri seiretulemuste analüüs

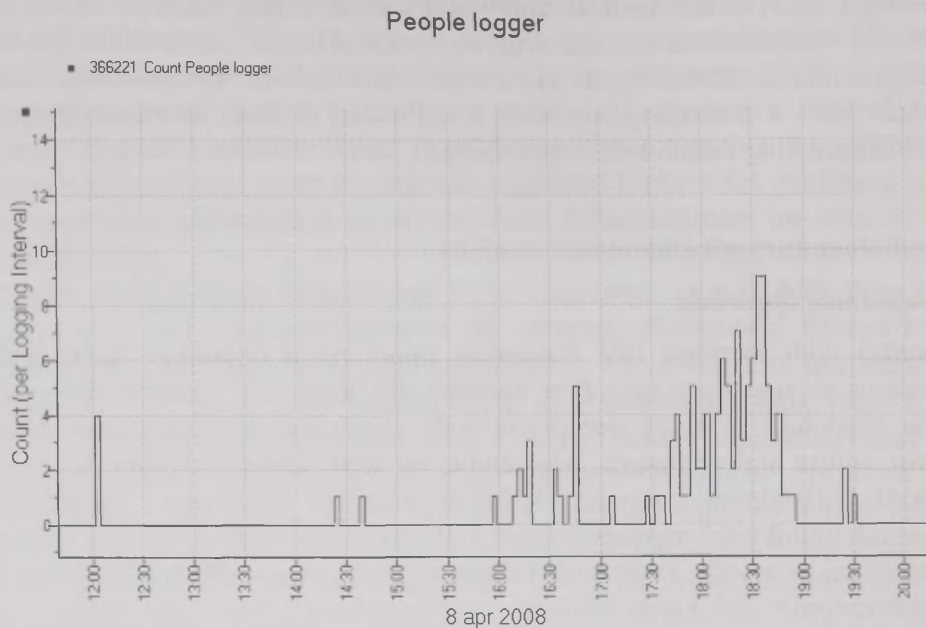
4.1. Vapramäe õpperada

Vapramäel viidi loendust läbi Vapramäe tippu viival õpperajal. Kuna andurite vahekaugus oli suhteliselt suur, 6 m, andurid olid 'kaevatud' teenõlva sisse, muutus loendur tundetuks ja kogu uurimisperioodi vältel jaanuarist augustini 2008 oli tegemist olulise alaloendusega. Alaloendus oli seda suurem kevadel ja suvel, mil tegelikult külastatavus suurenes. Kahtlust tekitasid ööpäevases käigus eeskätt öised-varahommikused registreerimised kella 20-st õhtul kuni kella 7-ni hommikul, mis tuleks maha arvata. Tuginevalt juhuloendustele peaks päevane külastus olema isegi talvehooajal 2–5 korda kõrgem raadioloendusest. Nädalases rütmis ei avaldunud nädalavahetused, samuti ei ilmnunud õpperajal parklast Vapramäe tippu edasi-tagasi pendelliikumist.

4.2. Emajõe Suursoo Kantsi õpperada

Loendusseade RBX5, kinnitatuna postidele 1,2 m kõrgusele maapinnast, oli paigutatud Kantsi õpperaja algusesse, 20 m kaugusele esimesest infotahvlist. Seega loendusjoone ületasid külastajad, kes kas iseseisvalt otsustasid õpperajaga tõsisemat tutvust teha või olid rajal grupiviisiliselt ekskursiononi või õppeürituse raames. Kantsi õpperada on tupikrada, mis tähendab topeltloendust ehk siis külastajate arv on poole väiksem.

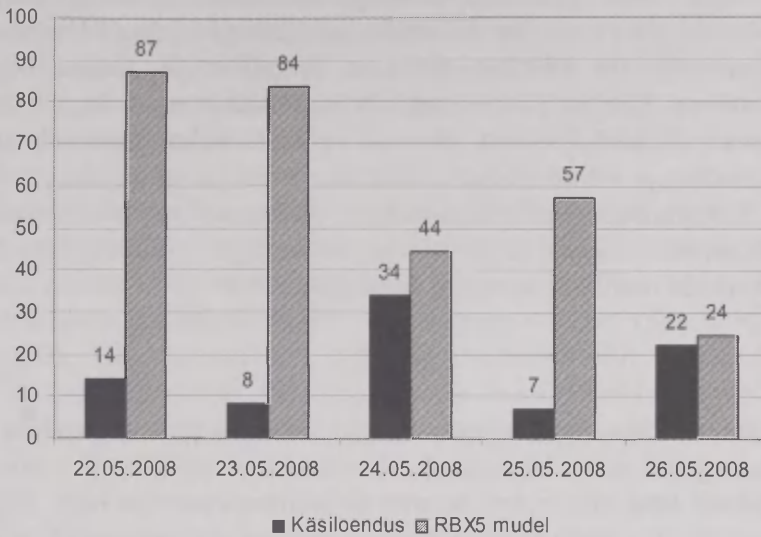
Päevarežiimi näitena, 8. aprillil 3-min loendusintervallis oli suurim külastuste arv 9, kokku oli sel varakevadisel päeval külastusi 118 (joonis 5). Hästi saab tuvastada üksikut pendelküstust kell 14.30 ja 19.30. Ehkki 19.30 oli rajale minejaid kaks, naasis vaid üks! Infolauas registreeriti 8 külastajat, kes käisid matkarajal kella 16–17 vahel, olles selgelt ka raadioloenduses registreeritud. Õhtul oli õpperajal teine grupp kokku 97 loenduskorraga, seega hinnanguline külastajate arv 48 (bussitais).



Joonis 5. Küllastajate raadioloendus Emajõe Suursoo Kantsi õpperajal 8. aprillil 2008 (3- minutiline intervall).

Figure 5. Radio-beam counting of visitors to the Kantsi trail, Emajõe Suursoo Wetland Reserve, April 8th 2008 (3 minute interval).

Kõrgküllastuse perioodil mai keskpaigast kuni juuni keskpaigani joonistus välja päevane külustusrežiim, mis tänu loendusmürale ei võimaldanud alati rangelt eristada küllastajate arvu rühmades. Samuti parandamiseks sagedama küllastuse perioodil loendustäpsust pikem loendusintervall (10–15 minutit). 22. ja 23. mail ja ka 25. mail ilmnes terav üleloendus (joonis 6), mida ei saa põhjendada keskuses registreerimata jäänud küllastajatega. Raadioseadme loenduseadistus oli ületundlik, seda eriti just esimestel loenduspäevadel mai keskel. Hiljem teadmata põhjustel ületundlikkus taandus. Nähtavasti silunuks täpsust pikem loendusintervall. Loendustulemuse sõltuvus loendusintervallist jäigi seirajatele arusaamatuks.



Joonis 6. Emajõe Suursoo päevikloenduse ja raadioloenduse erinevus 22.–26.mai 2008.

Figure 6. Comparison of registered data of visitors with radio-beam counting on the Emajõe Suursoo Kantsi trail, May 22–26, 2008.

5. Külastuskoormuse reguleerimise võtted kaitsealadel

Loodusturismi arendamisel ei saa silmakirjalikult taotleda massiturismi ega arendada suure keskkonnakoormusega turismiteenuseid või keskkonda mittesobivaid rajatisi. Suuremamahulist külastust saab lubada turismi tõmbekeskustes, kui selleks on loodud vastav infrastruktuur ja võimalused (Karoles, 2004). Suurema keskkonnamõjuga turismiteenused ja -kompleksid (laagripaigad, rajatised jms.) tuleb viia võimalusel kaitstavatest loodusobjektidest kaugemale. Külastatavus vajab pidevat jälgimist ning seda tuleb hoida tasakaalus looduse koormustaluvusega (Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus, 2004). Koormustaluvuse ületamise kahtluse ja ohu korra tuleb konsulteerida ekspertidega ning otsustavalt muuta külastusrežiimi, radikaalsetel juhtudel objekt külastajaile sulgeda. Objektidel tuleb luua kahjusid ennetavad ja riske puhverdavad tingimused, anda külastajaile juhised ning täita eeldused hoolivaks käitumiseks. Külastusinfo ja käitumisjuhised tuleb teha külastajaile kättesaadavaks enne kaitsealasügavustesse sisenemist (looduskeskuses, turismiinfokeskuses, reisiraamatus ja voldikus, veebilehel). Suuremaid gruppe peaksid objektidel ja matkaradadel saatma keskkonnaameti soovitatud tunnustatud giidid. Suured rahvaüritused ei käi kokku kaitsealadega ja kindlasti tuleb hoida kinni taluvast külastusmahust (Hurt *et al.*, 2009). Kaitsealustes külastuskohtades tuleb vältimatult korraldada järelevalvet ja sekkuda viivitamatult korra rikkumisel, näiteks palavatel suvepäevadel kaitsealustel rannaluidetel. Vältimaks konflikte

kohalike elanikega, tuleb edendada nendega koostööd, et saada ettepanekuid külastuskorralduseks ning praktilist informatsiooni ja tagasisidet (Tolvanen, 2005).

Oluline põhimõte on külastuskoormuse ruumiline ja ajaline hajutamine. Eestiski, kus looduses käiakse mitte enam ainult kevadel ja suvel nagu kümnekond aastat tagasi, saab kaitsealal külastuselamust pakkuda neljal aastaajal, mis samas eeldab turismitoodete ja infrastruktuuri väljaarendamist ja sobitamist aastaringseks kasutamiseks. Turismimarsruutide koostamisel ja õpperadade planeerimisel tuleb arvestada kaitsealuste liikide ja koosluste taluvusega, vältides külastusi õrna loodusega paikadesse tundlikul aastaajal (kevadel).

Kokkuvõte

2008. aastal läbi viidud pilootuuringust selgus, et mobiilpositsioneerimismeetodi tugevusteks suurepindalaliste kaitsealade külastusseires on kiire ja kuluefektiivne ülevaade piirkonna külastatavusest. Samuti on eeliseks pikk ja hästi arhiveeritud aegrida, seda ka ajas tagasiulatuvalt. Võimalik on eristada siseturistide elukohta ja välisturistide koduriiki ning nende eelnevat ja järgnevat külastuskohta. Olulisim puudujääk hõretasustatud ja vähekülastatud kaitsealadel on väga madal loendustäpsus. Mobiilside ülekanne mastist masti tekitab hõredas kärjes ja avaras maastikus, antud juhul üle lageraba ja järvede palju juhuslikke nn ülehüppeid. Üldarvudes ja ajas on loendustäpsus mõjutatud kõnetoimingute tegemise iseloomust (inimeste mobiilside-käitumisest), mis väikese valimi puhul ei väljendu üldistavana ja korrapäraselt. Pole ju empiirilisel tuvastatud, kuidas kasutavad mobiilside teenuseid loodusturistid. Kõneeristusest ei paista välja kuni 150 inimeselised loodusüritused. Ka maanteemüra ja kohalikke juhukülastajaid ei ole võimalik täielikult eristada loodusturistidest. Kindlasti tuleb rõhutada, et mida väiksem on mobiilpositsioneeritute andmevalim, seda aktuaalsemana kerkib privaatsuse küsimus.

Hõredasti asustatud loodusalade mobiilpositsioneerimise meetodika edasiarendamine peaks hõlmama uute andmefiltrite katsetamist andmemüra kõrvaldamiseks, mis lähtub külastuse aegruumilistest tunnustest. Meetodi täpsushinnanguid saab parandada päevikloenduse, raadiolooenduse ja mobiilpositsioneerimise võrdlemisel päeva lõikes teravate, kontrastsete külastustunnustega päevadel. Näiteks peaks täppisvaatluse alla võtma mõned talvised halva ilmaga päevad, eeldusel et kedagi alal ei viibi, nagu ka maikuised kooliekskursioonide päevad, mil toimub massiivne gruppide liikumine, kusjuures õpilased kasutavad ju mobiiltelefoni rohkem. Uurimist väärib jätkata ka üritusepõhiselt, kui looduskeskuses on toimumas loodusharidus vm koolitusüritus. Ühtlasi vajab mobiilpositsioneerimismeetod hindamist teistel testaladel, teistsuguse mobiilkärje konfiguratsiooni ja külastuskohtade ning müra tekitavate maanteede ja asulate paigutusega. Näiteks, nn 'valgete laikude' seire on andnud lootustandvaid tulemusi Soomaal, Kõrvemaal ja ka Murakā raba piirkonnas Virumaal. Positsioneerimistäpsust aitaks tõsta sini-

hammaste (*bluetooth*) loendus, samuti A-GPS tehnoloogia laiem levik. Mitmete erinevate tehnoloogiliste kasutamisel võib külastajate arvu määramise meetodika anda palju täpsemat informatsiooni kui senise passiivse mobiilpositsioneerimisega. Siiski vajaksid kõik nimetatud meetodid ja uute algoritmide rakendamine sisulist süvenemist ja majanduslikku analüüsi, sest tehnoloogiate arendamine on üpris kallis.

Teise innovaatilise meetodina kaitsealadel katsetatud raadioloenduse tugevuseks oli pidevloendus, mis andis uut informatsiooni külastuste kohta. Raadioloendust sai siduda teiste seiremeetoditega ning see ei sõltunud ilmastikust. Ometi oli loendustäpsus suhteliselt madal. Raadioloendurid on väga tundlikud andurite vahekaugusele, kiire suunatusele, registreerimisintervallile ja loendusjoone läbimise kiirusele ja iseloomule (kas grupiga või üksi). Ehkki tegemist on automatiseeritud meetodiga, läheb andmete hind andmehanke ja -analüüsi (mahalaadimine, testimine, sõidud), seirekorralduse jt protseduuride tõttu kõrgeks. Pilootuuringu õppetunniks oli, et kaitsealade külastajate automaatloenduse meetodid eeldavad väga meetodilist ja instrumentaalset lähenemist ning palju korduskatseid erinevates tingimustes. Kui külastuskeskustes, puhkekohtades ja matkaradadel saab juurutada erinevaid käsi- ja automaatloendus meetodeid, siis kaitseala ülepinnaliseks seireks tuleb kohaldada mobiilpositsioneerimist.

Kokkuvõtteks, külastustegevus kaitsealadel on looduskaitsealalt vastuoluline. Kaitseala esmaseks eesmärgiks on ju seatud bioloogilise mitmekesisuse kaitsmine. Samas pakub kaitseala avalikku turismi- ja haridusteenust, edendades nõnda loodusturismi ja loodusaridust. Külastusseire peab võimaldama planeerida optimaalset külastuskorraldust nii mahuliselt kui ka kvaliteedis, st infrastruktuuri mõttes, mööndusteta kaitsekorralduses. Külastusrajatised ise ongi külastuse reguleerijad. Külastuskorralduslikult oleks geograafiliselt sobivatel aladel tarvis sisse viia külastusväravate põhimõte, mis ei piiraks kuigivõrd rahva juurdepääsu loodusväärtustele, vaid võimaldaks süsteemselt, looduslikus ja halduslikus ruumiloogikas ühildada kaitsekorraldust ja külastuskorraldust. Seiramiseni!

Tänuavaldus

Uuring viidi läbi Keskkonnainvesteeringute Keskuse rahastamisel. Autor tänab asjaliku ja ladusa koostöö, korraldusliku toetuse ja abi eest looduskaitseametnikke Taimu Puurat, Kaili Viilmat, Ain Vellakut, Koit Hermanni, Elo Raspelit ja Katrin Möllitsat. Tänu mobiilpositsioneerimise andmetöötuse eest kuuluvad Margus Tirule ja Erki Saluveerile OÜ Positium LBS-st.

Kasutatud kirjandus

- Ahas, R., Aasa, A., Silm, S., Tiru, M. 2007. Mobile positioning data in tourism studies and monitoring: case study in Tartu, Estonia. In: Sigala, M., Mich, L., Murphy, J. (Eds.), Springer Computer Science: Information and Communication Technologies in Tourism, 119–128.
- Ahas, R. Aasa, A., Roose, A., Mark, Ü., Silm, S. 2008. Mobile positioning as a new data source and method for tourism surveys: an Estonian Case Study. *Tourism Management* 29(3): 469–486.
- Eagles, P.F.J., McCool S.F. 2002. Tourism in National Parks and Protected Areas. Planning and Management. CAP Publishing, 320 p.
- EELIS. Eesti Looduse Infosüsteem <http://eelis.ic.envir.ee>
- Eesti riiklik turismiarengukava 2007–2013. [<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=12755212>]. 31.07.2007.
- Hurt, E., Karoles, K., Maran, K., Sepp, K., Vendla, V. 2009. Koormustaluvuse hindamise meetodika kaitsealadel seoses nende rekreatiivse kasutamisega. Käsikiri. Eesti Maaülikool.
- Karoles, K. 2004. Eesti puhkemetsade rekreatiivsed omadused, külastuskoormus ja koormustaluvus. *Metsamees* 7(47): 4.
- Keskkonnahariduse kontseptsioon ja Looduskaitse arengukava aastani 2035. Käsikiri. Keskkonnaministeerium, Haridus- ja Teadusministeerium.
- LKK 2008. Ida-Viru regiooni külastuskorralduse kava. Käsikiri. Riiklik Looduskaitsekeskus.
- Metsakaitse- ja Metsauenduskeskus, 2004. Metsade rekreatiivse koormustaluvuse määramise meetodika väljatötamine, koormustaluvuse määramine ning kaitseabinõude kavandamine mitmekülgse kasutusega rekreatiivsel maastikul. Käsikiri.
- RMK 2008. Külastajate seire loodusaladel – Põhjamaade ja Balti riikide kogemustel põhinev käsiraamat.
- Saar Poll 2008. 2008. aasta suviste sisereiside uuring (vaba aja reisid). 30 lk.
- Tolvanen, A., Rämetsä, J., Siikamäki, P., Törn, A., Orell, M. 2005. Research on ecological and social sustainability of nature tourism in northern Finland. In: Working Papers of the Finnish Forest Research Institute, 2. p 264–270.

Pilot survey of visitor monitoring in Estonian nature reserves: developing mobile positioning and radio-beam counting methods

Antti Roose

Department of Geography, University of Tartu

Summary

Visits to nature protection areas (NPAs) is controversial in terms of nature protection. The primary objective of NPAs is stated to be the preservation of biodiversity, while at the same time NPAs provide public services for nature tourism and education. A comprehensive impact assessment of the impacts of visitation should be performed in order to avoid crossing the levels of physical and ecological carrying capacity. As innovative prototype solutions, mobile positioning and automatic monitoring is proposed for testing and application. In Estonia, the method of mobile positioning has been successfully applied in the counting of visitors in cities, as well as in commuting and transport surveys. The pilot survey of visitor monitoring testing the credibility and level of precision of the method was carried out in the Emajõe Suursoo and Endla nature protection areas (NPA), and also partly in the Alam-Pedja NPA and in Vapramäe in 2008. The method is based on know-how, algorithms and the results of applications in tourism surveys.

Manual counting data at the Emajõe Suursoo and Endla visitors centres was compared to the passive mobile positioning data of Estonian and international visitors and automated instrumental counting data received by radio-beam counter RBX5. Passive mobile positioning could be applied for mapping visitors' flows, but the precision of counting is low, differing several-fold from manual counting. The method makes it possible to determine the living places of Estonian visitors and the origin of international visitors, as well their previous and next site of visitation. The suitability of mobile positioning to the results of manual counting was best in Emajõe Suursoo, although visitors were overestimated almost two-fold. The mobile network is sparse in unpopulated areas, and the precision of mobile positioning is accordingly decreased. Thus the handover of calls is frequent, several calls 'jump' over open wetlands, thereby appearing to increase visitation numbers. Data noise made by transit traffic at roads and occasional local visitors is not fully filtered from wildlife visitors and hikers.

As a result of testing radiobeam-counter RBX5, the counting of time-series was incomplete and precision was low during longer-term monitoring periods, and systematic and incidental counting errors occurred. The Emajõe Suursoo site demonstrated the verified results during the high season from mid-May to mid-June. There was extensive over-counting in the Endla Männikjärve trail and underestimation at Vapramäe. The lessons learnt in this pilot survey were that automatic methods require an experimental and instrumental approach in each individual trial, and testing in different conditions. Tested visitor-counting method need to be further elaborated to achieve better applicability, cost-effectiveness and higher counting precision and to serve visitor monitoring needs in Estonian nature reserves.

Elanike paiknemise sesoonne varieerumine Eestis

Siiri Silm, Rein Ahas
Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Aastaaegade vaheldumine mõjutab lisaks looduskeskkonnale oluliselt ka inimühiskonda. Üheks sesoonse iseloomuga nähtuseks on inimeste ruumiline mobiilsus, soodne või ebasoodne aastaag paneb sageli inimesed erinevalt liikuma. Käesolevas artiklis uurime ruumilisest mobiilsusest täpsemalt pikaajalist ajutist migratsiooni ehk liikumisi, mis kestavad vähemalt 1 kuu, mille puhul võib ajutiselt mujale liikuvaid inimesi käsitleda ajutiste elanikena. Ruumiliselt võib pikaajaline ajutine migratsioon toimuda nii kohalikul, regiooni, riigi kui ka maailma tasandil. Ajutine migratsioon on kõige enam seotud kliimatiliselt soodsa aastaaja, puhkuste ja turismiga, kuid samuti on sesoonsed tööhõive ning ebasoodsate tingimuste eest lahku misega seotud ränded.

Rahvaarvu sesoonsete muutuste uurimise teeb keeruliseks see, et inimeste lühiajalist viibimist mingis piirkonnas on keeruline fikseerida. Kasutatud on selleks nii otseseid andmeallikaid, milleks on rahvaloenduse ja registrite andmed (Bell, Ward, 2000) ja küsitlusuuringud (Happel, Hogan, 2002) kui ka kaudseid meetodeid hinnates ressursikasutust (nt elektri ja vee tarbimine), liikujate hulka maanteedel, jaemüügi andmeid, maksude laekumist jms (Smith, 1989). Meie kasutame rahvastiku paiknemise hindamiseks mobiiltelefonide positsioneerimise andmeid, mis võimaldavad mudeli abil kõnetoimingute asukohtade järgi leida iga kuu kohta eraldi telefoni omaniku elu- ja töökoha (regulaarselt külastatavad kohad) ning selle abil seirata elanikkonna ajalis-ruumilist käitumist.

Sesoonseid rändeid ja rahvaarvu sesoonset varieerumist on teadlased üsna palju uurinud nii Euroopas (Clout, 1971; Tress, 2007), USA-s (Krout, 1983; Gober, Mings, 1984; McHugh *et al.*, 1995; Smith, House, 2007) kui ka Austraalias (Bell, Ward, 1998; Charles-Edwards *et al.*, 2008). Peamine tegur, mis kujundab rahvastiku sesoonset jaotust, on teise kodu omamine (Ragatz, 1970). Seetõttu võib mõnes piirkonnas elanike arv erinevatel perioodidel mitmeid kordi erineda (Casado-Diaz, 1999; Müller *et al.*, 2004; Tress, 2007). Inimeste hulk, kes seda elanike hulga varieerumist põhjustab ehk teise kodu omajad, on USA-s kuni 5% elanikkonnast (Ragatz, 1970), Põhjamaades aga tunduvalt rohkem, näiteks Taanis 10% peredest (Tress, 2007) ja Soomes 25% (Hiltunen, 2007). Juurdepääs teisele kodule on sõprade ja sugulaste kaudu aga tunduvalt rohkematel inimestel, näiteks Soomes ligikaudu 50% peredest (Hiltunen, 2007).

Teised kodud jaotatakse külastumustri järgi nädalavahetuse kodud, mida külastatakse peamiselt nädalavahetustel ning puhkuse kodud, mida külastatakse harvem, aga ollakse kohal pikemat aega (Müller *et al.*, 2004). Ajutiste elukohtadena võib käsitleda peamiselt puhkuse kodusid. Puhkuse kodude asukohad on üsna hästi kirjeldatavad looduskeskkonna tingimustega. Riikide tasandil iseloomustab puhkuse kodude paiknemist soe kliima (Krout, 1983; Gober, Mings, 1984; Hogan, 1987; Smith, House, 2007). Riigi siseselt on puhkuse kodud sageli perifeersetel aladel (Müller *et al.*, 2004) – rannikualadel ja järvekallastel (Stynes *et al.*, 1997; Keen, Hall, 2004; Selwood, Tonts, 2004; Hiltunen, 2007; Tress, 2007) ning mägede piirkondades (Jansson, Müller, 2003; Hall, Müller, 2004 järgi). Nädalavahetuse kodude puhul on kõige olulisemaks teguriks püsielukoha lähedus, mistõttu paiknevad need sageli suurte linnade lähedal (Ragatz, 1970; Clout, 1971; Hall, Müller, 2004).

Teise kodu külastamise ajalises mustris esineb 3 tüüpi rütmi: 1) suvise tipuga on külma kliimaga alad ja rannikupiirkonnad (Stynes *et al.*, 1997; Happel, Hogan, 2002; Tress, 2007); 2) talvise tipuga on kuuma kliimaga alad (Smith, House, 2007); ning 3) nii suvine kui talvine tipp esineb sageli mägede piirkondades (Bell, Ward, 2000). Teises kodus viibimise kestus varieerub suurel määral, olles riigi siseselt ligikaudu 3 kuud aastas (Ragatz, 1970, Stynes *et al.*, 1997), põhiliselt suvekuudel, teises riigis või regioonis aga sageli 4–6 kuud, seostudes tavaliselt talvitumisega soojades maades (Smith, House, 2007).

Mitmed uuringud on näidanud, et sesoonsed elanikud on tunduvalt vanemad (Gober, Mings, 1984; Stynes *et al.*, 1997; Smith, House, 2007) ning mitmetes Euroopa riikides ja Kanadas ka jõukamad (Wolfe, 1977; Jaakson, 1986; Halseth, Rosenberg, 1995) kui püsielanikud. Suhteliselt tavaline ja sotsiaalselt võrdne on teise kodu omamine aga Põhjamaades, kus see on osa igapäevaelust (Hiltunen, 2007; Tress, 2007).

Sesoonsete rännete mõistmiseks on vaja aru saada ka sesoonsuse põhjustest. Sesoonsuse algseks/looduslikuks põhjuseks on Maa telje kaldus asend (23,5°), mis põhjustab Maale langeva päikesekiirguse jaotuse aastasisese varieerumise, mis omakorda mõjutab mitmeid kliimategureid (nt temperatuur, päeva pikkus, sademed, tuul). Looduslikud sesoonsed nähtused on üheks oluliseks sesoonsuse põhjuseks ka ühiskonna nähtuste sesoonsuse puhul (Bar-On, 1975; Butler, 2001; Granger, 2001). Kliimatingimuste sesoone varieerumisega on sünkroniseerunud mitmed organismide biokeemilised ja füsioloogilised protsessid, mis mõjutavad organismide käitumist ja tegevusi. See kehtib ka inimese puhul. Seega on teiseks ühiskonnanahtuste sesoonsuse põhjuste grupiks inimese sisesed protsessid, mis on mõjutatud looduskeskkonna sesoonsusest ning mis mõjutavad inimeste käitumist. Otsene seos on näiteks päevavalguse ning organismi melatoniini ja serotoniini tootmise sesoonses varieerumises, selle põhjustatud meeleolu muutustes ja haigustes (SAD) (Oren, Rosenthal, 1992). Samas on ühiskonna nähtuste sesoonsus palju komplekssem ning seda mõjutavad lisaks keskkonnatingimuste sesoonsele

varieerumisele ka ühiskonna korraldus ja reeglid. Neid ühiskonnast tulenevaid tegureid on nimetatud institutsionaalseteks teguriteks (Bar-On, 1975; Butler, 2001), mis on inimese otsuste tulemus, nagu sotsiaalsed normid ja praktikad ning mis põhinevad etnilistel, kultuurilistel, religioossetel, sotsiaalsetel ja majanduslikel asjaoludel (Butler, 2001). Institutsionaalsed tegurid on siinkohal jaotatud kaheks. Esimese grupi moodustavad inimeste tegevused, mis on otseselt mõjutatud looduskeskonna sesoonsusest, näiteks põllumajandus, turism ning välitingimustes harrastatavad spordialad ja vaba aja tegevused. Teise grupi moodustavad looduskeskonna sesoonsusest kaudselt mõjutatud nähtused, näiteks traditsioonid (kalender, tähtpäevad, töö- ja puhkeaeg, koolivaheajad jms), regulatsioonid ning inimeste valikud.

Erinevate sesoonsust põhjustavate tegurite mõju olulisust inimesele on väga vähe uuritud. Kanadas Edmonton Park-i külastajate ning alkoholi tarbimise sesoonsuse uuringute põhjal ei saa öelda, et olulisemad oleksid looduslikud või ühiskondlikud tegurid (Hinch *et al.*, 2001; Silm, Ahas, 2005), mõlemad on olulised. Sageli on sesoonsuse põhjuseks mitte üks tegur (loodulik või ühiskonnast tulenev) vaid kombinatsioon mitmetest erinevatest teguritest.

Ühiskonna nähtuste sesoonsuse esinemist ja selle iseloomu mõjutab ka ühiskonnakorralduse tüüp: põllumajanduslik, industriaalne või infoühiskond. Põllumajanduslik ühiskond on seotud kõige rohkem loodusliku keskkonna ning selle sesoonse rütmiga. Industriaalne ühiskond on loodusest eemaldunud ning tihti vastupidise suviste puhkuste rütmiga. Infoühiskond on keerulisema loodussuhte ja sesoonse rütmiga, seda iseloomustab projektipõhise töö rütm ning võimalus tegevusi ja kohti valida.

Rahvastiku sesoonse varieerumise hindamine on oluline alus kohaliku elu korraldamisel ja planeerimisel (Jauhiainen, Mönkkönen, 2005), seda nii rände lähte- kui sihtkohas, kuna sesoonne ränne võib mõjutada oluliselt nende mõlema elanike hulka, elukorraldust, elukvaliteeti, keskkonnaseisundit ja majandust.

Käesoleva artikli eesmärgiks on anda ülevaade sesoonsetest elukohavahe- tustest Eestis, nende ajastusest ning lähte- ja sihtkohtadest. See eesmärk lähtub vajadusest paremini mõista rahvastikugeograafilisi protsesse. Samuti on eesmärgiks ühiskonna sesoonsuse kirjeldamine ja mõistmine. Inimühiskonna sesoonsust on vaatamata selle teema olulisusele suhteliselt vähe uuritud ja ühiskonna korraldamisel kaasatud.

2. Andmed ja meetodika

2.1. Andmed

Käesolevas uuringus on kasutatud Eesti suurima mobiilsideoperaatori (EMT) passiivse mobiilpositsioneerimise andmebaasi, mille on kogunud mobiilpositsioneerimisega tegelev firma Positium LBS. EMT turuosakaal on Eestis mobiilsideteenuste valdkonnas TNS EMOR-i poolt 2008. aastal läbiviidud mobiilikasutuse uuringu

andmetel hinnanguliselt 44%, mis tähendab, et uuringusse on kaasatud veidi vähem kui pooled mobiiltelefoni kasutajatest. Mobiiltelefoni kasutab sama uuringu andmetel ligikaudu 95% rahvastikust.

Uuringus kasutatud andmebaas koosneb anonüümsetest EMT võrgus sooritatud mobiiltelefonide kõnetoimingute asukohtadest (väljuvad kõned, SMS-id, andmeside ja asukohapõhised teenused) mobiilimasti teeninduspiirkonna täpsusega. Andmebaasis on fikseeritud iga kõnetoimingu aeg ning mobiilimast, kus kõnetoiming on sooritatud. Igale kõnetoimingu sooritajale (EMT võrgu tarbijale) on omistatud juhuslik ja anonüümsust tagav identifikaator, mida ei saa seostada ühegi konkreetse isiku ega telefoninumbriga. Passiivse mobiilpositsioneerimise meetodil saadud andmete kogumine, hoidmine ja töötlemine on kooskõlas kõigi Euroopa Liidus kehtivate isikuandmete kaitse nõuetega (EC, 2002) ja spetsiaalselt kooskõlastatud Eesti Andmekaitse Inspektsiooniga mais 2009.

Uuringus on analüüsitud kaheaastast perioodi jaanuar 2007 kuni detsember 2008. Selle aja jooksul on andmebaasi salvestatud passiivse mobiilpositsioneerimise andmeid kokku ligikaudu 63 miljonit kõnetoimingu kohta kuus.

EMT mobiilsidevõrk katab 99,9% kogu Eesti alast. Mobiilsidemastid on jaotatud Eesti territooriumil ebaühtlaselt, järgides enamasti rahvastiku paiknemist ning transpordi infrastruktuuri. Seega on passiivse positsioneerimise täpsus suurem tihedamini asustatud või tihedama teedevõrguga aladel, väiksem aga hõredamalt asustatud aladel (Ahas *et al.*, 2008).

2.2. Meetodid

Inimeste elukohtade sesoonsuse analüüsimiseks on leitud igale andmebaasis olevale ID-le tema mobiiltelefoni kõnetoimingute asukohtade järgi iga uurimisperioodi kuu kohta eraldi tema elukoht. Selleks on kasutatud ankurpunktide ehk regulaarselt külastatavate kohtade meetodit. Spetsiaalne personaalsete ankurpunktide leidmise mudel on koostanud Positium LBS ja Tartu Ülikooli geograafia osakonna koostöös (Ahas *et al.*, 200x; Positium LBS, 2009). Mudeliga saab leida kohad, kus on inimene korduvalt kõnetoiminguid teinud ning nendest eristada elukohta, tööaja ja sekundaarsed ankurpunktid. Ankurpunktide leidmiseks järjestab mudel kõnetoimingute asukohad esmalt päevade arvu järgi, mil seal on kõnetoiminguid tehtud ning ühesuguse päevade arvu korral kõnetoimingute arvu järgi. Kahte arvuliselt kõige sagedamini külastatavat (helistatavat) ankurpunkti nimetatakse igapäevasteks ankurpunktideks ning ülejäänuid sekundaarseteks ankurpunktideks. Igapäevased ankurpunktid on elukohta ja tööaja (sh kool ja teised päevased regulaarsed tegevused) ankurpunkt. Nende eristamiseks on kasutatud kõnetoimingute kellaega ning standardhälbel põhinevat spetsiaalset filtrit. Ankurpunktide asukohtade täpsus on määratud võrgukärje ulatusega. Elukohta ankurpunktid vastavad 89% ulatuses inimeste tegelikele elukohtadele (Ahas *et al.*, 200x).

Mudelarvutuse tulemusel leiti kõikide EMT kasutajate (856 701) jaoks 24 kuu elukoha ankurpunktid. Analüüsi kaasati aga kõigist vaadeldava perioodi ID-dest vaid need, kellel oli elukoha ankurpunkt olemas nii 2007. kui 2008. aastal vähemalt 10 kuul, kokku 20 kuul. See kriteerium seati, et oleks võimalik jälgida inimeste elukoha muutust erinevatel kuudel. Sellele kriteeriumile vastas 257 004 inimest ehk 30% kogu andmebaasis sel perioodil registreeritud ID-dest.

Analüüsitud 257 004 inimese sooline jaotus (mehi 47% ja naisi 53%) vastab hästi 2000. aasta rahvaloendusel saadud Eesti elanike soolisele jaotusele (mehi 46% ja naisi 54%). Vanuselises jaotuses on aga erinevused suuremad, kõige rohkem on analüüsitud andmete puhul ülehinnatud 30–49 aastased ning alahinnatud alla 20 aastased ning üle 60 aastased.

Statistiline analüüs on teostatud omavalitsuste põhiselt, erandiks on Tallinna linn, mille puhul on kasutatud detailsemat jaotust ehk linnaosasid. Elukohtade mobiilsidemastide teeninduspiirkonnad (751) on üldistatud omavalitsuste (Tallinnas linnaosade) tasemele (234). Kuna tegelikkuses mobiilsidemastide teeninduspiirkondade piirid ei kattu üks-üheselt omavalitsuste piiridega ning ei ole ajas muutumatud, st mobiilsidemasti teeninduspiirkonnaulatus sõltub paljudest teguritest (nt koormus), siis on mobiilsidemasti teeninduspiirkond määratud sellesse omavalitsusse, milles mobiilsidemast paikneb. 12 omavalitsuses ei paiknenud ühtegi mobiilsidemasti ja seega jäeti need analüüsist välja.

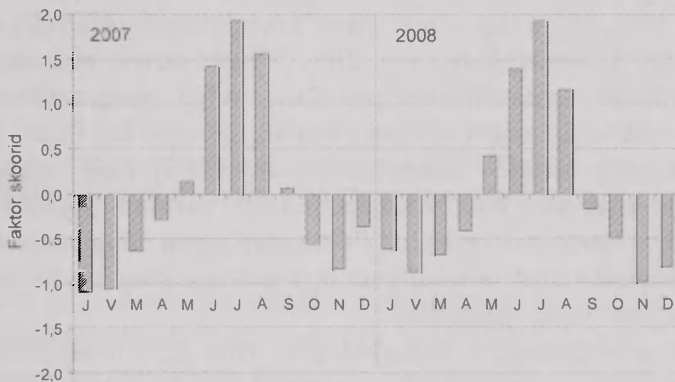
Statistilise analüüsi teostamiseks koostati 257 004 anonüümse ID elukoha ankurpunktide põhjal maatriks, mis koosnes uuritava perioodi kuudest (24) ning elukoha ankurpunktide omavalitsustest (222). Selle põhjal teostati uurimuslik faktoranalüüs peakomponentide meetodil programmis *Statistica 7*. Esimeseks faktoriks tuli sesoonset rütmi iseloomustav faktor, mis kirjeldab ära 55% kogu varieeruvusest. See on esitatud täpsemalt tulemuste osas. Teiseks faktoriks, mis kirjeldab 16% varieeruvusest, tuli uuritud perioodi aastate muutust kirjeldav faktor, st selle faktoriga positiivselt korreleeruvates omavalitsustes on 2008. aastal elanike arv võrreldes 2007. aastaga suurenenud, faktoriga negatiivses korrelatsioonis olevates omavalitsustes aga vähenenud. Kolmanda faktori osatähtsus oli 7% ja järgmised juba alla 5%.

Elukohtade sesoonsuse analüüs on teostatud lähtuvalt asustussüsteemi hierarhia tasemetest, mis jagunevad vastavalt inimeste paiknemisele ja liikumismustritele primaarlinnaks (Tallinn), regioonikeskusteks (Tartu, Pärnu, Jõhvi, Narva, Kohtla-Järve), maakonnakeskusteks (Haapsalu, Jõgeva, Kuressaare, Kärdla, Põlva, Paide, Rakvere, Sillamäe, Võru, Valga, Viljandi) ja nende tagamaaks (97 omavalitsust) ning väikelinnadeks (12 omavalitsust) ja maavaldadeks (101 omavalitsust) (Tammaru *et al.*, 2004). Tagamaa on jaotatud vastavalt pendelrände mahule lähitagamaaks, kust omavalitsustest käib keskuslinna tööle 30% tööealisest elanikkonnast ning kaugtagamaaks, kus vastav protsent on 15.

3. Tulemused

3.1. Rahvaarvu muutumise sesoonne rütm

Mobiilpositsioneerimise andmete analüüs näitab, et elanike arvu lühiajaline varieerumine on paljudes Eesti omavalitsustes sesoonse rütmiga. Sesoonset rütmi iseloomustab faktoranalüüsi tulemusena saadud esimene faktor, mis kirjeldab 55% omavalitsuste elukoha ankurpunktide varieerumisest. Elukoha ankurpunktide arvu aastasiseses varieerumises tuleb selgelt esile suve ja talveperiood vastupidise elukoha ankurpunktide hulgaga (joonis 1). Enamus omavalitsusi kuulub ühte nendest vastupidise sesoonse rütmiga gruppi. Elukoha ankurpunktide hulk on omavalitsustes, millel on selle faktoriga positiivne korrelatsioon, suurem suvekuudel (juuni, juuli ja august) ning madalam oktoobrist aprillini. Omavalitsustes, mis korreleeruvad selle faktoriga negatiivselt, on vastavalt suvekuudel elukoha ankurpunkte vähem kui talveperioodil. Rahvaarvu muutumise sesoonne rütm on selgesti jälgitav ja sarnane nii 2007. kui 2008. aastal.



Joonis 1. Faktor 1 kirjeldab omavalitsuste elukoha ankurpunktide arvu sesoonset varieerumist.

Figure 1. Factor 1 describes the seasonal variation in the number of home anchor points of municipalities.

Suveperioodi elukoha ankurpunktide arvu tõus või langus kestab kolm peamist suvekuud, tõustes selle faktoriga positiivses korrelatsioonis olevates omavalitsustes järevalt juunis ning langedes septembris. Negatiivse korrelatsiooni puhul vastavalt langeb juunis ja tõuseb septembris. Sama tendents on märgatav mõlema uuritud aasta puhul. Talveperioodi elukoha ankurpunktide hulk püsib suhteliselt stabiilsena rohkem kuid (7 – oktoobrist aprillini), kui suveperioodi elanike arv (joonis 1).

Keskmiselt tehti juulis suure sesoonse varieerumisega piirkonnas, aga veebruaris mujal elavate inimeste poolt juuli elukoha ankurpunkti omavalitsuses kõnetoiminguid kõige rohkematel päevadel juulis, nii 2007. kui 2008. aastal keskmiselt 14 päeval. Augustis oli juuli elukoha ankurpunktis veedetud päevade

arv 2007. aastal keskmiselt (mediaan) 11 päeva ja 2008. aastal 10 päeva ning juuni mõlemal aastal keskmiselt (mediaan) 10 päeva. Nii kevadel kui sügisel tehti kõnetoiminguid juuli elukoha ankurpunkti omavalitsuses keskmiselt (mediaan) mõlemal aastal 4 päeval, talvel aga 2 päeval.

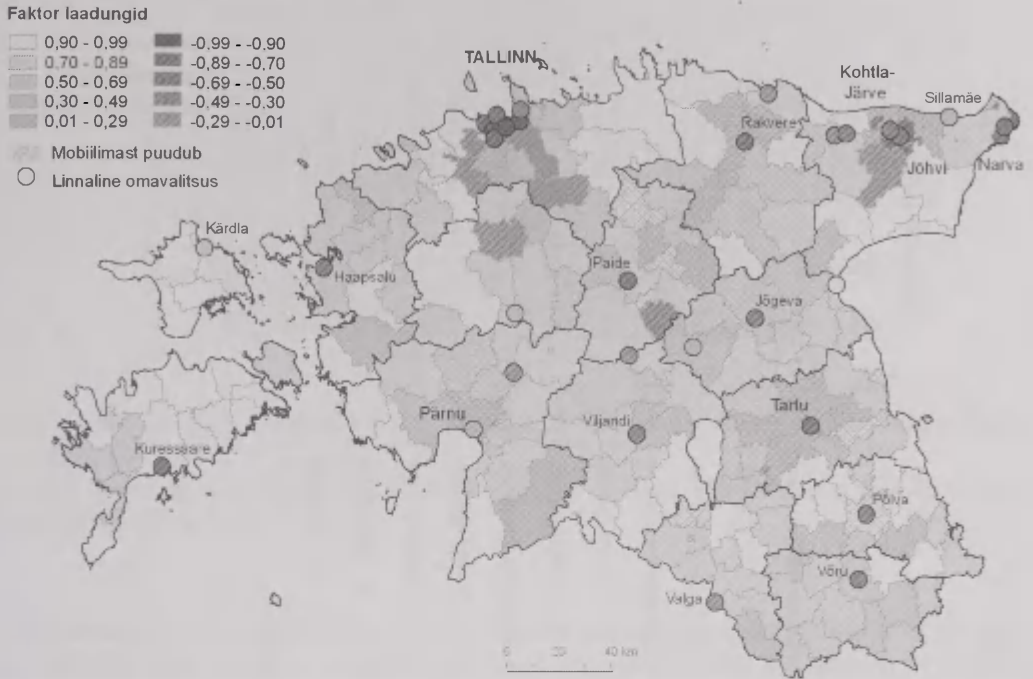
Vajalik on meede tuletada, et siin esitatud arvulised väärtused põhinevad EMT mobiiltelefoniga inimestel, kellel on elukoha ankurpunkt määratud mõlemal uuritud aastal vähemalt 10 kuul 12-st. EMT klientide osatähtsus moodustab Tallinnas 37% ja maakondade keskmiselt (v.a Tallinn) 49% kogu elanikkonnast. Kokku vahetas suvel elukohta suure sesoone varieerumisega piirkonda 2007. aastal 12 470 ja 2008. aastal 12 427 EMT telefoniga ja esitatud kriteeriumitele vastavat inimest. EMT levikuprotsendi järgi võib elukohavahetajate hulk ulatuda ligikaudu 67 000 inimeseni ehk 5% kogu Eesti elanikkonnast.

3.2. Sesoone varieerumise geograafiline jaotus

Positiivne korrelatsioon sesoonsust iseloomustava faktoriga ehk suvine elukoha ankurpunktide arvu kasv on 186 omavalitsuses ehk 84%, negatiivne aga 36 omavalitsuses ehk 16%. Väga tugev positiivne korrelatsioon (üle 0,9) sesoone faktoriga iseloomustab 57 omavalitsust ehk 26%. Nendel suvise elukoha ankurpunktide arvu suurenemisega omavalitsustel on üsna selge geograafiline jaotus, need omavalitsused paiknevad peamiselt rannikualal (nii mere kui Peipsi järve) ja saartel (kõik Hiiumaa ning enamuse Saaremaa omavalitsusi) ning suuremate keskuste tagamaal, kus paikneb suur hulk Nõukogude Liidu perioodil rajatud suvilapiirkondi (joonis 2). Tugeva korrelatsiooniga on Põlva maakonna põhjapoolsemad ja Viljandi maakonna lõunapoolsemad omavalitsused, mille sesoonsus tuleneb ilmselt maastikust ja talutraditsioonide püsimisest.

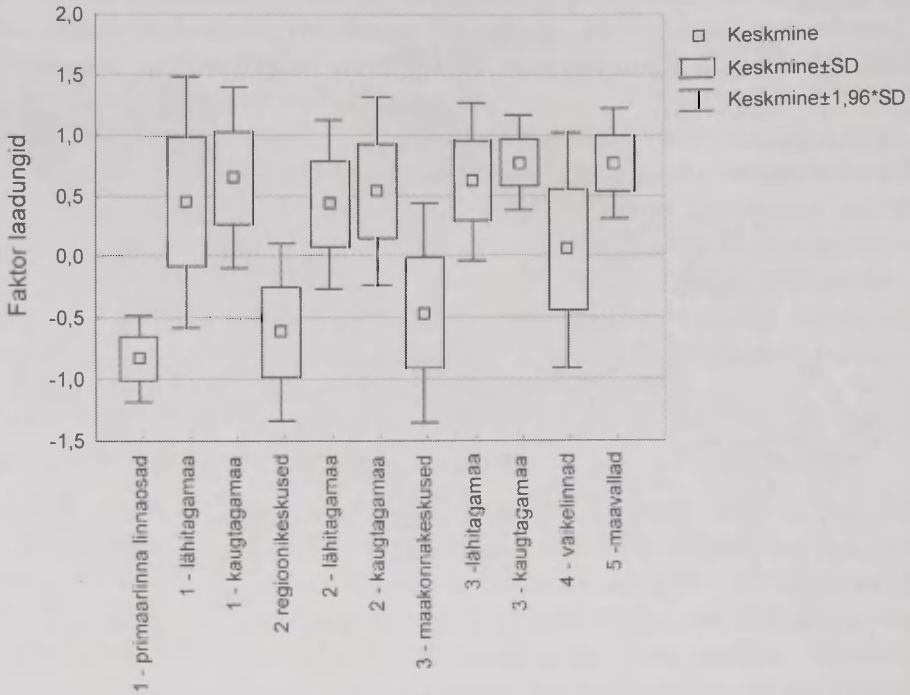
Väga tugeva negatiivse korrelatsiooniga (üle 0,9) omavalitsusi on vaid 3, milles suvine elukoha ankurpunktide arv on talvisest tunduvalt väiksem (joonis 2). Kõik need on Tallinna linnaosad. Kõik omavalitsused, millel on sesoone faktoriga negatiivne korrelatsioon üle 0,5, on linnalised omavalitsused või vallad, kus paikneb mõni suurem linn.

Elukoha ankurpunktide arvu sesoone varieerumine korreleerub hästi Eesti asustussüsteemi hierarhiaga. Keskmise korrelatsiooni alusel sesoonsuse faktoriga tekib 3 suhteliselt sarnast ja ülejäänud gruppidest statistiliselt olulisel määral ($p < 0,05$) erinevat omavalitsuste gruppi: 1) keskused (primaarlinn, regiooni-keskused ja maakonnakeskused), 2) väikelinnad ning 3) maalised omavalitsused (keskuste tagamaa ja maavallad).



Joonis 2. Omavalitsuste korrelatsioonid sesoonsust iseloomustava faktoriga.
Figure 2. Correlation of municipalities with the seasonality factor.

Kõigis keskustes on keskmine korrelatsioon sesoonsuse faktoriga negatiivne, samas maalistes omavalitsustes on see enamuses positiivne (joonis 3). Keskustes on selgelt negatiivse korrelatsiooni tugevuse vähenemine asustussüsteemi hierarhia madalamate tasemete poole, primaarlinnas on korrelatsioon sesoonsuse faktoriga tugevam kui regioonikeskustes ja maavaldades, st elanike arvu vähenemine suvekuudel esineb primaarlinnas tugevamalt kui regioonikeskustes ja maakonna-keskustes. Maalistes omavalitsustes nii suurt erinevust erinevate asustussüsteemi hierarhia tasemete vahel välja ei tule. Väikelinnades on korrelatsioon sesoonsuse faktoriga väga varieeruv ulatudes $-0,5$ kuni $0,5$.

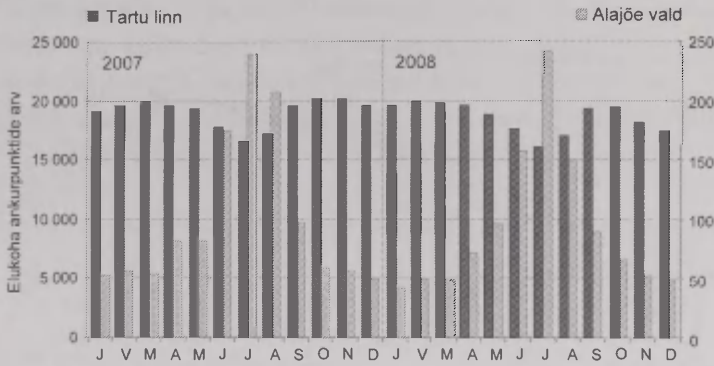


Joonis 3. Keskmise korrelatsiooni sesoonsuse faktoriga vastavalt asustussüsteemi hierarhia tasemele.

Figure 3. Average correlation with the seasonality factor by settlement system hierarchy level.

Sesoonse varieerumise amplituud on arvuliselt suurim linnades, protsentuaalselt aga maavaldades. Elukoha ankurpunktide hulga erinevus veebruari ja juuli vahel on suurim Tallinnas ning seejärel regioonikeskustes. Tallinna elukoha ankurpunktide arv vähenes 2007. aasta suvekuudel võrreldes veebruariga veidi üle 9000 inimese (14%), 2008. aastal üle 9600 (15%). Kõige enam on mõlemal aastal vähenenud elukoha ankurpunktide arv Kesklinnas (üle 2000 inimese), seejärel Mustamäel, Lasnamäel ja Kristiines (kõigis üle 1000 inimese). Linnadest teisel kohal on Tartu, kus 2007. aastal oli elukoha ankurpunktide arv juulis ligikaudu 2900 võrra väiksem kui veebruaris (15%) ning 2008. aastal 3700 võrra väiksem (19%) (joonis 4). Ülejäänud linnades on elukoha ankurpunktide arvu muutus olnud alla 1000 inimese.

Maalistest omavalitsustest on elukoha ankurpunktide arvu varieerumine numbriliselt suurim Tallinna lähitagamaal, keskmiselt 150 inimest ning seejärel kaugtagamaal, keskmiselt 135 inimest. Suurim on elukoha ankurpunktide arvu varieerumine maalistest omavalitsustest Tallinna lähitagamaal paiknevas Keila vallas, kus juuli elukoha ankurpunktide arv on veebruari omast mõlemal uuritavaal aastal olnud üle 700 inimese võrra suurem.



Joonis 4. Omavalitsuse elukoha ankurpunktide arv uurimisperioodi kuude lõikes Tartu linnas ja Alajõe vallas.

Figure 4. Number of home anchor points in the city of Tartu and Alajõe parish by month for the period of the study.

Protsentuaalselt on elukoha ankurpunktide arvu varieerumise amplituud suurim aga maavaldades. Juuli elukoha ankurpunktide arv on maavaldade keskmiselt ligikaudu 30% võrra suurem kui veebruaris. Ülejäänud asustussüsteemi hierarhia tasemetel on see 20% või alla selle. Üksikutes maavaldades on maksimaalse kuu elukoha ankurpunktide arv üle 100% minimaalse kuu arvust. Üheks selliseks omavalitsuseks on näiteks Peipsi järve põhjakaldal asuv Alajõe vald, kus elukoha ankurpunktide arv suvekuudel suureneb ligikaudu 400% (50-lt 250-le) (joonis 4).

Nagu elukoha ankurpunktide arvu muutused erinevatel asustussüsteemi hierarhia tasemetel lubavad oletada, näitab ka veebruari ja juuli elukoha ankurpunktide võrdlus, et sesoonse rände põhjustavad suuremas osas linnaliste omavalitsuste inimesed, kes lähevad suveperioodiks linnast ära maapiirkondadesse. Sesoonse rände sihtkohtadeks võib pidada suure sesoonse elukoha ankurpunktide arvu varieerumisega piirkondi, mille korrelatsioon sesoonsuse faktoriga on üle 0,9. Selliseid omavalitsusi on 57. Sesoonse rände lähtekohaks on aga kõige sagedamini linnad. Inimestest, kelle elukoha ankurpunkt paikneb juulis mõnes sihtkoha omavalitsuses ning ei ole veebruaris selles samas omavalitsuses, on see 2007. ja 2008. aasta keskmiselt 65%-l primaarlinnas, regioonikeskuses või maakonnakeskuses (joonis 5). Kõige suurem on sesoonse rände lähtekohana Tallinna osatähtsus (36%), millele järgnevad regioonikeskused (15%) ja maakonnakeskused (14%).



Joonis 5. Elukoha ankurpunktide nihkumine veebruar ja juuli vahel 2007. aastal omavalitsustes, millel on tugev (üle 0,9) positiivne korrelatsioon sesoonsuse faktoriga.

Figure 5. Change in home anchor points between February and July in 2007 in municipalities exhibiting a strong positive correlation with the seasonality factor (higher than 0.9).

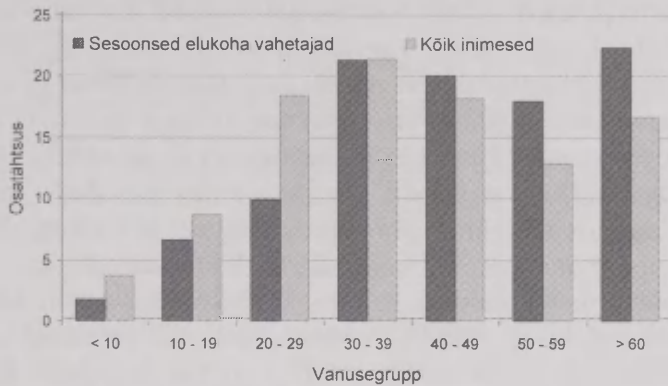
Lähte- ja sihtkoha omavalitsuse vaheline kaugus on suurim inimeste puhul, kelle lähtekohaks on Tallinn. Veebruaris Tallinnas ja juulis mujal ankurpunkti omavate inimeste lähte- ja sihtkoha vaheline kaugus on nii 2007. kui 2008. aastal keskmiselt ligikaudu 75 km. Inimeste puhul, kelle sesoonsuse rände lähtekohaks on regionikeskused, on keskmine kaugus 63 km, ülejäänud asustuse hierarhia tasemetel aga alla selle. Tallinnast lähtuva rände kaugus on statistiliselt olulisel määral ($p < 0,05$) erinev ülejäänud asustuse hierarhia tasemetelt lähtuvast rändest. Ülejäänud asustuse hierarhia tasemete vahel nii selget erinevust välja ei tule.

3.3. Elukohavahetajate sotsiaalne koosseis

Inimeste hulgas, kelle elukoha ankurpunkt on juulis suure sesoonsuse elanike arvu varieerumisega piirkondades ning veebruaris mujal, on veidi rohkem naisi (55%) kui mehi (44%). Kogu andmebaasis on meeste ja naiste osatähtsus võrdne (50% ja 50%).

Vanuseliselt on suvekuudeks sesoonselt varieeruva elanike arvuga omavalitsusse minejate seas kõige enam inimesi vanuses üle 60 aasta (22,3%), kellele järg-

nevad üle 20%-ga ka 30–39 ja 40–49 aastased (joonis 6). Kõige suurem erinevus elukoha vahetajate ja kogu andmebaasi vanusegrupi osatähtsuse vahel on 20–29 aastaste puhul, kelle hulgas on elukoha vahetajate osatähtsus 8,5 protsendipunkti väiksem kui kogu andmebaasis selle vanusegrupi osatähtsus. Elukoha vahetajate osatähtsus on aga kogu andmebaasi vastava vanusegrupi osatähtsusest suurem 50–59 (5 protsendipunkti) ja üle 60 aastaste (5,7 protsendipunkti) puhul. Seega võib öelda, et sesoonselt elukohta vahetavad inimesed on pigem vanemad kui noored inimesed.



Joonis 6. Sesoonselt elukoha vahetajate vanuselise jaotuse võrdlus kõigi andmebaasis olevate inimestega.

Figure 6. Comparison of the distribution of seasonal relocation by age against all people in the database.

4. Kokkuvõte ja arutelu

Artikli eesmärgiks oli anda ülevaade sesoonsetest elukohavahetustest Eestis, nende ajastusest ning lähte- ja sihtkohtadest. Eesmärk lähtus vajadusest mõista paremini ühiskonna sesoonsust ja selle olulisust igapäevase elu korraldamisel.

Tulemused näitasid, et vaadeldud 24 kuu jooksul toimusid elukohavahetused selge sesoonse rütmiga. Elukohavahetajaid oli kuni 5% elanikkonnast, st 60 000–70 000 inimest. See on suhteliselt suur arv, eriti arvestades meie ankurpunktide mudeli ja valiku kriteeriumite konservatiivsust – kogu andmebaasist kasutati analüüsil ainult neid inimesi, kelle kohta oli piisavalt informatsiooni sesoonsuse analüüsimiseks ehk ligikaudu 30% kõigist uuritava perioodil andmebaasis olevatest ID-dest. Ilmselt on neid, kes suvel teatud ajaks teise kohta elama lähevad, tunduvalt rohkem.

Sesoonsete elukohavahetuste lähte- ja sihtkohtade geograafia on üsna loogilise tulemusega. Suvel kaotavad linnad elanikke mereäärsetele ja suure suvilate osatähtsusega aladele (joonis 2), talveks kolivad inimesed aga linnadesse tagasi. Põhiliselt kolitakse maale suvekuudeks: juuni, juuli, august. Üheks linnalist ja maalist

ning sesoonse rände lähte- ja sihtkoha eristavaks iseloomulikuks näitajaks on paljukorterilistes hoonetes olevate eluruumide osatähtsus. Lähtekoha omavalitsustes on keskmiselt 80% eluruumidest paljukorterilistes hoonetes, Tallinnas isegi üle 90%. Sihtkoha omavalitsuste keskmine paljukorterilistes hoonetes olevate eluruumide osatähtsus on aga keskmiselt veidi üle 30%. Paljukorterilistes majades elamine on ilmselt ka üks sesoonse rände tõuketeguriks, mis mõjutab inimesi minema puhkusteperioodil linnadest ära maapiirkondadesse.

Sihtkohtade geograafia puhul on üsna loogiline rannikualade populaarsus, need on tuntud puhkemaastikud ning suvel elab seal palju inimesi nii suvilates kui ka vanavanemate ja sugulaste juures. Suurematel linnadel on välja kujunenud oma suvitusalad: Tallinnal ümbritsevad rannaalad, sh eriti Lahemaa rahvusparki piirkond, Narval samuti rannaalad (sh Narva-Jõesuu), Kohtla-Järvel Peipsi põhjarannik ning Tartul linnast lõunasse jäävad alad. Huvitav tulemus on see, et Kesk-Eestis on sesoonsete elukohtade osatähtsus väga madal (joonis 2). See võib olla seotud lisaks vähesele Nõukogude Liidu perioodil rajatud suvilapiirkondade osatähtsusele ka tegevusruumide suurusega. Nimelt pole otsest põhjust, miks Kesk-Eesti võiks olla vähem atraktiivne suvitajatele kui muu Eesti. Võib oletada, et sesoonsete elukohavahetuste puhul on teatud distants, kust inimesed jäävad paikseks. Kesk-Eesti on nii lähedal linnadele ja ranniku puhkealadele, et inimesed ei ole suvituspiirkonnas püsivalt ning nende ajutine elukoht ei kujune selgelt ühte kohta. See teema tegevusruumi optimaalsusest vajab aga veel põhjalikku uurimist.

Kindlasti jätab palju aruteluruumi kasutatud meetod. Mobiiltelefonide kõnetoimingute asukohtadel põhinev passiivse mobiilpositsioneerimise meetod (Ahas *et al.*, 2008) ei ole kindlasti perfektne ja lõplik, samas on see siiski üsna objektiivne andmeallikas, mille kõiksus (Eestis on mobiiltelefon 95% elanikkonnast) võimaldab elanike paiknemisest igapäevaselt ülevaadet saada. Just iga päeva ja isegi minuti täpsusega saadavad andmed võimaldavad saada väga hea ülevaate rahvastiku lühiajalisest mobiilsusest. Andmete ja mudeli tõesust kinnitab ka kahe järjestikuse aasta analüüs, nii 2007. kui 2008. aasta olid üsna sarnaste tulemustega. Meetodi nõrgaks kohaks on kindlasti mudeli sõltuvus kõnetoimingute arvust, suurtes linnades elavad inimesed teevad keskmiselt 6–7 kõnet päevas, maaomavalitsustes aga 4–5 kõnet. Väiksem kõnede arv võib takistada ankurpunktide leidmist.

Tulemused näitasid, et Eesti ühiskond on sesoonse rütmiga, olulise osa inimeste elukoht ja elustiil muutub vastavalt aastaajale. Tulemusi tõlgendades võib arvata, et sesoonseid elukohavahetusi mõjutavad ilmselt kõige rohkem otseselt looduslikust sesoonsusest mõjutatud tegevused (aiandus, põllundus, harrastused) ning looduslikust sesoonsusest kaudselt mõjutatud ühiskonna nähtused (puhkused, traditsioonid, üritused). Kindlasti mõjutab sesoonset käitumist ka looduse ja ilmastiku otsene muutumine ning looduslikust sesoonsusest mõjutatud inimese sisesed protsessid.

Kasutatud kirjandus

- Ahas, R., Aasa, A., Roose, A., Mark, Ü., Silm, S. 2008. Evaluating passive mobile positioning data for tourism surveys: An Estonian case study. *Tourism Management* 29: 469–486.
- Ahas, R., Silm, S., Järv, O., Saluveer, E., Tiru, M. 200x. The modeling of locations of meaningful places for mobile telephone users using mobile positioning data. *Journal of Urban Technology* (vastuvõetud).
- Bar-On, R. V. 1975. *Seasonality in Tourism*. Economist Intelligence Unit, London.
- Bell, M., Ward, G. 1998. Which population?. *Australian Planner* 35(1): 32–38.
- Bell, M., Ward, G. 2000. Comparing Temporary Mobility with Permanent Migration. *Tourism Geographies* 2(1): 97–107.
- Butler, R. W. 2001. Seasonality in Tourism: Issues and Implications. In: Baum, T., Lundtrop, S. (eds) *Seasonality in tourism*. Pergamon, Amsterdam-London-New York-Oxford-Paris-Shannon-Tokyo, pp 5–21.
- Casado-Díaz, M. A. 1999. Socio-demographic impacts of residential tourism: A case study of Torrevieja, Spain. *International Journal of Tourism Research* 1: 223–237.
- Charles-Edwards, E., Bell, M., Brown, D. 2008. Where people move and when: temporary population mobility in Australia. *People and Place* 16(1): 21–30.
- Clout, H. D. 1971. Homes in the Auvergne. *Geographical Review* 61(4): 530–553.
- EC. 2002. Directive 2002/58/EC of the European Parliament and of the Council of 12 July 2002 concerning the processing of personal data and the protection of privacy in the electronic communications sector (Directive on privacy and electronic communications). *Official Journal of the European Communities* L201 37–47 31 July, European Commission, Brussels.
- EMOR.2008. Mobiilikasutuse uuring.
- Gober, P., Mings, R. C. 1984. A geography of nonpermanent residence in the U.S. *Professional Geographer* 36(2): 164–173.
- Granger, C. W. J. 2001. Seasonality: Causation, Interpretation, and Implications. In: Granger, C. W. J., Ghysels, E., Swanson, N. R., Watson, M. V. (eds) *Essays in Econometrics: Volume 1, Spectral Analysis, Seasonality, Nonlinearity, Methodology, and Forecasting: Collected Papers of Clive W. J. Granger*. Cambridge University Press, pp 121–146.
- Hall, C. M., Müller, D. K. 2004. Introduction: Second Homes, Curse or Blessing? In: Hall, C. M., Müller, D. K. (eds) *Tourism, Mobility and Second homes. Between Elite Landscape and Common Ground*. Channel view publications, Clevedon-Buffalo-Toronto, pp 3–14.
- Halseth, G., Rosenberg, M. W. 1995. Cottagers in an urban field. *Professional geographer* 47(2): 148–159.
- Happel, S. K., Hogan, T. D. 2002. Counting snowbirds: The importance of and the problems with estimating seasonal populations. *Population Research and Policy Review* 21: 227–240.
- Hiltunen, M. J. 2007. Environmental Impacts of Rural Second Home Tourism – Case Lake District in Finland. *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism* 7(3): 243–265.
- Hinch, T. D., Hickey, G., Jackson, E. L. 2001. Seasonal Visitation at Fort Edmonton Park: An Empirical Analysis Using a Leisure Constraints Framework. In: Baum, T.,

- Lundrop, S. (eds) *Seasonality in tourism*. Pergamon, Amsterdam-London-New York-Oxford-Paris-Shannon-Tokyo, pp 173–186.
- Hogan, T. D. 1987. Determinants of the seasonal migration of the elderly to sunbelt states. *Research of Aging* 9: 115–133.
- Jaakson, R. 1986. Second-home domestic tourism. *Annals of Tourism Research* 13: 357–391.
- Jansson, B., Müller, D. K. 2003. *Fritidsboende i Kvarken*. Kvarkenrådet, Umeå.
- Jauhiainen, J., Mönkkönen, M. 2005. Seasonality: Nature, People's Preferences and Urban Planning in Oulunsalo, Finland. *Landscape Research* 30(2): 273–281.
- Keen, D., Hall, C. M. 2004. Second Homes in New Zealand. In: Hall, C. M., Müller, D. K. (eds) *Tourism, Mobility and Second homes. Between Elite Landscape and Common Ground*. Channel view publications, Clevedon-Buffalo-Toronto, pp 174–195.
- Krout, J. A. 1983. Seasonal migration of the elderly. *The Gerontologist* 23: 295–299.
- McHugh, K. E., Hogan, T. D., Happel, S. K. 1995. Multiple Residence and Cyclical Migration: A life Course Perspective. *Professional geographer* 47(3): 251–267.
- Müller, D. K., Hall, C. M., Keen, D. 2004. Second Home Tourism Impact, Planning and Management. In: Hall, C. M., Müller, D. K. (eds) *Tourism, Mobility and Second homes. Between Elite Landscape and Common Ground*. Channel view publications, Clevedon-Buffalo-Toronto, pp 15–32.
- Oren, D. A., Rosenthal, N. E. 1992. Seasonal affective disorders. In: Paykel, E. S. (eds) *Handbook of Affective Disorders. 2nd ed.* Churchill Livingstone, Edinburgh, pp 551–567.
- Positium LBS. 2009. www.positium.ee. (Viimati vaadatud september 2009).
- Ragatz, R. L. 1970. Vacation homes in the northeastern United States: seasonality in population distribution. *Annals of the Association of American Geographers* 60(3): 447–455.
- Selwood, J., Tonts, M. 2004. Recreational Second Homes in the South West of Western Australia. In: Hall, C. M., Müller, D. K. (eds) *Tourism, Mobility and Second homes. Between Elite Landscape and Common Ground*. Channel view publications, Clevedon-Buffalo-Toronto, pp 149–161.
- Silm, S., Ahas, R. 2005. Seasonality of Alcohol Related Phenomena in Estonia. *International Journal of Biometeorology* 49: 215–223.
- Smith, S. K. 1989. Toward a Methodology for Estimating Temporary Residents. *Journal of the American Statistical Association* 84(406): 430–436.
- Smith, S.K., House, M. 2007. Temporary migration: a case study of Florida. *Popul Res Policy Rev* 26: 437–454.
- Stynes, D. J., Zheng, J., Stewart, S. I. 1997. *Seasonal Homes and Natural Resources: Patterns of Use and Impact in Michigan*. North Central Forest Experiment Station, Forest Service – U.S. Department of Agriculture, pp 39.
- Tammaru, T., Kulu, H., Kask, I. 2004. Urbanization, suburbanization, and counter-urbanization in Estonia. *Eurasian geography and economics* 45(3): 212–229.
- Tress, G. 2007. Seasonality of second-home use in Denmark. In: Palang, H., Sooväli, H., Printsman, A. (eds) *Seasonal Landscapes*. Springer-Verlag, Berlin, pp 151–179.
- Wolfe, R. I. 1977. Summer cottages in Ontario: Purpose-built for an inessential purpose. In: Coppock, J.T. (eds) *Second Homes: Curse or Blessing*. Pergamon, Oxford, pp 17–34.

Seasonal variation in the spatial location of the Estonian population

Siiri Silm, Rein Ahas

Department of Geography, University of Tartu

Summary

This study was designed to provide an overview of short-term seasonal movements within Estonia, the timing of such movements and the starting points and destinations involved. This was based on the need for a better understanding of the seasonality of society and its importance in the organisation of everyday life. We analysed the seasonal changes in people's places of residence throughout Estonia using mobile phone positioning data. In order to do this, we used data from EMT, Estonia's biggest mobile communications operator, and a special model for determining anchor points.

The results showed that approximately 67 000 people or 5% of the population change their place of residence seasonally. The number of residents in coastal areas, other areas with recreational landscapes, summer house areas and in the areas surrounding large towns and cities rises in the summer months. At the same time, the number of residents in the towns and cities falls. The amount and direction of seasonal movement during the two years under study (2007 and 2008) were remarkably similar. Among those who changed their places of residence, there was a greater proportion of older people. It can be seen from the results that seasonal changes in places of residence are most strongly influenced by social phenomena directly caused by natural seasonality (gardening, seasonal sport activities, hobbies, etc.) and social phenomena indirectly caused by natural seasonality (holidays, traditions, events, etc). All of these activities are characteristic of summer and summer activities in northern Europe.

Rahvusvähemuste ränne Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest mujale Eestisse

Tiit Tammaru

Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Sisserännanute esmane elukohavalik jaotub tavaliselt üksikute linnade vahel. Aja jooksul hakatakse aga algsetest koondumiskohtadest lahkuma teistesse riigi piirkondadesse. Eelkõige on tegemist lühikese vahemaa taha suunatud rändega, näiteks eeslinnastumisega (Alba *et al.*, 1999; South *et al.*, 2005a; 2005b), kuid üha enam levib ka pikamaa ränne (Hempstead, 2007; Finney, Simpson, 2008). Selliste muutuste uurimisel keerleb arutelu kahe peamise teema ümber. Esiteks, milline on erinevate sisserännanute/rahvusvähemuste rühmade tõenäosus lahkuda. Teiseks, millised on väljarändajate sihtkohad põlisrahvastiku/enamusrahvuse osakaalu alusel.

Ühelt poolt ilmneb varasematest uurimustest, et sisserännanute sotsiaalmajandusliku seisundi paranemine ja tihenevad sidemed uue asukohamaa ja enamusrahvusega (näiteks asukohamaa keeleoskus, segaabiellud jne) suurendavad nii väljarände tõenäosust kui ruumilise paiknemise sarnastumist põliselanikega (Alba *et al.*, 1999; Ellis, Goodwin-White, 2006; South *et al.*, 2005a). Teiselt poolt näitavad senised uurimused, et madalama sotsiaalmajandusliku seisundiga rahvusvähemused otsivad odavamaid elamupiirkondi väljaspool suuremaid linnu, kas eeslinna-aladel või kaugemates riigi piirkondades (Hempstead, 2007; Ladanyi, Szelenyi, 1998; Randolph, Holloway, 2005). Sellised elukohavahetused ei suurenda rahvusvähemuste ja enamusrahvuse ruumilist lähedust, vaid toovad pigem kaasa uute sisserännanute koondumiskiirkondade tekke (Ellis, Goodwin-White, 2006; Hou, 2007; Li, 1998).

Valdav osa sisserännanute hilisema riigisisese rände uurimustest põhinevad Põhja-Ameerika ja Lääne-Euroopa riikide näidetele. Käesolev uurimus lisab sellesse arutelluse uue riigi. Tänaused Eesti rahvusvähemused tekkisid valdavalt nõukogude aastatel toimunud ulatusliku sisserände tagajärjel. See oli osa peamiselt venelaste rändest teistesse endise Nõukogude Liidu osadesse. Suurriigi lagunedes 1991. aastal jäi taasiseseisvunud riikidesse elama 25 miljonit venelast (Poppe, Hagendoorn, 2003), kes olid ruumiliselt koondunud suurematesse administratiiv- ja tööstuslinnadesse (Gentile, Tammaru, 2006; Kulu, 2004; Rukavishnikov, 1978). Eesti rahvusvähemuste ruumilise ümberpaiknemise muudab huvitavaks asjalolu, et viimase kahekümne aasta jooksul ei ole praktiliselt uusi sisserännanuid lisandunud

ehk me saame analüüsida rahvusvähemuste riigisisest rännet olukorras, kus puudub “segava” asjaoluna uussisseränne nagu enamikus Lääne-Euroopa ja Põhja-Ameerika sisseränderiikides.

2. Rahvusvähemused Eestis

1945. aastal moodustasid rahvusvähemused (peamiselt venelased) vaid kaks protsenti Eesti rahvastikust (Katus, 1996). Seejärel sai alguse laialulatuslik sisseränne ning rändesaldo jäi positiivseks kuni nõukogude aja lõpuni (Kulu, 2004; Katus, Sakkeus, 1993). Seejuures olid sisseränne, tööstuse areng ja linnastumine omavahel tihedalt seotud nagu ka mujal endises Nõukogude Liidus (Kaiser, 1995; Tammaru, 2002). Esimene sõjajärgne rahvaloendus 1959. aastal näitas, et rahvusvähemuste osakaal oli kasvanud 25%-ni ning 1989. aastal jõudis see näitaja 39%-ni kogurahvastikust (Tammaru, Kulu, 2003). Pärast Eesti iseseisvuse taastamist alguse saanud sisserännanute tagasiränne endisele kodumaale (peamiselt venelaste tagasiränne Venemaale) kahandas rahvusvähemuste osakaalu 2000. aasta rahvaloenduse ajaks 33%-ni Eesti rahvastikust.

Venelased moodustavad 79% rahvusvähemistest, neile järgnevad ukrainlased, valgevenelased ja teised vähemusrühmad (tabel 1). Valdav enamus (88%) rahvusvähemustest räägib emakeelena vene keelt ning vaid 38% oskab 2000. aasta rahvaloenduse andmetel eesti keelt. Ka segaabelud, mida peetakse sageli lõimumise lakmustestiks (Alba, Nee, 2003), eestlastega ei ole kuigi levinud. Samas on enam kui pooled rahvusvähemuste esindajatest Eestis sündinud ehk tekkinud on juba suur sisserännanute teine põlvkond ning samuti kolmas põlvkond ehk need, kelle vanemad on samuti juba Eestis sündinud. Vaid 40% rahvusvähemustest on Eesti kodakondsed, 19% on Venemaa kodakondsed ja 39% on määratlemata kodakondsusega (tabel 1).

Suured erinevused eestlaste ja rahvusvähemuste vahel ilmnevad ameti alusel: eestlaste osakaal on suurem valgekraelistel ametikohtadel, eriti juhtide seas, samas kui rahvusvähemused on ülesindatud sinikraelistel ametikohtadel, eriti lihttöölise seas. Osaliselt on ametialaste erinevuste põhjuseks nõukogude aja pärand, sest sisserännanute seas olid ülekaalus tööstustöölised. Näiteks paljud üleliidulised strateegilise tähtsusega suurettevõtted värbasid tööle peamiselt sisserännanuid (Pavelson, Luuk, 2002). Kuid osa ametialastest erinevustest on seotud üleminekuaja käigus toimunud muutustega tööturul. Rahvusvähemusi mõjutasid toimunud negatiivsed muutused rohkem, sest ühelt poolt olid nad ülesindatud ebavajalikuks osutunud ebaefektiivsetes suurtööstusettevõtetes ning teiselt poolt on nad olnud vähem edukad uute teenindustöökohtade hõivamisel (Aasland, Fløtten, 2001). Kasin eesti keele oskus ja Eesti kodakondsuse puudumine sulgeb rahvusvähemustele mitmed tööturu osad ja ametid.

Tabel 1. Eestlaste ja rahvusvähemuste jaotus peamiste rahvastikutunnuste alusel (%).
Table 1. Distribution of Estonian and ethnic minorities by key population characteristics (%).

		Eestlased	Rahvus- vähemused	Kokku
Rahvus	Eestlane			67
	Venelane			26
	Ukrainlane			2
	Valgevenelane			2
	Muu			3
Sünnikoht	Eesti	99	52	83
	Muu riik	1	48	17
Emakeel	Eesti	98	3	68
	Vene	2	90	30
	Muu	0	7	2
Elukaaslase rahvus	Eestlane	94	13	67
	Muu rahvus	6	87	33
Kodakondsus	Eesti	99	40	81
	Venemaa	0	19	6
	Muu riik	0	2	1
	Määratlemata	1	39	12
Sugu	Naine	54	55	54
	Mees	46	45	46
Sünniaeg	1980 ja hiljem	16	14	15
	1970–79	16	14	15
	1960–69	15	15	15
	1950–59	15	20	16
	1940–49	14	13	14
	1930–39	12	13	13
	Enne 1930	12	11	12
Haridus	Põhiharidus	40	34	38
	Keskharidus	47	53	49
	Kõrgharidus	13	13	13
Amet	Juht	14	9	13
	Tippspetsialist	15	10	13
	Spetsialist	15	12	14
	Ametnik	6	5	6
	Teenindustöötaja	13	12	13
	Oskustöeline	17	23	19
	Operaator	11	15	12
	Lihttöeline	9	15	11
Kokku		930 219	439 833	1 370 052

Allikas: 2000 rahvaloendus.

Tabel 2a. Rahvusvähemuste jaotus ja osakaal uuritavates piirkondades (%), 2000.

Table 2a. Distribution and share of ethnic minorities by research areas (%), 2000.

	Jaotus (%)		Osakaal (%)		
Tallinn	23	42	54	46	100
Ida-Virumaa linn	2	31	14	86	100
Muu Eesti	75	27	85	15	100
	100	100			

Allikas: 2000 rahvaloendus.

Tabel 2b. Sisse- ja väljaränne Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest 1989–2007.

Table 2b. In- and out-migration from Tallinn and North-East Estonian cities 1989–2007.

		Eestlased	Rahvus- vähemused	Kokku
1989–2000	Sisseränne	46	27	42
	Väljaränne	54	73	58
		100	100	100
2000–2007	Sisseränne	47	37	45
	Väljaränne	53	63	55
		100	100	100

Allikad: 2000 rahvaloendus, Statistikaamet 2009.

Ametialastest erinevustest veelgi suuremad on eestlaste ja rahvusvähemuste vahelised paiknemiserinevused. Sisserännanud elavad peamiselt Tallinnas ja Ida-Virumaa suuremates linnades, kus nad said eelisjärjekorras korteri keskse korterite jaotamise süsteemi kaudu. Veelgi enam, nõukogude ajal suurenes sisserännanute ruumiline koondumine ajaga, sest osa nendest, kes asusid esmalt elama mujale Eestisse rändas aja jooksul samuti suurematesse linnadesse, peamiselt Tallinna (Kulu, 2004). Nii elab 42% rahvusvähemustest pealinnas ja veel 31% elab Ida-Virumaa linnades (tabel 2a). Seega nendes kahes piirkonnas elab $\frac{3}{4}$ rahvusvähemustest, mistõttu võib neid nimetada peamisteks rahvusvähemuste koondumiskohtadeks Eestis (Kirch *et al.*, 1999; Pavelson, Luuk, 2002; Tammaru, Kulu, 2003). Rahvusvähemused moodustavad ühtlasi 46% Tallinna ja 86% Ida-Virumaa linnade elanikest ehk viimastes on vähemused enamuses. Selline rahvusvähemuste ruumiline koondumine on iseloomulik ka teistele sisseränderiikidele (Frey, Liaw, 1998; Kontuly, Geyer, 2003; Lindgren, 2003), kuid endises Nõukogude Liidus süvendasid tööstustöölise värbamise poliitika ja keskne korterite jaotamise süsteem enamusrahvuse ja rahvusvähemuste ruumilist eraldatust, samas kui teistes riikides püütakse poliitikate abil pigem rahvuslikku ruumilist eraldatust vähendada.

Rändesuundade analüüs näitab aga, et üleminekuajal sai alguse muutus rahvusvähemuste riigisisese paiknemises, mis on kestnud juba viimased kakskümmend aastat. Nimelt on varasem koondumine suurematesse linnadesse ja eriti Tallinna

asendunud väljarändega Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest mujale Eestisse (tabel 2b). Kui võrrelda 1990. aastate andmeid, mis tuginevad 2000. aasta rahvaloendusele ja 2000. aastate andmeid, mis tuginevad rahvastikuregistrile näeme, et rahvusvähemuste väljarände mahud Tallinnast ja Ida-Virumaalt mujale Eestisse on ajaga ka kasvanud: 2000–2007 väljaränne on kaks korda ulatuslikum kui 1989–2000 väljaränne. Käesolev uurimistöo huvitub sellest, kes on need rahvusvähemuste esindajad, kes Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest lahkuvad ja kuhu on nad elama asunud.

3. Uurimistöo teoreetilised lähtekohad

Eesti taasiseseisvumisest alates on rahvusvähemuste rännet iseloomustanud lahku mine senistest peamistest koondumiskohtadest Tallinnas ja Ida-Virumaa linnades. Sellistele suundumistele rahvusvähemuste rändes pakutakse mitmeid seletusi. Esimese olulise panuse sellesse arutellusse tegi linnauurijate koolkond Chicagos leides, et põhjuseks on sisserännanute kohanemine uue asukohamaa kultuurieluga ning nende sotsiaalmajandusliku seisundi (haridus, amet, sissetulek) paranemine, kuid väljaränne peamistest koondumiskohtadest toob siiski kaasa uute rahvusvähemuste koondumiskohtade tekke mujal (Burgess, 1925). Need põhjendused on olulised kuni tänaseni ning on tuntud ruumilise sulandumise või ruumilise paiknemise ühtlustumise/sarnastumise teorianas (Massey, 1985; Massey, Denton, 1987; Alba, Nee, 2003). See teooria lisab vaid, et nii kultuuriline kohanemine kui sotsiaalmajandusliku seisundi paranemine mõjutavad mitte üksnes väljaränne algsetest rahvusvähemuste koondumiskohtadest, vaid toob ajaga kaasa ka enamusrahvuse ja rahvusvähemuste ruumilise paiknemise ühtlustumise rände sihtkohtades.

Ruumilise paiknemise ühtlustumine toimub eelkõige suuremate linnade tagamaal, sest kultuurilise kohanemise ja jõukuse kasvu tulemuseks on sisserännanute eeslinnastumine ning just see muudab vähemuste paigutuse ühe sarnasemaks põlisrahvastiku paigutusele. Veelgi enam, eeslinnastumise tulemuseks on kontaktide ja igapäevase suhtluse tihenemine enamusrahvuse ja rahvusvähemuste vahel, mis aitab omakorda kaasa vähemuste veelgi tihedamale lõimumisele asukohariigis (Ellis, Goodwin-White, 2006; South *et al.*, 2005b, vt ka Sam, 2006)

Ruumilise paiknemise sarnastumise teoriast juhitud uurimused keskendusid algselt linnaregioonide sisesele rahvastiku ümberpaiknemisele linnadest tagamaale, kuid kasvav osa uurimistööst kasutab teooriat ka pikamaa rände analüüsimiseks (Chiswick, Miller, 2004; Ellis, Goodwin-White, 2006; Frey, Liaw, 2005; Kritz, Nogle, 1994). Teiseks oluliseks suundumuseks viimase paarikümne aasta uurimistöös on olnud üha rikkalikemate individuaalandmete kasutuselevõtmine (Alba *et al.*, 1999; Iceland, Scopilliti, 2008; Logan *et al.*, 1996; South *et al.*, 2005a; 2005b), mis võimaldab üha täpsemalt testida Chicago linnauurijate väiteid, et sisserännanute kohanemine ja sotsiaalmajandusliku seisundi paranemine ühtlustavad enamusrahvuse ja rahvusvähemuste ruumilist paiknemist.

Nendest uurimustest ilmneb, et kohanemisega seotud teguritest on olulised need, mis mõõdavad sisserännanute sidemete tugevust enamusrahvuse ja uue asukohariigiga. Esiteks, olulised muutused toimuvad põlvkondade vältel (Brubaker, 2001; Portes, Rumbaut, 2001; Thomson, Crul, 2007), kuigi esialgne lineaarse arengu hüpotees sellest, et iga järgneva sisserännanute põlvkonna paigus on üha sarnasem põlisrahvastikule ei ole kinnitust leidnud (Portes, Rumbaut, 2001). Siiski näitavad uurimused, et ajafaktor on väga oluline paigutatust mõjutav tegur.

Teiseks oluliseks teguriks on sotsiaalsed kontaktid põhirahvusega. Need sisserännanud, kelle igapäevane suhtlus toimub põlisrahvastikuga lahkuvad suurema tõenäosusega rahvusvähemuste koondumiskohtadest enamusrahvastiku ülekaaluga piirkondadesse (South *et al.*, 2005a). Eriti oluline roll on sellises muutuses sega-abeludel (Greenman, Xie, 2008; Qian, Lichter 2001). Kolmandaks on väga olulised kultuurikontaktid, mida mõõdetakse kõige sagedamini asukohamaa keeleoskuse kaudu. Uurimused näitavad, et asukohamaa keeleoskus suurendab oluliselt sisserännanute tõenäosust rännata enamusrahvastiku ülekaaluga piirkondadesse (Alba *et al.*, 1999; Painter, Zhou, 2008). Neljanda tegurina on oluline asukohamaa kodakondsuse olemasolu (Alba, Nee, 2003; Bloemraad *et al.*, 2008). Siiski ei ole selle teguri roll üheselt selge. Värske uurimus USAs näitab, et asukohamaa kodakondsuse olemasolu mõjutab positiivselt rännet enamusrahvuse ülekaaluga piirkondadesse, kuid see positiivne seos kaob pärast teiste isikutunnuste arvestamist (South *et al.*, 2005a).

Vaatamata ruumilise paiknemise sarnastumise teooria populaarsusele ei ole sugugi kõik uurijad veendunud selle poolt pakutud seostes sisserännanute kohanemise, sotsiaalmajandusliku seisundi paranemise ja rände vahel. Mitmed uurimused näitavad, et väljaränne esmastest koondumiskohtadest võib tuua kaasa uute rahvusvähemuste koondumiskohtade tekke mujal riigis, sest sihtpunktina eelistatakse suurema rahvuskaaslaste osakaaluga piirkondi (Ellis, Goodwin-White, 2006; Zelinsky, Lee, 1998). Põhjuseks on asjaolu, et rahvusvähemuste sotsiaalsed võrgustikud ja institutsionaalsed võimalused (koolid, huviringid jne) toimivad paremini suure vähemuste arvuga elujõulistes piirkondades, kus üksteist pidevalt aidatakse, näiteks töökohtade saamisel (Bråmås, 2008; Drever, 2004; Hou, 2007).

Li (1998) võttis kasutusel mõiste “etnoburb” selleks et iseloomustada tekkivaid rahvusvähemuste koondumiskohti eeslinna-aladel, kus õitseb etniline majandus ning kuhu koonduvad üha enam ka kõrgema sotsiaalmajandusliku seisundiga rahvusvähemuste esindajad. Huvitav on seejuures märkida, et sellist ruumilist koondumist soodustavaks asjaoluks on tehnoloogia areng ja sellega seotud suhtlusvahendite (sh internet) ja -võimaluste paranemine, mis vähendab soovi ja vajadust omakeelsest keskkonnast lahkumiseks.

Seega ei pruugi väljaränne algsetest vähemusrahvuste koondumiskohtadest tuua kaasa nende ruumilise paigutuse sarnastumist enamusrahvusega. Samuti ei pruugi põhjuslik seos kõrgema sotsiaalmajandusliku seisundi ja elukohavaliku vahel olla selline, nagu eeldab ruumilise paiknemise sarnastumise teooria. Lisaks

sellele, et kõrgema sotsiaalmajandusliku seisundiga sisserännanud võivad lahkuda rahvusvähemuste ülekaaluga piirkondadesse on paljud uurijad täheldanud seda, et väljarändajate seas on sageli ülekaalus hoopis madalama sotsiaalmajandusliku seisundiga inimesed. Hiljutine osariikide vahelise rände uurimus USAs näitab, et algsetest rahvusvähemuste koondumispiirkondadest lahkuvad just madalama haridustasemega inimesed (Hempstead, 2007). Ungaris lahkuvad aga suurematest linnadest toimetulekuraskustes mustlaste vähemuse esindajad (Ladányi, Szelényi, 1998). Sellisel rändel võib olla mitmeid põhjusi alates kõrgest elukallidusest suurtes linnades, mis mõjutab rohkem vähemusi kuni vähemuste diskrimineerimiseni põhirahvastiku poolt, näiteks elamu- ja tööturul (Friedrichs *et al.*, 2003; Johnston *et al.*, 2004).

4. Andmed ja meetodid

Käesolev uurimus põhineb anonüümsetele 2000. aasta rahvaloenduse individuaal-andmetele. Rahvaloenduse andmestik võimaldab uurida kõiki teoreetiliselt huvipakkuvate rahvastikutunnuste mõju rahvusvähemuste rändele Eestis. Esiteks on loenduses ajaline mõõde, sest inimestelt küsiti nende elukohta ka eelmise, 1989. aasta rahvaloenduse ajal. 1989. aasta rahvaloendus toimus vahetult enne Nõukogude Liidu lagunemist ning sobib seetõttu väga hästi võrdluspunktiks üleminekuaja muutuste analüüsimisele. 2000. aasta elukohta osas kasutakse käesolevas uurimuses 1 km² suuruste ruutude andmeid, mis katavad kogu Eesti ning võimaldavad hästi mõõta vahetut rahvuskeskkonda, kuhu rändajad on elama asunud. Väljarändajad on käesolevas uurimuses inimesed, kes elasid 1989. aastal Tallinnas ja Ida-Virumaa suuremates linnades (Narva, Kohtla-Järve, Jõhvi, Sillamäe, Kiviõli), kuid 2000. aastal mujal Eestis (n=41 087). Paikne Tallinna ja Ida-Virumaa linnades on inimene, kelle elukoht oli nii 1989. kui 2000. aastal Tallinnas või Ida-Virumaa linnades (n=450 949).

Teine võtmetunnus käesolevas uurimuses on enesemääratav rahvus. Uurimuses kasutakse järgmisi rahvusvähemuste rühmi: venelased, ukrainlased, valgevenelased ja muud rahvused. Kolmas peamist huvi pakkuv tunnus on elukaaslase rahvus. Nimelt võimaldab rahvaloenduse andmestik siduda omavahel elukaaslased ja nii selgitada segaabielus olevad inimesed. Neljandaks tunnuseks on sünniriik. See võimaldab selgitada paigutusmuutuste põlvkondlikku olemust, sest saame eristada esimest põlve sisserännanud (sündinud mõnes teises riigis) ja teist põlve sisserännanud (sündinud Eestis) rahvusvähemused. Viiendaks saame rahvaloendusest teada ka rahvusvähemuste eesti keele oskuse ning kuuendaks kodakondsuse. Kõik need tunnused võimaldavad seega uurida põhjalikult seda, kuidas sisserännanute sidemete tugevus Eesti ühiskonna ja eestlastega mõjutab nende rännet. Edasi annab rahvaloendus ka peamised rahvastiku sotsiaalmajanduslikku seisundit iseloomustavad tunnused. Käesolevas uurimuses kasutatakse neist haridustaset ja

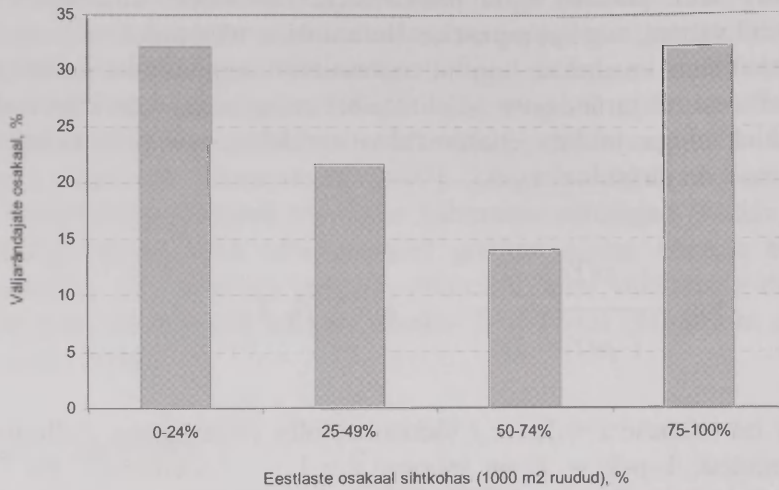
ametit. Lisaks neile põhilist huvi pakkuvatele tunnustele kasutatakse kontrolltunnustena veel vanust, sugu ja pereseisu (tulemusi ei näidata).

Andmeanalüüsis kasutakse logilist regressiooni selgitamaks Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest väljarändajate selektiivsust ning seda, kes lahkuvad rahvusvähemuste ülekaaluga ja kes enamusrahvuse ülekaaluga piirkondadesse. Regressioonivõrrand on järgmine:

$$\log \frac{p(Y_i = 1)}{1-p(Y_i = 1)} = \alpha + \sum_{k=1}^K \beta_k X_{ik}$$

kus $p(Y_i = 1)$ on inimese $i = 1, \dots, I$ tõenäosus olla väljarändaja Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest, $1-p(Y_i = 1)$ on inimese $i = 1, \dots, I$ tõenäosus olla Tallinna ja Ida-Virumaa linnade paikne mudelites 1–4 ning tõenäosus rännata enamusrahvuse ülekaaluga piirkondadesse mudelites 5 ja 6; α on konstant, X_{ik} tunnuse väärtus inimese jaoks, β_k on parameeter, mis kirjeldab selle tunnuse mõju ning K tähistab tunnuste arvu. Kaks esimest mudelit hõlmavad kõiki inimesi (st nii eestlasi kui rahvusvähemusi) selgitamaks rände rahvuserinevusi. Mudelid 3 ja 4 hõlmavad üksnes rahvusvähemuste esindajad selgitamaks enamusrahvusega sidemete tugevust mõõtvate tunnuste (rahvus, elukaaslase rahvus, sünniriik, eesti keele oskus, kodakondsus) ning sotsiaalmajanduslikku seisundit mõõtvate tunnuste (haridus) mõju väljarändele. Mudelid 5 ja 6 võrdlevad suure eestlaste osakaaluga ja suure rahvusvähemuste osakaaluga piirkondadesse lahkuvate rahvusvähemuste rühmasid erinevusi. Eestlaste suure ülekaaluga on need 1 km² suurused ruudud, kus eestlaste osakaal on 75% ja enam. Rahvusvähemuste suure ülekaaluga on need 1 km² suurused ruudud, kus rahvusvähemuste osakaal on 75% ja enam. Ligikaudu 30% Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest lahkunud rahvusvähemuste esindajatest asusid elama suure rahvusvähemuste osakaaluga piirkondades ja 37% asusid elama suure eestlaste ülekaaluga piirkondades (joonis 1).

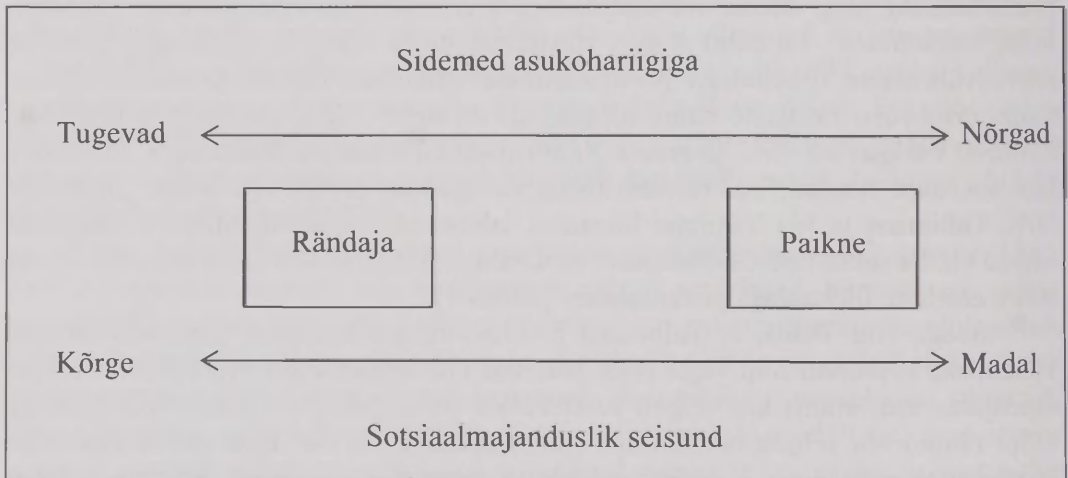
Seega võib öelda, et Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest lahkunud rahvusvähemuste elukohad olid väga polariseeritud ehk kokku kaks kolmandikku väljarändajates asus elama kas selgelt eestikeelses (ruumilise paiknemise sarnastumise tüüpi ränne) või selgelt omakeelses (ränne uutesse rahvusvähemuste koondumiskohtadesse) piirkonnas. Uurimus eeldab, et tugevamad sidemed eestlaste ja Eesti ühiskonnaga (Eestis sündimine, eesti elukaaslase olemasolu, eesti keele oskus ja Eesti kodakondsuse olemasolu) ning kõrgem sotsiaalmajanduslik seisund (kõrgharidus, kõrgem amet) suurendavad Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest väljarände (joonis 2) ja suure eestlaste ülekaaluga piirkonnas elama asumise tõenäosusi (joonis 3).



Joonis 1. Väljarändajate jaotus eestlaste osakaalu alusel sihtkohas.

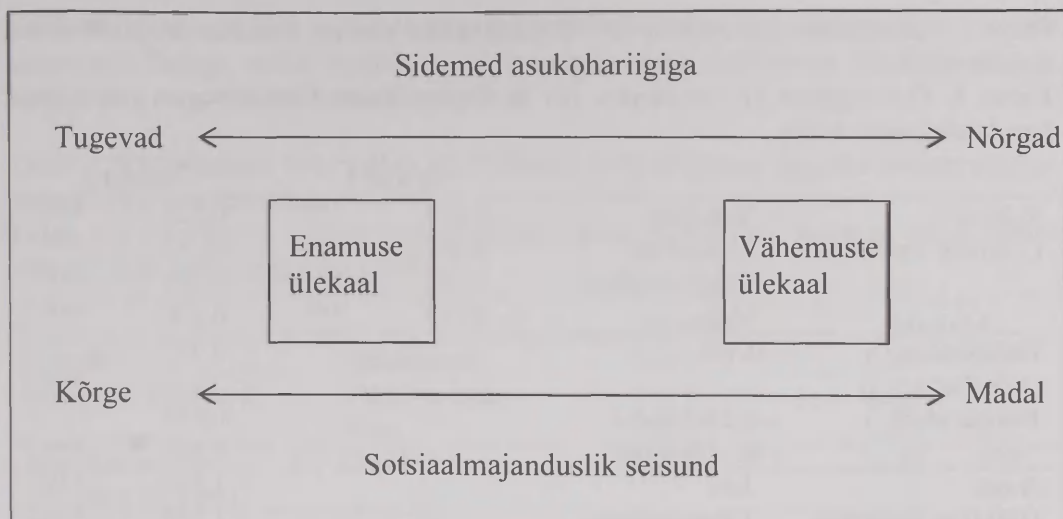
Figure 1. Distribution of minority out-migrants by share of Estonians in the destination.

Allikas: 2000 rahvaloendus.



Joonis 2. Rändetõenäosus.

Figure 2. Migration probability.



Joonis 3. Rändajate sihtkohad.

Figure 3. Destinations of migrants.

5. Tulemused

Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest lahkumise tõenäosus on suurem eestlaste seas (tabel 3, mudel 1) ning erinevused säilivad ka pärast rahvastiku koostise ning lahkumiskoha (Tallinn või Ida-Virumaa linn) mõju kontrollimist (tabel 3, mudel 2). Eestlaste suurem väljaränne suurendab seega kaudselt rahvusvähemuste osakaalu Tallinnas ja Ida-Virumaa linnades. Muude tunnuste osas on tulemused järgnevad. Sotsiaalmajanduslikku seisundit mõõtvad tegurid ei ole üheselt rändega seotud, kuid toetavad varasemate uurimuste tulemusi. Nimelt selgub, et Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest lahkuvad ühelt poolt kõrgemate ametite esindajad (juhid ja tippspetsialistid) ning teiselt poolt põhiharidusega inimesed ehk nii tööturul kõige enam kui kõige vähem edukad rahvastikurühmad. Esimesed otsivad paremaid elamistingimusi ja kolivad välja nõukogude aja paneelilamute tüüpkerteritest ning teiste jaoks on oluliseks rändepõhjuseks üleminekuajal kasvanud elamiskulud suuremates linnades (Kulu, Billari, 2006; Ladányi, Szelényi, 1998; Tammaru, Leetmaa, 2007).

Tabel 3. Väljarändaja (1) vs paikne (0) Tallinnas ja Ida-Virumaa linnades (kogurahvastik), šansside suhe.

Table 3. Out-migrants (1) vs stayers (0) in Tallinn/North East Estonian cities (total population), odds ratios.

		Mudel 1		Mudel 2	
Rahvus	Venelane	0,229	***	0,235	***
(Võrdlus: Eestlane)	Ukrainlane	0,257	***	0,255	***
	Valgevenelane	0,215	***	0,228	***
	Muu	0,313	***	0,320	***
Haridustase	Õpib			0,975	
(Võrdlus:					***
Põhiharidus)	Keskharidus			0,853	
	Kõrgharidus			0,807	***
Amet	Juht			1,304	***
(Võrdlus: Sinikrae)	Tippspetsialist			1,125	***
	Muu valgekrae			0,861	***
1989 elukoht	Tallinn			1,511	***
(Võrdlus: Ida-Virumaa linn)					
-2 LL		227860,0		222125,0	

* $p < 0.10$ ** $p < 0.05$ *** $p < 0.01$

Kontrolltunnused mudelis 2: vanus, sugu, pereseis.

Järgnev analüüs hõlmab vaid rahvusvähemusi. Ilmneb, et venelaste ja valgevenelaste väljarändetõenäosus Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest on väiksem kui teistel vähemusrühmadel (tabel 4, mudel 3). Eesti keele oskus, Eestis sündimine, eestlasest elukaaslase ja Eesti kodakondsuse olemasolu suurendavad väljarände tõenäosust, samas kui välissündinud ja Venemaa kodakondsusega inimesed on kõige paiksemad. Tulemused muutuvad mõnevõrra teiste tunnuste kaasamisel. Esiteks selgub, et slaavi päritolu inimestel on väiksem rändetõenäosus kui ülejäänud rahvusvähemuste rühmadel ning erinevused venelaste, ukrainlaste ja valgevenelaste vahel muutuvad statistiliselt ebaoluliseks (tabel 4, mudel 4). Teiseks tugevneb kodakondsuse ja väljarände seos ehk pärast teiste tunnuste mõju kontrollimist on selgelt suurim Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest lahkumise tõenäosus Eesti kodakondsust omavate rahvusvähemuste esindajate seas. Kolmas muutus puudutab sünnikoha tunnust ja näitab, et teisi tunnuseid arvesse võttes puudub väljarändes sisserände põlvkondlik mõõde.

Kokkuvõtlikult näitab analüüs seda, et enamik neist tunnustest mis mõõdavad rahvusvähemuste tugevat seost eestlaste ja Eesti ühiskonnaga suurendavad vähemuste Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest lahkumise tõenäosust. Veelgi enam, kooselu rahvusvähemusest partneriga vähendab oluliselt väljarände tõenäosust, ka võrreldes vallaliste inimestega. Sotsiaalmajanduslikku seisundit mõõtvate tunnuste

osas on tulemused aga sarnased kogurahvastikule (tabel 4), erinevused on üksnes suuremad. Seega mida madalam on haridus, seda suurem on rändetõenäosus, samuti on kõrge rändetõenäosusega juhid.

Tabel 4. Väljarändaja (1) vs paikne (0) Tallinnas ja Ida-Virumaa linnades (üksnes rahvusvähemused), šansside suhe.

Table 4. Out-migrants (1) vs. stayers (0) in Tallinn/North East Estonian cities (ethnic minority population only), odds ratios.

		Mudel 3		Mudel 4	
Rahvus	Ukrainlane	1,201	***	1,049	
(Võrdlus: Venelane)	Valgevenelane	1,014		0,976	
	Muu	1,323	***	1,237	***
Eesti keele oskus	Oskab	1,300	***	1,175	***
(Võrdlus: Ei oska)					
Sünniriik	Muu riik	0,720	***	1,028	
(Võrdlus: Eesti)					
Elukaaslase rahvus	Eestlane	2,571	***	2,461	***
(Võrdlus: Vallaline)	Muu rahvus	0,789	***	0,869	***
Kodakondsus	Venemaa	0,659	***	0,591	***
(Võrdlus: Eesti)	Muu riik	0,990		0,888	***
	Määratlemata	1,060		0,762	***
Haridustase	Õpib			1,333	***
(Võrdlus: Põhiharidus)	Keskharidus			0,864	***
	Kõrgharidus			0,666	***
Amet	Juht			1,376	***
(Võrdlus: Sinikrae)	Tippspetsialist			0,968	
	Muu valgekrae			0,895	***
1989 elukoht	Tallinn			1,930	***
(Võrdlus: Ida-Virumaa linn)					
-2LL		75698,1		76448,6	

* $p < 0.10$ ** $p < 0.05$ *** $p < 0.01$

Kontrolltunnused mudelis 4: vanus, sugu.

Järgnevalt keskendume rahvusvähemuste sihtkohtadele võrreldes suure eestlaste ülekaaluga ja suure rahvusvähemuste ülekaaluga piirkondadesse elama asunud vähemusrühmade vahelisi erinevusi. Ootuspäraselt näitab analüüs seda, et eesti keele oskus, Eesti kodakondsuse olemasolu ja mis kõige olulisem, kooselu eestlasest elukaaslasega, suurendavad tõenäosust asuda elama suure eestlaste ülekaaluga piirkondades (tabel 5, mudel 5). Eestlasest elukaaslane suurendab viis korda tõenäosust asuda elama eestikeelses keskkonnas, samas kui rahvusvähemusest partneri olemasolu vähendab seda tõenäosust ka võrreldes vallaliste inimes-

tega. Ainus mitteootuspärane tulemus on see, et Eestis sündinud asuvad elama pigem suure rahvusvähemuste osakaaluga piirkondades (tabel 5, mudel 6). Igal juhul leiab kinnitust see, et lihtsalt põlvkondade vaheldumine/Eestis sündimine ei suurenda veel sisserändajate ruumilise paiknemise sarnasust eestlastega.

Tabel 5. Suure eestlaste osakaaluga (1) vs suure rahvusvähemuste osakaaluga piirkonda elama asumine (üksnes rahvusvähemused), šansside suhe.

Table 5. Migrants to high majority (1) vs high minority (0) destinations (ethnic minority population only), odds ratios.

		Mudel 5		Mudel 6	
Rahvus	Ukrainlane	1,168		1,253	**
(Võrdlus: Venelane)	Valgevenelane	0,794	*	0,913	
Eesti keele oskus	Oskab	1,568	***	1,556	***
(Võrdlus: Ei oska)					
Sünniriik	Muu riik	1,205	**	1,196	**
(Võrdlus: Eesti)					
Elukaaslase rahvus	Eestlane	4,718	***	5,159	***
(Võrdlus: Vallaline)	Muu rahvus	0,667	***	0,799	***
Kodakondsus	Venemaa	0,523	***	0,607	***
(Võrdlus: Eesti)	Muu riik	0,619	**	0,767	**
	Määratlemata	0,500	***	0,619	***
Haridustase	Õpib			3,591	***
(Võrdlus: Põhiharidus)	Keskharidus			1,130	*
	Kõrgharidus			1,434	***
Amet	Juht			3,100	***
(Võrdlus: Sinikrae)	Tippspetsialist			1,693	***
2000 elukoht	Väikelinn			0,612	***
(Võrdlus: linnaregioon)	Maa			3,086	***
-2 LL		8071,28		7446,21	

* $p < 0.10$ ** $p < 0.05$ *** $p < 0.01$

Kontrolltunnused mudelis 6: vanus, sugu.

Suure eestlaste osakaaluga piirkondadesse lahkuvad suurima tõenäosusega veel õppivad noored. Lisaks selgub, et suure eestlaste osakaaluga piirkonna valiku tõenäosus suureneb koos haridustaseme kasvuga. Seega nii hariduse omandamine kui kõrgem haridustase toovad rahvusvähemusi elama eestikeelsesesse keskkonda. Veelgi enam, ka edukus tööturul, eelkõige juhiks olemine, suurendab samuti vastavat tõenäosust. Lisaks näitavad tulemused ootuspäraselt seda, et maale elama asuvad inimesed satuvad elama suurema eestlaste osakaalu piirkonda.

6. Kokkuvõte ja arutelu

Nõukogude ajal Eestisse sisserännanud on koondunud peamiselt kahte piirkonda, Tallinna ja Ida-Virumaa linnadesse, kus nad said eelisjärjekorras korteri uute paneelmajades. Vähesel määral asuti elama ka teistesse Eesti piirkondadesse, kuid nendest sisserännanutest osa liikus Eesti-siseselt edasi suurematesse linnadesse, peamiselt Tallinna. Need suundumused rahvusvähemuste rändes muutusid koos Eesti taasiseseisvumisega. Viimased kaks aastakümnet on olnud valdav rahvusvähemuste väljaränne Tallinnast ja Ida-Virumaa suurematest linnadest mujale Eestisse. Selle rändemuutuse uurimise tulemused on järgmised.

Esiteks, eestlaste väljarändetõenäosus Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest on veelgi intensiivsem kui rahvusvähemustel. See tähendab ühtlasi, et vaatamata vähemuste rändesuuna muutusele suureneb siiski nende osakaal suuremates linnades. Rahvusvähemuste madalat rändeintensiivust võrreldes põlisrahvastikuga näitavad ka varasemad uurimused (Kulu, Billari, 2004), samuti ilmneb varasematest uurimustest eestlaste suurem tõenäosus lahkuda nõukogude aja paneelmajakortertest linnades eeslinna-alade ruumikamale ja kaasaegsemale elamispiinnale (Kährik, Tammaru, 2008). Linnaeramajas elamine kujunes eestlaste seas levinud nähtuseks juba kahe maailmasõja vahelisel iseseisvusajal, samas kui rahvusvähemuste side eramajadega on olnud oluliselt nõrgem (Tammaru, 2001).

Teiseks, kõik tunnused, mis mõõdavad rahvusvähemuste tihedat seost eestlaste ja Eesti ühiskonnaga (eesti elukaalane, eesti keele oskus, Eesti kodakondsus) ning kõrge sotsiaalmajanduslik seisund (eelkõige juhiks olemine) omavad positiivset mõju rahvusvähemuste väljarände Tallinnast ja Ida-Virumaa linnadest. Vaid põlvkondlikud muutused ehk Eestis sündimine ei ole otseselt seotud rändega. See tähendab, et muutused rändes ei toimu lihtsalt koos uute põlvkondade sünniga Eestis, vaid selleks on vaja ka otseste tihedamate sidemete loomine eestlaste ja Eesti ühiskonnaga.

Kolmandaks on väljarännanute paiknemine mujal Eestis polariseerunud lähtuvalt eestlaste osakaalust uues elukohas. Kaks kolmandikku rahvusvähemustest asus elama kas suure eestlaste osakaaluga (37% väljarännanutest) või suure vähemuste osakaaluga (30% väljarännanutest) elukohas ning vaid kolmandik rahvuslikus mõttes segunenud piirkondades. Kõige suurem osa väljarännanutest asus elama siiski eestikeelses keskkonnas, mis näitab väikest muutust võrreldes nõukogude ajaga: siis töid nii riiklik tööjõu värbamise kui korterite jaotamise süsteem kaasa vähemuste ruumilise koondumise, nüüd on aga märgata väikest suundumust elukohtades sarnastumise suunas eestlaste ja rahvusvähemuste vahel. Ning jällegi, nii tihedamad sidemed eestlaste ja Eesti ühiskonnaga (kuid mitte Eestis sündimine) ning kõrgem sotsiaalmajanduslik seisund (nii amet kui haridus) omavad positiivset mõju elamaasumisele suure eestlaste osakaaluga piirkondadesse.

Kokkuvõttes võib tõdeda, et kui Eesti ühiskonnas sarnaselt teistele endistele plaanimajandusega riikidele suureneb rahvastiku sotsiaalmajanduslik kihistumine, siis see ei too ilmingimata kaasa ruumiliste erinevuste süvenemist. Sýkora (2007:

94) nimetab seda üleminekuaja ruumilise segregatsiooni paradoksiks. Nimelt tähendab jõukamate inimeste väljaränne suurematest linnadest eeslinna-aladele suurte linnade ja tagamaa rahvastiku sotsiaalmajandusliku koosseisu sarnastumist (Tammaru, Leetmaa, 2007). Samuti näitavad käesoleva uurimuse tulemused seda, et rahvusvähemuste ränne omab mõningast positiivset mõju ruumilise paiknemise sarnastumisele eestlaste ja vähemuste vahel. Edasise uurimistöö üheks oluliseks teemaks on see, et kas selline ruumiline sarnastumine toob kaasa ka tihedama suhtluse eestlaste ja rahvusvähemuste vahel ning suurendab nii vähemuste üldist lõimumist Eesti ühiskonnas.

Tänuavaldus

Uurimistööd rahastati sihtfinantseerimise projekti nr 0182143s02 ja Eesti Teadusfondi projekti nr 6506 arvelt.

Kasutatud kirjandus

- Aasland, A., Fløtten, T. 2001. Ethnicity and social exclusion in Estonia and Latvia. *Europe-Asia Studies* 53: 1023–1049.
- Alba, R., Logan, J., Stults, B., Marzan, G., Zhang, W. 1999. Immigrant groups in the suburbs: A reexamination of suburbanisation and spatial assimilation. *American Sociological Review* 64: 446–460.
- Alba, R., Nee, V. 2003. *Remaking the American Mainstream*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Andersson, R., BråmÅ, Å. 2004. Selective migration in Swedish distressed neighbourhoods: Can area based urban policies counteract segregation processes? *Housing Studies* 19: 517–539.
- Bloemraad, I., Korteweg, A., Yurdakul, G. 2008. Citizenship and immigration: Multiculturalism, assimilation, and challenges to the nation-state. *Annual Review of Sociology* 34: 153–179.
- BråmÅ, Å. 2008. Dynamics of ethnic residential segregation in Göteborg, Sweden, 1995–2000. *Population, Space and Place* 14: 101–117.
- Brubaker, R. 2001. The return of assimilation? Changing perspectives on immigration and its sequels in France, Germany, and the United States. *Ethnic and Racial Studies* 24: 531–548.
- Burgess, E. 1925. The Growth of the city. An introduction to research project. In *The City. Suggestions for Investigation of Human Behavior in the Urban Environment*, Park R, Burgess E (eds). The University of Chicago Press. Chicago, 47–62.
- Chiswick, B. R., Miller, P. W. 2004. Where immigrants settle in the United States. *Journal of Comparative Policy Analysis* 6: 185–197.
- Drever, A. 2004. Separate spaces, separate outcomes? Neighbourhood impacts on minorities in Germany. *Urban Studies* 41. 1423–1439.
- Ellis, M., Goodwin-White, J. 2006. 1.5 generation internal migration in the U.S.: Dispersion from states of immigration? *International Migration Review* 40: 899–926.

- Finney, N., Simpson, L. 2008. Internal migration and ethnic groups: evidence for Britain from the 2001 Census. *Population, Space and Place* 14: 63–83.
- Frey, W., Liaw, K.-L. 2005. Migration within the United States: Role of race-ethnicity. In *Brookings-Wharton Papers on Urban Affairs*, Burtless G, Rothenberg J (eds). The Brookings Institution Press, 207–26.
- Frey, W., Liaw, K.-L. 1998. Immigrant concentration and domestic migrant dispersal: Is movement to non-metropolitan areas “White Flight”? *The Professional Geographer* 50: 215–232.
- Friedrichs, J., Galster, G., Musterd, S. 2003. Neighbourhood effects on social opportunities: The European and American research and policy context. *Housing Studies* 18: 797–806.
- Gentile, M., Tammaru, T. 2006. Housing and ethnicity in the post-Soviet city: Ust-Kamenogorsk, Kazakhstan. *Urban Studies* 43: 1757–1778.
- Greenman, E., Xie, Y. 2008. Is assimilation theory dead? The effect of assimilation on adolescent well-being. *Social Science Research* 37: 109–137.
- Hempstead K. 2007. Mobility of the foreign-born population in the United States, 1995–2000: The role of gateway states. *International Migration Review* 41: 446–479.
- Hou, F. 2006. Spatial assimilation of racial minorities in Canada’s immigrant gateway cities. *Urban Studies* 43: 1191–1213.
- Hou, F. 2007. Changes in the initial destinations and redistribution of Canada’s major immigrant groups: Reexamining the role of group affinity. *International Migration Review* 41: 680–705.
- Iceland, J., Scopilliti, M. 2008. Immigrant residential segregation in U.S. metropolitan areas, 1990–2000. *Demography* 45: 79–94.
- Johnston, R., Poulsen, M., Forrest, J. 2004. The comparative study of ethnic residential segregation in the United States 1980–2000. *Tijdschrift voor Economische en Sociale Geografie* 95: 550–569.
- Kaiser, R. 1995. Nationalizing the work force: Ethnic restratification in the newly independent states. *Post-Soviet Geography and Economics* 36(2) 87–111
- Katus, K. 1996. Eesti rahvastiku põlisus ja kohalikud rahvusvähemused. *Etnilised vähemused Eestis, nende tänased probleemid ja tulevik*, Vaikmäe-Koit E (toim). Tartu: Tartumaa trükk; 9–26.
- Katus, K., Sakkeus, L. 1993. Foreign-born population in Estonia. *EKDK working papers*, B 19. Tallinn: Estonian Interuniversity Population Research Centre.
- Kirch, A., Sillaste, J., Kirch, M. 1999. People of foreign origin in Tallinn and Ida-Virumaa: change in identity and prospects for development. *Estonian Business School Review* 10: 17–21.
- Kontuly, T., Geyer, H. 2003. Lessons learned from testing the differential urbanisation model. *Tijdschrift voor Economische en Sociale Geografie* 94: 124–128.
- Kontuly, T., Tammaru, T. 2006. Population subgroups responsible for new urbanisation and suburbanisation tendencies in Estonia. *European Urban and Regional Research* 13: 319–336.
- Kritz, M., Nogle, J. 1994. Nativity concentration and internal migration among the foreign-born. *Demography* 31: 509–524.
- Kulu, H. 2003. Housing differences in the late Soviet city: The case of Tartu, Estonia. *International Journal of Urban and Regional Research* 27: 897–911.

- Kulu, H. 2004. Determinants of first residence and migration in the Soviet Union after World War 2: The immigrant population in Estonia. *Environment and Planning A* 36(2): 305–325.
- Kulu, H., Billari, F. 2004. Multilevel analysis of internal migration in a transitional country: The case of Estonia. *Regional Studies* 38: 679–696.
- Kulu, H., Billari, F. 2006. Migration to urban and rural destinations in post-Soviet Estonia: a multilevel event-history analysis. *Environment and Planning A* 38: 749–764.
- Kährik, A., Tammaru, T. 2008. Population composition in new suburban settlements of the Tallinn metropolitan area. *Urban Studies* 45: 1055–1078.
- Ladányi, J., Szelényi, I. 1998. Class, ethnicity and urban restructuring in postcommunist Hungary. In *Social Change and Urban Restructuring in Central Europe*, Enyedi, G (ed). Budapest: Akadémiai Kiadó, 67–86.
- Li, W. 1998. Anatomy of a new ethnic settlement: the Chinese ethnoburbs in Los Angeles. *Urban Studies* 35: 470–501.
- Lindgren, U. 2003. Who is the counter-urban mover? Evidence from the Swedish urban system. *International Journal of Population Geography* 9: 399–418.
- Logan J, Alba R, Leung S-Y. 1996. Minority access to white suburbs: A multiregional comparison. *Social Forces* 74: 851–881.
- Loogma, K. 1997. Socio-economic stratification in Tallinn and spatial patterns. In Åberg M, Peterson M (eds). *Baltic Cities: Perspectives on Urban and Regional Change in the Baltic Area*. Lund: Nordic Academic Press: 168–183.
- Marksoo, A. 2005. Linnastumine ja ränne nõukogude perioodil. *Asustus ja ränne Eestis. Urimusi Ann Marksoo 75. sünnipäevaks*, Kulu H, Tammaru T (toim-d). Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus: 59–81.
- Massey, D. 1985. Ethnic residential segregation: A theoretical synthesis and empirical review. *Sociology and Social Research* 69: 315–350.
- Massey, D., Denton, N. 1987. Trends of residential segregation of Blacks, Hispanics, and Asians. *American Sociological Review* 52: 802–825.
- Painter, G., Zhou, Y. 2008. Leaving gateway metropolitan areas in the United States: Immigrants and the housing market. *Urban Studies* 45: 1163–1192.
- Poppe, E., Hagendoorn, L. 2003. Types of identification among Russians in the “near abroad. *Europe-Asia Studies* 53: 57–71.
- Portes, A, Rumbaut, R. 2001. *Legacies: The Story of the Immigrant Second Generation*. Berkeley: University of California.
- Portes, A., Zhou, M. 1993. The new second generation: Segmented assimilation and its variants. *Annals of the American Academy of Political and Social Science* 530: 74–96.
- Qian, Z., Lichter, D. 2001. Measuring marital assimilation: Inter-marriages among natives and immigrants. *Social Science Research* 30: 289–312.
- Rukavishnikov, V. 1978. Ethnosocial aspects of population distribution in cities of Tataria. *Soviet Sociology* 17: 59–79.
- Sam, D. 2006. Acculturation: Conceptual background and core components. In *The Cambridge Handbook of Acculturation Psychology*, Sam D, Berry J (eds). Cambridge: Cambridge University Press: 11–26
- South, S., Crowder, K., Chavez, E. 2005a. Geographic mobility and spatial assimilation among U.S. Latino immigrants. *International Migration Review* 39: 577–607.

- South, S., Crowder, K., Chavez, E. 2005b. Migration and spatial assimilation among U.S. Latinos: Classical versus segmented trajectories. *Demography* 42: 497–521.
- Sýkora, L. 2007. The Czech case study – social inequalities in the urban areas and their relationship with competitiveness in the Czech Republic. In *Inequalities and the Urban Areas and Globalization. The Case of Central Europe* Szirmai V (ed), Pecs: Sümegi Nyomdaipar; 77–104.
- Tammaru T. 2001. Suburban growth and sub-urbanization under central planning: The case of Soviet Estonia. *Urban Studies* 38: 1314–1357.
- Tammaru, T. 2002. Universal and specific features of urbanisation in Estonia under socialism: The empirical evidence of the sources of urban and rural population growth. *The Professional Geographer* 54: 544–556.
- Tammaru, T., Kulu, H. 2003. Ethnic minorities in Estonia: Changes in the size, composition and location. *Eurasian Geography and Economics* 44: 105–120.
- Tammaru, T., Leetmaa, K. 2007. Suburbanisation in relation to education in the Tallinn metropolitan area. *Population, Space and Place* 13: 279–292.
- Tammaru T., Kulu H., Kask I. 2004. Urbanisation, suburbanisation and counter-urbanisation in Estonia. *Eurasian Geography and Economics* 45: 159–176.
- Thomson, M., Crul, M. 2007. Generation in Europe and the United States: How is the transatlantic debate relevant for further research on the European second generation? *Journal of Ethnic and Migration Studies* 33: 1025–1041.
- Zelinsky, W., Lee, B. 1998. Heterolocalism: An alternative model of the sociospatial behaviour of immigrant ethnic communities. *International Journal of Population Geography* 4: 281–298.
- Zhou, M. 1999. Segmented assimilation: issues, controversies, and recent research on the new second generation. In *The Handbook of International Migration: The American Experience*, Hirschman C, Karinitz P, DeWind J (ed). New York: Russell Sage Foundation, 196–211.

Selectivity and destinations of ethnic minorities leaving the main gateway cities in Estonia

Tiit Tammaru

Department of Geography, University of Tartu

Summary

In the investigation of the contemporary immigrant societies of Europe and North America, the change in the spatial distribution of a minority population is an important research topic. The demise of the Soviet Union in 1991 left a significant Russian minority population in her former member states, with this population being highly spatially concentrated in major industrial cities. However, little research has been done on changes in the spatial distribution of these ethnic minorities in the former member states of the Soviet Union. This paper clarifies both the trends and determinants of the spatial redistribution of ethnic minorities in post-Soviet Estonia by focusing on the factors that facilitate migration out of the gateway cities or main minority concentration areas. We use

individual data from the 2000 census in Estonia. The main results show that the dominant flow of migration is out of the main areas of ethnic concentration in Estonia. This trend is very different from the situation during the Soviet period. All of the personal characteristics that measure stronger ties with the majority population and the host society, such as proficiency in Estonian, having an Estonian partner, Estonian citizenship, and a long period of residence in Estonia, exert a positive effect on settling in majority-dominated destinations. However, the relationship between socio-economic status and destination choice is less straightforward.

Visuaalse info roll põhjaveega seotud protsessidest arusaamisel

Regina Soobard, Ülle Liiber
Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Puhas ja joogiks tarvitatav põhjavesi on üks olulisemaid loodusressursse, ent vaid vähestel õpilastel on adekvaatne arusaamine põhjaveest ja sellega seotud protsessidest (Reinfried, 2006; Dickerson, Penick, 2007).

Ümbritsevas maailmas toimuvate nähtuste ja protsesside mõistmiseks konstrueerivad õpilased sisemisi representatsioone ehk mõttemudeleid, mis aitavad neil aru saada abstraktsetest mõistetest (Greca, Moreira, 2000). Selleks, et õpilased saaksid konstrueerida asjakohase ja tõese mõttemudeli põhjaveest, tuleb neil mõttes visualiseerida vee liikumine maa sees ja see, mis veega sellise liikumise käigus toimub (Dickerson, Penick, 2007). Sageli ei ole õpilaste konstrueeritud mõttemudelid tõesed ja kaugeltki mitte täiuslikud, neis võib esineda väärarusaamasisid (Papastergiou, 2005).

Õpilased kasutavad õppimisel peamiselt õpikud, kus on arvukalt erinevat tüüpi illustratsioone, mis võimaldavad visuaalse ettekujutuse tekkimist paljudest õpitavatest nähtustest. Loodusainete õpetamine eeldab rohke illustreeriva materjali kasutamist, kuna vaid nii saab edasi anda protsesse, mille olemust on ainult sõnadega raske kirjeldada (Cook, 2008).

Tänapäeval eelistatakse õppematerjalide sisu edastada üha enam animeeritult. Animatsioonid annavad õppurile võimaluse mõista dünaamilist infot, mida ei saa välja lugeda staatiliselt jooniselt (Mayer, Moreno, 2002; Lowe, 2003). Dünaamiline infoetus aitab ajas muutuvat protsessi paremini mõista (Ainsworth, Van Labeke, 2004).

Käesolev artikkel annab ülevaate põhjavee käsitlesest põhikooli ja gümnaasiumi geograafiaõpikutes ning sellest, kuidas paraneb gümnaasiumiõpilaste arusaamine põhjaveest, kui rakendada mõttemudeli kujundamise strateegiat.

2. Visuaalne info ja mõttemudeli kujunemine

Inimesed mõistavad ümbritsevat maailma läbi enda mõtetes konstrueeritud mudelite (Johnson-Laird, 1983). Johnson-Laird selgitab mõttemudeleid (*mental models*) kui mõtetes eksisteerivaid kujutlusi (mudeleid) maailmas toimuvatest nähtustest ja sündmustest, millega mõtetes manipuleerides mõistetakse ja saadakse neist nähtustest ja protsessidest aru. Greca, Moreira (2000) on tsiteerinud Normani (1983)

seisukohta, mis väidab, et mõttemudelid ei ole täiuslikud, need ei ole teaduslikud, kuna peegeldavad ka inimeste uskumusi. Mõttemudelid on ebastabiilsed, sest aja jooksul inimesed unustavad detaile või eiravad neid. Mõttemudelid ei ole konkreetsetelt piiritletud, need muutuvad ja arenevad aja jooksul.

Mõttemudeli kujunemisele aitab kaasa õpitava materjali visuaalne esitamine, mis toetab ja soodustab parema arusaamise kujunemist õpitavast, eriti just keerukama materjali omandamist (Schnotz, 2002; Schnotz, Kürschner, 2008). Crisp, Sweiry (2006) on refereerinud Winni (1989), kes väidab, et õppematerjali visuaalne esitus muudab abstraktse teema kergemini arusaadavaks. Ka põhjavesi on õpilaste jaoks abstraktne teema, mis tähendab, et selle õppimisel ei saa vahetult jälgida põhjavee paiknemist ja liikumist maa sees (Dickerson, Penick, 2007). Visuaalset infot saab esitada nii staatiliselt fotode ja muude illustratsioonidena kui ka dünaamiliselt videote või animatsioonidena (Mayer, Moreno, 2002).

Mitmete uurimuste tulemusena on Mayer (1997) leidnud, et visuaalne info esitus toetab õpitavat arusaamist ehk tõese mõttemudeli kujunemist vaid siis, kui tekst ja pilt paiknevad üksteisele lähedal ning teksti ja pildi sõnum on omavahel tihedalt seotud. Eriti oluline on visuaalne info õppijale, kellel on vähesed eelteadmised õpitavast.

Schnotz, Bannert (2003) on tsiteerinud mitmeid uurijad (Levie, Lentz, 1982; Levin *et al.*, 1987), kes on tõestanud, et illustreeritud teksti mäletatakse paremini kui illustreerimata teksti. Seda seost seletatakse tihti Paivio kahekordse kodeerimise teooriaga (*dual-coding theory*). Mayer (1997) on edasi arendanud kahekordse kodeerimise teooriat ning leiab, et verbaalse informatsiooni töötlemise tulemusena tekib tekstipõhine mõttemudel ja visuaalse informatsiooni tulemusena pildiline mõttemudel. Seejärel seostatakse tekstipõhise mõttemudeli elemendid pildilise mõttemudeliga ja vastupidi. Niiviisi kujuneb terviklikum arusaamine õpitavast (Mayer, 1999).

Visuaalse info esitamise üks vorme on animatsioon, mille abil simuleeritakse objekti liikumist. Animatsioone saab hästi kasutada mõttemudeli kujundamiseks. Lowe (2003) jagab animatsioonid kolmeks lähtuvalt sellest, milline osa animatsioonist muutub. Kuju muutuvad animatsioonid (muutuvad objekti suurus, kuju, vorm, värvus ja tekstuur), positsiooni muutuvad (muutub objekti asukoht) ja objekte lisavaid ja eemaldavaid animatsioonid (objektide osaline või täielik ilmumine või kadumine).

Õpikutes on õppematerjal toodud teksti ja illustratsioonidena. Illustratsioonidel on täita oluline roll õpikus oleva teksti kõrval. Kuigi illustratsioonid võtavad tekstiga võrreldes palju ruumi, on nende kasutegur suur, sest enamasti inimesi on nägemismäluga ja 90% informatsioonist saadakse vaadates (Mikk, 2000).

Õpikutes toodud joonised on enamasti lihtsustatud mudelid. Õpilastel tekib sageli raskusi, et neist lihtsustatud mudelitest aru saada, sest tavaliselt ei rõhutada nähtuste selgitamisel, et tegemist on reaalse olukorra lihtsustusega (Abdo, Taber, 2009).

Et õpikute järgi on ühe teema õppimiseks aega planeeritud suhteliselt vähe – tund või kaks, siis saab õpitava nähtuse või protsessiga tegeleda vaid pealiskaudselt, mis omakorda soodustab aga väärarusaama kujunemist. Sageli õpetaja ei märkagi, et õpilaste arusaamine nähtusest ehk siis mõttemudel ei ole tõene, liiati veel täiuslik. Juhtub sedagi, et õpetaja enda arusaamine nähtusest (näiteks ka põhjaveest) ei pruugi olla täiuslik. Kui õpetaja arendab ja kontrollib õppeprotsessi käigus vaid madalamat järku mõtlemist (teemakohaste mõistete meenutamist ja defineerimist), siis võib tekkida illusioon, et õpilastel on kõik selge. Tegelikult jäävad õpilaste valed arusaamised täielikult märkamata ja alles hiljem võib selguda, et õpilased ei ole paljudest asjadest õigesti aru saanud. Suure kahtluse alla võib panna teadmiste kontrolli vormid, kas arusaamist hinnatakse vaid valikvastuste ja lühivastuseliste küsimustega, kus õpilastel tuleb kasutada küll asjakohast sõnavara, kuid mille tulemusena ei selgu, kas neil on teemast õige arusaamine. Näiteks kui arusaamist poorsusest ja kivimite vee läbilaskvusest hinnatakse vaid õpilase kirjutatud definitsiooni õigsusest lähtuvalt, siis ei tähenda see, et neil on kujunenud tõene arusaamine nendest mõistest (Dickerson, Penick, 2007).

Üheks võimaluseks parandada õpilaste arusaamist abstraktsetest nähtustest sh põhjaveest on rakendada mõttemudeli kujundamise strateegiat. Mõttemudeli kujundamise strateegia käigus selgitatakse õpilaste esialgne arusaamine õpitavast nähtusest, objektist või protsessist ja seejärel antakse neile teaduslikult aktsepteeritud mudel antud nähtusest. Seejärel tuleb õpilastel enda arusaamist võrrelda neile esitatud teadusliku mudeliga, mille käigus õpilastel on võimalus oma arusaamist parandada, seostades uut informatsiooni olemasolevaga. Õpilaste arusaamise arengut saab kontrollida näiteks järelküsimustikuga (Reinfried, 2006).

Varasemate uurimuste tulemusena on leitud, et õpetajad toetuvad loodusainete tundide ettevalmistamisel peamiselt õpikutes olevale informatsioonile (Sanchez, Valcarcel, 1999) ja ka Eesti õpetajad on suhteliselt õpikukesksed (Krull, 2000). Paljudele õpetajatele on õpik ainsaks eeskujuks tunnis aine käsitlemisele (Horsley, Walker, 2003) Paljud õpetajad lähtuvad tunni ettevalmistamisel ja läbiviimisel õpikus pakutud teema käsitlemise struktuurist ning muudavad seda väga vähe (Sanchez, Valcarcel, 1999). Ka põhjavee õpetamisel toetuvad õpetajad suuresti õpikutele ja õpikus toodud illustratsioonidele ning tekstile, vaatamata sellele, et õpikute maht on piiratud ja sinna ei mahu kogu vajalik materjal teema selgitamiseks (Dickerson, Penick, 2007).

3. Uuringu ülesehitus ja läbiviimine

Käesoleva uuringu eesmärkidest lähtuvalt moodustati mugavusvalim, mis koosnes viie kooli 10. ja 11. klassi õpilastest (kokku 92 õpilast). Õpilased jagati kahte gruppi. A gruppi (n=52) kuulusid õpilased, kellega rakendati mõttemudeli kujundamise strateegiat ja B grupi (n=40) moodustas kontrollgrupp, kes õppis põhjavee

teemat traditsioonilisel viisil – õpetaja selgituste, õpiku ja töövihiku abil. Uuring viidi läbi geograafia tunnis ja instrumendina kasutati eel- ja järelküsimumstikku.

Uuringu esimeses etapis täitsid kõik õpilased eelküsimumstiku, millega kontrolliti nende arusaamist põhjaveest põhikoolis omandatud teadmiste põhjal. Eelküsimumstik koosnes kahest osast. Esimeses osas paluti õpilastel vabas vormis kirjutada, mis on põhjavesi ja kus see maa sees paikneb. Samuti paluti õpilastel täiendada joonist, et kujutada põhjavee paiknemist maa sees. Eelküsimumstiku teine osa koosnes kaheksast vaba- ja valikvastuselisest küsimusest põhjavee paiknemise, liikumise ja omaduste kohta ning joonise täiendamisest etteantud mõistetega.

Uuringu järgmises etapis rakendati A grupis kahes järjestikkuses geograafitunnis mõttemudeli kujundamise strateegiat, mille käigus tuli õpilastel jälgida demonstratsioonkatset, viia läbi iseseisev katse, püstitada hüpotees, seda kontrollida, võrrelda oma tulemust ja põhjendust teadusliku selgitusega, jälgida animatsiooni ja lahendada probleemülesanne. Mõlemas tunnis töötasid õpilased nii individuaalselt kui ka rühmas, et omavahel arutleda ja tulemusi võrrelda (Taylor, 2003; Reinfried, 2006). Mõlemas tunnis täitsid õpilased individuaalselt töölehe. B grupp õppis sama teematikat õpetaja selgituste ning õpiku tekstide ja illustatsioonide abil.

Esimeses tunnis jälgisid õpilased kõigepealt õpetaja tehtud demonstratsioonkatset liiva veemahutavusest. Katse eesmärk oli selgitada õpilastele pinnase poorsust ja veemahtuvust. Peale katset tuli õpilastel arvutada liiva poorsus ja teha oletus, kas savikasse pinnasesse mahub rohkem vett kui liivasesse ning oma oletust põhjendada. Valdav osa õpilasi olid veendunud, et liiva veemahutavus on suurem kui savil. Seejärel näidati õpilastele piltide ja skeemidega illustreeritud slaidiprogrammi koos poorsuse ja pinnase veemahutavuse mõistete teadusliku selgitusega, mille käigus tuli õpilastel korrigeerida oma arusaamist pinnase poorsusest.

Tunni teises osas viisid õpilased rühmatöö käigus läbi katse erinevate pinnaste (liiv, liivsavi ja savikas moreen) veeläbilaskvuse uurimiseks. Eelnevalt tuli püstitada hüpotees ja hiljem seda katse käigus kontrollida. Peale katse tegemist pidid õpilased põhjendama, miks erinevate pinnaste veeläbilaskvus oli just selline nagu katse käigus selgus. Tunni lõpus vaatasid õpilased animatsiooni põhjavee kujunemisest ja põhjavee taseme muutumisest ning täitsid vastava töölehe.

Teine tund koosnes kahest etapist, mille jaoks oli koostatud slaidiprogramm põhjavee kujunemisest ja põhjaveetaseme muutumisest ja animatsioon alanduslehtri kujunemisest. Selles tunnis tuli õpilastel lahendada kaks probleemülesannet. Esimene ülesanne eeldas arusaamist põhjaveetaseme muutumisest ja selle seosest veetasemete muutusega kaevudes ja veekogudes. Teises ülesandes pidid õpilased seostama erinevate omadustega põhjavee vastavate kivimikihtidega, kust see vesi pärit on. Ülesannete lahendamise käigus oli õpilastel võimalik saada lisainfot. Tunni lõpus näidati õpilastele animatsiooni alanduslehtri kujunemisest ja seejärel täitsid nad vastava ülesande oma töövihikusse.

Kahe nädala pärast peale mõttemudeli kujundamise strateegia rakendamist kontrolliti järelküsimumstikuga õpilaste arusaamist põhjaveest ja sellega seotud protsessidest.

Eel- ja järelküsimumstiku tulemused kanti MS Excel 2007 tabelisse, Selgitamaks, kas eelküsimumstiku täitmise järel on kaks gruppi omavahel võrreldavad, kasutati SPSS 17 (*Statistical Package of Social Studies*) Wilcoxon signed-ranks testi. Samuti kasutati nimetatud testi hindamaks õpilaste arusaamade arengut põhjaveest ja sellega seotud protsessidest. Antud test valiti seetõttu, et sellega saab mõõta sama grupi tulemusi enne ja pärast mingi mõjuri rakendamist (Cohen *et. al* 2007).

4. Tulemused ja arutelu

4.1. Põhjavee tema käsitlemine õppekavas ja õpikutes

Käesoleva uuringu käigus koostati ka ülevaade põhjavee teema käsitlemisest põhikooli ja gümnaasiumi geograafiaõpikutes. Töö käigus analüüsiti põhjavee teema esitust neljas Avita, kolmes Koolibri ja ühes Loodusfoto õpikus. Lisaks vaadeldi põhjavee teema kajastamist geograafia ainekavas.

Põhjavee teema on nii loodusõpetuse (4.–6. kl), kui ka põhikooli (7.–9. kl) ja gümnaasiumi ainekavas, kuid õppekavas ei ole täpsustatud, mis mõisteid ja seoseid tuleb põhjavee teema käsitlemisel õpetada. Samuti puuduvad õppekavas iga teema juures konkreetsed oodatavad õpitulemused (RÕK, 2002).

Liiga üldsõnalisest õppekavast tulenevalt võib õpiku autor ise otsustada, mis mõisteid ja seoseid ühe või teise teema juures käsitleda ning kui põhjalikult seda teha. Õpetaja võib õpetamisel toetuda õpikule, kuid pole kohustatud seda tegema. Siiski näitavad uurimused, et õpetajad eelistavad tundide ettevalmistamisel lähtuda õpikutes pakutud õppesisust (Harrisson, 2001; Krull, 2002). Õpik on paljude õpetajate jaoks väljapääs praegusest olukorrast, kus ainekavas ei ole konkreetselt toodud õpetatava teema sisu ja oodatavaid õpitulemusi.

Eelpool nimetatud õpikute analüüsist selgus, et erinevate klasside õpikutes defineeritakse põhjavett väga erinevatest aspektidest, mis raskendab õpilasel sellest arusaamist. 5. klassi Avita õpikus (Kuresoo *et al.*, 2003) põhjavee mõiste selgitus puudub, Koolibri õpikus (Kaljula *et al.*, 2003) on kirjutatud, et *põhjavesi on vesi, mis asub maa sees kivimite ja lõhede tühemikes*. 7. klassi Avita õpikus (Kont, 2003) on toodud, et *põhjavesi on maa sees olev vaba vesi vettpidaval sette- või kivimikihil* ja Koolibri õpikus (Tõnisson, Pihlak, 2003), et *põhjavesi on maakoore sees, pindmistes kihtides paiknev vesi*. 9. klassi Avita õpikus (Kont, 2004) on märgitud, et *põhjavesi on maasisene vesi, mis paikneb ja liigub maakoore erineva sügavusega veehorisontides* ja Koolibri õpikus (Tõnisson, Pihel, 2000), et *põhjavesi on kujunenud pika aja jooksul sademete imbumise tagajärjel maapõue*. Gümnaasiumi õpikute selgitused on järgmised: *põhjaveeks nimetatakse maakoore kivimite ja setete poorides, lõhedes ja tühikutes olevat vett* (Punning *et al.*, 2003) ja

põhjavesi on maa sees olev vesi, mis võib sõltuvalt kivimite veeläbilaskvusest moodustada veekihte (Hang et al., 2004).

Enamasti on põhjavett defineeritud tema asukohast lähtuvalt, kasutades selleks õpilase jaoks tundmatuid erineva üldistusastmega mõisteid: *setete lõhed ja tühimikud, kivimite ja setete poorid, vettpidavad sette- või kivimikihid, vett kandvad kivimikihid, veehorisondid, pindmine veekiht*. Ebamäärasest ja raskesti mõistetavast definitsioonist arusaamist ei toeta ka õpikute põhjavee osa illustatsioonid. Pigem aitavad need kaasa väärarusaama kujunemisele, et põhjavesi paikneb maa sees mingis kihis voolava veena. Eriti soodustavad sellise arusaama teket Avita õpiku joonised (joonis 1). Koolibri õpikutes on põhjavett kujutatud vähem eksitavana, kuid kindlasti mitte õpilase jaoks arusaadavalt (joonis 2). Mitmed uurimused on kinnitanud, et vääralt kujutatud illustatsioon võib põhjustada väärarusaamu (Greca, Moreira, 1997; Dickerson, Penick, 2007; Dove, 1998).



Joonis 1. Avita 7. klassi geograafiaõpiku põhjavee paiknemist kujutav joonis.

Figure 1 Illustration of location of groundwater in the 7th form geography textbook by Avita Publishing Co.



Joonis 2. Koolibri õpiku 7. klassi õpikus põhjavee paiknemist kujutav joonis.

Figure 2 Illustration of location of groundwater in the 7th form geography textbook by Koolibri Publishing Co.

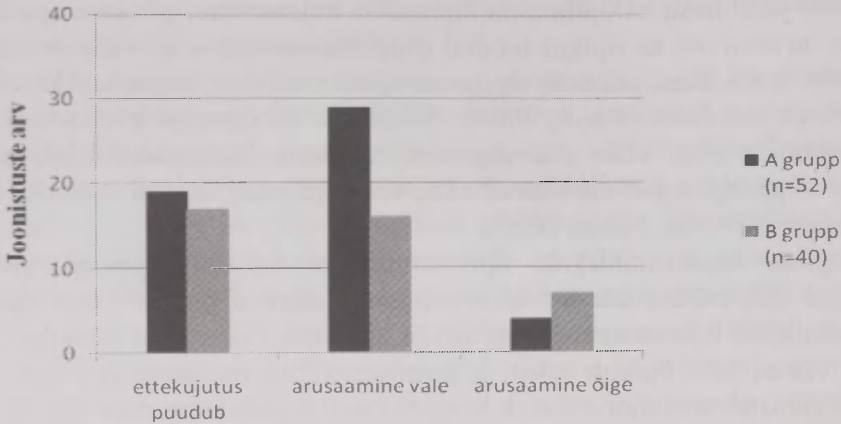
Seega võib järeldada, et õpilase mõttemudeli kujunemisel põhjavee paiknemisest maa sees on oma osa ka õpikus toodud illustratsioonidel ja sellel, kuivõrd õpilased saavad aru, mida illustratsiooni tegija on näiteks värvide, kujunduslike elementide või nooltega mõelnud (Cook, 2008). Seejuures on õpetajal oluline rõhutada, et illustratsioonide näol võib olla tegemist reaalsuse lihtsustatud olukorraga ning looduses ei pruugi asjad nii lihtsad olla, vastasel juhul võivad õpilastel kujuneda väärarusaamad (Abdo, Taber, 2009).

Praeguste kasutuselolevate õpikute tekstid kui ka joonised soodustavad arusaamise ehk mõttemudelit tekkimist, kus põhjavesi paikneb maa sees justkui ühes kivimikihis liikuva veena. Kas all- ja ülevalpool olevad kivimikihid on veega täidetud või ei, jääb õpikute teksti ja jooniste põhjal arusaamatuks. Siit kujunebki paljudel õpilastel väär mõttemudel, kus põhjavett kujutletakse maa-aluse jõena.

4.2. Gümnaasiumiõpilaste eelteadmised põhjaveest

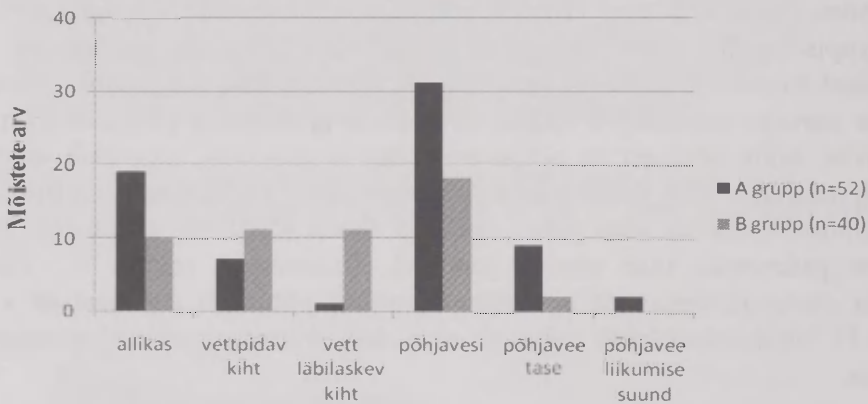
Eelküsimumstiku vastused näitasid, milline on õpilaste arusaam põhjaveest ja sellega seotud protsessidest põhikooli lõpuks. Põhjavee olemuse selgitamisel kirjeldasid õpilased põhjavett kui maa sees paiknevat vett, mis on tekkinud sademete liikumisel maa sisse, et see on puhas ja joodav ja avaldub allikana. Mõlemas grupis ei olnud ühtegi õpilast, kes oleks põhjavee paiknemist selgitanud läbi kivimite või setete pooride või tühikute, veehorisontide või veekihtide. Küsimustiku teises osas, kus olid ette antud valikvastused põhjavee paiknemise iseloomustamiseks, valis õige vastuse (*põhjavesi asub kivimite poorides ja tühemikes*) A grupis (n=52) 25% ja B grupis (n=40) 36% vastanuist. Seega võib järeldada, et õpilaste mõtete suunamisel suudavad vähemalt pooled anda õige vastuse. Ka Šveitsis tehtud analoogilise uuringu tulemustest selgus, et õpilaste arusaamine põhjaveest on üsnagi primitiivne, mille kohaselt on põhjavesi puhas joodav vesi, mis tekib sademetest, koguneb maapinda ning jõuab maapinnale kaevudest ja allikatest (Reinfried, 2006).

Küsitluse esimeses osas paluti õpilastel lisaks sõnalisele selgitusele kujutada põhjavee paiknemist maa see ka joonisel. Tulemustest selgus, et valdav osa uuringus osalenud õpilastest ei suutnud joonisel põhjavett adekvaatselt kujutada (joonis 3). Märkimisväärselt palju oli neid, kes ei saanud selle ülesandega üldse hakkama.



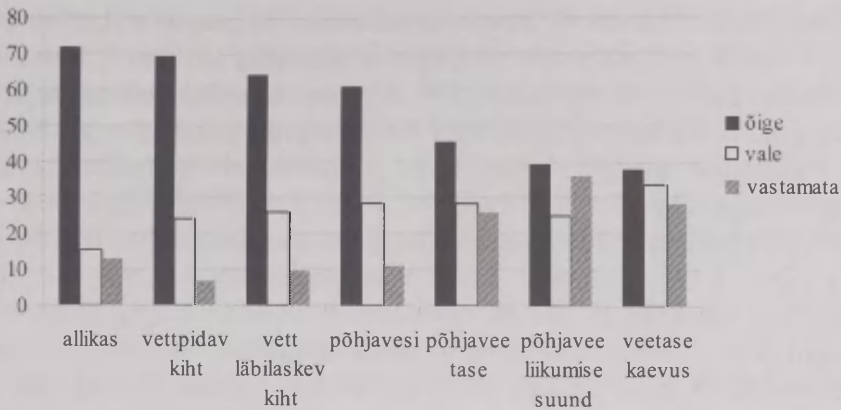
Joonis 3. Gümnaasiumiõpilaste põhjavee visuaalne interpreteerimine.
Figure 3. Visual interpretation of groundwater by upper secondary school students.

Õpilastel paluti meenutada ja joonisele kanda põhikoolis õpitud põhjaveega seotud mõisted. Tulemused näitasid, et varem õpitust on meelde jäänud väga vähe, rohkem teati neid mõisteid, mis olid kordunud mitmetes õpikutes ja kinnistunud õpilaste mõttemudelis (joonis 4).



Joonis 4. Õpilastele meenunud ja joonisele õigesti kantud mõisted.
Figure 4. Students' recollections of and correctly marked concepts of groundwater.

Küsitluse teises osas olid mõisted ette antud ja õpilastel tuli need joonisel õigesti kohta märkida. Kui allikas, vettpidav ja vett läbilaskev kiht suudeti joonisele enam-vähem õigesti paigutada, siis põhjavee taseme, liikumissuuna ja kaevude veetaseme märkimisega jäid paljud õpilased hätta (joonis 5).



Joonis 5. Joonisele õigesti javalesti märgitud mõisted ja märkimata jäetud mõisted.
 Figure 5. Correctly, incorrectly and unmarked concepts concerning groundwater.

Eelküsitlusest selgus, et kuigi õpilased on põhjavee teemat II ja III kooliastmes korduvalt õppinud, on suurel osal õpilastest kujunenud põhjaveest väga algeline või lausa väär mõttemudel. Ka varasemates uurimustes on jõutud järeldustele, et õpilaste arusaamine põhjaveest on vähene ja olemasolevad teadmised ei ole täiuslikud (Reinfried, 2006; Dickerson *et al.*, 2007).

Järelküsitlus näitas, et mõttemudeli kujundamise strateegiat rakendanud grupi tulemused paranesid rohkem võrreldes kontrollgrupiga. Tulemustest selgus, et mõlemas grupis arenes arusaamine põhjavee selgitamise osas statistiliselt olulisel määral ja hakati kasutama mõistet *poorsus*. A grupis oli arusaamise areng 46% ($Z=-4,899$; $p<0,001$), B grupis 10% ($Z=-2,000$; $p<0,05$). Siinkohal võib järeldada, et õpilaste arusaamist mõjutasid oluliselt põhjavee visuaalne esitus ehk siis sihipärane mõttemudeli kujundamise strateegia rakendamine. Ka Reinfried (2006) leidis oma uurimuses, et õpilaste arusaamine põhjaveest paraneb, kui kasutada mõttemudeli kujundamise strateegiat. Nii A grupis ($Z=-5,684$; $p<0,001$) kui ka B grupis ($Z=-2,306$; $p<0,05$) arenes statistiliselt olulisel määral ka arusaamine põhjavee paiknemisest maa sees (A grupis 65% ja B grupis 28%).

Põhjavee taseme ja selle muutumise paremaks mõistmiseks näidati A grupile animatsiooni ning neil tuli lahendada ka vastav probleemülesanne. Arusaamine sellest teemavaldkonnast arenes rohkem A grupis ($Z=-4,160$; $p<0,001$), kus õigeid vastuseid oli 55% enam kui eelküsimustikus. B grupis ei arenenud arusaamine statistiliselt olulisel määral, kuid see paranes 20% võrreldes eelküsimustikuga. Mõlema grupis arusaamine põhjavee liikumisest arenes õppimise käigus statistiliselt olulisel määral – A grupis ($Z=-4,151$; $p<0,001$) ja B grupis ($Z=-3,348$; $p<0,05$). A grupis oli areng 48% ja B grupis 39%. Ka põhjavee suunda näidati animatsioonis, ent tulemustest selgus, et ka õpiku ja õpetaja seletuste järgi õppides paraneb põhjavee liikumisest arusaamine olulisel määral.

Pinnase veeläbilaskvusest arenes arusaamine A grupis statistiliselt olulisel määral ($Z = -4,004$; $p < 0,001$) 46%. B grupis ei arenenud see statistiliselt nii olulisel määral, ent areng oli siiski märgatav 25%. A gruppi kuulnud õpilased tegid pinnase veeläbilaskvuse kohta katse ja nad nägid ka slaidiprogrammi. Seega võib öelda, et õpilaste arusaamise arengule aitas kaasa mõttemudeli kujundamise strateegia rakendamine nagu selgus ka Šveitsis tehtud uurimusest (Reinfried, 2006).

Oodatavalt paranes mõlemas grupis arusaamine alanduslehtri tekkest vastavalt A grupis ($Z = -5,379$; $p < 0,001$) 71% ja B grupis ($Z = -3,260$; $p < 0,05$) 15%, siinjuures tuleb märkida, et see oli õpilastele uus mõiste. Alanduslehtri kujunemisest nägid A gruppi kuulnud õpilased animatsiooni, ent kuna statistiliselt olulisel määral arenes ka B grupi õpilaste arusaamine, kes õppisid õpiku järgi, siis võib öelda, et antud teemast saab aru ka ilma animatsiooni kasutamata. Siiski võib väita, et oluliselt rohkem arenes arusaamine A grupis, kus kasutati protsessi selgitamisel animatsiooni.

5. Kokkuvõte

Käesolevas uurimuses analüüsiti, kas ja kuidas visuaalne info aitab gümnaasiumi-õpilastel aru saada põhjaveest ja sellega seotud protsessidest. Visuaalse infona käsitletakse antud juhul õpikus toodud illustatsioone, animatsioone ja läbiviidud katseid.

Uurimuse eesmärkide täitmiseks moodustati mugavusvalim, kuhu kuulus kokku 92 õpilast neljast Eesti gümnaasiumi 10. ja 11. klassidest. Õpilased jagunesid kahte gruppi vastavalt selle, kas õpetamisel rakendati mõttemudeli kujundamise strateegiat või õpetati traditsioonilisel viisil. Esimesse A gruppi kuulus 52 õpilast ja teise B gruppi 40 õpilast.

Uuringu eesmärkide saavutamiseks koostati kirjalikud eel- ja järelküsimustikud. Uuringu esimeses järgus täitsid õpilased eelküsimustiku, millega selgitati õpilaste esialgne arusaamine põhjaveest ja sellega seotud protsessidest. Uuringu teises järgus rakendati ühele grupile mõttemudeli kujundamise strateegiat, mis koosnes demonstratsioonkatsest poorsuse kohta, õpilaste endi läbiviidud katsest pinnase veeläbilaskvuse kohta, animatsioonidest põhjavee kujunemise ja alanduslehtri tekke kohta. Kontrollgrupp õppis põhjavee teemat õpetaja loengu, selgituste, õpiku tekstide ja illustatsioonide ning töövihiku järgi. Uuringu viimases osas täitsid kõik uuringus osalenud õpilased järelküsimustiku, millega selgitati nende arusaamise arengut põhjaveest ja sellega seotud protsessidest.

Uuringu käigus analüüsiti ka põhjavee teema esitlust põhikooli II ja III astme ning gümnaasiumi õpikutes. Õpikute analüüsist selgus, et põhjavee teemat käsitletakse viienda, seitsmenda ja üheksanda klassi õpikutes ühe õppetüki mahus kolmel korral. Õpikutes esitatud põhjavee definitsioon on üsnagi erinev ja põhjaveet defineeritakse läbi mõistete, mis jäävad õpilastele sageli arusaamatuks. Mõningaid mõisteid käsitletakse kõikides õpikutes korduvalt (allikas, põhjavesi,

vettpidav kiht), kuid on ka mõisteid, mis esinevad vaid ühe kirjastuse õpikutes (põhjavee tase Koolibri õpikutes). Kõigis õpikutes peale ühe (Koolibri 9. kl) oli toodud illustratsioon põhjavee kohta. Kahjuks ei toeta õpikute illustratsioonid põhjaveest arusaamist, pigem soodustavad väärarusaama teket.

Eelküsitlestest selgus, et kuigi põhjavee teemat on korduvalt õpitud, on suurel osal gümnaasiumiõpilastel raskusi selle selgitamisega. Õpilastel ei ole adekvaatset ettekujutust, kus põhjavesi maa sees paikneb, kuidas erinevad pinnasetüübid vett läbi lasevad ja kuidas põhjavesi maa sees liigub.

Mitmekesise visuaalse info kaasamisel õpilaste mõttemudeli kujundamisesse võis täheldada ettekujutuse paranemist põhjaveest ja sellega seotud protsessidest statistiliselt olulisel määral. Ka kontrollgrupi õpilaste arusaamine põhjaveest ja sellega seotud protsessidest arenes, ent mitte nii palju kui uuringugrupis.

Kindlasti tekiks õpilastel tõene ja täiuslik arusaamine (mõttemudel) põhjaveest, kui juba 5. klassist alates saaksid õpilased nimetatud teemat õppida läbi katsete, animatsioonide ning korralike illustratsioonide, mis kõik soodustaksid tõese mõttemudeli kujunemist.

Kasutatud kirjandus

- Abdo, K., Taber, K. S. 2009. Learners' Mental Models of the Particle Nature of Matter: A study of 16-years-old Swedish Science students, *International Journal of Science Education* 31(6): 757–786.
- Ainsworth, S., van Labeke, N. 2004. Multiple Forms of Dynamic Representation, *Learning and Instruction* 14(3): 241–255.
- Cohen, L., Manion, L., Morrison, K. 2007. *Research methods in education*. Routledge, London.
- Cook, M. 2008. Students' Comprehension of Science Concepts Depicted in Textbook Illustrations, *Electronic Journal of Science Education* 12(1): 1–14.
- Crisp, V., Sweiry, E. 2006. Can picture ruin a thousand words? The Effects of visual resources in exam questions. *Educational Research* 48(2): 139–154.
- Dickerson, D. L., Penick, J. E., Dawkins, K. R., Sickle Van, M. 2007. Groundwater in Science Education. *Journal of Science Teacher Education* 18: 45–61.
- Dove, J. E. 1998. Students' alternative conceptions in Earth science: a review of research and implications for teaching and learning. *Research Papers in Education* 13(2): 183–201.
- Greca, I. M., Moreira, A. M. 1997. The kinds of mental representations- models, propositions and images- used by college physics students regarding the concept of field. *International Journal of Science Education* 19(6): 711–724.
- Greca, I. M., Moreira, A. M. 2000. Mental models, conceptual models, and modelling. *International Journal of Science Education* 22(1): 1–11.
- Hang, T., Jaagus, J., Järvet, A., Kanal, A., Kirs, J., Mander, Ü., Oja, T., Puura, V., Roosaare, J. 2004. *Üldmaateadus gümnaasiumile*, Tartu: Eesti Loodusfoto.
- Harrison, A. G. 2001. How do Teachers and Textbook Writers Model Scientific Ideas for Students? *Research in Science Education* 31(3): 401–435.

- Horsley, M., Walker, R. 2003. IARTEM Conference Bratislava. University of Sydney.
- Kaljula, S., Karik, H., Saar, A., Sirel, K. 2003. *Loodusõpetus V klassile 1. osa*, Tallinn: Koolibri.
- Kont, A. 2003. *Loodusgeograafia õpik põhikoolile. II osa Kliima ja veestik*, Tallinn: Avita.
- Kont, A. 2004. *Loodusgeograafia põhikoolile. IV osa*, Tallinn: Avita.
- Kuresoo, R., Karolin, T., Karolin, A. 2003. *Loodusõpetus 5. klassile*, Tallinn: Avita.
- Krull, E. 2002. *Eesti õpetaja pedagoogilised arusaamad, arvamused ja hoiakud milleniumivahetusel*. Tartu: Tartu Ülikooli kirjastus.
- Levie, H. W., Lentz, R. 1982. Effects of text illustrations: A review of research. *Educational Communication and Technology Journal* 30: 195–232.
- Levin, J. R., Anglin, G. J., Carney, R. N. 1987. On empirically validating functions of pictures in prose. In D. M. Willows, H. A. Houghton, (eds), *The psychology of illustration* 1: 51–86
- Lowe, R. K. 2003. Animation and learning: selective processing of information in dynamic graphics. *Learning and Instruction* 13: 157–176.
- Mayer, R. E. 1997. Multimedia Learning: Are We Asking the Right Questions? *Educational Psychologist* 32: 1–19.
- Mayer, R. E. 1999. Multimedia aids to problem- solving transfer. *International Journal of Educational Research* 31: 611– 623.
- Mayer, R. E., Moreno, R. 2002. Animation as an Aid to Multimedia Learning. *Educational Psychology Review* 14(1): 87–99
- Mikk, J. 2000. *Textbooks: Research and Writing. Baltische Studien zur Erziehungs- und Sozialwissenschaft*: Saksamaa: Peter Lang GmbH
- Papastergiou, M. 2005. Students' Mental Models of the Internet and Their Didactical Exploitation in Informatics Education. *Education and Information Technologies* 10(4): 341–360.
- Punning, J.-M., Rivis, R., Jõgi, J., Kont, A., Ratas, U., Harak., Pihlak, L.-K. 2003. *Üldmaateadus gümnaasiumile*, Tallinn: Avita.
- Põhikooli ja gümnaasiumi riiklik õppekava. 2002. *Elektrooniline riigiteataja*. Aadressil <http://www.riigiteataja.ee>. (vaadatud 01.05.2009).
- Reinfried, S. 2006. Conceptual Change in Physical Geography and Environmental Sciences through Mental model Building: The Example of Groundwater. *International Research in Geographical and Environmental Education* 15(1): 41–61.
- Sanchez, G., Valcarcel, M. V. 1999. Science Teacher's Views and Practices in Planning for Teaching. *Journal of Research in Science Teaching* 36(4): 493–513.
- Schnotz, W. 2002. Towards an Integrated View of Learning From Text and Visual Displays. *Educational Psychology Review* 14(1): 101–120.
- Schnotz, W., Bannert, M. 2003. Construction and interference in learning from multiple representation. *Learning and Instruction* 13: 141–156.
- Schnotz, W., Kürschner, C. 2008. External and Internal representations in the acquisition and use of knowledge: visualization effects on mental model construction. *Instructional Science* 36: 175–190.
- Taylor, I., Barker, M., Jones, A. 2003. Promoting mental model building in astronomy education. *International Journal of Science Education* 25(10): 1205–1225.
- Tõnisson, A., Pihel, P. 2000. *Eesti ja Euroopa. Loodus- ja inimgeograafia IX klassile*, Tallinn: Koolibri.

Tõnisson, A., Pihlak, L.-K. 2003. *Geograafia põhikoolile. Algkursus, 2. osa*, Tallinn: Koolibri.

The role of visual information in the understanding of groundwater

Regina Soobard, Ülle Liiber

Department of Geography, University of Tartu

Summary

The aim of this study was to investigate how the use of visual information affects the outcomes of understanding groundwater in high school.

To achieve the aims of this study, pre- and post questionnaires were prepared. These questionnaires were applied to 92 students from the 10th and 11th grades at 4 different high schools in Estonia, and they formed the sample of this study. After filling out the pre questionnaire, the students were divided into two groups. One group was the mental model building group, with 52 students, and the other group was the control group, with 40 students. Completion of the pre questionnaires was the first part of this study. In the next part of this study the mental model building strategy was applied to the students who belonged to this group. It was applied in two lessons, which among other things contained an experiment and two animations. The control group continued their studies using traditional methods, using a textbook. In the last part of this study, the post questionnaires were applied to investigate how students' understanding of groundwater and processes related to groundwater were developed.

We discovered that 5th-grade science students have to cope with different explanations of groundwater. It was also pointed out that there were several concepts which students learn since the 5th grade, but there are also concepts that were presented in only one textbook. The illustrations regarding groundwater were found in every textbook except one. We also discovered that in one textbook series, groundwater was more correctly expressed in illustrations than in the other textbook series.

The results showed that even if students learn about groundwater since the 5th grade, they don't possess a complete understanding of what groundwater is, where it is deposited, how different types of ground interact with water and how to draw a sketch of their ideas concerning the occurrence of groundwater in nature.

The results demonstrated that the understanding of groundwater and processes related with it were significantly better after the mental model building strategy was applied. In addition, the control group's understanding of groundwater was developed, but this was not always a significant improvement.

It can be concluded that this study has fulfilled its aims. The application of the groundwater building strategy developed students' understandings about groundwater and processes connected with groundwater.

Välgulöökide ajalis-ruumiline jaotus Eesti piirkonnas 2005–2008 ja NORDLIS andmete võrdlus kliimajaamade vaatlustega

Sven-Erik Enno

Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Äike on oluliseks ohtlikuks ilmastikunähtuseks nii Eesti kui maailma mastaabis. Äike ja äikesenähtused põhjustavad suure osa ilmastikuga seotud surmajuhtumitest, hoonete kahjustustest, looduslikest metsatulekahjustest ning elektriketetest (Rivas Soriano *et al.*, 2005). Äikesetormid mõjutavad väga oluliselt ka lennuliiklust, põhjustades lennukite hilinemisi ja lendude edasilükkamist (Drüe *et al.*, 2007). Seega on äikese ja välkude uurimine igati vajalik ja aktuaalne.

Pikka aega oli meteoroloogiajaamades visuaalselt vaadeldud aastane äikesepäevade arv ainsaks äikesekliimaatiliseks näitajaks. Välguloendurite ja hiljem ka äikesedetektorite võrgustike kasutuselevõtt võimaldab saada palju operatiivsemat ja detailsemat infot mitte ainult äikesepäevade arvu, vaid ka välgulöökide arvukuse ja esinemispiirkonna kohta. USA-s kasutab tänapäeval üle 80 elektrivõrkude operaatori reaajas äikesedetektorite informatsiooni (Cummins *et al.*, 1998b). Äikesedetektorite poolt kogutud andmete kasutamine avardab oluliselt ka äikesekliimaatiliste uuringute võimalusi. Kõige olulisemaks äikesekliimaatiliseks näitajaks on saanud välgulöökide keskmine aastane tihedus pinnaühiku kohta (Tuomi, Mäkelä, 2008c). Välkude ajalist jaotust iseloomustavatest näitajatest on kõige populaarsemad ööpäevane (tundide kaupa), aastane (päevade või kuude kaupa) ning pikaajaline (aastate kaupa) löökide sagedusjaotus.

Äikesedetektorite paigaldamine Tõraverre 2004. aasta lõpus ja selle liitmine NORDLIS (*NORDic Lightning Information System*) võrgustikuga kattis Eesti ala kaasaegse maailmatasemel pilv-maa välkude andmestikuga. Samal ajal jätkusid kuues Eesti meteoroloogiajaamas ka visuaalsed äikesevaatlused. Käesolev artikkel põhinebki nimetatud kahel andmeallikal. Antakse ülevaade pilv-maa välkude territoriaalsest ja ajalisest jaotusest Eesti piirkonnas aastatel 2005–2008 ning võrreldakse saadud tulemusi teistes riikides teostatud sarnaste uuringutega. Samuti võrreldakse äikesedetektorite andmeid Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi (EMHI) vaatlusjaamade visuaalvaatlustega. Äikesedetektorite efektiivsust on oluline hinnata, kuna paljudes jaamades on visuaalsed äikesevaatlused lõpetatud ning olemasolevaid äikesepäevade aegridasid saab edaspidi pikendada vaid detektorite andmestiku põhjal. Seni on NORDLIS võrgustiku efektiivsust pilv-maa

välkude registreerimisel hinnatud vaid detektorite endi andmestiku põhjal (Tuomi, Mäkelä, 2008a), võrdlus visuaalvaatlustega puudub.

2. Olemasolevad äikeseuuringud

Eestis ja teistes Baltimaades põhinevad kõik varasemad äikeseuuringud visuaalvaatlejate poolt teostatud vaatlustega kogutud andmetel. Kõige enam on äikeseuuringuid teostatud Eestis, vähem Leedus ja peaaegu üldse mitte Lätis.

Eestis hõlmab esimene mastaapsem äikeseuuring aastaid 1901–1965 ning põhineb kokku 169 vaatlusjaamas ja -postis kogutud andmetel. Aasta keskmine äikesepäevade arv suureneb nende andmete põhja loodest kagusse, olles läänesaartel 12–14 ning Kagu-Eestis 21–23 (Справочник по климату СССР, 1968). Aasta hiljem välja antud “Eesti NSV kliimaatlas” (1969) esitab andmed ka aasta keskmise äikeste summaarse kestuse kohta. Ilmneb, et läänerannikul ja saartel jääb aastane äikeste kestus 25–30 tunni piiridesse, sisemaal on see üle 40 tunni ning Lõuna-Eestis ja Peipsi rannikul üle 45 tunni. Aastail 1987–1991 esines meteoroloogijaamade ja vaatluspostide andmeil kõige vähem äikest Loode-Eestis 8–10 päeval aastas. Läänesaartel oli 10–12 äikesepäeva. Kõige enam oli äikest Pandivere ja Haanja kõrgustikul – 24–25 päeval aastas (Meteoroloogia, 1998). Perioodi 1950–2000 kohta 11 jaama andmete põhjal tehtud uuringust ilmneb, et kõige vähem on äikest looderannikul ja saartel 14–16 päeval aastas. Kõige enam on äikest Kagu-Eestis ja Peipsi rannikul 20–22 päeval aastas (Enno, 2007). Perioodil 1992–2006 oli looderannikul ja saartel keskmiselt 11–13 äikesepäeva aastas, Pandivere ja Haanja kõrgustikel ning Ida-Virumaal esines äikest 18–20 päeval aastas (Eesti ilma riskid, 2008).

Läti ainsad äikese kliimaatilised kokkuvõtted pärinevad aastast 1972 ja põhinevad 19 vaatlusjaama andmetel. Riigi äärmisel läänerannikul on äikesepäevi aastas alla 15. Mujal on rannikust umbes 50 km kauguseni 15–20 äikesepäeva. Sisemaal on äikest 20–25 ning riigi keskosas Kesk-Vidzeme kõrgustiku alal üle 25 päeval aastas (Климатический атлас Латвийской ССР, 1972). Leedu uusim äikesekliima analüüs käsitleb perioodi 1971–2000 (Baltutyte, 2004). Aasta keskmine äikesepäevade arv riigi territooriumil on 14–26. Kõige vähem on äikest Loode-Leedus ja kõige enam riigi kaguosas. Äikesetunde on Leedus aastas 21–63, kõrgeimad väärtused on lõuna- ja kaguosas. Äikeste kellaajalises jaotuses on sisemaal selge maksimum kella 15–22 vahel ja miinimum hommikul kella 6 ning 10 vahel. Rannikualadel on enim äikest kella 20–22 paiku. Öösel ja hommikul on äikese tõenäosus rannikualadel palju suurem kui sisemaal (Baltutyte, 2004).

Vaatamata äikesedetektorite laialdasele levikule kasutatakse pikemaid aegridasid nõudvates kliimaatilistes uuringutes tänapäeval ka mujal maailmas visuaalselt vaadeldud äikesepäevade arve. Näiteks põhineb äikese leviku analüüs Saudi-Araabia territooriumil 28 meteoroloogijaama poolt perioodil 1985–2003 kogutud andmetel (Shwehdi, 2005). Ameerika Ühendriike hõlmavas pikaajalises

äikesekliima uuringus kasutati 86 vaatluskohas perioodil 1896–1995 visuaalselt määratud äikesepäevade arve (Changnon, Changnon, 2001).

Äikesedetektorite andmestikel põhinevaid uuringuid on avaldatud paljudes riikides, ehkki kliimaatilises mastaabis on need lühikesed, hõlmates 3–15 aasta pikkuseid perioode. NORDLIS detektorite andmestiku põhjal on uuritud Soome ja Rootsi välgulöökide jaotust. Soome kõige ulatuslikum äikeseuring hõlmab perioodi 1998–2007 (Tuomi, Mäkelä, 2008c). Uuritud kümne aasta keskmiseks pilv-maa välkude tiheduseks on Soomes 0,34 lööki/km², kõige enam lööb välku Kesk- ja Kagu-Soomes, kus aasta keskmine välkude tihedus ületab 0,5 lööki/km². Vähe on äikest rannikualadel ja Lapimaal – alla 0,2–0,3 löögi/km² aastas. Löökide kuupäevaline jaotus näitab äikeste põhihooaega maist septembrini, üksikjuhtumitega aprillis, oktoobris ja mõnel aastal ka novembris. Kellaajaliselt lööb maismaa kohal kõige vähem välku öötundidel, maksimum on kohaliku aja järgi kella 15–17 vahel. Mere aladel äikeselise aktiivsuse selge ööpäevane käik puudub. Rootsis koondus vahemikus 1987–2000 suurim pilv-maa välkude tihedus 0,3–0,4 lööki/km² aastas riigi lõunaossa. Madalaimad välgulöökide tihedused jäid Põhja-Rootsi, kus need olid väiksemad kui 0,05 lööki/km² aastas (Sonnadara *et al.*, 2006).

Euroopa suurimad pilv-maa välkude tihedused on registreeritud Lõuna-Saksamaal ning Austria, Sloveenia ja Itaalia piirialadel. Saksamaa lõunaosas Alpide eelmäestikis on perioodil 1992–1994 registreeritud kohati kuni 10 välku/km² aastas (Finke, Hauf, 1996). Austria lõunaservas Itaalia piiri ääres ulatub pilv-maa välkude tihedus perioodi 1992–2001 andmete põhjal 6 löögini/km² aastas (Schulz *et al.*, 2005), Itaalia loodeosas Lombardia mägedes on perioodil 1997–2001 registreeritud 4–6 ning riigi kirdenurgas kuni 8 pilv-maa lööki/km² aastas (Bernardi, Ferrari, 2004). Pürenee poolsaarel on perioodil 1992–2001 suurimad pilv-maa välkude tihedused mõõdetud poolsaare mägisel kirdeosas, kuni 2,1 lööki/km² aastas, poolsaare lõunaosas on vaid 0,5 välku/km² aastas (Rivas Soriano *et al.*, 2005). Nimetatud uuringutest tuleb esile selge välgulöökide maksimum suvel ja miinimum talve. Kellaajaliselt lööb nii Kesk- kui Lõuna-Euroopas enim välku 15–18 paiku kohaliku aja järgi ning kõige vähem hommikutundidel.

Ameerika Ühendriikide kõige äikeselisem piirkond on Florida poolsaare keskosas Tampa ja Kennedy kosmosekeskuse vahelisel alal, kus aasta keskmine löökide arv ruutkilomeetril oli perioodil 1989–1998 üle üheksa. Mujal poolsaarel registreeriti 6–9 lööki aastas/km². Mehhiko lahe rannikualadel ja Kesk-Lääne osariikides on 4–6 välku/km² aastas. USA põhjapiiril ja läänepoolsetes osariikides on aga alla 1 löögi/km² aastas. Eriti äikesevaene on kogu Vaikse ookeani ranniku-piirkond, kus on alla 0,1 välgu/km² aastas (Orville, Huffines, 2001). Kanadas oli perioodil 1998–2000 keskmine välkude tihedus väiksem põhja- ja lääne-piirkondades, Briti Kolumbias, Hudsoni lahel ja Vaiksel ookeani naabruses, kus registreeriti alla 0,1 löögi/km² aastas (Orville *et al.*, 2002). Suuremal osal riigi territooriumist registreeriti 0,5–2 välku/km² aastas, Ontario provintsi lõunaosas kuni 3,5 lööki/km² aastas (Burrows *et al.*, 2002).

Brasiilia territooriumi keskmiseks pilv-maa välkude tiheduseks on hinnatud 6–8 lööki/km² aastas, perioodil 1989–1997 esines riigi kaguosas kohati 10–15 lööki/km² aastas (Pinto, Pinto, 2003). Jaava saarel varieerus pilv-maa välkude tihedus aastal 1995 vahemikus 2–16 lööki/km², kogu saare keskmine oli 3,2 lööki/km² aastas (Hidayat, Ishii, 1998). Perioodil 1996–2000 oli kõige enam äikest Jaava saare looderanniku piirkonnas, kus registreeriti keskmiselt 12–13 lööki/km² aastas (Hidayat, Zoro, 2006). Austraalias lööb enim välku riigi loodeosas Darwini piirkonnas, perioodil 1995–2002 kuni kaheksa pilv-maa lööki aastas/km² (Kuleshov *et al.*, 2006). Aasias Tiibeti platool hinnatakse perioodi 1998–2002 keskmiseks pilv-maa välkude tiheduseks 0,5 ja maksimaalseks 1,5 lööki/km² aastas (Qie *et al.*, 2003).

Kogu maailma välgulöövide kaugseire andmeid kogus perioodil 4. mai 1995 kuni 21. märts 2000 satelliidi Micro Lab-1 pardal asunud optiline detektor (*Optical Transient Detector*). Globaalseks keskmiseks välkude koguarvuks (pilv-maa ja pilvesisesed) hinnati 5-aastaste mõõtmiste põhjal 44±5 lööki sekundis. Suurimad äikesekolded asuvad troopikas ning maismaa kohal. Kõige enam löi uuritava perioodil välku Rwandas Kamembe linnast läänes, väga suur oli välkude arvukus kogu Kongo jõe basseinis. Kõigist maailma välkudest 78% löi troopikas 30° põhjalaiuse ja 30° lõunalaiuse vahel. Kõigist välkudest 88% registreeriti maismaa kohal või rannikualadel, avaookeanil oli äikseline aktiivsus väga madal (Christian *et al.*, 2003).

3. Andmed

Käesoleva uuringu põhiliseks andmeallikaks on NORDLIS äikesedetektorite võrgustik, mille andmed on saadud Soome Meteoroloogia Instituudist (FMI) Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi (EMHI) vahendusel. NORDLIS detektorid paiknevad Soomes, Rootsis, Norras ja Eestis Tõraveres (joonis 1). Äikesedetektorite töö põhineb välgu poolt tekitatud raadiolainete registreerimisel. Enamik NORDLIS võrgustiku detektoreid on IMPACT tüüpi, töötavad madal-sageduslikus lainealas (30 kHz–300 kHz) ning sobivad seetõttu vaid pilv-maa välkude jälgimiseks. Pilvevälkude registreerimiseks mõeldud SAFIR tüüpi sensoreid on vaid kolm ning need asuvad Edela-Soomes (Tuomi, Mäkelä, 2008c).



Joonis 1. NORDLIS äikesedetektorite paiknemine (Tuomi, Mäkelä, 2008c).

Figure 1. Locations of NORDLIS lightning detectors (Tuomi, Mäkelä, 2008c).

IMPACT detektor koosneb elektromagnetlainete suunamäärast ja GPS vastuvõtjast. Suunamääraja koosneb madalsagedusantennist ja elektroonikast, mis testib ja töötleb vastuvõetud signaale. Kui signaali omadused näitavad, et see on tõenäoliselt pärit pilv-maa löögist, saadetakse andmed selle suuna, tugevuse ja GPS kella poolt määratud toimumisajaga keskjaama. Juhul kui keskjaama saabub piisavalt üheaegne vaatlus vähemalt kahelt detektorilt, arvutab see detektorite poolt määratud suundade lõikepunktina löögi esialgse toimumiskoha. Seejärel korrigeeritakse toimumiskohta ja arvutatakse koha veahinnang arvestades väikeseid ajalisi erinevusi eri detektorite signaali vastuvõtuhetkes. Nimetus IMPACT-sensor tähistab kahe üksteisest sõltumatu meetodi (suuna- ja ajamäärang) kasutamist löökide toimumiskohtade leidmiseks (Tuomi, Mäkelä, 2006).

NORDLIS võrgustiku keskjaam on Helsingis ning sealt pärinev välgulöökide toimumisaegade (sekundi kümnetuhandiku täpsusega) ja toimumiskohtade (kraadi kümnetuhandiku täpsusega) toorandmestik on antud uuringu põhialuseks. Andmestik sisaldas algselt infot 156 806 aastatel 2005–2008 piirkonnas $57,5^{\circ}$ – $59,8^{\circ}$ põhjalaiust ja $21,0^{\circ}$ – $28,5^{\circ}$ idapikkust lõõnud välgu kohta.

Võrdlusandmestikuna kasutati EMHI kliimajaamade Vilsandi, Pärnu, Tallinn, Väike-Maarja, Tartu (Tõravere) ja Võru visuaalvaatluste andmeid äikeste algus- ning lõpukellaegade kohta (täpsus üks minut). Kasutatud andmestik sisaldas kokku 460 kuues kliimajaamas perioodil 2005–2008 registreeritud äikesetuhtumit.

4. Metoodika

Esmalt koondati algne NORDLIS andmestik ühtseks failiks, mis loeti seejärel punktandmetena tarkvarasse *ArcGIS*. *ArcGIS*-is loodi algsest WGS84 geograafilistes koordinaatides andmemassiivist shp fail (*shapefile*) ning seejärel teisendati andmestik Eesti 1997. a ristkoordinaadistikku (*Estonia 1997 Estonia National Grid*).

Seejärel määratleti andmetega kaetud alal ristkoordinaatidega piiratud uurimispiirkond pindalaga 102 500 km², mis jaotati 1025-ks rastelemendiks mõõtmetega 10×10 km. Ala läänepiiriks sai X = 335 000 m, idapiiriks X = 745 000 m, lõunapiiriks Y = 6 381 000 m ning põhjapiiriks Y = 6 631 000 meetrit. Lisaks Eestile ulatub uurimisala Läänemeresel kuni 35 km Vilsandist läände, hõlmab Kuramaa poolsaare ja Põhja-Läti alasid ning Venemaa lääneserva kuni 6 km Narvast idas. Ala katab ka Soome lahe lõunaaalad. Selle põhjapiir jääb Soome Hanko poolsaare lõunatipust umbes 1 km lõunasse. Löökide ajalis-ruumilise jaotuse uurimisel kasutatud andmestikust eemaldati kõik pilvesisesed välgud. Alles jäänud 137 018 pilvema välgulöögist langeb uurimisalale 122 753 lööki.

Arvutuste kiirendamiseks ja lihtsustamiseks loodi *Idrisi32 Macro Modeler*-is spetsiaalne makro, mis loeb sisendina *ArcGIS*-i punktandmetega shp faile ning väljastab rst failina algsest shp failist 10×10 km ruutude kaupa kokku loetud välgulöökide rasterkaardi. Tulemused salvestati iga kuu ja aasta jaoks eraldi rasterfailidena, lõplik kaartide viimistlemine toimus *ArcGIS*-is.

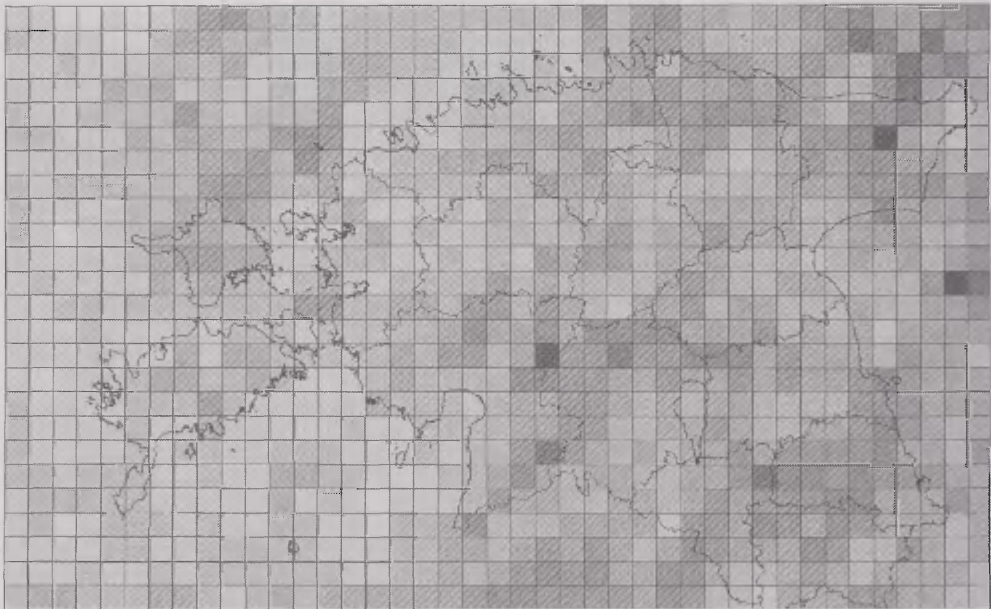
Välkude kuupäevaline ja kellaajaline jaotus arvutati tavalises kontoritarkvaras. Kuupäevalise jaotuse puhul leiti löökide tihedus antud kuupäeval uurimisalal registreeritud välkude koguarvu ning uurimisala pindala suhtena. Kellaajaline jaotus arvutati kogu uurimisala jaoks ning eraldi mere- ja maismaa kohta. Mere ning maismaa piiriks loeti Mandri-Eesti rannajoont. Seega on kõik saari tabanud välgud loetud merel toimunud löökideks ning siseveekogudesse lõõnud välgud maismaa löökideks. Eelnevalt teostatud kontroll näitas, et saarte kohal on välkude kellaajaline jaotus väga sarnane avamere jaotusega ning sisejärvede kohal ei erine see oluliselt maismaa välkude ajalisest jaotusest.

Kliimajaamade visuaalvaatlustega võrdlemiseks selekteeriti *ArcGIS*-is iga jaama jaoks välja kõik 30 km raadiuses lõõnud välgud, kusjuures uuringu selles osas arvestati ka pilvesiseseid välke. Kokku lõi perioodil 2005–2008 kuuete kliimajaamale lähemal kui 30 km 23 918 välku. Edasi võrreldi kliimajaamades registreeritud 460 äikesejuhtumi algus- ja lõpukellaeguga NORDLIS võrgustiku poolt määratud välgulöökide kellaegadega. Juhul kui ajavahemikus 1 tund enne jaama vaatleja poolt määratud äikese algust kuni 1 tund pärast vaatleja poolt määratud äikese lõppu esines antud jaamast 30 km raadiuses välgulöök, loeti äikesejuhtum registreerituks nii NORDLIS võrgustiku kui kliimajaama poolt. Juhul kui NORDLIS andmestikus puudusid tund enne jaamas märgitud äikese algust kuni tund pärast selle lõppu jaamast 30 km raadiuses registreeritud välgud, loeti äikesejuhtum ainult kliimajaama poolt registreerituks. Olukord, kus kliimajaamas äikesevaatlus puudus, kuid NORDLIS võrgustik registreeris 30 km raadiuses

vähemalt kolm välku 15-minutilise ajaintervalli jooksul, loeti ainult detektori poolt registreeritud äikesejuhtumiks. Kui äike oli registreeritud nii kliimajaama kui detektorite poolt, võrreldi kliimajaamas fikseeritud äikese alguse kellaajaga esimese jaamast 30 km raadiuses registreeritud välgu kellaajaga. Eraldati juhtumid, kus ajaliselt varem registreeris äikese detektor ning juhtumid, kus esmalt registreeriti äike kliimajaama vaatleja poolt.

5. Tulemused

Keskmine aastane välkude tihedus uurimisalal perioodil 2005–2008 oli 0,30 lööki/km² ehk 30 lööki/100 km². Ilmneb (joonis 2), et löökide tihedus oli suurem Kesk-, Lõuna- ja Ida-Eestis, kus esines siiski suuri territoriaalseid erinevusi. Vähem löi välku Tallinn-Pärnu joonest läänes. Lääne-Eestis oli kõige vähem äikest Liivi lahel Kihnu juures, Vormsil ning Mandri-Eesti looderannikul. Uurimisala loodenurgas Hiiumaast 70–80 km põhjas registreeriti kogu piirkonna madalaimad löökide tihedused 6,3–10 lööki/100 km² aastas. Suhteliselt suurem oli löökide tihedus Hiiumaal ning sealt edasi põhja-kirdesuunas üle Osmussaare (kuni 52,5 lööki/100 km² aastas). Sealse piirkonna esiletulek on seotud üksikute väga võimsate frontaalsete äikestega augustis 2007.



Pilv-maa lööke 100 ruutkilomeetri kohta aastas

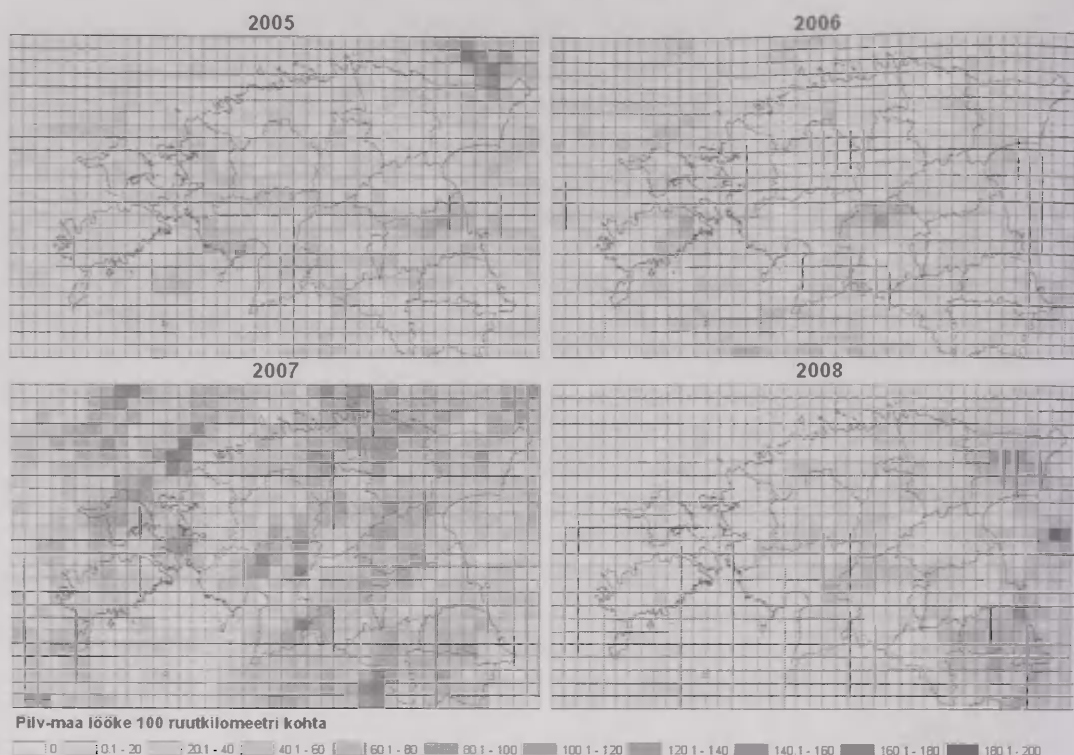
0.1 - 10 10.1 - 20 20.1 - 30 30.1 - 40 40.1 - 50 50.1 - 60 60.1 - 70 70.1 - 80

Joonis 2. Aasta keskmine pilv-maa tüüpi välgulöökkide territoriaalne jaotus 10×10 km ruutude kaupa perioodil 2005–2008.

Figure 2. Annual average cloud-to-ground flash density in 10×10 km grid during period 2005–2008.

Tallinna–Pärnu joonest idapool oli üldine löökide tihedus suurem. Maksimaalne väärtus 79,5 lööki/100 km² aastast registreeriti Pärnu- ja Viljandimaa piiril Aesoo, Leetva ja Toonoja vahel. Teise maksimumina tuli esile Jõhvi ja Ahtme piirkond. Lisaks on äikeseline aktiivsus suhteliselt kõrge Valgamaa kirdeosas Otepää kõrgustiku alal ning Haanja kõrgustiku läänenõlval. Äikeserohke oli ka Pärnu- ja Viljandimaa piiriala Sakala kõrgustikust läänes ning Kirde-Pärnumaa ja Põhja-Viljandimaa, kus läände ja edelasse jääb madal Soomaa piirkond ning itta ja kirdesse kõrgemad Kesk-Eesti alad. Ka Pandivere kõrgematest aladest läänes (Harjumaa ja Lääne-Virumaa piiril) ning edelas Jõgevamaa suunas oli märgata enam välgulööke. Peipsi kui suur siseveekogu ei näi aastate kokkuvõttes äikesele olulist mõju avaldavat. Väga kõrgeid ega väga madalaid väärtusi järve kohal ei esinenud. Sisemaa madalaimad väärtused olid 16,3–20 lööki/100 km², mis ületavad selgelt merepiirkonna madalamaid väärtusi.

Välgulöökide territoriaalne jaotus aastate kaupa (joonis 3) näitab, et 2007. aastal oli äikest tunduvalt rohkem kui ülejäänud kolmel aastal. Uuritava ala keskmine välkude tihedus oli siis 55,9 lööki/100 km² aastast. Võrreldes teiste aastatega esines siis silmapaistvalt palju äikest Lääne-Eestis ja mere kohal. 2005. aastal oli keskmiselt 24,2 ja 2008. aastal 22,9 lööki/100 km² aastast. Eriti äikesevaene oli 2006. aasta, kui vaadeldava ala keskmiseks registreeriti vaid 16,7 välgulööki/100 km². Kõigi kolme aasta puhul esines sisemaal tunduvalt enam välgulööke kui mere ja saarte kohal. Eriti vähe oli Lääne-Eestis äikest 2008. aastal, kui mere kohal esines mitu 10×10 km ruutu, kus ei registreeritud ühtki pilv-maa tüüpi välgulööki. Huvitav on ka 2005. aasta, kui kõige enam löi välku Narva lähel. See ei olnud seostatav konkreetse tugeva äikesega. Üksikute aastate maksimaalsed välkude tihedused ületavad märgatavalt nelja aasta keskmisi ning on järgmised: 2005 – 165, 2006 – 106, 2007 – 178 ja 2008 – 182 lööki 100 km² kohta. Nii suured löökide tihedused vastasid tugevate äikesetormide juhuslikele ristumiskohtadele. Seda kinnitab ka fakt, et äärmiselt suure löökide tihedusega ruutude naaberruutudes oli välke sageli mitu korda vähem.



Joonis 3. Pilv-maa tüüpi välgulöökide tihedus üksikudel aastatel perioodil 2005–2008.

Figure 3. Cloud-to-ground flash densities year by year during period 2005–2008.

Kuude lõikes oli perioodil 2005–2008 enim välku löönud augustis ja mais, kui registreeriti vastavalt 34,8 ja 28,3 protsenti kõigist löökidest. Juulis lõi ligi 19, juunis 7,5, oktoobris 5,2, septembris 4,3 ning novembris 0,3 protsenti kõigist uurimisalal registreeritud pilv-maa tüüpi välgulöökidest. Kõigist löökidest 99,7 protsenti registreeriti aprillist oktoobrini ja 94 protsenti maist septembrini.

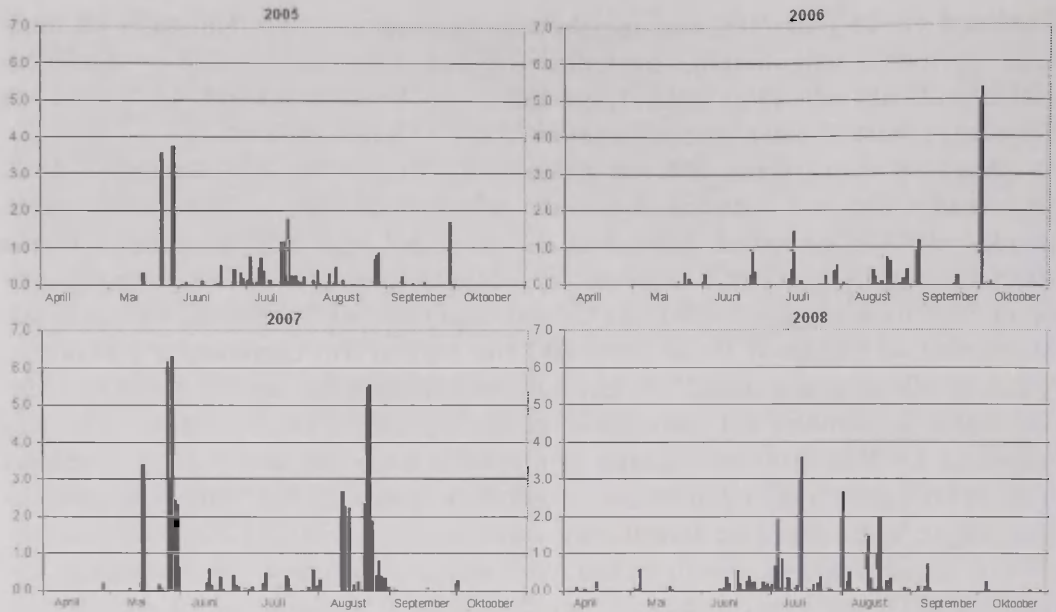
Äikesehooaja alguses aprillis oli uuritava ala keskmiseks löökide tiheduseks 100 km² kohta 0,2, kusjuures rohkem välgulööke esines mandri kesk- ja lääneosas ja Liivi lahel ning praktiliselt puudusid need talvest jaheda avamere kohal. Mais oli uurimisala keskmine sagedus 8,5 lööki/100 km². Jaheda mere mõju oli ilmne, sest merel, saartel ja Lääne-Eestis oli lööke ka äikeserohketes ruutudes vaid 10 ringis. Kesk- ja Ida-Eestis lõi välku oluliselt enam, laialt oli levinud 10–15 lööki/100 km² ning maksimaalsed väärtused ulatusid 32 löögini/100 km². Mai oli ka ainus kuu, mille puhul Peipsi järve mõju tuli selgelt esile. Veel soojenemata vee kohal oli järve keskosas vaadeldav selge miinimum, kus oli vaid 2–5 lööki/100 km². Juunis on aastail 2005–2008 esinenud suhteliselt vähe äikest. Uurimisala keskmine välgulöökide tihedus oli 2,3 lööki/100 km². Jaheda merevee mõju avaldus Lääne-Eestis ja avamere piirkondades, kus äikest oli kõige vähem. Samal ajal suurimad

tihedused 10–16 lööki/100 km² registreeriti Virumaa rannikul. Ka juulis oli uuritava perioodil välgulöökide keskmine tihedus suhteliselt madal – 5,8 lööki/100 km². Enam oli välgulööke Kagu-Eestis – 10–30 lööki/100 km² Võru- ja Põlvamaal. Narva lähel esines väikesel alal kuni 33 lööki/100 km².

Augustis registreeriti välkude keskmiseks tiheduseks 10,4 lööki/100 km². Suuremad väärtused esinesid erinevalt eelnenud kuudest Lääne-Eesti saarte, Loode-Eesti ja mere kohal. Hilissuvel on mere näol tegu juba sisemaast soojema aluspinnaga, mis soodustab tõusvate õhuvoolude teket. 2007. aasta augustis esinesid Eesti looderanniku piirkonnas mõned väga tugevad frontaalsed äikesetormid. Maksimaalsed tihedused 30–46 lööki/100 km² registreeriti Osmussaare piirkonnas. Väärtusi 30 ja enam lööki/100 km² oli veel mõnes ruudus Pärnu- ning Ida-Virumaal. Septembris oli uurimisala keskmine välgulöökide tihedus 1,3 ning oktoobris 1,6 lööki/100 km². Samas ei ilmnenud kummagi kuu puhul ootuspärast löökide koondumist mere kui sügisel soojema aluspinna kohale. Põhjuseks on üksikute sügise kohta tugevate äikeste esinemine sisemaal 2005. ja 2006. aastal. Septembri puhul Kagu-Eestis ilmnevad edela-kirde suunalised äikesevööndid (5–14,5 lööki/100 km²) registreeriti 28. septembril 2005 Tartumaalt kirdesse liikunud ning 7. septembril 2008 Põlvamaal esinenud tugevate äikeste korral. Siiski esines väiksem, 5–10 lööki/100 km² maksimum ka Liivi lahe kui soojema aluspinna kohal. Oktoobri puhul oli olukord veel huvitavam. Välgulöökide jaotus peegeldab suures osas 1. oktoobril 2006 esinenud väga tugevate frontaaläikeste levikut. Kõigist aastatel 2005–2008 oktoobri kuus registreeritud pilv-maa tüüpi välkudest 85 protsenti esines 1. oktoobril 2006. Maksimaalsed väärtused 12–20 lööki/100 km² paiknesid Põhja-Viljandimaal. Novembris oli löökide tihedus juba väga madal, pisut alla 0,1 löögi/100 km². Välgulöögid esinesid mere kui soojema aluspinna kohal või läheduses. Maksimaalsed väärtused olid 2–3 lööki/100 km². Enamik lööke registreeriti 4. ja 30. novembril 2005.

Talvekuudel detsembrist märtsini registreeriti enamasti vaid üksikuid välgulööke. Üldiselt asusid talvekuude üksikud löögid üsna kaootiliselt üle uuritava territooriumi. Veebruaris, kui äikest oli veidi rohkem, esines siiski märgatav koondumine Liivi lahe piirkonda, kus 26 lööki registreeriti 2. veebruaril 2008.

Kuupäevade lõikes analüüsiti löökide tihedust aprillist oktoobrini (joonis 4), kuna muul ajal registreeriti lööke äärmiselt vähe. Ilmneb väikese tihedusega (kuni 0,5 lööki/100 km²) päevade suur osakaal. Nende seast kerkisid esile üksikud väga kõrge löökide tihedusega päevad. Rohkem kui üks löök/100 km² (üle 1025 löögi uurimisalal) esines 27 päeval, vähemalt kaks lööki/100 km² (üle 2050 löögi uurimisalal) oli 18 päeval ja üle kolme löögi/100 km² registreeriti 9 päeval. Üle viie löögi/100 km² ehk enam kui 5125 lööki uurimisalal esines perioodil 2005–2008 vaid viiel päeval. Need kõige äikeselisemad päevad olid 28. ja 26. mai 2007 (vastavalt 6,32 ja 6,18 lööki/100 km²), 23. ja 22. august 2007 (vastavalt 5,54 ja 5,50 lööki/100 km²) ning 1. oktoober 2006 (5,33 lööki/100 km²).



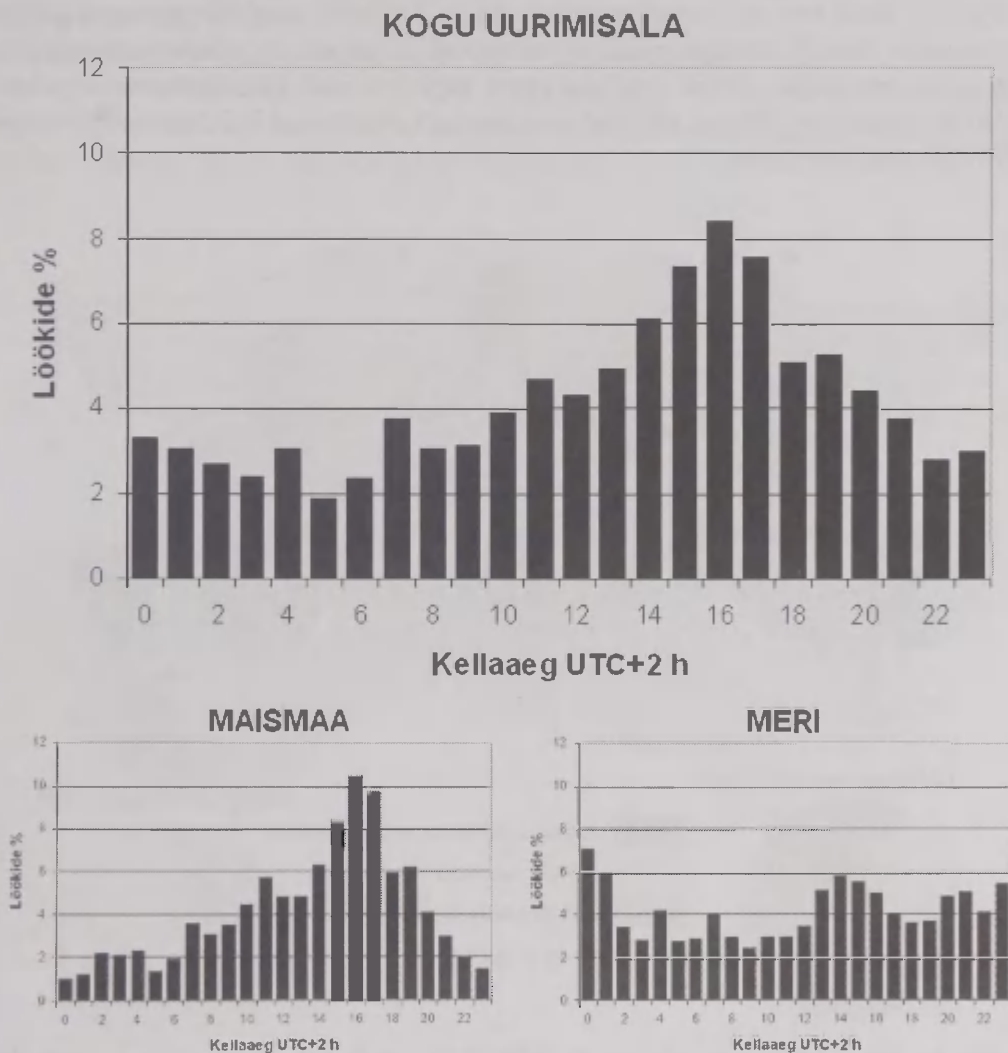
Joonis 4. Pilv-maa tüüpi välgulöökide tihedus uurimisalal (lööki/100 km²) kuupäevade kaupa aprillist oktoobrini aastatel 2005–2008.

Figure 4. Daily cloud-to-ground flash densities (flashes/100 km²) from April to October during period 2005–2008

Perioodi 2005–2008 kõik kahest löögist/100 km² suuremad väärtused (välja arvatud 14. juuli 2008) registreeriti mais, augustis ja 1. oktoobril 2006. Mais oli palju äikest 24.05.2005 (külm front) ning 29.05.2005 (soe front). Samuti 15.05.2007 (külm front) ning 26–31.05.2007 (idapoolse kuuma ja läänepoolse jaheda õhu piir ehk front liikus Eesti kohal korduvalt edasi-tagasi). Just 2007. aasta võimsad äikesed seletavad mai tugeva esiletuleku perioodi 2005–2008 välgu-statistikas. Augustis löi välku üldiselt rohkem kui mais, kusjuures suurima panuse augusti kui kõige äikeselisema kuu esiletulekusse annavad siiski 2007. aasta võimsad tormid. 11.–12.08.2007 ja 14.08.2007 esinesid tugevad õhumassisised äikesetormid. 21–24.08.2007 liikus Eesti kohal edasi-tagasi lõunas ja idas valit-senud troopilist õhku läänepoolsest parasvöötme õhust eraldanud frontaaltsoon. Oktoobri puhul tuleb esile üks eriti võimas äike 1. oktoobril 2006 (suhteliselt nõrk front, kuid sügise kohta soe ja niiske õhk), mis on intensiivsusest ja levikult võrreldav suurimate suviste tormidega. Just nimetatud äike selgitab perioodi 2005–2008 kokkuvõttes oktoobri suuremat välkude tihedust võrreldes septembriga.

Välgulöökide kellaajalisest jaotusest (joonis 5) ilmneb maksimum kella 14 ja 19 vahel, kui iga tunni välgulöögid moodustasid üle 5 protsendi kõigist registreeritud löökidest. Aktiivsuse tipp jäi kella 15 ja 17 vahele ning maksimum oli kell 16. Miinimum oli varahommikul kella 3 ja 6 vahel. Maismaa ja mere võrdluses

ilmneb erinev välgulöökide kellaajaline jaotus. Maismaa tugeva pärastlõunase maksimumi (kell 15–17) ja pika öise miinimumi (kell 22–6) kõrval olid merre lõõnud välgud palju ühtlasema jaotusega. Löökide sageduse miinimum algas ka mere kohal üldiselt varahommikul kella 2–3 paiku, kuid ulatus sealt edasi praktiliselt keskpäevani. Edasi oli vaadeldav väike maksimum kella 13 ja 16 vahel. Pärast väikest miinimumi kella 17–20 paiku hakkas välgude sagedus mere kohal taas tõusma, tipnedes selge maksimumiga kesköö paiku, mis ületas päevast löökide sagedust.

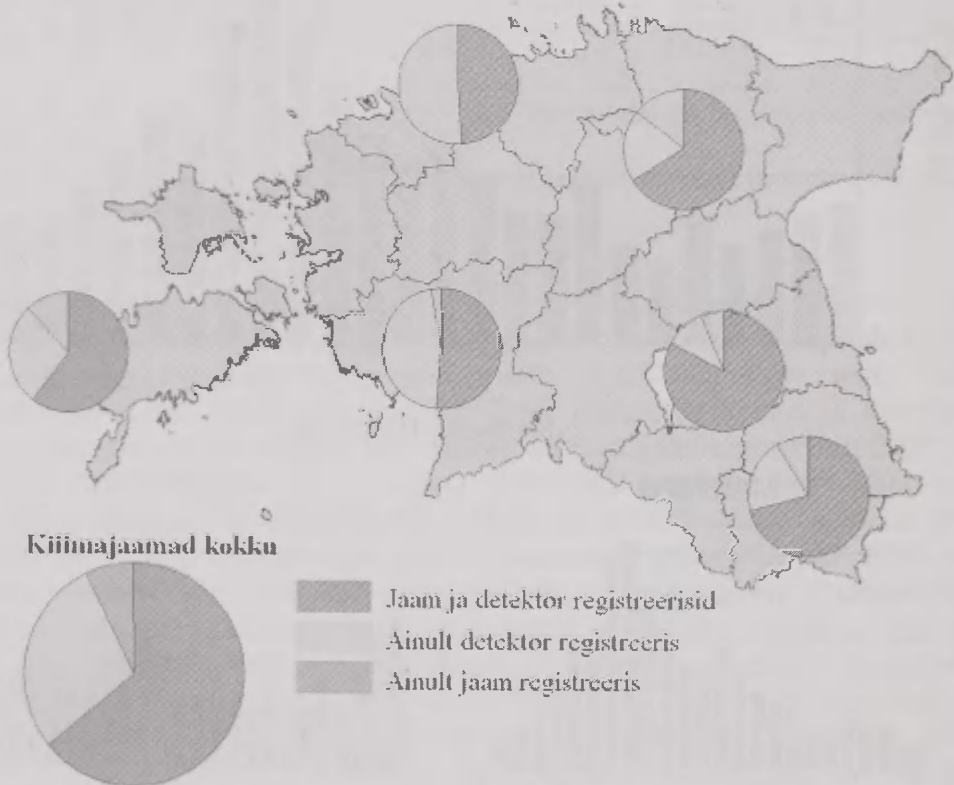


Joonis 5. Perioodil 2005–2008 registreeritud pilv-maa tüüpi välgulöökide kellaajaline jaotus kogu uurimisala, maismaa ning mere kohal.

Figure 5. Diurnal distribution of cloud-to-ground flashes for the whole study area (up), over land (bottom left) and over sea (bottom right).

Kokku esines perioodil 2005–2008 Eesti kliimajaamades ja nende ümbruses 647 äikesejuhtumit (joonis 6). Nii jaam kui detektor registreerisid äikest 413 juhul (63,8 protsenti kõigist juhtudest). Olukordi, kui detektor registreeris kliimajaamast 30 km raadiuses äikesejuhtumi, kuid jaamas äikest ei märgitud, oli 187 (28,9 protsenti) ning olukordi, kui kliimajaamas märgiti äikest, kuid detektor jaamast 30 km raadiuses ühtki lööki ei registreerinud, esines 47 (7,3 protsenti kõigist äikesejuhtumitest).

Tallinna ja Pärnu puhul oli detektori ja jaama poolt üheaegselt registreeritud äikesejuhtumite osakaal märgatavalt väiksem kui ülejäänud jaamadel. Pärnus oli nii jaama kui detektori poolt registreeritud 51 ja Tallinnas vaid 49 protsenti kõigist juhtumitest. Ainult detektori poolt registreeritud juhtumeid oli nendes kahes jaamas silmapaistvalt palju. Ainult vaatleja poolt registreeritud äikesejuhtumeid polnud Tallinnas üldse ning Pärnus oli neid nelja aastaga olnud vaid 3 (2,6 protsenti kõigist Pärnu äikesejuhtumitest).

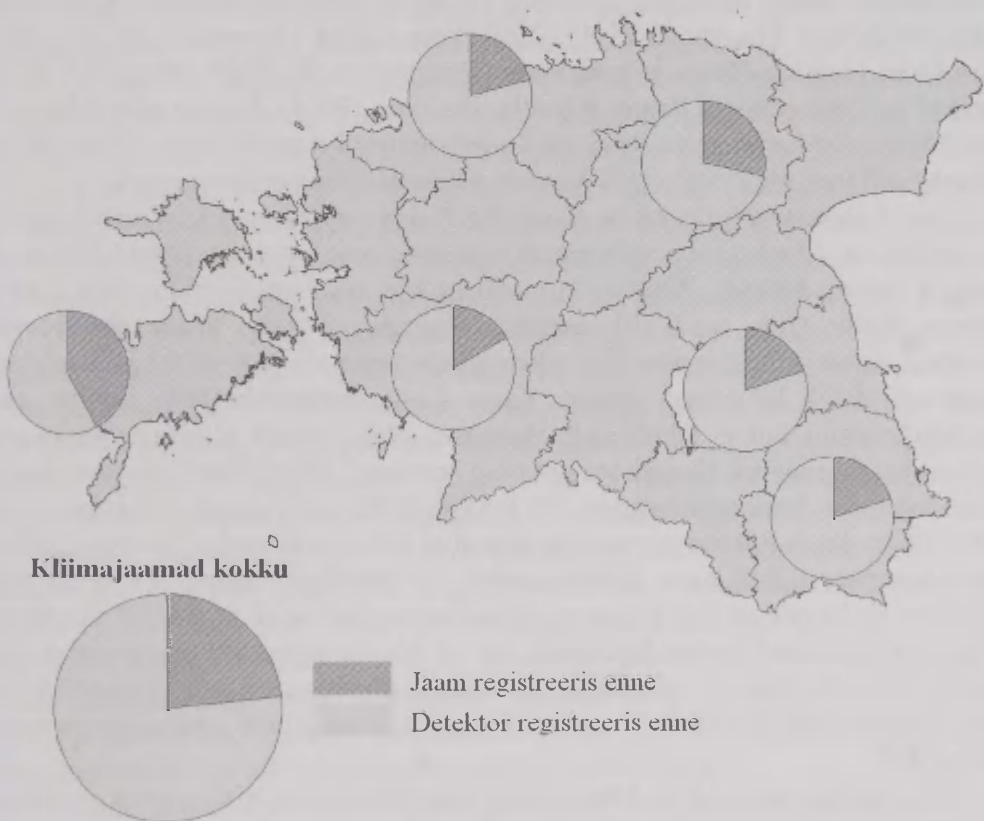


Joonis 6. Ainult kliimajaamade, ainult NORDLIS detektorite ja nii kliimajaamade kui detektorite poolt registreeritud äikesejuhtumite üldjaotus ning jaotus jaamade kaupa.

Figure 6. Distribution of thunder events registered by visual observer and NORDLIS detectors, only by NORDLIS detectors and only by visual observers.

Teistes jaamades olid selges ülekaalus juhtumid, kui äikest registreerisid korraka nii kliimajaam kui detektor. Veidi madalam oli detektori ja jaama vaatluste kokkulangevus Vilsandi ja Väike-Maarja puhul, vastavalt 60 ja 66 protsenti. Võrus oli see näitaja 70,9 protsenti ning Tõraveres väga kõrge – 82,7 protsenti. Ainult detektori poolt registreeritud lööke oli suhteliselt palju Vilsandis, ligi 28 protsenti kõigist äikesejuhtumitest. Võrus ja Väike-Maarjas moodustasid need umbes 20 ning Tõraveres vaid 10,9 protsenti kõigist juhtumitest. Ainult jaamas registreeritud äikeseid, mida detektorid ei näidanud, oli suhteliselt palju Väike-Maarja ja Vilsandi jaamades, vastavalt 14,3 ning 12,0 protsenti kõigist juhtumitest. Võrus oli neid 8,7 ja Tõraveres 6,4 protsenti.

Juhtumeid, kui äike registreeriti nii kliimajaama kui NORDLIS võrgustiku poolt oli perioodil 2005–2008 kokku 413. Nendest 315 puhul (76,3 protsenti) registreeris detektor jaamast 30 km raadiuses välgulööke juba enne vaatleja poolt jaamas määratud äikese alguskellaega (joonis 7).



Joonis 7. Detektori poolt avastatud ja vaatleja poolt avastatud äikesejuhtumite üldjaotus ning jaotus kliimajaamade kaupa.

Figure 7. Distribution of thunder events registered first by visual observer and by NORDLIS detectors.

Ülejäänud 98 juhul (23,7 protsenti) märkis vaatleja äikese algust varem, kui detektor jaamast 30 km raadiuses lööke registreeris. Selgelt tuleb esile Vilsandi jaam, kus 42 protsenti kõigist detektori ja vaatleja poolt registreeritud äikesejuhtumitest avastas jaama vaatleja enne, kui detektor 30 km raadiuses välkusid registreeris. Väike-Maarjas moodustavad vaatleja poolt avastatud äikesed 28,4 protsenti kõigist registreeritud juhtumitest. Ülejäänud neljast jaamast kolmes (Tallinn, Tõravere, Võru) avastas vaatleja 20–21 protsenti äikesejuhtumeid detektoritest varem. Pärnu puhul oli see näitaja kõige madalam. Seal märkas vaatleja 16,7 protsendil juhtudest äikest varem, kui detektor jaamast 30 km raadiuses lööke registreeris.

6. Arutelu

Uurimisala keskmiseks pilv-maa löökide tiheduseks perioodil 2005–2008 saadi 0,30 lööki/km² aastas, maksimumväärtus oli 0,8 ning miinimumväärtus alla 0,1 löögi/km² aastas. Maailma mastaabis on need väärtused madalad. Veel vähem äikest on Soome (Tuomi, Mäkelä, 2008c) ja Rootsi (Sonnadara *et al.*, 2006) põhjaaladel, Kanada lääne- ja põhjaosas (Burrows *et al.*, 2002) ning USA läänerrannikul ja California poolsaarel (Orville, Huffines, 2001). Eestiga võrreldav pilv-maa löökide tihedus esineb Lõuna- ja Kesk-Soomes, Lõuna-Rootsis, USA-s Kalju-maestikust läänes ning piirkonniti Kanada põhja- ja läänepoolsetes osades.

Saadud löökide tihedused on tõenäoliselt siiski väiksemad kui Eesti kliimatiline keskmine. Aluse seda arvata annab esiteks Soome kohta avaldatud 10-aastane uuring (Tuomi, Mäkelä, 2008c), kus märgitakse ära aastate 2005–2008 äikesevähesus. Selle tõttu saadi 10 aasta keskmiseks löökide tiheduseks Soomes 0,34 km⁻² aastas, mis jääb alla riigi pikaajalisele perioodile 1960–2007 kliimatilisele keskmisele 0,39 lööki/km² aastas. Kuna Eesti uurimisala jääb Soome alast keskmiselt enam kui 6 laiuskraadi lõunasse, võib oletada aluspinna tugevamat soojenemist ja pikemat äikesehooaega ning suuremat välgulöökide tihedust Eestis. Seda kinnitavad ka satelliitsensori ODT 1998–2002 mõõtmised (Christian *et al.*, 2003). Põhja-Soome jaoks on nendest hinnatud 0,1–0,5 välku/km² aastas, Kesk- ja Lõuna-Soomele 0,8–2 ning Eestile umbes 3 välku/km² aastas. Tegu on kogu äikeselise aktiivsusega. Rakendades Edela-Soome IMPACT ja SAFIR detektorite andmete võrdlemisel saadud hinnangut, et 1/3 kõigist välkudest on pilv-maa tüüpi (Tuomi, Mäkelä, 2008c), võib pilv-maa välkude tiheduseks Eestis perioodil 1998–2002 hinnata kuni 1 löök/km² aastas. Seda on kolm korda enam kui perioodil 2005–2008.

Ehkki uuritav periood on kliimatiliste üldistuste jaoks lühike, tulevad välkude territoriaalse jaotuse puhul (joonis 2) esile mõned reljeefiga seostatavad maksimumid. Need paiknevad Otepää kõrgustikul, Haanja kõrgustiku lääneosas, Pärnu- ja Viljandimaa piirialadel Sakala kõrgustikust läänes ning Pandivere kõrgustikust edelas ja läänes. On väga tõenäoline, et tegu on orograafilise efektiga, kus valdavad

läänevoolud on sunnitud madalamatelt aladelt kõrgematele liikudes tõusma ning küllaldase niiskuse ja soojuse olemasolu korral on sademete ja äikese teke nendel aladel intensiivsem.

Löökide aastatevahelises jaotuses esinesid mitmekordsed erinevused, aastal 2007 löi välku kolm korda enam kui aastal 2006. Suured aastatevahelised kõikumised on omased ka teistele piirkondadele. Näiteks Soomes esines aastal 1972 1,1 lööki/km² ning 1988 1,0 lööki/km², mida on 5 korda enam kui aastail 2005–2007, kui oli vaid 0,2 lööki ruutkilomeetri kohta aastas (Tuomi, Mäkelä, 2008b). Rootsi alal esines perioodil 1987–2000 eri aastatel 25–115 tuhat välku (Sonnadara *et al.*, 2006).

Sesoonse jaotuse puhul ilmnid perioodil 2005–2008 maksimumid augustis ja mais, üldiselt aga tipneb äikesehooaeg parasvöötmes kesksuvel. Soomes (Tuomi, Mäkelä, 2008c), Rootsis (Sonnadara *et al.*, 2006), Austrias (Schulz *et al.*, 2005), USA-s (Orville, Huffines, 2001) ja Tiibeti platool (Qie *et al.*, 2003) lööb kõige enam välku juulis. Antud töös ilmnenu erinevuste põhjuseks on väga intensiivsete äikesetormide esinemine mais ja augustis 2007, samas kui juulis ja eriti juunis sellised tormid perioodil 2005–2008 puudusid. Kogu äikese hooaega vaadates ilmneb, et aprillist oktoobrini registreeriti 99,7 ning maist septembrini 94 protsenti kõigist välkudest. See on heas kooskõlas teiste uurijate tulemustega. Näiteks Austrias registreeriti perioodil 1992–2001 maist septembrini 96 protsenti kõigist pilv-maa löökidest (Schulz *et al.*, 2005) ning Pürenee poolsaarel 84 protsenti välkudest (Rivas Soriano *et al.*, 2005). Kanada eri piirkondades registreeriti aastatel 1998–2000 maist oktoobrini 93–99% kõigist välkudest (Burrows *et al.*, 2002).

Analüüsidest välkude arvukust kuupäevade kaupa (joonis 4) ilmnes, et 2005–2008 langes viiele kõige äikeselisemale päevale 48–58 protsenti kõigist aasta jooksul registreeritud pilv-maa löökidest. Sarnaseid üldistusi on tehtud Kanada kohta perioodil 1998–2000 (Burrows *et al.*, 2002). Ilmnes veidi suurem löökide hajuvus, kus 10 kõige äikeselisemale päevale koondus 20–35 ning 20 kõige äikeselisemale päevale 35–50 protsenti aasta välkudest. Samas oli aastal 1998 Ontario järve ümbruses piirkondi, kus 4 tunniga löi 25 protsenti aasta välkudest, mis sarnaneb Eestis 1. oktoobril 2006 esinenud äikesega. Üldiselt võib oletada, et selline löökide koondumine üksikutele kuupäevadele on omane eeskätt kõrgematele laiuskraadidele, kus õhk on ka soojal poolaastal suhteliselt jahe ja puuduvad tingimused ulatuslike äikeste tekkeks. Üksikutel päevadel võivad aga lõunapoolt kohale kanduda väga soojad õhumassid, millega seotud frontidel arenevad intensiivsed ja ulatuslikud äikesed. Aastate 2005, 2007 ja 2008 intensiivseimad äikesed Eestis kaasnesid just kirjeldatud üldsünoptilise olukorraga.

Välkude kellaajalise jaotuse puhul ilmnes selge maksimum pärastlõunal kella 15–17 paiku ning miinimum varahommikul kella 3–6 vahel (joonis 5). See peegeldab üldist aluspinna soojenemist ja maapinnalähedase õhutemperatuuri ööpäevast käiku. Pärastlõunal on maapind enim soojenenud, tõusvate õhuvoolude ja äikese areng kõige intensiivsem. Sarnaseid tulemusi on saadud üle maailma. Soomes

(Tuomi, Mäkelä, 2008c), Austrias (Schulz *et al.*, 2005) ja Tiibeti platool (Qie *et al.*, 2003) lööb kõige enam välku samuti kella 15–17 vahel, Pürenee poolsaarel kella 16–18 vahel (Rivas Soriano, De Pablo, 2002), Lõuna-Saksamaal kella 16–17 paiku (Finke, Hauf, 1996) ja Jaava saarel kella 15.30 paiku (Hidayat, Ishii, 1998). Mere kohal oli välkude ööpäevane jaotus palju ühtlasem ning maksimum esines kesköö paiku. Mere kohal löövate välkude kellaajalise jaotuse erinevus maismaa välkude omast ilmneb praktiliselt kõigis sarnastes töodes. Samas varieerub välkude kellaajaline jaotus mere puhul paigast paika palju enam kui maismaa kohal. Näiteks Soome merealadel puudub Eesti puhul ilmnenud öine maksimum ja löögid on kogu ööpäeva lõikes ühtlaselt jaotunud (Tuomi, Mäkelä, 2008c). USA ja Kanada rannikulähedastel mere- ja ookeanialadel domineerib aga selgelt öine äikesemaksimum (Orville *et al.*, 2002). Üldiselt on mere kui aluspinna ööpäevane temperatuurikäik võrreldes maismaaga tühine, mis ilmselt seletab ka äikeselise aktiivsuse väiksema varieeruvuse. Võimalik öine äikesemaksimum Eestit ümbritsevatel merealadel vajab aga edasist uurimist, kuna perioodil 2005–2008 võis see olla tingitud ka juhuslikest tugevatest frontaaläikestest. Väga intensiivsed frontaalsed äikesed esinesid Lääne-Eesti merealade kohal näiteks 2007. aasta 11./12. ja 23./24. augusti kesköö paiku.

Kliimajaamade ja NORDLIS detektorite andmete ühtivus ligi kahe kolmandiku ulatuses (joonis 6) viitab mõlema andmestiku suhteliselt heale kvaliteedile perioodil 2005–2008. Ainult detektori poolt avastatud juhtumid (28,9 protsenti) võivad viidata nii detektori kui vaateleja vigadele. Antud töös on detektori juhuslike vigade mõju vähendatud, kuna visuaalvaatluse puudumisel loeti kinnitatuks vaid sellised äikesejuhtumid, kui detektor registreeris 15 minuti jooksul vähemalt kolm välku. Vaateleja võimalik viga seisneb jaama piirkonnas esinenud äikese registreerimata jätmises. Põhjuseks võib olla konkreetse vaateleja lohakus, kuid tõenäoliselt avaldab olulist mõju jaama ümbritsev keskkond. Piiratud vaateväli takistab eemal asuva äikesepilve nägemist, looduslik (tugev tuul, mere kohin) ja tehismüra raskendab müristamiste kuulmist. Ilmnes, et Tallinna ja Pärnu vaatlused langevad võrreldes ülejäänud nelja jaamaga tunduvalt vähem kokku detektorite andmetega, väga palju on ainult detektori poolt registreeritud äikesejuhtumeid. Tallinna jaama puhul on äikeste raskendatud avastamine seletatav jaama asendiga Harkus, Paldiski maanteest vaid 50 m kaugusel ja suhteliselt piiratud vaateväljaga kohas. Pärnu jaama madal äikeste avastamise protsent on üllatavam. Jaam asub linnast 7 km kaugusel lagedal hõreda lennugraafikuga lennuväljal. Seega võib madal avastamistõenäosus tuleneda pigem vaatelejate väiksemast tähelepanelikkusest kui ümbritseva keskkonna mõjust. Suhteliselt palju detektori poolt registreeritud äikeseid on märkamata jäänud ka Vilsandi jaamas. Siin võib põhjuseks olla jaama asend otse avamere rannikul, kus tugevad tuuled ja kaasnev mere kohin võivad oluliselt takistada müristamiste kuulmist. Sisemaal lagedates ja vaiksetes kohtades paiknevad asulavälised Väike-Maarja ja Tõravere jaam ning linna servas asuv Võru jaam paistavad silma ainult jaamas registreeritud äikeste poolest. Seega võib oletada, et

detektoritele märkamatuks jäänud äikesed on tõepoolest suhteliselt nõrgad ja registreeritakse visuaalselt eelkõige heades vaatlustingimustes ja vaatlejate piisava tähelepanelikkuse korral.

Detektori poolt avastamata, kuid kliimajaamades registreeritud äikesed, mis moodustasid 7,3 protsenti kõigist juhtumitest, viitavad NORDLIS võrgustiku puudustele. Kõige olulisem on ilmselt fakt, et kasutatakse IMPACT sensoreid, mis on tundlikud pilv-maa löökide suhtes, jättes samas registreerimata valdava osa pilvesisestest välkudest (Drüe *et al.*, 2007). Seega pilved, mille äikeseline aktiivsus piirdub vaid pilvesiseste välkudega, jäävadki tõenäoliselt avastamata. Meteoroloogijaamades aga ei tehta vahet erinevatel välguvormidel ning müristamise korral äike igal juhul registreeritakse.

Pilvevälkude väga madalast registreeritusest järeldub, et juhul kui äike kujuneb jaama ümbruses ja selle alguses esinevad vaid pilvesisesed löögid, peab see olema visuaalvaatlejale varem avastatav kui detektorile. Nii vaatleja kui detektori poolt registreeritud äikesejuhtumite analüüsil ilmneski, et 23,7 protsendil juhtudes registreeris vaatleja äikese varem kui detektor (joonis 7).

7. Kokkuvõte

Käesolev töö annab ülevaate välgulöökide ajalis-ruumilisest jaotusest Eesti piirkonnas aastatel 2005–2008 ning võrdleb NORDLIS äikesedetektorite võrgustiku andmeid kohalike kliimajaamade visuaalvaatlustega. Uurimisala suurus on 102 500 km² ning see hõlmab lisaks Eestile Läänemere idaosa, Soome lahe lõunaosa, Põhja-Lätit ning Venemaa lääneserva.

Aasta keskmiseks pilv-maa löökide tiheduseks uurimisalal saadi 0,30 lööki/km² aastas, maksimumväärtus oli 0,8 ning miinimumväärtus alla 0,1 löögi/km² aastas. Maailma mastaabis on need väärtused madalad. Eestiga võrreldav pilv-maa löökide tihedus esineb Lõuna- ja Kesk-Soomes, Lõuna-Rootsis, USA-s Kaljumäestikust läänes ning piirkonniti Kanada põhja- ja läänepoolsetes osades. Sarnaselt teiste parasvöötme aladega ilmneb tugev äikesemaksimum soojal poolaastal, aprillist oktoobrini registreeriti 99,7 ning maist septembrini 94 protsenti kõigist välkudest. 48–58 protsenti aasta jooksul registreeritud löökidest oli koonduvad viiele kõige äikeselisemale päevale. Välkude kellaajalise jaotuse puhul ilmnes selge maksimum pärastlõunal kella 15–17 paiku ning miinimum varahommikul kella 3–6 vahel, mis on väga heas kooskõlas teiste parasvöötme ja troopika uuringutega. Mere kohal oli välkude ööpäevane jaotus palju ühtlasem ning maksimum esines kesköö paiku.

NORDLIS andmete võrdlemisel kliimajaamade visuaalvaatlustega uuriti kokku 647 äikesejuhtumit. Äikesedetektorite ja visuaalvaatlejate andmed langesid kokku 63,8 protsendi ulatuses. Vaatleja ei märganud detektori poolt registreeritud äikest 28,9 ning detektorid ei registreerinud jaamas vaadeldud äikest 7,3 protsendil juhtudest. Nii detektori kui vaatleja poolt registreeritud 413 äikesejuhtumist 76,3

protsendi puhul märkas äikest enne detektor, teistel juhtudel märkas vaateleja äikese enne kui detektor jaama ümbruses välke registreeris. Erinevused on ühelt poolt tingitud vaatelejate vigadest ja teiselt poolt äikesedetektorite väga madal pilvevälkude registreerimiseefektiivsusest.

Töös saadud pilv-maa löökide ajalis-ruumilised karakteristikud on väga olulised, kuna tegu on esimeste andmetega Eestis, mis võimaldavad kaasaegsel tasemel võrdlust teiste riikide uuringutega. Äikesedetektorite ja visuaalvaatluste võrdlus aitab parandada arusaama mõlema vaatlusmeetodi eelistest ning puudustest ja loob parema ettekujutuse viimaste aastate detektorivaatluste võrdlusvõimalustest varasemate visuaalvaatlustega.

Tänuavaldus

Seda uurimust toetas ETF grant nr 7510.

Kasutatud kirjandus

- Baltutyte, J. 2004. Thunderstorms and their forming in Lithuania. Vilnius University, bachelour thesis.
- Bernardi, M., Ferrari, D. 2004. Evaluation of the LLS efficiency effects on the ground flash density, using the Italian lightning detection system SIRF. *Journal of Electrostatics* 60: 131–140.
- Burrows, W. R., King, P., Lewis, P. J., Kochtubajda, B., Snyder, B., Turcotte, V. 2002. Lightning occurrence patterns over Canada and adjacent Unitet States from lightning detection network observations. *Atmosphere-Ocean* 40: 59–81.
- Changnon, S. A., Changnon, D. 2001. Long-term fluctuations in thunderstorm activity in the United States. *Climatic change* 50: 489–503.
- Christian, H. J., Blakeslee, R. J., Boccippio, D. J., Boeck, W. L., Buechler, D. E., Driscoll K. T., Goodman S. J., Hall, J. M., Koshak, W. J., Mach, D.M., Stewart, M. F. 2003. Global frequency and distribution of lightning as observed from space by the Optical Transient Detector. *Journal of Geophysical Research* 108(D1): 4005.
- Cummins, K. L., Philip Krider, E., Malone, M. D. 1998b. The U.S. National Lightning Detection Network and applications of cloud-to-ground lightning data by electric power utilities. *IEEE Transactions on Electromagnetic Compatibility* 40: 465–480.
- Drüe, C., Hauf, T., Finke, U., Keyn, S., Kreyer, O. 2007. Comparison of a SAFIR lightning detection network in northern Germany to the operational BLIDS network. *Journal of Geophysical Research* 112: D18114.
- Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut, 2008. Eesti ilma riskid. Tallinn.
- Enno, S.-E. 2007. Äikese sageduse ajalis-ruumiline muutlikkus Eestis. Tartu Ülikooli Geograafia Instituut, bakalaureusetöö loodusgeograafias.
- Finke, U., Hauf, T. 1996. The characteristics of lightning occurrence in southern Germany. *Contributions to atmospheric physics* 69: 361–374.
- Hidayat, S., Ishii, M. 1998. Spatial and temporal distribution of lightning activity around Java. *Journal of Geophysical Researchs-Atmospheres* 103, D12: 14001–14009.

- Hidayat, S., Zoro, R. 2006. Observation of lightning discharges in Indonesia by lightning detection network. Proceedings of the 8th International Conference on Properties and Applications of Dielectric Materials, Bali, Indonesia, June 26–30, 2006, 844–847.
- Jürissaar, M. 1998. Meteoroloogia. Tartu Lennukolledž.
- Orville, R. E., Huffines, G. R. 2001. Cloud-to-ground lightning in the United States: NLDN results in the first decade, 1989–98. *Monthly Weather Review* 129: 1179–1193.
- Orville, R. E., Huffines, G. R., Burrows, W. R., Holle, R. L., Cummins, K. L. 2002. The North American Lightning Detection Network (NALDN)-First results: 1998–2000. *Monthly Weather Review* 130: 2098–2109.
- Pinto, I. R. C. A., Pinto Jr., O. 2003. Cloud-to-ground lightning distribution in Brazil. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics* 65: 733–737.
- Qie, X., Toumi, R., Yuan, T. 2003. Lightning activities on the Tibetan Plateau as observed by the lightning imaging sensor. *Journal of Geophysical Research* 108(D17): 4551.
- Rivas Soriano, L., De Pablo, F. 2002. Study of lightning event duration and flash rate in the Iberian Peninsula using cloud-to-ground lightning data. *Atmospheric Research* 61: 189–201.
- Rivas Soriano, L., De Pablo, F., Tomas, C. 2005. Ten-year study of cloud-to-ground lightning activity in the Iberian Peninsula. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics* 67(16): 1632–1639.
- Schulz, W., Cummins, K., Diendorfer, G., Dorninger, M. 2005. Cloud-to-ground lightning in Austria: A 10-year study using data from a lightning location system. *Journal of Geophysical Research* 110: D09101.
- Shwehdi, M. H. 2005. Thunderstorm distribution and frequency in Saudi Arabia. *Journal of geophysics and engineering* 2: 252–267.
- Sonnadara, U., Cooray, V., Götschl, T. 2006. Characteristics of cloud-to-ground lightning flashes over Sweden. *Physica Scripta* 74: 541–548.
- Tallinna Hüdrometeoroloogia Observatoorium 1969. Eesti NSV kliimaatlas.
- Tuomi, T.J., Mäkelä, A. 2006. Salamahavainnot 2006 – Lightning observations in Finland, 2006. Finnish Meteorological Institute.
- Tuomi, T.J., Mäkelä, A. 2008a. Binomial Model of Lightning Detection Efficiency. *Journal of Lightning Research* 1: 1–8.
- Tuomi, T.J., Mäkelä, A. 2008b. Salamahavainnot 2008 – Lightning observations in Finland, 2008. Finnish Meteorological Institute, 49 p.
- Tuomi, T.J., Mäkelä, A. 2008c. Thunderstorm Climate of Finland 1998–2007. *Geophysica* 44(1–2): 67–80.
- Рижская Гидрометеорологическая Обсерватория, 1972. Климатический атлас Латвийской ССР. Издательство “Звайгзне”, Рига.
- Таллинская Гидрометеорологическая Обсерватория, 1968. Справочник по климату СССР, выпуск 4. Гидрометеорологическое издательство, Ленинград.

Spatio-temporal distribution of lightning over Estonia 2005–2008 and comparison of NORDLIS data with local weather stations

Sven-Erik Enno

Department of Geography, University of Tartu

Summary

This study gives an overview of the spatio-temporal distribution of lightning over Estonia during the years 2005–2008, and compares data from the NORDLIS lightning detection network with visual observations in six local weather stations. The studied area covers a total of 102,500 km² in Estonia, the eastern part of the Baltic Sea, the southern part of the Gulf of Finland, northern Latvia and the western periphery of Russia.

Annual mean cloud-to-ground flash density over the area was 0.30 flashes/km² year. The highest values found were 0.8 and the lowest less than 0.1 flashes/km² year. All of these values are low on a global scale and are comparable with flash densities in Finland, Sweden, the western USA and northern and western Canada. Mid-latitude specific annual distribution appeared with 99.7 per cent of annual flashes between April and October and 94 per cent of flashes from May to September. The five most active days gave 48–58 per cent of the annual numbers of flashes. Diurnal distribution showed a common maximum of around 15–17 local time and minimum between 3–6 local time. Over the sea, however, diurnal distribution showed much less variation and peaked around midnight.

The comparison of NORDLIS lightning detection network data with visual observations in six local weather stations took into account a total of 647 thunder cases, 63.8 per cent of which showed agreement between the two datasets. In 28.9 per cent of cases, only detectors registered thunder and in 7.3 per cent of cases only observers in stations reported it. A total of 413 cases were registered by both detectors and observers, and 76.3 per cent of these were first reported by detectors. Other cases were first recorded by observers. The main reasons for these disparities are mistakes by observers and low cloud flashes influencing the detection efficiency of NORDLIS detectors.

The results of this work are important as the first flash-level thunder statistics in Estonia. The comparison of NORDLIS data and visual observations reveals the advantages and disadvantages of both methods and helps to compare modern detector observations with visual records from the past.

Õhusaaste ja ilmastiku mõju Saare järve sissevoolu pinnaveele 1995–2008

Jane Frey¹, Madli Linder¹, Toomas Frey²

¹Tartu Ülikooli geograafia osakond

²Eesti Maaülikooli metsandus- ja maachitusinstituut, metsakasvatuse osakond

1. Sissejuhatus

Rahvusvaheline kompleksseire programm (*UN/ECE International Cooperative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems*) eeldab hüdroloogiliselt piiritletud valgla vee- ja ainevoogude bilansilist uurimist eesmärgiga hinnata sadevetega deponeeruvate õhu saasteainete mõju selle valgla pinnavete keemilisele koostisele.

Valglast väljavoolava pinnavee keemiline koosseis annab ülevaate ainete väljakandest maastikult, sest sadeveed rikastuvad kokkupuutes valgla kooslustega nii sadenenud saasteainete kui ka mulla porsumisest ja orgaanilise aine lagunemisest vabanenud ioonidega, mis koos pinnavee kogusega iseloomustab ühtlasi järve kantavate ainete koguseid ehk järve toitumist. Tavalistel talvedel, mil maapind on külmunud, toimub järve peamine toitumine alles kevadise suurveega, eelkõige talve jooksul sademetega talletunud toite- ja saasteainetega. Vihmastel talvekuudel, mil maapind on vaid ajutiselt külmunud ja puhkeperioodis olevad taimed lahustunud toiteaineid ei tarbi, on pinnavee sissevool ühtlasem ning valglast väljahutavate ja järve eutrofeerumist põhjustavate toiteainete sissekanne suurem. On ilmselge, et soojal talvel jõuavad järve suuremad ja toitainerikkamad veekogused kui külmal talvel.

Käesolev artikkel pakub peamiste ioonide bilansilisi võrdlusandmeid soojal ja sademeterohkel 2007–2008 talvel Saare järve allvalglale sisenenud sadevete ja välja voolanud pinnavee koguste ja koostise kohta võrreldes eelneva mõõteperioodi nn. tavaliste Eesti talvedega aastail 1995–2006. Uuritud allvalgla pindalaga 109,2 ha kuulub nii Eesti riiklikku seiresüsteemi kui ka Rahvusvahelise Kompleksseire prooviaalade hulka (*ICP IM area Saarejärve EE02*) ja asub Saare järvest loodesse jääval Saare mõhnastikul (58°39'N, 21°45'E) (joonis 1). Allvalgla on hüdroloogiliselt selgelt piiritletav, samas pindalalt suurim ja järve sissevoolava veehulga (keskmiselt 112 mm aastas) poolest olulisim.



Joonis 1. Saarejärve valgla paiknemine, männiku ja kuusiku proovialade ning I sissevoolu asukohad. Taust: ortofoto, joonobjektid Eesti põhikaardilt (litsentsilepingud EP-A1 01713, OF-A2 01153 ja 0776 Maa-ametiga).

Figure 1. The location of Saarejärve catchment area, pine and spruce plots and number 1 inflow. Background: orthophotos; line objects from Estonian basic map (Estonian Land Board licenses EP-A1 01713, OF-A2 01153 and 0776).

2. Andmete kogumine ja keemiline analüüs

Kompleksseire programmi kohaselt (Manual for Integrated Monitoring, 1993) mõõdetakse Saare järve I sissevoolust (joonis 1) läbivoolava vee hulka iga päev. Selleks on sissevool tõkestatud kolmnurkse avaga varustatud tammiga. Vooluhulk arvutatakse igapäevaselt vastavalt veesamba kõrgusele tammi kaliibritud skaalal. Proovid keemiliseks analüüsiks võetakse tammi veevoolust 2 korda kuus. Sademete veed kogutakse samuti 2 korda kuus avamaalt (2 kogujat, pindalaga 0,042 m²), kuusiku võrastiku alt (7 kogujat, pindalaga 0,1608 m²) ja männiku võrastiku alt (5 kogujat, pindalaga 0,1005 m²). OÜ Tartu Keskkonnauuringute rahvusvaheliselt akrediteeritud laboratooriumis analüüsitakse igast veeproovist ionkromatograafiliselt SO₄²⁻, Cl⁻, NO₃⁻ (EN-ISO 10304) ja Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ (EN-ISO 14911), potentsiomeetriliselt HCO₃⁻ ehk aluselisisus ja spektrofotomeetriliselt pH ning NH₄⁺, SiO₂ määratakse aatom-absorptsioon spektromeetriga.

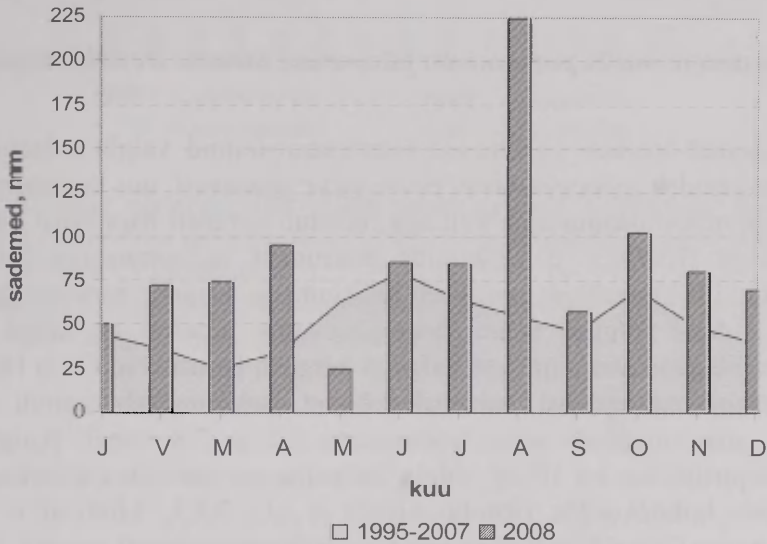
Allvalgla kogudepositiooni ehk õhu saasteainete ja toitelementide sissekande arutamiseks kasutatakse avamaa, kuusiku ja männiku (joonis 1) sadevete koostisi

kaalutuna vastavalt allvalgla (avamaa + lehtpuuvõsastik 72,8 ha, männik 12,1 ha ja kuusik 24,3 ha) pindala osatähtsusega.

3. Tulemused ja arutelu

3.1. Hüdroloogilised vood

Seireperioodi 1995–2008 aasta keskmine sademete hulk valgla avamaal oli 612 mm ja pinnaveena jõudis sellest järve keskmiselt 18% – 112 mm. Perioodi kõige sademeterohkemaks (joonis 2) osutus 2008. aasta (1021 mm) ja kõige kuivemaks 2002. aasta (459 mm).



Joonis 2. Avamaa sademete 2008. aasta kuusummad (mm) võrrelduna eelneva seireperioodi (1995–2007) keskmiste kuusummadega Saarejärvel.

Figure 2. Monthly bulk precipitation (mm) of open area at Saarejärve in 2008 and during the rest of the monitoring period (1995–2007).

Vihmasel 2008. aastal voolas I allvalglast järve pea 257 mm (25% sademetest) (tabel 1), mis on erakordne nii oma suure koguse poolest kui ka selle poolest, et pinnavee voolu registreeriti aasta kõigil päevadel. Kuivadel aastatel (1996, 1999, 2002 ja 2006) jäi pinnavee sissevoolu süng kuivaks tavaliselt mitmeks suvekuuks, veevool taastus alles oktoobris.

Tabel 1. Seireperioodi (1995–2008) keskmised hüdroloogilised vood (mm) võrrelduna ülimalt sademeterohke 2008. aastaga (toodud sulgudes) Saarejärve kompleksseirealal.

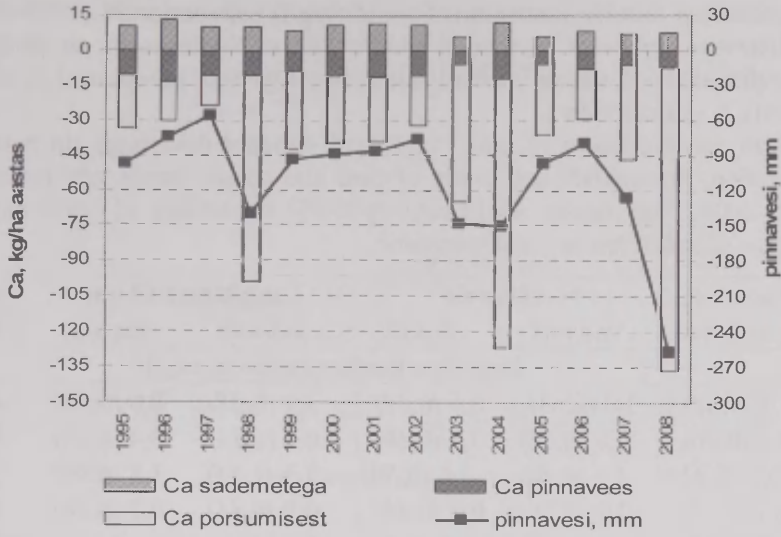
Table 1. Average annual water fluxes (mm) in 1995–2008 compared with the very rainy year 2008 (in brackets) at Saarejärve IM area.

Hüdroloogiline voog (mm)	Saarejärve (EE02) prooviala	
	<i>pohlamännik</i>	<i>mustikakuusik</i>
Avamaa sademed	624 (1021)	
Võrastiku alla jõudvad sademed	513 (827,4)	430 (755,4)
Mulla nõrgvesi 10 cm sügavuselt	57 (69,8)	113 (166,3)
Mulla nõrgvesi 40 cm sügavuselt	25 (43,2)	74 (115,5)
Pinnavee hulk I allvalglast järve	112 (257)	

3.2. Õhusaastest ja mulla porsumisest pärinevate ioonide trendid valgla ainerings

Tabelis 2 toodud ioonide keskmised kontsentratsioonid valgla erinevates hüdroloogilistes voogudes iseloomustavad Saare järve pinnavett, mis kogunemisel voolusängi, kokkupuutes maapinna ja mullaga rikastub kergesti happesust puhverdavate karbonaatidega (HCO_3^-) ja silikaatide porsumist iseloomustava SiO_2 -ga ning nendega seotud katioonidega, peamiselt kaltsiumi- ja magneesiumiooniga.

Aasta jooksul valglast Saare järve jõudvatest ainetest on kõige tugevamas seoses järve sissevoolava pinnavee hulgaga kergesti lahustuvad Ca ja HCO_3 (aluse-lisus). Pinnavee suurepärasest puhverdusvõimetest iseloomustab samuti happesuse-näitaja pH, mis varieerub aasta keskmisena 7,2 ja 7,8 vahel. Kuigi kaltsiumi keskmine depositionsioon *ca* 10 kg valgla ha kohta on võrreldes näiteks Rootsi või Soomega pea kolmekordne (Ruoho-Airola *et al.*, 2003; Lövblad *et al.*, 2000), pärineb pinnavee Ca valdavalt porsumisest – sademeterohketel aastatel (1998, 2004 ja 2008) üle 90% ja keskmistel aastatel *ca* 70% (joonis 3).



Joonis 3. Valglasse perioodil 1995–2008 aasta jooksul sademetega deponeeruv Ca (sissekanne) ja pinnaveega järve kantav Ca (kg valgla ha kohta); väljakandes on eristatud porsumisest pärineva Ca koguseid.

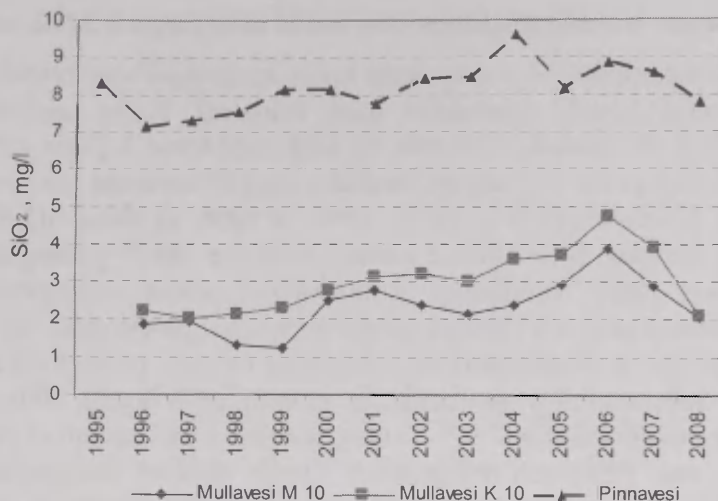
Figure 3. Annual average deposition (input) and output of Ca (kg/ha) at catchment area, and Ca from weathering in runoff water, 1995–2008.

Tabel 2. Keskmised ionide kontsentratsioonid (mg/l) seireperioodil (1995–2008) sade-, mulla- ja pinnavees, sulgudes on toodud standardhälve. Noolekesega on näidatud Mann-Kendalli trendianalüüsiga saadud statistiliselt olulised ($p < 0,05$) muutused (↓ alanev trend; ↑ tõusev trend). x – ei mõõdeta.

Table 2. Mean concentrations of ions (mg/l) and standard deviations (in parentheses) in bulk precipitation, throughfall, soil water of pine and spruce stands and runoff water for period 1995–2008. Statistically significant ($p < 0.05$) decreasing (↓) and increasing (↑) trends by Mann-Kendall test. x – not measured.

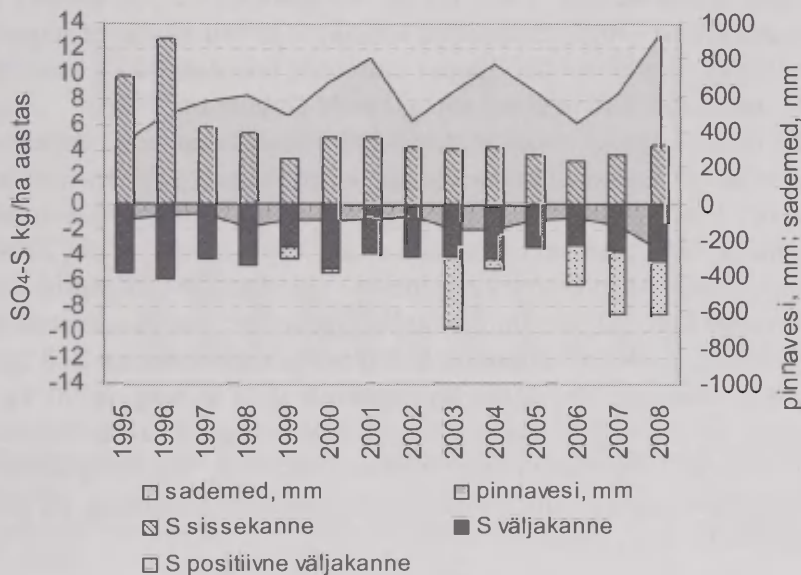
ioonide voog/ ioon	avamaa sademed	võravesi		mullavesi 10 cm		pinnavesi I sissevoolus
		männik	kuusik	männik	kuusik	
keskmise kontsentratsioon, mg/l						
Ca	1,3 (0,62) ↓	2,0 (0,63) ↓	2,6 (0,63) ↓	3,9 (0,88)	2,0 (0,70)	43,1 (4,96)
Mg	0,4 (0,26) ↓	0,6 (0,38)	0,7 (0,49) ↓	0,7 (0,15)	0,4 (0,15)	9,3 (1,09)
K	0,5 (0,21)	1,6 (0,40)	3,4 (0,80)	3,3 (1,54)	1,8 (0,90)	1,5 (0,48)
Na	0,5 (0,37) ↓	0,9 (0,2) ↓	0,8 (0,48) ↓	0,9 (0,31)	0,7 (0,18)	4,5 (0,38)
HCO ₃	1,7 (0,73) ↓	3,4 (1,13) ↓	1,7 (0,52)	1,4 (1,68)	0,0	158 (27,2)
SiO ₂	x	x	x	2,3(0,87)↑	3,0(0,79)↑	8,2 (2,19) ↑
pH	5,9 (0,26)	5,3 (0,21)	5,4 (0,36)	4,2 (0,29)	4,0 (0,13)	7,5 (0,22)
SO ₄ -S	0,7 (0,51) ↓	1,1 (0,54) ↓	1,7 (1,17) ↓	1,2(0,64)↓	1,0(0,75)↓	5,4 (1,80)
NO ₃ -N	0,3 (0,11)	0,5 (0,14)	0,3 (0,12)	0,1 (0,07)	0,07(0,05)↓	0,9 (0,38)
NH ₄ -N	0,4 (0,12)	0,3 (0,11)	0,3 (0,27)	0,5 (0,17)	0,3 (0,1)	0,1 (0,13)
N _{Üld}	0,9 (0,31)	1,2 (0,19)	1,2 (0,25)	x	x	1,1 (0,75) ↑
P _{Üld}	0,05 (0,01)	0,2 (0,11)	0,2 (0,11)	0,3 (0,78)	0,2 (0,07)	0,03(0,02)↑
DOC	3,6 (1,1)	15,5 (1,26)	20,7 (1,25)	73,2(6,00)	61,9(17,91)	22,4 (1,56)

Sulfaatse väävli koormused valgla pinnaühikul (sissekannne) ning aasta keskmised sisaldused avamaa sademetes ning männiku ja kuusiku võrsademetes alanesid aastatel 1995–2008 umbes 3 korda (joonis 5–7 ning tabel 2). Samal ajal valglast väljakantavad väävlikogused ega ka SO₄-S sisaldused pinnavees ei alanenud. Joonisel 5 esitatud sulfaatse väävli sissekande ja väljakande võrdlusest ilmneb positiivse väljakande (väljakanne on suurem kui depositsioon) osatähtsuse tõus alates 1999. aastast. Väävli positiivne väljakanne iseloomustab valgla varasemat talletunud väävli väljaleostumist. Sademerohketel aastatel – 2000, 2003, 2004, 2007 ja 2008 – ulatus valglast väljaleostuva väävli osatähtsus koguväljakandest kuni 56%-ni. Kompleksseire Euroopa võrgustiku 1997–1999 andmete võrdlus näitas väävli positiivset väljakannet 17 erineva väävlikoormusega (2,2 kuni 17,3 kg S/ha) valgla ainetebilansis (Forsius *et al.*, 2005). Praeguse keskmise depositsiooni juures (ca 4 kg sulfaatset väävli hektari kohta) toimub tõenäoselt ka edaspidi Saare järve valgla puhastumisprotsess – varasematel aastatel talletunud väävli leostumine ja kandumine pinnaveega järve.



Joonis 4. SiO₂ aasta keskmised kontsentratsioonid (mg/l) valgla männiku ja kuusiku 10 cm sügavusest kogutud mulla nõrgvees ja pinnavees. Keskmiste tõusutrendid on Mann-Kendalli testi järgi statistiliselt olulised ($p > 0,01$).

Figure 4. Average annual concentrations of SiO₂ (mg/l) in soil water of pine (M10) and spruce (K10) stands collected from the depth of 10 cm, and in runoff water, 1995–2008. Increasing trends by Mann-Kendall test are statistically significant ($p > 0.01$).



Joonis 5. Sulfaatse väevli (SO₄-S) aasta keskmine sadenemine valglasse (kg/ha) ja väljakanne pinnaveega (kg/ha) ning hüdrololoogiline voog (mm) 1995–2008.

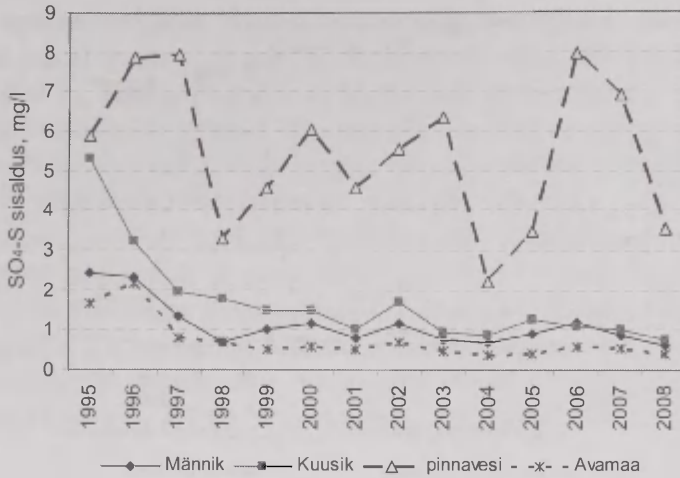
Figure 5. Annual average input and output of SO₄-S (kg/ha) at catchment level, 1995–2008.

3.3. Hapestavate ioonide sisalduste tõus kuiva suve järgselt 2002. aastal

Sesoonses lõikes (joonis 7) registreeriti kõige kõrgemaid väävlisisaldusi pinnavees aasta külmemal poolel (oktoobrist kuni märtsini). Kogu seireperioodi maksimumsed $\text{SO}_4\text{-S}$ sisaldused pinnavees on kõik mõõdetud kuivale suvele järgnenud sügiskuudel, mil peale voolusängi täielikku suvist kuivamist veevoolu taastumisel oktoobris ja novembris (1997., 1999., 2002. ja 2006. a) tõusis $\text{SO}_4\text{-S}$ sisaldus kuni 15–20 mg/l. Joonisel 8 on näitena toodud sulfaatse väävli puhanguiline tõus 2002. aasta sügisel, peale voolusängi kolmekuulist suvist kuivaperioodi. Sellistel puhkudel pärineb suur osa väävlist valgla seesmisest aineriingest, nii et võib oletada redutseeritud väävli oksüdeerumist voolusängi mudase põhja kuivamisel (Aber *et al.*, 2002). Samaaegselt registreeriti ka erandlikult kõrgeid $\text{NO}_3\text{-N}$ kontsentratsioonid (maksimumid ulatusid 6,7–7 mg/l, joonis 8), mis samuti ei pärinenud ainult õhusaastest, vaid peamiselt orgaanilises vormis esineva lämmastiku mineraalsest lagunemisest. Okasmetsaga valgla puhul on mineraliseerumise peamiseks tulemuseks enamasti NH_4^+ (Pajuste, Frey, 2003), kuid viimase kogunemise puhul (kui tarbijad ei ole võimelised, näiteks kuivusest tingitud stressi tõttu, tavapäraselt lämmastikühendit kasutama), kulgeb mikroobne oksüdatsioon lõpuni ja jällegi tarbijate puudumise tõttu võib $\text{NO}_3\text{-N}$ jõuda nii mullavette kui ka pinnavette. Vastupidiselt ammonifitseerumisele on nitrifikatsioon H^+ tootev protsess. Koos samal ajal toimunud redutseerunud väävliühendite oksüdeerumisega vabanenud H^+ toimel alanes pinnavee pH 7,4-lt 6,7-le, tavapärase 7,2–7,8 asemel (joonis 8). Sarnast ebaharilikust nitrititseerumisest tulenevat järsku mullavee happesuse tõusu kirjeldati näiteks Saksamaal (Sollingis) kuuskede laiaulatuslikku kahjustumise ajal 1982–1983 kuumadel kuivadel suvedel (Ulrich, Gehrmann, 1986).

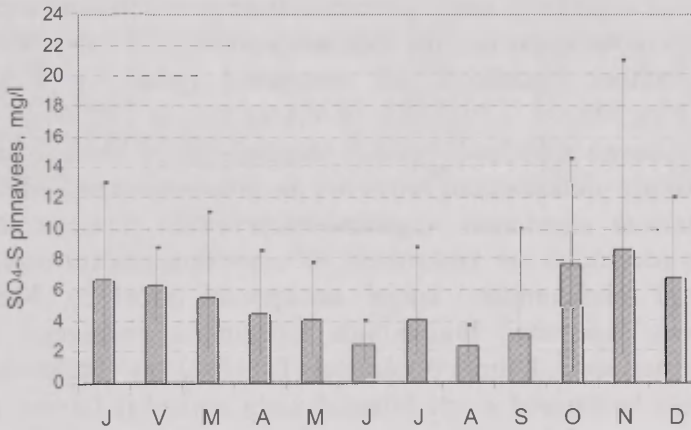
Väävli redutseerunud vormi reoksüdeerumisega kaasnevaid hapestumispuhanguid pinnavetes on seoses põuaperioodidega kirjeldatud paljudes valglauuringutes (Bayley *et al.*, 1986; Dillon *et al.*, 1997; Evans *et al.*, 2008), eriti iseloomulikud on need soostunud valglate puhul (Adamson *et al.*, 2001; Botrell *et al.*, 2004).

Aastakümneid põlevkivielektri jaama väävlisaaste mõju piirkonnas olnud valglal kasvanud kuusiku ja männiku mulla orgaanilise osa väävlivarud on suured – kuusiku kõdukiht sisaldab keskmiselt 1,4 g S/kg, tagavarana ca 210 kg üldväävlit hektari kohta, männiku kõdukihis on vastavalt 0,74 g S/kg ja 90 kg üldväävlit hektari kohta. Selline väävlivaru kooslustes võib seoses ilmastikutingimuste muutlikkusega anda ka depositionsiooniga mitteseostatavaid, kuid orgaaniliselt seotud väävli mineraliseerumisest tulenevaid $\text{SO}_4\text{-S}$ sisalduste kõikumisi nii pinna- kui ka mullavees (Mörth *et al.*, 1999).



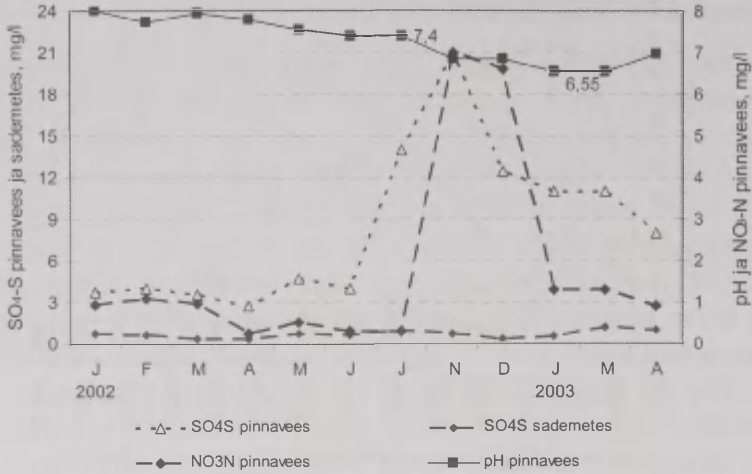
Joonis 6. Aasta keskmised SO₄-S sisaldused (mg/l) avamaa sademetes, männiku ja kuusiku võraveses ja järve voolavas pinnavees perioodil 1995–2008, langevad trendid on Mann-Kendalli testi järgi statistiliselt olulised ($p < 0,001$).

Figure 6. Annual average SO₄-S concentrations (mg/l) in bulk precipitation, throughfalls of pine and spruce stands and runoff water, 1995–2008 (decreasing trends are statistically significant, $p < 0,001$ by Mann-Kendall test).



Joonis 7. Seireperioodi kuu keskmised, minimaalsed ja maksimaalsed SO₄-S sisaldused (mg/l) pinnavees.

Figure 7. Seasonal dynamics of monthly mean concentrations of SO₄-S (mg/l) in runoff water, 1995–2008.



Joonis 8. Kuu keskmiste SO₄-S ja NO₃-N sisalduste (mg/l) tõus ning pH langus pinnavees veevoolu taastumisel pärast kolmekuulist põuaperioodi aastal 2002.

Figure 8. Increase in monthly mean concentrations of SO₄-S and NO₃-N (mg/l) and decrease of pH in runoff water after three-month dry period in 2002.

3.4. Toiteioonide sisalduse tõus pinnavees soojal talvel 2007/2008

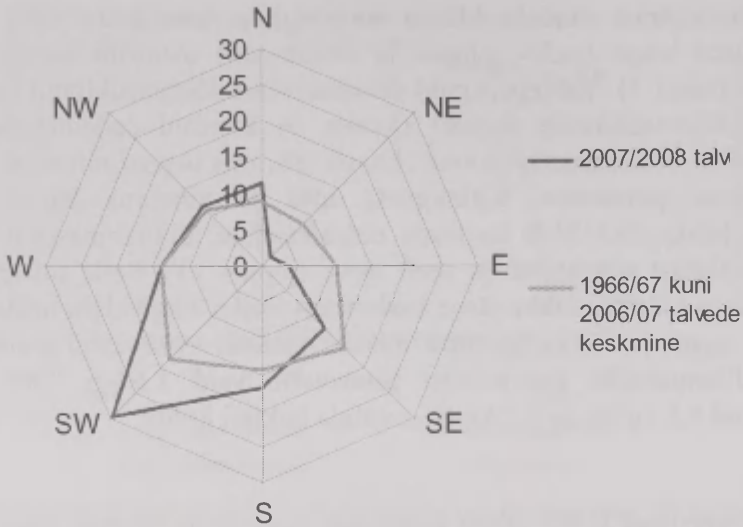
Taimede kasvuks vajalike ja samas potentsiaalsete eutrofeerivate ionide: nitraatse, ammonium- ja üldlämmastiku ning üldfosfori sisaldused sademetes ei ole vaatlusperioodil statistiliselt usaldusväärselt muutunud (tabel 2). Keskmised aasta-koormused – 2 kg NO₃-N, 2,1 kg NH₄-N, 0,4 kg P_{Üld} ja 5 kg N_{Üld} – valgla hektari kohta iseloomustavad suhteliselt madala saastetasemega loodusmaastikku. Valgla erinevate koosluste mitmekesine taimestik ja mikroobikooslused tarbivad sellise tasemega toitainete sissekande vegetatsiooniperioodil peaaegu täielikult ära – ainete bilansis peegeldub see keskmiselt 90% peetumisena (pinnavette jõuab vaid 10% sadenenud toiteioonidest) soojal aastapoolel (tabel 3). Meie laiuskraadil tõuseb valglaste sadenenud toiteioonide leostumine pinnavette oluliselt vegetatsiooni puhkeperioodil, külmal poolaastal. Tabelis 3 on võrdlevalt toodud eutrofeerivate ionide keskmised ainete bilansid aasta suvisel ja talvisel poolel. Külmal poolaastal jõuavad valglast kõige kergemini järve nitraatne lämmastik ja üldlämmastik – peetumine vastavalt vaid 30% ja 44%. Lisaks soodustab nitraatse lämmastiku sattumist järve ka kõrgem NO₃-N depositsioon külmal poolaastal. Osaliselt on toiteioonide talvine kõrgem väljakanne valglast pinnavette tingitud pinnavee hüdroloogilise voo pea kahekordistumisest aasta külmal poolel (vastavalt 79 mm ja 43 mm), sest nii kevadine suurvesi aprillis kui ka sügised vihmad novembris jäävad külma poolaastasse. Üleilmne soojenemine on senini Eestis avaldunud läänevoolu tugevnemisega kaasnevate pehmete ja sademeterikaste talvede sagenemises (Jaagus, 2006). Pehme ja vihmane talv 2007/2008 ja kogu sademeterohke 2008. aasta pakkusid Saare järve loodusliku valgla aineriinge seire-

praktikas suurepärasest mudelist kliima soojenemise kontekstis: kõik mõõdetavad hüdroloogilised vood (sade-, pinna- ja mullaveed) osutusid kogu seireperioodi suurimateks (tabel 1). Talveperioodil domineerinud lõunatsüklonid (Jaagus, 2009) tavapärase läänetsüklonite asemel (joonis 9) kandsid sademetega keskmisest kõrgemaid NO₃-N kontsentratsioone (joonis 10), mis tõstsid nitraatide sisaldust ka järve voolavas pinnavees. Külumumata maa ja vihmamana langevad sademed soodustasid lisaks NO₃-N-le ka teiste eutrofeerijate: üldlämmastiku ja üldfosfori leostumist valglast pinnavette ja sealt järve (joonis 11). Selle tulemusena jõudis näiteks nitraatset lämmastikku järve keskmiselt lisaks 2 kg valgla hektari (109,2 ha) kohta 2007. aastal ja 3,2 kg/ha 2008. aastal. Aastatel 1995–2007 jõudis keskmiselt 6 kg/ha üldlämmastiku koormusest pinnavette vaid 1,5 kg, 2008. aastal aga deponeerunud 8,5 kg/ha ca 4,7 kg N_{üld} valgla hektari kohta.

Tabel 3. Seireperioodi (1995–2008) keskmised toiteioonide bilansid Saare järve valglast suvisel ja talvisel poolaastal.

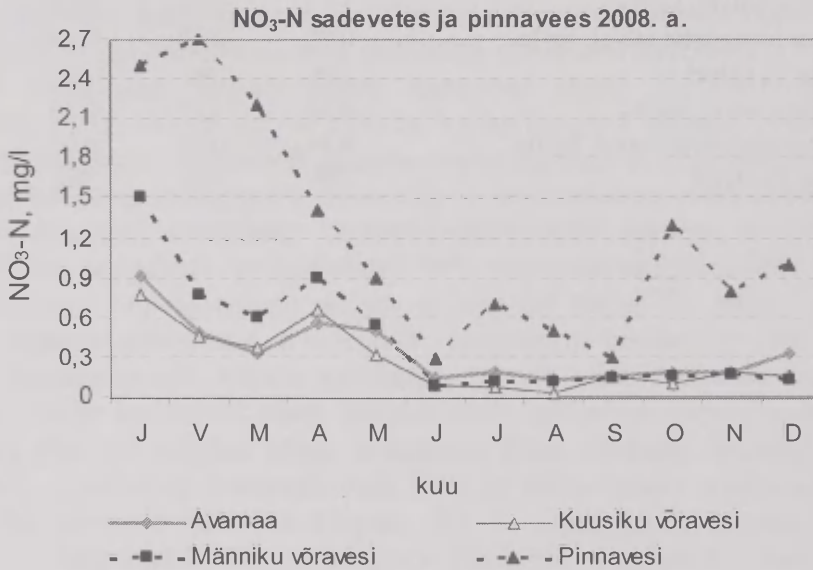
Table 3. Average input-output (kg/ha) and retention (%) of eutrophication nutrients calculated for the period 1995–2008 in winter and summer six months at catchment area in Saarejärve.

Sissekanne, väljakanne, peetumine	NO ₃ N	NH ₄ N	P _{üld}	N _{üld}
Depositsioon talvel, kg/ha	1,17	0,81	0,09	2,65
Väljakanne pinnavette talvel, kg/ha	0,82	0,12	0,03	1,48
Peetumise % talvel	30	86	69	44
Depositsioon suvel, kg/ha	0,84	1,25	0,30	3,71
Väljakanne pinnavette suvel, kg/ha	0,19	0,04	0,01	0,49
Peetumise % suvel	78	97	95	87



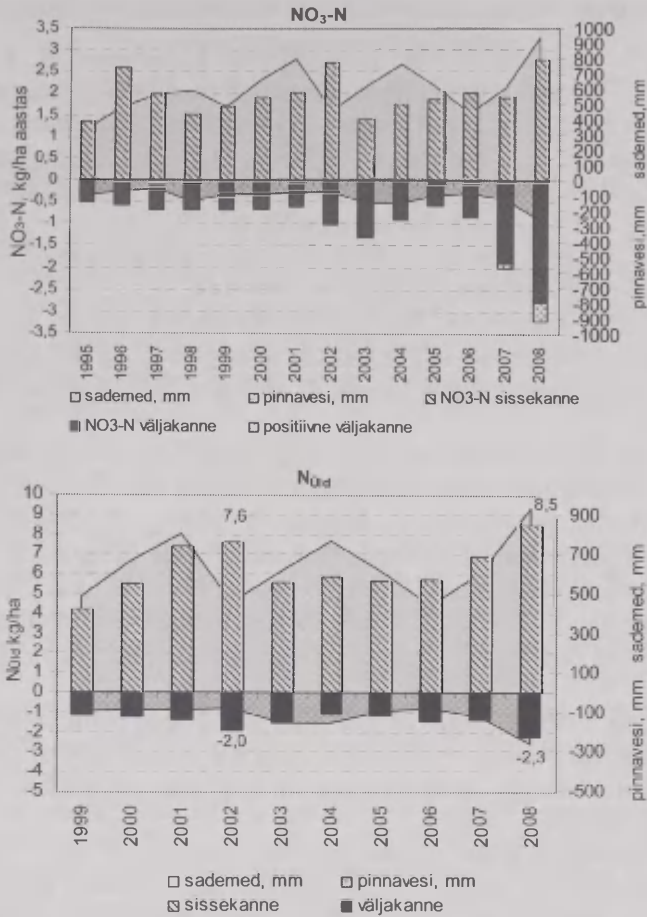
Joonis 9. Vilsandi 2007/2008 talve (detsember, jaanuar, veebruar) tuuleroos võrrelduna perioodi 1966/67 kuni 2006/2007 keskmisega.

Figure 9. Wind rose for winter 2007/2008 compared to the mean for period 1966/67–2006/2007 in Vilsandi.



Joonis 10. Kuu keskmised $\text{NO}_3\text{-N}$ sisaldused (mg/l) avamaa- ja vörasademetes ning pinnavees 2008. aastal.

Figure 10. Monthly mean concentrations of $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l) in bulk precipitation, throughfalls of spruce and pine stands and runoff water in 2008.



Joonis 11. Toiteioonide NO₃-N ja N_{tot} aasta keskmine sissekanne valgale (kg/ha) ja väljakanne pinnavette (kg/ha) ning hüdroloogiline voog (mm) 1995–2008.
Figure 11. Annual average input and output (kg/ha) of NO₃-N and N_{tot} at catchment level, 1995–2008.

4. Kokkuvõte

Saare järve allvalgla ainevoogude bilansiline uurimine näitab, et üleilmse soojenemise ilmingud meie laiuskraadil, s.o soojade vesiste talvede esinemise sageduse ja üldise sademeterohkuse tõus aasta lõikes, edendavad nitraatse ja üldlämmastiku, aga ka karbonaatide sissekannet niigi toiteaineterikkasse järve ja seega selle rohketoitelisuse edasist süvenemist.

Üldise soojenemisega on seostatav ka SiO₂ tõusutrend pinnaveses ja mulla nõrgvees. Sulfaatse väävli koormuse pea kolmekordne alanemine valgla 14 seireaasta jooksul ei ole veel vähendanud väävli väljakannet – valgla kooslustesse talletunud väävlivarudest jõuab sulfaatselt väävli järve seda rohkem, mida suuremad on aastased sademetehulgad.

Kasutatud kirjandus

- Aber, J. D., Scott, V. O., Driscoll, Ch. T., Likens, G. E., Holmes, R. T., Freuder, R. J., Goodale CH. L. 2002. Inorganic nitrogen losses from a forested ecosystem in response to physical, chemical, biotic, and climatic perturbations. *Ecosystems* 5: 648–658.
- Adamson, J. K., Scott, W. A., Rowland, A. P., Beard, G. R. 2001. Ionic concentrations in a blanket peat bog in northern England and correlations with deposition and climate variables. *European Journal of Soil Science* 52: 69–79.
- Bayley, S. E., Behr, R. S., Kelly, C. A. 1986. Retention and release of S from freshwater wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution* 31: 101–114.
- Bottrell, S., Coulson, J., Spence, M., Raworth, P., Novak, M., Forbes, L. 2004. Impacts of pollutant loading, climate variability and site management on the surface water quality of a lowland raised bog, Thorne Moors, E. England, UK. *Applied Geochemistry* 19: 413–422.
- Dillon, P. J., Molot, L. A., Futter, M. 1997. The effect of El Niño-related drought on recovery of acidified lakes. *Environmental Monitoring and Assessment* 46: 105–111.
- Evans, C. D., Reynolds, B., Hinton, C., Hughes, S., Norris, D., Grant, S., Williams, B. 2008. Effects of decreasing acid deposition and climate change and acid extremes in an upland stream. *Hydrology and Earth System Sciences* 12: 337–351.
- Forsius, M., Kleemola, S., Starr, M. 2005. Proton budgets for monitoring network of European forested catchments: input of nitrogen and sulphur. *Ecological Indicators* 5: 73–83.
- Grennfelt, P., Hov, Ø. 2005. Regional air pollution at a turning point. *Ambio* 34: 2–10.
- Jaagus, J. 2006. Climate changes in Estonia during the second half of the 20th century in relationship with changes in large-scale atmospheric circulation. *Theoretical and Applied Climatology* 83: 77–88.
- Jaagus, J. 2009. Läbi aegade kõige soojem talv. *Eesti Loodus* 5: 7–10.
- Likens, G. E., Driscoll, C. T., Buso, D. C., Mitchekk, M. J., Lovett, G. M., Bailey, S. W., Siccama, T. G., Reiners, W. A., Alewell, C. 2002. The biogeochemistry of sulfur at Hubbard Brook. *Biogeochemistry* 60: 235–316.
- Lövblad, G., Persson, C., Roos, E. 2000. Deposition of base cations in Sweden. *Report* 5119. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, 59.
- Mörth, C. M., Torssander, P., Kuskabe, M., Hultberg, H. 1999. Sulfur isotope values in a forested catchment over four years: Evidence for oxidation and reduction processes. *Biogeochemistry* 44: 51–71.
- Pajuste, K., Frey, J. 2003. Nitrogen mineralisation in podzol soils under boreal Scots pine and Norway spruce stands. *Plant and Soil* 257: 237–247.
- Ruoho-Airola, T., Alaviippola, B., Salminen, K., Varjoranta, R. 2003. An investigation of base cation deposition in Funland. *Boreal Environmental Research* 8: 83–95.
- Treier, K., Kabral, N., Frey, J. 2008. Trends of air pollution in precipitation at Estonian monitoring stations 1994–2005. *Oil Shale* 25(2): 276–290.

Impact of climatic variations and deposition on runoff water of Lake Saare during period 1995–2008

Jane Frey¹, Madli Linder¹ and Toomas Frey²

¹Department of Geography, University of Tartu

²Institute of Forestry and Rural Engineering, Estonian University of Life Sciences

Summary

Out of 4 sub-catchments of Lake Saare, the number I sub-catchment, situated in the northwest (58°39'N, 26°45'E), is the largest (109.2 ha), and its runoff is most water-rich (100 mm per year). Daily discharge of runoff was recorded using a calibrated V-notch sharp crested weir. Runoff water samples were taken twice a month. Major anions (Cl⁻, NO₃⁻, and SO₄²⁻) and cations (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, and Mg²⁺) in the water were analyzed using ion chromatography. NH₄⁺ was analyzed using spectrophotometry, while alkalinity (HCO₃⁻) and pH were measured potentiometrically. SiO₂ was determined using atomic absorption spectroscopy.

Concentrations of major ions in the runoff water were approximately 10 times greater than the concentration in precipitation. It was mostly the concentration of calcium and bicarbonate, but also of magnesium that increased in runoff water. Weathering of carbonate minerals is a major source of these ions. The share of anthropogenic anions (SO₄²⁻, Cl⁻ and NO₃) was low, only 16% of all anions on an equivalent basis. Such a proportion of ions is characteristic of a good buffer that is not sensitive to acidifying deposition into surface water. High buffering capacity is also characterized by pH, which varied between 7.2 and 7.8.

Monitoring of runoff water shows significantly ($p < 0.001$) increased concentration of SiO₂ during the period 1995–2007. Like the similar trend in soil water (measured at depths of 40 cm of pine and spruce stands at catchment area), this trend indicates increased weathering of silicate minerals, which is related to increased acidification (podzolization) in soil and, on the other hand, shortening of the soil freezing period related to changes in climatic conditions.

In the mild winter of 2007/2008, high concentrations of NO₃-N, N_{Tot} and P_{Tot} were recorded in runoff water, which resulted in monitoring periods with the highest leached outputs of the eutrophication nutrients from catchment into the lake. Nutrients originating mostly from mineralization as well as from deposition reach the lake during mild winter months due to the lack of consumption by vegetation in the dormant period, and this causes eutrophication of the lake.

In exceptional cases of dry conditions with high temperature, when consumption of nitrogen by plants was inhibited, the concentration of NO₃-N increased sharply in runoff water and exceeded NO₃-N concentration in throughfall and bulk precipitation, as in the summers of 2002 and 2006, when NO₃-N reached high concentrations. In this case the increased NO₃-N arose from internal N fluxes.

Annual mean concentration of SO₄-S in runoff water decreased during the monitoring period, but the decline was not statistically significant. From the data of S input-output calculation, it appeared that by current annual deposition (4–5 kg SO₄-S per hectare) in precipitation-rich years (2000, 2003, 2004, 2007, 2008), a net release of S from the catchment occurred – the output of S was higher than the input of S.

Fluoriidid põhjavees – piirav tegur joogiveevarustuses

Ene Indermitte^{1,3}, Enn Karro², Astrid Saava³, Marge Uppin²

¹Tartu Ülikooli geograafia osakond,

²Tartu Ülikooli geoloogia osakond, ³Tartu Ülikooli tervishoju instituut

1. Sissejuhatus

Fluoriidid (F^-) on tänu oma tähtsale füsioloogilisele rollile inimorganismis olnud pikka aega teadusliku diskussiooni keskmes. Nende kasulik mõju hambakaariese ennetamisel on sama tuntud kui toksilisus ja sellest tulenevad haigused kõrgete päevaannuste korral (Lahermo *et al.*, 1991; Yong, Hua, 1991; WHO, 2002). Eri-nevalt paljudest teistest vajalikest elementidest saab inimorganism märkimisväärse koguse fluoriide joogiveest. Seetõttu on joogivee fluoriidisaldusel tähtis osa elanike veevarustuses. Eestis kasutatavas põhjavees on fluoriide erinevas hulgas sõltuvalt veekompleksist ja levialast (regioonist). Elanike joogiveevarustuse planeerimisel ja arendamisel/rakendamisel tuleks kindlasti arvestada selle potentsiaalselt toksilise elemendi taset vees ning võimalusel valida veeallikad, mille vee fluoriidisaldus oleks optimaalne.

2. Fluoriidide levik joogivees, hüdrokeemilised seosed ja geoloogilised allikad

Eesti elanikkond on joogiveega hästi varustatud. Ligikaudu 84% elanikest kasutab ühisveevarustust, ülejäänud saavad joogivee madalatest puur- ja salvkaevudest (Birk, 2008). Eestis leiavad joogiveeallikana kasutamist kõik pealiskorra settekiivimite levivad põhjaveekompleksid ning nende osatähtsus veevarustuses jaguneb järgmiselt: Kambriumi-Vendi – 35%, Ordoviitsiumi-Kambriumi – 9%, Siluri-Ordoviitsiumi – 30%, Kesk-Alam-Devoni-Siluri – 7% ja Kesk-Devoni – 11%. Umbes 8% veest saadakse Kvaternaarisetetes rajatud kaevudest (Narusk, Nittim, 2003).

Aastatel 2000–2004 viidi läbi ulatuslik uuring, mille käigus selgitati joogivee fluoriidisalduse vastavust kehtestatud kvaliteedinõuetele ning analüüsiti sellest tulenevaid võimalikke terviseriske (Indermitte *et al.*, 2005). Töö hõlmas kõiki Eesti maakondi ning vee koostist uuriti sellistes joogiveeallikates, mis varustavad vähemalt 100 inimesest koosnevat populatsiooni. Fluoriidisaldus määrati 735 joogiveeproovis ning see varieerus 0,01–6,95 mg/l. Nii Eesti (Joogivee, 2001) kui ka Euroopa Liidu (Council, 1998) nõuetele ja Maailma Terviseorganisatsiooni (WHO, 2004) soovitudele mittevastavat joogivett ($F > 1,5$ mg/l) esines 14,4% proovipunktis. Samas oli 41,6% veevarustusallikas fluoriidisaldus väiksem kui

0,5 mg/l. Selline fluoriidisisaldus vees on aga ebapiisav hoidmaks ära kaariese teket ja arengut. Fluoriidide regionaalset levikupilti iseloomustab kõrgete kontsentratsioonide koondumine eelkõige Lääne-Eestisse (joonis 1).

Ainult kolme Eesti maakonna (Võru, Põlva ja Ida-Viru) joogivees oli fluoriidisisaldus alla kehtestatud piirväärtuse, kusjuures nimetatud piirkondades domineerisid just madalad (< 0,6 mg/l) kontsentratsioonid (tabel 1). Sama tendents oli jälgitav Valgamaal, kus üldise madala F⁻-sisalduse taustal eristus vaid üks ülenormatiivne väärtus – 1,58 mg/l (Tõrvas). Joogivee fluoriidisisaldus varieerus eriti suurtes piirides Pärnumaal (0,08–6,95 mg/l) ning ulatus kõrgete väärtusteni ka Lääne (5,6 mg/l) ja Saare (5,5 mg/l) maakonnas (tabel 1). Keskmise F⁻-sisaldusega (0,6–1,2 mg/l) vesi esines peamiselt Harju, Tartu ja Hiiu maakonnas. Kõrge fluoriidisisalduse tõttu olid probleemsemad just väiksemat tüüpi veehaarded, mis varustavad joogiveega vähem kui 500 tarbijat.



Joonis 1. Fluoriidide regionaalne jaotus joogivees.

Figure 1. Regional distribution of fluorides in drinking water.

Joogivee (kraanivee) keemilise analüüsi tulemused annavad väärtuslikku infot vee potentsiaalse toksilisuse ning terviseriski hindamiseks. Samas esineb tihti olukordi, kus veevarustussüsteemi kaudu jõuab tarbijani seguvesi, mis pärineb mitmest erinevast põhjaveekompleksist. Seega ei iseloomusta joogivee analüüs paljudel juhtudel üheselt antud piirkonnas esinevat mõnd konkreetset hüdrogeoloogilist

struktuuriüksust ning vee täpne looduslik allikas jääb seetõttu selgusetuks. Selge on aga see, et joogiks kasutatava põhjavee keemiline koostis peegeldab antud piirkonna geoloogilis-geokeemilisi iseärasusi.

Tabel 1. Veeproovide jagunemine fluoriidisisalduse põhjal maakondades.

Table 1. Distribution of water samples by fluoride level in counties of Estonia.

Maakond	Vee- proo- vide arv	Vahemik	Fluoriidide kontsentratsioon, mg/l (veeproovide arv, (%))							
			< 0,31	0,31– 0,60	0,61– 0,90	0,91– 1,20	1,21– 1,50	1,51– 2,10	2,11– 2,70	> 2,70
1. Harju	119	0,01 – 2,06	23 (19)	23 (19)	45 (38)	14 (12)	9 (8)	5 (4)	0 (0)	0 (0)
2. Lääne- Viru	65	0,10 – 1,81	21 (32)	24 (37)	14 (22)	4 (6)	1 (2)	1 (2)	0 (0)	0 (0)
3. Ida-Viru	48	0,21 – 1,29	3 (6)	25 (52)	16 (33)	2 (4)	2 (4)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
4. Hiiu	17	0,38 – 1,92	0 (0)	2 (12)	5 (29)	2 (12)	5 (29)	3 (18)	0 (0)	0 (0)
5. Lääne	29	0,54 – 5,60	0 (0)	2 (7)	2 (7)	3 (10)	7 (24)	1 (3)	6 (21)	8 (28)
6. Rapla	42	0,12 – 3,68	7 (17)	5 (12)	9 (21)	3 (7)	4 (10)	5 (12)	5 (12)	4 (10)
7. Järva	49	0,05 – 3,12	13 (27)	12 (24)	8 (16)	5 (10)	2 (4)	6 (12)	2 (4)	1 (2)
8. Jõgeva	38	0,06 – 3,28	10 (26)	10 (26)	8 (21)	3 (8)	1 (3)	1 (3)	4 (11)	1 (3)
9. Saare	28	0,22 – 5,50	2 (7)	10 (36)	4 (14)	3 (11)	3 (11)	3 (11)	1 (4)	2 (7)
10. Pärnu	63	0,08 – 6,95	3 (5)	7 (11)	9 (14)	15 (24)	4 (6)	5 (8)	5 (8)	15 (24)
11. Viljandi	56	0,05 – 2,56	11 (20)	8 (14)	6 (11)	13 (23)	6 (11)	6 (11)	6 (11)	0 (0)
12. Tartu	73	0,10 – 3,48	24 (33)	7 (10)	14 (19)	17 (23)	2 (3)	5 (7)	3 (4)	1 (1)
13. Valga	30	0,06 – 1,58	17 (57)	11 (37)	0 (0)	1 (3)	0 (0)	1 (3)	0 (0)	0 (0)
14. Põlva	31	0,08 – 1,10	18 (58)	10 (32)	0 (0)	3 (10)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
15. Võru	47	0,08 – 0,45	33 (70)	14 (30)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
1–15. Kokku	735	0,01 – 6,95	185 (25)	170 (23)	140 (19)	88 (12)	46 (7)	42 (6)	32 (4)	32 (4)

Madala fluoriidisisaldusega vee levikupiirkond langeb kokku alaga, kus maapinnal avanuvad Devoni ladestu settekivimid (joonis 1) ja peamiseks veevarustusallikaks on terrigeenne Kesk-Devoni veekompleks. Põhja-Eesti elanike veevarustus põhineb Kambriumi-Vendi ja Ordoviitsiumi-Kambriumi terrigeensetel veekompleksidel, mida ekspluateeritakse sügavate läbi Ordoviitsiumi ladestu karbonaatkivimite ulatuvate puurkaevude abil. Kõrgeimad fluoriidisisaldused seostuvad Siluri ja Ordoviitsiumi ladestu lubjakivide ning dolomiitide avamusega (joonis 1), kus tihti on ainsaks joogivee allikaks Siluri-Ordoviitsiumi veekompleks. Fluoriidirikas on joogivesi ka Devoni ladestu avamuse põhjapiiril, kus geoloogilises läbilõikes esinevad omavahel hüdrauliliselt seotud Siluri ja Devoni ladestu kivimid, mis moodustavad Kesk-Alam-Devoni-Siluri veekompleksi. Seega võimaldab joogivee keemilise analüüsi tulemuste esitamine geoloogilise kaardi taustal eeldada, et fluoriidirikas põhjavesi esineb eelkõige Siluri ja Ordoviitsiumi ladestu kivimites. Viimast kinnitavad otse puurkaevu suudmelt võetud põhjavee proovide analüüsid.

Suurimate ning joogiveena kasutatavate veekomplekside vee fluoriidisisaldusest (1965–2003) annab ülevaate tabel 2. Eesti sotsiaalministri määrusega (Joogivee, 2001) ja ka EL direktiiviga (Council, 1998) kehtestatud piirkontsentratsiooni ületavaid looduslikke fluoriidisisaldusi esineb kõigis veekompleksides. Põhjavesi on sobiva fluoriidisisaldusega Kambriumi-Vendi ja Kesk-Devoni veekompleksis. Ordoviitsiumi-Kambriumi veekompleksis varieerub fluoriidisisaldus 0,1–3,0 mg/l, kuid ülenormatiivseid väärtusi ei esine sageli (17%). Kõige tõsisemad kvaliteediprobleemid on seotud karbonaatse Siluri-Ordoviitsiumi veekompleksiga, kus fluoriidisisaldus ulatub kuni 7,2 mg/l ning ligikaudu 50% kaevudes on see üle 1,5 mg/l. Nii põhja- kui ka kraanivee analüüsidele tuginedes on võimalik Siluri-Ordoviitsiumi veekompleksis välja eraldada anomaalselt kõrge fluoriidisisaldusega ala, mis hõlmab eelkõige Pärnu- ja Läänemaad (joonis 1).

Tabel 2. Fluoriidisisaldus põhjavees. $n_{F>1.5mg/l}$ – veeproovide arv, milles fluoriidisisaldus on suurem kui 1,5 mg/l.

Table 2. Fluoride content in groundwater. $n_{F>1.5mg/l}$ – no. of samples with fluoride content over 1.5 mg/l.

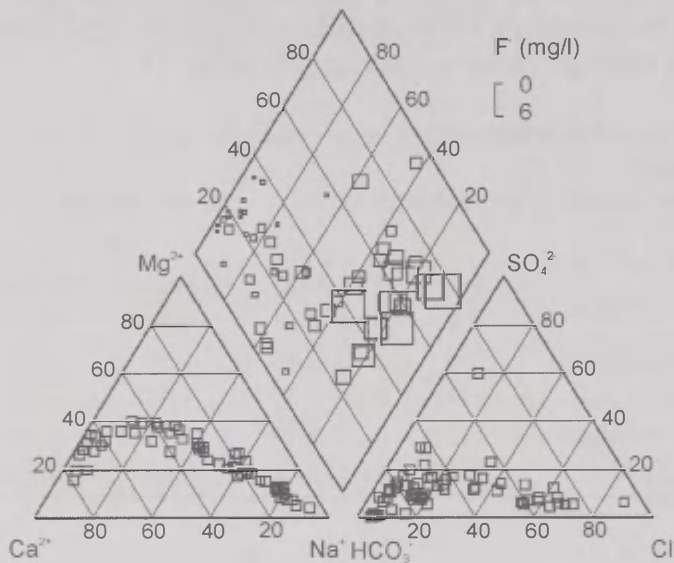
Veekompleks	Arv	Vahemik	Keskmine	Mediaan	$n_{F>1.5mg/l}$
Kesk-Devoni	70	0,04–2.00	0,56	0,49	4
Kesk-Alam-Devoni-Siluri	205	0,10–3.48	1,38	1,30	73
Siluri-Ordoviitsiumi	297	0,01–7.20	1,84	1,54	151
Ordoviitsiumi-Kambriumi	117	0,10–3.00	1,13	1,10	20
Kambriumi-Vendi	107	0,04–1.88	0,68	0,60	4

Põhjavee looduslik keemiline koostis kujuneb mitmesuguste tegurite koosmõju tulemusena. Karbonaatse Siluri-Ordoviitsiumi kivimikompleksi lähelikus ja sellest tulenev veevahetuse kiirus vähenevad sügavuse suurenedes (Perens, Vallner, 1997), settekivimite koostis ja tüüp on ruumis muutuvad. Põhjavesi, mis on pike-mat aega kontaktis ümbriskivimiga, peegeldab kivimi keemilist koostist, veekompleksi geokeemilist ja hüdrodünaamilist iseloomu. Sellest tingituna on vees lahustunud keemiliste elementide ja nende vahekorra tulenev vee keemiline tüüp samuti piirkonniti erinev. Põhjavee keemilisest tüübist sõltub omakorda teiste keemiliste elementide, sealhulgas fluoriidide, vees esinemise määr. Fluoriidisisalduse sõltuvust vee keemilisest tüübist Siluri-Ordoviitsiumi veekompleksis väljendab Piper'i diagramm (joonis 2).

Kõrge fluoriidisisaldus on iseloomulik Ca-vaesele Na-HCO₃-tüüpi veele (Lahermo *et al.*, 1991; Boyle, 1992; Sujatha, 2003). Siluri-Ordoviitsiumi veekompleksi vee kõrgeid fluoriidikontsentratsioonid on seotud eelkõige Cl-HCO₃-tüüpi Na-rikka põhjaveega (joonis 2). Veekompleksis levib peamiselt Ca-Mg-HCO₃-tüüpi põhjavesi (Perens, Vallner, 1997). Seega on karbonaatse kivimikompleksi põhjavees piisavalt Ca²⁺, et fluoriide lahusest välja setitada. Ca²⁺ ja F⁻

vahel eksisteerib pöördvõrdeline sõltuvus (joonis 3) – kõrge F^- -sisaldus domineerib vees, kus on madal Ca^{2+} -sisaldus ning vastupidi.

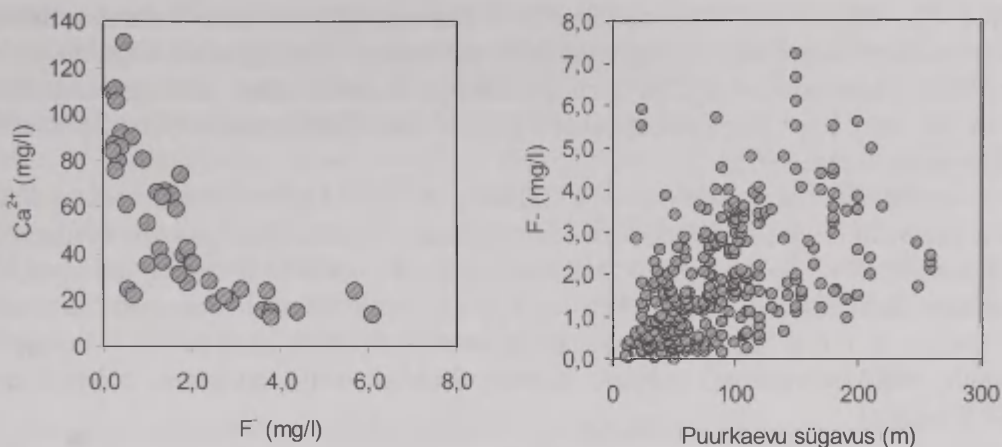
Fluoriidikontsentratsiooni sõltuvust põhjavee HCO_3^- -sisaldusest ja pH väärtusest on demonstreerinud Handa (1975) ning Saxena, Ahmed (2001). Vee pH väärtused üle 7,6 ja kõrged HCO_3^- -sisaldused soodustavad fluoriidide esinemist vesilahuses. Sama seaduspära on jälgitav ka Siluri-Ordoviitsiumi veekompleksis, kus kõrgemad fluoriidisisaldused on samuti seotud pH väärtustega 7,5 ja enam. Fluoriidid säilitavad reeglina oma mobiilsuse happelises ($pH < 5$) või aluselises ($pH > 8$) keskkonnas (Adriano 1986).



Joonis 2. Fluoriidisisaldus Siluri-Ordoviitsiumi veekompleksis sõltuvalt vee keemilisest tüübist

Figure 2. Fluoride content in Silurian-Ordovician aquifer system depending on the chemical type of groundwater

Reeglina tõuseb põhjavees lahustunud keemiliste komponentide hulk sügavuse suunas, sest veevahetuse aeglustudes on vesi pikemat aega kontaktis ümbriskivimiga. Sügavuse kasvades suureneb põhjavee pH väärtus ning Na^+ ja Cl^- kontsentratsioon. Sellest tulenevalt areneb vee tüüp $Na-HCO_3-Cl$ või $Na-Cl-HCO_3$ suunas luues geokeemiliselt soodsad tingimused fluoriidide esinemiseks põhjavees. Nimetatud seaduspära on jälgitav kui kõrvutada puurkaevude konstruktsiooniandmeid põhjavee keemilise koostise andmestikuga. Kõrgemad fluoriidikontsentratsioonid esinevad sügavates (150–200 m) puurkaevudes (joonis 3). Seega on puurkaevu sügavus heaks, kuid mitte piisavaks parameetrik, tegemaks prognoose vee fluoriidisisalduse kohta. Arvestada tuleb puurkaevu avatud intervalli ulatuse, selle kivimilise koostise ning viimasest lähtuva vee keemilise tüübiga.



Joonis 3. Põhjavee fluoriidisisalduse seos Ca^{2+} -kontsentratsiooniga ja puurkaevu sügavusega.
Figure 3. Bivariate plots of fluoride content in groundwater versus Ca^{2+} -concentration and well depth.

Tänapäeva merevees (soolsus 35‰) on fluoriide 1,3–1,4 mg/l (Skinner, Turekian, 1973). Nende eemaldamine mereveest toimub peamiselt kaltsiumkarbonaatide ja kaltsiumfosfaatide settimise käigus ning märkimisväärsed kogused fluoriidi seotakse savimineraalide ja glaukoniidiga (Carpenter, 1969). Horn, Adams (1966) on mereliste karbonaatkivimite fluoriidisisalduseks määranud 960 ppm ning Thomas *et al.* (1977) järgi kõigub merelistes savides fluoriidikontsentratsioon 1050–2300 ppm. Norras tehtud hüdrokeemilised uuringud (Hilmo *et al.*, 1992) näitasid, et merelise päritoluga savide poorivesi on fluoriidirikas (7,7 mg/l). Nii on fluor nagu paljud teisedki mikroelemendid sedimentatsiooni käigus setetesse kuhjunud ning allunud hilisematele geokeemilistele protsessidele.

Eesti mandriosa Siluri ladestu läbilõikes on eraldatud savikaid vulkaanilise tuha kihte, mida nimetatakse K-bentoniitideks, kahel tasemel: Adavere ja Jaani lademetes (Jürgenson, 1964; Kiipli *et al.*, 2001). Lääne-Eesti saartel on kindlaks tehtud K-bentoniidi kihid ka Jaagarahu ja Rootsiküla lademes (Kiipli, Kallaste, 1996; Kiipli 1998). Ordoviitsiumi ladestu läbilõikes on leitud vulkaanilise tuha kihte Kukruse, Haljala, Keila ja Pirgu lademest (Bergström *et al.*, 1995; Kiipli *et al.*, 2004). K-bentoniidid lasuvad mõne millimeetri kuni 60 cm paksuste vahekihtidena karbonaatkivimite vahel. K-bentoniidi näol on tegemist vulkaanilise tuha porsumisproduktiga, milles esineb lisand terrigeensest materjalist, kusjuures porsumisprotsessis on mõjusamaks teguriks osutunud merevesi (Jürgenson, 1958).

Põhjavees esinevate fluoriidide geoloogiliste allikate väljaselgitamiseks analüüsiti 2004. ja 2005. aastal karbonaatkivimite ja K-bentoniitide proove (Haamer, Karro, 2006). Koostöös Helsingi Ülikooli geokeemia laboriga viidi läbi purustatud kivimiproovide leostamiskatsed ning määrati kivimiproovide kogu fluoriidisisaldus

(tabel 3). Peenestatud kivimiproovide leostamine (järjestikune ekstraheerimine) toimus mitme-etapiliselt. Esmalt töödeldi purustatud kivimiproove ülipuhta destilleeritud veega, seejärel 0,5 M Tironi lahusega. Esimese etapi tulemusena määrati vette leostuv, teise etapi tulemusena Fe ja Al oksiididega seotud fluoriidisisaldus (Biermans, Baert, 1977).

Analüüside tulemused (tabel 3) näitasid, et Siluri-Ordoviitsiumi veekompleksi moodustavate kivimite fluoriidisisaldus on seotud kivimi tüübi ja selle savikusega. Lubjakivid ($F^- = 200\text{--}400$ mg/kg) ja dolomiidid ($F^- = 100\text{--}300$ mg/kg) on võrreldes savikate dolomiitidega ($F^- = 1100$ mg/kg) tunduvalt fluoriidivaesemad. Leostades lubjakive ja dolomiite veega, jäävad leostunud fluoriidi sisaldused 4–10 mg/kg vahele. Märkimisväärselt rohkem leostub fluoriide vette savikatest dolomiitidest (28,8 mg/kg).

Tabel 3. Kivimiproovide keemilise analüüsi tulemused. Kogukivimi fluoriidisisaldus (F_{kogu}) ja vette (F_{vesi}) ning Tironi lahusesse (F_{tiron}) leostunud fluoriidikogused.

Table 3. Chemical analysis of rock samples. Total fluoride content of rock (F_{kogu}), fluoride concentration leached into water (F_{vesi}) and Tiron solution (F_{tiron}).

Proovi nr	Puurauk	Sügavus (m)	Lade	Kivim	F_{kogu} (mg/kg)	F_{vesi} (mg/kg)	F_{tiron} (mg/kg)
1	Paatsalu	11,5	Jaagarahu	Dolomiit	300	3,9	
2	Paatsalu	23,5	Jaagarahu	Dolomiit	100	4,3	
3	Paatsalu	56,3	Jaani	Savikas dolomiit	1100	26,8	
4	Paatsalu	72,5	Adavere	K-bentoniit	4400	39,3	98,7
5	Paatsalu	107,5	Raikküla	Lubjakivi	200	5,2	
6	Paatsalu	122,1	Raikküla	Lubjakivi	400	4,3	
7	Paatsalu	167,3	Juuru	Lubjakivi	300	9,8	
8	Ikla	273,5	Jaani	K-bentoniit	1900	27,0	66,3
9	Varbla	134,9	Adavere	K-bentoniit	1400	25,1	19,5
10	Varbla	143,3	Adavere	K-bentoniit	2800	30,3	126,2
11	Varbla	148,2	Adavere	K-bentoniit	4000	28,3	97,7
12	Pärnu	333,3	Keila	K-bentoniit	4500	41,5	90,5
13	Laitse	39,9	Keila	K-bentoniit	1700	24,9	137,1
14	Laitse	46,3	Keila	K-bentoniit	4100	29,4	80,3
15	Valga	395,2	Keila	K-bentoniit	1600	35,9	47,1
16	Laeva	263,5	Idavere	K-bentoniit	2900	41,4	71,7
17	Ingliste	145,8	Keila	K-bentoniit	3800	34,2	191,5
18	Oru	84,0	Keila	K-bentoniit	4200	51,9	48,7

Vulkaaniline tuhk ja gaasid on fluoriidirikkad, kusjuures fluor moodustab peamiselt järgmisi ühendeid: HF või H_2F_2 ja F_2 , aga ka SiF ja H_2SiF_6 (Fleischer *et al.*, 1974). Vulkaanilise klaasi ja selles olevate suletiste fluoriidisisalduseks on määratud vastavalt 1550–3990 ja 1400–6200 ppm (Barclay *et al.*, 1996; Horn, Schmincke, 2000). Óskarssoni (1980) teostatud katsed näitasid, et 2 grammist Hekla vulkaani

tuhast leostus 15 minuti jooksul 100 ml vette 2 mg fluoriide. Tõenäoliselt on vulkaanilise päritoluga K-bentoniidi puhul tegemist põhilise fluoriidide geoloogilise allikaga, kuivõrd analüüsitud fluoriidisisaldused ulatusid 4500 mg/kg. K-bentoniidist leostus vette mitmeid kordi enam fluoriide kui lubjakividest ja dolomiitidest. Ekstraheerimise teisel etapil (Tironi lahusega) leostus K-bentoniitidest lisakogus (33–191 mg/kg) fluoriide. Seega, laborikatsed tõestavad K-bentoniidi fluori-rikkust, mistõttu üheks kõrgendatud fluoriidiallikaks põhjavees võib lugeda vulkaanilist materjali. Samas moodustavad K-bentoniidi vahekihid veekompleksi moodustavate kivimite mahust üsna väikese osa. Seetõttu etendavad savikad karbonaatkivimid vee fluoriidisisalduse reguleerijana olulist rolli.

3. Joogivee erineva fluoriidisisalduse tervise mõjud, hambakaarise ja fluoroosi risk

Fluoriidide sisaldus joogivees on reglementeeritud (lubatud piirsisaldus 1,5 mg/l), sest fluoriididel on inimorganismis suhteliselt kitsas optimaalse toime ala. Nende vähene sisaldus joogivees jätab hambad ilma kaitsest kaarise vastu, kuid liigne sisaldus võib põhjustada mitmeid tõsiseid tervisehäireid (WHO, 2004; Indermitte, Saava, 2006).

Inimene on eksponeeritud fluoriididele esmajoones joogivee, aga ka toidu ja jookide kaudu. Väikelastel lisandub fluoriidiallikana allaneelatud hambapasta. Fluoriidi päevaannus mõõduka kliima tingimustes on täiskasvanul keskmiselt 0,03–0,04, imikul 0,08 ja 3–5 aastasel lapsel 0,06 mg/kg (Erdal, Buchanan, 2005). Fluoriidirikkama (üle 1 mg/l) vee ja sellega valmistatud jookide-toitude tarbimisel on fluoriidi päevaannus oluliselt suurem. Imikud võivad sellisel juhul saada toidusegust 100 korda rohkem fluoriide kui rinnapiimast. Fluoriidi päevaannus on ka veetarbimisest. Kuumas kliimas ja suurema kehalise koormuse korral juuakse rohkem, samuti joovad rohkem vett sportlased, aga ka diabeetikud. Ka teatud eluperioodidel (loode, imik, vanurid) või haiguste korral (diabeetikud, neeruhaiged) ollakse tundlikumad fluoriidi toimele.

Tabelis 4 on USA andmete alusel esitatud joogivee osatähtsus organismi fluoriidiallikana sõltuvalt kasutatava vee fluoriidisisaldusest (NRC, 2006).

Veega saadud fluoriidist imendub maos ja peensooles üle 90%. Omastatud fluoriidist umbes pool eritub uriiniga, organismi jäänud osast enam (99%) akumulereerub luudes ja hammastes, väike hulk ringleb veres, kust jõuab ka rinnapiima (5–7 µg/l) ja platsenta kaudu lootenä (WHO, 1996).

Fluoriidi bioloogilisest rollist inimorganismis on veel vähe teada. Fluoriide ei peeta organismile oluliseks toitaineks, sest kliinilistes uuringutes pole saadud tervisehäireid, mis tuleneksid fluoriidi vähesusest. Rinnapiimas on fluoriidi 100 korda vähem kui fluoritud veega valmistatud imikutoidus.

Tabel 4. Joogivee osatähtsus (%) fluoriidi ekspositsioonis rahvastiku eri vanus- ja siht-
rühmades joogivee erineva fluoriidisisalduse korral.

Table 4. Contribution to total fluoride exposure from drinking water (%) at different
fluoride level in drinking water and among different population groups.

Rahvastiku alarühmad	Joogivee osatähtsus fluoriidi ekspositsioonis vee fluoriidisisaldusel		
	1 mg/l	2 mg/l	4 mg/l
Imikud alla 1 aasta	82	89	94
Lapsed 1–5 aastat	42	58	72
Lapsed 6–12 aastat	45	60	74
Noorukid 13–19	48	64	77
Täiskasvanud 20–49 aastat	55	69	82
Täiskasvanud 50+ aastat	59	72	84
Sportlased	83	91	95
Diabeetikud (täiskasvanud)	83	91	95

Küll on aga teada, et fluoriid on vajalik hammaste arengus. Ta transformeerib osteokaltsiumfosfaadi fluorapatiidiks ja suurendab selle kristallilisust, mis lahustub raskemini hapetes. See muudab hambad kaariese suhtes vastupidavamaks (Aoba, Fejerskov, 2002). Juba 1930. aastatel pandi mitmes Ameerika linnas tähele, et kaariese levimus lastel vähenes joogivee fluoriidisisalduse suurenemisel kuni 1 mg/l. 1945. aastal alustatigi USA neljas linnas vee fluorimist, hiljem ka teistes riikides. Ühisveevärgi vee fluorimist on peetud ideaalseks kaariese ennetamise meetmeks, sest see hõlmab kõiki veetarbijaid arvestamata nende sotsiaal-majanduslikku ja haridustaset, hügieeniharjumusi või hambateenuste kättesaadavust.

Viimasel ajal on joogivee fluorimise otstarbekuses, tõhususes ja ohutuses hakatud tõsiselt kahtlema. Selleks on mitmeid argumente. Fluoriid, mis jõuab hammastesse joogiveest (seedetrakti kaudu manustatuna), ei ole oluline kaariese ennetamisel. Põhiline toime avaldub fluoriidi paiksel manustamisel (Limeback, 1999). Kaariese levimus on vähenenud nii fluoritud kui fluorimata joogiveega piirkondades (Angelillo *et al*, 1999). Sellele on kaasa aidanud suuhügieeni paranemine, tervislikum toitumine, fluoriidi ekspositsiooni suurenemine teistest allikatest, nagu fluoritud hambapasta ja teised hambahoolduspreparaadid. Fluoritud vee pikaajaline kasutamine ei ole päris ohutu – peale hambafluoroosi sagenemise on saadud ka mitmeid teisi ebasoodsaid toimeid, nagu luude kahjustusi (skeleti-fluuroos, luumurrud, luuvähk), närvisüsteemi häireid (laste vaimse arengu mahajäämus, agressiivne käitumine, Downi sündroom), geneetilisi muutusi (Indermitte, Saava, 2006). Enamik riike on joogivee fluorimise lõpetanud.

Fluoriide peetakse kumulatiivseks toksiliseks aineks. Liigne ekspositsioon fluoriididele viib hambafluoroosi arenemiseni. See on üks enam levinud endeemiline haigus, mis on seotud kohaliku geokeemiaga.

Fluuroos on hambaemali kahjustus, mille raskusaste sõltub saadud fluoriidi-annusest. Emaili ülesanne on kaitsta hamba dentiini ja pulpi lagunemise ja nakkuse eest. Fluuroos areneb lastel välja hamba arengu perioodil varases lapseas (sünnist kuni 6.–8. eluaastani) ja jääb kogu eluks. Kliiniliselt avaldub fluuroos valgete laikudena, triipudena, kriitja või pruunika laigulise emailina, kuni emaili murene-miseni, tükikestena väljalangemiseni. Esmajoones kahjustuvad eesmised hambad. Fluurootilistel hammastel hakkab sagenema kaaries. Väljakujunenud kahjustus on ravimatu. Aidata saab ainult kosmeetilise raviga.

Positiivne korrelatsioon hambafluuroosi levimuse ja joogivee loodusliku fluoriidisisalduse vahel on saadud paljudes maades (WHO, 2002). Van der Hoek *et al.* (2003) uuringus oli õpilastel, kes jõid joogivett, mille fluoriidisisaldus oli 1 mg/l või suurem, risk haigestuda hambafluuroosi peaaegu viis korda kõrgem kui neil, kelle joogivee fluoriidisisaldus oli 0,3 mg/l või väiksem. Andmete mitmetegurilises analüüsis jäi joogivee fluoriidisisaldus kõige tugevamaks sõltumatuks fluuroosi riskiteguriks. Seost ei saadud fluoritud hambapasta kasutamise ega ka vanemate sotsiaal-majandusliku seisundiga (Van der Hoek *et al.*, 2003). Vee fluoriidi-sisalduse korral kuni 2 mg/l esinevad peamiselt fluuroosi kerged vormid, mõõdukat ja rasket fluuroosi on harva. Nende esinemise sagedus tõuseb järsult kui vees on fluoriide üle 2 mg/l fluoriide.

Hambakaarise ja -fluuroosi haigestumust lastel on Eestis uuritud alates 1960. aastate algusest (Kiik, 1970; Russak *et al.*, 2002). Need uuringud on näidanud, et haigestumus on piirkonniti olnud erinev. Üheks erinevuste põhjuseks on peetud kasutatava joogivee erinevat fluoriidisisaldust. Sama tulemuseni jõuti ka kuue linna (Jõhvi, Pärnu, Tartu, Viljandi, Valga ja Võru) lasteaiaste hambakaarise võrdle-vas uuringus (Indermitte *et al.*, 2007). Kui Tartus oli kaarise levimus 34,1%, siis Valgas ja Võrus oli see 56,2%. Kaarise intensiivsus ehk dmft indeks (lagunenud, eemaldatud ja täidetud hammaste keskmine arv lapse kohta) oli lastel kõige väik-sem Tartus – 1,06, Võrus oli see aga 2,31. Nii kaarise levimus (%) kui ka inten-siivsus (dmft indeks) oli pöördvõrdelises seoses tarbitava joogivee fluoriidi-sisaldusega. Tugevam korrelatsioon ($r=0,97$) saadi dmft indeksiga, mis näitab fluoriidi suuremat ennetavat mõju haiguse raskusastmele kui levimusele. Seda seost võib väljendada järgmiselt (joonis 4):

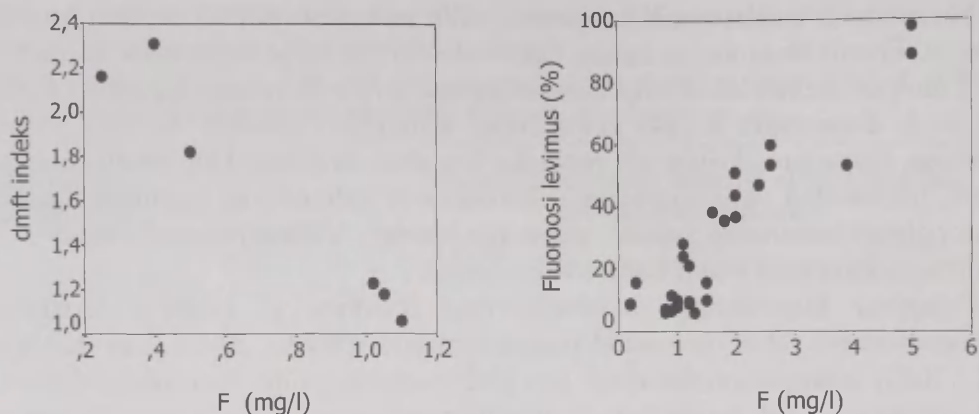
$$\text{dmft} = 2,63 - 1,39 \cdot F^-,$$

kus F^- on joogivee fluoriidisisaldus mg/l (vahemikus 0,2 kuni 1,2 mg/l).

Hambafluuroosi levimusuuringute (Kiik, 1970; Russak jt, 2002) algandmete ana-lüüs võimaldas välja selgitada seose fluuroosi levimuse ja joogivee fluoriidi-sisalduse vahel Eesti oludes (joonis 4). See väljendub järgmiselt:

$$\text{fluuroosi levimus (\%)} = 19,5 \cdot F^- - 4,4,$$

kus F^- on joogivee fluoriidisisaldus mg/l.



Joonis 4. Joogivee fluoriidisisalduse seos hambakaariese (dmft indeksi alusel) ja fluoroosi levimusega.

Figure 4. Correlation of caries (dmft-index) and dental fluorosis prevalence with drinking water fluoride level.

Elanike joogiveega varustamisel tuleks arvestada joogivee võimalikku mõju nii hambakaariese kui ka fluoroosi levimusele. Eelistada tuleks selliseid veeallikaid, mille vee pideval tarbimisel on kõige väiksem risk haigestuda nii hambakaariesse kui -fluoroosi. Hambafluoroosi riskist lähtudes on joogivee fluoriidisisalduse piirnormiks kehtestatud 1,5 mg/l. Eesti kliimaatilistes tingimustes võiks vee optimaalseks fluoriidisisalduseks pidada 0,8–1,2 mg/l.

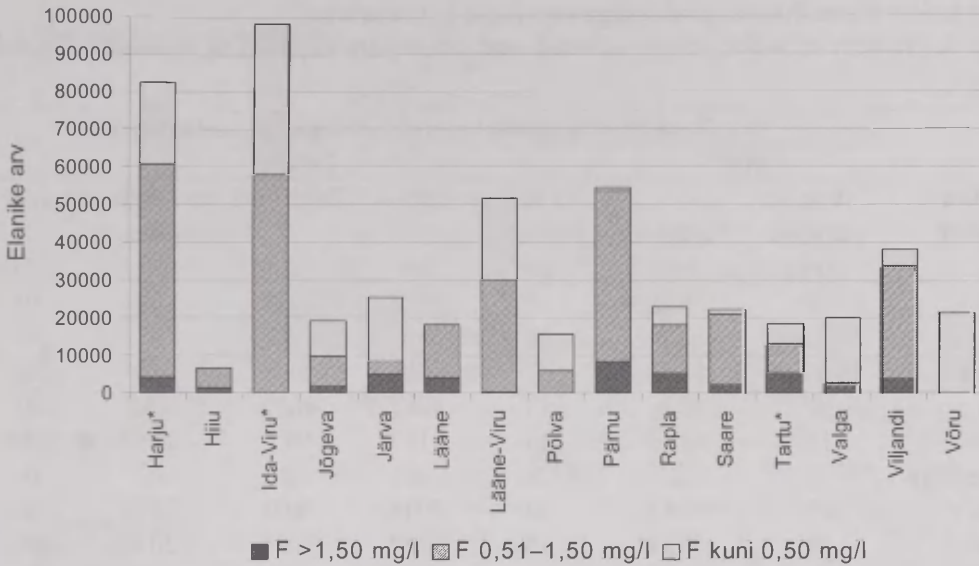
4. Eesti elanike fluoriidiekspositsioon

Joogivee fluoriidisisaldus üksi ei võimalda hinnata elanike fluoriidi-ekspositsiooni ning sellega seotud hambahaiguste ja teiste tervise mõjude riski rahvastikus. Selleks on vaja teada, kui palju elanikke millise fluoriidisisaldusega vett tarbib.

2004. aastal läbiviidud üleriigilise uuringu andmetel (Indermitte *et al.*, 2005) tarbis summaarselt võetuna 38,1% uuritutest (400 000 elanikku) optimaalse fluoriidisisaldusega vett ning 57,8% (607 000 elaniku) joogivesi oli fluoriidivaene. Lubamatult suure fluoriidisisaldusega vett tarbis 4,1% (42 600 elanikku).

Linnades ja maakondades oli olukord erinev. Seejuures tuleb arvestada, et ühes ja samas linnas/asulas võib olla erineva fluoriidisisaldusega joogivee piirkondi, kui vesi saadakse erinevatest veeallikatest/kihtidest. Narva elanikud ja enamik Tallinna elanikest (vastavalt 68 000 ja 343 000) said fluoriidivaest vett, mis võetakse vastavalt kas Narva jõest või Ülemiste järvest. Tallinnas tarbitav põhjavesi oli optimaalse fluoriidisisaldusega. Tartus pidi neljandik elanikest leppima fluoriidivaese veega (Stadioni tänava veehaardest), kuid ülejäänute joogivesi oli optimaalse fluoriidisisaldusega.

Erineva fluoriidisisaldusega joogivee tarbijate arv maakonniti on toodud joonisel 5.



Joonis 5. Elanike erinev veekaudne fluoriidiekspositsioon maakonniti (Tallinna, Tartu ja Narva linna elaniketa).

Figure 5. Distribution of population exposed to different fluoride levels in drinking water, by county (excl. inhabitants of the cities of Tallinn, Tartu and Narva).

Ida-Viru, Põlva ja Võru maakonnas liigne fluoriidiekspositsioon puudus – kõik elanikud said joogivett, mille fluoriidisaldus oli alla 1,5 mg/l. Valga maakonnas oli ainult Tõrva kesklinna piirkonna (Kaarlimäe puurkaevu varustusala ~1500 tarbijat) vees fluoriide veidi üle lubatu (1,58 mg/l). Kuigi liigse fluoriidisaldusega vett andvaid veevärke oli kõige rohkem Pärnu maakonnas (25 veevärki), kannatas suhteliselt rohkem elanikke liigse fluoriidiekspositsiooni all Tartu maakonnas (ilma Tartu linnata) – 28%, Lääne ja Rapla maakonnas – mõlemas 23%, järgnesid Järva (20%), Hiiu (18%), Pärnu (16%) ja Viljandi (10%) maakond. Fluoriidirikas joogivesi pärineb Siluri-Ordoviitsiumi ja Kesk-Alam-Devoni-Siluri veekompleksist ning on eelkõige väikeste veevõrkude probleem. Suuremaid veevärke (üle 2000 tarbija) oli ainult kaks: Türi ja Märjamaa.

Viimastel aastatel on elanike joogiveevarustuse parandamiseks mõndagi ette võetud: rajatud uusi puurkaeve, laiendatud veevõrke, ehitatud veepuhastusjaamu (sh pöördosmoosi rakendamisega) jm. See on vähendanud ka elanike liigset fluoriidiekspositsiooni (tabel 6). Siinjuures tuleb märkida, et tabelis toodud andmed ei ole omavahel otseselt võrreldavad. 2004. aasta uuring (Indermitte *et al.*, 2005) hõlmas 71% elanikkonnast, sellest jäid välja alla 100 tarbijaga veevärgid. Tervisekaitsetalituste järelevalve alla kuuluvad aga kõik vähemalt 50 veekasutajaga ja/või tootlikkusega üle 10 m³/ööpäevas veevärgid. Paranenud on järelevalve nende vee fluoriidisalduse üle.

Tabel 6. Vee liigse fluoriidisisaldusega veevärgid ja veetarbijad.

Table 6. Number of water supply systems and consumers exposed to excessive fluoride levels.

Maa- kond	Vee liigse fluoriidisisaldusega veevärgid ja veetarbijad						
	2004*		2008**				
	Vee- värkide arv	Tarbijate arv	Vee- värkide arv	Tarbi- jate arv	Tarbijate arv, kelle joogivee F-sisaldus on		
					> 1,5–2,0	> 2,0–3,0	> 3,0
Harju	6	3978	8	2698	2628	70	0
Hiiu	3	1228	1	50	0	0	50
Jõgeva	4	1571	2	880	580	0	300
Järva	6	5026	11	4887	4607	280	0
Lääne	15	4110	14	4103	995	1890	1218
Lääne-Viru	1	225	0	0	0	0	0
Pärnu	25	8562	27	7936	1693	2820	3423
Rapla	14	5354	16	5269	2491	2052	726
Saare	6	2140	2	290	0	220	70
Tartu	14	5222	10	3904	3119	425	360
Valga	1	1500	0	0	0	0	0
Viljandi	12	3655	13	3290	1362	1928	0
<i>Kokku</i>	<i>107</i>	<i>42571</i>	<i>104</i>	<i>33307</i>	<i>17475</i>	<i>9685</i>	<i>6147</i>

* Indermitte jt (2005) andmed (üle 100 tarbijaga veevärgid)

** Tervisekaitseinspektsiooni andmed (järelvalve all olevad üle 50 tarbijaga veevärgid)

Elanike ekspositsioon liigsele fluoriidisisaldusele on vähenenud ligikaudu 22%. Lisaks Põlva, Võru ja Ida-Viru maakonnale ei ole ka Lääne-Viru ja Valga maakonnas enam fluoriidirikast vett andvaid veevärke. Suhteliselt rohkem on elanike liigse fluoriidiekspositsiooni vähendamiseks ära tehtud Saaremaal ja Hiiumaal: Upa Ametikooli veevärk on ühendatud Kuressaare veevärgiga, Käina ja Männamaa veevärgis (tarbijaid vastavalt 1010 ja 118) on käiku lastud pöördosmoosi seadmed, Putkaste veevärk on liidetud Käina veevärgiga. Liigsele fluoriidisisaldusele eksponeeritute arv vähenes nendes maakondades vastavalt 86 ja 96%.

Teisteski maakondades on mõndagi tehtud ja tegemisel elanike fluoriidiekspositsiooni vähendamiseks. Näiteks, Ülenurme asulas (1100 veetarbijat) on nüüd väiksema fluoriidisisaldusega vett andev puurkaev; Audru, Vana-Võidu ja Kõrvküla veevärgid ühendatakse vastavalt Pärnu, Viljandi ja Tartu veevärgiga; mitmed veevärgid (Lavassaare, Koonga, Vahenurme, Lõpe) on saanud/saavad pöördosmoosiseadme. Liigse fluoriidisisaldusega vett kasutavad asulad (veevärgid) seisuga november 2008 on toodud joonisel 6. Koostatud veemajanduskavades on ette nähtud vajalikud meetmed kõikidele veevärkidele kindlustamaks elanikele nõuetekohane joogivesi.



Joonis 6. Joogivee liigse (üle 1,5 mg/l) fluoriidisisaldusega asulad (veevärgid) veetarbijate arvu järgi (seisuga november 2008).

Figure 6. Water supply systems with high-fluoride (over 1.5 mg/l) drinking water by number of consumers (Nov. 2008).

5. Kokkuvõte

Elanike varustamine kvaliteetse joogiveega on tähtis riiklik ülesanne, mille lahendamine on omavalitsuste kohustus. Tervise aspektist (sobivam keemiline koostis ja parem reostuskaitse) tuleks eelistada joogiveena põhjavett. Eestis piirab põhjavee kasutamist fluoriidisisalduse suur varieeruvus. Kõrgema fluoriidisisaldusega on Siluri-Ordoviitsiumi veekompleks, mis sageli on ainsaks joogiveeallikaks Pärnu- ja Läänemaal. Fluoriidirikas vesi on ka Kesk-Alam-Devoni-Siluri veekompleksis, mida kasutatakse Kesk-Eestis. Aktiivse veevahetuse võõndis paiknevate madalate puurkaevude fluoriidisisaldus on reeglina nõuetekohane ning kõrgemad fluoriidi kontsentratsioonid esinevad sügavates lühikese töötava intervalliga savikaid lubjakive ja dolomiite avavates puurkaevudes. Aluselises põhjavees, mis on Ca-vaene ning Na-HCO₃-Cl või Na-Cl-HCO₃ keemilist tüüpi, eksisteerivad geokeemiliselt soodsad tingimused lahustunud fluoriidi esinemiseks. Fluoriid on loodusliku päritoluga ja leostub põhjavette erinevat tüüpi karbonaatkivimitest ja savikatest vulkaanilise tuha kihtidest (K-bentoniitidest).

Joogivee fluoriidisisaldus mõjutab hammaskonna seisundit. Käesolevas töös on välja toodud seosed nii kaariese intensiivsuse kui hambafluuroosi levimusega.

Fluoriidirikkale veele on eksponeeritud eelkõige suur osa Lääne- ja Kesk-Eesti elanikest.

Tänu viimastel aastatel joogiveevarustuse parandamiseks rakendatud abinõudele on elanike ekspositsioon joogivee kõrgele fluoriidisaldusele vähenenud.

Tänuavaldus

Artikli koostamine oli võimalik tänu Eesti Teadusfondi (grant 7403, grant 7459) ja Eesti Stomatoloogide Seltsi rahastatud uuringutele ning võimalusele kasutada Tervisekaitseinspektsiooni veekäitlejate ja veekvaliteedi andmebaasi.

Kasutatud kirjandus

- Adriano, D. C. 1986. Trace Elements in the Terrestrial Environment. New York: Springer-Verlag, 533 p.
- Angelillo, I. F., Torre, I., Nobile, C. G., Villari, P. 1999. Caries and fluorosis prevalence in communities with different concentrations of fluoride in water. *Caries Research* 33(2): 114–122.
- Aoba, T., Fejerskov, O. 2002 Dental fluorosis: chemistry and biology. *Critical Reviews in Oral Biology and Medicine* 13(2): 155–170.
- Barclay, J., Carroll, M., Houghton, B., Wilson, C. 1996. Pre-eruptive volatile content and degassing history of an evolving peralkaline volcano. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 74: 75–87.
- Bergström, S. M., Huff, W. D., Kolata, D. R., Bauert, H. 1995. Nomenclature, stratigraphy, chemical fingerprinting and areal distribution of some Middle Ordovician K-bentonites in Baltoscandia. *GFF*, 117: 1–13.
- Biermans, V., Baert, L. 1977. Selective extraction of the amorphous Al, Fe and Si oxides using an alkaline tiron solution. *Clay Minerals* 12: 127–135.
- Birk, K., 2008. Järelevalve joogivee kvaliteedi üle 2007. aastal. TKI. http://tervisekaitse.ee/documents/vesi/Joogivesi_kokku_2007.pdf (06.11.2008).
- Boyle, D. R., 1992. Effects of base exchange softening on fluoride uptake in groundwaters of the Moncton Sub-basin, New Brunswick, Canada. In: Kharaka, Y.K., Maest, A.S. (eds.) Water-rock interaction. Proc. 7th Int. Symp. Water-rock interaction. A.A. Balkema, Rotterdam, 771–774.
- Carpenter, R. 1969. Factors controlling the marine geochemistry of fluorine. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 33: 1153–1167.
- Council directive 98/83/EC, 1998. On the quality of water intended for human consumption. *Official Journal L* 330, 05/12/1998: 0032–0054.
- Erdal, S., Buchanan S. N. 2005. A quantitative look at fluorosis, fluoride exposure, and intake in children using a health risk assessment approach. *Environmental Health Perspectives* 113(1): 111–117.
- Fleischer, M., Forbes, R. M., Harris, R. C., Krook, L., Kubota, J. 1974. Fluorine. Pages 22–25 in *Geochemistry and the Environment*. Vol. I. The relation of selected trace elements to health and disease. Washington, D.C. National Academy of Science. 113 p.

- Haamer, K., Karro, E. 2006. High fluoride content of K-bentonite beds in Estonian Paleozoic carbonate rocks. *Fluoride* 39: 132–137.
- Handa, B. K. 1975. Geochemistry and genesis of fluoride-containing ground waters in India. *Ground Water*, 13: 275–281.
- Hilmo, B. O., Sæther, O. M., Tvedten, S. 1992. Groundwater chemistry during test-pumping at Sundby, Verdal, Mid-Norway. *Norges Geologiske Undersøkelse Bulletin* 422: 27–35.
- Horn, M. K., Adams, J. A. S. 1966. Computer derived geochemical balance and element abundances. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 30: 279–297.
- Horn, S., Schmincke, H.-U. 2000. Volatile emission during the eruption of Baitoushan Volcano (China/North Korea) ca. 969 AD. *Bulletin of Volcanology* 61: 537–555.
- Indermitte, E., Saava, A., Saag, M., Russak, S. 2005. Joogivee fluorisisaldus Eestis, selle tähtsus hambakaarise ja fluoroosi levimuses ning ennetuses. Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus. 96 lk.
- Indermitte, E., Saava, A. 2006. Fluor joogivees, selle võimalikud tervisemõjud. *Eesti Arst* 85(1): 26–31.
- Indermitte, E., Saava, A., Olak, J., Russak S. 2007. Relationship between dental caries and drinking water fluoride among children in Estonia. XXVIIIth Conference of the International Society for Fluoride Research, October 9–12 2007, Beijing China. Program and Abstract Book, 67.
- Joogivee kvaliteedi-ja kontrollinõuded ning analüüsimeetodid. 2001. SOMm RTL 100, 1369.
- Jürgenson, E. 1964. Siluri metabentoniidid Eesti NSVS-s. Rmt: Orviku, K. jt. (toim.) Eesti Paleosoiliste settekivimite litoloogia. Eesti NSV TA Geoloogia Instituut, Tallinn, 87–100. (vene k.)
- Kiik, V. 1970. Joogivee erineva fluorisisalduse mõjust laste hammaskonna seisundile Eesti NSV tingimustes. Dissertatsioon meditsiinikandidaadi kraadi taotlemiseks. Tallinna Epidemiologia, Mikrobioloogia ja Hügieeni TU Instituut, Tallinn.
- Kiipli, E., Kallaste, T., Kiipli, T. 2004. Metabentonites of the Pirgu stage (Ashgillian, Upper Ordovician) of the East Baltic. In: Hints, O., Ainsaar, L. (eds) WOGOGOB-2004 Conference Materials. Tartu University Press, Tartu, 53–54.
- Kiipli, E., Kallaste, T. 1996. Geochemical characterization of some Estonian metabentonites. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Geology 45: 68–77.
- Kiipli, T. 1998. Vulkanogeensed kihid Eesti settekivimites. Rmt: Reinsalu, E. (toim) 60 aastat mäeinseneride õpetamist Eestis. Aastapäevakonverentsi ettekannete teesid ja artiklid. Tallinna Tehnikaülikooli Mäeinstituut, Tallinn, 9–12.
- Kiipli, T., Männik, P., Batchelor, R. A., Kiipli, E., Kallaste, T., Perens, H. 2001. Correlation of Telychian (Silurian) altered volcanic ash beds in Estonia, Sweden and Norway. *Norsk Geologisk Tidsskrift* 81: 179–194.
- Lahermo, P., Sandström, H., Malisa, E. 1991. The occurrence and geochemistry of fluorides in natural waters in Finland and East Africa with reference to their geo-medical implications. *Journal of Geochemical Exploration* 41: 65–79.

- Limeback, H. 1999. A re-examination of the pre-eruptive and post-eruptive mechanism of the anti-caries effects of fluoride: is there any anti-caries benefit from swallowing fluoride. *Community Dental and Oral Epidemiology* 27(1): 62–71.
- Narusk, M., Nittim, M. 2003. Eesti veemajanduse ülevaade veekasutuse aruande alusel. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn, 21 lk.
- NRC (National Research Council), 2006. Fluoride in drinking water: A scientific Review of EPA's Standards. Washington, DC: National Academy Press.
- Óskarsson, N. 1980. The interaction between volcanic gases and tephra, fluorine adhering to tephra of the 1970 Hekla eruption. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 8: 251–266.
- Perens, R., Vallner, L. 1997. Water-bearing formation. In Raukas, A., Teedumäe, A. (eds). Geology and mineral resources of Estonia. Estonian Academy Publishers, Tallinn, 137–145.
- Russak, S., Indermitte, E., Saava, A. 2002. Hambafluuroosi ja -kaariese haigestumus Tartu linna lastel seoses joogivee fluorisisaldusega. Eesti Antropomeetriaregistri Aastaraamat 2002. Tartu, 178–192.
- Saxena, V. K., Ahmed, S. 2001. Dissolution of fluoride in groundwater: a water-rock interaction study. *Environmental Geology* 40: 1084–1087.
- Skinner, B. J., Turekian, K. K. 1973. Man and the ocean. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, 149 p.
- Sujatha, D. 2003. Fluoride levels in the groundwater of the south-eastern part of Ranga Reddy district, Andhra Pradesh, India. *Environmental Geology* 44: 587–591.
- Thomas, J., Glass, H. D., White, W. A., Traudel, R. M. 1977. Fluoride content of clay minerals and argillaceous earth material. *Clays and Clay Minerals* 25: 278–284.
- Van der Hoek, W., Ekanayake, L., Rajasooriyar, L., Karunaratne, R. 2003. Source of drinking water and other risk factors for dental fluorosis in Sri Lanka. *International Journal of Environmental Health Research* 13: 285–93.
- WHO 1996. Trace elements in human nutrition and health. World Health Organisation, Geneva.
- WHO 2002. Fluorides. Environmental Health Criteria 227. World Health Organisation, Geneva.
- WHO 2004. Guidelines for drinking-water quality. 3rd ed. World Health Organisation, Geneva.
- Yong, L., Hua, Z. W. 1991. Environmental characteristics of regional groundwater in relation to fluoride poisoning in North China. *Environmental Geology and Water Science* 18: 3–10.

**Fluorides in groundwater –
a limiting factor in the supply of drinking water**

Ene Indermitte^{1,3}, Enn Karro², Astrid Saava³, Marge Uppin²

¹Department of Geography, ²Department of Geology,

³Department of Public Health, University of Tartu

Summary

The provision of safe drinking water through the public water supply system is an important task for local municipalities. In Estonia, the consumption of groundwater is limited due to the great variation in fluoride content. Fluoride in groundwater is of natural origin and leaches into groundwater from clayey carbonate rocks and clay-rich K-bentonite beds. The highest fluoride levels can be found in the Silurian-Ordovician aquifer system, which is often the only water source in Pärnu and Lääne counties. High-fluoride water can also be found in the Devonian-Silurian aquifer system that is used in Central Estonia.

Fluoride in drinking water primarily affects the general public's dental health. This study analyses the distribution and sources of fluorides in drinking water. The relationship of fluorides to caries and dental fluorosis is described. A higher proportion of people exposed to high-fluoride water live in western and central Estonia. During recent years, population exposure to high fluoride levels in drinking water has decreased due to improvements in water supply systems.

Järva-Jaani valla karstielehtrite edaafiline analüüs

Arno Kanal, Kiira Mõisja, Ingrid Aas
Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Karstialased teaduslikud uuringud algasid 19. sajandi lõpus ja esmaseks teadustööks peetakse Albrecht Pencki juhendamisel Viinis valminud serblase Jovan Cvijići (1893) doktoritööd *Das Karstphänomen*. Karstist Eestis on koostatud piisav ülevaade, määratud on karsti levikualad ja nende esinemisvormid (Heinsalu, 1967) ja loodud karstialade valdkonnad (Heinsalu, 1977). Karstunud tektoonilisi rikkevööndeid on paremini uuritud Kirde-Eesti põlevkivikaevanduse piirkonnas (Heinsalu, 1975). Detailsemalt on uuritud karstialasid kui silmapaistvamaid loodusobjekte, näiteks Uhakut (Orviku, 1929), Kostiveret (Heinsalu, 1958), Kuimetsalidat (Heinsalu, 1963) ja Tuhalat (Palumets, Proosa, 2003). Vähem on tähelepanu jagunud tavalistele karsti avaldumisvormidele piirkondlikus maastikus.

Esiteks on karsti arenguks vaja lahustuvaid kivimeid, mille juurde peab pääsema vesi. Teiseks on oluline, et tegemist oleks CO₂-rikka ehk nn “agressiivse” veega, mis peab olema liikuv (aeratsioonivööndis või liikuva põhjaveega horisondis). Kolmandaks peab süsihappegaasirikas vesi jõudma võimalikult kiiresti karstumisvõimelise kivimi pinnale. Sademete vesi rikastub CO₂-ga mullas, viimase sisaldus sõltub bioloogilisest aktiivsusest, Parasniiskes kliimas bioloogilise s.t peamiselt mullatekkelise süsihappe osakaal ulatub nõrgvees mõningatel arvamustel 79% (Гвоздецкий, 1972). Jahe temperatuur soodustab CO₂ püsivust lahuses, seega karstumise areng on parem sügis-kevadisel perioodil. Pandivere pikaajaline veebilanss on 736 mm sademeid, millest evaporatsioonikaod moodustavad 59%, pindmine äravool 3% ja infiltratsioon 38% (Eipre, 1987). Seega infiltreerub aastas keskmiselt vähemalt 280 mm түsedune veekiht. Kiire ja koguseliselt mahukas imbumine täiendab põhjavett, kuid koos kiiresti nõrguva veega võib põhjavette edasi kanduda ka pindmine reostus, muutes sellega põhjavee kvaliteeti.

Eesti kõige enam karstunud piirkond on Pandivere aluspõhjaline kõrgustik, mille pinnakate on valdavalt õhuke (< 5 m) või koguni kohati nii õhuke, et esi-nevad loopealsed. Kõrgustikul on maapinnalähedane põhjavesi looduslikult kaitsmata 22% ja peaaegu avatud 5% ulatuses (Kink, 2004). Pinnakate on suhteliselt tasane ja langeb lõuna suunas keskmiselt 2,4 m km⁻¹, lubjakivide sügavuse suurenedes väheneb nende lõhelisus ja karstumine, kui ka veemahutavus. Kõrgustiku keskosas puudub alaline vetevõrk, mistõttu moodustab see Eesti suurema infiltratsiooniala pindalaga 1375 km² (Eipre, 1987; Pandivere, 1993). Viimase

suurust (st ilma jõgede, ojade ja kraavideta ehk siis püsiva äravooluta ala) on hinnatud ka väiksemaks (umbes 1300 km², Järvet, 2007; 1050 km², Raukas, Rõuk, 1995). Karsti intensiivset arengut on soodustanud kõrgustiku veelahkmeline asend, suur suhteline kõrgus, lõhelised aluspõhjakiivid, lõhevööndite rohkus ja vähesavikatest lubjakividest aluspõhi.

Karstivormid jagatakse karsti sügavuse järgi pindmiseks karstiks ja süvakarstiks. Pindmisteks negatiivseteks pinnavormideks on karrid, pugemed ehk ponoorid, karstilehtrid e. kurisud, karstihäilud, karstihaudmikud, ja -orud. Suuremaid pinnavee neeldumise kohti nimetatakse rahvasuus ka kurisuteks. Süvavormideks on karstikoopad ning nendes kujunenud nõrgvormid. Pandivere kõrgustiku maapõues on laiuti ja sügavuti välja kujunenud karstiõõnsuste võrgustik – süvakarst. Süvakarsti esineb rohkem 5–10 meetri sügavuseni aluspõhja pealispinnast (Heinsalu, 1990). Mattunud karst asub pinnakatte all ja pinnamoes need selgelt ei avaldu, kohati tekivad nende kohale ka karstilehtrid. Karstilehter, mis on kõige tavalisemaks karstivormiks, kujutab endast maastikul pindmist või setete alla mattunud korrapärast koonusjat või ovaalset süvendit. Enamasti seondub see negatiivse pinnavormi nõoga, kuhu valguvad kokku pinnaveed. Arvestades kurisute väikest valglat ja lühiajalist vee neeldumist, on mattunud karstivormide infiltreerumisvõime märgatavalt suurem ja veemahukam.

Pandivere karstiobjektide arvukuse kohta esineb erinevat informatsiooni, mille põhjuseks on nii arusaamade erinevus kui ka mõistete või territooriumi piiritlemise ebaselgus. Esmalt märgib Heinsalu (1967), et üksikasjalikumalt on karsti uuritud Pandivere kõrgustikul, kus esineb ligi 200 maapealsete karstivormide esinemiskohta. Raukas ja Rõuk (1995) teavitavad, et karstilehtreid on Pandivere kõrgustikul teadaolevalt üle 200 ja maaaluseid karstinähtusi esineb enam kui 100 kohas. Geoloogide arusaamade alusel on Pandivere kõrgustikul 357 karstiala (Kink, 2004). Ühtekokku on alamvesikonnas fikseeritud üle 700 karstivormi, enamik haritavale maale jäävatest karstinähtustest on katalogiseeritud (Pandivere riiklik veekaitseala, 1994). Kõrgustiku võlvi keskosas on pindmiste karstivormide tihedus eriti kõrge, rohkelt on karstinähtusi ka kõrgustiku edela- ja kirdenõlval (Pandivere riiklik veekaitseala, 1993).

Karsti- ja põhjavee kvaliteedi süvenevat halvenemist Pandivere kõrgustikul hakati täheldama juba 1970. aastatel (Aruja *et al.*, 1976). Alates 1983. a koostatud kollektiivmajandite veekaitse skeemide põhjal tehtud karstiobjektide inventeerimise esmaseks koondtulemiks võib lugeda Pandivere veekaitseala skeemi 1:200 000 koostamist (Jõeleht, 1993). Pandivere põhjavee kaitseks on rakendatud erinevaid õiguslikke abinõusid, moodustatud on Pandivere Riiklik Veekaitseala (1988) ja Pandivere nitraaditundlik ala (2003). Pandivere ja Adavere–Põltsamaa nitraaditundliku ala jaoks on 2003. a kehtestatud kaitse-eeskiri, milles on välja toodud kaitsmata põhjaveega alade, allikate ja karstilehtrite ümbruse tegevuspiirangud (RTI, 2003).

Karsti ja karstivormidega tuleb arvestada nii maavarade kaevandamisel, hüdrotehniliste rajatiste rajamisel, maaparandustöödel kui ka maaviljeluse intensiivsus-taseme kujundamisel. Pandivere piirkonnas on haritava maa osatähtsus suurem 37% (890 km²) kui Eestis keskmiselt 25% (Pandivere ja Adavere nitraaditundlik ala, 2006).

Uurimisalaks valiti 126,8 km² suurune Järva-Jaani vald, mis asub Pandivere kõrgustiku edelaserval, karstirikka, tervikuna püsiva äravooluta ja nitraaditundlikul alal. Kunagise Järva-Jaani kolhoosi maadest on hinnatud kaitsmata põhjaveega alaks 24%, millest 133 ha moodustavad alvarid ja 81 ha karstialad ning nõrgalt kaitstud on koguni 73% haritavast maast (Pandivere riiklik veekaitseala, 1993). Teades, et karstiprotsessid on dünaamilised, on võimalik nii karstiobjektide juurde tekkimine kui ka nende täitmine haritaval maal. Seoses sellega, et AS Maves kontrollis Järva-Jaani ja Vajangu ümbruse karstialasid 2004–2005. a, on selle ala kohta kogutud karstiobjektide andmestik kõige kvaliteetsem. Siiski ei vastanud umbes 10% kaardil fikseeritud karstiobjektide asukohad tegelikkusele (Tiiu Vald-
maa edastatud teave). Eriti karstirikkad on Karinu, Jalgsema, Ramma, Kuksema ja Metsla külade ümbrused. Jalgsema karstijärvik on Natura 2000 loodusdirektiivi loodusala, Kuksema karstihäil ja Karinu karstiväli on tähtsad loodusobjektid. Jalgsema karstijärvedest moodustati 1991. aastal kaitseala kui veesäilitusala. Valla aluspõhja moodustavad lõheliselt karstunud Siluri ajastu lubjakivid. Aluspõhi on kohati maapinna lähedal Seliküla ja Metstaguse ümbruses, kus esineb ka loopealseid. Järva-Jaani vallas moodustavad suurema osa karbonaatse kattega ja vastava uhitud teisendi moreentasandikud. Mõningal määral esineb ka vähekarbonaatse kattega järvetasandikke (Arold, 2005). Järva-Jaani mullastik on kõrge põllumajandusliku potentsiaaliga, mistõttu sinne piirkond on juba ajalooliselt välja kujunenud intensiivse põllumajandustootmisega.

Töö lähtekohad olid järgmised: karstihetrid koonduvad ühesugustesse geoloogiliste, topograafiliste ja mullastikulistele maastikuelementidele ning olemasolevad karstihetrid koondavad maapealseid ja mullasiseseid vee äravoolu maastikus ja põhjustavad vähest mulla ümberpaigutust põllumajandusmaastikus. Eesti hea geokoloogiline uuritus ja kaardistamine võimaldavad meil loodusnähtusi analüüsida mullakaardi alusel suures mõõtkavas (1:10 000). Näiteks Minnesotas kasutati karstihetrite leviku uurimiseks maastikul kartograafiliste alustena 1:80 000 aerofotosid ja aluspõhja kaarti 1:100 000 (Gao *et al.*, 2005). Käesoleva uurimuse eesmärgiks oli avardada digitaalkaardikihtide ja andmebaaside kasutamist loodusobjektide vastastikuste seoste analüüsimisel ja leida karstihetrite seoseid mullastikuga, selle veerežiimi, lõimise ning maakasutusega.

2. Andmestik

Geoloogilise aluspõhja andmed on saadud Eesti aluspõhja geoloogiliselt kaardilt 1:400 000, mis kohati, k.a Järva-Jaani piirkonnas, on kaardistatud ka suuremas

1:50 000 mõõtkavas (Rattas, 1998). Maapinna samakõrgusjooned, lõikevahega 10 m on pärit Eesti digitaalselt baaskaardilt 1:50 000. Maakasutus on võetud Maa-ameti digitaalselt 1:10 000 Eesti põhikaardilt. Kõlvikud on kaardistatud 1999. ja 2001. aastal.

Uurimustöö nitraaditundliku ala digitaalsed kaardikihid (nitraaditundliku ala piir, karstilehtrid, allikad) pärinevad Keskkonnaministeeriumi veosakonnast. Karstialad on majandite maakasutusplaani (1:10 000) täpsusega kaardistatud kunagiste majandite veekaitseskeemide koostamise käigus. Geoloogia Instituut alustas hüdrogeoloogilisi uurimisi Pandivere kõrgustikul 1975. a, alates 1983. a koostati majandite, alates 1990. kuni 1992. valdade veekaitse kaarte (Kink, 2004). Paberkaardilt kanti need 2002. aastal katastri aluskaardile, mis oli maareformi läbiviimise aluskaardiks. Karstilehtrid on määratud maastikuobjektide asendisuhete alusel, mitte koordinaatsüsteemis. Seega tingituna kaardiprojektsioonide muutustest võib esineda leppemärkidega tähistatud karstilehtrite paigutuste teatud nihkumine. AS Maves töötajate poolt käidi Järva-Jaani vallas karstilehtrite asukohti looduses üle täpsustamas 2004. aastal.

Karstiobjektide kaardistamine algas juba varemalt, sest 1956. a. kasvas mullastiku kaardistamine sisuliselt maafondi maastikuliseks uurimiseks. Karsti väikevormide esinemine maastikul leidis kajastamist Eesti suuremõõtkavaliste mullakaartide koostamisel, mis nõudis eriti kontrastsete muldade eristamist. Eriti kontrastseteks muldadeks loeti muldi, mida ei saa sarnaselt mulla põhiareaaliga kasutada, või mis on põllumajanduslikuks kasutamiseks sobimatud. Metodoloogilises juhendis nõuti karstilehtrite tähistamist mittemõõtkavalise leppemärgiga ja vajadusel suuremate karstinõoks liitunud lehtrite eraldamist omaette kontuurina “kontrastse polügoonina” (Kokk, *et al.*, 1968). Kontrastsete mullakontuuride minimaalsuurus ja lubatav viga kontuuride kandmisel oli 2 mm kaardil (1:10 000) ja 20 m looduses (Kokk *et al.*, 1968). Seevastu vähem kontrastsete üleminekute osas, näiteks veerežiimi reas: Ko → Kog → Go gleistunud ja gleimulla vaheliste mullakontuuride korral peame arvestama juba suurema veaga (umbes 4 mm kaardil ja 40 m looduses), kui mullakontuur ei lange kokku kõlviku piiriga. Lihtsamalt väljendades, mikrolohud s.t gleistunud mulla enklaavid parasniiske mulla areaalide sees on täpsemini kaardistatud, kui kuivemad kühmunud gleimulla areaalis.

Mullastiku analüüsiks on kasutatud Maa-ameti 1:10 000 digitaalset mullakaarti, mis valmis AS E.O.Map-i poolt 2001 a. Järva-Jaani piirkonna ühismajandite Külvaaja, Õiguse Võit, Bolševik ja Ühendus mullauurimise välitööd pärinevad 1967. a. Aluskaardiks olid kõigil dešifreeritud must-valged fotoplaanid, ilmselt 1949. a. aerofotopildistamise ajast, millest tardkaart valmis 1968. a. (T. Terase teave). Mullakaardi ajaloolisest kujunemisest tulenevalt võib digitaalsel mullakaardil esineda teatud tehniline nihkumisviga, mis on tingitud erinevate kaardilehtede liitmisest üheks tervikkaardiks (väikemajandid → Järva-Jaani kolhoos → Maa-ameti digitaalne mullakaart).

Maaparandusobjektide MapInfo kaardikihid saadi Põllumajandusministeeriumi maakasutuse ja maaparanduse büroos asuvast andmebaasist. Sarnaselt karstiobjektidega vajaksid ka maaparandussüsteemide maa-alade piirid looduses ülekontrollimist.

Andmebaasid tärkandmetega on koostatud MapInfo keskkonnas dbf põhisena. Töö on teostatud Eesti põhikaardi projektsioonis.

3. Metoodika

Järva-Jaani valla mullastiku liigiline koosseis ja pindala ning mullaliigid, milles karstilehtrid paiknevad, on saadud erinevate päringute kasutamisel *MapInfos*. Andmetöötamiseks konverteeriti arvandmed *Excel*-isse. Karstilehtrina käsitletakse käesolevas töös Maa-ameti nitraaditundliku ala kaardil leppemärgiga ▼ (karstilehter või -grupp) tähistatud asukohti. Karstilehtrite paiknemine mullaareaalides määrati *MapInfos* päringuga, millega moodustati lehtrite ümber 25 m raadiusega puhver ning seejärel leiti puhvri ja mulla ühisosa.

Moodustatud puhvrit ($S = \pi \times r^2 \sim 1,97$ ha) võib käsitleda nii “kurisu valglana”, kui ka kaardi tehnilisest ebatäpsusest tuleneva karstilehtri asukoha veana. Karstilehtrite puhverala tekitamisel lähtuti vastavalt Pandiverele omaselt vene tüüpi karsti tingimustes kujunevatest ovaalse põhikujuga kurisute laiusest 5–30 m (Heinsalu, 1977) ning vastavalt Veeseadusele, kus 10 meetri raadiuses karstialade servast on kehtestatud tegevuspiirangud. Hiljem kirjandusest selgus, et näiteks Marylandis on uute karstilehtrite tekkimise tõenäosus suurem olemasolevate kurisute ümbruses 30 m raadiusega alal (Zhou *et al.*, 2003).

Karstilehtri punktobjekti leppemärgi kujundi suurus kaardil on umbes 4 mm ehk siis vastavalt 40 m looduses, mullaareaali kontuurjoone kaardile kandmise ebatäpsus on halvimal juhul sama suur (Kokk, *et al.*, 1968).

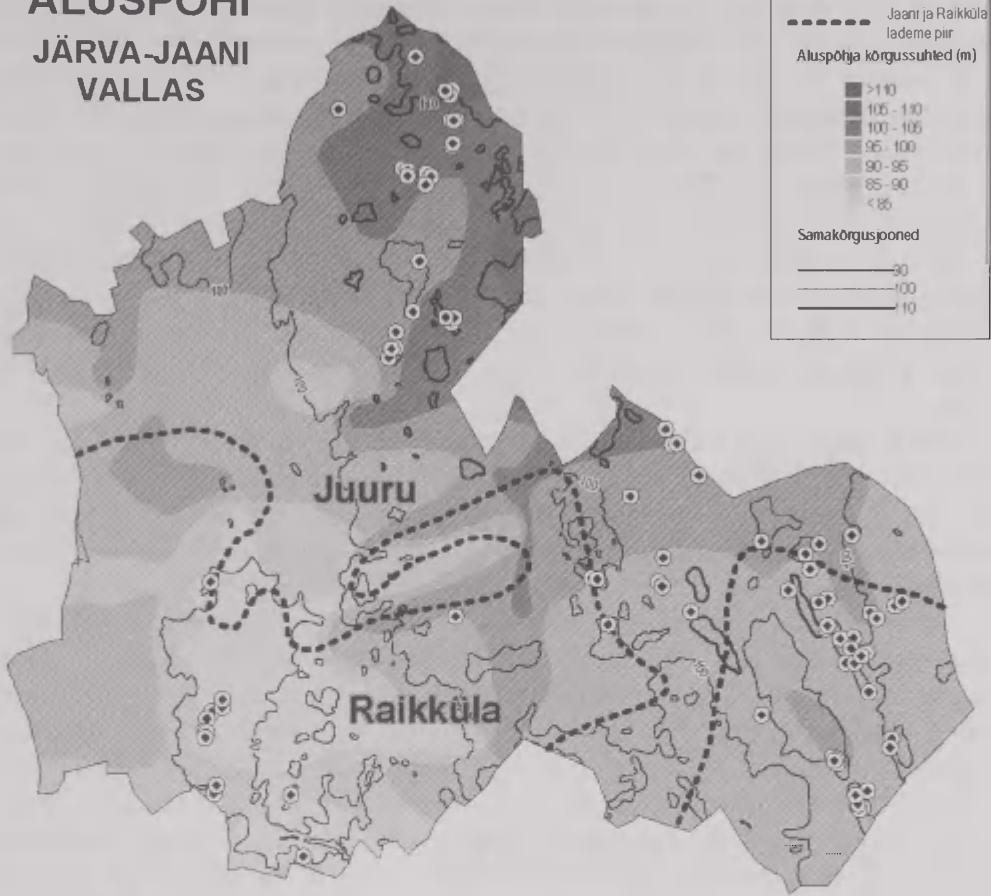
4. Tulemused ja arutelu

4.1. Geoloogia ja geomorfoloogia

Üldiselt on Järva-Jaani valla aluspõhja reljeef ja kõrgusvahed väga sarnased nüüdisreljeefiga (joonis 1). Järva-Jaani vald paikneb Pandivere aluspõhjakõrgustiku nõlval, tinglikult peetakse aluspõhjakõrgustiku piiriks 80 m samakõrgusjoont (Raukas, 2007).

Järva-Jaani valla põhja-lõuna suunaline ulatus on umbes 14,5 km ja suurim laius 16 km. Valdava osa Järva-Jaani vallast moodustab 90–100 m kõrgusele jääv aluspõhi, millel lasuv pinnakatte paksus on enamasti umbes 5 m. Sellel alal loeti kokku 20 karstilehtrit (tabel 1). Kõige väiksema pindala (1000 m²) moodustab üle 110 m kõrgune aluspõhi, mille osatähtsus on valla piires tühine ning seal ei esine ka karstilehtreid.

ALUSPÕHI JÄRVA-JAANI VALLAS



Aluspõhi: TÜ geoloogia osakond Karstilehtrid: Keskkonnaministeerium

Joonis 1. Järva-Jaani valla aluspõhja ja pinnakatte reljeef ja karstilehtrite paiknemine
Figure 1. Sinkhole distribution and the bedrock heights in m (a. s. l.) and the topography of Quaternary cover in Järva-Jaani municipality

Tabel 1. Järva-Jaani valla aluspõhja kõrgused (ü. m. p) ja sellel paiknevate karstilehtrite arv

Table 1. The bedrock heights in m (a. s. l.) in Järva-Jaani municipality

Aluspõhja kõrgus m	< 85	85–90	90–95	95–100	100–105	105–110	>110
Pindala km ²	1,7	12,1	31,9	55,8	13,8	11,5	0,001
Karstilehtrite arv	3	9	36	20	16	3	0
Keskmiselt tk km ⁻²	1,8	0,7	1,1	0,4	1,2	0,3	0

Maapinna kõrgus langeb põhjast lõunasse või edelast kirdesse vastavalt Pandivere nõlvale, vaid Kuksema piirkonnas kiilub madalam sissesopistus põhja suunas kaugemale. Pandivere kõrgustiku looduslikuks piiriks on tema nõlvasid ümbritsev soode vöönd, mis ulatub umbes 80 m üle merepinna (Veber, 1961). Maapinna ja aluspõhja samakõrgusjoonte mõõtkavast (1:50 000) tingituna otseselt ei selgu, et kohati oleks pinnakate väga õhuke, küll võib seda väita mullakaardil olevate paepealsete muldade (Kh) leviku alusel, mis katavad 0,3% valla territooriumist. Üldistatult võib nentida, et 36 karstilehtri asukohas jääb pinnakate tüsedus ≤ 3 m, 43 juhul ≤ 5 m ja 8 juhul ≥ 5 m. Lokaalselt on pinnakate väga varieeruv, vähemalt lubjakivikarjääride invertteerimise andmetel on Karinu karjääri katendi keskmine paksus 1,8 m (0,3–6 m) (Tomberg, 2005). Kuusna karjääris on keskmine katendi paksus 1,8 m ja liikudes sealt ida poole Metslasse ulatub see juba 3 m (Kukk, 2007).

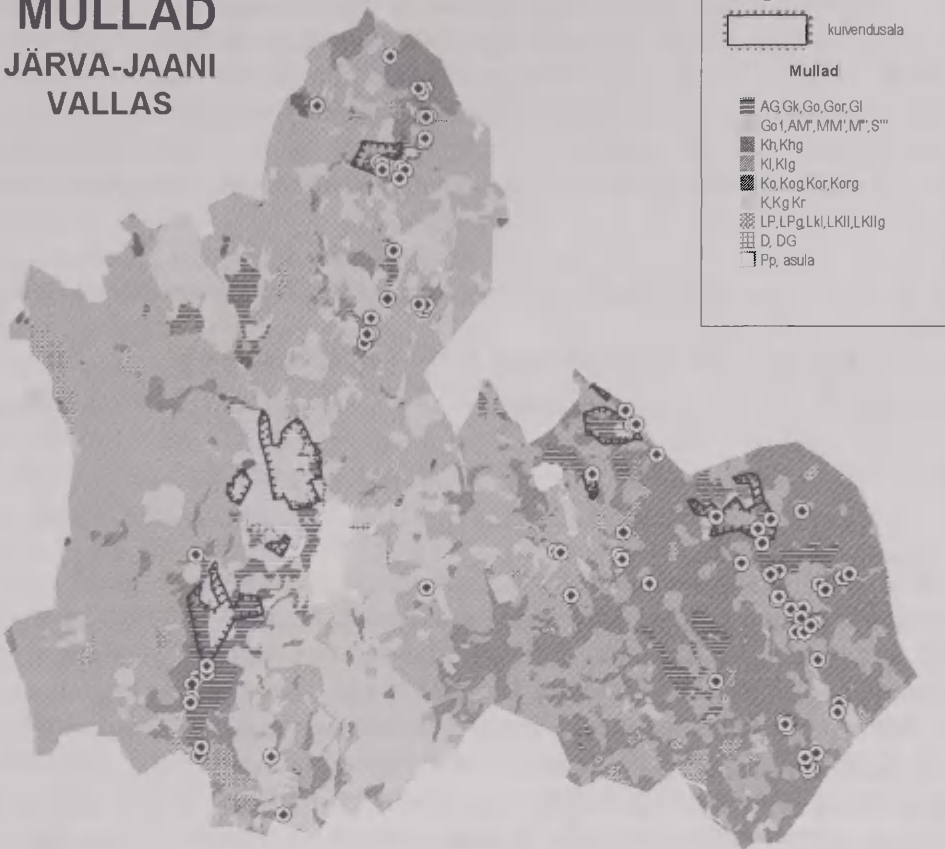
Järva-Jaani vallas loendati leppemärgi alusel 87 karstilehtrit, näiteks Järvamaal kokku on määratud karstialasi 145 (Pandivere Riiklik Veekaitseala, 1993). Karstiala, ehk karstinähtuste esinemispiirkond on paraku füüsiliselt määratlemata. Esinemissageduse ja esindusliku pindala alusel võiks väita, et enim karstunud on aluspõhja kõrguste vahemikud 90–95 m ja 100–105 m.

Teoreetiliselt mõjutab karstumist lisaks aluspõhja maapinna lähedusele ka lubjakivi enda kvaliteet, iseasi kui selgelt see looduses avaldub. Siluri ladestu avamus on uurimisalal esindatud vaid kahe lademega: Juuru lade koosneb muguljast mergli vahekihtidega lubjakivist ning massiivsest karplubjakivist, stromatoporaatja korall-lubjakivist, Raikküla lade aga varieeruva savikusega lubjakivist ja dolomiidist (Pandivere põhjavee alamvesikonna veemajanduskava, 2005). Brahhipoodide rikkale lubjakivile on omane kõrge Ca ja väike Mg sisaldus ning lahustumatu jäägi väike osatähtsus. Aluspõhja lõunasuunalise kallakuse tõttu, kulgevad lademete avamusalad looklevate vöönditena enam-vähem idast läände. Raikküla lade lasub Juuru lademel ja haarab valla põhjapoolse osa. Karstilehtreid jääb Raikküla lademe avamusalale (607 ha) 48 ja Juuru lademele vastavalt (661 ha) 39. Varasemates geoloogilistes uuringutes pole päris täpselt selgunud, milliste lubjakivi lademete avamusalad on kõige kergemini karstuvad. R. Metsa (1957) väitel karstuvad Pandiveres Tamsalu lademe puhtad lubjakivid rohkem, kui Juuru või Pirgu lademete avamusalade kivimid. Juuru lademe ülemised Tamsalu kihistu *Borealise* karplubjakivid paljanduvad Pandivere edelanõlval üsna maapinna lähedal, tavaliselt 1–2 m sügavusel (Kukk, 2007).

4.2. Mullastik

Järva-Jaani vallas esineb 38 mullaliiki, enamus areaale on esitletud muldade kompleksina (joonis 2). Uurimisalal domineerivaid leostunud (Ko) ja leetjaid (Kl) muldi on morfoloogiliselt kerge eristada, kuid nende vaheldumine ühisel levikualal ületab sageli kaardistamise täpsuse (<10 m), seega peab neid sageli mullakaardil esitama mikrokombinatsioonina (Rooma, 1985).

MULLAD JÄRVA-JAANI VALLAS



Mullad: Eesti mullakaart 1:10 000, Maa-amet Karstlehtrid: Keskkonnaministeerium

Joonis 2. Järva-Jaani valla muldkate ja karstlehtrite paiknemine.

Figure 2. The soil cover and locations of karst-sinkholes in Järva-Jaani municipality.

Järva-Jaani vallas domineerivad parasniisked mullad (66,3%) millest omakorda 61% moodustavad leostunud mullad (Ko) ja alla neljandiku rähksed mullad (K). Põuakartlike muldi on 5,5%, millest ülekaalu omavad koreselised leostunud (Kor) ja koreserikkad rähksed erimid (Kr). Paepealseid muldi esineb vähe, karstlehtri asumisel nendel võiks nimetada kamardunud ja ülejäänud s.t tüsedamate muldade korral kaetud ehk mattunud karstitüübiks. Arvestamisväärselt esineb ka gleistunud muldi (22,3%), millest ülekaalu omavad gleistunud leetjad mullad (KIg) 13,8%. Vähe leidub gleimuldi (4,2%), turvasmuldi (1,6%) ning turvastunud muldi (0,6%). Tühiselt, alla kümnendiku protsendi esineb paljandpinnaseid (Pp) ning veelgi vähem erosiooniala muldi (E, D). Paljandpinnased moodustavad peamiselt kaevandatud karjäärialad, suurim eraldis on Karinus.

Pandiveres levivad parasniisked ja gleistunud mullad on ka tüseda huumus-horisondiga (tabel 2), mis oluliselt tõstab nende viljakust. Sellised mullad eristuvad

globaalsüsteemi “*World Reference base for soil resources*” (2006) määrangu alusel traditsioonilistest leostunud (*Cambisols*) või leetjatest (*Luvisols*) muldadest ja sarnanevad oma omadustelt juba mustmullataoliste muldadele (*Phaeozems*) (Reintam, Köster, 2006). Suuremõtkavalistel mullastikukaartidel on üle 30 cm түседuse huumushorisonidiga leostunud, leetjaid ja rähkmuldi liivsavidel Järvamaal eraldatud ligi 400 ha (Reintam *et al.*, 2007). Arvestades, et mullad kaardistati 1967 a., mil sügavküüdi oluliselt ei esinenud, võtsime huumushorisoni түседuse alampiiriks 35 cm.

Tabel 2. Tүседa huumushorisonidiga *Phaeozemide* laadsed mullad Järva-Jaani valla territooriumil

Table 2. Occurrence of Phaeozem-like soils in Järva-Jaani municipality

Mullašiffer	Areaalide arv	Pindala ha	Kokku ha
KIg	10	25	
Kog	5	14	41
Kg	6	2	

Haritava maa keskmine hindepunkt mullakaardi tärkandmete põhjal on 52 hindepunkti, mis on kõrgem Pandivere nitraaditundliku ala keskmisest näitajast 46 (Pandivere Riiklik Veekaitseala, 1993). Eestis on väga head haritavat maad, mille boniteet ületab 50. hindepunkti vaid 134 000 ha ehk 12% (Tönismäe *et al.*, 1998). Järva-Jaani vald kuulub boniteedi alusel kindlalt Eesti parimate valdade nimistusse.

R. Koka ja I. Rooma (1974) järgi leidub Järva-Jaani mullastiku mikrorajoonis kõige enam leostunud muldi 37,0% ning rähkmuldi 23,0%. Vallast suurema eraldusüksuse s.t mikrorajooni muldkatte taustal esineb Järva-Jaani vallas mõnevõrra rohkem leostunud ja vähem rähkseid muldi. Mikrorajoonile on sarnane ka muldade lõimiseline levik, ennekõike liivsavi esinemisrohkuse poolest. Teised lõimised on vähemuses, kuid korese sisaldus on Järva-Jaani valla piires tunduvalt kõrgem kui mikrorajoonis.

Puhveralade pindala on umbes 17 ha, mis moodustab Järva-Jaani karstialade üldpindalast (88 ha) ligikaudu ühe viiendiku (Pandivere riiklik veekaitseala, 1993). Karstilehtrite leppemärkide ümber moodustatud 25 m raadiusega puhveralas oli ülekaalus gleistunud leetjas muld (Tabel 3), mis leviku alusel oli valla territooriumil leostunud ja rähksete muldade järel kolmandal kohal. Seega tõenäoline karsti esinemise tunnus s.t lühiajaline liigniiskuse ja piirkonnas enim levinud gleistunud mullaliik Klg realiseerusid tugevaks seoseks karstilehtrite paiknemisega. Gleistunud leostunud muld (Kog) kaotas üldleviku alusel leetjale gleistunud mullale vaid 5%-ga, kuid karstilehtri ümbruse mullastikus esinemise sagedus muutus juba kolm korda väiksemaks. R. Kõlli *et al.*, (2004) jaotuse alusel kuuluvad pooled puhveralal enamlevinud gleistunud leetjad mullad Klg ja leostunud (Kog) heasse ja viiendik s.t nende parasniisked liigikaaslased (KI, Ko) väga heasse keskkonnakaitselise väärtuse klassi.

Leetjate ja leostunud muldade levik ja karstinähtused omavad mitmeid seoseid, esiteks on mullad bioloogiliselt viljakad, mis toodavad mulda CaCO_3 lahustumiseks vajaliku süsihappegaasi. Bioloogilise teguri olulisus selgus ka Austria Alpides, kus niiske mulla korral kõrguse suurenedes temperatuur küll langeb, kuid süsihappegaasi lahustumine alamullas siiski väheneb, sest taimkate on puudulik (Plan, 2005). Näiteks, Hiina karstialade troopilistes *Luvisolides* täheldati mulla üldise bioloogilise viljakuse bioindikaatorite *Azotobacteraceae* olulist suurenemist ja arvukuse kasv oli seotud karstiarenguga (Li *et al.*, 2004). Tabel 2 alusel võib väita, et gleistunud mullad on түsedama huumushorisonidiga, mida osaliselt võib siduda pikaajalise harimise tulemusega. Juhul kui need asuvad karstilehtrite läheduses nõgudes võib oletada ka nõrka pealekannet. Enamik lehtreid on tekkinud peamiselt pinnakatte (mulla) osakeste kandumisest koos veega aluspõhja õõnsustesse (Heinsalu, 1967). Näiteks, Slovakkia Maagimäestiku lõunajalamil Aggteleki rahvusparkis, mille kliima sarnaneb Eestile, oli kaltsiidi lahustumine kuivadel nõlvadel asumatel rendsiinades umbes $3 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ kuid tõusis 1–2 m doliini täitvas deluviaalmullas ja selle all 5–7 m sügavuses $17\text{--}30 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Zambo, Ford, 1997). Peamise põhjusena toodi välja suurem ja ühtlane veesisaldus (väliveemahutavus 70–90%) ning stabiilsem temperatuurirežiim.

Leostunud ja leetjad mullad on jõudnud oma arengus sellisesse faasi, kus mulla ülaosa on piisavalt leostunud ehk vabanenud vabadest karbonaatidest. Tegemist on reaktsioonilt neutraalsete muldadega, teadaolevalt kaltsiidi lahustumisel madala pH juures on agressiivne CO_2 mullavees ülekaalus, seevastu pH 6,5 juures on vees võrdselt HCO_3^- ioone ja vaba CO_2 ning aluselises keskkonnas pH 8,3 juures vaba CO_2 -te enam ei esine ja lahuses püsib vaid HCO_3^- , mistõttu küllastumise korral algab karbonaatiooni sadenemine. Kubiena (1953) mullarengu teooria alusel need mullad, mis on tekkinud peaaegu vahetult lubjakivile, esmalt leostuvad tugevalt, muutuvad reaktsioonilt neutraalseteks ja alles seejärel hakkab arenema savistumine.

Leostunud liivsavi muldadele on iseloomulikuks savistunud horisoni (Bw) esinemine, mis on akumulatiivne keemiliste koostisosade suhtes, kuid mitte niivõrd saviosakeste osas, et lõimiseklass muutuks. Seevastu leetjates muldades moodustunud Bt horisont on enamasti tuntava saviosakeste sisalduse tõusu tõttu sagedasti muutunud mulla siseseks “vett kandvaks kihiks”, kuhu võib koguneda ülavett. Näiteks Alpides lubjakividele tekkinud õhukesele (2–5 cm) savi sisseuhte horisonidile (Bt), hakkavad piiratud äravooluga aladel arenema koguni turvasmullad *Folic Histosolid* (Küfmann, 2003).

Teades, et gleistunud mullad asuvad mikroreljeefil madalamal, siis varakevadine lumesulamises ei pruugi nii kiirelt mulda imbuda, kui see toimub kõrgemal asuvates muldades. Seega karstilehtri ümbruses on muldade gleistumise põhjuseks halvem infiltratsioon ja ülavee teke, viimane on lühiajalisem ilma savistunud horisontideta muldades (Kg, Korg) ja kestvam Kl_g puhul.

Ajutise ülavee kogunemise veepideme alal leidub kindlasti ka defektseid kohti, kus savistumine ei ole mullaprotsessina arenenud ning kuhu saavad tekkida vett ära juhtivad pugemed. Kuigi Järva-Jaani mulla kaardistamisel, kasutati palju kompleksareaale, siis ei saa mõõtkavast eeldada, et 50 m diameetriga alal asuvad vett neelavad pugemed kõige parema neelamisvõimega mullaareaalis. Antud analüüsis on selline võimalus neljal puhvrialal, kus üheks osapooleks on kivised K või Kr mullad (tabel 3). Kui geoloogias on tuntud karstialade paiknemine teatud tektooniliste rikete vööndis, siis mitme mullaareaali liitumiskohas paiknevad karstilehtri tingmärgid harva. Nii on 39 juhul tegemist monoareaaliga ja 38 juhul kahest mullast koosneva osareaaliga. Märkimist väärib see, et neli karstilehtrit eelnimetatust liitusid ühiseks kobardunud puhveralaks s.t asetsevad üksteisest lähemal kui 50 m kaugusel. Üldiselt neid muldi, mis ei hõlva oma liigiareaalis ühtegi karstilehtrit tervikuna, võib pidada juhuslikeks. Väikesed pindalad kinnitavad puhveralale sattumise juhuslikkust, sest asuvad valdavalt diameetri välisperimeetri äärealal.

Tabel 3. Muldade jaotus karstilehtri tingmärgi ümbruse Ø 50 m läbimõõduga puhveralal.
Table 3. Soil types in buffer zone (Ø50 m) in surroundings of karst sinkholes.

Mullašiffer (Kompleks)	Puhvripindala		Üldleviku %	Muldade arv Ø 50 m			
	m ²	%		1	2	3	4
KIg	64810	38	13,8	15	26	3	0
Ko	20960	12	36,9	6	9	3	0
Kog	20231	12	9,1	4	12	3	1
KI	12913	8	7,5	3	6	1	1
Go	12455	7	1,7	2	8	1	0
KIg; Kog	10304	6	–	4	3	0	0
GI	8177	5	1,8	2	3	0	0
GI; KIg	3354	2	–	1	1	0	0
GI (Kog)	3297	2	–	1	1	0	0
Kog (Go)	2847	2	–	1	0	0	1
Kg	1914	1	1,8	0	1	0	0
KIg;GI	1685	1	–	0	1	0	1
Kr	1492	1	1,9	0	1	0	0
K	1268	1	16,3	0	1	2	0
K (Kr)	1198	1	–	0	1	0	0
LP(g)	796	0	0,4	0	0	1	0
Go (M')	502	0	–	0	1	0	0
Ko; K	119	0	–	0	0	1	0
LkII	42	0	0,4	0	1	0	0
Kokku	168364	100		39	38	5	1

Maa-ameti nitraaditundliku ala kaardil on näidatud ka tugeva kaldega alad (5–10%), mis kohati naabruvad ka karstilehtrite paiknemisega. Noortel arenevatel karstilehtritel on peenemate mullaosakeste sissekanne – savi ja liiva näol tavaline

(Heinsalu, 1977). Nii eristab ka Kask (1957) oma mullaerosiooni kaardil Pandivere kaguosa nõrgalt liigestatud lainja ja künkliku reljeefiga alaks, mis on mulla erosiooniprotsessist nõrgalt mõjutatud. Teadaolevalt harimisest tingitud tehnogeense ja vee-erosiooni osa pinnavormide muutjana seisneb põhiliselt mulla ja pinnase ümberpaigutamises kumeratelt reljeefielementidelt nõgusatesse, kus asuvad ka karstilehtrid. Kuigi võiks eeldada teatud esinemistõenäosust, siiski ei määratud puhveraladel ühtegi deluviaalmulda. Deluviaalmullad peaksid olema mulla kaartidel eraldatud künklike alade nõgusatel pinnavormidel ja kallakute alumistel osadel, millele on tuvastatud iseloomulik tüse > 25 cm huumuslikku horisondi olemasolu (Kokk *et al.*, 1968). Hilisematel aastakümnetel süveneva künnisügvavuse tõttu on nõrgalt pealeuhutud deluviaalse huumushorisondi määramiskriteeriumit nihutatud 30 cm-lt 50 cm-le (Kõlli, 2002). Teadaolevalt mullakaardistajad tähistasid “kontrastseid” alasi s.t karstilehtrid leppemärgiga, siis tõenäoliselt teadlikult hoiduti mullakaevete rajamisest karstilehtrite kui ebatüüpilise asukoha vahetusse lähedusse. Siiski võib eeldada, seda ka tabel 2-le toetudes, et karstilehtrite ümbruses kuhjub kõrgemalt künnimaadel ümberpaigutuv deluuvium kõige enam künniterassidel põllu ja karstilehtrit ümbritseva rohumaa piiril. Erosiooniala pealeuhtevööndis toimub eelkõige mulla pealeuhtumine, kuid ka äraanne, seega kuigi esimene on ülekaalus, ei pruugi tõenäoliselt karstilehtri ümbruses akumulatsioon olla nii tugev, et tekkis koguni mattunud profiil, mis oluliselt lihtsustaks deluviaalmullaks määramist. Näiteks lõunapoolses naabervallas Koeru ümbruse rähkmoreenist koosnevatel kühmuldel on täheldatud olulist mullaharimisest tingitud erosiooni, mis väljendub rahasuse tõusus erosioonialal ja tolmufraktsiooni suurenemises mulla lõimistes pealekande aladel (Ellermäe, 1999).

Karstialade puhveralade pindalast jäi ligi pool õhukese pinnakattega alale (≤ 3 m). Mullakaeve lõimis iseloomustab umbes 1 m õhukesest pinnakattest. Karstilehtrite puhveralasse jäävate muldade huumushorisontide ja ülamulla lõimis on ülekaalukalt liivsavi (86,9 %, tabel 4), millest koresevaba lõimist esines alla ühe kolmandiku. Liivsavi kuulub poolläbilaskvate lõimiste hulka, kus filtratsioonimoodul on 0,001–1 m ööpäevas (Kitse *et al.*, 1962). Sloveenia ja Inglismaa kogemused näitavad samuti, et liivsavidega kaetud lubjakivid karstuvad märksa efektiivsemalt, kui paljanduvad lubjakivid (Gams, 1981, Zseni *et al.*, 2003).

Ülamulla peen kivide sisaldus on valdavalt 10% piires. Peen kivide fraktsioonis domineeris veeris, kusjuures räha esinemine huumushorisondi lõimises oli vaid 2,3%. See võib osutada karsti tekkimise eelistusi glatsiofluviaalsete mõjutustega setetele. Mulla alumistes horisontides esines seevastu veerist lõimises harva.

Tabel 4. Karstilehtrite asukohta puhvriala mulla huumushorisoni lõimised (%).

Table 4. Topsoil texture in surroundings (Ø50 m) of karst sinkholes.

Lõimis	Ülamuld		Alamuld	
		Kores		Leviku %
Liivsavi	v_1, r_1	(2–10%)	46,3	26,3
	$v_2 ; r_2$	(10–20%)	12,8	32,0
	r_3	(20–30%)	0,9	1,3
	r_4	(30–50%)	–	0,9
	r	(> 70%)	–	4,1
	–		26,9	22,1
Saviliiv	–	–	7,0	7,6
Savi	–	–	5,8	5,7

Järva-Jaani valla territooriumi muldade lõimistest moodustavad suurema osa liivsavid (umbes 76 %), mis evivad ka mullalõimise kõrget aktiivveemahutavust (1500–2000 t ha⁻¹). Mulla kõrgem veemahutavus omab kahesuunalist mõju mulla karstumisele. Esiteks säilitab muld suvisel perioodil rohkem vihmavett ja ei lase vihmaveel karstumises osaleda. Teisalt tõstvad paremad veeolud mulla bioloogilist aktiivsust ja toodetakse rohkem süsihappegaasi. Teadaolevalt mullad, eriti karbenaatsed ja neutraalse reaktsiooniga omavad puhverdamisvõimet, mis hoiab muldi liigse hapestumise eest, mistõttu suviste vihmade arvelt olulist karstumist ei ole loota. Slovakkia karstiala näitel, sarnaste *Rendzina* ja *Luvisolide* muldade aastane puhverdamisvõime on umbes 1/3 aastast infiltratsioonivees olevast happelisest koormusest (Zambo, Ford, 1997).

Huumushorisoni liivsavi lõimis ei lase kiirelt mullaveel infiltreeruda, seega mullavesi saab piisavalt aega rikastuda süsihappegaasiga, lisaks tema all lasuv savi-kam Bt horisont aitab omakorda pidurdada imbumist. Selline olukord aitab teatud mõttes vältida ka võimalikku põhjavee nitraatreostust, sest võimaldab toimida looduslikul kaitseventiilil – denitrifikatsioonil. Illinoisi põllumajanduslikult intensiivselt kasutataval karstialal toimub väga oluline osa denitrifikatsioonil mullavees ja epikarsti osas (Panno *et al.*, 2001). Põhjavee reostuskaitstuse seisukohalt loetakse saviliivad nõrgalt ja vähemalt 3 m liivsavi moreeniga kaetud alad suhteliselt kaitstud aladeks (Pandivere riiklik veekaitseala, 1993). Pinnakate ja aluspõhja kõrguse analüüsist selgus, et 46% karstilehtri puhveraladest jäi pinnakate ala 3 meetri. Seega arvestades liivsavi moreeni kivisust, siis üle poole alamullas liivsavi omavatest puhveraladest jäävad siiski pigem nõrgalt kaitstud aladeks.

Teiste lõimiste hindamisel tuleb lähtuda sellest, et turvast ja liiva praktiliselt karstilehtrite puhvriala ei leitud. Võrreldes kogu valla muldkattega või savivaese Pandivere piirkonnaga tõuseb savilõimise suhteline osakaal üle kümne korra, tõsi vaid 6%-ni (tabel 4). Savilõimised olid kõik seotud leostunud või küllastunud gleimulla (Go) esinemisega, sealt selgub ka, et enamasti on tegemist puhveralal kaasleva mullaliigiga (tabel 3). Karstumise seisukohalt vastuolulist savi osakaalu

tõusu võib seletada geomorfoloogiliselt, sest see iseloomustab negatiivset pinnavormi s.t peamiselt nõgu kuhu savi on kunagi settinud (joonis 2). Liibanonis Ramallahi karstipiirkonnas põhjaveetoitelal arvati savi lõimisega *Luvisol* (*terra rossa*) filtratsioonikoefitsientidega $2,78 \times 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ ja *Brown Rendzina* $1,67 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ eelkõige pinnalt ja mullasisese äravooluga muldade hulka (Mimi, Assi, 2009). Savilõimise osatähtsuse kasv näitab eelkõige kohatiste veepidemete esinemise tähtsust karstilehtri kujunemisele, aga mitte veel seda, et savilõimisega puhveraladel oleks põhjavesi kaitstud. Ka Marylandi uurimuses selgus, et alluviaalsetel tekkinud tolmjad ja rasked liivsavi mullad soodustavad karstumist paremini, kui nõlvadel asuvad hästi drenivad pruunmullad (Zhou, *et al.*, 2003). Lisaks savile on tõusnud karstilehtri puhveralal saviliiva osakaal, kuid vaid kaks korda enam. Karstilehtri ümbruses on vähenenud suhtarvuna neli korda räha ja koreserikka (r) lõimise osakaal, mis esineb puhvrialas vaid allpool.

Alamullas korese sisaldus kasvas ja lisandusid lõimiseklassid, mis huumus-horisondis puudusid. Siiski jäi koresevaba lõimiste ülekaal üle ühe kolmandiku. Reintam, *et al.* (2007) märgivad, et Järva-Jaani valla moreeni koresus on suhteliselt kõrge võrreldes Järva maakonnaga ning väiksema paksusega pinnakatte koresus küündib 500–600 g kg⁻¹. Korese sisalduse tõus mulla lähtekivimis ilmselt soodustab karstumist, sest mida kiiremini imbub süsihappegaasi rikas vesi läbi pinnakatte ja jõuab aluspõhja karbonaatsete kivimiteni seda kiiremini karstumine toimub. Karstivormide arenguks on soodsad liiva ja ka väikeses savikomponendi sisaldusega põhimoreenid (Mets, 1957), karstilehtrite aladel esines saviliivu lähtekivimina vaid 7,6% (tabel 4). Karstumisprotsessi arenguks on oluline ka lahustumisaaduste ära liikumine karstumiskohalt, mida üldiselt soosib lõheline lubjakivi. Seega, mida aeglasem on mullavee liikumine, seda paremaks muutub muldkatte kaitsefunktsioon, sest seda rohkem on süsihappegaasil või lahustuvatel huumushapetel aega reageerida mullahorisontides leiduvate karbonaatidega. Bikarbonaatide teke on tasakaaluline reaktsioon, tavaliselt mullaprofiilis allapoole liikudes mullavesi küllastub, saabub tasakaal $\text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^- + \text{OH}^-$ ja karbonaatsest lähtekivimist sügavamale liikudes enam täiendavalt karbonaate ei lahustata.

4.3. Maakasutus

Üle poole Järva-Jaani maakasutusüksustest moodustavad põllud (53,9%) ning mets hõlmab kolmandiku valla territooriumist (34,5%). Oluliselt väiksema osakaaluga on looduslike rohumaa (5,6%), muu lageda (2,6%) ja õuealade (2,1%) osakaal. Väga vähesel määral (alla 1%) esines teisi maakasutusviise. Võrdluseks võib tuua Pandivere alamvesikonna maaala (2005), mis kattub ka nitraaditundlikku ala maakasutusega: mets 41%, haritav maa 37%, looduslik rohumaa 14%, märgalad 3% ja muud 5%. Järva-Jaani kolhoosi 1988. a. üldpindala oli 11 017 ja haritava maa osakaal oli 56%, seega maaharimine ei ole iseseisvusaastatel oluliselt muutunud.

Mõistetavalt on veekaitseliselt väga oluline, millise maakasutusega on koormatud karstilehtreid ümbritsev ala. Praktiliselt 43% karstilehtri alast jäi haritavale maale, 34% metsa alla ja 23% muule maakasutusele (tabel 5). Viimasest rühmast kasvab karstilehtrite sagedus võrdlevalt maakasutuse üldjaotusega pea kahekordseks looduslikel rohumaadel (13%) ning muudel lagedatel aladel (5%). Siinkohal tuleb mainida, et metsas on ilmselt raskem karstilehtreid avastada, kui avatud maastikus. Metsas leidub sarnaselt haritava maaga arvukuse alusel kõige rohkem karstilehtreid gleistunud leetjal mullal, kuid suhtelise esinemistiheduse alusel paistavad silma gleimullad (Go, GI) ja eriti leostunud gleimuld, mida haritava maa puhvrialadel esines tagasihoidlikult. Seega, kuna gleimullad on üldiselt savikama lõimiseega, võib arvata, et gleimuldade karstivormid on laugemad ja madalamad, sest nii mehaaniline kui ka keemiline sufosioon on aeglane.

Paealadel, kus puuduvad eesvoolud, on liigvee ära juhtimiseks ammudest aegadest rajatud kraave, mis suubuvad karstiõõnsustesse. Keerukate hüdrogeoloogiliste tingimuste ja komplekse nähtuse tõttu nõuab igasugune veolude reguleerimine karsti piirkondades erilist tähelepanu ja keskkonnateadlikku hindamist. Kuivendatud maad oli Järva-Jaani vallas 380 ha, millest vaid 13% moodustas metsa ala, dreneažikuivendust 220 ha ja lahtist kraavitust 170 ha (Järvet, 2007). Näiteks, Kuksema külas asuv kraav läbib ümbruskonna kõige suurema kurisu ja on riigi poolt korrashoitavate ühiseesvoolude nimekirjas.

Järva-Jaani valla kuivendusvõrguga kaetud mullastik ostus väga mitmekesiseks (joonis 2), sest 385 ha leidis eraldistena umbes 30 mullaliiki või kompleksi, millest kaheksa domineeriva mulla osakaal jäi kümne ja viie protsendi vahele ja $\frac{1}{3}$ muldade osakaal oli tühine s.t alla protsendi. Kuivendatud maade vähesuse tõttu sattus karstilehtreid kuivendatud aladele vaid viis (6%) ja need jaotusid muldade ja kõlvikute vahel 11 osaarealiks, lisaks lõikus kolmel juhul puhveralaga ka kuivendusala piir (joonis 2). Maakasutuse järgi oli kuivendatud puhveraladel oodatult ülekaalus haritav maa 57%, millele järgnes muu maakasutus 29% ja kuivendatud metsaala 14%-ga. Kuivendusala karstilehtrite puhveralast moodustasid võrdselt $\frac{1}{3}$ GI ja Kog kompleks ning enamlevinud karstipuhvrite muld KIg. Ainult kaks karstilehtrit sattusid monomullalise tervikuna ühte maakasutusüksusse ja nimelt haritavale maale ja üheks mullaks oli tüüpiliselt kuivendust vajav leostunud gleimuld (Go) ja teiseks mittevajav parasniiske muld (Ko). Märkimisväärne on seegi, et üks puhvriala ulatus ka väga õhukese madalsoo mulla areaalini (M'). Vähemalt karstilehtrite leppemärkide alusel võib väita, et maaparanduses on karstilehtrite paiknemist arvestatud. Valdavalt on nad sattunud kõlvikute äärealadele ja kahel juhul ulatuvad osaliselt ka metsa. Kuivenduslal ei tuvastatud ühtegi deluviaal või maetud mullaareaali, mis võiks viidata teatud karstilehtrite matmist kraavidest välja tõstetud mulla abil.

Tabel 5. Karstilehtrite puhverala (Ø 50 m) mullad ja levik maakasutuse ja kuivendusrežiimi alusel.

Table 5. Soil type areas in the karst sinkholes buffer zone (Ø 50 m) according to land use and artificial drainage.

Mullasiffer	Haritav maa						Mets						Muud alad					
	Kuivendatud						Kuivendatud						Kuivendatud					
	m^2	tk	$tk m^{-2}$	m^2	tk	$tk m^{-2}$	m^2	tk	$tk m^{-2}$	m^2	tk	$tk m^{-2}$	m^2	tk	$tk m^{-2}$	m^2	tk	$tk m^{-2}$
Klg	31159	16	1947	1673	3	558	17577	12	1465	226	1	226	7306	5	1461	1039	3	346
Ko	20773	10	2077	–	–	–	3	1	3	–	–	–	185	1	185	–	–	–
Kog	3690	4	923	–	–	–	5161	4	1290	–	–	–	6606	4	1652	1086	1	1086
KI	12861	6	2144	–	–	–	52	1	52	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Go	1379	2	689	1953	1	1953	3112	8	389	–	–	–	6011	7	859	–	–	–
Klg; Kog	3118	2	1559	–	–	–	1942	3	647	–	–	–	5244	3	1748	–	–	–
GI	355	1	355	–	–	–	4377	4	1094	–	–	–	3445	1	3445	–	–	–
KI (g)	5155	1	5155	–	–	–	676	1	676	–	–	–	–	–	–	–	–	–
GI; Klg	–	–	–	–	–	–	1503	2	752	–	–	–	1851	1	1851	–	–	–
GI (Kog)	–	–	–	1438	1	1438	–	–	–	1156	1	1156	–	–	–	703	1	703
Kog (Go)	444	1	444	–	–	–	1957	2	978	–	–	–	446	1	446	–	–	–
Ko(g)	3390	4	1398	–	–	–	299	2	149	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Kg	–	–	–	–	–	–	1914	1	1914	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Klg; GI	753	1	753	–	–	–	–	–	–	–	–	–	753	1	753	–	–	–
Kr	93	1	93	–	–	–	1398	1	1398	–	–	–	–	–	–	–	–	–
K	682	3	227	–	–	–	232	1	232	–	–	–	353	1	353	–	–	–
K (Kr)	1198	1	1198	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
LP(g)	796	1	796	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Go (M')	–	–	–	486	1	486	–	–	–	–	–	–	–	–	–	16	1	16
Ko; K	–	–	–	–	–	–	41	1	41	–	–	–	77	1	77	–	–	–
LkII	–	–	–	–	–	–	42	1	42	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Kokku	86026	54	1953	5551	6	925	40286	45	895	1382	2	691	32276	26	5379	2844	6	474
%	38,9			4,3			32,4			1,4			18,7			4,3		

5. Kokkuvõte

Põhjalikke järeldusi ja üldistust kogu Pandivere karstialade seotuse kohta mullastikuga ei saa käesoleva uuringu põhjal teha, sest Järva-Jaani väikevald moodustab vaid ligikaudu 10% Pandivere püsiäravooluta alast. Seega tuleb tulemusi eelkõige vaadelda kui Pandivere kagunurga kohalike iseärasustena. Järva-Jaani valla muldade ja karstilehtrite ümbruse muldade analüüsist selgus, et viimased esinevad kõige rohkem ajutiselt liigniisketel (poolhüdromorfsetel) muldadel ning täpsemalt gleistunud leetjatel muldadel. Muldade lõimistest on tugevas ülekaalus liivsavi, millel on hea veemahutavus ja suhteliselt madal filtratsioonimoodul, mis omakorda näitab head mullaviljakust. Karstilehtri ümbruse muldade koresesisaldus on kõrgem mulla alumistes horisontides ja 36% ületab see 10% mulla mahust ja 5% muldade korral ületab peenkvivisus $\frac{1}{3}$, mis kindlasti on pinnakatte õhukust arvestades põhjavee kaitse seisukohalt kriitiline. Karstilehtrite alad jaotusid peaaegu võrdselt haritava maa ja metsa vahel, ülejäänud viiendik jäi muudele maakasutusüksustele. Kuivendusala jäi kõigest 6% karstilehtri alasid ja nad paiknesid rohkem kõlvikute äärealadel.

Kasutatud kirjandus

- Arold, I. 2005. Pandivere kõrgustik. Eesti maastikud. Tartu Ülikool, Geograafia instituut. Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus, 453 lk.
- Aruja, M, Eipre, T, Kink, H, Maastik, A., Tšeban, E. 1976. Pandivere kõrgustiku kaitseks. *Eesti Loodus* 9, 548–555; 10, 628–634.
- Cvijić, J. 1893. Das Karstphänomen. Geographische Abhandlungen (herausgegeben von A. Penck) 5: 218–329.
- Eipre, T. 1987. Pandivere kõrgustiku veevarud ja nende kasutamisevõimalusi. *Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat* 20: 43–54.
- Ellermäe, O. 1999. Eesti erosiooniohtlike alade muldkate ja säästlik majandamine. Magistritöö. Eesti Põllumajandusülikool. Tartu lk 83.
- Gams, I. 1981. Types of accelerated corrosion. In: Sweeting, M. M. (Ed), Karst geomorphology. Benchmark papers in Geology, vol 59. Hutchinson Ross, Stroudsburg, Penn, pp 126–132.
- Heinsalu, Ü. 1958. Kostivere karstiala. *Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat* 51: 315–328.
- Heinsalu, Ü. 1963. Iida karstiala Kuimetsas. *Eesti Loodus* 3: 159–164.
- Heinsalu, Ü. 1967. Karst Eestis. *Eesti Loodus* 9: 542–547.
- Heinsalu, Ü. 1975. Karst Kirde-Eesti tektoonilistes rikkevööndites. *Eesti Loodus* 3: 176–179.
- Heinsalu, Ü. 1977. Karst ja looduskeskkond Eesti NSV-s. Tallinn: Valgus, 94 lk.
- Heinsalu, Ü. 1990. Karst ja vooluveestik Pandivere kõrgustikul. Keskkonnatehnika. Informatsiooniseeria XIV 3, 5–10.
- Gao, Y., Alexander Jr. E. C., Barnes R. J. 2005. Karst database implementation in Minnesota: analysis of sinkhole distribution. *Environ Geol* 47: 1083–1098
- Jõeleht, K. 1993. Karst ja allikad Pandivere riiklikul veekaitsealal. Diplomitöö (juhendaja H. Kink). Tartu: TÜ, 45 lk.

- Järvamaa karst ja allikad. 2008. (koostajad M. Aun ja T. Valdmaa) Järvamaa Keskonnateenistus. 24 lk.
- Järvet, A. 2007. Veestik ja veeolud. Järvamaa (1. osa). Loodus aeg inimene (toim. T. Pae, H. Rauk, A. Sillaots, U. Teistre). Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus, lk. 102–133.
- Karst Eestis. 2007. (koostaja E. Pirrus). Tallinna Tehnikaülikooli Geoloogia Instituut, Turu Ülikooli geoloogiaosakond. 32 lk.
- Kask, R. 1957. Muldade Erosioonist eesti NSV-s. *Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat 1957*: 115–135.
- Kink, H. Hüdrogeoloogilised uuringud Geoloogia instituudis aastail 1965–2003. Tallinn. 116 lk.
- Kitse, E., Piho, A., Reintam, L., Rooma, I., Tarandi, K. 1962. Mulla vee-, õhu ja soojusrežiim. Rmt Mullateadus (koost. L. Reintam). Tallinn: Eesti Riiklik Kirjastus, lk 408.
- Kokk, R., Rooma, I. 1974. Eesti NSV mullastik arvudes. Riiklik Projekteerimise Instituut “Eesti Põllumajandusprojekt”. Tallinn: Eesti NSV Põllumajanduse Ministerium, 92 lk.
- Kubiena, W. 1953. Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. Ulmer, Stuttgart.
- Kukk, M. 2007. Maavarad. Järvamaa (1. osa). Loodus aeg inimene (toim T. Pae, H. Rauk, A. Sillaots, U. Teistre). Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus, lk 40–55.
- Kõlli, R. 2002. muldade määramise ja iseloomustamise maatrikstabelid. Eesti Põllumajandusülikool. Tartu. 43 lk.
- Kõlli, R., Ellermäe, O., Soosaar, K. 2004. Muldkatte talitlemine ja piirkondlik keskkonnanaisund. Eesti Teaduste Akadeemia Looduskaitse komisjon. Muld ökosüsteemis, seire ja kaitse (toim L. Reintam) Tartu-Tallinn 2004. Lk 36–47.
- Küfmann, C. 2003. Soil types and eolian dust in high-mountainous karst of the Northern Calcareous Alps (Zugspitzplatt, Wetterstein Mountains, Germany). *Catena* 53, 211–227.
- Li, A. Yu, L. J., Yuan, D. B., Xu, H. B., Yang, Y. 2004. Bacteria biomass and carbonic anhydrase activity in some karst areas of Southwest China. *Journal of Asian Earth Sciences* 24: 145–152
- Mets, R. 1957. Pandivere kõrgustiku karst. Diplomitöö. Tartu: TRÜ, 81 lk.
- Mimi, Z. A., Assi, A. 2009. Intrinsic vulnerability, hazard and risk mapping for karst aquifers: A case study. *Journal of Hydrology* 364: 298–310.
- Orviku, K. 1929. Uhaku. Kirde-Eesti karstiaala stratigraafiast ja geomorfoloogiast. *Tartu Ülikooli Geoloogia Instituudi toimetused* 14: 43 lk.
- Palumets, L., Proosa, H. 2003. Virulase karstikoobas Tuhalas. Rmt: Eluta loodusmälestiste uurimine ja kaitse. Tartu-Tallinn. TA LKA Komisjon: 64–74.
- Pandivere riiklik veekaitseala. 1993. Looduslikud tingimused (koostajad: Kaljumäe, H., Karukäpp, R., Tavast, E., Teedumäe, A., Heinsalu, Ü., Metslang, T.). A/S Maves, Eesti TA Geoloogia instituut, Järva maavalitsuse keskkonnaosakond, Lääne-Virumaa looduskaitsetalitus, Keski-Suomen Vesi- ja Ympäristöpiiri. Jyväskylä: 69 lk.
- Pandivere Riiklik Veekaitseala 1994. Karst ja allikad. Koost. H. Kink ja E. Lust. Rakvere-Kiel: 62 lk.
- Pandivere põhjavee alamavesikonna veemajanduskava. 2005. Kinnitatud Keskkonnaministri 10.03.2005. a Käskkirjaga nr 253 Tallinn. 130 lk.

- Panno S. V., Hackley K. C., Hwang H. H., Kelly W. R. 2001. Determination of the sources of nitrate contamination in karst springs using isotopic and chemical indicators. *Chemical Geology* 179: 113–128.
- Plan, L. 2005. Factors controlling carbonate dissolution rates quantified in a field test in the Austrian alps. *Geomorphology* 68: 201–212.
- Rattas, M. 1998. Application of GIS in the frame of geological mapping at the geological survey of Estonia. ICGESA: International Conference on GIS for Earth Science Applications Ljubljana, Slovenia, pp 143–149.
- Raukas, A., Rõuk, M. 1995. Pinnamood ja selle kujunemine. 13. Korrosioonilised ja sufosioonilised pinnavormid. Eesti Loodus. Tallinn, Valgus. Eesti Entsüklopeediakirjastus, lk 170–173.
- Reintam, E., Köster, T. 2006. The role of chemical indicators to correlate some Estonian soils with WRB and Soil Taxonomy criteria. *Geoderma* 136: 199–209.
- Reintam, K., Penu, P., Rooma, I. 2007. Mullastik. Järvamaa (1. osa). Loodus aeg inimene (toim T. Pae, H. Rauk, A. Sillaots, U. Teistre). Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus, lk 58–175.
- Tomberg, E. 2005. Rakke lubjatehase ajaloost. *Keskkonnatehnika* 2: 45–48.
- Rooma, I. 1985. Kahkja, leetja ja leostunud mullaprofiili ehituse muutumisest ning nende elementaarareaalide suurusest ning vaheldumisest. ENSV mullastik arvudes V: 71–79.
- Tõnismäe, M., Alekand, K., Tamm, V., Metsur, M., Pilt, T., Ratassepp, E., Virma, F., Tamm, T., Tullus, H., Pikk, J., Tamberg, O. 1998. Sustainable water management strategies for the land drainage and irrigation sector. Estonia. FAO. Rome, pp 117.
- Veber, K. 1961. Soo- ja järvesetete stratigraafiast Pandivere kõrgustikul. ENSV TA Geoloogia Instituudi uurimused. VII. Antropogeeni geoloogia, Tallinn: lk 105–114.
- “World Reference base for soil resources” 2006. World Soil Resources Reports. 103. FAO. Rome. 128 p.
- Zambo, L., Ford, C. 1997. Limestone dissolution process in Beke doline. Aggtelek National Park Hungary. *Earth surface processes and landforms* 22: 531–543.
- Zhou, W., Beck, B. B., Adams, A. L. 2003. Application of matrix analysis in delineating sinkhole risk areas along highway(I-70 near Frederick, Maryland). *Environmental Geology* 44: 834–842.
- Zseni, A., Goldie, H., Barány-Kevei, I. 2003. Limestone pavements in Great Britain and the role of soil cover in their evolution. *Acta Carsologica* 23: 57–67.
- Гвоздецкий А. А. 1972. Проблемы изучения карста и практика. М: с 392.

Interneti allikad

- Elektroonilise Riigi Teataja. Pandivere Riikliku Veekaitseala moodustamise määrus (vastu võetud 13.detsembril 1988. a): <https://www.riigiteataja.ee/> (05.10.2009)
- Pandivere põhjavee alamvesikonna veemajanduskava: Karst ja allikad Pandiveres, Tallinn, 2002: <http://www.maves.ee/> (05.10.2009)
- Pandivere ja Adavere nitraaditundlik ala. 2006. Keskkonnaministeerium, <http://www.maves.ee/Projektid/2006/Pandivere-Adavere%20NTA.pdf> <http://www.maves.ee/> (05.10.2009)

An edaphic assessment of karst in Järva-Jaani municipality

Arno Kanal, Kiira Mõisja, Ingrid Aas

Department of Geography, University of Tartu

Summary

The study was initiated in the southeast of the Pandivere Upland, comprising the central and highest area of the northern Estonian limestone plateau, where karst has developed. Karst formation has been supported by the watershed's position, the relative heights of the upland, the fact that the limestone bedrock has tectonic cracks, and is generally poor in clay. The *Quaternary* deposits are unevenly distributed on the *Silurian* bedrock surface. *Quaternary* cover is so thin that small alvars occur locally in the northern and north-western parts of the municipality. The lithological aspects and tectonic faults are beyond the scope of present paper, mainly on epikarst phenomena are taken under focus. The main feature of the karst area in the central part of Pandivere region is the absence of permanent runoff. The most fertile soils in Estonia are located in the Pandivere area; the study area is the historical rural area where intensive farming is quite common.

The aim of this research is to determine the relations between karst phenomena and soils. The large-scale digitized 1:10,000 soil map with its detailed legends and databank was the basic element of the study. The patterns of karst, land use and the heights of bedrock are also analyzed. Various GIS data (geological, the map of Estonian drainage systems) layers were used in the overlay analysis. Different data analyses and statistics were performed with several queries in *MapInfo* and *Excel*. Surface karst forms such as sinkholes and bigger open cracks marked with triangular symbols marked as point objects on the map were used in the analyses. Around karst sinkholes a buffer zone with a radius of 25 m was formed.

A total of 78 karst sinkholes were situated in the study area. Sinkholes buffers which are less than 50 m to their nearest neighbor formed a joint clustered pattern; four such cases were formed in the 10,000 scale. Formed buffer zone areas occupy no less than 20% of the karst landforms area. According to their occurrence frequency and the sizes of their representative areas, we could say that more karst-affected bedrock limestone is situated between delineations 90–95 m and 100–105 m. Outcrops of the Juuru and Raikküla *Silurian* stages are both evenly karst-affected. An approximate estimate of the *Quaternary* deposits mantle thickness of the buffer zones are thin: 36 cases ≤ 3 m, 43 cases ≤ 5 m, and 8 cases ≥ 5 m, respectively.

On the territory of Järva-Jaani municipality there are 38 large-scale soil mapping units, most of which are presented as soil associations. The predominant soils are well-drained automorphic soils (66%), among which *Cambisols* and *Rendzic Leptosols* prevail, as is typical for the Pandivere upland district. The distribution area of hydromorphic soils is modest, as *Gleysols* occupied 4.2% and organic *Histosols* a negligible 1.65%. The soil quality class of arable land, expressed with 54 value points, is remarkably higher, as is the average in Pandivere district, which scores only 46 points. The most widespread soils in the formed buffer zones are gleyic *Luvissols*. The development of karst landforms and undulating landscape together with centuries long cropping history causes development of

Phaeozems like soils ca 42 ha, where the thickness of humus-enriched layers reaches over 35 cm.

Soil pits were dug during soil mapping approximately up to 1–1.50 m. The soil texture in Estonian soil profiles is vertically not uniform, as usual for moraine landscapes. Topsoil texture in buffer zones was prevalently loam (86%), pure fine earth comprises $\frac{1}{4}$, half of the total proportion consists of a small amount of gravel ($\leq 10\%$), and the rest was even more stony. Considering loam texture, *argillic* Bt horizon, and the *gleyic* properties – all of these pointed to the likelihood that temporary waterlogging and even perching water could occur in autumn, and definitely during spring melt time. The subsoil, being less weathered material, was stonier, which could enhance the percolation of soil water enriched with CO₂ into the limestone.

The share of karst sinkholes declined gradually from arable land (43%) and forest (34%) up to 23% for rest of land use types. There are only 5 sinkholes situated on drained land.

As the studied territory was small (126.8 km²) compared to the central area of Pandivere, which is the largest infiltration area and lacks permanent water bodies (1300 km²), thus no confirmable conclusions about soil types connected to karst sinkholes can be drawn. At least our results show that the GIS-based assessment of karst and soil cover serves is a promising tool for landscape planning and management.

Soode taastamine ja ökosüsteemi teenused

Kai Kimmel, Ülo Mander
Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Viimastel aastatel on üha suuremat tähelepanu pälvinud ökosüsteemide poolt osutatavad teenused ja nende väärtustamine. Ökosüsteemi teenustes (ehk kasus, mida inimesed saavad ökosüsteemidest) nähakse suurepärasest vahendit inimese ja ümbritseva keskkonna vahekorra mõistmise parandamisel ning keskkonnapoliitika kujundamisel (Brauman *et al.*, 2007). Aastatel 2001–2005 ÜRO egiidi all tehtud globaalne kokkuvõte Ökosüsteemide Hinnang Millenniumi Vahetusel (The Millennium Ecosystem Assessment, 2005), mida lühidalt võiks nimetada Millenniumi-hinnanguks, andis ökosüsteemi teenuste kontseptsiooni arengule ja ökosüsteemi teenuste võrgustiku edasiarendamisele tugeva tõuke (Cowling *et al.*, 2008; Turner, Daily, 2008) ning hoogustas vastavaid teadusuuringuid (Kremen, Ostfeld, 2005; Carpenter *et al.*, 2009).

Mitmed autorid kutsuvad üles lülitama ökosüsteemi teenuste kontseptsiooni looduskaitsele planeerimisse (Balvanera *et al.*, 2001; Chan *et al.*, 2006; Egoh *et al.*, 2007) ning ökoloogilise taastamise praktikasse (Palmer, Filoso, 2008). Kontseptsiooni võib vaadelda pedagoogilisest vaatepunktist kui lähenemist, mis aitab selgitada ökosüsteemide väärtusi (Peterson *et al.*, 2009), aga rahalise hindamise lisamine muudab selle majanduslikuks meetodiks. Selline majanduslik lähenemine on viimastel aastatel kiiresti laienenud ja seda on kasutatud mitme globaalse hinnangu läbiviimisel (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; European Communities, 2008). Ökosüsteemi teenustega kaubeldakse keskkonnaturgudel (Maler *et al.*, 2009), kus on võimalik müüa ja osta ka ökoloogilise taastamisega seotud krediite (Palmer, Filoso, 2009).

Ökosüsteemi teenused on seotud ökosüsteemi funktsioonidega. Ökosüsteemi teenuste hindamisel tõlgitakse ökosüsteemi struktuur ja protsessid ökosüsteemi funktsioonideks (mida on arvuliselt vähem), mis omakorda osutavad teenuseid, mis on inimeste jaoks väärtuslikud ja eluliselt tähtsad (De Groot *et al.*, 2002; De Groot *et al.*, 2006). Olenemata sellest, kas ökosüsteemi teenuste väärtusele antakse ka rahaline vääring, võimaldab ökosüsteemi teenuste kontseptsioon hinnata ressursi- ja maastikukasutuse alternatiivsete lahenduste vastasmõjusid ja otsida võimalikke kompromisse (Brauman *et al.*, 2007). Arusaam faktoritest, mis mõjutavad ökosüsteemi teenuste osutamist ja nende teenuste majanduslikust kasust on siiski veel

vähene ning see piirab ökosüsteemi teenuste lülitamist planeerimisse (Daily, Matson, 2008).

Soo ökosüsteemidele, mis katavad üle 4 miljoni ruutkilomeetri (3% maailma maismaa territooriumist) on iseloomulik mittetäielik aineriing, mille tulemuseks on positiivne süsiniku bilanss. Soodes sisaldub 30% globaalsest mulla süsinikust (Parish *et al.*, 2008). Soode säilitamine ja mõistlik kasutamine on erakorselt tähtis, kuna lisaks sellele, et neil on kõrge väärtus bioloogilise mitmekesisuse säilitajana, osutavad nad ökosüsteemi teenuseid, mis on olulised inimkonna heaolu tagamiseks, nagu kliima reguleerimine, vee puhastamine, puhke- ja haridusvõimalused (Erwin, 2009). Millenniumi-hinnang (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) rõhutab, et globaalse kliimamuutuse reguleerimine võib olla soode üks olulisemaid rolle, kuna sood seovad ja vabastavad suurima koguse biosfääris seotud süsinikust.

Turba kaevandamine ja soode kuivendamine metsa- ja põllumaaks on põhjustanud paljude soode hävimise, eriti põhja- parasvöötme linnalähialadel (Chapman *et al.*, 2003). Euroopa kuulub piirkondade hulka, kus sood on kõige rohkem degradeerunud, enam kui 50% soodes ei toimu enam turba kuhjumist (Joosten, Clarke, 2002). Eestis on hinnanguliselt (Ilomets, Kallas, 1995; Paal *et al.*, 1998) ligikaudu 70% soodest kuivendatud või mõjutatud kuivendusest sel määral, et turba moodustumine on lõppenud ja toimub orgaanilise aine mineraliseerumine. Seetõttu on toimunud kvalitatiivne muutus soode olulises ökosüsteemi teenuses, Eesti sood on muutunud süsiniku sidujatest süsiniku allikateks (Salm, Mander, 2008; Salm *et al.*, 2009). Soode taastamine on uus ja laienev maakasutuspraktika (Waddington, Day, 2001). Taastatud soo võib hakata uuesti süsnikku siduma ning on oluline haruldastele ja ohustatud liikidele (Chapman *et al.*, 2003). Mitmes riigis, eriti näiteks Kanadas (Gorham, Rochefort, 2003), tehakse suuri jõupingutusi, et taastada turbamoodustumise protsess rikutud soosaladel. Taastamisprojektide kavandamisel võib ühe võimalusena eesmärgiks seada ökosüsteemi teenuste taastamise (Ehrenfeld, 2000).

Selle töö eesmärgiks on uurida, kas ja kuidas integreeritakse ökosüsteemi teenuseid soode taastamisega seotud uuringutesse. Selleks analüüsiti soode taastamist käsitlevaid eelretsenseeritud artikleid vaadeldes 1) kas artiklid sisaldavad viiteid ökosüsteemi teenustele (eesmärgis, uurimiskomponentides), 2) milliseid teenuseid käsitletakse ja 3) kas on andmeid selle kohta, milline on taastamise mõju ökosüsteemi teenustele.

2. Materjal ja meetodid

Analüüsisime aastatel 1980 kuni 2009 avaldatud teadusartikleid, mis on indekseeritud andmebaasis *ISI Web of Knowledge*. Otsinguks (artikli pealkirjast, võtmesõnadest ja sisukokkuvõttest) kasutati soode ökosüsteemi teenustega seotud sõnakombinatsioone. Järgiti Millenniumi-hinnangu (Millennium Ecosystem Assessment, 2003; 2005) liigestust, mis jagab ökosüsteemi teenused nelja rühma:

- 1) utilitaarsed ökosüsteemi teenused (ökosüsteemid varustavad inimesi ressurssidega või produktidega, mida saab otseselt kasutada, nt kütus, toit, vesi);
- 2) regulatiivsed ökosüsteemi teenused (kasu, mida saadakse ökosüsteemide protsesside reguleerimisest, nt kliima reguleerimine, valgla hüdroloogia reguleerimine);
- 3) kultuurilised ökosüsteemi teenused (mitte-materiaalne kasu, mida inimesed saavad ökosüsteemidest läbi hingelise rikastumise, esteetiliste kogemuste, tunnetusliku arengu, puhkemajanduslike ja hariduslike võimaluste);
- 4) toetavad ökosüsteemi teenused (protsessid ja teenused, mis on vajalikud ülejäänud teenuste tootmiseks, nt mullateke, aineringe ja bioloogiline mitmekesisus).

Märksõnad otsinguks tuletati tabelist 1, milles on toodud Millenniumi-hinnangu (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) sisemaiste märgalade ökosüsteemi teenused ja soode inimestele kasulikud funktsioonid (Joosten, Clarke, 2002).

Otsingul kasutati kombineerituna märksõnaga “soode taastamine” järgmisi fraase: “gaasiregulatsioon”, “metaan”, “diämmastikoksiid”, “süsinikdioksiid”, “süsiniku sidumine”, “kliima reguleerimine”, “vee säilitamine”, “põhjavesi”, “veekvaliteet”, “vee puhastamine”, “aineringe”, “lämmastikuringe”, “fosforiringe”, “turba akumulatsioon”, “biodiversiteet”, “elupaik”, “turbatootmine”, “metsamarjad”, “biomass” “energiakultuur”, “mets” ning suurt hulka kultuuriliste väärtustega seonduvaid märksõnu.

Tabel 1. Soode ökosüsteemi teenused ja kasulikud funktsioonid (kohandatud Millennium Ecosystem Assessment (2005) ja Joosten, Clarke (2002) järgi).

Table 1. Peatland ecosystem services and relevant beneficial functions adapted from the Millennium Ecosystem Assessment (2005) and Joosten and Clarke (2002).

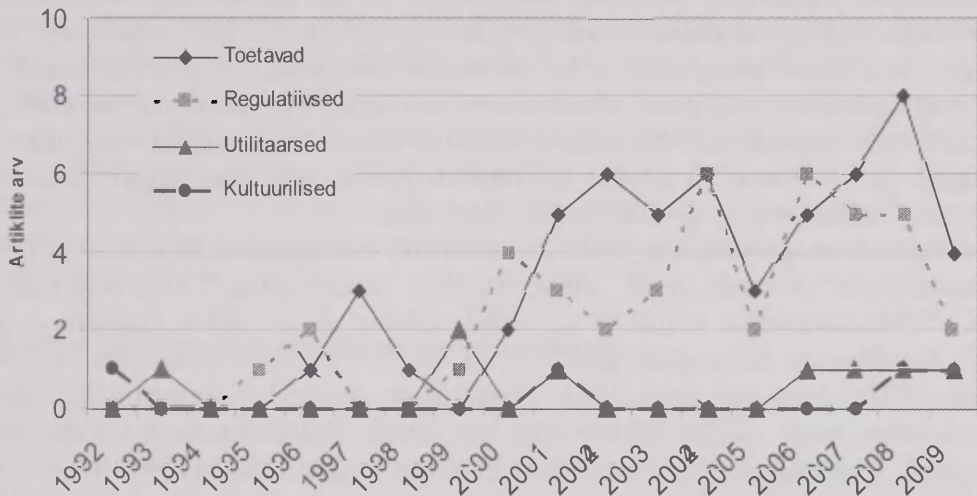
Sisemaiste märgalade ökosüsteemi teenused (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)	Soode kasulikud funktsioonid (Joosten, Clarke, 2002)	Selgitus/näited
Utilitaarsed ökosüsteemi teenused		
Kütus ja materjalid	Kaevandatud ja kasutatud turvas/Taimne biomass	Turvas aianduses, põllumajanduses, kütteks ja energia tootmiseks /kütteks, ehitusmaterjalina jm
Toit	Taimed/loomad	Toiduks kasutamine inimeste (marjad, seemned) ja koduloomade (madalsoode hein) poolt
Vesi	Vesi Soo pind <i>Kandvad funktsioonid</i>	Sooderikastelt valglatelt pärinev joogivesi Soode kasutamine põllumajanduse, aianduse metsakasvatuse jaoks Soode ruumi kasutamine tehisveekogude, infrastruktuuri, prügilate jm jaoks
Regulatiivsed ökosüsteemi teenused		
Kliima reguleerimine	Globaalse, regionaalse ja kohaliku kliima reguleerimine	Kasvuhoonegaaside reguleerimine, kliimaprotsesside reguleerimine
Veeolude reguleerimine	Valgla hüdroloogia reguleerimine	Veevarude säilitamine, loodusliku äravoolu reguleerimine
Vee puhastamine ja reoainete eemaldamine	Valgla geokeemia reguleerimine	Liigsete toitesoolade ja reoainete sidumine, akumulatsioon ja eemaldamine
Erosioonikaitse	Mullatingimuste reguleerimine	Turbakiht kaitseb lasuvat mulda erosiooni eest
Kultuurilised ökosüsteemi teenused		
Rekreatsioonilised ja esteetilised	Rekreatsioonilised ja esteetilised	Puhkuse ja turismivõimalused, looduse tunnetamine ja tunnustamine
Vaimsed ja inspireerivad	Vaimsed ja eksistentsiaalsed	Isiklikud tunded ja heaolu, religioosne tähendus
Hariduslikud	Signaliseerivad ja tunnetuslikud	Hariduslikud, õppe- ja teadusliku uurimise võimalused
Toetavad ökosüsteemi teenused		
Biodiversiteet		Elupaigad
Mullateke		Orgaanilise aine akumulatsioon/Turbateke
Aineringe		Toitainete säilitamine, ringlus, töötlemine ja omandamine

3. Tulemused ja arutelu

3.1. Ökosüsteemi teenuste kajastumine soode taastamist käsitlevates publikatsioonides

Päring *ISI Web of Knowledge* andmebaasist märksõnaga “turba kaevandamine” (peat extraction) andis vastuseks 417, fraasiga “soode degradeerumine” (peatland degradation) 68 ning fraasiga “soode taastamine” (peatland restoration) 157 ajavahemikus 1980 kuni 2009 ilmunud artiklit. Seejuures paljudel juhtudel artiklid kattusid. Ainult kaks üldist ja ülevaatlikku publikatsiooni (Erwin, 2009; Keddy *et al.*, 2009) sisaldasid märksõna “ökosüsteemi teenused”. Sama tulemuse andis ka otsing märksõnadega “soo”+ “ökosüsteemi teenused”. Süsteemselt ökosüsteemi teenuseid käsitlevaid artikleid soode taastamise temaatikaga seonduvate artiklite hulgas ei olnud.

Otsing, milles kasutati märksõnu, mis iseloomustavad soode ökosüsteemi teenuseid (vt tabel 1) andis tulemuseks 102 artiklit (Kimmel, Mander, 2009). Neid artikleid analüüsi selgitamaks, milline ökosüsteemi teenuse tüüp leiab kajastamist (joonis 1). Kuna artiklites ei olnud otseselt ökosüsteemi teenuseid nimetatud, põhineb ökosüsteemi teenuse määramine autorite eksperthinnangul, mille juures lähtuti iga artikli eesmärkidest ja sisust.



Joonis 1. Soode taastamise erinevaid aspekte käsitlevad artiklid, mille pealkirjas, sisukokkuvõttes või võttesõnades esinevad märksõnad, mis iseloomustavad soode ökosüsteemi utilitaarseid, regulaatiivseid, kultuurilisi või toetavaid teenuseid. Otsing tehti *ISI Web of Knowledge* andmebaasis ning hõlmas ajavahemiku 1980–2009.

Figure 1. The number of publications on peatland restoration identified using phrases connected to peatland ecosystem services (supporting, regulating, provisioning or cultural) in titles, abstracts and/or key-words of international peer-reviewed scientific papers. The analysis has been performed on the basis of journal papers indexed by the ISI Web of Knowledge from 1980 to October 2009.

Esimesed teemakohased artiklid pärinevad aastast 1992, vastavate artiklite arv hakkas suurenema alates 2000. aastast. Peamiseks uurimisobjektiks on olnud turbakaevandamise tagajärjel rikutud sood, ka on uuritud põllumajanduslikult ja metsanduslikult kuivendatud madalsoid.

Artiklites käsitletakse valdavalt regioone, kus on palju soid ning kus turba tööstuslik kaevandamine või metsanduslik kuivendus on olnud ulatuslik. Nii pärineb Kanada autoritelt 36 artiklit, järgnevad Soome autorid 10 artikliga. Teistest Euroopa riikidest on 34 publikatsiooni.

Analüüs näitab, et soode taastamisega seotud erinevaid aspekte uurivates teadusartiklites (välja arvatud kaks 2009. aastal ilmunud ülevaatlisku artiklit) ökosüsteemi teenuste kontseptsiooni ei kasutata ning ökosüsteemi teenuseid otseselt ei käsitleta. Siiski sisaldavad uuringud teemapüstitust ning andmeid, mis iseloomustavad ökosüsteemi funktsioone või parameetreid, mis on seotud ökosüsteemi teenuste osutamisega. Seejuures tuleb silmas pidada, et ökosüsteemi teenuste kategooriad ei ole absoluutsed ning võivad kattuda (Millennium Ecosystem Assessment, 2003) ning nende liigitamine võib olla teatud määral subjektiivne, kajastades liigitaja kogemust ja eelistusi (Ehrenfeld, 2000). Valdavalt kajastuvad artiklites toetavad (55 artiklis) ja regulatiivsed (42 artiklis) ökosüsteemi teenused. Ainult viis artiklit sisaldavad informatsiooni utilitaarsete ökosüsteemi teenuste kohta ning kolm artiklit käsitlevad teemasid, mida saab siduda kultuuriliste ökosüsteemi teenustega. Selline tulemus on ootuspärane, kuna rikutud soode taastamise eesmärgiks on ökosüsteemi peamiste funktsioonide taaselustamine, millega seostuvad just toetavad ja regulatiivsed ökosüsteemi teenused. Seejuures on toetavate ja regulatiivsete ökosüsteemi teenuste eristamine kohati raskendatud (nt. süsiniku sidumist võib pidada nii toetavaks kui regulatiivseks teenuseks), sageli sisaldavad artiklid informatsiooni nii ühe kui teise aspekti kohta.

Kõige enam käsitletakse artiklites toetavaid ökosüsteemi teenuseid – turba akumulatsiooni (Francez *et al.*, 2000; McNeil, Waddington, 2003; Waddington *et al.*, 2009), aineriinget (Croft *et al.*, 2001; Glatzel *et al.*, 2004; Graham *et al.*, 2005; Kieckbusch, Schrautzer, 2007) ja bioloogilise mitmekesisuse aspekte (Joy, Pullin, 1997; Jauhiainen *et al.*, 2002; Campbell *et al.*, 2003; Cobbaert *et al.*, 2004; Van Duinen *et al.*, 2006; Malson, Rydin, 2007). Regulatiivsetest ökosüsteemi teenustest käsitletakse hüdrooloogiliste tingimuste reguleerimist (Wassen *et al.*, 1996; Spieksma, 1999; Shantz, Price, 2006; Banaszuk, Kamocki, 2008). Kõige enam keskendutakse soode taastamisega seoses siiski küsimustele, mis seostuvad soode rolliga globaalse kliima reguleerimisel, st kasvuhoonegaaside (CO₂, CH₄ ja N₂O) sidumisel ja eraldamisel. Paljudes artiklites uuritakse süsinikdioksiidi ja metaani dünaamikat taastatavatel või taastatud turbakaevandamisaladel (näiteks Tuittila *et al.*, 2000; Waddington *et al.*, 2001; Wilson *et al.*, 2007), samuti metsakuivendusest rikutud soodes (näiteks Jauhiainen *et al.*, 2008).

Utilitaarseid ökosüsteemi teenuseid käsitletakse vähe, mis pole üllatav, sest turba kaevandamine ja soode kuivendamine ning nende pinna kasutamine

metsanduse või põllumajanduse tarbeks on soode eluliste funktsioonide ja muude ökosüsteemi teenuste degradeerumise peamiseks põhjuseks. Siiski võib mõne artikli puhul näha soode taastamise ja utilitaarsete ökosüsteemi teenuste pakkumise seostamist. Waddington *et al.* (2009) kirjeldavad uut akrotelmi ümberistutamise meetodit, millega taastatakse soo looduslikud funktsioonid ja võime osutada ökosüsteemi teenuseid. Kaevandamisel säilitatakse soo pindmine taimkattega kiht ja asetatakse soo pinnale tagasi, taastades nii turba moodustumise ja soo süsiniku sidumise funktsiooni efektiivsemalt võrreldes traditsiooniliste kaevandamis- ja taastamismeetoditega. See võimaldab oluliselt vähendada Kanada turbatööstuse süsiniku-jalajälge. Wichtmann, Schaefer (2007) kirjeldavad degradeerunud madal-soo taastamisega seoses taimse biomassi kasvatamist, mida saab kasutada energia tootmiseks. Väidetavalt ületavad need taastatud veetasemega madalsood ökoloogilise väärtuse ja keskkonnakasutuse osas selgelt kuivendatud madal-soo-rohumaid ning Põhja-Saksamaal võiks üle 200 000 ha taolisi alasid taastada biomassi tootmiseks. Biomassiga saaks kütta 20 jõujaama (igäüks 20 MW võimsusega). Wild *et al.* (2001) testisid veepuhastuse ja soode taastamise kombinatsiooni rikitud madal-soos Lõuna-Saksamaal, mille puhul madal-soo veerežiim taastati ning istutati suure produktiivsusega hundinuia (*Typha*).

Kultuuriliste ökosüsteemi teenuste avaldumise kohta seoses soode taastamisega on teadusartiklites väga vähe informatsiooni. Collier, Scott (2008) uurisid Iirimaa kohalike elanike eelistusi turbakaevandamisest muudetud maastike taastamise ja edasise kasutamise osas ning leidsid, et tugev toetus kuulub bioloogilise mitmekesisuse väärtustamise kõrval just maastiku meeldiva kasutamise seonduvale tegevusele. Kuigi kultuurilisi ökosüsteemi teenuseid akadeemilises kirjanduses ei käsitleta, näitab selliste mitte-materiaalsete funktsioonide ja teenuste tähtsust ja olulisust inimeste heaolu jaoks see suur hulk raha, mida paigutatakse sellistesse valdkondadesse nagu rekreatsioon, kunst, religioon ja teadus (Joosten, Clarke, 2002).

3.2. Soode taastamise mõju ökosüsteemi teenustele

Ökoloogilise taastamise mõju ökosüsteemi teenustele on veel vähe hinnatud (Benayas *et al.*, 2009), kuigi üldiselt arvatakse, et taastamine suurendab teenuste osutamist. Benayas *et al.* (2009) analüüsisid ökoloogilist taastamist hinnanud teadustöodes toodud ökosüsteemi teenuseid ja bioloogilist mitmekesisust iseloomustavaid mõõdetavaid parameetreid ja leidsid 89 töö põhjal, et ökoloogiline taastamine suurendas bioloogilist mitmekesisust ja ökosüsteemi teenuste osutamist, kuigi väärtused jäid taastatud ökosüsteemide puhul madalamaks võrdlusalade looduslike ökosüsteemide tasemest. Analüüs põhines laial ökosüsteemi tüüpide valikul kogu maailmast, mis sisaldas vaid kaks tööd soode ökosüsteemide kohta. Ka oli selles töös tugev rõhk just elurikkusel, seetõttu ei saa neid tulemusi otseselt soodele üle kanda.

Soode taastamist puudutavate artiklite analüüs näitab, et ka soode puhul on tõendeid ökosüsteemi teenuste positiivsest reageerimisest taastamistegevusele. Mitmed artiklid kirjeldavad ökosüsteemi funktsioonide taastumist või paranemist võrreldes rikutud soodega. Nii parandab soode taastamine CO₂ sidumist, kuigi (vähemalt lühikesel ajaskaalal) ei taasta seda sellisel tasemel nagu on iseloomulik looduslikule soole (Waddington, Price, 2000). Jauhiainen *et al.* (2002) leidsid metsanduse tarbeks kuivendatud boreaalsete soode uurimisel, et taastamine (kraavide kinniajamine ja puude raie) tingis suhteliselt kiire positiivse muutuse taimeliikide koosseisus ja katvuses, mis näitab suundumust funktsionaalselt toimiva soo ökosüsteemi suunas. Kivimäki *et al.* (2008) uurisid taastatud turba-kaevandamisala (jääksoo) erinevate taimegruppide võimet siduda süsinikku ning leidsid, et mitmekesisemad alad, kus kasvasid koos tarnad ja turbasamblad, olid efektiivsemad CO₂ sidujad kui üheliigilised taimegrupid või paljas taimestikuta turbapind. Siiski, Basiliko *et al.* (2007), kes uurisid süsinikdioksiidi ja metaani vahetust looduslike, jääksoode ning taastatud soode turbaproovides, juhivad tähelepanu, et kuigi soode veetaseme taastamine looduslike soodega sarnasele tasemele võib taastada metaani dünaamika, tuleb alati arvestada geograafilise või kohaspetsiifilise varieeruvusega.

Analüüsitud artiklite hulgas oli ka töid, mille tulemused viitavad soode taastamisega kaasnevatele võimalikele negatiivsetele ilmingutele ökosüsteemi teenuste tasemes. Fenner *et al.* (2001) leiavad, et soode veetaseme tõstmine kuivaperioodi järel võib halvendada veekvaliteeti ning kuivendatud soolade taastamine (st nende veetaseme taastamine) võib olla lahustunud orgaanilise süsinikuga rikastunud vete lisaallikaks. Mitmes töös (Holden *et al.*, 2004; Ramchunder *et al.*, 2009) rõhutatakse, et rikutud soode taastamisel on väga oluline detailselt mõista hüdroloogilisi, hüdrokeemilisi ja ökoloogilisi protsesse ja nende protsesside seotust ja vastasmõju, et hinnata õigesti taastamise mõju kogu valgale.

3.3. Soode taastamine ja kasvuhoonegaaside tasakaal

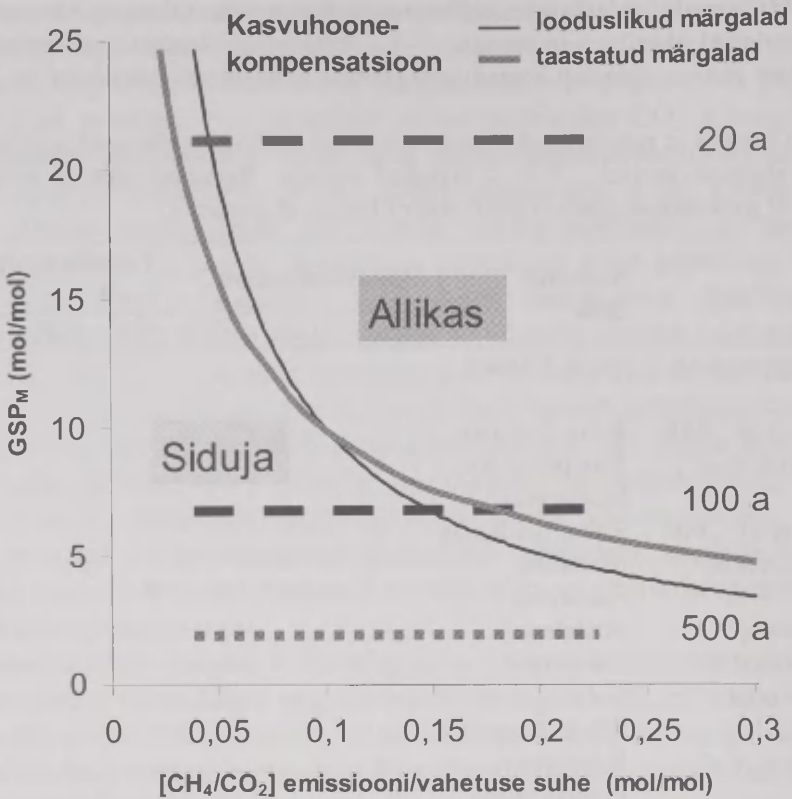
Üheks võtmeteemaks soode taastamise mõju hindamisel ökosüsteemi teenuste osutamise tasemele on kasvuhoonegaaside tasakaal ja soode roll globaalse kliima reguleerimisel. Kuivendamine, turba kaevandamine ning rikutud soode taastamine muudab turbalasundi võimet siduda ja eraldada kasvuhoonegaase, eriti süsinikdioksiidi ja metaani. Taastamistegevuse planeerimisel on oluline võtta arvesse taastamise võimalikku mõju ökosüsteemi kõigile komponentidele ning silmas pidada ajaskaalat. Tabelis 2 on toodud analüüsitud artiklites kajastatud muutused taastatavate sooökosüsteemide regulatiivsetes funktsioonides.

Table 2. Muutused regulatiivsetes/toetavates funktsioonides (aineringes) taastatud soodes. “+” – paranenud ökosüsteemi teenus, “-” – vähenenud ökosüsteemi teenus. Vähenenud ökosüsteemi teenus tähendab kasvuhoonegaaside suurenenud emissiooni ja /või toitainete kadu.

Table 2. Changes in regulating functions (material cycling) in restored peatlands.

“+” – enhanced service, “-” – reduced service. Reduced service means increased emission of greenhouse gases (GHG) and/or losses of nutrients.

Allikas	Sootüüp Riik	Gaasiemissioon			Toitainete/süsiniku kaod			
		CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NO ₃	NH ₄	PO ₄	DOC
Waddington <i>et al.</i> , 2009	Sood, Kanada	+						
Trinder <i>et al.</i> , 2008	Raba, Šotimaa							-
Jauhiainen <i>et al.</i> , 2008	Troopiline soo, Indoneesia	+	-					
Glatzel <i>et al.</i> , 2008	Raba, Saksamaa		0	-				
Zak, Gelbrecht, 2007	Madal soo, Saksamaa						-	
Kieckbusch, Schrautzer, 2007	Madal soo, Saksamaa				+	-	-	-
Basiliko <i>et al.</i> , 2007	Sood, Põhja-Ameerika	+	-				-	-
Bortoluzzi <i>et al.</i> , 2006	Mägiraba, Prantsusmaa	+	-					
Andersen <i>et al.</i> , 2006	Raba, Kanada	+	-					
Silvan <i>et al.</i> , 2005	Taastatud madal soo, Soome			-	+			
Glatzel <i>et al.</i> , 2004	Raba, Kanada	+	-					
Marinier <i>et al.</i> , 2004	Taastatud soo, Kanada	+	-					
Davidsson <i>et al.</i> , 2002	Madal soo, Saksamaa				+			
Silvan <i>et al.</i> , 2002	Madal soo, Soome			-				
Roulet, 2000	Sood, Kanada		-					



Joonis 2. Mudel, mis iseloomustab looduslike märgalade CO₂ ekvivalentina väljendatud metaani globaalse soojenemise potentsiaali (GSP_M) ning CH₄ emissiooni ja CO₂ sidumise molaarse relatsiooni (CH₄/CO₂) suhet. Kohandatud Whiting, Chanton (2001) järgi. Taastatud märgalade kõver on teoreetiline. Jooned iseloomustavad Whiting, Chanton (2001) poolt analüüsiks kasutatud märgalasid 20 aasta, 100 aasta ja 500 aasta perspektiivis. Lühikesel ajaskaalal suurendavad märgalad globaalset soojenemist, pikemal ajaskaalal aga muutuvad kõik märgalad kasvuhooneefekti kompenseerijateks.

Figure 2. A model of the relationship between the greenhouse warming potential of methane (GWP_m), expressed as CO₂ equivalents, and the molar ratio of CH₄ emitted to CO₂ taken up [CO₄/CO₂] by a wetland, adapted from Whiting and Chanton (2001). The curve for restored wetlands is added on the basis of theoretical assumptions. The lines represent the sites used for analyses by Whiting and Chanton (2001), over 20-year, 100-year and 500-year time horizons respectively. In the short term, wetlands enhance global warming, whereas in the long-term perspective all wetlands become compensators of the greenhouse effect.

Süsiniku sidumise protsess soodes on tihedalt seotud metaani emissiooniga. CH₄ and CO₂ muutuse tasakaalu võib väljendada märgala kasvuhoonegaaside atmosfääri eraldumise indeksina (Whiting, Chanton, 2001). Kuivendatud soode veetaseme taastamine on efektiivne vahend CO₂ and N₂O emissiooni vähenda-

miseks, kuid virgutab CH₄ emissiooni. Seetõttu tuleb märgalade taastamist ettevaatlikult kavandada, et metaani emissiooni osatähtsust võimalusel kahandada (Whiting, Chanton, 2001). Lühiajalises perspektiivis märgalad suurendavad globaalset soojenemist, aga pikemas perspektiivis muutuvad märgalad kasvuhooneefekti kompenseerijateks (joonis 2).

Tervikuna ning vaadeldes keskmisel ja pikal ajaskaalal toob veetaseme taastamine rikutud soodes siiski kaasa olulise kliimat mõjutavate emissioonide vähenemise võrreldes kuivendatud aladega (Joosten, 2009).

Waddington *et al.* (2001) rõhutavad, et turba kaevandamisest rikutud soode taastamist tuleb alustada kohe kui kaevandusala on maha jäetud. Veetaseme taastamine on vajalik, et ära hoida temperatuuri tõusu turbas ning CO₂ produktsiooni. Oksüdeerimisprotsessi vähenemine vähendab CO₂ katkematut emissiooni jääksoodest ja pöördumatuid muutusi turba struktuuris, mis takistavad turbasammalde taasasustamist.

4. Kokkuvõte

Käesolevas artiklis uuriti kas ja kuidas integreeritakse ökosüsteemi teenuseid soode taastamisega seotud uuringutesse. Aastatel 1980 kuni 2009 ilmunud teadusartiklite analüüs, kasutades otsinguks märksõna “soode taastamine” kombineerituna fraasidega, mis iseloomutavad soode ökosüsteemi teenuseid, näitas, et ökosüsteemi teenuste kontseptsioon vastavates töodes otsesõnu ei kajastu. Otsinguga leitud 102 soode taastamise erinevatele aspektidele pühendatud artikli sisu, eesmärkide ja tulemuste analüüsi tulemused näitavad, et artiklid sisaldavad valdavalt informatsiooni regulatiivsete ja toetavate ökosüsteemi teenuste kohta. Selline tulemus on ootuspärane, sest regulatiivsed ja toetavad ökosüsteemi teenused on kriitilise tähtsusega elujõulise ökosüsteemi ning selle poolt osutatavate ökosüsteemi teenuste taastamisel. Utilitaarseid ja kultuurilisi ökosüsteemi teenuseid käsitleti vaid mõnes publikatsioonis. Soode taastamisega seonduv kriitilise tähtsusega teemavaldkond on taastamistegevuse mõju soode kasvuhoonegaaside (CO₂, CH₄ and N₂O) sidumise ja eraldamise funktsioonile ning seeläbi globaalse kliima reguleerimise teenusele.

Eesti looduskaitse üheks strateegiliseks eesmärgiks on kõrge loodusväärtusega soode säilimise tagamise kõrval ka rikutud turbaalade taastamine, kaitstes ja parandades nende ökoloogiliste funktsioonide looduslikkust ja arendades soodega seotud loodusvarade säästlikku kasutamist (Keskkonnaministeerium, 2008). Ökosüsteemi teenuste kontseptsiooni rakendmine on üks võimalus hinnata ressursikasutuse, maastikuplaneerimise ja ökoloogilise taastamise prioriteete ja erinevate stsenaariumide vastuolusid ning kompromissivõimalusi. Kui hindamise protsessi kaasatakse kõik osapooled ning see sisaldab ka rahalise hinnangu andmist, võib see aidata kaasa rikutud soode taastamise tähtsuse selgitamisele ning sektoritevahelise koostöö parandamisele.

Kasutatud kirjandus

- Andersen, R., Francez, A. J., Rochefort, L. 2006. The physicochemical and microbiological status of a restored bog in Quebec: Identification of relevant criteria to monitor success. *Soil Biology, Biochemistry* 38(6): 1375–1387.
- Banaszuk, P., Kamocki, A. 2008. Effects of climatic fluctuations and land-use changes on the hydrology of temperate fluviogenou mire. *Ecological Engineering* 32(2): 133–146.
- Basiliko, N., Blodau, C., Roehm, C., Bengtson, P., Moore, T. R. 2007. Regulation of decomposition and methane dynamics across natural, commercially mined, and restored northern peatlands. *Ecosystems* 10(7): 1148–1165.
- Balvanera, P., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Ricketts, T., Bailey, S. A., Kark, S., Kremen, C., Pereira, H. 2001. Conserving biodiversity and ecosystem services: conflict or reinforcement? *Science* 291: 2047.
- Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Diaz, A., Bullock, J. M. 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* 325, 1121–1124. 10.1126/science.1172460.
- Bortoluzzi, E., Epron, D., Siegenthaler, A., Gilbert, D., Buttler, A. 2006. Carbon balance of a European mountain bog at contrasting stages of regeneration. *New Phytologist* 172(4): 708–718.
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K., Mooney, H. 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annual Review of Environment and Resources* 32: 67–98.
- Campbell, D. R., Rochefort, L., Lavoie, C. 2003. Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. *Journal of Applied Ecology* 40(1): 78–91.
- Carpenter, S. R., Mooney, H. A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R. S., Diaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H. M., Perrings, C., Reid, W. V., Sarukhan, J., Scholes, R. J., Whyte, A. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106(5): 1305–1312.
- Chan, K. M. A., Shaw, M. R., Cameron, D. R., Underwood, E. C., Daily, G. C. 2006. Conservation Planning for Ecosystem Services. *PLoS Biology* 4(11): 2138–2152.
- Chapman, S., Buttler, A., Francez, A.-J., Laggoun-Defarge, F., Vasander, H., Combe, J., Grosvernier, P., Harms, H., Epron, D., Gilbert, D., Mitchell, E. A. D. 2003. Commercial exploitation of peatlands and maintenance of biodiversity: a conflict between economy and ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 525–532.
- Cobbaert, D., Rochefort, L., Price, J.S. 2004. Experimental restoration of a fen plant community after peat mining. *Applied Vegetation Science* 7(2): 209–220.
- Collier, M. J., Scott, M. J. 2008. Industrially harvested peatlands and after-use potential: Understanding local stakeholder narratives and landscape preferences. *Landscape Research* 33(4): 439–460.
- Cowling, R. M., Egoh, B., Knight, A. T., O'Farrell P. J., Reyers, B., Rouget, M., Roux, D. J., Welz, A., Wilhelm-Rechman, A. 2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105(28): 9483–9488.

- Croft, M., Rochefort, L., Beauchamp, C. J. 2001. Vacuum-extraction of peatlands disturbs bacterial population and microbial biomass carbon. *Applied Soil Ecology* 18(1): 1–12.
- Daily, G. C., Matson, P. A. 2008. Ecosystem services: From theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105(28): 9455–9456.
- Davidsson, T. E., Trepel, M., Schrautzer, J. 2002. Denitrification in drained and rewetted minerotrophic peat soils in Northern Germany (Pohnsdorfer Stauung). *Journal of Plant Nutrients and Soil Science* 165: 199–204.
- De Groot, R., Wilson, M. A., Boumans, R. M. J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393–408.
- De Groot, R., Stuij, M., Finlayson, M., Davidson, N. 2006. Valuing wetlands: Guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services. Ramsar Technical Report No 3/CBD Technical Series No 27. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada.
- Egoh, B., Rouget, M., Reyers, B., Knight, A., Cowling, R. M., van Jaarsveld, A. S., Welz, A. 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. *Ecological Economics* 63: 714–721.
- Ehrenfeld, J. G. 2000. Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals. *Restoration Ecology* 8(1): 2–9.
- Erwin, K. L. 2009. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management* 17(1): 71–84.
- European Communities. 2008. The Economics of Ecosystems. An Interim Report. 64 pp.
- Fenner, N., Freeman, C., Hughes, S., Reynolds, B. 2001. Molecular weight spectra of dissolved organic carbon in a rewetted Welsh peatland and possible implications for water quality. *Soil Use and Management* 17(2): 106–112.
- Francez, A. J., Gogo, S., Josselin, N. 2000. Distribution of potential CO₂ and CH₄ productions, denitrification and microbial biomass C and N in the profile of a restored peatland in Brittany (France). *European Journal of Soil Biology* 36(3–4): 161–168.
- Glatzel, S., Basiliko, N., Moore, T. 2004. Carbon dioxide and methane production potentials of peats from natural, harvested, and restored sites, eastern Quebec, Canada. *Wetlands* 24(2): 261–267.
- Glatzel, S., Forbich, I., Krüger, C., Lemke, G. 2008. Small scale controls of greenhouse gas release under elevated N deposition rates in a restoring peat bog in NW Germany. *Biogeosciences* 5: 925–935.
- Gorham, D., Rochefort, L. 2003. Peatland restoration: a brief assessment with special reference to *Sphagnum* bogs. *Wetlands Ecology and Management* 11: 109–119.
- Graham, S. A., Craft, C. B., McCormick, P. V., Aldous, A. 2005. Forms and accumulation of soil P in natural and recently restored peatlands – Upper Klamath Lake, Oregon, USA. *Wetlands* 25(3): 594–606.
- Holden, J., Chapman, P. J., Labadz, J. C. 2004. Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography* 28 (1): 95–123.
- Ilomets, M., Kallas, R. 1995. Estonian mires – past, present and future alternatives. *Gunneria* 70: 117–126.

- Jauhiainen, J., Limin, S., Silvennoinen, H., Vasander, H. 2008. Carbon dioxide and methane fluxes in drained tropical peat before and after hydrological restoration. *Ecology* 89(12): 3503–3514.
- Jauhiainen, S., Laiho, R., Vasander, H. 2002. Ecohydrological and vegetational changes in a restored bog and fen. *Annales Botanici Fennici* 39(3): 185–199.
- Joosten, H. 2009. The long and inding peatland road to Copenhagen, stage Bonn III. *IMCG Newsletter* 2: 20–23.
- Joosten, H., Clarke, D. 2002. Wise use of mires and peatlands: background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group and International Peat Society, 304 pp.
- Joy, J., Pullin, A. S. 1997. The effects of flooding on the survival and behaviour of overwintering large heath butterfly *Coenonympha tullia* larvae. *Biological Conservation* 82(1): 61–66.
- Keddy, P. A., Frazer, L. H., Solomeshch, A. I., Junk, W. J., Campbell, D. R., Arroyo, M. T. K., Alho, C. J. R. 2009. Wet and Wonderful: The World's Largest Wetlands Are Conservation Priorities. *Bioscience* 59(1): 39–51.
- Keskonnaministeerium. 2008. Bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni IV riiklik aruanne. Eesti Vabariik. Tallinn, 68 lk.
- Kieckbusch, J. J., Schrautzer, J. 2007. Nitrogen and phosphorus dynamics of a re-wetted shallow-flooded peatland. *Science of the Total Environment* 380(1–3): 3–12.
- Kimmel, K., Mander, Ü. 2009. Ecosystem services of peatlands: Implications for restoration (submitted).
- Kivimäki, S. K., Yli-Petäys, M., Tuittila, E. S. 2008. Carbon sink function of sedge and *Sphagnum* patches in a restored cut-away peatland: increased functional diversity leads to higher production. *Journal of Applied Ecology* 45(3): 921–929.
- Kremen, C., Ostfeld, R. S. 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(10): 540–548.
- Maler, K. G., Aniyar, S., Jansson, A. 2009. Accounting for Ecosystems. *Environmental and Resource Economics* 42(1): 39–51.
- Malson, K., Rydin, H. 2007. The regeneration capabilities of bryophytes for rich fen restoration. *Biological Conservation* 135(3): 435–442.
- Marinier, M., Glatzel, S., Moore, T. R. 2004. The role of cotton-grass (*Eriophorum vaginatum*) in the exchange of CO₂ and CH₄ at two restored peatlands, eastern Canada. *Ecoscience* 11(2): 141–149.
- McNeil, P., Waddington, J. M. 2003. Moisture controls on *Sphagnum* growth and CO₂ exchange on a cutover bog. *Journal of Applied Ecology* 40(2): 354–367.
- Millennium Ecosystem Assessment 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington D.C. Island Press, 212 pp.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington D.C. Island Press, 137 pp.
- Palmer M. A., Filoso, S. 2009. Restoration of Ecosystem Services for Environmental Markets. *Science* 325: 575–576.
- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minayeva, T., Silvius, M., Stringer, L. (eds). Assessment on peatlands, biodiversity and climate change: main report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen, 79 pp.

- Paal, J., Ilomets, M., Fremstad, E., Moen, A., Borset, E., Kuusemets, V., Truus, L., Leibak, E. 1998. Estonian Wetlands Inventory 1997. Publication of the project “Estonian Wetlands Conservation and Management”. Eesti Loodusfoto, Tartu, 166 pp.
- Peterson, M. J., Hall, D. M., Feldpausch-Parker, A. M., Peterson, T. R. 2009. Obscuring Ecosystem Function with Application of the Ecosystem Services Concept. *Conservation Biology* DOI:10.1111/j.1523–1739.2009.01305.x
- Ramchunder, S. J., Brown, L. E. Holden, J. 2009. Environmental effects of drainage, drain-blocking and prescribed vegetation burning in UK upland peatlands. *Progress in Physical Geography* 33(1): 49–79.
- Roulet, N. T. 2000. Peatlands, carbon storage, greenhouse gases, and the Kyoto Protocol: Prospects and significance for Canada. *Wetlands* 20(4): 605–615.
- Shantz, M. A., Price, J. S. 2006. Characterization of surface storage and runoff patterns following peatland restoration, Quebec, Canada. *Hydrological Processes* 20(18): 3799–3814.
- Silvan, N., Tuittila, E.-S., Kitunen, V., Vasander, H., Laine, J. 2005. Nitrate uptake by vegetation controls N₂O fluxes from peatlands. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 1519–1526.
- Salm, J.-O., Kimmel, K., Uri, V., Mander, Ü. 2009. Global warming potential of drained and undrained peatlands in Estonia: a synthesis. *Wetlands* 29(4): 1081–1092.
- Salm, J.-O., Mander, Ü. 2008. Kasvuhoonegaaside CO₂, CH₄ ja N₂O emissioon siirdesoodest ja rabadest: võimalikud muutused Eesti ökosüsteemide teenustes. *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 105: 20–66.
- Spieksma, J. F. M. 1999. Changes in the discharge pattern of a cutover raised bog during rewetting. *Hydrological Processes* 13(8): 1233–1246.
- Trinder, C. J., Artz, R. R. E., Johnson, D. 2008. Contribution of plant photosynthate to soil respiration and dissolved organic carbon in a naturally recolonising cutover peatland. *Soil Biology, Biochemistry* 40(7): 1622–1628.
- Tuittila, E.-S., Komulainen, V.-M., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P. J., Laine, J. 2000. Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology* 6(5): 569–581.
- Turner, R. K., Daily, G. C. 2008. The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental Resources Economy* 39: 25–35.
- Van Duinen, G. A., Zhuge, Y., Verberk, W. C. E. P., Brock, A. M. T., van Kleef, H. H., Leuven, R. S. E. W., van der Velde, G., Esselink, H. 2006. Effects of rewetting measures in Dutch raised bog remnants on assemblages of aquatic *Rotifera* and microcrustaceans. *Hydrobiologia* 565: 187–200.
- Waddington, J. M., Day, S. M. 2007. Methane emissions from a peatland following restoration. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 112 (G3): G03018.
- Waddington, J. M., Plach, J., Cagampan, J. P., Lucchese, M., Strack, M. 2009. Reducing the Carbon Footprint of Canadian Peat Extraction and Restoration. *Ambio* 38(4): 194–200.
- Waddington, J. M., Price, J. S. 2000. Effect of peatland drainage, harvesting, and restoration on atmospheric water and carbon exchange. *Physical Geography* 21(5), 433–451.
- Waddington, J. M., Rotenberg, P. A., Warren, F. J. 2001. Peat CO₂ production in a natural and cutover peatland: Implications for restoration. *Biogeochemistry* 54(2): 115–130.

- Wassen, M. J., van Diggelen, R., Wolejko, L., Verhoeven, J. T. A. 1996. A comparison of fens in natural and artificial landscapes. *Vegetatio* 126(1): 5–26.
- Whiting, G. J., Chanton, J. P. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus* 53B: 521–528.
- Wichtmann, W., Schafer, A. 2007. Alternative management options for degraded fens – Utilisation of biomass from rewetted peatlands. In: Okruszko, T., Maltby, E., Szatyłowicz, J., Swiatek, D., Kotowski, W. (eds). *Wetlands: Monitoring, Modelling and Management*, pp 273–279.
- Wild, U., Kamp, T., Lenz, A., Heinz, S., Pfadenhauer, J. 2001. Cultivation of *Typha* spp. in constructed wetlands for peatland restoration. *Ecological Engineering* 17(1): 49–54.
- Wilson, D., Tuittila, E.-S., Alm, J., Laine, J., Farrell, E. P., Byrne, K.A. 2007. Carbon dioxide dynamics of a restored maritime peatland. *Ecoscience* 14(1): 71–80.
- Zak, D., Gelbrecht, J. 2007. The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry* 85: 141–151.

Ecosystem services of peatlands: implications for restoration

Kai Kimmel, Ülo Mander

Department of Geography, University of Tartu

Summary

The aim of this overview paper is to analyze the current practice of integrating ecosystem services into peatland restoration. Publications indexed by the Institute of Science Information (ISI) Web of Knowledge (WoK) from 1980 to October 2009 were analyzed. Word combinations relevant to peatland ecosystem services occurring in the title, keywords and abstract were used. We followed the division of ecosystem services into four categories: supporting, regulating, provisioning and cultural, as provided by the Millennium Ecosystem Assessment (2005). The analysis indicated that the concept of ecosystem services is not referred to explicitly in studies on peatland restoration. The interpretation of the content of studies that were identified using search phrases related to various beneficial functions of peatlands showed that publications on peatland restoration mainly include information on regulating and supporting ecosystem services being critical to sustaining vital ecosystem functions that deliver benefits to people. There are only a few articles on provisioning and cultural ecosystem services. The key issue concerning the effect of peatland restoration on the provisioning of ecosystem services is the balance of greenhouse gases and their role in global climate regulation.

Muutused lõunatsüklonite esinemissageduses ja kestuses ning nende seosed läänevoolu intensiivsuse ja ilmastiku kõikumistega Eestis

Kaupo Mändla, Mait Sepp, Jaak Jaagus
Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

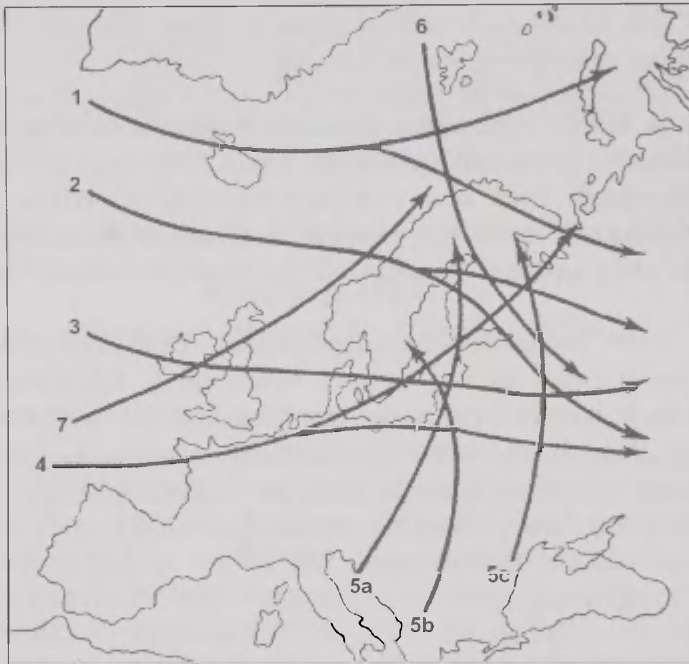
Eesti ilmastiku ja kliima kujunemise seisukohalt on tsükloonaalne tegevus olulise tähtsusega. Tsüklonite ja antitsüklonite teke, edasiliikumine ja hääbumine mõjutab meie ilma aastaringelt. Eesti asub üleminekuvööndis, kus erinevate omadustega õhumasside vaheldumine on täiesti tavaline ja sellest tulenevalt on ilmastik väga muutlik. Ühe ja sama aastaaja ilmaolud võivad erinevatel aastatel olla vägagi erinevad.

Võrreldes teiste madalrõhkkondadega esineb Eesti alal tunduvalt vähem selliseid tsükcloneid, mis tekivad kaugel lõuna pool, lähistroopilistel laiustel Vahemere, Musta ja Kaspia mere piirkonnas ning liiguvad üldsuunas põhja poole, mõjutades Eesti ilmastikku. Selliseid tsükcloneid nimetatakse lõunatsükloniteks. Kõige sagedamini esineb neid soojal poolaastal (Kannes *et al.*, 1957). Lõunatsüklon mõjutab Eesti ilma väga olulisel määral, tekitades suuri õhutemperatuuri kontraste. Lõunatsükloni idaosas valitsevad lõuna- ja kagutuuled, mis toovad troopilise õhu kaugele parasvöötme põhjaossa. Tsükloni läänepoolsem osa jääb loode- ja põhjatuulte mõju alla. Siis kandub Põhja-Jäämerelt külma õhu kaugele lõunasse. Seega on õhutemperatuuri kontrast kahe õhumassi vahel asuval frondil väga suur, isegi kuni 15 kraadi. Seetõttu esineb frontaaltsoonis tugevat äikest, puhuvad pagituuled ja kohati on isegi tugevaid purustava toimega keeristorme (Kannes *et al.*, 1957). Sageli kaasnevad lõunatsüklonitega väga suured sajuhulgad. Järelikult on lõunatsüklonitel oluline osa ekstreemsete ilmastikunähtuste tekitajana Eestis. Ekstreemsademed (ööpäeva summa vähemalt 50 mm) esinevad Eesti alal vaid soojal aastaajal maist oktoobrini ja ekstreemsadusid põhjustavatest tsüklonitest on kõige sagedasemad just lõunapoolse päritoluga tsüklonid (Mätlik, Post, 2008).

20. sajandi viimastel kümnenditel on ilmnunud Eesti ja kogu Põhja-Euroopa kliima soojenemistendents, mis võib olla seotud läänevoolu tugevnemisega. Selle taustal leiti Läänemere piirkonnas 20. sajandi teisel poolel 10% tugevate tsüklonite (keskmine rõhk alla 1000 hPa) arvu suurenemine. Jõuti järelduseni, et mida enam madalrõhkkondi tekib ja mida sügavamad need on, seda soojem ja sademeterikkam

on Eesti ilmastik (Sepp, 2007). Ühtlasi on jõutud 20. sajandi teise poole ilmastiku andmete analüüsile tuginedes tulemusteni, mille kohaselt on Eesti alal õhutemperatuur tõusnud perioodil jaanuarist maini. See on peamiselt põhjustatud muutustest suuremõõtmelises atmosfääri tsirkulatsioonis ja läänevoolu tugevnemisest külmal aastaajal (Jaagus, 2006).

Tsüklonite liikumisteid Euroopa kohal ja tsükloonaalsete ilmade osakaalu sees ilmastiku kõikumistega Eestis on uurinud E. Linno (Klimat Tallina, 1982). Viidatud raamatus käsitletud enamesinevate tsüklonite trajektoorid on esitatud joonisel 1. Lõunatsükcloneid tähistavad seal trajektoorid 5a–5c.



Joonis 1. Tsüklonite peamised liikumisteed Euroopas (Klimat Tallina, 1982).

Figure 1. The main tracks of cyclones in Europe (Klimat Tallina, 1982).

Lõunatsüklonite osakaal kõikide tsüklonite hulgast perioodil 1965–1974 oli E. Linno järgi 13%. Kõige vähem esines neid eeltalvel ja talvel (6–9%). Kevadel nende arv suureneb järsult (kuni 15%) ja saavutab maksimumi suvel. Suve esimeses pooles on lõunatsüklonite osakaal 26% ja teises pooles aga 20% kõikide tsüklonite arvust (Klimat Tallina, 1982). Talvel põhjustavad nad tugevaid lumesadusid ja pikaajalist tuisku ning ida- või põhjakaarte tuulte tugevnemist. Ilmekaks näiteks sellise tsükloni põhjustatud ilmast oli erakordselt tugev lumetorm 23. novembril 2008.

Kuna lõunatsüklonid võivad kaasa tuua küllaltki olulisi ilmastiku muutusi (erakordselt tugevaid sademeid, sageli ka äikest, tugevaid tuuli, temperatuuri

advektsiooni, mille märk oleneb tsükloni trajektoorist), siis pakub nende analüüs olulist teoreetilist ja praktilist huvi nii sünoptika kui ka klimatoloogia seisukohalt. Kuna on toimunud muutused atmosfääri üldises tsirkulatsioonis ja tsükloonaalsuses, siis võib eeldada, et on toimunud mõningad muutused ka lõunatsüklonites.

Käesoleva töö peamiseks eesmärgideks on uurida

- pikaajalisi muutusi lõunatsüklonite esinemissageduses ja kestuses;
- seoseid läänevoolu intensiivsuse ja lõunatsüklonite arvu vahel;
- lõunatsüklonite mõju sademete ja õhutemperatuuri kõikumistele Eestis.

2. Andmed ja meetodika

Töös kasutatud andmed on pärit Moskvas Vene Teaduste Akadeemia Širšovi-nimelises Okeanoloogia Instituudis väljatöötatud tsüklonite andmebaasist (Gulev *et al.*, 2001), mis on koostatud NCEP/NCAR järelanalüüsi 6-tunnise ajasammuga õhurõhu andmete põhjal. Tsükloniteks arvestati kõiki kinniste isobaaridega alasid, mille keskel oli õhurõhk madalam kui äärealadel. Meile kasutada antud andmebaas sisaldab põhjapoolkera tsüklonite andmeid perioodi 1948–2004 kohta.

Käesolevas töös loeti lõunatsükloniks kokkuleppeliselt kõik need madalrõhkkonnad, mille tekkepunkt asus lõuna pool 47° pl ja ida pool nullmeridiaani. 47° pl sai üheks piiriks valitud sellepärast, et see joon läbib Aasovi mere põhjarannikut. Seega lõunatsüklonite peamised tekkealad, Vahemeri, Must ja Kaspia meri, jäävad sellest paralleelist lõunasse. Nullmeridiaan sai seetõttu piiriks pandud, et suur osa Eestini jõudvaist tsükcloneist tekkis Atlandi ookeani kohal lõunapool 47° põhjalaiust. Neid aga võib pigem vaadelda läänetsüklonite eri liigina.

Andmebaasist sai välja otsitud kõik need lõunatsüklonid, mis eeldatavalt mõjutavad Eesti ilmastikku. Selleks sai genereeritud 1000 km raadiusega ring, mille keskpunkti koodinaadid on 58,75° pl ja 25,5° ip. Punkt asub Türlil 7,6 km kagu pool ja on ühtlasi Eesti keskpunktiks. Kõnealused tsüklonid pidid vähemalt ühes asukohapunktiga jõudma mainitud 1000 km raadiusega alale. 1000 km on kesklaistel liikuvate tsüklonite keskmine mõjuala (vt Post, Link, 2007). Seega, kui tsüklon liigub oma keskmega 1000 km kaugusel Eestist, siis tsükloni serv riivab Eestit ja seeläbi mõjutab ka Eesti ilmastikku.

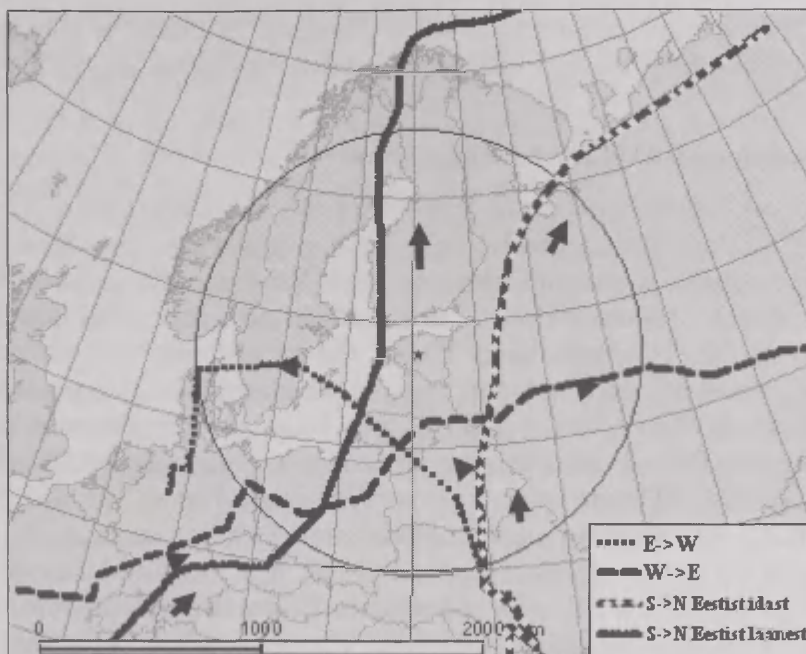
Tsüklonite andmebaasist leiti iga aasta kohta lõunatsüklonite esinemiste arv ehk esinemissagedus, nende keskmine kestus ja protsent, kui suure osa oma elueast veedavad tsüklonid 1000 km ringi sees. Kestuse all mõistetakse antud juhul perioodi tundides, mida tsüklon veedab vaadeldava 1000 km raadiusega ringi sees.

Aastasisese muutlikkuse kirjeldamiseks sai tsükcloneid eraldi jaotatud aasta-aegade kaupa ning uuritud nende esinemissagedusi ja muutusi eri aastaagadel kogu vaadeldava perioodi ulatuses. Lõunatsüklonid jaotati sesoonide kaupa nii, et kevadeks loeti märts, aprill ja mai, suveks juuni, juuli ja august, sügiseks september, oktoober ja november ning talveks detsember, jaanuar ja veebruar.

Tsüklonite arvu määramisel loendati tsüklonid tekkekuu järgi. Kui tsüklon tekkis detsembris, siis läks ta järgmise aasta talve arvestusse. Kõik andmeanalüüsid viidi läbi perioodi 1948–2004 kohta.

Kuna erineva liikumisteedega lõunatsüklonid mõjutavad Eesti ilmastikku erinevalt, siis osutus otstarbekaks neid jaotada vastavalt nende trajektooridele nelja klassi. Lõunast põhja liikuvad ja Eestist läänest mööduvad lõunatsüklonid moodustasid esimese klassi. Sellesse klassi kuuluvad lõunatsüklonid peaksid eeldatavalt Eestisse kandma soojemat õhku. Nende tsüklonite puhul paiknes 1000 km raadiuses ringi sees kogu trajektoor või valdav enamus sellest Eestist läänepool. Teise klassi kuulusid sellised lõunatsüklonid, mis liikusid oma trajektooriga lõunast põhja ja möödusid Eestist idapoolt. Selle klassi puhul oli kogu tsükloni trajektoor või valdav enamus sellest Eestist idapool. Sellesse klassi kuuluvad lõunatsüklonid peaksid eeldatavalt Eestisse jahedamat õhku tooma. Nende kahe klassi vahel loeti tinglikuks piiriks 25° ip, kuna see ligikaudu poolitab Eesti. Kolmanda klassi moodustasid lõunatsüklonid, mis liikusid oma trajektooriga läänest itta Eestist lõunapool. Neljanda klassi moodustasid need tsüklonid, mis liikusid oma trajektooriga idast läände Eestist lõunapool. Kuna 25° ip ületamine Eestist põhja pool ei too lõunatsüklonite poolt Eestisse transporditava õhuvoolu suhtes kaasa suuri muutusi, siis sai sisse seatud 25° ip ületavate tsüklonite puhul Eestist lõunas möödumise nõue. Nimetatud nelja klassi tüüpilisemad trajektooriga on esitatud joonisel 2. Selliseks klassifitseerimiseks kanti ükshaaval kõik andmebaasist välja sorteeritud lõunatsüklonit programmi ArcView abil kaardile ja iga tsükloni trajektoori analüüsiti visuaalselt. Edasi hakati lõunatsükkloneid analüüsima eelpool mainitud nelja klassi kaupa.

Atmosfääri tsirkulatsioonile parasvöötmes on iseloomulik üldine läänevool. Ka enamus tsükkloneid liigub kaasa läänevooluga Atlandi ookeanilt Euroopa kohale. Läänevoolu intensiivsust Atlandi-Euroopa sektoris iseloomustatakse Põhja-Atlandi ostsillatsiooni (NAO) indeksiga. See on arvatud kui standardiseeritud õhurõhkude vahe Assoori maksimumi ja Islandi miinimumi vahel. Uurimaks, kuidas on seotud läänevoolu intensiivsus ja lõunatsüklonite esinemine, analüüsiti korrelatsiooni NAO indeksi ja lõunatsüklonite esinemissageduse aegriidade vahel. Käesolevas töös kasutati kaht NAO indeksit. Mõlema puhul on Islandi õhurõhu aegrida saadud Stykkishólmuri ja Reykjaviki mõõtmistulemustest. Assoori piirkonna õhurõhu andmed pärinevad esimesel juhul Ponta Delgadast (Hurrell, van Loon, 1997) ja teisel juhul Gibraltarist (Jones *et al.*, 1997).



Joonis 2. 1000 km raadiusega ring ja selle keskpunkt ($58,75^{\circ}$ pl ja $25,5^{\circ}$ ip) ning nelja lõunatsüklonite klassi tüüpilisemad trajektoorid: S->N Eestist läänepool (19.08–20.08.1948), S->N Eestist idapool (15.08–16.08.1951), W->E (20.06–21.06.1957), E->W (09.12–10.12.1972).

Figure 2. 1000-km-radius circle and its centre (58.75° N and 25.5° E) and the most typical trajectories of four classes of southern cyclones: S->N west from Estonia (occurred in 19.08–20.08.1948), S->N east from Estonia (15.08–16.08.1951), W->E (20.06–21.06.1957), E->W (09.12–10.12.1972).

Eesti ilmastiku andmetena kasutati Türi vaatlusjaama temperatuuri ja sademete ööpäevaseid väärtusi ning pandi need vastavusse konkreetsete lõunatsüklonite esinemisega. Türi jaama andmeid kasutati seetõttu, et 1000 km raadiusega ringi kese asub Türi lähedal. Kasutati temperatuuri aegrida Türil perioodil 1951–2004 ja sademete aegrida 1960–2004. Sademete puhul leiti iga tsükloni kõigi 1000 km ringis veedetud päevade keskmine sademete summa. Temperatuuri analüüsi osas kasutati kahte meetodit. Esimese korral leiti kolme päeva keskmine temperatuur enne tsükloni jõudmist ringi ja kolme päeva keskmine pärast ringist lahkumist ning arutati kahe keskmise temperatuuri vahe. Teise meetodi korral arutati tsükloni 1000 km raadiusega ringi sees liikumise viimase ja esimese päeva õhutemperatuuri vahe ja leiti seeläbi tsükloniga kaasnev temperatuuri muutus.

Tulemusi esitatakse paralleelselt kahe lõunatsüklonite andmebaasi analüüsi väljundina. Esimeses andmekogumis sisalduvad kõik lõunatsüklonid, mis on oma teel kas või korra registreeritud 1000 km raadiusringi. Teises on välja arvatud need

tsüklonid, mis veetsid vaatlusalal alla ühe ööpäeva. Eeldame, et selliste lühikest aega ringis viibinud madalrõhkkondade mõju Eesti ilmastikule on väike.

3. Muutused lõunatsüklonite karakteristikutes

Lõunatsüklonite koguarv perioodil 1948–2004 oli 760. Seega esineb aastas keskmiselt 12,4 tsüklonit (standardhälve 3,5), mis on tekkinud idapoolkeral lõunapool 47° põhjalaiuskraadi ja jõudnud vähemalt 1000 km kaugusele Eesti keskpunktist. Esimeses klassis (lõunatsüklonid, mis mööduvad oma trajektooriga Eestist läänepoolt) on 203 tsüklonit, teises klassis (lõunatsüklonid, mis mööduvad oma trajektooriga Eestist idapoolt) 415 tsüklonit, kolmandas klassis (lõunatsüklonid, mis liiguvad oma teel läänest itta) 91 tsüklonit ja neljandas klassis (lõunatsüklonid, mis liiguvad oma trajektooriga idast läände) 52 tsüklonit. Pärast alla ühe ööpäeva 1000 km ringis veetnud tsüklonite välja arvamist olid vastavad arvud 136, 282, 82 ja 52.

Lõunatsüklonite arvukust uuriti klasside kaupa ka kõigil aastaegadel (tabel 1). Igal aastaajal oli kõige rohkem lõunatsükcloneid, mis möödusid Eestist idapoolt. Ligikaudu poole vähem oli oma trajektooriga Eestist läänest mööduvaid lõunatsükcloneid. Sealjuures oli talvel ja kevadel idapoolt mööduvaid lõunatsükcloneid suhteliselt rohkem, samas kui suvel oli suhteliselt enam läänepoolt mööduvaid lõunatsükcloneid (joonis 3). Ülejäänud kahe klassi (läänest itta liikuvaid ning idast läände liikuvaid) lõunatsükcloneid oli erinevatel aastaegadel juba tunduvalt vähem. Kui talvel ja kevadel olid kolmanda ja neljanda klassi lõunatsüklonite sagedused enamvähem võrdsed, siis suvel ja sügisel oli läänest itta liikuvaid tsükcloneid enam kui kaks korda rohkem idast läände liikuvatest tsüklonitest. Sarnased olid lõunatsüklonite jaotused klasside kaupa erinevatel sesoonidel ka pärast 1000 km ringis alla ühe ööpäeva veetnud tsüklonite välja arvamist (tabel 1).

Lineaarse regressioonianalüüsi abil hinnati, kas vaatlusperioodi jooksul on toimunud statistiliselt olulisi muutusi erinevate klasside lõunatsüklonite arvus. Tabelis 1 on toodud muutused trendi järgi. Selgub, et suurimad muutused on toimunud vaid läänest itta liikuvate tsüklonite puhul, kus on täheldatav usaldusväärne kahanemistrend 1,7 tsükloni võrra perioodi kohta (joonis 4). Pärast alla ööpäeva 1000 km ringis veetnud tsüklonite välja arvamist esines samas klassis oluline kahanemistrend 1,4 tsükloni võrra. Läänest itta liikuvate lõunatsüklonite arvu vähenemine tuleb statistiliselt usaldusväärseks välja nii talvel kui ka suvel.

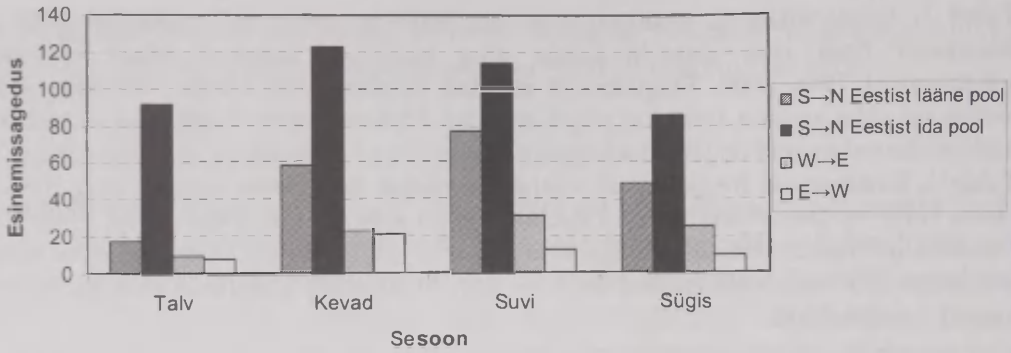
Nagu tabelist 1 ilmneb, ületab päris paljudel sesooni aegridadel trendijoone tõusu või laskumise väärtus eelpool mainitud statistiliselt usaldusväärseid muutusi. Siin tuleb tähelepanu pöörata sellele, et erinevate klasside aastaegade vahel ära jagatud tsüklonite arv on väike ja nende aastevaheline varieeruvus suur. Mistõttu on ka standardhälve küllaltki suur ja ületab sageli trendijärgse muutuse väärtust. Seega ei saa neid statistiliselt usaldusväärseks pidada.

Table 1. Lõunatsüklonite summaarne esinemissagedus erinevatel sesoonidel 1000 km raadiusega ringi sees klasside kaupa ning tsüklonite summad kõigil sesoonidel ajavahemikul 1948–2004. Sulgudes on esitatud numbrid, mis käivad tsüklonite kohta, millest on välja arvatud 1000 km ringis alla ühe ööpäeva veetnud tsüklonid. Statistiliselt usaldusväärsed trendid on jämedas kirjas.

Table 1. Summarized frequency of southern cyclones in different seasons in a 1000-km radius circle by classes and sums of cyclones in all seasons during the period 1948–2004. Numbers in brackets indicate results obtained after excluding cyclones that were located within the 1000-km circle for less than one day. Statistically significant changes by trend line are typed in bold.

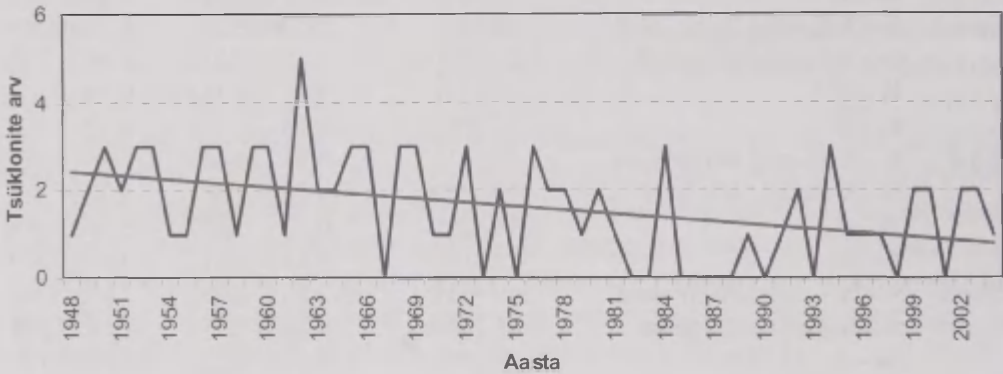
Sesoon	Klass	Lõuna- tsüklonite arv	Arvu muutus perioodi kohta	Standard- hälve
Talv	S→N Eestist lääne pool	18 (14)	-0,47 (-0,40)	0,60 (0,58)
	S→N Eestist ida pool	92 (48)	-0,47 (0,06)	1,35 (1,10)
	W→E	10 (10)	-0,55 (-0,55)	0,50 (0,50)
	E→W	8 (8)	-0,11 (-0,11)	0,40 (0,40)
Kevad	S→N Eestist lääne pool	59 (37)	-0,38 (0,13)	1,13 (0,95)
	S→N Eestist ida pool	123 (90)	0,48 (0,47)	1,40 (1,31)
	W→E	23 (20)	-0,21 (-0,14)	0,70 (0,67)
	E→W	21 (21)	-0,10 (-0,10)	0,72 (0,72)
Suvi	S→N Eestist lääne pool	77 (53)	-0,78 (-0,65)	1,33 (1,02)
	S→N Eestist ida pool	114 (75)	-0,46 (-0,54)	1,32 (1,15)
	W→E	31 (25)	-0,73 (-0,50)	0,76 (0,60)
	E→W	13 (13)	0,16 (0,16)	0,42 (0,42)
Sügis	S→N Eestist lääne pool	49 (33)	-0,20 (-0,20)	1,09 (0,80)
	S→N Eestist ida pool	86 (67)	0,48 (0,27)	1,68 (1,35)
	W→E	26 (26)	-0,23 (-0,23)	0,68 (0,68)
	E→W	10 (10)	0,17 (0,17)	0,43 (0,43)
Talv	Kõik klassid	128 (80)	-0,40 (-0,25)	0,71 (0,64)
Kevad	Kõik klassid	226 (168)	-0,05 (0,09)	0,99 (0,91)
Suvi	Kõik klassid	235 (166)	-0,45 (-0,38)	0,96 (0,80)
Sügis	Kõik klassid	171 (136)	0,06 (0,00)	0,97 (0,82)

Keskmiselt veedavad Eesti lähedusse jõudnud lõunatsüklonid ligi kolmandiku (30,2%, standardhälve 5) oma elueast vaadeldavas 1000 km raadiusega ringis. Perioodi alguses oli protsent väiksem ja 57 aastaga on hakanud lõunatsüklonid 2,3 % võrra rohkem kõnealuses raadiusringis aega veetma. Trend siiski ei ole statistiliselt usaldusväärne.



Joonis 3. Nelja klassi kõikide lõunatsüklonite esinemissagedus erinevatel aastaegadel perioodil 1948–2004.

Figure 3. The frequency of four classes of all southern cyclones in different seasons during the period 1948–2004.

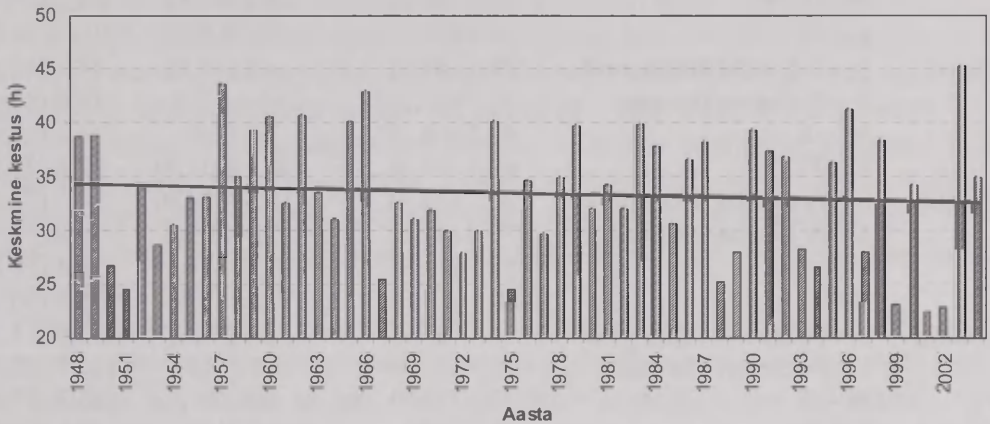


Joonis 4. Kõikide läänest itta liikuvate lõunatsüklonite aastane esinemissagedus perioodil 1948–2004.

Figure 4. Annual frequency of all southern cyclones moving from west to east during the period 1948–2004.

Kõigi lõunatsüklonite keskmine kestus ringi sees on 33,5 tundi (standardhälve 5,8 tundi). Võrreldes perioodi algusega on aastaks 2004 keskmine kestus vähenenud 1,8 tunni võrra (joonis 5). Seega pole sisuliselt muutust toimunud. Sesoonide kaupa jaotatuna on lõunatsüklonite suurimad keskmised kestused läänest itta liikuvatel ja idast läände liikuvatel tsüklonitel ulatudes (tabel 2). Üldsuunas lõunast põhja liikuvad tsüklonid veedavad vaadeldavas 1000 km raadiuses ringis silmapaistvalt vähem aega. Läänest itta liikuvate tsüklonite korral ilmnes kevadel statistiliselt oluline keskmise kestuse suurenemine 25,1 tunni võrra. Oluline keskmise kestuse kasv 17,5 tunni võrra esines ka sama klassi tsüklonitel, millest oli alla ühe ööpäeva

ringis veetnud lõunatsüklonid välja arvatud. Seevastu leidis suvel idast läände liikuvate lõunatsüklonite hulgas, millest oli alla ühe ööpäevased tsüklonid välja arvatud, aset oluline keskmise kestuse kahanemine 31 tunni võrra. Oluline keskmise kestuse vähenemine 14,9 tunni võrra esines ka sügisel lõunast põhja liikuvatel ja Eestist läänest mööduvatel lõunatsüklonitel ning ka sama klassi vähendatud tsüklonite korral. Lõunatsüklonite keskmine kestus ringi sees aastate kaupa on esimeses klassis 30,1 tundi, teises klassis 32,4 tundi, kolmandas klassis 42,6 tundi, neljandas klassis 58,3 tundi. Pärast 1000 km ringis alla ühe ööpäeva veetnud tsüklonite välja arvamist olid vastavad keskmised kestused vastavalt 37,9 tundi, 41,4 tundi, 43,9 tundi ja 58,3 tundi (tabel 2). Suurim kahanemistendents avaldus läänest itta liikunud lõunatsüklonite kestuse puhul. Vähendatud tsüklonite arvu korral suurenesid esimese kolme klassi keskmised kestused. Vaid idast läände liikuvate tsüklonite korral jäi kestus samaks, kuna sellest klassist ei arvatud välja ühtegi lõunatsüklonit. Suure aastatevahelise erinevuse tõttu on kõikide klasside kestusandmetes küllaltki suured standardhälbed.



Joonis 5. Kõigi lõunatsüklonite keskmiste kestuste aegrida perioodil 1948–2004.

Figure 5. Time-scale data (in hours) of the duration of all southern cyclones during the period 1948–2004.

Tabel 2. Lõunatsüklonite keskmine kestus tundides erinevatel sesoonidel ja aastas 1000 km raadiusega ringi sees klasside kaupa ajavahemikul 1948–2004. Sulgudes on esitatud numbrid, mis käivad tsüklonite kohta, millest on välja arvatud 1000 km ringis alla ühe ööpäeva veetnud tsüklonid.

Table 2. Average duration in hours of southern cyclones in different seasons and per annum in 1000 km radius circle by classes during the period 1948–2004. Numbers in brackets indicate results obtained after excluding cyclones that were located within the 1000 km circle for less than one day.

Sesoon	Klass	Lõunatsüklo- nite keskmine kestus	Kestuse muutus perioodi kohta	Standard- hälve
Talv	S→N Eestist lääne pool	24,9 (32,4)	8,2 (3,7)	16,7 (13,8)
	S→N Eestist ida pool	24,2 (36,0)	6,6 (–6,6)	14,5 (11,8)
	W→E	40,5 (40,5)	18,4 (18,4)	16,0 (16,0)
	E→W	40,3 (40,3)	6,1 (6,1)	17,2 (17,2)
Kevad	S→N Eestist lääne pool	25,6 (39,8)	6,0 (–9,2)	15,1 (15,5)
	S→N Eestist ida pool	31,2 (40,0)	10,0 (12,2)	17,0 (16,5)
	W→E	45,1 (50,4)	25,1 (17,5)	21,2 (20,1)
	E→W	54,1 (54,1)	–8,9 (–8,9)	16,2 (16,2)
Suvi	S→N Eestist lääne pool	34,1 (43,0)	–4,9 (–7,7)	19,1 (16,5)
	S→N Eestist ida pool	35,7 (47,5)	–14,6 (–7,1)	18,6 (17,6)
	W→E	43,5 (46,1)	1,3 (2,8)	16,5 (14,9)
	E→W	60,9 (61,4)	–30,1 (–31,0)	32,8 (32,1)
Sügis	S→N Eestist lääne pool	26,7 (36,3)	–13,5 (–14,9)	14,5 (12,8)
	S→N Eestist ida pool	35,9 (43,1)	–5,1 (–12,6)	19,9 (19,3)
	W→E	38,1 (38,9)	–14,5 (–14,1)	19,4 (18,8)
	E→W	68,0 (68,0)	11,6 (11,6)	35,0 (35,0)
Aasta	S→N Eestist lääne pool	30,1 (37,9)	–3,6 (–9,7)	15,6 (15,2)
	S→N Eestist ida pool	32,4 (41,4)	0,6 (–5,6)	10,7 (12,5)
	W→E	42,6 (43,9)	4,5 (5,4)	15,7 (15,6)
	E→W	58,3 (58,3)	1,7 (1,7)	24,1 (24,1)

4. Lõunatsüklonite arvu seosed NAO indeksiga

Uurimaks atmosfääri üldise tsirkulatsiooni mõju lõunatsüklonitele korreleeriti NAO indeksi väärtusi lõunatsüklonite esinemissagedusega. Ainuke arvestatav korrelatsioon Assooride andmetel arvatud NAO indeksiga esines talvel –0,24, mis oli ka statistiliselt usaldusväärne 90% tasemel. Korrelatsioon Gibraltari andmetel leitud NAO indeksiga ilmnes sügisel (–0,25) ja talvel (–0,30), millest viimane on statistiliselt usaldusväärne 95% tasemel.

Positiivne NAO indeks näitab suurt õhurõhu gradienti Põhja-Atlandil, s.t keskmisest kõrgemat õhurõhku Assoori maksimumi alal ja madalamat rõhku Islandi miinimumis, mis põhjustab tugevat tsonaalset tsirkulatsiooni Atlandi-Euroopa

sektoris ehk intensiivset merelise õhu kandumist Atlandi ookeani kohalt Euroopa mandrialadele. Negatiivne NAO indeks peegeldab väikest õhurõhu gradienti ookeani kohal, läänevoolu nõrgenemist või isegi lakkamist. Sellisel juhul valitsevad mandri kohal kõrgrõhkkonna tingimused ja valdavalt meridionaalne tsirkulatsioon.

Käesoleva töö tulemused viitavad sellele, et NAO indeksi aegread on negatiivses korrelatsioonis lõunatsüklonite esinemissagedusega. Seos on küll suhteliselt nõrk, kuid siiski väga selgesuunaline. Mida tugevam on läänevool (NAO positiivne faas), seda vähem lõunatsükcloneid esineb ja mida nõrgem on läänevool (NAO negatiivne faas), seda rohkem lõunatsükcloneid esineb. Lõunatsüklonid kaasnevad meridionaalse õhuvooluga ja põhjustavad seda omakorda ise. On igati loogiline, et läänevoolu nõrgenemise korral tugevneb ka lõuna-põhjasuunaline õhuvool Euroopa maismaa-ala kohal.

5. Seosed õhutemperatuuriga

Lõunatsüklonitega seotud õhutemperatuuri muutusi Eesti kohal perioodil 1951–2004 arvatati kahe erineva meetodi abil. Esimese puhul võeti kolme päeva keskmine temperatuur enne ja pärast tsükloni esinemist 1000 km ringis ning leiti nende vahe. Kõigi lõunatsüklonite kohta oli mainitud vahe vaadeldaval perioodi keskmisena 0,2 kraadi (standardhälve 4,3 kraadi), s.t kolme tsüklonile järgnenud päeva keskmine oli viiendiku kraadi võrra soojem, kui tsüklonile eelnenud kolmepäevak. Võrreldes perioodi algusega on 2004. aastaks lõunatsüklonid hakanud 0,37 kraadi võrra kõrgemat temperatuuri kaasa tooma, kuid loomulikult ei ole selline muutus statistiliselt usaldusväärne.

Teise meetodi puhul arvatati tsükloni vaadeldaval alal liikumise viimase päeva ja esimese päeva temperatuuri vahe. 54 aasta keskmisena oli see vahe –0,02 kraadi, mis muidugi oli samuti aastati väga varieeruv (standardhälve 3,3 kraadi). Selle meetodi järgi arvatud temperatuuri muutust sisuliselt ei olnud. Võrreldes perioodi algusega on 2004. aastaks lõunatsüklonid hakanud statistiliselt ebaoluliselt 0,03 kraadi võrra jahedamat õhku kaasa tooma.

Temperatuurimuutused arvatati ka kõigi nelja lõunatsüklonite klassi kohta kasutades nii esimest kui ka teist temperatuurimuutuse määramise meetodit (tabel 3).

Andmetest nähtub, et lõunatsüklonite poolt põhjustatud õhutemperatuuri muutus pole kuigi suur. Eeldasime, et Eestist lääne poolt mööduv lõunatsüklon toob endaga kaasa soojemat õhku ning Eestist ida poolt mööduv põhjustab temperatuuri langust, kuid selline seos tuli selgelt välja vaid teise meetodi puhul. Mõnevõrra selgemalt avaldus seaduspärasus, et lõunatsükloni liikumisega läänest itta Eestist lõuna poolt kaasneb Türi andmetel temperatuuri langus ning idast läände liikudes mõningane soojenemine.

Tabel 3. Nelja lõunatsüklonite klassi poolt põhjustatud temperatuurimuutused kraadides (°C) ajavahemikul 1951–2004 kasutades kaht meetodit. Sulgudes on esitatud numbrid, mis käivad aegriade kohta, millest on välja arvatud 1000 km ringis alla ühe ööpäeva veetnud tsüklonid.

Table 3. Temperature changes (°C) of four classes of southern cyclones during the period 1951–2004, using two methods. Numbers in brackets indicate results obtained after excluding cyclones that were located within the 1000 km circle for less than one day.

Klass	Keskmine temperatuuri vahe		Muutus perioodi kohta	
	1. meetod	2. meetod	1. meetod	2. meetod
S→N Eestist läänepool	0,3 (0,3)	0,6 (0,9)	0,9 (2,1)	0,4 (1,9)
S→N Eestist idapool	0,2 (0,0)	-0,1 (-0,4)	0,8 (0,6)	-0,1 (0,3)
W→E	-0,4 (-0,5)	-0,5 (-0,6)	4,4 (-2,7)	3,3 (-1,1)
E→W	1,7 (1,5)	1,4 (1,4)	-2,0 (-2,2)	-2,4 (-2,3)

6. Seosed sademetega

45 aasta jooksul (1960–2004) on kõigi lõunatsüklonite mõju all olevate päevade keskmine aastane sademete hulk olnud 2,2 mm ööpäevas (standardhälve 1,1 mm ööpäevas). Kogu perioodi kohta on sademete hulga tõus olnud 0,6 mm ööpäevas. Muutus pole statistiliselt oluline. On olnud aastaid, kus lõunatsüklonite keskmine sademete hulk on olnud väga väike (alla 1 mm ööpäevas) ja samuti esineb aastaid, kus lõunatsüklonite keskmine sademete hulk on olnud üsna kõrge (ligi 5 mm ööpäevas). Selliste tugevate sademetega aastad on 1972, 1982 ja 2001.

Tabelis 4 on näha, et ligikaudu veerand kõigist lõunatsüklonitest ei too endaga kaasa sademeid. Arvatavasti möödusid need tsüklonid Eestist suhteliselt kaugelt. Veidi alla poole lõunatsüklonitest toovad kaasa korralikku sadu üle 2 mm ööpäevas, umbes kolmandik neist põhjustab tugevat sadu üle 5 mm ööpäevas ja veidi alla 15% väga tugevat sadu üle 10 mm ööpäevas. Kui vaadelda lõunatsükcloneid, millest on 1000 km ringis alla ühe ööpäeva veetnud tsüklonid välja arvatud, siis on protsendid tunduvalt kasvanud. Siiski leidub üle 16% tsükcloneid, mis ei too endaga kaasa sademeid. Lõunatsüklonite poolt põhjustatud sajuhulgad ja muutused nendes arvutati ka kõigi nelja tsüklonite klassi kohta (tabel 5). Ühtlasi on ära toodud maksimaalsed sademete hulgad ja nende esinemise kuupäevad.

Trendijoone järgi otsustades ei ilmne olulisi muutusi lõunatsüklonite poolt põhjustatud sademete hulkades.

Tabel 4. Lõunatsüklonite arv ja protsent koguarvust, mis pole endaga kaasa toonud sadu ja mis on endaga kaasa toonud sadu üle 2 mm ööpäevas, üle 5 mm ööpäevas ning üle 10 mm ööpäevas perioodil 1960–2004. Sulgudes on esitatud numbrid, mis käivad tsüklonite kohta, millest on välja arvatud 1000 km ringis alla ühe ööpäeva veetnud tsüklonid.

Table 4. The number and percent from a whole number of southern cyclones that did not cause precipitation and those that caused precipitation of over 2 mm per day, over 5 mm per day and over 10 mm per day during the period 1960–2004. Numbers in brackets indicate results obtained after excluding cyclones that were located within the 1000 km circle for less than one day.

Sademeid	Tsüklonite arv	Protsent koguarvust
üle 10 mm	83 (83)	14,3 (19,3)
üle 5 mm	177 (164)	30,5 (38,1)
üle 2 mm	277 (245)	47,7 (57,0)
üle 0 mm	434 (358)	74,8 (83,3)
0 mm	146 (72)	25,2 (16,7)

Tabel 5. Lõunatsüklonite poolt põhjustatud keskmised sajuhulgad (mm), muutused nendes, standardhälve, tsüklonite klassi poolt kaasa toodud maksimaalne sajuhulk ööpäevas koos kuupäevaga perioodil 1960–2004. Sulgudes on esitatud numbrid, mis käivad tsüklonite kohta, millest on välja arvatud 1000 km ringis alla ühe ööpäeva veetnud tsüklonid.

Table 5. Average precipitation (mm), changes therein, standard deviation and maximum amount of precipitation per day caused by classes of southern cyclones in the period 1960–2004. Classes marked with an asterisk indicate results obtained after excluding cyclones, which were located within the 1000 km circle for less than one day.

Klass	Keskmine sademete hulk	Standard-hälve	Muutus perioodi kohta	Maksimaalne sademete hulk	Maksimumi esinemise kuupäev
S→N Eestist läänepool	1,8 (2,3)	1,8 (2,1)	0,8 (0,2)	63,7	14.05.1995
S→N Eestist idapool	1,9 (2,5)	1,4 (1,8)	0,7 (–0,4)	43,8	16.06.1982
W→E	2,2 (3,5)	3,0 (3,1)	–1,2 (0,2)	53,2	10.08.1978
E→W	1,9 (3,3)	2,7 (2,7)	–0,9 (0,2)	25,0	30.07.1981

6. Arutelu

Käesolevas töös tehti kindlaks, et ajavahemikul 1948–2004 esines 760 madalrõhk-konda, mis vastasid meie poolt defineeritud lõunatsüklonite kriteeriumitele (tekkisid lõunapool 47° pl ja idapool nullmeridiaani ning liikusid üldsuunal põhja). Antud töös on uuritud 1000 km raadiusringi läbinud ja seeläbi Eesti ilmastikku mõjutanud tsüklonite esinemissagedust, keskmist kestust, esinemissagedust erinevatel sesoonidel, kaasnevaid temperatuurimuutusi ja põhjustatud sademeid läbi

nelja klassi. Uurimus näitab, et 1000 km raadiusringi läbis keskmiselt 12,4 lõunatsüklonit aastas, mis moodustab ligikaudu 10–13% Eesti läheduses liikuvatest tsüklonitest (Kannes *et al.*, 1957, Klimat Tallina, 1982).

Uurimuses leiti, et kõige rohkem esineb klassidest oma trajektooriga Eestist idast mööduvaid lõunatsükcloneid (54,6% lõunatsüklonite koguarvust). Veidi üle veerandi kõigist tsüklonitest olid Eestist läänest mööduvad. Kahes teises klassis oli juba palju vähem lõunatsükcloneid.

Eestist läänest mööduvate lõunatsüklonite esinemissagedus on võrreldes teiste klassidega kahanenud kõige rohkem – 1,9 tsükloni võrra 57 aastase perioodi jooksul. Kuid see muutus pole statistiliselt usaldusväärne. Veidi väiksem kahanemistrend (1,7 tsükloni võrra) esines läänest itta liikuvate tsüklonite korral, mis oli ka statistiliselt usaldusväärne. Kahe teise klassi puhul oli muutus marginaalne.

Käesolevas töös leitud lõunatsüklonite arvu kahanemistendents on sarnane lõunatsüklonite vähenemisega Kesk-Euroopa kohal (Sepp, 2005) ja mitmetes artiklites (Held, 1993, Lambert, 1996, Sickmüller *et al.*, 2000, McCabe *et al.*, 2001, Serreze *et al.*, 1997, Gulev *et al.*, 2001) esitatud järeldustega, kus konstateeritakse tsüklonite arvu üldist vähenemist kesklatiustel (30–60°) 20. sajandi teisel poolel.

Sesoonidest esineb kõikidest tsüklonitest lõunatsükcloneid enim suvel (vaadeldava 57 aasta summana 235 tsüklonit), peaaegu sama palju on neid ka kevadel (226). Sügisel ja talvel on lõunatsükcloneid märgatavalt vähem. Üsna sarnastele järeldustele on jõudnud ka Belsakaja (1949), kes leidis ka, et lõunatsükcloneid tekib enam talve lõpus ja kevade alguses. E. Linno (Klimat Tallina, 1982) andmetel on lõunatsükcloneid kõige vähem talvel ja eeltalvel (6–9% tsüklonite koguarvust). Kevadel ulatub lõunatsüklonite arv 15%, suve esimesel poolel 26% ja suve teisel poolel 20% tsüklonite koguarvust.

Uurides lõunatsüklonite seoseid läänevoogu iseloomustava NAO indeksitega võib üldistades väita, et NAO aegread on negatiivses korrelatsioonis lõunatsüklonite esinemissagedusega. Seosed on küll suhteliselt nõrgad, kuid selgelt ühesuunalised. NAO indeksile tüüpiliselt ilmnemine pisut tugevamad korrelatsioonid talvel. Seega, mida nõrgem on läänevool (negatiivne NAO faas), seda enam esineb meil lõunatsükcloneid.

Käesoleva töö analüüsist selgus, et lõunatsüklonite klassidega kaasnevad temperatuuri muutumise trendid perioodil 1951–2004 on kõik statistiliselt ebaolulised. Võib öelda, et võrreldes perioodi algusega ei ole muutusi lõunatsüklonite poolt toodud õhumasside temperatuurides.

Analüüs õhutemperatuuriga aga ei toonud välja ka selget vahet lõunatsüklonite klasside vahel. Üle 54 aasta keskmistatud temperatuuri muutused lõunatsüklonite eelnevate ja järgnevate päevade vahel näitavad suhteliselt suure standardhälbe juures väga väikeseid erinevusi. Üksikutel juhtudel tulevad meie poolt eeldatavad temperatuurivahed selgesti välja. Näiteks 23.–24.04.1980 kaasnes Eestist läänest mööduva tsükloniga temperatuuritõus 11,5 kraadi võrra, samas 1.–3.02.2001 kaasnes Eestist idast mööduva lõunatsükloniga 12,3 kraadine temperatuuri langus.

Ent ilmsesti ei ole enamuse lõunatsüklonite mõju õhutemperatuurile nii üks-ühene nagu sai eeldatud. Ka ei saa käesolevas töös kasutatud meetodite alusel mingeid põhjanevaid järeldusi teha muutuste kohta lõunatsüklonitega kaasnevate õhumasside temperatuuriomadustes. Suur aastevaheline varieeruvus ei võimalda statistiliselt usaldusväärseid trende esile tuua.

ÜRO valitsustevaheline kliimamuutuste ekspertrühma (IPCC) neljanda aruande järgi on viimas 50 aasta jooksul maailmas tugevate sademete esinemine kasvanud (Trenberth *et al.*, 2007). Klein Tank, Können (2003) leidsid kogu Euroopas ekstreemsete sademete puhul ajavahemikul 1949–1995 positiivse lineaarse trendi, milleks oli 5% sademete arvu kasv dekaadi kohta. Positiivseid trende Euroopa ekstreemsademetes osas on leitud ka töödes Moberg *et al.* (2006), Frei, Schär (2001), Zolina *et al.* (2009).

Käesolevas uurimuses ei ole ükski lõunatsüklonite pool põhjustatud muutus sademete hulkades statistiliselt oluline. Lõunatsüklonitega kaasnevate sademete hulga üldine tendents viitab mõningat sademete hulga tõusule, kuid töös kasutatud meetodid ei võimalda sellest põhjanevaid järeldusi teha.

7. Kokkuvõte

Käesoleva uurimistöö eesmärgiks oli analüüsida pikaajalisi muutusi Eesti ilmastikku mõjutavate lõunatsüklonite esinemissageduses, kestuses, nendega kaasnevates sademetes ja temperatuurimuutustes. Samuti uuriti lõunatsüklonite seoseid läänevoolu iseloomustava NAO indeksiga. Selleks kasutati tsüklonite andmebaasi (Gulev *et al.*, 2001), kust otsiti välja need lõunatsüklonid, mis läbisid oma liikumisteel 1000 km raadiusega ringi, mille keskpunkt oli Eestis Türi lähedal geograafiliste koordinaatidega 58,75° pl ja 25,5° ip. Kasutatud tsüklonite andmebaas sisaldab andmeid madalrõhkondade keskmete kohta põhjapoolkeral perioodil 1948–2004. Uurimuses analüüsiti kõigepealt kõiki lõunatsükcloneid, mille kese registreeriti vaatlusalala piires ja hiljem arvati välja ringis alla ühe ööpäeva veetnud tsüklonid. Viimastest võis arvata, et nende mõju Eesti ilmastikule ei ole oluline ning nad suurendavad vaid infomüra. Tsüklonid jaotati nelja klassi vastavalt nende liikumistrajektoridele ja kõiki karakteristikuid analüüsiti nelja klassi kaupa.

Analüüsi käigus selgus, et lõunatsüklonite esinemissagedus on vaadeldava perioodi jooksul statistiliselt oluliselt vähenenud vaid läänest itta liikuvate tsüklonite puhul. Teiste klasside puhul olulisi muutusi ei täheldatud.

Ligi pooled (talvel ja kevadel üle poole) lõunatsüklonitest moodustavad sellised, mis mööduvad Eestist idast ja on põhimõtteliselt seostatavad külmade õhumasside sissetungiga meie aladele. Umbes veerandi moodustasid Eestist läänepoolt mööduvad lõunatsüklonid. Seega suurem osa Eesti ilmastikku mõjutavatest lõunatsüklonitest peaksid kaasa aitama külmade õhumasside sissetungile.

Lõunatsüklonid veedavad keskel läbi kolmandiku oma elueast vaatlusaluses raadiusringis ja mõjutavad eeldatavalt seeläbi Eesti ilmastikku. Keskmine lõuna-

tsüklon viibib 1000 km raadiusega ringis 33,5 tundi. Seejuures otse lõunast põhja liikuvad madalrõhkkonnad on ringi läbimisel umbes viiendiku jagu teistest lõunatsüklonitest kiiremad.

Islandi miinimumi ja Assoori maksimumi vahelise NAO indeksi ning talve lõunatsüklonite esinemissageduse vahel leiti statistiliselt usaldusväärne negatiivne korrelatsioon – lõunatsükcloneid esineb mõnevõrra sagedamalt NAO negatiivse faasi ajal.

Seosed õhutemperatuuri ja selle muutustega jäid väga nõrgaks. Töös kasutatud meetodika alusel võib öelda, et olulisi muutusi lõunatsüklonitega meieni kanduvate õhumasside õhutemperatuuris pole täheldada.

Ka seosed sademete muutustega on nõrgad. Lõunatsüklonite poolt põhjustatud keskmised ja keskmised maksimaalsed sajuhulgad pole uuritava perioodi jooksul muutunud. Siiski tuleb silmas pidada, et lõunatsüklonid on Eesti jaoks oluline sademete, eriti ekstreemsademete allikas. Üle poole lõunatsüklonitest on toonud kaasa korralikku sadu (st üle 2 mm ööpäevas), rohkem kui kolmandik tsüklonitest tugevat sadu (üle 5 mm ööpäevas). Ligi 20% lõunatsüklonitest on seostatavad väga tugevate sademetega Türi (üle 10 mm ööpäevas). Kuna Mätlik, Post (2008) on näidanud, et Eestis esinevad ekstreemsademed on suuremas osas seotud lõunatsüklonitega, siis tuleb sademete ja lõunatsüklonite vahelisi seoseid detailsemalt edasi uurida.

Tänuavaldus

Käesolev uurimus on teostatud ETF granti 7526 raames.

Kasutatud kirjandus

- Belskaja, N. N. 1949. Južnõje tsiklonõ i uslovija ih peremeštšeniya na Jevropeiskuju territoriju SSSR. *Trudõ TSIP*, 17/44.
- Frei, C., Schär. C. 2001. Detection probability of trends in rare events: Theory and application to heavy precipitation in the alpine region. *Journal of Climate* 14: 1568–1584.
- Gulev, S. K., Zolina, O., Grigoriev, S. 2001. Extratropical cyclone variability in the Northern Hemisphere winter from the NCEP/NCAR reanalysis data. *Climate Dynamics* 17: 795–809.
- Held, I. M. 1993. Large-scale dynamics and global warming. *Bulletin of the American Meteorological Society* 74: 228–241.
- Hurrell, J. W., van Loon, H. 1997. Decadal trends in the North Atlantic Oscillation and relationships to regional temperature and precipitation. *Science* 269: 676–679.
- Jaagus, J. 2006. Climatic changes in Estonia during the second half of the 20th century in relationship with changes in large-scale atmospheric circulation. *Theoretical and Applied Climatology* 83: 77–88.
- Jones, P. D., Jónsson, T., Wheeler, D. 1997. Extension to the North Atlantic Oscillation using early instrumental pressure observations from Gibraltar and south-west Iceland. *International Journal of Climatology* 17: 1433–1450.

- Kannes, V., Nei, I., Raik, A. 1957. Lõunatsüklonite mõjust Eesti ilmastikule. *Eesti Geograafia Seltsi aastaraamat* 1: 149–167.
- Klein Tank, A. M. G., Können, G. P. 2003. Trends in indices of daily temperature and precipitation extremes in Europe, 1946–99. *Journal of Climate* 16: 3665–3680.
- Klimat Tallina, 1982. Gidrometeoizdat, Leningrad.
- Lambert, S. L. 1996. Intense extratropical Northern Hemisphere winter cyclone events: 1899–1991. *Journal of Geophysical Research* 101: 319–325.
- McCabe, G. J., Clark, M. P., Serreze, M. C. 2001. Trends in northern hemisphere surface cyclone frequency and intensity. *Journal of Climate* 14: 2763–2768.
- Moberg A, *et al.* (39 kaasautorit). 2006. Indices for daily temperature and precipitation extremes in Europe analyzed for the period 1901–2000. *Journal of Geophysical Research* 111, D22106, doi:10.1029.2006JD007103
- Mätlik, O., Post, P. 2008. Synoptic weather types that have caused heavy precipitation in Estonia in the period 1961–2005. *Estonian Journal of Engineering* 14(3): 195–208.
- Post, P., Link, P. 2007. Läänemere regiooni tsüklonite ajalis-ruumilisest jaotusest. *Publicationes Instituti Geographici Universitas Tartuensis* 102: 7–18.
- Sepp, M. 2005. *Influence of atmospheric circulation on environmental variables in Estonia*. Dissert. Geogr. Univ. Tartuensis, 25.
- Sepp, M., Post, P., Jaagus, J. 2005. Long-term changes in the frequency of cyclones and their trajectories in Central and Northern Europe. *Nordic Hydrology* 36: 297–309.
- Sepp, M. 2007. Läänemere piirkonnas tekkinud tsüklonid: nende pikaajalised muutused, seosed Põhja-Atlandi ostsillatsiooni ja Eesti ilmastiku näitajatega. *Publicationes Instituti Geographici Universitas Tartuensis* 102, 19–30.
- Serreze, M. C., Carse, F., Barry, R. G., Rogers, J. C. 1997. Icelandic low cyclone activity: climatological features, linkages with the NAO, and relationships with the recent changes in the northern hemisphere circulation. *Journal of Climate* 10: 453–464.
- Sickmüller, M., Blender, R., Fraedrich, K. 2000. Observed winter cyclone tracks in the northern hemisphere in re-analysed ECMWF data. *Q.J.R. Meteorol. Soc.*, 126: 591–620.
- Trenberth, K. E. *et al.* 2007. *Observations: surface and atmospheric climate change, in climate change 2007: the physical science basis, contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Zolina, O., Simmer, C., Belyaev, K., Kapala, A., Gulev, S. 2009. Improving Estimates of Heavy and Extreme Precipitation Using Daily Records from European Rain Gauges. *Journal of Hydrometeorology* 10(3): 701–716.

Temporal and spatial changes in southern cyclones influencing on the Estonian climate during 1948–2004

Kaupo Mändla, Mait Sepp, Jaak Jaagus
Department of Geography, University of Tartu

Summary

The objective of this study was to analyse changes in the frequency and duration of southern cyclones over Estonia, and their influence on precipitation and air temperature changes. This research is based on the database of cyclones for the Northern Hemisphere. The climatology of cyclone frequencies, duration, caused precipitation and changes in temperature in a circle with a radius of 1000 km for the time period 1948–2004 is analysed. The centre point of this circle is located in the geographical centre of Estonia near Türi (58.75° N and 25.5° E). It is assumed that cyclones within a 1000 km radius influence weather conditions in Estonia. In the database, a cyclone is identified as an area where closed isobars are formed. Cyclones are divided into four classes according to their trajectories.

The analysis elucidated that the frequency of southern cyclones moving from west to east decreased significantly during the period. There were no changes in the frequency of southern cyclones of other classes. Almost half of all southern cyclones pass Estonia from the east, and about a quarter pass from the west. Southern cyclones spend approximately one third of their lifetime within a 1000 km radius circle and affect Estonian weather.

A negative correlation between the NAO index and the frequency of southern cyclones was detected in winter. This means that southern cyclones affect Estonia in the case of a negative phase of NAO when westerlies have weakened.

It appeared that the southern cyclones that pass Estonia from the east and cyclones that move from west to east caused cold air advection. The cyclones that pass Estonia from the west and cyclones that move from east to west caused warm air advection in Estonia. During the 57-year time series there were no temperature changes caused by southern cyclones.

More than half of all southern cyclones brought moderate precipitation above 2 mm per day. One third of cyclones brought heavy precipitation above 5 mm per day, and almost 20% of southern cyclones brought very strong precipitation above 10 mm per day. The methods used show that average precipitation and average maximum precipitation caused by southern cyclones did not change during the period.

Kliimanäitajate ja rändetee pikkuse mõju rändlindude kevadisele saabumisele Eestis

Vello Palm

Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Eluslooduse iga-aastases arengutsüklis korduvate nähtuste ja arenguetappide (fenoloogiliste faaside) saabumisaeg on tugevas sõltuvuses ilmastikust ja kliimast (Post, Stenseth, 1999; Jaagus, Ahas 2000; Both, Visser, 2001; Ottersen *et al.*, 2001; Walther *et al.*, 2002; Huntley *et al.*, 2007). Otseselt väljendub see erinevate taime-, linnu-, kala- ja teiste organismide faaside ilmnemiskuupäevade muutumises aastati (Aasa, 2001; Ahas, 2001; Palm, 2001; Hubálek, 2003; Jenni, Kery, 2003; Hubálek, 2004; Lehikoinen *et al.*, 2004; Sparks, Mason, 2004; Newton, 2008). Kaudne mõju tuleb aga esile läbi teiste keskkonnategurite, mis rohkem või vähem kujundavad populatsioonide elukeskkonda, olgu selleks siis piisava toidu olemasolu ja kättesaadavus, parasiitide ja kiskjate arvukus, haiguste levik, muutused meretasemes, veekogude eutrofeerumine, inimtegevus vms (Jokimäki, Huhta, 1996; Mustin *et al.*, 2007). Fenofaaside saabumisaeg ei ole aastati konstantne, vaid muutub kooskõlas teda mõjutavate keskkonnateguritega (Jaagus, Ahas 2000, Tryjanowski *et al.* 2002, Lehikoinen *et al.* 2004). Näiteks varajasel kevadel fikseeritakse saabumine tavalisest varem, hilisel kevadel aga hiljem. Ka populatsiooni tasandil avaldub keskkonna mõju erinevalt. Osad populatsioonid hõivavad muutuvates tingimustes uusi alasid, muutes ajutiselt või püsivalt oma levikupiire, teised seevastu jäävad elama oma esialgsesse elupaika ning kohanevad uute tingimustega või siis hukkuvad (Bohning-Gaese, Lemoine, 2003; Huntley *et al.*, 2007). Eluslooduse iga-aastases arengutsüklis korduvate sesoonsete ilmingute uurimine ja seostamine keskkonnateguritega on üks olulisemaid valdkondi ökoloogias, mis pakub huvi mitte ainult baasuuringute tegemiseks, vaid ka kitsamate uuringute (demograafia, populatsiooni eluvõimelisus) läbiviimiseks (Lack, 1954, 1966; Newton, 1998; Alerstam, 2006; Drent, 2006; Newton, 2008).

Erinevate taime- ja loomaliikide jagamine funktsionaalsetesse gruppidesse (Blondel, 2003) kujutab endast ühte võimalust uurida liikide eelistusi erinevate biotiliste ja abiotiliste tegurite suhtes. Nii saab näiteks luua lähtealuse, teostamiseks eksperimente, mis on vajalikud liikide rolli mõistmiseks ökosüsteemi funktsioneerimises. Linnuökoloogias on liikide grupeerimine ja rühmitamine seni rakendust leidnud mitte just väga sageli. Kevadrände uurimisel klasteranalüüsiga on valdavalt kasutatud Kesk- ja Lääne-Euroopas ning Põhja-Ameerikas, kuid mitte

Põhja-Euroopas kogutud andmeid (Mason, 1995; Jokimäki, Huhta, 1996; Hubálek, 2005; Wilson, 2007). Vajalik oleks ka tekkinud rühmade sidumine erinevate endoja/või eksogeensete faktoritega, et selgitada välja rühmitumise põhjused (Tworek, 2007). Käesoleva artikli eesmärk on uurida 42 rändlinnuliigi kevadist saabumist Eestisse perioodil 1957–1996, seostatuna rändete ja erinevate kliimanäitajatega. Põhiküsimused siin on (1) milline võiks olla rändlinnuliikide jagunemine rühmadesse kliima mõju ja rändete pikkuse põhjal, (2) millised on kõige olulisemad kliimanäitajad, mis mõjutavad liikide ja liigirühmade kevadist saabumist ja ulatust ja (3) kas on olemas trende liikide kevadises saabumisasjas, seotuna kliimanäitajatega.

2. Kasutatud andmestik ja analüüsimeetodid

Käesolevas töös kasutatud lindude rändefenoloogiline andmestik – iga linnuliigi esimeste isendite kevadine saabumine – on kogutud ühtse metoodika (Pöder, 1951; Tamm, 1957) järgi üle-eestilises vaatlusvõrgus, mida koordineeris algul Eesti Looduseuurijate Selts (ELUS), seejärel Eesti Ornitoloogiaühing (loodud 1991). Vaatlused algasid 1922. aastal ja kestavad lühikestele vaheaegadele (1941–1947 sõja tõttu) vaatamata tänaseni, vaatlejateks ELUSi usaldusmehed. Eesti on jaotatud 39 vaatluspiirkonnaks, vastavalt 1950–1957 kehtinud haldusjaotusele (Rootsmäe, Rootsmäe, 1972). Vaatluspiirkonnad omakorda koosnevad üksikutest vaatluspunktidest, milles vaatlejad jälgivad lindude rännet ja muid sesoonseid nähtusi (rändeaegne ilmastik, taimestiku sesoonne areng). Vaatluspunktide arv vaatluspiirkonnas on erinev. Kogutud andmestik on koordinaatorite poolt kriitilise pilguga läbi vaadatud, kahtlased ja vigased andmed eemaldati. Vaatluspunktide andmete põhjal (igast punktist võeti linnuliigi kõige varasem saabumiskuupäev) arutati iga linnuliigi jaoks vaatluspiirkonna keskmine varasem saabumiskuupäev. Seega tähistab liikide kevadine saabumine antud juhul vastava liigi esimeste isendite saabumist. Leitud keskmised daatumid avaldati eraldi kokkuvõtetes (Lint *et al.*, 1963; Rootsmäe, Rootsmäe, 1972, 1974, 1976, 1978, 1981a, 1981b; Rootsmäe, Lellep, 1978; Rootsmäe, 1991a, 1991b, 1991c, 1998a, 1998b) ning on aluseks ka käesolevas töös. Kokku on vaadeldud umbes 220 liiki, kelle pesitsus-, läbirände- või talvitusala paiknevad Eestis. Käesolevasse töösse valiti 42 Eestis pesitsevat liiki. Nende analüüsimisel kasutatakse Eesti keskmisi kuupäevi, mis on arvutatud vaatluspiirkondade kuupäevade aritmeetilise keskmisena. Liikide valimisel olid põhikriteeriumiteks vaatlusriidade pikkus (vähemalt 30 aastat uuritava vaatlusperioodi (aastad 1957–1996) jooksul), pikkade vaatlusriidade arv (eriti Kagu- (Lõuna-), Edela- ja Põhja-Eestis, mis paiknevad lindude põhilisel rändeteel või mis on olulised üldise fenoloogilise arengu tõttu (fenofaaside saabumisaaja geograafilised iseärasused)) ja vaatluspiirkondade keskmiste arv (üle 1000 kuupäeva kõikide piirkondade kohta kokku).

Käesolevas töös analüüsitud liikide rändeteed on tuvastatud taasleiu- ja kirjandusest saadud andmetega (Palm *et al.*, 2009). Lähiränduriteks loetakse need liigid, kes pesitsevad Eestis ja talvituvad Lääne- ja Lõuna-Euroopas ning Vahemere piirkonnas (sh. Põhja-Aafrikas; Berthold, 1993). Kaugrändurite hulka kuuluvad seevastu need Eestis pesitsevad liigid, kelle talvitusala jäävad troopika ja Lõuna-Aafrika piirkonda. Enamik lähirändureid (21 liiki 23-st) talvitub Lääne- ja Edela-Euroopas ja saavad Eestisse WSW või SW suunast. Kaks liiki, tuuletallaja (*Falco tinnunculus*) ja linavästri (*Motacilla alba*), talvituvad valdavalt Vahemere piirkonnas ning jõuavad meie juurde SSW suunast. Kõik kaugrändurid (kokku 19) talvituvad troopilises Aafrikas ja tulevad Eestisse lõuna suunast (SSW...SSE).

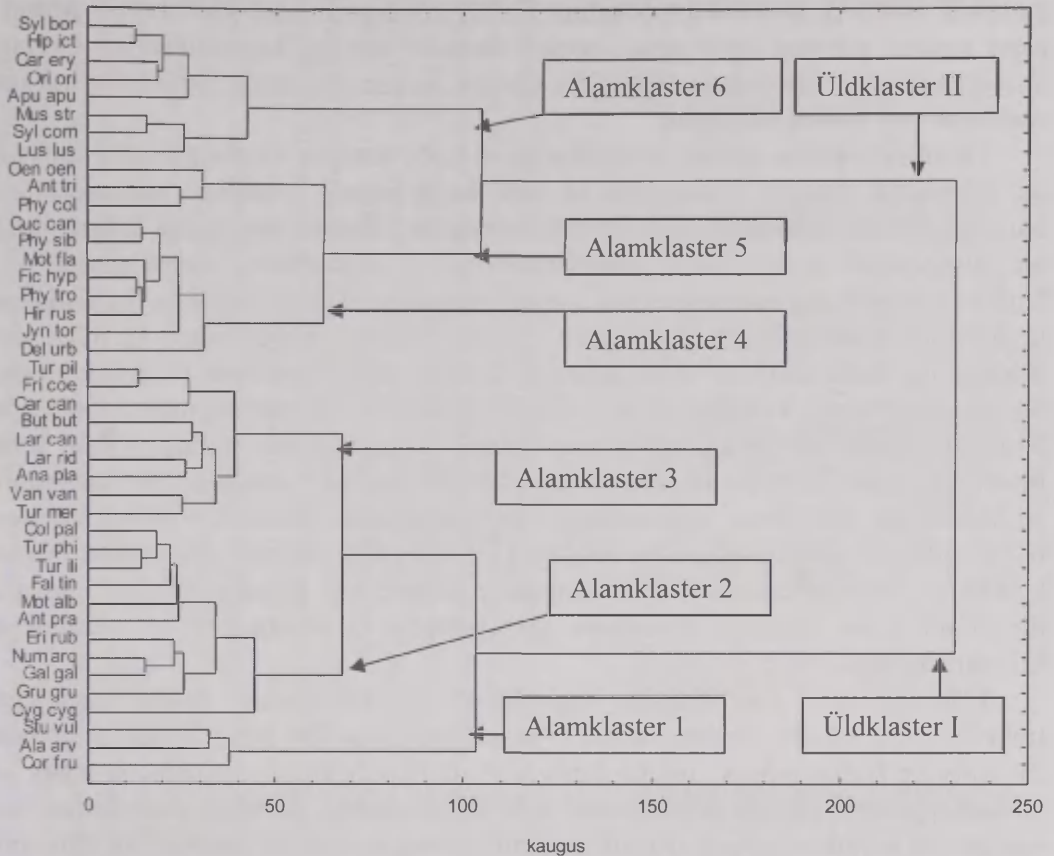
Kliimanäitajatest kasutatakse käesolevas töös Põhja-Atlandi ostsillatsiooni (NAO) indeksit, kuude keskmist õhutemperatuuri ja kliimatilisi aastaaegu. Andmestik nende kohta pärineb klimatoloogiaprofessor J. Jaaguse andmebaasist. NAO kujutab endast Põhja-Atlandil esinevat suuremõtmelist kliimanähtust, mis iseloomustab põhja-lõunasuunalise õhurõhugradiendi kõikumisi Islandi miinimumi ja Assoori maksimumi vahel (Hurrell, 1995; Hurrell, Loon, 1997). NAO indeksil on erinevad väärtused, sõltuvalt sellest, milliste ilmajaamade andmete põhjal see arvutatakse. Käesolevas töös leiab rakendust indeks, mis on leitud normaliseeritud merepinna õhurõhu erinevustena Ponta Delgada ja Stykkisholmur/Reykjaviki vahel (Hurrell, 1996). Talveperioodi indeks (XII–III) on arvutatud detsembri, jaanuari, veebruari ja märtsi indeksite ning kevadperioodi indeks (III–V) märtsi, aprilli ja mai indeksite keskmisena. Õhutemperatuuri puhul kasutatakse märtsi- ja aprillikuu keskmist, mis on arvutatud Eesti keskmisena üle kõikide ilmajaamade (kokku 24). Kliimatiliste aastaaegade alguskuupäevad (Jaagus, Ahas, 2000) on samuti leitud Eesti keskmisena üle kõikide ilmajaamade. Kevadtalve alguseks loetakse sulailmade domineerimise algust ilmastikus. Sellel kuupäeval algab talvise püsiva lumikatte sulamine ning külmapäevade (õhutemperatuur alla 0°C) ei ületa sulapäevade arvu. Varakevad algab pärast lumikatte lõplikku kadumist, maapind sulab ja soojeneb ning külmapäevade päevade arv ilmastikus suureneb. Kevad (kitsamas mõttes) algab ööpäevase keskmise õhutemperatuuri tõusuga püsivalt üle +5°C, näidates vegetatsiooniperioodi algust.

Statistilise analüüsi tegemiseks on kasutatud erinevaid meetodeid. Linnuliikide rühmitamiseks nende kevadise saabumisaja põhjal kasutatakse klasteranalüüsi. Grupeerimise kriteeriumiks on valitud meetod *un-weighted pair-group average* ning kaugusmõõduks eukleidilised kaugused. Tulemused esitatakse dendrogrammina. Alamklastrid eristatakse kaugusel 50. Sarnasema saabumisajaga liigid eristuvad väiksemal kaugusel. Pikaajaliste trendide leidmiseks on kasutatud Mann-Kendalli testi (Salmi *et al.*, 2002). Üürimaks, kas statistiliselt olulised trendid linnuliikide saabumisajas on põhjustatud olulistest trendidest kliimanäitajates, rakendatakse tingimuslikku Mann-Kendalli testi (Libiseller, Grimvall, 2002). Leidmaks erinevusi liikide saabumisaja varieeruvuses, arvutatakse liikide keskmine saabumisaeg ja variatsioonikoefitsient alamklastrite lõikes. Tuvastamiseks tugevate

seoste olemasolu üksikute liikide ja kliimanäitajate vahel, kasutatakse Pearsoni korrelatsioonikordajat. Viimase juures rakendatakse olulisuse nivood $p < 0,001$, mida on parandatud Bonferroni korrektsiooniga (olulisuse nivoo $p < 0,05$ on jagatud korrelatsioonide arvuga $N(c) = 45$ (ridade arv tabelis)). See korrektsioon on vajalik, kõrvaldamaks ebausutavad olulised korrelatsioonid, mis tekivad sama andmestiku korduval testimisel. Sellest tulenevalt loetakse oluliseks need Pearsoni korrelatsioonikoefitsiendid, mille väärtused ületavad taset $|r| > 0,46$. Bonferroni korrektsiooni ei ole kasutatud korrelatsioonide puhul kliimanäitajate ja klastrite/alamklastrite keskmise saabumisaja vahel, kuna klastrite/alamklastrite keskmised on arvutatud aritmeetilise keskmisena üle üksikute liikide keskmise saabumisaegade vastavas klastris/alamklastris. Klastrite/alamklastrite korrelatsioonide jaoks on kasutatud olulisusnivood $p < 0,05$. Seda olulisuse nivood on kasutatud ka teistes statistilistes analüüsides (trendide analüüs, analüüs, leidmaks erinevused liikide saabumisaja varieeruvuses alamklastrite vahel). Kogu statistiline analüüs on teostatud *Statistica 7.0* ja *Microsoft Excel '97* vahendusel.

3. Tulemused

Klasteranalüüsi tulemused näitavad, et linnuliigid jaotuvad kevadiste saabumisaegade põhjal kahte üldisesse klastrisse, millest üks sisaldab 23 ja teine 19 liiki (joonis 1). 23 liigiga klaster (üldklaster I) sisaldab lähi- ja 19 liigiga klaster (üldklaster II) kaugrändureid. Mõlemas üldklastris tulevad esile kolm alamklastrit, mis sisaldavad sarnase saabumisajaga liike. Lähirändurite klastris esimene alamklaster (lugedes joonisel 1 alt üles) sisaldab kolme liiki – künnivarest (*Corvus frugilegus*), põldlöökest (*Alauda arvensis*) ja kuldnokka (*Sturnus vulgaris*). Selle alamklastris liikide kevadine saabumine toimub märtsi keskpaigas (tabel 1). 11 liiki järgmises alamklastris (laululuik *Cygnus cygnus*, sookurg *Grus grus*, tikutaja *Gallinago gallinago*, suurkoovitaja *Numenius arquata*, punarind *Erithacus rubecula*, sookiur *Anthus pratensis*, linavästri, tuuletallaja, vainürastas *Turdus iliacus*, laulürastas *Turdus philomelos* ja kaelustuvi *Columba palumbus*) on lähirändurite hulgas kõige hilisema kevadise saabumisega liigid, kes jõuavad Eestisse aprilli esimeses pooles. Kolmandas klastris on 9 liiki (mustrastas *Turdus merula*, kiivitaja *Vanellus vanellus*, sinikael-part *Anas platyrhynchos*, naerukajakas *Larus ridibundus*, kalakajakas *Larus canus*, hiireviu *Buteo buteo*, kanepilind *Carduelis cannabina*, metsvint *Fringilla coelebs* ja hallrastas *Turdus pilaris*), kelle esimeste isendite kevadine saabumine toimub märtsi lõpus või aprilli alguses.



Joonis 1. 42 linnuliigi (esimeste isendite) kevadise saabumise klasteranalüüsi dendrogramm. Alamklastrid on eristatud kaugusel 50. Liikide akronüümid on moodustatud nii, et esimesed kolm tähte märgivad teaduslikku nime ja kolm järgmist liiginime ladina keeles (But but = *Buteo buteo* e hiireviu).

Figure 1. Dendrogram of cluster analysis of the spring arrival of 42 common migratory bird species (first arrivals). The sub-clusters are separated at the linkage distance of 50. The species acronyms are composed of a three-letter acronym of the scientific generic name followed by a three-letter acronym of the specific name, e. g. But but is *Buteo buteo*.

Üldklastris II sisalduvad kaugrändurid, kelle esimeste isendite saabumine toimub aprilli lõpus või mais. Kaheksa liiki kaugrändurite esimeses klastris (räästapääsuke *Delichon urbicum*, väänkael *Jynx torquilla*, suitsupääsuke *Hirundo rustica*, salulehelind *Phylloscopus trochilus*, must-kärbsenäpp *Ficedula hypoleuca*, lambahänilane *Motacilla flava*, mets-lehelind *Phylloscopus sibilatrix* ja kägu *Cuculus canorus*) jõuavad Eestisse mai esimese nädala jooksul. Väike-lehelind (*Phylloscopus collybita*), metskiur (*Anthus trivialis*) ja kivitäks (*Oenanthe oenanthe*) on ainukesed liigid kaugrändurite hulgas, kelle esimesed isendid saavad aprilli lõpus. Kaugrändurite viimasesse alamklastrisse on rühmitunud kaheksa liiki (ööbik

Luscinia luscinia, pruunselg-põõsalind *Sylvia communis*, hall-kärbsenäpp *Muscicapa striata*, piiritaja *Apus apus*, peoleo *Oriolus oriolus*, karmiinleevike *Carpodacus erythrinus*, käosulane *Hippolais icterina* ja aed-põõsalind *Sylvia borin*), kes saabuvad mai keskel või lõpus.

Trendide analüüs näitab, et oluline ($p < 0,05$) muutus vaatlusperioodi jooksul on toimunud seitsme lähiränduri ja ühe kaugränduri kevadises saabumisajal. Samuti näitavad nihkumist ka kolm kliimanäitajat. Olulise muutusega lähirändurid on rühmitunud erinevatesse alamklastritesse – künnivares alamklastrisse 1, laululuik ja sookurg alamklastrisse 2 ning sinikael-part, naerukajakas, kalakajakas ja hiireviu alamklastrisse 3. Ainuke olulise trendiga kaugrändur, kivitäks, on rühmitunud kaugrändurite alamklastrisse 2 koos väike-lehelinnu ja metskiuruga. Kliimanäitajatest tuli oluline muutus ilmsiks talvise NAO indeksi, märtsi keskmise õhutemperatuuri ja varakevade alguse juures. Tingimusliku Mann-Kendalli testi tulemused (tabel 2) näitavad, et oluline trend künnivarese, laululuige, sinikael-pardi ja kalakajaka kevadises saabumisajal on põhjustatud olulisest trendist talvise NAO indeksis. Sinikael-pardi ja kalakajaka trend saab mõjutusi ka trendist märtsi keskmises õhutemperatuuris ja kliimaatilise varakevade alguses. Oluline muutus ülejäänud nelja linnuliigi kevadises saabumisajal ei seostu oluliste trendidega kliimanäitajates.

Lähiränduritel on üldiselt tugevamad korrelatsioonid kliimanäitajatega (tabel 1) ning samuti suurem varieeruvus saabumisajal kui kaugränduritel (joonis 2). Talvine NAO indeks, märtsi keskmine õhutemperatuur, kevadtalve algus ja varakevade algus mõjutavad tugevasti vaid lähirändureid. Kaheksa kaugrändurit on aga seotud kevade algusega. Aprilli keskmine õhutemperatuur mõjutab nii lähi- kui kaugrändureid. Kevade NAO indeksil ei ole tugevat seost ühegi linnuliigi saabumisajaga.

Tabel 1. 42 rändlinnuliigi rändetüüp (MT; S = lähirändur, L = kaugrändur), esimeste isendite keskmine kevadise saabumise kuupäev ja kliimaatiliste aastaegade keskmine alguskuupäev (M), nende standardhälve (S.D.), trend (Mann-Kendall teststatistik Z) ja korrelatsioonid (Pearsoni r) sesoonse NAO indeksi (XII–III = keskmine talvine (detsembrist märtsini) indeks, III–V = keskmine kevadine (märtsist maini) indeks), kuu keskmine õhutemperatuuri (TMar = märtsi keskmine õhutemperatuur, TApr = aprilli keskmine õhutemperatuur) ja kliimaatiliste aastaegade algusega (Kta = kevadtalve algus, Vka = varakevade algus, Ka = kevade algus) Eestis aastatel 1957–1996. Üld- ja alamklastrite korrelatsioonid kliimanäitajatega on arvutatud, kasutades vastavas üld- või alamklastris olevate liikide keskmist kevadist saabumisaega. Statistiliselt olulised korrelatsioonid ($p < 0,001$ korrelatsioonide puhul üksikute liikide kevadise saabumise ja kliimanäitajate vahel ja $p < 0,05$ korrelatsioonide puhul üld- või alamklastrite keskmise saabumisaega ja kliimanäitajate vahel, vt Andmeanalüüsi meetodite lõiku) ja trendid aegridades ($p < 0,05$) on näidatud rasvaselt.

Table 1. The migration type (MT; S = short-distance migrant, L = long-distance migrant) of 42 migratory bird species, mean spring timing of the first arrivals and mean start dates of spring climatic seasons (M), their standard deviation (S.D.), trend (Mann-Kendall test statistic Z) and correlations (Pearson's r) with seasonal NAO indices (XII–III = mean winter index from December to March, III–V = mean spring index from March to May), monthly mean temperature (TMar = mean March air temperature, TApr = mean April air temperature) and the start of climatic seasons (Kta = start of late winter, Vka = start of early spring, Ka = start of spring) in Estonia during the years 1957–1996. The correlations for general and sub-clusters are calculated using mean timing over the timings of all bird species in corresponding general or sub-clusters. Statistically significant correlations ($p < 0.001$ for correlations between the spring timing of particular bird species and climatic variables and $p < 0.05$ for correlations between the mean timing of general or sub-clusters and climatic variables) and trends in time series ($p < 0.05$) are shown in bold.

Linnuliik või kliimaatiline aastaag	MT	M	S.D.	Z	XII–III	III–V	TMar	TApr	Kta	Vka	Ka
<i>Corvus frugilegus</i>	S	18. III	10,42	-2,67	-0,64	-0,19	-0,89	-0,38	0,77	0,44	0,27
<i>Sturnus vulgaris</i>	S	20. III	9,53	0,90	-0,44	-0,22	-0,70	-0,16	0,65	0,31	0,08
<i>Alauda arvensis</i>	S	22. III	10,66	-1,54	-0,67	-0,25	-0,84	-0,41	0,78	0,47	0,31
<i>Vanellus vanellus</i>	S	26. III	9,08	-0,64	-0,57	-0,18	-0,80	-0,31	0,71	0,40	0,18
<i>Buteo buteo</i>	S	26. III	10,50	-3,90	-0,78	-0,25	-0,81	-0,45	0,69	0,51	0,25
<i>Larus canus</i>	S	27. III	11,68	-2,32	-0,69	-0,28	-0,88	-0,45	0,80	0,49	0,31
<i>Turdus merula</i>	S	27. III	9,83	-1,76	-0,63	-0,21	-0,82	-0,41	0,67	0,47	0,26
<i>Anas platyrhynchos</i>	S	29. III	10,47	-2,37	-0,75	-0,20	-0,83	-0,52	0,76	0,55	0,37
<i>Carduelis cannabina</i>	S	30. III	8,57	-0,43	-0,54	-0,24	-0,75	-0,30	0,66	0,38	0,15
<i>Larus ridibundus</i>	S	31. III	9,58	-3,26	-0,71	-0,20	-0,83	-0,56	0,76	0,56	0,39
<i>Turdus pilaris</i>	S	02 IV	8,39	-1,56	-0,67	-0,19	-0,83	-0,42	0,68	0,50	0,24

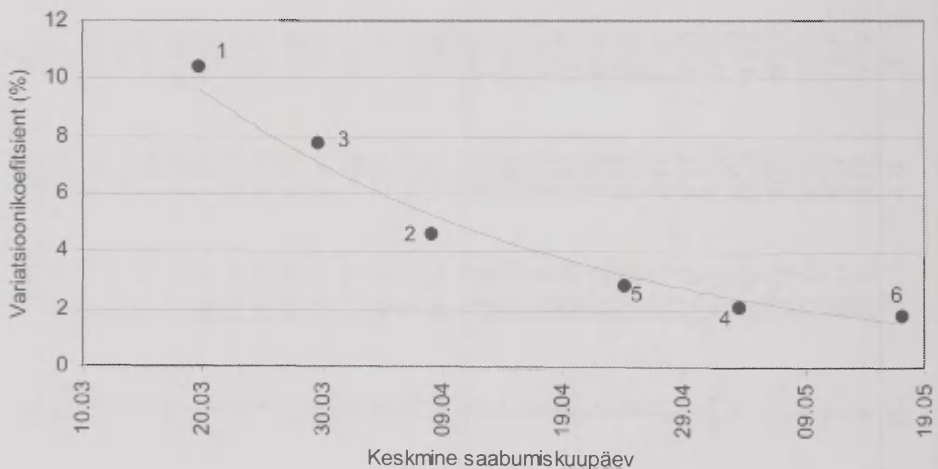
Linnuliik või kliimaatiline aastaaeg	MT	M	S.D.	Z	XII-III	III-V	TMar	TApr	Kta	Vka	Ka
<i>Fringilla coelebs</i>	S	02. IV	7,06	-0,87	-0,62	-0,25	-0,71	-0,38	0,64	0,54	0,17
<i>Cygnus cygnus</i>	S	05. IV	12,93	-2,90	-0,74	-0,12	-0,80	-0,58	0,78	0,54	0,44
<i>Anthus pratensis</i>	S	05. IV	6,94	-0,49	-0,47	-0,20	-0,58	-0,28	0,48	0,34	0,11
<i>Columba palumbus</i>	S	07. IV	7,33	-0,36	-0,60	-0,18	-0,66	-0,43	0,63	0,49	0,25
<i>Motacilla alba</i>	S	07. IV	5,18	-1,17	-0,49	-0,10	-0,51	-0,26	0,41	0,31	0,09
<i>Turdus philomelos</i>	S	07. IV	6,70	-0,62	-0,63	-0,19	-0,63	-0,46	0,58	0,59	0,
<i>Falco tinnunculus</i>	S	08. IV	10,34	1,04	-0,47	-0,28	-0,50	-0,28	0,64	0,50	0,07
<i>Turdus iliacus</i>	S	08. IV	6,78	-0,71	-0,59	-0,18	-0,66	-0,49	0,61	0,60	0,21
<i>Grus grus</i>	S	09. IV	8,24	-4,02	-0,69	-0,16	-0,72	-0,54	0,58	0,57	0,37
<i>Erithacus rubecula</i>	S	10. IV	6,97	-1,01	-0,54	-0,07	-0,48	-0,46	0,42	0,45	0,23
<i>Numenius arquata</i>	S	12. IV	5,92	1,01	-0,43	-0,20	-0,40	-0,44	0,49	0,45	0,22
<i>Gallinago gallinago</i>	S	12. IV	7,03	-0,71	-0,65	-0,20	-0,62	-0,55	0,63	0,63	0,30
<i>Oenanthe oenanthe</i>	L	22. IV	6,63	2,14	-0,11	-0,09	0,01	-0,32	0,19	0,23	0,26
<i>Phylloscopus collybita</i>	L	24. IV	5,88	-0,08	-0,25	0,02	-0,20	-0,58	0,26	0,22	0,64
<i>Anthus trivialis</i>	L	27. IV	5,68	0,48	-0,12	-0,01	0,00	-0,50	0,17	0,16	0,63
<i>Jynx torquilla</i>	L	30. IV	5,61	0,84	-0,21	-0,25	-0,26	-0,58	0,36	0,24	0,63
<i>Motacilla flava</i>	L	02. V	6,80	0,93	-0,12	-0,25	-0,31	-0,30	0,44	0,23	0,45
<i>Hirundo rustica</i>	L	03. V	4,84	-0,20	-0,23	-0,29	-0,30	-0,44	0,43	0,23	0,55
<i>Ficedula hypoleuca</i>	L	03. V	5,14	-0,57	-0,24	-0,06	-0,20	-0,55	0,23	0,16	0,53
<i>Phylloscopus trochilus</i>	L	03. V	4,73	-1,72	-0,36	-0,27	-0,43	-0,68	0,50	0,40	0,68
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	L	04. V	5,33	-0,42	-0,34	-0,25	-0,26	-0,50	0,33	0,22	0,48
<i>Cuculus canorus</i>	L	05. V	3,65	1,41	-0,02	-0,17	-0,12	-0,31	0,17	0,18	0,43
<i>Delichon urbicum</i>	L	07. V	4,87	-0,69	-0,10	-0,16	-0,29	-0,43	0,32	0,25	0,53
<i>Luscinia luscinia</i>	L	11. V	4,19	-1,90	-0,17	-0,32	-0,44	-0,25	0,44	0,29	0,32
<i>Sylvia communis</i>	L	14. V	5,20	-0,14	-0,11	-0,25	-0,22	-0,31	0,18	0,11	0,39
<i>Muscicapa striata</i>	L	15. V	5,36	1,39	0,12	-0,06	-0,11	0,03	0,10	-0,07	0,11
<i>Sylvia borin</i>	L	18. V	5,10	-0,71	-0,16	-0,22	-0,29	-0,20	0,23	0,19	0,25
<i>Hippolais icterina</i>	L	18. V	4,91	1,49	0,04	-0,02	-0,09	-0,06	0,02	-0,05	0,15

<i>Linnuliik või kliimaatiline aastaalg</i>	MT	M	S.D.	Z	XII-III	III-V	TMar	TApr	Kta	Vka	Ka
<i>Carpodacus erythrinus</i>	L	19. V	4,16	-1,68	-0,23	0,01	-0,31	-0,02	0,11	0,00	0,04
<i>Oriolus oriolus</i>	L	20. V	4,76	1,64	-0,08	-0,17	-0,15	-0,11	0,20	0,23	0,16
<i>Apus apus</i>	L	21. V	5,62	-0,87	-0,25	-0,04	-0,11	-0,27	0,13	0,25	0,22
Kevadtalve algus	28. II	23,47	-0,98	-0,55	-0,24	-0,79	-0,44	1,00	0,65	0,34	
Varakevade algus		03. IV	14,74	-1,98	-0,51	-0,34	-0,50	-0,61	0,65	1,00	0,37
Kevade algus	24. IV	8,47	-1,20	-0,31	0,02	-0,26	-0,83	0,34	0,37	1,00	
Üldklaster I	S	03. IV	9,44	-1,50	-0,72	-0,24	-0,85	-0,48	0,77	0,55	0,29
Üldklaster II	L	09. V	9,41	0,59	-0,25	-0,22	-0,33	-0,53	0,39	0,28	0,61
Alamklaster 1	S	21. III	8,51	-0,94	-0,62	-0,24	-0,85	-0,34	0,77	0,43	0,24
Alamklaster 2	S	09. IV	5,20	-0,99	-0,69	-0,20	-0,73	-0,53	0,70	0,60	0,29
Alamklaster 3	S	30. III	7,40	-1,95	-0,72	-0,24	-0,88	-0,46	0,77	0,53	0,29
Alamklaster 4	L	04. V	3,31	0,00	-0,25	-0,26	-0,33	-0,57	0,43	0,29	0,64
Alamklaster 5	L	25. IV	3,88	0,97	-0,20	-0,03	-0,09	-0,56	0,25	0,24	0,61
Alamklaster 6	L	18. V	4,14	-0,22	-0,16	-0,19	-0,31	-0,23	0,25	0,18	0,30

Table 2. Seosed linnuliikide kevadise saabumisaja ning kliimanäitajate trendide vahel tingimusliku Mann-Kendalli testi põhjal (XII–III – talvine NAO indeks, TMar – märtsi keskmine õhutemperatuur, Vka – varakevade algus). Rasvased väärtused näitavad, et oluline trend linnuliigi saabumisajas on põhjustatud olulisest trendist kliimanäitajas. Trendid kõikide linnude ja kliimanäitajate aegridades olulised nivool $p < 0,05$ (vt tabel 1).

Table 2. Values of conditional Mann-Kendall test statistic for relationships between significant trends in the timing of bird species and significant trends in climatic variables (XII–III – seasonal winter NAO index, TMar – mean March air temperature, Vka – start of early spring). The values in bold show that the trend in the timing of a bird species is significantly influenced by the trend in a climatic variable. All climatic and bird time series in particular have a significant trend at the level $p < 0.05$.

Linnuliik	XII–III	TMar	Vka
<i>Corvus frugilegus</i>	-1,21	-1,90	-2,02
<i>Cygnus cygnus</i>	-1,23	-2,15	-2,25
<i>Grus grus</i>	-2,94	-3,67	-3,57
<i>Anas platyrhynchos</i>	-0,50	-1,24	-1,53
<i>Larus ridibundus</i>	-1,82	-2,93	-2,60
<i>Larus canus</i>	-0,49	-1,15	-1,58
<i>Buteo buteo</i>	-2,81	-3,67	-3,38
<i>Oenanthe oenanthe</i>	2,44	2,11	2,47



Joonis 2. Seos üksikute alamklastrite (1–6) liikide kevadise keskmise saabumisaja ning variatsioonikoefitsiendi vahel. Trendi võrrand on $y = 115.42e^{-0.0311x}$, $R^2 = 0.88$.

Figure 2. The relationship between the average spring arrival timing of bird species of particular sub-clusters (numbered from 1 to 6) and the coefficient of variation. The equation of the trend is $y = 115.42e^{-0.0311x}$, $R^2 = 0.88$.

4. Diskussioon

Kliima ja rändetee pikkus on ühed olulistest faktoritest linnuliikide jagamisel rühmadesse, mis näitavad liikide eelistusi erinevate biotiliste ja abiotiliste tegurite suhtes. Klasteranalüüs andis kaks üldklastrit, millest üks sisaldab lähi- ja teine kaugrändureid. Mõlemad üldklastrid eristuvad teineteisest selgelt nii liikide rändetee pikkuses kui ka kevadise saabumisaaja sõltuvuses kliimanäitajatest. Kui lähirändurite saabumisaeg on mõjutatud tugevasti ilmastikutingimustest peamiselt varakevadel, siis kaugrändurite saabumine sõltub ilmastikutingimustest hiliskevadel, ehkki see mõju on nõrgem ja kaob hilise saabumisega liikidel üldse. Kliima ja rändetee pikkuse kõrval mõjutavad liikide jagunemist rühmadesse üsna tõenäoliselt ka teised faktorid, näiteks liikide toitumiseelistused, reageeringud talvitus- ja/või läbirändealade kliima ja teiste keskkonnafaktorite suhtes, rändestrategia (lennutüüp ja -kiirus, keskmine populatsiooni rändekiirus, lühemate või pikemate peatuste tegemine rändeteel jne), talvitusala valik jms Iga liigi saabumisaaja sõltuvus keskkonnateguritest sarnaneb teiste sama klatri liikide omaga. Sarnasus on seda suurem, mida suurem on korrelatsioon liikidel sama klatri teiste liikidega. Liik, kes on tugevasti korreleeritud rea teiste liikide ja keskkonnanäitajatega samas klattris, millesse ta on rühmitunud, võiks olla indikaator, kirjeldamaks selles klattris olevate liikide üldist saabumisaega läbirände- või pesitsuskohtadesse sarnastes keskkonningimustes. Leitud tulemused sarnanevad Hubáleki (2005) tulemustele, kes uuris 37 linnuliigi kevadist saabumist Moraaviasse Tšehhi Vabariigis. Ta leidis ühe klatri Lõuna-Euroopas ja Vahemere ääres talvituvate lähirändurite ning kuus klattrit kaugrändurite jaoks, mis tõenäoliselt näitavad erinevaid kaugrändurite talvituspiirkondi troopilises Aafrikas. Leitud linnurühmade seoseid keskkonnateguritega ei olnud selles töös siiski uuritud.

Lähirändurite jagamisel alamklattritesse on oluliseks faktoriks toit. Varajase kevadise saabumisega liigid toituvad peamiselt seemnetest (näiteks põldlõoke; Blotzheim, Bauer, 1985a) või raibetest (kännivares; Blotzheim, Bauer, 1993), mis on kättesaadavad kohe peale lume sulamise algust. Hilise saabumisega lähirändurid (linavästrik, punarind; Blotzheim, Bauer, 1985b; Blotzheim, Bauer, 1988) vajavad toiduks ka putukaid, kelle kevadisel ilmumisel on väiksem ajaline varieeruvus kui lumikatte lõpul (Jaagus, Ahas, 2000).

Kaugrändurite kevadisel saabumisajal on seosed kliimanäitajatega üldiselt nõrgemad, kui lähirändurite saabumisajal. See võib tuleneda NAO kui tsonaalse tsirkulatsiooni nõrgenemisest aprillis ja mais. Sel ajal saab oluliseks faktoriks meridionaalne tsirkulatsioon põhja-lõuna suunalise õhuvooluga (Aasa *et al.*, 2004). Siiski leidsid Stervander *et al.* (2005), vastupidiselt Hüppopi, Hüppopi (2003) ja käesoleva töö tulemustele, et varieeruvus NAOs mõjutab ka läbi Ida-Euroopa rändavate liikide rännet, kuigi selle mõju mehhanism on ebaselge. Seetõttu tuleks seoses lindude rändega Euroopas uurida NAO kõrval ka teisi sünoptilisi ja kliima-protseesse Kesk- ja Ida-Euroopas ning Aafrikas (Sokolov, Kosarev, 2003; Zalakevicius *et al.*, 2005; Huntley *et al.*, 2007). Teisest küljest on näidatud paljudes

töodes (Berthold, 1971; Lindström, 1991; Berthold, 1993; Mason, 1995; Alerstam *et al.*, 2003; Stervander *et al.*, 2005; Newton, 2008), et kaugrändurite ränne sõltub pigem sisemistest (füsioloogilistest) faktoritest, mida eksogeensed ehk keskkonnategurid otseselt ei mõjuta. Reeglina varieerub kaugränduritel kevadine saabumisaeg väiksemates piirides kui lähiränduritel (tabel 1, joonis 2). Neil on täpsem ja geneetiliselt määratletud ajakava ning vektornavigatsioon (Berthold, 1993; Alerstam *et al.*, 2003; Drent, 2006; Eichhorn *et al.*, 2009). See võib olla peamine põhjus, miks Wilson (2007) leidis lindude kevadise saabumisaega nõrga sõltuvuse õhutemperatuurist – enamik USA kirdeosas Maine'is uuritud liike olid kaugrändurid. Täpne ja optimaalne saabumisaeg on eriti oluline kõrgetel laiustel, kus sobiv pesitsusperiood on limiteeritud. Näiteks on tuvastatud Arktikas pesitsevate hanede puhul, et pesitsuse algus mõjutab suurel määral pesitsusedukust ja reproduktsiooni (Black *et al.*, 2007). Zalakevicius *et al.* (2005) oletavad, et lähirändurite rännet kontrolliv endogeenne programm toimib sünkroonis muutuva keskkonnaga talvitus- ja läbirändealal, samal ajal kui kaugränduritel ilmneb see sünkroonsus pigem keskkonnatingimustega nende rändete teises osas Euroopas. Käesolev artikkel kinnitab seda oletust, kuigi otsene viide sellele puudub. Zalakevicius *et al.* (2005) näitavad ka seda, et dünaamiline bilanss endogeense regulatsiooni ja keskkonnafaktorite vahel määrab kevadise saabumise toimimise viisi, kuid ka rände aja. See on oluline järeldus, mida tulemused kahjuks ei kinnita.

Käesolevas töös tehtud analüüs näitas siiski tugevaid seoseid kaheksa kaugränduri saabumisaega, aprilli keskmise õhutemperatuuri ja kliimatilise kevade alguse vahel. See tulemus viitab, et nende liikide kevadine saabumine võib olla tugevasti seotud fütofenoloogiliste faaside saabumisaega. Kevade algus tähistab vegetatsiooniperioodi algust. Marra *et al.* (2005) analüüsisid kaugrändurite saabumist Põhja-Ameerikasse ja leidsid olulise seose liikide kevadise saabumisaega ning sireli pungade puhkemise vahel. Nad järeldasid, et sirel võiks olla sobilik indikaator, mille fenoloogia kirjeldab hästi kaugrändurite progressiooni põhjapoolle. Kevadrände saabumisaega tähtsust ja pesitsuse optimaalse ajastatuse mõju lindudele nende iga-aastaselt elutsükli, seotuna roheline lainega (Schwartz, 1998), on käsitletud Arktikas pesitseva valgepõsk-lagle (*Branta leucopsis*) näitel (Leito, 1996; Black *et al.*, 2007; Eichhorn *et al.*, 2009).

Käesoleva artikli tulemused näitavad selgelt, et varajase saabumisega liigid nagu näiteks sini-kaelart, künnivares, kuldnokk, põldlooke, kiivitaja jt. on “ilmastikulinnud” (Berthold, 1971). Nende liikide kevadine saabumine on tugevalt seotud talvise NAO indeksi ja märtsi keskmise õhutemperatuuriga (tabel 1), mis näitab, et need liigid võiksid olla tugevalt seotud Põhja-Atlandi tsükloonaalsete protsessidega kevadperioodi alguses. Tänu lääneveolule nihkuvad tsüklonid Põhja-Atlandilt Ida-Euroopasse (Sepp *et al.*, 2005). Sellises olukorras on Eesti ja läänepoolsed talvitusala, kust varajased saabujad tulevad, mõjutatud tsüklonite soojast sektorist suhteliselt kõrge õhutemperatuuri ja lõuna-edela-lääne suunast puhuva pärituulega. Iga uus tsüklon stimuleerib linde järgnema tsüklonile ida või kirde

suunas. On hästi teada, et õhutemperatuur kombinatsioonis tuulega on kõige olulisem lindude rännet mõjutav kliimategur (Alerstam, 1978; Richardson, 1978; Alerstam, 1990; Berthold, 1993; Alerstam, Hedenström, 1998) ja et liigid, kes saavad Eestisse läänest või edelast, kasutavad seda soodsat kliimatingimust. Analüüsitud aeGRIDades on ka mõned ekstreemsete kliimatingimustega aastad. Näiteks ei moodustunud 1988/1989 ja 1989/1990 aasta talvel tänu kestvatele suladele püsivat lumikatet ja ka kevad saabus väga vara. Nendel aastatel saabusid mõned lähirändurid, näiteks hiireviu ja sinikael-part, tavapärasest tunduvalt varem. Sellisel viisil on NAO üldisem mõju liikide kevadisele saabumisajale kinnitatud palju otsesema mõjuga läänepoolsete tsükloonaalsete protsesside poolt (Sparks *et al.*, 2001).

Seitsme lähiränduri ja ühe kaugränduri kevadine saabumisaeg näitas olulist trendi vaatlusperioodi jooksul. Sarnased tulemused on saadud ka teistes Läänemere piirkondades (Sokolov, Kosarev, 2003; Zalakevicius *et al.*, 2005), Lääne- ja Põhja-Euroopas (Mason, 1995; Hüppop, Hüppop, 2003; Lehikoinen *et al.*, 2004; Sparks *et al.*, 2005). Sellisel viisil kinnitab käesolev uuring kliimamuutuste suurt tähtsust rändlindudele, määrates kindlaks Lääne- ja Lõuna-Euroopas talvituvate lähirändurite kevadise saabumise nende pesitsusalale. Kliimamuutused võivad mõjutada liike kahel viisil – liigid kas kohanevad uute kliimatingimustega või muudavad oma levikuareaali, nii et see vastaks nendele regioonidele, kus liikide kliimataluvus ja/või -tingimused on sobivad (Huntley *et al.*, 2007). Leitud tulemused näitavad ka seda, et eksisteerivad erinevused lähirändurite vahel nende reageeringus samade kliimanäitajate suhtes. Seosed sookure, naerukajaka ja hiireviu kevadise saabumisaega ning kliimanäitajate vahel erinevad märgatavalt seostest künnivarese, laulu- luige, sinikael-pardi ja kalakajaka kevadise saabumisaega ning kliimanäitajate vahel (tabel 2). See näitab hästi, et igal liigil on omaenda liigiomane rändstrateegia ja kohastumus erinevate kliimatingimustega, isegi kui need näivad olevat sarnased. Seetõttu peame me alati olema tähelepanelikud, ehitades üldistatud rändemustreid isegi sarnaste liikide jaoks. Saadud tulemused ei näita siiski kaugrändurite oluliselt varasemat saabumist ja kinnitavad teooriat, et kaugrändurite ränne on rohkem kontrollitud rangelt defineeritud sisemuste ajamehhanismide poolt (Berthold, 1971, 1993; Mason, 1995; Alerstam *et al.*, 2003; Newton, 2008).

Kokkuvõttes, kliima ja rändetee (geograafiline paiknemine ja pikkus) on ühed põhifaktorid, mis kujundavad rändlindude kevadist saabumist nende pesitsuspaikadesse. Lähirändurite kevadine saabumine on seotud kliimanäitajatega kevadperioodi alguses, samal ajal kui kaugrändurite kevadine saabumine sõltub nendest kevadperioodi lõpus, näidates, et saabumine toimub selgelt erinevates keskkonningimustes. Seetõttu annab linnuliikide klasteranalüüs rea rühmi, mis näitavad liikide erinevat reageerinut biotiliste ja abiotiliste tegurite suhtes.

Kasutatud kirjandus

- Aasa, A. 2001. Eesti agrofenooloogiline kalender. R. Ahas (toim). Eesti looduse kalender. *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 90: 139–163.
- Ahas, R. 2001. Eesti taimefenooloogiline kalender. R. Ahas (toim). Eesti looduse kalender. *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 90: 82–110.
- Aasa, A., Jaagus, J., Ahas, R., Sepp, M. 2004. The influence of atmospheric circulation on plant phenological phases in Central and Eastern Europe. *International Journal of Climatology* 24: 1551–1564.
- Alerstam, T. 1978. Analysis and theory of visible bird migration. *Oikos* 30: 273–349.
- Alerstam, T. 1990. Bird migration. Cambridge. Cambridge Univ. Press, New York.
- Alerstam, T. 2006. Strategies for the transition to breeding in time-selected bird migration. *Ardea* 94(3): 347–357.
- Alerstam, T., Hedenström, A. 1998. The development of bird migration theory. *Journal of Avian Biology* 29: 343–369.
- Alerstam, T., Hedenström, A., Åkesson, S. 2003. Long-distance migration: evolution and determinations. *Oikos* 103: 247–260.
- Berthold, P. 1971. Physiologie des Vogelzugs. E. Schüz (toim), Grundgriss der Vogelzugskunde: 257–299. Parey, Berlin.
- Berthold, P. 1993. Bird migration. A general survey. Oxford Univ. Press, Oxford, New York, Tokyo.
- Black, J. M., Prop, J., Larsson, K. 2007. Wild goose dilemmas. Population consequences of individual decisions in barnacle geese. Branta Press, Groningen.
- Blondel J. 2003: Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100: 223–231.
- Blotzheim, U., N. G., Bauer, M. 1985a. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 10/I. Passeriformes (1. Teil). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Blotzheim, U., N. G., Bauer, M. 1985b. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 10/II. Passeriformes (1. Teil). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Blotzheim, U., N. G., Bauer, M. 1988. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 11/I. Passeriformes (2. Teil). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Blotzheim, U., N. G., Bauer, M. 1993. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 13/III. Passeriformes (4. Teil). AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Bohning-Gaese, K., Lemoine N. 2003. Importance of climate change for the ranges, communities and conservation of birds. *Birds and Climate Change* 35: 211–236.
- Both, C., Visser, M. E. 2001. Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. *Nature* 411: 296–298.
- Drent, R. 2006. The timing of birds' breeding seasons: the Perrins hypothesis revisited especially for migrants. *Ardea* 94(3): 305–322.
- Eichhorn, G., Drent, R. H, Stahl, J. Leito, A. Alerstam, T. 2009. Skipping the Baltic: the emergence of a dichotomy of alternative spring migration strategies in Russian barnacle geese. *Journal of Animal Ecology* 78: 63–72.
- Hubálek, Z. 2003. Spring migration of birds in relation to North Atlantic Oscillation. *Folia Zoologica* 52: 287–298.
- Hubálek, Z. 2004. Global weather variability affects avian phenology: a long-term analysis, 1881–2001. *Folia Zoologica* 53: 227–236.
- Hubálek, Z. 2005. Co-fluctuation among bird species in their migration timing. *Folia Zoologica* 54: 159–164.

- Huntley, B., Green, R. E., Collingham, Y. C., Willis, S. G. 2007. A Climatic Atlas of European Breeding Birds. Durham University, The RSPB and Lynx Edicions, Barcelona.
- Hurrell, J. W. 1995. Decadal trends in the North-Atlantic Oscillation – regional temperatures and precipitation. *Science* 52: 676–679.
- Hurrell, J. W. 1996. Influence of variations in extratropical wintertime teleconnections on Northern Hemisphere temperature. *Geophysical Research Letters* 23: 665–668.
- Hurrell, J. W., van Loon, H. 1997. Decadal variations in climate associated with the North Atlantic Oscillation. *Climatic Change* 36: 301–326.
- Hüppop, O., Hüppop, K. 2003. North Atlantic Oscillation and timing of spring migration in birds. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 270: 233–240.
- Jaagus, J., Ahas, R. 2000. Space-time variations of climatic seasons and their correlation with the phenological development of nature in Estonia. *Climate Research* 15: 207–219.
- Jenni, L., Kery, M. 2003. Timing of autumn bird migration under climate change: advances in long-distance migrants, delays in short-distance migrants. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 270: 1467–1471.
- Jokimäki, J., Huhta, E. 1996. Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fennica* 73: 97–113.
- Lack, D. 1954. The Natural Regulation of Animal Numbers. Oxford University Press, Oxford.
- Lack, D. 1966. Population Studies in Birds. Oxford University Press, Oxford.
- Lehikoinen, E., Sparks, T., Zalakevicius, M. 2004. Arrival and departure dates. Møller, A. P., Fiedler, W., Berthold, P. (eds) Birds and Climate Change. Advances in Ecological Research, vol 35. Academic Press, NY, pp 1–31.
- Leito, A. 1996. The Barnacle Goose in Estonia. *Estonia Maritima* 1: 1–103.
- Libiseller, C., Grimvall, A. 2002. Performance of partial Mann-Kendall tests for trend detection in the presence of covariates. *Environmetrics* 13: 71–84.
- Lindström, A. 1991. Maximum fat deposition rates in migrating birds. *Ornis Scandinavica* 22: 12–19.
- Lint, A., Rootsmäe, L., Veroman, H. 1963. Rändlindude saabumine Eestisse 1936–1940 ja 1948–1956. *Abiks loodusvaatlejale* 50: 1–156.
- Marra, P. P., Francis, C. M., Mulvihill, R. S., Moore, F. R. 2005. The influence of climate on the timing and rate of spring bird migration. *Oecologia* 142: 307–315.
- Mason, C. F. 1995. Long-term trends in the arrival dates of spring migrants. *Bird Study* 42: 182–189.
- Mustin, K., Sutherland, W. J., Gill, J. A. 2007. The complexity of predicting climate-induced ecological impacts. *Climate Research* 35: 165–175.
- Newton, I. 1998. Population Limitation in Birds. Academic Press, London.
- Newton, I. 2008. The Migration Ecology of Birds. Academic Press, Elsevier. Amsterdam, Boston, Heidelberg, London, New York, Oxford, Paris, San Francisco, Singapore, Sydney, Tokyo.
- Ottersen, G., Planque, B., Belgrano, A., Post, E., Reid, P. C., Stenseth, N. C. 2001. Ecological effects of the North Atlantic Oscillation. *Oecologia* 128: 1–14.
- Palm, V. 2001. Eesti ihtüofenoloogiline kalender. R. Ahas (toim). Eesti looduse kalender. *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 90: 187–205.

- Palm, V., Leito A., Truu, J. Tomingas, O. 2009. Spring timing of migratory birds: dependence on climate variables and migration route. *Ornis Fennica* 86: 97–108.
- Post, E., Stenseth, N. C. 1999. Climatic variability, plant phenology, and northern ungulates. *Ecology* 80: 1322–1339.
- Pöder, L. 1951. Juhend ornitofenoloogilisteks vaatlusteks. *Abiks loodusvaatlejale* 1: 1–24.
- Richardson, W. J. 1978. Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. *Oikos* 30: 224–272.
- Rootsmäe, L. 1991a. Rändlindude lahkumine Eestist 1977–1986. *Abiks loodusvaatlejale* 90: 1–104.
- Rootsmäe, L. 1991b. Rändlindude saabumine Eestisse 1977–1986, I. *Abiks loodusvaatlejale* 88: 1–92.
- Rootsmäe, L. 1991c. Rändlindude saabumine Eestisse 1977–1986, II. *Abiks loodusvaatlejale* 89: 1–92.
- Rootsmäe, L. 1998a. Rändlindude saabumine Eestisse 1987–1996, I. *Abiks loodusvaatlejale* 96: 1–128.
- Rootsmäe, L. 1998b. Rändlindude saabumine Eestisse 1987–1996, II. *Abiks loodusvaatlejale* 97: 1–144.
- Rootsmäe, L., Lellep, E. 1978. Ornito- ja fütofenoloogilised vaatlused Eestis 1922–1928. *Abiks loodusvaatlejale* 75: 1–88.
- Rootsmäe, I., Rootsmäe, L. 1972. Rändlindude saabumine Eestisse 1957–1966, I. *Abiks loodusvaatlejale* 65: 1–92.
- Rootsmäe, I., Rootsmäe, L. 1974. Rändlindude lahkumine Eestist 1949–1966. *Abiks loodusvaatlejale* 68: 1–108.
- Rootsmäe, I., Rootsmäe, L. 1976. Rändlindude saabumine Eestisse 1957–1966, II. *Abiks loodusvaatlejale* 69: 1–96.
- Rootsmäe, I., Rootsmäe, L. 1978. Rändlindude lahkumine Eestist 1967–1976. *Abiks loodusvaatlejale* 73: 1–104.
- Rootsmäe, I., Rootsmäe, L. 1981a. Rändlindude saabumine Eestisse 1967–1976, I. *Abiks loodusvaatlejale* 79: 1–88.
- Rootsmäe, I., Rootsmäe, L. 1981b. Rändlindude saabumine Eestisse 1967–1976, II. *Abiks loodusvaatlejale* 80: 1–80.
- Salmi, T., Määttä, A., Anttila, P., Ruoho-Airola T., Amnell, T. 2002. Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendall test and Sen's slope estimates – the Excel template application Makesens. http://www.fmi.fi/organization/contacts_25.html
- Schwartz, M. D. 1998. Green-wave phenology. *Nature* 394: 839–840.
- Sepp, M., Post, P., Jaagus, J. 2005. Long-term changes in the frequency of cyclones and their trajectories in Central and Northern Europe. *Nordic Hydrology* 36: 297–309.
- Sokolov, L. V., Kosarev, V. V. 2003. Relationship between timing of arrival of passerines to the Courish Spit and North Atlantic Oscillation index (NAOI) and precipitation in Africa. *Proceedings of Zoological Institute of Russian Academy of Science* 299: 141–154.
- Sparks, T. H., Bairlein, F., Bojarinova, J. G., Hüppop, O., Lehikoinen, E. A., Rainio, K., Sokolov, L. V., Walker, D. 2005. Examining the total arrival distribution of migratory birds. *Global Change Biology* 11: 22–30.

- Sparks, T. H., Mason, C. F. 2004: Can we detect change in the phenology of winter migrant birds in the UK? *Ibis* 146: 57–60.
- Sparks, T. H., Roberts, D. R., Crick, H. Q. P. 2001. What is the value of first arrival dates of spring migrants in phenology? *Avian Ecological Behaviour* 7: 75–85.
- Stervander, M., Lindstrom, K., Jonzen, N., Andersson, A. 2005. Timing of spring migration in birds: long-term trends, North Atlantic Oscillation and the significance of different migration routes. *Journal of Avian Biology* 36: 210–221.
- Zalakevicius, M., Bartkeviciene, G. Raudonikis, L., Janulaitis, J. 2005. Spring arrival response to climate change in birds: a case study from eastern Europe. *Journal of Ornithology* 147(2): 326–343.
- Tamm, R. 1957. Ornitofenoloogilised vaatlused. *Abiks loodusvaatlajale* 32: 1–52.
- Tryjanowski, P., Kuznjak, S., Sparks, T. 2002. Earlier arrival of some farmland migrants in western Poland. *Ibis* 144: 62–68.
- Tworek, S. 2007. Cluster-based approach for identifying avian life-history groups for use in ecological monitoring. *Polish Journal of Ecology* 55: 139–153.
- Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J. M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389–395.
- Wilson, W. H. (Jr.) 2007. Spring arrival dates of migratory breeding birds in Maine: sensitivity to climate change. *The Wilson Journal of Ornithology* 119(4): 665–677.

The effect of climatic variables and length of migration route on the spring timing of migratory birds in Estonia

Vello Palm

Department of Geography, University of Tartu

Summary

In this paper, the spring timing (mean first arrival dates) of 42 migratory bird species breeding in Estonia were analysed in relation to seven climatic variables during the observation period 1957–1996. Cluster analysis of species produced two general and six sub-clusters. One general cluster (23 species) contains short-distance migrants, and the second (19 species) contains long-distance migrants respectively. The species showed clearly different responses to climate. The spring timing of short-distance migrants shows high relationships with climatic variables in early springtime, while the spring timing of long-distance migrants depends on them in later springtime, although this dependence is weaker and disappears altogether in the species with the latest first arrival. The results of the trend analysis show a significant trend in the spring timing of eight bird species and in three climatic variables. In four species (Rook, Whooper Swan, Mallard, and Common Gull), the significant trend in spring timing is caused by a significant trend in the winter NAO index (XII–III) and in two species (Mallard and Common Gull), and also by the significant trend in mean March air temperature (TMar) and the start of early spring (Vka).

Millal saaks Alutagusest taas põlismets ehk kas ajaloolistest kaartidest on abi Loodusdirektiivi metsaelupaikade piiritlemisel

Anneli Palo¹, Dagmar Hoder²

¹ Tartu Ülikooli geograafia osakond.

² MTÜ Tipu Looduskool

1. Sissejuhatus

Alutaguse kui tuntud loodusmaastiku eraldas maastikuüksuseks geograaf Johannes Gabriel Granö, laiendades samanimelise Virumaa muinaskihelkonna (*Alentagh*) piire läände ja edelasse (Pae, Remmel, 2006). Praegu ulatub maastikurajoon Endla soostikuni (Arold, 2005). Samas piirkonnas on eristatud Alutaguse taimegeograafiline (Lippmaa, 1935) ja geobotaaniline rajoon (Laasimer, 1965) ning metsade valdkond (Eilart, 1974). Erinevate autorite soode rajoneering on mõneti mitmekesisem (Masing, 1988).

Alutaguse varasem asustus oli koondunud Narva jõe kaldaile, lõunaosa seljandikud asustati alles I aastatuhande teisel poolel. Enamus metsa- ja sooladest jäid inimtegevusest üsna puutumatuks kuni 18. sajandini, raietegevus hoogustus 19. ja 20. sajandil. Metsa väljavedu haaras esmalt ajalooliselt asustatud piirkondi (põhjarranniku lähedased alad ning Tudu, Avinurme) ja hea ligipääsuga alasid (Narva jõe läänekallas). Soomassiivid koos nendevaheliste metsaaladega säilisid kuni 20. sajandi esimese pooleni, mil metsa väljaveoks rajati hulgaliselt ajutisi kitsarööpmelisi raudteid ja hoogustus soometsade kuivendamine (Laasimer, 1965; Meikar, Helm, 1996; Kirss, 1996). Suurimad muutused Alutaguse metsades algasid pärast II maailmasõda, kui lahingutes purustatud ja põlenud puistutele lisandus metsade üleraie ja väga intensiivne kuivendamine (Kaar, 1996; Meikar, Helm, 1996; Reimaa, 1996).

Siiski on Alutaguse jäänud tänaseni põhiliselt metsamaaks ning metsastumas on paljud endised mitmekümne suitsuga küladki, rääkimata soosaartel, jõekallastel või viljakamate muldadega seljandikel asunud üksiktaludest. Juba 1957. a osaliselt kaitse alla võetud ja hiljem korduvalt laiendatud Muraka raba kaitsealale on lisandunud suurepindalalised Puhatu, Agusalu, Tudusoo ja Sirtsu looduskaitsealad. Tervikuna oli Ida-Virumaal 2009. a alguseks kaitse all 102 ala ehk 17% maakonna pindalast (EELIS-e infoleht), selle osakaalu poolest maakond teistest ei erine.

Arvesse võttes Alutaguse piirkonna kõrget metsasust ning hilist kasutuselevõttu inimese poolt, võiks oodata põlismetsade või vähemalt loodusmetsade kriteeriumitele (Paal, 2007 – tsit Eerik Leibak) vastavate esinduslike metsakoos-

luste esinemist. Just sellistes metsades elavad halva levimisvõimega või majandatud metsas harvaesinevaid kasvusubstraate vajavad sambliku-, sambla-, seene- ja putukaliigid (Jonsell *et al.*, 1998; Jonsson *et al.*, 2005; Nordén, Appelquist, 2001; Norden *et al.*, 2007 jne). Liikidele oluliste puistu struktuurielementide olemasolu/arvukuse hindamisel põhinevad rakenduslikud metsa loodusväärtuse hindamise meetodid, Eestis näiteks metsa vääriselupaikade määratlemine (Andersson *et al.*, 2000; 2003). Võimalik, et hinnang metsa arengu käigus looduslikult tekkivate struktuurielementide esinemisele ja arvukusele on vähem subjektiivne looduskaitseväärtuse näitaja, kui kindlate liikide otsimine. Viimaste esinemissagedust mõjutab kohalike keskkonnatingimuste muutlikkus. Näiteks ei õnnestunud leida Baltimaadele ühiseid soontaimeliike, mis viitaksid Loodusdirektiivi metsaelupaikade järjepidevusele ja ökoloogilisele kvaliteedile (Kuris *et al.*, 2006). Ka Eesti piires võivad mõned loodusmetsa tunnuseks peetavad liigid olla suhteliselt tavalised ühes regioonis ja väga haruldased teises (Andersson *et al.*, 2003).

Inimtegevus mõjutab metsakooslusi eelkõige liikidele põhisubstraadiks olevat puitu eemaldades. Väheneb lamapuidu ja kuivanud puidu üldhulk või pole neid struktuurielemente puitulagundavate liikide jaoks pidevalt olemas. Lageraie tulemusel tekivad metsadesse ka looduslikest häiringutest ulatuslikumad tuulele ja päikesele avatud alad. Siiski pole ükski metsa struktuurielement kui nn kõrge looduskaitseväärtuse näitaja absoluutne (Jonsson, Jonsell, 1999; Liira, Sepp, 2009) ning teatud tingimustel ei tarvitse mõnede liigirühmade mitmekesisus majandatud/kuivendatud metsades oluliselt väheneda (Lõhmus *et al.*, 2005; Lõhmus, Lõhmus, 2008; Penttila *et al.*, 2004; Trass *et al.*, 1999).

2007. a viidi läbi uuring, kus hinnati Ida-Virumaa Loodusdirektiivi metsaelupaikadena kaardistatud polügoonide maakasutust ajalooliste topograafiliste kaartide põhjal (Palo *et al.*, 2007). Selgus, et vaatamata Loodusdirektiivi elupaikade kaardistajaile etteantud kvaliteedikriteeriumitele (Paal, 2000; Potentsiaalsete ..., 2002) oli üldistatud maakasutust iseloomustavate kaartide põhjalgi aladel märgata sagedast inimõju. 2008. ja 2009. a täiendati uurimust välitöödega (Hoder, 2008). Käesolevas kirjatöös uuritakse, kui paljud kaartide põhjal pidevalt metsaga kaetud alad on tänapäeval veel loodus- või põlismetsad ja millistel tingimustel võivad ajaloolistel kaartidel raiesmike, harvike, põõsastike, põldude või niitudena kujutatud metsaosad olla Loodusdirektiivi nõetele vastavad metsaelupaigad.

2. Materjal ja meetodika

Töö lähtematerjalidena kasutati väljavõtet Loodusdirektiivi elupaikade andmebaasist (Keskkonnaministeerium) ning ajaloolisi topograafilisi kaarte (litsentsi omanik Tartu Ülikool) (täpsemalt Palo *et al.*, 2007), välitööde ettevalmistamisel kasutati ortofotosid (2005/2006 pildistusaasta, Maa-amet).

Metsade ajaloolise maakasutuse määratlemisel topograafilistelt kaartidelt võeti arvesse tõenäolisi legendierinevusi, et mitte tekitada maakasutuse pseudomuutusi.

Üldjuhul tõlgendati metsamaana vastavat põhiala, kuid kuivenduskraavide puudumisel käsitleti metsana (sümbol m) ka soopõõsastikke. Harviku, raiesmiku või noore metsa tingmäärgiga kaetud alad määrati üldjuhul kuuluvaks nn põõsastike klassi (sümbol h). Kõik põllumajandusliku kasutusviisiga alad (niidusümboliga alad, üksikpõõsaste ja -puudega niidualad, põllud) ühendati põllukõlvikute klassi (sümbol p). Kaarditöötluse põhjal oli polügoonide piirides ka asustusalasid, väljakuid jmt (Palo *et al.*, 2007), kuid need loeti antud juhul kaardistusveaks, kus kindlasti ei saa esineda esinduslikke elupaiku.

Välitöödeks piirati valimit kolme piirkonnas sagedaima metsaelupaigatüübiga: *9010 – vanad loodusmetsad, *9080 – soo-lehtmetsad ja *91D0 – siirdesoo- ja raba(okas)metsad (Paal, 2000; 2004 või 2007 järgi). Esmalt vaadeldi kõiki polügoone ortofoto taustal ja välistati alad, kus mets oli maha raiutud või silmnähtavalt tugevalt majandatud. Järgnevalt grupeeriti elupaigad andmebaasis sisalduvate seisundihinnete järgi ning valiti välja paarkümmend ala igast grupist, sealhulgas kaartide põhjal erineva maakasutusajaloo kohta. Välitööandmete kogumiseks kohandati metsa vääriselupaikade ankeeti (Andersson *et al.*, 2000, 2003), täiendavalt otsiti jälgi inimtekkelistest ja looduslikest häiringutest ning määratleti nende ligikaudne toimumisaeg (Hoder, 2008).

Elupaigatüübi kriteeriumitele vastavas metsakoosluses täideti välitööleht. Eelvalitud, elupaigana mittesobivaks osutunud punktis iseloomustati, mis põhjusel mets ei sobi Loodusdirektiivi elupaigaks. Loodusdirektiivi metsaelupaikade ökoloogilise kvaliteedi määratlemiseks on seni olnud kasutusel suhteliselt üldised juhised (Paal, 2000; 2004; 2007; Palo, 2004; Kuris *et al.*, 2006), kuid üldiselt peaks metsaekspertidel olema ettekujutus looduslähedasest, struktuurirohkkest metsast tänu rohketele temaatilistele publikatsioonidele (Etverk *et al.*, 2000; Viilma *et al.*, 2001; Andersson *et al.*, 2003; Palo, 2004). Ekspertidevahelisi erinevusi aitavad vähendada edasised täpsustavad juhendid (nt Viilma, Palo, 2008). Kokku kirjeldati 2008. ja 2009. aasta välitööperioodidel 171 punkti.

3. Tulemused ja arutelu

3.1 Üldised tähelepanekud

Pilootuurimuse (Palo *et al.*, 2007) põhjal on kaardikihtidel muutumatu maakasutusega Loodusdirektiivi metsaelupaik keskmiselt ligikaudu 7 ha suurune. Elupaigatüübiti on see erinev (tabel 1) (Hoder, 2008). Vaatluslikult on tõele lähemal elupaigalaikude pindala mediaanväärtus: kasvukohatüübi ning puistu struktuuritunnuste poolest ühtsed vanametsa ja soo-lehtmetsa elupaigad on enamasti väiksemad kui 3 ha ning raba- ja siirdesoometsade elupaigad ligikaudu 6 ha suurused. Välitööde kontekstis tähendas see vajadust teha ajalooliste kaartide põhjal pidevalt metsaga kaetud suurtes elupaigapolügoonides mitu välitööpunkti kirjeldust, sest varieerusid nii elupaigatüüp kui koosluse looduskaitse kvaliteet (vt ka Palo *et al.*, 2008; Kohv *et al.*, 2009). Kaartide põhjal pidevalt metsaga kaetud alade hulk ja

pindala vähenevad jätkuvalt (tabel 1), seega suureneb nende killustatus. Eestis pole suudetud tagada kaardistatud Loodusdirektiivi metsaelupaikade kaitset (Väär-
tuslike....2008).

Kirjeldatud 171 välitööpunktist vastas elupaigatüübi kriteeriumitele (esindus-
likkushinded A, B, C) pidevalt metsamaal asunutest 96 ning muu maakasutusega
aladelt 11 punkti (tabel 2). Kõrgemates väärtusklassides (A ja B) on mõlemas
rühmas ligikaudu 7% välitööpunkte, mille maakasutus on viimasel sajandil
varieerunud (mingil kaardikihil esines põõsastik, harvik vmt), väärtusklassides C ja
D on see vastavalt 22% ja 28%. Usaldusväärne on suundumus, et kaartidel kuju-
tatud ilmselt inimtekkelised mõjutused vähendavad selles paigas esinduslike
metsaelupaikade esinemise tõenäosust (tabel 3).

Tabel 1. Ajalooliste topograafiliste kaartide põhjal pidevalt metsaga kaetud alade valimi
iseloostus (verstakaart–topokaart–põhikaart–ortofoto).

Table 1. Characteristics of areas marked as continuously covered with forest on historical
topographical maps (v – versta map; t – topographical map; p – basic map; o –
orthophoto).

Elup. tüüp	Kaart	Pindala (ha)	% kogu alast	Mediaan (ha)	Keskm. (ha)	Maks. (ha)	Miin. (ha)	Elup. arv
* 9010	v-t-p	1569	24	2,46	7,84	138,6	0,1	200
	v-t-p-o	1187	18	2,33	8,19	99,9	0,1	145
*9080	v-t-p	220	31	2,79	3,93	22,7	0,3	56
	v-t-p-o	111	15	2,72	3,18	13,5	0,4	35
*91D0	v-t-p	1554	40	6,82	18,07	146,6	0,1	86
	v-t-p-o	1305	34	6,22	18,12	146,6	0,1	72

Tabel 2. Erineva maakasutusajalooga aladel asuvate välitööpunktide vastavus Loodusdirektiivi metsaelupaiga esinduslikkushindele (A – väga hea, B – hea, C – arvestatav, D – väheesinduslik, E – ei ole elupaigatüüp). Lühendid: verst – 1-verstane kaart; topo – topograafiline kaart; h – kaardilegendis põõsastik, harvik, raielank; p – põllukõlvik (niit, põld); m – kaardilegendis metsa sümbol.

Table 2. Correspondence to FFH directive forest habitat representativity values of field work points situated in areas with different land use history (A – excellent, B – good, C – significant, D – non-significant, E – no habitat type). Abbrev.: verst – 1-verst map; topo – topographical map; h – according to map legend bushland, clear-cut, p – agricultural lands; m – forest.

Esinduslikkus	Kaardikiht	Verst h	Verst p	Verst m	Kokku
A	topo h	0	0	2	29
	topo p	0	0	0	
	topo m	0	0	27	
B	topo h	1	0	2	32
	topo p	0	0	0	
	topo m	1	0	28	
C	topo h	0	1	5	45
	topo p	0	0	1	
	topo m	3	0	35	
D	topo h	1	0	7	32
	topo p	0	0	0	
	topo m	1	0	23	
E	topo h	5	0	11	33
	topo p	0	2	1	
	topo m	0	1	13	

Tabel 3. Ajalooliste topograafiliste kaartide põhjal pidevalt metsaga kaetud punktide osakaal esinduslikkusklassides (A...E) ja osakaalu erinevuse statistiline olulisus klasside vahel (p). Olulised erinevused on jämedas kaldkirjas. Esinduslikkushinne A – väga hea, B – hea, C – arvestatav, D – väheesinduslik, E – ei ole elupaigatüüp.

Table 3. Proportion of continuously forested areas according to historical topographical maps in different representativity classes (A...E), and the statistical significance (p) of the proportion differences between the classes. Significant differences are shown in bold italic script. Representativity value A – excellent, B – good, C – significant, D – non-significant, E – not a habitat type.

Esinduslikkusklass	Osakaal (%)	Erinevuse olulisus p			
		A	B	C	D
A	93				
B	94	0,8746			
C	78	0,0910	0,0587		
D	72	0,0372	0,0224	0,5481	
E	39	0,0000	0,0000	0,0008	0,0095

3.2 Elupaikade esinduslikkus ajalooliste topograafiliste kaartide põhistel häiringualadel

Võttes vaatluse alla punktid, kus vaatamata inimtegevusele esines praegu kõrge esinduslikkushinne (tabel 4), võib seal eraldada häiringujärgselt (k.a raie) looduslikult taastunud metsade ning vanade püsimeetsade grupid. Looduslikult taastunud metsadest on enamus haavikud, teisi enamuspuuliike ja segametsi esineb vähem. Sisuliseks küsimuseks on, kui eakad ja jämedad puud on sobivaks substraadiks metsa hilistele arengujärgudele iseloomulikele liikidele. Haavapuu metsanduslik küpsusvanus on olenevalt kasvukoha viljakusest 30–50 aastat (Metsa ..., 2006), vanemas puistus suureneb järsult surevate ja surnud puude hulk. Topograafilise kaardi alusmaterjali kaardistamisest on möödunud kuni 70 aastat. Kui juba kaardistamise hetkel oli alal looduslik uuendus, võivad kaardil raiete või noorte metsadena kujutatud kohad, aga ka võsastumise algjärgus niidud olla tänaseks kattunud ligikaudu 80-aastaste haavikutega. Metsa struktuuri vaesustava hooldusraie puudumine on võimaldanud välja areneda esinduslikeks peetavatel puustutel. Üldjoontes sama kehtib ka sanglepikute kohta. Haab on teadaolevalt meie kliimavöötmes ka kõige enamatele liikidele kasvusubstraati pakkuv puuliik (Kouki *et al.*, 2004).

Tabel 4. Ajalooliste topograafiliste kaartide põhjal inimõjuga aladel asunud esinduslike elupaikade (välitööpunktide) lühikirjeldus. Lühendid: h – kaardilegendis põõsastik, harvik, raielank; p – põllukõlvik (niit, põld); m – kaardilegendis täiskasvanud metsa sümbol; Esinduslikkushinne A – väga hea, B – hea, C – arvestatav.

Table 4. A brief description representative habitats (fieldwork points) situated in human-influenced areas according to topographical maps. Abbreviations: h – according to map legend bushland, clear-cut, p – agricultural lands; m – forest. Representativity value A – excellent, B – good, C – significant.

ID	Topo	Verst	Tüüp/ esindus- likkus	Välitöökirje (lühendatult)
144-4	h	m	9010A	Haava, vahtra ja kuuse segapuistu, kasvanud ilmselt kunagisele karjamaale või raietalale, esineb tunnusliike ja igasuguseid seeni (kopsusamblik, sulgjas õhik, <i>Stemonitis splendens</i> , puugipask, torikseened jmt).
p20	h	m	9010A	Väga struktuurirohke lehtpuude ja kuusega salulodumets, laialehine alusmets.
65	h	m	9010B	Looduslikult taastuv keskealine haavik, ohtralt tunnusliike (torikseened, samblad).
26	m	h	9010B	Struktuurilt püsimeets, kindlasti on siit puitu võetud. Mänd kuni 150 a, teised puud nooremad, kask ja kuusk surevad looduslikult. Endisele metsakarjamaale kasvanud puistu?
p02	h	m	9010C	Kase-tamme-männi-segamets luiteliival, natuke haaba.
7_05.08	h	m	9010C	Huvitav kooslus, kaitsevääriiline. Karjatatud mets?
p12	h	m	9010C	Looduslikult taastuv keskealine haavik.
750-5	h	p	9010C	Looduslikult taastuv rabastuv mets, lamapuitu palju. Karusambla-mustika kkt, kuusk-mänd-kask.
144-3	m	h	9010C	Looduslikult taastuv noor haavik, seas kaski ja kuuski, hästi palju väiksemõõtmelist lamapuitu. Kunagi püsimeetsana majandatud kuusik, praegu nn üleküps mets - eakas, aga allajäänud puid ja järelkasvu on vähe, lamapuitu mõõdukalt ja pigem viimastest aastakümnetest.
479-2	p	m	9010C	Haavik, jämedad puud, üksikutel sulgjas õhik ning kopsusamblik, kõrge arengupotentsiaaliga puistu, kuid praegu veel struktuurivaene. Ei ole hooldatud.
12_12.08	h	m	9080C	Umbes 80 a sanglepik. Kände pole näha, kuid ilmselt taastub kunagisele lageraiele.
728	h	m	91D0C	Põlengujärgsest raiest looduslikult taastuv rabamets, servas näha põlengust jäänud ronte, ühtlase vanuselise struktuuriga.
7_04.08	m	h	91D0C	Umbes 50 a tagasi mingi kuivendus-või väetusefekti mõju – puude kasv hoogustunud. Kraave läheduses ei ole.
8_04.08	m	h	91D0C	Puude kasv hoogustunud umbes 50 a tagasi, kuigi kraave läheduses pole, puistus kuni 100 aastased puud sees.

1-verstase kaardi (nn verstakaardi) koostamine toimus üle 110 aasta tagasi, seega võib metsahooldusvõtete puudumisel toonastelt raiesmikelt või põõsastikualadelt leida juba ka kaitseväärilisi okasmetsi. Okaspuude küpsusvanused on kõrgemad – kuusel peetakse selleks 80–90 aastat, männil 90–120 aastat (Metsa ..., 2006). Välitööpunktides (tabel 4) olid kunagistel 1-verstase kaardi inimõjudega aladel pigem püsimeetsade tunnustega alad. See tähendab, et tegu võib olla ka lageraiealale või mahajäetud põllukõlvikule kasvanud looduslähedase metsaga, mida on viimase sajandi jooksul, eelkõige viimase 50 aasta jooksul majandatud väga väikese intensiivsusega. II maailmasõja järgsel topograafilisel kaardil kujutatud okaspuuharvikute vastasid Loodusdirektiivi kriteeriumitele vaid paar puistut, tegemist oli toitainevaese rabastunud metsa ja rabametsaga, kus teatud oluliste struktuuri-tunnuste rohke esinemine leevendas inimõju märgatavust.

Loodusdirektiivi elupaigatüübi kvaliteedikriteeriumeile tinglikult vastavate (D) ning mittevastavate (E) puistute hulgas olid inimhäiringud veel märgatavamad. Tavaliselt polnud metsa looduslike struktuurielementide esindatus piisav, metsa arengukäiku oli muutnud kuivendamine või oli tegu kase loodusliku uuendusega varasematel põllukõlvikutel. Kuigi kaski peetakse oluliseks okasmetsade vööndi elustikku toetavaks puuliigiks (Coppins, Coppins, 2006; Lindhe *et al.*, 2004, Lindhe, Lindelöw, 2004), on nad Eestis kriitilisema arvukusega puistuelementide suhtes tagaplaanil (Jüriado *et al.*, 2003; Lõhmus, 2003).

3.3 Elupaikade esinduslikkus ajalooliste topograafiliste kaartide kohaselt alati metsaga kaetud aladel

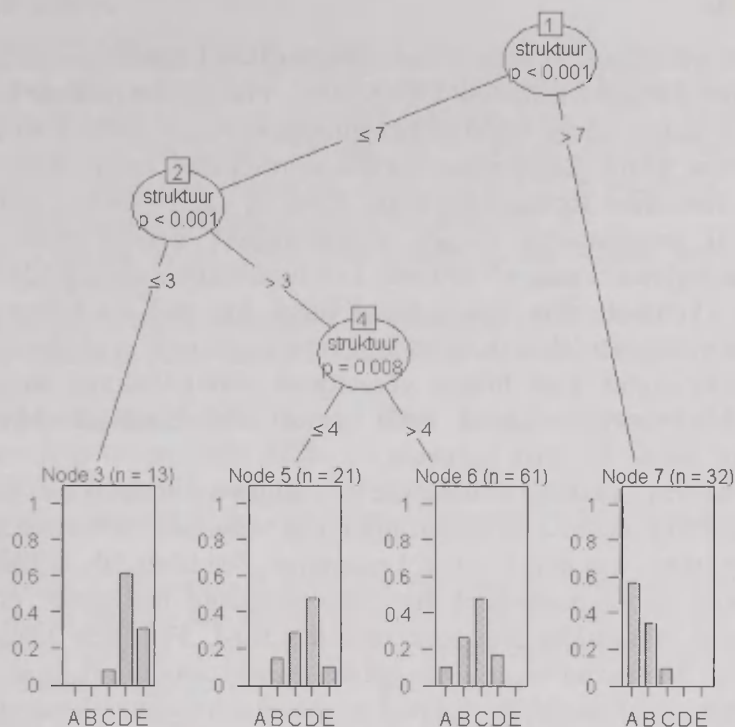
Absoluutarvuliselt oli kõikides esinduslikkuse klassides kõige rohkem neid alasid, kus kaartide põhjal metsa maakasutus muutunud ei olnud (tabel 1). Nendel aladel on loodumetsa struktuuri kahjustanud mitmesugused metsamajanduslikul eesmärgil puistut kujundavad raied, aga ka kuivendamine (tabel 5).

Tabel 5. Esinduslikkushinde alanemise põhjused ajalooliste topograafiliste kaartide põhjal pidevalt metsaga kaetud punktides. Esinduslikkushinne A – väga hea, B – hea, C – arvestatav, D – väheesinduslik.

Table 5. Causes for representativity value devaluation in continuously forested areas according to topographical maps. Representativity value A – excellent, B – good, C – significant, D – non-significant.

Mõjur	Esinduslikkusklass (tk)		
	B	C	D
Aimatav/leitud raiete mõju	8	12	7
Noor või struktuurivaene puistu	11	16	13
Kuivenduse mõju	3	2	2
Väike või ebatüüpiline puistu	8	5	1

Looduses hinnangute andmisel lähtuti kasvukohaomasest oodatavast struktuurirohkusest, mis on küllaltki subjektiivne, kuid ka kvantifitseeritud meetod ei tarvitse teatud kasvukohatüüpide puhul anda paremaid tulemusi (Korjus, 2002). Sageli oli välitööpunktides puistu veel suhteliselt noor (aga võis olla struktuurirohke) või vastupidi – vana mets võib määratlemata põhjusel olla struktuurivaene. Esinduslikkushinde alanemise põhjuseks võib olla ka säilinud põlismetsailmelise metsaosa üliväike pindala või määratlemata ebatüüpilisus (võimalik karjatamise mõju, servaline asend vmt). Paljusid metsa struktuurile mõjunud tegureid on põgusa vaatluse korral keeruline tuvastada. Kui raiejälgi (kände, kokkuveoteid) pole näha, ei saa vaesustajaks ilmtingimata pidada raiet. Samas võib raie olla tehtud ammu ja looduslikku häiringut matkivas ulatuses ning käsitsitööna – niisugusele raie-tegevusele viitavaid otseseid jälgi on aastakümneid hiljem väga raske leida. Enamasti on seejuures säilinud ka suur osa olulistest puistu struktuurielementidest (näiteks väga vanad puud I rindes, puurinde mitmeliigilisus, mõõdukalt erinevates kõdunemisastmetes lamapuitu jne). Täpsemalt saaks puistu arengut uurida ajalooliste metsa takseerkirjelduste ja läbiviidud metsamajanduslike tööde andmete põhjal. Neid aga on meid huvitava II maailmasõja järgse perioodi kohta keeruline hankida, sellesuunaline töö on käsil (vt ka Meikar, Viilma, 2003). Abistava tunnuseks kasutati esinduslikkuse määratlemisel mõnede tunnusliikide ja võtmetunnuste esinemist (Andersson *et al.*, 2003 põhjal). Kui suhteliselt nooremates ja struktuurivaesemates puistutes leiti mitut tunnusliiki või iseloomulikke looduslikele häiringutele osutavaid elemente (põlenud tüükad ja kännud näiteks), peeti neid alasid väärtuslikumaks kui samalaadseid liikide ja võtmetunnusteta puistusi. Mingi koha esinduslikkushinde moodustumisel on olulised mitmed tunnused ja kuigi reeglina esinduslikkushinne seostub leitud elementide arvu või ohtrusega, on see otseselt sõltuv toimunud häiringu iseloomust ning kasvukohast (Korjus, 2002; Hoder, 2008) (joonis 1).



Joonis 1. Vaatluskohtade grupid metsa struktuurielementide arvu järgi (tingimus on näidatud ühendusjoonel); esindusklasside sageduse jaotuse erinevuse olulisus otsuste puu lahknemiskohtades. Kasutatud on meetodit *Recursive Partitioning* tarkvaras R 2.3.1, *package party* (<http://www.r-project.org/>). Esitatud on vaid ülejäänutest oluliselt ($p < 0.05$) erinenud grupid (Node). Metsa struktuurielementideks olid mitmerindelisis, erivanuselisis, looduslik uuendus, mitmes lagunemisastmes lamapuit, puuõõned, rähni tegevusjäljed, vanad elusad puud, vanad seisvad surnud puud, kokku maksimaalselt 8 elementi ühes vaatluskohas. Loodusdirektiivi metsaelupaikade esinduslikkushinded (A – väga hea, B – hea, C – arvestatav, D – väheesinduslik, E – ei ole elupaigatüüp) on omistatud välitööl sõltumatult struktuurielementide arvust.

Figure 1. Fieldwork plot groups according to the number of structural elements; frequency distribution of representativity classes with conditional inference tree. Recursive Partitioning by program R 2.3.1. and package party (<http://www.r-project.org/>) was used. P-values ($p < 0.05$) are given for each inner node. The forest structural elements counted were: multi-storeyed forest stand, differently aged stands, gaps, natural rejuvenation, lying dead wood in many stages of decay, tree holes and woodpecker traces, old living trees and standing dead trees together at the highest 8 elements for one fieldwork plot. FFH forest habitat representativity values (A – excellent, B – good, C – significant, D – non-significant, E – no habitat type) were given during fieldwork independently from the number of structural elements.

4. Kokkuvõte

Välitööde põhjal selgus, et ajaloolistel topograafilistel kaartidel kujutatud enamikul juhtudel inimtekkelised mõjutused (lageraied, mahajäetud põllukõlvikud) vähendavad selles paigas kõrge esinduslikkushindega (A...C) metsa esinemise tõenäosust. 1-verstase kaardi koostamise aegsed häiringualad saavad küll olla täielikult taastunud väärtuslike loodusmetsadena, kuid on sageli kaetud hilisemate inim mõjudega. II maailmasõja järgsel topograafilisel kaardil noorte metsade ja põõsastikena kujutatud alad võivad olla Loodusdirektiivi elupaikade kaardistamise kriteeriumite kohaselt täna esinduslikud juhul, kui nad on kattunud haavikute, sanglepikute või kuuse-lehtsegametsadega, mida vahepeal ei ole hooldatud. Samast ajajärgust pärinevatel, kuid hiljem võsastunud põllukõlvikutel üldjuhul piisavalt struktuurirohkeid metsi ei kasva. Seda tunnust võib Loodusdirektiivi elupaikade piiride täpsustamisel kindlasti kasutada.

Topograafiliste kaartide koostamise ja avaldamise tsükkel on siiski liiga pikk, kajastamaks kõiki muutusi metsamaastikul ega võimalda ka tuvastada neid metsakasutusviise, mis ei eemalda liitunud I puurinnet. See tähendab, et kuigi topograafilistel kaartidel on vaadeldavas kohas alati kujutatud metsamaa, ei tarvitse seal leiduda kõrge esinduslikkushindega metsakooslust. Põhilised tänast elupaikade esinduslikkust alandavad tegurid on mitmesugused hooldavad raied, nende intensiivsusest ja sagedusest sõltub säilinud looduslike struktuurielementide olemasolu ja arvukus ja seeläbi ka esinduslikkusklass, mida nendele elupaikadele omistatakse.

Metsamaade killustumine ja puistu järjepidevuse sagenev katkemine on tõsised probleemid metsade põlise elurikkuse kaitsmisel, milliseid suundumusi väljendas nii teoreetiline kaardianalüüs kui kinnitasid välitööd.

Millal saaks Alutaguse taas põlismetsaks? Kui me enam puid ei raiuks, võiksid esimesed kiirekasvulised lageraielankidele kasvanud haavikud ja sanglepikud mõjuda looduslikult umbes 70 aasta pärast. Okaspuu(sega)metsi looduslikul metsamaal peaksime ootama ligikaudu 130 aastat ning vähemalt sama kaua kulub aega, et tänasele karjamaale kasvanud mets omandaks looduslähedase ilme. Struktuurirohke metsa taastumine intensiivselt kasutatud niitudel ja põldudel võtaks keskmiselt aega üle 200 aasta.

Tänuavaldus

Käesolevas artiklis on kasutatud materjale töödest, mis on teostatud 2008–2009 aastal järgmiste finantsallikate toel: BF07917 (Tartu Ülikool), SF0180049s09 (Eesti Teadusfond) ja LLOOM08239 (Keskkonnainvesteeringute Keskus). Täname artikli koostamisel hea nõuga abistanuid (Kalle Remm, Mati Tee, Kaili Viilma) ja välitööde teostamisel kaasaaidanuid (Looduskaitsekeskuse Ida-Viru regioon, Keskkonnaameti Viru regioon, Oonurme Külaselts).

Kasutatud kirjandus

- Andersson, L., Ek, T., Külvik, M., Martverk, R., Palo, A. 2000. Metsa vääriselupaikade inventeerimise meetodika. Eesti Keskkonnaministeeriumi Metsaosakond ja Rootsi Östra Götalandi Lääni Metsamet. Linköping-Tallinn-Tartu. 52 lk + lisad.
- Andersson, L., Martverk, R., Külvik, M., Palo A., Varblane. A. 2003. Vääriselupaikade inventuur Eestis 1999–2002. Regio AS, Tartu. 112 lk + 80 lk kaardilisa.
- Arold, I. 2005. Eesti maastikud. Tartu Ülikooli Kirjastus. 453 lk.
- Coppins, B. J., Coppins, A. M. 2006. The lichens of the Scottish native pinewoods. *Forestry*, 79: 249–259.
- EELIS infoleht <http://loodus.keskkonnainfo.ee>, külastatud 12.09.2009.
- Eilart, J. 1974. Alutaguse. Rmt: Valk, U., Eilart, J.: Eesti metsad. Tallinn, Valgus, lk 227–231.
- Etverk, I., Puura, T., Sørensen, P. (toim) 2000. Metsade bioloogilise mitmekesisuse säilitamine. Triip Grupp, Tartu. 47 lk.
- Hoder, D. 2008. Dynamics and assessment of FFH-forest patches in Ida-Viru region/Estonia. Diploma thesis, University of Potsdam. 91 p. (juhendaja Anneli Palo, Tartu Ülikool).
- Jonsell, M., Weslien, J., Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation*, 7 (6): 749–764.
- Jonsson, B. -G., Jonsell, M. 1999. Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. *Biodiversity and Conservation* 8: 1417–1433.
- Jonsson, B., Kruys, N., Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management. *Silva Fennica*, 39(2): 289–309.
- Jüriado, I., Paal, J., Liira, J. 2003. Epiphytic and epixylic species diversity in Estonian natural forests. *Biodiversity and Conservation* 12: 1587–1607.
- Kirss, O. 1996. Vene impeeriumi all. Koguteos: Virumaa. Lääne-Viru Maavalitsus, Ida-Viru Maavalitsus. Lk 269–284.
- Kaar, E. 1996. Metsad. Koguteos: Virumaa. Lääne-Viru Maavalitsus, Ida-Viru Maavalitsus. Lk 153–167.
- Kohv, K., Palo, A., Viilma, K. 2009. Kas loodusmetsadel on lootust? *Eesti Mets* 2: 22–29.
- Korjus, H. 2002. Puistu loodusväärtuse inventeerimine. *Metsanduslikud Üürimused* 37: 59–71.
- Kouki, J., Arnold, K., Martikainen, P. 2004. Longterm persistence of aspen – a key host for many threatened species – is endangered in old-growth conservation areas in Finland. *Journal of Nature Conservation* 12: 41–52.
- Kuris, M., Ruskule, A. (editorial team: Bermanis, R., Ciuplys, R., Fammler, H., Klein, K., Morkvenas, Ž., Palo, A., Viilma, K.) 2006. Favorable conservation status of boreal forests: monitoring, assessment, management. Baltic Environmental Forum. Tallinn. 40 p. (loetav ka <http://files.bef.ee/metsatrykis.pdf>)
- Laasimer, L. 1965. Eesti NSV taimkate. Tallinn, Valgus. 397 lk.
- Liira, J., Sepp, T. 2009. Indicators of structural and habitat natural quality in boreo-nemoral forests along the management gradient. *Annales Botanici Fennici* 46: 308–325.
- Lindhe, A., Åsenblad, N., Toresson, H. -G. 2004. Cut logs and high stumps of spruce, birch, aspen and oak – nine years of saproxylic fungi succession. *Biological Conservation* 119: 443–454.

- Lindhe, A., Lindelöw, Å. 2004. Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 203: 1–20.
- Lippmaa, T. 1935. Eesti geobotaanika põhihooni. *Acta Instituti et Horti Botanici Univesitatis Tartuensis*, A28, 4, 151 lk.
- Lõhmus, P. 2003. Composition and substrata of forest lichens in Estonia: a meta-analysis. *Folia Cryptog. Estonica*, 40: 19–40.
- Lõhmus, A., Lõhmus, P., Remm, J., Vellak, K. 2005. Old-growth structural elements in a strict reserve and commercial forest landscape in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 216(1–3): 201–215.
- Lõhmus, A., Lõhmus, P. 2008. First-generation forests are not necessarily worse than long-term managed forests for lichens and bryophytes. *Restoration Ecology* 16(2): 231–239.
- Maa-Amet, looduskaitse kaardirakendus <http://xgis.maaamet.ee/xGIS/XGis>, külastatud 12.09.2009.
- Maa-Amet 2003. <http://www.maaamet.ee>
- Masing, V. 1988. Eesti soode valdkonnad. Rmt: Valk, U. (koost), Eesti sood. Valgus, Tallinn. Lk 247–251.
- Meikar, T., Helm, R. 1996. Metsamajanduse areng. Koguteos: Virumaa. Lääne-Viru Maavalitsus, Ida-Viru Maavalitsus. Lk 167–176.
- Meikar, T., Viilma, K. 2003. Metsaökosüsteemide pikaajalise arengudünaamika uurimisvõimalusi. *Metsanduslikud Uurimused*, 38: 9–18.
- Metsa majandamise eeskiri 2006. Keskkonnaministri 27. detsembri 2006. a määrus nr 88. RTL, 09.01.2007, 2, 16.
- Nordén, B., Appelquist, T. 2001. Conceptual problems of ecological continuity and its bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 10: 779–791.
- Nordén, B., Paltto, H., Götmark, F., Wallin, K. 2007. Indicators of biodiversity, what do they indicate? Lessons for conservation of cryptogams in oak-rich forest. *Biological Conservation* 135(3): 369–379.
- Paal, J. 2000. „Loodusdirektiivi“ elupaigatüüpide käsiraamat. Tartu. Käsikiri. 202 lk. (loetav <http://www.botany.ut.ee/jaanus.paal/n2000.pdf>)
- Paal, J. 2004. “Loodusdirektiivi” elupaigatüüpide käsiraamat. Digimap OÜ, Tallinn. 260 + 24 lk.
- Paal, J. 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. 2. trükk. Tallinn: Auratrükk. 308 lk.
- Pae, T., Rimmel, M.-A. 2006. Eesti etnonüümid, võrdnimed ja piirkonnanimed. *Keel ja Kirjandus* 3: 177–190.
- Palo, A., Kuuba, R., Mägi, M., Paal, J. 2008. Loodusdirektiivi elupaigad: kui palju me nende seisundist teame? *Eesti Loodus* 8: 44–49.
- Penttilä R., Siitonen J., Kuusinen M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117: 271–283.
- Potentsiaalsete Natura alade inventeerimisjuhend 2002. Keskkonnaministeerium. Käsikirjaline juhendmaterjal. 8 lk.
- Trass, H., Vellak, K., Ingerpuu, N. 1999. Floristical and ecological properties for identifying of primeval forests in Estonia. *Annales Botanici Fennici* 36: 67–80.

- Viilma, K., Palo, A. 2008. Kaitsealade metsade inventeerimise suunised. Juhendmaterjal metsakorraldajatele. Riiklik Looduskaitsekeskus. Käsikiri. 22 lk + lisad (arutelu versioon).
- Viilma, K., Öövel, J., Tamm, U., Tomson, P., Amos, T., Ostonen, I., Sørensen, P., Kuuba, R., (koost) 2001. Eesti metsakaitsealade võrgustik. Projekti “Eesti metsakaitsealade võrgustik” lõpparuanne. Triip Grupp, Tartu. 83 lk + 243 lk.
- Väärtuslike metsa-elupaikade kaitse Natura 2000 võrgustiku aladel. Riigikontrolli aruanne Riigikogule, Tallinn, 28.05.2008:
http://www.riigikontroll.ee/upload/failid/ka_40049_natura_28.05.2008_lopp.pdf

When will Alutaguse be old-growth forest again ... are historical maps usable for localizing Flora-Fauna-Habitat directive forest habitats?

Anneli Palo¹, Dagmar Hoder²

¹ Department of Geography, University of Tartu

² NGO Tipu Looduskool

Summary

Forests are subject to constant changes; these include natural processes, disturbances and human impact such as clearing, the use of forest lands for agriculture and reforestation. The goal of this study was to research whether historical maps are useful for the inventory of FFH-forest types and to detect land use change in forest ecosystems. The quality of FFH-forest types *9010 Western Taiga, *9080 Fennoscandian deciduous swamp woods and *91D0 Bog woodland in Alutaguse region in Ida-Viru County in Estonia was researched, and the dependency of the representativity of FFH-forest types on land use history was analyzed. The Natura 2000 database, maps and aerial photography were used for this purpose. Fieldwork was carried out in 2008 and 2009 to validate data obtained from databases and map analysis.

Land use changes detected from historical maps were validated during fieldwork. The time gap between mappings is, however, too large to detect all land use changes in the forest landscape. Therefore forest stands in areas continuously marked as forest on historical maps are not necessarily unmanaged and do not automatically possess a high representativity value. Land use in the forest landscape has resulted in fragmented forest patches. Continuously forested habitat patches in the research area of habitat type *9010 and *9080 are on average less than 2 ha in size, and for habitat type *91D0 this value is about 6 ha.

Of the 171 fieldwork points, 96 continuously forested areas and 11 points with other land use (land use on one map layer was marked as bushland or cutting area) fulfilled the requirements of forest habitat types (representativity value A, B, C).

The representativity of forest habitats depends on the form of management and the intensity of cutting, which in turn influences the amount of structural elements in the forest stand. The impact differs, however, between habitat types and certain forest stands. Fast-growing ash and black alder stands may already give a natural impression after 70 years, while coniferous tree stands as well as forests growing on pasture lands will take about 130 years.

Orgaanilise süsiniku väljakande tõus Eesti jõgedes aastatel 1992–2007 süvenenud põudade mõjul

Jaan Pärn, Ülo Mander
Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Suurtel laiuskraadidel asuvates valglates on tähtsaimaks orgaanilise süsiniku allikaks turbamaad (Pettersson *et al.*, 1997; Arvola *et al.*, 2004; Laudon *et al.*, 2004; Mattsson *et al.*, 2007; Gordeev, Kravchishina, 2009). Põhjapoolsed turbamaad moodustavad maakera mulla süsinikuvarust kolmandiku (Gorham, 1991). Selle hulk vastab 60% atmosfääri süsinikuvarule (Oechel *et al.*, 1993). Üleilmne soojenemine on hakanud süsinikuvarusid destabiliseerima, muutes neid järk-järgult orgaanilise süsiniku allikateks. Kliima soojenemisele võivad sellel olla tõsised tagajärjed (Oechel *et al.*, 1993; Freeman *et al.*, 2001). Läänemere piirkonna soode süsiniku sidumise võimet on hinnatud $8\text{--}55 \text{ t C km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Jansson *et al.*, 1999).

Eestis on $10\,091 \text{ km}^2$ turbamaid, moodustades 22,3% meie maa pindalast. Turbamaid esineb erinevates niiskusrežiimides ja neid on väga erinevalt majandatud, vaheldudes looduslikest rabadest, siirde- ja madalsoodest kõdusoometsade ja kuivendatud põldudeni (Allikvee, Ilomets, 1995). Kuivendatud on 60% kuni 70% Eesti turbamaadest (Ilomets, 2003). Kuivendusest tekkinud aeroobsed tingimused põhjustavad kiiret turba mineraliseerumist CO_2 , CH_4 ja lahustunud orgaaniliseks süsinikuks (Perelman, 1975).

1.1. Orgaanilise süsiniku väljakanne ja kliimamuutused

Orgaanilist süsinikku kannab välja vooluvesi mille hulk sõltub sademetest. Õhne jões ja Väikeses Emajões ning Botnia lahe põhjaranniku Tornio, Gáláseatnu ja Råne jõgedes on lahustunud orgaanilise süsiniku ning sademete ja äravoolu vahel täheldatud kõrget positiivset korrelatsiooni (Nõges *et al.*, 2003; Smith *et al.*, 2008). Soodes takistab anaeroobsus fenooloksidaasi nimelist ensüümi eemaldamast fenoolühendeid, mis pärsivad turba bioloogilist lagundamist. Freeman *et al.* (2000) pakuvad, et hapnikupuudus on ainus, mis takistab põhjapoolsete turbamaade süsinikuvaru pääsemist atmosfääri (ensümaatiline päästikmehhanism *enzymatic latch*). Eriti põhjustavad turba aereerimist põuad (Freeman *et al.*, 2001). Ensümaatilise päästikmehhanismi põhimõttele rajatud poolempiiriline mudel suutis ennustada orgaanilise süsiniku väljakannet Moor House'i rabast Yorkshires (Worrall, Burt, 2005). Muud uurimused on andnud erinevaid tulemusi (Evans

et al., 2006), millest osad väidavad, et veetaseme alanemine suurendab turbas lahustunud orgaanilise süsiniku tootmist (nt Tipping *et al.*, 1999), samas kui teised pakuvad selle asemel vähendavat mõju (nt Freeman *et al.*, 2004) või mõju puudumist (nt Blodau *et al.*, 2004).

Äärmuslikult kuivade või sajuste päevad hulk on aastate 1957 ja 2006 vahel tõusnud. Samal ajal on tõusnud pöudade ja äärmuslikult sajuste ilmade aastane variatsioon (Tammets, 2005; Tammets, 2007). Lõuna-Rootsis on täheldatud kerge tendents 1960. aastatest pikenenud hüdrooloogilistele pöudadele (Hisdal *et al.*, 2003). Tänapäeva ja 2070. aastate vahel ennustavad mudelid Eestis suurenevat põuariski ja järk-järgult enam suvel kuivenevaid muldi (Lehner, Döll, 2001; Järvet, 2004).

1.2. Orgaanilise süsiniku väljakanne ja keemiliste ühendite depositsioon

Üks orgaanilise süsiniku väljakande suurenemise peapõhjusi Põhja-Euroopas on SO_4^{2-} (sulfaatioonide) vähenemine, mis põhjustab suuremat mulla orgaanilise süsiniku lahustumist. Nimelt pärsib õhusaaste vähenemisest tingitud väävlipuudus metaani tootvaid ürgebaktereid (Gauci *et al.*, 2002; Monteith *et al.*, 2007). On arvatud, et see mehhanism on suurendanud orgaanilise süsiniku väljakannet Suurbritannia jõgedes vahemikus 1990. aastate keskelt 2000. aastate keskpaigani (Evans *et al.*, 2005). Lämmastikuühenditegi depositsiooni vähenemine võib mõjutada mulla keemiat süsiniku väljakande suurenemisele (Findlay, 2005). Enamgi veel, Roulet, Moore (2006) väidavad et süsiniku väljakannet mõjutab keerukas geokeemiliste tegurite kompleks. Eesti tööstuse taasiseseisvumisjärgne ümberkorraldus viis lämmastiku- ja väävlühendite depositsiooni tõsisele langusele (Treier *et al.*, 2004) samal ajal kui põllumajandusest pärinevad nitraadivoodki nulli lähedale kukkusid (Mander *et al.*, 1998).

Käesoleva töö eesmärk oli selgitada muutusi orgaanilise süsiniku väljakandes Eesti jõgedest ajavahemikul 1992–2007 seoses muutustega äravoolus ja vee keemias.

2. Materjal ja meetodika

2.1. Uurimispiirkond

Vee keemia ja äravoolu andmed on saadud 15 Eesti jõe kohta, kokku 78 276 km² valglate pindalale (joonis 1; tabel 1). Suurteks valglateks olid Narva jõe (vooluhulk mõõdetud Narva jõe maanteeasilla all; 56 200 km²), Suure Emajõe (vee keemia mõõdetud Kavastus, äravool Tartus 7842 km²) ja Pärnu jõe valgla (Oore; 5154 km²). Ülejäänud jõgesid uuriti järgmistes gruppides: (1) Põhja-Eesti väikejõed (Kasari, Vihterpalu, Keila, Vääna, Jägala, Pudisoo, Valgejõgi, Kunda, Puritse, Rannapungerja; 6901 km²) ja (2) Lõuna-Eesti väikejõed (Väike Emajõgi ja Võhandu; 2180 km²).

Uuritud valglate maakasutuse koosseis oli väga vahelduv, varieerudes haritud maa osakaalus 10% kuni 40% ning soode osakaalus 4% kuni 53%. Suured Narva jõgi ja Suur Emajõgi lähtuvad Peipsist ja Võrtsjärves samas kui Pärnu ega Põhja-Eesti väikejõed järvedest oluliselt mõjutatud ei ole (Järvekül, 2001; Peipsi Koostöö Keskus, 2006).



Joonis 1. Uuritud valglad Eestis: (1) Narva, (2) Suur Emajõgi, (3) Pärnu; Põhja-Eesti väikejõed: (4) Kasari, (5) Vihterpalu, (6) Keila, (7) Vääna, (8) Jägala, (9) Pudisoo, (10) Valgejõgi, (11) Kunda, (12) Purtse, (13) Rannapungerja, Lõuna-Eesti väikejõed: (14) Võhandu, (15) Väike Emajõgi. Vt valglate suurust ja maakasutuse näitajaid tabelis 1.

Figure 1. Studied catchments in Estonia: (1) Narva, (2) Suur Emajõgi, (3) Pärnu; the group of small rivers of northern Estonia: (4) Kasari, (5) Vihterpalu, (6) Keila, (7) Vääna, (8) Jägala, (9) Pudisoo, (10) Valgejõgi, (11) Kunda, (12) Purtse, (13) Rannapungerja, (14) Võhandu, (15) Väike Emajõgi. See Table 1 for the sizes and land use composition parameters of the catchments.

Tabel 1. Uuritud valglate näitajad (Järvekülg, 2001; Peipsi Koostöö Keskus, 2006). E/H: ei ole hinnatud
Table 1. Characteristics of studied catchments. E/H: not estimated.

	Narva	Suur Emajõgi	Pärnu	Põhja-Eesti väikejõed										Lõuna-Eesti väikejõed	
				Kasari	Vihtrpalu	Keila	Vääna	Jägala	Pudisoo	Valgejõgi	Kunda	Purtse	Rannapungerja	Võhandu	Väike Emajõgi
Valgla pindala (km ²)	56 200	7841	5154	2640	474	635	209	903	132	404	407	784	313	1130	1050
Haritav maa (%)	14	35	10	25	10	31	35	27	E/H	34	21	E/H	E/H	25	40
Soo (%)	10	10	21	31	53	33	5	23	E/H	14	4	E/H	E/H	10	9
Järved (%)	7	3	1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1	<1

2.2. Vee keemia andmed

Orgaanilise süsiniku ärakannet hindasime PHT (permanganaatse hapnikutarbe) ja TOC (kogu orgaanilise süsiniku) andmete põhjal. Eesti keskkonnaseire programm alustas PHT mõõtmisi 1992. a. TOC mõõtmised algasid 1998. a 21 lävendis. Veeproovid kogus ja mõõtis Tallinna Tehnikaülikooli keskkonnatehnoloogia osakond (Põhja-Eesti lävendid), Keskkonnauuringute Keskuse Virumaa osakond (Kirde-Eesti), OÜ Tartu Keskkonnauuringud (Lõuna-Eesti) ja Keskkonnauuringute Keskuse Pärnumaa osakond (Edela-Eesti). Lävendid olid valitud, et hinnata saasteainete ärakannet Eesti peamistes jõgedes Läänemerre, Peipsisse ja Võrtsjärve. Veeproovid olid võetud 6–12 korda aastas. Andmed on vabalt alla laetavad aadressilt <http://loodus.keskkonnainfo.ee>.

2.3. Äravooluanalüüs

Päevased vooluhulgad korjas EMHI (Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituut). Vooluhulgad ($m^3 s^{-1}$) olid arvatud lävendite veetaseme mõõtmistest. Kasutamiseks sobisid 15 lävendi aegread: Kasari, Vihterpalu, Keila, Väana, Jägala, Pudisoo, Kunda, Purtse, Rannapungerja, Narva jões, Suures Emajões, Väikeses Emajões, Võhandu ja Pärnu jões. EMHI-lt saime ka lävendite pindalad (tabel 1).

Kuna vooluhulga aegrida Narva maanteeväljalte alt algas alles 2002. a, rekonstrueerisime varasema vooluhulga Vasknarva lävendi vooluhulga põhjal ($R^2 = 0,53$). Väljendamaks äravoolu ajalist muutust igas jões, jagati uurimisperiood kaheks 8-aastaseks vahemikuks: 1992–1999 ja 2000–2007. Kõigepealt arvatati üksikute jõgede äravool kummalgi ajavahemikul. Seejärel, et saada hüdrooloogiliste põudade parameeter, arvutasime samadele jõgedele suvise poolaasta summaarsed äravoolud (aprillist septembrini; Jones, Lister, 1998) vastavatel ajavahemikel. Muutus jõe summaarses äravoolus arvatati kui 2000.–2007. a summaarse äravoolu suhe 1992.–1999. a summaarsesse äravoolu vastavas jões. Muutus hüdrooloogiliste põudade hulgas arvatati 2000.–2007. a suviste poolaastate summaarse äravoolu suhtena 1992.–1999. a suviste poolaastate äravoolu.

2.4. Kontsentratsioonide analüüs

Igale päevale 1992.–2007. a omistati TOC kontsentratsiooni hinnang. Selleks omistati igale päevale ajaliselt lähim TOC kontsentratsiooni mõõtmine. Kuna TOC oli mõõdetud alates 1998. a, rekonstrueerisime varasemad TOC kontsentratsioonid seose kaudu PHT-ga (Xu, Thomson, 2008). TOC mõõtmise puudumisel omistati päevale TOC hinnang PHT kaudu. Arvutasime TOC ja PHT vahelised lineaarsed regressioonivalemid determinatsioonikoeffitsendiga üle 0,75 Põhja-Eesti kuuetele jõele (Kasari, Vihterpalu, Keila, Väana, Jägala, Pudisoo). Konkreetse jõe astmefunktsioon sobis kõige paremini Purtse, Rannapungerja ja Pärnu PHT ja TOC ridadele ($R^2 > 0,5$). Narva jõe regressioonivalemid ei andnud determinatsioonikoeffitsenti üle 0,5. Seetõttu lisasime Vasknarva, Purtse ja Rannapungerja lävendite andmed ja

kasutasime saadud ühise andmerea regressioonihüperbooli ($R^2 > 0,5$). Lähedaste jõgede andmeridade kombinatsiooni kasutasime Kunda ja Väikese Emajõe puhul, millest kumbki andis lineaarse regressioonivõrrandi ($R^2 > 0,5$). See võte ei andnud determinatsioonikoefitsienti üle 0,5 Võhandu jõele, mistõttu kasutasime konkreetse jõe andmerea regressioonivalemit ($R^2 > 0,35$).

Vältimaks liigse kaalu omistamist üksikutele lühikestele sündmustele, otsisime hüdrograafidelt juhuseid kus TOC või PHT mõõtmised langesid üksikutele vooluhulga tippudele või lohkudele. Sellisel puhul omistati üksiku lühisündmuse ajal mõõdetud kontsentratsioon vaid selle sündmuse päevadele, samas kui lähim sellest sündmusest väljaspool asuv mõõtmine omistati ülejäänud nende kahe mõõtmise vahele jäävatele päevadele. Võtet toetab tõsiasi, et suures ajalisel mõõtkavas käituvad orgaanilise süsiniku kontsentratsioonid tüüpiliselt koos vooluhulgaga (Moore, 1989; Inamdar *et al.*, 1999; Vidon *et al.*, 2008 jt).

Hindamiseks kontsentratsioonide muutumist, jagati uurimisperiod kaheks (1992–1999 ja 2000–2007). Iga uuritud jõe TOC kontsentratsioonidele arvutati mediaan. Perioodide vahel arvutati mediaanide absoluutne vahe ja suhe, mida kasutati TOC kontsentratsiooni muutumise parameetritena. Sama arvutati SO_4^{2-} kontsentratsioonidele. Testimaks TOC muutumise parameetrite sõltuvust äravoolu ja SO_4^{2-} kontsentratsioonide parameetreist, sooritati Spearmani korrelatsiooni-analüüs. Kõrvaldasime sellest analüüsist Rannapungerja, Kunda ja Jägala andmed, arvestades vastavates lävendites toimunud muutuste tugevat mõjutatust 1999.–2002. a tööd alustanud Tudulinna, Kunda ja Linnamäe hüdroelektrijaamadest. Purse jõgi eemaldati samuti, kuna selle äravoolu ja keemiat mõjutasid peamiselt kaevandusveed (Rätsep, Liblik 2001). Analüüsi langes 11 jõge.

Sooritasime TOC kontsentratsioonide aegrea regressioonianalüüsi üksikute jõgede ja jõegruppide kaupa.

2.5. Statistiline analüüs

Kontrollimaks muutujate vastavust normaaljaotusele, sooritasime Shapiro-Wilki, χ^2 -ruut ja Lillieforsi testi, kasutades *Statistica 7.0* tarkvara. Olulise hälbe puhul normaaljaotusest ($p < 0,05$) rakendati mitteparameetrist Spearmani astakorrelatsiooni. Aegride regressioonigi olulisust kontrolliti p-väärtuse kaudu.

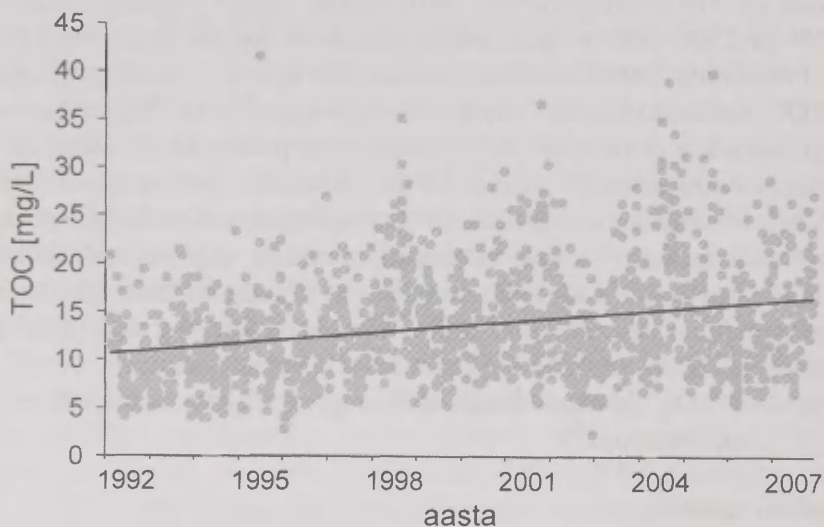
2.6. TOC väljakanne

Päevane TOC väljakanne grammides arvutati 15 jõe kohta (kaasa arvatud hüdroelektrijaamadest ja kaevandusvetest mõjutatud jõgede kohta) korrutades päevased äravoolud vastavate TOC kontsentratsiooni hinnangutega. Uurimisperioodiaegne muutus vastava jõe TOC ärakandes väljendati erinevusena 2000.–2007. a väljakande ja 1992.–1999. a väljakande vahel.

3. Tulemused

3.1. TOC kontsentratsiooni muutus

Narva jõe TOC kontsentratsiooni mediaan aastatel 1992–1999 oli $13,6 \text{ mg l}^{-1}$, samas kui 2000. ja 2007. a vahel oli see $14,7 \text{ mg l}^{-1}$ (7,5% tõus; tabel 2). Pärnu jões olid vastavad arvud $17,0 \text{ mg l}^{-1}$ ja $19,7 \text{ mg l}^{-1}$ (+15,8%). Lõuna-Eesti jõgede mediaanides olulist muutust ei toimunud. Purtse jões langes kontsentratsioon $16,7 \text{ mg l}^{-1}$ $15,8 \text{ mg l}^{-1}$ (–5,4%). Põhja-Eesti vähese inim mõjuga väikejõgedes ulatus kasv 7,1%-st kuni 38,8%-ni. Samades jõgedes esines nõrk kuid oluline TOC kontsentratsiooni kasvutrend ($R^2=0,09$, $p<0,05$; joonis 2). Trendi valem oli $y = 0,001x - 23,53$, kus y oli TOC kontsentratsioon ja x päevade arv meie ajaarvamise algusest. Teistes jõgedes oli TOC trend statistiliselt ebaoluline.



Joonis 2. TOC kontsentratsiooni trend kuues Põhja-Eesti väikejões (Kasari, Vihterpalu, Keila, Vääna, Jägala, Pudisoo, Valgejõgi). $y = 0,001x - 23,53$; $R^2=0,09$; $p<0,05$. Vt valglate parameetreid tabelist 1.

Figure 2. Trend of TOC concentration in small undisturbed northern Estonian streams. ($y = 0.001x - 23.53$; $R^2=0.09$; $p<0.05$; see Table 1 for the list of rivers).

Tabel 2. Muutused ajavahemikus 1992.–1999. a võrrelduna aastatega 2000–2007. ‘ ΔQ (2000–2007/1992–1999)’: suhe 2000.–2007. a summaarse äravoolu ja 1992.–1999. summaarse äravoolu vahel; ‘ ΔQ apr–sept (2000–2007/1992–1999)’: suhe ajavahemiku 2000.–2007. a suvise poolaasta äravoolu ja sama näitaja vahel aastate 1992–1999; ‘ ΔSO_4 ’: SO_4 mediaan (2000–2007) ja SO_4 mediaan (1992–1999) vahe; ‘TOC konts’: TOC kontsentratsiooni mediaan vastaval ajavahemikul; ‘TOC rel ärak’: ajavahemiku keskmine TOC ärakanne aasta ja km^2 kohta; ‘TOC abs ärak’: kogu vastava ajavahemiku ärakanne; ‘E/A’: ei arvestatud

Table 2. Changes from the period 1992–1999 to the period 2000–2007. ‘ ΔQ (2000–2007/1992–1999)’: ratio between total discharge of the period 2000–2007 and total discharge in 1992–1999; ‘ Δ Apr–Sept Q (2000–2007/1992–1999)’: ratio between total flow discharge in the summer half-years of the period 2000–2007 and the same characteristic in 1992–1999; ‘ ΔSO_4 ’: difference between SO_4 median (2000–2007) and SO_4 median (1992–1999); ‘TOC conc’: median TOC concentration in the period; ‘TOC rel export’: average TOC export during the period per year per km^2 ; ‘TOC abs export’: total load during the period; N/A: not accounted.

	Põhja-Eesti väikejõed													Lõuna-Eesti väikejõed		Kokku
	Narva	Suur Emajõgi	Pärnu	Kasari	Vihterpalu	Keila	Vääna	Jägala	Pudisoo	Valgejõgi	Kunda	Purtse	Ranna-pungerja	Võhandu	Väike Emajõgi	
Pindala (km^2)	56 200	7841	5154	2640	474	635	209	903	132	404	407	784	313	1130	1050	78 276
ΔQ (2000–2007/1992–1999) (%)	-10,3	-3,2	-3,9	-6,4	-9,7	-12,3	-10,5	E/A	-12,7	1,8	E/A	E/A	E/A	-6,4	-0,8	E/A
ΔQ apr-sept (2000–2007/1992–1999) (%)	-18,8	-14,3	-24,6	-23,7	-24,2	-27,4	-26,7	E/A	-22,7	-13,1	E/A	E/A	E/A	-14,4	-11,0	E/A
ΔSO_4 (mg/L)	-1,0	-2,0	-6,0	-2,4	-2,0	-7,6	-7,0	E/A	-3,0	-4,0	E/A	E/A	E/A	-2,0	-4,0	E/A
TOC konts. (1992–1999) (mg/L)	13,6	15,0	17,0	12,6	18,5	10,0	12,9	12,7	10,8	8,9	8,8	16,7	16,7	13,8	14,7	E/A
TOC konts. (2000–2007) (mg/L)	14,7	15,0	19,7	15,3	25,6	13,8	15,6	15,5	13,2	10,5	10,0	15,8	17,9	14,2	14,7	E/A
TOC rel. ärak. (1992–1999) ($10^6 g C km^{-2} a^{-1}$)	3,55	3,99	5,67	4,25	5,89	3,65	5,00	3,43	3,34	2,99	9,32	5,32	5,22	3,93	4,02	3,84
TOC rel. ärak. (2000–2007) ($10^6 g C km^{-2} a^{-1}$)	3,50	4,05	6,25	5,40	7,30	4,47	5,99	4,59	3,58	3,49	10,71	5,44	8,07	3,75	4,26	3,94
TOC abs. ärak. (1992–1999) ($10^{12} g C km^{-2} a^{-1}$)	1,60	0,25	0,23	0,09	0,02	0,02	0,01	0,02	0,00	0,01	0,03	0,03	0,01	0,04	0,03	2,40
TOC abs. ärak. (2000–2007) ($10^{12} g C km^{-2} a^{-1}$)	1,57	0,25	0,26	0,11	0,03	0,02	0,01	0,03	0,00	0,01	0,03	0,03	0,02	0,03	0,04	2,47

3.2. Äravoolu muutus

Võrreldes ajavahemikuga 1992.–1999. a, langes Narva jõe äravool 2000.–2007. aastatel 10,3%, Pärnu jões 3,9% ja Suures Emajões 3,3% (tabel 2). Väikejõgedes vaheldus muutus 1,8% tõusust 12,7% languseni. Sellele vastupidiselt kasvas hüdroelektrijaamades mõjutatud jõgedes vooluhulk 8,7%–22,3%.

3.3. Suvise poolaasta äravoolu muutus

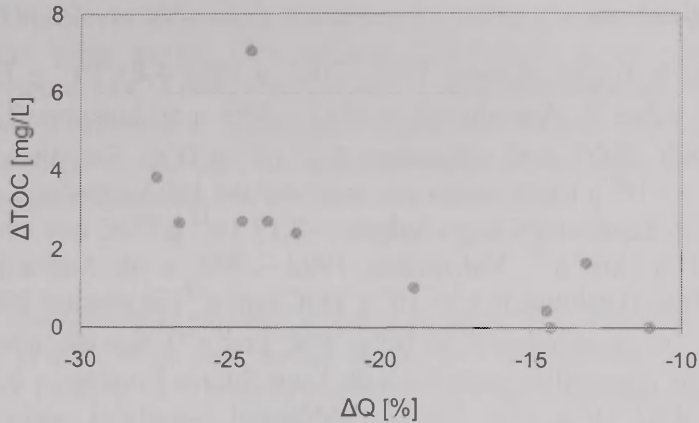
Aprilli–Septembri äravoolud vähenesid Narva jões 18,8%, Pärnu jões 24,6% ja Suures Emajões 14,3% (tabel 2). Lõuna-Eesti väikejõgede äravool kahanes vastavalt 11,0% ja 14,4%. Kuues uuritud vähese inimõjuga Põhja-Eesti väikejõgedes langesid suvise poolaasta äravoolud 13,1%–27,4%.

3.4. SO_4^{2-} kontsentratsiooni muutus

SO_4^{2-} kontsentratsiooni mediaan kahanes Narva jões 1 mg l^{-1} , Pärnu jões 6 mg l^{-1} ja Suures Emajões 2 mg l^{-1} (tabel 2). Lõuna-Eesti väikejõgedes kahanes kontsentratsioon vastavalt 2 mg l^{-1} ja 4 mg l^{-1} . Vähese inimõjuga Põhja-Eesti väikejõgedes langesid kontsentratsioonid $2,0$ – $7,6 \text{ mg l}^{-1}$.

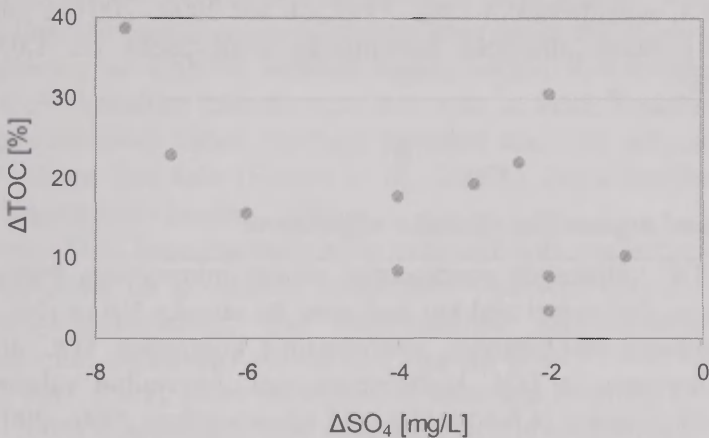
3.5. Korrelatsioon TOC, hüdroloogilise põua parameetri ja SO_4^{2-} vahel

Statistiliselt oluline Spearmani ρ suurusega $-0,83$ esines hüdroloogilise põua parameetri (aprilli kuni septembri äravoolude summa aastatel 2000–2007 jagatud sama näitajaga aastatel 1992–1999) ja TOC kontsentratsiooni muutumise parameetri vahel (kummagi perioodi TOC kontsentratsiooni mediaanide vahed; $R^2=0,67$; $p<0,01$; $n=11$; joonis 3). SO_4^{2-} kontsentratsioonide vahede ja perioodi TOC keskväärtuste kasvude vahel oli Spearmani ρ $-0,48$ ($R^2=0,23$) kuid statistiliselt ebaoluline ($p=0,13$; joonis 4).



Joonis 3. Korrelatsioon 11 jõe aprilli–septembri äravoolu muutuste (äravool (2000–2007)/(äravool 1992–1999) – 100%) ja samade jõgede TOC muutuste vahel samadel ajavahemikel. Spearmani $\rho = -0,83$; $R^2=0,67$; $p<0,01$

Figure 3. Correlation between the increase of April–September water discharges in 11 rivers ((total discharge in 2000–2007)/(discharge in 1992–1999) – 100%) and the increase of TOC from the period 1992–1999 to the period 2000–2007 in the rivers. Spearman’s $\rho = 0.83$; $R^2=0.67$; $p<0.01$.



Joonis 4. Korrelatsioon SO_4^{2-} kontsentratsiooni muutuste (SO_4 mediaan (2000–2007) – SO_4 mediaan (1992–1999) (mg l^{-1})) ja keskmise TOC kontsentratsiooni kasvu vahel ($\text{TOC}_{\text{keskmise}} (2000–2007)/(\text{TOC}_{\text{keskmise}} (1992–1999))$). Spearmani $\rho = -0,48$; $R^2=0,23$; $p=0,13$.

Figure 4. Correlation between the decreases in SO_4^{2-} concentrations (SO_4 median (1992–1999) – SO_4 median (2000–2007) (mg l^{-1})) and the increase of the average TOC concentrations (($\text{TOC}_{\text{average}}(2000–2007)/(\text{TOC}_{\text{average}} 1992–1999)$). Spearman’s $\rho = -0.48$; $R^2=0.23$; $p=0.13$.

3.6. TOC väljakanne

Uuritud valglate kogumist kanti 1992.–2007. a välja $4,87 \cdot 10^{12}$ g TOC ($3,89 \cdot 10^6$ g TOC $\text{km}^2 \text{a}^{-1}$; tabel 2). Ajavahemikus 1992.–1999. a oli ärakanne $2,40 \cdot 10^{12}$ g TOC, samas kui 2000.–2007. a oli väljakanne $2,47 \cdot 10^{12}$ g TOC. See tähendas 2,6% tõusu, keskmiselt $7,83 \cdot 10^3$ g tõusu aastas ehk suurenemist $100 \text{ kg km}^2 \text{a}^{-1}$.

Narva jõgi kandis 65% kogu hulgast – $3,17 \cdot 10^{12}$ g TOC mis võrdub keskmiselt $3,52 \cdot 10^6$ g TOC $\text{km}^2 \text{a}^{-1}$. Vahemikus 1992.–1999. a oli Narva jões väljakanne $1,60 \cdot 10^{12}$ g TOC (keskmiselt $3,55 \cdot 10^6$ g TOC $\text{km}^2 \text{a}^{-1}$) ja aastatel 2000–2007 oli see $1,57 \cdot 10^{12}$ g TOC (keskmiselt $3,50 \cdot 10^6$ g TOC $\text{km}^2 \text{a}^{-1}$). See tähendas 1,5% langust. Suuruselt teine orgaanilise süsiniku hulk kanti Suures Emajões – $0,50 \cdot 10^{12}$ g TOC, mis võrdub $4,02 \cdot 10^6$ g TOC $\text{km}^2 \text{a}^{-1}$. Mõlemal 8-aastasel perioodil kanti välja $0,25 \cdot 10^{12}$ g TOC. Lõuna-Eesti väikejõgedes kanti ära $0,14 \cdot 10^{12}$ g TOC ($3,98 \cdot 10^6$ g TOC $\text{km}^2 \text{a}^{-1}$). Mõlemal 8-aastasel perioodil oli väljakande suuruseks $0,07 \cdot 10^{12}$ g TOC.

Pärnu jõe valglast kanti välja kokku $0,49 \cdot 10^{12}$ g TOC ($5,96 \cdot 10^6$ g TOC $\text{km}^2 \text{a}^{-1}$). Aastatel 1992–1999 oli ärakande suuruseks $0,23 \cdot 10^{12}$ g TOC, mis tõusis 2000.–2007. a perioodiks $0,26 \cdot 10^{12}$ g TOC. Ajavahemike vaheliseks erinevuseks on $0,58 \cdot 10^6$ g TOC $\text{km}^2 \text{a}^{-1}$ (+10,2%). Põhja-Eesti väikejõgede valglate 6901 km^2 kanti välja $0,57 \cdot 10^{12}$ g TOC, mis on keskmiselt $5,12 \cdot 10^6$ g TOC $\text{km}^2 \text{a}^{-1}$). Olles $0,25 \cdot 10^{12}$ g TOC ajavahemikus 1992–1999, oli see 2000.–2007. a juba $0,31 \cdot 10^{12}$ g TOC. Seega perioodivaheliseks keskmiseks erinevuseks oli $1,05 \cdot 10^6$ g TOC $\text{km}^2 \text{a}^{-1}$ (22,9%).

4. Arutelu

4.1. Suurenenud orgaanilise süsiniku väljakanne

Seletamaks TOC väljakande suurenemist vähese inimõjuga Põhja-Eesti väikejõgedes ja Pärnu jões samal ajal kui ärakanne jäi samaks Narva jões, Suures Emajões ja Lõuna-Eesti väikejõgedes, analüüsisime kõigepealt TOC ärakande kahte komponenti: äravoolu ja TOC kontsentratsiooni. Äravoolud vähese inimõjuga Põhja-Eesti väikejõgedes ja Narva jões olid ajavahemikus 2000.–2007. a tunduvalt väiksemad kui perioodil 1992–1999. Pärnu jões ja Suures Emajões oli langus väiksem (3%–4%). Seega toimusid TOC ärakande muutused äravoolu muutumisele vastupidiselt. Tulemus on vastuolus üldise seaduspäraga, mille kohaselt orgaanilise süsiniku ärakanne järgib äravoolu muutumist, nagu selgitab Pastor *et al.* (2003). Asi võib olla erinevates aja-mõõtkavades, kuna meie uurisime erinevusi 8-aastaste ajavahemike vahel, samas kui Pastor *et al.* (2003) korreleerisid kuise intervalliga mõõtmisi. Meie tulemused ei vasta ka Tamm *et al.*, (2008) uurimusele Võrtsjärve valgla orgaanilise süsiniku väljakandest, mille kohaselt sõltub ärakanne peamiselt äravoolust. Väärrib ka märkimist, et Tamm *et al.* (2008) arvatud lahustunud süsiniku kontsentratsioonid Pikasilla lävendi kohta 1992.–2003. a on umbes viis korda

väiksemad kui käesolevas töös sama ajavahemiku kohta saadud TOC kontsentratsiooni hinnangud ning samas jões aastatel 2004–2007 Eesti keskkonnaseire programmi mõõdetud TOC kontsentratsioonid. Viiekordne erinevus ei tohiks vastata tegelikkusele, arvestades, et lahustunud orgaaniline süsinik moodustab TOC-st umbes 90% ja orgaanilise süsiniku kontsentratsioonide üldist mitmekordistumist ei ole Väikeses Emajões toimunud.

4.2. Järvede mõju

Seega äravoolu muutumine ei suutnud seletada muutusi TOC ärakandes. Selle asemel märkasime, et kõik kolm jõge, milles olulist TOC väljakande kasvu ei toimunud (Narva, Suur Emajõgi ja Võhandu), lähtusid järvedest. Järvesisene orgaanilise süsiniku ärastusmehhanismi on selgitanud Schimel *et al.* (2007) ja järvedega seotud orgaanilise süsiniku protsesse Vuorenmaa *et al.* (2006). Vastavaid Võrtsjärve-siseid protsesse on uurinud Toming *et al.* (2009).

4.3. Suurenenud TOC kontsentratsioon orgaanilise süsiniku väljakande põhjusena

Ülalpool toodu põhjal loeme orgaanilise süsiniku väljakande tõusu põhjuseks üldist 0–38% tõusu TOC kontsentratsiooni mediaanides (erandiks Purtse jõgi, kus muutusi põhjustab arvatavasti kaevandusvete koostise muutumine). TOC kontsentratsiooni tõus oli tugevalt seotud suvise poolaasta äravoolude vähenemisparameetriga. See vastab Eimers *et al.* (2007a) esitatud tugeva negatiivse korrelatsiooniga ($R = -0,62$ kuni $-0,69$) kevadise (märtsi–mai) äravoolu ja aasta keskmise orgaanilise süsiniku kontsentratsiooni vahel. Madalat kevadist äravoolu põhjustab peamiselt sellele eelnev vähene lumikate (Eimers *et al.*, 2007b). Eesti lumikattes on täheldatud oluline langustrend (Jaagus, 1997).

Meie esitatud TOC kontsentratsioonide muutuste sõltuvus hüdroloogilise põua parameetri muutustest on kooskõlas varasemate väidetega sellest, kuidas põuad mõjutavad turba lagundamist, mis ensümaatilise päästikmehhanismi kaudu toodavad lahustunud orgaanilist süsinikku (Tipping *et al.*, 1999, Freeman *et al.*, 2001, Worrall, Burt, 2005). Meie tulemused ei vasta aga Freeman *et al.* (2004) ega Blodau *et al.* (2004) tulemustega, mis viitavad põudade negatiivsele või olematule mõjule.

Me ei suutnud usaldusväärselt kinnitada vähenenud sulfaatide depositsiooni võimaliku orgaanilise süsiniku väljakande tegurina nagu on varem väitnud Gauci *et al.* (2002) ja Monteith *et al.* (2007), kuna uuritud jõgede andmestikus dokumenteeritud SO_4^{2-} kontsentratsiooni muutused ei korreleerunud oluliselt TOC kontsentratsiooni muutustega. Sellegipoolest lubab tulemuseks olnud 0,23 determinatsioonikoefitsient arvata, et sulfaatioonide depositsiooni kahanemisel on TOC ärakande kasvule mõningane mõju.

Kuna samal ajavahemikul esines suur langus lämmastikuühenditegi depositsioonis ja põllumajanduslikus väljakandes (Mander *et al.*, 1998; Treier *et al.*, 2004), on vaja edasisi uuringuid mulla keemia mõjust orgaanilise süsiniku väljakandele (Findlay, 2005; Evans *et al.*, 2006; Monteith *et al.*, 2007).

5. Järeldused

Meie uurimus demonstreeris, et hoolimata jõevee äravoolu vähenemisele, aastatel 1992–2007 orgaanilise süsiniku väljakanne järvede poolt vähe mõjutatud Põhja-Eesti väikejõgedes ja Pärnu jões kasvas. Kuna orgaanilise süsiniku kasv korreleerus hästi aprilli kuni septembri äravoolude langusega, võib arvata, et ärakande tõusu põhjustasid peamiselt süvenenud põuad suurendades turba lagundamist. Sulfaatide depositsiooni kahanemisel võis samuti olla mingi mõju. Tulemused demonstreerivad, kuidas üks üleilmne süsihappegaasi allikas sõltub keerulisest inimõjude kompleksist.

Tänuavaldus

Käesolevat tööd toetas Eesti Teadusfondi grant nr 7527 ning Haridus- ja Teadusministeeriumi sihtfinantseerimisprojekt SF0180127s08. Siiras tänu kuulub järgmistele abilistele: Ülle Leisk Tallinna Tehnikaülikooli Keskkonnatehnika Instituudist ja Valeria Galushkina EMHI-st andmete ja kommentaaride eest, Anto Aasa meie osakonnast statistilise nõu eest, Kristina Sohar jooniste ja tabelite kujunduse eest.

Kasutatud kirjandus

- Allikvee, H., Ilomets, M. 1995. Sood ja nende areng. In: A. Raukas (editor) Eesti: Loodus. Valgus, Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn.
- Arvola, L., Räike, A., Kortelainen, P., Järvinen, M. 2004. The effect of climate and landuse on TOC concentrations and loads in Finnish rivers. *Boreal Environmental Research* 9: 381–387.
- Blodau, C., Basiliko, N., Moore, T. R. 2004. Carbon turnover in peatland mesocosms exposed to different water table levels. *Biogeochemistry* 67: 331–351.
- Eimers, M. C., Buttle, J. M., Watmough, S. A. 2007a. Influence of seasonal changes in runoff and extreme events on DOC trends in wetland and upland-draining streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 65: 796–808.
- Eimers, M. C., Watmough S. A., Buttle, J. M. 2007b. Long-term trends in dissolved organic carbon concentration: a cautionary note. *Biogeochemistry* 87: 71–81.
- Evans, C. D., Monteith, D. T., Cooper, D. M. 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environmental Pollution* 137: 55–71.
- Evans, C. D., Chapman, P. J., Clark J. M., Monteith, D. T., Cresser, M. S. 2006. Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. *Global Change Biology* 12: 2044–2053.

- Findlay, S. E. G. 2005. Increased carbon transport in the Hudson River: unexpected consequence of nitrogen deposition? *Frontiers in the Ecology and Environment* 3: 133–137.
- Freeman, C., Ostle, N., Kang, H. 2001. An enzymic 'latch' on a global carbon store. *Nature* 409: 149.
- Freeman, C., Fenner, N., Ostle, N. J., Kang, H., Dowrick, D. J., Reynolds, B., Lock, M. A., Sleep, D., Hughes, S., Hudson, J. 2004. Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. *Nature* 430: 195–198.
- Gauci, V., Dise, N., Fowler, D. 2002. Controls on suppression of methane flux from a peat bog subjected to simulated acid rain sulfate deposition. *Global Biogeochemical Cycles* 16: 1004.
- Gordeev, V.V., Kravchishina, M. D. 2009. Influence of Climate Change on the Changing Arctic and Sub-Arctic Conditions. Springer Netherlands.
- Gorham, E. 1991. Northern peatlands, role in the carbon cycle and probable responses to climate warming. *Ecological Applications* 1: 182–195.
- Hisdal, H., Holmqvist, E., Hyvärinen, V., Jönsson, P., Kuusisto, E., Larsen, S., Lindström, G., Ovesen, N. B., Roald, L. 2003. Long Time Series – A Review of Nordic Studies. CWE Long Time Series group, Reykjavik.
- Ilomets, M. 2003. Mille arvel kaevandame turvast? *Eesti Loodus* 54(2/3): 20–24.
- Inamdar, S., Rupp, J., Mitchell, M. 1999. Export mechanisms for dissolved organic carbon and nitrate during summer storm events in a glaciated forested catchment in New York, USA. *Hydrological Processes* 18: 2651–2661.
- Jaagus, J. 1997. The impact of climate change on the snow cover pattern in Estonia. *Climate Change* 36: 65–77.
- Jansson, Å., Folke, C., Rockström, J., Gordon, L. 1999. Linking freshwater flows and ecosystem services appropriated by people: The case of the Baltic Sea basin. *Ecosystems* 2: 351–366.
- Järvekülg, A. 2001. Eesti jõed. Ülikooli kirjastus, Tartu.
- Järvet, A. 2004. Influence of hydrological factors and human impact on the ecological state of shallow Lake Võrtsjärv in Estonia. Doktoriväitekiri, Tartu Ülikool.
- Jones, P. D., Lister, D. H. 1998. Riverflow reconstructions for 15 catchments over England and Wales and an assessment of hydrologic drought since 1865. *International Journal of Climatology* 18: 999–1013.
- Laudon, H., Köhler, S., Buffam, I. 2004. Seasonal TOC export from seven boreal catchments in northern Sweden. *Aquatic Science* 66: 223–230.
- Lehner, B., Döll, P. 2001. Europe's droughts today and in the future. In: Lehner B, T. Hendrichs, P. Döll, J. Alcamo (eds). EuroWasser – Model-based assessment of European water resources and hydrology in the face of global change. Center for Environmental Systems Research, Kassel.
- Mander, Ü., Kull, A., Tamm, V., Kuusemets, V., Karjus, R. 1998. Impact of climatic fluctuations and land use change on runoff and nutrient losses in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 41: 229–238.
- Mattsson, T., Kortelainen, P., Lepistö, A., Räike, A. 2007. Organic and minerogenic acidity in Finnish rivers in relation to land use and deposition. *Science of the Total Environment* 383: 183–192.

- Monteith, D. T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., de Wit, H. A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B. L., Jeffries, D. S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopáček, J., Vesely, J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450: 537–540.
- Moore, T. R. 1989. Dynamics of Dissolved Organic Carbon in Forested and Disturbed Catchments, Westland, New Zealand 1. Maimai. *Water Resources Research* 25: 1321–1330.
- Nõges, P., Kägu, M., Nõges, T. 2007. Role of climate and agricultural practice in determining matter discharge into large, shallow Lake Võrtsjärv, Estonia. *Hydrobiologia* 581: 125–134.
- Oechel, W. C., Hastings, S. J., Vourlitis, G., Jenkins, M., Riechers, G., Grulke, N. 1993. Recent change of arctic tundra ecosystems from a carbon sink to a source. *Nature* 361: 520–523.
- Pastor, J., Solin, J., Bridgham, S. D., Updegraff, K., Harth, C., Weishampel, P., Dewey, B. 2003. Global warming and the export of dissolved organic carbon from boreal peatlands. *Oikos* 100: 380–386.
- Peipsi Koostöö Keskus 2006. Piiriülese Peipsi valgala veemajandusprogramm. Tallinn.
- Perelman, A. I. 1975. Geohimija landšafta (Maastiku geokeemia) (2nd Edition). Moskva, Vöššaja škola .
- Pettersson, C., Allard, B., Borén, H. 1997. River discharge of humic substances and humic-bound metals to the Gulf of Bothnia. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 45: 533–541.
- Rätsep, A., Liblik, V. 2001. The Influence of Polluted Water Flows on Hydrological and Hydrochemical Conditions of Purtse Catchment Rivers, NE Estonia. *Nordic Hydrology* 32: 215–226.
- Roulet, N., Moore, T. R. 2006. Browning the waters – comment. *Nature* 444: 283–284.
- Schindler, D. W., Curtis, P. J., Bayley, S. E., Parker, B. R., Beaty, K. G., Stainton, M. P. 1997. Climate-induced changes in the dissolved organic carbon budgets of boreal lakes. *Biogeochemistry* 36: 9–28.
- Smith, B., Aasa, A., Ahas, R., Blenckner, T., Callaghan, T. V., de Chazal, J., Humborg, C., Jönsson, A. M., Kellomäki, S., Kull, A., Lehtikoinen, E., Mander, Ü., Nõges, P., Nõges, T., Rounsevell, M., Sofiev, M., Tryjanowski, P., Wolf, A. 2008. Climate-related Change in Terrestrial and Freshwater Ecosystems. In: The BACC Author Team. Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin. Springer, Berlin, Heidelberg. Pp 221–284.
- Tamm, T., Nõges, T., Järvet, A., Bouraoui, T. 2008. Contributions of DOC from surface and groundwater into Lake Võrtsjärv (Estonia). *Hydrobiologia* 599: 213–220.
- Tammets, T. 2005. Changes in frequency of extreme wet and dry conditions in Estonia. In: Proceedings of International Conference on Climate Change: Impacts and Responses in Central and Eastern European Countries. Pecs, pp 87–93.
- Tammets, T. 2007. Distribution of extreme wet and dry days in Estonia in last 50 years. *Proceedings of Estonian Academy of Science: Engineering* 13: 252–259.
- Tipping, E., Woof, C., Rigg, E., Ineson, P., Taylor, K., Benham, D., Poskitt, J., Rowland, A. P., Bol, P., Harkness, D. D. 1999. Climatic influences on the leaching of dissolved organic matter from upland UK moorland soils, investigated by a field manipulation experiment. *Environment International* 25: 83–95.

- Toming, K., Arst, H., Paavel, B. 2009. Spatial and temporal variations in coloured dissolved organic matter in large and shallow Estonian waterbodies. *Boreal Environmental Research* (In press).
- Treier, K., Pajuste, K., Frey, J. 2004. Recent trends in chemical composition of bulk precipitation at Estonian monitoring stations 1994–2001. *Atmospheric Environment* 38: 7009–7019.
- Vidon, P., Wagner, L. E., Soyeux, E. 2008. Changes in the character of DOC in streams during storms in two Midwestern watersheds with contrasting land uses. *Biogeochemistry* 88: 257–270.
- Vuorenmaa, J., Forsius, M., Mannio, J. 2006. Increasing trends of total organic carbon concentrations in small forest lakes in Finland from 1987 to 2003. *Science of the Total Environment* 365: 47–65.
- Worrall, F., Burt, T. 2005. Predicting the future DOC flux from upland peat catchments. *Journal of Hydrology* 300: 126–139.
- Xu, X. Y., Thomson, N. R. 1999. Estimation of the maximum consumption of permanganate by aquifer solids using a modified chemical oxygen demand test. *Journal of Environmental Engineering* 134: 353–361.

Increased organic carbon export in Estonian rivers in 1992–2007 as affected by deepening droughts

Jaan Pärn, Ülo Mander

Department of Geography, University of Tartu

Summary

Human activities have begun to transform northern peatlands into global sources of organic carbon. There are 10,091 km² of peatlands in Estonia. An increasing amount of droughts have been observed, which constitutes a threat of increased peat decomposition and further export of organic carbon. The aim of this research was to explain the changes in organic carbon exports from Estonian rivers in the period 1992–2007 in terms of changes in stream-water discharge and chemistry. The measurements of TOC (total organic carbon) were begun in 1998. We reconstructed the earlier concentrations of TOC through the link with CODKMnO₄ (permanganate oxygen consumed). The obtained daily TOC export estimate series of 15 weirs were totalled for two periods: 1992–1999 and 2000–2007. While the river-water discharges decreased in 13 of the 15 rivers, an increase of 22% in TOC export occurred in the small rivers of northern Estonia, and an increase of 10% occurred in the Pärnu River. The loads remained the same in the rivers of eastern Estonia, which are influenced by in-lake processes. The increase matched the significant positive trend in TOC concentrations in the small undisturbed rivers of northern Estonia ($R^2=0.09$, $p<0.05$). The increase ratios of TOC concentrations correlated closely with the decrease ratios of April–September discharges (Spearman's $\rho=0.67$; $p<0.01$). The correlation with the decreases in SO₄²⁻ concentrations was insignificant ($R^2=0.23$; $p=0.13$). We conclude that the main factor in the increase in organic carbon export is the deepening of droughts caused by climatic warming.

Kasvuhoonegaaside CO₂, CH₄ ja N₂O emissioon looduslikest ja kuivendatud soodest ning turbatootmisaladelt

Jüri-Ott Salm^{1,2}, Kaido Soosaar¹, Martin Maddison¹, Sille Tammik¹, Ülo Mander¹

¹Tartu Ülikooli geograafia osakond

²SA Eestimaa Looduse Fond

1. Sissejuhatus

Olemasolevad kasvuhoonegaaside nagu süsinikdioksiidi (CO₂), metaani (CH₄) ning naerugaasi (N₂O) voogude mõõdistusandmed, mille põhjal on hinnatud Eesti siirdesoodest ja rabade kasvuhoonebilanssi, pärinevad vaid mõnedest riikidest (Soome, Rootsi, samuti Kanada ja Ameerika Ühendriigid) ja vaid mõne järjestikuse aasta kohta, aktuaalne on riigipõhiste ja nende territooriumitel paiknevatel sootüüpidel vastavate mõõdistuse läbiviimine (Nilsson *et al.*, 2001; Byrne *et al.*, 2004; Ilomets, 2005; Von Arnold *et al.*, 2005; Salm, Mander, 2008). Käesoleval ajal on aktuaalne riigipõhiste ja nende territooriumitel paiknevatel sootüüpidel vastavate mõõdistuse läbiviimine. Seega, täpsemate andmete saamiseks Eesti kohta, on ilmne vajadus viia läbi Eesti soodest lähtuvate kasvuhoonegaaside voogude hindamisel pikaajalised, kliimaatilistest tingimustest lähtuvad aastate vahelist varieeruvust arvestavad mõõdistused erinevates sootüüpides, sh erinevates mikroreljeefi tingimustes ja erinevate häiringutega soodes.

Andmete vähesus või puudumine jätab mitmed otsused puudulikeks, sest “kui puudub üldine mõistmine majanduslikust väärtusest ja kompromissi võimalusest, märgalade taastamise ja kaitse vajadustest, jäävad ka märgalade poolt pakutavad majanduslikult olulised teenused kaitseta ja piisava tagatiseta” (Lupi *et al.*, 2002). Sood katavad maailma maismaast ligikaudu 3% (4 000 000 km²) ja nendes on akumulierenud hinnanguliselt 550×10⁹ t süsinikku (Parish *et al.*, 2008), mis moodustab kolmandiku muldades sisalduvast süsinikust (Joosten, Clarke, 2002). Samas eraldub kuivenduse poolt põhjustatud turba oksüdeerumisel atmosfääri 887×10⁶ t CO₂ aastas – sellest 4% Euroopa soodest, kuid kogunisti 58% ühest piirkonnast – Indoneesiast (Hooijer *et al.*, 2006). Eelkõige on Indoneesias toimuv seotud kuivenduse ja metsaraiega, ning sellega kaasnevate põlengutega – 1997. a hinnati põlengute tulemusel atmosfääri lendunud süsiniku hulgaks 0,81 kuni 2,57×10⁹ t süsinikku (Page *et al.*, 2002). Eestis on hinnatud soode kuivenduse tulemusel atmosfääri eralduva süsiniku koguseks 0,8 kuni 1,6×10⁶ t aastas (Ilomets *et al.*, 1995). Eesti osakaal turbavarude kui ka emissioonide suhtes on siinkohal kaduvväike, kuid teadmiste põhisem maakasutuse reguleerimine annaks võimaluse

olukorda muuta ja olla soode kasutamise ning kaitse korraldamisel eeskujuks teistele piirkondadele.

Kirjandusest kogutud andmete ja nende analüüsimisel arvatud (Salm *et al.*, 2009) mediaani põhjal on CO₂, CH₄ ja N₂O gaaside koguemissioon Eesti siirde-soodest ja rabadest vahemikus 278 000 kuni 1 056 000 t CO₂ ekvivalenti aastas. Kuivendatud aladelt lähtuv emissioon on 419 000 kuni 676 000 CO₂ ekvivalenti, kuivendamata ja/või kuivendussüsteemide andmebaasides mitte arvel olevatelt aladelt –141 000 kuni 380 000 CO₂ ekvivalenti. Hinnanguliselt on Eestis rabade ja siirde-soode kuivendamise tagajärjel kasvuhoonegaaside CO₂, CH₄ ja N₂O summaarne emissioon CO₂ ekvivalentidesse ümberarvutatuna 2,3 kuni 2,4 korda suurem, kui see oleks looduslikus olekus soodest. Andmed toovad kinnitust ka Ilometsa (2005) järeldusele – seoses inimtegevusega on suur osa Eesti rabadest kuivendatud ja nõnda on nende roll CO₂ akumulatsioonina vahetunud CO₂ emiteerija rolliga. Eesmärgiga hinnata kasvuhoonegaaside bilanssi Eesti soodes, alustati 2008. aasta juunis mõõtmisi Soomaa rahvuspargis – kuivendatud ja looduslikel aladel Kuresoos ja Valgerabas.

Lisaks soode kuivendamisele on vastavalt Soome, Skandinaavia ja Põhja-Ameerika kogemuste põhjal olulised kasvuhoonegaaside süsinikdioksiidi CO₂, CH₄ ja N₂O allikad ka kasutusest välja jäänud turbatootmisalad (jääturbasood). Eestis sellelaadsed uurimused seni puudusid, kuid alates 2008. a novembrist uuritakse Tartumaal Sangla ja AS Tootsi Turvas AS halduses olevas kolmes Kirde-Eesti turbarabas – Kasesoos, Puhatu rabas ja Hiiesoos – nimetatud kasvuhoonegaaside emiteerumist suletud kambri meetodil.

Uurimustööde raames läbiviidavad mõõtmised võimaldavad adekvaatsemalt hinnata (Eesti) soode rolli maastiku aineriingi reguleerimisel, sh kuivenduse ja veerežiimi taastamise mõju. Samuti kuivendatud ja kuivendamata soode osa riikide CO₂ kvootidega opereerimisel.

2. Materjalid ja meetodika

2.1. Uurimisalade kirjeldus

2.1.1. Looduslikud ja kuivendatud sood

Uurimisalad on Ida-Virumaal asuv looduslik Kasesoo ning Soomaa Rahvuspargis paiknevad Kuresoo ja Valgeraba (joonis 1). Esimesel uurimisalal on gaaside mõõtmised teostatud vaid looduslikul alal, viimase kahe puhul nii soo looduslikus osas kui ka kuivendatud lõigus.

Kasesoo uurimisala paikneb Eesti suurimas soostikus, Puhatu soostikus, mis asub Ida-Virumaal, jääjärvede ja Suur-Peipsi setetega kaetud ulatuslikus nõos (alade üldkirjeldus siin ja edaspidi lähtutakse M. Orru koostatud teatmikust “Eesti Turbasood (1995)). Soostiku kogupindala 57 079 ha. Soo tekkis seljakutevaheliste järvealade ja mineraalmaade soostumisel. Turba lamamiks on liivsavi, kruus ja liiv,

ooside vahel leidub õhuke si järvemudakihte. Toitub sademetest, põhjaveest ja moreenisest veest.

Kasesoo looduslik mõõtmisala (N59° 08' 30,4" E27° 40' 40,3") paikneb puismätsaraba kasvukohatüübis (kasvukohatüübi määratlemisel siin ja edaspidi kasutatud J. Paali koostatud Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni (Paal, 1997). Alal kasvavad varieeruva vanusega männid (*Pinus sylvestris*), mille keskmine kõrgus on 2 m ja maksimaalne kõrgus ulatub kuni 3 meetrini. Puistu valem 10Mä. Juurdekasvu on üsna palju ja tihedalt (mänd). Eeldatav kuivenduse mõju on antud alale minimaalne. Inimmõju alale on aga tugev: ala paikneb aktiivsete turba- ja põlevkivikaevanduste vahetus läheduses. Gaaside mõõtmised toimuvad mätastelt.

Valgeraba asub Viljandi maakonna läänepiiril, Soomaa Rahvuspargis, Pärnu madaliku idaosa lamedas nõos. Soo moodustavad kaks rabaala ja neid ühendav siirdesoo. Turvas lasub liival ja liivsavil. Soo pindala on 3379 ha. Madalsoolasundit on 1131 ha siirdesoolasundit 859 ha ja rabalasundit 1389 ha. Lasundi paksus on 4,6–7,8 m.

Valgeraba looduslik uurimisala (N58° 26' 11,8" E25° 14' 12,3") paikneb puismättaraba kasvukohatüübis. Surnult seisvaid puid on alla 5%, lagupuitu esineb maapinnal kuni 5%. Mikroreljeef on mätlik, mätaste vahel madalamad ja märjemad alad. Domineerivad turbasambla (perekond *Sphagnum*) liigid ja harilik mänd. Gaaside mõõtmised toimuvad mätastelt ja nende vahelistelt madalamatelt aladelt.

Valgeraba kuivenduse poolt mõjutatud uurimusala (N58° 26' 06,1" E25° 14' 13,4") paikneb tugevalt muudetud veerežiimiga siirdesoometsa kasvukohatüübis. Kuivenduse mõju on väga tugev, kogu ala on kraavitatud. Kraavid alaliselt veega täitunud, kuid hakkavad juba kinni kasvama. Ala on kaetud umbes 20 m kõrguse metsaga. Puistu liituvus on 0,5, valem 9Mä+ 1Ks. Surnult seisvaid puid on alla 5%, lagupuitu maapinnal 0–5%. Järelkasv ja põõsarinne on hõre. Gaaside mõõtmised toimuvad peamiselt turbasammaldega kaetud alalt.

Kuresoo asub Pärnu madaliku idaosas, Viljandi maakonnas, Soomaa Rahvuspargis. Sood piiravad Halliste, Lemme- ja Navesti jõgi. Turba lamamiks on liiv, saviliiv ja savi. Soo tekkis nõo soostumisel. Toitub valdavalt sademetest, äärealad ka põhja-, valg- ja tulvaveest. Soo servaaladel kasvab kuuse-kase segamets, keskosas levib rabataimkate, kus on nii rabamännikut, lageraba kui ka älvelist laukaraba. Soo lõunaservas on 6 m kõrgune turbane nõlv nn "rabarind" (Loopmann, 1974). Soo pindala on 10 847 ha. Kuresoos on 1874 ha madalsoolasundit, 896 ha raba-segalasundit ja 8072 ha rabalasundit. Lasundi paksus on 3,1–8,5 m (Oru, 1995). Raba lõunaservas, Hüpassaare peakraavist vahetult läänes asub 80 ha suurune kuivendatud ala, kuhu on rajatud 8 erineva pikkusega kraavi.

Kuresoo looduslik uurimisala (N58° 28' 29,3" E25° 12' 30,3") paikneb peenra-älveraba kasvukohatüübis, kus on võimalik minimaalne kuivenduse mõju. Reljeef on muutlik: älved ja mättad selgelt eristunud. Alal leidub üksikuid kiduraid

mände. Marjamajanduslik väärtus puudub. Gaaside mõõtmised toimuvad mätastelt ja älvelt.

Kuresoo kuivenduse poolt mõjutatud uurimusala (N58° 28' 25,5" E25° 12' 46,3") paikneb tugeva kuivenduse mõjuga puis-peenra-älveraba kasvukohatüübis. Kuivenduse mõju on väga tugev: kraavid sügavad ja vooluveelised. Reljeef on muutlik: älved ja nende vahel mätasteread. Üksikud kidurad männid ja kased (*Betula pubescens* ja *Betula x aurata*), millede kõrgus jääb alla 3 m. Järelkasvu vähe ja hõredalt. Mätastel kasvab valdavalt kanarbik (*Calluna vulgaris*) ja kukemari (*Empetrum nigrum*), älvestes valge nokkhein (*Rhynchospora alba*). Turbasamblad osakaal on väga väike. Metsamajanduslik väärtus puudub. Gaaside mõõtmised toimuvad mätastelt ja älvest.

2.1.2. Turbatootmisalad

Turbatootmisaladena on võetud kolm turbatootmissood Ida-Virumaal – Puhatu, Kasesoo ja Hiiesoo, ning Sangla turbatootmisala vahetus läheduses paiknev tugevasti mõjutatud ala (joonis 1).

Puhatu ja Kasesoo uurimisalad asuvad Ida-Virumaal, kuuludes Puhatu soostikku. Asukoha üldisem kirjeldus on esitatud ptk 2.1.1.

Puhatu soos on kokku kolm uurimisala, mis on valitud vastavalt erinevatele keskkonnatingimustele:

- Taimestikuta hästi lagunenenud turbaga ala (N59° 15' 38,7" E27° 9' 04,3"). Ülitugeva kuivenduse mõjus tootmisala. Veetase allpool turbalasadit, mistõttu ala allub tugevasti tuuleerosioonile. Üldiselt ala taimestikuta, mille vahetus läheduses esineb üksikuid taimi.
- Taimestikuta halvasti lagunenenud turbaga ala (N59° 15' 57,4" E27° 37' 53,3"). Ülitugeva kuivenduse mõjus olev taimestikuta tootmisala.
- Taimestikuga taastuv (kuni 5 aastat tootmisest väljas oleva rohttaimestikuga kaetud) turba-ala (N59° 15' 57,0" E27° 37' 54,4"). Alalt eemaldati puud ja taimestik 2009. a aprillis. Ülitugeva kuivenduse mõjus olev aktiivse tootmisala kõrval asuv taimestunud ala. Domineerivad kõrrelised: jäneskastik (*Calamagrostis epigeios*) ja püstkastik (*Calamagrostis neglecta*).

Kasesoos on kokku kaks uurimisala:

- Taimestikuta hästi lagunenenud turbaga ala (N59° 08' 45,5" E27° 39' 49,1"). Ülitugeva kuivenduse mõjus tootmisala. Ala allub tuule- ja veeerosioonile.
- Taimestikuga keskmiselt kuni halvasti lagunenenud turbaga ala (N59° 08' 28,3" E27° 39' 11,2"). Kuni 2009. a suveni oli ala tootmisest umbes 20 aastat väljas olnud. Alale olid kasvanud mõne meetri kõrgused kased ja männid. Puhmarindes domineeris kanarbik. 2009. a suvel lõigati alalt puud, mõõtmisala ümbert eemaldati täielikult taimkate ning renoveeriti kuivendussüsteem.

Hiiesoo asub Ida-Viru maakonna põhjaosas. Soo tekkis järve soostumisel, toitub sademetest ja põhjaveest. Turba lamamiks on liivsavi. Soo pindala 1359 ha, sellest madalsoolasundit 305 ha, siirdesoolasundit 304 ha ja rabalasadundit 750 ha. Lasundi paksus 2,5–3,9 m (Orru, Allikvee, 1975).

Hiiesoos on kokku neli uurimisala, mis on samuti liigitatud vastavalt erinevatele keskkonnatingimustele:

- Taimestikuta halvastilagunenud turbaga tootmisala (N59° 21' 06,7" E27° 07' 26,5"). Ülitugeva kuivenduse mõjus olev aktiivse tootmisala kõrval paiknev ala, mis on vähesel määral hakanud taimestuma.
- Taimestikuta keskmiselt kuni hästilagunenud turbaga ala (N59° 21' 07,6" E27° 06' 10,3"). Ülitugeva kuivenduse mõjus olev tootmisala. Üksikud isendid 1–2 aastaseid mände.
- 10 aastat tootmisest väljajäänud hõreda rohttaimestikuga kaetud ala (N59° 21' 06,7" E27° 07' 26,5"). Ülitugeva kuivenduse mõjus olev aktiivse tootmisala kõrval paiknev ala. Alal domineerivad kõrgemates kohtades kõrrelised (jäneskastik, harilik kadakkaer (*Cerastium fontanum*) ning madalamates ja niiskemates kohtades tupp-villpea (*Eriophorum vaginatum* Li).
- Taastuv (kuni 25 aastat kasutusest väljas olev) ala (N59° 21' 30,9" E27° 05' 55,6"). Kuivenduse mõju tugev. Alale väga hõredalt kasvanud paarimeetrised männid ja kased. Taimkate hõre, üksikute isenditena.

Sangla soo paikneb Tartu maakonna loodeosas ja osaliselt Jõgeva maakonna lääneserval. Soostik asub Võrtsjärve nõos. Toitub tulvaveest, sademetest ja põhjaveest. Kõigis vaadeldavais soostiku osades leidub turba all järvemuda ja -lupja.

Uurimisala: paikneb aktiivse turbakaevandusala ja ristikupõllu vahel (N58° 19' 37,8" E26° 13' 05,3"). Tegu on tugevalt muudetud veerežiimiga siirdesoometsa kasvukohatüübiga. Puurinne on umbes 25 m kõrgune ja keskealine. Puistu valem 8MälKs1Hb. 1–2 aastat tagasi raiutud võsa, mistõttu vohab harilik paakspuu (*Frangula alnus*). Inimmõju alale on tugev: ala paikneb turba väljavee tee ääres, haritava ristikupõllu läheduses.



Joonis 1. Uurimisalade paiknemine. Kuivendatud (1) *versus* kuivendamata ja/või kuivendussüsteemide andmebaasides mitte arvel olevad (2) siirdesood ja rabad.

Figure 1. Location of study sites on the map of Estonian transitional fens and oligotrophic bogs. 1 – Areas affected by drainage; 2 – Natural areas or areas not included in databases of drained areas.

2.2. Väli- ja kameraaltööde meetodika

Gaasiemisioonide mõõtmisel kasutatakse suletud kambri meetodit. Proovide kogumisel kasutatakse valgeid (vältimaks temperatuuri tõusmist proovi kogumisel) ning läbipaistmatuid (vältimaks fotosünteesi) 65,5 l mahuga, 50 cm diameetri ja kõrgusega pvc-kambreid. Mõõtmised teostatakse kambrite asetamisega varem maapinda installeeritud, tasakaalustatud ja veega täidetud 0,19625 m² pindalaga rõngastele.

Proovid kogutakse kõikidelt uurimusalt viies korduses eelvakueeritud 100 ml klaaspudelitesse 1 tunni jooksul 30 min intervalliga. Mõõtmisi teostatakse kord kuus.

Gaasiproovid analüüsitakse TÜ geograafia osakonna laboris Shimatzu GC-2014 gaaskromatograafi süsteemiga, mis on ümber ehitatud vastavalt Lofffield *et al.* (1997) välja toodud meetodikale. Gaaside voog (μg või $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$) pinna- ja ajahüki kohta arvutatakse välja 1-tunnise kontsentratsiooni muutuse järgi kambri.

Paralleelselt gaasiproovide kogumisega mõõdetakse väljas põhjaveetase ja pinnase temperatuur (0, 10, 20 ja 30 cm sügavusel). Turbatootmisaladel ja mahajäetud turbaväljadelt võetakse lisaks kaks korda aastas samadelt sügavustelt igalt proovialalt pinnaseproov keemiliseks ja mineraloogiliseks analüüsiks. Tartu

Keskkonnauuringute Laboris analüüsitakse neli korda aastas igale proovialale paigaldatud lüsimetritest kogutavate veeproovide alusel süsiniku-, lämmastiku- ja fosforisisaldus. Väritingimustes mõõdetakse veeproovide põhjal ka pH, redokspotentsiaal ja hapnikusisaldus.

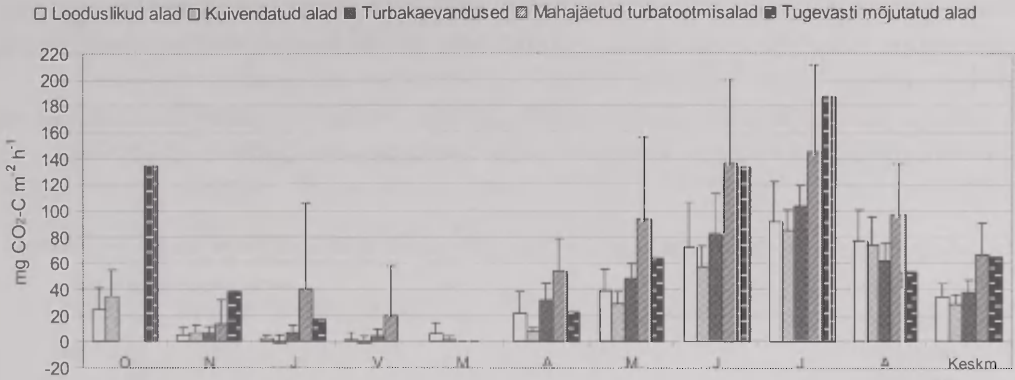
3. Tulemused ja arutelu

3.1. CO₂-C vood

CO₂-C emissiooni mõõtmistulemuste põhjal võib väita, et looduslikes tingimustes aladel on süsiniku eraldumine atmosfääri väiksem võrreldes kuivenduse tõttu muudetud veerežiimiga, sh kaevandatud, aladega (joonis 2). Kuivenduse poolt mõjutatud aladelt lähtuvaid suuremaid CO₂-C emissioone kinnitavad ka erinevate uurimistöõde andmed (Salm *et al.*, 2009). Veetaseme alanemine suurendab aeroobse pinnase kihi osakaalu ja see loob soodsad tingimused orgaanilise aine lagunemiseks (Bubier *et al.*, 2003) ja seeläbi ka gaasi emissiooni suurenemiseks (Alm *et al.*, 2007a; Alm *et al.*, 2007b; Bubier *et al.*, 2003; Martikainen *et al.*, 1993; Saarnio *et al.*, 2007). Juhul, kui kuivenduse mõjul suureneb mõjutataval alal biomassi produktsioon, suureneb nii autotroofne hingamine kui ka tekkiva varise tõttu heterotroofne hingamine (Alm *et al.*, 2007b). Aktiivsetel turbakaevandamise aladel, kus taimestik puudub, on mõõtmisandmete põhjal CO₂-C emissioonid väiksemad. Selle põhjuseks on tõenäoliselt värske varise puudumine, mis aktiveeriks mikroobide tegevust orgaanilise aine lagunemisel. Samas, madal pinnaseveetase ja aeroobsed tingimused loovad soodsa keskkonna mikroobidele orgaanilise aine lagunemisel (vt Salm, Mander, 2008).

Mõõtmistulemused kinnitavad ka emissioonide aastaajalisi muutusi. Emissioonide suurenemine aprillis ja mais iseloomustavad vegetatsiooniperioodi algust ja soode vabanemist lume ning jääkatte alt – emissioonid suurenevad nii autotroofse kui ka heterotroofse hingamise tulemusel. Samas, kuna lumi hoiab turbalasundis temperatuuri selle külmumistemperatuurist soojemana, jätkub pinnases mikroobne tegevus ühes orgaanilise aine lagunemisega ka talvel (Roehm, Roulet, 2003). CO₂-C vabanemine vegetatsioonivälisel perioodil toimub difusiooni ja heterotroofse hingamise läbi. Mõõtmiste käigus registreeriti ka CO₂-C sidumist talvekuudel, mille põhjuste selgitamine on üks osa edasises uurimistöös.

Kui hinnata erinevate kasvukohatüüpide ja mõjutatud alade süsinikubilanssi, tuleb arvestada taimede poolt fotosünteesi käigus seotava CO₂-C osakaaluga. Antud osas on kavandatud uurimisandmete kogumine teaduskirjandusest.



Joonis 2. CO₂-C emissioon (mg C m⁻² h⁻¹) looduslikelt aladelt, metsamajanduslikel eesmärkidel kuivendatud aladelt, turbakaevandustelt, mahajäetud turbatootmisaladelt ja tugevasti mõjutatud aladelt. Esitatud väärtused: keskmine ja standardhälve. Mõõtmis-periood: oktoober 2008 – august 2009.

Figure 2. Average and standard deviation values of CO₂-C emissions (mg C m⁻² h⁻¹) from study sites in natural areas, areas drained for forestry purposes, peat extraction areas, abandoned peat production areas and severely disturbed peatland. Period of measurements: October 2008 – August 2009.

3.2. CH₄-C vood

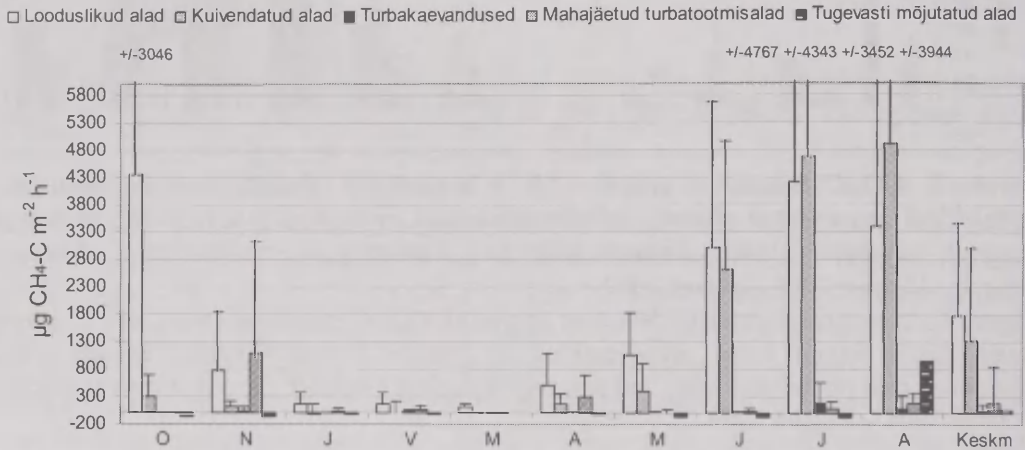
Mõõtmistulemuste põhjal olid CH₄-C vood suuremad looduslikes tingimustes olevatelt aladelt (joonis 3). Metaani (CH₄) emissiooni määr sõltub veetasemest (Bos *et al.*, 2003; Huttunen *et al.* 2003; Kettunen *et al.*, 2000; Strack *et al.*, 2003; Werner *et al.*, 2003; Minkkinen *et al.*, 2007a,) ja vastavatest muutustest kas kuivenduse (Strack *et al.*, 2003) või kuivemate (Werner *et al.*, 2003; Saarnio *et al.*, 2007) ja soojemate (Nykänen *et al.*, 1998) kliimaolude tõttu. Uurimisaladel oli veetase oluliselt madalam turbakaevandamise aladel ja mahajäetud turbaväljadel, kuid oluliselt väiksemad olid erinevused teiste kuivendatud alade ja looduslike soode vahel.

Aastaajaliselt olid väiksemad vood jaanuarist aprillini, kui pinnas oli enamasti jäätunud, mis omakorda võis takistada metaani vabanemist atmosfääri. Samas näitavad erinevad uuringud, et metaani tekib aastaringselt, vegetatsioonivälisel perioodil 15% (Saarnio *et al.*, 2007) kuni 22% (Nilsson *et al.*, 2001). Emissioonide oluline suurenemine aprillis võib suure tõenäosusega olla põhjustatud pinnase sulamisest.

Oluline metaani emissioonis on taimestik – soontaimede esinemise suurene-misega kasvab emissiooni koguhulk, seda seonduvalt suurema koguse substraadi (orgaanilise aine) sattumisega katotelmi juurestiku ja varise tekkimisel (Strack *et al.*, 2003; Huttunen *et al.*, 2003) ja taimede poolt õhkkoe abil pakutava gaasi transpordiga katotelmist akrotelmi (Frenzel, Karofeld 2000; Kettunen *et al.*, 2000; Nilsson *et al.*, 2001; Bos *et al.*, 2003; Minkkinen *et al.*, 2007a). Ka mõõtmisaladel

lähtuti proovide kogumisel soontaimede, eelkõige villpea (perekond *Eriophorum*) esinemisest või mitteesinemisest – antud osas kavandatakse andmete analüüsi töö edasises faasis.

Kirjanduse põhjal koostatud analüüsi põhjal erisuvad samuti looduslikud alad kuivendatud aladest suurema metaani emissiooni poolest (Salm *et al.*, 2009).



Joonis 3. CH₄-C emissioon (µg C m⁻² h⁻¹) looduslikelt aladelt, metsamajanduslikel eesmärkidel kuivendatud aladelt, turbakaevandustelt, mahajäetud turbatootmisaladelt ja tugevasti mõjutatud aladelt. Esitatud väärtused: keskmine ja standardhälve. Mõõtmis-periood: oktoober 2008 – august 2009.

Figure 3. Average and standard deviation values of CH₄-C emissions (µg C m⁻² h⁻¹) from study sites in natural areas, areas drained for forestry purposes, peat extraction areas, abandoned peat production areas and severely disturbed peatland. Period of measurements: October 2008 – August 2009.

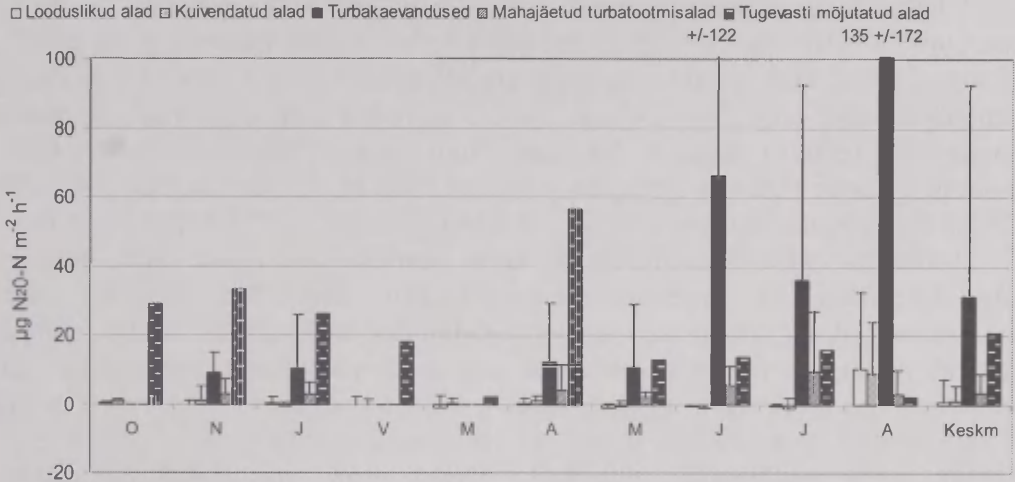
3.2. N₂O-N vood

N₂O-N emissioonid on mõõtmisaladelt väikesed, kuid teistest eristuvad turba-kaevandusalad ja tugevasti mõjutatud ala (Sangla soo) (joonis 4). Siinjuures on mõlema ala puhul emissioonid aastaajaliselt väga erinevad. Looduslikel ja teistel kuivendatud aladel on mõõdetud ka N₂O-N sidumist mõõtmisaladel, mida on täheldatud ka teistes uurimustes (Martikainen *et al.*, 1993).

N₂O emissiooni sõltub eelkõige vajalike toitainete – nitraadi kättesaadavusest, seeläbi on see väike toitainevaestes rabades ja toimub suuremal määral toitainerikkamatelt või kuivendatud aladelt (Alm *et al.*, 2007b; Couwenberg *et al.*, 2009; Minkkinen *et al.*, 2002; Regina *et al.*, 1996). Veetaseme alanemise tõttu intensiivistuv orgaanilise ainese lagunemine võib suurendada lämmastiku kontsentratsiooni ja ühtlasi suureneb ka nitrifikatsiooni-denitrifikatsiooni protsess (vt ka Alm *et al.*, 2007). Toodud seoseid kinnitavad ka teiste mõõtmisandmete tulemused –

kuivendatud aladel on suurem N₂O emissioon võrreldes looduslikes tingimustes olevate aladega (Salm *et al.*, 2009).

Aastaegade lõikes on täheldatud mikroorganismide suuremat rolli N₂O emissioonis vegetatsiooniperioodi välisel ajal, kui kasutatakse surnud taime osakesi ja konkurents nitraadi pärast soontaimedega on väike või puudub (Salm, Mander, 2008). Antud asjaolu võib seletada oluliselt suuremat N₂O emissiooni vegetatsiooniperioodi välisel alal tugevasti mõjutatud alal.



Joonis 4. N₂O-N emissioon ($\mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$) looduslikelt aladelt, metsamajanduslikel eesmärkidel kuivendatud aladelt, turbakaevandustest, mahajäetud turbatootmisaladelt ja tugevasti mõjutatud aladelt. Keskmine ja standardhälve. Mõõtmisperiod: oktoober 2008 – august 2009.

Figure 4. Average and standard deviation values of N₂O-N ($\mu\text{g C m}^{-2} \text{h}^{-1}$) from study sites in natural areas, areas drained for forestry purposes, peat extraction areas, abandoned peat production areas and severely disturbed peatland. Period of measurements: October 2008 – August 2009.

3.3. Eesti turbatootmisalad

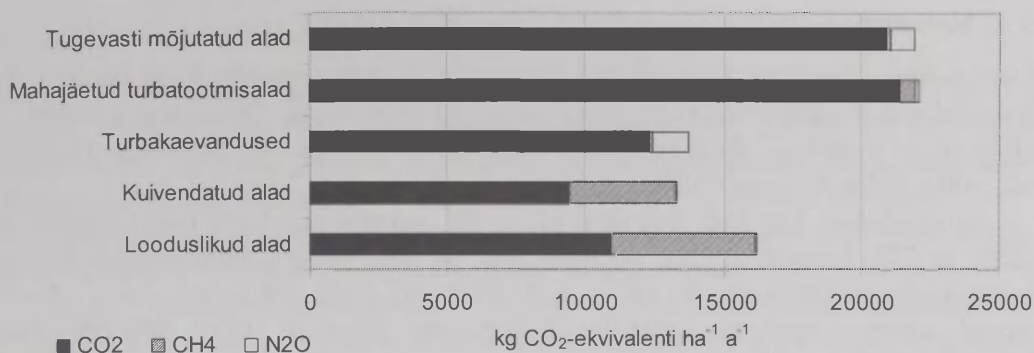
Eesti Geoloogiakeskuse poolt läbiviidud mahajäetud turbatootmisalade revisjoni esialgsete tulemuste kohaselt on mahajäetud ja tegutsevate freesväljade pindala vastavalt 9371 ja 19 574 ha (Ramst, Orru, 2009). Revisjoni andmetel moodustavad peamiselt 20–30 aastat tagasi mahajäetud turbatootmisaladest enamuse turbabriketi tootmiseks sobivad alad, väiksem osakaal on pealmises kihis vähelagunenud turbaga aladel. Samas tõdetakse revisjoni tulemuste põhjal, et mahajäetud freesväljakud on turbalasundi paksuse, hüdroloogilise režiimi ning taimestiku poolest üsnagi erinevad. Revisjoni tulemusel koostatav andmestik võimaldab esktrapoleerida uurimistöö käigus läbiviidavate mõõtmisandmete abil mahajäetud ja

tegutsevate freesturbaväljade süsinikubilansi, kasvuhoonegaaside bilansi ja kasvuhooneefekti tekitava mõju ulatuse.

Enamusel aladel puuduvad tegevused nende taastamiseks ja eelkõige on toimunud looduslik taastaimestumine sõltuvalt veerežiimi muutustest (pinnasveetaseme muutumine kõrgemaks – optimaalne 0,2–0,5 m maapinnast allpool). Antud asjaolu leidis kinnitust ka enamusel uurimistöös raames läbi viidud mõõtmisaladel (vt pkt 2.1.1. ja 2.1.2.), kus aktiivse kuivenduse lõppemisel on pinnasveetase tõusnud ja toimunud on looduslik taastaimestumine.

Üheksa kuu keskmiste gaasiemissioonide tulemuste põhiselt on CO₂-C emissioon tegutsevatele ja mahajäetud turbatootmisaladelt vastavalt 3357 ± 767 ja 5836 ± 2118, CH₄-C emissioon vastavalt 3,9 ± 11,2 ja 17,8 ± 57,3 ning N₂O-N emissioon vastavalt 2,7 ± 5,3 ja 0,3 ± 0,5 kg ha⁻¹ a⁻¹. Suurima osakaalu kasvuhooneefekti tekitava mõju suhtes annab mõlema maakasutusviisi puhul CO₂ – mõõtmisandmete keskmiste põhjal vastavalt 12 310 kg CO₂ ekv ha⁻¹ a⁻¹ (90% CO₂, CH₄ ja N₂O koguemissioonist) ja 21 399 kg CO₂ ekv ha⁻¹ a⁻¹ (97%) (joonis 5).

Turba kaevandamise järgselt on kolm peamist viisi nende alade edasiseks kasutusele võtmiseks – freesturbaalade ülejutamise looduslike protsesside taastamise eesmärgil, metsastamine või energiakultuuride kasvatamine. Eestis puuduvad eelpool nimetatud revisjoni andmetel enamusel mahajäetud turbatootmisaladel sihilikud tegevused nende korrastamiseks, kuid mõningasel määral on viljeletud marjakasvatust, metsastamist ja energiakultuuride kasvatust. Potentsiaalne energiakultuur, mille kasvatamist viljeletakse järjest enam mahajäetud turbakaevandusalad, on päideroog (*Phalaris arundinacea*), Soomes on seda kultiveeritud 2008. a 19 000 ha-l. Samas on tõsise probleemina välja toodud soomuldadel energiakultuuride viljelemisega kaasnevat N₂O emissiooni (Hyvönen *et al.*, 2009). Siiski näitab viimane uurimustöö (Hyvönen *et al.*, 2009), et päideroo kasvatamisega ei kaasnenud oluliselt suurenenud N₂O ja CH₄ emissiooni, mis läbi hinnatakse nende kasutust bioenergiaks efektiivsena. Ka Eestis on alustatud esimeste katsetega päideroo kasvatamiseks (Saarmets, 2008) ja siinkohal on aktuaalne teiste näitajate kõrval ka kasvuhoonegaaside bilansi hindamine.



Joonis 5. Looduslike ja kuivendatud soode ning turbatootmisalade kasvuhooneefekti tekitav mõju. CO₂ ekvivalent: 1 kg CO₂ = 1 kg CO₂ ekv; 1 kg CH₄ = 25 CO₂ kg ekv; 1 kg N₂O = 296 kg CO₂ ekv (IPCC, 2007).

Figure 5. Global warming potential (GWP) of natural areas and areas drained for forestry purposes and peat extraction areas. CO₂ equivalent is calculated on the basis of the Global Warming Potential (GWP) according to IPCC (2007) values – the GWP of CO₂ is 1, that of CH₄ is 25 and that of N₂O is 298.

3.4. Looduslikud alad

Uurimustöö käigus on kogutud mõõtmisandmed siirdesoodest (Valgeraba) ja rabadest (Kuresoo, Kasesoo). Kuivendatud ja/või kuivendussüsteemide andmebaasides mitte arvel olevate alade pindala on hinnatud 287 794 ha (Salm *et al.*, 2009; Salm, Mander, 2008).

Kirjandusest kogutud andmete ja nende analüüsimisel arvatud kvartiilide (25% ja 75% kvantiil) põhjal on CO₂, CH₄ ja N₂O gaaside koguemissioon Eesti siirdesoodest ja rabadest –141 000 kuni 380 000 t CO₂ ekvivalenti aastas. Emissiooni suurus erinevate gaaside lõikes on järgnev: CO₂ –283 000 kuni –371 000 t CO₂ ekv a⁻¹; CH₄ 138 075 kuni 742 050 t CO₂ ekv a⁻¹ ja N₂O 3576 kuni 8940 t CO₂ ekv a⁻¹ (Salm *et al.*, 2009).

Looduslikes tingimuses sood üldiselt akumuleerivad süsinikku, kuna biomassi produktsioon on suurem kui lagunemine (Turunen, 2002). Suurem osa süsinikuringest looduslikel soo- ja rabaaladel seisneb CO₂ ja CH₄ vahetuses ökosüsteemi ja atmosfääri vahel (Salm, Mander, 2008). Kirjanduse põhjal tehtud analüüs kinnitab toodud järeldusi.

Mõõtmistulemused annavad kinnitust, et looduslikelt aladelt toimub olulisel määral CH₄ ja N₂O emissioon, mis on väga väikese osakaaluga teise kahe gaasi osas (joonis 5). Samas ei sisalda uurimistöö käigus kogutud andmed mõõtmisi taimede fotosünteesi osas ja seeläbi kavandatakse mõõtmisalade CO₂ bilansi hindamisel kasutada teiste vastavate uurimistööde mõõtmisandmeid.

3.5. Metsamajanduslikel eesmärkidel kuivendatud alad

Uurimustöö käigus on kogutud mõõtmisandmed metsamajanduslikel eesmärkidel kuivendatud siirdesoost (Valgeraba) ja rabast (Kuresoo). Toimivate kuivendus-süsteemide pindala Eesti siirdesoo ja raba aladel on hinnatud 51 978 ha (Salm *et al.*, 2009; Salm, Mander, 2008).

Kirjandusest kogutud andmete ja nende analüüsimisel arvatud kvartiilide (25% ja 75% kvantiil) põhjal on CO₂, CH₄ ja N₂O gaaside koguemissioon Eesti kuivendatud siirdesoodest ja rabadest 419 000 kuni 676 000 t CO₂ ekv a⁻¹. Emis-siooni suurus erinevate gaaside lõikes on järgnev: CO₂ 405 000 kuni 603 000 t CO₂ ekv a⁻¹; CH₄ 9200 kuni 24 775 t CO₂ ekv a⁻¹ ja N₂O 4768 kuni 124 862 t CO₂ ekv a⁻¹ (Salm *et al.*, 2009).

Metsa suktsessiooni või istutamise tulemusel ladustatakse uutel metsamaadel (kuivendatud turbaaladel) rohkem biomassi, kuid küsitav on, kas kuivendatud ala on süsinikuringes netoemiteerija või netoakumuleerija (Alm *et al.*, 2007). Kuiven-dusjärgselt turbapinnasel moodustunud metsamaadel on enamasti CO₂ vahetus suurem kui kuivenduseelisel, looduslikus seisus toimivas soos (Byrne *et al.*, 2004). Turunen *et al.* (2002) viitavad sellele, et teatud tüüpi puisrabades (rabamännikutes) on ka süsinikuakumulatsioon suurenenud võrreldes kuivenduse-eelse olukorraga, viidates tulemustele Minkkinen, Laine (1998a; 1998b) uuringutes. Samale seisukohal on ka Von Arnold *et al.*, (2005). Juhul, kui CO₂ fikseerimine on suurem, kui lagunemise läbi toimuv süsiniku eraldumine, võivad metsad kujuneda CO₂ bilansis akumuleerijaks.

Kuid siinkohal on oluline arvestada ajaskaalat – parasvöötme ja boreaalse kliimavöötme metsad jõuavad süsiniku akumuleerijana nulli umbes 100-aastaselt (Byrne *et al.*, 2004). Turunen *et al.* (2002) hinnangul täidavad kuivendatud alad süsiniku akumuleerija rolli umbes 60 aastat peale kuivendust, edasine areng selles rollis (turba ja puukasvu näol) on ebaselge. Domisch *et al.*, (2006) hindavad, et pinnase turbavaru suureneb metsandusliku kuivendamise tagajärjel esimese 60–80 aasta jooksul. Looduslikus olekus sood ja märgalad võivad seevastu olla süsiniku akumuleerijaks tuhandeid aastaid (Byrne *et al.*, 2004).

Mõõtmistulemused toovad esile, et uuritavatel kuivendatud aladelt toimub võrreldes looduslike aladega väiksem gaaside emissioon, samas on looduslikega samas suurusjärgus CH₄ emissioon (joonis 5). Viimane asjaolu on tõenäoliselt põhjendatav kõrge pinnaseveetasemega uurimisaladel. Väiksem CO₂ emissioon võib olla tingitud varise hulgast – kuivendatud aladel Kuresoos on suur osa pinnasest kaetud hõreda taimestiku ja puistuga, mis läbi ei pruugi pinnasesse sattuda looduslike aladega võrreldaval hulgal värsket varist.

Uurimistöö käigus kavandatakse koguda andmeid puidu juurdekasvu ja taimestiku hingamise kohta teistest vastavatest uurimustöödest eemärgiga hinnata CO₂ bilansi metsamajandusliku eemärgiga kuivendatud soodes.

4. Edasised uuringud maakasutuse häiringutele

Igakused mõõtmised proovialadel on kavandatud uurimisaladel vähemalt 2009. a lõpuni. Statistilise andmetöötluse kaudu kavandatakse selgitada gaasiemissioonide intensiivsuse sõltuvus pinnase temperatuurist ja veetasemest, turba lagunemismäärest ja keemilisest koostisest ning taastuva (endise) tootmisala vanusest.

Täiendavate uuringutena kavandatakse mikroobikoosluste struktuuri määramist eesmärgiga selgitada erinevusi vastavalt maakasutusele ja häiringutele.

Samuti planeeritakse selgitada N_2 ja N_2O vahetava lämmastikugaaside voos. N_2 analüüsiks on kogutud rikkumata struktuuriga turbaproovid terassilindritesse. N_2 analüüs toimub laboris mullaproovidest He-O meetodil (Butterbach-Bahl *et al.*, 1997; Mander *et al.*, 2003; Teiter, Mander, 2005).

Eesti soode kasvuhoonegaaside emissiooni analüüsiks kasutatakse lisainfona Eesti põhikaarti (1:10 000), metsakorralduse ja maaparandusorganisatsioonide arhiivandmeid ja SA Eestimaa Looduse Fondi (ELF) läbiviidavate soode inventeerimise andmeid kuivenduse ja erinevate sootüüpide ulatuse täpsemaks hindamiseks.

Gaasiemissiooni muutuste hindamine taastatava veerežiimiga soo-aladel. Viimase tingimuse saavutamiseks kavandatakse ELFi poolt koostatud Kuresoo taastamiskava realiseerimist, sh kuivenduskraavide sulgemist. Tööde teostamine sõltub eelkõige rahastajate leidmisest ja aktiivsed taastamistööd vältavad vähemalt ühe aasta.

Kokkuvõte

Uurimistöö eesmärk on läbiviidavate mõõtmisandmetele tuginevalt hinnata kasvuhoonegaaside CO_2 , CH_4 ja N_2O emissiooni Eesti siirdesoodest ja rabadest ning turbakaevandamisaladelt.

Üheksa kuu keskmistatud tulemused näitavad, et kõigil uurimisaladel toimus kasvuhoonegaaside lendumine, kuid üksikutel kuudel registreeriti ka gaaside sidumist (negatiivset voogu). Talvekuudel detsembrist märtsini oli CO_2 ja CH_4 voog väike või nullilähedane ning suurenes alates aprillist lume ja pinnase sulamisel. N_2O lendumine oli aga kuivenduse ja turba kaevandamise poolt tugevasti mõjutatud alalt ka talvel suhteliselt intensiivne. Suurim CO_2 voog hinnati taastuvatelt kasutusest välja jäänud turbatootmisaladelt ja tugeva kuivenduse mõjudega aladelt.

Kasvuhooneefekti tekitav mõju on suurim mahajäetud turbakaevandusaladel. Hinnanguliselt võivad ligikaudu 10 000 ha mahajäetud turbatootmisaladid anda kuni 0,22 milj t CO_2 ekv a^{-1} . Järeldusena võib rõhutada, et jääksoode kasutamata jätmine on oluliseks kasvuhoonegaaside lendumise põhjustajaks. Seetõttu on vajalik mahajäetud kaevandamisaladel kas turvas lõpuni kaevandada või siis restaureerida neid viisil, mis gaaside emissiooni vähendaks, näiteks energiakultuuride kasvatamise teel.

Looduslikelt ja kuivendatud aladelt lähtuvad emissioonid on üksteisega suhteliselt sarnased. Eesmärgiga hinnata uurimisalade kasvuhoonegaasi bilanssi, on vajalik täiendavate andmete kogumine puidu juurdekasvu ja taimestiku hingamise osakaalu kohta uuritavatel aladel ning sarnastes ökosüsteemides. Saadud anded ühtivad kirjanduse põhjal koostatud analüüsiga – N₂O emissioon nii looduslikelt kui ka kuivendatud rabadest ja siirdesoodest on väikese osakaaluga võrreldes CO₂ ja CH₄ voogudega. Samuti on eristatav emissioonide aastaajaline iseloom – sõltuvus pinnase külmumisest ja vegetatsiooniperioodi algusest.

Uurimustööde raames kavandatava statistilise andmetöötluse kaudu kavandatakse selgitada gaasiemissioonide intensiivsuse sõltuvust pinnase temperatuurist ja veetasemest, turba lagunemisastmest ja keemilisest koostisest ning taastuva (endise) tootmisala vanusest. Täiendavate uuringutena kavandatakse mikroobi-koosluste struktuuri määramist eesmärgiga selgitada erinevusi vastavalt maakasutusele ja häiringutele. Koostatav andmestik võimaldab adekvaatsemalt hinnata (Eesti) soode rolli maastiku aineringe reguleerimisel, sh kuivenduse ja veerežiimi taastamise mõju.

Tänuavaldus

Käesolev uurimistöö koostamisel on toetunud EV Haridus- ja Teadusministeeriumi finantseeritava sihtfinantseerimise teema SF0180127s08 (2008–2013), EFT grandid 7527, Norra ja EEA finantsmehhanismiga rahastatava projekti (2007–2011) ning AS Tootsi Turvas ja Vapo OY poolt finantseeritava projekti “Kasvuhoonegaaside mõõtmine Puhatu, Kasesoo ja Hiiesoo (Ida-Virumaa) turbatootmisväljadelt (2008–2009)” vahenditele. Täname abi eest ka kõiki kaasaaitajaid – AS Tootsi Turvas, Keskkonnaamet, Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituudi geograafia osakond, SA Eestimaa Looduse Fond.

Kasutatud kirjandus

- Alm, J., Shurpali, N. J., Tuittila, E. S., Laurila, T., Maljanen, M., Saarnio, S., Minkkinen, K. 2007a. Methods for determining emission factors for the use of peat and peatlands – flux measurements and modelling. *Boreal Environment Research* 12: 85–100.
- Alm, J., Shurpali, N. J., Minkkinen, K., Aro, L., Hytönen, J., Laurila, T., Lohila, A., Maljanen, M., Martikainen, P. J., Mäkiranta, P., Penttilä, T., Saarnio, S., Silvan, N., Tuittila, E. -S., Laine, J. 2007b. Emission factors and their uncertainty for the exchange of CO₂, CH₄ and N₂O in Finnish managed peatlands. *Boreal Environment Research* 12: 191–209.
- Bos, R., Huissteden, K., Plassche, O. 2003. A model-based of CO₂ and CH₄ fluxes in coastal peatlands (western Netherlands) for different climate and management scenarios. In: R. M. van den Bos. *Human influences on carbon fluxes in coastal peatlands; process analysis, quantification and prediction*. Thesis, Vrije Universiteit, pp 91–110.

- Bubier, J. L., Bhatia, G., Moore, T. R., Roulet, N. T., Lafleur, P. M. 2003. Spatial and Temporal Variability in Growing-Season Net Ecosystem Carbon Dioxide Exchange at a Large Peatland in Ontario, Canada. *Ecosystems* 6: 353–367.
- Butterbach-Bahl, K., Willibald, G., Papen, H. 1997. A new method for simultaneous measurements of N₂ and N₂O – emissions from intact soil cores. In: *Proceedings of 11th World Fertilizer Congress of CIEC*. Vol. 2, pp 618–624.
- Byrne, A. K., Chojnicki, B., Christensen, T. R., Drösler, M., Freibauer, A., Friborg, T., Frohling, S., Lindroth, A., Mailhammer, J., Malmer, N., Selin, P., Turunen, J., Valentini, R., Zettenberg, L. 2004. EU Peatlands: Current Carbon Stocks and Trace Gas Fluxes. Edited by Christensen R., Friborg T. Discussion paper originated from a workshop in Lund, Sweden, October 2003, a contribution to the project *Concerted Action CarboEurope-GHG* which is part of CarboEurope Cluster.
- Couwenberg, J., Dommain, R., Joosten, H. 2009. Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in Southeast Asia. *Global Change Biology* doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02016.x.
- Domisch, T., Finer, L., Laine, J., Laiho, R. 2006. Decomposition and nitrogen dynamics of litter in peat soils from two climatic regions under different temperature regimes. *European Journal of Soil Biology* 42: 74–81.
- Frenzel, P., Karofeld, E. 2000. CH₄ emission from a hollow-ridge complex in a raised bog: the role of CH₄ production and oxidation. *Biogeochemistry* 51: 91–112.
- Hooijer, A., Silvius, M., Wösten, H., Page, S. 2006. PEAT-CO₂, Assessment of CO₂ emissions from drained peatlands in SE Asia. Delft Hydraulics report Q3943.
- Huttunen J., Nykänen H., Turunen J., Martikainen P. J. 2003. Methane emissions from natural peatlands in the northern boreal zone in Finland, Fennoscandia. *Atmospheric Environment* 37: 147–151.
- Hyvönen, N. P., Huttunen, N. J., Shurpali, N. J., Tavi, N. M., Repo, M. E., Martikainen P. J. 2009. Fluxes of nitrous oxide and methane on an abandoned peat extraction site: Effect of reed canary grass cultivation. *Bioresource Technology* 100: 4723–4730.
- Ilomets, M., Animägi, J., Kallas, R. 1995. Estonian Peatlands – a brief review of their development, state, conservation, peat resources and management. Tallinn, Estonia, 48 p.
- Ilomets, M. 2005. Turba juurdekasv Eesti soodes. Tallinna Ülikool, Ökoloogia Instituut, 54 lk.
- IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (edited by S. Solomon, D. Qin, and M. Manning). <http://ipcc-wg1.ucar.edu/wg1/wg1-report.html> (10.04.2009).
- Joosten, H., Clarke, D. (eds). 2002. Wise use of mires and peatlands. Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group, International Peat Society. Saarijärvi, Finland.
- Kettunen A., Kaitala V., Alm J., Silvola J., Nykänen H., Martikainen P. J. 2000. Predicting variations in methane emissions from boreal peatlands through regression models. *Boreal Environ. Research* 5: 115–131.
- Loopmann, A. 1974. Kuresoo. *Eesti Loodus* 5: 272–278.
- Loftfield N., Flessa, H., Augustin, J., Beese, F. 1997. Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. *Journal of Environmental Quality* 26(2): 560–564.

- Lupi, F., Kaplowitz, M. D., Hoehn, J. P. 2002. The Economics of Wetland Ecosystem Restoration and Mitigation: The Economic Equivalency of Drained and Restored Wetlands in Michigan. *American Journal of Agricultural Economics* 84: 1355–1361.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Lõhmus, K., Muring, T., Teiter, S., Augustin, J. 2003. Nitrous oxide, dinitrogen and methane emission in a subsurface flow constructed wetland. *Water Science and Technology* 48(5): 135–142.
- Martikainen, P. J., Nykänen, H., Crill, P., Silvola, J. 1993. Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366: 51–53.
- Minkkinen, K., Laine, J. 1998a. Effect of forest drainage on the peat bulk density of pine mires in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 178–86.
- Minkkinen, K., Laine, J. 1998b. Long-term effect of forest drainage on the peat carbon stores of pine mires in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1267–75.
- Nilsson, M., Mikkilä, C., Sundh, I., Granberg, G., Svensson, Bo H., Ranney, B. 2001. Methane emission from Swedish mires: National and regional budgets and dependence on mire vegetation. *Journal of Geophysical Research* 106(D18): 20847–20860.
- Nykänen, H., Alm, J., Silvola, J., Tolonen, K., Martikainen, P. J. 1998. Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. *Global Biogeochemical Cycles* 12: 53–69.
- Orru, M. 1995. Eesti turbasood. Teatmik. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn, 240 lk.
- Orru, M., Allikvee, H. 1975. Kohtla-Järve rajooni turbamaardlate otsingulis-hinnanguline tööde aruanne. Keila, Eesti Geoloogiafond.
- Paal, J. 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Tallinn, 297 lk.
- Page, E. P., Siegert, F., Rieley, J. O., Boehm, H.-D. V., Jaya, A., Limin, S. 2002. The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. *Nature*. 420: 61–65.
- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minaeva, T., Silviu, M. (eds). 2008. Assessment on peatlands, biodiversity and climate change. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International Wageningen, 179 p.
- Ramst, R., Orru, M. 2009. Eesti mahajäetud turbatootmisalade taastaimestumine. Eesti *Põlevloodusvarad ja -jätmed* 1–2: 6–7.
- Regina, K., Nykanen, H., Silvola, J., Martikainen, P. J. 1996: Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochemistry* 35: 401–418.
- Roehm, C. L., Roulet, N. T. 2003. Seasonal contribution of CO₂ fluxes in the annual C budget of a northern bog. *Global Biogeochemical Cycles* 17 (1) 1029, doi:10.1029/2002GB001889.
- Saarmets, T. 2008. Ammendunud turbaväljade kasutamine taastuvenergia tootmiseks. Eesti *Põlevloodusvarad ja -jätmed* 1–2: 11.
- Saarnio S., Morero M., Shurpali N. J., Tuittila E.-S., Mäkilä M., Alm J. 2007. Annual CO₂ and CH₄ fluxes of pristine boreal mires as a background for the lifecycle analyses of peat energy. *Boreal Environmental Research* 12: 101–113.
- Salm, J.-O., Kimmel, K., Uri, V., Mander, Ü. 2009. Global warming potential of drained and undrained peatlands in Estonia: a synthesis”. *Wetlands* 29(4): 1081–1092.
- Salm, J.-O., Mander, Ü. 2008. Kasvuhoonegaaside CO₂, CH₄ ja N₂O emissioon siirdesoostest ja rabadest: võimalikud muutused Eesti ökosüsteemide teenustes. In:

- Pae, T., Mander, Ü. (toim). *Publicationes instituti Geographici Universitatis Tartuensis 105*. Tartu Ülikooli geograafia osakond, Tartu, lk 20–66.
- Strack, M., Waddington, J. M., Kellner, E., Price, J. S., Rochefort, L. 2003. Methane storage and emissions at a natural and drained fen in central Quebec. In E. Järvet, E. Lode (eds.). *Proceedings of the International Conference on Ecohydrological Processes in Northern Wetlands*. Tallin, Estonia (June 30–July 03, 2003). Tartu University Press, Tallinn, Estonia, pp 227–232.
- Teiter, S., Mander, Ü. 2005. Emission of N₂O, N₂, CH₄, and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. *Ecological Engineering* 25(5): 528–541.
- Turunen, J., Tomppo, E., Tolonen, K., Reinikainen, A. 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland—application to boreal and subarctic regions. *Holocene* 2: 69–80.
- Von Arnold, K., Hånell, B., Stendahl, J., Klemedtsson, L. 2005. Greenhouse gas fluxes from drained organic forestland in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 400–411.
- Werner, C., Kenneth, D., Bakwin, P., Yi, C., Hurts, D., Lock L. 2003. Regional-scale measurements of CH₄ exchange from a tall tower over a mixed temperate/boreal lowland and wetland forest. *Global Change Biology* 9: 1251–1261.

Emissions of CO₂, CH₄, and N₂O from natural and drained peatlands and peat extraction sites

Jüri-Ott Salm^{1,2}, Kaido Soosaar¹, Martin Maddison¹, Sille Tammik¹, Ülo Mander¹

¹ Department of Geography, University of Tartu

² Estonian Fund for Nature, Tartu

Summary

The aim of the study is to estimate emissions of greenhouse gases (GHG) CO₂, CH₄, and N₂O, and the effects of drainage and peat extraction on these processes in Estonian transitional fens and ombrotrophic bogs. Field investigations provide additional information on the effect of drainage and peat extraction on a local scale, and for GHG balance in Estonian peatlands.

The total area of Estonian transitional fens and ombrotrophic bogs is estimated to be 339 772 ha, of which at least 51 978 ha has been drained. On the basis of the literature data, annual efflux from the drained area was estimated at 419 000 to 676 000 t CO₂ eq year⁻¹, and –141 000 to 380 000 t CO₂ eq year⁻¹ from the undrained area. We calculated the global warming potential if Estonian peatlands were to be hydrologically restored. This would be 2.3 to 2.7 times lower than the present total emission of 278 000 to 1 056 000 t CO₂ eq year⁻¹.

Active measurements (fluxes of CO₂, CH₄, and N₂O) in Estonia were carried out in 6 peatlands. Data was collected from field investigations using the closed chamber method and gas-chromatograph analysis. Soil temperature and chemical content, water level, water

pH, redox potential and oxygen content were also measured. Additional analyses on the characteristics of the microbial community are planned.

Measurements were begun in October and November 2008 from different habitats and land-use patterns:

- Natural areas: transitional non-drained fen with coniferous forest (Valgeraba), ombrotrophic non-drained bog (hollow; Kuresoo); ombrotrophic non-drained bog (hummocks – covered with *Sphagnum* mosses, *Calluna vulgaris* and *Eriophorum vaginatum* (Kuresoo), non-drained ombrotrophic bog forest (Kasesoo).
- Areas drained for forestry purposes: drained transitional fen with coniferous forest (Valgeraba), drained ombrotrophic bog (area covered with mud and sparse vegetation (Kuresoo), drained ombrotrophic bog (hummocks – covered with *Sphagnum* mosses and *Calluna vulgaris*; Kuresoo), drained ombrotrophic bog (hummocks – covered with *Sphagnum* mosses, *Calluna vulgaris* and *Eriophorum vaginatum*; Kuresoo).
- Peat extraction areas (PPA): area without vegetation, well-decomposed peat (Kasesoo), area without vegetation, well-decomposed peat (Puhatu), area without vegetation, weakly decomposed peat (Puhatu), area without vegetation, well-decomposed peat (Hiiesoo), abandoned area with sparse vegetation (Hiiesoo), area without vegetation, well-decomposed peat (Hiiesoo).
- Abandoned peat production areas: abandoned area (25 years) with vegetation, weakly decomposed peat (Kasesoo), abandoned area (5 years) with vegetation (Puhatu), abandoned areas (10 years and 25 years) with sparse vegetation (Hiiesoo).
- Severely disturbed peatland (intensively drained): former transitional fen with forest (Sangla).

Preliminary results show GHG emissions from all measurement sites. Negative emissions (sequestration) of gases were also registered in some samples. In the winter period (January-April), emissions of CO₂ and CH₄ were small or close to zero. Emissions increased in April after the melting of snow and soil. Emissions of N₂O were also high from severely disturbed peatland during the winter. The highest CO₂ emissions were determined from abandoned PPAs and severely disturbed peatland.

Global warming potential was highest from abandoned PPAs. It is estimated that approximately 10,000 ha of abandoned PPAs emit up to 0.22 mil t CO₂ equivalents annually. It has been noted that these sites have caused significant emissions of GHGs. Therefore, to mitigate the climate warming impact of abandoned PPAs, it is necessary to excavate all of the peat or to restore the areas in a way that causes lower GHG fluxes (e.g., via growing energy grass).

Emissions from natural and drained areas are close to each other. In order to estimate the GHG balance in these areas, it is necessary to collect data on tree growth and autotrophic respiration in investigated sites and similar ecosystems. The data from the collected measurements are similar to the data gathered from the literature – emission of N₂O is small from natural and drained areas, and is small in proportion to CO₂ and CH₄. Also, it is possible that there is a seasonality of emissions – dependence on freezing of soil and the start of the vegetation period.

Hariliku tamme (*Quercus robur* L.) maltspuidu laiuse varieeruvus Baltikumis

Kristina Sohar, Alar Läänelaid
Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

1.1. Uurimisobjekt ja -probleem

Käesoleva töö uurimisobjektiks on hariliku tamme (*Quercus robur* L.) maltspuidu laius. Probleem on oluline tammepuidust objektide vanuse dendrokronoloogilises määramises.

Tänapäeval jääb hariliku tamme levila Euroopas 40° pl ja 60° pl vahele. Tamm moodustab kiireima kasvuga metsasid Lääne-Euroopas. Kõige kõrgemal kasvab harilik tamm Alpides 1300 m kõrgusel. Oma laia levila, pika eluea, selgete aastarõngaste ja majandusliku tähtsuse tõttu on harilik tamm Euroopas dendrokronoloogide poolt üks enam uuritud puuliik. Harilikku tamme (*Quercus robur* L.) ja kivitamme (*Quercus petraea* Liebl.) käsitletakse dendrokronoloogias koos, kuna nende puitu on raske anatoomiliselt eristada ja nende hübriidid on sagedased. Hariliku tamme puitu on kasutatud laialdaselt ehitusmaterjalina ja tarbepuiduna. Seetõttu on teadmised tammepuidu ehitusest vajalikud näiteks laevade, kirstude, mööbli, puukujude, maalide dateerimisel (Schweingruber, 1993).

Paiknedes Baltikumis oma levila põhjapiiril, sõltub tammikute levik siin tugevasti kliimast. Mandrijää taandumise järel hakkasid tammed Kesk-Euroopast levima põhja suunas 8000 aastat tagasi, moodustades laialdasi metsi niiskel ja soojal hilisatlantilisel kliimaperioodil (5000 aastat tagasi). Kliima jähenedes, kuuse pealetungi ja kasvava inimõju tõttu subboreaalsel kliimaperioodil vähenes laialehiste metsade, sealhulgas tammikute, osakaal (Kalda, 1961; Karazija, 1997). Kaks tuhat aastat tagasi hakkas tammikute levikut kliimast enam mõjutama põllumajandus. Aletegemine hoogustas endiste tammikute mullas leetumist, mille tagajärjel mahajäetud kütisepõllul tammed enam ei kasvanud. Karjatamise tagajärjel tekkisid tammikutest puisrohumaad. Tammikute vähenemist soodustas ka kliima jähenedes. Samal ajal jätkus tamme intensiivne kasutamine tarbepuiduna, mille käigus pääses puistus domineerima kuusk (Laasimer, 1965). Alates 13. sajandist laienev majandustegevus, laevaehitus, kasvav puidu eksport mõjus Baltikumi tammemetsadele laastavalt (Kalda, 1961; Zunde, 1998–1999; Wazny, 2005). Tänapäeva Eesti puuliikide tagavarast metsamaal moodustavad tammed vaid 0,6% (Adermann, 2007). Ligi 2/3 Eesti looduslikest tammikutest kasvab Saaremaal

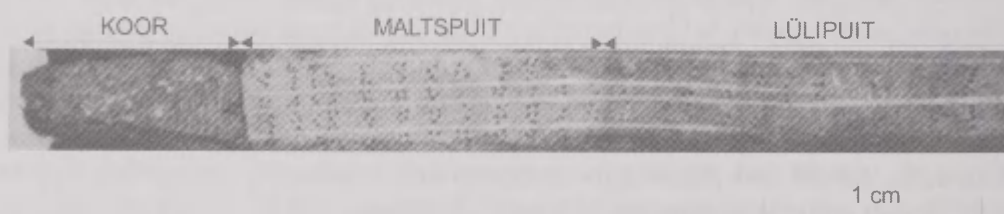
(Kalda, 1998). Enamuspuuliigina esineb tamm 0,35% Läti metsades (Gailis, Smaukstelis, 1998, *cit.* Csaikl *et al.*, 2002) ning 1,9% Leedu metsades (Suchockas, Malinauskas, 2006).

Tammepuidu populaarsus ehitus- ja tarbepuiduna varasematel sajanditel on tingitud selle headest tugevus- ning säilimisomadustest, mis omakorda on seoses puidu anatoomilise ehitusega. Tammel nagu paljudel teistelgi puuliikidel saab puidus eristada kahte osa: lülipuitu ja maltspuitu (Esau, 1953; Trendelenburg, 1955; Saarman, Veibri, 2006). Nende olulisemad erinevused on järgmised:

- lülipuit (ingl *heartwood*) – puutüve sisemine ksüleemi osa, enamasti tumedam puidukiht, mis kasvavatel puudel ei sisalda elusaid parenhüümrakke (rakke varuainete talletamiseks);
- maltspuit (ingl *sapwood*) – puutüve välimine (koorealune) ksüleemi osa, mis kasvavatel puudel sisaldab elusaid parenhüümrakke.

Puuliike (sh tamme), millel eristuvad puidus need kaks osa, nimetatakse lülipuidulisteks ning puuliike, millel ei ole erinevust sise- ja välisosa värvuses ega niiskusesisalduses, nimetatakse maltspuidulisteks (nt kask, haab; Untera, 1990).

Seega, lülipuit on puu sisemine osa, kus puit on tihedam, kõvem, värvuselt tumedam. See koosneb surnud rakkudest ning seetõttu ei võta enam osa vedelike transpordist. Maltspuit on välimine ehk koorealune puit, mida iseloomustab heledam värvus ja pehmem puit. See on puu tegev osa, mis koosneb vedelikke juhtivatest rakkudest ja seetõttu sisaldab maltspuidu aastarõngaste kevad- ehk varapuit palju niiskust. Vananev puu ei vaja vedelike transpordiks enam kogu tüve läbilõiget, maltspuit muutub järk-järgult lülipuiduks ja selle peamiseks ülesandeks jääb puule tugevuse andmine. Lülipuidu tekkimisel puu sooned ehk juhttorud ehk trahheed täituvad tüllidega, mis moodustuvad soontele lähedalolevatest parenhüüm-rakkudest, tungivad läbi pooride soontesse ja sulustavad sooned osaliselt või täielikult. Lülipuidu rakkudesse tungivad vaigud, rasvad, tärpentin ja aromaatsed ühendid, mis annavad sellele puiduosale tumedama värvuse (Saarman, Veibri, 2006). Joonisel 1 on foto tamme puurproovist, kus on näha tumedama lülipuidu ja heledama maltspuidu (12 välimist aastarõngast) piir. Heledad aastarõngaid läbivad ribad on säsiikiired.



Joonis 1. Näide tamme puurproovist: koorealune hele maltspuit ja osa tumedast lülipuidust (foto K. Sohar).

Figure 1. Example of oak core: bark; light-coloured sapwood; part of dark heartwood (photo K. Sohar).

Tammedel on lülipuit värvuselt kollakas- kuni tumepruun, maltspuit kollakasvalge. Malts- ja lülipuidu piirjoon on tammel üsna selge, kuid ta ei kulge alati üht ja sama aastarõngast mööda, seepärast on aastarõngaste arv maltspuidu eri suundades erinev. Tamme peetakse puuliigiks, millel on maltspuidu laius kitsas (Eesti kasvutingimustes harilikult alla 20 aastarõnga), kuid see võib muutuda liigisiseseelt olenevalt puu vanusest, kliimatingimustest ja teistest teguritest. Kõige laiem on maltspuit lülipuidulistel liikidel tüükaosas, võra suunas laius järk-järgult väheneb (Veermets, 1962; Untera, 1990).

Kirjeldatud omadustest tulenevalt on maltspuit vastuvõtlikum seen- ja putuka-haigustele ning seetõttu eemaldatakse see sageli ehituspuidust (Hughes *et al.*, 1981; Hillam, 1987), mis omakorda põhjustab probleeme puitobjektide dendrokronoloogilisel dateerimisel. Maltspuidu puudumine dateeritavas objektis ei võimalda määrata puu langetamise aastat, kuna maltspuit sisaldab endas puu viimast kasvuaastat. Seega lülipuidu aastarõngaste põhjal määratud kalendriaastatele tuleks lisada maltspuidus sisalduv aastarõngaste arv, et saada puu langetamise aeg. Paraku ei ole puitobjektide pinnalt kadunud maltspuidu aastarõngaste arv teada, seda võib vaid oletada tänapäevaste tammede järgi.

1.2. Tamme maltspuidu uuringud Euroopas

Euroopas on tehtud mitmeid uuringuid hindamaks maltspuidu aastarõngaste arvu puidus (tabel 1). Läbi aja on need hinnangud varieerunud sõltuvalt andmestikust, geograafilisest asukohast, meetodikast. Kõige levinum on esitada aastarõngaste vahemik, mis kirjeldab 95% tammede maltspuidu varieeruvusest. On täheldatud, et maltspuidu aastarõngaste arvu jaotus on parempoolse asümmeetriaga ehk keskmisest väiksemad väärtused on sagedasemad (Hughes *et al.*, 1981; Hillam *et al.*, 1987). On teada geograafiline varieeruvus maltspuidu aastarõngaste arvus, see väheneb Euroopas ida suunas ja Suurbritannia andmestiku põhjal ka lõuna suunas (Hillam *et al.*, 1987; Miles, 1997; Moir, 2004). Oletatakse ka, et maltspuidu hulk samal puuliigil samas piirkonnas on läbi ajaloo olnud sama (Grynaeus, 2003), kuigi on leitud ka arheoloogilist tammepuitu, mille maltspuidu sisaldus on väiksem tänapäevaste tammede maltspuidu sisaldusest (Randsborg, Christensen, 2006).

Maltspuidu aastarõngaste arvu geograafiline varieeruvus on eriti oluline imporditud puidu dateerimisel. Keskajal vähenes Lääne-Euroopas kohalik ehitusmaterjal sobivate tammepalkide näol ning puitu hakati sisse vedama Ida-Euroopast (Wazny, 2005). 14.–15. sajandil transporditi metsamaterjali, sealhulgas tammepuitu (ingl *Baltic timber*), Läänemere idaranniku sadamatest, peamiselt Danzigist (Gdańskist), teistesse Läänemere ning Lääne-Euroopa maadesse, Hollandist ja Suurbritanniast Portugalini. Hiljem, 16. sajandi teisest poolest, puidueksporti kese nihkus ida poole – Königsbergi (Kaliningrad), Memeli (Klaipeda), Riia sadamatesse (Zunde, 1998; Zunde, 1998–1999; Wazny, 2002; Wazny, 2005; Haneca *et al.*, 2005). On teateid, et kui Danzigist puidueksport vähenes, siis lisaks Riia puidule (*Rightholt*) lisandus Lääne-Euroopa turgudele ka Eestimaa puit (*Estrich*; Wazny 2005). Narvast

eksporditava metsamaterjali kõrgaeg oli 17. sajandi viimasel veerandil. Suurem osa metsamaterjali, eelkõige laevaehituseks vajalik puit, suundus Madalmaadesse, teisel kohal oli Inglismaa (Soom, 1940). On teada, et ka 18.–19. sajandil viidi vähesel määral puitu (palke, laevapuid, laudu) välja Pärnu ja Narva sadamate kaudu (Daniel, 1929). Ajalooallikad viitavad ka Eestimaa puidueksporti sortimendile, näiteks 1679. aastal viidi Narvast Inglismaale muude puidusaaduste hulgas ka tammelaudu (Piirimäe, 1962).

Table 1. Tamme maltspuidu aastarõngaste arvu hinnangud Euroopas.

Table 1. Sapwood estimates of oak in Europe.

Piirkond	Maltspuidu aastarõngaste arv	Usaldus- piirid	Allikas
Iirimaa	14–50	95%	Miles, 1997
Inglismaa	10–46	95%	Tyers, 1998
Põhja- ja Kesk- Inglismaa	12–45	95%	Miles, 1997
Wales	11–41	95%	Miles, 1997
Lõuna-Inglismaa	9–41	95%	Miles, 1997
Põhja-Prantsusmaa	15,25–43,26	95%	Pilcher, 1987, <i>cit.</i> Haneca <i>et al.</i> , 2009
Holland	13–23	50%	Klein, 1998
Belgia	11,54–37,42	95%	Haneca <i>et al.</i> , 2009
Saksamaa	8,22–37,95	95%	Hollstein, 1965, 1980, <i>cit.</i> Haneca <i>et al.</i> , 2009
Itaalia	5,66–30,93	95%	Martinelli suulised andmed, <i>cit.</i> Haneca <i>et al.</i> , 2009
Egeuse (Kreeka, Türgi)	17–35	?	Kuniholm, 2000
Lõuna-Määri (Tšehhi)	5–21	?	Rybníček <i>et al.</i> , 2007
Ungari	12–19	?	Grynaeus, 2003
Poola	9–23	90%	Wazny, Eckstein, 1991
Lääne-Rootsi	8,73–26,55	95%	Bräthen, 1982, <i>cit.</i> Haneca <i>et al.</i> , 2009
Lõuna-Soome	8,32–21,80	95%	Briffa suulised andmed, <i>cit.</i> Haneca <i>et al.</i> , 2009

Eksporditava tammepuidu päritolu ulatus eelnimetatud sadamatest kaugemale. Puit parvetati mööda jõgesid tänapäeva Läti, Leedu, Poola, Valgevene, Ukraina, Venemaa aladelt (Zunde, 1998; Zunde, 1998–1999). A. W. Hupel (1777) märgib oma teoses "*Topographische Nachrichten von Lief- und Ehstland*", et Riistast ja Narvast viidi välja Poola ja Vene puitu ning Pärnust Liivimaa puitu. Narva

sadamast eksporditava puidu kohta on teada, et vähene osa tuli Ingerimaalt, suurem osa saabus Venemaalt, eriti Luuga, Pljussa ja nende lisajõgede-äärsetest metsadest (Piirimäe, 1962).

Maltspuidu aastarõngaste arvu praktiline väärtus seisneb ehitiste, puidust kunstobjektide, arheoloogilise puidu vanuse täpsemas määramises. Hamburgi ülikoolis alustati tammest maalilaudade dateerimisega 1969. aastal (Klein, 1989). Lisaks Hollandi, Inglise, Flaami, Prantsusmaa, Saksa kunstnike maalidele dateeritakse seal teisigi ajaloolise väärtusega puidust kunstobjekte nagu altareid, seinaja laemaale, kirste, skulptuure, oreleid, keelpille, klavikorde, mööbliesemeid. Hamburgi ülikoolis on dateeritud umbes 3000 kunstiteost (Eckstein, 2005). On teada, et Madalmaade kunstnikud kasutasid maalitahvlite valmistamisel sageli Läänemere piirkonnast imporditud tammepuitu (Baillie *et al.*, 1985, *cit.* Klein, 1989). Poola arheoloogilise tammepuidu, kunstobjekti, kasvavate puude põhjal koostatud pikaajaliste aastarõngakronoloogiate abil on kindlaks tehtud Rembrandti, Rubensi ja teiste kunstnike maalide vanus (Klein, Wazny, 1991; Wazny, 2002). Eestis on dateeritud mitu ajaloolist ehitist, kuid tahvelmaalide dateerimist on praktiseeritud veel vähe (Läänelaid, 2004; Läänelaid, Nurkse, 2006). Objektide dateerimisel Ida-Euroopa tammekronoloogiatega kasutatakse Poola tammede maltspuidu andmeid (Klein, Wazny 1991; Haneca *et al.*, 2005).

Maltspuidu aastarõngaste arvu saab uurida kasvavatel tammedel ning leida seoseid puu teiste parameetritega. On dokumenteeritud maltspuidu aastarõngaste arvu vähenemist (Hughes *et al.*, 1981; Hillam *et al.*, 1987; Klein, 2003), seda just noorematel, “ebaküpsetel” (vanus alla 100 aasta) puudel, ning maltspuidu laiuse kasvumist puu keskmise aastarõngalaiuse suurenemisega (Hughes *et al.*, 1981). P. Klein (1989) lisab, et rohkem maltspuidu aastarõngaid võib leida vanematelt puudelt, näiteks 300 aasta vanune puu sisaldab rohkem maltspuidu aastarõngaid kui 100 aasta vanune puu. Sageli lisaks maltspuidu puudumisele ei sisalda dateeritavad objektid ka kõiki lülipuidu aastarõngaid (säsis kooreni). Seega kogu lülipuidu aastarõngaste tunnuseid (nende keskmist laiust, arvu) ei saa maltspuidu aastarõngaste arvu tõlgendamisel kasutada. Sellest tulenevalt on F. Walder (2004) näidanud Šveitsi tammede 10 000 proovi põhjal, millel on olemas kõik aastarõngad säsis kooreni, seost maltspuidu aastarõngaste arvu ja lülipuidu viimase üheksa ja esimese maltspuidu aastarõnga keskmise laiuse vahel. Funktsiooni valemit pole esitatud, kuid mida väiksem on nende kümne aastarõnga keskmine laius, seda rohkem on puul maltspuidu aastarõngaid ja vastupidi. Sellest seosest on dateerimisel kasu vaid siis, kui osa maltspuidust on säilinud.

Eesti, Läti ja Leedu tammede maltspuidu aastarõngaste arvu kohta täpsemad uuringud puuduvad. Sellest tulenevalt on käesoleva töö eesmärk kirjeldada ja standardiseerida Baltikumis kasvavate tammede maltspuidu aastarõngaste arvu varieeruvus.

2. Materjal ja meetodika

2.1. Välitööd

Lähtematerjaliks on hariliku tamme (*Quercus robur* L.) 668 puurproovi 43 erinevast proovikohast (joonis 2). Lõuna-Soome proovialadeks on Annala ja Tammisto pargid. Kummastki on võetud 10 puu proovid aastatel 2007–2008. Eestis on välitöid tehtud aastatel 2000–2008, kogudes 128 tammeproovi 11 proovialalt (Loode, Keskranna, Mullutu, Tammiku talu, Ruhnu, Saue, Lehmja, Mäetaguse, Rava, Päinurme, Lasva). Lätist on 2007. aastal kogutud 81 tammeproovi 7 proovialalt (Moricsala, Limbaži, Āraiši, Seldži, Pededze, Piļori-Pahatnieki). Leedu tammeproovid pärinevad Vytautas Magnuse Ülikooli dendroklimatoloogia ja radiomeetria töögrupi andmekogust (kogutud ajavahemikus 1969–1997). Kokku kasutati käesolevas töös sellest andmebaasist 439 tamme puurproovi 23 proovialalt (Plateliai, Biržai, Kurtuvėnai, Spirakiai, Troškūnai, Utena, Anykščiai, Vežaičiai, Kaltinėnai, Viduklė, Pagėgiai, Naukaimis, Kedainiai, Babtai, Gelvonai, Dūkštas, Žalioji, Naujoji Ūta, Bukta, Aukštadvaris, Stakliškės, Alytus, Subartonyš).

Soome, Eesti ja Läti proovid on võetud kasvavatelt tammedelt valdavalt tüve põhjapoolsest küljest maapinnast 130 cm ehk rinnakõrguselt juurdekasvupuuriga, millega saab maksimaalselt 50 cm pikkuse puursüdamikü läbimõõduga 5 mm. Proovid on püütud võtta radiaalselt säsi suunas, kuid puu jämeduse tõttu pole kõikidel proovidel säsilähedased aastarõngad esindatud. Kuna Leedu proovid on võetud mitme aastakümne vältel, siis täpsem välitööde spetsiifika pole teada. Käesoleva uurimistöö puhul on oluline, et kindlasti oleks proovil säilinud koorealused aastarõngad, sest vaid nii saab tegelikku maltspuidu hulka kindlaks määrata.



Joonis 2. Proovialade asukohaskeem. Punktiirjoon näitab geobotaaniliste allprovintside vahelist piiri (Laasimer, 1965) (aluskaart ÜRO Kartograafia osakond 1995).

Figure 2. Study area. Dotted line indicates the border of geobotanical sub-provinces (Laasimer, 1965) (Base map from Department of Cartography, UN 1995).

2.2. Laboratoorsed tööd

Pealtvalgustusega mikroskoobiga ning mõõtmisaparaadiga Lintab mõõdeti 668 tamme puurproovide aastarõngalaiused 1/100 mm ja sisestati need arvutisse arvutiprogrammi TSAP abil. Mõõdetud read salvestati *Catras*-formaadis.

Mõõdetud aastarõngalaiuste ridade kvaliteeti kontrolliti programmiga COFECHA (Holmes, 1983; Grissino-Mayer, 2001). Selleks koostati sisendfail, mis hõlmab ühe prooviala kõiki juurdekasvuridu. COFECHA koostab nendest ridadest võrdlus- ehk *master*-kronoloogia, millega võrdleb iga rea sarnasust eraldi. Seda

teeb programm 50 aastarõnga pikkuste lõikude kaupa, näidates iga lõigu korrelatsioonikoeffitsiendi *master*-kronoloogia sama lõiguga õiges asendis ja lõigu nihutamisel *master*-kronoloogia suhtes 25 aastat ette- ja tahapoole. Programmi poolt loodud väljundfailis osutatakse võimalikele probleemsetele ridadele ja nende lõikudele, kus võib esineda vigu. Probleemsed proovid mõõdeti veelkord üle ning vajadusel parandati mõõtmisread. Iga prooviala ning kogu valimi kohta koostati keskmine tammekronoloogia arvutiprogrammiga TSAP.

Mikroskoobi all määrati iga proovi malts- ja lülipuidu piir ning loendati maltspuidu aastarõngaste arv. Malts- ja lülipuidu piir määrati kahe kriteeriumi – värvi muutumine heledamaks ja tüllide puudumine trahheedes – kokkulangevuse järgi (joonis 1). Juhtudel, kui need kaks kriteeriumit ei ühtinud, eelistati värvi kriteeriumit tüllide kriteeriumile. Proovid, millel polnud võimalik värvi üleminekut visuaalselt hinnata, jäeti valimist välja.

2.2. Statistiline andmeanalüüs

Andmestiku grupeerimiseks leiti arvutiprogrammis TSAP proovialade keskmiste juurdekasvuridade vahel Hollsteini sarnasusnäitaja t_H , mis leitakse valemist:

$$t_H = \frac{r\sqrt{n-2}}{(1-r^2)},$$

milles r on korrelatsioonikoeffitsient ja n kattuvate aastate arv kahe kronoloogia vahel (Hollstein, 1980, *cit.* Haneca *et al.*, 2005). J. Hillam (1998) andmetel loetakse omavahel sarnaseks aastarõngalaiuste read sarnasusnäitaja väärtusega vähemalt 3,5.

Proovialade keskmiste kronoloogiate põhjal viidi läbi ka klaster- ja peakomponentanalüüs. Kuna nimetatud analüüside põhjal ei suudetud luua geograafilise sisuga grupe, siis jaotati andmestik kaheks geobotaaniliste allprovintside (Lääne- ja Ida-Baltikumi allprovint) vahelise piiri (Laasimer, 1965; joonis 2) ning t_H -väärtuste põhjal.

Maltspuidu andmestiku jaotuse erinevust normaaljaotusest kontrolliti Shapiro-Wilki W -testiga programmis Statistica. Igale valimile arvutati asümmeetriakordaja ning see standardiseeriti järgmise valemiga:

$$\frac{A}{S_A},$$

milles A on asümmeetriakordaja ja

S_A on asümmeetriakordaja standardhälve valemist:

$$S_A = \sqrt{\frac{6}{n}},$$

milles n on mõõtmiste arv.

Kui standardiseeritud asümmeetriakordaja oli suurem kui 2, siis viidi läbi normaliseerimisteisendus asümmeetria vähendamiseks.

Edasises andmetöötluses võeti eeskujuks kirjanduses ilmunud maltspuidu näitajate hinnangute statistilisi analüüse, kus on esitatud maltspuidu aastarõngaste arvu vahemiku 95% usalduspiirkond (Hughes *et al.*, 1981; Hillam *et al.*, 1987; Miles, 1997; Hillam, 1998; Haneca *et al.*, 2009). Arvutiprogrammiga Statistica leiti maltspuidu aastarõngaste arvu aritmeetiline keskmine, mediaan, miinimum ja maksimum ning 95% tunnuse oodatavate väärtuste vahemik (aritmeetiline keskmine ± 2 standardhälvet). Selline varieeruvuspiiride hinnang kehtib väljaspool valimit juhul, kui tunnus on normaaljaotusega.

Maltspuidu geograafilise varieeruvuse iseloomustamiseks koostati ülevaatlik kaart, millel kujutati iga prooviala puude maltspuidu hulga mediaan. Proovialade näitajad esitati kolmes klassis, mille piiride määramisel arvestati, et keskmisesse klassi kuuluks keskmine mediaanväärtus ning ühe aastarõnga piires võimalikult suur osa varieeruvusest.

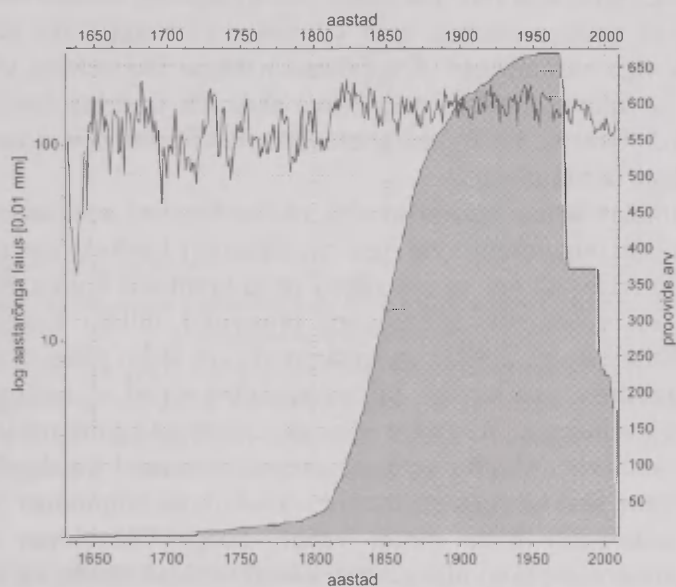
3. Tulemused ja arutelu

3.1. Tammede juurdekasvu sarnasus

Üldiselt on tammede aastarõngalaiuste read omavahel hästi sünkroniseeritavad ning Baltikumis kasvavate tammede juurdekasvumustrit võib pidada omavahel sarnaseks. Kõige homogeensemaks osutus Leedu erinevate proovialade tammede juurdekasv (tabel 2). Sarnaseks loeti proovialad, mille t_H -väärtus on $\geq 3,5$. Läti proovialade tammed on pigem sarnasemad Leedu tammedele kui Eesti tammedele. t_H -sarnasusnäitaja põhjal on Soome tammed sarnased vaid Põhja-Eesti Lehmja ja Saue tammiku puudele. Eesti tammede proovialade sarnasuses teiste uuritud proovialadega pole selget mustrit, võib vaid öelda, et omavahel sarnasema juurdekasvuga on Saaremaa ja Ruhnu puud.

L. Laasimeri (1965) järgi jaotatakse Baltikumi geobotaaniline provints Lääne-Baltikumi ja Ida-Baltikumi allprovintsiiks. Neist esimene hõlmab Edela-Soomet, Lõuna-Rootsit, Lääne-Eestit ning kitsast riba Eesti põhjarannikust, Liivi lahe rannikuala ning kitsast riba Läti ja Leedu läänerannikust. Selles piirkonnas on iseloomulik atlantilistele kliimatingimustele kohastunud taimkate. Ida-Baltikumi allprovintsi kuulub Ida-Eesti, suurem osa Lätist ja Leedust ning selles regioonis kasvavad kontinentaalsetele kliimatingimustele kohastunud taimed. Kahe allprovintsi vaheline skemaatiline piir on toodud joonisel 2. Sarnasusnäitajate ja geobotaaniliste allprovintside piiri põhjal jaotati andmestik kaheks nii, et Soome ja Lääne-Eesti proovialad kuuluvad Lääne-Baltikumi ning ülejäänud proovialad loeti Ida-Baltikumi allprovintsi kuuluvaks.

Lääne-Baltikumi üheksa ja Ida-Baltikumi 34 prooviala keskmine juurdekasvu kronoloogia kattub 281 aasta lõikes (1728–2008) ning nendevaheline sarnasus on kõrge, $t_H=7,3$. Kogu andmestiku põhjal koostatud Baltikumi (sh Lõuna-Soome) tammede keskmine kronoloogia ulatub tänapäevast aastasse 1631 (joonis 3). Seejuures on oluline märkida, et 17. sajandini küünivad vaid nelja Loode tammiku tamme aastarõngad. Ka juba 18. sajandi esimesel poolel kasvanud puid on käesoleva töö valimis vähe. Koostatud pikaajaline kronoloogia on usaldusväärsem alates 18. sajandi teisest poolest, kuna seda aega esindab üle kümnekonna proovi. Leedus 1970. aastatel läbiviidud kasvavate tammede juurdekasvu uuringud viitavad kronoloogiatele, mis küünivad 18. sajandi esimesse poole (Кайрайтис, 1978). Baltikumi tammede kronoloogiat saaks pikendada minevikku, kui saaks kaetud ajavahemik kasvavate puude kronoloogiate ja ajaloolise tammepuidu kronoloogiate vahel. Eestis on lisaks kasvavate tammede kronoloogiatele olemas nn Balti tammest ehk Läänemere idaranniku sadamatest väljaviidud tammepuidust (ingl *Baltic oak*) valmistatud flaami maalide tammekronoloogia aastate 1264–1600 kohta ning Leedus perioodi 1202–1418 kohta (Läänelaid, 2007).



Joonis 3. Keskmine tammekronoloogia ja proovide arv perioodil 1631–2008 (n=668).

Figure 3. Average oak chronology and replication (number of samples over time) during years 1631–2008 (n=668).

3.2. Maltspuidu aastarõngaste arvu varieeruvus

Malts- ja lülipuidu piir tuvastati 660 tammeproovil, 8 puurproovil polnud seda võimalik värvi erinevuse järgi tuvastada ning need proovid jäeti maltspuidu analüüsist välja. Maltspuidu mõlema kriteeriumi – värvi muutumine heledamaks ja

tüllide puudumine trahheedes – kokkulangevus esines 414 proovil (63%). Teistel juhtudel oli kas tühjade tüllidega aastarõngaid rohkem kui värvuselt heledamat puiduosa või vastupidi.

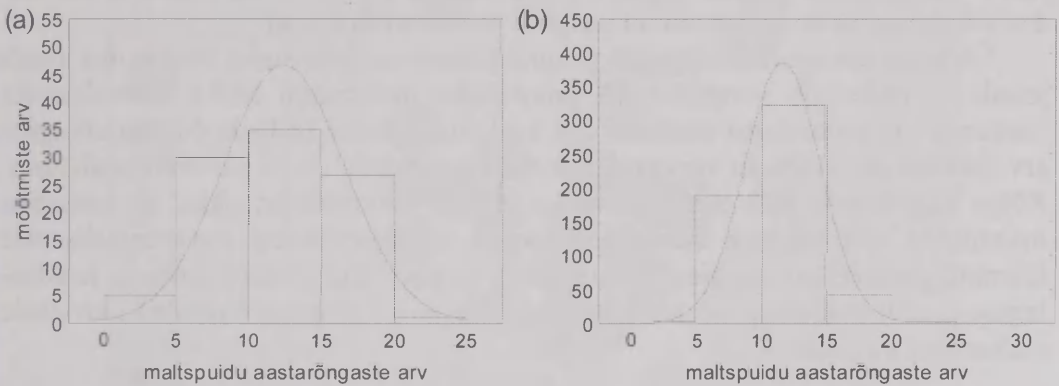
30 puurproovil esines nähtus, kus mõne koorealuse aastarõnga sooned olid täielikult või osaliselt tüllidega täitunud ja neile järgnesid heledamas puiduosas säsi suunas tühjade soontega aastarõngad. Ehk teisisõnu maltspuidu viimased aastarõngad olid tüllidega täitunud. Ökofüsioloog A. Sellini suulistel andmetel on see loomulik, et välimises aastarõngas on trahheed tüllidega ummistunud vegetatsiooniperioodi lõpuks, kui funktsionaalseid aastarõngaid enam vaja pole. Kuid sel juhul pole selge, mis ulatuses on puul funktsioneeriv osa järgmisel kasvuperioodil, kas vedelikke ja toitained juhib ainult uus moodustuv aastarõngas või ka vahepealsed tühjade soontega aastarõngad ehk küsitav on, milliseid aastarõngaid lugeda sel juhul maltspuiduks. Sellise nähtuse puhul ei saa tegemist olla konkreetsele kasvukohale mõjuva faktoriga, mis limiteeriks puude funktsioneeriva osa ulatust, sest selliseid puurproove saadi erinevatelt proovialalt. Küll aga on palju proove võetud augustis või septembris ning võib oletada, et vegetatsiooniperioodi lõpu saabumisega hakkasid puu viimastes aastarõngastes sooned täituma tüllidega. Küsitav on, miks toimus muutus vaid viimastes aastarõngastes ja neile eelnesid tühjade trahheedega aastarõngad. Kirjeldatud nähtuse üks seletus võib olla ka see, et puul malts- ja lülipuidu piirjoon ei kulge alati üht ja sama aastarõngast mööda (Veermets, 1962; Untera, 1990) ehk teistes tüveraadiustes võisid need aastarõngad kõik olla tüllidega täitumata.

Teistes samalaadsetes uurimistöodes on maltspuitu määratud üheselt, kahe kriteeriumi (tüllide puudumine, värvuse muutumine) kokkulangevuse alusel, ning pole pikemalt kirjeldatud, kas ja kui sageli need tunnused kokku ei lange. Hughes *et al.* (1981) on eelistanud ebaselgetel proovidel tüllide kriteeriumi värvuse kriteeriumile. Savill *et al.* (1993) on määranud piiri kahe puiduosa vahel värvuse muutumise piirkonnas, kus kevad- ehk varapuidu sooned aastarõngas on 75% või rohkem täitunud tüllidega. Seega on lüli- ja maltspuidu piiri määratlemine vahel mõnevõrra subjektiivne. Võib arvata, et värvuse tunnusel on dendrokronoloogias praktilisem väärtus, sest kirvega maltspuidu eraldamine lülipuidust põhines värvuse ja kõvaduse erinevusel kahe puidu vahel. Seega käesolevas uuringus kahe maltspuidu tunnuse mitte kokkulangevuse korral eelistati puidu värvuse muutumise kriteeriumi tüllide puudumise kriteeriumile.

Maltspuidu aastarõngaste arvu jaotus Lõuna-Soomes ja Lääne-Eestis loeti normaaljaotusele vastavaks Shapiro-Wilki testi põhjal (W-statistik ei ole oluline, $p > 0,05$) (joonis 4a) ning selle valimi põhjal leitud varieeruvushinnangud kehtivad ka väljaspool seda valimit. Ida-Eesti, Läti ja Leedu tammede maltspuidu aastarõngaste arvu jaotus erines oluliselt normaaljaotusest Shapiro-Wilki testi põhjal (W-statistik oli oluline, $p < 0,05$) (joonis 4b). Nimetatud tunnus on positiivse ehk parempoolse asümmeetriaga (standardiseeritud asümmeetriakordaja 5,46) ning keskmisest väiksemate väärtuste osakaal on suurem. Ka teiste piirkondade kohta

(nt Briti saarte) on teada, et see tunnus on asümmeetrilise jaotusega (Hughes *et al.*, 1981; Hillam *et al.*, 1987). Käesolevas töös viidi tunnuse normaliseerimiseks läbi ruutjuurteisendus (standardiseeritud asümmeetriakordaja $-0,15$) ning esitatud maltspuidu hulga hinnangud detransformeeriti reaalsesse ühikutesse. Sarnane normaliseerimisteisendus viidi läbi ka kogu valimiga.

Uuritud andmestiku põhjal saab öelda, et 95% Baltikumi tammedest sisaldavad maltspuitu 6–19 aastarõnga ulatuses (tabel 3). Eraldi Lääne-Eestis ja Lõuna-Soomes on see näitaja 4–21 aastarõngast. Põhjus, miks Lääne-Eesti tammede maltspuidu aastarõngaste arvu varieeruvus on suurem kui Lätis ja Leedus, on ilmselt erineva suurusega valimid. Mida väiksem on valim, seda suurem on varieeruvus. Samas Ida-Eesti, Läti ja Leedu proovid on pärit Soome lõunaranniku ja Saaremaaga võrreldes mandrilisemast kliimast, mis võib samuti maltspuidu hulga erinevuse põhjuseks olla.



Joonis 4. Tammede maltspuidu aastarõngaste arvu sagedusdiagrammid: (a) Lõuna-Soomes ja Lääne-Eestis ($n=98$; $p>0,05$; standardiseeritud asümmeetriakordaja 0,43); (b) Ida-Eestis, Lätis ja Leedus ($n=562$; $p<0,05$; standardiseeritud asümmeetriakordaja 5,46).

Figure 4. Histograms of sapwood number of oak in: (a) southern Finland and western Estonia ($n=98$; $p>0.05$; standardised skewness 0.43); (b) eastern Estonia, Latvia and Lithuania ($n=562$; $p<0.05$; standardised skewness 5.46).

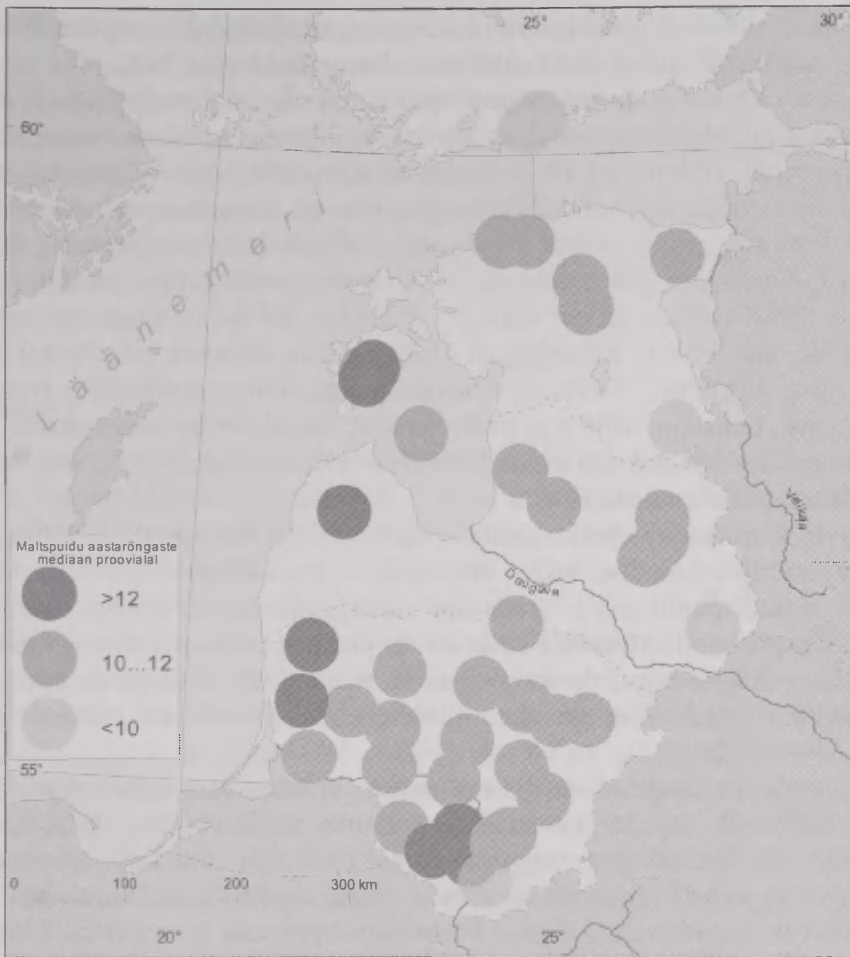
Tabel 3. Tammede maltspuidu statistilised näitajad.

Table 3. Statistics of oak sapwood.

Piirkond	Proovide arv	Aritmeeti-line keskmine	Mediaan	Absoluut-vahemik	95% varieeruvus-piirid
Lõuna-Soome, Lääne-Eesti	98	12,5	12	3...24	4...21
Ida-Eesti, Läti, Leedu	562	11,5	12	2...26	6...19
Kogu Baltikum (sh Lõuna-Soome)	660	11,6	12	2...26	6...19

Võrreldes saadud tulemusi teiste piirkondade tamme maltspuidu hinnangutega (vt tabel 1) leiab kinnitust üldine seaduspära tamme maltspuidu hulga vähenemisest Ida-Euroopa suunas (Hillam *et al.*, 1987; Miles, 1997; Moir, 2004). Märkimisväärne on see, et varasemad hinnangud Lõuna-Soome tamme maltspuidu kohta (valimi suurus 60 puud) näitavad selle tunnuse miinimumi tunduvalt suuremaks (95% juhtudel >8,32; Briiffa suulised andmed, *cit.* Haneca *et al.*, 2009). Erinevuse põhjuseks võib olla, et käesolevas töös kasutati vaid 20 Soome tamme maltspuidu hinnanguid ning need grupeeriti kokku Põhja- ja Lääne-Eesti andmestikuga. Tšehhi tamme maltspuidu hinnanguga (5–21 aastarõngast; Rybníček *et al.*, 2007) on Baltikumi vastav vahemik sarnane, kuid esimese puhul pole teada vahemiku usalduspiirid. Poola tammedega võrreldes on sealsetel puudel rohkem maltspuitu (90% juhtudel 9–23 aastarõngast; Wazny, Eckstein, 1991) kui Balti riikide tammedel. Kuna Ida-Euroopa tammedest objektide dateerimisel on seni kasutatud just Poola andmeid (Klein, Wazny, 1991; Haneca *et al.*, 2005), võimaldavad saadud tulemused anda täpsemaid hinnanguid vanuse määramisel.

Ülevaate tamme maltspuidu geograafilisest varieeruvusest Baltikumis annab joonis 5, millel on võrreldud 43 proovikoha maltspuidu hulka. Võrreldavaks tunnuseks on proovikoha mediaan ehk keskmise tamme maltspuidu aastarõngaste arv. Maltspuidu mediaan varieerub uuritud proovialadel 8–15 aastarõnga ulatuses. Kõige sagedamini jääb see vahemikku 10–12. Jooniselt on näha, et keskmine maltspuidu hulk väheneb läänest ida suunas ehk atlantilistest kontinentaalsemate kliimatingimuste suunas ning samuti põhja suunas. Kuigi Saue, Lehmja ja Mäetaguse proovialad jäävad keskmisse maltspuidu hulga gruppi, on nende proovialade maltspuidu mediaan 10.



Joonis 5. Tamme maltspuidu aastarõngaste arvu mediaan prooviaialadel (aluskaart ÜRO Kartograafia osakond 1995).

Figure 5. Median sapwood ring number at sample sites (Base map from Department of Cartography, UN 1995).

3.3. Maltspuidu hinnangud praktikas

Saadud maltspuidu aastarõngaste arvu varieerumise vahemikud võimaldavad täpsemini rakendada dendrokronoloogilist dateerimismeetodit Baltikumi tamme valmistatud puitobjektide vanuse määramisel. Paraku ei piisa objektis mõõdetud aastarõngaste arvule maltspuidu aastarõngaste arvu lisamisest, et öelda objekti lõplik vanus, vaid peab Miles (1997) järgi arvestama järgnevate aspektidega. Kui puiduproov sisaldab kõiki maltspuidu aastarõngaid, siis saab määrata täpse puu langetamise aja. Täpsustamist vajab vaid aastaeg. Kui viimane aastarõngas on koore all täielik, siis on puu langetatud talvel. Näiteks, kui viimane mõõdetud aastarõngas on dateeringuga 1631, siis langetamise aeg esitatakse kujul 1631/1632.

Kui viimasele täielikult moodustunud aastarõngale lisandub veel osa kevad- ehk varapuitu, saab langetamise ajaks olla selle näite puhul kevad 1632.

Kui proovil puudub igasugune maltspuidu osa või isegi maltspuidu ja lülipuidu piir (tammest puitobjektide puhul on see tavaline, et maltspuit on vastupidamatuse tõttu eemaldatud, kõdunenud või kahjustatud seen- või putukahaigustest), siis saab määrata kõige varajasema võimaliku langetamise aja (*terminus post quem*) ehk aja, millest varem pole puu kindlasti langetatud. Selleks lisatakse viimasele mõõdetud ja dateeritud aastarõngale minimaalne teadaolev maltspuidu aastarõngaste arv (väiksem 95% usaldusväärne väärtus). Näiteks Baltikumi tammest puitobjekti puhul oleks vaja liita 6 aastarõngast (Lääne-Eesti tammest puitobjekti puhul 4 aastarõngast). Võrreldes Poola minimaalse maltspuidu aastarõngaste arvuga, mis on 9 (Wazny, Eckstein, 1991) ja mida on seni Ida-Euroopa tammepuidu dateerimisel kasutatud, on Baltikumi kohta leitud hinnang väiksem ja selle kasutamisel on saadav dateerimistulemus täpsem.

Proovidel, millel on olemas osaline maltspuit või maltspuidu ja lülipuidu piir, saab määrata ajavahemiku, millal tõenäoliselt puu langetati. Selleks liidetakse lülipuidu ja maltspuidu piirile teadaolev maltspuidu aastarõngaste arvu vahemik (95% usalduspiirkond), näiteks Baltikumi tammedest puidu puhul 6–19. Kui lisaks maltspuidu ja lülipuidu piirile on olemas ka teatud hulk maltspuidu aastarõngaid, siis tõenäoline langetamise ajavahemik väheneb olemasolevate maltspuidu aastarõngaste arvu võrra.

Paraku ka puu langetamise aja määramine ei anna veel täpset objekti vanust. Hillam (1998) toob välja järgnevad aspektid, mida tuleks silmas pidada. Arvestama peab puidu kuivatamis- ehk laagerdusajaga, mis võib olla kuni kümme aastat. Lisaks võttis sajandeid tagasi suurte ehitiste puhul aega ka puidu varumine, maalide tahvlid võisid puutumatusena seista kunstnike ateljeedes mitmeid aastaid. Tähele tuleb panna ka asjaolusid, et ehitistes tehti parandustöid, puitu vahetati välja uuema vastu ning puitu korduvkasutati. Tahvelmaalide kohta on andmeid, et 16. ja 17. sajandil jäi puu langetamise ja maali valmimise vahele 5 ± 3 aastat (Bauch, Eckstein, 1981; Klein, 2006), 15. sajandi maalide puhul on puidu laagerdusaeg pikem, 10–15 aastat (Klein, 2003). Puitskulptuuride puhul eelistati toorpuitu või vähendati kuivamisega miinimumini (Eckstein, 2005), jättes puu langetamise ja skulptuuride valmimise vahele kuni 4 aastat (Haneca *et al.*, 2005).

4. Järeldused

- 1) Analüüsitud 668 tammeproovi põhjal võib öelda, et tammede juurdekasv on kõige homogeensem Leedu tammedel. Läti tammed on sarnasemad Leedu kui Eesti tammedele. Omavahel on hästi sünkroniseeritavad Lõuna-Soome ja Põhja-Eesti ning omavahel Lääne-Eesti tammede aastarõngalaiuste read.
- 2) Baltikumi (sh Lõuna-Soome) tammedel varieerub 95% juhtudel maltspuidu aastarõngaste arv vahemikus 6–19. Võrreldes saadud tulemusi varem uuritud

teiste Euroopa piirkondade tammede maltspuidu hulgaga, on käesolevas töös saadud vahemiku minimaalväärtus väikseim: leiab kinnitust fakt, et tammede maltspuidu aastarõngaste arv väheneb Euroopas ida suunas.

- 3) Baltimaade sisene maltspuidu aastarõngaste arvu varieeruvus on madal, kuid maltspuidu hulk väheneb ida suunas.
- 4) Maltspuidu aastarõngaste arvu varieeruvuspiiride hinnangut saab kasutada tammepuidust esemete dendrokronoloogilisel dateerimisel. Need võimaldavad tõsta Baltimaade tammepuidust arhitektuuri- ja kunstiobjektide vanuse määramise täpsust.

5. Kokkuvõte

Harilikku tamme (*Quercus robur* L.) on tugeva ja vastupidava puidu tõttu laialdaselt kasutatud ehitus- ja tarbematerjalina, misläbi on see dendrokronoloogide poolt üks enam uuritud puuliik Euroopas. Tammepuidust objektide dateerimisel on saanud probleemiks selle maltspuit, kuna see osa puidust on sageli eemaldatud puiteseeme materjalist, osaliselt hävinenud seen- ja putukahaiguste tõttu või kõdunenud arheoloogilistes puiduobjektides. Maltspuidus kui puu kooraluses puiduosas on noorimad aastarõngad, mis on olulised puitobjektide dateerimisel. Puuduva maltspuidu aastarõngaste arvu leidmiseks on uuritud kasvavate tammede vastavat puitu ning on selgitatud maltspuidu hulga geograafiline varieeruvus. Seetõttu on erinevate regioonide tammede maltspuidu hulga hinnangud saanud oluliseks kohaliku puidu kõrval ka eksporditud tammepuidu dateerimisel, kuna need võimaldavad tõsta vanuse määramise täpsust. Ajaloallikate ning aastarõngaridade sarnasuse põhjal on kindlaks tehtud tammepuidu eksport Läänemere idaranniku, sealhulgas Baltimaade, sadamatest Lääne-Euroopasse.

Seni puudusid tammede maltspuidu hinnangud Baltimaade kohta. Käesoleva töö eesmärgiks oli kirjeldada ja standardiseerida Baltikumi tammede maltspuidu aastarõngaste arvu varieeruvus. Selleks kasutati 668 tammeproovi Lõuna-Soomest, Eestist, Lätist ja Leedust. Maltspuidu aastarõngaste arv määrati kahe kriteeriumi – värvi muutumine heledamaks ja tüllide puudumine trahheedes – kokkulangevuse järgi. Juhtudel, kui need kaks kriteeriumi kokku ei langenud, eelistati värvi kriteeriumi tüllide kriteeriumile.

Statistilise analüüsi tulemusena saadi teada, et maltspuidu aastarõngaste arv varieerub Baltikumi tammedel 95% tõenäosusega vahemikus 6–19. Võrreldes seda teiste piirkondade sarnaste uuringutega leidis kinnitust fakt tammede maltspuidu aastarõngaste arvu vähenemisest Lääne-Euroopast Ida-Euroopa suunas. Baltimaadesisene maltspuidu varieeruvus on madal, kuid maltspuidu hulk väheneb ida suunas. Lisaks koostati analüüsitud puurproovide põhjal Baltikumi keskmine tamme radiaalse juurdekasvu kronoloogia, mis katab aastad 1631–2008.

Teada saadud maltspuidu aastarõngaste arvu varieeruvuspiiride hinnang võimaldab tõsta Baltimaade tammepuidust arhitektuuri- ja kunstiobjektide vanuse määramise täpsust.

Tänuavaldus

Käesolevat tööd on toetanud Eesti Teadusfondi grant nr 7510 ja Tartu Ülikooli Sihtasutuse Paul ja Marta Lannuse stipendium. Autorid tänavad abi eest materjali kogumisel A. Vitast, I. Lūcet, S. Helamat, J. Raisiot, J. Pärna ja E. Kikast.

Kasutatud kirjandus

- Adermann, V. 2007. Eesti metsad 2006: metsavarude hinnang statistilisel valikmeetodil. Metsakaitse- ja Metsauenduskeskus, Tallinn.
- Bauch, J., Eckstein, D. 1981. Woodbiological Investigations on Panels of Rembrandt Paintings. *Wood Science and Technology* 15: 251–263.
- Baillie, M. G. L., Hillam, J., Briffa, K. R., Brown, D. M. 1985. Re-dating the English art-historical tree-ring chronologies. *Nature* 315: 317–319.
- Csaikl, U. M., Glaz, I., Baliuckas, V., Petit, R. J., Jensen, J. S. 2002. Chloroplast DNA variation of white oak in the Baltic countries and Poland. *Forest Ecology and Management* 156: 211–222.
- Daniel, O. 1929. Mets ja metsandus Eestis. Riigimetsade Valitsus, Tallinn.
- Eckstein, D. 2005. Wood science and art history – interdisciplinary research illustrated from a dendrochronological point of view. In: C. Van de Velde, J. Van Acker, H. Beeckman, F. Verhaeghe (Editors), *Constructing Wooden Images: Proceedings of the symposium on the organization of labour and working practices of late Gothic carved altarpieces in the Low Countries*, Brussels, Oct. 2002. VUB Press, Brussels, pp 19–26.
- Esau, K. 1953. *Plant Anatomy*. John Wiley, Sons, New York.
- Grissino-Mayer, H. D., 2001. Evaluating crossdating accuracy: A manual and tutorial for the computer program COFECHA. *Tree-Ring Research* 57(2): 205–221.
- Grynaeus, A. 2003. Dendrochronology and Environmental History. In: J. Laszlovszky, P. Szabo (Editors), *People and Nature in Historical Perspective*. CEU Press, Budapest, pp 175–193.
- Haneca, K., Wazny, T., Van Acker, J., Beeckman, H. 2005. Provenancing Baltic timber from art historical objects: success and limitations. *Journal of Archaeological Science* 32: 261–271.
- Haneca, K., Čufar, K., Beeckman, H. 2009. Oaks, tree-rings and wooden cultural heritage: a review of the main characteristics and applications of oak dendrochronology in Europe. *Journal of Archaeological Science* 36: 1–11.
- Hillam, J. 1987. Problems of Dating and Interpreting Results from Archaeological Timbers. In: R. G. W. Ward (ed), *Applications of tree-ring studies: current research in dendrochronology and related subjects*. British Archaeological Reports International Series, Oxford, pp 141–155.
- Hillam, J. 1998. *Dendrochronology: guidelines on producing and interpreting dendrochronological dates*. English Heritage, London.

- Hillam, J., Morgan, R. A., Tyers, I. 1987. Sapwood Estimates and the Dating of Short Ring Sequences. In: R. G. W. Ward (ed), Applications of tree-ring studies: current research in dendrochronology and related subjects. British Archaeological Reports International Series, Oxford, pp 165–185.
- Holmes, R. L. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin* 43: 69–78.
- Hughes, M. K., Milsom, S. J., Leggett, P. A. 1981. Sapwood Estimates in the Interpretation of Tree-ring Dates. *Journal of Archaeological Science* 8: 381–390.
- Hupel, A. W. 1777. Topographische Nachrichten von Lief- und Ehtland. Zweiter Band. Riga.
- Kalda, A. 1961. Laialehised metsad Eesti NSV-s: väitekiri bioloogiakandidaadi teadusliku kraadi taotlemiseks. Tartu Riiklik Ülikool, Tartu.
- Kalda, A. 1998. Tammikud põhjapiiril. *Eesti Loodus* 7: 290–292.
- Karazija, S. 1997. Lietuvos ažuolynai. Išsaugojimo ir atkūrimo problemos. Lietuvos miškų institutas, Kaunas. [Summary: Lithuanian oak forests: problems of preservation and rehabilitation].
- Klein, P. 1989. Dendrochronological Studies on Oak Panels of Rogier van der Weyden and his Circle. In: R. van Schoute, H. Verougstraete-Marcq (eds), Le dessin sous-jacent dans la peinture. Colloque VII, 17–19 septembre 1987. Université Louvain-La-Neuve, pp 25–36.
- Klein, P. 1998. Dendrochronological analyses of panel paintings. In: K. Dardes, A. Rothe (eds), The Structural Conservation of Panel Paintings: Proceedings of a Symposium at the J. Paul Getty Museum. Oxford University Press, Oxford, pp 39–54.
- Klein, P. 2003. Dendrochronological analyses of some paintings by H. Bosch and his followers. In: H. Verougstraete, R. Van Schoute (eds), Jérôme Bosch et son entourage et autres études. Colloque XIV, 13–15 septembre 2001, Bruges-Rotterdam. Peeters, Leuven, pp 3–8.
- Klein, P. 2006. Unfolding the Netherlandish Diptych: Dendrochronological Analyses. In: J. O. Hand, R. Spronk (eds), Essays in Context: Unfolding the Netherlandish Diptych. Yale University Press, pp 215–225.
- Klein, P., Wazny, T. 1991. Dendrochronological analyses of paintings of Gdansk painters of the 15th to the 17th century. *Dendrochronologia* 9: 181–191.
- Kuniholm, P. I. 2000. Dendrochronology (Tree-Ring Dating) of Panel Paintings. In: W. S. Taft, J. W. Mayer (eds), The Science of Paintings. Springer Verlag, New York, pp 206–226.
- Laasimer, L. 1965. Eesti NSV taimkate. Valgus, Tallinn.
- Läänelaid, A. 2004. Puude aastarõngalaiuste võrgustik Eestis. Kogumikus: Ü., Mander, O. Kurs (toim), Geograafilisi uurimusi aastatuhande vahetusel. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis 89. Tartu Ülikool, Tartu, lk 298–312.
- Läänelaid, A. 2007. Some aspects of dendrochronology in the Baltics. In: D. Elferts, G. Brūmelis, I. Lūce, M. Zunde (eds), Proceedings of Abstracts of TRACE 2007. Riga, Latvia, pp 8.
- Läänelaid, A., Nurkse, A. 2006. Dating of a 17th Century Painting by Tree Rings of Baltic Oak. *Baltic Forestry* 12(1): 117–121.
- Miles, D. 1997. The Interpretation, Presentation and Use of Tree-Ring Dates. *Vernacular Architecture* 28: 40–56.

- Moir, A. K. 2004. Dendrochronological analysis of oak timbers from Ketleas, Capel, Surrey, England. Tree-Ring Services Report: CAKE/04/04.
- Piirimäe, H. 1962. Vene-Rootsi majanduslikud suhted ja Narva kaubandus a 1661–1700: dissertatsioon ajalookandidaadi teadusliku kraadi taotlemiseks. Tartu Riiklik Ülikool, Tartu.
- Randsborg, K., Christensen, K. 2006. XII. The number of sapwood rings in the oak trees. *Acta Archaeologica* 77(1): 185–186.
- Rybníček, M., Kyncl, T., Gryc, V., Přemyslovská, E., Vavřík, H. 2007. Building of the oak standard chronology for Czech Republic. In: D. Elferts, G. Brūmelis, I. Lūce, M. Zunde (eds), Proceedings of Abstracts of TRACE 2007. Riga, Latvia, pp 21–22.
- Saarman, E., Veibri, U. 2006. Puiduteadus. Eesti Metsaselts, Tartu.
- Savill, P. S., Kanowski, P. J., Gourlay, I. D., Jarvis, A. R. 1993. Short Note: Genetic and Intra-Tree Variation in the Number of Sapwood Rings in *Quercus robur* and *Quercus petraea*. *Silvae Genetica* 42(6): 371–375.
- Schweingruber, F. H. 1993. Trees and Wood in Dendrochronology: Morphological, Anatomical, and Tree-Ring Analytical Characteristics of Trees Frequently Used in Dendrochronology. Springer-Verlag, Berlin.
- Soom, A. 1940. Narva metsakaubandus ja metsatööstus XVII sajandi lõpul. *Ajalooline Ajakiri* 2: 57–73.
- Suchockas, V., Malinauskas, A. 2006. Valuable Broadleaves – Resources and Research in Lithuania. COST E42 Project “Growing Valuable Broadleaved Tree Species” (ValBro). http://www.valbro.uni-freiburg.de/pdf/country_report_li_2006.pdf (20.10.2009).
- Zunde, M. 1998. Wood export from medieval Riga and possibilities for dendrochronological dating. In: V. Stravinskiene, R. Juknys (Editors), Proceedings of the International Conference: Dendrochronology and Environmental Trends, 17–21 June, 1998, Kaunas, Lithuania. Kaunas, pp 67–74.
- Zunde, M. 1998–1999. Timber export from Old Riga and its impact on dendrochronological dating in Europe. *Dendrochronologia* 16–17: 119–130.
- Trendelenburg, R. 1955. Das Holz als Rohstoff. Carl Hanser Verlag, Munich.
- Tyers, I. 1998. Tree-ring analysis and wood identification on timbers excavated on the Magistrates Court Site, Kingston upon Hull, East Yorkshire. ARCUS Report 410.
- Untera, H. 1990. Puidumääraja: õppevahend metsamajanduse erialale. Eesti Põllumajanduse Infokeskus, Tallinn.
- Veermetts, K. 1962. Puidu määraja makro- ja mikroskoopiliste tunnuste järgi. Eesti Riiklik Kirjastus, Tallinn.
- Walder, F. 2004. Estimating the number of missing sapwood rings in *Quercus*. In: N. Bonde, D. Eckstein (Editors), Abstracts EuroDendro 2004 Rendsburg/Germany, September 15–19. University of Hamburg, pp 51.
- Wazny, T. 2002. Baltic timber in western Europe – an exciting dendrochronological question. *Dendrochronologia* 20(3): 313–320.
- Wazny, T. 2005. The origin, assortments and transport of Baltic timber. In: C. Van de Velde, J. Van Acker, H. Beeckman, F. Verhaeghe (Editors), Constructing Wooden Images: Proceedings of the symposium on the organization of labour and working practices of late Gothic carved altarpieces in the Low Countries, Brussels, Oct. 2002. VUB Press, Brussels, pp 115–126.

- Wazny, T., Eckstein, D. 1991. The dendrochronological signal of oak (*Quercus* spp.) in Poland. *Dendrochronologia* 9: 35–49.
- ÜRO Kartograafia osakond 1995. Kaart nr. 3879.
<http://www.un.org/Depts/Cartographic/english/htmain.htm> (20.10.2009)
- Кайрайтис, И. И. 1978. Дендрошкалы дубовых (*Quercus robur* L.) насаждений Литовской ССР. Сб: Т. Т. Битвинскас (редактор), Дендроклиматологические шкалы Советского Союза. Институт Водники АН Литовской ССР, Каунас, с 5–26.

Sapwood estimates of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in the eastern Baltic

Kristina Sohar, Alar Läänelaid

Department of Geography, University of Tartu

Summary

Pedunculate oak (*Quercus robur* L.) is one of the most dendrochronologically investigated woods in Europe. However, oak is a problematic object to date, as its sapwood, which indicates the felling date, is often missing. Therefore the number of sapwood rings in living trees is examined to estimate the number of missing sapwood rings on dating objects. This method has widely been used in Europe, but for the Baltic States no estimation of oak sapwood rings had been done.

In this work, a total of 668 samples of living trees from 43 sites in southern Finland, Estonia, Latvia and Lithuania were investigated. Ring widths were measured and the number of sapwood rings was determined according to two criteria: change of colour and absence of tyloses in early wood vessels. In cases of a lack of coincidence between these criteria, colour was used instead of tyloses. The samples were divided into two sets, according to the t_H -values between the site chronologies and the major geobotanical sub-provinces: the West Baltic region (southern Finland and western Estonia) and the East Baltic region (eastern Estonia, Latvia and Lithuania).

As a result of a statistical analysis, the number of oak sapwood rings ranges within 95% confidence limits between 4 and 21 in southern Finland and western Estonia and between 6 and 19 in eastern Estonia, Latvia and Lithuania. The same range is valid for the whole study area. Comparing the results with earlier studies, the general European trend of decreasing sapwood ring number towards the east was confirmed. The presented results will help to improve the precision of dating buildings, art objects etc. made of Baltic timber. The sapwood medians of the study sites generally stand between 10 and 12 rings, but these are slightly higher on the eastern coast of the Baltic Sea and fall slightly as one moves towards the mainland. In addition, the average site chronology of the Baltic States was compiled covering the years 1631–2008.

Saasteainete trendid Eesti sademetes 1994–2006

Kai Treier, Naima Kabral, Jane Frey
Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Välisõhu kvaliteeti mõjutab oluliselt inimtegevusest põhjustatud saaste (näiteks vääveldioksiid, lämmastikoksiidid, süsinikmonoksiid, tahked osakesed, osoon, müra ja vibratsioon, ioniseeriv ja mitteioniseeriv kiirgus). Eestis saastab praegu enim õhku põlevkivil baseeruv energeetika (väävliühendid, tahked osakesed ning süsinikdioksiid). Peamised lämmastikoksiidide ja lenduvate orgaaniliste ühendite allikad on transpordivahendid ja vähemal määral põllumajandus.

2005. aastal emiteeris Eesti välisõhku 158 000 tonni CO₂ (mis moodustab 50% saasteainete koguemissoonist), 77 000 tonni SO₂ (24%) ja 40 000 tonni tahkeid osakesi (13%). Ligikaudu 82% kõigist saasteainetest pärineb põlevkivi baasil töötavast energiatööstusest (Keskkonnaülevaade, 2005). Eestis kaevandati 2005. aastal 14,8 miljonit tonni põlevkivi (Eesti Statistikaameti andebaas, 2005), millest 11–12 miljonit tonni kasutasid Ida-Virumaal paiknevad Narva elektrijaamad (Balti ja Eesti elektrijaam) (Liive, 2007). Elektrijaamad emiteerisid 2005. aastal 74% SO₂ ja 48% tahkete osakeste paiksetest allikatest pärinevast koguemissoonist (Treier *et al.*, 2008). Kõrge SO₂ ja tahkete osakeste emissioon on üldiseks probleemiks maades, kus energeetikas kasutatakse tooraineks nn pehmet sütt sh põlevkivi (Aunela *et al.*, 1995). Põlevkivielektrijaamade osa selliste saasteainete osas nagu lämmastikoksiidid ja lenduvad orgaanilised süsivesinikud, on suhteliselt väike ning see osakaal on vähenenud peamiselt transpordisektorist tuleva heitmehulga kiire kasvu tõttu.

Ametlikud andmed kinnitavad, et perioodil 1994–2005 alanes Eestis SO₂ emissioon paiksetest allikatest kaks korda (149 000 tonnilt 74 000 tonnini) (Treier *et al.*, 2008). Kui uurimisperioodi alguses (1994) energia tootmine põlevkivist aasta-aastalt vähenes, siis 2003. aastast alanud elektritootmise kasvust hoolimata (toodeti üle 10 TWh aastas) on saasteainete emissioonide alanemistrend jätkunud, mis tõestab uute tehnoloogiliste meetmete rakendumist. Eesti Statistika andmebaasi põhjal toodeti 2005. aastal Eesti energiatoodangust 27% põlevkivi põletamise uue tehnoloogiaga (põlevkivi tolmpõletamine asendati keevkihis põletamisega), mille tulemusena peaks oluliselt alanenud vääveldioksiidi eriheitmete tase võimaldama järgida väävliühendite, aga ka CO₂ kohta kehtestatud rahvusvahelisi nõudeid. Tuleks mäletada, et Ida-Virumaa oli ainus koht Eestimaal, mis 1980. aastatel tunnistati ökoloogilise katastroofi lävel seisvaks regiooniks: põlevkivi kasutamine

oli selle piirkonna muutnud tööstusplatsdarmiks ning unikaalse looduse hoid jäi teisejärguliseks (Liblik, Karu, 2007).

Viimase 20 aasta jooksul on SO₂ emissioon alanenud Euroopas tervikuna ligikaudu 70% (Grennfelt, 2005). Põhjamaade, Läti ja Eesti EMEP-i seirejaamade andmete põhjal on väeveldioksiidi ja tahkete osakeste emissioonide vähenemine käesoleva uurimisperioodi vältel Eestis ja naaberriikides sarnase kaaluga umbes 30–45%. Suurim suhteline SO₂ emissiooni alanemine (93%) on toimunud Lätis. Tahkete osakeste emissiooni alandamine on olnud kõige aktiivsem Eestis, umbes 70%, võrreldes naaberriikidega, kus alanemise määr oli samal ajal keskmiselt 10% (Treier, 2008).

Hoolimata õhkupaisatavate saasteainete olulisest piiramisest, ületasid Eesti emissioonid arvatuna riigi pindalaühiku kohta veel 2005. aasta andmetel väevliisaaste osas 16 korda ja tahkete osakeste saastes umbes neli korda naaberriikide samu näitajaid (Treier, 2008).

Peale lokaalsete saasteallikate mõjutab saastatuse taset õhusaaste kaugkanne, mis on Eestis peamiselt läänest ja lõunast liikuvatest õhumassidest (jälgitavad Lääne-Eesti sademetejaamades). Narva elektrijaamade emissioonidest tingitud kõrgeenenud väevliühendite sadenemist on registreeritud naabruses paiknevatel aladel nii Soomes kui ka Venemaal (Kulmala *et al.*, 1998; Sofiev *et al.*, 2003).

Eesti elektrienergeetika põhilised raskused Euroopa Liidu keskkonnanõuete täitmisel on senini olnud seotud väevliühendite heitmetega välisõhku ja põlevkivituha ladestamisega elektrijaamade tuhaväljadele. Alates 2008. aastast saab aga põlevkivielektri tootmisel limiteerivaks teguriks CO₂ heitmete lubatud kogus.

Käesolev artikkel põhineb riikliku keskkonnaseire 1994–2006 aasta avamaa sademete keemiliste näitajate trendianalüüsil, mille eesmärgiks on anda ülevaade perioodi jooksul toimunud muutustest õhusaasteainete koormustes ja sadenemise jaotuses Eesti territooriumil, seoses rahvusvahelistest keskkonnalepetest johtuvate emissioonide vähendamise kohustuste täitmisega ning põlevkivielektrijaamade puhastusseadmete renoveerimise ja muude tehnoloogiliste uuendustega.

2. Materjal ja meetodika

Käesoleva töö andmebaasiks on Eesti Riikliku Keskkonnaseire programmide raames kogutud avamaa sademete keemiliste analüüside andmed. Sademetekeemia seireprogrammi koordineerib Eesti Keskkonnauuringute Keskus alates 1994. aastast, mil alustati sademete keemiliste analüüsidega Harku, Kunda, Jõhvi, Tooma ja Tiirikoja ilmajaamades. 1996. aastal lisandusid seirejaamad Sakal ja Lääne-Nigulas ning 1999. aastal Matsalus. Tartu Keskkonnauuringute poolt alustati sademeproovide kogumist ja analüüsi seitsmes Lõuna-Eesti jaamas 1999. aastal: Tahkusel, Karulas, Haanjas, Otepääl, Alam-Pedjal, Loodil ja Nigulas. Lisaks eelmainitud jaamadele on töös kasutatud Vilsandi, Lahemaa ja Saarejärve seirejaamade sademete andmeid alates 1994. aastast. Vilsandi töötab koos Saarejärvega

rahvusvahelise kompleksseire (*International Co-operative Programme on Integrated Monitoring*) jaamana ning koos Lahemaaga ka EMEP-i (*Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe*) jaamana. Alates 1999. aastast on olemas rahvusvahelise metsaseire (*International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests*) programmi kuue jaama – Sagadi, Vihula, Mäksa, Pikasilla ja Karula – avamaa sademete andmed. Metsaseiret koordineerib Eesti Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus. EMEP-i ja kompleksseiret korraldavad Eesti Keskkonnauuringute Keskus ja IM Saare koostöös Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduse instituudi geograafia osakonnaga. EMEP-i programmis on Eesti osalenud alates 1981. aastast Vilsandi (varasemalt lisaks ka Sõrve) ja Lahemaa taustajaamadega. Kahjuks on varasemad sademete keemilised analüüsid (analüüsiti Riias) läinud kaduma. Mõningad varasemad andmed aastatest 1981, 1985, 1987–1990 Sõrve, Vilsandi, Lahemaa, aga ka Tooma, Tiirikoja, Tallinna ja Jõhvi ilmajaamade sademete $\text{SO}_4\text{-S}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ ja $\text{NH}_4\text{-N}$ kohta on esitatud O. Roots'i artiklites (Roots, 1992). O. Roots'i esitatud andmeid on analüüsitud Eesti Hüdrometeoroloogia laboris paralleelselt Riias analüüsitud andmetega. Aastatel 1991–1993 kogus ja analüüsis Hüdrometeoroloogia Teenistus igas kuus sademeid Harkus, Jõhvis, Toomal, Tiirikojal, Lahemaal ja Vilsandil, kuid kahjuks ei ole nendest andmetest midagi säilinud, mõnes artiklis on vaid vihjeid nende olemasolu kohta (näiteks Martin *et al.*, 1994).

Territoriaalse saasteainete leviku hindamiseks kasutati 23 jaama andmeid. Saasteainete kontsentratsioonide ajaliste trendide uurimiseks on kasutatud kümne (Kunda, Jõhvi, Saka, Harku, Tiirikoja, Saarejärve, Lääne-Nigula, Lahemaa, Tooma ja Vilsandi), pikimate aegridadega (1994–2006) jaama sademete andmeid.

Sademete seireprogrammi täitmisel lähtutakse õhusaasteainete kauglevi koostööprogrammi käsiraamatu “*EMEP Manual for Sampling and Chemical Analysis*” (1996) proovide võtmise ja töötlemise, keemilise analüüsi meetodite, laboratoorse aparatuuri ning kvaliteedikontrolli nõuetest. Sademete analüüsi parameetrid on järgmised: sademete hulk, kaalium- (K^+), naatrium- (Na^+), kaltsium- (Ca^{2+}), magneesium- (Mg^{2+}), nitraat- (NO_3^-), kloriid- (Cl^-), sulfaat- (SO_4^{2-}) ja ammooniumiooni (NH_4^+) sisaldus, pH ning elektrijuhtivus. Ajaliste trendide analüüsimisel kasutati mitteparameetrilist Mann-Kendalli testi, mis loeb aastase (kuu) erinevuse statistiliselt oluliseks alates $p < 0,05$ (Salmi *et al.*, 2002).

Tabel 1. Eesti Riikliku Keskkonnaseire programmide jaamad.

Table 1. List of Estonian National Monitoring Network stations in different monitoring programme.

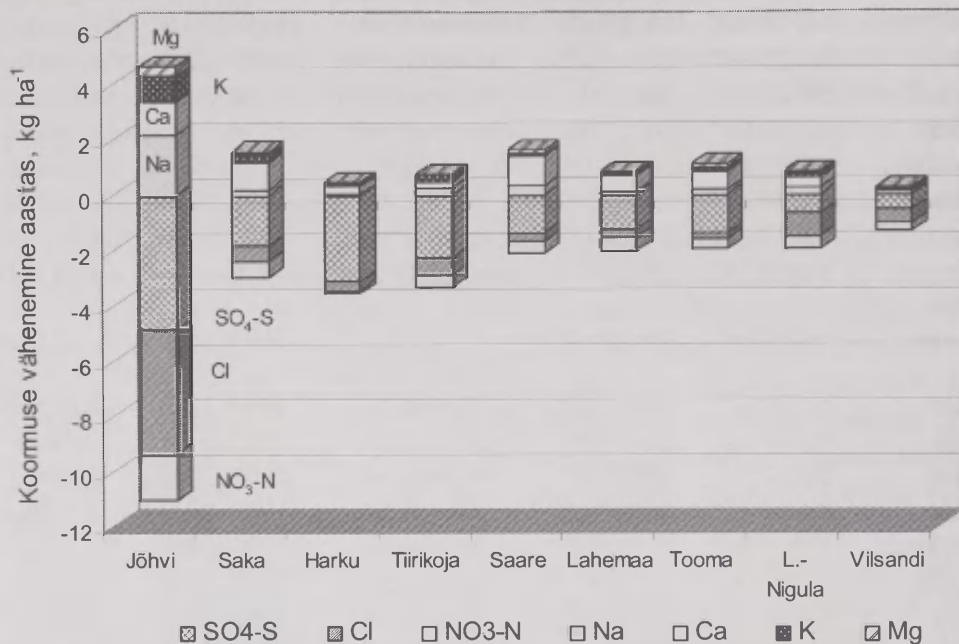
Seirejaam	Koordinaadid		Seireprogramm	Andmebaas, proovide kogumine	
Kunda	59°29'40"	26°35'30"	Sademete seire	1994–2006	A (iga päev)
Jõhvi	59°18'58"	27°22'43"	Sademete seire	1994–2006	A (iga päev)
Saka	59°25'39"	27°14'11"	Sademete seire	1996–2006	A (iga päev)
Harku	59°23'52"	24°36'09"	Sademete seire	1994–2006	A (iga päev)
Tiirikoja	58°52'09"	26°57'04"	Sademete seire	1994–2006	A (iga päev)
Saarejärve	58°52'18"	26°45'17"	Kompleksseire	1995–2006	A (2 nädala)
Lahemaa	59°29'40"	25°55'50"	EMEP	1994–2006	A (nädala)
Tooma	58°52'18"	26°16'11"	Sademete seire	1994–2006	A (iga päev)
Lääne-Nigula	58°56'58"	23°48'42"	Sademete seire	1996–2006	A (iga päev)
Vilsandi	58°22'34"	21°50'42"	EMEP+ Kompleksseire	1994–2006	A (nädala)
Karula'	57°42'47"	26°30'17"	Sademete seire	1999–2006	A (iga päev)
Karula	57°42'02"	26°31'03"	Metsaseire	1997/2006	A (kuu)
Sagadi	59°33'42"	26°02'46"	Metsaseire	1997–2006	A (kuu)
Vihula	59°34'42"	26°07'57"	Metsaseire	1997–2006	A (kuu)
Karepa	59°31'44"	26°24'48"	Metsaseire	1997–2006	A (kuu)
Pikasilla	58°03'29"	26°06'53"	Metsaseire	1997–2006	A (kuu)
Mäksa	58°21'38"	26°58'31"	Metsaseire	1997–2006	A (kuu)
Matsalu	58°43'02"	23°49'21"	Sademete seire	1999–2006	A (iga päev)
Tahkuse	58°31'25"	24°55'32"	Sademete seire	1999–2006	A (iga päev)
Haanja	57°42'37"	27°04'08"	Sademete seire	1999–2006	A (iga päev)
Otepää	58°00'36"	26°24'46"	Sademete seire	1999–2006	A (iga päev)
Nigula	58°00'58"	24°43'13"	Sademete seire	1999–2006	A (iga päev)
Alam-Pedja	58°25'17"	26°14'07"	Sademete seire	1999–2006	A (iga päev)
Loodi	58°16'33"	25°35'10"	Sademete seire	1999–2006	A (iga päev)

3. Tulemused ja arutelu

3.1. Saasteainete sisalduste alanemistrendid

Seireperioodil 1994–2006 alanesid statistiliselt usaldusväärselt järgmiste ionide aasta keskmised kontsentratsioonid: $\text{SO}_4\text{-S}$ kümnes, Cl^- ja Na^+ kaheksas, Ca^{2+} ja K^+ seitsmes, Mg^{2+} kuues ja $\text{NO}_3\text{-N}$ neljas jaamas. Aasta keskmiste anioonide ja katioonide summaarse kontsentratsiooni (meq l^{-1}) alanemise trendi tugevuse (statistiliselt usaldusväärne kontsentratsiooni muutus aasta kohta) järgi reastusid jaamad järgmiselt: Kunda > Jõhvi > Saka > Harku > Tiirikoja > Saarejärve > Lääne-Nigula > Lahemaa > Tooma > Vilsandi (joonis 1). Kontsentratsioonide

alanemistrendi intensiivsuse järgi jagunesid jaamad: otsese tööstuspiirkonna mõjuga jaamadeks – Kunda, Jõhvi, Saka ja Harku; Kirde-Eesti tööstuspiirkonnast mõjutatud taustajaamadeks – Tiirikoja, Saarejärve, Lahemaa ja Tooma ning looduslikeks taustajaamadeks – Lääne-Nigula ja Vilsandi.



Joonis 1. Peamiste ionide arvutuslik aasta keskmine depositsiooni alanemine (kg ha^{-1}) üheksas seirejaamas (ilma Kunda jaamata) perioodil 1995–2006.

Figure 1. Calculated decline in annual deposition of main ions (kg ha^{-1}) in bulk precipitation at nine stations (with the exception of Kunda) during the period 1995–2006.

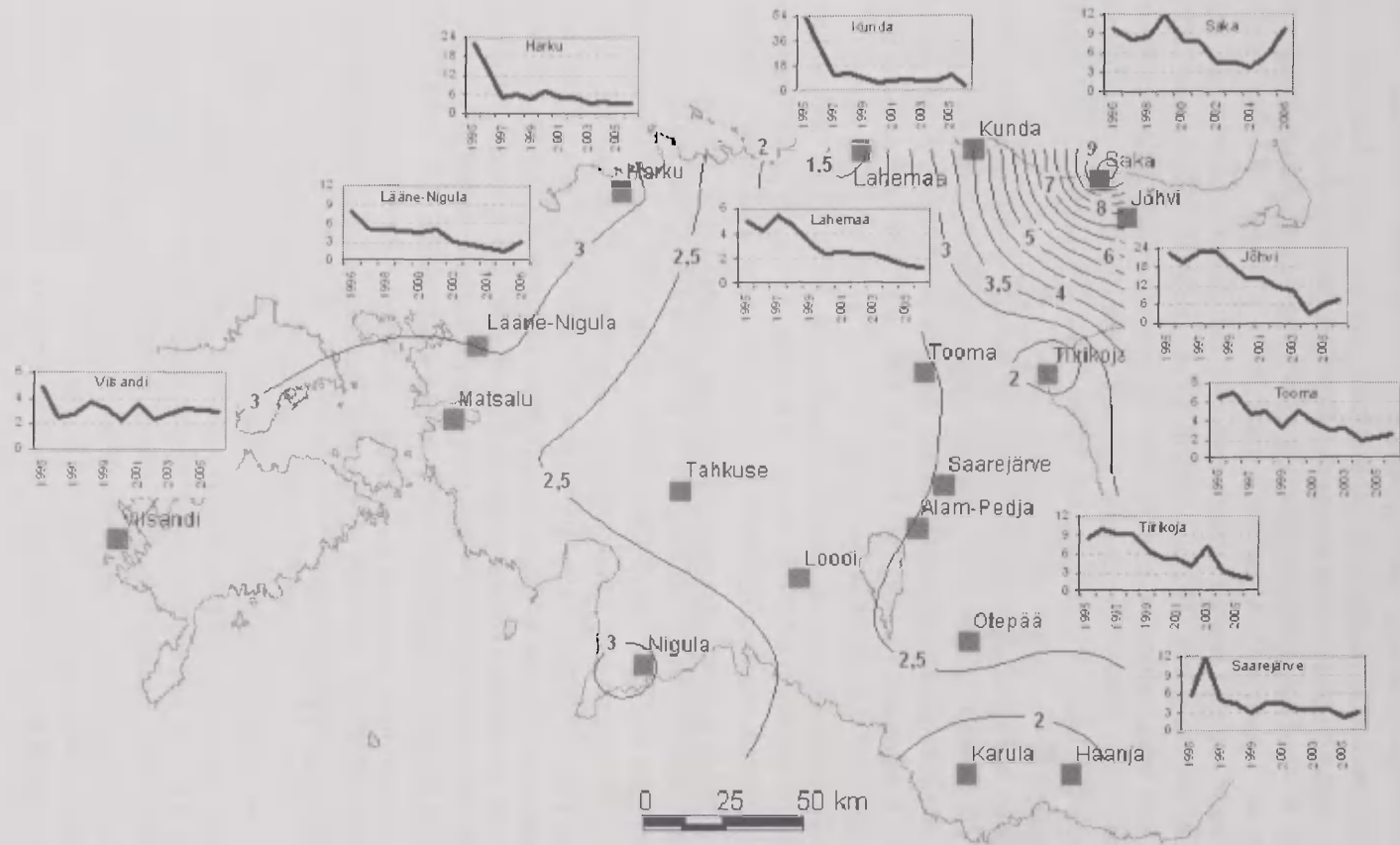
Trendianalüüs näitas sulfaatse väevli aasta keskmise kontsentratsiooni statistiliselt olulist alanemist kõikides jaamades – aastane vähenemine varieerus $1,76 \text{ mg l}^{-1}$ Kundas kuni $0,12 \text{ mg l}^{-1}$ Vilsandil. Kloriidi ja anioonide summa ($\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-$) alanemistrendid sarnanesid sulfaatse väevli alanemistrendiga, mis omakorda järgis vääveldioksiidi (SO_2) emissiooni ja põlevkivienergia tootmise vähenemise trende. Mõõdetud peamistest ionidest esines suurim alanemine just $\text{SO}_4\text{-S}$ -sisaldustes pea kõigis jaamades, välja arvatud Kundas, kus domineeris kaltsiumiiooni alanemise trend. Kloriidi ja sulfaadi aasta keskmesed kontsentratsioonid alanesid keskmiselt umbes kolm korda perioodide 1994–1996 ja 2003–2006 võrdluses. Tööstuspiirkonna jaamades (näiteks Jõhvis) registreeriti 11-kordne $\text{SO}_4\text{-S}$ sisalduse alanemine, Kundas 7-kordne.

Kaltsiumisisalduse alanemine oli statistiliselt usaldusväärne seitsmes vaatlusjaamas kümnest ja aastane keskmine alanemine varieerus $3,1 \text{ mg l}^{-1}$ Kundas kuni

0,06 mg l⁻¹ Lääne-Nigulas. Kuigi aasta keskmine kaltsiumikontsentratsioon sademetes alanes seireperioodil keskmiselt kolm korda (kuus korda Lahemaal ja poolteist korda Lääne-Nigulas), jäid aastased väävlikoormused ikkagi suhteliselt kõrgeks, näiteks Kirde-Eesti tööstuspiirkonnas ulatus kaltsiumi aastane depositatsioon kuni 20 kg ha⁻¹ (joonis 4). Aluseliste katioonide (Ca²⁺+Mg²⁺+K⁺+Na⁺) summaarne alanemine oli selgelt seotud tahkete osakeste emissiooni alanemisega, mis vähenes ligikaudu üheksa korda (161 500 tonnilt 1994. aastal 18 000 tonnile 2005. aastal). Oluline osa tahke aluselise emissiooni vähenemisel oli Kunda tsemenditehase renoveerimisel, mille tulemusena aastatel 1996–1997 vähenes tolmuemissioon mitusada(!) korda (32 000 tonnilt 1994–1999 136 tonnini 2003–2005) (Treier *et al.*, 2008).

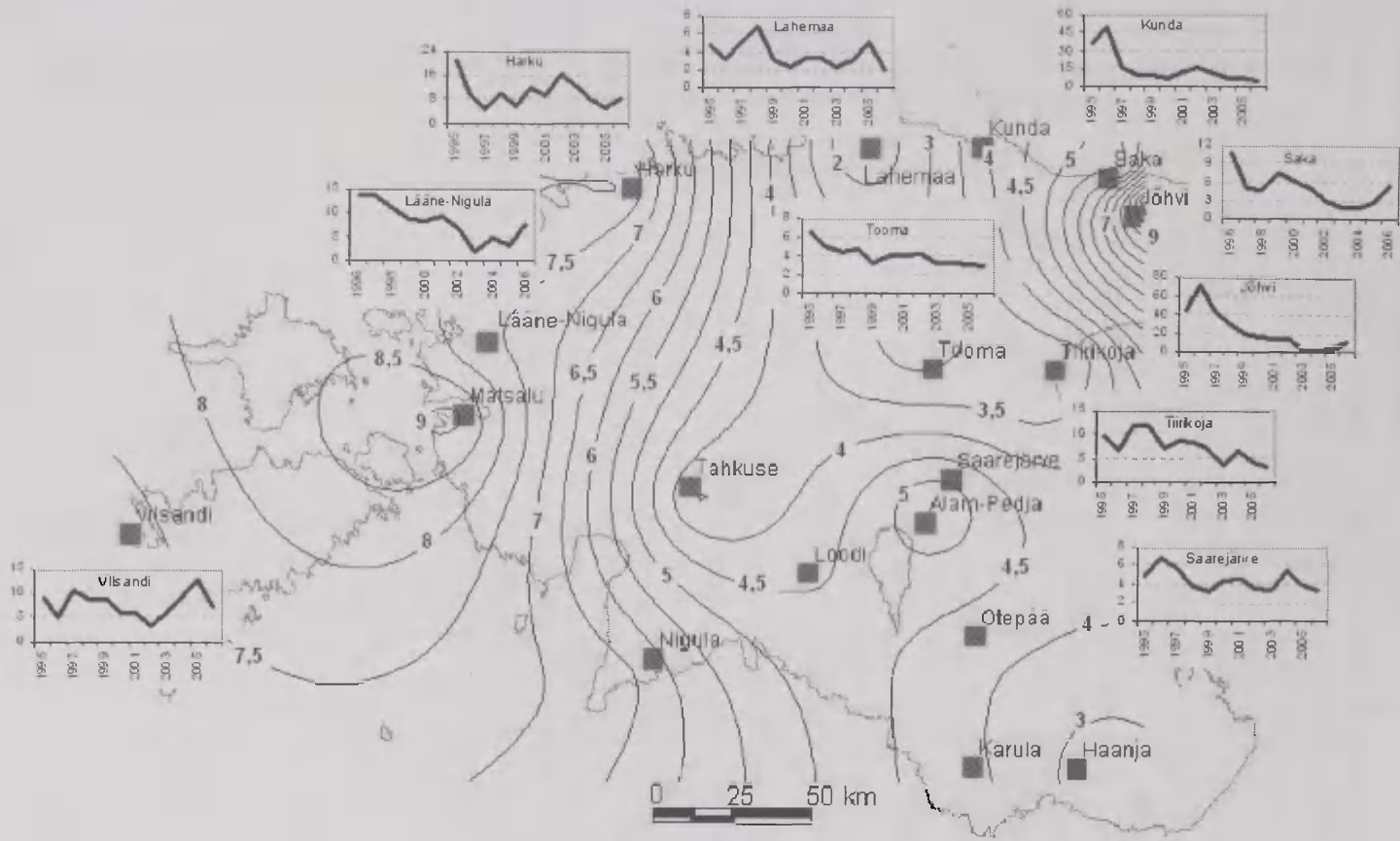
Sademetekemia uuringud näitasid, et saastekoormused vähenesid Eestis seireperioodil 1994–2006 reeglina igal aastal. Saastekoormuste üldise vähenemise tulemuseks on ka märkimisväärne saastatuse taseme langemine Kirde-Eestis (joonised 2–4), kuigi nii S koormused (5–9 kg ha⁻¹) kui ka kaltsiumi koormused (9–20 kg ha⁻¹) jäävad seal Eesti keskmistest (vastavalt 2–3 kg S ha⁻¹ ja 3–5 kg Ca ha⁻¹ aastas) kõrgemaks. Kui kloriidi keskmine depositatsioon Kirde-Eesti tööstuspiirkonnas oli perioodi alguses (1995) 20 kg ha⁻¹ (Kundas 53 kg ha⁻¹), siis perioodi lõpus oli see Kirde-Eesti tööstuspiirkonnas 5–10 kg ha⁻¹ ning looduslikes sisemaa jaamades 3–4 kg ha⁻¹ ja Lääne-Eesti merelise mõjuga jaamades 6–8 kg ha⁻¹.

Kirde-Eesti tööstuspiirkonnast ligikaudu 135 km kaugusel Soome lahe vastaskaldal asuva Virolahti EMEP-i seirejaama andmeil alanes SO₂ tase pidevalt, seda suuresti Narva elektrijaamadest tuleneva heite vähenemise tõttu (Liblik, Karu, 2007). Virolahtis paaril viimasel aastal mõõdetud sulfaatse väävli ja kloriidi keskmised aastakoormused (2,5 kg ha⁻¹) ning kaltsiumi koormused (1,1 kg ha⁻¹) on võrdsustunud Eesti keskmiste koormustega või neist madalamad, kuid võrreldes teiste Soome vaatlusjaamadega siiski kordi kõrgemad. Virolahti jaama SO₄-S, Ca²⁺ ja Mg²⁺ kontsentratsioonide alanemistrendid samal vaatlusperioodil (1994–2006) on statistiliselt olulised ning sarnased Kirde-Eesti tööstuspiirkonna ja selle mõjuala jaamade – Tooma, Tiirikoja, Saarejärvi – alanemistrendidega, kuigi absoluut-väärtustelt kordi väiksemad (Treier, 2008)



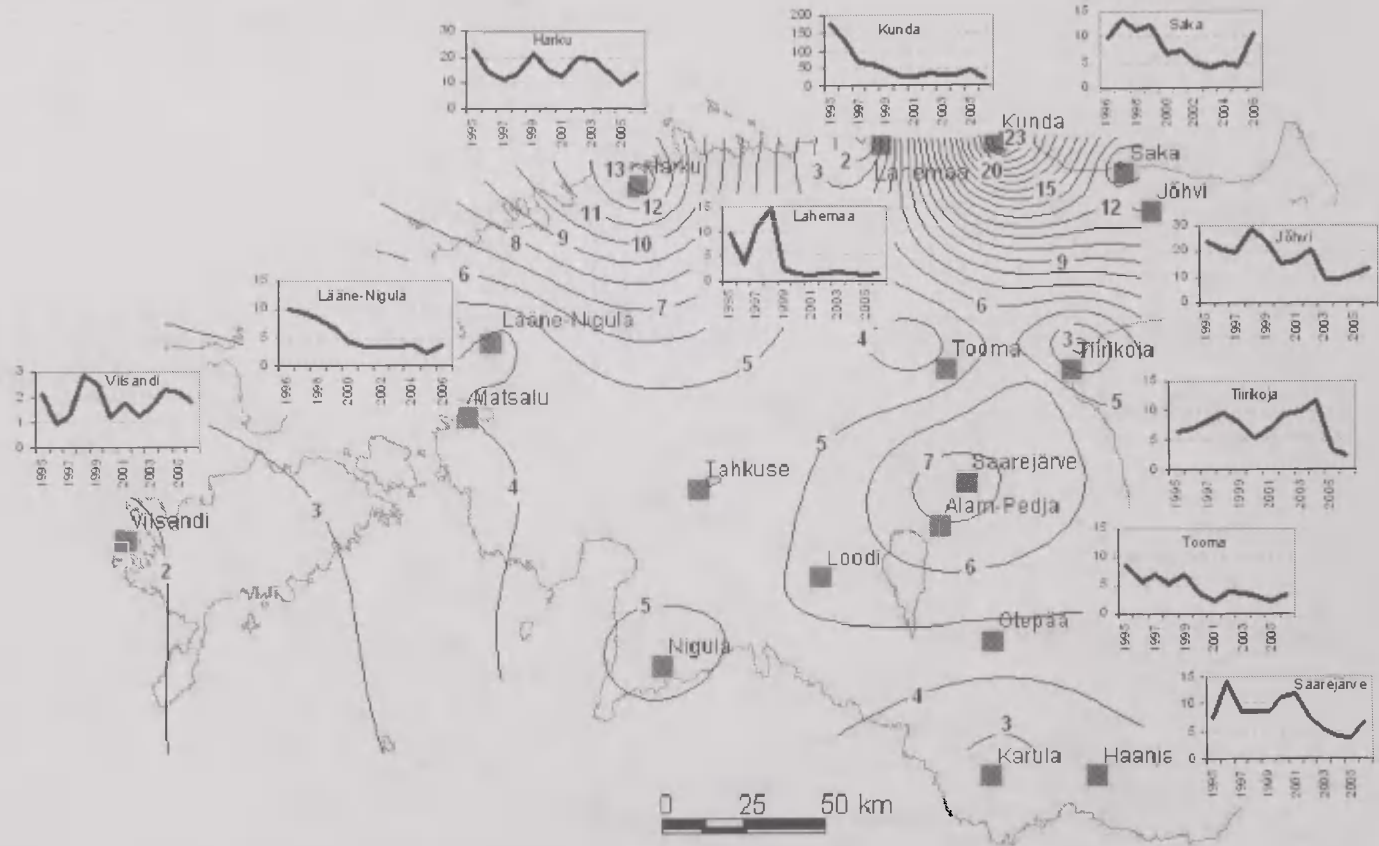
Joonis 2. Sulfaatse väevli aastakoormused (kg ha^{-1}) avamaa sademetes perioodil 1994–2005 ja 2006.

Figure 2. Annual deposition of sulphur (kg ha^{-1}) in bulk precipitation for the period 1994–2005 and in 2006.



Joonis 3. Kloriidi aastakoormused (kg ha^{-1}) avamaa sademetes perioodil 1994–2005 ja 2006.

Figure 3. Annual bulk deposition of chloride (kg ha^{-1}) in bulk precipitation for the period 1994–2005 and in 2006.



Joonis 4. Kaltsiumi aastakoormused (kg ha^{-1}) avamaa sademetes perioodil 1994–2005 ja 2006.

Figure 4. Annual bulk deposition of calcium (kg ha^{-1}) in bulk precipitation for the period 1994–2005 and in 2006.

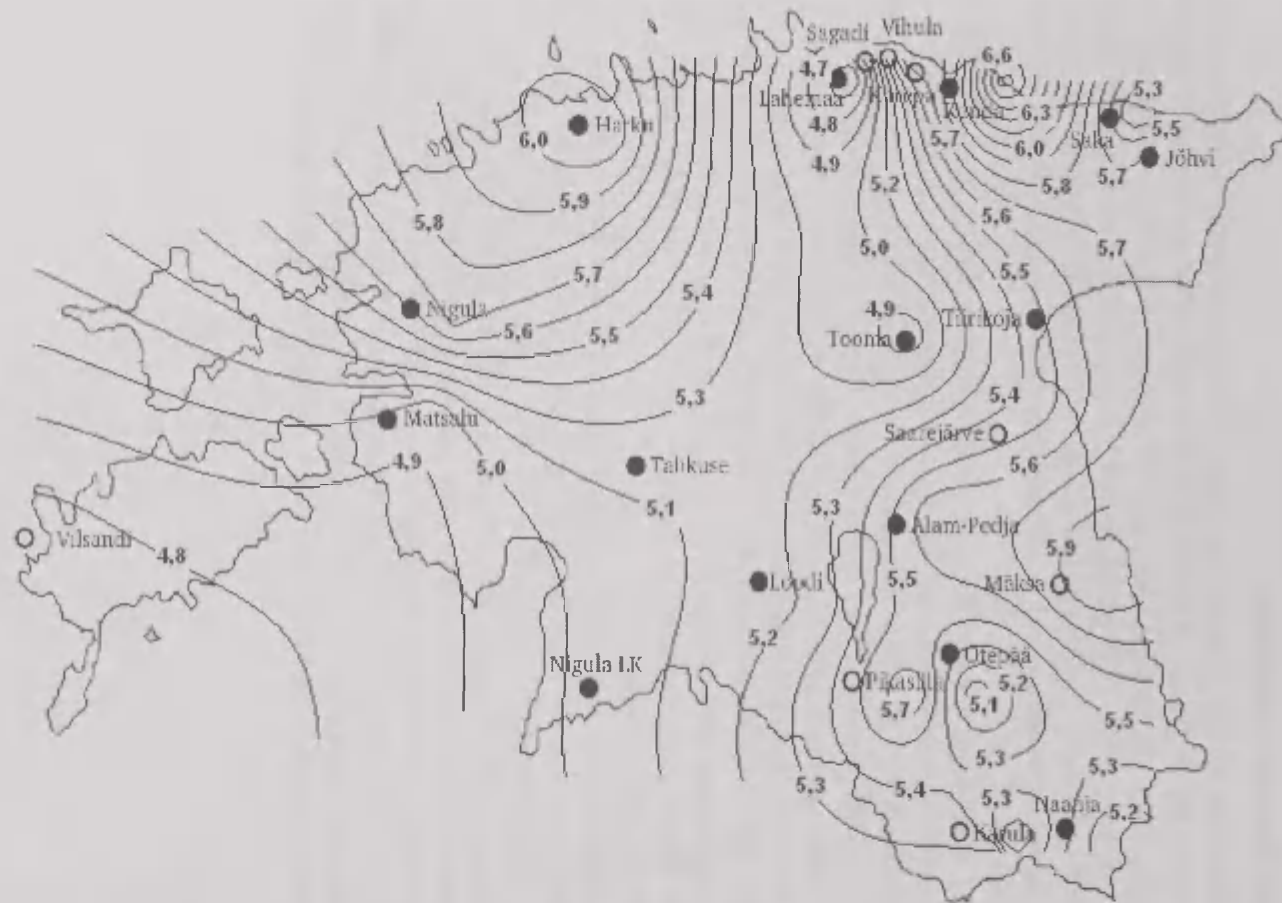
3.2. Sademete happesuse muutused

13-aastase analüüsiperioodi jooksul on Eesti sademed muutunud happelisemaks, selle kinnituseks on 10 jaama sademete pH alanemise trend, sealjuures 6 jaamas (Jõhvi, Kunda, Saka, Tiirikoja, Lahemaa ja Tooma) oli trend statistiliselt oluline. Kui perioodi alguses 1994–1999 mõõdeti vaid Vilsandi sademetes nõrgalt happelist aasta keskmist pH taset ($\text{pH} < 5,1$), siis aastatel 2000–2006 lisandus sellise pH tasemega jaamade nimekirja veel 6 jaama: Lahemaa, Tooma, Matsalu, Nigula, Otepää ja Tahkuse.

Sademed olid reeglina happelisemad Lõuna- ja Lääne-Eestis, kuhu happeline õhusaaste kandub õhumassidega Kesk- ja Lääne-Euroopast (joonis 5) (Kabral *et al.*, 2008). Näiteks EMEP jaamades Vilsandil ja Lahemaal jäi kogu seireperioodi (1994–2006) vältel sademete aasta keskmine $\text{pH} < 5,1$. Kütteperioodi kuudel (oktoobrist kuni aprillini) jäid Vilsandi, Lahemaa ja Matsalus vaatlusjaamades sademete kuu keskmistest pH-näitudest 70–100% ulatuses alla viie.

Suurema tööstussaaste piirkondades Kirde-Eestis ja Harjumaal oli sademete pH kohati keskmisest väiksem ($\text{pH} > 6$) ehk sademed olid aluselised – selle põhjused on ilmselt tsemenditolmu ja põlevkivituha, aga ka pinnase- ja teetolmu suurem karbonaatide sisalduses.

Uute efektiivsemate tolmufiltrite kasutuselevõtt (1997–2002) on kahandanud oluliselt aluseliste tahkete osakeste heitkoguseid, mistõttu sademed muutusid mõnevõrra happelisemaks, kuid üldjuhul on meie sademete hapestumise protsess nii Skandinaavia kui ka praeguste Kesk-Euroopa andmetega võrreldes täiesti ohutu. Eesti on endiselt Põhja- ja Lääne-Eesti ning paljude teiste Eesti piirkondade muldade lubjarikkuse, Lõuna-Eesti kruusateede ja ka Kirde-Eesti tööstustolmu tõttu tolmu riik, kus ükskõik kust pärit happesed sademed enamasti neutraliseeritakse. Vaid mereäärsetes jaamades Vilsandil, Lahemaal ja ka Matsalus, kus igasuguse aluselise tolmu osakaal on väike, võib jälgida sademete hapestumise edasisi trende.



Joonis 5. Avamaa sademete keskmine pH 2000–2006.
Figure 5. Mean pH of bulk precipitation for the period 2000–2006.

3.3. Õhusaastet reguleerivad kohustuslikud keskkonnavalased õigusaktid ning rahvusvahelised lepingud

Kuni aastani 2000 oli Eesti õhukaitse alal seotud vaid ühe konkreetse rahvusvahelise kohustustega (1993. aastal sõlmitud Eesti ja Soome vaheline õhukaitse koostööleping) vähendada hiljemalt 1997. aasta lõpuks vääveldioksiidi aastast emissiooni 1980. aastaga võrreldes vähemalt 50%. 1994. aasta lõpuks lepiti kokku uus tegevusplaan – vähendada hiljemalt 2005. aastaks vääveldioksiidi heitmeid 1980. aasta tasemest lähtuvalt 80% võrra ning 2005. aastal on SO₂ heitmete piirkoguseks 38 000 tonni.

2000. aastal ühines Eesti piiriülese õhusaaste kauglevi nn Genfi konventsiooniga ning selle kolme protokolliga. Lisaks võttis Riigikogu 06.12.2000 vastu selle konventsiooni õhusaasteainete kauglevi seire ja hindamise Euroopa koostööprogrammi (EMEP) pikaajalise finantseerimise protokolliga ühinemise seaduse ning 04.06.2003 väävli heitkoguste edasise vähendamise protokolliga ühinemise seaduse (koostatud 14.06.1994 Oslos). Ühinemisel kohustus Eesti vähendada väävli heitkoguseid 2005. aastaks 35% võrra ja 2010. aastaks 40% võrra, võttes aluseks 1980. aasta taseme (Eesti elektrimajanduse arengukava, 2005).

Eesti uuendatud keskkonnanstrateegias aastani 2010 on mõningaid varem rangemana kavandatud eesmärgid “pehmendatud”. Näiteks väävliühendite heitkoguste vähendamine (1980. aasta tasemega võrreldes) 2005. aastaks 35% ja 2010. aastaks 40% ning aastast 2010 tuleb kindlustada, et Eesti paiksetest ja liikuvatest saasteallikatest välisõhku eralduv summaarne heitkogus ei ületaks aastas 100 000 tonni vääveldioksiidi ega 60 000 tonni lämmastikoksiidi.

Eesti allub pärast ühinemist Euroopa Liiduga direktiividele, mis reguleerivad välisõhu kvaliteeti. Eesti õigusaktid on kooskõlla viidud välisõhu kaitse valdkonna Euroopa Liidu seadustega ning tulevikku suunatud piirangutega on arvestatud nii strateegiliste dokumentide eesmärkides kui ka õigusaktides. Näiteks Vabariigi valitsuse määrusega nr 299 on alates 1. jaanuarist 2010 Eestis kehtima hakkav paiksetest ja liikuvatest saasteallikatest vääveldioksiidi emissiooni summaarne piirkogus 100 000 tonni kalendriaastas ja alates 1. jaanuarist 2012 on põlevkivi kasutavatest suurtest põletusseadmetest välisõhku paisatava vääveldioksiidi emissiooni summaarne piirkogus 25 000 tonni kalendriaastas.

Praegu piiravad energeetikasektori arengut mitte niivõrd SO₂ normid, vaid eelkõige CO₂ normid, mis tulenevad ÜRO kliimamuutuste raamkonventsiooni (27.07.2004) Kyoto protokollist. Kuigi Eesti energeetikasektoris on toimunud märkimisväärsed uuendused ning tööstuses ja põllumajanduses on tehtud 1990. aastatest alates kvalitatiivseid ja kvantitatiivseid muudatusi, on põlevkivi baasil elektrienergiat tootev Eesti silmitsi olukorraga, kus Eesti Energia ostis Eesti-sisese elektrimüügi tagamiseks 2008. aasta jaanuaris 110 000 tonni CO₂ heitmekvoote maksumusega 35 miljonit krooni (Postimees, 06.02.2008).

4. Kokkuvõte

Sademetekemia uuringud näitasid, et peamiste õhusaastest pärit ionide: sulfaatse väevli, kloriidi- ja kaltsiumisisaldused vähenesid perioodil 1994–2006 Eesti seirejaamades keskmiselt ligikaudu kolm korda, Kirde-Eesti tööstuspiirkonna jaamades seitse kuni üksteist korda $\text{SO}_4\text{-S}$ ja Cl^- ning kuni kuus korda Ca^{2+} osas. Saastekoormused vähenesid reeglina igal aastal. Saastekoormuste üldise vähene-mise tulemuseks on ka märkimisväärne saastatuse taseme langemine Kirde-Eestis, kuigi nii väevlikoormused ($5\text{--}9 \text{ kg ha}^{-1}$) kui ka kaltsiumikoormused ($9\text{--}20 \text{ kg ha}^{-1}$) jäävad seal senini Eesti keskmistest (vastavalt $2\text{--}3 \text{ kg S ha}^{-1}$ ja $3\text{--}5 \text{ kg Ca ha}^{-1}$ aastas) kõrgemaks. Kui kloriidi keskmine depositsioon Kirde-Eesti tööstuspiir-konnas oli perioodi alguses (1995) 20 kg ha^{-1} (Kundas 53 kg ha^{-1}), siis perioodi lõpus oli see Kirde-Eesti tööstuspiirkonnas $5\text{--}10 \text{ kg ha}^{-1}$ ning varieerus looduslikes sisemaa jaamades $3\text{--}4 \text{ kg ha}^{-1}$ ja Lääne-Eesti merelise mõjuga jaamades $6\text{--}8 \text{ kg ha}^{-1}$.

Uute elektrifiltrite paigaldamine ning vanade renoveerimine (alates 2000. a) ja kahe uue keevkihttehnoloogial põhineva katla käikuandmine (2005. a) Narva Elektri- jaamades, samuti Kunda tsemenditehase renoveerimine (1997. a) peegeldub Eesti sademete ja kogu keskkonna saastekoormuste alanemises. Nii põlevkivist elektrienergia tootmise, põlevkivikeemia kui ka üleeuroopaliste arengusuundade kontekstis pakub sademeteseire Eestis jätkuvat huvi ka tulevikus.

Kasutatud kirjandus

- Aunela, L., Häsänen, E., Kinnunen, V., Larjava, K., Mehtonen, A., Salmikangas, T., Leskelä, J., Loosaar, J. 1995. Emissions from Estonian oil shale power plant. *Oil Shale* 12(5): 165–177.
- Eesti elektrimajanduse arengukava 2005–2015. *Riigi Teataja* 2006 (7): 134.
<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=979263>
- Eesti Energia ostis 35 miljoni eest heitmekvoote. *Postimees*, 05.02.2008.
- EMEP, 1996. EMEP manual for sampling and chemical analysis. In: *EMEP/CCCReport 1/95*, Chemical Co-ordinating Centre, Norwegian Institute for Air Research, Kjeller 1–199.
- EMEP Assessment Report, 2001. Pajuste, K., Kimmel, V., Kohv, N., Truuts, T. *Estonian EMEP Assessment Report 2001*.
http://www.emep.int/assessment/Part2/071–078_Part2.pdf
- Eesti keskkonnanstrateegia. *Riigi Teataja I* 1997 (26): 390.
- Eesti keskkonnanstrateegia aastani 2010. *Riigi Teataja I* 2005 (58): 462.
<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=955023>
- Eesti Statistikaameti andmebaas, *Statistikaamet* 2005, 2006.
<http://pub.stat.ee/pxweb.2001/Database/Majandus/02Energeetika/02Energeetika.asp>
- Grennfelt, P., Hov, O. 2005. Regional air pollution at a turning point. *Ambio* 34: 2–10.
- ICP IM Manual, 1998. Finnish Environment Institute. Helsinki, Finland.

- ICP Forests Manual, 1999. Part 6. Measurements of Deposition and Air Pollution. UN/ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Hamburg.
- Kabral, N., Truuts, T., Merilo, A., Iher, H., Kolk, R. 2008. Sademete keemia. *Keskkonna-seire 2004–2006*. Keskkonnaministeerium. Tallinn.
- Keskkonnaülevaade 2005. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. Tallinn 2005 <http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=474775/Keskkonna%F>
- Kulmala, A., Leinonen, L., Ruoho-Airola, T., Salmi, T., Walden, J. 1998. Air quality trends in Finland. *Air quality measurements*. Finnish Meteorological Institute, 91.
- Liblik, V., Karu, H. 2007. Õhusaaste ei tunne riigipiire. *Eesti Loodus* 48(2): 14–19.
- Liive, S. 2007. Oil Shale energetics in Estonia. *Oil Shale*. 24(1): 1–4.
- Martin, J., Reed, D., Noble, R. 1994. Atmosfääri saaste depositsiooni gradiendi uuringud Eestis – metodoloogia, tulemused ja perspektiivid. Kaasaegse ökoloogia probleemid. Alalhoidlik areng ja looduskeskne elulaad (toim T. Frey). Eesti VI Ökoloogia-konverentsi lühiartiklid. Tartu 2004, 90–91.
- Roots, O. 1992. Interpreting observations on the transport and wet deposition of airborne pollutants over the Baltic Sea on West-Estonian Islands. *Ambio* 21(4): 321–322.
- Salmi, T., Määttä, A., Anttila, P., Ruoho-Airola, T., Amell, T. 2002. Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by Mann-Kendall test and Sen's slope estimates – the Exel template application MAKESENS. *Publication on Air Quality* 31, Finnish Meteorological Institute, Helsinki, 1–35.
- Sofiev, M., Kaasik, M., Hongisto, M. 2003. Model simulations of the alkaline dust distribution from Estonian sources over the Baltic Sea basin. *Water, Air and Soil Pollution* 146: 211–223.
- Treier, K., Kabral, N., Frey, J. 2008. Trends in precipitation of air pollutants at Estonian monitoring stations 1994–2005. *Oil Shale*, 25(2): 276–290.
- Treier, K. 2008. Trends of air pollutants in precipitation at Estonian monitoring stations. *Dissertationes Geographicae Universitatis Tartuensis* 34. Tartu Ülikooli Kirjastus, 1–56.

Trends of air pollutants in precipitation at Estonian monitoring stations 1994–2006

Kai Treier, Naima Kabral, Jane Frey

Department of Geography, University of Tartu

Summary

The main aim of this paper is to give an overview of the deposition levels of air pollutants on Estonian territory in the context of EU requirements on emission reduction and the introduction of new technologies in oil-shale power production in Estonia during the years 1994–2006. This study concentrates mainly on the thirteen-year time trends of annual average ion concentrations in bulk precipitation from 10 Estonian monitoring stations. Trends based on the nonparametric Mann-Kendall test mostly show a statistically

significant decline, and according to the order of ion decline per year, three groups of stations can be differentiated: stations directly affected by an industrial region, NE industrial region background stations and natural background stations. Thirteen-year trends (1994–2006) of annual average ion concentrations in bulk precipitation from 10 monitoring stations mostly show a statistically significant decline for $\text{SO}_4\text{-S}$ at all 10 stations, for Cl^- and Na^+ in 8, for Ca^{2+} and K^+ in 7, Mg^{2+} at 6 and for $\text{NO}_3\text{-N}$ at 4 stations. In contrast to the others, H^+ increased (significantly at 6 stations) during the study period. Under various international agreements, Estonia has undertaken serious obligations to reduce emissions of air pollutants. Total SO_2 emissions from power plants in Estonia have fallen from about 60%, and emission of solid particles decreased twenty-fold during the period 1990–2006.

The highest decline in Ca concentrations occurred during the first three-year monitoring period, from 1994–1996. The Ca^{2+} decline was a response to the reduction in dust emissions from Kunda cement factory and flying ash emissions from the Narva Power Plants (PP) during the same period.

The greatest decline in $\text{SO}_4\text{-S}$ concentrations in bulk precipitation at all stations occurred from 1997–1999, and the decline more reflected the reduction of emissions of SO_2 from the former monitoring period (1994–1996) than from the investigated period. The statistically significant downward trends of $\text{SO}_4\text{-S}$ in bulk precipitation for the last four-year period (2003–2006) at industrial background stations pointed to the emission reduction from the Narva PP after the start-up of two new fluidized bed energy blocks (2004–2005).

Deposited loads of $\text{SO}_4\text{-S}$ declined below 5 kg S per ha since 1998 and remained relatively stable, on average 3 kg ha⁻¹ (varying within a range of 2.6 to 3.7 at 16 monitoring stations all over Estonia) in the natural background area up to 2006 (Figure 2).

Although annual mean concentrations of Ca decreased on average three-fold at most stations when comparing the periods 1994–1996 and 2003–2006, the deposited loads of Ca remained high in the NE industrial region (10–20 kg ha⁻¹) and relatively high at the E and S stations (2–3 kg ha⁻¹), in most cases enabling neutralization of acidic deposition.

The annual mean pH measurements of bulk precipitation at both EMEP stations (Vilsandi and Lahemaa) were the lowest in Estonia (pH<5.1), and at the same time Ca deposition was less than 2 kg ha⁻¹ at Vilsandi during all period and at Lahemaa from 1999.

Põlevkivi kaevandamisest tingitud hüdroloogilised muutused Purtse lisajõgede valglates

Riina Vaht

Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Maavarade kaevandamisega mõjutatakse tugevasti looduskeskkonda, eelkõige maastikku ja hüdrooloogilist režiimi. Kui kaevandamise mõjude uurimine geoloogilisest aspektist lähtuvalt on teadusmaastikul üsna tavaline, siis vetevõrgu muutuste analüüs alles saab tuult tiibadesse. Siiski, viimasel kümnendil on kirjutatud mitmeid raamatuid, milles käsitletakse depressioonilehtri kujunemist, põhjavee režiimi olukorda ja taastumist kaevandusalal (Younger *et al.*, 2002; Hester *et al.*, 1994; Lottermoser, 2003).

Ka Eestis on mitmeid põhjaveega tegelevaid teadlasi (Perens *et al.*, 2006, Vallner, 2003; Erg, Pastarus, 2008), kes pööravad erilist tähelepanu just Kirde-Eesti põlevkivi kaevandamise hüdrogeoloogia probleemidele. Lisaks hüdrogeoloogiale pühendatud töödele võib nii Eestis kui ka väljaspool leida uurimusi kaevevälja põhja- ja pinnavee kvaliteedi kohta (Reinsalu *et al.*, 2006; Tiwary, 2001; Mayes *et al.*, 2008; Selberg *et al.*, 2009). Eestis muutus selliste teadustööde arendamine vajalikuks 1970. aastatel, kui hakati esimesi suuremaid põlevkivikaevandusi sulgema. Kaevandused täitusid siis põhjaveega ning tekkisid suured maa-alused veereservuaarid (Kattai *et al.*, 2000). Samuti täitusid veega kaevandusperioodil kuivaks jäänud talude kaevud. Sel hetkel oli oluline teada, kuidas põhjavesi uutes tingimustes käitub ning milline on selle reostusaste.

Kahjuks on minimaalselt uuritud kaevandusvee mõju pinnavee režiimile, mille kohta leidub seni vaid üksikuid töid (Golf, 1968; Rätsep, Liblik, 2004; Vaht, Rätsep, 2009; Czaja, 2005). Pinnavee hüdrooloogilisest vaatenurgast on tegemist väga tähtsa uurimisvaldkonnaga. Kaevandusvee suunamisega jõgedesse mitte ainult ei muutu jõe vooluhulk, vaid ka kaevevälja arendamine muudab tugevasti jõe vooluhulga toiteala (*runoff discharge*) (Golf, 1968; Czaja, 2005) pindala. Ekslik on arvata, et kaevanduste sulgemisel toitealapiirid ja vooluhulk taastuvad looduslikule tasemele.

Käesoleva töö eesmärgiks on analüüsida, kuidas kaevandusvee suunamine erinevatest kaevandustest on mõjutanud Purtse lisajõgede valglate hüdrooloogilist režiimi ning peajõe vooluhulka ennast. Kirjeldatakse, kuidas on muutunud territooriumilt lisajõgede toiteala, mis illustreerib jõe vooluhulga moodustamise nii

looduslikult alalt kui ka erinevatelt põlevkivi kaeveväljadelt. Lähemalt peatutakse momentidel põlevkivi kaevandamise ajaloos, millal rajati Purtse valglale olulised kaevandusvee äravoolukraavid. Sellest lähtuvalt esitatakse hüdroloogiline periodiseering ning tänapäeval kaevandusvee mõju valglatele iseloomustav kaart.

2. Metoodika

Saamaks ülevaadet Purtse jõe valglal toimunud muutuste ajaloost, sai kasutatud Eesti Energia Kaevandused AS-i arhiivist Eesti põlevkivimaardla kaeveväljade kaarte ja aruandeid, mis ulatuvad tagasi põlevkivi kaevandamise algusaastatesse. Viru Maaparandusbüroost koguti andmeid Purtse valgla vooluveekogude maaparandustööde kohta. Kogutud andmete ja saadud *MapInfo* kaardikihtide (Valgma, 2002) põhjal koostati töö jaoks kaart, mis näitab ära põlevkivi kaevanduste asumist Erra, Hirmuse, Kohtla ja Ojamaa valglal (joonis 1B) ning iseloomustab erinevate kaevealade mõju nimetatud jõgedele. Kaeveala mõju kirjeldab eelkõige ala, kus kaeveala kaevandusvesi on momendil osa uuritud jõgede valglast.

Käesoleva töö aluseks on ka Reinsalu *et al.* (2006) suletud põlevkivi kaevandustesse moodustunud tehnogeense veekogumi modelleeritud skeem. See mudel hindab suletud kaevandustesse kogunenud veemahtu, veevahetust kaevanduste vahel ning väljavoolu pinnaveekogudesse. Modelleeritud skeemi verifitseerimiseks mõõdeti aasta jooksul (2008. aasta suvest 2009. aasta suveni) Käva kaevanduse (Vahtsepa kraavil), Küttejõu ja Aidu karjääri väljalaske vooluhulki. Mõõtmised toimusid regulaarselt kord nädalas. Vooluhulga mõõtmisel kasutati hüdrometreid GP-21M ja Valeport Model 301 *flat type*. Lisaks kirjeldati samal ajal läbiviitud välitöödel Purtse lisajõgede olukorda ning täpsustamaks kaevandusvete äravoolukraavide asukohta, mis on oluliseks osaks kirjeldatud perioodide maha märkimisel.

3. Uuritav ala

Purtse jõgi asetseb peaaegu täielikult Eesti põlevkivimaardlal, kus intensiivset kaevandamist alustati 1918. aastal. Täna on läbi kaevandatud umbes 430 km² suurune ala (Kattai *et al.*, 2000), mille tõttu on piirkonna jõgede valgla morfoloogia ja hüdroloogiline režiim tugevasti muutunud.

Varasemas uurimustöös (Rätsep, Liblik, 2000) on tõdetud, et Purtse valgla lisajõgede (Kohtla, Ojamaa, Erra ja Hirmuse) vooluhulk on kaevandusvee tugeva mõju all. Enne põlevkivi kaevandamise algust olid nimetatud jõgede valglast sarnased – valgla pindala, morfoloogia, vooluhulk jms olid võrreldavad suurused (Arukaevu, 1986). Seetõttu on need ideaalsed uurimisobjektid kaevandusvee mõju kirjeldamisel jõe vooluhulga ja toiteala muutustele.

Käesolevas töös on Purtse lisajõed (tabel 1) jagatud idapoolseteks (Kohtla ja Ojamaa jõgi) ja läänepoolseteks (Erra, Hirmuse), kuna neid mõjutavad erinevad kaeveväljad. Idapoolsed lisajõed on niinimetatud “põhjapoolsete kaevanduste”

nagu Käva, Kukruse, Jõhvi ja Nr 4 (Reinsalu *et al.*, 2006), “lõunapoolsete kaevanduste” (Kohtla, Somp, Tammiku), Viru kaevanduse ning Aidu karjääri (koos Vanaküla karjääri osaga) mõju all. Lääne poolele jäävad Kiviõli-Küttejõu kaeveväli ning Põhja-Kiviõli karjäär. Kokku on Purtse valgjal läbi ajaloo olnud 13 põlevkivi kaevandust ja karjääri. Momendil on nendest töös Viru kaevandus, Põhja-Kiviõli karjäär ja Aidu karjäär koos Vanaküla osaga.

Läbi aastate on kaevandamise aktiivsus Purtse valgjal olnud väga erinev, kuna kõrvuti uute kaevanduste avamisega hakati ammendunud kaevevälju ka sulgema. Esimene Kohtla jõe valgale jäänud karjäär suleti juba 1927. aastal. Võib siiski tuua välja kümnendid (1920., 1940. ja 1970. aastad), mil uute kaevanduste avamine oli eriti hoogne ning perioodid (1970. ja 1980. aastad ning aasta 2000), kui kaevandusi järjest suleti (Kattai *et al.*, 2000; Reinsalu, 2008). Vastavalt, kas rajati (tabel 1) või jäid kuivaks kaevandusvee ärajuhtimiseks kaevatud veekraavid, mis omakorda muutsid Purtse lisajõgede valglate hüdrooloogilist režiimi.

Tabel 1. Üldandmed Purtse lisajõgede kohta.

Table 1. General data of the tributaries of the Purtse River (Arukaevu, 1986; Tambet *et al.*, 2008; Viru Maaparandusbüroo).

Lisajõed	Läänepoolsed lisajõed		Idapoolsed lisajõed	
	Erra	Hirmuse	Kohtla	Ojamaa
Looduslik valgla (km ²)	96	108	198	231
Jõe üldpikkus (km)	21	22	29	29
Jõe alguspunkt	Kuresoo raba	Põlula küla	Kalina raba	Virunurme raba lähedalt
Kaevandusvee kraavid (rajamisaasta)	Uuemõisa (1936)*	Kiviõli kaev kr (1955) Hirmuse pkv (1935/1967)** Küttejõu kr (1930) ***	Vahtsepa (1924)	Ojamaa pkv (1963) Kohtla kaev kr (1963) Kiikla (1963)*

*Looduslikku veekogu süvendati või pikendati / Natural stream was deepened and straightened

** Algselt rajatud kui metsa kuivenduse eesvool, hiljem võetud kasutusele kaevandusvee äravoolu kraavina / Initially the artificial ditch was a means of forest drainage, although it later became inhabited by mine water drainage

***Kraav kaevati otse Purtse jõkke, kuid Küttejõu valgla arenes kaevandustööde käigus Hirmuse valgale / The Küttejõu ditch was excavated to the Purtse River, but during the mining activity the Küttejõu catchment area developed to the Hirmuse catchment area.

4. Muutuse Purtse läänepoolsete lisajõgede valgjal

Purtse jõest läänepool asuval Erra jõe valgjal alustati põlevkivi pealmaakaevandamisega 1922. aastal. Algselt kasutati Kiviõli kaeveväljalt vee ärajuhtimiseks Uuemõisa oja, mis suubus Erra jõkke. Paar aastat hiljem alustati põlevkivi pealmaatöödega ka naabrusesse jääval Küttejõu kaeveväljal (joonis 1A). 1930. aastatel

alustati mõlemal kaeveväljal allmaatöödega, mis tõi kaasa suurema kaevandusvee hulga. Seetõttu süvendati ja pikendati Uuemõisa oja (tabel 1). Perioodi lõpuks ulatusid mõlemad kaeveväljad nii Erra kui ka Hirmuse jõe valgla, kuid Kiviõli kaevandusvesi suunati Erra jõkke ja Küttejõu oma läbi Küttejõu kraavi otse Purtse jõkke. Hirmuse valgla kaevandusveet ei suunatud (Tambet *et al.*, 2008). Kuna kaevandustegevuse ulatus oli Hirmuse valgla 8 km², vähenes selle võrra Hirmuse jõe toiteala. See-eest Erra jõe vooluhulga toiteala suurenes 5 km² võrreldes tema loodusliku valgla suurusega. Lisaks oli tekkinud uus arvestatav (hinnanguliselt 5 km²) Küttejõu kraavi toiteala (tabel 2), millest umbes 3 km² asus Hirmuse looduslikul valgla.

Aastal 1955 ühendati Kiviõli-Küttejõu kaeveväli ning ühendatud kaevandusse rajati vee kõrvaldamiseks võimsamad pumplad (Tambet *et al.*, 2008). Kaevandusvee ärajuhtimiseks kaevati uus Kiviõli kaevanduse kraav, mis suubus Hirmuse jõkke. Kavandatud planeering jättis Küttejõu kraavi kuivaks, samuti ei suunatud kaevandusveet enam Uuemõisa oja. Aastal 1967 süvendati ja pikendati kaevandusvee ärajuhtimiseks ka Hirmuse peakraavi. Seega perioodil 1955–1987 suunati kogu Kiviõli-Küttejõu kaevandusvesi Hirmuse jõkke. Tulemuseks suurenes Hirmuse jõe vooluhulga toiteala Erra valgla arvelt 5 km² võrra (tabel 2).

Tabel 2. Kaevandusala arenemine Purtse läänepoolsetel lisajõgedel valglatel.

Table 2. Mining area development in the Erra, Küttejõu and Hirmuse catchment areas.

		1922– 1954	1955– 1987	Alates 1988
Erra	Vooluhulga toiteala km ²	101	91	91
	Kaevandusala looduslikul valgla km ²	5	6	6
Hiruse	Vooluhulga toiteala km ²	100	113	88
	Kaevandusala looduslikul valgla km ²	8	20	20
Küttejõu	Vooluhulga toiteala km ²	5	Ei eksisteerinud	27
	Kaevandusala looduslikul valgla km ²	3	–	25

Kiviõli-Küttejõu kaevandus suleti lõplikult 1987. aastal. Pumplate likvideerimisega kaasnes kaevandusvälja kiire veega täitumine lõunast põhja suunal (Tambet *et al.*, 2008). Tekkis vajadus põhjavee välja suunamiseks suletud kaevandusest ning vee vabavoolu kraaviks valiti Küttejõu kraav. Aastail 2008–2009 toimunud mõõtmiste alusel võib Küttejõu kraavi aastaseks vooluhulgaks hinnata 22–25 mln m³. Reinsalu *et al.* (2006) mudeli järgi on keskmiseks väljavooluks leitud 35 mln m³, mis on tõenäoliselt mõningane ülehinnang. Kiviõli-Küttejõu kaevanduse sulgemise ja Küttejõu kraavi kujundamisega kaevandusse kogunenud vee väljavooluks muutus järjekordselt Erra ja Hirmuse valgla hüdroloogiline režiim. Kui arvestada nende kaevevälja territooriumi, millelt Küttejõu kraav oma veed kogub, saame kaardimaterjali alusel (joonis 1B) selle toitealaks hinnanguliselt kuni 27 km².

Võrreldes loodusliku valgla suurusega, saab Erra jõgi oma vee umbes 5 km² ja Hirmuse ligikaudu 20 km² võrra väiksemalt alalt.

Aastal 2003 avati Erra valgjal Põhja-Kiviõli põlevkivikarjäär, mis suunab oma vee läbi Uuemõisa oja Erra jõkke. Uue kaevevälja avamisega ei muutunud Erra valgla suurus, kuna karjäär jääb täielikult Erra looduslikule valglaele. Küll saab Erra jõgi lisa kaevandusvett nimetatud kaevealalt.

Viru Maaparandusbüroo andmetel tehti esimesed Hirmuse jõe õgvendamised juba aastal 1929. Lisaks süvendati ja kaevati jõesängi sirgemaks 1963. aastal. Loodusliku sängi on säilinud ainult alamjooksul 6 km ulatuses. Ka Erra jõe sängi reguleeriti sarnaselt nimetatud aastatele, see-eest loodusliku osa on säilitatud alamjooksul mõnevõrra rohkem (10 km).

5. Muutused Purtse idapoolsete lisajõgede valgjal

Aastatel 1918–1923 kaevandati Kohtla valgjal põlevkivi alla ühe ruutkilomeetrise alal. Kaevandusvee mõju Kohtla jõe vooluhulgale on sel perioodil teadmata, kuna Pavandu karjääri oli territooriumilt väike, töö käis käsitsi ja liigvee ärajuhtimise süsteem oli algeline. Tänapäeval on Pavandu karjääri maadel osa Kohtla-Järve vanalinna ja linnapark. Seega säilis kuni Käva kaevanduse avamiseni 1924. aastal Kohtla valgla hüdroloogiline režiim suhteliselt looduslikuna. Ojamaa jõe valgla jäi aga toona kaevandustegevusest puutumata.

Esimeseks valgla piiride muutuste ajaks võib nimetada perioodi 1924–1962. Perioodi alguses avati Käva kaevandus ja rajati kaevandusest otse Kohtla jõkke 3 m sügavune ja 11 m laiune Vahtsepa kraav. Kuni 1950. aastateni suunati kaevandusvesi kraavi peamiselt vabavooluna, peale seda võeti kasutusele võimsad vee-pumbad (Kiristaja, Rannus, 2008). Kohtla valgjal avati samal perioodil ka Kohtla (avamisaasta 1937) ja Sompma (1948) kaevandus, millede kaevandusvesi suunati samuti Kohtla jõkke. Osaliselt (umbes 3 km² suuruse alaga) jäi valglaele ka Kukruse ja Jõhvi kaevanduse (kaevandus Nr 2) kaeveväli, kuid nende vesi suunati Pühajõkke (Rätsep, Liblik, 2000). Perioodi lõpuks oli 15% Kohtla valgla ja 0,5% Ojamaa valglast kaevanduste poolt hõlmatud. Ojamaa jõe toiteala vähenes võrreldes loodusliku valgla suurusega umbes 1 km² ja Kohtla jõe toiteala 2 km² võrra (tabel 3).

Järgneval perioodil (1963–1976) suurenes oluliselt töösolevate kaevanduste pindala. Lisaks toimus kaevandustes väga intensiivne tootmise mehhaniseerimine, mille tulemusel põlevkivi kaevandamise kiirus ja pindala suurenes hüppeliselt. Vastavalt kasvas ka vajadus senisest intensiivsemalt kõrvaldada kaevanduskäikudesse kogunevat vett. Lahendus leiti uute äravoolu kraavide rajamises kaevandusest jõgedesse. Ojamaa valglaele kaevati kaks uut kraavi: Kohtla kaevanduse kraavi ja Ojamaa peakraav. Nende kraavide kaudu suunati täielikult Sompma ja Nr 4 ning osa Kohtla ja Tammiku kaevandusveest Ojamaa jõkke. Kuigi nimetatud kaevandused asusid Kohtla valgjal, suunati sellesse ainult kolmandik Kohtla kaevandusveest.

Aastal 1974 avati Kohtla valglal Aidu karjäär, kuid 1977. aastani andmed kaevandusvee kohta sealt puuduvad. Samuti suurenes Kukruse ja Jõhvi kaevanduse pindala Kohtla valglal. Ent need kaevandused suunasid oma vee valglast välja (Pühajõkke) nagu ka Ojamaa valglale jäänud Viru kaevandus (avati 1964), mille vesi suunati Rannapungerja jõkke (Rätsep, Liblik, 2004). Seega, muutus vaadeldava neljateistkümneme aasta jooksul Purtse idapoolsete lisajõgede hüdroloogiline režiim oluliselt. Kokkuvõtteks vähenes Kohtla jõe toiteala 40%, see-eest Ojamaa jõe toiteala suurenes 30% võrreldes loodusliku territooriumiga (tabel 3).

Järgmist perioodi (1977–1985) iseloomustab niinimetatud “põhjakaevanduste” sulgemisest tekkinud muutused ja Aidu karjääri suurenev mõju. Aastaks 1977 oli suletud Käva, Nr 4, Kukruse ja Jõhvi kaevandus, mis täitusid peale pumplate sulgemist põhjaveega. Tekkis “põhjakaevanduste” maa-alune veereservuaar, millest vabavooluna tänase päevani voolab läbi Vahtsepa kraavi Kohtla jõkke keskmiselt 5,9 mln m³/a (Reinsalu *et al.*, 2006). Seda suurust kinnitavad ka välitöödel mõõdetud tulemused.

Kuni aastani 1985 pumbati Kohtla jõkke veel vaid veerand Kohtla kaevandusvee hulgast. Ülejäänud Kohtla valglale jäävatest kaevandustest ja Aidu karjäärist tekkinud kaevandusvesi suunati Ojamaa jõkke. Selleks ajaks oli Kohtla valglast kaevanduste poolt haaratud ligi 100 km² (tabel 3), samas kui Ojamaa valglast ainult 10 km². Jällegi, võrreldes loodusliku valgla suurusega vähenes Kohtla jõe toiteala 50%, see-eest Ojamaa suurenes 40% võrra.

Tabel 3. Kaevandusala arenemine Purtse läänepoolsetel lisajõgede valglatel.
Table 3. Mining area development in the Kohtla and Ojamaa catchment areas.

		Enne 1924	1924 – 1962	1963 – 1976	1977– 1985	1986– 2000	2001– 2004	Täna päev
Kohtla	Vooluhulga toiteala km ²	198	196	120	100	100	100	90
	Kaevandusala looduslikul valglal km ²	1	32	72	98	98	98	108
Ojamaa	Vooluhulga toiteala km ²	231	230	300	315	335	200	340
	Kaevandusala looduslikul valglal km ²	0	1	2	10	15	17	20

1986. aastal toimus järgmine oluline muutus – avati Viru kaevanduse kolmas pumpla. Juba varasematel aastatel maaparandustööde käigus sirgendatud Kiikla peakraav (tabel 1) valiti Viru kaevandusvee ärasuunamiseks Ojamaa jõkke. Enne seda Viru kaevandusest vett Purtse valglasse ei suunatud.

1990. aastatel avati Aidu karjääris ka Vanaküla osa, millest suunatakse kaevandusvesi otse Kohtla jõkke. 2008–2009 aasta välitöödel tõdeti, et Vanaküla kaevandusvesi jõuab jõkke ainult suurvee ajal. Ülejäänud ajast imendub vesi ilmselt Kohtla kaevandusse ning on seeläbi osa Ojamaa valgla veerežiimist. Seetõttu suurenes Ojamaa jõe vooluhulga toiteala veelgi (tabel 3). Kohtla valgla suuruses sel perioodil olulisi muutusi ei toimunud.

Perioodil 2001–2004 suleti Somp, Kohtla ja Tammiku kaevandused (niinimeetatud “lõunakaevandused”). Analoogselt “põhjakaevandustele” täitusid needki kiiresti põhjaveega. Kuna “lõunakaevandustest” vee välja pumpamist enam ei toimunud, kaotas Ojamaa jõe vooluhulk sel perioodil suure osa oma toitealast (tabel 3). Siiski jätkus Viru ja Aidu kaevandusvee suunamine Ojamaa jõkke. Kohtla jõgi toitus peamiselt “põhjakaevanduste” vee vabavoolust läbi Vahtsepa kraavi.

Aastaks 2004 oli tekkinud “lõunakaevandustes” maa-alune veereservuaar, millest osa vett infiltreerub Aidu karjääri ning moodustab märkimisväärse osa sealt välja pumbatavast kaevandusveest. Reinsalu *et al.* (2006) esitatud mudeli kohaselt jõuab vabavooluna “lõunakaevandustest” läbi Kohtla kaevanduse kraavi Ojamaa valgla lisaks 1,4–1,5 mln m³/a põhjavett. Seega suurenes Ojamaa jõe vooluhulga toiteala “lõunakaevanduste” pindala arvelt ning on tänapäeval 340 km² suurune. Osa sellest territooriumist on aga Kohtla looduslik valgla, mistõttu Kohtla jõe vooluhulk ise moodustub ainult väiksel alal oma looduslikust territooriumist (tabel 3).

Vaadeldud perioodidel ei jäänud puutumata ka Kohtla ja Ojamaa jõgede looduslikud sängid. Enamus Kohtla jõesängi süvendamis- ja õgvendamistöid viidi läbi 1960. aastatel. Looduslikku jõesängi on säilinud kolmandiku pikkuse ulatuses jõe alamjooksul. Ojamaa säng on sirgendatud pea kogu jõe pikkuses. Viimased süvendustööd viidi alamjooksul läbi 1992. aastal eesmärgiga juhtida Aidu karjääri kaevandusvesi Purtse jõkke ning kaitsta üleujutuste eest lähedal olevaid maid, seahulgas karjääri ennast (Vartsen, 1992).

6. Kaevandusala mõju erinevused lisajõgedele ja peajõele

Kaevandusala mõjutab valgla hüdrooloogilist režiimi mitmel moel. Esiteks, kaevandustegevuse mõju hüdrooloogilisele režiimile seisneb vooluhulga toiteala muutmises (Golf, 1968; Younger *et al.*, 2002; Czaja, 2005). Kui tegemist on valgla sisese kaeveväljaga ning kaevandusvesi suunatakse valgla peajõkke, siis jääb valglapiir samaks. Erinevused tekivad, kui kaeveväli asub kahe või enama valgla piiril ning kaevandusvesi jagatakse jõgede vahel. Kui valglast suunatakse kaevandusvesi välja, siis vooluhulga toiteala territoorium väheneb kaevevälja ja selle ümber tekkinud depressioonilehtri võrra (töötava kaevevälja puhul). Depressioonilehtri suuruse määrab eelkõige kaeveala sügavus. Depressioonilehter võib ulatuda kuni 2,5 km raadiuses väljapoole läbitöötatud ala piiri (Kattai *et al.*, 2000). Suletud kaevevälja puhul ei ole depressioonilehtri mõjuala teada. Valgla suureneb samade parameetrite võrra kui peajõkke suunatakse naabervalglale jääva kaevevälja vesi.

Purtse jõe valgjal on kaevanduste poolt mõjutatud umbes 20% (Rätsep, Liblik, 2000). Kuigi Purtse valgla jagab kaevevälju naaberjõgedega, võib kogutud andmete põhjal väita, et Purtse valgla pole suuresti muutunud. Siiski, Kohtla valgla territooriumilt on Pühajõe ära antud väike osa, see-eest lisandub Ojamaa valgla Viru kaevanduse loode osa, mis algselt asus Rannapungerja valgjal. Tänu kaevanduste vahelisele veevahetusele, pole teada täpset territooriumi kaotust või juuredvõitu. Analüüsid kaevanduste veepumplate asukohti ning võrreldes ära antud/juurde võetud territooriumi suurusi Purtse valgla suurusega, on muutus minimaalne.

Kuid valgla siseselt on tugevasti muutunud lisajõgede vooluhulga toiteala piirid. Väiksemateks muutujateks on Erra ja Hirmuse jõe hüdrooloogiline režiim. Võrreldes loodusliku valgla suurusega on mõlema jõe puhul toiteala kahanenud (tabel 2). Nimetatud jõgede vahele on rajatud uus Küttejõu kraav, mille toiteala jääb osaliselt nende looduslikele valglatele.

Kõige tugevamini on kaevandustegevus mõjutanud Kohtla ja Ojamaa jõge. Võrreldes loodusliku valgla on Kohtla jõe vooluhulga toiteala kahanenud ligikaudu poole võrra. Põhjuseks see et, enamuse Purtse idapoolsel valgjal tegutsenud kaevandusalast jääb just Kohtla valgla, kuid alates 1963. aastast suunati sealne kaevandusvesi Ojamaa jõkke. Samuti jätkus peale “lõunakaevanduste” sulgemise vee liikumine Ojamaa valgla suunas, mistõttu Ojamaa jõe vooluhulga toiteala suurendanud pea poole võrra tema looduslikust territooriumist.

Väga raske on tõmmata uusi valgla piire jõgedele, mis jagavad ühte suurt kaevevälja. Põhjuseid on mitmeid: suletud ja töösolevate kaevanduste vahel toimub maasisene veeliikumine. Lisaks on vabavoolu väljalaskeid suletud kaeveväljalt rajatud mitmele erinevale valgla, mis omakorda soodustab veeliikumist valglate vahel. Nende jõgede vooluhulga moodustamisel mängib olulist rolli just kaevandusest välja pumbatav või maa-alustest veereservuaaridest vabavooluna jõkke suunatud veehulk. Seetõttu tuleb silmas pidada, et kaevanduste poolt mõjutatud jõgede puhul ei ole valgla piirid alati vooluhulga määraks ning kaardipildi järgi valgla territooriumi määramine võib olla eksitav.

See toob meid teise suure hüdrooloogilise režiimi mõjufaktori juurde. Jõe vooluhulk suureneb oluliselt väljapumbatava kaevandusvee arvelt (Younger *et al.*, 2002). Lisaks sademete veele, koosneb kaevandusvesi enamjaolt kaevandusse sisse imbuvast põhjaveest (Golf, 1968; Vaht, Rätsep, 2009). Kaevanduskäigud lõikavad läbi sügavamal asuvad põhjaveekihte, mis tavaliselt pinnavett ei mõjuta. Seetõttu on kaevandusvetest toituvad kraavid läbi aasta suhteliselt veerikkad ja stabiilse vooluhulgaga.

Toitealade muutuste analüüsil eristuvad selged ajaloolised perioodid, mil Purtse valgla ühes või teises osas põlevkivi kaevandamine kas intensiivistus või siis vastavalt ressursi ammendumisega hääbus. Seetõttu on vastavalt kas suurenenud või vähenenud kaevandusvee osakaal jõe vooluhulgas. Varasemad tööd (Rätsep, Liblik, 2000; Rätsep, Liblik, 2004) näitavad, et kaevandusvee osakaal Purtse jões on kuni 30%. Kuid nendes ei tooda välja põhjavee osakaalu kaevandusvees, mis on

tegelik vooluhulga muutuja. Ülejäänud kaevandusvesi, mis koosneb sademetest, jõuaks veeringega looduslikes tingimustes jõkke nii või teisiti. Tabelist 4 on näha, et sademed, vooluhulk ja kaevandusvesi sõltuvad teineteisest, välja arvatud perioodil 2001–2003, kui toimus “lõunakaevanduste” täitumine. Seetõttu eelnevalt välja toodud kaevandusveemaht vooluhulgas on väike muutuja Purtse jõe puhul. Oluline vooluhulga suurenemine toimuks siis, kui kolmandiku võrra suurendaks keskmist vooluhulka kaevandusest välja suunatav põhjavesi. Kuna ametlikult välja antud Purtse jõe vooluhulga arvutus 6,8 m³/s (Arukaevu, 1986) sisaldab juba kaevandusvett, siis pole teada tema looduslikku pikaajalist keskmist. See on ka põhjuseks, miks on võimatu prognoosida põhjavee osakaalu vooluhulgas ning arutada, kui palju kaevandusvesi tegelikult vooluhulka suurendab.

Kui analüüsida lisajõgedes toimunud toiteala ümberkorralduse mõju Purtse jõele, siis tõdeme, et peajõe puhul pole oluline, millise lisajõe kaudu kaevandusvesi sinna jõuab (tabel 4), kuna tegemist on valgla sisese kaevealaga. Kuid kaevandusvee osakaal on väga oluline muutuja lisajõgede vooluhulgale. Vastupidiselt suurele peajõe (valgla suurus 809 km²), on tegemist suhteliselt väikeste lisajõgedega. Nende valgla jagavad kaeveala ning sageli kaevandusvesi suunatakse valglast välja. Heaks näiteks on Kohtla jõgi, mille toiteala suurus on momendil ainult pool valgla looduslikust pindalast. Praegusel ajal on pidevalt voolavat vett ainult alamjooksul – alates Vahtsepa kraavi suubumiskohast, mis on suletud Käva kaevanduse väljavool ja Kohtla jõe peamine toiteallikaks. See väljavool moodustab enamuse ajast 90%, kuid suurveeajal kolmandiku Kohtla jõe vooluhulgast. Jõe ülem- ja keskjooks on enamuse aastast kuiv, välja arvatud suurvee ajal. Siiski ei jõua vesi sealt alamjooksule, kuna keskjooksul on peasängi rajatud umbes 1,5 m kõrgune muldvall. Vanaküla karjäär ise lisab Kohtla jõele vett ainult suurvee ajal (umbes kolmel nädalal aastas umbes 0,06 m³/s).

Tabel 4. Purtse jõe vooluhulga, kaevandusvee ja valgla sademete võrdlus

Table 4. Comparison between the Purtse River run-off, mine water and precipitation

Periood	Sademed m/a	Vooluhulk	Kaevandus-	Kaevandusveehulk läbi lisajõgede				
		m ³ /s	vesi* m ³ /s	Purtse jõkke %				
		Purtse		Erra	Hir- muse	Kohtla	Oja- maa	Kütte- jõu
1922–1954	5,92	6,60	1,50	28	0	44	0	28
1955–1962	6,42	6,80	2,79	0	32	68	0	0
1963–1976	5,91	5,32	2,90	0	28	22	50	0
1977–1987	6,96	8,08	4,52	0	20	8	72	0
1988–2000	6,74	7,28	4,03	0	0	8	65	27
2001–2003	7,44	6,52	2,77	0	0	7	53	40
Tänapäev	7,65	6,80	2,82	1	0	6	58	35

* Arvutused sisaldavad suletud kaevanduste vabavoolu jõgedesse/

* Mine water including free flow from closed mine

Eeldatavalt on Purtse lisajõgedest suurim vooluhulga tõus toimunud Ojamaa valglal, kuna just sinna suunatakse koguselt kõige enam kaevandusvett. Nagu eelpool mainitud, voolab osa veest Kohtla valglale jäävatest suletud kaevandustest läbi Kohtla kaevanduse kraavi Ojamaa jõkke. Lisaks imbub “lõunakaevandustest” Aidu karjääri oluliselt rohkem põhjavett (Reinsalu *et al.*, 2006). Sellele viitab ka peale “lõunakaevanduste” sulgemise Aidu karjääri kaevandusvee koguse järsk tõus. Enne Sompja ja Kohtla kaevanduste sulgemist jäi Eesti Energia Kaevandused AS andmetel Aidu karjäärist välja pumbatava vee kogus ligikaudu 30 mln m³ aastas. Momendil on 25 km² suuruse territooriumiga Aidu karjäärist välja pumbatav veehulk umbes 45 mln m³ aastas. Oluline kaevandusvee lisa Ojamaa jõkke tuleb ka Viru kaevandusest. Kahjuks Ojamaa jõe vooluhulka ametlikult pole mõõdetud, mistõttu on raske hinnata vooluhulga muutusi läbi aegade. Hiljuti läbiviidud välitööde tulemusena võib aga oletada, et madalvee perioodil moodustab kaevandusvee osakaal Ojamaa jões üle poole, suurvee ajal kolmandiku.

Samuti puuduvad pikaajalised vooluhulga mõõtmisandmed ülejäänud Purtse lisajõgede kohta. Ilmselt on suurenenud ka Erra jõe vooluhulk. Kuigi jõe vooluhulga toiteala on vähenenud 5% oma looduslikust pindalast, suunatakse Kiviõli Keemiatööstuse OÜ andmetel Erra jõkke Põhja-Kiviõli karjäärist keskmiselt 1,2 mln m³/a. Vastupidiselt teistele uuritud lisajõgedele, on Erra jõe vooluhulgas kaevandusvee mõju tunda just suurvee ajal, kui see moodustab 10% jõe vooluhulgast. Kuna Erra jõe peamine toiteallikas Kuresoo märgala annab regulaarselt vett välja ka madalveeajal, siis kaevandusvee mõju on sel ajal praktiliselt olematu.

Hirmuse jõe vooluhulk oli looduslikust suurem alates 1960. aastatest kuni Kiviõli-Küttejõu kaevanduse sulgemiseni, mil kogu kaevandusvesi suunati Hirmuse valglasse. Momendil valglasse kaevandusvee sissevoolu pole ning Hirmuse jõe vooluhulk on alanenud. Madalvee perioodil on jõesäng kuiv, kuna puudub märkimisväärne väljavool Hirmuse jõe peamisest toitealast Sirtsu soost. Kuid nii Hirmuse kui ka Erra jõe aasta keskmise vooluhulga muutus vajab veel kindlasti lisauuringuid.

Kasutades äravoolumooduli arvutusi meie poolt uuritud jõgede valgla suuruse leidmisel, võime jällegi tulemustega eksitusse sattuda. Esiteks, tuleb olla ettevaatlik peajõe äravoolumooduli kasutamisel tema lisajõgede puhul, kuna suure valgla puhul võib erineda lisajõgede morfoloogia (Viessmann *et al.*, 1977). Teiseks, äravoolumoodul ei arvesta kaevanduste poolt avatud sügavate põhjaveekihtide mõju äravoolule. Heaks näiteks on Küttejõu kraav. Kraavi praeguse valgla ja vooluhulga suhet arvesse võttes võib arvutada, et Küttejõu äravoolumoodul ületab umbes 3–4 korda Purtse jõe keskmist looduslikku äravoolumoodulit (arvutatud EMHI Lüganeuse mõõteposti andmete põhjal), milleks on 9,77 l/s km². Samuti, kui formaalselt kõrvutada Vahtsepa kraavi väljavoolu andmeid Purtse jõe keskmise loodusliku äravoolumooduliga, siis vastaksid kraavi väljavoolu andmed umbes 22 km² suuruselt valglalt koguneva äravooluga. See on aga neljandik meie poolt pakutavast tänapäevasest Kohtla jõe vooluhulga toitealast. Nagu näha Küttejõu ja Vahtsepa kraavi

puhul, võib aastane vooluhulk olla kordades suurem või siis väiksem, kui peajõe normaaltingimustes arvatud äravoolumoodulist ning valgla pindalast võiks eeldada.

Jõgede täpsed valgla piiride muutused ja kaevandusvee mõju vooluhulgale vajab edasist uurimist, eriti jõe ökoloogia seisukohast. Igasugune häiring valgla, sealhulgas vooluhulga kõikumine mõjutab eelkõige jõgede elustikku (Selberg *et al.*, 2009; Barnes, 2000). Lähima kümnendi perspektiivis muutub käsitletav teema veelgi aktuaalsemaks, kuna Purtse valgla on oodata Aidu karjääri sulgemist ja Ojamaa kaevanduse avamist. See aga toob kaasa uusi muutusi Purtse lisajõgede valglates ja hüdrooloogilises režiimis.

Tänuavaldus

Kaartide arendamisel oli abiks Edgar Sepp ja välitöödel Eero Piirisalu. Suured tänud töö arendamisel Mait Sepale ning vajalike andmete jagamise eest Kiviõli Keemiatööstusele, Viru Maaparandusbüroole ja Eesti Energia Kaevanduste AS-le.

Kasutatud kirjandus

- Arukaevu, A. 1986. Eesti NSV jõgede, ojade ja kraavide ametlik nimestik: kinnitatud 30.08.82. Eesti NSV Ministrite Nõukogu juures asuv Veemajanduse Inspektsioon. Valgus, Tallinn.
- Barnes, T. M. 2000. Treatment of the gravity minewater discharge at Deerplay Mine, Burnley, UK. 7th *International Mine Water Association Congress, Ustron*. 2: 344–351
- Czaja, S. 2005. Changes in River Discharge Structure and Regime in Mining-industrial-urban Areas. *Regional Environmental Change* 5: 18–26.
- Erg, K., Pastarus, J.-R. 2008. Hydrogeologic impacts in the Estonian oil shale deposit. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment* 22(4): 300–310.
- Golf, W. 1968. Contribution concerning the Flow Rates of Rivers Transporting Drain Waters of Open-Cast Mines. *International Association of Scientific Hydrology (IASH). Hydrological Aspects of the Utilization of Water* 76: 306–316.
- Hester, R. E., Harrison, R. M. 1994. Mining and its environmental impact. Royal Society of Chemistry, Cambridge.
- Järvet, V., Laos, H. 2008. Käva kaevandus. 90 aastat põlevkivi kaevandamist Eestis. Tehnoloogia ja inimesed. Varb, N., Tambet, Ü. (koost-d). OÜ GeoTrail KS. 70–93.
- Kattai, V., Saadre, T., Savitski, L. 2000. Eesti Põlevkivi. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.
- Kiristaja, R., Rannus, M. 2008. Kohtla kaevandus. 90 aastat põlevkivi kaevandamist Eestis. Tehnoloogia ja inimesed. Varb, N., Tambet, Ü. (koost-d). OÜ GeoTrail KS. 110–133.
- Lottermoser, B. G. 2003. Mine wastes: characterization, treatment, and environmental impacts. Springer-Verlag, Berlin.
- Mayes, W. M., Gozzard, E., Potter, H. A. B., Jarvis, A. P. 2008. Quantifying the importance of diffuse minewater pollution in a historically heavily coal mined catchment. *Environmental Pollution* 151: 165–175.

- Perens, R., Punning J.-M., Reinsalu, E. 2006. Water problems connected with oil shale mining in North-East Estonia. *Oil Shale* 23(3): 228–235.
- Reinsalu, E., Valgma, I., Lind, H., Sokman K. 2006. Technogenic Water in Closed Oil Shale Mines. *Oil Shale* 23(1): 15–28.
- Reinsalu, E. 2008. Sissejuhatus. 90 aastat põlevkivi kaevandamist Eestis. Tehnoloogia ja inimesed. Varb, N., Tambet, Ü. (koost-d). OÜ GeoTrail KS. 6–9.
- Rätsep, A., Liblik, V. 2000. Technogenic Waterflows Generated by Oil Shale Mining: Impact on Purtse Catchment Rivers. *Oil Shale* 17(2): 95–112.
- Rätsep, A., Liblik, V. 2004. Impact of Oil Shale Mining and Mine Closures on Hydrological Conditions of North-East Estonian Rivers. *Oil Shale* 21(2): 137–148.
- Selberg, A., Viik, M., Pall, P., Tenno, T. 2009. Environmental Impact of Closing of Oil Shale Mines on River Water Quality in North-Eastern Estonia. *Oil Shale* 26(2): 69–183.
- Tambet, Ü., Laanekask, A., Viilup, H. 2008. Kiviõli ja Küttejõu kaevandus. 90 aastat põlevkivi kaevandamist Eestis. Tehnoloogia ja inimesed. Varb, N., Tambet, Ü. (koost-d) OÜ GeoTrail KS. 48–69.
- Tiwary, R. K. 2001. Environmental Impact of Coal Mining on Water Regime and its Management. *Water, Air, and Soil Pollution* 132: 185–199.
- Vaht, R., Rätsep, A. 2009. Impact of Oil Shale Mine Water on Hydrology and Runoff of a Small River. The Pühajõgi River Case Study. *Oil Shale* 26(1): 84–93.
- Valgma, I. 2002. Geographical Information System for Oil Shale Mining – MGIS. (Doktoritöö, Tallinna Tehnikaülikool) Tallinn: Tallinn Technical University Press
- Vallner, L. 2003. Hydrogeological model of Estonia and its applications. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. *Geology* 52(3): 179–192.
- Vartsen, K. 1992. Ojamaa jõe reguleerimise tehnilis-majanduslik põhjendus. Eesti Maaparandusprojekt. Tallinn.
- Viessmann, W., Knapp, J. W., Lewis, G. L. 1977. *Introduction to hydrology*. Harper Row Publishers, New York.
- Younger, P. L., Banwart, S. A., Hedin, R. S. 2002. Mine water: hydrology, pollution, remediation. Kluwer Academic Publishers, Holland.

Impact of oil shale mining on hydrological conditions of Purtse River tributaries

Riina Vaht

Department of Geogaphy, University of Tartu

Summary

The mining process itself affects the area's aquatic environment principally through the disruption of pre-existing hydrological pathways and the impacting of water bodies in the catchment area. Directing mine water into rivers influences water quality and average runoff, and also affects the regional groundwater and drinking water supply. The impact of

mining on the aquatic environment is a relatively new and largely unexplored scientific field.

The studied area (Purtse River catchment area) is situated in northeast Estonia (Figure 1A), where the oil shale mining area has increased to approximately 205 km². This paper is based on data from mining area maps and annual reports collected by Eesti Energia Kaevandused Ltd, the Kiviõli Oil Shale Processing, Chemicals Plant and the Viru Maaparandusbüroo. In spring 2008 – summer 2009 several fieldworks studies took place to describe the conditions of the excavated mine water ditches on the tributaries of the Purtse River (Kohtla, Ojamaa, Erra, and Hirmuse). Several ditches and river run-offs were measured with a Hydrometer GR-21M propeller and Valeport Model 301 flat sensor to create a new catchment area map based on MapInfo. Maps are appended with the data from previous studies.

By directing mine water into the catchment area, the hydrological system will change. The biggest change is the size of the catchment area. Territory usually increases due to the mining area located outside the catchment area. However, at some point it may decrease, especially when mine water is directed out of the catchment area. In our study, only the Ojamaa catchment area increased by a further 50%. Because the mining area is situated in the Kohtla catchment area, mine water is directed into the Ojamaa River. As a result, the Kohtla catchment area has decreased to less than half of its natural size. The Erra and Hirmuse catchment areas have also increased (Table 2). When the Kiviõli-Küttejõu mining area was closed, mine water free flow was directed to the Küttejõu Ditch that was excavated between the Erra and Hirmuse rivers. Hence the New Küttejõu catchment area was developed.

A second observed point was the increase in natural run-off due to groundwater recourses. Unfortunately, none of the studied river run-offs has been measured on a daily basis. Fieldwork studies have identified a 50% increase in river run-off in the low water season and a 30% increase in the high water season as caused by the influx of mine water. Also, the Erra River run-off rose by as much as 10% in the high water season, mainly as the result of an operating oil shale open-pit in this catchment area. Presently the River Kohtla has lost its original river head. Up to 90% of water comes from the closed Käva mine. Currently no mine water runs to the Hirmuse River, and therefore the run-off from the Küttejõu-Kiviõli mine closure has decreased. Analysing the impact of mine water on the Purtse River (the main river) itself, the result does not show significant changes in run-off (Table 4) in its tributaries.

More research needs to be done in the future to avoid disturbances of riverine hydrological regime. This is very important to the river ecosystem, especially for small rivers.

Hundinuia ja pilliroo lisandiga saviliivakrohvi õhuniiskuse puhverdusvõime

Martin Maddison¹, Kalle Kirsimäe², Tõnu Muring^{1,3}, Ülo Mander¹

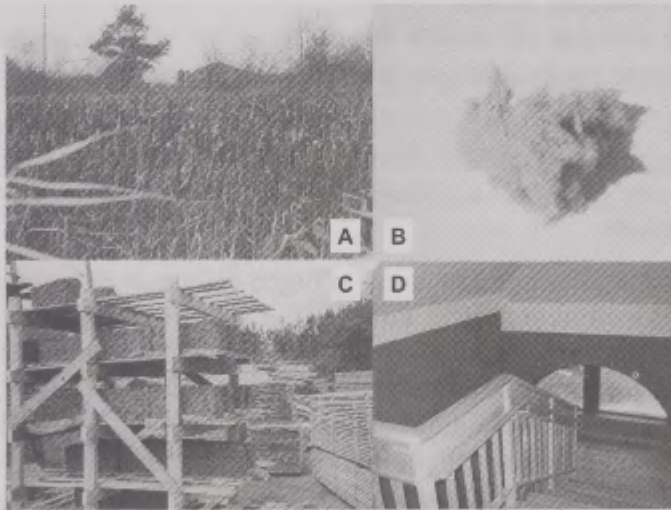
¹ Tartu Ülikooli geograafia osakond,

² Tartu Ülikooli geoloogia osakond,

³ Tartu Ülikooli Tehnoloogiainstituut, energiatõhusa ehituse tuumiklabor

1. Sissejuhatus

Inimesed veedavad 90% oma ajast hoonete siseruumides. Heaolu mõjutab õhu liikumine, saastatus, temperatuur ja niiskus. Suhteline õhuniiskus alla 40% võib põhjustada kergemini külmetamist. Õhuniiskus kuni 70% omab positiivset efekti ja on inimese tervisele sobivaim. Kõrge õhuniiskus (üle 70%) on ebaseeldiv sooja ja niiske tingimuse tõttu ning põhjustab seente levikut. Saviliivakrohvil on võime tasakaalustada ruumi õhuniiskuse sisaldust aastaringselt õhust niiskust imades ja seda sinna tagasi lastes (Minke, 2000).



Joonis 1. Tehismärgalad kui hundinuia kasvukoht. Sangla-Rakke hundinuia avaveeline tehismärgala sügisel; B – peen hundinuia tõlvikute kiudmaterjal (*Typha*-vill); C – hundinuia haket sisaldavad kergsavist soojustusblokid; D – *Typha*-villa sisaldava saviliivakrohviga viimistletud ruum. Fotod: Tõnu Muring.

Figure 1. Constructed wetlands (CW) as a source of cattail biomass. A – Sangla-Rakke free water surface (FSW) CW with cattails in autumn; B – fine fibre material from cattail spadixes (*Typha*-wool); C – light insulation blocks of clay filled with cattail chips; D – a room finished with *Typha*-wool-reinforced clay plaster. Photos by Tõnu Muring.

Savi sisaldab palju vaba ruumi poorse ja kargja struktuur tõttu (Lee *et al.*, 2008). Savist seina paksuse, paiknemise, soojajuhtivus- ja mahutavuse mõju soojapidavusele on uuritud mitmete autorite poolt (De Vries, 1987; Rees, *et al.*, 2001; Parra-Saldivar, Batty, 2006). Sellest hoolimata on väga vähe uurimistöid saviliivakrohvi füüsikalisesest omadustest (Minke, 2000).

Märgalade kasutamine reovee puhastamiseks on levinud tehnoloogia (Kadlec, Knight, 1996). Lisaks veepuhastamise funktsioonile saaks puhastusmärgalad kasutada tooraine tootmiseks (Mander *et al.*, 2001). Laialehine hundinui (*Typha latifolia* L.) ja harilik pilliroog (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) on levinumad taimeliigid poollooduslikes märgalades ja tehismärgalades. Mõlemad liigid on hinnatud keskkonnasõbralikus ehituses (Mander *et al.*, 2001).

Hundinuia keskmine maapealne fütomass varieerub 0,37–1,76 kg m⁻² vegetatsiooniperioodi lõpus ning 0,33–1,38 kg m⁻² talvel mõõdetuna. Samad tulemused pillirool on vastavalt 0,61–1,32 kg m⁻² ja 0,61–1,02 kg m⁻² (Maddison *et al.*, 2008).

Teadad on mõned katsed kasutamaks laialehelist hundinuiat ehitusmaterjalina. Hundinuiat kõik maapealsed osad saab ära kasutada. Lehtedest ja vartest tehakse haket isolatsiooniblokkide valmistamiseks ning tõlvikutest pärit villa lisatakse kiudainena saviliivakrohvidele. Saviga segatud hundinuiat hakkest valmistatud isolatsiooniblokkid on kerged ja hea soojapidavusega. Kuivatamine toimub õhu käes ja ei kasutata fossiilkütuseid. Kiudmaterjal tõlvikutest kasutatakse saviliivakrohvi tugevdamiseks (Mauring, 2003).

Uurimistöö eesmärk oli uurida *Typha* tõlvikute villa ja pealsete hakke ning *Phragmites* pealsete hakke mõju saviliivakrohvi õhuniiskuse puhverduvõimele.

2. Materjalid ja meetodika

2.1. Savi-liiva krohv

Saviliiva mineraloogilist koostist uuriti röntgen-difraktomeetria meetodil, milleks kasutati Dron-3M difraktomeetrit. Pulbristatud saviliiva krohvi segu koostis analüüsiti Rietveldi meetodil kasutades Siroquant 3.0TM (Taylor, 1991). Mineraloogilise analüüsi tulemused näitasid, et peamine komponent on kvarts (54,7%), järgnesid dolomiit, kaltsiit ja albiit (tabel 1). Illiit ja illiit-smektiit (4,5%) ning kaoliniit (1,9%) annavad krohvidele plastilisuse. Leiti ka kloriidi jälgi.

Table 1. Saviliivakrohvi koostis (%).

Table 1. Properties of clay-sand plaster.

Faas	Koostis	%
Kvarts	SiO ₂	54,7
Kaaliumpäevakivi	KAlSi ₃ O ₈	4,4
Albiit	NaAlSi ₃ O ₈	7,8
Kaltsiit	CaCO ₃	12,1
Dolomiit	CaMg(CO ₃) ₂	13,1
Illiid+illiid-smektiit	Na,Kx(Al,Mg) ₂ Si ₄ O ₁₀ (OH) ₂ .xH ₂ O	4,5
Kloriid	Fe,Mg ₃ Mg ₂ AlSi ₃ Al ₂ O ₁₀ (OH) ₈	*
Kaoliiniit	Al ₂ Si ₂ O ₅ (OH) ₄	1,9
Bassaniit	CaSO ₄ .x0.5H ₂ O	0,9
Hematiit	Fe ₂ O ₃	0,6

* leiti ainult jälgi

2.2. Tooraine

Eksperimendiks kasutati reoveepuhastuse poollooduslikust ja tehismärgalast kogutud hundinuia ja pilliroogu (Maddison *et al.*, 2005). *Typha* ja *Phragmites* varred tükeldati 2×20 mm suuruseks hakkeks.

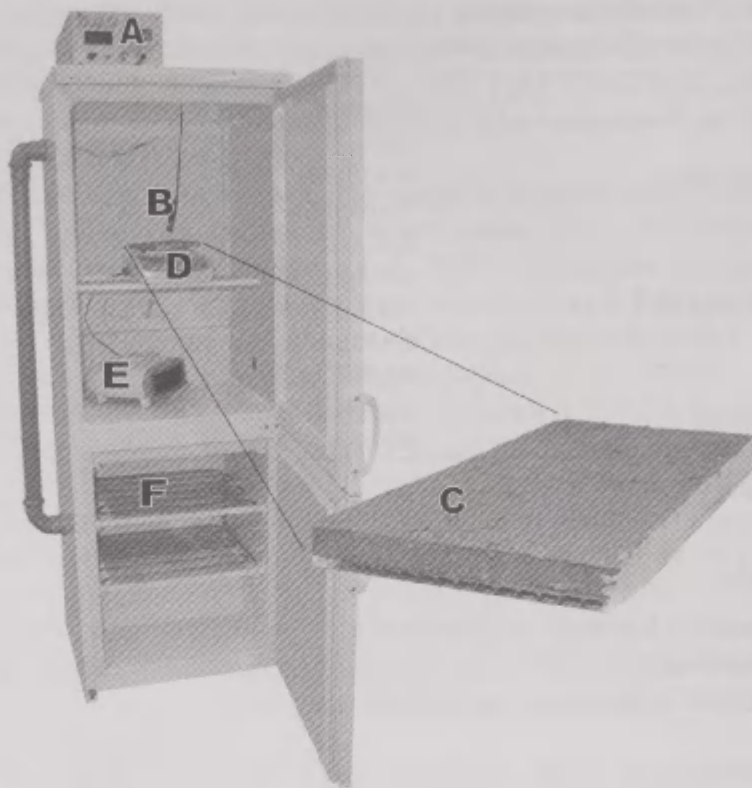
2.3. Kipsplaat

Töös kasutati võrdlusmaterjalina kipsplaati, mis on Eestis enim kasutatud materjal hoonete siseruumide viimistlemiseks (K. Kleemann, Knauf, Partner OÜ, cit. Lõhmus, 2007). Kipsplaat koosneb peamiselt kipsist ja kartongist. Toode on kolmekihiline: kartong-kips-kartong. Uurimistöös kasutati 13 mm paksust kipsplaati (tootja: Gyproc).

2.4. Kliimakamber

Hundinuia hakke ja kiuga saviliivakrohvi õhuniiskuse imamisvõime mõõtmiskatsed viidi läbi kliimakambris. Õhuniiskuse sisaldust muudeti 50%lt 80%le ning vastupidi. Kliimakamber valmistati Tartu Ülikooli Katsekojas. Kliimakamber koosneb sügavkülmikust (niiskuse vähendamiseks), konvektorist (sobiva ja ühtlase temperatuuri tagamiseks), seadistuspaneelist (temperatuuri ja niiskuse muutmiseks) ja kontrollsensorist (joonis 2). Niiskuse tekitamiseks kasutati destilleeritud vett. Katsekehade kaalu mõõdeti arvutiga ühendatud kaaluga (Kern and Sohn, mudel Kern PLS 510-3).

Kambri niiskuse sisaldust ja temperatuuri sai muuta vahemikus +10 ... +37 °C (± 0,2 °C) ja 50 ... 80% (±4%) (<3 minutit).



Joonis 2. Kliimakamber ja saviliivakrohvi katsekeha. A – seadistuspaneel; B – kontrollsensor; C – katsekeha; D – kaal (Kern PLS 510-3); E – konvektor; F – sügavkülmik.

Figure 2. The climatic chamber and the clay-sand plaster sample. A – setting panel; B – control sensor; C – sample specimen; D – balance (Kern PLS 510-3); E – convector; F – freezer.

2.5. Kameraaltööd

Katsete jaoks tehti erineva hundinuia kiu (1–2%) ning hundinuia (0,5–2%) ja pilliroo (1%) hakkega (2×20 mm) saviliivakrohvi katsekehad (200×100 mm, paksus 10 mm) ning võrdluseks värvitud ning tapeediga kaetud kipsplaadi katsekehad (200×100 mm, paksus 13 mm) (tabel 2).

Proovikehade pind siluti ettevaatlikult hõõruti liigutamisel mööda puidust raami. Silumisel oli oluline tagada kõigil katsekehadel ühesugune surve. Hundinuia villal on seemnekarvade kuju eripärast tulenevalt väga suur maht. Kriitiliseks hundinuia villa sisalduseks (tagamaks stabiilset saviliiva ja villa segu) osutus 2% katsekeha kaalust. Juba 3% villa sisaldusega saviliivakrohvi lagunes tükkideks.

Tabel 2. Saviliivakrohvi (erineva sisaldusega hundinuia (*Typha latifolia*) villa ja hakkega ning pilliroo (*Phragmites australis*) hakkega) ja kipsplaadi (värvitud ja tapeediga kaetud) katsekehade kaal (g) ning lisatud taimemass saviliivakrohvis.

Table 2. Weight (g) of clay-sand plaster (with different content of cattail (*Typha latifolia*) wool and chips and reed (*Phragmites australis*) chips) and gypsum wallboard (painted and wallpapered) samples and content (kk%) of added phytomass in clay-sand plaster.

Katsekeha lühend ja täisnimi	Kaal(g)	Taimemassi sisaldus (kk%)		
		vill	hake	
SL	Saviliivakrohvi	374,4	-	-
SLT1v	Saviliivakrohvi <i>Typha</i> villaga	333,2	1,0	-
SLT2v	Saviliivakrohvi <i>Typha</i> villaga	220,1	2,0	-
SLT05h	Saviliivakrohvi <i>Typha</i> hakkega	342,7	-	0,5
SLT1h	Saviliivakrohvi <i>Typha</i> hakkega	333,0	-	1,0
SLT2h	Saviliivakrohvi <i>Typha</i> hakkega	312,3	-	2,0
SLP1h	Saviliivakrohvi <i>Phragmites</i> hakkega	352,2	-	1,0
SLT05v025h	Saviliivakrohvi <i>Typha</i> villa ja hakkega	356,1	0,5	0,25
SLT1v05h	Saviliivakrohvi <i>Typha</i> villa ja hakkega	332,0	1,0	0,5
VK	Värvitud kipsplaat	164,9	-	-
TK	Tapeediga kaetud kipsplaat	169,4	-	-

Proovikehad tehti õhukesele ja kergele polükarbamiidist alusele, mille servad isoleeriti parafiiniga. Enne mõõtmise algust proovikehad aklimatiseerusid 24 tundi kliimakambris. Kaal mõõdeti iga 15 minuti järel.

3. Tulemused ja arutelu

Lisatud fütomass tulemusel vähenes oluliselt saviliivakrohvi kaal (tabel 3). Madalaim kaal oli saviliivakrohvil, kuhu oli lisatud 2% *Typha*-villa. Samas vähendas selline kogus krohvi õhuniiskuse imamise intensiivsust (joonis 3). *Typha*-vill on väga kerge ja sel on suur maht. Sellest tulenevalt ei ole krohvis piisavalt savi osakesi õhuniiskuse imamiseks, kui *Typha*-villa sisaldus on 2%.

Ruutmeeter saviliivakrohvi imas 30 g vett 12 tunni jooksul, kui kliimakambris tõsteti õhuniiskus 50%-lt 80%-le. Samadel tingimustel imas saviliivakrohvi, millele oli lisatud 2% hundinuia haket 36 g, 1% tõlvikute kiudu 32 g, 1% kiudu ning 0,5% haket 33 g ning värvitud kipsplaat 10 g ja tapeediga kaetud kipsplaat 6 g vett (joonis 3).

Saviliivakrohvi ja kipsplaadi katsekehade vabanenud niiskuse kogus on toodud joonisel 4.

Kõikidest uuritud katsekehade vabanenud niiskuse kogus 12 tunni jooksul sinna imatud niiskuse kogus. Kõige kiirem vabanemine toimus krohvist, kuhu oli lisatud 2% hundinuia villa. Peamine põhjus oli see, et materjali oli ka vähem niiskust imatud.

Tabel 3. Katsekehade kaal (kg m^{-2}) 50% ja 80% õhuniiskuse korral $+21\text{ }^{\circ}\text{C}$ juures.

Table 3. Calculated weight (kg m^{-2}) of sample specimens at 50% and 80% air humidity (%rH) and at a temperature of $+21\text{ }^{\circ}\text{C}$.

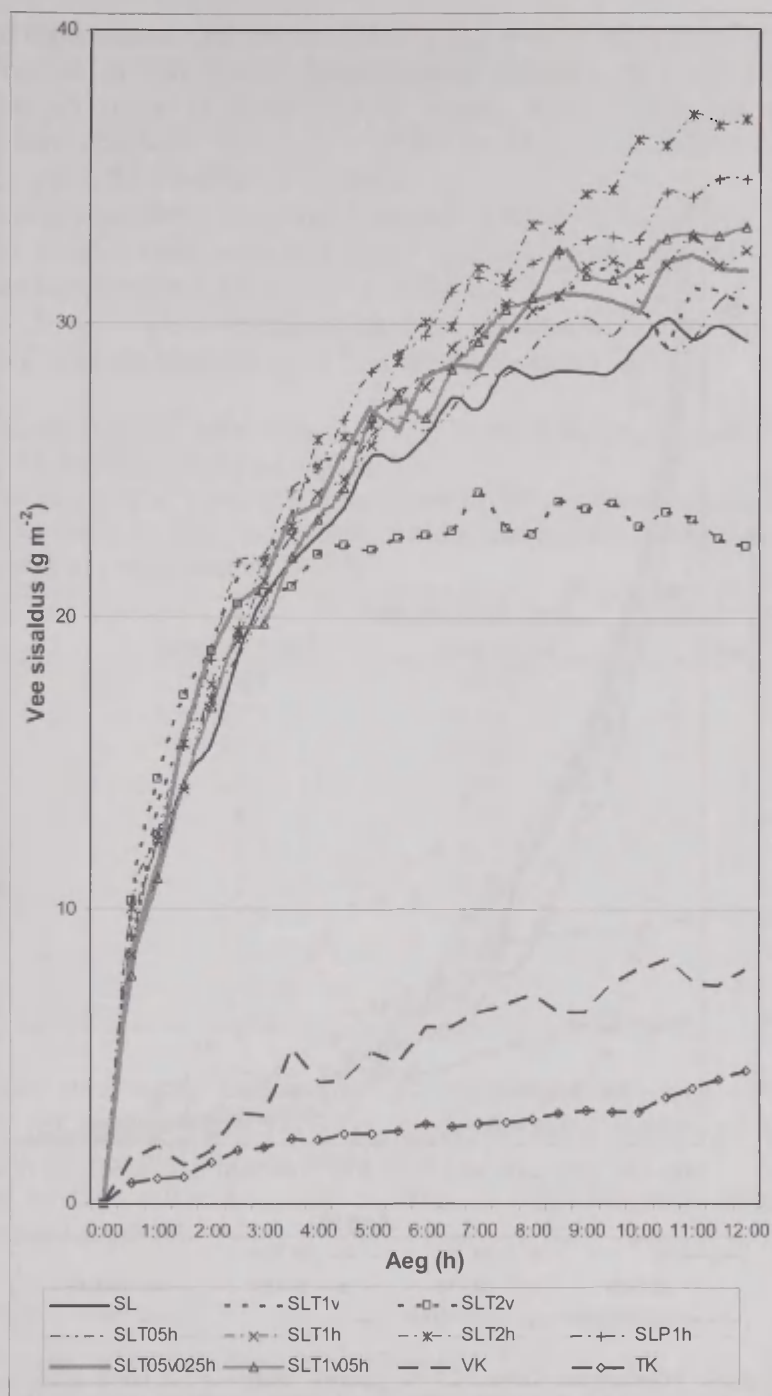
Katsekeha	Kaal (g m^{-2})		Erinevus (g m^{-2})
	50%	80%	
SL	18676	18706	30
SLT1v	16520	16552	32
SLT2v	11000	11021	21
SLT05h	17004	17035	31
SLT1h	16835	16867	32
SLT2h	15620	15658	38
SLP1h	17613	17646	33
SLT05v025h	17771	17803	32
SLT1v05h	16581	16614	33
VK	8246	8256	10
TK	8466	8472	6

Esimese tunniga imas puhas saviliivakrohv $11,3\text{ g m}^{-2}$ (38,2% 12 tunni jooksul imatud niiskusest) (tabel 4). Peale 1% *Typha*-villa ja 0,5% haket sisaldavad saviliivakrohvi katsekehade ($11,0\text{ g m}^{-2}$ esimese tunni jooksul) kiirenes teistel katsekehadel puhta saviliivakroviga võrreldes õhuniiskuse imamine.

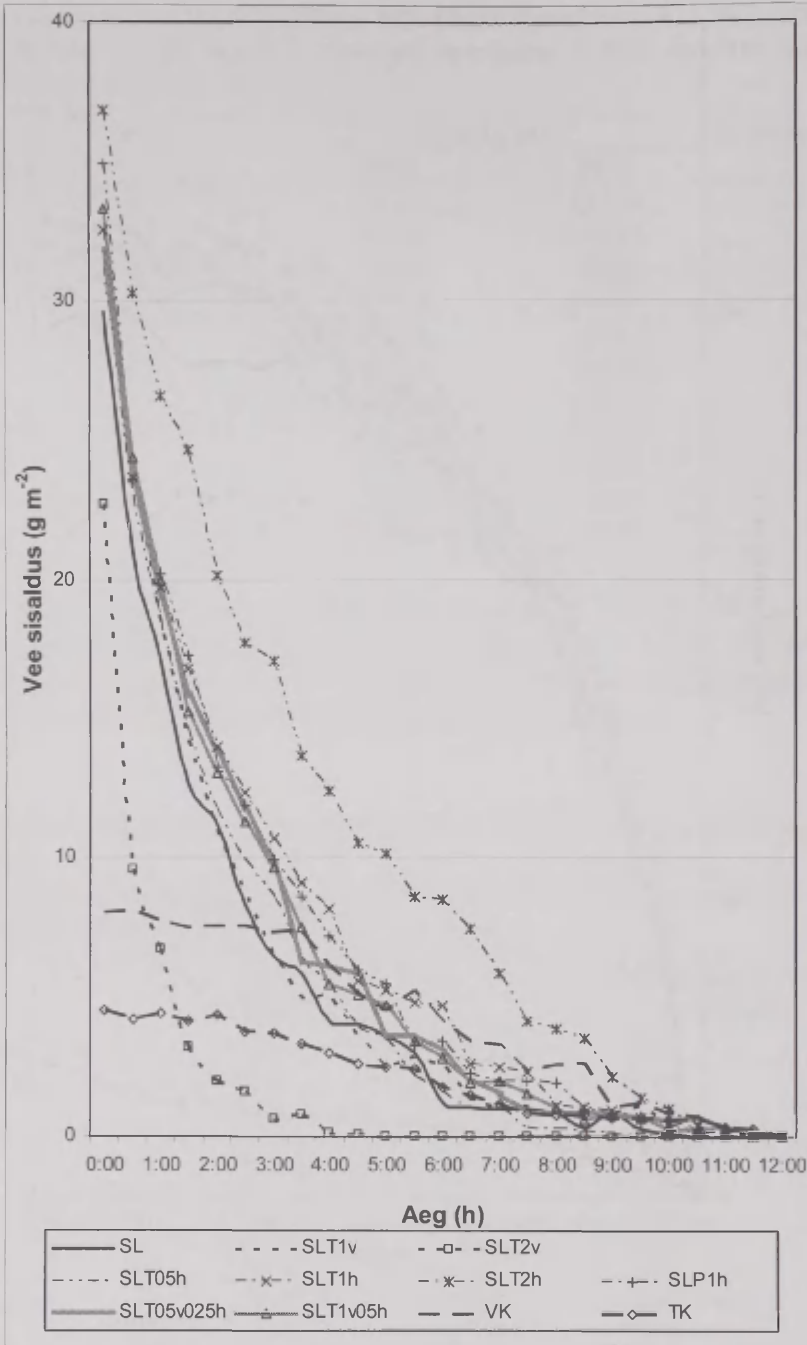
Tabel 4. Niiskuse imamine ja äraandmine (g, %) esimese tunni jooksul kliimakambris $+21\text{ }^{\circ}\text{C}$ juures.

Table 4. Moisture (rH) absorption and desorption (g, %) of samples in the first hour in a climatic chamber at a temperature of $+21\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Katsekeha	Niiskuse muutus 50%-lt 80%-le		Niiskuse muutus 80%-lt 50%-le	
	(g)	(%)	(g)	(%)
SL	11,3	38,2	12,5	42,2
SLT1v	13,6	42,9	13,3	41,7
SLT2v	14,5	63,7	16,0	70,5
SLT05h	12,4	39,7	12,7	40,6
SLT1h	12,3	38,0	12,8	39,4
SLT2h	12,6	34,2	10,2	27,7
SLP1h	12,3	35,2	14,7	42,1
SLT05v025h	11,4	35,8	12,5	39,2
SLT1v05h	11,0	33,2	13,4	40,1
VK	1,9	24,2	0,3	4,3
TK	0,9	18,9	0,1	2,2



Joonis 3. Niiskuse imamise katse $+21\text{ }^{\circ}\text{C}$ juures, õhuniiskuse järsk tõstmine 50%-lt 80%-le.
Figure 3. Absorption curve of samples at a temperature of $+21\text{ }^{\circ}\text{C}$ and a sudden increase in humidity from 50% to 80% rH.



Joonis 4. Niiskuse äraandmise katse +21 °C juures, õhuniiskuse järsk langetamine 80%-lt 50%-le.

Figure 4. Desorption curve of samples at a temperature of +21°C and a sudden decrease in humidity from 80% to 50% rH.

Puhtast saviliivkrohvist vabanes 42,2% ($12,5 \text{ g m}^{-2}$) niiskusest esimes tunni jooksul. Teistest saviliivakrohvi katsekehaded vabanes protsentuaalselt vähem niiskust, mis oli sinna 12 tunni jooksul imatud, kuid kaalult (g) oli mõnedel juhtudel rohkem (SLT1v: $13,3 \text{ g m}^{-2}$; SLT05h: $12,7 \text{ g m}^{-2}$; SLT1h: $12,8 \text{ g m}^{-2}$; SLP1h: $14,7 \text{ g m}^{-2}$; SLT1v05h: $13,4 \text{ g m}^{-2}$).

Värvitud ja tapeeditud kipsplaadid imasid vastavalt $1,9 \text{ g m}^{-2}$ (24,2%) ja $0,9 \text{ g m}^{-2}$ (18,9%). Esimes tunni jooksul vabanes värvitud kipsplaadist 4,3% ($0,3 \text{ g m}^{-2}$) ja tapeeditud kipsplaadist 2,2% ($0,1 \text{ g m}^{-2}$) niiskusest.

Tabelis 5 on toodud saviliivakrohvi ja kipsplaadi katsekehade imatud ja äraantud pool niiskuse kogusest (g m^{-2}) ja selleks kulunud aeg (h).

Tabel 5. Kliimakambris 12 tunni jooksul $+21 \text{ }^\circ\text{C}$ juures katsekehade poolt 50% niiskuse-sisalduse (g m^{-2}) muutuseks kulunud aeg (h).

Table 5. The amount (g m^{-2}) and time (h) required for 50% of moisture to be absorbed and desorbed in 12 hours by clay-sand plaster samples and gypsum wallboard samples in a climatic chamber at a temperature of $+21 \text{ }^\circ\text{C}$.

Katsekeha	Kogus (g m^{-2})	Niiskuse imamine		Niiskuse äraandmine	
		Aeg (h)	Aeg (h)	Aeg (h)	Aeg (h)
SL	14,8	1:45		1:30	
SLT1v	15,9	1:30		1:15	
SLT2v	11,3	0:45		0:30	
SLT05h	15,6	2:00		1:30	
SLT1h	16,2	1:45		1:45	
SLT2h	18,4	2:15		2:30	
SLP1h	17,4	2:00		1:15	
SLT05v025h	15,9	1:30		1:30	
SLT1v05h	16,6	2:00		1:30	
VK	4,0	3:15		6:15	
TK	2,3	3:30		5:45	

Saviliivakrohv imas sama koguse niiskust aeglasemalt kui sealt vabanes, välja arvatud 1% (SLT1h) and 2% (SLT2h) hundinuia haket sisaldavad krohvikatsekehaded Kipsplaadi proovid näitasid vastupidist.

Vajalik on teha mikroskoopiline analüüs, et välja selgitada materjali struktuurist tulenevad aspektid.

4. Kokkuvõte

Saviliivakrohvile lisatud taimne osa vähendas krohvi kaalu ning kiirendas ja suurendas õhuniiskuse imavust. Krohvi õhuniiskuse imavus vähenes, kui sellele oli lisatud rohkem kui 1% hundinuia tõlvikute kiudu.

12 tunni jooksul kogu imatud õhuniiskuse vabanes sama aja jooksul, kui kliimakambris vähendati niiskust 80%-lt 50%-le. Õhuniiskuse imendus aeglasemalt, kui vabanes saviliivakrohvist. Kipsplaadis täheldati vastupidist tendentsi.

Reoveepuhastusmargalades kasvanud hundinui on potentsiaalne loodusõbralik ehitusmaterjal, eeskätt ökomajades.

Tänuavaldus

Uurimistöö on toetatud Eesti Teadusfondi grantidest Nr. 6083 ja 7527, ja Haridus- ja Teadusministeeriumi finantseeritud projektidest SF0182534s03 and SF0180127s08. Eksperimendist kasutatud kliimakambri valmistasid Olev Saks ja Vladimir Shor Tartu Ülikooli Katsekojast.

Kasutatud kirjandus

- De Vries, D. A. 1987. The theory of heat and moisture transfer in porous media revisited. *International Journal of Heat and Mass Transfer* 30(7): 1343–1350.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L. 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, New York/Boca Raton, 1120 pp.
- Lee, K-C., Her, J-H., Kwon S-K. 2008. Red clay composites reinforced with polymeric binders. *Construction and Building Materials* 22: 2292–2298.
- Lõhmus, A. 2007. Kipsplaat-ehitistes levivad niiskuse mõjul ohtlikud mürgihallitused. (Dangerous toxic molds in gypsum board houses). *Postimees* 15.09.07.
- Maddison, M., Soosaar, K., Lõhmus, K., Mander Ü. 2005. Cattail Populations in Wastewater Treatment Wetlands in Estonia: Biomass Production, Retention of Nutrients and Heavy Metals in Phytomass. *Journal of Environmental Science Health A – Toxic/Hazardous Substances, Environmental Engineering* 40(6–7): 1157–1166.
- Maddison, M., Muring, T., Remm, K., Lesta, M., Mander, Ü. 2008. Dynamics of *Typha latifolia* L. populations in treatment wetlands in Estonia. *Ecological Engineering* 35: 258–264.
- Mander, Ü., Strandberg, M., Muring, T., Remm, K. 2001. Wetlands as an essential basis for sustainable development: the Estonian case. In: Villacampa Y, Brebbia C. A, Uso J-L (eds) *Ecosystems and Sustainable Development III*, WIT Press, Southampton and Boston, pp 459–467.
- Muring, T. 2003. The use of reed and cattail produced in constructed wetlands as building material. In: Mander, Ü., Vohla, C., Poom, A. (eds) *Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale*. Publicationes Instituti Geographici Tartuensis 94; Tartu, pp 286–288.
- Minke, G. 2000. *Earth Construction Handbook. The Building Material Earth in Modern Architecture*, WIT Press, Southampton and Boston, 206 pp.
- Parra-Saldivar, M. L., Batty, W. 2006. Thermal behaviour of adobe constructions. *Building and Environment* 41(12): 1892–1904.
- Rees, S. W., Zhou, Z., Thomas, H. R. 2001. The influence of soil moisture content variations on heat losses from earth-contact structures: an initial assessment. *Building and Environment* 36(2): 157–165.
- Taylor, J. C. 1991. Computer programs for standardless quantitative analysis of minerals using the full powder diffraction profile. *Powder Diffraction* 6, pp 2–9.

The humidity buffer capacity of clay-sand plaster filled with phytomass from treatment wetlands

Martin Maddison¹, Kalle Kirsimäe², Tõnu Muring^{1,3}, Ülo Mander¹

¹ Department of Geography, University of Tartu

² Department of Geology, University of Tartu

³ Energy Efficient Building Core Laboratory, Institute of Technology,
University of Tartu

Summary

The aim of our study was to measure the amount of moisture absorption and desorption in clay-sand plasters where “fibre-wool” from *Typha* spadixes and chips of *Typha* and *Phragmites* chopped shoots are added. Wastewater treatment in wetlands is a well-known technology worldwide. In addition to wastewater treatment functions, treatment wetlands can be used for the production of raw material. Cattail (*Typha latifolia* L.) and reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) are the most common plants in constructed and semi-natural wetlands for wastewater treatment. Both plants are highly valued in ecologically-friendly construction. The cattail and reed for the experiment was harvested in a wastewater treatment subsurface flow semi-natural wetland and in two free water surface constructed wetlands which showed reliable aboveground phytomass production over a 5 years period (for *Typha*, 0.37–1.76 kg DW m⁻² in autumn and 0.33–1.38 kg DW m⁻², and for *Phragmites*, 0.61–1.32 and 0.61–1.02 kg DW m⁻², respectively). Eleven samples were prepared (Table 2), including two gypsum wallboard samples, one pure clay-sand plaster sample, and eight clay-sand plaster samples added with different amounts of cattail wool, cattail chips, and reed chips. Samples based on polycarbonate plates (200 x 100 mm) were dried at 25 °C. The surface of samples was left exposed, and the sides were isolated with paraffin. The quantity of moisture absorption (Figure 3) and desorption (Figure 4) was measured in a climatic chamber where the humidity of ambient air was suddenly raised from 50% to 80% (absorption) and reduced from 80% to 50% (desorption). One of the influences of added phytomass to clay-sand plaster samples was the reduction of their weight (Table 3). The lowest weight was measured in the case of the clay-sand plasters mixed with 2 wt% of *Typha*-wool. On the other hand, this amount of phytomass significantly lowers their air humidity absorption intensity (Figure 3). *Typha*-wool is very light and has relative big volume. Thus there will not be enough clay for air moisture absorption in clay-sand plaster then *Typha*-wool content is 2% of weight. The conducted experiments also showed that the 10 mm thick layer of clay-sand plaster with added 2 wt% of *Typha* chips was able to absorb about 36.8 g of water per m² of wall surface in 12 hours. All samples released absorbed moisture over 12 hours. The most rapid desorption took place with plaster that contained 2% of weight of *Typha*-wool. The main reason for this was obviously the lower content of absorbed water in this material. Clay-sand plaster samples absorbed the same amount of moisture more slowly than they desorbed it, with the exception of samples of clay-sand plasters with an added 1 wt% (CST1c) and 2 wt% (CST2c) of cattail chips. The gypsum wallboard demonstrated reverse results (Table 5).

Kombineeritud pinnasfiltrid reovee puhastamiseks – pilotprojekti ülevaade

Elar Pöldvere^{1,2}, Kristjan Karabelnik^{1,2}, Alar Noorvee^{1,2}, Martin Maddison¹,
Kaspar Nurk¹, Igor Zaytsev¹, Ülo Mander¹

¹Tartu Ülikooli geograafia osakond

²Alkranel OÜ

1. Sissejuhatus

Erinevat tüüpi tehismärgalad, mis puhastavad reovett on muutumas üha populaarsemaks kogu maailmas (Kadlec, Knight, 1996). Tehismärgalapuhastid on efektiivsed ja multifunktsionaalsed, lähtudes ka bioloogilisest mitmekesisusest ning maastikukujunduslikest aspektidest (Vymazal, 2001). Siiski on neil ka üks märkimisväärne puudus: jahedamates kliimatingimustes on reovee puhastamiseks mõeldud tehismärgalad tihti üledimensioneeritud, et oleks tagatud nende nõuetekohane funktsioneerimine ka madalamatel temperatuuridel, aga see tõstab paratamatult tehismärgalade ehitus- ja ülalpidamiskulusid (Werker *et al.*, 2002).

Üheks võimalikuks meetodiks heitvee nõuetekohaste väljundparameetrite saavutamiseks, ilma tehismärgalapuhastit üledimensioneerimata on reo- ja heitvee tagasipumpamise rakendamine, mis parandab reovee aeratsiooni ja tehismärgalapuhastite üldisi puhastusprotsesse. Reovee tagasipumpamist on kasutatud mitmetes pilot- ja täismõõtmelistes tehismärgalades, erinevat tüüpi reovee puhastamiseks (Sun *et al.*, 2003; Green *et al.*, 2002; Brix *et al.*, 2002; Tchobanoglous, Schroeder, 1987). Mõnes riigis on reovee tagasipumpamise rakendamine lisatud ka tehismärgalapuhastite ametlikesse juhendmaterjalidesse (Bahlo, 2000; Brix, Arias, 2005).

Heitvee tagasipumpamise läbi suureneb reoainete ja mikroorganismide vaheline kontakt ning toimub täiendav vee aeratsioon, mis parandab aeroobsete mikroobide tegevust. Veekvaliteedi parameetrid on paranenud nii BHT ja KHT (Zhao *et al.*, 2004; He *et al.*, 2006) kui ka heljuvainete (HA; Sun *et al.*, 2003), $N_{\text{üld}}$ (Sun *et al.*, 2005) ja $P_{\text{üld}}$ (Zhao *et al.*, 2004) osas. Tagasipumpamine põhjustab küll näiteks täiendavat elektritarbimist, kuid seda ei peeta oluliseks, võrreldes väiksemate filtersüsteemide (FS) pindaladega ning saavutatava puhastusefektiivsusega (Noorvee, 2007). Arvestades eelpool toodud faktoreid, siis saab tagasipumpamist kasutada, et suurendada üldist puhastusefektiivsust ning vältida üledimensioneerist, mis läbi muutuksid tehismärgalad veelgi atraktiivsemaks reoveepuhastuse tehnoloogiaks.

Annus-pinnasfiltersüsteemis täidetakse näiteks üks kaheksast pinnasfiltrist kiiresti veega ja see jääb täidetuks teatavaks perioodiks ning siis jälle tühjendatakse, et see hilisema rotatsiooni käigus uuesti veega täita. Sellises süsteemis on

mikroobide populatsioon kaitstud orgaanilise süsiniku kontsentratsioonide vähenemise eest, mis läbi märgalasüsteemis ei teki ajutisi redokspotentsiaali erinevusi (aeroobsest kuni anoksiliste tingimusteni) ja seega on parem BHT ja N ärastus reoveest (Stein *et al.*, 2003). Juhul kui pinnasfiltrite tühendamis- ja täitmisseadused suureneb, siis paraneb ka filtrite hapnikuga varustus (Tanner *et al.*, 1999). Siiski on annus-pinnasfiltersüsteemide välitingimustes toimimise kohta veel vähe detailset teavet, kuna enamus uuringuid on siiani läbi viidud laborites.

2004. aastal alustati projektiga “Kombineeritud tehismärgalad reovee puhastamiseks” (nr EU19215), mille üheks peamiseks eesmärgiks oli senisest kompaktsemate tehismärgalade arendamine. 2005. aasta suvel rajati Lõuna-Eestisse kolm piloot FS ja renoveeriti üks täismööduline süsteem. Projekti peamiseks eesmärgiks oli võrrelda pideva läbivooluga ja kombineeritud pinnasfiltreid ning annus-pinnasfiltersüsteemi, katsetades ka erinevaid veevoolurežiime, et määrata filtrite optimaalsed suurused, täitematerjalid, opereerimis- ja töörežiimid ning reostuskoormused.

Lähtuvalt Eesti seadusandlusest on väikestest reoveepuhastitist väljuvale heitveele seatud järgnevad piirnormid: BHT₇ 15 mg l⁻¹, KHT 125 mg l⁻¹, HA = 25 mg l⁻¹ ja P_{üld} = 1,5 mg l⁻¹. N_{üld} väljundparameetreid ei ole väikepuhastitele sätestatud, kuid kuna lämmastik on siiski saasteaine, siis seadsime eesmärgiks saavutada N_{üld} väljundi 15 mg l⁻¹.

Projekti toetas Ettevõtluse Arendamise Sihtasutus ja korraldas Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituudi geograafia osakond ning Tartu Ülikooli Tehnoloogiainstituut. Üheks projekti tulemiks on trükis “Kombineeritud pinnasfiltersüsteemide ja tehismärgalapuhastite rajamise juhend” (Noorvee *et al.*, 2007).

2. Materjalid ja meetodid

2.1 Pinnasfiltersüsteemide kirjeldus

2005. aasta suvel rajati Lõuna-Eestisse kolm piloot filtersüsteemi (FS) ja renoveeriti üks täismööduline süsteem, mille eesmärk oli puhastada peamiselt olmereovett.

Pideva läbivooluga katseseadmed (Nõo ja Rääsi asumites) koosnevad kahest paralleelsest ning samadel põhimõtetel projekteeritud süsteemist. Vertikaalsele pinnasesisese veevooluga filtrile (VPVF; sügavus 0,7 m, täidetud lubjakivikillustiku (L \bar{K}) või kergkruusaga (KK)) järgneb horisontaalse pinnasesisese veevooluga filter (HPVF; sügavus 1 m, täidetud kergkruusaga). Kodijärve täismööduline pinnasfiltersüsteem (pideva läbivooluga) koosneb samuti kahest paralleelsest ning samadel põhimõtetel projekteeritud süsteemist. VPVF (sügavus 1,3 m, täidetud lubjakivikillustikuga) järgneb HPVF (sügavus 1 m, täidetud KK). VPVF kasutatakse vaheldumisi ja erinevaid töörežiime saab rakendada ka HPVF.

Ilmatsalu annus-pinnasfiltersüsteemi katseseade koosnes kaheksast identsest KK täidetud pinnasfiltrist (PF; sügavus 1,15 m, 1 m²) ning töötas annusrežiimil.

Kõikides FS kasutatud KK oli toodetud Eestis (kaubamärk *Filtralite S, M, L*), kohalikust savimineraalist. Eestis toodetud KK ei seo fosforit nagu *Filtralite-P* (vt Jenssen, Krogstad, 2003) ning see ei ole purustatud, kuid on siiski hea hüdraulilise juhtivuse, suure poorsuse ja vajalike isolatsiooniomadustega.

Tabelis 1 on toodud kuue katseperioodi keskmised veekvaliteedi jms näitajad FS sissevooludes. FS ei olnud taimestatud, kuna katseperiood oli lühike ja tagatud ei oleks olnud piisav taimestiku kasv. Seetõttu ei vasta FS otsesele märgala definitsioonile ning me kasutame edaspidi ka terminit “kergekruusa- või lubjakivikillustiku-FS”. Talveperioodiks kaeti pilootsüsteemid 5 cm paksuste vahtpolüstüroolplaatidega. Lõuna-Eestis on pikaajaline keskmine õhutemperatuur jaanuaris $-7,1^{\circ}\text{C}$ ning $16,5^{\circ}\text{C}$ juulis. Katseperioodi ajal (november 2005...detsember 2006) langes talvine temperatuur kuni -35°C -ni.

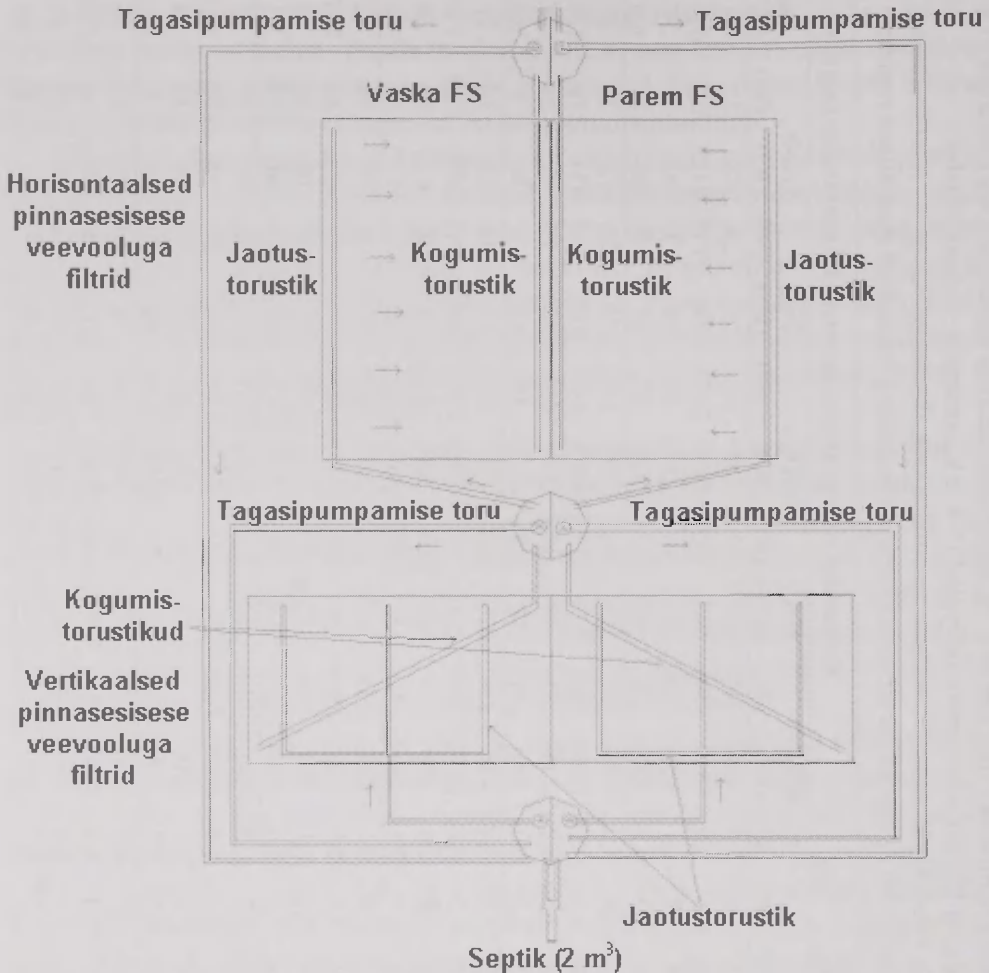
Nõo katseseade asub Nõo küla aktiivmudapuhasti kõrval. Enne kui reovesi (olmereovesi ja piima- ning lihatööstuse reovesi) jõuab aktiivmudapuhasti võreni pumbatakse see aegreleega reguleeritud pumbaga FS 2 m^3 septikusse, kus viibeag oli kuue perioodi vältel erinev ehk kõikus ühest kuni viie ööpäevani. Pärast septikut jagunes reovesi võrdselt kahe paralleelse katseseadme (VPVF $2 \times 4\text{ m}^2$ ja HPVVF $2 \times 10\text{ m}^2$; joonis 1) vahel. Tabelis 2 on toodud VPVF täitematerjali kirjeldus ning HPVVF oli täidetud 1 m tuseduse *Filtralite S* kerkkruusa (\emptyset 2–4 mm) kihiga. Katseseadmetest väljuv heitvesi suubus isevoolselt Nõo ojja.

Rämsi katseseade asub töötava seafarmi kõrval. Sealärgast eraldatud reovesi pumbatakse, reguleeritud aegreleega, FS 2 m^3 septikusse, kus viibeag oli kuue perioodi vältel erinev ehk kõikus kolmest kuni kümne ööpäevani. Pärast septikut jagunes reovesi võrdselt kahe paralleelse katseseadme (VPVF $2 \times 10\text{ m}^2$ ja HPVVF $2 \times 15\text{ m}^2$; joonis 1) vahel. Tabelis 2 on toodud VPVF täitematerjali kirjeldus ning HPVVF oli täidetud 1 m tuseduse *Filtralite S* kerkkruusa (\emptyset 2–4 mm) kihiga. Katseseadmetest väljuv heitvesi suubus isevoolselt looduslikku kraavi.

Tabel 1. Filtersüsteemide keskmised hüdraulilised koormused (HK, mm d⁻¹; tagasipumpamiseta) ja sissevoolu veevooluhulk (Q, m³ d⁻¹), temperatuur (°C), pH ning vee reostusparameetrid (mg l⁻¹), kuue katseperioodi vältel (* K – keskmine; S – standardhälve).

Table 1. Average values of the hydraulic loading rates (HLR, mm d⁻¹; without re-circulation), discharge (Q, m³ d⁻¹), temperature (°C), pH and water quality concentration (mg l⁻¹) parameters in the inflow of the studied filter systems during sequential operational regimes.

Period	Filter-süsteem	HK (mm d ⁻¹)	Q (m ³ d ⁻¹)	Temp °C		pH		Keskmised vee reostusparameetrid FS sissevoolus (mg l ⁻¹)											
				K*	S*	K*	S*	BHT ₇ (K*)	(S*)	HA (K*)	(S*)	KHT _{Cr} (K*)	(S*)	N _{üld} (K*)	(S*)	NH ₄ -N (K*)	(S*)	P _{üld} (K*)	(S*)
1 Nov– Dets	Nõo	52	0,73	6,5	2,2	7,4	0,2	405	102	132	33	745	141	72	26	52	12	20	3
	Rämsi	16	0,4	5,1	2,5	6,6	0,8	5519	1993	541	282	7039	2073	507	132	412	123	191	80
	Kodijärve	22	3,8	6,9	1,8	7,5	0,1	109	32	39	10	217	44	96	7	90	4	17	1
	Ilmatsalu	59	0,47	5,4	1,8	7,5	0,2	135	58	33	13	224	67	54	9	48	11	6,6	2
2 Jaan–M ärts	Nõo	26	0,37	3,9	0,7	7,6	0,2	425	69	126	54	750	112	71	20	52	15	21	4
	Rämsi	4	0,10	2,7	0,9	6,3	0,1	5700	265	523	35	8068	247	527	143	431	76	158	38
	Kodijärve	30	5,3	3,4	1,5	7,5	0,2	133	72	42	37	274	111	83	27	70	23	16	3
	Ilmatsalu	58	0,46	3,1	1,2	7,3	0,2	191	44	48	28	311	55	44	7	38	6	6,6	1
3 Märts– Mai	Nõo	21	0,29	7,4	3,2	7,4	0,4	446	216	219	192	808	519	55	18	47	14	21	8
	Rämsi	4	0,10	8,2	4,6	6,2	0,3	3838	2089	220	89	5512	2783	305	142	265	120	120	50
	Kodijärve	34	6,0	8,4	2,3	7,6	0,4	108	34	48	16	206	44	71	20	61	12	20	8
	Ilmatsalu	66	0,53	7,3	1,9	7,3	0,1	168	71	37	10	248	84	33	9	31	9	5,8	2
4 Mai– Juuli	Nõo	16	0,22	16,4	3,5	7,0	0,1	644	138	287	154	1077	369	92	33	78	39	31	9
	Rämsi	4	0,10	18,1	5,8	5,8	0,1	7483	1596	504	165	11180	789	594	70	474	42	297	66
	Kodijärve	34	5,6	16,2	2,5	7,4	0,1	105	36	122	91	276	186	71	9	59	16	12	6
	Ilmatsalu	59	0,47	13,4	2,5	7,2	0,4	237	31	66	26	385	67	68	18	60	17	8,1	2
5 Aug– Okt	Nõo	21	0,30	16,9	2,8	7,2	0,3	646	150	387	155	1136	533	112	33	81	33	45	15
	Rämsi	5	0,13	17,3	2,3	5,7	0,2	4656	1105	291	99	7267	1471	426	89	368	97	194	34
	Kodijärve	34	5,6	16,0	0,8	7,5	0,1	70	12	77	26	180	44	67	18	59	17	14	8
	Ilmatsalu	59	0,47	14,6	1,0	7,2	0,2	206	31	97	29	383	129	82	13	71	1	10,3	4
6 Okt–De ts	Nõo	14	0,20	8,3	2,1	7,2	0,2	376	75	118	19	590	59	78	10	62	11	26	5
	Rämsi	4	0,10	8,7	2,9	6,4	0,2	4655	1078	1032	468	7246	601	517	58	396	60	208	43
	Kodijärve	40	7,0	10,0	1,9	7,5	0,1	74	19	58	19	148	30	67	14	56	12	11	2
	Ilmatsalu	59	0,47	8,4	2,3	7,3	0,1	100	29	55	12	163	51	40	9	32	8	6,6	1



Joonis 1. Nõo ja Rämsi paralleelsete katseseadmete ehk FS üldpilaan (määratlus “vasak-parem” nähtub reovee sissevoolusuunast).

Figure 1. Plan view of Nõo and Rämsi FSs. The parallel systems (right-left units) are determined on the basis of the direction of wastewater flow.

Kodijärve täismõduline pinnasfiltersüsteem asub Kodijärve Hooldekodu (40 inimekvivalenti (ie)) juures. Olmereovesi juhitakse esmalt septikusse (umbes 10 m^3), kus viibeaeg oli kuue perioodi vältel erinev ehk kõikus ühest kuni kolme ööpäevani. Süsteemi (joonis 2) sissevoolukaevus asub ujukiga pump, mis pumpab reovee VPVF (ehitatud 2002 a). VPVF peenraid (tabel 2) koormatakse vaheldumisi st ühte peenraste ($18,7 \text{ m}^2$) pumbatakse reovett ühe kuni nelja nädalase perioodi vältel (Noorvee *et al.*, 2005a; Noorvee *et al.*, 2005b), vähendades nii ka ummistuste tekkimise võimalikkust ehk filtrit ei koormata üle ei hüdrauliliselt ega ka orgaaniliselt (Weedon, 2003). VPVF suubub reovesi isevoolelt HPVF sissevoolukaevu,

kust jaguneb võrdse kahe peenra vahel (ühe peenra pindala on 156,25 m²), mis on täidetud 1 m tuseduse *Filtralite S* kergkruusa (Ø 2–4 mm) kihiga. Kodijärve HPVF täitematerjal vahetati välja 2005. a suvel, sest varasema filtermaterjali fosfori sidumisvõime oli ammendumas. Filtermaterjali vahetamisele järgnenud enamikel katseperioodidel oli võimalik kasutada vaid siiski ühte HPVF, kuna teist filtrit maapinnast eraldav geomembraan oli katki. HPVF ehk süsteemist väljuv heitvesi suubus isevoolselt kraavi ja sealt Väike-Kodijärve järve.

Tabel 2. Nõo, Rääsi ja Kodijärve VPVF täitematerjalide kirjeldus

Table 2. Cross section of VSSF filter in Nõo and Rääsi experimental filter systems and in Kodijärve FS.

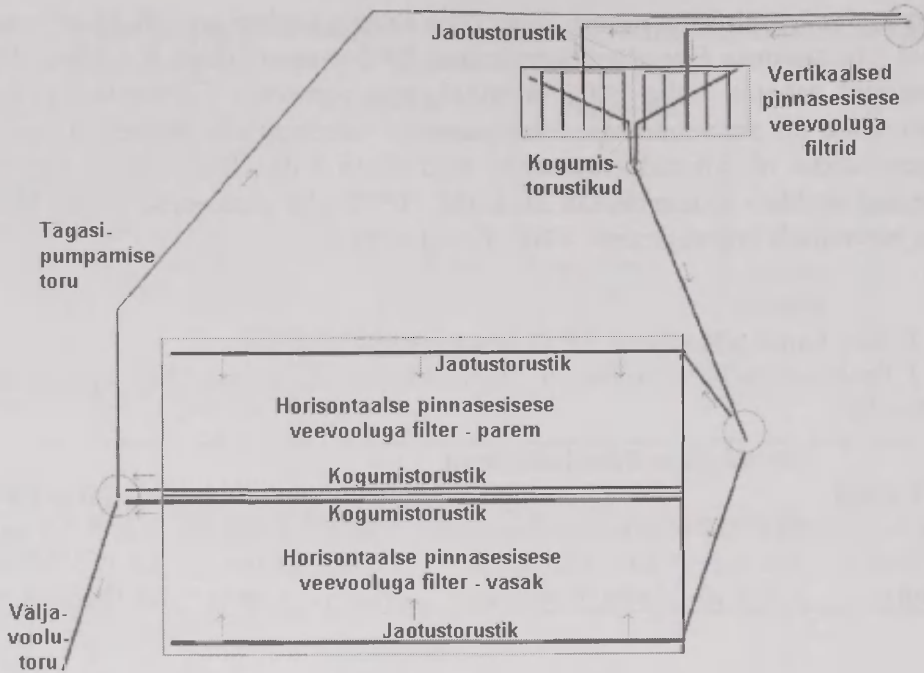
Nõo vasak ja Rääsi mõlemad			
VPVF kihid	VPVF	Nõo parem VPVF	Kodijärve VPVF
Ülemine	KK Ø 2–4 mm (<i>Filtralite S</i>)	LK Ø 2–8 mm	LK Ø 4–8 mm
Keskmine	KK Ø 4–10 mm (<i>Filtralite M</i>)	LK Ø 8–16 mm	LK Ø 5–20 mm
Alumine	KK Ø 10–20 mm (<i>Filtralite L</i>)	LK Ø 12–32 mm	LK Ø 16–40 mm

Ilmatsalu annus-pinnasfiltersüsteem rajati olemasoleva aktiivmudapuhasti kõrvale. Aktiivmudapuhasti liivakanalist pumbatakse, reguleeritud aegrelega, reovesi (olmereovesi) 2 m³ septikusse (viibeag oli ca 4 ööpäeva), kust see isevoolselt FS sissevoolu- ja jaotuskaevu jõuab (joonis 3). Jaotuskaevust pumbatakse reovesi identsetesse KK (*Filtralite S*, Ø 2–4 mm; poorsus 0,43 m³ m⁻³) täidetud pinnasfiltritesse (8 tk, sügavus 1,15 m, pindala 1 m²) järgneva pöördrežiimi alusel: kui esimest täidetakse, siis teist tühjendatakse jne. Inkubatsiooniaeg (tabel 3) on ühe filtri täitmise ja drenimise (~0,5–1 h) periood ning puhkeajaks loetakse drenimise ja uuesti täitmise vahet. Puhkeperioodi vältel degradeerub filtris olev orgaanika, mis vähendab ummistumist (Green *et al.*, 1997), samuti toimub sellel ajal pinnasmaterjali kuivamine (von Felde, Kunst, 1997). Dreenitud vesi suubub isevoolselt väljavoolu- ja tagasipumpamise kaevu. Heitvett on võimalik jaotuskaevu pumbata samal ajal kui toimub filtrite täitmine (iga filtri tarbeks on kaevudes 25 mm Ø regulaatorid).

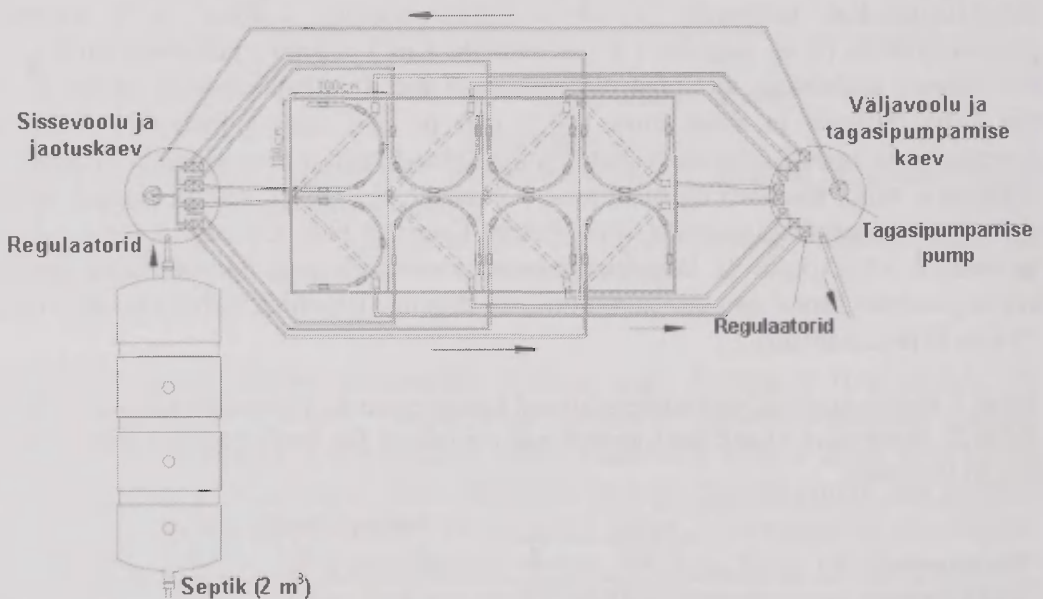
Tabel 3. Ilmatsalu annus-pinnasfiltersüsteemi katseperioodide koondandmed.

Table 3. Parameters of different operational periods of the batch-operated filter system (FS) in Ilmatsalu.

Parameeter	Katseperiood					
	1	2	3	4	5	6
Vett FS-s (m)	1,1	0,8	1,1	1,1	1,1	1,1
Inkubatsiooniaeg (ööpäev)	7,0	~5,3	~5,3	3,5	2,3	1,8
Puhkeperiood (h)	~23	~17	~17	~11	~7	~5



Joonis 2. Kodijärve täismöödulise pinnasfiltersüsteemi üldpild, peale 2005. a renoveerimistööid (määratlus “vasak- parem” nähtub reovee sissevoolusuunast).
 Figure 2. Schematic layout of the hybrid FS in Kodijärve (after reconstruction in 2005).



Joonis 3. Ilmatsalu annus-pinnasfiltersüsteemi üldpild.

Figure 3. Plan view of Ilmatsalu batch-operated filter system with associated septic tank, inflow and outflow well.

2.2. Tagasipumpamiserežiimid

Käsitletava projekti üheks eesmärgiks oli uurida heitvee tagasipumpamise, reguleeritud peamiselt aegreleedega, mõju erinevat tüüpi FS puhastusefektiivsustele (PE, %), et FS mitte üledimensioneerida. Tabel 4 kirjeldab kuue katseperioodi vältel rakendatud režiime ning joonistel 1, 2 ja 3 on esitletud tagasipumpamise kohad. FS pumpade kasutamine vähendab küll erinevusi looduslike ja konventsionaalsete puhastussüsteemide vahel, kuid saavutatav FS pindalade vähenemine vähemalt sama hea või paranenud PE õigustab siiski seda. Brix, Arias (2005) tõid oma uuringutes välja, et tagasipumpamise kasutamine parandas ja stabiliseeris VPVF tehismärgalade üleüldist toimimist. Reovee tagasipumpamist kasutatakse ka näiteks aktiivmudapuhastites lämmastiku ärastamiseks (Tchobanoglous, Schroeder, 1987).

Tabel 4. FS rakendatud tagasipumpamisrežiimid (% hüdraulilisest koormusest).
Table 4. Re-circulation regimes (% of hydraulic loading rate) of filter systems (FS).

Periood	Nõo FS				Ilmatsalu FS
	Parem	Vask	Parem	Vask	Väljavoolu- kaev (%)
	Vahekaev (%)	Vahekaev (%)	Väljavoolu- kaev (%)	Väljavoolu- kaev (%)	
1	0	0	25	35	0
2	0	0	25	35	0
3	75	50	0	0	20
4	70	0	0	85	100
5	150	0	150	300	200
6	0	150	300	150	300

Periood	Rämsi FS				Kodijärve FS
	Parem	Vask	Parem	Vask	Väljavoolu- kaev (%)
	Vahekaev (%)	Vahekaev (%)	Väljavoolu- kaev (%)	Väljavoolu- kaev (%)	
1	25	30	40	20	0
2	0	0	35	30	75
3	55	40	40	30	150
4	90	70	50	40	200
5	300	0	300	600	250
6	0	300	600	300	300

2.3. Reo- ja heitveeproovide võtmine

Veeproove võeti vastavalt Eestis kehtivale korrale ja FS kord nädalas (November 2005...Detsember 2006), septikute väljavoolust; Nõo, Rämsi ja Kodijärve VPVF ning HPVF väljavooludest; Ilmatsalu annus-pinnasfiltersüsteemi väljavoolust. Kuue katseperioodi jooksul võeti reo- ja heitveeproove 8, 11, 9, 9, 9 ja 11 korda Nõo FS; 8, 3, 7, 6, 9 ja 11 korda Rämsi FS; 8, 9, 7, 8, 9 ja 11 korda Kodijärve FS

ning 10, 9, 7, 10, 9 ja 11 korda Ilmatsalust. Rääsi FS oli II perioodi ajal osaliselt külmunud (talvel) ja IV osaliselt ummistunud, mistõttu võeti sellest süsteemist ka vähem proove. Proove analüüsiti pH, BHT₇, HA, KHT_{Cr}, N_{üld}, NH₄-N, P_{üld}, temp. (°C) ja lahustunud O₂ osas.

2.4. Andmete statistiline analüüs

Kõikide arvvaartuste normaaljaotusele vastavust kontrolliti, kasutades selleks programmi *Statistica 7.0* ja Kolmogorov-Smirnovi, Lillieforsi ja Shapiro-Wilksi teste. Kuna muutujad ei olnud normaalselt jaotunud, viidi läbi Kruskal-Wallis ANOVA testid võrdlemaks PE erinevatel katseperioodidel ja mitteparameetrilist Spearmani astak-korrelatsiooni koefitsienti kasutati BHT₇, HA, N_{üld}, NH₄-N ning P_{üld} PE ning seda mõjutavate tegurite analüüsimisel. Statistiliselt oluliseks nivooks loeti kõigil juhtudel $\alpha = 0,05$.

3. Tulemused ja arutelu

3.1. Pinnasfiltersüsteemide töö analüüs

Reovee ja filtritele suunatud reoainete koormuse vähenemisega ning suurema tagasipumpamise määra rakendamisel (tabel 4) suurenes Nõo ja Rääsi FS pea kõigi reoainete PE (tabel 5). Näiteks kasvas PE BHT₇, KHT_{Cr}, N_{üld} ja NH₄-N osas mõlemas, nii paremas- kui ka vasakpoolses FS paralleelis ning oodatud positiivne korrelatsioon ilmnas ka tagasipumpamise määra ja BHT₇, KHT_{Cr}, N_{üld} ja NH₄-N PE vahel.

Nõo vasakpoolse FS andmete põhjal tuvastasime positiivse korrelatsiooni sissevoolava vee temperatuuri ja BHT₇ PE vahel ning negatiivse korrelatsiooni sissevoolavava vee hulga ja P_{üld} PE vahel. Nõo parempoolse FS ei saa tulemusi otseselt võrrelda, kuna kahes paralleelis kasutati erinevaid filtermaterjale (tabel 2). Paralleelides olid teatavad PE erinevused (tabel 5) ning ilmselt põhjustasid need LK ebasobivad omadused (nt tolmu, suurema Ø, erineva lahustumisomadustega) võrreldes KK (nt väiksem Ø ja seega suurem eripind), millel on paremad aeratsiooni- ja isoleerimisomadused, mis omakorda suurendavad ka teiste PE mõjutavate faktorite mõju. Kolmandal perioodil ilmnas paremas FS ka P_{üld} PE märkimisväärne vähenemine, mis tõenäoliselt viitab madalamate veetemperatuuri mõjule ja tagasipumpamise režiimi muutmisele, vt tabel 4 (Zaytsev *et al.*, 2007).

PE osas oli Rääsi FS parempoolne paralleel stabiilsem kui vasakpoolne (tabel 5), kuna seal rakendati ka suuremaid tagasipumpamise määrasid (tabel 4). Üldiselt paremaid PE täheldati 2., 4. ja 5. katseperioodi ajal. Ainult P_{üld} osas vähenesid PE 5. ja 6. perioodi jooksul, mil FS vähenes ka reovee viibeag. Mõlemas paralleelis ilmnas märgatav negatiivne korrelatsioon tagasipumpamise määra ja HA ning P_{üld} PE vahel.

Tabel 5. Reovee viibeaeg (VA; ööpäev) filterüsteemides ja puhastusefektiivsus (PE, %) süsteemide väljavoolus.

Table 5. Hydraulic retention times (HRT) and purification efficiencies (PE, %) of organic matter (by BOD₇), total suspended solids, COD_{Cr}, N_{tot} and P_{tot} at outflow of filter systems (FS).

Period	FS	Paralleel	VA PE väljavoolus (%)						FS	Paralleel	VA PE väljavoolus (%)					
			(päev)	BHT ₇	HA	KHT _{Cr}	N _{üld}	P _{üld}			(päev)	BHT ₇	HA	KHT _{Cr}	N _{üld}	P _{üld}
1	Nõo	Parem	6	51	92	51	11	76	Rämsi	Parem	14	64	92	58	54	96
		Vasak	6	67	94	64	5	47		Vasak	16	67	98	61	53	97
	Ilmatsalu	–	8	88	82	70	16	62	Kodijärve	–*	26	91	88	74	39	58
2	Nõo	Parem	11	76	91	72	25	66	Rämsi	Parem	70	78	99	68	60	99
		Vasak	11	82	93	78	28	31		Vasak	73	66	98	61	46	96
	Ilmatsalu	–	6	74	91	61	0	36	Kodijärve	–*	18	85	90	74	28	47
3	Nõo	Parem	10	87	91	84	38	45	Rämsi	Parem	49	82	84	78	58	99
		Vasak	13	89	95	86	46	40		Vasak	56	82	80	79	58	96
	Ilmatsalu	–	7	83	81	69	8	41	Kodijärve	–*	16	90	85	78	52	73
4	Nõo	Parem	14	84	87	82	51	75	Rämsi	Parem	39	93	87	91	79	99
		Vasak	14	89	72	83	66	67		Vasak	45	87	82	87	78	92
	Ilmatsalu	–	8	91	83	83	43	53	Kodijärve	–*	17	97	88	82	36	64
5	Nõo	Parem	4	95	92	92	74	73	Rämsi	Parem	10	96	78	96	81	78
		Vasak	5	98	90	94	80	76		Vasak	10	96	79	95	79	71
	Ilmatsalu	–	8	96	84	90	51	53	Kodijärve	–*	17	97	88	81	42	66
6	Nõo	Parem	6	99	86	93	82	61	Rämsi	Parem	13	98	94	97	87	77
		Vasak	7	99	87	93	80	69		Vasak	13	99	94	98	87	71
	Ilmatsalu	–	8	95	89	85	48	44	Kodijärve	–*	14	98	94	83	37	45

* Enamikel katseperioodidel oli võimalik kasutada vaid ühte HPVF, kuna teist filtrit maapinnast eraldav geomembraan oli katki.

Kodijärve FS ei saanud hüdraulilist koormust reguleerida ning muuta sai vaid heitvee tagasipumpamise määra, mille suurendamine parandas PE kõigi vee-kvaliteedi näitajate osas, v.a $N_{\text{üld}}$ ja $P_{\text{üld}}$ (tabel 5). Võrreldes esimeste katseperioodidega suurenes viimastel perioodidel oluliselt BHT₇ PE (statistiline seos ka vee temperatuuriga). Statistiliselt erinev PE ilmnes ka NH₄-N puhul (II ja VI perioodi vahel). Spearmani astak-korrelatsioon näitas positiivset korrelatsiooni tagasipumpamise määra ja BHT₇, KHT_{Cr}, NH₄-N ja HA PE osas. Siiski ei tuvastatud statistiliselt olulisi seoseid PE ja hüdraulilise koormuse ($m^3 d^{-1}$) vahel.

Ilmatsalu FS saavutati normidele vastavad parameetrid KHT_{Cr} ja HA osas kõikidel katseperioodidel, BHT₇ puhul vaid V ja VI perioodil, kui rakendati 200% ja 300% tagasipumpamise määrasid ning $N_{\text{üld}}$ ja $P_{\text{üld}}$ puhul eesmärgiks võetud piirnorme ei saavutatudki. Spearmani astak-korrelatsioon näitas olulist positiivset korrelatsiooni BHT₇, KHT_{Cr}, $N_{\text{üld}}$ ja NH₄-N PE ning tagasipumpamise määra vahel. Positiivne korrelatsioon ilmnes ka vee temperatuuri ja BHT₇, KHT_{Cr}, $N_{\text{üld}}$ ning NH₄-N PE vahel, mis tõenäoliselt viitab tagasipumpamise määrade suurenemise ja veetemperatuuride tõusu kokkulangemisele, kuna katseaeg kestis ainult 13 kuud. Vee tagasipumpamise määradel (tabel 4) oli BHT₇ ja $N_{\text{üld}}$ PE (tabel 5) suurem mõju kui vee temperatuuridel, n. V ja IV perioodil olid keskmised vee temperatuurid 8,5°C ja 15,6°C ehk perioodide vaheline erinevus 7,1°C.

3.2. Arutelu

Kõrgem tagasipumpamise määr parandab oluliselt erinevate voolurežiimidega töötavate FS aeratsiooni ja üldist PE. Nõo, Rämsi ja Ilmatsalu FS täheldasime olulist positiivset korrelatsiooni BHT₇, KHT_{Cr}, $N_{\text{üld}}$ ja NH₄-N PE ning tagasipumpamise määrade vahel. Kodijärve FS näitas Spearmani astak-korrelatsioon märkimisväärset positiivset korrelatsiooni BHT₇, KHT_{Cr}, NH₄-N ja HA PE ning tagasipumpamise määrade vahel.

FS rakendatav tagasipumpamise määr peab olema vähemalt 100–200% sissevoolavast reoveest, et saavutada rahuldavaid PE tulemusi BHT₇ ja KHT_{Cr} ning nitrifikatsiooni osas. Kui rakendatakse suuremaid tagasipumpamise määrasid, siis tuleb arvestada ka FS hüdrauliliste omadustega. Tüüpiline hüdrauliline koormus VPVF on 40–500 $mm d^{-1}$ (Kadlec *et al.*, 2000) või 100–400 $mm d^{-1}$ (Paing *et al.*, 2006). Keskmise soovitatav hüdrauliline koormus HVVF varieerub 20–100 $mm d^{-1}$ (Kadlec *et al.*, 2000). Katseperioodidel ulatusid tagasipumpamise määrad vastavalt 84 ja 236 $mm d^{-1}$. Suuremate tagasipumpamise määrade rakendamisel ei täheldatud negatiivseid kõrvalmõjusid, nagu näiteks ummistusi või $P_{\text{üld}}$ PE olulist vähenemist, viimast on järeldanud ka Noorvee, (2007) Noorvee *et al.* (2007b) ning Sun *et al.* (2003). Siiski avaldava väga kõrged tagasipumpamise määrad (kuni 600%) negatiivset mõju HA ja $P_{\text{üld}}$ PE, kui filtermaterjal toimib fosforit sadestava substraadina (Rämsi FS; Noorvee, 2007).

Reovees olev kaltsium võib samuti soodustada fosfori sadestumist (Maurer, *et al.*, 1999) ning selline efekt võis ilmned ka Rämsi FS, kus toimus äärmiselt

efektiivne $P_{\text{üld}}$ PE. Rääsi farmi seasööt sisaldas kaltsiumi mineraale (umbes $11,3 \text{ g kg}^{-1}$) ja ka fosforit (ca $8,6 \text{ g kg}^{-1}$) ning osa kaltsiumist väljus farmist koos lágaga, mistõttu tekkis fosfori sadestumise võimalus Ca-fosfaadina.

Eel-denitrifikatsiooni rakendamiseks FS ei ole parimaks lahenduseks heitvee sissevoolukaevu pumpamine, vaid rakendada tuleks septikusse juhtimist, kus on rohkemalt denitrifikatsiooni jaoks vajalikku orgaanilist ainet. Katsete tulemuste alusel on olulisim pumbata heitvett tagasi viimasest e väljavoolukaevust ja mitte vahekaevust (Noorvee, 2007).

Katsetes kasutatud KK (*Filtralite S, M, L*) kaotas kahjuks kiiresti fosfori adsorptsiooni ja sadestamise omadused, mis näitab, et materjal ei olnud piisavalt ka P ja Ca-mineraale. Viimast näitas ka tõsiasi, et me ei registreerinud suuri muutusi vee pH-s (Jenssen ja Krogstad, 2003). Niisiis on edaspidi vaja leida sobivam filtermaterjal fosfori adsorptsiooniks ja sadestamiseks. Teiseks võimaluseks on kasutada fosfori keemilist sadestamist septikus (Brix, Arias, 2005), mis tagab nõuetele vastava fosfori väljavoolukontsentratsiooni ($< 1,5 \text{ mg/l}$).

Läbiviidud katsete alusel peaks VPVF sügavuseks olema 1,0–1,3 ja suuruseks $2,5 \text{ m}^2 \text{ ie}^{-1}$, et tagada efektiivne orgaanika ärastamine ja piisav nitrifikatsioon. Kui kasutatakse tagasipumpamise määra, mis ületab 100%, siis võib filtri pindala olla ka $1,7 \text{ m}^2 \text{ ie}^{-1}$. HPVF suuruseks, juhul kui need järgnevad VPVF, soovitame $3,0\text{--}5,0 \text{ m}^2 \text{ ie}^{-1}$ (Noorvee, 2007). Kui FS kasutatakse KK, siis on neid odavam ehitada ja hallata kui aktiivmudapuhasteid, kui puhasti koormuseks on 50–100 ie (Noorvee *et al.*, 2007a). Toodud järeldused lähtuvad puhastite eluea analüüsist, kus seadmete elueaks on võetud 40 a ning FS filtritel 20 a.

4. Kokkuvõte

Nõo filtersüsteemis (FS) saavutati kõrgeim puhastusefektiivsus (PE) BHT₇ (99%) ja $N_{\text{üld}}$ (82%) puhul vasakus paralleelis, kui rakendati tagasipumpamise määra 300%. Suurema eripinna tõttu on vertikaalse pinnasesisese veevooluga filtrites (VPVF) kergkruus (KK) paremaks filtermaterjaliks kui CaCO₃-rikas lubjakivi (LK). Paremad aeratsiooni- ja isoleerimisomadused suurendavad ka teisti reovee PE mõjutavaid tegureid. **Rääsi FS** saavutati kõrgeim PE BHT₇ (98,5%) ja $N_{\text{üld}}$ (87%) puhul mõlemas paralleelis, kui tagasipumpamise määra oli 300% kuni 600%. **Kodijärve FS** saavutati kõrgeim PE BHT₇ (98%) puhul, kui rakendati tagasipumpamise määra 300% ning $N_{\text{üld}}$ (58%) puhul, kui tagasipumpamise määra oli 150%. **Ilmatsalu annus-pinnasfiltersüsteemis** saadi parimad PE BHT₇ (96%) ja $N_{\text{üld}}$ (51%) osas, kui tagasipumpamise määra oli kuni 200%.

Peamised ja statistiliselt tõestatud faktorid, mis mõjutasid FS PE olid vee temperatuur ja tagasipumpamise määra, millest tagasipumpamise määra ning seega ka viibeaeg olid määravaimaks faktoriks. Niisiis on reovee tagasipumpamine heaks lahenduseks, mis parandab süsteemide aeratsiooni ja üleüldist PE, pakkudes võimalusi vähendada ka FS pindalaid ja vähendades sellega FS rajamismaksumusi.

Saavutamaks rahuldavaid tulemusi BHT, KHT, $N_{\text{üld}}$, HA ja $P_{\text{üld}}$ ärastamisel, siis selleks soovitame tagasipumpamise määrana kasutada 100–300% sissevoolava reovee hulgast.

Vertikaalse pinnasesisese veevooluga filtrite pindala peaks ulatuma 1,7–2,5 m² ie⁻¹ ja horisontaalse pinnasesisese veevooluga filtritel 3,0–5,0 m² ie⁻¹. Eel-denitrifiaktsiooni efektiivseimaks rakendamiseks tuleks reovett pumbata septikusse, mitte sissevoolukaevu, kuna septikus on paremad tingimused denitrifiaktsiooni toimumiseks.

Läbiviidud projekti tulemused annavad meile edasisi vajalikke juhiseid Eesti seadusandlusele vastavate FS arendamiseks. Edasisi detailsemaid uuringuid tuleb kindlasti teha veel annus-pinnasfiltersüsteemide kohta, eriti viibeaja ja suurema orgaanilise süsiniku koormuse osas.

Tänuavaldus

Käesoleva artikli valmimist toetasid: Ettevõtluse Arendamise Sihtasutus (projekt nr EU19215), Eesti Teadusfond (stipendiumid nr 6083 ja 7527) ning Eesti Haridus- ja Teadusministeerium (peamised rahastusprojektid nr 0182534s03 ja SF0180127s08). Täname Dr. Krista Lõhmust (Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste instituut) andmete statistilisel analüüsimisel osutatud abi eest.

Kasutatud kirjandus

- Bahlo, K. 2000. Treatment efficiency of a vertical-flow reed bed with recirculation. *J. Journal of Environmental Health A*, 35 (8): 1403–1413.
- Brix, H., Arias, C. A. 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* 25(5): 491–500.
- Brix, H., Arias, C. A., Johansen, N. H. 2002. BOD and nitrogen removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system with recycling. In: T.S.A. Mbvette, J.H.Y. Katima, S.E. Jorgensen and S Kayombo (Eds), Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vol. 1, Arusha, Tanzania, pp 400–410.
- Green, M., Friedler, E., Ruskol, Y., Safrai, I. 1997. Investigation of alternative method for nitrification in constructed wetlands. *Water Science Technology* 35(5): 63–70.
- Green, M., Gidron, E., Lahav, O., Tarre, S. 2002. Treatment of dairy wastewater using a vertical bed with passive aeration. In: T. S. A. Mbvette, J. H. Y. Katima, S. E. Jorgensen and S. Kayombo (Eds), Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vol. 1, Arusha, Tanzania, pp 324–332.
- He, L. S., Liu, H. L., Xi, B. D., Zhu, Y. B. 2006. Enhancing treatment efficiency of swine wastewater by effluent recirculation in vertical-flow constructed wetland. *Journal of Environmental Science* 18(2): 221–226.
- Jenssen, P. D., Krogstad, T. 2003. Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing Lightweight Aggregate (LWA). In: Ü. Mander and P. D. Jenssen (Eds),

- Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates, *Advances in Ecological Sciences*, Vol. 11, WIT Press, Southampton, Boston, pp 259–272.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. 2000. *Constructed Wetlands for Water Pollution Control*. Scientific and Technical Report No. 8, IWA Publishing, London, p 156.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L. 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publisher, Boca Raton, New York, p 893.
- Maurer, M., Abramovich, D., Siegrist, H., Gujer, W. 1999. Kinetics of biologically induced phosphorus precipitation in wastewater treatment. *Water Research* 33(2): 484–493.
- Noorvee, A. 2007. The applicability of hybrid subsurface flow constructed wetland systems with re-circulation for wastewater treatment in cold climates. Doctoral theses. Department of Geography, Institute of Ecology and Earth Sciences, University of Tartu, Tartu University Press, Tartu, Estonia. 2007, pp 33, 44.
- Noorvee, A., Mander, Ü., Karabelnik, K., Pöldvere, E., Maddison, M. 2007a. Kombi- neeritud pinnasfiltersüsteemide ja tehismärgalapuhastite rajamise juhend (*The handbook for establishment of hybrid soil filter and constructed wetlands systems*). In: A. Noorvee (Eds), Department of Geography, Institute of Ecology and Earth Sciences, University of Tartu; Institute of Technology, University of Tartu, Tartu, Estonia. 2007, pp 89–97.
- Noorvee, A., Pöldvere, E., Mander, Ü. 2007b. The effect of pre-aeration on the purification processes in the long-term performance of a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Science of the Total Environment* 380: 229–236.
- Noorvee, A., Pöldvere, E., Mander, Ü. 2005a. The effect of a vertical flow filter bed on a hybrid constructed wetland system. *Water Science Technology* 5(9): 137–144.
- Noorvee, A., Repp, K., Pöldvere, E., Mander, Ü. 2005b. Aeration effects and the application of the k–c* model in a subsurface flow constructed wetland. *Journal of Environmental Science Health A40 (6/7): 1445–1456*.
- Paing, J., Dugue, L., Gonzales, H., Hendou, M. 2006. The Removal Performances of Vertical Flow Constructed Wetlands for New Design Guidelines. In: V. Dias and J. Vymazal (Eds), 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vol. 1, Lisbon, Portugal, pp 651–660.
- Stein, O. R., Hook, P. B., Biederman, J.A., Allen W. C., Borden, D. J. 2003. Does batch operation enhance oxidation in subsurface constructed wetlands? *Water Science Technology* 48(5): 149–156.
- Sun G., Gray K. R., Biddlestone A. J., Allen S. J., Cooper D. J. 2003. Effect of effluent recirculation on the performance of a reed bed system treating agricultural wastewater. *Process Biochemistry* 39: 351–357.
- Sun, G., Zhao, Y., Allen, S. 2005. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *Journal of Biotechnology* 115(2): 189–197.
- Tanner, C. C., D'Eugenio, J., McBride, G. B., Sukias, J. P. S., Thompson, K. 1999. Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetland mesocosms. *Ecological Engineering* 12(1): 67–92.
- Tchobanoglous, G., Schroeder, E. D. 1987. Water quality. Vol. 1., in the Addison-Wesley series on water quality management, Addison-Wesley, United States of America, pp 619–620.

- von Felde, K., Kunst, S. 1997. N- and COD-removal in vertical-flow systems. *Water Science Technology* 35(5): 79–85.
- Vymazal, J. 2001. Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal. *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp 1–96.
- Weedon, C. M. 2003. Compact vertical flow reed bed systems – first two years of performance. *Water Science Technology* 48(5): 15–23.
- Werker, A. G., Dougherty, J. M., McHenry, J. L., Van Loon, W. A. 2002. Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. *Ecological Engineering* 19(1): 1–11.
- Zaytsev, I., Nurk, K., Põldvere, E., Noorvee, A., Mander, Ü. 2007. The effects of flow regime and temperature on the wastewater purification efficiency of a pilot scale LWA-based hybrid constructed wetland. In: C.A. Brebbia, and A.G. Kungolos (Eds), *Water Resources Management IV, WIT Transactions on Ecology and the Environment*, Vol. 103, Southampton, Boston. 2007, pp 423–436.
- Zhao, Y. Q., Sun, G., Allen, S. J. 2004. Purification capacity of a highly loaded laboratory scale tidal flow reed bed system with effluent recirculation. *Science of the Total Environment* 330(1–3): 1–8.

Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment in Estonia – An overview of a pilot project

Elar Põldvere^{1,2}, Kristjan Karabelnik^{1,2}, Alar Noorvee^{1,2}, Martin Maddison¹,
Kaspar Nurk¹, Igor Zaytsev¹, Ülo Mander¹

¹ Department of Geography, University of Tartu, ² Alkranel Ltd.

Summary

Four filter systems (FS) filled with light weight aggregates (LWA) or crushed limestone (CL) and operated under different flow regimes – a continuous flow hybrid CL and LWA filter and a batch-operated LWA filter – were established during the summer of 2005, mainly for the treatment of domestic wastewater.

The main objective of the study was to compare continuous flow hybrid CL and LWA filters and batch-operated LWA filters and test different regimes, in order to determine optimal loading, design parameters, management schemes and operational regimes for LWA-based FSs in cold climate conditions for the secondary treatment of wastewater.

With higher re-circulation rates of treated water, purification efficiency increased in terms of most water quality indicators in both types of filter systems. In batch-operated FSs the highest purification efficiencies of 96% and 51% for BOD₇ and N_{tot}, respectively, were achieved when the recirculation rate of 200% was applied. In the continuous-flow FS the highest purification efficiencies of 99% and 87% for BOD₇ and N_{tot}, respectively, were achieved when the recirculation rate of up to 600% was applied.

In order to achieve effective organic matter removal, nitrification/denitrification and TSS removal, the re-circulation rate must be from 100 to 300 percent of the inflowing wastewater.

Haljaskatuste temperatuuri- ja veerežiim ning nõrgvee kvaliteet

Alar Teemusk, Ülo Mander
Tartu Ülikooli geograafia osakond

1. Sissejuhatus

Katusehaljastus on tänapäeva linnakeskkonnas, kus enamik pindu on kaetud betooni ja asfaldiga, hea võimalus suurendada roheala. Kui maapinnal enam roheline ruumi ei leidu, tuleb see kompenseerida katusepindade taimeistamisega – selle järel-
duseni on jõutud paljudes riikides, eeskätt Saksamaal. Haljaskatuste suutlikkust parandada linnakeskkonna probleeme on uuritud üha enam ja saadud mitmeid positiivseid tulemusi. On leitud, et katusehaljastus vähendab katusepinnalt maha voolava sademevee hulka ning pikendab äravoolu kestust (Moran *et al.*, 2003; Mentens *et al.*, 2006; Carter, Jackson, 2007; Teemusk, Mander, 2007; Getter *et al.*, 2007); vähendab saasteainete hulka katusepindade nõrgvees (Moran *et al.*, 2003; Berndtsson *et al.*, 2006; Teemusk, Mander, 2007; Berndtsson *et al.*, 2009); vähendab hoone energiatarbimist, hoides ruume kuumal suveperioodil jahedana (Eumorfopoulou, Aravantinos, 1998; Palomo del Barrio, 1998; Wong *et al.*, 2003a; Theodosiou, 2003; Bass, Baskaran, 2003; Santamouris *et al.*, 2007); leevendab linna kui “soojussaare” efekti (Wong *et al.*, 2003b; Takebayashi, Moriyama, 2007); loob võimaluse bioloogilise mitmekesisuse suurendamiseks linnakeskkonnas (Brenneisen, 2003); omab suurt esteetilist väärtust võrreldes tavakatustega.

Uuringud Eestis on näidanud, et haljaskatused ei seo kevadperioodil vett nii hästi kui suveperioodil (Hallik, 2005), kuid aasta jooksul on võimelised kinni hoidma keskel läbi 55% sademeveest (Hallik *et al.*, 2005) ning et katusehaljastus ei oma Eestis tähtsust katusealuste ruumide jahutajana, vaid pigem katuseembraani kaitsjana (Hallik, 2008).

Katusehaljastuse üks otstarve on ka aluskatuse membraani kaitsmine päikese-kiirguse eest, vähendades seeläbi tunduvalt membraani kahjustada võivaid temperatuurikõikumisi. Avatud katuseembraan (näiteks korrusmajade bituumenkatused) absorbeerib päeva jooksul päikesekiirgust, mis läbi selle temperatuur tõuseb mitukümmend kraadi, õhtul aga järsult langeb. Selline pidevalt toimuv temperatuurikõikumine tekitab membraani kahjustusi ning vähendab selle kasutusega. Tavakatuse peale rajatud katusehaljastus väldib sellist temperatuuri mõju ning pikendab aluskatuse iga (Teemusk, Mander, 2009).

Linnakeskkonnas on tihti probleemiks sademetega kaasnevad äravoolukollektorite ümmistumised tänavatelt ja katustelt koguneva suure veehulga tõttu. Haljaskatused on suutelised teatud osa vihmaveest kinni pidama; kinnipidamisvõime on

suurem suveperioodil, samas tühine talveperioodil. Optimaalseks veemahutavuseks peetakse 100 mm kasvupinnase puhul 30–40 mm (Beattie, Berghage, 2004). Vee kinnipidamisvõime sõltub suurel määral sademete hulgast ja saju intensiivsusest, järsku vihmavalingut ei suuda haljaskatus siiski kinni pidada (Liu, 2003). Samuti määrab veemahutavust eelmisest sajast möödunud ajavahemik ja substraadi veega küllastumise aste. Mida paksema kasvukihiga ja väiksema kaldega katus, seda enam vett see suudab hoida.

Haljaskatused vähendavad katuste nõrgvee saastatust, filtreerides vett läbi substraadi ning toitaineid kasutavate taimeosiste; samas võib taimkatuse nõrgvesi sisaldada teatud juhtudel ka rohkem saasteaineid, mida vihmavesi substraadist välja uhub. Siinkohal on suur roll substraadi koostisel ja vanusel, eelkõige aga toitainetega väetamisel.

Käesoleva töö eesmärk oli analüüsida katusehaljastuse temperatuuri- ja vee-reežiimi ning nõrgvee kvaliteeti Eesti kliimatingimustes. Temperatuuriuuringud sai tehtud 100 mm paksuse substraadiga kergkruusapõhisel murukatusel juunist 2004 kuni aprillini 2005 ja 150 mm mätaskatusel jaanuarist detsembrini 2007, et võrrelda kahte peamist Eestis levinud katusehaljastuse tüüpi. Samuti teostati temperatuuriuuringud 1×1,5 m suurustel katuseplatvormidel, nägemaks haljaskatuste temperatuurirežiimi alt soojustamata katustel (näiteks varikatused). Kergmurukatusel ja bituumenkatusel mõõdeti kolme vihmajuhtu ning lumesulamisperioodi. Erinevate intensiivsustega vihmasadude mõju nõrgvee äravoolule uuriti ka katuseplatvormidel. Veekvaliteedi analüüse võeti kergmurukatustelt ning mätaskatustelt eri aegadel, võrreldes neid sademete ning võrdluskatuste tulemustega. Proove võeti augustist 2004 kuni aprillini 2009, et leida, millises skaalas võib vee kvaliteet varieeruda.

2. Materjalid ja meetodika

2.1. Uurimiskohtade kirjeldus

Käesolevas töös kasutati uurimisobjektidena olemasolevaid haljaskatuseid: pikemaajaliselt üht kergmurukatust ja üht mätaskatust, lisaks mitmeid teisi katuseid veekvaliteedi võrdluseks. Mitmeotstarbelise uuringu jaoks ehitati ka eksperimentaalsed katuseplatvormid (joonis 1).

Kergkruusapõhine murukatus on rajatud mais 2003 ja paikneb Tartu kesklinnas (AS Triip). See koosneb järgmistest kihtidest: SBS-aluskatus, plast-drenaažikiht, kivivill (80 mm) ning substraadikiht (100 mm) kergkruusast (66%), mullast (30%) ja savist (4%). Lameda katuse suurus on 120 m² ning taimede katvus uuringu ajal oli 45%, peamiseks taimeliigiks oli harilik kukehari (*Sedum acre*). Läheduses paiknevat Sadamateatri SBS-katust (stüreen-butadien-stüreen katusekate) kasutati võrdluskatusena.

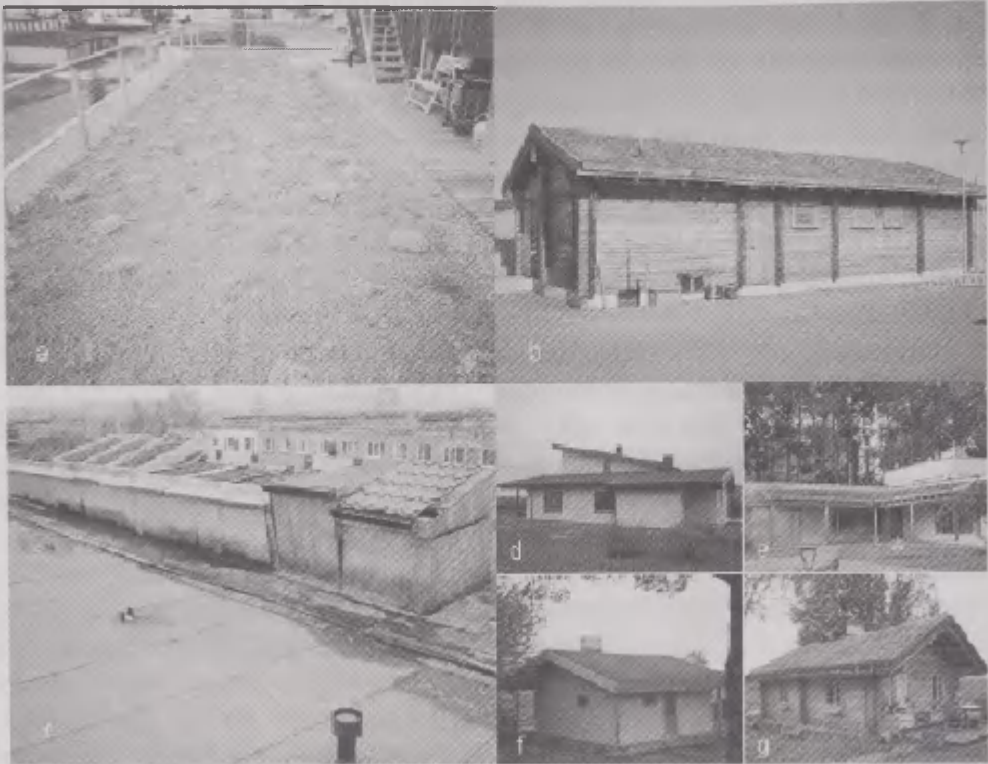
Mätaskatusena uuriti pikemaajaliselt Tallinna Loomaaria alpinaariumis asuvat katust, mis on rajatud suvel 2003. Katus koosneb järgmistest kihtidest: SBS-alus-

katus, plast-drenaažikiht ning mullakiht (150 mm), mida katavad kõrrelised *Gramineae* sugukonnast. Katuse ühe poole kalle on 20° ning suurus 100 m². Hoone on kaks osa: köetav tööliste pool ning mitteköetav tall. Suvel 2008 ehitati lähedusse sarnase katusega hoone, mida sai kasutatud veekvaliteedi uuringus võrdlusena 2003. aastal ehitatud katusega.

Eksperimentaalsed katuseplatvormid valmisid mais 2006 ning asusid viiekorruselise korrusmaja katusel, tagamaks segamatu päikesekiirguse. Ühes reas paiknesid kolm 20° kaldega mätaskatust, kolm 20° kaldega kergmurukatust, kolm kaldeta kergmurukatust, kaldeta SBS-katus ning 20° kaldega plekk-katus. Mätaskatus koosnes alusmembraanist, plast-drenaažikihist, filterkihist ning mullakihist (80–100 mm). Kergmurukatus koosnes alusmembraanist, plast-drenaažikihist, filterkihist, kivivillast (40 mm) ning substraadikihist (~70 mm). Iga katuseplatvormi suurus oli 1×1,5 m. Taimkate oli kergmurukatusel 35% katuseplatvormi kogupinnast, pealiigiks harilik kukehari (*Sedum acre*); mätaskatusel oli pealiigiks harilik raudrohi (*Achillea millefolium*).

Leidmaks, kuidas eri tüübi, vanuse ja asukohaga haljaskatused mõjutavad nõrgvee kvaliteeti, kasutati veekvaliteedi uuringus lisaks kahte kergmurukatust. Esiteks Viimsi aleviku Pargi Lasteaia kolm kergmuru-varikatust, rajatud sügisel 2002. Ühe varikatuse kalle on 15° ja suurus 35 m². Teiseks Luunja aleviku eramaja kergmurukatus, rajatud kevadel 2007; see katus paikneb võrreldes Tartu kesklinna katusega maakeskkonnas. Katuse suurus on 50 m² ja see on 15° kaldega. Mõlema katuse kihistik on sarnane Tartu kergmurukatusega.

Samuti kasutati veekvaliteedi uuringus lisaks kolme olemasolevat mätaskatust. Esiteks Kuusalu lähistel paikneva eramu mätaskatus, rajatud suvel 2007; 200 mm paksuse mullakihiga, mille all on kasutatud kergkruusa-drenaaži. Katus on 20° kaldega ning ühe katusepoole suurus on 50 m². Teiseks Otepää lähistel paikneva sauna mätaskatus, rajatud suvel 2004; samuti 200 mm paksuse mullakihiga, mille mättad pärinevad läheduses olevalt heinamaalt. Katus on 30° kaldega ning ühe katusepoole suurus on 70 m². Kolmandaks Ihastes asuva eramu lame rohukamaraga varikatust, rajatud suvel 2004. See 35 m² suurune katus on 200 mm paksuse mullakihiga, mille all on kasutatud kergkruusa-drenaaži. Kaks esimest katust paiknevad sisuliselt maakeskkonnas, Ihaste katus linnalähedases eramupiirkonnas; kõikidel on kasutatud kõrrelisi *Gramineae* sugukonnast.



Joonis 1. Uuringutes kasutatud haljaskatused: a – Tartu kergmurukatus; b – Tallinna Loomaaia mätaskatus; c – eksperimentaalsed katuseplatvormid; d – Luunja kergmuru-katus; e – Viimsi kergmurukatus; f – Kuusalu mätaskatus; g – Otepää mätaskatus.

Figure 1. Studied planted roofs: a – Tartu green roof; b – Tallinn Zoo sod roof; c – simple buildings' roof plots; d – Luunja green roof; e – Viimsi green roof; f – Kuusalu sod roof; g – Otepää sod roof.

2.2. Uuringute meetodika

Tartu kergmurukatusel toimus temperatuuri mõõtmine ajavahemikul 10.06.04–25.04.05. Mõõtmine toimus iga 15 minuti tagant kasutades Pt1000TG8/E andureid (Evikon MCI) ja R0141 andmelogerit (Comet System Ltd, Tšehhi). Mõõtmispunktid olid katuse pinnal, substraadis 50 mm sügavusel ning substraadi all (100 mm), lisaks katuse kohal 1 m kõrgusel.

Tallinna Loomaaia mätaskatusel toimus temperatuuri mõõtmine ajavahemikul 1.01.07–31.12.07 samasuguse meetodika alusel nagu Tartu kergmurukatusel. Mõõtmispunktid olid katuse pinnal, mullakihi 70 mm sügavusel ning mullakihi all (150 mm), samuti katuse kõrval õhutemperatuuri mõõtmiseks. Temperatuuri mõõdeti kahes kohas: köetava ja mitteköetava hooneosa kohal. Köetava osa kohal oli temperatuur talveperioodil paari kraadi võrra kõrgem, muidu tulemused märki-

misväärselt ei erinenud ja on kasutatud köetava hooneosa tulemusi. 2008. aastal jaanuarist märtsini toimus lisaks võrdlusuuring läheduses paikneva plekk-katusega.

Ekspimentaalse katuseplatvormide temperatuuriuuring toimus ajavahe-
mikul 1.06.06–31.05.07. Mõõtmise toimus iga 15 minuti tagant kasutades Pt1000A ning T3111 andureid (Evikon MCI) ja MS3+ andmelogerit (Comet System Ltd, Tšehhi). Andurid paiknesid katuste kirjelduses toodud kihtide vahel ning vastavalt tüübile mulla- ja substraadikihis 40 mm sügavusel, samuti katuste pinnal.

Temperatuuritulemused on jaotatud neljaks perioodiks: talv – 16.12–15.03; kevad – 16.03–31.05; suvi – 1.06–15.09; sügis – 16.09–15.12. Selline jaotus lihtsustab eri aastatel mõõdetud tulemuste võrdlemist, järgides tüüpilist ilma muutumise aega Eesti kliimatingimustes ning vastates üldisele aastaegade jaotusele.

Vee kinnipidamisvõimet uuriti Tartu kergmurukatusel võrrelduna SBS-katusega. Mõõtmine toimus kuni äravool lõppes, seega ühes mõõteperioodis võib sisalduda mitu vihmahoogu. Mõõtmine toimus tunni aja kaupa 20-liitriste kanistritega. Sama põhimõttega mõõdeti katuseplatvormide uuringus eri katusetüüpide äravoolu 10-liitriste kanistritega 2007. aasta sügisel.

Katuste äravooludest võeti veeproovid nõrga vihma ajal Viimsi (28.08.08) ja Luunja kergmurukatustelt (9.09.08), Ihaste rohukatusest (15.10.07), samuti SBS-katusest (21.09.04). SBS-katusest sai proov võetud ka tugeva vihma ajal (31.08.04). Ekspimentaalse katuseplatvormide veekvaliteedi proovid võeti nõrga vihma ajal (19.09.07) ja tugeva vihma ajal (12.10.07). Enamik veeproove võeti lumesula perioodil: Tartu (31.03.08, 2.04.09), Luunja (31.03.08, 2.04.09) ja Viimsi (1.04.08) kergmurukatustelt; Tallinna Loomaaia (24.03.08, 27.11.08 nii vanemalt kui uuemalt katusest), Kuusalu (1.04.08) ja Otepää (30.03.08) mätaskatustelt; samuti SBS-katusest (26.03.05). Sademevee proovid said kogutud tugeva vihma ajal nõusse (31.08.04 Tartu kergmurukatuse juures, 12.10.07 katuseplatvormide juures). Lume sulamise perioodil koguti lumi kaussi ning lasti sulada (26.03.05 Tartu kergmurukatusest, 12.03.09 Tartu ja Luunja kergmurukatustelt). Tartu kergmurukatuse veeproovid aastatel 2004–2009 võeti 21.09.04 (nõrga vihma ajal), 26.03.05, 30.03.06, 12.03.07, 31.03.08, 2.04.09 (kõik pärast katusel oleva lume sulamist). Kõikides veeproovides määrati järgmised näitajad: pH-väärtus, BHT₇, KHT, P_{üld}, PO₄³⁻, N_{üld}, NO₃⁻, NH₄⁺, SO₄²⁻, Ca²⁺-Mg²⁺ soolad. Tartu piirkonnas võetud proovide analüüsid teostas AS Tartu Veevärk, Tallinna piirkonnas Eesti Keskkonnuuringute Keskuse Kesklabor.

2.3. Statistiline analüüs

Uurimisandmeid analüüsiti programmidega *MS Excel* ja *STATISTICA 7.0*. Andmete normaaljaotust kontrolliti kasutades Lilliefors'i ja Shapiro-Wilk'i teste. Enamik andmeid ei olnud normaaljaotusega, seega kasutati andmete omavaheliseks võrdlemiseks mitteparameetrilist Mann-Whitney U-Testi.

3. Tulemused ja arutelu

3.1. Haljaskatuste temperatuurirežim

Joonisel 2-I–IV on kokkuvõtvalt esitatud nelja katusetüübi iga aastaaja päevakeskmised temperatuurid. Võrreldakse temperatuure kergmurukatuse (100 mm) ja mätaskatuse (150 mm) all SBS-katuse ja plekk-katuse pinnatemperatuuridega.

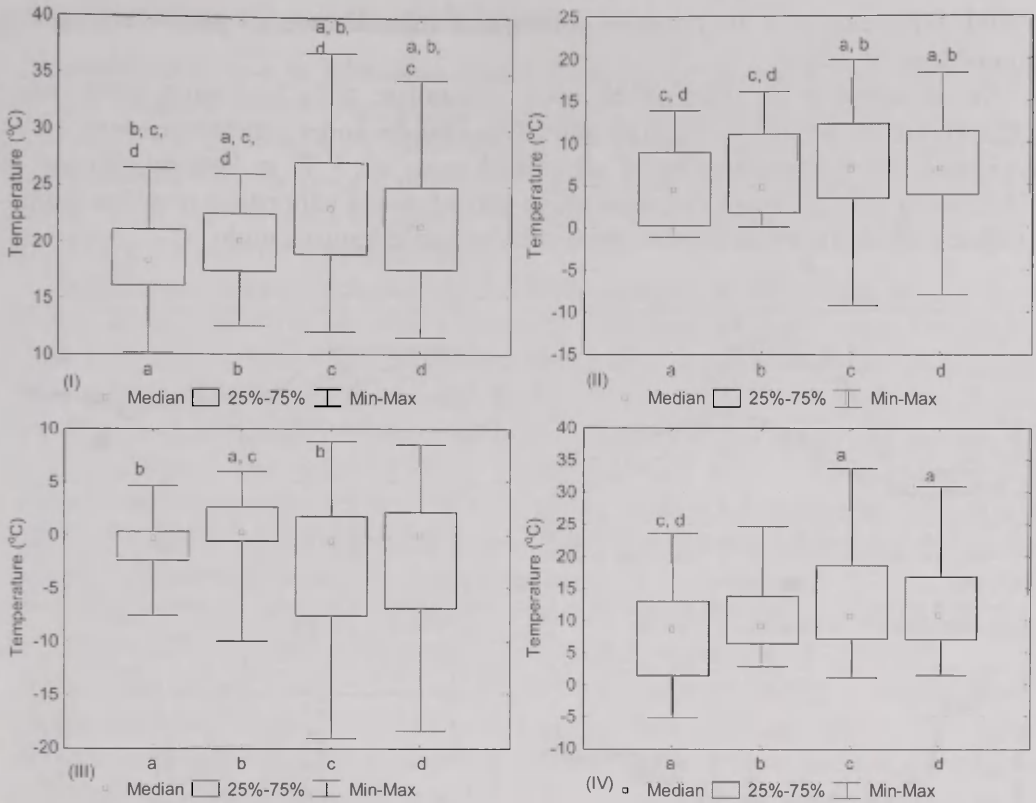
Suvised uuringutulemused näitasid, et kergmuru- ja mätaskatuse pinnasealused temperatuurid on sarnase käiguga, kuid mätaskatuse pinnasealune püsib õhtuti kauem soojem, sest õhem kergmurukatuse on rohkem mõjutatud pinnal toimuvast temperatuurikõikumisest. Keskmise temperatuuriamplituud oli mätaskatuse all 3 °C ja kergmurukatuse all 8 °C. Haljaskatuste pinnasealuste ja tavakatuste pindade temperatuuriamplituudide vahe oli keskmiselt 20 °C.

Kõige paremini ilmestab katusehaljastuse katuseembraani kaitsvat toimet tüüpiline suvepäev (joonis 3-I). SBS-katuse (amplituud 50,4 °C) ja plekk-katuse (amplituud 42,4 °C) temperatuur tõuseb päikesekiirguse intensiivistudes, kõigub sõltuvalt pilvisusest päeva jooksul ja langeb õhtul taas. Samal ajal temperatuur haljaskatuste all (keskmise amplituud 18,7 °C) tõuseb aeglaselt maksimumini pärastlõunal ja seejärel langeb aeglaselt, jäädes ööseks soojemaks kui tavakatuste pinnatemperatuur.

Sügisperioodil oli kergmurukatuse pinnasealune pisut jahedam kui mätaskatuse viimase tihkuse tõttu, hoides rohkem sooja, ka oli keskmise amplituud mätaskatuse selle paksusest tulenevalt minimaalne (joonis 2-II). Tavakatuste keskmised temperatuurid olid päevasel ajal soojenemise tõttu kõrgemad, langes samas öösiti kohati alla 0 °C. Keskmise amplituudide vahe oli 10 °C.

Talveperioodil olid temperatuurid haljaskatuste kihistike all kõrgemad kui tavakatuste pinnal, seejuures paksem mätaskatuse püsis soojem kui õhem kergmurukatuse, mille põhja jõudis jahedus varem (joonis 2-III). Temperatuuri keskmise amplituud haljaskatuste kihistiku all oli sarnane – vaid 1 °C võrreldes tavakatuste pindadega, kus see oli 7–8 °C. Talvised tulemused näitasid, et mõnepäevane külmenemine kohest mõju pinnasealustele temperatuuridele ei avalda, kuid pikema külmenemise korral langeb ka pinnasealune temperatuur sõltuvalt õhutemperatuurist ja katuse lumekatte paksusest. Tavakatuste pinnatemperatuurid langesid ka –20 °C lähedale, kuid haljaskatuste all ei langenud temperatuur alla –10 °C.

Katusealuse ruumi kütmise mõju mätaskatuse temperatuurikäigule ilmnes eeskätt talveperioodil, mil uuritud katusel oli temperatuur köetava osa kohal paari kraadi võrra kõrgem; erinevus suurenes õhutemperatuuri langes (joonis 3-II). Pinnatemperatuur oli seevastu rohkem mõjutatud lumekatte paksusest kui katusealuse ruumi kütmisest. Näiteks 10-päevasel perioodil veebruaris langes õhutemperatuur –20 °C-ni, samas temperatuurid mullakihis olid köetava ruumi kohal –4 °C ja kütmata ruumi kohal –11 °C.



Joonis 2. Nelja peamise katusetüübi (a–d) päevakeskmiste temperatuuride mediaanid, 25–75% kvantiilid ja min-max väärtused suvel (I; 1.06–15.09), sügisel (II; 16.09–15.12), talvel (III; 16.12–15.03) ja kevadel (IV; 16.03–31.05). a – kergmurukatuse pinnase all 100 mm sügavusel, b – mätaskatuse mullakihi all 150 mm sügavusel, c – SBS-katuse pinnal, d – plekk-katuse pinnal. Kastide kohal on näidatud olulised erinevused ($p < 0,05$) uuritud katuste vahel Mann-Whitney U-Testi järgi.

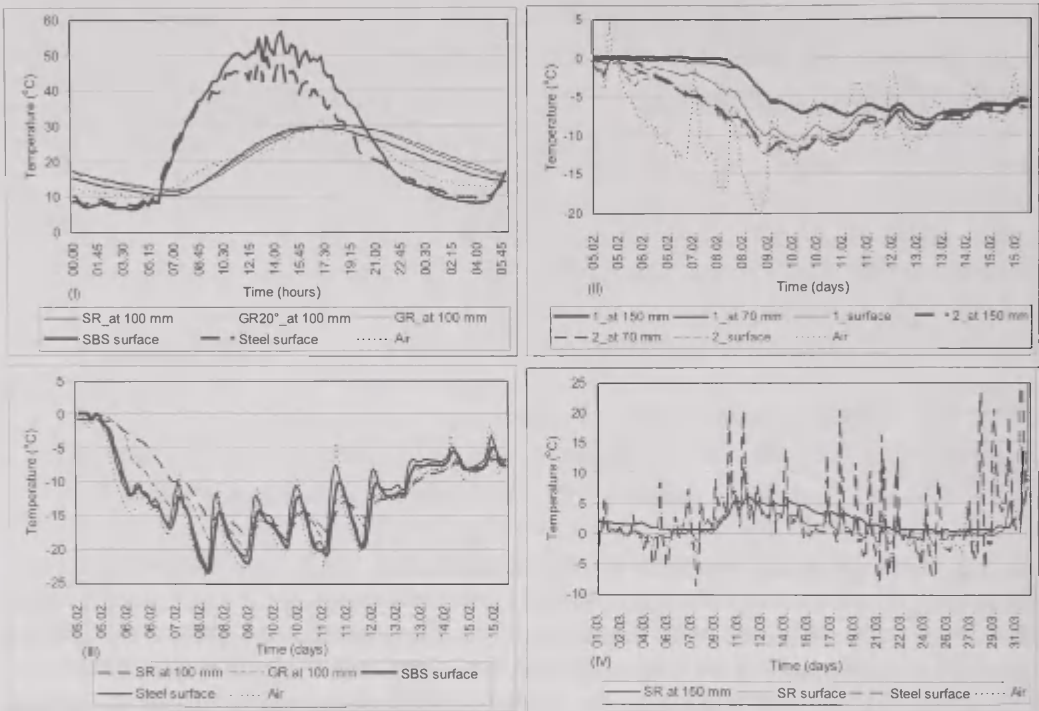
Figure 2. Median, 25–75% quantile, and minimum-maximum values of daily average temperatures on four compared mean roof types (a–d) in summer (I; 1.06–15.09), autumn (II; 16.09–15.12), winter (III; 16.12–15.03) and spring (IV; 16.03–31.05). a – green roof at 100 mm, b – sod roof at 150 mm, c – SBS surface, d – steel surface. Regular letters close to boxes indicate significantly different ($p < 0.05$) values according to the Mann-Whitney U Test.

Eksperimentaalsed katuseplatvormid imiteerisid talveperioodil alt soojustamata varikatust, pinnasealused temperatuurid olid sarnased pinnatemperatuuridele, sest jahe õhk pääses ligi ka altpoolt (joonis 3-III).

Tallinna Loomaaias tehtud võrdlusuuring näitas, et kevadise päikesekiirguse käes tõuseb päeval plekk-katuse pinnatemperatuur kiirelt, langedes öhtul taas (joonis 3-IV). 20° kaldega plekk-katusel lumi ei püsi ja katus on seega ka talvel

avatud päikesekiirguse mõjutustele, samas kui mätaskatuse all püsib temperatuur tunduvalt stabiilsem.

Kevadperioodil oli tõenäoliselt öiste jahtumiste tõttu keskmine temperatuur kergmurukatuse all madalam, kuid mätaskatus hoidis sooja paremini (joonis 2-IV). Keskmine temperatuuriamplituud oli mätaskatuse all 3 °C ja kergmurukatuse all 6 °C, mis oli 20 °C vähem kui tavakatuste pinnal, seega vähendaks tavaliste katusepindade haljastamine tunduvalt temperatuurimõjusid katusekattele.



Joonis 3. I – Temperatuuri kulg tüüpilisel suvepäeval haljaskatuste all ning tavakatuste pinnal (12.06.06 katuseplatvormide uuringus; SR – mätaskatus, GR – kergmurukatuse); II – Temperatuur mätaskatusel köetava (1) ja mitteköetava (2) osa kohal 10-päevasel perioodil veebruaris 2007; III – Temperatuurid alt soojustamata haljaskatuste all ning tavakatuste pinnal 10-päevasel perioodil veebruaris 2007; IV – Temperatuur mätaskatuse all ning plekk-katuse pinnal märtsis 2008.

Figure 3. I – Temperature dynamics on simple buildings’ roofs on a sunny summer day (12.06.06; SR – sod roof; GR – green roof); II – Temperatures above the heatable side (1) and the non-heatable side (2) of the Tallinn Zoo sod roof over a 10-day period in February 2007; III – The principle of results on non-insulated simple-buildings’ roof plots in the cool season over a 10-day period in February 2007; IV – Temperatures on the sod roof (SR) and steel roof in March 2008.

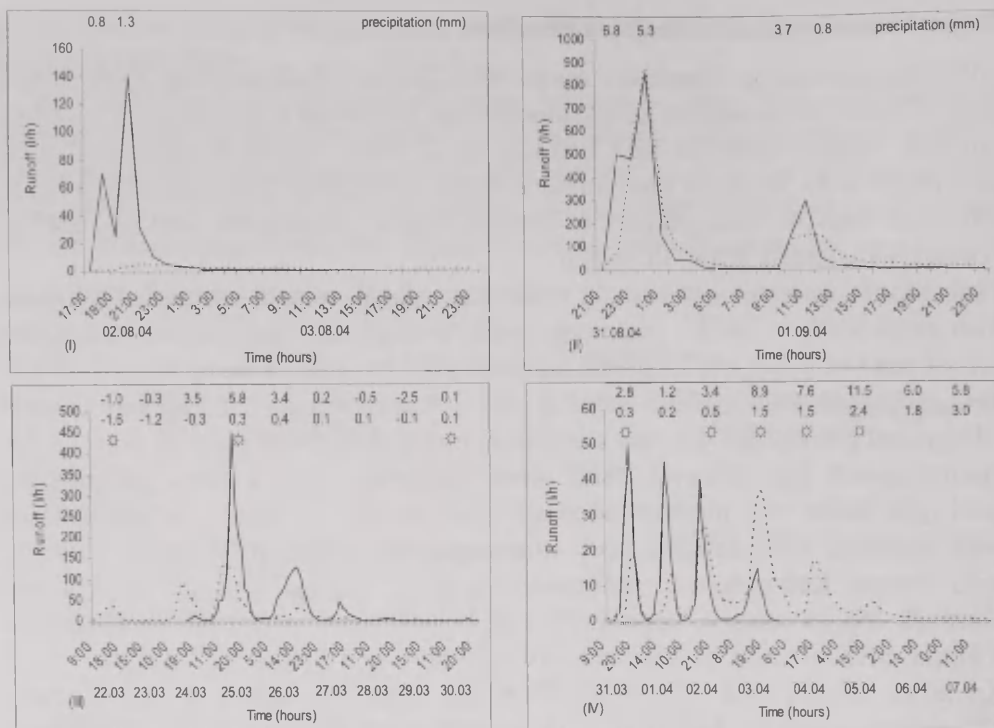
3.2. Haljaskatuste nõrgvee kinnipidamisvõime

Tartu kergmurukatuse ja läheduses asuva SBS-katuse võrdlusuuring 2004. aastal näitas, et 100 mm substraadiga kergkruusapõhine haljaskatus suudab edukalt kinni hoida nõrka vihma – äravool SBS-katuselt oli 1,9 mm, samas murukatusest vaid 0,3 mm (joonis 4-I). Äravool murukatusest algas tund pärast äravoolu algust SBS-katuselt, kuid see oli vaid tilkumine. Samas lõppes murukatuse äravool üheksa tundi pärast SBS-katuse äravoolu lõppu.

Järjestikuste intensiivsete sadude mõõtmine näitas, et paduvihma haljaskatuse substraat kinni hoida ei suuda, vaatamata pooletunnisele äravoolu alguse viivitusele oli äravool pea sama mis võrdlusena kasutatud SBS-katuselt. Viie tunni jooksul tuli 12,1 mm sademeid, äravool SBS-katuselt oli 11,9 ja murukatusest 11,2 mm (joonis 4-II). Järgmisel päeval tuli 4,5 mm sademeid, misjärel SBS-katuselt oli äravool 4,4 mm, murukatusest aga eelneval õhtul olnud sademete tõttu 4,9 mm. Järgnevatel päevadel olid lisaks veel üksikud hõredad sajud (kokku 1,6 mm), mis põhjustasid äravoolu rohkem SBS-katuselt kui murukatusest, samas pikendades viimase äravoolu kestust. Kui sademete mõõtmine algas 31. augustil kell 21, siis äravool murukatusest lõppes alles 6. septembril kell 11, 40 tundi pärast SBS-katuse äravoolu lõppu. SBS-katuselt oli koguäravool 17,5 mm, murukatusest 17,8 mm.

Kevadise sulaperioodi (22.03.05–07.04.05) jälgimine näitas, et haljaskatusel on kaks sulamise etappi: päikeselise ilma korral paari päevaga toimuv lumekatte (keskmise paksusega 220 mm) sulamine (joonis 4-III), millele järgneb üle nädala kestev substraadikihi sulamine (joonis 4-IV). Tulenevalt päikesepaiste erinevast kestusest jälgitud katustel algas äravool SBS-katuselt hiljem, kuid oli siiski märgatavalt intensiivsem. Murukatusest suutis äravoolu jagada rohkematele päevadele, samas lumekatte sulavett substraat piisavalt efektiivselt kinni hoida ei suutnud. Sademeteta sulaperioodi koguäravool SBS-katuselt oli 32,8 mm, murukatusest 26,6 mm.

Sügisel 2007 1,5 m² katuseplatvormidel teostatud uuring näitas, et nõrga vihmaga haljaskatustelt äravoolu ei toimu, samas kui 20° kaldega plekk-katuselt toimub pea kogu vihmahulga äravool. Kui vihmajuhud järgnevad üksteisele liiga tihedalt, väheneb haljaskatuste võime vett kinni hoida, äravool oli ajuti suurem kui lamedalt SBS-katuselt. Plekk-katusega võrreldes näitasid haljaskatused siiski piisavat kinnipidamisvõimet: näiteks 11,7 mm sajuhulgaga oli 20° kaldega plekk-katuse äravool 11,4 mm, samas kui 20° kaldega kergmurukatusest 6,8 mm. Uuring näitas ka, et kaldega haljaskatuste äravool on mõnevõrra suurem kui kaldeta katustelt.



Joonis 4. Äravooluhulgad kergmurukatuse (katkendjoon) ja SBS-katuselt (pidevjoon) nõrga (I) ja tugeva (II) vihmajärgu puhul, samuti kevadise lumesulamisperioodi ajal (III ja IV). Joonise kohal on näidatud ülereas õhu temperatuur, alumises reas temperatuur murukatuse substraadis (100 mm). ☀ – päikesepaiste.

Figure 4. Runoff volumes of the green roof (dashed line) and of the reference SBS roof (continuous line) at moderate (I) and heavy (II) rainfall events, also at meltingtime (III and IV). Above the graph: the upper line shows air temperature and the lower line shows temperature at the depth of 100 mm in the substrate layer. ☀ – sunshine.

3.3. Haljaskatuste nõrgvee kvaliteet

Haljaskatuste äravooludest võetud veeproovide tulemuste skaala koos keskmiste näitajatega iga indikaatori kohta on toodud tabelis 1. Veeproovide võtmise eesmärk oli leida, millises ulatuses võib haljaskatuste nõrgvee kvaliteet kõikuda; väheste proovide tõttu ei saa teha ulatuslikke järeldusi, pigem on tegemist uuritud katustele omaste tulemitega.

Kergmurukatuste pH-väärtus kasvas mitu ühikut võrreldes sademeteveega karbonaatide sisalduse tõttu kergkruusas. Orgaaniliste komponentide väljauhtumist iseloomustav BHT₇ oli murukatuste puhul suurem lumesulaves. Näiteks Luunja kergmurukatuse puhul oli tulemus vihmavee äravoolus septembris 2008 madalam kui lumesulaves aprillis 2009, tulenevalt vihmasesest suvest 2008. aastal. Tõenäoliselt värske mulla tõttu oli BHT₇ sisaldus kõrge Kõusalu mätaskatuse nõrgvees (5,3 mg O l⁻¹).

Tabel 1. Eri katusetüüpide veekvaliteedi tulemused. Rooma numbritega on näidatud olulised erinevused ($p < 0,05$) katusetüüpide vahel (I–VI) Mann-Whitney U-Testi järgi.

Table 1. Results of water quality indicators of different roof types. Significant differences ($p < 0.05$) between roof types (I–VI) according to the Mann-Whitney U Test are shown with Roman numerals.

Vee allikas/ katuse tüüp		Indikaator									
		pH	BHT ₇ (mg O l ⁻¹)	KHT (mg O l ⁻¹)	P _{üld} (mg l ⁻¹)	PO ₄ -P (mg l ⁻¹)	N _{üld} (mg l ⁻¹)	NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	SO ₄ (mg l ⁻¹)	Ca-Mg soolad (mg ekv l ⁻¹)
I	Sademevesi	<i>II–VI</i>		<i>III–VI</i>	<i>III, IV</i>	<i>III, IV</i>	<i>II, IV, V</i>			<i>III–VI</i>	<i>III–VI</i>
	miinimum	5,24	1,4	4	0,012	0,003	0,4	0,01	0,09	1	0,02
	maksimum	6,57	4,5	8	0,035	0,015	1,3	0,22	0,25	1	0,10
	keskmine	6,0	2,6	6	0,021	0,007	0,6	0,12	0,17	1	0,07
II	SBS-katus	<i>III</i>					<i>I</i>				<i>III–V</i>
	miinimum	6,08	2,5	4	0,029	0,005	0,9	0,09	0,19	1	0,12
	maksimum	8,43	7,0	43	0,104	0,054	2,6	0,43	0,40	3	0,45
	keskmine	7,08	4,1	23	0,078	0,030	1,6	0,23	0,28	2	0,25
III	Kergmuru-katus	<i>I, II, IV, VI</i>		<i>I, V, VI</i>	<i>I</i>	<i>I</i>	<i>VI</i>	<i>V, VI</i>	<i>V, VI</i>	<i>I, V, VI</i>	<i>I, II</i>
	miinimum	8,12	1,1	12	0,008	0,004	0,35	0,01	0,005	1,8	1,69
	maksimum	8,52	4,8	49	0,690	0,640	4,9	0,30	0,85	16	2,88
	keskmine	8,28	3,4	24	0,273	0,234	1,67	0,14	0,21	7,2	2,27
IV	Mätaskatus	<i>I, III</i>		<i>I, VI</i>	<i>I</i>	<i>I</i>	<i>I, VI</i>		<i>VI</i>	<i>I</i>	<i>I, II</i>
	miinimum	7,64	1,8	18	0,07	0,040	1,3	0,01	0,005	1,7	0,89
	maksimum	8,22	5,3	70	0,87	0,750	5,8	0,80	2,90	274	7,30
	keskmine	7,98	3,1	40	0,24	0,180	3,3	0,16	0,625	67	4,0
V	NPK kergmuru-katus*	<i>I, VI</i>		<i>I, III</i>			<i>I</i>	<i>III</i>	<i>III</i>	<i>I, III</i>	<i>I, II</i>
	miinimum	8,06	3,2	40	0,20	0,120	3,8	0,54	1,10	1,7	1,06
	maksimum	8,24	4,0	85	0,30	0,170	6,4	2,40	2,0	1,7	1,88
	keskmine	8,15	3,6	62	0,25	0,145	5,1	1,47	1,55	1,7	1,47
VI	NPK mätaskatus*	<i>I, III, V</i>		<i>I, III, IV</i>			<i>III, IV</i>	<i>III</i>	<i>III, IV</i>	<i>I, III</i>	<i>I</i>
	miinimum	7,63	4,1	105	0,430	0,400	9,8	0,70	6,0	1,7	1,20
	maksimum	7,63	6,1	245	1,600	1,300	51,0	1,30	36,0	1,7	3,54
	keskmine	7,63	5,1	175	1,015	0,850	30,4	1,0	21,0	1,7	2,37

* – Kergmuru- või mätaskatuse eksperimentaal-katuseplatvorm NPK-toitaineid sisaldava mullaga

Saasteainete sisaldust näitava KHT kontsentratsioon oli tunduvalt kõrgem Viimsi (49 mg O l^{-1}) kui Luunja murukatusel (16 mg O l^{-1}), tõenäoliselt tulenevalt katuste erinevast vanusest ja asukohast, millest ka sademete erinev hulk ja koostis. Tartu kesklinnas paikneva murukatuse KHT sisaldus oli arvatust väiksem (24 mg O l^{-1}). Kõige kõrgem KHT sisaldus oli Otepää mätaskatusel (70 mg O l^{-1}), tõenäoliselt tulenevalt mätaste koostisest, mis pärinesid lähedalt heinamaalt.

Üldfosfor on taimede toitaine, mis satub katusele sademete ja väetistega, samas uuritud katuseid (välja arvatud katuseplatvormid) ei ole väetatud. Kõige kõrgem $P_{\text{üld}}$ sisaldus oli Viimsi kergmurukatusel ($0,64 \text{ mg l}^{-1}$), väiksem Tartu katusel ($0,05 \text{ mg l}^{-1}$), keskmine Luunja katusel ($0,18 \text{ mg l}^{-1}$), tulenevalt katuste vanusest ja asukohast. Mätaskatustest oli kõrgeim sisaldus värskest valminud Kuusalu katusel ($0,87 \text{ mg l}^{-1}$). Õhust sademetega katusele jõudev ja bakteriaalsel toimel tekkiv taimede toitaine üldlämmastik oli Tartu kergmurukatusel väiksema sisaldusega ($0,5 \text{ mg l}^{-1}$) kui Luunja katusel ($1,1 \text{ mg l}^{-1}$), tulenevalt katuse vanusest. Kõrgeim $N_{\text{üld}}$ sisaldus oli kergmurukatustest Viimsis ($4,9 \text{ mg l}^{-1}$), mätaskatustest Kuusalus ($5,8 \text{ mg l}^{-1}$). Ammoonium-lämmastiku ($\text{NH}_4\text{-N}$) sisaldus oli SBS-katusel suurem kui kergmurukatustel, Tartu ja Luunja murukatuste $\text{NH}_4\text{-N}$ sisaldused olid 2009. a. kevadel väiksemad kui lumesulaveses. Taimedest ja substraadist mõjutatud nitraat-lämmastiku sisaldus oli suurem Luunja ($0,7 \text{ mg l}^{-1}$) kui Tartu kergmurukatusel ($0,03 \text{ mg l}^{-1}$).

Sulfaatide sisaldus kergmurukatuste nõrgvees oli kõrge vaid Luunja katusel (16 mg l^{-1}), vanematel Tartu ja Viimsi murukatustel oli sisaldus $<5 \text{ mg l}^{-1}$. Väga kõrge SO_4 sisaldus (274 mg l^{-1}) oli uemal Tallinna Loomaia mätaskatusel, tõenäoliselt kasutatava mulla päritolu tõttu. Ca-Mg soolade sisaldus (üldkaredus) oli väiksem Tartu ja Luunja kergmurukatuste nõrgvees (keskmiselt $2,1 \text{ mg ekv l}^{-1}$) kui Viimsi katusel ($2,6 \text{ mg ekv l}^{-1}$).

Kokkuvõtvalt näitasid tulemused, et kergmurukatuste äravooluvesi sisaldas üldiselt rohkem pH, BHT_7 , $P_{\text{üld}}$ ja $\text{PO}_4\text{-P}$, samas KHT, $N_{\text{üld}}$, SO_4 ja Ca-Mg soolad olid kõrgemad mätaskatuste äravoolus. $\text{NH}_4\text{-N}$ ja $\text{NO}_3\text{-N}$ tulemused olid sarnased.

Toitainetes sisaldusega kasvumulla kasutamine mätaskatuse pinnases ja kergmurukatuse substraadis põhjustas mitmete komponentide kõrgema sisalduse äravoolus, välja arvatud pH, BHT_7 , SO_4 ja Ca-Mg soolad. Oluline on äravoolu intensiivsus: mida väiksem see katuseplatvormide uuringus oli, seda kõrgemad olid kõikide komponentide sisaldused mätaskatuse äravooluveses. Sama efekt oli kergmurukatusel pH, KHT, $\text{NO}_3\text{-N}$ ja Ca-Mg soolade sisalduse osas, kuid intensiivsema äravooluga kasvas BHT_7 , $P_{\text{üld}}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, $N_{\text{üld}}$ ja $\text{NH}_4\text{-N}$ sisaldus äravoolus.

Tartu kergmurukatusest aastatel 2004–2009 võetud veeproovide tulemused (joonis 5-I–VI) näitavad peamiste komponentide sisalduse muutust kuue aasta jooksul. Murukatuse nõrgvee pH-väärtus püsis aastate jooksul stabiilsena, tulenevalt karbonaatide sisaldusest kergkruusas. BHT_7 sisaldus suurenes 2006. aastani, hakates seejärel langema, tõenäoliselt mõnel määral vähenenud taimkatte tõttu katusel. KHT sisaldus tõusis 2007. aastani, langes seejärel tunduvalt, mis näitab

osaltsaasteainete vähenemist katusel. P_{üld} kontsentratsioon oli keskmiselt 0,04 mg l⁻¹, kuid 2007. aastal oli see väga kõrge, 2008. aastal aga väga madal. Siin võis rolli mängida teistsugune sademete hulk, samas ka teatud ajutine mõjur (lindude väljaheidet), väetamises põhjus aga olla ei saa. N_{üld} kontsentratsioon oli 2004. aastal 2 mg l⁻¹, alates 2006. aastast oli see sama või vähem kui sademevees. Seega võib väita, et taimed on omastanud edukalt katuses sisalduvaid lämmastikuühendeid ja nende sisaldus on stabiliseerunud. Ammooniumi sisaldus kõikus rohkem, kuid üldjoontes näitas langustendentsi. Sulfaatide sisaldus langes iga aastaga, samas Ca-Mg soolade kontsentratsioon püsis stabiilselt 2,0 mg ekv l⁻¹ juures.

Tabelis 2 on toodud kergmurukatuste veekvaliteedi tulemuste ja Eestis kehtivate veekvaliteedi piirmäärade võrdlus, kust nähtub, et murukatuse nõrgvee pH, BHT₇, NO₃-N, SO₄ ja Ca-Mg soolade sisaldus ei ületa joogivee piirmäära, kuid piirmäärast suuremad on KHT, P_{üld}, N_{üld} ja NH₄-N sisaldused. Heitvee piirmääradele on murukatuse tulemused madalamad. Võrdlus Rootsis, Malmös, tehtud Berndtsson *et al.* (2009) uuringuga, kus murukatusele võeti neli proovi, näitab, et siin esitletud tulemustest on teatud juhtudel madalamad mõned P_{üld} ja N_{üld} tulemused (tulemused algavad antud töös 0,008 mg l⁻¹ võrreldes 0,29 mg l⁻¹ Rootsi töös toodud tulemustega), kuid üldiselt on antud töös leitud sisaldused siiski kõrgemad. Põhjus on asjaolus, et Eestis uuriti mitmeid katuseid, Rootsis vaid ühte. Antud uuringu tulemused äravooluvees sisalduva N_{üld} kontsentratsiooni kohta on sarnased Moran *et al.* (2005) töös toodutega; samas P_{üld} tulemused on USA-s, Põhja-Carolinas, tehtud uuringus murukatuses sisalduva komposti tõttu kõrgemad.

Tabel 2. Kergmurukatuste veekvaliteedi tulemuste võrdlus Eestis kehtivate piirmääradega.
Table 2. Comparisons of green roof runoff quality data and marginal water quality rates in Estonia.

	Joogi- vee piir- määr ¹	Tartu joogi- vees ¹	Üle- miste järves ² *	Heitvee piir- määr ³	Uuritud kergmuru- katuste nõrgvees	Rootsi uuringu tulemused ⁴
pH-väärtus	6,5–9,5	7,21–8,34	8,38	6,0–9,0	8,06–8,52	5,5–6,5
BHT ₇ (mg O l ⁻¹)	7		1,9	15,0	1,1–4,8	
KHT (mg O l ⁻¹)	30		37,4	125,0	12–85	
P _{üld} (mg l ⁻¹)			0,036	1,0	0,008–0,690	0,29–0,37
PO ₄ -P (mg l ⁻¹)					0,004–0,640	0,26–0,30
N _{üld} (mg l ⁻¹)			1,5	15,0	0,4–6,4	1,1–3,0
NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	0,50	0,02–0,28	0,019		0,01–2,40	0,001–0,1
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	50		3,0		0,005–2,0	0,001–0,1
SO ₄ (mg l ⁻¹)	250	3–56	46		2–16	
Ca-Mg soolad (mg ekv l ⁻¹)		3,8–8,56	4,12		0,1–2,88	

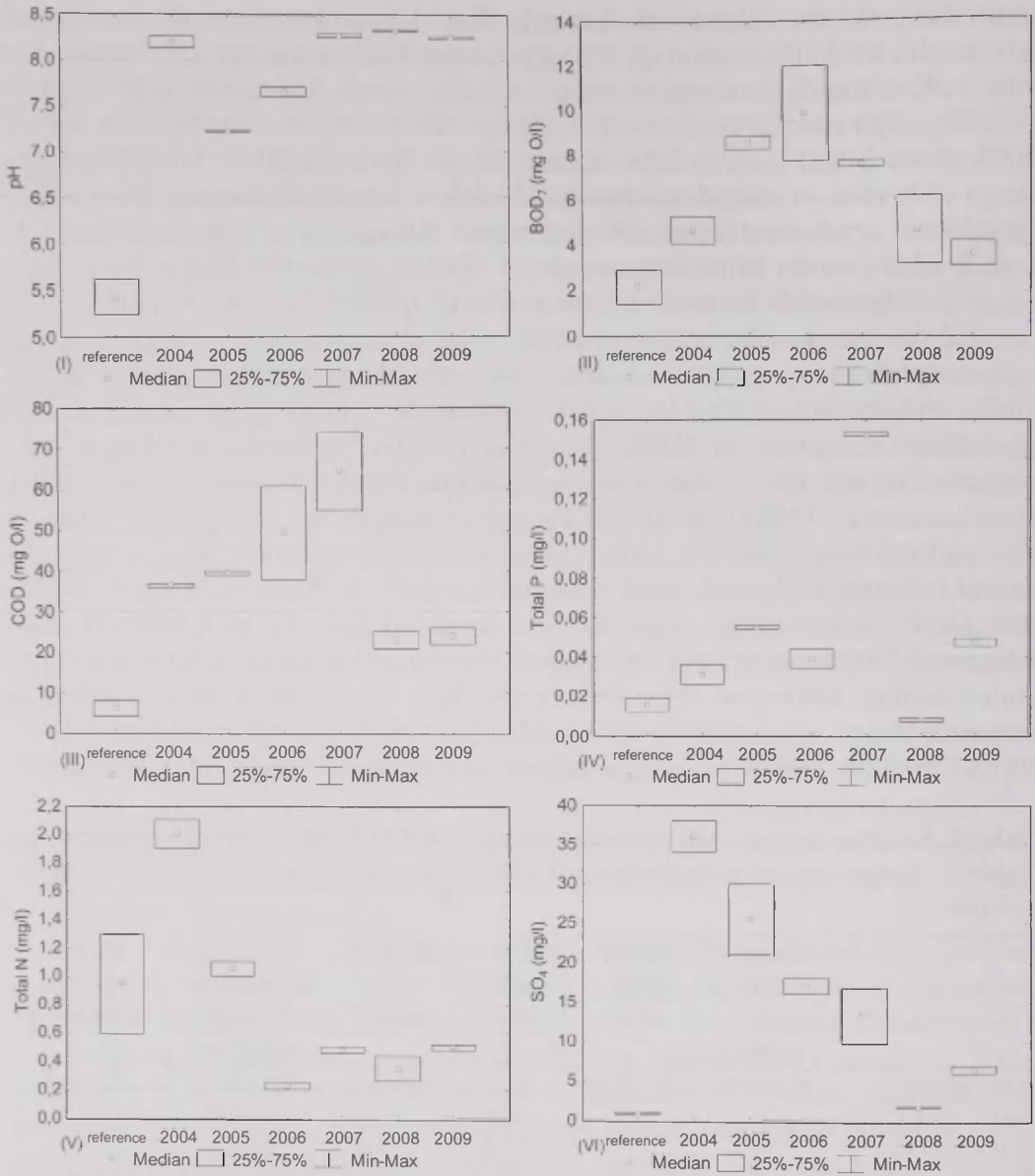
¹ – Tartu..., 2009

³ – Heitvee..., 2001

² – Ülemiste..., 2009

⁴ – Berndtsson *et al.*, 2009

* Tallinna joogivee allikas



Joonis 5. Tartu kergmurukatuse veekvaliteedi muutus aastatel 2004–2009.

Figure 5. Dynamics of runoff quality from an LWA-based green roof in Tartu during the period 2004–2009.

Kokkuvõte

Käesolev uurimustöö analüüsis katusehaljastuse kolme põhilist kasutegurit Eesti kliimas. Selleks sai teostatud uuringud, mis hõlmasid haljaskatuste temperatuurirežiimi eesmärgiga hinnata temperatuuri kõikumist alandavat mõju, veerežiimi eesmärgiga vaadelda murukatuste vee äravoolu hulka vähendavat ja algust edasilükkavat võimet ning veekvaliteeti eesmärgiga leida, millisel moel mõjutab katusehaljastus nõrgvee kvaliteeti.

Vaatamata erinevatel ajaperioodidel teostatud uuringutele näitasid võrdlused piisavalt selgelt, et nii kergmuru- kui mätaskatus on võimelised vähendama temperatuurikõikumiste mõju aluskatusele. Tulemused olid üldiselt sarnased, kuid uuritud mätaskatuse paksust arvestades oli see paremate tulemustega kui õhem kergmurukatuse. Mõlema haljaskatuse pinnad aga soojenesid sarnaselt soojadel päevadel liialt, mida saaks vähendada tihedama haljastusega. Samas pindade liigne soojenemine ei toonud kaasa alumise kihiosa suurt soojenemist, seega säilis kihistiku temperatuuri alandav mõju. Haljaskatuste pinnasealuste ja tavakatuste pindade temperatuuriamplituudide vahe oli suveajal keskmiselt 20 °C. Talveajal oli keskmine amplituud haljaskatuste kihistiku all sarnane – vaid 1 °C võrreldes tavakatuste pindadega, kus see oli 7–8 °C.

Vee kinnipidamisvõime tulemused näitasid, et haljaskatus suudab kinni pidada nõrka vihma, kui ei järgne mitu vihmahoogu üksteisele ning ei toimu substraadi veega küllastumist. Mida kuivem substraat ja pikem vahe vihmahoogudel, seda paremini suudab katus vett siduda. Siiski suudab substraat hoida teatud määral vett kinni ka järjest toimuvate vihmavalingute korral. Mõõtmised näitasid, et paduvihma haljaskatuse substraat kinni hoida ei suuda – vaatamata pooletunnisele äravoolu alguse viivitusele oli äravool pea sama mis võrdluskatusest. Sulaperioodi mõõtmised näitasid, et lumi sulab päikeselise ilma korral kergmurukatusest paari päevaga, millele järgneb üle nädala kestev substraadikihi sulamine. Katuseplatvormidel teostatud mõõtmised näitasid, et kaldega haljaskatuste puhul on äravool mõnevõrra suurem kui kaldeta haljaskatustelt.

Võrreldes kergmurukatuse ja mätaskatuse mõju nõrgvee kvaliteedile, on selge, et mõlemal juhul on see märkimisväärne. Oluline on äravoolu intensiivsus: mida väiksem see oli antud uurimuses, seda kõrgemad olid kõikide komponentide sisaldused mätaskatuse äravooluvees. Sama efekt oli kergmurukatusest pH, KHT, NO₃-N ja Ca-Mg soolade sisalduse osas, kuid intensiivsema äravooluga kasvas BHT₇, P_{üld}, PO₄-P, N_{üld} ja NH₄-N sisaldus äravoolus. Toitainetesisaldusega kasvumulla kasutamine mätaskatuse pinnases ja kergmurukatuse substraadis põhjustas mitmete komponentide kõrgema sisalduse äravoolus, välja arvatud pH, BHT₇, SO₄ ja Ca-Mg soolad. Tulemused näitasid, et kergmurukatuse äravooluvesi sisaldas üldiselt rohkem pH, BHT₇, P_{üld} ja PO₄-P, samas KHT, N_{üld}, SO₄ ja Ca-Mg soolad olid kõrgemad mätaskatuse äravoolus. NH₄-N ja NO₃-N tulemused olid sarnased. Uuringust järeldus, et äravoolu iseloom ja substraadi koostis ajahetkel omavad äravoolu vee kvaliteedile suuremat mõju kui katuse vanus ja asukoht. Igakevadised

veeproovid Tartu kergmurukatuselt, võetuna peale lumekatte sulamist aastatel 2005–2009, näitasid, et üldiselt oli komponentide osas näha langevat trendi, kuid pH ja Ca-Mg soolade tase püsis stabiilne, põhjustatuna kergkruusast.

Nagu antud uurimus näitas, on haljaskatused Eesti kliimatingimustes piisavalt efektiivsed. Eesti paikneb vahepealse kliimaga tsoonis, jäädes Kesk-Euroopa ja Põhja-Euroopa vahele, kus vastavalt on rohkem levinud kas kergmurukatused (näiteks Saksamaal) või mätaskatused (Norras). Seega on Eesti soodsa asukohaga piirkond, kus saab uurida erinevaid haljaskatuste tüüpe, sest siin esinevad nii kuumad suveperioodid kui ka külmad talveperioodid, lisaks jahe ja vihmane sügis. Mitmeid lühiajalisi kergmurukatuste töid on Eestis tehtud varemgi, käesolev uuring oli esimene laiema haardega teostatud uurimustöö üldise ülevaate saamiseks. Kindlamate järelduste tegemiseks haljaskatuste efektiivsuse kohta Eesti tingimustes on vajalik teostada põhjalikumaid uuringuid igas valdkonnas, eeskätt aga nõrgvee kvantiteedi ning kvaliteedi osas.

Kasutatud kirjandus

- Bass, B., Baskaran, B. 2003. Evaluating rooftop and vertical gardens as an adaptation strategy for urban areas. Institute for Research and Construction, NRCC-46737, Project no. A020, CCAF Report B1046. Ottawa, Canada: National Research Council, pp 110. <http://irc.nrc-cnrc.gc.ca/pubs/fulltext/nrcc46737/nrcc46737.pdf>
- Beattie, D., Berghage, R. 2004. Green roof media characteristics. In: Proceedings of 2nd North American Green Roof Conference: Greening Rooftops for Sustainable Communities. Portland, OR, 2–4 June. The Cardinal Group, Toronto.
- Berndtsson, J. C., Emilsson, T., Bengtsson, L. 2006. The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. *Science of Total Environment* 355(1–3): 48–63.
- Berndtsson, J. C., Bengtsson, L., Jinno, K. 2009. Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs. *Ecological Engineering* 35: 369–380.
- Brenneisen, S. 2003. The benefits of biodiversity from green roofs – key design consequences. In: Proceedings of the First North American Green Roof Conference: Greening Rooftops for Sustainable Communities, Chicago, May 29–30. The Cardinal Group, Toronto, pp 323–329.
- Carter, T., Jackson, C. R. 2007. Vegetated roofs for stormwater management at multiple spatial scales. *Landscape and Urban Planning* 80: 84–94.
- Eumorfopoulou, E., Aravantinos, D. 1998. The contribution of a planted roof to the thermal protection of buildings in Greece. *Energy and Buildings* 27: 29–36.
- Getter, K. L., Rowe, D. B., Andresen, J. A. 2007. Quantifying the effect of slope on extensive green roof stormwater retention. *Ecological Engineering* 31: 225–231.
- Hallik, J. 2005. Ekstensiivse murukatuse sademevee kinnipidamisvõime kevadperioodil. Bakalaureusetöö keskkonnatehnoloogia erialal. TÜ Geograafia Instituut, 32 lk.
- Hallik, J. 2008. Ekstensiivse murukatuse jahutusvõime Eesti kliimas. Magistritöö keskkonnatehnoloogia erialal. TÜ Geograafia Instituut, 79 lk.
- Hallik, J., Noorvee, A., Pöldvere, E., Esperk, T. 2005. Alternatiivsete sademevee äravoolu- ja kogumissüsteemide uurimustöö. OÜ Alkranel, Tartu, 75 lk.

- Heitvee veekogusse või pinnasesse juhtimise kord. 2001. RT I 2001, 69, 424. <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=998336>
- Liu, K. 2003. Engineering performance of rooftop gardens through field evaluation. RCI 18th International Convention and Trade Show, Tampa, Florida, 13–18 March 2003. pp 1–15.
- Mentens, J., Raes, D., Hermy, M. 2006. Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape and Urban Planning* 77: 217–226.
- Moran, A., Hunt, B., Jennings, G. 2003. A North Carolina field study to evaluate green-roof runoff quantity, runoff quality, and plant growth. In: Proceedings of the ASAE Annual International Meeting, Paper No. 032303, Las Vegas, Nevada, USA, July 27–30, 2003, pp 1–15.
- Moran, A., Hunt, B., Smith, J. 2005. Hydrologic and water quality performance from greenroofs in Goldsboro and Raleigh, North Carolina. In: Proceedings of 4th North American Green Roof Conference: Greening Rooftops for Sustainable Communities. The Cardinal Group, Washington, DC.
- Palomo del Barrio, E. 1998. Analysis of the green roofs cooling potential in buildings. *Energy and Buildings* 27: 179–193.
- Santamouris, M., Pavlou, C., Doukas, P., Mihalakakou, G., Synnefa, A., Hatzibiros, A., Patargias, P. 2007. Investigating and analysing the energy and environmental performance of an experimental green roof system installed in a nursery school building in Athens, Greece. *Energy* 32: 1781–1788.
- Takebayashi, H., Moriyama, M. 2007. Surface heat budget on green roof and high reflection roof for mitigation of urban heat island. *Build Environ* 42: 2971–2979.
- Tartu linna joogivee kvaliteedinäitajad. 2009. <http://www.tartuvesi.ee/?mm=9100124>
- Teemusk, A., Mander, Ü. 2007. Rainwater runoff quantity and quality performance from a greenroof: The effects of short-term events. *Ecological Engineering* 30: 271–277.
- Teemusk, A., Mander, Ü. 2009. Greenroof potential to reduce temperature fluctuations of a roof membrane: A case study from Estonia. *Building and Environment* 44: 643–650.
- Theodosiou, T. G. 2003. Summer period analysis of the performance of a planted roof as a passive cooling technique. *Energy and Buildings* 35: 909–917.
- Wong, N. H., Cheong, D. K. W., Yan, H., Soh, J., Ong, C. L., Sia, A. 2003a. The effects of rooftop gardens on energy consumption of a commercial building in Singapore. *Energy and Buildings* 35: 353–364.
- Wong, N. H., Chen, Y., Ong, C. L., Sia, A. 2003b. Investigation of thermal benefits of rooftop garden in the tropical environment. *Buildind and. Environment* 38: 261–270.
- Ülemiste järve vee kvaliteet. 2009. <http://www.tallinnavesi.ee/static/files/411.ylemiste%20vee%20kvaliteet%2001.2008.pdf>

Temperature and water regime, and runoff water quality of planted roofs

Alar Teemusk, Ülo Mander

Department of Geography, University of Tartu

Summary

In this study, three general benefits of planted roofs in Estonian climatic conditions are investigated. The temperature regime in a Light Weight Aggregates (LWA-) based green roof and sod roof, water retention capability in the case of rain events, and also runoff water quality from different planted roof types are the topics presented here.

The temperature regime is analyzed on an existing LWA-based green roof (100 mm) in comparison with a modified bituminous membrane roof from June 2004 to April 2005. The sod roof (150 mm) was investigated from January 2007 to December 2007 to determine the differences from typical green roofs. In addition, 1x1.5 m roof plots were constructed and studied from June 2006 to May 2007 to see how non-insulated planted roofs acted in a cooler period. Three rainfall events and snow cover melting were measured. The investigated extensive green roof was also compared with the modified bituminous membrane roof. The water regime of roof plots was also measured in the cases of different rain events. The runoff water quality of LWA-based green roofs and sod roofs was analyzed and compared with precipitation and conventional roofs. Samples were taken from August 2004 to April 2009 from different planted roofs to determine at which scale water quality may appear.

In summer, temperatures under both the green roof and the sod roof showed a similar temperature run; undesirable higher temperatures on the surfaces did not cause a notable increase in temperature under the substrate layers. The difference between temperature amplitude under the substrate layers of the planted roofs and the surfaces of the conventional roofs averaged 20°C. In autumn and spring, the sod roof's soil layer showed higher temperatures and lower amplitude than the green roof's substrate layer, which cooled more. In winter, temperatures under the substrate layers of the planted roofs were higher than the surfaces of the conventional roofs; average amplitude was 1°C and 7–8°C respectively. Temperatures under the planted roofs on the non-insulated simple buildings are similar to temperatures at the surface, and fell depending on the air temperature, because cool air got closer beneath the base roof. Both seasonal and daily results showed that in Estonian climatic conditions, planted roof systems are sufficiently capable of protecting the roof membrane from extreme temperatures. In autumn and spring the substrate layer protected the base roof's membrane from rapid cooling and freezing. It also provided effective thermal insulation in winter.

The studied green roof effectively retained light rain – the retention for 2.1 mm rainfall was 85.7%. In the case of a heavy rainstorm (12.1 mm), the green roof delayed the runoff for up to half an hour, but cannot fully retain it – the runoff volume was the same as that of the reference roof. The observation of snow cover melting showed that there are two meltings of a green roof: the melting of the snow cover and the melting of the frozen water in the substrate layer. Snow cover melted fast, but the green roof nevertheless prolonged the runoff to a longer timescale than that of the reference roof.

The results of the study of roof plots showed that in the case of light rain there was no runoff from the planted roof types; however, most of the rainfall water from the steel roof ran off. When rain events occurred partially during the time and there were also rainfalls before measured rain events, planted roofs showed higher runoff results than the flat SBS roof. While rainfall was distributed over a longer time scale, planted roofs also distributed water runoff equally and showed notable retention compared with the steel roof. It is also clearly visible that the slope of the roof influences the amount of runoff water, so a green and sod roof with a 20° slope showed higher results than a flat green roof, also in the same case as a flat SBS roof.

The results of different roofs show that vegetated roofs influence water quality considerably. The runoff water of the LWA-based green roof generally had higher results of pH, BOD₇, Total-P and PO₄-P. In contrast, COD, Total-N, SO₄ and Ca-Mg salt were higher on the sod roofs. The results of NH₄-N and NO₃-N were similar for both roof types. According to the results, the character of the runoff and the contents in the substrate layer at that moment affected the runoff quality more than the age of the vegetated roof and the location of the roof. The use of nutrients in the substrate or in the soil caused much higher concentrations in runoff water except for pH, BOD₇, SO₄ and Ca-Mg salt. The results of samples taken from the Tartu LWA-based green roof each spring in 2005–2009 at the time when snow had almost melted showed that concentrations of compounds in the runoff water generally decreased gradually. However, pH and Ca-Mg salt were stable, and this was caused by the LWA material.

The investigations showed that planted roofs are sufficiently effective in Estonian climatic conditions, which are somewhat intermediate between Mid-European (e.g. Germany, where sedum-based green roofs dominate) and Northern European (e.g. Norway, where sod roofs are popular) conditions. In Estonia there is both a sunny and a hot summer season and a cold winter season, and also a cool and wet autumn. Thus there are good facilities in Estonia to research different types of planted roofs. Several brief studies on green roofs have been performed in Estonia by other researchers; the study presented in this dissertation was the first to include large-scale investigation. There is definitely a need for further proper investigations in order to determine all of the possible effects of planted roofs in the Estonian climate.

Autorite indeks

- Aas, I. 258
Absalon, E. 52
Ahas, R. 156
Anniste, K. 109
Enno, S.-E. 204
Frey, J. 225, 400
Hallemaa, H. 80
Hoder, D. 330
Indermitte, E. 240
Jaagus, J. 295
Jauhiainen, J.-S. 96
Kabral, N. 400
Kanal, A. 258
Karabelnik, K. 440
Karro, E. 240
Kimmel, K. 279
Kirsimäe, K. 429
Kurs, O. 29
Leetmaa, K. 109
Liiber, Ü. 191
Linder, M. 52, 225
Länelaid, A. 379
Maddison, M. 360, 429, 440
Nurk, K. 440
Mander, Ü. 9, 279, 344, 360, 429, 440,
455
Mardiste, H. 20
Mauring, T. 429
Mõisja, K. 258
Mändla, K. 295
Noorvee, A. 440
Oja, T. 9, 63
Pae, T. 20, 130
Palm, V. 313
Palo, A. 330
Pöldvere, E. 440
Pärn, J. 344
Remm, K. 52, 69
Roose, A. 141
Saava, A. 240
Salm, J.-O. 360
Sepp, M. 295
Silm, S. 156
Sohar, K. 379
Soobard, R. 191
Soosaar, K. 360
Zaytsev, I. 440
Tammaru, T. 172
Tammik, S. 360
Teemusk, A. 455
Treier, K. 400
Uppin, M. 240
Vaht, R. 415



ISSN 1406-3069
ISBN 978-9949-19-274-8