

Tartu Ülikool

Loodus- ja täppisteaduste valdkond

Ökoloogia ja maateaduste instituut

Botaanika osakond

Sidney Remmer

**LIIVIKU KOOSLUSE ÖKOLOOGILINE TAASTAMINE
SURNUMÄE TAASTAMISALAL (MUSTOJA
MAASTIKUKAITSEALA, VÕRU MAAKOND)**

Bakalaureusetöö (12 EAP)

Juhendajad: Polina Degtjarenko PhD

Inga Jüriado PhD

Tartu 2025

Infoleht

Liiviku koosluse ökoloogiline taastamine Surnumäe taastamisalal (Mustoja maastikukaitseala, Võru maakond)

Käesolev lõputöö käsitleb liiviku koosluse ökoloogilist taastamist Surnumäe taastamisalal (Mustoja maastikukaitseala, Võru maakond). Töö eesmärgiks on kirjeldada uuritava koosluse kujunemist mõjutanud protsesse, sealhulgas varasemalt läbi viidud ökoloogilise taastamise tegevusi. Uuritavale alale markeeritakse 16 püsiseireruutu ning kirjeldatakse nende soontaimede, sammalde ja samblike liigiline koosseis. Seireruutude esmaste tulemuste põhjal soovitakse saada esialgne hinnang liiviku koosluse ökoloogilisele seisundile ning panna alus edasisele seiretegevusele käsitletaval taastamisalal. Seire ja välitööde tulemuste ning käsitletava ala kohta teostatud varasemate eksperthinnangute alusel antakse soovitusi ökoloogilise taastamise metoodikaks Surnumäe liivikul.

Märksõnad: liivikud, ökoloogiline taastamine, suktsessioon, liigiline koosseis, püsiseire

CERCS teaduseriala koodid: B230 Mikrobioloogia, bakterioloogia, viroloogia, mükoloogia; B270 Taimeökoloogia.

Ecological restoration of the sand dune community in the Surnumäe restoration site (Mustoja Landscape conservation area, Võru county)

This thesis focuses on the ecological restoration of a sand dune community within the Surnumäe restoration site. The objective is to analyze the processes that have shaped the development of the study community, including previous ecological restoration activities conducted in the area. Sixteen permanent monitoring plots are established across the study site to characterize the species composition of vascular plants, bryophytes and lichens. Based on initial monitoring data, a preliminary assessment of the ecological condition of the sand dune community is conducted, forming a baseline for future monitoring efforts within the restoration area. Based on the outcomes of field surveys and previous expert evaluations of the site, the study provides recommendations for refining restoration methodologies applicable to the sand dune community at Surnumäe.

Keywords: sand dunes, ecological restoration, succession, species composition, monitoring

CERCS research field codes: 230 Microbiology, bacteriology, virology, mycology; B270 Plant ecology.

Sisukord

Infoleht	2
Sissejuhatus	5
1. Liivikud – nende taastamine ja kaitse	6
1.1. Liiviku mõiste.....	6
1.2. Liivikute kujunemine Eestis	7
1.3. Suktsessiooni kulg	7
1.4. Liiviku kooslust ohustavad tegurid.....	9
1.5. Kaitse ja taastamise vajadus.....	10
1.6. Elupaiga tasandil teostatava seire olulisus.....	11
1.7. Liivikute taastamine.....	11
2. Surnumäe liiviku taastamisala.....	14
2.1. Taastamisala asukoht	14
2.2. Piirkonna ajalugu	15
2.3. Liivikute taastamine Mustoja maastikukaitsealal	16
2.4. Surnumäe liiviku taastamistegevused	17
3. Metoodika.....	19
3.1. Seire alustamine Surnumäe taastamisalal	19
3.2. Sammal- ja soontaimede määramise metoodika.....	21
3.3. Samblike määramise metoodika	21
3.3.1. Värvusreaktsioonil põhinevad testid	22
3.3.2. Õhukese kihi kromatograafia (TLC).....	22
4. Seire tulemused	25
5. Arutelu.....	28
5.1. Liigiline koosseis Surnumäel.....	28
5.2. Elurikkuse ja terviklikkuse tagamine liivikul	29
5.3. Püsiseire Surnumäe liiviku taastamisalal.....	30

5.4. Soovitused Surnumäe liiviku koosluse taastamiseks.....	31
5.5. Võimalused Surnumäe liiviku territooriumi suurendamiseks	32
Kokkuvõte	35
Tänuavaldused.....	36
Kasutatud kirjandus	37
Lisad	43
Lisa 1 Püsiseireruutudel määratud sammaltaimed.....	43
Lisa 2 Püsiseireruutudel määratud samblikud	44
Lisa 3 Püsiseireruutudel määratud soontaimed	46
Lisa 4 Surnumäe taastamisalal leitud ja alale oodatud ohustatud või kaitsealused liigid.....	48
Lisa 5 Püsiseireruutude fotod ja kirjeldused.....	50

Sissejuhatus

Maismaa ökosüsteeme ja elurikkust enim ohustavaks teguriks on elupaikade degradeerumine maakasutuse muutuste läbi. Elupaikade degradeerumine ja hävimine on 2008-2018 aastatel põhjustanud Euroopas ja Kesk-Aasias maismaad asustavate taime- ja loomapopulatsioonide arvukuses 42% languse (IPBES, 2018).

Selles valguses on oluline mõista – selleks et kaitsta liike, tuleb kaitsta ka nende elupaiku. Paljud spetsiifilised elupaigad on tänasel päeval niivõrd tugevalt degradeerunud, et vajavad endise olukorra taastamiseks inimese sekkumist (Society for Ecological Restoration, 1991).

Sisemaalivikute näol on Eestis tegemist valdavalt pärandkooslustega. See tähendab, et need kooslused on inimtekkelised – kujunenud näiteks tugeva tallamishäiringu või maastikupõlengu tulemusena, misjärel ilma perioodiliste häiringuteta metsastuvad aja jooksul (Paal, 2007). Seetõttu vajavad need säilimiseks perioodiliselt toimuvaid häiringuid. Kuna liivikute taastamine ja hooldamine eeldab tagasiside meetodit, on oluline koosluses toimuvate muutuste jälgimine seire teel. Seni on antud töös käsitletaval uurimisalal teostatud seiret vaid kaitsealustele liikidele. Lõputöö raames vaadeldakse aga kooslust tervikuna.

Käesolev lõputöö koosneb teoreetilisest ja praktilisest osast. Teoreetilise osa eesmärgiks on selgitada välja peamised tegurid, mis on ajalooliselt uuritava koosluse kujunemisel rolli mänginud. Enim keskendutakse inimtegevuse mõjudele sealhulgas seni teostatud ökoloogilise taastamise töödele ja nende mõjule. Ühtlasi antakse lühiülevaade Euroopas kasutatavatest liivikute ökoloogilise taastamise võtetest ning Mustoja maastikukaitseala liivikute ja nõmmeniitude kohta antud eksperthinnangutest.

Praktilise osa eesmärk on rajada püsiseireruudud Surnumäe liivikule, võimaldamaks koosluses toimuvate muutuste jälgimist elupaiga tasandil. Ühtlasi võimaldab püsiseireruutude kirjeldamine uurida koosluse liigilist koosseisu. Lisaks seireruutude rajamisele vaadeldakse liivikut ja selle lähiümbrust elupaiga tasandil hindamaks selle ökoloogilist seisundit ning tehakse täiendavaid ettepanekuid Surnumäe liiviku taastamise metoodikasse.

1. Liivikud – nende taastamine ja kaitse

1.1. Liiviku mõiste

Eestis kõige laialdasemalt kasutusel oleva Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni alusel nimetatakse liivikuteks või kinnistunud luideteks tasase või nõrgalt lainja reljefiga kuivadel liivmuldadel tekkinud avatud kooslusi (Paal, 1999).

Euroopa Liidu loodusdirektiivis liivikutele vastavaks elupaigatüübiks on hõberohu (*Corynephorus*) ja kasteheina (*Agrostis*) liikidega avatud liivikud sisemaal (2330 elupaigatüübi kood; Paal, 2007). Käesolev elupaigatüüp käsitleb liivikuid kui avatud luiterohumaid sisemaal, kus üheaastaste rohttaimede osakaal on suhteliselt suur. Sellised elupaigad on eelkõige levinud Lääne-Euroopas ning nende kujunemisel on määravaks teguriks olnud karjatamine (Lambley, 2001; Ellenberg, 2009). Siiski on antud elupaigatüüpi arvatud ka boreaalse kliimavöötme liivikud, mida leidub Baltikumis (European Environment Agency, 2018), Poolas (Chowaniec *et al.*, 2024), Rootsis (European Environment Agency, 2018) ja Soomes (Similä & Junninen, 2012).

Liivikud on olemuselt suksessiivsed ökosüsteemid, mida hetkel rakendatavate hooldusmeetoditega ei ole võimalik – ega ka mõistlik täiesti staatilisena hoida (Walker *et al.*, 2007). Seetõttu kaasneb selle elupaigaga tihti veel teinegi koosluse tüüp. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni alusel käsitletakse seda kuiva nõmme- või paluniidu kasvukohatüübina, mille üheks tekkemehhanismiks on lahtiste luidete ja liivikute kinni kasvamine (Paal, 1999). Loodusdirektiivi vastavaks elupaigatüübiks on Euroopa kuivad nõmmed (4030), mida kirjeldatakse kui meso- või kserofiilseid nõmmesid tasandikel või madalates mägedes liivasel mullal (Paal, 2007). Piiri liiviku ja nõmme- või paluniidu vahele on raske tõmmata ning ühtlasi on need dünaamilised. Seega käsitletakse neid antud lõputões ühise nimetuse – „liivikud“ all.

1.2. Liivikute kujunemine Eestis

Primaarse kooslusena tekivad sisemaa lited valdavalt suuremate järvede ja mere rannikuluidetest. Maakerke tulemusena väheneb soola mõju ja halofiilsete liikide osakaal, kuid samas säilib rannikulähedastele aladele omane tuule mõju, mis lahtist liiva liigutab (Laasimer, 1965). Erinevalt rannikuluidetest on Eestis tuule mõju sisemaa liivikutele enamasti vähene.

Liivikute sekundaarseks looduslikuks põhjustajaks on valdavalt metsapõlengud, mis on ühtlasi peamiseks looduslikuks häiringuks boreaalsetes metsades (Bonan & Shugart, 1989). Looduslikest metsapõlengutest rohkem on liivikute tekkel rolli mänginud aga inimtekkelised põlengud. Lõuna-Eestis on alepõllundus olnud levinud kuni 20. sajandini (Jääts *et al.*, 2010). Kuna seda praktiseeriti järjepidevalt mõnekümne aastaste intervallidega (Jääts *et al.*, 2010), on mullastik seetõttu vaesunud (Laasimer, 1965).

Eestis on mitmeid kõige suuremaid ja paremini säilinud liivikuid kujunenud sõjaväe polügoonide ning mahajäetud liivakarjäärade aladele. Näiteks on Mustoja maastikukaitsealal paiknev Tinaliiva liivik kujunenud endisele ratsaväe polügoonile (Mustoja maastikukaitseala kaitsekorralduskava, 2008) ja Kullamaa liivamaed Läänemaal on sekundaarselt kujunenud endise karjääri piirkonda (Keskkonnaagentuur, 2000). Ka Hiiumaal paiknev Kaibaldi liivik on kujunenud endisele tankide harjutusväljakule, mis eelnevalt korduvate põlengute all kannatas (Palo, 2016).

1.3. Suktsessiooni kulg

Kõigile kooslustele on omane liigilise koosseisu ja struktuuri ümber kujunemine ajas. See toimub biotiliste tegurite (organismide omavaheliste suhete) ja abiootiliste tegurite (keskkonnatingimuste muutuste) toimel ja annab ökosüsteemile dünaamilisuse (Primarck *et al.*, 2008). Koosluse puhul, mis hakkab arenema täielikult hävinud või uutesse elupaikadesse räägitakse primaarsest suktsessioonist, samas kui kahjustunud kuid mõnevõrra säilinud koosluse puhul räägitakse sekundaarsest suktsessioonist. Ühtlasi käsitletakse tihti sekundaarsete koosluste nimetuse all inim mõjulisi kooslusi (Walker *et al.*, 2007).

Liivikutel toimub primaarse suktsessiooni esimese etapina maapinna koloniseerimine mikroorganismide poolt (Chowaniec *et al.*, 2024). Lõuna- ja Lääne-Euroopas asustab varajasi

kooslusi ka hõberohi (*Corynephorus canescens*; Ketner-Oostra *et al.*, 2010). Samuti on täheldatud pioneeriliigina ka pisi-tinasamblikku (*Stereocaulon condensatum*; Chowaniec *et al.*, 2024). Mõlema liigi esinemine eeldab aga selle esinemist levimiskauguses.

Mikroorganismid (tsüanobakterid, rohevetikad, samblikud, bakterid, mikroseeded jm) on pioneerliikidena ökosüsteemi kujundavateks eluvormideks, mille populatsioonidest areneb maapinnale sidusa kihina eluskoorik (*biological soil crust*; Cowden *et al.*, 2022). Umbes 10 aasta pärast hoogustub liiva kinnistumine (Chowaniec *et al.*, 2024). Eluskooriku liigirikkus ja biomass suureneb aja jooksul, millega seoses suureneb ka mõju arenevale kooslusele. Antud mõjuks on lisaks liiva kinnistumisele niiskuse hoidmine ja aineringluse tagamine (Ketner-Oostra *et al.*, 2010; Cowden *et al.*, 2022). Kinnistuvale liivale levivad omakorda esimesed pisisamblikud ja porosamblike (*Cladonia spp.*) alged (Cowden *et al.*, 2022). Edasi tõuseb samblike liigiline mitmekesisus ühes suursamblike osakaaluga koosluses (Chowaniec *et al.*, 2024).

Domineerivateks liikideks primaarse tekkega koosluses on porosamblikud (Ketner-Oostra *et al.*, 2010; Cowden *et al.*, 2022). Porosamblikud toimivad liivikul võtmeliikidena – kujundades keskkonnatingimusi teiste liikide jaoks. Erinevad samblike kasvuvormid reguleerivad erinevalt koosluse mikrokliimat ja niiskuse režiimi, mõjutades koguni soontaimede võimekust maapinnal idaneda. Samblike sekundaarsed metaboliidid ehk samblikuained kaitsevad antagonistlike eluvormide mõju eest (Asplund & Wardle, 2017). Porosamblikud on tänu oma talluse lihtsale ehitusele ja võimele kinnituda suhteliselt ebastabiilsele substraadile edukad pioneerliigid liivikutel ning panustavad suksessiooni varajases staadiumis tugevalt orgaanilise aine moodustumisse eluskoorikus (Cowden *et al.*, 2022). Nad saavutavad liivikul võrdlemisi suure liigirikkuse seniks, kuni domineerima hakkavad teised konkureerivad samblike või soontaimede liigid.

Eluskooriku moodustumine maapinnal kasvava elustiku varal on oluline suksessiivne protsess. Selle koosseisus olevate mikroorganismide ning suursamblike ja sammalde lagunemisel moodustub huumus. Samuti tõstab orgaaniliste süsiniku- ja lämmastikuühendite osakaalu mullas ning muudab mullakeemiat ja veemahutavust (Ketner-Oostra *et al.*, 2010; Cowden *et al.*, 2022; Chowaniec *et al.*, 2024). Orgaanilise lämmastiku kuhjumine toetab taimekoosluste arengut ning soodustab seeläbi liiva kinnistumist ja liiviku taimestikuga kinni kasvamist. Primaarses koosluses on tuule-erosiooni mõju tõttu eluskooriku moodustumine häiritud ja toimub aeglasemalt (Ketner-Oostra *et al.*, 2010). Täiendavate häiringute puudumisel kiireneb nii primaarse kui ka sekundaarse tekkega liivikute puhul mulla viljakuse kasv, mis omakorda soodustab taimestiku biomassi kasvu veelgi (Chowaniec *et al.*, 2024).

1.4. Liiviku kooslust ohustavad tegurid

Kuna liivikud on ebapüsivad üleminekukooslused, on neid keeruline looduskaitselistel eesmärkidel ühes kindlas staadiumis hoida. Olukorras, kus oluline on kindlate koosluste hoidmine nende suktsessiooni algstaadiumis, on peamisteks neid ohustavateks teguriteks orgaanilise aine kuhjumine ja maakasutuse muutused (Lambley, 2001). Nendest teguritest tulenevad omakorda spetsiifilised ohutegurid.

Liivikuid kasvukohana asustavatele liikidele on omane aeglane ainevahetus ja väheldane kasv. Samblike ja stressitaluvate taimede strateegiaks on fotosünteesi produktide säilitamine ebasoodsate tingimuste üle elamiseks, vastupidiselt konkureeriva strateegiaga või ruderaalsetele soontaimedele, mis panustavad kiirele biomassi tootmisele. Keskkonnatingimuste muutused põhjustavad muutusi koosluse liigilises koosseisus, pakkudes soodsaid võimalusi neile liikidele, mis varem seal toime ei tulnud. Seega jäävad liivikutele omased stressitaluvad taimed ja samblikud toitainete külluse korral konkurentsiasendis alla ning elujõuline populatsioon ei saa püsida (Grime, 2001).

Liigirikka samblikupopulatsiooniga liivikutel võib olulise mõjuna esineda maapinda ulatuslikult katvate üksikute domineerivate liikide vohamist (Lambley, 2001; Lõhmus *et al.*, 2017). Sellisteks liikideks on näiteks kanarbik (*Calluna vulgaris*) ja põdrasamblike perekonda (*Cladonia spp.*, *syn. Cladina spp.*) kuuluvad liigid, mis mõjutavad oma kasvukoha mikrokliimat ja võivad põhjustada liigirikkuse vähenemist (Lambley, 2001). Teisalt pärsvivad kanarbiku tihedad populatsioonid teiste soontaimede idanemist ning seeläbi ka metsastumist (Mallik, 2003). Kanarbiku vegetatsioon on võimeline taastuma ka tugevast häiringust – näiteks maastikupõlengud või taime füüsiline kahjustamine (Ellenberg, 2009).

Lähiajaloo suurimaks mõjuteguriks avatud koosluste degradeerumisel ja hävimisel olnud metsastumine ja metsastamine. Viimase all mõeldakse maakasutuse muutmist jäätmaadele, liivikutele jm puistu rajamise läbi (Eesti Keele Seletav Sõnaraamat, 2009). Liivikuid peeti ENSV-s väärtusetuks jäätmaaks, mille majandusliku väärtuse tõstmiseks testiti mitmesuguseid erinevaid metsastamise võtteid (Valk, 1955, 1958). Liivikutele rajatud kultuurmetsad on liigivaesed ning põhjustavad ühtlasi avatud liivastel aladel kasvavate haruldaste liikide populatsioonide kahanemist (Hodgetts, 2001; Kukk, 2010). Lähiminevikus on väga oluliseks peetud põlengute poolt kahjustatud maastike ja nõmmede metsastamist

majandatava metsa saamiseks. Kuna väga suureks ohuks metsa boniteedile peeti mulla vaesumist põlengute tõttu, rakendati aktiivselt abinõusid nende ennetamiseks (Valk, 1958). Metsastamine ja metsapõlengute ohu ning tagajärgede likvideerimine on häirinud liivikute ja nõmmede tekkel rolli mängivat häiringurežiimi (Krawczyk, 2024).

1.5. Kaitse ja taastamise vajadus

Liivikute kaitse ja ökoloogiline taastamine on traditsioonilises mõistes suhteliselt vastuoluline teema. Ökoloogilise taastamise üldine põhimõte on taastada inimtegevuse poolt kahjustatud kooslused võimalikult loomulikku seisundisse ning ühtlasi tagada nende loomulik suksessioon ja dünaamika (Walker *et al.*, 2007; Primarck *et al.*, 2008). Liivikud, mis on kujunenud pikaajalise tugeva inimõju tulemusena kuuluvad selliste kahjustatud koosluste hulka, mille taimestikuga kinni kasvamine ja metsastumine viitab tegelikkuses ökosüsteemi püüdlusele ise taastuda (Laasimer, 1965). Samas on liivikute teke ja metsastumine boreaalsete okasmetsade arengutsüklis ulatuslike häiringute puhul esinev loomulik etapp. Inimtegevus on ajalooliselt liivikute osakaalu maastikus ulatuslikult suurendanud, kuid lähiajal on sellised inimõjud maakasutuse muutuste tõttu hääbumas (Krawczyk, 2024).

Kuna keskkonnatingimused liivikutel on ekstreemsed, asustavad neid kooslusi liigid, mis on neile tingimustele kitsalt spetsialiseerunud. Sellised liigid on reeglina tundlikud muutustele ja ei talu konkurentsi (Grime, 2001). Seega on liivikud olulised mitmete ohustatud liikide elupaigana panustades ühtlasi elupaikade dünaamikasse ja maastikulisse mitmekesisusse. Suksessiivse koosluse hoidmine staatilisena on küll vastuolus ökoloogilise taastamise eesmärkidega (Society for Ecological Restoration, 1991), kuid õige meetoodika kasutamisel on lahenduseks pärandkoosluste taastamise ja säilitamise probleemile.

2019. aasta seisuga on liivikute (2330) seisund Eestis hinnatud ebapiisavaks, kuid taastatavaks (Kliimaministerium, i.a). Mujal Euroopas on üldine seisund aga tunduvalt halvem. Rootsis, Leedus ning Kesk-Euroopas on pea kõik nimistusse kantud liivikute elupaigad hinnatud väga ohustatuks või hävinuks. Eestis, Poolas ja Suurbritannias on nende seisukord hinnatud ebapiisavaks, kuid mitte otseses hävimisohus olevaks ning vaid Tšehhis ja Portugalis leidub heas seisundis elujõulisi liivikukooslusi (European Environment Agency, 2018).

1.6. Elupaiga tasandil teostatava seire olulisus

Liigirikkust seostatakse tihti nišside kujunemise ja täitumisega koosluses, mis omakorda toetab haruldaste või spetsialiseerunud liikide esinemist (Wolseley & Coppins, 2001). Liigirikka samblikupopulatsiooniga elupaigad on tundlikud keskkonnamuutuste suhtes ning seega toimivad indikaatoritena nimetatud muutuste ja looduskaitsete tegevuste efektiivsuse hindamisel (Lambley, 2001).

Erinevate liikide elukäigu ja keskkonnamuutustele reageerimise jälgimiseks on vajalikud pikaajalise ühtlase meetodikaga kogutud andmed (Wolseley & Coppins, 2001). Selle jaoks on püsiseire ruutude meetodika sobilik valik, kuna võimaldab määrata liigilise koosseisu kindlas elupaigas erinevatel hetkedel ja annab parima ülevaate ajas toimuvate muutuste kohta.

Teadaolevalt ei ole Surnumäe liivikul koosluse seisukorda kajastavaid seiretegevusi läbi viidud. Mustoja maastikukaitseala kaitsekorralduskavas on prioriteetsemateks seireteks ja inventuurideks vaid erinevatesse elustikurühmadesse kuuluvate kaitsealuste liikide inventuur, loodusdirektiivi elupaikade inventuur ja ohustatud liikide riiklik seire (Mustoja maastikukaitseala kaitsekorralduskava, 2008). Üksikute ohustatud liikide arvukuse hindamine annab küll infot liigi seisundi kohta ja võimaldab töötada välja meetmed selle säilitamiseks, kuid ei ole piisav koosluse seisundi hindamiseks ning selle elujõu tagamiseks (Wolseley & Coppins, 2001). Kasvukoha hooldamine mingi kindla liigi või elustikurühma vajaduste kohaselt võib mõnikord põhjustada konflikte teiste elustikurühmadega (Hodgetts, 2001). Samblike puhul on elupaiga tasandil kaitse üldiselt efektiivsem isendi kaitsest (Coppins, 2001). Seega liivikute puhul saab samblike kaitse raames elupaikade kaudu kaitsta ka teisi liike, mis samu kooslusi asustavad.

1.7. Liivikute taastamine

Meetodeid liivikute taastamiseks on katsetatud mitmeid. Kuna liivikutena käsitletakse mujal Euroopas mõnevõrra teistsuguseid kooslusi kui Eestis, on ka neid mõjutavad protsessid ja ökoloogilise taastamise võtted erinevad. Hõberohu ja kasteheina liikidega sisemaa liivikud Lääne-Euroopas on kaltsiumirikkal mullal kujunenud liigirikkad luiterohumaad, mida ohustab taimestiku hävimine erosiooni, ülekarjatamise, tallamise ning mulla vaesumise ja hapestumise tõttu. Loetletud mõjude vähendamiseks kasutatakse meetmeid, mis aitavad liival kinnistuda ja

kooslusele iseloomulikul taimestikul areneda (Doody, 2013). Eestis levinud kaltsiumivaesel liivmullal kujunenud samblikerikaste liivikute taastamisel rakendatakse meetodeid, mis vähendavad orgaaniliste toitainete kuhjumist ja kiirekasvulise vegetatsiooni piiramist (Kukk, 2010).

Lääne-Euroopas käsitletakse taastamismeetodina laialdaselt mõõdukat karjatamist. Suure kõrreliste osakaaluga ranniku- ja sisemaaluidetel aitab karjatamine vegetatsiooni kasvu kontrolli all hoida ning tekitada tallamishäiringuid avatud maapinnalaikude säilitamiseks (Lambley, 2001; Doody, 2013). Antud meetod ei sobi aga kooslustesse, kus kariloomade toidubaas on liiga vähene, või kus häiringute madalast järjepidevusest tingituna on ala puhmaste ja põdsastega kinni kasvanud. Sel juhul kasutatakse niitmist ning puittaimede puhul ka raiet või välja juurimist (Lambley, 2001; SandLife, 2012; Doody, 2013). Raie, niitmise ja muu sarnast tüüpi meetodite puhul on oluline orgaanilised jäätmed liiviku territooriumilt likvideerida (Similä & Junninen, 2012; Doody, 2013; Pärändkoosluste Kaitse Ühing, 2017). Liivikule laiali laotatult põhjustavad need lagunemisel orgaaniliste lämmastiku- ja süsinikuühendite kuhjumist (Brunbjerg *et al.*, 2014; Chowaniec *et al.*, 2024). Antud meetod toimib küll metsastumise aeglustajana, kuid vajab kõrvale ka teistsuguseid meetmeid suktsessiooni aeglustamiseks (Lambley, 2001; Olmeda *et al.*, 2019).

Samuti kasutatakse liivikute taastamisel kontrollitud põlenguid. See meetod on sobilik liivikute taastamiseks, kuna tulel on minevikus nende koosluste tekkel olnud väga suur roll (Laasimer, 1965). Liivikutel ja nõmmekooslustel vähese biomassi tõttu põlengud suurt intensiivsust ei saavuta. Seetõttu on kooslust asustavatel liikidel suurem tõenäosus ellu jääda ja kahjustub vähem maasisene seemnepank. Põlengute toimel väheneb taimkatte ja metsakõdu biomass ning selle arvelt suureneb mineraalsete toitainete hulk mullas (Krawczyk *et al.*, 2014; Olmeda *et al.*, 2019). Suurenenud mineraalsete toitainete ja valguse osakaal võib põhjustada ka seemnepangas leiduvate ruderaalsete taimede vohamise, kuid mulla niiskuse ja orgaanilise toitainete vähesuse puhul on tegemist ajutise nähtusega (Grime, 2001).

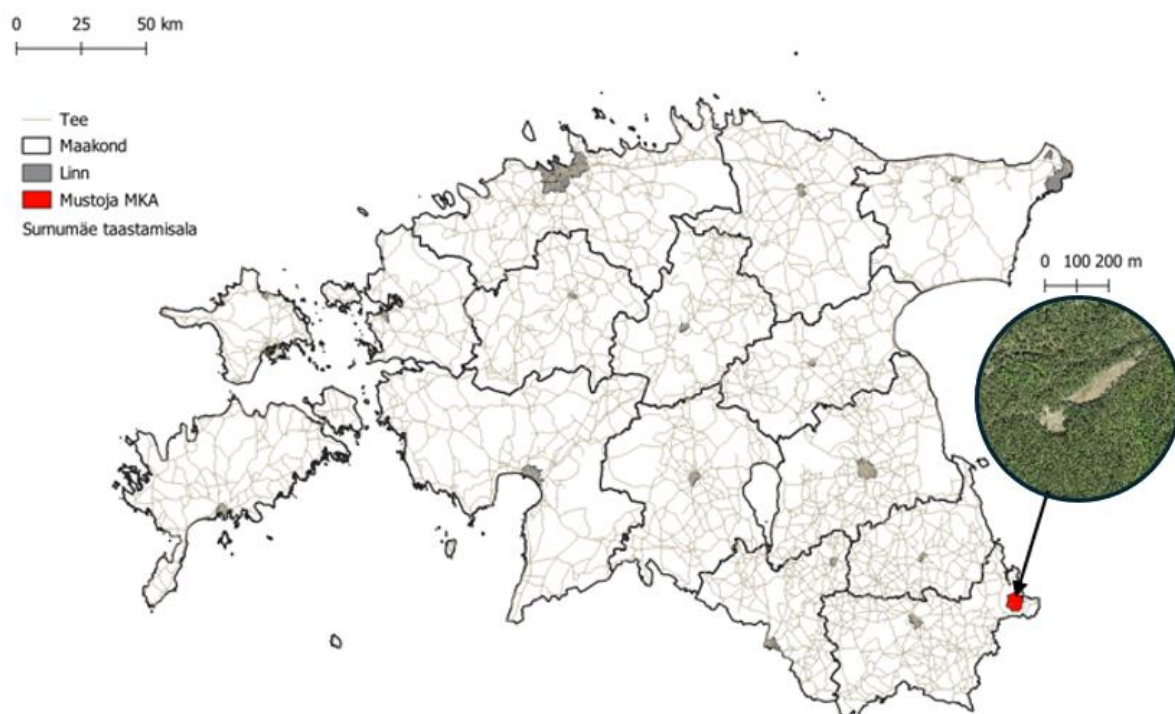
Suktsessiooni kulgemise aeglustamiseks või uuesti alustamiseks kasutatakse lahtise liivaga maapinna laikude tekitamist rohukamara mehaanilise eemaldamise läbi (SandLife, 2012; Doody, 2013; Olmeda *et al.*, 2019). Rohukamara eemaldamine on kõige efektiivsem meetod biomassi ja orgaaniliste ühendite hulga vähendamiseks mullast. Lisaks kahjustab see ka seemnepanka, seega ei pruugi olla seda tarvilik teha aladel, kus kaitse eesmärgiks olevad liigid võivad seemnepangas veel säilinud olla (Olmeda *et al.*, 2019).

Üldiselt on märgitud, et nii põletamine, kui ka niitmine vajavad efektiivsuse saavutamiseks kõrvale ka teisi taastamis- või hooldusmeetodeid. Taanis kasutatakse eelpool käsitletud taastamis- ja hooldusmeetodite roteerimist alapiirkondadeks jagatud territooriumil säilitamaks koosluse dünaamilisust ja heterogeensust (Olmeda *et al.*, 2019). Samuti tuleb tähelepanu juhtida tõsiasjale, et niitmist ja kontrollitud põlenguid kasutatakse mitmel pool ka kanarbiku populatsioonide säilitamiseks. Kanarbiku maapealsete osade kahjustamine põhjustab taime vegetatiivsete osade kiire uuenemise ja elutsükli taas alustamise (Olmeda *et al.*, 2019).

2. Surnumäe liiviku taastamisala

2.1. Taastamisala asukoht

Uuritav liiviku koosluse taastamisala paikneb Surnumäel, Nedsaja külas, Setomaa vallas, Võru maakonnas (Joonis 1). Ühtlasi jääb see Mustoja maastikukaitseala Lamemäe hooldatavasse sihtkaitsevööndisse. Mustoja maastikukaitseala moodustati Vabariigi Valitsuse määrusega 1998. aastal. 2005. aastal laiendati kaitseala piire ning uuendati kaitse-eeskirja, mille alusel jagunes 3470 ha suurune ala kolmeks sihtkaitsevööndiks ja üheks piiranguvööndiks.



Joonis 1. Mustoja maastikukaitseala asukoht ja Surnumäe taastamisala ortofotol (Maa- ja Ruumiameti (2024) andmete põhjal).

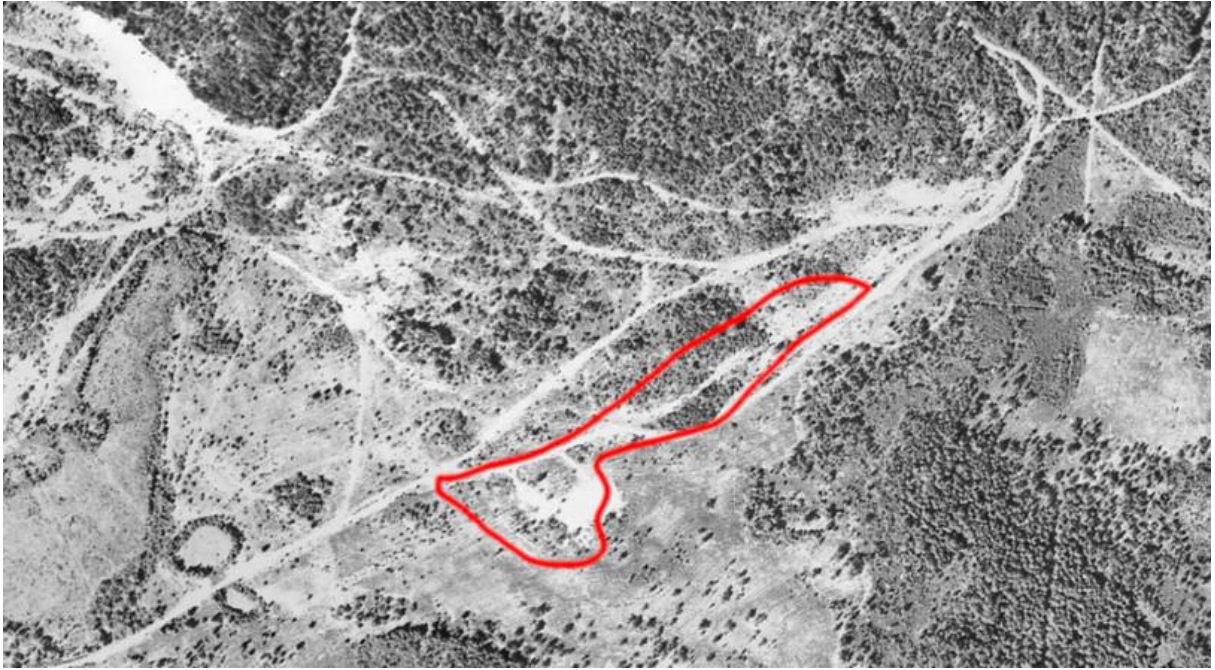
Mustoja maastikukaitseala kaitsekorralduskava (2008) kohaselt on antud alal ette nähtud liiviku- ja nõmme- elupaikade taastamine kaitsealustele stepitaimedele sobilike kasvukohtade loomiseks ja kaitseks.

2.2. Piirkonna ajalugu

Läbi mitmete ajajärkude on praeguse Mustoja maastikukaitseala territooriumil domineerinud erinevad vegetatsioonitüübid. Näiteks varases holotseenis boreaalse sooja ja kuiva kliima ajastul levisid Lõuna- ja Kagu-Eestis pohlamännikud, kesk-holotseenis tamme, jalaka ja männi enamusega liigirikkad salumetsad ning hilises holotseenis samblikumännikud vaheldumisi väikeselehiste metsade ja liigivaeste kuusikutega. Hilises holotseenis hakkas tugevnema ka inimõju, mis praeguste nõmme-tüüpi koosluste tekkeni on viinud. Suhteliselt lühikese intervalliga aletamine on põhjustanud mulla vaesumise ja happestumise ning kidura taimekattega põlengualtide koosluste kujunemise (Laasimer, 1965).

Kuni 1920ndateni olid peamisteks Mustoja maastikukaitseala piirkonda kujundavateks protsessideks metsapõlengud, alepõllundus ja karjatamine. Vabadussõja järgselt oli Värskas ja Petseri vahele jääv ulatuslik ala kasutuses sõjaväe polügoonina. Nõukogude Liidu ajal kasutasid ala aktiivselt Nõukogude tankipolk, motoriseeritud jalaväelased ja õhuhessantlased õppuste läbi viimiseks. Seejuures rajati ka hulgaliselt kaevikuid, punkreid, linnakuid ja muid militaarrajatisi. Maastikukaitseala loomise ajaks oli sõjaväe harjutustegevus antud piirkonnas lõppenud ning pidurdusid intensiivsed tallamishäiringud (Valk, 2012).

Maa-ameti geoportaali aerofotodelt on Surnumäe piirkonna maastikulised muutused vaadeldavad 1950. aastast alates, mil Surnumäe ja sellest edela ning lääne poole jääv piirkond Vardamäe ja Kõrgõmäeni on olnud tugevalt tallatud ja väga vähese taimestiku osakaaluga avatud liivane ala (Maa- ja Ruumiamet, 2025). Samuti on antud aerofotol nähtavad suhteliselt värsked taimestumata kaevikud ja pommilehtrid. 1972. aasta aerofotol on paljudel varasemalt avatuna püsinud aladel märgata taimestikuga kattumist. Täielikult avatud liivaga alasid leidub peamiselt vaid kindlatel sissetallatud radadel ja teedel ning nende ristumiskohtades. Surnumäe praeguse taastamisala vahetus ümbruses on metsastamise jälgi (kännivaod liiviku aladel) näha 1975. aasta aerofotol (Joonis 2). Samal ajaperioodil on rajatud Surnumäe karjäär. 2006. aastaks on valdav enamus piirkonnast erineva tihedusega puistuga kinni kasvanud (Maxar Technologies, 2006).



Joonis 2. Surnumäe ja Hussimäe piirkond 1975. aastal (Maa- ja Ruumiamet, 2025) Surnumäe taastamisala piiridega (kuvatõmmis, mõõtkava puudub; Gerz (2024)).

2.3. Liivikute taastamine Mustoja maastikukaitsealal

Mustoja maastikukaitseala kaitse-eeskirja kohaselt on kaitseala eesmärgiks haruldaste pinnavormide ja metsaökosüsteemide kaitse; EÜ nõukogu direktiivi 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse; I lisas nimetatud elupaigatüüpide ja II lisas nimetatud liikide elupaikade kaitse (Looduskaitseseadus, 2024). Ajaloolise olukorraga võrreldes on kaitseala territooriumil nõmmede ja liivikute seisukord tugevalt halvenenud ning liivikute elupaigatüübile (2330) vastavaid alasid kaitse-eesmärgis määratletud ei ole. Siiski on hinnatud potentsiaalselt võimalikuks taastada liivikute elupaigatüüp viiel kaitsealale jääval territooriumil: Tinaliiva, Surnumäe, Määnükivi, Rüüvlilumpõ ja Poogandi (Kukk, 2010).

2.4. Surnumäe liiviku taastamistegevused

Taastamistegevus Surnumäel Riigimetsa Majandamise Keskuse (RMK) tellimisel Keskkonnaameti koordineerimisega sai alguse vastavalt Mustoja maastikukaitseala kaitsekorralduskava koosseisus olevale liivikute taastamiskavale (Kukk, 2010). Tööde eesmärgiks oli liiviku taastamine ja liiviku taimkatte seisundi parandamine (Voolaid, 2013, 2016, 2021). Teostati mitmesuguseid liiviku kinni kasvumist pidurdavaid häiringuid (Tabel 1).

Tabel 1. Surnumäel teostatud liiviku taastamistööd (Voolaid, 2013, 2016, 2021; Gerz, 2024). Kommentaari veerus info kavandatud tööde meetodite või järeltegevuste kohta.

Aasta	Kavandatud töö	Maht	Kommentaari
2013	Puistu harvendamine	5,6 ha	Raidmed koristati
	Maapinnakahjustuste tekitamine	0,5 ha	Maapinna freesimine
2016	Puistu raadamine	0,84 ha	Raidmed jäeti maha
	Võsaraie	0,37 ha	Raidmed põletati
2021	Puuvõsude hekseldamine	1,06 ha	Jäätmed jäeti maha (purustati)
	Võsaraie	0,70 ha	Raidmed põletati
2024	Maapinnakahjustuste tekitamine	0,32 ha	Maapinna freesimine
	Puuvõsude hekseldamine	1,76 ha	Jäätmed jäeti maha (purustati)
	Puistu raadamine	0,39 ha	Raidmed koristati

Vastava looduskaitsetöö lähteülesande kohaselt oli 2013. aastal kavandatud taastamisalal kuuse ja kase välja raiumine ning männi puistu harvendamine liituvuseni 0,3. Lahtise liiva tekitamise eesmärgil oli nõutud kahjustada rohurinde kamarat ning sambla-samblikurinnet ette nähtud alal. Ühtlasi oli nõutud alalt eemaldada raidmed ning seejuures mitte kahjustada teede äärtes paiknevaid kaitsealuste taimede kasvukohti (Voolaid, 2013).

Järgmised taastamistööd teostati 2016. aastal ning piirkonnas leiduvate kaitsealuste taimede kasvu- ja levikutingimuste parandamise eesmärgil raadati piirkonda läbiva pinnasetee äärde jäänud mets. Raidmed (v. a. tüved) oli lähteülesande kohaselt ette nähtud hajutada üle raadatud

pinna. Karjääri põhjas raiuti kasevõsa, kusjuures raidmed tuli koguda hunnikusse ja põletada kaitsealuste taimede kasvukohtadest eemal (Voolaid, 2016).

2021. aastaks oli raadatud alal puistu uuenduse kõrgus ulatunud kohati juba 4 meetrini. Lähteülesandes nähti ette selle raie koos raidmete põletamisega ning väiksemakasvuliste puuvõsude hekseldamine, mille käigus purustatud jäätmed jäeti alale maha (Voolaid, 2021). Suhtlusest Keskkonnaameti esindajaga selgus, et hekseldamise all oli mõeldud puuvõsude niitmist võsalõikuriga.

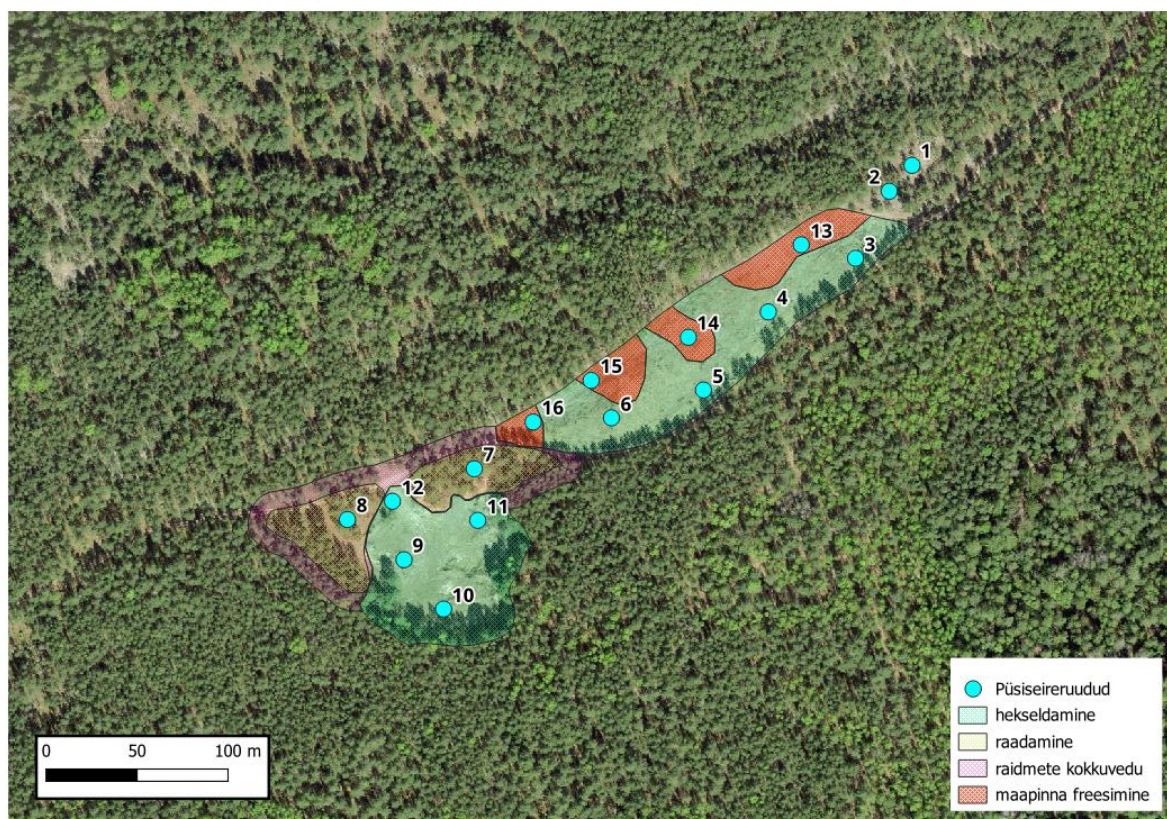
2024. aastal nähti ette taas puuvõsude hekseldamine. Karjääri põhja ja pinnasetee vahele jääval puistul teostati 2024. aasta oktoobris raadamine koos raidmete koristamisega. 2016. aastal raadatud alale tehti 4 lahtise liivani freesitud maapinna laiku (Gerz, 2024).

3. Metoodika

3.1. Seire alustamine Surnumäe taastamisalal

2024. aastaks oli Surnumäe liiviku taastamisalal teostatud mitmeid inventuure ja eksperthinnanguid, kuid seiretegevust alustatud ei olnud. Liivikutele iseloomuliku sambliku- ja taimekoosluse seireks leiti kõige asjakohasem olevat 1 m² suuruste püsiseire ruutude kasutamine hajusalt kogu taastamisalal, mis sobib liigilise koosseisu muutumise jälgimiseks ajas. Küll aga ei ole see meetod hea kaitsealuste liikide avastamiseks ja kaardistamiseks, seega on tarvis perioodiliselt teostada ka eri elustikurühmade inventuure.

2024. aasta juunis rajati ja kirjeldati Surnumäe taastamisalal 12 püsiseire ruutu. Ruutude asukoha valikul jälgiti, et need kataks hajusalt kogu uuritava ala ja esindaks alasid, kus on kasutatud erinevaid taastamisvõtteid (Joonis 3). Seireruutude asukohad märgistati kohapeal metallist nurkadega ning nende koordinaadid salvestati geodeetilise mõõdistuse teel kasutades GPS seadet SOUTH Galaxy G1.



Joonis 3. Püsiseireruutude ja 2024. aasta taastamistöõde (Gerz, 2024) asukohaskeem (Ortofoto: Maa- ja Ruumiamet, 2024).

Ühtlasi kirjeldati seireruutude puhul neid ümbritsev biotoop ja märgiti vastav taastamisvõte (võsaraie, raadamine, freesimine). Samuti määrati ruutudel leitud samblike, sambla- ja soontaimeliigid. Igale leitud liigile anti ka katvuse hinnang seireruudul, hinnati samblike, sammalde ja taimede üldkatvused, avatud maapinna osakaal ning tehti foto (Joonis 4).



Joonis 4. Püsiseireruut nr 5 Surnumäe taastamisalal (foto: S. Remmer).

2024. aasta novembris, pärast ette nähtud taastamistööde lõppu kirjeldati lisaks veel neli seireruutu aladel, kus oli teostatud maapinna freesimine. Kuigi neil aladel antud hetkel tugeva häiringu tõttu elujõuline taime- ja samblikukooslus puudus, oli töö metoodika siiski ühtne eelnevalt kirjeldatud seireruutude metoodikaga. Lisaks hinnati visuaalse vaatluse alusel taastamistööde mõju ka juba varem tehtud seireruutudele ning fikseeriti tuvastatud häiringud ja nende ulatus.

2025. aasta kevadel teostati välitööd Surnumäe taastamisalal ja selle lähiümbruses elupaikade seisundi hindamiseks ja liiviku koosluse potentsiaalse laiendamise suuna välja selgitamiseks. Seisundi hindamisel võeti arvesse, kas ja mil määral on koosluses säilinud selle ajaloolisele koosseisule viitavaid elemente. Sellisteks elementideks on liiviku puhul näiteks lahtise liivaga maapinnalaikude olemasolu, kidurad ebakorrapärase kasvuvormiga üksikud männid ja kadakad, alustaimestiku tihedus ja liigiline koosseis jm. Eelmainitud elementide valik toimus metsa vääriselupaikade inventeerimise metoodika eeskujul (Andersson *et al.*, 2003, 2016).

3.2. Sammal- ja soontaimede määramise metoodika

Soontaimede määramine toimus peamiselt seirealal kohapeal. Määramiseks kasutati soontaimede määrajaid: Krall *et al.* (2007), Kukk (2020). Liikidest, mida koheselt määrata ei õnnestunud koguti kaasa eksemplarid, mis hiljem määrati ekspertide abiga. Sammalde puhul määrati kohapeal vaid need liigid, mille morfoloogilised tunnused võimaldasid ilma kõrvalise abita määramist. Määramiseks kasutati sammalde määrajat: Ingerpuu *et al.* (1998). Esialgse määranguta jäänud isenditest koguti eksemplarid kaasa.

3.3. Samblike määramise metoodika

Samblike puhul püüti võimalikult suur hulk liike määrata prooviruutude juures kohapeal palja silmaga või kasutades 10x suurendusega luupi. Vaadeldavateks iseloomulikeks morfoloogilisteks tunnusteks olid näiteks talluse üldkuju ja värvus; hõlmade, harude, karikate või muude iseloomulike moodustiste olemasolu; apoteetsiumite ehk paljunemisorganite kuju ja värvus jne. Enamasti aitasid sellised tunnused jõuda kindla liigini, kuid mõnel juhul vaid perekonna tasemele. Samblikelt, mida esialgu liigini määrata ei õnnestunud koguti eksemplarid kaasa hilisemaks põhjalikumaks määramiseks.

Samblike laboratoorsel määramisel kasutati morfoloogiliste tunnuste vaatlemiseks peamiselt stereomikroskoopi OLYMPUS SZ51. Valgusmikroskoopi OLYMPUS CX41 kasutati tallusest surupreparaadi tegemiseks või eoste vaatlemiseks ja mõõtmiseks. Samblike määramiseks kasutati järgmisi käsiraamatuid: Randlane ja Trass (1994), Juriado *et al.* (2004), Smith *et al.* (2009), Teuvo *et al.* (2013; 2016), Söchting (2017) ja Randlane *et al.* (2019).

Antud lõputöö raames ei eristata samblike määramisel liiki mets-põdrasamblik (*Cladina arbuscula*) liigist mahe põdrasamblik (*Cladonia mitis*). Nimelt kasvavad need kaks liiki tihti samas kasvukohas läbisegi ning ei pruugi alati olla morfoloogiliste tunnuste või samblikuainete alusel eristatavad. Ühtlasi käsitletakse mets-põdrasamblikku mitmetel juhtudel mahe põdrasambliku alamliigina (Teuvo, 2013).

3.3.1. Värvusreaktsioonil põhinevad testid

Mitmete liikide määramisel tuli lisaks morfoloogiliste tunnuste hindamisele kasutada värvusreaktsioonil põhinevaid teste samblikuainete määramiseks. Reaktsiooni läbi viimiseks kasutati kaaliumhüdroksiid (K), kaltsiumhüpoklorit (C) ja parafenüleendiamiin (P). Värvustesti tarbeks tilgutati reaktiivi samblike koorkihile ja jälgiti värvusreaktsiooni toimumist stereomikroskoobi abil. Vastavalt talluses sisalduvatele samblikuainetele esines mõnevõrra erinevaid värvusreaktsioone või puudusid need sootuks.

Mõnede seireruutudel leidunud pisisamblike puhul teostati värvusreaktsioon valgusmikroskoobi all. Selleks valmistati talluseosadest surupreparaat, kus esimeste vaatluste tegemiseks kasutati preparaadil vett. Värvustesti teostamiseks tilgutati vastavat ainet katteklaasi ühte äärde samal ajal vett teiselt poolt klaasi filterpaberiga ära tõmmates.

3.3.2. Õhukese kihi kromatograafia (TLC)

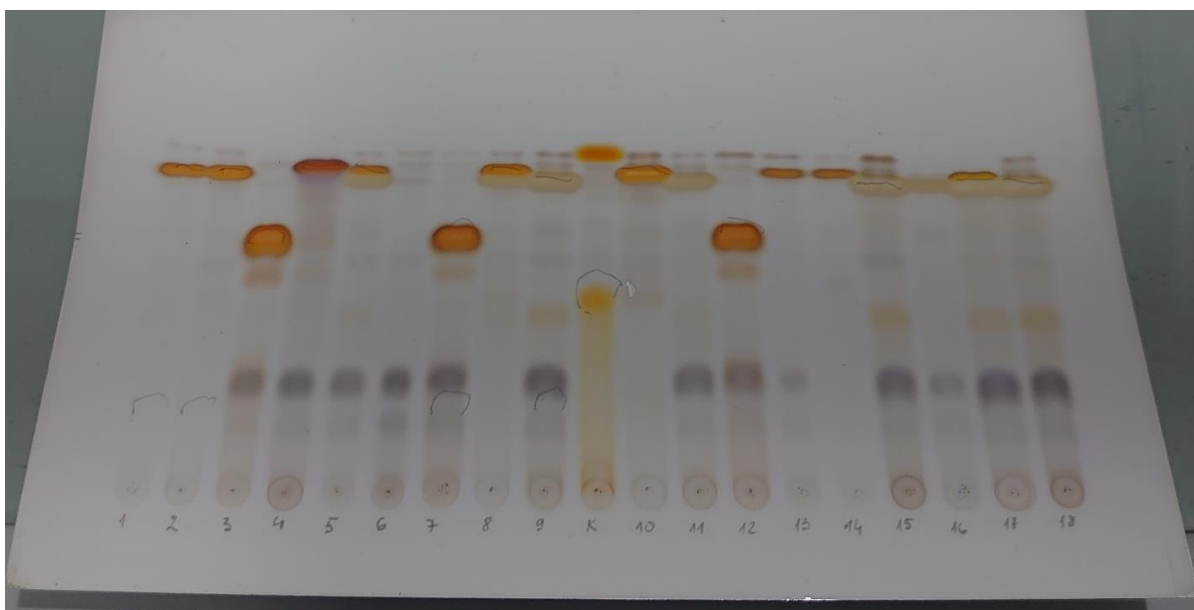
Enamikelt püsiseireruutudelt leiti samblike isendeid, mis esialgse määranu põhjal kuulusid tera-porosambliku (*Cladonia chlorophaea*) liigikompleksi. Sellesse kompleksi kuuluvad liigid on tihti nii morfoloogiliste tunnuste, kui ka värvusreaktsiooni tulemuste alusel praktiliselt identsed (Teuvo *et al.*, 2013). Nende identifitseerimiseks viidi läbi õhukese kihi kromatograafia (TLC). Selle meetodi põhimõte seisneb erinevate samblikuainete eraldamisel voolutamise teel ning nende identifitseerimises värvuse, tõusukõrguse ja fluorestsentsi põhjal (Orange *et al.*, 2010).

Võttes aluseks raamatus Juriado *et al.* (2004) välja toodud meetodika viidi TLC analüüsi jaoks läbi järgmised tegevused:

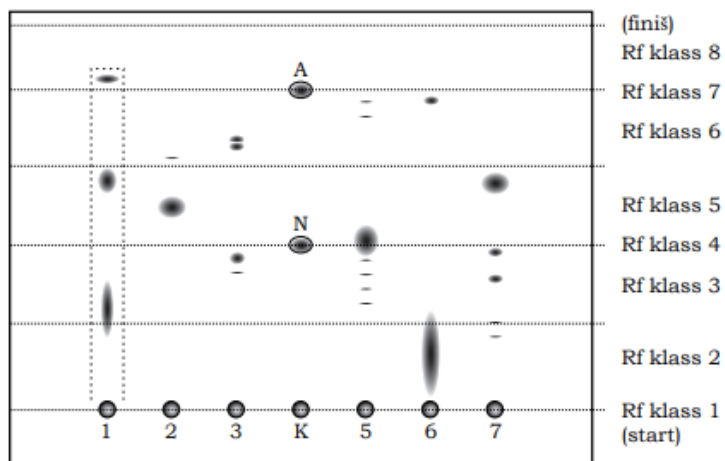
1. Testitavate eksemplaride tallusetükid purustati ja jäeti seisma mõnekümnesse mikrolitrisse atsetooni. Referentsiks võeti juurde veel neli *Cladonia chlorophaea* liigirühma herbaareksemplari, kus oodatavad samblikuained olid varem TLC meetodil juba tuvastatud. Lisaks kasutati kontrollainetena norstikthapet ja atranoriini (Orange *et al.*, 2010).
2. Järgmisel päeval tilgutati klaaskapillaari abil saadud lahust TLC plaadi stardijoonele. TLC plaat kujutas endast silikageelikihiga kaetud alumiiniumplaati.

3. Proovilaikudega TLC plaat voolutati voolutustangis tolueni ja äädikhappe 200:30 lahuses (vooluti C). Kui vooluti oli tõusnud mööda silikageelkihti stardijoonest 10 cm kõrgusele tõsteti plaat õhu kätte kuivama.
4. Kuivanud plaati vaadeldi UV-lambi all lainepikkustel 254 ja 365 nm ning tehti pildid. Nimetatud lainepikkustega kiirguse all voolutiga edasi kantud samblikuaine laigud fluorestseerusid.
5. Seejärel kasteti plaati ilmutusmasina abil paar korda väävelhappe (10%) vanni, kuni oli näha, et märgunud pinnale olid tekkinud üksikud märgumata laigud, mis viitasid rasvhapete olemasolule. Need märgistati hariliku pliiatsiga.
6. Järgmiseks küpsetati plaati 10 minutit temperatuuril 110 °C, kuni rajad olid värvunud.
7. Ilmutamise järel tehti hilisemaks analüüsiks plaadist taas pildid tavavalguses ning UV-lambi all 254 ja 365 nm lainepikkustel.

Tehtud pildid võimaldasid hilisemat analüüsi (Joonis 5): erinevate proovilaikude võrdlemisel referentslaikudega määrati ära laikudes sisalduvad samblikuained ja nende kaudu omakorda uuritavate eksemplaride liigid.



Joonis 5. Samblikueksemplaride proovid õhukese kihi kromatograafia (TLC) plaadil voolutuse järgselt.



Joonis 6. RF klasside eristamine TLC plaatidel (Jüriado *et al.*, 2004).

fumaarprototsetraarhapet (nähtav tumelilla laiguna Rf klass 3; Jüriado *et al.*, 2004). Võrreldes prooviradasid omavahel loomulikus valguses ja erinevatel UV lainepikkustel leiti, et samu aineid sisaldasid ka proovid 5, 9, 15, 16, 17 ja 18. Selle alusel määrati ka need eksemplarid gray porosamblikuks. Samas näiteks proovil nr 4 olevale pruunikasmusta porosambliku (*Cladonia merochlorophaea*) herbaariumieksemplarile iseloomulikku samblikuainet (meroklorofeahape) TLC plaadil rohkem ei täheldatud.

Joonisel 5 kuvatud proovilaikude radadel nähtavad sama värvi ja samal kõrgusel (Rf klassis (Joonis 6)) paiknevad laigud viitavad kindlatele samblikuainetele. Näiteks proovilaigul nr 11 on varasemalt määratud herbaariumieksemplar gray porosamblik (*Cladonia grayi*), mis sisaldab samblikuainetena graiaanhapet (nähtav helekollase laiguna Rf klass 6) ja

4. Seire tulemused

Surnumäe taastamisalal märgiti maha ja kirjeldati kahe välitöö raames kokku 16 püsiseire ruutu (Lisa 5), mille asukohtadest võeti koordinaadid ja kanti asukohaskeemile (Joonis 3). Seireruudud märgiti mitmesuguse biotoobiga aladele, millele oli ühtlasi ette nähtud erineva iseloomu ja ulatusega taastamistöid. Vastavalt 2024. aasta lähteülesandele ei olnud kuue seireruudu asukohtades taastamistöid ette nähtud, kuue ruudu ümbrusesse oli kavandatud võsaraie või raadamine ning neli ruutu märgiti hiljem aladele, kuhu kavandati maapinna freesimine. Piirkondades, kus töid ei teostatud või teostati võsaraie, esines kerge tallamishäiring või puudusid häiringud sootuks. Madala häiringuga piirkondadesse jäi kokku üheksa seireruutu. Kahe seireruudu asukohas teostati puistu raadamine ning sellega seoses ka mõõdukas tallamishäiring. Raadamisega seotud tallamishäiring langes osaks ka ühele puistu lähedusse märgitud seireruudule. Nelja freesitud aladele märgitud seireruudu ümbruses täheldati tugevat häiringut mullakamara ja eluskoorikukooriku lõhkumise näol. Säilinud olid üksikud samblike tallusefragmendid, samuti sammalde fragmendid ning soontaimede – peamiselt kanarbiku tugevalt kahjustatud vegetatiivsed osad.

Seireruutudelt määrati kokku üheksa liiki sammaltaimi (Lisa 1), 40 liiki samblikke (Lisa 2) ja 25 soontaimeliiki (Lisa 3). Kaitsealuseid liike leiti kolm: nõmmnelk (*Dianthus arenarius*), liiv-esparsett (*Onobrychis arenaria*) ja pisi-tinasamblik (*Stereocaulon condensatum*; Joonis 7).



Joonis 7. Pisi-tinasamblik (*Stereocaulon condensatum*). Foto autor: S. Remmer.

Samblike üldkatvus ruutudel hinnati keskmiselt vahemikku 50-75%, nii sammalde kui ka soontaimede üldkatvus keskmiselt 25-50% ja lahtise liiva osakaal keskmiselt 5%.

Seireruutudel leitud liikide arvu põhjal osutusid kõige liigirikkamateks ruudud, mis kirjeldati taastamisala läbiva pinnasetee vahetus läheduses ning karjääri põhjas. Mõlemal juhul on tegemist piirkondadega, mis on pikka aega olnud päikesele avatud puuduva puu- ja põõsarinde tõttu. Seireruutudel, mis olid metsaservas puuvõrade varjus tuvastati vähem liike. Liigirikkamate ruutude puhul leiti ühtlasi enim just lihheniseerunud seente liike. Sealjuures leidis rohkelt erinevaid porosamblike perekonda kuuluvaid liike, kelle seas suurima osakaaluga olid liibuv porosamblik (*Cladonia pyxidata*), ebamäärane porosamblik (*C. ramulosa*) ja tähtporosamblik (*C. uncialis*). Üldiselt oli siiski suure liigirikkusega ruutudel erinevate liikide katvus suhteliselt ühtlane ning tugevalt domineerivaid liike ei leidunud.

Seire tulemused võimaldasid vaadelda määratud liikide sagedust seireruutude lõikes (Tabel 2). Kõige rohkem esinenud liigiks oli mahe põdrasamblik (*C. mitis*), mida leidis kõigil 16 seireruudul. Enamal kui pooltel ruutudest esinesid ka islandi käosamblik (*Cetraria islandica*), naaskel-porosamblik (*C. coniocraea*), sarv-porosamblik (*C. cornuta*), harilik põdrasamblik (*C. rangiferina*) ja tähtporosamblik (*C. uncialis*). Ohustatud seisundis või Punase nimestiku ohukategooriates (CR, EN, VU) lihheniseerunud seente liike leiti viis.

Sammaltaimede osas olid sagedasemaiks liikideks liiv-karusammal (*Polytrichum piliferum*), harilik palusammal (*Pleurozium schreberi*) ja lainjas kaksikhammas (*Dicranum polysetum*). Kohati leiti suure üldkatvusega ka punaharjakut (*Ceratodon purpureus*). Sammalde seas ühtegi kaitsealust või ohustatud liiki ei leitud.

Endises karjääris määrati lisaks samblikele kõige enam soontaimede liike, mille üldkatvus seejuures jäi siiski alla 50% seireruudu pindalast.

Soontaimede seas oli seireruutude lõikes sagedasimaks liigiks liiv-aruhein (*Festuca sabulosa*), mida leiti 11 ruudult. Sellisel määral domineerivaid soontaimede liike rohkem ei leitud. Tüüpiliselt suure katvusega liike nagu kanarbik (*Calluna vulgaris*), nõmm-liivatee (*Thymus serpyllum*) ja harilik pohl (*Vaccinium vitis-idaea*) esines vaid üksikutel seireruutudel.

Tabel 2. Seirel määratud samblikud; ohustatuse hinnang; seireruutude arv, millelt vastav liik määrati. Lühendid: EN – väljasuremisohus (oranž), VU – ohualdis (kollane), NT – ohulähedane (roheline), LC – soodsas seisundis (värvitu), DD – puuduliku andmestikuga (hall)

Liigi nimetus		Punase nimestiku ohukategooria	Sagedus seireruutudel
Ladina keeles	Eesti keeles		
<i>Cetraria aculeata</i>	Sarv-käosamblik	LC	1
<i>Cetraria ericetorum</i>	Kitsas käosamblik	LC	2
<i>Cetraria islandica</i>	Islandi käosamblik	LC	8
<i>Cladonia botrytes</i>	Kobar-porosamblik	LC	1
<i>Cladonia cariosa</i>	Kõdu-porosamblik	VU	2
<i>Cladonia cenotea</i>	Lehter-porosamblik	LC	2
<i>Cladonia cervicornis</i>	Hirve-porosamblik	EN	6
<i>Cladonia chlorophaea</i>	Tera-porosamblik	LC	1
<i>Cladonia coniocraea</i>	Naaskel-porosamblik	LC	8
<i>Cladonia cornuta</i>	Sarv-porosamblik	LC	12
<i>Cladonia crispata</i>	Kähar porosamblik	LC	2
<i>Cladonia cryptochlorophaea</i>	Peit-porosamblik	DD	2
<i>Cladonia digitata</i>	Sõrmjas porosamblik	LC	1
<i>Cladonia diversa</i>	-	DD	5
<i>Cladonia fimbriata</i>	Karik-porosamblik	LC	4
<i>Cladonia glauca</i>	Hall porosamblik	LC	3
<i>Cladonia gracilis</i>	Sale porosamblik	LC	2
<i>Cladonia grayi</i>	Gray porosamblik	NT	2
<i>Cladonia macilenta</i>	Kõhetu porosamblik	LC	2
<i>Cladonia mitis</i>	Mahe põdrasamblik	LC	16
<i>Cladonia novochlorophaea</i>	Määrduunud porosamblik	VU	5
<i>Cladonia phyllophora</i>	Valgetäpp-porosamblik	LC	1
<i>Cladonia pleurota</i>	Krobeline porosamblik	NT	1
<i>Cladonia pyxidata</i>	Liibuv porosamblik	LC	7
<i>Cladonia ramulosa</i>	Ebamäärane porosamblik	EN	6
<i>Cladonia rangiferina</i>	Harilik põdrasamblik	LC	10
<i>Cladonia stellaris</i>	Alpi põdrasamblik	LC	2
<i>Cladonia stygia</i>	Raba-põdrasamblik	LC	3
<i>Cladonia subulata</i>	Vigel-porosamblik	LC	4
<i>Cladonia sulphurina</i>	Kollane porosamblik	LC	1
<i>Cladonia uncialis</i>	Täht-porosamblik	LC	8
<i>Cladonia verticillata</i>	Korrus-porosamblik	LC	1
<i>Peltigera didactyla</i>	Väike kilpsamblik	LC	1
<i>Peltigera malacea</i>	Tuhm kilpsamblik	LC	2
<i>Peltigera rufescens</i>	Pruun kilpsamblik	LC	3
<i>Placynthiella icmalea</i>	Pruun puidusamblik	LC	2
<i>Stereocaulon condensatum</i>	Pisi-tinasamblik	EN	4
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	-	LC	1
<i>Trapeliopsis glaucolepidea</i>	-	LC	1
<i>Trapeliopsis granulosa</i>	Tera-varisesamblik	LC	4

5. Arutelu

5.1. Liigiline koosseis Surnumäel

Samblike liigirikkus on Surnumäe taastamisalal kinnistunud liivaga liivikutele omaselt kõrge, kuid taksonoomiline mitmekesisus on aga võrdlemisi madal. Selle põhjuseks on ekstreemsete keskkonnatingimuste poolt seatud tugev loodusliku valiku surve ja väga piiratud nišsid (Ardelean *et al.*, 2019). Kõige liigirikkaimaks perekonnaks Surnumäel kirjeldatud seireruutudel olid porosamblikud. Porosamblike seas on arvukalt kuivasid ja toitainevaeseid kasvukohti asustavaid epigeiide ehk maapinna samblikke (Ketner-Oostra *et al.*, 2010; Ardelean *et al.*, 2019; Chowaniec *et al.*, 2024).

Üldiselt asustavad Surnumäe liivikut mitmed elupaiga suhtes nõudlikud ja haruldased liigid, mis ühtlasi on Punase nimestiku ohukategooriates ja/või riikliku kaitse all. Näitena võib tuua hariliku roosasambliku (*Dibaeis baeomyces*) või palu-karukella (*Pulsatilla patens*; Joonis 8), keda seireruutudelt ei leitud, kuid kelle leiukohad uuritaval alal on olemas.



Joonis 8. Palu-karukell (*Pulsatilla patens*) Surnumäel. Foto autor: S. Remmer.

Samuti on ala potentsiaalseks elupaigaks liikidele, keda hetkel sealt leitud ei ole, kuid kelle elupaiga eelistused vastavad liiviku koosluse poolt pakutavatele tingimustele. Kaitsealuste liikide inventuuride andmetel on antud alalt lisaks seireruutudes määratutele veel seitse

kaitsealust soontaime- ja lihheniseerunud seene liiki (Lõhmus *et al.*, 2017; Pärändkoosluste Kaitse Ühing, 2017; Jüriado, 2022; Lisa 4).

5.2. Elurikkuse ja terviklikkuse tagamine liivikul

Koosluse ökoloogilise taastamise ja kaitse puhul on kõige olulisem saavutada ökosüsteemi terviklikkus ja järjepidevus. See on võimalik ka inimõjuga ökosüsteemis, kui tagatud on selle funktsionaalsus ja protsesside normaalne kulgemine (Primarck *et al.*, 2008). Ühtlasi on oluline pöörata tähelepanu nendele elementidele, mida koosluste klassifitseerimisel ei käsitleta, kuid mis on iseloomulikud elujõulistele ökosüsteemidele. Näiteks vääriselupaikade hindamisel vaadeldakse erinevate elupaikade järjepidevusele viitavaid iseloomulikke näitajaid (Andersson *et al.*, 2003, 2016). Kuigi liivikul vääriselupaikade nimistust puuduvad, võib neile laiendada mitmeid põlendikele ja muudele avatud kooslustele omaseid tunnuseid.

Mikroelupaikadena panustavad liivikute elurikkusesse üksikud püstised surnud puud ja lamapuidu olemasolu. Need tõstavad lihheniseerunud seente liigilist mitmekesisust liivikul, sest lisaks maapinnasamblikele leidub substraati ka puitu koloniseerivate samblike jaoks. Sarnane efekt liigirikkuse tõstjana on taimede juurte ümber tekkival „viljakatel saartel“, mistõttu kujunevad liiviku kinnistumisel ümbritsevast kooslusest liigirikkama taimestikuga laigud (Chowaniec *et al.*, 2024). Tuleb silmas pidada, et mullaviljakust tõstvad elurikkuse elemendid panustavad tugevalt ka suksessiooni kiirenemisse.

Tinaliiva liiviku näitel paistab liivikute taastamisel tavapäraseks praktikaks olevat kogu taastatava territooriumi täiesti lagedana hoidmine. Siiski paistab ajalooliste aerofotode ja veel praegugi mingeid liivikutele omaseid keskkonnaelemente omavate koosluste põhjal, et optimaalse häiringurežiimi puhul püsib liivik avatuna ka hõreda (vähem kui 0,3 liituvusega) kidura puittaimestiku olemasolul. Heaks näiteks siinkohal on Surnumäe taastamisala lähedal paiknev loodusliku metsauuendusega kattuv ala, kus hoolimata puistu peale kasvust on laiguti säilinud avatud maapinda ning vanu kiduraid kadakaid ja mände (Joonis 9).



Joonis 9. Looduslikult metsastuv liivik Surnumäe lähistel. Foto autor: S. Remmer.

Ühtlasi tuleks vältida hea levimisvõimega liikide vohamist liivikul. Lisaks kanarbikule on Tinaliiva liiviku näitel samblike liigilist mitmekesisust ohustavaks teguriks ka põdrasamblike liigne domineerimine (Lõhmus *et al.*, 2017).

5.3. Püsiseire Surnumäe liiviku taastamisalal

Käesoleva lõputöö praktilise osa raames loodud püsiseireruudud võimaldavad teostada ühtlase meetodikaga seiret pikema ajaperioodi jooksul. Muutused seireruutude liigilises koosseisus annavad infot koosluses toimuvate protsesside kohta. See omakorda toimib tagasisidena ökoloogilise taastamise meetodika tulemuslikkuse hindamisel. Kuigi taastamisjärgus liivikutel võib liigiline koosseis muutuda suhteliselt kiiresti, siis orgaaniliste toitainete väheses ja kuivas keskkonnas arenevad spetsialiseerunud liigid aeglaselt. Seega oleks optimaalne püsiseire teostamise intervall 3-5 aastat. Seejuures on aga oluline, et igal aastal teostataks liiviku taastamisalal üldine seisundi kontroll. Samuti on tarvis jätkata alal seni teostatud perioodilisi seireid ja inventuure, mis käsitlevad püsiseireruutudest väljaspool paiknevate kaitstavate liikide potentsiaalseid ja teadaolevaid leiupaiku.

5.4. Soovitused Surnumäe liiviku koosluse taastamiseks

Mustoja maastikukaitseala nõmmede ja liivikute taastamise raames on koostatud mitmeid eksperthinnanguid soovitustega taastamisvõtete jaoks. Mitmeid neist on ka Surnumäe liiviku taastamisel arvesse võetud. Näiteks on Kukk (2010) soovitanud teostada alal valikuline raie, mille käigus jäetaks puurindesse alles vaid männid liituvusega 0,3. Seda esimeste taastamistöde raames 2013 aastal ka tehti. Samuti on mitmete eksperthinnangute raames toodud olulise tegevusena välja maapinna freesimine rohurinde kamara ning sambla- ja samblikurinde eemaldamise eesmärgil (Kukk, 2010; Lõhmus *et al.*, 2017; Pärändkoosluste Kaitse Ühing, 2017; Jüriado, 2022). Seisukohad lahknevad aga tugevate maapinda kahjustavate häiringute jätkumise kohalt. Selleks, et vältida kanarbiku ja põdrasamblike vohama hakkamist avatud liivaga alal, on soovitatud teostada tugevaid tallamishäiringuid ühe aastase intervalliga (Lõhmus *et al.*, 2017). Niivõrd lühikese aja jooksul ei saa aga areneda täiskasvanud fertiilsed samblikutallused, mistarvis oleks sobivam intervall häiringutele 10-15 aastat (Jüriado, 2022).

Bossuyt & Hermy (2003) uurimusest on selgunud, et nõmmetaimede seemned säilivad seemnepangas kauem, kui ruderaalsete taimede seemned. Ühtlasi on ruderaalidele omane häiringu järgne massiline idanemine (Grime, 2001; Fabšičová *et al.*, 2024). Ka maapinna freesimisel ja kontrollitud põlengu kasutamisel taastamise meetodina võib esineda vajadus järeltegevusena teostada lühikese intervalliga tallamishäiringuid, mis kahjustavad esmast idanenud taimestikku ja seega väldiks seemnepanga täienemist. Selles valguses võib katsetada üheaastase intervalliga tugevaid häiringuid vähemalt 5 aastasel perioodil (Fabšičová *et al.*, 2024), misjärel minna üle 10-15 aastasele intervallile. See võimaldaks vähendada ruderaalsete taimeliikide osakaalu seemnepangas (Fabšičová *et al.*, 2024) ning aja jooksul luua paremaid võimalusi fertiilsete samblikutalluste arenguks avatuna püsival liival.

Surnumäe taastamisalal oli pärast 2024. aasta sügisest raietegevust näha, et olulisi tallamishäiringuid maapinnale ei tekkinud. Seega on oluline teostada lisaks täiendavaid maapinnahäiringuid või kasutada hooldustöödeks rasketehnikat aladel, kus puuduvad kaitsealuste liikide leiukohad ning muud looduskaitse väärtust omavad elemendid. Käsitletaval raadatud territooriumil kattis maapinda peamiselt vaid tihe sambla- ja samblikurinne (põdrasamblikega), mis eraldub maapinnalt kergesti. Sellises olukorras on mõttekas teostada avatud liivaga maapinna loomise eesmärgil nimetatud sambla- ja samblikurinde eemaldamine. Tinaliiva liivikul on sellist meetodit juba ka kasutatud (Voolaid, 2017).

Taastamistöõde lähteülesannetes esineb ebajärjekindlust, mil määral on tööde käigus tekkinud orgaanilisi jäätmeid alalt likvideeritud. Kuna Surnumäel püütakse taastada kooslust, mis on tugevalt mõjutatud sinna koguneva orgaanilise aine hulgast, on oluline vältida taastamistöõdest tulenevate täiendavate jäätmete laotamist alale. Siinkohal on mõistlik lahendusena kasutada põletamist – kas kokku koondatud jäätmete lokaalsel põletamisel või kontrollitud maastikupõlengut. Viimase meetodi puhul tuleb tähelepanu pöörata põlengu intensiivsusele ja oodatavale tulemusele, et olemasolevaid leiukohti mitte kahjustada.

Liigikaitse ja elupaiga kaitse vahelise konflikti vältimiseks on oluline seada kavandatava tegevuse jaoks selged eesmärgid ning neid järgida. Liiviku taastamise puhul osutub eriti konfliktseks olukord, kus koosluse jaoks olulise avatud liivaga maapinna tekitamisele saab piiravaks soov luua kasvukohti kaitsealustele stepitaimedele. Antud konflikti võimaldab vältida erinevas arengustaadiumis koosluste tekitamine taastamisala piires. Taastamis- või hooldustööde valimine vastavalt alapiirkonna suksessiooni astmele võimaldab kooslustel säilida dünaamilisena kaitstavatel liikidel asustada erinevas arenguastmes kooslusi ilma looduskaitsete konfliktideta.

5.5. Võimalused Surnumäe liiviku territooriumi suurendamiseks

Kuna liivikute kinnikasvamine toimub suuresti tänu ümbritseva metsakoosluse pealetungile, ei ole praegune kitsa kujuga territoorium kuigi optimaalne Surnumäe liiviku säilimiseks. Ajaloolistelt aerofotodelt on näha, et ümbruskonnas on liivikute osakaal olnud suur (Joonis 2). See võiks viidata liiviku territooriumi potentsiaalsele laiendamisevõimalusele. Siiski on 1970-ndatel aastatel teostatud metsastamise katsed antud piirkonnas olnud võrdlemisi edukad, mis omakorda teeb selle keerulisemaks. Teisalt on liivikule külvatud mets liigivaene ning alustaimestik domineerib pea täielikult sammal (Joonis 10). Kõdukiht on mullas veel väga õhuke või puudub sootuks ning kohtades, kus samblavaip on kahjustunud on näha otse selle all paiknevat liiva. Siiski tuleks enne häiringualuse ala laiendamist teha kaitsealuste liikide võimalike leiukohtade tuvastamiseks inventuur.



Joonis 10. Metsastatud ala Surnumäe liiviku lõunaosas. Foto autor: S. Remmer.

Surnumäe ümbruses põhja ja lääne suunas on puistu veel praegugi võrdlemisi hõre. Pikaajase tallamishäiringu järel on mets sinna arenenud loodusikult, mis annab sellele piirkonnale metsastatud aladega võrreldes suurema looduskaitse väärtuse. Antud kooslus vastab iseloomulike tunnuste poolest Kesk-Euroopa nõmmemetsade elupaigatüübile (91T0), mida Eesti elupaigatüüpide loendisse lisatud ei ole (Palo, 2008; Interpretation Manual of European Union Habitats, 2013). Euroopa mõistes on tegemist haruldase ja ohustatud elupaigaga, mille säilimine sarnaselt liivikutele eeldab inimsekkumist orgaanilise aine kuhjumise piiramise läbi (Fischer *et al.*, 2015). Piirkonnas on veel laiguti säilinud liivikule omane liigiline koosseis ja paljanduv maapind. Puistu harvendamine nooremate laasunud mändide arvelt võiks suktsessiooni kulgu aeglustada ja seejuures koosluse väärtusi kõige enam säilitada. Kuna ka liiv ei ole antud piirkonnas veel täielikult kinnistunud, oleks ka tallamishäiringu tekitamine tõenäoliselt efektiivne. Siiski tuleb arvestada, et Pärändkoosluste Kaitse Ühing (2017) on leidnud antud piirkonnast kaitsealuste taimede populatsioonid (palu-liivkann (*Arenaria procera*), palu-karukell, nõmmnelk), mille säilimise tarvis oleks puistu ja põõsarinde harvendamine samuti vajalik. Pärändkoosluste Kaitse Ühing on oma kaitsekorralduslike soovitude raames pidanud vajalikuks kogu puu- ja põõsarinde raie koos raidmete likvideerimisega. Käesoleva lõputöö autor leiab aga, et käsitletava taastamistegevuse raames on elurikkuse säilimise huvides tarvilik säilitada üksikult või väikeste gruppidega mõned vanad ebakorrapärase kasvuvormiga mändid ja kadakad. See võimaldaks säilitada antud töös varasemalt käsitletud liigirikkust ning väldiks kasvutingimuste järsku ekstreemset muutumist

kogu alal, mille tagajärgi on siiski raske prognoosida. Ühtlasi on käsitletavate alade näitel näha, et hoolimata hõreda puu- ja põõsarinde olemasolust võib maapind siiski püsida pikka aega avatuna.

Kokkuvõte

Käesolev uurimistöö käsitles liiviku koosluse seisundi hindamist ja ökoloogilist taastamist Mustoja maastikukaitsealal Surnumäel (Võru maakond). Töö teoreetilises osas anti ülevaade liivikute kujunemisest, ökoloogilistest eripäradest ning neid ohustavatest teguritest. Ühtlasi tutvustati mitmesuguseid Eestis ja Euroopas laialdaselt kasutatavaid liivikute taastamise võtteid. Surnumäe liiviku suksessiooni mehhanismide mõistmiseks anti ülevaade ka selle piirkonna ajaloost ja maakasutusest.

Praktilise osa eesmärgil rajati Surnumäe taastamisalale 16 püsiseireruutu, võimaldamaks koosluses toimivate muutuste jälgimist elupaiga tasandil. Püsiseireruutudelt määrati 40 liiki samblikke, 9 samblaliiki ja 25 soontaimeliiki, sealhulgas mitmeid ohustatud liike. Leiti, et suurim liigirikkus esines püsiseireruutudes, kus taimkate oli hõre ning elupaik avatud päikesevalgusele.

Töö teoreetilises osas selgus, et liiviku taastamise edukus sõltub tugevalt sobivate häiringurežiimide rakendamisest. Selle tarvis tuleb arvestada koosluse kujunemisel rolli mänginud protsesside ja nende mõjudega. Kuna tänapäeval ohustab toitainevaese mullaga piirkondi asustavaid kooslusi orgaanilise aine ladestumine tuleb taastamistöödega vältida orgaanika täiendavat kuhjumist. Liiviku taastamiseks kavandatud meetodid peavad olema valitud ja ajastatud nii, et need aitaks säilitada koosluse avatud struktuuri, kuid samas ei kahjustaks olemasolevaid kaitstavaid liike ja loodusväärtusi. Lisaks rõhutab töö püsiseire olulisust elupaiga seisundi jälgimisel, kuna see võimaldab hinnata taastamismeetmete pikaajalist mõju koosluse dünaamikale ja liikide elujõulisusele.

Töös tuuakse esile, et elupaigapõhine lähenemine on eriti oluline liivikutele iseloomulike stressitaluvate ja kitsalt spetsialiseerunud liikide kaitseks. Ühtlasi on oluline arvestada liivikute suksessiivse olemusega – mis tähendab, et taastamis- ja hooldustegevustega tuleks tagada eri arenguastmes koosluselaikude olemasolu liiviku territooriumil. On selge, et liivikukoosluse iseloomuliku häiringurežiimi ja võtmeliikide ökoloogiliste eripäradega arvestades on võimalik saavutada optimaalne meetoodika selle taastamiseks ja säilitamiseks.

Tänuavaldused

Käesoleva lõputöö valmimisele on omamoodi kaasa aidanud paljud. Esmalt soovin tänada oma juhendajaid Inga Jüriadot ja Polina Degtjarenkot, kelle kannatlikkus ja abivalmidus minu juhendamisel on olnud fenomenaaalsed ning kellega koos veedetud väli- ja laboratoorsete tööde päevad olid äärmiselt huvitavad ja meeldejäädavad. Tänu neile avanes minu jaoks täiesti uus maailm, millest tavaliselt pigem pika sammuga üle astutakse. Palju tänu olen võlgu ka Anneli Palole, kes õpetas mind märkama loodusmaastikel nende ajaloole viitavaid iseloomulikke elemente ning looma seoseid ruumiandmebaasidest pärineva infoga. Lõputöö praktilise osa juures olid suureks abiks Nele Ingerpuu ja Illi Tarmu sammal- ja soontaimede määramisega ning Ede Oja herbaarmaterjali pakkumisega samblike TLC proovide jaoks. Soovin tänada ka kõiki, kes mind selle töö juures on innustanud ja õigel teel hoidnud.

Kasutatud kirjandus

Andersson, L., Martverk, R., Külvik, M., Palo, A., Varblane, A. (2003). *Vääriselupaikade inventuur Eestis 1999–2002*. Tartu: Regio AS. 192 pp.

Andersson, L., Ek, T., Külvik, M., Martverk, R., Palo, A. (2016). *Metsa vääriselupaikade inventeerimise meetodika*. Tallinn: Keskkonnaministeeriumi Metsaosakond, Eesti Östra Götlandi Lääni Metsaamet. 62 pp.

Ardelean, I. V., Crisan, F., Gafta, D., Roman, A. (2019). High lichen species richness but low taxonomic diversity built up on abandoned tailings heaps in a cultural landscape. *Flora*, 251:68–76.

Asplund, J., Wardle, D. A. (2017). How lichens impact on terrestrial community and ecosystem properties. *Biological Reviews*, 92:1720–1738, doi: 10.1111/brv.12305

Bonan, G. B., Schugart, H. H. (1989). Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Annual Reviews Inc.*, 20:1–28.

Brunbjerg, A. K., Svenning, J.-C., Ejrnæs, R. (2014). Experimental evidence for disturbance as key to the conservation of dune grassland. *Biological Conservation*, 174:101–110, doi: 10.1016/j.biocon.2014.04.002

Chowaniec, K., Zubek, S., Gałosz, J. Z., Stanek, M., Skubała, K. (2024). Mosaic of biological soil crusts and vascular plants contributes to the spatial heterogeneity of key soil properties at different successional stages of restored inland sand dunes, *Plant and Soil*, doi: 10.1007/s11104-024-06941-y

Coppins, B. (2001). Species versus habitat management. In: Fletcher, A., Wolseley, P., Woods, R. (eds). *Lichen Habitat Management*. London: British Lichen Society, 02.1–02.7.

Cowden, P., Hanner, R., Collis, B., Kuzmina, M., Conway, A. J., Ivanova, N., V., Stewart, K. J. (2022). Early successional changes in biological soil crust community assembly and nutrient capture in mining impacted landscapes. *Soil Biology and Biochemistry*, 175:108841, doi: 10.1016/j.soilbio.2022.108841

Doody, J. P. (2013). *Sand Dune Conservation, Management and Restoration*. Springer. 315 pp.

- Eestimaa Looduse Fond (2008). *Mustoja maastikukaitseala kaitsekorralduskava 2009–2018*. Tartu: Käsikiri.
- Ellenberg, H. (2009). Dunes and their vegetation successions. In: Ellenberg, H. (ed). *Vegetation ecology of Central Europe*. Cambridge: Cambridge University Press. Pp. 368–382.
- Ellenberg, H. (2009). Dwarf-shrub heaths and commons on strongly acid soils. In: Ellenberg, H. (ed). *Vegetation ecology of Central Europe*. Cambridge: Cambridge University Press. Pp. 504–525.
- Fabšičová, M., Vymyslický, T., Frei, I., Zdražilková, M., Smetanová, S., Winkler, J., Jiroušek, M. (2024). The importance of soil seed banks for biodiversity restoration in degraded grasslands. *Folia Geobotanica*, 59:17–37, doi: 10.1007/s12224-024-09452-x
- Fischer, A., Michler, B., Brunner, G., Fischer, H. S., Hoesch, S., Schultes, A., Titze, P. (2015). Central European lichen pine forests in Bavaria: Historical development and future. *Tuexenia*, 35:9–29, doi: 10.14471/2015.35.012
- Gerz, M. (2024). *Looduskaitsetöö lähteülesanne – Surnumäe karjääri taastamisala*. Riigimetsa Majandamise Keskus, Keskkonnaamet. Käsikiri.
- Grime, J. P. (2001). *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. West Sussex: John Wiley & Sons Ltd. 417 pp.
- Hodgetts, N. (2001). Conflict with other plant groups. In: Fletcher, A., Wolseley, P., Woods, R. (eds). *Lichen Habitat Management*. London: British Lichen Society, 04.1–04.8.
- Ingerpuu, N., Vellak, K. (1998). *Eesti sammalde määraja*. Tartu: EPMÜ Zooloogia ja Botaanika Instituut, Eesti Loodusfoto. 240 pp.
- IPBES (2018). *Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn: IPBES secretariat. 52 pp.
- Jääts, L., Kihno, K., Tomson, P., Konsa, M. (2010). Tracing fire cultivation in Estonia. *Forestry Studies*, 53:5–65, doi: 10.2478/v10132-011-0089-3
- Jüriado, I. (2022). *Mustoja maastikukaitseala samblike inventuur ja eksperthinnang*. Keskkonnaameti tellimiskiri 08.11.2022 nr 71/22/21921. Käsikiri.
- Jüriado, I., Lõhmus, P., Nilson, E., Randlane, T., Saag, A., Saag, L., Suija, A. (2004). *Eesti pisisamblikud*. Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus. 616 pp.

- Ketner-Oostra, R., Sparrius, L. B., Sykora, K. V. (2010). Development of lichen-rich communities. In: Fanta, J., Siepel, H. (eds). *Inland drift sand landscapes*. Zeist: KNNV Publishing. Pp. 235–254.
- Krall, H., Kukk, T., Kull, T., Kuusk, V., Leht, M., Oja, T., Reier, Ü., Sepp, S., Zingel, H., Tuulik, T. (2007). *Eesti taimede määraja*. Tartu: Eesti Maaülikool, Eesti Loodusfoto. 456 pp.
- Krawczyk, R., Osyczka, P., Siebielec, G., Nobis, M. (2024). Fires in the face of climate change: Indicators of fire disturbance in heath areas - Inference from military training lands. *Journal of Environmental Management*, 363:121373, doi: 10.1016/j.jenvman.2024.121373
- Kukk, T. (2020). *Eesti taimede kukeaabits*. Varrak. 416 pp.
- Kukk, Ü. (2010). *Mustoja maastikukaitseala liivikute taastamise kava*. Käsikiri.
- Laasimer, L. (1965). *Eesti NSV taimkate*. Tallinn: Valgus. 398 pp.
- Lambley, P. (2001). Management of Lowland Heaths for Lichens. In: Fletcher, A., Wolseley, P., Woods, R. (eds). *Lichen Habitat Management*. London: British Lichen Society, 11.1–11.4.
- Lõhmus, P., Oja, E., Suija, A. (2017). *Kaitsealuste samblike inventuur koos kaitsekorralduslike soovituste andmisega üheksas püsielupaigas, ühes karvase kruupsambliku leiukohas ja Mustoja maastikukaitsealal*. Keskkonnainvesteeringute Keskus. Käsikiri.
- Mallik, A. U. (2003). Conifer Regeneration Problems in Boreal and Temperate Forests with Ericaceous Understory: Role of Disturbance, Seedbed Limitation, and Keystone Species Change. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22:341–366, doi: 10.1080/713610860
- Olmeda, C., Šefferova, V., Underwood, E., Millan, L., Gil, T., Naumann, S. (2020). *EU Action plan to maintain and restore to favourable conservation status the habitat type 4030 European dry heaths*. European Commission.
- Orange A., James P. W., White F. J. (2010). *Microchemical Methods for the Identification of Lichens*. British Lichen Society. 102 pp.
- Paal, J. (1997). *Eesti Taimkatte Kasvukohatüüpide Klassifikatsioon* (parandatud ja täiendatud autori poolt). Tallinn: Tartu Ülikooli Botaanika ja Ökoloogia Instituut. 298 pp.
- Paal, J. (2007). *Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat*. Tallinn: Auratrükk. 308 pp.
- Palo, A. (2008). Loodusdirektiivi metsaelupaigad Eestis. *Eesti Loodus*, 11:16–21.
- Palo, T. (2016). Kaibaldi liivik, Eesti oma liivakõrb. *Eesti Loodus*, 11:38–39.

- Primarck, R. B., Kuresoo, R., Sammul, M. (2008). *Sissejuhatus looduskaitsebioloogiasse*. Tartu: Eesti Loodusfoto. 416 pp.
- Pärandkoosluste Kaitse Ühing (2017). *Valikuliste kuiva kasvukoha taimede inventuur koos nende elupaikadele kaitsekorralduslike soovitude andmisega*. Keskkonnainvesteeringute Keskus. Käsikiri.
- Randlane, T., Jüriado, I., Mark, K., Marmor-Ohtla, L., Oja, E., Saag, A., Savchenko, A., Degtjarenko, P. (2024). Steep increase in red-listed lichens in Estonia. *The Lichenologist*, 56:329–343, doi: 10.1017/S0024282924000203
- Similä, M., Junninen, K. (2012). *Ecological restoration and management in boreal forests - best practices from Finland*, Lieksa: Metsähallitus, Natural Heritage Services. 54 pp.
- Smith, C. W., Aptroot, A., Coppins, B. J., Fletcher, A., Gilbert, O. L., James, P. W., Wolseley, P. A. (2009). *The lichens of Great Britain and Ireland*. London: British Lichen Society. 1046 pp.
- Søchting, U. (2017). *Lav i klit og hede: De danske rensdyr- og bægerlaver og deres følgearter*. Klitmøller: Narayana Press. 112 pp.
- Teuvo, A., Stenroos, S., Moberg, R. (2013). *Nordic lichen flora, Volume 5 Cladoniaceae*. Nordic Lichen Society. 602 pp.
- Teuvo, A., Stenroos, S., Velmala, S., Pykälä, J. (2016). *Lichens of Finland*. Helsinki: Botanical Museum, Finnish Museum of Natural History. 896 pp.
- Trass, H., Randlane, T. (1994). *Eesti suursamblikud*. Tartu: Tartu Ülikooli botaanika ja ökoloogia instituut. 244 pp.
- Valk, U. (1955). *Kuivade nõmmede metsastamine*. Tallinn: Eesti Riiklik Kirjastus. 14 pp.
- Valk, U. (1958). *Nõmmemetsade majandamise ja nõmmealade taasmetsastamise mõningaid küsimusi*. Tartu: Eesti NSV Akadeemia Zooloogia ja Botaanika Instituudi Metsasektor. 98 pp.
- Valk, T. (2012). Mustoja maastikukaitseala militaarne minevik. *Eesti Loodus*, 8:46–51.
- Voolaid, P. (2013). *Looduskaitsetöö lähteülesanne – Mustoja MKA, Lamemäe skv*. Riigimetsa Majandamise Keskus, Keskonnaamet. Käsikiri.
- Voolaid, P. (2016). *Looduskaitsetöö lähteülesanne – Surnumäe karjääri taastamisala*. Riigimetsa Majandamise Keskus, Keskonnaamet. Käsikiri.

Voolaid, P. (2017). *Looduskaitsetöö lähteülesanne – Tinaliiva liivik*. Riigimetsa Majandamise Keskus, Keskkonnaamet. Käsikiri.

Voolaid, P. (2021). *Looduskaitsetöö lähteülesanne – Surnumäe karjääri taastamisala*. Riigimetsa Majandamise Keskus, Keskkonnaamet. Käsikiri.

Walker, L. R., Walker, J., del Moral, R. (2007). Forging a New Alliance Between Succession and Restoration. In: Walker, L. R., Walker, J., Hobbs, R. J. (eds). *Linking Restoration and Ecological Succession*. New York: Springer. Pp. 1–19.

Wolseley, P., Coppins, S. (2001). Lichen monitoring. In: Fletcher, A., Wolseley, P., Woods, R. (eds). *Lichen Habitat Management*. London: British Lichen Society, 18.1–18.12.

Örd, A. (2000). *Kaitsemetsad ja nende majandamine Eestis*. Tartu: Trükk Triip Grupp. 234 pp.

Veebiallikad:

eElurikkus (2025). Liigi esinemised. Vaadatud 05.03.2025,
<https://elurikkus.ee/app/occurrences/search?geometry=wkt%40POLYGON%28%2827.626882+57.881174%2C27.626882+57.883992%2C27.636672+57.883992%2C27.636672+57.881174%2C27.626882+57.881174%29%29>

Eesti Keele Seletav Sõnaraamat (2009). Vaadatud 15.04.2025,
<https://arhiiv.eki.ee/dict/ekss/index.cgi?Q=metsastus&F=M>

European Commission (2013). Interpretation Manual of European Union Habitats, version EUR 28. Vaadatud 12.05.2025,
https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/doc_manual_intp_habitat_ue_tcm30-207191.pdf

European Environment Agency (2018). Habitat assessments at EU biogeographical level – Article 17 web tool. Vaadatud 15.12.2024, <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/habitat/summary/?period=5&subject=2330>

Keskkonnaagentuur (2000). EELIS infoleht – Kullamaa liivamäed. Vaadatud 26.03.2025,
https://infoleht.keskkonnainfo.ee/default.aspx?comp=objresult=yrg&obj_id=-1692410414

Kliimaministeerium (i.a). Prioritised action framework (PAF) for Natura 2000 in Estonia. Vaadatud 06.01.2025, <https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-07/Natura%202000%20tegevuskava%202021-2027.pdf>

Maa- ja Ruumiamet (2025). Ajaloolised ortofotod. Vaadatud 12.02.2025,
<https://xgis.maaamet.ee/xgis2/page/app/ajalooline>

Society for Ecological Restoration (1991). What Is Ecological Restoration? Vaadatud
13.12.2024, <https://ser-rrc.org/what-is-ecological-restoration/>

Tarkvaraprogrammid:

Maxar Technologies (2006). Google Earth Pro. Vaadatud 12.02.2025

Seadused (määrused):

Looduskaitseseadus 15. november 2024. a määrus, Mustoja maastikukaitseala kaitse-eeskiri,
Vaadatud 12.02.2025, <https://www.riigiteataja.ee/akt/105112024006?leiaKehtiv>

Lisad

Lisa 1 Püsiseireruutudel määratud sammaltaimed

Sammaltaimed katvuse hinnanguga: 1 – väga vähe isendeid (loendatud alla 10), 2 – vähe isendeid (loendatud üle 10), 3 – katvus 5-25% seireruudust, 4 – katvus 25-50% seireruudust, 5 – katvus 50-75% seireruudust, 6 – katvus 75-100% seireruudust.

Liiginimetus	Ruut 1	Ruut 2	Ruut 3	Ruut 4	Ruut 5	Ruut 6	Ruut 7	Ruut 8	Ruut 9	Ruut 10	Ruut 11	Ruut 12	Ruut 13	Ruut 14	Ruut 15	Ruut 16
<i>Ceratodon purpureus</i>	3									5	3	1				
<i>Dicranum polysetum</i>		2	1	4	1	3	3	3		1	1					1
<i>Dicranum scoparium</i>										1						1
<i>Hylocomium splendens</i>						2		4								
<i>Lophozia excisa</i>										1	1					
<i>Pleurozium schreberi</i>		2		3		3	2	3		1						
<i>Polytrichum piliferum</i>	2		2		2				3		4	3				
<i>Polytrichum sp.</i>												1			1	
<i>Ptilidium ciliare</i>								1								
<i>Ptychostomum sp.</i>												1				
Kokku liike:	2	2	2	2	2	3	2	4	1	5	4	4	0	0	1	2

Lisa 2 Püsiseireruutudel määratud samblikud

Samblike katvuse hinnangud: 1 – väga vähe isendeid (loendatud alla 10), 2 – vähe isendeid (loendatud üle 10), 3 – katvus 5-25% ruudust, 4 – katvus 25-50% ruudust, 5 – katvus 50-75% ruudust, 6 – katvus 75-100% ruudust. Lühend p antud isendite kohta, mis on leitud puidult.

Liiginimetus	Ruut 1	Ruut 2	Ruut 3	Ruut 4	Ruut 5	Ruut 6	Ruut 7	Ruut 8	Ruut 9	Ruut 10	Ruut 11	Ruut 12	Ruut 13	Ruut 14	Ruut 15	Ruut 16
<i>Cetraria aculeata</i>	1															
<i>Cetraria ericetorum</i>					2							1				
<i>Cetraria islandica</i>	1	1		1	2		2					1	1	1		1
<i>Cladonia botrytes</i>						1p										
<i>Cladonia cariosa</i>			1						1							
<i>Cladonia cenotea</i>		1							1							
<i>Cladonia cervicornis</i>		1	2		1				3		2	1				
<i>Cladonia chlorophaea</i>												1				
<i>Cladonia coniocraea</i>	1p	1	1	2	1	2+1p					1	1p				
<i>Cladonia cornuta</i>		1	1	1		1		1	1	1		1	1	1	1	1
<i>Cladonia crispata</i>		1							1							
<i>Cladonia cryptochlorophaea</i>					1					1						
<i>Cladonia digitata</i>		1p														
<i>Cladonia diversa</i>					1				1	1	1	1				
<i>Cladonia fimbriata</i>			1	1		2p				1						
<i>Cladonia glauca</i>		1			1					2						
<i>Cladonia gracilis</i>		2			1											1
<i>Cladonia grayi</i>				1		1										
<i>Cladonia macilenta</i>				1		2										

<i>Cladonia mitis</i>	3	2	4	3	3	1	3	3	4	1	4	3	1	1	1	1
<i>Cladonia novochlorophaea</i>	1	1	1		1							1				
<i>Cladonia phyllophora</i>		1														
<i>Cladonia pleurota</i>			1													
<i>Cladonia pyxidata</i>	2		2		1				3	2	3	2				
<i>Cladonia ramulosa</i>		2	2		1				3		3	1				
<i>Cladonia rangiferina</i>		4		3	3		3	4				1	1	1	1	1
<i>Cladonia sp. (alged)</i>	2				2	2				3	3	1				
<i>Cladonia stellaris</i>							2					1				
<i>Cladonia stygia</i>		2		2	3											
<i>Cladonia subulata</i>								1	1		2	2				
<i>Cladonia sulphurina</i>									1							
<i>Cladonia uncialis</i>	1	3	1	2	2				4		1	1				
<i>Cladonia verticillata</i>									2							
<i>Peltigera didactyla</i>												1				
<i>Peltigera malacea</i>			3		2											
<i>Peltigera rufescens</i>			2							1		1				
<i>Placynthiella icmalea</i>	1					1										
<i>Stereocaulon condensatum</i>	3		2						1		1					
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	2p															
<i>Trapeliopsis glaucolepidea</i>			1													
<i>Trapeliopsis granulosa</i>	1					1			1	1						
Kokku liike:	10	15	15	10	17	7	4	4	15	10	10	17	4	4	3	5

Lisa 3 Püsiseireruutudel määratud soontaimed

Soontaimed katvuse hinnanguga: 1 – väga vähe isendeid (loendatud alla 10), 2 – vähe isendeid (loendatud üle 10), 3 – katvus 5-25% seireruudust, 4 – katvus 25-50% seireruudust, 5 – katvus 50-75% seireruudust, 6 – katvus 75-100% seireruudust.

Liiginimetus	Ruut 1	Ruut 2	Ruut 3	Ruut 4	Ruut 5	Ruut 6	Ruut 7	Ruut 8	Ruut 9	Ruut 10	Ruut 11	Ruut 12	Ruut 13	Ruut 14	Ruut 15	Ruut 16
<i>Achillea millefolium</i>										1						
<i>Antennaria dioica</i>										2						
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>									2							
<i>Artemisia campestris</i>			1							1		1				
<i>Calluna vulgaris</i>								4					1	1	1	1
<i>Carex ericetorum</i>			1		2					1						
<i>Convallaria majalis</i>				1		1										
<i>Dianthus arenarius</i>			2													
<i>Festuca sabulosa</i>	4	2	3	1	3	2		1	4	2	3	4				
<i>Gallium album</i>										2						
<i>Hieracium sp.</i>				1								1				
<i>Hieracium umbellatum</i>										1						
<i>Jasione montana</i>			1		2				1		1	1				
<i>Juniperus communis</i>	2							2								
<i>Koeleria glauca</i>					1	3				1						
<i>Melampyrum pratense</i>			1							1						
<i>Onobrychis arenaria</i>											2					
<i>Pilosella officinarum</i>					3				1		1	3				
<i>Pimpinella saxifraga</i>										1						

<i>Pinus sylvestris</i>				2			1				1					
<i>Polygonatum multiflorum</i>										1						
<i>Rumex acetosella</i>	1		2													
<i>Scleranthus perennis</i>			2													
<i>Solidago virgaurea</i>		1		1	1			1	1	1	1					
<i>Trifolium arvense</i>									2		1					
<i>Tymus serpyllum</i>			4		2											
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>						3		3								
Kokku liike:	3	2	8	5	8	4	0	5	5	12	6	8	1	1	1	1

Lisa 4 Surumäe taastamisalal leitud ja alale oodatud ohustatud või kaitsealused liigid

Lühendid ohustatuse hinnangus: EN – väljasuremisohus, LC – soodsas seisundis, NT – ohulähedane VU – ohualdis

Surumäe taastamisalal vaadeldud kaitsealused liigid (Lõhmus <i>et al.</i> , 2017; Pärändkoosluste Kaitse Ühing, 2017; Jüriado, 2022; eElurikkus, 2025)			
Liiginimetus		Liigi staatus	
Eesti keeles	Ladina keeles	Kaitsekategooria	Ohustatuse hinnang
Palu-liivkann	<i>Arenaria procera</i>	LK II	EN
Nõmmnelk	<i>Dianthus arenarius</i>	LK II	VU
Harilik käokuld	<i>Helichrysum arenarium</i>	LK II	VU
Liiv-esparsett	<i>Onobrychis arenaria</i>	LK II	VU
Aas-karukell	<i>Pulsatilla pratensis</i>	LK III	LC
Palu-karukell	<i>Pulsatilla patens</i>	LK II	NT
Palu-põisrohi	<i>Silene chlorantha</i>	LK II	EN
Pruun seensamblik	<i>Baeomyces rufus</i>	-	VU
Harilik roosasamblik	<i>Dibaeis baeomyces</i>	-	EN
Nõmm-tinasamblik	<i>Stereocaulon paschale</i>	-	NT
Pisi-tinasamblik	<i>Stereocaulon condensatum</i>	LK III	EN
Vilt-tinasamblik	<i>Stereocaulon tomentosum</i>	-	VU

Surnumäe taastamisalal oodatavad kaitsealused liigid			
Liiginimetused		Liigi seisund	
Eesti keeles	Ladina keeles	Kaitsekategooria	Ohustatuse hinnang
Haruline võtmehein	<i>Botrychium matricarrfolium</i>	LK I	EN
Kummeli-võtmehein	<i>Botrychium multifidum</i>	LK II	EN
Kännas-kipsilill	<i>Gypsophila fastigiata</i>	-	EN
Võsu-liivsibul	<i>Jovibarba sobolifera</i>	LK II	NT
Kahvatu seensamblik	<i>Baeomyces carneus</i>	LK II	EN
Põõsasjas käosamblik	<i>Cetraria muricata</i>	-	NT
Harilik ninasamblik	<i>Pycnothelia papillaria</i>	-	EN

Lisa 5 Püsiseireruutude fotod ja kirjeldused

Ruut 1



BL koordinaadid	57,88355522; 27,63478842			
Biotoobi kirjeldus	Hõreda puistuga liivik			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	50-75	25-50	25-50	5-25
Varasem seisund	Häiringud puuduvad			
Taastamisjärgne seisund	Häiring puudub			

Ruut 2



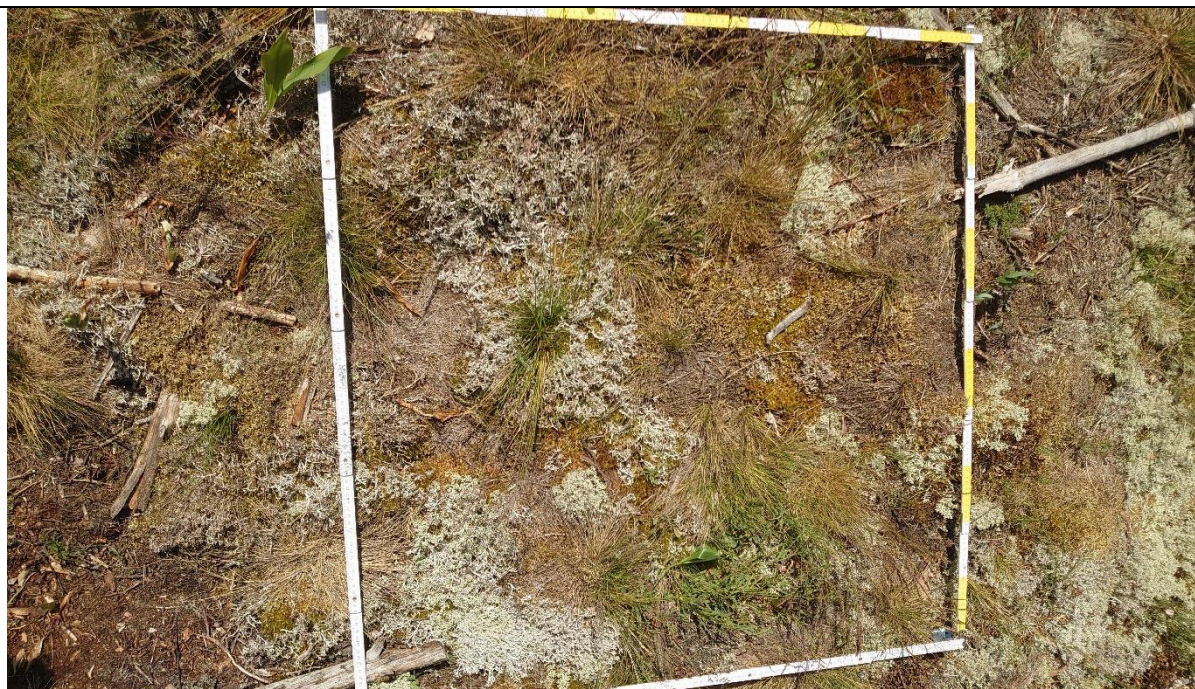
BL koordinaadid	57,88344311; 27,63457247			
Biotoobi kirjeldus	Hõreda puistuga liivik			
Katus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	75-100	5-25	5-25	0-5
Varasem seisund	Häiringud puuduvad			
Taastamisjärgne seisund	Häiring puudub			

Ruut 3



BL koordinaadid	57,88311503; 27,63419403			
Biotoobi kirjeldus	Pinnasetee äärne liivik			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	50-75	5-25	50-75	0-5
Varasem seisund	Perioodiliselt raiutud puittaimede uuendust			
Taastamisjärgne seisund	Puittaimede võsud kahjustatud või hävinud			

Ruut 4



BL koordinaadid	57,882876; 27,63335883			
Biotoobi kirjeldus	Kinni kasvanud liivik			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	25-50	50-75	25-50	0
Varasem seisund	Perioodiliselt raiutud puittaimede uuendust, leidis hõredalt kasvavaid võsuseid			
Taastamisjärgne seisund	Puittaimede võsused kahjustatud või hävinud			

Ruut 5



BL koordinaadid	57,88251611; 27,63275067			
Biotoobi kirjeldus	Pinnasetee äärne liivik			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	75-100	0-5	25-50	0-5
Varasem seisund	Perioodiliselt raiutud puittaimede uuendust, leidus hõredalt kasvavaid võsuseid			
Taastamisjärgne seisund	Kerge tallamishäiring, puittaimede võsud kahjustatud või hävinud			

Ruut 6



BL koordinaadid	57,88240064; 27,63188694			
Biotoobi kirjeldus	Kinni kasvanud liivik			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	25-50	25.50	25-50	0
Varasem seisund	Perioodiliselt raiutud puittaimede uuendust, leidis hõredalt kasvavaid võsuseid			
Taastamisjärgne seisund	Kerge tallamishäiring, puittaimede võsud kahjustatud või hävinud			

Ruut 7



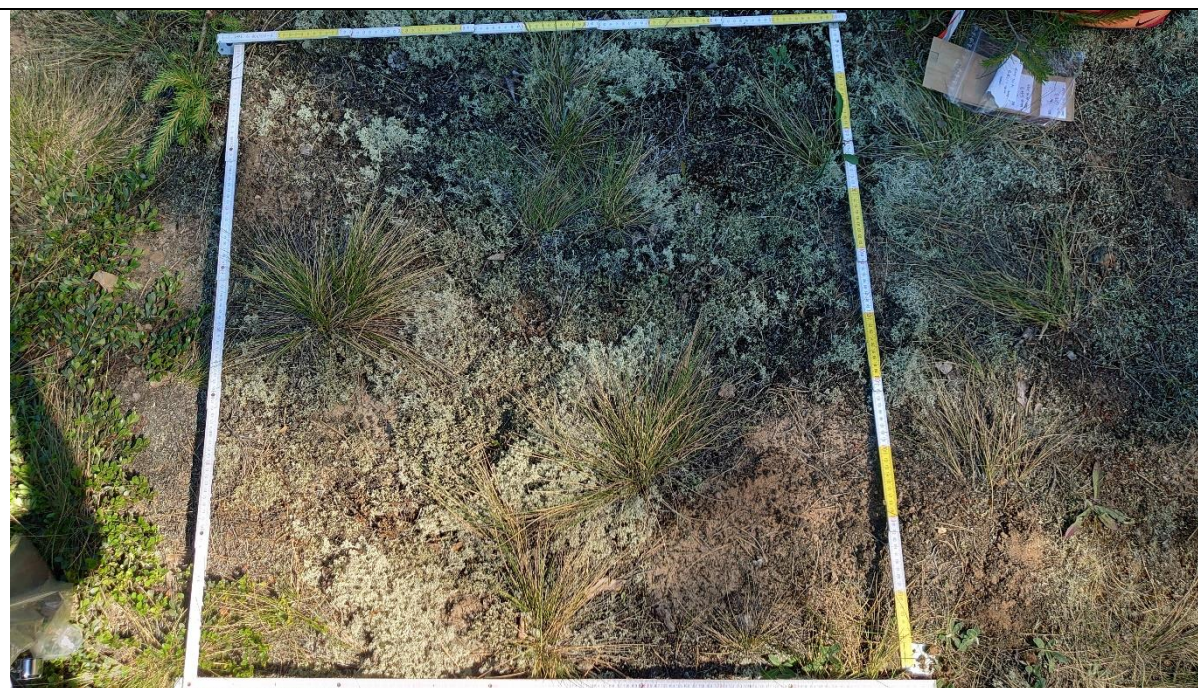
BL koordinaadid	57,88218644; 27,63059219			
Biotoobi kirjeldus	Nõmmemets			
Katus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	50-75	25-50	0	0
Varasem seisund	Häiringud puuduvad			
Taastamisjärgne seisund	Puurinne hävinud, mõõdukas tallamishäiring			

Ruut 8



BL koordinaadid	57,88195875; 27,62938144			
Biotoobi kirjeldus	Nõmmemets			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	25-50	75-100	25-50	0
Varasem seisund	Häiringud puuduvad			
Taastamisjärgne seisund	Puurinne hävinud, mõõdukas tallamishäiring			

Ruut 9



BL koordinaadid	57,88174478; 27,62987258			
Biotoobi kirjeldus	Karjääri sissesõidu tee ja metsa äärne			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	75-100	5-25	25-50	5-25
Varasem seisund	Vahetus läheduses on pinnasetee, seega ilmselt esineb mõningal määral tallamise mõju			
Taastamisjärgne seisund	Mõõdukas tallamishäiring			

Ruut 10



BL koordinaadid	57,88150397; 27,63020714			
Biotoobi kirjeldus	Karjääri põhi			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	25-50	50-75	25-50	5-25
Varasem seisund	Perioodiliselt raiutud puittaimede uuendust, leidis hõredalt kasvavaid võsuseid			
Taastamisjärgne seisund	Kerge tallamishäiring, puittaimede võsused kahjustatud või hävinud			

Ruut 11



BL koordinaadid	57,88193514; 27,63059189			
Biotoobi kirjeldus	Karjääri põhi			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	50-75	50-75	25-50	0-5
Varasem seisund	Perioodiliselt raiutud puittaimede uuendust, leidus hõredalt kasvavaid võsusid			
Taastamisjärgne seisund	Kerge tallamishäiring, puittaimede võsud kahjustatud või hävinud			

Ruut 12



BL koordinaadid	57,88204006; 27, 62978658			
Biotoobi kirjeldus	Karjääri põhi			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	75-100	5-25	25-50	2-25
Varasem seisund	Perioodiliselt raiutud puittaimede uuendust, leidis hõredalt kasvavaid võsuseid			
Taastamisjärgne seisund	Mõõdukas tallamishäiring, puittaimede võsud kahjustatud või hävinud			

Ruut 13



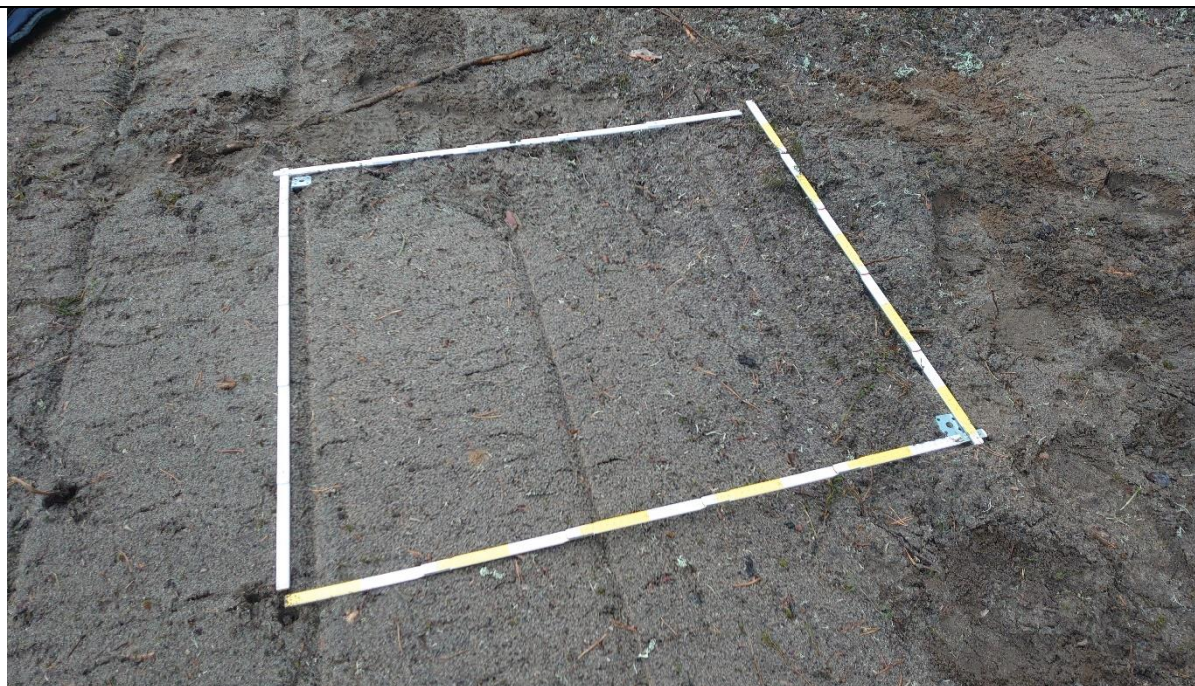
BL koordinaadid	57,88321367; 27, 633723			
Biotoobi kirjeldus	Avatud liivaga maapind			
Kativus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	0	0	0	100
Varasem seisund	Varasemalt raadatud ala, biotoop sarnaneb seireruutude 3-6 ümbrusele			
Taastamisjärgne seisund	Vegetatsioon pea täielikult hävinud			

Ruut 14



BL koordinaadid	57,88276706; 27,63263336			
Biotoobi kirjeldus	Avatud liivaga maapind			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	0	0	0	100
Varasem seisund	Varasemalt raadatud ala, biotoop sarnaneb seireruutude 3-6 ümbrusele			
Taastamisjärgne seisund	Vegetatsioon pea täielikult hävinud			

Ruut 15



BL koordinaadid	57,88259403; 27,63171693			
Biotoobi kirjeldus	Avatud liivaga maapind			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	0	0	0	100
Varasem seisund	Varasemalt raadatud ala, biotoop sarnaneb seireruutude 3-6 ümbrusele			
Taastamisjärgne seisund	Vegetatsioon pea täielikult hävinud			

Ruut 16



BL koordinaadid	57,88240531; 27,63113267			
Biotoobi kirjeldus	Avatud liivaga maapind			
Katvus ruudul	Samblike %	Sammalde %	Soontaimede %	Liiva %
	0	0	0	100
Varasem seisund	Varasemalt raadatud ala, biotoop sarnaneb seireruutude 3-6 ümbrusele			
Taastamisjärgne seisund	Vegetatsioon pea täielikult hävinud			

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Sidney Remmer,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose

„Liiviku koosluse ökoloogiline taastamine Surnumäe taastamisalal (Mustoja maastikukaitseala, Võru maakond)“,

mille juhendajad on Polina Degtjarenko ja Inga Jüriado,

reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada Tartu Ülikooli digitaalarhiivi kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;

2. annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;
3. olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;
4. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Sidney Remmer

20.05.2025