



KLIMAMINISTEERIUM



KESKKONNAAMET



KESKKONNAINVESTEERINGUTE KESKUS

Kordushinnang poollooduslike koosluste ökoloogilisele toimimisele



Aruanne

Meelis Pärtel, Madli Jõks, Rufus Trepp,
Liis Kasari-Toussaint, Sigrid Ots, Aveliina Helm

Tartu Ülikool, ökoloogia ja maateaduste instituut



Tartu 2025

Sihtfinantseerimislepingu RES.4.06.24-0026 „Kordushinnang poollooduslike koosluste ökoloogilisele toimimisele” täitjaks oli Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituut. Projekti rahastas SA Keskkonnainvesteeringute Keskus läbi Keskkonnaprogrammi.

Kestus: 01.01.2025–31.12.2025

Käesolev projekt toetub varasemale uuringule: Helm, A., Toussaint, A. 2020. Poollooduslike koosluste ökoloogilise toimimise hinnang. Tartu Ülikool, ökoloogia ja maateaduste instituut.

Projekti täitjad:

Meelis Pärtel, Tartu Ülikooli botaanika professor (vastutav täitja), meelis.partel@ut.ee

Madli Jõks, Tartu Ülikooli makroökoloogia teadur (andmete kogumine ja analüüs)

Rufus Trepp, Tartu Ülikooli taastamisökoloogia nooremteadur (andmete kogumine, aruande koostamine)

Liis Kasari-Toussaint, Tartu Ülikooli taastamisökoloogia teadur (andmete kogumine, aruande koostamine)

Sigrid Ots, Tartu Ülikooli teadusprojektide peaspetsialist (koordineerimine)

Aveliina Helm, Tartu Ülikool taastamisökoloogia professor (aruande koostamine)

Töö viitamine:

Pärtel, M., Jõks, M, Trepp, R., Kasari-Toussaint, L., Ots, S. & Helm, A. (2025).

Kordushinnang poollooduslike koosluste ökoloogilisele toimimisele. SA Keskkonnainvesteeringute Keskus. Tartu Ülikool.

Esilehe foto: Abruca saare rannaniit, autor Liis Kasari-Toussaint

Sisukord

Kokkuvõte	4
Sissejuhatus	5
Poollooduslikud kooslused kui oluline loodus- ja kultuuripärand	5
Poollooduslike koosluste pindalavajadused	7
Töö eesmärk	9
Metoodika.....	10
Metoodika lühiülevaade	10
Pärandniitude kaardikiht.....	12
Arvutusmetoodika	13
Niidupolügoonide jaotamine ja staatus	13
Liikide levikumudelid	14
Sisendparameetrite kombineerimine prioriteetsuskomponentideks	17
Fookusjärjestuse leidmine.....	25
Looduskaitsealuste liikide hõlmatus	26
Võrdlus niitudega eelmise sajandi alguses	27
Eriti oluliste tugialade piirkondade leidmine	28
Niidumeeter.....	28
Tulemused	29
Pärandniitude pindalad	29
Pärandniitude prioriteetsuskomponendid ja fookusjärjestus	30
Looduskaitse all olevate liikide hõlmatus	33
Niitude dünaamika viimase sajandi jooksul	33
Eriti suur pärandniitude tugialade lisavajadus.....	36
Niidumeeter	37
Kasutatud kirjandus.....	38

Kokkuvõte

Pärandniidud ehk poollooduslikud niidukooslused on nii ökoloogiliselt kui ka sotsiaal-majanduslikult väga väärtuslikud. Nende ökosüsteemide püsimine vajab sobivat hooldust – eelkõige koduloomade karjatamist ja heinaniitmist. Suur osa Eesti ja Euroopa elurikkusest on seotud just pärandniitudega.

Ajaloolised taimkattekaardid näitavad, et eelmise sajandi alguses oli Eestis niite üle miljoni hektari, mis kajastab ka varasemate sajandite maastikupilti. Käesoleva töö andmetel on tänapäevaks võrreldes eelmise sajandiga säilinud vaid 13% ehk 132 000 hektarit pärandniite, millest hooldustoetusega on kaetud 43 500 hektarit kaitsealadel ja 6700 hektarit väljaspool kaitsealasid.

Liikide akumulatsiooni analüüs näitas, et 90% pärandniitudelt leitud kaitsealuste liikide pikaajaliseks säilimiseks oleks vaja hooldada üle 80 000 hektari pärandniite. Niidukoosluste jätkusuutliku ökoloogilise toimimise tagamiseks tuleks pärandniite hooldada vähemalt 100 000 hektaril. Pikemas vaates aitaks poollooduslike koosluste ökoloogilist toimimist kõige paremini tagada 300 000 hektari suurune pärandniitude ja elurikkaste tugialade võrgustik.

Käesolevas uuringus kirjeldatud meetodika abil koostatud niitude fookusjärjestus aitab teha tõhusamaid taastamis- ja majandamisotsuseid, mis toetavad nii niitude riiklike pindalaeesmärkide saavutamist kui ka prioriteetsete elupaigatüüpide seisundi parandamist. Samas on oluline toetada kõikide poollooduslike hooldamist ja taastamist ka nendel niitudel, mille fookusjärjestus on madalam.

Niitude ökoloogilise toimimise säilitamisel on abiks tugialad, kus niidule omane elurikkus saab osaliselt püsida. Sellisteks tugialadeks on elurikkad püsirohumaad, aga ka teeservad ja liinialused. Käesolev uuring kaardistas üle Eesti asuvad piirkonnad, kus tugialade vajadus on eriti suur. Samas on tugialade ja elusõbralike rohumaade soosimine oluline maastikus igal pool.

Poollooduslike koosluste ökoloogilise seisundi paremaks mõistmiseks loodi veebirakendus „Niidumeeter“, mis kuvab iga niiduala fookusjärjestuse ja selle olulisemad komponendid. Rakenduses on välja toodud ka piirkonnad, kus tugialade vajadus on eriti oluline.

Kuigi suur osa pärandniitude elurikkusest on Eestis veel säilinud, sõltub selle hoidmine targalt tehtud otsustest. Käesolev uurimistöö pakub selleks teaduspõhise aluse ja väljatöötatud meetodikat saab rakendada ka teiste elupaigatüüpide uuringutes.

Sissejuhatus

Poollooduslikud kooslused kui oluline loodus- ja kultuuripärand

Niidusarnane taimkate levis Euraasias juba tuhandeid aastaid tagasi, algselt megaherbivooride toel, hiljem inimtegevuse ja karjatamise mõjul. Pärandniidud on erakordselt liigirikkad ja pakuvad olulisi ökosüsteemiteenuseid, kuid nende pindala nii Euroopas kui ka Eestis on drastiliselt vähenenud ning enamik niiduelupaiku on halvas või puudulikus seisundis. Kuna see ohustab elurikkust ja looduse hüvesid, on nende kaitse ja taastamine Euroopa Liidu ning Eesti looduskaitse prioriteet.

Niidusarnased kooslused olid Euraasias olemas juba enne neoliitikumi, mil inimtegevus mõjutas keskkonda veel minimaalselt. Suurtel taimtoidulistel loomad (nn megaherbivooridel) oli oluline roll avatud ja poolavatud maastike kujundamisel ning nende püsimisel (Willerslev jt., 2014; Zobel jt., 2018). Inimtegevuse ja kliimatingimuste koosmõjul kadusid paljud suured herbivoorid ning viimaste roll avatud maastike kujundamisel ja valgusrohketel elupaikade säilitamisel asendus hiljem koduloomade karjatamisega (Feurdean jt., 2018). **Poollooduslikud kooslused ehk pärandniidud on loodusliku elustikuga niiduökosüsteemid, mille kujunemisel ja püsimisel on võtmeroll järjepideval, aastasadu kestnud niitmisel või karjatamisel. Neid alasid ei ole majandatud kündmise, heinaseemne külvamise ega väetamisega** (Kukk 2004). Eestis on pärandniitude elupaigatüüpideks näiteks rannaniidud, loopealsed, puisniidud ja -karjamaad, lamminiidud, aruniidud ning soostunud ja sooniidud.

Suur osa Euroopa elurikkusest on seotud just poollooduslike maastikega, kuigi nende pindala on suhteliselt väike (Hobohm jt., 2014). Väikesel skaalal on pärandniidud erakordselt liigirikkad ka maailmas – näiteks on Eestis Laelatu puisniidult 10 × 10 cm ruudult leitud 25 soontaimeliiki, mis on selles mõõtkavas maailmarekord (Wilson jt., 2012). **Eriti oluline on pärandniitude roll ohustatud liikide säilimisel: need on elupaigaks viiendikule 2017–2019 aasta Eesti punase nimestiku hindamises käsitletud liikidest ning veerandile piirkondlikult ohustatud liikidest** (Helm jt. 2023; Leivits 2020). Eesti 570 kaitstavast liigist on pärandniidud otseseks elu- või toitumispaigaks 287 liigile (Helm jt. 2023). Lätis esineb poollooduslikel rohumaadel ligikaudu 30% soontaimede, selgrootute ja linnuliikide koguarvust (Rušina, 2017). Soome põllumajandusmaastikes on 24% ohustatud liikidest ja 40% kõigist väljasurnud liikidest seotud valdavalt poollooduslike kooslustega, mis on riigi kõige ohustatumad eupaigatüübid (Hyvärinen jt., 2019; Lehtomaa jt., 2018). Rootsisis on üle 20% põllumajandusmaastike liikidest ohustatud või peaaegu ohustatud, moodustades ligikaudu kolmandiku kõigist punase nimekirja kantud liikidest. Enamik neist ohustatud liikidest sõltub poollooduslikest elupaikadest (Eide jt., 2020). Norra poollooduslike kooslustega seotud liikidest on 55% kantud punasesse nimekirja ja 35% on ohustatud (Artsdatabanken, 2021).

Tänu pärandniitude erakordsele elurikkusele ja unikaalsetele keskkonnatingimustele osutavad need kooslused inimesele mitmesuguseid looduse hüvesid ehk ökosüsteemiteenuseid, sh tolmeldamist, süsinikuvaru hoidmist, süsinikusidumist, looduslikku kahjuritõrjet ning kultuurilisi väärtuseid (Helm jt., 2023; Prangel jt., 2023; Prangel jt., 2024; Török jt., 2021). Pärandniidud mõjutavad olulisi ökoloogilisi protsesse mitmel ruumiskaalal: maastiku tasandil toetavad need tolmeldamist, piirkondlikul tasandil vee hulga ja kiiruse reguleerimist ning laiemalt kliimaregulatsiooni, samal ajal pakuvad pärandniidud väärtuslikke puhke- ja

looduskogemusi (Bengtsson jt., 2019). Maaelu Teadmuskeskuse analüüs näitas, et pärändniitude hooldamiseks makstav toetus moodustab märkimisväärse osa Hiiu-, Lääne-, Pärnu- ja Saare maakonnas tegutsevate äriühingute ja FIE-de sissetulekutest. Sel on oluline mõju pärändniitude hooldamisega tegelevate äriühingute majanduslikule jätkusuutlikkusele, samuti maaelu mitmekesistamisele ja maaettevõtluse arendamisele (Aamisepp jt., 2023). **Pärändniitud on ka oluline osa põllumajandusmaastikust, toidutootmisest ja maaelu mitmekesisuse tagamisest. Need panustavad nii toidujulgeolekusse kui ka maapiirkondade sotsiaal-majanduslikku heaolusse** (Gorris jt., 2025).

Vaatamata nende olulisusele elurikkuse, looduse ja sotsiaal-majanduslike hüvede seisukohalt kuuluvad poollooduslikud rohumaad paradoksaalselt Euroopas kõige vähem kaitstud ökosüsteemide hulka – vaid ligikaudu 4% on ametlikult kaitse all (Petermann ja Buzhdygan, 2021). **Pärändniitude pindala on Euroopas järsult vähenenud ja need elupaigatüübid on kantud ülemaailmselt ohustatud koosluste hulka** (Shipley jt., 2024). Ka Eestis on muutus olnud ehmatav: kui 20. sajandi alguses ulatus niiduelupaikade pindala veidi üle 1 miljoni hektari, siis nüüdseks on säilinud vaid kümnendik. Pärändniitude kadumine toob kaasa elurikkuse vähenemise ning ohustab looduse hüvesid, mis toetavad ökosüsteemide toimimist, toidutootmist ja maapiirkondade kestlikkust. **Poollooduslike koosluste kriitiline vähenemine on toonud nende kaitse ja taastamise teravalt tähelepanu alla nii Euroopa Liidu (EL-i) ühise põllumajanduspoliitika (ÜPP) kui ka teiste looduskaitsemeetmete kontekstis** (Pe'er jt., 2019; Shipley jt., 2024). EL-i elurikkuse strateegia aastaks 2030 seab eesmärgiks kaitsta vähemalt 30% maismaast, taastada ulatuslikult degradeerunud ökosüsteeme ning tugevdada Natura 2000 võrgustikku (European Commission, 2020). Samas raamistikus toob EL-i looduse taastamise seadus esile kohustuse taastada liikide ja elupaikade soodne seisund kogu liidus, sealhulgas taastada rohumaakoosluste pindala ja kvaliteeti (European Parliament and Council, 2024).

Eesti kannab Euroopa tasandil märkimisväärset vastutust pärändniitude säilimise eest, mistõttu on nende kaitse ning teaduspõhine majandamine ja taastamine oluline riiklik prioriteet (European Parliament and Council, 1992). Pärändniitude pindala vähenemine või seisundi halvenemine mõjutab otseselt ka Eesti rahvusvaheliste looduskaitsekohustuste täitmist, mistõttu on nende taastamise ja hooldamise järjepidevus kriitilise tähtsusega. EL-i 2019–2024 loodusdirektiivi artikli 17 aruande järgi on võrreldes perioodiga 2013–2018 soodsas seisundis elupaikade arv kahanev – kõigist elupaigatüüpidest on soodsas seisundis hetkel vaid 50% elupaikadest, eelneval perioodil oli neid 56,7%. Niiduelupaikadest langesid halba seisundisse kuivad niidud lubjarikkal mullal ja liigirikad niidud lubjavesel mullal (joonis 1).

	2019	2025
• rannaniidud (1630*)	puudulik	puudulik
• kadastikud (5130)	soodne	soodne
• lubjarikkad aruniidud (6210)	puudulik	halb
• lubjarikkad orhideerohked aruniidud (6210*)	puudulik	halb
• lubjavesed aruniidud (6270*)	puudulik	puudulik
• loopealsed (6280*)	puudulik	puudulik
• sinihelmika niidud (6410)	soodne	soodne
• servaniidud (6430)	soodne	soodne
• lamminiidud (6450)	puudulik	puudulik
• viljakad aruniidud (6510)	soodne	soodne
• puisniidud (6530*)	halb	halb
• soostunud niidud (7230)	halb	halb
• puiskarjamaad (9070)	puudulik	puudulik

Joonis 1. Ülevaade kahe viimase EL-i loodusdirektiivi aruandeperioodi poollooduslike niitude seisundist Eestis. Allikas: Keskkonnaportaal, 2025b

Taimeliikidest on 2019–2024 loodusdirektiivi artikli 17 aruande järgi halba seisundisse langedud kaunis kuldking, eesti soojumikas, saaremaa robirohi ja harilik kobarpea ning puudulikku seisundisse jõudnud püst-linalehik (Keskkonnaportaali, 2025b). Ka linnuliikidest on endiselt langustrendis 2019–2024 linnudirektiivi artikli 12 aruande alusel just niiduelupaikades elavad liigid nagu rukkirääk, niidurüdi ja rohunepp (Keskkonnaportaali, 2025a). Niidurüdi puhul on tegemist meie vastutusliigiga Läänemere asurkonnas, kuna Eestis pesitseb ligikaudu kolmandik paaridest. Siiski oli just rannaniitudel perioodil 2013–2022 niidurüdi paaride arvu langustrend –2,5% aastas ning enim vajavad nad heas seisus madalmuru ning sidusat ja suure pindalaga rannaniitu – killustatus ja võsastumine tõstavad liigile kriitiliselt ohtlikku röövluskoormust (Keskkonnaamet, 2023). Sarnaselt on probleem lamminiitudel elava rohunepe kaitse-eesmärgi saavutamiseks, sest perioodi 2019–2024 linnudirektiivi aruandes oli Eestis 200–300 isaslindu. Peamisteks liigi langustrendi teguriteks lamminiitudel on ebasobiv või intensiivne hooldamine, kinnikasvamine ja killustatus. Rohunepe kaitse tegevuskavas seati 2025. aastaks eesmärgiks 500 isaslindu (Keskkonnaamet, 2021b; Keskkonnaportaali, 2025a; Korniluk jt., 2021).

Poollooduslike koosluste pindalavajadused

Poollooduslike koosluste pindala vähendavad hooldamata jätmine ning nende muutmine põlluks, metsaks või tehisaladeks. Kui niitude pindala väheneb alla kriitilise piiri, hakkavad liigid välja surema, sageli märgatava viivitusega. Lahenduseks on elupaikade taastamine, elurikkust toetavad poliitikad ning majandajate motiveerimine jätkusuutlikuks hoolduseks. Kuigi nii Eestis kui ka EL-is on pärandniitude säilitamiseks toetused ja strateegiad, vajatakse eesmärkide saavutamiseks senisest rohkem ressursse, teadlikkust ja selgelt sõnastatud prioriteete.

Euroopas on poollooduslikele kooslustele peamiseks ohuks maakasutuse muutused, eeskätt rohumaa hooldamata jätmine või vastupidi nende liiga intensiivne majandamine. Hooldamata niidukooslusi ohustab kiire kulustumine ja võsastumine, samas kui niiduelupaiku kahjustavad suurema tootlikkuse nimel taimekaitsevahendite ja väetiste kasutamine, rohumaa uuendamine ning liigne niitmis- või karjatamiskoormus (Bengtsson jt., 2019; Török jt., 2020). **Üha suuremaks ohuks on muutunud ka niitude metsastamine, mida soodustavad süsiniku sidumise ja süsinikukrediitide süsteemid. Sageli unustatakse, et rohumaa ise on samuti olulised pikaajalise süsinikuvaru hoidjad ning täidavad võtmerolli elurikkuse säilitamisel ja paljude teiste ökosüsteemiteenuste pakkumisel** (Feurdean jt., 2018; Bai ja Cotrufo, 2022). Lisaks mõjutab niidukooslustega seotud liike elupaikade pindala vähenemine ja killustatus: paljude taimede seemned levivad valdavalt kuni kahe kilomeetri kaugusele (Kiviniemi ja Eriksson, 1999) ning taimekahjurite looduslikud vaenlased ja tolmeldajad on veelgi vähem mobiilsed (Bianchi jt., 2006). **Väikestes isoleeritud elupaigalaikudes väheneb ka liikide geneetiline mitmekesisus, mis piirab nende pikaajalist elujõulisust ning kohanemisvõimet** (Reinula jt., 2021).

Elupaikade looduskaitse seisundi hindamiseks ja taastamismeetmete sihtide seadmiseks on EL-i elupaikade direktiivis (European Parliament and Council, 1992) kasutusele võetud elupaiga soodsa pindala (*Favourable Reference Area*) mõiste – „miinimumpindala“, mis näitab kindla elupaigatüübi pikaajaliseks säilimiseks vajalikku pindala konkreetsetes biogeograafilises piirkonnas. Üheks võimaluseks elupaiga soodsa pindala määramiseks on liikide akumulatsiooni analüüsi kasutamine (Chao jt., 2014). Teiseks võimaluseks on pikaajalise püsiva pindala

muutuse analüüsimine. **Ökoloogias on teada, et liik hakkab oma elupaigast välja surema, kui selle pindalast on alles vähem kui 30%** (Hanski 2011; Pärtel jt., 2025); väljasuremine võib olla ajalise viivitusega (Helm jt., 2006; Kuussaari jt., 2009). Paljud liigid püsivad mõnda aega kooslustes ka siis, kui tingimused ei ole enam nende jaoks sobivad. Seda hilist, esmapilgul nähtamatut reageerimist nimetatakse väljasuremisvõlaks, mis tähendab, et ilma õigeaegsete taastamismeetmete rakendamiseta on nende liikide tegelik kadumine vaid aja küsimus. Väljasuremisvõlga illustreerib näiteks väikeste ja isoleeritud pärandkoosluste jätkuvalt kõrge soon-taimede liigirikkus ning nende tugevam seotus ajaloolise, mitte tänapäevase maastikustruktuuriga (Helm jt., 2006; Kuussaari jt., 2009). **Kui säilinud elupaiga pindala on kahanenud alla 10% selle ajaloolisest ulatusest, toimuvad liikide väljasuremised enamasti kiiresti** (Cousins 2009). **Ka aastakümneid hooldamata niidukooslusi on võimalik taastada, kui mullas on säilinud taimede seemnepank või ümbritsevas maastikus on iseloomulikud liigid veel alles.** Samas võib tugev kultuuristamise mõju muuta taastamise väga kulukaks või koguni teostamatuks (Török jt. 2018; Kalamees jt., 2012; Buisson jt., 2022).

Poliitilised strateegiad, mis toetavad keskkonnahoidlikku põllumajandust ja maaelu, on hädavajalikud nii elurikkuse ja looduse hüvede säilitamiseks kui ka niiduelupaikade järjepidevaks hooldamiseks, majandajate motiveerimiseks pindalade laiendamisel ning uute hooldajate liitumiseks (Bengtsson jt., 2019; Herzon jt. 2022; Kasari-Toussaint jt., 2026; Shipley jt., 2024). EL-i praegused juhised aga ei erista piisavalt ekstensiivseid ja intensiivseid majandamispraktikaid, kuigi nende mõju keskkonnale ja elurikkusele on oluliselt erinev. Vaja on töötada välja eristatud ja ökosüsteemipõhised majandamislahendused (Shipley jt., 2024). **Väheintensiivsed põllumajandustavad, nagu karjatamine ja heinategu, ei ole paljudes piirkondades majanduslikult elujõulised ilma riiklike toetusteta** (van den Pol-van Dasselaar jt., 2020). Põllumajanduspoliitika saab pakkuda selgeid juhiseid ja rahalist toetust, mis aitab tagada sobiva majandamisrežiimi ja võimaldab kohandada tegevusi kohalike ökoloogilistele tingimustele (Moran jt. 2021; Shipley jt., 2024). Näiteks Rootsis on säilinud harukordselt palju poollooduslikke rohumaid (300 000 ha; Herzon jt., 2021), kuna 1988. aastal võttis Rootsi parlament vastu seaduse, mis tagas kõikide veiste pääsu taimede kasvuperioodil karjamaale (Animal Protection Index, 2020). Irimaal rakendatakse riiklikul tasemel tulemuspõhist toetuskeemi, kus toetuse suurus sõltub otseselt elupaiga ökoloogilisest kvaliteedist (Moran jt., 2021). Šveitsis rakendatav alpikarjatamine on samuti orienteeritud ökoloogilistele tulemustele: toetused vähenevad ning lõppevad siis, kui majandamine ületab lubatud intensiivsuse piiri (Schulz, 2015). Tulemuspõhine lähenemine, mis seob toetused otseselt ökoloogilise väärtusega ja suunab ressursid tegelike elurikkuse tulemuste saavutamiseks, võib pikemas perspektiivis osutada kulutõhusamaks. See eeldab aga piisavaid investeeringuid nõustamis- ja kontrollisüsteemi, mis võivad lühiajaliselt kulusid suurendada (www.rbpnetwork.eu; Shipley jt., 2024; Wuepper ja Huber, 2022).

Eestis toetatakse kaitstavatel aladel asuvaid pärandniitusid ühise põllumajanduspoliitika strateegiakava alusel tegevuspõhise pärandniidu hooldamise toetusega, mis rakendub juhul, kui etteantud ühtsed hooldusnõuded on täidetud (Kasari-Toussaint jt., 2026; Regionaal- ja Põllumajandusministerium, 2025). Taastamistööd ning investeeringutoetused on samuti riigi rahastatavad, kuigi need ei ole alati võrdselt kättesaadavad väikemajandajatele (Holm jt., 2019; Kasari-Toussaint jt., 2026). Lisaks kaitstavatel aladel seniste tegevuste jätkamisele on Eestis võetud sihiks ka väljaspool kaitsealasid asuvate pärandniitude ning liigirikaste püsirohumaade ja maastikuelementide säilitamine ning majandamine. See väärtuslike püsirohumaade säilitamise toetus (<https://heapold.ee/vpr/>) on oluliseks sammuks pärandniitude sidususe suurendamisel ja pindalaliste eesmärkide täitmisel (Leclère jt. 2020). **Eesti on teinud märkimisväärseid jõupingutusi ning omab heas seisus ja haruldasi niidukooslusi. Kuid pindalaliste eesmär-**

kide ja liikide soodsa seisundi saavutamiseks ning pikaajalise jätkusuutlikkuse tagamiseks tuleb alustatud tegevustega jätkata ja nende mahtu suurendada. Seejuures on oluline ühiskonna teadlikkuse tõstmine ning kõigi asjassepuutuvate osapoolte kaasamine otsustusprotsessi, sest vähene teadlikkus pärandniitude väärtustest ning nõrgenevad kultuurilised sidemed traditsiooniliste maastikega võivad omakorda süvendada pärandniitude sotsiaal-ökoloogilist „väljasuremiskeerist“ (Moran jt. 2021; Herzon jt. 2022).

Taastamise ja hooldamise ressursside sihipäraseks kasutamiseks on vaja niiduelupaiku selgelt prioriseerida ning neid prioriteete korrapäraselt ajakohastada. **Taastamistegevuste kavandamisel tuleb arvesse võtta nii niiduala suurust, selle tänast ja ajaloolist paiknemist maastikus kui ka unikaalsust, seisundit ning hooldamise võimalusi, tagamaks tegevuste ökoloogilise ja majandusliku tõhususe** (Rappaport jt., 2015; Tambosi jt., 2014).

Töö eesmärk

Uurimuse eesmärgiks on anda viimastele andmetele tuginedes ajakohane hinnang selle kohta, kui palju ja kus on vaja Eestis pärandniite hooldada ning taastada, et oleks tagatud nende elupaikadega seotud liikide säilimine ning elupaikade sidus ökoloogiline toimimine. Hinnangu andmisel kaasatakse kõige uuemad andmed kaitsealadel ning kaitsealast väljaspool asuvate pärandniitude kohta. Alade prioriseerimisel arvestatakse lisaks elupaiga sidususe ja seisundi ning elurikkusega seotud sisendandmetele ka elupaiga unikaalsuse ning sotsiaal-majanduslike teguritega.

Käesoleva töö tulemuseks on niiduelupaikade fookusjärjestus (prioriteetsuse järjestus), mis põhineb eelmainitud teguritel ja aitab suunata taastamistegevusi kõige olulisematele aladele. Andmete täienedes on meetodikat võimalik uuesti rakendada ning fookusjärjestust uuendada. Fookusjärjestust aitab kaardil visualiseerida loodud veebirakendus „Niidumeeter“.

Metoodika

Metoodika lühiülevaade

Analüüsis kasutati Keskkonnaagentuuri niitude kaardikihti, mida võrreldi kaitsealade ja põllumajandustoetuste andmetega – nii määrati pindalad ja hooldus. Iga niidupolügooni tähtsust hinnati nelja komponendi põhjal: looduskaitse kvaliteet, sotsiaal-majanduslik tähtsus, sidususe tagamine ja unikaalsus. Liikide sobivust ennustati masinõppepõhiste mudelitega ning saadud tulemuste põhjal koostati niitude fookusjärjestus. Lisaks hinnati pindalavajadust liikide säilimiseks, ajaloolisi muutusi ja tugialade vajadust.

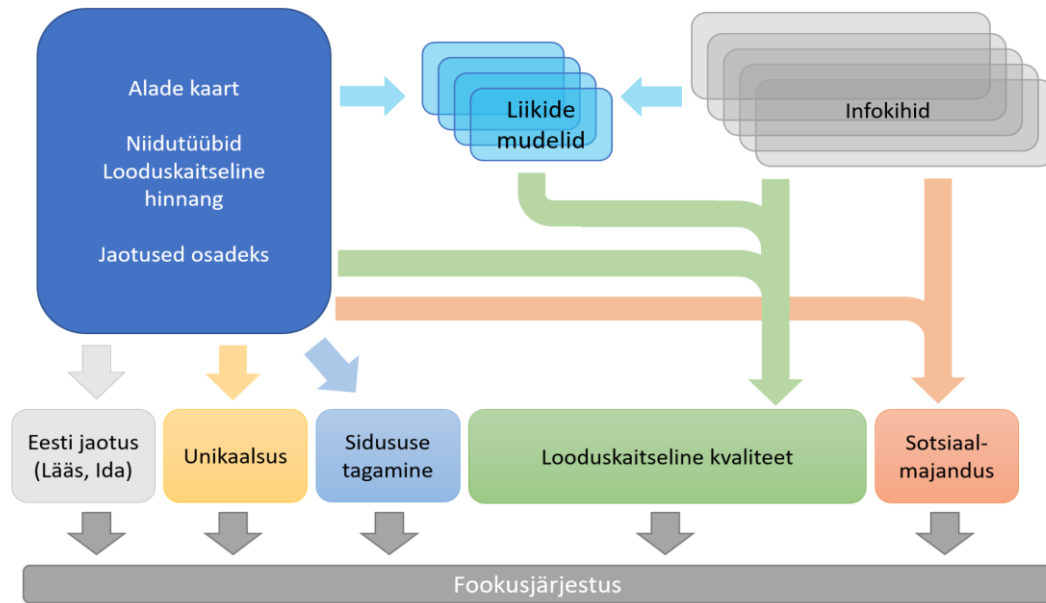
Sisendina kasutati Keskkonnaagentuuri kokku pandud poollooduslike koosluste kaardikihti seisuga 31.12.2024, kus pärandniidud olid koondatud polügoonidena (punkte ühendavate joonte abil piiritletud kahedimensioonilised ruumiobjektid). Suured ja piklikud polügoonid jaotati väiksemateks.

Niidupolügoone võrreldi Eesti kaitstavate alade kaardikihiga ja erinevate põllumajandusmeetmete abil majandatavate alade andmekihiga. Nende abil määrati igale niidutüübile kaasaegsed pindalad, kombineerides kaitset ja hooldust.

Iga niidupolügooni prioriteetsuse hindamiseks arvutati neli sünteetilist prioriteetsuskomponenti: looduskaitse kvaliteet, sotsiaal-majanduslik tähtsus, sidususe tagamine ja unikaalsus. Sidususe tagamisvõime ja unikaalsuse jaoks töötati selle töö jaoks välja metoodika. Prioriteetsuskomponendid arvutati kaalutud keskmisena, kasutades varasemalt ekspertide määratud kaalusid. Ülejäänud komponentide kaalud töötati välja käesoleva uuringu tarbeks.

Oluline sisend looduskaitse kvaliteedi hindamiseks on niidu sobivus indikaatorliikidele. Selle leidmiseks koostati igale uuritavale liigile masinõppepõhise algoritmiga erinevaid keskkonnaparameetreid kasutades levikumudel, mille abil sai prognoosida igale niidupolügoonile selle sobivus konkreetse liigi jaoks.

Niidupolügoonide fookusjärjestuse koostamiseks kasutati ruumilise looduskaitse planeerimise tööriista Zonation algoritmi, mis järjestab alad nende panuse järgi loodusväärtuste säilimisse. Sisendiks olid neli sünteetilist prioriteetsuskomponenti ning Eesti taimkatte suurim jaotus lääne- ja idapoolseks osaks (joonis 2). Võrreldes teiste komponentidega anti looduskaitse kvaliteedile kolmekordne kaal. Järjestus kujunes iteratiivsel, tingimuslikul sorteerimisel põhineva protsessi tulemusel. Välja kujunes stabiilne järjestus, mis kajastab niitude suhtelist tähtsust looduskaitse kontekstis.



Joonis 2. Niitude fookusjärjestuse leidmine, kus erinevad algandmed koondati nelja prioriteetsuskomponenti (unikaalsus, sidususe tagamine, looduskaitse kvaliteet, sotsiaal-majanduslik tähtsus). Looduskaitsele kvaliteedile anti kolmekordne kaal. Prioriteetsuskomponentidele lisati Eesti taimkatte suurjaotus lääne- ja idapoolseks osaks ning arvatuti fookusjärjestus, mis näitab niitude prioriteetsust loodusväärtuste säilitamiseks

Liikide hõlmatus analüüsis hinnati, kui suur niidupindala on vajalik looduskaitsealuste liikide säilitamiseks erinevates niidutüüpides. Selleks kasutati fookusjärjestust ja arvestati ka potentsiaalselt avastamata liikidega. Analüüs viidi läbi eraldi nii kõigi niitude kui ka ainult hooldatud niitude kohta.

Niidutüüpide ajaloolise pindala ja muutuste hindamiseks võrreldi XX sajandi esimest poolt kirjeldava Lippmaa-Laasimeri taimkatte kaarti tänapäevase klassifikatsiooniga, sealjuures niidutüüpe ühtlustades. Ajalooline andmestik näitab niidukoosluste pikaajalist pindala enne niitude kiiret kadumist viimase sajandi jooksul. Omaaegse pindala põhjal määrati pindalavajadus (minimaalselt 10% ja soovitatavalt vähemalt 30% endisest pindalast) ning analüüsiti, kuidas endised niidud on jaotunud tänapäevaste taimkattetüüpide vahel.

Pärandniitude liikide levik ja elurikkuse püsimine sõltub tugialadest – elurikkastest püsirohumaadest, teeservadest, liinialustest. Üle Eesti tuvastati piirkonnad, kus on eriti suur vajadus poollooduslike koosluste tugialade järele. Selleks kombineeriti fookusjärjestuse tulemusi ajaloolise niidupindala vähenemisega, mis võimaldas esile tõsta piirkonnad, kus elupaikade sidususe toetamine on kõige kriitilisem.

Aruande koostamiseks on välja töötatud vabavara „R“ programmid, mis lubavad analüüside korratavust uute andmetega. Lisaks aruandele on tulemuseks kaardifail *geopackage*-formaadis. See andmestik sisaldab kõiki Keskkonnaagentuuri algse kaardi kihte ja lisaks kõiki käesolevas töös leitud parameetreid. Sama informatsioon on antud lisaks Exceli tabelina.

Töö üheks oluliseks väljundiks on ka interaktiivne veebirakendus „Niidumeeter“, mis kuvab Eesti aluskaardil iga niidualaga seotud looduskaitse väärtuse komponendid. Ruumiandmeid lihtsustati ja täiendati selgitava tekstiga, et tagada kaardi sujuv toimimine ja suurendada kasutajasõbralikkust.

Pärandniitude kaardikiht

Töös kasutati Keskkonnaagentuuri koostatud pärandniitude kaardikihi, mis põhineb erinevatel andmekogudel. Kaardilt oli eemaldatud viimase kümne aasta jooksul üles küntud alad. Seisundiklassid (A–D) ühtlustati inventuuriandmete, hoolduse ja kinnikasvamise info põhjal. Andmestikust jäeti välja alla 100 m² polügoonid.

Uuringus on pärandniitude kaardikihina kasutatud Keskkonnaagentuuri välja töötatud kaardikihti seisuga 31.12.2024. Selle aluseks oli Eesti looduse infosüsteemi EELIS andmekihi polügoonid. Valiti need alad, mille põhiliseks elupaigatüübiks oli loodusdirektiivi I lisa niidukooslustena käsitletav elupaik (1630*, 4030, 6210, 6270*, 6280*, 6410, 6430, 6450, 6510, 6530*, 9070). Kui liigirikkad madalsood (7230) vastasid Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni järgi niitude tüübirühmale (kood algas numbriga kaks) lisati ka need. Samuti olid kaasatud avatud aladel paiknevad plaatlood (8240*), kuid metsadesse jäävad alad (puud kõrgusega üle 5 m) olid metsa kõrgusmudeli alusel välja jäetud. Kuna neid plaatloodusid võib lugeda niidukooslusteks, liideti need edaspidises analüüsis loopealsetega (6280*).

Täiendavalt lisati pärandniitude kihile Eestimaa Looduse Fondi soode inventuuri kihist need alad, mis Natura-kihiga ei kattunud, kuid vastasid samadele niidukoosluste kriteeriumidele. Arvesse võeti ainult need polügoonid, mille üheks põhi- või kaasnevaks elupaigatüübiks oli loodusdirektiivi niiduelupaik. Ka selles kihis olid osaliselt kaasatud liigirikkad madalsood, kui need kuulusid Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsiooni järgi niitude tüübirühma. Mõlemad kihid olid pärit EELIS-e geoserveri avalikest teenustest ja olid vastavalt uuendatud.

Pärast kahe kihi ühendamist olid pärandniitude kihist eemaldatud kõik alad, mis olid vähemalt kord viimase kümne aasta jooksul olnud üles küntud. Selleks oli kasutatud Põllumajanduse Registrite ja Infosüsteemi Ameti (PRIA) põldude andmeid, millest arvesse võeti ainult need alad, mille taotletud maakasutus oli olnud „põllukultuurid“, „mustkesa“ või „tagasirajatud rohumaa“. Kuna varasemad andmed olid hinnatud ebatäpseks, oli aluseks võetud ainult viimase kümne aasta jooksul kogutud info.

Keskkonnaagentuur ühtlustas ka seisundiklasse (A, B, C, D). Selleks olid esmalt kasutatud inventuuride käigus antud seisundihinnangud, mis põhinesid loodusdirektiivi I lisa poollooduslike elupaigatüüpide hindamise juhistel. Pärandniitude puhul oli eelistatud ala üldine looduskaitse hinnang, mille puudumisel olid kasutatud esinduslikkuse ja looduskaitse seisundi hinnanguid. Inventuuri ajakohasust oli samuti arvesse võetud – kuni seitsme aasta vanuseid andmeid peeti usaldusväärseks, vanemate puhul kaastati kinnikasvamise ulatuse hindamiseks ka puittaimede katvuse info. Lisaks arvestati ala hooldust ja ajaloolise järjepidevuse teavet.

Algne kaart oli *geopackage*-formaadis, see koosnes 58 908 polügoonist ja sisaldas 30 andmekihti. Sellest andmestikust jäid välja nõmmekooslused (2320 ja 4030) kuna neid käsitletakse pärandniitude perioodi 2021–2027 tegevuskava jaoks tehtud eksperthinnangute alusel poollooduslikest niitudest eraldi (Keskkonnaamet 2021a). Samuti jäeti välja alla 100 m² suurused polügoonid, mis on tekkinud eri kihtide liitmisel.

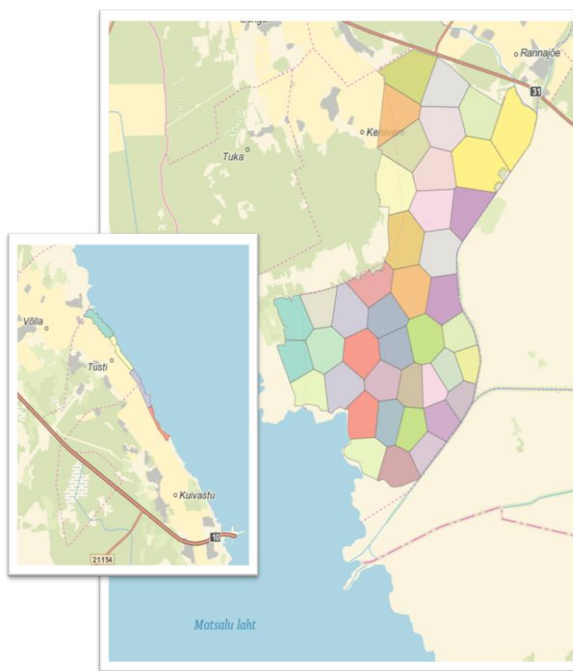
Arvutusmetoodika

Niidupolügoonide jaotamine ja staatus

Väga suured või piklikud polügoonid jagati väiksemateks osadeks, et analüüs oleks täpsem. Niidupolügoon loeti kaitsealusteks, kui need kattusid riiklikul tasemel kaitstavate aladega, ning hooldatuks, kui vähemalt pool pindalast oli seotud ükskõik millise PRIA pindalalise toetusega.

Igale niidupolügoonile genereeriti unikaalne kood (nt ID005790). Niitude ruumiliseks analüüsiks jagati suured ja piklikud polügoonid väiksemateks ligikaudu võrdse pindalaga osadeks. Kui niidupolügooni suurus oli üle 20 ha ja/või selle suurim läbimõõt oli üle 500 m, siis jagati see nii, et pindala oleks ligikaudu 20 ha ja läbimõõt ligikaudu 500 m. Selleks kasutati Voronoi diagonaalide meetodit koos juhuslike punktide ja klasterdamisega, mis tagas ruumiline hajutuse ja geomeetrilise sobivuse.

Algsesse polügoonpiirkonda genereeriti 1000 juhuslikku punkti, mis tagas piisava ruumilise katvuse. Punktid klasterdati soovitud arvuks piirkondadeks, kasutades *k-means*-algoritmi. Klasterdamise tulemusel saadi iga ala keskpunkt. Keskpunktide põhjal genereeriti Voronoi polügoonid, mis jagavad ruumi nii, et iga punkt ruumis kuulub lähima keskpunkti piirkonda. Voronoi polügoonid lõigati algse polügooniga tagamaks, et kõik uued alad jäävad algse niiduala piiridesse (joonis 3). Algne polügoon asendati lõigatud Voronoi polügoonidega, lisades koodile sidekriipsu ja numברי. Niidupolügooni koodi järgi on näha, millisesse algsesse polügooni lõigatud alad kuulusid (nt alad ID005790-01 ja ID005790-02 on algselt olnud üks suur polügoon).



Joonis 3. Näide Voronoi meetodil osadeks jagatud suurest ja piklikust niidupolügoonist. Jagatud osad on tähistatud erinevate värvidega.

Niidupolügoon loeti olevat kaitse all, kui see lõikus Eesti Maa- ja Ruumiameti kaitstavate alade kihiga (rahvuspargid, looduskaitsealad, maastikukaitsealad, kaitsealused pargid ja puistud, elupaikade ja kasvukohtade kaitseks määratud hoiualad). Andmekiht ei hõlmanud kohalike omavalitsuste poolt moodustatud kaitsealasid. Niidud loeti hooldatuks, kui vähemalt 50% niidu pindalast kattus PRIA 2024. aasta põllumajandusmeetme toetusega aladega, millele olid juurde arvestatud ka alad, kus käib põlluloodusliku koosluse taastamine.

Liikide levikumudelid

Niidupolügoonidele leiti nende sobivus valitud indikaatorliikidele. Liikide esinemine niidualadel seostati erinevate keskkonnaparameetritega (nt kaugseirelt hinnatud taimkatte produktsiooni, kaugusega veekogudest, mullaparameetritega), mille põhjal loodi masinõppepõhine mudel. Mudel prognoosis iga niidupolügooni sobivuse igale indikaatorliigile, mis omakorda võimaldas hinnata liikide potentsiaalset levikut ja niitude ökoloogilist väärtust.

Igale niidupolügoonile leiti selle sobivus indikaatorliikidele, mille nimekiri oli ekspertide poolt kokku lepitud eelmise hinnangu ajal ja lähtus erinevatest niidutüüpidest (Helm ja Toussaint, 2020). Liikide valikul eelistati niidutüüpidele iseloomulikke liike, rõhuga looduskaitsealustel liikidel. Kuna indikaatorliike ei saa olla liiga palju, tehti kriitiline valik.

• Ekspertkogu valitud liigid

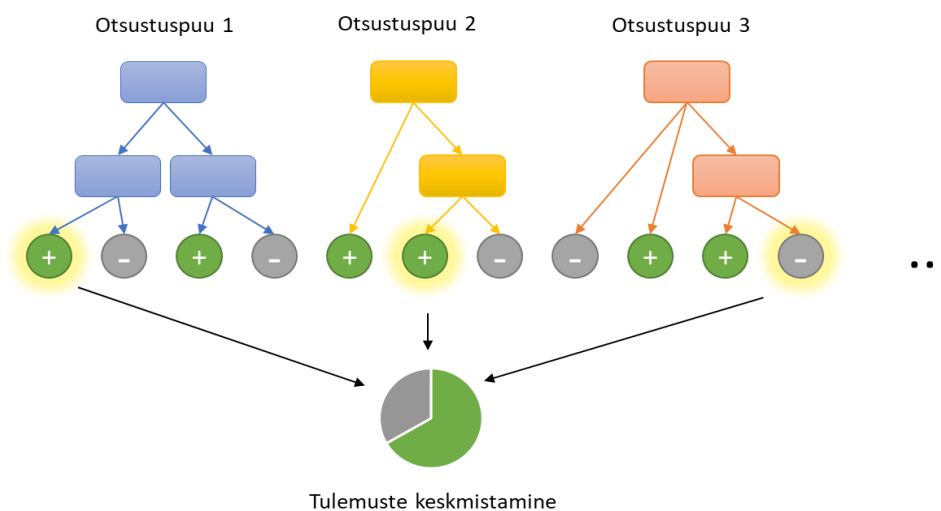
- 1630* rannaniit:** kiivitaja (*Vanellus vanellus*), kuldhänilane (*Motacilla citreola*), lambahänilane (*Motacilla flava*), mustsaba-vigle (*Limosa limosa*), niidurüdi (*Calidris alpina schinzii*), põldlõoke (*Alauda arvensis*), punajalg-tilder (*Tringa totanus*), sookiur (*Anthus pratensis*), suurkoovitaja (*Numenius arquata*), tikutaja (*Gallinago gallinago*), kõre (*Epidalea calamita*), emaputk (*Angelica palustris*), niidu-kuremõök (*Gladiolus imbricatus*)
- 6280*, 5130 loopealne, kadastik:** nõmmelõoke (*Lullula arborea*), nõmme-tähniksinitiib (*Maculinea arion*), punaselg-õgija (*Lanius collurio*), põldlõoke (*Alauda arvensis*), suurkoovitaja (*Numenius arquata*), võöt-põõsalind (*Sylvia nisoria*), aasnelk (*Dianthus superbus*), hall käpp (*Orchis militaris*), kaunis kuldking (*Cypripedium calceolus*), kärbesõis (*Ophrys insectifera*), tõmmu käpp (*Orchis ustulata*), jäik keerdsammal (*Tortella rigens*)
- 6210, 6210* lubjarikkad aruniidud:** nõmmelõoke (*Lullula arborea*), põldlõoke (*Alauda arvensis*), rukkirääk (*Crex crex*), võöt-põõsalind (*Sylvia nisoria*), teelehe-mosaiikliblikas (*Euphydryas aurinia*), aasnelk (*Dianthus superbus*), arukäpp (*Orchis morio*), hall käpp (*Orchis militaris*)
- 6270* lubjavaesed aruniidud:** nõmmelõoke (*Lullula arborea*), põldlõoke (*Alauda arvensis*), rukkirääk (*Crex crex*), mustlaik-apollo (*Parnassius mnemosyne*), aasnelk (*Dianthus superbus*), jusshein (*Nardus stricta*), kahelehine käoheel (*Platanthera bifolia*)
- 6510 viljakad aruniidud:** nõmmelõoke (*Lullula arborea*), põldlõoke (*Alauda arvensis*), rukkirääk (*Crex crex*), aasnelk (*Dianthus superbus*), balti sõrmkäpp (*Dactylorhiza baltica*), kahelehine käoheel (*Platanthera bifolia*), rohekas käoheel (*Platanthera chlorantha*)
- 6450 lamminiidud:** kuldhänilane (*Motacilla citreola*), lambahänilane (*Motacilla flava*), rohunepp (*Gallinago media*), rukkirääk (*Crex crex*), tikutaja (*Gallinago gallinago*), lammiöölane (*Xylomoia strix*), mustlaik-apollo (*Parnassius mnemosyne*), niidu-kuremõök (*Gladiolus imbricatus*), siberi-võhumõök (*Iris sibirica*)
- 6430 servaniidud:** mustlaik-apollo (*Parnassius mnemosyne*), balti sõrmkäpp (*Dactylorhiza baltica*), kahkjaspunane sõrmkäpp (*Dactylorhiza incarnata*), kullerkupp (*Trollius europaea*)
- 7230, 6410 soostunud niidud, sinihelmika-niidud:** lambahänilane (*Motacilla flava*), suurkoovitaja (*Numenius arquata*), tikutaja (*Gallinago gallinago*), Eesti soojumikas (*Saussurea esthonica*), harilik muguljuur (*Herminium monorchis*), kullerkupp (*Trollius europaeus*), kärbesõis (*Ophrys insectifera*), niidu-kuremõök (*Gladiolus imbricatus*), pääsusilm (*Primula farinosa*), siberi-võhumõök (*Iris sibirica*), soo-neiuvaip (*Epipactis palustris*)
- 6530*, 9070 puisniidud, puiskarjamaad:** punaselg-õgija (*Lanius collurio*), väänkael (*Jynx torquilla*), vareskaera-aasasilmik (*Coenonympha hero*), teelehe-mosaiikliblikas (*Euphydryas aurinia*), kaunis kuldking (*Cypripedium calceolus*), laialehine neiuvaip (*Epipactis helleborine*), mets-õunapuu (*Malus sylvestris*), pung-kirburohi (*Polygonum viviparum*), rohekas käoheel (*Platanthera chlorantha*), valge tolmepea (*Cephalanthera longifolia*), värvi-paskhein (*Serratula tinctoria*)

Sisendina kasutati uuritavate liikide leidumist niidupolügoonides. Looduskaitsealuste liikide punkt- ja pindalaandmed pärinesid EELISE-st, teiste kaasatud liikide andmed pärinesid e-Elurikkuse andmebaasist (Abarenkov jt., 2010). Et vältida liigi väljajäämist digitaliseerimise ebatäpsuse tulemusena, moodustati igale niidupolügoonile 100 m puhver ja leiti, kas otsitava liigi punkt või polügoon kattub niiduga.

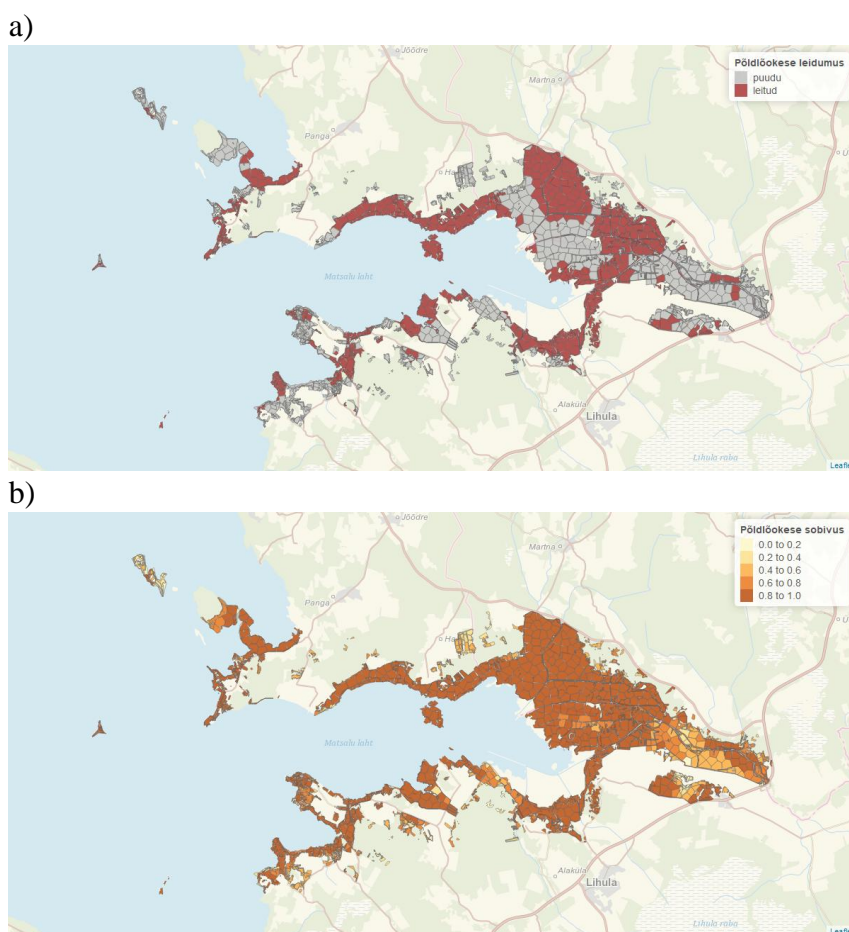
Liikide esinemine seostati vastavalt varem väljatöötatud metoodikale (Helm ja Toussaint, 2020) valitud keskkonnaparameetritega: ala maksimaalne NDVI-ga (*Normalized Difference Vegetation Index*), mis arvutati 2024. aasta juulikuiste pilvitute Sentinel RGBN satelliitpildilt punase ja kaugpunase abil; Maa- ja Ruumiameti andmekogust pärit andmetega: kaugusega merest; kaugusega seisuveekogust; kaugusega jõest; joonobjektide tihedusega; kivide ja puude tihedusega; taimkatte kõrgusega (Eesti Maa- ja Ruumiameti LIDAR-andmed); mullakaardilt (Kmooh jt., 2021) mulla veesidumisvõimega; mulla liivisisaldusega; orgaanilise aine sisaldusega; *Copernicus Land Monitoring Service*'i (<https://land.copernicus.eu/>) andmetel Corine maakatteklassiga (s.o igale niidupolügoonile leiti kõige tavalisem klass, kusjuures sadamad, kaevandused, lennujaamad ühendati kokku väikese esindatuse tõttu); Eesti Geoloogiateenistuse geoloogiliselt kaardilt geoloogilise kihistusega (s.o igale niidupolügoonile leiti kõige tavalisem klass).

Iga liigi puhul määrati pseudo-puudumised (oletuslikud puudumised) ehk polügoonid, kust seda liiki ei ole leitud. Termin „pseudo“ viitab, et tegelikult ei saa kindlalt väita, et liik puudub – võimalik, et seda lihtsalt ei ole veel tuvastatud. Harva esinevate liikide puhul valiti juhuslikult kolm korda rohkem niite, kus liik puudus, võrreldes esinemispaikade arvuga. Sagedasemate liikide puhul (liik esines rohkem kui seitsmendikul niitudest) valiti pseudo-puudumisteks sama arv niite, kui oli esinemispaiku. Pseudo-puudumistel kasutati kihistatud valimi algoritmi, et klasstunnustest (Corine maakatteklassist ja geoloogilisest kihistusest) oleksid kõik klassid esindatud. See lubas arvutada liigi sobivust kõigile niitudele.

Liikide sobivuse leidmiseks erinevatel niidualadel kasutati masinõppepõhist metoodikat (otsustusmets; *random forest*), mis põhineb täpsemate ja usaldusväärsemate prognooside tegemiseks paljude otsustuspuude kombineerimisel (joonis 4). Meetod sobib hästi ökoloogiliste andmete analüüsiks, kus muutujad võivad olla keerulised, mittelineaarsed ja omavahel seotud. Otsustusmets koosneb suurest hulgast otsustuspuudest, millest igaüks on treenitud juhuslikult valitud osa andmetest (nn *bootstrap*-valim). Iga otsustuspuu teeb oma ennustuse, kas liik võiks alal esineda või mitte, vastavalt ala keskkonnatingimustele: näiteks liik esineb suure tõenäosusega, kui ala kaugus merest on alla 2 km, mullas on suur liivisisaldus ning NDVI on madal. Lõplik tulemus saadakse otsustuspuude keskmise alusel. Iga otsustuspuu jaoks valitakse juhuslik alamhulk keskkonnatunnuseid, et vähendada korrelatsiooni otsustuspuude vahel ja suurendada mudeli üldistamisvõimet. Otsustusmetsa mudelite alusel on võimalik ennustada ala sobivust uuritud liikidele (joonis 5 a ja b).



Joonis 4. Masinõppepõhine otsustusmetsa meetodika põhimõtteline skeem indikaatorliikide sobivuse leidmiseks. Skeemil on kujutatud kolm lihtsat otsustuspuud, aga neid on tavaliselt sadu ning nende keerukus varieerub.



Joonis 5. Näidis põldlookese leidumusega Matsalu Rahvusparki poollooduslikel kooslustel (a) ning masinõppepõhise meetodiga leitud alade sobivus samale liigile (b).

Sisendparameetrite kombineerimine prioriteetsuskomponentideks

Iga niidupolügooni jaoks arvutati neli prioriteetsuskomponenti: (1) **looduskaitseline kvaliteet** põhines eksperthinnangul, kaitsealuste liikide esinemisel ja indikaatorliikide sobivusel ning niitude praegusel ja ajaloolisel pindalal; (2) **sotsiaal-majanduslik tähtsus** arvestas hooldusvõimalusi, taastatavust ja turismipotentsiaali; (3) **sidususe tagamine** hindas uuritava ala rolli niitude võrgustikus; (4) **unikaalsus** näitas haruldust nii Eesti kui ka Euroopa tasandil.

Iga niidupolügooni jaoks leiti neli sünteetilist prioriteetsuskomponenti: (1) looduskaitseline kvaliteet, (2) sotsiaal-majanduslik tähtsus, (3) olulisus sidususe tagajana ja (4) unikaalsus. Esmalt standardiseeriti kõik parameetrid 0 ja 1 vahele. Kui andmetes oli erineid, mis erinesid teistest palju, siis neid ei arvestatud ja nad asendati lähima minimaalse või maksimaalse väärtusega. Prioriteetsuskomponendid leiti kaalutud keskmise abil – kasutati üldjuhul varem ekspertide poolt välja töötatud kaalusid (Helm ja Toussaint, 2020), mis võtsid arvesse eri niidutüüpe. Sotsiaal-majandusliku tähtsuse, sidususe tagamise ja unikaalsuse sisendparameetrite kaalud töötati välja käesoleva uuringu käigus ja need ei erinenud eri niidutüüpide vahel. Kõik kaalud on koondatud tabelisse 1.

Looduskaitseline kvaliteet

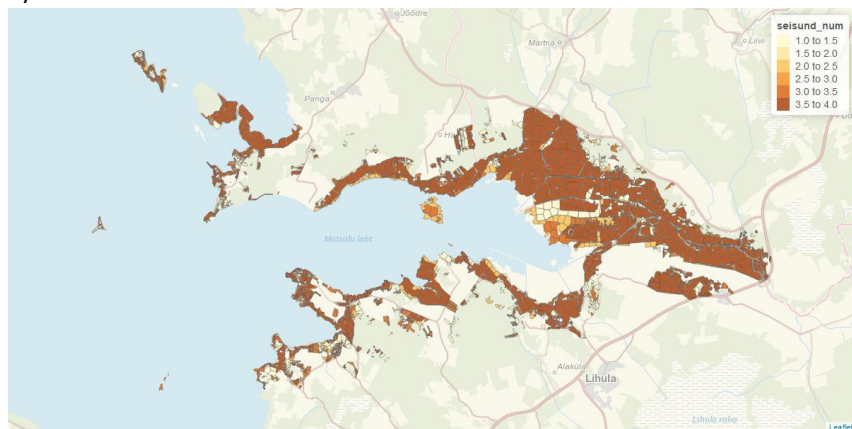
Looduskaitseline kvaliteet kombineeris hulga parameetreid vastavalt kaaludele eri niidutüüpides: ala looduskaitseline seisund inventuuride jm andmestiku järgi (A, B, C, D); leitud kaitsealused liikide arv alal; leitud täiendavate kaitsealused liikide hulk 5 km raadiuses (alal leitud liike ei arvestatud); niitude pindala 5 km raadiuses; ajalooline kuivade ja niiskete niitude pindala 5 km raadiuses. Lisaks arvestati niidu sobivust valitud liikidele vastavalt niidutüübile. Üldjuhul said kaalutud keskmise arvutusel kõrgema kaitsekategooriaga liigid suurema kaalu kui madalama kategooriaga või ilma kategooriate liigid.

Looduskaitsealuste liikide andmed saadi EELISE-st (arvestati nii punktvaatlusi kui ka pindalaliselt märgitud levilaid). Niidupolügoonile loodi 100 m puhver, et arvestada digitaliseerimisvigu. Loeti kõik liigid, mis esinesid niidul koos 100 m puhvriga (joonis 6 a). Leidmaks täiendavaid looduskaitsealuseid liike 5 km raadiuses, kasutati niidupolügooni tsentroidi ümber 5 km raadiust ja looduskaitsealused liigid loeti kokku sarnaselt eelnevaga. Arvestati vaid liike, mida alal endal ei olnud (joonis 6 b). Niitude kvaliteet on üldjuhul suurem, kui neid on ümbruskonnas säilinud rohkem. Niitude praeguse sidususe leidmiseks arvutasime poollooduslike niitude pindala 5 km raadiuses (joonis 6 d).

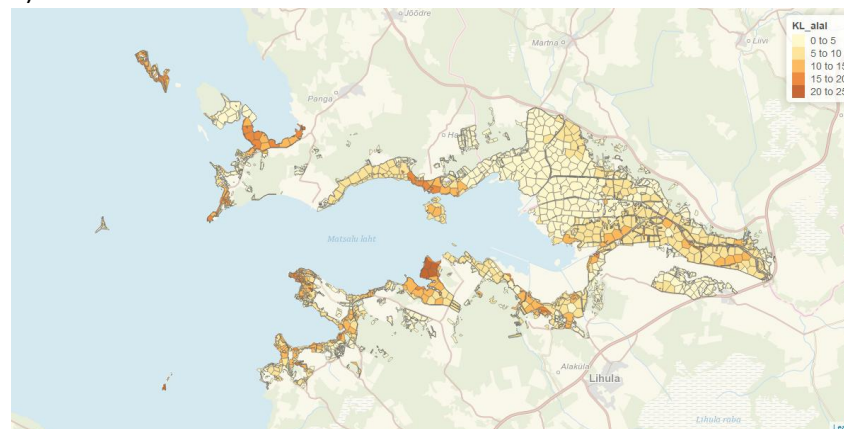
Tabel 1. Eri sisendandmete kaalud kombineeriti neljaks prioriteetsuskomponendiks: looduskaitsealine väärtus, sotsiaal-majanduslik tähtsus, sidususetagamine ja unikaalsus.

Prioriteetuse komponent	Mõõdik	1630*	4030	5130	6210	6210*	6270*	6280*	6410	6430	6450	6510	6530*	7230	9070	Veerg tabelis
Looduskaitsealine kvaliteet	Ala seisund	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	seisund_num
Looduskaitsealine kvaliteet	Kaitsealused liigid	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	KL_ala
Looduskaitsealine kvaliteet	Täiendavad kaitsealused liigid 5 km	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	KL_5km_ued
Looduskaitsealine kvaliteet	Niitude pindala 5 km	8	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	8	praegune_sidus
Looduskaitsealine kvaliteet	Ajalooline kuiv pindala 5 km	5	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	10	Laasimer_kuivad
Looduskaitsealine kvaliteet	Ajalooline niiske pindala 5 km	5							7	7	7			7		Laasimer_niisked
Looduskaitsealine kvaliteet	Epidalea calamita (Bufo calamita)	10														pred_bufo_calamita
Looduskaitsealine kvaliteet	Calidris alpina schinzii	10														pred_calidris_alpina
Looduskaitsealine kvaliteet	Angelica palustris	7														pred_angelica_palustris
Looduskaitsealine kvaliteet	Cephalanthera longifolia											5		5		pred_cephalanthera_longifolia
Looduskaitsealine kvaliteet	Cypripedium calceolus			5				5				5		5		pred_cypripedium_calceolus
Looduskaitsealine kvaliteet	Dianthus arenarius		5													pred_dianthus_arenarius
Looduskaitsealine kvaliteet	Dianthus superbus			5	5	5	5	5				5				pred_dianthus_superbus
Looduskaitsealine kvaliteet	Gallinago media										5					pred_gallinago_media
Looduskaitsealine kvaliteet	Gladiolus imbricatus	7							5		5			5		pred_gladiolus_imbricatus
Looduskaitsealine kvaliteet	Herminium monorchis								5					5		pred_herminium_monorchis
Looduskaitsealine kvaliteet	Limosa limosa	7														pred_limosa_limosa
Looduskaitsealine kvaliteet	Ophrys insectifera			5				5	5					5		pred_ophrys_insectifera
Looduskaitsealine kvaliteet	Orchis morio				5	5										pred_orchis_morio
Looduskaitsealine kvaliteet	Orchis ustulata			5				5								pred_orchis_ustulata
Looduskaitsealine kvaliteet	Parnassius mnemosyne							5		5	5					pred_parnassius_mnemosyne
Looduskaitsealine kvaliteet	Pulsatilla patens		5													pred_pulsatilla_patens
Looduskaitsealine kvaliteet	Saussurea alpina subsp. Esthonica								3					3		pred_saussurea_esthonica
Looduskaitsealine kvaliteet	Tortella rigens			5				5								pred_tortella_rigens
Looduskaitsealine kvaliteet	Coenonympha hero												3	3		pred_coenonympha_hero
Looduskaitsealine kvaliteet	Crex crex				3	3	3				3	3				pred_crex_crex
Looduskaitsealine kvaliteet	Dactylorhiza baltica									3		3				pred_dactylorhiza_baltica
Looduskaitsealine kvaliteet	Dactylorhiza incarnata									3						pred_dactylorhiza_incarnata
Looduskaitsealine kvaliteet	Epipactis helleborine												3		3	pred_epipactis_helleborine
Looduskaitsealine kvaliteet	Epipactis palustris								3					3		pred_epipactis_palustris
Looduskaitsealine kvaliteet	Euphydryas aurinia				3	3							3		3	pred_euphydryas_aurinia
Looduskaitsealine kvaliteet	Iris sibirica								3		3			3		pred_iris_sibirica
Looduskaitsealine kvaliteet	Jynx torquilla												3		3	pred_jynx_torquilla
Looduskaitsealine kvaliteet	Lanius collurio			3				3					3		3	pred_lanius_collurio
Looduskaitsealine kvaliteet	Lullula arborea		3	3	3	3	3	3				3				pred_lullula_arborea
Looduskaitsealine kvaliteet	Phengaris arion (Maculinea arion)		3	3				3								pred_phengaris_arion
Looduskaitsealine kvaliteet	Malus sylvestris												3		3	pred_malus_sylvestris
Looduskaitsealine kvaliteet	Motacilla citreola	5									3					pred_motacilla_citreola
Looduskaitsealine kvaliteet	Motacilla flava	5							3		3			3		pred_motacilla_flava
Looduskaitsealine kvaliteet	Numenius arquata	5		3				3	3					3		pred_numenius_arquata
Looduskaitsealine kvaliteet	Orchis militaris				3	3	3		3							pred_orchis_militaris
Looduskaitsealine kvaliteet	Platanthera bifolia							3					3			pred_platanthera_bifolia
Looduskaitsealine kvaliteet	Platanthera chlorantha												3	3	3	pred_platanthera_chlorantha
Looduskaitsealine kvaliteet	Serratula tinctoria												3		3	pred_serratula_tinctoria
Looduskaitsealine kvaliteet	Sylvia nisoria			3	3	3		3								pred_sylvia_nisoria
Looduskaitsealine kvaliteet	Tringa totanus	5														pred_tringa_totanus
Looduskaitsealine kvaliteet	Alauda arvensis	5		3	3	3	3	3				3				pred_alauda_arvensis
Looduskaitsealine kvaliteet	Anthus pratensis	5														pred_anthus_pratensis
Looduskaitsealine kvaliteet	Gallinago gallinago	5							3		3			3		pred_gallinago_gallinago
Looduskaitsealine kvaliteet	Nardus stricta		3					3								pred_nardus_stricta
Looduskaitsealine kvaliteet	Polygonum viviparum												3		3	pred_polygonum_viviparum
Looduskaitsealine kvaliteet	Primula farinosa								3					3		pred_primula_farinosa
Looduskaitsealine kvaliteet	Trollius europaeus								3	3				3		pred_trollius_europaeus
Looduskaitsealine kvaliteet	Vanellus vanellus	5														pred_vanellus_vanellus
Looduskaitsealine kvaliteet	Xylomoia strix										3					pred_xylomoia_strix
Sotsiaal-maj. tähtsus	Turismiobjekte	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	turismiobjekte_5km
Sotsiaal-maj. tähtsus	Taastatavus	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	taastatavus
Sotsiaal-maj. tähtsus	majandamine 3 km ümbruses	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	Hld_3km
Sidususe tagaja	Vahelisusekeskus	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	S_cent
Sidususe tagaja	Mitmele lähimaks naabriks	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	S_nn
Unikaalsus	Unikaalsus Euroopas	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	U_eur
Unikaalsus	Niidu oskaal 5 km	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	U_koik
Unikaalsus	Niidu osakaal 5 km tüübist	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	U_sama

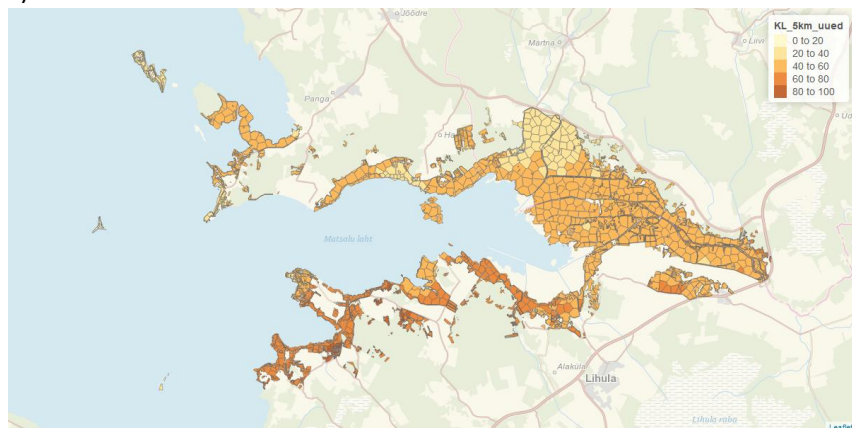
a)



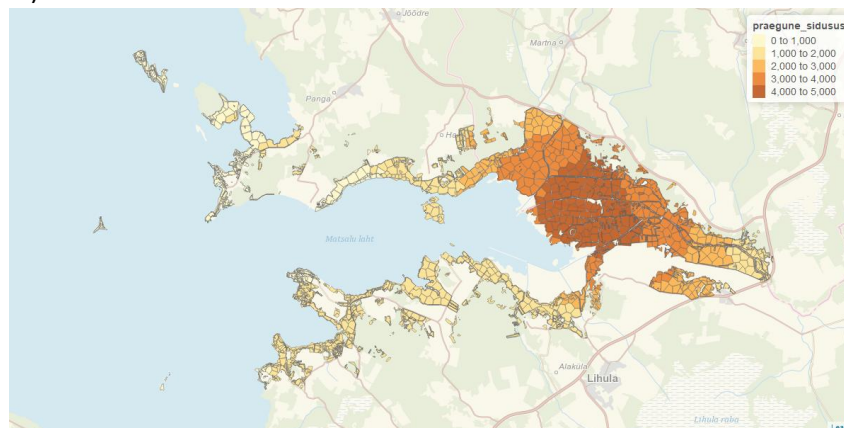
b)



c)



d)



Joonis 6. Näited algandmetest, mida kombineeriti looduskaitse kvaliteedi leidmiseks: a) looduskaitse seisund, b) looduskaitsealuste liikide arv niidupolügoonil, c) täiendavate looduskaitsealuste liikide arv 5 km raadiuses, d) poollooduslike koosluste pindala 5 km raadiuses.

Kuna elurikkus on kasvanud pika aja jooksul, võeti arvesse ajalooline kuivade ja märgade niitude pindala 5 km raadiuses. Selleks kasutati Lippmaa-Laasimeri kaarti (Laasimer, 1965). Võrreldes eelmise niitude ökoloogilise toimimise hinnanguga (Helm ja Toussaint, 2020) on seda andmestikku täiendatud. Algselt oli Lippmaa-Laasimeri taimkatte kaart digitaliseeritud mõõtkavas 1 : 200 000 paberkaardilt, kus esines moonutusi ja suur hulk ilma koodita väiksemaid polügoone. Käesolevas töös võeti kasutusele 2024. aastal täpsustatud versioon, kus polügonide piire korrigeeriti ja lisati puuduvad taimkatteklasside koodid, kasutades Eesti Maaülikoolis hoitavaid mõõtkavas 1 : 42 000 välikaarte (joonis 7).



Joonis 7. Näide Lippmaa-Laasimeri taimkatte välitöökaardi lehest, kus üheverstalisel aluskaardil on värviliselt märgitud taimkate, millele on hiljem servast peale kleebitud poolläbipaistev kalkapaber koos täpsema interpretatsiooniga taimkattetüüpide piiridest. Taimkattetüübid on märgitud numbriliste koodidega

Looduskaitse kvaliteedi arutamisel olid erinevad niidutüübid seotud omaaegsete kuivade ja niiskete niitude levikuga. Kuivad ja niisked niidud jaotati vastavalt varem väljatöötatud metoodikale (Helm ja Toussaint, 2020). Näited nii ajalooliste kuivade kui niiskete niitude pindalast 5 km raadiuses on toodud joonisel 8.

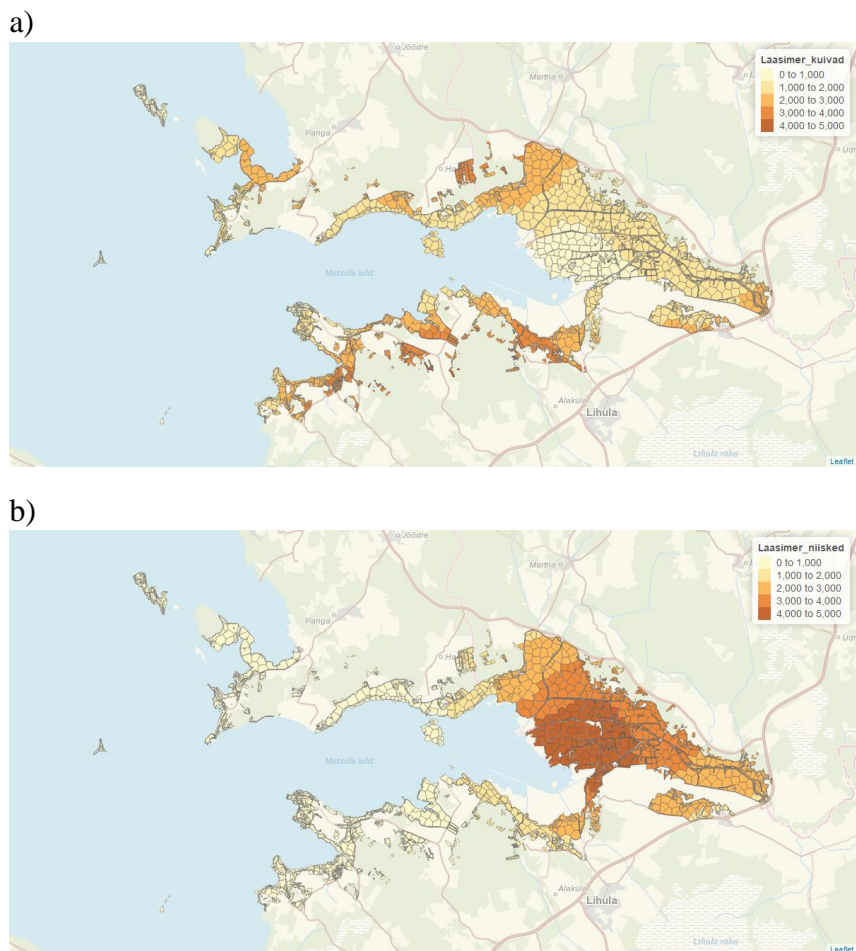
Kuivade niitude rühma arvati ajalooliselt taimkattekaardilt järgmised elupaigatüübid.

- Luidete ja liivikute taimkate
- Liigivaesed aruniidud
- Liigirikkad aruniidud
- Liigivaesed aru-puisniidud (ajuti liigniisked)
- Liigirikkad aru-puisniidud (ajuti liigniisked)
- Lood
- Lookadastikud
- Põõsasarana lood
- Rannikutaimkond (ranniku-niidud)
- Kadastikud savi- või liivapinnasel
- Kanarbiku põõsastikud (liival)

Niiskete/soostunud niitude rühma arvati ajalooliselt taimkattekaardilt järgmised elupaigatüübid.

- Liigivaesed lodud ja soostunud puisniidud (lubjarikkal põhimoreenil)
- Liigivaesed madalsood ja soostunud niidud
- Lamminiidud ja lammisood
- Liigirikkad lodud ja soostunud puisniidud (lubjarikkal põhimoreenil)
- Liigirikkad madalsood ja soostunud niidud

Viimaks võeti arvesse niidu sobivust valitud liikidele, kasutades eelpool kirjeldatud indikaatorliikide sobivust (joonis 9) koos tüübipõhiste kaaludega (tabel 1).

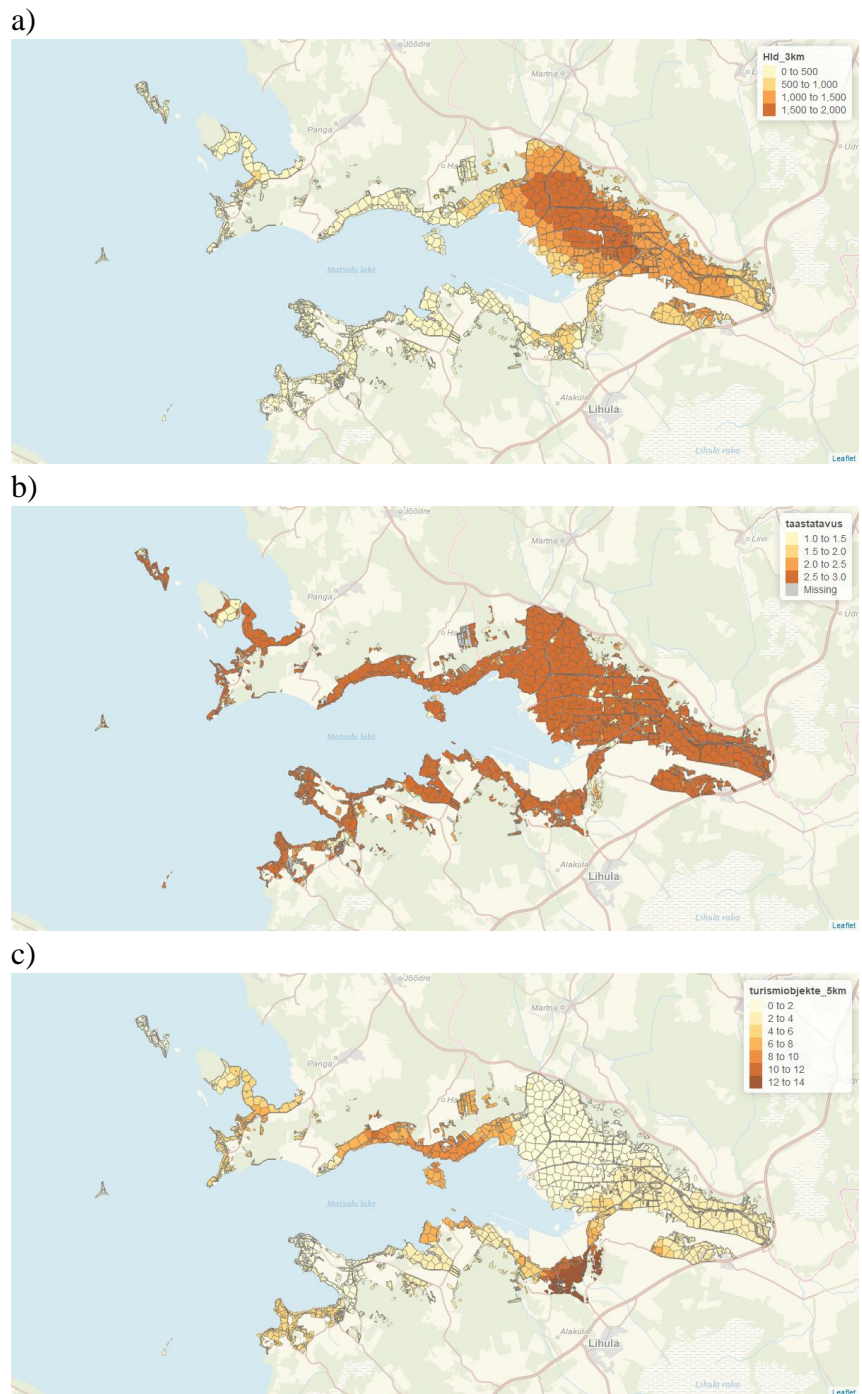


Joonis 8. Looduskaitse kvaliteedi leidmisel kasutatud XX sajandi alguse kuivade (a) ja niiskete (b) niitude pindala 5 km raadiuses (ha) Lippmaa-Laasimeri taimkatte kaardi põhjal.

Sotsiaal-majanduslik tähtsus

Sotsiaal-majandusliku tähtsuse hindamiseks kombineeriti kolme sisendparameetrit. Kõrgeima kaalu sai niitude hoolduse olemasolu 3 km raadiuses, kuna see näitab, et uuritav niit võib pakkuda huvi niitude majandajatele ning kinnitab hooldamisvõimekuse olemasolu. Selleks kasutati kõiki käesolevas töös olevaid niidupolügoone koos hoolduse andmetega.

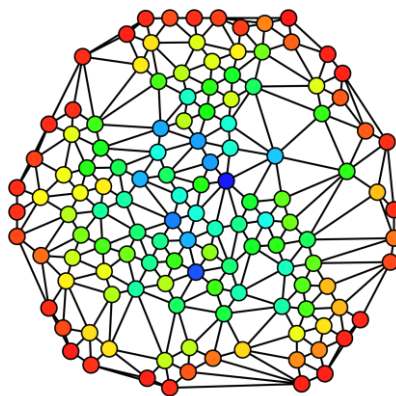
Järgnes taastatavuse hinnang (kolm klassi), mis kasutas varem väljatöötatud meetodit (Helm ja Toussaint 2020). See meetod kasutab sisendina taimkatte kõrguse jaotust Maa- ja Ruumiameti LIDAR-i mõõdistustest, kuid informatsiooni olemasolul ka eksperthinnanguid. Kergemini taastatav niit on majandajatele huvipakkavam. Viimaks arvestati 5 km raadiuses olevaid turismiobjekte, mis hõlmasid nii vaatamisväärsusi kui ka toitlustust ja majutust. Need andmed saadi veebilehtedelt puhkaeestis.ee, [visitestonia.com](http://visitesto-
nia.com) ja andmed.eesti.ee. Hästi hooldatud pärandniit võib olla oluline turismiobjektide täiendus, mistõttu võib hooldajal olla suurem motivatsioon poollooduslike kooslusi majandada. Nimetatud kaardikihtide näidised on toodud joonisel 10.



Joonis 10. Andmekihid sotsiaal-majandusliku tähtsuse leidmiseks: a) poollooduslike koosluste hooldus 3 km raadiuses (ha), b) taastatavus (3 klassi, suurem väärtus näitab kergemat taastatavust), c) turismiobjektide hulk 5 km raadiuses.

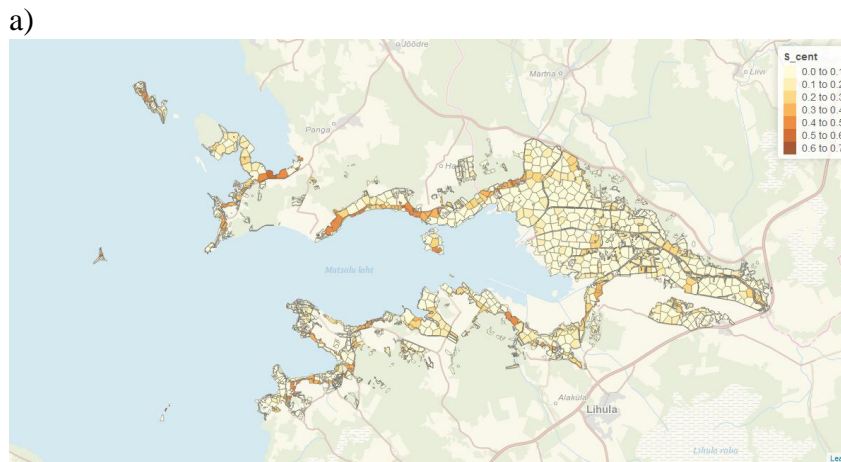
Sidususe tagaja

Mõned niidud võivad paikneda just selliselt, et nad aitavad säilitada niitudevahelist sidusust ning toetavad seeläbi elurikkuse püsimist maastiku tasandil. Käesolevas töös eeldati, et liikide levimise tõenäosus väheneb aladevahelise kauguse ruuduga – see tähendab, et liikumine on tõenäolisem lähimate naaberalade suunas ning võib toimuda astmeliselt edasi. Sidususe hindamisel kasutati kahte näitajat: vahelisusekesksust (*betweenness centrality*) ja teisele niidupolügoonile lähimaks naabriks olemise sagedust.

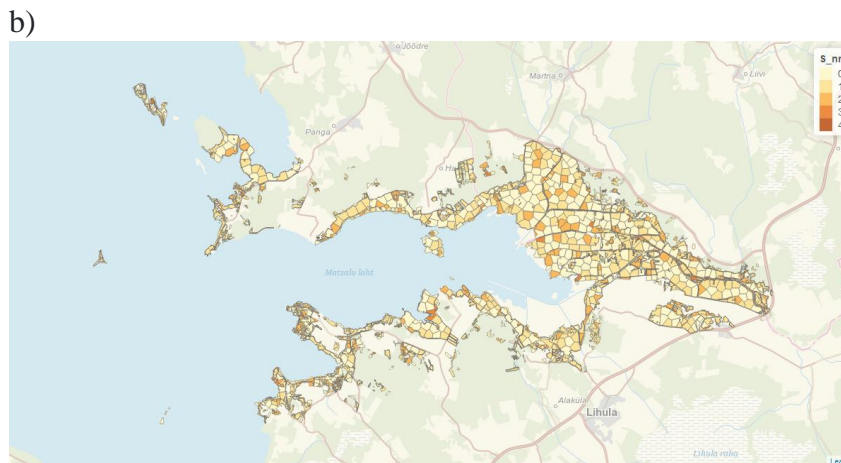


Joonis 11. Näide võrgustikust, kus ringid tähistavad alasid ja jooned tõenäolisi levikuteid. Mida sinisem on ring, seda suurem on selle vahelisusekesksus ehk tõenäosus, et liigid seda ühelt alalt teisele levides läbivad (https://en.wikipedia.org/wiki/Betweenness_centrality)

Vahelisusekesksus on võrgustikuanalüüsi mõõdik, mis näitab, kui sageli paikneb konkreetne niidupolügoon lühimal ühendusteel teiste niitude vahel. See iseloomustab, kui sageli peab liik läbima selle ala, et jõuda ühest sobivast elupaigast teise (joonis 11).



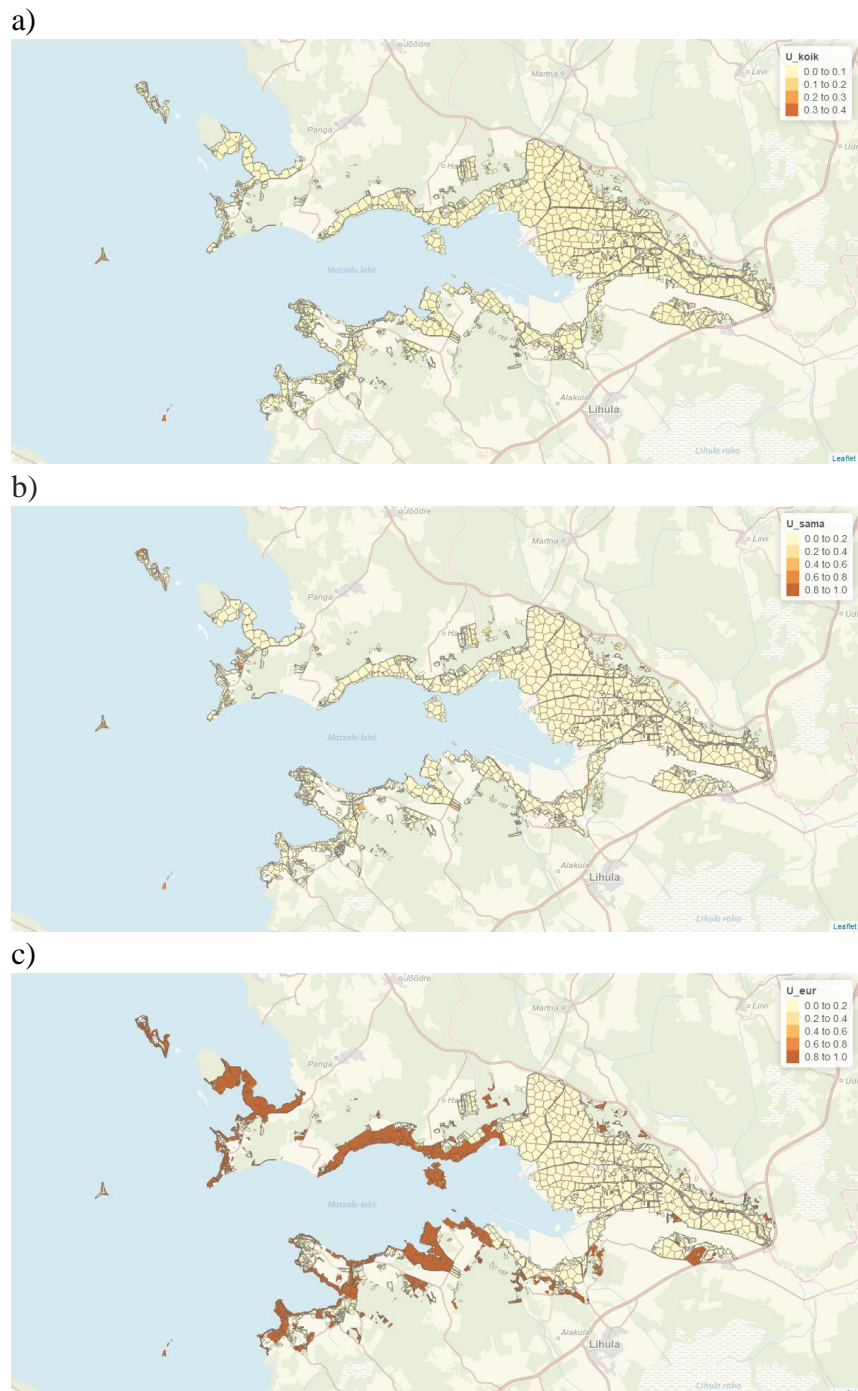
Lähimaks naabriks olemise sagedus näitab, kui sageli on konkreetne niidupolügoon teiste niitude lähim naaber. Selleks loendati, mitmele teisele niidule on vaadeldav niit kõige lähemal. Näitaja väärtused varieerusid vahemikus 0 kuni 4. Vahelisusekesksus ja lähimaks naabriks olemise näidiskaardid on joonisel 12.



Joonis 12. Näidiskaardid andmetest, mille järgi leitakse niidu olulisus siduse tagajana: a) vahelisusekesksus, mis näitab, kui tõenäoliselt levivad liigid niidupolügooni läbivad ja b) mitmele teisele niidupolügoonile on ala lähimaks naabriks

Unikaalsus

Mõned niidud on olulised seetõttu, et nad esindavad kas suuremas või väiksemas piirkonnas haruldast niidutüüpi. Unikaalsus kombineeris kolme sisendit: uuritava ala pindala osakaalu kõigest niitudest 5 km raadiuses; uuritava ala pindala osakaalu sama tüüpi niitudest 5 km raadiuses; unikaalsust Euroopa tasemel (tärniga kood). Näidiskaardid unikaalsuse komponentidest on toodud joonisel 13.

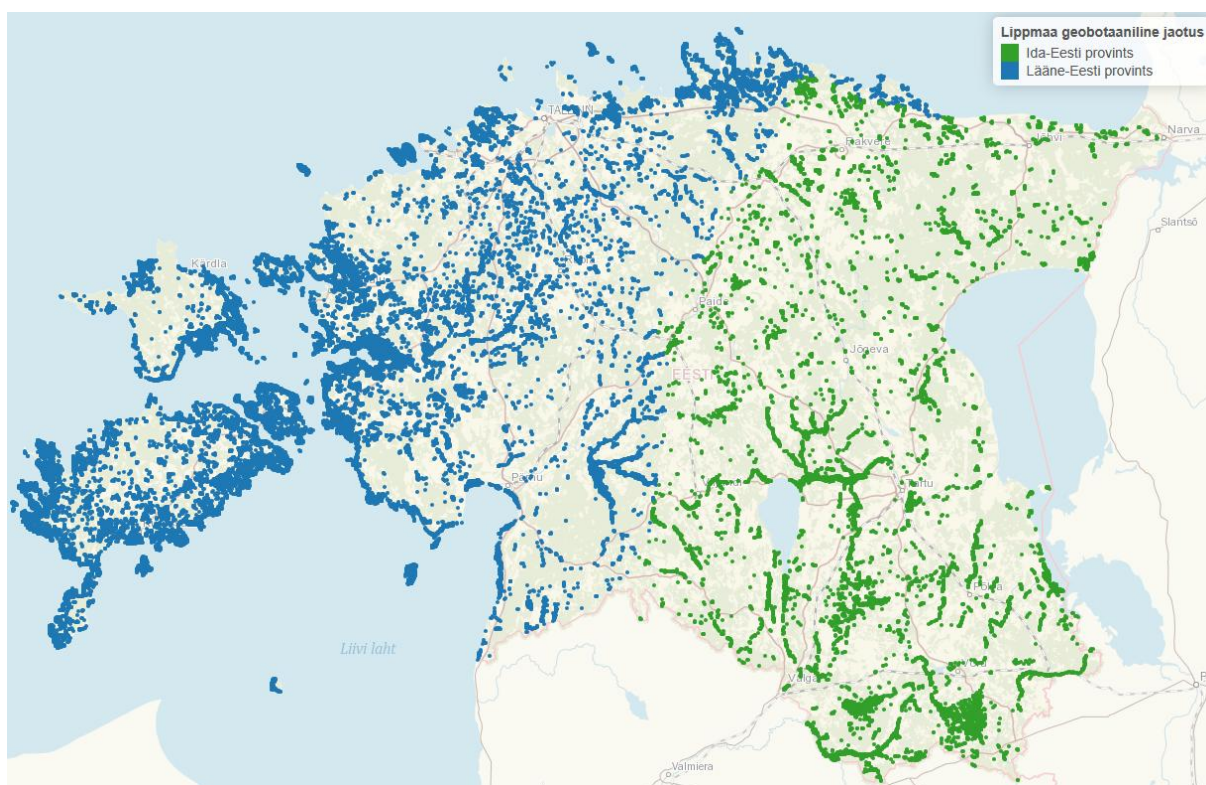


Joonis 13. Näidiskaardid andmetest, mille järgi leiti niidu unikaalsus: a) üldine unikaalsus piirkonnas (üle kõigi niidutüüpide); b) niidutüübi-spetsiifiline unikaalsus piirkonnas; c) unikaalsus Euroopas (tärniga tüübid)

Fookusjärjestuse leidmine

Niitude fookusjärjestus koostati Zonationi algoritmiga, mis järjestab alad panuse järgi loodusväärtuste säilitamiseks. Sisendiks olid neli prioriteetsuskomponenti: looduskaitse kvaliteet, sotsiaal-majanduslik tähtsus, sidusus ja unikaalsus, kusjuures looduskaitsele kvaliteedile anti kolmekordne kaal. Lisaks arvestati Eesti taimkatte geograafilisi erisusi. Saadud järjestus näitab, millised niidud on kõige olulisemad mitmekesiste loodusväärtuste säilitamiseks.

Fookusjärjestuse koostamiseks kasutati Zonationi algoritmi (Moilanen jt. 2022), eesmärgiga järjestada niidupolügoonid nii, et eespool paiknevad alad aitaksid kõige paremini säilitada mitmekesiseid loodusväärtusi. Sisendina kasutati nelja sünteetilist looduskaitsele väärtuse komponenti: looduskaitse kvaliteeti, sotsiaal-majanduslikku tähtsust, sidususe tagamist ja unikaalsust, kusjuures looduskaitsele kvaliteedile anti võrreldes teistega kolmekordne kaal. Lisaks võeti arvesse ka Eesti taimkatte jagunemist kahe suurema piirkonna – lääne- ja idapoolse – vahel (Lippmaa 1935), et tagada mõlema piirkonna sarnane prioritseerimine (joonis 14).



Joonis 14. Poollooduslike koosluste jaotumine kahe taimkatte suurjaotuse – lääne- ja idapoolse provintsi – vahel Teodor Lippmaa järgi

Zonationi algoritm põhineb iteratiivsel tingimuslikul sorteerimisel, mis toimub kolmes etapis: algjärjestuse seadmine (1), kus igale niidupolügoonile arvutati esialgne väärtus, mis peegeldas kõigi komponendi koondmõju. Selle põhjal koostati esmane järjestus, kus kõrgema väärtusega alad paiknesid eespool. Teisena iteratiivne ümberjärjestamine (2), milles simuleeriti iga niidu panust loodusväärtuste säilimisse juhul, kui see niit kaoks – arvutati tingimuslik marginaalne kadu, mis näitab, kui palju väärtust läheks kaotsi. Kuna iga ala kaotamine mõjutab teiste alade väärtust, sõltub see alade järjekorrast. Kui tingimuslik marginaalne kadu alade järjekorras ei vähenenud, siis tõsteti suurema kaotusega ala ettepoole. Seda tegevust korrati, kuni järjestus muutus stabiilseks. Konvergensti kontrollis (3) peeti järjestust lõplikuks, kui marginaalsed kaod suurenesid järjestuses ühtlaselt ja keskmine viga jäi alla 0,0001%. Tulemuseks saadi fookusjärjestus, mis kajastab niitude suhtelist tähtsust looduskaitsealuse väärtuse säilitamisel.

Leitud prioriteetsuskomponentide ning fookusjärjestuse jaotust uuriti kogu valimis ja igas niidutüübis eraldi. Prioriteetsuskomponentide ja fookusjärjestuse omavahelisi seoseid uuriti Spearmani astakorrelatsiooni abil. Kui prioriteetsuskomponendid ei ole tugevalt korreleeritud, annab igaüks neist unikaalse sisendi fookusjärjestusse. Fookusjärjestus on juba oma olemuselt prioriteetsuskomponentidega korreleeritud, aga eri sisendite mõju näitab korrelatsioonide tugevus.

Looduskaitsealuste liikide hõlmatus

Hinnati, kui palju kaitsealuseid liike eri niidutüübid hõlmavad juhul, kui niite alustades fookusjärjestuse tipust järjest arvesse võtta. Iga niidutüübi kohta arvutati pindala, mis kataks 90% teadaolevatest liikidest, eraldi nii kõigi niitude kui ka ainult hooldatud niitude puhul. Samuti leiti iga niidutüübi eeldatav kaitsealuste liikide koguarv.

Üks viis elupaiga soodsa pindala (*Favourable Reference Area*) määramiseks on liikide akumulatsiooni analüüs. See näitab, kui palju konkreetse niidutüübiga seotud liikide arv kasvab järjest rohkemate niitude kaasamisel. Selleks kasutati eelnevalt arvutatud fookusjärjestust, alustades prioriteetsematest niitudest, ning jälgiti, kuidas liikide arv suureneb koos pindala kasvuga. Liikide akumulatsioon arvutati eraldi nii kõigi niitude kui ka ainult hooldatud niitude kohta.

Iga niidutüübi kohta arvutati: (1) pindala, mis hõlmaks 90% niidutüübis leitud looduskaitsealustest liikidest, mis on realistlik siht hooldavate niitude pindala kavandamisel; (2) oodatav looduskaitsealuste liikide arv Chao indeksi abil (Chao jt., 2014), mis arvestab harva esinevate liikide põhjal tõenäolist avastamata liikide hulka ja pakub seeläbi realistlikumat hinnangut konkreetse niidutüübi tegelikule mitmekesisusele. Kui leitud liikide arv jääb oluliselt alla Chao indeksit, viitab see võimalusele, et niidutüübis leidub veel avastamata kaitsealuseid liike.

Võrdlus niitudega eelmise sajandi alguses

Niitude ajaloolise pindala ja dünaamika hindamiseks võrreldi tänapäevaseid niidutüüpe XX sajandi algust kirjeldava Lippmaa-Laasimeri kaardiga, ühtlustades klassifikatsioonid ja arvutades iga tüübi omaaegse pindala. Mõistmaks elupaikade muutusi, analüüsiti, kuidas on eelmise sajandi niidud jaotunud tänapäevaste taimkattetüüpide vahel.

Teiseks võimaluseks elupaiga soodsa pindala (*Favourable Reference Area*) määratlemisel on võrdlus niitude ajaloolise ulatusega, lähtudes teadmistest, et ökosüsteemi toimimise säilitamiseks on vajalik säilitada vähemalt 10% selle algsest pindalast ning pikaajaliseks elurikkuse püsimiseks vähemalt 30% (Cousins 2009; Hanski 2011; Pärtel jt., 2025). Võrdluseks kasutati Lippmaa-Laasimeri kaarti XX sajandi esimesest poolest. Klassifikatsioonid ühtlustati varem väljatöötatud metoodika alusel (Helm ja Toussaint 2020), kus mõned kaasaegsed niidutüübid vaadeldi koos (neid ei olnud eelmise sajandi kaardil eristatud, tabel 2).

Tabel 2. Niidutüüpide kokku viimine kaasaegse klassifikatsiooni ning Lippmaa-Laasimeri kaardi alusel (Helm ja Toussaint, 2020).

Ühtlustatud niidutüübid	Loodusdirektiivi elupaigatüübi koodid	Lippmaa-Laasimeri elupaigatüübid
Rannaniidud	1630*	Rannikutaimkond (rannikuniidud)
Kadastikud	5130	Kadastikud savi- või liivapinnasel
Lubjarikkad aruniidud (koos orhideerohketega)	6210(*)	Liigirikkad aruniidud
Lubjavaesed aruniidud	6270*, 6510	Liigivaesed aruniidud
Lloopealsed	6280*	Lood Lookadastikud Pöösasmarana lood
Puisniidud (koos puiskarjamaadega)	6530*, 9070	Liigirikkad aru-puisniidud Liigivaesed aru-puisniidud Liigirikkad soostunud puisniidud Liigivaesed soostunud puisniidud
Soostunud niidud (koos sinihelmika niitudega)	7230, 6410	Liigirikkad soostunud niidud Liigivaesed soostunud niidud
Lamminiidud (koos servaniitudega)	6450, 6430	Lamminiidud

Igale ühtlustatud niidutüübile leiti selle ajalooline pindala ning sellest lähtudes omakorda pindalavajadus, mille alampiiriks on 10% ja soovituslikuks tasemeks 30%, et tagada elurikkuse säilimine. Esitatud on ka vahe-eesmärk 20%. Mõnevõrra on suurenenud eelmise sajandi alguse niitude pindala hinnangud, kuna on lisandunud seni koodita olnud polügoone. Rannaniitude pindala Lippmaa-Laasimeri kaardil on peetud alahinnatuks, kuna kitsaste ribadena levinud kooslustele jäid tihti tüübi koodid märkimata ja selle asemel on kasutatud muid uuringuid (Helm ja Toussaint 2020).

Niitude dünaamika mõistmiseks analüüsiti, mis on saanud eelmise sajandi niitudest ühtlustatud niidutüübi kaupa. Selleks leiti, kuidas endised niidud jaotuvad tänapäevaste taimkattetüüpide vahel ELME kaardikihi põhjal (Helm jt., 2020).

Eriti oluliste tugialade piirkondade leidmine

Määrati piirkonnad, kus on niitude elurikkuse püsimiseks tugialade järele suurim vajadus. Selleks leiti piirkonnad, kus on väga kõrge väärtusega pärandniidud, kuigi ümbruskonnas on viimase sajandi jooksul niitude hulk oluliselt vähenenud.

Üle Eesti määratleti piirkonnad, kus on eriti suur vajadus poollooduslike koosluste tugialade (elurikaste püsirohumaade, hooldatud elektriliini aluste, elurikkusesõbralike teeservade) järgi. Selleks leiti just need niidupolügoonid, mis on fookusjärjestus järgi kõrgeima 10% hulgas, aga kus niitude hulk 5 km raadiuses on alla 10% võrreldes eelmise sajandi algusega.

Kombinatsioon kõrge loodusväärtusega niitudest ja niitude pindala vähenemisest eeldab, et suur osa niitudega seotud elurikkusest võiks olla alles, aga selle pikemaajaliseks püsimiseks on vaja suuremat pindala. Nende polügoonide ümber määratleti 3 km puhver kui piirkond, mille sees liikide levik võiks toimuda.

Niidumeeter

Niitude fookusjärjestuse ja tugialade vajaduse kuvamiseks loodi interaktiivne veebikaart „Niidumeeter“, mis näitab iga ala looduskaitse kvaliteeti, sotsiaal-majanduslikku tähtsust, sidusust ja unikaalsust.

Fookusjärjestuse ja tugialade lisavajaduse visualiseerimiseks loodi interaktiivne veebikaart „Niidumeeter“, kus iga niiduala kohta kuvatakse selle looduskaitse kvaliteet, sotsiaal-majanduslik tähtsus, sidususe potentsiaal ja unikaalsus. Kaart põhineb Maa- ja Ruumiameti aluskaardil ja võimaldab kasutajal tutvuda niitude prioriteetsusega kogu Eestis.

„Niidumeetri“ loomiseks lihtsustati esmalt veebikaardile sobivuse tagamiseks ruumiandmeid ja iga niidupolügoon varustati selgitava tekstiga. Nagu kõik teisedki tulemused, on „Niidumeeter“ on genereeritud R-koodi abil, mistõttu seda saab vajadusel automaatselt uuendada.

Tulemused

Pärandniitude pindalad

Eesti poollooduslike koosluste kogupindala on praeguste andmete järgi 132 000 ha, millest 50 200 ha on hoolduses. Valdav osa hooldatud pärandkooslustest asub kaitsealadel, kuid väljaspool on neid siiski ligikaudu 6700 ha.

Pärast suurte ja piklike alade osadeks jaotamist oli analüüsis 58 151 niidupolügooni, mis hõlmasid 132 000 ha (tabel 3). Kaitstavatel aladel asus 92 400 ha poollooduslike niite, kuid hoolduses oli 43 500 ha. Väljaspool kaitstavaid alasid olevast 39 600 ha-st oli hoolduses 6700 ha. Enamus väljaspool kaitstavaid alasid hooldatud alad on väärtuslikud püsirohumaad, mis on viimaste aastate jooksul toimunud invertteerimisel saanud poolloodusliku koosluse staatuse.

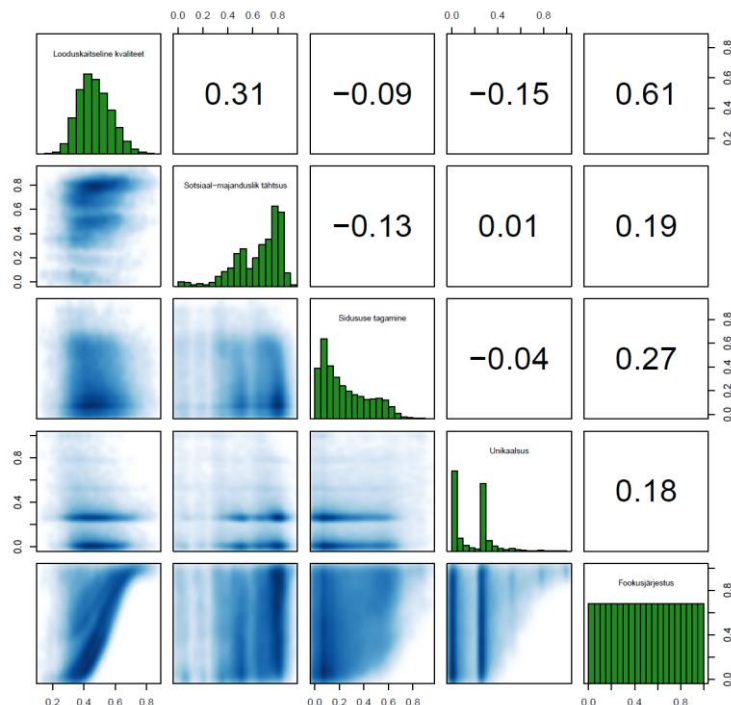
Tabel 3. Pindala niidutüüpide kaupa kaitstavatel aladel ja neist väljaspool, hoolduses olevatel aladel ja ilma hoolduseta aladel. Pindalad on antud 100 ha-lise täpsusega. Esitatud on pindala, mis on vajalik selleks, et antud niidutüübis saaks kaetud 90% seal esinevatest kaitsealustest liikidest.

Niidutüüp	Kaitstavatel aladel			Väljaspool kaitstavaid alasid			Hooldatud kokku	KOKKU	Vajalik pind 90% liikide jaoks
	Hoolduses	Hooldamata	Kokku	Hoolduses	Hooldamata	Kokku			
rannaniidud (1630*)	12 800	11 100	23 900	100	800	900	12 900	24 800	19 700
kadastikud (5130)	400	2 900	3 300	0	900	900	400	4 200	2 800
lubjarikkad aruniidud (6210)	2 000	1 200	3 200	700	800	1 500	2 700	4 700	2 800
... orhideerohked (6210*)	900	1 100	2 000	300	1 200	1 500	1 200	3 500	2 200
lubjavaesed aruniidud (6270*)	1 900	2 600	4 500	600	2 600	3 200	2 500	7 700	4 000
loopealsed (6280*)	5 900	5 500	11 400	700	5 600	6 300	6 600	17 700	8 700
sinihelmika niidud (6410)	800	1 100	1 900	0	1 600	1 600	800	3 500	2 100
servaniidud (6430)	1 200	2 200	3 400	300	2 900	3 200	1 500	6 600	3 900
lamminiidud (6450)	10 300	10 300	20 600	900	7 600	8 500	11 200	29 100	18 600
viljakad aruniidud (6510)	3 300	2 200	5 500	2 800	1 800	4 600	6 100	10 100	5 400
puisniidud (6530*)	1 500	3 000	4 500	100	3 500	3 600	1 600	8 100	4 100
soostunud niidud (7230)	1 300	2 800	4 100	100	2 100	2 200	1 400	6 300	4 400
puiskarjamaad (9070)	1 200	2 900	4 100	100	1 500	1 600	1 300	5 700	2 700
KOKKU	43 500	48 900	92 400	6 700	32 900	39 600	50 200	132 000	81 400

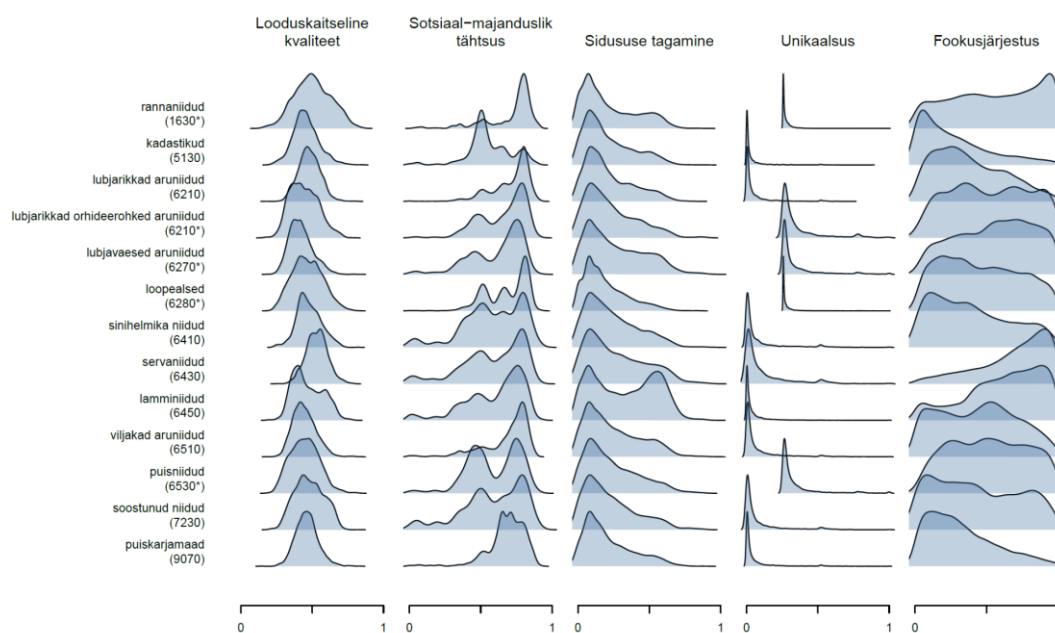
Pärandniitude prioriteetsuskomponendid ja fookusjärjestus

Prioriteetsuskomponentide jaotused on erinevad: kui looduskaitse kvaliteet on enamasti normaaljaotusega ning sotsiaal-majanduslik tähtsus kaldub suuremate väärtuste poole, siis sidusus ja unikaalsus on kaldu pigem väiksemate väärtuste poole. Komponentid – välja arvatud sotsiaal-majanduslik tähtsus ja looduskaitse kvaliteet, mis on positiivselt korreleeritud – ei ole omavahel tugevalt seotud, mis tähendab, et iga üks neist annab unikaalset teavet. Fookusjärjestus sõltub peamiselt looduskaitse kvaliteedist lähtuvalt sellele antud suuremast kaalust. Unikaalsuse jaotus on kahe tipuga – teine tipp lähtub Euroopa tasemel prioriteetsetest niidutüüpidest.

Prioriteetsuskomponentidest on looduskaitse kvaliteet ligikaudu normaaljaotusega, sotsiaal-majanduslik tähtsus on kaldu suuremate väärtuste ning sidususe tagamine ja unikaalsus väiksemate väärtuste suunas. Prioriteetsuskomponendid ei ole omavahel tugevalt seotud ja seega annab igaüks neist unikaalset informatsiooni (joonis 15). Mitmed prioriteetsuskomponendid on omavahel tihti nõrgalt negatiivselt korreleeritud ja mõneti tasakaalustavad üksteist. Vaid sotsiaal-majanduslik tähtsus ja looduskaitse kvaliteet on positiivselt seotud. Fookusjärjestus on seotud enim looduskaitse kvaliteediga ja vähem teiste komponentidega – vastavalt kaaludele. Unikaalsuse jaotus on kahe tipuga, kus teine tipp tuleneb Euroopas prioriteetsetest niidutüüpidest. Kuigi fookusjärjestuse leidmisel ühtegi niidutüüpi eraldi ei eelistatud, on jaotused mõnel tüübil asümmeetrilised (joonis 16).

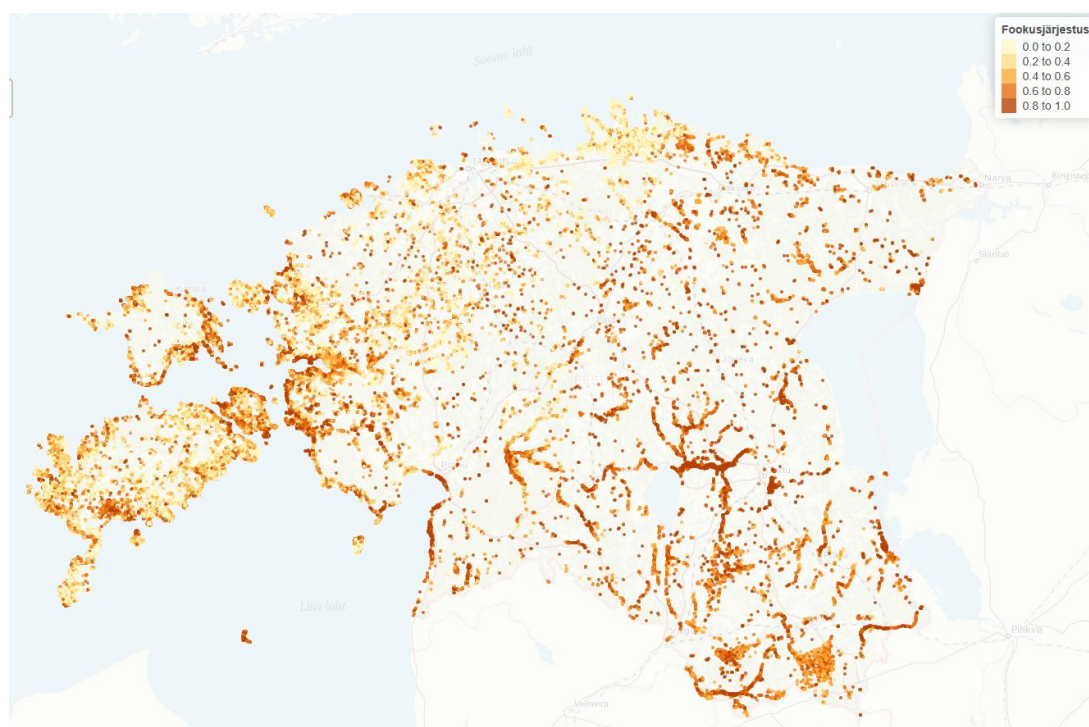


Joonis 16. Fookusjärjestus ning seosed (alumine vasak osa), jaotused üle kõikide niitude (diagonaal, fookusjärjestus on pidev järjekord, mistõttu on jaotus ühtlane) ning omavaheliste seoste tugevused (parempoolne ülemine osa, Spearmani astakorrelatsioonid). Kuna niidupolügoone on väga palju, on prioriteetsuskomponentide omavahelised esitatud punktide tiheduse järgi. Alad, kus on rohkem punkte, on tumedamad



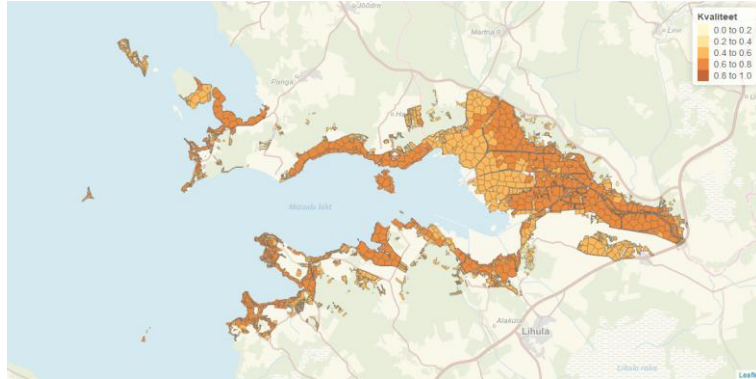
Joonis 16. Prioriteetuskomponentide ja fookusjärjestuse jaotus eri niidutüüpides

Üldine kaart poollooduslike koosluste fookusjärjestustega on näidatud joonisel 17 ja näidised eri komponentidega Lahemaa rahvuspargist joonisel 18. Iga tüübi kõik niidud on äärmiselt väärtuslikud. Fookusjärjestus on abiks, kui on vaja valida, mida ja kus võtta hooldusesse või taastamise lisaks. Ka hetkel madalama fookusjärjestusega niidu majandamist tuleb jätkata.

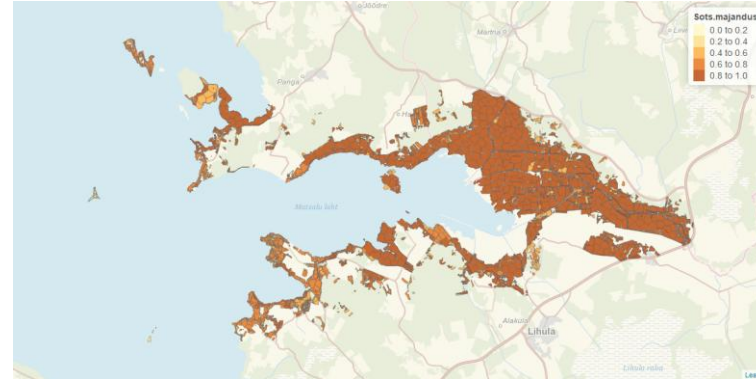


Joonis 17. Eesti poollooduslike koosluste fookusjärjestus

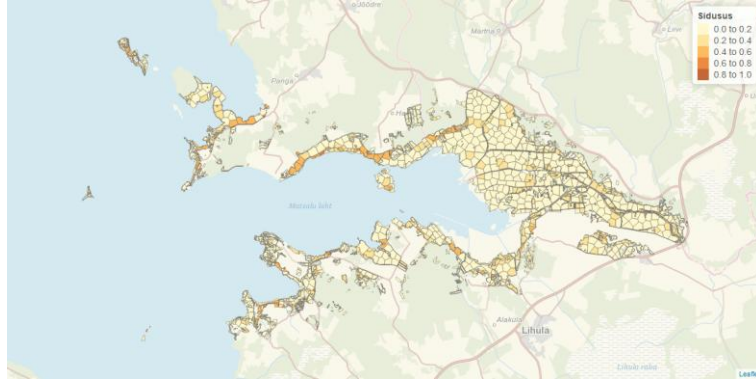
a)



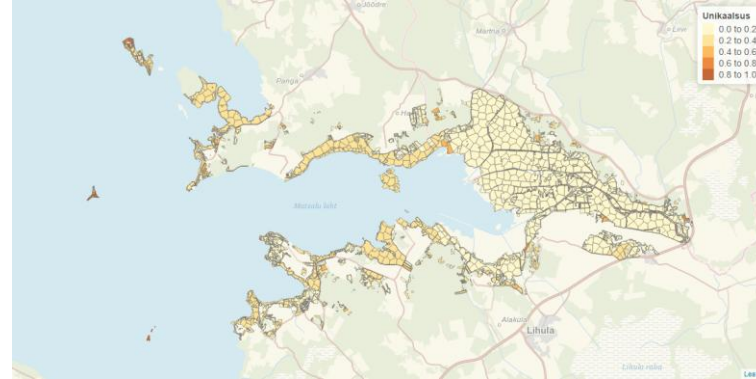
b)



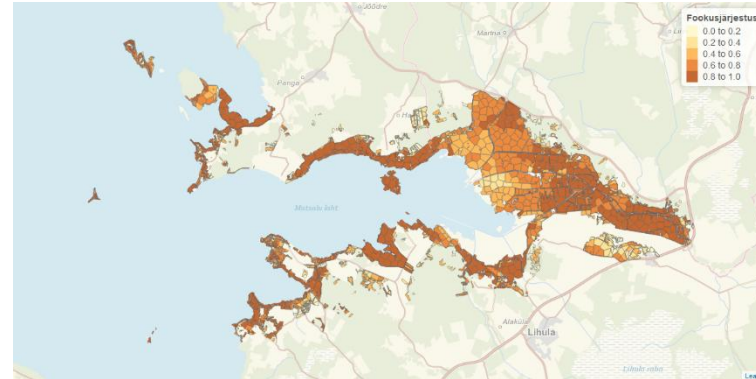
c)



d)



e)



Joonis 18. Näidiskaardid fookusjärjestuse ja prioriteetsuskomponentide kohta Matsalu rahvusparkis: a) looduskaitse kvaliteet; b) sotsiaal-majanduslik tähtsus; c) sidususe tagamine; d) unikaalsus; e) fookusjärjestus

Looduskaitse all olevate liikide hõlmatus

Analüüs näitas, et 90% kaitsealuste liikide säilitamiseks on vaja hooldada üle 80 000 ha pärandniite, alustades fookusjärjestuse järgi väärtuslikumatest aladest. Tulemused viitavad, et tegelik looduskaitsealuste liikide arv võib olla suurem kui seni leitud, mis veelgi rõhutab hoolduse olulisust.

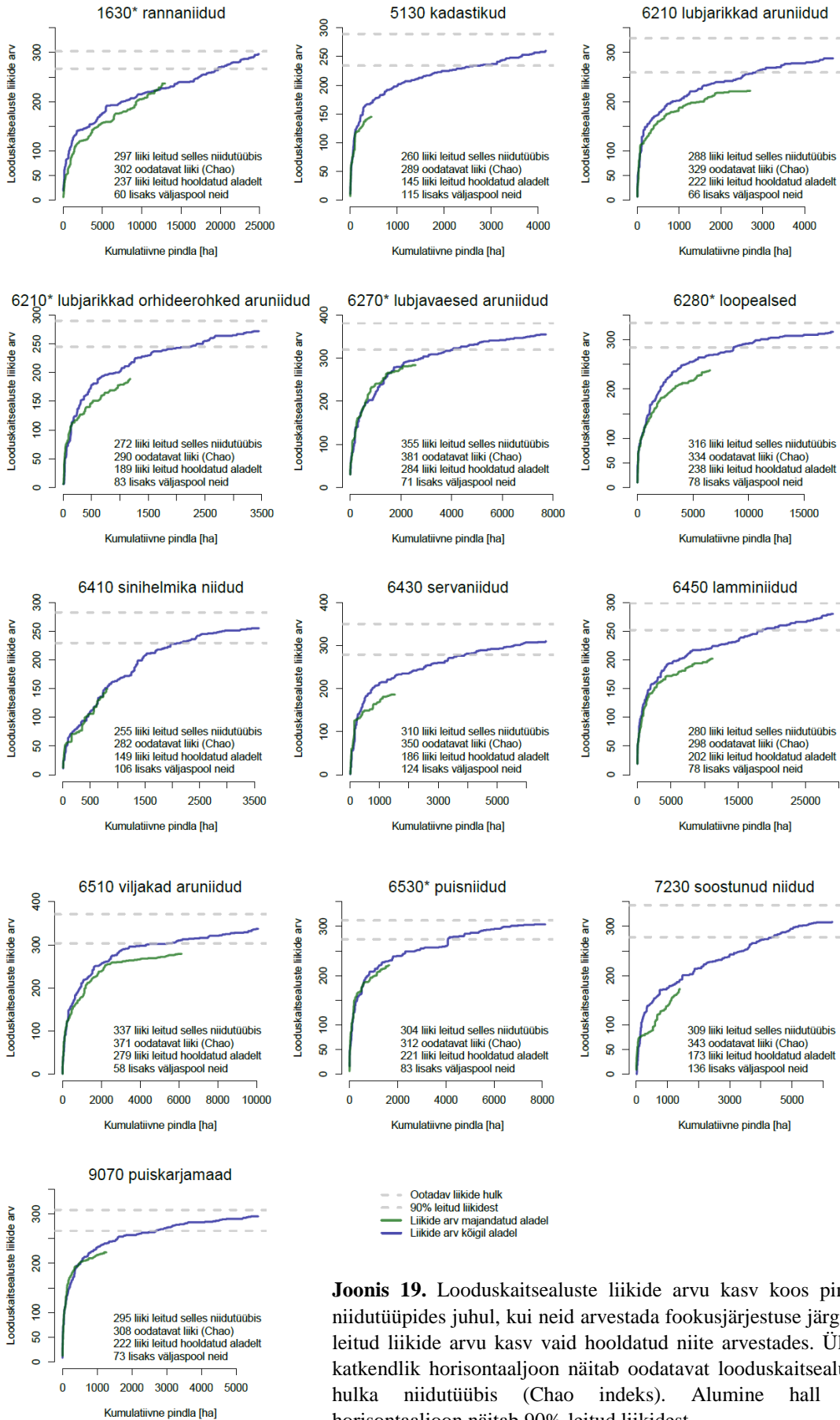
Looduskaitsealuste liikide arv hakkab niitude summaarse pindalaga koos kiiresti suurenema, kuid kasv aeglustub peagi, kuna tõenäosus, et iga järgneval alal oleks senistest uus looduskaitsealune liik (joonisel 19 sinine joon), väheneb. Siiski ei jõua üheski niidutüübis liikide arv platooni ja uusi liike lisandub ka fookusjärjestuse lõpu niitude arvestamisel. See tulemus on kooskõlas oodatava looduskaitsealuste liikide hulga hinnanguga igas tüübis (Chao indeks). Reeglina on Chao indeks suurem kui leitud liikide arv (joonisel 19 sinise joone viimane punkt). See näitab, et looduskaitsealuseid liike võiks olla vastavas niidutüübis rohkem, aga neid ei ole veel andmebaasidesse jõudnud.

Hooldatavate niitude looduskaitsealuste liikide kasv (joonisel 19 roheline joon) jääb reeglina üldisest trendist alla, mis näitab, et paljud looduskaitsealuste liikidega niidud on hooldusest väljas. Ka ei jõua hooldatud poollooduslike alade liikide kõver 90% niidutüübis leitud liikide piirini. Hooldatavate poollooduslike koosluste hulk peaks looduskaitsealuste liikide säilitamiseks ulatuma vähemalt 90% liikideni igas tüübis (tabel 3). See pindala on leitud igale niidutüübile eraldi, kuid summeeritult on hooldavate niitude vajadus 81 400 ha.

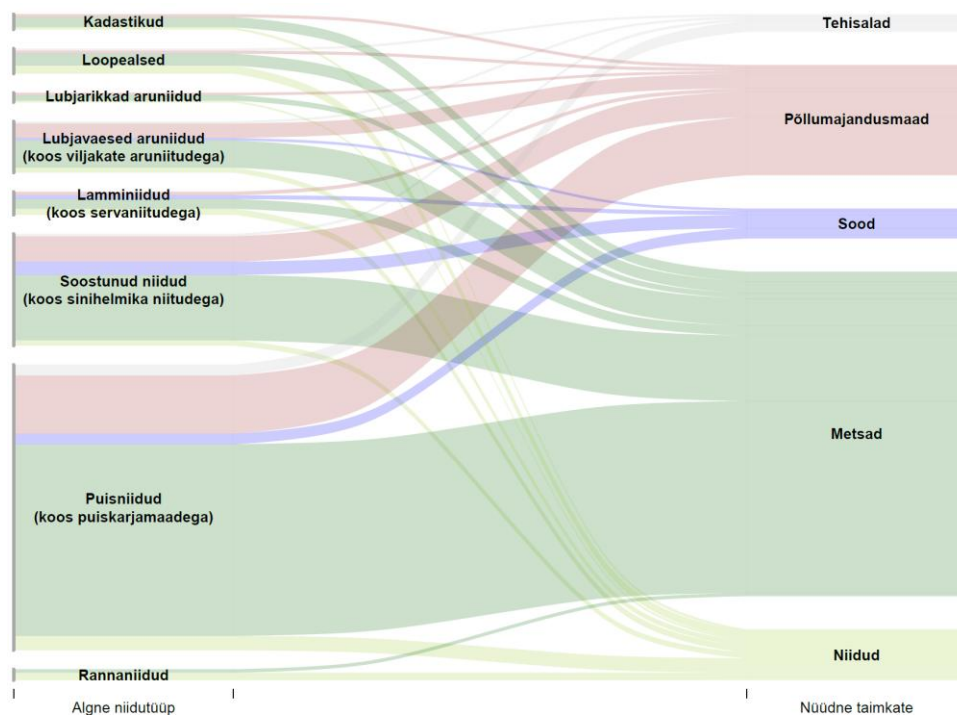
Niitude dünaamika viimase sajandi jooksul

Võrdlus ajalooliste ja tänapäevaste andmete vahel näitab, et enamik eelmise sajandi niite on muutunud metsadeks või põllumajandusmaaks. Kuigi enamikke niidutüüpe on säilinud vähemalt 10%, on nende hooldusalane pindala oluliselt väiksem. Teistest eristuvad puisniidud ja puiskarjamaad, mida on alles vaid 2% ja hoolduses vähem kui 1%. Eesmärk peaks olema hooldada vähemalt 10% kunagistest niitudest ehk ligikaudu 100 000 ha. Elurikkuse pikaajaliseks säilitamise tagaks aga 300 000 ha hooldatud pärandkooslusi ja tugialasid.

Viimase sajandi jooksul on oluliselt muutunud niitude dünaamika. Kui XX sajandi alguses oli poollooduslike kooslusi üle miljoni hektari (tabel 4), siis tänapäeval on neist alles 13%. Endised niidud on nüüd erinevad metsad, aga ka põllumajandusmaad (joonis 20). Osa kunagisi niite on tänapäeval klassifitseeritud soode alla ning mõned on asulate ja muude tehisalade alla jäänud.



Joonis 19. Looduskaitsealuste liikide arvu kasv koos pindalaga eri niidutüüpides juhul, kui neid arvestada fookusjärjestuse järgi. Eraldi on leitud liikide arvu kasv vaid hooldatud niite arvestades. Ülemine hall katkendlik horisontaaljoon näitab oodatavat looduskaitsealuste liikide hulka niidutüübis (Chao indeks). Alumine hall katkendlik horisontaaljoon näitab 90% leitud liikidest.



Joonis 20. Pärandniitude dünaamika viimase sajandi jooksul tüüpide kaupa

Kui enamikke niidutüüpe on alles rohkem kui 10% (erandiks on puisniidud, mida on alles 2%), siis hoolduses on kunagisest niitude pindalast tunduvalt vähem. Alla 10% endistest niitudest on hoolduses kadastike, lubjavaeste ja viljakate aruniitude, puisniitude ning soostunud ja sinihelmika niitude näol. 30% eesmärk on täidetud vaid rannaniitude puhul, kus on hoolduses 45% kunagisest pindalast. Siiski võivad ka rannaniidud vajada suuremat pindala loodusväärtuste säilitamiseks, kuna on lisaks inimtegevusele täiendavalt ohustatud kliimamuutuste tõttu (merepinna tõus, sagedasemad tormid).

Tabel 4. Pindalavajadused (minimaalselt 10%, soovitatavalt vähemalt 30% endisaegsest pindalast igast tüübist). Pindalad on antud 100 ha-lise täpsusega.

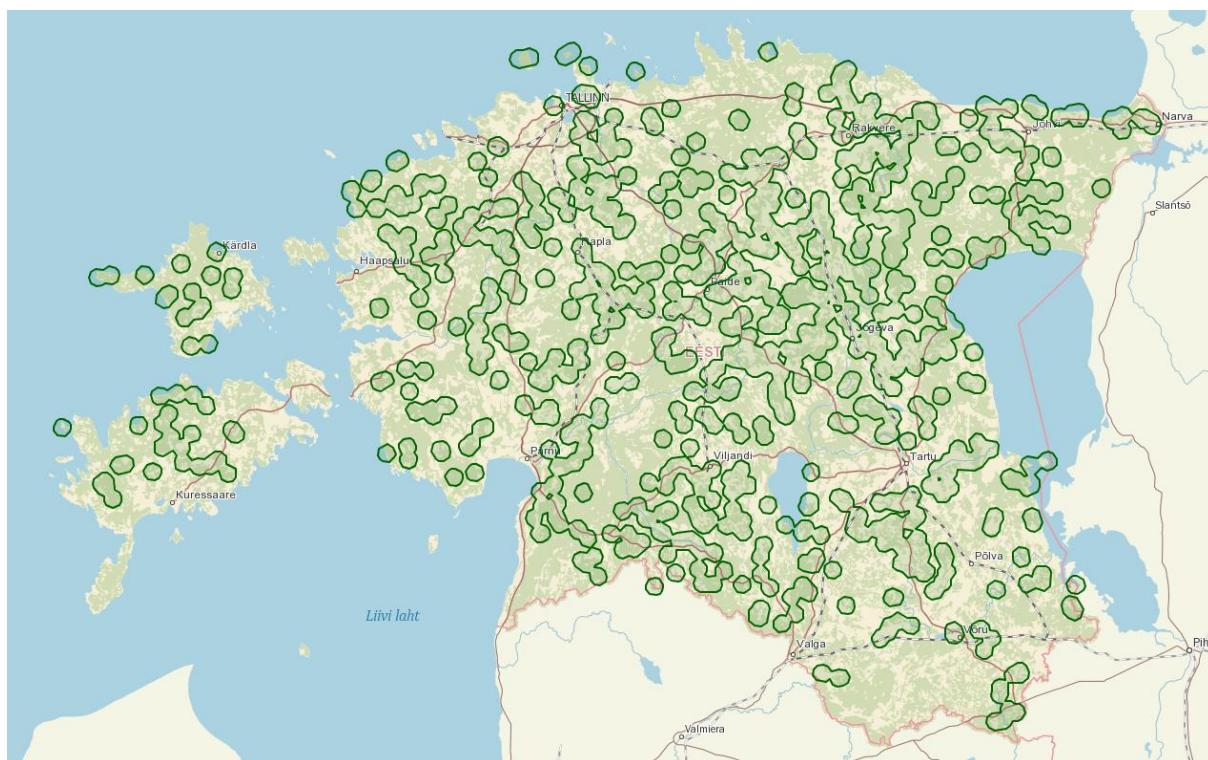
koodid	Niidutüübid	Ajalooline pindala	Nüüdne pindala	Pindala hoolduses	% alles	% alles ja hoolduses	Min 10%	Keskm 20%	Vajadus 30%
1630	rannaniidud	29 000	24 900	13 000	86	45	2 900	5 800	8 700
5130	kadastikud	37 500	4 200	500	11	1	3 800	7 500	11 200
6210	lubjarikkad aruniidud (koos orhideerohketega)	24 000	8 100	3 900	34	16	2 400	4 800	7 200
6270, 6510	Lubjavaesed aruniidud (koos viljakate aruniitudega)	117 600	17 800	8 700	15	7	11 800	23 500	35 300
6280	loopealsed	58 400	17 600	6 500	30	11	5 800	11 700	17 500
6530, 9070	puisniidud (koos puiskarjamaadega)	636 300	13 800	2 900	2	<1	63 600	127 300	190 900
7230, 6410	soostunud niidud (koos sinihelmika niitudega)	63 700	9 900	2 200	16	3	6 400	12 700	19 100
6450, 6430	lamminiidud (koos servaniitudega)	50 100	35 700	12 700	71	25	5 000	10 000	15 000
KOKKU		1 016 500	132 000	50 400	13	5	101 600	203 300	305 000

Võrreldes looduskaitsealuste liikide akumulatsiooniga on peaaegu kõigil niidutüüpidel 30% järgi arvatud pindalavajadus suurem. Erandiks on suure pindalaga ranna- ja lamminiidud, kus liikide akumulatsioon annab suurema eesmärgi. Ajalooline pindala arvestab lisaks kaitsealustele liikidele ka muu elurikkusega, aga ranna- ja lamminiitudel võib mõnedel liikidel olla vajadus just suure pindala järgi. Ettevaatusprintsipi tõttu tuleb elupaiga soodsa pindala leidmiseks valida kahest arvutusest suurem.

Eriti suur pärandniitude tugialade lisavajadus

Pärandniitude tugialade – elurikaste püsirohumaade, teeservade ja liinialuste – vajadus on Eestis suur igal pool, aga välja on toodud eriti suure liasvajadusega piirkonnad.

Pärandniitude tugialade eriti suur lisavajadus on jaotunud üle Eesti (joonis 21). Rannapiirkondades on vajadus mõnevõrra väiksem, kuna seal on rannaniite rohkem säilinud. Kaardil märgitud toodud piirkonnad vajavad kindlasti uusi tugialasid, kuid olemasolevaid tugialasid ei tohi vähendada ka mujal. Tugialade võrgustiku laiendamine on hädavajalik, et tagada niidukoosluste ökoloogiline toimimine ja liikide püsimine.



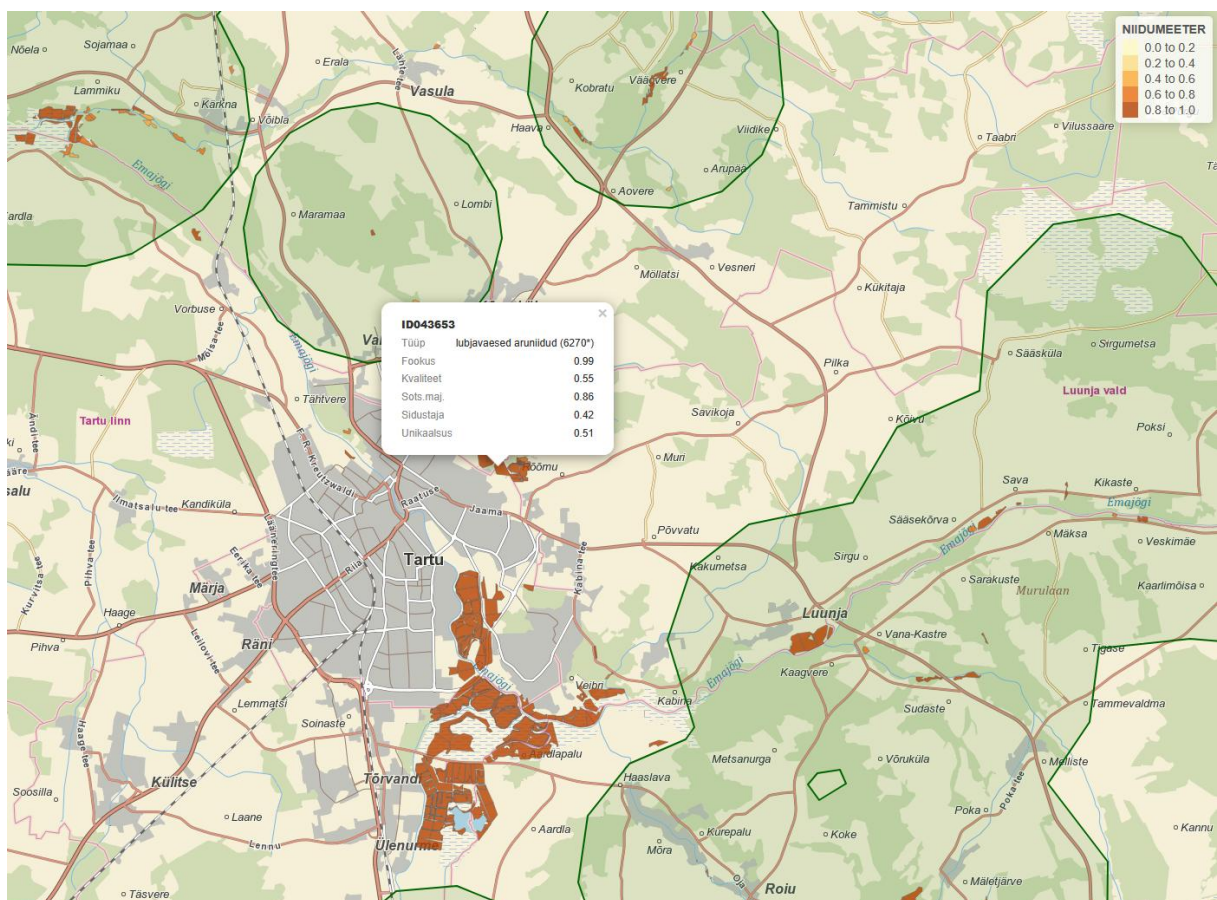
Joonis 21. Eriti suur pärandniitude tugialade vajadus. Toodud on piirkonnad, kus on väga kõrge fookusjärjestusega niite, aga ümbruskonnas on poollooduslike kooslusi viimase sajandi jooksul tugevalt vähemaks jäänud

Niidumeeter

Veebirakendus „Niidumeeter“ võimaldab interaktiivselt tutvuda niitude fookusjärjestuse ja tugialade lisavajadusega.

Rakendus „Niidumeeter“ (<https://rohemeeter.ee/niidumeeter/>) töötab kõigis veebilehitsejates ning võimaldab sisse ja välja lülitada kahte kaardikihti: niite ja tugialade lisavajadust (joonis 22). Niitude värvitoonid kajastavad nende prioriteetsust (tumedam toon viitab suuremale tähtsusele) ning iga niiduala kohta saab klikiga avada selle tüübi ja nelja prioriteetsuskomponendi (looduskaitse kvaliteedi, sotsiaal-majandusliku tähtsuse, sidususe tagamise ja unikaalsuse) väärtused.

Rakenduse „Niidumeeter“ eeliseks on selle paindlikkus – seda saab paigaldada igasse veebi-serverisse ja kasutada ka lokaalselt. Kuna rakendus on loodud üksikasjalikuks tutvumiseks, on rõhk pandud andmete detailsusele, mitte kiirusele. See võimaldab kasutajal saada süvitsi teavet niitude prioriteetsusest ja tugialade vajadusest üle Eesti.



Joonis 22. Kuvatõmmis „Niidumeetrist“

Kasutatud kirjandus

- Aamisepp, M., Matveev, E., Naarits, A., Tiirats, K., Viik, E. (2023). Pärandniitude ehk poollooduslike koosluste majandamise sotsiaalmajanduslik mõju Hiiu, Lääne, Pärnu ja Saare maakonnas [The socio-economic impact of managing heritage meadows or semi-natural communities in Hiiu, Lääne, Pärnu and Saare counties]. Uuringu aruanne. Maaelu Teadmuskeskus, 1–38.
- Abarenkov, K., Tedersoo, L., Nilsson, R. H., Vellak, K., Saar, I., Veldre, V., Parmasto, E., Proux, M., Aan, A., Ots, M., Kurina O., Ostonen, I., Jõgeva, J., Halapuu, S., Pöldmaa, K., Toots, M., Truu, J., Larsson, K-H., Kõljalg, U., 2010. PlutoF – a Web Based Workbench for Ecological and Taxonomic Research, with an Online Implementation for Fungal ITS Sequences. *Evolutionary Bioinformatics*, 6, 189–196. doi: <https://doi.org/10.4137/EBO.S6271>.
- Animal Protection Index, 2020. <https://api.worldanimalprotection.org/country/sweden>.
- Artsdatabanken, 2021. Norsk rødliste for arter 2021. (Norwegian red list of species 2021). The Norwegian Biodiversity Information Centre. (In Norwegian). <https://www.artsdatabanken.no/rodlisteforarter/2021>.
- Bai, Y., Cotrufo, M. F., 2022. “Grassland Soil Carbon Sequestration: Current Understanding, Challenges, and Solutions.” *Science* 377: 603–608. <https://doi.org/10.1126/science.abo2380>.
- Bianchi F. J. J. A., Booij C. J. H., Tscharntke T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *P R Soc B-Biol Sci* 273:1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>.
- Bengtsson, J., Bullock, J. M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O’Connor, T., O’Farrell, P. J., Smith, H. G., Lindborg, R., 2019. Grasslands—More important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, 10(2), e02582.
- Buisson E., Archibald S., Fidelis A., Suding K. N., 2022. Ancient grasslands guide ambitious goals in grassland restoration. *Science* 377: 594–598.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.
- Cousins, S. A. O., 2009. Extinction debt in fragmented grasslands: paid or not? *Journal of Vegetation Science*, 20, 3–7.
- Eide, W., Ahrné, K., Bjelke, U., Nordström, S., Ottosson, E., Sandström, J., Sundberg, S., 2020. Red-listed species in Sweden 2020—trends and status of species and their environment 2020. SLU Biodiversity Information Centre, Uppsala. (In Swedish).
- European Commission, 2020. EU Biodiversity Strategy for 2030: Bringing nature back into our lives. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM(2020) 380 final. Brussels, 20 May 2020.
- European Parliament and Council, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities*, L 206, 22 July 1992, pp. 7–50.
- European Parliament and Council, 2024. Regulation (EU) 2024/1991 of the European Parliament and of the Council of 24 June 2024 on nature restoration and amending Regulation (EU) 2022/869 (Text with EEA relevance). *Official Journal of the European Union*, L 2024/1991, 29 July 2024.
- Feurdean, A., Ruprecht, E., Molnar, Z., Hutchinson, S. M., Hickler, T., 2018. Biodiversity-rich European grasslands: ancient, forgotten ecosystems. *Biological Conservation* 228:224–232. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.022>.
- Gorris, P., Bodin, Ö., Giralt, D., Hass, A.L., Reitalu, T., Cabodevilla, X., Hannappel, I., Helm, A., Prangel, E., Westphal, C., 2025. Social-ecological perspective on European semi-natural grassland conservation and restoration: Key challenges and future pathways. *Biol. Conserv.* 304, 111038. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111038>.
- Hanski, I., 2011. Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 40(3), 248–255.
- Helm, A., Hanski, I., Pärtel, M., 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9: 72–77.

- Helm, A., Kull, A., Kiisel, M., Poltimäe, H., Rosenvald, R., Veromann, E., Reitalu, T., Kmoch, A., Virro, H., Mõisja, K., Nurm, H-I., Prangel, E., Vain, K., Sepp, K., Lõhmus, A., Linder, M., Otsus, M., Uuemaa, E. (2023). Eesti maismaaökosüsteemide hüvede (ökosüsteemiteenuste) majandusliku väärtuse üleriigiline hindamine ja kaardistamine. Tehniline lõpparuanne. Riigihange "Maismaaökosüsteemiteenuste üleriigiline rahaline hindamine, sh metoodika väljatöötamine" (viitenumber 235366, Keskkonnaagentuur). Tartu Ülikool. Eesti Maaülikool.
- Helm, A., Toussaint, A., 2020. Poollooduslike koosluste ökoloogilise toimimise hinnang. Aruanne. Tartu Ülikool, Tartu.
- Helm, A., Kull, A., Veromann, E., Remm, L., Villoslada, M., Kikas, T., Aosaar, J., Tullus, T., Prangel, E., Linder, M., Otsus, M., Külm, S., Sepp, K., 2020 (täiend. 2021). Metsa-, soo-, niidu- ja põllumajanduslike ökosüsteemide seisundi ning ökosüsteemiteenuste baastasemete üleriigilise hindamise ja kaardistamise lõpparuanne. ELME projekt. Tellija: Keskkonnaagentuur (riigihange nr 198846). Tartu Ülikool. Eesti Maaülikool.
- Herzon, I., Raatikainen, K.J., Helm, A., Rüşniņa, S., Wehn, S., Eriksson, O., 2022. Semi-natural habitats in the European boreal region: Caught in the socio-ecological extinction vortex? *Ambio* 51, 1753–1763. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01705-3>.
- Herzon, I., Raatikainen, K., When, S., Rüşniņa, S., Helm, A., Cousins, S.A.O., Rašomavičius, V., 2021. Semi-natural grasslands in boreal Europe: A rise of a socioecological research agenda. *Ecology and Society* 26: 13.
- Hobohm C., 2014. [Ed.]: *Endemism in Vascular Plants, Plant and Vegetation* 9, DOI 10.1007/978-94-007-6913-7 5, © Springer Science, Dordrecht.
- Holm, B., Aavik, T., Kasari, L., Luuk, O., Holm, A., Väli, K., Sandre, S.-L., Kallaste, E., 2019. Poollooduslike koosluste jätkusuutliku majandamise tagamise analüüs. Uuringu aruanne. Pärandkoosluste kaitse ühing & Eesti Rakendusuringute Keskus CentAR OÜ, Tartu.
- Hyvärinen, E., A. Juslen, E. Kemppainen, A. Uddström, and U.-M. Liukko (eds.), 2019. The 2019 Red List of Finnish Species. Environmental Ministry and Finnish Environment Institute. Helsinki, Finland. 704 p. (In Finnish.)
- Kalamees R, Püssa K, Zobel K, and Zobel M., 2012. Restoration potential of the persistent soil seed bank in successional calcareous (alvar) grasslands in Estonia. *Appl Veg Sci* 15: 208–18.
- Kasari-Toussaint, L., Trepp, R., Takkis, K., Helm, A., Holm, A., Holm, B., Reitalu, T., 2026. Challenges and solutions in managing semi-natural grasslands: Insights from Estonia. *Biol. Conserv.* 313, 111520. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111520>.
- Keskkonnaamet, 2021a. Pärandniitude tegevuskava 2021–2027. Keskkonnaamet. https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2021-09/parandniitude_tegevuskava_2021-2027_1.pdf.
- Keskkonnaamet, 2021b. Rohunepi (*Gallinago media*) kaitse tegevuskava. Keskkonnaamet. <https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2021-07/Rohunepi%20tegevuskava.pdf>.
- Keskkonnaamet, 2023. Niidurüdi (*Calidris alpina schinzii*) kaitse tegevuskava. Keskkonnaamet. https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2023-12/niidurydi_kaitse_tegevuskava.pdf.
- Keskkonnaportaal, 2025a. Linnudirektiivi artikkel 12 aruanne 2019–2024. Keskkonnaagentuur. <https://keskkonnaportaal.ee/et/linnudirektiivi-artikkel-12-aruanne-2019-2024>.
- Keskkonnaportaal, 2025b. Loodusdirektiivi artikkel 17 aruanne 2019–2024. Keskkonnaagentuur. <https://keskkonnaportaal.ee/et/loodusdirektiivi-artikkel-17-aruanne-2019-2024>.
- Kiviniemi, K., Eriksson, O., 1999. Dispersal, recruitment and site occupancy of grassland plants in fragmented habitats. *Oikos* 86, 241–253.
- Korniluk, M., Białomyzy, P., Grygoruk, G., Kozub, Ł., Sielezniew, M., Świętochowski, P., Tumieli, T., Wereszczuk, M., Chylarecki, P., 2021. Habitat selection of foraging male Great Snipes on floodplain meadows: importance of proximity to the lek, vegetation cover and bare ground. *Ibis* 163, 486–506. <https://doi.org/10.1111/ibi.12898>.
- Kukk, Toomas (toim.), 2004. Pärandkooslused. Õpik-käsiraamat. Pärandkoosluste kaitse ühing, Tartu. 256.
- 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(1), 83–97. <https://doi.org/10.5194/essd-13-83-2021>.

- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I., 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 564–571.
- Laasimer, L. 1965. Eesti NSV taimkate. Tallinn: Valgus.
- Leclère, D., Obersteiner, M., Barrett, M., Butchart, S.H.M., Chaudhary, A., De Palma, A., DeClerck, F.A.J., Di Marco, M., Doelman, J.C., Dürauer, M., Freeman, R., Harfoot, M., Hasegawa, T., Hellweg, S., Hilbers, J.P., Hill, S.L.L., Humpenöder, F., Jennings, N., Krisztin, T., Mace, G.M., Ohashi, H., Popp, A., Purvis, A., Schipper, A.M., Tabeau, A., Valin, H., van Meijl, H., van Zeist, W.-J., Visconti, P., Alkemade, R., Almond, R., Bunting, G., Burgess, N.D., Cornell, S.E., Di Fulvio, F., Ferrier, S., Fritz, S., Fujimori, S., Grooten, M., Harwood, T., Havlík, P., Herrero, M., Hoskins, A.J., Jung, M., Kram, T., Lotze-Campen, H., Matsui, T., Meyer, C., Nel, D., Newbold, T., Schmidt-Traub, G., Stehfest, E., Strassburg, B.B.N., van Vuuren, D.P., Ware, C., Watson, J.E.M., Wu, W., Young, L., 2020. Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature* 585, 551–556. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2705-y>.
- Lehtomaa, L., Ahonen, I., Hakamäki, H., Häggblom, M., Jutila, H., Järvinen, C., Kempainen, R., Kondelin, H., et al., 2018. Traditional rural biotopes. In *Threatened habitat types in Finland 2018. Red List of habitats—Part I: Results and basis for assessment*, Finnish Environment 5/2018, ed. Kontula, T. and A. Raunio, 225–254. Finnish Environment Institute & Ministry of the Environment. Helsinki, Finland. (In Finnish).
- Moran, J., Byrne, D., Carlier, J., Dunford, B., Finn, J.A., Ó hUallacháin, D., Sullivan, C.A., 2021. Management of high nature value farmland in the Republic of Ireland: 25 years evolving toward locally adapted results-orientated solutions and payments. *Ecol. Soc.* 26. <https://doi.org/10.5751/ES-12180-260120>.
- Leivits, A., 2020. Punane nimestik. Eesti looduse kaitse aastal 2020. Keskkonnaagentuur.
- Lippmaa, T. 1935. Eesti geobotaanika põhijooni. *Acta et Commentationes Universitatis Tartuensis (Dorpatensis)* A, 28 (4), 1–151.
- Moilanen, A., Lehtinen, P., Kohonen, I., Jalkanen, J., Virtanen, E. A., Kujala, H. 2022. Novel methods for spatial prioritization with applications in conservation, land use planning and ecological impact avoidance. *Methods in Ecology and Evolution*, 13(5), 1062–1072. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13819>.
- Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Moreira, F., Sirami, C., Schindler, S., Müller, R., ... Lakner, S., 2019. A greener path for the EU Common Agricultural Policy. *Science*, 365(6452), 449–451. <https://doi.org/10.1126/science.aax3146>.
- Petermann, J.S., Buzhdygan, O.Y., 2021. Grassland biodiversity. *Curr. Biol.* 31:R1195-R120.
- Prangel, E., Kasari-Toussaint, L., Neuenkamp, L., Noreika, N., Karise, R., Marja, R., Ingerpuu, N., Kupper, T., Keerberg, L., Oja, E., Meriste, M., Tiitsaar, A., Ivask, M., Helm, A., 2023. Afforestation and abandonment of semi-natural grasslands lead to biodiversity loss and a decline in ecosystem services and functions. *J. Appl. Ecol.* 60, 825–836.
- Prangel, E., Reitalu, T., Neuenkamp, L., Kasari-Toussaint, L., Karise, R., Tiitsaar, A., Soon, V., Kupper, T., Meriste, M., Ingerpuu, N., Helm, A., 2024. Restoration of semi-natural grasslands boosts biodiversity and re-creates hotspots for ecosystem services. *Agric. Ecosyst. Environ.* 374, 109139. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109139>.
- Pärtel, M., Tamme, R., Carmona, C. P., Riibak, K., Moora, M., Bennett, J. A., ... Zobel, M., 2025. Global impoverishment of natural vegetation revealed by dark diversity. *Nature*, 641, 917–924. [doi:10.1038/s41586-025-08814-5](https://doi.org/10.1038/s41586-025-08814-5).
- Regionaal- ja Põllumajandusministeerium, 2025. Euroopa Liidu ühise põllumajanduspoliitika strateegiakava 2023–2027. Regionaal- ja Põllumajandusministeerium. <https://www.agri.ee/euroopa-liidu-uhise-pollumajanduspoliitika-strateegiakava-2023-2027>.
- Reinula, I., Träger, S., Hernández-Agramonte, I. M., Helm, A., Aavik, T., 2021. Landscape genetic analysis suggests stronger effects of past than current landscape structure on genetic patterns of *Primula veris*. *Diversity and Distributions*, 27, 1648–1662.
- Rappaport D. I., Tambosi L. R., Metzger J. P., 2015. A landscape triage approach: combining spatial and temporal dynamics to prioritize restoration and conservation. *J. Appl. Ecol.*, 52, 590–601.
- Rušiņa, S. (ed). 2017. Protected Habitat Management Guidelines for Latvia. V. 3. Semi-natural Grasslands 21–44. Nature Conservation Agency, Sigulda, Latvia. https://www.daba.gov.lv/upload/File/Publikacijas_b_vadlinijas/Hab_Manage_Guidelines_2017_3_Grasslands_01.pdf.

- Schulz, T., 2015. An uphill struggle against scrub encroachment: Implementation of the alpine pasturing subsidy scheme in Switzerland Land Use Policy 42: 318–328.
- Shiple, J.R., Frei, E.R., Bergamini, A., Boch, S., Schulz, T., Ginzler, C., Barandun, M., Bebi, P., Bolliger, J., Bollmann, K., Delpouve, N., Gossner, M.M., Graham, C., Krumm, F., Marty, M., Pichon, N., Rigling, A., Rixen, C., 2024. Agricultural practices and biodiversity: Conservation policies for semi-natural grasslands in Europe. *Curr. Biol.* 34, R753–R761. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2024.06.062>.
- Tambosi, L. R., Martensen, A.C., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on landscape cover and connectivity. *Restoration Ecology* 22: 169–177.
- Török, P., Dembic, I., Dajić-Stevanović, Z., Kuzemko, A., 2020. Grasslands of Eastern Europe. In: DellaSala, D.A., Goldstein, M.I. (Eds.), *The Encyclopedia of the World's Biomes*. Academic Press - Elsevier, Oxford.
- Török, P., Janišová, M., Kuzemko, A., Rūsiņa, S., Dajić Stevanović, Z., 2018. Grasslands, their threats and management in Eastern Europe. Pages 64-88 in V. R. Squires, J. Dengler, H. Feng, and L. Hua, editors. *Grasslands of the world: diversity, management and conservation*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA. <https://doi.org/10.1201/9781315156125>.
- Török, P., Brudvig, L. A., Kollmann, J., Price, J.L., Tóthmérész B., 2021. The present and future of grassland restoration. *Restoration Ecology*, 29, Article e1337.
- van den Pol-van Dasselaar, A., Hennessy, D., · Isselstein, J., 2020. Grazing of dairy cows in Europe — An in-depth analysis based on the perception of grassland experts. *Sustainability* 12:1098.
- Willerslev E, Davison J, Moora M, Zobel M, Coissac E, Edwards ME, Lorenzen ED, Vestergård M, Gussarova G, Haile J et al., 2014. Fifty thousand years of Arctic vegetation and megafaunal diet. *Nature* 506: 47–51.
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J. & Pärtel, M., 2012. Plant species richness: The world records. *Journal of Vegetation Science* 23: 796–802.
- Wuepper, D., Huber, R., 2022. Comparing effectiveness and return on investment of action- and results-based agri-environmental payments in Switzerland. *Am. J. Agric. Econ.* 104, 1585–1604.
- Zobel M, Davison J, Edwards ME, Brochmann C, Coissac E, Taberlet P, Willerslev E, Moora M., 2018. Ancient environmental DNA reveals shifts in dominant mutualisms during the late Quaternary. *Nature Communications* 9:139.