



KESKKONNAINVESTEERINGUTE
KESKUS



TEADUSE TIPPKESKUS
ECOLCHANGE
CENTRE OF EXCELLENCE



Euroopa Liit
Euroopa
Regionaalarengu Fond



Eesti
tuleviku heaks



Tartu Ülikool

Ökoloogia ja Maateaduste Instituut

Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamisjärgne seisund ja taastamistegevuste analüüs

Sihtfinantseerimislepingu 3-2_7/8555-5/2018 aruanne

Finantseeritud KIK looduskaitse programmist

Vastutav täitja: Aveliina Helm, Tartu Ülikool

Tartu, 2021



Sihtfinantseerimislepingu 3-2_7/8555-5/2018 „Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamisjärgne seisund ja taastamistegevuste analüüs” täitjaks oli Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituut.

Projekti kestvus: 01.01.2019-30.05.2021

Projekti täitjad

Aveliina Helm, TÜ ÖMI botaanika kaasprofessor, projekti vastutav täitja, aveliina.helm@ut.ee

Elisabeth Prangel, TÜ ÖMI doktorant, soontaimed, looduse hüved, elisabeth.prangel@ut.ee

Triin Reitalu, TÜ ÖMI taastamisökoloogia teadur, soontaimed, andmete analüüs, triin.reitalu@ut.ee

Liis Kasari, TÜ ÖMI spetsialist, soontaimed, keskkonnatingimused, andmehaldus, liis.kasari@ut.ee

Nele Ingerpuu, TÜ ÖMI botaanika kaasprofessor, sammaltaimed, nele.ingerpuu@ut.ee

Tiiu Kupper, TÜ ÖMI spetsialist, sammaltaimed, tiiu.kupper@ut.ee

Mari Ivask, Tallinna Tehnikaülikool, emeriitprofessor, hulkjalgsed, mari.ivask@taltech.ee

Inga Juriado, TÜ ÖMI lihhenoloogia kaasprofessor, samblike seire perioodil 2018-2020, inga.juriado@ut.ee

Ede Oja, TÜ ÖMI samblike seire perioodil 2014-2016, ede.oja@ut.ee

Liis Keerberg, Eesti Ornitoloogiaühing, spetsialist, linnud, liis.keerberg@gmail.com

Riho Marja, Eesti Ornitoloogiaühing, spetsialist, linnud, riho.marja@gmail.com

Mart Meriste, ämblikud, mart@nordicbotanical.eu

Reet Karise, EMÜ Põllumajandus- ja keskkonnainstituut, vanemteadur, kimalaste seire perioodil 2014-2016, reet.karise@emu.ee

Villu Soon, TÜ loodusmuuseum, zooloogia teadur, kimalaste seire perioodil 2018-2020, erakmesilased, villu.soon@ut.ee

Peeter Tarlap, TÜ loodusmuuseum, spetsialist, erakmesilased, ptarlap@gmail.com

Anu Tiitsaar, TÜ ÖMI entomoloogia teadur, päevaliblikad, anu.tiitsaar@ut.ee

Täname kõiki kes olid abiks nii taastamisjärgsete kui taastamiseelsete andmete kogumise, analüüsimise ja tööde planeerimise juures: Tsipe Aavik, Ignacio Matías Hernández-Agramonte Caballero, Thomas Galland, Giulia Guizzo, Anneli Holm, Bert Holm, Teele Jairus, Kaarin Koosa, Marianne Kaldra, Kelli Kärsna, Epp Maria Lillipuu, Marika Mänd, Aasa-Mai Meriste, Eke-Tõnis Meriste, Luule-Mari Meriste, Jaak-Albert Metsoja, Lena Neuenkamp, Norbertas Noreika, Linda Pall, Meelis Pärtel, Iris Reinula, Elari Seemer, Linda Suurmets, Marge Thetloff, Anna Tonevitskaja, Sabrina Träger, Martti Vasar, Mirjam Vösaste, Maarja Öpik, Martin Zobel.

Töö läbiviimist toetas lisaks Keskkonnainvesteeringute Keskusele (sihtfinantseerimisleping 3-2_7/8555-5/2018) ka Eesti Teadusagentuur (PRG874) ning Euroopa Regionaalarengu Fond (teaduse tippkeskus EcolChange).

Aruandele tuleks viidata järgnevalt:

Helm, A., Prangel, E., Ingerpuu, N., Ivask, M., Juriado, I., Karise, R., Kasari, L., Keerberg, L., Kupper, T., Marja, R., Meriste, M., Oja, E., Soon, V., Tarlap, P., Tiitsaar, A., Reitalu, T. 2021. Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamisjärgne seisund ja taastamistegevuste analüüs. Keskkonnainvesteeringute Keskuse looduskaitseprogrammi projekti "Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamisjärgne seisund ja taastamistegevuste analüüs (01.01.2019-30.05.2021)" lõpparuanne. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut.

Soovi korral eraldi peatükke välja tõstes tuleks viidata järgnevalt (näidis):

Marja, R., Keerberg, L. 2021. Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamisjärgne seisund ja taastamistegevuste analüüs. Linnud. Keskkonnainvesteeringute Keskuse looduskaitseprogrammi projekti "Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamisjärgne seisund ja taastamistegevuste analüüs (01.01.2019-30.05.2021)" lõpparuanne. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut.

Esilehe joonis: Mart Meriste.

Töö koos lisade ja taustainfoga on kättesaadav ka TÜ maastike elurikkuse töörühma kodulehel <http://landscape.ut.ee/loopealsete-taastamine>



SISUKORD

Kokkuvõte	5
Eesmärk	5
Metoodika	5
Tulemused	5
Peamised järelused.....	7
Soovitused seireks ja taastamiseks.....	7
Sissejuhatus	8
1. Uurimuse üldine metoodika	12
2. Soontaimed	17
Soontaimed: sissejuhatus	17
Soontaimed: metoodika	17
Soontaimed: tulemused	18
3. Sammaltaimed	27
Sammaltaimed: metoodika	27
Sammaltaimed: tulemused (taastamiseelne).....	28
Sammaltaimed: tulemused (taastamisjärgne).....	29
Sammaltaimed: kokkuvõte ja soovitused taastamiseks ja hooldamiseks	34
4. Samblikud.....	35
Samblikud: metoodika	35
Samblikud: tulemused	35
Maapinnasamblikud taastatud ja referentslooladel.....	35
Epifüütsed ja epiksüülsed samblikud kadakatel taastatud ja referentslooladel.....	39
Samblikud: kokkuvõte	41
Samblikud: soovitused taastamiseks ja taastamisjärgseks hoolduseks.....	42
5. Hulkjalgsed ja kakandid	42
Hulkjalgsed ja kakandid: sissejuhatus.....	42
Hulkjalgsed	43
Kakandid	44
Hulkjalgsed ja kakandid: metoodika	45
Hulkjalgsed ja kakandid: tulemused	45
Tuhatjalgsed: tulemused	45
Sadajalgsed: tulemused	46
Kakandid: tulemused	47
Hulkjalgsed ja kakandid: kokkuvõte.....	48
6. Astlalised kiletiivalised (Hymenoptera: Aculeata), taldrikpüünistega püük.....	50
Astlalised kiletiivalised: sissejuhatus	50



Astlalised kiletiivalised: meetodika	50
Astlalised kiletiivalised: tulemused	52
7. Kimalased ja päevaliblikad, transektvaatlus	56
Kimalased ja päevaliblikad: sissejuhatus	56
Kimalased: meetodika	57
Päevaliblikad: meetodika	57
Kimalased: tulemused	57
Päevaliblikad: tulemused	60
8. Maapinnaämblikud	63
Ämblikud: sissejuhatus	63
Ämblikud: meetodika	63
Ämblikud: tulemused	64
9. Mullaseened	67
Mullaseened: meetodika	67
Mullaseened: tulemused	67
10. Linnud	70
Linnud: kokkuvõte	70
Linnud: sissejuhatus	70
Linnud: meetodika	70
Uurimisalad	70
Linnustiku andmed	71
Andmeanalüüs	72
Linnud: tulemused	72
Üldlinnustiku tunnuste analüüsi tulemused	73
Liiasusanalüüsi tulemused	77
Linnud: arutelu	79
11. Taastamise mõju looduse hüvedele	81
12. Maastiku ja keskkonnatingimuste mõju taastumisele	82
13. Soovitusi seireks. Eri liigirühmade sobivus taastamise indikaatorliikideks	84
14. Juhend maastikuskaalas taastamiseks	87
Kasutatud kirjandus	89



KOKKUVÕTE

EESMÄRK

- Projekti eesmärgiks oli kirjeldada ja **välja selgitada loopealsete suuremahuliste taastamistööde mõju elurikkusele** ning kirjeldada kuivade niitude seni vähetuntud elustikurühmade koosseisu ja liigirikkust.
- Kogutav informatsioon on **vajalik taastamistegevuse tulemuslikkuse hindamiseks, poollooduslike koosluste kaitse ning edasiste taastamistööde korraldamiseks ning loodusteaduslike teadmiste parandamiseks** suuremahuliste taastamistööde mõjust loodusele.

METOODIKA

- Uurimisalad paiknesid projekti Elu alvaritele (Life to Alvars; LIFE13 NAT/EE/000082) raames taastavatel aladel ning võrdlusalad mittetaastatavatel referentsaladel. Projekti Elu alvaritele raames taastati aastatel 2015-2019 Saaremaal, Hiiumaal, Muhus ja Pärnumaal 2500 hektarit loopealseid.
- Aastatel 2015-2016 viidi läbi rakendusuringu esimene etapp, mille käigus kirjeldati loopealsete elurikkuse ja keskkonnatingimuste taastamiseelne seisund. Käesoleva projektiga kirjeldati samadel aladel taastamisjärgne seisund aastatel 2019-2020.
- 35 loopealsele paigutati taastamiseelselt 140 püsivaatlusala, mis katsid igal uurimisalal avatud piirkonna, kadakatega kinni kasvanud piirkonna ning metsastunud piirkonna. Lisaks paigutati püsivaatlusalad mittetaastatavatele looladele. Valitud meetodika võimaldab eristada taastamise mõju muudest teguritest.
- Vaadeldavateks liigirühmadeks olid **soontaimed, sammaltaimed, samblikud, mullaseened, päevaliblikad, erakmesilased, kimalased, linnud ja epigeilised ämblikud**. Lisaks laiendati uurimust **hulkjalgsetele** (tuhatjalgsed ja sadajalgsed) ning erakmesilastele lisaks hinnati kõigi **astlaliste kiletiivaliste** (välja arvatud sipelgad) seisundit.
- Uuringu viisid läbi Eesti vastavate elustikurühmade spetsialistid.

TULEMUSED

- **Sootaimede** liigilise koosseisu ja liigirikkuse muutus taastamise tulemusena oli kiire. Juba paari aasta jooksul pärast taastamist oli liigirikkus varasemalt kinni kasvanud aladel taastamisjärgselt oluliselt kõrgem võrreldes taastamiseelse ajaga. Kiiresti suurenes ka loopealsetele iseloomulike soontaimeliikide osakaal koosluses.
- Taastamise tulemusena muutus koosluse soontaimede liigiline koosseis: varasemalt kadakatega kaetud ja metsastunud alade liigiline koosseis "nihkus" sarnasemaks avatud alade taimestikule. Tulemused viitavad **tugevale säilinud seemnepanga mõjule ning tõhusale levile vahetus läheduses olevatel säilinud looladel**.
- Taimekoosluste **taastumine oli seda kiirem, mida rohkem oli enne taastamist 500-meetri raadiuses säilinud niidukooslusi**.
- Taimekoosluste ja kimalasekoosluste **taastumine oli seda kiirem, mida paremas seisus oli kooslus** enne taastumist: kadastikuga kaetud aladel on taastumine toimunud kiiremini kui enne taastamist metsaga kaetud aladel.
- Taastamine mõjus soodsalt mitmetele **kaitsealustele soontaimeliikidele**, sh eriti käpalistele.
- **Sammaltaimede** liigirikkus ja tähelepanuväärsete liikide arv on kõrgeim avatud aladel, kuid taastamise tulemusena veel olulisi muutusi varasemalt kadakatega kaetud ning metsastunud aladel märgata ei olnud. Liigirikkus võiks eeldatavalt suureneeda kõige rohkem taastatud metsaaladel, kuid taastamisest on liiga vähe aega möödunud, et statistiliselt olulist muutust registreerida.
- Aladel tuvastatud **sammaltaimede** kaitstavatele liikidele taastamine vähemalt vaadeldud ajaskaalas negatiivselt mõjunud ei olnud. Loodusdirektiivi liiki jäik keerdsammal leiti enne taastamist 5 alalt, pärast



- taastamist 8 alalt. Ka punase nimestiku liikidele olid taastamistegevused vaadeldaval perioodil mõjunud kas pigem positiivselt või neutraalselt.
- **Sammaltaimedest** leiti taastamisjärgselt **Eestile uus liik - *Entosthodon muhlenbergii*** Lõu ja Eeriksaare loopealselt.
 - **Samblike** liigirikkus ja loopealsetele iseloomulike liikide liikide arvukus on kõrgeim avatud loopealsetel (võrreldes kadastunud ja metsastunud aladega), kuid olulist taastamistegevuste mõju endistes kadastikes ja metsaaladel seire käigus ei tuvastatud. Vaadeldav periood on olnud liiga lühike, et hinnata pikemaajalist taastamise mõju loolade samblikekooslustele: samblikud on aeglaselt kasvavad organismid ja muutused liigirikuses või -koosseisus on oodatavad pigem kümne või paarikümne aasta jooksul.
 - Samblike uurimisel maapinnalt ja kadakatelt leiti taastamiseelselt **Eestile 2 uut liiki, 3 kaitsealust ja 22 punase nimestiku** liiki ning mitmeid **haruldasi samblikke**. Kõige liigirikkamad ja omapärasemad samblikukooslused maapinnal on õhukesemullalistel loolniitudel (plaatlood) ja avatud loolade vanadel poolkuivanud kadakatel.
 - **Samblikest** registreeriti 2016. a. seire käigus Muhus Paenase avatud alal kadakatel Eesti jaoks uus liik *Protoparmelia oleagina*. 2019 a. seire käigus leiti seda liiki Paenase kadastiku seirealalt (PAE_B), lisaks veel Hiiumaalt Vohilaiu seirealalt (VOH_C). Seega on seda liiki teada praegu kahest leiukohast Eestis.
 - **Ämblike ja hulkjalgsete** liigirikkus ja arvukus oli taastamisjärgselt võrreldes taastamiseelse ajaga massiivselt langenud. Kuna liigirikkus ja arvukus langes ka taastamata avatud referentsaladel, oli peamiseks mõjuteguriks ilmselt 2018. aasta suur põud, mis muutis avatud loopealsete ja värskest taastatud alade tingimused vähese liikumisvõime ja varjevõimalusega mulla makrofaunale väga ebasoodsaks.
 - **Ämblike** puhul oli juveniilide hulk kooslusest kõrge, näidates potentsiaalselt koosluse taastumist 2018. aasta põuast. Samuti oli ämblike liigiline koosseis taastamisjärgselt varasematel kadakatega kaetud aladel ja metsastunud aladel muutunud avatud aladele sarnasemaks, näidates koosluse kiiret taastumist.
 - Ämblike seast leiti taastamiseelselt **Eestile 6 uut liiki**, hulkjalgsete seast leiti taastamiseelselt **Eestile 6 uut liiki**.
 - Avatud aladel on astlaliste **kiletiivaliste (sh kimalaste)** arvukus ja liigirikkus kõige suurem. Endistel kinnikasvanud taastatud aladel oli astlalisi kiletiivalisi oluliselt rohkem kui taastamata referentsaladel.
 - Kinnikasvanud alade taastamise järgselt **tõusis kimalaste liigirikkus ja arvukus hüppeliselt**. Taastamata referentsaladel oli kimalaste arvukus oluliselt langenud, viidates jätkuva kinnikasvamise negatiivsele mõjule kimalastele.
 - **Linnustiku seisukohalt on taastamistöodel olnud positiivne mõju**. Linnustiku koosseis muutus inventuuri vältel oluliselt. Enamik uuritud tunnuseid olid kordusinventuuril kõrgemate väärtusega kui enne taastamist fikseeritud seisund. Taastamistöode positiivne mõju avaldus rohkem kaitsealuste linnuliikide puhul, tõusis kaitstavate liikide osakaal koosluses ja **oluliselt tõusis kaitstavate liikide arv ja arvukus**. Tähelepanuväärne oli nõmmelõokese (III kaitsekategooria) arvukuse väga suur tõus.
 - Soontaimede liigirikkus oli taastamiseelselt oluliselt positiivselt korreleerunud ka sammalde, kimalaste, päevaliblikate, maapinnaämblike ning osade seenerühmade (saprotroofid) liigirikusega.
 - Nii kimalaste kui ka liblikate liigirikused olid positiivselt seotud ning mõlemal rühma liigirikkusel oli ka oluline positiivne seos soontaimede, sammaltaimede, samblike, ämblike ja krohmseente liigirikusega.
 - Taastamisjärgselt suurem osa seoseid kadusid, eriti just liblikatel ja kimalastel, viidates erineva kiirusega taastumisele eri liigirühmade vahel ning keskkonnatingimuste ühtlustumisele - ilmselt **liblikad ja kimalased on koos taimedega ühed kiiremad taastujad, samas kui ämblikud, samblikud, sammaltaimed ja mullaseened on aeglasemad**.
 - Kogutud elurikkuse andmed on kantud PlutoF andmebaasi (projekt "Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele: taastamiseelne ja taastamisjärgne seisund. KIK projekt." <https://plutof.ut.ee/#/study/view/86602>) ning kaitsealused liigid kanti Keskkonnaregistrisse.



PEAMISED JÄRELDUSED

- Loopealsete taastamine oli elurikkuse seisukohast väga edukas: juba mõned aastad pärast taastamist oli suurema osa vaadeldavate liigirühmade liigirikkus tõusnud ning liigiline koosseis muutunud oluliselt sarnasemaks avatud ja heas seisus loopealsetele.
- Uuringu tulemuste alusel on üllatav, kui kiiresti toimusid muutused taimekooslustes (ning nendega seotult ka liblika- ja kimalasekooslustes) ja linnustikus avatud niitudele iseloomuliku liigilise koosseisu poole. Tulemused **viitavad tugevale seemnepanga ja sobivate elupaigatingimuste (sh sidusa maastiku) mõjule** - taastamisalade valik oli väga edukas, mis pani aluse ka tulemuslikule taastumisele.
- Lindude ja liblika-kimalasekoosluste taastumine viitab taastamisel loodud keskkonningimuste sobivusele kui ka sobiva taimekoosluse kiirele tekkele.
- **Masinatega taastamine oli tulemuslik** mitte ainult kuluefektiivsuse poolest vaid ka seetõttu, et tekkinud pinnasehäiring (kändude purustamine, freesimine, põõsaste eemaldamine) eemaldas ja lõhkus kadastike ja metsastunud alade alla tekkinud tüsedat lagunemata ja poollagunenud (peamiselt okastest koosnev) kõdukihti ning võimaldas luua tingimused soontaimede seemnepangas olevate liikide idanemiseks. Häiringu tulemusena ning seemnepanga olemasolu tõttu taastus taimkate väga kiiresti ning esimesena laienesid just pikaajalise seemnepangaga liigid.
- Taastamisjärgne analüüs hõlmas perioodi 1-4 aastat pärast taastamist. See on liiga lühike aeg, et näha koosluse täielikku taastumist ning stabiliseerumist, mis võtab hinnanguliselt aega vähemalt mõni dekaad.
- Taastumise pikaajaliste mõjude hindamiseks peaks läbi viima kordusinventuuri 5 aasta möödudes (aastatel 2025-2026). See võimaldab vaadata koosluse stabiliseerumist ning hinnata täpsemalt ka selliste liigirühmade taastumist, kelle reageerimine on väga aeglane - sammaltaimed, samblikud.

SOOVITUSED SEIREKS JA TAASTAMISEKS

- Headeks ja kiireteks taastumise indikaatorrühmadeks võib pidada soontaimi, liblikaid, kimalasi, linde ja ämblikke, keda iseloomustavad spetsiifilised elupaiganõudlused ja kiire reageerimine toimunud muutustele.
- **Taastamisjärgsesse seiresse** võiksid kõigi niidukoosluste puhul olla kaasatud soontaimed, kimalased ja linnud, kui suure looduskaitseliku huviga ning taastamistegevustele edukuse korral kiiresti reageerivad liigid.
- Taastumisel peaks arvestama sarnasust tüüpiliste aladega, ehk seiresse peavad olema kaasatud ka heas seisus alad, mis oleksid võrreldavaks materjaliks.
- Iga-aastased varieeruvused ning ekstreemsed ilmaolud võivad tulemusi mõjutada. Antud töös mõjutas 2018. aasta suvel esinenud suur põud oluliselt 2019. aastal seiratud mulla makrofauna liigirikkust ja arvukust. **Seiresse on vajalik kaasata ka referentsalad**, kus taastamistegevusi ei toimu, sh heas seisus referentsalad, mis võimaldavad näha muudest teguritest kui taastamine tekitatud varieeruvust.
- Niitude riiklikku seiresse tasuks hõlmata ka maastikulised komponendid (niitude ja tugialade pindala ümbruskonnas, sidusus), kuna tegu on elurikkuse seisukohalt olulise näitajatega.

SISSEJUHATUS

Loopealsed (sünonüümina ka lood, looniidud, loopealsed karjamaad, paepealsed, kadakased karjamaad) on Eesti lääne- ja põhjaosas levinud õhukese mullakihi ja lubjalembese taimestikuga liigirohked ja kõrge loodusväärtusega pärandniidud. Loopealsed, mida rahvasuus nimetatakse ka loodudeks, paepealseteks, paasipealseteks või lihtsalt kadakasteks karjamaadeks, on eluskooslused. Rootsi keelest on meile üle tulnud ka sõna “alvar”, mis tähendab puudeta, õhukese mullakihi või täiesti pinnakatteta lubjakivisubstraati (Laasimer 1973). Loodusid on väga vähe, Euroopas leidub neid vaid Rootsis ja Eestis, vähesel määral ka Venemaal piirkonnas, kus avaneb maapinnale Balti klindi Ingeri alalõik (Helm ja Pärtel 2002). Loopealsete taimekoosluste levik Eestis piirduv Ordoviitsiumi või Siluri paekivi avamusaladega ning loopealsete mullakihi paksus on üldjuhul vähem kui 20 cm, paepragudes ja –lohkudes laiguti ka rohkem (Pärtel et al. 1999). Antud töös käsitleme loopealseid nn. laias tähenduses, see tähendab, et lähtekivimiks võib olla nii vähemurenenud paas, lubjarikas rähkmoreen kui klibu ja veeris (Paal 1997, Zobel 1984).

Heas seisukorras loopealsete taimestik on madalakasvuline, väheproduktiivne ja mitmekesine, koosnedes peamiselt lubjalembestest ja stressitaluvatest taimeliikidest (Helm 2020) (joonis 1.1). Enamasti kasvavad loosaladel üksi või rühmiti kadakad (*Juniperus communis*). Lisaks kadakale moodustavad põõsarinde ka harilik paakspuu (*Frangula alnus*, eriti Muhus ja mandri-Eestis), kuslapuu (*Lonicera xylosteum*), türnpuu (*Rhamnus cathartica*), kohati ka lodjapuu (*Viburnum opulus*), harilik kukerpuu (*Berberis vulgaris*) ja harilik tuhkpuu (*Cotoneaster scandinavicus*) jt. Niisketes kohtades võib põõsarinde moodustada ka põõsasmaran, mis on väga sage Ölandi loosaladel, kuid Eestis esineb vaid Keila kandi loopealsetel. Puurinne enamasti karjatatavatel loosaladel kas puudub või koosneb üksikutest isenditest või puudetukkadest. Levinuimateks puudeks on harilik mänd (*Pinus sylvestris*), pooppuu (*Sorbus intermedia*), harilik pihlakas (*Sorbus aucuparia*), Hiiumaal Sarve kandis ka arukask (*Betula pendula*), siin-seal ka harilik vaher (*Acer platanoides*), harilik tamm (*Quercus robur*) jt.

Varasematest uuringutest pärinevad põhjalikumad teadmised loopealsete soontaimede (Pärtel et al. 2007), sammaltaimede (Kupper 2007), samblike (Kolnes 2006), päevaliblikate (Sang et al. 2010, Tiitsaar ja Talgre 2015) ning kimalaste (Sõber et al. 2015) kohta. Mitmete oluliste elustikurühmade kohta – linnud, seened, mesilased, ämblikud, jooksiklased jt - on meil aga senini teadmisi olnud vähe või üldse mitte.



Joonis 1.1. Avatud heas seisus loopealsel on madal ja mitmekesine taimestik ning grupiti kasvavad kadakad ja muud põõsad. Lõu loopealne Sörve säärel.



Mittekarjatavatel tüsedamamullalistel loopealsetel hakkavad kadakad domineerima ning levima ka männid, eriti kui seemnete allikateks olevad männikud või ka üksikud puud on lähedal (ca kuni 100 meetri kaugusel) (joonis 1.2).



Joonis 1.2. Kadakate, lehtpuuvõsa ja noorte mändidega kinni kasvanud loopealne. Lõetsa loopealne Muhus enne taastmist 2013. aastal.

Alates 1930ndatest aastatest ja läbi nõukogude aja on loopealsete karjatamine oluliselt vähenenud, mis on kaasa toonud nende kinnikasvamise põõsaste (põhiliselt kadaka), puude (enamasti männi) ning suurekasvuliste karjatamistundlike rohttaimedega. Viiekümnendatel kuni seitsmekümnendatel aastatel viidi loopealsetel rohkem kui 20 000 hektaril läbi mastaapsed metsastamistööd. Tüsedama mullakihiga loopealsetel metsastamine ka õnnestus, mistõttu on täna suur osa loopealsetest kaetud umbes 40-50 aastaste monokultuursete ja sageli väga tihedate männiistandustega. Ebaõnnestunud metsastamise järgi on näha paljudel lootaladel (joonis 1.3, 1.4) ning ka antud töö tulemused näitavad, et liigirikaste avakoosluste metsastamine on elurikkusele ja looduse hüvedele väga kahjulik tegevus. Loopealsetel aga on tegu ka majanduslikult väga viljatu ettevõtmisega, kuna tekkinud metsad ei ole kõrge väärtusega.

1960-1970ndad, Lõu loopealne, Sõrve säär

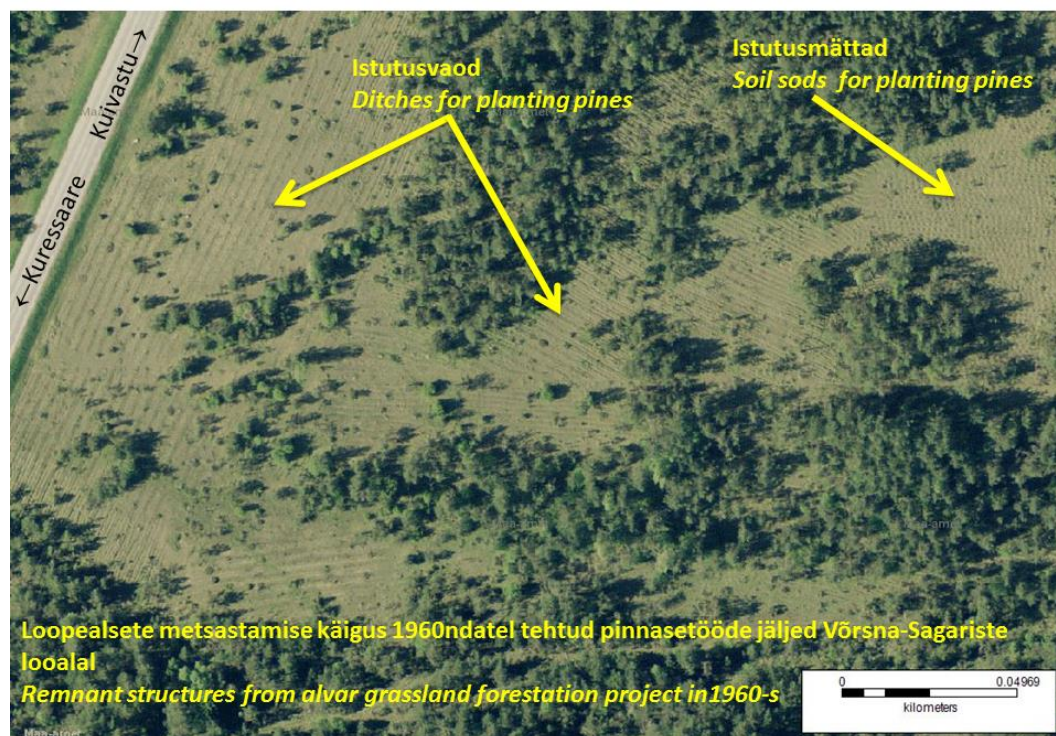


ca 2010 Lõu loopealne, Sõrve säär



Joonis 1.3. Metsastamiseks rajatud ruutpesitsi istutuspaigad Lõu loopealsel Sõrve säärel 1960ndatel ning tänapäeval. Fotod: Kaar, E. 1961 Looalad ja nende kasutamine; Aveliina Helm.

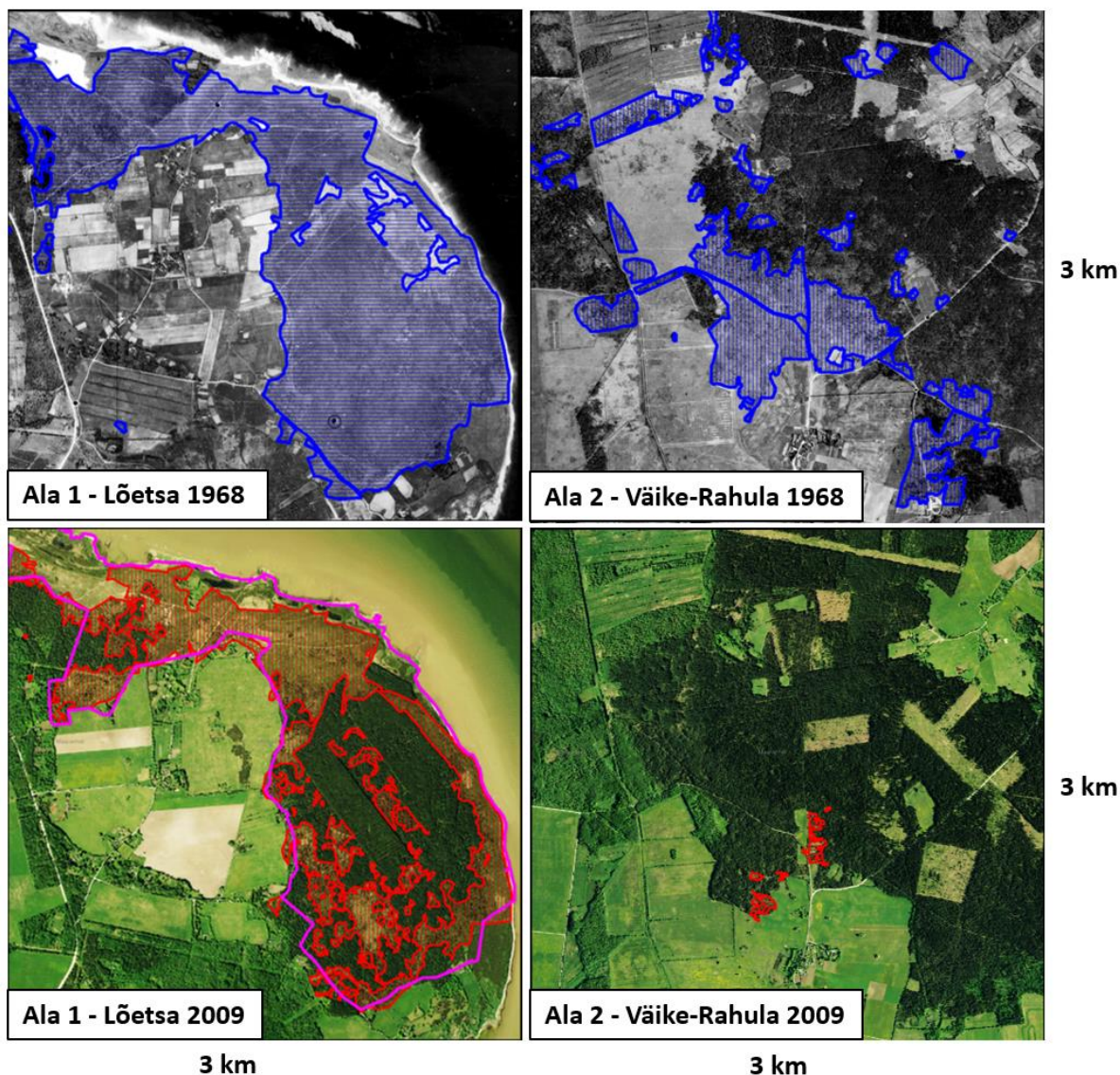




Joonis 1.4. Loopealsete metsastamise käigus läbi viidud pinnasetööd Võrsna looपाल on nähtavad tänagi.

1930-ndatel aastatel oli loopealseid Eestis üle 43 000-50 000 hektarit, moodustades Eesti niitude taimkattest ca 4% (Laasimer 1965). Oma elustiku rikkuse ning globaalse harulduse tõttu on loopealsed prioriteetseks elupaigatüübiks NATURA 2000 raames (Loodusdirektiivi I lisa elupaigatüüp *6280 Põhjamaised lood ja eelkambriumi karbonaatsed silekaljud). Esmatähtsad on ka laiguti loopealsetel leiduvad plaatjad paepinnad (Loodusdirektiivi I lisa elupaigatüüp *8240 Paljanduvad paeplaadid (paesillutised). Eestis on oluline osa (28%) kogu maailma loopealsetest.

2014.-2019. aastatel viidi Saaremaal, Hiiumaal, Muhus, Läänemaal ja Pärnumaal läbi mahukas loopealsete taastamise projekt Elu alvaritele (Life to Alvars; LIFE13 NAT/EE/000082), mille raames taastati 2500 hektarit loopealseid (vt lähemalt Pärandoosluste Kaitse Ühing 2019 ning <https://life.envir.ee/aruanded-reports>). Projekti finantseerisid Keskkonnainvesteeringute Keskus ja Euroopa Komisjon läbi LIFE+ programmi. Sellises mahus tehtavad taastamistööd olid Eesti poollooduslikel kooslustel enneolematud. Suuremahulised taastamistööd on ette võetud Eesti loopealseid iseloomustava elurikkuse hoidmiseks ja elupaiga pindala vähenemisest tingitud väljasuremiste vältimiseks. Taastamisprojekti olulisel kohal taastatavate alade valik. Kuna eesmärgiks oli loopealsete kadumise peatamine ja loopealsetel esineva väljasuremisvõla maksmise pidurdamine (vt Helm et al. 2011), siis esmajärjekorras valiti taastatavate alade hulka need kinnikasvanud loopealsed, mis a) asusid suurte ajalooliste looalade piirkonnas ning b) olid vahetus läheduses veel avatuna säilinud loopealsetele (enamasti küll hooldamata). Loe lähemalt taastamisalade valikust LIFE projekti elurikkuse seire kokkuvõttest (Helm 2019). Joonisel 1.5 on toodud kaks piirkonda, Lõetsa ja Väike-Rahula loopealsed, millest esimesel viidi läbi LIFE to alvars projekti raames taastamistööd, kuna eesmärgiks oli tuumikalade päästmine, kuid teisel alal olid järelejäänud loopealsed juba nii väikesed ja isoleeritud, et nende taastamisega otsustati tegeleda teises järjekorras. Siiski peab rõhutama, et ka väikesed säilinud/taastatud elupaigalaigud on maastikus ülisuure tähtsusega, säilitades elurikkust ja pakkudes olulisi looduse hüvesid piirkondades, kus muidu oleks olukord palju kehvem (vt ka Helm ja Toussaint 2020).



Joonis 1.5. LIFE to alvars taastamisprojekti valiti ennekõike piirkonnad, kus olid a) ajalooliselt suured loolad ning b) säilinud veel erinevas seisundis loolalad. Sinisega on tähistatud ajalooline loopealsete levik kahes piirkonnas - Lõetsal (Muhu) ja Väike-Rahulas (Saaremaa), punasega on tähistatud enne taastamist alles olnud keivas või laiguti ka paremas seisundis olevad loolad. Lõetsa piirkonna loolad valiti antud projekti käigus taastamise.

Aastatel 2015-2017 viidi läbi taastamise mõju tuvastava rakendusuringu esimene etapp, mille raames jäädvustati Eesti loopealsete elurikkuse taastamiseelne seisund ning maastikustruktuur (Keskkonnainvesteeringute Keskuse sihtfinantseerimisleping nr8286 3-2_7/2688-4/2015 „Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamiseelse seisundi jäädvustamine“, Helm et al. 2017, [aruanne on kättesaadav siit](#)).

Käesolev projekti oli uuringu teiseks etapiks, kus koostöös Eesti juhtivate elustikuekspertidega kirjeldati loopealsetel seni vähetuntud elustikurühmade elurikkust ning jälgiti taastamistööde mõju elustiku taastumisele. Käesolev raport võtab kokku projekti teise etapi tulemused ning koondab informatsiooni nii taastamiseelse kui ka taastamisjärgse elurikkuse seisundi kohta ning analüüsib taastamistööde mõju elustikule. Projekti hõlmatud aladel viidi taastamistööd läbi aastatel 2015-2018, elustiku analüüsid viidi läbi aastatel 2019-2020 ehk olenevalt alast 1-4 aastat pärast taastamist.



Töö eesmärgid:

- 1) jäädvustada oluliste kuid väheuuritud elustikurühmade ning keskkonnatingimuste taastamisjärgne seisund loopealsetel ning võrrelda seda taastamiseelse olukorraga;
- 2) anda ülevaade taastamistegevuste ja muutunud maastikstruktuuri mõjust väheuuritud elustikurühmadele ja loopealsete poolt pakutavatele ökosüsteemiteenustele;
- 3) koostada juhend maastikuskaalas taastamistegevuste läbiviimiseks erinevate elustikurühmade seisundit ja reageerimist arvesse võttes;
- 4) tuua välja soovitused edasiseks seireks taastamisaladel sh kaaluda ka riikliku seire olemasolevate seiretööde võimalusi ja tuua välja konkreetsed ettepanekud.

Vaadeldavateks liigirühmadeks olid soontaimed, sammaltaimed, samblikud, mullaseened, päevaliblikad, erakmesilased, kimalased, linnud ja epigeilised ämblikud. Lisaks laiendati uurimust hulkjalgsetele (tuhatjalgsed ja sadajalgsed) ning erakmesilastele lisaks hinnati kõigi astlaliste kiletiivaliste (välja arvatud sipelgad) seisundit.

Kogutav informatsioon on vajalik taastamistegevuse tulemuslikkuse hindamiseks, poollooduslike koosluste kaitse ning edasiste taastamistööde korraldamiseks ning loodusteadusliku teadmise parandamiseks suuremahuliste taastamistööde mõjust loodusele.

Kogutud elurikkuse andmed kanti PlutoF andmebaasi (projekt "Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele: taastamiseelne ja taastamisjärgne seisund. KIK projekt." <https://plutof.ut.ee/#/study/view/86602> ning kaitsealused liigid Keskkonnaregistrisse.

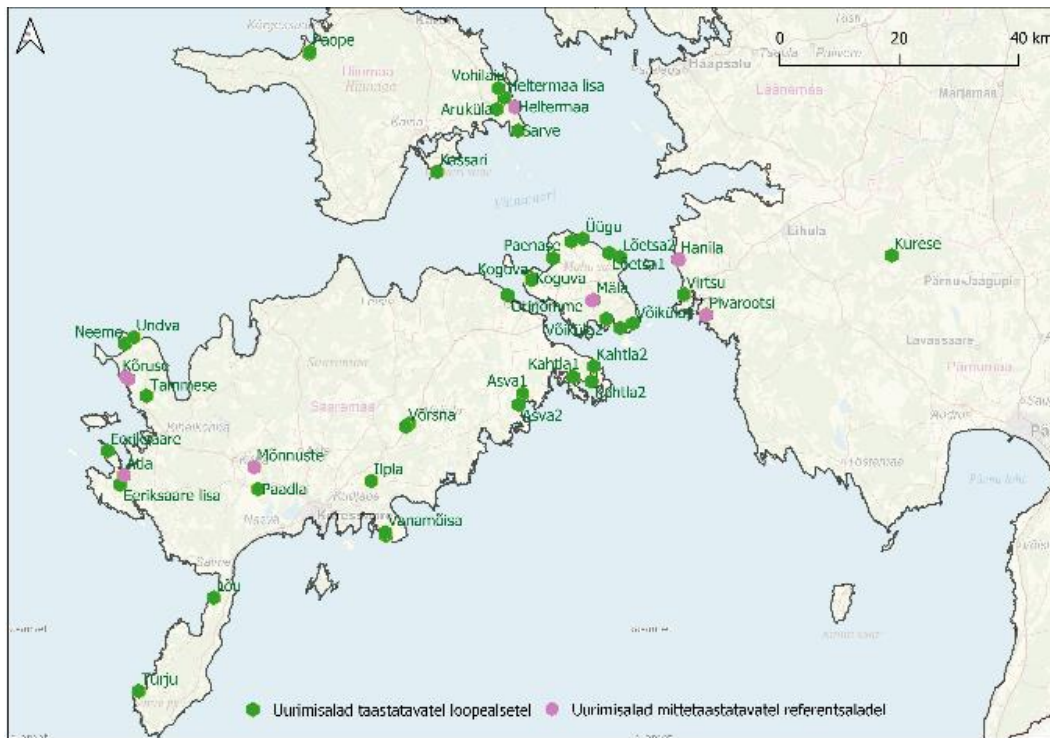
1. UURIMUSE ÜLDINE METOODIKA

2015-2017 aastatel läbi viidud projekti esimese etapi käigus rajati 35 uurimisalale 140 püsivaatlusala, mis katsid nii projekti "Elu alvaritele" raames taastatavaid loopealseid kui ka mittetaastatavaid alasid (referentsalad). Antud projekti käigus ehk taastamisjärgselt alade valikut minimaalselt kohendati: osad algselt taastamise planeeritud alad jäid taastamata ja muutusid referentsaladeks ning valiti juurde paar taastatud lisaala. Nii viidi aastatel 2019-2020 kordusanalüüsid läbi 31 projekti „Elu alvaritele“ käigus taastatud uurimisalal ja 7 väljaspool projektialasid asuvatel aladel (nn referentsalad) (**joonis 1.6**). Valitud uurimisalad esindavad loopealsete erinevaid elupaigatüüpe, enim uurimisalad paiknesid tusedamamullalisel *Avenetum* tüüpi loaladel, veerand aladest paiknesid *Festucetum*-tüüpi õhukesemullalisel alal (plaatloo) ning teine veerand niiskemal (*Molinietum*-tüüpi) loopealsel. *Avenetum*-tüüpi tusedamad loalad on Eestis ka kõige levinumad.

Perioodil 2015-2017 ehk taastamiseelselt kirjeldati igal püsivaatlusalal soontaimede, sammaltaimede, samblike, arbuskulaarmükoriisete seente, päevaliblike, kimalaste, lindude ja epigeiliste ämblike taastamiseelne seisund. Lisaks kirjeldati Tartu Ülikooli poolt rahastatud lisauuringute käigus samadelt aladelt ka erinevate kiletiivaliste rühmade, jooksiklaste, hulkjalgsete (sada- ja tuhatjalgsete) ning DNA põhjal eristatavate eri seenerühmade seisund (sh ektomükoriisid seened ja patogeenid).

Taastamisjärgselt ehk 2019-2020 aastatel käesoleva projekti raames kirjeldati soontaimede, sammaltaimede, samblike, mullaseente, päevaliblike, erakmesilaste, kimalaste, lindude ja epigeiliste ämblike seisund ning analüüsi läbiviidud taastamise mõju uuritud elustikurühmadele.





Joonis 1.6. Taastatavatele loopealsetele ning referentsaladele (mittetaastatavatele loopealsetele) rajatud uurimisalad. Roosaga on märgitud taastamata referentsalad, rohelisega on märgitud taastatavad alad.

Igal uurimisalal tähistati juba taastamiseelselt püsivalt 3 lähestikku asuvat vaatlusalat, mis esindasid erinevas suktessiooniastmes kinnikasvatavat loopealse elupaigatüüpi: 1) madala taimestikuga veel avatuna säilinud loopealne (edaspidi avatud ala); 2) kadakatega rohkem või vähem kinni kasvanud kunagine avatud loopealne (edaspidi kadastik); ning 3) mändidega kinni kasvanud kunagine avatud loopealne, valdavalt oli tegu 1970ndatel loopealsete metsastamise käigus rajatud männiistandusega (edaspidi metsastunud ala) (joonis 1.7). Kõigil taastatavatel aladel rajati vaatluspiirkondade lähedale veel ka kontrollalad, milleks mõõdukalt võsastunud, kuid veel avatuna säilinud looala, kuhu taastamistööd ei planeeritud. Kontrollalad võimaldavad näidata tulevikus toimuvaid muutusi taastatavate alade vahetus läheduses asuvatel taastamata piirkondades Referentsaladele kontrollalad ei rajatud - taastamata referentsala on ise on mõeldud kontrolliks koos oma metsastunud alade, kadastike ja avatud aladega.





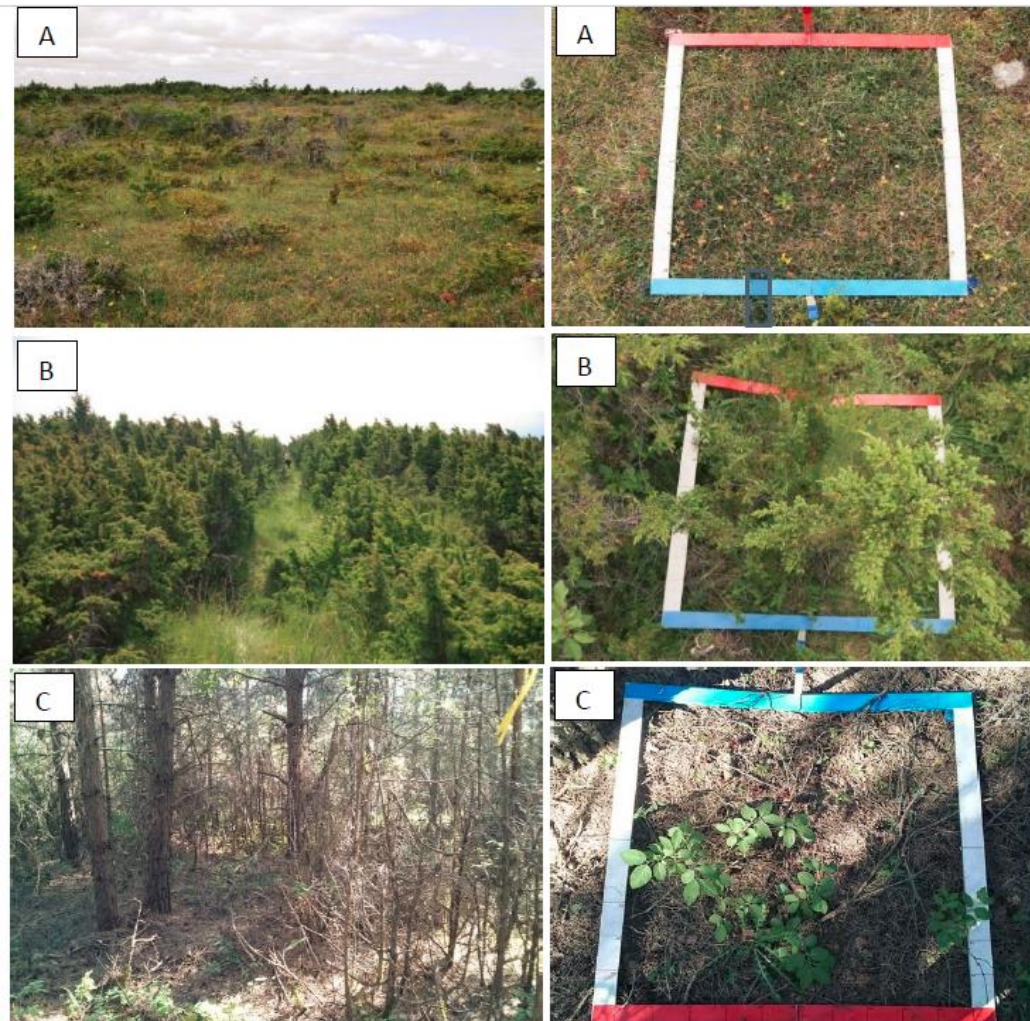
Joonis 1.7. Vaatlusalade paiknemine Lõetsa uurimisalal. Roosaga on tähistatud projekti LIFE to alvars käigus taastatud loopealsed. Alus: Maa-amet, 2020

Igas vaatlusalas märgiti vaatluste keskpunkt (1x1 m ruut) tervenisti maa sisse asetatavate lühikeste metallist pulkade ning maapealsete lühikeste puidust pulkadega (**joonis 1.8**). Lisaks pandi kirja vaatluspiirkonna keskpunkt täppis-GPS-i (Trimble R10 GNSS) abil.

Soontaimede, sammalde ning samblike uuring viidi läbi standardseid seiremeetodeid kasutades, mis lubavad Eesti looladelt saadud tulemusi võrrelda andmetega teistest elupaigatüüpidest ja piirkondadest. Igas vaatluspiirkonnas kirjeldati soontaimede, sammalde ning samblike elurikkus eri skaalades. Taimkatte parameetrid kirjeldati iga vaatluspiirkonna keskel asetsevalt püsivalt tähistatud 1x1 ruudult ning seda ümbritseval alal. Analüüsiaruudel ja selle ümbruses määratakse soontaim-, sambla- ning samblikuliikide arv ning koosseis mitmes erinevas skaalas (10x10 cm, 20x20 cm, 1x1m, 2x2 ning 10 meetri raadiuses vaatlusruudu ümber) (**joonis 1.9**). Vaatlusala ümber määrati astlaliste kiletiivaliste (sh kimalaste), päevaliblike, epigeiliste ämblike, lindude ning mullaseente elurikkus. Mullaseente elustik määrati püsimärgistusega taimeruudul, faunistilisi uuringud tehti valdavalt taimkatte vaatluspiirkondade ümber, enamasti taimkatteruudu vahetus ümbruses. Vaid lindude analüüsi tarbeks ei olnud võimalik eristada kolme elupaigatüüpi (avatud ala, kadastik, mets), kuna analüüs tuli läbi viia laiemale alal ning omavahel võrreldi avatud ja suletud alasid (lähemalt allpool).

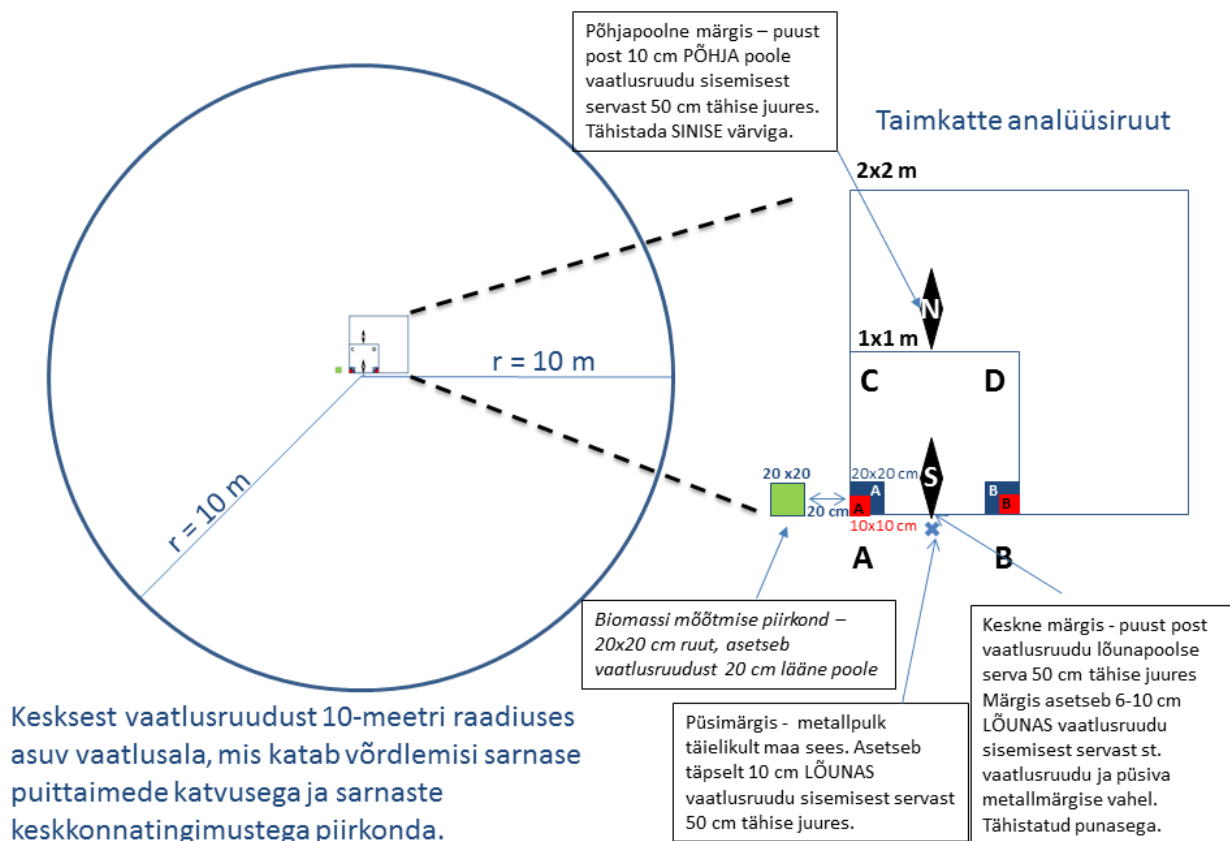
Taastamisjärgselt külastati taas kõiki alasid, uuendati püsimärgistust ning viidi läbi kordusanalüüsid iga liigirühma jaoks nii taastatud aladel kui taastamata referentsaladel.





Joonis 1.8. Näited vaatlusaladest. A) avatuna säilinud loopealne Paenase uurimisalal, B) kadastikuga kinnikasvanud loopealne Türju uurimisalal ja C) metsastunud loopealne Võiküla 2 uurimisalal.





Joonis 1.9. Vaatluspiirkondades püsिमärgistati puust postide ja metallpulkadega keskne vaatlusruut. Joonisel on ära näidatud taimkatteanalüüsiks (soontaimed, samblad, samblikud) kasutatud erinevad skaalad (10x10 cm, 20x20 cm, 1x1 m, 2x2 m ning 10 meetri raadiuses vaatlusruudu ümber asetsev ala).



2. SOONTAIMED

SOONTAIMED: SISSEJUHATUS

Loopealsed on soontaimede poolest rikkad kooslused, olles ka paljude haruldaste liikide elupaigaks. Nõudlike keskkonnatingimuste ja koosluse kujunemise mitmekülgse ajaloo tõttu on ka loopealsete taimestik eripärane, iseloomulik on omapärane segu paljudest erinevatest piirkondadest pärinevatest vähenõudlikest taimeliikidest. Loopealsetel esineb taimeliike Lõuna-Siberi ja Kagu-Euroopa steppidest (kaljupuju *Artemisia rupestris*, kevadmaran *Potentilla tabernaemontanii*, aas-hundihammas *Astragalus danicus*, mägiristik *Trifolium montanum*, harilik keelikurohi *Carlina vulgaris*, värv-varjulill *Asperula tinctoria*, metsülane *Anemone sylvestris*), Põhja-Euroopa subarktikast (üliharuldased liigid mägi-kadakkaer *Cerastium alpinum*, alpi nurmikas *Poa alpina*, aga ka mägimaran *Potentilla crantzii*) ja Loode-Euroopa merelisest kliimast (väike kivirik *Saxifraga tridactylites*, valge kukehari *Sedum album* jt) (Helm 2020). 16% loopealsete regionaalsesse liigifondi kuuluvatest liikidest on kaitsealused (Pärtel et al. 2007) sh 16 liiki käpalisi. Loopealsetel leidub ka mitmeid väga haruldasi liike, näiteks I kategooria kaitsealused liigid püstkivirik (*Saxifraga adscendens*) ja mägi-kadakkaer, II kategooria kaitsealused liigid madal kadakkaer (*Cerastium pumilum*), alpi nurmikas ja mitmed teised.

Soontaimed on ka peamiseks taastamise indikaatoriks - soontaimede koosseisu ja liigirikkusega on seotud ka teiste koosluses esinevate liikide käekäik ning soontaimede loodud koosluse horisontaalne ja vertikaalne struktuur loob mikrokliimaatilised tingimused ja varieeruvuse, mis on vajalik teiste liigirühmade taastamiseks ja toimimiseks.

SOONTAIMED: METOODIKA

Taastamiseelselt viidi taimede elurikkuse uuring läbi aastatel 2015-2016, taastamisjärgselt 2019 aasta suvel, kokku 35 uurimisalal. Igal uurimisalal koguti andmeid neljast piirkonnast ehk püsivaatlusalalt: avatud alalt, kadastikust, metsast ning kontrollalalt (vt peatükk 'Uurimise üldine meetodika'). Iga uurimisala neljale vaatlusalale (avatud ala, kadastik, metsastunud ala ja kontroll; referentsaladel vaid avatud ala, kadastik ja mets) paigutati üks prooviruut, mis tähistati püsivalt ning mis võimaldas samas asukohas kirjeldada taimede liigilist koosseisu enne ja pärast taastamist (vastavalt aastatel 2015-2016 ning 2019). Prooviruutude paigutamisel lähtuti sarnaselt riiklikule ohustatud niidukoosluste seisundiseirele nn võtmeala meetodist, kus vaatlusalale paigutati uurimisalal vastavat piirkonda (avatud ala, kadastik, mets) kirjeldavasse kõige tüüpilisemasse kohta. Vaatlusalade valimiseks rakendati nn klassikalist relevé meetodit, kus ala valitakse teadlikult subjektiivselt ja paigutatakse vastavat elupaika esindava taimkattega alale. Vaatlusala paigutamisel valiti piisavalt suur, ühetaoliselt majandatav ja võimalikult homogeense taimekooslusega ala. Vaatlusalale paigaldatud prooviruut sisaldas mitut skaalat, alustades 10x10 cm ruudust ning selle ümber asetsevast 20x20 cm ruudust kuni 1x1, 2x2 ja ca 10 meetri ümbruses kesksete ruutude ümber (ehk nn *nested quadrats method*) (vt [joonis 1.7](#)). Soontaimede liigirikkus ja iga liigi katvus (protsentides) registreeriti 10x10cm, 20x20cm, 1x1m, 2x2m ruutudes. Prooviruutude ümber oleval alal ca 10-20 meetri raadiuses (edaspidi 0.1 ha) koostati üldine soontaimede liiginimekiri, mis annab lisainformatsiooni konkreetse ala taimede liigilisest mitmekesisusest pisut suuremas skaalas.



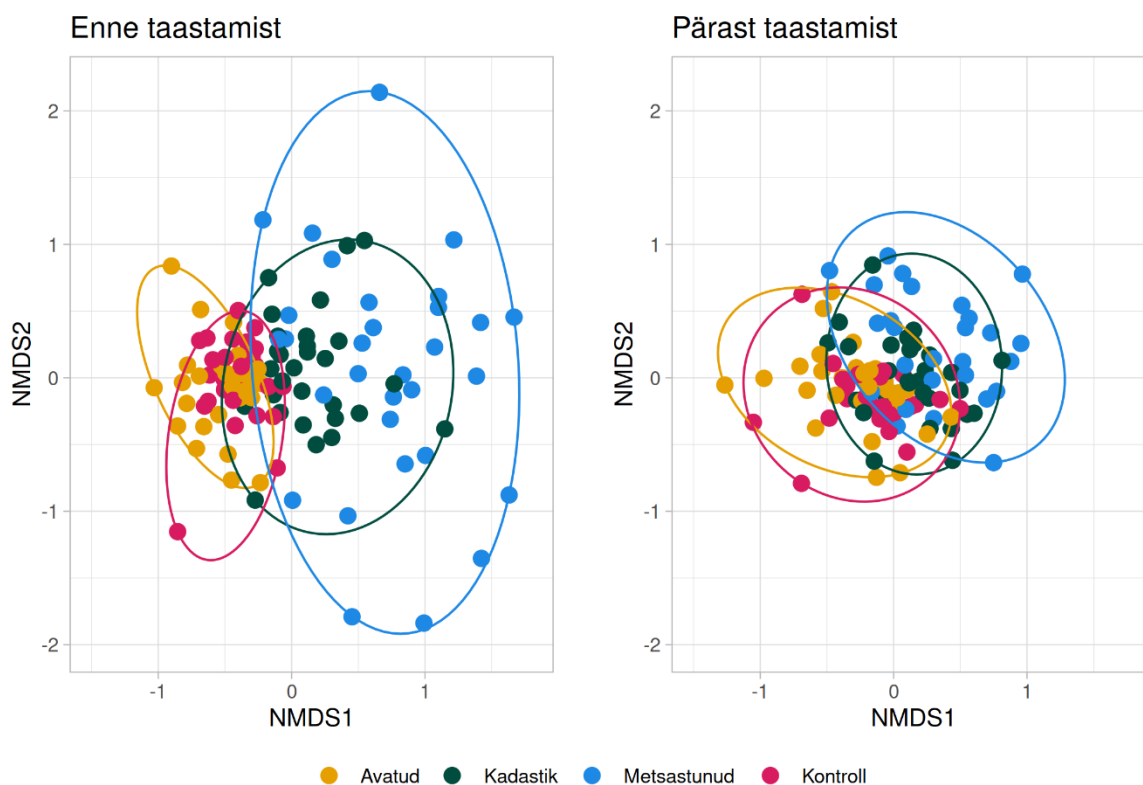
SOONTAIMED: TULEMUSED

Taastamiseelselt registreeriti vaatlusaladelt 300 rohttaimeliiki ning 35 puittaimeliiki. Taastamisjärgselt registreeriti 332 liiki.

Levinuimad rohttaimed olid värv-varjulill (*Asperula tinctoria*), angerpist (*Filipendula vulgaris*), värvmadar (*Galium boreale*), harilik näär (*Pimpinella saxifraga*), keskmine värihein (*Briza media*), lamba-aruhein (*Festuca ovina*), vesihaljas tarn (*Carex flacca*) ja arukaerand (*Helictotrichon pratense*). Sagedasemad puittaimed olid harilik kadakas (*Juniperus communis*) türnpuu (*Rhamnus catharticus*).

Looduskaitsealustest liikidest esinesid *Allium vineale*, *Anacamptis pyramidalis*, *Asplenium trichomanes*, *BoCephalanthera longifolia*, *Cerastium pumilum*, *Cypripedium calceolus*, *Dactylorhiza baltica*, *Dactylorhiza fuchsii*, *Dactylorhiza incarnata*, *Draba muralis*, *Epipactis atrorubens*, *Epipactis helleborine*, *Gymnadenia conopsea*, *Herminium monorchis*, *Listera ovata*, *Ophrys insectifera*, *Orchis mascula*, *Orchis militaris*, *Orchis ustulata*, *Platanthera bifolia*, *Platanthera chlorantha*, *Scabiosa columbaria*, *Tetragonolobus maritimus*, *Trifolium campestre*, *Vincetoxicum hirundinaria*, *Viola elatior*.

Taastamise tulemusena muutus koosluse liigiline koosseis: varasemalt kadakatega kaetud ja metsastunud alade liigiline koosseis "nihkus" sarnasemaks avatud alade taimestikule (joonis 2.1). Ordinaatsioonanalüüsi (mittemeetriline mitmemõõtmeline skaleerimine, NMDS) tulemus näitab, et enne taastamist eristusid metsastunud alad ja kadastikud taimkatte koosseisult omavahel sarnastest avatud aladest ja kontrollaladest. Pärast taastamist on erinevate vaatlusalade liigiline koosseis muutunud tervikuna sarnanemaks, viidates liigilise koosseisule ootamatult kiirele muutusele pärast taastamist.



Joonis 2.1. Ordinaatsioonanalüüsi (mittemeetriline mitmemõõtmeline skaleerimine, NMDS) tulemus. Erinevad värvid näitavad erinevaid suktsessiooniastmeid enne ja pärast taastamist. Punktide omavaheline kaugus näitab nende liigilise koosseisu suhtelist omavahelist erinevust. Pärast taastamist on metsastunud alad ja kadastikud muutunud kontrollaladele ja avatud aladele sarnasemaks.

Vaatlusalade kaupa (esinemissagedus vaatlusaladel) toimusid märkimisväärsed muutused liikide esinemissagedustes endistes kadastikes ja metsastunud aladel. **Tabelis 2.1.** on märgitud sagedasemate liikide protsentuaalne esinemissagedus vaatlusaladel kogu ala skaalas enne ja pärast taastamist. Nii endistel metsaaladel kui kadastikes kasvatasid esinemissagedust pigem loopealsetele iseloomulikud tavalisemad liigid. Valdavalt liikide esinemissagedused tõusid, vaid väga väheste vaadeldud liikide esinemissagedus aladel vähenes: avatud aladel leidis pärast taastamist märkimisväärselt harvem mõrudat vahulille (*Polygala amarella*) ning kõrvkarutubakat (*Pilosella lactucella*), mille esinemise vähenemine võib olla põhjustatud ka iga-aastasest varieeruvusest või 2018. aasta põuast.

Tabel 2.1. Saja sagedasema liigi protsentuaalne esinemissagedus vaatlusaladel (0.1 ha vaatlusalas skaalas). Märgitud on esinemissagedus vaadeldavatel aladel enne ja pärast taastamist, sinisega on märgitud liigid, mille esinemissagedus vaatlusaladel tõusis rohkem kui 20%, punasega on märgitud liigid, mille esinemissagedus langes rohkem kui 20%.

	AVATUD		LIIK	KADASTIK		LIIK	METSASTUNUD		
	ENNE	PÄRAST		ENNE	PÄRAST		ENNE	PÄRAST	
	%	%		%	%		%	%	
1	Galium verum	86	100	Asperula tinctoria	78	92	Fragaria vesca	89	97
2	Filipendula vulgaris	94	97	Fragaria vesca	78	92	Galium boreale	82	97
3	Achillea millefolium	83	97	Galium boreale	81	92	Filipendula vulgaris	82	94
4	Festuca ovina	86	92	Galium verum	81	92	Festuca ovina	61	88
5	Sesleria caerulea	75	92	Briza media	81	89	Festuca rubra	55	88
6	Anthyllis vulneraria	89	89	Filipendula vulgaris	92	89	Veronica officinalis	53	82
7	Centaurea jacea	89	89	Achillea millefolium	75	86	Galium verum	34	79
8	Galium boreale	81	89	Cirsium acaule	64	86	Plantago lanceolata	45	79
9	Helictotrichon pratense	92	86	Pimpinella saxifraga	75	86	Asperula tinctoria	50	76
10	Pimpinella saxifraga	86	86	Centaurea jacea	75	84	Campanula rotundifolia	42	76
11	Linum catharticum	89	83	Helictotrichon pratense	86	84	Hypericum perforatum	34	74
12	Briza media	83	83	Sesleria caerulea	72	84	Leucanthemum vulgare	34	74
13	Thymus serpyllum	89	81	Festuca ovina	67	81	Rubus caesius	42	74
14	Asperula tinctoria	86	78	Anthyllis vulneraria	42	76	Carex flacca	58	71
15	Leucanthemum vulgare	72	78	Festuca rubra	83	76	Prunella vulgaris	47	71
16	Antennaria dioica	81	72	Leucanthemum vulgare	64	76	Centaurea jacea	39	68
17	Pilosella officinarum	78	72	Medicago lupulina	69	76	Cerastium fontanum	8	68
18	Hypericum perforatum	58	69	Campanula rotundifolia	50	70	Medicago lupulina	34	68
19	Campanula rotundifolia	50	69	Hypericum perforatum	72	70	Achillea millefolium	29	65
20	Inula salicina	72	67	Plantago media	56	70	Cirsium vulgare	8	65
21	Solidago virgaurea	72	67	Thymus serpyllum	56	70	Briza media	45	62
22	Plantago lanceolata	61	67	Plantago lanceolata	64	68	Cirsium acaule	47	62
23	Carex flacca	78	64	Poa angustifolia	44	68	Dactylis glomerata	34	62
24	Plantago media	64	64	Campanula persicifolia	36	65	Pimpinella saxifraga	58	62
25	Cirsium acaule	61	61	Carex flacca	56	65	Sesleria caerulea	47	62
26	Lotus corniculatus	58	61	Solidago virgaurea	72	65	Helictotrichon pratense	45	59
27	Medicago lupulina	61	58	Antennaria dioica	47	62	Plantago media	32	59
28	Poa compressa	28	58	Dactylis glomerata	64	62	Primula veris	50	59
29	Festuca rubra	58	56	Arabis hirsuta	42	59	Convallaria majalis	63	56
30	Arabis hirsuta	31	56	Inula salicina	53	59	Anthyllis vulneraria	21	53
31	Carex caryophylla	67	53	Pilosella officinarum	44	59	Poa angustifolia	24	53
32	Trifolium montanum	67	53	Polygala amarella	47	59	Ranunculus polyanthem	50	53
33	Acinus arvensis	25	53	Prunella vulgaris	36	59	Solidago virgaurea	55	53
34	Potentilla tabernaemontar	67	50	Veronica officinalis	42	59	Galium album	18	50
35	Carlina vulgaris	50	47	Linum catharticum	67	57	Lotus corniculatus	21	50
36	Primula veris	44	47	Primula veris	47	57	Pilosella officinarum	29	50
37	Agrostis stolonifera	39	47	Trifolium montanum	44	57	Trifolium pratense	29	50
38	Cerastium fontanum	39	47	Trifolium pratense	11	57	Campanula persicifolia	18	47
39	Fragaria vesca	36	47	Arenaria serpyllifolia	11	54	Carex caryophylla	3	47
40	Trifolium pratense	36	47	Carex caryophylla	44	54	Carex ornithopoda	29	47
41	Arenaria serpyllifolia	25	47	Carlina vulgaris	31	54	Cirsium arvense	0	47
42	Veronica spicata	42	44	Convallaria majalis	47	51	Geum urbanum	3	47
43	Dactylis glomerata	36	44	Rubus caesius	42	51	Linum catharticum	18	47
44	Convallaria majalis	33	44	Senecio jacobaea	42	51	Poa compressa	11	47
45	Senecio jacobaea	33	44	Cerastium fontanum	33	46	Senecio jacobaea	11	47
46	Prunella vulgaris	47	42	Galium album	39	46	Trifolium montanum	21	47
47	Sedum acre	39	42	Lotus corniculatus	31	43	Agrimonia eupatoria	29	44
48	Poa angustifolia	19	42	Poa compressa	22	43	Alchemilla vulgaris	13	44
49	Agrostis vinealis	8	42	Vicia cracca	28	43	Arenaria serpyllifolia	0	44
50	Artemisia campestris	33	36	Viola rupestris	44	43	Ranunculus acris	37	44



51	Carex ornithopoda	36	33	Campanula glomerata	11	41	Vicia cracca	24	44
52	Campanula persicifolia	22	33	Cirsium vulgare	8	41	Viola rupestris	16	44
53	Viola rupestris	39	31	Silene nutans	42	41	Thymus serpyllum	21	41
54	Ranunculus polyanthemus	28	31	Valeriana officinalis	17	41	Acinus arvensis	0	38
55	Fragaria viridis	19	31	Agrostis stolonifera	25	38	Danthonia decumbens	8	38
56	Sagina nodosa	6	31	Acinus arvensis	8	35	Hepatica nobilis	29	38
57	Gymnadenia conopsea	36	28	Leontodon hispidus	33	35	Inula salicina	26	38
58	Artemisia rupestris	28	28	Ranunculus polyanthemus	47	35	Valeriana officinalis	18	38
59	Vicia cracca	28	28	Sedum acre	17	35	Agrostis stolonifera	24	35
60	Rubus caesius	22	28	Veronica spicata	17	35	Arabis hirsuta	11	32
61	Veronica officinalis	28	25	Carex ornithopoda	25	32	Fragaria viridis	3	32
62	Carex tomentosa	22	25	Fragaria viridis	8	32	Potentilla reptans	8	32
63	Hieracium umbellatum	22	25	Potentilla tabernaemontani	39	32	Agrostis vinealis	0	29
64	Echium vulgare	17	25	Agrostis vinealis	3	30	Brachypodium pinnatum	16	29
65	Polygala amarella	67	22	Alchemilla vulgaris	25	30	Carlina vulgaris	13	29
66	Astragalus danicus	22	22	Carex tomentosa	50	30	Campanula glomerata	8	26
67	Campanula glomerata	14	22	Arrhenatherum elatius	28	27	Melica nutans	13	26
68	Ranunculus acris	11	22	Ranunculus bulbosus	11	27	Polygala amarella	16	26
69	Silene nutans	33	19	Agrimonia eupatoria	25	24	Silene nutans	11	26
70	Ranunculus bulbosus	22	19	Daucus carota	6	24	Agrostis capillaris	8	24
71	Galium album	14	19	Echium vulgare	6	24	Antennaria dioica	18	24
72	Sedum album	14	19	Artemisia campestris	19	22	Anthriscus sylvestris	11	24
73	Arrhenatherum elatius	11	19	Cirsium arvense	6	22	Leontodon hispidus	16	24
74	Pilosella lactucella	56	17	Geum urbanum	19	22	Phleum pratense	5	24
75	Leontodon hispidus	33	17	Helictotrichon pubescens	19	22	Potentilla erecta	13	24
76	Leontodon autumnalis	22	17	Hieracium sp	6	22	Rubus saxatilis	29	24
77	Alchemilla vulgaris	19	17	Ranunculus acris	17	22	Rumex acetosa	3	24
78	Platanthera chlorantha	19	17	Rubus saxatilis	28	22	Mycelis muralis	16	21
79	Potentilla reptans	14	17	Scabiosa columbaria	19	22	Plantago major	0	21
80	Valeriana officinalis	11	17	Hieracium umbellatum	14	19	Potentilla tabernaemontani	18	21
81	Daucus carota	8	17	Knautia arvensis	14	19	Veronica spicata	8	21
82	Anemone sylvestris	6	17	Mycelis muralis	14	19	Viola hirta	29	21
83	Veronica chamaedrys	6	17	Phleum pratense	6	19	Arrhenatherum elatius	8	18
84	Agrostis gigantea	3	17	Polygonatum odoratum	19	19	Carex digitata	5	18
85	Ophrys insectifera	31	14	Trifolium repens	14	19	Carex tomentosa	18	18
86	Agrimonia eupatoria	22	14	Agrostis capillaris	11	16	Epilobium montanum	8	18
87	Brachypodium pinnatum	19	14	Agrostis gigantea	3	16	Knautia arvensis	11	18
88	Helictotrichon pubescens	17	14	Anthemis tinctoria	6	16	Lathyrus pratensis	11	18
89	Viola hirta	17	14	Anthriscus sylvestris	14	16	Sedum acre	0	18
90	Centaurea scabiosa	14	14	Astragalus danicus	14	16	Sonchus arvensis	0	18
91	Potentilla erecta	14	14	Potentilla reptans	11	16	Trifolium repens	8	18
92	Carex panicea	8	14	Stellaria graminea	6	16	Urtica dioica	5	18
93	Hepatica nobilis	8	14	Veronica chamaedrys	22	16	Veronica chamaedrys	29	18
94	Hermium monorchis	8	14	Viola hirta	22	16	Anthoxanthum odoratum	3	15
95	Cirsium vulgare	0	14	Anemone sylvestris	8	14	Aquilegia vulgaris	8	15
96	Orchis militaris	17	11	Brachypodium pinnatum	8	14	Deschampsia cespitosa	11	15
97	Euphrasia officinalis	14	11	Centaurea scabiosa	17	14	Leontodon autumnalis	0	15
98	Polygonatum odoratum	14	11	Danthonia decumbens	3	14	Luzula multiflora	5	15
99	Scabiosa columbaria	11	11	Deschampsia cespitosa	0	14	Luzula sp	5	15
100	Helianthemum nummulari	8	11	Gymnadenia conopsea	28	14	Molinia caerulea	16	15

Püsivalt märgistatud alad võimaldavad jälgida taimestiku otsest muutust taastamise tulemusena. Täpselt samadel aladel läbi viidud analüüsi tulemusena selgusid ka liigid, keda taastamine soosis (ehk nn "võitjad" kelle arvukus tõusis) ning liigid, kelle puhul taastamise tulemusena arvukus vähenes (nn "kaotajad"). Tabelis 2.2. on esitatud soontaimede "võitjad ja kaotajad" ruutmeetri skaalas vastavas vaatlusalas (nt avatud aladel). Arvukust kasvasid avatud aladele iseloomulikud valgusnõudlikud liigid, arvukust kaotasid varjutaluvad liigid. Eriti just metsastatud aladel on näha metsaliikide arvukuse kahanemist, aga ka näiteks niitude lämmastikurohkusele viitava sulg-aruluste (*Brachypodium pinnatum*) arvukuse langust. Sama liik võib oma arvukust olla näiteks eelnevalt metsastunud aladel oluliselt kasvatatud, kuid avatud aladel arvukuselt oluliselt langenud (nt lamba-aruhein).

Tabel 2.2. Taastamise "võitjad ja kaotajad" soontaimeliikide hulgas - liigid, kelle arvukus enne ja pärast taastamist samadel püsivaatlusruutudel 1x1 meetri skaalas oluliselt muutus (vastavalt kas kahanes või kasvas).

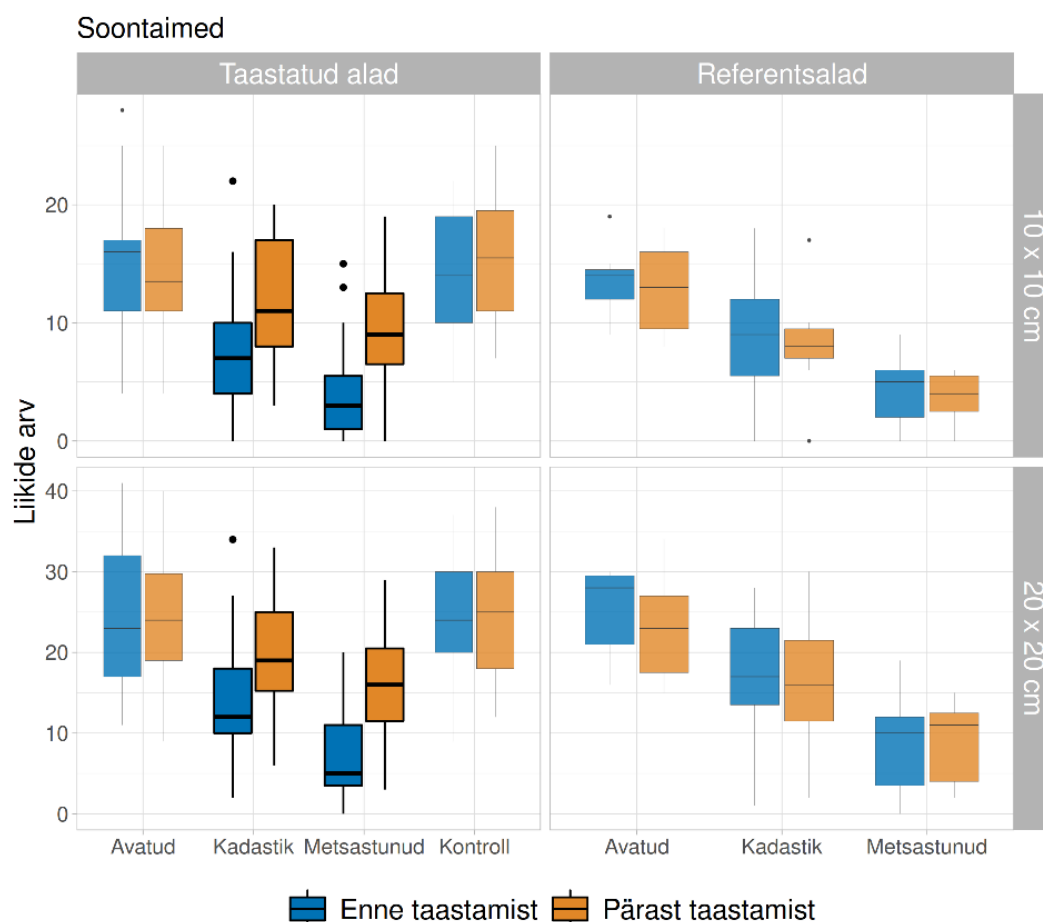
"Võitjad"		
Avatud	Kadastik	Metsastunud
<i>Pilosella officinarum</i>	<i>Fragaria vesca</i>	<i>Festuca ovina</i>
<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Filipendula vulgaris</i>	<i>Festuca rubra</i>
<i>Sesleria caerulea</i>	<i>Fragaria viridis</i>	<i>Helictotrichon pratense</i>
<i>Thymus serpyllum</i>	<i>Potentilla reptans</i>	<i>Taraxacum Sec. Ruderalia</i>
<i>Pimpinella saxifraga</i>	<i>Festuca rubra</i>	<i>Poa compressa</i>
"Kaotajad"		
<i>Festuca ovina</i>	<i>Polypodium vulgare</i>	<i>Brachypodium pinnatum</i>
<i>Fragaria viridis</i>	<i>Prunella vulgaris</i>	<i>Rubus saxatilis</i>
<i>Filipendula vulgaris</i>	<i>Veronica officinalis</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i>
<i>Carex flacca</i>	<i>Phleum phleoides</i>	<i>Fragaria vesca</i>
<i>Carex ornithopoda</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Convallaria majalis</i>



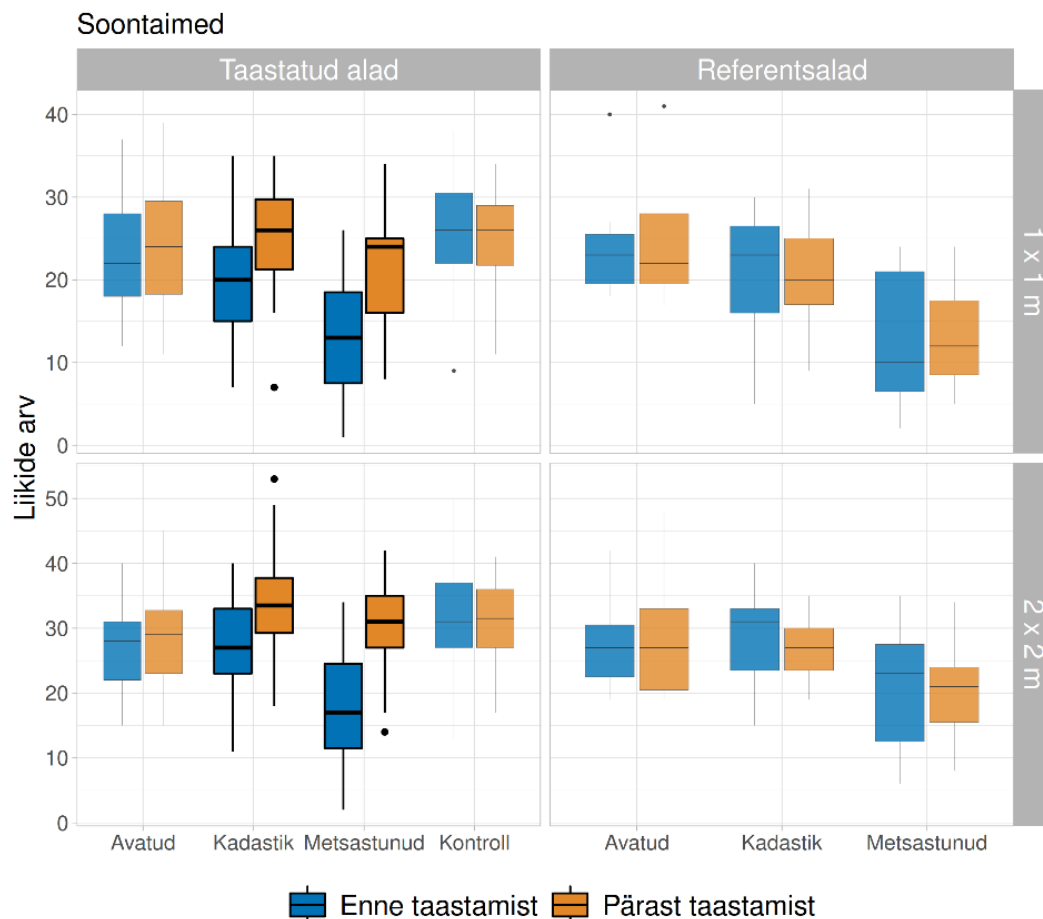
Visuaalselt hinnates kasvatas taastamine kaitsealustest liikidest oluliselt suurema osa loopealsete käpaliste, sh halli käpa (*Orchis militaris*), jumalakäpa (*Orchis mascula*), hariliku käoraamatu (*Gymnadenia conopsea*), tõmmu käpa (*Orchis ustulata*) ja kauni kuldkinga (*Cypripedium calceolus*) arvukust (joonis 2.7, 2.8, 2.9). Taastatud aladel ulatuvad käpaliste populatsioonide arvukused kohati tuhande isendini. Mitme kaitsealused liigi arvukus ka langes, peamiselt suurel käöpõllul (*Listera ovata*) ja kärbesõiel (*Ophrys insectifera*), kelle esinemissagedus vaatlusaladel oli vastavalt langenud 23% ja 13%. Nende arvukus oli siiski langenud ka kontrollaladel, mis viitab, et languse põhjuseks ei ole mitte taastamine vaid 2018. aasta väga kuiv suvi, mis tõi kaasa märkimisväärsed muutused liigilises koosseisus aastaks 2019, mil toimus taimkatte seire.

Soontaimede liigirikkus tõusis pärast taastamist nii varasemalt metsastunud aladel kui ka kadastikes igas vaadeldavas skaalas: 10x10 cm, 20x20 cm (joonis 2.2), 1x1 m ja 2x2 m (joonis 2.3) ning ka suures skaalas (joonis 2.4). Referentsaladel, avatud aladel ja kontrollaladel soontaimede liigirikkus ei muutunud, viidates otsesele taastamise mõjule läbi puittaimede katvuse vähendamise.

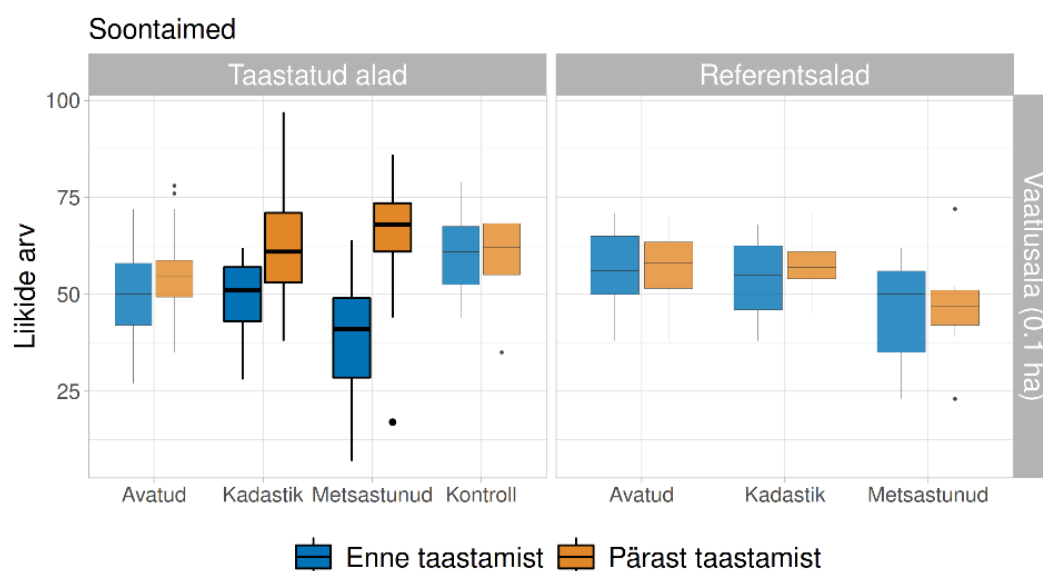
Tulemus on oodatav - avatud alad on soontaimede poolest kõige liigirikkamad, kuid üllatav on liigirikkuse muutuse kiirus. Kordusanalüüside läbiviimise ajaks oli taastamisest möödunud 1-3 aastat, mis näitab, et vaid mõne aastaga toimuvad koosluses suured muutused. Eriliselt paistab silma metsastunud alade liigirikkuse kiire kasv, eriti kogu vaatlusalas skaalas, mis ületab isegi avatud alade liigirikkuse. Selle tulemuse näol on tegu nähtusega, kus lisaks taastuvatele looliikidele säilis koosluses veel metsaliike ning lisandusid ka häiringust võitnud ruderaalsed taimeliigid. Ilmselt metsastunud alade kooslus "stabiliseerub" järgnevate aastate jooksul. Lisaks üldisele liigirikkusele oli oluliselt tõusnud ka loopealsetele iseloomulike liikide osakaal kooslustes (vt samadele andmetele tuginevat magistritööd [Pall 2021, Tartu Ülikool](#)).



Joonis 2.2. Soontaimede liigirikkus enne ja pärast taastamist erinevatel vaatlusaladel 10x10 ja 20x20 cm skaalas. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.



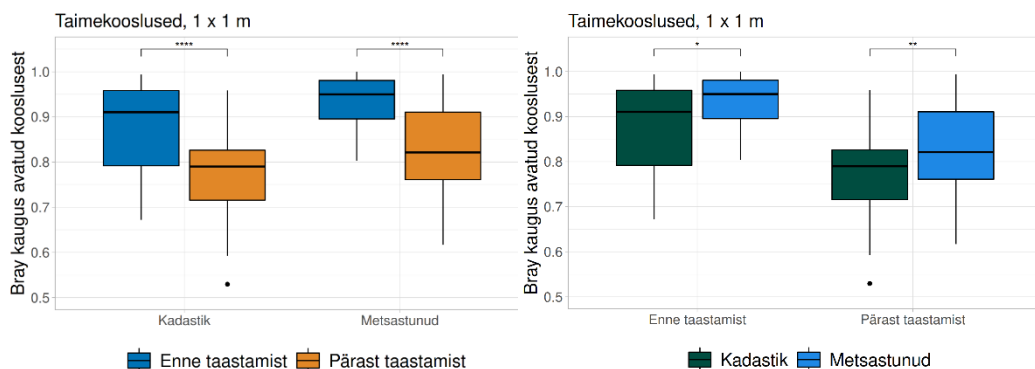
Joonis 2.3. Soontaimede liigirikkus enne ja pärast taastamist erinevatel vaatlusaladel 1x1 ja 2x2 m skaalas. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.



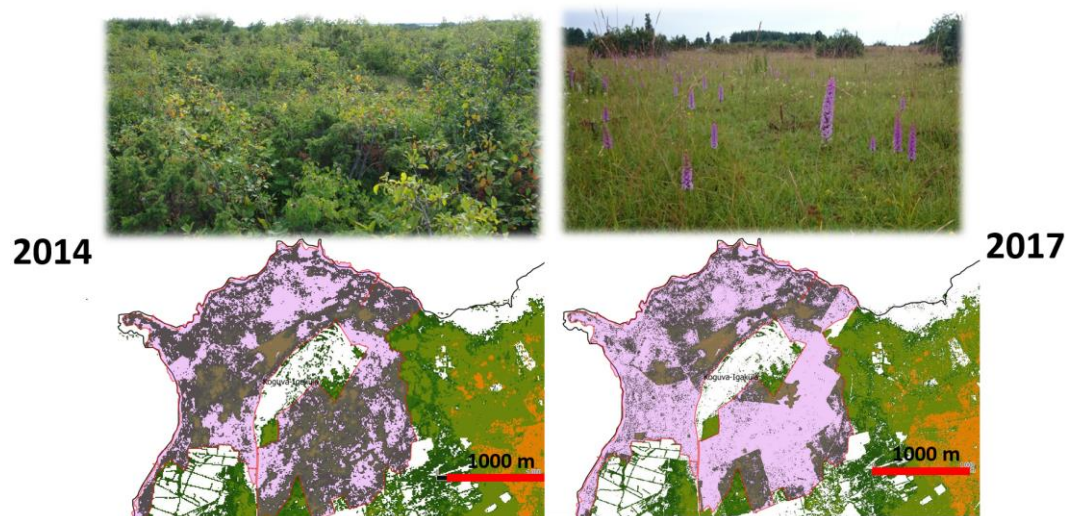
Joonis 2.4. Soontaimede liigirikkus enne ja pärast taastamist erinevatel vaatlusaladel suures skaalas. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.



Hindasime ka taastamise edukust endistes kadastikes ja metsastunud aladel ning leidsime, et kui võrdlusväärtuseks võtta kaugus avatud koosluse koosseisust, siis nii kadastikud kui metsastunud alad olid pärast taastamist liikunud avatud ala koosseisule oluliselt lähemale. **Joonisel 2.5** tähistab Bray kaugus 1 maksimaalset erinevust avatud ala liigilisest koosseisust ja 0 maksimaalset sarnasust avatud ala koosseisust. Nii kadastik kui metsastunud ala on teinud olulise "hüppe" avatud ala koosseisu poole, viidates taastamise edukusele loopealsele iseloomuliku taimekoosluse loomisel.



Joonis 2.5. Bray kaugus avatud kooslusest kadastikes ja metsades enne ja pärast taastamist. Kaugus 1 tähistab maksimaalset võimalikku erinevust, 0 maksimaalset sarnasust. Tärniga on tähistatud olulised erinevused vaatlusperioodide (vasakpoolne joonis) või vaatlusalade (parempoolne joonis) vahel.



Joonis 2.6. Loopealse taastamine Koguva projektialal, kus LiDARi pildilt on alumisel real näha puittaimede katvus enne taastamist (2014) ja pärast taastamist (2017) ning samale alale avanev vaade vastavalt taastamiseelselt ja taastamisjärgselt.

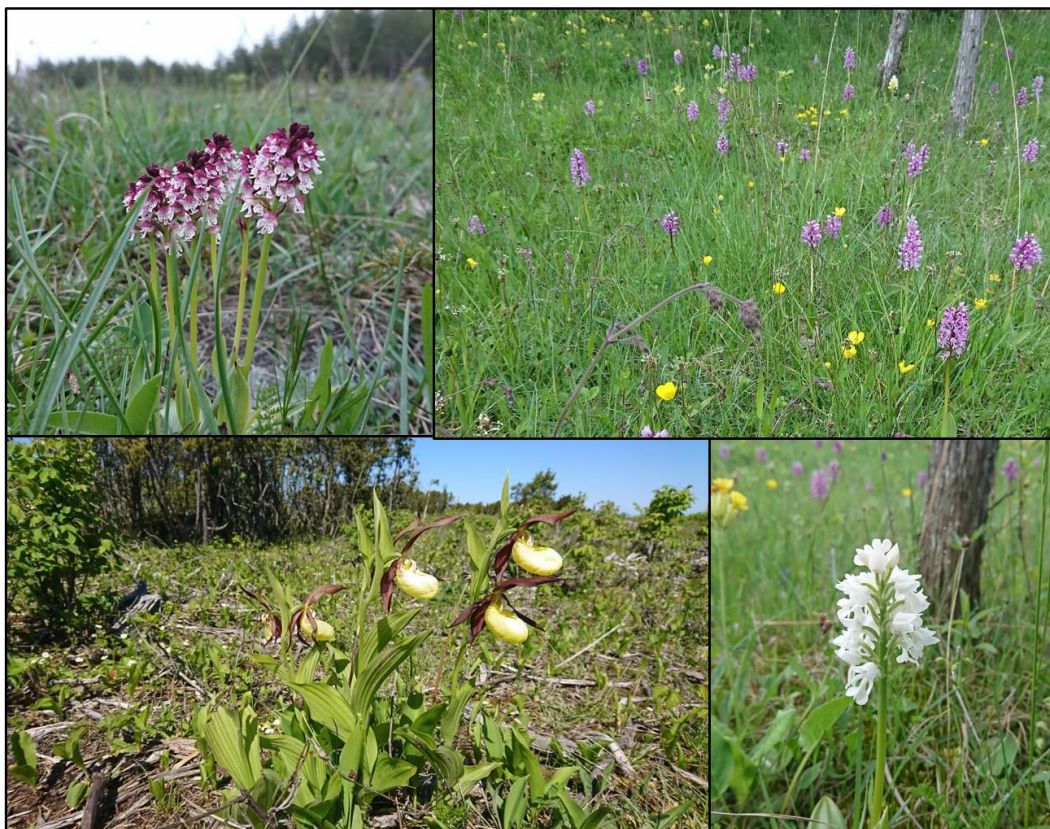


Joonis 2.7. Jumalakäpad (*Orchis mascula*) taastatud Võrsna loopealsel. Kevad 2021.



Joonis 2.8. Kauni kuldkinga (*Cypripedium calceolus*) massiline õitsemine pärast taastamistööd. Kevad 2017.





Joonis 2.9. Muhu taastatud loopealsetel (Lõetsa, Raugi, Nõmmküla) on pärast taastamist arvukust suurendanud tõmmud käpad, kaunid kuldkingad, hallid käpad. Kevad 2021.



Joonis 2.10. Lisaks kaitsealustele liikidele soosib taastamine ka mitmeid niitude iseloomulikke liike. Visuaalsel vaatlusel võitsid taastamisest nii kullerkupud kui pääsusilmad, kuid eriti rohkelt esines taastamisjärgselt nurmenukke ja ümaralehiseid kellukaid.



ENNE: Lõetsa loopeale Muhus (2015)



PÄRAST: Lõetsa loopealne Muhus (2017)

Endise kadastiku alale lisandunud 31 soontaimeliiki 1 aasta pärast taastamist



Joonis 2.11. Näide taastamisjärgsetest kiiretest muutustest taimestikus. Lõetsa loopealsel toimusid pärast taastamist kiired mutuused - vaid ühe aastaga lisandus varasemalt kadastikuga kaetud vaatlusalale 31 soontaimeliiki.

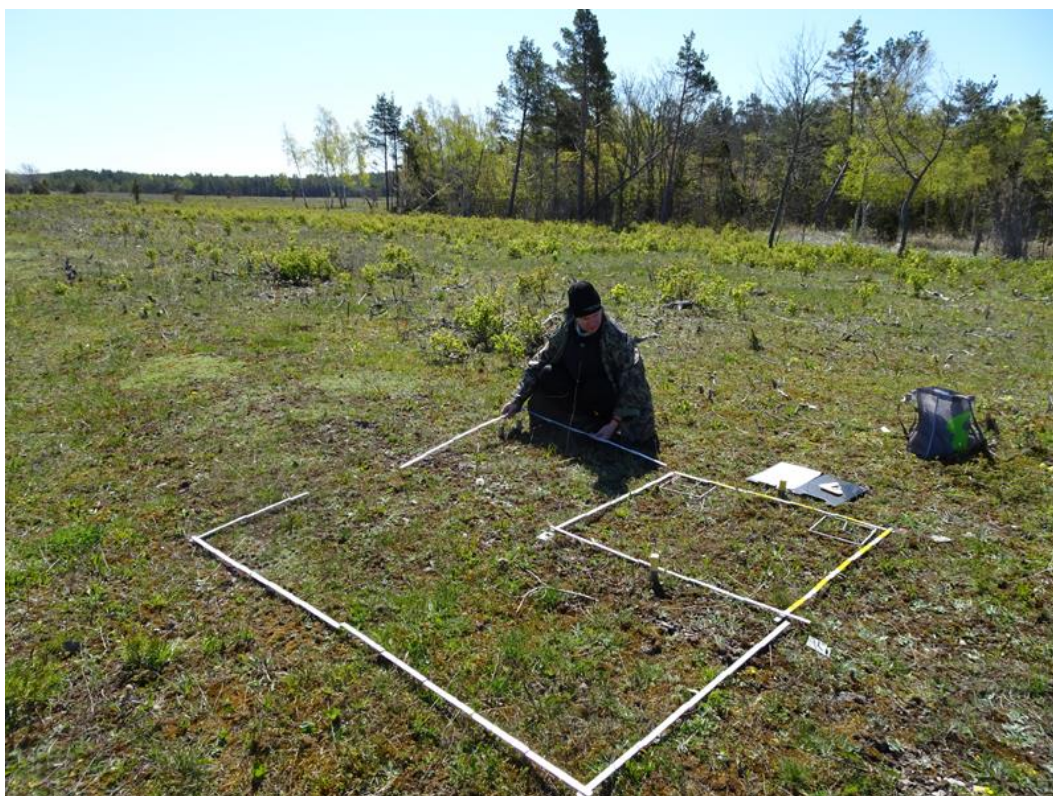


3. SAMMALTAIMED

Tiiu Kupper, Nele Ingerpuu

SAMMALTAIMED: METOODIKA

Sammaltaimede analüüsid teostati taastamiseelselt 2015. ja 2016. aasta suvel ning taastamisjärgselt juunis ja septembris 2019. ning mais ja juunis 2020. aastal. Metoodika oli samasugune nagu soontaimedel. Ruutudel A 10x10 ja 20x20 cm ja B 10x10 ja 20x20 cm ning 1x1 m ruutudel hinnati soontaimede, samblike ja sammalde üldkatvused ja kõigi samblaliikide katvused. 2x2 m ruutudel hinnati sammalde, soontaimede ja samblike üldkatvused (joonis 3.1). Kõikidel ruutudel, kaasa arvatud 10 m raadiusega alal väikeste ruutude ümbruses registreeriti kõik samblaliigid. Vajadusel koguti kaasa proovid liikide hilisemaks määramiseks mikroskoobi abil.



Joonis 3.1. Analüüsiaruudud Neemel 22.05.2020.

Kaasa kogutud piisava suurusega ja haruldasemad liigiproovid lisati eksemplaridena (155 tk) TÜ sammalde herbaariumisse ja sisestati andmebaasi PlutoF projekti "Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele: taastamiseelne ja taastamisjärgne seisund. KIK projekt" alla. Projektis on alam-projektina sammaltaimede taastamiseelsed ja taastamisjärgsed andmed (alamprojekt "Loopealsete taastamine: sammalde taastamiseelne ja taastamisjärgne seire"). Andmebaasi sisestati ka alade erineva töötluseluga ruutude sammalde liiginimekirjad.

Kokku analüüsiti 36 uurimisala, neist mandril 4 ala, Hiiumaal 7 ala, Muhumaal 9 ala ja Saaremaal 16 ala. Igal uurimisalal olid eristatud vastavalt võimalusele püsivaatlusalad avakoosluses, kadastikus ja metsas. Lisaks olid kontrollruudud. Sammalde poolest sai kokku analüüsitud 132 ruutu. Avakoosluse ruute oli 36, kadastiku ruute 36, metsaruute 34, kontrollruute 25 ning lisaks jälgiti ka Võrsna uurimisalal 2017. aastal põlenud piirkonna seisundit.



SAMMALTAIMED: TULEMUSED (TAASTAMISEELNE)

Taastamiseelselt (perioodil 2015-2016) leiti kõikidelt uurimisaladelt kokku 121 liiki sammaltaimi. Neist jäi üks liik ainult perekonna tasemele (*Dicranella* sp.). Perekonna tasemele jäi ka teisi eksemplare, mida liiginini ei õnnestunud määrata, kuid nendel perekondadel on üldises nimekirjas ka liigini määratud ja seega selliseid taksoneid eraldi liikidena ei loetud. Lisaks on nimekirjas kaks varieteeti (*Tortella inclinata* var. *densa* ja *Tortella tortuosa* var. *fragilifolia*). Avatud vaatlusaladel registreeriti kokku 85 liiki ja mõlemad nimetatud varieteetid, kadastikes 86 liiki, metsades 64 liiki.

Kõige sagedasemateks liikideks andmestikus olid harilik meelik (*Homalothecium lutescens*), läikulmik (*Hypnum cupressiforme*), harilik loodehmik (*Abietinella abietina*), kähär sulgsammal (*Ctenidium molluscum*) ja harilik kaksikhammas (*Dicranum scoparium*).

Avatud alade sagedasemad liigid olid lood-jõhvsammal, läikulmik, harilik meelik ja harilik loodehmik. Kadastikes olid samuti sagedasemad harilik meelik, läikulmik ja harilik loodehmik, kuid lisaks veel metsaliigid harilik laanik (*Hylocomium splendens*), harilik kaksikhammas ja metsakäharik (*Rhytidiadelphus triquetrus*). Metsaaladel olid kõige sagedasemateks tüüpilised metsasamblad metsakäharik, harilik laanik ja palusammal (*Pleurozium schreberi*), kuid väga sagedad olid ka läikulmik, harilik meelik ja harilik kaksikhammas.

Haruldastemate ja tähelepanuväärsemate taksonite hulgast väärivad taastamiseelsest analüüsist väljatoomist kaheksa liiki ja üks varieteet. Euroopa loodusdirektiivi liik ning Eesti kaitsealuste sammalde teise kategooriasse kuuluv **jäik keerdsammal** (*Tortella rigens*) esineb pillatult vaid Eesti lääneosas ning kuulub punases raamatus ohualtide (VU) kategooriasse. Teda leiti viielt alalt, neist ühelt oli liiki varem registreeritud (Saaremaa, Ilpla avatud ja kadastikualal), neli on uued leiukohad (Saaremaal Atla kadastiku ja Võrsna avatud alal, Muhumaal Võiküla 1 avatud alal ja Hiiumaal Paope kontrollalal). Teiste tähelepanuväärivate liikide hulgas leiti punase raamatu ohualtide kategooriasse kuuluva **kaljuskapaaniale** (*Scapania gymnostomophila*) neljas leiukoht Hiiumaal Vahtrepa lähedal Vohilaiu avatud alalt ning taasleiti **karvane mannia** (*Mannia pilosa*) Hiiumaalt Sarve avatud alalt. Punase raamatu ohulähedaste kategooria liikidest leiti viis: Kunze lõhisparbik (*Schljakovia kunzeana*), Halleri käändleht (*Campylophyllum halleri*), rulluv ripssammal (*Pseudocrossidium hornschuchianum*), lood-skapaania (*Scapania calcicola*), laiuv krässik (*Weissia squarrosa*). Haruldastest varieteetidest leiti *Tortella inclinata* var. *densa*. Avakooslustest leiti viis tähelepanuväärivat liiki (nende hulgas jäik keerdsammal, kaljuskapaania ja karvane mannia) ja haruldane varieteet, kadastikest neli liiki (nende seas jäik keerdsammal ja karvane mannia). Metsadest tähelepanuväärivaid liike ei leitud.

Alade keskmine liigirikkus avatud ja kadastike 10m raadiuses oleval vaatlusalal statistiliselt ei erinevad, kontrollaladel oli see aga väiksem, jäädes kadastike ja metsade vahele.

Vaatlusruutudel (1x1 ja 2x2 m) oli samblarinde liigirikkus ja keskmine katvus suurim avatud loopealsetel, millele järgnesid kontrollalad ja kadastikud. Metsakooslustes oli nii sammalde liigirikkus kui ka keskmine katvus tunduvalt väiksem (**tabel 3.1**).

Tabel 3.1. Keskmised sammaltaimede liikide arvud ja keskmised samblarinde üldkatvused erinevates kooslustes taastamiseelselt.

Keskmine liikide arv	avatud	kadastik	mets	kontroll
1x1 m	9	6.8	5.5	6.7
2x2 m	11.4	8.6	7.8	8.8
0.1 ha	18.3	17.2	13	15.4
Keskmine katvus				
1x1 m	69.4	62.9	36	66.6
2x2m	67.3	64.7	35.1	63.2



Kuigi 10m raadiuses oli keskmine liigirikkus suurim avatud aladel, siis üksikute alade kaupa vaadatuna olid liigirikkaamad kadastike ruudud Paadla, Atla ja Tammese-Kehila (vastavalt 30, 28 ja 27 liiki ruudus) projektialadel. Avakoosluste liigirikkaamad olid Võrsna, Atla ja Paope loopealne (esimesel 26, teistel 25 liiki ruudus). Metsaaladest olid kõige liigirikkamad Mõnnuste (19 liiki) ja Kurese, Atla, Eeriksaare ning Kassari (kõigis 18 liiki ruudus). Kontrollaladest oli liigirikkaim Paope (25 liiki), järgnesid Tammese-Kehila (21 liiki) ning Lõetsa 1 ja Lõetsa 2 (20 liiki). Atla kõigi koosluste suur liigirikkus osundab piirkonna liigirikkusele. Liigirikkamad piirkonnad on veel Tammese-Kehila ja Paope.

SAMMALTAIMED: TULEMUSED (TAASTAMISJÄRGNE)

Taastamisjärgselt leiti kõikidelt uurimisaladelt kokku 118 liiki sammaltaimi (eelmisel analüüsiperioodil 121 liiki). Neist jäi üks liik ainult perekonna tasemele (*Dicranella* sp.). Perekonna tasemele jäi ka teisi eksemplare, mida liiginini ei õnnestunud määrata, kuid nendel perekondadel on üldises nimekirjas ka liigini määratuid ja seega selliseid taksoneid eraldi liikidena ei loetud. Lisaks on nimekirjas üks varieteet (*Tortella tortuosa* var. *fragilifolia*).

Avakooslustes registreeriti kokku 89 liiki (varem 85) ja lisaks üks varieteet, kadastikes 88 liiki (varem 86), metsades 73 liiki (varem 64), kontrollaladel 82 liiki (varem 69, lisaks üks varieteet). Liikide üldarvu poolest olid avakooslused ja kadastikud suhteliselt sarnased eelmise perioodiga, metsades ja kontrollaladel oli liikide üldarv pisut tõusnud.

Kõige sagedasemateks liikideks kogu andmestikus olid läikulmik (*Hypnum cupressiforme*), harilik meelik (*Homalothecium lutescens*), harilik laanik (*Hylocomium splendens*), harilik koldsammal (*Campyladelphus chrysophyllus*), harilik loodehmik (*Abietinella abietina*) ja harilik kaksikhammas (*Dicranum scoparium*). Samad liigid olid sagedasemad ka esimesel analüüsiperioodil, vaid kähar sulgsammal (*Ctenidium molluscum*) oli sel korral harvemini esinev. Põhjuseks võisid olla vahepealsed põuased suved, sest loopealsetel on leitud selle liigi katvusel seos suve niiskustingimustega (Ingerpuu ja Kupper 2007).

Avatud alade sagedasemad liigid olid läikulmik, harilik meelik, lood-jõhvsammal (*Ditrichum flexicaule*), harilik loodehmik ja harilik koldsammal. Kadastikes olid samuti sagedasemad läikulmik, harilik meelik, harilik koldsammal ja harilik loodehmik, kuid lisaks veel metsaliigid harilik laanik (*Hylocomium splendens*), harilik kaksikhammas ja metsakäharik (*Rhytidiadelphus triquetrus*). Mõlemas tüübis oli sageli esinevate liikide seas ka avatud pinda vajav lühiealine liik kollakas barbula (*Barbula convoluta*). Metsaaladel olid kõige sagedasemateks läikulmik, harilik laanik, metsakäharik ja harilik kaksikhammas. Varasema perioodiga võrreldes oli suurenenud läikulmiku osakaal ja vähenenud ühe tüüpilise metsasambla - palusambla (*Pleurozium schreberi*) osakaal. Kontrollruutudes olid kõige sagedasemad harilik loodehmik, lood-jõhvsammal, läikulmik, harilik meelik ja harilik koldsammal.

Haruldasemate ja tähelepanuväärsemate taksonite hulgast väärivad nimetamist üheksa liiki ja üks varieteet. Saaremaalt Eeriksaare ja Lõu avakooslustelt leiti Eestile uus samblaliik ***Entosthodon muhlenbergii*** (joonis 3.2). Selle liigi iseloomulikuks kasvukohaks on märgitud lubjarikkad kuivad niidud, peamiselt loopealsed (Lönnell 2006) ning see liik on hinnatud Euroopa punases raamatus kategooriasse ohulähedane (Hodgetts & Lockhart 2020).



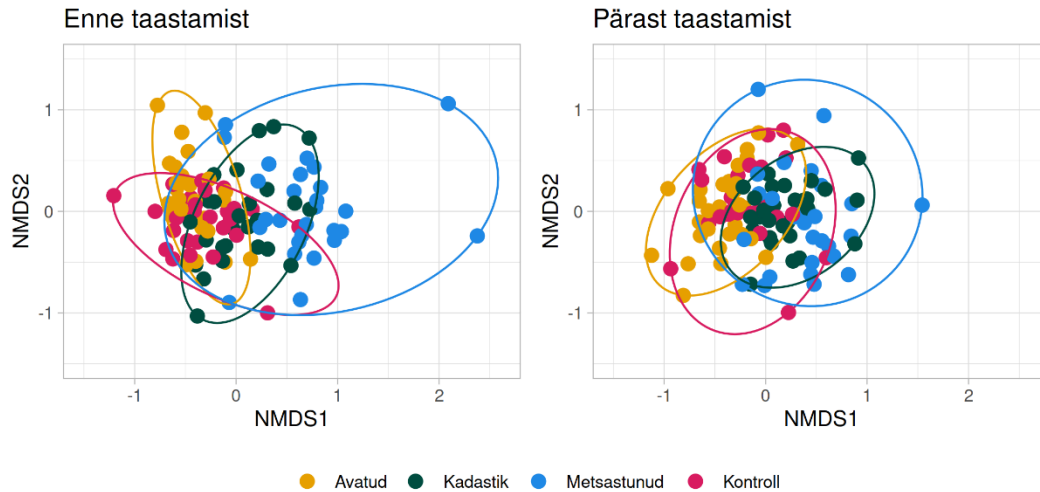


Joonis 3.2. *Entosthodon muhlenbergii*, Eestile uus liik, Lõu alal, eoskupraga

Euroopa loodusdirektiivi liik ning Eesti kaitsealuste sammalde teise kategooriasse kuuluv **jäik keerdsammal** (*Tortella rigens*) esineb pillatult vaid Eesti lääneosas. Esimesel analüüsiaastal leiti teda viielt alalt, neist ühelt oli liiki varem registreeritud (Saaremaa, Ilpla avatud ja kadastikualal), neli olid uued leiukohad (Saaremaal Atla kadastiku ja Võrsna avatud alal, Muhumaal Võiküla 1 avatud alal ja Hiiumaal Paope kontrollalal). Sellel analüüsiperioodil leidsime liiki kokku kaheksalt alalt, neist taasleitud olid Saaremaalt Ilpla avakoosluselt ja kadastikult ja Võrsna avatud alalt ning Hiiumaalt Paope kontrollalalt. Uued leiukohad olid Saaremaalt Võrsna põlenud loalalt, Paadla kadastikult, Muhumaalt Nõmmküla kontrollalalt, Võiküla 1 kontrollalalt ja Hiiumaalt Vohilau avakooslusest. Teiste tähelepanuväärivate liikide hulgas leiti Eesti punase nimestiku ohustatute kategooriasse (Ingerpuu et al. 2018) kuuluv **kääbus-karviksammal** (*Pogonatum nanum*) Saaremaa Paadla avakooslusest. Punase nimestiku ohualtude kategooriasse kuuluvatest leiti **mugulpirn** (*Pohlia bulbifera*) Eeriksaare kontrollalalt ja taasleiti **karvane mannia** (*Mannia pilosa*) Sarve ja Atla avakooslustelt ning uute leiukohtadena Lõu ning Kassari avakooslustelt. Punase nimestiku ohulähedaste kategooria liikidest leiti neli liiki: **rulluv ripssammal** (*Pseudocrossidium hornschuchianum*), **kiviskapaania** (*Scapania lingulata* var. *lingulata*), **loodskapaania** (*Scapania calcicola*), **laiuv krässik** (*Weissia squarrosa*). Avakooslustest leiti seitse tähelepanuväärivat liiki (nende hulgas jäik keerdsammal, karvane mannia, kääbus-karviksammal ja *Entosthodon muhlenbergii*, kadastikest kaks liiki (sealhulgas karvane mannia). Kontrollaladelt leiti neli tähelepanuväärset liiki. Metsadest tähelepanuväärivaid liike ei leitud.

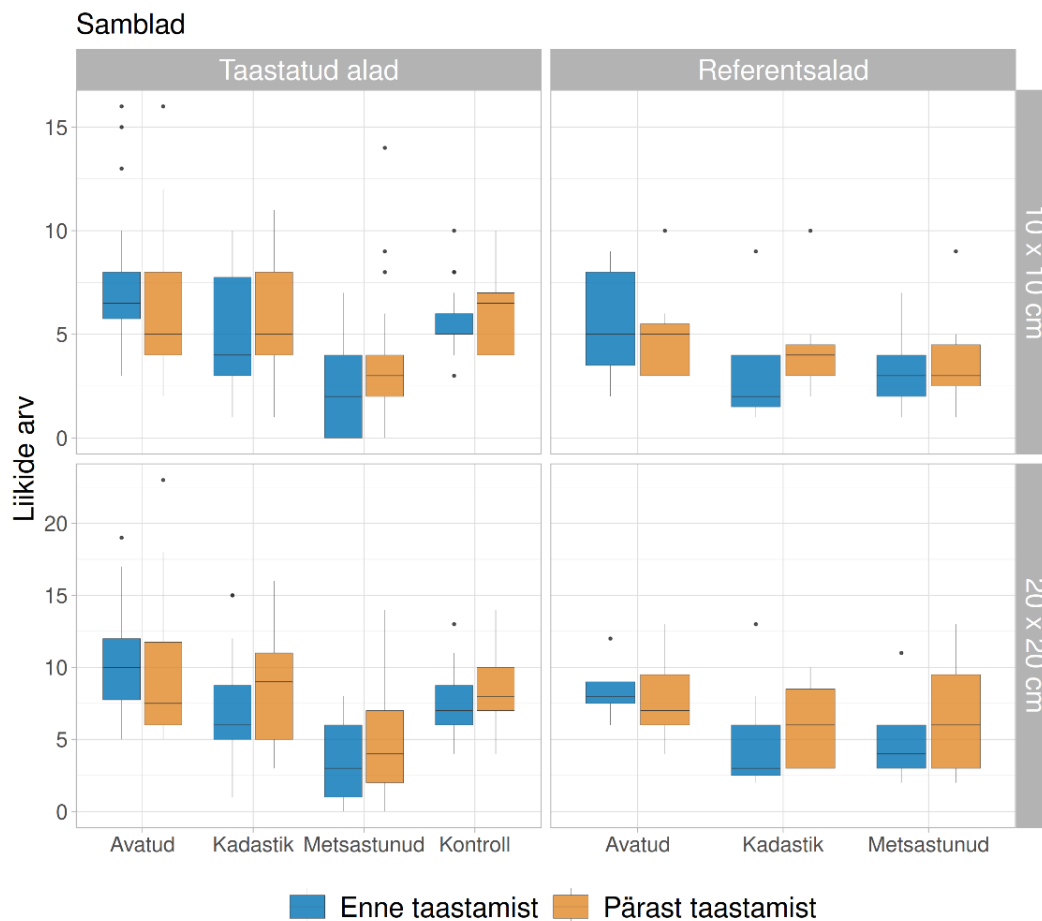
Suurt muutust sammalde liikide arvus eri skaalades ja eri töötlustes ei toimunud. Liigirikaimad olid alati avatud alad ja kontrollalad, ka kadastikud olid liigirohked, kuid metsaalad olid neist omajagu vaesemad. See on seletatav ka liigilise koosseisu erinevusega avatud alade ja kadastike vahel võrrelduna metsaaladega (joonis 3.3) ning vaid õige vähese muutusega taastamisjärgselt võrrelduna taastamiseelse seisuga. Pärast taastamist on metsastunud alad muutunud kontrollaladele ja avatud aladele pisut sarnasemaks. Nüüdseks valgusele eksponeeritud metsasamblad olid kohati lausaliselt surnud. Ka esmaste ja kordusanalüüside liigilise koosseisu omavahelisel võrdlusel täheldasime muutuseid. Esmakordselt ilmus metsaaladele loopealsetele tüüpiline liik harjastiivik (*Fissidens dubius*), tõusis avatud loaladele omase lood-jõhvsambla osakaal ning kadusid tüüpilised metsasamblad: lehviksammal (*Ptilium crista-castrensis*), kähar salusammal (*Eurhynchium angustirete*) ja lame oravulmik (*Sciuro-hypnum curtum*). Korduval analüüsi aladele lisandusid ka avatud aladele iseloomulikud kollakas barbula, punaharjak (*Ceratodon purpureus*), hõbe-pungsammal (*Bryum argenteum*), valkjas lühikupar (*Brachythecium albicans*), muru-nuttsammal (*Ptychostomum imbricatum*) ja käändkrässik (*Weissia controversa*).





Joonis 3.3. Sammaltaimede liigilise koosseisu ordinatsioonanalüüsi (mittemeetriline mitmemõõtmeline skaleerimine, NMDS) tulemus. Erinevad värvid näitavad erinevaid suktsessiooniastmeid enne ja pärast taastamist. Punktide omavaheline kaugus näitab nende liigilise koosseisu suhtelist omavahelist erinevust.

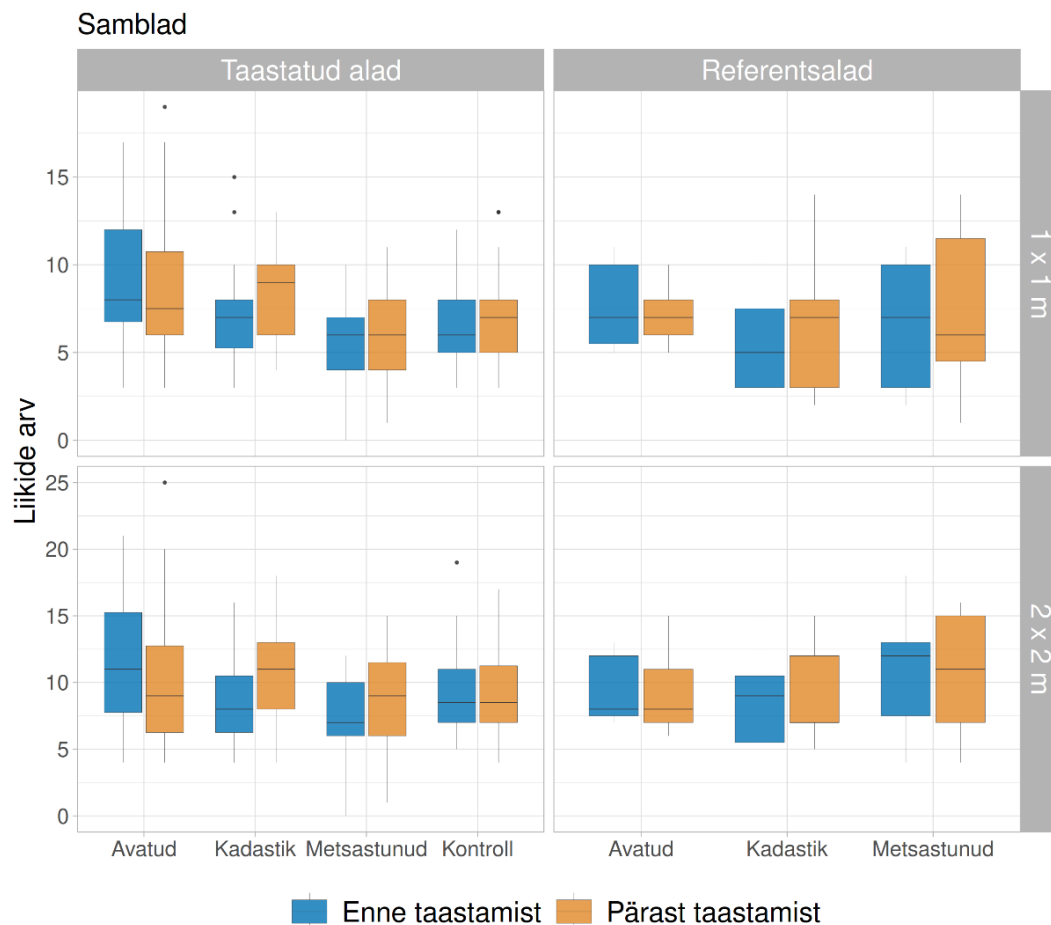
10x10 cm ja 20x20 cm ruutudes taastamiseelselt ja taastamisjärgselt olulisi erinevusi ei olnud. Metsaalad olid selles skaalas kõige liigivaesemad ning ka pärast taastamist liigirikkus oluliselt tõusnud ei ole (**joonis 3.4**).



Joonis 3.4. Sammaltaimede liikide arv 10x10 cm (ülemised joonised) ja 20x20 cm (alumised joonised) ruutudel. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulisi erinevusi kahe taastamisperioodi võrdlusel ei esinenud.



1x1 ja 2x2 m ruutudes oli sammalde liigirikkus samuti kõrgeim avatud aladel, kuid olulist erinevust taastamiseelse ja taastamisjärgse olukorra vahel üheski töötluses ei tuvastatud. Kadastikes võis küll täheldada keskmise liigirikkuse mõningast tõusu taastamisjärgselt (joonis 3.5).



Joonis 3.5. Sammaltaimede liikide arv 1x1 m (ülemised joonised) ja 2x2 m (alumised joonised) ruutudel. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhtjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulisi erinevusi kahe taastamisperioodi võrdlusel ei esinenud.

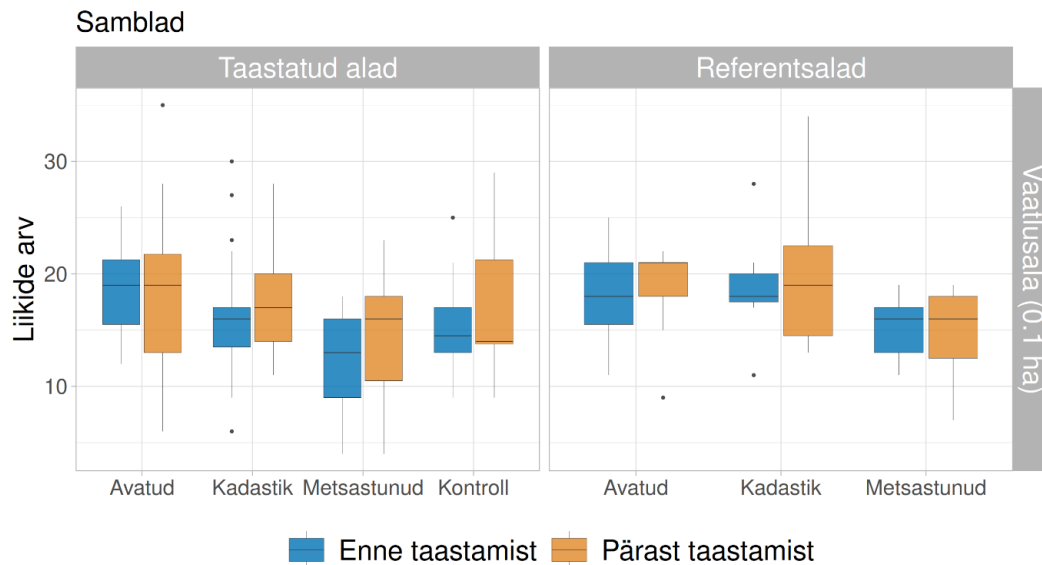
Samblarinde keskmine katvus oli suurim kontrollaladel, millele järgnesid avakooslused ja kadastikud. Metsakooslustes oli keskmine katvus tunduvalt väiksem (tabel 3.2).

Tabel 3.2. Samblarinde keskmised katvused 1x1 ja 2x2 m ruutudes taastamisjärgselt.

Keskmine katvus	avatud	kadastik	mets	kontroll
1x1 m	59,4	45,6	23,8	68,2
2x2m	59,3	46,1	24,1	62,6

10 m raadiusega piirkonnas oli keskmine liigirikkus suurim avakooslustes ja kadastikes, kuid enne ja pärast taastamist liigirikkustes olulist erinevust ei olnud (joonis 3.6).





Joonis 3.6. Sammaltaimede liikide arv kogu vaatusalal. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulisi erinevusi kahe taastamisperioodi võrdlusel ei esinenud.

Taastamiseelset perioodil olid kõige liigirikkamad kadastike ruudud Paadla, Atla ja Tammese-Kehila (vastavalt 30, 28 ja 27 liiki ruudus). Avakoosluste liigirikkaimad olid Võrsna, Atla ja Paope (esimesel 26, teistel 25 liiki ruudus). Metsaaladest olid kõige liigirikkamad Mõnnuste (19 liiki) ja Kurese, Atla, Eeriksaare ning Kassari (kõigis 18 liiki ruudus). Kontrollaladest oli liigirikkaim Paope (25 liiki), järgnesid Tammese-Kehila (21 liiki) ning Lõetsa 1 ja Lõetsa 2 (20 liiki).

Taastamisjärgselt oli kõige liigirikkam Lõu avatud ala 35 liigiga, millele järgnes Atla kadastikuala 34 liigiga (**Tabel 3.2**). Avakooslustest olid veel liigirikkamad Eeriksaare (28), Ilpla (27) ja Aruküla (27). Kadastikualadest Aruküla (28), Lõu (26) ja Mäla (26). Kontrollaladest Paope (29), Kahtla-Kübassaare (26) ja Eeriksaare (25). Metsaaladest Nõmmküla (20), Asva (20) ja Heltermaa mõlemad alad (19). Liigirikkaimate alade puhul on tegu *Festucetum* tüüpi aladega, kus soontaimede katvus on hõredam ja kus sageli paljastub paas või muld.

Tabel 3.2. Kõige liigirikkamad alad aastatel 2019 – 2020. Rasvaselt vastava koosluse liigirikkaimad 10 m raadiusega aladel.

Ala nimi	Avakooslus	Kadastik	Mets	Kontroll
Aruküla	27	28	15	14
Asva	19	18	20	13
Atla	21	34	16	
Eeriksaare	28	19	13	25
Heltermaa-lisa	11	21	19	14
Heltermaa	21	19	19	
Ilpla	27	23	18	16
Kahtla-Kübassaare	18	19	17	26
Kõruse	20	20	10	24
Lõu	35	26	10	21
Mäla	21	26	18	
Nõmmküla	25	16	20	22
Paope	21	13	18	29
Türju	21	16		24



Võrdlesime t-testiga katvusi ja liigirikkusi alperioodil ja lõppanalüüsides aladel, kus nii taastamiseelsed kui taastamisjärgsed analüüsid olid tehtud täpselt samadel püsiruutudel. Avakooslustes saime võrrelda 21 ala, kontrollides 20 ala, kadastikes 12 ala ja metsades 9 ala. Tulemusena selgus, et katvus ei erinenud oluliselt avakooslustes, kontrollides ja metsades üheski ruudu suuruses, kuid vähenes oluliselt kadastikes kõikides ruudu suurustes. Liigirikkus 10 m raadiusega aladel ja 1x1 m ruutudes ei erinenud üheski töötlustes, 2x2 m ruutudes suurenes oluliselt metsades, 20x20 cm ruutudes kontrollis, metsas ja kadastikes ning 10x10 cm ruutudes kõigis töötlustes. Kuna 10x10 cm ja 20x20 cm ruutudes liigirikkus suurenes ka kontrollis, siis kõige väiksemates skaalades liigirikkuse suurenemine võib olla tingitud analüüside ajastatusest ja ilmastikust. Suuremas skaalas – 2x2 m ruutudes - suurenes liigirikkus vaid metsades.

Seega võib öelda, et neli aastat on liiga lühike aeg, et liigirikkus jõuaks majandatud aladel oluliselt tõusma hakata. Samas ei erinenud liigirikkus juba algsetki kuigi palju eri töötlustega 10 m raadiusega ruutude vahel, ainult metsas oli liike vähem. Tulemus näitab, et majandamata avatuna säilinud aladel ja kadastikes on sammalde liigirikkus veel küllaltki suur. Liigirikkus võiks eeldatavalt suureneda kõige rohkem taastatavatel metsaaladel, kuid analüüsides vaheline aeg on olnud liiga lühike, et see muutus praegu statistiliselt oluliseks osutuks.

SAMMALTAIMED: KOKKUVÕTE JA SOOVITUSED TAASTAMISEKS JA HOOLDAMISEKS

Säilinud avatud loopealsed sammaltaimede poolest liigirikkad. Liigirikkad on ka kadastikud, kus avalikke on veel siin-seal säilinud, kuid lisanduvad ka metsaliigid. Samas tähelepanuväärivate ja haruldaste taksonite hulk oli suurim avakooslustes. Taastamistööde tulemusena on oodata keskkonnatingimuste paranemisest tulenevat positiivset mõju sammalde liigirikkusele taastatud metsastunud ja kadastunud aladel, kuid analüüs näitas, et sammaltaimed reageerivad taastamisele aeglaselt.

Uus liik meie loopealsetel *Entosthodon muhlenbergii* ongi sellele kasvukohale tüüpiline. Paljudes Euroopa riikides on ta ohukategooriasse arvatud. Põhjamaadest esineb ta vaid Rootsisis kahel saarel (Gotland ja Öland) ning ta on arvatud seal ohulähedaste liikide hulka. Ka Eesti punase nimestiku uuendamisel aastal 2028 võib ta suure tõenäosusega ohustatuks või ohulähedaseks hinnatud saada. Selle liigi leidmine Eestis võib olla tingitud sellest, et analüüsid teostati neil aladel kevadel – maikuu lõpus, ja tegu on tõenäoliselt just kevadel oma elutsükli kiiresti läbiva liigiga. Sama võib öelda meil haruldase karvase mannia mitme uue leiu kohta, sest suve keskpaigaks võib ka see liik olla juba kuivanud.

Avatud loopealsed vajavad säilimiseks karjatamist, kuid karjatamiskoormused peavad olema eri tüüpi aladel erinevad. Ohukesemullalised ning kohati paljanduva paega loopealsetel peaks karjatama vaid lambaid ning loomühikute arv peaks olema väga väike. Erilise tähelepanu all ja sobiva majandamisega peaksid olema loodusdirektiivi liigi jäiga keerdsambla elupaigad, aga samuti punase nimestiku ohukategooriasse kuuluvate liikide elupaigad. Osaliselt kinnikasvanud loopealsetel tuleb kadakad esmalt eemaldada ja alles siis kari peale lasta, et karjatamiskoormus jaguneks alal ühtlasemalt. Igal juhul tuleks eelistada loopealsetel lambaid, vaid paksema mulla korral võivad karjatamises osaleda ka veised.

Ülekarjatamine mõjub taimestikule hävitavalt. Seda nägime Kahtlas 2016 aastal, kus veised olid eelistatult toimetanud peamiselt ala ühel küljel ja seal väljaheidete, tallamise ja selektiivse söömisega rikkunud loo ilme ning kahjustanud tugevalt taimestikku. 2019-2020 perioodil ei täheldanud ühelgi alal väga tugevat ülekarjatamist.

Uurimus Rootsi Ölandi saare loopealsetel näitas, et sammalde liigirikkusel on oluline positiivne seos mulla pH ja karjatamise intensiivsusega ning negatiivne seos mulla tusedusega (Tyler et al. 2018). Kui mulla pH ja tuseduse muutumist on keeruline mõjutada, siis hästi planeeritud karjatamiskoormusega saab sammalde liigirikkust edendada. Kariloomade jalgadega tekitatud avatud mullapinnast saavad targata levisepangas säilinud liigid (Kupper et al. 2016). Ehkki sammaldel on väga väikesed eosed, on liikide kauglevi siiski üsna aeganõudev ning efektiivsem võiks olla vaesunud alasid rikastada leviseid sisaldava mulla transplanteerimisega liigirikastelt aladelt. Sellist positiivset mõju liigirikkusele leviste lisamisel oleme näidanud metsakoosluste puhul (Ingerpuu et al. 2019).



4. SAMBLIKUD

Inga Jüriado, Ede Oja

SAMBLIKUD: METOODIKA

Samblike uuring viidi taastamiseelselt läbi 2016. aasta suvel, uuringu viis läbi TÜ spetsialist dr. Ede Oja. Taastamisjärgselt toimus samblike uuring 2019. ja 2020. aasta suvel, uuringu viis läbi TÜ kaasprofessor Inga Jüriado.

Maapinnasamblike meetodika järgis soontaimede ja sammaltaimede meetodikat: igal püsivaatlusalal registreeriti maapinnasamblike katvus samades ruutudes (10x10cmA, 20x20cmA, 10x10cmB, 20x20cmB, 1x1m, 2x2m ja 0,1 ha), kus soontaimed ja sambladki. **Kadakatel kasvavaid samblike** uuriti taastamiseelselt kõigis 35 uuringualal, igal alal valiti üheksa kadakat (avatud alal ja kontrollalal uuriti kummaski kolme kadakat ja ülejäänud kolm kadakat valiti kas kadastikust või metsaalalt), kokku uuriti epifüütsete samblike esinemist 104-l püsivaatlusalal 312-l kadakal. Taastamisjärgselt uuriti kadakatel kasvavaid samblike 94 püsivaatlusalal, ülejäänud aladel kadakad puudusid või ei olnud vastava ala kadakad valitud seireks 2016. aastal. Proovialad, kus kadakad puudusid olid eelkõige endised loometsa alad, kus taastamise käigus oli eemaldatud valdavalt kogu puu- ja põõsarinne. Kadakapõõsaid polnud ka üksikutele avatud, kadastiku ja referentsaladel.

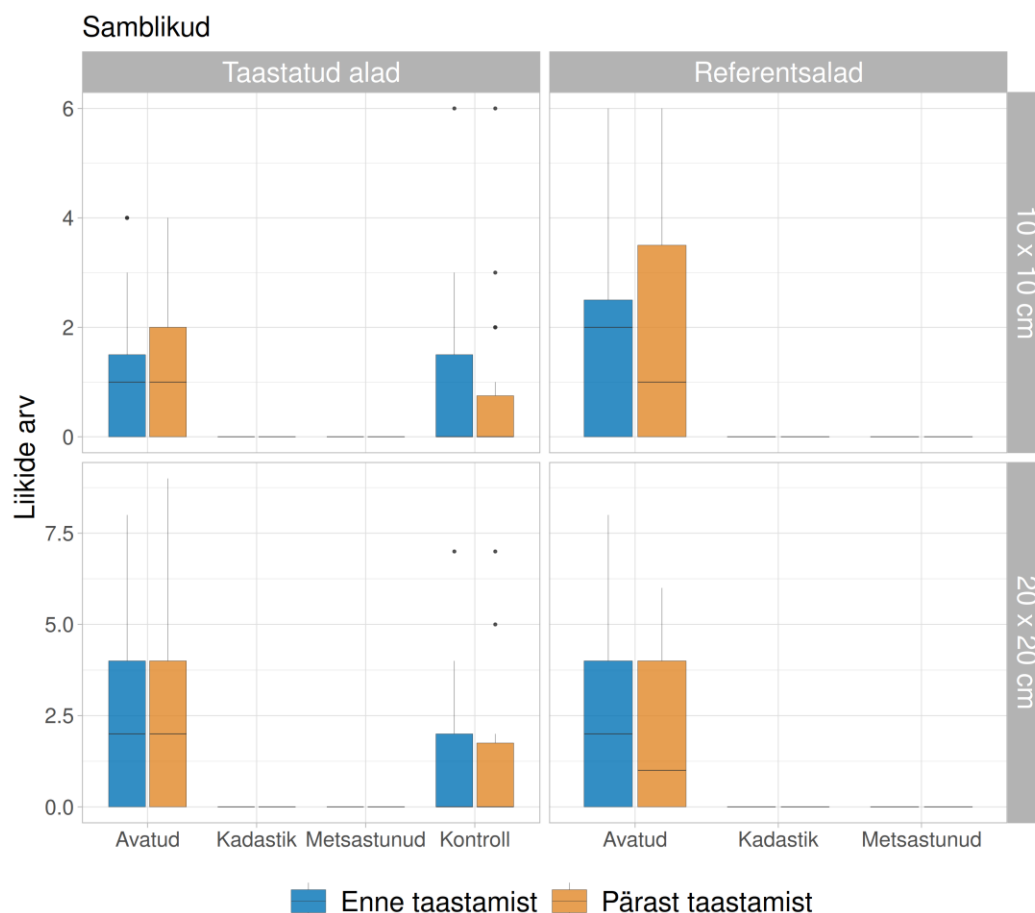
Kuna välitingimustes pole võimalik enamikku samblikest liigini määrata, siis koguti igalt alalt samblike kaasa laboratoorseteks uuringuteks.

SAMBLIKUD: TULEMUSED

MAAPINNASAMBLIKUD TAASTATUD JA REFERENTSLOOALADEL

Taastamiseelselt tuvastati, et maapinnasamblike ei kasvanud mitte igal uuritud püsivaatlusalal. 110 alast umbes pooltel ehk 57-l alal maapinnasamblikud puudusid. Taastamistegevuste mõju loolade samblike uuriti 134 proovialal 2019. ja 2020. a. suvekuudel. Maapinnasamblike leiti kasvamas 66 proovialal, 68 proovialal maapinnasamblike ei tuvastatud. Maapinnasamblike leiti 27 avatud looniidul, 18 lookadastikus, 18 kontrollalal, metsaaladel maapinnasamblikud praktiliselt puudusid (leiti vaid kahel loometsaalal). Maapinnasamblikega aladest 38 olid taastatud ja 26 kontroll- või referentsala, kus taastamistöid ei olnud tehtud. Väikeses skaalas (10x10 cm ja 20x20 cm) metsastunud ja kadastiku aladel maapinnasamblikud enamasti puudusid ([joonis 4.1](#)).





Joonis 4.1. Maapinnasamblike liigirikkus enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhtjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulisi erinevusi kahe taastamisperioodi võrdlusel ei esinenud.

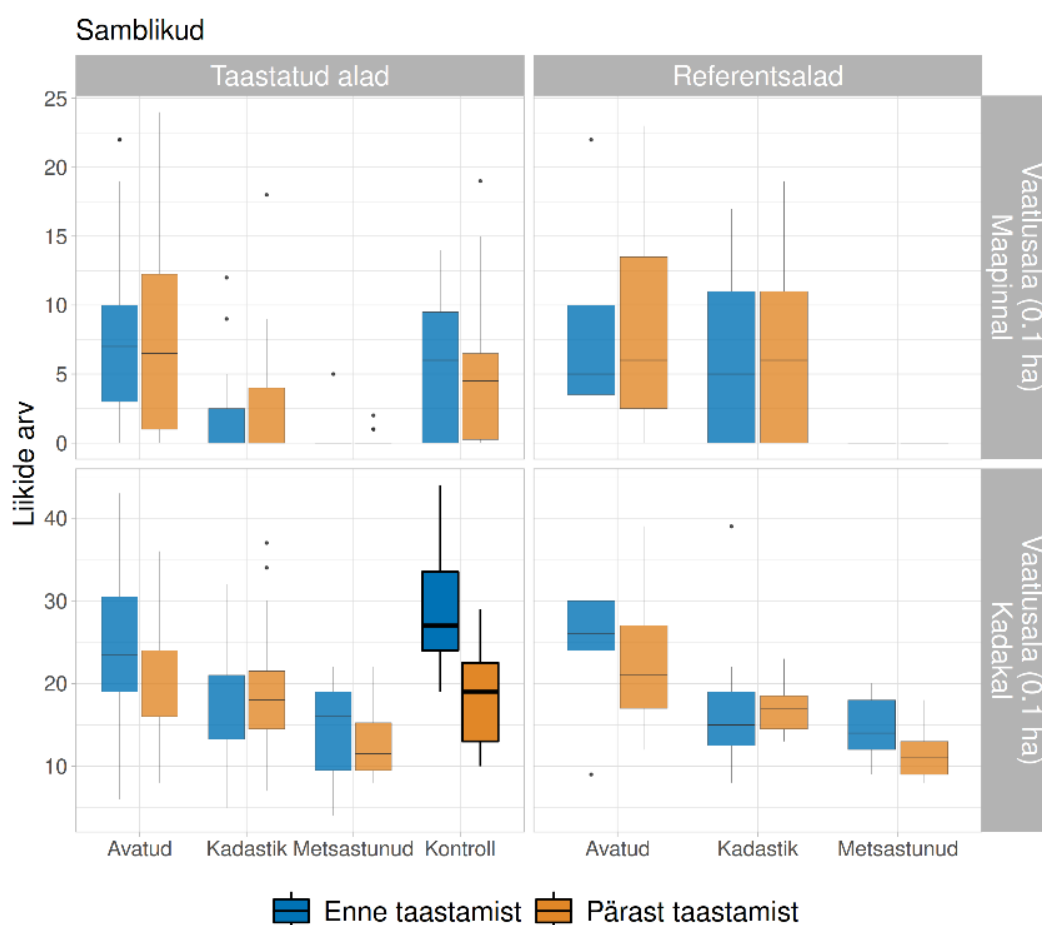
Kokku leiti kuuekümne kuuel proovialal suurusega 0.1 ha 61 taksonit epigeiidseid samblikke, nende hulgas kolm taksonit on nimekirjas perekonna tasemel (e.g. *Placidium* sp., *Collema* sp.), sest neid eksemplare ei olnud võimalik liigini määrata. Kaks väga sarnast liiki *Cladonia arbuscula* ja *C. mitis* käsitletakse selles töös ühe taksonina, kuna nende eristamine välioludes ei olnud otstarbekas. Kuut maapinnasambliku liiki, mis leiti 2016 a. inventuuride käigus (Oja 2016), enam ei tuvastatud, aga leiti lisaks 13 liiki, mitmed neist Eestis haruldased, mida seni nimekirjas ei olnud. Nõmmküla kontrollalalt leiti 2. kaitsekategooriasse kuuluv harilik lohksamblik (*Solorina saccata*), mis 2019. a. koostatud punases nimestikus on ta kategoorias „väljasuremisohus“ (EN) (Lõhmus et al. 2019). Harilikku lohksamblikku on sellelt lootalt ka varasemate looniitide samblikeinventuuride ja -uurimuste käigus leitud (Leppik et al. 2013, 2015). Lisaks leiti veel mitmeid punase nimestikku kuuluvaid suursamblikke: harilik tundrasamblik (*Flavocetraria nivalis*) (CR), hall rähksamblik (*Catapyrenium cinereum*) (EN), kare porosamblik (*Cladonia scabriuscula*) (VU) ja hele kilpsamblik (*Peltigera ponojensis*) (NT). 2019. a. inventuuri käigus leitud sammaldel kasvav pisisamblik *Mycobilimbia berengeriana* on ka Eestis suhteliselt haruldane (all 20 leiukoha) ning levinud peamiselt Saaremaa loopealsetel.

Kõige levinumad maapinnasamblikud uuritud aladel olid porosamblikud perekonnast *Cladonia*. Kõige enam leidis uuritud aladel liibuvat porosamblikku (*Cladonia pocillum*, 42-l alal), mis kuulub punase nimestiku kategooriasse ohulähedane (NT) (Lõhmus et al. 2019). Järgnesid loo-porosamblik (*Cladonia subrangiformis*) (38-l alal) ja islandi käokõrv (*Cetraria islandica*), vaip-porosamblik (*Cladonia symphyrcarpia*) ja muru-porosamblik (*C. rangiformis*) (vastavalt 30, 29 ja 27-l alal). Pisisamblikud *Agonimia globulifera* ja *Bacidia bagliettoana* kasvasid vastavalt 27 ja 26-l alal. 2016. aasta seire ajal 24-l alal pruun kilpsamblikuks (*Peltigera rufescens*) määratud eksemplarid on valdavalt Eestis juba teadaolev, kuid seni kirjeldamata liik *Peltigera „neorufescens“* (Jüriado et al. 2017). Selle taksoni määranguks teosati samblikke moodustava seene DNA nukleotiidsed järjestuse määramine (nrITS region) ja Blast-analüüs.



Ühe prooviala kohta (0.1 ha) registreeriti enim maapinnasamblikke Sarve avatud looniidult (25 liiki), Atla ja Kassari avatud aladelt registreeriti vastavalt 23 ja 22 liiki. Kõige vähem maapinnasamblikke leiti metsastunud aladelt. 18-l proovialal leiti 0.1 ha alalt 10-20 maapinnasamblikuliiki, ja 45 proovialal oli maapinnasamblike liike vähem kui 10. Keskmiselt leiti 0.1 proovialalt 8 samblikuliiki, 2 x 2 m ja 1 x 1 m ruudust leiti keskmiselt 4 samblikuliiki, 20 x 20 cm ruudus ja 10 x 10 cm ruudus oli keskmiselt 1 kuni 2 taksonit. Olulisi erinevusi taastamiseelse ning taastamisjärgse aja vahel maapinnasamblike liikide arvus ei leitud (joonis 4.2).

Võrreldes 2016. aastal tehtud samblike inventuuriga oli mitmete seireruutude ja –alade asukohti muudetud või asendatud. 2016. a. ja 2019-2020. a. maapinnasamblike seireandmeid saab võrrelda 38 seirealal, mille asukoht on jäänud samaks ja/või 2016. aasta inventuuri käigus on määratud ka kõik samblikuliigid. LOE1-A alal (Lõetsa avatud) oli 2016 maapinnasamblikud olemas, kuid peale taastamistõid maapinnasamblikke enam ei leitud, ülejäänud aladel, kus 2016 leiti maapinnasamblikke, olid need olemas ka 2019 või 2020 aastal. Kahel alal, kus 2016 samblikke ei leitud, leiti 2019 a. samblikud kõdupuidult (LOE1-B) või samblamättalt (KUR-B). Vohilau metsast (VOH-C), kus 2016 samblikke polnud, leiti fragmenteerunud põdrasamblik *Cladonia arbuscula*.



Joonis 4.2. Maapinnal (ülemine rida) ja kadakatel (alumine rida) olevate samblike liigirikkus kogu vaatlusalas skaalas enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.

Maapinnal kasvavate samblike liigilise koosseisu muutusi taastatud ja taastamata loolade vahel hinnati MRPP ja ordinatsioonanalüüsiga kasutades programmi PC-ORD ver. 7. Liigilise koosseisu võrdlemiseks jaotati 2019. a. ja 2020. a seiratud uurimisalad järgnevatesse gruppidesse: taastatud avatud looniit, taastatud lookadastik, kontrollala (looniit kadakatega, kus taastamist ei tehtud) ja endine loomets (ala, kust puud on maha raiutud, ala

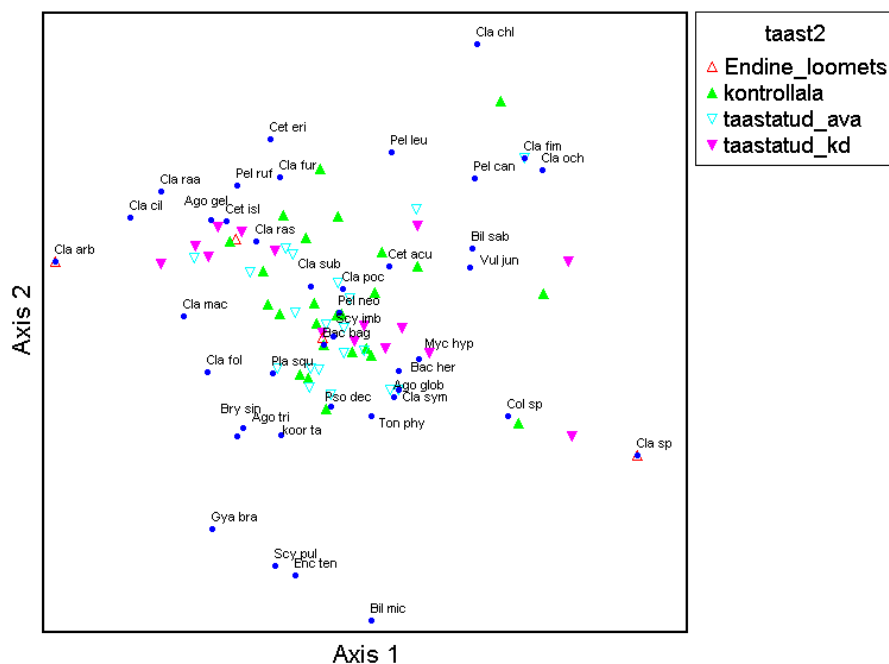


on kujunenud või kujunemas niidukoosluseks). Liigilise koosseisu statistilise erinevuse kontrolliks tehti MRPP analüüs, mis näitas, et nende uurimisalade liigiline koosseis erineb vaid teatud kindlate alatüüpide vahel ($A = 0.0231$, $p = 0.001$, Tabel 4.1). Maapinnasamblike kooslus erineb taastatud avatud ala ja taastatud kadastiku ning taastatud avatud ala ja endise loometsa vahel. Taastatud avatud ala ja kontrollala maapinnasamblike kooslus omavahel ei erinenud; nagu ka kontrollalad ei erinenud taastatud kadastikest ja ka endisest loometsast.

Tabel 4.1. Taastatud ja taastama loalade maapinnasamblike liigilise koosseisu võrdlus MRPP testiga. Statistiliselt oluline erinevus võrreldavate alagruppide vahel on märgitud rasvases kirjas (p , Bonferroni parandus on arvesse võetud). Kasutatud koodid: taastatud_ava – taastatud avatud looniit, taastatud kadastik, kontrollala – looniit kadakatega, kus taastamist ei tehtud, endine loomets – puud on maha võetud, on kujunenud või kujunemas niidukoosluseks.

Ala	A	p
taastatud_ava vs. endine_loomets	0.04465293	0.0018
taastatud_ava vs. kontrollala	0.00087853	0.331
taastatud_ava vs. taastatud_kadastik	0.02172086	0.006
endine_loomets vs. kontrollala	0.02435981	0.014
endine_loomets vs. taastatud_kdastik	0.01228532	0.127
kontrollala vs. taastatud_kadastik	0.01095676	0.036

Maapinnasamblike liigilise koosseisu vähest varieeruvust eri tüüpi uurimisalade vahel näitab ka trendivaba vastavusanalüüsi ordinatsioonipilt, kus on näha, vaid taastatud kadastike mõningane eristumine osadest taastatud avatud aladest ja kontrollaladest (joonis 4.3).



Joonis 4.3. Maapinna kasvavate samblike liigilise koosseisu varieeruvus uurimisaladel trendivaba vastavusanalüüsis (DCA). Esimese telje (Axis 1) kirjeldusprotsent on 58 ja 2. telg (Axis 2) kirjeldab 6% liigilise koosseisu varieeruvusest. Liigid on tähistatud siniste punktidenä. Uurimisalad (tähistatud kolmnurkadega, vt. legend): taastatud_ava – taastatud avatud looniit, taastatud_kd – taastatud lookadastik, kontrollala – looniit kadakatega, kus taastamist ei tehtud, endine loomets – ala, kust puud on maha raiutud, ala on kujunenud või kujunemas niidukoosluseks.

EPIFÜÜTSED JA EPIKSÜÜLSED SAMBLIKUD KADAKATEL TAASTATUD JA REFERENTSLOOALADEL

Kadakatel leiti kasvamas 105 lihheniseerunud seene taksonit. Lisaks leiti 11 taksonit, mida käsitleti perekonna tasemel või mille liiki ei olnud võimalik kindlaks määrata. Sealhulgas, nii nagu ka 2016 a. seire ajal, jäeti perekonna tasemele lõõvesamblikud (*Lepraria* spp.) ja liideti üheks taksoniks kõik kollase steriilse tallusega liigid (*Lecanora compallens*, *Lecanora expallens*, *Lecidella flavosorediata*, *Lecidella subviridis*, *Pyrrhospora quernea*), mida pole võimalik ilma samblikuainete keemilise analüüsita liigini määrata. Ühe taksonina käsitletakse ka roheline steriilse teralise tallusega samblikke.

2016. a. seire käigus registreeriti Muhus Paenase avatud alal kadakatel Eesti jaoks uus liik *Protoparmelia oleagina*. 2019 a. seire käigus leiti seda liiki Paenase kadastiku seirealalt (PAE_B), lisaks veel Hiiumaalt Vohilaiu seirealalt (VOH-C). Seega, on seda liiki teada praegu kahest leiukohast Eestis.

Kõige levinum samblik uuritud kadakatel oli pisisamblikud – h. jahusamblik (*Phlyctis argena*) ja nuppsamblik *Buellia griseovirens* (kasvasid 86 % uuritud aladest), järgnesid liudsamblikud *Lecanora pulicaris* ja *L. symmicta*, ning suursamblike hulka kuuluv h. hallsamblik (*Hypogymnia physodes*). Üle poolte uuritud aladel kasvas suursamblikest veel vagu-lapikasmblik (*Parmelia sulcata*) ja kuld-pruunsamblik (*Melanelixia subaurifera*). Ligi pooled leitud taksonitest (40) olid proovialadel harva esinevad, leidudes vaid 1-3 proovialal. Tähelepanuväärsetest samblikest leiti kuue proovialal kadakatel kasvamas silmatorkava kollase tallusega kadaka-rebasesamblik *Vulpicida juniperinus* (NT, ohulähedane, Lõhmus et al. 2019) (joonis 4.5), samuti 6 proovialal leidis Eestis harva esinev (alla 20 leiukoha) pisisamblik *Ochrolechia szatalaënsis* ja suursamblike hulka kuuluv Ernsti lapikasmblik (*Parmelia ernstiae*). Ernsti lapikasmbliku eksemplaridele teostati DNA nukleotiidse järjestuse määramine (nrITS region), et eristada teda sarnastest krüptilistest liikidest (Suija et al. avaldamata andmed). Pisisamblikku *Blastenia ferruginea* leiti 24 proovialalt ja *B. herbidella* leiti 7 proovialalt. Need on Eestis üsna haruldased samblikud, mida on leitud peamiselt vaid Lääne-Eesti saarte loopealsete vanadelt kadakatel, eriti iseloomulikud on need liigid plaatloole kadastikele (Jüriado et al. 2015). Eestis üsna harva leiduvaid kuldsamblikke *Caloplaca ulcerosa* ja *Athallia (Caloplaca) cerinelloides* leiti selle uurimuse käigus vastavalt ühel või kahel korral.

Kõige liigirikkam ala epifüütsete samblike poolt oli Hanila avatud prooviala, kus kasvas 39 samblikuliiki, järgnesid Virtsu kadastik 37 liigiga ning Lõo avatud ala ja kadastik vastavalt 36 ja 35 liigiga. Võrsna kadastikus kasvas vaid seitse epifüütset samblikuliiki. Kadakatel leitud liikide arv erinevate alatüüpide vahel varieerus tugevasti ning võrreldes avatud aladega olid metsaalad ja kadastikud kadakatel kasvavate liikide poolt mõnevõrra vesemad. Erinevust liikide arvust taastatud aladel enne ja pärast taastamist ei leitud - varasematel metsas olnud kadakatel ei ole veel jõudnud kujuneda avatud kooslusele iseloomulik koosseis ja liigirikkus (joonis 4.2). Kontrollaladel oli liigirikkus langenud, kuid selle languse taust jääb selgusetuks - taastamistegevusi kontrollaladel ei toimunud ning kuigi tegu on vaikselt kinni kasvavate aladega, ei tohiks kahe vaatlusperioodi vahel veel kinnikasvamisest tingitud märke näha. Siiski on ka referentsaladel kadakatel olevate samblike liigirikkus pisut langenud, nii et tegu võib-olla nii ilmastiku mõjust kui ka jätkuvast kinnikasvamisest tingitud nähtusega (joonis 4.2).

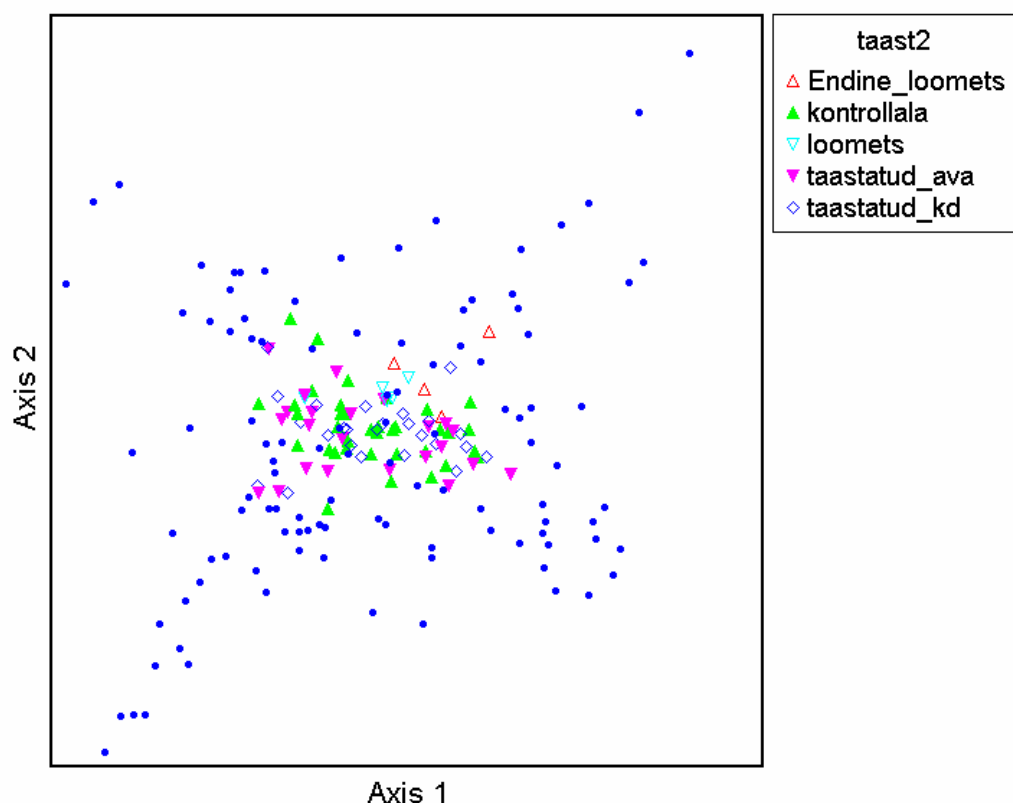
2016 a. inventuuri andmetel (Oja 2016) kadakatel kasvavate samblike liigiline koosseis erines erinevate loopealse arengustaadiumite vahel: avatud ala kadakate samblike liigiline koosseis erines metsa omast ja kadastiku samblike liigilisest koosseisust (MRPP test). Ka metsa ja kadastiku kadakatel kasvavate samblike liigiline koosseis erines omavahel. Taastamisjärgses seires võrreldi kadakatel kasvavate samblike liigilise koosseisu muutusi taastatud ja taastamata looalade vahel. Liigilise koosseisu võrdlemiseks jaotati uurimialad järgnevatesse gruppidesse: taastatud avatud looniit, taastatud lookadastik, kontrollala (looniit kadakatega, kus taastamist ei tehtud), loomets (kontrollala, kus taastamist ei tehtud) ja endine loomets (ala, kust puud on maha raiutud, ala on kujunenud või kujunemas niidukoosluseks). Liigilise koosseisu statistilise erinevuse kontrolliks tehti MRPP analüüs, mis näitas, et nende uurimisalade liigiline koosseis erineb vaid teatud kindlate alatüüpide vahel ($A = 0.0083$, $p = 0.0125$, tabel 4.2). Loometsa ja endise loometsa uurimisalad erinevad kadakatel kasvavate samblike liigilise koosseisu poolest taastatud avatud looniitudest ja kontrollala looniitudest; erinevus liigilises koosseisus tuvastati ka lookadastiku ja loometsa vahel (tabel 4.2). Samblike liigiline koosseis kadakatel ei erinenud kontrollala looniitude ja taastatud avatud ala ning taastatud lookadastiku vahel; taastatud avatud aladel ja taastatud kadastikes oli samuti sarnane epifüütide liigiline koosseis. Omavahel ei eristunud epifüütide poolest samuti taastamata loometsa kadakad ja taastatud loometsala kadakad (tabel 4.2).



Tabel 4.2. Taastatud ja taastama loalade liigilise koosseisu võrdlus MRPP testiga. Statistiliselt oluline erinevus võrreldavate alagruppide vahel on märgitud rasvases kirjas (p). Kasutatud koodid: taastatud_ava – taastatud avatud ala; taastatud_kadastik - taastatud endine kadakatega kaetud ala; kontrollala – taastamata avatud ala, metsastunud_ala – metsastunud referentsala, kus taastamist ei toimunud, metsastunud_taastatud – taastatud endine metsastunud ala.

Ala	A	p
taastatud_ava vs. taastatud_kadastik	0.00091824	0.30475
taastatud_ava vs. kontrollala	-0.00267905	0.93493
taastatud_ava vs. metsastunud	0.01971001	0.00566
taastatud_ava vs. metsastunud_taastatud	0.02044766	0.00757
taastatud_kadastik vs. kontrollala	-0.00004850	0.42845
taastatud_kadastik vs. loomets	0.01296898	0.02844
taastatud_kadastik vs. metsastunud_taastatud	0.01064461	0.06222
kontrollala vs. metsastunud_ala	0.00936365	0.00907
kontrollala vs. metsastunud_taastatud	0.00947489	0.01227
metsastunud_ala vs. metsastunud_taastatud	-0.00597984	0.55100

Samblike liigilise koosseisu mõningast varieeruvust eri tüüpi uurimisalade vahel näitab ka trendivaba vastavusanalüüsi ordinatsioonipilt, kus on näha, et loometsa alad moodustavad liigilise koosseisu poolest ühtsema grupi ([joonis 4.4](#)).



Joonis 4.4. Kadakatel kasvavate samblike liigilise koosseisu varieeruvus uurimisaladel trendivaba vastavusanalüüsis (DCA). Esimese telje (Axis 1) kirjeldusprotsent on 36 ja 2. telg (Axis 2) kirjeldab 17% liigilise koosseisu varieeruvusest. Liigid on tähistatud siniste punktidenä. Uurimisalad (tähistatud kolmnurkade ja rombiga, vt. legend): taastatud_ava – taastatud avatud ala, taastatud_kd – taastatud kadastik, kontrollala – avatud ala, kus taastamist ei tehtud, loomets – metsastunud kontrollala, kus taastamist ei tehtud; endine loomets – eelnevalt metsastunud taastatud ala.



SAMBLIKUD: KOKKUVÕTE

Kokku leiti uuritud loaladelt 155 taksonit samblikke, neist 61 liiki kasvas maapinnal ja 105 liiki registreeriti kadakatel. Leitud samblikuliikidest 22 kuuluvad punase nimestiku ohukategooriatesse või kategooriasse 'ohulähedane' ning enamus neist samblikest olid epigeiidsed. Kaitsealuseid samblikke registreeriti kolm (II ja III kategooria) ja ka need on õhukesemullaliste loopealsetele iseloomulikele samblikukoosluste liigid (*Gyalolechia bracteata*, *Psora decipiens* ja *Solorina saccata*). Lisaks leiti nii maapinnalt kui kadakatel mitmeid Eestis väga haruldasi samblikke, mille kasvukohtadeks on vaid avatud õhukesemullalised looniidud või avatud kasvukohtade vanade kadakate koor ja puit. Kõige liigirikkamad loalad nii maapinnal kui kadakatel kasvavate samblike poolest olid avatud proovialad.

Üldistatult võib öelda, et taastatud niitude ja kontrollala niitude vahel samblikekooslused ei erinenud. Erinevused liikide koosseisus ja arvus tulevad esile kui võrrelda endisi metsaalasid taastatud või taastamata niidualadega. Taastamistegevuste pikemaajalist mõju loalade samblikekooslustele pärast viieaastalist ajavahemikku ei ole veel võimalik hinnata, sest **samblikud on aeglasti kasvavad organismid ja muutused liigirikkuses või -koosseisus on oodatavad pigem kümne või paarikümne aasta jooksul.**



Joonis 4.5. Kadaka-rebasesamblik (*Vulpicida juniperinus*) kasvab sageli poolkuivanud vanadel kadakatel ja on sobilik indikaatorliik vanade väärtuslike kadastike määramiseks (Foto I. Jüriado).



SAMBLIKUD: SOOVITUSED TAASTAMISEKS JA TAASTAMISJÄRGSEKS HOOLDUSEKS

Maapinnasamblike poolest liigirikastel aladel tuleb hoolikalt jälgida karjatamiskoormuse mõju maapinnasamblikele, sest intensiivse karjatamise korral hävivad maapinnasamblike kooslused kiiresti.

Enne taastamistöde algust tuleb kindlasti hoolikalt hinnata kadastike vanust ja väärtust epifüütidele. Vanad ja sageli ka poolkuivanud kadakapõõsad osaliselt kinnikasvanud või avatud looniitudel on väga väärtuslik substraat epifüütidele ja on võrreldavad oma tähtsuse poolest vanade veteranpuudega metsades ja puisniitudel. Põlistelt looniitudelt vanadelt kadakatel leitud liikide arv on tähelepanuväärselt kõrge ja leidub palju ohustatud ja/või haruldasi liike. Käesoleva inventuuri ja varasemate uurimuste põhjal (Jüriado et al. 2015) pakun vanade väärtuslike kadastike üheks indikaatorliigiks kadaka-rebasesambliku (*Vulpicida juniperinus*, [joonis 4.5](#)), mis on silmatorkava välimusega ja kergesti äratuntav samblik. Vanade väärtuslike kadastike taastamisel tuleb alles jätta vanad kadakad (nii suured ja jämeda tüvega kui ka kidurad ning poolkuivanud või ka täiesti kuivanud kadakad) ja välja raiuda vaid nooremaid põõsaid.

Erilise tähelepanu all ja sobiva majandamisega peaksid olema looduskaitse all olevate liikide elupaigad ning punase nimestiku ohukategooriatesse ja kategooriasse 'ohulähedane' kuuluvate liikide elupaigad. Samuti tuleb järgmiste kavandavate seirete jooksul jälgida mitmete haruldaste maapinnal ja kadakatel kasvavate pisisamblike kasvukohti, sest nende ohustatuse hindamine Eestis toimub alles käimasolevate või algavate uuringute raames (KIKi poolt finantseeritavad teadusprojektid nr 17332 „Maapinnal ja kivil kasvavate pisisamblike ohustatuse seisundi hindamine Eestis“ ja nr 18391 „Seni hindamata samblike ohustatuse hindamine ja looduskaitseline seisund Eestis“). Selle projekti käigus leitud ohustatud looniitudel kasvavate samblikuliikide arv ilmselt suureneb ka, kui saab arvestada käesoleval aastal valmivate KIKi poolt finantseeritavate projektide nr. 15878 „Eestis laialt levinud samblike tänapäevane seisund ja ohustatuse hindamine“ ja nr 15431 „Eesti metsasamblike looduskaitseline seisund ja kaitsejuhised“ lõpparuandeid.

5. HULKJALGSED JA KAKANDID

Mari Ivask

HULKJALGSED JA KAKANDID: SISSEJUHATUS

Hulkjalgsed ja kakandid on mullas ja mullapinnal elavad selgrootud. Nad kuuluvad mulla makrofauna hulka – need on mullaselgrootud keha pikkusega/läbimõõduga vähemalt 2 mm ja kes on enamasti vaadeldavad ka ilma suurenduseta. Enamik hulkjalgsete ja kakandite liikidest on varjatud eluviisiga: kaevuvad kivide ja puunottide alla, elavad pragudes ja lõhedes, on aktiivsed hämaras. Samas, need loomad erinevad toitumisviisilt ning on ise oluliseks toiduobjektiks paljudele selgroogsetele. Enamgi veel – mullaprotsesse ja aineringeid viib suures osas läbi mulla mikroobikooslus, kuid mulla toitumisvõrgustikes osalevad mullafauna organismid on olulised kui bakterite ja seente aktiivsuse ja mitmekesisuse reguleerijad/stimuleerijad/soodustajad. Nad on teatud mõttes ühenduslüliks taimse varise ja toiduahelate vahel.

Makrofauna organismid on nn ökosüsteemi insenerid, kes oma elutegevuse läbi parandavad mulla füüsikalist struktuuri, mineraalide ja orgaaniliste ainete koostist ning hüdroloogiat, mõjutavad toitainete ja energia voogu. Makrofauna roll mullaosakeste transportimisel ja segamisel on olulise tähtsusega, oma tegevusega tõstavad nad taimede jaoks orgaanilise aine omastatavust. Esikohal on siin vihmausside tegevus, kuid sama rolli täidavad mitmed teised mullaselgrootud, sh tuhatjalgsed ja kakandid. Kõige arvukamad on hulkjalgsete ja kakandite kooslused metsas, eriti metsade servaaladel, kuid ka niitudel on mulla makrofauna organismidel suur roll taimede toitainete varustamisel, mulla struktuuri säilitamisel, mulla veerežiimi regulatsioonis.

Hulkjalgsed (alamhõimkond hulkjalgsed (Myriapoda) ja kakandid (selts kakandilised (Isopoda), alamselts maismaakakandilised (Oniscidea)) on selgrootute rühmad, kelle ökoloogiat on Eestis suhteliselt vähe uuritud. Seni on Eestis kindlaks tehtud 30 liiki tuhatjalgseid ja 20 liiki sadajalgseid (Sammet et al 2018 + suulised andmed) ning 15 liiki kakandeid (Orgusaar 2020).



HULKJALGSED

Hulkjalgsed (Myriapoda) on lülidest koosneva ussilaadse kehaga selgrootud. Eestis elavate liikide pikkus varieerub mõnest millimeetrist mõne sentimeetrini, pikimatel isegi kuni 4–5 cm. Peaaegu igal kehalülil on üks paar või kaks paari lülilisi jäsemeid. Eesti hulkjalgsed jaotatakse nelja klassi, siinkohal käsitleme neist suuremaid: sadajalgset (Chilopoda) ja tuhatjalgsed (Diplopoda), sest väikese kehaga (kuni 1-2 mm) harvjalgsed (Paupoda) ja harusabaste (Symphyla) kogumiseks on vaja kasutada teisi meetodeid, nad ei liigu pinnaspüünistesse.

Erinevatesse klassidesse kuuluvad **tuhatjalgsed (Diplopoda)** ja **sadajalgset (Chilopoda)** erinevad oluliselt elu- ja toitumisviisi põhjal. Nad elavad kivide ja puunottide all, pragudes ja lõhedes, kõdupuidus ja puukoore all, taimses varises ja kõdukihis. Tuhatjalgsed puhul on tegemist põhiliselt kõdu- ja taimtoiduliste loomadega, sadajalgset on valdavalt rööveluviisiga loomad, kes jahivad väiksemaid selgrootuid.

TUHATJALGSETE (Diplopoda) keha koosneb tugeva kestaga kaetud lülidest, mis evolutsiooni jooksul on kahekaupa kokku kasvanud. Iga lüli all on kaks paari jalgu, need on väikesed ning liikumisel tõmbuvad lainetena eest tahapoole. Jalgu ei ole siiski tuhat, nagu võiks nime järgi arvata - arv sõltub kehalülidest arvust ja on Eesti liikidel maksimaalselt 139. Pea külgedel on liitsilmad, mis mõnel liigil hoopis puuduvad. Pea küljes on üks paar tundlaid, pea alumisel küljel on suised keerulise ehitusega tugevate lõugadega. Kui tuhatjalg tunnetab ohtu, keerab ta ennast rõngasse nii, et pea ja jalad oleksid kaetud ja kaitstud. Osal liikidel on seljakilbid, mis keraesse tõmbunud looma hästi kaitsevad, kaitsefunktsioon on ka seljakilpide külgedel paiknevatel mürginäärmetel, mis eritavad terava lõhnaga vedelikku.

Tuhatjalgsed elupaik. Tuhatjalgsed võib leida seal kus on kõdunevat orgaanilist materjali – lehevaris, lagunev puit, rohttaimede kõdu, eelistatud on lubjarikkamad alad. Nad on taimetoidulised ja oluline on, et nad leiavad seejuures koha varjumiseks ning elupaigas on elutegevuseks piisavalt niiskust. Kõige arvukamalt leiab neid metsakõdust, kuid ka rohttaimestiku kõdu sobib hästi elupaigaks. Eesti kõige tavalisemate perekondade kohta leidub andmeid, et *Ommatoiulus* on teistega võrreldes tolerantsem elupaigatingimuste (niiskus, pH) suhtes, *Polydesmus* vajab stabiilseid niiskustingimusi oma elupaigas kuna on väheaktiivne liikuja, sugukonda Julidae kuuluvad tuhatjalgsed on aktiivsemad liikujad, nad teevad urge ja peituvad, kui niiskustingimused elupaigas muutuvad sobimatuks (Wallwork 1970, Coleman et al 2004).

Tuhatjalgsed toitumine. Tuhatjalgsedel on ökosüsteemis tähtis roll lagundajatena. Toitumisviisilt on nad saprofüüdid (detritivoorid), kes tükeldavad, purustavad, seedivad taimset varist ja kõdunevaid taimejäänuseid ning osalevad selle tegevusega aineriingetes. Põhitoiduks on taimede lehed ja puitunud taimeosad, mis on juba mikrobiaalse lagunemise mingi etapi läbinud. Tuhatjalgsed eritavad keskkonda väljaheiteid, mis on toiduks mikroobidele – sellega nad tõstavad lagunevas taimses materjalis elutseva mikroobikoosluse arvukust ja mitmekesisust. Tuhatjalgsed on selektiivsed toitujad, kes valivad toidu keemilise koostise järgi, nt väldivad suure polüfenoolide (flavonoidid jt) sisaldusega taimelehti ja eelistavad kaltsiumirikast varist. Tuhatjalgsed on omakorda toiduks paljudele väikestele selgroogsetele - kärnkonnadele, konnadele, lindudele jt. (Wallwork 1970, Coleman et al 2004).

SADAJALGSETE lapik keha koosneb, sõltuvalt liigist, 15 kuni ca 180 lülidest, kehapikkus varieerub 3 mm kuni ligi 5 sentimeetrini. Igal kehalülil on üks jalapaar. Neil on hästi eristunud pea, pikad tundlad, täpilsilmad ja kaks paari alalõugu, mille ülesandeks on saaki püüda ja surmata. Neil on ka mürgihambad saagi surmamiseks, eesmine jalapaar on moondunud haardeelundiks - lõugjalgadeks, mille tipus on küünised. Meie sadajalgset jagunevad välisuselt ja eluviisilt kahte suurde rühma, mille liigirikkamad perekonnad on kivihargid (*Lithobius*) ja sadajalad (*Geophilus*). Kivihargilistel on 15 paari jalgu ja pruunika värvusega lame keha. Kõige suurema kehaga (3 – 4 cm) liik harilik kivihark *Lithobius (Lithobius) forficatus* (Linnaeus, 1758) on üldiselt hästi tuntud. Sadajalgade perekonna esindajad on pikema painduva kehaga, nad elavad varjatult mullapragudes ja kõdukihis.

Sadajalgsete elupaik. Sadajalgset elavad samuti nagu tuhatjalgsed varises ja kõdus, osa liike ka mullas. Vähimalgi häirimisel peituvad nad kiiresti, varjavad ennast mullas, puutükkide ja kivide all, metsakõdus ja hämaruses tulevad peidukohast välja saaki püüdma. Sadajalgset leidub Eestis kõigis biotoopides. Eestis enamlevinud perekondadest on kivihargid *Lithobius* tundlikumad niiskustingimuste suhtes ja nad ei talu ka elupaiga üleujutust, seetõttu on nad arvukad suhteliselt stabiilsete niiskustingimustega elupaikades. Teine



liigirikkam perekond sadajalad on euedaafilise eluviisiga – terve elu kulgeb mullas, kus loomad on paremini katstud kuivamise eest. Liigiti erineb ka nõudlus mulla pH suhtes (Wallwork 1970, Coleman et al 2004).

Sadajalgsete toitumine. Sadajalgsete erinevad tuhatjalgsetest toitumisviisi poolest. Sadajalgsete on karnivoorid - kiskjad, kes jahivad teisi selgrootuid nii kõdus kui mullas ja kes on väga kiired liikujad. Siiski, üksikud liigid tükeldavad ka varist, mõned toituvad mahlakatest taimeosadest, kuid ilmselt toimub see siis, kui saakloomad mingil põhjusel puuduvad. Tavaliseks toiduks sadajalgsetele on enhütreiidid, vihmaussid, hooghännalised, kahetiivaliste vastsed.

KAKANDID

Kakandid kuuluvad klassi ülemvähid (Malacostraca), seltsi kakandilised (Isopoda), alamseltsi maismaakakandilised (Oniscidea) (üks 11 alamseltsist).

Maismaakakandid on kuni paari sentimeetri pikkused, lameda kehaga loomad. Värvus on enamasti pruunikas, mõne liigi esindajatel on kehal heledamad laigud. Nad on toiduahela olulised esmatarbijad ja samas tähtis toiduallikas teistele loomadele, sageli tänu kehas sisalduvale kaltsiumile, mis on kergemini omastatav röövloomade poolt kui näiteks molluskites sisalduv kaltsium. Kakanditel on terve ökosüsteemi seisukohalt oluline roll ökosüsteemi inseneridena - nad parandavad mulla struktuuri seda kobestades ja väljaheidetes sisalduvate toitainetega rikastades, samuti mulla veerežiimi.

Kakandite elupaik. Kakandid on tüüpilised peiduloomad, kes on aktiivsed öösi. Nad eelistavad stabiilsete tingimustega elupaiku - niiske muld kivide all, laguneva puidu koorealune, lehevaris, kus ei ole temperatuuri ja niiskusesisalduse järsku kõikumist ega eredat valgust. Kirjanduse põhjal on teada, et kakandeid leidub rohkem metsa- kui rohumaakõdus. Nad eelistavad toiduks kaltsiumirikast varist ja kõdu, kuid ei ela elupaikades, mille pH on liiga madal või liiga kõrge (van Straalen ja Verhoef 1997). Väga suur tähtsus on elupaiga niiskusel, kuna kakandite kutikulaarne transpiratsioon on kõrge – nad on kuivamisele tundlikumad kui nt. enamus putukaid. Kuivaperioodil peituvad kakandid mullapragudesse või kaevuvad kõdukihti, kus niiskustingimused on stabiilsemad. Kakandite sugukondade kuivataluvus suureneb järgnevas reas: Ligiidae < Trichoniscidae < Oniscidae < Porcellionidae < Armadillidae (Coleman et al 2004). Erinevatel liikidel on kohastumised kuivamise vältimiseks, näiteks kerassetõmbumine õrna kõhupiirkonna kaitsmiseks või madal hingamisaktiivsus ebasoodsates tingimustes. Häiringute ja rünnakute puhul on kakanditel, olenevalt liigist, enese kaitsmiseks iseloomulikud käitumisviisid: kiire jooksmine, pinnase külge kinnitumine või kerratõmbumine (Orgusaar 2020).

Kakandite toitumine. Kakandid on lagundajad, kes toituvad peamiselt surnud kõdunevast taimsest massist, kuid on ka liike, kes söövad noorte taimede lehti ja juuri või hoopis loomset materjali – lagunevaid loomseid kudesid või koos kõduga suhu sattunud väikesi loomi, ka väljaheiteid. Ise on nad toiduks konnadele, lindudele, jooksiklastele, ämblikele jt. Kakandid mõjutavad oma elutegevusega mulla mikroobikoostlust, nad söövad valikuliselt mikroseeni ja on mullas olulised mikroobide levitajad/transportijad, suurendades sellega mikroobide mitmekesisust ja levikut. (Špaldoňová, Frouz 2014). Maismaaökosüsteemis on kakanditel tähtis roll, nad tükeldavad ja peenestavad varist, millega viivad läbi ca 10% kogu lagunemisest, oma elutegevusega nad kiirendavad huumuse teket (Souty-Grosset, Faberi 2018). Toitumisviisi poolest on kakandid ja tuhatjalgsed sarnased.



HULKJALGSED JA KAKANDID: METOODIKA

Hulkjalgsed ja kakandid püüti samal moel ja perioodil kui maapinnaämblikud (vt maapinnaämblike meetoodika), kasutades transektina asetatud pinnasepüüniseid (Joonis 5.1). Püütud hulkjalgsed ja kakandite isendid eraldati muust püütud materjalist, säilitati piirituses ning määrati liigini laboris Mari Ivaski poolt.



Joonis 5.1. Pinnasepüünis koos sinna kukkunud hulkjalgsedega (vasakpoolne foto) ning pinnasepüüniste transekt.

HULKJALGSED JA KAKANDID: TULEMUSED

TUHATJALGSED: TULEMUSED

Aastatel 2015-2016 kogutud proovides oli kokku 907 tuhatjalgse isendit 22 liigist. Kogutud proovidest tuvastati Eestile 4 uut liiki: *Craspedosoma rawlinsii* Koguva kadastikust (KOG-B), *Iulus scandinavicus* (Asva1 kadastikust (ASV1-B) ja Paenase metsast (PAE-C), *Cylindroiulus britannicus* (Heltermaa kontrollalalt (HEL-K) ja Paadla kontrollalalt (PAA-K), *Allaiulus nitidus* Hanila kadastikust ja kontrollalalt (HAN-B, HAN-K), Kahtla1 kontrollalalt (KAH1-K), Nõmmküla kadastikust (NOM-B) ja Tammese-Kehila avatud alalt (TAM-A) (joonis 5.2).

2019 aasta alvaritel kogutud proovides oli kokku 386 tuhatjalgse isendit 13 liigist. Kõige arvukamalt esines liik *Ommatoiulus sabulosus* (Linnaeus, 1758) – 202 isendit, arvukamalt leidis proovides *Leptoiulus proximus* (Němec, 1896) – 49 isendit, *Cylindroiulus caeruleocinctus* (Wood, 1864) 43 isendit, võotuhatjalg *Polydesmus denticulatus* C.L. Koch, 1847 – 35 ja *Cylindroiulus laterstriatus* (Curtis, 1845) – 26. Ülejäänud 8 liiki olid kõik vähearvukalt esindatud, igapäht neist leidis proovides vähem kui 10 isendit.

Leitud tuhatjalgsed liigid võiks tinglikult jagada rühmadesse:

- Liigid, mis asustavad erinevaid elupaiku, laialt levinud, nii avatud kui kinnikasvanud alvaritel ja kontrollaladel – *Ommatoiulus sabulosus*, *Leptoiulus proximus*, *Cylindroiulus caeruleocinctus*, *Polydesmus denticulatus*, need kõik on kogu Eesti territooriumil arvukalt levinud liigid. *Cylindroiulus laterstriatus*'e levik on seotud rannalähedaste piirkondadega, kuid liigil puudub eelistus alvaritüübi osas.
- Liigid, mis eelistavad elupaigana puittaimestikuga alvareid, kus on ka lehevarist ja kõdupuitu – *Polydesmus complanatus* (Linnaeus, 1761), *Unciger foetidus* C.L. Koch, 1838
- Liigid, mis esinevad arvukamalt puittaimestunud alvaritel ja puudusid avatud osadel – *Nemasoma varicornis* C. L. Koch, 1847, *Allajulus nitidus* (Verhoeff, 1891), *Iulus terrestris* Linnaeus, 1758, meie varasemate uurimistulemuste põhjal võib öelda, et need liigid elavad sageli ka lageniitudel, võimalik, et populatsioonid ei ole pärast alvarite avamist häiringust taastunud
- Liigid, mis tunduvad eelistavat avatud alvareid, kuid neid on proovides vaid üksikuid isendeid, mistõttu see järeldus ei pruugi olla statistiliselt tõene – *Leptoiulus cibdellus* (Chamberlin 1921), *Megaphyllum sjaelandicum* (Meinert, 1868), *Iulus scanicus* Lohmander, 1925.



Cylindroiulus britannicus *Craspedosoma rawlinsii*



Lithobius borealis



Schendyla nemorensis



Joonis 5.2. Näited aastatel 2015-2016 kogutud proovidest leitud Eestile uute tuhatjalgsete (ülemine rida) ja sadajalgsete (alumine rida) liikidest.

SADAJALGSED: TULEMUSED

Aastatel 2015-2016 kogutud proovides oli 131 sadajalgse isendit 7 liigist. 2019. aastal kogutud proovides oli 30 sadajalgse isendit 8 liigist. Avatud alvaritel leidus neist 7, kadastikes 2 liiki, metsaaladel 5 liiki, kontrollaladel 3 liiki. Taastamiseelselt leiti Eestile sadajalgsete hulgast 2 uut liiki Eestile: *Lithobius borealis* (Kahtla avatud alalt ja Tärju kontrollalalt, vastavalt KAH1-A, TYR-K) ning *Schendyla nemorensis* (Üügu metsastunud alalt, UUG-C) ([joonis 5.2](#)).

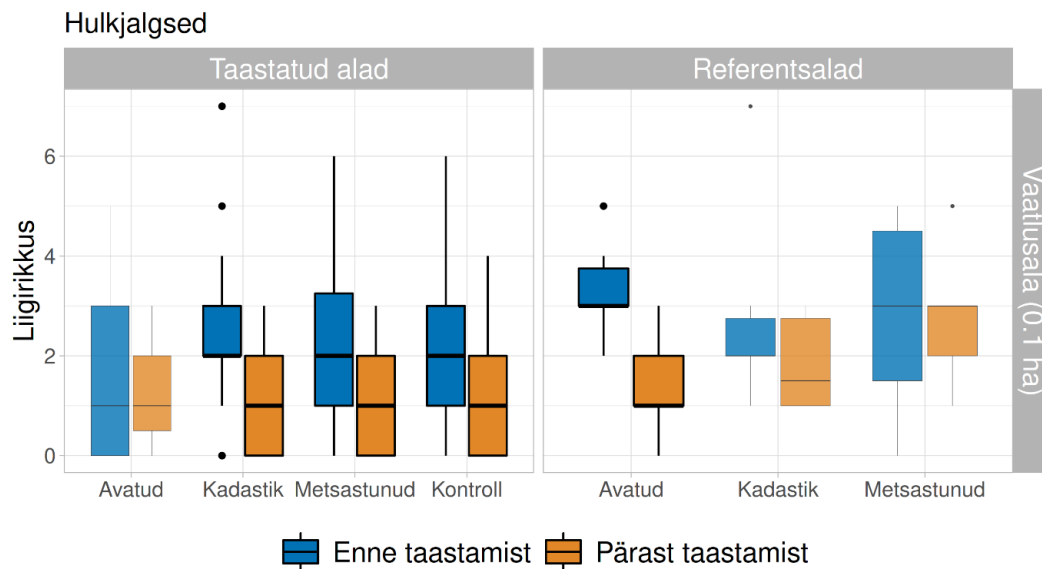
Sadajalgsed asustavad elupaiku, kus on piisavalt saakloomi, eluks vajalikku niiskust ja varjumisvõimalusi. Kuna nad liiguvad osavalt ja kiiresti, siis ei sõltu nad elupaigatingimustest nii tugevalt kui tuhatjalgsed. Leitud liigid võiks tinglikult jagada rühmadesse, kuid väikese arvu isendite põhjal tehtud jaotus võib olla suvaline ja ei vasta tegelikule olukorrale:

- Liigid, mis asustavad erinevaid elupaiku, laialt levinud, nii avatud kui kinnikasvanud alvaritel – *Lithobius forficatus*, *Lithobius (Lithobius) erythrocephalus* C. L. Koch, 1847, need on kogu Eesti territooriumil arvukalt levinud liigid.
- Liik, mis on levinud aladel (kadastikud ja metsad), kus on kõdupuitu – *Lithobius (Monotarsobius) curtipes* C.L. Koch, 1847. Varasemate tulemuste põhjal teame, et liik on levinud ka lageniitudel.
- Liigid, mis tunduvad eelistavat avatud alvareid, kuid neist on proovides vaid üksikuid isendeid, mistõttu on raske sellist järeltust teha – *Lithobius (Lithobius) borealis* Meinert, 1868, *Lamyctes emarginatus* (Newport 1844), *Geophilus flavus* (De Geer, 1778), *Pachymerium ferrugineum* (C. L. Koch, 1835).

Nii sada- kui tuhatjalgsete arvukus ja tuhatjalgsete puhul ka liigirikkus langes kahe perioodi vahel oluliselt, välja arvatud referentsalade metsades ja kadastikes. Põhjuseid on ilmselt kaks: 1) taastamise tulemusena on alad



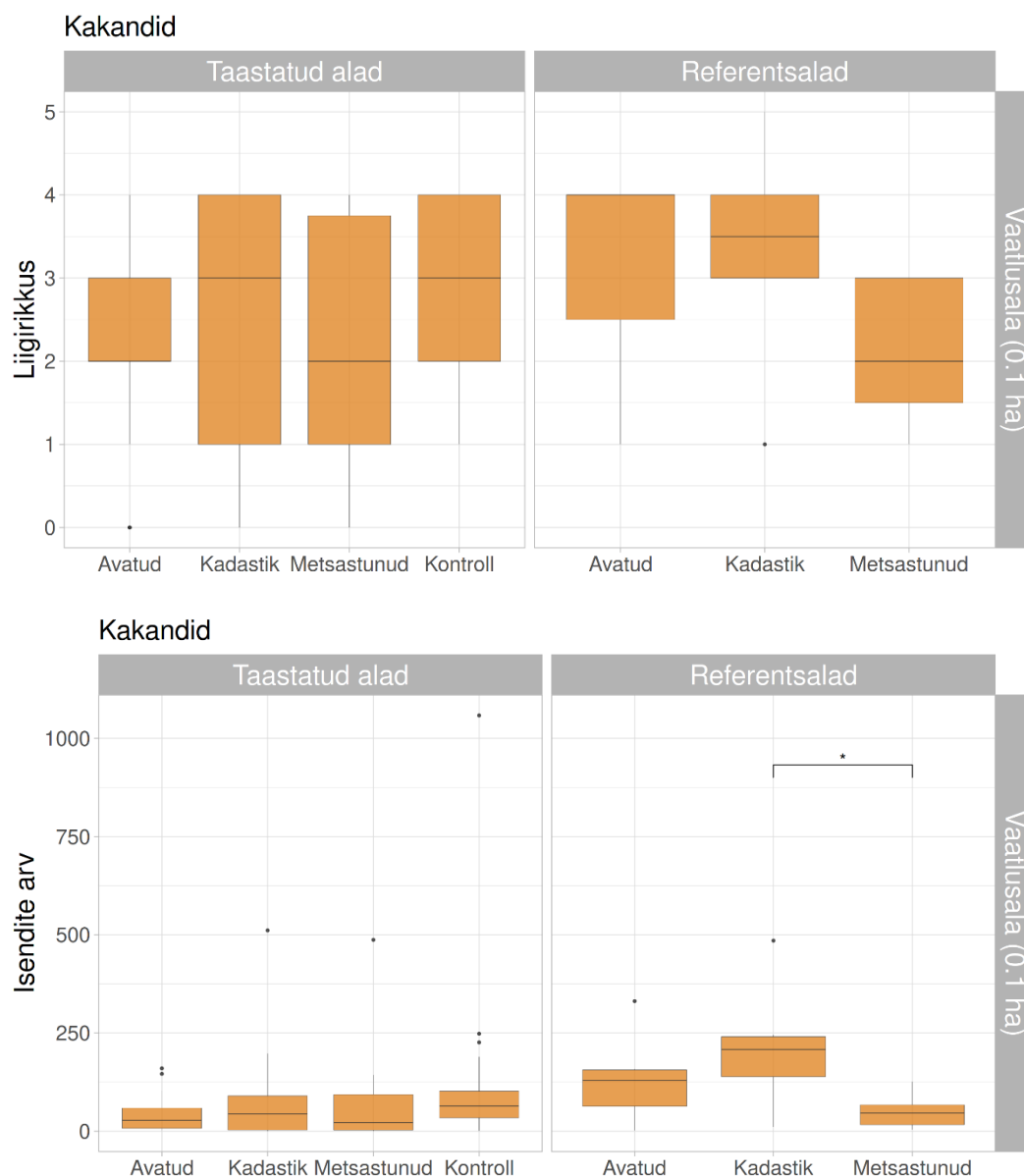
muutunud avatumaks ja kuivemaks ning varjulist elupaika vajavatele hulkjalgsetele ebasobivamaks. Sellele viitab nii kadastikes kui metsastunud aladel pärast taastamist langenud hulkjalgsete liigirikkus ja arvukus (Joonis 5.3)



Joonis 5.3. Hulkjalgsete liigirikkus taastatud aladel ja taastamata referentsaladel. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe vaatlusperioodi vahel on välja toodud tumedamates toonides.

KAKANDID: TULEMUSED

Kakandeid on Eestis vähe uuritud. Loopealsete puhul uuriti kakandeid vaid taastamisjärgselt. Alvarite proovides leidis 6 liiki kakandeid, palju siilkakandite perekonna (*Armadillidium*) isendeid olid määramiseks liiga väikesed või lagunemistunnuste tõttu ei olnud liigid määratavad. Määramiseks oli proovides kokku 8518 isendit, kellest põhiosa (7982 ehk 93.7%) moodustasid siilkakandlased 3 liigist + määramata isendid. Kirjanduse andmeil on rohumaad perekonna *Armadillidium* tüüpiline elupaik, pakkudes neile sobivat pH ja niiskust (Souty-Grosset, Faberi 2018). Kahe liigi (*Armadillidium opacum* (Koch, 1841) ja *Armadillidium zenckeri* Brandt, 1833) isendeid oli proovides väga arvukalt, seniste varasemate tulemuste põhjal on teada, et nende liikide levik Eestis piirdub saarte ja läänepoolsete rannikualadega (Orgusaar 2020). Tundub, et alvarid on nendele liikidele sobivaks elupaigaks ja nad suudavad edukalt üle elada ajutised kuivaperioodid. *A. pictum* oli esindatud proovides vaid mõne üksiku isendiga ja saadud teave annab uut informatsiooni selle suhteliselt vähearvuka, ainult kohati levinud liigi leviku kohta Eesti saartel. Üks isend oli algselt määratud kui *A. vulgare*, hiljem määrangut kontrollides ja täpsustades selgus, et tegemist on isendiga liigist *A. zenckeri*. Üle kogu Eesti levinud liik tavakakand (*Trachelipus rathkii* (Brandt, 1833) esines samuti arvukalt (kokku 530 isendit), siiski oli neid siilkakanditest oluliselt vähem. Väikeste kehamõõtmetega pisikakand *Trichoniscus pusillus* Brandt, 1833 ja kumerkakand *Ligidium hypnorum* (Cuvier, 1792) on Eestis levinud, kuid alvarite proovides leidis vaid üksikuid isendeid (vastavalt 4 ja 1). Liigirikkuse ja arvukuse poolest olid kõik alatüübid sarnased, vaid referentsalade taastamata kadastikud olid isendite arvukuselt teistest üle ning taastamata metsastunud alad omakorda väiksema arvukuse ja liigirikkusega (joonis 5.4).



Joonis 5.4. Kakandite liigirikkus ja arvukus taastatud aladel ja taastamata referentsaladel. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Kakandeid hinnati vaid taastamisjärgelt ning statistiliselt olulised erinevused eri suktsessiooniastmete vahel on märgitud tärniga.

HULKJALGSED JA KAKANDID: KOKKUVÕTE

Nii hulkjalgsed kui kakandilised asustavad sarnaste tingimustega elupaiku, kus peab leiduma piisavalt toitu, niiskust ja peidupaiku. 2019 aasta tulemuste põhjal tundub, et kui need tingimused on täidetud, siis sobivad elupaigad paljudele liikidele, kuid ka et avatud loopealsed on hulkjalgsetele oluliselt nõudlikumaks ja vähem sobivaks elupaigaks, ilmselt nii mikrokliimaatiliste tingimuste ebasobivuse tõttu, kõdu vähesuse tõttu kui ka suurema tundlikkuse tõttu põuale ja läbikuivamisele. Tuhatjalgsede tavalised, laia levikuga liigid olid esindatud kõigil alvaritüüpidel (liike avatud alvaritel 8, kadastikes 9, metsas 10, kontrollaladel 3). Eestis tavalised sadajalgsete liigid olid alvaritel esindatud väga väikesearvuliselt. Kakandite poolest olid liigirikamad avatud alvarid ja kadastikud (mõlemas 5 liiki), kinnikasvanud alvaritel leidis 4 liiki, kontrollaladel 4 liiki. Tundub, et kui elupaik võimaldab loomadele piisavalt toitu (lagunevat taimset, eelistatavalt kaltsiumirikast materjali), niiskust ja peidupaiku, on populatsioonid arvukad.

Kui võrrelda loopealsete hulkjalgsete kooslusi näiteks tavalises põllumajanduslikus kasutuses olevate kultuurrohumaadega, siis kultuurrohumaadel on tuhatjalgsete arvukus ala kohta võrreldes loopealsetega mõnevõrra suurem (hekseldatud rohumaadel 15.3 isendit, niidetud püsirohumaadel 9.7 isendit alal võrreldes avatud loopealsete 4.6 isendiga ala kohta) (Helm et al. 2020). Lopsakamate kultuurrohumaade näol on tegemist ilmselt tuhatjalgsetele sobilikuma elupaigaga, kus võrreldes alvaritega on niiskustingimused stabiilsemad, toitu piisavalt, mulla pH sobivam. Õhukese mullakihi läbikuivamine kuivaperioodil tuhatjalgsetele ilmselt sobivaim ei ole. Sadajalgsete liigirikkus ja arvukus on ühtmoodi äärmiselt madalad nii alvaritel kui kultuurrohumaadel.

Alvarite hulkjalgsed ja kakandid osalevad mulla toitumisvõrgustikes kui mulla mikroobikoosluse aktiivsuse stimuleerijad, nad on aineriingete läbiviijad ja mulla struktuuri, veerežiimi ja õhustatuse mõjutajad. Nad toituvad taimsest materjalist või teistest loomadest ja on ise toiduks paljudele selgrootutele ja selgroogsetele loomadele. Alvarite kakandikooslus oli väga arvukas perekond *Armadillidium* mõne liigi suure arvukuse tõttu. Tegemist on kõige kuivatolerantsema kakandiperekonnaga, Eestis on kõik senised leiud piirdunud saarte ja Lääne-Eestiga. Ka tavakakand oli arvukalt esindatud.

Kui on hulkjalgsetele ja kakanditele sobivad elupaigatingimused (piisav niiskus, peidupaikade olemasolu, toidu kättesaadavus, sobiv mulla pH), elavad nad edukalt alvaritel, püsirohumaadel ja teistel rohumaadel, täites väga olulisi funktsioone: taime- ja loomajäänuste tükeldamine, mikroobikoosluse aktiivsuse stimuleerimine, orgaanilise aine ja toitainete levitamine, mulla füüsikalise struktuuri säilitamine ja muutmine, süsiniku sidumine, huumusetekke, orgaanilise aine ja mulla mineraalosa segamine (Nsengimana et al 2018). Rohumaade taastamisel tuleks tähelepanu pöörata lagunemisprotsessidele, kirjandusest on teada, et detriivoorseid selgrootuid on kasutatud taastatud aladel nii taastamise eesmärkide saavutamiseks, taastamise edukuse hindamiseks kui ka taastatud alade talitlemise bioindikaatoritena. Autorid on rõhutanud nende loomarühmade uurimise vajalikkust koosluste taastamise käigus (Souty-Grosset, Faberi 2018). Nii tuhatjalgsed kui kakandid sobivad selleks hästi, sadajalgsete oma suurema tundlikkusega kuivamise suhtes ning erineva toitumisviisiga ja kiire liikumisvõimega ei ole sellistel eesmärkidel nii hästi kasutatavad. Enam on uuritud kakandite levikumustreid taastataval/taastatud rohumaadel ja haritaval maal tulenevalt nende olulisest rollist agroökosüsteemides ja teades, et häiringute mõjul toimuvad muutused nende koosluste struktuuris võib avaldada omakorda mõju aineriingetele kogu ökosüsteemi tasandil (Magrini et al. 2011). Loopealsete taastamisel ei ole tegu ilmselt parimate indikaatoritega, kuna nii tuhat- kui sadajalgsete eelistavad pigem varjukamaid tingimusi kui teised loopealsetele iseloomulikud liigid ja liigirühmad.

Huvitavamad liigileiud. Hulkjalgsed ja kakandid on Eestis üsna väheuuritud selgrootute rühmad, mistõttu uued andmed nii tavaliste kui vähemlevinud liikide leviku kohta täiendavad oluliselt meie seniseid teadmisi.

Leitud tuhatjalgsed kuulusid liikidesse, mis on levinud kogu Eesti territooriumil. Sadajalgsetest on liigi *Lamyctes emarginatus* leide varasemast ajast teada vaid üksikuid, kuid viimastel aastatel on neid erinevates Eesti paikades siiski lisandunud, kirjanduse andmeil võib olla tegemist meie alale sisse toodud võõrliigiga (Stoiev et al 2010). Ka kiviharki liigist *Lithobius borealis* on seni leitud vaid üksikutest kohtadest. Kakanditest on huvitav siilkakandi *Armadillidium pictum* leidmine saartelt (Saaremaa, Võilaid), varasemad üksikud leiud pärinevad mandrilt.



6. ASTLALISED KILETIIVALISED (HYMENOPTERA: ACULEATA), TALDRIKPÜÜNISTEGA PÜÜK

Villu Soon, Peeter Tarlap

ASTLALISED KILETIIVALISED: SISSEJUHATUS

Antud töös keskenduti astlalistele kiletiivalistele (alamselts rippkehalised *Hymenoptera*, rühm astlalised *Aculeata*), välja arvatud samasse rühma kuuluvad sipelgad. Astlalised kiletiivalised on arvukas selgrootute rühm, kus erinevad liigirühmad kannavad ökosüsteemi erinevaid rolle tolmeldamisest kiskluse ja parasitismini. Kõige liigirikkam astlaliste rühm on mesilaselaadsed (ülemsugukond Apoidea), mille hulgas nimetatakse mesilasteks neid ülemsugukonna taimtoidulisi liike, kes toituvad nektarist ja õietolmust. Ülejäänud mesilaselaadseid nimetatakse kaevurherilasteks; nende vastsed on eranditult lihatoidulised ja neile varutakse toiduks teisi putukaid (Soon 2019). Astlaliste hulka kuuluvad ka herilaselaadsed (ülemsugukond Vespoidea), kelle liikmed erinevalt mesilastest ei korja vastsete jaoks õietolmu, vaid joovad üksnes nektarit kui energiarikast kütust. Eesti herilaselaadsete vastsed on lihatoidulised, kelle söögiks on enamasti emalooma või tööliste varutud teised lüljalgsed. Antud töö raames vaadeldi astlalisi kiletiivalisi avatud taastamisele minevatelt aladelt (avatud ala) nii enne kui pärast taastamistoid, vastavalt aastatel 2016 ja 2020.

ASTLALISED KILETIIVALISED: METOODIKA

Püügiks kasutati taldrikipüüniseid (Joonis 6.1, 6.2). Tegemist on lihtsa ja odava putukapüünisega, mis sobib hästi mitmesuguste õisi külastavate putukate seireks ning on tõhus eeskätt mesilaste uurimisel. Püünis kujutab endast madalat taldriku või kausi kujulist anumad. Selles projektis kasutati ühekordseks kasutamiseks mõeldud plastiktaldrikuid diameetriga 17 sentimeetrit. Kuna püünise värvusest sõltub saagi liigiline koosseis, kasutati mitmekesisema tulemuse saamiseks nii kollaseid, kui valgeid taldrikuid. Selleks, et putukad püünisesse kinni jääks ja hukkuks täideti taldrikud vee ja vähese koguse detergendi (kasutati lõhnatud ja värvitud nõudepesuvahendit *Fairy Pure And Clean*) seguga. Iga püsiruudu lähiümbrusse paigutati kummastki kümme püünistaldrikut (kokku 20). Taldriku asetus varieerus mõneti ning sõltus kohapealsetest oludest. Näiteks välditi sipelgapesi ning sipelgaradu, kuna sipelgad ei ole uuringu sihtrühm ning nende suur hulk püünises pärsib püünise tõhusust. Samuti on püünise asetamiseks vaja leida tasase pinnasega ala ning püük on tõhusam, kui see ei ole täielikult taimestiku all varjus. Eelnevatest asjaoludest sõltuvalt varieerus üksikute püüniste omavaheline kaugus vahemikus 3-5 meetrit.





Joonis 6.1. Taldrikpüünis loopeasel.



Joonis 6.2. Taldrikpüünised loopeasel transektina.



Püügid teostati 2016. aastal ajavahemikus 19-24 juuni ning 2020. aastal ajavahemikus 25.-29. juuni. Iga püünis oli eksponeeritud kuni ühe päeva mahu tolmeldajate aktiivsuseks sobilikku aega (päevane aeg temperatuuriga üle 15°C). Selleks paigutati eelistatult püünised välja hommikul ning koguti kokku sama päeva õhtul. Vajadusel eksponeeriti püüniseid kahel päeval paigutades need välja esimesel päeval ning kogudes kokku umbes samal ajal järgmisel päeval. Nii tagati, et kahe päeva peale kokku olid püünised eksponeeritud samas mahu (ühe päeva mahu tolmeldajate aktiivsuseks sobilikku aega).

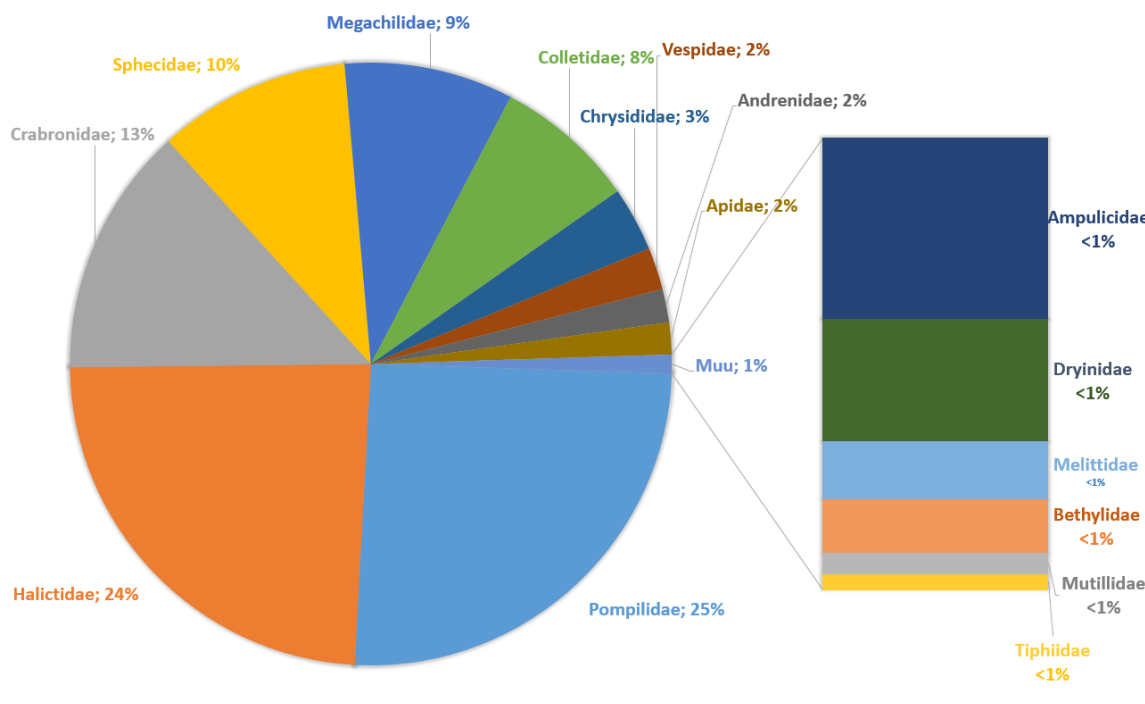
Püünistest kokku kogutav materjal säilitati piirituses ning töötati läbi hiljem laboris. Materjalist sorteeriti välja kõik astlased kiletiivalised (v.a. sipelgad) ning määrati liigini. Leiandmestik andmebaasistati kasutades veebitöölaua PlutoF (projekti "Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele: taastamiseelne ja taastamisjärgne seisund. KIK projekt" alamprojekt " Loopealsete taastamine: putukad ja ämblikud" ning on leitav eElurikkuse veebiportaalis: https://elurikkus.ee/generic-hub/occurrences/search?q=%3A*&fq=country%3AEstonia&fq=dataset_name%3A%22Alvarite%20putukad%22&sort=occurrence_date&dir=desc#records. Seejuures lihtsamini määratavad ja tavalisemad liigid sisestati andmebaasi vaatluskirjetena, ülejäänud säilitati kollektsioonieksemplaridena TÜ loodusmuuseumi zooloogilises kogus ning on andmebaasis talletatud eksemplarikirjetena.

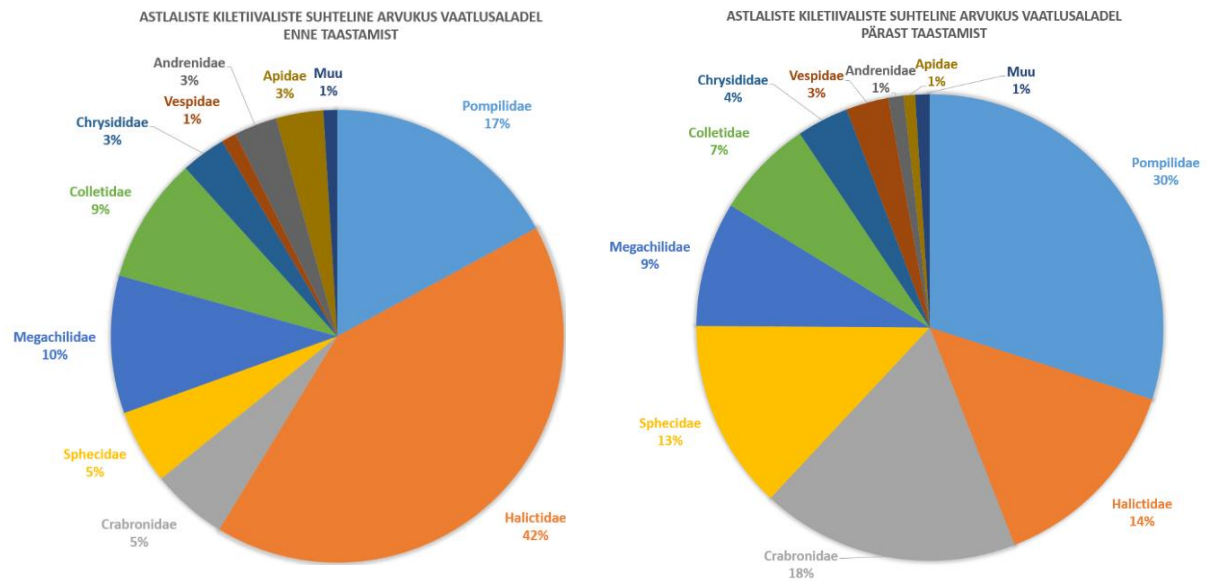
ASTLALISED KILETIIVALISED: TULEMUSED

Kokku tabati kahe perioodi jooksul 275 liiki sihtrühma kuuluvaid herilasi ja mesilasi (8472 isendit), enne taastamist 2016. aastal tuvastati 188 liiki 3029 isendiga ning 2020. aastal 208 liiki 5443 isendiga.

Arvukaimateks sugukondadeks mõlemal perioodil olid vagumesilased (*Halictidae*) ja liivaherilased (*Pompilidae*). Sugukond vagumesilased moodustasid taastamiseelselt arvukuselt üle 40% leidudest, samas kui taastamisjärgselt oli pigem arvukam liivaherilaste sugukond (**Joonis 6.3**).

ASTLALISTE KILETIIVALISTE SUHTELINE ARVUKUS VAATLUSALADEL
(SUMMAARNE ENNE JA PÄRAST TAASTAMIST)





Joonis 6.3. Astlaliste kiletiivaliste sugukondade suhtelised arvukused (isendite arv) uuritud loopealsetel. Esitatud on mõlema perioodi summa ning arvukused enne ja pärast taastamist.

Tuvastatud liikide seas oli üksikleidudena mitmeid võrdlemisi harva tabatavaid ja tähelepanuväärseid liike (*Allodynerus delphinalis*, *Chrysis clarinicornis*, *Chrysis rutilans*, *Dufourea dentiventris*, *Episyron albonotatum*, *Gymnomerus laevipes*, *Harpactus tumidus*, *Hoplitis leucomelana*, *Odynerus melanocephalus*, *Pemphredon morio*, *Stenodynerus picticus*, *Tachysphex psammobius*). Selliste liikide leidmine annab olulist infot üsna nappide andmete kohta nende levikust Eestis. Samuti näitab haruldaste liikide leidumine elupaiga head kvaliteeti. Kuid et tegemist on siiski pigem vähearvukate juhuleidudega, ei saa nende puhul mingeid suuremaid järeldusi siiski teha.

Viit liiki võib aga spetsiifilisemalt seostada uuritud elupaikadega. Need liigid on *Hoplitis mitis*, *Hylaeus dilatatus*, *Mimumesa unicolor*, *Priocnemis minuta*, *Ferreola diffinis* (Joonis 6.4). Neid liike ongi Eestis kas ainult või peamiselt leitud alvaritelt. Enne alvaritele suurema tähelepanu osutamist oli nende liikide leide Eestist teada väga vähe. Seejuures oma areaali teistes osades ei ole nad tingimata alvarite spetsialistid. Siiski tuleks täpsemini analüüsida kas need liigid eelistasid igasugust alvari omadustega elupaika või on nende nõudmised elupaigale kitsamad.





Joonis 6.4. Kellukatele spetsialiseerunud mesilane *Hoplitis mitis*. Foto Villu Soon.

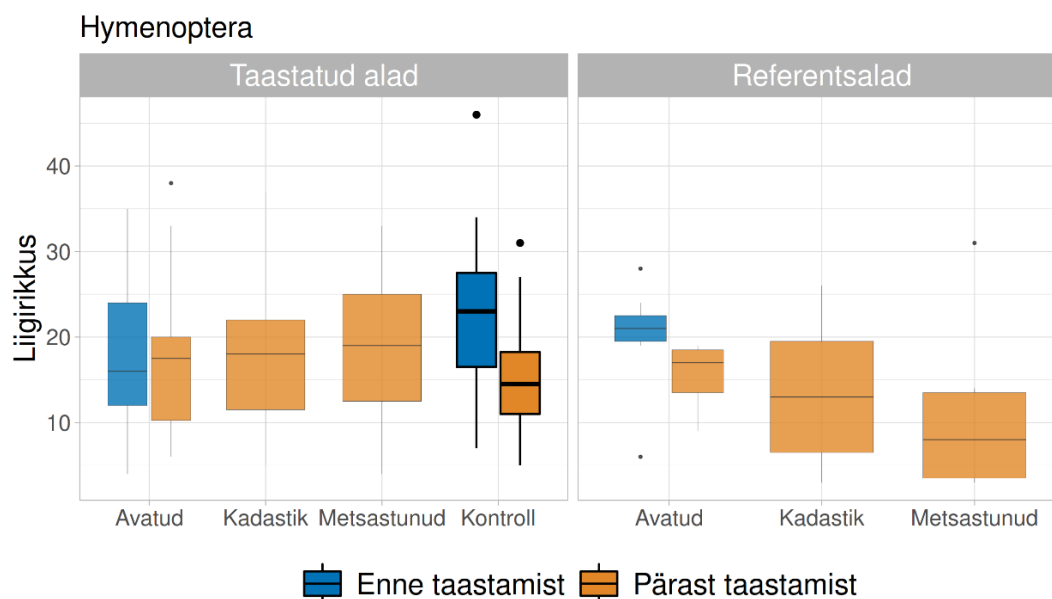
Neli leitud mesilase liiki on hinnatud punase nimestiku ohukategooriatesse. Neist kaks liiki on kategoorias ohualdis (VU): (*Aglaopis tridentata*, *Andrena falsifica*) ning kaks kategoorias ohulähedane (NT): (*Andrena labiata*, *Megachile analis*). Projektis laekunud kaasaegne leiuandmestik ohustatud liikide kohta võimaldab neid paremini kaitsta.

Leiti ka üks uus liik Eesti faunale. Liivaherilast *Evagetes proximus* ei ole varem Eestist leitud. Liigi leidumine Eestist oli oodatav, kuna ta on piirkonnas laiemalt levinud. Samas on tegemist väga haruldase ja taanduva liigiga olles naabermaadest Soomes kriitiliselt ohustatud. Tegemist on parasiitse liigiga, kelle peremeesteks on teised liivaherilased, peamiselt samuti üsna harva tabatav *Arachnospila rufa*. Käesolevas uuringus leiti kolm isendit, kõik erinevatest kohtadest Muhu- ja Hiiumaal.

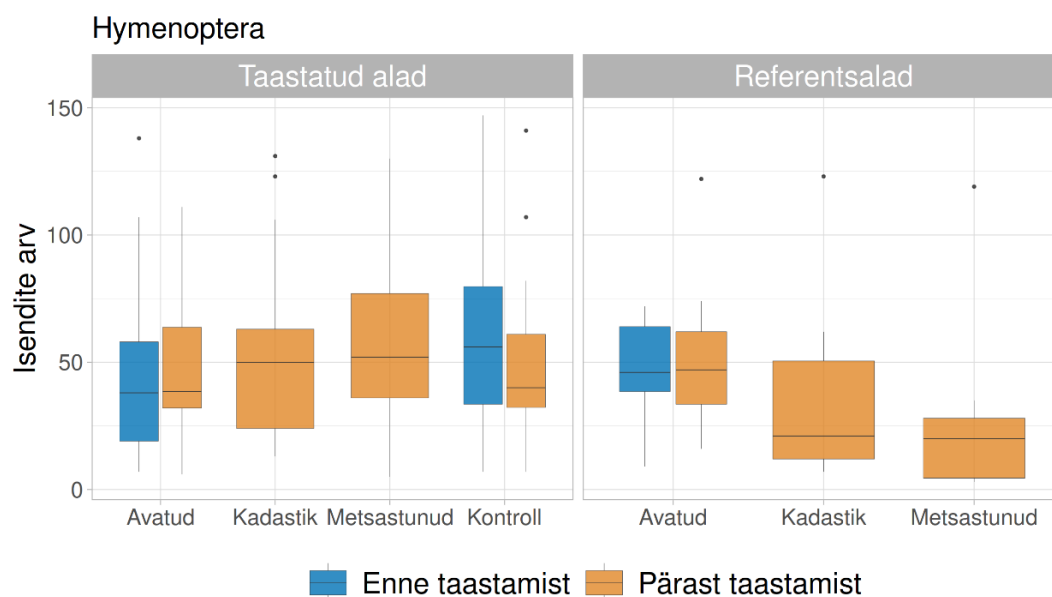
Huvitavamad on aga liigid, mida leiti 2016. aastal massiliselt, kuid 2020. aastal vähem ning vastupidi. Näiteks mitmed mesilased, kes olid tavalised aastal 2016, olid nüüd oluliselt vähem arvukamad (n. *Lasioglossum albipes*, *Lasioglossum fulvicorne*). Samas tabati aastal 2020. märksa rohkem mõningaid kaevurherilasi ja liivaherilasi (*Tachysphex dimidiatus*, *Trypoxylon medium*, *Arachnospila anceps*, *Anoplius nigerrimus*). Kindlasti põhjustab selliseid arvukuste kõikumisi mõneti erinev välitööde aeg: 2016. aastal teostati püügid vahemikus 19.-24. juuni, kuid 2020. aastal vahemikus 25.-29. juuni. Püügikuupäevade erinevus ei ole siiski kuigi suur ning on ebatõenäoline, et see võiks seletada nii suuri kõikumisi mõnede liikide arvukuses. Teatavasti putukate arvukused kõiguvadki aastast aastasse suurel määral, ning siingi võis olla tegemist erinevate liikide arvukuse loomuliku fluktuatsiooniga. Uuringu mõlemal perioodil oli soodne ilmastik ning erinevused eri päevade vahel ilmselt tulemusi ei mõjutanud. Taastamisjärgne aasta oli ka võrdlemisi soodne astlalistele putukatele ehk ei olnud liiga vihmane ega liiga põuane, kuid silma torkab kontrollaladel (avatud alad, kus taastamist ei toimunud) liigirikkuse oluline langus 2020. aastal võrreldes 2016. aastaga (joonis 6.5). Tegu võib olla ka juhusliku kõikumisega, kuigi taastamata avatud aladel (avatud referentsaladel) on tõesti märgata mõningast (kuigi statistiliselt mitteolulist) liigirikkuse langust. Võrreldes 2016. aasta tulemustega leiti 2020 ka mitmeid liike, keda varem ei tabatud aga sellistel puhkudel oli enamasti tegu üksikleidudega. Sellised erinevused ei ole süstemaatilised ning erilist tähelepanu ei vääri. Taastamiseelselt kadastike ja metsade seisundit astlaliste seisukohast ei vaadatud, kuid eriti just metsastunud alade madalam liigirikkus ja arvukus võrreldes avatud või taastatud aladega paistab silma referentsaladelt kogutud andmetest (joonised 6.5, 6.6). Siiski paljudel aladel ei olnud see erinevus kuigi ilmne, sest kinnikasvanud elupaigad olid sageli võrdlemisi mosaiiksed (eriti kadastikud). Kadastike vahel oli sageli ka avatumaid piirkondi, mida tolmeldajad ka meelsasti asustasid. Olgugi, et taimestiku püsiruu võis sellisel alal paikneda puude varjus, paigutati taldrikpüünised alale laiemalt, kaasates ka avatumaid piirkondi. Taastatud



metsades ja kadastikes oli aga taastamisjärgselt astlaliste liigirikkus ja ka arvukus sama kõrge kui avatud aladel (joonised 6.5, 6.6).



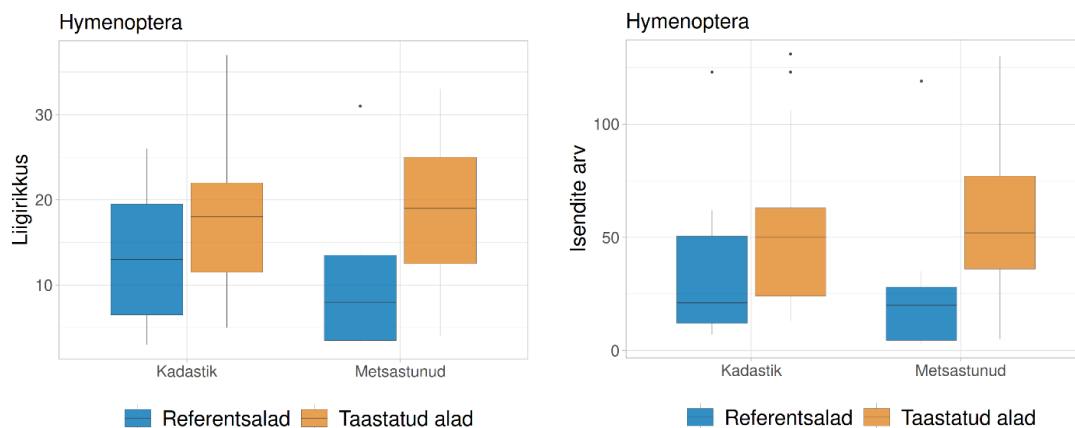
Joonis 6.5. Astlaliste liigirikkus loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.



Joonis 6.6. Astlaliste arvukus loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulisi erinevusi kahe taastamisperioodi võrdlusel ei esinenud.

Referentsalade ning avatud ja taastatud alade võrdlusest selgub, et kinnikasvanud alade taastamisel tõuseb nii astlaliste liigirikkus kui arvukus (joonis 6.7).





Joonis 6.7. Astlaliste liigirikkuse ja arvukuse erinevus taastatud kadastikes ja metsastunud aladel ning taastamata aladel. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulisi erinevusi kahe taastamisperioodi võrdlusel ei esinenud.

Taastatud alad veel jätkuvas muutumises ning alvaritele iseloomulik tolmeldajate fauna ei ole kõikidel aladel välja kujunenud. Seda ei põhjusta liikide aeglane levimisvõime, vaid pigem elupaikade aeglane väljakujunemine. Näiteks raietegevusest jäänud surnud puidu (kuivanud oksad, kändutüükad) osakaal on endiselt suur ning võimaldab selles mitmete puidulembeste liikide pesitsemist (n. *Trypoxylon medium*).

7. KIMALASED JA PÄEVALIBLIKAD, TRANSEKTVAATLUS

Villu Soon, Anu Tiitsaar, Reet Karise

KIMALASED JA PÄEVALIBLIKAD: SISSEJUHATUS

Koos eelpool käsitletud mesilastega on kimalased olulised tolmeldajad ning kuuluvad samuti astlaliste kiletiivaliste hulka (Hymenoptera, Aculeata), kuid kuna meetoodika kimalaste seireks erines ülejäänud astlaliste kiletiivaliste seirest, on siin neid käsitletud eraldi. Tegu on ka olulise looduskaitsele tähelepanu all oleva ning suure seirepotentsiaaliga rühmaga, mistõttu on otstarbekas kimalastele lisatähelepanu osutada. Tolmeldajate näol on tegu ohustatud lipuliikidega, kelle seisundi parandamine on rahvusvaheliselt tunnustatud eesmärk (IPBES tolmeldajate aruanne, EL bioloogilise mitmekesisuse strateegia 2020, EL tolmeldajate algatus 2018). Koosluste taastamisel on sümbiontsete suhete ja oluliste ökosüsteemiteenuste (tolmeldamine, mükoriisa) taasloomine äärmiselt oluline. Kui taastamise käigus ei õnnestu luua tolmeldajatele vajalik maastikuline struktuur ja elupaigatingimused, ebaõnnestub ka ökoloogiliselt funktsionaalse ning pikaajaliselt püsiva koosluse taasrajamine.

Päevaliblikaid kasutatakse sageli mudelrühmana, et mõista kuidas mõjutab keskkonnatingimuste muutmine herbivoorseid putukaid. Lisaks sellele on tegu hästi tuntud ning ka ohustatud rühmaga. Loopealsed on päevaliblikatele oluline elupaik. Võrreldes teiste ökosüsteemidega on loopealsed tähelepanuväärselt suure hulga spetsialiseerunud ja kaitsealuste päevaliblikaliikide elupaigaks (Tiitsaar & Talgre, 2015). Loodudelt on registreeritud 68 liiki päevaliblikaid mis moodustab ligi 70% kogu Eesti püsivast päevaliblikate faunast. mistõttu on äärmiselt oluline mõista kuidas taastamine nende populatsiooni mõjutab. Mitmeid loopealsetel esinevaid päevaliblikaliike, leidub muudes kooslustes harva või üldse mitte, näiteks tõmmupunnpea (*Erynnis tages*), komapunnpea (*Hesperia comma*), nõmme-tähnikesiniitiib (*Phengaris arion*), väike-vörkliblikas (*Melitaea aurelia*), tännik-vörkliblikas (*Melitaea cinxia*), väike-pärlmuttertäpik (*Argynnis niobe*), nurmikusiilmik (*Hyponephele lycaon*) ja harilik nõmmesiilmik (*Hipparchia semele*). Tiitsaar ja Talgre (2015) arvates sobivad just need liigid ka oma piiratud leviku ning spetsialiseerumise järgi loopealse hea seisundi indikaatorliikideks. Niisked loopealsed on elupaigaks vareskaera-aasasiilmikule (*Coenonympha hero*) ja nõmme-tähnikesiniitiivale. Üksikute juhtudena on leitud teelehe-mosaikliblikat (*Euphydryas aurinia*), suurt-mosaikliblikat (*Euphydryas maturna*) ning sõõrsiilmikut (*Lopinga achine*). Kõik need on Eestis III kaitsekategooria kaitsealused liigid.



KIMALASED: METOODIKA

Taastamiseelselt viidi kimalaste seire läbi vahemikus 12-22 juuli 2015 ning 16-23 juuli 2016. Uurimuse läbiviijaks oli OÜ Maalord ja dr Reet Karise. Taastamisjärgselt viis loenduse läbi Tartu Ülikooli entomoloog Villu Soon ajavahemikus 11-21 juuli 2019. Loendused viidi läbi Saare-, Muhu-, Lääne- ja Hiiumaal samades piirkondades, kus toimusid taimkattevaatlused.

Kimalaste arvukuse ja liigirikkuse hindamiseks kasutati transektloenduse meetodit (Moron et al., 2009; Thomson, 2010; Nielsen et al., 2011; Marja et al., 2014). Transekti pikkuseks määrati 100 m (raja pikkust kontrolliti GPS seadme abil, 1 m kummalegi poole loendajast, et tagada võimalikult paljude kimalaste märkamine; fikseerimata asukoht kindla punkti lähiumbruses, et võimaldada rajavalikut vastavalt õitsevate taimede olemasolule), mille läbimiseks kulutati aega maksimaalselt 20 minutit sõltuvalt õitsevate taimelaikude tihedusest. Iga taimelaigu kohta kulutati maksimaalselt 5 minutit. Kõik kimalased loendati ja nende liigiline kuuluvus määrati visuaalsel vaatlusel. Vajadusel koguti liik kaasa. Fikseeriti ka taimeliik, mille õiel kimalane oli selle esmasel märkamisel. Kimalastele sobivate õite tihedus määratleti 10-pallisel skaalal (0-9) nii, et 0 tähistas õite puudumist, 1 tähistas hõredalt paiknevaid üksikuid õisi või väiksemaid õisikuid ja 9 tähistas õitsevate taimedega tihedalt kaetud ala terve kimalaste loendamise transekti ulatuses.

PÄEVALIBLIKAD: METOODIKA

Päevaliblikate arvukuse ning liigilise koosseisu kindlaks tegemiseks toimusid külastati nii taastamiseelselt kui taastamisjärgselt alasid korduvalt. Taastamiseelselt külastati aastatel 2015 ja 2016 uurimisalasid kolm korda: 2015. aastal 15-26 juuli ja 5-9 august ning 2016. aastal 3-14 juuni. Taastamisjärgselt külastati alasid 2019. aasta jooksul kolm korda (4-9 juuni, 4-12 juuli ja 2-8 august).

Liblikate arvukuse ja liigirikkuse hindamiseks kasutati transektloendusmeetodit, mis põhineb nn. Pollardi jalutuskäigu reeglitel (Pollard, 1977). Transekti pikkuseks oli 250 m, mille sisse jäi ka taimekoosluse uurimiseks loodud taimeruut. Transektid loodi samadesse vaatluspiirkondadesse (avatud ala, kadastik, mets, kontroll), mis olid valitud taimekoosluste kirjeldamiseks. Igal transektil kulutati päevaliblikate loendamiseks ja liigilise kuuluvuse määramiseks 5 minutit. Päevaliblikate seire viis läbi Tartu Ülikooli teadur dr. Anu Tiitsaar.

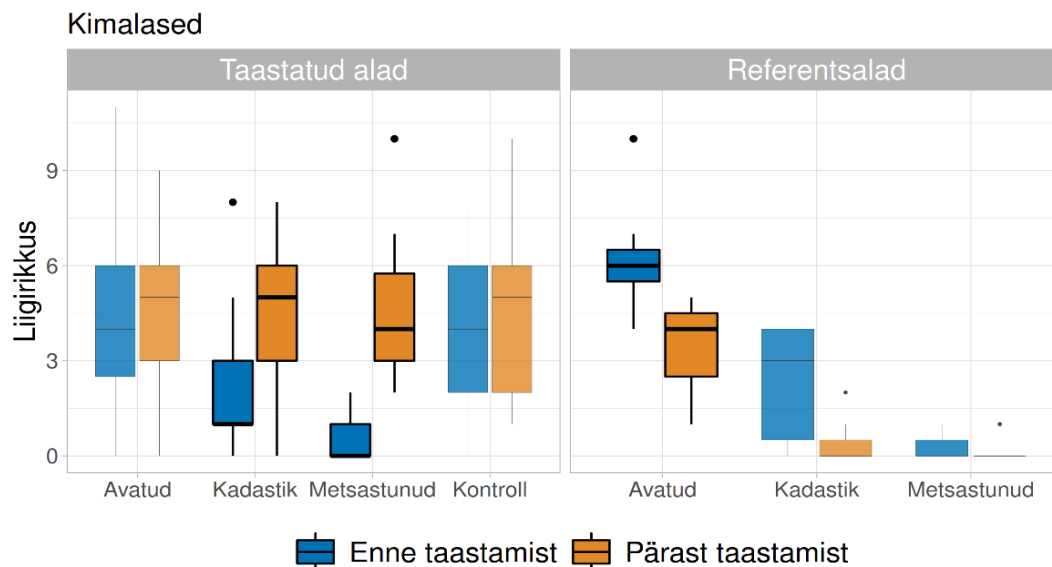
KIMALASED: TULEMUSED

Kimalastest on loopealsetel esindatud ilmselt kõik Eesti kimalased. 2015-2016 läbi viidud taastamiseelse seire käigus leiti 1100 isendit 23 liigist. Taastamisjärgselt tuvastati 1222 isendit 19 liigist.

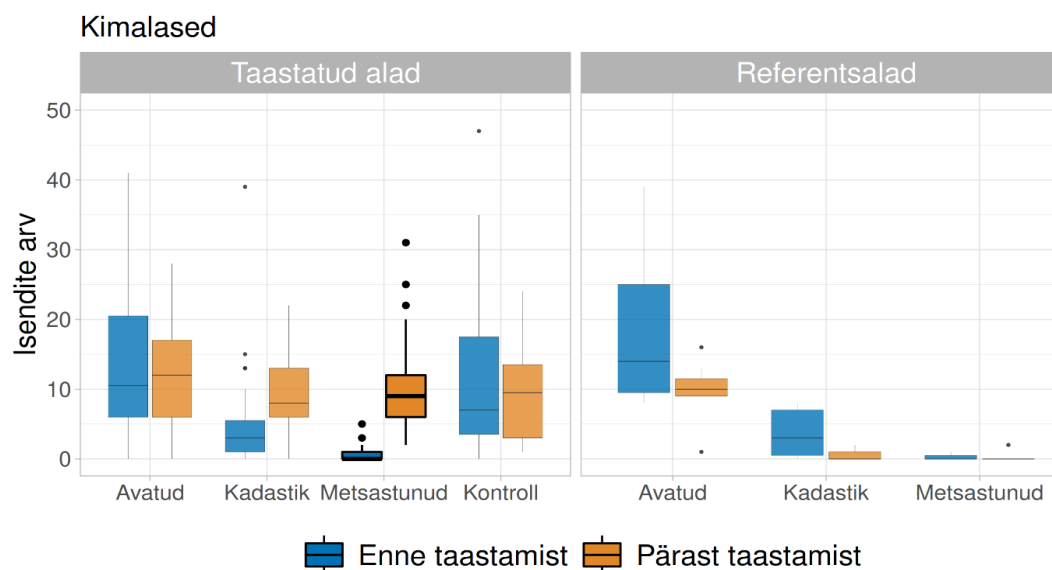
Kimalaste elurikkus ja arvukus oli kõige tihedamalt seotud õite esinemisega. Kimalaste eelistatuid taimedeks loopealsetel oli taastamiseelselt koldrohi, nõmmliivatee, kassisaba, arujumikas, keskmine ristik, aasristik, pajuvaak, ussikeel, harilik hiirehernes jpt.

Taastamisjärgselt tõusis nii kadastikes kui metsades oluliselt kimalaste liigirikkus ([joonis 7.1](#)), arvukus tõusis oluliselt varasematel metsastunud aladel ([joonis 7.2](#)). Referentsaladel kimalaste liigirikkus pigem langes, viidates potentsiaalselt halvenevatele tingimustele taastamata aladel ([joonis 7.1](#)).





Joonis 7.1. Kimalaste liigirikkus loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.



Joonis 7.2. Kimalaste arvukus loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.

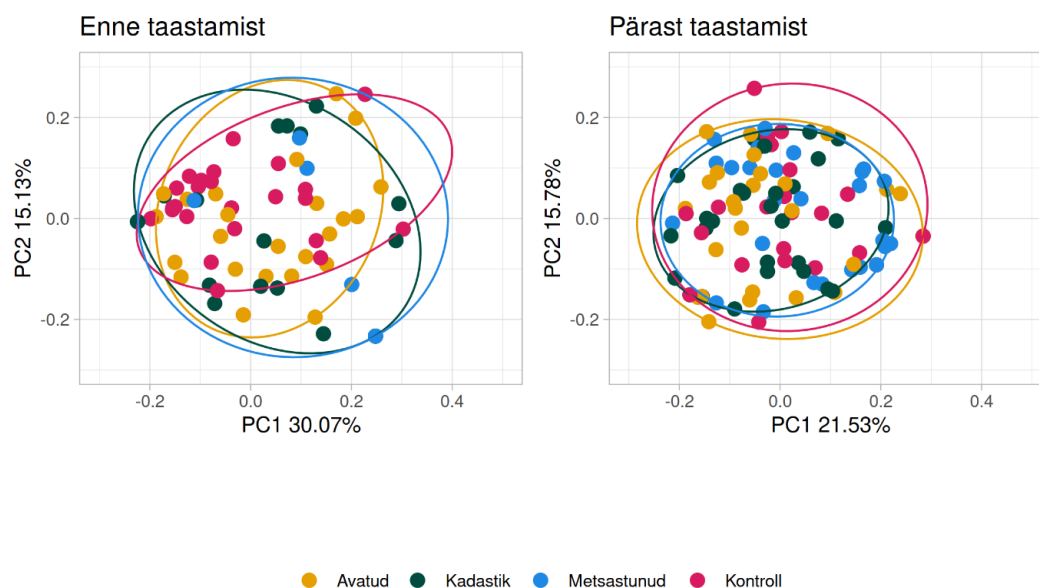
Pärast taastamistõid oli oluliselt tõusnud mitmete liikide arvukus vaatlusaladel, eriti just metsastunud alad ja kadastikud said juurde oluliselt isendeid **Tabelis 7.1** toodud liikidest.



Tabel 7.1. Taastamise "võitjad ja kaotajad" kimalaste hulgas - liigid, kelle arvukus enne ja pärast taastamist samadel püsivaatlusaladel oluliselt muutunud (vastavalt kas kahanenud või kasvanud).

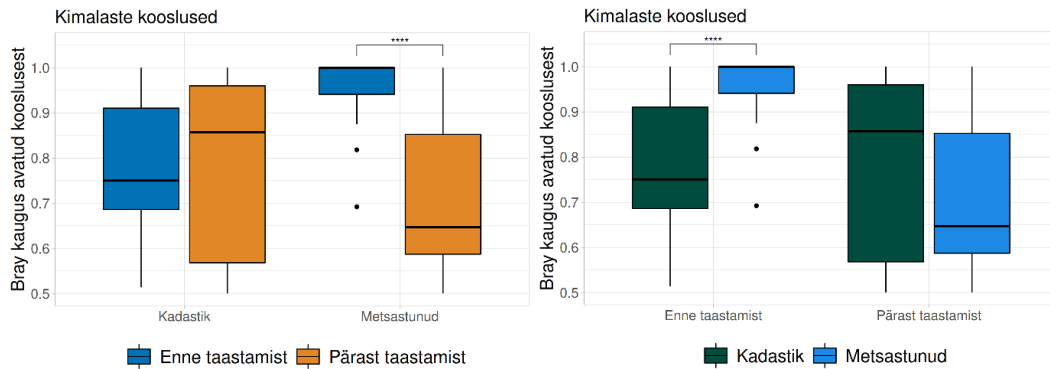
Arvukus tõusis võrreldes taastamiseelse ajaga		
Avatud	Kadastik	Metsastunud
<i>Bombus lapidarius</i>	<i>Bombus lapidarius</i>	<i>Bombus terrestris</i>
<i>B. ruderarius</i>	<i>B. terrestris</i>	<i>B. pascuorum</i>
<i>B. soroeensis</i>	<i>B. humilis</i>	<i>B. humilis</i>
<i>B. humilis</i>	<i>B. soreensis</i>	<i>B. lapidarius</i>
<i>B. sylvarum f. nigrescens</i>	<i>B. sylvarum</i>	<i>B. lucorum</i>
Arvukus langes võrreldes taastamiseelse ajaga		
<i>B. pascuorum</i>	<i>B. ruderarius</i>	
<i>B. lucorum</i>	<i>B. pascuorum</i>	
<i>B. sylvestris</i>		
<i>B. muscorum</i>		
<i>B. hypnorum</i>		

Kimalaste liigiline koosseis muutus taastamisjärgselt eri töötluste vahel pigem sarnasemaks (joonis 7.3) ning taastumine oli Bray kauguse alusel tõhusam just varasematel metsastunud aladel, mis üsna märkimisväärse hüppega muutusid kimalaste liigilise koosseisu poolest avatud aladele sarnanemaks. Kadastikes sarnast hüpet ei toimunud (joonis 7.4).



Joonis 7.3. Kimalaste liigilise koosseisu ordinaatsioanalüüsi tulemus. Erinevad värvid näitavad erinevaid suktsessioonastmeid enne ja pärast taastamist. Punktide omavaheline kaugus näitab nende liigilise koosseisu suhtelist omavahelist erinevust.



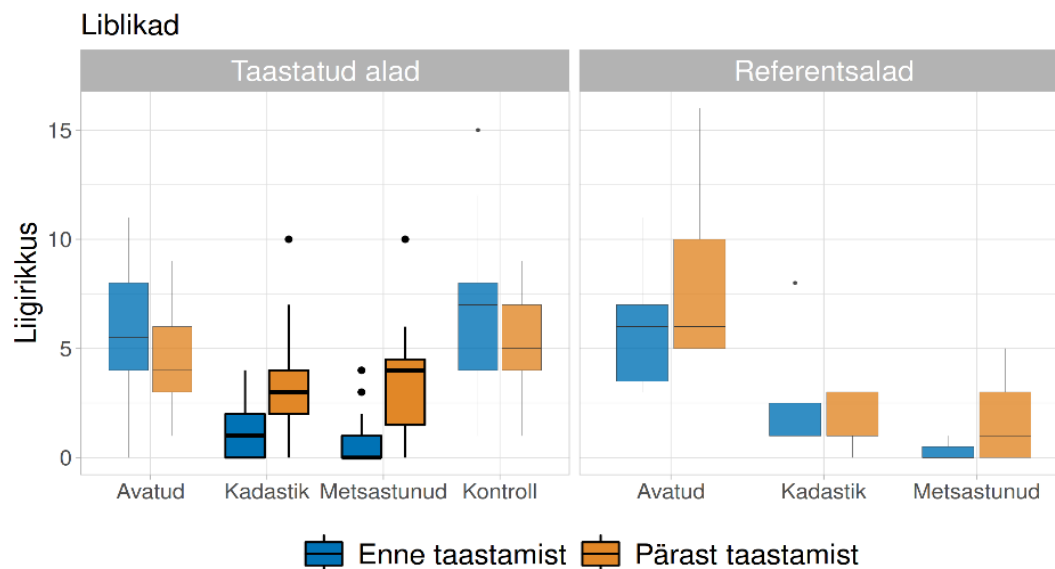


Joonis 7.4. Kimalaste liigilise koosseisu Bray kaugus avatud kooslusest kadastikes ja metsades enne ja pärast taastamist. Kaugus 1 tähistab maksimaalset võimalikku erinevust, 0 maksimaalset sarnasust. Tärniga on tähistatud olulised erinevused vaatlusperioodide (vasakpoolne joonis) või vaatlusalade (parempoolne joonis) vahel.

PÄEVALIBLIKAD: TULEMUSED

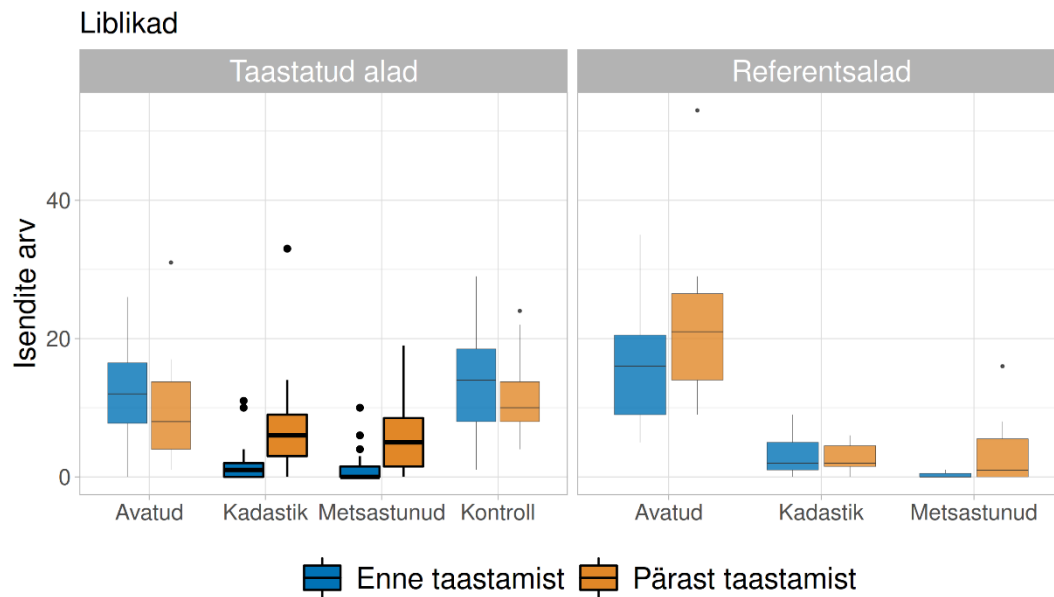
Kahe vaatlusperioodi jooksul (enne ja pärast taastamist) leiti aladelt 1146 päevaliblika indiviidi 54 liigist. Kõige arvukamaks liigiks oli silmiklane rohusilmik (*Aphantopus hyperantus*), mida leidis 57 uurimispiirkonnas 140st. Tegu oli liigiga, mis oli ühtemoodi arvukas nii avatud aladel kui ka kontrollaladel, kuid mida leidis küllalt arvukalt ka taastamiselsetes kadastikes (uuritud 35 kadastikust esines liik 15 alal).

Taastamise tulemusena tõusis varasemalt kinnikasvanud alade liblikate liigirikkus ja isendite arv oluliselt, kuid ei jõudnud vaadeldava perioodi jooksul veel sama kõrgele, kui oli iseloomulik avatud aladele ja kontrollaladele (joonis 7.5, 7.6).



Joonis 7.5. Päevaliblikate liigirikkus loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhtjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.





Joonis 7.6. Päevaliblike arvukus loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthoone tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.

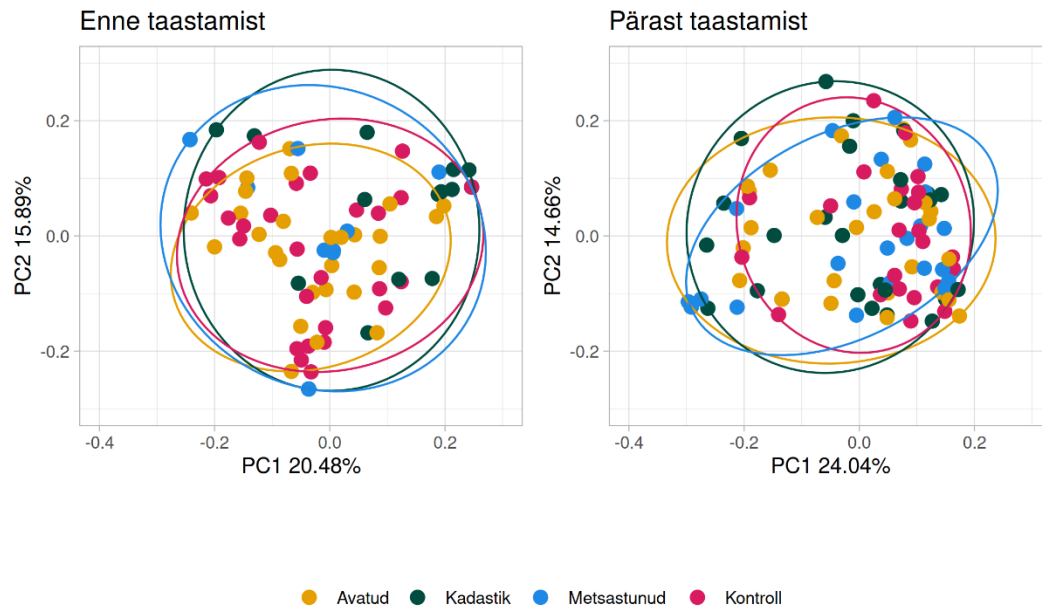
Arvukus tõusis vaadeldud perioodil kõigis vaatlustüüpides (avatud aladel, kadastikus ja metsastunud aladel) luliselt ohakaliblikal (*Vanessa cardui*), ristikehina-taevastiival (*Polyommatus icarus*) ning nõmmesilmikul (*Hipparchia semele*) (Tabel 7.2). Mõnevõrra kahanes taastamisjärgsel arvukus pisi-sinitiival (*Cupido minimus*), kelle röövikud toituvad peamiselt koldrohul ning helmika-aasasilmikul (*Coenonympha glycerion*), kelle röövikud toituvad peamiselt kõrrelistel. Nagu ka kimalaste puhul, ei ole võimalik sellistest trendidest teha pikaajalisi järeldusi, putukate arvukuse varieeruvused aastate lõikes võivad olla suured.

Liigilises koosseisus siiski väga märkimisväärsed erinevusi enne ja pärast taastamist ei olnud, nagu näitab peakomponentanalüüs (joonis 7.7): taastamiseelisel ja taastamisjärgsel perioodil on koosluste koosseis avatud aladel, kadastikes kui metsades väga sarnane.

Tabel 7.2. Taastamiseelse perioodi ning taastamisjärgse perioodi vahel arvukust oluliselt muutunud liigid liblike hulgas - liigid, kelle arvukus enne ja pärast taastamist samadel püsivaatlusaladel oluliselt muutunud (vastavalt kas kahanes või kasvas).

Arvukus tõusis võrreldes taastamiseelse ajaga		
Avatud	Kadastik	Metsastunud
<i>Vanessa cardui</i>	<i>Hipparchia semele</i>	<i>Polyommatus icarus</i>
<i>Polyommatus icarus</i>	<i>Polyommatus icarus</i>	<i>Hipparchia semele</i>
<i>Hipparchia semele</i>	<i>Vanessa cardui</i>	<i>Vanessa cardui</i>
Arvukus langes võrreldes taastamiseelse ajaga		
<i>Cupido minimus</i>	<i>Cupido minimus</i>	<i>Lasiommata maera</i>
<i>Coenonympha glycerion</i>	<i>Coenonympha glycerion</i>	<i>Leptidea sp.</i>
<i>Aphantopus hyperantus</i>		
<i>Maniola jurtina</i>		





Joonis 7.7. Kimalaste liigilise koosseisu ordinatsioonanalüüsi (peakomponentanalüüs) tulemus. Erinevad värvid näitavad erinevaid suksessioonastmeid enne ja pärast taastmist. Punktide omavaheline kaugus näitab nende liigilise koosseisu suhtelist omavahelist erinevust.



8. MAAPINNAÄMBLIKUD

Mart Meriste

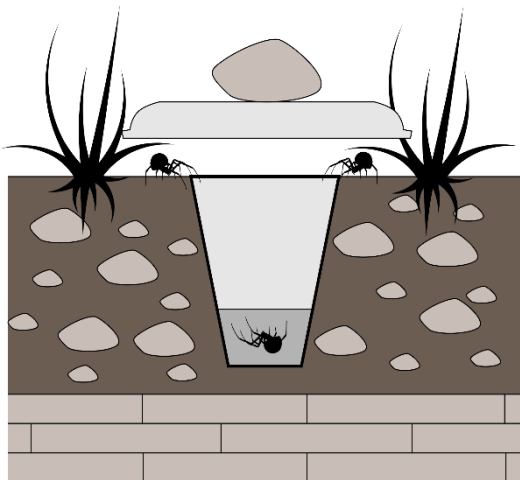
ÄMBLIKUD: SISSEJUHATUS

Ämblikud generalistidest röövlomadena reageerivad hästi keskkonnatingimuste muutustele. Nende liigirikkus on suur ja paljude liikide levikuvõime piiratud, mistõttu nad on vahetu keskkonnaga tihedalt seotud. Erinevate liikide elupaigaeelistused ja keskkonnatingimuste taluvuse piirid on hästi teada. Epigeilised ämblikuliigid ühendavad oma elupaigavalikuga mulla- ja rohurinde elustiku peegeldades muutusi mõlemas neist. Loopealsed on ämblike poolest väga liigirikkad: taastamiseelse seire käigus aastal 2015 tuvastati maapinnaämblikke 154 liigist, mis moodustab 30% Eesti ämblikufaunast (Meriste 2017).

ÄMBLIKUD: METOODIKA

Suurem osa koosluses elavatest ämblikuliikidest elavad maapinnal, osad ka kõdukihis või lausa mullas olevates teiste organismide poolt kaevatud käikudes. Mullapinnal toimetavaid liike saab edukalt püüda pinnasepüünistega (inglisekeelses kirjanduses *pitfall-traps*). Pinnasepüünis on pinnasesse kaevatud ja maapinnaga tasa oleva servaga tops, mille põhjas on konserveeriv vedelik (joonis 8.1). Antud projekti tarbeks kasutati plastikust 200 ml topse, mille serva diameeter oli 70 mm. Konserveeriva vedelikuna kasutati küllastunud soolalahust (ligikaudu 200 g keedusoola liitri vee kohta, millele vee pindpinevuse vähendamiseks lisatud veidi lõhnatut nõudepesuvahendit). Selline vedelik surmab loomad kiiresti, säilitab neid hästi ja mahasattumise korral ei põhjusta olulist keskkonnakahju. Topse kasutati igas püügikohas kümnekaupa transektis, individuaalsete püüniste vahe oli 1 m (joonis 8.2). Püünistopsid kaeti vihmavee kaitseks ühekordsest papptaldrikust kattega või väikeste jalgedega vineerplaadikestega.

Püüniseid kasutati ajavahemikus 29.06 – 17.07.2019. Kõik püünised tühjendati 10 päeva möödumisel paigaldamisest ning püütud liigid määrati laboris. Juveniilsed isendid määrati sugukonna tasemele, täiskasvanud isendid liigini. Kõik püütud eksemplarid (nii ämblikud kui ka teised topse kukkunud isendid) on säilitatud Tartu Ülikooli Loodusmuuseumis ning andmed on laetud PlutoF andmebaasi.



Joonis 8.1. Pinnasepüünis ämblike ja teiste maas liikuvate organismide püüdmiseks.



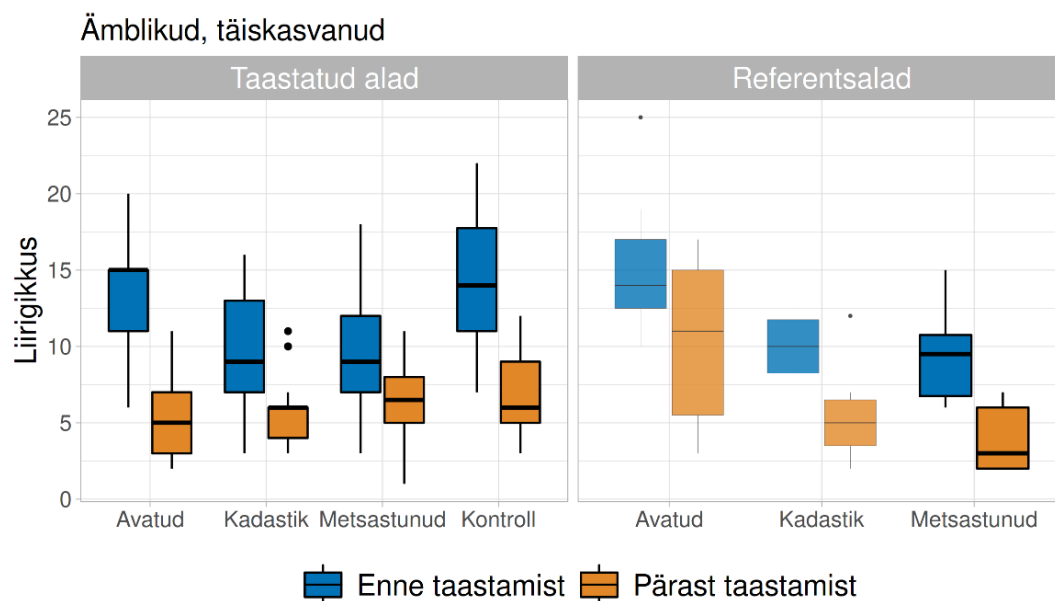
Joonis 8.2. Maapinnaämblike püüdmiseks kasutatud transekt.

ÄMBLIKUD: TULEMUSED

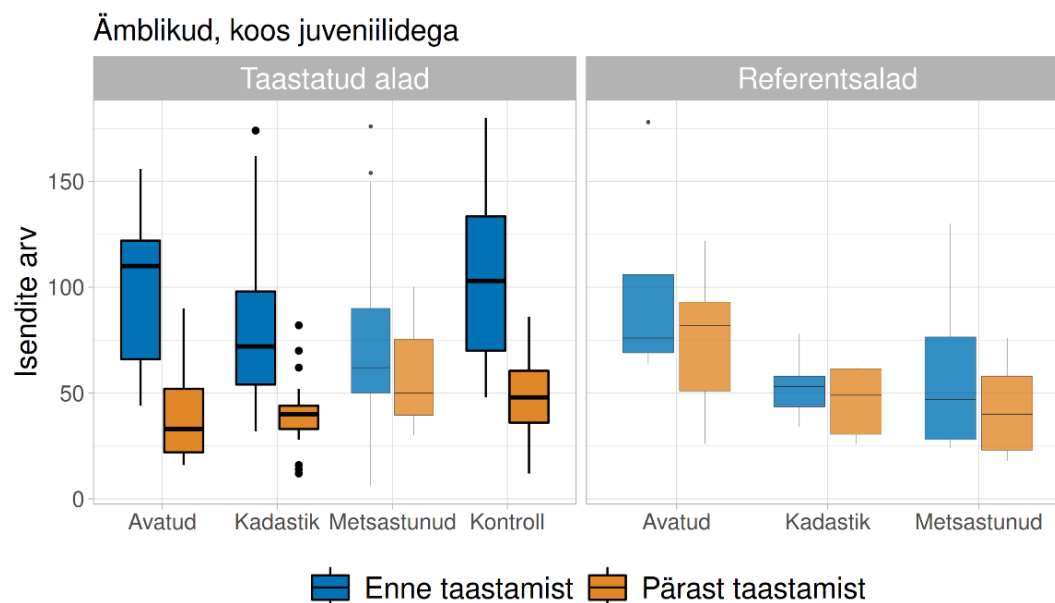
Kui 2015. aastal läbi viidud taastamiseelse seire jooksul leiti püügiperioodi jooksul kokku 4898 ämblikuisendit 154-st liigist, siis 2019. aastal taastamisjärgselt läbi viidud seires oli olukord oluliselt teistsugune. Kokku kukkus püünistesse 2644 isendit 90 liigist. Isenditest 1433 (ehk 54%) olid juveniilid ning 1211 täiskasvanud. Eelmisel perioodil oli juveniilide osakaal proovides mõnevõrra väiksem, moodustades 44% kõigist leitud isenditest.

Massiivne langus nii liigirikkuses (joonis 8.2) kui ka isendite arvukuses (joonis 8.3) iseloomustas kõiki vaatlustüüpe (avatud alad, kadastikud, metsastunud alad) ning ka nii taastamise läbinud alasid kui kontroll- ja referentsalasad, kus taastamist ei toimunud. Tulemus näitab, et tõenäoliselt ei olnud languse põhjuseks mitte taastamistööd - ämblikufauna on avatud aladel olnud rikkalikum kui kinnikasvanud aladel - vaid väga tõenäoliseks põhjuseks on 2018. aasta suvel esinenud ränk põud, mille tagajärjel toimunud mulla makrofauna kollaps andis tunda ka 2019. aastal. Sarnased trendid olid ka hulkjalgetel (vt peatükk 5), sest eriti just õhukesemullalistel ja kuivadel aladel on mulla vähese liikumisvõimega makrofauna eriti ohustatud läbikuivamise poolt. Juveniilide suur osakaal 2019. aastal siiski viitab, et kooslused on juba taastumas.





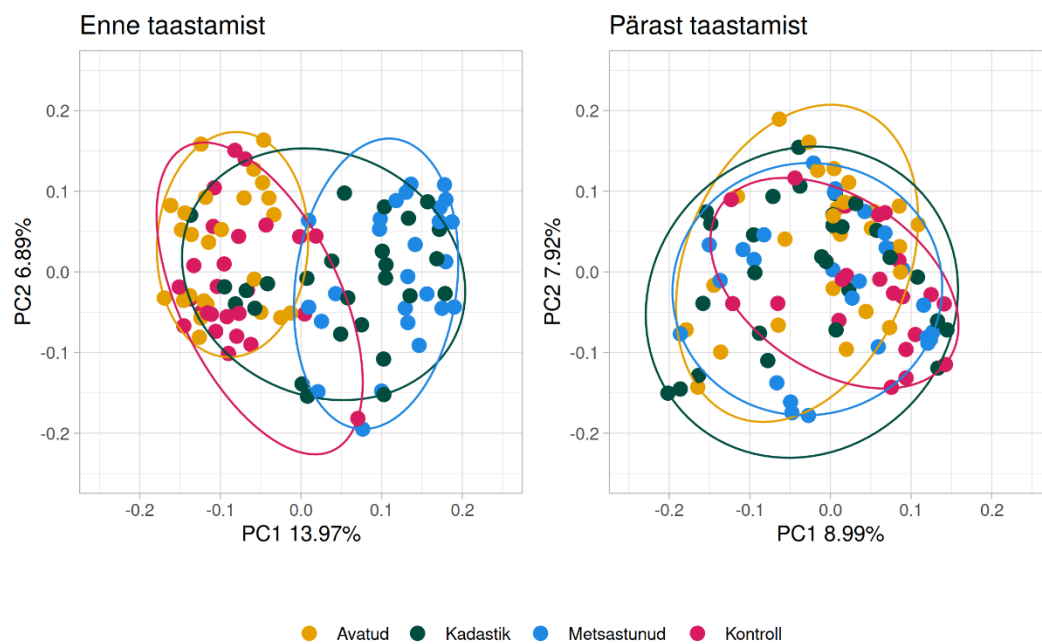
Joonis 8.2. Maapinnaämblike liirigikkus loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud minimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.



Joonis 8.3. Maapinnaämblike arvukus loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud minimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.

Maapinnaämblike liigilise koosseisu võrdlus eri tüüpide vahel enne ja pärast taastamist näitab aga, et kooslused on taastamistööde tulemusena siiski pigem muutumas sarnasemaks - endised kadastikud ja metsastunud alad on selgelt muutunud sarnasemaks avatud aladele ja kontrollaladele, hoolimata suurest põuast. See tulemus on julgustav ning väga sarnane teiste kiirema reageerimisega elustikurühmade dünaamikale (liblikad, kimalased, soontaimed, ka linnud).





Joonis 8.4. Maapinnaämblike liigilise koosseisu ordinatsioonanalüüsi (peakomponentanalüüs) tulemus. Erinevad värvid näitavad erinevaid suktsessiooniastmeid enne ja pärast taastamist. Punktide omavaheline kaugus näitab nende liigilise koosseisu suhtelist omavahelist erinevust.



9. MULLASEENED

MULLASEENED: METOODIKA

Mullaseente määramiseks võeti paralleelselt taimkatte kirjeldamisega nii enne kui pärast taastamist mullaproov iga vaatluspiirkonna keskelt taimeruudu ühest nurgast (joonis 9.1). Mullaproovid kuivatati silikageeli abil ning transporditi laborisse. Laboris eraldati 5-7 grammist mullast DNA, kasutades DNeasy® PowerMax® Soil Kit'i (Qiagen). Hõimkonna Glomeromycota sekvensid amplifitseeriti eraldatud DNA ekstraktidest kasutades WANDA/AML2 ning fITS7/fITS7o/ ITS4 praimereid. DNA sekveneeriti Illumina MiSeq platvormil. Bioinformaatiliste meetodite abil määrati DNA järjestuste põhjal seente taksonite koosseis igas proovis, kasutades GenBank, MaarjaM ja UNITE andmebaasi. Kasutades FunGuild andmebaasi leiti igale tuvastatud taksonile ka tema ökoloogiline roll koosluses (patotroofid, saprotroofid, mükoriissed seened jm).



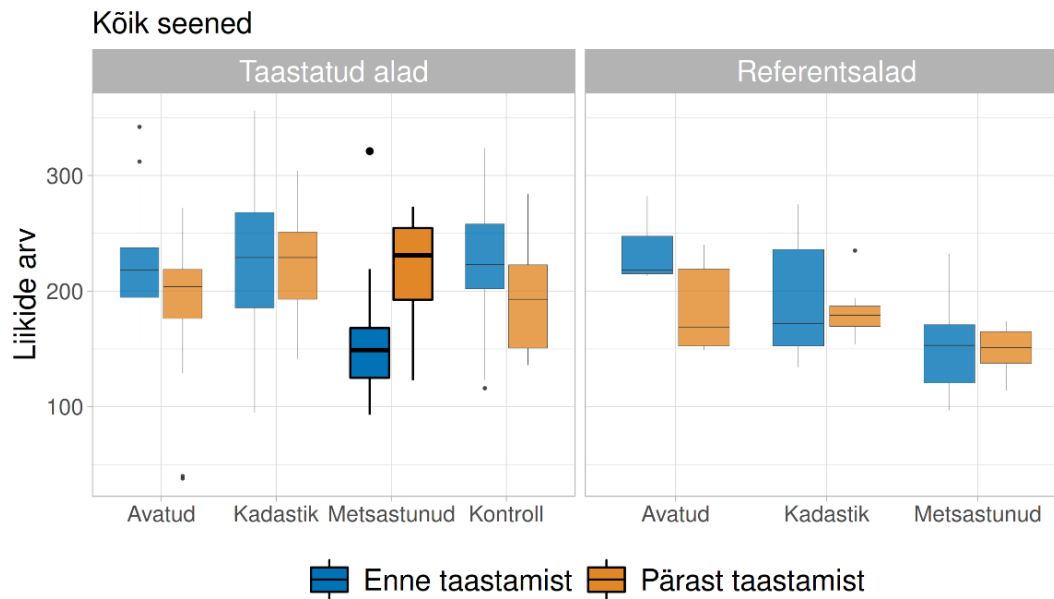
Joonis 9.1. Mullaseente proovi võtmine loopealselt

MULLASEENED: TULEMUSED

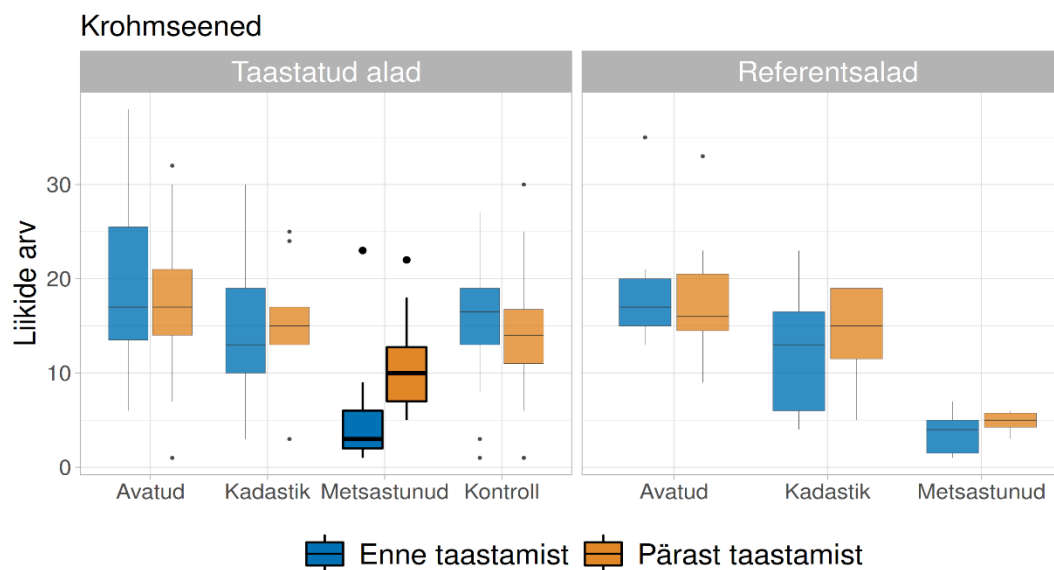
Kõiki sekveneeritud mullaseeni koos vaadates torkas silma metsastunud alade märkimisväärselt madalam seenekoosluste liigirikkus võrreldes avatud alade ja kadastikega. Erinevus kadus pärast taastamistõid - seenekoosluste liikide arv tõusis varasemalt metsastatud aladel oluliselt (joonis 9.2). Teistel tüüpidel erinevusi taastamiseelse ja taastamisjärgse aja vahel ei täheldatud, kuid nagu järgnevad joonised näitavad, koosnevad seenekooslused väga mitmekesiste funktsioonide ja toimimisega rühmadest, mistõttu nende rühmade dünaamika eraldi vaatamine annab oluliselt rohkem infot kui kogu seenekoosluse liigirohkus.

Krohmseente ehk arbuskulaarmükoriisete seente liigirikkus on mändidega kaetud aladel oodatult madal (joonis 9.3). Krohmseened on seotud peamiselt rohttaimedega ning neid on metsastunud aladel oluliselt vähem arvukalt kui avatud aladel. Pärast taastamist krohmseente liigirikkus asus üsna kiiresti tõusma, kuid ei jõudnud vaatlusperioodi jooksul veel avatud alade liigirohkusele järele.





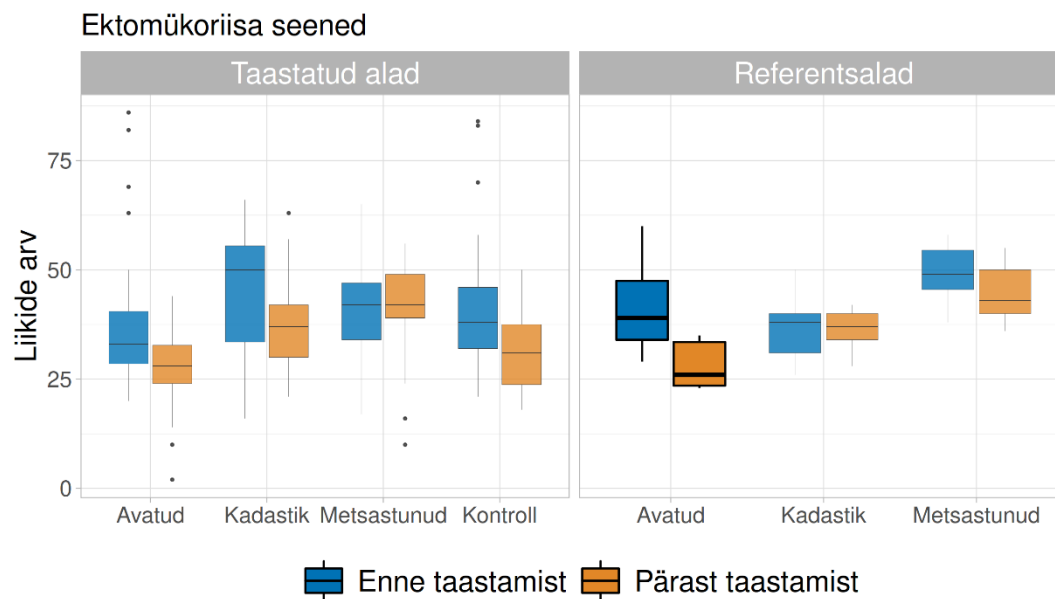
Joonis 9.2. Kõigi DNA baasil määratud mullaseente liikide arv loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhtjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.



Joonis 9.3. DNA baasil määratud krohmseente ehk arbuskulaarmükoriisete seente liikide arv loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhtjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.

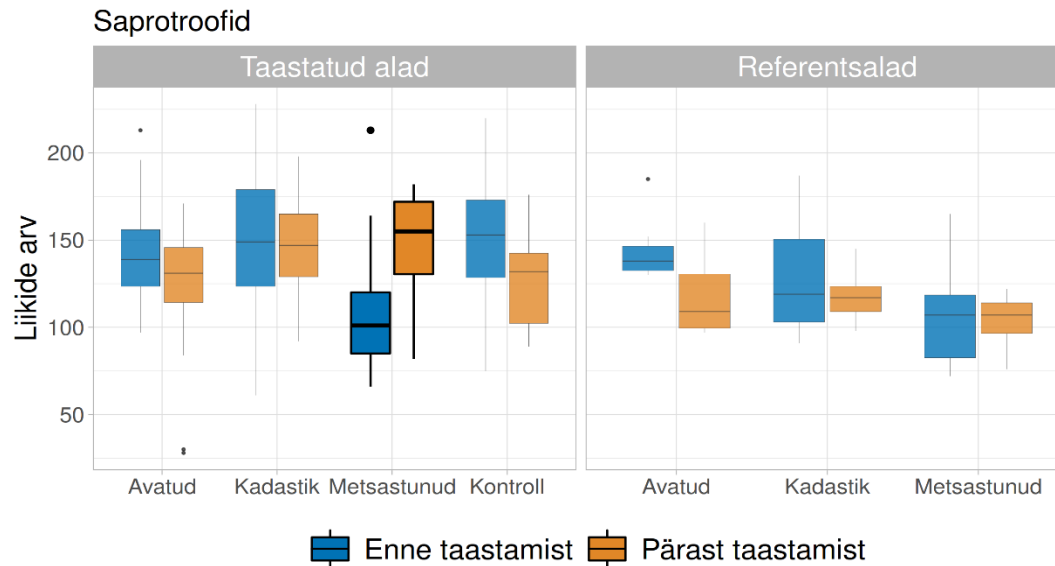
Ektomükoriisete seente liigirohkus taastamiseelse ja taastamisjärgse seisundi vahel oluliselt ei muutunud, mingil määral oli kõigil aladel liigirohkus langenud, sealhulgas oli oluliselt langenud avatud referentsalade (st taastamata alade) liigirikkus (joonis 9.4). See võib olla põhjustatud nii proovide kogumisest ja analüüsimisest tulenevast varieeruvusest aga ka keskkonnateguritest (nt põua mõju). Ektomükoriisese seened on valdavalt seotud puittaimedega, mistõttu nende liigirohkuse mõningane langus pärast taastamist ei oleks tulnud üllatusena, kuid hetkel ei ole võimalik tuvastada olulist muutust ei taastatud metsaaladel ega kadastikes.





Joonis 9.4. DNA baasil määratud ektomükoriisete seente liikide arv loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.

Vaatlesime eraldi ka teiste saprotroofseid seeni, mis on mullas laguprotsessi olulisteks kandjateks. Lagundajate arv oli avatud aladel kõrgem kui metsastunud aladel ning taastamise tulemusena metsastunud aladel saprotroofide liigirikkus tõusis (joonis 9.5).



Joonis 9.6. DNA baasil määratud saprotroofsete seente liikide arv loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthjoon tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulised erinevused kahe taastamisperioodi võrdluses on välja toodud tumedamates toonides.



10. LINNUD

Riho Marja, Liis Keerberg

LINNUD: KOKKUVÕTE

2015–2016. aastal ning kordusena 2019. aastal viidi Lääne-Eestis lindude pesitsusperioodil endistel ja olemasolevatel loopealsetel läbi linnustiku inventuurid. Esimese inventuuri eesmärgiks oli algseisu fikseerimine enne ulatuslikku loopealsete taastamist LIFE+ projekti „Elu alvaritele“ raames. 2019. teostati kordusinventuur, eesmärgiga tuvastada võimalikke linnustiku seisundi muutusi, mis on toimunud loopealsete taastamistööde järgselt. Loendused teostati mõlemal perioodil rohkem kui 70 loendusosalal. Lindude loendamiseks kasutati 100 m raadiuse laiuse alaga punktloendust. Analüüsil kasutati vaid pesitsevate lindude arvu, mida uuriti segamudelite ja liiasusanalüüsi meetodil, et tuvastada aasta, taastatava ala tüübi (avatud taastatud ala, suletud taastatud ala või mittetaastatud), edaspidi taastamistüübi ja elupaiga mõju linnustikule.

Saadud tulemustest selgub, et valdavalt on taastamistöödel linnustiku seisukohalt olnud positiivne mõju. Enamik uuritud tunnuseid olid kordusinventuuril kõrgemate väärtusega kui enne taastamist fikseeritud resultaat. Taastamistööde positiivne mõju avaldus rohkem kaitsealuste linnuliikide puhul.

LINNUD: SISSEJUHATUS

Peamiselt 2015. aastal ja üksikute täiendavatel aladel 2016. aastal viidi Lääne-Eestis lindude pesitsusperioodil endistel ja olemasolevatel loopealsetel läbi linnustiku inventuur. Inventuuri eesmärgiks seati linnustiku staatuse väljaselgitamine enne ulatuslikku loopealsete taastamist LIFE+ projekti „Elu alvaritele“ raames. Inventuuri planeerimisel arvestati võimalusega, et toimub ka hilisem kordusinventuur, mis võimaldab võrrelda linnukoosluste olukorda enne loopealsete taastamistööd ning taastamise järgselt. 2019. aastal teostatigi muutuste tuvastamiseks kordusinventuur.

Käesolev inventuuride koondaruanne annab ülevaate loopealsete üldlinnustiku tunnustest ja kaitsealustest linnuliikidest. Lisaks võrreldakse pesitsevate lindude liigirikkust, arvukust ning linnustiku koosseisu aastate lõikes, elupaikade kaupa ning taastamise mõju arvesse võttes.

LINNUD: METOODIKA

UURIMISALAD

Uurimisalad paiknesid Lääne-Eestis (Lääne-, Pärnu-, Saare- ja Hiiumaal) endistel ja olemasolevatel loopealsetel. Nende valikul lähtuti LIFE+ programmi „Elu alvaritele“ projekti aladest ning käesoleva uuringu raames rajatud püsivaatlusaladest teiste liigirühmade uurimiseks. Uurimisalad paigutati 2015. aastast taastamisele minevatele loopealsetele riigimaadel, aga ka eramaadel, mille omanikud olid lepingud vastava LIFE+ programmi raames juba sõlminud.

Kokku paigutati 2015. aastal uurimisaladele maastiku struktuurist lähtuvalt 66 loenduspunkti, mis asusid avatud loopealsetel (n=33, edaspidi avatud) ja suletud maastikes ehk endistel loopealsetel (n=33, edaspidi suletud). 2016. aastal tehti loendused täiendavalt suletud ja avatud maastikus kahel referentsalal ning ühel taastataval alal, mille osas 2015. aastal ei olnud veel taastamiseks kokkulepet (n=6). Avatud uurimisaladeks klassifitseeriti kohad, kus puu- ja põõsarinde katvus oli maksimaalselt 50%. Suletud uurimisalaks klassifitseeriti alad (kadakas, mänd, segapuistu), kus puu- ja põõsarinne olid selgelt suksessiooni käigus peale kasvanud ja tegemist oli juba puistuga. Kuna kõiki algselt planeeritud uurimisalasid tegelikult ei taastatud või taastati osaliselt, tuli uurimisalasid hiljem teistes asukohtades taastatud alade seast juurde valida. Seetõttu on valim aastate lõikes pisut ebahütlane, kuid see ei tohiks märkimisväärselt mõjutada tulemusi. Detailselt on esitatud uurimisalade jaotus taastatava ala tüüpidest (edaspidi taastamistüübid) ja valimi suurusest **tabelis 10.1**. Loendusosalade kaart on esitatud lisa 1.



Tabel 10.1. Uurimisalade jaotus taastamistüübist lähtuvalt.

Aasta ja taastamistüüp	Loenduspunktide arv
2015–2016. aasta (kokku)	72
avatud	36
suletud	36
2019. aasta (kokku)	75
avatud	10
avatud taastatud	27
suletud	12
suletud taastatud	26

Välitöödel määrati linnustiku eksperdi poolt veel detailsemalt lisaks elupaik. Elupaigad määrati taimkatte järgi nelja gruppi: 1) olemasolevad loopealsed, kus puu-ja põõsarinde katvus oli minimaalne; 2) kadastik (peapuuliik kadakas) või 3) männik (peapuuliik mänd) ning 4) segapuistu (nimetatud okaspuude kombinatsioon lehtpuudega). Elupaikade jaotus aastate lõikes on esitatud tabelis 10.2. Asjaolul, et just taastamise tõttu muutusid ka elupaigad, on ka elupaikadest lähtuv valim kahel perioodil selgelt erinev. Taastamistoid ei toimunud referentsaladel ning maaomanike plaanide muutuste tõttu ka osadel esialgselt kavandatud uurimisaladel. Asjaolul, et referentsalade valim oli väga väike, siis selles aruandes käsitleti nende loendustulemusi muude taastatavate alade seas, kuid mitte eraldi.

Tabel 10.2. Uurimisalade jaotus elupaikadest lähtuvalt.

Aasta ja elupaik	Loenduspunktide arv
2015–2016. aasta (kokku)	72
kadastik	11
loopealne	28
männik	16
segapuistu	17
2019. aasta (kokku)	75
kadastik	3
loopealne	61
männik	6
segapuistu	5

LINNUSTIKU ANDMED

Loendused viidi läbi 2015–2016. aasta ja 2019. aasta mais ja juunis hommikuti kella 5–10 vahel viieminutilise punktloenduse meetodil (Bibby *et al.*, 1992). Loendusteks kasutati piiratud lausega uurimisala: 100 meetri ulatuses loenduspunktist. Kõiki uurimisalasid külastati loendusteks kaks korda perioodilmai keskpaigast juuni keskpaigani, et vähendada eri liikide pesitsusfenoloogias tuleneda võivaid arvukuse alahinnanguid. Linnud eristati loendamise ajal kahte kategooriasse: pesitsejad (lindude käitumine viitas pesitsemisele: laul, mäng, paarumiskäitumine, ärev isend jne) ja toitekülalised (lindude käitumine ei viidanud nende pesitsemisele antud alal). Andmete analüüsil alade lõikes kasutati iga liigi puhul kahe loenduse maksimaalset loendustulemust, arvestamata täpseid territooriumite piire, sest punktloenduse andmete alusel, erinevalt territooriumite kaardistamisest, ei ole võimalik neid detailselt välja joonistada.



ANDMEANALÜÜS

Linnustiku muutujatest kasutati ainult pesitsevate lindude andmeid: liikide arv ja pesitsevate isendite arv (paaride arv) ning kaitsealuste pesitsevate lindude liikide ja isendite (paaride) arv.

Lindude arvukuste analüüsil kasutati lineaarseid segamudeleid, kus uurimisala mõju võeti mudelis arvesse juhusliku faktorina (R pakett: *'nlme'*; Pinheiro *et al.* 2017). Aasta mõju, taastamistüüpi ja elupaiku analüüsiti eraldi mudelitega, sest need tunnused olid omavahel seotud: loopealsete loenduspunktid asusid ainult avatud maastikes, seevastu männiku ja segapuistu loenduspunktid ainult suletud maastikes. Lisaks mõjutas aasta omakorda alade/elupaikade muutust taastamistööde tõttu. Aasta ja elupaikade analüüsil piirduiti ainult tulemuste kirjeldamisega statistilist analüüsi teostamata (vt [joonis 10.5](#)), sest neid tunnuseid analüüsiti eraldi mudelitega eelnevalt detailsemalt (vt [joonised 10.2 ja 10.4](#)).

Linnustiku liigilise koosseisu ning aasta, taastamistüübi ja elupaikade omavahelise seostatuse analüüsimiseks kasutati liiasusanalüüsi (*redundancy analysis*). See on mitme funktsioontunnusega ja mitme argumenttunnusega regressioonanalüüs, millele lisandub prognoositud väärtuste peakomponentanalüüs (Remm *et al.*, 2012). Analüüsi aluseks oli kõikide pesitsevate liikide isendite arv uurimisalal, mida seostati aasta, taastamistüübi ja elupaikadega. Analüüsi jaoks kasutati Hellingeri teisendust, sest see meetod lubab analüüsi kaasata ka vähearvukamaid liike (Legendre & Gallagher, 2001). Analüüsiks kasutati R paketti "*vegan*" (Oksanen *et al.*, 2018). Kogu analüüs teostati rakendustarkvaraga R (R Development Core Team, 2018). Andmete statistilisel analüüsil kasutati alati 95% usaldusnivood.

LINNUD: TULEMUSED

Kokku loendati 2015–2016. aasta välitöödel 604 pesitsevat paari 46 linnuliigist. 2019. aastal kohati kokku 745 pesitsevat paari 51 liigist. Detailne liiginimekiri aastate ja taastamistüüpide kaupa on esitatud lisas 2.

Kaitsealuste liikide arv proportsionaalselt kogu linnustikust on taastamiseelse ja –järgse aja loenduste võrdlusel pisut suurenenud ([joonis 10.1](#)). Aastatel 2015–2016 oli kaitsealuste lindude osa kogu linnustikust 6,3%, seevastu 2019. aastal 10,3%. Seega kaitsealuseid linde kogu linnustikust oli uurimisaladel kordusinventuuril rohkem. Selle üheks põhjuseks on III kaitsekategooria liigi nõmmelõokese arvukuse märkimisväärne suurenemine (kuus pesitsevat isendit aastatel 2015–2016 võrreldes 38 isendiga 2019. aastal). Nõmmelõokese arvukus Eestis on mõõdukas languses (20-50 %) ning liigi arvukust on varasemalt mitmekordselt üle hinnatud (Eltis *et al.* 2019). Seetõttu on nõmmelõokese arvukuse kasv loopealsete taastamise üks olulisi positiivseid tulemusi. Arvukus suurenes veidi veel pisut ka kaitsealusel linnuliigil suurkoovitajal. Seevastu kaitsealustest linnuliikidest kahanes arvukus veidi punaselg-õgijal ja hoburästal. Uued liigid, keda algaastatel üldse ei kohatud, kuid loendati 2019 aastal, olid kaitsealustest liikidest hiireviu, liivatüll, punajalg-tilder ja rukkirääk ([joonis 10.9](#)). Stabiilne arvukus oli väänkaelal ja vööt-pöösalinnul. Kõik loendatud kaitsealused liigid kuulusid III kaitsekategooriasse.



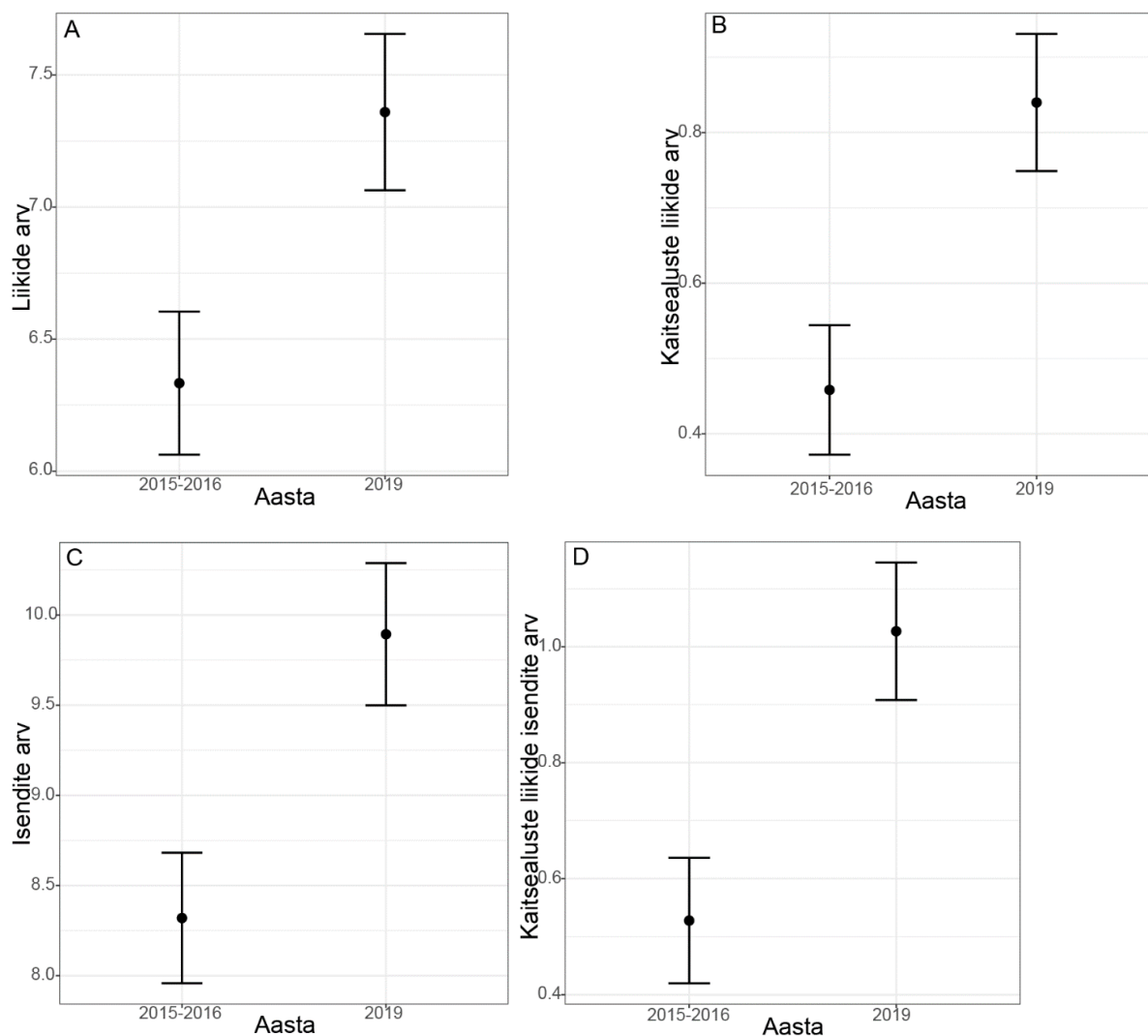
Joonis 10.1. Tavalike ja kaitsealuste liikide proportsionaalne jaotus inventuuri algaastatel 2015–2016. ja 2019. aastal.



ÜLDLINNUSTIKU TUNNUSTE ANALÜÜSI TULEMUSED

Aasta mõju

Võrreldes 2015–2016. aasta inventuuri tulemustega, olid nii pesitsevate lindude keskmine liigirikkus ($t=2,58$; $p=0,011$; joonis 2) kui ka isendite arv ($t=3,03$; $p=0,003$) statistiliselt usaldusväärselt kõrgemad 2019. aastal. Sarnane trend ilmnes ka kaitsealuste lindude puhul (joonis 10.2): kaitsealuste liikide arv ($t=3,08$; $p=0,002$) ja kaitsealuste lindude isendite arv ($t=3,15$; $p=0,002$) olid statistiliselt usaldusväärselt kasvanud. Keskmiselt on kõikidel uurimisaladel piltlikult lisandunud üks liik ja kaks pesitsevat paari võrreldes inventuuri algaastatega.



Joonis 10.2. Pesitsevate lindude liigirikkuse ja arvukuse seos inventuuri algaastate 2015–2016. ja 2019. aasta vahel. A: pesitsevate liikide arv, B: kaitsealuste pesitsevate liikide arv, C: pesitsevate isendite arv ja D: kaitsealuste liikide pesitsevate isendite arv. Esitatud on gruppide keskmine ja standarddviiga.

Taastamistüübi mõju

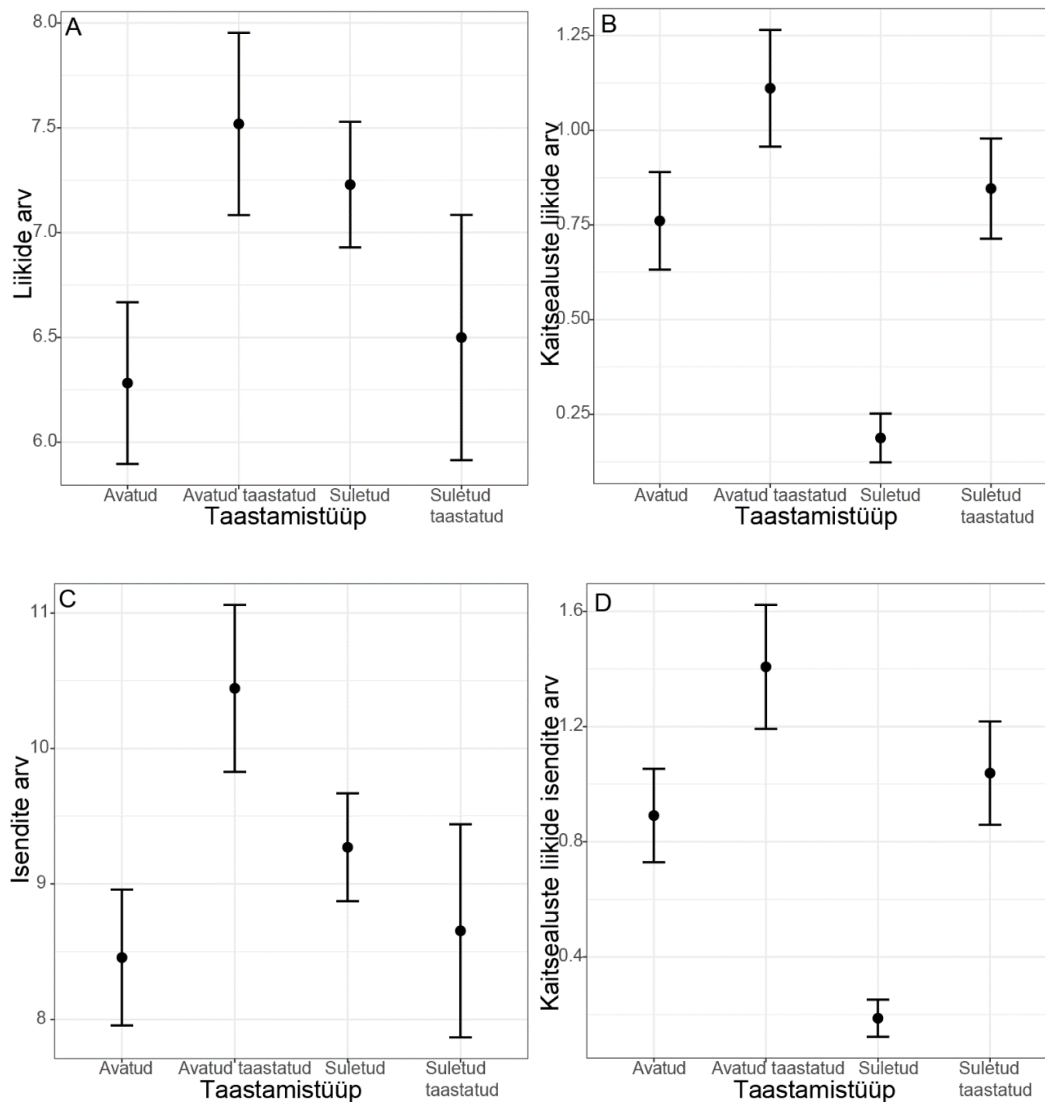
Analüüsides loopealsete taastamise mõju detailsemalt, olid tulemused järgnevad. Kõige kõrgem oli pesitsevate lindude liigirikkus avatud taastatud loopealsetel ning seejärel kahanevas järjekorras: suletud aladel > suletud taastatud aladel. Madalaim oli lindude liigirikkus avatud aladel. Pesitsevate isendite arv oli kõrgeim avatud taastatud aladel, keskmine suletud aladel ning madalam avatud aladel ning suletud taastatud aladel (joonis 3). Seevastu kaitsealuste liikide ja isendite arv näitasid mõneti teisi tulemusi. Kõrgeim oli kaitsealuste liikide ja isendite arv samuti avatud taastatud aladel, keskmine avatud aladel ning taastatud suletud aladel. Madalaimad olid näitajad suletud aladel (joonis 3). Kõikidel juhtudel ilmnis lisaks muster, kus suletud taastatud elupaikade



tulemus oli samal tasemel avatud, kuid taastamata elupaikadega (joonis 10.3, tabel 10.3). Detailselt on esitatud taastamistüüpide vahelised statistilised erinevused tabelis 3, kus võrdlusgrupiks on võetud avatud loopealsed.

Tabel 10.3. Taastamistüüpide omavaheline võrdlus segamudelite alusel (t-statistik ja p-väärtus). Võrdlusgrupiks on võetud avatud loopealsed. Rasvases kirjas on esitatud statistiliselt usaldusväärsed erinevused.

	Avatud taastatud	Suletud	Suletud taastatud
Liikide arv	t=2,18; p=0,03	t=2,01; p=0,047	t=0,34; p=0,7
Kaitsealuste liikide arv	t=2,02; p=0,046	t= - 3,97; p<0,001	t=0,46; p=0,6
Isendite arv	t=2,67; p=0,009	t=1,35; p=0,18	t=0,23; p=0,8
Kaitsealuste liikide isendite arv	t=2,33; p=0,02	t= - 3,8; p<0,001	t=0,64; p=0,5



Joonis 10.3. Pesitsevate lindude liigirikkuse ja arvukuse seos loopealsete taastamistüübi mõjuga. A: pesitsevate liikide arv, B: kaitsealuste pesitsevate liikide arv, C: pesitsevate isendite arv ja D: kaitsealuste liikide pesitsevate isendite arv. Esitatud on gruppide keskmine ja standardviga.

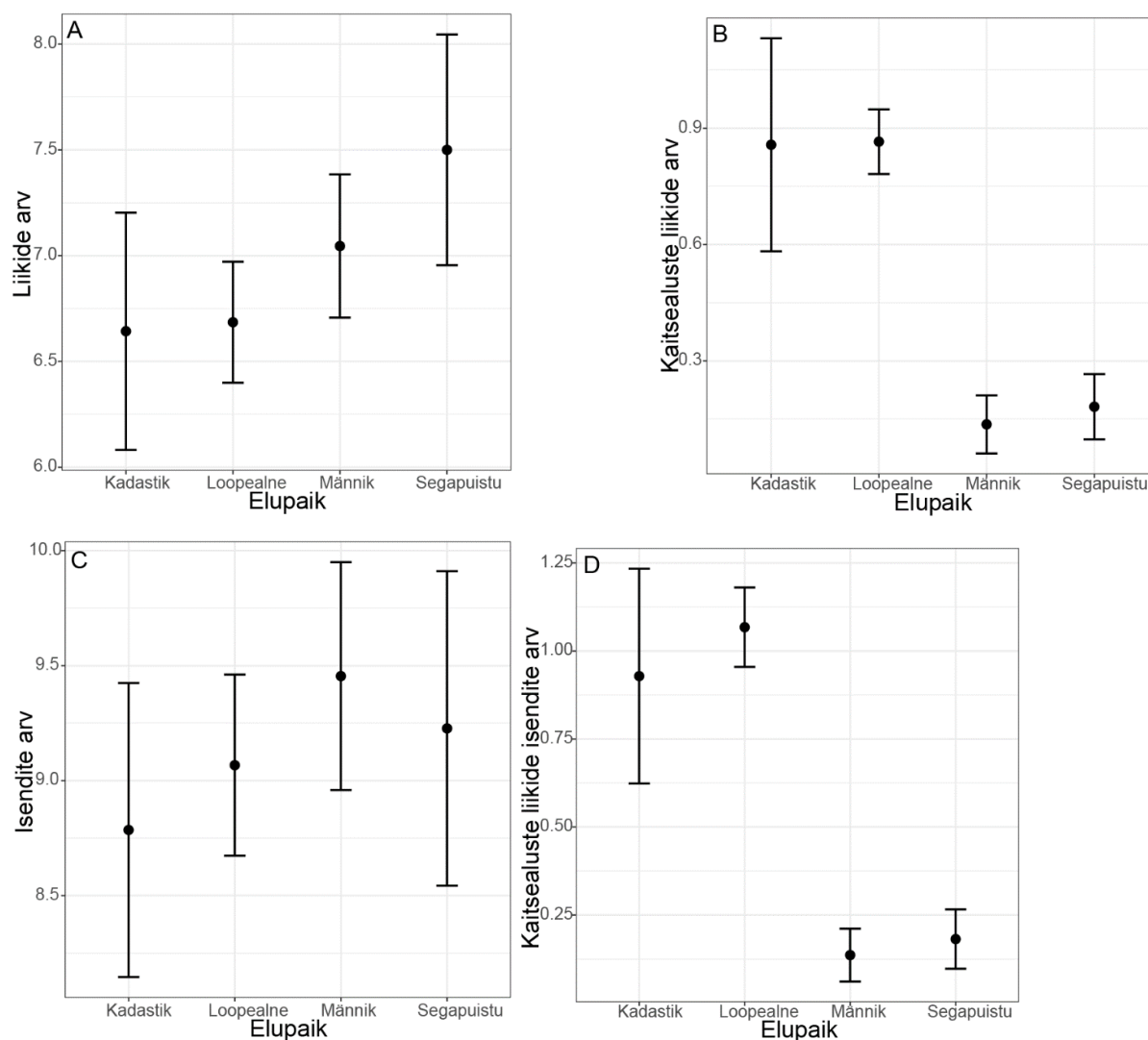


Elupaiga mõju

Pesitsevate lindude liigirikkus oli kõrgeim segapuistutes. Pesitsevate lindude liigirikkus loopealsetel, kadastikes ja männikutel oli sarnasel tasemel. Pesitsevate isendite arv oli kõikides elupaigatüüpides samal tasemel (joonis 4). Kahe inventuuri alusel oli kaitsealuste liikide ja isendite arv kõrgeim loopealsetel ja kadastikes, võrreldes männikute ja segapuistutega (joonis 10.4). Detailselt on esitatud elupaikade vahelised erinevused tabelis 4, kus statistilise analüüsi võrdlusgrupiks on võetud loopealsed.

Tabel 10.4. Elupaikade omavaheline võrdlus segamudelite alusel (t-statistik ja p-väärtus). Võrdlusgrupiks on võetud loopealsed. Rasvases kirjas on esitatud statistiliselt usaldusväärsed erinevused.

	Kadastik	Männik	Segapuistu
Liikide arv	t= - 0,6; p=0,5	t=0,7; p=0,47	t=1,4; p=0,15
Kaitsealuste liikide arv	t= - 0,1; p=0,9	t= - 4,2; p<0,001	t= - 4,0; p<0,001
Isendite arv	t= - 0,8; p=0,44	t=0,51; p=0,6	t=0,37; p=0,7
Kaitsealuste liikide isendite arv	t= - 0,5; p=0,6	t= - 4,2; p<0,001	t= - 4,0; p<0,001

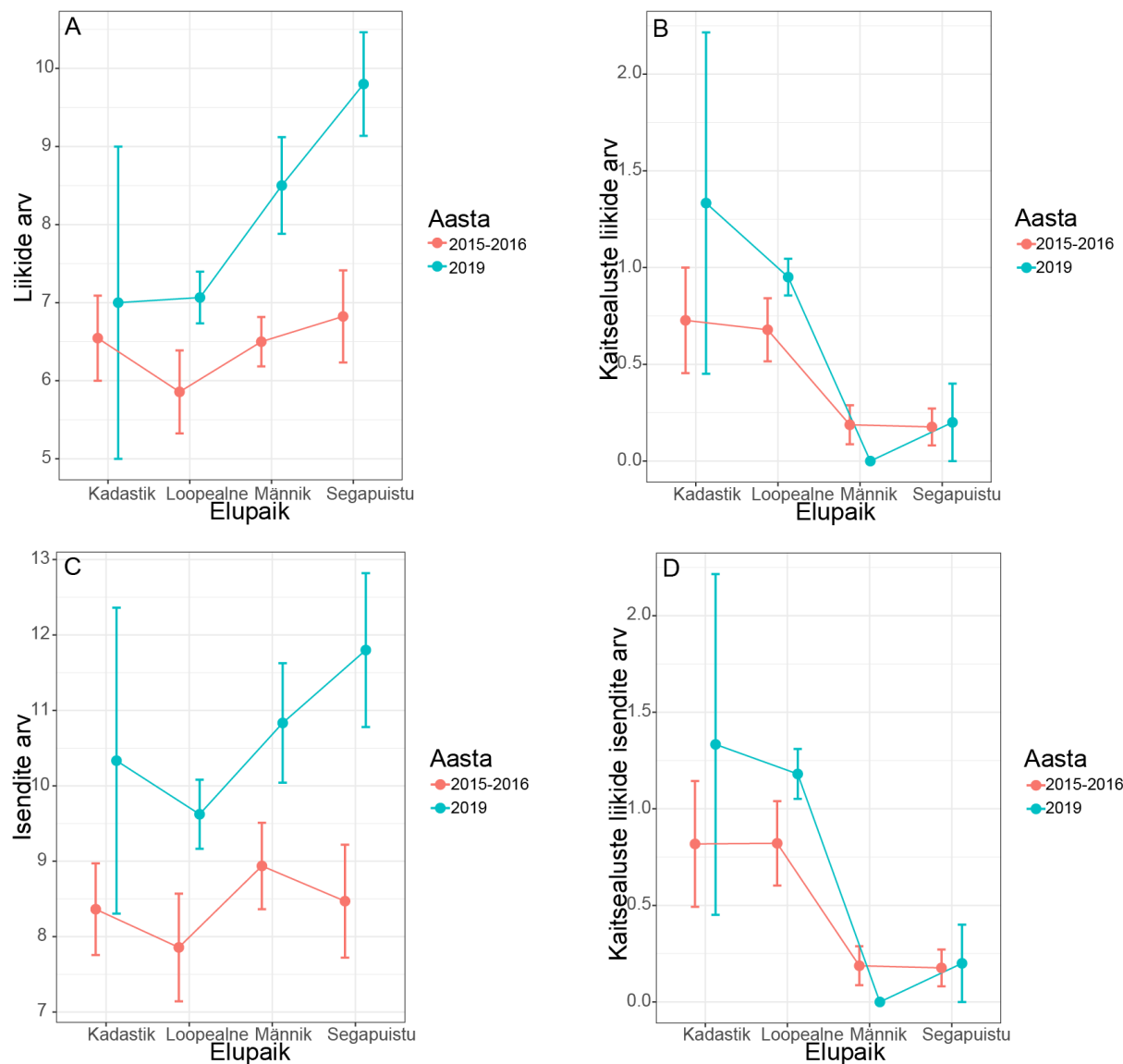


Joonis 10.4. Pesitsevate lindude liigirikkuse ja arvukuse seos elupaikadega. A: pesitsevate liikide arv, B: kaitsealuste pesitsevate liikide arv, C: pesitsevate isendite arv ja D: kaitsealuste liikide pesitsevate isendite arv. Esitatud on gruppide keskmine ja standardviga.



Aasta ja elupaiga mõju

Pesitsevate lindude liigirikkus ja isendite arv olid kõikides uuritud elupaikades 2019. aastal kõrgemal tasemel kui inventuuri algaastatel (joonis 10.5). Ka kaitsealuste lindude tunnused olid valdavalt kõrgemad 2019. aastal võrreldes inventuuri algaastatega (va. männikutes). Erinevalt üldlinnustiku tunnustest, olid kaitsealuste lindude liikide ja isendite arv kõrgemad 2019. aastal loopealsetel ja kadastikes. Üldlinnustiku tunnused näitasid pigem vastupidist tendentsi, kus kõrgemad keskmised väärtused registreeriti segapuistutes ja männikutes.



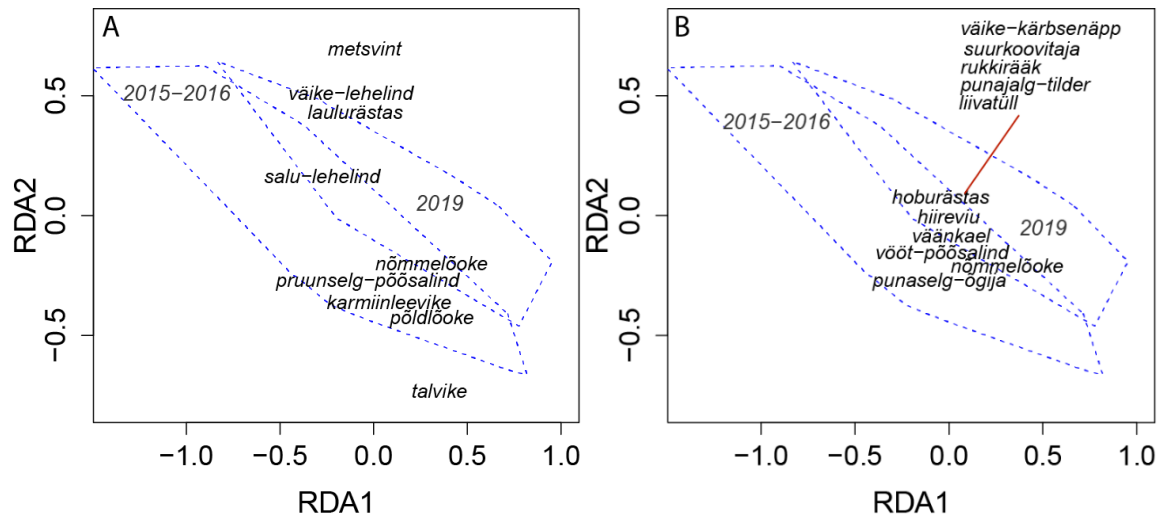
Joonis 10.5. Pesitsevate lindude liigirikkuse ja arvukuse seos elupaikadega. A: pesitsevate liikide arv, B: kaitsealuste pesitsevate liikide arv, C: pesitsevate isendite arv ja D: kaitsealuste liikide pesitsevate isendite arv. Esitatud on gruppide keskmine ja standardviga.



LIASUSANALÜÜSI TULEMUSED

Aasta mõju

Linnustiku koosis muutus inventuuri vältel oluliselt ($F=5,83$, $p<0,001$). Seega loopealsete taastamine on suletud elupaikade kadumise tõttu mõjutanud pesitsevate lindude arvukusi. Joonisel 6 on esitatud üheksa kõige tavalisema linnuliigi seosed inventuuri aastatega ning kaitsealuste lindude seosed inventuuride aastatega. Tavaliiigid on ordinatsiooniteljel rohkem lähemal 2019. aastale ja see viitab arvukamate liikide liikide arvukuse kasvule. Kaitsealustest liikidest on märkimisväärselt suurenenud nõmmelõokese arvukus, olles koguni ühe arvukama liigi hulgas (joonis 10.6). Ka kaitsealused liigid on ordinatsiooniteljel valdavalt lähemal 2019. aastale, mis viitab, et nende arvukus on suurenenud.

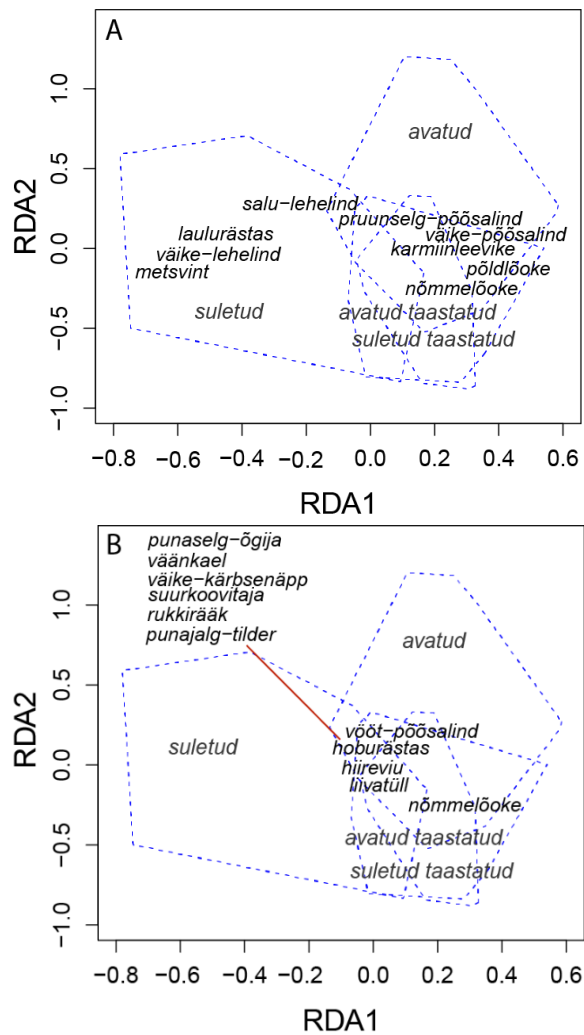


Joonis 10.6. Arvukamate pesitsevate lindude (A) ja kaitsealuste lindude (B) seosed inventuuri aastate mõjuga liiasusanalüüsi alusel. Punane joon viitab osade kaitsealuste liikide (väike-kärbsenäpp, suurkoovitaja jt) tegelikule asukohale ordinatsioonitelgede suhtes. Siin ja edaspidi, nõmmelõoke on esitatud mõlemal joonisel, sest liik kuulus nii arvukamate liikide, kui ka kaitsealuste liikide hulka.

Taastamistüübi mõju

Linnustiku koosis muutus ka taastamistüüpidest lähtuvalt liiasusanalüüsi alusel ($F=13,7$; $p<0,001$; joonis 7). Tavaliikidest olid avatud aladega ja taastatud elupaikadega peamiselt seotud avatud alade liigid (põldlõoke) kui ka põõsastikega seotud liigid (pruunselg- ja väike-põõsalind, karminleevike). Suletud elupaikadega olid seostatavad puistuliigid: salu- ja väike-lehelind, metsvint ning laulurästas. Kaitsealustest liikidest olid valdavalt kõik liigid seostatavad avatud alade ja taastatud elupaikadega (joonis 10.7).



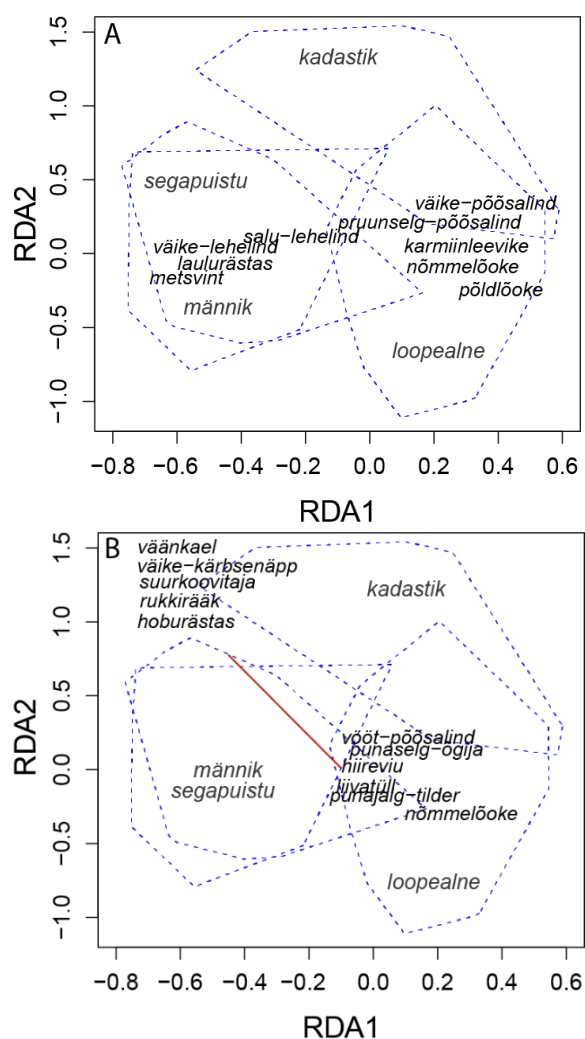


Joonis 10.7. Arvukamate pesitsevate lindude (A) ja kaitsealuste lindude (B) seosed taastamistüübi mõjuga liiasusanalüüsi alusel. Punane joon viitab osade kaitsealuste liikide (punaselg-õgija, väänkael jt) tegelikule asukohale oridinatsioonitelgedes suhtes.

Elupaiga mõju

Pesitsevate lindude liigiline koosseis oli statistiliselt erinev ka elupaikadest lähtuvalt ($F=12,8$; $p<0,001$; [joonis 10.8](#)). Puistutega (männik ja segapuistu) olid seostatavad tavalikidest tüüpilised puistuliigid: salu- ja väike-lehelind, metsvint ning laulurästas. Loopealsetega olid seostatavad avamaa (põldlõoke, nõmmelõoke) ja pöösastike liigid (pruunselg- ja väike-pöösälind, karmiinleevike). Kaitsealustest liikidest olid valdavalt kõik liigid seostatavad loopealsetega ([joonis 10.8](#)).





Joonis 10.8. Arvukamate pesitsevate lindude (A) ja kaitsealuste lindude (B) seosed elupaikadega liiasusanalüüsi alusel. Punane joon viitab osade kaitsealuste liikide (väänkael, väike-kärbsenäpp jt) tegelikule asukohale oridinatsioonitelgedes suhtes.

LINNUD: ARUTELU

2019. aasta linnuloenduste tulemused näitasid selgelt kõrgemat arvukust kui 2015–2016 tuvastatud algseis. Siiski ei pruugi see olla ainult seletatav elupaigaliste tingimuste muutustega, mis on põhjustatud loopealsete taastamisest. Näiteks 2018. aasta pesitsusperioodil oli ilm tavapärasest soojem ning seetõttu olid lindudel eeldused väga headeks pesitsus- ja toitumistingimusteks, millega võis kaasneda suurem pesitsejate arvukus 2019. aastal. Ka see võis osaliselt mõjutada kahe inventuuri tulemuste erinevust.

Üldlinnustiku tunnused ei näidanud alati taastamise otsest positiivset mõju, sest näiteks suletud taastatud elupaikades ei tuvastatud kõrgeid liigirikkuse ega isendite arvu keskmisi väärtusi. Siiski avaldus taastamise positiivne mõju selgelt kaitsealuste lindude puhul. Nii kaitsealuste lindude liikide arv kui ka isendite arv oli märkimisväärselt kõrgemad just avatud taastatud loopealsetel. Seega taastamisel on positiivne mõju just kaitsealustele lindudele.



Asjaolu, et loopealsete taastamise mõju tulemustes alati ei ilmnenud (eriti suletud elupaikade taastamise puhul), võib olla tingitud nii varasemast elupaiga tüübist, taastamisvõtetest kui ka ajast, mis oli teistkordse inventuuri ajaks taastamisest möödunud. Suletud elupaigad olid valdavalt kinnikasvanud loopealsed (männikud, kadastikud või muud, sh. ka vanemad puistud). Suletud elupaikade (eriti männikute puhul) ei olnud otstarbekas ilmselt säilitada taastataval alal üksikuid puid ning need raiuti valdavalt lagedaks. Sellistel aladel ei tekkinud aga koheselt pesitsusvõimalusi puistuga (sh pöösastikega) seotud värvuliste. Samuti ei pruukinud tekkida taastamisest möödunud lühikese aja jooksul sobilikke tingimusi veel avamaastiku liikidele. Näiteks osadel loendusalaadel polnud ka rohttaimestik veel taastuda jõudnud ning tegu oli sisuliselt raielankidega. Sellistel aladel avalduvad taastamise tulemused tõenäoliselt aastaid hiljem. Seevastu kui elupaik oli juba varasemalt avatum, siis selle veel avatumaks muutmine mõjus kõikidele üldlinnustiku tunnuste tulemuste puhul positiivselt. Siin võib üheks põhjuseks olla ka asjaolu, et sellistes elupaikades leidis üldjuhul ka enam elurikkust toetavaid maastikuelemente (nt kiviaiad või –kangrud ning neid ääristavad madalad puistud, mis taastamisel säilitati ja toimisid jätkuvalt pöösastikega seotud liikide elupaikadena). Puistu osakaalu vähendamise lisandusid pesitsusvõimalused avamaastikega ja pool-avamaastikega seotud pesitsejatele (põldlööke, nõmmelööke, suurkoovitaja jt). Seega kui säilitada piisavalt sobilikke elupaiku ka puistuvärvuliste, võib juba osaliselt avatumate alade taastamisel olla linnustikule efektiivsem mõju (eriti kaitsealuste liikide puhul). Küllap ka endiste suletud elupaikade edasine majandamine parandab neis pesitsevate avamaalindude seisukorda, sest kõikidel juhtudel ilmnes tulemustes muster, kus suletud taastatud elupaikade tulemus oli samal tasemel avatud, kuid veel taastamata elupaikadega.

Ordinatsioonianalüüs näitas samuti, et nii tavalike kui ka kaitsealuste liikide arvukused olid seostatavad kõrgemate väärtusega 2019. aastal, mis viitab taastamise positiivsele mõjule. Eriti tuli esile kaitsealuse nõmmelööke arvukuse suurenemine. Kui inventuuri alguses registreeriti kuus pesitsevat isendit, siis 2019. loeti koguni 38 pesitsevat isendit. Taastamistüüpide analüüs viitas, et kaitsealused liikidest olid valdavalt kõik liigid seostatavad avatud aladega (avatud ja mõlemad taastatud elupaigad).



Joonis 10.9. Liivatüll taastatud loopealsel Kassaris Hiiumaal. Foto Liis Keerberg.



11. TAASTAMISE MÕJU LOODUSE HÜVEDELE

Avatud loopealsetel karjamaadel on oluline roll mitmete ökosüsteemiteenuste ehk looduse hüvede pakkumisel. Prangel *et al.*, 2021 loopealsete taastamiseelse seisundi uuringust selgus, et loopealsete kinnikasvamisel või metsastamisel on märkimisväärne negatiivne mõju nii üldisele liigirikkusele kui ka mitmetele olulistele ökosüsteemiteenustele nagu tolmeldamine, looduslik kahjuritõrje, loomasööt ning mitmed kultuurilised hüved. Kui enne taastamist oli näha olulisi erinevusi üldises liigirikkuses (liigirikkus kui toetav baasteenus) ja mitmetes ökosüsteemiteenustes loopealsete eri kinnikasvamisjärkude vahel (avatud loopealne vs kadastikuga kinnikasvanud loopealne vs metsastatud loopealne), siis pärast taastamist läbiviidud monitooringust ja analüüsist selgus, et taastamisel on olnud ühtlustav mõju ning mitmete teenuste pakkumine eelnevalt kinnikasvanud ning metsastatud on hakanud sarnanema avatud aladele (**joonis 11.1**). Selline tulemus näitab, et taastamistööd on olnud edukad ning toetavad ökosüsteemi terviklikku funktsioneerimist, edaspidist taastumist ning ökosüsteemiteenuste pakkumist.

Avatud koosluetüüpide vahel enne ja pärast taastamist statistiliselt olulist muutust ei tuvastatud, küll aga **oli taastamisjärgselt kinnikasvanud ning metsastatud koosluetüüpides uuritud teenuste pakkumine märkimisväärselt tõusnud**. Paari aasta pärast kui taastatud alad on lõplikult taastunud ning kooslusele karakterse ilme saavutanud võib oodata teenuste pakkumise kvaliteedi edasist tõusu, kuna hetkeseisundi ehk värske taastamisjärgse seisundi baasil tehtud hinnang ei pruugi kajastada taastatud loopealsete täit potentsiaali.

Enim mõjutas loopealsete kinnikasvamine tolmeldamise ja loomasööda (rohtne biomass) hüve kui ka kultuurilisi hüvesid. Suurim oli tolmeldajate arvukus ja liigirikkus avatud aladel, väikseim metsastunud aladel. Pärast taastamist tõusis ka kadastiku ja metsastatud ala tolmeldamisteenuse kättesaadavus samale tasemele, mis avatud alade puhul ehk erines oluliselt taastamiseelsest seisundist. Sarnane oli olukord ka loomasööda puhul: enne taastamist oli rohttaimede biomass kõrgeim avatud aladel ning metsastatud aladel tihti rohttaimed puudusid või olid väga vähearvukad. Taastamisjärgselt valgustingimuste paranedes rohttaimede kasv suurenes kiiresti ning rohtse biomassi hulk kasvas metsastatud aladel jõudsalt.

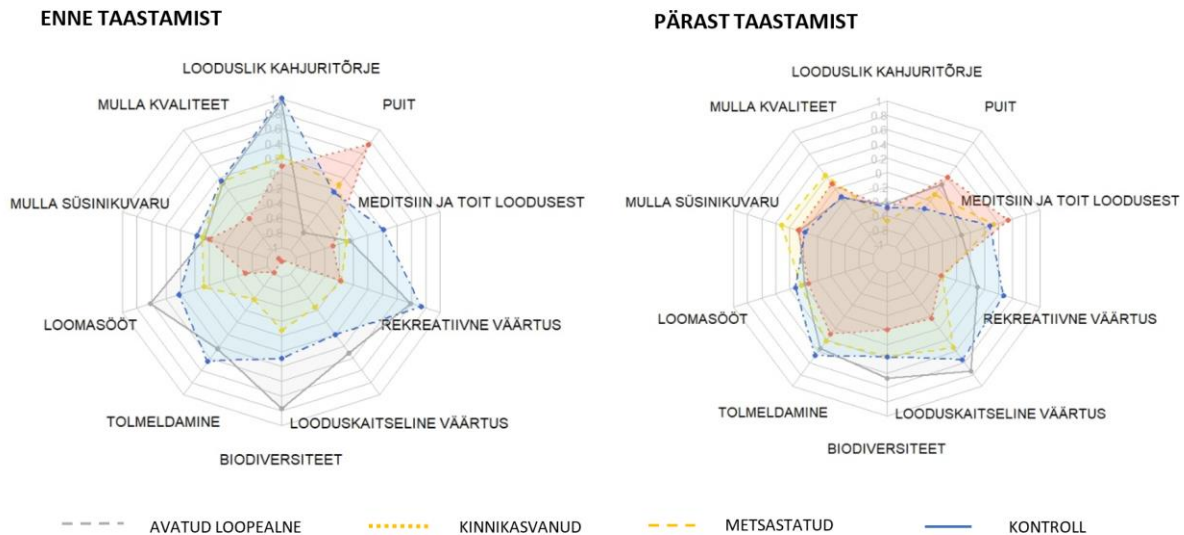
Kultuuriliste hüvede alla loeti nii ökosüsteemide rekreatiivne ehk virgestusväärtus kui ka looduskaitsealine väärtus ehk alade potentsiaal säilitada haruldasi väärtusi ning kooslusi. Lisaks lugesime ka ravimtaimede ning muude loodussaaduste pakkumise kultuuriliste hüvede kategooria alla, kuna uuringu jaoks läbi viidud küsitluses osalejate vastustest tuli suures osas välja, et korilusega tegeletakse peamiselt meelelahutuslikel ja rekreatiivsetel põhjustel ning tegevusel on pärandkultuuriline taust. Kultuuriliste hüvede väärtused olid üldiselt kõrgeimad avatud alade (avatud ja kontrollalad) puhul nii enne kui pärast taastamist ning hinnati kõrgelt avatud loopealsete niitude esteetilist, pärandkultuurilist, looduskaitsealist ning turisminduslikku väärtust. Leiti, et tihedad kinnikasvanud loopealsed ei oma rekreatsioonilist väärtust, on liigivaesed ning raskesti läbitavad. Avatud loopealseid seostati ka ajaloolise maastikupildiga.

Taastamisjärgselt kahanes märgatavalt loodusliku kahjuritõrje teenus. Seda märgatavat langust aga ei saa ilmingimata põhjendada taastamistööde negatiivse mõjuga rohurinde kiskjate (ämblikud, sadajalgsed) populatsioonidele, kuna sarnane negatiivne trend avaldus ka kontrollaladel, mis taastamisele ei läinud. Drastilist kahjuritõrje teenuse kättesaadavuse langust võib põhjendada ka 2018. aasta põud (vt ka ämblike ning hulkjalgsete kohta käivat peatükki), mis võis mõjuda kohalikele populatsioonidele laastavalt. Kindlamate järelduste tegemiseks tuleb sooritada kordusuuringuid, et näha taastamistööde reaalselt mõju vastavale teenusele. Lisaks looduslikule kahjuritõrjele kahanes ka puidu pakkumise teenus, mis on iseenesest mõistetav, kuna selle teenuse puhul on tegemist lõivsuhtega ehk avatud loopealsete poolt pakutavate teenuste pakkumise suurendamine toimus puidu tootmise arvelt.

Mulla süsinikuvaru hoidmine oli ainuke hüve, mille puhul ei leitud statistiliselt olulisi erinevusi nii eri kinnikasvamisstaadiumite vahel ühe ajaperioodi jooksul ega ka võrrelduna enne ja pärast taastamist. Ei kinnikasvamine ega ka taastamistööd ei mõjutanud mullaprotsesse niivõrd märkimisväärselt, et tuua kaasa muutusi ökosüsteemi võimekuses süsiniku mulda ladestada. Muutused mullas on aegavõtvad, kuid kuna ka enne taastamist avatud alad, kontrollalad ning kinnikasvanud alad märkimisväärselt ei erinenud, on tõenäoline, et ei kinnikasvamine ega taastamine mulla süsinikuvaru ei muuda. Siiski on oluline läbi viia ka edaspidiseid seireid tulevatel aastatel, kuna mulla süsinikuringe on aeglane protsess ning muutused võivad veel kajastuda ka ajalise nihkega. Mulla üleüldist seisundit ja kvaliteeti hinnati mulla orgaanilise aine hulga ja kasulike mullaseente mitmekesisuse abil. Mulla seisund eristus enne ja pärast taastamist just metsastunud alade puhul, kus kõrgemad



väärtused leidsid pärast taastamist ja seda peamiselt mullaseente koosseisu ja liigirikkuse erinevuse tõttu. Mulla orgaanilise aine hulk ei eristunud statistiliselt ei kinnikasvamisjärkude ega ajaperioodide (enne vs pärast taastamist) lõikes.



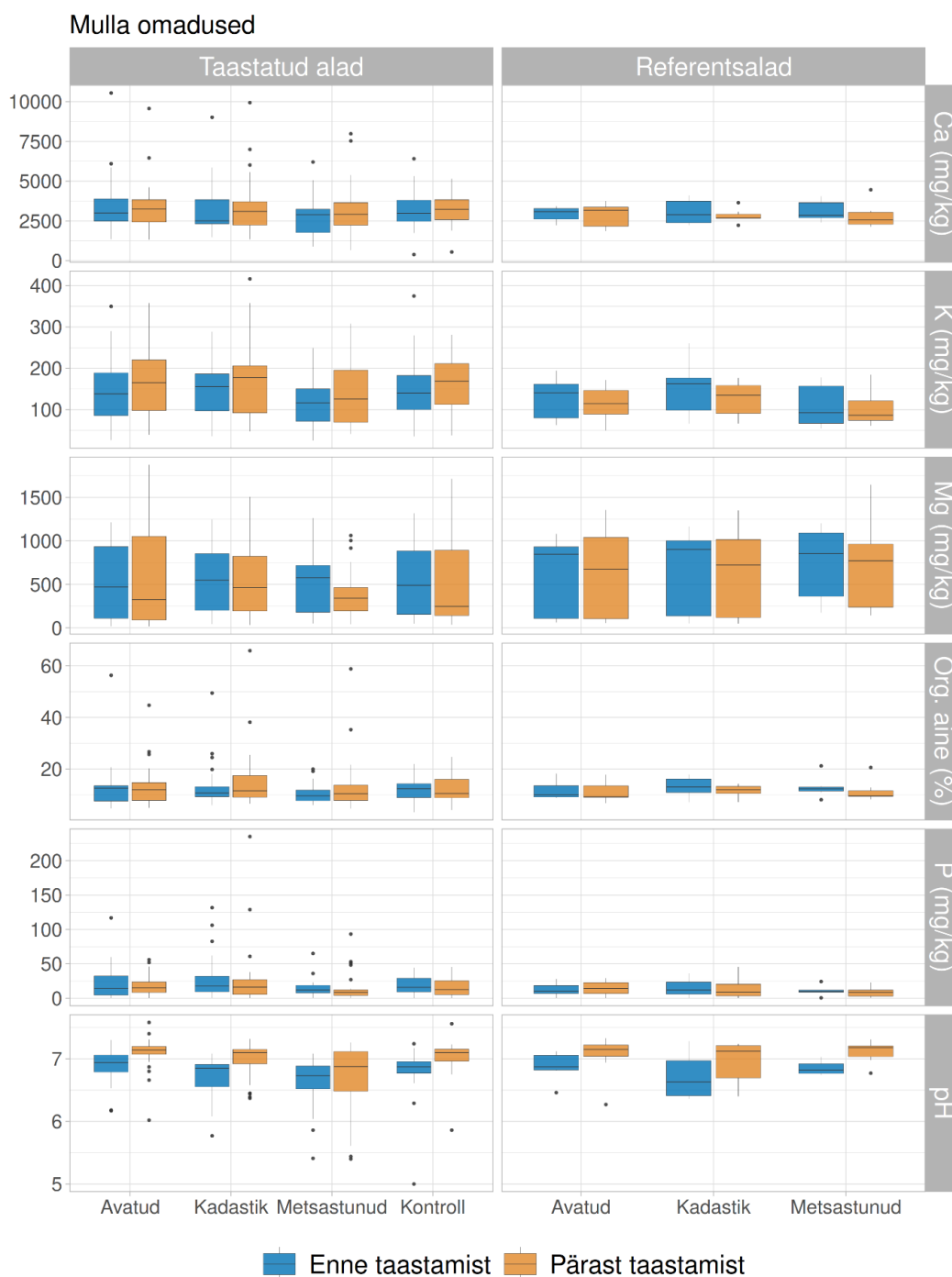
Joonis 11.1 Loopealsete poolt pakutavad ökosüsteemiteenused enne ja pärast taastamist. Enne taastamist valiti erinevates kinnikasvamisjärkudes loopealsed (avatud, kinnikasvanud ja metsastatud loopealne), mille ökosüsteemiteenuste pakkumise potentsiaali võrreldi samade alade potentsiaaliga pakkuda ökosüsteemiteenuseid pärast taastamist. Lisaks olid ka kontrollalad, mis sarnasid avatud aladele, kuid taastamisele ei läinud. Andmestik on standardiseeritud ning väärtused paiknevad skaalal -1 ... 1, kus positiivsed väärtused peegeldavad ökosüsteemiteenuste pakkumise keskmisest suuremat väärtust ning negatiivsed väärtused keskmiselt väiksemat väärtust. Mida lähemal eri kinnikasvamisjärkude punktid üksteisele paiknevad, seda sarnasemad on tulemused ehk hüve pakkumine on tagatud vastavates loopealsete seisundites sarnaselt.

12. MAASTIKU JA KESKKONNATINGIMUSTE MÕJU TAASTUMISELE

Mulla omadused taastamise käigus ega ka varasema kinnikasvamise käigus kuigivõrd ei muutunud (**joonis 12.1**). Tavapärased mulda iseloomustavad näitajad (mulla kaltsiumi, kaaliumi, magneesiumi, orgaanilise aine ja fosforisisaldus ning mulla pH) ei paistnud vähemalt vaadeldavas ajaskaalas taastamistegevuste poolt mõjutatud. Tähtsaks tuleb siinkohal pidada stabiilset (või kui, siis pigem kergelt tõusvat) orgaanilise aine sisaldust taastamisjärgselt, mis panustab oluliselt mulla süsinikuvarusse (vt **peatükk 11**). Ka mulla süsinikuvaru (kus oli lisaks orgaanilise aine sisaldusele arvesse võetud ka mulla tusedus ning lasuvustihedus) ei muutunud taastamistegevuse tulemusena oluliselt, näidates taastamise neutraalset mõju mulla süsiniku hoidmise võimele.

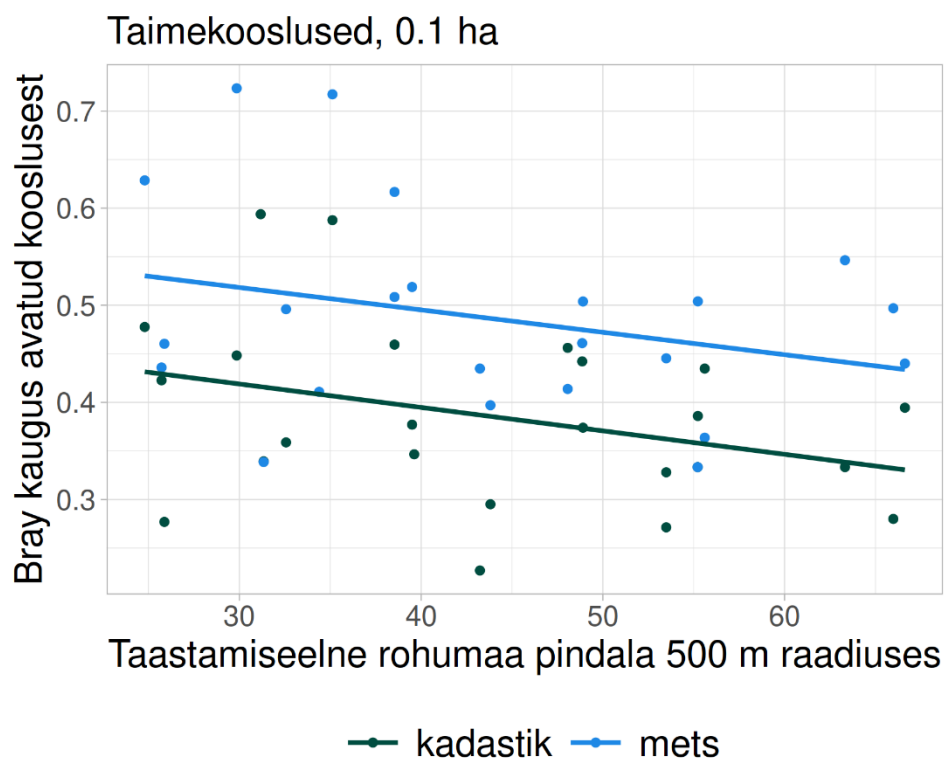
Maastiku koosseisust oli üheks oluliseks teguriks taastumise edukuse väljendamisel niitude rohkus 500 meetri raadiuses taastamisala ümber. Kinnikasvanud kooslused taastusid seda kiiremini (olid seda sarnasemad sihtmärkkooslusele), mida rohkem oli enne taastamist maastikus niite. Tulemus aitab näidata maastiku tähtsust taastamistegevuste planeerimisel - kui niite ümbruskonnas ei ole, on vajalik kasutada aktiivset maastikuskaalas taastamist koos liikide introductseerimisega ning sidususe taastamisega (vt **peatükk 14**).





Joonis 12.1. Mulla biogeokeemiliste omaduste muutus loopealsetel enne ja pärast taastamist. Vasakpoolses tulbas on taastatud alad + kontrollalad, paremas tulbas on taastamata jäänud referentsalad. Rõhthoone tähistab mediaani, kast kvantiile (25-75%) ning vurrud miinimum- ja maksimumväärtusi. Statistiliselt olulisi erinevusi kahe taastamisperioodi võrdlusel ei esinenud.





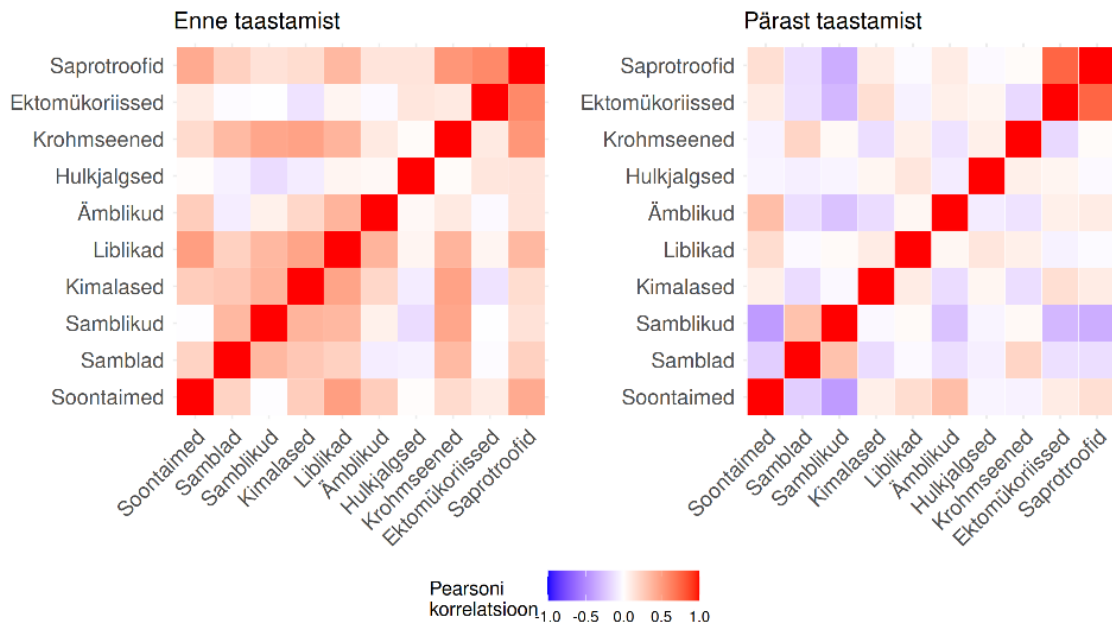
Joonis 12.2. Seos taimekoosluste taastamise indeksi (Bray kaugus avatud koosluse koosseisust - mida väiksem, seda sarnasemaks on kooslus avatud kooslusele kujunenud) sõltuvus niitude pindalast 500 meetri raadiuses.

13. SOOVITUSI SEIREKS. ERI LIIGIRÜHMAD SOBIVUS TAASTAMISE INDIKAATORLIIKIDEKS

Enne taastamist olid küllalt tugevad seosed eri liigirühmade liigirikkuste vahel. Soontaimede liigirikkus oli taastamiseelselt oluliselt positiivselt korreleerunud ka sammalde, kimalaste, päevaliblike, maapinnaämblike ning osade seenerühmade (saprotroofid) liigirikkusega. Nii kimalaste kui liblike liigirikkused olid positiivselt seotud ning mõlematel oli ka oluline positiivne seos soontaimede, sammaltaimede, samblike, ämblike ja krohmseentega (joonis 13.1). Seos on paljuski on seletatav liikide arvu sarnase varieeruvusega erinevate suktsessioonastmete vahel - näiteks nii liblikaid, kimalasi, krohmseeni, soontaimede liike oli kõige rohkem avatud aladel, vähem kadastikes ning kõige liigivaesemad olid metsad.

Pärast taastamist tugevad seosed kas kadusid või muutusid vastasmärgiliseks (tabel 13.1). See on tõenäoliselt põhjustatud kahest tegurist: 1) eri liigirühmade taastumiskiirus on erinev ning stabiilsetele ökosüsteemidele omased interaktsioonid ei ole veel täiel määral taastunud. Ilmselt liblikad ja kimalased on koos taimedega ühed kiiremad taastujad, samas kui ämblikud, samblikud, sammaltaimed ja seened on aeglasemad; 2) varieeruvuse gradient on muutunud oluliselt väiksemaks - kui enne taastamist varieerusid liigirikkused vaestest metsakooslustest rikaste avakooslusteni, siis pärast taastamist oli keskkonnatingimuste varieeruvus väiksem ning liigirikkused rohkem "ühtlustunud".





Joonis 13.1. Pearsoni korrelatsioonide maatriks, mis näitab eri liigirühmade liigirikkuste korreleerumist. Punasemad ruudud näitavad positiivset omavahelist seost, sinisemad ruudud negatiivset. Ruudu värvi intensiivsus näitab seose tugevust (vt ka allolevaid tabelleid).

Tabel 13.1. Pearsoni korrelatsioonikordajad (r-väärtused) eri liigirühmade liigirikkuste vahel. Tärniga on märgitud statistiliselt olulised seosed (* tähistab P-väärtust 0.1-0.051, ** 0.05-0.001, ***<0.001). Tabel A näitab seoseid enne taastamist ning B pärast taastamist.

A) ENNE TAASTAMIST	Soontaimed	Samblad	Samblikud	Kimalased	Liblikad	Ämblikud	Hulkjalgsed	Krohmseened	Ektomükoriissed
Soontaimed	1								
Samblad	0.23*	1							
Samblikud	-0.01	0.37***	1						
Kimalased	0.26**	0.29**	0.39***	1					
Liblikad	0.50***	0.24*	0.37***	0.47***	1				
Ämblikud	0.26*	-0.08	0.08	0.21*	0.39***	1			
Hulkjalgsed	0.01	-0.06	-0.15	-0.08	0.05	0.03	1		
Krohmseened	0.19	0.36***	0.46***	0.48***	0.39***	0.11	0.02	1	
Ektomükoriissed	0.1	-0.02	-0.01	-0.12	0.05	-0.03	0.13	0.11	1
Saprotroofid	0.44***	0.24*	0.15	0.18	0.37***	0.14	0.14	0.54***	0.60***

B) PÄRAST TAASTAMIST	Soontaimed	Samblad	Samblikud	Kimalased	Liblikad	Ämblikud	Hulkjalgsed	Krohmseened	Ektomükoriissed
Soontaimed	1								
Samblad	-0.21*	1							
Samblikud	-0.43***	0.32***	1						
Kimalased	0.08	-0.15	-0.03	1					
Liblikad	0.18	-0.02	0.03	0.1	1				
Ämblikud	0.34**	-0.14	-0.26*	-0.15	0.04	1			
Hulkjalgsed	-0.04	-0.07	-0.05	0.05	0.13	-0.08	1		
Krohmseened	-0.05	0.22*	0.03	-0.14	0.08	-0.12	0.08	1	
Ektomükoriissed	0.1	-0.13	-0.31**	0.17	-0.06	0.08	0.05	-0.16	1
Saprotroofid	0.17	-0.14	-0.35***	0.1	-0.02	0.1	-0.03	0.02	0.76***



Liikide omavahelised seosed ning eri liigirühmade dünaamika taastamise kontekstis viitab, et **headeks ja kiireteks taastamise indikaatorrühmadeks võib pidada soontaimi, liblikaid, kimalasi, linde (eriti kaitsealuseid linde) ja ämblikke, keda iseloomustavad spetsiifilised elupaiganõudlused ja kiire reageerimine toimunud muutustele.**

Taastamisjärgsesse seiresse võiksid kõigi niidukoosluste puhul olla kaasatud soontaimed, kimalased ja linnud, kui suure looduskaitsealise ning avaliku huviga ning taastamistegevustele edukuse korral kiiresti reageerivad liigid. Taastumisel peaks arvestama sarnasust tüüpiliste aladega, ehk seiresse peavad olema kaasatud ka heas seisus alad, mis oleksid võrreldavaks materjaliks. Iga-aastased varieeruvused ning ekstreemsed ilmaolud võivad tulemusi mõjutada. Antud töös mõjutas 2018. aasta seire oluliselt mulla makrofauna liigirikkust ja arvukust. Seiresse on vajalik kaasata ka referentsalad, kus tegevusi ei toimu, sh heas seisus referentsalad, mis võimaldavad näha muudest teguritest kui taastamine tekitatud varieeruvust.

Niidukoosluste iga-aastasest riiklikusse seiresse peab aga olema kaasatud ka muutused seiritava ala ümber 1 km raadiuses olevas maastikus. Sealhulgas tuleks kirjeldada niiduseire ala ümbritsevas maastikus järgmised tegurid ja nende muutumine:

- kuivade ja niiskete niitude pindala 500 m raadiuses ning 1 km raadiuses
- hooldatud niitude pindala 500 m raadiuses ning 1 km raadiuses
- maastiku degradatsioonile viitavate tunnuste olemasolu maastikus 500 m raadiuses (infrastruktuuri ja hoonestuse pindala, häiritud alade pindala (nt karjäärid, tühermaad), põllumajandustegevuste ning metsanduse intensiivsus)
- seiritava niidu pindala
- niiduliikidele sobivate võimalike astmelaudade ning teiste tugialade olemasolu ja kvaliteet 500 m raadiuses (heas seisus teeservad, avatud liinialused, kuni 5-aastased raiesmikud, väärtuslikud püsirohumaad jm)
- "ühendatud niidualade" pindala ja arv 1 km raadiuses (nt Deslauriers et al. 2017). Ühendatud aladeks tuleb lugeda alad, mis ei ole a) üksteisest eraldatud liikumist takistavate infrastruktuuriobjektidega (teed laiemad kui 10 meetrit ning hooned kõrgemad kui 10 m) ning mis ei asu üksteisest kaugemal kui 100 meetrit. Vastav juhend, kuidas ühendatud alade pindala ja arvu hinnata on toodud Tartu Ülikooli hiljutises magistratöös (Võsaste, Mirjam 2021. Tartu rohealade ökoloogiline sidusus ja tugi elurikkusele). Niidukoosluste puhul peaks ühendatud alade arvestuses arvesse võtma piirkonna pärandniidud (kasutades puhvrit 50 m, vt Võsaste 2021) ning tugialad (ilma puhvrita) ning neid eraldavad barjäärid (ning lisama barjääridele puhvriks 7.5 m).



14. JUHEND MAASTIKUSKAALAS TAASTAMISEKS

Ökosüsteemide pindala kahanemine allapoole jätkusuutliku toimimise piiri ning järelejäänud alade kvaliteedi langus on peamiseks elurikkust vähendavaks otseseks teguriks (Elbakidze et al. 2018). Ökosüsteemide tulemuslikuks taastamiseks aga on vajalik tagada kolme üheaegse eesmärgi täitmine (Helm 2021, Prach et al. 2015):

1) luua koosluse taastamiseks sobivad keskkonnatingimused (nt valgustingimuste parandamine; kulukihi eemaldamine; kooslusele iseloomuliku puude-põõsaste struktuuri loomine; võõrliikide ja kooslusele mitteomaste probleemi liikide eemaldamine; iseloomuliku niiskusrežiimi taastamine; mõnedel juhtudel ka kooslusele iseloomulike mullatingimuste loomine, näiteks niidukoosluste taastamisel lämmastikurohketest endistest põllumaadest);

2) tagada taastatud ala maastikuline sidusus, mis aitab tagada liikide levi, tolmeldamisedukuse ning ühendada killustunud taime- ja loomapopulatsioonid geneetilise mitmekesisuse säilimiseks ning pikaajaliseks püsivuseks (Helm 2015);

3) kaasata planeerimisse ja tegevustesse kohalikud kogukonnad taastamise ja alade edasise hooldamise jätkusuutlikkuse tagamiseks. Maastikuskaalas taastamine ei ole mitte ainult ökoloogilised tegevused, vaid ka olulise sotsiaalmajandusliku mõjuga ettevõtmised, kus kohalike kogukondade osalemine on võtmetähtsusega ning loob pikaajalise kasu nii kohalikele elanikele kui loodusele (Helm 2021).

Taimepopulatsioonide elujõulisus ning sellega seotud geneetiline mitmekesisus sõltub olulisel määral interaktsioonidest teiste organismirühmadega, nt tolmeldajate ja mükoriisete seentega, aga ka taimede levikuvektoritega (kariloomad, metsloomad sh nii suured imetajad kui väikeimetajad, linnud). Taastatavad alad peavad paiknema heas seisus alade lähedal või kui see ei ole võimalik, tuleb tagada maastikuskaalas (1-5 km) sobivate elupaikade ning niitude tugialade (vt Holm et al. 2019) taastamine. Elupaikade killustumine ja isoleerumine mõjutab erinevaid ökoloogilisi interaktsioone sh kahandab tolmeldajate ohtrust ning seega vähendanud putuktolmlevate taimeliikide tolmeldamisedukust, mis omakorda kajastub taimepopulatsioonide kahanevas kohasuses. Seetõttu tuleks niidukoosluste taastamisel pöörata tähelepanu sellele, et taastamistegevused toetaks nii tolmeldamist kui ka liikide levi soodustava maastiku teket.

Antud töö tulemused näitavad, et **suure tõenäosusega taastuvad hästi kõik kuivad niidud, mille peamine degradatsiooni allikas on olnud majandamise lakkamine ja kinnikasvamine**. Antud tööst saadud teadmised näitavad, et Eesti kinnikasvanud loopealsetel on veel säilinud loopealsetele iseloomulike taimeliikide liigifond ning enamasti ka kiireks taastumiseks vajalik maastikuline sidusus (heas seisus nn doonorelupaikade lähedus). Kalamees jt (2012) on näidanud, et paljud loopealsetele iseloomulikud liigid on Eesti kinnikasvanud loolade seemnepangas säilinud ka 50 aastat pärast kinnikavamist, luues võimalused tulemuslikuks taastamiseks. Suure tõenäosusega on see nii ka teistel kuivadel niitudel ning **elurikkuse edukas taastumine on taastamistööde läbiviimisel tagatud juhul kui a) tegu on ajaloolise niidualaga ning b) maastikus (ca 500 m raadiuses) on veel säilinud heas seisus niidualasid**. Kui need tingimused ei ole täidetud, on tõenäoline, et tuleb kasutada aktiivseid meetodeid liikide introductseerimiseks ja funktsionaalse siduse parandamiseks (joonis 14.1, Aavik ja Helm 2017). Põhjaliku ülevaate loopealsetele seemnete introductseerimisest ning tulemuslikest aktiivselt liike introductseerivatest taastamismeetoditest on teinud Linda Suurmets oma magistritöös 2021. aastal (Suurmets 2021).

Aastal 2020 valmis Keskkonnaministeeriumi tellimisel pärandkoosluste taastamise ökoloogilise prioritseerimise meetodika ning kaardikiht, mis annab ülevaate millistele veel hooldusest väljas olevate alade taastamisele peaks esmajärjekorras keskenduma (Helm & Toussaint 2020). Ökoloogiline vajadus kuivade niitude taastamise järgi on suur ning prioritseeritud lähenemine aitab tagada parema ja kiirema tulemuse.

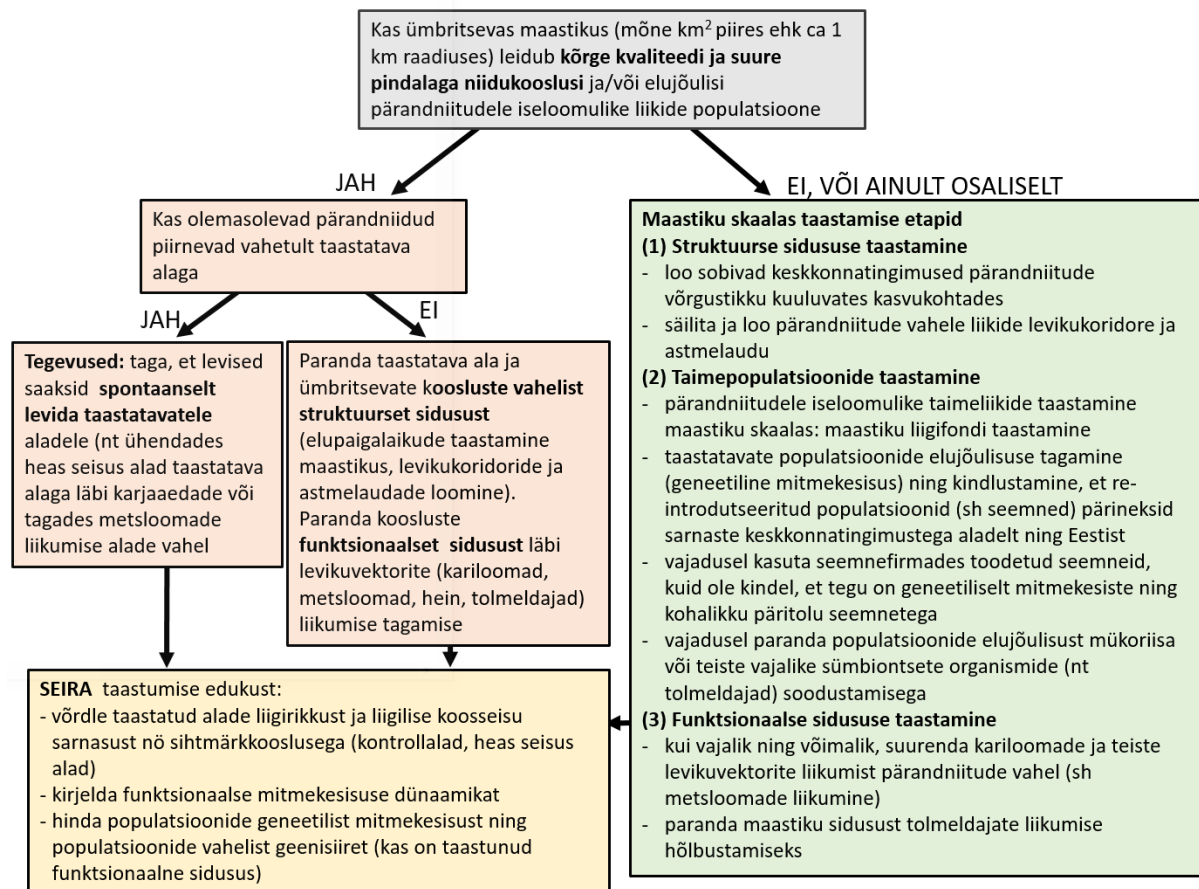
Tuginedes antud tööle ning teistele taustateadmistele, rõhutame, et taastamisväärsed on kõik hüljatud ning kinnikasvanud kuivad niidud, kuid piiratud vahendite puhul tuleks taastatavate alade järjekorra otsustamisel valikuid teha vastavalt **tabelile 14.1**.



Tabel 14.1. Taastamise prioritseerimine piiratud vahendite korral.

ESIMESES JÄRJEKORRAS	TEISES JÄRJEKORRAS
+ ala looduskaitsev seisund/esinduslikkus on saanud inventuuridel kõrge hinde	- ala looduskaitsev seisund/esinduslikkus on saanud madala hinde
+ kohalike elanike huvi on suur, hooldaja on olemas	- hooldajat on raskem leida
+ piirkonnas on ajalooliselt (ca 1950-ndad) olnud suurem niitude pindala	- väiksem ajalooline niitude pindala
+ ala asub teiste niitude vahetus läheduses - hea sidusus teiste niitudega (vähemalt 500 meetri kauguses on sarnaseid alasid)	- ümbruskonnas on vähe niite - isoleeritud
+ ala on suurem	- ala on väiksem
+ nii alal kui ala ümber esineb niitudega seotud kaitsealuseid liike	- kaitsealuseid liike ei ole
+ ala on vähem kinni kasvanud	- ala on väga tugevalt (sh puudega) kinni kasvanud
+ niitude iseloomulike liikide populatsioonid on valdavalt säilinud	- niitudele iseloomulikke liike on väga vähe säilinud
+ taastatav ala panustab piirkonna maastikulise mitmekesisuse suurenemisse	

Otsus, milliseid praktikaid taastamisel kasutada (nt kas on vajalik seemnete külvamine, sidususe parandamine), tuleks teha vastavalt järgnevale otsustuspuule (**joonis 14.1**, Aavik ja Helm 2017).



Joonis 14.1. Otsustuspuu maastiku skaalas taastamise planeerimiseks ja läbiviimiseks. Olenevalt maastiku sidususest on kas võimalik piirduda vaid keskkonnatingimuste parandamisega või tuleb ette võtta põhjalikumad tööd maastikuskaalas sidususe parandamiseks. Kohandatud artiklist Aavik & Helm 2017.



KASUTATUD KIRJANDUS

- Avik, T. & Helm, A. 2017. Restoration of plant species and genetic diversity depends on landscape-scale dispersal. *Restor. Ecol.*
- Coleman D.C., Crossley D.A.Jr., Hendrix P. 2004. *Fundamentals of soil ecology*. Elsevier Ac. Press.
- Deslauriers, M.R., Asgary, A., Nazarnia, N., Jaeger, J.A.G. 2018. Implementing the connectivity of natural areas in cities as an indicator in the City Biodiversity Index (CBI). *Ecological Indicators* 94, 99–113.
- Elbakidze, M., Hahn, T., E., Z.N., Cudlín, P., Friberg, N., Genovesi, P., Helm, A. et al. 2018. Direct and indirect drivers of change in biodiversity and nature's contributions to people. In: *The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia* (eds. Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marín Rando, A. & Mader, A.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, p. 834.
- Helm, A. & Pärtel, M. 2002. Ingerimaa loopealsetel. *Eesti Loodus*, 53, 108–111.
- Helm, A., Zobel, M., Pärtel, M., Reinloo, A. (2011). Kiiret taastamist vajab 6000 hektarit Eesti loopealseid. *Eesti Loodus*, 9, 8 - 14.
- Helm, A. 2015. Habitat restoration requires landscape-scale planning. *Appl. Veg. Sci.*, 18, 177–178.
- Helm, A. 2017. Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamiseelse seisundi jäädvustamine. Projekti aruanne. Keskkonnainvesteeringute Keskus SFL nr 8286 3-2_7/2688-4/2015. Tartu Ülikool. Kättesaadav aadressil: <https://goo.gl/xKHL4i>
- Helm, A. (toim). 2019. Large-scale restoration of Estonian alvar grasslands: impact on biodiversity and ecosystem services. Final report of the Action D.1. Biodiversity monitoring of LIFE+ programme project LIFE to Alvars (LIFE13NAT/EE/000082). University of Tartu.
- Helm, A. 2020. Eesti pärandkooslused: loopealsed ja kadastikud. Ülevaade elurikkusest ja väärtustest ning juhend hooldamiseks ja taastamiseks. Keskkonnaameti tellimisel koostatud juhendmaterjal. Tartu.
- Helm, A. 2021. Landscape restoration. *The Routledge Handbook of Landscape Ecology*.
- Helm, A., Toussaint, A. 2020. Poollooduslike koosluste ökoloogilise toimimise hinnang. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut.
- Hodgetts, N. & Lockhart, N. 2020. Checklist and country status of European bryophytes – update 2020. *Iris Wildlife Manuals* 123: 1-214.
- Holm, B., Avik, T., Kasari, L., Luuk, O., Holm, A., Väli, K., Sandre, S., Kallaste, E. 2019. Poollooduslike koosluste jätkusuutliku majandamise tagamise analüüs. Tartu: Pärandkoosluste kaitse ühing & Eesti Rakendusuuringute Keskus CentAR OÜ.
- Ingerpuu, N. & Kupper, T. 2007. Response of calcareous grassland vegetation to mowing and fluctuating weather conditions. *Journal of Vegetation Science* 18: 141-146.
- Ingerpuu, N., Kupper, T., Vellak, K., Kupper, P., Söber, J., Tullus, A., Zobel, M., Liira, J. 2019. Response of bryophytes to afforestation, increase of air humidity, and enrichment of soil diaspore bank. *Forest Ecology and Management*, 432, 64–72.
- Ingerpuu, N., Vellak, K., Ehrlich, L. 2018. Revised red data list of Estonian bryophytes. *Folia Cryptogamica Estonica* 55: 97-104.
- Jüriado, I., Kaasalainen, U. & Rikkinen, J. 2017. Specialist taxa restricted to threatened habitats contribute significantly to the regional diversity of Peltigera (Lecanoromycetes, Ascomycota) in Estonia. *Fungal Ecology* 30: 76-87.



- Jüriado, I., Leppik, E., Lõhmus, P., Randlane, T. & Liira, J. 2015. Epiphytic lichens on *Juniperus communis* – an unexplored component of biodiversity in threatened alvar grassland. *Nordic Journal of Botany* 33: 128–139.
- Kalamees, R., Püssa, K., Zobel, K. & Zobel, M. 2012. Restoration potential of the persistent soil seed bank in successional calcareous (alvar) grasslands in Estonia. *Appl. Veg. Sci.*, 15, 208–218.
- Kolnes, K. 2006. Eesti loopealsete samblike elustik. Lõputöö. Tartu Ülikooli Botaanika ja Ökoloogia Instituut.
- Kupper, T. 2007. Loopealse sammalkatte dünaamikast levisepanga, häiringute ja ilmastikutingimuste mõjul. Magistritöö. Tartu Ülikooli Botaanika ja Ökoloogia Instituut.
- Kupper, T., Ingerpuu, N., Vellak, K. 2016. "Does grazing enhance dry grassland bryophyte diversity? An experimental study in Estonian alvar grassland." In: Eurasian Grassland Conference 2016 in Sighişoara, Romania, 20-24 September 2016.
- Laasimer, L. 1965. Eesti NSV Taimkate. Eesti NSV Teaduste Akadeemia Zooloogia ja Botaanika Instituut. Kirjastus "Valgus," Tallinn.
- Laasimer, L. 1973 Loopealsed siit- ja sealtpoolt Läänemerd. *Eesti Loodus*, 16, 683–687.
- Leppik, E., Jüriado, I., Suija, A. & Liira, J. 2013. The conservation of ground layer lichen communities in alvar grasslands and the relevance of substitution habitats. *Biodiv. Conserv.* 22: 591–614.
- Leppik, E., Jüriado, I., Suija, A. and Liira, J. 2015. Functional ecology of rare and common epigeic lichens in alvar grasslands. *Fungal Ecology* 13: 66–76.
- Lõhmus, P., Marmor, L., Jüriado, I., Suija, A., Oja, E., Degtjarenko, P. & Randlane, T. 2019. Red List of Estonian lichens: revision in 2019. *Folia Cryptog. Estonica*, Fasc. 56: 63–76.
- Lönnell, N. 2006. *Entosthodon muhlenbergii*, lk. 78. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Bladmossor: Sköldmossor – blåmossor. Bryophyta: Buxbaumia – Leucobryum. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Maccherini, S. & Santi, E. 2012. Long-term experimental restoration in a calcareous grassland: Identifying the most effective restoration strategies. *Biol. Conserv.*, 146, 123–135.
- Magrini M.J, Freitas A.V.L, Uehara-Prado M. 2011. The effects of four types of anthropogenic disturbances on composition and abundance of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). *Zoologia* 28(1): 63–71
- Meriste, M. 2017. Ämblikud. Projekti "Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamiseelse seisundi jäädvustamine" aruanne.
- MTÜ Elurikas Eesti. (2018). Restoration of habitat through seed sowing. Final report of LIFE to Alvars project Action C.4.
- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., et al. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520, 45–50.
- Nsengimana V., Kaplin B.A., Francis F., Nsabimana D. 2018. Use of soil and litter arthropods as biological indicators of soil quality in forest plantations and agricultural lands: A Review. *Entomologie faunistique - Faunistic Entomology*, 71.
- Oja, E. 2016. Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamiseelse seisundi jäädvustamine – samblikud. Aruanne. 13.10.2016. Käsikiri.
- Orgusaar G. 2020. Eesti maismaakakandilised: leviku ja liigilise Koosseisu muutused viimase saja aasta jooksul. EMÜ bakalaureusetöö.
- Paal, J. 1997. Eesti taimkate kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Classification of Estonian vegetation site types, Tartu Ülikooli Botaanika ja Ökoloogia Instituut, Tallinn.



Pall, L. 2021. Soontaimede funktsionaalse ja liigilise mitmekesisuse taastumine Lääne-Eesti loopealsetel. Magistritöö. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut, kättesaadav aadressil: https://botany.ut.ee/sites/default/files/botaanika/magistritoo_lindapall_2021_tartu_pdf.pdf

Prach, K., Fajmon, K., Jongepierová, I. & Řehouňková, K. (2015). Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. *Appl. Veg. Sci.*, 18, 181–189.

Prangel, E. 2017. Ökosüsteemi hüved avatud ja kinnikasvatatel loopealsetel. Magistritöö, Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut.

Pärtel, M., Helm, A., Roosalu, E. & Zobel, M. 2007. Bioloogiline mitmekesisus Eesti poollooduslikes ökosüsteemides. In: Keskkonnauuringute nüüdisprobleeme (ed. Punning, J.M.). Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituut, Tallinn, pp. 223–302.

R Core Team 2018. R: A language and environment for statistical computing; 2015.

Rosén, E. & Sjögren, E. 1988. Plant cover in alvar junipers on Oland. Distribution features correlated to shrub size and shape. *Acta Phytogeogr. Suec.*, 76, 101–112.

Sammet K., Ivask M., Kurina O. 2018. A synopsis of Estonian myriapod fauna (Myriapoda: Chilopoda, Diplopoda, Symphyla and Pauropoda). *ZooKeys* 793, 63-96.

Sang A., Teder T., Helm, A., Pärtel, M. 2010. Indirect evidence for an extinction debt of grassland butterflies half century after habitat loss. *Biological Conservation* 143: 1405-1413.

Soon, V. 2019. Eesti mesilased. *Eesti Loodus* 6: 24-28.

Souty-Grosset C., Faberi A. 2018. Effect of agricultural practices on terrestrial isopods: a review. *ZooKeys* 801, 63-96.

Stoer P., Zapparoli M., Golovatch S., Enghoff H., Akkari N., Barber A. 2010. Myriapods (Myriapoda) Chapter 7.2. *BioRisk* 4, 97–130.

Suurmets, L. 2021. Looduslike seemnesegude kasutamine niidu taimekoosluste taastamisel. Magistritöö. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut. Kättesaadav aadressil: https://botany.ut.ee/sites/default/files/botaanika/magistritoo_linda_suurmets.pdf

Sõber, A., M. Mesipuu ja M. Leps. 2015. Maakasutuse muutuse mõju õistaimedele ja tolmeldajatele. Rannap, R., Sõber, V., Tiitsaar, A., Kraut, A. (toim.). Loopealsete ja rannaniitude majandamine ja elustiku seisund. Tartu Ülikool, Tartu

Špaldoňová A., Frouz J. 2014. The role of *Armadillidium vulgare* (Isopoda: Oniscidea) in litter decomposition and soil organic matter stabilization. *Applied Soil Ecology* 83: 186–192.

Zobel, M. 1984. Loopealsed, kadastikud, lookadastikud. *Eesti Loodus*, 27, 372–378.

Tiitsaar, A., Talgre, I. 2015. Päevaliblikad vajavad mõõdukalt majandatud loopealseid. Rannap, R., Sõber, V., Tiitsaar, A., Kraut, A. (toim.). Loopealsete ja rannaniitude majandamine ja elustiku seisund. Tartu Ülikool, Tartu.

Tyler, T. Bengtsson, F., Dahlberg, C.J., Lönnell, N., Hallingbäck, T. & Reitalu, T. 2018. Determinants of bryophyte species composition and diversity on the Great Alvar of Öland, Sweden, *Journal of Bryology* 40: 12-30.

Wallwork J.A. 1970. Ecology of soil animals. McCraw-Hill Publishing Company Ltd.

van Straalen N.M., Verhoef H.A. 1997. The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences. *Journal of Applied Ecology* 34: 217–232.

Võsaste, M. 2021. Tartu rohealade ökoloogiline sidusus ja tugi elurikkusele. Magistritöö. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut. Kättesaadav aadressil: https://botany.ut.ee/sites/default/files/botaanika/mirjam_vosaste_magistritoo_tartu_rohealade_okoloogiline_sidusus_ja_tugi_elurikkusele.pdf

