

**TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL**

Pelle Mellov

**TURBALASUNDI DEGRADEERUMISE
MÕÕTMINE MAASTIKU MASTAABIS**

Magistritöö

Juhendajad: Asko Lõhmus

Marko Kohv

Tartu 2024

Infoleht

„Turbalasundi degradeerumise mõõtmine maastikku mastaabis“

Turvasmullad on iseloomulikud märgaladele, kus kõrge niiskustaseme tõttu on taimejäänuste kõdunemine aeglasem biomassi juurdekasvust – toimub orgaanika akumulatsioon ja tekib turvas. Soodeks liigitatakse Eestis neid turvasmuldasid, millel toimub aktiivne turba ladestumine ja mille turbalasundi tüsedus on vähemalt 30 cm. Eestis on maismaa territooriumist sood kuni 8%. Soode seisund on Eestis ja laiemalt maailmas kuivendamise tõttu järkjärgult halvenenud ning viimase sajonna aasta jooksul on Eesti soode pindala vähenenud ligi kolm korda. Soode vähenemine on oluliselt halvendanud neile iseloomuliku elurikkuse ja loodushüvede seisundit. Kuivendamise mõju turbaaladele on uuritud botaaniliste inventuuride ja turba omaduste põhjal. Selle magistritöö eesmärk oli kirjeldada turbaalade seisundit lähtuvalt turbalasundi muutustest ning uurida kuivenduse mõju neile terviklike valgalade kontekstis.

Märksõnad: soode degradeerumine, turbalasundid, kuivendamine, maastik.

"Measuring the Degradation of Peat Thickness in a Landscape Scale"

Peat soils are characteristic of wetlands where the slow decomposition of plants, due to high moisture levels, leads to the accumulation of organic matter and the formation of peat. In Estonia, areas with active peat deposition and a peat thickness of at least 30 cm are classified as mires. Mires cover up to 8% of Estonia's terrestrial territory. The condition of mires has gradually deteriorated in Estonia and globally due to drainage and other human-induced landscape changes. The area of mires in Estonia has decreased nearly threefold during the last century. The disappearance of mires has significantly compromised the characteristic biodiversity and ecosystem services associated with them. The impact of drainage on mires has been studied mainly based on botanical inventories and peat characteristics. The aim of this master's thesis was to describe the condition of peatlands based on changes in peat thickness and investigate the impact of drainage on peatlands in the context of comprehensive catchment areas.

Keywords: mire degradation, peat profiles, drainage, landscape.

Sisukord

1. Sissejuhatus	7
2. Kirjanduse ülevaade	9
2.1 Soode areng	9
2.2 Turba üldine iseloomustus	11
2.3 Kliima mõju soode arengule	12
2.4 Majandamise mõju soode seisundile	13
2.4.1 Kuivendatud soode turvasmullad	15
2.4.2 Kuivendatud soode taimeestik	16
2.4.3 Soode taastamine	17
3. Magistritöö eesmärk	18
4. Materjal ja meetodid	19
4.1. Uurimisobjekti kirjeldus	19
4.2. Meetodid	20
4.2.1 Turbalasundite түseduse muutuste uurimine	21
4.2.2 Turvasmuldade pindalaliste muutuste uurimine	22
4.2.3 Töö autori roll	24
5. Tulemused	25
5.1 Turbalasundite түseduse muutused	25
5.2 Turvasmuldade pindalalised muutused	28
6. Arutelu	33
6.1 Turbalasundi paksuse erinevused kordusmõõtmisel	33
6.2 Muutuste mudeldamiseks sobivad keskkonnatunnused	34
6.2.1 Turvasmuldade pindalaliste muutuste prognoos	35
6.2.2 Turbalasundite seisund	37
7. Kokkuvõte	39
8. Summary	41

9. Tänuavaldused.....	43
Kasutatud allikad.....	44
Lisa 1. Uurimisalade kaart.....	53
Lisa 2. Turbalasundi mõõtmine	54
Lisa 3. Keskkonnatunnuste korrelatsioonigraafik	55
Lisa 4. Parimad madalloomuldade mudelid.....	56
Lisa 5. Parimad siirdesoo+rabamuldade mudelid	57
Lisa 6. Lihtsad lineaarsed mudelid.....	58
Lisa 7. Visualiseeritud turbalasundite muutused, näide 1	59
Lisa 8. Visualiseeritud turbalasundite muutused, näide 2	60

1. Sissejuhatus

Euroopas leidub turvasmuldasid umbkaudu 10% maismaa territooriumist ja kõige enam on need levinud Skandinaavias ja Põhja-Euroopas (Tanneberger jt, 2017; Tanneberger jt, 2021). Soodeks ehk turbaaladeks, kus toimub aktiivne turba ladestumine, liigituvad nendest vaid kolmandik. Eestis on soo defineeritud lisaks veel ka turbalasundi tüseduse põhjal, milleks on minimaalselt 30 cm. Ehkki turvasmuldasid leidub Eestis enam kui 22% maismaa territooriumist, siis sood katavad vaid kuni 8% (Paal ja Leibak, 2013; ELF, 2021).

Soode seisund on Eestis ja laiemalt maailmas järkjärgult halvenenud peamiselt kuivendamise tõttu ning kasutusele võtmisega põllumajandusmaana, metsamaana ja turba kaevandusaladena. Viimase Eesti soode inventuuri järgi on looduslikus seisundis olevate madalsoode pindala vähenenud 87%, siirdesoodede pindala 48% ja rabade pindala 40% (Paal ja Leibak, 2013). Soode vähenemine on oluliselt halvendanud neile iseloomuliku elurikkuse ja pakutavate loodushüvede küllasust ja kvaliteeti (Convention on Wetlands, 2021). Kuivendatud sood on seejuures ka olulised kasvuhoonegaaside emiteerijad ning sedakaudu potentsiaalsed kliima soojenemise ja kliimamuutuste võimendajad (Rowland jt, 2016; Zak & McInnes, 2022).

Soode seisundi hindamisel on peamiselt lähtutud soo definitsiooni botaanilisest aspektist, mille põhjal on määravaks soodele iseloomulike taimede ohtrus (Vasander jt, 2003; Wieder jt, 2006; Paal ja Leibak, 2013). Botaanilised uuringud on näidanud madalsoode suuremat tundlikkust kuivenduskraavide rajamisele ja mõju avaldub vähem siirdesoodes ja rabades (Westman ja Laiho 2003; Kokkonen jt, 2022). Sootüüpide kuivendustundlikkuse erinemist kinnitavad ka turbast lähtuvad uuringud, mis on kirjeldanud turba vajumis- ja kõdunemiskiirust ning vee juhtivust (Pikk, 2003; Straková jt, 2012). Samas on turbalasundi muutuste põhjal terviklike soode seisundit varasemalt suhteliselt vähe kirjeldatud, kuigi turbalasundist olenevad mitmed soo põhitunnused, nagu vee- ja süsinikuvaru.

Siinse magistritöö eesmärk oli kirjeldada (kunagiste) soode seisundit lähtuvalt turbalasundi muutustest ning uurida kuivenduse mõju neile terviklike valgalade kontekstis. Turvasmuldade tüseduse muutuseid uuriti mullakaardi andmete võrdlemisel 2022. aastal kogutud proovidega ehk umbkaudu 40–60 aastat hiljem tehtud kordusmõõtmistega. Leitud muutuseid seostati kaugseire abil kogutud andmetega, mis võimaldas nende põhjal loodud mudeli abil prognoosida ka valgalade soode pindalalist vähenemist ja turbalasundite seisundit.

Turbalasundi kahanemine ja soode hääbumine on oluline keskkonna- (sh kliimamuutustega seotud) ja looduskaitsetööde tulemuslikuks planeerimiseks. Selline planeerimine vajab usaldusväärseid prognoose degradeerumise ulatuse, põhjuste, tagajärgede ja edasise arengu kohta. Spetsiifiliselt soode taastamistöde planeerimisel on vajalik teada kahjustunud režiimiga alade paiknemist ja kahjustuste ulatust (Haapalehto jt, 2011). Magistritöö tulemusi saab täiendavalt kasutada turbaalade seisundi hindamisel, võttes arvesse erinevate keskkonnaparameetrite mõju turbalasundi muutuste indikeerimisel. Samuti pakub töö tulemus uut lahendust degradeeruvate turbaalade leidmiseks.

2. Kirjanduse ülevaade

2.1 Soode areng

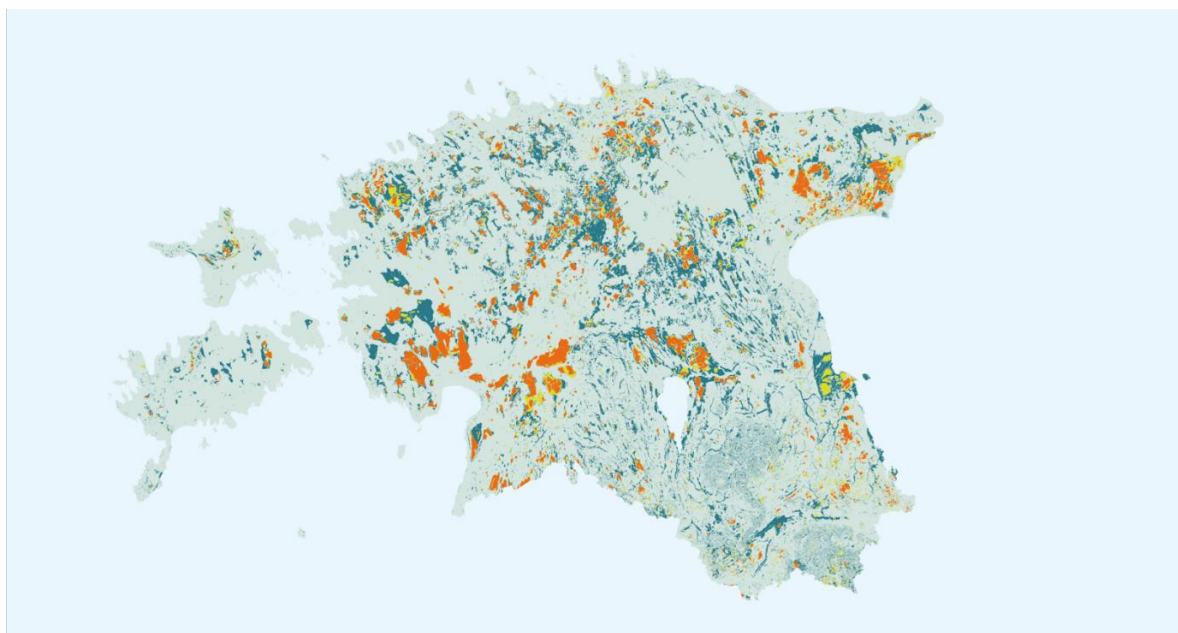
Soo tekkimine eeldab keskkonnatingimusi, kus kõrge niiskuse tõttu on surnud taimejäänuste lagundamine aeglasem selle juurde tekkimisest ja toimub orgaanika akumulatsioon – tekib turvas. Kliimaatilisel soo tekkimise eelduseks, et vee juurdevool (tavaliselt sademed) mingile alale ületab selle väljavoolu (tavaliselt aurumise ja äravoolu). Lagundamist pidurdavad veerohked ja hapnikuvaesed tingimused tekivad kas põhjavee või sadevee valgumisel madalamatele ja vett pidava lähtekivimiga pinnareljeefidele. Lisaks eristatakse veel limnilisi soid, mis on tekkinud veekogude kinnikasvamisel. Kuigi ajalooliselt on sõna *soo* mõiste olnud väga lai, siis tänapäeva teaduskirjanduses tähendab soo pideva turba ladestumisega märgala, kus turbalasundi paksuseks on vähemalt 30 cm. Sellest laiem mõiste on turbaala, mis hõlmab kõiki turvasmuldadega maastikke, sageli olenemata turba paksusest või ladestumise jätkumisest (Rydin, 2006; Paal ja Leibak, 2013). Selle töö käsitluses on turbaala mõistele seatud turvasmulla minimaalseks tüseduseks 30 cm.

Soid liigitatakse toitelisuse alusel, mis tuleneb mulla kaltsiumi (Ca) ja happelisuse (pH) suhtest. Üldjuhul määrab soo toitelisuse taimede juurestiku kontakt mineraaliderikka põhjaveega, mis turbalasundi kasvamisel ja koosluse arenemisel katkeb, jäädes sõltuvaks vaid mineraalidevaesest sadeveest. Mineraalide vaesuses suureneb edasisel orgaanika ladestumisel katioonide puudus ja vesinikioonide üleküllus, põhjustades turba hapestumist. Seega looduslikult arenevad sood üldiselt toitaineterikkamast toitainetevaesema suunas (Valk, 1988; Rydin, 2006). Enamlevinud on soode klassifitseerimine kolme arengustaadiumi järgi: madalsoo, siirdesoo ja raba ehk kõrgsoo (Weber, 1908; Paal ja Leibak, 2013), millest minerotroofsest ombrotroofsele üleminevas siirdesoo (miksotroofne) esineb nii madalsoole kui ka rabale iseloomulikke taimeliike (Masing, 1975).

Nii nagu ka madalsoo nimi viitab, leidub neid ümbritsevast maastikust madalamates, vähese äravooluga nõgudes, tasandikel või veelahkmetes. Enam kui 30 cm paksuses turbalasundis on vee toitainetesisaldus põhjavee pealevoolust tingituna suhteliselt suur, võimaldades vee suurema mineraalsuse korral areneda liigirikkal ja lopsakal taimestikul. Kuigi madalsoid jaotatakse kaltsiumisisalduse järgi rohke- ja vähetoitelisteks ning vastavalt ka liigirikasteks ja liigivaesteks, on need tunnused suhtelised ja sõltuvad regioonist: näiteks Skandinaavias kasutatavate kriteeriumite põhjal kuuluksid Eesti vähetoitelised ja liigivaesed madalsood liigirikaste madalsoode hulka (Paal, 2007).

Raba iseloomustab toitainetevaene happeline muld, mille veetase on tavaliselt kõrgem kui ümbritseval alal, mistõttu toimub rabadest märkimisväärne väljavool (Paal ja Leibak, 2013). Raba taimeistus domineerivad turbasamblad ja puhmastaimed. Puhmastaimede liigiline koosseis on sarnane nõmmedele, kuna turbasambla pealmine osa kuivab kergesti läbi, põhjustades lisaks toitainete vaesusele perioodilist veepuudust (Paal, 2007).

Euroopa geograafilises ulatuses varieeruvate keskkonnatingimuste juures on eri piirkondade soostumise ulatus enim mõjutatud aurumise intensiivsusest ja merelisest kliimast, mille tulemusel on kõige suuremad sood Skandinaavias ja Kirde-Euroopas. Euroopas leidub turvasmuldasid umbkaudu 10% (1 039 000–1 082 400 km²) maismaa territooriumist (Tanneberger jt, 2017; Tanneberger jt, 2021). Erinevaid tunnuseid arvesse võttes on need jaotatud kümneks regiooniks. Eesti paikneb peamiselt rabade vööndis, kuhu kuuluvad ka teised Baltimaad ja Kirde-Euroopa (Succow ja Jeschke, 1990; Tanneberger jt, 2021). Seejuures jaotub Mandri-Eesti Läänemere idaosa ja Balti lauskmaa alamgruppidesse, Lääne-Eesti saared kuuluvad Balti madalsoode vööndisse. Eestis leidub turvasmuldasid 22,3% (1 009 101 ha) maismaa territooriumist (Joonis 1), soid on aga kuni 8% (390 000 ha) (Paal ja Leibak, 2013; ELF, 2021). Eesti aladel algas tänapäevaste soode areng peale mandrijää taandumist Holotseeni alguses enam kui 10 000 a tagasi (Raukas, 1988; Tanneberger jt, 2021).



Joonis 1. Madalsoo- (sinine), siirdesoo- (kollane) ja rabamuldade (punane) levik Eestis (Kmooh jt, 2021).

2.2 Turba üldine iseloomustus

Turvasmuldasid on erinevalt defineeritud: enamtunnustatud definitsiooni kohaselt on turbas vähemalt 30% (kuivmassist) orgaanilist materjali (Rydin, 2006; Tanneberger jt, 2021). Eestis on turvas defineeritud mineraalse komponendi sisalduse järgi, mis ei tohi ületada kuivmassist 35%. Keskmiselt on Eesti turvastes mineraalset komponenti alla 15% (Valk, 1988). Turba omadused on väga varieeruvad ja sõltuvad turba tüübist.

Turbatüüpe rühmitatakse selle moodustanud peamise taimeliigi ja lagunemisastme järgi ning jaotatakse allrühmadesse teiste turbas ohtralt leiduvate taimede põhjal (Valk, 1988; Rydin, 2006). Turbas leiduvad taimejäänused ja selle lagunemisaste peegeldavad turba tekkimise ajal valitsenud taimekooslust ja veerežiimi (Valk, 1988; Łuców jt, 2022). Erinevate turbatüüpide ladestumise järjekord ja tüsedus võimaldavad seega rekonstrueerida soo koosluste suksessiooni ning eri arenguetappide kestust (Rydin, 2006; Gałka jt, 2022). Eestis levinud turbatüüpidest on ülevaate koostanud U. Valk, kes kohandas selleks S. Tjurenovi NSV Liidu klassifikatsiooni (Valk, 1988). Selle põhjal on turbatüübid (kokku 55) jaotatud neis leiduvate taimeliikide troofsuse järgi kolme põhirühma (madal soo, siirdesoo ja raba) ning kolme allrühma: metsa, metsa-märe ja märe, seejuures termin “märe” tähistab puiduta või vähese puiduga turbatüüpe (Valk, 1998). Turbatüüpide rühmitamine sõltub konkreetset turvast moodustavate taimede levialast ja ohtrusest, mistõttu varieeruvad eristatud turbatüübid ja nende arv maailma eri piirkondade vahel (Rydin, 2006; Wieder jt, 2006).

Turbas leiduvate taimede makroosakeste (lagunemata varre-, lehe- ja juurefragmentide) põhjal ei ole võimalik tekkeage se taimestiku täpset liigilist koosseisu kindlaks teha, kuna sõltuvalt taimede toitainete sisaldusest lagunevad need eri kiirusega. Näiteks rabamurakas (*Rubus chamaemorus*) kaotab kõdunemisel esimese kuue kuuga umbes 30% massist, tupp-villpea (*Eriophorum vaginatum*) aga vaid 15% ja turbasamblad (*Sphagnum sp*) võivad terviklikena säilida aastakümneid (Valk, 1988; Szumigalski ja Baylay, 1996). Paljudel turvast moodustavatel taimedel, sh ka tupp-villpeal, on lagunemiskiirus ebahühtlane (Valk, 1988; Szumigalski ja Baylay, 1996) ja turvas moodustub peamiselt raskesti lagundatavatest ning toitainevaesemast taimsest materjalist nagu hemitselluloos, tselluloos, pektiin etc. (Rydin, 2006). Puittaimede olemasolul turbas leidub pea alati lagunemata juurte, okste või tüve fragmente. Soode taimestiku täpse suksessiooni ja liigilise koosseisu kirjeldamiseks analüüsitakse ka turbas leiduvat õietolmu (mikroosakesed).

Eri tüüpi turba ladestumiskiirus (ingl. *accumulation*) on mitmel põhjusel varieeruv. Näiteks vee hapnikusisaldus ja toitelisus on negatiivses seoses turba ladestumise kiirusega – enam kui 0,5% hapnikusisaldusega vees turvast ei teki (Paal, 2000). Aeglane ladestumine tähendab kõrget turba humifitseerumise (ingl. *humification*) taset ja tihedamat turvast (Szumigalski ja Baylay, 1996). Kuna kõrgemad hapniku- ja toitainetekontsentratsioonid on iseloomulikud madalsoodele, siis võrreldes rabadega tekib madalsoodes sama ajavahemiku kohta tuseduselt vähem turvast (Ilomets, 1994; Rydin, 2006). Samuti sõltub turba ladestumiskiirus kliimast. Alates viimase jääaja lõpust ehk Holotseeni algusest (11 700 AT) on turba juurdekasv olnud kõige aeglasem perioodil 6600–7800 AT ($0,29 \pm 0,027$ mm/a) ehk Atlantilisel kliimaperioodil ja Läänemere Antsülusjärve staadiumis ning kõige kiirem perioodil 1100–1700 AT ($1,25 \pm 0,112$ mm/a) ehk nn väikse jääaja perioodil, hetkel on see umbes 1 mm/a (Ilomets, 1994; Valk, 1988; Rydin, 2006). Seetõttu on turbalasundi paksusest tuletatud turbatüübi vanus hinnanguline näitaja ja paleoökoloogilistes uuringutes kasutatakse turbakihtide dateerimisel peamiselt süsiniku ja/või plii isotoopide meetodeid (Valk, 1988; Rydin, 2006; Swindles jt, 2019).

2.3 Kliima mõju soode arengule

Turba akumulatsioon ja degradeerumist uurides on oluline arvesse võtta kliimaatilistest muutustest tulenevaid mõjusid soode arengule. Kliimatingimuste mõju soode arengule analüüsitakse taimede lagunemata makroosakeste, õietolmu ja mikroorganismide põhjal (Rydin, 2006). Taimede makroosakeste põhjal tehtud analüüsid annavad ülevaate soo taimkatte arengust eelkõige just konkreetset proovivõtmise kohta. Tuulega levivate mikroosakeste, nagu õietolmu analüüs võimaldab aga saada ülevaate piirkonna taimestikust laiemalt (Rydin, 2006; Novenko jt, 2015). Indikatiivsetest mikroorganismidest analüüsitakse sageli niiskuseriimile tundlike kodaamööbide arvukust ja liigilist koosseisu (Swindles jt, 2019; Łuców jt, 2022). Niiskuseriimi muutuste üldiseks kirjeldamiseks mõõdetakse ka turbahorisontide humifitseerumise taset (Charman, 2009). Kuna nimetatud jpt meetodid on üksteist täiendavad, siis sageli kasutatakse neid paralleelselt või võrdlevalt (Rydin, 2006; Novenko jt, 2015; Łuców jt, 2022).

Turbalasundi kujunemist mõjutavad ennekõike kliimaatilistest teguritest vegetatsiooniperioodi kestus ja kuivaperioodide sagedus ning tugevus. Turba akumulatsioonile avaldavad negatiivset mõju just soojad ja sademetevaesed suved (Rydin, 2006; Charman, 2007; Köster jt, 2023). Alates viimasest jääajast on sademete- ja temperatuurirežiimid korduvalt muutunud ning seda mõlemas suunas. Kuigi von Posti poolt 1946. aastal esitatud Holotseeni üldine

kliimaperioodide jaotus (Blytt-Sernander'i skeem) (von Post, 1946), kehtib üldjoontes tänaseni, on seda märkimisväärselt täiendatud detailsuse ja ajaarvestuse osas ning tänapäevase arusaama kohaselt on jaotus järgmine: Grööni → Northgripi → Meghalaya (Hang jt, 2020). Eestis algas madalsoode areng Grööni perioodil (11 700–8200 AT) ja esimesed rabad hakkasid arenema Northgripi perioodil (8200–4200 AT) (Raukas, 1988, Valk, 1988; Hang jt, 2020). Lähemas minevikus on turbahorisontides selgemini eristatavad veel Keskaegne soe periood (900–1200 pKr), mis turba juurdekasvu vähendas ja Väike jääaeg (1300–1850 pKr), mil soode areng taas kiirenes (Swindles jt, 2019).

Alates 20. sajandist on globaalne kliima järsult soojenenud ja avaldanud mõju ökosüsteemide funktsioneerimisele, sh on vähenenud keskkonna stabiilsus (Barros jt, 2014). Praegune kliima soojenemise tempo on võrreldav preboreaalse kliimasoojenemisega, mil temperatuur tõusis vähem kui 100 aastaga 3–4 kraadi (Ralska-Jasiewiczowa jt, 1998; Höhn jt, 2022). Üldisest soojenemisest tingitud kliimamuutused on piirkonniti varieeruvad (Barros jt, 2014), kuid soojenemise tempo ja põudade sagenemine on eriti suur olnud Balti riikides ja Skandinaavias: +2.5°C, võrreldes näiteks kontinentaalse Euroopaga, kus perioodil 1899–1999 oli muutus +1°C (Swindles jt, 2019). Eestis on sagenenud põuaperioodid vähemalt mõnes piirkonnas (Kohv jt, 2023), kuigi üldiselt on Eestis olnud 1949–2010 põuasuse näitajad stabiilsed (Jaagus jt, 2021). Koos vegetatsiooniperioodi pikenemisega peetakse tõenäoliseks juba toimuvat siinsete lagesoode metsastumist (Heijmans jt, 2013; Nowakowska jt, 2021; Köster jt, 2023).

2.4 Majandamise mõju soode seisundile

Kliimamuutuste mõjule lisandub tänapäeval soodes otsene inimõju – soode kuivendamise ja sellele järgneva intensiivse majandamise mõju. Kuivenduse tulemusel püsivalt alaneva veetasemega turbaalal toimub ülemises, aereeritud turbakihi laguguprotsesside kiirenemine, mille tõttu võib lausaliste soolade süsinikubilanss muutuda siduvast emiteerivaks (Rydin, 2006; Dorrepaal jt, 2009; Salm jt, 2009). Boreaalses vööndis on pindala ühiku kohta enim kasvuhoonegaase emiteerivateks majandustegevusteks olnud soode muutmine põllumaaks ja turba kaevandamine (IPCC, 2006). Samuti võib kuivendussüsteemi rajamisele järgnev intensiivne metsamajanduspraktika hoida kasvuhoonegaaside (CO₂, CH₄, N₂O) emissiooni püsivalt kõrgel tasemel (Nieminen jt, 2018). Soode ja soometsade kuivendamisel teravnevatest kliimaprobleemidest on esmane veerežiimi stabiilsuse vähenemine, mis võimendab sagenenud ekstreemseid põua- ja üleujutussündmusi (Talbot jt, 2010; Päivänen ja Hännell, 2012; Menberu jt, 2018). Kuigi vahetult peale kuivendamist suureneb turba

veemahutavus, siis pikemas perspektiivis see väheneb kuivendatud turba tihenemise tõttu (Rothwell jt, 1996; Silins ja Rothwell 1998; Päivänen ja Hännell, 2012).

Soode kuivendamine põllumajanduslikel eesmärkidel algas Eestis juba 17. sajandil, hiljem lisandusid turba kaevandamise ja metsakasvatuse eesmärgid ning kuivendustööde arvestatav inetsiivsus saavutati 19. saj lõpus (Paal ja Leibak, 2013). Kõige intensiivsem kraavide ja kuivendussüsteemide rajamine toimus aastatel 1950–1990, mille lõpuks oli Eesti soodest kuivendatud 70% (Ilomets jt, 1995). Kuivendamise ulatus ei ole erinevate sootüüpide lõikes olnud võrdne. Näiteks perioodil 1950–1990 vähenes looduslikus seisundis olevate madalsoode pindala 91%, siirdesood pindala 92% ja rabade pindala 35% (Ilomets jt, 1995). Võrreldes 1950-ndate andmetega on viimase, 2010. a soode inventuuri (Paal ja Leibak, 2013) järgi looduslikus seisundis olevate madalsoode pindala vähenenud 87%, siirdesood pindala 48% ja rabade pindala 40%.

Erinevad looduslikud keskkonnahäiringud, millest kõige sagedasemad on maastikupõlengud, võivad soo suksessiooni rabastumise suunas aeglustada või ajutiselt suksessiooni varasemale tasemele viia. Inimtekkelised häiringud nagu kuivendamine ja õhusaaste on seevastu enamasti pikaajalised ning viivad sageli soode täieliku degradeerumiseni (Aaviksoo, 1993; Paal ja Leibak, 2013). Taolised häiringud avaldavad enim mõju õhema turbaga ja pindalalt väiksematele soodele (Sinyutkina, 2021). Mõnel juhul on kraavide mõjul võimalik ka rabastumise kiirenemine, kui kraav katkestab soos mineraalse vee pealevoolu (Tahvanainen, 2011). Kuivenduse metsandusliku tulemuslikkuse näitajana arvestatakse puistu kasvu suurenemise määra, mis on kõrgeim madalsoo ja siirdesoo kasvukohatüüpides, keskmine lodu, tarna, osja ja siirderaba kasvukohatüüpides ning kõige madalam angervaksa, karusambla, sinika ja raba kasvukohatüüpides (Padari ja Kiviste, 2005).

2.4.1 Kuivendatud soode turvasmullad

Kuivenduse tulemusel ülemises turbakihis alanenud pinnasevee tase tagab hapniku ligipääsu ja loob soodsad tingimused turbas akumulierenud orgaanika kõdunemiseks. Aereeritud turvas vajub kokku tänu veekaole, turbapooride ahenemisele ja kõdunemisele, mis väljendub turba eritiheduse (ingl. *bulk density*) suurenemises ligi kaks korda (Minkkinen ja Laine, 1998; Rydin, 2006). Madalsoodes on taimestiku toitainesisaldus suhteliselt kõrge (Szumigalski ja Baylay, 1996), mis kuivendusjärgselt tähendab neist moodustunud turba kiiret kõdunemist (Williams jt, 2000). Veetaseme languse ja kõdunemise tulemusel kahaneb kuivendatud madalsoode turbalasund Eestis aastas umbkaudu 0,8 cm (Pikk, 2003).

Rabades on taimkatte toitainesisaldus suhteliselt väike (Szumigalski ja Baylay, 1996) ja seega võtab nendest moodustunud turba kõdunemine ka alanenud pinnasevee tingimustes rohkem aega, kui madalsoodes (Williams jt, 2000; Straková jt, 2012). Rabaturba happelisus aeroobsetes tingimustes seevastu lagunemisprotsessi täiendavalt ei aeglusta (Szumigalski ja Baylay, 1996; Williams jt, 2000). Nii on rabaturba kokkuvajumine peamiselt tingitud turba tihenemisest ja vajumisest veetaseme alanemisel (Minkkinen ja Laine, 1998; Pikk, 2003).

Kuivenduse efektiivsus pinnasevee taseme alandamisel sõltub kõige enam turba tüübist, mis määrab turba veejuhtivuse. Vee liikumine turbalasundis toimub peamiselt ülemises, kuni 50 cm paksuses akrotelmi ehk turbatekke kihis. Üleminekul selle all asuvaks katotelmiks (sageli mitme meetri paksune) väheneb veejuhtivus kümneid kordi ja sügavamates kihtides võib erinevus olla 10 000 kordne (Wieder jt, 2006; Paal ja Leibak, 2013; Hökkä jt, 2021). Turba veejuhtivus väheneb seejuures humifitseerumise suurenedes eksponentsiaalselt (Rycroft jt, 1975; Hökkä jt, 2021). Vähem humifitseerunud akrotelmi veejuhtivus on madalsoo turbas 2–10 korda suurem, võrreldes raba turba vastava näitajaga (Wieder jt, 2006; Hökkä jt, 2021). Veejuhtivust soosib tarna, pilliroo, pruunsammalde ja puidu sisaldus turbas. Kõige madalama veejuhtivusega on rabadele iseloomulikud sfaagnumiturbad, kuid seda võib suurendada eelpool loetletud taimede ja puude-puhmaste juurefragmentide sisaldus (Päivänen, 1973; Rycroft jt, 1975; Hökkä jt, 2021). Samuti on veejuhtivuse vähenemist madalsoo-raba gradiendil leitud metsanduslike kuivendusfektiivsuse uuringutes, kus pinnasevee alanemine on kergemini saavutatav madalsoodes kui rabades (Hökkä jt, 2021; Sinyutkina, 2021). Seega, kuigi kraavi mõju sõltub asukohale spetsiifilisest turbakihtide humifitseerumise astmest ja puistu tihedusest, siis üldiselt on kraavi efektiivsus pinnasevee alandamisel madalsoos suurem kui rabas.

2.4.2 Kuivendatud soode taimestik

Koos turba tihenemisega suureneb selle mineralisatsioon ja samaaegne pinnasevee alanemine tagab taimedele soodsa, toiterikka ning aereeritud kasvupinna (Paavilainen ja Päivänen, 1995; Pikk, 2003; Wieder jt, 2006). Toitaineteküllastes madalsoodes on turbas akumulunud lämmastiku (N) ja fosfori (P) varu piisavalt suur, et peale kuivendamist kiirenenud taimestiku kasv oleks kestlik, samas kui kaaliumi (K) kontsentratsioon võib leostumise tõttu saada limiteerivaks (Kaunisto ja Paavilainen, 1988; Laiho ja Laine, 1994; Westman ja Laiho, 2003). Seejuures on leitud, et alandatud veetasemega soodes suureneb mikrokliima ebastabiilsus (Wieder jt, 2006) ja taimkatte kasvu sõltuvus ilmaoludest (Köster jt, 2023), mis sobib paremini generalistidele (Mälson jt, 2008; Kokkonen jt, 2022). Kuivendatud soodes asendub toitevaeste ja märgade kasvukohtade taimestik toiterikaste ja kuivema kasvukoha tüüpide taimestikuga ning puistu tiheneb (Laine jt, 1996; Wieder jt, 2006; Päivänen ja Hännell, 2012; Paal jt, 2016; Kokkonen jt, 2022). Kuivenduse mõju sõltub seejuures: 1) turba tüübist, 2) turbalasuundi paksusest, 3) mineraalide sisaldusest ja 4) kuivenduse ajalisest kestusest (Westman ja Laiho, 2003) ning võib olla pöördumatu mõjuga soo edasisel suksessioonil. Arvestades mainitud 2. ja 3. tunnuse hüppelist erinevust madalsoodes ja rabades, on järgnevalt nende kuivendusest tingitud muutuseid eraldi kirjeldatud.

Mitmed uuringud on näidanud, et kuivendusjärgselt on madalsoos taimestiku muutused kontrastsemad kui rabas (Westman ja Laiho 2003; Kokkonen jt, 2022). Need avalduvad esmalt madalsoo märjemates piirkondades. Kuivendusele järgneb liigirikas üleminekufaas, kus esinevad koos hääbuva populatsiooniga sootaimed ja suureneva arvukusega arumaa taimed. Seejärel, sõltuvalt kuivenduse intensiivsusest, toimub aga koosluste konvergeerumine dominantsete ja stressitaluvate liikidega puiskoosluseks (Heikkilä ja Lindholm, 1995; Pikk, 2003; Mälson jt, 2008). Puistu mahu ja evapotranspiratsiooni märkimisväärne suurenemine omab kraavidele täiendavalt kuivendavat ja pinnasevett reguleerivat mõju (Sarkkola jt, 2010; Nieminen jt, 2018).

Rabas ei toimu kuivendusjärgselt taimekoosluse drastilist muutust, kuna taimekasvu limiteerib peamiselt rabaturba madal toitainesisaldus, mitte veerohkusest tingitud hapnikupuudus (Westman ja Laiho, 2003; Kokkonen jt, 2022). Mikroreljeefilt mitmekesistemates ja märjemates mättarabades mõjub kuivendus negatiivselt mättavahede niiskuselembelistele turbasammaldele, kuid soosib mättaid asustavaid kuivusttaluvaid liike (Sinyutkina, 2021; Kokkonen jt, 2022). Raba kuivendamisel suureneb vähemalt esialgu puistu (peamiselt mänd) idanemine ja noorte puude kasv, kuid vanemate puude kasvu see ei hoogusta

ning >1 m turbatüsedusega rabades ei ole kuivendamine metsanduslikult tulemuslik (Laasimer ja Masing, 1995; Paal ja Leibak, 2013; Sinyutkina, 2021).

2.4.3 Soode taastamine

Soode intensiivne kuivendamine ja majandamine on viimastel aastakümnetel pälvinud suurt tähelepanu sellega kaasneva veerežiimide muutuse, mulla toitainete leostumise ja kasvuhooonegaaside emissiooni tõttu. Soo taastamine tähendab inimõju vähendamist selliselt, et taastuksid soole iseloomulikud omadused ja areng, milleks on stabiilselt kõrge pinnasevesi ning turba akumulatsioon. Kuigi intensiivseim inimõju avaldub soode raadamisel põllumaaks, mille kõrgaeg oli 20. sajandi keskel ja on nüüdseks Euroopas lõppenud, siis soode taastamine põllumajandusmaal on konfliktsem ja enam pööratakse tähelepanu endistele turbakaevanduse aladele ehk jääksoodele ja metsamajanduslikuks eesmärgiks kuivendatud maastikele (Paal ja Leibak, 2013; Lamers jt, 2015; Humpenöder jt, 2020; Rowland jt, 2021).

Jääksoode ja kuivendatud turbamaade taastamine on oluline looduse poolt pakutavate hüvede kestlikuks toimimiseks (Quinty ja Rochefort, 2003). Sagedasemad eesmärgid on seejuures bioloogilise mitmekesisuse säilitamine ja hüdroloogiliste režiimide reguleerimine (Bonn jt, 2014; Convention on Wetlands, 2021; Rowland jt, 2021). Sood kuuluvad enamlevinud kasvuhooonegaaside – süsinikdioksiid (CO₂), metaan (CH₄) ja diilämmastikoksiid (N₂O) suurimate maismaareservuaaride hulka (Rydin 2006; Scharlemann jt, 2014; Xu jt, 2018) ning soode taastamine emissioonide vähendamiseks on üks mõjusaimatest maakasutuse muutustest (Leifeld ja Menichetti, 2018; Günther jt, 2020). Seetõttu on rõhutatud soode tegevuskava olulisust rahvusvahelistes kliimaprogrammides (Charman, 2002; Łuców jt, 2022).

Tulemuslikuks soode taastamiseks on oluline esmalt välja selgitada kuivendusest mõjutatud alade paiknemine, nende degradeerumise ulatus ja taastumise potentsiaal (Mälson jt, 2008; Haapalehto jt, 2014; Glina jt, 2016). Turba akumulatsioon ei hakka toimuma koheselt peale soo taastamisega saavutatud pinnasevee tõusmist ning stabiliseerumist, vaid alles peale turvast moodustavate taimede kasvu taastumist (Vasander jt, 2003; Wieder jt, 2006). Soodes, mille turbalasund on kuivendamise tulemusel alla kriitilise lävendi degradeerunud on tõenäoline, et taastamine viib soo arengu kolmandat tüüpi koosluse tekkimiseni (Wieder jt, 2006). Soode taastamise planeerimine suurema taastumispotentsiaaliga aladele aitab seejuures ennetada ka looduskaitseliko konflikte, kui elustik on kuivendusjärgsete keskkonnatingimustega kohanenud ja omandanud looduskaitseliko väärtuseid (Hobbs jt, 2009; Remm jt, 2019).

3. Magistritöö eesmärk

Soode degradeerumist kuivendamise tulemusel on tänaseks uuritud aastakümneid. Suurem osa avaldatud teadusartiklitest keskendub kuivendusest mõjutatud soode veerežiimile, turbaomadustele, taimestiku teisenemisele ja kasvuhoonegaaside emissioonile (Laiho, 2006; Salm jt, 2012; Harris jt, 2020). Turbalasundite tüseduse muutuseid on süsteemselt uuritud, et selgitada välja lasundi kahanemist mõjutavad keskkonnaparameetrid. Valdavalt on leitud parameetreid kasutatud näiteks kasvuhoonegaaside emissioonide ja toitainete leostumise prognoosimiseks. Samas ei ole koostatud kokkuvõtteid terviklike soolade muutumisest lähtuvalt turbalasundi kasvust või kahanemisest – taolisi muutuseid on enamasti kirjeldatud taimkatte põhjal (Paal ja Leibak, 2013).

Sellest lähtuvalt püstitati magistritööle kaks peamist eesmärki ja nendega seotud hüpoteesi:

1. Kirjeldada turbalasundite tüseduse muutuseid erineva kuivendusintensiivsusega soodes võrreldes digitaliseeritud mullakaardi (välitööd 1976–1989) täpsustatud andmetega (Maa-amet, 2001). Hüpotees: Kuivendamine on enim negatiivset mõju avaldanud madalsoomuldadele võrreldes siirdesoo- või raba muldadega nagu on leitud soode taimkatte inventuuri tulemustes (Paal ja Leibak, 2013).
2. Luua statistiline mudel turvasmuldade pindalalise vähenemise ja turbalasundite tüseduse muutuste prognoosimiseks maastikuliste tunnuste põhjal ja selle abil prognoosida turbalasundite seisundit üle maastiku. Hüpotees: Soode servaaladel ja vähemate soodega valgaladel on turbaalade kadumine olnud kiirem kui soo keskosas ja rohkemate soodega valgaladel.

4. Materjal ja meetodid

4.1. Uurimisobjekti kirjeldus

Andmeproove koguti projekti “Ökosüsteemide taastuvus hüdroloogiliselt ümberkujundatud ja majandatavates loodusmaastikes” (nr PRG1121) uurimisaladelt. Magistritöö jaoks võeti proove kokku 21 soos ja neid ümbritsevas valgals (valgald piiritles töö juhendaja Marko Kohv). Alad paiknesid selliselt, et need esindasid erinevaid sootüüpe ja erinevaid kuivendus- ja metsamajandusintensiivsusi. Uurimisalade geograafiline ulatus oli vahemikus N 57° 39' 50,4"–59° 2' 52,8", E 24° 57' 18"–27° 24' 39,6" ja need paiknesid viies klastris: Käru – M16, M17, M18, M2, M3, M4; Karula – M22, M6, M7, M8; Lääniste – M13, M19, M21; Leevi – M14, M15, M20, M5 ning Selgise – M1, M10, M11, M24. Igas klastris oli vähemalt üks paar valgalsid, millest üks esindas intensiivselt kuivendatud ja teine väheintensiivselt või kuivendamata maastikku. Kaart uurimisalade paiknemise kohta on esitatud lk 54 (Lisa 1).

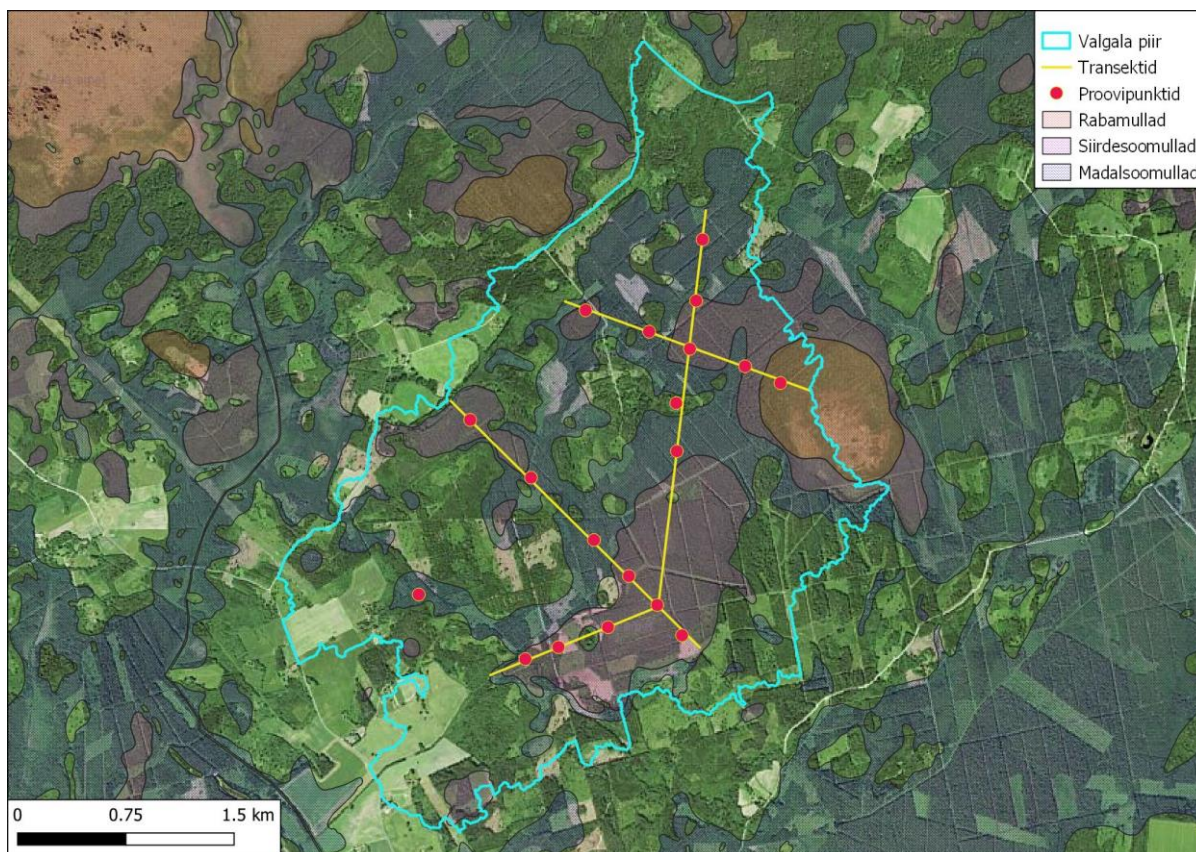
Uurimisalade kogupindala oli 12 667 hektarit. Maa-ameti põhikaardi ja mullakaardi andmetel moodustasid puistuga sood kogupindalast kokku 43,7%, nendest 27% madalsood, 8,8% siirdesood ja 8% rabad; lagedad sood moodustasid kokku 7,3%, nendest 1% madalsood ja 6,3% rabad (Kmochn jt, 2021; Maa-amet, 2024a). Kasutatud kaardiandmestiku põhjal puudusid uurimisaladelt lagedad siirdesood. Alade majandustegevuse intensiivsuse arvutamisel kasutati tänapäevast metsanduslikku kaarti, mis tähendab, et vanemate majandustegevuste mõju (kinni kasvanud kraavid, heinamaad jm) eraldi ei arvestatud. Kuivendusintensiivsus arvutati valgala kraavidest mõjutatud ja mõjuväliste muldade kogupindala suhtest, arvestades mõju ulatust kuni 50 m kaugusele kraavist. Uurimisalade kuivendusintensiivsuse väärtused varieerusid 0–79,8 protsendini.

4.2. Meetodid

Töö põhiaandmestik saadi turbapuuri abil võetud proovide analüüsiga. Valgalade arengust tervikliku ülevaate saamiseks paigutati proovivõtupunktid piki soostumisgradienti (mineraalmuld → rabamuld) asetsevatele põhitransektidele, rohkem liigendatud maastikus täiendavalt ka lisatransektidele ja/või üksikpunktidesse. Põhitransekte oli enamasti kaks ja need lõikusid omavahel (Joonis 2). Proovide arv ühe valgala kohta ei olnud fikseeritud ja sõltus ala suurusest ning maastiku heterogeensusest. Sellise proovivõtupunktide asetusega sai niiskuserežiimi muutuseid ja turbaalade seisundit analüüsida eraldi madal soo, siirdesoo ning rabamuldadel. Lisaks toetas proovipunktides mõõdetud mineraalse aluskihi sügavus valgalade voolusuuna täpsemat modelleerimist.

Välitööd turbaproovide kogumiseks toimusid 06.06–02.11.2022, ühe ala proovide kogumiseks kulus keskmiselt üks päev. Esimesel alal käidi proove kogumas koos juhendaja ja abilisega, et meetodikat täpsustada. Kõik ülejäänud proovid on kogunud töö autor. Proovipunktid paiknesid transektidel üksteisest minimaalselt 300 m kaugusel. Muutlikul maastikul või pikematel vahemaadel võeti juhuslikes punktides turbakihi tuseduse määramiseks lisaproove. Ühel uurimisalal varieerus proovipunktide arv sõltuvalt ala suurusest 5–19, kokku võeti proove 206. Neist 17 jäeti hilisematest analüüsides välja, kuna mullakaardi andmetel ei asunud need turvasmuldadel või paiknesid üksteisele liiga lähedal ja ei omanud oluliselt täiendavat informatsiooni. Kõige sagedamini asusid proovipunktid madal soomuldadel (88) ja kõige harvem rabamuldadel (28). Siirdesoomuldadel asus 73 proovipunkti. Rabamuldade suhteline alaesindatus tuleneb valgalapõhisest alal piiritlemisest, sest rabad on üldiselt maastikus veelahkmed.

Puurimisel kasutati vene (Macaulay) tüüpi puuri ja maksimaalselt puuriti 160 cm sügavusele. Siiski arvestati hiljem maksimaalseks mõõdetud sügavuseks 150 cm, et saavutada parem võrreldavus mullakaardi andmetega. Ühe poolsilindri kujuga puursüdamiku maksimaalne suurus oli 8x100 cm (Lisa 2).



Joonis 2. Näide proovivõtupunktide asetusest valgala transektidel (Valgala M16).

4.2.1 Turbalasundite tüseduse muutuste uurimine

Turvasmuldade tüseduse muutumine tähendab selle suurenemist turba juurdekasvul või vähenemist turba kokku vajumisel ja kõdunemisel. Lähtuvalt hüpoteesist I oli analüüsi eesmärgiks leida turbalasundite tüseduse muutumise määr. Muutuste kirjeldamiseks võrreldi turbalasundite tüsedust mullastikukaardil 2022. a välitöödel kogutud andmetega. Võrdluseks kasutatud kaart oli Eesti mullastikukaardi (mõõtkavas 1:10 000) täpsustatud versioon, mille andmete parandamisel enam kui 20 öko-hüdroloogilise keskkonnatunnuse abil, oli kaardi täpsus 97,7% (Kmooh jt, 2021). Tulemuste võrdlemiseks ühtlustati kõigepealt mullakaardi mullapolügonide piirilähedasi väärtuseid libiseva akna meetodil, et saada parem vastavus 2022. a kogutud punktväärtustega, kasutatades Rstudio käsku „*rasterize*“ paketi „*terra*“ (akna suurus 75 x 75 m). Muutuse põhjuste selgitamiseks uuriti statistilist seost turbatüübi, valgala kuivendusnäitaja ja mõõtetäpsuse tunnusega turbatüübi ja uurimisalade klastrite tasemel (uurimisalade tasemel seose uurimiseks oli andmemaht liiga väike). Andmeanalüüs viidi läbi Microsoft Exeli versiooniga 365 (Microsoft Corporation, 2024) ja statistikatarkvaraga R versiooniga 4.3.0 (R Core Team, 2024) ning RStudio versiooniga 2023.3.0.386 (Posit team, 2023) kasutades pakette: *MuMin*, *HHARMA*, *lme4*, *lmerTest*.

4.2.2 Turvasmuldade pindalaliste muutuste uurimine

Turvasmuldade pindalalist muutumist iseloomustab turbaalade pindala suurenemine või vähenemine vastavalt soostumist pärssivate või soodustavate keskkonnatingimuste juures. Teises analüüsis uuriti mullakaardil tähistatud ja 2022. a taas mõõdetud turbalasundite tüseduse erinevuse seost keskkonnatunnustega, mis on kaugseires kasutatavad. Statistiliselt oluliste tunnuste leidmiseks loodi eraldi mudelid madal soo ja siirdesoo+raba muldadele. Siirdesoo ja rabamullad pandi mudelite loomisel kokku suurema valimi saamiseks. Analüüs koosnes kahest etapist: 1) turvasmuldade muutuseid kirjeldavate statistiliste mudelite loomine; 2) mudelite abil turbalasundi tüseduse prognoosimine terve valgala ulatuses.

Mudeli loomisel oli sõltuv tunnus proovipunktides mõõdetud turbalasundi paksus 2022. aastal. Suuremad kui 150 cm sügavused teisendati väärtuseks 150 cm, kuna see vastas mullakaardi andmete ülempiirile. Sõltumatud tunnused olid:

- Proovipunktide asukohas turbalasundi paksus mullakaardil;
- Turba tüüp (kategoriline tunnus: madal soo, siirdesoo, raba)
- Punkti kaugus kraavist (koostas: Raido Kont);
- Valgala turvasmuldade protsent (libiseva aknaga 75x75 m);
- Puistu katvuse protsent (libiseva aknaga 75x75 m) (koostas: Raido Kont);
- Puistu kasvu boniteediklass (koostas: Raido Kont);
- Niiskusindeks (Saga Wetness Index eristustäpsusega 10 x 10 m [koostas: Raido Kont]).
- Valgala kuivendusintensiivsuse näitaja. Tunnus tähendas valgala kuivendusest mõjutatud turvasmuldade osakaalu kogu soomuldade pindalast, kui kraavi mõju ulatub 50 m kaugusele;
- Lisaks kasutati valgalsid endeid juhusliku faktorina, sest valgala kuivendusintensiivsuse näitaja oli kõigile ühel valgala asuvatele punktidele sama.

Parimad mudelid valiti välja Akaike informatsiooni kriteeriumi (AIC) järgi, arvestades seejuures võrdselt headeks parimast tulemusest kuni 2 AIC ühiku kaugusele jäävad tulemused. Saadud parimate mudelite seast valiti väärtuste prognoosimiseks see, milles esines kõige rohkem statistiliselt olulisi muutujaid ehk mille võimsus (R^2) oli suurim. Turbatüüpide erinevuste tõttu loodi eraldi mudelid madal soo ja siirdesoo+raba muldade kohta. Sõltumatu muutujad leiti lineaarsete mudelite ja segamudelite arvutamisel. Lineaarsete segamudelitega arvutati prognoositud väärtused nendele valgaladele, kus kontrollmõõtmisi oli madal soo või siirdesoo+raba soomullal vähemalt 3. Valgaladel, kus mudelile vastavatel muldadel ei olnud kontrollmõõtmisi või oli neid kuni 2, arvutati prognoositud väärtused lineaarsete mudelitega.

Turbalasundi pindalaliste muutuste prognoosimiseks loodi uuritavatele valgaladele 25 m vahedega punktivõrgustik, kus igale punktile arvutati kõik eeltoodud sõltumatud tunnused. 2022. a. proovivõtu punktide andmed liideti nende lähimale punktivõrgustiku punktidele. Mullakaardi ja 2022. a kontrollandmete võrdlemiseks siluti mullakaardi mullapolügoonide servalähedasi väärtusi libiseva akna meetodil. Seejuures olukorras, kus silumise teel vähenes turvasmulla punktis turba tüsedus alla 30 cm, kasutati väärtust 30 cm, mis on turvasmulla miinimumkriteerium. Kuna mineraalmuldade lasundi pealmises kihis oli mitmel juhul mainitud õhukest turbakihti, siis olukorra lihtsustamiseks kaotati kõikidelt teistelt mullatüüpidelt, peale uuritavate madal soo (M), siirdesoo (S) ja raba (R) muldade, turbapaksust iseloomustav väärtus. Libiseva akna meetodil arvutati punktidele ka turvasmuldade osakaal, puistu võrastiku katvuse keskmine ning niiskuseindeksi mediaanväärtus.

Turbaalade maa pindala vähenemise arvutamiseks leiti mullakaardil turvasmullana märgitud punktid, mille turbalasundi paksus oli prognoositud väärtuse järgi alla 30 cm. Arvestades, et üks punkt esindas punktivõrgustikus pindala 625 m², siis oli turvasmullaks mitte kvalifitseeruvate (liiga õhukese turbaga) punktide arvu põhjal võimalik arvutada turbaalade pindala vähenemine. Samal põhimõttel oli võimalik leida kasvava ja kahaneva turbalasundiga turbaalade pindala valgaladel.

Maastikuparameetrite arvutamisel kasutati rakendusi Qgis 3.4 Madeira (QGIS Development Team, 2024), Microsoft Excel versiooni 365 (Microsoft Corporation, 2024). Mudelite loomiseks kasutati statistikatarkvara R versiooni 4.3.0 (R Core Team, 2024) ja RStudio versiooni 2023.3.0.386 (Posit team, 2023) pakette: *MuMIn*, *HHARMA*, *lme4*, *lmerTest* ja väärtuste prognoosimiseks: *sf*, *terra*, *spatstat*, *modelr*.

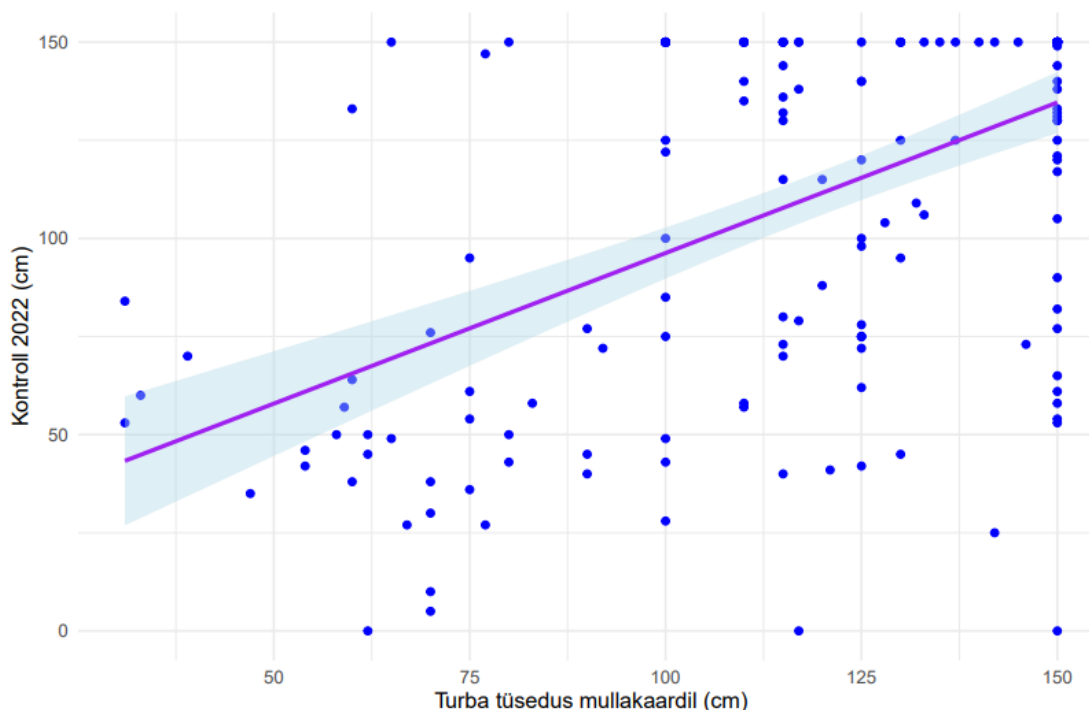
4.2.3 Töö autori roll

Magistritöö idee valikul juhendus autor juhendajate Asko Lõhmuse ja Marko Kohvi poolt välja pakutud võimalustest ja probleemikäsitlustest. Autori panus käesolevasse töösse oli proovide kogumine, maastikutunnuste ja kaardianalüüs ning töö kirjutamine, mille vormistamist juhendajad nõustasid. Uuritud valgalad piiritles ja proovide kogumise metoodika osas juhendas M. Kohv. Valgalade maastiku- ja punktivõrgustiku tunnused arvutas ja andmeanalüüsil statistilist nõu jagas Raido Kont.

5. Tulemused

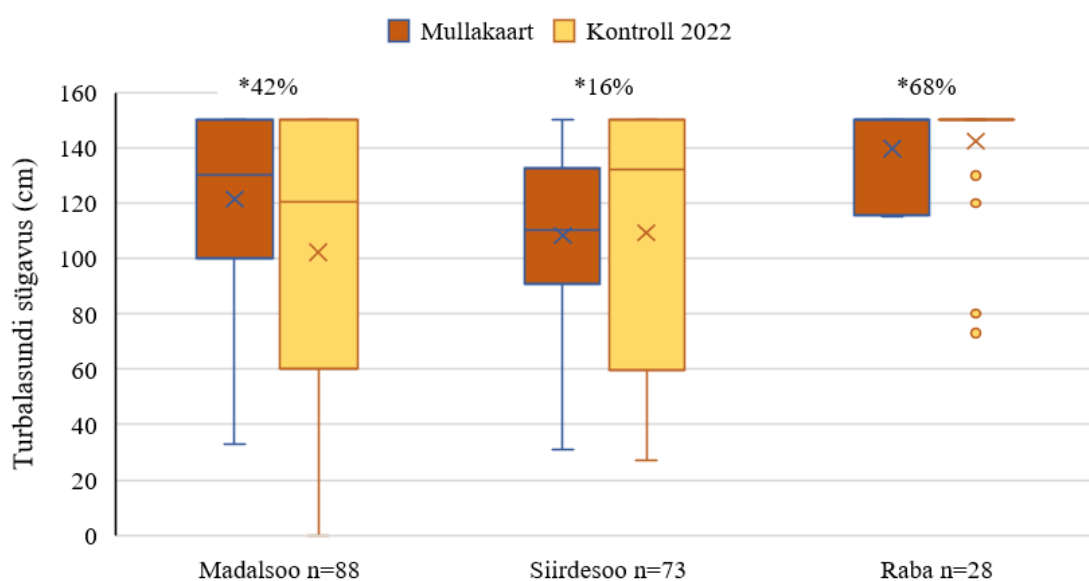
5.1 Turbalasundite tüseduse muutused

Turbalasundite sügavuse erinevus 2022. aasta mõõtmisel võrreldes mullakaardi andmetega on kujutatud joonisel 3. Kuigi lineaarse funktsiooni kordaja võiks näidata turbalasundite keskmise tüseduse suhtelist vähenemist 22 (± 39) cm, oli nimetatud seos suure hajuvusega (mõõtmisveaga) ja matemaatilises mõttes olenesid konkreetset väärtused õhukesel turbal eeskätt vabaliikmest. Näha on, et leidus hulk punkte, kus 2022. a mõõtmised olid mullakaardi näitajatest turba bioloogilist kasvu arvestades ebarealistlikult suuremad, mis moonutab seose kuju – nt graafikul üleval keskel või all paremal asuvate punktide puhul ei ole erinevus seletatav turba juurdekasvu ega vähenemisega. Nende punktide turbalasundi tüsedus oli seega mullakaardil ebatäpselt määratud. Kuigi tulenevalt meetodikast võinuks ebatäpsus suureneda sügavamate lasundite mõõtmisel, siis nähtub usaldusintervallist, et ebatäpselt on kaardistatud ka õhemaid lasundeid. Seega oli otsene võrdlus turba tüseduse vähenemise mõõtmiseks ebapraktiline. Mullakaardi mullapolügoonide piiridelähedaste väärtuste ülemineku ühtlustamisel suurenes kordusmõõtmise seose funktsiooni kordajat 4% (ühtlustamata väärtustega oli lineaarse funktsiooni kordaja 0,74).



Joonis 3. Kontrollitud turbalasundite tüseduse seos mullakaardi (mullapolügoonide silutud servad) väärtustega. Sirge võrrand: $y = 0,78x + 19,54$; $R^2 = 0,29$.

Kui eeldada mõõtmisvigade enamvähem sümmeetrilist jaotust, siis võiksid turba keskmise paksuse muutused olla paremini selgitatavad valimi jaotamisel gruppidesse (Joonis 4, tabel 1). Mullakaardi andmetel oli proovipunktide keskmine turbalasundi paksus madalsooturbaaladel 121 cm, siirdesooturbaaladel 108 cm ja rabaturbaaladel 140 cm. Turba tüseduse vähenemine leiti eelkõige madalsoomuldadel, samas kui siirdesoo- ja rabaturbaaladel oli muutus vähene või näitas turbalasundi kasvu. Arvestades, et mullakaardi andmestik lõppes sügavusel 150 cm, on selle väärtusega proovid ebatäpsed; neid oli kõige enam rabades (68%) ja kõige vähem siirdesooturbaaladel (16%), madalsooturbaaladel oli ebatäpsed algandmeid 42% punktidest.

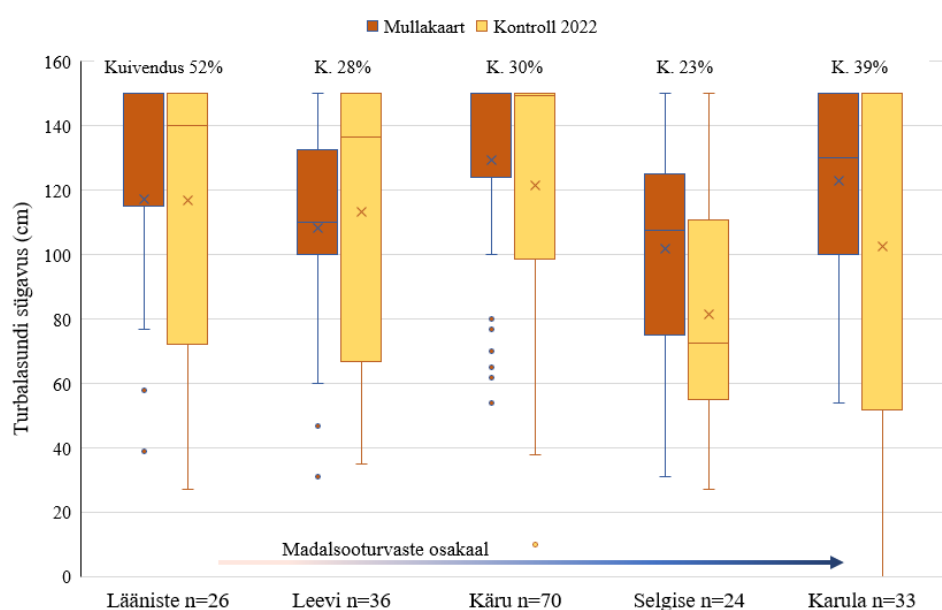


Joonis 4. Turbalasundite mõõdetud erinevused turvasmulla tüübi järgi. Graafikul on näha mullakaardi ja 2022. aasta turbalasundite keskmised (\bar{x}), mediaan (joon), kvartiilid (25% ja 75%) ja 150 cm turbalasundite osakaal (*%).

Tabel 1. Turvasmulla tüübi mõju mõõdetud turbalasundi tüseduse muutusele (GLM mudel, kus valgala on juhuslik faktor).

Soo tüüp	hinnang muutusele	standardviga	t	p
Madalsoo (n=88)	-19,2	4,1	4,71	< 0,001
Raba (n=28)	22,1	8,3	2,66	0,009
Siirdesoo (n=73)	20,1	6,1	3,31	0,001

Erinevused mullakaardi ja 2022. a mõõdetud turbalasundite tuseduses varieerusid ka klastrite vahel, sõltudes peamiselt kuivendusintensiivsusest ja madal soo muldade osakaalust (Joonis 5). Turbalasundi keskmise tuseduse vähenemist oli näha Kärü, Selgise ja Karula klastrites, kus madal soo muldade osakaal oli üle 50%. Kõige suurema kuivendusnäitajaga Lääniste klastris puudusid madal soo muldadega proovipunktid ja turbalasundi keskmine tusedus püsis muutumatuna. Keskmise turbalasundi kasv oli iseloomulik vaid Leevi klastrile, mille proovipunktidest asusid madal soo muldadel alla 10%. Madal soomuldade tundlikkust iseloomustab ka kontrast Leevi ja Selgise klastrite turbalasundi keskmises muutuses, kuna suhteliselt võrdse kuivendusintensiivsuse juures oli suure madal soomuldade osakaaluga Selgise klastris muutus negatiivne (Tabel 2).



Joonis 5. Turvasmuldade tuseduse erinevused proovialade klastrites. Graafikul on näha mullakaardi ja 2022. aasta turbalasundite keskmised (x), mediaan (joon), kvartiilid (25% ja 75%) ning klastrite keskmine kuivendusintensiivsus (K. %).

Tabel 2. Proovialade klastreid iseloomustavad tunnused.

Klastrid	Madal soo muldad (%)	Turvas 150 cm (%)	Kuivendus (%)	Turbalasund (cm)
Kärü	55,7	56,1	29,7	-6,1
Karula	97,0	42,3	39,4	-13,7
Lääniste	0,0	26,7	52,4	0,2
Leevi	8,3	16,1	28,1	7,9
Selgise	58,3	24,7	23,3	-18,7

5.2 Turvasmuldade pindalalised muutused

Parima madal soo muldade mudeli keskkonnatunnused ei erinenud lihtsa lineaarse ja lineaarse segamudeli vahel (Lisa 4). Samuti ei erinenud keskkonnatunnused siirdesoo+raba muldade lihtsa lineaarse ja lineaarse segamudeli vahel (Lisa 5). Madal soo ja siirdesoo+raba parimates mudelites olid ühised keskkonnatunnused: 1) mullakaardi turbalasundi tusedus, 2) kraavi kaugus ja 3) puistu boniteediklass. Ainult madal soo mudelis oli oluline valgala kuivendusnäitaja, samas vaid siirdesoo+raba mudelis olid olulised niiskusindeksi ja turvasmuldade osakaalu näitajad. Mudelid, mida kasutati turbalasundite tuseduse prognoosimiseks on toodud tabelites 3 ja 4. Lihtsad lineaarsed mudelid on leitavad lk 58 (Lisa 6).

Tabel 3. Madal soomuldade lineaarne segamudel, $R^2 = 0,47$.

Tunnus	hinnang muutusele	standardviga	df	t	p
Mullakaart	0,79	0,13	89,00	5,96	< 0,001
Kuivendus	-0,49	0,24	89,00	-1,99	0,05
Kaugus kraavist	-0,05	0,02	89,00	-2,60	0,01
Boniteet	8,31	2,96	89,00	2,81	0,01

Tabel 4. Siirdesoo+rabamuldade lineaarne segamudel, $R^2 = 0,6$.

Tunnus	Hinnang muutusele	standardviga	df	t	p
Mullakaart	0,35	0,11	100,00	3,17	0,002
Kaugus kraavist	0,35	0,11	100,00	3,19	0,002
Niiskusindeks	1,74	1,73	100,00	1,01	0,32
Turvasm. %	1,20	0,22	100,00	5,56	< 0,001
Boniteet	10,93	2,02	100,00	5,41	< 0,001
Kkraavist: Niiskusindeks	-0,02	0,01	100,00	-3,09	0,003

Turbalasundite түседuse muutust prognoositi 21 valgalale, mille turbaalade kogupindala oli 6440 ha. Seejuures lineaarse segamudeliga prognoositi turbalasundite түседust 12 valgala madalsoomuldadele ja 12 valgala siirdesoo+rabamuldadele ning lihtsa lineaarse mudeliga 9 valgala madalsoo- ja 9 valgala siirdesoo+rabamuldadele. Vърrelde valgalade mullakaardi turbalasundite түседuse keskmisega oli koostatud statistilise mudeli abil prognoositud vћartus keskmiselt 10,1(+/- 14) cm оhem. Kўige suurema negatiivse muutusega valgalal (M22) oli turbalasund keskmiselt vћenenud 36,3 cm ja kўige suurema positiivse muutusega valgalal (M20) oli turbalasund keskmiselt kasvanud 15,1 cm. Valgalades prognoositud turbaalade pindala oli kokku 6,3% (407,3 ha) vћiksem vърrelde mullakaardiga, vћenenemisest 56,3% (230 ha) oli madalsooturbaalal, 43% (175 ha) siirdesooturbaalal ja 0,7% (2,4 ha) rabaturbaalal. Arvestades sootўipide pindala, oli madalsooturbaalade pindala 6% ja siirdesooturbaalade pindala 11% vћenenud. Turbaalade pindala oli suhteliselt enim (-34,8%) vћenenud vћesoostunud valgalal M1, samas absoluutselt kўige suuremat vћenenemist (-62,9 ha) prognoositi valgalale M17. Vћikseim suhteline (-0,7%), kui ka absoluutne (-3,9 ha) turbaala vћenenemine leiti suure turbaalade kogupindalaga valgalal M18. Turbaala pindala protsentuaalset muutust mўjutavad valgalade tunnused on toodud tabelis 5. Kўikidele valgaladele arvatud vћartused on leitavad tabelist 6; nћidiskaardid valgalade turbaalade vћenenemisest on esitatud lisades 7 ja 8 (lk 60–61).

Turbaala pindala vћenenemise otsesel vърdlemisel valgala kuivendusintensiivsuse nћitajaga oli seos ebaselge, kuid statistiline analўis omistas sellele olulise negatiivse mўju (Tabel 5). Analўi tulemusel selgus, et turbaala pindala suhtelist vћenenemist mўjutas enim valgala soomuldade osakaal, mille mўju hinnang oli -0,22. Kuna Siirdesoo+raba muldade ja madalsoomuldade osakaal olid negatiivses korrelatsioonis (1:-1), siis siirdesoo+raba positiivne mўju hinnang 0,1 turbaala pindala suhtelisele muutusele tћendas ўhtlasi madalsooturbaala mўju hinnangut -0,9.

Tabel 5. Turbaala pindala protsentuaalset muutust mўjutavad valgala tunnused.

Tunnus	hinnang muutusele	standardviga	t	p
Valgala kuivedus	-0,12	0,05	-2,53	0,02
Soomuldade %	-0,22	0,07	-3,32	0,004
Siirdesoo+raba muldade %	0,10	0,03	3,57	0,003

Tabel 6. Prognoositud turbalasundite tuseduse vähenemine valgalade kaupa.

Valgala	Kuivendus	Soomuldade osakaal (%)	Madalsoo turbaalade osakaal (%)	Siirdesoo+raba turbaalade osakaal (%)	Madalsoo mudel	Siirdesoo+raba mudel	Keskmine turbalasund mullakaardil (cm)	Prognoositud keskmine (cm)	Turbaalade pindala vähenemine (%)	Turbaalade pindala vähenemine (ha)
1	0	31,4	70,6	29,4	lihtne	sega	89,2	53,1	32,5	34,8
2	52	61,3	76,2	23,8	sega	lihtne	108,7	100,1	1,9	12,9
3	9,1	72,8	50,0	50,0	sega	sega	137,3	144,7	1,0	8,4
4	11,7	65,5	31,2	68,8	sega	sega	115,1	124,2	2,1	13,0
5	5,4	25,5	0,0	100,0	lihtne	sega	78,2	71,5	22,8	21,7
6	59,2	56,3	96,4	3,6	sega	lihtne	120,5	94,7	6,1	18,3
7	17,1	34,5	94,6	5,4	sega	lihtne	84,9	89,6	4,7	10,2
8	15,5	34,5	86,9	13,1	sega	lihtne	102,6	92,6	7,1	12,0
10	4,8	21,8	33,7	66,3	lihtne	lihtne	76,5	67,0	19,6	22,8
11	25,1	17,0	85,9	14,1	sega	lihtne	73,5	51,9	22,7	16,8
13	79,8	56,2	0,0	100,0	lihtne	sega	93,7	92,3	8,9	10,9
14	53,6	49,6	15,7	84,3	lihtne	sega	97,8	85,0	12,1	26,3
15	39,8	51,9	18,5	81,5	lihtne	sega	120,7	103,0	6,2	7,6
16	56,2	49,6	53,7	46,3	sega	sega	105,4	88,7	9,3	52,4
17	57,5	59,9	85,1	14,9	sega	lihtne	120,5	95,4	9,6	62,9
18	13,8	64,8	67,5	32,5	sega	sega	125,0	126,2	0,7	3,9
19	49,3	40,5	5,5	94,5	lihtne	sega	97,0	95,2	10,8	15,2
20	13,4	55,3	10,7	89,3	lihtne	sega	92,6	107,7	5,5	10,4
21	28	54,0	4,5	95,5	lihtne	sega	129,3	127,6	4,0	6,1
22	65,6	60,3	97,0	3,0	sega	lihtne	120,3	84,0	9,1	29,6
24	34,5	24,2	98,7	1,3	sega	lihtne	85,0	66,9	6,6	11,3
Keskmine	32,9	47,0	51,5	48,5	-	-	103,5	93,4	9,7	19,4
Kokku % ha	-	51 6440	58 3762	42 2678	-	-	-	-	6,3 (%)	407 (ha)

Mudelprognosisid valgala turvasmuldade tüsedusele olid ülekaalus turbalasundi kahanemised (ligi kaks kolmandikku uurimisalade turbaalade pindalast, tabel 7). Ka muutuste jaotus kasvumist või kahanemist näitavate klasside vahel ei olnud ühtlaselt jaotunud. Kavavad turbalasundid olid seda sagedasemad, mida väiksemat juurdekasvu oli prognoositud. Samas olid kahanevad turbalasundid võrdselt sagedased kõigis kolmes negatiivse muutusega klassis ega sõltunud märkimisväärselt kahanemise määrast.

Kõige enam oli turvasmuldade tüsedus suurenenud valgala M3, mis oli ka turbaalade pindalalt suurim: turvast oli mudelprognosi kohaselt juurde kasvanud 86,6%-il turbaalade pindalast (753 ha). Seejuures 55,9% moodustas kasv kuni 15 cm. Suhteliselt kõige enam oli turbalasundi tüsedus kahanenud valgala nr 24 (97,3%, 166 ha), millest 55,6% moodustas kahanemine 15–30 cm võrra. Pindalaliselt kõige enam sügavust kaotanud turvasmuldadega turbaalad olid valgala M17, kus turbalasund oli kahanenud 624 ha (95,2%). Sarnaselt valgala M24, moodustas suurima osa kahanemine 15–30 cm võrra (57,8%). Turbalasundi tüseduse vähenemine oli ülekaalus madalsoomuldadel (72,7%) ja siirdesoomuldadel (62,7%), rabamuldadel oli ülekaalus turbalasundite kasvamine (78,2%).

Valgala turbaalade loodud punktikihi punktidest 22% asusid arumaa servast kuni 75 m kaugusel. Turbalasundite tüseduse muutused selles servavööndis eeldati olevat erinevad, võrreldes turbaalade üldkeskmisega. Statistiline analüüs (Tabel 8) kinnitas, et valgala turbaalade servavööndi osakaal oli negatiivses seoses turbalasundite tüseduse muutusega. Turba kasvu prognoositi madalsoomuldade servalähedasse vööndisse 8,1%-il (üldkeskmise 27,3%), siirdesoo-rabamuldade servadesse 5,7%-il (üldkeskmise 37,3%). Rabade servade kohta neid tunnuseid ei arvatatud, kuna üldjuhul puudub rabadel arumaaga ühine servavöönd. Turba õhenemist prognoositi enam madalsoomuldade servadesse võrreldes siirdesoo-rabamuldadega servadega, vastavalt 18,5% (üldkeskmise 72,7%) ja 18,4% (üldkeskmise 62,7%). Turbalasundi õhenemine oli seega nii madal- kui ka siirdesoomuldade servavööndis enam kui kaks korda sagedasem turba juurdekasvust. Võrreldes siirdesoomuldade üldkeskmisega oli servavööndites turbalasundi vähenemine juurdekasvust 1,9 korda sagedasem; madalsoomuldadel oli keskmisega võrreldes turbalasundi vähenemine 0,9 korda sagedasem kui juurdekasv. Turbalasundi tüseduse vähenemine alla kriitilise 30 cm leidis madalsooturbaaladel just servalähedases vööndis aset 78,6%-il, siirdesooturbaaladel aga lausa 88,3%-il juhtudest.

Tabel 7. Prognoositud turbalasundite tuseduse muutused.

Muutuse klassid (cm) Ala nimetus	Kolm positiivse muutuse klassi ja summa				Kolm negatiivse muutusega klassi ja summa				
	> +30 %	+30–15 %	+15–0 %	Suurenemine % ha	-0–15 %	-15–30 %	< -30 %	Vähenevmine % ha	
Madalsooturbaala	2,7	7,4	17,2	27,3 1026	25,3	30,1	17,3	72,7 2737	
Siirdesooturbaala	9,3	11,4	16,6	37,3 598	21,1	21,1	20,5	62,7 1006	
Rabaturbaala	6,3	18,3	53,6	78,2 841	15,3	4,3	2,2	21,8 235	
MSturbaala serv	1,5	2,0	4,6	8,1 304	9,0	6,5	2,9	18,5 695	
SSturbaala serv	1,0	1,8	2,9	5,7 92	3,8	4,4	10,3	18,4 295	
M1	1,3	2,0	5,5	8,9 10	11,1	19,7	60,2	91,1 97	
M2	0,3	4,7	19,4	24,4 164	39,9	33,6	2,0	75,6 506	
M3	2,6	22,1	55,9	80,6 753	15,9	2,6	0,8	19,4 167	
M4	17,6	20,1	32,8	70,5 430	18,2	6,4	5,0	29,6 180	
M5	15,9	18,5	14,9	49,2 47	14,9	11,2	26,1	52,1 50	
M6	0,1	1,4	2,7	4,2 13	9,8	51,6	34,5	95,8 286	
M7	9,5	12,7	36,4	58,5 126	36,5	3,3	1,7	41,5 89	
M8	3,2	1,1	22,0	26,2 45	43,9	19,4	10,4	73,8 125	
M10	13,4	9,3	14,4	37,1 43	23,5	14,8	24,6	62,9 73	
M11	0,4	1,9	9,6	11,9 9	23,2	36,4	28,6	88,2 65	
M13	1,0	20,0	27,4	48,4 60	31,5	14,1	6,1	51,6 64	
M14	1,8	6,3	29,0	37,1 81	20,9	21,2	20,8	62,9 137	
M15	2,1	8,1	10,2	20,3 81	20,8	34,4	24,5	79,7 97	
M16	0,1	1,1	5,4	6,7 25	40,4	41,9	11,1	93,3 526	
M17	0,3	0,7	3,8	4,9 38	8,4	57,8	28,9	95,2 624	
M18	5,3	13,2	36,5	54,9 32	28,9	12,5	3,7	45,1 253	
M19	1,2	38,5	15,7	55,3 309	18,6	9,2	17,0	44,7 63	
M20	43,9	16,7	14,7	75,3 78	9,5	6,1	9,2	24,7 47	
M21	0,8	10,4	51,2	62,4 142	17,3	10,0	10,4	37,6 58	
M22	0,4	3,1	2,5	5,9 96	1,2	11,5	81,4	94,1 304	
M24	0,9	0,8	1,0	2,7 5	34,3	55,6	7,4	97,3 166	
Valgalade keskmine	5,8	10,4	19,6	35,4	22,3	22,5	19,7	64,6	

Lisaks turbaala servavööndi osakaalule turbaalade üldpindala suhtes leiti statistiliselt oluline negatiivne mõju valgala turbalasundite seisundile ka kuivendusintensiivsusel ja madalsoomuldade osakaalul (Tabel 8). Suurima negatiivse mõju hinnanguga oli siiski soo servavööndi osakaal (-0,55). Seega valgalade turbalasundite tusedus on eelkõige vähenenud suure kuivendusintensiivsusega valgaladel, millel on suhteliselt suur servavööndi osakaal ja millel leidub madalsoomuldasiid.

Tabel 8. Prognoositud turbalasundite seisundit mõjutavad valgalade tunnused.

Tunnus	hinnang muutusele	standardviga	t	p
Kuivendus	-0,35	0,12	-3,03	0,008
Soo servavöönd %	-0,55	0,21	-2,62	0,02
Madalsoomullad %	-0,15	0,07	-2,26	0,04

6. Arutelu

6.1 Turbalasundi paksuse erinevused kordusmõõtmisel

Mullakaardi andmete ja 2022. a kordusmõõtmiste võrdlemisel selgus, et turbalasundite mõõdetud tüsedused olid keskmiselt 22 cm väiksemad. Selle hinnangu tõlgendamiseks turbalasundi paksuse vähenemisena on kõigepealt vaja kriitiliselt hinnata mullakaardi andmete täpsust. Üksikmõõtmiste tasemel oli mõõtmis- või kaardistamisvigade sagedus sellises võrdluses suur; nt kõige õhemate turbalasundite tüsedus oli lineaarfunktsiooni järgi suurenenud ebarealistlikul määral ja turbalasundite mõõdetud tüsedus oli mitmel juhul mullakaardi hinnangust enam kui 60 cm väiksem (Joonis 3). Nii suured erinevused ei ole seletatavad turbalasundi mõõtmisveaga ega ka turba kasvamisega vaadeldud perioodil, vaid tõenäoliselt mullakaardi polügoonipiiride ebatäpsusega. Ebatäpsed mullakaardi algväärtused mõjutasid kogu funktsiooni nähtavalt (Joonis 3), põhjustades väärtuste keskmise ülehinnangu. Keskmise ülehinnamisest tulenevalt on turbalasundite tüseduse kahanemist selles töös tõenäoliselt alahinnatud ja tegelik turba vähenemine on pigem suurem kui 22 cm.

Leitud ebarealistlike erinevuste sagedus võib viidata meetodilisele raskusele pinnaliste andmete kontrollimisel punktandmetega. Mullapolügoonide piirid on suur keskkonna üldistus, kuna järske üleminekuid esineb looduses harva. Parema võrreldavuse saavutamiseks polügoonaalsete väärtuste kontrollimisel punktandmetega võib olla kontrollpunktide asetamine polügoonide keskele, eeldusel, et polügooni väärtus kajastab selle pindala keskmist. Samuti võib tulemust parandada mitme kontrollmõõtmise tegemine ühe kontrollitava polügooni kohta, et vähendada valimi sõltuvust aluspinna reljefist. Kontrollmõõtmisi võiks keskmistada ka iga üksiku mullakaardi polügooni kaupa, kuid see nõuaks oluliselt suuremat andmehulka kui autoril kasutada oli.

Siinses töös ühtlustati mullakaardi polügoonide piirilähedaste väärtuseid libiseva akna meetodil, mis suurendas kordusmõõtmiste seose funktsiooni kordajat 4%. Ühtlustamise positiivsest mõjust järeldub, et mullakaardi mullapolügoonide piirjoonte lähedased turbalasundi väärtused olid pigem üle, kui alahinnatud. Mullakaardi andmetel jäi kõigi kolme soomulla tüübi proovipunktide keskmine sügavus 108 ja 140 cm vahele, mis näitab nende võrdset jaotust sügavamate ja õhemate profiilide vahel. Samas ei kajasta see tegelikku keskmist, kuna mullakaardi andmestik ei kajasta suuremaid väärtusi kui 150 cm. Algandmete võrdlusest ilmnas, et turbalasundite muutuste keskmine tüsedus oli vähenenud vaid madalsooturbaaladel, siirdesoode- ja rabaturbaaladel algandmete keskmine muutust ei

näidanud. On võimalik, et leitud seos tulenes turbalasundi sügavuse mõõtmise piirangust ja absoluutsete turbalasundite paksuse muutumise uurimisel oleks saadud teistsugune tulemus. Arvestades, et täpseid (alla 150 cm) mullakaardi algandmeid oli madalloomuldade kohta vähem kui siirdesoomuldadel, siis turbalasundite absoluutsete paksuste uurimisel oleks madalloomuldade түseduse vähenemine olnud arvatavasti veelgi suurem, kuid siirdesoomuldade tulemused oleksid samalaadsed. Rabamuldadel oli enam kui 150 cm paksusega turbalasundeid 68% ja sügavuse mõõtmise piirangust tulenevalt ei sobinud kasutatud metoodika rabamuldade muutuste kirjeldamiseks.

Madalloomuldade suhteliselt suurem turbalasundi түseduse vähenemine oli nähtav ka proovialade klastrite võrdluses. Turbalasund oli vähenenud kõigis klastrites, millel oli madalloomuldadid üle 50% valgala turbaaladest. Eriti märgiline oli kontrast Leevi ja Selgise valgaklastrite vahel: sealne keskmine kuivendusintensiivsus oli suhteliselt võrdne, kuid Selgisel (madalloomuldadid 58%) vähenes turbalasundi түsedus keskmiselt 19 cm, Leevil aga (madalloomuldadid 8%), oli turbalasund keskmiselt 8 cm kasvanud. See kinnitab hüpoteesi I – kuivendamine on enim negatiivset mõju avaldanud madalloomuldadele. Madalloomuldade suuremat tundlikust kuivendamisele on varem kirjeldatud turbaparameetrite nagu kõdunemiskiiruse ja veejuhtivuse põhjal, mis põhjustavad turba kokkuvajumist (Rycroft jt, 1975; Hõkka jt, 2021). Seega on varasemalt kirjeldatud turbaparameetrite mõju oluline ka maastiku mastaabis.

6.2 Muutuste mudeldamiseks sobivad keskkonnatunnused

Turvasmuldade pindalaliste muutuste kirjeldamiseks loodud mudelites olid ootuspäraselt olulised keskkonnatunnused mullakaardi turbalasundi paksus ja kaugus kraavist, seda nii madalsoon kui ka siirdesoo+raba mudelites. Lineaarsete mudelitega leiti, et 2022. a mõõdetud turbalasundite түsedused olid võrreldes mullakaardi andmetega kahanenud nii madalsoonurbaaladel kui ka siirdesoo+rabaturbaaladel. Madalsoon ja siirdesoo+raba mudelid erinesid aga mitme muu keskkonnatunnuse poolest, mis viitab nende turbalasundi ja ümbritseva maastiku erinevatele suhetele.

Siirdesoo+raba mudelis suurenes turbalasundi sügavus kraavide kaugenedes, kuid madalsoonurba sügavusega oli seos vastupidine. Nende põhjal võib oletada, et kraavide kauguse tunnus kajastab vähemalt osaliselt mitte turbalasundi kuivendusjärgset muutust, vaid asukoha algset sobivust kraavi rajamiseks. Siirdesoodes ja rabades on kraave mõttekas rajada õhematurbalistele aladele, kus kuivendamine on tulemuslikum, seevastu madalsoodes on

kraave mõttekas rajada kõige märjematesse ja paksuturbalistesse kohtadesse, kus peamiseks taimekasvu limiteerivaks faktoriks on just vesi (Kokkonen jt, 2022). Arvestades puistu kasvuga suurenevat soode aurumist kaasati parimate mudelite leidmisel kaks puistu tihedust iseloomustavat tunnust – võrastiku katvus ja metsanduslik kasvukoha headus (boniteet). Boniteedi klass osutus oluliselt paremaks tunnuseks tõenäoliselt selle ajalise stabiilsuse tõttu. Boniteedi väljajätmisel mudelist oli võrastiku katvus oluline tunnus siirdesoo+raba, aga mitte madalsoo mudelis (arvatavasti sealsete sagedaste raiete tõttu, mis võrastiku katvust vähendavad).

Valgala kuivendusintensiivsuse näitaja omas olulist negatiivset seost vaid madalsoo turbalasundite түsedusega. Samas on kaheldav, et kuivendusintensiivsus ei omanud mõju siirdesoo+rabamuldade kahanemisele ja arvatavasti oli siirdesoo+raba mudelis kuivendusintensiivsuse näitaja varjutatud puistu kasvu boniteedi ja turvasmuldade osakaalu poolt (Lisa 3). Siirdesoo+rabaturbaaladel oli täiendavalt oluline tunnus turvasmuldade osakaalu punkti lähiümbruses, mis näitas arumaa sh soosaarte lähedust, kus turvasmullad on toiterikkamad ja seega kuivendusele potentsiaalselt tundlikumad. Kuna tunnus osutus oluliseks vaid siirdesoo+rabade mudelis, siis võib järeldada, et turbalasundite muutused arumaa ja soosaarte lähedusega on rohkem seotud siirdesoo ja rabadega. Kraavi kauguse ja niiskusindeksi koosmõju negatiivne seos turbalasundi sügavusega võib tähendada turba kasvu kiirenemist kraavi vahetus läheduses, kui kraav ummistub ja ujutab üle laugete lõikude servad, kus looduslikud pealevoolud puuduvad.

6.2.1 Turvasmuldade pindalaliste muutuste prognoos

Uuritud 40 a. vältel vähenes turbaalade pindala prognoositud turbalasundi väärtuste põhjal 6,3%, mis vastab 407 hektarile. Võrreldes 2010. a soode taimkatte inventuuriga (Paal ja Leibak, 2013), milles leiti, et perioodil 1950–2010 vähenes Eesti lage- ja puissoode kogupindala 2,7–2,8 korda (642 200 ha vs 227 000 ha) on käesolevas töös saadud tulemus äärmiselt tagasihoidlik. Otsene võrdlemine ei ole siinkohal aga objektiivne, kuna: 1) käesoleva uuringu katsealad olid paigutatud geoloogiliselt võimalikult erinevatesse valgaldesse ega ole esinduslikud kajastamaks Eesti keskmist nagu oli soode inventuuri eesmärk; 2) soode taimkatte muutused ei ole kuivendatud turvasmuldadel otseselt seotud turbalasundi kogutүseduse muutustega, kuna taimekasv reageerib eelkõige vaid pindmise turbakihi toitainete ja hapniku sisalduse suurenemisele (peatүkk 2.4). Seega keskendus soode inventuuri soo definitsioon taimestikku käsitlevale osale, mis reageerib kiiremini mõõdetavatele keskkonnamuutustele, sh kuivendamisele, võrreldes turbalasundi paksusega, Eestis on

põllumajanduslikus kasutuses olevate turvasmuldade pindala vähenemisele. Samas ei sa seda üldistust üle kanda metsanduslikul eesmärgil kuivendatud maadele, sest turba kadu on põllumajandusliku kasutamise korral oluliselt kiirem nagu näitab Pikk ja Tomberg.

Prognoositud väärtuste põhjal leitud valgalade turvasmuldade kadumise pindalaline osakaal oli negatiivselt seotud valgala kuivendusnäitajaga. Seejuures oli turvasmuldade kadumine rohkem seotud suurema siirdesoo+raba muldadega valgaladel, mille osakaal mõjutas turvasmuldade kadumist positiivselt (0,1) ja võrreldes madalsooturbaaladega oli pindala vähenemine ligi kaks korda suurem. See on ootamatu tulemus, kuna viljakuse tõttu on madalsoosid ulatuslikumalt kuivendatud (Pikk, 2003; Paal ja Leibak, 2013) ja ka turba kõdunemine on madalsoomuldades skiirem (Straková jt 2012). Samuti ei ole tulemus otseselt selgitatav soomuldade erineva vajumiskiirusega, mis võrreldes madalsooturbaaladega toimub siirdesooturbaaladel aeglasemalt (Valk ja Pikk, 1997). Tulenevalt madalsoode turba suhteliselt kiiremast kuivendusjärgsest degradeerumisest on võimalik, et uuritud valgaladel olid õhematurbalised madalsooturbaalad juba uuritud perioodile eelneval ajal kuivendatud ja nendel aladel olid säilinud vaid paksuturbalised madalsooturbaalad. Näiteks Karula klastris, millel madalsoomuldade osakaal oli suurim (97%), rajati tänapäevane kuivendussüsteem suures osas juba 1967. aastal (Maa-amet, 2024b). Suhteliselt aeglasemalt reageerivate siirdesoo turbalasundite kahanemine oli aga jätkuvalt tuvastatav ka õhematurbalistel aladel. Seejuures toimub peale kuivendussüsteemide rajamist turbalasundi tuseduse vähenemine esialgu peamiselt pindmise turbakihi kokkuvajumise ja tihenemise tõttu, mis on oluliselt kiirem, kui hilisemal kõdunemisel põhjustatud tuseduse vähenemine (Holden jt, 2004).

Analüüside tulemusel selgus, et turbaalade kadumine sõltus valgala turbaalade rohkusest. Valgala soomuldade osakaalu negatiivne seos turvasmuldade kadumisega kinnitab hüpoteesi II teist poolt – turbaalade kadumine on rohkem seotud vähesoostunud valgaladega. Üldistatumalt võib selle põhjal öelda, et väheste soodega maastikus võib soode taastamine olla vähem tulemuslik ja võtta rohkem aega. Kuigi valgalade soomuldade osakaal on kaudne hinnang turbaalade suuruse kohta, kinnitas seda statistiline analüüs (Tabel 8), mis näitas turbaalade servavööndi osakaalu negatiivset mõju turbalasundi muutusele – üldiselt väheneb serva osakaal turbaalade pindala suurenedes). Sarnase tulemuse saanud Sinyutkina (2021), kes leidis, et suuremad sood on kuivendamisele vastupidavamad.

6.2.2 Turbalasundite seisund

Terve valgala piires tehtud turbalasundite muutumise prognoosi kohaselt oli turba tüseduse vähenemine toimunud kokku 64,6% turbaalade pindalast. Madalsooturbaaladedel on turba kahanemine olnud ulatuslikum (72,7%) võrreldes siirdesoo- (62,7) ja rabaturbaaladega (21,8%), mis on ootuspärane tulemus arvestades madalsoode suhteliselt intensiivsemat kuivendamist (Pikk, 2003; Paal ja Leibak, 2013) ja turba vajumist ning kõdunemist (Valk ja Pikk, 1997; Straková jt 2012). Arvestades, et üleüldiselt on Eestis kuivendusest mõjutatud madal- ja siirdesoid 90% ja rabasid 40%, siis uuritud valgaladel oli keskmisest rohkem looduslikus seisundis soid. (Helm jt, 2020)

Turbalasundi kahanemise jaotus kolme negatiivse muutuse klassi varieerus valgalast olenevalt märkimisväärselt. Samas oli kõikide valgalade keskmine turbalasundite kahanemine ühtlase jaotusega kõigis negatiivse muutuse klassis. See näitab, et turba kahanemise määr on asukohaspetsiifiline, kuid väiksemad kahanemised on suurematega võrreldes võrdselt sagedased. Pindalaliselt kõige enam (30,1%) oli madalsooturbaalade turbalasundi kahanemine vahemikus 15–30 cm, mis umbkaudu 40 a võrdlusperioodi kohta teeb 3,8–7,5 mm aastas, jäädes varasemate hinnangute 1–3 mm/a ja 8 mm/a vahele (Pikk, 2003; Paal ja Leibak, 2013). Siirdesooturbaaladel olid erineva kiirusega turbalasundite kahanemised võrdselt sagedased, kuid 2/3 kahanemisest oli toimunud kiirusega kuni 7,5 mm aastas, mis on ligikähedane J. Pikk kirjeldatud turbalasundi kahanemise kiirusele kuivendatud siirdesoodes: 6 mm/a (Pikk, 2003). Leitud madalam hinnang on ootuspärane, kuna uuritud valgalade siirdesooturbaalad ei olnud ühtlaselt kuivendatud. Samuti mõjutab turbalasundi kahanemise kiirust selle taimne struktuur, mille omadused on siirdesoodes varieeruvad ja sõltuvad näiteks rohttaimede ja turbasammalde suhtest (Päivänen, 1973; Hökkä jt, 2021).

Protsentuaalselt enam kui pool valgalade turba juurdekasvust kuulus aeglase juurdekavu klassi, mis oli ka ainus realistliku juurdekasvuga klass. Sellesse kuulus 17,2% madalsooturbaalade ja 16,6% siirdesoo- ja 56,6% rabaturbaalade pindalast. Arvestades turba keskmist aastast juurdekasvu madalsoodes 0,5 mm ja rabades 1,5 mm (Ilomets, 1994) on ka soodsaimates kasvutingimustes ebatõenäoline, et turba juurdekasv 40 a jooksul ületab 15 cm. Seega oli prognoositud turbalasundi kasv üle 15 cm tõenäoliselt tingitud mõõtmisveast. Mõõtmisvigadest tulenevad turba kasvu ülehinnangud olid raba- ja siirdesooturbaaladel sagedasemad kui madalsooturbaaladega, vastavalt 24,6%, 20,7% ja 10,1%. Turba kasvu ülehinnangute suhteliselt suur osakaal võib viidata proovide võtmise metoodika puudusele,

kuid indikeerib raba- ja siirdesooturbaalade sobivamaid tingimusi turba kiireks kasvuks, mida on kirjeldanud M. Ilomets (Ilomets, 1994).

Uuritud valgalade soomuldadest 22% asusid arumaa servast kuni 75 m kaugusel, millel eeldati olevat toimunud suurem turbalasundi түseduse vähenemine võrreldes turbaalade keskmisega. Statistiline analüüs kinnitas, et turbalasundite түseduse kahanemine on tugevalt seotud turbaalade servavööndi osakaaluga terve turbaalade pindalast. Mudeldatud turbalasundite muutusest lähtuvalt toimus 78,6% madalsooturbaalade ja 88,3% siirdesooturbaalade turbalasundi vähenemisest alla kriitilise 30 cm just servavööndis. Võrreldes turbaalade turbalasundi keskmiste muutustega oli turbalasundi vähenemine siirdesoo ja rabaturbaalade servavööndis 1,9 korda ja madalsooturbaaladel 0,9 korda juurdekasvust sagedasem. Sellest järeldub, et hüpotees II leidis kinnitust, kuid seos on tugevam siirdesooturbaaladel. Põhjus, et siirdesooturbaalade kadumine on eelkõige seotud servaaladega ja turbaalade keskosa on kuivendusest vähem mõjutatud, võib olla otseselt seotud siirdesoo turvaste suuremast turbasammalde sisaldusest, mille veejuhtivus on madalam (Hökkä jt, 2021) ja mille osakaal suureneb soo keskosa suunas. Teisest küljest on nii siirdesooturbaalade kui ka madalsooturbaalade turbalasundid servades õhemad, mistõttu lasundi kahanemine alla 30 cm toimub seal kiiremini.

Ehkki turvasmuldade pindalaliste muutuste prognoosist selgus, et lähtuvalt soode definitsioonist oli uuritud valgaladel kadunud vaid 6,3% soode pindalast, siis turbalasundi түsedus oli vähenenud 64,6%. Turbalasundi түseduse vähenemisega kaasneb selle pindmise kihi tihenemine ja mineraliseerumine ning mullaviljakuse suurenemine, mistõttu on tõenäoline, et uuritud valgaladel on taimestik oluliselt muutunud (Paavilainen ja Päivänen, 1995; Wieder jt, 2006). Seega on tõenäoline, et uuritud valgaladel on taimestiku muutused leidnud aset turbalasundite kahanemisega sarnasel pindalal.

7. Kokkuvõte

Magistritöö eesmärk oli kirjeldada turbaalade seisundit lähtuvalt turbalasundi түseduse muutustest ja uurida kuivenduse mõju turba degradeerumisele maastiku kontekstis. Selleks uuriti madalsoo-, siirdesoo-, ja rabamuldade turbalasundite muutuseid väikestel erineva kuivendusintensiivsusega valgaladel Kesk-ja Kagu-Eestis. Töö esimene osa seisnes mullakaardi turbalasundite түseduse andmete võrdlemises 2022. a autori poolt kogutud andmetega ja leitud erinevuste seostamises kuivendusintensiivsuse ja turbatüübiga. Teises osas kirjeldati mullakaardi ja kordusmõõtmiste erinevuste seoseid mitmesuguste keskkonnaparameetritega, mille alusel loodi statistilised mudelid ja prognoositi kõigi valgalade soomuldade pindalalised muutused ning turbalasundite seisund.

Analüüsi tulemusel leiti, et kuivendus on enim turbalasundite түsedust mõjutanud madalsooturbaaladel, samal ajal kui siirdesooturbaaladel ja rabaturbaaladel ei ole turbalasundid olulisel määral kuivenduse tõttu paksust kaotanud. Tulemus ühtib varasemate uuringutega, milles on kirjeldatud madalsoomuldade suuremat tundlikkust kuivendamisele. Keskmiselt oli turbalasundite paksus vähenenud 22 cm, kuid see varieerus valgalade vahel, sõltudes madalsooturbaaladele avalduvast kuivenduse mõjust. Saadud tulemus on tegelikkusega võrreldes arvatavasti alahinnang, mis on peamiselt tingitud mullakaardi mullapolügoonide ebatäpsetest piiridest.

Turvasmuldade suhteline pindala vähenemine oli siirdesoolise tekkega turbaaladel 11%, mis oli suurem võrreldes madalsoo või rabatekkeliste turbaaladega, vastavalt 6% ja 0,2%. Arvestades madalsooturvaste suhteliselt kiiremat kuivendusest tingitud kahanemist võib arvata, et kuivendatud maastikus on õhematurbalised madalsooturbalasundid juba uuritud perioodile eelneval ajal kadunud ja nendel aladel on säilinud vaid paksuturbalised madalsooturbalasundid. Kuivendatud siirdesooturbaaladel toimub kahanemine aeglasemalt, mistõttu õhematurbaliste siirdesooturbaalade kadumine oli tuvastatav mullakaardi ja autori tulemuste põhjal. Turbalasundite kahanemine ja turvasmuldade kadumine oli keskmisega võrreldes sagedasem turbaalade servas. Samuti leiti, et turbaalade kadumine on olnud suurem suhteliselt väheste turbaaladega valgaladel, mis viitab turbalasundite kiiremini kadumisele vähem soostunud ja väiksemate soodega maastikus.

Selle uuringu tulemustel ei ole turvasmuldade sügavuse põhjal leitud turbaalade vähenemine proportsionaalne soode taimkatte inventuuri tulemustega, kuid siiski moodustas kuivendusest mõjutatud turbaalade pindala moodustas 64,6%. Magistritöös kirjeldatud mudelitel on

praktiline väljund soode taastmise perspektiivis, kuna sarnaseid turbalasundite muutuseid prognoosivaid mudeleid saab kasutada taastamistöde planeerimisel. Kuivenduse tõttu tugevalt kahjustunud või lausa kadunud turbaala muudab taastamistööd sellises piirkonnas küsitavaks, sest soo taastumine on siis väga pikaajaline protsess

8. Summary

The aim of the master's thesis was to describe the condition of mires based on changes in peat thickness and investigate the impact of drainage on peat degradation in the landscape context. To achieve this, changes in peat thickness in minerotrophic, transition, and raised mire soils were studied in small catchments with varying drainage intensity in Central and South-East Estonia. The first part of the study involved comparing peat thickness data from soil maps with measurements done by author in 2022, and correlating the differences found with drainage intensity and peat type. In the second part, relationships between differences in soil maps and repeated measurements were described in relation to various environmental parameters. Based on this, statistical models were created to predict spatial changes in peat soils coverage and peat thickness for all catchments.

The analysis revealed that drainage has had the most significant impact on peat thickness in minerotrophic mire, while peat in transition mire and raised bogs has not lost thickness significantly due to drainage. The result is consistent with previous studies describing the greater sensitivity of minerotrophic bog soils to drainage. On average, peat thickness had decreased by 22 cm, but this varied between catchments, depending on the impact of drainage on minerotrophic mires. The obtained result is likely an underestimate compared to reality, which was due to inaccuracy of soil polygons in the soil map.

The proportional areal reduction of peat soils with the formation of minerotrophic mire was 11%, which was higher compared to peat soils covered by minerotrophic mire or raised mire, at 6% and 0.2%, respectively. Considering the relatively rapid shrinkage of minerotrophic mire peat due to drainage, it can be assumed that thinner minerotrophic mire peatlands have already disappeared in the drained landscape before the studied period, leaving only thick minerotrophic mire peatlands in those areas. In drained minerotrophic mire peatlands, the reduction occurs more slowly, and therefore, the disappearance of thinner minerotrophic mire peatlands was detectable based on soil maps and the author's results. The reduction of peatlands and the loss of peat soils were more frequent at the edges of peatlands compared to the average. It was also found that the loss of peat soils was greater in catchments with relatively fewer mires, indicating a faster disappearance of peatlands in landscapes with fewer and smaller mires.

Based on the results of this study, the decrease in bogs based on the depth of peat soils is not proportionate to the results of mire vegetation inventory. However, the area of mires affected by drainage still accounted for 64.6%. The models described in this study have practical implications for mire restoration, as similar models predicting changes in peat thickness can be used in planning restoration activities to identify the location of areas affected by drainage.

9. Tänuavaldused

Suur tänu minu juhendajatele Asko Lõhmusele ja Marko Kohvile, kes mind soode uurimisele juhatasid ning magistritöö valmimisel suurepärasest nõu andsid. Täna ka Raido Konti ja Ants Kaasikut statistikaalase juhendamise eest. Samuti soovin tänada välitöödel ulualsust pakkunud Tiina Kõrtsini ja Paula Solvakut ning välitöödel metoodikat tutvustanud Kaupo Puksingit. Aitäh pereliikmetele ja lähedastele, kes mind toetasid ja soode teemal vestlustki pakkusid. Suur tänu Tartu Ülikoolile minu oskuste igakülgse arendamise võimaldamises.

Kasutatud allikad

Viitamisel ja kirjanduse loetelu vormistamisel on lähtunud teadusajakirja *Journal of Environmental Management* viitamisstiilist.

Aaviksoo, K., Ilomets, M., Zobel, M. (1993). Dynamics of mire communities: a markovian approach (Estonia). *Wetlands and Shallow Continental Water Bodies*, 2, 23–43.

Bonn, A., Reed, M.S., Evans, C.D., Joosten, H., Bain, C., Farmer, J., Birnie, D. (2014). Investing in nature: Developing ecosystem service markets for peatland restoration. *Ecosystem Services*, 9, 54–65.

Charman, D.J. (2002). *Peatlands and Environmental Change*. John Wiley & Sons Ltd, Plymouth.

Charman, D.J. (2007). Summer water deficit variability controls on peatland water-table changes: implications for Holocene palaeoclimate reconstructions. *The Holocene*, 17, 217–227.

Charman, D.J., Barber, K.E., Blaauw, M., Langdon, P.G., Mauquoy, D., Daley, T.J., Hughes, P.D.M., Karofeld, E. (2009). Climate drivers for peatland palaeoclimate records. *Quaternary Science Reviews*, 28, 1811–1819.

Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., and Böhner, J. (2015): System for automated geoscientific analyses (SAGA) v. 2.1.4, *Geoscientific Model Development*, 8, 1991–2007.

Convention on Wetlands. (2021). Practical peatland restoration, briefing note no. 11. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands. <https://www.ramsar.org/document/briefing-note-11-practical-peatland-restoration>

Dorrepaal, E., Toet, S., Van Logtestijn, R.S., Swart, E., Van De Weg, M.J., Callaghan, T.V., Aerts, R. (2009). Carbon respiration from subsurface peat accelerated by climate warming in the subarctic. *Nature*, 460, 616–619.

Eestimaa Looduse Fond (ELF). (2021). *Soode katse ja taastamine*. Ecoprint, Tartu.

Gałka, M., Knorr, K.H., Tobolski, K., Gallego-Sala, A., Kołaczek, P., Lamentowicz, M., Kajukalo-Drygalska, K., Marcisz, K. (2022). How far from a pristine state are the peatlands in the Białowieża Primeval Forest (CE Europe) – Palaeoecological insights

- on peatland and forest development from multi-proxy studies. *Ecological Indicators*, 143.
- Glina, B., Bogacz, A., Gulyás, M., Zawieja, B., Gajewski, P., Kaczmarek, Z. (2016). The effect of long-term forestry drainage on the current state of peatland soils: A case study from the Central Sudetes, SW Poland. *Mires and Peat*, 18, 1–11.
- Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebisch, F., Couwenberg, J. (2020). Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications*, 11.
- Haapalehto, T.O., Kotiaho, J.S., Matilainen, R., Tahvanainen, T. (2014). The effects of long-term drainage and subsequent restoration on water table level and pore water chemistry in boreal peatlands. *Journal of Hydrology*, 519, 1493–1505.
- Haapalehto, T.O., Vasander, H., Jauhiainen, S., Tahvanainen, T., Kotiaho, J.S. (2011). The effects of peatland restoration on water-table depth, elemental concentrations, and vegetation: 10 years of changes. *Restoration Ecology*, 19, 587–598.
- Hang, T., Veski, S., Vassiljev, J., Poska, A., Kriiska, A., Heinsalu, A. (2020). A new formal subdivision of the Holocene Series/Epoch in Estonia. *Estonian Journal of Earth Sciences*, 69.
- Harris, L. I., Roulet, N. T., Moore, T. R. (2020). Drainage reduces the resilience of a boreal peatland. *Environmental Research Communications*, 2.
- Heijmans, M.M., van der Knaap, Y.A., Holmgren, M., Limpens, J. (2013). Persistent versus transient tree encroachment of temperate peat bogs: effects of climate warming and drought events. *Global Change Biology*, 19, 2240–2250.
- Heikkilä, H., Lindholm, T. (1995). The effects of mire drainage and the initial phases of mire restoration on the vegetation in the Seitsemien National Park, western Finland. *Gunneria*, 70, 221–236.
- Helm, A., Kull, A., Veromann, E., Remm, L., Villoslada, M., Kikas, T., Aosaar, J., Tullus, T., Prangel, E., Linder, M., Otsus, M., Külm, S., Sepp, K. (2020). Metsa-, soo-, niidu- ja põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi ning ökosüsteemiteenuste baastasemete üleriigilise hindamise ja kaardistamise lõpparuanne. ELME projekt. Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituut, Tartu.

- Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 599–605.
- Holden, J., Chapman, P. J., Labadz, J. C. (2004). Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in physical geography*, 28, 95-123.
- Humpenöder, F., Karstens, K., Lotze-Campen, H., Leifeld, J., Menichetti, L., Barthelmes, A., Popp, A. (2020). Peatland protection and restoration are key for climate change mitigation. *Environmental Research Letters*, 15.
- Höhn, L., Leunda, M., Gobet, E., Tinner, W., Schwörer, C. (2022). Vegetation response to rapid climate change during the Lateglacial–Early Holocene transition at Gola di Lago, southern Switzerland. *Boreas*, 51, 606–620.
- Hökkä, H., Laurén, A., Stenberg, L., Launiainen, S., Leppä, K., Nieminen, M. (2021). Defining guidelines for ditch depth in drained Scots pine dominated peatland forests. *Silva Fennica*, 55.
- Ilomets, M. (1994). Turba juurdekasv Eestis. *Eesti Geograafia Seltsi Aastaraamat*, 26. Eesti Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn.
- Jaagus, J., Aasa, A., Aniskevich, S., Boincean, B., Bojariu, R., Briede, A., Danilovich, I., Castro, F. D., Dumitrescu, A., Labuda, M., Labudová, L., Lõhmus, K., Melnik, V., Mõisja, K., Pongracz, R., Potopová, V., Řezníčková, L., Rimkus, E., Semenova, I., Stonevičius, E., Štěpánek, P., Trnka, M., Vicente-Serrano, S. M., Wibig, J., & Zahradníček, P. (2021). Long-term changes in drought indices in eastern and central Europe. *International Journal of Climatology*, 42, 225–249.
- Kaunisto, S., Paavilainen, E. (1988). Nutrient stores in old drainage areas and growth of stands. *Commun. Inst. Forstalis Fenn*, 145.
- Kmoch, A., Kanal, A., Astover, A., Kull, A., Virro, H., Helm, A., Pärtel, M., Ostonen, I., Uuemaa, E. (2021). EstSoil-EH: a high-resolution eco-hydrological modelling parameters dataset for Estonia, *Earth System Science Data*, 13, 83–97.
- Kokkonen, N., Laine, A.M., Männistö, E., Mehtätalo, L., Korrensalo, A., Tuittila, E.S. (2022). Two mechanisms drive changes in boreal peatland photosynthesis following

long-term water level drawdown: Species turnover and altered photosynthetic capacity. *Ecosystems*, 25, 1601–1618.

Kohv, M., Paat, R., Lõhmus, A., Jõelet, A. (2023). Underground mining magnifies drought impacts in an adjacent protected raised bog. *Ecohydrology*, 16.

Köster, E., Chapman, J.P., Barel, J.M., Korrensalo, A., Laine, A.M., Vasander, H.T., Tuittila, E.S. (2023). Water level drawdown makes boreal peatland vegetation more responsive to weather conditions. *Global Change Biology*, 29, 5691–5705.

Laasimer, J., Masing, V. (1995). *Eesti Loodus*. Valgus, Tallinn.

Laiho, R., Laine, J. (1994). Nitrogen and phosphorus stores in Peatlands drained for forestry in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 9, 251–260.

Laine, J., Vasander, H., Laiho, R. (1996). Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. *Journal of Applied Ecology*, 33, 785.

Laiho, R. (2006). Decomposition in peatlands: Reconciling seemingly contrasting results on the impacts of lowered water levels. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(8), 2011–2024.

Lamers, L.P., Vile, M.A., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., van Diggelen, R., Evans, M.G., Richardson, C.J., Rochefort, L., Kooijman, A.M., Roelofs, J.G.M., Smolders, A.J. (2015). Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, 90, 182–203.

Leifeld, J., Menichetti, L. (2018). The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature Communications*, 9, 1071.

Łuców, D., Küttim, M., Słowiński, M., Kołaczek, P., Karpińska-Kołaczek, M., Küttim, L., Salme, M., Lamentowicz, M. (2022). Searching for an ecological baseline: Long-term ecology of a post-extraction restored bog in Northern Estonia. *Quaternary International*, 607, 65–78.

Maa-amet. (2001). *Vabariigi digitaalse suuremõõtkavalise mullastiku kaardi seletuskiri*. Tallinn.

<https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Mullastiku-kaart-p33.html>

- Maa-amet. (2024a). Kõlvikud. Vaadatud 2024.
<https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Maakatastri-andmed/Katastriuksuse-kolvikute-paring-p631.html>
- Maa-amet. (2024b). Maaparandussüsteemid. Vaadatud 2024.
<https://geoportaal.maaamet.ee/est/Kaardirakendused/Maaparandussüsteemid/Maaparandussüsteemide-kaardirakenduse-kirjeldus-p494.html>
- Masing, V. (1975). Mire typology of the Estonian SSR. Some aspects of botanical research in the Estonian SSR. Academy of Sciences of the Estonian SSR, Tartu, 123–138.
- Menberu, M.W., Haghghi, A.T., Ronkanen, A.K., Marttila, H., Kløve, B. (2018). Effects of drainage and subsequent restoration on peatland hydrological processes at catchment scale. *Water Resources Research*, 54, 4479–4497.
- Microsoft Corporation. (2024). Microsoft Excel 365.
<https://www.microsoft.com/et-ee/microsoft-365/excel>
- Minkkinen, K., Laine, J. (1998). Effect of forest drainage on the peat bulk density of pine mires in Finland. *Canadian Journal of Forest Research*, 28, 178–186.
- Mälson, K., Backéus, I., Rydin, H. (2008). Long-term effects of drainage and initial effects of hydrological restoration on rich fen vegetation. *Applied Vegetation Science*, 11, 99–106.
- Nieminen, M., Hökkä, H., Laiho, R., Juutinen, A., Ahtikoski, A., Pearson, M.S. Kojola, S., Sarkkola, S., Launiainen, S., Valkonen, T., Penttilä, A., Lohila, M., Saarinen, K., Haahti, R., Mäkipää, J., Miettinen, J., Ollikainen, M. (2018). Could continuous cover forestry be an economically and environmentally feasible management option on drained boreal peatlands? *Forest Ecology and Management*, 424, 78–84.
- Novenko, E.Y., Tsyganov, A.N., Volkova, E M., Babeshko, K.V., Lavrentiev, N.V., Payne, R.J., Mazei, Y.A. (2015). The Holocene paleoenvironmental history of central European Russia reconstructed from pollen, plant macrofossil, and testate amoeba analyses of the Klukva peatland, Tula region. *Quaternary Research*, 83, 459–468.

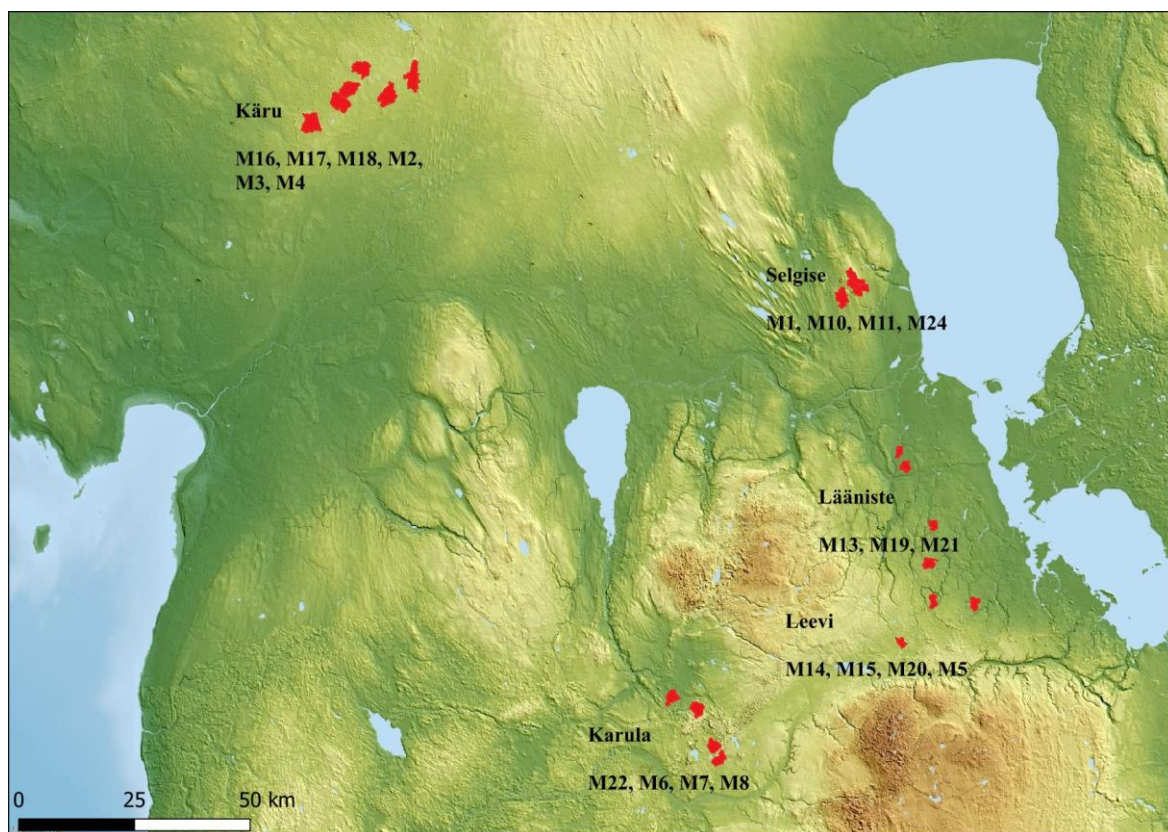
- Nowakowska, J., Gazda, A., Tomski, A., Szwagrzyk, J. (2021). Drainage ditches enhance forest succession in a raised bog but do not affect the spatial pattern of tree encroachment. *Plos One*, 16.
- Paal, J. (2000). Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Tartu Ülikool, Tartu.
- Paal, J. (2007). Assessment of Habitat Directive. European Environmental Agency, European Topic Centre on Biological Diversity. (vaadatud septembris 2023) <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/>
- Paal, J., Jürjendal, I., Suija, A., Kull, A. (2016). Impact of drainage on vegetation of transitional mires in Estonia. *Mires & Peat*, 18.
- Paal, J., Leibak, E. (2013). Eesti soode seisund ja kaitstus. AS Raigo, Tartu.
- Paavilainen, E., Päivänen, J. (1995). Peatland forestry: ecology and principles. Springer Science & Business Media, 111.
- Padari, A., Kiviste, K. (2005). Metsa kuivendusjärgse kasvu modelleerimine. *Metsanduslikud Uurimused*, Tartu, 43, 58–83.
- Von Post, L. (1946). The prospect for pollen analysis in the study of the earth's climatic history. *The New Phytologist*, 45, 193–217.
- Pikk, J. (2003). Adaptation of stands and tree species to changes in nutritial conditions under different moisture and nutrition regimes. *Metsanduslikud uurimused*, Tartu, 38, 58–73.
- Posit team. (2023). RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston.
<https://posit.co/products/open-source/rstudio/>
- Päivänen, J. (1973). Hydraulic conductivity and water retention in peat soils. Suomen Metsätieteellinen Seura. *Acta Forestalia Fennica*, 129.
- Päivänen, J., Hånell, B. (2012). Peatland ecology and forestry – a sound approach. Helsingin Yliopiston Metsätieteiden Laitoksen Julkaisuja, 3.
- QGIS Development Team. (2024). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
<https://qgis.org/en/site/>

- Quinty, F., L. Rochefort. (2003). Peatland Restoration Guide, second edition. Canadian Sphagnum Peat Moss Association and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Québec, Québec.
- Ralska-Jasiewiczowa, M., Goslar, T., Madeyska, T., Starkel, L. (1998). Lake Gościąg, Central Poland: a monographic study, Part 1. Polish Academy of Sciences.
- Raukas, A. (1988). Eestimaa viimastel aastamiljonitel. Valgus, Tallinn.
- R Core Team. (2024). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
<https://www.r-project.org/>
- Remm, L., Lohmus, A., Leibak, E., Kohv, M., Salm, J.O., Lõhmus, P., Rosenvald, R., Runnel, K., Vellak, K., Rannap, R. (2019). Restoration dilemmas between future ecosystem and current species values: The concept and a practical approach in Estonian mires. *Journal of Environmental Management*, 250.
- Rothwell, R.L., Silins, U., Hillman, G.R. (1996). The effects of drainage on substrate water content at several forested Alberta peatlands. *Canadian Journal of Forest Research*, 26, 53–62.
- Rowland, J.A., Bracey, C., Moore, J.L., Cook, C.N., Bragge, P., Walsh, J.C. (2021). Effectiveness of conservation interventions globally for degraded peatlands in cool-climate regions. *Biological Conservation*, 263.
- Rycroft, D.W., Williams, D.J.A., Ingram, H.A.P. (1975). The transmission of water through peat: I. Review. *The Journal of Ecology*, 63, 535–556.
- Rydin, H., Jeglum, J. (2006). *The Biology of Peatlands*. Oxford University Press, New York.
- Salm, J.-O., Kimmel, K., Uri, V., Mander, Ü. (2009). Global warming potential of drained and undrained peatlands in Estonia: a synthesis. *Wetlands*, 29, 1081–1092.
- Salm, J.-O., Maddison, M., Tammik, S. et al. Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from undisturbed, drained and mined peatlands in Estonia. (2012). *Hydrobiologia* 692, 41–55.
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Koivusalo, H., Nieminen, M., Ahti, E., Päivänen, J., Laine, J. (2010). Role of tree stand evapotranspiration in maintaining satisfactory drainage

- conditions in drained peatlands. *Canadian Journal of Forest Research*, 40, 1485–1496.
- Scharlemann, J.P., Tanner, E.V., Hiederer, R., Kapos, V. (2014). Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5, 81–91.
- Silins, U., Rothwell, R.L. (1998). Forest peatland drainage and subsidence affect soil water retention and transport properties in an alberta peatland. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 1048–1056.
- Sinyutkina, A. (2021). Drainage consequences and self-restoration of drained raised bogs in the south-eastern part of Western Siberia: Peat accumulation and vegetation dynamics. *Catena*, 205.
- Szumigalski, A.R., Bayley, S.E. (1996). Decomposition along a bog to rich fen gradient in central Alberta, Canada. *Canadian Journal of Botany*, 74, 573–581.
- Straková, P., Penttilä, T., Laine, J., Laiho, R. (2012). Disentangling direct and indirect effects of water table drawdown on above-and belowground plant litter decomposition: consequences for accumulation of organic matter in boreal peatlands. *Global Change Biology*, 18, 322–335.
- Succow, M., Jeschke, L. (1990). *Moore in der Landschaft. Entstehung, Haushalt, Lebewelt, Verbreitung, Nutzung und Erhaltung der Moore*. Urania Verlag Leipzig, Berlin.
- Swindles, G.T., Morris, P.J., Mullan, D.J. (2019). Widespread drying of European peatlands in recent centuries. *Nature Geoscience*, 12, 922–928.
- Zak, D., McInnes, R.J. (2022). A call for refining the peatland restoration strategy in Europe. *Journal of Applied Ecology*, 59, 2698–2704.
- Tahvanainen, T. (2011). Abrupt ombrotrophication of a boreal aapa mire triggered by hydrological disturbance in the catchment. *Journal of Ecology*, 99, 404–415.
- Talbot, J., Richard, P.J.H., Roulet, N.T., Booth, R.K. (2010). Assessing long-term hydrological and ecological responses to drainage in a raised bog using paleoecology and a hydrosequence. *Journal of Vegetation Science*, 21, 143–156.
- Tanneberger, F., Belous, T. (2017). The peatland map of Europe. *Mires and Peat*, 19.

- Tanneberger, F., Moen, A., Barthelmes, A., Lewis, E., Miles, L., Sirin, A., Tegetmeyer, C., Joosten, H. (2021). Mires in Europe – Regional diversity, condition and protection. *Diversity*, 13, 381.
- Arumäe, T., Lang, M. (2018) Estimation of canopy cover in dense mixed-species forests using airborne lidar data. *European Journal of Remote Sensing*, 51, 132–141.
- Valk, U. (1998). Eesti sood. Valgus, Tallinn.
- Valk, U., Pikk, J. (1997). Metsakuivendus Eestis – Metsaparanduse minevik ja tänapäev Eestis. Akadeemilise metsaseltsi toimetus 9.
- Vasander, H., Tuittila, E.S., Lode, E., Lundin, L., Ilomets, M., Sallantausta, Heikkilä, R., Pitkänen, M.-L.T., Laine, J. (2003). Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management*, 11, 51–63.
- Weber, C.A. (1907). Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands. *Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie*. 90, 19–34.
- Westman, C.J., Laiho, R. (2003). Nutrient dynamics of drained peatland forests. *Biogeochemistry*, 63, 269–298.
- Wieder, R.K., Vitt, D.H. (2006). *Boreal Peatland Ecosystems*. Ecological Studies, Vol. 188. Springer Berlin Heidelberg, New York.
- Williams, C.J., Shingara, E.A., Yavitt, J.B. (2000). Phenol oxidase activity in peatlands in New York State: response to summer drought and peat type. *Wetlands*, 20, 416–421.
- Xu, J., Morris, P.J., Liu, J., Holden, J. (2018). PEATMAP: Refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. *Catena*, 160, 134–140.

Lisa 1. Uurimisalade kaart



Uuritud valgalade paiknemine maastikus ja viies klastris – Kärü: 6, Selgise: 4, Lääniste: 3, Leevi: 4 ja Karula: 4.

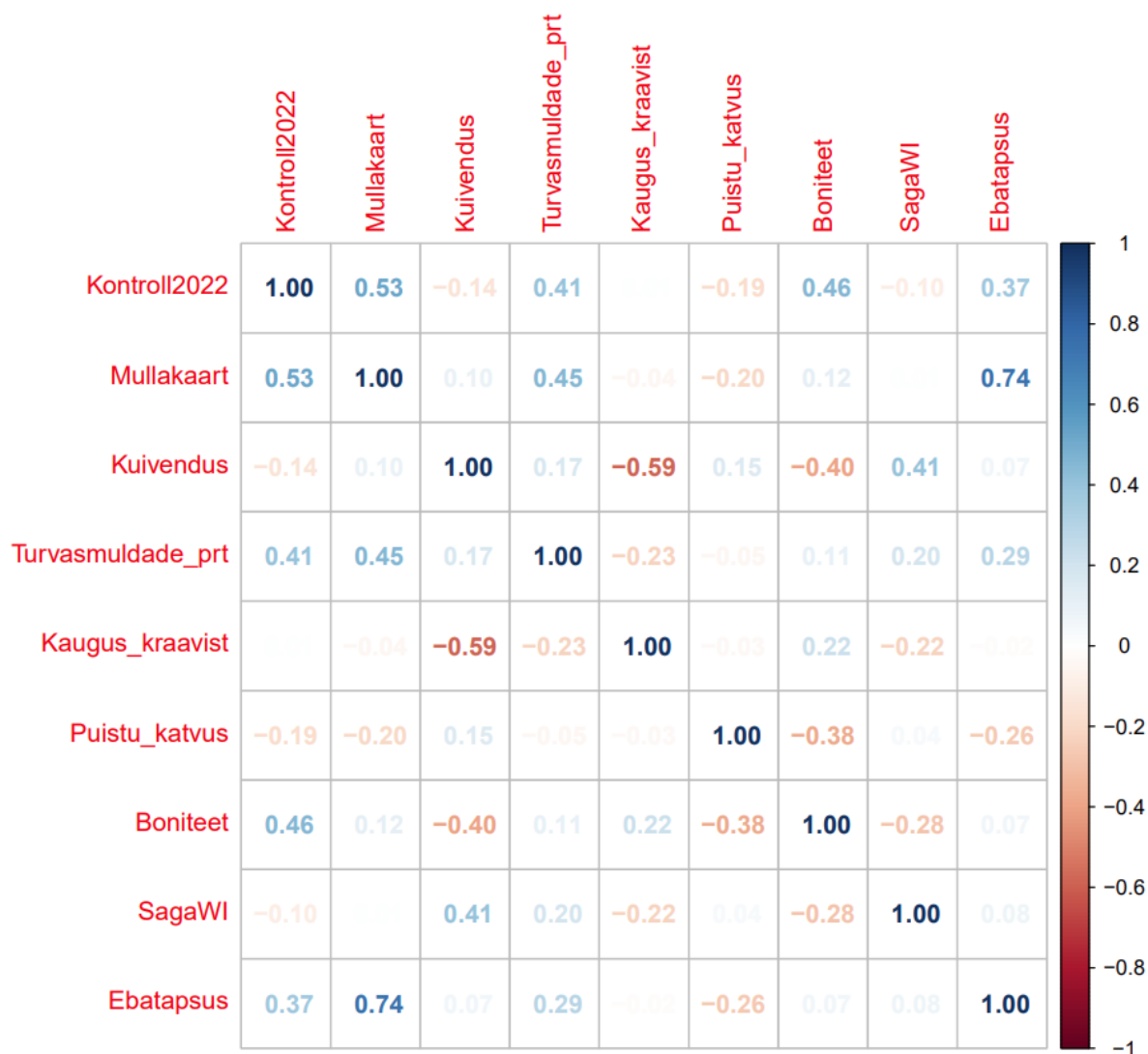
Lisa 2. Turbalasundi mõõtmine

Näide turbalasundi paksuse mõõtmisest välitöödel.



Fotol on näha vene tüüpi turbapuur värskelt võetud turbaprooviga. Turbalasundit mõõdeti sentimeetrites, antud juhul oli turba tüsedus üle 1 m, mille tõttu tuli teha ka teine puurimine, et jõuda sügavuseni 1,5 m.

Lisa 3. Keskkonnatunnuste korrelatsioonigraafik



Joonisel on näha mudelite loomisel kasutatud keskkonnatunnuste korrelatsioonigraafik.

Lisa 4. Parimad madalsoomuldade mudelid

Tabelites on toodud parimad madalsoo lineaarsed segamudelid ja lihtsad lineaarsed mudelid. Toonitatud variante kasutati turbalasundite tuseduse prognoosimiseks.

Madalsoomuldade parimad lineaarsed segamudelid, delta AIC < 2											
Mullakaart	Kaugus kraavist	Boniteet	Kuivendus	Puistu katvus	Ebatäpsus	Niiskusindeks	Turvasmuldade osakaal	Kkraavis: Niiskusindeks	df	AICc	delta
0.79	-0.05	8.31	-0.49	NA	NA	NA	NA	NA	7.00	904.51	0.00
0.63	-0.05	7.41	-0.61	NA	15.47	NA	NA	NA	8.00	905.51	1.00
0.82	-0.05	9.15	-0.45	0.17	NA	NA	NA	NA	8.00	905.57	1.06
0.71	-0.03	11.03	NA	NA	NA	NA	NA	NA	6.00	905.64	1.13
0.75	-0.04	11.93	NA	0.20	NA	NA	NA	NA	7.00	906.23	1.72
Madalsoomuldade parimad lihtsad lineaarsed mudelid, delta AIC < 2											
Mullakaart	Kaugus kraavist	Boniteet	Kuivendus	Puistu katvus	Ebatäpsus	Niiskusindeks	Turvasmuldade osakaal	Kkraavis: Niiskusindeks	df	AICc	delta
0.79	-0.05	8.31	-0.49	NA	NA	NA	NA	NA	6.00	902.15	0.00
0.63	-0.05	7.42	-0.61	NA	15.44	NA	NA	NA	7.00	903.09	0.94
0.82	-0.05	9.15	-0.45	0.17	NA	NA	NA	NA	7.00	903.15	1.00
0.69	-0.03	11.67	NA	NA	NA	NA	NA	NA	5.00	903.74	1.59
0.74	-0.04	12.35	NA	0.21	NA	NA	NA	NA	6.00	904.04	1.89
0.66	-0.05	8.26	-0.57	0.17	15.62	NA	NA	NA	8.00	904.10	1.95

Lisa 5. Parimad siirdesoo+rabamuldade mudelid

Tabelites on toodud parimad siirdesoo+rabamuldade lineaarsed segamudelid ja lihtsad lineaarsed mudelid. Toonitatud variante kasutati turbalasundite tuseduse prognoosimiseks.

Siirdesoo+rabamuldade parimad lineaarsed segamudelid, delta AIC < 2											
Mullakaart	Kaugus kraavist	Boniteet	Niiskusindeks	Turvasmuldade osakaal	Ebatäpsus	Kuivendus	Puistu katvus	Kkraavist: Niiskusindeks	df	AICc	delta
0.35	0.40	+	1.45	1.25	NA	NA	NA	-0.02	13.00	965.18	0.00
0.47	0.40	+	1.32	1.19	+	NA	NA	-0.02	14.00	966.97	1.79

Siirdesoo+rabamuldade parimad lihtsad lineaarsed mudelid, delta AIC < 2											
Mullakaart	Kaugus kraavist	Boniteet	Niiskusindeks	Turvasmuldade osakaal	Ebatäpsus	Kuivendus	Puistu katvus	Kkraavist: Niiskusindeks	df	AICc	delta
0.35	0.40	+	1.45	1.25	NA	NA	NA	-0.02	12.00	962.54	0.00
0.47	0.40	+	1.32	1.19	+	NA	NA	-0.02	13.00	964.26	1.72

Lisa 6. Lihtsad lineaarsed mudelid

Madalsoo turbalasundite tuseduse prognoosimiseks kasutatud lihtne lineaarne mudel, $R^2 = 0,45$.

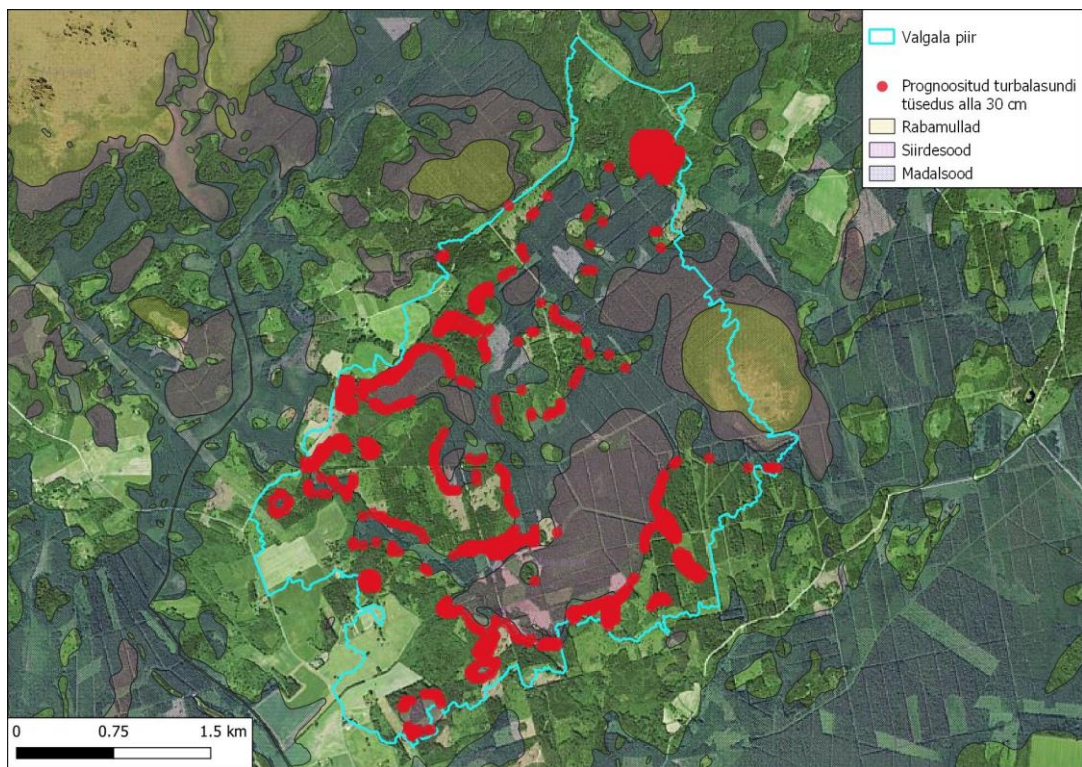
Tunnus	hinnang	standardviga	t	p
Mullakaart	0,79	0,14	5,79	< 0,001
Kaugus kraavist	-0,05	0,02	-2,53	0,01
Boniteet	8,31	3,05	2,73	0,01
Kuivendus	-0,49	0,25	-1,94	0,06

Siirdesoo+raba turbalasundite tuseduse prognoosimiseks kasutatud lihtne lineaarne mudel, $R^2 = 0,58$.

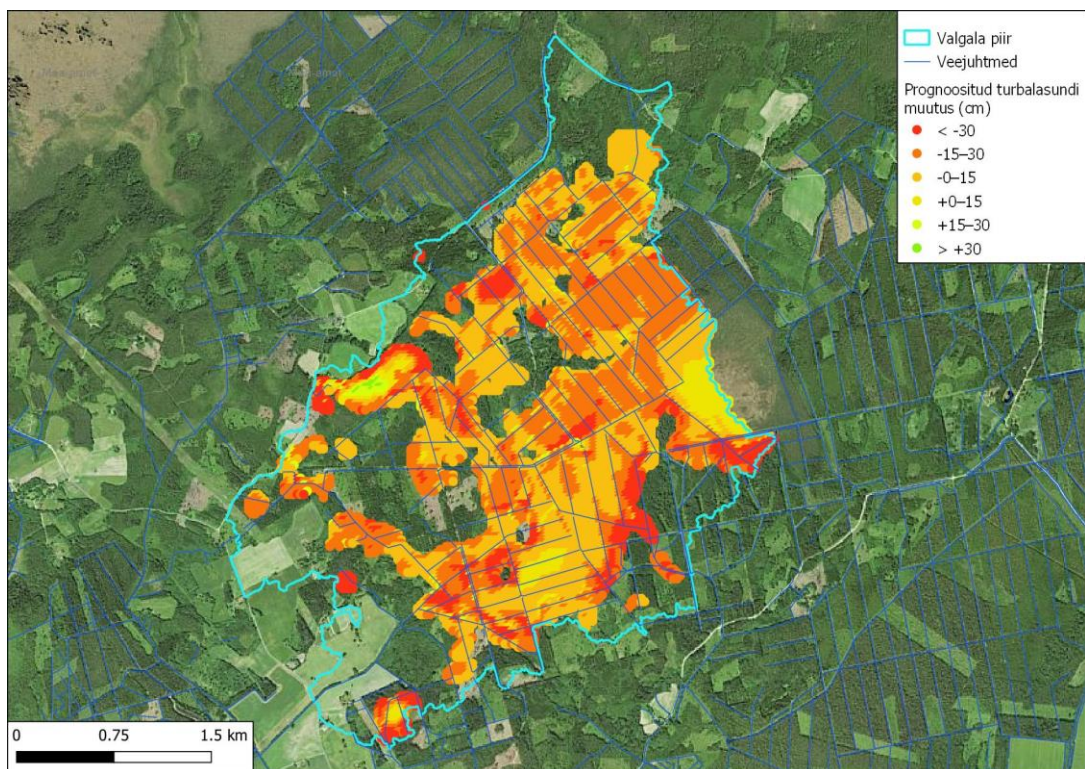
Tunnus	hinnang	standardviga	t	p
Mullakaart	0,35	0,11	3,06	0,003
Kaugus kraavist	0,35	0,11	3,07	0,003
Niiskusindeks	1,74	1,80	0,97	0,33
Turvasmuldade %	1,20	0,22	5,36	< 0,001
Boniteet	10,93	2,10	5,22	< 0,001
Kkraavist:Nindeks	-0,02	0,01	-2,98	0,004

Lisa 7. Visualiseeritud turbalasundite muutused, näide 1

Näide prognoositud turvasmuldade muutusest valgalal nr 16.



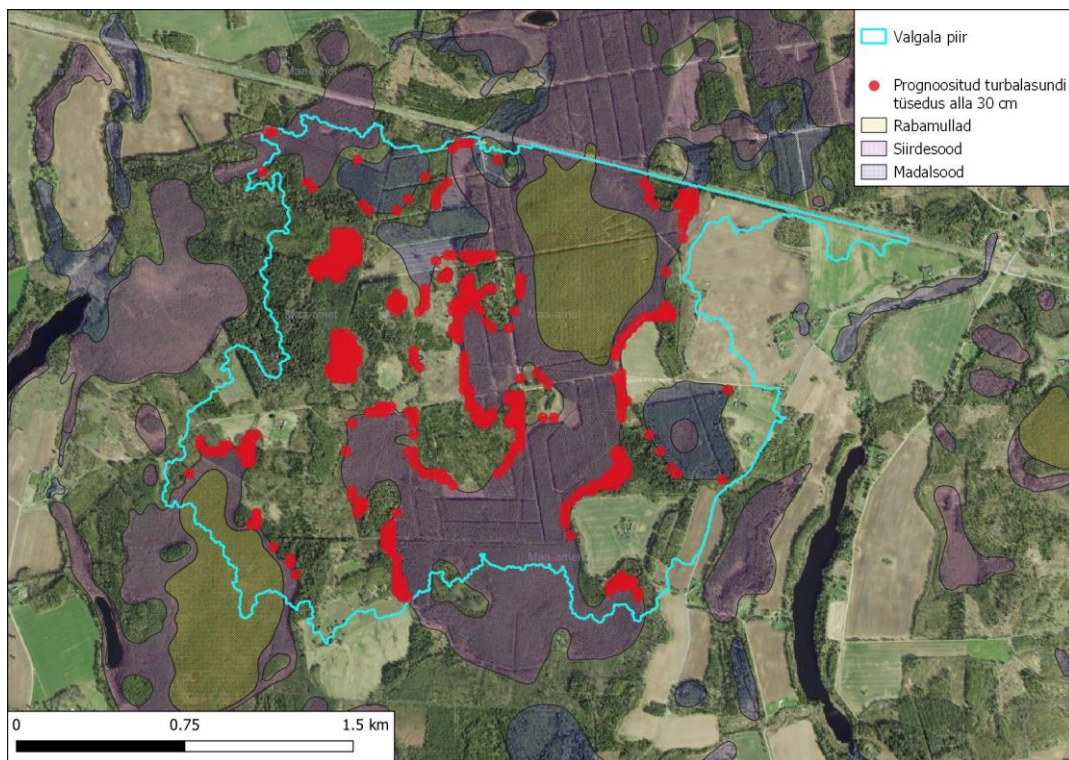
Proгноositud turvasmuldade vähenemine valgalal.



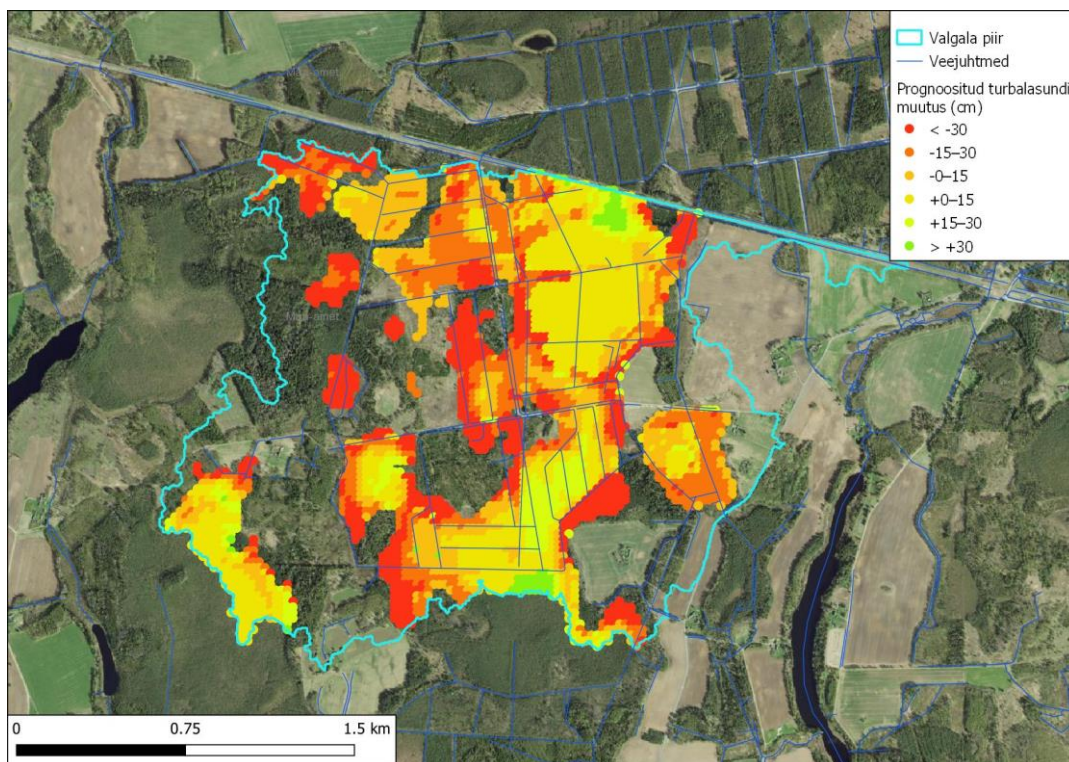
Proгноositud turbalasundite muutused valgalal.

Lisa 8. Visualiseeritud turbalasundite muutused, näide 2

Näide prognoositud turvasmuldade muutusest valgala nr 14.



Prognoositud turvasmuldade vähenemine valgala.



Prognoositud turbalasundite muutused valgala.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Pelle Mellov,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Turbalasundi degradeerumise mõõtmine maastiku mastaabis“, mille juhendajad olid Asko Lõhmus ja Marko Kohv, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace 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.

Pelle Mellov

23.01.2024