



Foto: Arne Ader



Tartu 2020 (täiend. 2021)

*Metsa-, soo-, niidu- ja
põllumajandusliku ökosüsteemi
seisundi ning ökosüsteemiteenuste
baastasemete üleriigilise hindamise
ja kaardistamise lõpparuanne*



Euroopa Liit
Ühtekuuluvusfond



Eesti
tuleviku heaks



KESKKONNAINVESTEERINGUTE
KESKUS



KESKKONNAMINISTEERIUM

Käesolev töö koostati Keskkonnaagentuuri tellimusel riigihanke „Ökosüsteemide ja nende teenuste baastasemete hindamine ja kaardistamine, sh meetoodika väljatöötamine Keskkonnaagentuurile“ (viitenumber 198846) raames.

Töö eesmärgiks oli välja töötada Eesti konteksti arvestav nelja ökosüsteemi (metsa-, soo-, niidu- ja põllumajandusliku ökosüsteemi) **seisundi ja ökosüsteemiteenuste pakkumise baastasemete hindamise ja kaardistamise meetoodika** ning läbi viia **üleriigiline hindamine ja kaardistamine**. Töö koosneb tekstilisest aruandest ning GIS-andmestikest ja -kihtidest.

Tööle viitamine: Helm, A., Kull, A., Veromann, E., Remm, L., Villoslada, M., Kikas, T., Aosaar, J., Tullus, T., Prangel, E., Linder, M., Otsus, M., Külm, S., Sepp, K., 2020 (täiend. 2021). Metsa-, soo-, niidu- ja põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi ning ökosüsteemiteenuste baastasemete üleriigilise hindamise ja kaardistamise lõpparuanne. ELME projekt. Tellija: Keskkonnaagentuur (riigihange nr 198846).

Töö tuumikmeeskond:

Projektijuhid: **Siiri Kül**m (MSc)¹, **Kalev Sepp** (PhD)¹

Metsaökosüsteemid: **Jürgen Aosaar** (PhD)¹, **Liina Remm** (PhD)², **Tea Tullus** (PhD)¹

Põllumajanduslikud ökosüsteemid: **Eve Veromann** (PhD)¹, **Aveliina Helm** (PhD)², **Tambet Kikas** (MSc)³

Sooökosüsteemid: **Ain Kull** (PhD)²

Niiduökosüsteemid: **Aveliina Helm** (PhD)², **Elisabeth Prangel** (MSc)², **Miguel Villoslada** (PhD)¹

Tehniline ekspert: **Miguel Villoslada** (PhD)¹

Tellija-poolset tööd juhtisid **Madli Linder** (MSc)⁴ ja **Merit Otsus**(PhD)⁵.

¹ Eesti Maaülikool; ² Tartu Ülikool; ³ Põllumajandusuuringute Keskus; ⁴ Keskkonnaagentuur; ⁵ Keskkonnaministeerium

SISUKORD

KOKKUVÕTE.....	6
LÜHENDID.....	8
1. ÖKOSÜSTEEMIDE KLASSIFITSEERIMISE JA PIIRITLEMISE PÕHIMÕTTED. ÖKOSÜSTEEMIDE BAASKAART	10
1.1. ÜLEPINNALISE BAASKAARDI LOOMINE	11
1.2. METSAÖKOSÜSTEEMIDE BAASKAART	13
1.3. NIIDUÖKOSÜSTEEMIDE BAASKAART	17
1.4. SOOÖKOSÜSTEEMIDE BAASKAART	26
1.5. PÕLLUMAJANDUSLIKE ÖKOSÜSTEEMIDE BAASKAART	31
2. ÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMINE.....	34
2.1. METSAÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE PÕHIMÕTTED.....	35
2.2. METSAÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE TULEMUSED	43
2.3. NIIDUÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE PÕHIMÕTTED.....	48
2.4. NIIDUÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE TULEMUSED	53
2.5. SOOÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE PÕHIMÕTTED.....	61
2.6. SOOÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE TULEMUSED	63
2.7. PÕLLUMAJANDUSLIKE ÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE PÕHIMÕTTED	63
2.8. PÕLLUMAJANDUSLIKE ÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE TULEMUSED.....	67
2.10. ÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI ÜLEPINNALINE KAART	76
3. ÖKOSÜSTEEMITEENUSTE HINDAMINE JA KAARDISTAMINE	78
3.1. VARUSTUSTEENUSED	83
3.1.1. Põllumajanduslikud kultuurid.....	83
3.1.2. Karjatamise/loomasööda ja bioenergia potentsiaal pärandniitudel.....	86
3.1.3. Söödavad taimed.....	90
3.1.4. Looduslikud marjad	91
3.1.4.1. Mustikad.....	91
3.1.4.2. Pohlad.....	93
3.1.4.3. Metsmaasikad	95
3.1.4.4. Vaarikad.....	96
3.1.4.5. Jõhvikad.....	98
3.1.4.6. Murakad	99
3.1.5. Söögiseened	101
3.1.6. Kasemahl	104
3.1.7. Metsloomaliha.....	106
3.1.7.1. Uluksõraliste liha pakkumine maakonniti	106
3.1.7.2. Põdraliha pakkumine ökosüsteemitüübiti	109
3.1.8. Puidutooraine.....	110
3.1.8.1. Puit metsast.....	110
3.1.8.2. Puit niitudelt.....	113
3.1.8.3. Puit soodest.....	114
3.1.9. Turvas	117
3.1.9.1. Hästilagunenud turvas.....	117
3.1.9.2. Vähelagunenud turvas.....	119
3.1.10. Bioenergia.....	121

3.1.10.1. Rohtse biomassi potentsiaal bioenergiaks p är andniitudel.....	121
3.1.11. Tuuleenergia.....	122
3.1.12. P ä ikeseenergia.....	125
3.2. REGULATSIOONI- JA SÄLITAVAD TEENUSED	128
3.2.1. M ü ra t õ kestamine	128
3.2.2. Erosiooni pidurdamine	128
3.2.3. Veevoogude reguleerimine	129
3.2.3.1. V ä liveemahutavus	129
3.2.3.2. Ü leujutuste kontrollimine lammialadel.....	130
3.2.3.3. N õ lva kalde ja pikkuse funktsioon.....	131
3.2.4. Tolmeldamine.....	131
3.2.5. Elupaikade pakkumine	143
3.2.5.1. Liigilise mitmekesisuse tagamine	143
3.2.5.2. Absoluutne mitmekesisus	163
3.2.5.3. Kudealade pakkumine lammidel	164
3.2.6. Elupaikade sidusus ja liikide levi tagamine.....	167
3.2.7. Geneetiliste ressursside hoidmine	170
3.2.7.1. Ravimtaimed.....	170
3.2.7.2. Kultuurtaimede looduslikud sugulasliigid	171
3.2.8. Bioloogiline t õ rje	172
3.2.9. Globaalne kliimaregulatsioon.....	174
3.2.9.1. S ü siniku varu metsa puit ses biomassis	174
3.2.9.2. S ü siniku varu soo puit ses biomassis.....	178
3.2.9.3. Mullas ü siniku tagavara.....	179
3.2.9.4. Kasvuhoonegaaside sidumine	179
3.2.10. Mikrokliima regulatsioon	181
3.3. KULTUURITEENUSED	182
3.3.1. Looduse virgestusv ä rtus	182
3.3.1.1. Ö kos ü steemide ü ldine virgestusv ä rtus	182
3.3.1.2. Looduslikud huviv ä rsused ja rekreatsioonitaristu.....	186
3.3.1.3. Maastik orienteerumisjooksuks	187
3.3.1.4. Vaimne puhkus ehk eraldatus	189
3.3.1.5. Loodusvaatlused.....	190
3.3.2. Loodusharidus ja teadus.....	191
3.3.3. Inspiratsioon loodusmaastikust	192
3.3.4. Rahvuss ü mbolid looduses	194
3.3.4.1. Rahvuslinnu suitsup ä asukese ja rahvuslille r u kkilille elupaik	194
3.3.4.2. Rahvuslooma h u ndi elupaik	196
3.3.5. P ü had ja religioossed loodusv ä rtused.....	197
3.3.6. Loodus sotsiaal me edia fotodel	198
3.4. KUUMKOHTADE NÄIDISANALÜÜS PILOOTALADEL	202
3.5. LÖIVSUHTED ERINEVATE LOODUSE HÜVEDE VAHEL	205
4. STSENAARIUMID.....	208
5. METOODIKA RAKENDATAVUS JA SOOVITUSED EDASPIDISEKS.....	216

5.1. TULEMUSTE KASUTAMINE	217
5.1. SOOVITUSI EDASIARENDUSTEKS, ANDMETE UUENDAMISEKS JA KOGUMISEKS	218
5.2. TÖÖ KÄIGUS ESINENUD VÄLJAKUTSED	222
KIRJANDUS.....	224
LISAD.....	236
Lisa 1. Pilootalade valimine	236
Lisa 2. ELME baaskaardi kihi vs 17 koodid.....	242

KOKKUVÕTE

Töö käigus töötati välja teaduspõhised meetodikad ning loodi kolm peamist omavahel seotud väljundit:

- 1) üleriigiline ökosüsteemide kaart (nn **baaskaart**);
- 2) ökosüsteemide **seisundi** hinnangud ja kaart;
- 3) **ökosüsteemiteenuste ehk looduse hüvede pakkumise** hinnangud ja kaardid (looduses olemasoleva hüve hulk ja jaotumine ruumis).

Baaskaardi loomisel läheneti algsel etapil igale ökosüsteemile eraldi, kuivõrd kasutatavad saadaolevad alusandmestikud on erinevad. Loodi nn otsuste puud eri andmestike kombineerimiseks. Lõpptulemuseks oli ökosüsteemide koondkaart. Täpsemalt vt baaskaardi loomise meetodikat peatükist 1.

Ka **seisundi** kaardistamisel koostati igale ökosüsteemile eraldi meetodika, liites seejärel erinevate ökosüsteemide kihid seisundiklasside koondkaardiks. Täpsemalt vt seisundi kaardistamise meetodikat peatükist 2.

Looduse hüvesid hinnati igas ruumipunktis (kaardistusüksuses) nn **biofüüsikalistes ühikutes**, s.t hinnati hüvede pakkumise kogused ja mahud, nt tonni/ha, liitrit/ha, kaugus meetrites, klassid 0–2 jne. Täpsemalt öeldes hinnati-kaardistati iga hüve puhul üks või mitu konkreetset hüve iseloomustavat indikaatorit (vt peatükk 3). Silmas tuleb pidada, et töö käigus on kaardistatud hüvede **pakkumise potentsiaal** ehk sisuliselt **loodushüve kogupakkumine**, kuid ei ole hinnatud kasutust ega nõudlust. Tulemuseks olid kaardikihid iga indikaatori kohta. Looduse hüvede hindamise-kaardistamise täpsem meetodika ja tulemused on toodud peatükis 3.

Hinnati-kaardistati **baastasemed**, mis annab ühest küljest pildi, milline on ökosüsteemide paiknemine, seisund ja looduse hüvede pakkumine tänase seisuga, ja samas on see baasiks edaspidisel **muutuste hindamisel**.

Töös lähtuti eelkõige **olemasolevatest andmestikest/andmebaasidest**, nagu EELIS, metsaregister, ETAK, PRIA põllumassiivide register, Pärandkoosluste Kaitse Ühingu ja Eestimaa Looduse Fondi andmebaasid, Loodusvaatluste andmebaas, Plutof, Taimeatlas, mullakaart, Eesti Muuseumide Veebivärava museaalide kogu, sotsiaalmeediast kättesaadavad loodusfotod, riikliku seire andmed jpm. Laialdaselt kasutati kaugseireandmeid, nt satelliitandmestikke, LiDAR-andmeid ja sellel põhinevaid tulelisi, nagu taimkatte kõrgusmudel jne. Kasutati nii 2020. a valminud Keskkonnaagentuuri metsa kaugseire projekti kihte kui ka mindi tagasi eelmise sajandi esimesse poolde, kasutades masinõppe abil genereeritud niitude ja metsade ajaloolise leviku kaarte. Samuti kasutati teaduskirjandusest kättesaadavat ja rakendusuringute infot, ekspertarvamusi ning väliandmeid.

Kuna varem pole taolist üleriigilist hindamist-kaardistamist nii mastaapselt läbi viidud, tuvastati töö käigus ka rohkelt andmete ja andmekogude täiustamisvajadusi, mis on kirjeldatud sisupeatükkides ning olulisemad punktid on eraldi välja toodud peatükis 5.

Tulemuste paremaks mõistmiseks vaadeldi ökosüsteemide seisundi ja looduse hüvede omavahelisi suhteid detailsemalt pilootaladel, mille valimist on kirjeldatud aruande lisas 1. Pilootaladel mängiti läbi mõned hüpoteetilised stsenaariumid, mis aitavad illustreerida erinevate maakasutuslike otsuste mõju ökosüsteemide seisundile ning selle tulemusena ka erinevate looduse hüvede pakkumisele (vt peatükk 4) ning kaardistati looduse hüvede nn kuumad punktid (vt peatük 3.4). Kirjeldati ka erinevate looduse hüvede võimalikke koosmõjusid ja lõivsuhteid (vt peatükk 3.5).

Töö olulised märksõnad on **ruumilisus** ja **üleriigilisus** – töö põhitulemuseks on kogu riiki kattev **kaardikihtide komplekt**. Kaardikihtide kasutamiseks on aruande valmimise hetkeseisuga vajalik GIS-tarkvara (nt MapInfo, ArcGIS, QGIS jm). Kaardimaterjal tehakse riiklike infosüsteemide ning tulevikus ka tavakasutajale lihtsamini kasutatavate veebirakenduste kaudu avalikult kasutatavaks. Vastavad juhised pannakse üles Keskkonnaagentuuri kodulehele: www.keskkonnaagentuur.ee/elme

Valminud kaardimaterjalist saab teada, milline on ökosüsteemide levik ja seisund ning kus, kui palju ja millised hüvesid eri tüüpi ökosüsteemid pakuvad, kus on hüvede mitmekesisus suur, kus väike jne. Kaardikihte saab endale sobivale ruumitasandile (nt kinnistu, vald, riik või mingi konkreetne planeeringuala) suumida või neilt konkreetsete üksuste kaupa erinevaid statistikuid arvutada (nt keskmine virgestusväärtus asustusüksuste kaupa, puitse biomassi kogupakkumine maakonnas, süsiniku sidumise varieeruvus kaitsealal jpm). Leida saab ka n-ö kuumasid ja külmasid punkte ehk alasid, kus on summeerunud erinevate ökosüsteemiteenuste kõrgemad väärtused või vastupidi – kus neid on marginaalselt jne (peatükk 3.4).

Töö tulemusi saab kasutada abivahendina paljude valdkondade otsustusprotsessides, nagu keskkonnamõju hindamine, erinevate planeeringute koostamine (sh nii rohe- ja sinitaristu kui ka teede, puhkealade jm planeerimine), keskkonnakasutuslubade protsessid, kaitse-eeskirjad, samuti saab sisendit riiklikusse aruandlusesse ja arvepidamisesse, strateegiate mõõdikutesse, (keskkonnakaitse)meetmete mõju hindamiseks jpm. Info on seejuures kasutatav ka ülevaadetes ja aruannetes, mis seni otseselt ruumilist infot pole kasutanud. Tavakasutaja saab aga vaadata, milline on nt tema kodukohas teenuste pakkumine või ökosüsteemide seisund, otsida potentsiaalseid seene- ja marjakerjamisalasid või paremaid kohti mesitarude paigutamiseks.

Töö tulemuste suuremad **tutvustusüritused** olid kaasamiseminar ametkondadele-poliitikakujundajatele 11. juunil 2020. a ja avalik tööd tutvustav lõppseminar 29. oktoobril 2020. a. Nimetatud ürituste ettekanded on kättesaadavad siin: <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/projektid/elme/okosusteemide-seisundi-ja-okosusteemiteenuste-uleriigiline>

Töösse andsid ekspertpanuse: Helen-Sooväli-Sepping (Tallinna Ülikool; kultuuriteenused), Oleksandr Karasov (Eesti Maaülikool; sotsiaalmeedia fotode analüüs), Jane Remm (Tallinna Ülikool; maalide analüüs), Aurele Toussaint (Tartu Ülikool, elupaigamudelid), Guillermo Bueno (Tartu Ülikool, liigifondid).

Tellijat töörühmas osalesid: Keskkonnaagentuurist Madli Linder ja Allan Sims; Keskkonnaministeeriumist Merit Otsus, Kristel Järve, Merje Lesta, Tuuli Levandi, Karli Ligi, Rauno Reinberg, Sille Rebane, Katarina Viik; Keskkonnaametist Kaja Lotman; Maaeluministeeriumist Kaidi Jakobson; Rahandusministeeriumist Eleri Kautlenbach.

Lisaks töörühma liikmetele tänavad töö koostajad teisi eksperte ja kaasamõtlejaid: Rauno Veeroja (Keskkonnaagentuur; ulukid), Jelle Devalez, Villu Soon ja Peeter Tarlap (Tartu Ülikool; tolmeldajate elupaigad), Ahto Kaasik (Hiite Maja SA; looduslikud pühapaigad), Pikne Kama (Muinsuskaitseamet; looduslikud pühapaigad), Elen Neito (Keskkonnaagentuur; KESE infosüsteem), Evelyn Uemaa ja Kiira Mõisja (Tartu Ülikool, GIS-ekspertiis), Ott Luuk ja Lauri Lutsar (Pärandkoosluste Kaitse Ühing, Eestimaa Looduse Fond, liigifondide andmed).

Töö koostajad tänavad andmete andjaid: Eesti Orienteerumisliit, Hiite Maja SA, Riigimetsa Majandamise Keskus, Keskkonnaamet, Keskkonnaagentuur, Geodata Arendus, Pärandkoosluste Kaitse Ühing, Eestimaa Looduse Fond, Tartu Ülikool, Eesti Maaülikool.

LÜHENDID

ALOS	Jaapani Maa kaugseire satelliit (<i>Advanced Land Observing Satellite</i>)
BRT	võimendatud regresioonipuude modelleerimismeetod (<i>Boosted Regression Trees</i>)
CHM	taimkatte kõrgusmudel (<i>Canopy Height Model</i>)
GBIF	üleilmne elurikkuse teabevõrgustik (<i>Global Biodiversity Information Facility</i>)
GIS	geoinfosüsteem ehk kohateabesüsteem, mis on automatiseeritud süsteem ruumiliste andmete kogumiseks, haldamiseks, säilitamiseks, päringute teostamiseks, analüüsiks ja esituseks
CORINE Land Cover (CLC)	CORINE (<i>Coordination of Information on the Environment</i>) maakate, ühtse meetodika alusel koostatud Euroopa maakatte andmebaas
GRDI	kombineeritud vegetatsiooni indeks (<i>Green Red Difference Index</i>)
EMÜ	Eesti Maaülikool
EELIS	Eesti Looduse Infosüsteem
ELF	Eestimaa Looduse Fond
ELME	Keskonnaagentuuri projekt „Elurikkuse sotsiaal-majanduslikult ja kliimamuutustega seostatud keskkonnaseisundi hindamiseks, prognoosiks ja andmete kättesaadavuse tagamiseks vajalikud töövahendid”
ESA	Euroopa Kosmoseagentuur (<i>European Space Agency</i>)
ESTHub	Eesti riiklik satelliidiandmete keskus, mille kaudu on kasutajatel võimalik otsida ja alla laadida Copernicuse programmi andmeid
ETAK	Eesti topograafia andmekogu, riigi infosüsteemi kuuluv andmekogu ja geoinfosüsteem
EVI	tõhustatud vegetatsiooni indeks, võimaldab eristada taimkatet teistest pindadest spektrijoone kuju alusel, optimeerib taimsete objektide signaali tundlikkust, eriti suurte biomasside juures, vähendab mulla ja atmosfääri mõju (<i>Enhanced vegetation index</i>)
KAUR	Keskonnaagentuur
KESE	riikliku keskkonnaseire programmi ja sellega seonduvate keskkonna uuringute- projektide raames kogutud keskkonnaseisundi andmestikku koondav andmekogu
KIK	Keskonnainvesteeringute Keskus
KKR	Keskonnaregister
LiDAR	laserskaneerimisseade, mille töö põhineb tagasipeegeldunud laserimpulsilt kolmemõõtmeliste koordinaatide arvutamisel (<i>Light Detection And Ranging</i>)
MAXENT	maksimaalse entroopia modelleerimismeetod (<i>Maximum Entropy</i>)
NDVI	normeeritud erinevuse vegetatsiooni indeks ehk nähtava valguse ja lähisinfrapunase kiirguse tagasipeegeldumise erinevuse võimendatud indeks (<i>Normalized difference vegetation index</i>)
NEWA	Euroopa tuuleatlase projekt (<i>New European Wind Atlas</i>)
NOAA	Ameerika Ühendriikide Kaubandusministeeriumi haldusalas tegutsev ookeanide, peamiste veeteede ja atmosfääri olukorra uurimisele keskenduv teadusasutus (<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>)
PKÜ	Pärandkoosluste Kaitse Ühing
PlutoF	veebipõhine töölaud, mis hõlmab endas loodusteaduslike kogude moodulit, võimaldades sisestada ja hallata muuseumikogude eksemplaridega seotud andmestikku
PMK	Põllumajandusuuringute Keskus
PRIA	Põllumajanduse Registrate ja Informatsiooni Amet

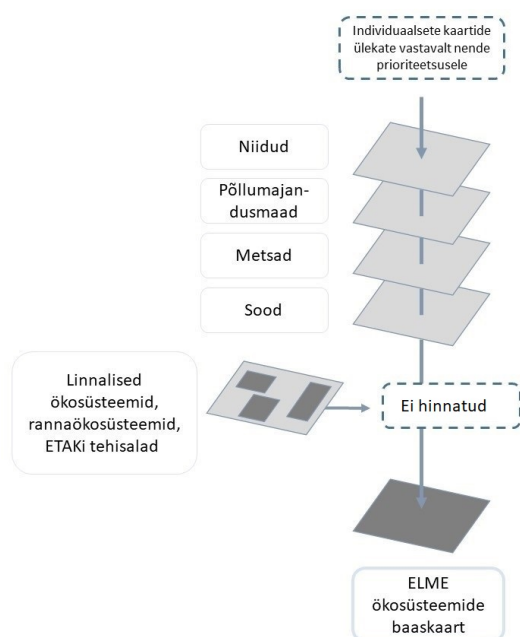
RMK	Riigimetsa Majandamise Keskus
SAVI	vegetatsiooniindeks, mis vähendab palja pinnase heleduse mõju pinnase heleduse korrigeerimistegurit kasutades (<i>Soil-adjusted vegetation index</i>)
SDM	elupaiga potentsiaalse sobivuse mudel (<i>species distribution model</i>)
SDDM	elupaikade potentsiaalsete sobivuste koondmudel (<i>stacked species distribution model</i>)
SMI	statistiline metsainventuur
SOC	mulla orgaaniline süsinik (<i>Soil organic carbon</i>)
SRre	vegetatsiooni indeks, mis eristab taimkatte seisundit (terve ja stressis taimestik), tuues esile taime klorofüllitootlikkuse (<i>Red-Edge Simple Ratio</i>)
TÜ	Tartu Ülikool
WAsP	WasP (Wind Atlas Analysis and Application Program) on modelleerimistarkvara väga suure ruumilise lahutuse ja täpsusega tuulekliima (tuuleväli ning ekstreemsed tuule kiirused ja korduvused) ning tuuleenergia (sh toodangu maht, tuulikutevahelised varjutused ja paigutus) arvutamiseks
ÖS	ökosüsteem – funktsionaalne süsteem, mille toitumissuhete kaudu seostunud organismid koos keskkonnatingimuste kompleksiga moodustavad isereguleeruva areneva terviku
ÖST	ökosüsteemiteenused ehk looduse hüved – elurikkus (ka bioloogiline või looduslik mitmekesisus) pakub inimkonnale kasu toovaid teenuseid ehk ökosüsteemi teenuseid

1. ÖKOSÜSTEEMIDE KLASSIFITSEERIMISE JA PIIRITLEMISE PÕHIMÕTTED. ÖKOSÜSTEEMIDE BAASKAART

1.1. ÜLEPINNALISE BAASKAARDI LOOMINE

Esialt tuli hinnatavad ja kaardistatavad ökosüsteemid (nende piirid) nii sisuliselt kui ka ruumiliselt defineerida. Selleks pandi paika iga ökosüsteemi (niit, põllumajanduslikud ökosüsteemid, mets ja sood) kaardistamise põhimõtted (lahendades seejuures mh sisuliste ülekate küsimused – probleem esineb eelkõige üleminekuliste koosluste puhul; vt peatükke 1.2–1.5), loodi iga ökosüsteemi ulatuse ja ruumilise paiknemise nn baaskaart ning agregeeriti seejärel need kaardid kokku üheks ülepinnaalseks ökosüsteemide baaskaardiks (baaskaardi koostamise üldskeemi vt jooniselt B1, valminud ülepinnaalset baaskaarti jooniselt B2).

Ökosüsteemide baaskaardi agregeerimisel lähtuti **prioriseeritud kihtide kombineerimise loogikast**. Erinevate teemakihtide puhul on tavapärase mõningate vastuolude esinemine ja enamasti on tegemist kihtide servaaladel ülekatega (niidud, põllumajandusmaa, metsad ja sood võivad kõik üksteisega servaaladel olla ülekatega). Kui vektorandmestikuna liidetavate kihtide vahel esineb ülekate, tekib suur hulk kiilpolügoone. Kiilpolügoonide vältimiseks, kuid jätkuvalt sidusa kaardikihi saavutamiseks rasteriseeriti lähteandmestik vektorkujust rasterkujule 10 × 10 m piksli suuruse resolutsiooniga. Rasterkujul kihtide kasutamine lahendab kaks peamist probleemi: esiteks on andmete kasutamine kiirendatud, kuna rasterkujul tehtavad arvutused on enamasti efektiivsemad, ning teiseks on erinevate baaskaardi kihtide ülekate lahendamine rasterkujul lihtsam. Rasteriseeritud ökosüsteemide teemakaardid ühendati ühiseks baaskaardiks, kus ülekatted lahendatakse pikslipõhiselt. Pikslipõhise ülekate lahendamise aluseks on joonisel B1 kujutatud ökosüsteemide prioriteetsuse algoritm.



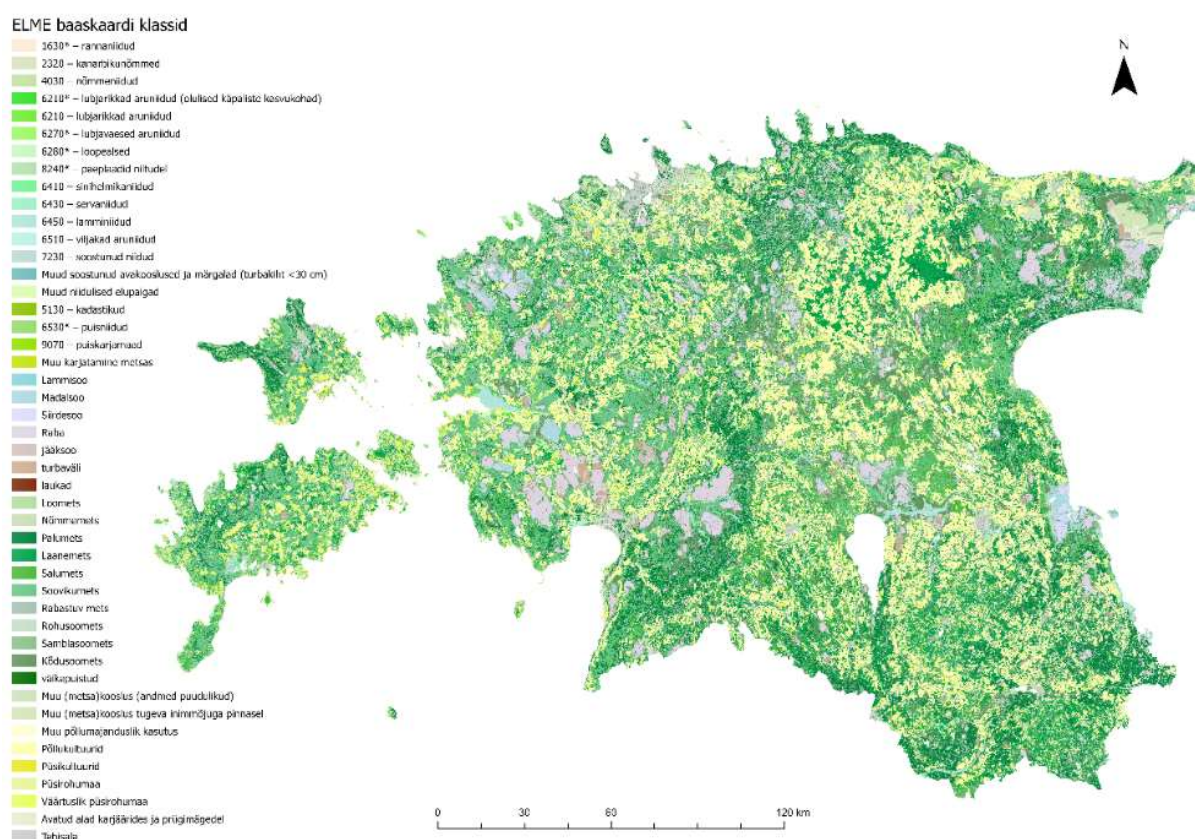
Joonis B1. Ökosüsteemide baaskaardi koostamise põhimõtte üldskeem.

Ülekateid sidusa baaskaardi saavutamiseks rasteriseeriti kõik lähtekaardid ühtse referentsrastri/võrgustiku alusel. ELME projektis kasutati referentsvõrgustikuna Statistikaameti 1 km referentsvõrgustikku¹. 1 km referentsvõrgustik jagati edasi omakorda 10 m võrgustikuks. Kuigi rasteriseerimine toob vältimatult kaasa mõningase andmete generaliseerimise vektorpolügoonide servades, jääb see siiski väikse piksli (10 m) puhul minimaalseks. Baaskaardi sisendkihtide

¹ Referentsvõrgustik on kättesaadav <https://estat.stat.ee/StatistikaKaart/VKR>

rasteriseerimine kahandab seejuures oluliselt baaskaardi loomiseks vajalikku arvutusvõimsust ja kiirendab oluliselt kõiki tööoperatsioone.

Eraldi jäeti käsitlemata linnalised ökosüsteemid. Linnades olevate looduslike ja poollooduslike koosluste info on kaardikihtidelt vajadusel siiski leitav, kuid vajab linnaökosüsteemi kui terviku mõistes edasist tõlgendamist. Samuti on käsitlemata mere ja suurjärvede spetsiifilised rannaökosüsteemid, mis pole ELME baaskaardi käsitluses sood, niidud ega metsad, s.t. nt luitekooslused, liivarannad, roostikud jm, sisse aga jäid inventeeritud rannaniidud. Eraldi ühe klassina eristati ja jäeti hindamisest välja tehisalad – kõik ETAKi² tehisaladena määratud alad, kaasa arvatud haljasalad, jäätmaad, spordikompleksid, kalmistud, karjäärid, prügilad, eraõued, tootmisõued, elu- või ühiskondlikud hooned, kõrval- või tootmishooned, vared, vundamendid, katusealused ja muud rajatised, kasvuhooned, muud hooned, garaažid, keldrid, sillad, viaduktid, teenalad (sh rajad).



Joonis B2. Ülepinnaline ELME baaskaart.

Baaskaardi kihil olevate koodide vastavus klassidele on toodud aruande lisa 2.

²Eesti topograafia andmekogu: <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Andmed-ja-kaardid/Topograafilised-andmed/Eesti-topograafia-andmekogu-p79.html>

1.2. METSAÖKOSÜSTEEMIDE BAASKAART

METSAÖKOSÜSTEEMIDE KAARDIKIHI LOOMINE

Metsade baaskaardil eristatud tüüpideks on tüübirühmad, mis põhinevad eeskätt metsaregistri takseerkihi (18. märtsi 2019. a seis) metsakasvukohatüüpide andmestikul. Kaardistusüksuseks (elementaarüksuseks) metsaregistriga kaetud alal oli eraldi. Metsa baaskaart lähtub Eesti metsade kasvukohatüüpide klassifikatsioonist (Lõhmus, 1984; tabel B1), millel baseerub ka metsaregister.

Väljaspool metsaregistris olevate metsade klassifitseerimisel lähtuti mullakaardist ning tabelis B2 toodud vastavustest. Puistangualaladel, eri tüüpi rikitud muldadel ning puuduva mullakaardiga aladel kasvavad metsad jaotusid kahe lisaklassi vahel: „muu (metsa)kooslus (andmed puudulikud)“ ja „muu (metsa)kooslus tugeva inimõjuga pinnasel“. Kui puistu ei olnud metsaregistris ja selle pindala oli väiksem kui 0,2 ha, liigitus see eraldi klassi nimega „väikepuistud“. Need on näiteks põldude keskel asuvad kivihunnikutele kasvanud puistud.

Tabel B1. Metsaregistris olevate kasvukohatüübi koodide ja tüübirühmade vastavus. Tüübirühma koodi viimane täht näitab, kas tüübirühm kuulub soo- või arumetsade klassi (S – soometsad, A – arumetsad).

Kasvukoha- tüübi kood	Kasvukohatüüp	Tüübirühma kood	Tüübirühm
KL	kastikuloo		
LL	leesikaloo	LoA	Loometsad
LU	lubikaloo		
KN	kanarbiku	NoA	Nõmmemetsad
SM	sambliku		
JM	jänesekapsa-mustika		
JP	jänesekapsa-pohla		
KM	karusambla-mustika	PaA	Palumetsad
MS	mustika		
PH	pohla		
JK	jänesekapsa	LaA	Laanemetsad
SL	sinilille		
ND	naadi	SaA	Salumetsad
SJ	sõnajala		
AN	angervaksa		
OS	osja	SoA	Soovikumetsad
TA	tarna-angervaksa		
TR	tarna		
KR	karusambla	RbA	Rabastuvad metsad
SN	sinika		
LD	lodu	RoS	Rohusoometsad
MD	madal soo		
RB	raba	SaS	Samblasoometsad
SS	siirdesoo		
JO	jänesekapsa-kõdusoo	KdS	Kõdusoometsad
MO	mustika-kõdusoo		

Metsamaa, mis pole metsaregistris, tuvastamiseks kasutati LiDAR-põhiseid taimestiku (s.o puistu) kõrgusandmeid, metsa piiriks loeti 1,3 m (vt täpsemalt allpool toodud metsade baaskaardi koostamise töövoogu kirjeldusest ja jooniselt B2). Väljaspool metsaregistris tuvastatud metsamaa ning alad, kus metsaregistris on eraldised piiritletud, kuid puuduvad takseerandmed, jaotati kasvukohatüüpidesse ja edasi tüübirühmadesse mullakaardi alusel (lähtuvalt Lõhmus, 2016; tabel B2).

Tabel B2 (Lõhmus, 2016). Kasvukohatüübirühmade ja muldade vastavus tüübirühmade määratlemiseks metsaregistris puuduvate andmetega metsaaladel. Kasvukohatüüpide ja -rühmade vastavust vaata tabelist B1. Üksikutel juhtudel, kus allika alusel ei olnud võimalik tüübirühma üheselt määrata, võeti tüübirühmaks see, mis vastaval mullal takseeritud metsades on sagedasem.

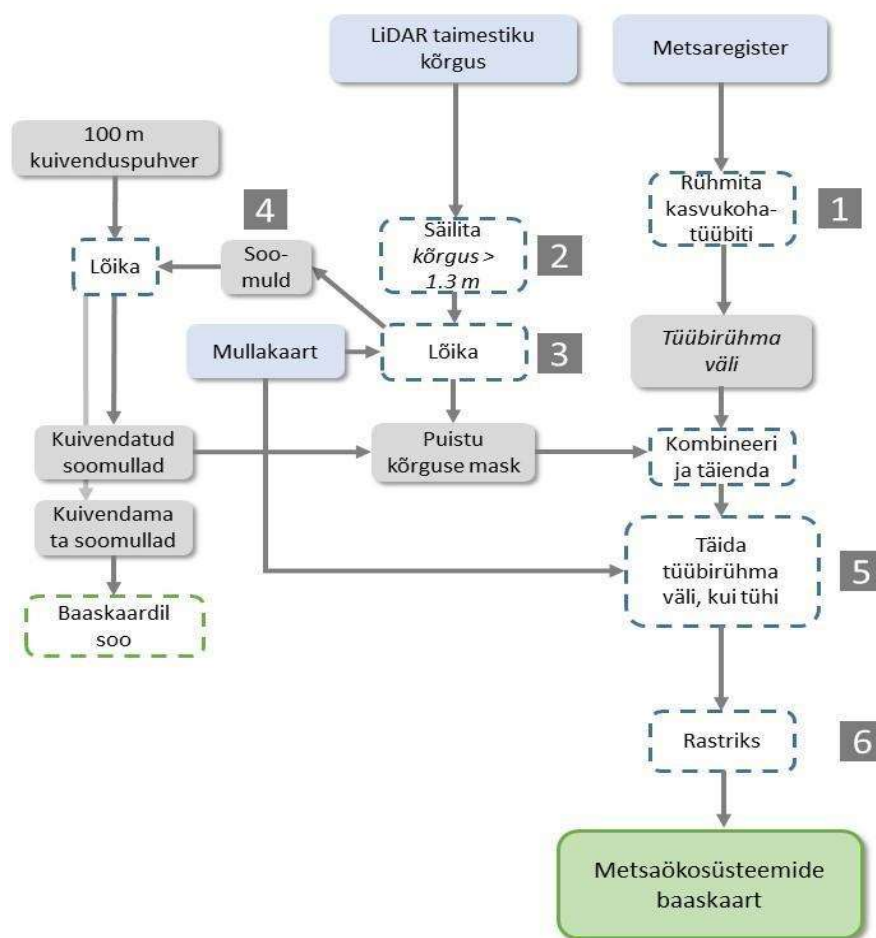
Kasvukohatüüp	Mullatüüp (SIF1)	Täpsustused
LL	Kh'	gleistumist pole kogu profiilis
	Kk	
	Ar	Lõimis: klibu, räha või veerise esinemisega või kivine
KL	Kh''	
	K	Lõimis: esineb klibu või veeris, või Kivisus: III-V
LU	E2k, E3k	
	Kkg, Kh'g, Kh''g	
	Gh', Gh''	
SM	LO	
	Ar	Lõimis: esineb liiv, puuduvad jämedad fraktsioonid (vrd. LL)
KN	LIII, LIIIg	
	LII, LIIg	Lõimis: esineb kruus
SM+PH	LI	Lõimis: ainult liivad, ei gleistumist ega leetumist
Nõmm+PH	LII	Lõimis: ainult liivad, ei gleistumist ⁵
KN+MS	LII	2. komponendis gleistumine
	LIIg	Lõimis: ainult liivad
PH	LI	Lõimis: esineb savi, või 2. komponent: glei-, gleistunud, leet- või humuslik leedemuld
	JP	
	L(g), LIg	
MS	L(k)I, L(k)II	ei gleistumist
	L(k)g, L(k)Ilg	
	Ls	
	LIIg	Lõimis: (esineb liivsavi või saviliiv) või 2. komponendina leetunud muld
JM	L(k)IIg, L(k)IIIg	
	L(k)g, Lkg	
	Lp(g), Lpg	
KM	Ls	
	LkG, LG	Lõimis: savi puudub + 2. komponent leede- või leetunud muld (L; L(k); Lk).
KM+SN	LG	pole savi ega leetmullasegu
JK	LP	sh. LP:LPg
	LkI, LkII, LkIII	
	Lk	
SL	KIe, LPe, LkI-IIIe, E2I, E3I	
	K	lõimis pole kivine (vrd. KL)

	Kr	
	Kl	
	Ko, Kor	
	Kod	
	E2o, E3o, Ke, Koe	
pangamets	B, Bg, BG	
ND	K(g), Kg, Kr(g), Krg	
	Klg	
	Kld	
	Ko(g), Kog, Korg	
	Lkl(g), Lklg	
	D	
SJ	AG, ArG	
	D(g), Dg, DG	
	Gk, Gkr	
AN	LPG	
OS	Gh1	
AN+OS	Gl, Go, GoR, Gr	Lihtiõimis: liivakiht puudub
TR+TA	Gl, Go, GoR, Gr	Lihtiõimis: esineb liivakiht
KR	LkG	Lõimis: esineb savi, või 2. komponent glei- või turvastunud muld.
	LG	Lõimis: esineb savi
SN+KR	LG1	
LD	Gr1	s.o. rannikulodu
	AM	(turba paksus täpsustamata)
	AM&, AM&&	
LD+JO	M&, M&&	Lõimis: esineb hästi lagunenu turvas
MD	AM&&&	
	M&, M&&	Lõimis: hästi lagunenu turvas puudub
	M&&&	Lõimis: hästi lagunenu turvas puudub, ja Lihtiõimis pole t1
	M	
SS	M&&&	Lihtiõimis: t1 (halvasti lagunenu turvas)
	S&, S&&, S&&&	Lõimis: hästilagunenud turvas puudub, ja 2. komponent pole rabamuld
	S	
RB	R&, R&&, R&&&	Lõimis: hästilagunenud turvas puudub (sh. 1 R, kus aga Lõimis: t!150)
	S&&	2. komponent rabamuld
MO	S&&&	Lõimis: esineb hästi lagunenu turvas
	R&, R&&, R&&&	Lõimis: esineb hästi lagunenu turvas
JO	M&&&	Lõimis: esineb hästi lagunenu turvas
KS	S&, S&&	Lõimis: esineb hästi lagunenu turvas
Liivapuistang	Tx, Tz	Lõimis: esineb liiv
Turbapuistang	Tx, Tz	Lõimis: esineb turvas, liiv puudub
Puistang	Pp, PpG	
	Tarn	
Kokku määratud		
Vesi	Av, Arv	
Määramata		
Kokku polügoone		

Metsaökosüsteemide baaskaardi koostamise täpsem töövoog oli järgmine (joonis B3):

1. Metsaregistri andmetabelisse loodi uus väli, kasvukohatüübiriühm ja täideti see vastavalt tabelile B1.
2. Et kaasata väljapoole metsaregistri kaarti jäävad metsad, kasutati Maa-ameti LiDAR-põhist taimestiku kõrguse kaarti. Kõik alad, kus taimestiku kõrgus oli <1,3 m, lõigati metsa baaskaardilt välja.³
3. Sissejäänud, n-ö metsapiksleid, filtreeriti edasi: pikslid, mis kattusid soomuldadega, viidi täiendavale analüüsile (punkt 4), ülejäänud liikusid punkti 5.
4. Soomuldadel kasutati 100 m puhvrit ümber kuivendusvõrgu (kraavid ja drenid). Puhvri sisse jäänud alad loeti kõdusoometsadeks. Kuivendusest kaugemale jäänud alad loeti ökosüsteemide baaskaardil sooks (v.a juhul, kui metsaregistri andmed olid olemas). S.t., et >1,3 m kõrgused soomuldadel kasvavad kuivendatud metsad (kraavitus lähemal kui 100 m) jäid metsa baaskaardile; >1,3 m kõrgused soomuldadel kasvavad puistud, kus kraavitus on kaugemal kui 100 m, liikusid puissoodena ja soometsadena soo baaskaardile (vt ka peatükk 1.4). Soode põhiklassides (raba, siirdesoo, madalsoo, lammisoo) sellist klassi nagu puissoo või soomets ei eristata, aga nad tulevad sisse Natura ja ETKK koodide kaudu detailsematel tasanditel vektorkaardil (andmetabelis on vastavad veerud detailsemana olemas).
5. Kasvukohatüübiriühma leidmiseks metsaregistri (kasvukohatüüpide) andmetega katmata aladel kasutati üleminekumaatriksit (tabel B2).
6. Saadud kaart rasteriseeriti 10 m piksliga, kasutades ELME referentsrastri võrku. Piksli väärtus võeti tüübiriühma väljalt.

³ Lageraiete infot eraldi metsa baaskaardi puhul ei arvestatud, eesmärk oli piiritleda metsamaa tüübiriühmade kaupa. Hiljutiste lageraiete info läks arvesse seisundiklasside määramisel. Võib tekkida küsimus, kas metsa-baaskaardilt võib välja jääda väljaspool metsaregistrilt paiknevat metsamaad, kus puistu kõrgus on <1,3 m ehk hiljutisi lageraiet metsamaal väljaspool metsaregistrilt. Eeldatavasti lagedaks raiutud (<1,3 m kõrguse puistuga) metsamaad väljaspool metsaregistrilt ei ole, sest juhul, kui lageraie oleks alal, mis pole metsaregistris, oleks tegu röövraiega. Juhul aga, kui lagedaks on raiutud mitte-metsamaa (nt elupaiga taastamisel), siis kuulubki see ala mitte metsa, vaid mõne muu ökosüsteemi alla.



Joonis B3. Metsade baaskaardi loomise töövoog.

1.3. NIIDUÖKOSÜSTEEMIDE BAASKAART

Niiduökosüsteemidena käsitletakse antud töös Eesti poollooduslike niidukooslusi (pärandkooslusi ehk pärandniite), mis on kaardistatud Keskkonnaregistri poollooduslike koosluste andmekihil (seisuga 05.10.2019), Natura elupaikade andmekihil (seisuga 05.10.2019), Pärandkoosluste Kaitse Ühingu poollooduslike koosluste inventuuri kaardikihil (seisuga 14.03.2019), Keskkonnaameti kaitsealadest väljaspool asuvate poollooduslike koosluste kihil (alla laetud Keskkonnaagentuuri KRATT rakendusest seisuga 05.10.2019), Eestimaa Looduse Fondi soode inventuuri kihil (seisuga 25.05.2020, sisaldas pärandniite, sh soostunud niite ja märgalaid) ning PRIA registris esitatud kategooriat 'Karjatamine väljaspool põllumajandusmaad' (seisuga 10.2019). Neist viimaseid hinnati sarnaselt puiskarjamaadele ja neile anti kood 9070P (vt altpoolt). Neid ökosüsteeme käsitletakse edaspidi klassis 'Pärandniidud'.

Lisaks käsitleti antud töö raames niiduökosüsteemidena ka kõiki teisi Eesti avatud (st puittaimedest vabasid) maastikke, mis ei kattunud samas töös piiritletud sooökosüsteemide, metsaökosüsteemide või põllumajanduslike ökosüsteemidega ning mille põhiliseks infoallikaks oli ETAK-i andmekihid. Neid ökosüsteeme käsitleti klassides 'Muud looduslikud ja poollooduslikud rohumaad ning niidulised elupaigad' ning 'Soostunud avakooslused ja märgalad'.

Püsirohumaad, mis on esitatud PRIA põllumassiivide registris vähemalt ühel aastal alates 2004. aastast ja mis ei kattu poollooduslike niidukoosluste kaardikihiga, käsitletakse antud töös põllumajanduslike ökosüsteemide all (vt peatükki 1.5).

Niiduökosüsteemid klassifitseeriti antud töö jaoks järgmiselt (vt ka tabel B3):

1. Pärandniidud – looduslikud ja poollooduslikud niidukooslused, mis kuuluvad **Loodusdirektiivi I lisas** nimetatud poollooduslike elupaigatüüpide hulka (kokku 15 elupaigatüüpi, vt tabel B3). Siia kategooriasse kuuluvad **inventeeritud ja kaardistatud** ajaloolised poollooduslikud kooslused, millel on inventuuri alusel inimõju piirdunud mõõduka karjatamise ja niitmise ja mida ei ole teadaoleval ajal väetatud, küntud ning kuhu ei ole külvatud kultuursortide segu. Edaspidi viidatakse neile ajaloolistele niiduökosüsteemidele kui **pärandniitudele**. Sealhulgas teeb niiduökosüsteemide töörühm ettepaneku kasutada edaspidi ajalooliste poollooduslike koosluste puhul eelistatult terminit **pärandniidud**, et oleks võimalik nende parem eristumine hiljutisema tekkega niidulistest ökosüsteemidest, mis on samuti poolloodusliku tekkega ning mille loomine, taastamine ja soodustamine maastikes on elurikkuse hoidmiseks vajalik. Paljudes teadustöodes kasutatakse terminit *semi-natural habitats* (poollooduslikud kooslused) paralleelselt nii ajalooliste pärandkoosluste kui ka uude tekkega ökosüsteemide kirjeldamiseks (nt põllumajandusmaastikele rajatud või kujunenud maastikuelemendid, külvatud liigirikkad rohumaad, Martin et al., 2019). Eestis on oluline, et ajaloolised pärandniidud ning hiljutise tekkega poollooduslikud kooslused oleks eristatud, et võimaldada kõige otstarbekamaid toetusmeetmeid ning tagada looduse hüvede maksimaalne säilimine.

2. Muud looduslikud ja poollooduslikud rohumaad – Eesti maastike ülejäänud avatud alad, mis ei kuulu pärandniitude või soostunud avakoosluste ja märgalade, põllumajanduslike ökosüsteemide, metsaökosüsteemide ning sooökosüsteemide alla ning mis ei ole tehisobjektid. Tegu on **kaardistamata pärandniitudega või nendega ökoloogiliselt sarnanevatele aladega**, mis kannavad osasid niiduökosüsteemide funktsioone ja teenuseid. Vastavate maastikuelementide kaasamisel tugineda teadmiste erinevate avatud elupaikade (sh häiritud alade) rollist niiduökosüsteemidega seotud elustikku toetavate aladena ning avatud elupaikadega seotud loodushüvede osalise allikana maastikes (Kremen & Merenlender, 2018). Selliste elupaikade hulka kuuluvad nii erineva kasutusega rohumaad, aga ka teeservad, põlluservad, liinialused, aiad, tühermaad jt alad, mida avatud elupaikade liigid (nt tolmeldajad, niitudega seotud taimeliigid, põllulinnud) potentsiaalselt asustavad.

3. Soostunud avakooslused ja märgalad, kus turbalasundi tusedus on õhem kui 30 cm. Siia kategooriasse kuuluvad püsivalt või ajuti niisked avatud alad, kus turbakihi tusedus ei ületa 30 cm ja seetõttu ei ole tegu sooökosüsteemide alla kuuluva alaga. Osaliselt võivad siin kategoorias esinevad alad kuuluda Loodusdirektiivi I lisas nimetatud erinevate märgalaid, soid või soostunud alaid tähistavate elupaigatüüpide hulka.

Tabel B3. Niiduökosüsteemide klassifikatsioon antud töö raames.

1. Pärandniidud – inventeeritud looduslikud ja poollooduslikud niidukooslused, mis kuuluvad Loodusdirektiivi I lisas nimetatud poollooduslike elupaigatüüpide hulka.		
Loodusdirektiivi elupaigatüübi kood	Loodusdirektiivi elupaigatüüp	Lühinimetus
1630*	Läänemere kesk- ja põhjaosa rannaniidud	rannaniidud
2320	Kanarbiku (<i>Calluna</i>) ja hariliku kukemarjaga (<i>Empetrum nigrum</i>) kuivad liivanõmmed	kanarbikunõmmed
4030	Euroopa kuivad nõmmeniidud ⁴	nõmmeniidud
5130	Hariliku kadaka (<i>Juniperus communis</i>) kooslused nõmmedel või karbonaatse mullaga rohumaadel (kadastikud)	kadastikud
6210 6210*	Festuco-Brometalia-kooslustega poollooduslikud kuivad rohumaad ja põõsastikud karbonaatse mullal (*sh olulised käpaliste kasvukohad)	lubjarikkad aruniidud, sh orhideerohked niidud
6270*	Fennoskandia madalike liigirikkad arurohumaad	lubjavaesed aruniidud
6280*	Põhjamaised lood ja eelkambriumi karbonaatsed silekaljud	loopealsed
6410	Sinihelmikaniidud (<i>Molinion caeruleae</i> -kooslused) karbonaatse või turvastunud mullal või savisetetel	sinihelmikaniidud
6430	Niiskuslembesed serva-kõrgrohustud tasandikel ja mäestikes alpiinse võõndini	servaniidud
6450	Põhjamaised lamminiidud	lamminiidud
6510	Aas-rebasesaba (<i>Alopecurus pratensis</i>) ja ürt-punanupuga (<i>Sanguisorba officinalis</i>) madalikuniidud	viljakad aruniidud
6530*	Fennoskandia puisniidud	puisniidud
7230	Pärandkooslustena käsitletavat soostunud niidud elupaigatüübis "Aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madalood" ⁵ . (Niiduökosüsteemide kaardikihil tähistatud 7230N, et eristada soode all käsitletud sama koodiga elupaikadest.)	soostunud niidud
8240*	Paljanduvad paeplaadid (paesillutised) niidukoosluste sees	paeplaadid niitudel
9070	Fennoskandia puiskarjamaad	puiskarjamaad
9070P	Väljaspool põllumajandusmaad karjatatud alad PRIA toetusregistri alusel, käsitletakse puiskarjamaadena.	karjatamine metsas

⁴ Elupaigatüübi 4030 osas on riiklikes andmestikes vasturääkivused. Natura elupaigatüüpide andmekiht (NAT, vt kirjeldust allpool) sisaldab täpsustusi, mis on tehtud Rein Kalamehe 2017. aastal läbi viidud inventuuri põhjal (Kalamees 2017), kuid Keskkonnaregistri andmestikku (KKR) ei ole antud parandused sisse viidud. Kuna antud töö põhjal kasutati prioriteetse kihina KKR andmestikku, on see vastuolu ka siin töö käigus koostatud andmekihis olevates ruumikujudes/polügoonides.

⁵ Elupaigatüübi 7230 puhul arvestati pärandniitude hulka KKR kihilt vaid need 7230 koodiga alad, mis Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni (Paal, 1997) määrangu alusel kuulusid niitude tüübirühmadesse 2.4.1. Rohketoiteliste soostunud niitude (soovikuniitude) tüübirühm ja 2.4.2. Vähetoiteliste soostunud niitude tüübirühm VÕI mille turbalasund oli õhem kui 30 cm. Ülejäänud alad KKR kihilt liikusid soolupaikade alla. Ülejäänud kihtidelt (NAT, PKÜ, KRATT_PLK, ELF, vaata järgmine peatükk) pärinevaid elupaigatüüpi 7230 kuuluvaid elupaiku käsitleti soostunud avakoosluste ja märgalade kategooria all (juhul kui nende turbalasundi paksus oli vähem kui 30 cm) või sooökosüsteemide all (juhul kui nende turbalasundi paksus ületas 30 cm ehk nad esinesid soomuldadel). Vaata täpsemaid kirjeldusi ka peatükist *Elupaigatüübi 7230 (aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madalood) kaardistamisega seonduv*.

2. Muud looduslikud ja poollooduslikud rohumaad ning niidulised elupaigad.	
Eesti maastike erinevad avatud alad, mis ei kuulu pärandkoosluste, põllumajanduslike ökosüsteemide, metsaökosüsteemide ning sooökosüsteemide või märgalade alla ning mis ei ole tehisobjektid. Valdavalt on tegu niidukoosluste või neile ökoloogiliselt sarnanevate aladega, mis kannavad kõiki või osasid niiduökosüsteemide funktsioone ja teenuseid ⁶	Muud rohumaad
3. Soostunud avakooslused ja märgalad, kus turbakihi tusedus ei ületa 30 cm.	
Eesti maastike püsivalt või ajuti niisked avatud alad, mis ei kuulu pärandkoosluste, põllumajanduslike ökosüsteemide, metsaökosüsteemide ning sooökosüsteemide alla (turbakiht <30 cm). Esindatud on loodusdirektiivi elupaigatüübid 2190, 3180, 7110, 7140, 7160, 7210 ja 7230 ning ilma elupaigatüübi määranguta alad (andmed: ETAK märgalad ning ELFi andmebaas).	Soostunud avakooslused
<i>NB: Välja arvatud majandatud pärandniidud ning väljaspool põllumajandusmaad karjatatud alad (käsitletud pärandniitude all elupaigatüübina 9070, kuid baaskaardil välja toodud eraldi tähisega – 9070P), käsitletakse aktiivses põllumajanduslikus kasutuses olevaid rohumaad (püsirohumaad, lühiajalised rohumaad) samas töös põllumajanduslike ökosüsteemide all.</i>	

NIIDUÖKOSÜSTEEMIDE KAARDIKIHI LOOMINE

Niiduökosüsteemide baaskaardi moodustamisel koondati kolm suurt gruppi niidukooslusi: 1. pärandniidud, 2. soostunud avakooslused, 3. muud rohumaad. Allpool on antud ülevaade nende kolme grupi baaskaartide koostamisest (joonised B4–B7).

1. PÄRANDNIIDUD: PÄRANDNIITUDE KAARDISTAMISE METOODIKA

Pärandkoosluste kaardikihi moodustamisel kasutati kuut andmekihti (vt joonised B4 ja B7), mida kasutati ruumikujude säilitamisel järgnevas järjekorras:

- 1) Keskkonnaregistri (KKR) poollooduslike koosluste andmekiht (alla laetud Keskkonnaagentuuri KRATT rakendusest seisuga 05.10.2019)
- 2) Natura (NAT) elupaikade andmekiht (alla laetud EELIS-est seisuga 05.10.2019).
- 3) Pärandkoosluste Kaitse Ühingu (PKÜ) poollooduslike koosluste inventuuri kaardikiht (seisuga 14.03.2019).
- 4) Keskkonnaameti kaardistatud poollooduslikud kooslused, mis ei jää kaitstavatele aladele ja Natura aladele (KRATT_PLK) (alla laetud Keskkonnaagentuuri KRATT rakendusest seisuga 05.10.2019)
- 5) Eestimaa Looduse Fondi (ELF) niitude ja soode kaardikiht, mille põhifookus on soodel, kuid hõlmab ka soostunud niite ning teisi niiduelupaikasid (Eerik Leibak ja Lauri Lutsar, seisuga 25.05.2020).
- 6) PRIA põllumassiivide registris toodud kategoorias 'Karjatamine väljaspool põllumajandusmaad' esitatud alad (seisuga 10.2019) (PRIA).

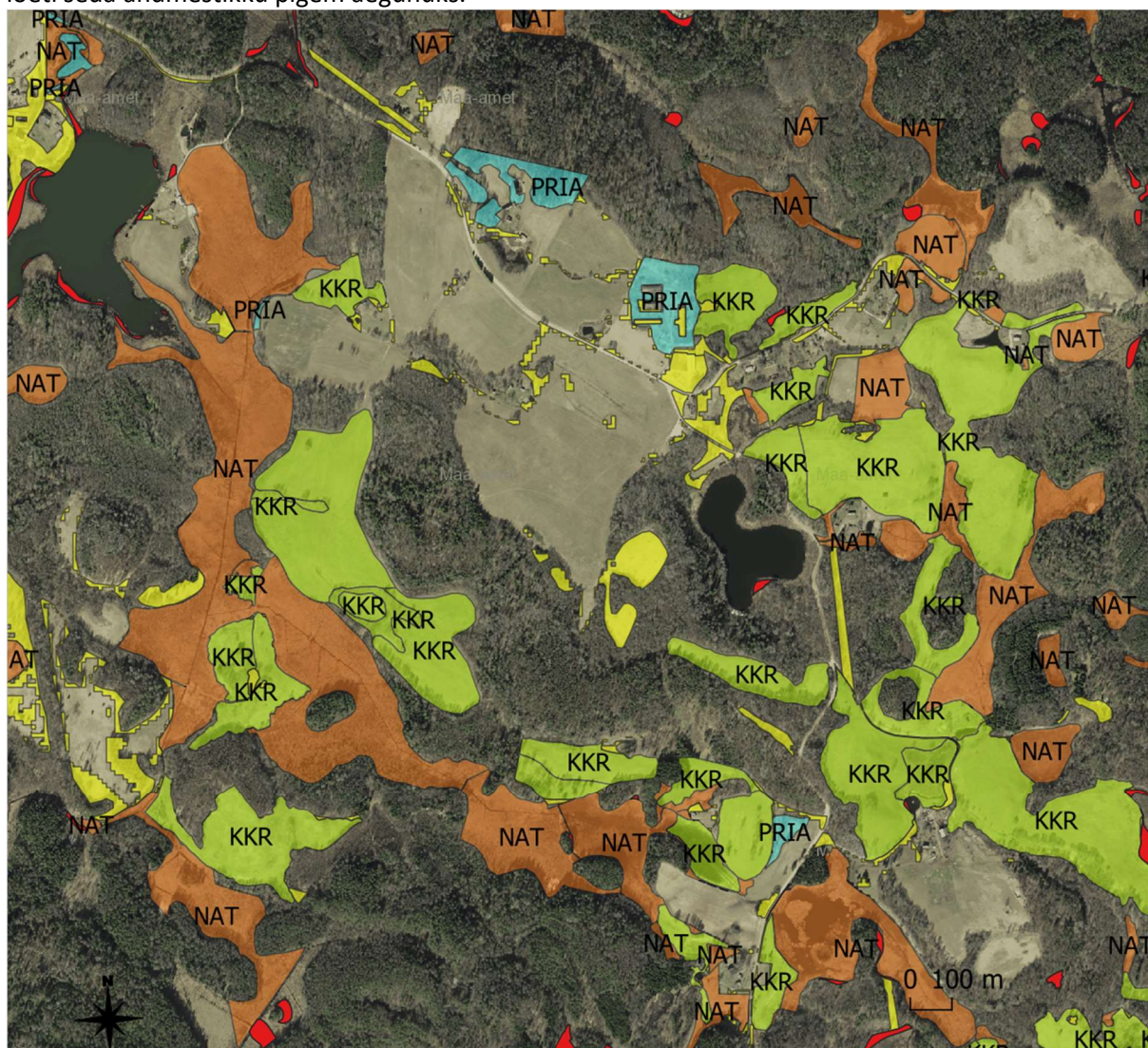
Natura (NAT) elupaikade kihilt kasutati vaid polügoone, mille põhiliseks elupaigatüübiks oli märgitud loodusdirektiivi elupaigatüüpide seas niidukooslustena käsitletav elupaik (sh puisniidud ja puiskarjamaad, pohityyp= '1630*', '4030', '5130', '6210', '6210*', '6270*', '6280*', '6410', '6430', '6450', '6510', '6530*', '7230', '9070'). Osaliselt kanti niiduelupaikade hulka ka avatud aladel asuvad plaatlood elupaigatüübist 8240*, kuid välja jäeti metsadesse kaardistatud plaatlood.

⁶ Edasise klassifikatsiooni puudumine antud alade puhul on ilmne vajakajäämine tänastes andmetes. Potentsiaalselt saab kaugseireandmetele tuginedes tuvastada antud kategoorias erinevaid ökosüsteemide tüüpe, kuid antud töö puhul sellist analüüsi läbi ei viidud. Antud töös kasutati kaugseireandmeid muude rohumaade ja niiduliste elupaikade all esinevate alade seisundi ja ökosüsteemiteenuste hindamiseks.

PKÜ niitude inventuuri kaardikihist eemaldati enne liitmist kõik PKÜ andmebaasis olevad polügoonid, mis ei olnud pärandkooslused, st millel ei olnud kas määratud Eesti elupaigatüüpide klassifikatsiooni (Paal, 1997) järgi niiduelupaikade koodi või mille vabavormiline kirjeldus viitas, et tegu on kultuuristatud ala, õue või endise põlluga. Pärandkoosluste Kaitse Ühingu inventuurikihil oli nõmmeniitudena määratud aladele (Paal, 1997 elupaigatüüp 2121) omistatud Natura elupaigatüübi kood 2320 (kanarbikunõmmed), mis hõlmati samuti niiduelupaikade hulka.

Pärandniitudena käsitletavat loodusdirektiivi elupaigatüübid ja nende koodid on esitatud tabelis B3.

Prioriseerimisel eeldati, et kõige täpsemad andmed Eesti pärandniitude kohta on KKR kihil, kuna tegu on regulaarselt uuendatava ja praktikas hooldustoetuste määramisel kasutava kihiga. NAT kiht on samuti aeg-ajalt uuenev ning tegu on samuti riikliku andmebaasiga, millele tuginevad tänased pärandniitude üle-eestilised pindalahinnangud. PKÜ andmebaas on olnud aeg-ajalt uuendatav ning sel on palju kattuvusi eelpoolmainitud andmebaasidega, kuna asjakohased inventuuriandmed on liikunud PKÜ kihilt ka riiklikesse kihtidesse. Suur osa andmetest pärineb siiski 2000.–2001. aastast, mistõttu loeti seda andmestikku pigem aegunuks.



Joonis B4. Näide erinevatest andmekihtidest pärinevate kihtide liitmise niitude andmekihile Karula rahvuspargis. Lühendid tähistavad pärandniitude andmeallikaid: KKR (rohelised polügoonid, KKR polügoonid säilitasid oma algsed ruumikujud), NAT (pruunid, liideti juurde KKR kihile), PRIA (sinised).

Punasega on tähistatud niiduökosüsteemide all käsitletud soostunud avakooslused ja kollasega muud rohumaad (vt altpoolt).

Pärandniidud: kaardikihtide seostamise praktilised väljakutsed

Erinevate andmekihtide (nt KKR ja NAT) polügoonid kattusid suurel määral, kuid nende ruumikujud olid valdavalt erinevad. Kuna alati eelistati KKR ruumikuju, jäid nende polügoonide kõrvale sageli väga kitsad ribad ja väga väikesed polügoonid NAT andmekihist. Tuginedes andmete aktuaalsusele ja inventeerimissagedusele eeldasime, et KKR ruumikujud vastavad kõige rohkem reaalsele olukorrale looduses, mistõttu eemaldati andmestikust NAT andmekihist lõikamisel tekkinud väga väikesed (<0,1 ha) või suure ruumikuju indeksiga (>0,2) alad. Ruumikuju indeks on übermõõdu ja pindala suhe, mis antud töö jaoks arvutati järgnevalt: $(\text{perimeeter(km)}/\text{pindala(ha)})/10$ ning see sobib hästi sama ala mitmekordsel kaardistamisel kujunenud väikeste erinevustega polügoonide omavahelisel lõikamisel tekkinud pikkade ja peenikeste ribad eemaldamiseks. Mõned ribakujulised ja kitsad alad jäid siiski ka lõplikusse andmekihti, kuna küntud alade väljalõikamisel (vt altpoolt peatükk 'ülesküntud alade eemaldamine') tekkinud ribasid enam ei eemaldatud, et oleks säilitatud ka informatsioon väikeste ja potentsiaalselt väga väärtuslike niitude jäänukite kohta põllumajandusmaastikus.

Tähele tuleb panna, et mitte alati ei sattunud prioriteetsemaks kõige hiljutisemat inventuuriinfot sisaldav polügoon. Tundub, et paralleelselt uuendatakse erinevaid riigis kasutuses olevaid andmekihte ning näiteks Natura elupaikade kihil (NAT) tehtud inventuurid ei ole vahel jõudnud Keskkonnaregistri KKR kihile. Selline oli seis näiteks nõmmeniitudega, kus 2017. aastal elupaigale tehtud uuendused ei ole jõudnud KKR kihile. Segaduse vältimiseks ja hilisemaks korratavuseks ei muudetud peale lõikamisest tulenevate muutuste käesolevas töös ühegi kasutatud elupaigakihi ruumikujusid ega andmeid. Kuna KKR kiht võeti kaardikihtide liitmisel prioriteetseks, jäid ka KKR kihil olevad vajakajäämised antud töösse, isegi kui NAT kihil olid uuemad andmed. Soovitame riigil liita KKR ja NAT kiht ning edaspidi tegeleda vaid ühe andmekihi uuendamisega.

Pärandniidud: ülesküntud alade eemaldamine

Pärandniitude kihilt eemaldati alad, mis on viimase 16 aasta jooksul (analüüsi tegemise hetkest, s.o 2019. a arvates) olnud vähemalt ühel aastal üles küntud, kuna sellistel puhkudel ei ole tegu enam ökoloogiliselt niiduna funktsioneeriva kooslusega. Tugineti PRIA põllumassiivide registris esitatud põllukultuuride andmetele aastatel 2004–2019 (kasutati sama kihti, mis koostati põllumajanduslike ökosüsteemide tarbeks). Arvesse võeti ainult need alad, mille kasutuskategooria oli 'põllukultuur'.

2. SOOSTUNUD AVAKOOSLUSED: NIIDUÖKOSÜSTEEMIDE HULKA ARVATUD SOOSTUNUD AVAKOOSLUSTE JA MÄRGALADE KAARDISTAMISE METOODIKA

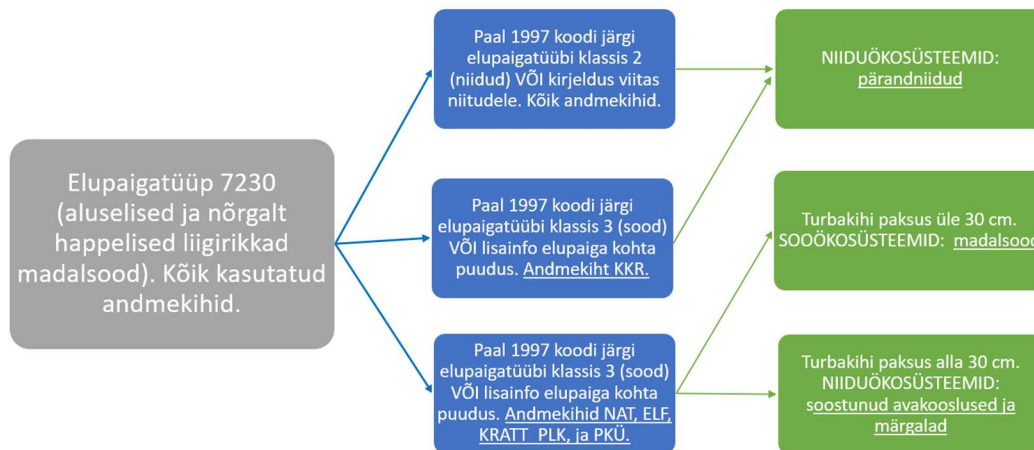
Kaardikihi loomisel võeti aluseks Natura elupaikade kiht (NAT, vt eelmine peatükk), millelt eraldati märgalade ja soodega seotud elupaigatüübid ('2190', '3180', '7110', '7140', '7160', '7210'). Elupaigatüübist '7230' lisati need alad, mis olid kas ilma Paal (1997) elupaigakoodita või olid sookoodiga (niidukoodiga alasid käsitleti pärandniitude all, vt peatükk 'Elupaigatüübi 7230 (aluselised ja nõrgalt happelised liigirikad madalsood) kaardistamisega seonduv'). Saadud kihile lisati ELFi andmebaasist erinevad sooelupaigad ning eelnevate polügoonidega mittekattuvad ETAK kaardikihi märgalad (E_306_margala_a). Saadud kihti lõigati soomuldade kihiga ja eemaldati kõik alad, millel oli turbakihi tusedus suurem kui 30 cm (neid alasid käsitleti sooökosüsteemide all). Niiduökosüsteemide all käsitletud soostunud avakoosluste ja märgalade hulka jäid vaid vähem kui 30 cm turbakihi tusedusega alad. Seejärel eemaldati kihilt eelnenud punktis valminud pärandniitudega kattuvad alad, põllumajanduslike ökosüsteemide kogukihiga kattuvad alad ning kõik metsade baaskaardi alad. Tulemuseks oli kaardikiht Eesti maastike püsivalt või ajuti märgade avatud aladega, mis ei kuulu

pärandniitude, põllumajanduslike ökosüsteemide, metsaökosüsteemide ning sooökosüsteemide alla (turbakiht <30 cm). Tähele tuleb panna, et siinkohal jäid niiduökosüsteemide alla vaid vaid avatud paigad (st LiDAR-andmestiku alusel alla 1,3 m kõrguste puittaimedega piirkonnad): võsastunud piirkonnad liikusid metsa baaskaardiga lõikamisel metsade alla, sealjuures käsitleti alla 2000 m² pindalaga võsastunud laike "väikepuistutena" metsa ökosüsteemide hulgas. Vaata puittaimedega seonduvat ka peatükist 'Puittaimede katvusega seonduv pärandniitude, muudel rohumaadel ja soostunud avakooslustel'.

Pärandniidud ja soostunud avakooslused: elupaigatüübi 7230 (aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madalsood) kaardistamisega seonduv (vt joonis B5).

Elupaigatüübist 7230 (Loodusdirektiivi elupaigatüüp "aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madalsood") loeti Niiduökosüsteemide klassi Pärandniitude alla kuuluvaks need alad, mis olid Eesti elupaigatüüpide klassifikatsiooni (Paal, 1997) koodi järgi elupaigatüübi klassis 2 (niidud) või mille vabavormiline kirjeldus viitas, et tegu on potentsiaalselt hooldatava niidualaga ja mitte madalsooga (nt kirjeldus "Jõgede äärsed luhamadalsood, võsastuvad"). Ülejäänud alade puhul vaadati turbalasundi paksust ja andmestiku päritolu:

- 1) >30 cm turbalasundiga alad liikusid sooökosüsteemide (madalsood) alla,
 - 2) <30 cm turbalasundiga alad andmekihtidelt NAT, KKR, KRATT, PKÜ, ELF liikusid niiduökosüsteemide klassi 'Soostunud avakooslused ja märgalad,' (vt järgmine peatükk)
 - 3) <30 cm turbalasundiga alad KKR andmekihilt jäid niiduökosüsteemide klassi Pärandniidud
- Kõik pärandniitude hulka arvatud 7230 alad kannavad baaskaardil koodi 7230N, et eristada neid teistest sama koodi kandvatest aladest, mida käsitleti soode all või soostunud avakoosluste ja märgalade all (NB: nendes kategooriates ei kasutatud Natura elupaigakoodi kõiki ökosüsteeme hõlmaval baaskaardil, kuid elupaigakoodid on esitatud lisatud vektorfailides).



Joonis B5. Elupaigatüübi 7230 (aluselised ja nõrgalt happelised liigirikkad madalsood) jagunemine erinevate ökosüsteemide baaskaartide vahel.

3. MUUD ROHUMAAD: MUUDE LOODUSLIKE JA POOLLOODUSLIKE ROHUMAAD JA NIIDULISTE ELUPAIKADE KAARDISTAMISE METOODIKA

Eristasime Natura määranguta niiduelupaigad PKÜ ja ELF kaardikihtidelt ning liitsime juurde ETAK avatud alad (E_304_lage_a, sh klübune ala, liivane ala, muu lage, rohuma). Saadud kiht lõigati soomuldade kihiga, jättes alles vaid vähem kui 30 cm turbakihi tusedusega alad. Seejärel eemaldati

kihilt 1. punktis valminud pärändniitudega kattuvad alad, põllumajanduslike ökosüsteemide kogukihiga kattuvad alad ning kõik metsade baaskaardi alad. Sarnaselt punktis 2 tuvastatud soostunud avakoosluste ja märgade niitudega, jäeti ka siin klassis niitude hulka vaid LiDAR-analüüsi tulemusena olevad ilma puudeta alad ja lõigati välja ka väikesed puittaimede laigud. Vaata puittaimedega seonduvat ka peatükist '*Puittaimede katvusega seonduv pärändniitudel, muudel rohumaadel ja soostunud avakooslustel*'.

Muud rohumaad: maavarade kaevandamisega (v.a. turvas) seonduv.

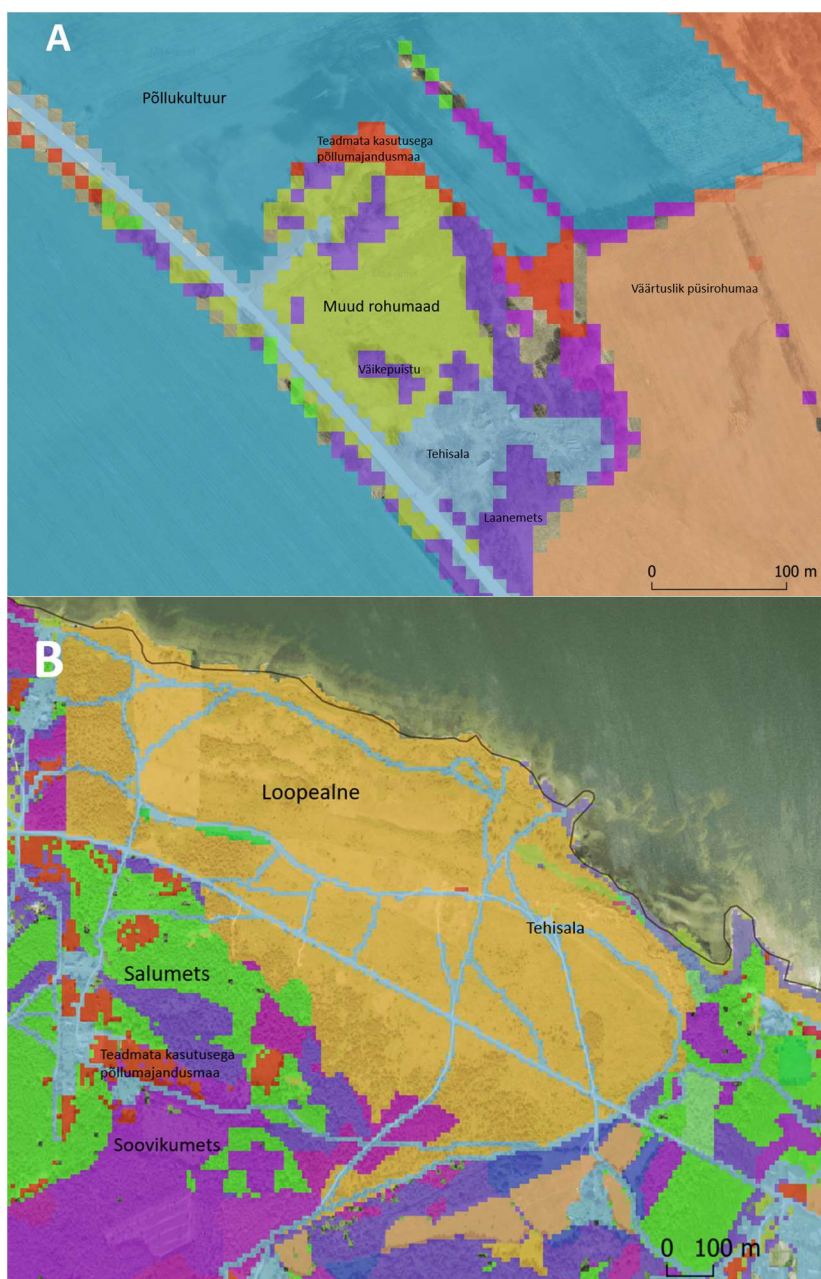
Eestis puudub aktiivseid ja juba hüljatud maardlaid koondav (välja arvatud turbakaevandused) kaardikiht ning maavarade kaevandamisest tekkinud jäätmete ladustamise piirkondi näitav kaardikiht. ETAK-is on nii hetkel kaevandatavad alad kui ka juba hüljatud alad koos looduslikemate lagedate aladega koos kategoorias Muu lage. Maa-ameti mäeeraldiste kihil on koos nii avamaa- kui allmaakaevandused ning nii juba kasutusse võetud kui ka veel kaevandamist ootavad varud. Konsulterides Maa-ametiga saime kinnituse, et ajalooliselt kaevandatud alade ruumikujusid ei peeta üheski registris. Baaskaardi moodustamiseks on aga hädavajalik eristada kaevandatud alad muudest avatud aladest ning teada kuna on kaevandamine lõppenud ja kuidas maardla korrastatud. Eristamiseks avatuna säilinud kaevandusalasid muudest rohumaadest, eraldati Maa-ameti katastrikaardilt katastriüksused, mille sihtotstarve oli 'mäetööstusmaa' ja 'jäätmehoidla maa', mis võimaldas mingil määral eraldada pealtmaakaevandamise alad. Saadud kaardikihti täiendati Corine maakattekaardi tüübid 131 (Karjäärid) ning 132 (Prügiplatsid, millest suur osa on mäekaevanduse materjalide ladustusplatsid). Tekkinud kihti lõigati muude rohumaade kihiga ning kattuvad alad eraldati baaskaardil klassi 'avatud alad karjäärides ja prügimägedel'. Antud klassi kuuluvaid polügoone hinnati edaspidi niiduökosüsteemide klassis, muuhulgas määrati ka neile seisundiklassid (vt peatükk 2.3), sest taimestunud endised lagedad karjäärialad (NB – mitte metsastatud) võivad olla niiduökosüsteemidega seotud liikidele olulisteks refuugiumiteks. Siiski on oluline neid teistest rohumaadest eristada, sest hetkel võivad antud klassis (baaskaardi klass 'avatud alad karjäärides ja prügimägedel') olla andmete vähesuse tõttu nii aktiivses kasutuses olevad karjäärialad kui taimestunud hüljatud karjäärid.

Puittaimede katvusega seonduv pärändniitudel, muudel rohumaadel ja soostunud avakooslustel

Otsustati, et pärändniitude kihilt midagi metsa hulka ei arvata, isegi kui tegemist on LiDAR-põhise taimkattekaardi järgi >1,3 m kõrge ja tihedama taimestikuga alaga. Põhjuseks vajadus identifitseerida ja kaardistada ka võsastunud kooslused, võimaldamaks nende taastamist ja seeläbi pärändniitudega seotud ökosüsteemiteenuste ja sidususe säilitamist. Võsastumise taseme ja puittaimede kõrgus olid olulisteks kriteeriumiteks seisundiklasside eristamisel (vt peatükk 2.3). Eri ökosüsteemide baaskaartide üheks kihiks agregeerimisel jäid ka võsastunud pärändniitudud baaskaardil pärändniitude hulka, kuna erinevate ökosüsteemide baaskaartide liitmisel olid pärändniitudud „ülalpool“ metsi, mis tähendab, et isegi kui mõni >1,3 m pärändkoosluse ala on metsa baaskaardil metsa all, siis agregeerimisel jäi ta pärändniiduks; vt joonist B1).

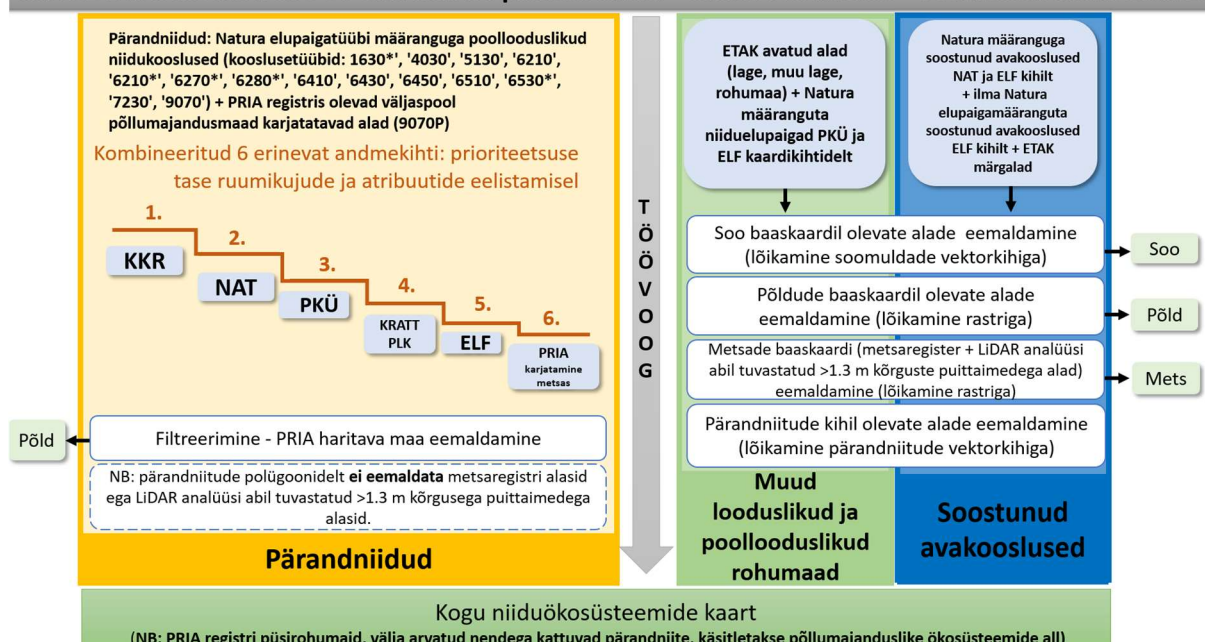
Niitude baaskaardi tegemisel otsustasime soostunud avakoosluste ning muude rohumaade puhul kanda LiDAR-põhise analüüsi tulemusena kõik 1,3 meetrist kõrgemate puittaimedega kaetud alad pigem metsaökosüsteemide alla, mitte aga kaardistada terviklikud polügoonid, kus avatud laigud ja metsastunud laigud moodustavad ühe ala (vt joonist B7). Antud lähenemine võimaldab edaspidi jälgida avatud alade ja võsastunud/metsastunud alade suurenemist või vähenemist ning annab paremad võimalused kaardistamistööd korrata. Siiski võiks edasistel inventuuridel ökosüsteemidest terviklikuma ülevaate huvides inventeerida ja kaardistada ka punktides 2 ja 3 defineeritud alad terviklike polügoonidena koos nendel leiduvate puittaimedega – mõõdukas puittaimede katvus on niitudele ja avatud elupaikadel iseloomulik ja soositud. Uurimustele tuginedes hakkab niiduelustiku seisund valgustingimuste halvenemisel 70% suurema võsa katvuse puhul kiiresti halvenema (Pärtel et al., 1996), seega niiduelupaigana võiks terviklike polügoonidena kaardistada alad, kus puittaimede katvus on alla 70%, kui tegu pole just puisniidu või puiskarjamaaga (kus katvus võib olla ka kõrgem). Lisaks on suure tõenäosusega omajagu muude rohumaade ning soostunud avakooslustena

kaardistatud alasid taastamisvõimalustega pärandniidud. Kuna informatsioon pärandniitude leviku kohta väljaspool kaitstavaid alasid on rohkem aegunud kui kaitstavate alade sees, ei ole ülevaade pärandniitude tänasest levikust väljaspool kaitsealade täielik. Nii on võimalik, et ka muudest rohumaadest ja soostunud avakooslustest on suur osa ajaloolised pärandniidud ja nende jäänused ning maastike edasisel inventuuril võivad nad koos neil leiduvate puittaimedega liikuda Loodusdirektiivi elupaigatüüpide hulgas klassifitseeritud pärandniitude hulka või olla koos puudetukkadega hinnatud avatud-poolavatud mitmekesiste elupaikadena. Seisundiklasside määramisel võeti arvesse ka ajalooline niitude levikukiht ning kunagistel niidualadel paiknevad avatud alad koos neil olevate noorte puistutega on suure taastamispotentsiaaliga niidukooslused.



Joonis B6. Näide baaskaardist, kus (a) avakoosluse (Muud rohumaad) sees olevad puudega kaetud alad on LiDAR-analüüsi alusel tõstetud metsaökosüsteemide alla (vastavalt kas väikepuistu, kui pindala jääb alla 2000 m² või vastavale mullale vastav metsa elupaigatüüp, kui puistu pindala jääb üle 2000 m²). Joonisel b on näidatud, kuidas pärandniitudel (loopealne) puude ja pöösastega kaetud alasid niidupolügoonidest välja ei ole tõstetud, puittaimede katvus võeti pärandniitude puhul arvesse seisundiklasside määramisel.

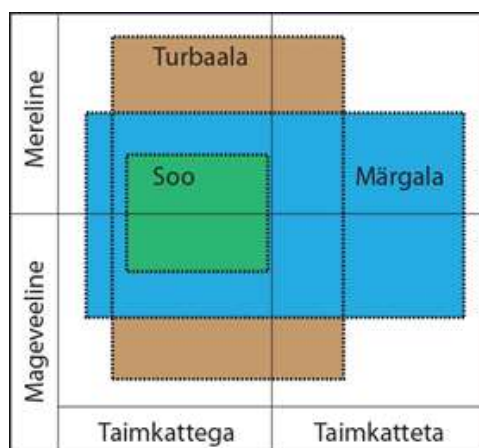
NIITUDE KAARDIKIHI MOODUSTAMINE: pärandniidud + muud rohumaad + soostunud avakooslused



Joonis B7. Niiduökosüsteemide baaskaardi loomise töövoog.

1.4. SOOÖKOSÜSTEEMIDE BAASKAART

Sooökosüsteemide piiritlemisel tuleb eristada mõiste „soo“ rangelt teaduslikku ning rahva- ja kultuuriloolist tähendust. Laiem rahva- ja kultuurilooline mõiste „soo“ hõlmab endas igasugust alaliselt või pikemaajaliselt niisket ala, mis on kaetud turba- või turvastunud mullaga. Sooteaduses mõistetakse termini „soo“ all looduslikku ala või ökosüsteemi, kus niiskusest tingitud hapnikuvaeguse tingimustes jääb osa taimejäänuseid lagunemata ning ladestub turbana ja turbakihi tüsedus on vähemalt 30 cm. Soos tekib pidevalt osaliselt lagunenu taimejäänustest turvast, see akumuleerub ja toimub süsiniku akumuleerumine. Seega sooteaduslikult ei käsitleta soodena alasid, kus turba teke on lakanud (enamasti veerežiimi muutumise tõttu), vaid nende kohta on kasutusele võetud mõiste *turbaala*. Turbaala on igasugune kohapealse tekkega turbakihi kaetud ala, sõltumata, kas turba ladestumine jätkub või toimub selle lagunemine ja kas ala on taimeestikuga kaetud või mitte (joonis B8). Õhema kui 30 cm turbakihi ala nimetatakse soostunud alaks. Turbaalast veel laiem mõiste on *märgala*, mis hõlmab endas ka madalaveelisi veekogusid (nt. roostikud, madal rannikumeri, mangroovid jne).



Joonis B8. Soo, turbaala ja märgala piiritlemise põhimõtteline skeem (Bragg & Lindsay, 2003 järgi täiendatud).

Soo ja turbaala piiritlemine üleriigiliselt ei ole ilma kohapealse uuringuta üheselt võimalik. Soo ja turbaala ülemineku on sageli sujuv laia tsoonina. Nõrga või hääbuva kuivendamise mõju korral võib turba teke turbaalal jätkuda või taastuda, metsaökosüsteemi laienemisel võib aga teatud tingimustel turba teke lakata. Samuti võib samal alal sajurohketel aastatel olla ülekaalus turbateke, kuivematel aastatel aga turba lagunemine ja täpne hinnang eeldaks pikaajalist seiret/süsinikubilansi uuringuid. Sellest tulenevalt saab üleriigiline soo ja turbaala piiritlemine olla vaid tinglik ja lähtuda peamistest indikaativsetest tunnustest.

SOOÖKOSÜSTEEMIDE KAARDIKIHI LOOMINE

Antud projekti eesmärgiks on ökosüsteemiteenuste ülepinnaline kaardistamine, seetõttu on sooökosüsteemide piiritlemisel lähtutud laiendatud lähenemisest (vt joonist B9), mille raames eristati Eesti digitaalse mullastikukaardi (1:10 000, Maa-amet 2018, TÜ ja PMK mullaseirebüroo parandatud versioon) alusel turbaalad. Turbaalade puhul säilitati originaalandmestiku geomeetria, täiendavalt klassifitseeriti turbaalad neljaks üldklassiks: lammimadalsood (41 mullanimetust), madalsood (223 mullanimetust), siirdesood (91 mullanimetust) ja rabad (42 mullanimetust), vt tabel B4. Seejuures säilitati mullastikukaardi mullanimetused originaalkujul (sh. vigased nimekujud, et tagada ühilduvus originaalandmestikuga). ETAK (1:10 000, Maa-amet 2017) kõlvikute alusel eristati turbatootmisalad, mis kuuluvad turbaalade hulka, kuid ei ole sood.

Lagesoode ja puissoode eristamiseks kasutati Maa-ameti LiDAR-möödistamise taimkatte kõrgusmodeli komposiitkihti (värskeim ülelend, kattuvatel ülelennualadel suurima taimkattekõrgusega ülelend, et vältida juhuslikke raiete vmt häiringute mõju). Puistu täius ja kõrgus on soodes tugevalt korreleeritud (Paal et al., 2016; Kull, 2016), seetõttu saab Maa-ameti LiDAR-möödistamise taimkatte kõrgusmodelit kasutada lage- ja puissoo ning soometsade piiritlemisel. Lagesoodena käsitletakse alasid, kus puistu täius on alla 0,3 ja keskmine puude kõrgus alla 4 m. Puissoodes kasutatakse puistu maksimaalse keskmise kõrguse kriteeriumina vahemikku 4–8 m ja >8 m kõrguse puistuga alad täiusega üle 0.3 klassifitseeritakse soometsadeks. Alasid, kus puurinde keskmine kõrgus ületab 5 meetrit ja üksteisega külgnevatest 10 × 10 m kõrgusmodeli pikslitest moodustub sidus ala üle 2 ha, aga ei ole arvel metsamaana (metsaseadus⁷) või metsaregistris või metsaökosüsteemi baaskaardi osana, käsitletakse sooökosüsteemi baaskaardil soometsana. Turbaaladest eeldatavate soode eristamiseks loodi kõigi ETAK tehisvooluveekogude (kraavid, peakraavid), maaparandusinfosüsteemi (2017) kuivendussüsteemi alade, jääksoode ja turbatootmisalade ümber 100 ja 250 m laiused kuivendamisest mõjutatud ökosüsteemiga tsoonid, mis erineva rangusega kriteeriumite alusel (Kull, 2016) lubavad eeldada, et seal on turba teke puudulik või aeglasem turba lagunemisest. Euroopa loodusdirektiivi elupaigatüübi ja Eesti taimkatte tüübi (Paal, 1997; Paal, 2006) väärtused omistati ökosüsteemi baaskaardi elementaarüksustele kattuvate areaalide korral Eesti soode inventuuri andmestikust (Paal & Leibak, 2013) ja EELIS Natura elupaikade andmestikust (viimaseid andmeid kasutati juhul, kui need täiendasid või olid kaasaegsemad kui soodeinventuuri andmestikus), üksikutel juhtudel eraldi detailsemate uuringute alusel ja inventeerimata aladele omistati soo põhiklassi väärtus (vt tabel B5).

⁷ <https://www.riigiteataja.ee/akt/104012021010?leiaKehtiv>

Tabel B4. Turbaalade jaotumine neljaks põhiklassiks mullastikukaardi mullanimetuste alusel.

Lammimullad	Eraldiste arv	Madalsoomullad	Eraldiste arv	Madalsoomullad	Eraldiste arv	Siirdesoomullad	Eraldiste arv	Rabamullad	Eraldiste arv
AM	33	M	6778	M ⁺ ;M ⁺⁺	156	S	165	R	10
AM ⁺	511	M ⁺	15411	M ⁺ ;M ⁺⁺ (G11)	1	S ⁺	2818	R ⁺	261
AM ⁺⁺	934	M ⁺⁺	15930	M ⁺ ;M ⁺⁺ (LG1)	1	S ⁺⁺	4414	R ⁺⁺	627
AM ⁺⁺⁺	1637	M ⁺⁺⁺	26677	M ⁺ ;M ⁺⁺ (LG1)	1	S ⁺⁺⁺	7783	R ⁺⁺⁺	2391
AM ⁺ (AG)	1	M(G1)	1	M ⁺ ;M ⁺⁺ (LkG)	1	S ⁺ ;LG1	2	R ⁺ (LG1)	1
AM ⁺⁺ (AG1)	5	M ⁺ ;DG	1	M ⁺ ;M ^{al}	1	S ⁺ ;LG;LHg	1	R ⁺ (R ⁺)	1
AM ⁺ (M ⁺)	1	M ⁺ ;G1	5	M ⁺ ;M ⁰	1	S ⁺ ;S ⁺ ;LG1	2	R ⁺ ;LG1	1
AM ⁺ ;AG	9	M ⁺ ;G11	3	M ⁺ ;S ⁺	19	S ⁺ ;S ⁺ ;LG1n	1	R ⁺ ;LG1	1
AM ⁺ ;AG1	8	M ⁺ ;LkG	1	M ⁺ ;LG1;LH(1)	1	S ⁺ (G11)	1	R ⁺ ;R ⁺	16
AM ⁺ ;AM ⁺	82	M ⁺ ;M ⁺	1	M ⁺ (1)	1	S ⁺ (LG)	4	R ⁺ ;S ⁺	1
AM ⁺ ;AM ⁺⁺	1	M ⁺ ;Go1;Gk	1	M ⁺ (1)al	1	S ⁺ (LG1)	35	R ⁺ (1)	1
AM ⁺ ;Go1	1	M ⁺ ;LG;Go	1	M ⁺ (2)	1	S ⁺ (LHg)	1	R ⁺ (LH;LG1)	1
AM ⁺ ;M ⁺	1	M ⁺ ;M ⁺ ;G11	3	M ⁺ (AM ⁺)	3	S ⁺ (M ⁺)	2	R ⁺ (R ⁺)	2
AM ⁺ ;M ⁺⁺ ;AG	1	M ⁺ (1)	1	M ⁺ (G1)	4	S ⁺ (R ⁺)	1	R ⁺ ;LG1	2
AM ⁺ (AG)	4	M ⁺ (1)al	1	M ⁺ (G11)	5	S ⁺ (S ⁺)	10	R ⁺ ;LG1;S ⁺ ;LH	1
AM ⁺⁺ (AG1)	6	M ⁺ (3)al	1	M ⁺ (Go)	2	S ⁺ ;S ⁺	2	R ⁺ ;R ⁺	11
AM ⁺ (AM ⁺)	7	M ⁺ (Av)	1	M ⁺ (Go1)	2	S ⁺ ;G11	5	R ⁺ ;R ⁺	7
AM ⁺ (AM ⁺⁺)	1	M ⁺ (Dg)	1	M ⁺ (LkG)	1	S ⁺ ;LG	6	R ⁺ ;S ⁺	1
AM ⁺ (M ⁺)	1	M ⁺ (DG)	1	M ⁺ (LkHg)	1	S ⁺ ;LG1	61	R ⁺ ;S ⁺	3
AM ⁺ ;Ag	2	M ⁺ (G1)	14	M ⁺ (Lpg)	1	S ⁺ ;LG1;LH	1	R ⁺ ;S ⁺	1
AM ⁺ ;AG	18	M ⁺ (G11)	15	M ⁺ (M ⁺)	6	S ⁺ ;LG1n	5	R ⁺ (1)	3
AM ⁺ ;AG1	19	M ⁺ (Gk)	2	M ⁺ (M ⁺ ;M ⁺)	1	S ⁺ ;Lgn	1	R ⁺ (2)	1
AM ⁺ ;AM ⁺	43	M ⁺ (Go)	7	M ⁺ (G1)	48	S ⁺ ;LH	1	R ⁺ (M ⁺)	1
AM ⁺ ;AM ⁺⁺	46	M ⁺ (Go1)	34	M ⁺ (M ⁺ al)	1	S ⁺ ;LPG	2	R ⁺ (R ⁺)	5
AM ⁺ ;M ⁺	1	M ⁺ (LkHg)	2	M ⁺ (M ⁺ 0)	7	S ⁺ ;M ⁺	3	R ⁺ (S ⁺)	8
AM ⁺ ;M ⁺⁺	3	M ⁺ (LG)	1	M ⁺ (M ⁰)	1	S ⁺ ;R ⁺	1	R ⁺ ;R ⁺	1
AM ⁺ ;M ⁺⁺⁺ ;AG	1	M ⁺ (LG1)	5	M ⁺ (S ⁺)	1	S ⁺ ;S ⁺	185	R ⁺ ;R ⁺	6
AM ⁺⁺ (AG)	8	M ⁺ (LG1n)	1	M ⁺ (S ⁺)	34	S ⁺ ;S ⁺	2	R ⁺ ;S ⁺	1
AM ⁺⁺ (AG1)	3	M ⁺ (Lgn)	1	M ⁺ (TxM ⁺)	1	S ⁺ ;LG;LHg	1	R ⁺ ;S ⁺	17
AM ⁺⁺ (AM ⁺)	9	M ⁺ (LkG)	5	M ⁺ ;AM ⁺	7	S ⁺ ;LG1;LHg	1	R ⁺ ;TxR ⁺	1
AM ⁺⁺ (AM ⁺⁺)	8	M ⁺ (M ⁺)	1	M ⁺ ;DG	2	S ⁺ ;LG1n;Lgn	2	R ⁺ ;TxR ⁺	1
AM ⁺⁺ (M ⁺)	1	M ⁺ (M ⁺)	94	M ⁺ ;G1	5	S ⁺ ;LHg;LG1	1	R ⁺ ;LH;LG1	1
AM ⁺⁺ (S ⁺)	6	M ⁺ (M ⁺)	7	M ⁺ ;G11	1	S ⁺ ;S ⁺ ;LG1	2	R ⁺ 0	25
AM ⁺⁺ ;AG	18	M ⁺ (M ⁺)	1	M ⁺ ;Go	11	S ⁺ (LG)	2	R0	2
AM ⁺⁺ ;AM ⁺	1	M ⁺ (S ⁺)	3	M ⁺ ;Go1	1	S ⁺ (LG1)	24	TxR	5
AM ⁺⁺ ;AM ⁺⁺	26	M ⁺ (S ⁺)	1	M ⁺ ;K(1)	1	S ⁺ (LG1n)	1	TxR ⁺	4
AM ⁺⁺ ;AM ⁺⁺⁺ d	1	M ⁺ ;M ⁺	4	M ⁺ ;K(2)	1	S ⁺ (LHg)	1	TxR ⁺	2
AM ⁺⁺⁺ ;M ⁺	21	M ⁺ ;S ⁺	1	M ⁺ ;LG1	2	S ⁺ (LkG)	1	TxR ⁺ ;TxR ⁺	1
AM ⁺⁺⁺ al	3	M ⁺ ;AG	1	M ⁺ ;LkG	1	S ⁺ (M ⁺)	1	TxR ⁺	115
AM ⁺⁺⁺ 0	7	M ⁺ ;AM ⁺	1	M ⁺ ;M ⁺	19	S ⁺ (M ⁺)	4	TxR ⁺ (R ⁺)	3
Tarn	132	M ⁺ ;Av	1	M ⁺ ;M ⁺	99	S ⁺ (R ⁺)	2	TxR ⁺ (S ⁺)	1
		M ⁺ ;DG	3	M ⁺ ;M ⁺ al	1	S ⁺ (S ⁺)	17	TxR ⁺ ;R ⁺	1
		M ⁺ ;G1	20	M ⁺ ;M ⁺ d	3	S ⁺ (S ⁺)	22		
		M ⁺ ;G11	54	M ⁺ ;M ⁺ 0	4	S ⁺ ;LG	3		
		M ⁺ ;Gk	4	M ⁺ ;M ⁺ 0	1	S ⁺ ;LG1	41		
		M ⁺ ;Go	12	M ⁺ ;M ⁺ d	1	S ⁺ ;LG1n	1		
		M ⁺ ;Go1	109	M ⁺ ;R ⁺	1	S ⁺ ;LHg	1		
		M ⁺ ;Gor	1	M ⁺ ;S ⁺	2	S ⁺ ;LHg	1		
		M ⁺ ;Gr	1	M ⁺ ;S ⁺	62	S ⁺ ;M ⁺	2		
		M ⁺ ;Kog	1	M ⁺ ;TxM ⁺	1	S ⁺ ;M ⁺	9		
		M ⁺ ;L(k)H(2)	1	M ⁺ a	103	S ⁺ ;M ⁺	2		
		M ⁺ ;LG	4	M ⁺ a(M ⁺)	2	S ⁺ ;R ⁺	3		
		M ⁺ ;LG1	14	M ⁺ a;M ⁺	1	S ⁺ ;R ⁺	1		
		M ⁺ ;LG1n	2	M ⁺ a;M ⁺ d	1	S ⁺ ;S ⁺	99		
		M ⁺ ;L1	1	M ⁺ al	5	S ⁺ ;S ⁺	63		
		M ⁺ ;LHg	1	M ⁺ al	160	S ⁺ ;S ⁺ (R ⁺)	1		
		M ⁺ ;LkG	8	M ⁺ al(1)	2	S ⁺ ;S ⁺ 0	1		
		M ⁺ ;LkHg	1	M ⁺ al(M ⁺)	1	S ⁺ ;S ⁺ 55	1		
		M ⁺ ;LPG	3	M ⁺ al(M ⁺ al)	1	S ⁺ (1)	10		
		M ⁺ ;M ⁺	2190	M ⁺ al;M ⁺	1	S ⁺ (1);S ⁺	1		
		M ⁺ ;M ⁺ 0	2	M ⁺ al;M ⁺ al	1	S ⁺ (1;2)	1		
		M ⁺ ;M ⁺ (G11)	16	M ⁺ al;S ⁺ al	1	S ⁺ (2)	1		
		M ⁺ ;M ⁺ al	2	M ⁺ d	392	S ⁺ (2;1)	1		
		M ⁺ ;M ⁺ 0	1	M ⁺ d;DG	2	S ⁺ (3)	1		
		M ⁺ ;M ⁺ 0	4	M ⁺ 0	293	S ⁺ (LG)	2		
		M ⁺ ;S ⁺	1	M ⁺ 0	1	S ⁺ (LG1)	8		
		M ⁺ ;Kg;K	1	M ⁺ a	29	S ⁺ (M ⁺)	23		
		M ⁺ ;L(k)H(4);LP(4);LH	1	M ⁺ a;AG	4	S ⁺ (R ⁺)	1		
		M ⁺ ;M ⁺ ;G11	1	M ⁺ a;M ⁺ a	2	S ⁺ (R ⁺)	7		
		M ⁺ (AG)	1	M ⁺ a;M ⁺ a	4	S ⁺ (S ⁺)	1		
		M ⁺ (AM ⁺)	2	M ⁺ al	11	S ⁺ (S ⁺)	16		
		M ⁺ (DG)	1	M ⁺ al	83	S ⁺ (S ⁺ 0)	1		
		M ⁺ (G1)	5	M ⁺ al(2)	1	S ⁺ ;LG1	1		
		M ⁺ (G11)	19	M ⁺ al(M ⁺ al)	1	S ⁺ ;LkG	1		
		M ⁺ (Go)	7	M ⁺ al;Go1	1	S ⁺ ;M ⁺	6		
		M ⁺ (Go1)	13	M ⁺ al;M ⁺	1	S ⁺ ;M ⁺	1		
		M ⁺ (G0g)	1	M ⁺ al;M ⁺ al	1	S ⁺ ;M ⁺	31		
		M ⁺ (G(2))	1	M ⁺ d	76	S ⁺ ;R ⁺	10		
		M ⁺ (LG)	2	M ⁺ d;DG	1	S ⁺ ;S ⁺	6		
		M ⁺ (LG1)	2	M ⁺ M ⁺	4	S ⁺ ;S ⁺	48		
		M ⁺ (LHg)	1	M ⁺ 0	20	S ⁺ ;S ⁺ 0	2		
		M ⁺ (LkG)	9	M ⁺ r	2	S ⁺ al	2		
		M ⁺ (Lk(3))	1	M ⁺ a	17	S ⁺ 0	122		
		M ⁺ (LPG)	11	M ⁺ a;M ⁺ a	4	S ⁺ ;LG	1		
		M ⁺ (M ⁺)	111	M ⁺ al	3	S ⁺ 0	3		
		M ⁺ (M ⁺)	53	M ⁺ al	56	S ⁺ S ⁺	1		
		M ⁺ (M ⁺ d)	1	M ⁺ al(2)	1	S0	8		
		M ⁺ (S ⁺)	15	M ⁺ al(M ⁺ al)	1	TxS ⁺	1		
		M ⁺ ;S ⁺	1	M ⁺ al;Go1	2	TxS ⁺ ;TxS ⁺	1		
		M ⁺ ;M ⁺	1	M ⁺ al;Goal	2	TxS ⁺	6		
		M ⁺ ;S ⁺	2	M ⁺ al;M ⁺	1	TxS ⁺ ;S ⁺	2		
		M ⁺ ;AM ⁺	6	M ⁺ al;M ⁺ al	2				
		M ⁺ ;AM ⁺⁺	3	M ⁺ al;M ⁺ al	5				
		M ⁺ ;DG	3	M ⁺ d	35				
		M ⁺ ;G1	9	M ⁺ Go1	1				
		M ⁺ ;G11	23	M ⁺ M ⁺	9				
		M ⁺ ;G11;G1	1	M ⁺ 0	2				
		M ⁺ ;Go	8	M ⁺ a	8				
		M ⁺ ;Go1	13	M ⁺ a ⁺	1				
		M ⁺ ;L(k)Hg	1	M ⁺ al	1				
		M ⁺ ;LG	2	M ⁺ d	64				
		M ⁺ ;LG1	9	M ⁺ d ⁺	1				
		M ⁺ ;LHg	1	M ⁺ 0	51				
		M ⁺ ;LkG	6	TxM	12				
		M ⁺ ;Lk1	1	TxM ⁺	5				
		M ⁺ ;LkHg	1	TxM ⁺ (Av)	5				
		M ⁺ ;LkHg;Lk1	1	TxM ⁺ ;TxM ⁺	2				
		M ⁺ ;LPG	4	TxM ⁺	5				
		M ⁺ ;M ⁺	3	TxM ⁺ (Av)	3				
		M ⁺ ;M ⁺	1050	TxM ⁺ ;TxM ⁺	1				
		M ⁺ ;M ⁺ (Go1)	1	TxM ⁺	27				
				TxM ⁺ (Av)	5				

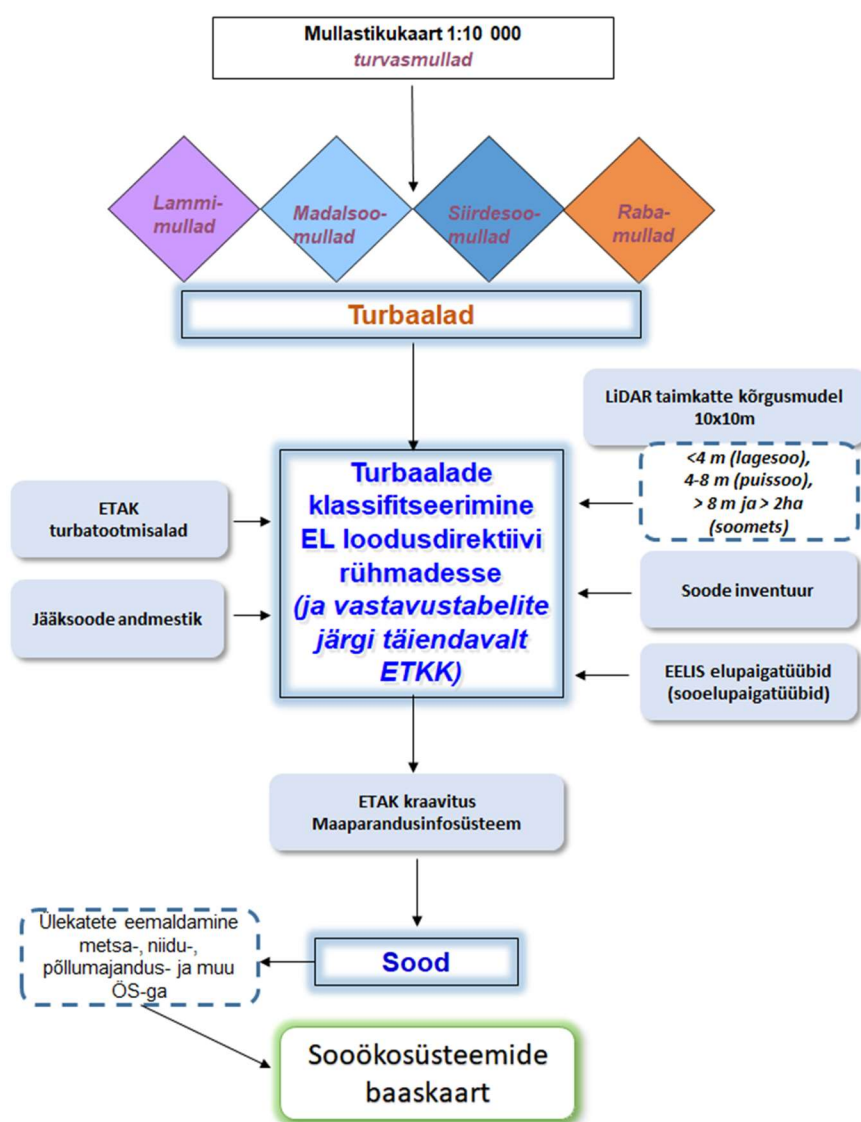
Tabel B5. Sooökosüsteemi baaskaardil eristatavad* klassifikatsiooni tasemed.

Põhiklass	Loodusdirektiivi elupaigatüüp	Eesti taimkatte kasvukohatüüp ja kood (Paal, 1997)	
Raba	Rabad (7110*)	Nõmmraba tüübirühm (321) nõmmraba (3211) Lage- ja puisraba tüübirühm (322) (puis-)mättaraba (3221) (puis-)peenra-älveraba (3222) lauka-(puis-)raba (3223)	
	Nokkheinakooslused (7150)	(puis-)peenra-älveraba (3222)	
	Rikutud, kuid taastumisvõimelised rabad (7120)	(puis-)mättaraba (3221)	
	määratlemata raba	määratlemata raba (32)	
Siirdesoo	Siirde- ja õõtsiksood (7140)	Segatoiteliste rohusoode tüübirühm (312) rohu-siirdesoo (3121) õõtsik-siirdesoo (3122)	
	määratlemata siirde- ja õõtsiksoo	määratlemata siirde- ja õõtsiksoo	
Madalsoo	Liigirikad madalsood (7230*) ⁸	Põhjaveetoiteliste rohusoode (madalsoode) tüübirühm (311) liigivaene madalsoo (3111) liigirikas madalsoo (3112) õõtsik-madalsoo (3113)	
	Lammisoo	Madalsood lääne-mõökrohuga (7210*)	liigirikas madalsoo (3112)
		Allikad ja allikasood (7160)	Allikasood tüübirühm (313) allikasoo (3131)
		Nõrglubja-allikad (7220*)	Allikasood tüübirühm (313) allikasoo (3131)
		määratlemata madalsoo	määratlemata madalsoo
		Vastavalt EELIS/soode inventuuri käigus määratud koodile	Vastavalt EELIS/soode inventuuri käigus määratud koodile
Laukad	Huumustoitelised järved ja järvikud (3160)	laukad (5113)	
Turbaväljad	Turbaväljad (Tx)	Turbaväljad (Tx)	
Jääksood	Jääksood	Jääksood	

⁸ Elupaigatüübi 7230 puhul arvestati soostunud niidud niiduökosüsteemide hulka, tuginedes Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni (Paal, 1997) määrangule Natura elupaigatüüpide kaardikihi tabelis (elupaigad, mille peamiseks määranguks oli kuulumine tüübirühmadesse 2.4.1. Rohketoiteliste soostunud niitude (soovikuniitude) tüübirühm ja 2.4.2. Vähetoiteliste soostunud niitude tüübirühm). Ülejäänud elupaigatüüpi 7230 kuuluvaid elupaiku käsitleti sooökosüsteemide all.

* Baaskaardi põhiversioonis (rasterkihis) eristatakse põhiüksuse tase, mis katab sooökosüsteemid ülepinnalise klassifikatsiooniga. Teiste tasemete puhul on kaardil palju kohti, kus detailsema tüübi kohta andmed puuduvad. Tellijale on üle antud ka teiste tasemete kaardid.

Eristatud turbaaladest jäeti kattuvusanalüüsi alusel välistamisjärjekorra alusel välja: kõik niidu-, põllumajandus- ja metsaökosüsteemi baaskardiga kattuvad alad (niiduökosüsteemide eristamise juhendit elupaigatüüp 7230* puhul vt peatükist 1.3). Välistamise aluseks on lähtekoht, et püsiv inimõju ja majandamine muudab sooökosüsteemi funktsioneerimist sedavõrd, et teenuste hindamisel on otstarbekas lähtuda pigem hetke sihtkooslusest/ökosüsteemist kui algest sooökosüsteemist, mille taastumine olulise sekkumiseta on vähetõenäoline.



Joonis B9. Sooökosüsteemide baaskaardi loomise töövoog.

1.5. PÕLLUMAJANDUSLIKE ÖKOSÜSTEEMIDE BAASKAART

Põllumajanduslike ökosüsteemide all mõistetakse antud töö raames neid alasid, mis on alates 2004. aastast olnud mõnel ajahetkel aktiivses põllumajanduslikus kasutuses (välja arvatud majandatavad pärandkooslused, mida käsitletakse niiduökosüsteemide all). Valdavalt kuuluvad põllumajanduslike ökosüsteemide alla põllukultuuride alused maad (sh lühiajalised rohumaad), püsikultuuride kasvatamise alad ja püsirohumaad koos nende sees olevate maastikuelementidega ja vahetult külgnevate maastikuelementidega. Töösse kaasasime PRIA toetusaluste põllumajandusmaade andmeregistrites kajastatud alad alates 2004. aastast ning ETAK andmekogu nähtusklassi "haritav_maa" kuuluvad võsastumata alad. Põllumajanduslike ökosüsteemide klasse vaata tabelist B6.

Tabel B6. Põllumajanduslike ökosüsteemide klassid

Ökosüsteemi klass	Kirjeldus	Andmete päritolu
Põllukultuurid	Külvikorras olev haritav maa ja lühiajaline alla 5-aastane rohumaad	PRIA põllumassiivide register
Püsirohumaad	Rohumaad, millel ei ole rakendatud põllumajandusliku majapidamise külvikorda viie aasta jooksul või kauem. Antud klassi kuuluvad ka tagasi rajatud ja uuendatud püsirohumaad. ⁹	PRIA põllumassiivide register
Potentsiaalselt väärtuslik püsirohumaad	Vähemalt 10 aastat vanad püsirohumaad (PRIA 2004–2019 andmed)	PRIA põllumassiivide register (andmed püsirohumaad esinemise kohta perioodil 2004–2019). ¹⁰
Püsikultuurid	Püsikultuuride (puuviljaaiad jm) kasvualad.	PRIA põllumassiivide register
Põllumajanduslik kasutus teadmata	Alates 2004 PRIA põllumassiivide registris deklareeritud maade hulgas on tänaseks alasid, mis ei ole toetusalused ja mille tegelik kasutuse info puudub, samuti puudub kasutusinfo ETAK	PRIA põllumassiivide register, ETAK

⁹ Tagasi rajatud püsirohumaad – püsirohumaad, mis on ülesharitud püsirohumaade asemel tagasi rajatud (heintaimede segu on kasvanud vähemalt 5 eelnevat aastat järjest); uuendatud püsirohumaad – püsirohumaad, uuendamine heinaseemnete segu külvamise (kündmise) teel ei katkesta rohumaad vanuse arvestamist.

¹⁰ Tüüp eristatakse, et tuua teiste põllumajandusliku kasutusega alade hulgast esile ja väärtustada elurikkust potentsiaalselt rohkem toetavat osa püsirohumaadest, s.o neid alasid, mis on saanud pikemat aega kujuneda niiduökosüsteemi suunas. Väärtuslikele püsirohumaadele on iseloomulik pikemaajalisem uuendamise/taastamise puudumine ning taastuv looduslik niidutaimestik (tuvastatav indikaatorliikide abil). Tüübi eristamine on siiski hetkel tinglik – praegu eristatakse PRIA andmebaasi alusel potentsiaalselt väärtuslikud alad vaid selle alusel, kas ala on viimase 10 a jooksul olnud järjepidevalt püsirohumaad. Muud sobivad andmed (ala tegelik uuendamise/taastamise puudumine, rohumaad vanus, indikaatorliikide olemasolu) riiklikes andmebaasides praegu puuduvad. Vajadusel saab baaskaardil eristatud püsirohumaade tüübid lihtsasti (taas) kokku liita. Soovitame kasutada ekspertide arvamust ja välja töötada seire, et tuvastada ja deklareerida väärtuslikud püsirohumaad PRIA põllumassiivide registri andmebaasis. Näeme sellise info koondamise olulist vajadust ja väärtuslike püsirohumaade klassi väljatöötamist ka PRIA põllumassiivide registri andmekogu jaoks. Lisaks võiks seejärel kaaluda väärtuslike rohumaade kajastamist niitude ökosüsteemide all, sest nad kannavad ja toetavad samu väärtusi, mis niiduökosüsteemid.

	haritavate maade osas, mis ei ole PRIA toetusalune maa.	
--	---	--

PÕLLUMAJANDUSLIKE ÖKOSÜSTEEMIDE KAARDIKIHI LOOMINE

Põllumajanduslike ökosüsteemide baaskaardi koostamiseks viidi läbi järgnev töövoog (vt joonist B10):

1) Kombineeriti PRIA toetusaluste põllumassiivide andmekihid (kõik toetusalused massiivid ehk kõik jooksva aastal toetust saanud massiivid) alates 2004. aastast kuni 2019. aastani. Saadud kaardilt eemaldati ülekatted, kombineerides kõik andmekihid üheks pinnaks.

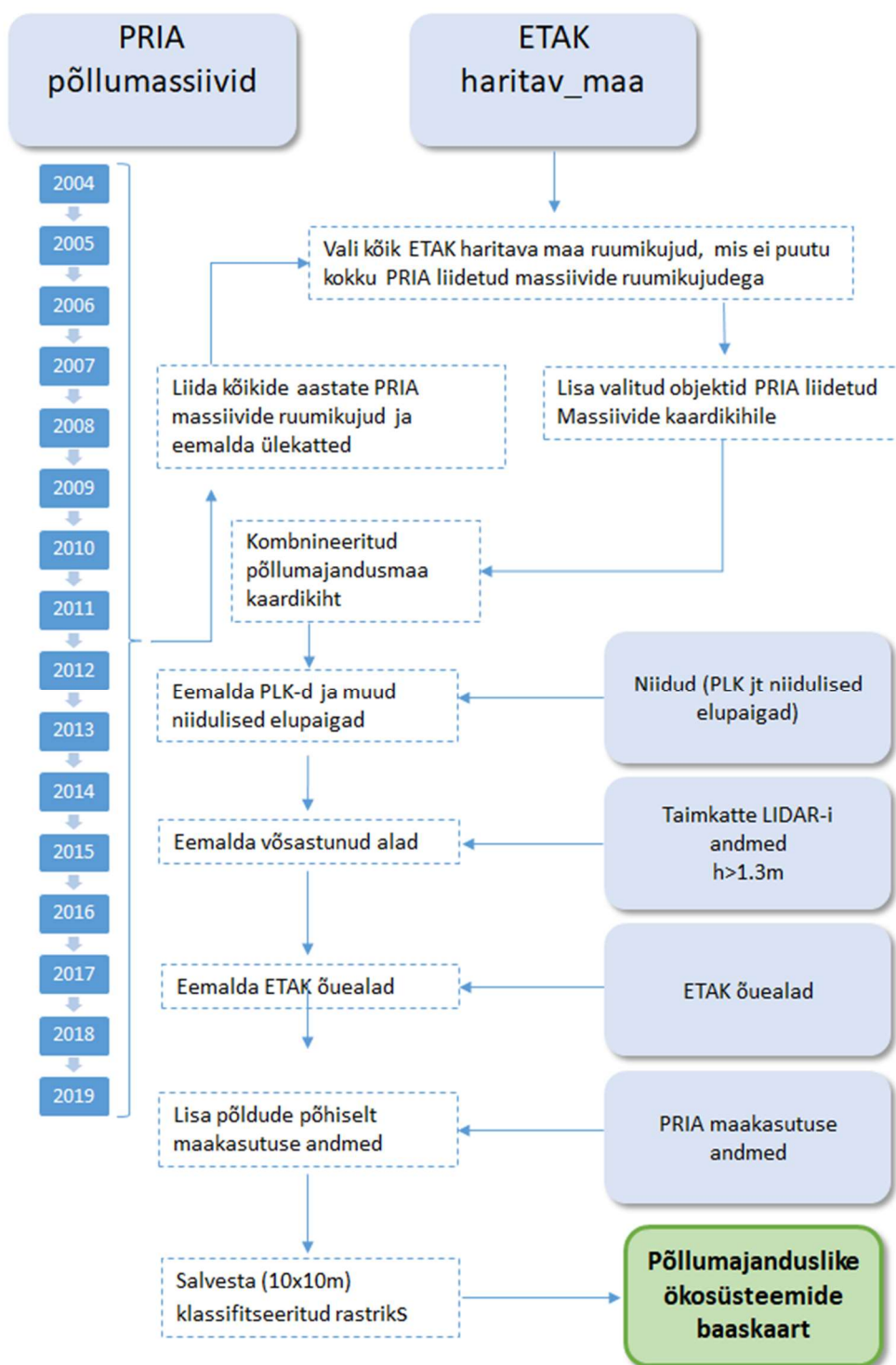
2) ETAK andmekogu nähtusklassist *haritav_maa* lisati juurde kõik alad, mis ei kattunud PRIA andmete tugineva punktis 1 moodustatud kaardikihiga. Sel viisil moodustus kombineeritud kaardikiht, mis hõlmas PRIA ja ETAKi haritava maa andmeid.

3) Kasutades niiduökosüsteemide baaskaardi moodustamisel valminud pärandkoosluste jm niiduliste elupaikade kaardikihti, eemaldati eelmises punktis moodustatud kombineeritud kaardikihilt pärandkooslused jm niidulised elupaigad (vt ka niiduökosüsteemide kaardikihi moodustamine).

4) Kasutades Maa-ameti LiDAR-möödistamise taimkatte kõrgusmudeli komposiitkihti (värskeim ülelend, kattuvatel ülelennualadel suurima taimkattekõrgusega ülelend), eemaldati kombineeritud kaardikihilt võsastunud alad, kus puittaimede kõrgus ületas 1,3 meetrit, mis liikusid metsade alla.

5) Kasutades Maa-ameti ETAK õuealade andmekihti, eemaldati kombineeritud kaardikihilt õuealadega ülekatted.

6) Kaardikihile lisati PRIA maakasutused, kasutades põllupiiride (põld on konkreetse kultuuri (sh püsilikultuuri) kasvatamise ala, mis võib olla osa suuremast massiivist (näiteks massiivil võib olla mitu põldu), või on massiiviga võrdne ala) andmekihte, klassifitseerides alad tulenevalt ülalloetletud ökosüsteemide klassidest.



Joonis B10. Põllumajanduslike ökosüsteemide baaskaardi loomise töövoog



Foto: Kalev Sepp

2. ÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMINE

Töö läbiviimisel lähtusime Burkhard et al. (2018) ökosüsteemi seisundi hindamise juhendist. Seisund kirjeldab valitud mõõdikute alusel ökosüsteemi omadusi ja toimimist, seisundiklassiti varieerub ökosüsteemiteenuste palett ning hulk. Seisundi indikaatoritena kasutasime nii ökosüsteemi struktuuri kirjeldavaid tunnuseid (nt puistu vanus) kui ka survetegureid, nt soola kaugus kraavidest. Referentsseisundiks (A klass) oli loodusdirektiivi kõrge või väga kõrge looduskaitse väärtusega elupaikadega võrreldav seisund (kuigi lisaks Natura elupaikade inventuurile kasutati muidki tunnuseid). Metsade ja soode puhul vastab A klass loodusliku seisundi lähedasele olukorrale, niitude puhul iseloomulike liikidega pikaajaliselt hooldatud pärandkooslusele. Põldude puhul loeti A klassi ekstensiivselt ja looduslähedaselt majandatud alad ehk võimalikult poollooduslike kooslustele sarnanevad kõrge loodusväärtusega põllumajandusmaad. Järgnevad klassid eemalduvad referentsseisundist ja pakuvad teistsuguseid või erineval määral (rohkem või vähem) teenuseid. Maastikulisi tunnuseid, nagu piirnevate alade iseloom, kasutati ainult põllumajandusökosüsteemide seisundiklasside määramisel. Teiste ökosüsteemitüüpide puhul eeldati, et vaadeldava ala kohttunnused iseloomustavad seisundit täpsemalt, näiteks metsa vanus paremini kui selle piirnevine põllu või teise metsaga. Põllumajandusökosüsteemid muutuvad aastati ja seetõttu leidub vähem seisundit kajastavaid kohapõhiseid tunnuseid.

2.1. METSAÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE PÕHIMÕTTED

Metsade puhul eristasime kuus looduslikkust kajastavat seisundiklassi. Looduslikkust iseloomustame läbi metsa järjepidevuse, puistu koosseisu ja struktuuri (Brumelis et al., 2011). Kuna metsade looduslikkust ei ole ülepinnaaliselt kaardistatud, tuleb kasutada lähendeid. Neil aladel, kus inventuur on tehtud, on aga täpsem kasutada selle tulemusi. A klassi puhul on kõrge looduslikkus kinnitatud välitöödel, B klassis võib muude andmete põhjal eeldada, et tegu on kõrge looduslikkusega metsaga. Nii on klass A ja B eristatud eelkõige just kohapealse inventuuri järgi. Näiteks on A-klassi loetud inventeeritud vääriselupaigad: eraldise tasemel täpne väliinventuuri kinnitus ala looduslikkuse kohta võrreldes tavapärase majandusmetsamaastikuga (metsa vääriselupaigad on alad, kus inimsurve on olnud madalam ja tänu sellele iseloomustavad ala vääriselupaiga tunnused, nagu vanad puud, mitmekesine surnud puit, metsakeskkonna järjepidevus ning selliseid loodusmetsa elemente vajavad tunnusliigid; Andersson et al., 2016). Ala kaitsestaatus indikeerib üldjuhul samuti kohapealset inventuuri. Samas võib suurematel kaitstavatel aladel, sh sama režiimiga võõndi piires esineda metsade looduslikkuse osas suur sisemine heterogeensus. Nt ka looduslikes sihtkaitsevööndites võib esineda raiesmikke, näiteks salu-laane-soovikumetsade kaitsealadel, mis rajati tüpoloogiliste vajakute katmiseks¹¹, kuna need loodi võimalikult suurte massiividena, mitte üksikute vana metsa kildudena. Algselt kaaluti ühe klassifitseerimiskriteeriumina ka kaitstava ala režiimi järgi määramist, kuid sellest loobuti just nimelt alade heterogeensusel põhjusel – iga eraldis tuleb sisuliselt ka üle vaadata. Seetõttu loetakse nt A klassi kuuluvaks ainult need kaitsealade metsad või nende osad, mis vastavad tabelites S1 ja S2 määratud surnud puidu tagavara või puistu vanuse künnisele.

Mitmel puhul on lähenditest informatiivsemaks osutunud puistu vanus, kuna see enamasti peegeldab aega, mis on möödas ökosüsteemi tugevalt muutnud häiringust, tüüpiliselt lageraie, kus varjuline metsakooslus on asendunud avakooslusega. See põhjendab klassifikatsioonis puistu vanuse kasutamist olulise tegurina. Teine Eesti metsade ökosüsteeme tugevalt ja laialdaselt mõjutav tegur on kuivendus. Selle läbiv kaasamine klassifikatsiooni ei osutunud otstarbekaks, kuna ka kuivendatud metsades võib olla kujunenud kõrge looduslikkus. Seega pidasime puistu koosseisu, vanust, surnud puidu mahtu ja Natura ja vääriselupaikade inventuuri andmeid määravamaks kui kuivendamise esinemist. Täiendavalt kuivenduse arvestamine oleks seisundiklasside arvu kasvatanud lihtsaks hoomamiseks liiga suureks. Kuivenduse mõju kajastub baaskaardi üksustes, kus on eristatud

¹¹ Vabariigi Valitsuse määruse „Laane- ja salumetsade kaitseks looduskaitsealade moodustamine ja kaitse-eeskiri” eelnõu seletuskiri. https://www.envir.ee/sites/default/files/seletuskiri_laane-ja_salumetsad.pdf

kõdusoometsad. Kuivendusaspekt on sisse toodud ka asjaoluga, et paiknemine kuivendamata märke mullal on tunnus, mis n-ö hõlbustab A ja B klassi pääsemist.

Seisundiklasside kriteeriumite määratlemisel arutati ka põlengualade info kaasamist, kuna põletamist rakendatakse looduslikkuse taastamise võttena, ent otsustati, et seniste uuringute põhjal ei ole õigustatud kõikide põlengualade automaatne liikumine kõrge looduslikkusega seisundiklassi, kuna alade vaheline varieeruvus on suur ja paljudel aladel on põlenud puit (elupaigaelement) eemaldatud.

Metsaökosüsteemi järjepidevuse hindamiseks kasutasime ajaloolisi kaarte. Kahjuks ei ole üleeestiliselt kättesaadav vanem kui 1948. aastaga dateeritud kaart. Varasematel kui 1948. a. koostatud ja praeguseks digitaliseeritud georeferentsetel kaartidel puuduvad rasteranalüüsiks kasutatavad atribuutandmed ja seetõttu pole neid võimalik analüüsiks kasutada. Siiski peegeldab 1948. a kaart tegelikult ka varasemat perioodi, kuna selle välitööd tehti 1920–1930 aastatel ning sellel märgitud metsasus korreleerub hästi ka veel varasema ajaga, mida kajastab üheverstane kaart (u 1894 aastast, Runnel, 2018 andmetega $r = 0,90$; $p < 0,001$).

Eraldi klassina on välja toodud F, kuhu kuuluvad metsaökosüsteemi arengu mõistes hiljuti metsastunud alad. Klassi F eristamine on põhjendatud, kuna metsaökosüsteemi kujunemine endisele põllumajandusmaale on aeganõudev protsess (Flinn & Vellend, 2005).

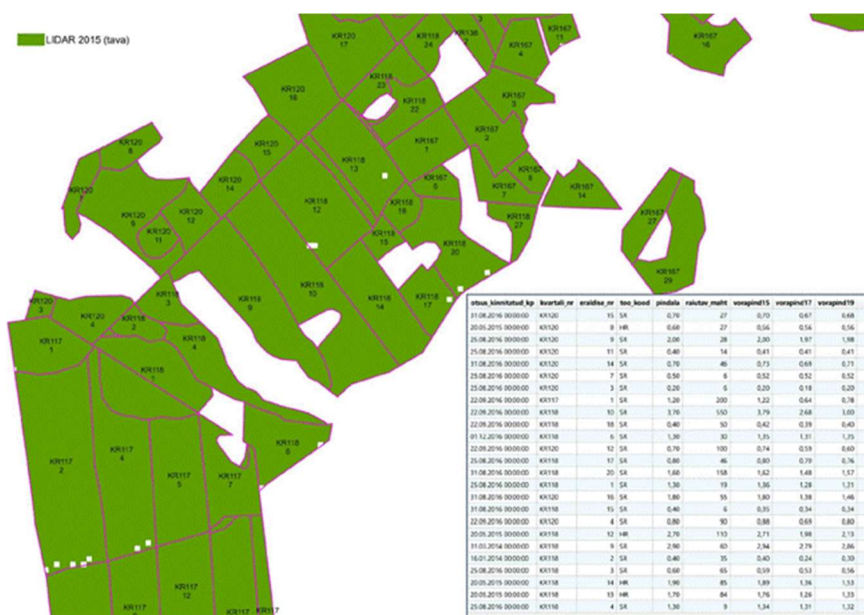
RAIED

Metsaregistri takseerandmeid ei uuendata alati kohe pärast raiet (erandiks on RMK lageraiete info, mis uuendatakse paari nädala jooksul – Tavo Uuetalu suulised andmed, 30.09.20). Seetõttu kasutati raiutud alade tuvastamiseks kaugseireandmeid. Esiteks kasutati Tartu Ülikooli Tartu Observatooriumis riikliku keskkonnaseire allprogrammi “Maastike kaugseire” raames koostatud (vastutav täitja Urmas Peterson) satelliitandmetel põhinevaid kihte (metoodika on kirjeldatud iga-aastastes riikliku seire aruannetes, mis on kättesaadavad keskkonnaseire infosüsteemis KESE), mis kajastavad ajavahemikus 2011–2019 tehtud lageraieid. Ortofotol on aga näha raiealaseid, mis U. Petersoni koostatud kihtidel ei kajastu ning ka Keskkonnaagentuur on leidnud (Aastaraamat “Mets 2018” ...), et metoodika ei võimalda eristada <0,5 ha suuruseid lageraiealaseid. Seepärast kasutati täiendavalt projekti “Kaugseire meetoditega metsaressursi arvestamine” raames 2020. a valminud tagavara kihti (metoodika on kirjeldatud nimetatud projekti aruandes, mis on kättesaadav Keskkonnaagentuurist), võrreldes seal olevaid andmeid metsaregistris toodud eraldiste tagavaradega. Kui kaugseirega tuvastatud tagavara oli palju väiksem kui metsaregistris näidatu, järeldati, et alal on tehtud uuendusraie ja metsaregistri andmete asemel tuleb kasutada kaugseireandmeid ala seisundiklassi määramiseks. Kui kaugseirega leitud tagavara moodustas metsaregistris kirjas olevast tagavarast vähem kui 21% ja alale oli esitatud metsateatis (ükskõik mis liiki, aastatel 2007 kuni 2019), liikus ala (täpsemalt piksel) klassi D, E või F vastavalt loogikale, mida muidu rakendati takseerimata metsades (vt allpool). Lävendi leidmiseks võeti kaks Eesti piirkonda, Loode- ja Kagu-Eesti. Leiti boniteediklasside 0–3 keskmistena, mitu % moodustab 20-aastaste metsade keskmine tagavara küpsete metsade keskmisest tagavarast boniteediklasside kaupa. Kõige väiksem protsent oli 20.

Lisaks lageraietele mõjutavad metsaökosüsteemi funktsioneerimist (ja antud töö kontekstis seisundiklassi kuuluvust) muud raied, mille tuvastamine on nende väga erineva ilme tõttu keeruline. Riiklik elektroonne andmesüsteem teatiste kohta on olemas KAURis metsaregistris aastast 2007. Selle üle, kas ja kui palju on metsateatise tegelikult realiseeritud, ei peeta praegu ka üleriigilist arvestust, kuid teada on, et arvestatav osa neist jääb tegemata. Seega ei oleks ka korrektne seisundiklassi kuuluvust teatiste alusel otsustada. ELME projekti raames kasutasime lihtsat LiDAR-põhist jah/ei tüüpi lähenemist, võrreldes metsateatistega (2007–2019) aladel erinevate ülelendude vahelisi muutusi puuvõrde katvuses. Puistu katvuse baasaset (CHM komposiit 2008–2015) võrreldi järgnevatel

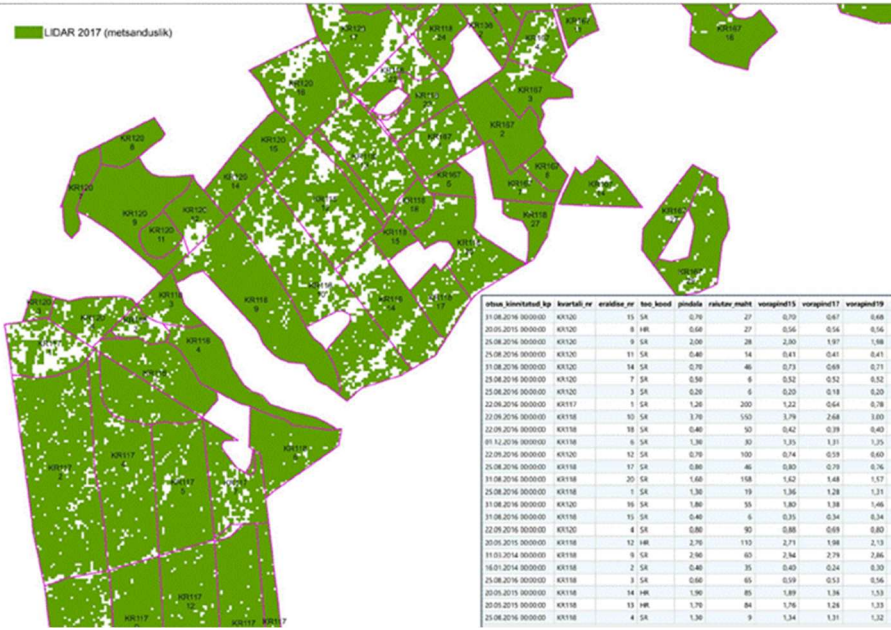
ülelendudel kaardistatud katvusega. Olenevalt sellest, mis aastal tehti esimene ülelend 2008–2015 komposiitkaardi jaoks, võib vanima tuvastatava raie aasta varieeruda 2009–2016. Järgnevatest aastatest kasutati miinimumkatvust, sest pole teada, millal raiuti ja pärast raiet võib puistu liituda juba mõne aastaga. Karula pilootalal analüüsiti riigimetsa esitatud sanitaar- ja harvendusraie teatiste aladel toimunud puistu katvuse muutusi. Kasutati just riigimetsa ala, sest RMK teatistest valdav osa teostatakse. Katvus muutus -100 kuni +9,4%. Lähenesime konservatiivselt, et hoiduda raiumata alasid raiutuks lugemast. Sestap kasutasime lävendina 25% kvantiili nendest aladest, kus katvus langes >9,4%. See kvantiil oli 12,32% langust. Üle-Eestilises seisundianalüüsis hinnati raie toimunuks lävendist suurema katvuse vähenemise puhul, kusjuures kaasati sanitaar, valik-, harvendus-, turbe- ja lageraiete teatised.

Kirjeldatud meetodikaga loodud nn muude raiete kiht võimaldab täiendavalt viia raiutud alad klassist A klassi B. Tagasihoidlik valikraie võib siiski jätta metsaökosüsteemi osa põlismetsa omadusi (Remm et al., 2020), mistõttu ei pidanud me õigeks pelgalt kaugseire alusel viia osalise raie alasid klassist B klassi C või edasi. Analüüsi katsetusest Karula pilootalal saab aimu allolevalt joonis S1 piltide seeriast.

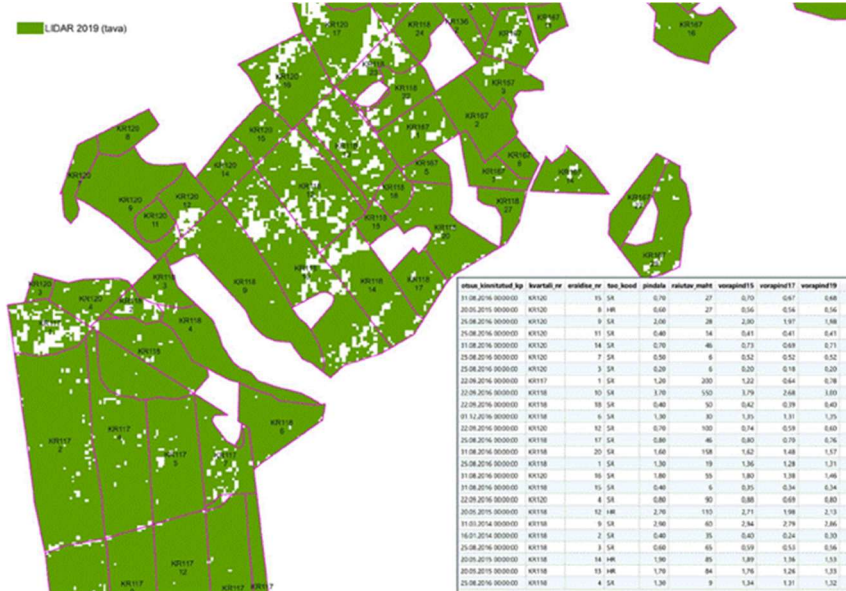


Karula taimkate LIDAR

LIDAR 2017 (metsanduslik)



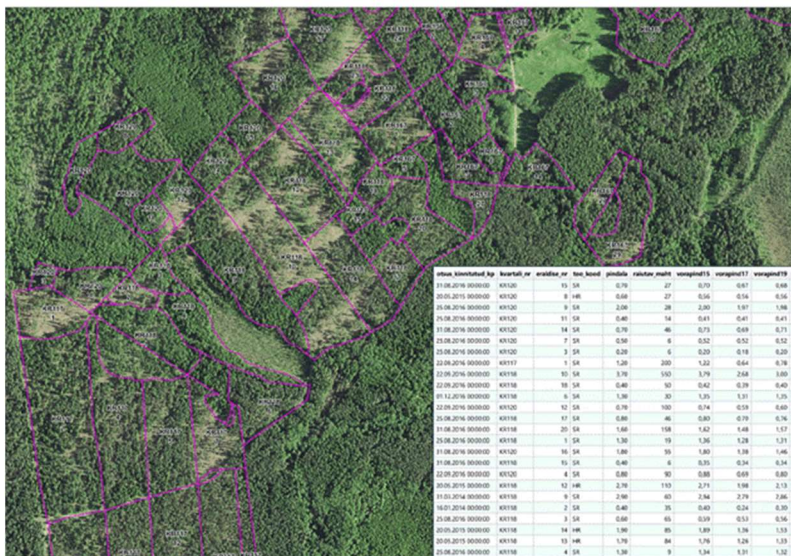
LIDAR 2019 (lava)



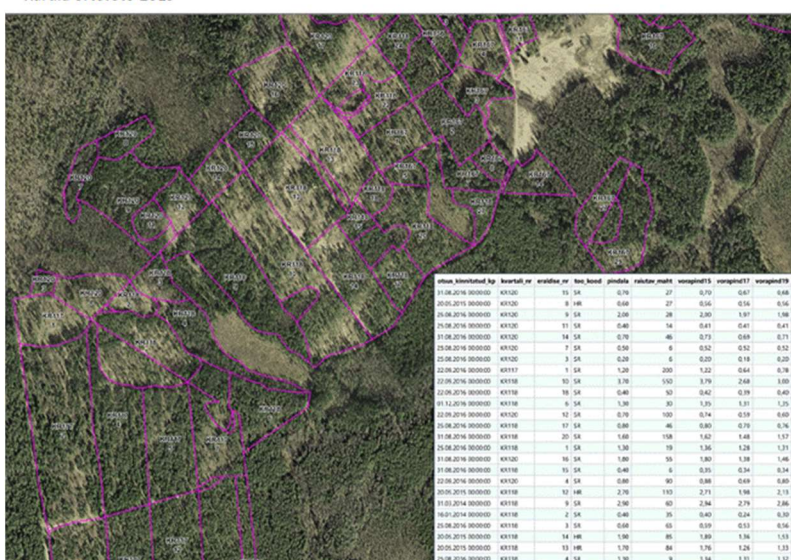
Karula ortofoto 2015



Karula ortofoto 2017



Karula ortofoto 2019



*Joonis S1. Muude raiete hindamine väljavõtte Karula pilootala näitel.
KLASSIDESSE JAGAMINE*

Klassidesse kuulumise kontrolli mingi eraldise jaoks tehakse klasside tähestiku järjekorras. Kui vastavus leitakse, edasi ei kontrollita. Lisaks kontrollitakse raieid, mis ei kajastu metsaregistri andmetes (metsaregistri andmed on raie-eelsed) ning muudetakse seisundiklassi vastavalt.

Klass A.

täidetud peab olema vähemalt üks kriteeriumitest:

1. Loodusreservaat
2. Inventeeritud vääriselupaik¹²
3. Loodusdirektiivi metsaelupaik üldise looduskaitseväärtusega A või B

¹² Sh nii lepinguga kui ka lepinguta inventeeritud vääriselupaigad.

4. Kaitstaval alal¹³ paiknev mets, mis vastab tabelis S1 või tabelis S2 toodud tunnustele JA paikneb järjepideva metsamaa piirkonnas ca 75 a jooksul¹⁴ või kuivendamata märjal mullal¹⁵.
Välja arvatakse puistud, kus võõrpuuliikide kogutagavara osakaal on >10% või kus on eelkirjeldatud analüüsi alusel tuvastatud raie.

Tabel S1. Minimaalne nõutav püstise surnud ja lamapuidu summaarne tagavara (tm/ha) takseerinfo alusel (koostamise aluseid vaata tabeli alt).

Tüübirühm	≥ alammäär
Loometsad	11
Nõmmemetsad	6
Rabastuvad metsad	13
Samblasoometsad	9
Kõdusoometsad	19
Laanemetsad	18
Palumetsad	16
Rohusoometsad	14
Salumetsad	16
Soovikumetsad	16

Tabeli S1 koostamise seletus

Et kasutada metsaregistris olevaid surnud puidu andmeid (arvestades, et need ei põhine põhjalikul surnud puidu mõõtmisel) oli vaja välja selgitada, kas nende põhjal eristuvad looduslikumad ja vähem looduslikud metsad ning määrata, missugune oleks künnis A ja B klassi eristamiseks teistest. Metsaregistri avalikus veebirakenduses vaadeldi juhuslikke vääriselupaiga (VEP) eraldisi üle Eesti ja nende naabrusest juhuslikku sama kasvukohatüübi majandusmetsa (väljaspool VEP ja kaitseala vööndeid). Vaadeldi ainult riigimetsi, kuna erametsades pole surnud puidu andmeid üldiselt metsaregistris antud. Kokku vaadeldi 30 eraldiste paari. Pandi kirja surnud püstise- ja lamapuidu tagavara hektari kohta. Need näitajad liideti kokku üheks surnud puidu hulgaks. Selgus, et majandusmetsad ja VEP-d eristuvad selgelt surnud puidu tagavara poolest. Künnis määrati tagavara mediaanväärtuse järgi VEPides, kasutades kõiki inventeeritud ja EELISE rakenduses (29.03.2019) olevaid VEPE. Kaasati vaid eraldised, mis asusid täielikult VEP sees (sh kuni 20 m välja ulatuvad, mis võimaldab kaasata ka ebatäpselt kaardistatud ja eraldised, mis vaid marginaalselt väljuvad VEPist). Mediaan võeti ainult nende eraldiste pealt, kus kõdupuidu hulgaks oli märgitud rohkem kui null (null-väärtusega eraldistes pole tõenäoliselt surnud puitu inventeeritud).

Tabel S2. Vanused, millest vanemad esimese rinde puistuelementide osakaalud liidetakse ja kontrollitakse, kas summa on vähemalt näidatud % (koostamise aluseid vaata tabeli alt).

Puuliik	> vanus, 15%	> vanus, 80%
---------	--------------	--------------

¹³ S.o rahvuspargid, looduskaitsealad, maastikukaitsealad, hoiualad, vana ehk uuendamata kaitsekorruga alad, kohaliku omavalitsuse tasandil kaitstavad alad, püsielupaigad olenemata kaitsereežiimist.

¹⁴ >50% peab olema metsaga kaetud 1 km raadiuses kahel kaardil: aastatest ca 1948 ja 1970 ning vaadeldav eraldis peab paiknema vähemalt 50% ulatuses metsamaal 1996. a kaardil. Tartu Ülikoolis on genereeritud ajaloolistest kaartidest üle-eestilised ajaloolise metsamaa ehk nn metsade järjepidevuse rasterkihid, mis markeerivad metsamaad aastatel 1943 ja 1959 (Nõukogude Liidu topograafilised kaardid mõõtkavas 1:50 000 vastavalt). Kuna nimetatud kaardikihtide täpsus on teistest kasutatavatest kihtidest väiksem (ei ole eraldise tasemel täpsed), kasutatakse nende puhul 1 km puhvrit. Alad, mis on tänapäevasel põhikaardil (ETAK andmekogu) veekogud või lage-märjalad, jäetakse ümbruskonna hulka arvestamata. 1996. aasta seisuga jaoks kasutame kaarti Corine Land Cover. Antud töös on tänapäevase põhikaardina kasutusel 2019. aasta ETAK.

¹⁵ Soo-, glei- ja lammimullad vähemalt 250 m kraavidest ja dreenedest.

Mänd	120	110
Kuusk	108	99
Kask	84	77
Sanglepp, haab	72	66
PN, TA, JA, PI, KP, VA, KD, SA, SP, LV*	39	

* pärn, tamm, jalakas, pihlakas, künnapuu, vaher, kadakas, saar, sarapuu, hall lepp

Tabeli S2 koostamise seletus

Kriteeriumi väärtusteni jõuti, vaadeldes vääriselupaikade puistu koosseisu, küsides, millised puistu tunnused on viinud otsuseni määrata suhteliselt madala keskmise vanusega puistud vääriselupaigaks. Noorematele vääriselupaikadele keskenduti just selleks, et leida alumist künnist. Künnise leidmiseks vaadeldi 30 vääriselupaika, künnise toimimist testiti tuhandete eraldiste põhjal. Otsiti seaduspära, mis võimaldaks vanusekünnist määrata küpsusvanuse korrutisena. Vanused, millest peab puistuelement vanem olema, et seda summas arvestataks, on 3. boniteedi küpsusvanus $\times 1,2$. Haaba vaadeldi samas grupis sanglepaga. Laialehistel ja kaaspuuliikidel määrati vanusepiiriks 40 lähtuvalt eelmainitud vääriselupaikade vaatlusest. See piir ühtib laiemalt levinud puistute C seisundiklassi piiriga. Kui eraldise esimeses rindes on nimetatud vanustest vanemate puude summaarne tagavara vähemalt 15%, on kriteerium täidetud.

Leitud vanusekriteeriume testiti, kasutades EELISE andmebaasist 5.09.2019 võetud Loodusdirektiivi metsainventuure aastatest 2015–2019 ja 0-elupaikade kihti ¹⁶ (inventuuri aja piiranguta). Metsaeraldiste keskpunktidele omistati ruumipäringuga üldise looduskaitse väärtuse hinnang elupaikade inventuurist. Tulemused näitavad, et puistu liigilise koosseisu kriteeriumeid (tabel S1) kasutades on võrdlemisi hästi võimalik tuvastada metsad, mis on saanud kõrge looduskaitse väärtuse hinnangu välitöödel: päring tuvastas 76% kõrge looduskaitseväärtuse hinnangu saanutest. Välitöödel väiksema looduskaitseväärtuse hinnangu saanud metsadest vastas kriteeriumile väiksem osa.

Klass B.

täidetud peab olema vähemalt üks kriteeriumitest:

1. Loodusdirektiivi metsaelupaik üldise looduskaitseväärtusega C
2. Puistu, mis vastab tabelis S1 või tabelis S2 toodud tunnustele ning, kui asub väljaspool kaitstavat ala, siis paikneb järjepideva metsamaa piirkonnas ca 75 a jooksul või kuivendamata märke mullal.

välja arvatakse puistud

1. kus võõrpuuliikide kogutagavara osakaal on >10%,
2. mis kasvavad tehismuldadel (vt loetelu)

Tehismuldade loetelu. Nendeks loetakse kõik mullakaardil C, T ja P tähega algavad šifrid.

Tz Maetud muld

Tzg Gleistunud maetud muld

Tx Eemaldatud muld

Txg Gleistunud eemaldatud muld

TxG Eemaldatud gleimuld

TxM Eemaldatud madalsoomuld

TxR Eemaldatud rabamuld

Ty Segatud muld

¹⁶ Kasutasime 0-elupaikade kihti, mitte kõiki majandusmetsi, sest viimaste seas leidub seni avastamata vääriselupaiku ja kaua majandamata loodusväärtuslikke metsi. Võrdluseks oli aga vaja alasid, kus on tehtud väliinventuur ja leitud, et alal pole kõrget looduskaitseväärtust.

Tyg Gleistunud segatud muld
TyG Segatud gleimuld
TyM Segatud madalsoomuld
TzG Maetud gleimuld
TzM Maetud madalsoomuld
Tu Puistangumuld
Tug Gleistunud puistangumuld
TuG Puistangu gleimuld
TuM Puistangu madalsoomuld
Pu Puistangupinnas
Pug Gleistunud puistangupinnas
PuG Glei-puistangupinnas
Pp Paljandpinnas
Ppg Gleistunud paljandpinnas
PpG Glei-paljandpinnas
C Tehispinnas

Klass C.

täidetud peavad olema kõik kriteeriumid:

1. Esimese rinde puistuelementide tagavaraga kaalutud keskmine vanus (ilma osakaale ruutu võtmata ehk tegelikkust paremini kajastav kui metsa majandamise eeskirja järgi leitud keskmine vanus) peab olema > 40 aastat
2. Puistu ei tohi olla:
 1. < 90-aastane üherindeline puhtkuusik (kuuse osa kogutagavaras > 95%, puistus ainult 1. rinne);
 2. viljakal kasvukohal kasvav (JK, SL, ND, AN) < 100-aastane puhtmännik (männi osa kogutagavaras > 90%)¹⁷;
 3. võõrpuuliikidega puistu (kogutagavarast osakaal >10%)
 4. tehismullal

Klass D.

1. Esimese rinde tagavaraga kaalutud keskmine vanus peab olema rohkem kui 10 aastat
2. Ala peab olema olnud viimastel aastakümnetel metsamaa ehk peab 1996. a kaardil olema märgitud metsana

täidetud peavad olema mõlemad kriteeriumid

või paikneb puistu tehismullal ja on vähemalt 25 aastane (esimese rinde puistuelementide tagavaraga kaalutud keskmine vanus)

Klass E.

1. Ala peab olema olnud viimastel aastakümnetel metsamaa (kontrollimiseks kasutati 1996. a Eesti baaskaarti).
2. Puistu tagavaraga kaalutud keskmine vanus kuni 10 aastat, (k.a raiejärgsed alad)
3. Puistu ei paikne tehismullal

Klass F.

1. Hiljuti metsastunud alad, mis on metsastunud viimaste aastakümnete jooksul ehk alad, mis pole 1996. a kaardil mets.
2. Tehismullal paiknevad vähem kui 25-aastased puistud (esimese rinde puistuelementide tagavaraga kaalutud keskmine vanus)

¹⁷ Looduslikult neil kasvukohtadel puhtmännikuid ei esine.

LAHENDUS TAKSEERIMATA METSADE JAOKS

Vaatluse alla võetakse kogu ökosüsteemi baaskaardi takseerinfota metsamaa (vt ptk 1. Ökosüsteemide klassifitseerimise...). Kontrollitakse kriteeriume A1–A3 ja B1 ning samas, et poleks kaugseirega tuvastatud lageraiet aastatel (vt eespool alajaotus „Raied“). Kui kriteeriumitele A1–A3 ega B1 ei vasta, on edasiseks klassifikaatoriks puistu kõrgus (aluseks Maa-ameti LiDAR-põhine taimkatte kõrgusmudel). Takseerimata metsamaal ei ole andmeid surnud puidu ega võõrpuuliikide esinemise kohta. Seepärast neid andmeid ei kaasata ja klassifikatsioon on selle võrra ebatäpsem.

Kui kõrguseks saadakse > 16 m (s.o puistud hinnangulise vanusega* >40 a) ja ala paikneb kaitstaval alal ja järjepideva metsamaa piirkonnas ca 75 a jooksul või kuivendamata märke mullal, liigitatakse puistu klassi „A–B“.

Juhul kui kõrguseks saadakse >16 m, ent puistu paikneb väljaspool kaitseala, liigitatakse ta klassi „A–C“.

Kui kõrgus saadakse vahemikku 9–16 m (puistud hinnangulise vanusega 11–39 a) ja vastab kriteeriumile D2, liigitatakse puistu klassi D.

Kui kõrgus saadakse <9 m (puistud hinnangulise vanusega <10 a), toimitakse vastavalt klasside E ja F kriteeriumile.

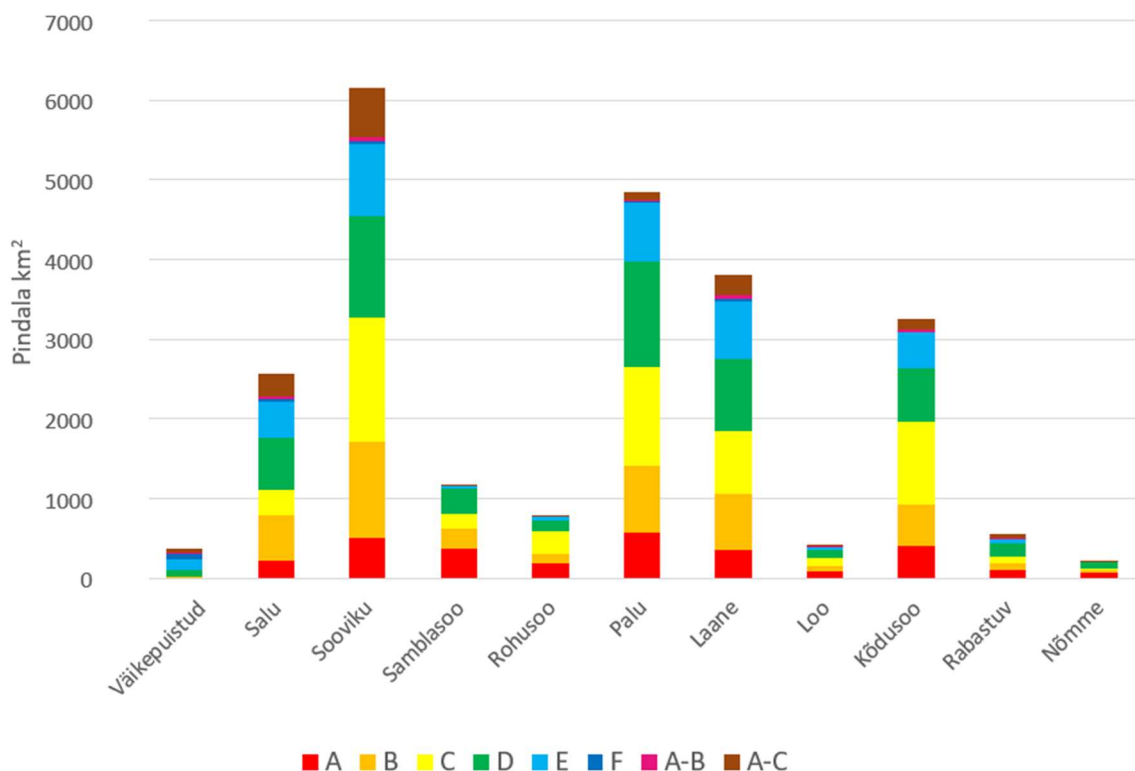
Kui puistu paikneb tehismullal, liigitub see klassi D või F.

Kõrguse kriteeriumid on leitud takseervanuse järgi järgnevalt:

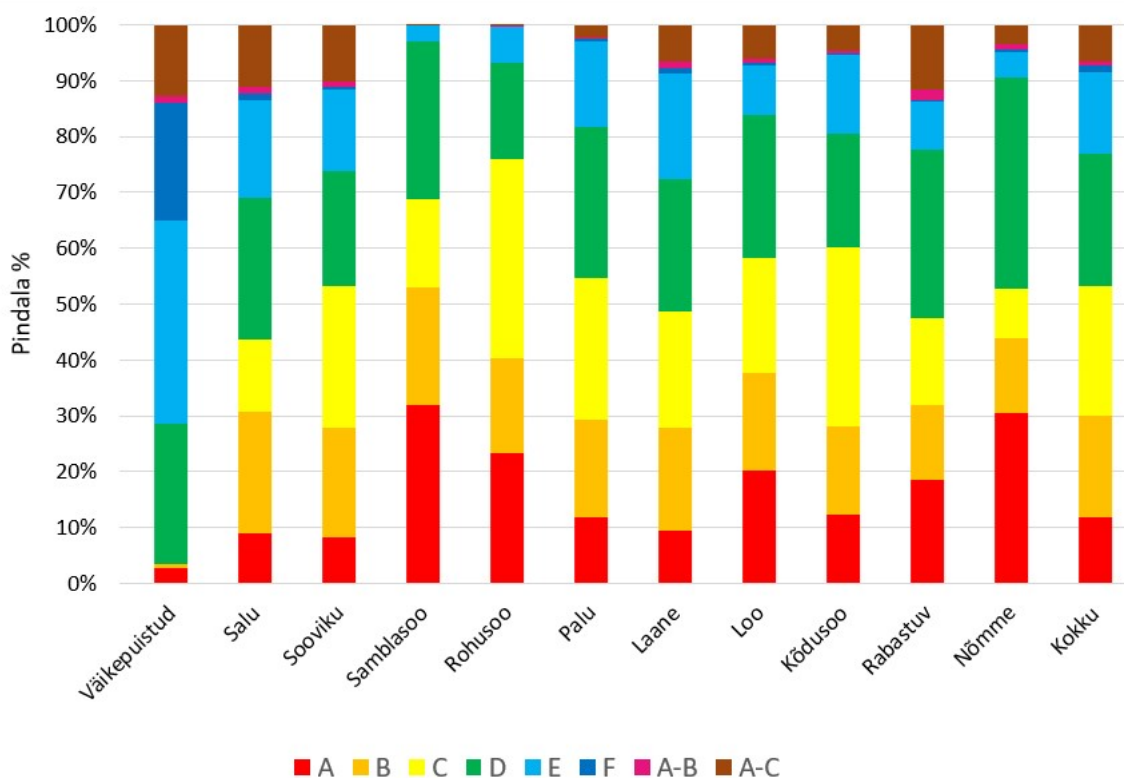
1. valiti keskmise vanusega 38–42 aastased ja 8–12 aastased puistud,
2. leiti puistu mediaankõrgus taimkatte kõrguse mudelkaardilt,
3. arvutati üle puistute keskmised. Vanusevahemik valiti laiem, et valim, mille pealt keskmine arvutati, oleks suurem.

2.2. METSAÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE TULEMUSED

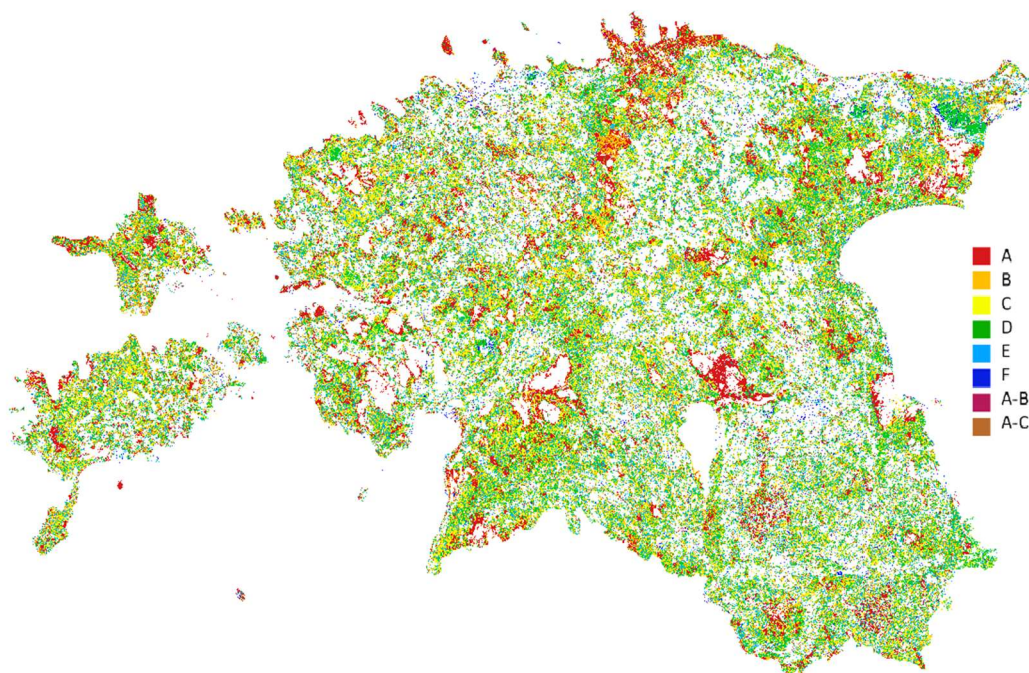
Metsade kogupindalaks valitud meetodika alusel saadi 24 388 km². Teiste võtetega arvatud metsade pindalaga võrdlemisel tuleb meeles pidada, et ELME meetodikas ei loetud metsadeks puisniite ja osa kuivendamata soometsi, samas võeti metsadena arvesse ka väikesed puistud (väikepuistute klassis). Samas sisaldab kiht ja selle põhjal tehtud arvutus edasist täpsemat käsitlemist vajavaid klasse „väikepuistud“, „muu (metsa)kooslus (andmed puudulikud)“ ja „muu (metsa)kooslus tugeva inimõjuga pinnasel“. Tähelepanuväärne on, et heas seisus metsi (A klass või A–B klass) on vähem viljakates kasvukohatüüpide rühmades (salu, laane, palu, sooviku), samas kui need kasvukohatüübid moodustavad metsade pindalast enamiku (joonised S2 ja S3). Ka kõdusoometsade puhul on näha samasugune muster, kuigi see tüüp ise on defineeritud tugevalt teisenenud ökosüsteemi alusel, seega vajab omaette käsitlust olenevalt lahatavast küsimusest. Kaardipildil on näha, et A-klassi metsad koonduvad eelkõige rabade servadesse ja liivastele aladele (joonis S4).



Joonis S2. Metsade seisundiklasside jaotus baaskaardi klasside kaupa ruutkilomeetrites.



Joonis S3. Metsade seisundiklasside jaotus baaskaardi klasside kaupa protsentides.



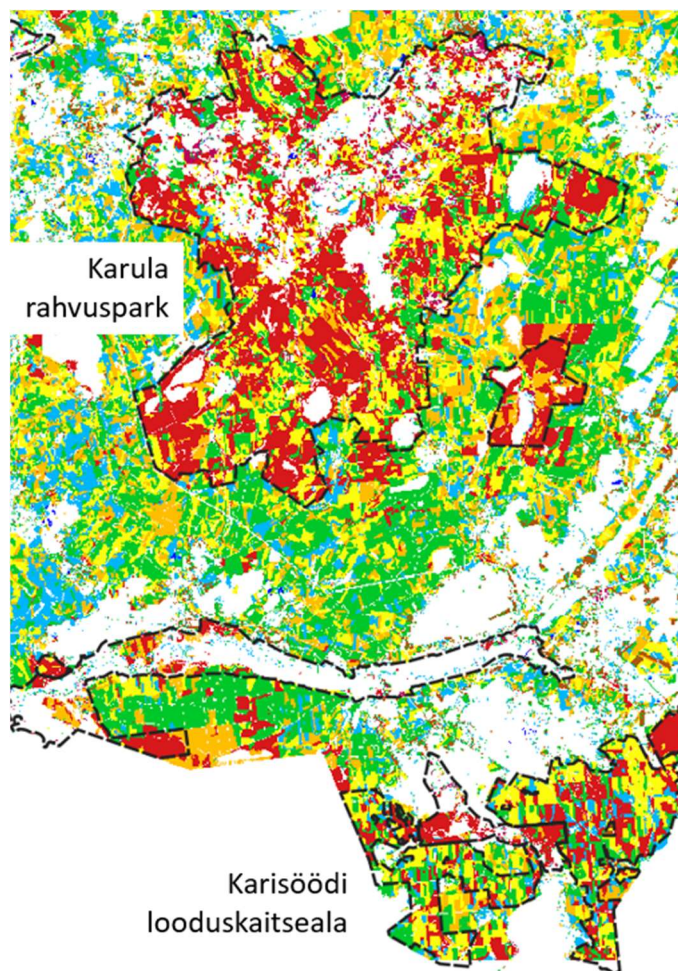
Joonis S4. Metsade seisundiklasside kaart

Metsade seisundiklasside hindamise juures võib välja tuua selle, et kordushindamistega ei pruugi olla võimalik tuvastada struktuuris toimuvaid mittekardinaalseid, kuid ülepinnalisi muutusi. Näiteks puistu koosseisu vaesumist, rindelisuse muutumist. Selliste ökosüsteemi ja elurikkuse seisukohast oluliste, kuid ülepinnaliselt üsnagi raskesti jälgitava protsesside tuvastamist tuleks seisundiklasside muutuse seiramisel parandada. Näiteks põlismetsa raiel tekkival raiesmikul on rohkesti elustikku toetavadi jäänuksstruktuure, kuid juba mitmenda majandusmetsapõlve lageraiesmik võib olla oluliselt vaesem. Seega võiks näiteks kaaluda intensiivselt majandatud puistute raiesmike viimist klassi F. Samuti võib kordushindamisel probleeme tekitada aluseks olevate andmete kogumise meetodika muutumine. Näiteks on lamapuude ja surnud seisva puidu koguste künniste määramisel klassi A ja B piiride juures on kasutatud takseerandmeid, mis nende tunnuste osas on ebatäpsed. Kui surnud puude koguse inventeerimise meetodika muutub, tuleks üle vaadata ka seatud künnised võrdluses loodusmetsadega.

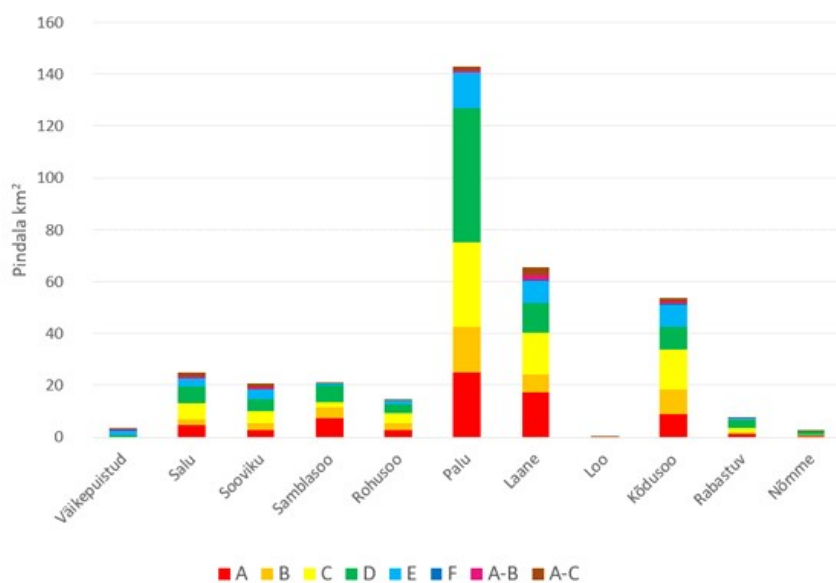
Kõdusoometsad on baaskaardil eristatud eraldi klassina. Kuivendus on üks ökosüsteemi põhjalikult ja praktiliselt pöördumatult muutev (looduslikkust vähendav) tegur, mida me seisundiklasside piiritlemise juures vähe arvestasime. Seisundiklassifikatsiooni täiustamise korral, oleks soovitatav lisada ka kuivenduse tegur. Vajalikuks võib osutada ka teiste mõjude täiendav arvestamine, näiteks õhusaaste ja müra.

Pilootalade metsasus on sarnane: Narva-Jõesuu 53%, Tartu 50%, Karula 57%, kuid jagunemine seisundiklassidesse erineb. Maastike siseselt on samuti seisundiklasside jaotus varieeruv.

Karula pilootalal (joonised S5 ja S6) on suur hulk kaitsealuseid metsi, suurematest kaitstavatest aladest jääb sinna Karula rahvuspark ja Karisöödi looduskaitseala. Sealsed metsad ei ole aga ainult klassis A. Rohkesti esineb seal ka C- ja D- klassi metsi, eriti viljakatel muldadel asuval ja suuresti salu-laane metsi katval Karisöödi looduskaitsealal. Sissevaade Karisöödi looduskaitsealale, mis on ellu kutsutud just viljakate loodusmetsade pindala suurendamiseks, näitab, et suur osa sellest alast ei ole veel jõudnud A klassi (joonis S5).

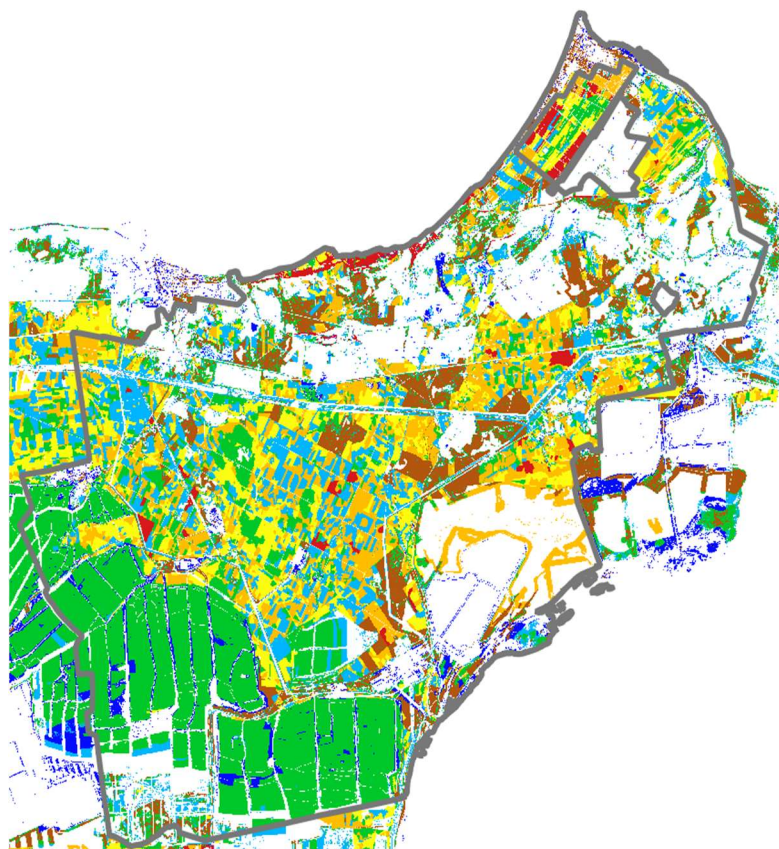


Joonis S5. Karula pilootala metsade seisundiklassid. Must katkendjoon tähistab kaitstavate alade piire. Seisundiklasside värvikoode vt jooniselt S4.

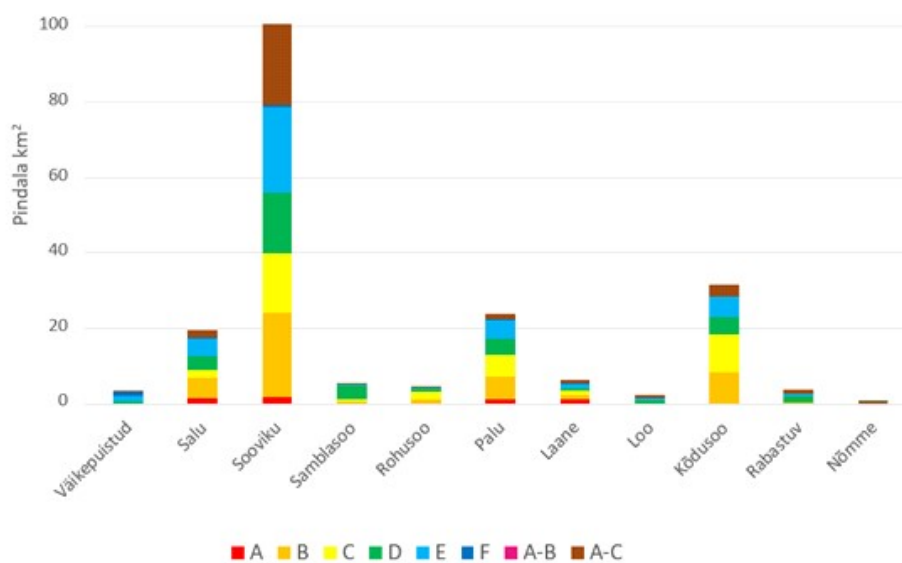


Joonis S6. Metsade seisund Karula pilootalal.

Narva-Jõesuu ala (joonised S7 ja S8) eristub teistest noorte (D-klass, eriti kaevandusaladel) ja takseerimata metsade (A-C) suure osakaalu poolest, samuti A-klassi metsade vähesuse poolest, joonis P1–P2. A-klassi metsade osakaalu piirkonnas oleks võimalik suurendada inventeerides 'A–C' klassi ja B-klassi metsi ning vääriselupaikade või kaitstavate aladena takistada leitud loodusemetsade degradeerumist.

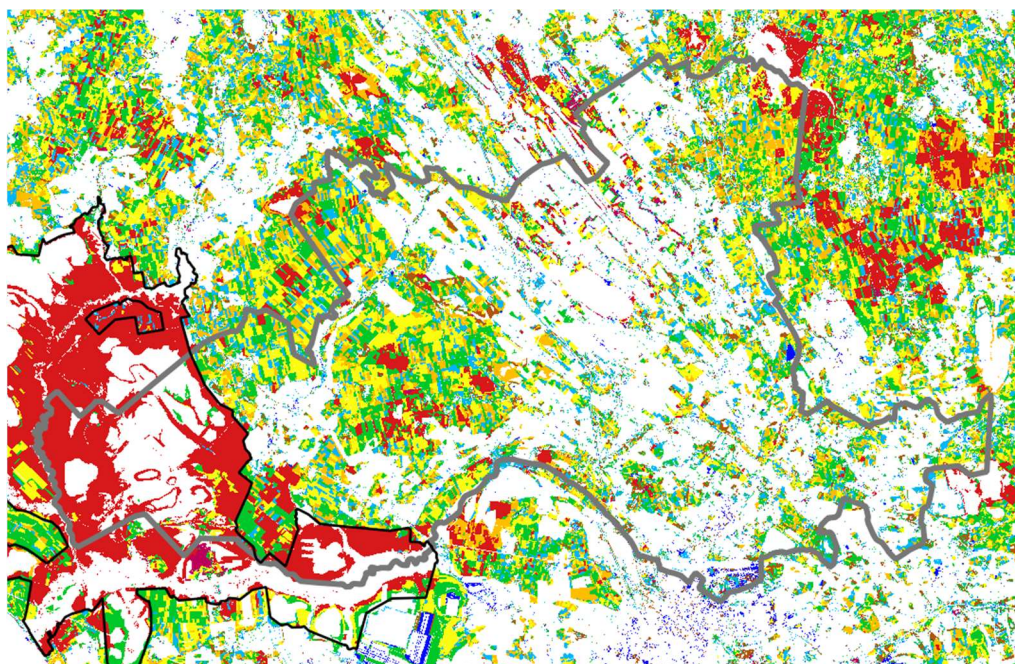


Joonis S7. Metsade seisund Narva-Jõesuu pilootalal.

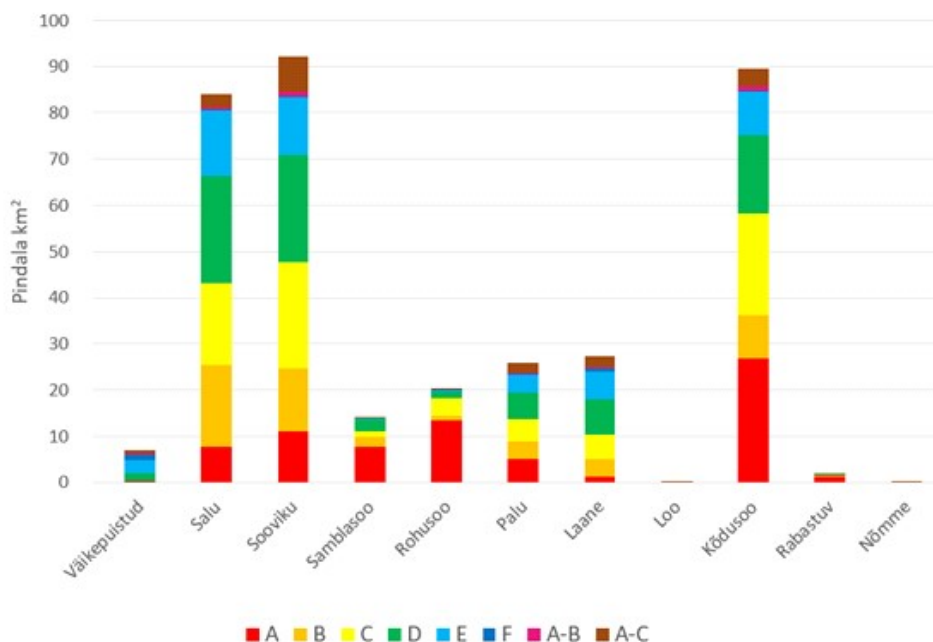


Joonis S8. Metsade seisund Narva-Jõesuu pilootalal.

Tartu vallas (joonised S9 ja S10) on metsad säilinud eelkõige lääneosas ja kirdenurgas, joonis P3–P4. Tähelepanuväärne on A-klassi metsade suur osakaal Alam-Pedjal, mis on olnud erinevate režiimidega kaitse all pikka aega. Tartu külje all on aga suur F-klassi ehk mittejärjepideva metsamaa metsade osakaal: tegu on võsastunud põllumajandusmaadega.



Joonis S9. Metsade seisund Tartu valla pilootalal. Pilootala piir on hall, Alam-Pedja looduskaitseala piir on must.



Joonis S10. Metsade seisund Tartu valla pilootalal.

2.3. NIIDUÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE PÕHIMÕTTED

Niiduökosüsteemide seisundiklasside klassifikatsiooni koostamisel võeti aluseks niiduökosüsteemide ökoloogiline seisund ja hooldusrežiim. Kasutati 5 seisundiklassi, millest A on ökoloogiliselt kõige paremas seisus ja kõige kõrgema potentsiaaliga antud elupaiga elurikkuse ja ökoloogilise toimimisega seotud loodushüvede pakkuja. Klassi D kuuluvad peaaegu hävinud, kuid taastamispotentsiaaliga alad.

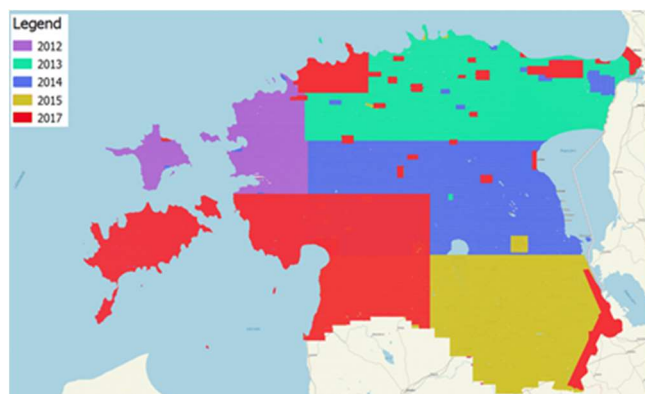
Seisundiklasside hindamiseks kasutati järgnevaid andmeid

1) Hooldus ehk niitmine/karjatamine (kõigi niiduökosüsteemide puhul). Niidukoosluse hooldamine sobiva režiimiga niitmise või mõõduka karjatamise näol tagab ökosüsteemi hea seisundi ja pikaajalise säilimise. Antud töös kasutati pärandniitude puhul hoolduse määramiseks PRIA andmeid hooldustoetuste taotlemise kohta (sh karjatamine väljaspool põllumajandusmaad) ning Keskkonnaameti koostatud kaardikihti pärandniitude hooldamisest muude põllumajandustoetuste abil.

2) Seisundihinnang (ainult pärandniitude puhul) vastavalt Loodusdirektiivi I lisa poollooduslike elupaigatüüpide seisundi hindamise juhisele (Pärandkoosluste Kaitse Ühing, 2010). Hinnangu saamiseks kasutati ala üldise looduskaitse seisundi hinnangut (uldine_1k).

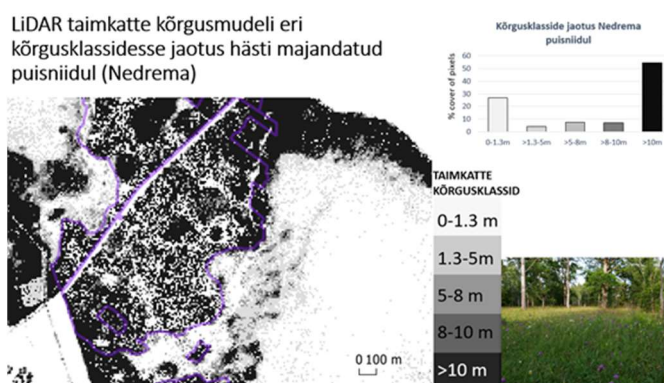
3) Ajalooline järjepidevus (ainult muude avatud rohumaade ja soostunud avakoosluste puhul). Ajaloolise järjepidevuse näol on tegu olulise ökoloogilise taustainfoga – rohumaad ja niidulised elupaigad, mis paiknevad maastikes, kus on ajalooliselt olnud palju niiduökosüsteeme, on suurema tõenäosusega niitudega seotud elurikkuse hoidjad ja tõhusamad niitudega seotud ökosüsteemiteenuste pakkujad. Ajaloolise järjepidevuse hindamisel tugineme Eesti taimkatte ajaloolisele kaardistamise andmetele (Laasimer, 1965). Ajalooline kaardikiht on digitaliseeritud Tartu Ülikooli poolt ning lisatud lõpparuandele.

4) Põõsaste-puude katvus (ainult pärandniitude puhul). Võsastumine on oluliseks ohuteguriks niiduökosüsteemide säilimisel. Kasutati Maa-ameti LiDAR-möödistamise taimkatte kõrgusmudeli komposiitkihti (värskeim kevadine ülelend, kattuvatel ülelennualadel suurima taimkattekõrgusega ülelend, antud juhul 2012.–2017. aasta andmed, vt joonis S11). Taimkatte kõrgusmudeli abil hinnati pärandniitude puittaimede katvust ja puittaimede kõrgust. Seisundiklasside tuvastamisel lähtuti pärandkoosluste puhul elupaikadele iseloomuliku puittaimede katvuse määramisel Loodusdirektiivi I lisa poollooduslike elupaigatüüpide seisundi hindamise juhisest (Pärandkoosluste Kaitse Ühing, 2010). Muude rohumaade ja niiduliste elupaikade puhul antud parameetrit ei arvestatud, kuna baaskaardi moodustamisel lõigati neist elupaikadest kõik võsastunud alad juba välja ja nad liikusid metsaökosüsteemide alla.



Joonis S11. LiDAR taimkatte kõrgusmudeli komposiitkihi ülelennuajad.

Maa-ameti LiDAR-möödistusel põhineva taimkatte kõrgusmudeli alusel kaardistati iga pärandkoosluse polügooni puittaimede katvus eri puittaimede kõrgusklasside puhul. Kõrgusklassid: 1) 0–1,3 m; 2) 1,3–5 m; 3) 5–8 m; 4) 8–10 m; 5) >10 m. Kõrgusklasside jaotust kasutati eesmärgiga tuvastada hiljuti võsastunud ja nooremate puudega alad (puittaimede kõrgus kuni 5 meetrit) varasemalt kinni kasvanud aladest (puittaimed pigem madalamad, alla 8 meetri) ja tugevalt metsastunud aladest (puittaimed pigem kõrgemad, üle 8 meetri). Kuna LiDAR taimkatte kõrgusmudeli piksli suurus on 10 × 10 meetrit, ei võimalda see eristada väga väikeseid avatud laiike puude-põõsaste vahel ning analüüs ilmselt pigem ülehindab võsastumise taset. Näide LiDAR taimkattemudeli analüüsist Nedrema puisniidu kagupoelses osas on toodud joonisel S12.



Joonis S12. Näide LiDAR taimkattemudeli analüüsist Nedrema puisniidu kagupoelses osas (lillaga märgitud polügoon). Tulpdiagramm näitab taimkatte kõrgusklasside jaotust (osakaalu kogu polügooni pindalast).

5) Kuivenduskraavide paiknemine (ainult soostunud avakoosluste puhul). Kuivendus mõjutab soostunud niitude ja muude soostunud-soolade seisundit. Kuivenduse mõju ei hinnatud pärandniitude puhul, kus seisundit peegeldavad inventuuriandmed, kuid kuivenduskraavide paiknemist kasutati seisundi hindamiseks soostunud avakoosluste puhul. Kasutasime sama andmekihti kuivenduskraavide paiknemise kohta, mida kasutati ka sooökosüsteemide puhul (vt altpoolt). Infokihile koondati ETAKi tehisvooluveekogud (kraavid, peakraavid) ja maaparandusinfosüsteemi (2017) kuivendussüsteemi alad.

6) Niitudega seotud kaitsealuste liikide esinemine (ainult muude avatud rohumaade ja soostunud avakoosluste puhul). Vähemalt kahe niitudega seotud kaitsealuse liigi inventeeritud esinemine alal või vähemalt 3 kaitsealuse liigi isendi inventeeritud leiukohta (või elupaigapolügooni) kattumine alaga tõstis seisundiklassi ühe võrra juhul kui muude tunnuste põhjal oli seisundiklassiks määratud C või D klass. Tunnust ei kasutatud pärandniitude puhul, kus seisundit peegeldavad inventuuriandmed.

Niiduökosüsteemide seisundiklasside tuvastamist kirjeldab tabel S3.

Tabel S3. Niiduökosüsteemide seisundiklass ning klassi kuuluvuse peamised määratlemistunnused.

Seisundi-klass	Klassi iseloomustus	Klassi määramiseks rakendatav info

<p>A</p>	<p>Esinduslikud ja heas seisus pärändniidud, mida iseloomustavad järgnevad omadused:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Kaitstaval alal paiknevad pärändkooslused, millele on antud loodusdirektiivi seisundihinnang (üldine looduskaitsealine väärtus) A viimase 5 aasta jooksul (2015-2019). Kui A seisundihinnang pärineb varasemast ajast, kuulub ala siia kategooriasse juhul, kui LiDARi andmetel on puude-põõsaste katvus elupaigatüübile iseloomulik (puudeta või väheste puudega elupaigatüüpide puhul LiDAR-andmete põhine puittaimede katvus vähem kui 60% ulatuses). Puudeta elupaigatüüpide hulka loetakse kõik pärändniidu elupaigatüübid peale puisniitude ja puiskarjamaade). - Väljaspool kaitsealasid paiknevad alad viimase viie aasta jooksul antud seisundihinnanguga A (kuid püsivalt hooldamata) VÕI - Ala on olnud viimasel 5 aastal järjepidevalt hooldatud, sh vaatlusaastal (2019) hooldatud. 	<p>Pärändniitude kaardikiht. Loodusdirektiivi seisundihinnang. Info hoolduse kohta. LiDAR taimkatte kõrgusmudel.</p>
<p>B</p>	<p>Keskmesises seisus ja hiljuti taastatud pärändniidud ning heas seisus muud rohumaad ja niidulised elupaigad, mida iseloomustavad järgnevad omadused:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Väljaspool kaitsealasid paiknevad alad kauem kui 5 aastat tagasi antud seisundihinnanguga A juhul, kui LiDAR andmetel on puude-põõsaste katvus elupaigatüübile iseloomulik või on võsastumine mõõdukas (puudeta elupaigatüüpide puhul vähem kui 60% ulatuses) VÕI Puisniidud ja puiskarjamaad, mis on hooldamata, kuid mille seisundihinnang A pärineb 5-10 aasta tagusest perioodist (2010–2014) VÕI - Ala seisundihinnang B, kui on hinnatud viimase 5 aasta jooksul. Kui B seisundihinnang pärineb varasemast ajast või puudub üldse, siis kuuluvad siia ka niidualad, mis LiDAR andmetele tuginedes on vaid laiguti (puudeta või väheste puudega elupaigatüüpide puhul vähem kui 60% ulatuses) võsastunud. Puisniitude ja puiskarjamaade puhul LiDAR andmeid ei arvestatud. VÕI - Ala on hooldatud, kuid hooldus algas vähem kui 5 aastat tagasi või ala on viimase viie aasta jooksul vähemalt ühe aasta vältel olnud hooldatud. VÕI - Korra aastas niidetavad või mõõdukalt karjatavad viimasel 20 aastal kündmata, külvamata ja väetamata rohumaad (nt pikaajalised püsirohumaad ehk väärtuslikud rohumaad), mis paiknevad ajalooliste niitude levikualal või kaitstavatel aladel (<i>NB: väärtuslikke rohumaad antud töös käsitletakse põllumajanduslike ökosüsteemide all ja siin niitude all ei käsitleta, kuid edasiseks määratlemisel tuleks tõsta siia alla inventeeritud heas seisus väärtuslikud rohumaad, mis vastavad antud kirjeldusele. Samuti ei ole hetkel kättesaadav info selle kohta, milliseid alasid (mis ei ole pärändniidud) hooldatakse ja kuidas.</i> 	<p>Pärändniitude kaardikiht. Muude avatud rohumaade ja soostunud avakoosluste kaardikiht. Loodusdirektiivi seisundihinnang. Info hoolduse kohta. LiDAR taimkatte kõrgusmudel. Ajalooline elupaikade leviku kaardikiht (Laasimer, 1965). Kuivenduskraavide paiknemine.</p>

	<p><i>Ideaalis võiks vähemalt kaitsealadel moodustuda register, kus kõigi avatud alade hooldus ja elupaiga ökoloogiline seisund on vähemalt kaitstavatel aladel kirjeldatud).</i></p> <p>Siia klassi kuuluvad ka vähese kuivendamise mõjuga (lähim kuivendus >100 m) soostunud avakooslused ajaloolisel soostunud niitude ja soode levikualal ning kuivade niitude levialal</p>	
C	<p>Kehvas seisus ja valdavalt taastamisvajadusega või hooldamist vajavad pärändniidud, millel puudub hooldus ja mille hiljutine seisundihinnang (viimase 5 aasta jooksul) on C (olenemata puittaimede katvusest).</p> <p>Pärändniidud, mille seisundihinnang rohkem kui 5 aasta tagusest ajast on A, kuid puittaimede katvus on üle 60%.</p> <p>Pärändniidud, mille seisundihinnang rohkem kui 5 aasta tagusest ajast on B-C, kuid mille puittaimede katvus on kuni 80%.</p> <p>Ilma seisundihinnanguta pärändniidud, mille puittaimede katvus on alla 60%</p> <p>Puisniidud ja puiskarjamaad, mis on hooldamata, kuid mille seisundihinnang B pärineb 5-10 aasta tagusest perioodist (2010–2014) või seisundihinnang A on inventeeritud enne 2010 aastat (või on inventuuriaeg teadmata).</p> <p>Muud rohumaad, mis paiknevad ajalooliste niitude levikualal. Kui alal esines niitudega seotud kaitsealuseid liike, tõusis seisundihinnang antud aladele C-klassist B-klassi.</p> <p>Ülejäänud soostunud avakooslused (sh suure kuivendamise mõjuga (lähim kuivendus <100 m) soostunud avakooslused ajaloolisel soostunud niitude ja soode levikualal ja ajaloolisel niitude levikualal ning soostunud avakooslused väljaspool ajalooliste niitude levikuala). Kui alal esines niitudega seotud kaitsealuseid liike, tõusis seisundihinnang antud aladele C-klassist B-klassi.</p> <p>Avatud taimestunud alad rohkem kui 10 aastat tagasi hüljatud pae-, liiva- ja kruusakarjäärides (NB: hetkel vastav karjääride kaardikiht puudub, valdavalt on karjääride avakooslused on käsitletud klassis D3). Karjäärialad, mille (või mille ümber 50 m raadiuses) esineb (või millega kattub) vähemalt 3 niitudega seotud kaitsealuse liigi isendi inventeeritud punktleiukoht või elupaigapolügoon.</p>	<p>Pärändniitude kaardikiht.</p> <p>Muude avatud rohumaade ja soostunud avakoosluste kaardikiht.</p> <p>Loodusdirektiivi seisundihinnang.</p> <p>Info hoolduse kohta.</p> <p>Ajalooline elupaikade leviku kaardikiht (Laasimer, 1965).</p> <p>LiDAR taimkatte kõrgusmudel.</p> <p>Hüljatud ja kasutuses olevate maardlate kiht.</p>
D1	<p>Tugeva taastamisvajadusega pärändniidud.</p> <p>Siia kuuluvad rohkem kui 80% ulatuses võsastunud või metsastunud pärändniitudeks inventeeritud alad, mille seisundihinnang on olnud B-D;</p> <p>alad, mille seisundihinnang on D;</p> <p>alad, mille seisundihinnang puudub, kuid puittaimede katvus on üle 60%.</p>	<p>LiDAR taimkatte kõrgusmudel</p> <p>Loodusdirektiivi seisundihinnang</p>

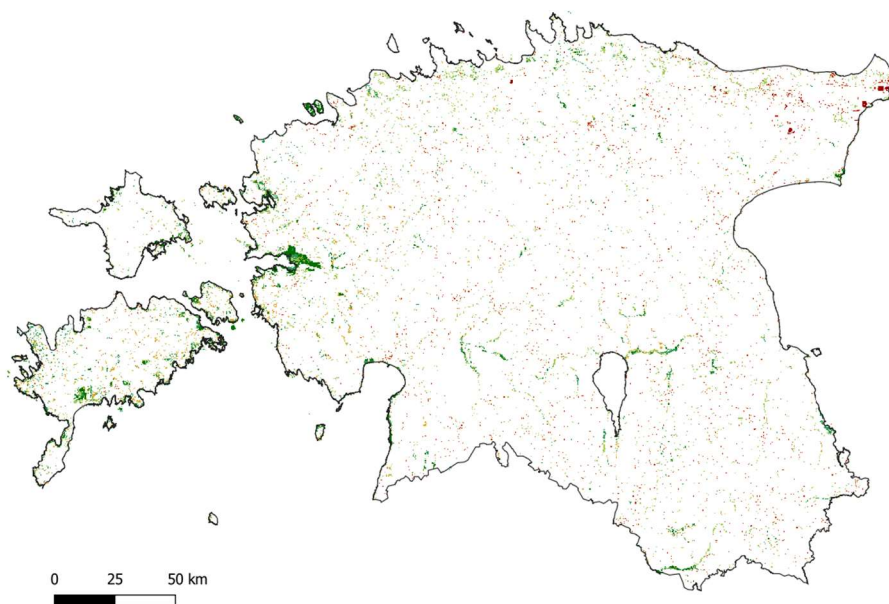
D2	Muud rohumaad, mis paiknevad väljaspool ajalooliste niitude levikuala ja mille kohta puudub lisainfo. Kui alal esines niitudega seotud kaitsealuseid liike, tõusis seisundihinnang antud aladele D2-klassist C-klassi.	Ajalooline kaardikiht
D3	Avatud alad vähem kui 10 aastat tagasi hüljatud pae-, liiva-, ja kruusakarjäärvides. Kui alal esines niitudega seotud kaitsealuseid liike, tõusis seisundihinnang antud aladele D2-klassist C-klassi.	Hüljatud ja kasutuses olevate maardlate kiht

2.4. NIIDUÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE TULEMUSED

Kokku kaardistati niiduökosüsteeme 210 520 ha (joonis S13).

Niiduökosüsteemide seisund

- A
- B
- C
- D1
- D2
- D3



Joonis S13. Kõigi niiduökosüsteemide seisundikaart

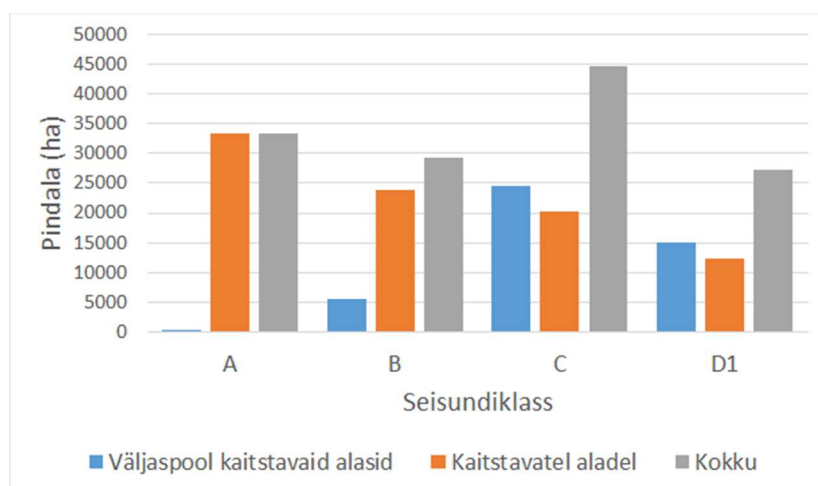
Pärandniidud

Kokku hõlmasid baaskaardile kantud pärandniidud 134 668 ha, millest 89 624 ha paiknes kaitstavatel aladel ja 45 043 ha väljaspool kaitstavaid alasid. A-klassi (ehk kõige paremas seisus niidukoosluste hulka) kuulus ca 25% pärandniitudest ehk 33433 ha. B-klassi 22%, C-klassi 33% ning D1 klassi 20%.

A-klassi kuuluvaid alasid leidis väljaspool kaitsealasid minimaalselt, üheks põhjuseks on ka asjaolu, et A-klassi kuulusid valdavalt pikaajaliselt hooldatud alad ning väljaspool kaitstavaid alasid on nii pärandniitude hooldus kesine kui ka informatsioon hoolduse ja selle järjepidevuse kohta kuulub. Parema info väljaspool kaitstavaid alasid leiduvate pärandniitude ökoloogilisest seisundist ning nende hooldusest on edaspidi vajalik. Tähelepanuväärne on, et ca 64% kaitstavatel alade inventeeritud pärandniitudest on heas või väga heas seisus. Siiski leidub ka kaitstavatel aladel tugeva taastamisvajadusega alasid. Lisaks kaitstavatele aladele on aga oluline keskenduda ka niitudele väljaspool kaitstavaid alasid. Valdavalt on väljaspool kaitstavaid alasid olevad niidud kehvast seisusest: 88% pärandniitudest väljaspool kaitstavaid alasid on kehvast või tugevalt taastamist vajavas seisusest (tabel S4, joonis S14).

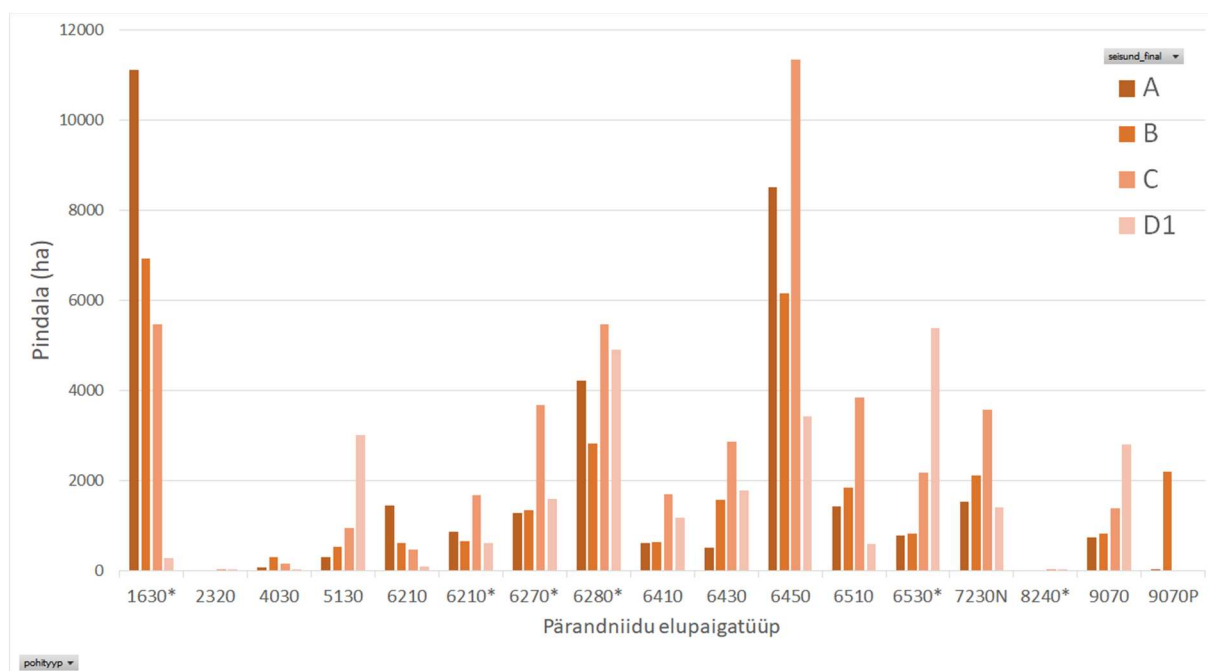
Tabel S4. Seisundiklassidesse jaotatud pärandniitude kogupindala ning esinemine kaitstavatel aladel ja väljaspool kaitstavaid alasid.

Seisundi- klass	Väljaspool kaitstavaid alaid (ha)	Kaitstavatel aladel (ha)	Kokku (ha)	Protsent kogupindalast
A	28	33 405	33 433	24,8
B	5556	23 787	29 344	21,8
C	24 523	20 189	44 712	33,2
D1	14 936	12 243	27 179	20,2
KOKKU	45 043	89 624	134 668	



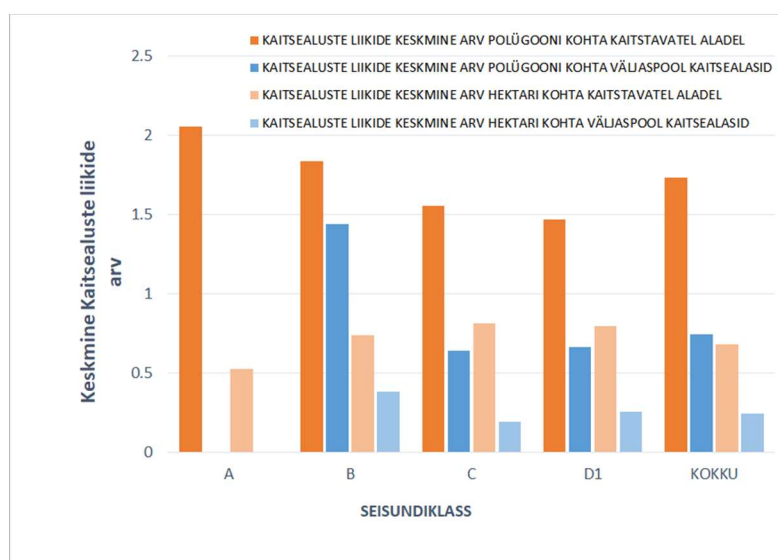
Joonis S14. Pärandniitude seisundiklasside pindalaline jaotus kaitstavatele aladele (sinine) ning kaitstavatest aladest väljapoole jäävate alade vahel.

Elupaigatüüpide kaupa on pärandniitudest suhteliselt paremas seisus rannaniidud (1630*) (joonis S15), suhteliselt kõrgem on heas seisundiklassis alade hulk ka loopealsete ning lamminiitude puhul.



Joonis S15. Seisundiklasside pindalaline jaotus pärandniitude elupaigatüüpide vahel.

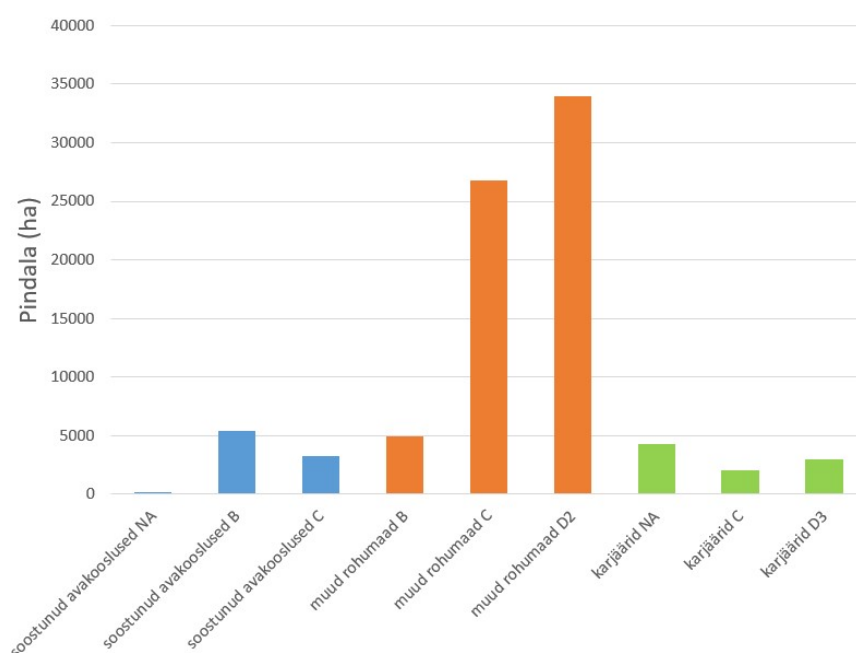
Seisundiklasside tuvastamise edukust saab mingil määral hinnata läbi mõõdetavate tegurite, mida seisundiklasside määramisel ei kasutatud. Leidsime igal kaardistatud pärandniidu polügoonil registreeritud kaitstavate liikide (I–III kategooria) arvu (Keskkonnaregistri väljavõte, oktoober 2019) ning vaatasime keskmist liikide arvu niidupolügooni kohta vastavas seisundikategoorias. Kuna kaitstavad liigid on kaitstavatel aladel ilmselt paremini kaardistatud kui väljaspool, siis vaatasime kaitstavatel aladel ja väljaspool olevaid niite eraldi. Seisundiklassis A ja B on kaardistatud niidupolügooni kohta kaitsealuseid liike keskmiselt rohkem kui madalama seisundiklassi polügoonidel (joonis S16), see trend on märgatav nii kaitstavate alade sees kui ka väljaspool (liiga väikese valimi tõttu ei ole esitatud kaitstavatest aladest väljaspool olevate A-klassi polügoonide tulemusi).



Joonis S16. Kaitsealuste liikide esinemine niidupolügoonidel seisundiklasside kaupa nii kaitstavatel aladel kui ka väljaspool kaitstavaid alasid.

Muud rohumaad ja soostunud alad

Muude rohumaade ja soostunud alade seisundiklassi määramine osutus väga raskeks, kuna puuduvad vajalikud infoallikad ja kaardikihid. Paremad teadmised avatud alade seisundist on hädavajalikud looduse hüvede asjakohaseks kasutuselevõtuks. Hetkel on muude rohumaade ja avatud alade ning soostunud alade seisund hinnatud kaudselt. Paljud alad võivad olla vanad ja väga kõrge ökoloogilise väärtusega. Tähele tuleb panna, et aktiivses põllumajanduskasutuses olevaid avatud alasid on Eesti maastikes väga vähe. Võrreldes teiste ökosüsteemidega (mets, soo, aktiivses kasutuses põllumajandusmaastik), on avatud alasid pindalaliselt väga palju vähem, mistõttu ei tohi veel säilinud avatud alad olla metsastamise objektiks. Muude rohumaade ja soostunud alade seisundiklasside pindalalist jaotust vt jooniselt S17.

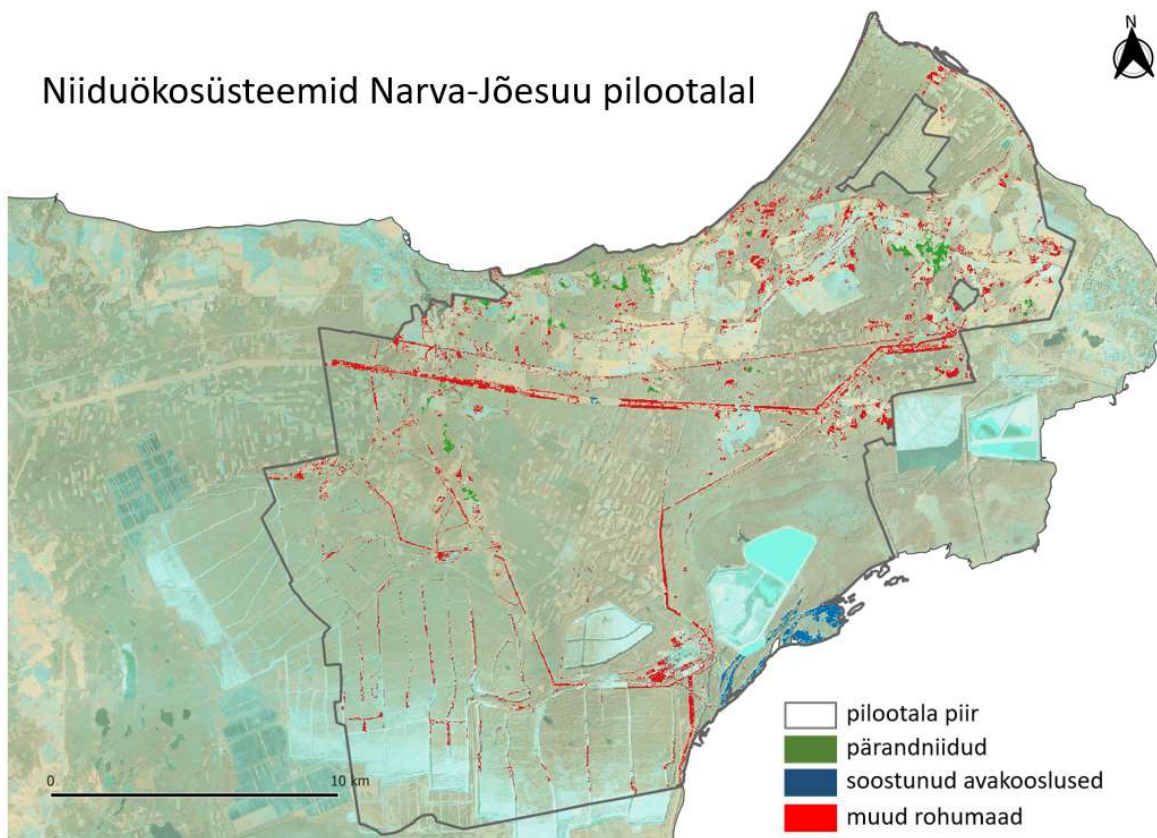


Joonis S17. Muude rohumaade ja soostunud alade seisundiklasside pindalaline jaotus.

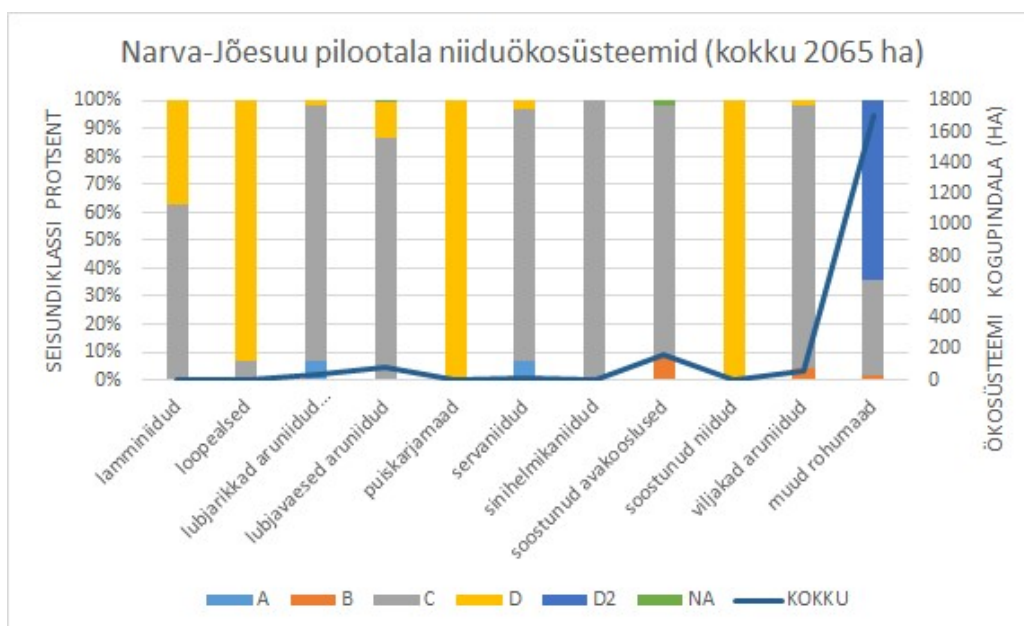
NIIDUÖKOSÜSTEEMIDE LEVIK JA SEISUND PILOOTALADEL

Niiduökosüsteemide levik pilootaladel on võrreldes teiste ökosüsteemiklassidega väga väike. **Narva-Jõesuu pilotalal** katavad niiduökosüsteemid 2064,8 ha ehk 5,3% (joonised S18 ja S19). Sellest suurima osa (1707 ha) moodustavad ökosüsteemi klassi "muud rohumaad" kuuluvad alad ehk need alad, mille täpsem seisund ja tüübiline kuuluvus on teadmata, kuid mis on avatud alad ja ei ole põllumajanduslikus kasutuses. Nagu näha lisatud kaardilt (joonis S18), on suur osa muudest rohumaadest seotud liinialustega, mis võivad sobiva hoolduse korral olla Eesti niiduliikidele sobivaks elupaigaks (Helm, 2019). Pärandniitudest on Narva-Jõesuu pilotalal enim lubjavaeseid aruniite (82 ha), viljakaid aruniite (56,7) ning lubjarikkaid aruniite (30,6 ha). Soostunud avakooslusi, sh heas seisus (B–C klassi kuuluvad) on 163 ha. Valdavalt on Narva-Jõesuu niiduökosüsteemid kehvemapoolsetes klassides (C ja D). A ja B seisundiklassi kuuluvad alasid on vaid 48 ha.

Niiduökosüsteemid Narva-Jõesuu pilootalal



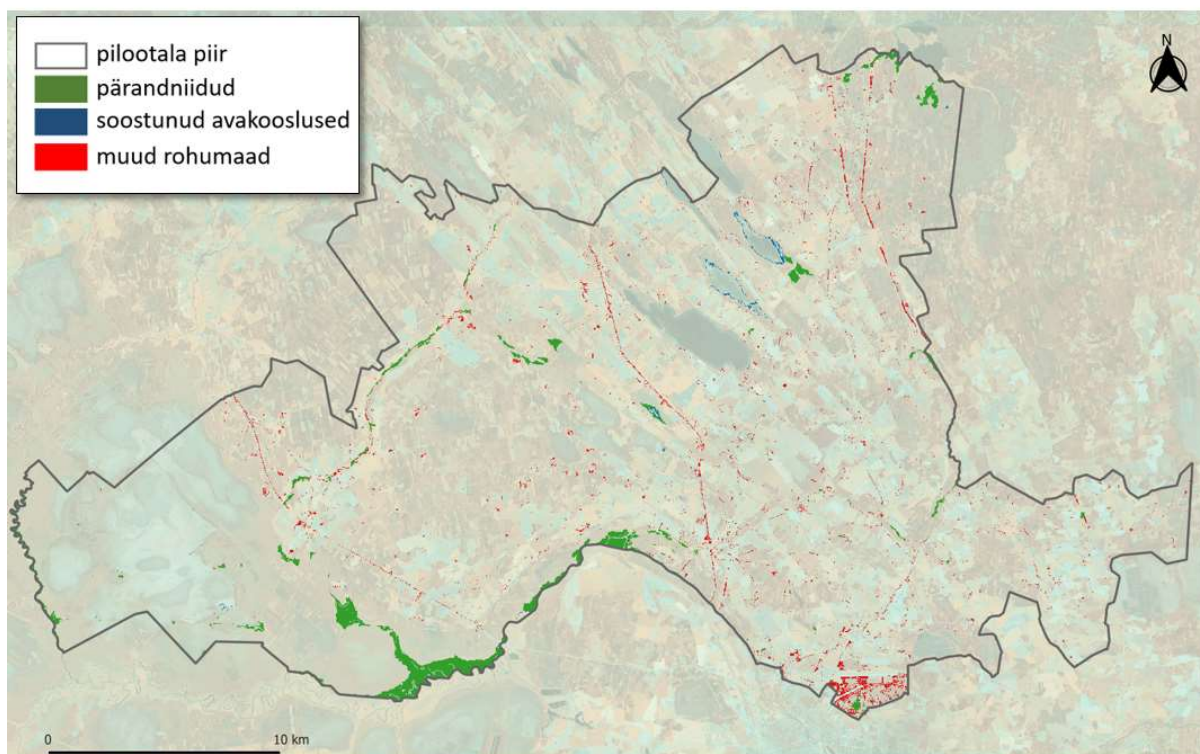
Joonis S18. Kaardistatud niiduökosüsteemid Narva-Jõesuu pilootalal kuuluvad valdavalt "muude rohumaade" gruppi, mis hõlmab erinevaid avatud kooslusi. Vähesel määral leidub pärandniite ning soostunud avakooslusi (vähem kui 30 cm turbakihi alad, tusedama turbakihi alad kaardistati sooökosüsteemide all).



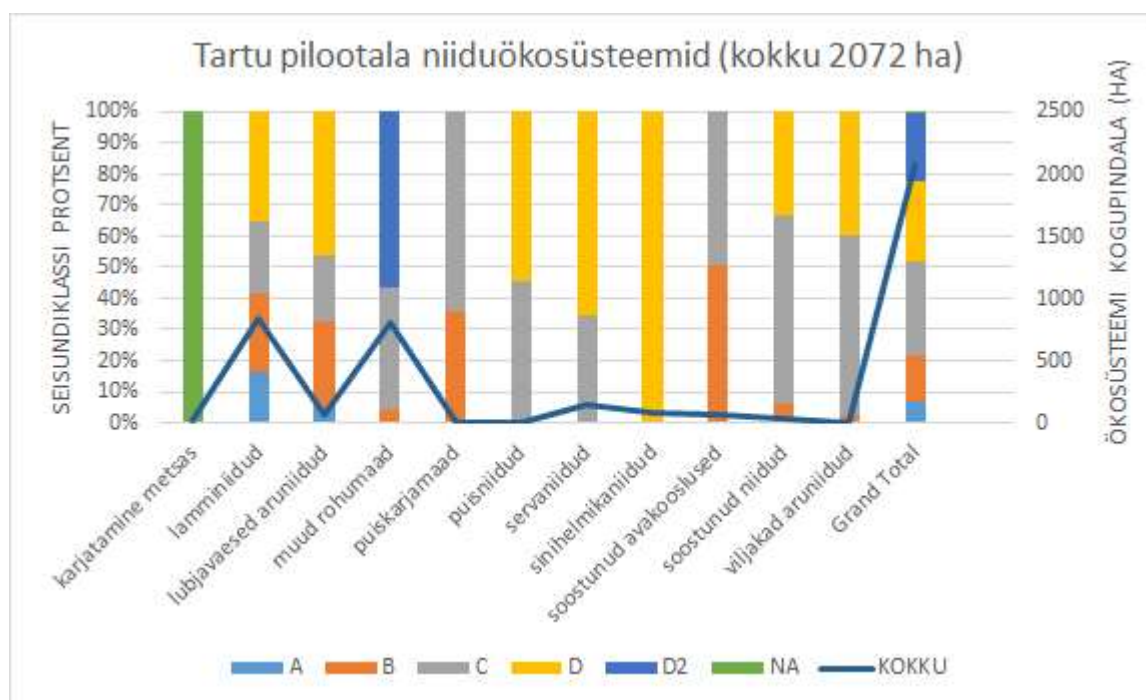
Joonis S19. Niiduökosüsteemide elupaigatüüpide ning seisundiklasside jaotus Narva-Jõesuu pilootalal. Tulbad näitavad elupaiga seisundiklasside protsentuaalset jaotust (vasak püsttelg), sinine joon näitab paremal püstteljel olevat vastava ökosüsteemi kogupindala.

Tartu pilootalal katavad niiduökosüsteemid 2072 ha ehk 2,9% pilootala kaardistatud kogupindalast (joonised S20 ja S21). Pärandniite on Tartu pilootalal 1200 ha, mis valdavalt on seotud piirkonna looduskaitsealadega – Alam-Pedja, Kärevere. Sellest suurima osa (841 ha) moodustavad lamminiidud, mis ulatuvad pilootalale Alam-Pedja looduskaitsealalt ning Kärevere looduskaitsealalt. Väiksemad lamminiidud, servaniidud (kokku 149 ha) ja lubjavaesed aruniidud (kokku 72 ha) esinevad pillutatult üle pilootala. Tähelepanuväärsed on Pedja jõe äärde jäävad pärandniidud, mis on hetkel kaitsestaatuseta. Soostunud avakooslusi (vähem kui 30 cm turbakihiga alad, paksema turbakihiga alad kaardistati sooökosüsteemide all) leidub peamiselt Vooremaa järvede kallastel (kokku 72,5 ha).

Niiduökosüsteemid Tartu pilootalal

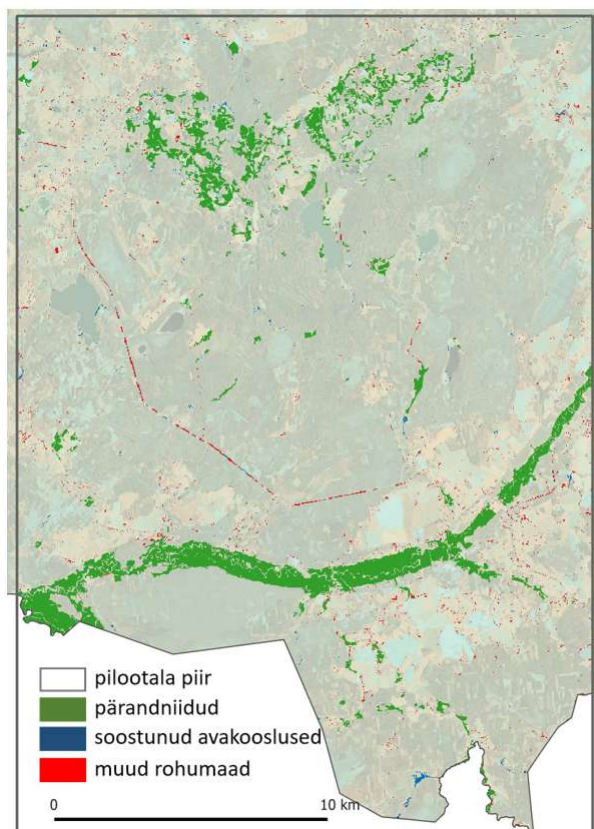


Joonis S20. Niiduökosüsteeme on Tartu pilootalal väga vähe ja valdavalt on tegu kas servapidi sisse ulatuvate Alam-Pedja ja Kärevere LKA lamminiitudega ning "muude rohumaade" gruppi kuuluvate aladega, mille täpsem taimkattetüüp on teadmata ja mis hõlmab erinevaid avatud kooslusi.

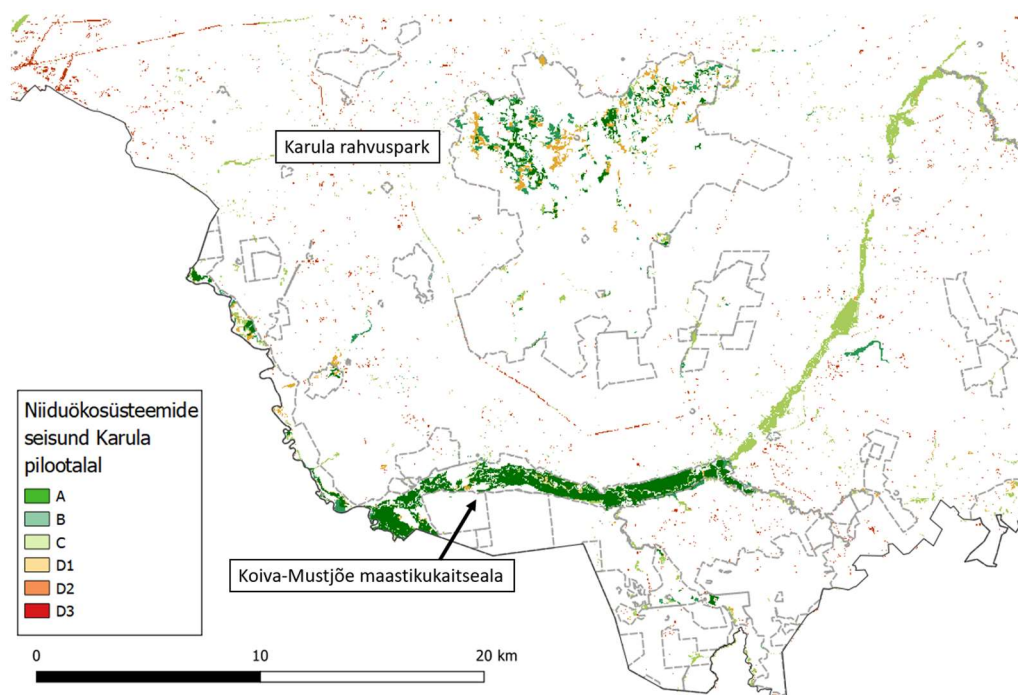


Joonis S21. Niiduökosüsteemide elupaigatüüpide ning seisundiklasside jaotus Tartu pilootalal. Tulbad näitavad elupaiga seisundiklasside protsentuaalset jaotust (vasak püsttelg), sinine joon näitab paremal püstteljel olevat vastava ökosüsteemi kogupindala.

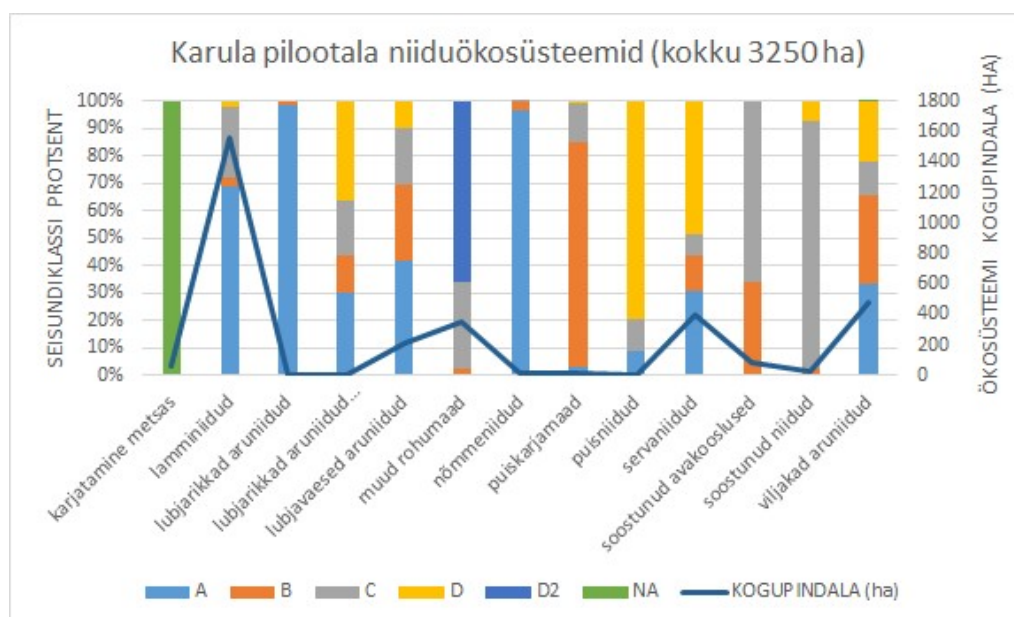
Karula pilootalal katavad niiduökosüsteemid 3250 ha ehk 6,3% pilootala kaardistatud kogupindalast (joonis S22). Sellest suurima osa (2806 ha) moodustavad erinevad pärandniidud, millest pindalalt kõige rohkem katavad lamminiidud (1555 ha, sh A-klassi kuuluvad lamminiidud 1074 ha). Pindalalt rohkelt leidub veel viljakaid aruniite (484 ha), servaniite (400 ha) ja lubjavaeseid aruniite. Üle poole (1845 ha) Karula niiduökosüsteemidest on kõrges seisundiklassis (A või B) (joonised S23 ja S24).



Joonis S22. Kaardistatud niiduökosüsteeme on pilootaladest kõige rohkem Karula pilootalal. Suurema osa niiduökosüsteemidest moodustavad erinevad pärändniidud, mis jäävad valdvalt kas Karula rahvusparki või Koiva-Mustjõe maastikukaitseala piiridesse.



Joonis S23. Niiduökosüsteemide seisund Karula pilootalal. Halli punktiirjoonega on tähistatud kaitstavate alade piirid.



Joonis S24. Niiduökosüsteemide elupaigatüüpide ning seisundiklasside jaotus Karula pilootalal. Tulbad näitavad elupaiga seisundiklasside protsentuaalset jaotust (vasak püsttelg), sinine joon näitab paremal püstteljel olevat vastava ökosüsteemi kogupindala.

Kokkuvõttes võib öelda, et testitud pilootalad näitavad hästi üle-eestilist mustrit: suurte kaitsealadega ja looduskaitsealase fookusega piirkondades on pärandniitude ja avakoosluste seisund parem kui piirkondades, kus avatud ökosüsteemide säilimisele ega seisundile pole tähelepanu pööratud. Arvestades niiduelupaikade vähesust maastikus, on vajalikud kõik pingutused niiduökosüsteemide seisundi parandamiseks ja leviku laiendamiseks. Selleks tuleb 1) tagada pärandniitude kaardistamine ja säilitamine lisaks kaitstavatele aladele ka väljaspool kaitsealadid ning 2) tunnustada muude rohumaade ja soostunud avakoosluste tähtsust ja tagada nende võimalikult laialdane säilimine ja hea seisund. Nii on näiteks laiad liinialused või teeservad potentsiaalselt olulised niiduelupaigad juhul, kui liinialuste ja teeservade hooldus tagab elustikule vajalikud tingimused (Helm et al., 2020). Võrreldes teiste ökosüsteemidega (põllumajandusmaad, metsad) on niitude levik väga vähene. Veel säilinud niiduökosüsteeme ei tohi metsastada, isegi kui tegu pole kaardistatud pärandkooslustga. Veel säilinud märgasid avatud ökosüsteeme (nt soostunud avakooslused) ei tohi ohustada kuivendamisega (nt ka teekraavide rajamine jm).

2.5. SOOÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HIDAMISE PÕHIMÕTTED

Sooökosüsteemi seisundi peamiseks mõjutajaks on nii globaalselt, Euroopas kui ka Eestis veerežiimi muutmine, vähemal määral arendamistegevus (infrastruktuur, asustus, kaevandamine) ja saaste (Joosten & Clarke, 2002; Rydin & Jeglum, 2013; Paal & Leibak, 2013). Soode kuivendamisel on Eestis ajalooliselt olnud peamiseks eesmärgiks põllumajandusmaa osakaalu suurendamine ja tähtsusest teisel kohal metsanduslike kuivendussüsteemide rajamine puistute laiendamiseks ning suurema tootlikkuse saavutamiseks. Nii põllumajandusliku kui ka metsandusliku kuivendamise põhisurve langes madalsoodele ja lammisoodele, metsanduslik kuivendus hõlmas ka õhema turbakihiga siirdesoid ja rabasid. Rabade puhul on oluline olnud ka turbatootmine, millest hävitatud ja mõjutatud ala ulatuseks on hinnatud 50 000–60 000 ha (Paal & Leibak, 2013). Piirkondlikult on soode seisundit aluselise õhusaaste kaudu mõjutanud nii Kunda tsemenditööstus kui ka põlevkivielektriijaamade lendtuhk (Karofeld, 1994; Liblik et al., 2003; Paal et al., 2010). Täiendavalt esineb soo või soosade puhul

lokaalseid seisundit mõjutavaid tegureid (heitvesi, raie, karjatamine, turbasambla kogumine, saaste- ja vee ärajuhtimine teetammide läheduses, koprapaisud jne), kuid sedalaadi häiringud on reeglina dokumenteerimata, väga piiratud ajalise ja ruumilise ulatusega ning seetõttu üleriigilise seisundi hindamise juures ei arvestata väljaarvatud juhtudel, kui nende esinemine on üheselt ruumiandmetega määratletud.

Seisundiklasside loomisel on sooökosüsteemid jagatud 5 põhiklassi (vt tabel S5), kus A tähistab parimas seisundis looduslikke soid, E ökoloogilise funktsionaalsuse kaotanud turbaala. A, B või C klassi kuuluvad sood jagatakse looduskaitse seisundi alusel omakorda kahte alamklassi, vastavalt A1 ja A2, B1 ja B2, C1 ja C2. Kui soo on looduskaitse kaitsestaatus (reservaat, range sihtkaitsevöönd), siis loetakse ala pikemaajaliselt kahjustavate tegurite vastu kindlustatuks ja ta liigitatakse vastavalt põhikriteeriumile klassi A1, B1 või C1, kaitsestaatuseta sood aga A2, B2, C2 klassi.

Aluselisest õhusaastest tugevalt mõjutatud piirkonnas (põlevkivielektri jaamadest 45 km, Kunda tsemenditehasest 20 km) paiknevate rabade ja siirdesood (Karofeld, 1994; Liblik et al., 2003; Paal et al., 2010) korral langeb muude tunnuste alusel A või B klassi kuuluva ala seisundihinnang ühe klassi võrra madalamale (vastavalt nt A1 klassist B1 klassi, B1 või B2 klassist C klassi).

Tabel S5. Sooökosüsteemi seisundiklass, looduskaitsestaatus tulenev seisundi alamjaotus ning klassi kuuluvuse peamised määratlemistunnused.

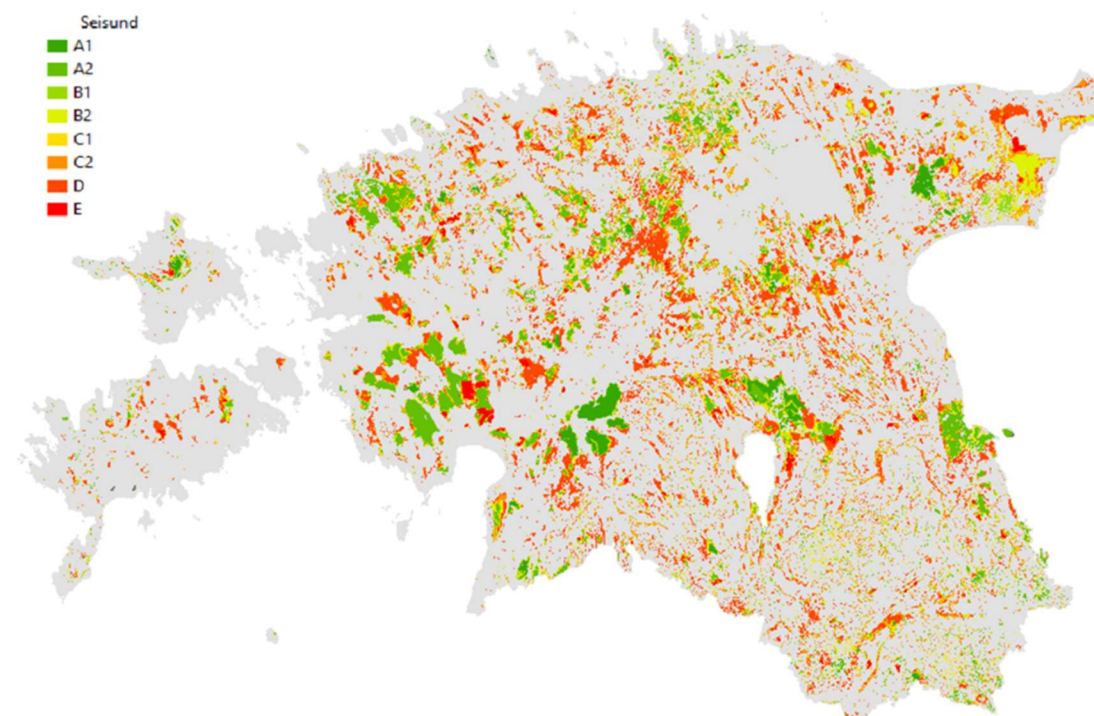
Seisundi- klass	Alam- klass	Klassi iseloomustus	Kuivendus
A	A1	Looduslikus seisundis sood (kuivendamata, raieta, niitmata, karjatamata); reservaat, range sihtkaitsevöönd	Lähim kuivendus >250 m
A	A2	Looduslikus seisundis sood (kuivendamata, raieta, niitmata, karjatamata)	Lähim kuivendus >250 m
B	B1	Nõrga kuivenduse mõjuga sood (või piirdekraaviga sood), karjatamine, niidetud (ekstensiivne), reservaat, range sihtkaitsevöönd	Lähim kuivendus 100–250 m
B	B2	Nõrga kuivenduse mõjuga sood (või piirdekraaviga sood), karjatamine, niidetud (ekstensiivne)	Lähim kuivendus 100–250 m
C	C1	Kuivendusega sood, taastuvad/taastatud sood; reservaat, sihtkaitse või piiranguvöönd	Lähim kuivendus <100 m
C	C2	Kuivendusega sood, taastuvad/taastatud sood	Lähim kuivendus <100 m
D	D	Intensiivselt majandatud või intensiivselt kuivendatud, iseseisvalt taastumisvõimetu või jääksoo	Toimiv kuivendusvõrk
E	E	Turbatootmisala või valdavalt hävinud turbakihiga ala (nt põleng)	Toimiv kuivendusvõrk

Seisundiklasside määramisel kasutatakse kuivenduse esinemise hindamisel kõiki ETAK tehisvooluveekogusid (kraavid, peakraavid) ja maaparandusinfosüsteemi (2017) kuivendussüsteemi alasid. Kraavituse ja drenide täpne seisukord ei ole nende andmete alusel üheselt tuvastatav, kuid

kuivendussüsteemide mõju uuring soodele on näidanud, et isegi näiliselt kinnikasvanud enam kui 100 aasta vanused kraavid töötavad jätkuvalt drenidenena (Kull, 2016). Kuna ka jääsoode ja turbatootmisalade puhul töötavad kraavid turbas veetaset alandavana, siis käsitletakse ka neid kui kuivendussüsteemidega kaetud alasid. Üldjuhul on nende maakasutusviiside puhul kraavivõrk kajastatud ETAK tehisvooluveekogude kihil, aga kui erandlikel juhtudel ETAK andmestikis kraavitus puudub, käsitletakse kuivendussüsteemi asukohana ala välispiiri. Jääsoode ja korrastatud jääsoode andmestikuna kasutatakse RMK ning ELF poolt hallatavaid jääsoode kaardikihte, mida on täiendatud välitööde käigus TÜ geograafia osakonna poolt. Raie info alus on identne metsa ökosüsteemi alapeatükis kirjeldatud algallikatega. Karjatamise ja niitmise andmed soodes ei ole üle-eestiliselt esinduslikud ja katavad vaid konkreetsete välitööde käigus tuvastatud juhtumeid (visuaalselt eristatavad kariloomade trampimise jäljed, karjaaedade jäänused jmt) ning eeldatakse, et regulaarselt karjatatud ja niidetud turvasmuldadega alad on hõlmatud niiduökosüsteemide alajaotuses.

2.6. SOOÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE TULEMUSED

Turvas- ja turvastunud mullad on Eestis laialt levinud. Mullastikukaardi (1 : 10 000) alusel on turvastunud muldade osakaal 6,3% ja turvasmuldade osakaal 24,6%, millest madalsoomuldadid 13,8%, siirdesoomuldadid 3,7%, rabamuldadid 5,7% ja lammimuldadid 1,4%. Väga õhukesed turvasmullad (13,3%) on keskkonnamuutuste suhtes kõige tundlikumad ja sooökosüsteemina põllumajandusliku või metsandusliku kuivenduse tõttu suures osas pöördumatult kahjustunud. Õhukesed turvasmullad moodustavad 20,9% ja sügavad turvasmullad 65,8% kõigist turvasmuldadest. Sügavate turvasmuldade puhul on peamiseks sureveteguriks rabades turbatootmine, mille kogupindala on 37 494 ha ja 6258 ha taotlusi on menetluses (2020 septembri seisuga). Kuivendamata (kuivenduskraavist kaugemal kui 100 m) madalsoo ja siirdesoo muldasid on säilinud alla 10%, rabamuldadest on kuivendusest mõjutamata ligi 60% (joonis S25). Kõige enam on heas seisundis siirdesookooslusi säilinud Emajõe Suursoos ning Loode-Eestis.



Joonis S25. Sooökosüsteemide seisundikaart. Väga heas (A1, A2) või heas (B1, B2) seisundis sooökosüsteemideks on enamasti rabakooslused suuremates soomassiivides.

2.7. PÕLLUMAJANDUSLIKE ÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE PÕHIMÕTTED

Ökosüsteemi seisundi hindamise seisukohast on väga oluline arvestada nii põllumajandusmaa majandamise/tootmise intensiivsuse kui ka põllumajandusmaad ümbritseva maastiku struktuuriga, sest suur osa põllumajandusmaastike elurikkusest ja põllumajanduslike ökosüsteemide hüvedest on seotud just nii põllumaid ümbritsevate kui ka neil asuvate maastikuelementidega.

Kuna põllumajandusökosüsteemid muutuvad aastati ja seisundit kajastavaid kohapõhiseid tunnuseid leidub vähem kui teiste ökosüsteemide puhul, siis kasutati põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi klasside määramisel maastikulisi tunnuseid, nagu piirnevate alade iseloom. Teiste ökosüsteemitüüpide puhul eeldati, et vaadeldava ala koht-tunnused iseloomustavad seisundit täpsemalt, näiteks metsa vanus paremini kui selle piirnemine põllu või teise metsaga. Põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi ja nendega seotud teenuste ruumilise varieeruvuse eristamiseks genereeriti põllumajandusliku ökosüsteemi baaskaardi kihile 10 × 10 m küljepikkusega vektor-ruudustik, mille igale ruudule lisati atribuutidena külge erinevate maastikuindikaatorite põhjal leitud väärtused. Indikaatoritena kasutati olulisi põllumajandusmaastike elurikkust ja ökoloogilist seisundit mõjutavaid ja peegeldavaid näitajaid, nt. erinevate maastikuelementide, metsaservade, pärandkoosluste ja/või kaitsealuste taimeliikide esinemine põllu vahetus läheduses. Arutati ka lindude kaasamist indikaatorina (näiteks röövlinnud) kuid kuna lindude esinemine põllumajandusmaal on tagatud pigem pesitsuspaikade olemasoluga, mis võivad aga põllumajandusmaast väga kaugel asuda, siis ei ole nad indikaatorina hästi rakendatavad. Indikaatorite valimisel hinnati, kas need on rakendatavad üle kogu riigi ning kas neil on teaduskirjandusele tuginedes oluline roll põllumajandusliku elurikkuse ja põldude seisundi hoidmisel (Sutherland et al., 2019; Dicks et al., 2017). Igal indikaatoril on oma ruumilise mõju ulatus (Martin et al., 2019). Näiteks on lineaarsed maastikuelemendid põllumajandusmaastiku rohe-infrastruktuuri võtmekomponendid ja neil on kriitiline roll seelses elurikkuse säilitamises (Pe'er et al., 2017). Uurimustes on leitud, et kaugus lineaarsetest maastikuelementidest (nt põlluservade, teeservade, põldude vaheribade kaugus) mõjutab oluliselt kasulike lüljalgsete (ämblikulaadsed, jooksiklased, lühitiiblasted) liigirikkust, aktiivsust ja arvukust – kõige enam leidub neid põlluserva läheduses ja juba 60 meetri kaugusel põlluservast on kasurite aktiivsus-tihedus oluliselt vähenenud (Boetzel et al., 2018). Põlluservade hulk, läheduses asuvad mitmekesised rohumaad või õitsevate taimedega põlluservad suurendavad oluliselt jooksiklaste liigirikkust tootmispõldudel (Boetzel et al., 2018; Batáry et al., 2012; Purtauf et al., 2005) ja seega töötavad kasulike lüljalgsete pankadena põllumajandusmaastikel. Lisaks mõjutab jooksiklaste leviku kaugust põlluservast ka keha suurus – suuremad (≥ 10 mm) isendid levivad kaugemale kui väikesed (kuni 6 mm pikkused) (Boetzel et al., 2018). QuESSA projekti raames (Holland et al., 2020) talirapsi põllult kogutud jooksiklastest oli 23% väikesed (kuni 6 mm), 0,4% suured (üle 10 mm) ja 76,5% keskmise (7–9 mm) suurusega; lühitiiblastest oli 82% väikesed (kuni 6 mm) ja 18% 7–10 mm suurused. Kõige arvukamalt leiti jooksiklasi 25 m ja lühitiiblasteid 25 ja 50 m kauguselt rapsipõllu servast, aga nad levisid ka 75 m kaugusele rapsipõllu servast (Veromann, QuESSA projekti avaldamata andmed, www.QUSSA.eu; Holland et al., 2020). Gobaalses analüüsis põlluga piirnevate puiskoridoride ja õitsevate taimeribade rollist kahjuritõrjesse panustamises, kus on kajastatud ka Eesti lineaarsete maastikuelementide andmed, leiti, et kahjuritõrje teenused vähenesid oluliselt juba 20 m kaugusel põlluservast (Albrecht et al., 2020). Põllumajandusliku ökosüsteemi seisundi klassi mõjutavate indikaatorandmete hulgas on põllumajandusmaad ümbritsevate ja/või seal sisalduvate maastikuelementide suurus/laius, poollooduslike koosluste ja metsaservade kaugus põllumassiivist, külvikorras olevate põldude turvasmuldadel, karstialadel ja õhukestel paepealsetel muldadel paiknemine, kaugus vooluveekogude joon- ja pindobjektidest.

Seega, elurikkusega seotud indikaatori ruumilise mõju ulatuse määratlemisel tugineti teaduskirjanduses leitule ja eksperthinnangutele, genereeriti kõikidele indikaatorandmetele vastavad mõjutsoonid ning moodustati kaardikihid, kus indikaatori mõjutsooni kattumine põlluga oli edasise põldude seisundiklasside määratlemise üheks sisendiks. Kuna töö aluseks olevate kaardikihtide detailsusaste ei kajasta lineaarseid rohumaaribasid, siis praeguses etapis väljendavad lineaarsed maastikuelemendid puude-põõsastega joonelemente (näit. kraavid), mille andmed pärinevad nii maa-ameti taimkatte kõrgusmudelidest kui ka PRIA ja ETAKi kaardikihtidest.

Kraavid on olulised põllumajandusmaastiku elemendid, mis liigendavad monotoonset maastikku, panustavad maastikuelementide sidususse ja on sageli ainsad elurikkuse pelgupaigad põllumajandusmaastikus (nt Milsom et al., 2004; Soomers et al., 2010; Rasran & Vogt 2018; Li et al., 2020). Teisalt aga nad muudavad ka looduslikku veerežiimi ja seeläbi kaovad paljud looduslikud mikroelupaigad (madalad soised/veega täidetud lohud põllumajandusmaastikus). Suurte maaparandussüsteemide eesvooludel, mille valgala on üle 10 km² on veekaitsevöönd 10 m, kus on keelatud maaharimine ja keemiliste taimekaitsevahendite kasutamine (veeseadus¹⁸). Seega saavad sinna kujuneda püsiva ja mitmekesise taimestikuga puhverribad, kus on esindatud nii puittaimed kui ka rohurinne. Sellised piisavalt laiad alad pakuvad olulisi elu-, toidu-, paljunemis-, talvitumis- ja varjepaiku erinevatele organismidele sealhulgas ka tolmeldajatele ja röövtoidulistele lüliljalgsetele (Carvalho et al., 2012; Geiger et al., 2009; Li et al., 2020) ning väldivad ka toitainete kandumist vette 25–48% paremini kui liigivaese ja monotoonse taimestikuga alad (Jontos, 2004). Seega sellised kraavid, mille servades on taimestikuga riba, panustavad elurikkuse säilimisele ning tolmeldamise ja kahjuritõrje teenustesse. Samas pakuvad ka veega täitunud kraavid ise olulist elupaika erinevatele veega seotud ja/või vee-eluviisiga liikidele ja panustavad oluliselt sealse elurikkuse säilitamise (Gething & Little, 2020).

Mõjutsoonide laiuse määramisel lähtuti Liebigi reeglist ja keskenduti kahjuritõrje teenusele, sest röövtoidulised lüliljalgsed on tolmeldajatest oluliselt väiksema tegutsemise raadiusega. Lisaks läheneti konservatiivselt, et vältida ülehindamist.

Põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi ja teenuste määramiseks kasutatavad maastikulised indikaatorid koos mõjualade ulatustega (mõjuala ulatuse puhul on mõeldud ulatust ühes suunas ja kummalegi poole maastikuelementi nii kaugele kui vastavas suunas võimalik):

- Lineaarsed puistuga maastikuelemendid võrdsed ja laiemad kui 5 m: mõjuala 35 m mõlemale poole (kokku 75 m) pluss elemendi laius;
- Pindalalised põllusaared: mõjuala 75 m;
- Punkt-elemendilised põllusaared, üksikpuud: mõjuala raadius 35 m;
- metsade mõjuala on metsa servast 35 m;
- A ja B ning C ja D klassi pärandniitude piirnevus põllumaaga: mõjuala niidukoosluse servast 300 m;
- Vooluveekogud ja väikeveekogud (tiigid, veesilmad jne) – ETAK-i vooluveekogude joonobjektid ja pindobjektid. Joonobjektidest on vastavalt laiusklassile genereeritud pindobjekti puhvrid ja need liidetud pindalaliste vooluveekogudega.
- Kraave, mille laius on 1–2 m, mõjualaga ei ümbritseta, sest neid võib kraaviperveni üles harida;
- Kõik sellest laiemad kraavid saavad mõjuala, mis arvestatakse järgmiselt: kraavi maksimaalne laius korda 3 (kraavi pervest 3 m laiune ala peaks olema külvikorrast väljas, lähtutakse eeldusest, et see nii on) jagatud 2. Mõjuala mõjub mõlemale kraavi poolele (näiteks kui kraav on 4 m lai: $4 \times 3 / 2 = 6$ m kraavi mõlemale poolele, koos kraaviga on mõjutsoon 16 m lai);
- Looduslikud (EELISest) vooluveekogude rannad ja kaldad ning maaparandussüsteemid suurema valgala kui 10 km² on kaitstud vastavalt looduskaitseadusele¹⁹ ja veeseadusele²⁰ (10 m veekaitsevöönd), mõjualaks on antud töös määratud 10+35 m mõlemale poolele (lähtutakse eeldusest, et veekaitsevööndis sätestatud piirangutest peetakse kinni);
- Kiviaiad: mõjuala 35 m;
- Kaitsealused taimed, kui nad esinevad põllumaadega piirnevatel aladel: punktobjekt ja mõjuala 35 m.

¹⁸ <https://www.riigiteataja.ee/akt/110122020036?leiaKehtiv>

¹⁹ <https://www.riigiteataja.ee/akt/130122020007?leiaKehtiv>

²⁰ <https://www.riigiteataja.ee/akt/110122020036?leiaKehtiv>

Kasutatud andmete allikad, mille kaudu indikaatoreid arvutati:

- ETAK (põllumajandusmaad, vooluveekogud, kiviaiad)
- EELIS (kaitstavate taimeliikide leviku andmed, poollooduslike koosluste andmed)
- Maa-ameti taimkatet väljendav 5 m piksliga kõrgusmudel
- PRIA põldude andmestik koos maakasutuse ja toetustüübiga 2019. aasta seisuga
- Mullastikukaart 1 : 10 000

Hindamine: kõik indikaatorid said rastri väärtuseks 1 ja lõppväärtus kujunes kõikide kattuvate kihtide summana.

Negatiivse mõjuga indikaatorid:

- turvasmullad, õhukesed paepealsed mullad, karstialad (kui nad asuvad külvikorras olevatel põldudel) saavad väärtuseks -1 (miinus 1).

Elurikkust hoidvad ja soodustavad praktikad ja looduslikud elemendid saavad kõrgema rastri väärtuse:

- mahepõllumajandus: 4
- pärandniidud, mis kuuluvad klassi AB: 3
- pärandniidud, mis kuuluvad klassi CD: 2 (ülekatte lõigatakse välja ja kõrgem kategooria jääb);
- metsaserv ja taimkatte ribad (nii rohumaaribad kui ka puistuga ribad): 2;
- põllusaared <0,1 ha: 1
- Keskkonnasõbraliku majandamise meede: 1.

Maksimaalne teoreetiline punktisumma, mis tekkida saab, on 13 (kuna kõik indikaatorid ei saa summeeruda, näiteks mahepõllumajanduse ja keskkonnasõbraliku majandamise meede ei saa kattuda jne), samas maksimaalne reaalne (käesolevate PRIA, ETAK, EELIS, LiDAR, mullastiku kaardiandmete põhjal) punktisumma on 12.

Maksimaalse teoreetilise hindepalli summa kujuneb järgnevalt: mahepõllumajandus 4 + poollooduslikud niidud AB klass 3 (CD=2, ülekatte lõigatakse välja ja kõrgem kategooria jääb, seega summeeruda ei saa) + metsaserv ja/või puisriba 2 + vooluvesi 1 + põllusaar 1 + kiviaed 1 + kaitsealune taim 1 = 13. Samas reaalse 2019. aasta kaardiandmete põhjal maksimaalset hindepunktide summat ei kujunenud ja suurimaks summaks kujunes 12.

Põllumajanduslike ökosüsteemide seisundiklassid kujunevad mõjualade koondsummast, mis jagatakse kvartiilideks: A: punktisumma 10–12 (erinevad loodusehüved on kõige paremini tagatud ja/või kättesaadavad); B: punktisumma 7–9; C: 4–6; D: 1–3 (ökosüsteemiteenuseid on kõige napimalt) (vt tabel S6).

Tabel S6. Põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi klassid ja nende iseloomustused.

Seisundiklass	Klassi iseloomustus
A	Indikaatorite kogusumma 10–13 (vt maastikulised indikaatorid). Ökosüsteemiteenustega potentsiaalne varustus/kättesaadavus on väga hea
B	Indikaatorite kogusumma 7–9 (vt maastikulised indikaatorid). Ökosüsteemiteenustega potentsiaalne varustus/kättesaadavus on hea
C	Indikaatorite kogusumma 4–6 (vt maastikulised indikaatorid). Ökosüsteemiteenustega potentsiaalne varustus/kättesaadavus on kasin
D	Indikaatorite kogusumma 1–3 (vt maastikulised indikaatorid). Ökosüsteemiteenustega potentsiaalne varustus/kättesaadavus on halb

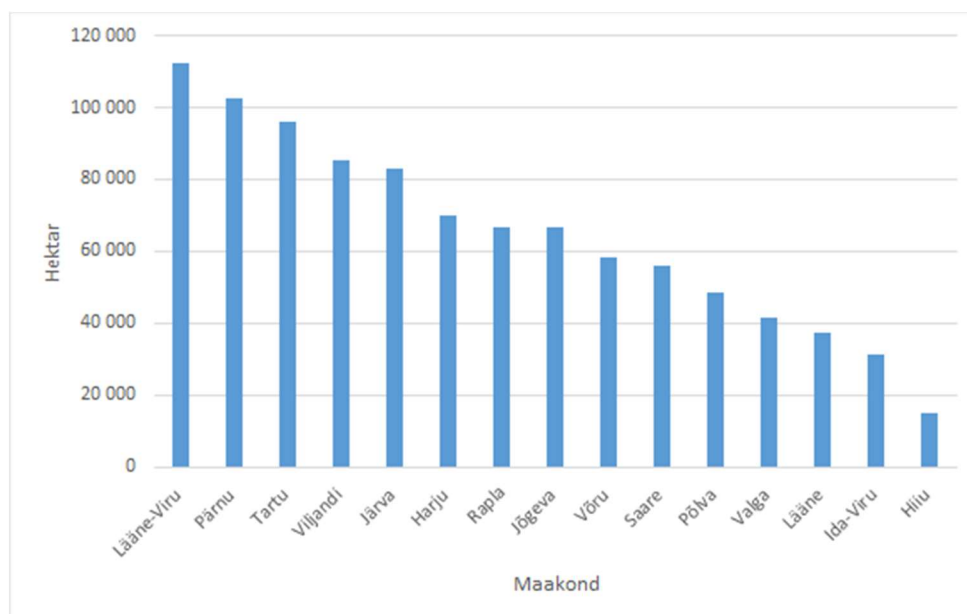
Tulevikuks, kui kaartide detailsuse tase paraneb ning rohtsed ja puudega joonelemendid ning kraavide kallastel rohtsed ribad lisatakse maastikuelementidena, teeme alljärgnevad ettepanekud mõjualade ja väärtusastmete arvestamiseks:

- rohtsed ribad laiusega 3–6 m: mõjuala 35 m (mõlemale poole), väärtus = 1
- rohtsed ribad laiusega ≥ 6 m: mõjuala 75 m (mõlemale poole), väärtus = 2
- liigirikka seemneseguga rohtsed ribad laiusega ≥ 6 m: mõjuala 75 m (mõlemale poole), väärtus = 3
- puudega ribad laiusega 3–6 m: mõjuala 35 m (mõlemale poole), väärtus = 1
- puudega ribad laiusega ≥ 6 m: mõjuala 75 m (mõlemale poole), väärtus = 2
- mitmekesise taimestikuga serva-aladega kraavid ≥ 6 m: mõjuala 75 m (mõlemale poole), väärtus = 2
- põllusaared $< 0,1$ ha: mõjuala 75 m, väärtus = 1
- põllusaared $> 0,1$ ha: mõjuala 75 m, väärtus = 2

Lisaks, kui tulevikus tekib võimekus kaardistada ≤ 3 m laiuseid rohumaaribasid kraavide kallastel, tuleks tegelikkuses ülesküntud/rohumaaribata kraavidele väärtuspunktid andmata jätta ja samas omistada väärtuspunktid ka kitsamatele kraavidele, mille puhul praegu eeldatakse, et nad on servani üles küntud.

2.8. PÕLLUMAJANDUSLIKE ÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI HINDAMISE TULEMUSED

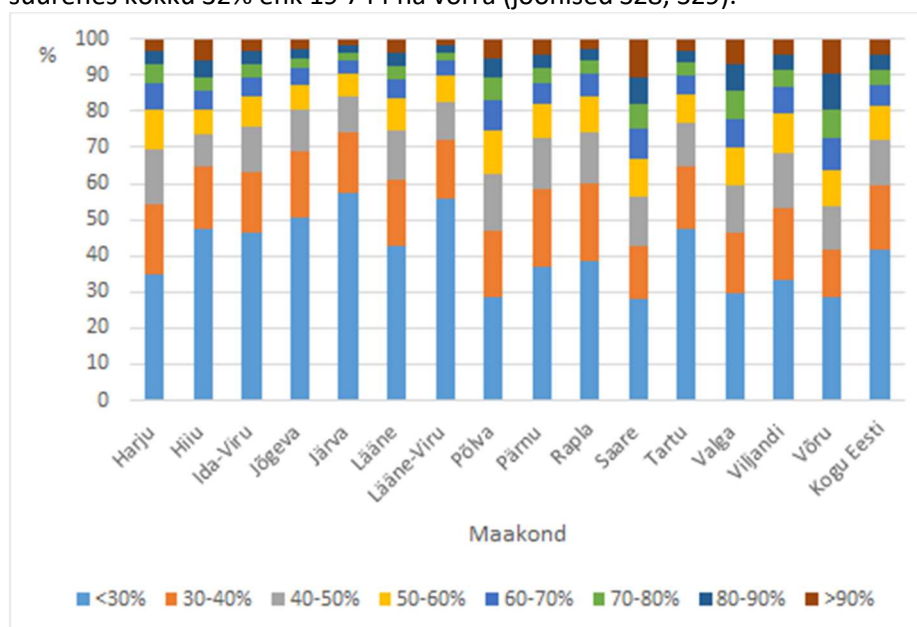
Kokku hõlmasid põllumajanduslikud ökosüsteemid 2019. aasta andmete alusel 970 165 ha, millest külvikorras olevad põllud moodustasid 690 488 ha ehk 71,2% kogu põllumajandusmaast. Ligikaudu pool (49,4%) kogu põllumajandusmaadest asus Lääne-Viru, Pärnu, Tartu, Viljandi ja Järva maakonnas (joonis S26). Kõige vähem on põllumaid Lääne (3,8% kogu põllumajandusmaast), Ida-Viru (3,2% kogu põllumajandusmaast) ja Hiiu (1,6% kogu põllumajandusmaast) maakonnas. Lääne-Viru, Järva, Viljandi, Tartu ja Jõgeva maakonnas asuvad ka Eesti viljakaimad mullad seega on seal looduslik eelis paremale toidu- ja söödatootmise potentsiaalile.



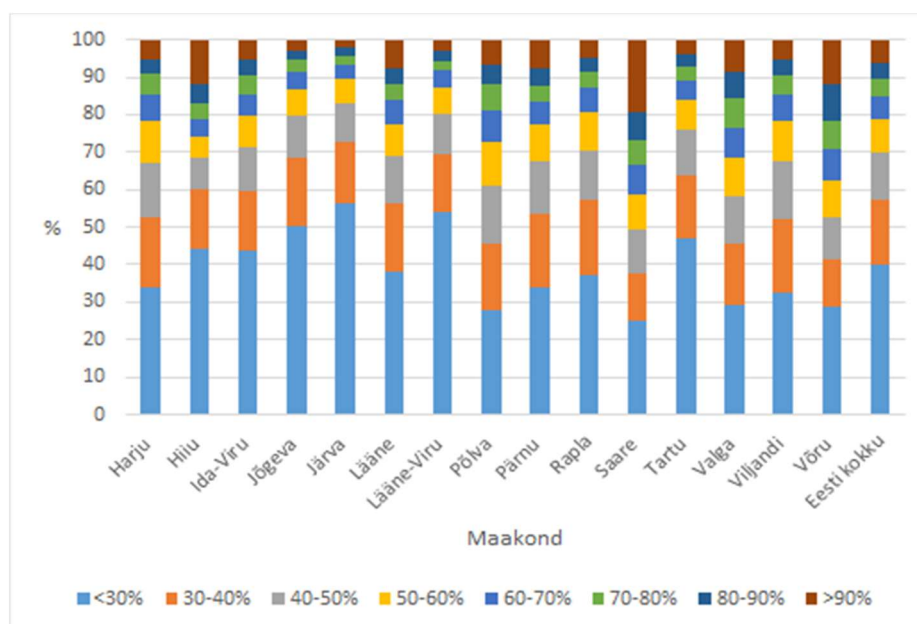
Joonis S26. Põllumajandusmaade pindalad erinevates maakondades 2019. aasta PRIA andmete alusel.

Vaadeldes maastikuelementide **mõjualade katvuse** osatähtsust (arvestamata pärandniitude mõjualasid) kogu põllumajadusmaa suhtes erinevates maakondades, selgus, et põllud, mis olid maastikuelementide mõjualadega kaetud nullist kuni 29% (<30%) ulatuses olid kõikides maakondades enamuses ja põlde, kus maastikuelementide mõjualade katvus ulatus 80–100% oli kokku 8,3% kõikidest põllumaadest (kokku 80 529 ha) (joonis S27). Järva, Lääne-Viru ja Jõgeva maakonnas oli rohkem kui pool põllumaadest väga madala (0–30%) mõjualade katvuse määraga. Põlde, kus maastikuelementide mõjualade katvus ulatus 80–90%ni oli kõige rohkem Võru (9,8% Võrumaa põldudest), Valga (7,3%) ja Saare (7%) maakonnas. Kõige rohkem suurema kui 90% mõjualade katvusega põlde oli samuti Saare (10,8% Saaremaa põldudest), Võru (9,8%) ja Valga (6,8%) maakonnas.

Looduslikud ja pärandniidud on põllumajandusmaastikus mitmekesisuse allikad, tuumalad, mis pakuvad asendamatu toidumis-, paljunemis-, pesitsus-, elu-, talvitumis-, varje-, jne. paiku väga paljudele organismidele sh ka nendele, kes pakuvad otseselt põllumajandusele vajalikke looduse hüvesid nagu näiteks tolmeldamise ja loodusliku biotõrje hüve. Poollooduslikelt aladelt saavad kasulikud organismid levida agroökosüsteemidesse, siis kui see neile vastavat ressursi pakub. Seega on oluline lisada pärandniitudega piirnevatele põllumaadetele niitude mõjuala. Antud töös on selleks mõjualaks arvestatud 300m niidu servast toetudes kirjanduse andmetele ja eksperthinnangutele. Pärandniitude mõjualade lisamine muutis kõige rohkem Eesti keskmist >90% katvuse osatähtsust, mis suurenes kokku 32% ehk 19 744 ha võrra (joonised S28, S29).



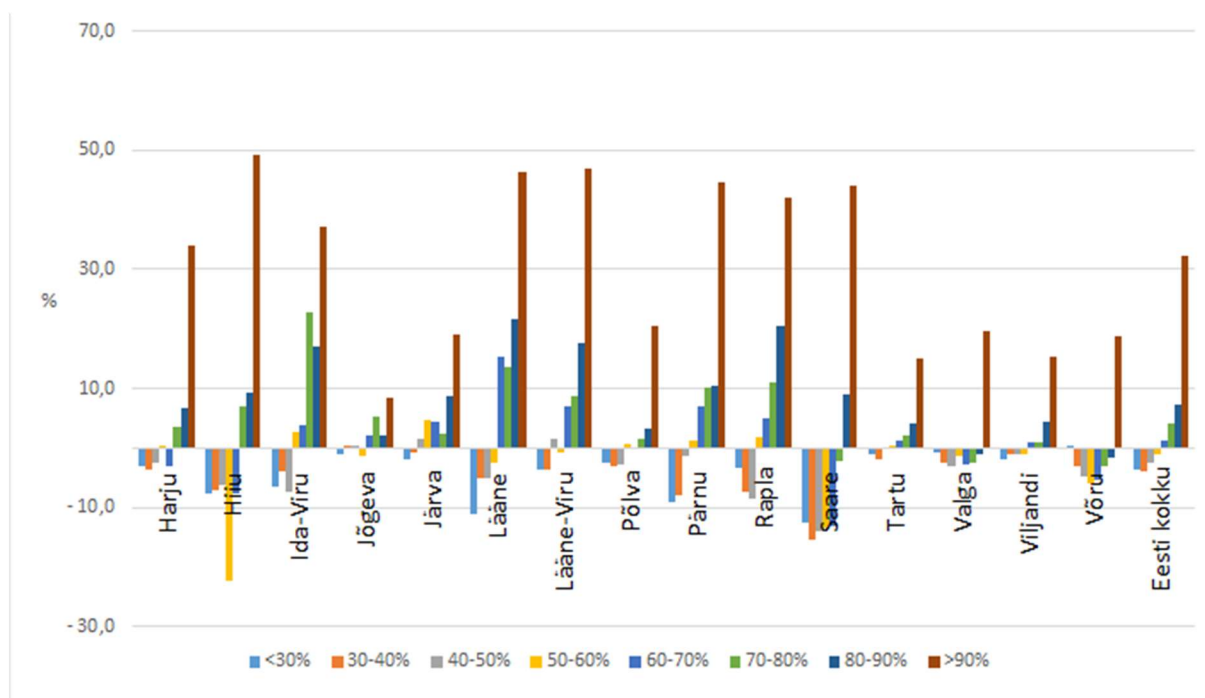
Joonis S27. Põllumaadete maastikuelementide mõjualad (ilma pärandniitude mõjualadeta) osatähtsuste lõikes maakondade kaupa 2019. aasta andmete alusel (andmete allikad: PRIA, ETAK, EELIS).



Joonis S28. Põllumaade maastikuelementide mõjualade katvus koos pärandniitude mõjualadega osatähtsuste lõikes maakondade kaupa 2019. aasta andmete alusel (andmete allikad: PRIA, ETAK, EELIS).

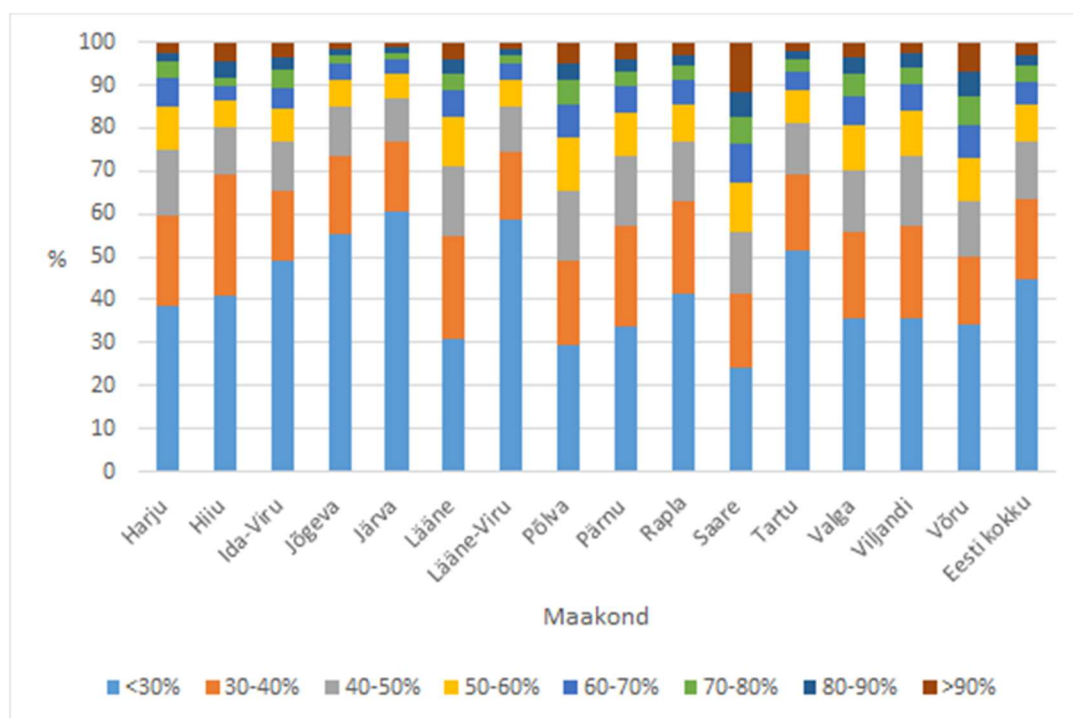
Kõige suuremad muutused mõjualade katvuse osatähtsustes toimusidki Hiiu, Lääne, Lääne-Viru, Pärnu, Rapla ja Saare maakonnas (joonis S27). Kõige rohkem vähenes madala osatähtsusega (<30%) põldude hulk Lääne ja Saare maakonnas, vastavalt 11% ja 12% ning kõige rohkem suurenes suure osatähtsusega (>90%) põldude hulk Hiiu (49%), Lääne (46%), Lääne-Viru (47%), Pärnu (45%), Rapla (42%) ja Saare maakonnas (44%).

Võrreldes püsirohumaadega, mida tavaliselt ei künta (samal võib maad harida (sh künda) rohumaa uuendamise eesmärgil, mida intensiivsetel rohumaadel tehaksegi) on külvikorrast olevate põldude majandamine agrotehniliselt palju intensiivsem ja seetõttu põllud enamasti kasulike organismide esinemist ei soodusta. Seega on mitteharitavate alade olemasolu eriti oluline külvikorrast olevate põldude vahetus läheduses. Analüüsides maastikuelementide ja pärandniitude mõjualade katvust ainult külvikorrast olevatel põllumaadel selgus, et Eestis on keskmiselt 44% külvikorrast olevatest põldudest sellised, mis maastikuelementidega ei piirne või siis piirnevad väga vähesel määral (maastikuelementide mõjualadega kaetus >30%) ja vaid 3% sellised, kus maastikuelementide mõjualaga kaetus oli suurem kui 90% (kokku 21409 ha) ning 5,6% selliseid põlde, kus maastikuelementide mõjualadega kaetus ulatus 80–100%, (kokku 39 000 ha) (joonis S29). Kõige maastikuelementide vaesemad olid Järva, Lääne-Viru, Jõgeva ja Tartu maakonna põllumaad, kus vastavalt 61%, 58%, 55% ja 51% külvikorrast olevatest põllumaadest olid kaetud vähem kui 30% ulatuses maastikuelementide mõjualadega (joonis S30).

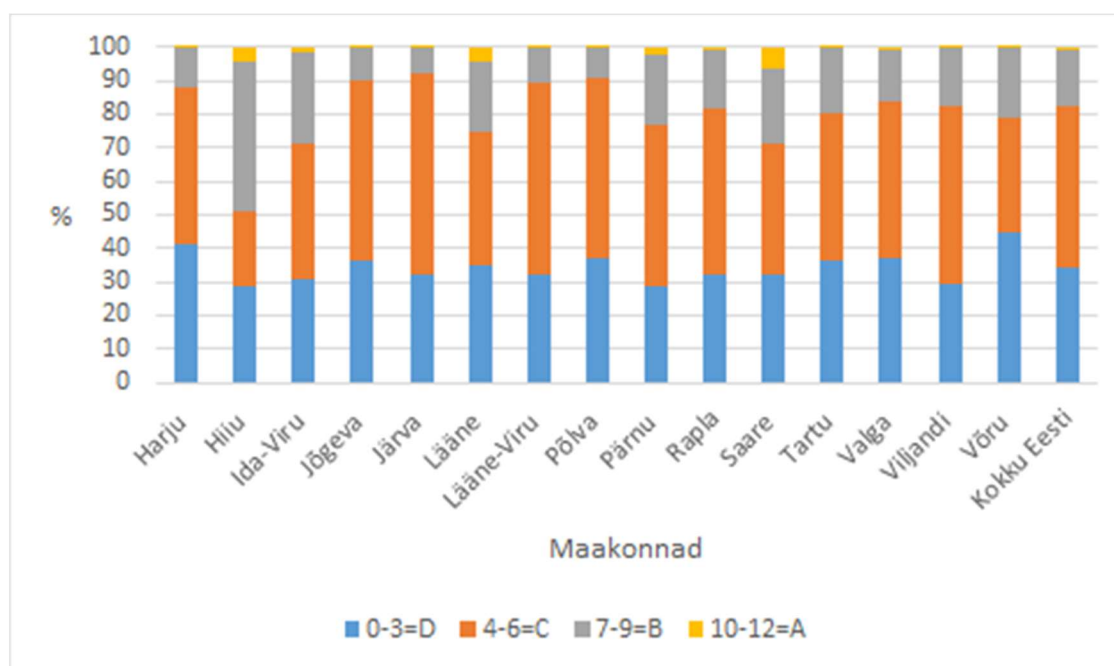


Joonis S29. Põllumaade maastikuelementide ja pärandniitude mõjualade katvuse muutus (%) osatähtsuste lõikes võrreldes ainult maastikuelementide mõjualade katvustega maakondade kaupa 2019. aasta andmete alusel.

Vastavalt agroökosüsteemile oluliste looduse hüvesid mõjutavate indikaatorite (vt täpsemalt põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi hindamise metoodika peatükist 2.7) esinemisele hinnati põllumajandusmaa seisundit ja jaotati nelja väärtusklassi A-st kuni D-ni, kus A on kõige suurema väärtusega ja D kõige väiksemaga (tabel S6). Üldiselt võib praeguste kättesaadavate andmete põhjal hinnata, et põllumajanduslike ökosüsteemide seisund on halb kuni keskine, sest 82,4% põllumaadest kuuluvad väärtusklassidesse C ja D (kokku 399 945 ha) ning ainult 1,3% kuulub väärtusklassi A (kokku 12 276 ha) (joonis S31). Kõige suurema osakaaluga olid C väärtusklassi kuuluvad põllud, mis moodustasid 48% kõikidest põldudest. Kõige rohkem oli A väärtusklassi kuuluvaid põlde Saare (6,7% Saaremaa põllumaadest), Lääne (4,7%) ja Hiiu (4,5%) maakonnas. Samas oli pindalaliselt kõige rohkem A väärtusklassi kuuluvad põlde Saaremaal (3 746 ha), Pärnumaal (2 595 ha) ja Läänemaal (1 736 ha) ja kõige vähem Jõgevamaal kus oli kokku 117 ha A väärtusklassi põlde.



Joonis S30. Külvikorras olevate põllumaade maastikuelementide mõjualad koos pärandniitude mõjualadega osatähtsuste lõikes maakondade kaupa 2019. aasta andmete alusel (andmete allikad: PRIA, ETAK, EELIS).

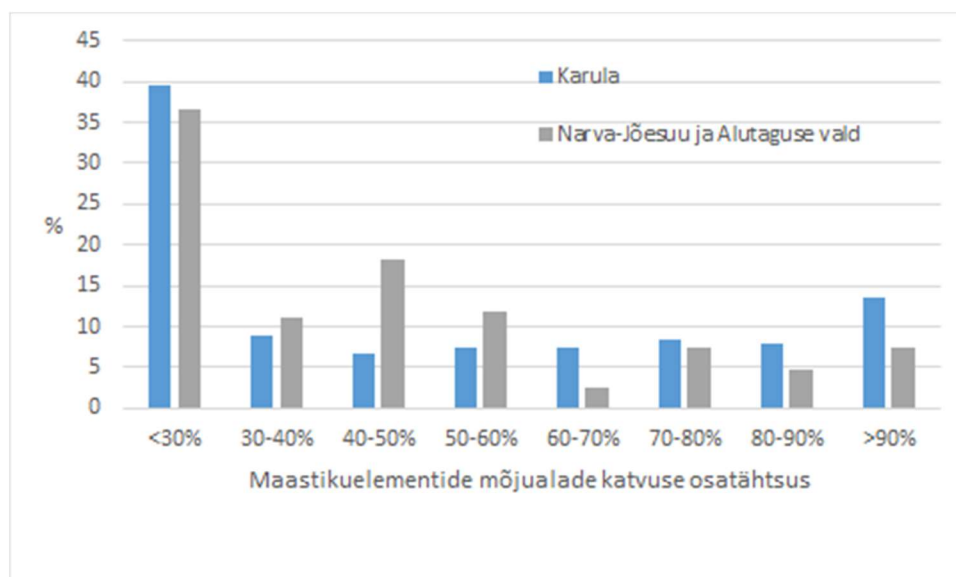


Joonis S31. Põllumajandusmaade väärtusklasside (A – ökosüsteemi teenuste potentsiaalne tagamine on väga hea; B – ökosüsteemi teenuste potentsiaalne tagamine on hea; C – keskine; D – halb) osatähtsused maakondade kaupa 2019. aasta andmete alusel (andmete allikad: PRIA, ETAK, EELIS).

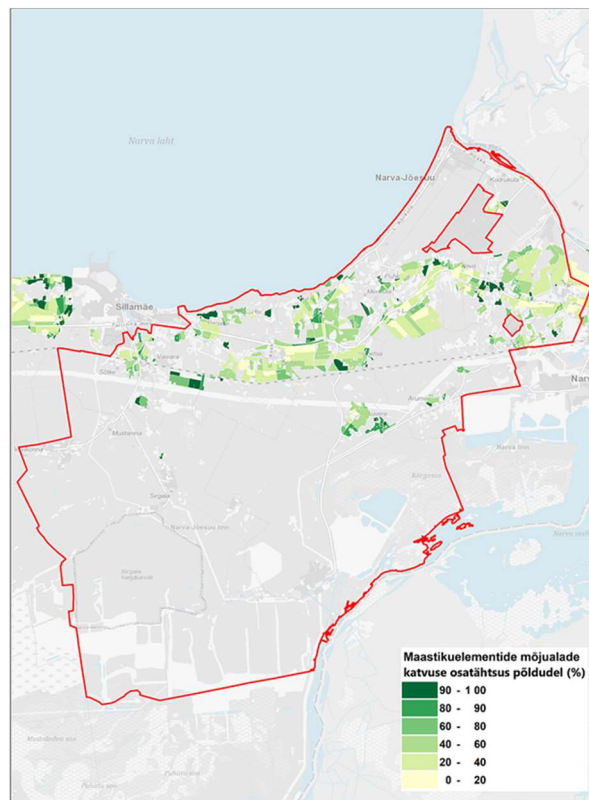
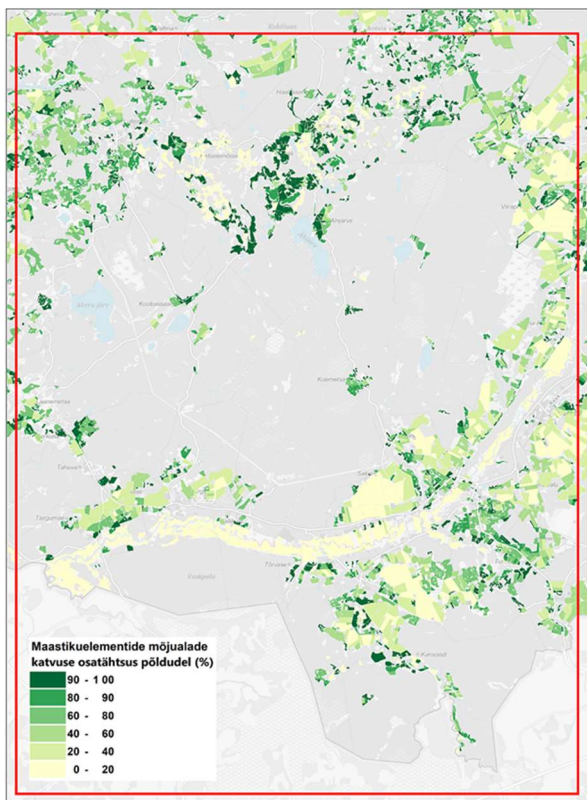
Nii Karula kui ka Narva-Jõesuu pilootalal oli põllumajandusliku maa osatähtsus suhteliselt väike, vastavalt oli kokku 9886 ja 3323 ha põllumaid, mis moodustasid kogu pilootala territooriumist vastavalt

15,7% ja 4,5% (PRIA 2019. aasta andmete alusel). Külvikorras olevaid põllumaid oli Karulas 5274 ha (53,3% pilootala põllumajandusmaast) ning Narva-Jõesuu pilootalal 2644 ha (79,6% pilootala põllumajandusmaast). Nii Karula kui ka Narva-Jõesuu pilootalal oli kõige suurem selliste põldude osatähtsus, kus maastikuelementide mõjualade katvus oli väga madal (>30%), Karulas ligikaudu 40% ja Narva-Jõesuus 37% põldudest (joonised S32 ja S33). Samas erinesid pilootalade põllud suurema mõjualade katvusega osatähtsuste poolest: Karula pilootalal moodustasid põllud, kus maastikuelementide mõjuala oli suurem kui 90%, kokku 13,6% sealsetest põldudest, samas kui Narva-Jõesuu pilootalal oli sarnaste põldude osatähtsus vaid 7,4%. Seega on näiteks loodusliku kahjuritõrje hüve Karula pilootalal paremini tagatud võrreldes Narva-Jõesuuga.

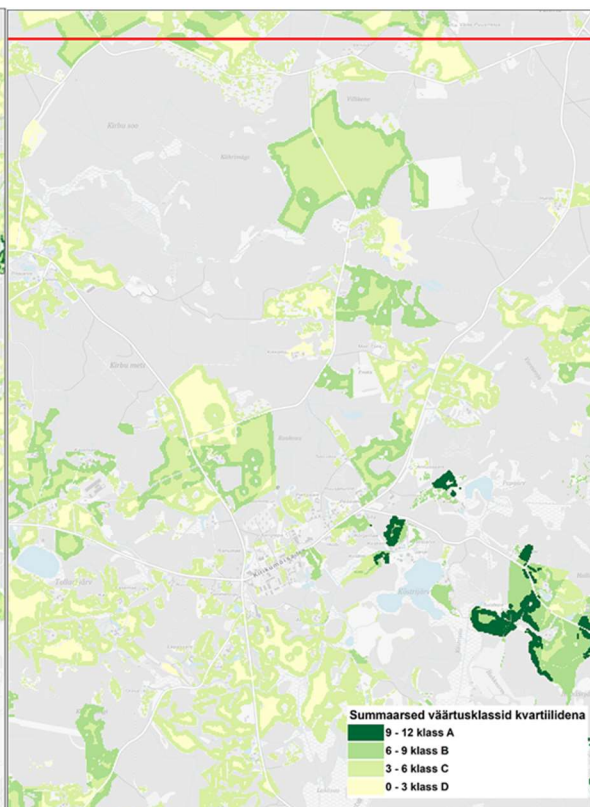
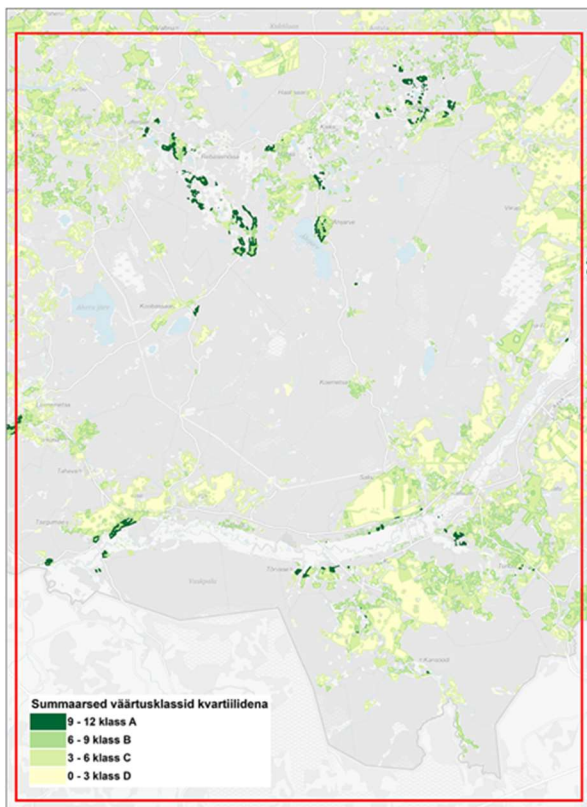
Ökosüsteemiteenuste tagamise ja/või kättesaadavuse mõistes madalaima väärtusklassiga (hindepallid 0–3=D) põllumajandusmaid oli mõlemal pilootalal suhteliselt sarnasel määral: Karulas 27,8% pilootala põldudest ja Narva-Jõesuu pilootalal 23,9% põldudest (joonised S34 ja S35). Karulas moodustas kõige suurema osakaalu C väärtusklass (42%), samas kui Narva-Jõesuu pilootalal kuulus peaaegu pool põldudest B väärtusklassi (49,2%). Väärtusklassi A kuuluvaid põlde oli Karulas 2% ning Narva-Jõesuu pilootalal 1%, samas põldude kogupindalade erinevus oli 4,6-kordne (joonised S36 ja S37).



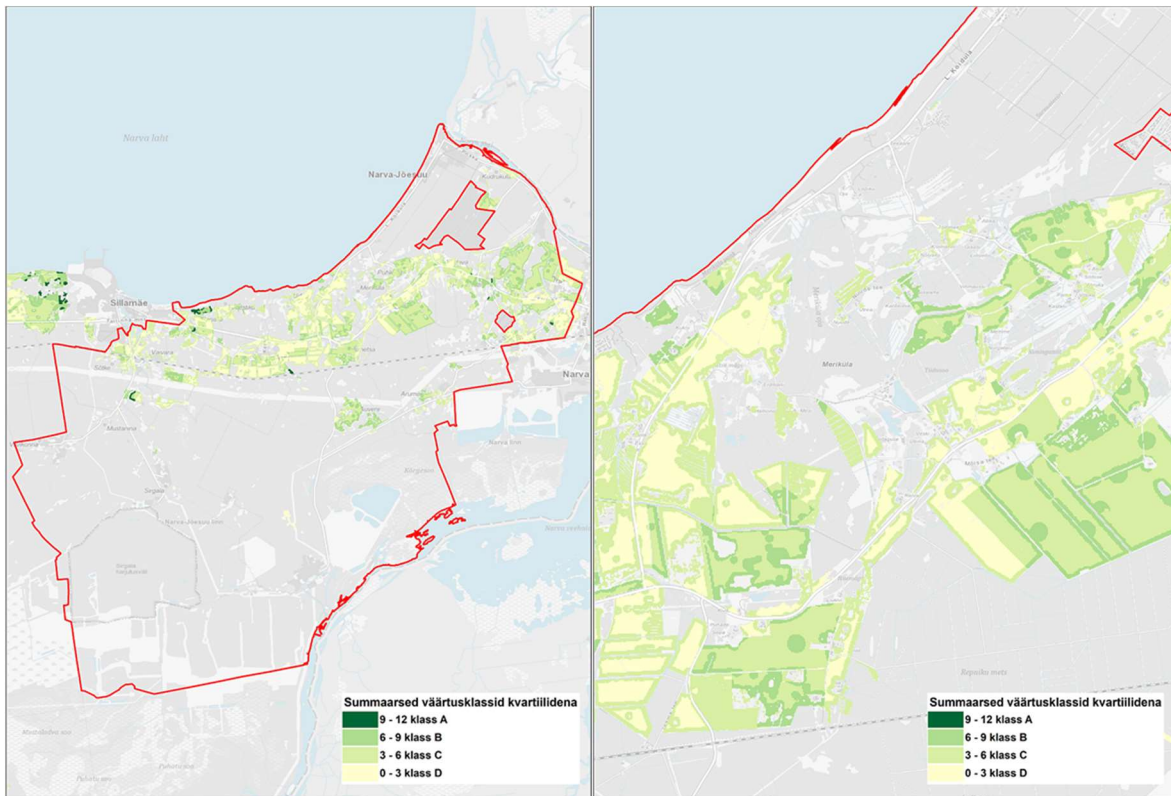
Joonis S32. Maastikuelementide mõjualade katvuse osatähtsused Karula ning Narva-Jõesuu pilootalade põllumaadel (andmed: PRIA 2019).



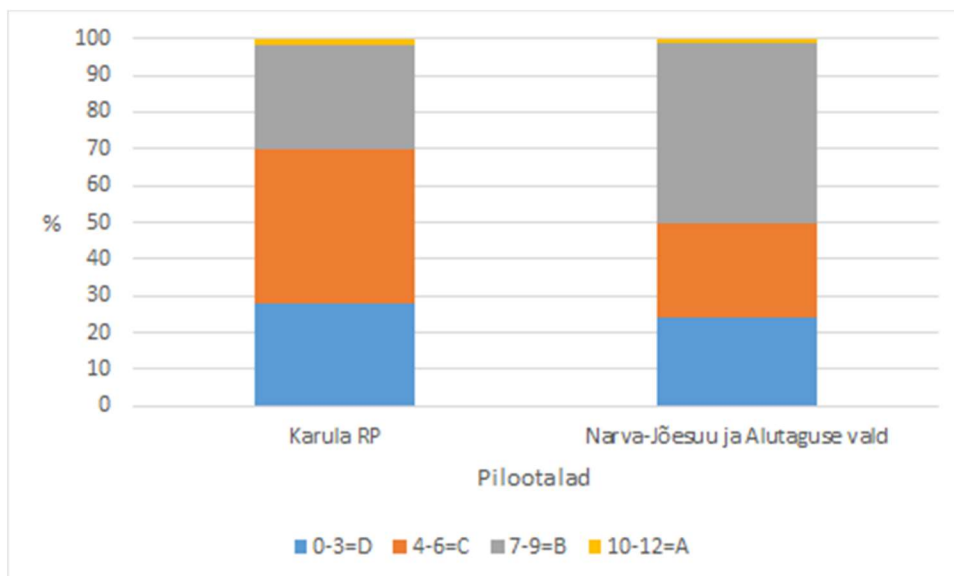
Joonis S33. Maastikuelementide mõjualade katvuse osatähtsused Karula ning Narva-Jõesuu pilootalade põldudel. Mida tumedam roheline, seda suurema mõjuala katvusega on põld. Kollase ja rohelise tooniga on tähistatud põllumajandusmaa, ülejäänud aladel põlde ei asunud (Andmed: PRIA 2019).



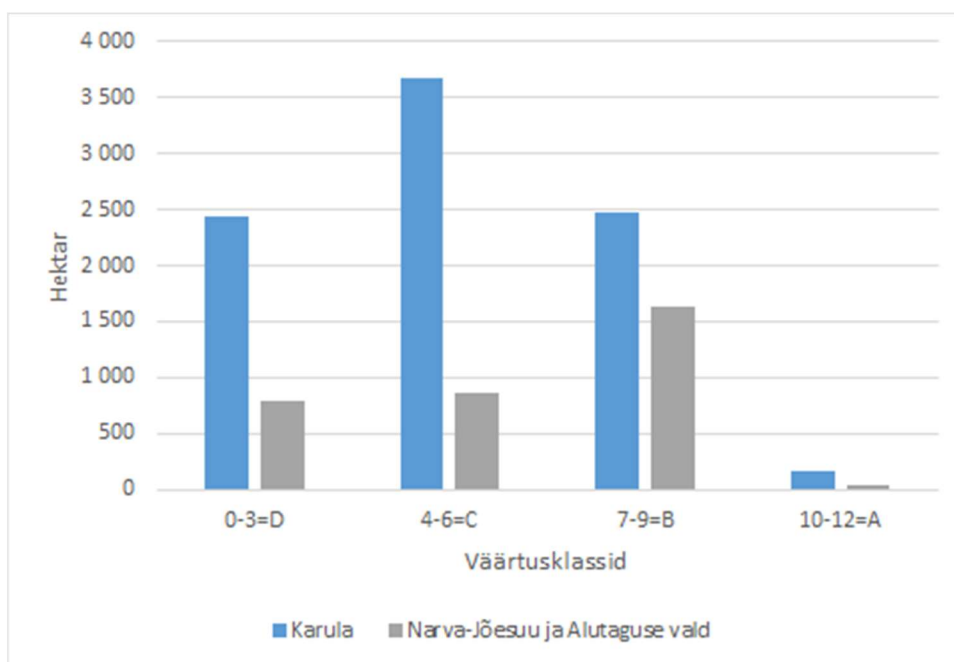
Joonis S34. Põllumajandusmaa väärtusklassideks jagunemine Karula ümbruse pilootalal.



Joonis S35. Põllumajandusmaa väärtusklassideks jagunemine Narva-Jõesuu pilootalal.



Joonis S36. Põllumajandusmaade ökosüsteemiteenustega varustatuse alusel väärtusklassidesse jaotumise osatähtsused (%) Karula ning Narva-Jõesuu pilootaladel. Hindepallide skaala: 10–12=A (ökosüsteemiteenustega potentsiaalne varustatus/tagamine väga hea); 7–9=B (hea); 4–6=C (kasin); 0–3=D (halb).



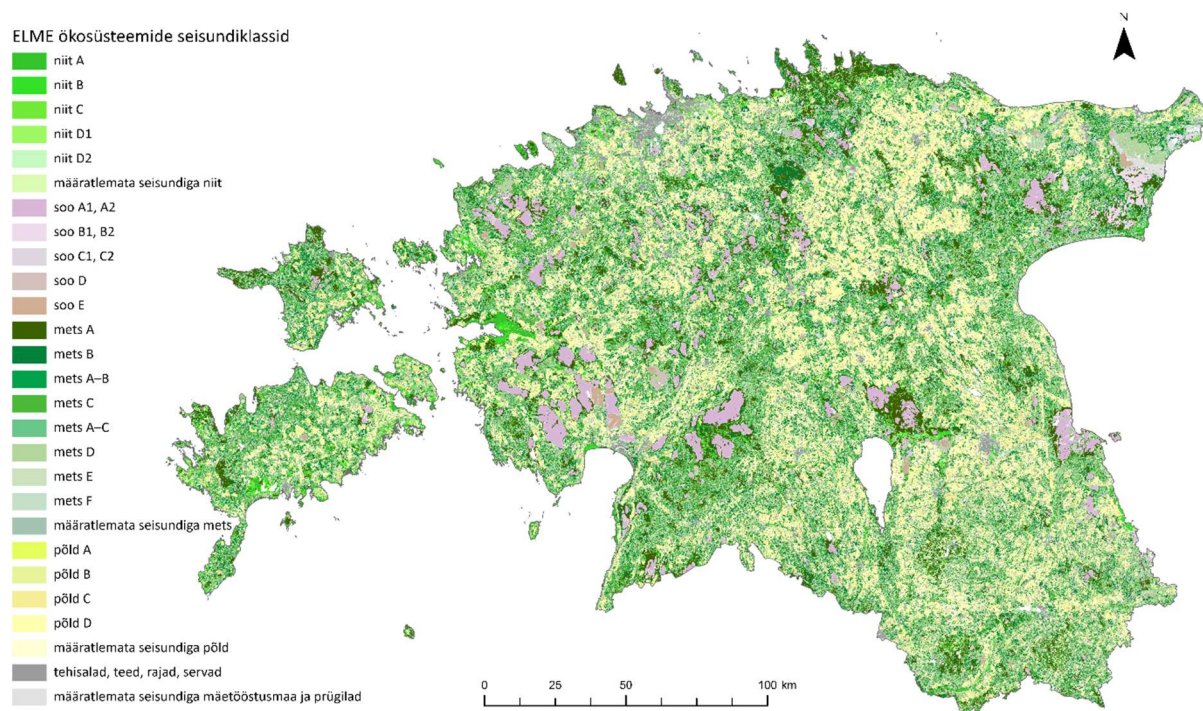
Joonis S37. Põllumajandusmaade ökosüsteemiteenustega varustatuse alusel väärtusklassidesse jaotumise osatähtsused (%) Karula ning Narva-Jõesuu pilootaladel. Hindepallide skaala: 10–12=A (ökosüsteemiteenustega potentsiaalne varustatus/tagamine väga hea); 7–9=B (hea); 4–6=C (kasin); 0–3=D (halb).

Põllumajanduse seisukohalt ei olnud kumbki pilootala testimiseks ideaalne, sest mõlemates on põllumajandusmaa osatähtsus marginaalne. Samas võime praegu kättesaadavate andmete alusel järeldada, et väärtusklassidesse jaotumise tulemused peegeldavad suhteliselt objektiivselt põldude ökosüsteemiteenustega varustatuse olukorda. Tulemus, et võrreldes Karula pilootalaga oli Narva-Jõesuu suhteliselt paremini ökosüsteemiteenustega varustatud (ligikaudu pool põllumaadest oli hea

varustuse tasemega samas kui Karulas oli 28%) tuleneb suhteliselt suuremast mahepõllumajanduse proportsioonist antud pilootalal. Karulas oli 2019. a PRIA andmete seisuga 40% põllumaadest mahetoetusega, samas kui Narva-Jõesuu pilootalal oli see 58% st seal oli ligi 20 protsendipunkti rohkem mahetoetusega põllumaid. Sarnane protsendipunktide vahe on ka põllumaade B väärtusklassi kuuluvatel põldudel: Narva-Jõesuu pilootalal on 20 protsendipunkti võrra suurem B väärtusklassi põldude osatähtsus.

2.10. ÖKOSÜSTEEMIDE SEISUNDI ÜLEPINNALINE KAART

Eri ökosüsteemide seisundi kihte kombineerides valmis ülepinnaline ökosüsteemide seisundi kaart. Seisundiklass on määratud iga baaskaardiklassi kohta, joonisel S38 on kujutatud seisundiklassid ökosüsteemide üldiste tüüpide (niit, soo, põllumajanduslik ökosüsteem, mets) kaupa.

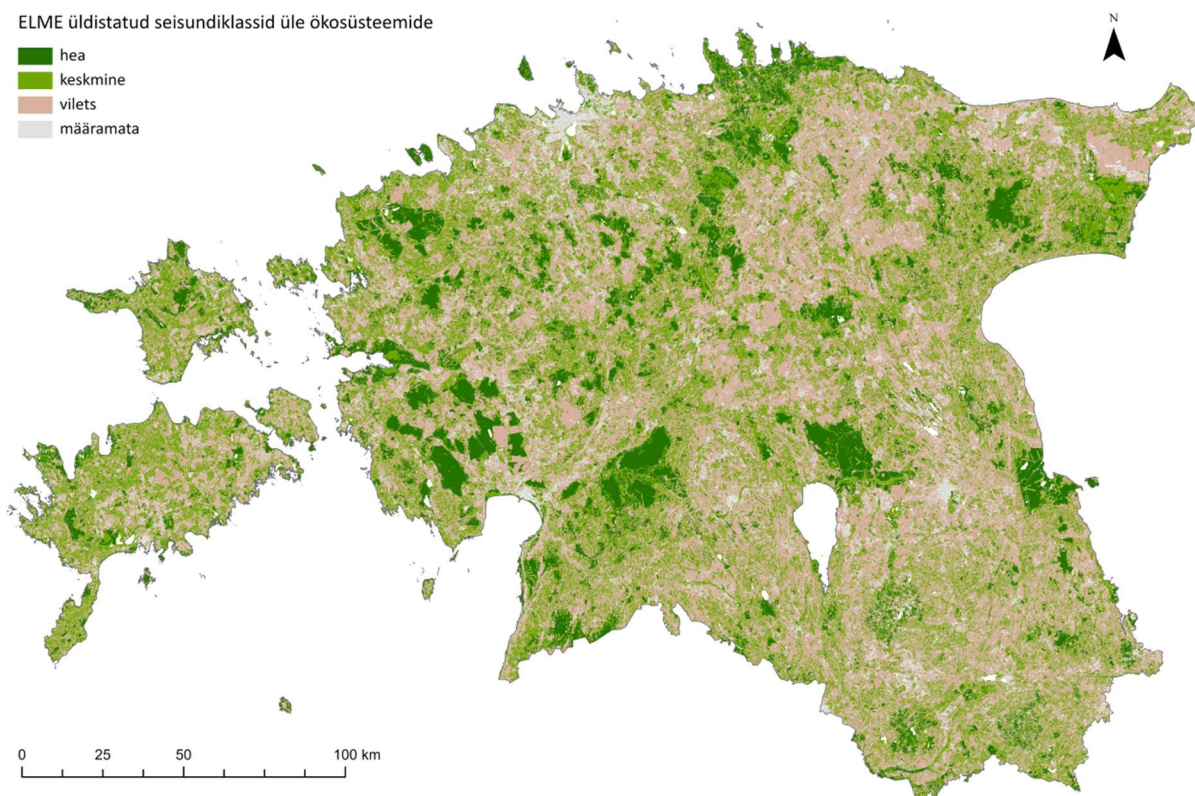


Joonis S38. Ülepinnaline ELME ökosüsteemide seisundi kaart.

Tulemuste kasutamise lihtsustamiseks üldistati tulemused lisaks neljaks seisundiklassiks: „hea“ (niit A, soo A1 ja A2, mets A, põld A), „keskmine“ (niit B ja C, soo B1 ja B2, mets B, A–B, C, A–C, põld B), „vilets“ (niit D1–D3, soo C1, C2, D ja E, mets D, E, F, põld D) ja „määramata“ (joonis S39). Heas seisundis on selle kaardi kohaselt 11% Eesti maismaaökosüsteemidest, keskmises 33%, viletsas 47% ja määramata 9%. Ökosüsteemide sisene jaotus üldistatud klassidesse on toodud joonisel S40. Heas seisundis ökosüsteeme on kõige enam soode seas, nii niitude kui ka metsade puhul domineerib keskmine seisund, protsentuaalselt kõige rohkem viletsasse seisundiklassi arvatud kooslusi on põllumajanduslike ökosüsteemide seas. Edaspidi tuleks kihti täpsustada, arvates ökosüsteemide hulka teerajad, mis on praegu koos teiste tehisaladega seisundi hindamisest välja jäänud, kuid on tegelikult koosluse osad ega selle seisundit kuidagi halvemuse suunas ei mõjuta.

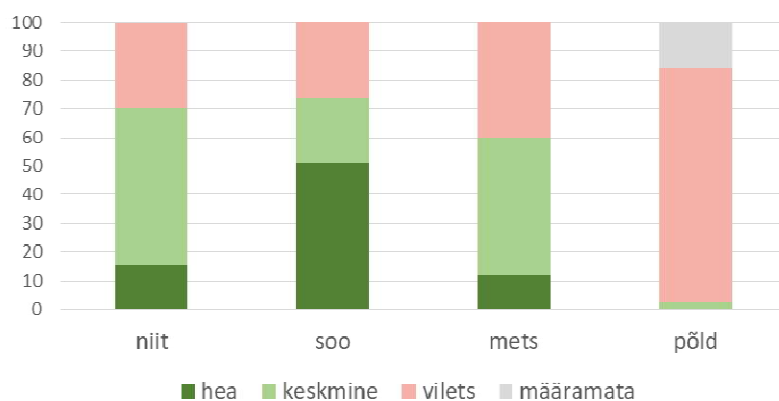
ELME üldistatud seisundiklassid üle ökosüsteemide

■ hea
■ keskmine
■ vilets
■ määramata



Joonis S39. Ülepinnaline ELME ökosüsteemide seisundi kaart üldistatuna kolmeks sisuliseks klassiks üle ökosüsteemide.

Ökosüsteemide üldistatud seisundiklasside jaotus



Joonis S40. ELME ökosüsteemide üldistatud seisundikaardi klasside jaotus ökosüsteemiti.



Foto: Kalev Sepp

3. ÖKOSÜSTEEMITEENUSTE HINDAMINE JA KAARDISTAMINE

Ökosüsteemiteenuste valiku esmane lähtekoht oli ökosüsteemiteenuste hindamise ja kaardistamise tegevuskavas (Oja et al., 2018) toodud prioriseering²¹. Nimetatud töös olid hinnangu „A“ või „B“ (teenused, mida on Eestis vaja kindlasti hinnata ja kaardistada ja teenused, mida on vaja hinnata ja kaardistada, aga see võib olla keerukas) saanud vaatlusaluse nelja ökosüsteemi (mets, niit, soo, põllumajanduslik ökosüsteem) puhul kokku 28 eri teenust (eraldi nelja vaatlusaluse ökosüsteemi kaupa teenuseid kokku lugedes oli vastav ligikaudne hulk 75 – töö lähteülesandes oli viidatud sellele hulgale). Kaaluti siiski ka hinnangu „C“ saanud teenuseid, kuivõrd nt kultuuriteenuste puhul olidki enamik hinnanguid just sellesse klassi läinud, kuid selle teenuste grupi hindamine ja kaardistamine on siiski oluline (kuigi keerukas). Lisaks vaadati neid teenuseid, mida vaatlusaluste ökosüsteemide puhul üldse oluliseks polnud märgitud, nt müra tõkestamine, mis oli märgitud vaid linnaökosüsteemi juurde.

Ökosüsteemiteenuste tegevuskava töös oli lähtutud MEA (*Millennium Ecosystem Assessment*, 2005) klassifikatsioonist, antud töö teenuste käsitlus kohaldati aga (koosõlas töö lähteülesandega) CICES klassifikatsiooni viimasele versiooniga (vs 5.1²²).

Ainuüksi asjaolu, et teenus oli hinnatud väga prioriteetseks, ei olnud eelduseks selle valituks osutamisel. Tuli ka analüüsida, kas ja milliste näitajate ning andmete alusel on teenust üldse võimalik (üleriigiliselt, ruumiliselt) hinnata. Töö peamine sisuline etapp oligi teenustele **indikaatorite ehk reaalselt hinnatavate ja kaardistatavate näitajate valimine**, nende hindamiseks-kaardistamiseks sobivate andmete otsimine ning adekvaatse metoodika väljatöötamine.

Indikaatorite valimise esmane kriteerium oli, et nendega saaks hinnata-kaardistada ökosüsteemiteenuste **looduslikku pakkumist ehk potentsiaali** ehk seda, mis, kus ja kui palju hetkel looduses olemas on olenemata inimese nõudlusest ja hüvede kasutusest (nt oli sobimatu indikaator metsast korjatud mustikate kogus, sobiv aga metsas tõenäoliselt kasvavate mustikate kogus). Potentsiaali (tänapäevaste baastasemetega) hindamine on oluline, jälgimaks, kuidas edaspidi teenuste pakkumine ja kättesaadavus muutub, kas nende kasutus on jätkusuutlik või on kätte jõudmas nende puudus, kas nende hulk vastab nõudlusele jpm.

Peamised teised kriteeriumid indikaatorite valikul:

- **üleriigilisus** – indikaator peab olema hinnatav ja kaardistatav üleriigiliselt;
- **ruumilisus** – indikaator peab olema ruumilise iseloomuga (iseloomustama ruumilisi erinevusi), s.t., valmima peavad ruumilised hinnangud ehk kaardid/kaardikihid;
- **kättesaadavus** – kasutatavad lähteandmed peavad üldjuhul (õigusaktidega sätestatud piirides) olema juba olemas (spetsiaalset andmete kogumist ei eeldata), avalikult ja tasuta kättesaadavad ning uuenevad (kui asjakohane – kui indikaatori väärtused ajas muutuvad); ka tulemused peavad saama avalikult kättesaadavaks (õigusaktidega sätestatud piirides);
- **korratavus** – hindamise-kaardistamise protsess peab olema korratav (lähtudes samas tervemõistuslikust eeldusest, et tehnoloogia areneb ning andmed täienevad);
- **arusaadavus (lihtsus)**, kuid samas **ökoloogiline tähenduslikkus** ja **teaduspõhisus** (liiga lihtsustatud-üldistatud ja väga kaudsed lähenemised jäeti kõrvale).

Indikaatorite valimisel kasutati laia teaduslikku ja ametkondade kompetentsi toetuti teostatud ja käimasolevatele teadus- ja rakendusuuringutele, kasutati ajakohast rahvusvahelist kogemust (nt InVEST programm) jne.

Silmas püüti pidada (potentsiaalsete) kasutajate reaalseid vajadusi – et hindamise-kaardistamise tulemused saaksid olema sisuliseks toeks erinevate ruumiotsuste puhul ressursi- ja maakasutuse

²¹ https://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/eestis-esmat2htsate-ost-prioriteetsus_tulemuste_tabel.pdf

²² <https://cices.eu/>

planeerimisel, sh keskkonnamõju hindamisel, rohevõrgustiku ja kaitstavate alade planeerimisel, samuti sisendiks riiklikes keskkonnaarvepidamis- ja otsustussüsteemides ja aruandluses, keskkonnameetmete väljatöötamisel ja kontrollil, strateegiliste eesmärkide täitmisel (sh sisend arengukavadesse) jne.

Seega, hindamiseks-kaardistamiseks sobivate indikaatorite olemasolust sõltus, kas teenus jäi hinnatavate-kaardistatavate hulka. Osa olulisi teenuseid ei osutunud käesolevas töös valituks juhul, kui leiti, et praegu puuduvad kättesaadavad teaduspõhised andmed adekvaatsete indikaatorite sisustamiseks. Mitmel puhul on teadustöid käimas, kuid andmed pole avalikud, mitmel puhul tuleks aga kindlasti rohkem aega võtta spetsiifilisemate indikaatorite väljatöötamiseks. Nagu eespool mainitud, siis väga kaudseid lahendusi (mille tulemusel saaks mõne teenuse hinnatuks-kaardistatuks lugeda, kuid sisuline kasutusväärtus nt planeerimisülesandes oleks marginaalne) antud töös ei kasutatud. Käesoleva töö koostanud ekspertide hinnangul oluliste, kuid antud töös hindamisest-kaardistamisest väljajäänud teenuste ja indikaatorite kohta on soovitusi edasiseks toodud peatükis 5.

Aruandes sisalduvad ka mõnede selliste teenuste-indikaatorite hindamise tulemused, mida ilmselt tulevikus korrata ei ole tarvis – nt maastikumaalide analüüs. Samas on eriti just kultuuriteenused need, kus arenguruumi on kõige enam (kuivõrd nende kaardistamine on keerukas ja tihti subjektiivne), eriti erinevate loodusega seotud vaimsete väärtuste ruumilisele kujule viimine, mis võiks kindlasti olla edasiste teadustööde teema.

Tabelis O1 on välja toodud hinnatud ja kaardistatud teenuste ja indikaatorite koondnimekiri. CICESe klassifikatsiooni (vs 5.1) järgi on hinnatud-kaardistatud teenuseid 27 ning indikaatoreid u 70.

Koondtabelile järgnevatel peatükkides tuuakse välja teenuste ja indikaatorite täpsemad kirjeldused, hindamise-kaardistamise meetodid ning tulemused.

Tabel O1. Hinnatud ja kaardistatud ökosüsteemiteenuste koondtabel.

■	Varustusteenus – V
■	Reguleeriv/säilitav teenus – R
■	Kultuuriteenus – K

Teenuse tüüp	CICESe (vs 5.1) kood	Teenus	Indikaator	Mõõtühik	Aruande peatükk
V	1.1.1.1	Toit ja sööt (põllukultuurid)	Põllu potentsiaalne saagikus	kg/ha	3.1.1
V	1.1.1.1 1.1.5.1	Sööt (põllukultuurid / looduslikud taimed)	Loomasööda / bioenergia potentsiaal pärandniitudel	Klassid	
V	1.1.5.1	Toit (looduslikud taimed)	Söödavad taimed	Liikide arv	3.1.2
V	1.1.5.1	Toit (looduslikud marjad)	Mustikad	kg/ha	3.1.3
			Pohlad	kg/ha	
			Metsmaasikad	Esinemisklassid	
			Vaarikad	Esinemisklassid	
			Jõhvikad	kg/ha	
			Murakad	Esinemisklassid	
V	1.1.5.1	Toit (looduslikud seemned)	Söögiseened, 58 liiki kokku	kg/ha*a	3.1.4
V	1.1.5.1	Toit (looduslike taimede produktid)	Kasemahl	l/ha	3.1.5

Teenuse tüüp		CICESe (vs 5.1) kood	Teenus	Indikaator	Möötüühik	Aruande peatükk	
V	K	1.1.6.1 3.1.1.1	Toit (metsloomad) / jahipidamine kui rekreatsioon	Pödraliha	kg/maakond*a	3.1.6	
				Metskitse liha	kg/maakond*a		
				Punahirve liha	kg/maakond*a		
				Metssealiha	kg/maakond*a		
V	R	K	1.1.6.1 2.2.2.3 3.1.1.1	Toit (metsloomad) /elupaiga pakkumine / jahipidamine kui rekreatsioon	Pödraliha	kg/ha*a	
V		1.1.5.2	Puidutooraine / bioenergiaks (mets) Puidutooraine bioenergiaks (mets)	Puitne biomass kokku	tm/ha	3.1.7	
		1.1.5.3		Jämepealk	tm/ha		
		1.1.5.2		Peenpealk	tm/ha		
				Paberipuu	tm/ha		
				Küttepuid	tm/ha		
				Raiejätmed	tm/ha		
V		1.1.5.2 1.1.5.3	Puidutooraine / bioenergiaks (pärandniit)	Puitne biomass kokku / küttepuid	tm/ha (klassid)	3.1.7.	
V		1.1.5.2 1.1.5.3	Puidutooraine / bioenergiaks (soo)	Puitne biomass kokku / küttepuid	tm/ha		
V	R	1.1.5.2 1.1.5.3 2.2.6.1	Aiandusturvas / tooraine bioenergiaks / kliimaregulatsioon	Vähelagunenud turvas Hästi lagunenud turvas	t/ha*10 a	3.1.8.	
V		1.1.5.3	Rohtne biomass bioenergiaks (pärandniitudel)	Bioenergia potentsiaaliga rohtne biomass	kg/ha*a (klassid)	3.1.9	
V		4.3.2.3 5.2.1.3	Tuuleenergia	Energiatihedus	W/m ²	3.1.10	
V		4.3.2.4	Päikeseenergia	Päikeseenergia pikaajaline keskmine aastane potentsiaal	kWh	3.1.11	
R		2.1.2.2	Müra summutamine	Müra tugevus (kauguse ja taimkattetüübi funktsioon)	dB(A)	3.2.1	
R		2.2.1.1	Erosiooni pidurdamine	Mullaärakanne	t/ha*a	3.2.2	
R		2.2.1.3	Veevoogude reguleerimine (üleujutuste kontroll)	Väliveemahutavus	m ³ /m ³	3.2.3	
				Kuivendatud lammimuldade osakaal	%		
R		2.2.1.3 5.1.1.3	Veevoogude reguleerimine (veekaitsefunktsioon)	Nõlva kalde ja pikkuse funktsioon	Indeks (ühikuta)		
R		2.2.2.1	Tolmeldamine	Tolmeldamise hüve pakkumise skoor	Indeks (ühikuta)	3.2.4	

Teenuse tüüp		CICESe (vs 5.1) kood	Teenus	Indikaator	Möötüühik	Aruande peatükk
				Tolmeldamisest sõltuv põllukultuuride saagikus	t/ha	
R		2.2.2.3	Geneetiliste ressursside hoidmine	Elupaikadele iseloomulike suunisliikide potentsiaalne liigirikkus	indeks (0–1)	3.2.5
R	Sobivus elupaikadele iseloomulike suunisliikide esinemiseks			indeks (0–1)		
R	Pärandniidud kaitsealuste liikide toetajana			Liikide arv		
R	Absoluutne mitmekesisus			Indeks (ühikuta)		
R	Elupaikade pakkumine		Kudealade esinemistõenäosus ehk üleujutustest hõlmatud lammimuldade osakaal	%/km ²	3.2.5	
R		2.2.2.2 2.2.2.3	Elupaikade sidusus ja liikide levi toetamine	Ökosüsteemi kõrgemas seisundiklassis alade sidusus	Suhteline sidususe indeks	3.2.6
R				Loodusmaastiku sidusus (ökosüsteemide-ülene)		
V	R	1.1.5.2 2.2.2.3	Looduslike taimede muu kasutus / geneetiliste ressursside hoidmine	Ravimtaimed	Liikide arv	3.2.7
R		2.2.2.3	Geneetiliste ressursside hoidmine	Kultuurtaimede looduslikud sugulasliigid	Liikide arv	
R		2.2.3.1 2.2.3.2	Bioloogiline tõrje	Põllu kahjuritõrjeteenusega kaetus	%	3.2.8
R		2.2.6.1	Globaalne kliimaregulatsioon	Süsinikuvaru metsa puitsees maa-aluses ja -pealses biomassis	C t/ha	3.2.9
R				Süsinikuvaru soo puitsees biomassis	C t/ha	
R				Süsinikuvaru mullas	C t/ha	
R				Co2 sidumine	kg/ha*a	
R				Ch4 sidumine	kg/ha*a	
R				N2o sidumine	kg/ha*a	
R		2.2.6.2	Mikrokliima regulatsioon	Maapinna minimaalsete ja	t °C	3.2.10

<i>Teenuse tüüp</i>	<i>CICESe (vs 5.1) kood</i>	<i>Teenus</i>	<i>Indikaator</i>	<i>Mõõtühik</i>	<i>Aruande peatükk</i>
			maksimaalsete temperatuuride vahed		
K	3.1.1.1 3.1.1.2	Aktiivne / passiivsem rekreatsioon	Ökosüsteemitüüpide virgestusväärtuse eksperthinnangud	Klassid	3.3.1
K	3.1.1.1 3.1.1.2	Aktiivne / passiivsem rekreatsioon	Looduslikud huviväärsused ja nn rekreatsioonitaristu objektid	Esinemine/ sagedus tüübis	
K	3.1.1.1	Aktiivne rekreatsioon	Orienteerumisjooksu maastikud	Sobivushinnang /km ²	
K	3.1.1.2	Passiivsem rekreatsioon	Eraldatus ehk kaugus muraallikatest	m	
K	3.1.1.2 3.1.2.1 3.1.2.2	Passiivsem rekreatsioon / loodusharidus / teadus	Loodusvaatluste tõenäosus	Esinemistõenäosus	
K	3.1.2.1 3.1.2.2	Loodusharidus / teadus	Eluslooduse riikliku seire kohad	Sagedus tüübis	3.3.2
K	3.1.2.4	Inspiratsioon	Maastikumaalid	Sagedus tüübis	3.3.3
K			Hundi elupaigaeelistus	Sobivustõenäosus	3.3.4
K	3.2.1.1	Rahvussümbolid	Rukkilille levik	Sobivustõenäosus	
K			Suitsupääsukese levik	Sobivustõenäosus	
K	3.2.1.2	Pühad ja religioossed loodusväärtused	Looduslikud pühapaigad	Sagedus tüübis	3.3.5
K	3.2.1.3	Representatiivsed väärtused	Loodus sotsiaalmeedia fotodel	Esinemistõenäosus	3.3.6

3.1. VARUSTUSTEENUSED

3.1.1. Põllumajanduslikud kultuurid

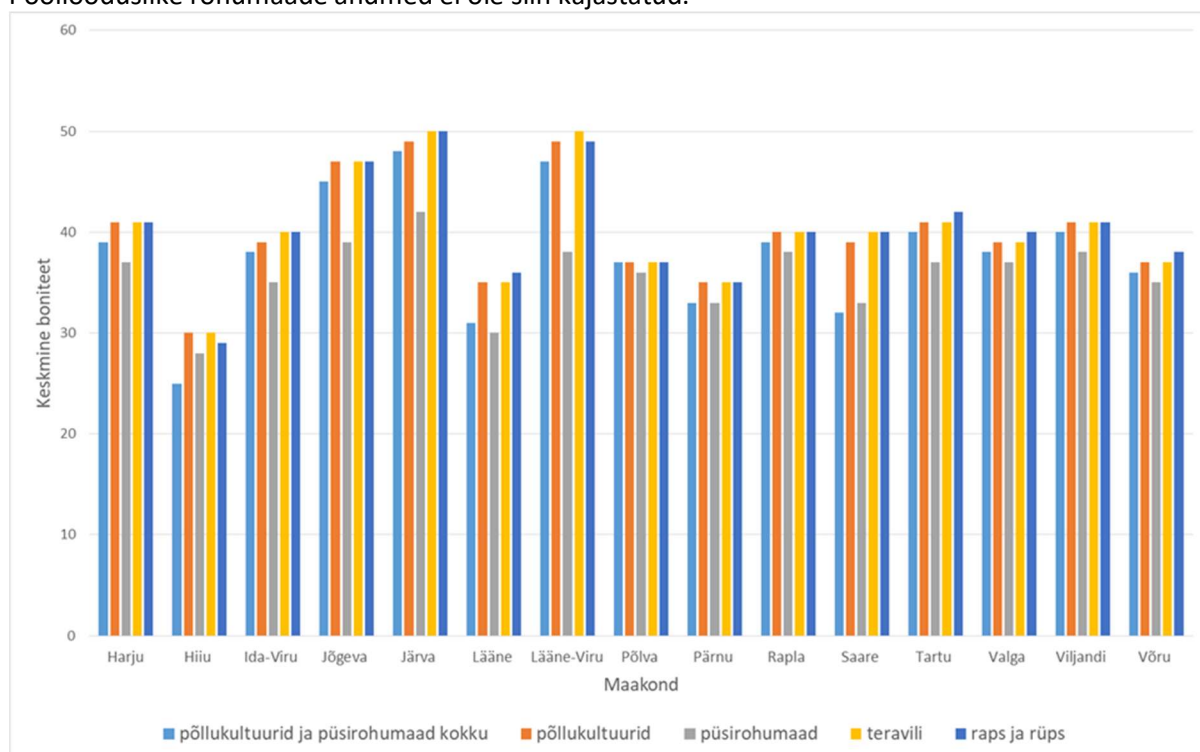
Indikaator: Põllumajanduskultuuride saakide potentsiaal, sh lühiajaliste rohumaade ja püsirohumaade saagikus (kg/ha)

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: mullastikukaart (mulla boniteet), PRIA põllumassiivide register, Statistikaamet.

Kirjeldus: Põllumajanduskultuuride kogumise potentsiaal

Põllumajanduskultuuride saakide potentsiaal sõltub mullaviljakusest, mis on mulla spetsiifiline kvalitatiivne tunnus, mis kirjeldab võimet varustada taimi toiteelementide ja veega ja taimejuuri hapnikuga (Astover et al., 2012). Põllukultuuride saagipotentsiaal sõltub paljudest teguritest, sh muld, ilmastik, väetamine ja nende koosmõju. Haritava maa hindamisel kasutatakse mulla boniteeti (100-hindepallisel skaalal), mis näitab mulla omadustest sõltuva viljakuse suhtelist taset ning väljendab mulla ja maa kvaliteeti eelkõige viljakuse ning tootlikkuse seisukohast. Eesti haritava maa kaalutud keskmine boniteet on 40 hindepunkti (Astover et al., 2012). Vaadeldes kultuuride kasvatamist erineva boniteediga muldadel joonistus välja, et püsirohumaad asetsevad keskmiselt madalama boniteediga muldadel võrreldes teiste külvikorras olevate põllukultuuridega (joonis V1).

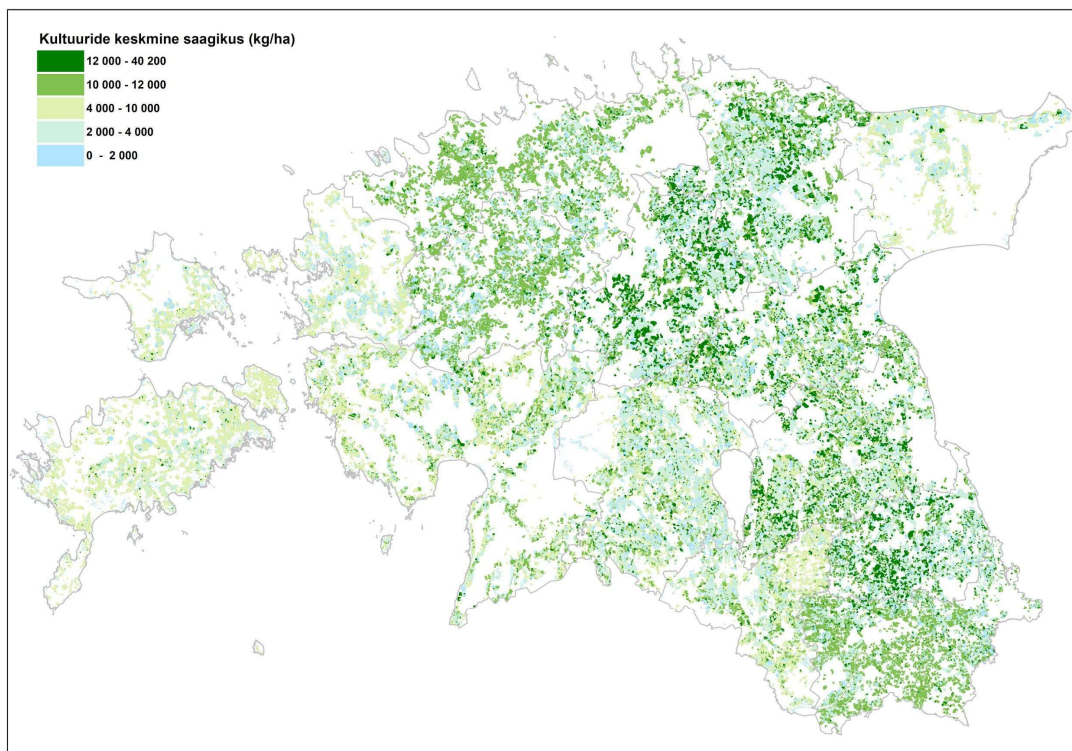
Statistikaametist kättesaadavate põllumajanduskultuuride (sh lühiajalised rohumaad ja püsirohumaad) saakide andmete alusel (2015.–2019. aastate keskmised) arvutasime toidu- ja söödakultuuride keskmised saagikused maakondade kaupa 2019. aastal PRIA andmebaasis deklareeritud pindaladele (tabel V1; joonis V2). Põllumajanduskultuuride keskmised saagikused maakondade kaupa omistati konkreetsetele põllumassividele, kus PRIA andmetel need kultuurid 2019. a kasvasid ja seega saadi kokkuvõttes keskmiste saagikuste kaart kultuure eristamata. Poollooduslike rohumaade andmed ei ole siin kajastatud.



Joonis V1. Keskmised mulla boniteedi hindepunktid maakonniti vastavalt põllukultuuride ja püsirohumaade paiknemisele (PRIA 2019 andmete alusel). Põllukultuurid – kõik külvikorras olevad kultuurid k.a. lühiajalised rohumaad. Püsirohumaad asuvad keskmiselt madalama boniteediga muldadel võrreldes näiteks teravilja ja rapsiga.

Tabel V1. Põllumajanduskultuuride pindala (ha) 2019. a ja saagid keskmiselt kokku 2015.–2019. aastal PRIA ja Statistikaameti andmete alusel.

Põllumajanduskultuur	Keskmine saak (kg/ha)	Pindala (ha)
Teravili	2762	377 634
Kaunvili	1602	43 975
Õlikultuurid	1482	76 235
Aed- ja köögivili	17 283	2212
Kartul	16 521	4295
Muu tehniline kultuur	734	4295
Mais	27 040	13 893
Liblikõielised kultuurid	13 229	31 701
Muu lühiajaline rohumaad	11 947	146 654
Pikaajaline rohumaad	10 109	278 555
Marjad ja puuviljad	3055	3964



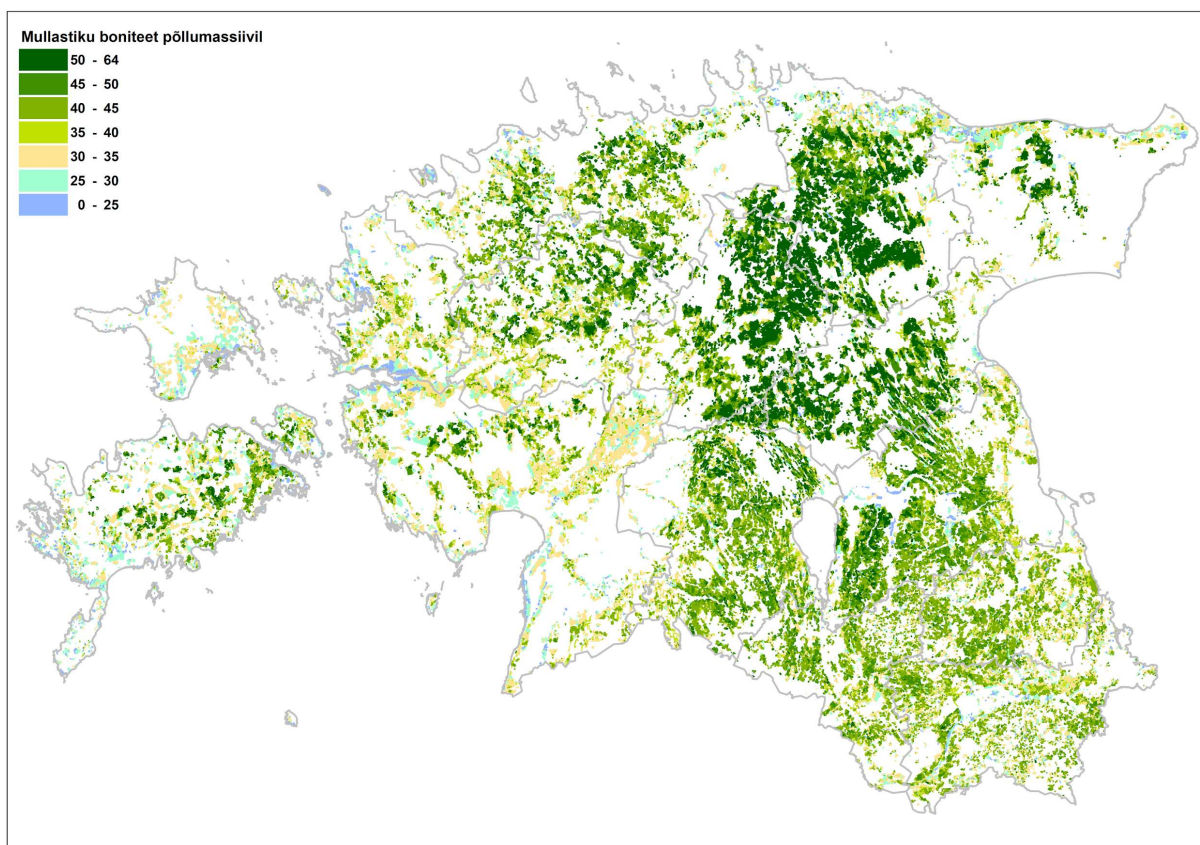
Joonis V2. Põllumajanduskultuuride (tabel V1) keskmine saagikus (kg/ha) kvartiilidena. Põldude pindalad põhinevad 2019. aasta andmetel ja saagid on toodud 2015.–2019. a. keskmistena. Andmete allikad: PRIA ja Statistikaamet.

Kõrvutades saagikuste joonist mulla keskmise boniteediga põllumassiividel võib näha, et kõrgemad saagikused saadaksegi kõrgema boniteediga muldadel, seega on seal toidu- ja söodatootmise potentsiaal kõrgem (joonis V3). Näiteks Kesk-Eestis Järvamaal, Jõgevamaal ja Lääne-Virumaal on boniteedi hindepunktid ligikaudu 50, samas kui Hiiumaal on 22–30 hindepunkti, seega on Kesk-Eesti sööda- ja söögitootmise potentsiaal kõrgem kui näiteks Hiiumaal.

Põllumajandusuuringute Keskuse mullaseire ja uuringute büroos töötati välja muldade kasutussobivuse kaardirakendus, kus on kirjeldatud 14 põllukultuuri kasutussobivus eeldusel, et liigniisked mullad on kuivendatud. Kasutades seda kaardirakendust, saab hinnata nende kultuuride sobivust ja seega ka saagi potentsiaali.

Link kaardirakendusele:

https://athena.agri.ee/connect/analyst/mobile/#/main?mapcfg=%2FAnalyst%2FNamedProjects%2Fkult_kasutussobivus&lang=et



Joonis V3. Mullastiku keskmine boniteet hindepunktides põllumassiividel.

3.1.2. Karjatamise/loomasööda ja bioenergia potentsiaal pärandniitudel

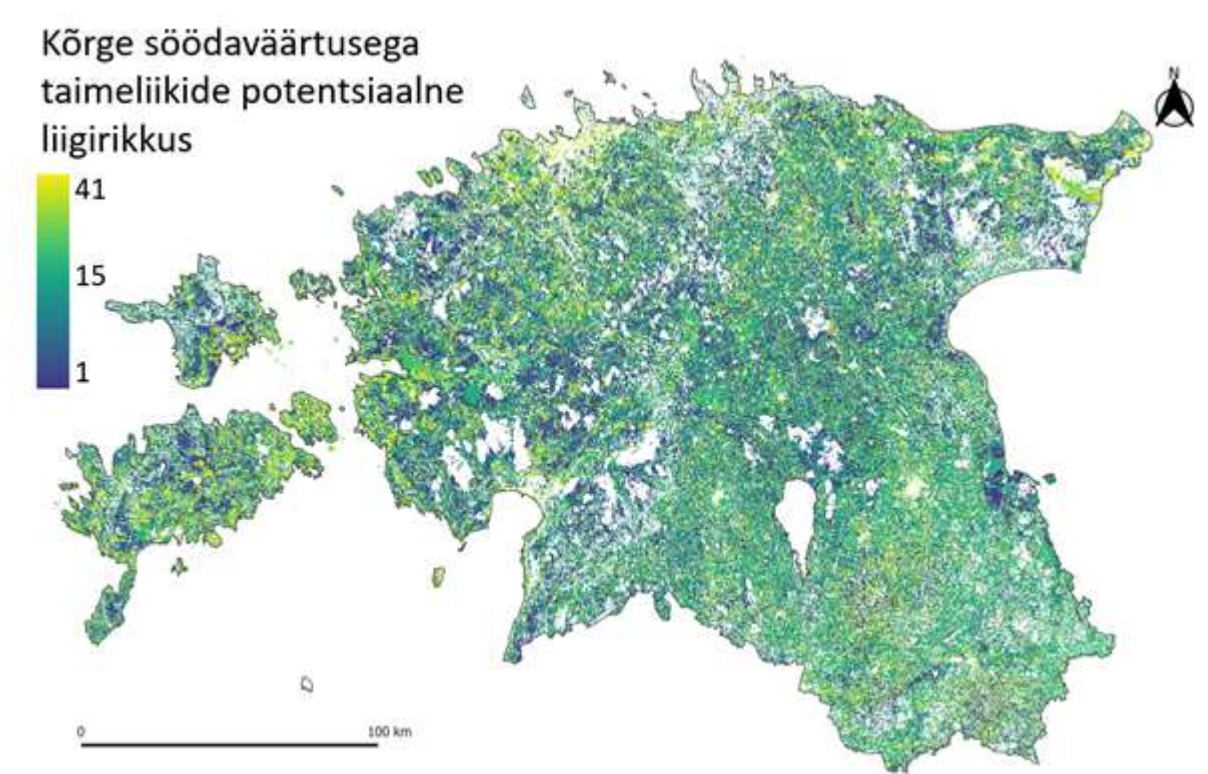
Vt ka peatükk 3.1.10.

Indikaator 1: Kõrge söödaväärtusega taimeliikide esinemine (potentsiaalne maksimaalne liigirikkus)

Indikaator 2: Loomasööda vs bioenergia tootmise potentsiaal pärandniitudel (neli klassi)

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: rohtse biomassi potentsiaalne toodang kg/ha niidutüüpide kaupa (vt allpool toodud kirjeldust), liigilisele koosseisule tuginev hinnang sööda kvaliteedi kohta (vt allpool toodud kirjeldust).

Kirjeldus: Iga elupaigatüübi ja seisundiklassi liigifondide seostamisel taimeatlasega kombineeriti iga pärandniidu kohta informatsioon koosluse taimestiku potentsiaalse söödaväärtuse kohta. Liigifondide moodustamist vt peatükist 3.2.5, samast peatükist loe ka lähemalt, kuidas liigifonde seostati taimeatlas liiginimekirjadega. Töö tulemusena eristati pärandniitude alad, kus on keskmisest kõrgem potentsiaal pakkuda koduloomadele väärtuslikku toitu ehk kus kõrge söödaväärtusega taimede liigirikkus on keskmisest kõrgem. Söödaväärtuse andmed saadi BioFlor andmebaasist (Foraging value) ja need on esitatud iga liigi kohta koos aruandest eraldiseisvas tabelis „Liigifondid_tolmeldamine_ ja_liikide_tunnused.xls“. Saadud informatsiooni põhjal koostati Indikaator 1 kaardikiht "Kõrge söödaväärtusega taimeliikide potentsiaalne liigirikkus". Saadud tulemus näitab iga elupaiga kohta, kui palju kõrge söödaväärtusega liike antud elupaigas võiks potentsiaalselt leiduda, kui kõik piirkonnas esinevad ning elupaigale iseloomulikud taimeliigid oleks alal kohal. Tegelik liigirikkus on suure tõenäosusega madalam, kuid teoreetiliselt võivad alale määratud taimeliigid olla esindatud.

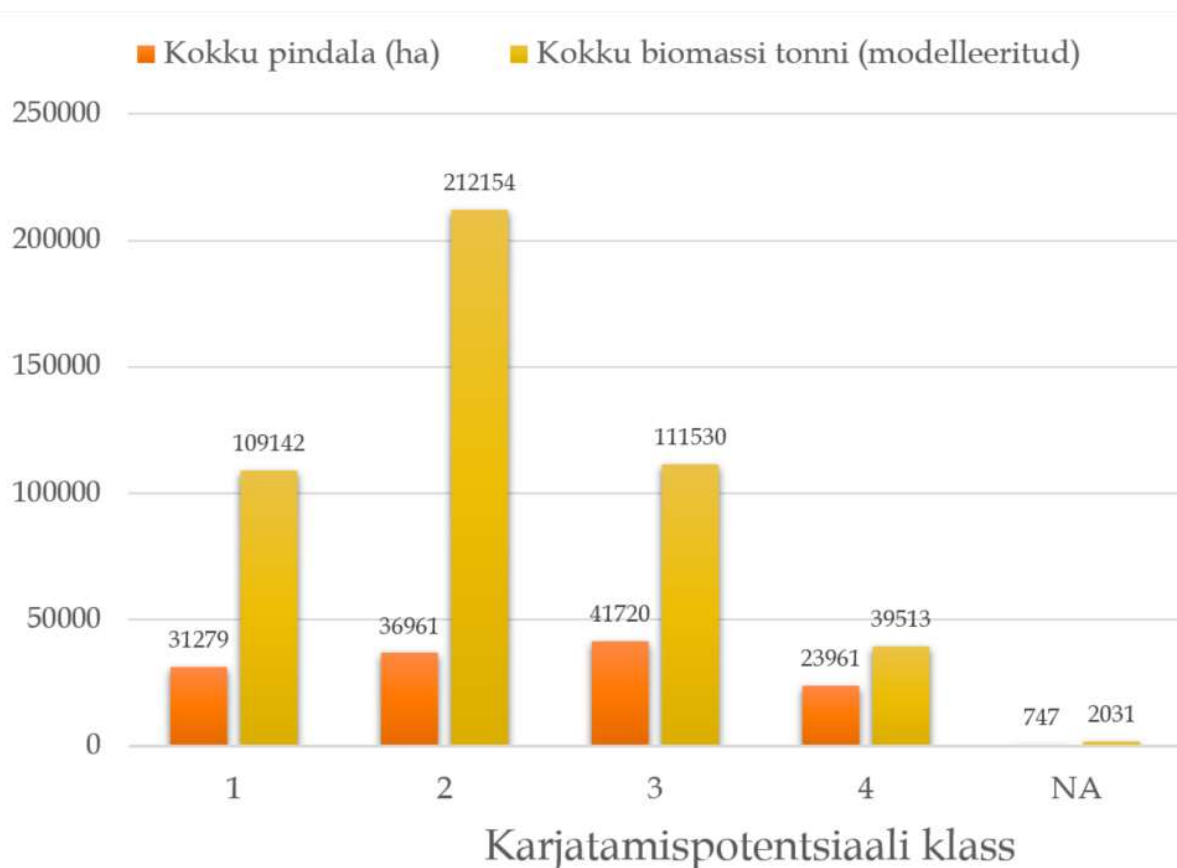


Joonis V4. Liigifondide analüüsile tuginev kõrge söödaväärtusega taimeliikide potentsiaalne maksimaalne liigirikkus. Heledamad alad näitavad elupaikasad, kus kõrge söödaväärtusega taimeliike esineb tõenäoliselt rohkem.

Indikaator 2 arvutamiseks kombineeriti iga pärandniidu polügooni kohta saadud liigilise koosseisu keskmine väärtus rohtse biomassi hinnangu keskmise väärtusega (vt peatükk 3.1.9), tuvastamaks alad, kus on:

- 1) potentsiaalselt kõrge biomass ja kõrge potentsiaalne söödaväärtus (potentsiaalselt võib esineda üle 20 kõrge söödaväärtusega taimeliigi). Sellised alad kategoriseeriti kõrge väärtusega karjatamise aladeks – KLASS 1;
- 2) potentsiaalselt kõrge biomass ja madal potentsiaalne söödaväärtus (tõenäoliselt esineb alla 20 kõrge söödaväärtusega taimeliigi). Sellised alad võiksid olla potentsiaalid pigem bioenergia tootmisel – KLASS 2;
- 3) madal biomass ja kõrge söödaväärtus. Need alad on kõrge kvaliteediga mõõduka koormusega karjatatavad alad – KLASS 3;
- 4) madal biomass ja madal söödaväärtus. Sellised alad on tõenäoliselt sobivad mõõduka koormusega karjatamiseks – KLASS 4.

Puudega pärandniitudele (puisniidud, puiskarjamaad) ei olnud võimalik biomassi hinnanguid arvutada, nende puhul lähtuti karjatamise potentsiaali klassi tuginedes ainult liigilise koosseisu hinnangust - kui hinnang oli kõrge, siis said alad väärtuseks 1, kui hinnang oli madal, said alad väärtuseks 4). Madala biomassi hinnanguga alad, millel karjatamise potentsiaali hinnang puudus, said väärtuseks „hindamata.“

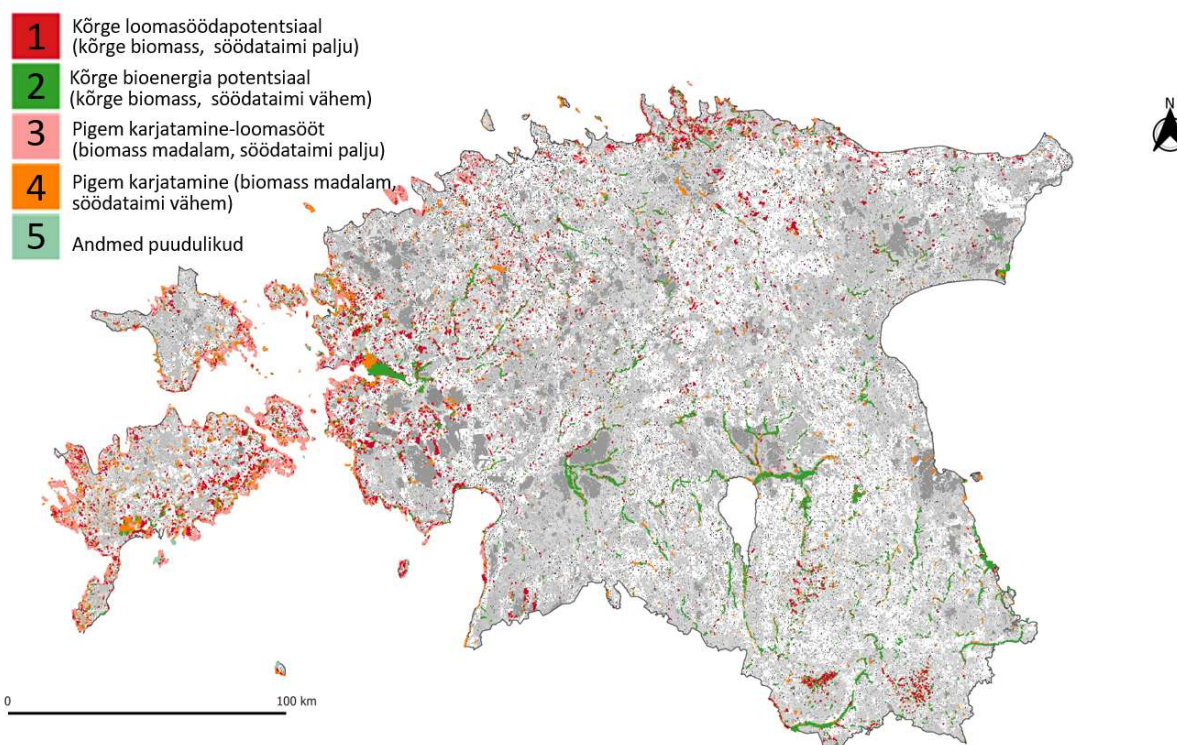


Joonis V5. Erinevatesse loomasööda/bioenergia potentsiaali klassidesse kuuluvate alade kogupindala (ha) ning hinnanguline biomassi kogus (tonni) igas klassis.

Tabel V2. Erinevatesse loomasööda/ bioenergia potentsiaali klassidesse kuuluvate alade keskmine pindala, ala keskmine biomass (grammi ruutmeetri kohta), ala keskmine potentsiaalne kõrge toiteväärtusega liikide arv ning summeeritud biomassi kogus (t) ja pindala (ha) kogu klassi kohta.

Klass	Ala keskmine pindala (ha)	Ala keskmine biomass g/m ² (modelleeritud)	Ala keskmine kõrge toiteväärtusega liikide arv (potentsiaalne)	Kokku biomassi tonni (modelleeritud)	Kokku pindala (ha)
1	1,95	495,04	27,30	109 142	31 279
2	3,39	559,24	11,19	212 154	36 961
3	2,90	273,46	25,29	111 530	41 720
4	2,65	284,64	12,86	39 513	23 961
NA	1,35	342,50		2031	747
KOKKU				474 369	134 668

Loomasööda ja bioenergia potentsiaal Eesti pärandniitudel



Joonis V6. Loomasööda/bioenergia klassid Eesti pärandniitudel. Klass 1 (punased alad) tähistab kõrge biomassi produktsiooni ja potentsiaalselt paljude hea söödaväärtusega liikidega kooslust. Sellised alad on väga hästi karjatamiseks sobivad. Klass 2 (rohelist alad) tähistavad kõrge biomassi produktsiooniga alasid, mille liigiline koosseis ei pruugi olla karjatamiseks nii soodne. Sellised alad sobivad tõenäoliselt paremini bioenergia tootmiseks.

Arutelu

Kõrge söödaväärtusega taimeliikide liigirohkuselt joonistuvad välja rohkete pärandniitudega ning püsirohumaadega alad, sealhulgas nii Lääne-Eesti loodusväärtuslikud põllumaastikud kui ka Kesk-Eesti põllumajanduspiirkondade püsirohumaad. Liigiliselt koosseisult on söödaväärtusega taimeliike vähe märgaladel ning niisketes metsatüüpides, üllatavalt palju linnade ümbruses (Harjumaa) ning Ida-Virumaa karjäärde piirkondades. Maastikuliselt mitmekesisuselt söödaväärtusega taimede esinemise osas joonistuvad välja Otepää ja Karula kõrgustikud.

Jaotades Indikaator 2 alusel pärandniidud karjatamispotentsiaali alusel neli klassi, kuulus parima karjatamispotentsiaaliga alade (klass 1) hulka 31 280 ha pärandniite, kus kokku toodetakse aastas ca 109 000 tonni rohtset biomass. Kokku oli kõrge karjatamispotentsiaaliga aladel (klassid 1 ja 3 koos) hinnanguliselt biomassi tootlikuseks ca 220 700 tonni aastas.

Hinnanguliselt (modelleeritud andmed peatükis 3.1.9) leidub bioenergia tootmiseks sobilikke pärandniite 37 000 ha, rohtse biomassi toodanguks kokku ca 212 000 tonni aastas.

Bioenergia tootmiseks sobilikud potentsiaalsed alad koonduvad pigem niisketele niitudele, enamasti luhaaladele. Kõrgemad karjatamisväärtused on Lääne-Eesti, Harjumaa ja Lahemaa pärandniitudel. Saadud tulemus ei tähenda, et bioenergia potentsiaaliga aladel poleks karjatamine asjakohane – sageli

on tegu isoleeritud ja kehva ligipääsetavusega aladega, kust saadud heina pole lihtne bioenergiaks realiseerida. Sel juhul on mõistlik kasutada heina kindlasti loomasöödaks. Antud kaardikiht aga näitab, kus võiks olla mõeldav kohalike biomassi vääringdavate rajatiste loomine (biogaas, soojatootmine, komposteerimine, bioetanooli, kiudainete või biosöe tootmine).

3.1.3. Söödavad taimed

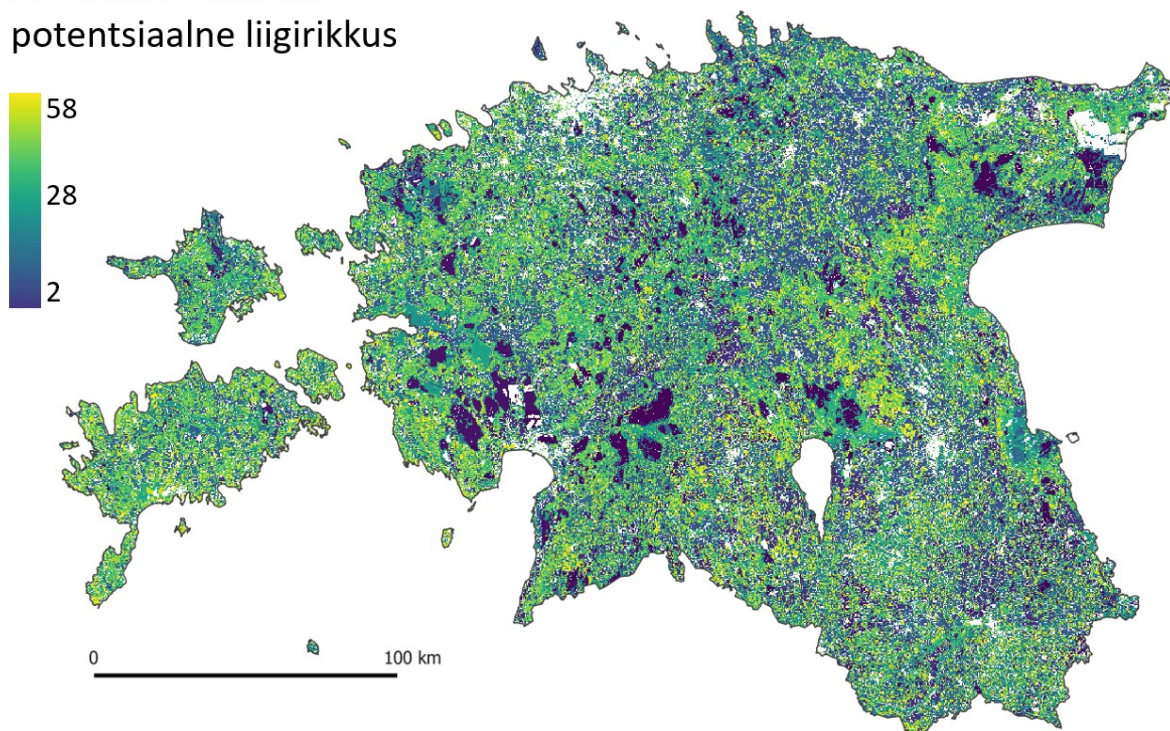
Indikaator : Looduslike inimese söögiks kasutatavate taimeliikide liigirikkus.

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: söögiks kasutatavate looduslike taimeliikide nimekiri (Kalle & Sõukand, 2012), elupaikade liigifondid.

Kirjeldus:

Kaardistati Eestis kasutuses olnud looduslike söödavate taimede levik tuginedes elupaigatüüpidele määratud liigifondidele (vt peatükk 3.2.5, liigifondid) ning Eesti taimeatlase levikuandmetele. Igale baaskaardi elupaigale tuvastati potentsiaalne söödavate taimede esinemine, seostades liigifondi nimekirja taimeatlase vastavast ruudust tuvastatud liikide nimekirjaga (joonis V7). Liiginimekiri on esitatud koos aruandest eraldiseisvas tabelis Liigifondid_tolmeldamine_ja_liikide_tunnused.xls. Söödavate taimede hulka loeti ajalooliselt nii söögiks kui joogiks ja maitsetaimedeks kasutatud taimeliigid vastavalt Kalle & Sõukand (2012) toodud nimekirjale. Antud analüüsi haarati 181 erineval moel toiduks tarvitatud taimeliiki.

Söödavate taimede potentsiaalne liigirikkus



Joonis V7. Inimeste poolt ajalooliselt või täna söödavate taimeliikide potentsiaalne maksimaalne liigirikkus. Heledamad alad näitavad elupaikasid, kus söödavaid taimeliike esineb tõenäoliselt rohkem.

Arutelu

Looduslikke söödavaid taimi kasutatakse tänapäeval aina vähem, kuid tegu on ühe olulise looduse hüvega, mis ajalooliselt on mänginud kogukondade jätkusuutlikkuses suurt rolli. Täna võib loodusest saadavate söödavate taimede tähtsust hinnata nii kultuurilisest aspektist, geneetilise baasi säilimise vaatenurgast kui ka väärtustada söödavate taimede praktilist tarvet näiteks uute toodete väljatöötamisel või raskemate aegade üleelamisel. Eesti ökosüsteemidest on looduslikke söödavaid

taimi enim nendes, mille liigifondid on suurimad – salumetsad, niiduökosüsteemid – ning vähim märgaladel ja põldudel. Silmas tuleb pidada, et koostatud kaardikiht näitab maksimaalset võimalikku liigirikkust igas asupaigas, mitte aga realiseerunud olukorda, mis tõenäoliselt enamasti jääb maksimaalsele võimalikule omajagu alla.

3.1.4. Looduslikud marjad

3.1.4.1. MUSTIKAD

Indikaator: mustikate saagikus kg/ha

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi piksel

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Mustika saagikust hinnati T. Paali kogutud, osaliselt avaldatud (Vester, 2015) andmete ja Lõhmuse (1984) põhjal. Saagikuse baasandmeid oleks vaja regulaarselt uuendada, sh koguda andmed kõikide kasvukohatüüpide kohta ning hinnata täiuse ja erinevate enamuspuuliikide, mis kirjanduse (Männi, 1980; Ihalainen et al., 2005) andmetel on olulised mõjutegurid, mõju saagikusele.

Kirjeldus: Mustikate saagikuse arvutamisel lähtuti aastatel 1984–1991 Taimi Paali poolt Eesti eri piirkondadest erineva vanusega (raiesmikust kuni 9. vanuseklassini) männi enamuspuuliigiga metsadest kogutud andmetest, mille põhjal arvutati keskmine saagikus (kg/ha) kasvukohatüübi (karusambla-mustika, mustika, jänese kapsa-mustika ja kokkupanduna jänese kapsa-pohla ja pohla ning sambliku ja kanarbiku kasvukohatüüpide, tabel V3) või tüübirühma (palu, nõmme, tabel V4) kohta. Algandmete (marjade arv juhusliku paigutusega prooviruutudel) jaotusest tulenevalt kasutati kasvukohatüüpide või tüübirühmade keskmise saagikuse prognoosimiseks Poissoni jaotusega segamudelit. Saagikust prognoositi kõigi puistute kohta, kus enamuspuuliigiks on mänd. Andmetest lähtus, et saagikus on suurim 60–99-aastastes puistutes ning nooremate ja vanemate puistute jaoks arvutati marjasaagi prognoosimiseks koefitsendid (tabel V5). T. Paali andmetest puuduvate kasvukohatüüpide saagikuse prognoosimisel lähtuti Lõhmuse (1984) mustika ohtruse andmetest. Kui Lõhmuse järgi oli ohtrus <1, määrati saagikuseks 0, kui ohtrus oli 1 või rohkem, ent reaalselt polnud nendes kasvukohatüüpides saagikust hinnatud, jäeti saagikus hindamata. Mustika saagikuse prognoosimisel takseerimata metsades lähtuti kasvukohatüübirühmast ja LiDARi kõrgusmudelil tuletatud puistu kõrguse infost, mille järgi eristati nooremad metsad (keskmise kõrgusega <16 m ja hinnangulise vanusega <40 a²³), kus tüübirühma saagikus korrutati koefitsendiga 0,32 (tabel V5) ja vanemad metsad (kõrgusega >16 m ja hinnangulise vanusega >40 a), kus tüübirühma saagikus korrutati koefitsendiga 1.

Tabel V3. Mustika saagikus erinevates kasvukohatüüpides

Kasvukohatüüp	Saagikus, kg/ha
leesikaloo	0
kastikaloo	0
lubikaloo	0
sambliku	81
kanarbiku	81
jänese kapsa-pohla	82
pohla	82
karusambla-mustika	111
mustika	217
jänese kapsa-mustika	174

²³ Meetodika on lahti kirjutatud peatüki 2.1 alapunktis “Lahendus takseerimata metsade jaoks”

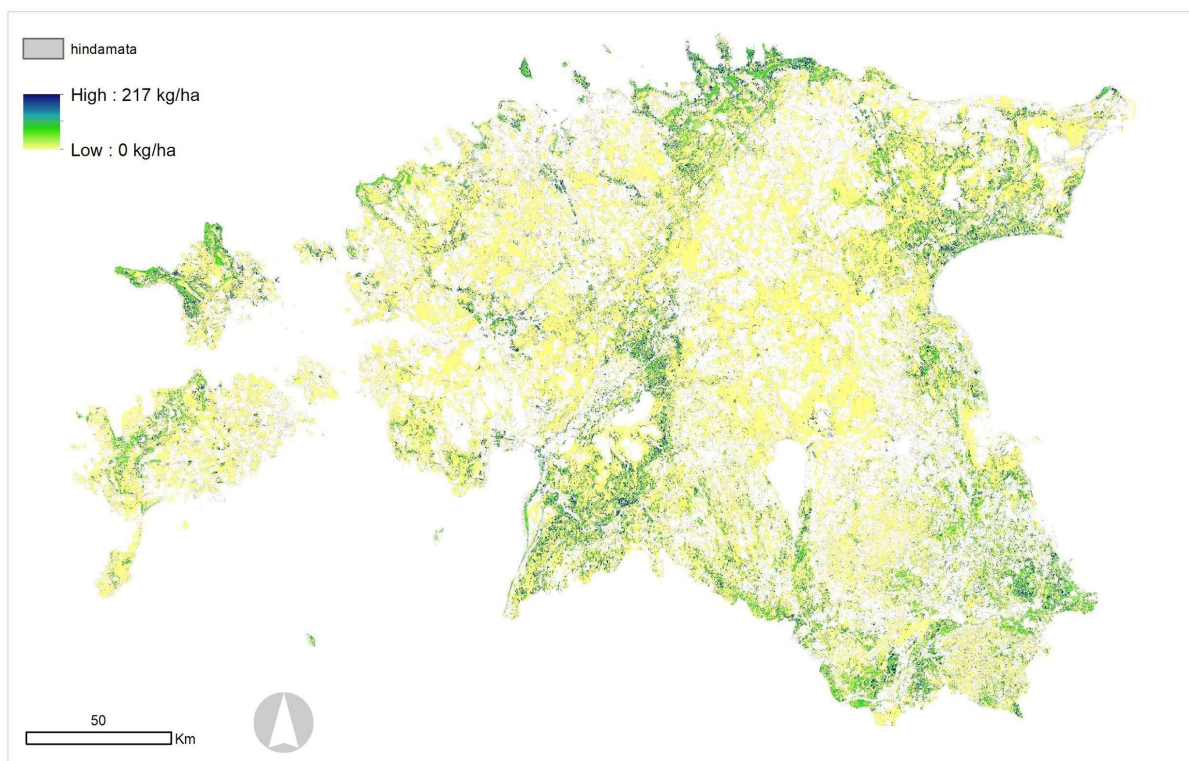
jänese kapsa	hindamata
sinilille	0
naadi	0
sõnajala	0
angervaksa	hindamata
tarna-angervaksa	hindamata
osja	hindamata
tarna	hindamata
sinika	hindamata
karusambla	hindamata
raba	hindamata
siirdesoo	0
madal soo	0
lodu	hindamata
mustika-kõdusoo	hindamata
jänese kapsa-kõdusoo	hindamata

Tabel V4. Mustika saagikus erinevates kasvukohatüübi rühmades

Kasvukohatüübirühm	Saagikus, kg/ha
loo	0
nõmme	81
palu	111
laane	hindamata
salu	0
sooviku	hindamata
rabastuv	hindamata
sambal soo	hindamata
rohusoo	hindamata
kõdusoo	hindamata

Tabel V5. Koefitsiendid, millega tüübirühma või kasvukohatüübi mustika saagikus korrutatakse lähtuvalt esimese rinde kaalutud keskmisest vanusest

Vanus, aastates	Koefitsient
0–39	0,32
40–59	0,55
60–99	1
>100	0,83



Joonis V8. Mustika saagikuse kaart.

Arutelu: Mustika saagikuse kaart on välja toodud joonisel V8. Suurimat mustikasaaki pakuvad 60–99-aastased mustika kasvukohatüübi männikud. Kuigi mustikakaardil on saagikus antud pideval kvantitatiivsel skaalal, on alusandmed puudulikud. Täpsema kaardi koostamiseks on vaja uurida mustika saagikust kõikides kasvukohatüüpides erineva vanuse, täiuse ja enamuspuliigi korral. Tulevikus oleks vajalik metsamarjade saagikust regulaarselt seirata (soovituslik seiresamm oleks 10 aastat), ent esialgu on regulaarsest uuendamisest olulisem andmete täpsustamine ja kaasajastamine (kaardistamiseks kasutatud saagikuse alusandmed on kogutud 1980. aastatel ja 1990. aastate alguses ja neis ei kajastu tänaseks muutunud ilmastiku ja metsamajandamispraktikate mõjud).

3.1.4.2. POHLAD

Indikaator: pohlade saagikus kg/ha

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi piksel

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Pohla saagikust hinnati T. Paali kogutud, osaliselt avaldatud (Vester, 2015) andmete ja Lõhmuse (1984) põhjal. Saagikuse baasandmeid oleks vaja regulaarselt uuendada, sh koguda andmed kõikide kasvukohatüüpide kohta ning hinnata täiuse ja erinevate enamuspuliikide, mis kirjanduse (Männi, 1980; Ihalainen et al., 2005) andmetel on olulised mõjutegurid, mõju saagikusele.

Pohla puhul arvutati T. Paali andmete alusel saagikus kahe tüübirühma - palu, nõmme kohta (tabel V5). Sarnaselt mustikaga prognoositi saagikust üksnes männi enamuspuliigiga puistute kohta ning 0 kg/ha saagikusega tüübirühma eristamisel lähtuti Lõhmuse (1984) ohruse andmetest sarnasel printsiibil nagu mustikate saagikuse puhul. Kuna olemasolevate andmete põhjal osutus keeruliseks prognoosida, millise puistu vanuse korral on pohla saagikus suurim (suure ja väikese saagikusega puistuid leidis nii noorte, keskealiste kui vanade puistute hulgas), loobuti puistu vanuse mõju analüüsimisest ning hinnati üksnes täiuse mõju saagikusele. Esmase analüüsi järgi oli saagikus sarnane kuni täiuseni 0,7, seetõttu

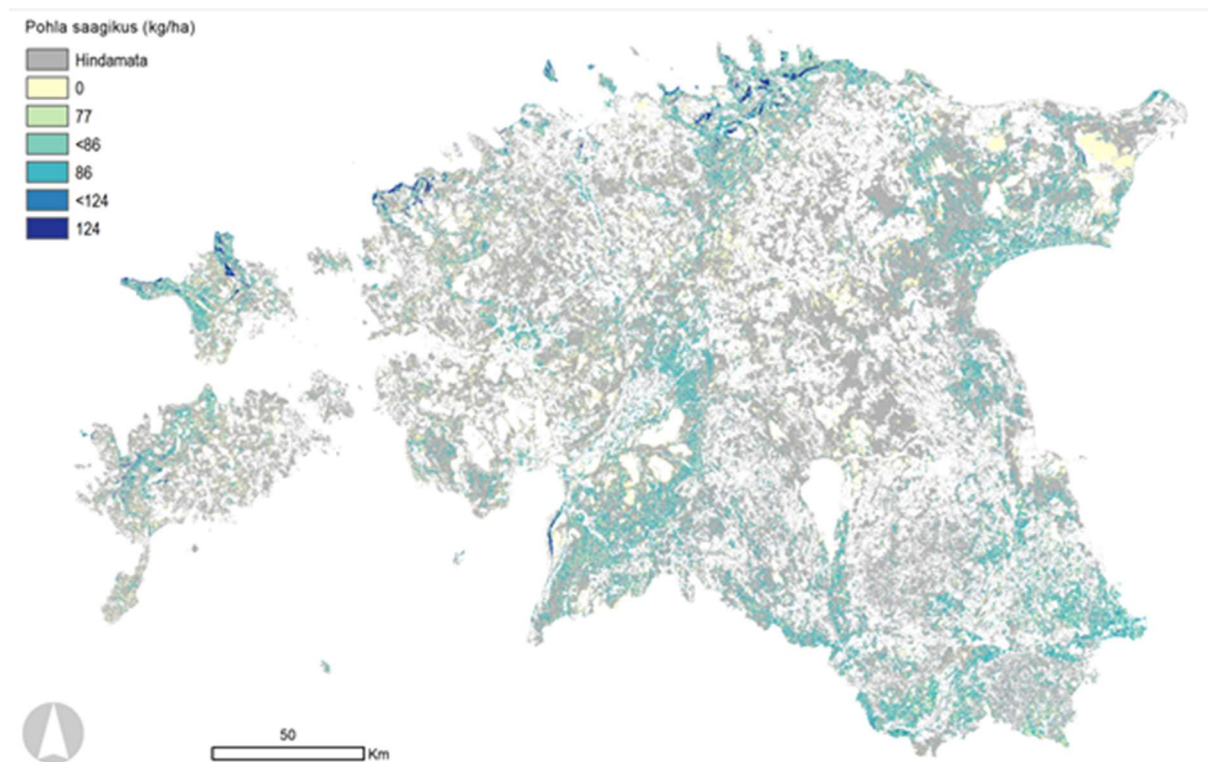
esitati kasvukohatüübirühmade keskmine saagikus kahe grupi kaupa (männikutes täiusega alla 0,8 ja männikutes täiusega $\geq 0,8$, tabel V6). Samas viitasid pohla katvuse andmed sellele (Pihlik, 1991), et vähemalt paar aastat pärast lageraiet saagikus ilmselt väheneb. Kahjuks polnud saagikuse andmetes metsade vanuse andmed piisavalt täpsed, et seda mõju selgemalt väljendada (tabel V7).

Tabel V6. Pohla saagikus kasvukohatüübirühmades

Kasvukohatüübirühm	Saagikus männikutes täiusega alla 0,8, kg/ha	Saagikus männikutes täiusega $\geq 0,8$, kg/ha
loo	hindamata	hindamata
nõmme	124	86
palu	86	77
laane	hindamata	hindamata
salu	0	0
sooviku	hindamata	hindamata
rabastuv	hindamata	hindamata
samblasoo	hindamata	hindamata
rohusoo	hindamata	hindamata
kõdusoo	hindamata	hindamata

Tabel V7. Pohla saagikus kasvukohatüübi rühmades 0–3 aastat pärast lageraiet

Kasvukohatüübirühm	Saagikus männikutes 0–3 aastat pärast lageraiet
loo	hindamata
nõmme	<124
palu	<86
laane	hindamata
salu	0
sooviku	hindamata
rabastuv	hindamata
samblasoo	hindamata
rohusoo	hindamata
kõdusoo	hindamata



Joonis V9. Pohla saagikuse kaart

Arutelu: Pohla saagikuse kaart on välja toodud joonisel V9. Heade pohlametsadena eristuvad kaardil nõmme tüübirühma männikud täiusega alla 0,8. Täpsema kaardi koostamiseks on vaja uurida pohla saagikust kõikides kasvukohatüüpides erineva vanuse, täiuse ja enamuspüüliigi korral. Tulevikus oleks vajalik metsamarjade saagikust regulaarselt seirata (soovituslik seiresamm oleks 10 aastat), ent esialgu on regulaarsest uuendamisest olulisem andmete täpsustamine ja kaasajastamine (kaardistamiseks kasutatud saagikuse alusandmed on kogutud 1980. aastatel ja 1990. aastate alguses ja neis ei kajastu tänaseks muutunud ilmastiku ja metsamajandamispraktikate mõjud).

3.1.4.3. METSMAASIKAD

Indikaator: metsmaasikate saagikus (esinemisklassid 0, 1, 2)

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi piksel

Metsmaasika saagikuse hindamisel lähtuti järgnevatest kirjandusallikatest: Lõhmus (1970; 1984), Lõhmus ja Remm (2017) ning T. Tulluse käsikirjalistest 2012–2018 kogutud andmetest.

Kirjeldus: Metsmaasika saagikuse hindamisel lähtuti järgnevatest kirjandusallikatest: Lõhmus (1970; 1984), Lõhmus ja Remm (2017) ning T. Tulluse käsikirjalistest 2012–2018 kogutud andmetest.

Kuna usaldusväärseid andmeid metsmaasikate keskmise saagikuse kohta ei leitud, hinnati nende saagikust esinemisklasside (mis arvestavad liigi ohtrust kasvukohas) kaupa (0 = enamasti ei esine, 1 = esineb vähe, 2 = võib esineda rohkesti) kasvukohatüübi ja puistu vanuse alusel (tabel V8).

Tabel V8. Metsmaasika saagikus

Kasvukohatüübigrühm	Puistu vanus	
	Raiesmik 2–4 aastat pärast raieid	Muu vanus
Loo	2	1
Nõmme	0	0
Palu	1	1
Laane	2	1
Salu	2	1
Sooviku	1	1
Rabastuv	0	0
Rohusoo	1	0
Samblasoo	0	0
Kõdusoo	1	1



Joonis V10. Metsmaasikate kaart

Arutelu: Metsmaasikate esinemise kaart on välja toodud joonisel V10.

Metsmaasikat võib esineda rohkesti loo-, laane- ja salumetsade mõne-aastastel raiesmikel. Selleks et metsmaasika saaki täpsemalt hinnata, on vajalik koguda saagikuse andmeid kõikidest kasvukohatüüpidest erineva vanuse korral.

3.1.4.4. VAARIKAD

Indikaator: vaarikate saagikus (esinemisklassid 0, 1, 2)

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi piksel

Metsmaasika ja vaarika saagikuse hindamisel lähtuti järgnevatest kirjandusallikatest: Lõhmus (1970; 1984), Lõhmus ja Remm (2017) ning T. Tulluse käsikirjalistest 2012–2018 kogutud andmetest.

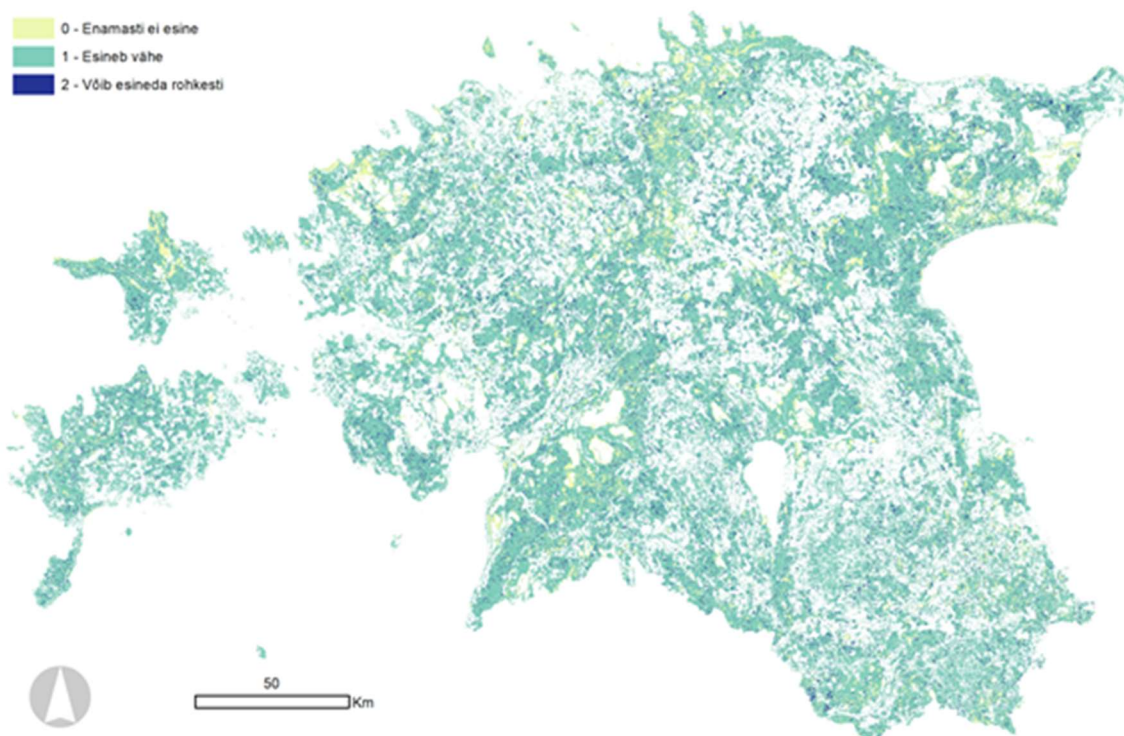
Kirjeldus: Vaarika saagikuse hindamisel lähtuti järgnevatest kirjandusallikatest: Lõhmus (1970; 1984), Lõhmus ja Remm (2017) ning T. Tulluse käsikirjalistest 2012–2018 kogutud andmetest.

Kuna usaldusväärseid andmeid vaarikate keskmise saagikuse kohta ei leitud, hinnati nende saagikust esinemisklasside (mis arvestavad liigi ohtrust kasvukohas) kaupa (0 = enamasti ei esine, 1 = esineb vähe, 2 = võib esineda rohkesti) kasvukohatüübi ja puistu vanuse alusel (tabel V9).

Tabel V9. Vaarika saagikus

Kasvukoha- tüübirühm	Puistu vanus	
	Raiesmik 3–10 aastat pärast raiet	Muu vanus
Loo	1	1
Nõmme	0	0
Palu	2	1
Laane	2	1
Salu	2	1
Sooviku	2	1
Rabastuv	1	0
Rohusoo	2	1
Samblasoo	1	0
Kõdusoo	2	1

Arutelu: Vaarikate esinemise kaart on välja toodud joonisel V11. Vaarikat esineb palu-, laane-, salu-, sooviku-, rohusoo- ja kõdusoometsade raiesmikel. Selleks et vaarika saaki täpsemalt hinnata, on vajalik koguda saagikuse andmeid kõikidest kasvukohatüüpidest erineva vanuse korral.



Joonis V11. Vaarikate kaart.

3.1.4.5. JÕHVIKAD

Indikaator: jõhvicate saagikus kg/ha

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi piksel

Kirjeldus: Jõhvicate saagikus põhineb varasemate uuringute (jõhvikasoodde inventuur Ruus, 1975 ja kordusinventuur 2000–2001) andmestiku põhjal projekti raames koostataval regressioonmudelil. Mudel lähtub soo elementaarususe mulla, veerežiimi, taimkatte kõrguse ja katvuse ning elupaigatüübi tunnustest. Teadaolev kasvavate marjade seire/regulaarne andmete uuendamine puudub, kuid jõhvika esinemine ning saagikus on väga tugevalt seotud kasvukoha veerežiimi ning selle muutumisest tulenevast puurinde seisundist. Jõhvikasoodde kordusinventuur näitas, et aastatel 1966–1972 inventeeritud jõhvikasooddest paljud olid 30 aasta jooksul hävinud või saagikus oluliselt muutunud. Sellest tulenevalt võib ka aastatel 2000–2001 läbi viidud kordusinventuuri aladel praeguseks olla saagikus oluliselt muutunud. Uuenevad mudeli sisendparameetritena kasutatavad Maa-ameti LiDAR-andmed taimkatte kohta (2 a intervall), mis otseselt seostuvad saagikusega valgustingimuste kaudu, aga kaudselt peegeldavad ka pikemaajalist veerežiimi muutust.

Arutelu: Võimalik avalike kaardirakenduste kaudu kaasata ka avalikkust saagikuse uuringutesse. Jõhvika saagikuse mitmene regressioonmudel koostati aastatel 1966–1972 inventeeritud jõhvikasoodde 2000.–2001. aastal läbi viidud kordusinventuuri andmete alusel, seostades saagikuse mullaliigi, turba omaduste (viljakus, C-sisaldus, lasuvustihedus), kuivenduse, keskmise veemahutavuse, topograafilise niiskuse indeksi ja puistu keskmise kõrgusega.

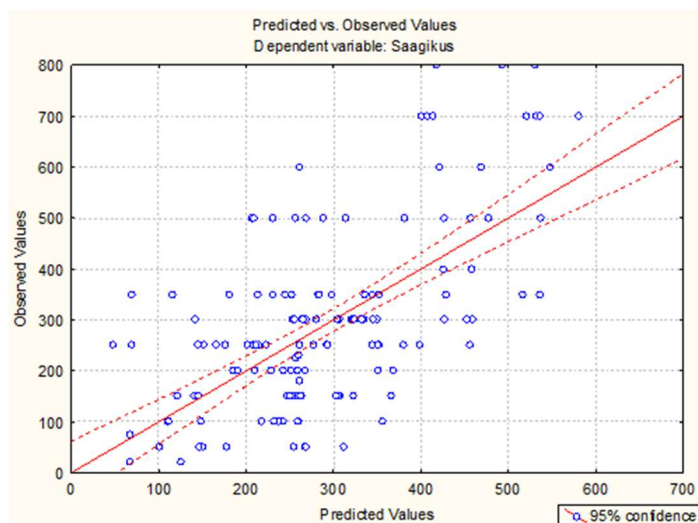
Mudelis osutusid statistiliselt olulisteks tunnusteks Eesti ida-läänesuunalist gradienti kirjeldav idapikkus (X, L-Est koordinaat meetrites), turvasmulla tüüp (Siff_value, kodeerituna väärtus 1–9), ülemise kihi lasuvustihedus (SOIL_BD1), ülemise kihi veemahutavus (SOIL_AWC1), topograafiline niiskuse indeks (twi_mean) ja keskmine puurinde kõrgus (CHM_height). Kuivenduse mõju on jõhvika saagikuse puhul väga oluline tunnus, kuid saagikuse sisendina kasutatud kordusinventeerimise andmetes see otseselt ei kajastu (kuivendusega alasid oli kordusinventeerimise andmestikus vaid üksikuid ja ka neil juhtudel ala külgnvuse kaudu). Kuivenduse mõju (drain_pct, kuivendusest mõjutatud ala % mullaeraldisele) tuletati eraldi mudeli komponendina kraavituse mõju ulatuse kaudu rabade ja siirdesoodde taimkatteanalüüsis jõhvika pindalalisele katvusele (Kull, 2016) ja jõhvika saagikuse muutusele esmase jõhvikasoodde inventuuri (Ruus, 1975) ja kordusinventuuri 2000–2001 vahel kuivendusega aladel eeldades, et jõhvicate pindalaline katvus ja saagikus on omavahel korreleeritud.

$$\text{Saagikus (kg/ha)} = \frac{((84.21 + 0.0008 * [X] + 32 * [\text{Soil_code}] - 24.4 * [\text{SOL_SOC1}] - 852 * [\text{SOIL_BD1}] + 4645 * [\text{SOIL_AWC1}] - 19.27 * [\text{twi_mean}] - 14.9 * [\text{CHM_height}])}{(1 + ((0.99 * [\text{drain_pct}]) * 0.92))} * [\text{Soil_code}] / [\text{Soil_code}]$$

kus soomullad olid inventeerimisandmete alusel järjestatud tunnustena kodeeritud kasvukohana sobivuse alusel järgmiselt: AM', AM'', AM''', M', M'', Md, Mal, TuM, TxM, TxR, TzM = 0; M''' = 1; R''' = 2; R', R'' = 3; S = 4; Sö, Rö, Mõ = 5.

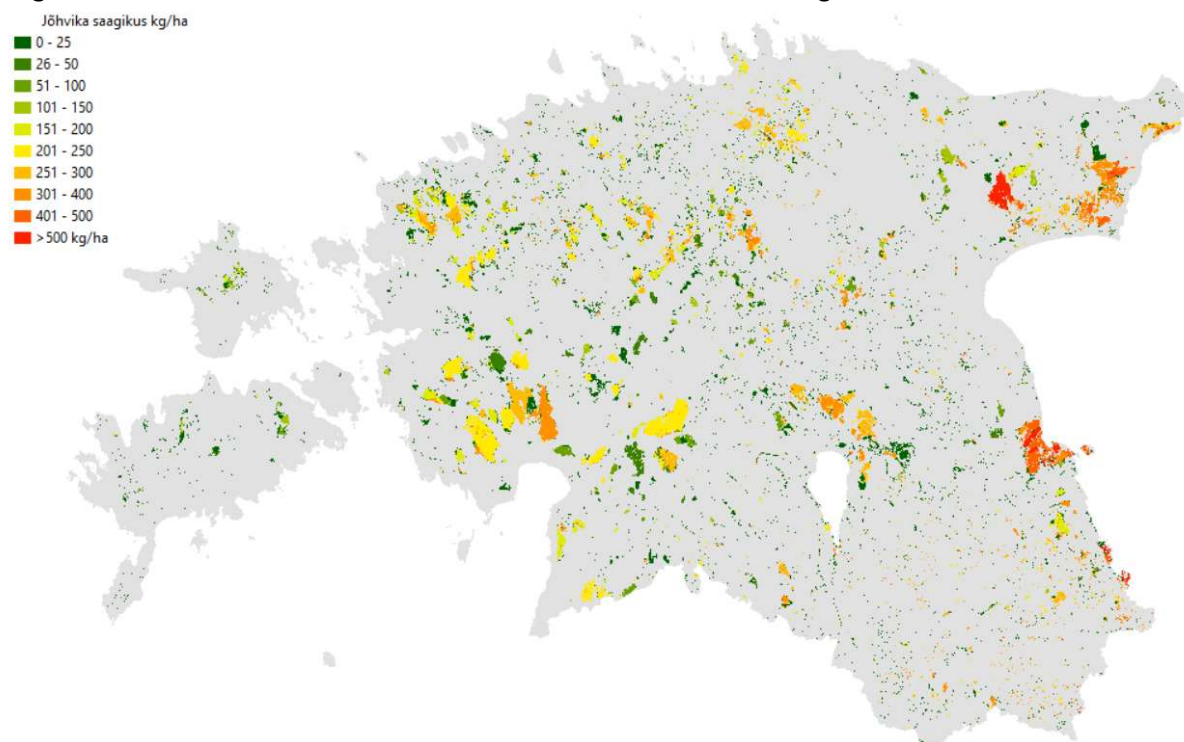
Mudeli kirjeldavus on mõõdukas ($R^2_{\text{adj}}=0,4$) ning pigem ülehindab häid (saagikus 200–400 kg/ha) ja alahindab üksikuid väga häid (saagikus 600–800 kg/ha) jõhvikasoid (joonis V12). Samuti tuleb arvestada, et lähteandmetena kasutatud jõhvikasoodde kordusinventeerimise andmed on pigem kallutatud suurema saagikusega soode suunas, kuna madala saagikusega soid ei inventeeritud. Varasemalt on Paal ja Paal (1989) ning Paal (1999) hinnanud jõhvika bioloogiliseks varuks Eestis 6000 t/a. Oluline on silmas pidada, et saranase kirjeldavusega regressioonmudeli ($R^2_{\text{adj}}=0,38-0,4$) saab ka, kasutades sisendparameetritena mullatüübi asemel alternatiivses mudelis mullaviljakust (boniteet),

mulla ülemise kihi C-sisaldust, kuid kõigis mudelites on alati statistiliselt olulisteks tunnusteks idapikkus, puistu kõrgus, keskmine veemahutavus.



Joonis V12. Mitmese regressioonimudeli ennustatud ja inventeeritud väärtuste hajuvusdiagramm ($R^2_{adj}=0,4$).

Mudeli koostamisel on mullastikuga seotud lähteandmed kirjeldatud Kmoch et al., 2021, taimkatte kõrguse mudeli aluseks on Maa-ameti LiDAR-andmetel koostatud kõrgusmudel.



Joonis V13. Jõhvika looduslik saagikus (kg/ha) Eesti soodes.

3.1.4.6. MURAKAD

Indikaator: murakate saagikus (esinemisklassid 0–7)

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi piksel

Kirjeldus:

Murakate saagikuse mudel koostati esinemistõenäosuse klassidena piiratud seireandmestiku ja jooksvalt seirataivate soodega (Kull, 2016) seotud tunnuste põhjal kasutades sisendandmetena soo elementaarüksuse mulla, veerežiimi, taimkatte kõrguse ja katvuse ning elupaigatüübi tunnuseid.

Arutelu: Seoses maakasutuse ning kasvukoha omaduste ajalise muutusega oleks soovituslik seiresamm 10 aastat, seirekohad peaksid esinduslikult katma erinevaid metsatüüpe ja vanuseklasse ning sookooslusi. Võimalik avalike kaardirakenduste kaudu kaasata ka avalikkust saagikuse uuringutesse.

Rabamurakate saagikuse inventuuri ei ole teadaolevalt Eestis läbi viidud ja saagikuse hindamine on keerulisem ka tundlikkuse tõttu ilmastikule ning taime kahekojalisus ei luba ka kaudselt taime esinemise ohtruse järgi saagikust hinnata. Sellest tulenevalt on käesolevas uuringus hinnatud kasvukoha sobilikkuse alusel esinemise tõenäosust skaalal 0 (ei esine) kuni 7 (esineb ohtralt). Hinnangut kohasust hinnati 26 Mandri-Eestis paikneva uurimisala taimkatte analüüsi ja välitööde kogemuste põhjal. Lähteandmestikuks oli ELME sooökosüsteemide baaskart ja täiendavalt Maa-ameti LiDAR-andmetel koostatud kõrgusmudel.

Esinemise klasside tingimused on järgmised:

0 = Lammisoo, madal soo, turbaväli, jääksoo;

1 = siirdesoo puistu kõrgusega ≥ 12 m ja kuivenduskraav lähemal kui 100 m või raba puistu kõrgusega ≥ 12 m ja kuivenduskraav lähemal kui 100 m;

2 = siirdesoo või raba puistu kõrgusega < 12 m ja kuivenduskraav lähemal kui 100 m;

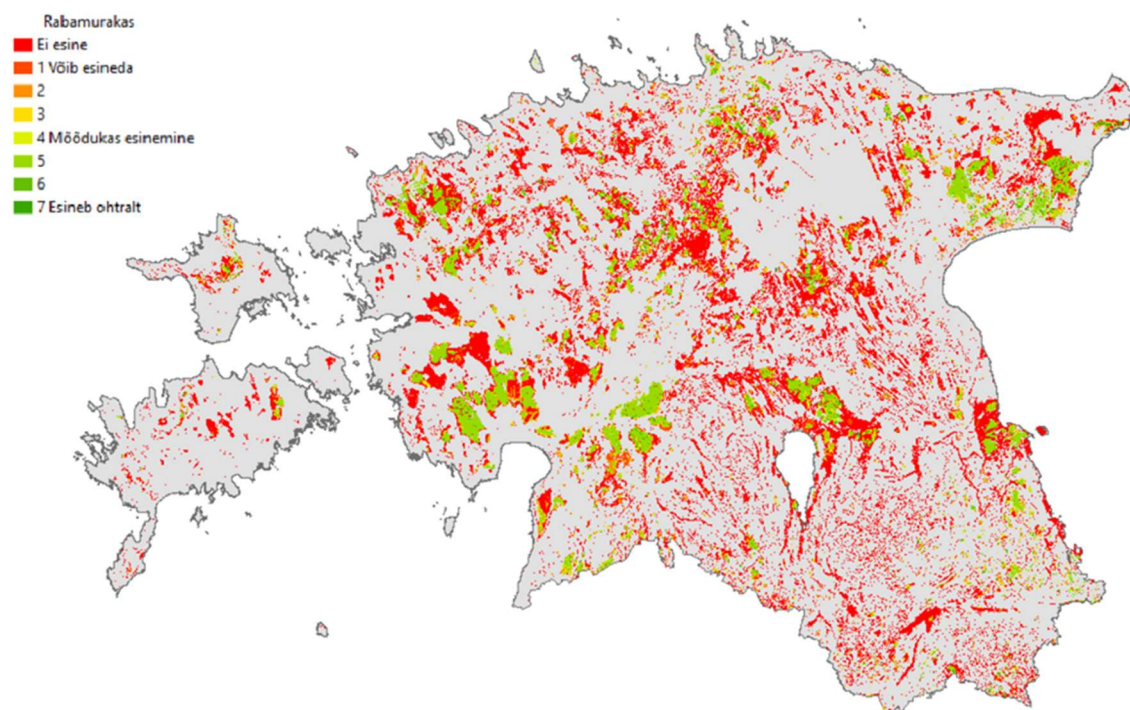
3 = siirdesoo või raba puistu kõrgusega ≥ 12 m ja kuivenduskraav 100-250 m kaugusel;

4 = siirdesoo või raba puistu kõrgusega < 12 m ja kuivenduskraav 100-250 m kaugusel või kuivenduse mõju puudub ja puistu kõrgus ≥ 12 m;

5 = siirdesoo või raba kuivenduse mõjuta ja puistu kõrgus ≤ 4 m;

6 = siirdesoo kuivenduse mõjuta ja puistu kõrgus $> 4 \dots < 12$ m;

7 = raba kuivenduse mõjuta ja puistu kõrgus $> 4 \dots < 12$ m.



Joonis V14. Rabamuraka esinemise tõenäosus, kuid taime kahekojalisuse tõttu ei taga liigi ohtrus alati kõrget saagikust.

Joonis V14 põhjal võib eeldada paremat murakasaaki Kirde-Eesti, Pärnumaa, Loode-Eesti ja Pandivere kõrgustiku põhjanõlval paiknevates puisrabades ning puissiirdesoodes, kus rabamuraka kasvuks on sobilikud keskkonnatingimused. Samuti leidub suuremaid rabamurakale sobivaid kasvukohti Võrtsjärve nõo põhjaosa ja Põlvamaa soodes.

3.1.5. Söögiseened

Indikaator: söögiseente saagikus, kg/ha

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi piksel

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Kasutati vanu väliuuringupõhiseid baasandmeid söögiseente saagi kohta kogu n-ö söögiseenekorvi ulatuses, 58 liiki (Kalamees & Vaasma, 1980, vt nimekiri). Eraldi liikide kaupa andmed puuduvad. Kalamees ja Vaasma 1980 allikas on olemas saagikused vaid eri metsatüüpide (antud kasvukohatüüp ja puuliik) kohta. Teiste ökosüsteemide kohta andmed puuduvad, ka LVA ja PlutoFi pole saagikusandmeid, kuid kasutasime leiuandmeid hinnangu täpsustamiseks kogusaagikuse kohta. Üldiselt on siiski teada, et söögiseente saagikus ja liigirikkus on väljaspool metsi väike (välja arvatud puisniidud ja nõmmemetsade vahel asuvad nõmmelaigud; Kalamees & Liiv, 2005).

Nimekiri söögiseentest (Kalamees & Vaasma, 1980). Liigid on jaotatud klassidesse vastavalt sellele, kuivõrd hinnatud on nad söögina. I klassis on parimad, IV klassis vähim hinnatud. Siinses analüüsis klassikuuluvuse infot ei kasutatud.

I klass, *Boletus aestivalis*, *Boletus betulicolus*, *Boletus edulis*, *Boletus pinophilus*, *Lactarius citriolens*, *Lactarius deliciosus*, *Lactarius necator*, *Lactarius resimus*, *Lactarius scrobiculatus*, *Lactarius torminosus*, *Lactarius trivialis*, *Rozites caperata*, *Russula delica*, *Tricholoma portentosum*, **II klass,** *Lactarius deterrimus*, *Hygrophorus hypothejus*, *Lactarius pubescens*, *Leccinum aurantiacum*, *Leccinum scabrum*, *Leccinum testaceoscabrum*, *Leccinum vulpinum*, *Suillus granulatus*, *Suillus grevillei*, *Suillus luteus*, *Suillus variegatus*, **III klass,** *Cantharellus cibarius*, *Hydnum repandum*, *Lactarius lilacinus*, *Lactarius roseozonatus*, *Lactarius uvidus*, *Lactarius vietus*, *Lyophyllum decastes*, *Ramaria flava*, *Russula adusta*, *Russula aeruginea*, *Russula badia*, *Russula consobrina*, *Russula decolorans*, *Russula emetica*, *Russula flava*, *Russula paludosa*, *Russula pulchella*, *Russula queletii*, *Russula vesca*, *Russula vinosa*, *Russula xerampelina*, *Xerocomus badius*, *Xerocomus subtomentosus*, **IV klass,** *Chroogomphus rutilus*, *Cortinarius mucosus*, *Gomphidius glutinosus*, *Hygrophorus olivaceoalbus*, *Lactarius mitissimus*, *Lactarius rufus*, *Russula rhodopoda*, *Russula sanguinea*, *Sarcodon imbricatus*, *Suillus bovinus*.

Kirjeldus: Aluseks võetakse kasvukohatüübirühmale omane saagikus (Kalamees & Vaasma, 1980) (tabel V10). Selle sõltuvuse kirjeldamiseks metsa vanusest kasutatakse LVA ja PlutoF vaatlusi. Vanuseklassidele leiti koefitsendid, millega korrutati saagikused (tabel V11). Koefitsendina kasutati vaatluste osakaalu vastavas tüübirühmas. Vanusekoefitsendid leiti eraldi kahes rühmas: väikese saagikusega tüübirühmad (rohusoo, sooviku ja salu) ning ülejäänud (suurema saagikusega). Teised ökosüsteemitüübid said saagikushinnangut "kesine või pole" peegeldava arvu 0,1. Nõmmedel kasutati metsadega sarnast lähenemist, kus kasvukohale omistatud saagikus korrutati puistu vanusest tuleneva koefitsendiga, lisaks said alla 1 m kõrguse puistuga alad väärtuseks 0, kuna valdav enamik söögiseeni on puude mükoriisaseened. Puisniitudele omistati salumetsadega sama saagikus ilma puistu kõrgust arvestamata.

Tabel V10. Kasvukohatüübiringma-põhised saagikused

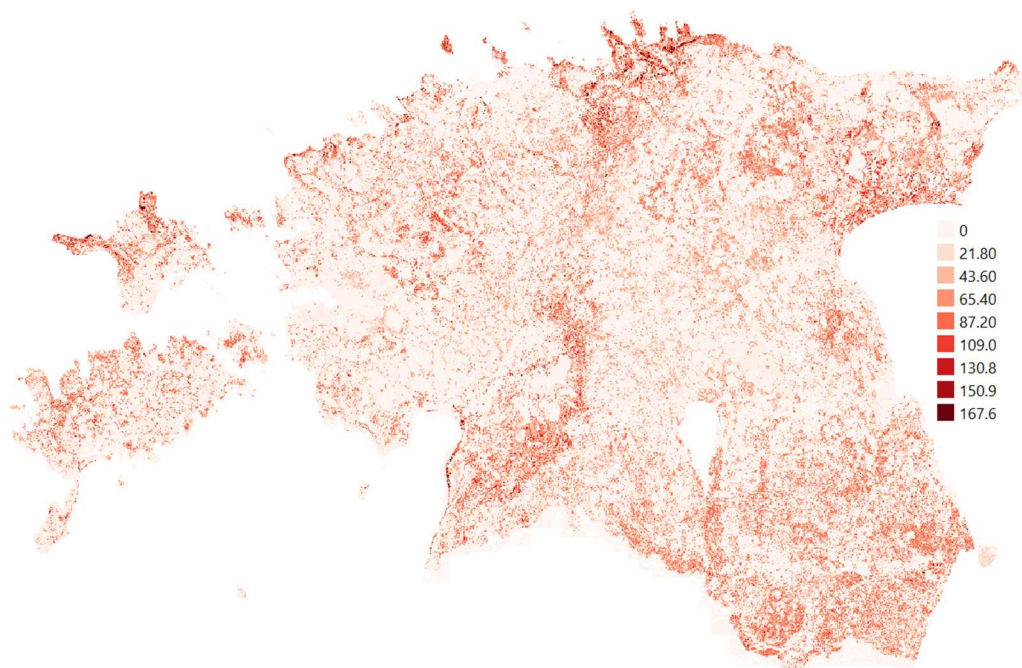
Tüübiringm	Saagikus kg/ha*a
Loo	80
Nõmme	129
Palu	63,25
Laane	62,35
Salu	8
Sooviku	8*
Rabastuv	97,9
Rohusoo	8*
Samblasoo	44
Kõdusoo	44
Puisniidud	8**
Nõmm (Natura 4030, 2320)	64**

* Sooviku- ja rohusoo tüübiringmadele ei ole Kalamees ja Vaasma (1980) andmeid. Nende rühmade saagikus võrdsustati salumetsade tüübiringma saagikusega. Selline võrdsustamine põhineb nende metsatüüpide sarnasel LVA ja PlutoF seenevaatluste sagedusel kui jagada vaatluste arvud läbi nende tüübiringmade pindalaproportsiooniga Eestist.

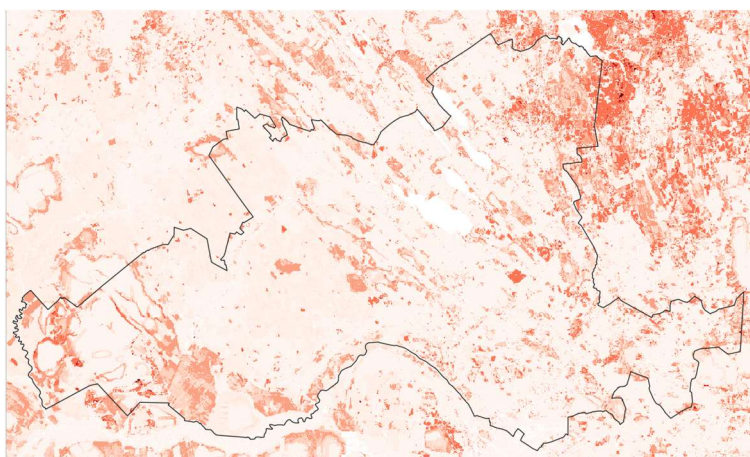
** Puisniitudel võeti kasvukoha saagikuseks samasugune väärtus kui salumetsades, nõmmedel pool nõmmemetsade saagikusest (lähtuvalt Kalamees & Liiv, 2005 kirjeldustest). Selline lähenemine on tugevalt lihtsustatud ning vajab edaspidi seireandmete põhjal täiustamist.

Tabel V11. Koefitsendid, millega tüübiringma (kirjandusallikal põhinevat) saagikust korrutatakse, olenevalt esimese rinde kaalutud keskmisest vanusest ja sellele vastavast LiDAR-põhisest kõrgusest.

Vanuse piir	Kõrguspiir	Põhitüübid	Rohusoo-, sooviku- ja salumetsad	Nõmm
<1				0
<=20	<11,55	0,42	0,3	0,42
40	16,35	0,68	0,9	0,68
60	19,3	0,72	1,5	0,72
80	20	1,27	1,8	1,27
100	>=20	1,3	0,75	1,3



Joonis V15. Söögiseente saagikus, kg/ha*a üle Eesti



Joonis V16. Söögiseente saagikus, kg/ha*a Tartu pilootalal

Arutelu: Seenesaagikuse näited on toodud joonisel V14 ja V15. Seenesaagikuse kaardil eristuvad seenerikkamate piirkondadena Kagu-Eesti metsad. Seenevaesemate piirkondadena põllumajanduspiirkonnad ning sookompleksid. Detailvaate suuremad ebatäpsused tulevad sellest, et LiDARi andmed ei ole reaajas – osa seenemetsi on praegu juba raiesmikud. Kuigi kaardil on saagikus antud pideval kvantitatiivsel skaalal, on alusandmed – saagikused – vähese täpsusega. Täpsema kaardi koostamiseks on vaja uurida söögiseente saagikust erinevates ökosüsteemides (sh niitudel ja soodes) ja seisundiklassides, soovitatavalt liikide kaupa, kuna erinevad söögiseeneliigid on inimese toidulaual erineva väärtusega. Praegu lisandub juhuvaatlusi, kuid saagikuse baasandmeid ei ole uuendatud. Soovituslik söögiseente saagikuse seiresamm oleks 10 aastat, seirekohad peaksid esinduslikult katma erinevaid ökosüsteemi tüüpe ja seisundiklasse. Regulaarsest uuendamisest olulisem on esmalt andmete täpsustamine ja kaasajastamine, kuna Kalamees ja Vaasma andmestik oli väikese valimiga ja geograafiliselt piiritlemata.

3.1.6. Kasemahl

Indikaator: Kasemahla potentsiaalne saagikus; liitrit 0,01 ha (10 x 10 m piksli) kohta.

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi elementaarüksus

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: ökosüsteemide baaskaart, metsaregistri andmed, kui need puuduvad, siis taimkatte kõrguse mudel (CHM), kaugseire abil koostatud puistuplaanist kase osakaal (Lang et al., 2018, kasutasime projekti “Kaugseire meetoditega metsaressursi arvestamine” raames selle modifitseeritud kihti); Silm, 1977 (tabel 10).

Kirjeldus: Rakendatakse võrrandit “kasemahla saagikus” = Kase osakaal * puude arv vastavas vanuses * valem olenevalt diameetrist või konstant²⁴* eraldise pindala.

Puude arv vastavas vanuseklassis on metsaregistri andmete mediaanväärtus.

Takseerimata aladel kasutatakse eraldise pindala asemel puistuplaani piksli pindala.

Soometsad ja kõdusoometsad ning sood saavad väärtuseks ‘andmed puuduvad’, kuna soomuldade kasemahlasaagikuse (ega selle toiteväärtuse) kohta me andmeid ei leidnud. Avakooslused saavad väärtuseks 0.

Tabel V12. Kase vanusest olenevad kasemahla koguse arvutamise valemid, mida rakendatakse aladel, kus metsaregistri andmed on olemas. Tähed ülaindeksis viitavad tabeli all olevale seletusele, mitte ei ole astendajad.

Kase vanus I rindes	Valem kasemahla saagi arvutamiseks
<20	osakaal1/100 ^a * 2000 ^b * 1,4 ^c *eraldise pindala
20–100	osakaal1/100*900*(1,4*diameeter – 1,7) ^d *eraldise pindala
>100	osakaal1/100*300 * 1,4 ^c *eraldise pindala

^a kase osakaal I rindes (soo- ja arukaske ei eristata). 100 jagatud, kuna metsaregistris protsendina

^b teine tegur valemi korrutises on puude arvu mediaan vastavas vanuseklassis

^c vähesed kogused (kuid eriti magusad) oksast <http://www.cybis.se/craft/birch/tappninge.htm>. Vanade puude mahlasaagikuse kohta andmeid ei leidnud, seepärast võrdsustati noortega (ebatäpne hinnang, võib anda ka väärtuse “andmed puuduvad”

^d sulgudes olev valemi osa on saadud kasutades andmeid allikast Silm (1977, tabel 10).

Tabel V13. Kase kõrgusest olenevad valemid, mida rakendatakse aladel, kus metsaregistri andmed puuduvad. Võrastiku kõrguse piirid on leitud taimkatte kõrgusmudelit ja metsaregistri andmeid võrreldes (taimkatte kõrgusmudeli järgne võrastiku kõrguse mediaan eraldises, mediaanide keskmine Kagu- ja Loode-Eestis, nende kahe keskmine, vanuseks 4-aastane vahemik vanusepiiri juures).

Võrastiku (CHM) kõrgus	Valem kasemahla saagi arvutamiseks
<11,55	osa ^a /100 * 2000 * 1,4*0,01 ^b
11,55–20	osa/100*900*(1,4*20 ^c – 1,7)*0,01
>20	osa/100*300 * 1,4*0,01

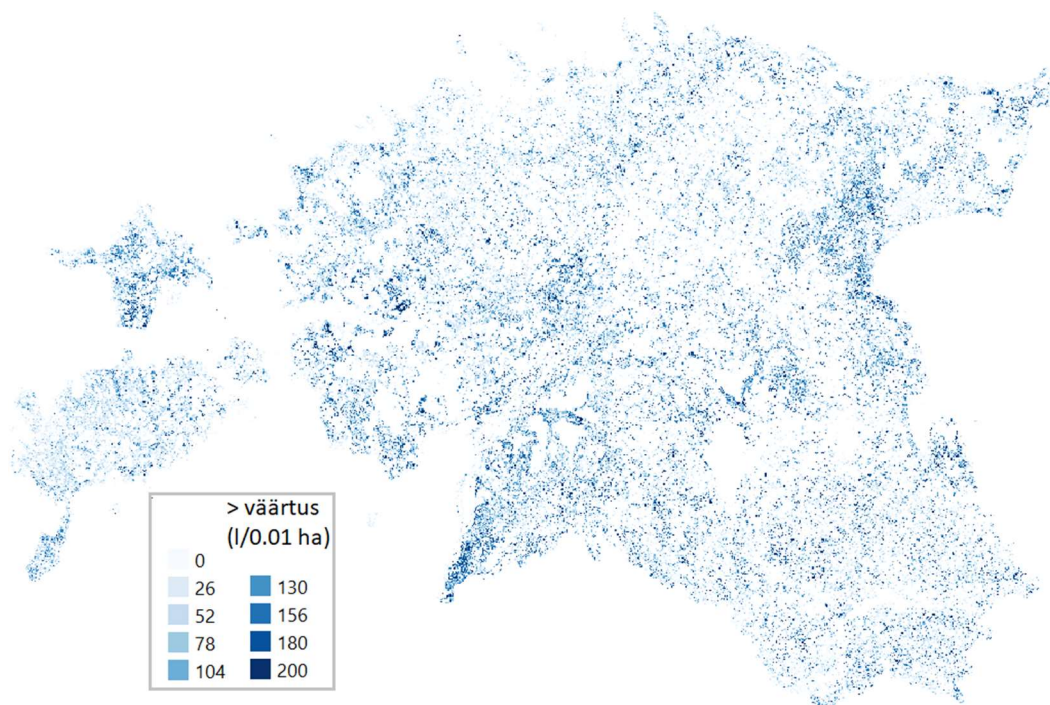
^a rastri väärtus puistuplaani kihil KS (Lang et al., 2018, kasutasime kasutasime projekti “Kaugseire meetoditega metsaressursi arvestamine” raames selle modifitseeritud kihti)

^b ELME baaskaardi piksli pindala hektarites

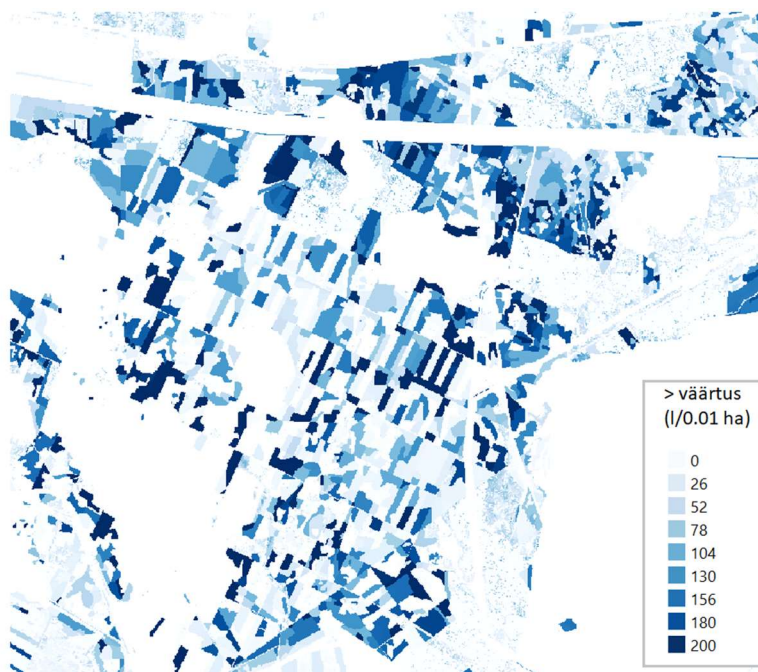
^c keskmine diameeter (cm) selles vanuseklassis

²⁴ vt tabel V11.

Arutelu: Leitud kasemahla koguste hinnangud on ligikaudsed (joonised V17 ja V18), täpsema kaardi saamiseks oleks vaja spetsiaalset uuringut. Vaja oleks täpsustada mahlasaaki erineva vanusega ja kasvukohaga kaskedel, samuti aru- ja sookasel. Analoogsel moel on aga edaspidi võimalik kaardistada vahtramahla saagikust.



Joonis V17. Kasemahla saagikus liitrit 100 m² kohta olenevalt puistu vanusest ja kase osakaalust.



Joonis V18. Väljavõte Narva-Jõesuu pilootala metsamaastikust.

3.1.7. Metsloomaliha

3.1.7.1. ULUKSÖRALISTE LIHA PAKKUMINE MAAKONNITI

Indikaator: Põdra, metskitse, punahirve, metssea (uluksöraliste) liha pakkumise potentsiaal maakonniti.

Kaardistusüksus: Eesti, maakondade kaupa

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus:

Aluseks võeti KAURi koostatavad iga-aastased kütmissisoovitused kui maksimaalne võimalik kütitavate loomade hulk aastas. Andmed head, neid haldab KAUR (<https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/kuttimine>), need uuenevad igal aastal ning antakse välja raportina "Ukukiasurkondade seisund ja kütmissisoovitused".

Kütitavatelt uluksöralistelt saadava liha aastase koguse hinnang saab olla ligikaudne. Hindamiseks saab kasutada KAUR-i poolt antud kütmissisoovitust ning liigipõhist saadavat keskmist liha kogust, milles pole eristatud loomi soo ega vanuse järgi. Andmed ligikaudsete liha koguste kohta on avaldatud raportis „CONSUME mapping study for Estonia“ (Kana, 2017; vt tabel V14). Raportis toodud andmed on kokku pandud jahimeeste eksperthinnangu põhjal, nende kasutamiseks sobivust on kinnitanud ka EMÜ ulukibioloogia dotsent Tiit Randveer.

Tabel V14. Ligikaudne keskmine saadava liha kogus looma kohta. Andmed pärinevad allikast: „CONSUME mapping study for Estonia“ (Kana, 2017).

Uluk	Ligikaudne liha kogus looma kohta, kg
Põder	125
Metssiga	30
Punahirv	70
Metskits	12

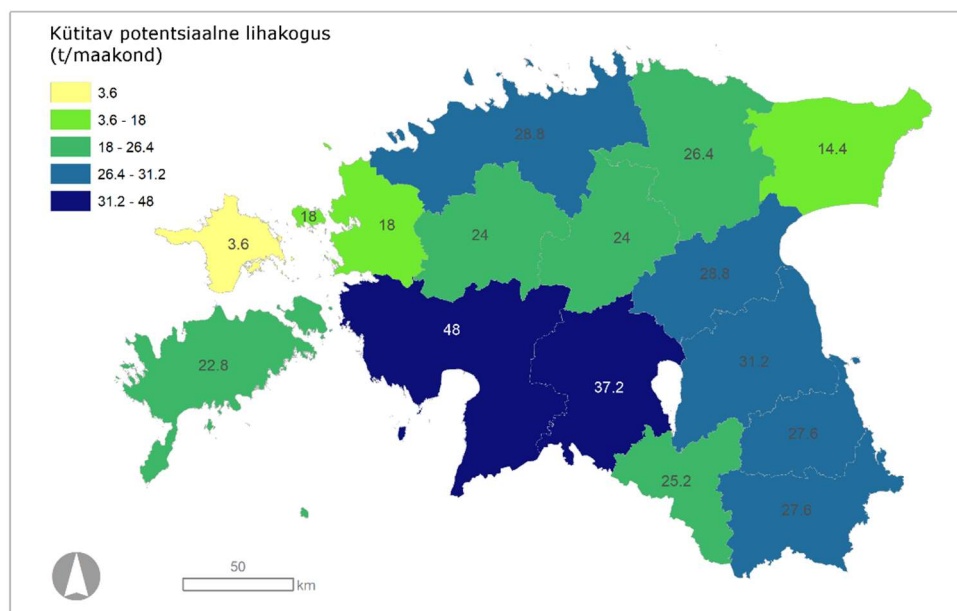
Kirjeldus: Metsloomaliha pakkumise potentsiaali hinnatakse KAUR-i eluslooduseosakonna ulukiseire töörühma poolt etteantud kütmissisoovituste põhjal. KAURi koostatud raportis „Ukukiasurkondade seisund ja kütmissisoovitused 2020“ (Veeroja & Männil, 2019) seisab (lk 17): „Kuna põdra, nagu ka teiste meie uluksöraliste, puhul ei ole selgelt määratletud nende asurkondade soodsa seisundi tagamiseks ja erinevate huvigruppide ootustega arvestavaid arvukuse sihttasemeid, siis seati ohjamise eesmärgiks Keskkonnaagentuuri poolt senistele kogemustele tugineval põdra arvukuse langetamine tasemele 10 – 11 tuhat isendit talvises asurkonnas“. See tähendab, et KAUR-i poolt antavad uluksöraliste kütmissisoovitused tulenevad eesmärgist hoida nende populatsioonide suurused seni väljakujunenud sihttasemetel juures, mis peaks ühtlasi tagama ka populatsioonide elujõulisuse. Kuna kütmissisoovitused muutuvad koos ulukite arvukusega, peegeldavadki kütmissisoovituse numbrid uluksöraliste populatsioonide seisu ning nende potentsiaali pakkuda metsloomaliha teenust. Ühtlasi saab käsitlust laiendada ka jahipidamise teenuse potentsiaalile laiemalt.

Arutelu: Kütmissisoovituses sisalduv potentsiaalselt kütitavate loomade sooline ja vanuseline osakaal kõigub vastavalt asurkonna demograafilisele seisundile, mistõttu on see iga-aastaselt erinev. Samuti on erinevused regionaalsed, mis tähendab, et erinevates jahipiirkondades on tegelik kütitud loomade sooline ja vanuseline vahekord erinev. Näiteks soovivad raporti autorid (lk 32–33): „Põdraasurkonna looduslähedase demograafilise struktuuri säilitamise huvides soovitame üldjuhul kütida põdrapulle ja -lehmi ligilähedaselt võrdsel tasemel (üks pull ühe lehma kohta), kuid piirkondades, kus sooline jaotus hälbib oluliselt tasakaalustatud soolisest jaotusest (nt ületab taset 1 pull 1,5 lehma kohta või vastupidi),

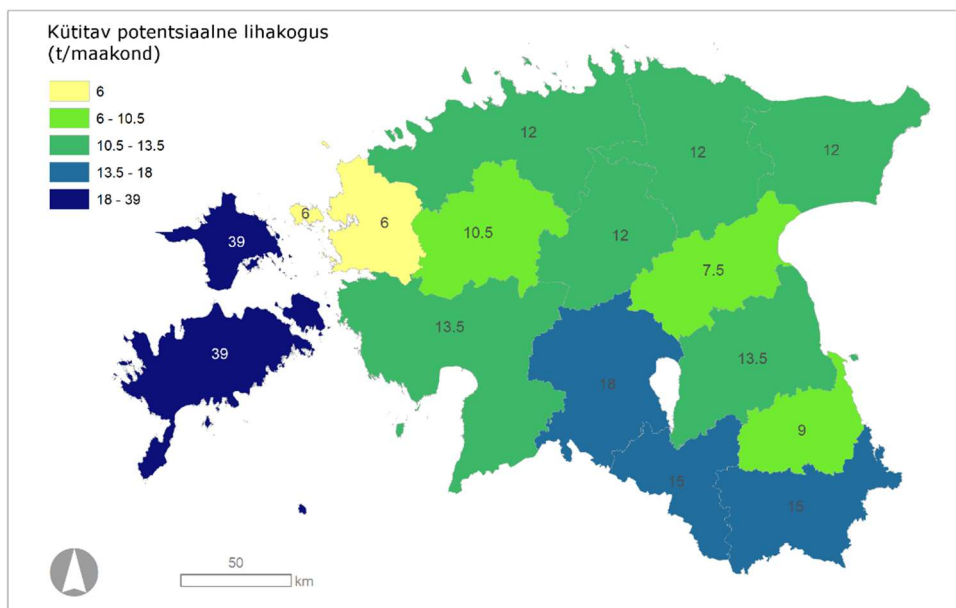
on soovitatav tõsta ka enam esindatud soorühma osakaalu kütitavate isendite seas. Põdravasikate osakaal kütitud isendite seas tuleks asurkonna normaalse uuenemise huvides, sõltuvalt vasikate rohkusest, hoida üldjuhul vahemikus 25–35%.” Ja lk 45: „kesikute ja täiskasvanute hulgas tuleks emiseid kütida proportsionaalselt nende osakaaluga asurkonnas. Mitte mingil juhul ei tohi tegeleda emiste hoiuga; katkust seni puutumata Hiiumaal, kus metssea asustustihedus on oluliselt kõrgem kui mujal Eestis ja kaugel soovitud asustustihedusest, tuleb asurkonna juurdekasvu võime alandamiseks kütida täiskasvanute ja kesikute seas emiseid suurendatud osakaalus;”. Jne.

Kütitud ulukite kaal ja saadava tarbitava liha kogus erinevad märkimisväärselt, sõltuvalt kütitud looma soost, vanusest ja metssea puhul, keda võib kütida aastaringiselt, ka kütümise ajast. Andmed saadava liha koguste kohta on seetõttu ligikaudsed, n-ö keskmiste keskmised, tuletatud jahimeeste tähelepanekute ja kogemuste põhjal. Seetõttu ei oleks püüd eristada potentsiaalselt saadava liha koguseid ulukite vanuse ja soogruppide kaupa otstarbekas ega ka sisuliselt informatiivne, kuid kütümissoovituste põhjal on võimalik saada ligikaudne potentsiaalne kütitava liha koguse hinnang.

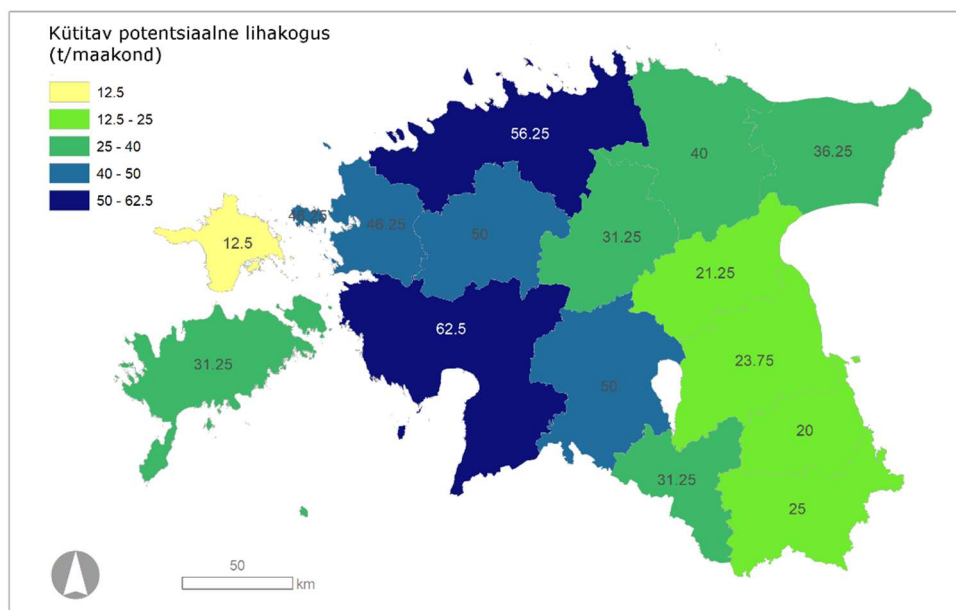
Uluksõraliste arvukuse, ja seega ka liha pakkumise teenuse pakkumise muutust, võib olla keeruline siduda ökosüsteemide seisundiklasside ja nende muutustega, kuna populatsioone mõjutavad mitmed faktorid (konkreetsed aasta ilmastik, kiskjate arvukus, haiguspuhangud, liiklus, kütümimine, jm). Samuti ei oleks asjakohane hinnata metsloomaliha pakkumise teenust ökosüsteemide kaupa, kuna uluksõralised kasutavad elupaigana kõiki käesolevas projektis käsitletavaid ökosüsteeme. Seetõttu saab selle teenuse pakkumist hinnata geograafiliselt. Kuna jahipiirkondade piirid võivad ajas muutuda, mis tekitaks segadusi andmete kasutamisel ja tulemuste interpreteerimisel, oleks õigem kasutada maakonna piire. Lisaks ei ole KAUR-i eluslooduseosakonna juhtivspetsialisti Rauno Veeroja kinnitusele olemasolevad seireandmed piisavalt usaldusväärse täpsusega, et uluksõraliste arvukust ja juurdekasvu jahipiirkondade tasemel hinnata. Potentsiaalsed kütitavad lihakogused maakondade ja uluksõraliste kaupa on välja toodud joonisel V19–V22.



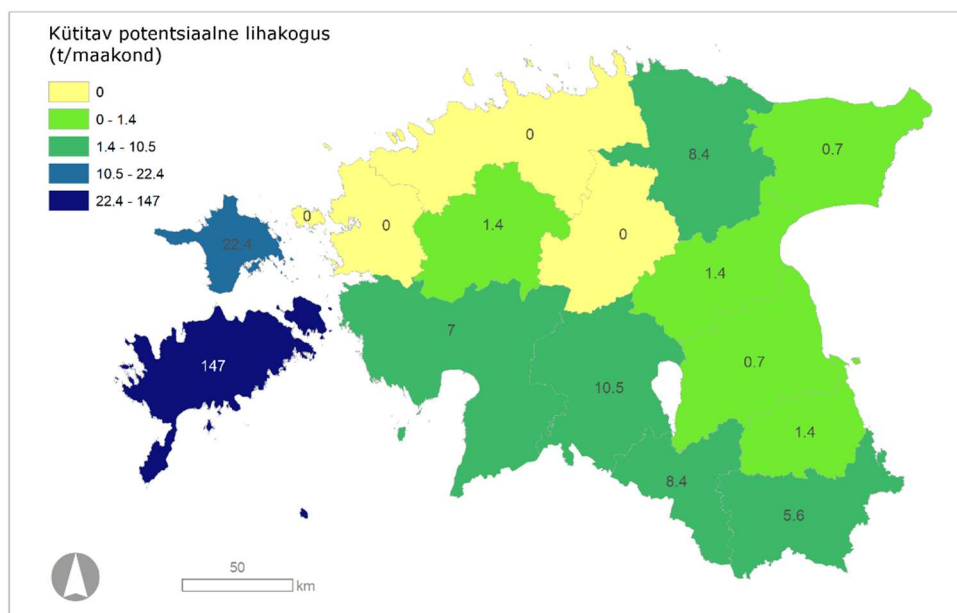
Joonis V19. Metskitse potentsiaalne kütitav lihakogus maakondade kaupa.



Joonis V20. Metssea potentsiaalne kütitav lihakogus maakondade kaupa.



Joonis V21. Põdra potentsiaalne kütitav lihakogus maakondade kaupa.



Joonis V22. Punahirve potentsiaalne kütitav lihakogus maakondade kaupa.

3.1.7.2. PÕDRALIHA PAKKUMINE ÖKOSÜSTEEMITÜÜBITI

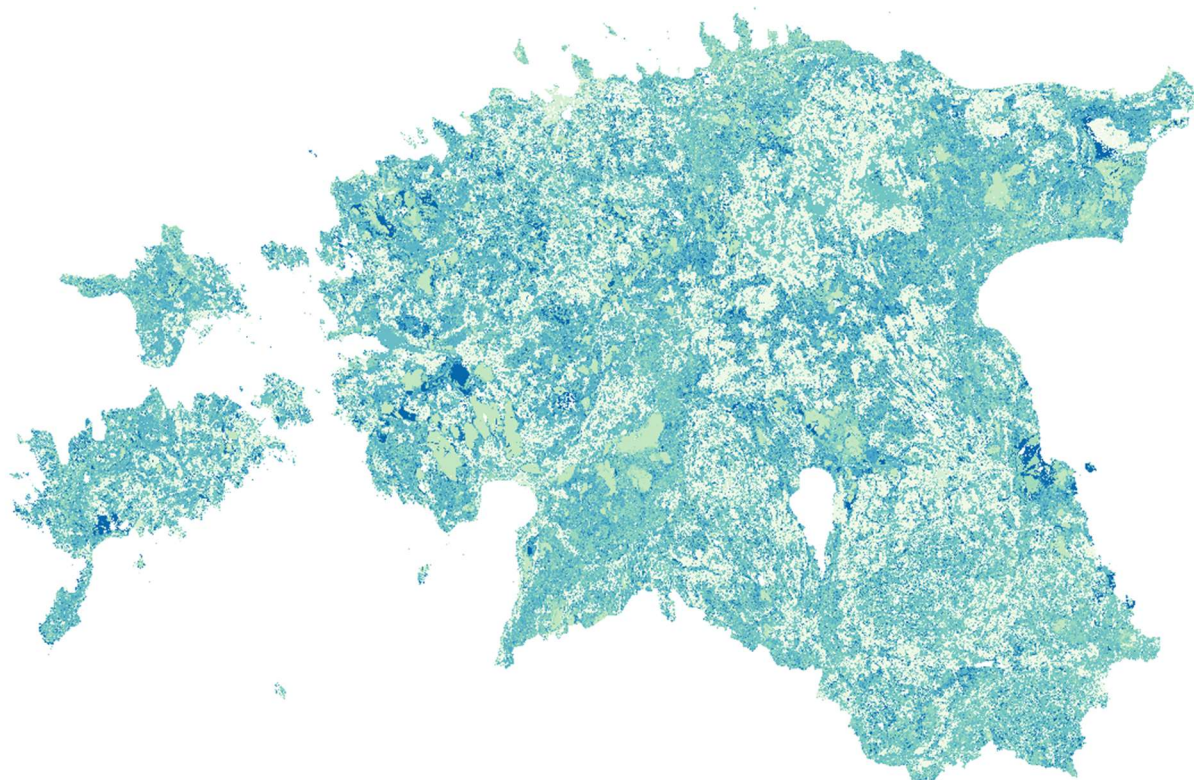
Indikaator: Põdraliha pakkumise potentsiaal ökosüsteemitüübiti.

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: KAURI iga-aastased kütmissoovitused kütitavate loomade aastase maksimumi määramiseks, lihakoguse määramiseks raport „CONSUME mapping study for Estonia“ (Kana, 2017; vt ka kirjeldust eelmise indikaatori juures, sh tabelit V13); ELME baaskaart ja seisundiklasside kaart; pabulaloendusandmed (allikas: KAUR, riiklik seire, iga-aastaselt uuenevad, kättesaadavus hea); telemeetriaandmed (Soomaa põder, kaeluse andmed aastatest 2015–2017; allikas: KAUR).

Täpsemat elupaigakasutust iseloomustavate andmete olemasolul on võimalik anda ka täpsemaid ruumilisi hinnanguid. Käesolevas töös seostati põdraliha kui ökosüsteemiteenuse täpsustamiseks saadava liha hulk ökosüsteemide tüüpidega ja metsades ka seisundiga. Vastavalt elupaigakasutuse määrale jaotati laiali liha pakkumise hinnanguline hulk. Põdra elupaigaeelistus leiti pabulaloendusandmete, ELME baaskaardi ja seisundiklasside kaardi põhjal. Et ELME kaardid ja pabulaloenduse andmed oleks enam-vähem ühtivad metsa vanuste osas, kasutati metsaklasside eelistuse leidmiseks ainult 2018. aasta pabulaloenduse andmeid. Teiste baaskaardiklasside puhul kasutati andmeid 2015.–2018. aastast. Igal pabulaloendustransektil leiti pabulate arv pindalal baaskaardi x seisundiklassikaardi klassi kohta. Väljaspool metsi seisundiklasse ei arvestatud, kasutati vaid baaskaardiklasse. Elupaigakasutuse määra saamiseks jagati suhteline pabulahunnikute arv vaadeldavas klassis selle klassi pindalaosakaaluga. Kogupindalaks võeti transektidest kummalegi poole 25 m, ehk kokku 50 m laiune riba. Takseerimata metsade klassidele A–B ja A–C omistati elupaigakasutuse määr, mis oli nendes klassides takseeritud metsades keskmiselt. Kasutati üle-eestilisi näitajaid. Transektide või transektiklastrite kaudu arvutades ei ilmneks elupaigakasutuse (põtrade arvukuse) erinevused maastikutüüpide vahel, näiteks suurte soiste piirkondade ja kuivade metsade vahel. Kõigile baaskaardi üksustele ei saanud elupaigaeelistust arvutada, kuna seiretransektid ei katnud neid piisaval määral. Väärtus arvutati vaid klassidele, mida esines vähemalt viiel transektil ja kust oli leitud põdrapabulaid. On teada, et osa aastast veedavad põdrad eelistatult luhtadel. Transektid neid piisavalt ei katnud, kuid kasutada oli Soomaa kaelustatud põdra andmestik. Nii leiti lamminiitude elupaigaeelistuse määr kaelustatud põdrapulli esinemispunktide järgi. Kasutati samamoodi suhtelist esinemisarvu jagatuna pindalaosakaaluga. Kogupindalana kasutati esinemispunkte katvat hulknurka.

Suvine elupaigakasutus võib siinesitatust erineda, kuna pabulaloendus katab ajaliselt ligikaudu oktoobri algusest alates 200 päeva. Edaspidi võiks arvesse võtta ka elupaigalaigu suuruse, sest näiteks väikestes metsatukkades keset põlde, linna või laidudele põder tõenäoliselt sageli ei jõua. Pabulaloendusandmed aga selliseid alasid ei kata.

Arutelu: Elupaigakasutuse määrast lähtuvalt jaotati üle ala soovituslik küttemaht aastal 2019, mis oli 6350 (Veeroja & Männil, 2019). Kasutati 2019. aasta soovitus, kuna see põhineb 2018. a seirel ja vastab ka käesoleva projekti teenuste pakkumise taseme määramiseks valitud ajale. Kogu põdraliha hulk oli seega 793 750 kg. Kaart kujutab väärtusi grammides, joonis V23.



Joonis V23. Põdra elupaigakasutuse määr (heledam ja rohelisem näitab väiksemat kasutust, tumedam ja sinisem suuremat).

3.1.8. Puidutooraine

3.1.8.1. PUIT METSAST

Indikaator: metsa puitse biomassi jaotus puidusortimentideks (metsaregistri andmetega kaetud aladel; tm/ha): 1) peenpalk; 2) jänepalk; 3) paberipuit, 4) küttepuit; 5) raiejäätmel.

Kaardistusüksus: ÖKOSÜSTEEMI baaskaardi elementaarüksus

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: metsaregistri andmed (riiklik andmebaas, andmed iga-aastaselt uuenevad). Valemid (metsaökosüsteemis) sortimentide arvutamiseks on välja töötanud A. Padari (Vabariigi Valitsuse 8. juuli 2004. a määruse nr 242 „Kaitstavat loodusobjekti sisaldava kinnisasja riigi poolt omandamise ja ettepanekute menetlemise kord ning kriteeriumid, mille alusel loetakse ala kaitsekord kinnisasja sihtotstarbelist kasutamist oluliselt piiravaks, ning kinnisasja väärtuse määramise kord ja alused“ lisa 4 „Arvestuslik sortimenteerimine“)²⁵.

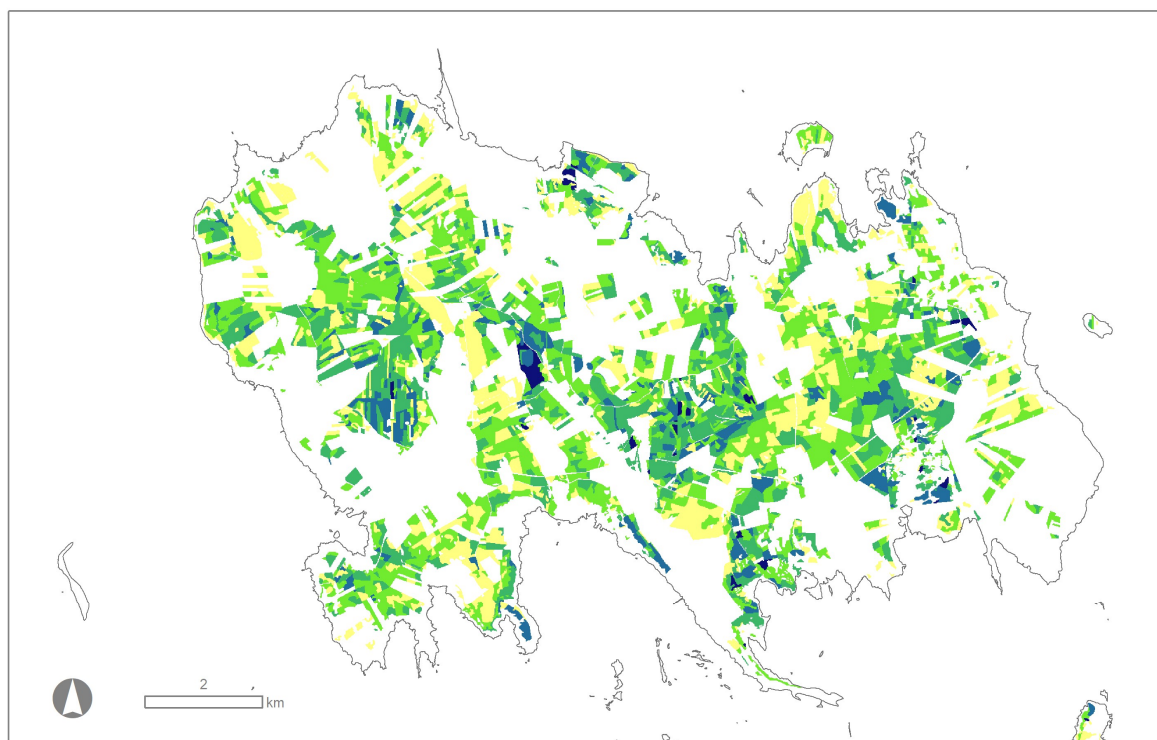
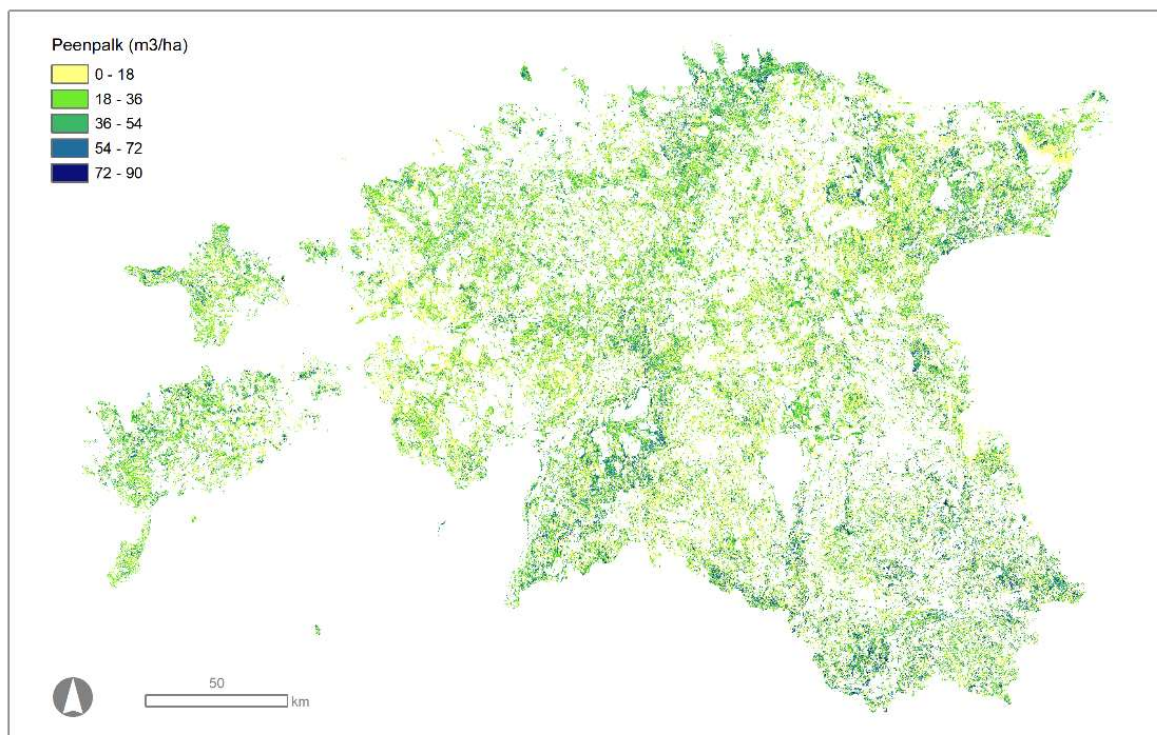
²⁵ https://www.riigiteataja.ee/aktiis/1220/2201/7017/VV_242m_lisa4.pdf

Kirjeldus: Puistu takseerandmete (koosseis, kõrgus, diameeter) põhjal saab olemasolevate valemite põhjal arvutada iga eraldise kohta peenpalgi, jämpalgi, paberipuu, küttepuu ja raiejäätmete kogused (osakaalud puistu kogutagavarast) puuliikide kaupa. Valemid metsas puidu sortimentide arvutamiseks on välja töötatud männi, kuuse, kase, haava, halli lepa ja musta lepa kohta. Käesolevas töös kasutati Tiiu Timmuski (KAUR) poolt 2018. a metsaregistri eraldiste kihi alusel arvatud tabelit (s.t. iga eraldise kohta, millel olid olemas valemis vajalikud andmed, arvutati sortimendid (m^3/ha)), mis viidi eraldiste unikaalsete ID-de alusel ruumikujule.

Arutelu: Eestis välja töötatud puidu sortimenteermise algoritmi on kirjeldatud teadusartiklis (Padari et al., 2009) ja see on jõudnud ka ülalmainitud Vabariigi Valitsuse 8. juuli 2004. a määruse nr 242 lisasse 4. Teoreetilisi ja tegelikke metsasortimentide väljatulekuid on RMK andmete põhjal hiljem ka võrreldud (Padari, 2017). Teada on mõningad puudujäägid väljatöötatud mudelites (nt kase paberipuu ülehinnangud ja kase palgi alahinnangud, eriti erametsades; M. Raudsaare suulised andmed). Konkreetsetel eraldistel sortimentide koguste arvutamiseks on väljatöötatud valemid siiski praegu parim võimalus. Mitteruumilisteks koondhinnanguteks n-ö tegelike sortimentide leidmisel kasutab KAUR aga n-ö tagantpoolt ettepoole lähenemist puidubilansi kaudu (nt kui on teada toodetava saematerjali hulk, saab arvutada, kui palju selleks palki on vaja). RMK-l on välja töötatud oma mudelid.

Kasutatud meetodika puuduseks on kaardile jäävad valged laigud (u 20% metsaregistri alast), mis tõenäoliselt tuleneb mõne valemis vajaliku parameetri puudumisest takseerandmete hulgas. Väljaspool metsaregistrit puidusortimente ei arvutatud, sest vajalikud detailsed sisendandmed puuduvad. Vastavad mudelarvutused on tehtud Eesti Maaülikooli poolt Bioatlase projekti raames (Baltic ForBio Project), mida detailsete andmekihtidena ELME projekti raames ja tarbeks saada ei õnnestunud (lisaks esineb neis kahes projektis meetodilisi erinevusi metsaökosüsteemi piiritlemisel väljaspool metsaregistrit, Bioatlase projektis piiritleti see puhtalt ETAKi alusel).

Antud töös lähtuti eeldusest, et puidutooraine pakkumise potentsiaal on olemas ka piirangutega aladel, s.o arvutuste tegemisel piirangutega alasid välja ei lõigatud. Selleks tuleks (vajadusel edaspidi) detailselt määratleda (luues nt vastavad eraldi kihid, mida saab kasutada maskina), millistel piirangutega aladel on puidukasutus täiesti välistatud või vähemal või rohkemal määral piiritletud (nt loodusreservaadist on puidutooraine saamine välistatud, metsise elupaigast kujundusraie teel võib aga saada arvestatava koguse puitu jne). Puidusortimentide pakkumise näide peenpalgi näol on välja toodud joonisel V24.



Joonis V24. Puidusortimentide pakkumise näide – peenpalk. Üleval metsade peenpalgi pakkumise üleeestiline kaart ning all lähivaade Vormsi saarele.

3.1.8.2. PUIT NIITUDELT

Indikaator: puidutooraine pakkumine niitudel ehk puitse biomassi tagavara niitudelt kokku (koguste hinnangud tm/ha nelja klassina).

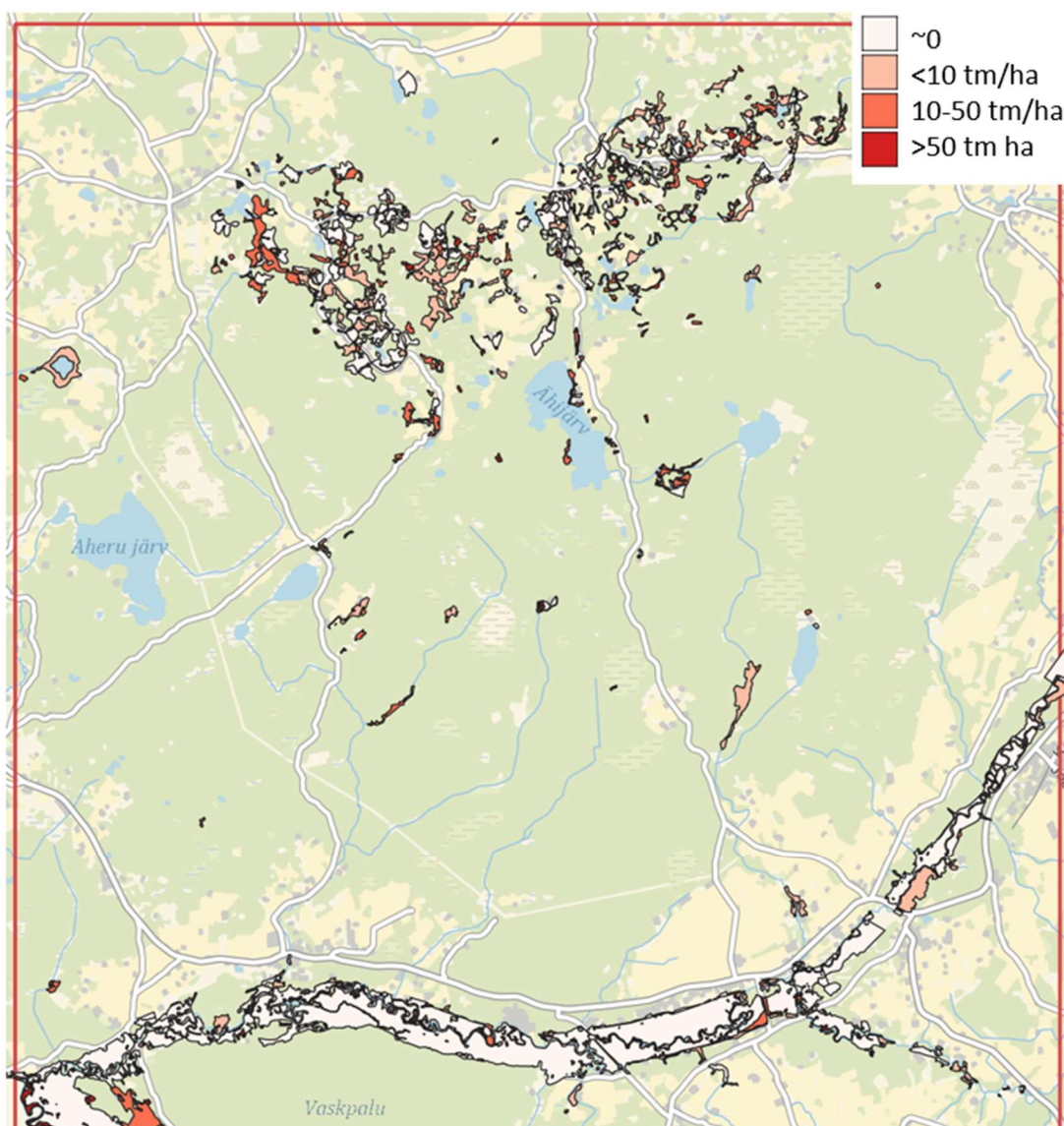
Kaardistusüksus: pärandniidupolügoon.

Niiduökosüsteemide puhul hinnati puidutoorainet pärandniitudel (sest teistel avatud aladel on puudega kaetud alad juba elupaigatüübi kaardistamisel välja jäetud) ning puidutoorainet pakuvad pärandniidud taastamistöode ja hooldustööde käigus, sõltuvalt kinnikasvamise tasemest. Niitudel hinnati puidutoorainet Maa-ameti LiDAR andmestiku alusel, jaotades niidud puistu kõrguse ja katvuse järgi nelja gruppi: 1) puittaimed puuduvad või on väga vähe (puittaimede katvus vähem kui 30%), puidutoorainet ei paku; 2) puittaimi niidutüübile iseloomulikus suurusjärgus (avatud niidukooslustes st välja arvatud puisnitudel ja puiskarjamaadel on iseloomulikuks suurusjärguks puittaimede katvus 30–60%, sh üle 5-meetriste puittaimede katvus kuni 30%), puidutooraine saadavus taastamisel vähene (hinnanguliselt vaid hakkena kuni 10 tm/ha); 3) taastamist vajav (alla 5-meetriste puittaimede puittaimede katvus 60–100% või üle 5-meetriste puittaimede katvus 30–60%) puidutooraine saadavus taastamisel mõõdukas (10–50 tm/ha); 4) taastamist vajav (puittaimede katvus 60–100%, sh üle 5-meetriste puittaimede katvus üle 60%), puidutooraine saadavus taastamisel keskmine kuni suur (üle 50 tm/ha). Antud lähenemine töötati välja koos poollooduslike koosluste taastajatega, kellega kooskõlastati vastava kinnikasvamise taseme juures hektari kohta saadavat puidukogust.

Töö käigus ei hinnatud muud pärandniitudelt saadavat puitu, näiteks kadakapuitu käsitööks. Ka taastamise-hooldamise käigus saadava puidu osas ei eristatud nn sortimente ja praegune eeldus on, et see puit kasutatakse kütteks (ehk tegu on ühtlasi bioenergia ökosüsteemiteenuse pakkumisega). Niitudelt pärineva puidu erineva otstarbega kasutuse (kui palju läheb küttepuiduks ja kui palju millekski muuks) hindamiseks on vajalikud täiendavad uuringud.

Arutelu: Niiduökosüsteemide tarbeks oleks ära kulunud SMI andmed täiendava puiduressurssi hinnangutelt. Vastavalt ülevaatele "Eesti metsavarud" (Pärt, 2010) registreerib SMI ka põõsastikes ja looduslikul rohumaal kasvavad puiduvaru (põõsastikes keskmiselt 32 tm/ha ja looduslikul rohumaal 17 tm/ha). Edaspidi on otstarbekas puiduvaru taastatavatel niitudel hinnata sarnaselt teiste puiduvaru hinnangutega. Puidutooraine pakkumine pärandniitude taastamisel Karula pilootala näitel on välja toodud joonisel V25.

Puidutooraine pakkumine niitude taastamisel Karula pilootala näitel



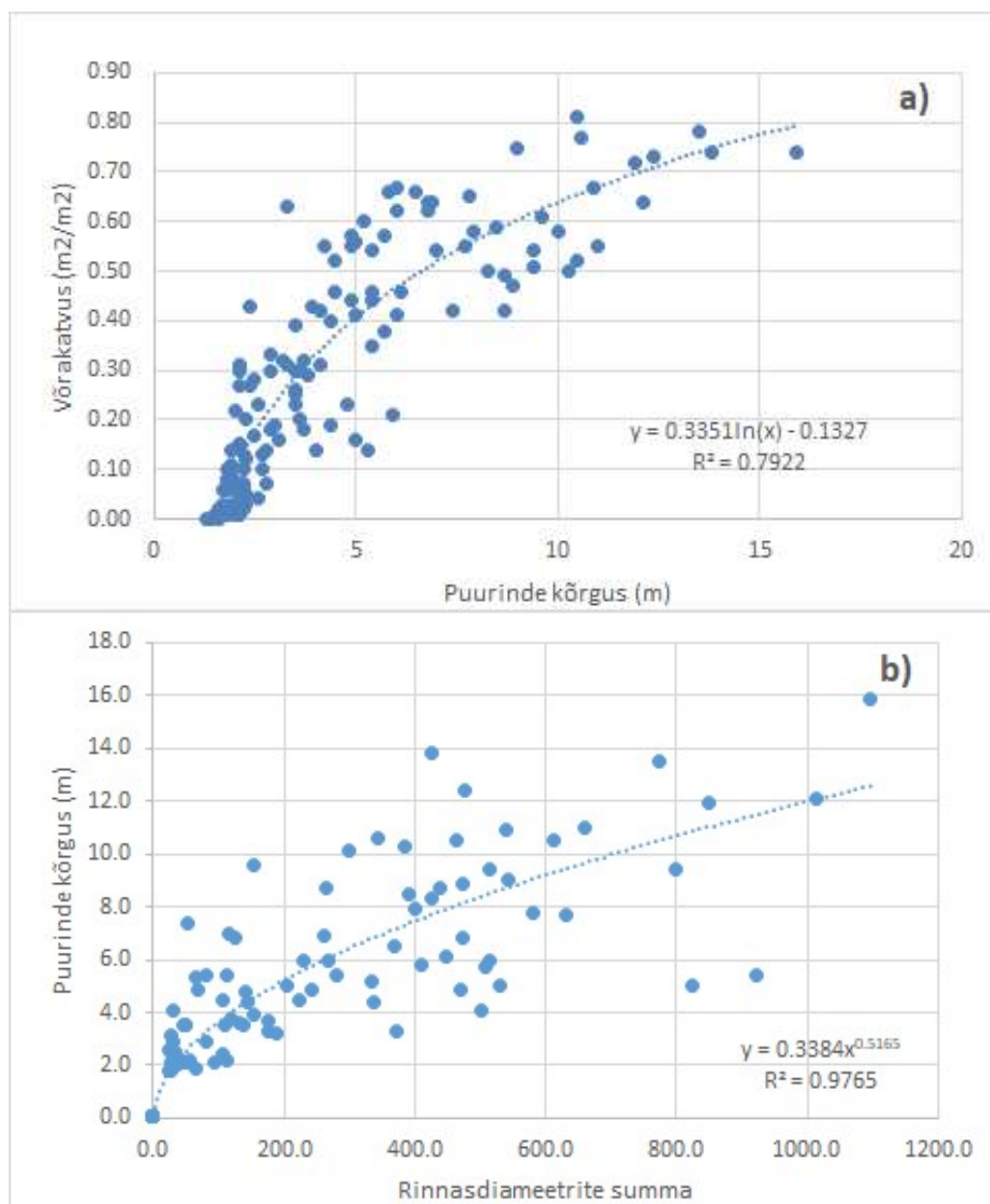
Joonis V25. Puidutooraine pakkumine pärändniitude taastamisel Karula pilootala näitel.

3.1.8.3. PUIT SOODEST

Indikaator: puidutooraine pakkumine soodes ehk puitse biomassi tagavara soodest kokku (tm/ha). Soodes hinnatakse puidutagavara ja juurdekasvu Maa-ameti LiDAR-andmestikul põhineva puistu kõrguse ja katvuse ning erinevate teadusprojektide (nt Kull, 2016; Paal et al., 2016) käigus kogutud juurdekasvuandmete kombineerimise kaudu.

Nn sortimente (saadava puidu eriotstarbelist võimalikku kasutust) soodes ei eristatud ja eeldatakse, et puit on kasutatav kogu mahu ulatuses kütteks (ehk tegu on ühtlasi bioenergia ökosüsteemiteenuse pakkumisega). Soodest pärineva puidu erineva otstarbega kasutuse (kui palju läheb küttepuiduks ja kui palju millekski muuks) hindamiseks on vajalikud täiendavad uuringud kuid enamasti on sel juhul tegemist soometsaga ja puidutooraine ning sortimentide arvutamine toimub sarnaselt mujal metsaregistri andmetega kaetud aladega.

Puurinde kõrgus on soodes tugevalt korreleeritud nii puistu võrakatvusega kui rinnasdiameetrite summaga pindalaühiku kohta (joonis V26, a ja b).



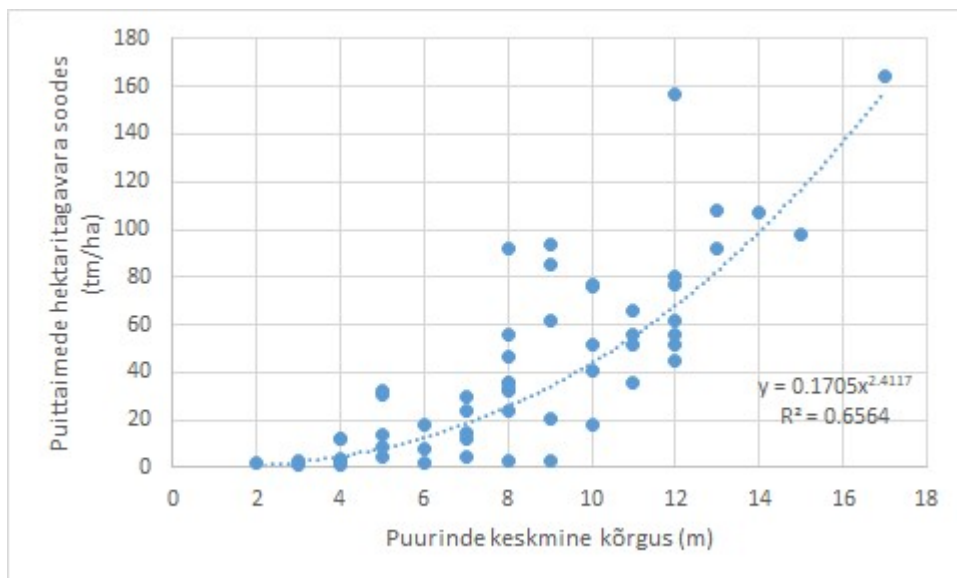
Joonis V26. LiDAR-andmetel põhinev puurinde kõrguse ja võrakatvuse (a) ning puurinde kõrguse ja mõõdetud rinnasdiameetrite summa seos (b) rabades ja siirdesoodes ($n=136$). Suurem puurinde kõrgus (>5 m) iseloomustab kuivendatud puissoid ja soometsasid, kus puistu biomassiga seotud arvutused peavad põhinema metsaregistri andmetel.

Soodes mittemetsamaal (väljaspool metsaregistriga kaetud ala) kasvavate puude puidutagavara arvutamiseks kasutatakse kaardistusüksuse (mullastiku kontuur lõigatuna kraavituse 0–100 m ja 100–250 m mõjutsooniga) puurinde keskmist kõrgust arvatuna värskema kevadise LiDAR-möödistamise taimkatte kõrguse mudeli (10×10 m raster) alusel järgnevat valemit (valem 1; joonis V27) kasutades:

$$y = 0.1705x^{2.4117}, \text{ kus} \quad (\text{valem 1})$$

y on tüvepuidu tagavara (tm/ha),

x on kaardistusüksuse keskmine puurinde kõrgus



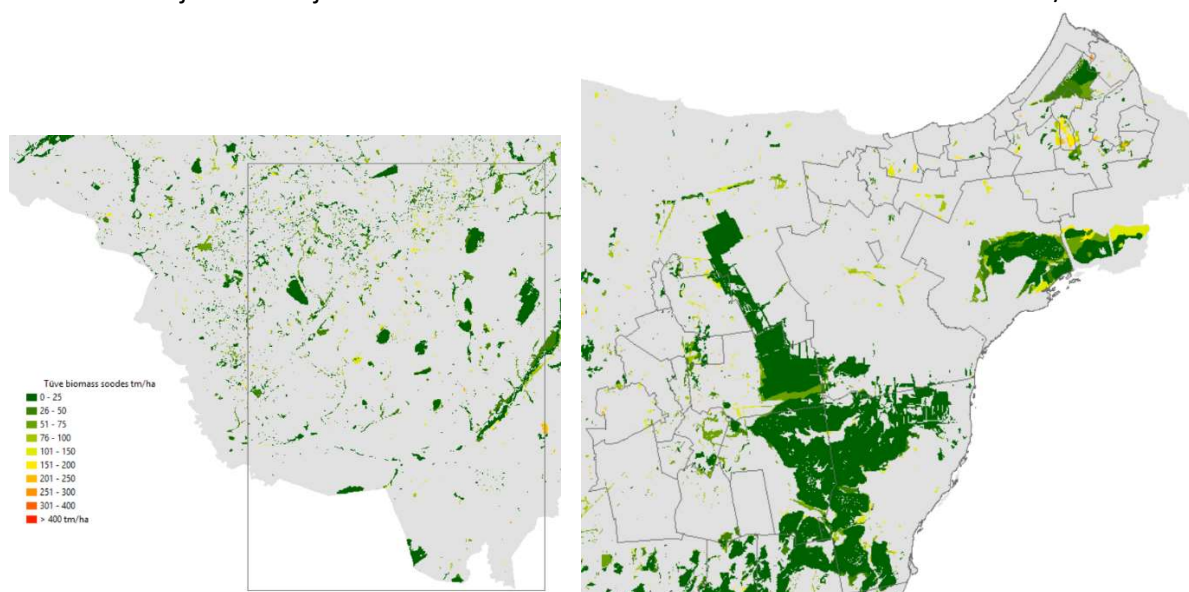
Joonis V27. Puittaimede tüvepuidu tagavara (tm/ha) seos puurinde keskmise kõrgusega sooökosüsteemides.

Tagavara hindamine puurinde keskmise kõrguse järgi on seotud suurima veaga kuivendusest mõjutatud sooladel (puurinde keskmine kõrgus 8–12 m), kus liigiline koosseis, kõrgus ja puude tihedus on väga varieeruv. Kuivendusest tugevasti mõjutatud turvasmullaga aladel on enamasti kujunenud (kõdu-)soometsad keskmise puurinde kõrgusega >8 m ja nende puidutagavara ning sortimentide hindamine käib vastavalt eelnevalt metsa puidutooraine pakkumise alajaotuses kirjeldatule.



Joonis V28. Tüvepuidu tagavara (tm/ha) väljaspool metsaregistriga kaetud soomuldadega alasid soo-, metsa, niidu- ja põllumajanduslikes ökosüsteemides.

Soomuldadel väljaspool metsaregistriga kaetud alasid kasvavad enamasti loodusliku päritoluga puud. Rabamuldadel domineerivad rabamännid, siirdesoomuldadel rabamännid, kuused ja sookased, madalsoomuldadel sookased, (must)lepad, kuused ning männid. Kuivendusest mõjutamata aladel kasvavad puud väga hõredalt, on madalad ja tüvepuidu tagavara väga väike (0–50 tm/ha). Kuivendusest mõjutatud sooservades, aga ka soomuldadel niitude ning põllumajandusökosüsteemide puhul kraavi kallastel võivad puud olla enam kui 15 m kõrged ja tüvepuidu tagavara ulatuda üle 300 tm/ha (joonis V28). Suurema tüvepuidu hektaritagavaraga sood paiknevad Lõuna- ja Ida-Eestis, kus soo keskmine suurus on väiksem ja piirdekraavide mõju avaldub sageli kogu soo ulatuses ning seetõttu on lagesoid säilinud vähem. Kirde-Eestis on puurinne soodes kõrgem ja tihedam ka põlevkivitööstusest tingitud aluselise õhusaaste tõttu. Narva-Jõesuu uurimisalal on ka suuremates soodes elektrijaamade lähiehitistest tüvepuidu tagavara soodes üle 200 tm/ha (joonis V29). Karula uurimisalal jääb vaatamata laialt levinud piirdekraavide mõjule tüvepuidu tagavara enamasti alla 100 tm/ha, kuid üksikutel juhtudel viljakamatel kuivendatud madalsoomuldadel ulatub 250–300 tm/ha.



Joonis V29. Tüvepuidu tagavara väljaspool metsaregistriga kaetud soomuldadega alasid soo-, metsa-, niidu- ja põllumajanduslikes ökosüsteemides Karula ja Narva-Jõesuu uurimisaladel.

3.1.9. Turvas

3.1.9.1. HÄSTILAGUNENUD TURVAS

Indikaator: hästilagunenud turba kaevandamine, 10-aastase perioodi keskmisena t/a ja t/ha*aastas

Kaardistusüksus: turbatootmisala (kaevandamisloaga ala)

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: kehtivate kaevandamislubadega tootmisaladel esitavad turbatootjad iga ala kohta Keskkonnaametile kord kvartalis maavara kaevandamisõiguse tasu deklaratsiooni ja maavaravaru kaevandamise mahu aruande. Üleriigilisel tasemel on summaarse toodangu andmed avalikult saadavad Statistikaameti andmebaasist ning Turbatootjate liidult. Andmete uuenemine väga hea, detailsete algandmete kättesaadavus piiratud ärisaladuse tõttu.

Kirjeldus: Indikaator iseloomustab vahetult süsinikuvaru muutust, väga täpselt mõõdetavalt ja ruumiliselt äärmiselt detailsel skaalal. Andmete uuenemine regulaarne ja seadusest tulenev. Eelnevalt tulenevalt on indikaator väga oluline ja otseselt ka rahalises väärtuses hinnatav.

Antud töö raames ei olnud üksikute tootmisalade lõikes turba tootmise mahud kättesaadavad, seetõttu kasutati Keskkonnaametist saadud aastaseid turba kaevandamise mahte maakondade lõikes perioodil 2010–2019 ning maakondades kehtivate kaevandamislubadega turbatootmisalade pindalasisid. Turba kaevandamine on tugevalt sõltuv nii ilmastikust kui ka nõudlusest, seetõttu on pikemaajaliste muutuste hindamiseks otstarbekas kasutada üksikute aastate asemel 10-aastast perioodi (tabel V15), mis silub üksikute aastate vahel esinevaid suuri kaevandamismahtude kõikumisi.

Tabel V15. Aastane turba kaevandamise maht (tuhandetes tonnides) maakondade ja aastate lõikes ning aasta keskmine kaevandamise maht ning standardhälve perioodil 2010–2019.

Maakond	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	Aasta keskm	Standardhäl
											2010-2019	2010-2019
Harju maakond	126.5	138.1	91.6	76.8	98.3	111.8	115.7	64	95.6	124.6	104.3	23.3
Hiiu maakond	4.5	0	4	4	5.5	6	7.5	4	6	6.5	4.8	2.1
Ida-Viru maakond	47	56	11.4	2.4	33.5	96.9	68.5	39.4	74.7	100.3	53.0	33.0
Jõgeva maakond	9.4	13.2	12.9	4.3	14.8	13.6	18.4	10.7	17.4	18.6	13.3	4.4
Järva maakond	43.9	52.3	42.6	23.7	38.2	37.4	67.2	47.6	59.5	65.4	47.8	13.6
Lääne maakond	33.2	44.5	62.7	56.4	45.4	37.2	41.6	27.1	41.6	39.8	43.0	10.4
Lääne-Viru maakond	17.5	28.9	22.9	7.8	19.5	18.2	26.8	19.3	28.6	29.9	21.9	6.9
Põlva maakond	8.1	14	3.6	0.7	7.7	6.5	11.2	7.3	11.6	7	7.8	3.9
Pärnu maakond	286.9	320.9	93.6	170.8	222.5	235.4	333.6	173.5	278.8	295.2	241.1	76.8
Rapla maakond	55.1	63.7	46.6	37.9	37.4	28.5	42.5	19.9	23.6	31.3	38.7	13.8
Saare maakond	17	17	17	17	16.9	17.4	16.9	12	13	14.3	15.9	2.0
Tartu maakond	91.2	118.7	69	71.7	88.4	172.7	160.8	159.1	177.3	141.2	125.0	42.4
Valga maakond	6.2	8.7	5.1	9.3	6.9	4.3	5.1	4.8	7.1	6.2	6.4	1.7
Viljandi maakond	56	72.2	43.1	27.8	68.2	35.8	60.7	32.4	43.8	29.3	46.9	16.3
Võru maakond	10	14.5	9.5	6.9	13.2	8.2	17.4	5	18.7	13.8	11.7	4.5
Kokku kaevandatud (tuh t)	812.5	962.7	535.6	517.5	716.4	829.9	993.9	626.1	897.3	923.4	781.5	174.3

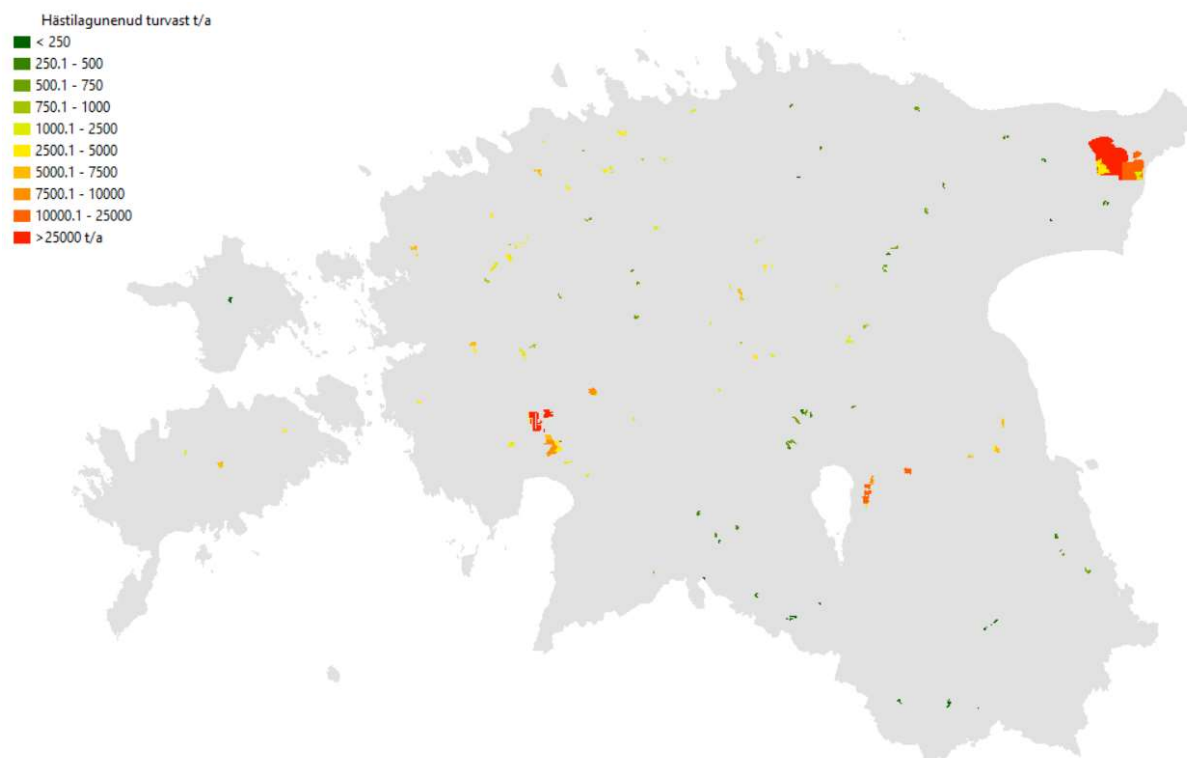
Turba kaevandamisel peetakse Eestis statistilist arvestust kaevandatud hästilagunenud ja vähelagunenud turba osas ning nende summamana väljenduvana turba kaevandamismahu osas. Hästilagunenud turvas on traditsiooniliselt olnud kasutusel peamiselt küteturbana, kuid kuna viimastel aastakümnetel on Eestis lõppenud turbabriketi tootmine ning ilma taastuenergiatoetusteta ei ole küteturba kasutamine peamise kütusena energeetikas konkurentsivõimeline, siis on hästilagunenud turba kasutamine energeetikas viimasel kümnendil oluliselt kahanenud ja mõned kaevandajad igal aastal hästilagunenud turvast kütteks ei toodagi. Küteturvast kasutatakse enam Ida-Viru, Pärnu, Tartu ja Harju maakonnas, kus seda põletatakse katlaseadmetes enamasti segatuna hakkpuiduga. Tulenevalt hästilagunenud turba järgi nõudluse vähenemisest energeetikas, on vähelagunenud turvast üha enam püütud väärindada kasvusubstraadina ja seetõttu on hästilagunenud turba kaevandamise maht langenud aeglasemalt kui selle kasutamine küteturbana (tabel V16).

Tabel V16. Aastane hästilagunenud turba kaevandamise maht (tuhandetes tonnides) maakondade ja aastate lõikes ning aasta keskmine kaevandamise maht ning standardhälve perioodil 2010-2019.

Maakond	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	Aasta keskmine	Standardhälve
											2010-2019	2010-2019
Harju maakond	44.1	55.9	29.7	23.5	38.4	52	47.8	30.3	55.7	81.1	45.9	16.8
Hiiu maakond	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
Ida-Viru maakond	38.3	46.8	5.7	0	18.9	75.1	52.2	30.6	68.4	94.9	43.1	30.7
Jõgeva maakond	3.2	5.4	4.9	0	5.7	3.9	1.8	0.3	1.2	1.5	2.8	2.1
Järva maakond	23	25.3	20.4	10.9	18.1	19.1	34.8	23.4	30.9	36.2	24.2	7.9
Lääne maakond	14.5	17.3	38.5	31.2	20.7	15.8	19.8	12.2	18.6	16.5	20.5	8.1
Lääne-Viru maakond	6.6	5.1	2.4	2.2	3.7	4.6	4.3	1.9	4.7	6	4.2	1.6
Põlva maakond	0	2.8	0	0	2.1	2.2	4.6	0	0.5	4.1	1.6	1.8
Pärnu maakond	121.3	158.6	82.2	50.4	96.8	94.4	171.8	78.4	153	166.3	117.3	42.9
Rapla maakond	5.6	7.6	6.6	5.4	7	5.7	14	8.8	7.6	7.6	7.6	2.5
Saare maakond	17	12.9	12.2	13.4	12.5	11.7	12.7	9.1	8.3	9	11.9	2.6
Tartu maakond	53.2	70.8	34.1	54.2	44.8	134.4	112.8	124.2	127.5	99.2	85.5	38.2
Valga maakond	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
Viljandi maakond	8.4	6.1	3	4	14	2.2	2.1	1.7	3.7	1.8	4.7	3.9
Võru maakond	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
Kokku kaevandatud (tuh t)	335.2	414.6	239.8	195.2	282.7	421	478.7	320.8	480.2	524.2	369.2	111.1

Hästilagunenud turba kaevandamise intensiivsus (t/ha*a) aasta kohta on arvatud iga kehtiva kaevandamisloaga turbatootmisala kohta järgmiselt: maakonnas kaevandatud hästilagunenud turba

kogus tonnides 10 aasta keskmisena ja jagatud maakonnas kehtiva kaevandamisloaga turbatootmisalade pindalaga. Iga turbatootmisala hästilagunenud turba tootmise kogus (tonni aastas) arvutati maakonna keskmise hästilagunenud turba tootmise intensiivsuse ($t/ha \cdot a$) korrutamisel iga üksiku turbatootmisala pindalaga (joonis V30). Andmekihi kasutamisel tuleb arvestada, et tegelikult ei jaotu hästilagunenud turba kaevandamise maht kogu maakonna ulatuses kõigi tootmisaade vahel võrdselt ja pindalaga proportsionaalselt, kuid maakonna tasandist detailsemaks on võimalik minna ainult siis, kui lähteandmetena on kasutada maavara kaevandamisõiguse tasu deklaratsiooni ja maavaravaru kaevandamise mahu aruanded tootmisalade lõikes.



Joonis V30. Hästilagunenud turba kaevandamise keskmine aastane maht (tonni aastas) perioodil 2010–2019 turbatootmisalade lõikes.

3.1.9.2. VÄHELAGUNENUD TURVAS

Indikaator: vähelagunenud turba kaevandamine, 10-aastase perioodi keskmisena t/a ja $t/ha \cdot a$ aastas

Kaardistusüksus: Eesti, turbatootmisala (kaevandamisloaga ala)

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Turbatootjad esitavad iga ala kohta Keskkonnaametile kord kvartalis maavara kaevandamisõiguse tasu deklaratsiooni ja maavaravaru kaevandamise mahu aruande. Üleriigilisel tasemel on summaarse toodangu andmed avalikult saadavad Statistika andmebaasist ning Turbatootjate liidult. Andmete uuenemine on väga hea, detailsete algandmete kättesaadavus piiratud ärisaladuse tõttu.

Kirjeldus: Indikaator iseloomustab vahetult süsinikuvaru muutust väga täpselt mõõdetavalt ja ruumiliselt äärmiselt detailsel skaalal. Andmete uuenemine regulaarne ja seadusest tulenev. Eelnevast tulenevalt on indikaator väga oluline ja otseselt rahalises väärtuses hinnatav.

Vähelagunenud turvas (nn hele turvas) moodustab maardlate turbalasundi ülemise kihi ja on aiandusturbana kõige enam hinnatud tooraine kasvusubstraadi tootmisel. Peaaegu kogu kaevandatud vähelagunenud turvas kasutatakse ära aiandusturbana. Vähelagunenud turba tootmine on kõige intensiivsem Pärnu-, Harju- ja Viljandimaal ning kuna vähelagunenud turvas on kallim toode, siis on

selle tootmine majanduslikult tasuv (erinevalt hästilagunenud turba tootmisest) ka ekspordisadamatest kaugemates piirkondades nagu Valga-, Võru-, Põlva- ja Raplamaa (tabel V17).

Tabel V17. Aastane vähelagunenud turba kaevandamise maht (tuhandetes tonnides) maakondade ja aastate lõikes ning aasta keskmine kaevandamise maht ning standardhälve perioodil 2010–2019.

Maakond	Vähelagunenud turba aastane kaevandamismaht tuhandetes tonnides										Aasta keskmine	
	2019	2018	2017	2016	2015	2014	2013	2012	2011	2010	2010-2019	Standardhälve
Harju maakond	82.4	82.2	61.9	53.3	59.9	59.8	67.9	33.7	39.9	43.5	58.5	16.5
Hiiu maakond	4.5	0	4	4	5.5	6	7.5	4	6	6.5	4.8	2.1
Ida-Viru maakond	8.7	9.2	5.7	2.4	14.6	21.8	16.3	8.8	6.3	5.4	9.9	5.9
Jõgeva maakond	6.2	7.8	8	4.3	9.1	9.7	16.6	10.4	16.2	17.1	10.5	4.6
Järva maakond	20.9	27	22.2	12.8	20.1	18.3	32.4	24.2	28.6	29.2	23.6	5.9
Lääne maakond	18.7	27.2	24.2	25.2	24.7	21.4	21.8	14.9	23	23.3	22.4	3.5
Lääne-Viru maakond	10.9	23.8	20.5	5.6	15.8	13.6	22.5	17.4	23.9	23.9	17.8	6.3
Põlva maakond	8.1	11.2	3.6	0.7	5.6	4.3	6.6	7.3	11.1	2.9	6.1	3.4
Pärnu maakond	165.6	162.3	11.4	120.4	125.7	141	161.8	95.1	125.8	128.9	123.8	45.3
Rapla maakond	49.5	56.1	40	32.5	30.4	22.8	28.5	11.1	16	23.7	31.1	14.2
Saare maakond	0	4.1	4.8	3.6	4.4	5.7	4.2	2.9	4.7	5.3	4.0	1.6
Tartu maakond	38	47.9	34.9	17.5	43.6	38.3	48	34.9	49.8	42	39.5	9.4
Valga maakond	6.2	8.7	5.1	9.3	6.9	4.3	5.1	4.8	7.1	6.2	6.4	1.7
Viljandi maakond	47.6	66.1	40.1	23.8	54.2	33.6	58.6	30.7	40.1	27.5	42.2	14.1
Võru maakond	10	14.5	9.5	6.9	13.2	8.2	17.4	5	18.7	13.8	11.7	4.5
Kokku kaevandatud (tuh t)	477.2	548.2	436.8	322.2	433.5	408.7	515.4	305.3	417	399.2	426.4	76.1

Vähelagunenud turba kaevandamise intensiivsus (t/ha*a) aasta kohta on arvutatud iga kehtiva kaevandamisloaga turbatootmisala kohta järgmiselt: maakonnas kaevandatud vähelagunenud turba kogus tonnides 10 aasta keskmisena jagatud maakonnas kehtiva kaevandamisloaga turbatootmisalade pindalaga. Iga turbatootmisala vähelagunenud turba tootmise kogus (tonni aastas) arvutati maakonna keskmise vähelagunenud turba tootmise intensiivsuse (t/ha*a) korrutamisel iga üksiku turbatootmisala pindalaga (joonis V31). Andmekihi kasutamisel tuleb arvestada, et tegelikult ei jaotu vähelagunenud turba kaevandamise maht kogu maakonna ulatuses kõigi tootmisalade vahel võrdselt ja pindalaga proportsionaalselt, kuid maakonna tasandist detailsemaks on võimalik minna ainult siis, kui lähteandmetena on kasutada maavara kaevandamisõiguse tasu deklaratsiooni ja maavaravaru kaevandamise mahu aruanded tootmisalade lõikes.



Joonis V31. Vähelagunenud turba kaevandamise keskmine aastane maht (tonni aastas) perioodil 2010–2019 turbatootmisalade lõikes.

3.1.10. Bioenergia

3.1.10.1. ROHTSE BIOMASSI POTENTSIAAL BIOENERGIAKS PÄRANDNIITUDEL

Indikaator: Rohtse biomassi potentsiaal bioenergiaks pärandniitudelt.

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: maapealse biomassi produktsiooni hinnang põhineb masinõppe meetodil (Zhang & Ma, 2012), mis ühendab endas treeningandmetes olemasolevate omaduste põhjal ennustuste tegemise ja sisendandmed. Treeningandmed koosnevad 797 treeningvaatlusest (kogutud biomassi proovid). Treeningandmed on kogutud ja koondatud mitmete teadustöötajate poolt (Aveliina Helm, Indrek Melts, Katrin Heinsoo, Miguel Villoslada jt). Mudeldamine teostati nende tüüpide osas, mille kohta on olemas treening-väliandmed. Treeningandmestik pärineb Eesti loopealsetelt, rannaniitudelt, lamminiitudelt ja aruniitudelt. Edaspidi, kui peaks laekuma ka muude tüüpide (sh kultuurniidud) andmeid, saab mudeli koostada ka nende kohta. Biomassiproovide kuivkaal treeningandmestikus on mõõtühikutes g/m².

Kirjeldus: Sisendandmeteks olid kuus taimkattenäitajat ehk taimestikuga seotud indikaatorit ja mulla orgaanilise süsiniku sisaldus (SOC), mis pärineb EstSoil-EH v1.0 andmebaasist (Kmoach et al., 2021). Kõik kasutatud taimekattenäitajad on kogutud ESTHub Sentinel 2 multispektraalse optilise seiremissiooni käigus.

Kasutatud sisendandmete loend:

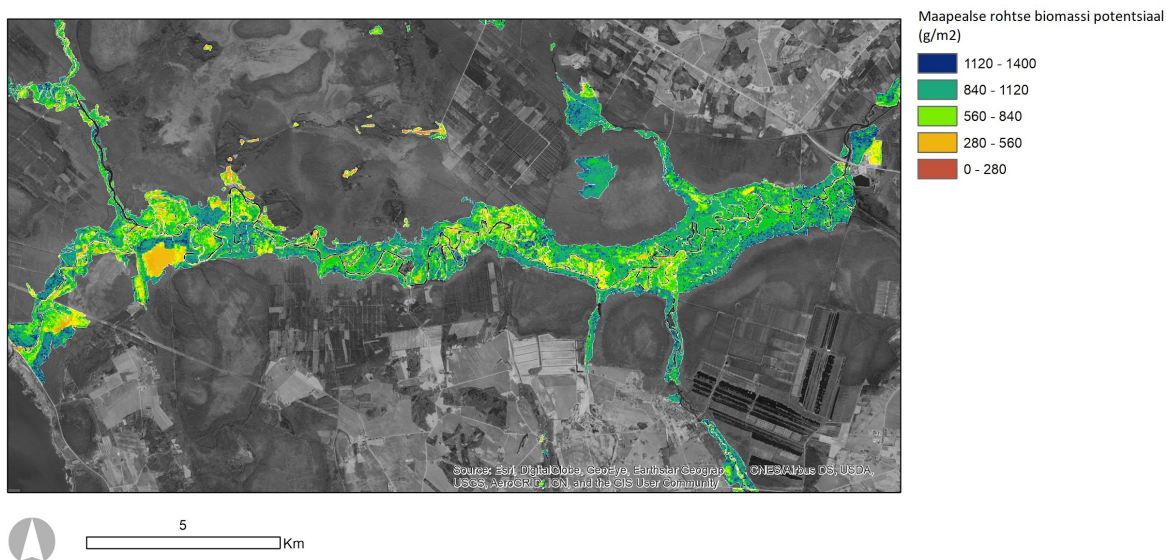
- NDVI (Rouse et al., 1974) – normeeritud erinevuse vegetatsiooni indeks ehk nähtava valguse ja lähisinfrapunase kiirguse tagasipeegeldumise erinevuse võimendatud indeks. Taimestiku detekteerimine ja hulga mõõtmine, näitab rohelist, suhtelist biomassi, iseloomustab hästi vee olemasolu maastikus ja taimkatte seisundit.
- SRre (Gitelson & Merzlyak, 1994) – vegetatsiooni indeks, mis eristab taimkatte seisundit (terve ja stressis taimestik), tuues esile taime klorofüllitootlikkuse. Vähendab atmosfääri ja aluspinna mõju.
- SAVI (Huete, 1988) - vegetatsiooni indeks, mis vähendab palja pinnase heleduse mõju pinnase heleduse korrigeerimise teel. Kasutatakse tavaliselt vähese taimkattega kuivades piirkondades.
- GRDI (Gianelle & Vescovo, 2007) – kombineeritud vegetatsiooni indeks.
- EVI (Liu & Huete, 1995) – tõhustatud vegetatsiooni indeks, võimaldab eristada taimkatet teistest pindadest spektri kuju alusel, optimeerib taimsete objektide signaali tundlikkust, eriti suurte biomasside juures, vähendab mulla ja atmosfääri mõju.
- Mulla orgaanilise süsiniku sisaldus (SOC).

Maapealse biomassi produktsiooni hinnang toimus kaheastmelise protsessina:

1. Esimese sammuna viidi läbi 2019. aastast pärinevate taimestikuga seotud indikaatorite ja mulla orgaanilise süsiniku sisalduse (SOC) andmete sidumine treeningandmestikuga. Modelleerimine (Random Forest algoritm) ja mudeli korrektsuse testimine. Tulemuseks saadi biomassi produktsiooni prognoosmudel aasta 2019 kohta.
2. Teise sammuna toimus saadud mudeli projekteerimine 2016–2020 keskmistele kiirgusväärtustele, et hinnata biomassi produktsiooni erinevate aastate lõikes.

Kõik analüüsid viidi läbi ESTHub keskkonnas ja programmidega ArcMap, QGIS ning R. Selleks, et vähendada taustamüra, jäeti biomassi produktsiooni mudelist välja suure puittaimede katvusega rohumaa nagu:

- Puisniidud 6530*
- Puiskarjamaad 9070
- Pärändniidud, mille kogu puittaimede katvus oli üle 90%
- Pärändniidud, mille kogu puittaimede katvus oli üle 70% ja puittaimede katvus kõrgusklassides 4 (puittaimed üle 8 m) ja 5 (puittaimed üle 10 m) oli kokku üle 50% (vt täpsemat kirjeldust kõrgusklasside määramise kohta niiduökosüsteemide seisundiklasside arvutuse kirjeldusest).



Joonis V32. Väljavõte maapealse rohtse biomassi produktsiooni kaardist.

Küttepuut

Vt peatükk 3.1.8.

Turvas

Vt peatükk 3.1.9.

Loomasööda vs bioenergia potentsiaal

Vt peatükk 3.1.2.

3.1.11. Tuuleenergia

Indikaator: Energiatihedus W/m^2

Kaardistusüksus: Eesti, 1×1 km

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: TÜ geograafia osakonnas loodud mudeli sisendandmete andmebaasid (maapinna kareduse mudel, reljeefimudel, ilmajaama lähiehitiste tuuletõkete ruumimudelid) ja Riigi Ilmateenistuse vaatlusandmete aegread (tuule kiirus ja suund, õhurõhk, temperatuur, õhuniiskus) ning tuule vertikaalse profiili valideerimiseks projektipõhised kõrgete mõõtemastide tuuleandmed. Sisendandmete uuendamine toimub ebaregulaarselt (piirkondade lõikes) vastavalt uute andmete lisandumisele ja vajadusele detailsemalt (suure lahutusvõimega, 0,1–1000 ha ala) tuulevälja modelleerida. Optimaalne uuendamise sagedus 10-aastase intervalliga või iga 30-aastase standardse kliimaperioodi kohta. Meteoroloogilised lähteandmed vabalt kättesaadavad KAURI Ilmateenistusest, maakasutuse/maakatte ja reljeefi andmed

vabalt kättesaadavad Maa-ametist, kuid vajavad välitööde käigus täiendavat täpsustamist ilmajaamade lähiümbruses või suure detailsusega kaardistataval alal (nt tuulikupargi toodanguprognooosi ala, tormiohu ala, tormikahjustuste ala jne).

Kirjeldus: KAURi ilmajaamade ja spetsiaalsete kõrgete mõõtemastide andmete (projektipõhised andmed, sageli piiratud kasutusõigusega) ning kõrge lahtusvõimega reljeefi- ja maakatteandmete alusel (vähemalt 1 : 10 000 mõõtkavas) modelleeriti WAsP mudeliga (*Wind Atlas Analysis and Application Program*) tuule- ja tuuleenergiaväli (energiatihedus, W/m²) standardsel 10 m kõrgusel maapinnast (Kull & Laas, 2003; Jaagus & Kull, 2011) 1 × 1 km võrgustikuna. Arvutatud võrgustiku punktis on modelleeritud väärtus täpne (keskmise modelleerimise viga <10% mõõtmisväärtusest) kuid seda väärtuspunkti kasutatakse kogu 1 × 1 km ruudu iseloomustamiseks. Ruutkilomeetri sees esineb arvestatav ruumiline varieeruvus (iga üksiku tuuletõkke mõju ulatub vähemalt 2 korda objektist kõrgemale ja 8 korda objektist allatuult ning täiendavalt esineb takistuste kumulatiivne mõju), kuid üleriigilise hinnangu puhul ei ole detailsem arvutussamm ökosüsteemi teenuse kontekstis otstarbekas ja ruumilist varieeruvust ruutkilomeetris aitab hinnata lisatud indikaatori veerg „pinnakaredus Z₀“. Tuuleenergeetika arendamiseks tuuleenergia potentsiaali arvutamiseks regionaalsel tasandil on siiski detailsem lahtusvõime oluline (tuuleenergia on proportsionaalne tuule kiiruse kuubiga ja seetõttu väga tundlik keskmistamise või üldistamise suhtes) ja sama meetodikat, andmestikku ning tarkvara kasutades on võimalik modelleerida ka suurema lahtusvõimega (nt 0,1 × 0,1 km) või sagedasema regulaarse intervalliga (nt iga-aastaselt) tuule kiirust, kiiruse sagedusjaotusi, suundade korduvust ilmakaarte lõikes, tuuleenergiat (W/m²) või potentsiaalset energiatoodangut (MWh/a) konkreetse tuuliku tüübiga. WAsP on tasuline ja spetsiifiline tarkvara, kordus-/ümberarvutused eeldavad edaspidi teenusena sisseostmist või kompetentsi ning litsenseeritud tarkvara tekitamist Ilmateenistuses/KAURis.

Energiatihedus (joonis V28) iseloomustab tuuleenergia potentsiaali, tormiheite ja tormimurru ohtu, mulla tuuleerosiooni ohtu ning koosmõjus õhuniiskuse ning temperatuuriga tuultolmejate tolmlenemisedukust. Aruandega esitatud andmekihis on lisaks toodud (ning võimalik vajadusel eraldi kasutada) 1 × 1 km võrgustikus ka tuulekiiruse (m/s 10 m kõrgusel) info ja pinnakareduse indeksid. Pinnakareduse indeksi kaudu on võimalik Hellmanni valemit kasutades arvutada 10 meetri kõrgusele modelleeritud tuule kiirus ka teistele kõrgustele kuid tuleb arvestada, et atmosfääri stratifikatsiooni iseloomust tulenevalt suureneb lihtsustatud logaritmilise funktsiooni kasutamise arvutusviga (Manwell et al., 2009) ja suuremat täpsust nõudvate ülesannete jaoks on vajalik siiski tuule parameetrid modelleerida WaSP või WindFarmer vmt spetsiifilise tarkvaraga.

Tuule kiiruse suurematele kõrgustele arvutamiseks (määramatuse kasvu tõttu ei soovita kasutada suuremat arvutuskõrgust kui 100 m maapinnast) maapinna kareduse kaudu kasutatav Hellmann'i valem avaldub järgmisel kujul:

$$v_w(h) = v_{10} \cdot \left(\frac{h}{h_{10}} \right)^a$$

kus

$v_w(h)$ = tuule kiirus (m/s), kõrgusel h ,

v_{10} = tuule kiirus (m/s) mõõdetuna või modelleerituna 10 m kõrgusel maapinnast,

a = pinnakaredusest sõltuv Hellmann'i astendaja

Tuuleenergia on CICESe viimase versiooni järgi loetud abiootiliseks teenuseks. Seotud on ja sõltub selle potentsiaal aga tugevalt ökosüsteemide omadustest. Ökosüsteem mõjutab tuuleenergiat peamiselt pinnakareduse kaudu (mida kõrgem ja tihedam on taimestik ökosüsteemis või inimtekkeline taristu, seda väiksem on tuuleenergia) ja vähesel määral maapinna lähedal ka aluspinna termiliste omaduste

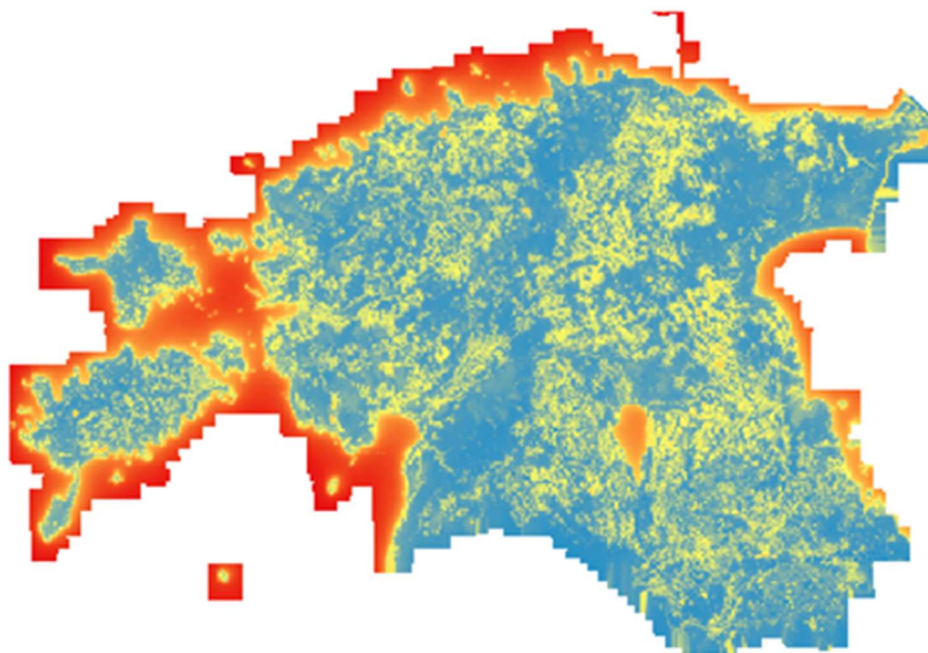
kaudu (nt lagesoo ja mets, põld ja mets) erineva soojenemise tõttu tekkiva õhurõhu erinevuse tõttu. Tuuleenergia kasutamise potentsiaal on otseselt seotud ökosüsteemi omadustega – odavam ja tootlikum on tuuleenergia kasutamine lagedatel automorfsete muldadega põllumajandusökosüsteemides ja kallim lagedatel, kuid väikse kandevõimega soomuldadel või kõrge taimestikuga (suure pinnakaredusega) metsaökosüsteemis, kus võrreldava energiakoguse tootmiseks on vajalik kõrgem ja kallim tuuliku torn.

Teine võimalus tuule kiiruse ja -energia andmeallikana oleks kasutada *New European Wind Atlase* (NEWA, <https://map.neweuropeanwindatlas.eu>) andmeid. Peamine erinevus ELMEs kasutatud lähenemisest on algandmetes – NEWA põhineb ilmapudeliga (WRF, *Weather Research and Forecasting*) 1989–2018 perioodi jääva ajavahemiku õhurõhuväljade (sõltuvalt asukohast periood varieerub) põhjal modelleeritud tuule kiirusel, ELME raames esitatud arvutused põhinevad aga ilmajaamade pikaajaliste mõõtmiste (1966–2018) andmete alusel WASP mudeliga modelleeritud väärtustel.

Teine oluline erinevus on maakasutuse ja reljeefi täpsusaste – NEWA reljeefimudel ja maakasutuse täpsusklass on maksimaalselt 3×3 km (mida saab küll esitada ka peenema rastrina, mis aga ei taga suuremat asukohatäpsust) ja selle tasandini on jõutud läbi 27×27 km ja 9×9 km võrgustiku peenskaleerimise ja maakasutuse/pinnakaredusklasse on neli (CORINE maakasutuse üldistus). ELME puhul on kombineeritud CORINE ja põhikaardi (1 : 10 000) maakasutusklassid ja seda täpsustatud ortofotode (1 : 10 000) põhjal ning ilmajaamade lähiümbruses välitööde käigus Ain Kulli poolt 1 : 1000 mõõtkavas kaardistatud, seega on täpsusklass ELMEs mitu korda suurem, olles vähemalt 1 : 10 000 ning pinnakaredusklasse üle kümne. Kui ELME raames arvatud tuuleparameeter vastab täpselt arvutuspunkti väärtusele (modelleerimisviga <10%väärtusest), siis NEWA tuuleparameetri väärtuse puhul on tegemist punkti tõenäosusliku keskmise väärtusega ja tuleb veapiirina alati eraldi tähelepanu pöörata vertikaalprofiili juures esitatud standardhälbe väärtusele (tüüpiliselt 100 m kõrgusel maapinnast +/- 1,5...2 m/s).

Kolmas oluline erinevus on, et ELME kiht on seotud ökosüsteemiga (tuule sõltuvus taimestikust ja muust pinnakaredusest ning tuule mõju tolmeldajana tuultolmlejatele, liblikatele, putukatele, lindudele, tuuleerosioon) ja seetõttu on kiht arvatud standardsel 10 m kõrgusel maapinnast (nagu ilmajaamades mõõdetakse ja ilmateates öeldakse). NEWA kiht on arvatud diskreetsete sammudena 10, 25, 50, 75, 100, 150, 200, 250 ja 500 m kõrgusele maapinnast, kuid taas tuleb silmas pidada, et tuule kiirust konkreetses kohas kõige enam mõjutav tegur – pinnakaredus ja reljeef – on sõltumata arvutuskõrgusest NEWA puhul konstantse lahutusega (üldistatud CORINE maakate) ja sellest tulenevalt võimalik viga maapinnalähedases kihis (10–100 m) proportsionaalselt suurem.

Kui NEWA-põhine tuulekiiruse või neist andmetest tuletatud energiatiheduse kiht oleks sisendina kasutatav suurte tuulikute asukoha planeerimiseks üleriigilisel tasandil (mitte väiksemal territooriumil kui 27×27 km), siis regionaalsel tasandil (1–50 km raadiuses) ja väikeste tuulikute jaoks ning ökosüsteemidele avalduva ning ökosüsteemide poolt tuulekiirusele avalduva mõju seisukohast on õigem kasutada ELME kihti.



Joonis V33. Energiatihedus W/m^2 standardsel 10 m kõrgusel maapinnast. Mida kollasemast punasemaks, seda suurem on indikaatori väärtus.

3.1.12. Päikeseenergia

Indikaator: Päikeseenergia pikaajaline keskmine aastane potentsiaal väljendatuna kahe indikaatori kaudu: päikese otsekiirgus ($kWh/m^2 \cdot a$) ja summaarne päikesekiirgus ($kWh/m^2 \cdot a$).

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Globaalne päikesekiirguse atlas, mis on loodud Solargis ettevõtte ja erinevate kosmoseagentuuride ning maailma meteoroloogiaorganisatsiooni koostöös, modelleeritud rasterandmete lahusus on 9 kaaresekundit (u 250 m). Globaalse päikesekiirguse atlase Eesti osa kattev andmestik on koostatud aastaid 1994–2018 hõlmava perioodi satelliidiandmete alusel ja modelleeritud andmete kalibreerimiseks on kasutatud sama perioodi vaatlusandmeid KAURi Tõravere ilmajaamast. Alternatiivne andmeallikas on Euroopa Komisjoni finantseeritav ja regulaarselt täiendatav avaandmestik 3 km lahususega rasterandmetena. Mõlema mudeli andmekvaliteet on sarnane ja väga hea täpsusega (erinevus eeskätt kasutatava pilvemaski kriteeriumite rangusest tulenevalt), kuid globaalse päikesekiirguse atlase ruumiline lahusus (250 m võrrelduna 3000 m) on tänu täpsemale reljefimudelile parem ja seetõttu piirkondlike analüüside jaoks eelistatud.

Kirjeldus: Üleeuroopalist vaatlusandmestikku, satelliidiandmestikku ja reljefimudelit kasutavad avalikud ruumiandmebaasid:

https://re.jrc.ec.europa.eu/pvg_tools/en/tools.html#PVP

<https://globalsolaratlas.info>

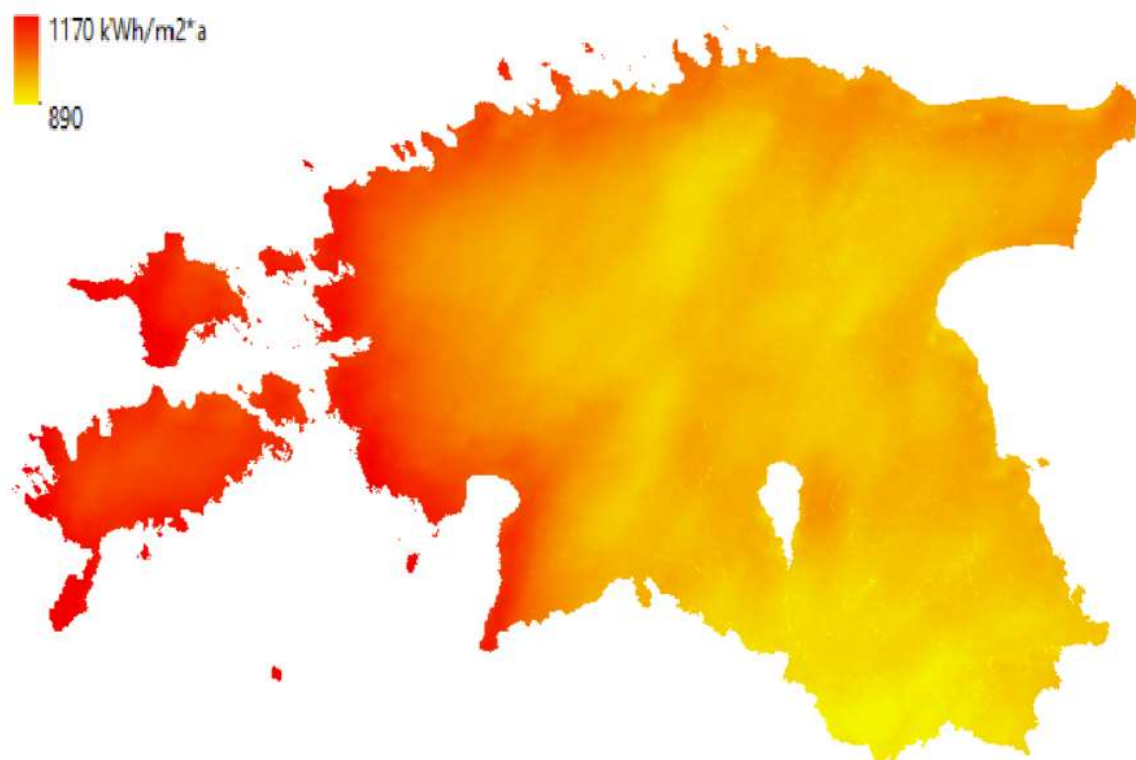
Andmestik kajastab abiootilise tegurina päikeseenergia tootmise potentsiaali, aga regionaalsel tasandil iseloomustab taimekasvupotentsiaali (summaarne kiirgus, fotosünteesiliselt aktiivne kiirgus) ja on D-vitamiini allikaks ning koosmõjus ökosüsteemi tüübi, seisundi ning teiste kliimateguritega mõjutab ka rekreatsiooniteenuste pakkumist.

Nii päikese otsekiirgus kui ka summaarne päikesekiirgus aasta summana on arvatud ööpäeva summaarsete väärtuste summeerimise teel.

Päikese otsekiirgusena käsitletakse seda osa päikesekiirgusest, mis jõuab päikeselt maapinnale praktiliselt paralleelsete kiirte kimbuna ja seda mõõdetakse kiirtega risti asetseval pinnal. Otsekiirguse voog sõltub mitmest faktorist:

- Maa ja Päikese vahelisest kaugusest;
- päikese ja vaatluskoha vahelisel otsesihil pilvede olemasolust ja läbipaistvusest – paksematest pilvedest, nagu rünkpilved ja kihtpilved, päikesekiirgus ilma hajumata läbi ei jõua;
- atmosfääri läbipaistvusest, mida mõjutavad lisaks õhu püsikomponentidele kõige rohkem veeauru ja aerosooli hulk atmosfääris;
- päikese seniitkaugusest, sest sellest oleneb päikesekiirte tee pikkus atmosfääris.

Eestis on päikese otsekiirgus suurim Lääne-Eesti saarestikus ja Lääne- ning Edela-Eesti rannikualadel, kus pilvisus on väiksem ning madalate ja konvektiivsete pilvede osakaal pika päevaga suveperioodil madalam. Otsekiirguse hulk on aga lokaalselt suurima varieeruvusega kõrgustikel, kus reljeefist tulenevalt otsekiirguse hulk oru põhjas, veerul ning künka lael sageli aasta summana erineb 50–100 kWh/m²*a võrra (joonis V34). Otsekiirgus on olulisim indikaator, kui soovitakse hinnata potentsiaalset energiatoodangut taevavõlvil päikese teekonda järgivate päikeseenergiasüsteemidega, aga ka mikrokliima ja elupaikadega seoses – kui oluline on vahetu maapinna soojenemine päikesekiirguse neeldumise tõttu.

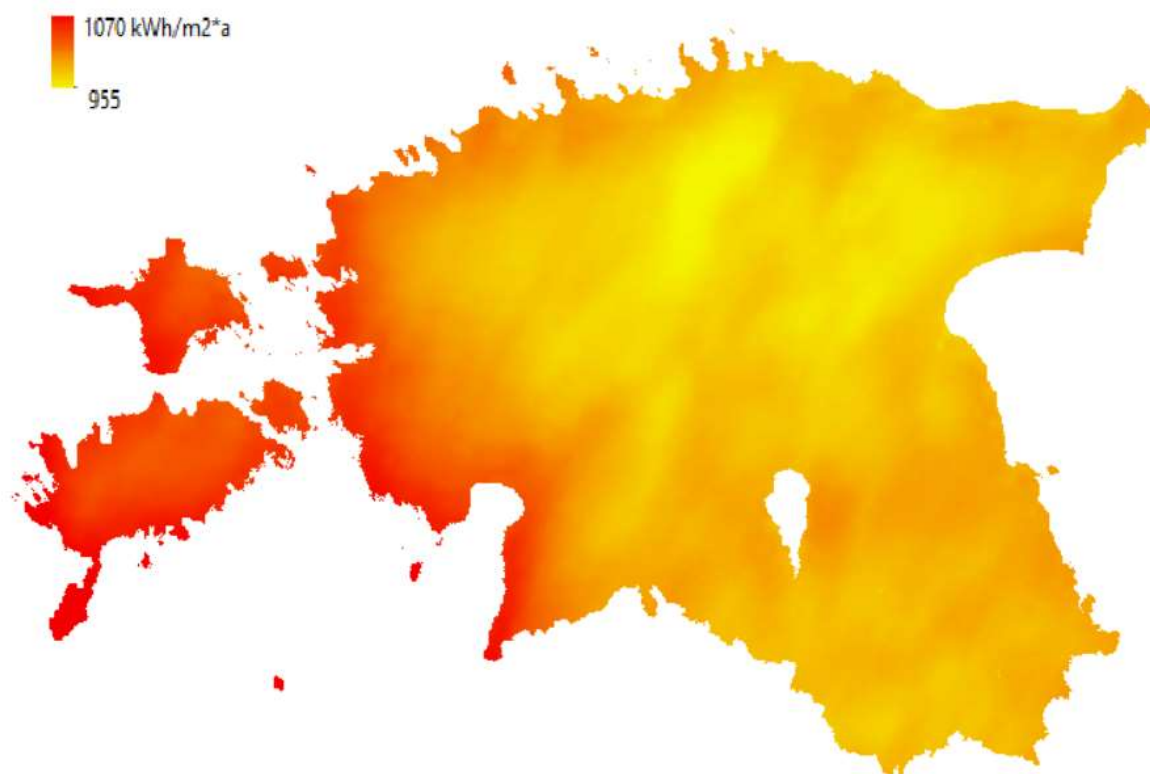


Joonis V34. Päikese otsekiirgus (kWh/m²*a) maapinnal.

Summaarne päikesekiirgus (GHI) on päikesekiirte langemise kaldenurgaga ($\cos z$) korrigeeritud ehk horisontaalsele pinnale langeva otsekiirguse (DNI) ja hajuskiirguse summa (DHI):

Otsekiirguse ja hajuskiirguse osa summaarses kiirguses sõltub tugevasti päikese kõrgusest, pilvede hulgast ning liigist ja atmosfääri läbipaistvusest. Summaarse kiirguse voog sõltub samadest teguritest kui ta komponendid. Osa sõltuvusi on aga nõrgemad, sest mõju otse- ja hajuskiirgusele on vastupidine (pilvisus, atmosfääri läbipaistvus). Summaarse kiirguse spektraalne koostis sõltub otse- ja hajuskiirguse

spektraalsest koostisest ja nende voogude suhtest (Russak & Kallis, 2013). Kuna otse- ja hajuskiirgust mõjutavad tegurid on osaliselt vastandliku toimega, siis summaarse kiirguse ruumiline jaotus järgib küll üldjoontes otsekiirguse mustrit, kuid on vähem mõjutatud lokaalsetest teguritest (nt reljeef, pinnavormide orientatsioon ilmakaarte suhtes) ja seetõttu väiksema lokaalse variatsiooniga kui otsekiirgus (joonis V35).



*Joonis V35. Summarne päikesekiirgus (kWh/m²*a) maapinnal.*

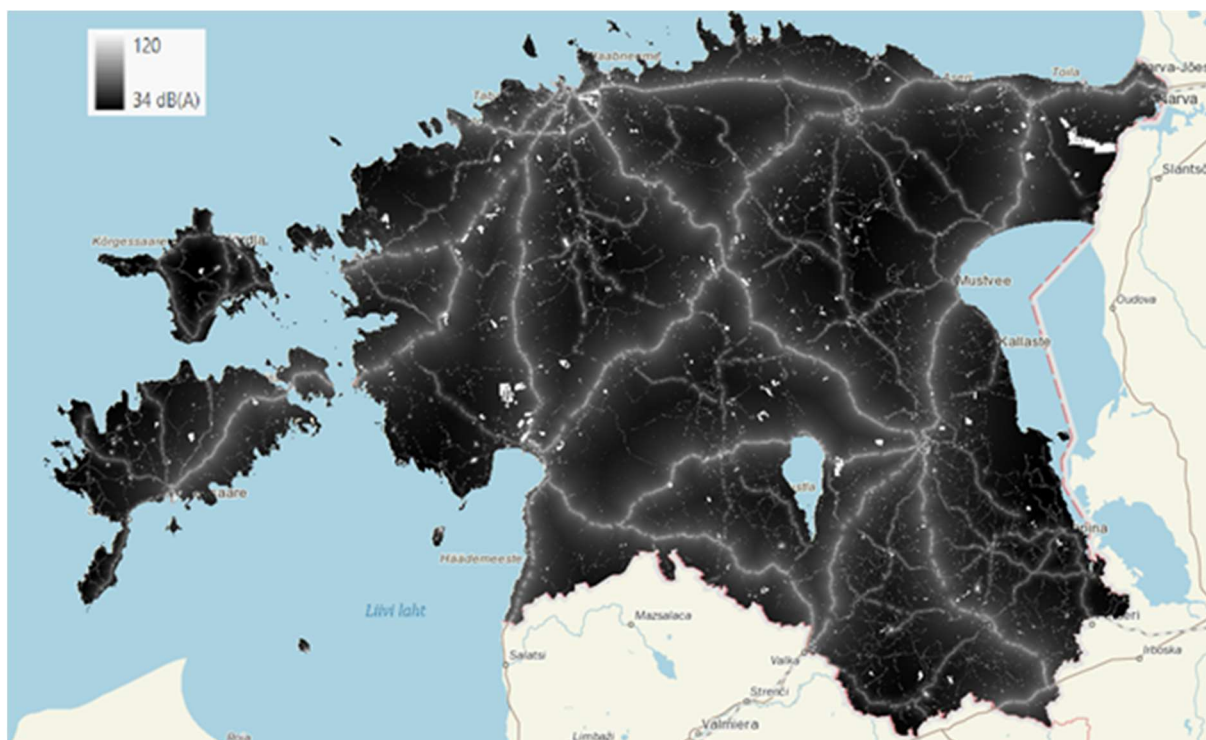
3.2. REGULATSIOONI- JA SÄILITAVAD TEENUSED

3.2.1. Müra tõkestamine

Indikaator: Kauguse ning müra pinnases (sh taimkattes) neeldumise funktsioon

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi elementaarüksus

Kirjeldus: Müra sumbumist arvatati vastavalt eukleidilisele kaugusel inimtekkelisest müraallikast ISO9613-2:1996 meetodi kohaselt. Reljeefi müra leviku või sumbumise puhul ei arvestatud. Pinnase (sh taimkatte) tõttu neeldumist arvestati lisaks kaugusfunktsioonile järgmiselt: metsade puhul 5% ja soode puhul 10%. Inimtekkelise müra tase (dB(A)) ja sumbumine ökosüsteemide reguleerival toimel vaata joonisel R1.



Joonis R1. Inimtekkelise müra tase (dB(A)) ja sumbumine ökosüsteemide reguleerival toimel.

Edaspidi võiks arvesse võtta ka müra sumbumise erinevust raiesmikel ja vanemates metsades.

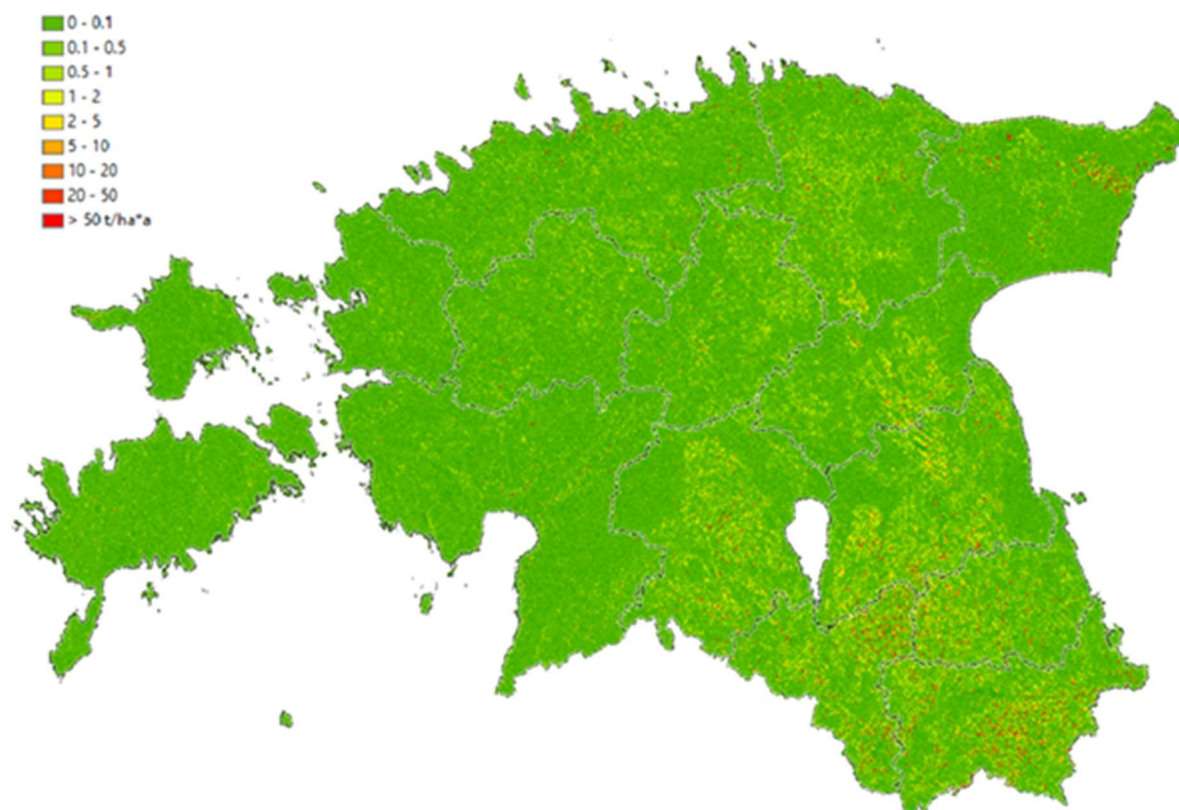
3.2.2. Erosiooni pidurdamine

Indikaator: Erosiooni pidurdamine, mullaärakanne, kg/ha*a

Kaardistusüksus: Eesti, rasterkiht 10 × 10 m

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: TÜ geograafia osakonna ja Põllumajandusuuringute Keskuse (PMK) mullaseirebüroo poolt hallatav ja ebaregulaarselt uuendatav GIS-andmestik 10 × 10 m lahutusega. Eelistatud uuendamise samm iga-aastane (muutub põllukultuur, sademete intensiivsus). Modelleeritav üheaastase intervalliga (PRIA andmed, Riigi Ilmateenistuse sademete intensiivsuse andmed, ETAK, taimkatteteguri jaoks info kaheaastase intervalliga LiDAR-mõõdistusest + jooksvalt satelliidilt taimedega kaetuse info).

Kirjeldus: Põhineb USLE mudelil, arvestab reljeefi, taimkatet, mullastikku, maakasutust ja maaharimisvõtteid. Võimaldab hinnata ka erosiooniga kaasnevat toitainete mehhaanilist ärakannet (vajalik täiendav arvutus). Metoodika on väljatöötatud ja rakendatav (Laas & Kull, 2003). Näide mulla ärakandest toodud joonisel R2.



Joonis R2. Mulla ärakanne t/ha*a modelleerituna USLE mudeliga vastavalt 2018. a maakasutusele.

3.2.3. Veevoogude reguleerimine

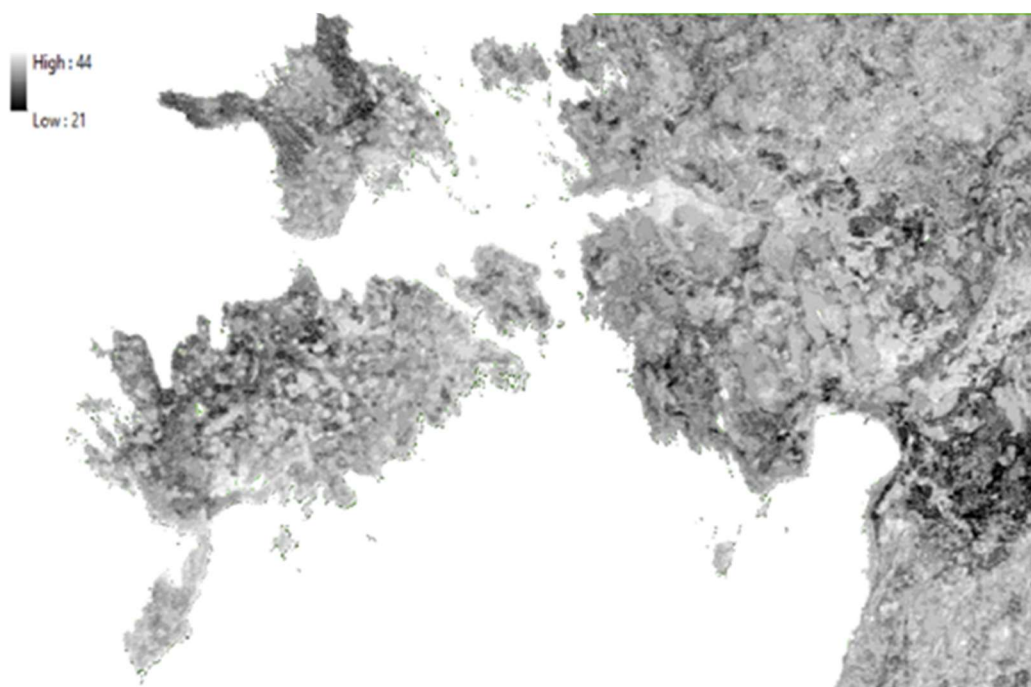
3.2.3.1. VÄLIVEEMAHUTAVUS

Indikaator: väliveemahutavus m^3/m^3

Kaardistusüksus: Eesti, 250×250 m raster

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Avaandmed, <https://doi.org/10.1002/hyp.11203>, European Soil Data Centre (<http://esdac.jrc.ec.europa.eu/>). Andmeid ei uuendata. Täiendavate allikatena kasutatakse mullastikukaardi ning kuivendusvõrgu andmeid, et hinnata lammialade võimet veevoogusid reguleerida.

Kirjeldus: Indikaator võimaldab hinnata potentsiaalset üleujutuste reguleerimise võimet vastavalt mulla väliveemahutavuse võimele. Reaalse reguleerimisvõime hindamiseks on vaja täiendavalt tegelikku mulla niiskussisaldust (m^3/m^3), mille kaugseire meetodite arendamisega tegeletakse nii ESA kui ka NOAA poolt (sh SAR radari abil). Käesoleva projekti raames on võimalik reaalset reguleerimisvõimet hinnata vaid üksikute ökosüsteemide või nende alajaotuste lõikes, mille kohta on teiste uuringute käigus andmeid kogutud (nt jääksood, rabad, siirdesood; Kull, 2016). Väliveemahutavuse näide on toodud joonisel R3.

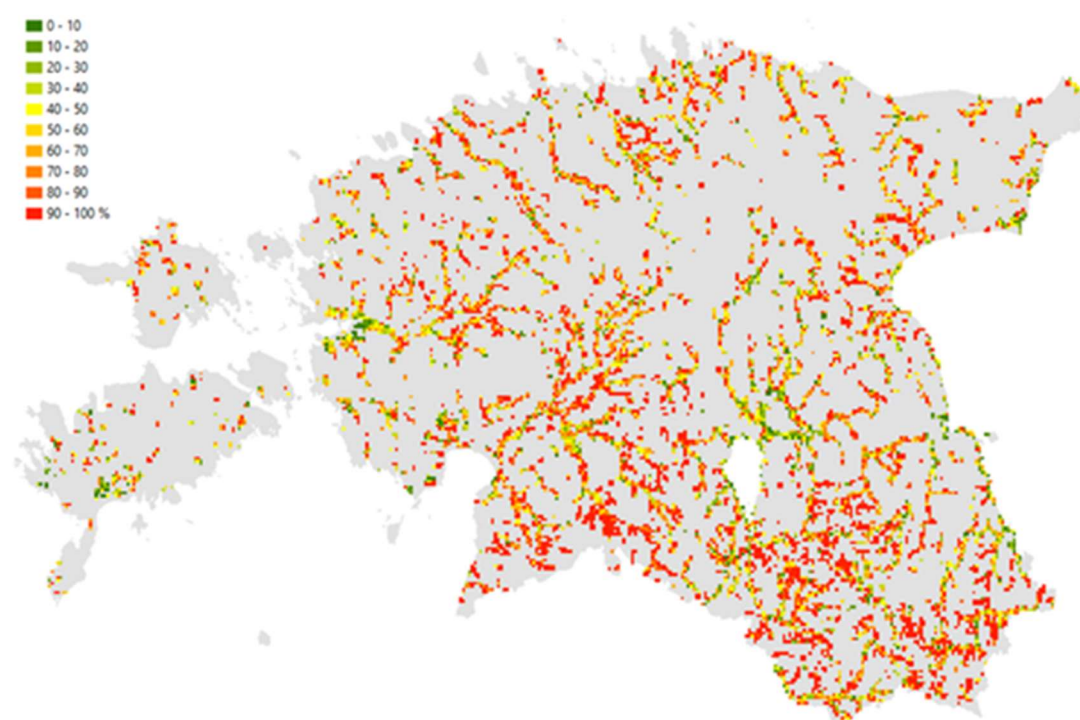


Joonis R3. Mulla pindmise kihi (0–30 cm) väliveemahutavus (m^3/m^3) Edela-Eesti näitel.

3.2.3.2. ÜLEUJUTUSTE KONTROLLIMINE LAMMIALADEL

Indikaator: üleujutuste kontrollimine lammialadel

Kirjeldus: Üleujutuste esinemist siseveekogude ääres aitab kontrollida heas looduslikus seisundis (kraavitamata, paisudeta, vett mitteläbilaskvate materjalidega katmata) lammisoode esinemine, mille mullal on looduslikult kõrge väliveemahutavus. Näide toodud joonisel R4.



Joonis R4. Kuivendatud (100 m lai vöönd kraavi ümber) lammimuldade osakaal.

3.2.3.3. NÕLVA KALDE JA PIKKUSE FUNKTSIOON

Indikaator: nõlva kalde ja pikkuse funktsioon

Kaardistusüksus: Eesti, rasterkiht 10 × 10 m

Andmeallikad: reljeefimudeli alusandmed. Uuendamise vajadus kord 10 aasta jooksul või suurte taristuobjektide (Rail Baltic, Via Baltica, I klassi maanteed jmt) rajamisel, mis muudavad oluliselt reljeefi ja lõikavad nõlvadel läbi looduslikud vooluteed.

Kirjeldus: oluline just põhjavee kaitstuse kontekstis

Arvutatud Maa-ameti LiDAR-põhise kõrgusmudeli alusel (10*10 m) vastavalt Wischmeier & Smith, 1978 valemile:

$$LS = \left(\frac{\lambda}{22.13} \right)^m (65.41 \sin^2 \theta + 4.56 \sin \theta + 0.065)$$

3.2.4. Tolmeldamine

Indikaator 1: Looduslike ökosüsteemide tolmeldamise hüve pakkumise skoor.

Indikaator 2: Tolmeldamishüve pakkumine tolmeldamist vajavatele põllukultuuridele. Leitakse tolmeldamist vajavatele põllukultuuridele, tulemuseks on osakaal kogusaagikusest, mis on saadud tänu piirkonna looduslikele tolmeldajatele

(<https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/croppollination.html#on-farm-abundance-and-yield>).

Kaardistusüksus: ELME baaskaardi üksus (10 x 10 m rasterkaardi piksel)

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Vaadeldud ökosüsteemide iseloomulike taimeliikide nimekiri (liigifondid). Putuktolmlevate taimeliikide suhteline tolmeldamisindeks (õitsemise aeg * nektari hulk, ühikuta indeks). Eksperthinnang ökosüsteemi üksuste sobivuse kohta eri tolmeldajarühmade pesitsuspaigana. Oluliste tolmeldajate (rühmade kaupa) lennukaugused kirjandusallikatest. Põldudele hinnatava tolmeldamisteenuse kättesaadavuse jaoks on vajalikud PRIA värsked andmed tolmeldamist vajavate kasvatatavate kultuuride paiknemise kohta. PRIA andmed mesilate paiknemise kohta (vajalikud looduslike tolmeldajate panuse eristamiseks põllukultuuridel, mille lähedal asuvad mesitarud).

Liigifondid, taimeliikide tolmeldamisindeks ning hinnang ökosüsteemide olulisuse kohta tolmeldajate toidubaasi pakkumisel, eksperthinnang elupaiga sobivuse kohta tolmeldajarühmade pesitsuspaigana ja lennukaugused on lisatud lõpparuandele. Uuendamisvajadus võiks neil andmetel olla ca 5 aasta pärast, kui on täienenud teadmised tolmeldajate käitumise ja eelistuste kohta ning taimeliikide tunnuste kohta. Juba praegu tuleks täiendada ka elupaikade määramise täpsus (hetkel ei ole analüüsis arvestatud ribaelemente (teeservad, põlluservad, metsaservad) ning erinevaid põllumajandusmaastikes olevaid võimalikke tolmeldajate tugialasid, kuna nende kohta puudub sobiv kaardimaterjal). Puudulikud on teadmised kaardistatud avakoosluste olemusest (avatud alad, mis ei ole pärandniidud või PRIA registris põllumajandusmaastikud): milliste aladega tegu on, mis on valitsevad keskkonnatingimused ja liigid. Algandmetest ehk teadmistest meie ökosüsteemide leviku kohta sõltub ka tolmeldamisteenuse kaardistamise kvaliteet. Nii tolmeldamisteenuse kui ka teiste hüvede jaoks peaks esmaseks prioriteediks seadma kaugseireandmetega seotud, uueneva ja looduses valideeritud (st välitöödega täpsustatud) maakatte ning ökosüsteemide kaardistamise juba lähiaastatel.

Kirjeldus: Tolmeldamine on oluline reguleeriv hüve, mis loob eeldused põllumajandussaaduste tootmiseks ja tolmeldajatest sõltuvate looduslike taimeliikide säilimiseks (Ollerton et al., 2011; Breeze et al., 2014). Ülemaailmselt ligikaudu 75% (Klein et al., 2007) ning Euroopas ligikaudu 80% põllukultuuride saagikus sõltub zoogaamiast ehk loomtolmlemisest, millest peamise osa moodustab just putuktolmlemine (Potts et al., 2011). Ilma putuktolmlemiseta neist sõltuvad kultuurid ei vilju või nende saagikus langeb märgatavalt (Breeze et al., 2014). Parasvöötme looduslikust taimestikust u 78% on loomtolmlejad ehk sõltuvad viljumisel suuremal või vähemal määral loomsetest vektoritest (Ollerton et al., 2011). Alates 1961. aastast on nõudlus putuktolmlevate põllukultuuride järgi tõusnud ligi 300% (Aizen et al., 2008), putuktolmeldajate liigirikkus ja arvukus on aga vastupidises trendis – märgatud on olulist putuktolmlejad vähenemist, mis annab põhjust muretsemiseks nii looduskaitse kui ka põllumajanduse valdkonnas (Aizen et al., 2008; Breeze et al., 2014). Tolmeldajate arvukuse vähenemine toob kaasa putuktolmlevate põllukultuuride saagikuse languse, kuna pole piisavalt tolmeldajaid, kes tolmeldamist läbi viiks. Tolmeldamishüve säilimiseks on vajalik tolmeldajatele sobivate erinevate elupaikade ja toitumislade piisav olemasolu maastikes. Nii on näiteks Öckinger & Smith (2007), Klein et al. (2007) ning Klein et al. (2012) on tuvastanud, et poollooduslike niidukoosluste olemasolu tagab suurema tolmeldajate liigirikkuse ning arvukuse maastikes, mis omakorda mõjub positiivselt põllumajandusele. Paljud tööd on näidanud ka tolmeldajate liigirikkuse olulist rolli kvaliteetse tolmeldamise hüve säilimisel (Garibaldi et al., 2013; Brittain et al., 2013 ning Blitzer et al., 2016). Suur putuktolmeldajate liigirikkus ja neile sobivate elupaikade mitmekesisus maastikes tagab põllukultuuride efektiivsema tolmeldamise, suurema saagikuse ning suurema tõenäosusega leidub piirkonnas erinevatele taimeliikidele oluline tolmeldaja. Suurema tolmeldajate liigirikkuse korral säilib tolmeldamise hüve pakkumine ka muutuvates keskkonnatingimustes: tolmeldajate mitmekesisus puhverdab ka mõne liigi märkimisväärse vähenemise või hävimise. Vaatamata sellele, et kodustatud meemesilasi (*Apis mellifera*) peetakse headeks generalistidest tolmeldajateks, on looduslike tolmeldajate mitmekesisuse positiivne mõju põllukultuuri saagikusele tunduvalt suurem kui vaid meemesilaste puhul läbi viidud tolmeldamisel (Garibaldi et al., 2013). Sellest tulenevalt on leitud, et hädavajalik on tagada tolmeldajate suur liigirikkus, säilitamaks kvaliteetne tolmeldamise hüve toimimine nii praegu kui ka tulevikus muutuvates keskkonnatingimustes (Garibaldi et al., 2011; Klein et al., 2012; Brittain et al., 2013).

Antud töös oli tolmeldamishüve arvutamise eesmärk hinnata ökosüsteemide tolmeldamishüve pakkumist ehk arvutada iga ökosüsteemi rolli tolmeldamishüve säilitamisel ja looduslike tolmeldajate toetamisel. Käsitleme tolmeldamist nii looduslikult olulise protsessina (tolmeldajate säilimine, looduslike taimeliikide tolmeldamine) kui ka põllumajanduslikult olulise hüvena (tolmeldamine kui paljude kultuuride saagikuse tagaja).

Hindamise aluspõhimõtteks on, et tolmeldajatele sobivate elupaikade ja toitumislade kvaliteet ja olemasolu (hea tolmeldamispotentsiaaliga alad) on aluseks tolmeldavate putukate populatsioonide säilimisele ja tolmeldamishüve pakkumisele (sh põllukultuuride saagikusele). Teistes riikides on kasutatud erinevaid lähenemisi tolmeldamise hüve kvantifitseerimiseks. Sageli on kasutatud maastikulisi indikaatoreid (nt kaugus poollooduslikest ökosüsteemidest, Schulp et al., 2014), aga ka kooslustes leiduvate õistaimede rohkust. Hiljutine mahukas metaanalüüs põldudega külgnevate ribaelementide kohta näitas, et kõrgem õitsevate taimede liigirikkus suurendab tolmeldamise hüve lähedalasetsevadel kultuuridel (Albrecht et al., 2020). Antud töös kasutame kombineeritud lähenemist, mis võtab arvesse nii tolmeldajatele oluliste toidutaimede rohkuse, ökosüsteemi sobivuse tolmeldajate pesitsuspaigana kui ka põhiliste tolmeldajate lennukaugused, võimaldades nii hinnata ökosüsteemide rolli tolmeldamishüve pakkumisel maastikus. Meetodina valiti integreeritud modelleerimine vabavaralise programmi InVEST abil, milles kasutatud sisendparameetrid on lisatud lõpparuandele (<https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/croppollination.html>, Sharp et al., 2020; Gardner et al., 2020). Kasutatud sisendparameetriteks ÖKOSÜSTEEMI elementaärüksuste tolmeldamiskoori tuvastamiseks olid: ÖSi

pakutav tolmeldajate toidubaas, ÕSi sobivus eri rühmade tolmeldajate pesituspaigana, eri rühmade tolmeldajate lennukaugused.

InVEST sisendandmetena kasutati järgnevaid parameetreid:

1) tolmeldajate toidubaas vaadeldud ökosüsteemi elementaarüksustes.

Toidubaasi hinnati iga vaadeldud ökosüsteemi elementaarüksuse kohta, tuginedes ÕS-i liigifondis leiduvate putuktolmlevate taimeliikide liigirikkusele, nende tolmeldamisindeksile (nektari/õitetolmu tootlikkus*õitsemisaeg kuudes) ning eksperthinnangule elupaikade õiterohkuse kohta.

Putuktolmlevate taimeliikide liigirikkus: iga ökosüsteemi elementaarüksuse jaoks arvutati putuktolmlevate taimeliikide rohkus, mis koostati igale ökosüsteemile iseloomulike taimeliikide koosseisu ehk liigifondi põhjal (vt punkt 3.2.5). Tolmeldamise hüve tarbeks arvatud liigifondides ei võetud arvesse vähelevinud liike, et neid hinnangu andmisel mitte ebaproportsionaalselt üles kaaluda.

Tolmeldamisindeks: igale liigifondis leiduvale taimeliigile leiti tolmeldamisindeks, mis koosnes taimeliigi nektari ohtruse ja õitsemisperioodi pikkuse korrutisest (Prangel et al., 2021; Orford et al., 2016). Andmed taimeliikide nektari ohtruse ning õitsemisperioodi pikkuse kohta saadi BioFlori andmebaasist (Kühn et al., 2004). Nektari ohtruse indeksi määrati vastavalt BioFlori andmebaasis kirjas olevale nektari ohtruse hinnangule („none“, „little“, „present“, „plenty“). Kui õied nektarit ei sisaldanud või sisaldasid vähe („none“, „little“), anti liigile nektari ohtruse indeksi väärtus 1. Keskmise nektari ohtruse („present“) korral anti liigile indeksi väärtus 2 ning kui nektarit õites leidis rohkelt („plenty“), määrati indeksi väärtuseks 3. Lisaks BioFlori andmebaasile liideti juurde andmeid kirjandusest, kui produtseeritud nektari hulk päevas oli õie ühiku kohta rohkem kui 3,5 mikrolitrit, sai liigil ohtruse indeksi väärtuseks 3, väiksemad kogused said indeksi väärtuseks 2.

Iga ökosüsteemi elementaarüksus sai liigifondi suuruse ja tolmeldamisindeksi kombineerimisel (elupaigas esinevate liikide tolmeldamisindeksi summa) tolmeldajate toidubaasi väärtuse. Dominandiks olevate liikide tolmeldamisindeks korrutati kahega, et objektiivselt arvestada arvukate liikide mõju. Iga ökosüsteemi elementaarüksuse kohta saadud tulemused standardiseeriti 0 ja 1 vahel, saades InVEST sisendiks igale elupaigatüübile hinnangu 0 ja 1 vahel, mis väljendab elupaigatüüpide suhtelist panust tolmeldajate toidubaasi. Saadud hinnanguid potentsiaalse õiterohkuse kohta analüüsiti ekspertide poolt ning lõplik toidubaasi hinnang igale elupaigatüübile ja seisundiklassile moodustus eksperthinnangu ning liigifondide analüüsi kombineerimisel.

2) Elupaiga sobivus tolmeldajate pesituspaigana

Hinnangud anti kimalaste ja erakmesilaste kohta tulenevalt nende pesituseelistustest:

- Maas pesitsevad tolmeldajad
- Õõnsustes pesitsevad tolmeldajad

Koostati Eesti vastavate rühmade liiginimekirjad ning hinnati nende liikide elupaigavajadusi. Maas pesitsevate mesilaste jaoks on vajalik paljandunud või vähe taimestunud mullapinna esinemine, madal taimestik ja madal mulla orgaanilise aine sisaldus. Väga oluline on ka mullatüüp (liivmullad, liivsavimullad või savimullad), maapinna kaldenurk ja mulla lasuvustihedus, kuid nõuded neile tingimustele on väga perekonna- ja liigispetsiifilised. Õõnsustes pesitsevate mesilaste jaoks on vajalik kas 1) looduslike õõnsuste esinemine näiteks liivas, liivakivis või lubjakivis, 2) puidus pesitsejate jaoks saproksüülsete mardikate ja nende tehtud õõnsuste esinemine, 3) teatud õõnsate või pehme säliga taimedevarte esinemine, 4) rohumätaste ja (vanade) näriliste urgude esinemine (enamike kimalaste jaoks) ning 5) lindude vanade pesaõõnsuste esinemine (nt talukimalase, *Bombus hypnorum*, jaoks). Pesituspaikade andmed koondati kirjanduse (Groff et al., 2016; Chapin, 2014; Zulian et al., 2013;

Zulian et al., 2014) ja Eesti vaatluste põhjal ning tuginedes tolmeldajate kohta kogutud infole ning ökosüsteemi elementaarüksuste kirjeldustele hindas 4-liikmeline ekspertkogu iga ökosüsteemi elementaarüksuse sobivust erakmesilaste ja kimalaste pesitsuspaigana. Ekspertkogusse kuulusid taimeökoloogid Aveliina Helm, Krista Takkis ning TÜ kimalaste ja erakmesilaste spetsialistid Jelle Devalez ja Villu Soon, kes andsid igale elupaigale iga liigirühma kohta pesitsuspaiga sobivuse koondindeksi 0 ja 1 vahel (1 kõige sobilikum, 0 kõige vähem sobilik). Elupaigavajadused on esitatud aruandest eraldiseisvas tabelis Liigifondid_tolmeldamine_ja_liikide_tunnused.xls.

Tabel R1. INVEST sisendandmed ökosüsteemi elementaarüksuste ja seisundiklasside kaupa

Elupaik ja seisundiklass	Baas-kaardi kood	Sobivus õõnsustes pesitsemiseks	Sobivus maas pesitsemiseks	Toidubaas kevadel	Toidubaas suvel
rannaniidud A–B	1	0,5	0,55	0,5	0,5
rannaniidud C–D	1	0,5	0,25	0,3	0,3
loopealsed A–B	2	0,4	0,9	1	1
loopealsed C–D	2	0,7	0,7	0,7	0,7
sinihelmikaniidud A–B	3	0,35	0,4	0,4	0,4
sinihelmikaniidud C–D	3	0,25	0,2	0,5	0,5
lubjarikkad aruniidud (orhideerohked) A–B	4	0,55	0,95	0,9	0,9
lubjarikkad aruniidud (orhideerohked) C–D	4	0,4	0,7	0,7	0,7
puiskarjamaad A–B	5	1	0,85	0,7	0,8
puiskarjamaad C–D	5	0,75	0,5	0,4	0,4
lamminiidud A–B	6	0,4	0,3	0,5	0,5
lamminiidud C–D	6	0,3	0,3	0,4	0,3
soostunud niidud A–B	7	0,15	0,2	0,4	0,4
soostunud niidud C–D	7	0,15	0,1	0,3	0,3
puisniidud A–B	8	1	0,8	1	1
puisniidud C–D	8	0,75	0,5	0,6	0,6
viljakad aruniidud A–B	9	0,6	0,75	0,8	0,8
viljakad aruniidud C–D	9	0,45	0,55	0,5	0,5
lubjavaesed aruniidud A–B	10	0,4	0,8	0,7	0,8
lubjavaesed aruniidud C–D	10	0,4	0,6	0,5	0,6
servaniidud A–B	11	0,4	0,6	0,5	0,5
servaniidud C–D	11	0,35	0,5	0,5	0,5
lubjarikkad aruniidud A–B	12	0,65	1	0,9	0,9
lubjarikkad aruniidud C–D	12	0,4	0,7	0,6	0,6
kadastikud A–B	13	0,6	0,55	0,7	0,7
kadastikud C–D	13	0,45	0,4	0,5	0,5
nõmmeniidud A–B	14	0,35	0,85	0,5	0,5
nõmmeniidud C–D	14	0,35	0,75	0,4	0,4
paeplaadid niitudel C–D	15	0,35	0,55	0,5	0,5
kanarbikunõmmed C–D	18	0,35	0,6	0,4	0,4
lammisood A–B	19	0,25	0,15	0,2	0,2
lammisood C–D	19	0,2	0,2	0,2	0,2
madalsood A–B	20	0,15	0,025	0,2	0,2
madalsood C–D	20	0,15	0,075	0,2	0,2
siirdesood A–B	21	0,1	0,075	0,1	0,1
siirdesood C–D	21	0,1	0,1	0,1	0,1
rabad A–B	22	0,2	0,1	0,3	0,3
rabad C–D	22	0,3	0,2	0,3	0,3

jääksood E	23	0	0,15	0,01	0,05
turbaväli E	24	0	0,1	0	0
laugas NA	25	0	0	0	0
metsad tehismuldadel	26	0,25	0,3	0,3	0,3
väikepuistu F	27	0,5	0,3	0,3	0,3
salumetsad A–B	28	0,5	0,4	0,7	0,7
salumetsad C	28	0,3	0,35	0,5	0,5
salumetsad D	28	0,2	0,2	0,7	0,7
salumetsad E	28	0,6	0,65	0,9	0,9
salumetsad F	28	0,2	0,2	0,4	0,4
soovikumetsad A–B	29	0,2	0,2	0,2	0,2
soovikumetsad C–D	29	0,1	0,1	0,2	0,2
soovikumetsad E–F	29	0,3	0,25	0,3	0,3
samblasoometsad A–B	30	0,3	0,25	0,3	0,3
samblasoometsad C–D	30	0,2	0,3	0,2	0,3
samblasoometsad E–F	30	0,35	0,3	0,3	0,3
rohusoometsad A–B	31	0,25	0,25	0,2	0,2
rohusoometsad C	31	0,1	0,2	0,2	0,2
rohusoometsad D	31	0,1	0,2	0,3	0,3
rohusoometsad E–F	31	0,35	0,35	0,5	0,5
palumetsad A–B	32	0,4	0,45	0,3	0,3
palumetsad C	32	0,3	0,4	0,3	0,3
palumetsad D	32	0,25	0,25	0,3	0,3
palumetsad E–F	32	0,55	0,6	0,5	0,5
laanemetsad A–B	33	0,4	0,35	0,3	0,3
laanemetsad C	33	0,3	0,4	0,3	0,3
laanemetsad D	33	0,25	0,25	0,2	0,2
laanemetsad E	33	0,55	0,55	0,7	0,7
laanemetsad F	33	0,3	0,3	0,2	0,2
loometsad A–B	34	0,5	0,45	0,5	0,5
loometsad C–D	34	0,4	0,4	0,4	0,4
loometsad E–F	34	0,55	0,55	0,7	0,7
kõdusoometsad A–B	35	0,25	0,2	0,2	0,2
kõdusoometsad C–D	35	0,15	0,1	0,1	0,1
kõdusoometsad E–F	35	0,45	0,35	0,5	0,5
rabastuvad metsad A–B	36	0,3	0,2	0,2	0,2
rabastuvad metsad C–D	36	0,25	0,2	0,2	0,2
rabastuvad metsad E–F	36	0,35	0,2	0,3	0,3
nõmmemetsad A–B	37	0,55	0,55	0,3	0,3
nõmmemetsad C–D	37	0,5	0,4	0,2	0,2
nõmmemetsad E	37	0,65	0,6	0,3	0,3
kasutus teadmata (põllumajandusmaa)	38	0,2	0,3	0,4	0,4
püsirohumaa A–B	39	0,1	0,3	0,4	0,5
püsirohumaa D	39	0,15	0,2	0,2	0,35
püsirohumaa C	39	0,15	0,2	0,3	0,4
põllukultuurid A–B	40	0	0,2	0,2	0,3
põllukultuurid C–D	40	0	0,1	0	0,1
püsirohumaa A–B	41	0,3	0,6	0,4	0,3
püsirohumaa C–D	41	0,3	0,6	0,4	0,3
väärtuslik püsirohumaa A–B	42	0,1	0,55	0,45	0,5
väärtuslik püsirohumaa C–D	42	0,1	0,5	0,4	0,45
karjatamine metsas A–B	43	0,6	0,45	0,6	0,6

karjatamine metsas C–D	43	0,6	0,45	0,6	0,6
tehisalad – teed ja majad	44	0,2	0,4	0,5	0,5
soostunud avakooslused A–B	45	0,2	0,2	0,5	0,5
soostunud avakooslused C–D	45	0,2	0,2	0,3	0,3
muu (metsa)kooslus	46	0,1	0,1	0,2	0,2
muud rohumaad NA	47	0,6	0,6	0,6	0,6
karjäärid NA	48	0,25	0,4	0,1	0,1
karjäärid B	48	0,25	0,55	0,7	0,7
karjäärid C	48	0,2	0,5	0,6	0,6
karjäärid D	48	0,2	0,3	0,1	0,1

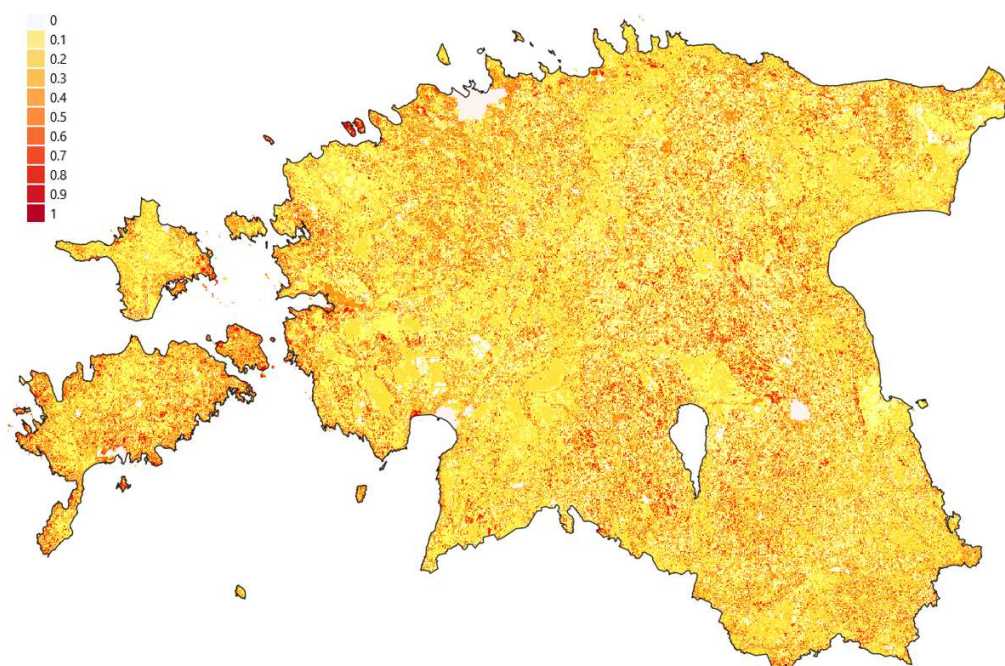
3) Tolmeldajate korjekaugused ja tolmeldajarühma suhteline ohtrus.

Keskmise korjekauguse arvestamine on vajalik, et võtta arvesse tolmeldajate maastikulist liikumist ning ökosüsteemide sidusust tolmeldajatele. InVEST lubab lisada hinnangusse palju erinevaid liigirühmasid, liike või funktsionaalseid rühmasid (näiteks väikese lennuraadiusega liigid vs maastikus laiemalt ringi liikuvad liigid). Valisime antud töö läbiviimiseks nn "nädistolmeldaja" lähenemise, kus võeti Eesti maastike tolmeldajate "keskmised" väärtused, et saada üldine hinnang tolmeldajate maastikulise liikumise ja levi kohta. Nn "nädistolmeldaja" on tolmeldaja, kelle korjeraadius on 400 m ja kes pesitseb nii maas kui õõnsustes. Nädistolmeldaja korjeraadius määrati kirjandusandmete põhjal arvestades Eesti põhiliste tolmeldajarühmade (erakmesilased, kimalased) korjekaugusi. Erakmesilaste keskmiseks korjekauguseks võib pidada 200 m, kimalastele antud hinnangud on üle 500 m (mitmes töös 530 m) (Gathmann & Tschardt, 2002).

Tulemused:

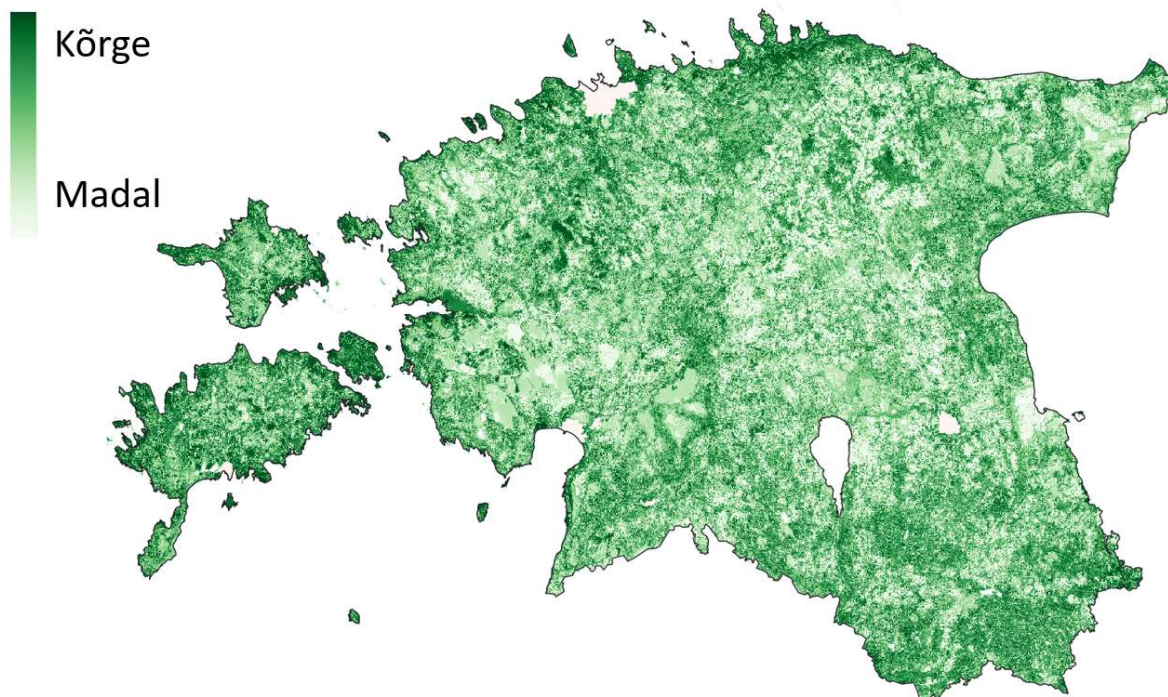
1) Tolmeldamishüve maastikus, näited joonistel R5–R7.

Suvine suhteline õiterohkus



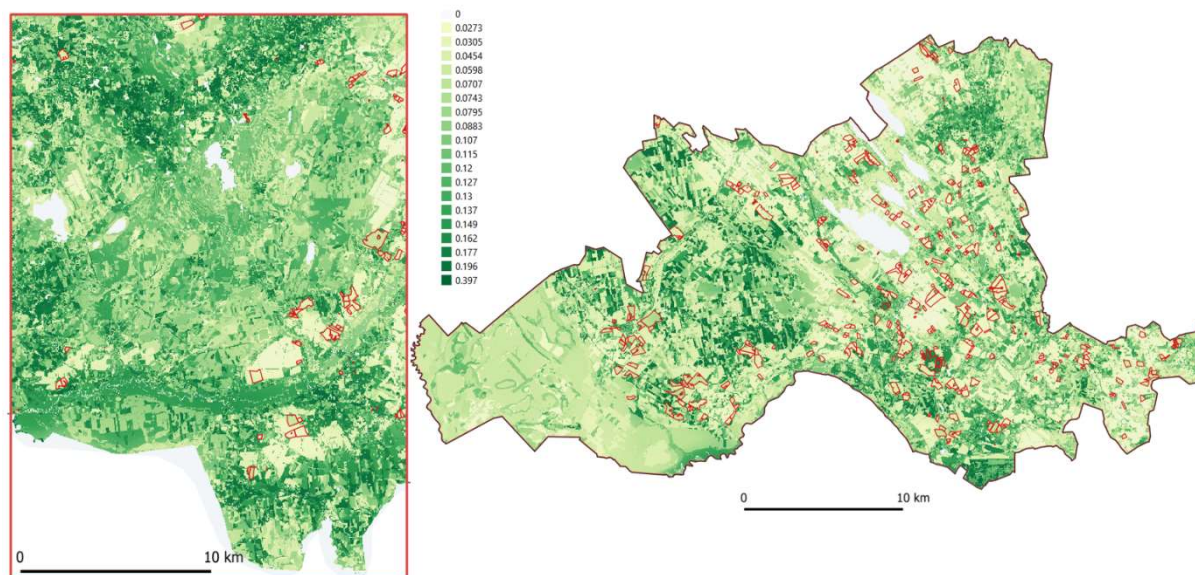
Joonis R5. Suvine suhteline õiterohkus Eesti maastikes.

Tolmeldamishüve Eesti maastikes



Joonis R6. Tolmeldamishüve pakkumine Eesti maastikes.

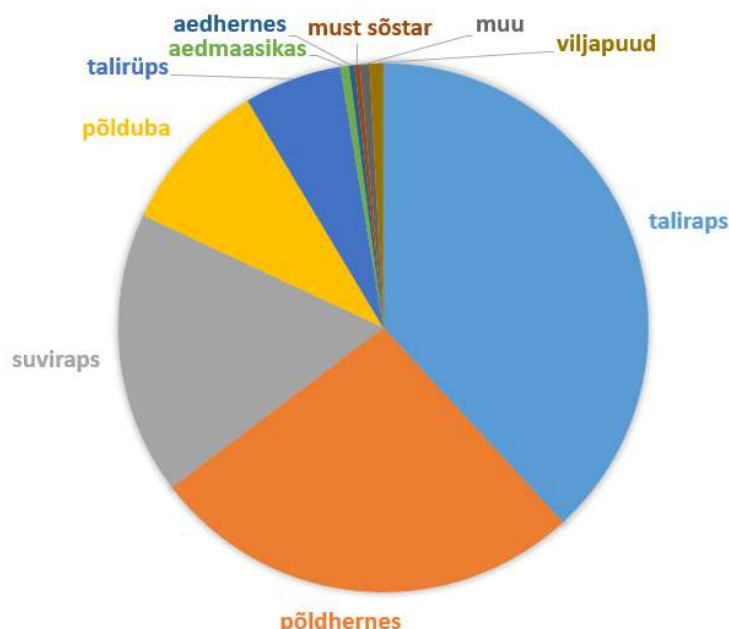
Tolmeldamishüve Karula ja Tartu piiootaladel



Joonis R7. Tolmeldamishüve pakkumine Karula ja Tartu piiootaladel. Suuremad väärtused (tumedamad toonid) näitavad tolmeldamishüve suhteliselt kõrgemat pakkumist, heledad toonid tolmeldamishüve suhteliselt madalamat pakkumist. Punase piiriga on tähistatud 2019. aastal tolmeldamist vajavad põllukultuurid. Tartumaal on tolmeldamist vajavaid põllukultuure palju, kuid tolmeldamise hüve pakkumine on väiksem kui Karulas.

2) Põllukultuuride tolmeldamine.

Kui välja arvata köögiviljakasvatused, seemnekasvatusalad ja väikeaiad, oli PRIA registri andmetel 2019. aastal peamisi saagikuse tagamiseks tolmeldamist vajavaid kultuure (aedhernes, aedmaasikas, aeduba, aroonia, ebaküdoonia, kirsipuu ja murel, jõhvikas, must sõstar, mustikas, punane sõstar, päevalill, raps, rüps, õunapuu jt) kasvamas Eesti põldudel ca 12% põllumajandusmaast ehk 118 734 ha. Neist suurimal pinnal kasvatati rapsi (55% pinnast), aga ka kaunviljalisi, rüpsi, aedmaasikaid jpt.



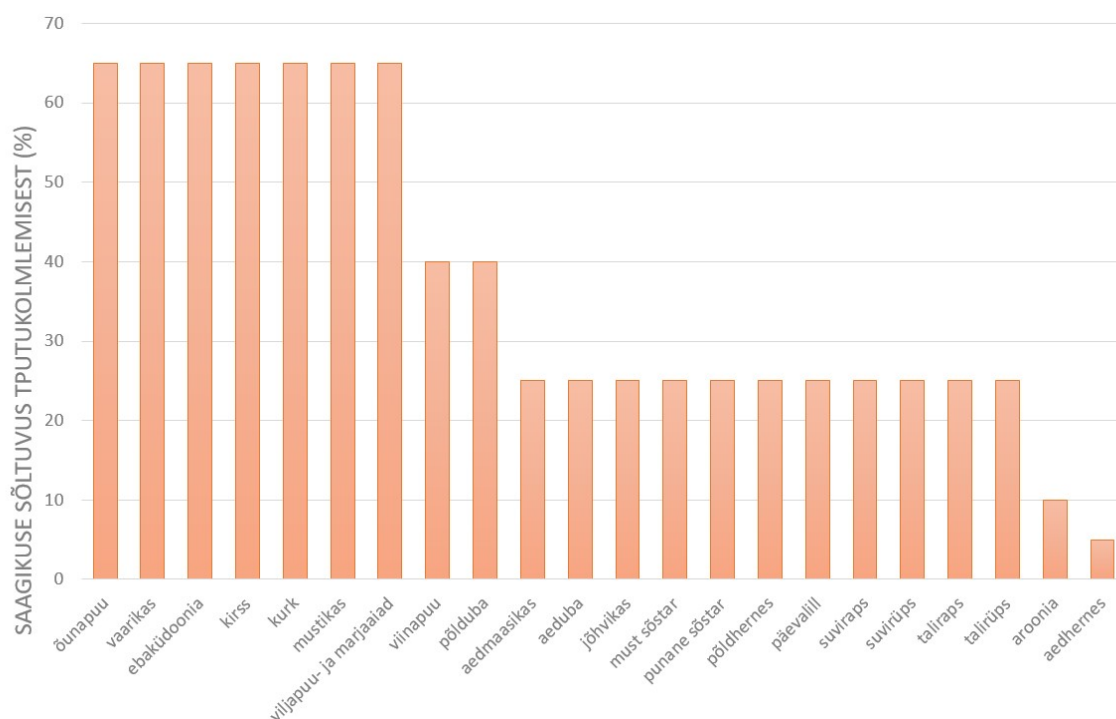
Joonis R8. PRIA põllukultuuride registri 2019. aasta seisuga kasvamas Eestis ca 118 734 ha tolmeldamist vajavaid kultuure (välja arvatud söödaks kasvatatavad putuktolmlevad taimed nagu näiteks ristik, lutsern jne, väga väikesepinnalised tootmised, köögiviljaaiad ning seemnetootmised).

Antud töö raames hindasime looduslike tolmeldajate mõju 22 tolmeldamist vajava põllukultuuri põldudele, tabel R2. Igale põllukultuurile lisati analüüside läbiviimiseks hinnang saagikuse sõltuvusest tolmeldajatest, tuginedes Zulian et al., 2013; Zulian et al., 2014 ja Klein et al., 2007 andmetele, joonis R9. Sõltuvus tolmeldajatest väljendatakse protsentuaalselt skaalast 0–100, 0 tähendab, et põllukultuur ei sõltu tolmeldajatest (on tuultolmlev või isetolmlev), 100 tähendab, et kogu saak sõltub tolmeldamise olemasolust. Ka suur putuktolmlevatavaid põllukultuure saab osaliselt ilma tolmeldajateta hakkama (on mõõdukalt isetolmlevad või omavad teisi tolmeldamisstrateegiaid lisaks putuktolmlemisele), kuid olenevalt kultuurist suurendab edukas tolmeldamine oluliselt saaki.

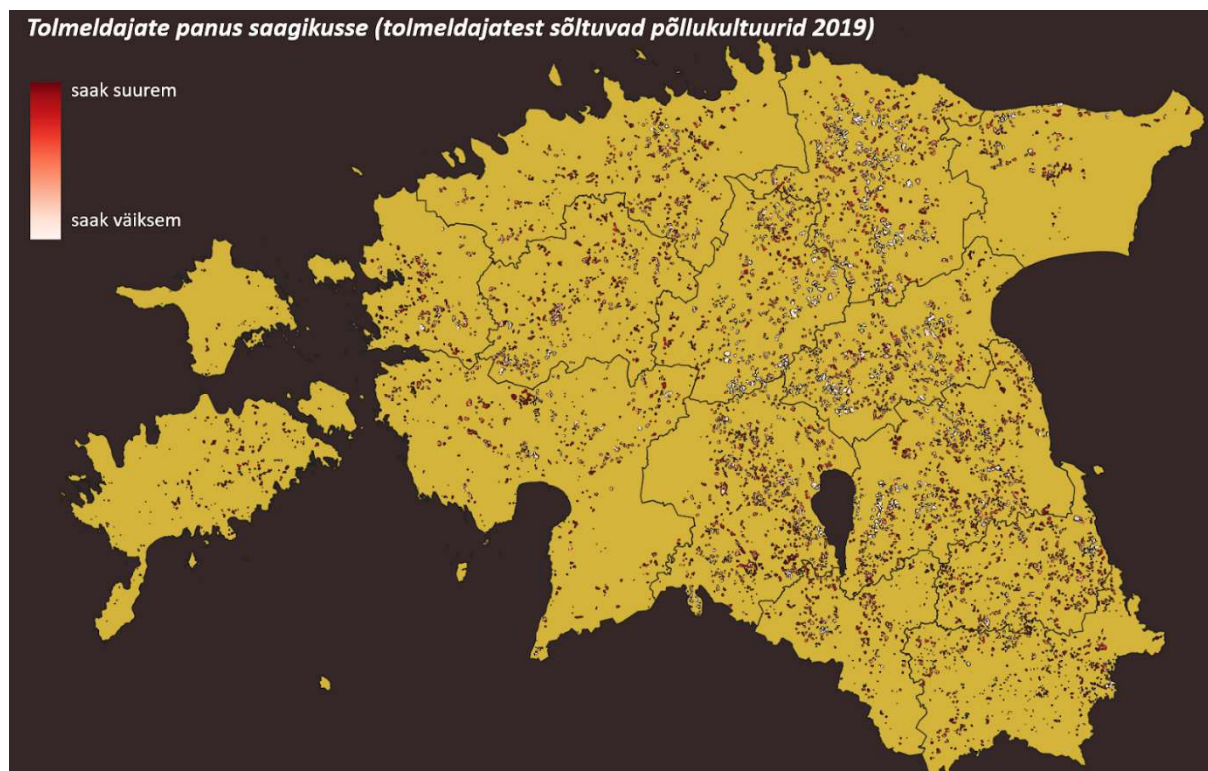
Tabel R2. Tolmeldajatest sõltuvate põllukultuuride kasvupind 2019. aastal ning vastavate kultuuride saagikuse sõltuvus tolmeldajatest (Zulian et al., 2013; Chapin, 2014).

Põllukultuur	Pindala 2019 (ha)	Saagikuse sõltuvus tolmeldajatest (%)
aedhernes	401	5
aedmaasikas	624	25
aeduba	71	25
aroonia	61	10
ebaküdoonia	4	65
jõhvikas	15	25
kirss	2	65

kurk	79	65
must sõstar	381	25
mustikas	126	65
punane sõstar	31	25
põldhernes	31 490	25
põlduba	11 233	40
Päevalill	16	25
suviraps	20 531	25
suvirüps	194	25
taliraps	45 303	25
talirüps	7085	25
vaarikas	102	65
viinapuu	12	40
viljapuu- ja marjaaiad	271	65
õunapuu	702	65

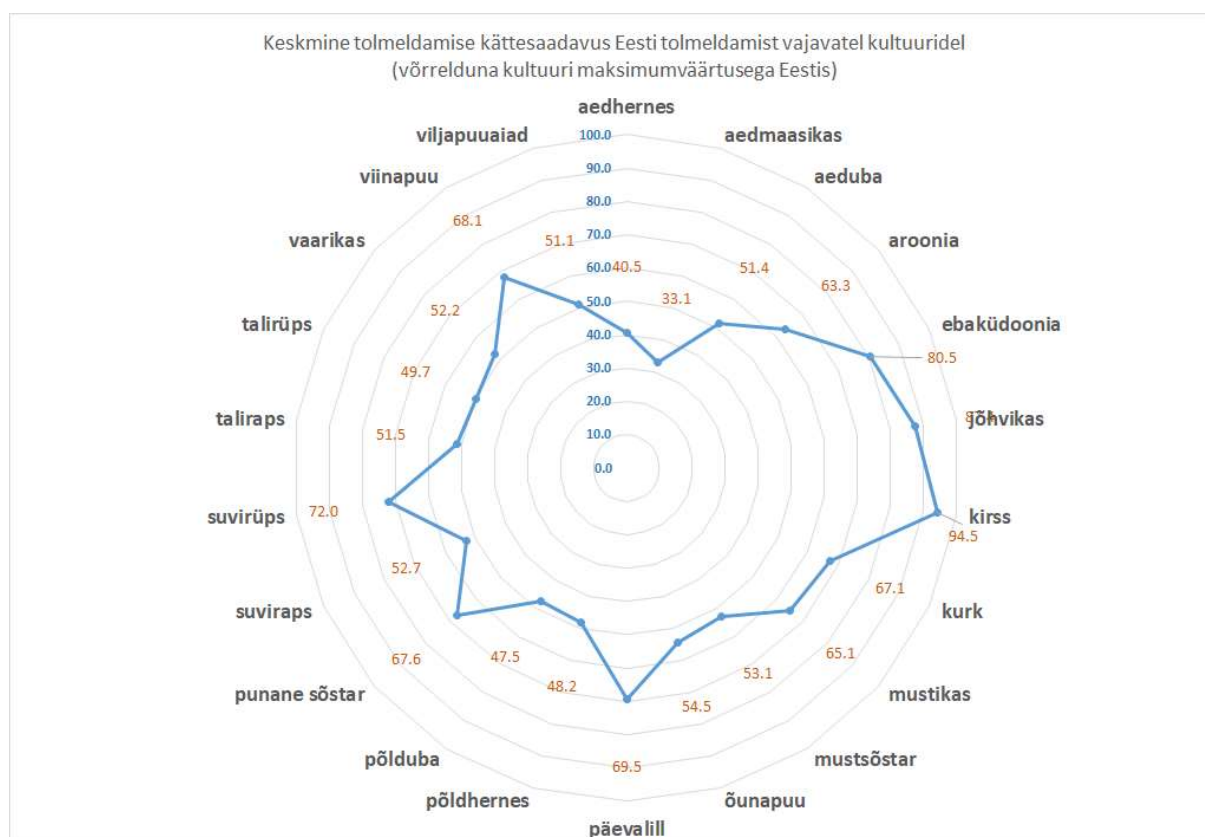


Joonis R9. Eesti peamiste tolmeldamist vajavate põllukultuuride saagikuse sõltuvus putuktolmlemisest. Allikad Zulian et al., 2013; Chapin, 2014.



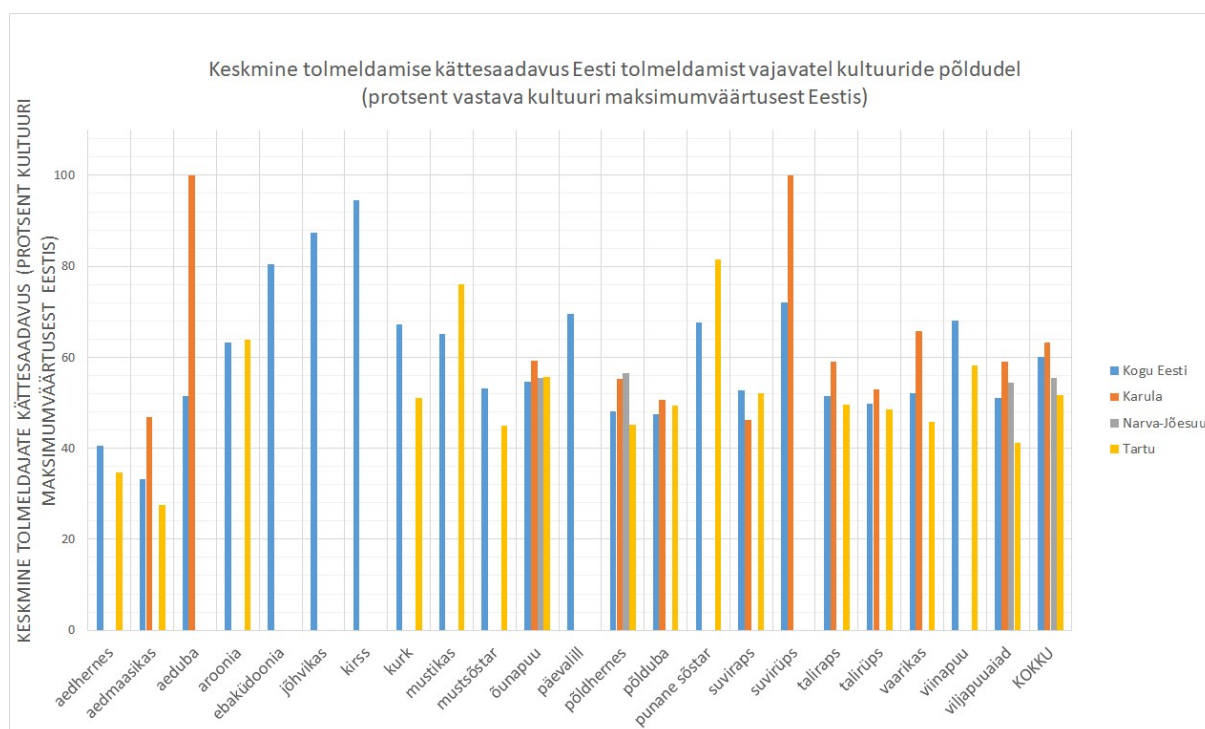
Joonis R10. Tolmeldajate mõju tolmeldamisest sõltuvate põllukultuuride saagikusele. Mida tumedama punasega on tähistatud põllud, seda suurem on tõenäoliselt tolmeldajatest sõltuv saagikus. Põllu saagikust mõjutab tolmeldajatele sobivate elupaikade ja toitumiskohtade paiknemine põllu ümber.

Lähemalt vaatasime tolmeldamishüve kättesaadavust ja mõju saagikusele kolmel pilootalal võrrelduna üle-eestiliste mustritega (joonis R11). Võtsime võrdluse aluseks vastavate kultuuridega kaetud põldude maksimaalse tolmeldamishüve, mis üle-eestiliselt tuvastatud (nt maksimaalne tolmeldamishüve väärtus aedmaasika põldudel Eestis). Arvutasime, kui palju protsentuaalselt on Eesti vastavate kultuuride põldudel tolmeldamishüve tagatud võrreldes vastava kultuuri maksimumväärtusega. Saadud väärtus näitab maastiku kvaliteeti tolmeldajatele Eesti tolmeldamist vajavate põldude vahetus läheduses ning viitab, milline on Eesti tolmeldamist vajavate põldude seisund võrreldes maksimaalse väärtusega. Peamiste tolmeldamist vajavate kultuuridega kaetud põldude tolmeldajate arvukus oli maksimaalsega võrreldes võrdlemisi madal, keskmiselt üle-eestiliselt 60%, kusjuures mitmelt tugevalt tolmeldamisest sõltuval kultuuril (aedmaasikas, õunapuu jt viljapuud) jäid väärtused üle-eestilisele keskmisele alla (joonis R11).



Joonis R11. Peamiste tolmeldamist vajavate kultuuride tolmeldamise kättesaadavus Eesti põldudel võrrelduna vastava kultuuri maksimumväärtusega. Valdavalt on maksimumiga võrreldes olulisi vajakajäämisi just suure tolmeldamisvajadusega liikidel – aedmaasikas, õunapuu, suviraps, taliraps, talirüps.

Pilootaladest on tolmeldamishüve kättesaadavus suurim Karulas ja väikseim Tartus (vastavalt keskmiselt, samas on just Tartu pilootalal vaadeldud pilootaladest tolmeldamist vajavate kultuuride kasvupind suurim (Tartus 3184 ha, Karulas 635 ha ning Narva-Jõesuus 227 ha) (joonis R12).



Joonis R12. Keskmine tolmeldamise kättesaadavus Eestis tolmeldamist vajavate kultuuride põldudel.

Kuidas tolmeldamise hüve kaardikihte kasutada?

Töö tulemusena loodi kolm kaardikihti, millest igaüks annab olulist infot Eesti maastikuplaneerimise ning põllumajandussaaduste kasvatamise kohta.

1) Eesti õiterohkuse kaart - aitab planeerida mesitarusid ning näitab, kus on maastikus vajakajäämised tolmeldajate toidulaua osas.

2) Tolmeldamishüve pakkumise kaart – üleestiline kaart, mis näitab, kus on

3) Põllukultuuride tolmeldamishüve kaardikiht. Näitab iga põllu kohta tolmeldajatest sõltuvat saagikust (tolmeldajatest sõltuvate põllukultuuride kohta) ning iga põllu tolmeldamishüve st looduslike tolmeldajate esinemist ja põllu potentsiaalset külastamist looduslike tolmeldajate poolt. Kaardikiht aitab planeerida põllukultuuride paiknemist (kasvatada tolmeldajatest sõltuvaid kultuure seal, kus on ka tolmeldajaid) ning planeerida paremaid põllumajandusmaastikke, kus tolmeldamishüve on tulemuslikumalt tagatud.

NB: Enne, kui modelleerimise abil saadud tolmeldamise väärtused lisada majandusarvestusse vajavad kõikide kaardikihtide tulemused ja ka sisendandmed valideerimist ja täpsustamist välitöödel (saagikkus, tolmeldajate levik ja arvukus, õiterohkus jm). Hinnanguliselt vajab Eesti oludele parima sobivusega tolmeldamismudeli lõplik valmimine ca 1-aastast lisaprojekti.

Arutelu: Tolmeldamisteenuse kättesaadavust maastikes tagab kaks olulisimat tegurit: tolmeldajate toidubaasi olemasolu (mitmekesise loodusliku taimkattega õiterohkete ökosüsteemide olemasolu jt toiduressurssi pakkuvad alad) ning pesitsuspaikade olemasolu. Tolmeldamisteenuse kättesaadavust hakkab pidurdama neist kõige limiteerivam faktor. Sageli on pesitsuspaikade esinemine ning toidubaasi esinemine omavahel seotud – nii mõnedki elupaigad (nt kuivad pärandniidud) on nii head toitumispaigad kui pesitsuspaigad, kuid leidub ka erinevusi - nii võivad näiteks märjad niidud või sood olla heaks toitumispaigaks, kuid võrdlemisi kehvaks pesitsuspaigaks ning metsad (eriti metsaservad) omakorda olla olulised pesituspaigad, kuid mitte nii head toitumispaigad. Tolmeldamisteenust soosib maastikuline mitmekesisus ning erinevate heas seisus elupaikade esinemine, eriti suurt tähelepanu

tuleb sellele pöörata just põllumajandusmaastikes, kus tolmeldamisteenus on oluline nii saagikusele kui ka tootmise jätkusuutlikkusele. Põllumajandusmaastikes aitavad tolmeldamisteenust parandada nii pärandniidud põldude läheduses (vähemalt 200–500 meetri raadiuses, mis on paljude looduslike tolmeldajate realistlik lennukaugus) ning spetsiaalsete mitmekesisest taimestikust õiterohkete ribade-rohumaalaidude rajamine põllumaadele. Oluline on tähele panna, et looduslike tolmeldajate roll tolmeldamisteenuse pakkumisel on väga tähtis (meemesilastest üksi tolmeldamisteenuse tagamiseks ei piisa) ning tolmeldamisteenuse kättesaadavuse parandamine peab toimuma läbi looduslike tolmeldajate mitmekesiste elupaiga ja toiduvajaduste toetamise.

Edasised vajadused tolmeldamisteenuse puhul

Vajalik on tolmeldamismudeli valideerimine ja andmestike täpsustamine. Hetkel koostatud mudel põhineb ekspertarvamusel ja kaardipõhisel analüüsil tolmeldajate pesitsuspaikade sobivuse ning õiterohkuse kohta. **Sisendandmete paremaks parametrizeerimiseks oleks oluline koondada ja koguda välitööandmeid ELME elupaigatüüpidelt ja eri seisundiklassidest.** Vajakajäämised on nii metsades kui põllumajandusmaastikes (erinevad püsirohumaad, servad, väikepuistud jne), kus kindlasti saaks mudeli parameetreid täpsustada ja mudelit parandada. Antud mudelis ei ole eristatud erinevaid servaelemente (põlluservad, teeservad, metsaservad). Nende lisamine baaskaardile samuti täiendaks oluliselt tolmeldamisteenuse hinnanguid. Samuti on näha, et avatud alade määramine erinevatesse ökosüsteemidesse (antud juhul kuivad avatud alad ja soostunud alad) ei ole piisav (ega ka piisavalt täpne), et tagada nende ökosüsteemide puhul reaalsusele vastav kaardistus.

Kaardistatud indeksile tuleks võimalusel juurde eraldi kihina hinnang taimekaitsevahendite kasutamisest tekkivast mõjust tolmeldamishüvele maastikes, kuna tegu on olulist kulu põhjustava välismõjuga (Eesti keskkonnakasutuse välismõjude..., 2019). Sellekohased ruumiandmed Eestis puuduvad.

3.2.5. Elupaikade pakkumine

3.2.5.1. LIIGILISE MITMEKESISUSE TAGAMINE

LIIGIFONDID

Liigifondide ja Eesti taimeatlase andmete kombineerimine

Iga elupaigatüübi kohta koostati soontaimede liigifondid, mille tarbeks koondati erinevatest allikatest pärit andmed elupaikade liigilise koosseisu kohta. Niidu- ja sooökosüsteemide tarbeks koondati ELME projektis kasutatud elupaigatüüpide ja seisundiklassi rühmade kaupa liigifondid PKÜ ja ELFi niitude ja soode andmebaasist (väljavõte mai 2020). Andmebaaside koostamise käigus on igal polügoonil kirjeldatud liigiline koosseis, mis aga on väga varieeruva kvaliteediga, mistõttu neid andmeid otse kasutada ei saa. Teiste elupaigatüüpide kohta leiti soontaimede liigifondid kirjanduse ja välitöödel kogutud andmete põhjal. Metsade puhul kasutati Eesti metsa kasvukohatüüpide kirjeldusi (Lõhmus, 1984) ning välitööandmeid (Asko Lõhmuse grandit ETF6457 alade andmebaas, Meelis Pärteli juhitava projekti "Nutikas elurikkuse kaitse Eesti loodus- ja majandusmetsades: ökoinformaatika lahendused Eesti lõunaosa näitel" (Pärtel et al., 2018) välitööandmed, Tea Tulluse andmebaas turberaiesmike ja lehtpuupuistute kohta, Aveliina Helmi andmebaas noorte loometsade ja loometsa raiesmike kohta), A ja B klassi loometsade jaoks Paal et al. (2017) uuringut. Põllumajandusmaastike liigifondide määramiseks (püsirohumaad, lühiajalised rohumaad, väärtuslikud rohumaad) kasutati välitöödel kogutud andmeid (Aveliina Helm, projekt "Loodusliku elurikkuse säilitamine põllumajandusmaal", Helm et al., 2020; Eve Veromann, QuESSA projekti avaldamata andmed, www.queessa.eu; Holland et al., 2020) ning muudele looduslikele ja poollooduslikele rohumaadele allikas Paal, 1997 toodud liiginimekirju õuede ja teeservade taimestiku klassist. Kus võimalik, eraldati liigifondide andmetes eri

seisundiklasside liigifondid, kasutades andmestikes olevat infot kas uurimisalade vanuse ja seisundi kohta või PKÜ ja ELFi andmebaaside puhul kasutades seal antud Natura seisundiklassi hinnanguid. Seisundiklasside kohta leiti liigifondid osaliselt ELME seisundiklasse koondades, näiteks A ja B seisundiklassid liideti kõigi elupaigatüüpide puhul, C ja D seisundiklassid liideti niitude ja soode puhul, metsade puhul liideti omavahel A ja B klass (A + B) ning E ja F klass (E + F) ning klassid C ja D käsitleti eraldi.

Andmebaasist koondatud liiginimekirjade põhjal tuvastati igale elupaigatüübile ja seisundiklassile iseloomulikud liigid, jaotades need sageduse alusel nelja gruppi:

1 – vastavas elupaigatüübis sagedad liigid, mille sagedus oli vähemalt 50% vastava elupaigatüübi ja seisundiklassi puhul tuvastatud kõige sagedasemast liigist (st kui elupaigatüübi vastava seisundiklassi kõige sagedasem liik esines 100 vaadeldud alal, siis klassi number 1 kuulus iga liik, mida leidis vähemalt 50 alal);

2 – vastavas elupaigatüübis ja seisundiklassis keskmise sagedusega liigid, mis esinesid 10–50% aladest võrreldes kõige sagedasema liigiga.

3 – vastavas elupaigatüübis ja seisundiklassis harvad liigid, mis esinesid vähem kui 10% aladest võrreldes sama elupaigatüübi ja seisundiklassi kõige sagedasema liigiga.

4 – väga harvad liigid, mis esinesid vähem kui 5% aladest võrreldes sama elupaigatüübi ja seisundiklassi kõige sagedasema liigiga.

Lisaks on eraldi välja toodud vastavas elupaigatüübis leidunud dominandid ja kaasdominandid, ehk liigid, mille alasisene arvukus on tõenäoliselt kõrge. Need on esitatud liigifondide nimekirjades.

Liigifondidele tuginevates analüüsides (ravimtaimed, söögitaimed, söödataimed, kultuurtaimede looduslikud sugulased) kasutati vaid sagedaid ja keskmise sagedusega liike, kuna harvade ja väga harvade liikide esinemine sõltus tugevalt kasutatud andmeallikate mahukusest. Nii koostati näiteks rabade liigifondid rohkem kui 800 ja madalsoode liigifondid rohkem kui 1500 inventeeritud ala põhjal, mistõttu olid harvate ja väga harvate liikidena loetletud väga suur hulk rabades väga haruldasi ja harvaesinevaid liike. Nende kasutamine liigifondidele tuginevates analüüsides oleks põhjendamatult paisutanud vaadeldavate gruppide liigirikkust (nt ravimtaimede liigirikkust), tehes saadud tulemused ebarealistlikuks.

Kokku koostati liigifondid 86 elupaiga-seisundiklassi kombinatsioonile, liigifondide andmestik hõlmab rohkem kui 25 000 taimevaatlust eri elupaikadest ning 1000+ liiki. Kõige esinduslikumad liigifondid on soodest (ELFi põhjalik andmestik), tavalisematelt pärandniitudelt (PKÜ andmestikud jm) ning kõrges seisundiklassis metsadest. Vajakajäämisi on elupaikades, mille osas spetsiaalseid inventuure pole läbi viidud: karjäärid, avatud alad (nii kuivad kui soostunud) väljaspool pärandniitusid, osad pärandniidud (nõmmeniidud, puiskarjamaad), väikepuistud ning põllumajandusmaastike ökosüsteemid ja elemendid (püsirohumaad, väärtuslikud püsirohumaad eri muldadel, põllusaared, kraaviservad, põlluservad jm), teeservad (need on ka eraldi kaardistamata) jt otsese looduskaitsele tähelepanuta elupaigad. Samuti vajab spetsiaalset tähelepanu teave elupaiga eri seisundiklasside liigilise koosseisu kohta. Liigifondid ja nende koostamise allikad on esitatud koos aruandega tabelis `Liigifondid_tolmeldamine_ ja_liikide_tunnused.xls`.

Liigifondide sagedasemate ja keskmise sagedusega nimekirjad seostati baaskaardil elupaigatüüpide leviku ja seisundiklasside koondamisel moodustatud rasterkaardi abil Eesti taimeatlase (<https://ottluuk.github.io/atlas/>) andmetega, lisades rasterkaardi igale pikslile vastava piksli elupaiga

ja seisundiga seotud liigifondi liigi vaid juhul, kui vastav liik oli tuvastatud ka sama piirkonna taimeatlase vaatlusruudus. Sel moel leiti igale elupaigalaigule tema **tõenäoline liigiline koosseis**.

Saadud liigifondide andmed annavad taustaandmeid ökosüsteemide olulisuse kohta soontaimede liigifondi hoidmisel ning võimaldavad edasisi analüüse. Eraldi teenusena saadud tõenäolist liigilist koosseisu ei käsitletud, kuid antud töös kasutati liigifondide ja taimeatlase andmete ühendamisel saadud tulemust nende looduse hüvede arvutamiseks, mis sõltuvad taimestiku koosseisust: ravimtaimede potentsiaalne esinemine (peatükk 3.2.7), kultuurtaimede sugulasliikide potentsiaalne esinemine (peatükk 3.2.7), kõrge söödaväärtusega taimeliikide esinemine (peatükk 3.1.1.), inimese poolt kasutatavate söödavate taimeliikide esinemine (peatükk 3.1.2) ning tolmeldamine (peatükk 3.2.4).

Modelleeritud elupaikade pakkumise indikaatorid

Indikaator (1): Elupaikadele iseloomulike suunisliikide potentsiaalne liigirikkus.

Indikaator (2): Sobivus elupaikadele iseloomulike suunisliikide esinemiseks.

Kaardistusüksus: üleestiline, piksli suurus 125 x 240 m

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: EELISe, Taimeatlase, PlutoF, GBIF (<https://www.gbif.org/>) andmed ekspertide valitud liikide leiukohtade kohta.

Kirjeldus: Elurikkus on looduse hüvede pakkumise alus (Cardinale et al., 2012). Ökosüsteemide mitmekesised funktsioonid (aineringed, primaarproduksioon, lagundamine, geneetiline mitmekesisus, liikidevahelised interaktsioonid jm) sõltuvad nende heast ökoloogilisest toimimisest, mille aluseks omakorda on kooslusele iseloomulike liikide esinemine ja nende populatsioonide hea seisund. Nii tagavad elurikkad ja hästi funktsioneerivad ökosüsteemid erinevate looduse hüvede säilimise ja toimimise. Elupaikade pakkumist looduslikele liikidele käsitletakse aga ka ennast kui ühte mõõdetavat looduse hüve - ühest küljest on tegu teiste hüvede toimimist mõjutava hüvega, teisalt on tegu ka eraldiseisva looduse hüvega, kuna on liikide ja elurikkuse säilimine on oluline loodusturismile kui majandusharule (Chung et al., 2018), inimestele üldisemalt empaatiliselt (Miralles et al., 2019) ja kultuurililiselt (ravimtaimed, rahvusliigid jne). Antud projekti raames kaardistatud elupaikade pakkumise hüve väljendab Eesti maastike ja elupaikade rolli ja tähtsust Eesti ökosüsteemidele iseloomulikele liikidele elupaiga pakkumises. Hüve kaardistamiseks rakendasime suunisliikide (ehk indikaatorliikide kimbu, mis aitab jälgida ja arvestada nende ökosüsteemide funktsionaalset terviklikkust) elupaiga sobivusmudelite meetodit, kus a) tuvastasime vaatlusaluste elupaigarühmadele (põld, mets, niit, soo) iseloomulikud suunisliigid ja b) kaardistasime vaadeldud suunisliikidele potentsiaalselt sobivaimad kohad Eesti maastikes.

Töö raames valiti igale vaadeldud elupaigarühmale – metsad, sood, niidud, põllumajandusmaastikud – liikide elupaiga ekspertide hinnangule ja teaduskirjandusele tuginedes suunisliigid. Osa metsasuunisliike võeti tööst Lõhmus et al., 2020, ülejäänute valimisel osalesid Anneli Palo, Tea Tullus, Asko Lõhmus, Ann Kraut, Piret Lõhmus, Kai Vellak, Kadri Runnel, soode puhul Eerik Leibak, Anneli Palo ja Kai Vellak. Niiduliikide valik põhineb töö Helm & Toussaint 2020, põlluliikide valimisel osales ELME ekspertgrupp (Aveliina Helm, Eve Veromann). Igale suunisliigile moodustati üleestilised elupaiga potentsiaalse sobivuse mudelid (*species distribution model* – SDM). Liigid valiti nii, et nad oleksid elupaiga tähelepanuväärsete ja/või iseloomulike liikide hulgas, üheskoos esindaksid antud elupaiga laia varieeruvust (oleksid seotud erinevate metsa, niidu- ja sooelupaigatüüpidega ja -elupaikade võtmedimensioonidega), esindaksid kaitsealuseid ja EL loodusdirektiivi lisade liike (kuigi liigid ise ei pruukinud kaitse all olla) ning oleksid ekspertide hinnangul indikaatoriks elupaiga heast seisundist ning ka teiste haruldasemate ning elupaigale iseloomulike liikide esinemisest. Samal ajal peeti silmas, et esindatud oleks nii haruldasemad kui ka tavalisemad (sh mittekaitsealused) liigid. Tavalisemate liikide valikul peeti silmas, et tegu oleks heade indikaatoritega, nt niitude puhul kullerkupp, pääsusilm,

nurmek, põldlõoke, sookiur, mis on viimastel aastatel näidanud langustrendi. Liikide nimekiri on esitatud tabelis R3, koos liigi valiku aluseks olnud näitajatega. Kokku modelleeriti 169 suunisliiki, neist 19 olid põllumajandusmaastike, 78 metsade, 49 niitude ja 46 soode suunisliigid. Paljud liigid olid suunisliigiks kahele elupaigarühmale, nt punajalg-tilder on suunisliigiks nii niitude kui soode puhul.

Tabel R3. Indikaatorina kasutatavad liigid, millest igapäevale modelleeriti individuaalsed elupaiga sobivuse mudelid ning mis seejärel summeeritakse elupaigarühmade kaupa.

PÕLD	METS	NIIT	SOO	Elustikurühm	Ladinakeelne nimi	Eestikeelne nimi
	1			TEOD	<i>Acanthinula aculeata</i>	ogatigu
	1			LINNUD	<i>Accipiter gentilis</i>	kanakull
	1			SAMBLIKUD	<i>Acrocordia gemmata</i>	suur kühmsamblik
	1			LINNUD	<i>Aegolius funereus</i>	karvasjalg-kakk
1		1		LINNUD	<i>Alauda arvensis</i>	põldlõoke
	1			SOONTAIMED	<i>Allium ursinum</i>	karulauk
	1			SAMBLIKUD	<i>Alyxoria varia</i>	härma-kiiriksamblük
	1			SAMBLAD	<i>Anastrophyllum hellerianum</i>	Helleri ebatähtleht e. Helleri narmaskarikas
		1		SOONTAIMED	<i>Angelica palustris</i>	emaputk
1		1		LINNUD	<i>Anthus pratensis</i>	sookiur
	1		1	LINNUD	<i>Aquila chrysaetos</i>	kaljukotkas
	1			LINNUD	<i>Aquila pomarina</i>	väike-konnakotkas
	1			SAMBLIKUD	<i>Arthonia leucopellaea</i>	valkjäs tähnsamblik
	1			SAMBLIKUD	<i>Arthonia vinosa</i>	puna-tähnsamblik
	1			SOONTAIMED	<i>Asplenium ruta-muraria</i>	müür-raunjalg
	1			SAMBLIKUD	<i>Bacidia fraxinea</i>	saare-mõhnsamblik
	1			SAMBLIKUD	<i>Bacidia laurocerasi</i>	kirss-mõhnsamblik
	1			SAMBLIKUD	<i>Bacidia rubella</i>	punakas mõhnsamblik
	1			SAMBLAD	<i>Bazzania trilobata</i>	kolmehõlmaline batsaania
			1	SOONTAIMED	<i>Betula humilis</i>	madal kask
	1			SAMBLIKUD	<i>Biatoridium monasteriense</i>	rohe-tilksamblik
1				KIMALASED	<i>Bombus hortorum</i>	aedkimalane
1				KIMALASED	<i>Bombus pascuorum</i>	põldkimalane
1				KIMALASED	<i>Bombus subterraneus</i>	urukimalane
1				KIMALASED	<i>Bombus terrestris</i>	karukimalane
			1	LINNUD	<i>Botaurus stellaris</i>	hüüp
	1			SOONTAIMED	<i>Bromus benekenii</i>	varjuluste
	1			LINNUD	<i>Bubo bubo</i>	kassikakk
	1			SAMBLAD	<i>Buxbaumia viridis</i>	roheline hiidkupaar
		1		LINNUD	<i>Calidris alpina schinzii</i>	niidurüdi
	1			SAMBLIKUD	<i>Carbonicola anthracophila</i>	männi-soomusamblik
			1	SOONTAIMED	<i>Carex davalliana</i>	raudtarn
	1			SOONTAIMED	<i>Carex disperma</i>	õrn tarn
	1			SOONTAIMED	<i>Carex globularis</i>	keratarn
	1		1	SOONTAIMED	<i>Carex irrigua</i>	sagristarn
			1	SOONTAIMED	<i>Carex paniculata</i>	pööristarn
1				SOONTAIMED	<i>Centaurea cyanus</i>	rukkilill

		1		SOONTAIMED	<i>Cephalanthera longifolia</i>	valge tolmea
	1			SAMBLIKUD	<i>Chaenotheca gracilentia</i>	sire varjusamblik
			1	LINNUD	<i>Chlidonias niger</i>	mustviies
	1			SAMBLIKUD	<i>Chrysothrix candelaris</i>	puru-väävelsamblik
1				LINNUD	<i>Ciconia ciconia</i>	valge-toonekurg
	1			LINNUD	<i>Ciconia nigra</i>	must-toonekurg
	1			SOONTAIMED	<i>Cinna latifolia</i>	laialehine nestik
			1	LINNUD	<i>Circus aeruginosus</i>	roo-lookull
			1	LINNUD	<i>Circus pygargus</i>	soo-lookull
			1	SOONTAIMED	<i>Cladium mariscus</i>	lääne-mõõkrohi
	1			SAMBLIKUD	<i>Cladonia foliacea</i>	leht-porosamblik
	1			TEOD	<i>Cochlodina orthostoma</i>	sile kedertigu
		1		LIBLIKAD	<i>Coenonympha hero</i>	vareskaera-aasasilmik
	1			SAMBLIKUD	<i>Collema nigrescens</i>	must limasamblik
1		1		LINNUD	<i>Crex crex</i>	rukkirääk
		1		SOONTAIMED	<i>Cypripedium calceolus</i>	kaunis kuldking
1		1		SOONTAIMED	<i>Dactylorhiza baltica</i>	balti sõrmkäpp
	1			SOONTAIMED	<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	vööthuul-sõrmkäpp
		1		SOONTAIMED	<i>Dactylorhiza incarnata</i>	kahkjaspunane sõrmkäpp
	1			SOONTAIMED	<i>Dactylorhiza maculata</i>	kuradi-sõrmkäpp
	1			LINNUD	<i>Dendrocopos leucotos</i>	valgeselg-kirjurähn
		1		SOONTAIMED	<i>Dianthus arenarius</i>	nõmmnelk
		1		SOONTAIMED	<i>Dianthus superbus</i>	aasnelk
	1			SAMBLAD	<i>Dicranum viride</i>	roheline kaksikhammas
	1			SOONTAIMED	<i>Diphasiastrum complanatum</i>	mets-vareskold
1				LINNUD	<i>Emberiza hortulana</i>	põldtsiitsitaja
		1		KAHEPAIKSED	<i>Epidalea calamita</i>	kõre
		1		SOONTAIMED	<i>Epipactis helleborine</i>	laialehine neuuvaip
		1	1	SOONTAIMED	<i>Epipactis palustris</i>	soo-neiuvaip
			1	SOONTAIMED	<i>Eriophorum gracile</i>	sale villpea
		1		LIBLIKAD	<i>Euphydryas aurinia</i>	teelehe-mosaikliblikas
	1			SOONTAIMED	<i>Festuca altissima</i>	mets-aruhein
	1			LINNUD	<i>Ficedula parva</i>	väike-kärbsenäpp
	1			SEENED	<i>Fistulina hepatica</i>	maksak
	1			SEENED	<i>Fomitopsis rosea</i>	roosa pess
	1			SAMBLAD	<i>Frullania dilatata</i>	harilik kariksammal
		1	1	LINNUD	<i>Gallinago gallinago</i>	tikutaja
		1	1	LINNUD	<i>Gallinago media</i>	rohunepp
		1		SOONTAIMED	<i>Gladiolus imbricatus</i>	niidu-kuremõök
	1			SOONTAIMED	<i>Glyceria lithuanica</i>	kahar parthein
	1			SOONTAIMED	<i>Goodyera repens</i>	roomav õövilge
		1	1	SOONTAIMED	<i>Gymnadenia odoratissima</i>	lõhnav käoraamat
	1			SOONTAIMED	<i>Gymnocarpium robertianum</i>	paas-kolmissõnajalg
			1	SAMBLAD	<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	läikiv kurdsirbik

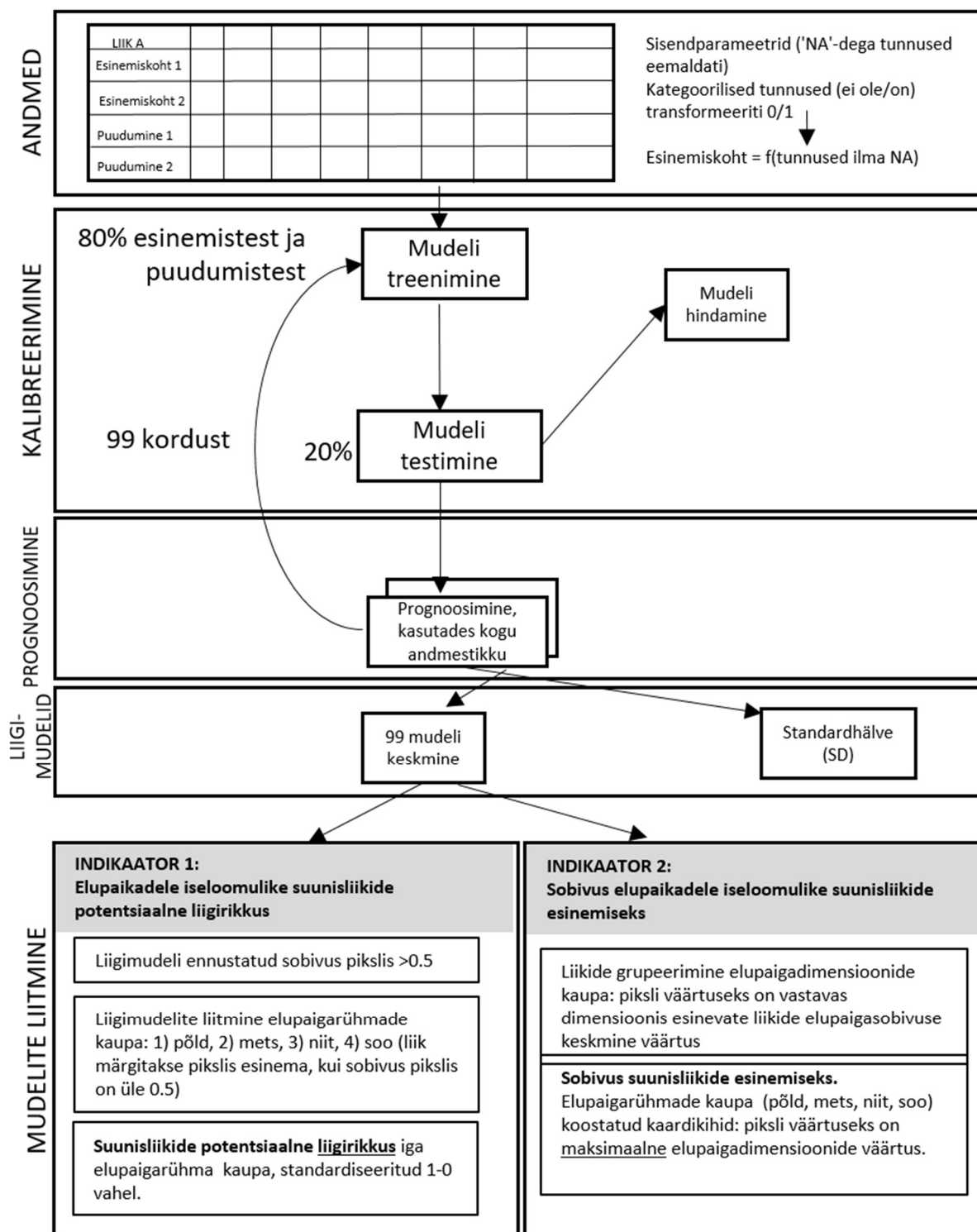
			1	SOONTAIMED	<i>Hammarbya paludosa</i>	sookäpp
1				SOONTAIMED	<i>Helichrysum arenarium</i>	harilik käokuld
	1			SEENED	<i>Hericium coralloides</i>	harunev korallnarmik
		1		SOONTAIMED	<i>Herminium monorchis</i>	harilik muguljuur
1				LINNUD	<i>Hirundo rustica</i>	suitsupääsuke
	1			SOONTAIMED	<i>Huperzia selago</i>	harilik ungrukold
		1		SOONTAIMED	<i>Iris sibirica</i>	siberi võhumõök
		1		LINNUD	<i>Jynx torquilla</i>	väänkael
		1		LINNUD	<i>Lanius collurio</i>	punaselg-õgija
			1	LINNUD	<i>Lanius excubitor</i>	hallõgija
	1			SAMBLIKUD	<i>Lecanactis abietina</i>	kuuse-nublusamblik
	1			SAMBLIKUD	<i>Leptogium saturninum</i>	haava-tardsamblik
	1			SAMBLAD	<i>Leucobryum glaucum</i>	harilik valvik
		1	1	LINNUD	<i>Limosa limosa</i>	mustsaba-vigle
			1	SOONTAIMED	<i>Liparis loeselii</i>	soohilakas
	1			SAMBLIKUD	<i>Lobaria pulmonaria</i>	harilik kopsusamblik
			1	LINNUD	<i>Locustella luscinioides</i>	roo-ritsiklind
		1		LINNUD	<i>Lullula arborea</i>	nõmmelõoke
	1			SOONTAIMED	<i>Lunaria rediviva</i>	mets-kuukress
			1	SOONTAIMED	<i>Lycopodiella inundata</i>	harilik sookold
			1	LINNUD	<i>Lymnocryptes minimus</i>	mudanep
		1		LIBLIKAD	<i>Maculinea arion</i>	nõmme-tähniksinitiib
	1			SOONTAIMED	<i>Malaxis monophyllos</i>	soovalk e. ainulehine sookäpp
		1		SOONTAIMED	<i>Malus sylvestris</i>	mets-õunapuu
	1			SAMBLIKUD	<i>Megalaria grossa</i>	suur nõöpsamblik
	1			SAMBLIKUD	<i>Menegazzia terebrata</i>	harilik poorsamblik
	1			SAMBLIKUD	<i>Micarea hedlundii</i>	karvane kruupsamblik
1		1		LINNUD	<i>Motacilla citreola</i>	kuldhänilane
		1	1	LINNUD	<i>Motacilla flava</i>	lambahänilane
		1		SOONTAIMED	<i>Nardus stricta</i>	jusshein
	1			SAMBLAD	<i>Neckera pennata</i>	sulgjas õhik
	1			SAMBLAD	<i>Nowellia curvifolia</i>	kännukatik
1		1	1	LINNUD	<i>Numenius arquata</i>	suurkoovitaja
			1	LINNUD	<i>Numenius phaeopus</i>	väikekoovitaja
		1	1	SOONTAIMED	<i>Ophrys insectifera</i>	kärbesõis
1		1		SOONTAIMED	<i>Orchis militaris</i>	hall käpp
		1		SOONTAIMED	<i>Orchis morio</i>	arukäpp
		1		SOONTAIMED	<i>Orchis ustulata</i>	tõmmu käpp
			1	SAMBLAD	<i>Paludella squarrosa</i>	soosammal
	1			SAMBLIKUD	<i>Parmeliella triptophylla</i>	väike nõgisamblik
		1		LIBLIKAD	<i>Parnassius mnemosyne</i>	mustlaik-apollo
1				LINNUD	<i>Perdix perdix</i>	nurmkana
	1			SEENED	<i>Phellinidium ferrugineofuscum</i>	tumepruun taelik
	1			SEENED	<i>Phellinus chrysoloma</i>	kuusetaelik
	1			SEENED	<i>Phellinus pini</i>	männitaelik
	1			SEENED	<i>Phellinus populicola</i>	haava-tuletaelik

	1			LINNUD	<i>Picoides tridactylus</i>	laanerähn
		1		SOONTAIMED	<i>Platanthera bifolia</i>	kahelehine käokeel
		1		SOONTAIMED	<i>Platanthera chlorantha</i>	rohekas käokeel
			1	LINNUD	<i>Pluvialis apricaria</i>	rüüt
		1		SOONTAIMED	<i>Polygonum viviparum</i>	pung-kirburohi
			1	LINNUD	<i>Porzana porzana</i>	täpikhuik
		1	1	SOONTAIMED	<i>Primula farinosa</i>	pääsusilm
1				SOONTAIMED	<i>Primula veris</i>	harilik nurmenukk
	1			IMETAJAD	<i>Pteromys volans</i>	lendorav
	1	1		SOONTAIMED	<i>Pulsatilla patens</i>	palu-karukell
	1			SOONTAIMED	<i>Pulsatilla pratensis</i>	aas-karukell
			1	LINNUD	<i>Rallus aquaticus</i>	rooruik
			1	KAHEPAIKSED	<i>Rana arvalis</i>	rabakonn
			1	LINNUD	<i>Remiz pendulinus</i>	kukkurtihane
			1	SOONTAIMED	<i>Rhinanthus osiliensis</i>	saaremaa robirohi
	1	1		SOONTAIMED	<i>Rhynchospora fusca</i>	tume nokkhein
	1			SEENED	<i>Rigidoporus crocatus</i>	lodutarjak
	1			SEENED	<i>Royoporus badius</i>	tõmmu torik
			1	SOONTAIMED	<i>Salix myrtilloides</i>	mustikpaju
	1			SEENED	<i>Sarcosphaera coronaria</i>	kroonliudik
		1	1	SOONTAIMED	<i>Saussurea esthonica</i>	eesti soojumikas
			1	SOONTAIMED	<i>Saxifraga hirculus</i>	kollane kivirik
			1	SOONTAIMED	<i>Schoenus ferrugineus</i>	pruun sepsikas
			1	SOONTAIMED	<i>Selaginella selaginoides</i>	koldjas selaginell
		1		SOONTAIMED	<i>Serratula tinctoria</i>	värvi-paskhein
	1			SEENED	<i>Sowerbyella imperialis</i>	kuldsoverbiell
			1	SAMBLAD	<i>Sphagnum lindbergii</i>	Lindbergi turbasammal
	1			SAMBLAD	<i>Sphagnum wulfianum</i>	Wulfi turbasammal
	1			SAMBLIKUD	<i>Stereocaulon condensatum</i>	pisi-tinasamblik
	1			SOONTAIMED	<i>Swertia perennis</i>	püsiksannikas
		1		LINNUD	<i>Sylvia nisoria</i>	vööt-põõsalind
	1			LINNUD	<i>Tetrao urogallus</i>	metsis
	1			SAMBLIKUD	<i>Thelotrema lepadinum</i>	harilik koobassamblik
			1	SOONTAIMED	<i>Tofieldia calyculata</i>	lemmelill
			1	LINNUD	<i>Tringa nebularia</i>	heletilder
		1	1	LINNUD	<i>Tringa totanus</i>	punajalg-tilder
		1		SOONTAIMED	<i>Trollius europaeus</i>	harilik kullerkupp
	1			SOONTAIMED	<i>Ulmus laevis</i>	künnapuu
1		1	1	LINNUD	<i>Vanellus vanellus</i>	kiivitaja
			1	TEOD	<i>Vertigo angustior</i>	vasakkeermene pisitigu
	1			SOONTAIMED	<i>Viola uliginosa</i>	loduksannike
		1		LIBLIKAD	<i>Xylomoia strix</i>	lammiöölane

Mudelid koostati juhusliku metsa (*Random Forest*) masinõppe algoritmi kasutades. Töövoog on kirjeldatud joonisel R13. Õpetusandmetena kasutatud liikide esinemiskohad pärinesid PlutoF ja EELISe andmebaasidest alates aastast 2010, linnuliikide puhul kasutati lisaks GBIF andmeid alates aastast

2010. Niiduelupaikadega seotud taimeliikide puhul kasutati Eesti taimeatlase tarbeks koondatud ja kogutud täpsete koordinaatidega taimeleidude andmeid alates aastast 2000 (kaasa arvatud). Taimeatlases tegi antud töö jaoks väljavõtte Ott Luuk (PKÜ).

Kõik mudelite ehitamiseks kasutatud sisendandmed viidi rasterformaati piksli suurusega 125 × 240 meetrit. Kokku kasutati 59 sisendparameetrit, mis omakorda jagunesid elupaigarühmade vahel. Nii kasutati näiteks metsa suunisliikide modelleerimiseks gruppi metsaga seotud parameetreid (eri puuliikide esinemissagedused, puistu vanuserühmad, tüvemädaniku esinemine jm), mida teiste elupaigarühmade suunisliikide jaoks ei kasutatud. Üldiselt aga kasutab *Random Forest* algoritm mudelite ehitamiseks vaid neid parameetreid, mis osutuvad töövoos kõige olulisemaks, mistõttu kasutati eri liigirühmade puhul valdavalt samu sisendandmeid. Kasutatud prognoostunnuste hulgas on maakasutuse, mullatingimuste, kliima ja liikidele oluliste partnerite levikuandmeid (nt lõokannuse esinemine mustlaik-apollo leviku puhul). Täpsem nimekiri prognoostunnustest on toodud tabelis R4. Testvalimi saamiseks genereeriti igale liigile 250 "puudumiste" juhupunkti (*pseudo-absences*).



Joonis R13. Modelleerimise töövoog, kus iga liigi kohta ehitatud mudeli puhul kasutati mudeli kalibreerimisel 80% liigi vaadeldud esinemiskohtadest mudeli treenimiseks ning 20% mudeli valideerimiseks. Lõpliku mudeli ehitamiseks kasutati juba treenitud andmestikus taas 100% vaatlusandmeid, ehitati 99 mudelit, millest lõpptulemuse moodustab 99 korduse keskmine. Lisaks on esitatud standardhälve, mis aitab näidata, millistes piirkondades on mudeli ennustusvõime väga hea, millistes piirkondades kehvem. Seejärel kasutati keskmistatud mudeleid, et töötada välja kaks indikaatorit.

Tabel R4. Elupaikade sobivusmudelite koostamisel kasutatud sisendandmed. Sisendandmete täpsemad kirjeldused on esitatud koos lõpparuandega.

Vastavasse elupaigarühma kuuluvate liikide modelleerimisel kasutatavad andmed			Mudelis kasutatud sisendandmed
Soo	Mets	Niit-põllumaa	
1	1	1	Mulla šiffer (Mullakaart, Kmoch et al., 2021)
1	1	1	Mulla veehoidmisvõime (AWC) (Mullakaart, Kmoch et al., 2021)
1	1	1	Mulla orgaanilise aine sisaldus (Mullakaart, Kmoch et al., 2021)
1	1	1	Mulla liivasisaldus (Mullakaart, Kmoch et al., 2021)
1	1	1	Taimkatte kõrgus (LiDAR, Maa-amet)
1	1	1	Taimkatte kõrgus 1 km raadiuses (LiDAR, Maa-amet)
1	1	1	Soomuldade kraavitatus (ETAK, ELME)
0	0	1	Mahepõllud (PRIA 2019)
0	0	1	Kevadised künnipinnad (PRIA 2019)
1	1	1	ELME baaskaart (ELME)
1	1	1	Absoluutne mitmekesisus (ELME)
1	1	1	Natura elupaigad (EELIS 2020)
1	1	0	Eraldatus (ELME)
0	0	1	Kivid ja puud (ETAK)
0	0	1	Joonobjektid (ETAK)
1	1	1	Landsat B4 (Landsat kaugseire andmed)
1	1	1	Landsat B5 (Landsat kaugseire andmed)
1	1	1	Landsat B6 (Landsat kaugseire andmed)
0	1	1	Kaugus mereni (ETAK)
1	1	1	Kaugus järvedeni (ETAK)
1	0	0	Kaugus laukani (ETAK)
1	0	0	Kaugus allikani (ETAK)
1	0	0	Roostik (ETAK)
1	1	1	Kaugus jõeni (ETAK)
1	0	1	Üleujutusosalad lammidel (ELME)
0	1	0	Haab osakaal (KAUR, kaugseire andmetel)
0	1	0	Kask osakaal (KAUR, kaugseire andmetel)
0	1	0	Kuusk osakaal (KAUR, kaugseire andmetel)
0	1	0	Sanglepp osakaal (KAUR, kaugseire andmetel)
0	1	0	Hall lepp osakaal (KAUR, kaugseire andmetel)
0	1	0	Mänd osakaal (KAUR, kaugseire andmetel)
0	1	0	Saar osakaal (KAUR, kaugseire andmetel)
0	1	0	Muud puuliigid (KAUR, kaugseire andmetel)
0	1	0	Puistu vanus (metsaregister)
0	1	0	Püstisurnud puud (metsaregister)
0	1	0	Tuleoht (metsaregister)
0	1	0	Noor mets ümbruskonnas (metsaregister)
0	1	0	Südamemädanik (metsaregister)

0	1	0	Puistu täius 2. rindes (metsaregister)
0	1	0	Surnud puit (m ³ /ha) (metsaregister)
0	1	0	Haab (vanus) (metsaregister)
0	1	0	Kuusk (vanus) (metsaregister)
0	1	0	Kuusk (>120 a) (metsaregister)
0	1	0	LL_vanus (metsaregister)
0	1	0	LLHb osakaal (metsaregister)
0	1	0	Sanglepp vanus (metsaregister)
0	1	0	Mänd vanus (metsaregister)
0	1	0	Mänd (>130 a) (metsaregister)
0	1	0	Pärn (>90 a) (metsaregister)
0	1	0	Ebaühtlane liituvus (metsaregister)
0	1	0	Laialehised puistud (>90 a) (metsaregister)
0	1	0	Vanade puude osakaal (metsaregister)
0	1	0	Vana 2. rinne (metsaregister)
0	1	0	Puude vanim vanus (metsaregister)
0	1	0	Vääriselupaik (metsaregister)
	1	0	Ajalooline metsasus (digitaliseeritud ajaloolised kaardid)
	1	0	Metsade järjepidevus
		1	Ajalooline niiskete niitude levik (Laasimer, 1965; Helm & Toussaint, 2020)
		1	Ajalooline kuivade niitude levik (Laasimer, 1965; Helm & Toussaint, 2020)
		0	Ajalooline soode katvus (Laasimer, 1965; Helm & Toussaint, 2020)

Suitsupääsukese (Hirundo rustica) mudelile lisaks lisati loomakasvatushooned, mustlaik-apollo (Parnassius Mnemosyne) mudelile lisaks hariliku lõokannuse (Corydalis solida) esinemine, vareskaera-aasasilmiku (Coenonympha hero) mudelile lisaks peetrilehe (Succisa pratensis) esinemine, lammiöölase (Xylomoia strix) mudelile lisaks raudosja (Equisetum hyemale) esinemine.

Indikaatoriks 1 (Elupaikadele iseloomulike suunisliikide potentsiaalne liigirikkus) liideti iga liigi kohta saadud elupaiga sobivusmodelid eri elupaigarühmade suunisliikide kaupa kokku (nn *stacked species distribution models* (SSDMs), Guisan & Rahbek 2011), moodustades iga elupaigarühma (põld, mets, niit, soo) kohta **suunisliikide potentsiaalse liigirikkuse kaardid**. Üksikute liikide sobivusmodelite omavahelisel liitmisel võeti liik vastavas pikslis arvesse juhul, kui liigile ennustatud sobivus oli vähemalt 0,5 (sobivus ise varieerus vahemikus 0–1). Moodustatud potentsiaalse liigirikkuse kaardid näitavad vastavale elupaigarühmale iseloomulike liikide potentsiaalselt kõige sobivamaid piirkondi, nn **potentsiaalseid elurikkuse kuumasid punkte**, kus on suure tõenäosusega täidetud palju erinevaid tingimusi vastava elupaiga (või liigirühma) liikide vajaduste katmiseks. Lisaks iga elupaigarühma kohta moodustatud suunisliikide potentsiaalse liigirikkuse kaartidele jaotasime liigid ka iga elupaigarühma (põld, mets, niit, soo) vahel haruldasemateks ja tavalisemateks. Kuigi kõik kasutatud suunisliigid olid spetsiifiliste elupaigavajadustega, on osad neist siiski Eesti maastikes oluliselt vähem arvukad kui teised. Jaotades liigid kahte rühma (haruldasemad ja tavalisemad), on võimalik eristada piirkondi, mis on tähtsad väga spetsiifiliste elupaigavajadustega liikidele, kuid mis ei pruugi üldiselt suunisliikide potentsiaalse liigirikkuse kaardilt hästi välja paista.

Töö tulemusena valmis suunisliikide potentsiaalse liigirikkuse kaardikihid standardiseeritud kujul (0 ja 1 vahel) elupaigarühmade kaupa (põld, mets, niit, soo), vt näiteid jooniselt R12–R15. Maksimumväärtuseks on seatud suunisliikide maksimumarv piksli kohta vastavas elupaigarühmas või funktsionaalses klassis ning miinimumväärtuseks 0). Sel viisil ei ole meetod liiga tundlik liikide lisandumisele või äravõtmisele. Soovitav on siiski kasutada sel viisil summeerimisel igas liigirühmas

vähemalt 10–20 liiki, et tulemus oleks robustsem. Ehitatud liigimudeleid saab liita vastavalt vajadusele erinevate rühmade kaupa (nt ohustatud linnuliigid, ohustatud põlluumbrohud, head levijad, halvad levijad jne) sh eeldefineeritud elupaigadimensioonide kaupa (vt järgmine punkt). Sellisel juhul, kui liidetud kaardikihi loomise eesmärk on väga fookuseeritud, võib kasutada ka vähem liike. Antud töö raames liidetud suunisliikide potentsiaalse liigirikkuse kihtidest tuleks vastavalt vajadusele kasutada kas kõikide suunisliikide kaarti elupaigarühma kaupa või haruldaste liikide kaarti elupaigatüübi kaupa. Kõikide suunisliikide kaardikiht võimaldab hinnata koos elupaiga seisundiklasside kaardiga liikidele olulisi metsa-, niidu-, soo- või põllualasid. Haruldaste suunisliikide potentsiaalse liigirikkuse kaart võimaldab täpsemalt identifitseerida väga spetsiifiliste elupaigavajadustega liikidele olulisi kohti maastikus. Tähele tuleb panna, et ka "tavalisemad suunisliigid" on haruldased ja/või kahaneva arvukusega liigid, mis on kõigist Eesti liikidest välja valitud just oma tugeva indikaatorvõime poolest. Seega on ka kõigi suunisliikide kaardikiht väga oluliseks sisendiks Eesti liikidele oluliste piirkondade tuvastamisel ja loodussäästliku maakasutuse planeerimisel. Antud indikaator on robustne liikide lisamise-eemaldamise ja võrreldes järgmise indikaatoriga on ta oluliselt vähem tundlikum üksikute liigimudelite mõjule.

Indikaatoriks 2 (Sobivus elupaikadele iseloomulike suunisliikide esinemiseks elupaigadimensioonide kaupa) kategoriseeriti kõik modelleeritud liigid elupaiganõudluse alusel erinevatesse elupaigadimensioonidesse. Elupaigadimensioonide idee on kirjeldatud allikas Lõhmus et al., 2020, kuid mudelliikide otsustuspuu asemel kasutasime siin reaalsel liigileidudel põhinevaid prognoosikaarte. Elupaigadimensioonid on võtmetähtsusega elupaigaomadused (substraadid, päikesele avatuse määr, veerežiim jne). Elupaigadimensioonid ei ole piiratud kasvukohatüübi piiridega, vaid kujutavad selle võtmetähtsusega dimensiooni olemasolu maastikuüleselt. Kaartide jaoks, mis kujutavad elupaigadimensioone, võeti iga piksli kohta vastavat dimensiooni esindava liikide esinemistõenäosuse keskmine. Üldkaardi jaoks võeti iga piksli jaoks dimensioonidekaartide maksimumväärtus. Seega omistati kohale kõrge elupaigaväärtus, kui üks kõik milline dimensioon oli kõrge väärtusega. Selle indikaatori eeliseks on, et see keskendub selgelt defineeritud elupaigaomadustele, mida on elurikkuse säilimiseks vaja. Vastavalt saab majandamisvõtteid kujundada defitsiitseid elupaigaomadusi paremini hoides (näiteks haigete puudega seotud mikroelupaiku, nagu õõned, lõhed, puidupaljandid jne või ulatuslikku avatud ala teatud niidu- või sooliikidele). Indikaator on pisut tundlik sellele, kui elupaigadimensiooni defineerib väga vähe liike (näiteks 2–3 liiki), siis nende liigimudelite roll võib lõplikul kaardikihil olla väga määrav, mistõttu on mudelite kvaliteet ja liikide valik antud indikaatori puhul väga suure tähtsusega.

Põllumajandusmaastike elupaigadimensioonid	Niitude elupaigadimensioonid
<i>Ulatuslik lage põllumaastik</i>	<i>Lubjarikas niit</i>
<i>Nektar ja õietolm</i>	<i>Kuivad niidud</i>
<i>Karjatamine põllumajandusmaastikus</i>	<i>Liivased alad</i>
<i>Kündmata-püsivad alad</i>	<i>Lontsikud-lohud</i>
<i>Mitmekesine taimestik sh umbrohud põllumajandusmaastikul</i>	<i>Niiske-märg niit</i>
<i>Mitmekesine põllumajandusmaastik</i>	<i>Ulatuslik lage niit</i>
	<i>Poolvarjuline niit</i>
Metsade elupaigadimensioonid	<i>Põõsad niidul</i>
<i>Haigete puude elupaigad</i>	<i>Vanad puud niidul</i>
<i>Järjepidev poolvari</i>	<i>Karjatamine niidul</i>
<i>Lehtlamapuud</i>	<i>Madalmurusus</i>
<i>Märg maapind ja üleujutused</i>	<i>Kõrge rohustu niidul</i>
<i>Niiske lehevaris</i>	
<i>Okaslamapuud</i>	Soode elupaigadimensioonid
<i>Paljastuv liiv</i>	<i>Kaltsiumirikas soo</i>
<i>Paljastuv paekivi</i>	<i>Madalveeline märgala</i>
<i>Põlengud</i>	<i>Niiske happeline</i>
<i>Tuuleheitejuurestikud</i>	<i>Paljanduv turvas</i>
<i>Ulatuslik loodusala</i>	<i>Roostik</i>
<i>Vanad sanglepad</i>	<i>Ulatuslik lage soo</i>
<i>Vanad-suured haavad</i>	
<i>Vanad-suured kuused</i>	
<i>Vanad-suured laialehised</i>	
<i>Vanad-suured männid</i>	

Töö tulemusena valmisid järgnevad kaardikihid ja materjalid, näited joonistel R14–R20:

1) 169 suunisliigi nimekiri ja nende jaotus elupaigarühmade (põld, mets, niit, soo), haruldusastme (haruldasem, tavalisem) ning elupaigadimensioonide vahel (elupaigarühmade kaupa). Nimekiri ja liikide vastavad kuuluvused elupaigadimensioonidesse on esitatud lõpparuandele lisatud Exceli tabelis.

2) 169 suunisliigi elupaiga sobivusmudelid, mis näitavad igale liigile potentsiaalselt sobivate elupaikade paiknemist. Kaardid on esitatud rasterformaadis (.tif) ning pildifailina (.png).

3) 59 sisendandmetena kasutatud keskkonnatingimuste, kliima, tänase ja ajaloolise maakasutuse ning teiste oluliste näitajate kaardikihti. Kaardid on esitatud rasterformaadis (.tif).

4) **Suunisliikide potentsiaalse liigirikkuse kaardid ehk potentsiaalsed elurikkuse kuumad punktid iga elupaigarühma kohta (Indikaator 1)**. Kaardid on esitatud rasterformaadis (.tif) ning pildifailina (.pdf) ning liigirikkus on võrreldavuse huvides standardiseeritud 1-0 vahele (vt indikaator 1 kirjeldust). Sealhulgas koostati eraldi kaardikihid järgnevate kategooriate kaupa:

- põllumajandusmaastike suunisliikide potentsiaalne liigirikkus ehk põlluliikide liigirikkuse potentsiaalsed kuumad kohad, sh kaardikiht **a)** kõigi suunisliikidega, **b)** haruldaste suunisliikidega, **c)** tavalisemate suunisliikidega

- metsade suunisliikide potentsiaalne liigirikkus ehk metsaliikide liigirikkuse potentsiaalsed kuumad kohad, sh kaardikiht **a)** kõigi suunisliikidega, **b)** haruldaste suunisliikidega, **c)** tavalisemate suunisliikidega

- niiduökosüsteemide suunisliikide potentsiaalne liigirikkus ehk niiduliikide liigirikkuse potentsiaalsed kuumad kohad, sh kaardikiht **a)** kõigi suunisliikidega, **b)** haruldaste suunisliikidega, **c)** tavalisemate suunisliikidega

- sooökosüsteemide suunisliikide potentsiaalne liigirikkus ehk sooliikide liigirikkuse potentsiaalsed kuumad kohad, sh kaardikiht **a)** kõigi suunisliikidega, **b)** haruldaste suunisliikidega, **c)** tavalisemate suunisliikidega

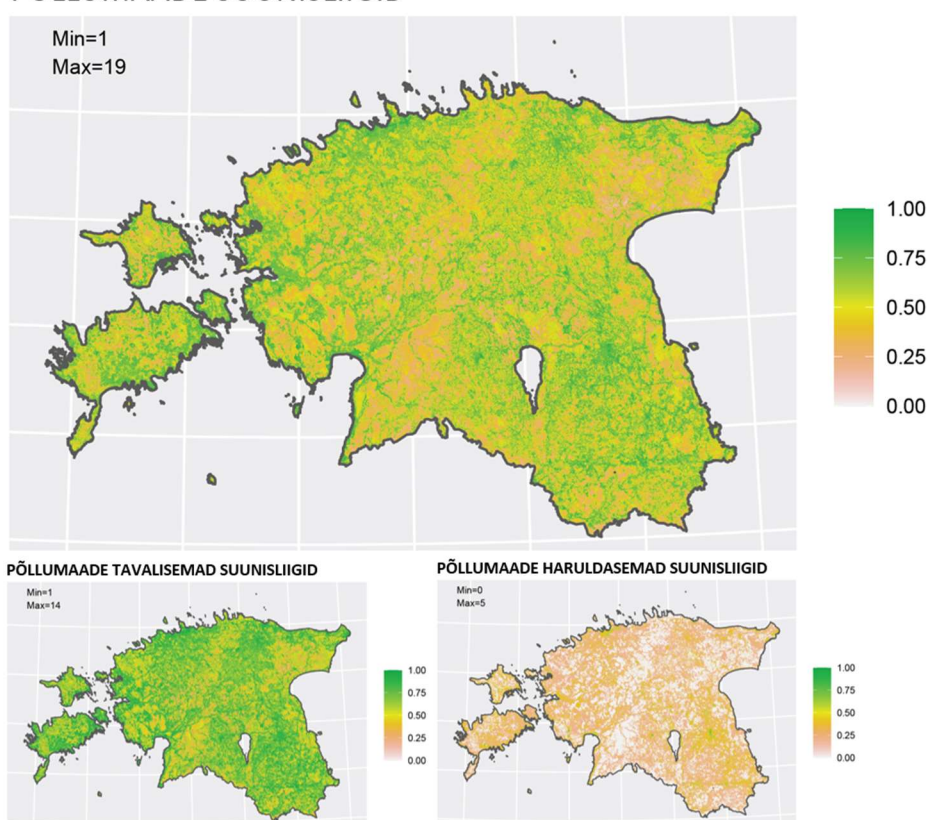
5) **Elupaigasobivuse kaardid eri nõudlustega liikidele elupaigarühmade kaupa (Indikaator 2)**. Kaardid näitavad elupaiga sobivust (0–1 vahel) erinevate nõudlustega liikidele (ehk eri elupaigadimensioone esindavatele liikidele). Kaardid on esitatud rasterformaadis (.tif) ning pildifailina (.pdf). Sealhulgas koostati eraldi kaardikihid järgnevate kategooriate kaupa:

- põllumajandusmaastike suunisliikide elustikudimensioonide kaupa kombineeritud elupaigasobivuse kaardikiht
 - metsade suunisliikide elustikudimensioonide kaupa kombineeritud elupaigasobivuse kaardikiht
 - niitude suunisliikide elustikudimensioonide kaupa kombineeritud elupaigasobivuse kaardikiht
 - soode suunisliikide elustikudimensioonide kaupa kombineeritud elupaigasobivuse kaardikiht
- 6) Elupaigadimensioonide kaupa koondatud suunisliikide elupaigasobivuse kaardikihid, mida saab kasutada spetsiifiliste nõudlustega liigirühmadele oluliste alade tuvastamiseks.

NÄITEID KOOSTATUD KAARDIKIHTIDEST

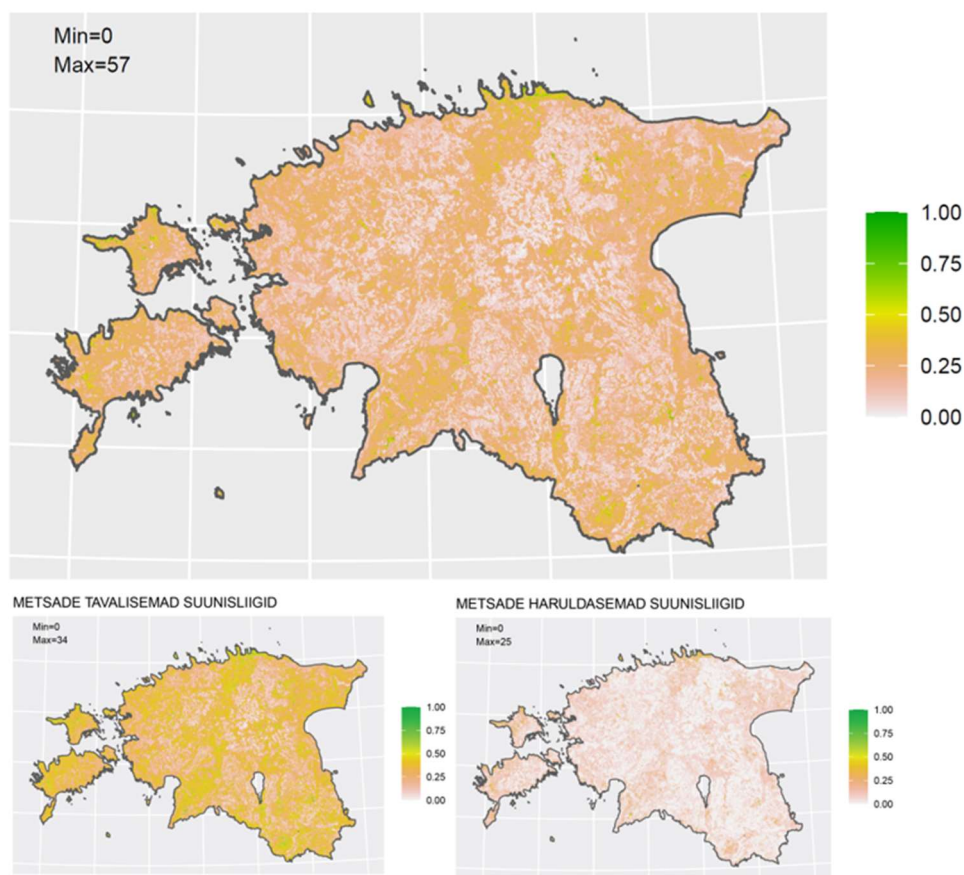
Indikaator 1 (Suunisliikide potentsiaalse elupaigasobivuse "kuumad punktid")

PÖLLUMAADE SUUNISLIIGID



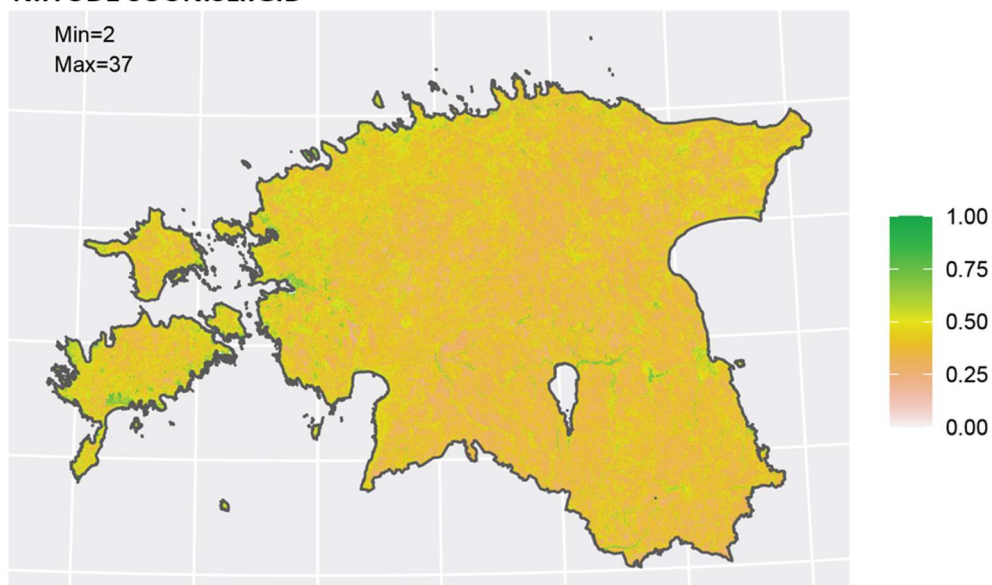
Joonis R14. Põllumaaade kõigi suunisliikide (kokku 19 liiki), põllumaaade tavalisemate suunisliikide (kokku 14 liiki) ja haruldasemate suunisliikide (kokku 5 liiki) sobivusmodelite põhjal kokku liidetud põllumaaade suunisliikide potentsiaalse liigirikkuse kaardid, kus liigile loeti vastav piksel sobivaks juhul, kui tema individuaalse sobivusmodeli kohaselt oli piksli sobivus liigile vähemalt 0,5 (vahemikus 0–1). Miinimum- ja maksimumväärtused tähistavad vastavalt vähimat ja suurimat sobivusmodelite järgi ennustatud potentsiaalselt sobivate liikide arvu piksli kohta antud kaardikihil. Paremal asetsev skaala on pandud varieeruma ühest nullini, kus 1 tähistab kaardikihi maksimaalset väärtust ning min tähistab nulli.

METSAD SUUNISLIIGID

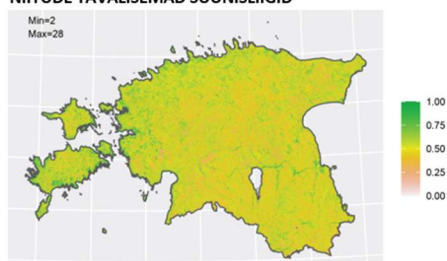


Joonis R15. Metsade kõigi suunisliikide (kokku 78 liiki), metsade tavalisemate suunisliikide (kokku 42 liiki) ja haruldasemate suunisliikide (kokku 36 liiki) sobivusmodelite põhjal kokku liidetud metsade suunisliikide potentsiaalse liigirikkuse kaardid, kus liigile loeti vastav piksel sobivaks juhul, kui tema individuaalse sobivusmodeli kohaselt oli piksli sobivus liigile vähemalt 0,5 (vahemikus 0–1). Miinimum- ja maksimumväärtused tähistavad vastavalt vähimat ja suurimat sobivusmodelite järgi ennustatud potentsiaalselt sobivate liikide arvu piksli kohta antud kaardikihil. Paremal asetsev skaala on pandud varieeruma ühest nullini, kus 1 tähistab kaardikihi maksimaalset väärtust ning min tähistab nulli.

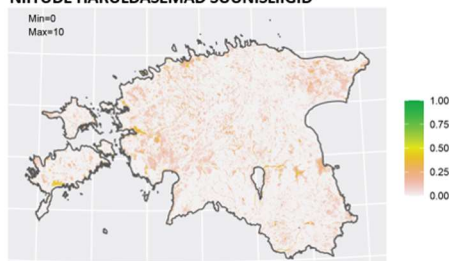
NIITUDE SUUNISLIIGID



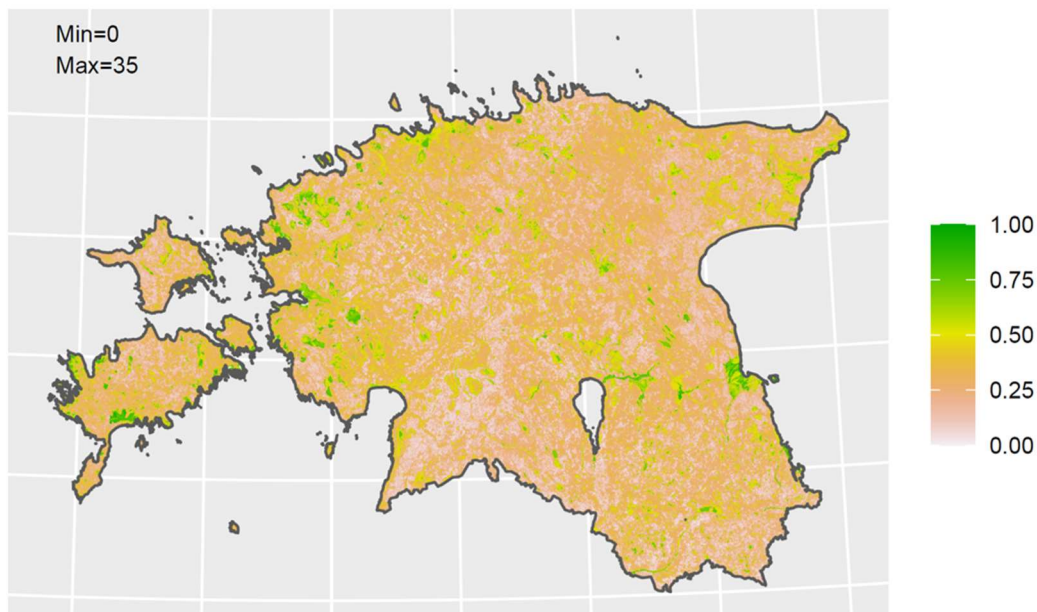
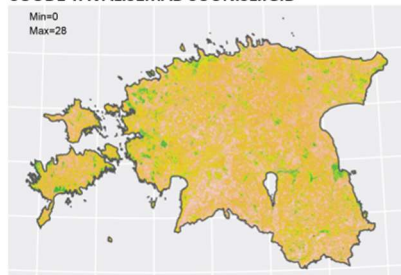
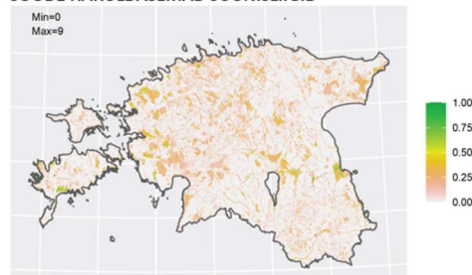
NIITUDE TAVALISEMAD SUUNISLIIGID



NIITUDE HARULDASEMAD SUUNISLIIGID



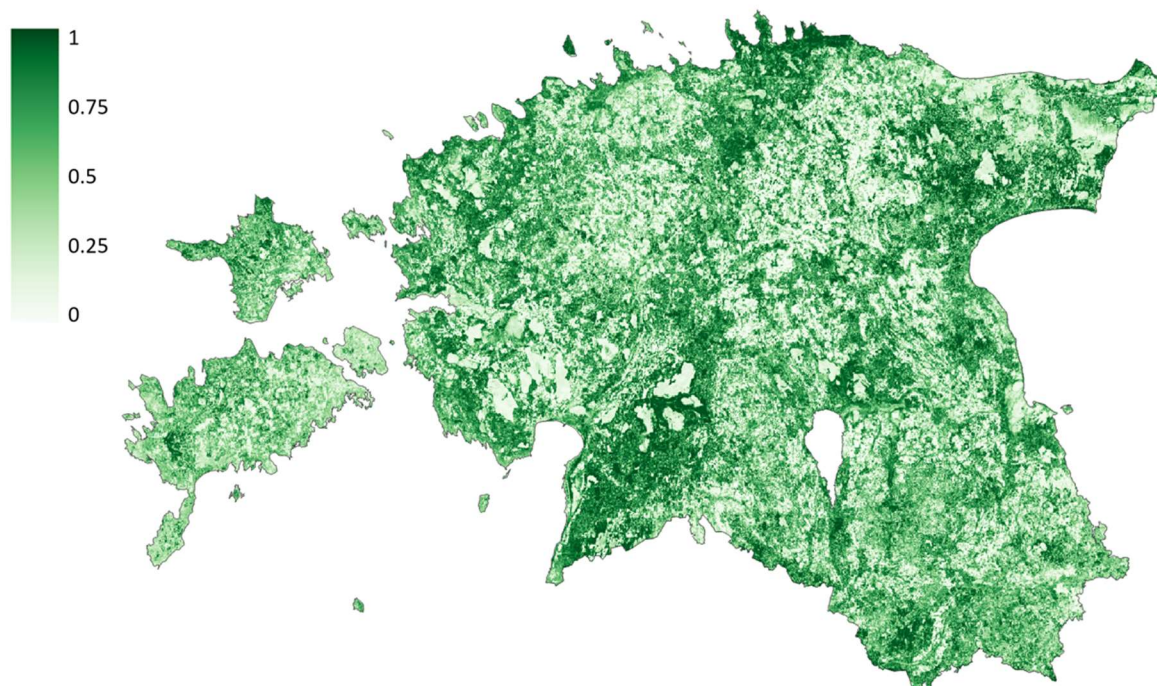
Joonis R16. Niitude kõigi suunisliikide (kokku 49 liiki), niitude tavalisemate suunisliikide (kokku 29 liiki) ja haruldasemate suunisliikide (kokku 20 liiki) sobivusmodelite põhjal kokku liidetud niitude suunisliikide potentsiaalse liigirikkuse kaardid, kus liigile loeti vastav piksel sobivaks juhul, kui tema individuaalse sobivusmodeli kohaselt oli piksli sobivus liigile vähemalt 0,5 (vahemikus 0–1). Miinimum- ja maksimumväärtused tähistavad vastavalt vähimat ja suurimat sobivusmodelite järgi ennustatud potentsiaalselt sobivate liikide arvu piksli kohta antud kaardikihil. Paremal asetsev skaala on pandud varieeruma ühest nullini, kus 1 tähistab kaardikihhi maksimaalset väärtust ning min tähistab nulli.

SOODE SUUNISLIIGID**SOODE TAVALISEMAD SUUNISLIIGID****SOODE HARULDASEMAD SUUNISLIIGID**

Joonis R17. Soode kõigi suunisliikide (kokku 46 liiki), niitude tavalisemate suunisliikide (kokku 31 liiki) ja haruldasemate suunisliikide (kokku 15 liiki) sobivusmodelite põhjal kokku liidetud soode suunisliikide potentsiaalse liigirikkuse kaardid, kus liigile loeti vastav piksel sobivaks juhul, kui tema individuaalse sobivusmodeli kohaselt oli piksli sobivus liigile vähemalt 0,5 (vahemikus 0–1). Miinimum- ja maksimumväärtused tähistavad vastavalt vähimat ja suurimat sobivusmodelite järgi ennustatud potentsiaalselt sobivate liikide arvu piksli kohta antud kaardikihil. Paremalt asetsev skaala on pandud varieeruma ühest nullini, kus 1 tähistab kaardikihi maksimaalset väärtust ning min tähistab nulli.

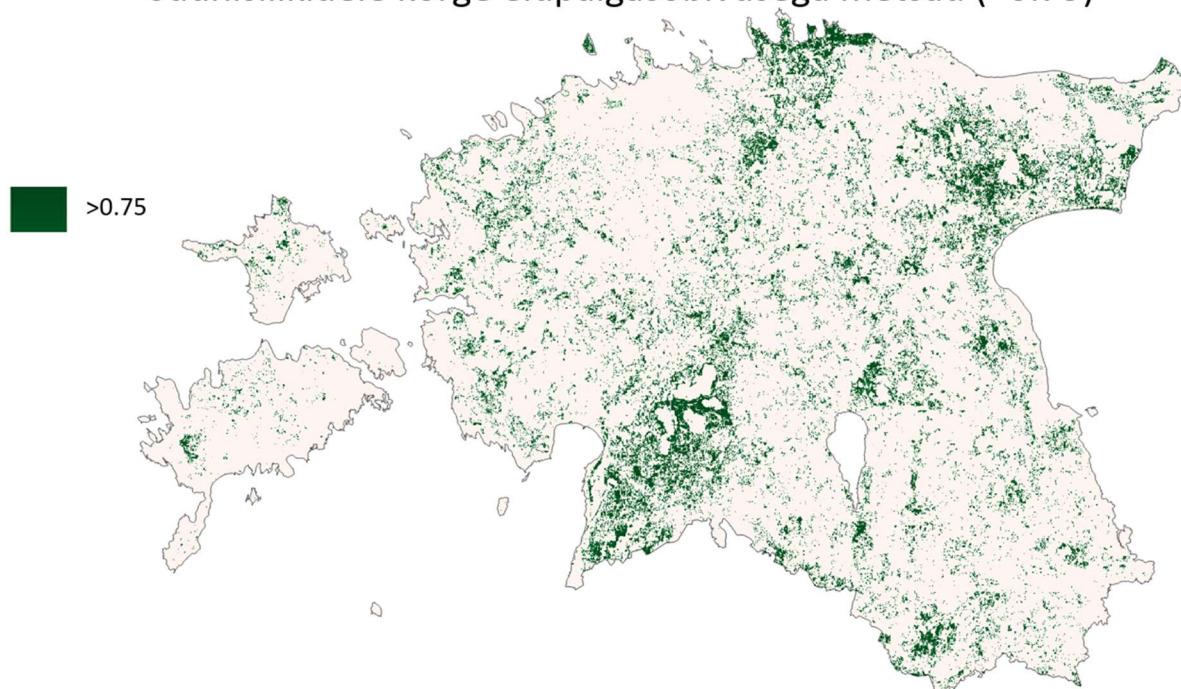
NÄITED KAARDIKIHTIDEST: INDIKAATOR 2. ELUPAIGASOBIVUSE KAARDID ERI NÕUDLUSTEGA LIIKIDELE ELUPAIGARÜHMADE KAUPA

Metsa suunisliikide elupaigasobivused



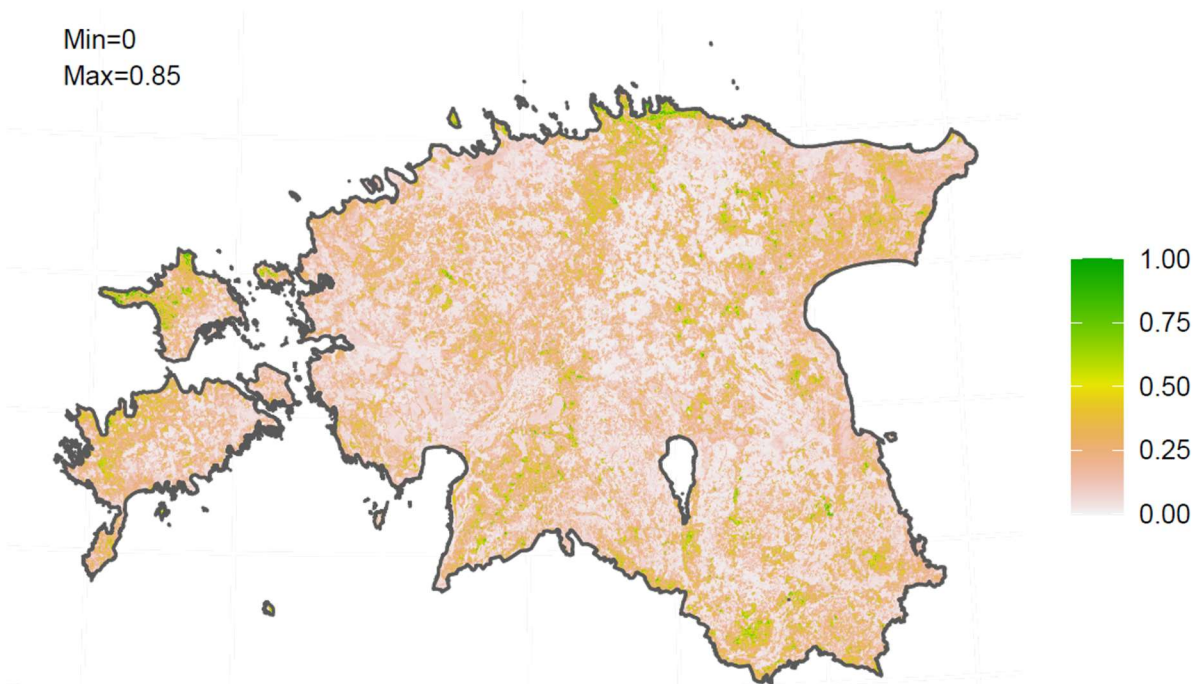
Joonis R18. Elupaigadimensioonide kaupa grupeeritud metsa suunisliikide elupaigasobivuse kaart. Suuremad väärtused näitavad kõrget sobivust vähemalt ühele eri elupaigadimensiooni liigirühmale.

Suunisliikidele kõrge elupaigasobivusega metsad (>0.75)



Joonis R19. Elupaigadimensioonide kaupa grupeeritud metsa suunisliikidele eriti kõrge sobivusega piirkonnad, kus elupaiga sobivus vähemalt ühe elupaigadimensiooni esindajatele on kõrgem kui 0,75 (0 ja 1 vahel).

Okaslamapuud



Joonis R20. Elupaigadimensioonide üksikud kaardikihid on samuti eri otstarbel kasutatavad. Siin on näitena toodud okaslamapuudega seotud liikide sobivusmodelite koondkiht, mis näitab tõenäoliselt sobivamaid piirkondi okaslamapuudega seotud liikide jaoks.

Arutelu (indikaatorid 1 ja 2):

Tegu on väga lubavate indikaatoritega, mida saab (ja tuleks) eraldi tööna veelgi põhjalikumalt edasi arendada.

Antud indikaatorite põhjal on kõige paremini kasutatavad kaardikihid metsade, soode ja niitude osas, kusjuures niitude ja soode "kuumad" punktid sageli kattuvad - paljud madalsoolad on ka valitud niidu suunisliikidele olulised. Põllumajandusmaastike suunisliikide liigirikkust (indikaator 1) ja elupaigasobivust (indikaator 2) tuleb veel arendada, kaardikihid ei too välja piisavalt reljeefselt elupaikade erinevat seisundit ning põldude suunisliike ennustatakse peaaegu kõigisse avatud aladesse. Põllumajandusmaastikel (sh koos niitudega) tuleks antud indikaatoreid edasi arendada, täpsustada suunisliikide valikut laiema ekspertide ringiga, leida põldudele iseloomulikumaid sisendandmeid ning täiendada elupaigadimensioonide valikut.

Edaspidisel töö kordamisel on kasulik rakendada sarnast meetodikat, kuid päris täpselt sama lähenemist aga ei saa ilmselt korrata. Suure tõenäosusega toimuvad juba järgnevate aastate jooksul olulised arengud järgmistes valdkondades:

- paranevad meie teadmised suunisliikide indikaatorvõime kohta, suunisliikide nimekirja võib julgelt täiendada ning parandada ka elupaigadimensioonide kaupa lähenemise meetodikat (modifitseerida nii elupaigadimensioonide nimekirja kui ka neid kirjeldavaid liike).
- täienevad sisendandmetena kasutatavad näitajad, oluliselt suureneb võimalus rakendada modelleerimisel nii välitööandmeid kui kaugseireandmeid
- kasutatav modelleerimise meetodika areneb hetkel tempokalt, mistõttu on korduste loomisel otstarbekas rakendada tolle hetke kõige tunnustatumaid meetodikaid.

Hetkel on aga kasutatud kõige ajakohasemaid meetodeid ning sama lähenemisega on võimalik modelleerida soovi korral erinevate Eesti liikide ja liigirühmade potentsiaalselt sobivaid elupaikasisid.

Indikaator (3): Pärändniitude roll niitudega seotud kaitsealuste liikide toetamisel

Mõõõtühik: niitudega seotud kaitsealuste liikide arv ümbruskonnas

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi niiduelupaigad

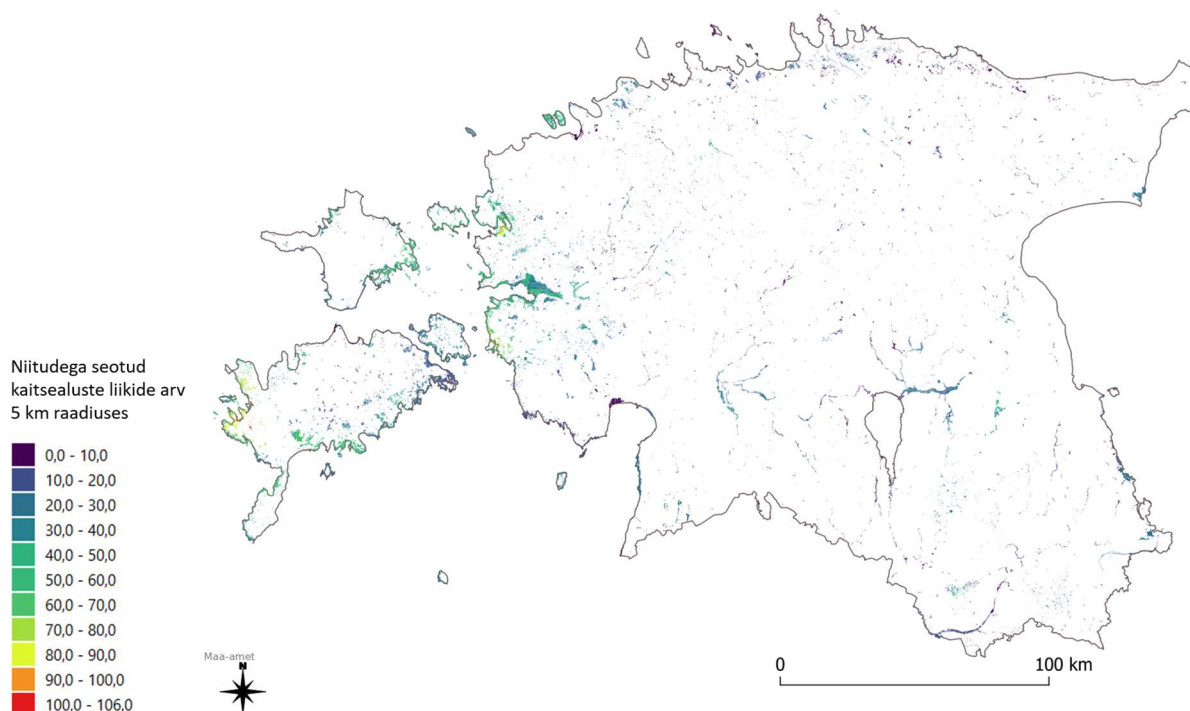
Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Keskkonnaregistri andmed kaitsealuste liikide esinemise kohta.

Kirjeldus:

Igale niiduelupaiga polügoonile (vektorkihis) leiti nii alal olevate kui ka 5 km raadiusesse jäävate kaitsealuste liikide liigirikkus kasutades EELISE elupaigapolügoonide pindala ja punktleidude andmeid (väljavõte 17.10.2019). Analüüsis võeti arvesse vaid Eesti niitudega seotud kaitsealuseid liike. Selleks eristati kogu Eesti kaitsealuste liikide nimekirjast liigid, mis on ühel või teisel eluperioodil seotud niidukooslustega. Liik peeti niidukooslustega seotuks kui niidukooslused olid tema nii peamiseks kui ka teiseseks elupaigaks, pakkusid liigile sigimiseks vajaliku funktsiooni (nt tiigikonnale sobivad madalad veekogud niitudel) või kui liik kasutas niite toitumisalana (nt sookurg). Vastav ülevaade koostati e-elurikkuse andmebaasi (2019 oktoober, elurikkus.ee), EELIS infosüsteemi, Eesti puude, põõsaste ja rohttaimede veebimääraja (<http://eseis.ut.ee/efloora/Eesti/index.html>), Eesti Samblike e-Infosüsteemi (<http://eseis.ut.ee/>), Eesti linnuatlase (Eltis et al., 2018) jt allikate põhjal. Kokku on Eesti 570 kaitsealusest liigist niitudega ühel või teisel moel seotud 287 liiki. Niitudega seotud kaitsealuste liikide nimekiri ja nende elupaigaeelistused on esitatud tellijale eraldi failina. Viie kilomeetri raadius valiti tuginedes varasematele uurimistulemustele liikidele olulise maastiku ruumilisest ulatusest. Näiteks taimeliikide ja tolmeldajate arvukusele ja liigirikkusele (ning seeläbi ka putuktolmlevate taimeliikide geneetilise mitmekesisuse tagamisel) omab suurt rolli maastiku koosseis 3-5 km raadiuses (Aavik & Helm, 2017; Bommarco et al., 2010; Helm et al., 2006; Steffan-Dewenter ja Westphal, 2008; Westphal et al., 2006). Liblikatel on näidatud maastiku mõju kuni 5 km raadiuses (Bergman et al., 2008, 2004; Sang et al., 2010). Linnud kasutavad tõenäoliselt niitu veelgi suuremas raadiuses, kuid arvestades kaitsealuste liikide väga erinevaid levimis- ja liikumisstrateegiaid, pidasime otstarbekaks võtta keskmiseks mõjupiirkonnaks 5 km. Viiekilomeetrise raadiusega maastikku on kasutatud ka sarnase lähenemise korral teistes töodes (nt Moilanen et al., 2005).

Arutelu: Antud hüve tuleb interpreteerida kui iga vaadeldud niiduala tähtsust toetamaks ümbruses leiduvaid niitudega seotud kaitsealuseid liike. Suurema ümbritseva kaitsealuste liikide arvuga elupaigad on niitudega seotud kaitstavate liikide säilitamisel olulise hüve pakkujad. Hetkel on kaardistatud vaid pärändniidud, kuid teoreetiliselt pakuvad sarnast hüve ka teised avatud elupaigad maastikus, kuid eeldatavalt oluliselt vähem kui ajaloolised pärändniidud. Seetõttu võib alternatiivina koostada ka kaardikihi, kus sama hüve on kaardistatud kõigile niiduökosüsteemidele, kuid tunnust on kaalutud ka elupaiga seisundiklasside alusel koefitsiendiga, mille täpne suurus tuleks veel välja selgitada.

Arvestada tuleb, et tegu on vaid ühe niitudis iseloomustava tunnusega ja nii nagu teiste looduse hüvedegi puhul ei tohi madalaid väärtusi interpreteerida kui "väheväärtuslikku" – pigem aitavad kõrged väärtused informeerida tunnusest ja hüvest, mida peaks võimalusel silmas pidama ja hoidma. Nii võiks kõrge tugi looduskaitsealustele liikidele kõneleda niidu olulisest väärtusest ka juhul, kui näiteks seisundiklass on madal. Indikaator on tundlik ka andmete olemasolule – kaitsealuseid liike on paremini kaardistatud kaitsealadel, kuid niitude roll on liikide hoidmisel väga suure tähtsusega ka kaitsealadest väljaspool, sh eriti just vaesunud maastikega põllumajanduspiirkondades või mujal, kus ümbritsevad maastikud on vaesunud ning kus pole ka kaitsealuseid liike süstemaatiliselt kaardistatud.



Joonis R21. Niitudega seotud kaitsealuste liikide arv 5 km raadiuses vaadeldavast niidust.

3.2.5.2. ABSOLUUTNE MITMEKESISUS

Indikaator: absoluutne mitmekesisus – mõõtühikuta (normeeritud väärtus 0 ja 1 vahel, kus 0 tähistab täielikku ühetaolisust ja 1 maksimaalset heterogeensust).

Kaardistusüksus: maksimaalselt 1 × 1 km (ETAK põhikaardi ruudustiku alusel), sõltuvalt pilootala tulemustest võib osutada vajalikuks väiksem lahutus (nt 5 x 5 km või põhikaardi ruut) kui piksli äärte pikkus hakkab ebaproportsionaalselt tugevalt mõjutama lähteandmete sisu (nt. servapikkus, klassi pindala, ühetaolisuse indeks jne).

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: LiDAR (maapinna kõrgus, taimkatte kõrgus), ETAK, mullastikukaart (edaspidi võib kaaluda kliimakaartide, nt keskmine temperatuur, lumikatteperioodi pikkus, sademete summa jt lisamist väiksemas mõõtkavas). Kõik andmestikud peale mullastikukaardi on regulaarselt uuendatavad, kliimaandmestiku puhul on otstarbekas piirduda standardse 30-aastase kliimaperioodi väärtustega. Erandina võib suurema lahutusvõime saavutamiseks hakata kasutama satelliidiandmete põhjal koostatavat 10-aastase libiseva keskmisena arvatavat temperatuuri kaarti (vt indikaator: maapinnalähedase temperatuuri ühtlustamine).

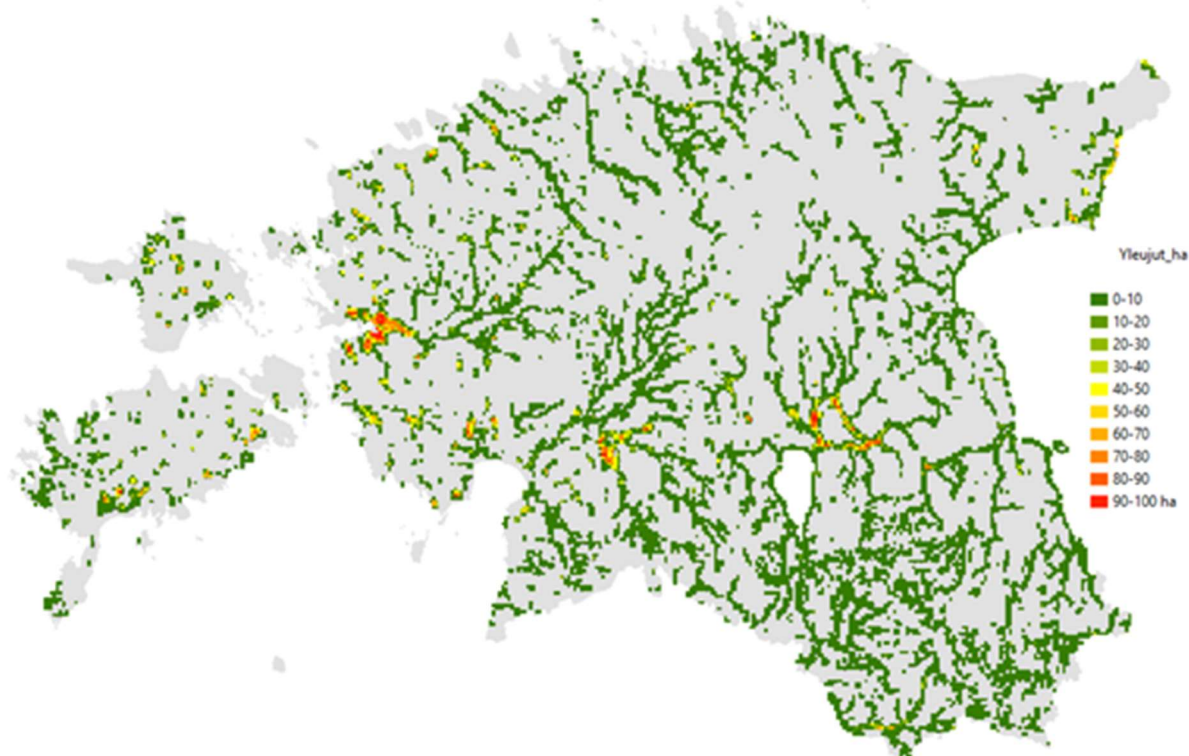
Kirjeldus: absoluutne mitmekesisus on indikaator, mis peegeldab piirkonna (kaardistusüksuse) potentsiaali erinevate organismide (mikroorganismidest suurulukiteni) elupaigana. Indeks kirjeldab erinevalt tavapärasest kahemõõtmelisest mitmekesisuse indeksist (nt maastikuline või maakasutuse mitmekesisus) elupaigapakkumist kolmemõõtmelisena, kus lisandub kõrgusmõõde (sh. pinnakaredus taimkatte näol) LiDAR kõrgusmudelitest. Selle eeliseks klassikalise maakasutusel/maakattel põhineva indeksi arvutamise ees on samatüübilise maakasutusklassi või ÖKOSÜSTEEMI sees (nt puisniit, raba, soomets, põllumajandusmaa) sisemise varieeruvuse, eriti vertikaalse rindelisuse, arvestamine.

Absoluutse mitmekesisuse arvutamiseks leitakse iga kaardistusüksuse (1 × 1 km või muu sobiv arvutuslik piksli suurus) kohta üksikparameetreid (nt mullatüüp, reljeef, kõlvikud, veestik, liigid, jne.) mitmekesisuse indeks (eelistatud normaliseeritud väärtusega nt Simpsoni indeks (<http://www.countrysideinfo.co.uk/simpsons.htm>)), variatsiooni iseloomustav näitaja (nt taimkatte

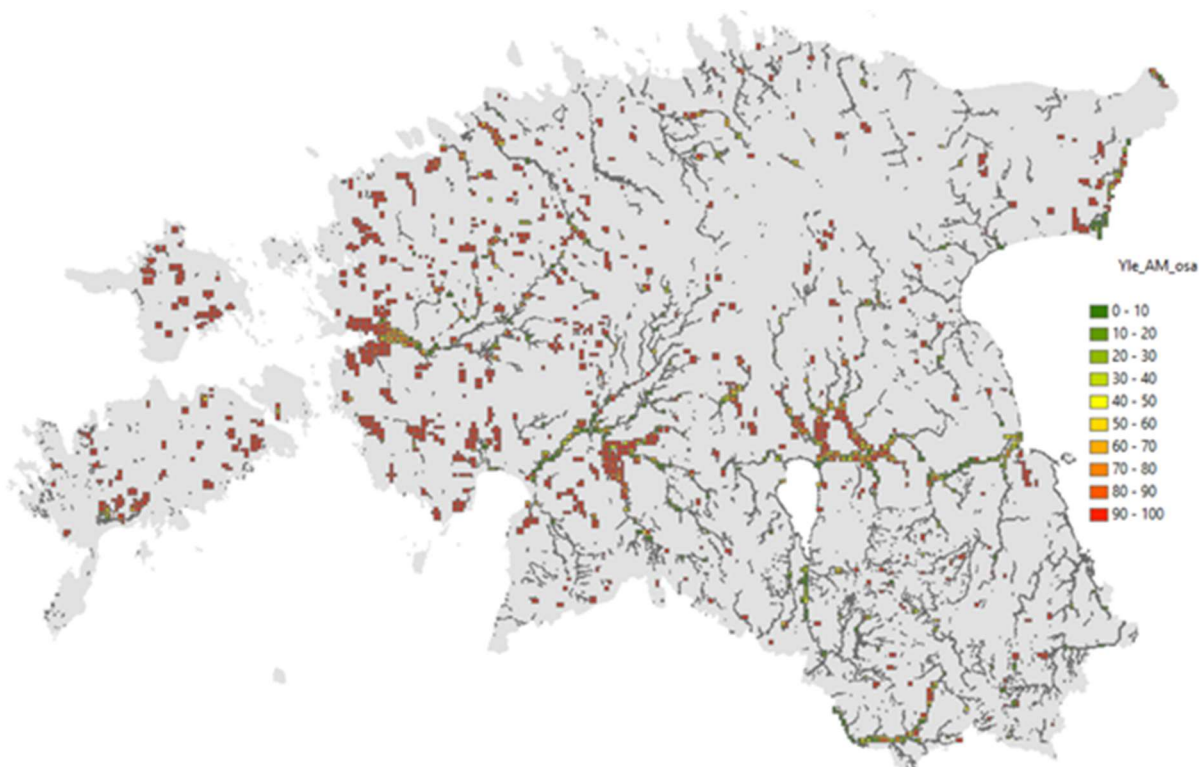
kõrguse standardhälve pindalaühiku kohta) või nähtuse tihedust iseloomustav näitaja (nt vetevõrgu tihedus, maastiku joonobjektide tihedus km/ha). Kõik vastavad näitajad on kasutatavad ka eraldi indikaatoritena (nt vetevõrk veevoogude kontrollimise teenuse juures), kuid absoluutse mitmekesisuse puhul üksikväärtused summeeritakse ja indikaatorite omavahelise kollineaarsuse kahandamiseks kasutatakse statistilise analüüsi käigus leitavaid kaalusid. Metoodikat on osaliselt üksikindikaatorite lõikes, kajastatud Kikas et al., 2018 ja Mander et al., 2019.

3.2.5.3. KUDEALADE PAKKUMINE LAMMIDEL

Indikaator: a) üleujutusest hõlmatud lammimuldade pindala (ha) ruutkilomeetri kohta;
b) üleujutusest hõlmatud lammimuldade osakaal (%) ruutkilomeetris esinevate lammimuldade suhtes. Kalavarude täiendamise potentsiaal sõltub otseselt lammisooda seisundist (antud teenus on ökosüsteemide ülene ja üleujutuste puhul käsitletakse lammisoodena ka lammimuldadel paiknevaid lamminiite) ja sellest, kas alad on kevadise suurvee ajal regulaarselt ja piisavalt pika perioodi jooksul üleujutatavad. Üleujutuse perioodi kestuse kohta puudub üle-eestilise katvusega piisav andmestik, seetõttu on indikaatorite arvutamisel lähtutud Sentinel-1 SAR andmestiku alusel (Sipelgas & Arikas, 2019) leitud üleujutusosalade ruumilisest ulatusest (analüüsitud aastad 2017–2018) ja lammimuldade esinemisest mullastikukaardi (1 : 10 000, Maa-amet) järgi.



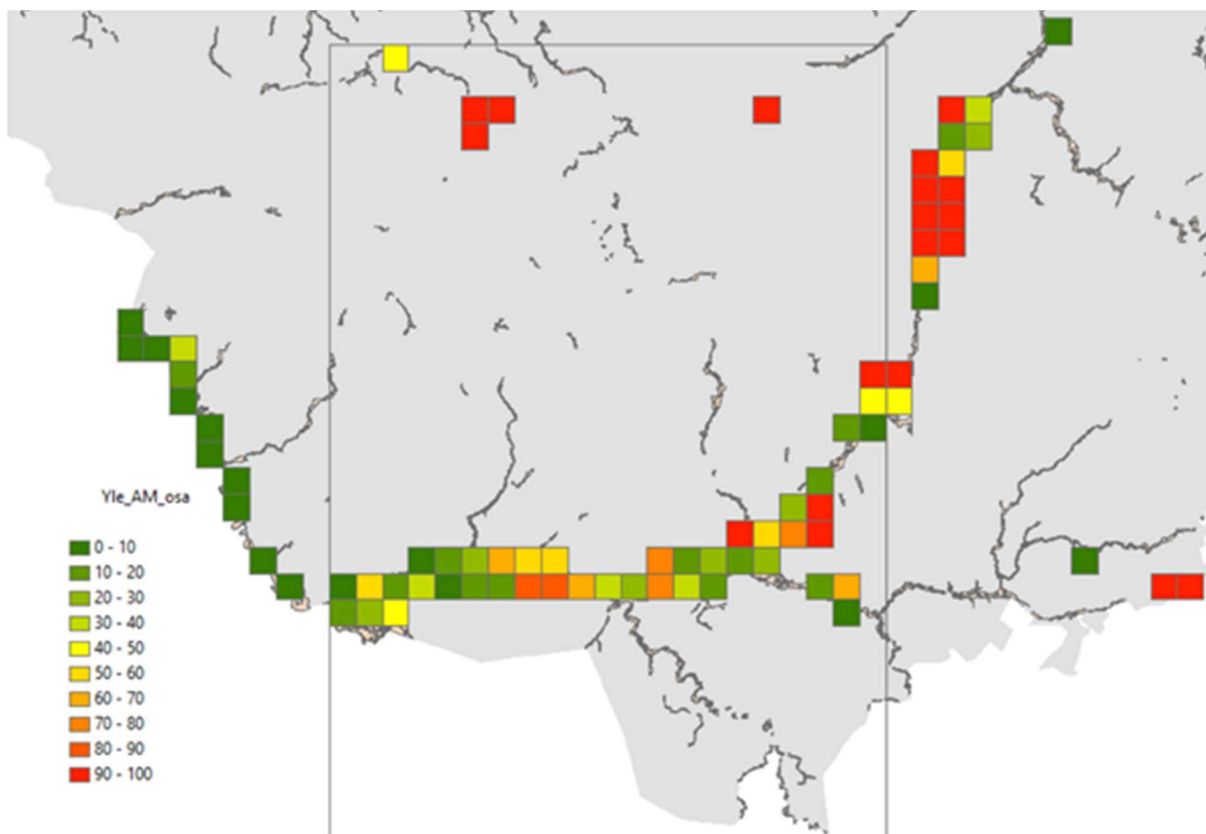
Joonis R22. Üleujutusest hõlmatud lammimuldade pindala (ha) ruutkilomeetri kohta, mis näitab potentsiaalselt kudemiseks sobilike lammialade ulatust jõgede ning nende lõikude lõikes.



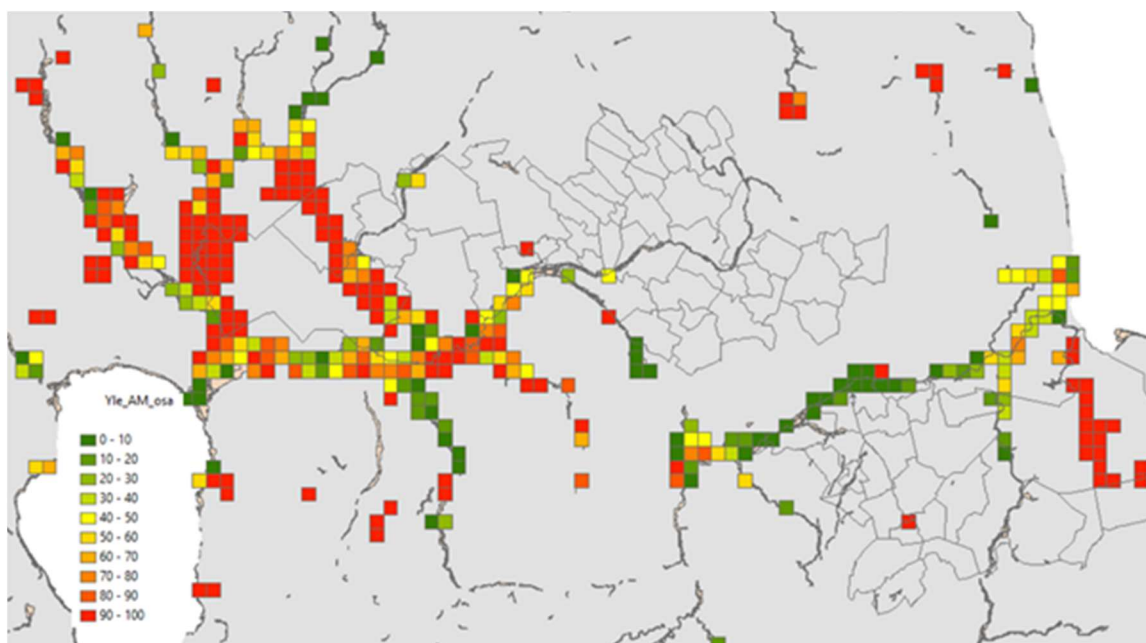
Joonis R23. Üleujutusest hõlmatud lammimuldade osakaal (%) ruutkilomeetris esinevate lammimuldade suhtes, mis näitab lammil potentsiaalsete kudealadena funktsioneerivate alade osakaalu.

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: mullastikukaart, reaalsete üleujutusala kaart (antud töös kasutatud: Sipelgas & Arikas, 2019). Uuendamisvajadus üleujutusala kaartidel iga-aastane (aastevahelise varieeruvuse ning minimaalse ja maksimaalse üleujutusala määratlemiseks), indikaatorite arvutamise vajadus 10-aastase intervalliga.

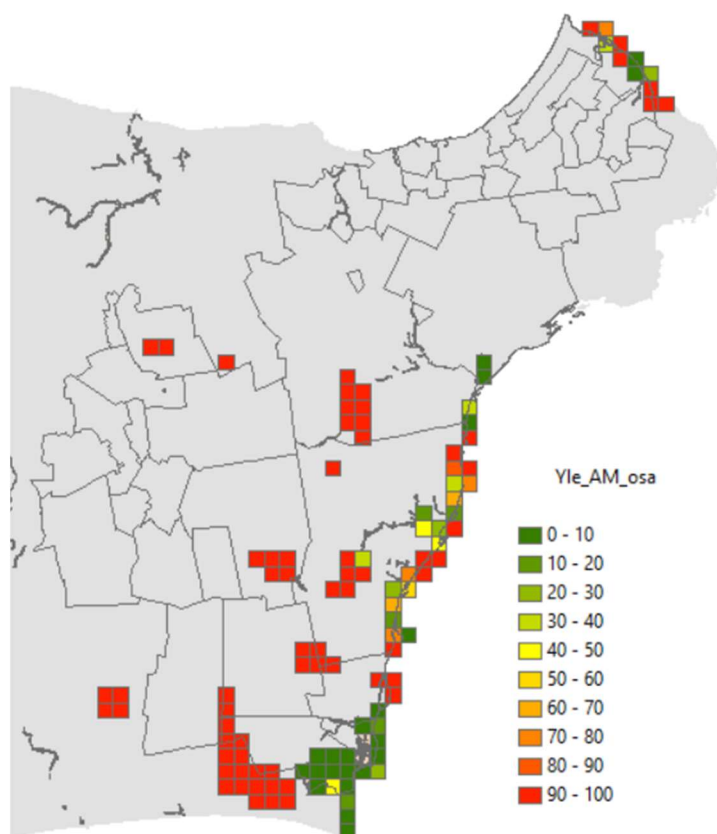
Kirjeldus: kalade (nt haug) kudealade kvaliteet muutub ajas nii lammialade ja vanajõgede suksessioonilistest muutustest kui majandustegevusest tulenevalt, aga ka kliimamuutustest tingitud kevadise suurvee muutustest. Kudemisaladeks on vajalik piisava sügavusega ning üleujutuse kestusega ajutiste jõega ühenduses olevate veekogude olemasolu lammil. Indikaatori arvutamise meetodika vajab edasist analüüsi (maakasutuse mõju kudealade kvaliteedile, vajaliku üleujutusala laius kudemise edukuseks) ja kontrollimist Karula (Mustjõe lamm) ning Kirde-Eesti (Narva jõe lamm vanajõgedega) pilootaladel.



Joonis R24. Üleujutusest hõlmatud lammimuldade osakaal (%) ruutkilomeetris esinevate lammimuldade suhtes Karula uurimisalal. Mida suurem on üleujutusest haaratud lammimuldade osakaal, seda suurem on kudealana toimimise potentsiaal ja seda suurem on lammi potentsiaal veevoogude reguleerijana.



Joonis R25. Üleujutusest hõlmatud lammimuldade osakaal (%) ruutkilomeetris esinevate lammimuldade suhtes Emajõe lammil ja Tartu valla uurimisalal.



Joonis R26. Üleujutusest hõlmatud lammimuldade osakaal (%) ruutkilomeetris esinevate lammimuldade suhtes Kirde-Eesti pilootalal.

Arutelu:

Üleujutusest hõlmatud suur lammimuldade osakaal ruutkilomeetri kohta (joonised R22–R26) näitab, et neil aladel toimib veevoogude reguleerimine hästi, üleujutusperioodil toimub lammimulla pooride veega täitumine ja küllastumine, vähendades seeläbi allavoolu liikuva vee kogust kõrgveeperioodil ja tagades aeglase vee jõkke valgumise kaudu ühtlasema voolurežiimi suurveele järgneval perioodil. Planeeringutes tuleks tähelepanu pöörata, et kõrge üleujutusest haaratud lammimuldade osakaaluga aladel ei muudetaks veerežiimi (kuivendussüsteimid, mis kahandaks vee viibeaega lammil ja võimendaks suurvett/tulvavett; pinnase katmine vee infiltreerumist takistava materjaliga, nt asfalteeritud teed, väljakud, hoonestus jmt).

3.2.6. Elupaikade sidusus ja liikide levi tagamine

Indikaator 1: Elupaigatüübi kõrgemas seisundiklassis olevate alade sidusus kui tugi elupaikadega seotud liikide levimiseks; mõõtühik – suhteline sidususe indeks.

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi piksel

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Lähtutakse ökosüsteemi seisundiklasside kaardist.

Kirjeldus: Analüüsitakse ökosüsteemi kõrgemate seisundiklasside (A–B) elupaigatüüpide sidusust, väljendamaks elupaigaga seotud kõrge spetsialiseerumisega liikide levikuvõimalusi. Näiteks metsa ökosüsteemi puhul väljendab see hinnang tuge kõrge looduslikkusega metsaelupaikasid vajavate liikide levimisele. Sidusus arvatati eraldi neljale rühmale: metsa-, soo- ja niidu- ja põllumajandusmaa ökosüsteemidele. Põllumajandusmaa ökosüsteemide puhul arvestati sidususe hulka lisaks A ja B klassi

kuuluvatele põllumajandusmaadele ka A ja B klassi kuuluvad niiduökoosteemid. Iga elupaiga baaskaardi piksli kohta arvutatakse ümbritsevas maastikus 3 km läbimõõduga "liikuv aknas" olevate A ja B klassi sama tüüpi elupaikade hulk vastavalt valemile (Hanski, 1994; Moilanen & Nieminen, 2002):

$$S_i = \sum_{j \neq i} \exp(-\alpha d_{ij}) \times S_j$$

kus:

d_{ij} on kaugus vaadeldava piksli (i) ja sama elupaiga A või B seisundiklassi piksli (j) vahel.

S_j on piksli suurus

α on eksponentsiaalse jaotuse parameeter, mis määrab liikide levimismäära mõju elupaigalaigu sidususele. Alfa väärtuseks arvestasime 0,33, mis vastab keskmiselt 3-kilomeetrisele levimiskaugusele. Kolme kilomeetri raadius valiti tuginedes varasematele uurimistulemustele liikidele olulise maastiku ruumilisest ulatusest. Näiteks taimeliikide ja tolmeldajate arvukusele ja liigirikkusele (ning seeläbi ka putuktolmlevate taimeliikide geneetilise mitmekesisuse tagamisel) omab suurt rolli maastiku koosseis 1–5 km raadiuses (Aavik & Helm, 2017; Bommarco et al., 2010; Helm et al., 2006; Steffan-Dewenter ja Westphal, 2008; Westphal et al., 2006).

Indikaator 2: Loodusmaastiku sidusus ja tugi erinevaid elupaikasid läbida/asustada võivate liikide levimiseks.

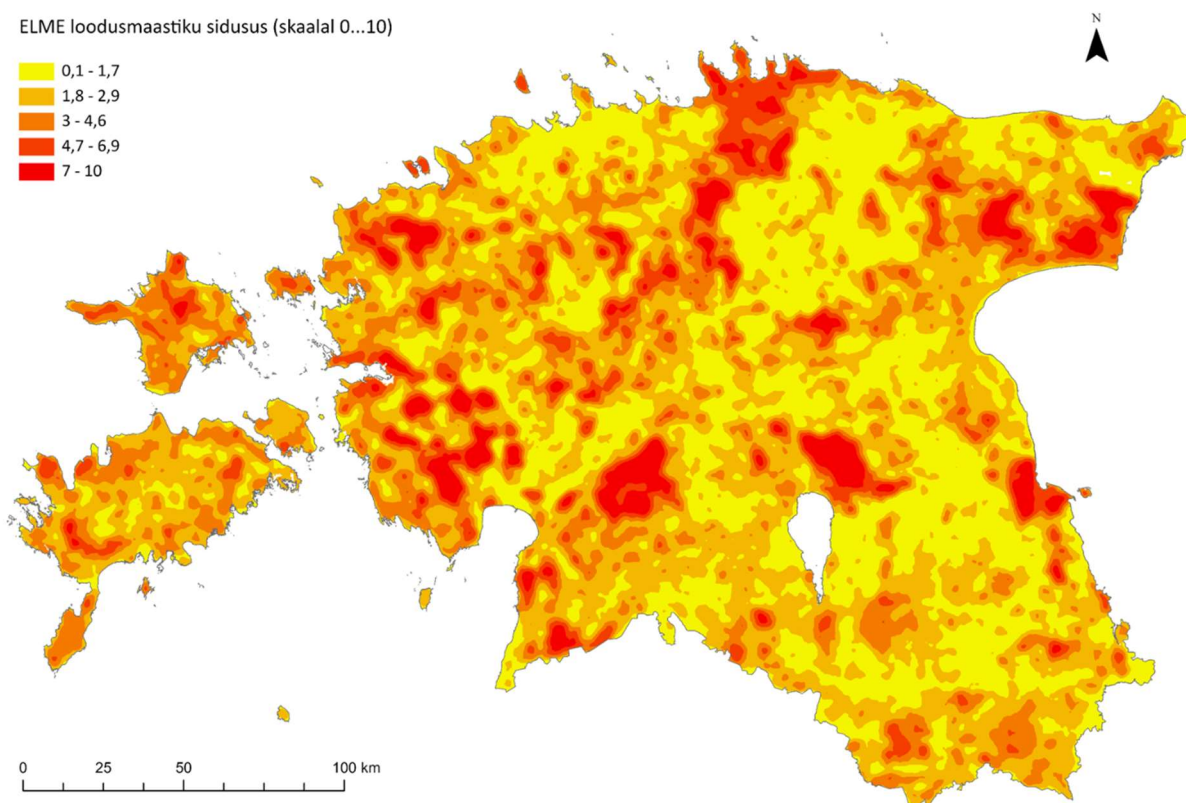
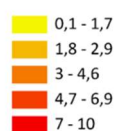
Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Lähtutakse ökosüsteemi seisundiklasside kaardist

Kirjeldus: Analüüsitakse ökosüsteemi baaskaardi kõrgemate (A–B) seisundiklasside elupaigatüüpide sidusust üle kõigi elupaigatüüpide. Sidusus metsa-, soo- ja niidu- ja põllumajandusmaa elupaikadele. Iga baaskaardi elupaigatüübi piksli kohta arvutatakse ümbritsevas maastikus 3 km läbimõõduga ruudus olevate kõigi A ja B klassi kuuluvate elupaikade pindala, kusjuures sarnaselt eelmise lähenemisega kaalutakse lähedalasetsevamad alad kõrgemalt kui kaugemal asetsevad alad vastavalt Indikaator 1 juures toodud valemile.

Arutelu

Ökosüsteemide sidusus näitab võimalust ökosüsteemidega seotud liikide levimiseks ja sidusate metapopulatsioonide toimimiseks. Kasutatud lähenemine on üldistus üle erinevate liigirühmade ja nende vajaduse, kuid täpsemalt võib sama analüüsi seisundiklasside kaarti kasutades läbi viia ka hea levimisvõimega liikidele, vähese levimisvõimega liikidele ja teisi üksikute liikide nõudlusi arvesse võttes. See vajab aga lähenemise kalibreerimist vastavalt kasutusvajadusele.

ELME loodusmaastiku sidusus (skaalal 0...10)



Joonis R27. Loodusmaastiku sidusus. Kõrgemad väärtused näitavad paremini ühendatud maastikke, madalamad väärtused piirkondi, kus sidusus on väiksem.

Loodusmaastiku sidusus on seotud looduslikuma seisundiklassiga elupaikade levikuga. Välja paistavad suured märgalamaastikud ning kaitstavad alad, kus maastiku sidusus looduslike ja killustamata tingimusi vajavatele liikidele on kõrgeim. Sidusus on parem suurtel kaitstavatel aladel (Lahemaa RP, Matsalu RP, Alam-Pedja looduskaitseala, Soomaa RP, Emajõe Suursoo ning Läänemaa ja Ida-Virumaa suured soolad). Vähem sidusad on maastikud Kesk-Eesti põllumajanduspiirkondades, Tartu ning Tallinna ümber. Näide loodusmaastiku sidususest on toodud joonisel R27.

Saadud sidususe hinnangud on *struktuurse sidususe* hinnangud. Kasutatud 3 km levikuraadius on üldistus üle erinevate liikide-liigirühmade nõudluste ning eelistatud maastiku koosseisu. Kasutatud meetod ei erista maastikustruktuuri ja levikuvektorite erinevat mõju erinevatele liikidele ja liigirühmadele. Nii on niiduliblikal lihtsam ületada hõreda puistuga ja avatud elupaikadega maastikku, kui läbida tihedat metsa või ületada veekogu. Paljud liigid vajavad maastikus liikumiseks ka erinevaid levikuvektoreid (tuul, loomad, vesi), mille olemasolu ja liikumine mõjutab maastiku sidusust vastavatele liikidele. Näiteks levivad paljude niidutaimede seemned loomade abil, kinnitades karvkatte külge või levides väljaheidetega. Maastikustruktuuri ja levikuvektorite mõju arvesse võtmine näitab maastiku *funktsionaalset sidusust* ehk spetsiifiliste liikide levi maastikus, mida aga on võimalik arvutada vaid üksikute liikide ja liigirühmade vajadusi ja levikuvektoreid arvesse võttes. Kõige tulemuslikumalt saab aga sidusust ja levi hinnata geneetiliste meetodite abil.

Käesolevat meetodit tuleb kõige tulemuslikumaks rakendamiseks kindlasti edasi arendada, võttes aluseks erinevate liigirühmade vajadused (nt sidusus hea levimisvõimega liikidele, sidusus kehvade levimisvõimega liikidele, sidusus erinevatele looduskaitsealsetele suurte tähelepanu väärivatele liikidele). Lisaks oleks metoodiliselt asjakohane täiendada käesolevat lähenemist nii, et oleks võimalik identifitseerida olulised astmelauad (nn stepping stones ehk muidu isoleeritud ja madala sidususega

alad, millel on aga suur roll liikide levile kaasaaitamisel). See aitab tagada optimaalseima maakasutuse ja võimaldab planeerida tulemuslikku maakasutust.

3.2.7. Geneetiliste ressursside hoidmine

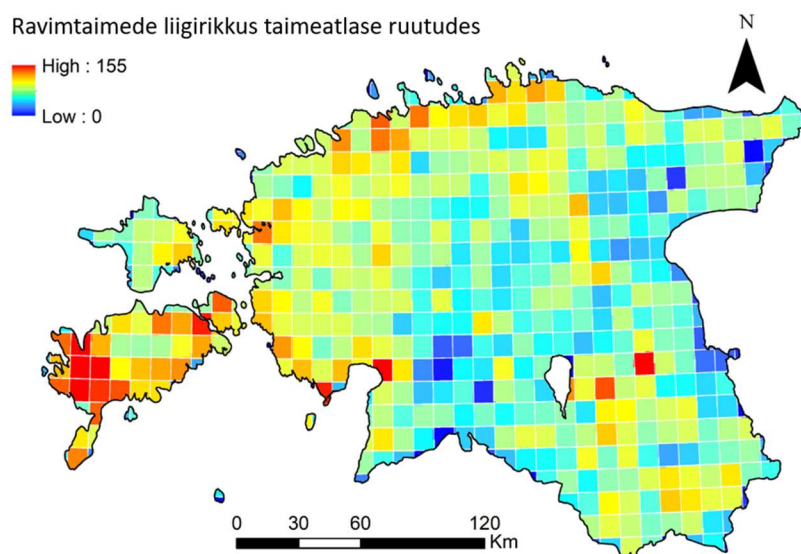
3.2.7.1. RAVIMTAIMED

Indikaator 1: Ravimtaimede esinemine (liikide arv)

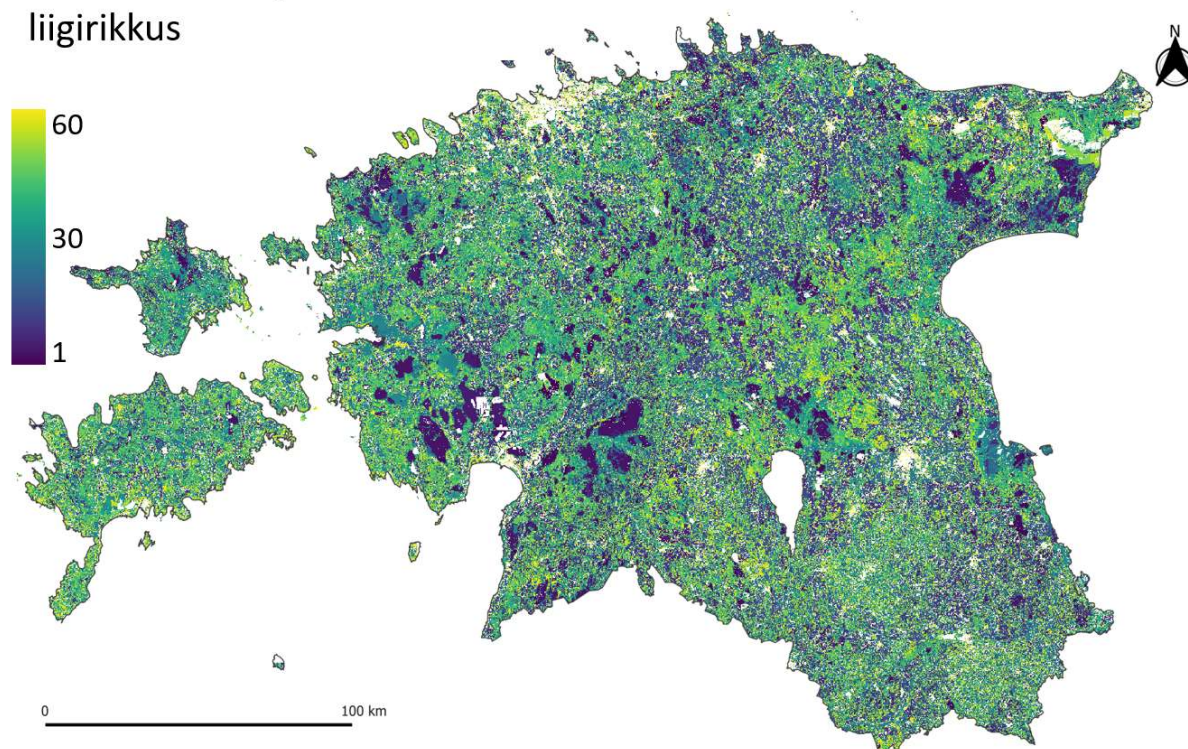
Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi elementaarüksus

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Lähtutakse Ökosüsteemi kaardist, ravimtaimede nimekirjast, Ökosüsteemi liigifondidest ning Eesti taimeatlase kaardistamise tulemustest (vt peatükk 3.2.5)

Kirjeldus: Ökosüsteemi rolli ravimtaimede hoidmisel hinnati liigifondide ja Eesti taimkatteatlase kombineerimise abil (vt lisaks peatükk 3.2.5). Iga elupaigatüübile ja tema seisundiklassile leiti oma liigifond ehk iseloomulike liikide nimekiri (vt eelnev kirjeldus). Iga ökosüsteemi elementaarüksuse jaoks hinnati tema liigifondi ning piirkonna taimeatlase vaatlusruudu liiginimekirja omavahelist kattuvust. Kui ökosüsteemi liigifondis esines ravimtaim (näiteks liht-naistepuna *Hypericum perforatum*), kuid antud liiki ei olnud tuvastatud samast taimeatlase vaatlusruudust, kus vaadeldav ökosüsteemi elementaarüksus esines, sellele üksusele *Hypericum perforatum* ei märgitud. Ravimtaimedena arvestati Riigi Ravimiameti poolt koostatud ravimtaimede 2002. a klassifikatsioonis märgitud liike (neist pärismaiseid 164, kokku 221 liiki). Liikide nimekiri on lisatud lõpparuandele.



Ravimtaimede potentsiaalne liigirikkus



Joonis R28. Ravimtaimede maksimaalne potentsiaalne liigirikkus baaskaardi pikslites liigifondide ning taimeatlase ruutude seostamise tulemusena. Heledamad alad näitavad elupaikasid, kus ravimtaimi esineb tõenäoliselt rohkem.

3.2.7.2. KULTUURTAIMEDE LOODUSLIKUD SUGULASLIIGID

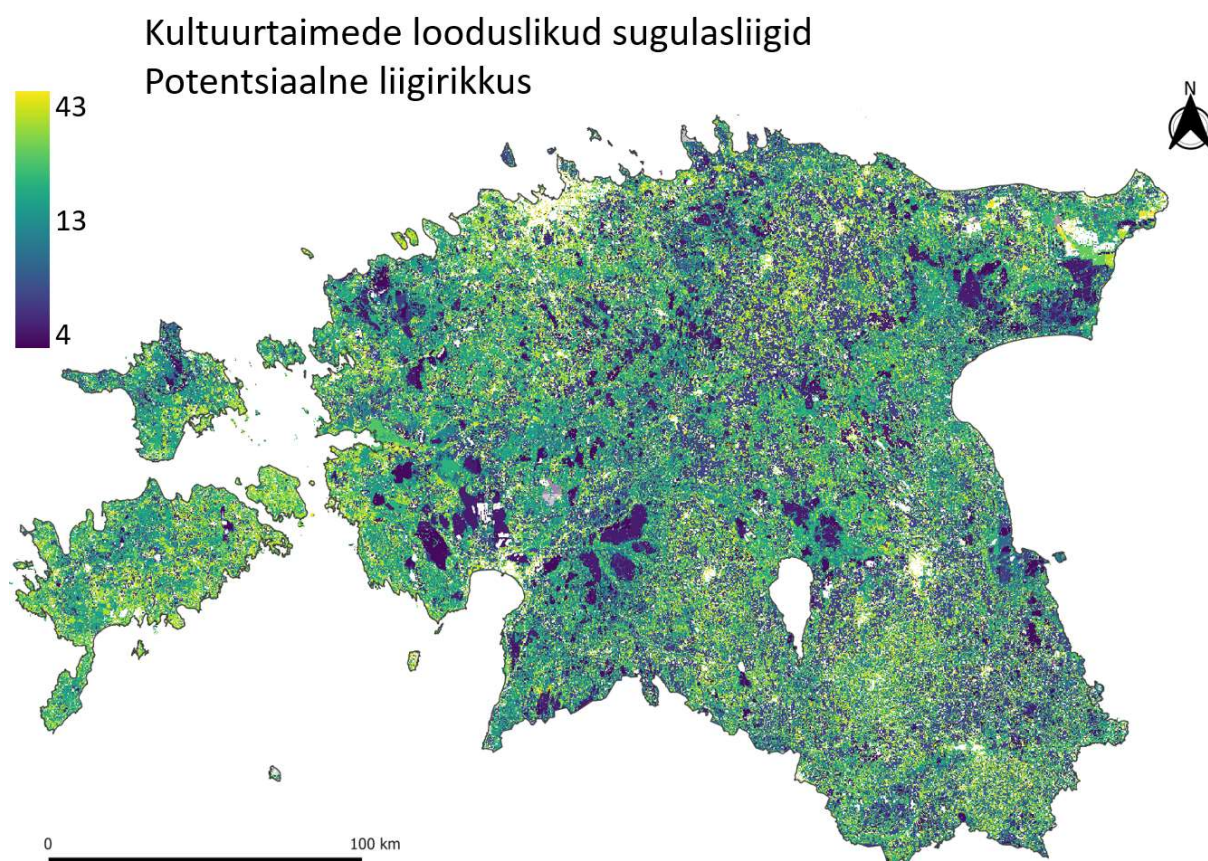
Indikaator 2: kultuurtaimede looduslike sugulasliikide geneetilise ressursi tagamine, mõõtühik - liikide arv

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi elementaarüksus

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Lähtutakse kultuurtaimede metsikute sugulasliikide uuringu tulemustena loetletud soontaimeliikidest ning nende levikust erinevates elupaigatüüpides liigifondide ning Eesti taimeatlase kaardistamise andmete alusel (vt peatükk 3.2.5).

Kirjeldus: Kaardistatavaks looduse hüveks on inimestele oluliste kultuurtaimede geneetilise ressursi säilitamine.

Sarnaselt ravimtaimede hinnati teenust liigifondide ja Eesti taimkatteatlase kombineerimise abil (vt lisaks peatükk 3.2.5). Iga ökosüsteemi elementaarüksuse jaoks hinnati tema liigifondi ning piirkonna taimeatlase vaatlusruudu liiginimekirja omavahelisi seoseid. Kui ökosüsteemi liigifondis esines kultuurtaime metsik sugulane (näiteks mägiristik *Trifolium montanum*) ning liik esines ka vaadeldavas taimeatlase ruudus, märgiti sellele elementaarüksusele mägiristiku esinemine. Kultuurtaimede looduslike sugulaste nimestikuna kasutatakse projekti "Kultuurtaimede metsikute sugulasliikide prioriteetsete liikide uuring" (ETKI) käigus koostatud nimekirja. Antud projekti käigus on eristatud kõik sugulasliigid (144 liiki), kuid võimalik on arvestada ka vaid prioriteetseimate sugulasliikidega (89 liiki).



Joonis R29. Kultuurtaimede looduslike sugulasliikide potentsiaalne liigirikkus baaskaardi pikslites liigifondide ning taimeatlase ruutude seostamise tulemusena. Heledamad alad näitavad elupaikasid, kus kultuurtaimede looduslike sugulasliike esineb tõenäoliselt rohkem.

Arutelu

Teenuse metoodikast tulenevalt näitab saadud tulemus igas baaskaardi üksuses esinevate ravimtaimede või kultuurtaimede looduslike sugulaste **potentsiaalset maksimaalset liigirikkust**, mis on tegelikust alal esinevast liikide arvust suurem. Igas üksikus kohas ei pruugi kõik antud elupaigale iseloomulikud ja piirkonnas levivad liigid kasvada, vaid pigem esineb neist valik. Seni aga, kuni ülepinna detailsemaid liigilise koosseisu analüüse pole läbi viidud, on antud lähenemise puhul tegu siiski tegu informatiivse ja uuendusliku meetodiga ja hetkel ka ainsa võimalusega, mis ravimtaimede või kultuurtaimede looduslike sugulasliikide potentsiaalset arvukust üle-eestiliselt võimaldab hinnata. Tulemust saab muuta täpsemaks, täpsustades erinevate ökosüsteemide ja nende seisundiklasside liigifondide koosseisu (vt peatükk 3.2.5), sh viies läbi süstemaatilised välitööd seni kehvalt uuritud ökosüsteemide ja nende eri seisundiklasside liigilise koosseisu määramiseks.

Ravimtaimede liigirikkus on seotud ökosüsteemide liigirohkusega, olles kõrgem liigirohkete niitude ja avamaastike levikupiirkondades, metsadest salumetsades ning madalaimad sooökosüsteemides. Kultuurtaimede sugulasliikide esinemine oli kõrgeim Karula rahvusparki ja Otepää looduspargi põllumajandusmaastikes, Harjumaal, Pärnumaa läänesosas ning Saaremaal ja Muhus.

3.2.8. Bioloogiline tõrje

Indikaator: Maastikuindeks, mis hindab kahjuritõrje looduslikele vaenlastele sobivat maastikustruktuuri (sarnane tolmeldamishüvele). Maastikustruktuuri hindamisel kasutatakse informatsiooni looduslike vaenlaste esinemist mõjutavate faktorite kohta nagu põldude pindala, poollooduslike koosluste esinemine, mittehariatavate põllumajandusmaastiku elementide (põllusaared, joon- ja pindelemendid, kraavid jne) esinemine, maastikuline mitmekesisus. Sõltuvalt maastikuelemendi parameetritest hinnatakse looduslike vaenlaste levikukauguseks kuni 75 m (vaata täpset kirjeldust ökosüsteemi seisundi hinnangute peatükist).

Kaardistatud indeksile tuleks võimalusel juurde lisada eraldi kihina hinnang taimekaitsevahendite kasutamisest tekkivast mõjust kahjuritõrje hüvele maastikes, kuna tegu on olulist kulu põhjustava välismõjuga (Eesti keskkonnakasutuse välismõjude..., 2019). Sellekohased ruumiandmed praegu Eestis puuduvad ja seetõttu ei ole neid eraldi kihina võimalik lisada.

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi elementaarüksus.

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Maastikuindeksi arvutamisel kasutatakse ELME baaskaarti ja ökosüsteemi seisundi hinnanguid.

Kirjeldus: Ökosüsteemi roll loodusliku bioloogilise tõrje teenuse säilitamisel ja kahjuritõrje looduslike vaenlaste toetamisel. Looduslik kahjuritõrje ja umbrohtude vähendamine on oluline reguleeriv hüve, mis toetab põllumajandussaaduste tootmist, vähendades taimekahjurite ja umbrohtude arvukust tootmispõldudel ja nende poolt saagile tehtavat kahju. Maastiku kompleksus ning looduslikud ja poollooduslikud elupaigad suurendavad röövtoiduliste lüljalgsete (näiteks ämblikulaadsed, jooksiklased, lühitiiblased, parasitoidid) poolt pakutavat looduslikku kahjuritõrje teenust. Samuti panustavad nad sega- ja seemnetoidulised jooksiklased, kes on umbrohuseemnete olulised vähendajad tootmispõldudel, arvukuse ja liigilise mitmekesisuse suurendamisesse. Kahjuritõrje looduslike vaenlaste arvukus ja mitmekesisus on tavaliselt suuremad mahepõllumajanduses, sest see viljelusviis põhineb looduslikule mitmekesisusele ja keelatud on sünteetiliste väetiste ja taimekaitsevahendite kasutamine. Looduslikele vaenlastele sobivate elu-, varje-, talvitumis- ja toitumispaiade olemasolu maastikus tagab nende säilimise ja kahjuri- ja umbrohtõrje teenuse kättesaadavuse põldudel. Ideaalsel juhul võiksid tootmispõllud olla kaetud 90–100% ulatuses bioloogilise tõrje hüvega.



Joonis R30. Näide maastikuelementide mõjualade erinevatest katvustest (joonisel %) erineva suurusega tootmispõldudel (ha) suhteliselt mitmekesises põllumajandusmaastikus. Näiteks joonise keskel olev 23 ha suurune põld on kaetud 53% ulatuses maastikuelementide mõjualadega, s.o kahjuritõrjehüvega. Maastikuelementide mõjualas on kahjuritõrjehüve teoreetiliselt tagatud.



Joonis R31. Näide maastikuelementide mõjualade erinevatest katvustest (%) erineva suurusega tootispõldudel (ha) monofoonil põllumajandusmaastikul. Näiteks joonise keskel olev 196 ha suurune põld on kaetud maastikuelementide mõjualadega 4% ulatuses ehk ainult 4% kogu põllust on kaetud loodusliku kahjuritõrjehüvega. Maastikuelementide mõjualas on kahjuritõrjehüve teoreetiliselt tagatud.

3.2.9. Globaalne kliimaregulatsioon

3.2.9.1. SÜSINIKU VARU METSA PUITSES BIOMASSIS

Indikaator: süsinikuvaru puitse biomassis – puistute I rinde puude puitse biomassi (tüvedesse, okstesse ja maa-alusesse biomassi) seotud süsiniku tagavara.

Kaardistusüksus: metsaeraldis

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus:

Süsiniku tagavara arvutamiseks eraldiste I rinde puude puitse biomassis (tüvi, oksad, jäme maa-alune biomass ($d > 2\text{mm}$)) kasutati metsaregistri andmeid seisuga 19.03.2019. Kui eraldisel on I rinde kohta kahe või enama puuliigi takseerandmed, siis arvutati süsiniku tagavarad igale puuliigile eraldi ning teenuse kirjeldamiseks loodud kaardikihi loomiseks need summeeriti, kasutades selleks andmestikus antud eraldise ID numbrit. Süsiniku tagavara hinnangud anti kõikidele eraldistele, mis on metsaregistris takseerandmetega kaetud. Kaardikihtide kasutamise juures peab arvestama sellega, et teenuse loomisel ei arvestatud andmete vanusest tulenevate võimalike erinevustega andmebaasis kirjeldatu ning looduses valitseva tegeliku olukorra vahel. Kaardikihi loomiseks viidi tulemused eraldiste unikaalsete ID-de alusel ruumikujule.

Arvutuskäik: metsaregistrist võeti kõikide kirjeldatud eraldiste I rinde tüvede tagavarad (m^3/ha), mis arvutati ümber puuliigipõhiste tüvepuudutiheduste (tabel R5) põhjal tüvemassideks (t/ha). Tüvemassi ja vastava suhte põhjal leiti igale puuliigile okste osakaal tüvemassist (tabel R6), arvestades okste- ja tüvemassi suhte muutust puistute vanuse muutudes. Jämeda maa-aluse biomassi arvutamiseks kasutati vastavaid suhteid (tabel R7) tüvemassi ja okste massi summaga, võtmata arvesse puistute vanuseid, kuna on leitud, et puu tüve- ning maa-alune biomass arenevad proportsionaalselt (Varik et al., 2015; Uri et al., 2011, 2017). Saadud biomasside põhjal arvutati kõikidele fraktsioonidele süsiniku tagavara, mis summeeriti. Kõik kasutatud suhted ja süsiniku sisaldused fraktsioonides põhinevad

kodumaistel uurimistöodel (Aosaar et al., 2011; Aosaar et al., 2013; Buht, 2019; Külla, 1997; Laas et al., 2011; Lutter et al., 2016; Lõhmus et al., 1996; Pikk & Kask, 2014; Saarman & Veibri, 2006; Tamm, 2000; Uri, 2018, 2020; Uri et al., 2007; Uri et al., 2009; Uri et al., 2011; Uri et al., 2012; Uri et al., 2014; Uri et al., 2017; Vares, 1999; Varik et al., 2013; Varik et al., 2015). Tulemkaartide näited on toodud joonistel R32–R34.

Tabel R5. Erinevate biomassi fraktsioonide süsiniku sisaldused ning puidu tihedus (0% niiskus)

Puuliik	Fraktsioon	C sisaldus, %	Puidu tihedus, kg/m ³
Harilik mänd	Tüvepuit	47	510
	Oksad	49	
	Jäme maa-alune	46	
Harilik kuusk	Tüvepuit	46*	420
	Oksad	49	
	Jäme maa-alune	50	
Arukask (Ia...II boniteedi puistud)	Tüvepuit	50	582
	Oksad	50	
	Jäme maa-alune	50	
Sookask (II...Va boniteedi puistud)	Tüvepuit	50	532
	Oksad	49	
	Jäme maa-alune	48	
Harilik haab	Tüvepuit	46	406
	Oksad	47	
	Jäme maa-alune	45	
Hall lepp	Tüvepuit	47	400
	Oksad	48	
	Jäme maa-alune	47	
Sanglepp	Tüvepuit	50	500
	Oksad	50	
	Jäme maa-alune	50	

*Kaldkirjas olevad väärtused on tuletatud erinevate väärtuste põhjal või on eksperthinnangud

Tabel R6. Okste osakaal tüvemassist (%), sõltuvalt puuliigist ja puistu vanusest

Puistu vanus, a	Puuliik						
	Hall lepp	Arukask	Sookask	Kuusk	Mänd	Haab	Sanglepp
1	10	20	20	80	50	18	10*
5	10	20	20	80	50	18	10
10	10	20	15	20	50	18	10
15	10	10	15	20	25	15	10
20	10	10	15	20	25	15	10
25	10	10	15	20	8	15	10
30	10	10	15	20	8	12	10
35	10	10	15	10	8	12	10
40	10	10	15	10	8	12	10
45	10	10	15	10	8	12	10
50	10	10	15	10	8	12	10

55	10	10	15	10	8	12	10
60	10	10	15	10	8	12	10
65	10	10	15	10	8	12	10
70		10	15	10	8	12	10
75		10	15	10	8		10
80		10	15	10	8		10
85		10	15	10	6		10
90		10	15	10	6		10
95		10	15	10	6		10
>100		10	15	10	6		10

*Kaldkirjas olevad väärtused on tuletatud erinevate väärtuste põhjal või on eksperthinnangud.

Tabel R7. Maa-aluse jämeda ($d>2\text{mm}$) juurte biomassi osakaal maapealsest puitsest biomassist (tüvi+oksad) puuliikide kaupa

Puuliik						
Hall lepp	Arukask	Sookask	Kuusk	Mänd	Haab	Sanglepp
19	21	21	35	19	20*	19

*Kaldkirjas olevad väärtused on tuletatud erinevate väärtuste põhjal või on eksperthinnangud.



Joonis R32. Süsinikuvaru puude tüvedes (t/ha).



Joonis R33. Süsinikuvaru puude okstes (t/ha).



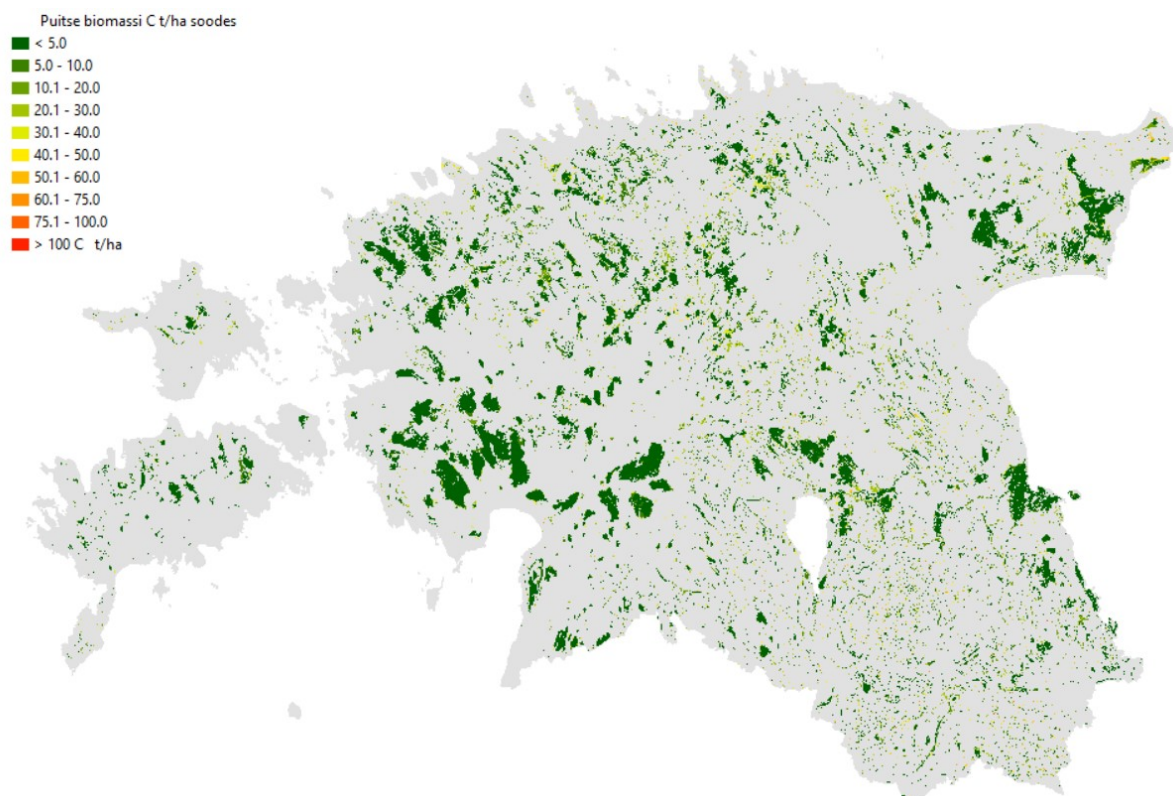
Joonis R34. Puitse biomassi summaarne (jämejuured, tüved ja oksad) süsinikuvaru tonnides hektari kohta.

3.2.9.2. SÜSINIKU VARU SOO PUITSES BIOMASSIS

Indikaator: süsinikuvaru soo puitses biomassis.

Soodes hinnatakse maapealse tüvepuidu süsiniku tagavara ja aastast juurdekasvu Maa-ameti LiDAR andmestikul põhineva puistu kõrguse ja katvuse ning erinevate teadusprojektide (nt Kull, 2016; Paal et al., 2016) käigus kogutud juurdekasvuandmete kombineerimise kaudu.

Kirjeldus: Igale soo põhitüübile (madalsoo, lammisoo, siirdesoo, raba) ja detailsemalt mõne ETKK tüübi ulatuses on võimalik arvutada tüvepuitu seotud süsiniku tagavara.



Joonis R35. Puitse biomassi summaarne (jämmejuured, tüved ja oksad) süsinikuvaru tonnides hektari kohta.

Antud töö raames ei hinnatud andmete puudumise tõttu niitudel puitsesse biomassis seotud süsinikku, kuigi suurele osale niitudest on mõõdukas puittaimede katvus iseloomulik, sh puisniitudel ja puiskarjamaadel märkimisväärne. Edaspidi on vajalik niidutüüpide kaupa kalibreerida hea ökoloogilise seisuga seotud süsinikuvarud (sh nii maapealne kui maa-alune), võttes arvesse, et eri niidutüüpidele on heas seisus iseloomulik erinev puittaimede katvus (puisniitudel-puisjarjamaadel suurem, loopealsetel ja osadel aruniitudel kuni 30% jne). Samuti on niidutüüpe, mis peaksid olema täiesti ilma puittaimedeta. NB: niitude metsastamine ei ole aktsepteeritav võtte kliimaeesmärkide täitmiseks – metsastamine kaotab niitude ökoloogilised väärtused ja võib ohustada niitudele iseloomuliku maa-aluse süsinikuvaru säilimist. Hetkel niitudel kasvav ning sealt hooldamisel-taastamisel eemaldatav puit on arvestatav varustusteenusena (vt ka peatükk 3.1.7).

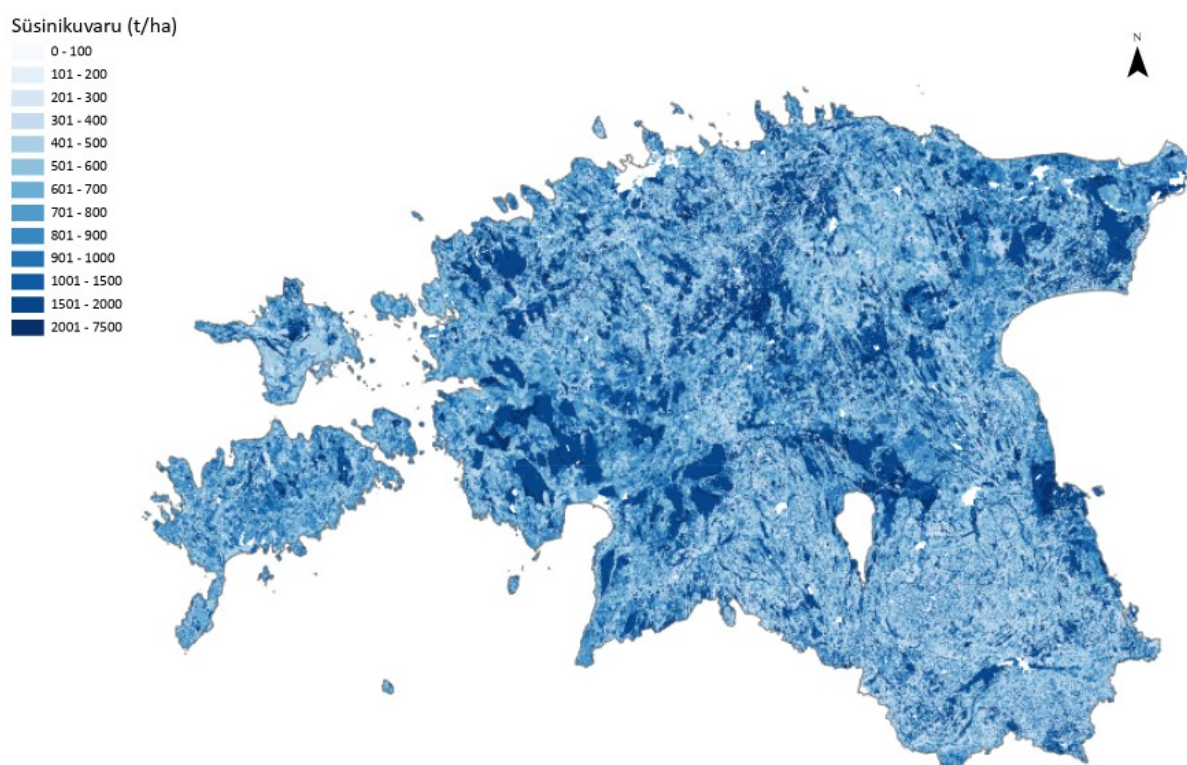
3.2.9.3. MULLASÜSINIKU TAGAVARA

Indikaator: Mullasüsiniku tagavara, t/ha

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi kaardistusüksus või mullaeraldus

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Maa-ameti Geoportaali mullastiku kaart; kirjanduse allikad Lutter et al., 2019 ja Kmoch et al., 2021.

Kirjeldus: Mulla süsiniku tagavara on ajas küllaltki stabiilne näitaja, seetõttu saab mulla süsinikutagavara ligikaudseks hindamiseks kasutada Maa-ameti mullastikukaardi lõimise ning mulla nimetuse andmeid, mida on kinnitanud ka EMÜ mullateaduse professor A. Astover. Samuti on ligikaudsed metsade mullasüsiniku tagavarad kasvukohatüübi kaupa avaldatud EMÜ teadlaste poolt (Lutter et al., 2019) ning TÜ geograafia osakonna teadlaste poolt (Kmoch et al., 2021) süsinikuvaru hindamiseks loodud mullastikukaarti alusena kasutatav mudel, mis katab kogu Eesti ulatuses kõik ökosüsteemid.



Joonis R36. Mulla süsinikuvaru.

3.2.9.4. KASVUHOONEGAASIDE SIDUMINE

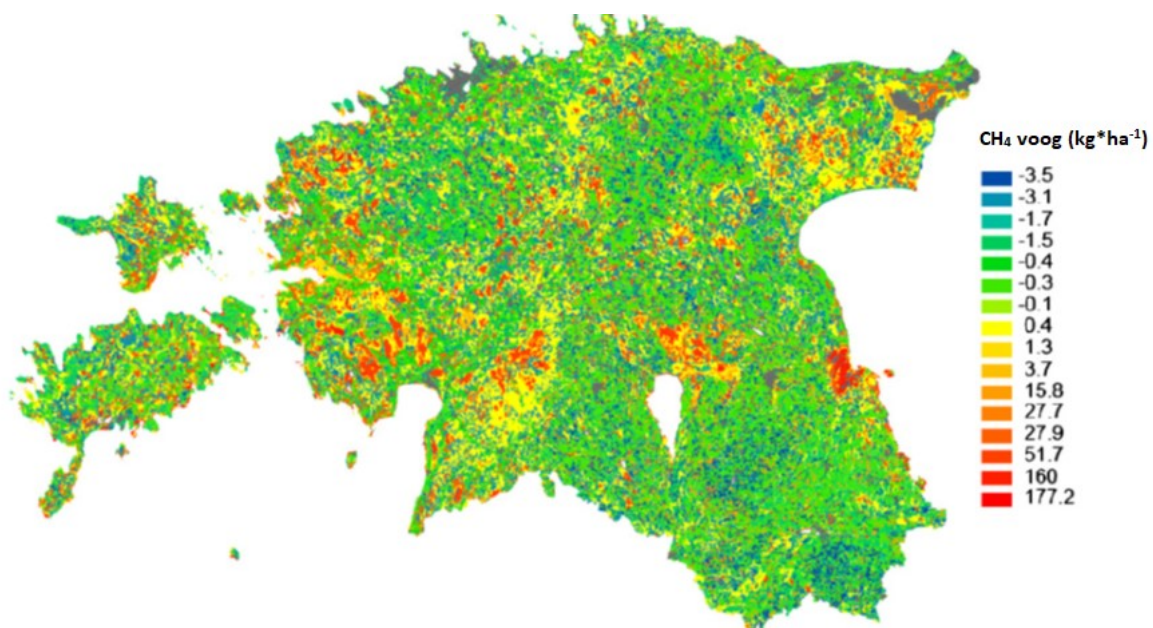
Indikaator: kasvuhoonegaaside sidumine (CO₂, CH₄, N₂O), kg/ha*a

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi, üksikute ökosüsteemi puhul detailsem kaardistusüksus (nt rabades seisundiklasside lõikes)

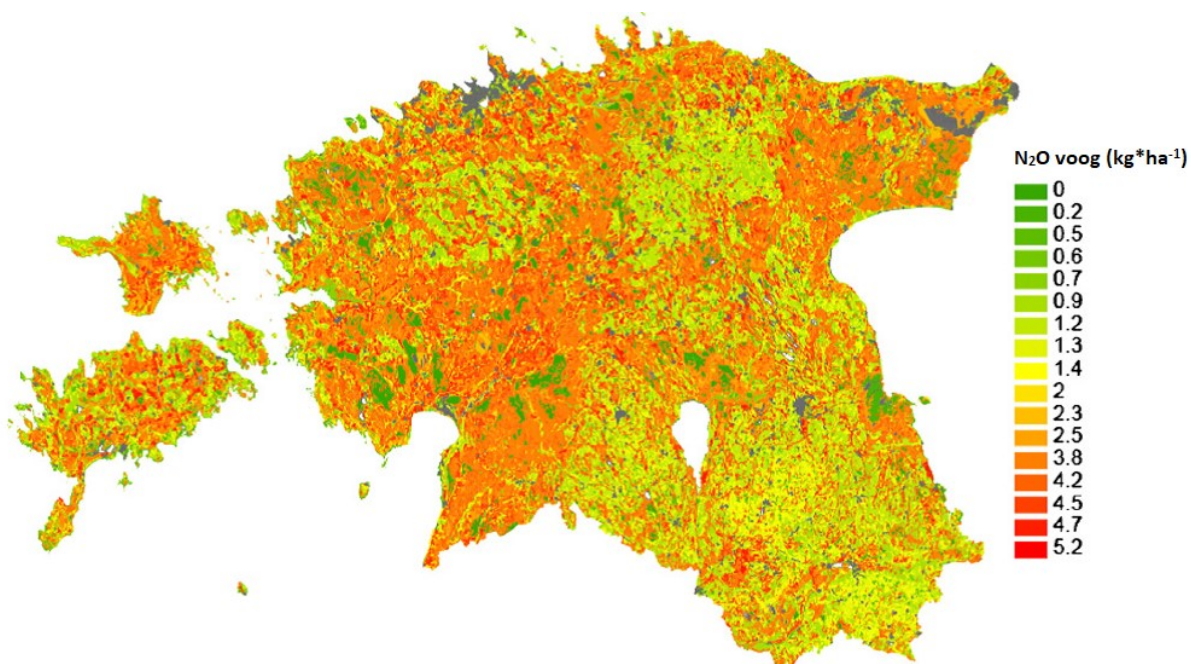
Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Kasvuhoonegaaside riiklik seire ja andmestik puudub. Ökosüsteemi tasemel on kasutatav vaid teadusprojektide käigus kogutav andmestik ning teaduskirjanduses avaldatud andmestik naaberriikidest sarnastes kliimatingimustes ning ökosüsteemides. Andmestik uueneb ja täieneb pidevalt, kuid ebasüsteemiliselt (sõltudes teaduslike eksperimentide eesmärkidest ja pole seotud seirega) ja ei ole Eestit katvalt ruumiliselt esinduslik.

Kirjeldus: Eraldiseivate teadusprojektide käigus kogutud andmete ja teaduskirjanduses avaldatud andmete põhjal süsiniku sidumise hindamise meetodika metaani ja naerugaasi osas on kirjeldatud

artiklis Mander et al., 2010. Sama metoodikat laiendatakse CO₂ sidumise hindamisel ja kaasatakse võimalikud erinevate teadusprojektide raames kogutud kohapealsete mõõtmiste andmed.



Joonis R37. CH₄ voog.



Joonis R38. N₂O voog.

3.2.10. Mikrokliima regulatsioon

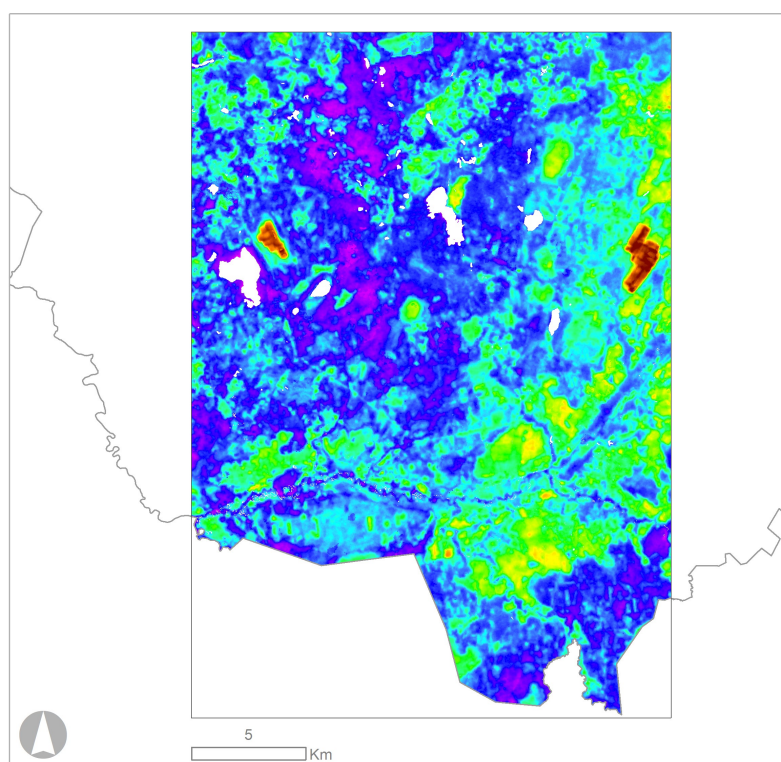
Indikaator: Maksimum- ja miinimumtemperatuurid

Kaardistusüksus: Eesti, Landsat satelliidi temperatuurisensori lahutus (u 200 × 200 m)

Andmeallikad: Landsati maapinna aastase maksimum- ja miinimumtemperatuuri andmestik

Kirjeldus: Mikrokliima regulatsiooni mudel baseerub maapinna aastasel maksimum- ja miinimumtemperatuuril, mis on jäädvustatud Landsat satelliidi missioonidel termiliste infrapunaandurite poolt. Töökäik viidi läbi Google Earth otsingumootoris ja ArcMapis järgneva kahe sammuna:

1. Landsat 7 ja Landsat 8 andmed saadi Google Earth otsingumootori kaudu ning maapinna maksimum- ja miinimumtemperatuurid arvatati Eesti kohta eraldi iga aasta (1999–2019) ning Landsati piksli ulatuses. Täpne kirjeldus kasutatud metoodikast on leitav allikast Parastatidis et al., 2017.
2. Maapinna aastase maksimum- ja miinimumtemperatuuri pildid laeti Google Earth otsingumootorist alla ning keskmised arvatati ArcMapis. Seejärel arvatati erinevus keskmise maksimaalse ja keskmise minimaalse maapinnatemperatuuri vahel. Erinevuste normaliseerimiseks kasutati min/max normaliseerimist. Mikrokliima regulatsiooni näide Karula pilootalalt on toodud joonisel R39.



0: Very low microclimate regulation

1: Very high microclimate regulation

Joonis R39. Mikrokliima regulatsiooni näide Karula pilootalalt.

3.3. KULTUURITEENUSED

3.3.1. Looduse virgestusväärtus

3.3.1.1. ÖKOSÜSTEEMIDE ÜLDINE VIRGESTUSVÄÄRTUS

Indikaator: Ökosüsteemi omadused, mis kutsuvad seal liikuma, aega veetma; eksperthinnang, klassid väärtusega -2...8

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi elementaarüksus

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: ELME baaskaart ja seisundikaart, ETAK andmekogu veekogude kohta, puistuplaan (Lang et al., 2018).

Kirjeldus:

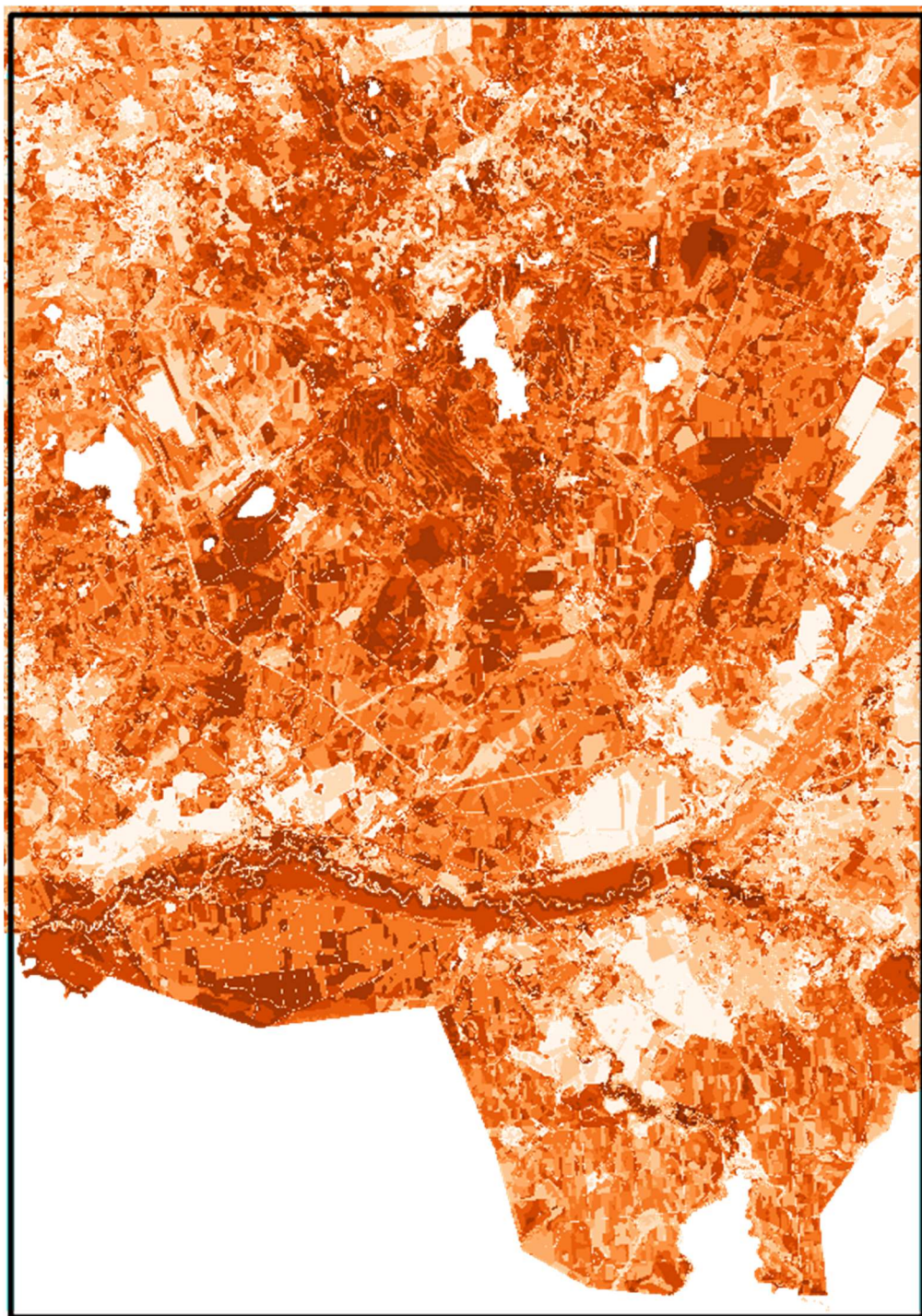
Koostasime virgestusväärtuse skaala teaduskirjanduse ja ELME töörühma hinnangu põhjal (vt tabel K1). Metsadest on eelistatud näiteks männikud, suured puud, varju ja valguse vaheldumine, kuivad kasvukohad, segametsad, erilise kujuga puud, mõõdukas kogus surnud puid (Laas, 2011; Nielsen et al., 2007; Edwards et al., 2011; Hansson et al., 2012; Nestra-Junolaine, 2014; Eggers et al., 2017). Niitudel hinnatakse kõrgelt õitsvaid lilli, avatud vaateid ja pärandkultuurilisust (Strumse, 1996; Lindström et al., 2006; Prangel et al., 2021; Lindemann-Matthies et al., 2010; Bullock et al., 2011). Soodest on tõenäoliselt eelistatud looduslikud rabad (kas või rohkemate sääskede tõttu madalsoodes), ja jõgesid palistavad (nt kanuuretkel vaadeldavad) lammisood. Põldude puhul ei ole kõrgeimaid väärtusklasse, kuna uuringud on näidanud, et inimesed hindavad neid vähem kui nt niite (Lindström et al., 2006; Nohl, 2009). Eriti väikeseks on turistid pidanud monotoonsete maastikke virgestusväärtust (Strumse, 1995; Śleszyński, 2001), mis on näiteks suured maastikuelementideta põllud. Virgestusväärtus on suurem veekogude lähedal (Śleszyński, 2001). Nende eelistuste pealt tekitasime järjestustunnuse, mis oleneb ökosüsteemi omadustest. Olukorra muutuse jälgimiseks on uuendada vaja eelkõige ökosüsteemi omadusi kirjeldavat andmestikku.

Tabel K1. Virgestusväärtuse klassid ja lisapunktid, mis klasse muudavad. Suurem klassi number tähendab suuremat virgestusväärtust. Suurtähed lisapunktide juures tähistavad ELME seisundiklasse.

	Peaklass	Lisapunktid
Mets		
palu, nõmme, loo, laane	5	
salu, rabastuv, samblasoo	4	
sooviku, kõdusoo	3	A ja B +1; D ja F -2,
rohusoo, tehismuldadel, väikepuistud	2	Mä>30% +0.5
Soo		
raba, siirdesoo	5	A +1; C -1; D -2;
madalsoo, lammisoo	4	E -4
Niit		
kuivad	5	A +1; C -1; D1 ja D2
märjad: 6410, 6450, 7230, 6430	4	-2; D3 -3
Pöld		
A	3	
B	2	
C	1	
D	0	
Järv, jõgi või laugas lähemal kui 100 m või meri lähemal kui 200 m		1

Paigutades omistatud hinnangud ELME baaskaardi üksuste ja ökosüsteemide seisundihinnangute alusel kaardile (joonis K1), saab võrrelda erinevate alade virgestusväärtust ning teha sobivate üksuste kaupa statistikat ja võrdlusi, nt võrrelda maakondi, valdasid või asustusüksuseid, või kaitstavate alade virgestusväärtust kaitse all mitteolevate alade omaga jne.

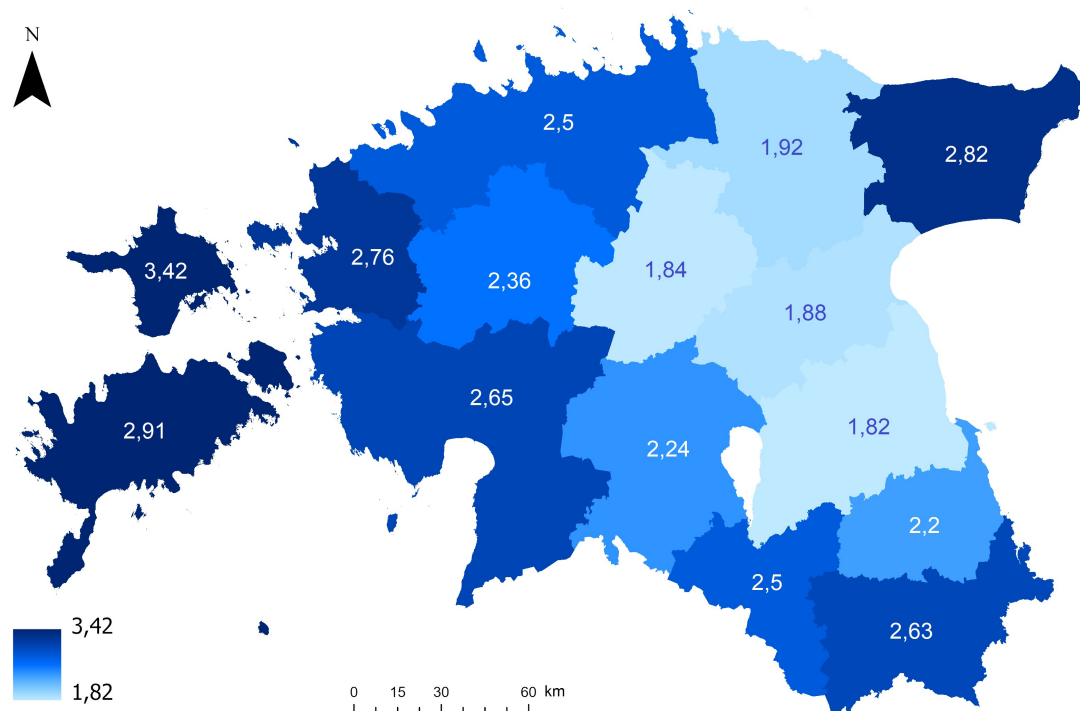




Joonis K1. Virgestusväärtuse kaart kogu Eesti ja Karula pilootala kohta. Tumedam ruuge näitab kõrgemat väärtust (väärtuste vahemik -2...8).

Maakondade võrdluses (joonis K2) on kõrgeima virgestusväärtusega Hiiumaa ja Saaremaa, järgnevad Ida-Virumaa ja Läänemaa, Pärnu- ja Võrumaa. Kõige väiksem virgestusväärtus on rakendatud lähenemise puhul saadud Tartumaale, vaid veidi kõrgemad väärtused Järva- ja Jõgevamaale. Linnalises keskkonnas tuleks looduslike koosluste puhkeväärtuse leidmisel ilmselt meetodikat täpsustada, kuid linnalisemate, tiheasustusega asustusüksuste arvesse võtmine või arvesse võtmata jätmine pilti oluliselt ei muutnud (joonisel K2 olevate väärtuste arvutamisel on linnad, linnaosad ja alevid, kokku 70 asustusüksuste²⁶ kihist välja lõigatud).

²⁶ Asustusüksused kitsamas mõttes, mitte praeguseaegsed kohalikud omavalitsused.



Joonis K2. Keskmised virgestusväärtused maakonniti.

Nimetatud 70 linnalisemat asustusüksust eraldi vaadates on nende seas kõrgeimad virgestusväärtused Paldiski linnas (kuivõrd see hõlmab Paldiski poolsaare ja Pakri saared), aga ka Narva-Jõesuu, Loksa, Haapsalu ning Abja-Paluoja linnas; esikümnesse mahuvad ka Tallinna Pirita ja Kesklinna linnaosad ning alevitest Aegviidu, Paikuse, Järvakandi alevid.

Kõikide asustusüksuste lõikes on kõrgeimad väärtused üle 6 (Manija küla, mitu küla Saaremaal ja Viimsi vallas) ning madalaimad lähevad miinustesse (kuni -1,49). Poolesaja väikseima virgestusväärtusega asustusüksuse hulgas domineerivad Lääne-Virumaa asulad (20) ja samas ei leia 50 väikseima virgestusväärtusega asula seast ühtegi Saare-, Hiiu-, Lääne-, Valga-, Pärnu- ega Viljandimaa asulat.

Asustusüksusi grupeerides on keskmine virgestusväärtus kõige suurem (teistest gruppidest ligi kaks korda suurem) külade puhul (üle 2) ja kõige väiksem alevikes (0,8). Alevite keskmine on 1,26 ja linnade ning linnaosade keskmine 0,98.

Kohaliku omavalitsuse tasemel on esikümme järgmine: Vormsi, Ruhnu, Kuusalu, Viimsi, Alutaguse, Hiiumaa, Kihnu, Saarde, Põhja-Sakala ja Anija vald. Keskmine varieerub 0,15st (Maardu linn) 3,8–3,9-ni (Vormsi ja Ruhnu vallad).

Karula piirkonna pilootala keskmine virgestusväärtus (3,3) on kõrgem kui Tartu valla (1,9) ja Narva-Jõesuu linna²⁷ (1,69) pilootaladel, mis on ka üsna loogiline Karula piirkonna metsasust ja järvesust arvestades. Kaks maakonda – Valga- ja Võrumaa, mis Karula pilootalale jäävad, said ka maakondade koondhinnangu järgi üsna kõrged väärtused. Narva-Jõesuu pilootala ehk kohaliku omavalitsuse virgestusväärtust toovad antud metoodikat kasutades alla laialdased karjäärialad, samas kui Narva-

²⁷ Pilootalade kontekstis on Narva-Jõesuu linn kui praegusaegne kohalik omavalitsus.

Jõesuu linnaline ala ise (linn kitsamas mõistes, asutusüksus) sai üsna kõrge hinde (3,11), nagu ka Ida-Virumaa maakondlikus arvestuses (2,82). Tartu vallal on seevastu pisut kõrgem virgestusväärtus (1,9) kui maakonnal keskmiselt (1,82).

3.3.1.2. LOODUSLIKUD HUVIVÄÄRSUSED JA REKREATSIOONITARISTU

Indikaator: looduslike huviväärsuste ja nn rekreatsioonitaristu objektide sagedus

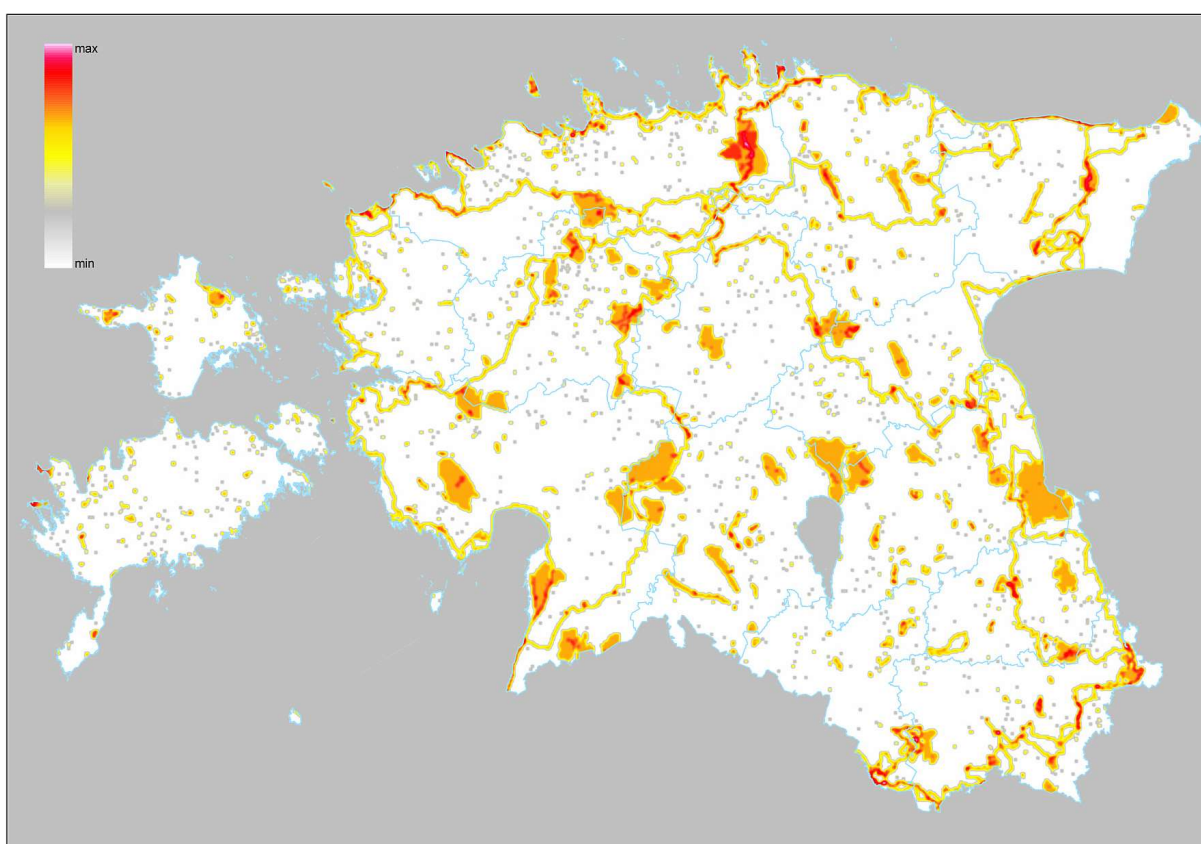
Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi elementaarüksus

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: RMK (ruumiandmed saadud RMKsse edastatud päringu tulemusel, töös on kasutusel 15.09.2020 seis; andmeid hoiab ajakohasena ja väljastab RMK külastuskorralduse osakond); Keskkonnaamet (ruumiandmed saadud Keskkonnaameti spetsialistidelt; töös kasutatud avalikuks kasutamiseks mõeldud teede ja radade andmestik on loodud Keskkonnaametis Keskkonnaministeeriumi tellimusel; info koondatud 2018 ja üle vaadatud 2020); Geodata Arenduse atlase andmed saadud ruumiandmetena otse allikast (kontrollitud augustis 2020); EELISE kihid: ürglooduse objektid 01.08.2019 ja kaitstavad looduse üksikobjektid kontrollitud 21.09.2020 seisuga (vt ka tabel K2). Riiklike andmebaaside uuendamine on pidev, eraettevõtetest andmete hankimine nõuab kokkuleppeid. Kohatäpsus on väga varieeruv kõigis allikates, kõige otstarbekam on erinevaid kihte ning aluskaartidelt (nt ETAK, ortofoto) saadavat infot kombineerida ning ühtlasi kattuvused eemaldada.

Tabel K2. Töösse kaasatud looduslike huviväärsuste ja nn rekreatsioonitaristu objektide allikad.

Tüüp	Allikas	Objekte kokku
Jalgratta-, matka- ja õpperajad, matkateed	RMK, Keskkonnaamet	244
Vaatetornid ja -platvormid	RMK, Geodata Arenduse atlase andmebaas	133
Telkimisalad, puhke- ja lõkkekohad, parkimistaskud ja parklad, metsamajad ja metsaonnid	RMK	390
Puud, puude grupid	EELIS: kaitstavad üksikobjektid, ürglooduse objektid	562
Allikad	EELIS: kaitstavad üksikobjektid, ürglooduse objektid	228
Rändrahnud, kivikülvid	EELIS: kaitstavad üksikobjektid, ürglooduse objektid; Geodata Arenduse atlase andmebaas	1349
Pinnavormid: koopad, meteoriidikraatrid, luited, aluspõhjapaljandid, kosed, joad, kärestikud ja joaastangud, karstivormid ja -alad, kuppelmaastiku elemendid jm	EELIS: kaitstavad üksikobjektid, ürglooduse objektid; Geodata Arenduse atlase andmebaas	590
Looduslikud huviväärsused kokku		2729
Rekreatsioonitaristu objektid kokku		767
Kõik kokku		3496

Kirjeldus: Inimesi loodusesse puhkama meelitavate looduslike huviväärsuste (rändrahnud, joad, paljandid, põlispuud, koopad, meteoriidikraatrid jpm) ning teisalt ka inimese poolt loodud looduses puhkamise taristu (telkimisalad, lõkkeplatsid, matkarajad, vaatetornid jms) paiknemine ja objektide tihedus võimaldab esile tuua kõrgema rekreatiivse väärtusega piirkondi ning analüüsida objektide paiknemist ka baaskaardiüksuste (erinevad ökosüsteemid ja nende tüübid) ning seisundiklasside lõikes. Objekte saab kombineerida erinevat moodi vastavalt sellele, kuidas rekreatsiooniteenust mõtestada (sh saab kombineerida indikaatorid 1 ja 2 ning kõrvutada seda kõike ka RMK määratletud kõrgendatud avaliku huviga aladega), joonisel K3 on toodud näide nii looduslike kui ka taristuobjektide koond-tiheduskaardist.



Joonis K3. Näide looduslike huviväärsuste ja rekreatsioonitaristu objektide tiheduskaardist (näites kasutusel 500 × 500 m võrgustik).

3.3.1.3. MAASTIK ORIENTEERUMISJOOKSUKS

Indikaator: Lähimineviku (2015–2017) orienteerumiskaartide põhjal loodud indikaator “maastiku sobivus orienteerumiseks”, hinnatakse 0–1 suhtelises skaalas.

Kaardistusüksus: 1 km²

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Eesti Orienteerumislidu andmebaas (<https://www.orienteerumine.ee/kaart/kaardid.php>), CORINE maakattekaart (CORINE Land Cover, CLC), ETAK, metsaregister.

Kirjeldus: Arvutus tehti olemasolevate orienteerumiskaartide põhjal Eesti Orienteerumisliidu andmebaasi kasutades. Kasutati orienteerumisjooksu (mitte nt linnasprindi või rattaorienteerumise, kuna need ei seostu niivõrd ökosüsteemidega) kaarte aastatest 2015–2017. Esiteks võrreldi orienteerumiskaardi aladel ja neid ümbritsevas 3 km puhvrites maakatte osakaale ja reljeefi varieeruvust. Nii orienteerumiskaardi kui ka puhvri aladest lõigati välja tiheasustusalad. Kaasati tabelis K3 näidatud CORINE maakattekaardi, ETAK ja takseernäitajaid. Metsaregistri riigimetsa andmeid (seisuga 01.01.2018), et testida noorte metsade (aastal 2014 peapuuliik <41 a) osakaalu. Piir valiti eeldusel, et noored metsad ja raiesmikud on orienteerujatele raskesti läbitavad ning ühtlustati seisundiklassi C piiriga. Esmalt kasutati kaarditunnuste võrdlemiseks kaardialadel ja neid ümbritseval maastikul paarilist T-testi. Statistiliselt oluliselt erinevaks osutunud tunnused viidi edasi mitmetunnuselisse logistilisse regressiooni, et selgitada nende olulisust koos teiste tunnustega. Ühekaupa testides selgus, et oluliselt rohkem oli kaardialadel okasmetsi, reljeefjooni (st reljeefivorme) ning oluliselt vähem oli põlde, märgalasid ja noori metsi. Mitmetunnuselises logistilise regressiooni mudelis jäid oluliseks reljeef, põllud ja okasmetsad (mõju suund oli kõigil sama, kui ühetunnuselises testis). See mudel rakendati 1 x 1 km ruudustikule üle Eesti. Sarnaselt on lähenenud Tutić et al. (2018).

Tabel K3. Kaarditunnused, mida kasutati hindamiseks maastiku sobivust orienteerumisjooksuks.

Kaarditunnus	Täpsustus
noored metsad ja raiesmikud (osakaal) (metsaregister)	kuni 40 a (k.a, aastal 2014) (takseerkiht)
leht- ja segamets (osakaal) (CLC)	311, 313, 324
okasmets (osakaal) (CLC)	312
põllud (osakaal) (CLC)	211, 212, 213, 221, 222, 223, 241,242,243,244
niidud, pargid (osakaal) (CLC)	321, 322, 323, 331, 333, 231, 142
märgalad (osakaal) (CLC)	411,412,421, 423
reljeefi varieeruvus (ETAK)	reljeefjoonte pikkus pindala kohta



Joonis K4. Maastiku sobivus orienteerumisjooksuks, kus tumedam on paremini sobiv.

Arutelu: Heade orienteerumismaastikena tulevad esile Lõuna- ja Vahe-Eesti, Hiiu- ja Saaremaa loodeosa ning Peipsi põhjakallas. Huvitava nähtusena eristuvad põlevkivikaevanduste aherainekuhjatiste piirkond, kus on järsunõlvilised reljeefivormid kaetud männipuistuga. Need ei ole traditsiooniline orienteerumismaastik ja on seni vähe kasutatud, kuid pakuvad siiski võimaluse raske koormusega orienteerumisspordiks. Ka Karula (piloot)ala head orienteerumismaastikud on seni suhteliselt vähe kasutatud. Kaardistusüksusena kasutati 1 km² suurust ala, kuna orienteerumiseks ei piisa väikesest ökosüsteemilaigust, näiteks okasmetsaga künkast, vaja on tervet sobivat maastikku.

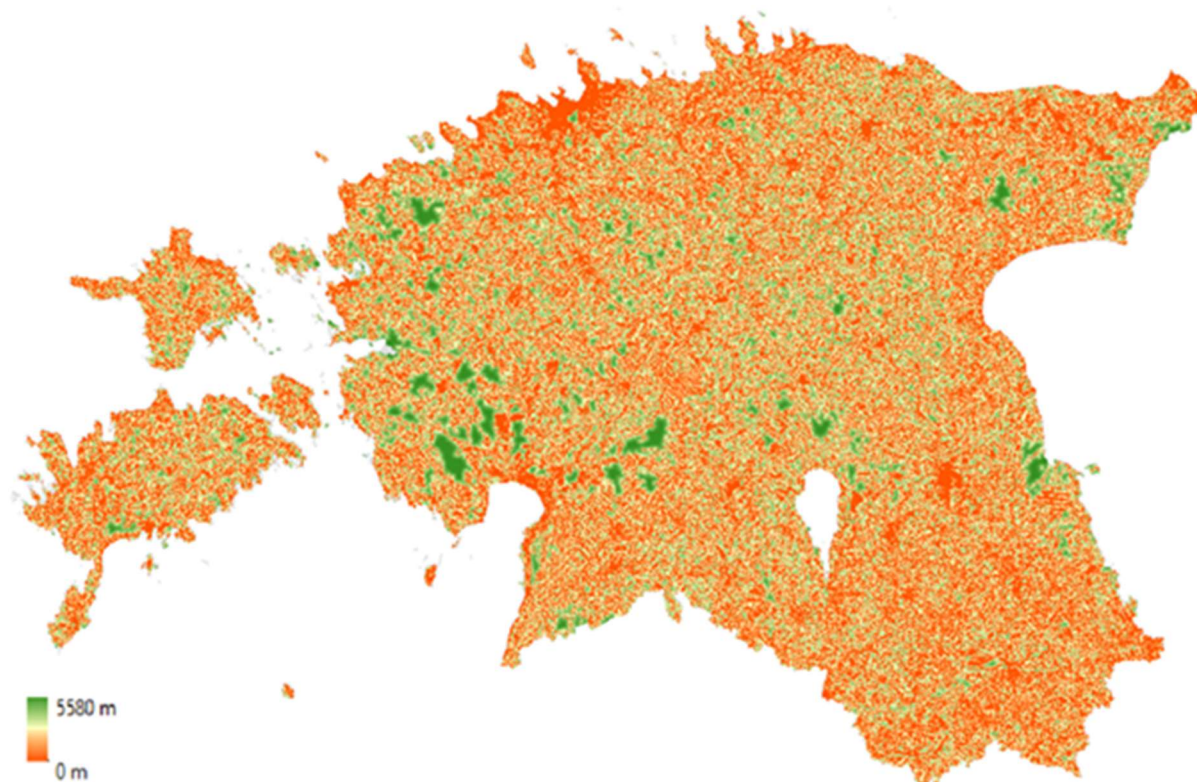
3.3.1.4. VAIMNE PUHKUS EHK ERALDATUS

Indikaator: Eraldatus (kaugus inimtegevusest ja inimtekkelistest müraallikatest meetrites)

Kaardistusüksus: 10 × 10 m raster

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Lähteandmestikuks on ETAK infrastruktuuri andmekihid (teedevõrk, asustus, tootmis- ja kaevandamisalad jmt), lennuliinide info, Maanteemati liiklustiheduse seire andmestik. Lähteandmed uuenevad regulaarselt ja on avaandmed. Kihti oleks otstarbekas uuendada 1–5-aastase intervalliga (sõltuvalt infrastruktuuri arendamise ja hoonete rajamise intensiivsusest).

Kirjeldus: Vaikus ja eraldatus võimalikest inimtekkelistest objektidest arvutatakse rasterandmestikuna 10 × 10 m rastrina. Erinevat tüüpi inimtekkelistest objektidest arvutatakse objektide ruumilise eraldatuse määr ehk vahemaa. Eraldatus indikaatorina näitab potentsiaali inimpeglile liikidele elupaikadeks ning inimestele pakub kultuuriteenusena võimalust nautida vaikus ja rahu ilma teisi inimesi kohtamata.



Joonis K5. Eraldatus ehk kaugus inimastutusest ja taristuobjektidest ning teedevõrgust (sh metsasihid jmt).

Tulemkaardilt (joonis K5) selgub, et kõige kaugemad paigad inimtekkelisest taristust Eestis on Väinamere laiud (Kõverlaid ligi 6 km), maismaal on aga enam kui 2 km ulatuses eraldatust pakkuvaid kohti vaid soodes (Nätsi-Võlla raba ligi 3,5 km). Kõige enam eraldatud paikasad asub Pärnumaal, Läänemaal ja Ida-Virumaal.

Eraldatuse kaarti kasutati ka teistes analüüsidest sisendina, et vähendada inimasustuse ja -taristu lähedusest tulenevat mõju ökosüsteemiteenuste väärtusele. ELMEd on seda lisaks kasutatud nt sotsiaalmeedia fotode analüüsis, liikide elupaigasobivuse modelleerimisel, loodusvaatluste modelleerimisel.

3.3.1.5. LOODUSVAATLUSED

Indikaator: Loodusvaatluste tõenäosus

Kaardistusüksus: 500 × 500 m

Andmeallikad: Loodusvaatluste andmebaasi (LVA) liigileiud, ELME baaskaart ja seisundiklasside kaart, eraldatuse hüve kaart, taimkatte kõrguse kaart (CHM), ETAK veekogud

Kirjeldus: Võib arvata, et loodusvaatlusi tehakse enam avatud vaadetega ja hea seisundiga ökosüsteemides, sest sellistest kohtades võiks näha rohkem märkimisväärseid liike. Testmiseks kasutati LVAs olevaid liigivaatlusi aastast 2019. Arvesse võeti vaid need vaatlused, mis olid märgitud punktina. Ühe vaatleja kohta võeti 10 juhuslikku vaatlust, et vältida aktiivsete vaatlejate tugevat mõju tulemustele. Kasutades eraldatuse hüve kaardikihti, leiti vaatluste jaotus olenevalt eraldatusest. Seejärel genereeriti samasuguse eraldatusejaotusega juhupunktid. Eraldatus võeti arvesse, et kaardistada hüve sõltumata ligipääsetavusest ning kajastada ökosüsteemi sobivust loodusvaatlusteks, mitte seda kui lähedal koht asub teedele. Seejärel testiti, kas juhupunktide ja vaatluspunktide 200 m ümbrus erineb A seisundiga ökosüsteemide hulga ja avakoosluste hulga poolest. Alatuüpide osakaalude leidmiseks kasutati 100 juhupunkti igas 200 m raadiuses. Avakooslusteks loeti alad, kus taimkatte kõrgus oli kuni 0,1 m. Lisaks uuriti, kas loodusvaatlusi on rohkem veekogude lähedal. Veekogude lähedasteks vaatlusteks loeti need, mille 100 juhupunktist rohkem kui 30% langesid vette. Eristati meri ja pindobjektina kaardistatud siseveekogud, % leiti sõltumata sellest, kas vaatlus asus ka teist tüüpi veekogu lähedal ehk ümbrusepunktide seast jäeti välja teist tüüpi veekokku langenud punktid. Siseveekogudeks loeti kõik vooluveekogud ning seisuveekogudest järved, paisjärved, tehiskärved ja laukad. Need vaatlused, mille ümbruse punktidest langes vette enam kui 70%, jäeti välja kui veeökosüsteemide vaatlused. Välja jäeti ka need punktid, mille ümbrusest rohkem kui 49% moodustasid tehisalad. Samamoodi jäeti välja tehisaladega ruudud prognoosikaardil.

Logistilise regressiooni mudel näitas, et loodusvaatlusi on oluliselt rohkem paikades, mille lähiümbruses oli rohkem avakooslusi, A-klassi metsi ja A-klassi niite ning merd ja siseveekogusid. Põldudel ja niitudel ei osutunud A-klass ümbruses oluliseks; kaardistamiseks kasutatud mudelist jäeti ebaolulised tunnused välja.

Mudeli rakendamiseks kasutati 500 × 500 m ruudustikku. Leiti kui palju seal on vastavaid ökosüsteemitüüpe ning kui pikk on mere ja siseveekogude kaldajoon, vooluveekogudel kasutati telgjoone pikkust. Üleminekuks 200 m raadiusega ringilt 500 m küljega ruudustikule, kasutati mudeli standardiseeritud väärtusi.



Joonis K6. Loodusvaatluste tõenäosus. Tumedam sinine tähistab suuremat tõenäosust. Lõiked Kagu-Eestis ja Lõuna-Hiiumaal tulevad taimkattemudeli andmete puudumisest.

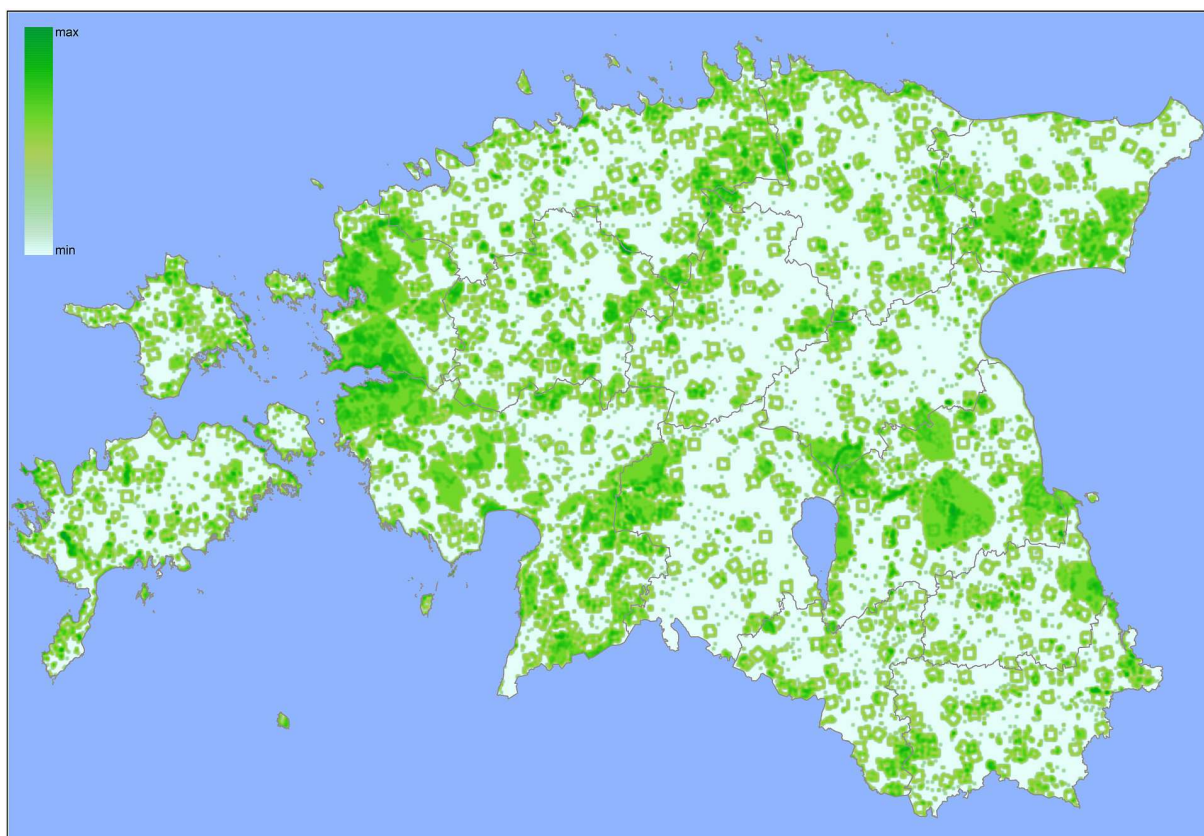
3.3.2. Loodusharidus ja teadus

Indikaator 1: eluslooduse riikliku seire kohtade paiknemine/sagedus

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi elementaarüksus

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: EELISE keskkonnaseirejaamade (kiht KR_seirejaam) ning KESE andmestik (eelkõige liikide ja elupaikade leiukohtade seire info saamiseks, mis KR_seirejaamade kihist pole kättesaadav). Riiklikud andmed, kihte hoiab ajakohasena (ja ajakohastab vastavalt seiretööde tellimisele ning aruandluse laekumisele) KAUR.

Kirjeldus: riikliku seire raames koguneb pidevalt andmeid elurikkuse seisundi näitajate kohta. Kohad, kus elurikkuse seiret teostatakse, nende paiknemine ja tihedus, võimaldavad määratleda ja visualiseerida piirkondi, mis on elurikkuse seisundi näitajate kohta info kogumiseks väärtuslikumad. Elurikkuse seiret teostavad tippeksperdid ja -teadlased – seirekohtade paiknemise ja tiheduse kaudu saab seeläbi iseloomustada ka ökosüsteemide teadus-hariduslikku väärtust. Andmed on kombineeritud KR_seirejaamade ning KESE väljavõtetest (andmed kontrollitud 02.09.2020 seisuga). Valiti eluslooduse seirega seonduvad seireprogrammid, andmestike edasisel kombineerimisel eemaldati kordused ning ülepinnaliste mitmekilomeetriste võrgusilmadega ruudustike põhised seirealad, kus täpne seirekoht ei olnud teada. Seirekohtade paiknemist saab analüüsida ka baaskaardiüksuste (erinevad ökosüsteemid ja nende tüübid) ning seisundiklasside lõikes, joonisel K7 on toodud näide nende üle-eestilisest tihedusest.



Joonis K7. Haridus-teaduslik potentsiaal eluslooduse seire kohtade tiheduse näitel.

3.3.3. Inspiratsioon loodusmaastikust

Indikaator: Loodusmaastiku kujutamine Eesti maalidel, mõõtühik – kujutamissagedus Eesti maalidel

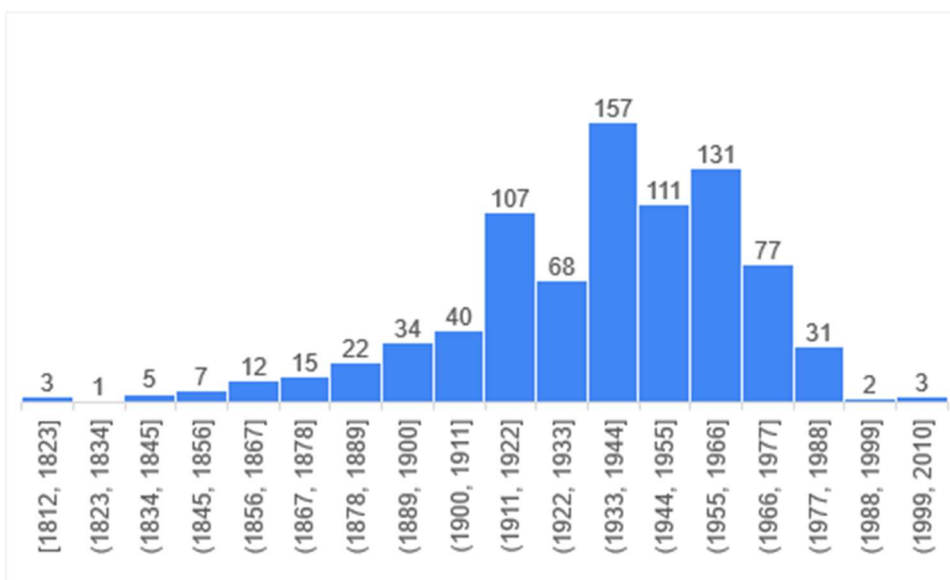
Kaardistusüksus: kaardistusüksus puudub, tegu on kirjeldava analüüsiga Eesti maastikumaale inspireerinud ökosüsteemidest ja maastikuparameetritest

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: kunstimuseumide veebiandmebaasides vaadeldavad eri ökosüsteeme ja maastikke kujutavad maalid. Tegu on ühekordselt tehtava analüüsiga, mida ei ole tarvidust teist korda läbi viia.

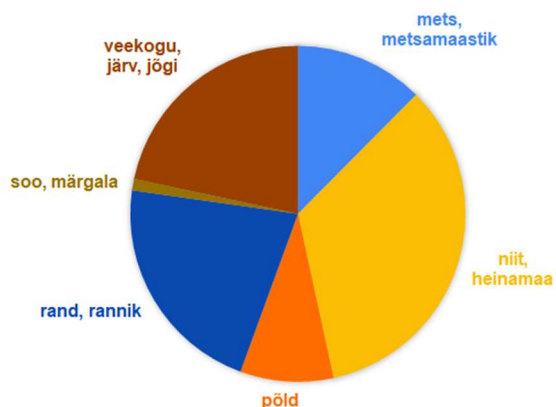
Kirjeldus: Läbi töötati kõik Eesti Muuseumide Veebivärvast (muis.ee/catalogue) loetletud Eesti Kunstimuseum SA Maalikogu veebivärvasse pildiga üles pandud museaalid (kokku 6541 maali) ning Eesti Rahva Muuseumi Tartumaa Muuseumi Kunstikogu pildiga museaalid (kokku 800 maali), Lisaks hinnati maale Enn Kunila kunstikollektsioonist (27 maali). Kokku hinnati 7368 maali, maalitud valdavalt 20. sajandil, millest igaühel hinnati visuaalselt, kas tegu on maastikumaaliga, ning analüüsiti, kas tegu on Eesti loodusest inspiratsiooni saanud tööga või mitte. Töösse haarati vaid maalid, mille põhifookus oli loodusel või maastikul, kui pildi keskmes oli inimtekkeline objekt või inimene ise, ei loetud maali maastikumaaliks, isegi kui taustal võis olla maastik. Erandiks olid põllutöödega ja talumaastikega seotud pildid, kus pildi esmane fookus oli talumajal või põllutöötegevusel (kündmine), kuid kus oli ka detailselt kujutatud ümbritsevat maastikku. Välja jäeti Eesti kunstnike maastikumaalid, mis kujutasid mõne teise riigi loodust. Kokku oli vaadeldud maalidest maastikumaale 1168 ehk keskmiselt 16% kõikidest vaadeldud maalidest. Iga maastikumaalina arvestatud maali kohta hinnati ca 30 näitajat, sh info maalil esmasena/esiplaanil kujutatud ökosüsteemi, teisena kujutatud ökosüsteemi ning kui võimalik, ka ökosüsteemide seisundiklasside kohta. Lisaks hinnati maalil kujutatud inimõju, tegevusi ning kui võimalik, kirjeldati maalil esitatud liigid.



Joonis K8. Näited töö käigus analüüsitud maastikumaalidest.



Joonis K9. Analüüsitud maastikumaalide dateering. Valdavalt olid analüüsitud maalid pärit perioodist 1911–1977. Dateering oli teadmata 350 analüüsitud maalil.



Joonis K10. Esmasena kujutatud ökosüsteemide jaotus Eesti maastikumaalidel.

Eesti metsamaalide süvaanalüüs (Remm, 2021) tõdeb, et hoolimata väiksest nähtavusest on metsal kunstnike jaoks mitmetahuline väärtus kujutamiseobjektina. Kuigi vana metsa mitmekesine eluvõrgustik ei pruugi olla tavamõistes maaliline, saab seda tajuda esteetilisena. Enamikul maalidest, millel on metsa kujutatud, on seda siiski tehtud eemalt (ülaltoodud analüüsis langevad need maalid põldude, niitude ja teiste avatud alade maalide rühmadesse). Paljud maalid aga portreerivad puid, neid isikustades. Rohkem on maalitud just vanu, erilise väljanägemisega puid, liikidest kaski ja tammesid. Vähem on maale, mis loovad pildi metsa sees olemisest, mil kunstnik on kasutanud mitmesuguseid vaatenurki metsatunde loomiseks: metsaga ümbritsetud, metsarajal, vaade metsast välja, mets takistab vaadet, metsa alustaimestu. Täiendava rühma moodustavad maalid, kus mets on tegutsevate inimeste taustal.

3.3.4. Rahvussümbolid looduses

3.3.4.1. RAHVUSLINNU SUITSUPÄÄSUKESE JA RAHVUSLILLE RUKKILILLE ELUPAIK

Indikaator: rahvuslinnu (suitsupääsuke, *Hirundo rustica*) ja rahvuslille (rukkilill, *Centaurea cyanus*) elupaigasobivus.

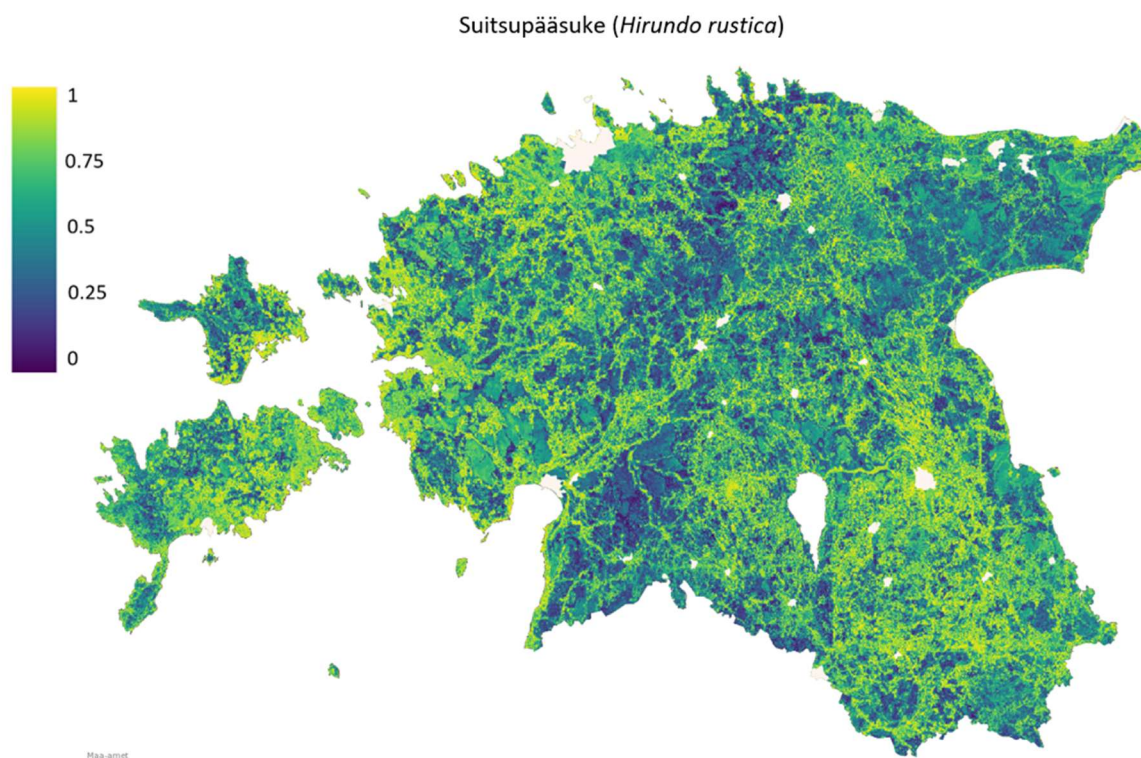
Kaardistusüksus: üleestiline, piksli suurus 125 × 240 m

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Liikide levikuandmed (PlutoF, EELIS), baaskaardi ökosüsteemi ja seisundiklassid, teised prognoostunnused

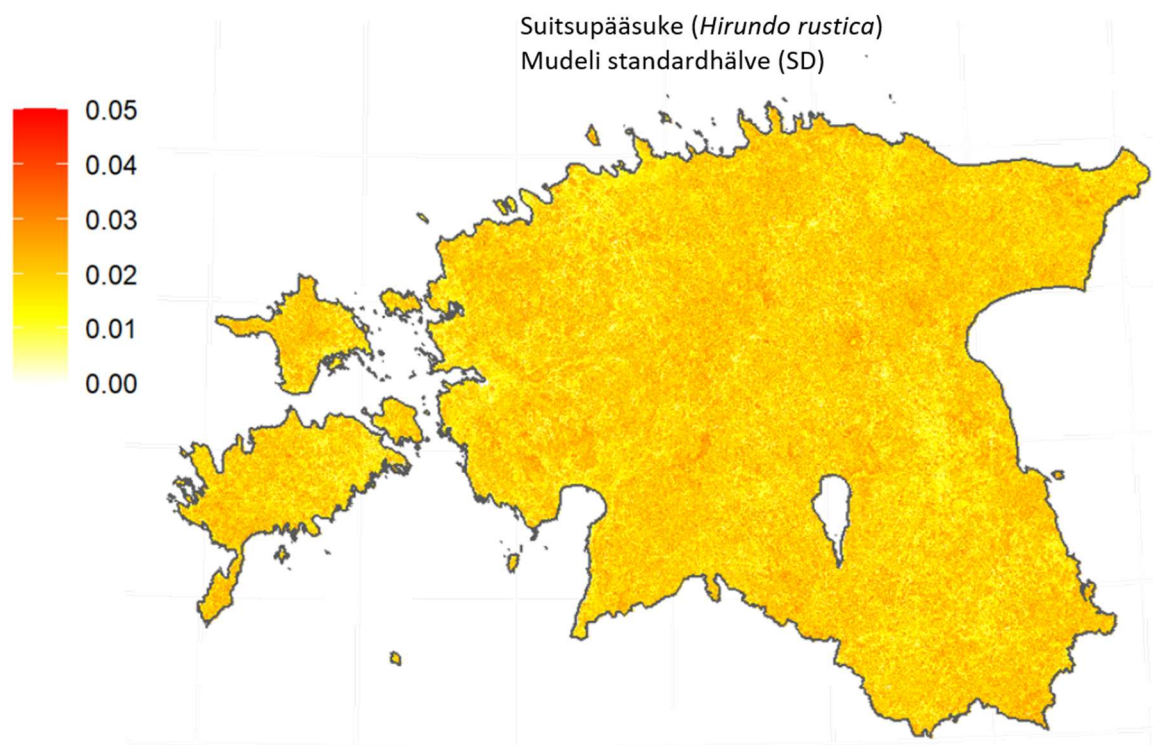
Kirjeldus: Kirjeldamaks rahvussümbolite tõenäosuslikku paiknemist Eesti maastikes, koostati rukkilille ja suitsupääsukese elupaiga sobivusmudelid. Saadud väärtused näitavad tõenäosust, millega antud piirkond sobib rukkilille või suitsupääsukese elupaigaks. Saadud väärtused ei pruugi näidata nende liikide tegelikku esinemist, vaid kirjeldavad keskkonnatingimuste ja muude parameetrite poolest suure tõenäosusega sobivaid kohti.

Mudelid koostati juhusliku metsa (*Random Forest*) masinõppe algoritmi kasutades, rakendades sama lähenemist nagu elupaikade pakkumise teenuse puhul. Õpetusandmetena kasutatud suitsupääsukese esinemiskohad pärinesid PlutoF ja EELISE andmebaasidest alates aastast 2010. Rukkilille andmed on pärit taimeatlase vaatlusandmetest (periood 2000–2010).

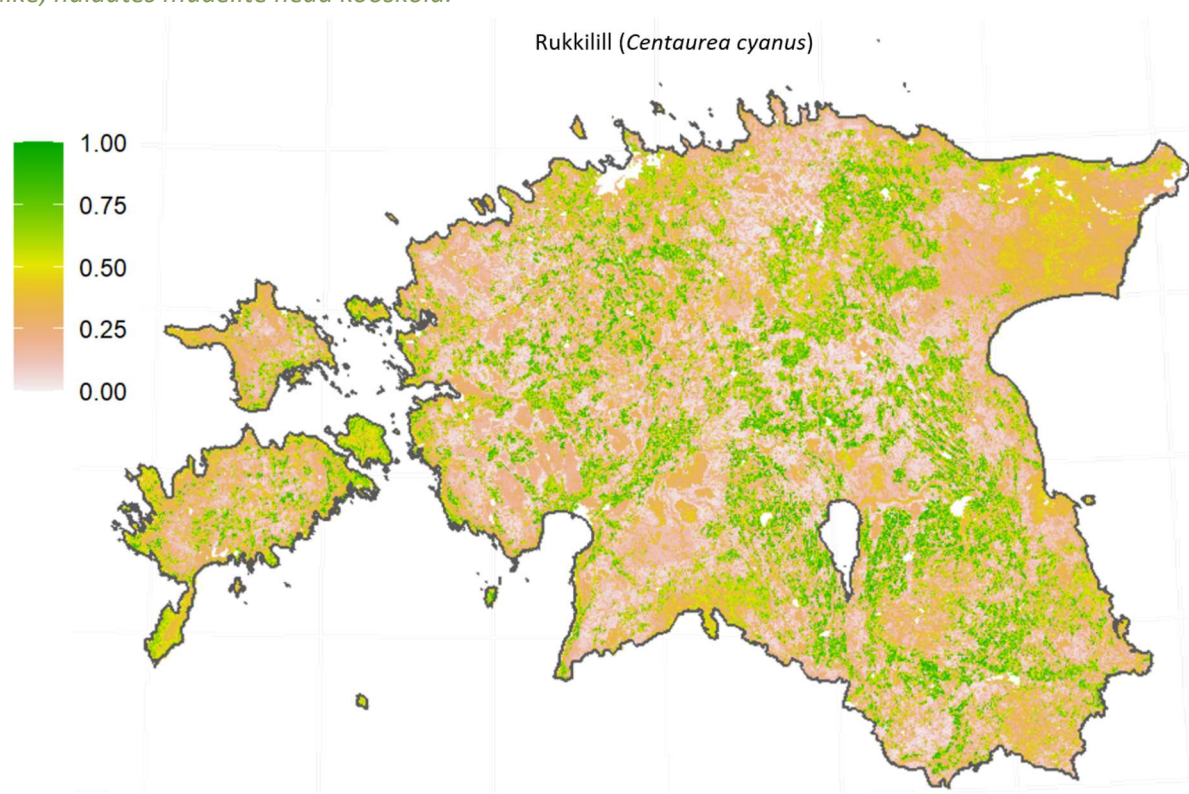
Kõik mudelite ehitamiseks kasutatud sisendandmed viidi rasterformaati piksli suurusega 125x240 meetrit. Kokku kasutati 25 sisendparameetrit maakasutuse, kliima, mullaparameetrite jt tingimuste kirjeldamiseks. Suitsupääsukesele lisati mudelisse ka PRIAs registreeritud loomapidamiskohtade (lautade) asukohad koos raadiusega 500 meetrit. Testvalimi saamiseks genereeriti igale liigile 250 "puudumiste" juhupunkti (*pseudo-absences*).



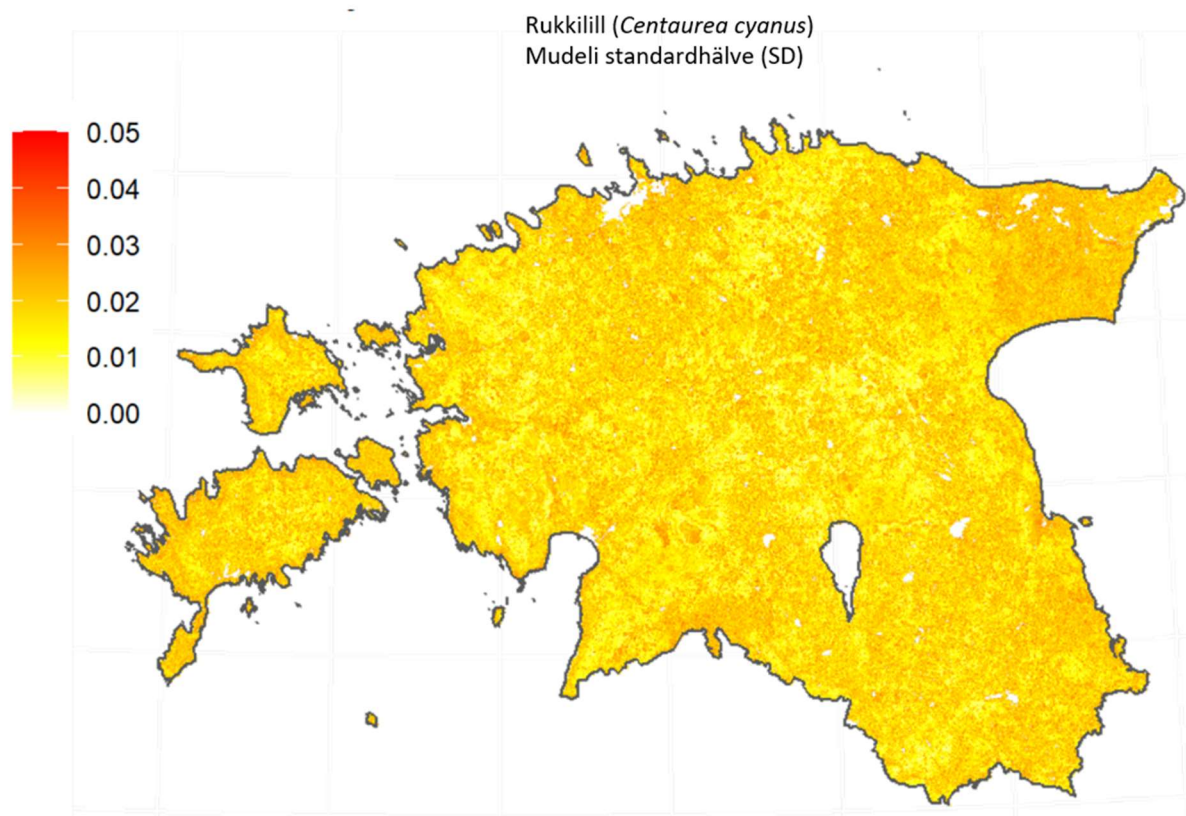
Joonis K11. Suitsupääsukese tõenäosuslik elupaiga sobivusmudel. Ühele lähenevad väärtused on suitsupääsukesele suurema tõenäosusega sobivad alad.



Joonis K12. Suitsupääsukese sobivusmudeli standardhälve. Väiksemad väärtused näitavad 99 randomiseeritud ehitatud suitsupääsukese mudeli vahel head kooskõla, suuremad väärtused (punased) näitavad piirkondi, kus ennustuste lahknevus mudelites oli suurem. Üldiselt on standardhälve väga väike, näidates mudelite head kooskõla.



Joonis K13. Rukkilille tõenäosuslik elupaiga sobivusmudel. Ühele lähenevad väärtused on rukkilillele suurema tõenäosusega sobivad alad.



Joonis K14. Rukkilille (*Centaurea cyanus*) sobivusmudeli standardhälve. Väiksemad väärtused näitavad 99 randomiseeritud ehitatud rukkilille sobivusmudeli vahel head kooskõla, suuremad väärtused (punased) näitavad piirkondi, kus ennustuste lahknevus mudelites oli suurem. Jooniselt on näha, et idavirumaal, sooladel ning saartel on mudelite omavaheline kooskõla väiksem, näidates suuremat ebakindlust mudelite tulemustes.

3.3.4.2. RAHVUSLOOMA HUNDI ELUPAIK

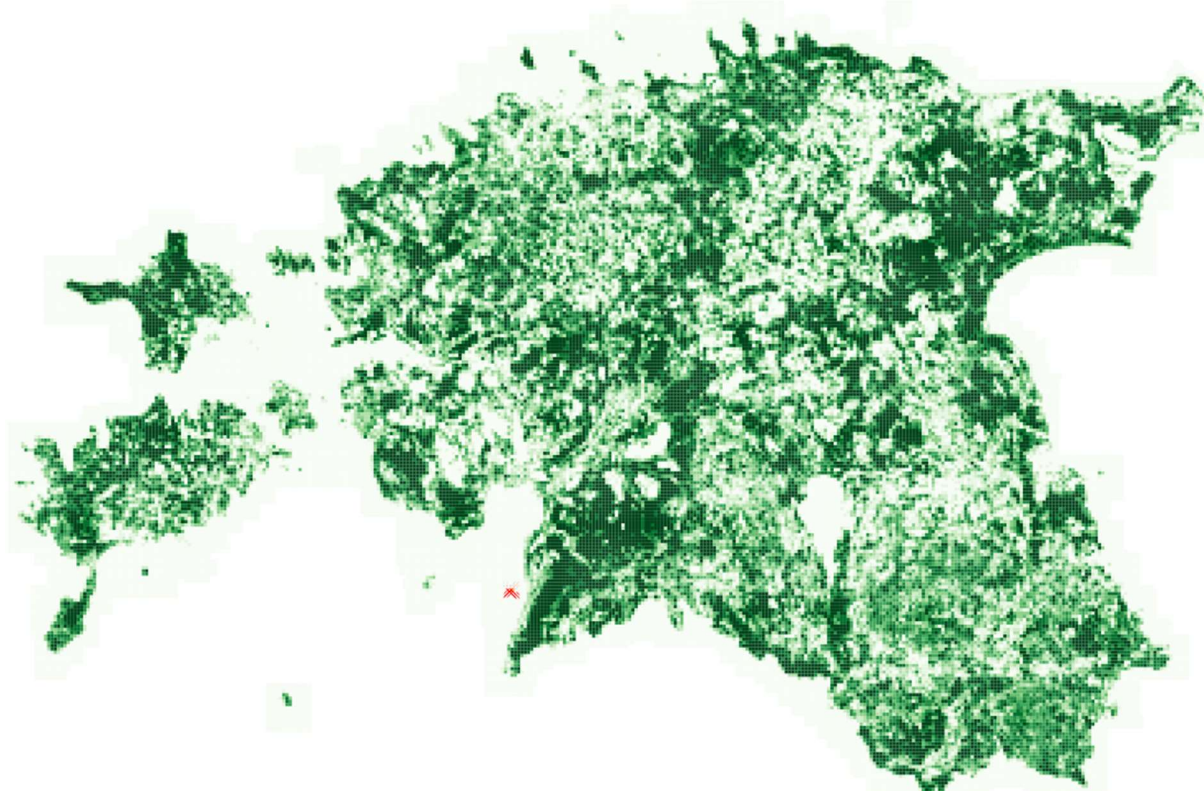
Indikaator: Hundi elupaigaeelistus

Kaardistusüksus: 1 × 1 km

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: ELME baaskaart, jahimeeste jäljeloendusandmestik, GPS-seadmetega huntide asukohapunktid. Kui huntide elupaigaeelistus jääb samaks, on võimalik uuendatava andmestikuna võtta ainult baaskaart.

Lähteandmestikuks analüüsivõime ökosüsteemituüpe hundi elupaigaeelistuse suhtes. On teada, et hunt ei eelista antropogeenseid maastikke nagu külad ja põllud, eelistab metsa (Albayrak, 2011). Samas ei ole sellel liigil tugevat eelistust metsa seisundiklassi osas, või eelistab isegi raiesmikke-noorendikke (mis võib küll omakorda tuleneda saakloomade eelistustest) (Gurarie et al., 2011; Franklin et al., 2019). Sisendina kasutati kaht andmestikku: GPS seadmetega jälgitud Soomaalt püütud hundid (2011–2019) ning küttide jäljeloenduse andmed aastast 2018. Soomaa huntide liikumispunktide alusel sai testida, kuidas nad eelistavad või väldivad soos liikumist. Testiti ühepoolse T-testiga, kas soode osakaal on erinev 11 hundi asukohapunktide hulgas võrreldes iga hundi kodupiirkonna genereeritud juhupunktidega. Kodupiirkonnaks loeti esinemispunkte hõlmav kumer hulknurk. Välja jäeti ühest piirkonnast teise jooksmise üksikpunktid. Jäljeloenduste põhjal testiti ühepoolsete T-testidega, kas loendusruutude ümber, kust leiti hundi jälgi, erineb avamaastiku ja metsa osakaal nende keskmistest

osakaaludest ruutude ümbruses. Ümbruseks võeti jäljeloendusruudu keskpunkti ümbrisev 2 km raadiusega ala. Avamaastikuks loeti põllud, niidud, tehisalad. Testid näitasid stabiilselt olulist soo ja avamaastiku vältimist ning metsa eelistamist. Kaardi loomiseks kasutati 1 × 1 km ruudustikku. Selleks korrutati seal esinevate ökosüsteemi üldiste tüüpide osakaalud eelistusväärtustega avakoosulusel -0,05, sool -0,03, metsal 0,72 ning liideti korrutised. Arvestamata on liikumisbarjäärid – nii on sobilikud elupaigad näidatud ka näiteks väikesaartele.



Joonis K15. Hundi elupaigaeelistus, kus tumedam roheline näitab suuremat eelistust.

3.3.5. Pühad ja religioossed loodusväärtused

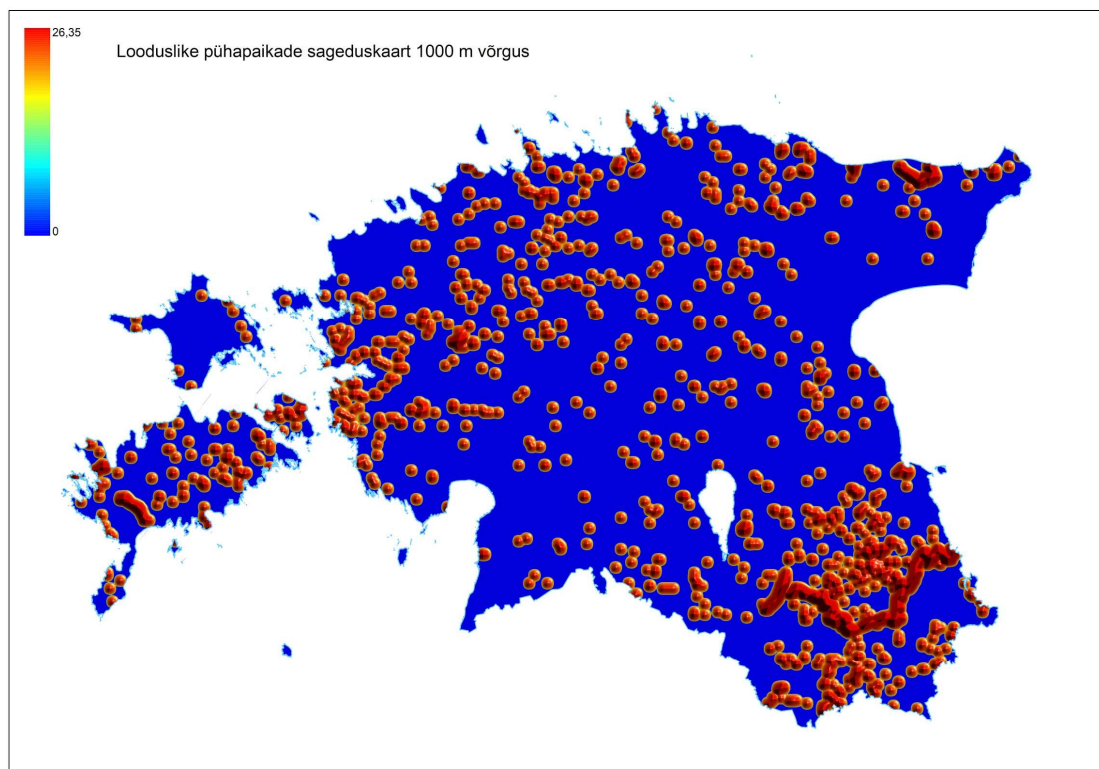
Indikaator: Looduslike pühapaikade paiknemine/sagedus

Kaardistusüksus: Ökosüsteemi baaskaardi elementaarüksus

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: Kasutatakse looduslike pühapaikade inventuuri andmebaasi ja kaarti, mis on valminud 2018. a alguses Tartu Ülikooli looduslike pühapaikade keskuse, Hiite Maja SA ning Maa-ameti koostöös ning mille on tellinud Eesti FSC. Kaardikihile on koondatud peamiselt seni kaardistatud ja avalikustatud pühapaikade asukohaandmed. Kaardikiht on saadud Hiite Majast (Ahto Kaasik), käesoleva töö jaoks andmed viimati kontrollitud 21.07.20 (viimased uuendused pärinesid juunist 2020). Hiite Maja hoiab kihti pidevalt ajakohasena. Kihi allikateks on omakorda: RMK pärandkultuuri objektide andmebaas, kultuurimälestiste register, keskkonnaregister, Keskkonnaameti ja ERA mälumaastike kaart, Keskkonnaameti ristipuude kaart, Maa-ameti ETAK, Hiite Maja SA looduslike pühapaikade andmekogu (sh Tartu Ülikooli ja Hiite Maja korraldatud looduslike pühapaikade inventuuride andmed). Kontrolliti ka kattuvust Keskkonnaametist saadud ristipuude kihiga, kattuvus oli 100%.

Kirjeldus: looduslik pühapaik märgib siinses käsitluses ja andmebaasis kohta, kus looduslik paik on seotud religioosse traditsiooniga. Kultuuriteenust tuleb eelistada varustusteenustele (ja eelkõige puidukasutuse mõistes). Looduslike pühapaikade kaarti saab kasutada erinevate teenuste vastasmõjude hindamisel ning ruumiliste otsuste kaalumisel, pühapaikade paiknemist saab analüüsida

ka baaskaardiüksuste (erinevad ökosüsteemid ja nende tüübid) ning seisundiklasside lõikes, joonisel K16 on toodud näide nende üle-eestilisest tihedusest.



Joonis K16. Looduslike pühapaikade tiheduskaart 1000 m võrgustikus.

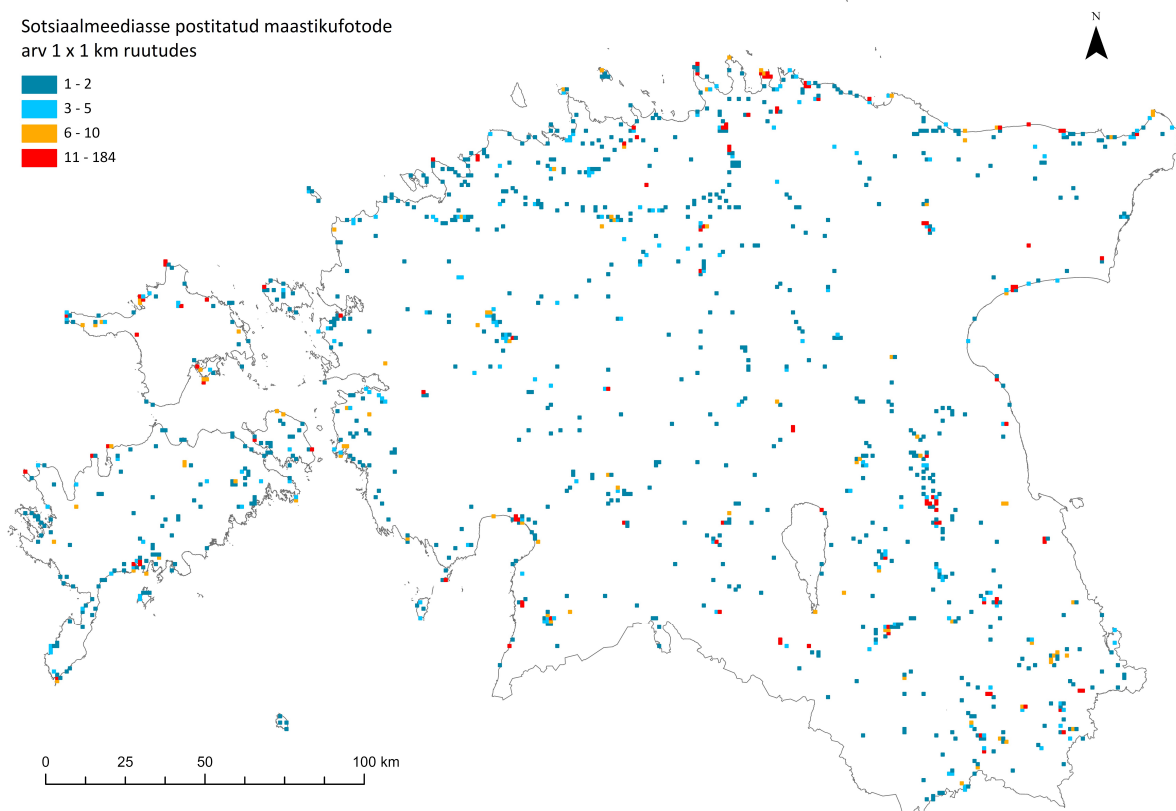
3.3.6. Loodus sotsiaalmeedia fotodel

Indikaator: kultuuriliste hüvede pakkumine hinnatuna sotsiaalmeedias avaldatud fotode kaudu.

Andmeallikad, nende kättesaadavus ja uuendamise sagedus: sotsiaalmeedias avaldatud pildid (Flickr ja VK.com), Landsat 8 satelliidiandmed, ELME baaskaart, Maa-ameti ETAK-andmekogu ning LiDAR-põhine digitaalne kõrgusmudel ja taimkatte kõrgusmudel, ALOS digitaalne pinnamudel (EORC & JAXA, 2017), rahvastikutiheduse andmed Statistikaametist (<https://www.stat.ee/>).

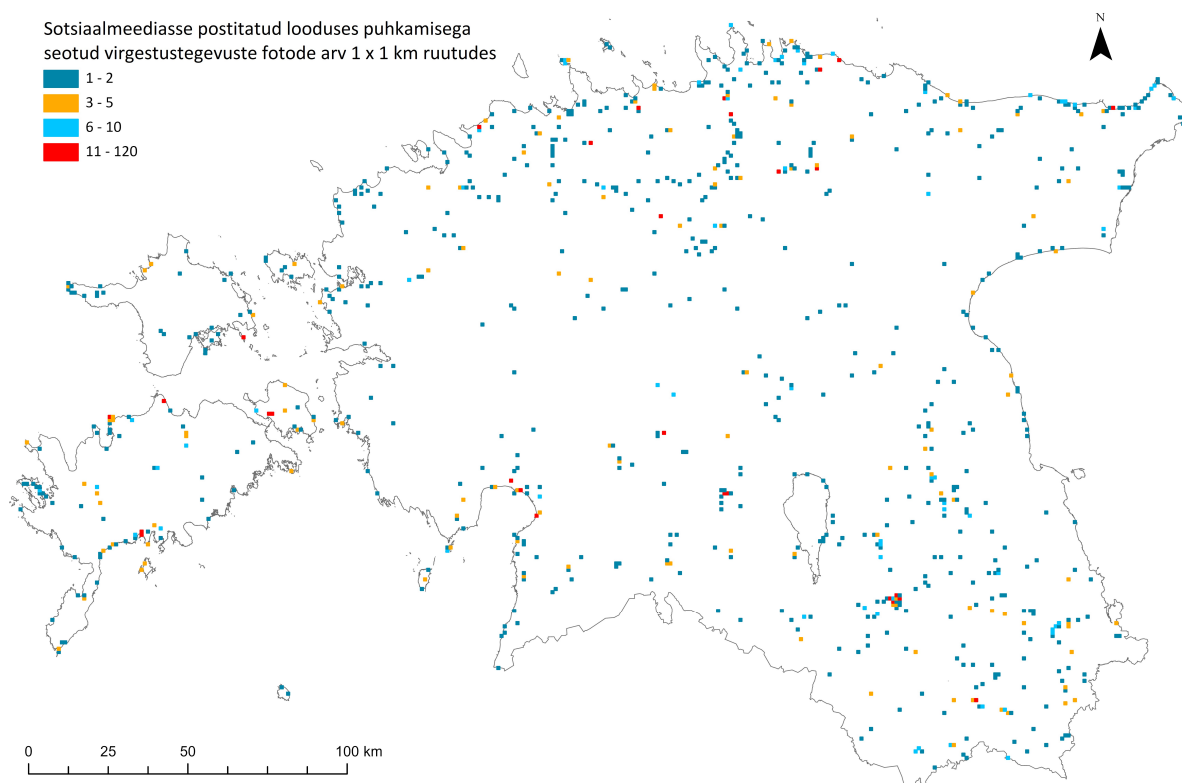
Kirjeldus: analüüsis kasutatud fotode komplekt on kokku pandud Karasov et al., 2020 uuringu tarbeks. Sotsiaalmeedia rakendustest Flickr (<https://www.flickr.com/explore>) ja VK.com (<https://vk.com/>) laeti alla Eesti asukohakoordinaatidega fotod ajavahemiku 2016–2018 kohta. Nimetatud platvormi kasutati, kuna seal on asukohamärgistega (*geotagged*) fotod kättesaadavad. Sisetingimustes tehtud fotod eemaldati OpenStreetMap ehitiste andmestiku abil. Seejärel jagati fotod automatiseeritud pildituvastusprogrammi Clarifai (<https://www.clarifai.com/>) ja masinõppepõhise teemade modelleerimise (*topic modelling*) meetodikaga (Orange tarkvara, Demšar et al., 2013) abil kategooriatesse “Maastikuvaatlused” (inimesteta või nende vähese osalusega loodusfotod), “Virgestustegevused” (loodusfotod koos inimestega või vahenditega eri tegevusteks) ja “Elustikuvaatlused” (fotod, millel on kujutatud peamiselt elurikkus: organismid või kooslused) (joonised K17–K20).

Sotsiaalmeediasse postitatud maastikufotode arv 1 x 1 km ruutudes

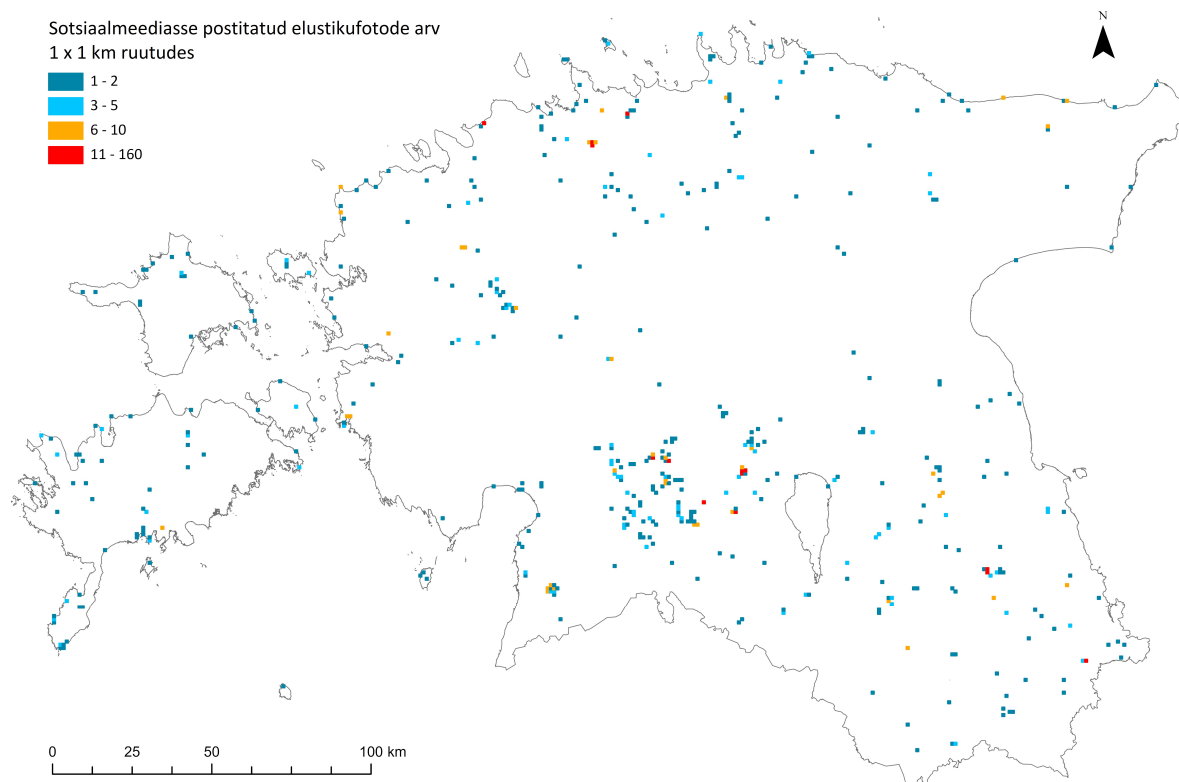


Joonis K17. Analüüsis kasutatud sotsiaalmeediasse postitatud maastikufotode arv 1 × 1 km ruudustikus.

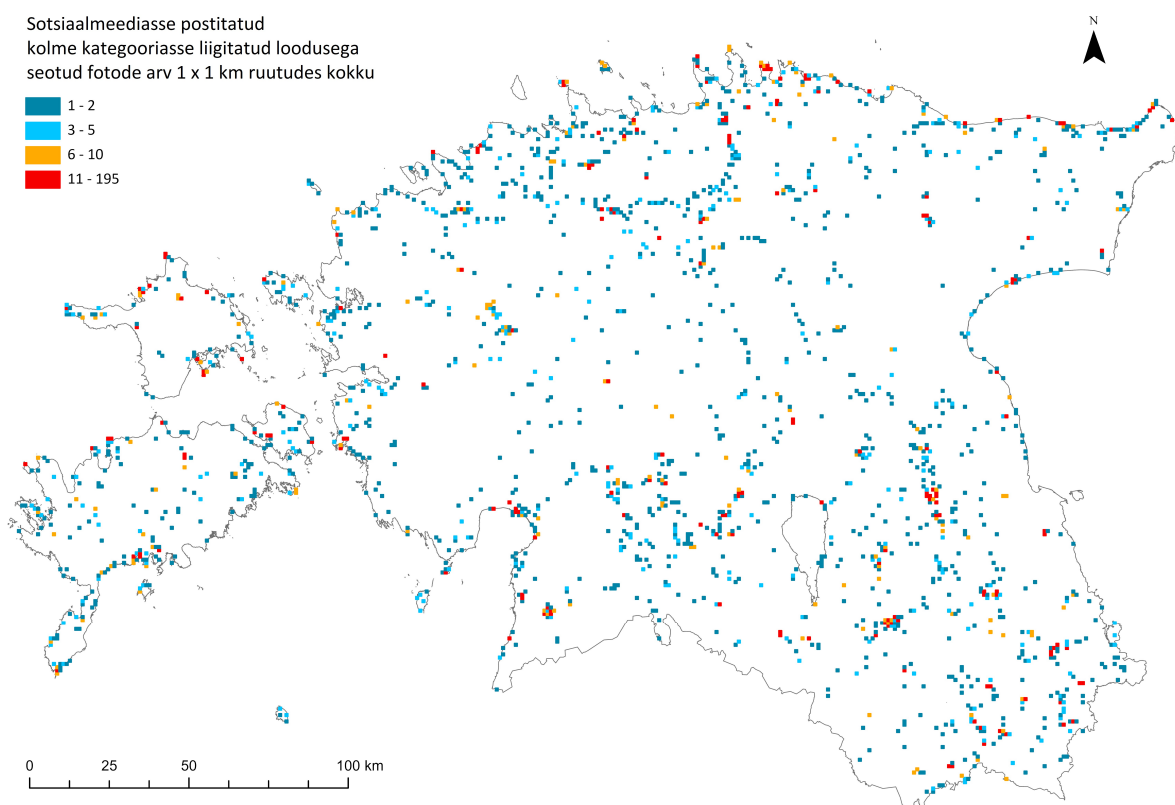
Sotsiaalmeediasse postitatud looduses puhkamisega seotud virgestustegevuste fotode arv 1 x 1 km ruutudes



Joonis K18. Analüüsis kasutatud sotsiaalmeediasse postitatud virgestustegevustega seotud fotode arv 1 × 1 km ruudustikus.

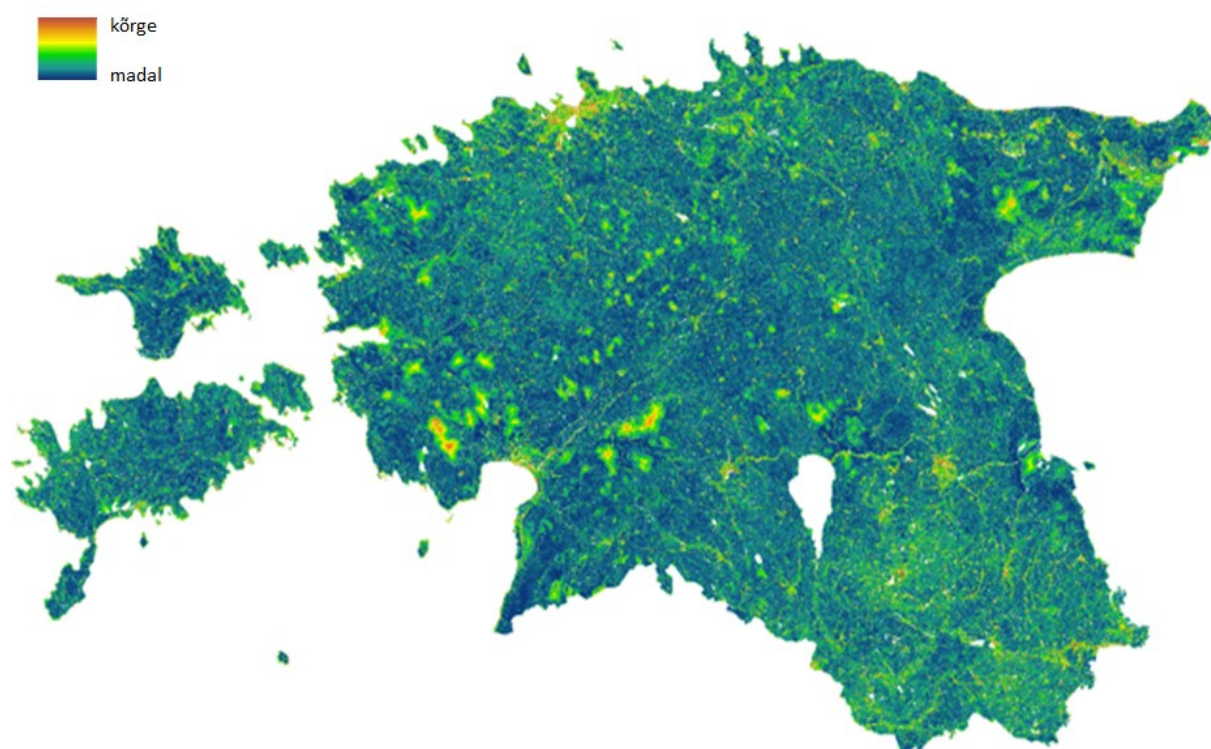


Joonis K19. Analüüsis kasutatud sotsiaalmeediasse postitatud elustikuvaatlustega seotud fotode arv 1 × 1 km ruudustikus.



Joonis K20. Analüüsis kasutatud sotsiaalmeediasse postitatud fotode arv 1 × 1 km ruudustikus kokku.

Kategoriseeritud asukohasildiga pilte ja fotode tegemise asukohtades olevat maastikku, maakatet, taimkatet jm iseloomustavaid näitajaid kasutati prognoosmudelites, mis kirjeldavad sotsiaalmeediasse fotode postitanute kohaelistusi maastikuvaatluste, virgestustegevuste ning elustikuvaatluste tegemiseks. Mudelites katsetati prognoostunnustena kokku 79 erinevat satelliidi-, maakatte- ja kõrgusandmestikest (vt loetelu andmeallikate juures ülalpool) tuletatud indikaatorit, kaartide koostamisel kasutati neist üheksat mittekolleaarset ning >5% varieeruvusest kirjeldavat tunnust. Modelleerimisel kasutati masinõppepõhiseid BRT (*Boosted Regression Trees*) ja MAXENT mudeleid (VisTrails SAHM moodul, Morisette et al., 2013). Kuna fotosid kiputakse tegema paremini ligipääsetavates kohtades (teedele, asulatele lähemal), kombineeriti esialgsed mudeldatud tulemused lisaks ELME eraldatuse (kaugus inimtekkelisest taristust, vt ka peatükk 3.3.1.4) kihiga (vrld jooniseid K21 ja K22), mis iseloomustab paremini looduse pildistamiseks võimaluste pakkumise hüve nn looduslikku potentsiaali. Lisaks teostati hüve pakkumise nn kuum- ja külmpunktide analüüs (ArcGIS, Getis-Ord Gi* statistik, Getis & Ord, 1992) ning seoti see 1 × 1 km võrgustikus rahvastikutihedusega (allikas: Statistikaamet), mis võimaldab tuvastada kohti, kus nõudlus hüve järgi on suurem kui selle pakkumine. Kõik käesoleva analüüsi detailsed tulemused ja meetodika on koos mudelite jm lisamaterjaliga eraldiseisvana tellijale üle antud ning kättesaadav Keskkonnaagentuurist (Karasov, 2020).



Joonis K21. Näide tulemkaardist, mis kirjeldab inimeste asukohaelistusi teha maastikufotosid ja postitada neid sotsiaalmeediasse. Kuna pilte tehakse rohkem paremini ligipääsetavates kohtades, on mudeli tulemused osaliselt seotud teede ja asustusega.



Joonis K22. Näide maastikufotode tegemise asukohaelistuste tulemkaardist, mille puhul on lisaks fotode tegemise kohtade maastikku, maakatet, taimkatet jm kirjeldavatele tunnustele rakendatud ELME projekti käigus koostatud eraldatuse kihti, mis iseloomustab paremini selle hüve nn looduslikku potentsiaali ja tõstab esile piirkonnad, kus maastikuvaatluste tegemiseks on inimesed olnud valmis kaugemalt kohale minema. Välja joonistuvad nt Eesti suured rabamassiivid ja kaitstavad alad (nt Soomaa, Alam-Pedja).

3.4. KUUMKOHTADE NÄIDISANALÜÜS PILOOTALADEL

Järgnevalt tuuakse ülevaade näitest ja meetodilisest selgitusest, kuidas töös eelnevalt käsitletud ökosüsteemiteenuste põhjal on võimalik teostada nendega edasist analüüsi – kuumkohtade leidmiseks (*hot/coldspot analysis*).

MEETODID KUUMKOHTADE LEIDMISEKS

Et katta olemasolevaid meetodeid, kasutati kaht erinevat meetodit kuumkohtade analüüsiks (Schröter & Remme, 2016):

- ohtruse kuumkohad (ökosüsteemiteenuste summa): ohtruse leidmiseks liidetakse ühte skaalasse teisendatud teenuste pakkumine. Tulemus näitab ökosüsteemiteenuste koguhulka vaadeldava ala kohta ning selle abil saab võrrelda erinevate piirkondade ökosüsteemiteenuste pakkumist;
- mitmekesisuse kuumkohad (eri ökosüsteemiteenuste arv): mitmekesisuse leidmiseks loendatakse valitud lävendist kõrgema väärtusega teenused. See mõõdik kajastab maastiku multifunktsionaalsust, kuna tõstab esile paljusid erinevaid teenuseid pakkuvad alad (Plieninger et al., 2013).

Need kaks meetodit täiendavad teineteist ja neid peaks kasutama koos. Erinevalt ühe teenuse kaardistamisest on ülalkirjeldatud meetodite eesmärk anda ülevaade paljude teenuste pakkumisest ja seega maastiku multifunktsionaalsusest (Egoh et al., 2008).

NÄIDISHINDAMISSE KAASATUD TEENUSED

Kuumkohtade hindamisse kaasatud teenused on toodud tabelis H1. Kasutati ainult pideval skaalal määratud teenuseid. Kategoorilised indikaatorid (A, B, C; hea, halb jne) ei kajasta täpselt all-lasuvaid biofüüsikalisi protsesse ning neid ei saa lihtsasti liita või osadeks jagada. Soovitame tungivalt kuumkohaanalüüsi kaasatavate teenuste nimekirja täiendamist tulevikus.

Tabel H1. Ökosüsteemiteenused, mis kaasati kuumkohtade kaardistamisse

Rühm	Teenus
Varustusteenused	Biomass
	Põdraliha
	Söögiseened
	Mustikad
	Kasemahl
	Põllukultuurid
Kultuurilised teenused	Eraldatus
	Virgestusväärtus
	Maastiku sobivus orienteerumisjooksuks
	Maastiku sobivus loodusvaatlusteks
Regulatsiooni- ja säilitavad teenused	Mikrokliima regulatsioon
	Õiterohkus
	Tolmeldamine
	Niitude suunisliigid
	Metsade suunisliigid
	Soode suunisliigid

OHTRUSE KUUMKOHAD

Ohtruse kuumkohad arvutati ühte skaalasse viidud ökosüsteemiteenuste summana. Järgnevalt on toodud meetodilised sammud ohtruse kuumkohtade arvutamisel.

Ökosüsteemiteenuste ühele skaalale viimine

Teenuste kaardid on esitatud erinevates biofüüsilistes ühikutes, seetõttu on need vaja standardiseerida edasise analüüsi jaoks. Kõik teenuste kaardid paigutati skaalale, mis varieerus ühest viieni (minimaalsest maksimaalse pakkumiseni). Lähtuti Willemen et al. (2018) ning Schröter ja Remme (2016) soovistest, mis on kohandatud tavalisest miinimum-maksimum normaliseerimisest.

$$x' = \frac{(x - x_{min}) * 4}{(x_{max} - x_{min})} + 1$$

Kus

- X' Teenuse teisendatud väärtus
- X Algne teenuse väärtus pikslis
- X_{min} Selle teenuse minimaalne väärtus algsel kaardil
- X_{max} Selle teenuse maksimaalne väärtus algsel kaardil

Normaliseerimisest lähtuv teisendus on tundlik minimaalse ja maksimaalse väärtuse suhtes. Et vältida erindväärtustest tingitud kallutatust, anti enne normaliseerimist väärtustele, mis jäid 5–95 protsentiili vahemikust välja vastavalt 5. või 95. protsentiili väärtus (Willemen et al., 2010).

Ühele skaalale paigutatud teenuste pakkumise summa

Kõigile teenustele anti samasugune kaal ja need liideti kokku, kuna puudusid erinevaid kaale eeldavad stsenaariumid või muud tellimused. Saadud kaart viidi taas ühest viieni skaalale, kus viis näitab alasid, kus teenuste ohtrus (kogupakkumine) suurim ehk kuumkohti, üks näitab vastavalt külmkohti.

MITMEKESISUSE KUUMKOHAD

Ökosüsteemiteenuste mitmekesisuse kuumkohtade kaardistamine nõuab künnisväärtuse määramist, millest kõrgemat väärtust pakuvad teenused liidetakse teenuste arvule. On kasutatud erinevaid meetodeid, et seda künnist määrata, alustades loomulike vahemike algoritmist (*Jenks Natural Breaks*) kuni protsentiilideni. Käesolevas hindamises kasutati 75. protsentiili lähtuvalt autorite Schröter ja Remme (2016) ülevaatest. Seega kaasati pikslid, mis esindasid kõrgeimat 25% kõigist pikslitest. Iga piksel mitmekesisuse kuumkohtade tulemuskaardil näitab, mitme teenuse väärtus selles kohas oli kõrgem kui 75. protsentiil.

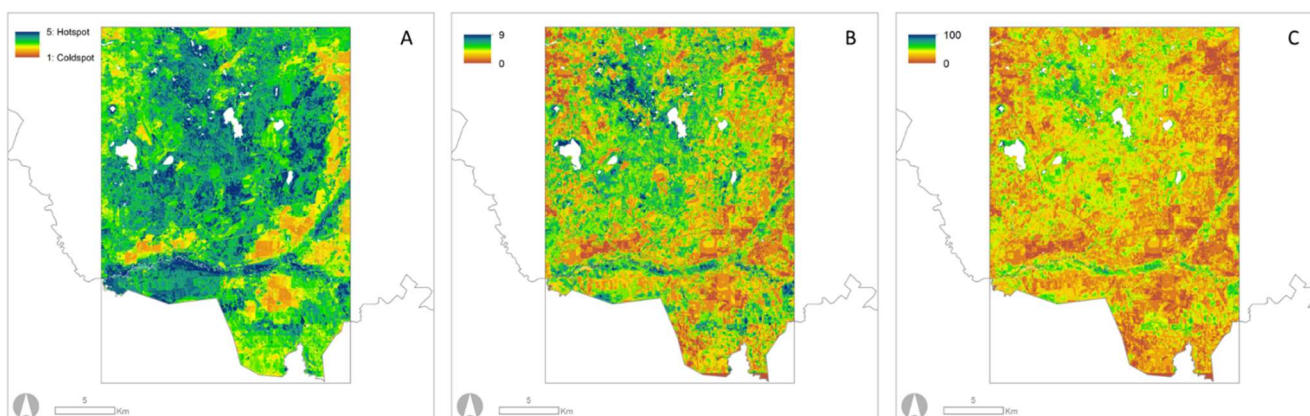
Loodi kaks kaarti:

1. Üldine mitmekesisuse kuumkohtade kaart, mis näitab kõiki teenuseid, mille väärtus vaadeldavas kohas oli kõrgem kui valitud künnis
2. Kohandatud mitmekesisus, mis on nagu eelmine, kuid näitab teenuste arvu protsenti maksimaalsest võimalikust vaadeldava koha ökosüsteemis

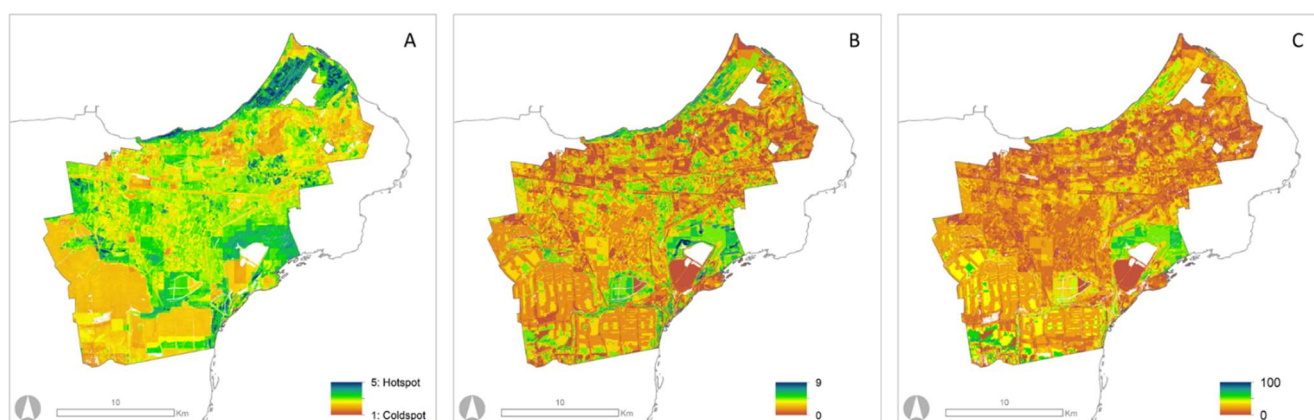
TULEMUSED

Kirjeldatud meetodeid rakendati ELME pilootaladel. Joonistel H1 ja H2 on näidatud kolme teineteist täiendavat tüüpi kuumkohti:

- Ökosüsteemiteenuste ohtruse kuumkohad
- Ökosüsteemiteenuste mitmekesisuse kuumkohad
- Ökosüsteemitüübipõhised (kohandatud) mitmekesisuse kuumkohad



Joonis H1. Kuumkohad Karula pilootalal. A: ohtruse kuumkohad B: mitmekesisuse kuumkohad C: kohandatud mitmekesisuse kuumkohad.



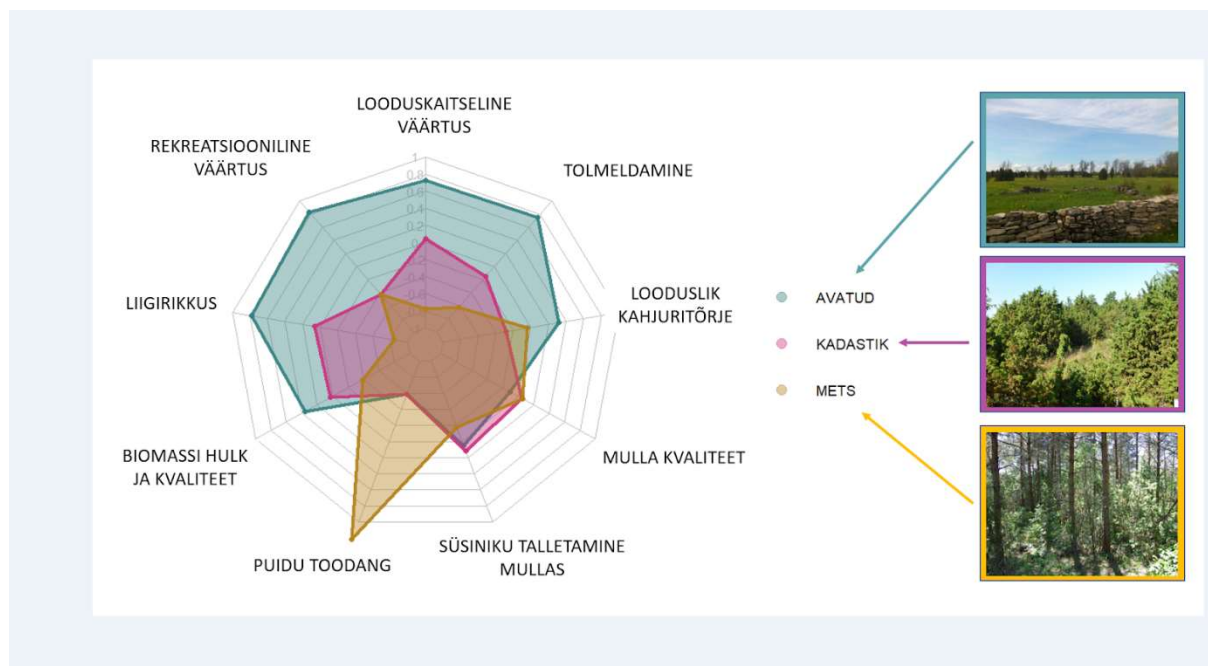
Joonis H2. Kuumkohad Narva-Jõesuu pilootalal. A: ohtruse kuumkohad B: mitmekesisuse kuumkohad C: kohandatud mitmekesisuse kuumkohad.

3.5. LÕIVSUHTED ERINEVATE LOODUSE HÜVEDE VAHEL

Ökosüsteemi hüved ka interakteeruvad omavahel või reageerivad korruga mingile mõjutegurile keskkonnas ning moodustavad sellest tulenevalt omavahel positiivselt seotud hüvede kogumeid ehk ökosüsteemi hüvede kimpe (*bundles of ecosystem services*) või lõivuhetes olevaid hüvede paare või kogumeid. Positiivsete interaktsioonide – **sünergia** – puhul on mitmete hüvede kvaliteedi säilitamine ja edendamine üheaegselt võimalik. **Lõivsuhte** esinemisel aga ühe hüve pakkumise toetamine toob paratamatult kaasa teise hüve pakkumise vähenemise või lausa kadumise (Raudsepp-Hearne et al., 2010). Näiteks liigirikka poolloodusliku niidu olemasolu tagamine putuktolmeldamist vajava põllu läheduses suurendab tolmeldamise hüve efektiivsust. Omakorda kvaliteetsem tolmeldamine suurendab põllukultuuri saagikust ehk parandab varustava hüve pakkumist. Sellisel juhul on tegemist sünergiaga – mõlemaid hüvesid mõjutab positiivselt nii väline keskkonnategur (poolloodusliku niidu olemasolu) kui ka kahe hüve vaheline sünergia (Öckinger & Smith, 2007).

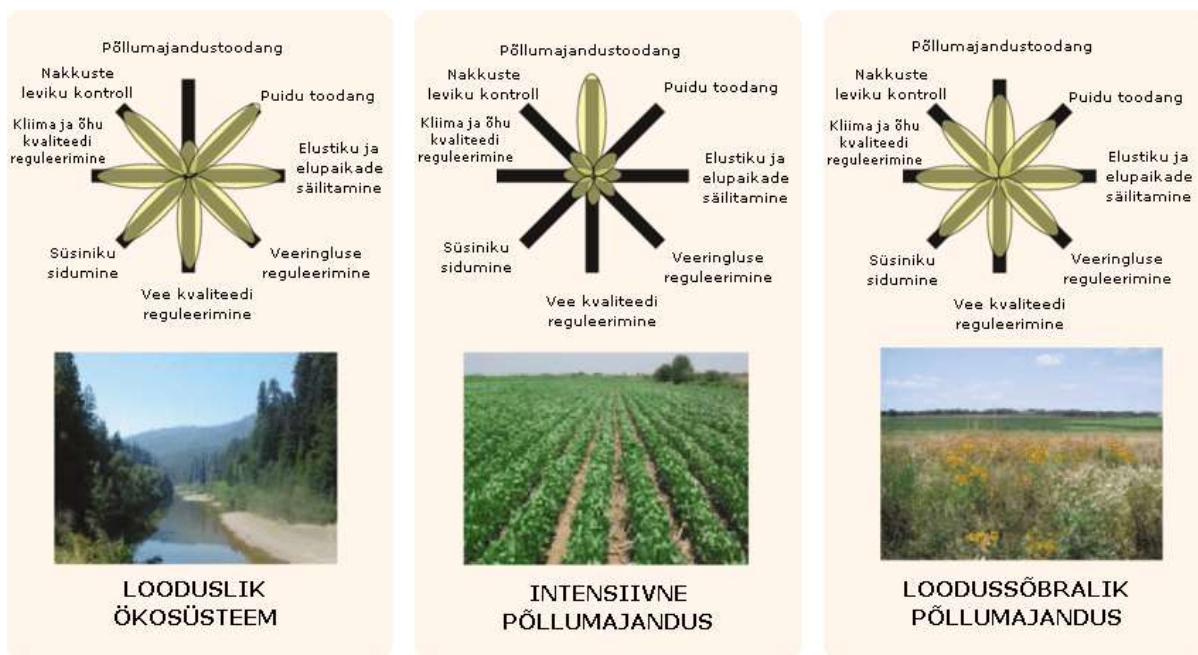
Lõivsuhtega on tegemist näiteks juhul, kui metsastame niidukoosluse puidu tootmise eesmärgil, millest tulenevalt kõik niidukooslusega tihedalt seotud ökosüsteemi hüved kahanevad, kuid puidutootmise hüve kasvab. Nii kahaneb puitse biomassi kasvamisel näiteks tolmeldamise hüve – üheaegselt ei saa suurendada tolmeldajate ja tolmeldamise hüve kättesaadavust ning puidu tootlikkust (Prangel et al. 2021). Sarnaselt tõstab põllumajandusmaastike intensiivistamine märgatavalt erinevate varustavate hüvede kättesaadavust, kuid selle arvelt kahaneb teiste oluliste hüvede, nagu reguleerivad ja kultuurilised teenused, kvaliteet ja pakkumine. Näiteks põllukultuuride intensiivne kultiveerimine tõstab pindalaühikult saadud saaki, kuid mõjub negatiivselt nii tolmeldamise, loodusliku kahjuritõrje kui ka mulla kvaliteedi säilumise hüvedele (Kremen et al., 2002; Raudsepp-Hearne et al., 2010; Zhao et al., 2015; Rusch et al., 2016). Samas, on leitud, et ka juba küllaltki väikese osa põllupinnast maastikuelementide jaoks eraldamise korral suureneb tolmeldamise kui ka kahjuritõrje hüve pakkumine (Hof & Bright, 2010; Rands & Whitney, 2011).

Selliste ökosüsteemi hüvede vaheliste interaktsioonide arvestamine on oluline erinevate maakasutusprojektide ning taastamise- ja kaitseprojektide loomisel. Võimalik on targasti ära kasutada sünergiaid, et tagada mitmete kasulike ökosüsteemi hüvede pakkumist. Lõivsuhte esinemise tõttu tuleb ka arvestada, et on võimatu kõikide hüvede üheaegne edendamine ning koosluste taastamis- ja kaitseprojektide korral tuleks vaagida peamisi puudujääke ja vajadusi vastavalt hetkeolukorrale. Tuleb teha valikuid milliste hüvede edendamine on hetkeolukorras prioriteetne arvestades vastava ökosüsteemi omapärade ning hüvede nõudlusega nagu nt kas märgala/raba kuivendamine kaalub üles teiste ökosüsteemi hüvede kaotamist, mis säiluvaid vaid juhul kui ökosüsteem jääb looduslikku seis.



Joonis L1. Erinevate looduse hüvede pakkumine samal maa-alal erinevate maakasutusviiside korral. Avatud niidukoosluse korral on maksimeeritud looduskaitseiline väärtus, tolmeldamishüve, rekreatsiooniga seotud hüved ja liigirikkus, niitude kinnikasvamisel antud hüved vähenevad, kuid puidutoodang (puud) suureneb. Joonis: Prangel et al., 2021.

Tegu on maakasutusliku otsusega, milliseid looduse hüvesid millises piirkonnas on vaja parandada. Võimatu on leida maakasutustüüpi, mille korral on ühes ja samas ruumipunktis kõik vajalikud looduse hüved maksimeeritud, kuid oskusliku maastikuplaneerimise ja looduslike ökosüsteemide säilitamise korral on võimalik maastikuskaalas tagada kõigi oluliste loodushüvede olemasolu ja luua ka igas ruumipunktis võimalikult palju sünergiaid erinevate hüvede vahel. Mida rohkem pöörata tähelepanu maastike mitmekesisusele ning erinevate looduslike elupaikade olemasolule ja nende heale seisundile, seda paremini on hoitud ka looduse hüved ja nende mitmekesisus.



Joonis L2. Näide erinevate looduse hüvede maksimaalse sünergia saavutamisest olenevalt maakasutuslikest otsustest. Looduslike ökosüsteemidega maastik tagab mitmesuguste reguleerivate hüvede olemasolu, kuid sellises maastikus on minimeeritud toidutootmise hüve. Intensiivne põllumajandusmaastik aitab saavutada suure põllumajandustoodangu, kuid piisava maastikulise mitmekesisuse puudumise tõttu ei ole tagatud teised olulised hüved. Rakendades oskuslikku maastikuplaneerimist ja erinevaid keskkonda säästvaid praktikaid on võimalik koos toidutootmisega saavutada ka teiste looduse hüvede olemasolu.

Foto: Arvo Meekis



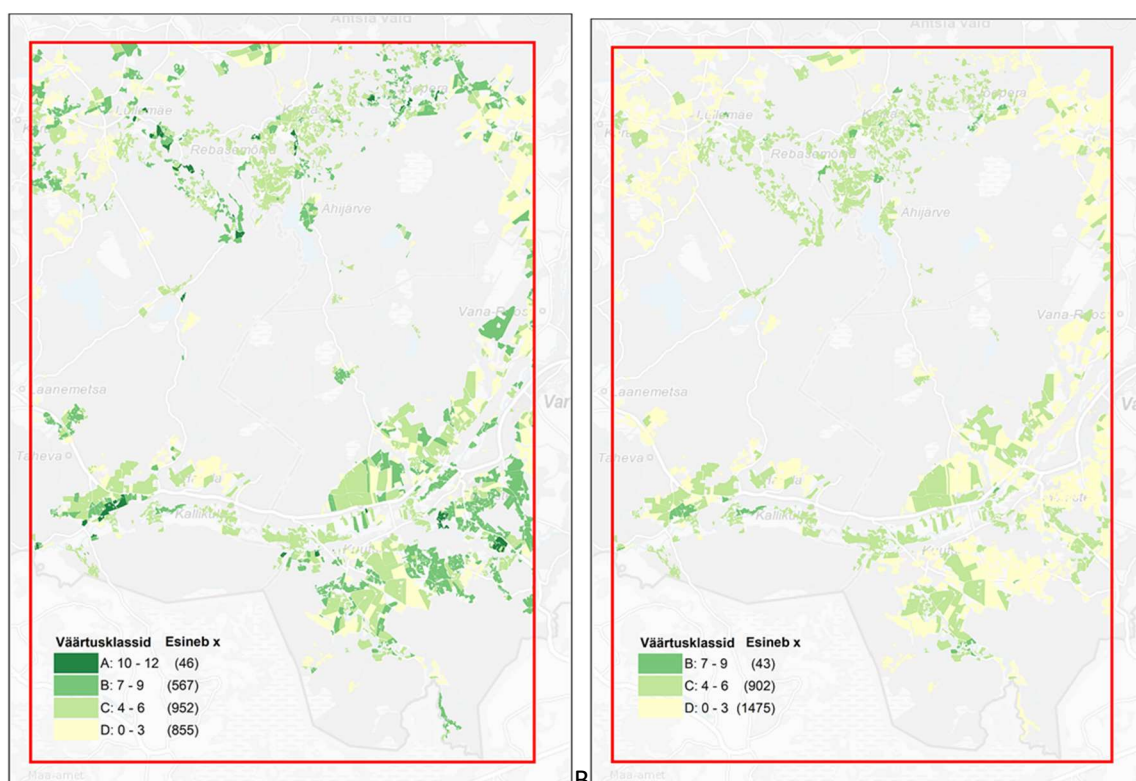
4. STSENAARIUMID

MUUTUSTE STSENAARIUMITE LÄBIMÄNGIMINE PILOOTALADEL

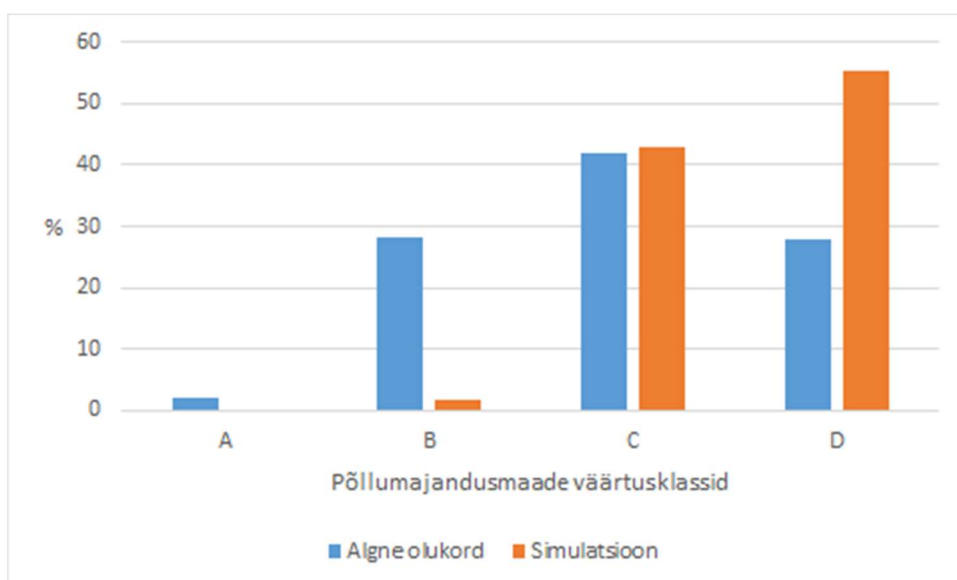
Stsenaarium I – Karula pilootalal põllumajandusmaa kasutuse muutus ja sellega kaasnev väärtusklasside muutus: maheviljeluses olev maa muutub tavaviljeluses olevaks maaks ja manipulatsioon maastikuelementide lisamisega ühele näidispõllule kahjuritõrje ja tolmeldamishüve suurendamiseks.

Simulatsiooni järgi muudavad kõik mahetootjad maaviljelusviisi tavatootmiseks, mistõttu muutuvad oluliselt põllumajandusmaa väärtuklassidesse jaotumise osatähtsused. Kui mahetootmine muutub tavatootmiseks, siis kaoksid Karulas kõik A väärtusklassi kuuluvad põllud ära (joonis P1, P2) ja B väärtusklassi kuuluvate põldude osakaal langeks 28%-lt ainult 1,8 protsendini. Samas C väärtusklassi kuuluvate põldude osakaalud jäävad sarnaseks (joonis P2). Kuna maheviljeluses ei kasutata sünteetilisi taimekaitsevahendeid ega sünteetilisi väetisi, siis kaasneb nende kasutusele võtuga oluline koormus keskkonnale. Potentsiaalselt vähenevad selliste ökosüsteemi hüvede pakkumine nagu tolmeldamis- ja kahjuritõrjehüve, sest tavaviljeluses kasutavad putukamürgid tapavad ka kasulikke lüljalgseid, sh tolmeldajaid ja röövtoidulisi lüljalgseid. Kuna maheviljeluses on kohustuslik pikaajaline mitmekesine positiivse huumusbilansiga külvikorra kasutamine, siis on koos tavaviljelusele üleminekuga ohustatud ka mullaviljakuse säilimise/suurendamise hüve, sest tavaviljeluses on nõutud vaid viljavaheldus, mis ei taga positiivset huumusbilanssi.

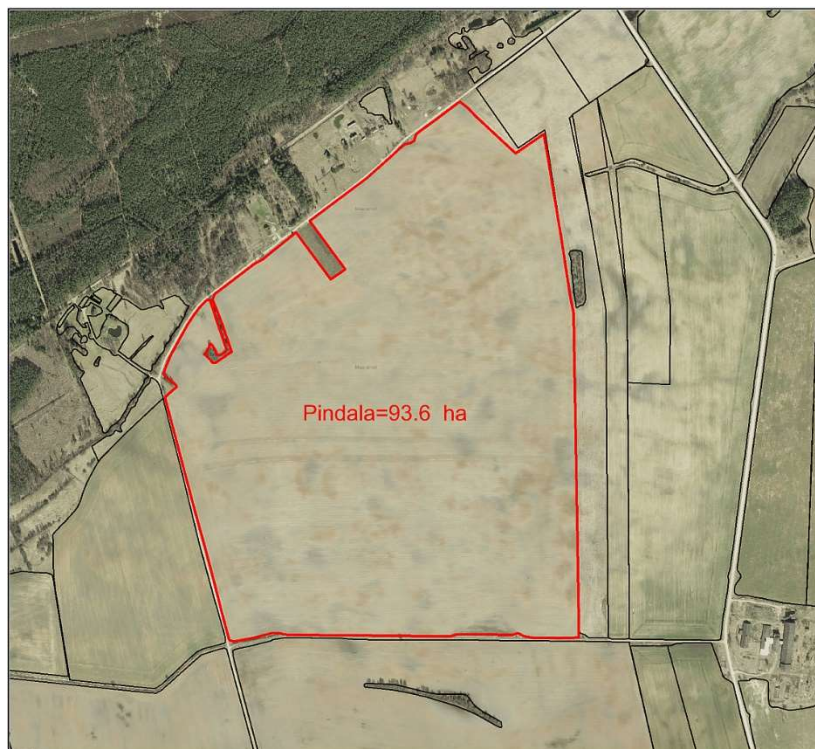
Simulatsioon, kuidas lihtsate võtetega muuta maastikuelementide mõjuala ja sellega suurendada oluliselt tolmeldamis- ja kahjuritõrjehüve põllul saagi suurust vähendamata. Valisime külvikorras oleva põllu suurusega 93,6 ha, millel praeguste andmete alusel maastikuelemendid praktiliselt puuduvad ja olemasolevate elementide mõjualade katvus oli 6,8% (joonis P3). Lisasime põllu servadesse vähemalt 6 m laiuse rohumaariba, mille mõjualaks on soovitatavalt 75 m (mõlemale poole) ja umbes iga 300 m järgi 6 m laiune riba põllu keskele (joonis P4). Selle tulemusel väheneks külvikorras oleva põllu pindala 4% ja maastikuelementide mõjuala pindala suureneks 60%ni. Pywell et al. (2015) on leidnud, et isegi 8%-line põllumajandusmaa külvikorrast eemaldamine sobilike poollooduslike koosluste loomiseks ei vähendanud saagi suurust rapsil, nisul ega ka põldoal. Seega, antud näite puhul eemaldasime ainult 4% põllupinnast maastikuelementide jaoks, et suurendada tolmeldamis- ja kahjuritõrjehüve. Toetudes avaldatud kirjandusallikatele võiks ilma saaki ohustamata maastikuelemente veel lisada, et tagada >90% mõjualadega kaetus ja seega ka looduse hüvedega kaetus.



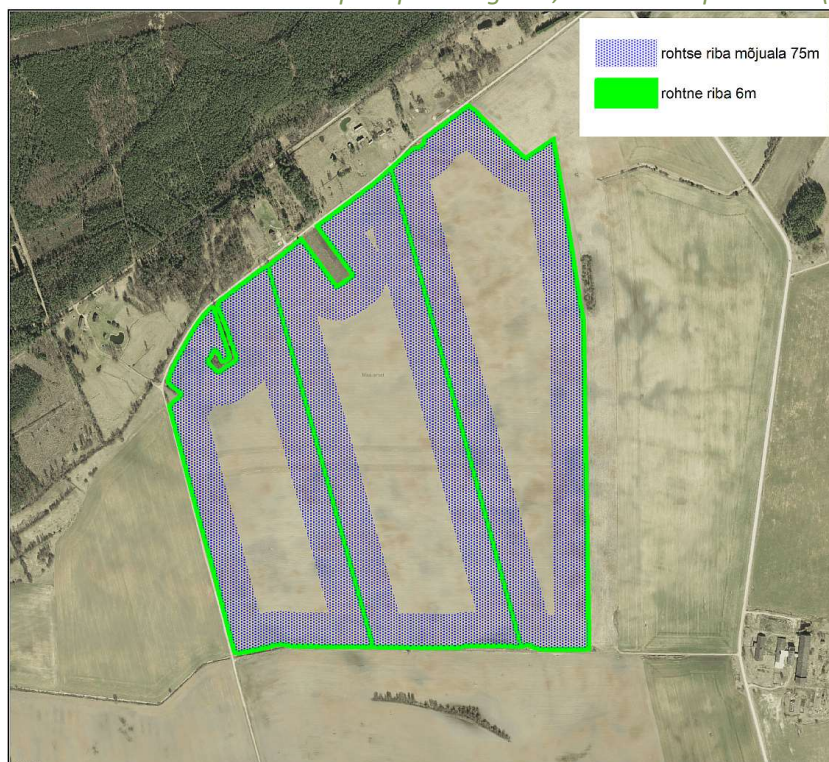
Joonis P1. Simulatsioon Karula pilootalal maakasutusviisi muutuse kohta. A – põllumajandusmaade väärtusklasside jaotumine 2019. aasta andmete alusel. B – simulatsioon, kui kõik mahevijeluses olevad maad muutuvad tavavijeluses olevateks maadeks.



Joonis P2. Simulatsioon maakasutusviisi muutuse kohta Karula pilootalal. Erinevatesse väärtusklassidesse kuuluvate põldude osatähtsuste jaotus algeisu (PRIA 2019. a andmete alusel) ja simulatsiooni (kõik mahevijeluses olevad maad on muudetud tavavijeluses olevateks maadeks) alusel.



Joonis P3. Külvikorras olev põld pindalaga 93,6 ha Karula pilootalal (PRIA 2019. a andmed).



Joonis P4. Rohtsete lineaarsete maastikuelementide (6 m laiused) lisamine põllu servaaladele ja keskele suurendab põllu maastikuelementide mõjualadega kaetust 60%ni. Vähemalt 6 m laiuste rohumaaribade soovitatav mõjuala tulevikus on 75 m (mõlemale poole).

Stsenaariumid II ja III – Pärandniidud taastatakse või pärandniidud hävivad. Pärandniidud on tolmeldajatele ülimalt olulised elupaigad ning pärandniitude mõju maastikus ulatub ka piirkonna põldudele, "pakkudes" põldudele tolmeldamishüve ning kahjuritõrje hüve. Antud stsenaariumi järgi mängisime läbi olukorrad, kus looduskaitseelised piirangud ja pärandniitude toetused pilootaladel kaovad ning tulemuseks on kuivade/parasniiskete viljakate pärandniitude muutmine põldudeks ning niiskete-soiste pärandniitude võsastumine.

Arvutusteks muudeti tolmeldamise baashinnanguga võrreldes niiduökosüsteemide ja nende seisundiklasside tolmeldamishüve jaoks olulisi näitajaid (sobivus tolmeldajate pesitsemiseks ja toitumiseks) järgnevalt (sh on toodud üleestiliseks modelleerimiseks vajalikud parameetrid, nt rannaniidud ja loopealsed):

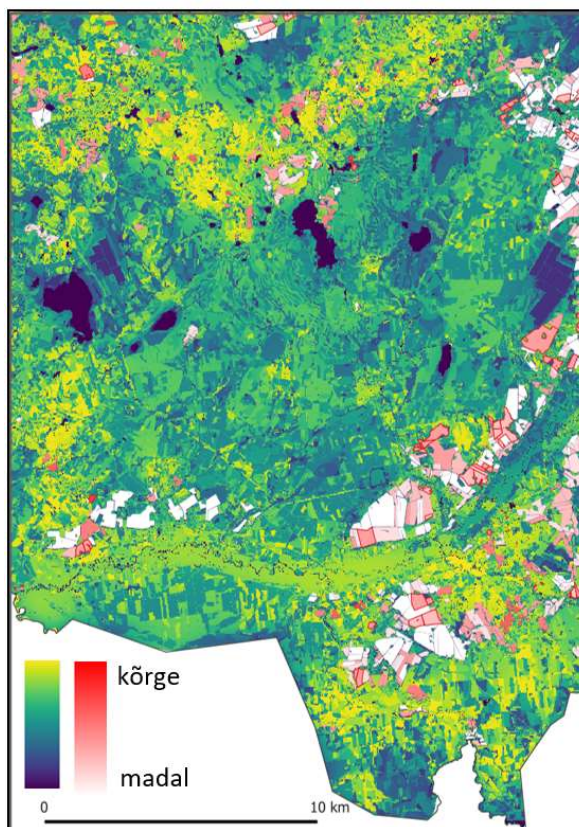
Stsenaarium II: pärandniidud hävivad

1. Märjad niidud, sh rannaniidud kasvavad kinni: niitudele omistatakse keskmine niiske noore metsa väärtus (klassid C–D, soovikumetsad, samblasoometsad, rohusoometsad, rabastuvad metsad);
2. Kuivad niidud küntakse üles: keskmine põllukultuuride väärtus (A–B seisundid);
3. Loopealsed, kadastikud, nõmmeniidud metsastatakse või kasvavad kinni: niitudele omistatakse noore loometsa väärtused;
4. Puisniitudele ja puiskarjamaadele omistatakse keskealise (C–D klass) metsa väärtused (üle kõigi metsaelupaigatüüpide)

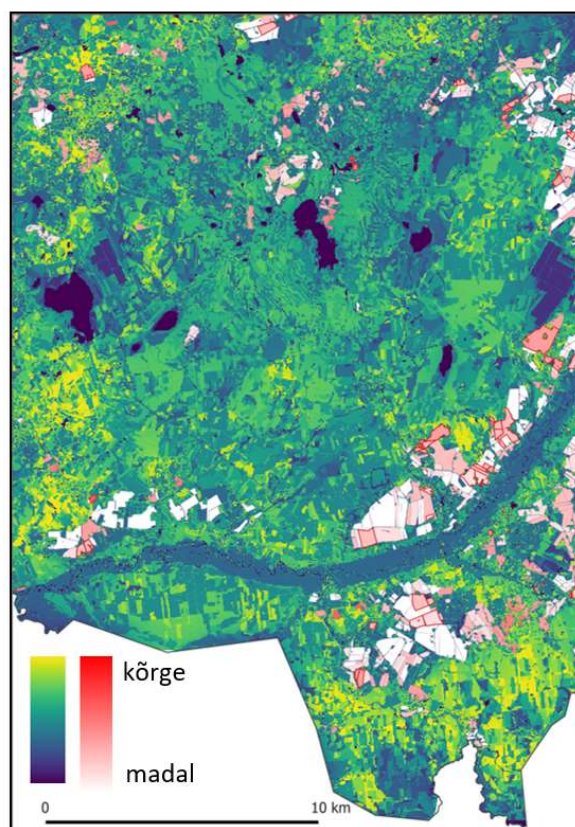
Stsenaarium III: pärandniidud taastatakse

1. Kõik seisundiklassides C–D pärandniidud taastatakse A või B klassi.
2. Piirkonna kultuuristatud püsirohumaad on heas seisus (A–B seisundiklassis).

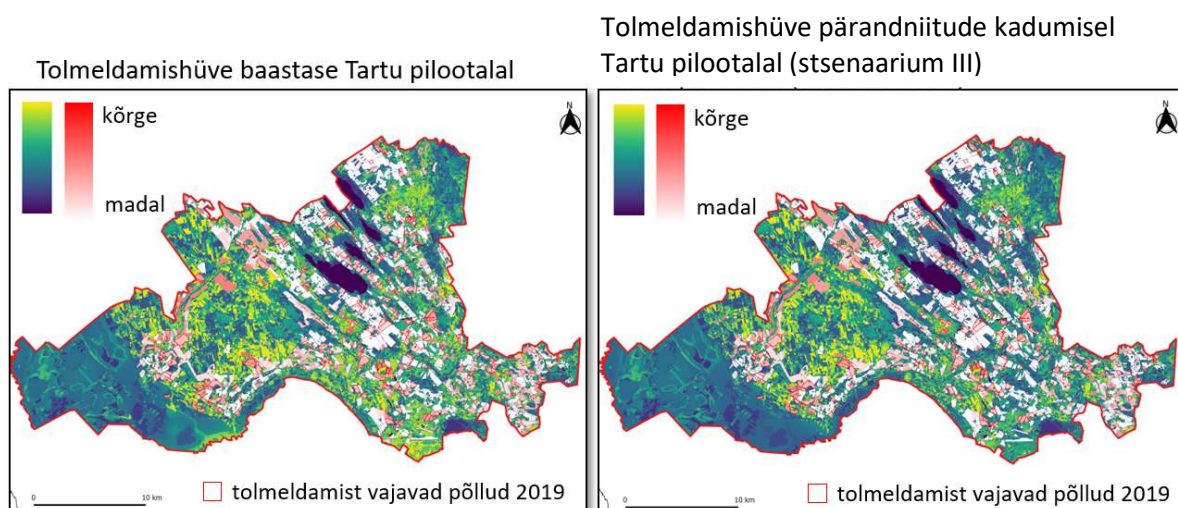
Tolmeldamishüve baastase Karulas



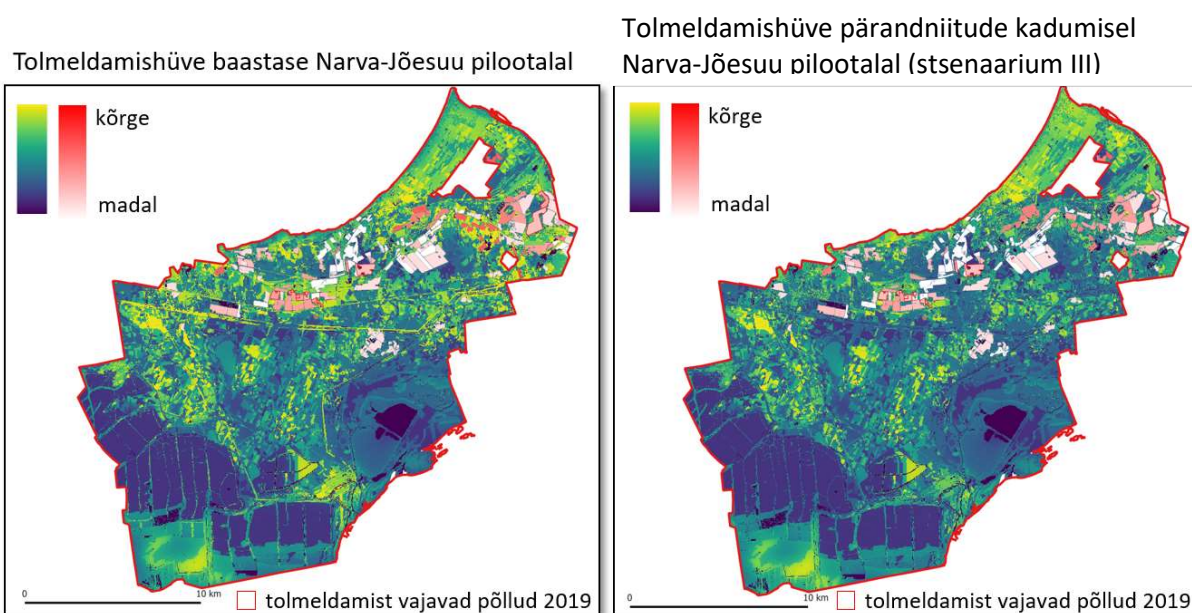
Tolmeldamishüve pärandniitude kadumisel Karulas (stsenaarium III)



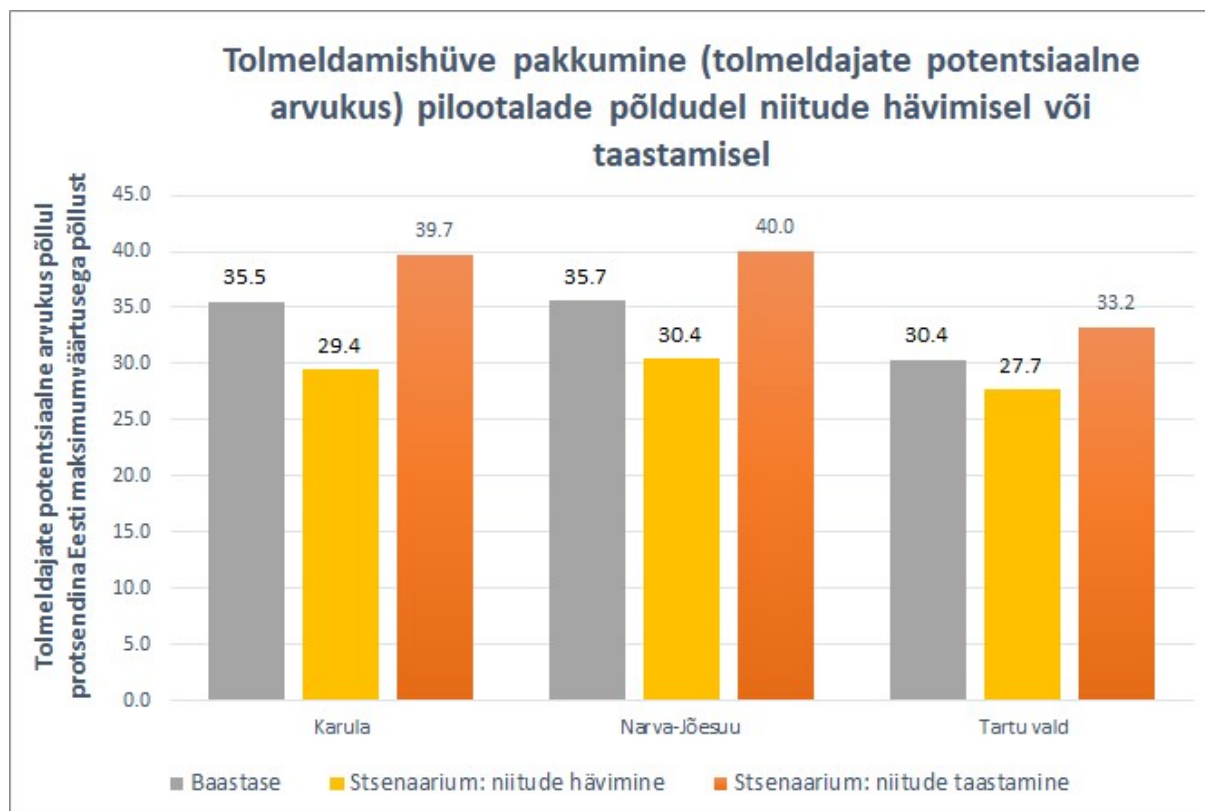
Joonis P5. Tolmeldamishüve Karula pilootalal, kus kollaste-roheliste-siniste toonidega on näidatud maastikus olevate elupaikade tolmeldamishüve pakkumine (kollasem kõrge, sinisem madal) ning roosakate-punaste toonidega on näidatud tolmeldamishüve piirkonna põldudel. Tumedamad punased näitavad paremat tolmeldamishüve kättesaadavust, heledamad madalamat. Punase joonega on tähistatud põllud, kus 2019. aastal kasvatati tolmeldamisest sõltuvaid kultuure. Pärandniitude hävimisel väheneb tolmeldamishüve nii maastikus tervikuna kui ka Karula põldudel.



Joonis P6. Tolmeldamishüve Tartu pilootalal, kus kollaste-roheliste-siniste toonidega on näidatud maastikus olevate elupaikade tolmeldamishüve pakkumine (kollasem kõrge, sinisem madal) ning roosakate-punaste toonidega on näidatud tolmeldamishüve piirkonna põldudel (tumedamad punased näitavad paremat tolmeldamishüve kättesaadavust, heledamad madalamat). Punase piirjoonega on tähistatud põllud, kus 2019. aastal kasvatati tolmeldamisest sõltuvaid kultuure.



Joonis P7. Tolmeldamishüve Narva-Jõesuu pilootalal, kus kollaste-roheliste-siniste toonidega on näidatud maastikus olevate elupaikade tolmeldamishüve pakkumine (kollasem kõrge, sinisem madal) ning roosakate-punaste toonidega on näidatud tolmeldamishüve piirkonna põldudel. Tumedamad punased näitavad paremat tolmeldamishüve kättesaadavust, heledamad madalamat. Punase joonega on tähistatud põllud, kus 2019. aastal kasvatati tolmeldamisest sõltuvaid kultuure.



Joonis P8. Tolmeldamishüve muutus pilootalade tolmeldamist vajavatel põldudel (2019. aasta seisuga) pärandniitude hävimisel või taastamisel.

Võrreldes baastasemega väheneb tolmeldamishüve kättesaadavus Eesti tolmeldamist vajavatel põldudel niitude hävimisel 10–20% ning tolmeldamisega seotud saagikus langeb 7–15%, olenevalt piirkonnast ja kultuurist. Tartu vallas on põldude ümbruses (tolmeldajate korjeraadiuses) vähe pärandniite, nii on ka pärandniitude kadumise mõju kultuuride saagikusele Tartu pilootalal kõige väiksem. Teisalt on Tartu piirkonna põllud tolmeldamisdefitsiidis, eriti aedmaasikad ja taliraps. Oluline on tagada, et ka intensiivsemate põllumajanduspiirkondade maastikud tagaksid tolmeldamishüve säilimise, sellest sõltub ka kultuuride saagikus ja saagi kvaliteet.

Olemasolevate kehvast seisust niitude taastamisel suureneb tolmeldamishüve kättesaadavus tolmeldamist vajavatel põldudel vaadeldud pilootaladel 6–12% ning tolmeldamisega seotud saagikus tõusis 7–12% võrra, olenevalt piirkonnast ja kultuurist.

5. METOODIKA RAKENDATAVUS JA SOOVITUSED EDASPIDISEKS

5.1. TULEMUSTE KASUTAMINE

Ökosüsteemiteenuste kontseptsioon ja käesoleva projekti tulemused peaksid jõudma keskkonkakasutusega seotud otsustussüsteemidesse. Töö tulemused on kasulikud ka ökosüsteemiteenuste valdkonna edasiarendamisel ning saadud kogemusest saab sisendit keskkonnaandmestiku kogumise, seiramise ja haldamise parendamiseks. Järgnevalt on loetletud mõned näited, kus töö tulemusi edaspidi sisendina saaks kasutada:

- kaitstavate alade kaitse planeerimine, sh loodus- ja keskkonkakaitsete piirangute asjakohasuse hindamine ökosüsteemide seisundi ning ökosüsteemiteenuste pakkumise ja ruumilise paiknemise vaatest, kaitstavate alade sidususe hindamine jne;
- ökosüsteemide tegevuskavade ja (ökosüsteemi-põhiste) arengukavade koostamine (nt poollooduslike koosluste tegevuskava);
- eri tasandite ning eri teemavaldkondade planeeringuotsused, nt puhkealade kavandamine, rohevõrgustiku täpsustamine, tuuleenergia kavandamine jne;
- erinevate (sh uute) toetuskeemide planeerimine ja rakendamine (keskkonna- ja põllumajandusmeetmed jm);
- keskkonnameetmete tulemuslikkuse analüüsid;
- keskkonnamõtjude hindamise ja keskkonnamõtju strateegilise hindamise analüüsid;
- riiklik statistika ökosüsteemide seisundi ja ökosüsteemiteenuste osas;
- ökosüsteemide seisundi ja ökosüsteemiteenuste pakkumise muutuste hindamine;
- hüvede ja nende gruppide tulipunktide ja külmalade (hüvede koondumiskohtade ja kõrge pakkumise tasemega alad vs vähese teenuste hulga ja pakkumisega alad) analüüsid;
- ökosüsteemiteenuste majanduslik, sh rahaline analüüs;
- ökosüsteemiteenuste nõudluse ja pakkumise vahekorra (jätkusuutlikkuse, rahuldamata nõudluse jm) hindamine;
- eri tegevuste või tegevusetuse korral ökosüsteemide seisundi ja hüvede pakkumisega toimivate stsenaariumite läbimängimine;
- infoallikas tavainimesele (elurikkuse tulipunktid, mesilate paigutamiseks sobivad õiterohked alad, puhkamiseks sobivad alad jne);
- alus andmetele teadusuuringutele;
- töö käigus selgunud andmete kasutamise kitsaskohad annavad sisendit elurikkuse ja keskkonnaseire tõhustamiseks ning andmebaaside parandamiseks-täiustamiseks.

Ökosüsteemide seisundi ja teenuste hindamise ning vastavate teemakaartide loomise üks eesmärke on olnud luua keskkonna- ja looduskasutuse planeerimiseks praktiline tööriist, mis aitaks paremini mõista, milliseid hüvesid, kus ja kui palju praegu olemas on ning võimaldada kohapõhiselt „läbi mängida“ erinevate tegevuste elluviimise mõjusid ökosüsteemide seisundi ja teenuste pakkumise tasemete muutustele, ehk vastata küsimusele „mis juhtub, kui...?“ Töö käigus loodud kaardikihtide komplekt pakub ülepinnalisi hinnanguid igas konkreetses kohas ökosüsteemide seisundi ning pakutavate hüvede kohta. **ELME kaartide praktilisel kasutamisel peab aga olenevalt konkreetsest ülesandest arvestama kasutatavate kihtide loomiseks kasutatud andmestike, meetodikate, skaalade jm eripäradega.**

Üle-eestiline ökosüsteemide ja loodushüvede ruumiline hindamine ning kaardistamine oli alusandmestike seisukohast väljakutse. **Kasutati hetkel parimaid kättesaadavaid andmestikke, nende iseloom on aga olnud väga varieeruv.** Lisaks n-ö otsesel meetodil kogutud (välitööd, mõõtmised jms) andmestikele on kasutatud kaugseireandmeid, mudeleid, eksperthinnanguid jm. Tihtilugu on vajakajäämisi olnud eri andmestike ülepinnalises katvuses, esinduslikkuses ökosüsteemitüübi, ajakohasuses, asukohatäpsuses jpm. Andmestike varieeruvus on mh tinginud ka tulemkaartide skaalade erinevused (nt suhteline, absoluutne, arvuline või mitteamuline vms). Kihtide kasutamiseks võib seetõttu (olenevalt lahendatava ülesande eesmärgist ja andmekihist) olla vajalik eraldi interpreteerida väärtusvahemikke (mis tasemest alates on hüve pakkumine jätkusuutlik, mis tasemest

kriitiline jne), kihtide kooskasutamiseks (nt hüvede tulipunktide leidmiseks) võib samuti vajalik olla edasine analüüs, andmestike standardiseerimine jne. Mudeldatud tulemuste puhul tuleks eraldi üle vaadata väli- vm detailsete andmete abil valideerimise vajadused. Planeerides ning ellu viies pikaajalise (keskkonna)mõjuga tegevusi, tuleb arvesse võtta, et paljude ökosüsteemiteenuste pakkumine ajas muutub (nii loodussliku arengu käigus kui ka inimtegevuse ja kliimamuutuse mõjul). Samuti tuleb silmas pidada, et ühe teenuse pakkumise vähenedes võib teise teenuse pakkumine samas punktis suurened. Koosmõjude (sünergiaid ja vastasmõjud) täpsemaks selgitamiseks on vajalik eraldi analüüs.

Kokkuvõtteks tuleb käesoleva töö tulemusi kasutades silmas pidada, et töö on tehtud tellija ette antud lähteülesandes määratud ajaraami ning ressursside ulatuses ning **paljud aspektid vajavad süvitsi edasi analüüsimist ja väärivad eraldi teadusuuringuid.**

5.1. SOOVITUSI EDASIARENDUSTEKS, ANDMETE UUENDAMISEKS JA KOGUMISEKS

Järgnevalt (tabel M1) tuuakse välja konkreetsemaid töö käigus täheldatud andmestike ja teadmiste vajakajäämisi ning nende täiustamise ettepanekuid ja soovitusi.

Tabel M1. Vajakajäämisi praegustes andmestikes, soovitusi andmete uuendamiseks ja kogumiseks.

<i>Teema/probleem</i>	<i>Täpsem kirjeldus/soovitus</i>
Söögiseened: praegu andmebaas ning ajakohane ja detailne info puudub	Söögiseente saagikuse täpsemaks kaardistamiseks oleks vaja koguda täiendavaid ning ajakohaseid andmeid metsa kasvukohatüübi, vanuse ja puistu koosseisu lõikes, samuti teiste ökosüsteemide kohta. Teiseks, käesolevas projektis anti hinnang kogu seenekorvi kohta liike eristamata. Eri liikide kohta eraldi Eestis andmeid piisavalt pole ja teiste riikide mudelid võivad anda väärpildi, kuna mullad, metsamajandamispraktikad jm on erinevad. Edaspidi võiks täpsemalt uurida nii söögiseente kogusaagikust kui ka enimhinnatud liikide saagikust eraldi.
Marjad: praegu andmebaas ning ajakohane ja detailne info puudub	Metsamarjade saagikuse kaardistamiseks oleks vaja koguda täiendavaid andmeid metsa kasvukohatüübi, vanuse, puistu koosseisu ja täiuse lõikes. Andmete ajakohastamist ja ökosüsteemide tüüpide kaupa täpsustamist vajab ka jõhvikate ja murakate info.
Praegune üleujutuskaart ei kajasta üleujutuste sagedust üleujutusala sees ruumiliselt	Üleujutusala korduvusperioodiga üks ja kaks aastat. See piiritleks, kus on regulaarne ja sügavam üleujutus, mitte erakordne üleujutus. See oleks sisend mitmetele märgalaökosüsteemiteenustele, näiteks kalade kudemisaladele, rekreatsiooniteenuse indikaatorina kanuutamise võimalused.
Väärtuslike püsirohumaade tuvastamist võimaldav info PRIA andmekihis	PRIA püsirohumaade andmeid on vaja täiendada uuendamise infoga (millal viimati künti/külvati) ning lisada juurde informatsioon indikaatorliikide esinemise kohta (mis võimaldaks tuvastada püsirohumaade kuulumist liigirikaste püsirohumaade hulka). Tähele tuleb panna, et liigirikas püsirohumaade ja pärandkooslus on tekket erinevad ökosüsteemid (pärandkooslus on ajalooline ökosüsteem, mida teadaolevalt ei ole küntud, väetatud ega külvatud), liigirikas püsirohumaade võib olla ka endistest põllumaadest kujunenud liigirikas kooslus.

<p>Põllumajandusmaastike maastikuelemendid</p>	<p>Põllumajandusmaastike maastikuelementide kaardistamine ning nende säilimise tagamine on seni suurte vajakajäämistega – kaardistuse kvaliteet varieerub suuresti; väiksema ulatusega elemente on raske eristada; elementide enda kvaliteet on tegelikult teadmata (nt kas rohumäär on tegelikult esineb). Üks lahendus on edasi arendada kaugseire- ja tehisintellektipõhiseid meetodeid (tegelikult olemasolevate või just puuduvate) elementide täpsemaks kaardistamiseks.</p>
<p>Kasvuhoonegaaside seire sooökosüsteemides Andmebaas ja andmehaldaja puudub, hetkel vaid spetsiifilised (suunatud uurimisküsimusega) ja lühiajalised, erinevates asukohtades tehtavate teadusuuringutega.</p>	<p>Kasvuhoonegaaside (CO₂, CH₄, N₂O) voog on ajaliselt ja ruumiliselt väga varieeruv, sõltudes otseselt ka ilmastikust. Praegu puudub Eestis täielikult kasvuhoonegaaside püsiseire ja ainsad kasutatavad andmed pärinevad üksikutest teadusprojektidest. Paraku ei ole see esinduslik (uuringud on kindla suunitlusega, nt kuivenduse mõju hindamine või teatud mikroorganismide rolli selgitamiseks gaasivoo kujunemisel) ega piisava ajalis-ruumilise katvusega (projektid on lühikesed, mõneaastased või ei pruugi hõlmata isegi kogu aastat, uurimisalad muutuvad aastate lõikes ja pole pikemaajaliseks ühtseks aegreaks ühildatavad). Seire tuleks läbi viia <i>Eddy-covariance</i> meetodi kasutades vähemalt Tooma soojaamas ning täiendavalt Lääne-Eesti merelises valdkonnas (Läänemaa, Pärnumaa) ja Põhja- või Kirde-Eestis ning madalsookoosluses.</p> <p>Sarnane seire oleks vajalik ka teiste peamiste ökosüsteemide osas (niidud, metsad, põllumajandus), eelistatult integreerituna valitud ilmajaamadega ja/või seirealadega. Näiteks oleks vaja teavet kasvuhoonegaaside voo kohta eri metsatüüpides ja vanuseklassides.</p>
<p>Vooluhulga ja veekeemia seire sooökosüsteemides Tooma soojaama andmete koguja ja haldaja KAUR</p>	<p>Ainus sooökosüsteemide veebilansi arvutada võimaldav seiresüsteem on seotud Tooma soojaamaga, kuid raba eripärast tulenevalt puudub rabatoitelise vooluveekogu seiramise võimalus. Sellest tulenevalt tuleks lisada seiresse ojasid, mis algavad ulatuslikest rabamassiividest ja oleks kuivendusest mõjutamata. Samuti ei võimalda üks raba hinnata rabadevahelist veebilansi ja -keemia variatsiooni erinevates Eesti piirkondades ja täielikult puuduvad veeseirejaamad madal- ning siirdesoodes.</p>
<p>Pärandniitude levik ja seisund väljaspool kaitstavaid alasid</p>	<p>Poollooduslike koosluste info antud töös pärineb küll mitmest andmekihist, kuid väljaspool kaitstavaid alasid jäävate alade kohta on informatsioon vananenud või puudulik. Vajalik on parandada pärandniitude info kvaliteeti – kaardistada paiknemise ja kvaliteet (liigirikkus, seisund) väljaspool kaitstavaid alasid. Vajalik on inventuur, mis rakendaks alade eelvalikuks kaugseire andmeid ning seejärel viiks läbi kohapealsed inventuurid elupaigatüübi, seisundi ning võimalusel ka teatud valimi osas ka olulisemate looduse hüvede kohta. Pärandniidud ja teised väärtuslikud rohumaad on Eesti elurikkuse säilimise üheks oluliseks teguriks ning ka toidutootmiseks vajalike looduse hüvede (tolmeldamine, kahjuritõrje) tähtis tagaja, on hädavajalik, et nende arvestamine rohevõrgustikus ning planeeringutes oleks tänasest tõhusam</p>

Pärändniitude kaardikihtide paljusus	Pärändniitude kaardikihi tarbeks koondati kuus erinevat andmekihti, millest neli on riigiasutuste hallata. Oleks otstarbekas, kui baasinformatsioon pärändniitude seisundi kohta oleks hallatud ühel kihil, millest siis vajadusel saab tuletada toetusõiguslikke kihte, hooldamist vajavate niitude kihte jne.
Kaitstavate alade kiht	EELISE kihtides olevate külgnevate kaitstavate alade piirid ei ole omavahel (ega ajakohaste aluskaartidega) kooskõlas. Arusaadavalt tuleneb see kaitse alla võtmise aegade ja vastavate aluskaartide erinevusest, kuid raskendab oluliselt üle-eestilist kaardianalüüsi ning muudab tekkinud kiilpolügoonide jms käitlemise (kas kustutada või liita mõne külgneva polügooniga) subjektiivseks. Soovitav on luua üleriigiline kaitstavate alade topoloogiliselt korrektne kiht, mida kasutaja ise töötlemata ei pea.
Mitme eelmainitud probleemiga seotud – tänapäevase, detailse, regulaarselt uueneva, kaugseireandmetel tugineva ja valideeritud maakatteandmestiku puudumine	Täna puudub hea ülevaade Eesti maakatte ja maastikustruktuuri muutustest, kuigi tehnilised võimalused ja võimekused detailse maakatte kirjeldamiseks ja selle regulaarseks seireks on tänapäeval olemas. Detailse maakattekaardi loomine ei olnud antud töö osa, kuid tegu oleks hindamatu sisendiga elupaikade paiknemise ja seisundi kaardistamisel.
Rohumaade majandamispraktikate info	Kättesaadavad ei ole erinevate rohumaade majandamispraktikate (sh niitmise, hekseldamise) ning põllumajanduskemikaalide kasutamise andmed, mis aitaksid hinnata ökosüsteemide seisundit.
ETAK andmekiht ning avamaakarjäärid	Nii hüljatud (rekultiveeritud) kui ka aktiivsed avamaakarjäärid võiksid olla kaardistatud ETAKi andmekihil eraldi klassidena, hetkel on nad "muu lage" all koos mitmekesise valiku erinevate looduslike, poollooduslike ja antropogeensete aladega.
Jääksoode andmestik	Jääksood on ETAK andmestikus kajastatud ebasüsteemaatiliselt ja osalise taimestumise korral näidatud metsamaana, mõningatel juhtudel muu lage ala. Samuti ei ole turbaväljade ning jääksoode, aga üksikutel juhtudel ka tiheda kraavitusega kuivendatud soolade puhul ETAK kihil esindatud kõik kraavid vaid ainult piirdekraavid või kraavid osaliselt.
Kuivenduse mõju arvestamine metsade seisundiklasside juures	Kuivendus mõjutab metsaökosüsteemide seisundit tugevalt. Samas oleks selle arvestamine lihtsalt kraavide kihi alusel liialt robustne, sest osa kraave on vanad ja ummistunud, mistõttu näiteks metsa vanus võib olla palju olulisema tähtsusega metsaökosüsteemi seisundiklassi määramisel. Abiks võiks olla kaart, kus oleks ajaliselt kajastatud kraavide hooldustööde tegemine ning ka ligikaudne kraavide kaevamise aeg.
Kumuleeruva inimõju arvestamine (majandusmetsades)	Pikaajaline (juba mitu raieringi) metsade majandamine on arvatavasti ökosüsteemi kumuleeruva vaesustava mõjuga. Selle kohta aga puuduvad uuringud.

Metsade takseerandmed	Metsade takseerandmed sisaldavad metsamajanduslikku informatsiooni, kuid metsade ökoloogilise seisundi kohta oleks vaja takseerimisel kirjeldada ka elustikutunnuseid (nt teatud indikaatorliike), täpsemini surnud puidu koguseid ja jämedusklasse. Kuna antud töös puudus ülepinnaline info metsade ökoloogilise seisundi kohta, arvati A-klassi ainult need puistud, kus mingit tüüpi elustikuinventuur oli tehtud (vääriselupaikade, Natura elupaikade) või indikeeris suhteliselt head seisundit kaitsestaatus.
Liigileidude ebapiisavus	Elupaikade pakkumise teenuse jaoks jäid suunisliikide leiuandmete vähesuse tõttu valikust välja mitmed liigid, mis tegelikult pole väga haruldased, kuid mille esinemine ei ole piisavalt dokumenteeritud.
Taimekaitsevahendite kasutamise info	Erinevaid ökosüsteemiteenuseid (sh tolmeldamine) mõjutab oluliselt taimekaitsevahendite kasutamine. Praegu aga ruumiandmed nende kohta puuduvad ning võimalik on sisendina kasutada vaid jämedaid teoreetilisi hinnanguid (nt mahe – taimekaitsevahendeid ei kasutata / tava – eeldame, et taimekaitsevahendeid kasutatakse). Luua tuleks taimekaitsevahendite kasutamise ruumiandmete andmebaas.
Lammialade sobivus kudemiseks	Puudub uuring, mis käsitleks lammialade sobivust kaladele kudemiseks lähtuvalt erinevat tüüpi hooldusvõtetest, veetasemest, üleujutuse kestusest ja võimalikest ökoloogilistest lõksudest seoses kuivendusvõrguga.
Mulla teke ja viljakus	Mullaga seotud hüvede puhul on oluline arvestada ka mulla elurikkusega ehk mulla bioloogilise komponendiga. Järgnevates hinnangutes peab mullaga seotud indikaatorite hulgas olema ka mullaelustiku näitajad, mida seekord andmete puudumise tõttu arvesse ei saanud võtta.

Töö läbiviijad annavad kokkuvõttes soovitusel koostada riiklikul tasemel ettepanekute loetelu algandmete kogujatele (ka seirete eest vastutavatele teostajatele), kuidas võiks olla teatud ruumiandmed kogutud ja hoitud (sh ETAKis), et nende kasutatavust parandada.

Vajalik on välja töötatud mudelite valideerimine ja testimine looduses ning seiremetoodika kujundamine kaardistatud ja oluliseks peetavate teenuste tõhusast seirest. Keerukamad teenused vajavad teaduskompetentsi kaasamist, lihtsamate teenuste/indikaatorite valideerimiseks on soovitatav rakendada vabatahtlike abi, nt KIK-projekti abil üleriigiliste talgute korraldamine etteantud punktides (esinduslikkuse tagamiseks) marjade ja seente saagikuse kindlakstegemiseks – Eestis on mitmeid taolisi vabatahtlike osalusel toimunud edukaid näiteid olemas, nt nurmenukuprojekt, lindude loendused jpm. Kindlasti on suur potentsiaal rahva kaasamises erinevate kultuuriteenuste hindamise-kaardistamise, nt ilusaks peetavad kohad, mis kutsuvad pildistama, (mitteametlikud) matkarajad jpm.

Lisaks töös juba toodud aine- ja energiarõngega seotud ökosüsteemiteenuste indikaatoritele on soovitatav teadlaste abiga edaspidi uurida ka edasisi võimalusi, kuidas hinnata ja kaardistada ökosüsteemiteenusena ökosüsteemide rolli õhu ja vee puhastamisel, lämmastiku ja fosforiringes jne.

Paljude konkreetsemate nn kõrvalkasutuste hindamine jäi andmete puuduse taha. Andmete kogumine ei ole samas keeruline, kuid on siiski aeganõudev, mistõttu võiks edaspidi (nt kraadiõppurite abiga) koguda andmeid ja kaardistada järgmisi looduse hüvesid, mis keskkonnateadliku ja ökoloogilise

tarbimise suurenedes ning ökoloogilise ehituse jm arenedes järjest enam oluliseks saavad: vahtramahla, männivaigu, kasevihtade, kasetohtu, männitõrva, kasetökati, musta pässiku pakkumine, karurasv, turbasambla kasutus palkhoonete soojustamiseks, ravi- ja kosmeetikaturvas, vill, kadakamarjad, kadakapuit käsitööks, vabapidamisel põllumajandusloomade liha jne.

Ökosüsteemide pakutavale loodushariduse ja teaduse potentsiaalile läheneti projektis lihtsa indikaatori – riikliku eluslooduse seire teostamise asukohtade – kaudu. Lisaks on kaardistatud loodusvaatluste sagedus, mis peegeldab (harrastus)teaduse, aga samas ka ökosüsteemide loodushariduslikku potentsiaali. Eraldi töö raames oleks võimalik kaardistada veel nt erinevate teadusuuringute alad, eri uuringualade nimetamise sagedus teaduskirjanduses jne, kuid samas on väljakutseks hinnata (veel kasutamata) potentsiaali (looduse teadus- ja haridustöoks *kasutamine* on teine asi).

Väljatöötatud meetodikaid on soovitatav edaspidi jooksvalt täpsustada ja kohendada vastavalt teadmiste ja andmestike paranemisele ning meetodikate täiustumisele, nt kui lisandub ökosüsteemitüüpide lõikes täpsemaid (väli)andmed, ajakohastatakse riiklikke andmebaase jne. Kindlasti aga tasub kaaluda ka juurdetekkivate päris uute andmestike, nt riiklikult järjest paremini kättesaadavaks saavate kaugseireandmete kasutusse võtmist.

5.2. TÖÖ KÄIGUS ESINENUD VÄLJAKUTSED

Töö läbiviimisel esines väljakutseid eelkõige seoses andmete ning nende töötlemise ja analüüsimisega. Eestis on olemas suur hulk riiklikke avaandmestikke ning neid tekib järjest juurde, kuid nende kasutamisel üle-eestilises (ja samas ruumilisel detailses) plaanis tuleb olla valmis väljakutseteks.

Probleeme oli andmete sisulise kvaliteediga, nt nende esinduslikkuse osas – spetsiifilisemad andmed ei kata kogu riigi territooriumi või on esinduslikkus ökosüsteemide ja nende alltüüpide lõikes väga varieeruv. Tihtipeale on andmed (osaliselt) vanad (ammu kogutud ja keegi pole vahepeal uuringuid teinud) või pole neid uuendatud (nt mullakaardil või metsaregistris teatud andmed). Paljud head andmestikud ei ole paraku siiski ka avalikult kättesaadavad (nt teadusuuringute andmed, mida ei jagata enne publitseerimist, projekti käigus kulus hulgaliselt aega erinevate taoliste andmete saamise läbirääkimiseks ning sageli neid siiski saada ei õnnestunudki).

Tulenevalt andmestike olemasolust ja kättesaadavusest, aga ka sarnase sisuga kihtide paljususest, mõõtkavade erinevusest, ajakohasusest, asukohatäpsusest jpm võttis oodatust kauem aega juba nii baaskaardi kui ka seisundi- ja teenuste kaartide kontseptualiseerimine ning tõi töö käigus korduvalt kaasa ka nende ümbertegemist. Eri andmekihtide agregeerimine tõi esile ka palju vasturääkivusi sarnase sisuga, kuid veidi erinevates andmestikes – ka need probleemid tuli detailsel tasemel ühekaupa lahendada, et tulemus oleks ökoloogiliselt sisukas.

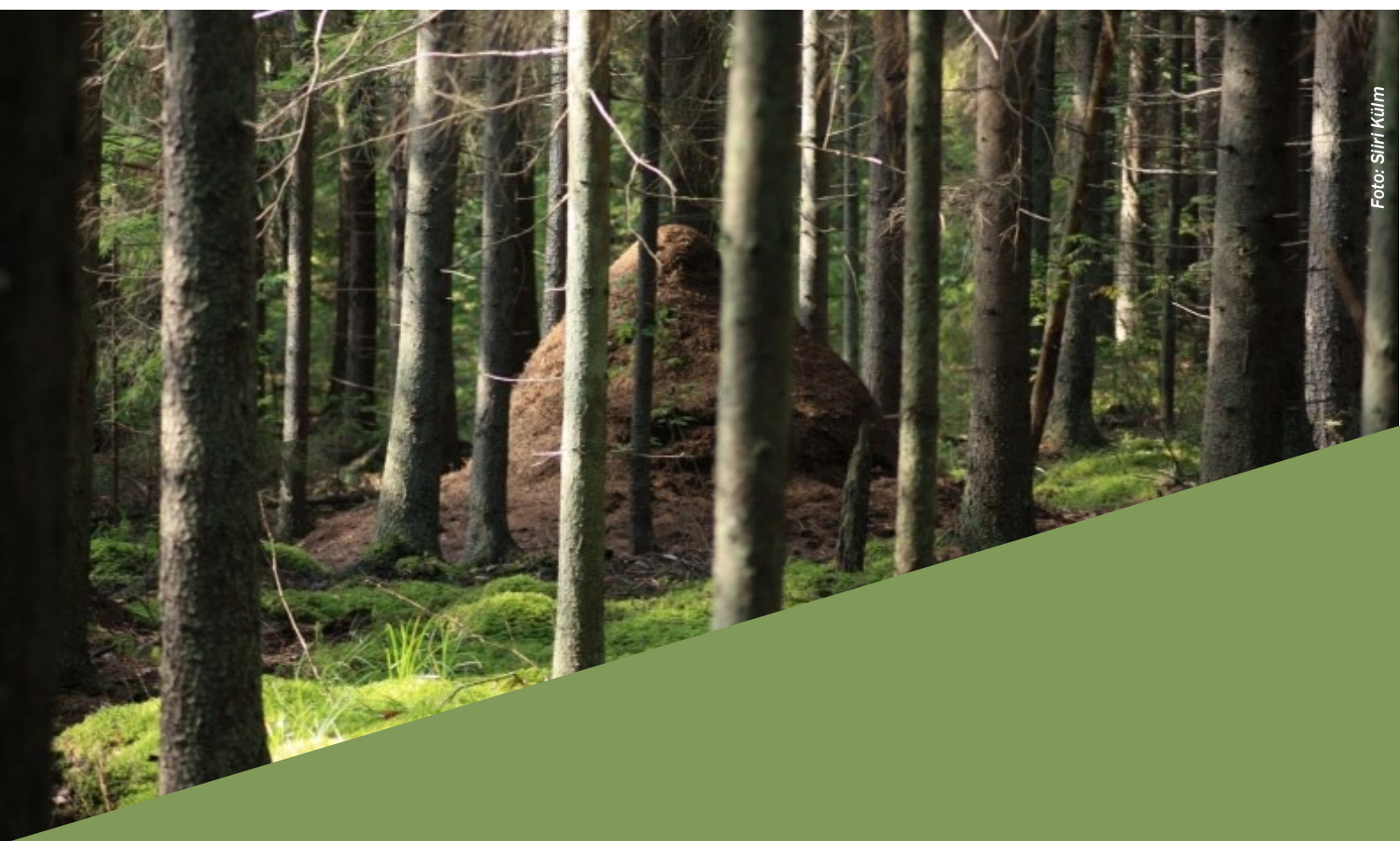
Ettenägematult suur ajakulu tulenes andmestikes esinevatest topoloogiavigadest, mis kihtide igakordsel ülekatteanalüüsil järjest võimendusid ning tihtipeale lõpuks kogu läbitud ajakuluka protsessi nurjasid. Ka ilma topoloogia probleemideta võttis mõne indikaatori kihi arvutamine mitu kuud ning kui seejärel selgus, et on tarvis midagi ümber teha, siis lisaks taas mitu kuud. Kihtide arvutusmahukusega tuleb edaspidi kordushindamiste puhul kindlasti arvestada.

Lisaks eeltoodule raskendas töö läbiviimist oluliselt 2020. a märtsis Eesti Vabariigi kehtestatud eriolukord, mis muutis oluliselt töökorraldust. Töö läbiviimine eeldas töörühma ja andmevaldajate tihedat omavahelist suhtlust, sh pidevat mahukate andmete edastamist, vahetamist, töötlemist, kuvamist, töörühmas protseduuride ja (vahe)tulemite koos ülevaatamist, korrigeerimist jpm. Eriolukorra tõttu olid tööks vajalikud eeldused oluliselt häiritud. Töörühma liikmete töökoha-asutuste poolt oli ette nähtud eriolukorra ajal töötamine väljaspool kontoreid (üldjuhul kodukontorites), sh viidi

nõupidamised läbi üksteisega kohtumata distantsilt ehk virtuaalsetes kanalites. Muutunud töökorralduse tõttu oli aga tehnilistel põhjustel (asutuste arvutite jm seadmete erinevad turvasätted, sh videoülekannete ja pilveteenuste piirangud, kodukontorite üldised tehnilised võimalused – ligipääs kodukontorist andmebaasidele, võrguketastele, veebiteenustele või sidevahenditele, töörühma liikmete spetsiifiliste programmide iseseisva kasutamise oskuste erisused, programmide puudumine arvutites jpm) ettearvamatult keerukamaks muutunud, mistõttu nii tööks vajalike andmete koondamine ja töötlemine kui ka töörühma omavaheline vahetu tööks vajalik suhtlus ja arutelu muutusid oluliselt keerukamaks.

Käesoleva töö läbiviimine on kestnud pea kaks aastat, mille jooksul on avardunud meie teadmised, on tehtud väga palju tunde tööd ning peetud hulgaliselt koosolekuid. Töö meeskond tänab kõiki, kes on selle aja jooksul jaganud nii ekspertteadmisi, asjakohaseid märkusi ning soovitusi kui ka erinevaid vajalikke andmekihte. Äitäh, Madli ja Merit hea koostöö eest! Jääb vaid lisada, et loodetavasti on käesolev töö alles sissejuhatuseks ökosüsteemide toimimise, elurikkuse ja looduse hüvede säilitamise nimel.

EMÜ ja TÜ meeskond



KIRJANDUS

Aavik, T. and Helm, A. (2017). Restoration of plant species and genetic diversity depends on landscape-scale dispersal. *Restoration Ecology*, 26, pp. S92-S102.

Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., Cunningham, S. A., Klein, A. M. (2008). Long-term global trends in crop yield and production reveal no current pollination shortage but increasing pollinator dependency. *Current biology*, 18 (20), pp. 1572–1575.

Albayrak, T. (2011). Anthropogenic barriers to the distribution of the Grey Wolf (*Canis lupus* Linnaeus, 1758) in the Beydağları Mountains area, Turkey: (Mammalia: Carnivora). *Zoology in the Middle East*, 52(1), pp. 11–16.

Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N. M., Tschumi, M., Blaauw, B. R., Bommarco, R., Campbell, A. J., Dainese, M., Drummond, F. A., Entling, M. H., Ganser, D., Groot, G. A. de, Goulson, D., Grab, H., Hamilton, H., Herzog, F., Isaacs, R., Jacot, K., Jeanneret, P., Jonsson, M., Knop, E., Kremen, C., Landis, D. A., Loeb, G. M., Marini, L., McKerchar, M., Morandin, L., Pfister, S. C., Potts, S. G., Rundlöf, M., Sardiñas, H., Sciligo, A., Thies, C., Tschardt, T., Venturini, E., Veromann, E., Vollhardt, I. M. G., Wäckers, F., Ward, K., Wilby, A., Woltz, M., Wratten, S., Sutter, L. (2020). The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecology Letters*, doi: 10.1111/ele.13576

Andersson, L., Ek, T., Kylvik, M., Martverk, R., Palo, A. (2016). Metsa vääriselupaikade inventeerimise meetoodika. Tallinn. 62 lk.
https://www.envir.ee/sites/default/files/metsa_vaariselupaikade_inventeerimise_meetoodika_21092017.pdf (28.10.2019)

Aosaar, J., Varik, M., Lõhmus, K., Uri, V. (2011). Stemwood Density in Young Grey Alder (*Alnus incana* (L.) Moench) and Hybrid Alder (*Alnus hybrida* A. Br.) Stands Growing on Abandoned Agricultural Land. *Baltic Forestry*, 17 (2), 256–261.

Aosaar, J., Varik, M., Lõhmus, K., Ostonen, I., Becker, H., Uri, V. (2013). Long-term study of above- and below-ground biomass production in relation to nitrogen and carbon accumulation dynamics in a grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) plantation on former agricultural land. *European Journal of Forest Research*, 132 (5–6), 737–749.10.1007/s10342-013-0706-1

Astover, A., Kölli, R., Roostalu, H., Leedu, E., Reintam, E. (2012). Mullateadus: õpik kõrgkoolidele. Tartu, Eesti Maaülikool, 486 lk.

Batáry, P., Holzschuh, A., Orci, K. M., Samu, F., & Tschardt, T. (2012). Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 146, 130–136. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.018>

Bergman, K.O., Ask, L., Askling, J., Ignell, H., Wahlman, H. and Milberg, P. (2008). Importance of boreal grasslands in Sweden for butterfly diversity and effects of local and landscape habitat factors. *Biodiversity and Conservation*, 17(1), pp. 139–153.

Bergman, K.O., Askling, J., Ekberg, O., Ignell, H., Wahlman, H. and Milberg, P. (2004). Landscape effects on butterfly assemblages in an agricultural region. *Ecography*, 27(5), pp. 619–628.

Blitzer, E. J., Gibbs, J., Park, M. G., Danforth, B. N. (2016). Pollination services for apple are dependent on diverse wild bee communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, pp. 1–7.

Boetzl, F. A., Krimmer, E., Krauss, J., Steffan-Dewenter, I. (2018). Agri-environmental schemes promote ground-dwelling predators in adjacent oilseed rape fields: Diversity, species traits and distance-decay functions. *Journal of Applied Ecology*, 56 (1), pp. 10–20.

Bommarco, R., Biesmeijer, J.C., Meyer, B., Potts, S.G., Pöyry, J., Roberts, S.P., Steffan-Dewenter, I. and Öckinger, E. (2010). Dispersal capacity and diet breadth modify the response of wild bees to habitat loss. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277(1690), pp.2075-2082.

Bragg, O., Lindsay, R. (eds) (2003). Strategy and action plan for mire and peatland conservation in central Europe, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands, pp. 94.

Breeze, T. D., Vaissière, B. E., Bommarco, R., Petanidou, T., Seraphides, N., Kozák, L., Scheper, J., Biesmeijer, J. C., Kleijn, D., Gyldenkerne, S., Moretti, M. (2014). Agricultural policies exacerbate honeybee pollination service supply-demand mismatches across Europe. *PloS one*, 9 (1), p.e82996.

Brittain, C., Kremen, C., Klein, A. M. (2013). Biodiversity buffers pollination from changes in environmental conditions. *Global change biology*, 19 (2), pp.540–547.

Brumelis, G., Jonsson, B. G., Kouki, J., Kuuluvainen, T., Shorohova, E. (2011). Forest naturalness in northern Europe: perspectives on processes, structures and species diversity. *Silva Fennica* 45 (5): 807–821.

Buht, M. (2019). Kase maapealse biomassi fraktsionaalne jaotus, esialgsed biomassi mudelid ja tüvepuidu tihedus. *Magistritöö, Eesti Maaülikool*.

Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F., Rey-Benayas, J. M. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 26 (10), 541–549. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.011>

Burkhard, B., Santos-Martin, F., Nedkov, S., Maes, J. (2018). An operational framework for integrated Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES). *One Ecosystem* 3.

Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), pp. 59–67.

Carvalho, L. G., Seymour, C. L., Nicolson, S. W., Veldtman, R. (2012). Creating patches of native flowers facilitates crop pollination in large agricultural fields: Mango as a case study. *Journal of Applied Ecology*, 49, 1373–1383. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02217.x>

Chapin, S.J. (2014). Application of Spatial Modeling Tools to Predict Native Bee Abundance in Maine's Lowbush Blueberries.

CICES. Towards a common classification of ecosystem services. <https://cices.eu/>

Chung, N., Lee, H., Kim, J.Y. and Koo, C. (2018). The role of augmented reality for experience-influenced environments: The case of cultural heritage tourism in Korea. *Journal of Travel Research*, 57(5), pp.627-643.

Demšar, J., Curk, T., Erjavec, A., Gorup, Č., Hočevar, T., Milutinovič, M., Možina, M., Polajnar, M., Toplak, M., Starič, A., Štajdohar, M., Umek, L., Žagar, L., Žbontar, J., Žitnik, M., & Zupan, B. (2013). Orange: Data mining toolbox in python. *Journal of Machine Learning Research*.

Dicks, L. V., Ashpole, J. E., Dänhardt, J., James, K., Jönsson, A., Randall, N., Showler, D.A., Smith, R. K., Turpie, S., Williams, D. R., Sutherland, W. J. (2017). *Farmland conservation. What works in conservation*. Cambridge: Open Book Publishers, pp. 245–284.

Edwards, D., Jensen, F. S., Marzano, M., Mason, B., Pizzirani, S., Schelhaas, M. J. (2011). A theoretical framework to assess the impacts of forest management on the recreational value of European forests. *Ecological Indicators*, 11(1), 81–89.

Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamine, II etapp. (2019). Lõpparuanne. https://www.envir.ee/sites/default/files/V%C3%A4lism%C3%B5jud/keskkonnakasutuse_valismojude_hindamine_lopparuanne_08.07.2019.pdf

Eggers, J., Holmgren, S., Nordström, E. M., Lämås, T., Lind, T., Öhman, K. (2017). Balancing different forest values: Evaluation of forest management scenarios in a multi-criteria decision analysis framework. *Forest Policy and Economics*.

Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D. M., Le Maitre, D. C., van Jaarsveld, A. S. (2008). Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127 (1–2): 135–140.

Eltis, J., Kuus, A., Leibak, E. (koost.) (2018). *Linnuatlas. Eesti haudelindude levik ja arvukus. Eesti Ornitoloogiaühing*. 560 lk.

EORC & JAXA. (2017). ALOS Global Digital Surface Model (DSM) “ALOS World 3D-30m” (AW3D30) Dataset. https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/aw3d30/aw3d30v11_format_e.pdf

Flinn, K. M., Vellend, M. (2005). Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3, 243–250.

Franklin, C. M., Macdonald, S. E., Nielsen, S. E. (2019). Can retention harvests help conserve wildlife? Evidence for vertebrates in the boreal forest. *Ecosphere*, 10(3), p.e02632.

Gardner, E., Breeze, T.D., Clough, Y., Smith, H.G., Baldock, K.C., Campbell, A., Garratt, M.P., Gillespie, M.A., Kunin, W.E., McKerchar, M. and Memmott, J. (2020). Reliably predicting pollinator abundance: Challenges of calibrating process-based ecological models. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(12), pp.1673-1689.

Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J. M., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Carvalheiro, L. G., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Greenleaf, S. S., Holzschuh, A. (2011). Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology letters*, 14(10), pp.1062–1072.

Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *science*, 339(6127), pp. 1608–1611.

Gathmann, A., Tschardtke, T. (2002). Foraging ranges of solitary bees. *Journal of animal ecology*, 71 (5), pp. 757–764.

- Geiger, F., Wäckers, F. L., Bianchi, F. J. (2009). Hibernation of predatory arthropods in semi-natural habitats. *BioControl*, 54, 529–535.
- Gething, K. J., Little, S. (2020). The importance of artificial drains for macroinvertebrate biodiversity in reclaimed agricultural landscapes. *Hydrobiologia* 847, 3129–3138.
- Gianelle, D., Vescovo, L. (2007). Determination of green herbage ratio in grasslands using spectral reflectance. Methods and ground measurements. *International Journal of Remote Sensing*, 28(5), 931–942.
- Gitelson, A., Merzlyak, M. N. (1994). Spectral reflectance changes associated with autumn senescence of *Aesculus hippocastanum* L. and *Acer platanoides* L. leaves. Spectral features and relation to chlorophyll estimation. *Journal of plant physiology*, 143(3), 286–292.
- Groff, S. C., Loftin, C. S., Drummond, F., Bushmann, S., McGill, B. (2016). Parameterization of the InVEST crop pollination model to spatially predict abundance of wild blueberry (*Vaccinium angustifolium* Aiton) native bee pollinators in Maine, USA. *Environmental Modelling & Software*, 79, pp. 1–9.
- Guisan, A., Rahbek, C. (2011). SESAM – a New Framework Integrating Macroecological and Species Distribution Models for Predicting Spatio-Temporal Patterns of Species Assemblages. *Journal of Biogeography*, 38, no. 8: 1433–44.
- Gurarie, E., Suutarinen, J., Kojola, I., Ovaskainen, O. (2011). Summer movements, predation and habitat use of wolves in human modified boreal forests. *Oecologia*, 165 (4), pp. 891–903.
- Hanski, I. (1994). A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of animal ecology*, pp. 151–162.
- Hansson, K., Kylvik, M., Bell, S., Maikov, K. (2012). A preliminary assessment of preferences for Estonian natural forests. *Baltic Forestry*, vol 18, no. 2, pp. 299–315.
- Helm, A. (2019). Large-scale restoration of Estonian alvar grasslands: impact on biodiversity and ecosystem services. Project final report. LIFE to Alvars.
- Helm, A., Hanski, I., Pärtel, M. (2006). Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters*, 9, 72–77.
- Helm, A., Nurme, S., Sõber, V., Meriste, M., Aavik, T. (2020). Riigiteede niidetavate pindade ja hekkide korrashoid. Maanteeameti tellimusel valminud raport. *Nordic Botanical OÜ*.
- Helm, A., Toussaint, A. (2020). Poollooduslike koosluste ökoloogilise toimimise hinnang. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut.
- Hof, A.R., Bright, P.W. (2010). The impact of grassy field margins on macro-invertebrate abundance in adjacent arable fields. *Agriculture, ecosystems & environment*, 139(1-2), pp. 280–283.
- Holland, J. M., Jeanneret, P., Moonen, A.-C., van der Werf, W., Rossing, W. A., Antichi, D., Entling, M. H., Giffard, B., Helsen, H., Szalai, M., Rega, C., Gibert, C., Veromann, E. (2020). Approaches to Identify the Value of Seminatural Habitats for Conservation Biological Control. *Insects*, 11, 195.
- Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment. Remote sensing of environment*, 25, 295–309.

Ihalainen, M., Pukkala, T., Saastamoinen, O. (2005). Regional expert models for bilberry and cowberry yields in Finland. *Boreal Environment Research*, 10, 145–158.

Jaagus, J., Kull, A. (2011). Changes in surface wind directions in Estonia during 1966–2008 and their relationships with large-scale atmospheric circulation. *Estonian Journal of Earth Sciences*, 60 (4), 220–231. [10.3176/earth.2011.4.03](https://doi.org/10.3176/earth.2011.4.03)

Jontos, R. (2004). Vegetative buffers for water quality protection: an introduction and guidance document. Connecticut Association of Wetland Scientists White Paper on Vegetative Buffers.

Joosten, H., Clarke, D. (2002). Wise Use of Mires and Peatlands. International Mire Conservation Group and International Peat Society, 253 pp.

Getis, A., & Ord, J. K. (1992). The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics. *Geographical Analysis*, 24(3), 189–206. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1992.tb00261.x>

Kalamees, K., Liiv, V. (2005). 400 Eesti seent. Eesti Loodusfoto, Tartu.

Kalamees, K., Vaasma, M. (1980). Eesti seenevarud, nende senine kasutamine ja perspektiivid. (Estonian reserves of fungi, their utilization and prospects.) Eesti Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat, 68: 15–31.

Kalle, R., Sõukand, R. (2012). Historical Ethnobotanical Review of Wild Edible Plants of Estonia (1770s–1960s), *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 11.

Kana, S. (2017). CONSUME mapping study for Estonia. Estonian Fund for Nature (ELF). Tartu, Estonia.

Karasov, O. (2020). Report.

Karasov, O., Heremans, S., Kõlvik, M., Domnich, A., Chervanyov, I. (2020). On how crowdsourced data and landscape organisation metrics can facilitate the mapping of cultural ecosystem services: an Estonian case study. *Land*, 9(5), 158. <https://doi.org/10.3390/land9050158>

Karofeld, E. (1994). Human Impact in Bogs, in J.-M. Punning (ed.). *The Influence of Natural and Anthropogenic Factors on the Development of Landscapes*, Publ. Inst. Ecology, 2, Tallinn, pp. 133–149.

Kikas, T., Bunce, R. G. H., Kull, A., Sepp, K. (2018). New high nature value map of Estonian agricultural land: Application of an expert system to integrate biodiversity, landscape and land use management indicators. *Ecological Indicators*, 94 (2), 87–98. [10.1016/j.ecolind.2017.02.008](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.008).

Klein, A. M., Brittain, C., Hendrix, S. D., Thorp, R., Williams, N., Kremen, C. (2012). Wild pollination services to California almond rely on semi-natural habitat. *Journal of Applied Ecology*, 49 (3), pp. 723–732.

Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 274 (1608), pp. 303–313.

Kmoch, A., Kanal, A., Astover, A., Kull, A., Virro, H., Helm, A., Pärtel, M., Ostonen, I., Uuemaa, E. (2021). ESSDD - EstSoil-EH v1.0: An eco-hydrological modelling parameters dataset derived from the Soil Map of Estonia, *Earth System Science Data*, 13, 83–97, 2021. <https://doi.org/10.5194/essd-13-83-2021>. <https://essd.copernicus.org/articles/13/83/2021/>

Kremen, C., Williams, N.M. and Thorp, R.W. (2002). Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(26), pp. 16812–16816.

Kremen, C., Merenlender, A. M. (2018). Landscapes that work for biodiversity and people. *Science*, 362 (6412), eaau6020.

Kull, A. (2016). Soode ökoloogilise funktsionaalsuse tagamiseks vajalike puhvertsoonide määratlemine pikaajaliste häiringute leviku piiramiseks või leevendamiseks, II etapp. Sihtfinantseerimislepingu 8286. SFL nr 3-2_15/835-14/2014 aruanne. https://docs.wixstatic.com/ugd/6b6658_446958f4118b44a2a68812820c31119b.pdf

Kull, A., Laas, A. (2003). Sustainable management of wind resources in coastal areas in Estonia. In: E. Beriatos, C.A. Brebbia, H. Coccossis, A.G. Kungolos (Ed.). *Sustainable Planning and Development* (69–78). Southampton, Boston: WIT Press.

Kühn, I., Brandl, R., Klotz, S. (2004). The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary ecology research*, 6(5), pp. 749–764.

Küllä, T. (1997). Keskealise männiku ja kuusiku maapealse ja maa-aluse osa struktuur. Teadusmagistritöö, Eesti Põllumajandusülikool.

Laas, A., Kull, A. (2003). Application of GIS for soil erosion and nutrient loss modelling in a small river catchment. In: Beriatos, E., Brebbia, C. A., Coccossis, H., Kungolos, A. G. (eds). *Sustainable Planning and Development* (525–534). Southampton, Boston: Wessex Institute of Technology Press.

Laas, E. (2011). Metsamajanduse alused. Õpik kõrgkoolidele. Tartu Ülikooli Kirjastus.

Laas, E., Uri, V., Valgepea, M. (2011). Metsamajanduse alused. Tartu Ülikooli Kirjastus. 863 lk.

Laasimer, L. (1965). Eesti NSV Taimkate. Valgus.

Lang, M., Kaha, M., Laarmann, D., Sims, A. (2018). Construction of tree species composition map of Estonia using multispectral satellite images, soil map and a random forest algorithm. Manuscript submitted to *Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused* 68, DOI: 10.2478/fsmu-2018-0001

Li, P., Kleijn, D., Badenhauer, I., Zaragoza-Trello, C., Gross, N., Raemakers, I., Scheper, J. (2020). The relative importance of green infrastructure as refuge habitat for pollinators increases with local land-use intensity. *Journal of Applied Ecology*, accepted 14. April 2020, doi: 10.1111/1365-2664.13658

Liblik, V., Pensa, M., Rätsep, A. (2003). Air Pollution Zones and Harmful Pollution Levels of Alkaline Dust for Plants. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 3: 193–203. <https://doi.org/10.1023/A:1026061330172>

Lindemann-Matthies, P., Junge, X., Matthies, D. (2010). The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation*, 143 (1), 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.003>

Lindström, M., Johansson, M., Herrmann, J., Johnsson, O. (2006). Attitudes towards the conservation of biological diversity—A case study in Kristianstad Municipality, Sweden. *Journal of Environmental Planning and Management*, 49 (4), 495–513.

Lutter, R., Kölli, R., Tullus, A., Tullus, H. (2019). Ecosystem carbon stocks of Estonian pre-mature and mature managed forests: effects of site conditions and overstorey tree species. *European Journal of Forest Research*, 138, 125–142. [10.1007/s10342-018-1158-4](https://doi.org/10.1007/s10342-018-1158-4)

Lutter, R., Tullus, A., Kanal, A., Tullus, T., Tullus, H. (2016). The impact of former land-use type to above- and below-ground C and N pools in short-rotation hybrid aspen (*Populus tremula* L. × *P. tremuloides* Michx.) plantations in hemiboreal conditions. *Forest Ecology and Management*, 378, 79–90.10.1016/j.foreco.2016.07.021

Lõhmus, A. (2016). Eesti rangelt kaitstavate metsade tüpoloogiline analüüs. https://www.envir.ee/sites/default/files/metsade_range_kaitse_2016_alohmus.pdf

Lõhmus, A., Kont, R., Runnel, K., Vaikre, M., Remm, L. (2020). Habitat Models of Focal Species Can Link Ecology and Decision-Making in Sustainable Forest Management. *Forests*, 11 (7), p. 721.

Lõhmus, A., Remm, L. (2017). Disentangling the effects of seminatural forestry on an ecosystem good: Bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in Estonia. *Forest Ecology and Management*, 404, 75–83.

Lõhmus, E. (1970). Eesti arumetsaraiestike klassifitseerimisest. *Metsanduslikud Uurimused*, 8, 190–249.

Lõhmus, E. (1984). Eesti metsakasvukohatüübid. Eesti NSV Agrotööstuskoondise Info-ja Juurutusvalitsus, Tallinn.

Lõhmus, K., Mander, Ü., Tullus, H., Keedus, K. (1996). Productivity, buffering capacity and resources of grey alder forests in Estonia. In: Perttu, K., Koppel, A. (eds). *Short rotation willow coppice for renewable energy and improved environment*, pp. 95–105.

Mander, Ü., Kull, A., Uuemaa, E., Mõisja, K., Külvik, M., Kikas, T., Raet, J., Tournebize, J., Sepp, K. (2018). Green and brown infrastructures support a landscape-level implementation of ecological engineering. *Ecological Engineering*, 120, 23–35.10.1016/j.ecoleng.2018.05.019

Mander, Ü., Uuemaa, E., Kull, A., Kanal, A., Maddison, M., Soosaar, K., Salm, J.-O., Lesta, M., Hansen, R., Kuller, R., Harding, A., Augustin, J. (2010). Assessment of methane and nitrous oxide fluxes in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 98, 172–181.

Manwell, J. F., McGowan, J. G., Rogers, Anthony L. (2009). *Wind energy explained : theory, design, and application*. 2nd edition, John Wiley & Sons Ltd. 689 pp.

Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Milsom, T. P., Sherwood, A. J., Rose, S. C., Town, S. J., Runham, S. R. (2004). Dynamics and management of plant communities in ditches bordering arable fenland in eastern England. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 103: 85–99.

Moilanen, A., Nieminen, M. (2002). Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology*, 83(4), pp. 1131–1145.

Moilanen, A., Franco, A.M., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B. and Thomas, C.D. (2005). Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1575), pp.1885–1891.

Morisette, J. T., Jarnevich, C. S., Holcombe, T. R., Talbert, C. B., Ignizio, D., Talbert, M. K., Silva, C., Koop, D., Swanson, A., & Young, N. E. (2013). VisTrails SAHM: visualization and workflow management for species habitat modeling. *Ecography*, 36(2), 129–135. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07815.x>

- Männi, R. (1980). Mustika ja pohla saagikusest. (The method of evaluation of yields of black and red bilberries and results of its experimental application.) Eesti Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat, 68: 50–63.
- Nestra-Junolaine, L. (2014). Otepää looduspargi matkaradade kasutamine ja küllastajate rahulolu uuring (Magistritöö Eesti Maaülikoolis).
- Nielsen, A. B., Olsen, S. B., Lundhede, T. (2007). An economic valuation of the recreational benefits associated with nature-based forest management practices. *Landscape and urban planning*, 80 (1–2), 63–71.
- Nohl, W. (2009). Grassland and Landscape Aesthetics – Aesthetic Relevance of Grassland and the Impact of Grassland Reduction on Landscape Scenery. *Naturschutz Und Landschaftsplanung*, vol. 41, no. 12, 2, pp. 357–364.
- Oja, T., Varblane, U., Palo, A., Veemaa, J. (2018). Ökosüsteemide teenuste kaardistamise ja hindamise tegevuskava. Tartu.
- Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120 (3), pp. 321–326.
- Orford, K. A., Murray, P. J., Vaughan, I. P., Memmott, J. (2016). Modest enhancements to conventional grassland diversity improve the provision of pollination services. *Journal of Applied Ecology*, 53 (3), pp. 906–915.
- Paal, J. (1997). Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon, 297 lk.
- Paal, J. (2006). Eesti Natura 2000. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat, 308 lk.
- Paal, J., Jürjendal, I., Suija, A., Kull, A. (2016). Impact of drainage on vegetation of transitional mires in Estonia. *Mires and Peat*, 18, 1–19. DOI: 10.19189/MaP.2015.OMB.183
- Paal, J., Köster, T., Rajandu, E. (2017). November. Typological diversity of the Estonian calcareous (alvar) forests. In *Annales Botanici Fennici* Vol. 54, No. 4–6, pp. 365–390
- Paal, J., Leibak, E. (koost.). (2013). Eesti soode seisund ja kaitstus, 158 lk.
- Paal, J., Vellak, K., Liira, J., Karofeld, E. (2010). Bog Recovery in Northeastern Estonia after the Reduction of Atmospheric Pollutant Input. *Restoration Ecology*, 18, 2: 387–400.
- Paal, T. (1999.) Metsamarjade ja seente varud ning kasutamine Eestis. – *Metsanduslikud uurimused XXXI*: 131–140.
- Пааль, Т. В., Пааль, Я. Л. (1989). Структура ценопопуляций брусники *Vaccinium vitis-idaea* L. Таллинн: Валгус, 212 с.
- Padari, A. (2017). Uuendatud sortimenteerimise mudeli koostamine (Keskkonnaagentuur töövõtuleping nr 4-1/17/32) lõpparuanne.
- Padari, A., Muiste, P., Mitt, R., Pärn, L. (2009). Estimation of estonian wood fuel resources. *Baltic Forestry* 15 (1): 77–85.
- Parastatidis, D., Mitrika, Z., Chrysoulakis, N., Abrams, M. (2017). Online global land surface temperature estimation from Landsat. *Remote sensing*, 9 (12), 1208.
- Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Hauck, J., Schindler, S., Dittrich, A., Zingg, S., Tschardtke, T., Oppermann, R., Sutcliffe, L.M.E., Sirami, C., Schmidt, J., Hoyer, C., Schleyer, C., Lakner, S. (2017). Adding Some Green

to the Greening: Improving the EU's Ecological Focus Areas for Biodiversity and Farmers. *Conservation Letters* 10, 517–530.

Pihlik, U. (1991). *Vaccinium vitis-idaea* in Estonia. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol.*, 40 (1), 15–30.

Pikk, J., Kask, R. (2014). Männipuidu ehitus ja omadused. *Mänd Eestis*. Koost. M. Kurm, Vali Press, lk. 154–188.

Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., Bieling, C. (2013). Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land use policy*, 33, 118–129.

Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Felicioli, A., Fischer, M., Jokinen, P., Kleijn, D., Klein, A. M., Kunin, W. E., Neumann, P., Penev, L. D. (2011). Developing European conservation and mitigation tools for pollination services: approaches of the STEP (Status and Trends of European Pollinators) project. *Journal of Apicultural Research*, 50 (2), pp. 152–164.

Prangel, E., Kasari-Toussaint, L., Hernández-Agramonte, I. M., Ingerpuu, N., Ivask, M., Karise, R., Kupper, T., Oja, E., Marja, R., Meriste, M., Neuenkamp, L., Noreika, N., Tiitsaar, A., Keerberg, L., Helm, A. (2021, in review). Afforestation and abandonment of semi-natural grasslands leads to biodiversity loss and severe decline in multiple ecosystem services.

Purtauf, T., Roschewitz, I., Dauber, J., Thies, C., Tschardt, T., Wolters, V. (2005). Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108, 165–174. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.005>

Pärandkoosluste Kaitse Ühing. (2010). Juhend Loodusdirektiivi I lisa poollooduslike elupaigatüüpide seisundi hindamiseks. Keskkonnaministeerium. https://www.envir.ee/sites/default/files/taiendustega_naturaabc_22_sept_2011_plk.pdf

Pärt, E. Ülevaade „Eesti metsavarud“. (2010). Uuring KIK finantseeritava metsanduse 2008. a programmi projekti „Eesti metsade seisundi ja puidukasutuse prognoos“ täitmiseks. Metsanduse arengukava aastani 2020 lähteuring. Metsakaitse- ja Metsauenduskeskus. https://www.envir.ee/sites/default/files/elfinder/article_files/eestimetsavarud2.pdf

Pärtel, M., Tullus, H., Helm, A., Randlane, T., et al. (2018). Nutikas elurikkuse kaitse Eesti loodus- ja majandusmetsades: ökoinformaatika lahendused Eesti lõunaosa näitel. Projekti lõpparuanne. Riigimetsa Majandamise Keskus.

Pywell, R. F., Heard, M. S., Woodcock, B. A., Hinsley, S., Ridding, L., Nowakowski, M., Bullock, J. M. (2015). Wildlifefriendly farming increases crop yield: evidence for ecological intensification. *Proc. R. Soc. B* 282: 20151740. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.1740>

Rands, S.A., Whitney, H.M. (2011). Field margins, foraging distances and their impacts on nesting pollinator success. *PLoS One*, 6(10), p.e25971.

Rasran, L., Vogt, K. (2018). Ditches as species-rich secondary habitats and refuge for meadow species in agricultural marsh grasslands. *Applied Vegetation Science*, 21, 1, 21–32. Doi: 10.1111/avsc.12337

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D. and Bennett, E.M. (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(11), pp. 5242–5247.

Remm, J. (2021, in press). Estonian forest in the point of view of a painter, *Forest. Northern representations/images*. Tartu Ülikooli kirjastus & Presses de l'Université du Québec.

- Remm, L., Rünkla, M., Kuresoo, L. (2020). Teejuht püsimetsandusse. Eestimaa Looduse Fond.
- Rouse, Jr, J., Haas, R. H., Schell, J. A., Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS.
- Runnel, A. (2018). Metsade maastikulise struktuuri ja järjepidevuse mõju elurikkusele. Bakalaureusetöö Tartu Ülikoolis.
- Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M.M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W.W., Winqvist, C. and Woltz, M. (2016). Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, pp. 198–204.
- Russak, V., Kallis, A. (2013). Eesti kiirguskliima teatmik. Tallinn.
- Ruus, E. (1975). Eesti NSV jõhvikasoode inventeerimine. – Reitalu, M. (koost.). Eesti NSV riiklike looduskaitsealade teaduslikud tööd II. Tallinn: Valgus, 120–137.
- Rydin, H., Jeglum, J. K. (2013). *The Biology of Peatlands*. Second edition, Oxford University Press, Oxford, 335 pp.
- Saarman, E., Veibri, U. (2006). Puiduteadus. Tartu: Eesti Metsaselts. Valli Press OÜ. 560 lk.
- Sang, A., Teder, T., Helm, A. and Pärtel, M. (2010). Indirect evidence for an extinction debt of grassland butterflies half century after habitat loss. *Biological Conservation*, 143(6), pp. 1405–1413.
- Schröter, M., Remme, R. P. (2016). Spatial prioritisation for conserving ecosystem services: comparing hotspots with heuristic optimisation. *Landscape Ecology*, 31 (2), 431–450.
- Schulp, C. J. E., Lautenbach, S., Verburg, P. H. (2014). Quantifying and mapping ecosystem services: Demand and supply of pollination in the European Union. *Ecological Indicators*, 36, 131–141. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.07.014>
- Sharp, R., Douglass, J., Wolny, S., Arkema, K., Bernhardt, J., Bierbower, W., Chaumont, N., Denu, D., Fisher, D., Glowinski, K., Griffin, R., Guannel, G., Guerry, A., Johnson, J., Hamel, P., Kennedy, C., Kim, C.K., Lacayo, M., Lonsdorf, E., Mandel, L., Rogers, L., Silver, J., Toft, J., Verutes, G., Vogl, A. L., Wood, S, and Wyatt, K. (2020). *INVEST 3.8.6 User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Silm, E. (1977). Kasemahla varumise kogemustest Tartu Metsamajandis: diplomitöö.
- Sipelgas, L., Arikas, A. (2019). Suurte üleujutusalaadega siseveekogude ja mererannikul korduva kõrgvee taseme poolt mõjutatud alade määramine. *Lõpparuanne*. Käsikirjaline materjal, KAUR. https://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/elfinder/article_files/aruanne.pdf
- Śleszyński, P. (2001). Perception of visual attractiveness on the Pińczów vicinity | [Percepcja atrakcyjności wizualnej krajobrazu okolic Pińczowa]. *Przegląd Geograficzny* 73 (3), pp. 371–386
- Soomers, H., Winkel, D. N., Du, Y., Wassen, M. J. (2010). The dispersal and deposition of hydrochorous plant seeds in drainage ditches. *Freshwater Biology* 55: 2032–2046.
- Steffan-Dewenter, I. and Westphal, C. (2008). The interplay of pollinator diversity, pollination services and landscape change. *Journal of Applied Ecology*, pp. 737–741.
- Strumse, E. (1996). Demographic differences in the visual preferences for agrarian landscapes in western Norway. *Journal of Environmental Psychology*, 16 (1), pp. 17–31.

Sutherland, W. J., Dicks, L. V., Ockendon, N., Petrovan, S. O., Smith, R. K. (2019). What Works in Conservation 2019. Open Book Publishers.

Zhang, C., Ma, Y. (eds). (2012). Ensemble machine learning: methods and applications. Springer Science & Business Media.

Zhao, Z.H., Hui, C., He, D.H. and Li, B.L. (2015). Effects of agricultural intensification on ability of natural enemies to control aphids. Scientific reports, 5, p. 8024.

Zulian, G., Maes, J., Paracchini, M. L. (2013). Linking land cover data and crop yields for mapping and assessment of pollination services in Europe. Land, 2 (3), pp. 472–492.

Zulian, G., Polce, C., Maes, J. (2014). ESTIMAP: a GIS-based model to map ecosystem services in the European union. Annali di Botanica, 4, pp. 1–7.

Tamm, Ü. (2000). Haab Eestis. Eesti Loodusfoto. 257 lk.

Tutić, D., Štanfel, M., Horvat, M. (2018). Multi-Criteria Land Evaluation of Suitability for the Sport of Foot Orienteering: A Case Study of Croatia and Slovenia. ISPRS International Journal of Geo-Information, 7 (6), 227.

Uri, V. (2018). KIK metsanduse programmi 2016. a projekt nr. 11660, Süsinikubilanss palumännikute vanuseraas, lõpparuanne.

Uri, V. (2020). KIK metsanduse programmi 2018. a projekt nr. 14511 Süsinikubilanss viljakate kuusikute vanuseraas, lõpparuanne.

Uri, V., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Ligi, K., Padari, A., Kanal, A., Lõhmus, K. (2014). The dynamics of biomass production, carbon and nitrogen accumulation in grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) chronosequence stands in Estonia. Forest Ecology and Management, 327, 106–117.10.1016/j.foreco.2014.04.040

Uri, V., Kukumägi, M., Aosaar, J., Varik, M., Becker, H., Morozov, G., Karoles, K. (2017). Ecosystems carbon budgets of differently aged downy birch stands growing on well-drained peatlands. Forest Ecology and Management, 399, 82–93.10.1016/j.foreco.2017.05.023

Uri, V., Lõhmus, K., Kiviste, A., Aosaar, J. (2009). The dynamics of biomass production in relation to foliar and root traits in a grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) plantation on abandoned agricultural land. Forestry, 82 (1): 61–74.

Uri, V., Lõhmus, K., Mander, Ü., Ostonen, I., Aosaar, J., Maddison, M., Helmisaari, H.-S., Augustin, J. (2011). Long-term effects on the nitrogen budget of a short-rotation grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench) forest on abandoned agricultural land. Ecological Engineering, 37 (6), 920–930. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2011.01.016

Uri, V., Lõhmus, K., Ostonen, I., Tullus, H., Lastik, R., Vildo, M. (2007). Biomass production, foliar and root characteristics and nutrient accumulation in young silver birch (*Betula pendula* Roth.) stand growing on abandoned agricultural land. European Journal of Forest Research, 126 (4), 495–506.10.1007/s10342-007-0171-9

Uri, V., Varik, M., Aosaar, J., Kanal, A., Kukumägi, M., Lõhmus, K. (2012). Biomass production and carbon sequestration in a fertile silver birch (*Betula pendula* Roth) forest chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 267, 117–126.

Vabariigi Valitsuse määruse „Laane- ja salumetsade kaitseks looduskaitsealade moodustamine ja kaitse-eeskiri” eelnõu seletuskiri. https://www.envir.ee/sites/default/files/seletuskiri_laane-ja_salumetsad.pdf

Vabariigi Valitsuse 8. juuli 2004. a määruse nr 242 „Kaitstavat loodusobjekti sisaldava kinnisasja riigi poolt omandamise ja ettepanekute menetlemise kord ning kriteeriumid, mille alusel loetakse ala kaitsekord kinnisasja sihtotstarbelist kasutamist oluliselt piiravaks, ning kinnisasja väärtuse määramise kord ja alused“ lisa 4 „Arvestuslik sortimenteerimine“. https://www.riigiteataja.ee/aktilisa/1220/2201/7017/vv_242m_lisa4.pdf

Vares, A. (1999). The most important nutrients (NPK) and biomass in the experimental culture of black alder. *Metsanduslikud uurimused*, 31, 90–97. ISSN 1406-9954.

Varik, M., Aosaar, J., Ostonen, I., Lõhmus, K., Uri, V. (2013). Carbon and nitrogen accumulation in belowground tree biomass in a chronosequence of silver birch stands. *Forest Ecology and Management*, 302, 62–70.

Varik, M., Kukumägi, M., Aosaar, J., Becker, H., Ostonen, I., Lõhmus, K., Uri, V. (2015). Carbon budgets in fertile silver birch (*Betula pendula* Roth) chronosequence stands. *Ecological Engineering*, 77, 284–296.

Veeroja, R., Männil, P. (koost.) (2019). Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2019. Tartu, Keskkonnaagentuur. https://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/elfinder/article_files/seirearuanne_2019.pdf

Vester, K. (2015). Mustika ja pohla saagikus Eesti erivanuselistes männikutes. Magistritöö. Eesti Maaülikool.

Westphal, C., Steffan-Dewenter, I. and Tscharrntke, T. (2006). Bumblebees experience landscapes at different spatial scales: possible implications for coexistence. *Oecologia*, 149(2), pp. 289–300.

Willemen, L., Crossman, N. D., Quatrini, S., Egoh, B., Kalaba, F. K., Mbilinyi, B., & de Groot, R. (2018). Identifying ecosystem service hotspots for targeting land degradation neutrality investments in south-eastern Africa. *Journal of arid environments*, 159, 75–86.

Willemen, L., Hein, L., van Mensvoort, M. E., Verburg, P. H. (2010). Space for people, plants, and livestock? Quantifying interactions among multiple landscape functions in a Dutch rural region. *Ecological Indicators*, 10 (1), 62–73.

Öckinger, E., Smith, H. G. (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of applied ecology*, 44 (1), pp. 50–59.

LISAD

Lisa 1. Pilootalade valimine

Pilootalade valik viidi läbi kaheastmeliselt. Esmasel laiendatud pilootalade valikul (kaheksa ala) lähtuti sellest, et kõik kaardistatavad ökosüsteemid oleks pilootaladel esindatud, igal pilootalal oleks lisaks majandamispiirangutega aladele (nt kaitsealad) ka tavapärase majandamisega piirkondi ja esineks erinevat tüüpi survetegureid (tabel P1). Pilootalade valikul eelistati piiridena haldusreformi eelseid või praeguseid omavalitsusüksuste piire, mis võimaldavad vajadusel paremini kasutada haldusüksuse kohta leiduvat statistilist infot. Teises etapis valiti kaks pilootala vastavalt töörühmadel alade kohta esineva täiendava info ning survetegurite järgi alade mitmekülgsuse alusel.

Tabel P1. Pilootalade valiku tabel. Tabeli ülemine osa kirjeldab potentsiaalse pilootala esinduslikkust kaardistatavate ökosüsteemide lõikes (– väheesinduslik, *** – väga esinduslik) ja alumine osa survetegurite esinemise intensiivsust.*

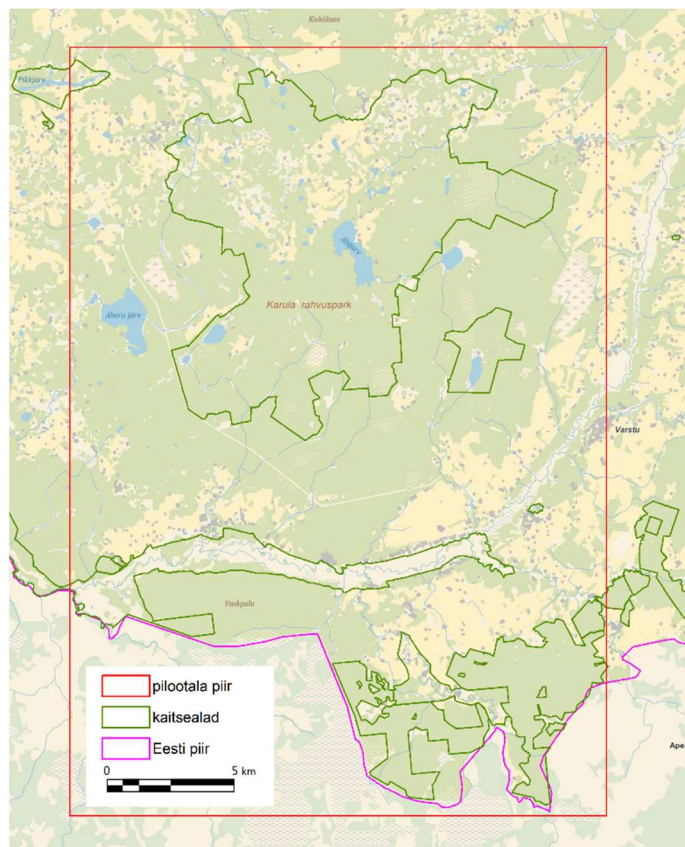
<i>Ala esinduslikkus</i>	Hiiu- maa	Karula	Tartu vald	Kastre vald	Paikuse ja Tahku- ranna	Kiili vald	Jõe- lähtme vald	Narva- Jõesuu (ja Alutaguse)
Mets	**	***	**	***	*	**	*	***
Niit	**	**	**	*	**	**	**	**
Soo	*	***	***	**	***	*	**	***
Põllumajandus- likud öko- süsteemid	**	**	***	*	*	**	**	**
<i>Survetegur</i>								
Asustus	*(**)	*	***	*	**	***	***	**
Infrastruktuur	*	*	**	*	***	***	***	***
Maavarade ammutamine	*	*	**	**	**	***	**	***
Metsaraie	**	**	**	**	**	*	*	***
Turbatootmine	*	*	**	**	*	*	*	**
Põllumajandus	**	**	***	**	**	**	**	**
Looduskaitse	**	***	**	**	*	*	**	***

Hiiumaad (joonis P1) iseloomustab suur metsasus, kuid metsade varieeruvus kasvukohatüüpide osas on piiratud. Samuti on tagasihoidlik soode esinduslikkus. Niidu- ja põllumajanduslike ökosüsteemide esindatus on Eestile iseloomulikumad, kuid maakonna madalaim mullaviljakus ei soosi kõigi levinud põllumajandustehnikate rakendamist ja seega võiksid mõned potentsiaalsed konfliktiallikad jääda tuvastamata. Survetegurid on Hiiumaal esindatud mõõdukalt, asustuse puhul enamasti nõrk surve, kuid rannikul ja looduskauimates kohtades tugev surve suvilate rajamise näol. Oluline on ka looduskaitseliste piirangute osakaal majandustegevuste planeerimisel. Võrreldes teiste potentsiaalsete pilootaladega on Hiiu- ja Alutaga eeliseks kunstlike piiride (administratiivpiiride) puudumine.



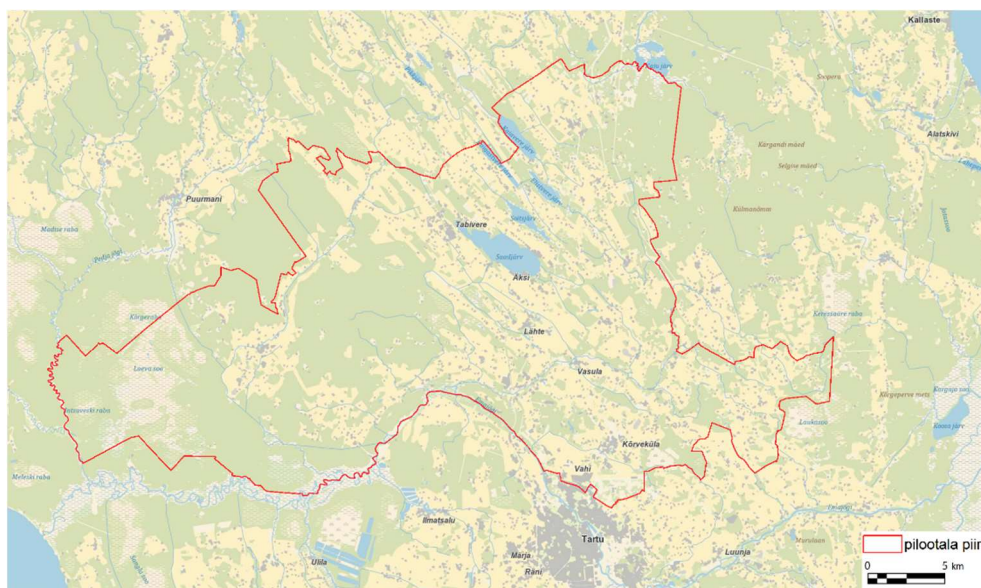
Joonis P1. Võimalik pilootala nr 1 – Hiiumaa.

Karula rahvusparki ja kõrgustiku ning Koiva-Mustjõe jõeoru piirkond (joonis P2) hõlmab kogu Karula rahvusparki territooriumi ning täiendavalt ulatusliku niitude ja lammissooga Koiva-Mustjõe oru. Pilootala piir on pakutud rahvuspargist suuremana, et pilootala ulatuses esineks ka tavapärasest kaitsealast tingitud piiranguteta metsa- ja põllumajanduslikku tegevust ning turbaalade kasutamist. Majanduslik surve on piirkonnas enamasti nõrk kuni mõõdukas, looduskaitsetelised piirangud tugevad.



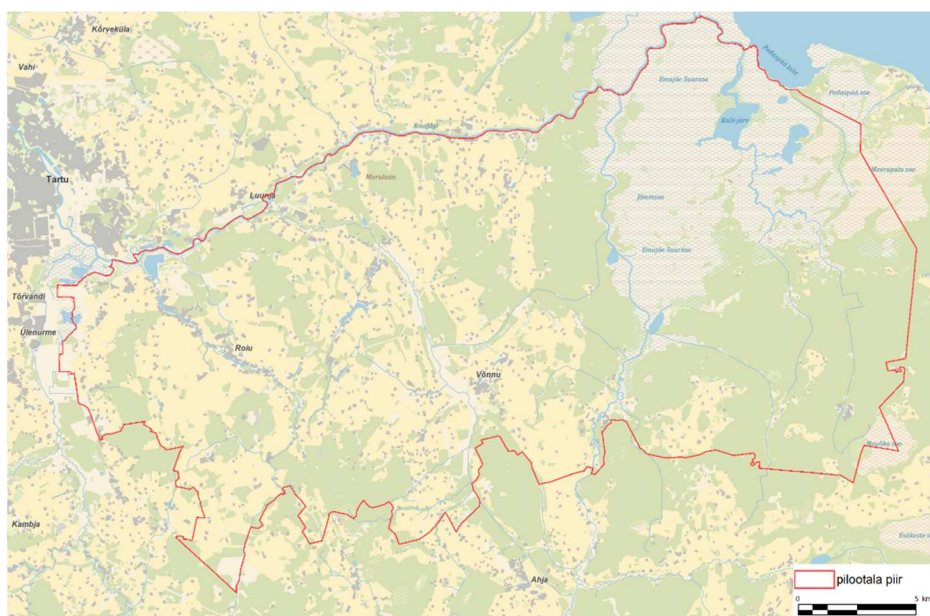
Joonis P2. Võimalik pilootala nr 2 – Karula kõrgustiku ja rahvusparki ümbrus ning Koiva-Mustjõe jõeorg.

Tartu vald piirneb Tartu linnaga, mis tingib tugeva kinnisvara ja infrastruktuuri arendamise surve, samas on ulatuslikud heas looduslikus seisundis metsamassiivid ning märgalad ja lamminiidud. Keskmisest viljakam muld tingib arvestatava põllumajandusliku surve. Pilootala on ühtlaselt esinduslik kõigi kaardistatavate ökosüsteemide lõikes.



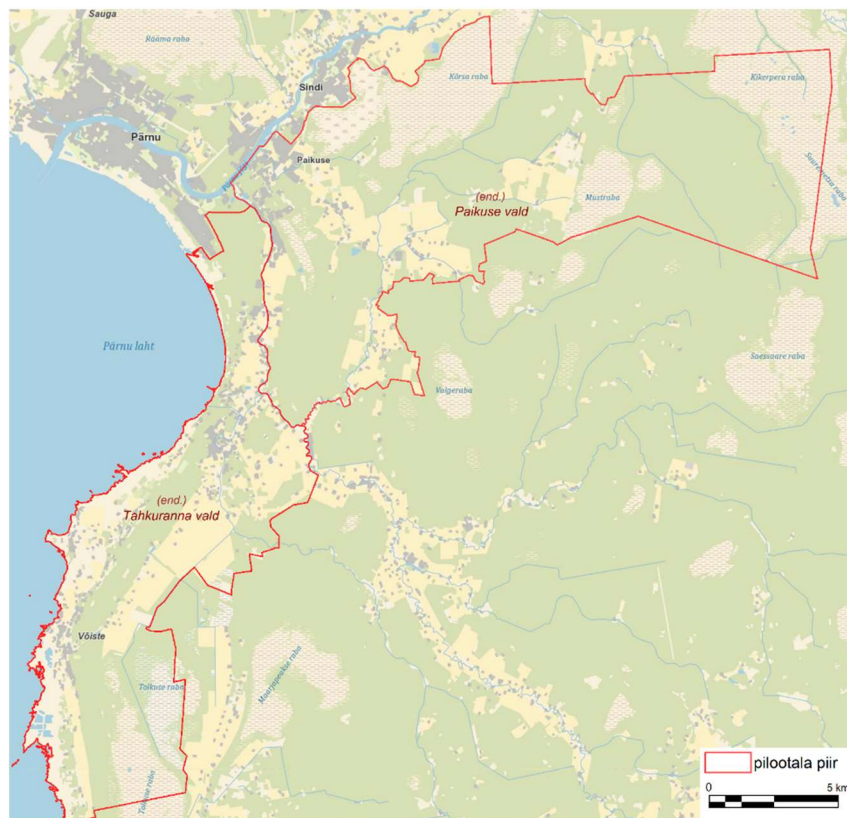
Joonis P3. Võimalik pilootala nr 3 – Tartu vald.

Kastre vald (joonis P4) jääb tugevast Tartu mõjutsoonist pisut eemale, kuid kuulub tagamaa hulka ja valdav osa surveteguritest on ühtlaselt mõõdukad. Metsa- ja sooökosüsteemid on hästi esindatud, niidu- ja põllumajanduslikud ökosüsteemid tagasihoidlikult esindatud. Ala hõlmab ja piirneb Järvselja metsanduslike uuringute katsealadega.



Joonis P4. Võimalik pilootala nr 4 – Kastre vald.

Endised Paikuse ja Tahkuranna vallad (joonis P5) on suure loodusliku varieeruvusega, hõlmates Luitemaad, rannaniite ning soolasid ja ulatuslikke metsamassiive. Põllumajanduslike ökosüsteemide mitmekesisus on piiratum, kuna mullastikust tulenevalt domineerivad ulatuslikud maaparandusest mõjutatud massiivid. Surveteguritest on olulised Pärnu läheduses ja rannikupiirkonnas asustus ning suured infrastruktuuriobjektid (Rail Baltic, Via Baltica, Sindi-Riia 330 kV kõrgepingeliin).



Joonis P5. Võimalik pilootala nr 5 – endised Paikuse ja Tahkuranna vallad.

Kiili ja Jõelähtme vallad (joonis P6) on Tallinna tagamaana tugeva asustuse ning infrastruktuurialase arendussurvega pilootala kandidaadid. Mõlemad piirkonnad on pikaajalise suhteliselt tiheda asustusega, domineerivad kultuurmaastikud. Metsade ja soode mitmekesisus ja looduslähedases seisundis alade osakaal on tagasihoidlik.



Joonis P6. Võimalik pilootala nr 6 – Kiili ja Jõelähtme vald.

Narva-Jõesuu linn ja osa Alutaguse vallast (endised Vaivara vald ja Narva-Jõesuu linn ning Illuka vald) (joonis P7) hõlmavad kõige ulatuslikumaid kaevandusalasid, suuri metsa- ja soomassiive ning esineb nii luhaniite kui ka paepealseid ja mitmekesist põllumajandusmaastikku. Eraldi väärtus pilootala kontekstis on rekultiveeritud kaevandusaladel, mis on ökosüsteemide kaardistamise seisukohast väljakutset esitav. Survetegurite osas on terav vastandumine looduskaitseliste ja majanduslike huvide osas, rekreatsiooni ja keskkonnasaaste ning tööstuse osas. Endisesse Illuka valda jääb ka osa Alutaguse rahvuspargist.



Joonis P7. Võimalik pilootala nr 7 – Narva-Jõesuu linn ja osa Alutaguse vallast.

Võimalikest pilootaladest valiti välja kolm. **Karula kõrgustiku ja rahvuspargi ning Koiva-Mustjõe jõeoru piirkond (lühendatult Karula pilootala)** iseloomustab tugeva looduskaitseliku huviga mõõduka maamajandusliku survega piirkonda. Sellele vastandub selgelt teine valitud pilootala – **Narva-Jõesuu linn**, mis on tugeva tööstusliku survega, kuid ulatuslike seni säilinud looduslike massiividega piirkond. Osad tulemused on interpreteeritud ka n-ö laiendatud Kirde-Eesti pilootalal (lisaks Narva-Jõesuu linnale võeti vaatluse alla ka osa Alutaguse vallast ehk endine Illuka vald). Kolmandana vaadati tulemusi detailsemalt **Tartu vallas**, kus on tugev arendus- ja ehitussurve.

Pilootalade kaardistusüksus lähtub algandmete mõõtkavast. Põhiandmestik tugineb ETAK, mullastikukaardi, PRIA andmestiku ning metsaregistri ja EELIS kasutataval 1:10 000 mõõtkaval. Rasterandmestiku puhul lähtutakse parimast võimalikust lahutusvõimest. Maa-ameti LiDAR-mõõdistusel põhineva taimkatte kõrgusmudeli puhul 5-meetrisest pikslist, Sentinel satelliitmissiooni andmestiku puhul 10-meetrisest pikslist ning Landsat satelliitide puhul sõltuvalt kasutatavast sensorist alates 30 m lahutusest. Originaalandmestikud uurimisaladelt on erineva lahutusega mikrotasandist maastikulise tasandini.

Lisa 2. ELME baaskaardi kihi vs 17 koodid

Ökosüsteem	Klass baaskaardi rasterkaardil, lühinimi (-selgitus)	Kood baaskaardi rasterkihil
NIIT	1630* – rannaniidud	1
	6280* – loopealsed	2
	6410 – sinihelmikaniidud	3
	6210* – lubjarikkad aruniidud (olulised käpaliste kasvukohad)	4
	6450 – lamminiidud	6
	7230 – soostunud niidud	7
	6530* – puisniidud	8
	6510 viljakad aruniidud	9
	6270* – lubjavaesed aruniidud	10
	6430 – servaniidud	11
	6210 – lubjarikkad aruniidud	12
	5130 – kadastikud	13
	4030 – nõmmeniidud	14
	8240* – paeplaadid niitudel	15
	2320 – kanarbikunõmmed	18
	9070 – puiskarjamaad	5
	Muu karjatamine metsas (PRIA puiskarjamaad)	43
	Muud soostunud avakooslused ja märgalad (turbakiht <30 cm)	45
	Muud looduslikud ja poollooduslikud rohumaad ning niidulised elupaigad	47
_SOO ²⁸	Lammisoo	19
	Madaloo	20
	Siirdesoo	21
	Raba	22
	jääksoo	23
	turbaväli	24
	laukad	25
METS	Muu (metsa)kooslus (andmed puudulikud)	26
	Muu (metsa)kooslus tugeva inimõjuga pinnasel	46
	väikepuistud	27
	Salumets	28
	Soovikumets	29
	Samblasoomets	30
	Rohusoomets	31
	Palumets	32
	Laanemets	33
	Loomets	34
	Kõdusoomets	35
	Rabastuv mets	36
Nõmmemets	37	
PÕLD	Kasutus teadmata	38
	Püsirohuma	39
	Põllukultuurid	40
	Püsikultuurid	41
	Väärtuslik püsirohuma	42
MUU	Tehisalad, teed ja rajad, servad	44
	Avatud alad karjäärdes ja prügimägedel	48

²⁸ Baaskaardi põhiversioonis (rasterkihil) eristatakse tabelis loetletud klassid, mis katab sooökosüsteemid ülepinnalise klassifikatsiooniga. Detailsemal tasemel on eristatud ka Loodusdirektiivi elupaigatüübid ning lisaks lage- ja puisrabad. Detailsemate tasemetel puhul on kaardil palju kohti, kus tüübi kohta andmed puuduvad. Tellijale on üle antud ka teiste tasemetel kaardid.