



KESKKONNAMINISTEERIUM

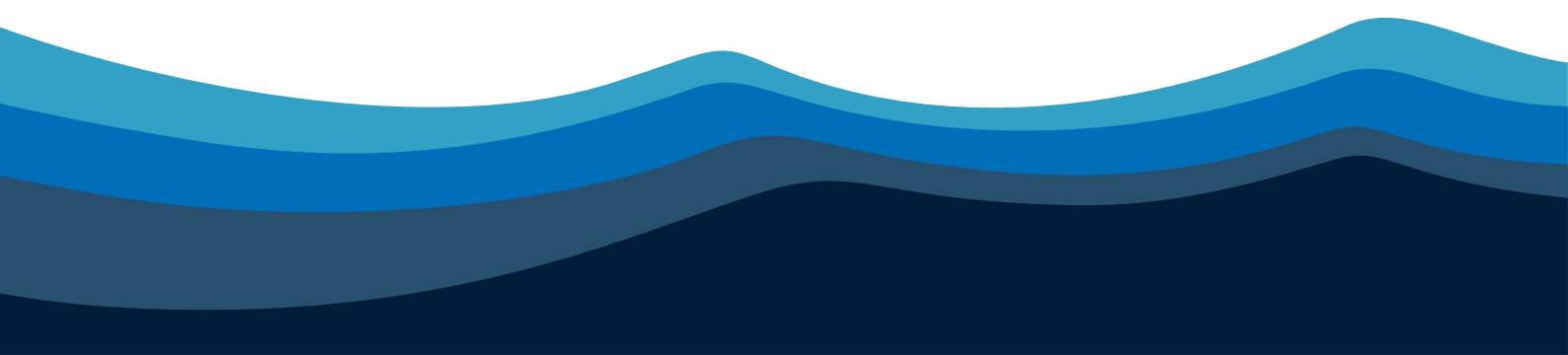


LIFE IP CleanEST projekti tegevus C.8

Maismaa- ja märgalade elupaigad Narva karjääri 13. tranšee ja Aidu karjääri pilootaladel

Jaanus Paali OÜ lõpparuanne

Tartu 2020



Töö nimetus: LIFE IP CleanEST projekti tegevus C.8.

Maismaa- ja märgalade elupaigad Narva karjääri 13. tranšee ja Aidu karjääri pilootaladel

Töövõtulepingu 2-1/12/19 aruanne

Töö tellija: Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ

Töö täitja: Jaanus Paali OÜ

Aruanne on valminud LIFE IP CleanEST projekti raames, mida rahastavad Euroopa Komisjoni LIFE programm ja Eesti riik. LIFE programmi rahastusleping nr LIFE17 IPE/EE/000007. Aruanne kajastab autori seisukohti ja Euroopa Komisjon ei vastuta sisu kasutamise eest.

Sisukord

1	Projekti LIFE IP CleanEST tegevuste C.8 taust	6
2	Põlevkivikaevanduste paiknemine ja ulatus.....	7
2.1	Allmaakaevandamine	11
2.2	Pealmaa- ehk avakaevandamine.....	15
3	Alade kaevandamistundlikkuse kategooriad.....	18
4	Ammendatud põlevkivikarjääride korrastamine	21
4.1	Metsastamine.....	21
4.2	Mullateke.....	23
4.3	Haritavaks maaks rekultiveerimine	24
4.4	Karjäärialade looduslik taimestumine	24
5	Aidu karjäär.....	28
5.1	Ala taustateave	28
5.2	Aidu elupaigad	34
5.2.1	Välitööde metoodika	34
5.2.2	Andmetöötlus	35
5.3	Analüüsi tulemused	35
5.4	Järeldused elupaikade kohta.....	65
5.5	Kaitsealused taimeliigid	65
5.6	Aidu karjääri linnustik.....	66
5.6.1	Aidu karjääri linnustiku inventuuri tulemused 2020. a.	68
5.6.2	Inimtegevuse mõju Aidu karjääri linnustikule	73
5.6.3	Aidu karjääri linnustiku uuringu kokkuvõtteks.....	74
5.7	Märkmeid Aidu karjääris kohatud kiililistest (<i>Odonata</i>)	74
5.8	Märkmeid Aidu karjääris kohatud imetajatest (<i>Mammalia</i>)	75
6	Narva karjääri 13. tranšee.....	75
6.1	Ala taustateave	75
6.2	Narva karjääri 13. tranšee elupaigad	79
6.3	Järeldused elupaikade kohta.....	94
6.4	Narva põlevkivikarjääri 13. tranšee linnustik	95
6.4.1	Kaitsealuste metsaliikide inventuur	95
6.4.2	Haudelinnustiku punktloendus	96
6.4.3	Märgalade linnustiku inventuur	98
6.4.4	Öölindude inventuur.....	98
6.4.5	Inimtegevuse mõju Narva karjääri 13. tranšee linnustikule.....	101
6.4.6	Narva karjääri 13. tranšee linnustiku uuringu kokkuvõtteks.....	101
6.5	Märkmeid Narva karjääri 13. tranšees kohatud kiililistest (<i>Odonata</i>)	101

6.6	Märkmeid Narva karjääri 13. tranšees kohatud imetajatest (<i>Mammalia</i>)	102
7	Ubja põlevkivikarjäär	103
7.1	Kaitsealused liigid	107
7.2	Kasvukohad (elupaigad)	108
7.3	Kokkuvõtteks	110
8	Narva karjääri loodeosa, Sirgala II mäeeraldise ja endise Viivikonna jaoskonna alad..	111
9	Põlevkivikarjäärade korrastamise kaasaegsed seisukohad	127
10	Ettepanekud elupaikade ja liigilise mitmekesisuse suurendamiseks	133

Joonised

Joonis 1.	Eesti põlevkivimaardla paiknemine ja praegune seisund (Paal, 2017).	7
Joonis 2.	Maapinna langatusmuster Sompa lähedal (Maa-ameti geoportaal).	12
Joonis 3.	Kaitsmata põhjaveega alade ja paepealsete muldade levik Eesti põlevkivimaardlas (Paal, 2017).	18
Joonis 4.	Kaevandustundlikkuse I kategooria alade ja looduslike alade paiknemine Eesti põlevkivimaardlas (Tamm, Metsur, 2017).	19
Joonis 5.	Aidu karjääri aerofoto.	28
Joonis 6.	Kammikujuline kanalitevõrgustik Aidu karjääris (Maa-ameti kõrgusmodelid, 2016).	31
Joonis 7.	Tuulikute asukoht (märgitud lillade rombidega) Aidu tuulepargis (Aidu karjääri sulgemisprojekt, 2014).	32
Joonis 8.	Aidu karjääri taimekoosluste klasteranalüüsi dendrogramm.	37
Joonis 9.	Aidu karjääri taimekoosluste ja nende tüüpide ordinatsiooniskeem trendivaba vastavusanalüüsi põhjal 1. ja 2. ning 1. ja 3. ordinatsioonitelje järgi.	51
Joonis 10.	Aidu karjääri taimekoosluste ja nende vanuserühmade ordinatsiooniskeem trendivaba vastavusanalüüsi põhjal 1. ja 2. ning 1. ja 3. ordinatsioonitelje järgi.	64
Joonis 11.	Metoodiliste linnuloenduste alad Aidu karjääris.	67
Joonis 12.	Narva karjääri tranšee nr 13 asendiskeem (Melnik jt., 2016).	76
Joonis 13.	Narva karjääri tranšee nr 13 aerofoto.	76
Joonis 14.	Narva karjääri tranšee nr 13 metsastatud pindalad aastate järgi.	80
Joonis 15.	Narva karjääri 13. tranšee taimekoosluste klasteranalüüsi dendrogramm.	84
Joonis 16.	Narva karjääri 13. tranšee taimekoosluste ja nende tüüpide ordinatsiooniskeem trendivaba vastavusanalüüsi põhjal 1. ja 2. (A) ning 1. ja 3. (B) ordinatsioonitelje järgi.	93
Joonis 17.	Metoodiliste linnuloenduste alad Narva karjääri 13. tranšees.	95
Joonis 18.	Kaitsealuste linnuliikide leiukohad Narva karjääri tranšee nr 13 alal.	96
Joonis 19.	Kaitsekorralduslikult oluliste linnuliikide registreerimise kohad Narva karjääri 13. tranšee alal.	97
Joonis 20.	Ubja karjääri ja Ubja vana kaevanduse ümbruse looduskaitseobjektid, piiranguvööndid ja pärandkultuuri objektid (EELIS'e andmebaas).	105
Joonis 21.	Madala unilooga kasvukohad ning kõige lõunapoolsemas punktis asuv südame-emajuure kasvukoht Ubja põlevkivikarjääris (Põldvere, 2013).	107
Joonis 22.	Niiske- ja kuiva pärisaruniidu kooslused (A) ning kultuuristatud niiske pärisaruniit (B) Ubja karjääri kaguosas (Põldvere, 2013).	108
Joonis 23.	Harjutusväljal asuvate aktiivsete mäeeraldiste ning harjutusvälja taotletava laienduse asukoht (Maa-amet, 2020).	111

Joonis 24. Harjutusväljal ja selle läheduses asuvad registreeritud veekogud, maaparandussüsteemide maa-alad ja eesvoolud ning veega seotud kitsenduste alad (EELIS, seisuga juuli 2020).	114
Joonis 25. Sirgala harjutusvälja territooriumile jäävate metsakatsealade paiknemine.	115
Joonis 26. Looduskaitseliste objektide (kaitsealad, püsielupaigad) paiknemine harjutusvälja lähistel (EELIS, seisuga aprill 2020).....	116

Tabelid

Tabel 1. Karjääride taimeistamise erinevad strateegiad (Rammul jt., 2017)	27
Tabel 2. Aidu karjääri erinevatesse metsakasvukohatüüpidesse kuuluvate taimekoosluste liigilise koosseisu võrdlemine mitmese vastuse permutatsiooniprotseduuri (MVPP) alusel...	36
Tabel 3. Klasteranalüüsi põhjal eristatud Aidu karjääri kooslusetüüpide liigilise koosseisu erinevus mitmese vastuse permutatsiooniprotseduuri alusel	38
Tabel 4. Aidu karjääri taimekoosluste tsentroidid	39
Tabel 5. Liikide suhteline sagedus Aidu karjääri kooslusetüüpides ja liikide indikaatorväärtuse olulisustõenäosus.....	43
Tabel 6. Aidu karjääri kooslusetüüpide struktuuri iseloomustavate tunnuste keskvaartused..	48
Tabel 7. Aidu karjääri taimekoosluste struktuuri iseloomustavate tunnuste korrelatsioon ordinatsioonitelgedega	52
Tabel 8. Spearman'i astakkorrelatsioonikordajad Aidu karjääri kooslusetüüpide struktuuri iseloomustavate tunnuste vahel.....	52
Tabel 9. Aidu karjääri erineva vanusega koosluserühmadesse kuuluvate taimekoosluste liigilise koosseisu võrdlemine mitmese vastuse permutatsiooniprotseduuri (MRPP) alusel.....	53
Tabel 10. Aidu karjääri taimekoosluste vanuserühmade tsentroidid	54
Tabel 11. Aidu karjääri taimekooslustes esinevate liikide suhteline sagedus koosluste vanuserühmades ja liikide indikaatorväärtuse olulisustõenäosus	58
Tabel 12. Aidu karjääri taimekoosluste struktuuri iseloomustavate tunnuste keskvaartused koosluste erinevates vanuserühmades	63
Tabel 13. Aidu karjääris punktloenduse käigus kohatud linnuliikide arv erinevates elupaikades	69
Tabel 14. Aidu karjääri linnustik 2020. a.....	70
Tabel 15. Aidu karjääris kohatud kiililiigid	74
Tabel 16. Tranšees 13 toimunud bioloogiline korrastamine (metsastamine) (Melnik jt., 2016)	78
Tabel 17. Narva karjääri 13. tranšee taimekoosluste tüüpide liigilise koosseisu erinevus mitmese võrdluse permutatsioonitesti alusel.....	84
Tabel 18. Narva tranšee nr. 13 taimekoosluste tsentroidid.	85
Tabel 19. Narva tranšee nr. 13 kooslusetüüpide struktuuri iseloomustavate tunnuste keskvaartused	88
Tabel 20. Liikide suhteline sagedus Narva tranšee nr. 13 kooslusetüüpides ja liikide indikaatorväärtuse olulisustõenäosus	89
Tabel 21. Narva karjääris punktloenduse käigus kohatud liikide arv erinevates elupaikades .	97
Tabel 22. Narva põlevkivikarjääri 13. tranšee linnustik 2020. a.....	98
Tabel 23. Narva karjääri 13. tranšees kohatud kiililiigid	102

Aruande lisad

Lisa 1 RMK matkarada Aidus

Lisa 2 Elupaikade kirjelduste asukohad

1 Projekti LIFE IP CleanEST tegevuste C.8 taust

Projekti LIFE C.8 tegevuse eesmärgiks on käsitleda kaevandatud alade erinevaid taastamisvõimalusi ning nende ökosüsteemiteenuste väärtustamist/suurendamist endistel kaevandusaladel. LIFE C.8 tegevused võimaldavad saada ülevaate sellest, kuidas kaevandamisega rikutud ala muutub/muudetakse ringmajanduse osana ühiskonnale uuesti oluliseks ning kasutatavaks. Lähitudes tänapäevastest teadmistest ja oskustest, võimaldavad LIFE C.8. raames kavandatud tegevused tuua varasemad kaevandusalad kiiremini tagasi avalikku kasutusse, kujundada ning luua eeldused nende muutumiseks ökoloogiliselt kaevandamiseelsetega samaväärseks või isegi mitmekesisemaks.

Seni on kaevandatud alade rekultiveerimisel/korrastamisel rakendatud erinevaid maaparandusvõtteid, et nende abil kiiresti taastada kahjustatud taimkate; see aitab vältida erosiooni ning kiirendab mullatekke protsessi. Samas pole piisavalt silmas peetud maastiku kui terviku korrastamist ega hinnatud kaevandamisjärgselt kujuneva veekeskonna osa ökosüsteemide taastamisel. LIFE C.8 tegevuse eesmärgiks on koostöö kaevandajate, maa hilisemate kasutajate, riigi, kohalike omavalitsuste ja kogukondade ning keskkonnakaitsjate vahel kaevandatud alade korrastamisel ning edasisel majanduslikul kasutamisel, samuti tagada nendel aladel mitmekesiste elupaikade (sh veekogude ja märgalade) kujunemine. Selleks tuleb analüüsida ja kavandada valitud pilootaladel (Aidu karjäär, Narva karjääri 13. tranšee, Viivikonna) nüüdisaegsete ökoloogiliste korrastamisprojektide elluviimine lähtudes olemasolevast parimast praktikast, arvestades sealjuures korrastamise ja järelhooldusega kaasnevaid kulusid optimaalsetes piirides. Üldiseks eesmärgiks on kaevandatud aladel võimalikult mitmekesise maastiku ja ökoloogiliselt toimiva elupaikade võrgustiku kujundamine.

Kui väikeste karjääride ja kaevanduste korral, kus kaevandamisaeg on suhteliselt lühike, on võimalik ala hilisemat kasutust täpsemalt prognoosida ning korrastamisprojekt koostada ühes kaevandamisprojektiga, siis suurte põlevkivikarjääride ja kaevanduste puhul, kus kaevandamine kestab 30–50 aastat, on korrastamisprojekti tegemine aastakümneteks etteulatult raske. Seetõttu on karjääriviisil kaevandatud alad korrastatud kaevandamise käigus või selle lõppedes valdavalt metsamaaks. Kaevandamisloa tingimuste kohaselt seni metsamaaks korrastatud alad pakuvad samas mitmeid võimalusi seal mitmekesiste elupaikade tekke soodustamiseks ja kujundamiseks. Juba korrastamisprojekti faasis on oluline arvesse võtta seda, kes hakkab kaevandatud alasid tulevikus kasutama ja mis on tema eesmärgid.

LIFE C.8 raames kavandatud tegevuste elluviimine on täiendavaks võimaluseks keskkonnaloa tingimuste kohaselt korrastatud alade integreerimisel looduskeskkonda, kasutades selleks tänapäevaseid teadmisi ja oskusi. Selleks on valitud pilootaladel vaja läbi viia kompleksed uurinud, mis hõlmavad elupaikade inventuuri, alade kõrgusmudeleid, hüdrooloogilisi ja hüdrogeoloogilisi mudeleid, veekogude ja märgalade võrgustiku planeerimist, karjääriveekogude ja märgalade uuringuid ning nende põhjal vastavate pilootlahenduste koostamist. Sel viisil saab valitud pilootalade jaoks esitada konkreetseid lahendused võimalikult suure ökoloogilise potentsiaaliga maastike, mitmekesiste elupaikade ja kaevandamisjärgselt kujunenud tehisveekogude võimalikult hea ökoloogilise võrgustiku kujundamiseks.

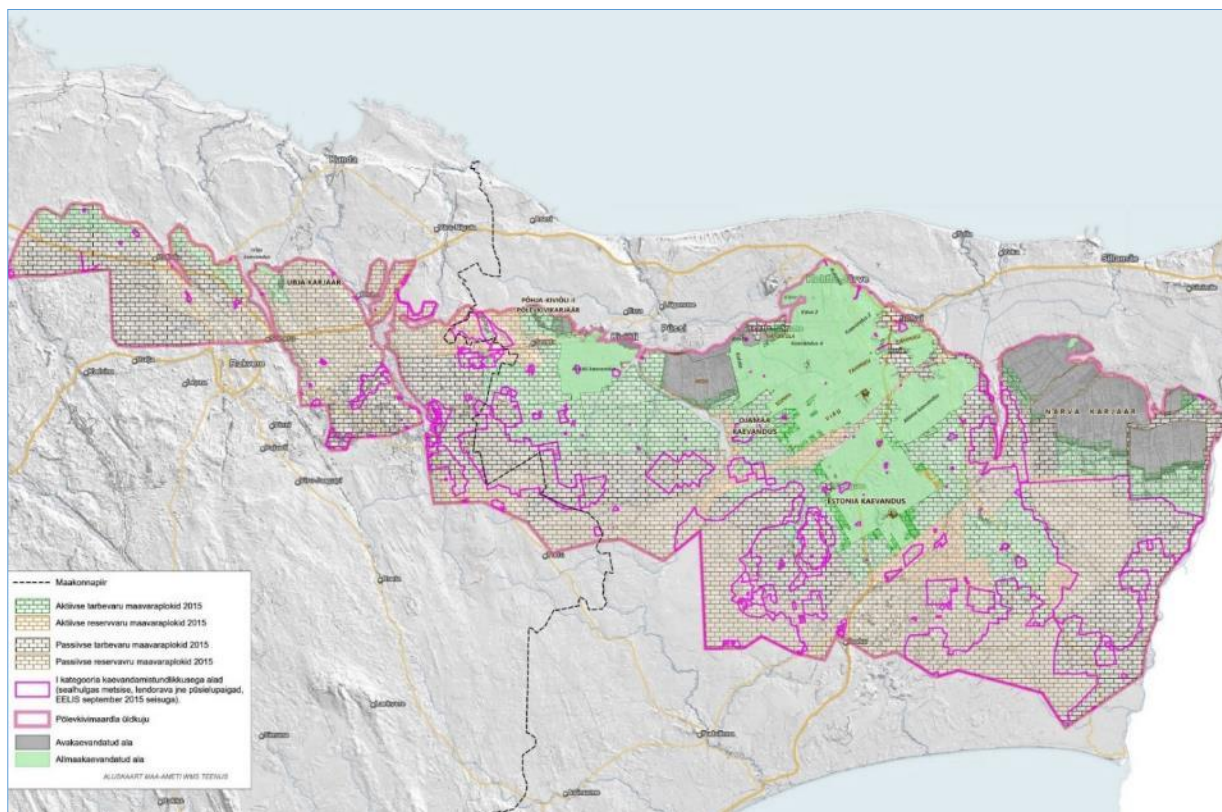
Käesoleva LIFE C.8 projekti esimeste pilootaladena uuritakse Narva põlevkivikarjääri 13. tranšee korrastatud karjääriosasid, mis piirnevad ka Natura-aladega, ning Aidu karjääri kaevandatud ja üldjoontes juba korrastatud kirdeosa.

2 Põlevkivikaevanduste paiknemine ja ulatus

Põlevkivi on Eestis kaevandatud alates 1916. aastast; siis rajati Järve mõisa lähedale esimene katsekarjäär. Süstemaatiline karjääriviisiline kaevandamine algas 1918.–1919. a. Pavandu karjääris, mis asus praeguse Kohtla-Järve vanalinna kohal (Lainoja, 1971).

Tootuskihindi (kaevandamisväärsse põlevkivikihi) ulatus lääne-ida suunas on 110 km, põhja-lõunasuunaline laius lääneosas 7 km, idaosas 35 km (Rammo, 2008; joonis 1). Tootuskihindi paksus on 1,9–3,0 m, maardla ääres osades see õheneb või kiildub välja (Raukas, Viiding, 1995).

Tootuskihindi lasumissügavus on väikseim (1–10 m) maardla põhjaosas ning suurim (80–90 m) maardla lõunapiiril. Kihindi kvaliteet on kõrgeim maardla keskosas, vähenedes äärealade suunas.



Joonis 1. Eesti põlevkivimaardla paiknemine ja praegune seisund (Paal, 2017).

Praegu toimub põlevkivi kaevandamine nii maa-alustes kaevandustes kui ka karjääriviisiliselt pealmaa- ehk avakaevandustes (Sokman, 2010). Konkreetse kaevandamistehnoloogia määravad piirkonna geoloogilised, hüdrogeoloogilised ja keskkonnakaitse tingimused. Valiku tegemisel peal- ja allmaakaevandamise vahel on Eesti põlevkivimaardlas otsustav katendi paksus; selle kriitiline piir on ~30 m, mis tuleneb peamiselt kasutusel olevate katenditeisalduse

masinate ehk draglainide EŠ15/90 kaevevõime maksimaalsest sügavusest, mis on 27 m, aga ka katenditeisalduse majanduslikest aspektidest (Gaškov jt., 2012).

Põlevkivi kaevandamine ja kasutamine on maastikule, pinnasele, elusloodusele, põhja- ja pinnaveele ning välisõhule olulise negatiivse keskkonnamõjuga. Paljud põlevkivitööstusega seotud survetegurid pärinevad aastakümnete tagant, kuid nende mõju Virumaa keskkonnaseisundile ulatub tänasesse päeva.

2013. a. lõpus oli kaevandatud ala pindala Ida-Virumaal kokku 441 km², sellest 290 km² oli altkaevandatud (Põlevkivi kasutamise..., 2015). Praegu on karjääridest ja allmaakaevandustest saadava põlevkivitoodangu suhe umbes 50:50.

Põlevkivi kaevandatakse allpool põhjavee taset ning karjääride ja kaevanduste tööee kuivana hoidmiseks tuleb kõrvaldada sinna kogunev vesi. Kokku pumbatakse AS Enefit Kaevandused kaevandustest ja karjääridest aastas välja keskmiselt 187 mln m³ vett, mis on võrreldav Kunda jõe vooluhulgaga – 6 m³ sekundis (Sokman, 2010). Teise võrdluse kohaselt on kaevandustest väljapumbatava vee hulk kolm korda suurem kui kogu Eestis tarvitatava joogi- ja tarbevee hulk (Perens, Savitski, 2008). Selle tulemusena kujuneb kaevandatava ala ümber põhjavee alanduslehter, mis sõltuvalt mäetööde sügavusest ja piirkonna geoloogilisest seisundist hõlmab kõik tootsa kihindi peal olevad veekihid ja mäetöödega külgneva ala 500–1000 m raadiuses (Sokman, 2010). Kohati võib alanduslehter ulatuda kaevandusest kuni kolme kilomeetri kaugusele (Toomik, Kaljuvee, 1994). Looduslikust vesinikkarbonaatsest veest muutub karjäärivesi sulfaatseks, kuivjääk suureneb 2–3 korda (Savitski, 2010).

Kaevandamise ajal reguleerib veerežiimi vee ärajuhtimine, kuid kaevandamise lõppemisel ja karjääride veega täitumisel tuleb kindlaks määrata veetaseme kriitiline absoluutkõrgus, et vältida rekultiveeritud alade altuputamist ja sealse metsa hukkumist (Savitski, 2010).

Suure ala – vähemalt 26 km² – võtavad Kirde-Eestis enda alla põlevkivi kaevandamisel tekkinud aheraineladestud (foto 1) ja keemiatööstuse poolkoksimaed (Toomik, Liblik, 1998). Neist 34 aherainemäge, mis on kujunenud põlevkivi rikastamise järel, hõlmavad 4,5 km² (Põlevkivi kasutamise..., 2015). Enam kui 20 km² katavad lisaks veel põlevkivil töötavatest elektrijaamadest vee abil välja transporditud tuha ladestusalad (foto 2) ja settebasseinid (fotod 3 ja 4) (Toomik, Liblik, 1998).



Foto 1. Estonia kaevanduse aheraineladestu.



Foto 2. Eesti elektriijaama tuhaladestusala.



Foto 3. Põlevkivituha hüdrotransport Eesti soojuselektrijaama kateldest ladestusalale.



Foto 4. Põlevkivituha settebassein Eesti soojuselektrijaama lähistel.

Kõige suuremad muutused maakattes on kaasnenud lauslangatamise ja kaevandamisjärgsete vajumistega kambrite kohal (Reinsalu, 2010).

Langatusel alla vajuvad maapinnakihiid deformeeruvad, millega kaasneb pinnaselõhede teke ja maapinna hüdroloogilise režiimi muutumine (Liblik jt., 2005). Pidev üleujutus tekib langatuste tagajärjel raba, siirdesoo, madalsoo, kõdusoo, lodu, sinika, osja, tarna ja angervaksa kasvukohatüübi metsades. Perioodiliselt kannatavad üleujutuse all mustika, karusambla-mustika, karusambla, sõnajala ja naadi kasvukohatüübi metsad. Muud tüüpi kasvukohtades pärast langatust üleujutust tavaliselt ei toimu, kuid kuna veerežiimis muutub, teiseneb aja jooksul tõenäoliselt kogu ökosüsteem (Liblik jt., 2005). Langatunud alade metsades esineb rohkesti metsakahjureid, kes massilise paljunemise korral põhjustavad ulatuslikke rüüsteid mitte ainult langatusalale jäävates nõrgestatud puistutes, vaid ka naaberaladel (Reinsalu, 2010).

Põlevkivi kasutamise tagajärjel on elektrijaamade ning Kunda tsemenditehase korstnatest pärinev aluseline tolm ja lendtuhk avaldanud märgatavat mõju Eesti põlevkivimaardlas ja selle naabruses soode turba ning turbavee keemilisele koostisele, samuti metsade mullastiku keemilistele omadustele (Teras, 1984; Kokk, 1988, 1992; Karofeld, 1994, 1996; Annuka, Mandre, 1995), samuti soode (Karofeld, 1996; Karofeld *et al.*, 2008; Paal *et al.*, 2010; Vellak *et al.*, 2014) ja metsade taimkattele (Annuka, 1994, 1995; Liblik jt., 2003; Paal *et al.*, 2013; Paal, Degtjarenko, 2015).

2.1 Allmaakaevandamine

Allmaakaevanduse mõju keskkonnale on väga ulatuslik ja kohati vastuoluline. Viimane tuleneb nii sellest, et erinevaid kaevandusviise kasutati samaaegselt ja eri kohtades (Reinsalu, 2010a), aga samuti sellest, milline on tootuskihi peal oleva katendi iseloom. Põlevkivi pealmaakaevandamisega rikutakse drastiliselt olemasolevat maastikku, hävib senine taimestik, mullastik ja veerežiim (Kaar, 2010). Allmaakaevandamine ei kahjusta elusloodust vahetult; elupaikade hävimine on piiratud ulatusega, maastikul toimuvad muutused on väiksemad kui pealmaakaevandamisel ja mõju ilmneb pikema aja jooksul.

Põlevkivi allmaakaevandamisel on Eestis kasutatud peamiselt kahte kaevandamisviisi, mis erinevad teineteisest kaevanduse laekäsitluse poolest. Praegu kasutatakse allmaakaevandamisel kamberkaevandamist (tulptervikutel kamberkaevandamine) lae ülalhoidmisega, jättes kambrite vahele ruudustikuna 6–7 meetrise küljepikkusega tulptervikud.

Eelmisel aastatuhandel oli laialdaselt kasutusel ka lankkaevandamine laavakombainiga (lähija põhilae täieliku varistamisega, nn kombainlaavad), mille tagajärjel tekkisid maapinnale 1–2,5 m sügavused vajumid ehk langatusalad (Soovik, 2005; Savitski, 2010; Reinsalu, 2010a). Langatuste ulatus sõltub paljudest teguritest, millest olulisemad on põlevkivikihi katvate kivimite ja purdsetete iseloom ja paksus, kaevanduse sügavus ja kaevandamisel kasutatud laekäsitlustehnoloogia (Toomik, 1999; Toomik, Liblik, 1998; Valgma, 1999; Reinsalu *et al.*, 2002) – viimasest sõltub, kui palju ja millisel viisil jäetakse kaevandamisel alles selle lage toetavaid tervikuid ja sambaid, samuti millisel viisil ja millega kaevetöönsusi täidetakse.

Enamasti muutub maapind ulatuslikumal langatusalal vahvlisarnaseks (Reinsalu, 2001; joonis 2), kusjuures langatuslohkude pikkus on pika eega kombainkaevandamisel umbes 600 m ja

Kui põlevkivi katendi kvaternaarisetetes puuduvad vettpidavad kihid, infiltreerub vesi kaevandamise ajal sügavamale kaeveõõnsustesse; vee kogunemist kaeveõõnsustesse ja veetaseme üldist alanemist soodustavad kattekivimeid läbivad šurfid, šahtid, puuraugud ja lõhkamise tagajärjel tekkinud lõhed (Toomik, Kaljuvee, 1994; Toomik, 1999; Liblik jt., 2005). Kui vett välja ei pumbata, täituvad kaeveõõned sellega juba ühe aasta jooksul (Liblik *et al.*, 2000). Varude ammendumisel ja allmaakaevanduse likvideerimisel ujutatakse kaevandus veega üle. Enamikus likvideeritud kaevandustest on veetase reguleeritud kindlaksmääratud kõrguseni, mis üldjuhul ei küüni esialgseni (Perens, Savitski, 2008). Praeguseks on likvideeritud ja üle ujutatud üheksa kaevandust kogupindalaga 205 km² (Savitski, 2010).

Pärast kaevanduste sulgemist ja nende veega täitumist hakkab hüdrodünaamiline tasakaal taastuma, ehkki enamasti jääb põhjavee tase kaevanduseelsest sügavamale (Reinsalu, 2010a), alanduslehter kaevanduse ümber kahaneb või kaob ning veevahetus pinnaveega väheneb, kuid põhjavee reostuse oht maapinnalt jääb kaevandatud aladel püsima (Liblik jt., 2005). Üleujutatud kaevandustesse jäetud põlevkivist tugitervikud vee toimel nõrgenevad ning see põhjustab kvaasistabiilsetel aladel varingute-langatuste sagenemist (Reinsalu, 2000). Langatusalad katsid juba 1990. aastate algul 90 km² (Toomik, 1994). Kümmeaastat hiljem hõlmas allmaakaevanduste 294 km² suurusest territooriumist maapinna langatustega ala 106 km² (Reinsalu, 2002). Metsades esineb maapinna langatusi ulatuslikumalt Ahtme, Sompa, Tammiku ja Viru kaevandustes toimunud varingute tagajärjel.

Lisaks kuivendamisele ja maapinna langatumisega seotud mõjudele avaldab kaevandamine mõju põlevkivimaardla ja laiemagi ala elusloodusele vee kemismi muutmise kaudu (Liblik jt., 2005). Ordoviitsiumi kivimites leiduva püriidi oksüdeerumise tõttu sisaldab kaevandustest väljapumbatav vesi suurel hulgal sulfaate (Perens *et al.*, 2006); vee sulfaatsus on 300 kuni 1000 mg/l, hõljumisisaldus selles on pärast settebasseinides puhastamist 5–15 mg/l. Seega muutub kaevandusest mõjutatud aladel looduslikult mage vesinikkarbonaatne põhjavesi karedaks (sulfaatseks) ning selle kuivjääk suureneb 2–3 korda (Liblik jt., 2005; Savitski, 2010). Sulfaatne vesi on potentsiaalseks keskkonnaohuks, sest anaeroobses keskkonnas võib vabaneda toksiline vesiniksulfiid (Perens *et al.*, 2006). Väljapumbatud vesi puhastatakse settebasseinides hõljuv-ainetest ning suunatakse äravoolukraavide ja jõgede kaudu Soome lahte. Jõgedesse juhitud kaevandusvesi mõjutab jõe ökosüsteemide seisundit ja häirib elustikku. Sõltuvalt ekspositsioonijast on kaevandusvee mõju erinev: lühiajaliselt häiringu mõjule eksponeeritud ränivetikate olukord viitas isegi väga heale ökosüsteemi seisundile, veidi pikemalt mõjutustega kokku puutunud põhjaloomastiku olukord näitas head või keskmist seisundit ning kõige pikemalt mõju käes olnud elustikurühma – kalastiku – olukord halba seisundit (Pall, 2012). Kuigi Estonia kaevandusest väljapumbatud vees on aastaid hobi korras kasvatatud forelle (Sokman, 2010), mõjutab looduslikesse ojadesse-jõgedesse suunatud erineva kemismiga kaevandusvesi kindlasti ka sealset elustikku.

Põhjusliku iseloomu ja kestvuse põhjal võib allmaakaevanduse keskkonnamõju jagada kolme rühma (Liblik jt., 2005):

- aluskivimi lasuvuse muutustest tulenev pikaajaline (10–15 aastat ja enam) kestav mõju nii teostatud mäetööde kui ka juba suletud kaevandusväljal toimuvate protsesside tulemusel, s.h. aluskivimi kihtide deformeerumine ja selle tagajärjel muutunud pinnareljeef

ning maapinna ebapüsivus, kivimikihtide suurenenud veejuhtivus nende lõhelisuse, suurenenud vertikaal- ja eriti horisontaalsuunalise veejuhtivuse ning suurema kobestusastme tõttu;

- hüdrogeoloogilises režiimis toimunud muutused (stabiliseeruvad 5–10 aasta jooksul), mis avalduvad põlevkihi peale jääva veekihi (Keila-Kukruse) loodusliku taseme osalises taastumises ja veereostuse võimalikus tõusus pärast kaevanduse sulgemist;
- vahetult maapinnal toimuvad muutused, s.h. keskkonnamõju, mis on seotud endise kaevandusala saneerimis- ja rekultiveerimistöödega; neid mõjutegureid saab kõrvaldada või leevendada suhteliselt lühikese ajaga, 2–5 aasta jooksul.

Pärast maapinna vajumist tõuseb veetase langatuslehtri põhjas, mille tulemusena võivad madalamates kohtades tekkida lahtise veepeegli väikesed tehisjärved. Kui setted sisaldavad vett-pidavaid vahekihte (liivsavi, saviläätsi), koguneb nende kohtades vesi deformatsioonilehtri põhja isegi siis, kui selle all on põhjavee tase kaevanduse veekõrvalduse tõttu alanenud. Sellised tehisjärved eksisteerivad praegu Viru ja Ahtme kaevanduse deformeerunud aladel (Toomik, 1999). Samas loovad langatused allmaakaevanduste kohal erineva veerežiimiga uusi mikro- ja mesoreljeefi vorme, mis pakub ühtlasi uusi kasvukohti erinevate nõudlusega taimedele (Toomik, Liblik, 1998).

Looduslikult madalamatel aladel toimub deformatsioonidest tingitud maapinna langatuse tulemusel liigniiskumine, uute väikeveekogude ja märgalade teke (foto 5). Neil aladel on inimtegevuse tulemusel tekkinud maastiku uued tehisvormid muutnud oluliselt ka ökosüsteemides valitsevaid seoseid ja põhjustanud looduslike koosluste arengu kõrvalekaldumist loomulikult suksessioonirajalt (Punning, 1994).



Foto 5. Sekundaarselt lodustunud langatusala Aidu karjääri servas.

Potentsiaalselt langatusohtlikud ehk ebastabiilsed (kvaasistabiilsed) alad moodustavad käesolevaks ajaks altkaevandatud alade üldpinnast ligikaudu 35% (100 km²) (Toomik, Liblik, 1998). Siit tulenevalt on tõenäoline, et võimalike järeldedeformatsioonide tulemusel võib langatunud alade osatähtsus Kirde-Eesti tööstuspiirkonna maastikes tulevikus tõusta (Rull jt., 2005).

Langatatud aladel asuvad väikeveekogud on pinnaseveelise toitega ja neutraalse reaktsiooniga, taimedele vajalikest toiteelementidest sisaldavad nad keskmisel määral lämmastikku ja vähesel hulgal fosforit. Need veekogud on kas oligotroofsed või segatoitelised, vesi sisaldab rikkalikult orgaanilist ainet, mineraalainete sisaldus on varieeruv. Niisugused huumustoitelised veekogud on ilmselt iseloomulikud langatusorgude tekke alguses, kus lagunemisprotsessidele allub hulgaliselt vee alla jäänud puid ja muid taimi (Rull jt., 2005).

Ahtme kaevanduse kamberplokkide nr 26 ja 27 kohal on välja kujunenud madalsoodele omane taimkate. Tekkinud soist ala ja peaaegu kõiki tekkinud väikeveekogusid ümbritseb mõnemeetrisel ribana hallist lepest ning mõnest pajuliigist (*Salix caprea*, *S. pentandra*) koosnev mets, mis ulatub kuni kevadise suurvee maksimaalse veepiirini. Need liigid on iseloomulikud lammi- ja lodumetsale; seega võivad metsa ning langatuse piirialal valitseda lodumetsale analoogsed tingimused nii toitainete kui veerežiimi osas.

Käesoleval ajal madalsoole iseloomulik taimestik võib edasise arengu käigus muutuda madalsoometsale ja edasi siirdesoometsale omaseks. Sellele võimalusele osutab paiguti juba tekkinud noor soomets. Soostunud alal asuvad järved võivad hakata tasapisi kinni kasvama (Rull jt., 2005).

Reinsalu (2010b) väite kohaselt põlevkivi allmaakaevandamisega mõjutatud maa moodustab Eesti kogupindalast küll 0,6%, kuid ei ole mingit alust väita, et altkaevandatud maa viljelusväärtus oleks langenud. Altmaakaevandamine on põllumajandusmaa kasutamismadusi muutnud kohati paremaks, kohati halvemaks. Kõik sõltub kvaternaarisetete ja mulla tüübist, sademete hulgast.

2.2 Pealmaa- ehk avakaevandamine

Põlevkivi süstemaatiline karjääriivisiline kaevandamine algas 1918.–1919. a. (Lainoja, 1971). Suurem osa karjäärikaevandatud alasid oli kaetud liigniiskete soostunud metsade ja rabadega (Kaar jt., 1971).

Ehkki põlevkivi avakaevandamisel on aasta jooksul ümber pööratava ja teisaldatava maakatte maht 30 korda väiksem kui kõigi Eesti põldude ühekordsel kündmisel ja käideldav pindala 3000 korda väiksem kui haritav põllumaa – avakaevandamisega muudetud ala moodustab 0,3% Eesti pindalast –, toimub põlevkivi kaevandamisel maaviljelusega võrreldes hoopis ulatuslikum keskkonna muutmine (Reinsalu, 2010a). Avakaevandamisega hävitatakse kaeveväljal kogu taimkate, reeglina kaasneb kaevandamisega veetaseme oluline alandamine ja vee ärajuhtimine, mis mõjutab eelkõige jõgesid ja hüdrogeoloogilise läbilõike ülemisi veekihte. Veetaseme alandamine põhjustab sageli jõesängide kuivamise, eriti nende ülemjooksul. Mõnikord aga kasutatakse jõgesid kaevandustest välja pumbatava vee suublatena (Savitski, 2010).

Avakaevandamisel tõstetakse põlevkivi peal lasuv katend (muld, kvaternaarisetted ja pealiskorra kivimite kihid) karjääri alale sisepuistangusse. Katendi paksuse alusel eristatakse õhukese (3–14 m; Vanaküla, Põhja-Kiviõli, Ubja) ja paksema (kuni 38 m; Aidu, Narva, Narva II, Sirgala) katendiga kaevevälju (Viil, 2010; Väizene jt., 2014). Puistangute kõrgus on 10–18 m ja nende nõlva kaldenurk kuni 40° (Toomik, Liblik, 1998; foto 6). Seega kujundatakse avakaevandamisega kaevandusalal täiesti uus pinnamood, mida algul ilmestavad rööbitised puistanguvallid või -koonused ja nende vahele jäävad nõod, hiljem puistang tasandatakse. Kogu ala on sügavate tranšeedega jagatud ligikaudu ühe kilomeetri laiusteks ja mitme kilomeetri pikkusteks plokkideks (Toomik, Kaljuvee, 1994). Mäetööde lõpetamise järel täituvad karjäärade väljaveo-tranšeed peaaegu kaevandamiseelse tasemeni veega (Viil, 2010; Sokman, 2010) ning sinna, kus enne olid soostunud- või sooalad, kujunevad nüüd järved ja kammikujulised kanalid (Metsaots, 2019). Praegu hõlmab kaevandamisjärgselt veega täitunud kaevanduste ala kokku 220 km². Kuigi puistang on väga koreseline, võib see olla hästi vettpidav (Leedu, 2010b) ja nii võivad mitmel pool kujuneda ka sade- ja pinnaveega täitunud väikeveekogud.

Suhteliselt tagasihoidlikku mõju avaldavad keskkonnale katendi purustamiseks kasutatavatel lõhketöödel eralduvad gaasid ja põlevkivi rikastusvabrikus tekkiv tolm, mis jäävad valdavalt karjääri territooriumile. Siiski ulatub lõhketööde horisontaalne mõjukaugus karjäärides 0,5–3 km kaugusele (Toomik, 2005), õhku paiskuv kivimaterjal võib lennata kuni 500 m kaugusele ning rikkuda kaevandusväljade lähedal asuvaid kõlvikuid (Sokman, 2010).



Foto 6. Kaevandamise tööesi Narva avakaevanduses; paremal olev puistang on ajutine, veel sisepuistangusse tasandamata.

Põlevkivi kaevandamisega seotud keskkonnamõjude puhul on oluline silmas pidada, et Narva karjääri kaeveväljad (Narva, Sirgala) on piiratud läänest Kurtna maastikukaitsealaga ning lõu-

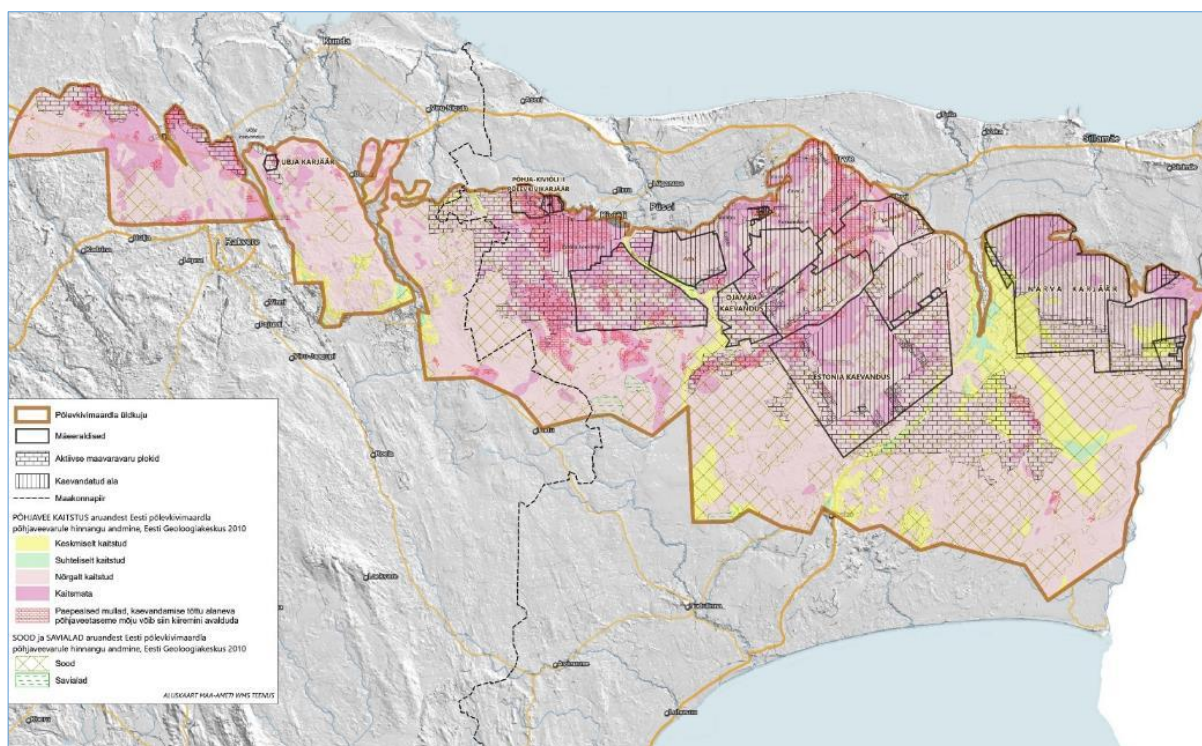
nast Puhatu looduskaitsealaga. Viimane, samuti Kurtna järved, kuuluvad Natura 2000 võrgustikku. Hoidmaks ära kaevandamise veekõrvalduse mõju kasvu, rakendatakse nendel kaeveväljadel mitmesuguseid leevendusmeetmeid. 1993. a. rajati Kurtna järvestiku idapiirile Eesti Maa-parandusprojekti ettepanekul Sirgala karjääri infiltratsioonibasseinide süsteem. Basseinid asuvad piki Kurtna kaitseala piiri.

Süsteem koosneb kuni 15 m laiustest ja kuni 5 sügavustest kanalitest, mille üldpikkus on 5,2 km. Veetaset basseinides saab hoida vastavate regulaatorite abil. TTÜ mäeinstituudi ja Narva karjääri inseneride ettepanekul töötati Kurtna järvestiku kaitseks põlevkivikaevandamise mõju eest välja uudne tehnoloogia, mille kohaselt muudeti mäefrondi suunda ja rajati ühtlasi Viivikonna katsejaoskonnas katsekarjääri lääneküljele pidev, kuni 25 m laiune, tihendatud katteki-vimitest filtratsioonitõke, et takistada järvistu suunast vee filtreerumist karjääri. Kui kaevandamine toimuks ilma filtratsioonitõkketa, võib veetaseme langus lähedalasuvates järvedes viia nende kinnikasvamiseni ja negatiivselt mõjuda kalastikule. Et Narva karjääri mäetööd on jõudnud Puhatu kaitseala piirile, tuleb saadud kogemusi ja seiretulemusi parima kaevandamistehnoloogia väljatöötamiseks rakendada sealgi (Sokman, 2010).

Uusi suuri põlevkivikarjääre Eestis kavandatud pole, teada on väikese Ubja põlevkivikarjääri laienduse kava.

3 Alade kaevandamistundlikkuse kategooriad

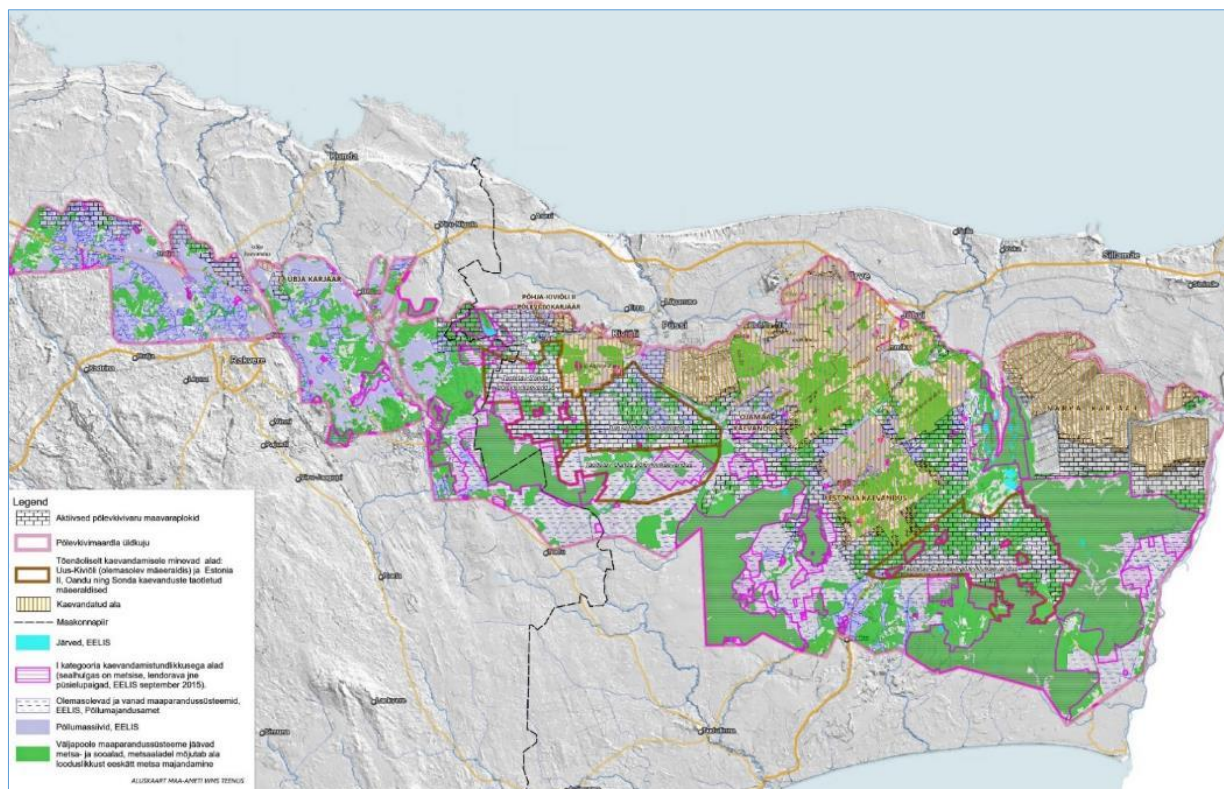
Ala tundlikkust kaevandamisele mõjutavad paiga looduslikud tingimused ja seal toimuv või varasem inimtegevus. Vett vähejuhtivate pinnaste, kaitstud põhjavee ja märgade muldade puhul on ala vastupanuvõime kaevandamisega kaasnevale veerežiimi muutusele suurem, liivpinnaste ja paepealsete muldade levikualal on põhjavee kaitstus ning ala vastupanuvõime veerežiimi muutusele väiksem (joonis 3).



Joonis 3. Kaitsemata põhjaveega alade ja paepealsete muldade levik Eesti põlevkivimaardlas (Paal, 2017).

AS Mavese poolt 2010. a. läbi viidud töös „Rakendusuuring kaevandamistundlikkuse kategooriate määramiseks lähtudes kaevandamistundlikkusest põlevkivimaardla kasutamiseks“ (Tamm, Metsur, 2010) esitati põlevkivimaardla kaevandamistundlikkuse määratlemise (rajooneerimise) formaalsed kriteeriumid lähtudes maapõueseadusest ja looduskaitseadusest. Need kaevandamistundlikkuse kategooriad kajastavad ühetaoliste looduskaitsepiirangutega alade esindatust põlevkivimaardlas.

Kaevandamistundlikkuse I kategooria alad on sellised, kus kaevandamine kahjustab olemasolevaid või kavandatavaid loodus- või maastikukaitsealasid, kaitstavate liikide püsielupaiku, I kaitsekategooria liikide elupaiku, kaitsealuseid üksikobjekte ja nende kaitsevööndeid ning Natura 2000 linnu- ja loodusalasid (joonis 4).



Joonis 4. Kaevandustundlikkuse I kategooria alade ja looduslike alade paiknemine Eesti põlevkivimaardlas (Tamm, Metsur, 2017).

Vastavalt maapõueseaduse § 55-le niisugustele aladele kaevandamisluba üldjuhul ei anta; allmaakaevandamise loa saamiseks peab olema tõestatud, et kaevandada saab ilma looduskaitseobjekti kahjustamata; põlevkivi avakaevandamine on neil aladel välistatud.

Kaevandamistundlikkuse II kategooria aladeks on II kaitsekategooria liikide (taimed, seened, samblikud, loomad) kasvukohad/elupaigad, hoiualad, allikad ja allikaalad (peamiselt nitraaditundlikes paikades), mis pole üksikobjektina kaitse all. Valdavalt paiknevad II kaevandamistundlikkuse kategooria alad I kaevandamistundlikkuse kategooria alade piires.

Kaevandamistundlikkuse III kategooriasse kuuluvad III kaitsekategooria liikide kasvukohad/elupaigad, poollooduslikud kooslused, lõhejõed ning karstialad. Enamasti paiknevad III kaevandamistundlikkuse kategooria alad Eesti põlevkivimaardlas I ja II kaevandamistundlikkuse kategooria alade piires.

Kaevandamistundlikkuse IV kategooria alade hulka kuuluvad väriselupaigad, kaitsmata põhjaveega alad, üleujutusohuga või jääkreostusega alad, seirejaamad, kaitsestaatuseta liikide elupaigad, Geoloogia Instituudi poolt koostatud "Eesti ürglooduse raamatu" objektid, jahipiirkonnad, erinevate projektide ja inventuuride alad ("Metsandusliku pärandkultuuri kaitse ja rakendamine", „Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia“, Pärandkoosluste Kaitse Ühingu poolt märgitud niidud, Eestimaa Looduse Fondi elupaikade inventuuride tulemused). Enamasti paiknevad IV kaevandamistundlikkuse kategooria alad I, II ja III kaevandamistundlikkuse kategooria alade piires.

Kõigi põlevkivimaardlas säilinud soode kohta on olemas inventuuriandmed aastaist 1997.–2013 (Paal jt., 1997; Paal, Leibak, 2011, 2013). Kõige enam on kaevanduspiirkonnas esindatud rohu-siirdesood, liigivaesed madalsood ja mättarabad, samas kui älve- ja laukarabasid on säilinud vaid kahes paigas. Ammendatud kaevanduste kohal on säilinud peamiselt liigivaeseid madalsookooslusi (koos soostunud niitudega 12 ala) ja neidki vaid väga väikesel pindalal.

Rabakooslusi leidub siin vaid kahes paigas, õõtsik-siirdesoid neljas kohas, muud tüüpi sood puuduvad. Töötavate kaevanduste kohal või karjäärade mõjualas paikneb osaliselt või täielikult 16 sood – üks madalsoo, 10 rohu-siirdesood, kaks õõtsik-siirdesood, kaks raba ja ka üks soostuv rohumaa. Suurem osa soodest asub perspektiivsetel kaevandusaladel või kaevanduse mõjupiirkonda jäävatel aladel; arvukamalt leidub seal rohu-siirdesoid (23), mättarabasid (17) ja liigivaeseid madalsoid (13).

Soode seisundi hinnangutest paistab silma, et paljudel juhtudel on nende looduskaitselise seisundi hinnangud kõrgemad kui üldise hinnangu väärtused Natura 2000 kriteeriumide järgi, seda eriti mahajäetud kaevanduste kohale asuvate liigivaeste madalsoode ja ka õõtsik-siirdesood puhul, samuti perspektiivsete kaevandusalade rohu-siirdesoodde ning mättarabade korral. Ammendatud kaevanduste kohal praeguseeni säilinud sood on valdavalt keskmise looduskaitselise väärtusega ja nende üldhinnang on enamasti madal.

Parajasti kaevandatavatel aladel on poolte soode looduskaitseline hinnang kõrge või keskmine, üldhinnang aga keskmine. Siiski paikneb kaevandatavate mäeeraldiste kohal kaks kõrge looduskaitseväärtusega sood – Selisoo ja Mäetaguse raba (Ratva raba kirdesopp), mis asuvad looduskaitsealadel / Natura 2000 loodusaladel. Perspektiivsetel kaevandusaladel on mõlemad seisundihinnangud enamasti kas keskmised või väikesed.

4 Ammendatud põlevkivikarjääride korrastamine

Kuivõrd maavarade kaevandamine muudab maastikku ja reljeefi väga suurel määral, on nende täielik rekultiveerimine ehk esialgse maastiku taastamine praktiliselt võimatu, st kaevandamisega kaasneb valdavalt maa järelkasutuse muutus või teisenemine. Korrastamine mäenduse mõistes on loodusvara kasutamisega rikutud keskkonna rehabiliteerimine.

Kvaliteetse korrastamise aluseks on maakatte ja maapõue võimalikult looduslähedase struktuuri taasloomine: kivimite ja setete paigutamine, vete suunamine ning neis kujunevate protsesside juhtimine eduka taastumise suunas. Korrastamisel on vaja kindlasti silmas pidada väga pikaajalist perspektiivi. Rakendatav korrastamislahendus peab olema kestlik ja hooldusvaba niisuguses ulatuses, et selle toimimiseks vajalikud tegevused ei ületaks sama maakasutusega seotud tava-päraseid tegevusi (Niitlaan, Reinsalu, 2017).

Kaevanduseelse loodusmaastikuga võrreldes kaevandusjärgse maastiku mitmekesisus väheneb, seevastu reljeefi liigendatus ja kõrgusvahemikud oluliselt suurenevad. Tehniliseks rekultiveerimiseks on kehtestatud selged geomorfoloogilised nõuded. Nii ei tohiks metsamaaks rekultiveerimisel positiivsete pinnavormide nõlvnurk ületada 8°, looduslikul rohumaal 18°, haritavaks maaks rekultiveerimisel peab nõlvnurk jääma alla 2° ja alale ei tohi jääda sulglohke (Toomik, 1999).

4.1 Metsastamine

Kaevandatud alade rekultiveerimine Ida-Virumaal algas juba 1960. a. Kohtla kaevanduse 4,58 ha tasandatud karjäärialale männi-lehise istutuskultuuri rajamisega. 2009. a. lõpuks oli põlevkivi karjääri viisilisel kaevandamisel rikutud ja seejärel tasandatud maid metsastatud 10965 ha (Kaar, 2010).

Metsastamise edukus sõltub suurel määral paljandustööde skeemist, tööde läbiviimise kvaliteedist, samuti pinnase kivisusest. Tasandatud pinnaste reaktsioon on nõrgalt happeline kuni neutraalne (pH_{KCl} 6,1–7,5; Kaar, Raid, 1992). Füüsilise murenemise tagajärjel rikastuvad karjääripinnased (eriti väiksema kaevamissügavuse korral) orgaanilise süsinikuga (Vaus, 1970). Potentsiaalselt viljakuselt on karjääripinnased põhiliste toiteelementide osas võrreldavad isegi parimate metsamuldadega, defitsiiti võib esineda vase ja boori osas (Vaus, 1970; Kaar jt., 1971).

Pikaajalise uurimistöö käigus on katsekultuure rajatud 52 puu- ja põõsaliigiga (Kaar, Raid, 1992; Kaar, 2010). Siiski moodustavad põlevkivikarjääride tasandatud puistangutele rajatud metsakultuuridest okaspuukultuurid 89,3% (mänd 85, kuusk 2,8 ja lehis 1,5%), nendest on segapuistuid 1,6%; lehtpuukultuure on 10,7%, nendest on puhtpuistud 90,6% ja segapuistuid 9,4% (Kaar, 2010).

Kõige sobivamaks pioneerpuuliigiks põlevkivikarjääride tasandatud puistangute kultiveerimisel on harilik mänd, mis kasvab teistest puuliikidest edukamalt eelkõige just kehvatel muldadel (kivisematel liivsavi puistangutel) (Kiviste jt., 2010). Hariliku männi ulatuslikku kultiveerimist on soodustanud tema suur kohanemisvõime ekstreemsete kasvutingimustega ja hea kasvaminek istutamisel. Isegi väga kivisel puistangumullal on hariliku männi istutuskultuuride kasvaminek olnud 85–90% (Kaar, Raid, 1992). Männi eelistamine tuleneb ka küllaldasest

istutusmaterjalist, selle odavusest ning pikemast istutusperioodist võrreldes lehiste ja lehtpuudega. Olenevalt puistangumullast kuuluvad 30–47 aastased männikultuurid valdavalt II–III boniteeti (Kaar, 2010). Enne kaevandamist kasvasid neil aladel kase-männi IV boniteedi segapuistud (Vaus, 1970).

Võrreldes Eesti puistute keskmiste takseertunnustega, on põlevkivikarjääride tasandatud puistangutele rajatud kultuuride kasvukäik kiirenev, mis näitab metsa kasvutingimuste paranemise trendi rekultiveeritud aladel. Paremates kasvukohtades on püsiproovitükkidel olevate katsekultuuride kõrgus, diameeter ja tüvemaht ületamas Eesti riigimetsade jänesekapsa ja naadi kasvukohatüübi puistute takseertunnuste keskmisi (Kiviste jt., 2010).

Heades kasvukohtades (väheste paekivisisaldusega turbapuistangutel) on osutunud väga produktiivseks lehise katsekultuurid. Püsiproovitükkide mõõtmisandmeil on seni parimad tulemused euroopa lehisel, kes ületab kõrguses sama vanu hariliku männi istutuskultuure (Kaar, 2010). Edukalt kasvavad ka jaapani lehis, korea lehis ning siberi lehis. Nii kuuluvad jaapani lehise kultuuripuistud II boniteediklassi, lubarski lehise omad isegi I boniteediklassi; mets, mis kasvas enne sellel kohal looduslikult, kuulus aga IV boniteediklassi (Kaar, Raid, 1992).

Kuuse kasv esimese paarikümne aasta jooksul kiratseb, kuid järgnevate aastakümnete jooksul on tema kõrguse ja diameetri juurdekasv olnud ligikaudu samasugune nagu Eesti riigimetsas jänesekapsa kasvukohatüübis. Enamikul püsiproovitükkidest on tekkinud kuuse looduslik uuendus (Kiviste jt., 2010).

Siiski on metsamehed leidnud, et ulatuslike monokultuuride rajamine ei ole õige (Kaar, Raid, 1992). Suured hariliku männi monokultuuri massiivid on tuleohtlikud ja võivad langeda putukarüüste ohvriks (Kaar, 2010). Männikultuurid ei sobi tasandatud puistangute metsastamiseks kohtades, kus esineb vee-erosiooni, samuti külmakohrutuseohtlikele rasketele savi- ja turbapinnastele (Kaar jt., 1971). Puistute stabiilsuse huvides peaks lehtpuude osa suurendama 40–60%, mis vähendaks metsatulekahjude ohtu ja tõstaks haigus- ja kahjurirüüstekindlust (Kaar jt., 1971; Vares *et al.*, 2004; Lõhmus jt., 2010). Lehtpuud aitavad paremini puhastada kaevandusrajoonides süsihappegaasi ja tuhaosakestega saastunud õhku ning parandavad oma kõduga pinnase omadusi (Kaar jt., 1971; Vares *et al.*, 2004). Metsamajanduslikult tulusad männipuistud ei ole maastikuliselt ja bioloogiliselt mitmekesisuselt kõige rikkamad (Sepp jt., 2010).

Ulatuslikumalt soovitatakse kasvatada eeskätt arukaske. 30–37-aastased arukaasikud kuuluvad I–IIa boniteeti (Kaar, Raid, 1992). Arukase lehed on toitainerikkamad kui männiokkad ja soodustavad kergesti lagunedes mullatekkeprotsessi – nad rikastavad toitainetevaeseid puistangumuldi peamiste toitelementidega, eriti lämmastikuga, soodustades sel viisil mullatekkeprotsessi (Kaar, 2010). Arukask on kiirekasvulisem ja tootlikum kui harilik mänd. 30-aastaste arukase kultuuride keskmine kõrgus on sama vanadest männikultuuridest 4–7 m võrra suurem.

Kuna kased kasutavad 1 g kuivaine moodustamiseks vähem lämmastikku ja rohkem kaltsiumi kui männid, siis on kaskede kasvatamine kaltsiumirikastel tasandatud põlevkivikarjääridel otsustav, sest olemasolev toitaineterežiim on nende kasvatamiseks sobivam kui mändidel. Kulud kasekultuuride rajamisele on väiksemad kui männikultuuridele, kaskede istutamisel kulub vähem istutusmaterjali, istutustööd tulevad odavamad ja ka kevadist kiiret aega kulub vähem.

Kasekultuurides pole vaja teha valgustus- ja puhastusraiet. Raie järel tekib vajadus alles harvendusraieas (30 aasta vanuses), mil saadakse juba tarbematerjali (Kaar, 1998).

Kivistel puistangumuldadel on lehtpuudest osutunud kõige sobivamateks sang- ja hübriidlepp (sanglepa ja halli lepa hübriid). Lepad on meie kliimas parimad mullateket soodustavad puuliigid (Kaar, Raid, 1992; Kaar, 1998), nad mõjuvad oma rohke juurestiku, lehevarise ja pinnase varjutamisega soodsalt mullatekkeprotsessile. Lepad on vähenõudlikud toitainete ja huumuse suhtes, omavad kiiret kõrguskasvu, ei kannata metsaloomade kahjustuste all, kohanevad haruldaselt hästi ebasoodsates kasvutingimustes ja on vastupidavad seenhaigustele, suitsugaasidele ja muule õhusaastele. Nende head kasvu soodustavad juurtel elavad mügarbakterid, kes seovad õhulämmastikku; kasekultuuride andemetel on lepad kuni 30. aastani mändidest kiirekasvulisemad, lehistega enam-vähem võrdsed, jäädes alla vaid arukaskede kasvule (Kaar, 1998). Leppade kiiresti lagunevatest lehtedest moodustub lämmastikurikas kõdu (Vares *et al.*, 2004): leppikualuses hästilagunenud kõdus on üldlämmastikku 2–3 ja hästi omastatavat nitraatlämmastikku 2,7–4,2 korda rohkem kui mändide all olevas kõdus (Kaar, Raid, 1992; Kaar, 2010). Seega on nende lehtpuude eelisteks nii suurem mullaviljakuse tõus kui ka produktiivsus. Lehtpuude raiering on lühem, seega suurendab nende majandamine tööhõivet, olles nii seostatav ka regionaal- ja sotsiaalpoliitikaga (Lõhmus jt., 2010). Leppade puhul pole samuti vaja teha valgustus- ja puhastusraiet, sest sanglepp võib osutada heaks turbeliigiks kuusele (Kaar jt., 1971). Seni on ulatuslikumat lehtpuude kasutamist endiste karjääride metsastamisel takistanud vastava istutusmaterjali puudumine (Kaar, Raid, 1992).

4.2 Mullateke

Metsastatud puistangutes hakkab juba 5–6 aasta möödumisel kultuuride rajamisest noorte puukeste alla kogunema metsavarist (Reintam, 2010). 10–15 aasta vanuses, kui kultuurid on liitunud, tekib nende alla juba pidev kõdukiht (Kaar, Raid, 1992; Kaar, 1998). Metsakõdu on siin nagu looduses igal pool mujalgi mullatekkeprotsessi liikuma panevaks jõuks, olles ühtlasi eelduseks niiskusežiimi tõhusaks paranemiseks (Reintam, 2010). Teise ja kolmanda aastakümne jooksul suureneb metsakõdu түsedus 1–3 mm aastas (Reintam, 2004). Seega moodustub 20–25 aasta jooksul koos puistu täiuse suurenemisega 2–3 cm түsedune metsakõdu, mille mass on 2,7–3,6 kg/m² (Reintam, Kaar, 1999; Reintam, 2010). Tegemist on erakordselt intensiivse (puistu) produktsiooniprotsessi väljundiga, kus oluliseks mõjuriks on morder- ja/või mull-morder-tüüpi metsakõdu. Selle alla tekkinud huumushorisont on 5–30 cm paksune, rikas orgaanilise süsiniku poolest (valdavalt üle 6%), kuid lämmastikuvaene – C:N > 20 (Reintam, Kaar, 1999).

Näiteks on koreselistel karjääripuistangutel Sirgalas 30 aasta jooksul üheaegselt kõrgproduktiivsete männipuistutega moodustunud ja kiiresti arenenud O2-A-AC-BC profiiliga rähksed rendsiinad (*Calcaric Regosols*). Huumusainete ja puistangu mineraalosa vastasmõjude tulemusel on kivid, kruusa- ja liivafraktsioonid tõhusalt murenenud ning savi ja tolm kogunenud vastavalt protsessi käigus kujunenud huumushorisondis ning selle alla jäävas üleminekuhorisondis (Reintam, 2001).

Kuna värskelt tasandatud põlevkivikarjäärade puistangutel on väga madal lämmastiku ja orgaanilise aine sisaldus, on seal algselt madal ka mikroobide arvukus. Mikrobioloogiline tegevus rekultiveeritud pinnaseil saavutab naabruses olevate kaevandamisest puutumata aladega samasuguse taseme ligikaudu kümne aastaga (Vaus, 1970). Vanemates puistutes on juba kogunenud

nii maapealsest kui juurevarisest pärinevat orgaanilist ainet, mistõttu seal on alustaimestu liikide seas enam K-strateege, kellele on iseloomulik mikroobse biomassi stabiilsus ja madal kasvukiirus (Lõhmus jt., 2010). Siiski tuleb silmas pidada seda, et kasvutingimuste paranevat trendi näitavate metsakultuuride kasvukäik võib näiteks niiskusraiejärgi järsul muutumisel pärast põlevkivi avakaevandamise lõppemist väga järsult halveneda (Kiviste jt., 2010).

4.3 Haritavaks maaks rekultiveerimine

Kui põlevkivikarjääri on kavas pärast kaevandustööde lõppemist rekultiveerida haritavaks maaks, tuleb karjäärialalt enne kaevandamist koorida nii seda katva mulla huumuskiht, kui ka sellele järgnev rähavaba või nõrgalt rähkne savistunud sisseuhtehorisont. Kooritud muld ladustatakse karjäärialala kõrvale. Pärast puistangute esmast tasandamist tuleb neil lasta vähemalt kolm aastat vajuda, misjärel toimub puistangute lõplik tasandamine. Seejuures on lubatud vaid ühesuunalised kuni 2°-sed kalded. Lõplikult tasandatud ala kaetakse 0,5–0,6 meetri paksuselt ladustatud mullaga (Leedu, 2010b).

Haritavaks maaks rekultiveerimise tulemusena saadud tehnogeenne muld erineb tunduvalt enne kaevandamist nendel aladel olnud muldadest – tekib mullaprofiil A–C₂. Profiilis esineb väga kontrastne vahe erinevate kihtide koresesisalduses. Tehnogeenne mulla veeläbilaskvus on looduslikult kujunenud mullaga võrreldes erinev, sest otse huumusmulla kihi alla jääb tunduvalt savi-(ibe-)rikkam väga koreseline puistangumaterjal, mis on võrdlemisi vettpidav, ja sellele võib perioodiliselt koguneda ülavett (Leedu, 2010ab).

4.4 Karjäärialade looduslik taimeustumine

Kui tasandatud põlevkivikarjäärid jäetakse kultiveerimata, siis nad küll taimestuvad, kuid suhteliselt aeglaselt. Vanades, enne Teist maailmasõda tegutsenud karjäärides ongi taimekate taastunud looduslikult. Puistangute looduslik taimeustumine oleneb paljudest teguritest: ajast, mis on kaevandamisest möödunud, ümbritsevate alade taimestiku iseloomust, pinnase mehhaanilisest koostisest, erosioonikindlusest, toiteelementidega ja veega varustatusest jne. (Vaus, 1970). Esimestena ilmuvad tasandatud puistangutele umbrohu- ja prahitaimed. Nende katteväärus on väike ja nendest koguneb maapinnale orgaanilist ainet väga vähe (Kaar, 1998). Seetõttu on mullateke spontaanselt arenenud puistu all mõneti aeglasem kui rekultiveeritud puistangutel. Ilmseks põhjuseks on samuti tasandamatusest tingitud erosioon ning sellest johtuv metsakõdu fragmentaarsus (Reintam, 2010).

Vanimad looduslikule taimestumisele jäetud põlevkivi karjääriviisilisel kaevandamisel tekkinud puistangud asuvad tõenäoliselt Viivikonna karjääris raudtee ääres Viivikonna asula lähedal. Seal võis looduslik taimeustumine alata 1938.–1940. aastal. Üheks suuremaks looduslikule taimestumisele jäänud alaks on Küttejõu karjäär, mis lõpetas tegevuse 1950. aastal. 1962.–1964. a. jäeti Sirgala karjääris umbes 150–200 ha puistangutega ala tasandamata, et seal oleks võimalik jälgida looduslikku taimeustumist. Kui niisuguseks maastikuks oleks jäetud kõik senini tasandatud ja metsastatud alad, siis oleks praegu seal tegemist kasutamiskõlbmatu džungliga (Kaar, 2010). Looduslikul uuenemisel on puittaimedest kõige edukamad mitmed pajuliigid ning arukask, viimane kujunebki puurindes domineerivaks liigiks (Reintam, Kaar, 1999).

Ehitusmaavarade uuringu- ja kaevandamisalade korrastamise käsiraamatus (Rammul jt., 2017) on tähelepanu juhitud sellele, et kaevandatud maa looduslikule isetaastumisele jätmist ei tasu

tingimata peljata või näha selles üksnes kaevandaja püüdu korrastamiskulusid vähendada. Mitmel juhul võib spontaanne taimestumine anda bioloogilisest seisukohast parema tulemuse kui rekultiveerimine. Samas ei ole see kindlasti vaadeldav põhilahendusena, vaid rakendatav üksnes põhjendatud juhtudel. Näiteks ei ole mõistlik isetaastumisega arvestada, kui eesmärk on kaevandatud maa korrastada tulundusmetsaks, mis on seni olnud peamine suund riigimaade korrastamisel. Ent kui korrastamisel on keskkonnakaitseline või eriotstarbeline eesmärk, tuleks korrastamistingimuste andjal kaaluda samuti taimkatte isetaastumise võimalust.

Loodusliku taastumise puhul lastakse taimeistikul pärast kaevandamist spontaanselt kujuneda. Abiootilisi ehk eluta loodusest põhjustatud ja biootilisi ehk organismidest ja nende suhetest tulenevaid tingimusi võib seejuures kas täiendavalt mõjutada või mitte. Mil määral taimeistiku arengut on vaja suunata või toetada, sõltub konkreetse ala korrastamise eesmärkidest ja keskkonnatingimustest. Näiteks elupaiga loomisel toitainevaeseid tingimusi vajavatele liikidele pole vaja tagada viljaka pinnase olemasolu. Kui sobivate tingimuste säilitamine nõuab regulaarselt järelhooldust, tuleb selle korraldusele ja finantseerimisele mõelda juba korrastamissuunda planeerides ning asjaomastelt asutustelt ja isikutelt arvamust küsides.

Looduslikule taimestumisele jätmist soovitatakse eelkõige neis karjäärides, kus keskkonnatingimused pole väga ekstreemsed ega ole oodata ümbritsevale negatiivseid mõjusid, nagu maa-
lihked, erosioon, pinnase või vee saastumine (Prach & Hobbs, 2008). Looduslikule taimestumisele jätmine sobib pigem väiksemate karjääride puhul, kus ümbritsevatelt aladelt pärinevad taimelevisid on suutelised koloniseerima kogu karjäärialala.

Teaduslike uuringute põhjal on loodusliku taastumise eelised taimeistamise ees järgmised (Prach & Hobbs, 2008):

- ala asustavad liigid kohanevad sealsete tingimustega eeldatavalt hästi, mistõttu ei vaja need tavaliselt lisahooldust;
- spontaanselt asustatud aladel kujunevad üldjuhul väärtuslikumad kooslused;
- taimeistiku kujunemise algfaasis pakuvad isetaastumisele jäetavad karjäärid sagedamini elupaiku haruldastele taime- ja loomaliikidele;
- looduslik taastumine on odav.

Edukalt saab looduslikku metsastumist kasutada juhtudel, kui karjääri toimimise jooksul teostatakse järjepidevalt ammendatud osa tehnilist korrastust ja on olemas eeldus looduslikuks metsastumiseks (karjäär piirneb metsaga). Lehtpuude (aru- ja sookask *Betula pendula*, *B. pubescens*, harilik haab *Populus tremula*, must lepp *Alnus glutinosa*) seeme levib seemet andvast metsast kuni 100 m kaugusele, seega karjäär, mille bioloogiliselt korrastatav pind jääb seemet andvast metsapiirist sadakonna meetri kaugusele, võib karjääri tegevusaja jooksul ka ise looduslikult metsastuda. Okaspuude (harilik mänd *Pinus sylvestris* ja harilik kuusk *Picea abies*) seeme levib seemet andva puu kõrgusest 2–2,5-kordse kauguseni, mis on ~50 m. Seega, kui on tehtud õigel ajal tehniline korrastamine ja hiljem ei ole seda ala vaja uuesti korrastada, võib karjääri või osa sellest lasta metsastuda ka looduslikult. Kui eesmärgiks on majandusmets, võib olla vajalik teha põõsaste ja puistuks mittesobivate liikide (pajude *Salix* spp., halli lepa *Alnus incana*) ja teiste niinimetatud väheväärtuslike lehtpuude väljaraiet, et vähendada säilitatavate

puude vahel kasvukonkurentsi. Kui korrastamise eesmärgiks on looduslik mitmekesine metsakooslus, ei ole väljaraie vajalik. Taimestiku areng sõltub peamiselt karjääri ümbritsevatest kooslustest ja karjääri suurusest (Rammul jt., 2017).

Loodusliku taimestumise sobivust tuleb hinnata ka majanduslikust aspektist. Kui soovitakse näiteks kasvatada võimalikult kiiresti kõrge boniteediga metsa, on inimõju nii istutamise kui ka sobiva kasvupinnase loomiseks ilmselt vajalik. Kui aga maa tootlikkuse tõstmine või korrastamise tulemuste väga kiire saavutamine pole esmatähtis, on paslik kaaluda taimestiku looduslikule taastumisele jätmist. Tuleb arvestada ka järelhoolduse vajadusega, näiteks sihtliikide elupaikade planeerimisel.

Põlevkivikarjäärade tasandamata puistangutel looduslikult taastunud metsade väärtus on majandusliku tuluallikana väiksem, sest raieetingimused on raskemad ja saadava puidu kvaliteet ebaühtlane. Enne tasandamist on puistangud väga ebakorrapärased, 15–25 meetriste kõrgusvahedega ja ligi 20°-ste nõlvakalletega küngastikud. Looduslik puistu kujuneb juhuslikult ja puud on erivanuselised, sageli kõverate tüvede ja ebakorrapäraste võradega. Metsakultuurides on puud ühevanuselised ja ühtlasema kvaliteediga, samas on need vastuvõtlikumad kahjurite rüüstele ja (eriti männikud) põlengutele (Luud, Pensa, 2004a,b).

Looduslik uuenemine toob karjäärialadel kaasa mitmekesisema elustiku kui männiistandikud. Peamine põhjus seisneb selles, et looduslikult kujuneb puurinne nii ruumiliselt kui ka liigiliselt ebaühtlaseks. Suur vanusevahe tuleneb sellest, et kohati on esimene metsapõlvkond pinnasepõlengute käigus hävinud ja selle asemele on hiljem sirgunud uus. Ka varieerub tasandamata puistangutel suuresti niiskusežiim. Seetõttu sobivad nad kasvukohaks märksa suuremale arvule taimeliikidele kui monokultuursed männikud. Rohhtaime suurim liigirikkus endistel kaevandusaladel on tuvastatud just spontaanselt taastunud taimestikuga segapuistutes, mis kinnitab seda, et karjäärialade kultiveerimine erinevate puuliikidega, k.a. lehtpuud, on seal suurema liigirikkuse kujunemise eelduseks (Pensa *et al.*, 2008). Peamiselt lehtpuumetsaga aladel võib rohhtaime liigirikkus küündida 50 liigini (Karu *et al.*, 2005). Isetaimestunud rikkam puurinne loob eeldused nii rikkalikumale loomastikule kui maastikule tervikuna (Sepp, Pensa, 2007; Sepp jt., 2010).

Seega on taimkatte mitmekesisuse seisukohalt karjääripuistangute looduslikule uuenemisele jätmine isegi eelistatavam kui rekultiveerimine, seda eriti puurinde osas, mis rekultiveeritud puistangutel on liigiliselt eriti vaene. Isetaastuvaid maastikke võiks planeerida vaalpuistangute liitekohtadesse ja karjäärijärvede kaldale. Maastikulist väärtust tõstaksid segapuistud ja ribalahendused, st vahelduvad ökotoobid, mis servaepektist tulenevalt toetavad nii bioloogilise kui maastikulise mitmekesisuse suurenemist (Karu jt., 2005; Sepp jt., 2010). Saksamaa kogemused tõendavad, et kuigi taimkatte spontaanne suktessioon võib võtta mitukümmend aastat, kujunevad selle käigus ökosüsteemid, mis sageli on haruldaste loomade ja ka taimekoosluste refuugiumiks (Kirmer *et al.*, 2001; Pensa *et al.*, 2004). Valgustusraiate puhul ei pea männikutes kõiki lehtpuid ja põõsaid, mis ei kahjusta tulevikupuude kasvu, välja raiuma. Lehtpuid on otstarbekas säilitada gruppidenä. Sellised grupid männikus mitmekesistavad puistut, vähendavad kahjustuste ohtu ning parandavad oluliselt lindude elu- ja toitumistingimusi, samuti suureneb varise lagunemisel mulla viljakus (Reimann, Süda, 2010).

Looduslikule taimestumisele tuleks jätta alad, mis karjäärade sulgemisel ja veepumpamise lakamisel võivad soostuda või kujuneda märgaladeks (Kaar, 2010).

Vähemalt osa puistangute jätmist looduslikule taimestumisele õigustab ka erinevate sisendite ja väljundite emergeetilisel väärtustamisel põhinev uuring (Luud jt., 2004a,b). Emergia on määratletud kui ökosüsteemide ja inimühiskonna poolt tehtud töö väärtuse universaalne mõõt, mis ei sõltu nõudluse-pakkumise vahekorra turul (Odum *et al.*, 2000). Seega on emergia mingi toote või teenuse lõpliku valmimise käigus ära kasutatud kindlat liiki energia määr. Piltlikult väljendades on emergia tootmisprotsessis kulutatud energia mälu (Scienceman, 1987). Looduslike koosluste energiatulusus ületab rajatud koosluste oma kahekordselt, mis näitab nende suuremat säästlikkust. Kuna majanduskulud on loodusliku taastumise puhul väikesed, on ka kõigi kulutuste väärtus kulutatud rahaühiku kohta suurim, mis näitab selle alternatiivi laiemat kasulikkust ühiskonnale. Emergeetilise analüüsi kohaselt on metsade taastamiseks põlevkivikarjäärides kõige odavamaks viisiks puistangute jätmine looduslikule metsastumisele, sest ära jääksid puistangute tasandamiseks ja kultuuride rajamiseks tehtavad majanduslikud kulutused (Luud jt., 2004a,b).

Tabel 1. Karjäärade taimestamise erinevad strateegiad (Rammul jt., 2017)

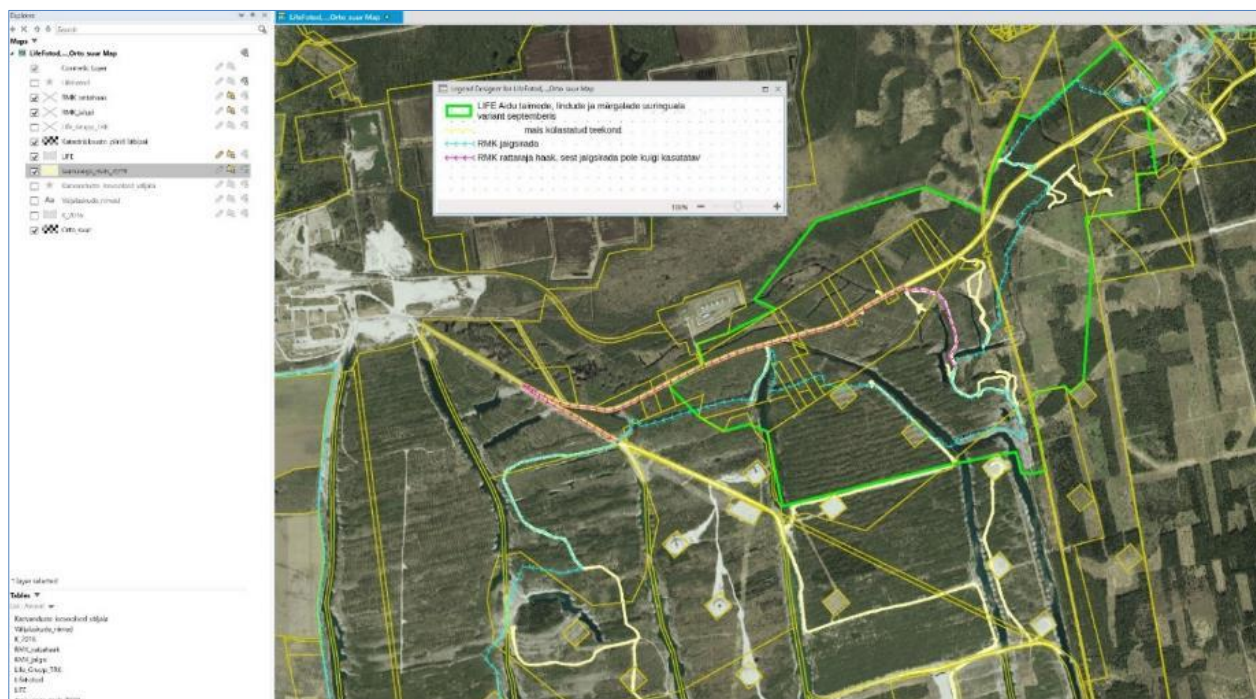
Maakasutuse suund	Taimestamise strateegia
Metsakasvatus majanduslikel eesmärkidel	Antud tingimustes vastupidavate puuliikide istutamine
Liigirikas metsakooslus, mille tootlikkus pole primaarne	Looduslik taastumine, protsessi kiirendamiseks kasvukohatüübile tüüpiliste liikide istutamine
Virgestusala	Tallamisele vastupidavate aeglase kasvuga maa-pinda katvate rohhtaime külvamine, kasvukohale iseloomulike puittaime looduslik taastumine või istutamine
Kultuurrohumaa	Karjatamiseks või niitmiseks sobivate taimeliikide külv
Loodusliku ilmega maastik, millel pole otsest majanduslikku või looduskaitse otstarvet (nt alad, mida ei soovita või ei ole otstarbekas metsastada või kultuurrohumana kasutada)	Looduslik taastumine; kasvukohale sobivate liikide istutamine või külv
Liigirikkad alad, looduskaitse	Looduslik taastumine; liigirikaste kohalike taimede võisihkliikidele toiduks sobivate seemnese-gude külvamine

5 Aidu karjäär

5.1 Ala taustateave

Asukoht

Karjäär asub Ida-Viru maakonnas Lüganuse vallas Aidu külas (joonis 5). Karjääri pindala on 34 km².



Joonis 5. Aidu karjääri aerofoto.

Ala kaevandamiseelne seisund

Aidu karjääri alla jäänud aladest moodustasid suurema osa sood ja metsad (Tulchinsky, 2008). Põllumaid jäi karjääri alla umbes 700 ha; nende keskmine boniteet oli 52 hindepunkti, II jaoskonna aladel ulatus boniteet 61 hindepunkti ning see oli Põhja-Eesti parim põllumassiiv (Leedu, 2010b).

Kaevandamine

Aidu karjäär alustas tööd 1974. a. Kaevandamistööd lõpetati varude ammendumise tõttu 2012. a. Karjääri põhjaosas asub põlevkivi 7–10 meetri sügavusel, põlevkivikihi langus lõuna suunas on 4–5 m kilomeetri kohta, karjääri lõunaosas on see juba 30 m sügavusel, mis praegusel ajal ongi karjääri viisilise põlevkivi kaevandamise maksimaalseks sügavuseks (Sokman, 2010). Pärast karjääri sulgemist hakkasid sissesõiduteed ja kaevealad täituma veega.

Ala korrastamine

Aidu karjääri rekultiveerimise põhisuunad on metsastamine koos vee- ja puhkemajanduslike võimaluste loomisega (Viil, 2011).

Metsastamine

Aastatel 1960.–2014. on Aidu karjääris metsastatud umbes 2500 hektarit. Aastate jooksul on endisele kaeveväljale istutatud üle 4 miljoni puu (Viiron, 2015). 83% ulatuses on kultiveeritud mändi, 13,8% ulatuses on rajatud kasekultuure, muude puuliikide osatähtsus on tühine. Mägi-mändi *Pinus mugo* on näiteks istutatud väljaveoteede nõlvadele. Mõnel eraldisel on algselt rajatud männipuistu asendunud looduslikult kasega (Kaar, 2010). Praeguseks on Aidus metsastatud aladel piirkondi, kus elab rohkesti suurulukeid (karu, põder, metssiga, metskits jt).

Rekultiveerimine haritavaks maaks

1976. a. katsetati Aidu karjääris tasandatud puistangutel põllumajanduslikku rekultiveerimist (fotod 7 ja 8). Nende töödega jätkati 1995. a., siis rajati viimane põld. Kokku teostati tehnilist põllumajanduslikku rekultiveerimist 148 ha ulatuses ning kogu see ala on sihtotstarbelises kasutuses. Rekultiveeritud põllu boniteeti, kui kõik tehnilise rekultiveerimise nõuded on täpselt täidetud, võib pärast rekultiveerimise bioloogilise etapi läbimist hinnata 65 hindepunktiga (Leedu, 2010b).

Aidu karjääris võiks kõiki selle alla jäävaid endisi põllumaid taastades rajada 1–2 suurталu, mis end ise suudaks majandada. Eestimaa põllumajandustootmine on alati olnud hajali ja seda oma-pära tuleks säilitada ka põlevkivi kaevandamise järgsel maade rekultiveerimisel (Leedu, 2010b). Juuliks 2012. oli põllumaaks on korrastatud 169 ha.



Foto 5 Rohumaa Aidu karjääris põllumajanduslikuks kasutamiseks rekultiveeritud alal.



Foto 6 Aidu karjääri endise metsavahikordoni juurde rajatud viljapuuaid 2019. a.

Aidu veespordikeskuse rajamine

Aidu karjääri sulgemisega ja Uus-Kiviõli kaevanduse avamisega seotud hüdrogeoloogiliste muutuste prognoosi koostas Eesti Geoloogiakeskus 2009. a. Vastavalt sellele ujutatakse karjäär üle absoluutkõrguseni 42 m; sel juhul oleks juurde voolavat vett võimalik isevoolu teel ära juhtida Ojamaa jõkke (aastas keskmiselt 27 mln m³). Seoses vee taseme tõusuga tõsteti Kohtla-Nõmme–Maidla autotee tammi. 2009. a. tehtud prognooside kohaselt pidi Aidu karjäär täituma veega kuni absoluutkõrguseni 42 m 904 ööpäeva jooksul ehk siis 2,5 aasta jooksul pärast sulgemist. Praktika näitas, et vee tõus toimus prognoositust oluliselt kiiremini.

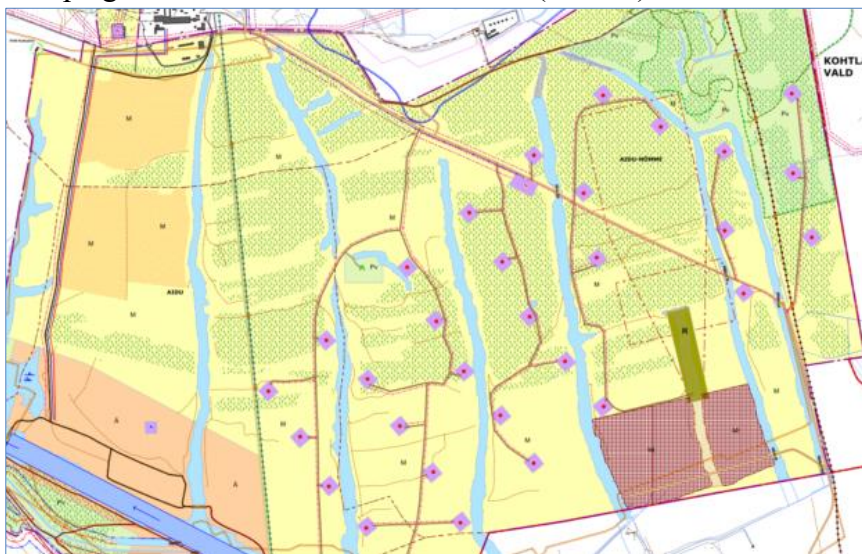
2008. a. sündis idee rajada suletavale karjäärialale Eesti esimene rahvusvahelistele nõuetele vastav sõudekanal. 2009. a. allkirjastati Eesti Olümpiakomitees ühiste kavatsuste protokoll ala arendamiseks ning aasta hiljem valmis Aidu sõudekanali ja veespordi- ning vabaajakeskuse väljaarendamise kava. 2011. a. kehtestati ala teemaplaneering ning Lügänu vald (toonase nimega Maidla vald), Eesti Olümpiakomitee, Eesti Sõudeliit, Eesti Aerutamisföderatsioon ning Eesti Veemotoliit asutasid sihtasutuse [Aidu Veespordikeskus](#), mille eesmärgiks on kaasaegse veespordi- ja vabajakeskuse väljaarendamine.

2013. a. augustis valmis spordikeskuse keskmeks olev 2,3 km pikkune, 162 m laiune ning 3,5 meetri sügavune sõudekanali süvis, mille rajas Eesti Energia (foto 9). Kammikujulise kanalite võrgustiku kogupikkus on umbes 30 kilomeetrit (Metsaots, 2019; joonis 6). Seega on Aidu karjääri sulgemise järel tekkinud sellesse piirkonda uus veemaastik. Kui veepargi jaoks on kavas välja ehitada seda toetav infrastruktuur/hoonestus, oleks vaja alustada selle ümbruse haljastamisega, kasutades seejuures erinevaid puu- ja põõsaliike.

Tuulepargi rajamine

Lisaks veespordikeskusele on endisele põlevkivikarjääri alale kavandatud tuulepark (joonis 7, foto 10), Kaitseliidu lasketiir, aheraine taaskasutusala ja erinevad puhkevõimalused. Aidu endise põlevkivikarjääri edela-lõunaossa on taotletud päikesepaneelidega taastuvenegiapargi rajamist.

Aidu karjääris juba püstitatud ja ka püstitamisel olevate tuulikute juurde on rajatud kuni 40 m laiused ja kuni 10 m kõrguse teetammiga teed, mis kulgevad läbi sinna istutatud paarikümneaastase metsa kohati seda enda alla mattes (foto 11). Niisugusel viisil on kaevandajad püüdnud vabaneda aheraine ladustamise probleemist, kuid see on näide uute tegevuste hoolimatust suhtumisest karjääriala varasematesse korrastustöödesse. Mõistlikumaks lahenduseks on aheraine paigutamine vanadesse tranšeedesse (foto 12).



Joonis 7. Tuulikute asukoht (märgitud lillade rombidega) Aidu tuulepargis (Aidu karjääri sulgemisprojekt, 2014).



Foto 10. Üks Aidu karjääri alal rajatud tuulikute.



Foto 8. Tuulikute juurde viivad teed kulgevad läbi sinna varem istutatud metsa.



Foto 9. Aherainega täidetud tranšee Aidu karjääris.

5.2 Aidu elupaigad

5.2.1 Välitööde metoodika

Aidu pilootalal on paiguti säilinud vanu, enam kui 100-aastaseid metsi, mille kasvutingimused varieeruvad kuivadest paludest siirdesoodeni. Metsakorralduse järgi on siin eristatud kokku 11 metsakasvukohatüüpi (KKT):

1. mineraalne puistang,
2. pohla KKT,
3. jänesekapsa-pohla KKT,
4. jänesekapsa-mustika KKT,
5. jänesekapsa KKT,
6. naadi KKT,
7. karusambla-mustika KKT,
8. angervaksa KKT,
9. siirdesoo KKT,
10. mustika-kõdusoo KKT,
11. jänesekapsa-kõdusoo KKT.

Kirjeldatavate taimekoosluste valikul taotleti seda, et valim hõlmaks uurimisalal leiduvaid kõikide metsakasvukohatüüpide erineva vanusega kooslusi. Seejuures lähtuti peamiselt metsakorralduse andmebaasist ja puistuplaanidest.

Puurinde järelkasvu, põõsa- ja rohurinde liikide ohtrust hinnati Braun-Blanquet' 6-pallise skaala alusel, mille vastavus taimede protsentuaalsele katvusele on järgmine:

- + – vähearvukas, väga väikese katvusega (andmetöötleses asendatud väärtusega 0.1);
- 1 – küllalt arvukas, kuid katab alla 1/20 pindalast, või hajusalt kasvav, kuid summaarne katvus alla 5%;
- 2 – katab 1/20-1/4 pindalast (katvus 5–20%), isendite arv pole oluline;
- 3 – katab 1/4-1/2 pindalast (katvus 25–50%); isendite arv pole oluline;
- 4 – katab 1/2-3/4 pindalast (katvus 50–75%); isendite arv pole oluline;
- 5 – katab enam kui 3/4 pindalast (katvus >75%); isendite arv pole oluline.

Taimekooslusi kirjeldati kokku 57 paigas (lisa 2).

5.2.2 Andmetöötlus

Tagamaks statistiliseks analüüsiks piisavat esindatust/kordust, liideti üheks rühmaks (i) pohla, jänesekapsa-pohla ja jänesekapsa-mustika kasvukohatüüpide kooslused, samuti (ii) karusambla-mustika ja angervaksa kasvukohatüüpide kooslused ning (iii) mustika-kõdusoo ja jänesekapsa-kõdusoo kasvukohatüüpide kooslused.

Selleks et koosluse erinevate rinnete liikide ohtrushinnangud oleks andmetöötluse jaoks ligikaudu ühesugusel skaalal (sarnase variatsiooniamplituudiga), jagati taksatsioonandmetes esitatud puurinde I alarinde liikide protsentuaalne osatähtsus 10-ga, II alarinde liikide osatähtsus aga 20-ga.

Klasteranalüüsiks kasutati β -paindlikku algoritmi (*flexible beta algorithm*; McCune, Mefford, 2011) ja koosluste sarnasuse hindamiseks kõõlu distantssi (McCune, Grace, 2002).

Koosluserühmade liigilise koosseisu erinevust hinnati mitmese vastuse permutatsiooniprotseduuri (*multi-response permutation procedure*; McCune, Mefford, 1999; järgnevas tekstis MVPP) põhjal.

Koosluserühmadele iseloomulike liikide indikaatorväärtused leiti M.Dufréne ja P.Legrendre (1997) meetodil. Liikide indikaatorväärtuse statistilist olulisust hinnati Monte-Carlo permutatsioonitestiga (McCune, Mefford, 1999).

Koosluste diversiteediindeksid arvutati programmpaketiga PD-ORD 6.0 (McCune, Grace, 2002). Liikide ohtruse ja koosluste struktuuritunnuste keskvväärtused koosluserühmades arvutati programmpaketiga Statistica ver. 7.1 (StatSoftInc., 2005). Keskvväärtuste erinevust hinnati ühefaktorilise dispersioonanalüüsiga (ANOVA) ning Fisheri homogeensustestiga (StatSoftInc., 2005).

Taimeliikide ja koosluste struktuuri iseloomustavate tunnuste ühisordinatsiooniks rakendati trendivaba vastavusanalüüsi (*detrended correspondence analysis*; Ter Braak, Šmilauer, 2002; McCune, Mefford, 2011).

5.3 Analüüsi tulemused

MVPP tulemuste põhjal ilmneb, et mineraalse puistangu taimekooslused erinevad statistiliselt oluliselt vaid naadi KKT, pohla+jänesekapsa-pohla+jänesekapsa-mustika kasvukohatüüpide rühma ning mustika- ja jänesekapsa-kõdusoo kasvukohatüüpide rühma kooslustest (tabel 2). Naadi kasvukohatüübi kooslused erinevad oluliselt veel pohla+jänesekapsa-pohla+jänesekapsa-mustika, karusambla-mustika ja angervaksa ning mustika- ja jänesekapsa-kõdusoo kasvukohatüüpide rühma kooslustest.

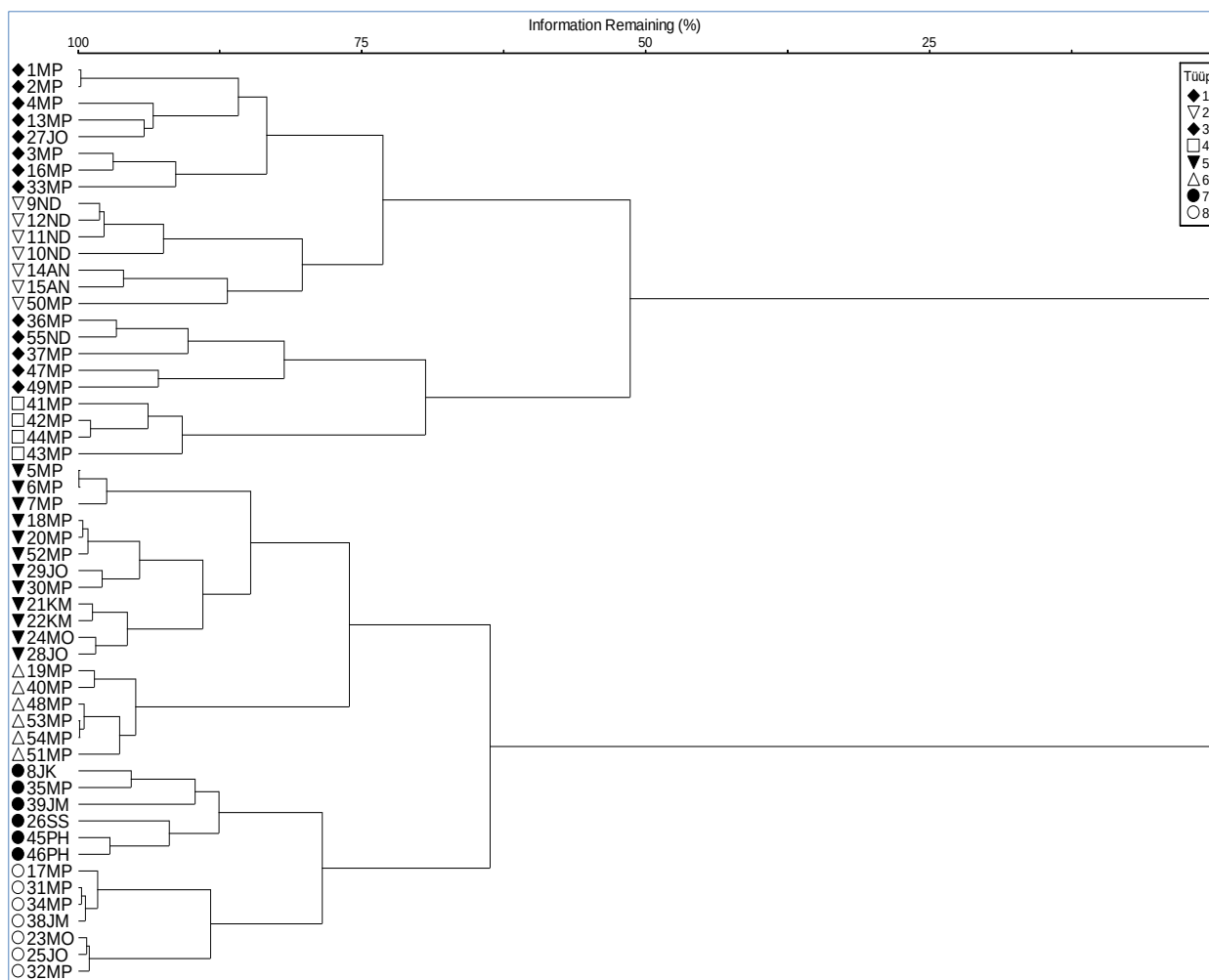
Seejuures on üllatav naadi kasvukohatüübi ja siirdesoo koosluste ebaoluline erinevus. Statistiliselt piiripealselt usaldatav on ka pohla+jänesekapsa-pohla+jänesekapsa-mustika ning karusambla-mustika ja angervaksa kasvukohatüüpide rühma koosluste liigilise koosseisu erinevus.

Tabel 2. Aidu karjääri erinevatesse metsakasvukohatüüpidesse kuuluvate taimekoosluste liigilise koosseisu võrdlemine mitmese vastuse permutatsiooniprotseduuri (MVPP) alusel

Tähistused: T – T-kriteerium, A – A-kriteerium, p – olulisustõenäosus; MP – mineraalne puis- tang, PH – pohla KKT, JP – jänesekapsa-pohla KKT, JM – jänesekapsa-mustika KKT, JK – jänesekapsa KKT, ND – naadi KKT, KM – karusambla-mustika KKT, AN – angervaksa KKT, SS – siirdesoo KKT, MO – mustika-kõdusoo KKT, JO – jänesekapsa-kõdusoo KKT, vs. – ver- sus.

Võrreldavad metsakasvu- kohatüübid	T	A	p
MP vs. PH+JP+JM	-2.38	0.01	0.029
MP vs. ND	-5.59	0.03	<0.001
MP vs. KM+AN	-1.52	0.01	0.080
MP vs. MO+JO	-2.90	0.02	0.014
MP vs. SS	-0.55	0.01	0.241
PH+JP+JM vs. ND	-2.53	0.04	0.022
PH+JP+JM vs. KM+AN	-1.78	0.03	0.048
PH+JP+JM vs. MO+JO	-1.73	0.03	0.059
PH+JP+JM vs. SS	-0.38	0.01	0.318
ND vs. KM+AN	-2.45	0.07	0.028
ND vs. MO+JO	-3.46	0.08	0.008
ND vs. SS	-0.90	0.03	0.177
KM+AN vs. MO+JO	-1.32	0.02	0.101
KM+AN vs. SS	-0.64	0.02	0.246
MO+JO vs. SS	0.84	-0.03	0.795

Selline segasevõitu tulemus taimekoosluste võrdlemisel metsa kasvukohatüübi rühmade tase- mel ajendas seda tüpoloogiat kõrvale jätma ning klassifitseerima taimekoosluste kirjed klaste- ranalüüsi abil (joonis 8). Ilmneb, et samasse klastrisse rühmituvad enamikul juhtudel erineva- tesse metsakasvukohatüüpidesse kuuluvad taimekooslused, mis Aidu karjääri metsakoosluste puhul osutab sellekohase tüpologia ekslikusse.



Joonis 8. Aidu karjääri taimekoosluste klasteranalüüsi dendrogramm.

Taimekoosluste kuuluvus metsakasvukohatüüpi on märgitud iga kirje numbri järel tabelis 1 esitatud lühenditega.

Klasteranalüüsi dendrogrammi põhjal rühmituvad Aidu taimekooslused jääkinformatsiooni tasemel 78,3% kaheksasse tüüpi (klastrisse). Kõigi kooslusetüüpide liigilise koosseisu olulist erinevust kinnitavad MVPP tulemused (tabel 3).

Tabel 3. Klasteranalüüsi põhjal eristatud Aidu karjääri kooslusetüüpide liigilise koosseisu erinevus mitmese vastuse permutatsiooniprotseduuri alusel

Tähistused nagu tabelis 1.

Võrreldavad tüübid	T	A	p
1 vs. 5	-10.85	0.17	<0.001
1 vs. 7	-6.402	0.11	<0.001
1 vs. 2	-5.13	0.06	<0.001
1 vs. 8	-8.31	0.21	<0.001
1 vs. 6	-7.90	0.23	<0.001
1 vs. 3	-5.57	0.09	<0.001
1 vs. 4	-6.56	0.18	<0.001
5 vs. 7	-5.72	0.05	<0.001
5 vs. 2	-11.26	0.20	<0.001
5 vs. 8	-6.20	0.06	<0.001
5 vs. 6	-7.56	0.08	<0.001
5 vs. 3	-6.95	0.07	<0.001
5 vs. 4	-9.55	0.23	<0.001
7 vs. 2	-6.01	0.11	<0.001
7 vs. 8	-3.17	0.03	0.006
7 vs. 6	-5.95	0.10	<0.001
7 vs. 3	-3.08	0.04	0.003
7 vs. 4	-5.60	0.20	0.001
2 vs. 8	-8.15	0.22	<0.001
2 vs. 6	-7.67	0.27	<0.001
2 vs. 3	-5.66	0.11	<0.001
2 vs. 4	-6.03	0.20	<0.001
8 vs. 6	-7.43	0.18	<0.001
8 vs. 3	-6.35	0.13	<0.001
8 vs. 4	-6.47	0.32	<0.001
6 vs. 3	-4.48	0.10	0.002
6 vs. 4	-5.52	0.27	0.001
3 vs. 4	-4.05	0.14	0.005

Erinevatesse tüüpidesse kuuluvaid kooslusi iseloomustab neis kasvavate taimeliikide ohtrusvahetorkord ning statistiliselt oluliste indikaatorliikide esinemine (tabel 4 ja 5).

Esimesse tüüpi kuuluvad kaasikud (arukase *Betula pendula* kultuurid), mille järelkasvus esineb suhteliselt sageli ka hall lepp *Alnus incana* (tabel 4). *Betula pendula* ongi selle kooslusetüübi indikaatorliigiks (tabel 5). Rohurindes domineerivad metskastik *Calamagrostis arundinacea*, metsmaasikas *Fragaria vesca*; sagedased on samuti harilik nõiakold *Circea alpina*, haisev kureraha *Geranium robertianum*, harilik parkhein *Lycopus europaeus*, harilik palderjan *Valeriana officinalis*; niiskemates lohkudes kasvavad mitmed madalsooliigid — konnaosi *Equisetum fluviatile*, ojamõõl *Geum rivale*, soomadar *Galium palustre*, samuti soostuvatele elupaikadele omased *Deschampsia cespitosa* ja *Lysimachia vulgaris* (tabel 4).

Koosluste keskmine liigirikkus on 15, mis on teiste kooslusetüüpidega võrreldes kõige väiksem; ka diversiteediindeksid H ja D' jäävad nendes kooslustes kõige väiksemaks (tabel 6). Domineerivate ja indikaatorliikide põhjal võib seda koosluste rühma nimetada *Betula pendula*—*Calamagrostis arundinacea*—*Geum rivale* tüübiks.

Tabel 4. Aidu karjääri taimekoosluste tsentroidid

Puurinde liikide ohtrus on esitatud 10-pallise skaala alusel, puurinde järelkasvu, põõsa- ja rohurinde liikide ohtrus Braun-Blanquet' 6-pallise skaala alusel.

Liigid	Kooslusetüübid							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Puurinne, I alarinne								
<i>Acer platanoides</i>	0.1	-	-	-	-	-	<0.1	-
<i>Alnus glutinosa</i>	-	0.1	-	-	-	-	-	-
<i>Alnus incana</i>	0.1	<0.1	0.7	-	-	0.3	1.0	-
<i>Betula pendula</i>	5.9	4.5	0.2	-	0.8	0.3	1.1	0.4
<i>Fraxinus excelsa</i>	-	0.7	-	-	-	-	-	-
<i>Larix decidua</i>	-	-	-	-	-	-	<0.1	-
<i>Picea abies</i>	0.4	1.8	4.2	<0.1	<0.1	-	0.5	-
<i>Pinus sylvestris</i>	1.0	0.1	4.3	<0.1	8.8	8.2	7.4	9.6
<i>Populus balsamifera</i>	-	-	-	-	0.2	-	-	-
<i>Populus tremula</i>	0.1	0.8	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	-
<i>Salix</i> sp.	-	0.3	-	-	<0.1	-	-	-
<i>Tilia cordata</i>	-	0.1	-	-	-	-	-	-
<i>Ulmus glabra</i>	-	-	-	-	-	-	<0.1	-
Puurinne, II alarinne								
<i>Alnus incana</i>	0.3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Betula pendula</i>	0.4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Picea abies</i>	0.3	0.4	-	-	0.2	-	0.3	-
<i>Sorbus aucuparia</i>	-	-	1.0	-	-	-	0.8	-
Puurinde järelkasv ja põõsarinne								
<i>Acer platanoides</i>	1.1	1.7	<0.1	-	0.4	<0.1	0.4	0.2
<i>Acer negundo</i>	-	-	1.0	-	-	-	<0.1	-
<i>Alnus incana</i>	0.1	-	-	<0.1	<0.1	0.2	-	-
<i>Betula pendula</i>	0.4	-	0.8	<0.1	1.5	1.5	-	-
<i>Betula pubescens</i>	-	-	-	-	-	-	0.5	-
<i>Corylus avellana</i>	-	0.3	<0.1	-	-	-	<0.1	<0.1
<i>Cotoneaster lucidus</i>	-	-	-	-	-	<0.1	-	-
<i>Crataegus rhipidophylla</i>	-	-	-	-	-	-	-	<0.1
<i>Daphne mezereum</i>	-	<0.1	<0.1	-	<0.1	-	0.2	0.4
<i>Frangula alnus</i>	0.4	0.1	0.4	-	0.4	0.2	0.2	0.4
<i>Fraxinus excelsior</i>	<0.1	1.0	-	-	<0.1	<0.1	0.9	0.2
<i>Lonicera xylosteum</i>	0.3	0.6	0.2	-	0.4	0.2	0.9	2.7
<i>Malus sylvestris</i>	-	-	<0.1	-	-	-	-	-
<i>Padus avium</i>	0.5	0.6	<0.1	-	0.3	-	-	0.4
<i>Physocarpus opulifolius</i>	-	-	-	-	<0.1	-	-	-
<i>Picea abies</i>	1.1	0.9	1.2	-	3.0	1.2	1.3	2.3

Liigid	Kooslusetüübid							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Pinus sylvestris</i>	-	-	-	<0.1	-	-	-	-
<i>Populus balsamifera</i>	-	-	-	-	-	<0.1	-	-
<i>Populus tremula</i>	0.1	0.1	0.2	0.1	<0.1	0.5	0.2	-
<i>Quercus robur</i>	<0.1	-	-	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
<i>Rhamnus catharticus</i>	0.1	0.7	-	-	<0.1	<0.1	-	-
<i>Ribes alpinum</i>	0.5	1.3	-	-	0.6	<0.1	0.9	1.9
<i>Ribes nigrum</i>	0.1	-	-	-	-	-	<0.1	0.1
<i>Ribes rubrum</i>	-	-	-	-	<0.1	-	0.2	-
<i>Salix aurita</i>	-	-	-	-	0.4	-	-	-
<i>Salix cinerea</i>	-	-	0.4	<0.1	<0.1	0.3	-	-
<i>Salix pentandra</i>	-	-	-	<0.1	-	-	-	-
<i>Salix phylicifolia</i>	-	-	1.2	0.1	0.2	-	0.2	-
<i>Salix starkeana</i>	-	-	0.2	-	-	0.5	-	-
<i>Sorbus aucuparia</i>	0.8	1.9	1.0	-	2.6	1.2	0.9	2.6
<i>Tilia cordata</i>	-	-	-	-	-	-	<0.1	-
<i>Ulmus glabra</i>	0.1	0.3	-	-	-	-	0.3	<0.1
<i>Viburnum opulus</i>	0.3	-	-	-	<0.1	-	-	0.2
Rohurinne								
<i>Achillea millefolium</i>	<0.1	-	-	0.5	<0.1	<0.1	-	-
<i>Actaea spicata</i>	<0.1	0.2	<0.1	-	<0.1	-	-	0.3
<i>Agrostis capillaris</i>	<0.1	-	-	1.5	<0.1	-	-	-
<i>Aegopodium podagraria</i>	0.5	0.3	-	-	<0.1	-	0.5	0.3
<i>Angelica sylvestris</i>	0.3	-	-	-	0.2	<0.1	-	0.2
<i>Anthriscus sylvestris</i>	-	-	-	-	-	<0.1	0.2	-
<i>Anthyllis vulneraria</i>	-	-	-	-	-	<0.1	-	-
<i>Artemisia vulgaris</i>	-	-	<0.1	<0.1	-	-	-	-
<i>Athyrium filix-femina</i>	-	1.2	-	-	<0.1	-	0.2	0.4
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0.3	0.6	0.2	-	0.8	-	0.7	1.7
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	1.5	1.1	0.4	-	1.4	-	1.0	2.0
<i>Calamagrostis canescens</i>	0.1	0.3	-	-	0.4	-	-	-
<i>Calamagrostis epigeios</i>	-	-	0.8	3.3	0.6	3.0	-	-
<i>Calamagrostis purpurea</i>	-	-	-	0.5	-	-	-	-
<i>Calluna vulgaris</i>	-	-	0.4	-	-	-	-	-
<i>Campanula trachelium</i>	-	-	-	-	-	<0.1	-	-
<i>Carduus thoermeri</i>	-	-	-	-	<0.1	-	-	-
<i>Carex digitata</i>	0.5	0.7	<0.1	-	<0.1	0.3	0.5	1.2
<i>Carex flava</i>	-	-	-	-	-	-	<0.1	-
<i>Carlina vulgaris</i>	-	-	-	-	-	<0.1	-	-
<i>Centaurea jacea</i>	-	-	-	<0.1	-	<0.1	-	-
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	-	-	-	-	-	-	0.5	-
<i>Chimaphila umbellata</i>	-	-	0.2	-	-	-	-	-
<i>Circaea alpina</i>	0.4	-	-	-	0.2	-	-	-
<i>Cirsium arvense</i>	<0.1	-	-	<0.1	-	-	-	-
<i>Cirsium heterophyllum</i>	-	0.1	-	-	<0.1	-	-	-
<i>Cirsium oleraceum</i>	0.1	0.4	-	-	0.4	-	-	0.6
<i>Cirsium palustre</i>	-	-	-	-	<0.1	-	0.2	-

Liigid	Kooslusetüübid							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Clinopodium vulgare</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Convallaria majalis</i>	0.5	0.7	0.2	-	0.4	0.2	2.2	1.9
<i>Crepis paludosa</i>	<0.1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cypripedium calceolus</i>	-	-	-	-	<0.1	<0.1	-	-
<i>Dactylis glomerata</i>	-	-	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	-	-
<i>Dactylorhiza</i> sp.	-	-	-	<0.1	-	-	-	-
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1.3	0.4	0.4	2.0	1.6	-	0.3	1.0
<i>Deschampsia flexuosa</i>	-	-	0.2	-	<0.1	-	0.3	0.3
<i>Dryopteris carthusiana</i>	-	0.3	-	-	0.1	-	0.2	0.2
<i>Dryopteris expansa</i>	0.1	0.1	-	-	0.2	-	-	0.3
<i>Dryopteris filix-mas</i>	-	0.1	-	-	-	-	<0.1	0.2
<i>Elymus caninus</i>	0.3	<0.1	-	-	0.2	-	-	0.4
<i>Empetrum nigrum</i>	-	-	-	-	-	-	0.3	-
<i>Epilobium angustifolium</i>	-	0.2	0.8	0.3	0.6	0.9	0.4	0.2
<i>Epilobium hirsutum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epilobium montanum</i>	-	-	-	-	<0.1	<0.1	-	-
<i>Epilobium palustre</i>	-	-	-	-	<0.1	-	-	-
<i>Epipactis atrorubens</i>	-	-	-	-	-	0.2	-	-
<i>Epipactis helleborine</i>	0.5	<0.1	0.4	-	0.3	0.2	-	-
<i>Equisetum arvense</i>	-	-	-	1.0	-	-	-	-
<i>Equisetum fluviatile</i>	<0.1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Equisetum palustre</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Equisetum pratense</i>	<0.1	1.7	-	<0.1	-	-	0.2	0.1
<i>Equisetum sylvaticum</i>	-	0.7	-	-	0.2	-	0.5	0.4
<i>Erigeron acer</i>	-	-	-	0.3	-	-	-	-
<i>Eriophorum vaginatum</i>	-	-	-	-	-	-	0.8	-
<i>Eupatorium cannabinum</i>	-	-	-	-	-	-	0.3	-
<i>Festuca gigantea</i>	-	-	-	-	<0.1	-	-	0.1
<i>Filipendula ulmaria</i>	0.1	0.7	-	-	-	-	-	-
<i>Fragaria vesca</i>	1.8	0.9	1.0	0.8	2.8	1.0	0.8	1.3
<i>Fragaria viridis</i>	-	-	-	<0.1	-	-	-	-
<i>Galeobdolon luteum</i>	-	<0.1	-	-	-	-	-	-
<i>Galium boreale</i>	-	-	-	<0.1	-	<0.1	<0.1	-
<i>Galium odoratum</i>	-	0.7	-	-	-	-	-	-
<i>Galium palustre</i>	0.3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galium triflorum</i>	-	-	-	-	<0.1	-	-	-
<i>Galium uliginosum</i>	-	-	-	<0.1	-	-	-	-
<i>Geranium robertianum</i>	0.9	0.3	-	-	0.3	<0.1	-	0.1
<i>Geranium sylvaticum</i>	-	<0.1	-	-	<0.1	-	-	-
<i>Geum rivale</i>	0.3	<0.1	-	-	0.1	-	-	<0.1
<i>Geum urbanum</i>	-	<0.1	-	-	-	<0.1	-	<0.1
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	-	1.7	-	-	<0.1	-	-	-
<i>Hepatica nobilis</i>	-	2.6	-	-	<0.1	-	1.2	-
<i>Hieracium umbellatum</i>	0.1	-	0.2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	-
<i>Hieracium vulgatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypericum perforatum</i>	-	-	-	<0.1	-	-	-	-

Liigid	Kooslusetüübid							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Impatiens noli-tangere</i>	0.1	-	-	-	-	-	-	0.1
<i>Lathyrus pratensis</i>	0.3	-	0.2	0.5	<0.1	<0.1	-	-
<i>Lathyrus sylvestris</i>	-	-	-	-	-	<0.1	-	-
<i>Lathyrus vernus</i>	-	-	-	-	-	-	-	<0.1
<i>Ledum palustre</i>	-	-	-	-	-	-	0.5	-
<i>Leucanthemum vulgare</i>	-	-	0.2	0.3	-	<0.1	-	-
<i>Listera ovata</i>	-	-	-	-	-	<0.1	-	0.3
<i>Lotus corniculatus</i>	-	-	-	0.8	-	-	-	-
<i>Luzula pilosa</i>	-	-	0.4	-	0.3	0.2	0.7	0.1
<i>Lycopodium annotinum</i>	-	-	-	-	<0.1	-	-	-
<i>Lycopus europaeus</i>	<0.1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0.1	-	-	<0.1	-	-	-	-
<i>Maianthemum bifolium</i>	-	<0.1	0.4	-	0.4	-	0.2	0.2
<i>Matricaria perforata</i>	-	-	-	0.5	-	-	-	-
<i>Medicago lupulina</i>	-	-	-	0.8	-	<0.1	-	-
<i>Melampyrum nemorosum</i>	-	-	-	-	<0.1	-	-	-
<i>Melampyrum pratense</i>	-	-	-	-	-	-	<0.1	-
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	-	-	<0.1	-	<0.1	-	<0.1	0.1
<i>Melica nutans</i>	0.3	0.2	-	-	<0.1	-	0.7	0.2
<i>Meliolotus albus</i>	-	-	<0.1	3.3	<0.1	0.8	-	-
<i>Mercurialis perennis</i>	0.5	3.7	-	-	<0.1	-	0.8	0.9
<i>Milium effusum</i>	-	0.9	-	-	-	-	-	-
<i>Moehringia trinervia</i>	-	-	-	-	<0.1	-	<0.1	-
<i>Molinia caerulea</i>	-	-	1.0	-	0.3	-	0.3	-
<i>Monotropa hypopitys</i>	-	-	-	-	-	<0.1	-	-
<i>Mycelis muralis</i>	0.3	0.4	1.0	-	0.5	<0.1	0.5	0.2
<i>Orthilia secunda</i>	0.3	-	0.8	<0.1	0.3	0.5	-	0.2
<i>Oxalis acetosella</i>	0.6	2.9	-	-	1.3	-	2.8	4.4
<i>Paris quadrifolia</i>	0.2	0.2	-	-	0.1	-	0.2	0.2
<i>Pastinaca sativa</i>	-	-	-	<0.1	-	-	-	-
<i>Phleum pratense</i>	-	-	-	0.5	-	-	-	-
<i>Phragmites australis</i>	-	-	-	-	0.2	-	0.2	<0.1
<i>Plantanthera bifolia</i>	-	-	-	-	<0.1	<0.1	<0.1	-
<i>Poa pratensis</i>	-	-	-	<0.1	-	-	-	-
<i>Potentilla anserina</i>	-	-	-	0.5	-	-	-	-
<i>Potentilla erecta</i>	-	-	-	-	<0.1	<0.1	-	-
<i>Prunella vulgaris</i>	-	-	-	<0.1	<0.1	-	-	-
<i>Pteridium aquilinum</i>	-	0.3	-	-	0.2	-	2.0	0.4
<i>Pulmonaria obscura</i>	-	-	-	-	-	-	<0.1	-
<i>Pyrola rotundifolia</i>	<0.1	-	<0.1	<0.1	0.2	0.5	0.2	0.3
<i>Ranunculus acris</i>	-	-	0.4	0.5	<0.1	<0.1	-	-
<i>Ranunculus cassubicus</i>	-	<0.1	-	-	-	-	-	-
<i>Rubus chamaemorus</i>	-	-	-	-	-	-	<0.1	-
<i>Rubus idaeus</i>	0.8	0.6	-	-	1.0	0.2	0.5	0.4
<i>Rubus saxatilis</i>	0.3	0.7	0.6	-	0.8	-	1.0	0.9
<i>Rumex sp.</i>	-	-	-	<0.1	-	-	-	-

Liigid	Kooslusetüüp								Max	p
	1	2	3	4	5	6	7	8		
<i>ACER PLATANOIDES I</i>	88	0	0	0	0	0	12	0	1	0.808
<i>Lysimachia vulgaris</i>	83	0	0	17	0	0	0	0	1	0.828
<i>Mercurialis perennis</i>	8	63	0	0	0	0	14	15	2	<0.001
<i>Equisetum pratense</i>	1	83	0	1	0	0	8	7	2	<0.001
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	0	95	0	0	5	0	0	0	2	<0.001
<i>Athyrium filix-femina</i>	0	62	0	0	5	0	9	24	2	<0.001
<i>ALNUS GLUTINOSA I</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	2	0.002
<i>Hepatica nobilis</i>	0	68	0	0	0	0	31	0	2	0.002
<i>Stellaria nemorum</i>	0	81	0	0	0	0	19	0	2	0.004
<i>POPULUS TREMULA I</i>	11	69	0	2	4	7	7	0	2	0.005
<i>FRAXINUS EXCELSIOR I</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	2	0.007
<i>Milium effusum</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	2	0.007
<i>Stellaria holostea</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	2	0.009
<i>ACER platanoides</i>	30	45	1	0	9	1	10	5	2	0.019
<i>CORYLUS avellana</i>	3	83	6	0	0	0	5	4	2	0.027
<i>FRAXINUS excelsior</i>	2	47	0	0	4	1	39	7	2	0.041
<i>Ranunculus cassubicus</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	2	0.057
<i>SALIX SP. I</i>	0	87	0	0	13	0	0	0	2	0.076
<i>Dryopteris carthusiana</i>	0	41	0	0	14	0	22	23	2	0.134
<i>Equisetum sylvaticum</i>	0	39	0	0	9	0	27	24	2	0.264
<i>RHAMNUS catharticus</i>	14	81	0	0	3	2	0	0	2	0.265
<i>Geum urbanum</i>	0	48	0	0	0	28	0	24	2	0.311
<i>Paris quadrifolia</i>	23	25	0	0	6	0	23	23	2	0.519
<i>Cirsium heterophyllum</i>	0	94	0	0	6	0	0	0	2	0.529
<i>ULMUS glabra</i>	16	39	0	0	0	0	43	2	2	0.533
<i>Filipendula ulmaria</i>	16	84	0	0	0	0	0	0	2	0.616
<i>Galeobdolon luteum</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	2	0.625
<i>TILIA CORDATA I</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	2	0.630
<i>Galium odoratum</i>	0	100	0	0	0	0	0	0	2	0.634
<i>Scrophularia nodosa</i>	0	90	0	0	0	0	10	0	2	0.658
<i>Geranium sylvaticum</i>	0	63	0	0	37	0	0	0	2	0.684
<i>Viola mirabilis</i>	24	27	0	0	16	3	16	14	2	0.685
<i>Crepis paludosa</i>	47	53	0	0	0	0	0	0	2	0.900
<i>Calamagrostis canescens</i>	15	35	0	0	50	0	0	0	2	0.949
<i>PICEA ABIES I</i>	6	26	60	0	0	0	7	0	3	0.024
<i>Mycelis muralis</i>	8	15	35	0	18	1	17	6	3	0.054
<i>SALIX phylicifolia</i>	0	0	73	6	10	0	10	0	3	0.081
<i>MALUS sylvestris</i>	0	0	100	0	0	0	0	0	3	0.160
<i>Chimaphila umbellata</i>	0	0	100	0	0	0	0	0	3	0.164
<i>Calluna vulgaris</i>	0	0	100	0	0	0	0	0	3	0.166
<i>SALIX cinerea</i>	0	0	49	3	10	39	0	0	3	0.187
<i>Ranunculus acris</i>	0	0	44	53	1	2	0	0	3	0.220
<i>ACER negundo</i>	0	0	98	0	0	0	2	0	3	0.228
<i>Vicia sylvatica</i>	0	0	71	0	29	0	0	0	3	0.286
<i>Molinia caerulea</i>	0	0	63	0	16	0	21	0	3	0.376
<i>Hieracium umbellatum</i>	25	0	44	5	3	17	7	0	3	0.454

Liigid	Kooslusetüüp								Max	p
	1	2	3	4	5	6	7	8		
<i>SORBUS AUCUPARIA II</i>	0	0	55	0	0	0	45	0	3	0.514
<i>Agrostis capillaris</i>	1	0	0	94	5	0	0	0	4	<0.001
<i>PINUS sylvestris</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	<0.001
<i>Tussilago farfara</i>	0	0	11	54	8	24	3	0	4	<0.001
<i>Cirsium arvense</i>	14	0	0	86	0	0	0	0	4	<0.001
<i>Meliolotus albus</i>	0	0	1	79	0	20	0	0	4	0.001
<i>Taraxacum officinale coll.</i>	0	0	28	49	3	20	0	0	4	0.002
<i>Calamagrostis epigeios</i>	0	0	10	43	8	39	0	0	4	0.003
<i>Trifolium pratense</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.003
<i>Rumex sp.</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.003
<i>Vicia cracca</i>	0	0	3	52	13	32	0	0	4	0.003
<i>Lotus corniculatus</i>	0	0	0	98	0	2	0	0	4	0.004
<i>Equisetum arvense</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.004
<i>Fragaria viridis</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.005
<i>Trifolium hybridum</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.005
<i>Medicago lupulina</i>	0	0	0	98	0	2	0	0	4	0.006
<i>Deschampsia cespitosa</i>	18	6	6	28	23	0	5	14	4	0.029
<i>Galium uliginosum</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.069
<i>Pastinaca sativa</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.069
<i>Phleum pratense</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.069
<i>Poa pratensis</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.069
<i>Potentilla anserina</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.069
<i>Tragopogon pratensis</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.069
<i>Veronica officinalis</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.069
<i>Calamagrostis purpurea</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.071
<i>Erigeron acer</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.071
<i>Matricaria perforata</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.071
<i>Hypericum perforatum</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.072
<i>SALIX pentandra</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.072
<i>Dactylorhiza sp.</i>	0	0	0	100	0	0	0	0	4	0.077
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0	0	38	52	0	10	0	0	4	0.104
<i>Prunella vulgaris</i>	0	0	0	75	25	0	0	0	4	0.114
<i>Lathyrus pratensis</i>	25	0	22	49	1	3	0	0	4	0.116
<i>Centaurea jacea</i>	0	0	0	60	0	40	0	0	4	0.238
<i>Urtica dioica</i>	0	0	0	52	18	0	0	30	4	0.274
<i>Artemisia vulgaris</i>	0	0	44	56	0	0	0	0	4	0.285
<i>Achillea millefolium</i>	2	0	7	87	1	3	0	0	4	0.323
<i>PICEA abies</i>	10	8	11	0	27	11	12	21	5	<0.001
<i>SORBUS aucuparia</i>	7	17	9	0	24	11	8	24	5	0.030
<i>SALIX aurita</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	5	0.030
<i>Solidago virgaurea</i>	1	0	28	1	28	19	7	16	5	0.033
<i>Fragaria vesca</i>	17	8	10	7	27	10	8	13	5	0.037
<i>BETULA pendula</i>	9	0	19	1	36	36	0	0	5	0.043
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0	14	0	0	54	0	9	22	5	0.144
<i>QUERCUS robur</i>	12	0	0	0	41	16	16	14	5	0.205
<i>Rubus idaeus</i>	22	17	0	0	29	5	15	13	5	0.224

Liigid	Kooslusetüüp								Max	p
	1	2	3	4	5	6	7	8		
<i>Angelica sylvestris</i>	40	0	0	0	31	5	0	24	5	0.454
<i>Plantanthera bifolia</i>	0	0	0	0	73	13	13	0	5	0.601
<i>Epilobium montanum</i>	0	0	0	0	50	50	0	0	5	0.602
<i>Maianthemum bifolium</i>	0	1	35	0	36	0	14	14	5	0.714
<i>Dactylis glomerata</i>	0	0	23	29	29	19	0	0	5	0.786
<i>FRANGULA alnus</i>	18	7	19	0	20	8	8	20	5	0.893
<i>POPULUS BALSAMIFERA I</i>	0	0	0	0	80	0	0	20	5	0.927
<i>Moehringia trinervia</i>	0	0	0	0	83	0	17	0	5	0.960
<i>Carduus thoermeri</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	5	1.000
<i>Epilobium palustre</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	5	1.000
<i>Galium triflorum</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	5	1.000
<i>Lycopodium annotinum</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	5	1.000
<i>Melampyrum nemorosum</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	5	1.000
<i>PHYSOCARPUS opulifolius</i>	0	0	0	0	100	0	0	0	5	1.000
<i>SALIX starkeana</i>	0	0	27	0	0	73	0	0	6	0.028
<i>Monotropa hypopitys</i>	0	0	0	0	0	100	0	0	6	0.030
<i>Epipactis atrorubens</i>	0	0	0	0	0	100	0	0	6	0.031
<i>Epilobium angustifolium</i>	0	5	25	9	19	27	11	5	6	0.056
<i>POPULUS tremula</i>	9	11	17	4	7	40	13	0	6	0.075
<i>Vicia sepium</i>	0	0	29	0	0	48	24	0	6	0.219
<i>Galium boreale</i>	0	0	0	33	0	44	22	0	6	0.267
<i>POPULUS balsamifera</i>	0	0	0	0	0	100	0	0	6	0.379
<i>COTONEASTER lucidus</i>	0	0	0	0	0	100	0	0	6	0.380
<i>Carlina vulgaris</i>	0	0	0	0	0	100	0	0	6	0.381
<i>Trifolium medium</i>	0	0	0	0	0	100	0	0	6	0.381
<i>Lathyrus sylvestris</i>	0	0	0	0	0	100	0	0	6	0.385
<i>Campanula trachelium</i>	0	0	0	0	0	100	0	0	6	0.386
<i>Anthyllis vulneraria</i>	0	0	0	0	0	100	0	0	6	0.392
<i>Pyrola rotundifolia</i>	1	0	2	2	14	43	14	24	6	0.401
<i>Orthilia secunda</i>	12	0	39	1	14	26	0	8	6	0.402
<i>Potentilla erecta</i>	0	0	0	0	33	67	0	0	6	0.468
<i>Cypripedium calceolus</i>	0	0	0	0	33	67	0	0	6	0.477
<i>ALNUS incana</i>	29	0	5	6	21	39	0	0	6	0.901
<i>Pteridium aquilinum</i>	0	10	0	0	6	0	69	15	7	0.015
<i>Melica nutans</i>	20	12	0	0	1	0	53	14	7	0.078
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0	1	19	0	20	0	47	13	7	0.085
<i>Convallaria majalis</i>	8	12	3	0	7	3	36	31	7	0.091
<i>Luzula pilosa</i>	0	0	24	0	16	10	41	9	7	0.155
<i>PICEA ABIES II</i>	24	15	0	0	9	0	53	0	7	0.171
<i>Cirsium palustre</i>	0	0	0	0	9	0	91	0	7	0.312
<i>Vaccinium uliginosum</i>	0	0	0	0	2	0	98	0	7	0.329
<i>LARIX DECIDUA I</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.373
<i>ULMUS GLABRA I</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.373
<i>BETULA pubescens</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.382
<i>Carex flava</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.382
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.382

Liigid	Kooslusetüüp								Max	p
	1	2	3	4	5	6	7	8		
<i>Empetrum nigrum</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.382
<i>Eriophorum vaginatum</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.382
<i>Eupatorium cannabinum</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.382
<i>Ledum palustre</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.382
<i>Rubus chamaemorus</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.382
<i>Melampyrum pratense</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.382
<i>Pulmonaria obscura</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.397
<i>TILIA cordata</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	7	0.397
<i>Anthriscus sylvestris</i>	0	0	0	0	0	9	91	0	7	0.451
<i>RIBES rubrum</i>	0	0	0	0	35	0	65	0	7	0.501
<i>Aegopodium podagraria</i>	31	18	0	0	1	0	31	19	7	0.679
<i>ALNUS INCANA I</i>	6	3	31	0	0	15	46	0	7	0.797
<i>Deschampsia flexuosa</i>	0	0	22	0	9	0	37	32	7	0.849
<i>Phragmites australis</i>	0	0	0	0	48	0	48	4	7	0.871
<i>LONICERA xylosteum</i>	5	11	5	0	7	3	16	53	8	<0.001
<i>PINUS SYLVESTRIS I</i>	3	0	11	0	22	21	19	24	8	<0.001
<i>Oxalis acetosella</i>	5	24	0	0	11	0	23	37	8	0.001
<i>RIBES alpinum</i>	10	25	0	0	11	1	17	36	8	0.018
<i>Trientalis europaea</i>	0	6	0	0	13	0	7	74	8	0.020
<i>Brachypodium pinnatum</i>	6	14	5	0	20	0	16	40	8	0.038
<i>DAPHNE mezereum</i>	0	2	3	0	1	0	26	68	8	0.074
<i>Carex digitata</i>	15	22	1	0	1	10	15	36	8	0.075
<i>Dryopteris filix-mas</i>	0	43	0	0	0	0	5	52	8	0.137
<i>Cirsium oleraceum</i>	8	27	0	0	28	0	0	37	8	0.157
<i>Actaea spicata</i>	2	30	4	0	3	0	0	60	8	0.175
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	20	15	6	0	19	0	13	27	8	0.313
<i>Elymus caninus</i>	30	2	0	0	20	0	0	49	8	0.399
<i>CRATAEGUS rhipidophylla</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	8	0.640
<i>Lathyrus vernus</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	8	0.640
<i>Clinopodium vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	100	8	0.646
<i>Festuca gigantea</i>	0	0	0	0	39	0	0	61	8	0.711
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	0	0	10	0	8	0	8	73	8	0.723
<i>Veronica chamaedrys</i>	0	0	0	8	0	5	0	87	8	0.748
<i>Listera ovata</i>	0	0	11	0	0	9	0	80	8	0.823
<i>Rubus saxatilis</i>	6	17	14	0	18	0	24	21	8	0.862
<i>RIBES nigrum</i>	44	0	0	0	0	0	6	50	8	0.919
<i>Dryopteris expansa</i>	17	20	0	0	24	0	0	39	8	0.933

Tabel 6. Aidu karjääri kooslusetüüpide struktuuri iseloomustavate tunnuste keskväärtused.

Tähistused: p_{ANOVA} – erinevuse olulisustõenäosus ühefaktorilise dispersioonanalüüsi põhjal, Vanus – koosluste puurinde vanus, RoKatvus – rohurinde üldkatvus (%), S – koosluste liigirikkus (liikide arv), E – koosluste liigilise koosseisu ühtluskoeffitsient, H – Shannon-Wiener'i informatsiooniline diversiteediindeks, D' – Simpson'i diversiteediindeks; Bet pen, Pic abi, Pin syl – vastavalt *Betula pendula*, *Picea abies*'e ja *Pinus sylvestris*'e osatähtsus puurindes (%). Ülaindeksitega on märgitud homogeensed rühmad Fisheri homogeensustesti alusel.

Tunnus	Kooslusetüüp								p_{ANOVA}
	1	2	3	4	5	6	7	8	
Vanus	54 ^{abc}	69 ^c	42 ^{abc}	30 ^a	57 ^{abc}	35 ^{ab}	57 ^{abc}	60 ^{bc}	0.101
RoKatv	34 ^{abc}	50 ^c	4 ^a	34 ^{abc}	25 ^{abc}	11 ^{ab}	46 ^c	40 ^{bc}	0.057
S	15 ^a	23 ^{bc}	18 ^{ab}	23 ^{ab}	25 ^{bc}	21 ^{abc}	21 ^{abc}	24 ^{bc}	0.024
E	0.80 ^{ab}	0.88 ^c	0.84 ^{abc}	0.81 ^{abc}	0.85 ^{abc}	0.78 ^a	0.85 ^{abc}	0.87 ^{bc}	0.215
H	2.16 ^a	2.76 ^c	2.40 ^{abc}	2.50 ^{abc}	2.69 ^{bc}	2.35 ^{ab}	2.59 ^{bc}	2.76 ^c	0.018
D'	0.83 ^a	0.92 ^b	0.89 ^{ab}	0.90 ^{ab}	0.91 ^b	0.86 ^{ab}	0.90 ^b	0.92 ^b	0.051
Bet pen	70.6 ^a	45.6 ^b	1.6 ^a	<0.1 ^a	8.3 ^a	2.5 ^a	10.5 ^a	3.7 ^a	<0.001
Pic abi	4.4 ^{ab}	18.0 ^b	42.0 ^c	<0.1 ^{ab}	0.3 ^a	<0.1 ^a	5.0 ^{ab}	<0.1 ^a	<0.001
Pin syl	21.3 ^a	1.3 ^a	69.6 ^b	0.1 ^a	80.3 ^b	93.3 ^b	73.7 ^b	95.9 ^b	<0.001

Ka teise kooslusterühma moodustavad kaasikud (kasekultuurid), märgatavalt enam kui esimese tüübi kooslustes kasvab puurindes samuti kuuski *Picea abies* ja harilikku haaba *Populus tremula*, järelkasvus aga harilikku vahert *Acer platanoides*, põõsarindes harilikku sarapuud *Corylus avellana* ja harilikku türnpuud *Rhamnus catharticus*. Rohurindes on hariliku kolmisõnajala *Gymnocarpium dryopteris*'e, hariliku sinilille *Hepatica nobilis*'e ja salu-tähtheina *Stellaria nemoreum*'i kõrval kõige ohtramaks liigiks püsik-seljarohi *Mercurialis perennis* (tabel 4), mis osutab nende kasvukohtade suhteliselt heale toiterikkusele ja optimaalsetele niiskuseludele. Statistiliselt usaldatavaid indikaatorliike on selle tüübi kooslustes rohkesti: lisaks nimetatud dominantliikidele rohurindes veel harilik metsvits *Lysimachia vulgaris*, aasosi *Equisetum pratense*, harilik naistesõnajalg *Athyrium filix-femina*, harilik saluhein *Milium effusum*, mets-tähthein *Stellaria holostea*, metstulikas *Ranunculus cassubicus* jt., puurindes aga sanglepp *Alnus glutinosa* ja harilik saar *Fraxinus excelsior* (tabel 5). Need kooslused on ühtlasi kõige vanemad: puurinde vanus on siin keskmiselt 69 aastat, liigirikkus on suhteliselt suur – keskmiselt 23 liiki, ning diversiteediindeksite väärtused kõrged (tabel 6). Nimetame seda kooslusterühma *Betula pendula*–*Mercurialis perennis*–*Stellaria nemorum* tüübiks.

Kolmanda kooslusterühma puurindes on pea võrdselt esindatud nii kuusk kui mänd (tabel 4), puistu vanus on keskmiselt 42 aastat (tabel 6). Põõsarindes kasvab rohkesti saarvahert *Acer negundo*, sage on samuti arukask; kõigis kooslustes leidis ka mets-õunapuid *Malus sylvestris*

(tabel 4). Rohurinde üldkatvus on vaid 4%, sagedasemad ja suurima indikaatorväärtusega on selles kanarbik *Calluna vulgaris*, harilik talvik *Chimaphila umbellata*, mets-hiirehernes *Vicia sylvatica*, harilik sinihelmikas *Molinia caerulea* (tabel 4 ja 5). Liikide keskmine arv nendes kooslustes on 18 (tabel 6). Need kooslused kuuluvad *Picea abies*—*Pinus sylvestris*—*Calluna vulgaris* tüüpi.

Neljanda rühma kooslustes puurinne praktiliselt puudub, s.t. need kooslused on mineraalsele puistangule kujunenud spontaanselt. Rohurinde üldkatvus on neis keskmiselt 34%, selles valitsevad jäneskastik *Calamagrostis epigeios*, valge mesikas *Meliolotus albus* ja paiseleht *Tussilago farfara*, üsna rohked on samuti harilik kastehein *Agrostis capillaris*, luht-kastevars *Deschampsia cespitosa* ja võilill *Taraxacum officinale* coll. (tabel 4). Lisaks nimetatuile on usaldatavaid indikaatorliike veel terve rida, nendest on olulisemad põldohakas *Cirsium arvense*, aasristik *Trifolium pratense* ja roosa ristik *T. hybridum*, harilik hiirehernes *Vicia cracca*, harilik nõiahammas *Lotus corniculatus*, põldosi *Equisetum arvense*, muulukas *Fragaria viridis* ja humallutsern *Medicago lupulina* (tabel 5). See koosluste rühm kuulub *Meliolotus albus*—*Tussilago farfara* tüüpi.

Nelja viimase rühma kooslused esindavad männikuid (männikultuure).

Viienda rühma kooslustes on puurinde järelkasvus rohkesti kuuske, põõsarindes harilikku pihlakat *Sorbus aucuparia*. Puhma-rohurindes on kõige ohtramaks liigiks metsmaasikas *Fragaria vesca*, väiksema osatähtsusega on luht-kastevars *Deschampsia cespitosa*, metskastik *Calamagrostis arundinacea* ja harilik mustikas *Vaccinium myrtillus* (tabel 4). Olulisteks indikaatorliikideks on veel kõrvpaju *Salix aurita* ja harilik kuldviit *Solidago virgaurea* (tabel 5). Liigirikkus on neis kooslustes suhteliselt kõrge – keskmiselt 25 liiki (tabel 6). Need kooslused esindavad *Pinus sylvestris*—*Fragaria vesca*—*Vaccinium myrtillus* tüüpi.

Kuuenda rühma moodustavad kooslused, kus lisaks männile on istutatud võõrliike palsampaplit *Populus balsamifera* ja lodjap-põisenelat *Physocarpus opulifolius*. Napis rohurindes (üldkatvus keskmiselt 11%; tabel 6) on domineerivaks liigiks jäneskastik *Calamagrostis epigeios*. Konstantseteks liikideks, ehkki vähese katvusega, on neis kooslustes ka harilik seenlill *Monotropa hypopitys*, tumepunane neiuvaip *Epipactis atrorubens*, harilik keelikurohi *Carlina vulgaris*, keskmine ristik *Trifolium medium*, mets-seahernes *Lathyrus sylvestris*, nõgeselehine kellukas *Campanula trachelium* ja harilik koldrohi *Anthyllis vulneraria* (tabel 4 ja 5). Keskmine liigirikkus on 21 (tabel 6). Need kooslused kuuluvad *Pinus sylvestris*—*Calamagrostis epigeios*—*Epipactis atrorubens* tüüpi.

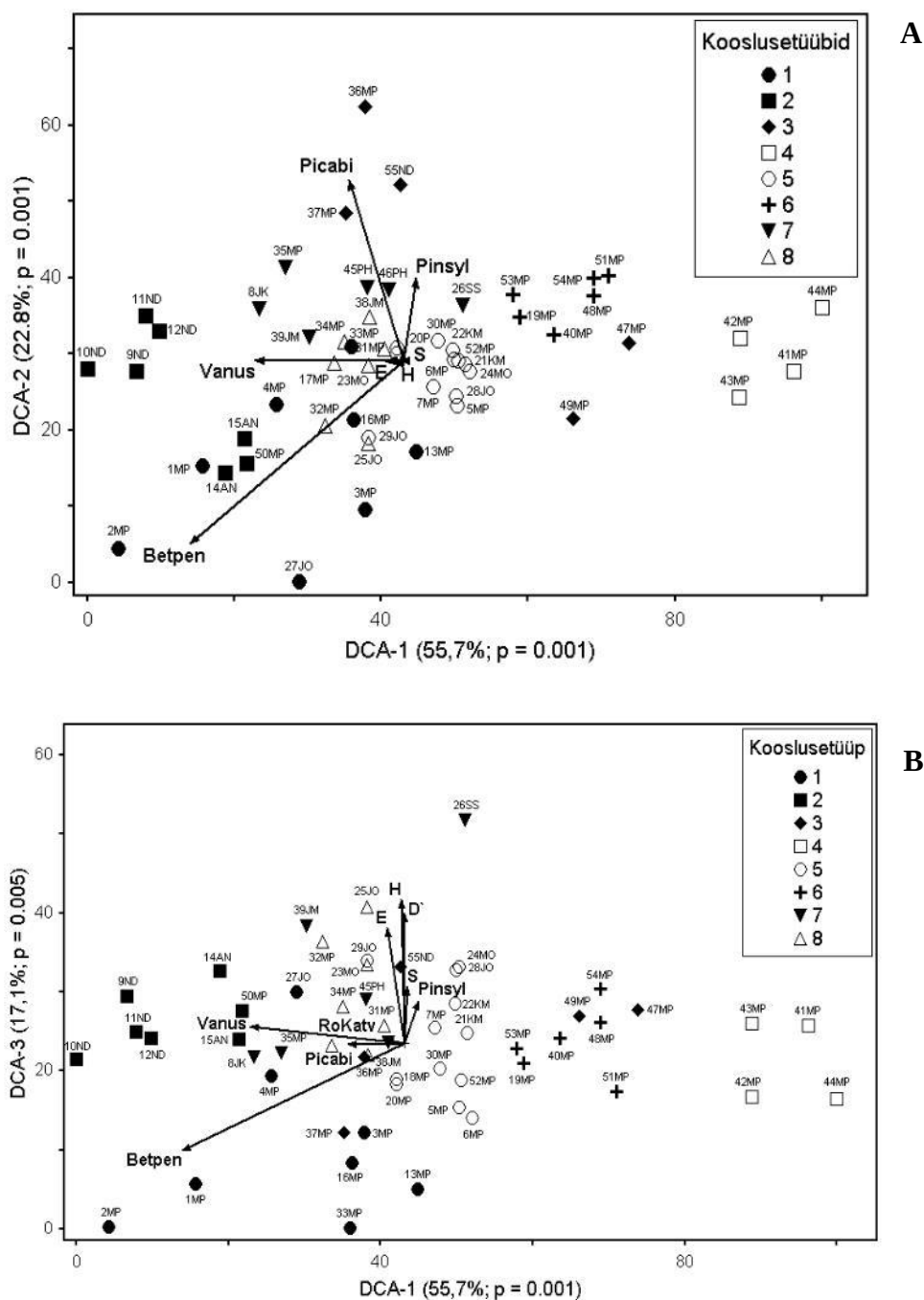
Seitsmenda rühma koosluste puurindes kasvab lisaks männile küllaltki rohkesti halli leppa *Alnus incana* ja arukaske *Betula pendula*, vähem kuuske, harva ka harilikku haaba ja jalakat *Ulmus glabra*. Nendele aladele on istutatud ka euroopa lehist *Larix decidua*, kuid see on peaaegu täiesti ära kuivanud. Puhma-rohurindes on ohtramateks liikideks harilik maikelluke *Convallaria majalis*, harilik jänesekapsas *Oxalis acetosella*, kilpjalg *Pteridium aquilinum*, harilik sinilill *Hepatica nobilis*, harilik pohl *Vaccinium vitis-idaea* (tabel 4). Väikese ohtrusega, ent püsivalt esinevad mitmed märgade kasvukohtade liigid – kollane tarn *Carex flava*, harilik kukemari *Empetrum nigrum*, hanevits *Chamaedaphne calycylata*, sookail *Ledum palustre*, rabamurakas *Rubus chamaemorus*, aga ka palu-härghein *Melampyrum pratense* ja harilik kopsurohi *Pulmonaria obscura*, põõsarindes harilik pärn *Tilia cordata* (tabel 5). Liikide keskmine arv on 21,

diversiteediindeksid keskmise väärtusega (tabel 6). Need kooslused esindavad siirdesooilmelisi *Pinus sylvestris*—*Chamaedaphne calyculata*—*Epilobium angustifolium* tüüpi.

Viimase, kaheksanda rühma koosluste põõsarindes on indikaatorliigiks *Lonicera xylosteum*, selles kasvab püsivalt samuti võõrliik harilik viirpuid *Crataegus rhipidophylla* (tabel 5), rohkesti ka pihlakat *Sorbus aucuparia* ja magedat sõstart *Ribes alpinum* (tabel 4). Rohurindes on ohtramateks liikideks *Oxalis acetosella*, *Calamagrostis arundinacea*, *Convallaria majalis* ja sulgaruluste *Brachypodium pinnatum* (tabel 4). Oluline indikaatorväärtus on neis kooslustes ka harilikul laanelillel *Trientalis europaea*, konstantseteks liikideks on samuti kevadine seahernes *Lathyrus vernus* ja harilik mägimünt *Clinopodium vulgare* (tabel 5). Liikide keskmine arv on 24 (tabel 6). Kooslused moodustavad *Pinus sylvestris*—*Oxalis acetosella*—*Brachypodium pinnatum* tüübi.

Ordinatsiooniskeemidel on hästi näha, et koosluste varieeruvust määravateks teguriteks on nende vanus, samuti kase ja kuuse ohtrus puurindes (joonis 9 A,B). Seda kinnitab ka nende tunnuste tugev korrelatsioon ordinatsioonitelgedega (tabel 7). Samas on kase ja kuuse ohtrus koosluste vanusega positiivselt ning oluliselt korreleeritud, männi ohtrus aga mitte (tabel 8).

Ordinatsiooniskeemide põhjal ilmneb samuti 4. (*Meliolotus albus*—*Tussilago farfara*) 6. (*Pinus sylvestris*—*Calamagrostis epigeios*—*Epipactis atrorubens*), 5. (*Pinus sylvestris*—*Fragaria vesca*—*Vaccinium myrtillus*) ja 8. (*Pinus sylvestris*—*Oxalis acetosella*—*Brachypodium pinnatum*) tüübi koosluste suhteliselt väike varieeruvus (homotoonsus) ülejäänud kooslusetüüpidega võrreldes.



Joonis 9. Aidu karjääri taimekoosluste ja nende tüüpide ordinatsiooniskeem trendivaba vastavusanalüüsi põhjal 1. ja 2. ning 1. ja 3. ordinatsioonitelje järgi.

Tähistused: Vanus – puurinde vanus, RoKatr – rohurinde üldkatvus, S – koosluste liigirikkus (liikide arv), E – koosluse liigilise koosseisu ühtluskoeffitsient (evenness), H – Shannon-Wiener'i informatsiooniline diversiteediindeks, D' – Simpson'i diversiteediindeks; Betpen, Picabi, Pinsyl – vastavalt *Betula pendula*, *Picea abies*'e ja *Pinus sylvestris*'e osakaal puurindes.

Tabel 7. Aidu karjääri taimekoosluste struktuuri iseloomustavate tunnuste korrelatsioon ordinatsioonitelgedega

Tähistused: r – Pearson'i korrelatsioonikordaja, τ – Kendal'i astakkorrelatsioonikordaja; muud tähistused nagu tabelis 6 joonisel 9.

Tunnus	Ordinatsioonitelg								
	1			2			3		
	r	r^2	τ	r	r^2	τ	r	r^2	τ
Vanus	-.504	.254	-.348	-.036	.001	-.023	.163	.027	.082
RoKatv	-.180	.032	-.073	-.044	.002	-.022	.080	.006	.102
S	.065	.004	.034	.081	.006	.049	.302	.091	.201
E	-.169	.029	-.214	-.049	.002	-.171	.427	.182	.224
H	-.081	.007	-.132	.014	.000	-.077	.478	.228	.265
D`	.032	.001	-.144	.121	.015	-.093	.456	.208	.256
<i>Betpen</i>	-.605	.366	-.427	-.548	.300	-.347	-.411	.169	-.251
<i>Picabi</i>	-.303	.092	-.353	.545	.297	.129	-.048	.002	-.035
<i>Pinsyl</i>	.151	.023	.163	.368	.136	.338	.260	.067	.139

Tabel 8. Spearman'i astakkorrelatsioonikordajad Aidu karjääri kooslusetüüpide struktuuri iseloomustavate tunnuste vahel

Tärniga on märgitud väärtused, mille $p < 0.05$. Tähistused nagu tabelis 6 ja joonisel 9.

RoKatv	0.28*							
S	0.13	0.25						
E	0.18	0.12	0.24					
H	0.20	0.24	0.81*	0.74*				
D`	0.20	0.22	0.74*	0.80*	0.98**			
<i>Betpen</i>	0.37*	0.11	-0.09	0.22	0.07*	0.08		
<i>Picabi</i>	0.30*	0.10	-0.05	0.27*	0.11	0.13	0.36*	
<i>Pinsyl</i>	-0.03	-0.01	0.11	-0.13	-0.01	-0.02	-0.49*	-0.41*
	Vanus	RoKatv	S	E	H	D`	<i>Betpen</i>	<i>Picabi</i>

Omavahel erinevatesse vanuserühmadesse kuuluvate taimekoosluste liigilise koosseisu statistiline võrdlemine kinnitab ootuspäraselt seda, et nooremad metsad erinevad oluliselt keskealistest, veelgi enam aga vanadest metsadest (tabel 9).

Tabel 9. Aidu karjääri erineva vanusega koosluserühmadesse kuuluvate taimekoosluste liigilise koosseisu võrdlemine mitmese vastuse permutatsiooniprotseduuri (MRPP) alusel

Vanuserühmade tähistused: <40 – kui 40 aastat, 41-70 – 41 kuni 70 aastat, >70 – üle 70 aasta, muud tähistused nagu tabelis 1.

Võrreldavad vanusrühmad	T	A	p
<40 vs. 41-70	-3.00	0.01	0.014
<40 vs. >70	-3.95	0.03	0.005
41-70 vs. >70	-0.72	0.01	0.178

Keskealiste ja vanade metsade vahel olulist erinevust ei ole, s.t. 41–70 aasta vanuses on kujuneb karjäärialadele istutatud puistute põõsa- ja rohurindes välja liigiline koosseis ja liikide ohtrus-vahekord, mis on hakkab sarnanema sinna istutatud vanematele metsadele. Ka ordinatsiooniskeemidel on hästi näha noorema vanuserühma metsakoosluste koondumine valdavalt esimese ordinatsioonitelje positiivsele poolele, samas kui keskmise ja vanema vanuserühma kooslused paiknevad läbisegi esimese ordinatsioonitelje negatiivsel poolel või selle keskosas (joonis 9 A,B).

Erinevatesse vanuserühmadesse kuuluvate metsakoosluste liigilise koosseisu tabulaarsel võrdlemisel (tabel 10) võib seoses vanusega tõdeda puurinde järelkasvust kuuse ohtruse suurenemist, aegamisi lisanduvad harilik vaher *Acer platanoides*, harilik tamm *Quercus robur*, harilik pärn *Tilia cordata*, harilik jalakas *Ulmus glabra*. Põõsarindesse ilmuvad harilik sarapuu *Corylus avellana*, must sõstar *Ribes nigrum*, harilik lodjapuu *Viburnum opulus*, seal suureneb hariliku näsiniine *Daphne mezereum* ja hariliku kuslapuu *Lonicera xylosteum* ohtrus, ent väheneb pajude – tuhkur paju *Salix cinerea*, kõrvpaju *Salix aurita*, kahevärviselise paju *Salix phylicifolia* ja verkja paju *Salix starkeana* osatähtsus.

Nooremate metsade rohurindes on rohkesti avamaadele omaseid taimi: harilik raudrohi *Achillea millefolium*, harilik kastehein *Agrostis capillaris*, harilik puju *Artemisia vulgaris*, paiseleht *Tussilago farfara*, võilill *Taraxacum officinale*, ahtalehine põdrakanep *Epilobium angustifolium*, valge mesikas *Melilotus albus*, aas-seahernes *Lathyrus pratensis*, harilik härjasilm *Leucanthemum vulgare* (tabel 10), millest enamus on ka selle vanuserühma metsade olulisteks indikaatorliikideks (tabel 11).

Tabel 10. Aidu karjääri taimekoosluste vanuserühmade tsentroidid

Puurinde liikide ohtrus on esitatud 10-pallise skaala alusel, Puurinde järelkasvu, põõsa- ja rohurinde liikide ohtrus Braun-Blanquet' 6-pallise skaala alusel.

Liigid	Vanuserühmad		
	<40	41–70	>70
Puurinne, I alarinne			
<i>Acer platanoides</i>	-	<0.1	-
<i>Alnus glutinosa</i>	<0.1	-	<0.1
<i>Alnus incana</i>	<0.1	0.7	-
<i>Betula pendula</i>	0.7	2.9	2.5
<i>Fraxinus excelsa</i>	0.2	-	<0.1
<i>Larix decidua</i>	-	<0.1	-
<i>Picea abies</i>	0.3	1.1	1.2
<i>Pinus sylvestris</i>	5.1	5.6	6.0
<i>Populus balsamifera</i>	0.1	<0.1	-
<i>Populus tremula</i>	0.2	<0.1	<0.1
<i>Salix spp.</i>	0.1	-	-
<i>Tilia cordata</i>	-	-	<0.1
<i>Ulmus glabra</i>	-	<0.1	-
Puurinne, II alarinne			
<i>Alnus incana</i>	-	0.3	-
<i>Betula pendula</i>	0.2	-	-
<i>Picea abies</i>	0.3	0.3	0.4
<i>Sorbus aucuparia</i>	0.2	0.3	-
Puurinde järelkasv ja põõsarinne			
<i>Acer platanoides</i>	0.2	0.7	0.9
<i>Acer negundo</i>	0.2	-	-
<i>Alnus incana</i>	-	0.1	<0.1
<i>Betula pendula</i>	0.8	0.5	0.3
<i>Betula pubescens</i>	0.1	-	-
<i>Corylus avellana</i>	-	<0.1	0.2
<i>Cotoneaster lucidus</i>	-	<0.1	-
<i>Crataegus rhipidophylla</i>	-	<0.1	-
<i>Daphne mezereum</i>	<0.1	<0.1	0.2
<i>Frangula alnus</i>	0.3	0.3	0.3
<i>Fraxinus excelsior</i>	0.1	0.1	0.8
<i>Lonicera xylosteum</i>	0.2	0.9	1.2
<i>Malus sylvestris</i>	-	<0.1	-
<i>Padus avium</i>	0.2	0.5	0.2
<i>Physocarpus opulifolius</i>	-	-	-
<i>Picea abies</i>	1.4	1.7	1.9
<i>Pinus sylvestris</i>	<0.1	-	-
<i>Populus balsamifera</i>	-	-	-
<i>Populus tremula</i>	0.3	<0.1	<0.1
<i>Quercus robur</i>	-	<0.1	<0.1
<i>Rhamnus catharticus</i>	0.2	<0.1	<0.1
<i>Ribes alpinum</i>	0.5	0.9	1.0
<i>Ribes nigrum</i>	-	<0.1	<0.1

Liigid	Vanuserühmad		
	<40	41–70	>70
<i>Ribes rubrum</i>	<0.1	<0.1	<0.1
<i>Salix aurita</i>	0.2	<0.1	<0.1
<i>Salix cinerea</i>	0.2	<0.1	-
<i>Salix pentandra</i>	-	-	-
<i>Salix phylicifolia</i>	0.4	-	-
<i>Salix starkeana</i>	0.2	-	-
<i>Sorbus aucuparia</i>	1.5	1.6	1.6
<i>Tilia cordata</i>	-	-	<0.1
<i>Ulmus glabra</i>	<0.1	<0.1	0.2
<i>Viburnum opulus</i>	-	0.2	-
Rohurinne			
<i>Achillea millefolium</i>	0.1	<0.1	-
<i>Actaea spicata</i>	-	0.1	0.1
<i>Agrostis capillaris</i>	0.2	<0.1	<0.1
<i>Aegopodium podagraria</i>	0.2	0.4	<0.1
<i>Angelica sylvestris</i>	-	0.2	0.2
<i>Anthriscus sylvestris</i>	-	<0.1	<0.1
<i>Anthyllis vulneraria</i>	-	-	-
<i>Artemisia vulgaris</i>	<0.1	-	-
<i>Athyrium filix-femina</i>	<0.1	0.1	0.8
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0.3	0.7	1.0
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	0.6	1.6	1.3
<i>Calamagrostis canescens</i>	-	<0.1	0.6
<i>Calamagrostis epigeios</i>	1.2	0.3	0.6
<i>Calamagrostis purpurea</i>	<0.1	-	-
<i>Calluna vulgaris</i>	<0.1	-	-
<i>Campanula trachelium</i>	-	-	-
<i>Carduus thoermeri</i>	-	-	<0.1
<i>Carex digitata</i>	0.4	0.5	0.3
<i>Carex flava</i>	-	-	-
<i>Carlina vulgaris</i>	-	-	-
<i>Centaurea jacea</i>	<0.1	-	-
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	0.1	-	-
<i>Chimaphila umbellata</i>	-	<0.1	-
<i>Circaea alpina</i>	-	0.2	0.2
<i>Cirsium arvense</i>	<0.1	<0.1	-
<i>Cirsium heterophyllum</i>	<0.1	-	<0.1
<i>Cirsium oleraceum</i>	0.2	0.2	0.4
<i>Cirsium palustre</i>	<0.1	<0.1	<0.1
<i>Clinopodium vulgare</i>	-	-	<0.1
<i>Convallaria majalis</i>	0.5	0.9	1.0
<i>Crepis paludosa</i>	-	-	<0.1
<i>Cypripedium calceolus</i>	-	<0.1	-
<i>Dactylis glomerata</i>	<0.1	<0.1	<0.1
<i>Dactylorhiza</i> sp.	-	-	-
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0.7	1.0	1.3

Liigid	Vanuserühmad		
	<40	41–70	>70
<i>Deschampsia flexuosa</i>	0.1	<0.1	0.2
<i>Dryopteris carthusiana</i>	<0.1	<0.1	0.3
<i>Dryopteris expansa</i>	-	<0.1	0.4
<i>Dryopteris filix-mas</i>	-	<0.1	0.1
<i>Elymus caninus</i>	-	0.3	0.2
<i>Empetrum nigrum</i>	<0.1	-	-
<i>Epilobium angustifolium</i>	0.7	0.2	0.2
<i>Epilobium hirsutum</i>	-	-	-
<i>Epilobium montanum</i>	<0.1	-	<0.1
<i>Epilobium palustre</i>	-	-	<0.1
<i>Epipactis atrorubens</i>	<0.1	-	-
<i>Epipactis helleborine</i>	0.2	0.4	<0.1
<i>Equisetum arvense</i>	0.2	-	-
<i>Equisetum fluviatile</i>	-	<0.1	-
<i>Equisetum palustre</i>	-	-	-
<i>Equisetum pratense</i>	0.2	<0.1	0.8
<i>Equisetum sylvaticum</i>	<0.1	0.2	0.7
<i>Erigeron acer</i>	<0.1	-	-
<i>Eriophorum vaginatum</i>	0.2	-	-
<i>Eupatorium cannabinum</i>	<0.1	-	-
<i>Festuca gigantea</i>	<0.1	-	<0.1
<i>Filipendula ulmaria</i>	0.2	<0.1	-
<i>Fragaria vesca</i>	1.7	1.6	0.8
<i>Fragaria viridis</i>	<0.1	-	-
<i>Galeobdolon luteum</i>	-	-	-
<i>Galium boreale</i>	<0.1	-	-
<i>Galium odoratum</i>	-	-	0.4
<i>Galium palustre</i>	-	0.1	-
<i>Galium triflorum</i>	-	-	-
<i>Galium uliginosum</i>	-	-	-
<i>Geranium robertianum</i>	<0.1	0.4	0.4
<i>Geranium sylvaticum</i>	-	<0.1	<0.1
<i>Geum rivale</i>	<0.1	0.1	<0.1
<i>Geum urbanum</i>	-	<0.1	-
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	0.3	-	0.5
<i>Hepatica nobilis</i>	0.2	<0.1	1.6
<i>Hieracium umbellatum</i>	<0.1	<0.1	-
<i>Hieracium vulgatum</i>	-	-	-
<i>Hypericum perforatum</i>	-	-	-
<i>Impatiens noli-tangere</i>	-	<0.1	0.1
<i>Lathyrus pratensis</i>	0.2	<0.1	-
<i>Lathyrus sylvestris</i>	-	-	-
<i>Lathyrus vernus</i>	-	<0.1	-
<i>Ledum palustre</i>	0.1	-	-
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0.1	-	-
<i>Listera ovata</i>	-	0.1	-

Liigid	Vanuserühmad		
	<40	41–70	>70
<i>Lotus corniculatus</i>	0.1	-	-
<i>Luzula pilosa</i>	0.1	0.2	0.4
<i>Lycopodium annotinum</i>	-	<0.1	-
<i>Lycopus europaeus</i>	-	<0.1	-
<i>Lysimachia vulgaris</i>	-	<0.1	-
<i>Maianthemum bifolium</i>	<0.1	<0.1	0.5
<i>Matricaria perforata</i>	<0.1	-	-
<i>Medicago lupulina</i>	0.1	-	-
<i>Melampyrum nemorosum</i>	-	-	<0.1
<i>Melampyrum pratense</i>	-	-	-
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	<0.1	<0.1	<0.1
<i>Melica nutans</i>	<0.1	0.3	0.2
<i>Meliolotus albus</i>	0.7	-	-
<i>Mercurialis perennis</i>	0.4	0.6	1.7
<i>Milium effusum</i>	-	-	0.5
<i>Moehringia trinervia</i>	-	-	<0.1
<i>Molinia caerulea</i>	0.3	<0.1	0.3
<i>Monotropa hypopitys</i>	<0.1	-	-
<i>Mycelis muralis</i>	0.4	0.2	0.7
<i>Orthilia secunda</i>	0.2	0.4	0.2
<i>Oxalis acetosella</i>	0.5	1.8	3.6
<i>Paris quadrifolia</i>	<0.1	0.2	0.1
<i>Pastinaca sativa</i>	-	-	-
<i>Phleum pratense</i>	<0.1	-	-
<i>Phragmites australis</i>	-	0.1	-
<i>Plantanthera bifolia</i>	<0.1	<0.1	-
<i>Poa pratensis</i>	-	-	-
<i>Potentilla anserina</i>	<0.1	-	-
<i>Potentilla erecta</i>	-	-	<0.1
<i>Prunella vulgaris</i>	<0.1	-	-
<i>Pteridium aquilinum</i>	0.2	0.2	0.8
<i>Pulmonaria obscura</i>	-	-	<0.1
<i>Pyrola rotundifolia</i>	<0.1	0.4	-
<i>Ranunculus acris</i>	0.2	-	-
<i>Ranunculus cassubicus</i>	-	-	<0.1
<i>Rubus chamaemorus</i>	-	-	-
<i>Rubus idaeus</i>	0.5	0.5	0.7
<i>Rubus saxatilis</i>	0.2	0.8	0.9
<i>Rumex</i> sp.	<0.1	-	-
<i>Scrophularia nodosa</i>	-	-	<0.1
<i>Solidago virgaurea</i>	0.4	0.3	0.4
<i>Stellaria nemorum</i>	-	-	1.0
<i>Stellaria holostea</i>	-	-	0.6
<i>Taraxacum officinale</i> coll.	0.6	0.1	-
<i>Tragopogon pratensis</i>	-	-	-
<i>Trientalis europaea</i>	<0.1	<0.1	<0.1

Liigid	Vanuserühmad		
	<40	41–70	>70
<i>Trifolium hybridum</i>	0.1	-	-
<i>Trifolium medium</i>	-	-	-
<i>Trifolium pratense</i>	0.1	-	-
<i>Tussilago farfara</i>	1.1	0.1	-
<i>Urtica dioica</i>	<0.1	-	<0.1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0.2	0.1	0.9
<i>Vaccinium uliginosum</i>	<0.1	-	<0.1
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0.4	0.1	0.3
<i>Valeriana officinalis</i>	-	<0.1	-
<i>Veronica chamaedrys</i>	<0.1	0.1	-
<i>Veronica officinalis</i>	-	-	-
<i>Vicia cracca</i>	0.1	<0.1	-
<i>Vicia sepium</i>	<0.1	<0.1	-
<i>Vicia sylvatica</i>	<0.1	-	-
<i>Viola mirabilis</i>	0.1	0.1	0.3

Tabel 11. Aidu karjääri taimekooslustes esinevate liikide suhteline sagedus koosluste vanuserühmades ja liikide indikaatorväärtuse olulisustõenäosus

Tähistused: <40 – vanus alla 40 aasta, 41-70 – vanus 41 kuni 70 aastat, >70 – vanus üle 70 aasta; Max – vanuserühm milles liigi indikaatorväärtus on maksimaalne, p – olulisustõenäosus.

Liigid	Vanuserühm			Max	p
	<40	41–70	>70		
<i>Tussilago farfara</i>	90	10	0	1	<0.001
<i>Taraxacum officinale</i> coll.	85	15	0	1	0.002
<i>Epilobium angustifolium</i>	64	17	19	1	0.005
<i>Melilotus albus</i>	100	0	0	1	0.010
<i>SALIX phylicifolia</i>	100	0	0	1	0.010
<i>Lathyrus pratensis</i>	97	3	0	1	0.025
<i>Leucanthemum vulgare</i>	100	0	0	1	0.025
<i>Ranunculus acris</i>	100	0	0	1	0.061
<i>Galium boreale</i>	100	0	0	1	0.073
<i>POPULUS tremula</i>	64	15	21	1	0.077
<i>Calamagrostis epigeios</i>	58	13	28	1	0.096
<i>Vicia cracca</i>	65	35	0	1	0.108
<i>SALIX cinerea</i>	97	3	0	1	0.118
<i>SALIX starkeana</i>	100	0	0	1	0.132
<i>Hieracium umbellatum</i>	57	43	0	1	0.141
<i>Achillea millefolium</i>	95	5	0	1	0.143
<i>BETULA pendula</i>	50	30	20	1	0.190
<i>Lotus corniculatus</i>	100	0	0	1	0.194
<i>SALIX SPP. I</i>	100	0	0	1	0.201
<i>Medicago lupulina</i>	100	0	0	1	0.205
<i>PINUS sylvestris</i>	100	0	0	1	0.237
<i>Centaurea jacea</i>	100	0	0	1	0.343

Liigid	Vanuserühm			Max	p
	<40	41–70	>70		
<i>Equisetum arvense</i>	100	0	0	1	0.345
<i>Monotropa hypopitys</i>	100	0	0	1	0.347
<i>Artemisia vulgaris</i>	100	0	0	1	0.348
<i>Trifolium pratense</i>	100	0	0	1	0.348
<i>Rumex</i> sp.	100	0	0	1	0.350
<i>Fragaria viridis</i>	100	0	0	1	0.351
<i>Trifolium hybridum</i>	100	0	0	1	0.351
<i>Vicia sylvatica</i>	100	0	0	1	0.353
<i>Prunella vulgaris</i>	100	0	0	1	0.354
<i>Epipactis atrorubens</i>	100	0	0	1	0.355
<i>FRAXINUS EXCELSIOR I</i>	96	0	4	1	0.408
<i>Cirsium arvense</i>	68	32	0	1	0.458
<i>Vicia sepium</i>	68	32	0	1	0.458
<i>Fragaria vesca</i>	42	39	19	1	0.471
<i>Agrostis capillaris</i>	73	2	25	1	0.486
<i>Dactylis glomerata</i>	54	19	28	1	0.487
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	78	9	13	1	0.511
<i>ACER negundo</i>	100	0	0	1	0.514
<i>Plantanthera bifolia</i>	80	20	0	1	0.700
<i>SALIX aurita</i>	64	2	33	1	0.739
<i>POPULUS TREMULA I</i>	57	21	21	1	0.803
<i>POPULUS BALSAMIFERA I</i>	83	17	0	1	0.896
<i>Molinia caerulea</i>	52	1	47	1	0.903
<i>Filipendula ulmaria</i>	77	23	0	1	0.928
<i>RHAMNUS catharticus</i>	71	23	6	1	0.954
<i>BETULA pubescens</i>	100	0	0	1	1.000
<i>PHYSOCARPUS opulifolius</i>	100	0	0	1	1.000
<i>POPULUS balsamifera</i>	100	0	0	1	1.000
<i>SALIX pentandra</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Anthyllis vulneraria</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Calamagrostis purpurea</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Calluna vulgaris</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Campanula trachelium</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Carex flava</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Carlina vulgaris</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Cirsium heterophyllum</i>	83	0	17	1	1.000
<i>Cirsium palustre</i>	74	10	15	1	1.000
<i>Dactylorhiza</i> sp.	100	0	0	1	1.000
<i>Empetrum nigrum</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Erigeron acer</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Eriophorum vaginatum</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Eupatorium cannabinum</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Galeobdolon luteum</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Galium triflorum</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Galium uliginosum</i>	100	0	0	1	1.000

Liigid	Vanuserühm			Max	p
	<40	41–70	>70		
<i>Hypericum perforatum</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Lathyrus sylvestris</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Ledum palustre</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Matricaria perforata</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Melampyrum pratense</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Pastinaca sativa</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Phleum pratense</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Poa pratensis</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Potentilla anserina</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Rubus chamaemorus</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Tragopogon pratensis</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Trifolium medium</i>	100	0	0	1	1.000
<i>Vaccinium uliginosum</i>	91	0	9	1	1.000
<i>Veronica officinalis</i>	100	0	0	1	1.000
<i>VIBURNUM opulus</i>	0	100	0	2	0.007
<i>ALNUS INCANA I</i>	2	98	0	2	0.026
<i>Pyrola rotundifolia</i>	11	89	0	2	0.046
<i>Listera ovata</i>	3	97	0	2	0.060
<i>PADUS avium</i>	19	60	21	2	0.065
<i>Aegopodium podagraria</i>	27	59	14	2	0.078
<i>Epipactis helleborine</i>	29	68	3	2	0.113
<i>Melica nutans</i>	9	58	33	2	0.116
<i>Angelica sylvestris</i>	1	51	48	2	0.148
<i>ACER PLATANOIDES I</i>	0	100	0	2	0.151
<i>Paris quadrifolia</i>	9	58	33	2	0.156
<i>Orthilia secunda</i>	24	54	22	2	0.211
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	16	46	38	2	0.229
<i>Elymus caninus</i>	1	61	38	2	0.329
<i>Phragmites australis</i>	26	74	0	2	0.344
<i>ALNUS incana</i>	26	69	5	2	0.377
<i>Actaea spicata</i>	2	56	42	2	0.379
<i>Circaea alpina</i>	0	50	50	2	0.514
<i>Geum rivale</i>	27	68	5	2	0.533
<i>Chimaphila umbellata</i>	0	100	0	2	0.536
<i>COTONEASTER lucidus</i>	0	100	0	2	0.544
<i>Galium palustre</i>	0	100	0	2	0.545
<i>Lycopus europaeus</i>	0	100	0	2	0.545
<i>Valeriana officinalis</i>	0	100	0	2	0.545
<i>Equisetum fluviatile</i>	0	100	0	2	0.547
<i>LARIX DECIDUA I</i>	0	100	0	2	0.548
<i>ULMUS GLABRA I</i>	0	100	0	2	0.548
<i>CRATAEGUS rhipidophylla</i>	0	100	0	2	0.548
<i>Lathyrus vernus</i>	0	100	0	2	0.548
<i>ALNUS INCANA II</i>	0	100	0	2	0.552
<i>Lycopodium annotinum</i>	0	100	0	2	0.555
<i>MALUS sylvestris</i>	0	100	0	2	0.559

Liigid	Vanuserühm			Max	p
	<40	41–70	>70		
<i>Carex digitata</i>	35	44	21	2	0.594
<i>QUERCUS robur</i>	34	48	18	2	0.657
<i>Lysimachia vulgaris</i>	7	93	0	2	0.670
<i>Convallaria majalis</i>	21	38	40	2	0.718
<i>Veronica chamaedrys</i>	7	93	0	2	0.777
<i>FRANGULA alnus</i>	32	38	29	2	0.907
<i>SORBUS aucuparia</i>	32	35	34	2	0.958
<i>SORBUS AUCUPARIA II</i>	42	58	0	2	1.000
<i>Cypripedium calceolus</i>	42	58	0	2	1.000
<i>Athyrium filix-femina</i>	8	12	80	3	<0.001
<i>Hepatica nobilis</i>	13	0	87	3	<0.001
<i>Stellaria nemorum</i>	0	0	100	3	0.001
<i>Oxalis acetosella</i>	9	31	60	3	0.002
<i>Maianthemum bifolium</i>	13	9	78	3	0.003
<i>Vaccinium myrtillus</i>	19	9	73	3	0.004
<i>Dryopteris carthusiana</i>	24	3	74	3	0.005
<i>Dryopteris expansa</i>	0	12	88	3	0.005
<i>Milium effusum</i>	0	0	100	3	0.008
<i>Stellaria holostea</i>	0	0	100	3	0.008
<i>Equisetum pratense</i>	17	6	77	3	0.010
<i>Mercurialis perennis</i>	17	21	63	3	0.016
<i>Mycelis muralis</i>	30	15	55	3	0.017
<i>Equisetum sylvaticum</i>	4	24	71	3	0.041
<i>Ranunculus cassubicus</i>	0	0	100	3	0.041
<i>Scrophularia nodosa</i>	0	0	100	3	0.045
<i>DAPHNE mezereum</i>	31	2	67	3	0.059
<i>CORYLUS avellana</i>	2	9	89	3	0.069
<i>Calamagrostis canescens</i>	0	9	91	3	0.070
<i>Luzula pilosa</i>	17	25	58	3	0.074
<i>Dryopteris filix-mas</i>	0	38	62	3	0.119
<i>LONICERA xylosteum</i>	10	39	50	3	0.126
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	36	0	64	3	0.144
<i>PICEA ABIES I</i>	10	42	48	3	0.157
<i>FRAAXINUS excelsior</i>	12	14	74	3	0.158
<i>Pteridium aquilinum</i>	20	18	62	3	0.165
<i>Festuca gigantea</i>	30	0	70	3	0.202
<i>Rubus idaeus</i>	29	30	41	3	0.204
<i>Galium odoratum</i>	0	0	100	3	0.210
<i>Melampyrum nemorosum</i>	0	0	100	3	0.210
<i>TILIA CORDATA I</i>	0	0	100	3	0.214
<i>Carduus thoermeri</i>	0	0	100	3	0.215
<i>Epilobium palustre</i>	0	0	100	3	0.220
<i>TILIA cordata</i>	0	0	100	3	0.222
<i>Pulmonaria obscura</i>	0	0	100	3	0.222
<i>BETULA PENDULA I</i>	15	45	40	3	0.223
<i>Clinopodium vulgare</i>	0	0	100	3	0.228

Liigid	Vanuserühm			Max	p
	<40	41–70	>70		
<i>Rubus saxatilis</i>	12	40	47	3	0.232
<i>Brachypodium pinnatum</i>	16	36	49	3	0.255
<i>ACER platanoides</i>	12	38	50	3	0.291
<i>Geum urbanum</i>	15	21	64	3	0.310
<i>Geranium robertianum</i>	5	46	49	3	0.319
<i>Cirsium oleraceum</i>	20	28	52	3	0.335
<i>RIBES alpinum</i>	20	37	43	3	0.403
<i>Viola mirabilis</i>	26	24	50	3	0.409
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	45	14	41	3	0.410
<i>PINUS SYLVESTRIS I</i>	31	32	37	3	0.419
<i>ULMUS glabra</i>	25	19	55	3	0.426
<i>Moehringia trinervia</i>	5	0	95	3	0.448
<i>Trientalis europaea</i>	10	53	36	3	0.475
<i>Anthriscus sylvestris</i>	0	6	94	3	0.525
<i>Crepis paludosa</i>	32	0	68	3	0.541
<i>Potentilla erecta</i>	32	0	68	3	0.548
<i>PICEA ABIES II</i>	31	26	43	3	0.591
<i>Deschampsia cespitosa</i>	24	32	44	3	0.595
<i>PICEA abies</i>	27	34	38	3	0.636
<i>ALNUS GLUTINOSA I</i>	66	0	34	3	0.675
<i>RIBES rubrum</i>	31	4	65	3	0.675
<i>Geranium sylvaticum</i>	0	40	60	3	0.693
<i>RIBES nigrum</i>	3	39	58	3	0.743
<i>Urtica dioica</i>	49	0	51	3	0.784
<i>Epilobium montanum</i>	49	0	51	3	0.792
<i>Impatiens noli-tangere</i>	0	42	58	3	0.793
<i>Solidago virgaurea</i>	36	26	37	3	0.862
<i>Deschampsia flexuosa</i>	35	16	49	3	0.891

Keskmise vanuserühma metsades on statistiliselt usaldatavaid indikaatorliike vaid kolm – hall lepp *Alnus incana* puurindes, harilik lodjapuu *Viburnum opulus* põõsarindes ning ümaralehine uibuleht *Pyrola rotundifolia* rohurindes (tabel 11), st nimetatud liigid eelistavad kasvukohana mõõdukalt varjukaid metsi.

Vanemate metsade rohurindele on iseloomulikud mitmed kasvutingimuste suhtes nõudlikud nemoraalsed (laialehiste metsade) liigid – harilik nõiakold *Circea alpina*, lõhnav madar *Galium odoratum*, harilik sinilill *Hepatica nobilis*, püsik-seljarohi *Mercurialis perennis*, harilik saluhein *Milium effusum*, harilik jänesesalat *Mycelis muralis*, salu-tähthein *Stellaria nemorum* ja mets-tähthein *S. holostea*; lisaks nendele veel sõnajalad – harilik naistesõnajalg *Athyrium filix-femina*, ohtene sõnajalg *Dryopteris carthusiana* ja laiuv sõnajalg *D. expansa*, aga ka seaohakas *Cirsium oleraceum*, aasosi *Equisetum pratense*, leseleht *Maianthemum bifolium*, harilik jänesekapsas *Oxalis acetosella* ja harilik mustikas *Vaccinium myrtillus* (tabel 10 ja 11).

Metskastiku *Calamagrostis canescens*, luht-kastevare *Deschampsia cespitosa* ja hariliku sini-helmika *Molinia caerulea* ohtruse suurenemine vanemates metsades on seotud puistangu pinna-kihi olevate kivimite füüsilise ja keemilise murenemise ning lohkudes erosiooni tagajärjel kujuneva vettpidava mullakihi tekkimisega.

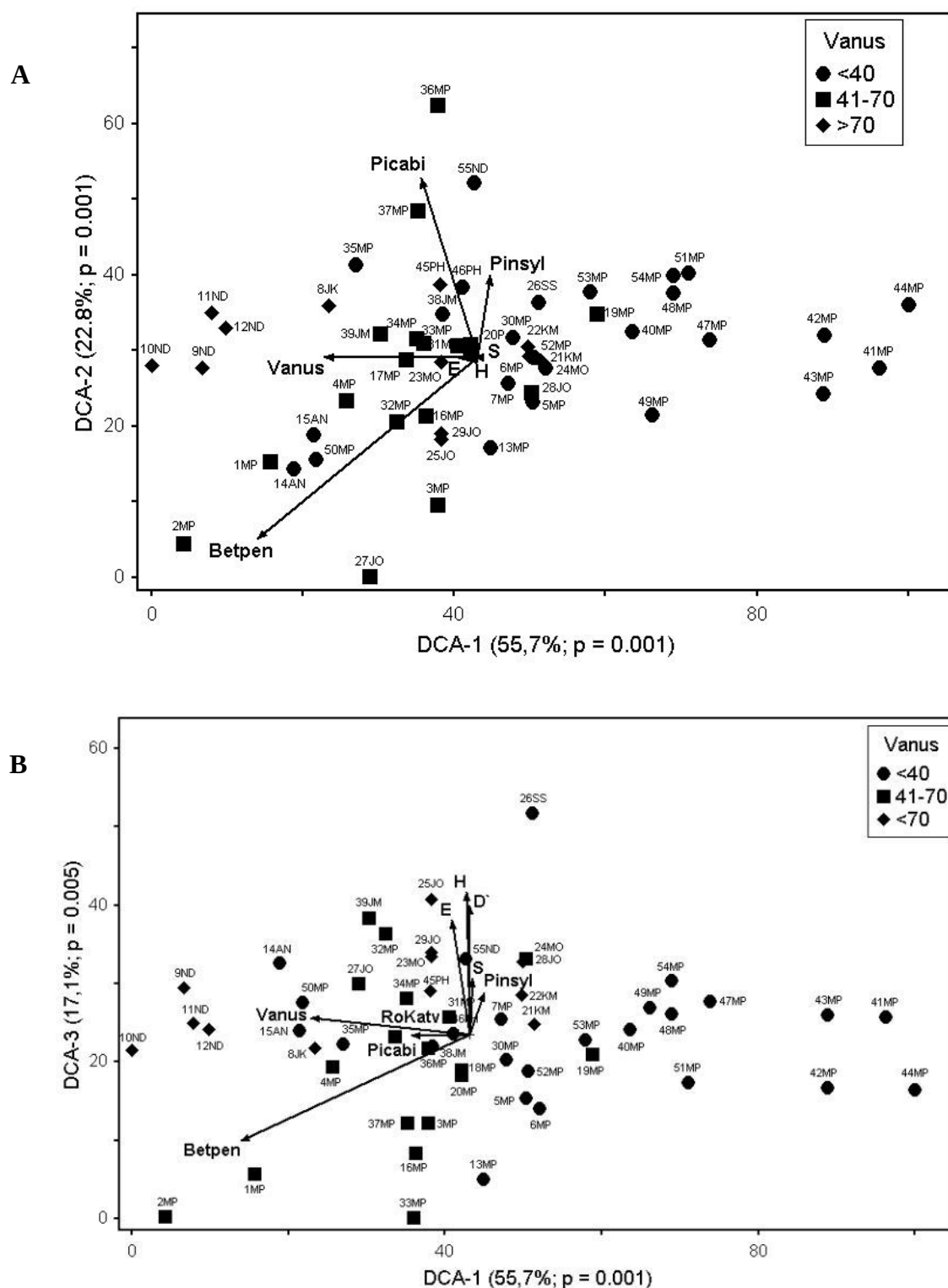
Vanuse suurenedes suureneb oluliselt koosluste rohurinde üldkatvus, aga ka nende liigirikkus, ehkki mitte statistiliselt olulisel tasemel (tabel 12); koosluste ühtluskoefitsiendid ning diversiteediindeksid erinevate vanuserühmade vahel palju ei erine.

Tabel 12. Aidu karjääri taimekoosluste struktuuri iseloomustavate tunnuste keskväärtused koosluste erinevates vanuserühmades

Tähistused: p_{ANOVA} – erinevuse olulisustõenäosus ühefaktorilise dispersioonanalüüsi põhjal, Vanus – koosluste puurinde vanus, RoKatv – rohurinde üldkatvus (%), S – koosluste liigirikkus (liikide arv), E – koosluste liigilise koosseisu ühtluskoefitsient, H – Shannon-Wiener'i informatsiooniline diversiteediindeks, D' – Simpson'i diversiteediindeks; Bet pen, Pic abi, Pin syl – vastavalt *Betula pendula*, *Picea abies*'e ja *Pinus sylvestris*'e osatähtsus puurindes (%). Ülaindeksitega on märgitud homogeensed rühmad Fisheri homogeensustesti alusel.

Tunnus	Vanuserühm			p_{ANOVA}
	<40	41–70	>70	
Vanus	49	53	59	0.518
RoKatv	37 ^b	13 ^a	46 ^b	0.002
S	25	-28	33	0.299
E	0.84	0.83	0.84	0.927
H	2.59	2.45	2.59	0.488
D'	0.90	0.88	0.90	0.351
Betpen	12.9	21.7	31.9	0.179
Picabi	1.3 ^a	13.8 ^b	10.3 ^{ab}	0.073
Pinsyl	69.2 ^b	58.8 ^b	31.3 ^a	0.041

Ordinatsioonanalüüsi tulemuste põhjal on selgesti näha vanemate (>70 aasta) metsakoosluste eristumine kesk- ja nooremaealistest, viimaste liigiline koosseis aga on osaliselt kattuv (joonis 10 A,B).



Joonis 10. Aidu karjääri taimekoosluste ja nende vanuserühmade ordinatsiooniskeem trendi-
vaba vastavusanalüüsi põhjal 1. ja 2. ning 1. ja 3. ordinatsioonitelje järgi.

Tähistused: <40 – vanus vähem kui 40 aastat, 41–70 – vanus 41 kuni 70 aastat, >70 – vanus üle
70 aasta. Muud tähistused nagu joonisel 9.

5.4 Järeldused elupaikade kohta

- Metsanduses ametlikult kasutatav elupaikade tüpoloogia on põlevkivikarjääri puistangutele istutatud metsade puhul eksitav. Kvantitatiivse analüüsi põhjal rühmituvad samasse kooslusetüüpi enamasti erinevatesse metsakasvukohatüüpidesse klassifitseeritud metsakooslused.
- Klasteranalüüsi kohaselt rühmituvad Aidu taimekooslused kaheksasse tüüpi:
 - 1) *Betula pendula*—*Calamagrostis arundinacea*—*Geum rivale*,
 - 2) *Betula pendula*—*Mercurialis perennis*—*Stellaria nemorum*,
 - 3) *Picea abies*—*Pinus sylvestris*—*Calluna vulgaris*,
 - 4) *Melilotus albus*—*Tussilago farfara*,
 - 5) *Pinus sylvestris*—*Fragaria vesca*—*Vaccinium myrtillus*.
 - 6) *Pinus sylvestris*—*Calamagrostis epigeios*—*Epipactis atrorubens*,
 - 7) *Pinus sylvestris*—*Chamaedaphne calyculata*—*Epilobium angustifolium*,
 - 8) *Pinus sylvestris*—*Oxalis acetosella*—*Brachypodium pinnatum*.

Niisugune tüpoloogiline mitmekesisus on märkimisväärne; elupaikade ja elurikkuse seisukohast on siinjuures eriti väärtuslikud soostuvate- ning sooelupaikade tunnustega 1. ja 7. tüübi kooslused.

- Omavahel erinevatesse vanuserühmadesse kuuluvate taimekoosluste liigilise koosseisu statistiline võrdlemine kinnitab ootuspäraselt seda, et nooremad metsad erinevad oluliselt keskealistest, veelgi enam aga vanadest metsadest. Keskealiste ja vanade metsade vahel olulist erinevust ei ole, st 41–70 aasta vanuses on karjäärialadele istutatud puistute põõsa- ja rohurindes välja kujunenud liigiline koosseis ja liikide ohtrusvahekord, mis on hakkab sarnanema sealsetele vanimatele metsadele.
- Nooremate metsade rohurindes on rohkesti avamaadele omaseid taimi. Vanemate metsade rohurindele on iseloomulikud mitmed kasvutingimuste suhtes nõudlikud nemo-raalsed (laialehiste metsade) liigid. Nendes metsades suureneb oluliselt nii rohurinde liigirikkus, kui ka selle üldkatvus,

5.5 Kaitsealused taimeliigid

Kaunist kuldkinga *Cypripedium calceolus* (LK III kat.) leiti kahes paigas, mõlemas kasvas ca 20 isendit:

põhjalaius 59,32951, idapikkus 27,12553,

põhjalaius 59,33035, idapikkus 27,12521.

5.6 Aidu karjääri linnustik

Käesoleva ülevaate koostas Uku Paal (OÜ Xenus). Välitööde käigus keskenduti eelkõige looduskaitseseaduse alusel I–III kaitsekategooria linnuliikide otsingule, kuid infot koguti ka fooniliikide kohta. Järgnev ülevaade pakub teavet erinevate linnuliikide koloniseerimisvõimekusest rekultiveeritud põlevkivikarjäärides ja linnustiku liigilisest ning kvantitatiivsest koosseisust neis inimtekkelistes elupaikades. Andmete analüüsil abistas Meelis Leivits.

Varasemad uuringud

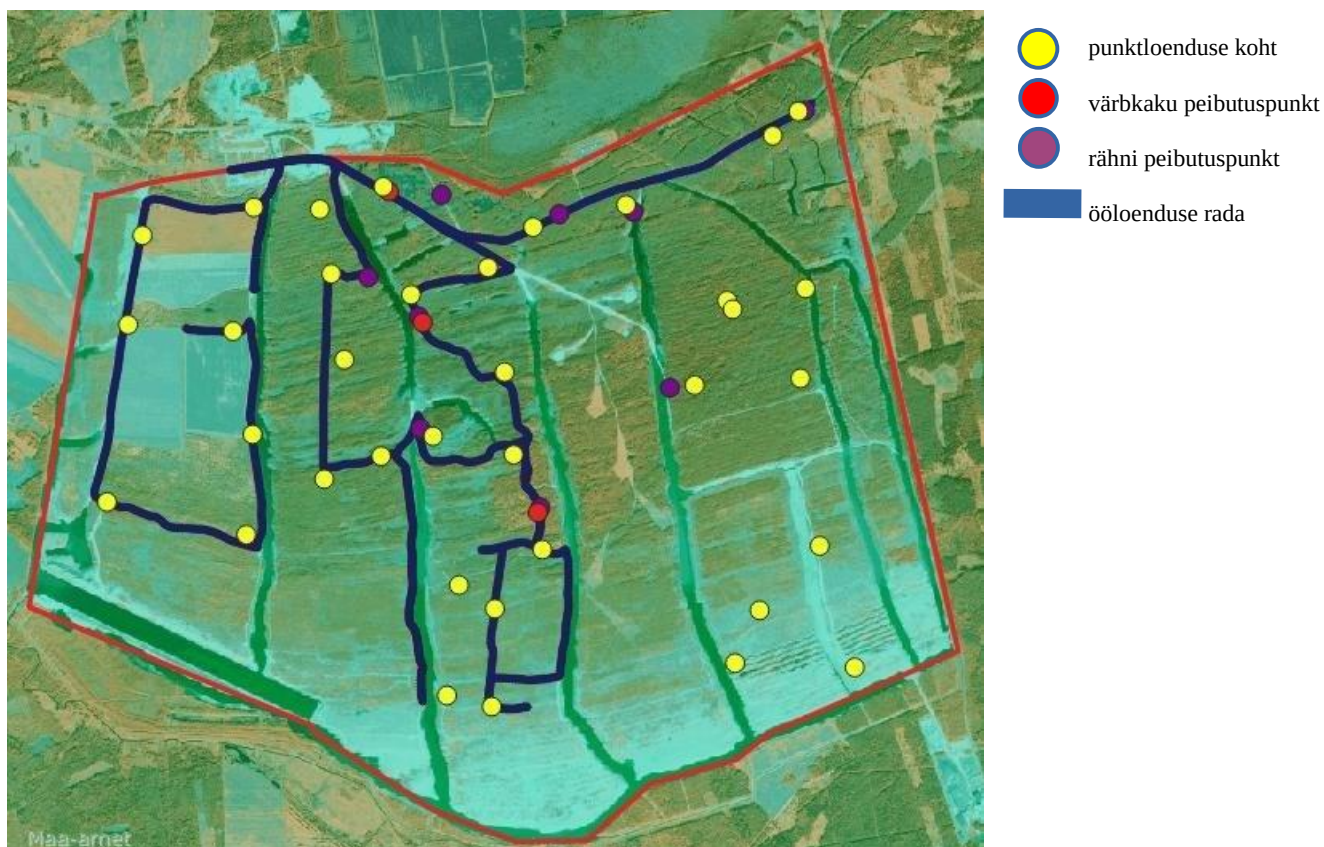
Aidu karjääris pole teadaolevalt varem linnustiku põhjalikumalt uuritud. PlutoF andmebaasis leidub sellelt alalt linnustiku kohta vaid juhuvaatluste infot (esitajad V. Kiis, R. Kiis 21.10.2018), lisaks on satelliittelemetria info 17.11.2018 Aidu karjääri ala ületanud merikotka kohta.

Kaitsealuste metsaliikide inventuur

Metsaliikide metoodiline inventuur tehti vaid Aidu karjääris, sest Narva karjääris vanem metsamaastik puudub. 07.04.2020 tehti aerofotodest lähtuvalt elupaikade kontroll, et hinnata metsamaastiku sobivust rähnidele, kakulistele ja kanalistele. Selle visiidi põhjal paigutati vanemasse metsamaastikku rähnide ja kakkude seirepunktid (joonis 11), kus teostati loendused 08.04.2020. Kolmes potentsiaalses elupaigas peibutati värbkakku Eesti Ornitoloogiaühingu (edaspidi EOÜ) metsalinnustiku seiremetoodikat järgides. Samuti paigutati parimatesse metsaelupaikadesse kaheksa rähnide peibutuspunkti (joonis 11), kus linde seirati samuti EOÜ metoodikat järgides.

Haudelinnustiku punktloendus

Fooniliikide (peamiselt kuuluvad siia värvulised) liigilise koosseisu ja arvukuse hindamiseks viidi Aidu karjääris 19.–20.05.2020 punktloendusi läbi 36 punktis (joonis 11) ja Narva karjääri 13. tranšees 12.–13.06.2020 17 punktis. Loendusi alustati 30 minutit enne päikese tõusu ja neid jätkati nelja tunni vältel. Igas punktis registreeriti 5 minuti jooksul kõik territoriaalsed linnud, märkides territooriumid aerofotole. Asustustiheduste arvutamise käigus selgus, et rekultiveeritud karjääride maastik osutus selle meetodi jaoks liiga heterogeenseks ja loenduspunktide paigutamisel oleks võinud kasutada elupaikade stratifikatsiooni ning loenduspunkte võinuks olla rohkem. See eeldab aga palju ressursimahukamat planeerimist ja tööd, kui seda võimaldasid kasutada olevad ressursid. Uurimisala elupaigad jaotati viieks osaks, eristades 1) kultuurmaastiku (esines vaid Aidu karjääris), 2) avatud puisteala, 3) 0–20 aasta vanune puistu, 4) 20–40 aasta vanune puistu, 5) >40 aasta vanune puistu.



Joonis 11. Metoodiliste linnuloenduste alad Aidu karjääris.

Märgalade linnustiku inventuur

Märgalade linnustiku hindamiseks kontrolliti Aidu karjääris 07.–08.04.2020, 19.–20.05.2020 ja 13.–14.06.2020 tranšeede veepeeglist enam kui 70%, lisaks otsiti aerofotode põhjal üles kõik potentsiaalsed veelindude elupaigad. Põhjalikumalt keskenduti ala põhjaossa jääva märgala uurimisele.

Öölaulikute inventuur

Öölindude (eelkõige öösorri) kaardistamiseks tehti Aidu karjääris 13.–14.06.2020 lausloendus, mis kattis üle poole selle ala metsamaastikust (13.9 km²).

Juhuvaatlused

Metoodiliste loenduste infot täiendati juhuvaatluste abil. Alal liikudes sisestati kõik kaitsealuste ja vähearvukate liikide juhuvaatlused koheselt PlutoF andmebaasi. Kasutati ka PlutoF andmebaasis leiduvat M. Sepa ja E. Auna poolt kogutud juhuvaatluste infot. Läbirände registreerimisele ei keskendutud, kuna prioriteediks oli haudelinnustiku kaardistamine.

5.6.1 Aidu karjääri linnustiku inventuuri tulemused 2020. a.

5.6.1.1 Kaitsealused metsaliigid

Enamik monokultuursest metsast on metsakakkudele ja rähnidele liiga noor, pesitsemiseks vajalikke põlispuid leidub seal vaid üksikuid. Lääneserva jäävas kultuurmaastikus võib kakkudest eeldada kõrvukrätsu esinemist. Rekultiveeritud karjäärides pesitsev pisiimetajate fauna (Remm *et al.*, 2019) peaks tagama kakulistele piisava toidubaasi ja alal kohatud territoriaalsed harakad peaks looma kõrvukrätsule potentsiaalseid pesapaiku. Üksikutes vanemates puudes on rähniõõnsusi, mis võimaldaks pesitseda värbkakul ja samuti ehk karvasjalg-kakul. Puistealade avamaastik võib sobida ka soorätsule. Händkakule on sinne puistu liiga noor ning pigem eelistab see liik karjäärist idasse jäävat vanemat metsamaastikku. Ühtegi kakuliiki seireperioodil Aidu karjääris ei kohatud. Rähne kohati neli liiki, kellest hallpea-rähn esines vaid ala piiril ja oli ilmselt seotud ümbritseva vanema metsamaastikuga. Musträhne reageeris peibutuspunktides kokku kolm isendit (3–5 territooriumi, edaspidi PT). Valgeselg-kirjurähnid rähniseire ajal peibutusele ei reageerinud, seda üllatavam oli nende kohtamine punktloenduse ning juhuvaatluste käigus mais–juunis. Need linnud tegutsesid nii karjääri põhjaosa männikuis, kus tranšeedes on palju surnuid puid, aga samuti selle keskosas olevas nooremas kase-männi segametsas. Kokku kohati seitset isendit ja nende territooriume on hinnanguliselt 4–5. On raske hinnata, kas tegemist on kohalike pesitsejatega või on need isendid pesitsusperioodi lõpus karjäärialal hõivanud vaid toitumisterritooriumid. Suur-kirjurähni arvukus on aastati väga kõikuv ja männikultuuris ei pruugi sellel liigil olla kuigi hea toidubaas. Rähniseire ajal saadi vaid üks kontakt, enam linde kohati hiljem mais–juunis. Kõik suur-kirjurähnid tegutsesid ala põhjaosa vanimas metsakultuuris. Nende territooriumide hinnang 2020. a. on 5–7, mis on sobiva biotoobi suurus arvestades vähe.

Kanalistest kohati kahte liiki. Tedred mängisid karjääri lõunaosa puistealadel, kokku vähemalt 15 isaslindu. Kuna rähnipeibutusele lisatud laanepüü häälele selle liigi reaktsiooni ei saadud, siis laanepüü esinemise osas oldi skeptilised. Siiski prooviti laanepüüd juhuvaatluste käigus peibutada seireala kirdeosas kõrgema alustaimestikuga tihedas noores okaspuistus ja kahes punktis saadi üllatuslikult kontakt. Eeldatavasti hõivab laanepüü metsa vananedes seda ala laiemalt. Hetkel võiks karjääri alal olla 3–5 PT, kuna sobivat biotoopi on üsna laialdaselt.

5.6.1.2 Haudelinnustiku punktloendus

Karjääri kirdeosa liigivaese kultuurmaastiku dominantliigiks on põldlööke. Siin registreeriti ka ainuke seirealal kohatud ruiklane – rukkirääk, kes esineb loodeosa põllumaastiku rapsipõllus ja loodeosa teeservade jäätmaadel (14–16 PT).

Puistangualade linnustik on mitmekesisem, kuna osa paiku ja teeservad on seal üsna mitmekesise taimestikuga ning inimhäiring on väiksem. Dominantliikideks on põldlööke, linavästri, sookiur, kanepilind ja talvike. Lisaks esines üksikuid tedre, kadakatäksi ja nõmmelöökeste territooriume. Kivitäks oli siinses tema jaoks ideaalses biotoobis üllatavalt haruldane – kohati vaid kaht isendit. Noortes metsakultuurides (0–20 aastat) lindude liigirikkus suureneb veelgi; arvu-

kamad liigid on neis salu-lehelind, põldlööke, metskiur, talvike ja nõmmelööke. Kõige liigirikamad on 20–40 aasta vanused metsad (tabel 13), kus arvukaimad liigid on kägu, metskiur, vainurästas, musträstas, laulurästas, väike-lehelind, mets-lehelind, salu-lehelind, siisike ja metsvint. Need puistud on kõige olulisemaks elupaigaks tedrele ja hoburästale. Vanima (40+ aastat) metsaga alal lindude liigirikkus natuke langeb (tabel 13); arvukamalt esinevad siin metskiur, käblik, musträstas, mets-lehelind, salu-lehelind ja metsvint.

Tabel 13. Aidu karjääris punktloenduse käigus kohatud linnuliikide arv erinevates elupaikades

Elupaik	Liikide arv
Kultuurmaastik, lage puistanguala	7
0–20 aasta vanune mets	13
20–40 aasta vanune mets	24
>40 aasta vanune mets	21

Värvulistest on sinne noor puistu on väga sobiv elupaik hoburästale (hinnanguliselt 15–20 PT), vainurästale (hinnanguliselt 55–75 PT), avatum metsanoorendik koos puistealadega aga nõmmelöökesele (hinnanguliselt 20–30 PT). Üllatav on võsaraadi (hinnanguliselt 5–10 PT) ja kivitäksi (hinnanguliselt 5–15 PT) väike arvukus. Metsadesse on levinud mitmeid suluspesitsejaid, sh must-kärbsenäpp, väike-kärbsenäpp, rasvatihane, põhjatihane ja tutt-tihane. Peibutamise otsiti lõunaosa avamaastikus ka põldtsiitsitajat, kuid seda liiki ei tuvastatud. Samuti ei tuvastatud ühtegi musttihase, hallvarese ega mänsaku territooriumi.

5.6.1.3 Märgalade linnustik

Ujupartidest esineb Aidu karjääri alal piilpart (2–3 PT) ja sinikael-part (6–10 PT). Partlastest kõige arvukam liik on sõtkas (12–20 PT), kes saab puuõõnsuste puudumisel pesitseda puistealadel kivide vahel. Aprilli alguses tegutses siin ka jääkosklaid (5–6 PT).

Pütilistest kohati ala kirdeosas sarvikipüti (1 PT). Kahlajatest esinevad haudelindudena kiivitaja (6–7 territooriumi, elutseb nii puistealadel kui ka loodeosa põllumaastikus), vihitaja (9–15 PT tranšeedes), metstilder (4–6 PT), metskurvits (10–20 mängivat isendit) ja tikutaja (2–4 PT). Eeldati ka väiketüllil esinemist, kuid talle sobivate biotoopide kontrollimisel seda liiki ei kohatud. Inimhäiring neis paigus on suur (kaevetööd, liiklus, puhkajad). Loodeosa põllumaastikus nähti ka suurkoovitajat, kuid ilmselt oli tegemist hulkuva isendiga.

Jõgitiire kohati tranšeedes kolmes paigas (3 PT), kajaklastest esineb haudelinnuna kalakajakas (7–8 PT).

Veega seotud liikidest tuleb mainida kaldapääsukese puudumist, kuigi lõunaosa tranšeede kallastel on pesitsemiseks sobivaid liivahunnikuid. Ent siin on ka suur häiring – motokrossi rajad liivamägedel. Samas on alal kindlasti pesitsemas jäähind; Meelis Sepp leidis tema pesa sõudekanali ääres.

5.6.1.4 Öölindude inventuur

Registreeriti 51 laulvat öösorri. Neile sobivat biotoopi on siin vähemalt 20 km², seega võiks pesitsusterritooriumide arv olla 73–80 (asustustihedus 3,7 paari/km²). Metskurvitsatest saadi 12 kontakti ja hinnanguliselt võiks alal olla 10–20 mängivat isalindu.

5.6.1.5 Juhuvaatlused

Kahel korral vaadeldi Aidu karjääris väikepistrikku. Loodeosa põllumaastikul nähti 7.04.2020 isaslindu, kes võis olla läbirändav isend. Emaslindu nähti samas 18.05.2020. Lind oli saagijahil (ründas värvulisi) ja ka hiline kuupäev viitab pesitsemisele. Noores männikus leidub haraka-pesi, kus väikepistik võiks pesakoha leida.

Ühel korral nähti siin metsas madallennul noort kanakulli. See vaatlus pesitsusele ilmtingimata ei viita, kuigi 2. aasta isendid võivad olla juba territoriaalsed. Kokku registreeriti Aidu karjääris 98 linnuliiki, neist 74 liiki võivad olla haudelinnud (tabel 14).

Tabel 14. Aidu karjääri linnustik 2020. a.

Liik		Staatus	Loenda- tud PT	Hinnang, min	Hinnang, max
Laululuik	<i>Cygnus cygnus</i>	läbirändel			
Rabahani	<i>Anser fabalis</i>	läbirändel			
Suur-laukhani	<i>Anser albifrons</i>	läbirändel			
Kanada lagle	<i>Branta canadensis</i>	läbirändel			
Valgepõsk-lagle	<i>Branta leucopsis</i>	läbirändel			
Piilpart	<i>Anas crecca</i>	haudelind	2	2	3
Sinikael-part	<i>Anas platyrhynchos</i>	haudelind	6	6	10
Sõtkas	<i>Bucephala clangula</i>	haudelind	12	12	20
Jääkoskel	<i>Mergus merganser</i>	haudelind	5	5	6
Laanepüü	<i>Bonasa bonasia</i>	haudelind	2	3	5
Teder	<i>Lyrurus tetrix</i>	haudelind	15	15	20
Sarvikpütt	<i>Podiceps auritus</i>	haudelind	1	1	1
Hõbehaigur	<i>Ardea alba</i>	läbirändel			
Merikotkas	<i>Haliaeetus albicilla</i>	läbirändel			
Roo-loorkull	<i>Circus aeruginosus</i>	toitekülaline			
Kanakull	<i>Accipiter gentilis</i>	haudelind?	1	0	1
Hiireviu	<i>Buteo buteo</i>	haudelind	1	1	2
Kalakotkas	<i>Pandion haliaetus</i>	läbirändel			
Väikepistik	<i>Falco columbarius</i>	haudelind	1	1	1
Tuuletallaja	<i>Falco tinnunculus</i>	toitekülaline			
Rukkirääk	<i>Crex crex</i>	haudelind	14	14	16
Sookurg	<i>Grus grus</i>	läbirändel			
Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	haudelind	6	6	7
Suurkoovitaja	<i>Numenius arquata</i>	toitekülaline			
Vihitaja	<i>Actitis hypoleucos</i>	haudelind	9	9	15

Liik		Staat	Loenda- tud PT	Hinnang, min	Hinnang, max
Metstilder	<i>Tringa ochropus</i>	haudelind	4	4	6
Heletilder	<i>Tringa nebularia</i>	läbirändel			
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	läbirändel			
Metskurvits	<i>Scolopax rusticola</i>	haudelind	12	10	20
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	haudelind	2	2	4
Jõgitiir	<i>Sterna hirundo</i>	haudelind	3	3	3
Naerukajakas	<i>Larus ridibundus</i>	toitekülaline			
Kalakajakas	<i>Larus canus</i>	haudelind	7	7	8
Õõnetuvi	<i>Columba oenas</i>	haudelind	1	1	2
Kaelustuvi	<i>Columba palumbus</i>	haudelind	6	13	20
Kägu	<i>Cuculus canorus</i>	haudelind	32	40	60
Öösorr	<i>Caprimulgus europaeus</i>	haudelind	51	73	80
Piiritaja	<i>Apus apus</i>	toitekülaline			
Jäälind	<i>Alcedo atthis</i>	haudelind	1	1	1
Väänkael	<i>Jynx torquilla</i>	haudelind	2	2	3
Hallpea-rähn	<i>Picus canus</i>	toitekülaline			
Musträhn	<i>Dryocopus martius</i>	haudelind	3	3	5
Suur-kirjurähn	<i>Dendrocopos major</i>	haudelind	5	5	7
Valgeselg-kirjurähn	<i>Dendrocopos leucotos</i>	haudelind	3	3	5
Nömmelõoke	<i>Lullula arborea</i>	haudelind	17	20	45
Põldlõoke	<i>Alauda arvensis</i>	haudelind	42	60	110
Suitsupääsuke	<i>Hirundo rustica</i>	toitekülaline			
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	haudelind	18	70	150
Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	haudelind	4	10	25
Hänilane	<i>Motacilla flava</i>	läbirändel			
Linavästrik	<i>Motacilla alba</i>	haudelind	4	6	10
Käblik	<i>Troglodytes troglodytes</i>	haudelind	14	70	150
Vösaraat	<i>Prunella modularis</i>	haudelind	2	5	10
Punarind	<i>Erithacus rubecula</i>	haudelind	13	50	100
Ööbik	<i>Luscinia luscinia</i>	haudelind	6	8	10
Lepalind	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	haudelind	2	5	10
Kadakatäks	<i>Saxicola rubetra</i>	haudelind	3	5	7
Kivitäks	<i>Oenanthe oenanthe</i>	haudelind	2	5	15
Musträstas	<i>Turdus merula</i>	haudelind	36	90	150
Hallrästas	<i>Turdus pilaris</i>	haudelind	6	8	15
Laulurästas	<i>Turdus philomelos</i>	haudelind	52	90	200
Vainurästas	<i>Turdus iliacus</i>	haudelind	43	55	75
Hoburästas	<i>Turdus viscivorus</i>	haudelind	7	15	20
Käosulane	<i>Hippolais icterina</i>	haudelind	3	3	5
Aed-roolind	<i>Acrocephalus dumetorum</i>	haudelind	1	1	2
Putke-roolind	<i>Acrocephalus palustris</i>	haudelind	1	1	2
Väike-põõsalind	<i>Sylvia curruca</i>	haudelind	3	6	10

Liik		Staatus	Loenda- tud PT	Hinnang, min	Hinnang, max
Pruunselg-põõsalind	<i>Sylvia communis</i>	haudelind	1	1	3
Aed-põõsalind	<i>Sylvia borin</i>	haudelind	2	5	7
Mustpea-põõsalind	<i>Sylvia atricapilla</i>	haudelind	3	5	15
Mets-lehelind	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	haudelind	19	50	80
Väike-lehelind	<i>Phylloscopus collybita</i>	haudelind	19	100	250
Salu-lehelind	<i>Phylloscopus trochilus</i>	haudelind	55	250	400
Pöialpoiss	<i>Regulus regulus</i>	haudelind	2	5	15
Hall-kärbsenäpp	<i>Muscicapa striata</i>	haudelind	1	3	10
Väike-kärbsenäpp	<i>Ficedula parva</i>	haudelind	4	6	10
Must-kärbsenäpp	<i>Ficedula hypoleuca</i>	haudelind	3	5	10
Sabatihane	<i>Aegithalos caudatus</i>	haudelind	1	3	5
Sinitihane	<i>Cyanistes caeruleus</i>	haudelind	1	3	5
Rasvatihane	<i>Parus major</i>	haudelind	15	30	45
Tutt-tihane	<i>Lophophanes cristatus</i>	haudelind	5	7	15
Salutihane	<i>Poecile palustris</i>	haudelind	1	2	5
Põhjatihane	<i>Poecile montanus</i>	haudelind	10	20	35
Porr	<i>Certhia familiaris</i>	haudelind	5	10	25
Hallõgija	<i>Lanius excubitor</i>	toitekülaline			
Pasknäär	<i>Garrulus glandarius</i>	haudelind	6	10	15
Harakas	<i>Pica pica</i>	haudelind	3	4	6
Ronk	<i>Corvus corax</i>	haudelind	3	3	4
Kuldnokk	<i>Sturnus vulgaris</i>	toitekülaline			
Metsvint	<i>Fringilla coelebs</i>	haudelind	45	250	350
Ohakalind	<i>Carduelis carduelis</i>	haudelind	2	4	8
Siisike	<i>Spinus spinus</i>	haudelind	8	20	50
Kanepilind	<i>Linaria cannabina</i>	haudelind	3	10	20
Urvalind	<i>Acanthis flammea</i>	läbirändel			
Kuuse-käbilind	<i>Loxia curvirostra</i>	läbirändel			
Karmiinleevike	<i>Carpodacus erythrinus</i>	haudelind	3	4	5
Leevike	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	haudelind	6	15	40
Talvike	<i>Emberiza citrinella</i>	haudelind	27	45	65

5.6.2 Inimtegevuse mõju Aidu karjääri linnustikule

Karjäärde (eelkõige liiva- ja kruusakarjäärid) linnustiku mitmekesisuse parandamise võimalusest on koostanud põhjaliku juhise L. Keerberg 2015. a. valminud töös “Linnustikku mõjutavad tegurid ning elupaikade säilitamise ja loomise võimalused karjäärides”, mille materjali siinjuures osaliselt kasutame.

Linnustiku liigirikkuse kasvule aitab kaasa:

- veekogude looduslik taastumine põhjaloomastiku rikastumise ja taimestumise kaudu,
- erineva pindala ja sügavusega tehismärgalad,
- vanema metsa osakaalu suurenemine, metsakultuuride mitmekesistamine,
- puistealade kohatine looduslikule taastumisele jätmine,
- inimtegevuse suunamine, vältides kvaliteetsemates elupaikades inimhäiringut.

Häiringuteta territooriumi pindala on karjäärides suur ja see hõlmab linnustikule sobivaid erinevaid elupaiku.

Jättes kõrvale kaevandamisega seotud juba toimunud dramaatilised hüdrogeoloogilised keskkonnamuutused, võib jätkuvatest antropogeensetest linnustikku mõjutavatest teguritest esile tuua järgmised:

- Häiring **puhkemajanduse** tõttu koondub Aidu karjääris eelkõige sõudekanali ja laagripaikade ümbrusse. Oluline häirimisfaktor on samuti motosport. Motokrossi rajad on enamasti ala lääneservas, kattudes osaliselt kaldapääsukele sobiva elupaigaga. Maastikuautodega läbitakse karjääri radu laiemalt, kuid väiksema sagedusega;
- Elektrituulikute park on alles valmimisjärgus. **Kõrgepingeline** kulgeb läbi karjääri põhjaosa. Tuulikud ja elektriliinid on ohuks eelkõige laiatiivalistele liikidele (röövlinnud, sookurg, toonekured) ning läbirändavatele hanelistele. Siiski on siin piirkonnas lindude kokkupõrke oht kõrgepingeliinidega suhteliselt väike, kuna tegemist pole rände olulise koondumiskohaga. Väidetavalt on hiljuti alal satelliittelemeetria abil registreeritud väikeluikede ööbimiskoht (L. Luigujõe, suulised andmed), kuid autoril selle kohta kinnitavat infot pole. Seega peaks ala kasutamist luikede poolt tulevikus täpsustama. Luikedele on elektriliinid toitumis- ja ööbimisalades suureks ohuks;
- Raskeveokite **liiklus ja müra** on suurem aktiivse kaevandustegevuse piirkonnas. See takistab inimpelglike liikide (metsis, röövlinnud) levimist alale;
- Teadmata on **vees leiduvate mürk- ja saasteainete** (näiteks nikkel, sulfaadid) mõju veeloomastikule ja selle kaudu ka veelindudele. Samuti on teadmata, kui palju mõjutavad linnustikku karjääri loodeosa põllumaastikus kasutatavad pestitsiidid ja väetised;
- Massiivsed **teetammid**, mis lõikavad läbi metsamaastiku ja mille ehitamiseks kasutatud aheraine valgub taastatavasse maastikku, võivad olla füüsiliseks takistuseks näiteks kanalitele (laanepüü, metsis) ning raskendavad samuti suurimetajate liikumist;

- **Metsamajandusega** tegeletakse alal aktiivselt, mis takistab vääriselupaikadele tüüpiliste liikide levikut (metsis, päevaröövlinnud, kakulised, rähnid). Põlispuude säilitamine raielankidel tagab vähemalt osale vanametsa linnuliikidele pesitsusvõimalusi.

5.6.3 Aidu karjääri linnustiku uuringu kokkuvõtteks

Aidu karjääri metsastatud osa linnustiku liigiline ja arvuline koosseis sarnaneb üldiselt noore majandusmetsa omale. Hõreda ja noore metsaga puistealasid asustab üsna erandlik linnuliikide kooslus, milles esineb ka mitmeid kaitsealuseid liike (teder, nõmmelõoke, öösorr).

Üllatuslikult on alale asunud samuti vääriselupaikadele omaseid liike (laanepüü, valgeselg-kirjurähn, musträhn, väike-kärbsenäpp) ja metsa vanuse lisandudes võib oodata ornitofauna liigilise mitmekesisuse suurenemist, ehkki põlismetsaga võrreldava liigirikkuse taastumiseks kulub veel kümneid aastaid.

Veelinnustiku liigiline koosseis on Aidu karjääris keskpärane, seda eriti veega täitunud tranšeedes, mille taimestumine on algusjärgus. Madalaveelised tehisveekogud võiksid veelindudele pakkuda häid toitumis- ja pesitsusvõimalusi, kuid neid esineb alal väga vähe.

Põllumaaks rekultiveeritud karjääriosa linnustik on sarnane intensiivpõllundusega kultuurmaastikule ja selle liigiline koosseis sõltub otseselt kasvatatavast kultuurist.

5.7 Märkmeid Aidu karjääris kohatud kiililistest (*Odonata*)

Ornitoloogiliste välitööde käigus (13.06.2020) määrati Aidu karjääris kohatud kiililiigid (U. Paal; OÜ Xenus). Kiilide peamine elupaik on karjääri loodeossa jääv laiem märgala, kus kiile loendati ca 200 isendit (Tabel 15). Üksikuid kiile püüti/nähti ka mujal. Loigukiilide (*Sympetrum* sp.) ja mitme teise liigi kohtamiseks oli aeg liiga varane.

Tabel 15. Aidu karjääris kohatud kiililiigid

Liik	Sagedus	Elupaik
<i>Coenagrion hastulatum</i>	üksikud	karjääri loodeosa märgalal
<i>Coenagrion puella</i>	sage	karjääri loodeosa märgalal
<i>Enallagma cyathigerum</i>	sage	karjääri loodeosa märgalal
<i>Cordulia aenea</i>	üksikud	karjääri kirdeosa ühes tranšees
<i>Orthetrum cancellatum</i>	sage	karjääri loodeosa märgalal
<i>Libellula depressa</i>	üks isend	karjääri edelanurgas rapsipõllu servas
<i>Libellula quadrimaculata</i>	väga arvukas	karjääri loodeosa märgalal
<i>Leucorrhinia dubia</i>	sage	karjääri loodeosa märgalal
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	üksikud	karjääri loodeosa märgalal
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	sage	karjääri loodeosa märgalal
<i>Brachytron pratense</i>	üks isend	karjääri loodeosa märgalal

5.8 Märkmeid Aidu karjääris kohatud imetajatest (*Mammalia*)

Ornitoloogiliste välitööde käigus (07.04.–14.06.2020) kohati Aidu karjääris järgmisi imetajaid (U. Paal; OÜ Xenus):

valgejänes *Lepus timidus* – nähti nelja isendit, tegevusjälgi palju;

põder *Alces alces* — nähti ühte isendit;

metskits *Capreolus capreolus* – nähti kahte isendit;

rebane *Vulpes vulpes* — nähti ühte isendit;

kährik *Nyctereutes procyonoides* — nähti ühte isendit;

kobras *Castor fiber* — tuvastati palju värskeid tegevusjälgi karjääri põhjaosa tranšees.

6 Narva karjääri 13. tranšee

6.1 Ala taustateave

Asukoht

Narva karjääri 13. tranšee asub Mustanina ja Auvere külas Vaivara vallas Ida-Viru maakonnas (joonis 12 ja 13). Kaevevälja mõõtmed põhjast lõunasse on 2040 m, läänest itta 2970 m, mäeeraldise üldpindala oli 470,12 ha. Kaevandamine toimus tranšees aastatel 1992–2015.

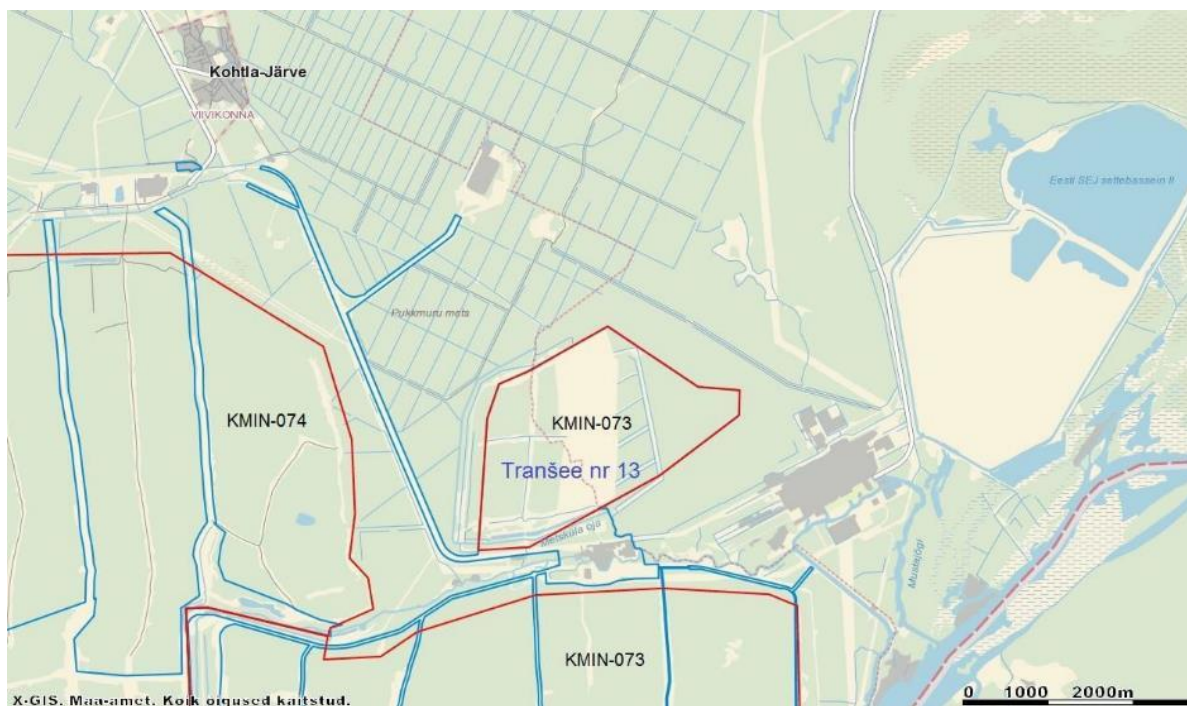
Ala kaevandamiseelne seisund

Narva karjäärid on rajatud loodusmaastikku, mis oli valdavalt kaetud metsaga ja kus asustus oli suhteliselt hõre, sest põlluharimine oli siinses soises piirkonnas takistatud. Üksikute talude rahvas tegeles eeskätt metsatööga. Selle kandi põhjapoolsed metsad olid peamiselt sanglepalodud ja soostuvad angervaksa kasvukohatüüpi esindavad puistud, lõuna pool valitsesid siirdesoo- ja rabamännikuid (Sepp, Pensa, 2007).

Kaevandamine

13. tranšees kasutati katenditöödel lihtkaevandamist. Selle puhul paigutatakse kattekivimid paljandusekskavaatoriga ilma muid transpordivahendeid kasutamata kaevandatud ala sisepuistangusse. Kõigepealt teisaldetakse alumise ammutusega lõhatud aluspõhjakeivimid ja seejärel ülemise ammutusega setted.

Selline puistangute moodustamise järjekord võimaldab paigutada kõvad keivimid alla ja pehmemad setted nende peale, tagades nii puistangute püsivuse ja luues head eeldused kaevandusala hilisemaks korrastamiseks.



Joonis 12. Narva karjääri tranšee nr 13 asendiskeem (Melnik jt., 2016).



Joonis 13. Narva karjääri tranšee nr 13 aerofoto.

Ala korrastamine

Tehnilise korrastamise käigus tasandati puistangud, kujundati nõlvad, ehitati teed ja rajati kaitsetamm Mustajõe loodusala piirile ning kaevati ühendus karjääriveekogudest Metsküla ojja. Puistangud tasandati jooksvalt samal ajal kaevandamistöödega. Teed kaitsetamm ja ühendus Metsküla ojja tehti kaevandamise järel. Aastatel 2001-2015 tehtud bioloogilise korrastamise raames metsastati ala peamiselt männi- ja kaseistikutega.



Foto 10. Tranšee nr 13 viimane kaevandatud kaevesamm idaosas enne korrastamistöid (foto Melnik, jt., 2016).



Foto 14. Tranšee nr 13 viimane kaevandatud kaevesamm idaosas pärast korrastamistöid (foto Melnik, jt., 2016).

Korrastatud aladele istutatud metsa hooldamiseks ehitati kaks puistanguteed, mis ühendati karjäärivälja läänepiiril kulgeva autoteega. Teed asuvad puistangute põhja- ja lõunaosas, nende suund on idast läände. Teede ristumisel veega täituvate tranšeedega ehitati ülepääsud.

Vee pumpamine lõpetati tranšeedest 01.02.2016. a. ning viimase kaevekäigu kaeveõõned ja veotranšeed täitusid veega korrastusprojekti planeeritud absoluutkõrgusele 25,5m (BK77 absoluutkõrguse järgi). Veekogu sügavus suureneb kagusuunas kuni 10 m-ni. Ligikaudu kolmandikul veepiiri äärsest alast tasandati nõlvad laugemaks kui 30°, samasugune nõlv jätkub vähemalt 2 m kaldajoonest vee all. See tagab vaba pääsu vette ja hoiab ära nõlvade pinnaerosiooni.

Veega täitunud karjääri veetaseme hoidmiseks absoluutkõrgusel 25,5 m ühendati üleujutatud kaeveõõned väljavooluga Metsküla ojja. Hüdrogeoloogilise prognoosi alusel on väljavoolu keskmine vooluhulk 4000 m³/ööp, suurvee ajal kuni 26000 m³/ööp (300 l/s).

Bioloogiliselt on tranšees nr 13 31.12.2015. a seisuga korrastatud 378,5 ha (tabel 16), mis moodustab 80% kaevandatud alast. Hariliku männi kultuurid hõlmavad metsastatud kogupinnast 60–70%, arukase kultuurid 30–40%. Puid ei istutatud kohtadesse, kus põhjavee tase on maapinna madalaimast kohast vähem kui 0,7 m sügavusel (Melnik jt., 2016).

Tabel 16. Tranšees 13 toimunud bioloogiline korrastamine (metsastamine) (Melnik jt., 2016)

Aasta	2001	2002	2003	2005	2006	2007	2008	2009
Metsastamine (ha)	61,4	44,0	52,5	30,4	24,1	14,8	22,6	16,1
Aasta	2010	2011	2012	2013	2014	2015	kokku	
Metsastamine (ha)	17,1	15,4	15,3	28,8	20,3	15,7	378,5	

Osa aastatel 2001–2007 istutatud metsanoorendikku on veetaseme tõusu tagajärjel jäänud üleujutatud või metsa kasvuks liigniiske pinnaga alale. Hüdrogeoloogilise prognoosi järeldustes soovitatakse nendes kohtades metsanoorendiku eemaldamist, samuti tekkivate veekogude ühendamist veega täitunud tranšeedega ühtsesse veesüsteemi (Melnik jt., 2016).

Pärast kaevandamise ja vee väljapumpamise lõpetamist jäeti alles settebassein ja kraavid pinna- ja sadevee kogumiseks ja juhtimiseks Metsküla ojja (foto 15). Seda otsust toetab asjaolu, et need rajatised on ehitatud ammu, nende kaldad on taimestikuga kaetud, nad on sulandunud maastikku ja lisanud sellele esteetilist väärtust (Melnik jt., 2016).



Foto 15. Settebasseini keskosa.

6.2 Narva karjääri 13. tranšee elupaigad

Metsastamine algas Narva karjääri 13. tranšees 2001. aastal ala edelaosast, jätkudes 2002. aastal loodeosas ning seejärel samm-sammult ida suunas kuni 2015. aastani (joonis 14). Seega on metsakultuuride maksimaalne vanus lääneosas 18–19 aastat, piirdudes idaosas 5–6 aastaga. Valdavalt on kultiveerimiseks kasutatud harilikku mändi, veidi vähem arukaske, piiratud ulatuses ka palsamipaplit *Populus balsamifera* ning sangleppa *Alnus glutinosa*. Kuna puistud on veel suhteliselt noored, on kõik eraldused metsakorralduse järgi kvalifitseeritud mineraalseks puistanguks.



Joonis 14. Narva karjääri tranšee nr 13 metsastatud pindalad aastate järgi. Punase joonega on märgitud mäeeraldise piir (Melnik jt., 2016).

Tranšee nr. 13 kesk- ja lääneossa on spontaanselt tekkinud terve rida erineva sügavusega lompe (joonis 13, fotod 16 ja 17), mis pakuvad elupaiku paljudele lindudele, kahepaiksetele ja selgrootutele ning on ala looduslikkuse taastamise seisukohast suure väärtusega. Mõnda siinsesse veekogusse on elama asunud ka koprad (foto 18). Kohati tuleks kaaluda, kas oleks lompe võimalik ühendada tranšeedesse kujunenud sügavate veekogudega. Ühendada saaks veekogusid põhimõtteliselt kahel viisil: (i) tõstes tranšeede veekogu taset väljavoolu reguleerimisega (ehk piisab juba 0,5 meetrist), (ii) ühendades veekogud kanaliga; kanal võiks sel juhul olla mitte sirge, vaid kohati ka looklev, kasvõi silmuseid tegev.

Kohati on lompide ümber või nende vahel tehtud võsaraiet (foto 19). Sellega võiks siin piirduda pooles ulatuses (laikude, ribadena), või see üldse ära jätta, mis metsanduse seisukohast poleks just mõistlik, küll aga toetaks taimkatte üldist taastumist ja selle mitmekesisustumist. Umbes 100 m laiuselt tuleks lompide ümber igasugune raie üldse ära jätta ning lasta seal toimuda looduslikul taimestumisel.



Foto 11 Madal spontaanselt kujunenud veekogu.



Foto 12 Mõnes lombis on veetase nii kõrge, et uputab kaldale jääva metsa.



Foto 13 Kobraсте tegutsemise jäljed 13. tranšeesse tekkinud veekogu kaldal.



Foto 19. Võsaraie 13. tranšees sinna tekkinud lompide vahel.

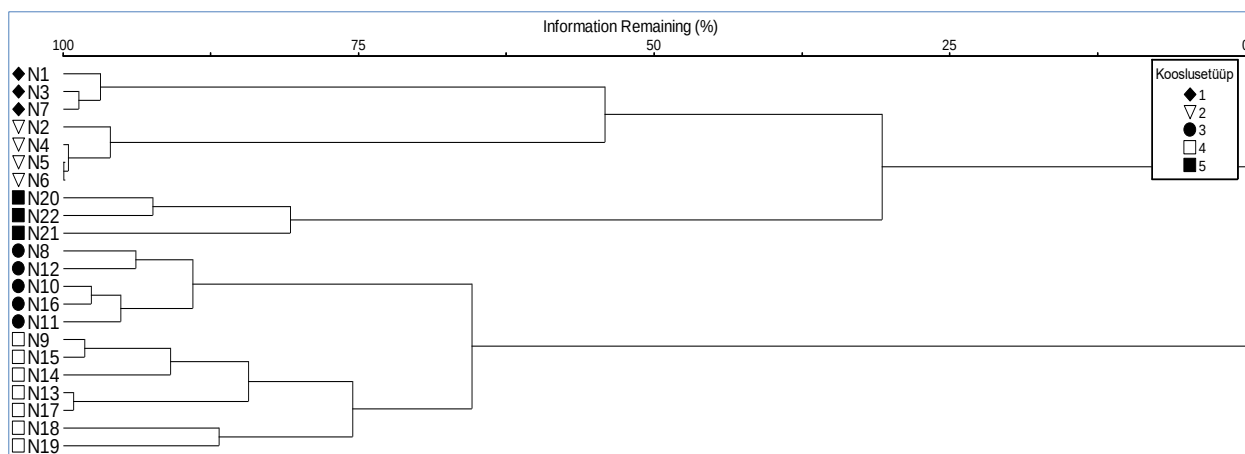
Ala NO-poolses servas on tranšee kaldad planeeritud laugeiks (foto 20), mis soodustab nende kiiremat taimestumist. Taimestumise toetamiseks võiks sinna istutada ka puid. Kallaste laugeks planeerimisel võiks edaspidi kujundada ka neemikuid ja madalaveelisi soppe, mis muudavad maastiku vaheldusrikkamaks ja aitavad suurendada taimestiku-loomastiku mitmekesisust.



Foto 20. Laugeiks planeeritud tranšee kaldad.

Välitööde ja andmeanalüüsi metoodika oli Narva karjääri 13. tranšee taimkatte käsitlemisel samasugune nagu Aidu karjääri taimkatte puhul. Kokku kirjeldati taimekooslusi 22 paigas (lisa 2).

Klasteranalüüsi dendrogrammi alusel on jääkinformatsiooni 65% tasemel selgesti eristatavad viis klastrit – kooslusetüüpi (joonis 15. Mitmese vastuse permutatsiooniprotseduuri põhjal on nende kõikide liigiline koosseis oluliselt erinev (tabel 17).



Joonis 15. Narva karjääri 13. tranšee taimekoosluste klasteranalüüsi dendrogramm.

Tabel 17. Narva karjääri 13. tranšee taimekoosluste tüüpide liigilise koosseisu erinevus mit-mese võrdluse permutatsioonitesti alusel

Tähistused: T – T-kriteeriumi väärtus, A – A-kriteeriumi väärtus, p – olulisustõenäosus.

Võrreldavad tüübid	T	A	p
1 vs. 2	-3.68	0.35	0.009
1 vs. 3	-4.39	0.28	0.003
1 vs. 4	-5.30	0.20	<0.001
1 vs. 5	-2.92	0.28	0.021
2 vs. 3	-4.99	0.24	0.003
2 vs. 4	-5.34	0.15	<0.001
2 vs. 5	-3.65	0.31	0.009
3 vs. 4	-4.37	0.07	<0.001
3 vs. 5	-4.25	0.21	0.004
4 vs. 5	-4.89	0.15	0.001

Esimese tüübi kooslused hõlmavad kaasikuid. Veidi leidub puurindes ka sangleppi, harva mände (tabel 18). Puurinde järelkasvu moodustab peamiselt arukask, millega koos kasvab vähesel määral ka sangleppi ja mände. Põõsarindes domineerivad kahevärvine ja verkjas paju – *Salix phylicifolia*, *S. starkeana*, võõrliigina esineb siia istutatud astelpaju *Hippophae rhamnoides*. Rohurinde üldkatvus on keskmiselt vaid 5% (tabel 19).

Valitsevaks liigiks on selles jäneskastik *Calamagrostis epigeios*, väiksema ohtrusega kasvavad paiseleht *Tussilago farfara*, kuldristik *Trifolium aureum*, põldosi *Equisetum arvense*, luht-kastevars *Deschampsia cespitosa*, harilik keelikurohi *Carlina vulgaris*. Statistiliselt olulisteks indikaatorliikideks on lisaks arukasele sanglepp, kuldristik ja harilik keelikurohi (tabel 20). Liikide arv on kooslustes keskmiselt 20 (tabel 19). Need kooslused moodustavad *Betula pendula*—*Calamagrostis epigeios*—*Trifolium aureum* tüübi.

Tabel 18. Narva tranšee nr. 13 taimekoosluste tsentroidid.

Puurinde liikide ohtrus on esitatud 10-pallise skaala alusel. Puurinde järelkasvu, põõsa- ja rohurinde liikide ohtrus Braun-Blanquet' 6-pallise skaala alusel.

Liigid	Kooslusetüübid				
	1	2	3	4	5
Puurinne					
<i>Alnus glutinosa</i>	0.2	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Betula pendula</i>	9.1	<0.1	0.0	0.0	0.0
<i>Pinus sylvestris</i>	<0.1	0.0	0.1	<0.1	0.0
Puurinde järelkasv ja põõsarinne					
<i>Alnus glutinosa</i>	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Alnus incana</i>	<0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Betula pendula</i>	4.3	5.0	1.6	1.0	0.0
<i>Corylus avellana</i>	0.0	<0.1	0.0	0.0	0.0
<i>Hippophae rhamnoides</i>	<0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Picea abies</i>	<0.1	<0.1	0.0	<0.1	0.0
<i>Pinus sylvestris</i>	0.7	0.6	5.0	3.0	0.0
<i>Populus balsamifera</i>	<0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Populus hybridus</i>	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0
<i>Populus tremula</i>	0.3	0.3	1.0	0.5	0.0
<i>Ribes rubrum</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Salix caprea</i>	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0
<i>Salix cinerea</i>	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0
<i>Salix dasyclados</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Salix pentandra</i>	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0
<i>Salix phylicifolia</i>	0.7	0.0	1.4	0.2	0.4
<i>Salix repens</i>	0.0	<0.1	0.0	0.0	0.0
<i>Salix starkeana</i>	0.7	0.8	1.4	1.0	0.4
<i>Tilia cordata</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
Rohurinne					
<i>Achillea millefolium</i>	0.0	0.3	0.2	<0.1	0.0
<i>Aegopodium podagraria</i>	0.0	0.0	<0.1	0.0	0.0
<i>Alchemilla</i> sp.	0.0	0.0	<0.1	<0.1	0.0
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3
<i>Angelica sylvestris</i>	0.0	0.0	0.2	<0.1	0.0
<i>Anthriscus sylvestris</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Arctium tomentosum</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Artemisia vulgaris</i>	0.0	0.0	<0.1	<0.1	0.0
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0
<i>Calamagrostis canescens</i>	0.0	0.0	0.0	0.2	0.7
<i>Calamagrostis epigeios</i>	3.0	2.0	3.8	2.3	0.0
<i>Calamagrostis neglecta</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.7
<i>Carduus thoermeri</i>	0.0	0.3	<0.1	0.0	0.0
<i>Carex acuta</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
<i>Carex flava</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
<i>Carex hirta</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Carlina vulgaris</i>	0.7	0.0	<0.1	0.2	0.0
<i>Centaurea jacea</i>	0.3	0.0	0.2	0.2	0.0

Liigid	Kooslusetüübid				
	1	2	3	4	5
<i>Chara</i> sp.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7
<i>Cirsium arvense</i>	<0.1	<0.1	0.2	0.2	0.0
<i>Cirsium oleraceum</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Cirsium palustre</i>	0.0	0.0	<0.1	0.2	0.0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1.0	1.8	0.4	3.7	0.0
<i>Elymus caninus</i>	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0
<i>Epilobium angustifolium</i>	0.4	0.3	0.4	0.4	0.0
<i>Epilobium hirsutum</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
<i>Epilobium palustre</i>	0.0	0.0	<0.1	0.0	0.0
<i>Epipactis atrorubens</i>	<0.1	0.0	<0.1	0.0	0.0
<i>Epipactis helleborine</i>	<0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Equisetum arvense</i>	1.0	0.0	<0.1	<0.1	0.0
<i>Equisetum fluviatile</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Equisetum palustre</i>	<0.1	0.0	0.4	0.0	0.0
<i>Equisetum sylvaticum</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Erigeron acer</i>	0.0	0.0	<0.1	0.0	0.0
<i>Eupatorium cannabinum</i>	0.0	0.0	<0.1	<0.1	0.0
<i>Filipendula ulmaria</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Fragaria vesca</i>	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0
<i>Galium uliginosum</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Geum rivale</i>	0.0	0.0	<0.1	<0.1	0.0
<i>Hieracium umbellatum</i>	<0.1	0.0	<0.1	<0.1	0.0
<i>Hieracium vulgatum</i>	0.0	<0.1	0.0	0.0	0.0
<i>Iris pseudacorus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
<i>Juncus articulatus</i>	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Juncus bufonius</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	<0.1
<i>Juncus effusus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7
<i>Lathyrus pratensis</i>	<0.1	0.0	0.2	<0.1	0.0
<i>Lathyrus sylvestris</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Leontodon autumnalis</i>	0.0	<0.1	<0.1	0.0	0.0
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0.0	0.0	<0.1	<0.1	0.0
<i>Lysimachia vulgaris</i>	<0.1	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Lythrum salicaria</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
<i>Medicago lupulina</i>	<0.1	0.0	0.2	<0.1	0.0
<i>Melampyrum pratense</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Melilotus albus</i>	0.3	2.0	2.0	0.7	0.0
<i>Monotropa hypopitys</i>	0.0	0.0	<0.1	0.0	0.0
<i>Myriophyllum</i> sp.	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0
<i>Ocrhis militaris</i>	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.0
<i>Orthilia secunda</i>	<0.1	0.0	<0.1	0.0	0.0
<i>Phragmites australis</i>	0.7	0.0	0.6	<0.1	1.3
<i>Pilosella</i> x <i>progenita</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Poa palustris</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
<i>Poa pratensis</i>	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Polygonum amphibium</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7
<i>Potamogeton natans</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0

Liigid	Kooslusetüübid				
	1	2	3	4	5
<i>Potentilla erecta</i>	0.0	0.0	<0.1	0.0	0.0
<i>Potentilla recta</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Primula veris</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Pyrola rotundifolia</i>	0.4	0.0	0.2	0.2	0.0
<i>Ranunculus repens</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7
<i>Rubus idaeus</i>	0.0	0.0	0.2	<0.1	0.0
<i>Rubus saxatilis</i>	0.0	0.0	<0.1	0.0	0.0
<i>Rumex sp.</i>	<0.1	<0.1	0.0	<0.1	0.0
<i>Scirpus sylvaticus</i>	0.0	0.0	<0.1	0.0	0.0
<i>Solidago virgaurea</i>	0.0	0.0	0.2	0.2	0.0
<i>Stellaria longifolia</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Taraxacum officinale coll.</i>	0.3	0.3	0.4	<0.1	0.0
<i>Trifolium aureum</i>	1.3	0.3	0.0	0.0	0.0
<i>Trifolium hybridum</i>	0.0	0.0	0.2	0.5	0.0
<i>Trifolium medium</i>	0.3	0.0	0.8	1.5	0.0
<i>Trifolium pratense</i>	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0
<i>Trifolium repens</i>	0.0	0.0	<0.1	0.0	0.0
<i>Tussilago farfara</i>	2.3	3.3	2.2	3.3	0.0
<i>Typha angustifolia</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7
<i>Typha latifolia</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3
<i>Urtica dioica</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Utricularia sp.</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0.0	0.0	<0.1	0.0	0.0
<i>Valeriana officinalis</i>	0.0	0.0	0.0	<0.1	0.0
<i>Vicia cracca</i>	0.0	0.0	0.6	0.7	0.0

Tabel 19. Narva tranšee nr. 13 kooslusetüüpide struktuuri iseloomustavate tunnuste keskväärtused

Tähistused: p_{ANOVA} – erinevuse olulisustõenäosus ühefaktorilise dispersioonanalüüsi põhjal, Vanus – koosluste puurinde vanus, RoKativus – rohurinde üldkatvus (%), S – koosluste liigirikkus (liikide arv), E – koosluste liigilise koosseisu ühtluskoeffitsient, H – Shannon-Wiener'i informatsiooniline diversiteediindeks, D' – Simpson'i diversiteediindeks; Betpen I, Pinsyl II – vastavalt *Betula pendula* ja *Pinus sylvestris*'e osatähtsus puurindes; Betpen II, Pinsyl II – *Betula pendula* ja *Pinus sylvestris*'e ohtrus puurinde järelkasvus Braun-Blanquet' 6-pallise skaala järgi. Ülainedeksitiga on märgitud homogeensed rühmad Fisheri homogeensustesti alusel.

Tunnus	Kooslusetüüp					p_{ANOVA}
	1	2	3	4	5	
RoKativ	5	17	51	33	37	0.331
S	20	12	19	19	10	0.235
E	0.75 ^a	0.79 ^a	0.80 ^a	0.80 ^a	0.93 ^b	0.005
H	2.24	1.98	2.30	2.26	2.17	0.525
D'	0.85	0.83	0.87	0.87	0.87	0.273
Betpen I	9.1 ^b	0.1 ^a	<0.1 ^a	<0.1 ^a	<0.1 ^a	<0.001
Pinsyl I	0.1 ^{abc}	<0.1 ^a	0.1 ^c	0.1b ^c	<0.1 ^{ab}	0.030
Betpen II	4.3 ^c	5.0 ^c	1.6 ^b	1.1 ^{ab}	<0.1 ^a	<0.001
Pinsyl II	0.7 ^{ab}	0.6 ^a	5.0 ^c	2.6 ^b	<0.1 ^a	<0.001

Tabel 20. Liikide suhteline sagedus Narva tranšee nr. 13 kooslusetüüpides ja liikide indikaatorväärtuse olulisustõenäosus

Tähistused: Max – kooslusetüüp milles liigi indikaatorväärtus on maksimaalne, p – olulisustõenäosus; puurinde liikide nimed on kirjutatud trükitähtedega; puurinde järelkasvu ja põõsarinde liikidel on trükitähtedega kirjutatud ainult perekonnanimi.

Liigid	Kooslusetüüp					Max	p
	1	2	3	4	5		
<i>BETULA PENDULA</i>	100	75	0	14	0	1	<0.001
<i>ALNUS glutinosa</i>	67	0	0	0	0	1	0.029
<i>Trifolium aureum</i>	67	25	0	0	0	1	0.034
<i>Carlina vulgaris</i>	67	0	20	14	0	1	0.041
<i>PICEA abies</i>	67	25	0	43	0	1	0.124
<i>Orthilia secunda</i>	67	0	40	14	0	1	0.126
<i>ALNUS incana</i>	33	0	0	0	0	1	0.265
<i>Juncus articulatus</i>	33	0	0	0	0	1	0.265
<i>Poa pratensis</i>	33	0	0	0	0	1	0.268
<i>Pyrola rotundifolia</i>	67	0	40	29	0	1	0.317
<i>Epipactis helleborine</i>	33	0	0	14	0	1	0.365
<i>Lysimachia vulgaris</i>	33	0	0	14	0	1	0.370
<i>Equisetum arvense</i>	33	0	40	29	0	1	0.450
<i>ALNUS GLUTINOSA</i>	33	0	0	29	0	1	0.471
<i>Epipactis atrorubens</i>	33	0	20	14	0	1	0.575
<i>HIPPOPHAE rhamnoides</i>	67	0	0	14	0	1	0.635
<i>Rumex sp.</i>	33	25	0	14	0	1	0.684
<i>Epilobium angustifolium</i>	67	25	40	57	0	1	0.754
<i>Centaurea jacea</i>	33	0	40	43	0	1	0.756
<i>Lathyrus pratensis</i>	67	0	20	29	0	1	0.874
<i>Ocrhis militaris</i>	33	25	20	29	0	1	0.884
<i>BETULA pendula</i>	100	100	80	71	0	2	0.015
<i>Carduus thoermeri</i>	0	50	20	0	0	2	0.089
<i>Tussilago farfara</i>	100	100	80	100	0	2	0.205
<i>Leontodon autumnalis</i>	0	50	40	0	0	2	0.264
<i>SALIX repens</i>	0	25	0	0	0	2	0.449
<i>SALIX caprea</i>	0	25	0	0	0	2	0.451
<i>Hieracium vulgatum</i>	0	25	0	0	0	2	0.451
<i>CORYLUS avellana</i>	0	25	0	0	0	2	0.460
<i>Taraxacum officinale coll.</i>	33	75	40	29	0	2	0.713
<i>PINUS sylvestris</i>	67	100	100	71	0	3	<0.001
<i>Calamagrostis epigeios</i>	100	100	100	86	0	3	0.021
<i>PINUS SYLVESTRIS</i>	33	0	100	71	0	3	0.075
<i>Angelica sylvestris</i>	0	0	40	14	0	3	0.161
<i>Vicia cracca</i>	33	25	80	43	0	3	0.199
<i>Alchemilla sp.</i>	0	0	40	14	0	3	0.225
<i>SALIX starkeana</i>	67	75	100	43	67	3	0.227
<i>Meliolotus albus</i>	33	75	80	14	0	3	0.235
<i>POPULUS tremula</i>	33	25	60	43	0	3	0.237
<i>SALIX phylicifolia</i>	67	0	60	29	67	3	0.327
<i>Rubus idaeus</i>	0	0	20	14	0	3	0.662

Liigid	Kooslusetüüp					Max	p
	1	2	3	4	5		
<i>Aegopodium podagraria</i>	0	0	20	0	0	3	0.665
<i>Epilobium palustre</i>	0	0	20	0	0	3	0.678
<i>Erigeron acer</i>	0	0	20	0	0	3	0.678
<i>Monotropa hypopitys</i>	0	0	20	0	0	3	0.678
<i>Potentilla erecta</i>	0	0	20	0	0	3	0.678
<i>Rubus saxatilis</i>	0	0	20	0	0	3	0.678
<i>Scirpus sylvaticus</i>	0	0	20	0	0	3	0.680
<i>Trifolium pratense</i>	0	0	20	0	0	3	0.680
<i>Trifolium repens</i>	0	0	20	0	0	3	0.680
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0	0	20	0	0	3	0.680
<i>Equisetum palustre</i>	33	0	20	0	0	3	0.760
<i>Medicago lupulina</i>	33	0	20	14	0	3	0.801
<i>Trifolium hybridum</i>	0	0	40	14	0	3	0.876
<i>Achillea millefolium</i>	0	25	40	57	0	3	0.882
<i>Artemisia vulgaris</i>	0	0	20	14	0	3	1.000
<i>Eupatorium cannabinum</i>	0	0	20	14	0	3	1.000
<i>Geum rivale</i>	0	0	20	14	0	3	1.000
<i>Deschampsia cespitosa</i>	67	100	20	100	0	4	<0.001
<i>SALIX pentandra</i>	0	0	0	43	0	4	0.105
<i>RIBES rubrum</i>	0	0	0	29	0	4	0.186
<i>Cirsium palustre</i>	0	0	20	43	0	4	0.194
<i>Leucanthemum vulgare</i>	0	0	20	29	0	4	0.433
<i>Trifolium medium</i>	33	0	20	43	0	4	0.440
<i>Solidago virgaurea</i>	0	0	20	29	0	4	0.445
<i>Hieracium umbellatum</i>	33	0	40	43	0	4	0.726
<i>Cirsium arvense</i>	33	25	20	29	0	4	0.975
<i>POPULUS balsamifera</i>	33	0	0	14	0	4	1.000
<i>POPULUS hybridus</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>SALIX cinerea</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>SALIX dasyclados</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>TILIS cordata</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Anthriscus sylvestris</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Arctium tomentosum</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Carex hirta</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Cirsium oleraceum</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Elymus caninus</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Equisetum fluviatile</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Equisetum sylvaticum</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Filipendula ulmaria</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Fragaria vesca</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Galium uliginosum</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Lathyrus sylvestris</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Melampyrum pratense</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Pilosella x progenita</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Potentilla recta</i>	0	0	0	14	0	4	1.000

Liigid	Kooslusetüüp					Max	p
	1	2	3	4	5		
<i>Primula veris</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Stellaria longifolia</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Urtica dioica</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Valeriana officinalis</i>	0	0	0	14	0	4	1.000
<i>Typha latifolia</i>	0	0	0	0	100	5	<0.001
<i>Myriophyllum sp.</i>	0	0	0	0	67	5	0.025
<i>Potamogeton natans</i>	0	0	0	0	67	5	0.025
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0	0	0	0	67	5	0.025
<i>Typha angustifolia</i>	0	0	0	0	67	5	0.025
<i>Calamagrostis neglecta</i>	0	0	0	14	33	5	0.171
<i>Phragmites australis</i>	33	0	40	14	67	5	0.224
<i>Carex flava</i>	0	0	0	0	33	5	0.272
<i>Carex acuta</i>	0	0	0	0	33	5	0.272
<i>Chara sp.</i>	0	0	0	0	33	5	0.272
<i>Iris pseudacorus</i>	0	0	0	0	33	5	0.272
<i>Lythrum salicaria</i>	0	0	0	0	33	5	0.272
<i>Polygonum amphibium</i>	0	0	0	0	33	5	0.272
<i>Ranunculus repens</i>	0	0	0	0	33	5	0.272
<i>Utricularia sp.</i>	0	0	0	0	33	5	0.272
<i>Calamagrostis canescens</i>	0	0	0	14	33	5	0.276
<i>Epilobium hirsutum</i>	0	0	0	0	33	5	0.278
<i>Juncus bufonius</i>	0	0	0	0	33	5	0.278
<i>Juncus effusus</i>	0	0	0	0	33	5	0.278
<i>Poa palustris</i>	0	0	0	0	33	5	0.278

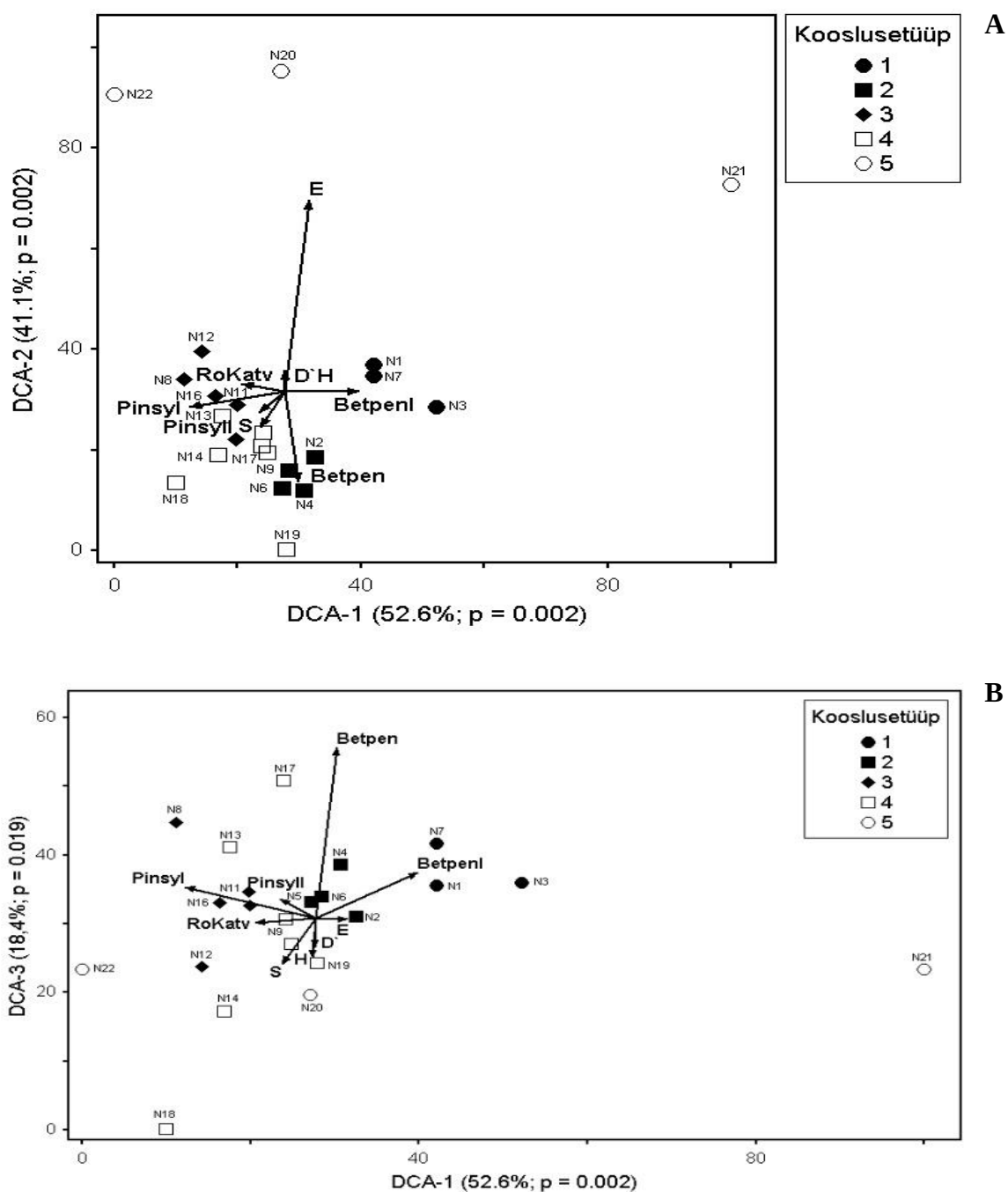
Kolme järgmise tüübi kooslustes on puurinne veel sedavõrd noor, et puud on käsitletavad koos põõsarinde liikidega. Teise tüübi koosluste peamiseks puuliigiks on arukask, rohurindes domineerivad nagu esimese tüübi puhulgi paiseleht *Tussilago farfara*, jäneskastik *Calamagrostis epigeios* ja luht-kastevars *Deschampsia cespitosa*, aga lisaks neile ka valge mesikas *Meliolotus alba* (tabel 18). Oluliseks indikaatorliigiks on üksnes arukask (tabel 20). Rohurinne on hõre, üldkatvus 17%. Liikide arv on keskmiselt vaid 12 (tabel 19). Koosluste tüübinimeks on *Betula pendula*—*Tussilago farfara*—*Meliolotus albus*.

Kolmanda tüübi kooslused on männikultuurid. Koos mändidega esineb üsna sageli samuti arukaski ja harilikke haabu *Populus tremula*. Põõsaliikidest on sagedasemad verkjas ja kahevärvine paju *Salix phylicifolia*. Rohurindes valitsevad siingi jäneskastik, valge mesikas ja paiseleht, nendega kaaslevad valge mesikas, keskmise- ja aasristik – *Trifolium medium*, *T. pratense*, harilik pilliroog *Phragmites australis*, vähemal määral ka luht-kastevars, ahtalehine põdrakaneep *Epilobium angustifolium*, soo-osi *Equisetum palustre*, humallutsern *Medicago lupulina* jt. (tabel 18). Indikaatorliikideks on mänd ja jäneskastik (tabel 20). Rohurinde üldkatvus on neis kooslustes muud tüüpi kooslustega võrreldes suurim – 51%, liike on keskmiselt 19 (tabel 19). Need kooslused moodustavad *Pinus sylvestris*—*Calamagrostis epigeios*—*Tussilago farfara* tüübi.

Ka neljanda tüübi kooslused on männikultuurid, kaaslevad puuliigid on samad mis eelmise tüübi kooslustes. Rohurindes on selgelt domineerivateks liikideks luht-kastevars ja paiseleht. Vähem on jäneskastikut; märkimisväärsimateks kaaslevateks liikideks on valge mesikas, ahtalehine põdrakanep *Epilobium angustifolium*, harilik hiirehernes *Vicia cracca*, soo-ohakas *Cirsium palustre*, harilik keelikurohi *Carlina vulgaris*, koera-orashein *Elymus caninus*, metsmaasikas *Fragaria vesca* jt. (tabel 18). Oluliseks indikaatorliigiks on luht-kastevars (tabel 20). Rohurinde üldkatvus on 33%; liigirikkuseks keskmiselt 19 liiki (tabel 19). Kooslused kuuluvad *Pinus sylvestris*—*Deschampsia cespitosa*—*Tussilago farfara* tüüpi.

Viienda tüübirühma moodustavad lompide kooslused. Lombid on erineva suuruse (0,005–1,583 ha), nende maksimaalne sügavus varieerub piirides 0,60–5,55 m. Kaldaäärses madalas vees kasvavad harilik pilliroog, laia- ja ahtalehine hundinui – *Typha latifolia*, *T. angustifolia*, vesi-kirburohi *Polygonum amphibium*, karvane pajulill *Epilobium hirsutum*, harilik luga *Juncus effusus*, kollane võhumõök *Iris pseudacorus*. Sügavamas vees on tüüpilised mändvetikad *Chara* spp., ujuv penikeel *Potamogeton natans*, vesihernes *Utricularia* sp. (tabel 18). Statistiliselt oluliste indikaatorliikide arv on neis teistest järsult erinevates kooslustes ootuspäraselt üsna arvukas (tabel 20). Taimestiku üldkatvus on keskmiselt 37%, liikide keskmine arv 10; märkimisväärselt kõrge (0.93) on nende koosluste liigilise koosseisu ühtluskoeffitsient (tabel 19). Koosluste üldistavaks tüübinimeks sobib *Typha latifolia*—*Phragmites australis* tüüp.

Ordinatsioonanalüüsi tulemused illustreerivad, et koosluste varieeruvus on seotud eelkõige männi ja/või arukase ohtrusega puurindes, ent küllaltki muutlikuks osutub ka arukase ohtruse puurinde järelkasvus ning liikide vahetõrje kooslustes, mida iseloomustab teise ordinatsiooniteljega tugevasti korreleeritud ühtluskoeffitsient (joonis 16 A,B).



Joonis 16. Narva karjääri 13. tranšee taimekoosluste ja nende tüüpide ordinatsiooniskeem trendivaba vastavusanalüüsi põhjal 1. ja 2. (A) ning 1. ja 3. (B) ordinatsioonitelje järgi.

Tähistused: RoKatv – rohurinde üldkatvus, S – koosluste liigirikkus (liikide arv), E – koosluse liigilise koosseisu ühtluskoeffitsient (evenness), H – Shannon-Wiener'i informatsiooniline diversiteediindeks, D' – Simpson'i diversiteediindeks; BetpenI ja Pinsyl – vastavalt *Betula pendula* ja *Pinus sylvestris*'e osakaal puurindes, Betpen ja Pinsy – *Betula pendula* ja *Pinus sylvestris*'e ohtrus puurinde järelkasvus.

6.3 Järeldused elupaikade kohta

- Narva karjääri 13. tranšee alale on spontaanselt kujunenud arvukalt madalaveelisi lompe, mis märgatavalt rikastavad siinset maastikku ning suurendavad elupaikade mitmekesisust. Ühtlasi on need kasvupaigaks veekogude ja märgalade taimeliikidele ning elupaigaks arvukatele selgrootutele, kahepaiksetele ja lindudele.
- Metsaelupaikade mitmekesisus on Narva karjääri 13. tranšee alal tagasihoidlik. Suures osas tuleneb see istutatud puistute liigilisest koosseisust – valdavad männikud, vähem on kaasikuid, sangleppa ja palsampaplit on kaasutatud väga piiratud. Pealegi on siinsed metsakultuurid veel suhteliselt noored: lääneosas maksimaalselt 18–19 aastat, idaosas 5–6 aastat, ning nii noortes puistutes ei ole taimkate veel kasvukohtade tingimusi märkimisväärselt mõjutanud ega diferentseerinud. Seetõttu on metsakorralduse järgi kõik eraldused kvalifitseeritud mineraalseks puistanguks.
- Klasteranalüüsi põhjal rühmituvad Narva karjääri 13. tranšee metsakooslused nelja tüüpi:

1) *Betula pendula*—*Calamagrostis epigeios*—*Trifolium aureum*,

2) *Betula pendula*—*Tussilago farfara*—*Melilotus albus*,

3) *Pinus sylvestris*—*Calamagrostis epigeios*—*Tussilago farfara*

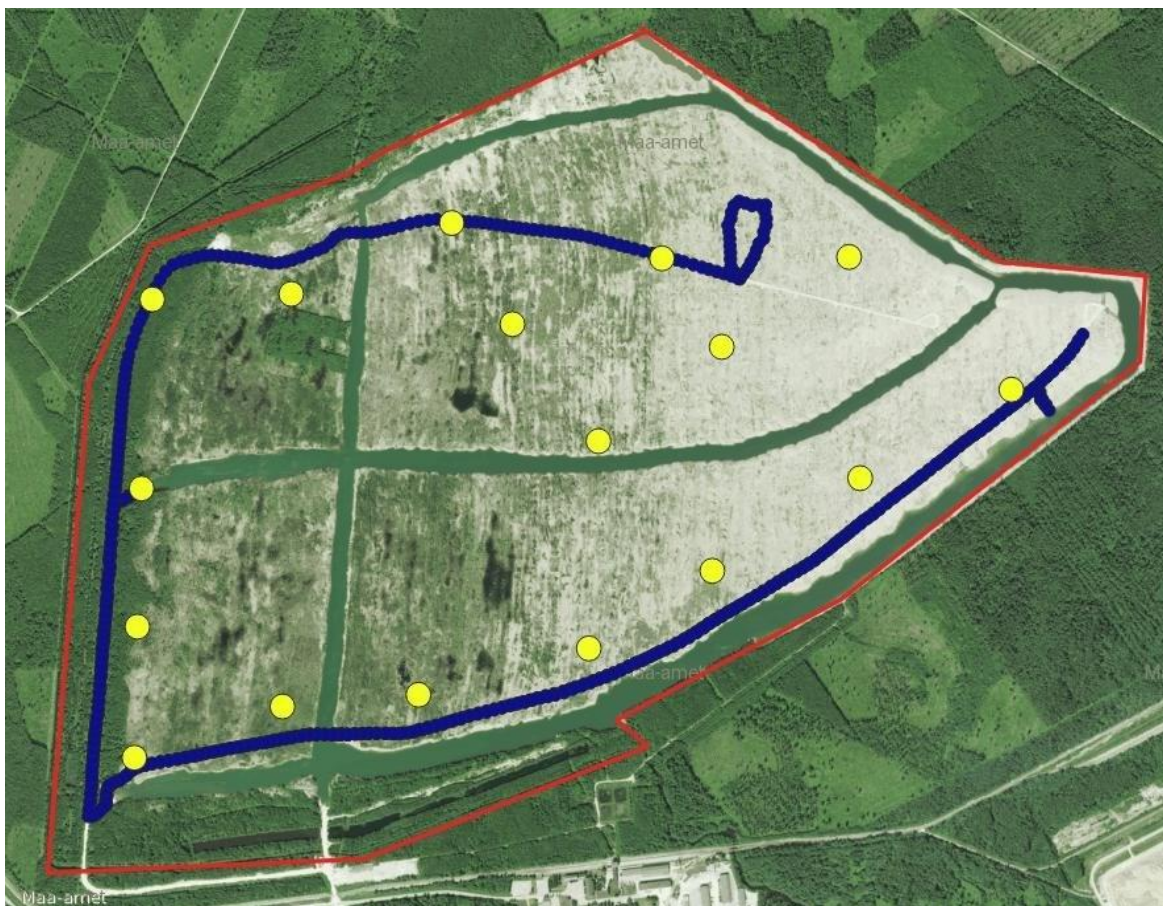
4) *Pinus sylvestris*—*Deschampsia cespitosa*—*Tussilago farfara*.

Viienda, *Typha latifolia*—*Phragmites australis* tüübi, moodustavad lompide taimekooslused.

- Erinevatesse metsakoosluse tüüpidesse klasterdunud kooslustes domineerivad valdavalt samad liigid, muutub vaid nende ohtruse vahekord ja kaaslevate liikide esindatus.
- Üsna sage ja ohter niiskuslembeste liikide esinemine viitab tasandatud puistangu ülaosas toimuvale kivimite aktiivsele porsumisele ja vettpidava savikihi tekkimisele nanoreljeefi lohkudes, mis edaspidi jätkuvalt suurendab siinset elupaikade ning sellega seotud liigilist mitmekesisust.

6.4 Narva põlevkivikarjääri 13. tranšee linnustik

Selle ala linnustikku pole teadaolevalt varem uuritud. Välitööde käigus keskenduti eelkõige looduskaitseaduse alusel I–III kaitsekategooria linnuliikide otsingule, kuid infot koguti ka fooniliikide kohta (joonis 17).

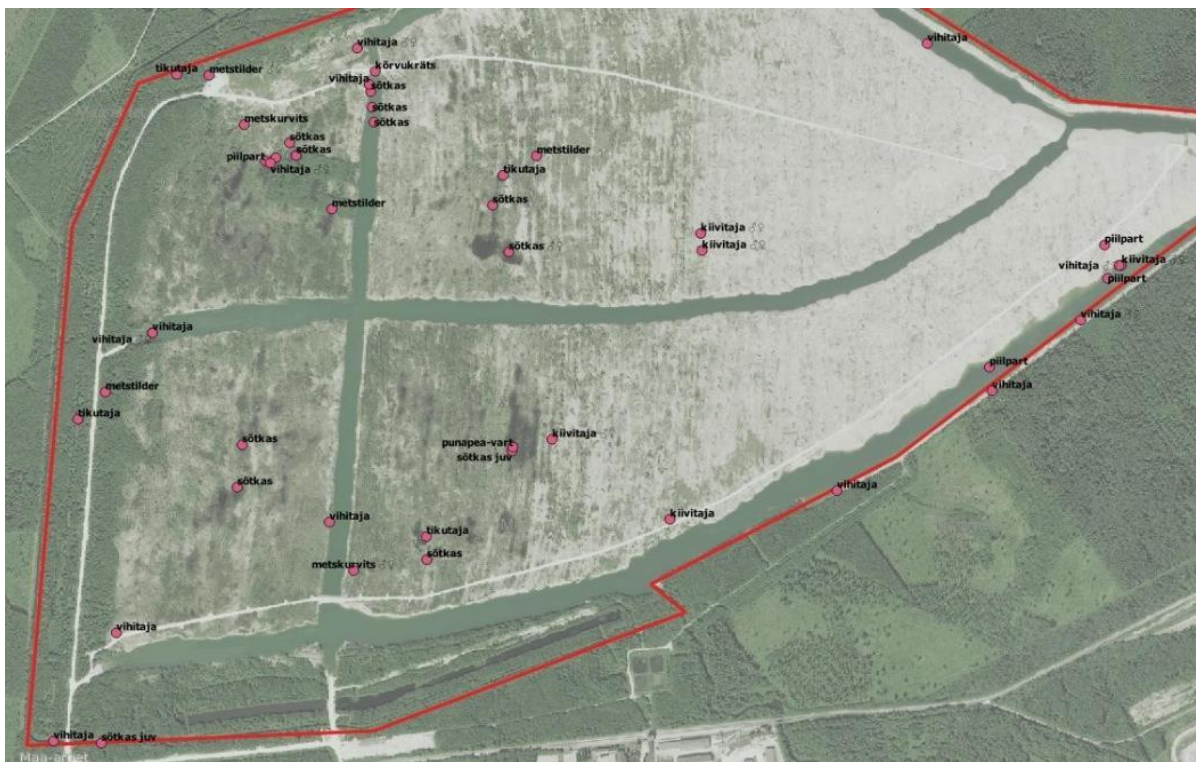


Joonis 17. Metoodiliste linnuloenduste alad Narva karjääri 13. tranšees.

Tähistus: punktloenduse paigad on märgitud kollaste täppidega, ööloenduse rada on tähistatud sinise joonega.

6.4.1 Kaitsealuste metsaliikide inventuur

Kuna ala metsamaastik on vanametsa linnustikule ebasobiv, siis rähnide, kanaliste ja kakkude metoodilist seiret ei teostatud. Kanalisi alal ei kohatud. Rähnidest nähti üksikuid suur-kirjurähne noores männikultuuris. See liik võib alal 1–2 paarina ka pesitseda. Kakkudest kohati vaid kõrvukrätsu (1 isend); sellele liigile sinne elupaik sobib. Ala piiridest väljaspoole jäävas vanemas metsas tegutses ka händkaku pesakond, kuid karjääri nad tavaliselt ei tule, sest ümbritsev metsamaastik pakub vanametsa linnustikule paremaid toitumis- ja pesitsusvõimalusi. Kaitsealuste ja kaitsekorralduslikult oluliste linnuliikide tuvastamise kohad on märgitud joonistel 18 ja 19.



Joonis 19. Kaitsekorralduslikult oluliste linnuliikide registreerimise kohad Narva karjääri 13. tranšee alal.

Värvuliste osas üllatas vainurästa suur arvukus, kuid erinevalt Aidu karjäärist, kus on samasugune maastik, ei kohatud siin hoburästast. Nõmmelõokese kõrge arvukus oli oodatav, kuna temale on see maastik ideaalselt sobiv. Kivitäksi oli oodatust vähem, kuigi teeservadesse kuhjatud kivihunnikud pakuvad sellele liigile häid pesitsusvõimalusi.

Tabel 21. Narva karjääris punktloenduse käigus kohatud liikide arv erinevates elupaikades

Elupaik	Liikide arv
Kultuurmaastik, lage puistanguala	7
0–20 aasta vanune mets	13
20–40 aasta vanune mets	17
>40 aasta vanune mets	2

6.4.3 Märgalade linnustiku inventuur

Narva karjääri seirealal tehti esimene märgalade linnustiku inventuur 07.04.2020, kattes sellega kõik alal olevad veekogud. 12.–13.06.2020 inventeeriti märgalad teistkordselt. Lisaks kasutati Meelis Sepa juhuvaatluse andmeid.

Veega täitunud tranšeed on vaese linnustikuga. Nende kallastel pesitsevad sõtkas, jääkoskel (M. Sepp vaatles pesakonda), väiketüll (1–2 PT) ja vihitaja (vähemalt 6 PT). Ala keskele jäävates madalaveelistes lompides on linnustik üllatavalt mitmekesine. Kolme suurema lombi kaldaid palistab roostik ja hundinuiastik, mis pakub veelindudele varjevõimalusi. Kaitsealused haudelinnud on siin punapea-vart (1 PT), tuttvart (1 PT), sarvikpütt (2 PT), rooruik (1 PT), täpikhuik (2 PT), metstilder (vähemalt 4 PT), punajalg-tilder (1 PT) ja tikutaja (2 PT) (tabel 18). Alal kohati ka laululuike, kuid jäi ebaselgeks, kas see isend oli territoriaalne või läbirändel. Biotoop on liigile sobiv.

6.4.4 Öölindude inventuur

Öölaulikute lauskaardistus viidi Narva karjääri seirealal läbi 12.–13.06.2020.

Öösorre kohati alal 8 isendit, hinnanguliselt võib neid alal pesitseda 8–12 paari, mis on kõrge asustustihedus. Eelnevates tekstilõikudes on mainitud täpikhuigu ja kõrvukrätsu kohtamine (kontaktid saadi just öise loenduse käigus).

Kokku registreeriti välitööde perioodil Narva põlevkivikarjääri 13. tranšee alal 84 linnuliiki, kellest 54 liiki võivad olla siinsed haudelinnud (tabel 22).

Tabel 22. Narva põlevkivikarjääri 13. tranšee linnustik 2020. a

Liigid		Staatus	Loendatud PT	Hinnang, min	Hinnang, max
Laululuik	<i>Cygnus cygnus</i>	haudelind	1	0	1
Rabahani	<i>Anser fabalis</i>	läbirändel			
Suur-laukhani	<i>Anser albifrons</i>	läbirändel			
Piilpart	<i>Anas crecca</i>	haudelind	2	2	3
Sinikael-part	<i>Anas platyrhynchos</i>	haudelind	6	6	8
Tuttvart	<i>Aythya ferina</i>	haudelind	1	1	1
Punapea-vart	<i>Aythya fuligula</i>	haudelind	1	1	1
Jääkoskel	<i>Mergus merganser</i>	haudelind	1	1	1
Sõtkas	<i>Bucephala clangula</i>	haudelind	10	10	12
Sarvikpütt	<i>Podiceps auritus</i>	haudelind	2	2	2
Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	läbirändel			
Hallhaigur	<i>Ardea cinerea</i>	toitekülaline			
Hõbehaigur	<i>Ardea alba</i>	toitekülaline			
Merikotkas	<i>Haliaeetus albicilla</i>	toitekülaline			
Hiireviu	<i>Buteo buteo</i>	läbirändel			

Liigid		Staatus	Loendatud PT	Hinnang, min	Hinnang, max
Roo-loorkull	<i>Circus aeruginosus</i>	toitekülaline			
Kanakull	<i>Accipiter gentilis</i>	toitekülaline			
Raudkull	<i>Accipiter nisus</i>	toitekülaline			
Kalakotkas	<i>Pandion haliaetus</i>	läbirändel			
Tuuletallaja	<i>Falco tinnunculus</i>	toitekülaline			
Rooruik	<i>Rallus aquaticus</i>	haudelind	1	1	1
Täpikhuik	<i>Porzana porzana</i>	haudelind	2	2	2
Lauk	<i>Fulica atra</i>	haudelind	1	1	1
Sookurg	<i>Grus grus</i>	läbirändel			
Kiivitaja	<i>Vanellus vanellus</i>	haudelind	5	5	7
Väiketüll	<i>Charadrius dubius</i>	haudelind	2	2	2
Vihitaja	<i>Actitis hypoleucos</i>	haudelind	6	6	8
Metstilder	<i>Tringa ochropus</i>	haudelind	4	4	5
Heletilder	<i>Tringa nebularia</i>	läbirändel			
Mudatilder	<i>Tringa glareola</i>	läbirändel			
Punajalg-tilder	<i>Tringa totanus</i>	haudelind	1	1	1
Metskurvits	<i>Scolopax rusticola</i>	haudelind	2	2	3
Tikutaja	<i>Gallinago gallinago</i>	haudelind	2	2	3
Jõgitiir	<i>Sterna hirundo</i>	toitekülaline	1	1	1
Kägu	<i>Cuculus canorus</i>	haudelind	1	1	3
Kaelustuvi	<i>Columba palumbus</i>	toitekülaline			
Turteltuvi	<i>Streptopelia turtur</i>	toitekülaline			
Kõrvukräts	<i>Asio otus</i>	haudelind	1	0	1
Öösorr	<i>Caprimulgus europaeus</i>	haudelind	6	8	12
Jäälind	<i>Alcedo atthis</i>	haudelind	1	0	1
Piiritaja	<i>Apus apus</i>	toitekülaline			
Suur-kirjurähn	<i>Dendrocopos major</i>	haudelind	1	1	2
Nõmmelõoke	<i>Lullula arborea</i>	haudelind	9	9	17
Põldlõoke	<i>Alauda arvensis</i>	haudelind	30	30	50
Suitsupääsuke	<i>Hirundo rustica</i>	toitekülaline			
Räästapääsuke	<i>Delichon urbicum</i>	toitekülaline			
Kaldapääsuke	<i>Riparia riparia</i>	läbirändel			
Metskiur	<i>Anthus trivialis</i>	haudelind	14	40	60
Sookiur	<i>Anthus pratensis</i>	haudelind	12	25	50
Linavästri	<i>Motacilla alba</i>	haudelind	13	20	30
Käblik	<i>Troglodytes troglodytes</i>	haudelind	2	3	5
Punarind	<i>Erithacus rubecula</i>	haudelind	6	8	10
Ööbik	<i>Luscinia luscinia</i>	haudelind	3	3	3
Kadakatäks	<i>Saxicola rubetra</i>	haudelind	1	1	1

Liigid		Staatus	Loendatud PT	Hinnang, min	Hinnang, max
Kivitäks	<i>Oenanthe oenanthe</i>	haudelind	7	8	10
Musträstas	<i>Turdus merula</i>	haudelind	12	15	20
Hallrästas	<i>Turdus pilaris</i>	haudelind	2	4	8
Laulurästas	<i>Turdus philomelos</i>	haudelind	3	5	7
Vainurästas	<i>Turdus iliacus</i>	haudelind	8	10	15
Jõgi-ritsiklind	<i>Locustella fluviatilis</i>	haudelind	1	1	1
Kõrkja-roo- lind	<i>Acrocephalus schoe- nobaenus</i>	haudelind	1	1	2
Pruunselg- põõsalind	<i>Sylvia communis</i>	haudelind	4	5	7
Aed-põõsalind	<i>Sylvia borin</i>	haudelind	6	8	10
Mustpea-põõ- salind	<i>Sylvia atricapilla</i>	haudelind	5	7	9
Mets-lehelind	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	haudelind	2	4	6
Väike-lehe- lind	<i>Phylloscopus collybita</i>	haudelind	9	15	25
Salu-lehelind	<i>Phylloscopus trochilus</i>	haudelind	40	100	230
Hall-kärbse- näpp	<i>Muscicapa striata</i>	haudelind	1	1	2
Sinitihane	<i>Cyanistes caeruleus</i>	haudelind	1	2	3
Rasvatihane	<i>Parus major</i>	haudelind	3	4	5
Peoleo	<i>Oriolus oriolus</i>	toitekülaline			
Hallõgija	<i>Lanius excubitor</i>	läbirändel			
Pasknäär	<i>Garrulus glandarius</i>	läbirändel			
Harakas	<i>Pica pica</i>	haudelind	2	2	3
Ronk	<i>Corvus corax</i>	toitekülaline			
Metsvint	<i>Fringilla coelebs</i>	haudelind	20	30	40
Siisike	<i>Spinus spinus</i>	läbirändel			
Kanepilind	<i>Linaria cannabina</i>	haudelind	5	6	7
Urvalind	<i>Acanthis flammea</i>	läbirändel			
Kuuse-käbi- lind	<i>Loxia curvirostra</i>	läbirändel			
Leevike	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	haudelind	1	2	3
Suurnokk	<i>C. coccothraustes</i>	läbirändel			

6.4.5 Inimtegevuse mõju Narva karjääri 13. tranšee linnustikule

Kuna sellel alal on kaevetööd lõpetatud ning siin kehtib liikumispiirang, siis otsene häiring inimeste poolt on minimaalne. Tranšeeveekogudel oli mõnikord näha paadist kalastajaid, rohkem inimesi alal ei kohatud. Kaitsealused liigid nagu sarvikpütt, punapea-vart, täpikhuik ja öösorr on siin häiringu eest hästi kaitstud.

Ala piiridest väljaspool toimuv raskeveokite liiklus ja tööstuslik müra ala linnustikku häirima ei peaks, kuna häiring jääb alast kaugemale ja ala haudelindude seas väga pelglikke liike ei tuvastatud.

Samuti pole siin suuri elektriline, mis võiksid olla ohuks siinsetele haudelindudele (eelkõige veelinnud) ja toitekülalistele (röövlinnud ja haigrud).

Teadmata on veekeemia otsene või kaudne mõju (toiduahela kaudu) linnustikule. Metsamajanduse mõju on lähitulevikus eeldatavasti minimaalne. Metsakultuurid on siin majandamiseks veel noored, ehkki esimesed harvendusraied on neis juba tehtud. Suuremate lompide ümbruses oleks soovitatav hoida maastikku pigem avatuna, et tiigid oleks omavahel maastikuliselt paremini seotud ja lindudele lennukoridorid ning lai vaade turvalisuse jaoks tagatud.

6.4.6 Narva karjääri 13. tranšee linnustiku uuringu kokkuvõtteks

Narva põlevkivikarjääri 13. tranšee linnustik on siinse metsa noorust arvestades üsna heterogeenne. Linnustiku seisukohast on suurima väärtusega ala keskosas olevad madalaveelised lombid, mis on sobivaks elupaigaks mitmele kaitsealusele veelinnuliigile.

Kaitsealuseid linnuliike esineb samuti noores puistus ja avamaastikul, kusjuures öösorr, nõmmelõoke ja vainurästas on neist üllatavalt suure asustustihedusega.

6.5 Märkmeid Narva karjääri 13. tranšees kohatud kiililistest (*Odonata*)

Ornitoloogiliste välitööde käigus (12.–13.06.2020) määrati Narva karjääri tranšeealal nr 13 kohatud kiililiigid (Uku Paal, OÜ Xenus). Mõnetunnilise uuringu jooksul kohati 17 liiki kiililisi (tabel 23). Samuti koguti 10.09.2020 kiilide kohta infot ihtüoloogide töögrupi liikme Meelis Sepa poolt. Tranšeedes kohati vaid üksikuid kiile – ilmselt see sügav ja taimestikuga vee-keskkond pole kiililistele eriti sobiv; see-eest madalaveelised taimestikurikkad lombid on kiililistele oluline elupaik, kus vaatluste ajal toimus paljudel liikidel aktiivne koorumine. Teine oluline kiililiste elupaik on ala lääneserva jäävad kanalid. Kui läbi viia kiilidele fokusseeritud uuring, leiaks alalt kindlasti veel mitmeid fooniliike (näiteks *Calopteryx* sp., *Coenagrion pulchellum*, *Somatochlora metallica*, *Brachytron pratense*, *Aeshna cyanea*, *Aeshna grandis*).

Tabel 23. Narva karjääri 13. tranšees kohatud kiililiigid

Liik	Sagedus	Elupaik
<i>Lestes sponsa</i>	üksikud	
<i>Sympecma paedisca</i>	sage	karjääri madalaveelistel veekogudel
<i>Enallagma cyathigerum</i>	arvukas	karjääri märgaladel
<i>Coenagrion puella</i>	sage	karjääri märgaladel
<i>Coenagrion hastulatum</i>	arvukas	karjääri märgaladel
<i>Platycnemis pennipes</i>	üks isend	ala lääneserva kanali ääres
<i>Aeshna isocetes</i>	üks isend	ala lääneserva kanali ääres
<i>Anax imperator</i>	kolm isendit	ala lääneserva kanali ääres
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	sage	ala lääneserva kanali ääres
<i>Cordulia aenea</i>	üks isend, aga eeldatavasti üsna sage	ala lääneserva kanali ääres
<i>Epitheca bimaculata</i>	üks isend	ala lääneserva kanali ääres
<i>Libellula quadrimaculata</i>	arvukas, üks dominantliike	karjääri märgaladel
<i>Libellula depressa</i>	kolm isendit	ala lääneserva kanali ääres
<i>Leucorrhinia dubia</i>	sage	karjääri madalaveelistel veekogudel
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	sage	karjääri madalaveelistel veekogudel
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	sage	karjääri madalaveelistel veekogudel
<i>Leucorrhinia albifrons</i>	arvukas	karjääri madalaveelistel veekogudel, samuti ala lääneserva kanali ääres
<i>Leucorrhinia caudalis</i>	kaks isendit	ala lääneserva kanali ääres
<i>Sympetrum danae</i>	üksikuid	
<i>Sympetrum sanguineum</i>	üksikuid	
<i>Sympetrum vulgatum</i>	arvukas septembris	

6.6 Märkmeid Narva karjääri 13. tranšees kohatud imetajatest (*Mammalia*)

Ornitoloogiliste välitööde käigus (07.04.–13.06.2020) määrati ka Narva karjääri tranšeealal nr 13 kohatud imetajad:

valgejännes *Lepus timidus* – kohati mitmeid;

pruunkaru *Ursus arctos* – värsked jäljed ala lääneservas 13.06; kohalike töötajate sõnul kohatakse karusid siin sageli;

kobras *Castor fiber* – tegevusjäljed lääneservas tranšeel;

metskits *Capreolus capreolus* – üks isend ala edelanurgas 07.04. ja 12.06.

7 Ubja põlevkivikarjäär



Foto 21. Ubja karjäär. Maa-ameti kaldaerofoto 14.06.2020, vaade idast.

Ubja põlevkivikarjääris kaevandab põlevkivi AS Kunda Nordic Tsement. Kaevandamise luba määraldisel suurusega 1.52 km² lõpeb 2027. aastal. Kuna Kundas 2020 aastal tsementi enam ei toodetud, peatati Ubja karjääris põlevkivi kaevandamine ja karjäärist vee väljapumpamine. Selle tagajärjel on moodustunud kitsad tranšeeveekogud (fotod 21, 24–28).

Ubja põlevkivikarjääriga (foto 21, rajamisega alustati aastal 2005) seotud probleeme on käsitletud eraldi peatükkides A. Põldvere poolt koostatud Kunda maardla lubjakivikarjäärade KMH aruandes¹. Järgnev ülevaade põhineb nimetatud KMH aruandel, AS Kunda Nordic Tsement käest saadud karjääride eluslooduse uuringutel ja ala kohapealsel ülevaatusel.

Nii põlevkivi kattekihti (pinnakatte setted, lubjakivi), kui ka põlevkivi kaevandati ekskavaatoriga vaalkaevandamise meetodil, st katendist vabastatud alalt väljati põlevkivi, mille asemele paiguti järgmise ala (vaalu) katend, seejärel väljati järgmise vaalu põlevkivi. Katend kasutati ära järk-järgult, täites järgmise vaalu katendiga eelmise vaaluga kaevandatud ala. Ekskavaatoriga väljatud ja sõelumissõlmes sorteeritud põlevkivi laaditi vagunitesse ja veeti rongiga tsemenditehasesse.

Tootsa kihindi (põlevkivi) lamam jääb 52–56 m absoluutsele kõrgusele, veetaseme esialgne seis oli 58–60 m absoluutsel kõrgusel, kaevandamisel alandati veetaset kuni kaheksa meetrit, absoluutse kõrguseni 52 m. Lähtudes maapinna kaevandamiseelsest tasemest, kaevandati kuni kaheksa meetri sügavuseni.

¹ Põldvere, A. 2013. Kunda maardlas Toolse-Lääne lubjakivikarjääris ja Aru-Lõuna lubjakivikarjääri laiendusel kaevandamise keskkonnamõju hindamise aruanne. OÜ Eesti Geoloogiakeskus, Tartu.

Ubja karjääri idaservas asub ca 600 m pikkune settebassein, mille lõunaossa pumbatakse karjääri vett. Voolates aeglaselt põhja suunas, vesi selgineb ja see suunatakse settebasseini põhjaosast Toolse jõkke, mis voolab vahetult mäeeraldisel kirdepiiril.

Enne settebasseini suunamist oli karjäärist väljapumbatavas vees hõljumi sisaldus kahe mõõtmise andmetel 2011–2012. aastal 164–380 mg/l, sulfaatiooni sisaldus 120–229 mg/l. Üldlammastiku sisalduse (2,3 mg/l) alusel vastas vesi heale kvaliteediklassile, üldfosfori sisalduse (0,30–0,31 mg/l) alusel heale kuni kesisele kvaliteediklassile. Kõik teised kvaliteedinäitajad jäid väga hea kvaliteediklassi piiridesse. Fenoolide sisaldus oli põlevkivikarjääri jaoks madal, 1-aluselisi – 9,6 µg/l ja 2-aluselisi <10 µg/l. Ennetades Ubja karjääri tegevuse mõjul veetarbimise probleemide tekkimist, on AS Kunda Nordic Tsement finantseerimisel rajatud piirkonda 30–60 m sügavused puurkaevud, mis on kindlustanud majapidamistele kvaliteetse vee.

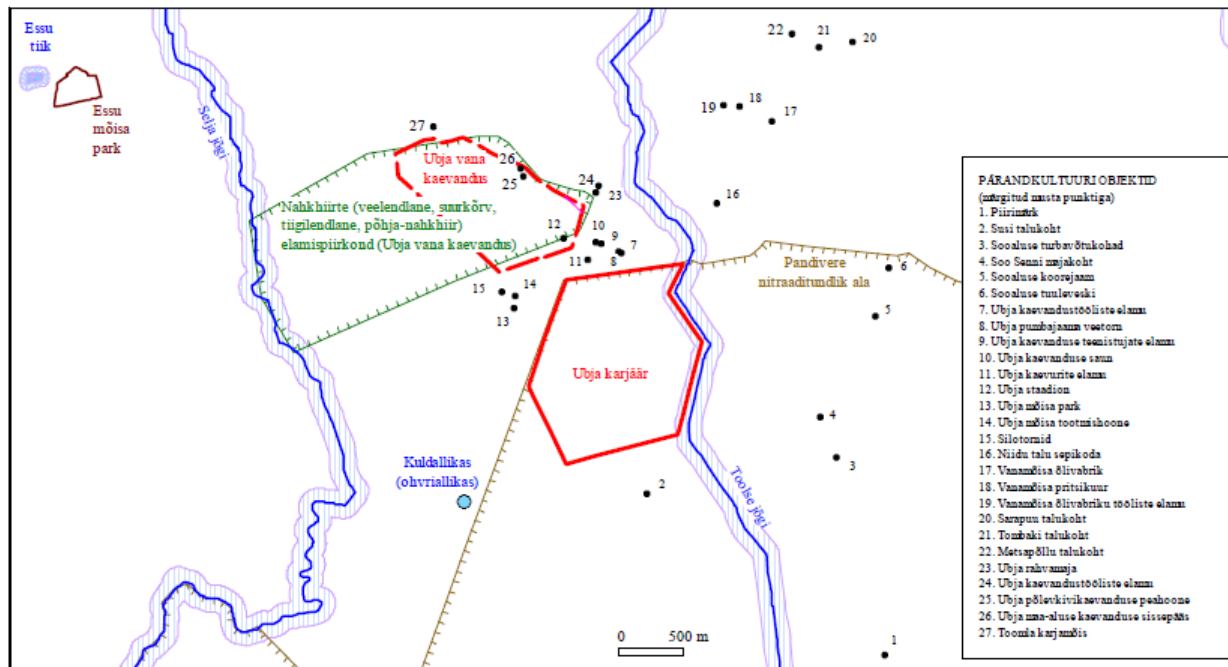
Üheks Toolse jõge toitvaks allikaks on Ubja suletud kaevandus, kus kaevandamine lõpetati 1959. a., kuid vee väljavoolu Ubja kaevandusest ei suletud. 30.06.2011.a – 10.04.2012.a võttis Tallinna Tehnikaülikooli mäeinstituudi töögrupp suletud kaevanduse väljavoolu kraavist proove viiel korral. Heljumi kogus oli enamasti 2–3 mg/l, kahel korral 18–19 mg/l. Püriidi oksüdeerumisprotsess suletud kaevanduses, kus vee äravoolu tõttu on põhjavee tase alanenud, jätkub siiani. Sulfaatiooni sisaldus on siin alati olnud märgatavalt üle 100 mg/l ja jäi ka vaatlusperioodil vahemikku 143–187 mg/l (keskmiselt 145 mg/l), mis on oluliselt kõrgem kui Aru-Lõuna ja Ubja karjäärist väljapumbatavas vees. Ammooniumi sisaldus oli kevadistes proovides alla 0,01 mg/l, 2011. a suvel ja sügisel 0,02–0,03 mg/l ning talvel 0,16 mg/l. Võrdluseks: Ordoviitsiumi veekompleksi keskmine ammooniumisisaldus on 0,392 mg/l.

Kaevandusest väljavoolavas vees on suhteliselt kõrge kuivjäägi sisaldus, mis vaadeldava ajavahemiku jooksul kõikus 600–696 mg/l piires. Enamuse ionide sisaldus muutus vähe ja nende kontsentratsioon oli madal: kaaliumiooni sisaldus 7,7–10,0 mg/l, naatriumiooni sisaldus 5,0–8,13 mg/l, klooriooni sisaldus 12–15 mg/l, magneesiumiooni sisaldus 26–36 mg/l. Kaltsiumiooni sisaldus 139–156 mg/l oli oluliselt suurem, kui Ordoviitsiumi veekompleksi keskmine (69,14 mg/l). BHT7 ei ületanud kunagi 1,4 mgO₂/l, mis vastab vee väga heale kvaliteediklassile. Aastase seireperioodi jooksul oli väga muutlik üldlammastiku sisaldus (0,91–7,6 mg/l). Üldfosfori sisaldus oli valdavalt alla 0,02 mg/l, mis vastab vee väga heale kvaliteediklassile. Kuna Ubja karjäärist ülesvoolu, kus karjäär vee kvaliteeti ei mõjuta, vastab TTÜ mäeinstituudi uuringute alusel Toolse jõe vesi lammastikuühendite sisalduse poolest väga halvale klassile, siis Ubja karjäärist väljasuunatav suhteliselt suur veekogus parandab märgatavalt jõevee kvaliteeti ja hoiab samas veetaseme jõeelustikule vajalikul tasemel.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et Ubja vanast kaevandusest Toolse jõkke voolav vesi vastas enamuste näitajate poolest heale või väga heale kvaliteediklassile. Sügisel ja talvel võib üksikute reoainete sisaldus suurendada ja vee kvaliteediklassi alandada. Kuna vee hulgad on suhteliselt väikesed, siis need suurt mõju Toolse jõe veele ei avalda. Ka Ubja karjäärist väljasuunatud vesi vastab valdavalt heale või väga heale kvaliteediklassile.

Ubja põlevkivikarjääri lähiümbruses looduskaitsealad ja kaitsealused üksikobjektid puuduvad (joonis 20). Veekogud on joonisel esitatud koos kalda piiranguvööndiga, pärandkultuuri objek-

tid on tähistatud musta punktiga. Karjääri ümbritseval alal asuvad mitmed pärandkultuuri objektid, valdavalt omaaegse põlevkivi kaevandamisega seotud rajatised ja vanad talukohad, millele teadaolevalt pole kaevandamine Ubja karjääris mõju avaldanud.



Joonis 20. Ubja karjääri ja Ubja vana kaevanduse ümbruse looduskaitseobjektid, piiranguvööndid ja pärandkultuuri objektid (EELIS'e andmebaas).

Alates Ubja karjääri settebasseini väljavoolukraavist kuni suubumiseni Soome lahte kuulub Toolse jõgi lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaikade nimistusse (RTL 2004, 87 1362). TÜ mäeinstituudi uuringute põhjal ei riku Ubja karjäärist välja suunatud vesi jõevee kvaliteeti ja seega ka läheliste elutingimusi.

Ubja karjääri edelapiirist ca 0,8 km kaugusel asub esimese kaitsekategooria linnuliigi – väikekonnakotka *Clanga pomarina* – püsielupaiga piiranguvöönd.

Vaalkaevandamisel Ubja karjääris täidetakse kaevandatud ala katendimaterjaliga ja metsastatakse. Ubja aleviku suunas on karjääri piirile istutatud neljarealine okaspuuhekk, mis varjab aleviku poolt vaate tootmisalale. Koos kohalike elanikega on AS Kunda Nordic Tsement korraldanud talgupäevi, kus Ubja karjääri kaevandatud ja korrastatud alale istutati kase- ja männiistikuid.

Ubja karjääri ümbritseval alal asub valdavalt haritav maa, mille aluspinnas koosneb paari meetri paksusest moreenist. Väikese filtratsiooniga moreenpinnase niiskusesisaldus, mis on taimestiku kasvuks oluline, sõltub siin eelkõige sademetest ja maapinna reljeefist, mitte põhjavee tasemest. Puuduvad andmed, et kaevandamisega kaasnenud põhjavee taseme alandamine oleks karjääri vahetus läheduses põllukultuuride viljakust või looduslikku rohukasvu mõjutanud.

Tootmisjäätmeid Ubja karjääris maavara kaevandamisel ei tekkinud. Põlevkivi kasutati Kunda tsemenditehases, katendimaterjal karjääri ala korrastamisel.



Fotod 22 ja 23. Vaateid Ubja karjäärile.

7.1 Kaitsealused liigid

Ubja kaevandusalal kasvab 2. kaitsekategooria liik madal unilook *Sisymbrium supinum* (joonis 21).



Joonis 21. Madala unilooa kasvukohad ning kõige lõunapoolsemas punktis asuv südame-ema-juure kasvukoht Ubja põlevkivikarjääris (Põldvere, 2013).

Madal unilook vajab kasvamiseks avatud hõreda taimeistikuga karbonaatset pinnast, mida katab toorhuumuslik või turvastunud mullakiht. Seetõttu tunneb see taimeliik ennast karjäärialadel hästi, eriti seal, kus mullakiht on segunenud lubjakivitükkidega. Taimi oli ohtralt kaevandusala kaguosas kanalite nõlvadel ja vallidel, kaevandusala põhjaosas leidub teda hõredamalt.

Madal unilook on üheaastane taim, kes talvitub seemnetena. Eelkõige on oluline, et taime leiukoht ei kamarduks, st seal peab leiduma avatud mullapinda. Seetõttu ei tohiks tema leiukohti puistangualadel muru või puittaimedega katta. Taimestumata laikude säilitamiseks sobib eriti hästi kariloomade karjatamine, aga ka mõõdukas ATV-de või traktoritega sõitmine aitab unilooale sobivaid elupaiku säilitada. Pinnase häiringuga seotud töid on soovitatav läbi viia kas varakevadel või hilissügisel.

Ubja karjäärist ligikaudu 0,8 km kaugusel asub I kaitsekategooria linnuliigi – väike-konnakotka *Clanga pomarina* – püsielupaik, kuid pesapaiga lähedal asuv raudtee ja Ubja karjääri töö pole selle linu pesitsemist ega toitumist seganud.

7.2 Kasvukohad (elupaigad)

Kuiva pärisaruniidu kooslusi (Natura elupaigatüüp 6210 – liigirikkad aruniidud karbonaatsel mullal), leidub Ubja karjäärist lõunas (joonis 22). Need on karstiniidu tunnustega, ajuti ilmselt liigniisked. Niidud on kaua aega olnud majandamata, ent võsastunud on nad vähe. Niitmist segab maapinna ebaühtlane mikroreljeef ja kivisus. Need on piirkonna poollooduslikest kooslustest ilmselt kõige väärtuslikumad.



Joonis 22. Niiske- ja kuiva pärisaruniidu kooslused (A) ning kultuuristatud niiske pärisaruniit (B) Ubja karjääri kaguosas (Pöldvere, 2013).

Rohustus domineerivad arukaerand *Helictotrichon pratense*, kerahein *Dactylis glomerata*, keskmine värihein *Briza media*, lubikas *Sesleria caerulea*, kullerkupp *Trollius europaea* jt. lubjarikastele niitudele iseloomulikud taimeliigid. Tähelepanuväärseks taimeleiuks on siin suurem kogumik südame-emajuurt *Gentiana cruciata*. See niidulaik väärrib säilitamist ning majandamist (niitmist ja/või karjatamist) koos teiste Natura elupaigakadega.

Ubja karjäärist kagus asub kultuuristatud niiske ja viljakas pärisaruniit, mis on kaua olnud niitmata ja/või karjatamata. Rohustu on siin suhteliselt liigivaene ja lopsakas – sagedasemad liigid on kerahein *Dactylis glomerata*, kõrvenõges *Urtica dioica*, harilik orashein *Elymus repens*, põldohakas *Cirsium arvense*, harilik naat *Aegopodium podagraria*, harilik angervaks *Filipendula ulmaria*, harilik tõlkjas (rakvere raibe) *Bunias orientalis*, roomav maran *Potentilla reptans*, kärnoblikas *Rumex crispus*, mets-harakputk *Anthriscus sylvestris*, ahtalehine põdrakanep

Epilobium angustifolium. Ala jääb suuremas osas karjääri teenindusmaale; seda võiks edaspidi kasutada heinamaana.



Fotod 24, 25, 26, 27 ja 28. Ubja karjääri läänepoolne esi 2019. aastal (ülal) karjääri töötades ja pärast pumpamise lõpetamist moodustunud kitsad tranšeeveekogud (neli alumist fotot 2020. aasta novembris).

Ubja põlevkivikarjääri tranšee seinas (asukoht: 59.413272 N, 26.447053 E, ülaserva liivastes kihtides pesitseb sadakond paari kaldapääsukesi *Riparia riparia* (foto 29; vt. ka Keenberg, 2018). See on Ubja karjääri ehk kõige väärtuslikum elupaik.



Foto 29. Kaldapääsukeste koloonia Ubja põlevkivikarjääris.

7.3 Kokkuvõtteks

Ubja karjääris kasvava 2. kaitsekategooria liigi madala unilooga *Sisymbrium supinum* puhul on vaja jälgida, et taime kasvukohad ei kamarduks. Selleks tuleb vältida nende paikade metsastamist või sinna rohuseemnete külvamist. Taimestumata laikude säilitamiseks sobib hästi kariloomade karjatamine, lubatav oleks ka mõõdukas liikumine ATV-de või traktoritega. Pinnase häiringuga seotud töid on soovitatav läbi viia varakevadel või hilissügisel.

Karjääri lõunaossa jäävad kuiva pärisaruniidu koosluselaigud, mis esindavad Natura elupaigatüüpi 6210 (liigirikkad aruniidud karbonaatsel mullal), on siinsetest poollooduslikest kooslustest kõige väärtuslikumad. Nende säilitamiseks tuleks ala regulaarselt niita ja/või karjatada.

Karjääri alale jäävate elupaikade mitmekesisuse suurendamiseks tuleks rajada märjemaid paiku/lompe, mis hiljem hakkavad soostuma.

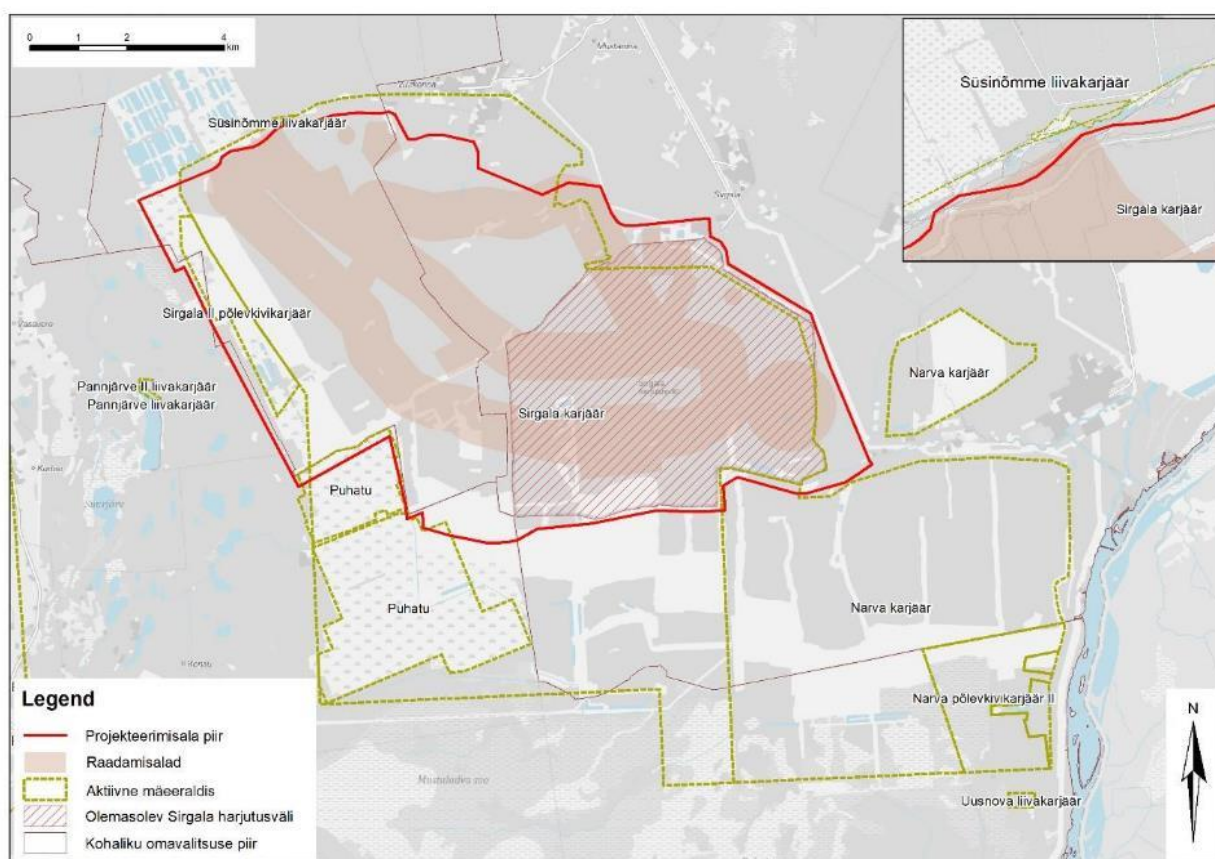
Rekultiveerimisel ei pea kõikjale metsa istutama, kohati piisab kaseseemnete külvamisest. Mõned paigad võiks jätta taimkatte looduslikule uuenemisele.

Kindlasti tuleks säilitada kaldapääsukeste elupaigaks kujunenud tranšee seina.

8 Narva karjääri loodeosa, Sirgala II mäeeraldise ja endise Viivikonna jaoskonna alad

Viivikonna (Sirgala) karjääri jääva kaitsevää harjutusvälja loodusväärtusi on inventeerinud T. Kull ja M. Otsus 2005. a. („Nursipalu ja Sirgala planeeritavate harjutusväljade loodusväärtuste inventeerimine“. Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu), harjutusvälja ja selle laiendamise keskkonnaaspekte on 2020. a. valminud ülevaates põhjalikult käsitletud R. Kutsar ja M. Ruul („Sirgala harjutusvälja ehitusprojekti keskkonnamõju hindamine.“ Töö nr. 19003525. Hendrikson & Ko, Tartu–Tallinn. 74 lk. – https://www.ttja.ee/sites/default/files/contenteditors/Ehitus/KMH/sirgala_kmhp_avalikustamisele.pdf). Järgnevalt on kasutatud välja- võtteid mõlemast tööst.

Harjutusala asub suures osas Sirgala karjääri territooriumil (joonis 23), mille osas on Enefit Kaevandused AS-il kehtiv kaevandamisluba kuni 03.05.2029, kuid hõlmab ka Sirgala II põlevkivikarjääri, kus Enefit Kaevandused AS-il on kehtiv kaevandamisluba kuni 13.04.2031. Eesti Energia hinnangu kohaselt jätkuvad Sirgala II mäeeraldisel tööd veel 2–3 aastat. Lisaks põlevkivikarjääridele ulatub projektiala vähesel määral Puhatu turbakarjääri alale, kus AS-il Tootsi Turvas on kehtiv kaevandamisluba kuni 12.12.2025.



Joonis 23. Harjutusväljal asuvate aktiivsete mäeeraldiste ning harjutusvälja taotletava laienduse asukoht (Maa-amet, 2020).

Projektiala vahetus naabruses asub Süsinõmme liivakarjäär, milles omab AS YIT Eesti kehtivat kaevandamisluba kuni 31.07.2024. Harjutusvälja kavandatava laienduse lääneosa on praegu Eesti Energia poolt kasutusel Sirgala II mäeeraldisel toimuvate kaevandamistegevuste tõttu. Seal jätkuvad tööd Eesti Energia prognooside kohaselt veel 2–3 aastat.

Sirgala harjutusvälja ala kujutab endast lainjat puistangut nõlvade kaldenurgaga kuni 8°, lõunaosas lõikuvad sellesse kuni 30 meetri sügavused ja 50–100 m laiused 25–40° nõlvakaldega endised põlevkivi väljaveotranšeed. Suuremas osas on ala metsastatud arukase- või männikultuuridega; istutatud metsa vanus jääb valdavalt alla 50 aasta. Kohati on toimunud ka intensiivne looduslik taimestumine ja nii kujunenud metsad ei jää kasvult alla istutatuile, liigirikkus ja mikroelupaikade mitmekesisus on neis kultuurpuistutest tavaliselt tunduvalt suurem (foto 30).



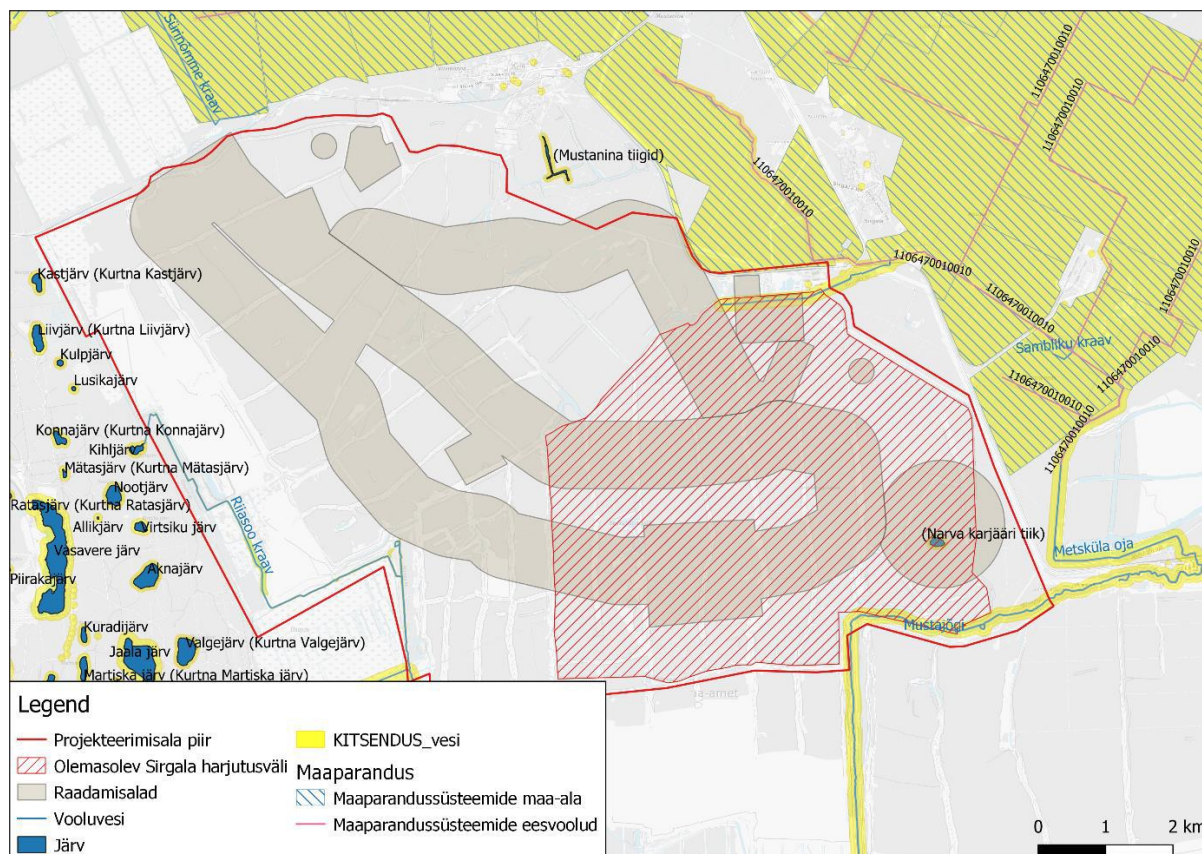
Foto 30. Umbes 50-aastane looduslikult kujunenud puistu harjutusvälja plaanitava laienduse alal.

Harjutusvälja territooriumil paiknevad mitmed korrastamise käigus tekkinud väikejärved, neist suurimate pindala on ca 2 ha, ülejäänud tehisjärved on väiksemad ja ajuti kuivad (foto 31).



Foto 31. Kaevandamise käigus rajatud nn. Vesiloo järv harjutusvälja plaanitava laienduse alal.

Vooluveekogudest asuvad Viivikonna karjääri alal Metsküla oja, Mustajõgi ja Riiasoo kraav (joonis 24). Mustajõgi on Sirgala kaeveväljalt väljapumbatava põhjavee eesvooluks ja suubub harjutusvälja lõunapiirist 8 km kaugusel Narva jõkke. Mustajõe pikenduseks on rajatud kanal (N-1) piki Narva ja Sirgala kaeveväljade piiri. Sirgala kaevevälja lõunaosa läbib Konsu kanal, mis suubub kanalisse N-1. Harjutusvälja põhjapiiril voolab 3,5 km pikkuselt ida suunas Metsküla oja, mis suubub Mustajõe jõkke. Kirdes jääb projektiala vahetusse lähetusse maaparandussüsteemi eesvoolu maa-ala.



Joonis 24. Harjutusväljal ja selle läheduses asuvad registreeritud veekogud, maaparandussüsteemide maa-alad ja eesvoolud ning veega seotud kitsenduste alad (EELIS, seisuga juuli 2020).

Seoses põlevkivikarjääride metsastamise programmi alustamisega 1960.-ndatel aastatel, rajati endistele karjäärialadele tollaegse Eesti Metsamajanduse ja Looduskaitse Teadusliku uurimise Instituudi (Metsainstituudi) poolt suurel hulgal püskatsealasid erinevate puuliikide ja kultiveerimisvariantide puistute kasvukäigu uurimiseks. Maaülikooli 2017. a. esitatud andmetel on Sirgala harjutusväljal kokku 11 metsakatseala (joonis 25). Katsealadele metsaseadusega kitsendusi ei rakendu, need alad on olulised teadustöö läbiviimiseks.

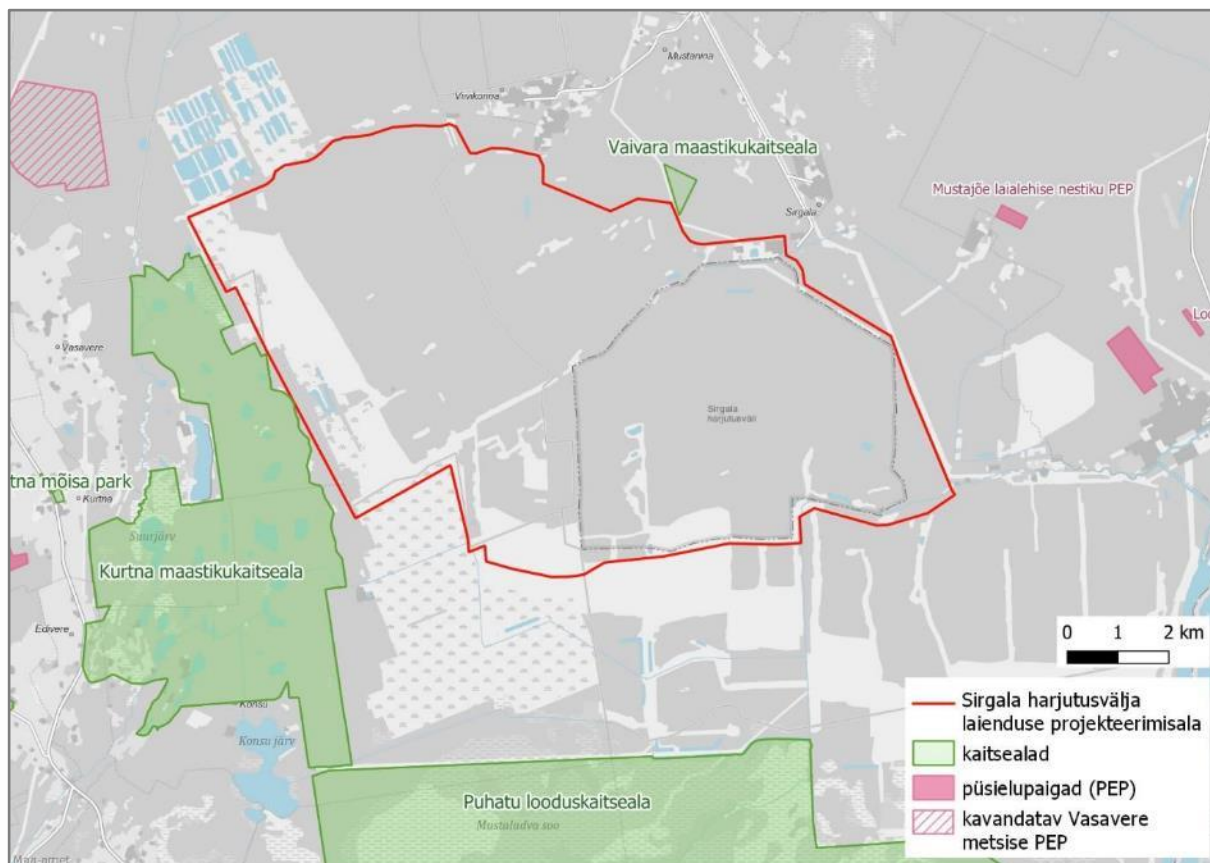


Joonis 25. Sirgala harjutusvälja territooriumile jäävate metsakaitsealade paiknemine.

Sirgala harjutusväljast lääne suunas asub Ida-Viru maakonnaplaneeringuga 2030+ määratletud Kurtna-Illuka väärtuslik maastikukompleks. Maakonnaplaneeringu kohaselt on tegemist eelkõige mitmekesise loodusmaastikuga, ent vähetähtis pole ka ala kultuurilis-ajalooline, põllumajanduslik ning rekreatsiooniline külg. Ala tuumikuks on Kurtna nõmm (mõhnastik) koos 40 järvega. Kurtna maastikukaitsealast läände jääb põldude keskele Kurtna mõis koos pargiga.

Sirgala harjutusvälja alal ei leidu Natura alasid, kuid selle lähedal asub neid viis – Kurtna loodusala, Viivikonna loodusala, Mustajõe loodusala, Puhatu loodusala ja Puhatu linnuala (joonis 26). Puhatu looduskaitseala ja Kurtna maastikukaitseala kuuluvad 2018. a. loodud Alutaguse rahvusparki koosseisu.

Sirgala harjutusväljale ja selle laienduse aladele jäävad kahe II kaitsekategooria taimeliigi – kaunis kuldking *Cypripedium calceolus*, madal unilook *Sisymbrium supinum* – leiukohad; kaitsealaustest linnuliikidest elab siin sarvikipütt *Podiceps auritus* ja Kurtna maastikukaitsealal metsis *Tetrao urogallus*.



Joonis 26. Looduskaitseliste objektide (kaitsealad, püsielupaigad) paiknemine harjutusvälja lähisel (EELIS, seisuga aprill 2020).

Kaitseväärtusega alade ja loomastiku elupaikade sidususe osas on oluline käsitleda kavandatava tegevusega seoses rohelist võrgustikku. Selle all peetakse silmas eri tüüpi ökosüsteemide ja maastike säilimist tagavat ning asustuse ja majandustegevuse mõjusid tasakaalustavat looduslikest ja poollooduslikest kooslustest koosnevat süsteemi. Roheline võrgustik koosneb tugialadest ja neid ühendavatest rohekoridoridest.

Viimati on rohelist võrgustikku on käsitletud Ida-Virumaa maakonnaplaneeringus 2030+. Selle kohaselt asub kogu praegune ja kavandatav Sirgala harjutusvälja laiendus täielikult rohelse võrgustiku alal. Harjutusväljal kavandatava tegevuse üheks osaks on metsa raadamine, mida plaanitakse praeguse teadmise kohaselt läbi viia ca 3950 ha ulatuses.

Vastavalt metsaseaduse § 32 lõige 1-le on raadamine raie, mida tehakse, et võimaldada maa kasutamist muul otstarbel kui metsa majandamiseks. Harjutusväljal kavandatava tegevuse puhul mõeldakse raadamise all raiet, mida tehakse lähtuvalt riigikaitse vajadustest. Raadamise käigus võidakse eemaldada selleks määratud alal kogu mets, teha raiet vaid osal määratud alast, puhastada ala alusmetsast või kujundada olemasolevat metsa vastavalt vajadusele muul viisil. Arendaja hinnangul on liikumiskoridoride puhul reaalseks raadatavaks alaks ca 80% projektlahehendes määratud alast. Seega 50–60 aastat tagasi parimate kavatsuste ning suurte pingutustega rajatud mets (foto 32) on harjutusväljal ja ka selle plaanitud laiendusel määratud suures ulatuses hävitamisele. Samas on need metsad kohati jõudnud juba harvendusraie vanusesse (fotod 33 ja 34).



Foto 32. 50-aastane puistu harjutusvälja plaanitava laienduse alal.



Fotod 14 Harvendusraie harjutusvälja plaanitava laienduse alal.

T. Kull ja M. Otsus (2005) on Sirgala harjutusvälja ja selle plaanitava laiendusala inventeerimisel eristanud selles üheksa erineva iseloomuga tsooni.

- I. Lõunapoolsemas, kõige uuemas osas, aktiivse karjääri servas, on puistangud kas veel taimestumata või on tegemist hõredalt taimestunud alaga, mis läheb II tsooni suunas järk-järgult üle hõredaks männinoorendikuks (puistu keskmine kõrgus 1,5 m). Puittaimed puuduvad kas täiesti või esineb üksikuid noori kaski, pajusid, haabu ning mõni noor mänd kõrgusega 1,5–3 m. Kohati kasvab rohkem pajupõõsaid või lisandub männile arukaski. Puud jätavad looduslikult uuenenu mulje.

Rohukamarat pole kujunenud, maapind on rohustuga kaetud hõredalt ja laiguti; pidev ning püsiv mullakiht puudub. Soontaimedest domineerivad ruderaalsed pioneerliigid paiseleht *Tussilago farfara*, jäneskastik *Calamagrostis epigeios*, harilik kadakkaer *Cerastium fontanum* subsp. *fulgare*, põldpuju *Artemisia vulgaris*, harilik võilill *Taraxacum officinale* jt., lisaks leidub mõningad laia ökoloogilise amplituudiga liike – käbihein *Prunella vulgaris*, metsosi *Equisetum sylvaticum*, punane aruhein *Festuca rubra*, metsmaasikas *Fragaria vesca*. Esineb ka kuivalembeseid kõrrelisi – lamba-aruhein *Festuca ovina*, luht-kastevars *Deschampsia caespitosa*, harilik nurmikas *Poa trivialis*. Märगतav on tuullevivate levistega taimede olemasolu: harilik kuldvits *Solidago virgaurea*, põldohakas *Cirsium arvense*, põdrakanep *Epilobium angustifolium*. Madalamates niiskemates lohkudes kasvavad harilik luga *Juncus effusus* ja osjad *Equisetum* spp., sammaldest võib sellistes lohkudes leida tüviksammalt *Climacium dendroides* ja teravtippu *Calliergonella cuspidata*, niisketele lubjakivi tükkidele ja savile kinnituvad preissia *Preissia quadrata* rosetid.

Taimestikus kohtab ka üksikuid kaitsealuseid käpalisi: kuradi-sõrmkäppa *Dactylorhiza maculata*, halli käppa *Orchis militaris*, laialehist neiuvaipa *Epipactis helleborine* (LK III kat.), soovalku ehk ainulehist sookäppa *Malaxis monophyllos* (LK II kat.).

Pidev sammalkate puudub, tuvastatud liike iseloomustab lai ökoloogiline amplituud ja lubjalembus. Madalaid padjandeid moodustavad pungsamblad *Bryum* spp. ning puna-harjak *Ceratodon purpureus*, nendega kaasnevad harilik punasammal *Bryoerythrophylum recurvirostre*, kollakas barbula *Barbula convoluta* ja pude niithammas *Didymodon fallax*. Niiskemates lohkudes moodustab hõreda katte püstlehine kaksikhambake *Dicranella varia* ja ruderaalmaastikule iseloomulik harilik hellik *Funaria hygrometrica*, väikeste laikudena ka harilik pellia *Pellia epiphylla* ning baadeni lõhiksammal *Lophozia badensis*.

- II. Ca 1,5–2 km aktiivse karjääri piirist asendab esmakoosluse kultiveeritud 20–30-aastane männik. Väga tihedas männikus esineb paiguti arukase tukki ja üksikuid noori haabu. Põõsarindes kasvab söödavate viljadega viirpuid *Crataegus* spp., harilikku paakspuud *Frangula alnus*, kohati moodustab tiheda padriku harilik vaarikas *Rubus idaeus*, palju on mitmeid pajusid, kohati moodustab pajuvõsa tiheda alusmetsa.

Rohurinne on pidevam kui I tsoonis, kuid siingi liigivaene ja hõre, kattes kohati vaid 10–15%. Liigiline koosseis on üsna sarnane I tsooni taimestuga, siiski lisanduvad mõned metsaliigid. Ka liigilise arvukuse poolest on ala võrreldav eelmise tsooniga: registreeriti 33 soontaime- ja 19 samblaliiki.

Paiguti domineerib põldosi *Equisetum arvense*, samuti leidub ümaralehist uibulehte *Pyrola rotundifolia* ning jäneskastikut *Calamagrostis epigeios*. Vallidel võib jäneskastik moodustada kõrgemaid puhmikuid, lisanduvad mõned tuullevivad liigid, näiteks tuliohakas *Cirsium vulgare* ja kõrrelised (kerahein) ning mitmeid teisi avakoosluste liike, nt valge madar *Galium album* ja härjasilm *Leucanthemum vulgare*; samas kasvab metsadele omaseid liike – harilik lakkleht *Orthilia secunda*, harilik linnukapsas *Lapsana communis*, mets-seahernes *Lathyrus sylvestris* jt.

Kaitsealustest liikidest leiti halli käpa *Orchis militaris* (LK III kat.) kogumikke, mis on kaitstavatest liikidest siin kõige arvukam. Halli käppa kasvab hõredalt, kuid lausaliselt, kokku kindlasti sadu kui mitte tuhandeid isendeid. Vallidel kasvab ka kahelehelist käokeelt *Platanthera bifolia* ning üksikuid sõrmkäpa *Dactylorhiza* sp. vegetatiivseid isendeid.

Puistangualade servas, väljaveoteede ääres on ajutisi veekogusid, millest mõne kaldal kasvab massiliselt ka halli käppa. Leidub samuti soostunud laiike allikasoo ilmelse taimkattega, neis kasvavad raba-jänesvill *Trichophorum cespitosum*, ahtalehine villpea *Epilobium angustifolium*, kohati ohtralt pääsusilm *Primula farinosa*.

Maapinnal pidev sammalkate puudub, samblad esinevad peamiselt puude tüvealustel ning rohttaimede kõdul. Laiguti esinevad tüvealustel juuremätastel väike salusammal *Eurhynchium pulchellum*, niiduehmik *Thuidium philibertii*, juuslehtik *Cirriphyllum piliferum*. Puutüvedel kasvavad väikeste tuttidena tüvetutik *Orthotrichum speciosum*, harilik korbik *Pylaisia polyantha* ning tüve-pungsammal *Bryum capillare*. Maapinnal, niisketelt lubjakividelt registreeriti hariliku tanuka *Encalypta vulgaris* kõrval kasvamas ka LK III kategooria liik müür-nokksammal *Rhynchostegium murale*.

II tsooni idaossa jäävas 267. kvartalis asub järv ning kvartalites 247 ja 257 allikalisele madalsoole iseloomuliku taimestikuga märgala, mis mõlemad vajaksid säilitamist, võttes arvesse, et harjutusväljaku alal looduslikud kooslused valdavalt puuduvad.

- III. See on taimestiku poolest kõige vanem piirkond. Valdavad istutatud männikud, siinseal on üksikuid lehtpuusalusid arukase või lepaga (maastiku madalamates lohkudes). Põõsarindes kasvavad mõned toomingad *Padus avium*, rohustu on väga hõre, peamised liigid on selles metsmaasikas *Fragaria vesca* ja kuldvits *Solidago aurea*. Kohati on alusmetsas suure läätspuu *Caragana arborescens* tihnikuid. Tsooni idaosas esineb paiguti ka lehise *Larix* sp. domineerimist ja iseuunemist.

Puistu struktuur on siin juba välja kujunenud, kuid kultuurkooslusele iseloomulikult domineerib ühevanune puistu, puude vanus ei ületa 50 aastat. Metsa läbivad raieteed ja alal esineb mitmeid harvendusraie lanke.

Looduslik rohurinne on kujunemisjärgus. Kohata võib juba mitmeid sõnajalgu: laiuv, suga-, maarja- ja ohtene sõnajalg (*Dryopteris expansa*, *D. cristata*, *D. filix-mas*, *D. carthusiana*), isegi kattedekolda *Lycopodium clavatum* ning teisi tüüpilisi metsataimi – leseleht *Maianthemum bifolium*, harilik sinilill *Hepatica nobilis*, mets-nõianõges *Stachys sylvestris*, salu-siumari *Actaea spicata* jt. Väikeste kogumikena esines ka kuningakübarat *Moneses uniflora*, pohla *Vaccinium vitis-idea* ja laanelille *Trientalis euroapea*. Kuigi avakoosluste taimede arvukus on järk-järgult taandumas, kasvab kohati siingi ohtralt jäneskastikut *Calamagrostis epigeios*, arujumikat *Centaurea jacea* ja ohakaid *Cirsium* spp.. Niiskemates kohtades registreeriti kõdu-koralljuure *Corallorhiza trifida* (LK II kat.) kolm isendit, III kategooria liikidest suur käopõll *Listera ovata* ning hall käpp *Orchis militaris*. Viimast leidub vähe ja vaid vegetatiivselt. Ilmselt on kasvukoht muutunud sellele liigile liiga varjukaks. Segametsa laikudes leidub üksikuid isendeid sõrmkäppade perekonnast.

Ka samblarinnet iseloomustab metsasammalde üha suurenev osakaal, kuigi pidevat sammalkatet ei ole veel välja kujunenud. Suuremate laikudena kasvavad maapinnal puude varjus harilik palusammal *Pleurozium schreberi*, laanik *Hylocomium splendens* ja metsakäharik *Rhytidiadelphus triquetrus*. Kändudel esinevad palu- ja kaunis karusammal (*Polytrichum longisetum*, *P. juniperinum*), mitmed lühikupra *Brachythecium* spp. liigid ning lehiksamblaid. Vähesel kõdupuidult registreeriti ka üks tavalisemaid maksasamblaid – erilehine kammtupik *Lophocolea heterophylla*. Liikide arv on küll mõnevõrra väiksem kui eelmises tsoonis (kokku registreeriti 14 samblaliiki), kuid lühiealised akrokarpised samblad on asendunud pikaealisemate pleurokarpsete liikidega, mis viitab (metsa)koosluse stabiliseerumisele.

- IV. Harjutusvälja kagunurk – kvartalid 302, 303, 325, 326, 282, 283. See tsoon on suhteliselt madala ja hõreda taimestikuga. Domineerivad tavalised pioneerliigid – peamiselt rohttaimed, kohati esineb umbes 20 cm kõrguseid väikesi männitaimi. Alal on üksik künkas, mis on ilmselt teadlikult tasandamata jäänud; seal kasvavad üks haab ja umbes 8 m kõrgusi pajusid. Need on ümbruskonna ainukesed märgatavamad puud. Kaitsealused taimed puuduvad.
- V. Kaudtulirelvade kavandata laskeplats 5. Siin kasvab kuni 10–15 m kõrgune mets, milles domineerib arukask *Betula pendula*, leidub ka raagremmelgaid *Salix caprea* ja harilikke haabu *Populus tremula*. Muld kaasikus on tüseda huumuskihiga. Ala keskosas kasvab männikultuure, kus umbes 20-aastased puud on 10 m kõrgused. Rohurinne on siin hõre. Selles leidub tedremaranat *Potentilla erecta*, harilikku käbiheina *Prunella vulgaris*, harilikku lakklehte *Orthilia secunda*, lillakat *Rubus saxatilis*. Tsooni lõunaosas, kuuseistandikus, kasvavad 15–20-aastased puud kõrgusega 0,7 m. Kohati leidub ka kõrgemaid kuusetukki 4–8 m kõrguste puudega. Esineb üksikult haabasid ja pajusid. Rohurinne peaaegu puudub, selles valdavad harilik karutubakas *Pilosella officinarum*, põldosi *Equisetum arvense*, harilik härghhein *Melampyrum nemorosum*. Väikeses tranšees kasvab laialehist neuuvaipa *Epipactis helleborine*.

- VI. Kaudtulirelvade kavandatud laskeplats. See on 0,2–2 m kõrgune männikultuur, kus kasvab ka arukaski, papeleid ja pajusid. Osaliselt on lehtpuud välja raiutud. Rohurinde katvus on 5–15%. Ala läbib NE-SW suunas kõrgepingeliini.
- VII. Kaudtulirelvade kavandatud laskeplats 7. Ala idaservas (põhja pool tranšeed ka kaugemal lääne pool) kasvab 4–5 meetri kõrgune männikultuur üksikute pajudega (*Salix caprea*, *S. myrsinifolia*), mis põhjaosas on väga tihe, lõunaosas aga hõre. Rohustu katvus on väga väike ($<0,05$); paiguti leidub kuuse, arukase ja remmelga järelkasvu.
- Otse alale jääb I kaitsekategooria linnuliigi – väikepistriku *Falco columbarius* pesitsusterritoorium. Seetõttu ei sobi kavandatud ala laskekohaks; seda tuleks nihutada põhja või kirde suunas, näiteks järgmise tranšee taha.
- VIII. Kaudtulirelvade kavandatud laskeplats 8. Ala katab 10 meetri kõrgune tihedalt liitunud ca 20 aasta vanune männikultuur; peamise kõrvalliigina kasvanud raagremmelgad on mõne aasta eest hooldusraiega valdavalt välja raiutud. Teistest liikidest leidub veel arukaske, haaba, kuuske, paakspuud ja muid pajusid (*Salix phylicifolia*, *S. myrsinifolia*). Metsateest lääne pool on puistu märksa hõredam (liituvus 0,3), raiejälgi pole, rohurinde katvus on nagu "normaalses" metsas, maapind ei paljandu peaaegu kusagil. Suhteliselt liigirikkas rohustus domineerib jäneskastik *Calamagrostis epigeios*. Lagedamal (metsatee ääres) leidub veel mitmesuguseid niidu- ja ruderaaltaimi. Kaitsekorralduslikult olulisi liike ei tuvastatud.
- IX. Kvartalid 216, 225, osaliselt kvartalid 224 ja 231. Tegemist on kaevandamisest otseselt kõrvale jäänud männikuga, kus taimestik on toimunud olulised muutused – moodustunud on eripärane kooslus tüüpilistest rabaliikidest nagu tupp-villpea *Eriophorum vaginatum*, sookail *Ledum palustre*, küüvits *Andromeda polifolia* jt. ning lubjalembestest käpalistest. Alal leidub mitmeid kaitsealuseid liike: LK III kategooria liikidest ungrukold *Huperzia selago*, kahelehine käokeel *Platanthera bifolia*, laialehine neiuvaip *Epipactis helleborine*, hall käpp *Orchis militaris*, LK II kategooria liikidest kaunis kuldking *Cypripedium calceolus*. Tegemist on teaduslikus mõttes huvitava kooslusega ja ka esteetiliselt kaunite liikidega, mistõttu soovitame selle ala jätta puutumata.

Ajutised veekogud teede servades on pikemat või lühemat perioodi veega täitunud ning seega on neis kohati välja kujunenud kaldakooslused. Veesisestest taimeliikidest on kõige sagedasem järvkaisel *Schoenoplectus lacustris*, laiguti esineb ka harilikku konnarohtu *Alisma plantago-aquatica*. Nõrgalt soostuvatel kaldaservadel laiub harilik pilliroog *Phragmites australis* ja laialehine hundinui *Typha latifolia*, väikeste kogumikena kasvavad soo-õisluht *Triglochin palustre*, ädalalill *Parnassia palustris* ja soo-kuuskjalg *Pedicularis palustris*. Paiguti esineb soo-neiuvaipa *Epipactis palustris* (LK III kat.). Sammaldest leidub vaid preissia *Preissia quadrata* rosette ja hõreda roheline muru moodustab niiskel liivasel püstlehine kaksikhambake *Dicranella varia*.

Sirgala loomastikku on inventeeritud E. Leibaku (ELF) poolt peamiselt ornitofauna seisukohast, lisainfo pärineb M. Pensalt Ida-Virumaa Linnuklubist. Kvartalite-eraldiste numeratsioon on esitatud endise Vaivara metskonna 1995.a. metsakorralduse andmete järgi.

Võrreldes ümbritsevate Alutaguse metsade ja võsastike linnustikuga on harjutusvälja tasandatud ja metsastatud põlevkivipuistangute linnustik ootuspäraselt liigivaene. Ala põhjaosas (tsoon III), mida katab ligi 10 m kõrgune männikultuur, valdab metsvindi–salu-lehelinnu–metskiuru kooslus. Arvestades männipuistute lausalist domineerimist, pole ime, et looduslikes metsades tavalisemate hulka kuuluvad mets-lehelind, mustpea-põõsalind ja laulurästas on harjutusväljal õige vähearvukad. Puistu noorusega seostub tihaste ja rähnide peaaegu täielik puudumine; saakloomade nappuse tõttu on väga kesine ka röövlinnufauna. Kaitsekorralduslikult olulistest liikidest leidub siin tetre, öösorri, nõmmelõokest, *M. Pensa* andmeil ka metsist.

Ala keskosa madala puistuga, harvikuga või põõsasjate mändidega taimekoosluses (II tsoon) on põhilisteks lindudeks, lisaks salu-lehelinnule ja metskiurule, veel talvike, pruunselg- ja väikepõõsalind jm. kõige tavalisemad liigid. Kaitsekorralduslikult olulistest liikidest võib mainida väikepistrikku, öösorri ja nõmmelõokest. Selle ala suurimaks zooloogiliseks väärtuseks ongi I kategooria kaitsealuse väikepistriku pesitsemine. Kuna konkurentsi teiste (hiiretoiduliste) röövlindudega pole, asustab väikepistrik piirkonda mitme paarina. 2005. a. tuvastati üks paar Viivikonna ja üks paar Narva kaeveväljal, kolmas territoorium võib olla Sirgala kaevevälja (harjutusvälja) lääneservas, läänepoolseima tupik-väljaveotee ääres. 2004. a. leiti pesakond just Sirgala kaeveväljalt.

Välja lõunaosa "sekundaarsete alpi aasade" (I tsoon) linnukoosluse moodustavad peamiselt sookiur, põldlõoke ja kivitäks.

Noorte puistute liigivaest ja üksluist linnukooslust ilmestavad veidi harjutusvälja veesilmade liigid. Olulisemad veekogud on välja põhjaosas (nn. Presidendi järv kvartali 209 eraldises 11 ja teised tehisjärved kvartaleis 210, 211, 213 ja 215), edelaosas (lääne poolt 2. väljaveotee ääres kvartaleis 234 ja 251), lõunaosas (vastu Eesti Põlevkivi uut ida-läänesuunalist väljaveoteed, vanade põhja-lõunasuunaliste väljaveoteede uppunud lõunaosades, kvartaleis 295, 296, 281–282 ja 283) ning kaguosas (järv kvartali 167 eraldises 4; veesilm piki idapoolseimat väljaveoteed). Partlastest on tavalisemad sinikael-part ja sõtkas, kurvitsalistest vihitaja ja kalakajakas. Võrreldes näiteks Narva kaeveväljale jääva Putki veesilmaga või ka Sirgala karjääri endise kontori taguse alaga on siin kurvitsaliste liike üldiselt vähem. Peaaegu täielikult puuduvad veekogude ja/või märgaladega seotud värvulised.

Varasemate andmete põhjal võis eeldada, et alal leidub ka kaitsekorralduslikult olulisi põldtsiitajat, vööt-põõsalindu, täpikhuiku ja nõmmekiuru. 2005. a. välitöödel selgus, et kaks esimest liiki (tuvastati 1995. a.) olid seotud põlevkivi kaevandamise eelsel maa raadamisel tekkinud lageda või põõsastunud alaga; puistangutel need liigid puudusid ja puuduvad nüüdki. Täpikhuik tuvastati samuti 1995. a. Sirgala kaevevälja lääneosa kanalil, mis praeguseks on jäänud kaevandamise alla ning pole enam säilinud; küll aga pesitseb täpikhuik harjutusvälja vahetus läheduses, näiteks Narva karjääri kontori juurde viiva maantee ääres. Lahtist liivapinnast eelistavale nõmmekiurule puistangualad nähtavasti siiski ei sobi – tema lähim teadaolev pesitsuspaik asub kümme kilomeetrit lääne pool, Pannjärve liivakarjääris.

Kahepaiksetest registreeriti kärnkonn *Bufo bufo* (koevad põhjaosa tehisjärvikutel) ja tiigikonn *Rana lessonae*; roomajaist rästik *Vipera berus*. Imetajatest kohati karu *Ursus arctos*, valgejännest *Lepus timidus*, määramata käsitiivalist (ilmselt põhja-nahkhiir *Eptesicus nilssonii*) ning registreeriti põdra *Alces alces* ja metssea *Sus scrofa* tegevusjälgi. Pisiimetajaid ei uuritud, kuid

nende ootuspärasest vähesusest (pinnas!) annab tunnistust hiiretoiduliste röövlinuliikide puudumine harjutusalal.

Üldiselt võib tõdeda, et lindude (küllap ka kõigi selgroogsete) seisukohast harjutusvälja rajamiseks Sirgala metsastatud puistangutele vastunäidustusi pole. Vaid mõnel juhul tuleb pisut muuta kavandatud planeeringut (eriti kaudtulirelvade laskekoha nr. 7 osas).

Kokkuvõtvasse Sirgala harjutusvälja linnustiku liikide nimistusse on hõlmatud üksnes harjutusväljal s.str. ja kaudtulirelvade kavandatavates laskekohtades tuvastatud linnuliigid. Harjutusvälja puhveralade loodusliku pinnasega metsade, Mustajõe kanali ja endise Sirgala karjääri kontori ümbruse linnud (keda liigiliselt on märksa enam) on siit selguse huvides teadvalt välja jäetud. Nimistus kasutatud lühendid: H – haudelind, H? – võimalik haudelind, T – toitekülaline, J – juhukülaline jm. mittepesitsev. **Poolpaksus kirjas** on esitatud kaitsekorralduslikult olulised liigid (Euroopa Liidu linnudirektiivi lisa I liigid, Eesti Vabariigis kaitstavad liigid, Punase raamatu liigid jne.), kui nad on harjutusväljaga püsivalt seotud.

1. Viupart (*Anas penelope*) - H?
2. Piilpart (*Anas crecca*) - H?
3. Sinikael-part (*Anas platyrhynchos*) - H
4. Sõtkas (*Bucephala clangula*) - H
5. Jääkoskel (*Mergus merganser*) - H?
6. Väikepistrik (*Falco columbarius*) - H
7. Lööpistrik (*Falco subbuteo*) - J/T
8. Teder (*Tetrao tetrix*) - H
9. Metsis (*Tetrao urogallus*) - H?
10. Kiivitaja (*Vanellus vanellus*) - H
11. Metskurvits (*Scolopax rusticola*) - H
12. Heletilder (*Tringa nebularia*) - T
13. Metstilder (*Tringa ochropus*) - H?
14. Vihitaja (*Actitis hypoleucos*) - H
15. Veetallaja (*Phalaropus lobatus*) - J
16. Kalakajakas (*Larus canus*) - H
17. Hõbekajakas (*Larus argentatus*) - H
18. Kaelustuvi (*Columba palumbus*) - H
19. Kägu (*Cuculus canorus*) - H
20. Öösorr (*Caprimulgus europaeus*) - H
21. Nõmmelõoke (*Lullula arborea*) - H
22. Põldlõoke (*Alauda arvensis*) - H
23. Kaldapääsuke (*Riparia riparia*) - T
24. Suitsupääsuke (*Hirundo rustica*) - T

25. Räästapääsuke (*Delichon urbica*) - T
26. Metskiur (*Anthus trivialis*) - H
27. Sookiur (*Anthus pratensis*) - H
28. Linavästrik (*Motacilla alba*) - H
29. Vösaraat (*Prunella modularis*) - H
30. Punarind (*Erithacus rubecula*) - H
31. Ööbik (*Luscinia luscinia*) - H
32. Lepalind (*Phoenicurus phoenicurus*) - H
33. Kivitäks (*Oenanthe oenanthe*) - H
34. Musträsta (*Turdus merula*) - H
35. Vainurästa (*Turdus iliacus*) - H
36. Rästa-roolind (*Acrocephalus arundinaceus*) - H
37. Väike-põõsalind (*Sylvia curruca*) - H
38. Pruunselg-põõsalind (*Sylvia communis*) - H
39. Aed-põõsalind (*Sylvia borin*) - H
40. Mustpea-põõsalind (*Sylvia atricapilla*) - H
41. Mets-lehelind (*Phylloscopus sibilatrix*) - H
42. Väike-lehelind (*Phylloscopus collybita*) - H
43. Salu-lehelind (*Phylloscopus trochilus*) - H
44. Hall-kärbsenäpp (*Muscicapa striata*) - H
45. Must-kärbsenäpp (*Ficedula hypoleuca*) - T
46. Sabatihane (*Aegithalos caudatus*) - H
47. Sinitihane (*Parus caeruleus*) - J
48. Põhjatihane (*Parus montanus*) - H
49. Tutt-tihane (*Parus cristatus*) - H?
50. Hallõgija (*Lanius excubitor*) - J
51. Pasknäär (*Garrulus glandarius*) - H
52. Harakas (*Pica pica*) - H
53. Ronk (*Corvus corax*) - H
54. Metsvint (*Fringilla coelebs*) - H
55. Ohakalind (*Carduelis carduelis*) - T
56. Siisike (*Carduelis spinus*) - H
57. Kanepilind (*Carduelis cannabina*) - H
58. Karminleevike (*Carpodacus erythrinus*) - H
59. Talvike (*Emberiza citrinella*) - H.

Kommentaariid harjutusvälja objektide kohta lähtudes Kaitseväe Logistikakeskuse poolt koostatud dokumendist "Kavandatava Sirgala harjutusvälja objektide lühiiseloostus ja nende kasutamise põhimõtted" (Kutsar, Ruul, 2020):

- a) Ehkki harjutusvälja taimekooslused on kõik sekundaarsed, on nende hulgas vähemalt üks teatavat väärtust omav – kvartaleid 247, 257 ja 256 läbivasse endisesse väljaveotranšeesse kujunenud allikasoo, mille toide on ilmselt seotud kvartalis 267 paikneva järvega. Soovitame selles tranšees **teed (alates kvartalist 266 kuni kvartali 248 läänepiirini) mitte taastada ega kasutusele võtta**. Praegu on ligipääs tranšeele lõunast (kvartalis 266) suletud ja nii see võiks jääda.
- b) Harjutusvälja looduslikult kõige käpalisterohkemasse ja ka maastikuliselt kaunimasse ossa – kahele poole kvartalis 267 asuvast järvest – on kavandatud granaadiheitkohad, mille puhul "ala peab olema lage, metsamaa puhul tuleb teostada raadamine". Seda kava tuleks veel tõsiselt vaagida; ehk oleks võimalik granaadiheitkohad üle viia mõnele juba praegu lagedale alale. Paiga väärtust suurendab asjaolu, et siit ida pool (kvartaleis 258 ja 276) paikneb tehismaastiku asemel juba looduslik mets.
- c) Harjutusvälja põhitüki objektid on planeeritud arvestusega, et sihtmärgiala asub ala põhjaosas ning tulistatakse – kui mitte arvestada kaugtuli relvi – lõuna ja kagu suunast. Sel paigutusel näib siiski olevat rida küsitavusi:

* keskkonna-alane: sihtmärgialaks tuleb raadata 600-hektariline ala juba välja kujunenud ja liitunud puistus, samas kui laskekohad asuvad madalates metsakultuurides või praktiliselt lagedal;

* logistiline: juurdepääsuteed laskeväljadele ja ka paiknemisalale läbivad sihtmärgiala või lõhkamispaiga. Kohapealset reljeefi arvestades kujuneks uute juurdepääsuteede massiline rajamine väga kalliks ettevõtmiseks;

* humaanne: on arusaadav, et isikkoosseisu paiknemisala asub laskevälja vahetus läheduses, kuid praeguse paigutuse juures on selleks kavandatud taimestumata lagendik, kuhu valdavate lõunatuultega kandub rohkesti põlevkivi vedavate hiidkallurite teetolmu.

Eelnevat arvestades **soovitame "pöörata" objektid ümber**. Laskeväljad võiksid asuda harjutusvälja põhjaosas, paiknemisalana saaks osaliselt kasutusele võtta endise Sirgala karjääri keskuse hoonestu ning sihtmärgiala võiks paikneda harjutusvälja lõunaosas, kuhu avaneks vaade ka Mustajõe kanali äärde püstitatud vaatetornist. Eesti Põlevkivi ei tohiks neile lähemal toimuvad plahvatused kuigivõrd heidutada, sest lõhkamised on ka karjäärides igapäevased.

Arvestades punktis b esitatut, võiks objektid paigutada ka selliselt, et kahurite laskeala (nr. 4) jääb umbes praegusesse asupaika, laskeväli (nr. 3) paigutuks sama tranšee põhjaossa (praeguse nr. 12 asemele) või selle läänepoolse naabertranšee äärde ning sihtmärgiala paikneks harjutusvälja lääneosas, laskealadest samasugusel kaugusel kui praegu

kavandatud skeemi puhul. Lasketiirude ja lõhkamispaikadena saaks siis kasutada keskmiste väljaveotranšeede lõunaosi (soovitavalt tupikuga lõppevaid).

d) Kavandatava lasketiiru puhul tuleks silmas pidada seda, et praegu on ligipääs sellesse tranšeesse ülejäänud harjutusvälja teedelt kahekordselt tõkestatud (kaks valli kvartali 219 lääneservas).e) Perspektiivsel transpordiõppeväljakul (nr 11; kvartalid 302 ja 303) ei toimu kaevandamist juba praegu – tegemist on lagedate tasandatud puistangutega, kuid ala läbivad igapäevaselt kasutatavad põlevkivi-väljaveoteed. Kavandatud paigutuse ilmseks puuduseks on eraldatus ülejäänud harjutusalast Eesti Põlevkivi Viivikonna–Mustajõe karjääri peamise väljaveoteega, mis jääb kasutusele veel aastakümneks ning millelt põhja poole (harjutusala põhitükile) suunduvad teed on läbi lõigatud. Transpordiõppeväljakuks sobiva, samasuguste tingimustega koha leiab harjutusvälja põhitüki lõuna- või edelaosast.

f) Lisaks mainitud objektidele võiks kaitsevägele spetsiaalseteks õppusteks huvi pakkuda ka maastik tasandamata jäetud puistangutega (kvartalis 205 ja selle ümbruses), samuti endise Sirgala karjääri keskuse hoonestik linnalahingute harjutamiseks analoogiliselt Tallinna Lihakombinaadi endiste varemete kasutamisele.

Kokkuvõtvalt tuleb rõhutada juba väljakujunenud vana metsa elupaikade väärtust, nende raa-damisse tuleb suhtuda äärmiselt kriitiliselt ja võimaluse korral seda igati vältida.

9 Põlevkivikarjääride korrastamise kaasaegsed seisukohad

Põlevkivi kaevandamine on Ida-Virumaal kestnud juba üle 90 aasta ja kaevandatud alade rekultiveerimine ligi 50 aastat, kuid seni pole piisavalt tähelepanu pööratud küsimusele, kuivõrd on kaevandus- ja tööstusmaastike taaskasutamise ning tehnilise ja bioloogilise rekultiveerimise käigus peetud silmas maastikku kui tervikut. Maastikuökoloogiliseks kõige olulisemaks eesmärgiks peaks siin olema maastike heterogeensus, milles kooslused ja nende võrgustikud toetavad bioloogilist mitmekesisust, suurendavad liigirikkust ja liikide elujõudu.

Seadusandlus nõuab maade taaskasutatavaks muutmist kaevandusloas määratud sihtotstarbel. Nõukogudeaegsetes karjääride rekultiveerimise juhendmaterjalides olid küll maastikulise lähenemise alged olemas, kuid uuenduslik maastikuideoloogia jäigi vaid paberile.

Valdavad jätkuvad monofunktsionaalsed taastamisprojektid, metsastamine koos vältimatute hüdrotehniliste ja infrastruktuuri lisadega (Sepp jt., 2010). Seega on kujunenud olukord, kus endiste taimekoosluste (niisked segametsad, palumetsad, soometsad ja rabad) asemele on kaevandamise järgselt, eelkõige metsamajanduslikest kaalutlustest lähtuvalt, rajatud ulatuslikke männiistandusi. Arvestamata on jätetud muud tänapäeva keskkonnakaitses olulised küsimused, eelkõige elupaikade mitmekesisus ja biodiversiteet, mille kaitsmise kohustuse on Eesti endale võtnud allkirjastades bioloogilise mitmekesisuse säilitamise konventsiooni (Convention..., 1992).

Kaasaegseid maastikukujundamise põhimõtteid silmas pidades tuleb lahendada probleeme tervikuna, tagades territooriumide

- produktiivsuse säilitamise või suurendamise,
- sanitaar-hügieeniliste tingimuste parandamise,
- kujundamise vastavalt funktsionaalsetele ja esteetilistele nõuetele; Eestis ainulaadsete maastike (looduslike komplekside) säilitamise (Sepp jt., 2010).

Rekultiveeritud maad ja neid ümbritsevad alad peavad kujutama optimaalselt organiseeritud ja ökoloogiliselt tasakaalustatud maastikku, mis seondub orgaaniliselt ümbritsevasse keskkonda. Arvestades põlevkivikarjääride ümbruskonna maa-alade iseloomu, on eelistatavaks rekultiveerimissuunaks metsastamine, eesmärgiga saada tulundusmetsi. Samas peab rekultiveerimisel maade täielikumaks kasutamiseks ja ühiskonnasõbralikuma keskkonna saamiseks peale metsamajandusliku tähtsuse silmas pidama ka teisi väärtusi – valdavalt vee- ja puhkemajanduslikke.

Planeeritud maastiku mitmekesisuse näitena võib tuua 1970. aastatel Viivikonna karjääris kujundatud Vesiloo järve ning teisi väiksemaid tehisjärvi, mida kohalik elanikkond kasutab aktiivselt puhke- ja supluskohtadena, samuti kalastuskohtadena, mis omakorda annab tunnistust välja kujunenud sobivatest elutingimustest floorale ja faunale (Viil, 2011).

Ammendatud karjäärialade maastikuarhitektuurilisel kujundamisel tuleb lähtuda selle piirkonna pinnavormidest, mis on kujunenud tuhandete aastate jooksul looduslike tegurite mõjul (Sepp jt., 2010). A. Niine (1965, 1969) arvates on Kirde-Eestile iseloomulikud laugjate nõlvadega vallseljakud. Seega peaks tasandatud alade reljeef olema kohati lainjas (Kaar jt., 1971).

Karjäärimaastike rekultiveerimisel on soovitatav iga 2–3 ruutkilomeetri kohta rajada veekogu. Kaevandamise tehnoloogiast tulenevalt on suuremad veekogud (veega täitunud väljaveotransšeed) pikad ning kitsad, kõrgete püstloodsete nõlvadega. Nende kujundamisel tuleb tasandada-puhastada põhi ning planeerida nõlvad laugemaks. Kohati tuleks kujundada suhteliselt kõrge- maid pinnavorme, nn vaatepunkte. Veekogude kallaste ilmestamiseks ning reljeefi vormide rõ- hutamiseks on sobiv kasutada lehtpuu- ja pöösaliike (Kaar jt., 1971).

Mida liigendatumad on veekogude kaldad, seda paremini sulanduvad kujunevad tiigid/lombid ja järved ümbritsevasse loodusesse. Lisaks kaldajoone loogelisele kulgemisele ja poolsaarte olemasolule mitmekesisustavad maastikupilti erineva suuruse ja kujuga saared. Eluslooduse sei- sukohast tuleks ebakorrapärase kujuga saari eelistada ümmargustele (Buttleman, 1992). Liigen- datud kaldajoonega ja erineva sügavusega veekogud loovad võimaluse ala asustamiseks erine- vatele elustikurühmadele. Veekogude madalamates osades tekkiv taimestik pakub tingimusi toitumiseks, sigimiseks ja varjumiseks kahepaiksetele, kiilidele, kaladele ja lindudele.

Enamik mageveeliike saavad asustada veekogu madalveelisi osi, mille nõlvnurk on ligikaudu 1:10. Veekogus talvituvate loomade jaoks on oluline, et vesi ei külmuks põhjani, selleks peaks veekogu minimaalne sügavus olema vähemalt 1–1,5 meetrit. Suurematel saartel võiks olla nii taimestunud kui ka lindudele pesitsemiseks sobivaid kamardumata alasid. Eduka pesitsemise eelduseks on saare piisav isoleeritus veekogu kaldast, et pesitsusajal ei pääseks saarele rebased, kährikud ja teised kiskjad. Samuti peaks valdav osa saarest jääma võimalikust veetaseme tõu- sust tingitud üleujutustest puutumata, et vältida munakurnade hukkumist. Lindudele pesitsus- tingimuste loomiseks võib veekogule paigaldada ka ankurdatud tehissaarekesi.

Kuna veekogud on kasutusviisist sõltumata silmapaistvateks maastikuelementideks, tuleb nende kujundamisel silmas pidada sobitumist ümbruskonnaga. Tehislikud veekogud on sageli sirgete külgede ja järskude nurkadega, nõnda ka enamik karjääride kaevandamise käigus tekki- vaid veekogusid. Niisugused veekogud jäävad isegi pärast karjääride korrastamist looduses võõrkehadeks. See-eest ümbritsevasse maastikku sulanduvad veekogud tõstavad ala potent- siaali kujuneda puhkealaks. Samuti on suurematel järvedel, kuhu asustatakse või looduslikul viisil asuvad elama kalad, perspektiiv saada kalastuskohtadeks.

Veepinna võimalikust kõikumisest lähtuvalt on võimalik luua erineva niiskusraamiga elupai- kasid, mis võimaldavad tagada suurema bioloogilise mitmekesisuse nii taime- kui loomaliikide poolest (Kalberg jt., 2017)

Teisalt, kui veekogu tekib karjääri pärast kaevandamise lõpetamist, tuleb tavaliselt enne eemal- dada karjääri põhjale kasvanud (puit)taimestik, soovitatavalt koos mullaga, kuna kõdunev taimne mass halvendab vee kvaliteeti. Samas näiteks kaladele varjumiskohtade ja koelmute loomiseks võib puittaimestiku jätmine või puuvõrade uputamine veekogu põhjale olla teatud ulatuses isegi vajalik. Olenevalt veekogu edasisest sihtotstarbest võib veetaimede kasv olla soovitatav (näiteks puhkemaastiku elemendiks või liigirikkaks veekoguks kujundamisel) või mitte (näiteks ujumis-, veevõtu- või veesportlikohaks kujundamisel). Veetaimestiku kujunemist pärssivad astringud, püstised ja järsud nõlvad ning sügav vesi (Timm jt., 2017).

Kehtiva regulatsiooni kohaselt peab karjääri rajatava veekogu valdav sügavus olema >2 m, luues seejuures madalamaid alasid veetaimestiku arenemiseks. Sügavusenõue ei kehti juhul,

kui see ei taga veekogu sihtotstarbelist kasutamist (nt kahepaiksete sigimiseks rajatavad väikeveekogud).

Madalad väikeveekogud (lombid, loigud, tiigid) on sageli ajutised. Siiski ei ole alati otstarbekas neid alasid hakata kraavidega kuivendama või pinnasega täitma. Madalad – nii alalised kui ka ajutised – veekogud ja märgalad pakuvad elupaiku väga paljudele, sealhulgas haruldastele, ohustatud ja kaitsealustele liikidele.

Ajutiste veekogudega märgadel aladel moodustuvad taimestiku ja ka muu elustiku kooslused oluliselt kiiremini kui kuivades kohtades. Sügavamatel ja suurematel veekogudel võib samal ajal kujuneda mitu funktsiooni ja inimesed saavad neid kasutada mitmel viisil. Kavandades veekogu teatud viisil kasutusse võtmist, tuleks lähtuda eelkõige piirkonna looduslikest tingimustest; näiteks piirkondades, kus ujumiseks sobivaid veekogusid ei ole, saab luua supluskohti. Karjäärides, kus looduslik veepide puudub ja põhjavee tase on sügaval, ei ole otstarbekas hakata veekogu rajama.

Veekogu kujundamisel tuleks lähtuda tema sobitumisest ümbritsevasse keskkonda. Looduskaitsealustele liikidele sobivate tingimuste loomise üle otsustamisel tuleb arvestada korrastamislahendi jätkusuutlikkuse tagamisega ja korrastatud objekti järelhoolduse finantseerimise ning korraldamise vajadusega. Madalates veekogudes areneb viljaka pinnase korral küllalt kiiresti veetaimestik, mis on elupaigaks nii vee selgrootutele kui ka kaladele ja lindudele. Teisalt takistab veetaimestik inimesel teatud juhtudel (nt suplemiseks) veekogude kasutamist (Rammul jt., 2017).

Mõned veekogude kasutusviisid, nt veevõtukohad kastmiseks, tuletõrje otstarbel või kunstlume tegemiseks, ei tingi veekogule esitatavaid erilisi nõudeid. Piisab sellest, et veevõtukohas oleks veekogule tagatud juurdepääs, et veekogu oleks piisavalt sügav, et selles leiduks vajalik kogus vett, mille kvaliteet vastab sihtotstarbelisele kasutamisele. Ujumis- ja supluskoha puhul lisanduvad erinõuded suplejate ohutuse tagamiseks.

Kaevandus- ja tööstusmaastike osas on arukas alles hoida maastikukuvandis domineerivad elemendid, nt aherainemäed, kaevandustornid ja tööstusrajatised. Säilitada tuleb need maastiku elemendid, mis kõige ehedamalt kajastavad piirkonna tööstusajalugu. Aherainemäed ja karjäärid sobiksid eelkõige suuremate rekreatsioonialade, parkide, matkaradade ja teemaparkide rajamiseks ning seiklusturismi arendamiseks (Sepp jt., 2010).

16. märtsi 2016. a. otsusega kinnitas Riigikogu „Põlevkivi kasutamise riikliku arengukava 2016–2030“ ja Vabariigi Valitsuse korraldusega 06.10.2016 nr 327 võeti vastu selle rakendusplaan. Arengukava esmaseks strateegiliseks eesmärgiks on põlevkivi kaevandamise efektiivsuse tõstmine ja negatiivse keskkonnamõju vähendamine. Arengukava rõhutab kaevandamisega muudetud maa-ala maastikulise korrastamise olulisust. Korrastatud ala pinnavormid ja veekogud peavad olema looduslähedased, veerežiim peab vastama maa kasutamise sihtotstarbele, korrastatud ala ei tohi olla inimesele ohtlik. Mõiste 'keskkond' all käsitletakse arengukavas laiemalt nii loodus-, majandus-, kui ka sotsiaalset keskkonda, mis on omavahel tihedalt seotud. Arengukavas esile toodud järgmised probleemid:

- küllaldaselt ei ole rakendatud võimalusi tingimuste loomiseks senisest mitmekesisema eluslooduse taastumiseks korrastatud aladel,

- allmaakaevandamise mõju avaldub pikema aja jooksul, selle ulatust ja mõju konkreetsetele elustikurühmadele on raske prognoosida,
- allmaakaevandamise mõju uurimine on kallis ja pikaajaline protsess ning nõuab keeruliste probleemide lahendamist,
- puistangute taimestamiseks kasutatakse võõrliike, mis meie loodusesse ei sobi,
- kaevandatavatel aladel asenduvad looduslikud veekogud tugevasti muudetud või tehisveekogudega, kaovad algsed vee-elupaigad. Suureneb sulfaatiooni ja heljumi sisaldus kaevandusvee eesvooludes. Põlevkivimaardla paljude pinnaveekogumite hea seisundi või hea ökoloogilise potentsiaali saavutamine on lähemal ajal küsitav,
- põhjavee taseme alanemine mõjutab kaevandamisala läheduses olevaid veest sõltuvaid ökosüsteeme, mis Ida-Virumaal on üldjuhul märgalad.

Erinevate autorite poolt on juhitud tähelepanu ka sellele, et peenese raskema mehhaanilise koostise puhul on soovitatav puistanguid tasandada osaliselt või nende tasandamisest koguni loobuda. See võimaldaks säilitada pinnase filtratsiooni, paremat aeratsiooni jne. ning looks ühtlasi rohkem erisuguse mikrokliimaga paiku (Vaus, 1970).

2006. a. Saar Polli poolt läbiviidud turu-uuringu kohaselt Ida-Viru maakonna elanikud ootavad, et tööstuslikult ammendatud piirkondade maastik oleks vähemalt samaväärne kaevandamiseel-sega. Peale selle tuleks nendele maastikele uute kasutusviiside leidmisel rohkem arvesse võtta kohalike omavalitsuste ja elanike huvisid ning töötada maastike korrastamise jälgimiseks välja efektiivsem järelevalvesüsteem (Metsaots, 2019).

Tõhusaks meetmeks sotsiaalsete ning majanduslike raskuste leevendamiseks piirkondades, kus tööstuslik tootmine on vähenenud või lõppenud, on tööstuspärandi väärtustamine ja sellele uute kasutusviiside leidmine. Tööstusturismi kaudu elukeskkonna parandamine on perspektiivikas abinõu ja muutub kogu maailmas, sh Eestis üha populaarsemaks (Metsaots *et al.*, 2011; Metsaots, 2019).

Mõnedes kohtades võivad puistangud korrastamiseks olla raskesti ligipääsetavad. Need on puistangud, mille pinnal (harjade vahel) paiknevad laiad alad hea voolavusega kuivamata savi-materjalidest ja kus ei ole piisavas koguses kõvasid kivimeid ekskavaatoritele ning buldooseri-tele püsivate trasside ja tööpindade rajamiseks. Niisuguste jaoskondade tasandamine on seotud suurte kulutustega ja ohuga nii seadmetele kui meeskonnale. Seetõttu võiks need alad jätta met-sastamiseks tasandamata, st sellisesse seisukorda, nagu need jäid peale katendi teisdaldustööde tegemist. Seesugused alad ei moodusta rohkem kui 5% karjäärade kogu korrastatavast pindalast (Viil, 2011).

Puude ja põõsastega karjäärides, mille territooriumil või lähiümbruses leidub ka avamaastikku, tekivad elupaigad nii metsa- kui ka avamaastiku liikidele. Liigirikkust suurendab veekogude olemasolu karjääris või selle ligiduses. Kaldataimestikuga karjääriveekogudes leiavad elupaiga erinevad vee- ja roostikulinnud. Suuremates karjäärides saab elupaikade mitmekesisust edenda-da, rajades erineva sügavuse ja kaldaprofiiliga suuremaid ja väiksemaid veekogusid. Väikse-mad ja laugete kallastega veekogud sobivad kahepaiksetele, suuremad ja sügavamad aga kala-dele. Lindudest kasutavad madalaid veekogusid toitumispaikadena näiteks tutt-, hallpõsk- ja

sarvikpütid, kajakad ja tiirud, kahlajad, haigrud ja ujupardid, sügavamaid veekogusid aga sukelpardid, nagu tuttvart ja sõtkas.

Maastiku kujundamisel tuleks vältida üksluisust – Eesti oludes näiteks sageli esinevaid sirgete servadega ühtse reljeefiga lahendusi, kuhu on rajatud monokultuurne puistu. Maastiku esteetilisuse seisukohast on oluline selle mitmekesisus, seda nii reljeefi, taimestiku, üksikelementide (teed, puud, ehitised jms) osas. Haljastuse ja/või küngastega saab vaateid sulgedes maastikku liigendada selliselt, et luuakse illusioon eraldatusest, maastikus liikudes aga vaated ja nende ulatus muutuvad. Psühholoogid on kindlaks teinud, et inimestele meeldib enam poolavatud maastik – maastikku inimtegevuseks kavandades tuleb ka seda põhimõtet järgida. Kujunduskontseptsioonist lähtuvalt võib pinnavormis sulanduda olemasolevasse või vastanduda olemasolevaga – oluline on põhjendus, miks selline lahendus valitakse. Ei ole üldvalemit, kas hea on auk või hea on künkas – kõik on koha- ja eesmärgipõhine.

Olukorras, kus korrastatav karjäär paikneb tihedalt asustatud piirkonnas või osa karjäärist on kavandatud põllumajandusmaaks, soovitatakse karjääriveekogu ümber rajada kõrghaljastusega puhvervöönd või luua soodsad tingimused haljastatud puhvervööndi tekkimiseks. Rajatava haljasvööndi laius peaks olema vähemalt 50 m. Selline haljastatud roheala tõstab korrastatava karjääri looduslikku väärtust, toimides samas ümbritsevalt maalt ärajuhitava/voolava sademevee eelpuhastina (Rammul jt., 2017).

Nõlvade kujundamisel veekogu rannalaks tuleb tagada, et selle kasutamine oleks võimalikult mugav ja ohutu. Seetõttu tuleb hoiduda rannaala katmisest mullaga, et seal ei hakkaks vohama umbrohi ja võsa. Vajaduse korral võiks kivise pinna katta liivakama materjaliga. Ranna rajamisel peab selle nõlvus olema materjali püsinõlvusest laugem – olenevalt objekti võimalustest, mitte suurem kui 1:5. Veealuses osas peab laugus olema tagatud vähemalt 2 m sügavuseni minimaalsest veetasemest. Rannaala asukoha valimisel on soovitatav eelistada karjääri päikesele avatud nõlvu.

Järskude ja püstsete nõlvade ülemisel pervel ja veekogude ääres asuvad teed peavad olema ohtliku külje pealt ääristatud tõkkega. Selleks võib kasutada pinnasvalli või kive. Tõkete kõrgus tuleb valida objekti järgi selliselt, et nad oleks hoomatavad, kuid tagaks vajaduse korral ka inimeste ohutuse ja sobituks visuaalselt keskkonda. Tõkete iseloom peab vastama tõkestatavale tegevusele. Inimestele hõlpsasti ligipääsetavates ja tiheda käidavusega kohtades tuleb eelistada pidevat piiret. Autodele tuleb rajada parkla; nende otsene juurdepääs veekogule peab olema tõkestatud vähemalt 0,7 m kõrguse valliga, ehk vähemalt 0,4 m läbimõõduga kivide või muu piirdega. Ühe veovahendi parkimiskoha pindalaks võib arvestada 12,5–15,0 m² (Rammul jt., 2017).

Tihti on taimestamisel kasutatud liike, kes küll katavad kiiresti maapinna, kuid ei sobi kasvukohale pikemas perspektiivis. Nende hulgas on kasutatud ka võõrliike (nt astelpaju, palsamipappel), kes võivad oma kiire leviku ja ökoloogilise eripäraga nii karjääri kujunevaid kui ka ümbritsevaid kooslusi oluliselt negatiivselt mõjutada. Pikas perspektiivis on kõige odavam kujundada kaevandamise käigus tekkinud kasvukohatüübile omaste liikidega kooslus. See võib esimestel aastatel osutada küll veidi kallimaks, sest esiteks pole vajalikke seemnesegusid alati saada või on nende spetsiaalne korjamine valmissegust kulukam. Samas hoiab see ära hilisemad kulutused koosluse edasisel kujundamisel.

Liikide arvu suurendamine ei peaks olema maa-ala korrastamisel omaette eesmärk. Mõistlik on aga eristada, millised liigid on eelistatud ja milliste tulek taunitud. Võib kaaluda lihtsate kategooriate määratlemist – näiteks rohumaa- ja metsaliigid on üldjuhul soositud, samas kui rudeaal- ja võõrliikide paljunemist püütakse takistada (Prach & Hobbs, 2008). Oskuslik ja piirkonna maastikule iseloomulikke kooslusetüüpe ja eluslooduse mitmekesisust arvestav bioloogiline korrastamine võib oluliselt panustada ka looduskaitse eesmärkide saavutamisse. Näiteks kui kujundada karjäärast elupaik piirkonnas ohustatud liikidele, aitab see oluliselt kaasa elurikkuse säilimisele nii piirkondlikul kui ka riigi tasandil.

Taimestiku hoolikal taastamisel luuakse võimalus tasakaalustatud ja elujõulise ökosüsteemi kujunemiseks, mis suurendab ala väärtust nii esteetiliselt kui ka järelkasutuse alternatiivide poolest (Heikkinen *et al.*, 2008). Asjatundlikult ellu viidud bioloogiline korrastamine aitab vähendada valdavaks kujunenud arusaama, et kaevandamine mõjub elustikule ainult negatiivselt.

10 Ettepanekud elupaikade ja liigilise mitmekesisuse suurendamiseks

Ammendatud põlevkivikarjääride korrastamise ja rekultiveerimise probleemidest ning nende soovitatavast lahendamisest kokkuvõtliku ülevaate saamiseks on alljärgnevasse koondatud eelnevas tekstis juba esitatud olulisemad praktilised ettepanekud maastikulise ja bioloogilise mitmekesisuse parendamiseks. Puistangute tehnilise korrastamise aspekte käsitlevad vastavad täpsed juhised/eeskirjad ja neid siinkohal ei esitata.

- Kaevandustes jätkuvad pikaajalised geoloogilised protsessid ka pärast mäetööde lõpetamist. Need võivad mõjutada maapinna seisundit, põhjustada kivimite järeldeformatsioone ning maapinna vajumist. Seda tuleb arvestada rekultiveerimisprojektide koostamisel.
- Rekultiveeritud ja neid ümbritsevad alad peavad kujutama optimaalselt organiseeritud ja ökoloogiliselt tasakaalustatud maastikku, mis sulandub orgaaniliselt ümbritsevasse keskkonda. Ammendatud karjäärialade maastikuarhitektuurilisel korrastamisel tuleb võimaluse korral lähtuda selle piirkonna pinnavormidest, mis on kujunenud tuhandete aastate jooksul looduslike tegurite mõjul.
- Korrastatud kaevandusmaastikele uute kasutusviiside leidmisel tuleks rohkem arvesse võtta kohalike omavalitsuste ja elanike huvisid ning töötada maastike korrastamise jälgimiseks välja tõhusam järelevalvesüsteem.
- Peenese raskema mehhaanilise koostise puhul on soovitav puistangud tasandada üksnes osaliselt või tasandamisest koguni loobuda. See võimaldab säilitada nende filtratsiooni, parema aeratsiooni ning loob rohkem erisuguse mikrokliimaga paiku.
- Metsamajanduslikult kõige tulusamate hariliku männi monokultuuride rajamine tasandatud puistangualadele ei ole alati nende taimestamise kõige optimaalsem viis. Need metsad on tuleohtlikud ja võivad langeda putukarüüste ohvriks, nende alustaimestu liigirikkus on märgatavalt väiksem segapuistute omast ja seega pakuvad nad ka vähem eluvõimalusi loomariigi liikidele. Pealegi ei sobi männikultuurid tasandatud puistangute metsastamiseks kohtades, kus esineb vee-erosiooni, samuti külmakohrutuseohtlikel savi- ja turbapinnastel. Puistute stabiilsuse huvides peaks lehtpuude osa metsakultuurides olema 40–60%. Lisaks aitavad lehtpuud paremini puhastada kaevandusrajoonides süsihappegaasi ja tuhaosakestega saastatud õhku ning parandavad oma kõduga mulla omadusi. Kivistel puistangumuldadel on lehtpuudest osutunud kõige sobivamateks sang- ja hübriidlepp. Lepad on meie kliimas parimad mullateket soodustavad puuliigid. Karjäärialade metsastamisel tuleks vältida võõrliikide kasutamist, sest need risustavad kohalike metsade liigilist koosseisu ja genofondi.
- Omaette probleemiks on kujunenud tasandatud karjäärialadele rajatud metsakultuuride hooldamine. Kohalik metskond istutab Eesti Energia Kaevandused AS finantseerimisel nende poolt ette valmistatud alale metsakultuurid, kuid hiljem neid kultuure hooldada ei või, sest see maa pole metskonna oma. Õige lahendus oleks siisugune, et omavalit-

suste käes olevad metsastatud karjäärialad, mida talunikud pole tagasi soovinud, liidetaks riigimetsafondiga ja siis on seal vajalike hooldustööde ja raiete korraldamine metskonna ülesanne.

- Valgustusraiate puhul ei pea männikutes kõiki lehtpuid ja põõsaid välja raiuma, kohati oleks otstarbekas neid gruppideks säilitada. Niisugused grupid männikus mitmekesistavad puistut, vähendavad kahjustuste ohtu ning parandavad oluliselt lindude elu- ja toitumistingimusi, samuti suureneb nende varise lagunemisel mulla viljakus.
- Osa karjäärialasid, eriti need, mis on korrastamiseks raskesti ligipääsetavad ja mille korrastamine on seotud suurte kulutustega ning ohuga nii seadmetele kui meeskonnale, võiks jätta looduslikule/spontaansele taimestumisele. Taimkatte mitmekesisuse seisukohast on karjääripuistangute looduslikule uuenemisele jätmise isegi eelistatum kui rekultiveerimine, seda eriti puurinde osas, mis rekultiveeritud puistangutel on liigiliselt eriti vaene. Isetaastuvaid maastikke võiks planeerida vaalpuistangute liitekohtadesse ja karjäärijärvede/-lompide kaldaile. Maastikulist väärtust tõstavad segapuistud ja ribalahendused, st vahelduvad ökotoobid, mis servaefektist tulenevalt toetavad nii bioloogilist kui maastikulist mitmekesisust. Saksamaa kogemused tõendavad, et kuigi spontaanne taimestumine võib võtta mitukümmend aastat, kujunevad selle käigus ökosüsteemid, mis sageli on haruldaste loomade ja ka koosluste refuugiumiks. Looduslikule taimestumisele tuleks jätta kõik alad, mis karjääride sulgemisel ja veepumpamise lakkamisel võivad soostuda või kujuneda märgaladeks.
- Karjäärimaastike rekultiveerimisel on soovitatav iga 2–3 ruutkilomeetri kohta rajada veekogu. Kaevandamise tehnoloogiast tulenevalt on suuremad veekogud (veega täitunud väljaveotranšeed) pikad ning kitsad, kõrgete püstloodsete nõlvadega. Nende kujundamisel tuleb nõlvad planeerida laugeteks, kaldajoon aga võimaluse korral koos neemikute ja poolsaartega loogeliseks; lisaks nendele mitmekesistavad maastikupilti erineva suuruse ja kujuga saared. Eluslooduse seisukohast tuleks eelistada ebakorrapärase kujuga saari ümmargustele. Liigendatud kaldajoonega ja muutuva sügavusega veekogud loovad võimaluse ala asustamiseks erinevatele elustikurühmadele. Mida liigendatumad on veekogude kaldad, seda paremini sulanduvad nad ka ümbritsevasse loodusse. Veekogude kallaste ilmestamiseks ning reljeefi vormide rõhutamiseks on sobiv kasutada lehtpuu- ja põõsaliike, kohati tuleks kujundada suhteliselt kõrgemaid pinnavorme, nn vaatepunkte. Ümbritsevasse maastikku sulanduvad veekogud suurendavad ka elanikkonna puhkevõimalusi. Suurematel veekogudel, kuhu asustatakse või looduslikul viisil asuvad elama kalad, on hea potentsiaal saada kalastuskohtadeks.
- Väärtustada, võimaluse korral aga laiendada/rajada tuleb puistangualade servas väljaveoteede ääres paiknevaid ajutisi madalaveelisi veekogusid ja soostuvaid alasid. Soostuvaid/soostunud kooslusi leidub ka puistangulohkudes ja allmaakaevanduse kohale tekkinud langatusaladel. Niisugused sekundaarsed märgalad võimaldavad edaspidi oluliselt suurendada maastike bioloogilist mitmekesisust; nad on eelduseks soo(viku)metsalaikude kujunemisele keset lausalisi männikultuure, samuti varje-/elupaigaks mitmetele kaitsealustele või piiratud levilaga sootaimeliikidele, selgrootutele, kahepaiksetele ja lindudele.

- Soostuvad alad tuleb jätta looduslikule taimestumisele.
- Kui veekogu tekib karjääri pärast kaevandamise lõpetamist, tuleb tavaliselt enne karjääri veega täitumist eemaldada koos mullaga selle põhjale kasvanud (puit)taimestik, sest kõdunev taimne mass halvendab vee kvaliteeti. Ent veekogude madalamas kaldaärses osas võib kaladele varjumiskohtade ja koelmute võimaldamiseks, selgrootutele loomadele (s.h. putukatele), kahepaiksetele ning lindudele elu- ja pesitsuspaikade loomiseks, samuti taimeistiku mitmekesisuse suurendamiseks puude ning põhja katva peenese/mulla jätmise olla teatud ulatuses isegi soovitatav.

Aidu karjäär

- Siin tuleks kohati kaaluda niisuguste alade/objektide säilitamist, mis ilmekalt kajastavad piirkonna tööstusajalugu – kaevandamise erinevaid meetodeid ja tööetappe (nt aherainemäed, kaevandustornid, muud tööstusrajatised). Neid saab siduda õppe-, matka- ja seiklusturismi radade, teemaparkide ning suuremate rekreatsioonialadega.
- Aheraine ladustamiseks tuleks kasutada eeskätt vanu tranšeesid, mitte kuhjata seda tuulike juurde viivate teede alustammideks, mis kõrguvad sinna rajatud paarikümneaastast metsa enda alla mattes sellest mitmeid meetreid kõrgemale.
- Selleks, et karjäärialale rajatud mets kujuneks võimalikult varakult sobivaks metsistele, tuleb männikutes neile lindudele sobivates paikades õigeaegselt teha valgustusraied ning harvendusraiega viia mets juba 40. aastaks täiusele 0,5–0,6. Lisaks võiks kujundada häile, mille läbimõõt võrdub ligikaudu puurinde kõrgusega.
- Kui veepargi jaoks on kavas välja ehitada seda toetav infrastruktuur/hoonestus, oleks vaja alustada selle ümbruse haljastamisega, kasutades seejuures erinevaid puu- ja põõsaliike.
- Võimaluse korral tuleks tranšeedesse kujunenud veekogude kaldaid kohati ümber profileerida laugemateks, mis võimaldaks inimestele ohutut ja mugavat ligipääsu vee juurde. Koos kallaste laugeks planeerimisega võiks kujundada ka neemikuid ja madalaveelisi soppe, mis muudavad maastiku vaheldusrikkamaks ja aitavad suurendada taimeistiku-loomastiku mitmekesisust.

Narva karjääri 13. tranšee

- Tuleks kaaluda siia kujunenud lompide osalist ühendamist tranšeedesse kujunenud sügavate veekogudega, kas tõstes viimastes väljavoolu reguleerimisega vee taset, ehk siis kaevates ühendava kanali; kanal võiks sel juhul olla mitte sirge, vaid kohati ka looklev, silmuseid tegev.
- Võsariet võiks lompide ümber piirata, tehes seda vaid laiguti või ribadena. Umbes 100 m laiuselt tuleks lompide ümber igasugune raie üldse ära jätta ning lasta seal toimuda looduslikul taimestumisel. See toetaks mitmekesisema taimkate kujunemist ja erinevate elupaikade rohkust.

- Ala NO-poolses servas on tranšee kaldad planeeritud laugeiks, mis soodustab nende kiiremat taimestumist. Taimestumise edendamiseks võiks sinna istutada ka puid. Kallaste laugeks planeerimisel võiks edaspidi kujundada ka neemikuid ja madalaveelisi soppe, mis muudavad maastiku vaheldusrikkamaks ja aitavad suurendada taimestiku-loomastiku mitmekesisust.

Ubja karjäär

- Tähelepanu tuleb pöörata madala unilooga *Sisymbrium supinum*'i kasvukohatade säilitamisele, kaitstes neid kamardumise eest karjatamisega, lubatav oleks ka mõõdukas liikumine ATV-de või traktoritega. Pinnase häiringuga seotud töid on soovitatav läbi viia kas varakevadel või hilissügisel.
- Siin leiduvaid kuiva pärisaruniidu kooslusi, kus kasvab ka suurem kogumik südameemajuurt *Gentiana cruciata*, tuleks nende säilitamiseks (võsastumise vältimiseks) regulaarselt niita ja/või karjatada.
- Ubja karjäärist kagus asuvat kultuuristatud niisket pärisaruniitu tuleks selle võstatumise vältimiseks edaspidi kasutada heinamaana.
- Vältida tuleb häiringuid Ubja põlevkivikarjääri tranšee seinas asuva kaldapääsukeste *Riparia riparia* koloonia juures.
- Karjääri alale jäävate elupaikade mitmekesisuse suurendamiseks tuleks sinna rajada madalaveelisi lompe, mis hiljem hakkavad soostuma.
- Rekultiveerimisel ei pea kõikjale tingimata istutama metsa, kohati piisab kaseseemnete külvamisest. Mõned paigad tuleks jätta taimkatte looduslikule uuenemisele.

Narva karjääri loodeosa, Sirgala II mäeeraldise ja endise Viivikonna jaoskonna alad

- Kvartaleid 247, 257 ja 256 läbivasse endisesse väljaveotranšeesse on kujunenud allikasoo, mille toide on ilmselt seotud kvartalis 267 paikneva järvega. Vaja on tagada nii sekundaarsete soola kui ka järve säilimine. Seetõttu tuleb selles tranšees kulgenud tee (alates kvartalist 266 kuni kvartali 248 läänepiirini) jätta taastamata. Praegu on ligipääs tranšeele lõunast (kvartalis 266) suletud ja nii võiks see jääda.
- IX tsoonis (kvartalites 216, 225, osaliselt kvartalites 224 ja 231) on kujunenud teaduslikus mõttes huvitav taimekooslus esteetiliselt kaunite liikidega. Selle ala häirimist tuleks vältida.
- Harjutusvälja looduslikult kõige käpalisterohkemasse ja maastikuliselt kaunimasse ossa –kvartalis 267 asuvast järvest kahele poole – on kavandatud granaadiheitekohad, mille puhul "ala peab olema lage, metsamaa puhul tuleb teostada raadamine". Tuleks kaaluda granaadiheitekohta üleviimist mõnele lagedamale alale. Paiga väärtust suurendab asjaolu, et sellest ida pool (kvartalites 258 ja 276) asendab tehismaastikku juba looduslik mets.

- Harjutusvälja põhitüki objektid on paigutatud arvestusega, et sihtmärgiala asub ala põhjaosas ning tulistatakse – kui mitte arvestada kaugtulirelvi – lõuna ja kagu suunast. Sel paigutusel näib siiski olevat rida küsitavusi:
 - keskkonna-alane – sihtmärgialaks tuleb raadata 600 hektariline ala juba väljakujunenud ja liitunud puistus, samas kui laskekohad asuvad madalates metsakultuurides või praktiliselt lagedal;
 - logistiline – juurdepääsuteed laskeväljadele ja ka paiknemisalale läbivad sihtmärgiala või lõhkamispaiga. Kohapealset reljeefi arvestades kujuneks uute juurdepääsuteede massiline rajamine väga kalliks ettevõtmiseks;
 - humaanne – on arusaadav, et isikkoosseisu paiknemisala asub laskevälja vahetus läheduses, kuid praeguse paigutuse juures on selleks kavandatud taimestumata lagendik, kuhu valdavate lõunatuultega kandub rohkesti põlevkivi vedavate hiidkallurite teetolmu.
- Eelnevat arvestades soovitame objektide paigutus "pöörata ümber". Laskeväljad võiksid asuda harjutusvälja põhjaosas, paiknemisalana saaks osaliselt kasutusele võtta endise Sirgala karjääri keskuse hoonestu ning sihtmärgiala võiks paikneda harjutusvälja lõunaosas, kuhu avaneks vaade ka Mustajõe kanali äärde püstitatud vaattetornist. Eesti Põlevkivi ei tohiks neile lähemal toimuvad plahvatused kuigivõrd heidutada, sest lõhkamised on karjäärides igapäevased.
- Objektid võiks paigutada ka selliselt, et kaurite laskeala (nr. 4) jääb umbes praegusse asupaika, laskeväli (nr. 3) paigutuks aga sama tranšee põhjaossa (praeguse nr. 12 asemele) või selle läänepoolse naabertranšee äärde ning sihtmärgiala paikneks harjutusvälja lääneosas, laskealadest samasugusel kaugusel kui praegu kavandatud skeemi puhul. Lasketiirude ja lõhkamispaikadena saaks siis kasutada keskmiste väljaveotranšeede lõunaosi (soovitavalt tupikuga lõppevaid).
- Kavandatava lasketiiru puhul tuleks silmas pidada seda, et praegu on ligipääs sellesse tranšeesse ülejäänud harjutusvälja teedelt kahekordselt tõkestatud (kaks valli kvartali 219 lääneservas).
- Perspektiivsel transpordiõppeväljakul (nr 11; kvartalid 302 ja 303) ei toimu kaevandamist juba praegu – tegemist on lagedate tasandatud puistangutega, kuid ala läbivad igapäevaselt kasutatavad põlevkivi väljaveoteed. Kavandatud paigutuse ilmseks puuduseks on eraldatus ülejäänud harjutusalast Eesti Põlevkivi Viivikonna–Mustajõe karjääri peamise väljaveoteega, mis jääb kasutusele veel aastakümneteks ning millelt põhja poole (harjutusala põhitükile) suunduvad teed on läbi lõigatud. Transpordiõppeväljakuks sobiva, samasuguste tingimustega koha leiab harjutusvälja põhitüki lõuna- või edelaosast.

Lisaks mainitud objektidele võiks kaitsevägele spetsiaalseteks õppusteks huvi pakkuda ka maastik tasandamata jäetud puistangutega (kvartalis 205 ja selle ümbruses), samuti endise Sirgala karjääri keskuse hoonestik linnalahingute harjutamiseks analoogiliselt Tallinna Lihakombinaadi endiste varemete kasutamisele.

Kasutatud kirjandus

Annuka, E. 1994. The impact of emission from cement plant on forest landscape. – Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Ecology 4: 118-127.

Annuka, E. 1995. Influence of air pollution from the cement industry on plant communities. – M.Mandre (ed.) Dust pollution and forest ecosystems. A study of conifers in an alkalized environment. Institute of Ecology, Tallinn, pp. 124-133.

Annuka, E., Mandre, M. 1995. Soil responses to alkaline dust pollution. – M.Mandre (ed.) Dust pollution and forest ecosystems. A study of conifers in an alkalized environment. Institute of Ecology, Tallinn, pp. 33-43.

AS Eesti Energia Kaevandused kaevandamislubade KMIN-073, KMIN-046, KMIN-074 ja KMIN-087 muutmisega kaasneva keskkonnamõju hindamise (KMH) programm. 2014. AS Maves, OÜ Inseneribüroo STEIGER, Tallinn, 22 lk. – http://www.envir.ee/sites/default/files/kmh_programm_narva_avalikustamiseks.pdf (vaadatud 04.11.2016)

Buttleman, C.G. 1992. A handbook for reclaiming sand and gravel pits in Minnesota. St. Paul, MN: Minnesota Department of Natural Resources, Division of Lands and Minerals, Minnesota, USA, 65 p. + Appendices.

Convention on Biological Diversity. Rio de Janeiro 1992. – <https://www.cbd.int/youth/0003.shtml> (vaadatud 12. 09. 2019).

Gaškov, A., Siirde, A., Toomik, A., Tamm, I., Kaljuste, M., Pikk, P.-J., Kuhi-Thalfeldt, R., Talumaa, R., Kattai, V., Lahtvee, V. 2012. „Põlevkivi kasutamise riikliku arengukava 2016–2030“ koostamiseks vajalike andmete analüüs. Töö nr 12/1019. OÜ Inseneribüroo STEIGER, SA Säästva Eesti Instituut, AS Maves, OÜ Baltic Energy Partner, Tallinn, 243 lk. – https://energiatalgud.ee/img_auth.php/0/01/P%C3%B5levkivi_kasutamise_riiklik_arengukava_2016-2030_Andmete_anal%C3%BC%C3%BCs.pdf (vaadatud 04.11.2019).

Heikkinen, P. (ed.), Noras, P. (ed.), Salminen, R. (ed.), Mroueh, U-M., Vahanne, P., Wahlström, M., Kaartinen, T., Juvankoski, M., Vestola, E., Mäkelä, E., Leino, T., Kosonen, M., Hatakka, T., Jarva, J., Kauppila, T., Leveinen, J., Lintinen, P., Suomela, P., Höyry, H., Vallius V., Komppa, P., Tolla, P. 2008. Mine closure handbook: environmental techniques for the extractive industry. Geological survey of Finland. – http://tupa.gtk.fi/julkaisu/erikoisjulkaisu/ej_074.pdf (vaadatud 02.11, 2019)

Ida-Viru maakonna arengukava 2014–2020. Ida-Viru Maavalitsus. – <https://maakonnaplaneering.ee/documents/2845826/18605510/Ida-Viru+maakonna+arengukava+2014-2020.pdf/653cb779-ee59-4aa6-af5f-e4188c8b245d> (vaadatud 07.11.2019).

Kaar, E. 1971. Tasandatud puistute looduslik taimestumine. – Rmt-s: E.Kaar, L.Lainoja, H.Luik, L.Raid, M.Vares (koost.). Põlevkivikarjääride rekultiveerimine. Valgus, Tallinn, lk. 71-76.

- Kaar, E. 1992. Põlevkivikarjääri rajatud metsade uurimine Kohtla ja Narva karjääris. – Allmaakaevanduste mõju metsadele Ahtme metskonnas. Aherainepuistangute metsastamine. Eesti Metsainstituut, Tartu, 117 lk. Käsikiri.
- Kaar, E. 1998. Rekultiveerimine Eestis. –T. Meikar (koost.) Teaduse ajaloo lehekülgi Eestis. XII kogumik. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn, lk.175-195.
- Kaar, E. 2002. Coniferous trees on exhausted oil shale opencast mines. – Forestry Studies, 36: 120-125.
- Kaar, E. 2002. Põlevkivikarjäärade rekultiveerimine. – Keskkonnatehnika, 2: 9-12.
- Kaar, E. 2002. Põlevkivikarjäärade rekultiveerimise tulemustest. – T. Meikar, Ü. Tamm (toim.) Metsandusliku uurimistöö minevik ja tänapäev. Akadeemilise Metsaseltsi toimetised, 18. EPMÜ Metsandulik Uurimisinstituut, Tartu, lk. 123-131.
- Kaar, E. 2010. Põlevkivikarjäärade tasandatud puistangute metsastamine. – E.Kaar, K.Kiviste (koost.). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis, Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 129-154.
- Kaar, E., Lainoja, L., Luik, H., Raid, L., Vaus.M. 1971. Põlevkivikarjäärade rekultiveerimine. Valgus, Tallinn.
- Kaar, E., Raid, L. 1992. Tasandatud põlevkivikarjäärade rekultiveerimise mõningaid tulemusi. – Metsanduslikud Uurimused 25: 109-117.
- Kaar, E., Tomberg, E. 2006. Puistangute rekultiveerimisest. – I.Valgma (toim.). 90 aastat põlevkivi kaevandamisest Eestis. Tallinna Tehnikaülikool, Tallinn, lk. 78-83.
- Kalberg, H., Toomik, A., Niitlaan, E. 2017. Uute pinnavormide tekkimine, kujundamine ja kasutamine. – Ü. Rammul, E. Niitlaan, E. Reinsalu, L. Keerberg (koost.). Ehitusmaavarade uuringu-ja kaevandamisalade korrastamise käsiraamat. OÜ Inseneribüroo STEIGER, Tallinn, lk. 125-128.
- Karofeld, E. 1994. Human impact on bogs. – In: J.-M. Punning (ed.). The influence of natural and anthropogenic factors on the development of landscapes. The results of a comprehensive study in NE Estonia. Institute of Ecology, Estonian Academy of Sciences. Publikatsioonid 2, Ökoloogia Instituut, Tallinn. pp. 135–151
- Karofeld, E. 1996. The effects of alkaline fly ash precipitation on the *Sphagnum* mosses in Niinsaare bog, North-East Estonia. Suo – Mires and Peat, 47: 105-114.
- Karofeld, E., Paal, J., Vellak, K. 2008. Are earlier dramatic changes in air polluted bogs in Northeast Estonia still reversible? – C.Farrell, J.Feehan (eds.). Proceedings of the 13th International Peat Congress After Wise use – The Future of Peatlands. University College Dublin, International Peat Society, Tullamore, Ireland, pp. 16-20.
- Karofeld, E., Vellak, K., Marmor, L., Paal, J. 2007. The influence of alkaline dust input on the bogs in North-East Estonia. – Metsanduslikud uurimused / Forestry studies 47: 47-70.
- Väizene, V., Valgma, I., Karu, V., Orru, M. 2016. Environmental impact of oil shale mining. Environmental Earth Sciences, 75, Article 1201. DOI: [10.1007/s12665-016-5996-4](https://doi.org/10.1007/s12665-016-5996-4).

Karu, H., Luud, A., Pensa, M., Rull, E., Vaht, R. 2005. Taimkatte arengust põlevkivikarjäärade taastamisel. – V.Liblik, J.-M. Punning (toim.). Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis. Publikatsioonid 9/2005. Ökoloogia Instituut, Tallinna Ülikool, Tallinn, lk. 121-135.

Kavandatava Sirgala harjutusvälja objektide lühiiseloostumus ja nende kasutamise põhimõtted. 2005. Tallinn.

Keenberg, L. 2015. Linnustikku mõjutavad tegurid ning elupaikade säilitamise ja loomise võimalused karjäärides. Magistritöö. Eesti Maaülikool, Tartu, 63 lk. – https://www.eoy.ee/uurimistood/files/Liis_Keenberg_2015MA_LM_taistekst.pdf (vaadatud 10.09. 2019)

Keenberg, L. 2018. Kaldapääsukese elupaikade majandamise kava AS Kunda Nordic Tsement Aru-Lõuna paekarjäärile ja Ubja põlevkivikarjäärile. Eesti Ornitoloogiaühing. Käsikiri.

Kirmer, A., Mahn, E.-G. 2001. Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. – Applied Vegetation Science, 4: 19-27.

Kiviste, A., Kaar, E. Sims, A. 2010. Karjääripuistute kasvukäik. – E.Kaar, K.Kiviste (koost.) Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 164-184.

Kokk, R. 1988. Muldade leelistumine Kirde-Eestis – L.Reintam (koost.) Eesti NSV mullastik arvudes, 7: 87-93.

Kokk, R. 1992. Muldade leelistumine Kirde-Eestis. – L.Reintam (koost.) Mullakaitse probleeme Eestis. Valgus, Tallinn, lk. 103-107.

Kukk, T., Kull, T. 2005. Eesti taimede levikuatlas. Atlas of the Estonian flora. Eesti Maaülikool, Tartu, 527 lk.

Kull, T., Otsus, M. 2005. Nursipalu ja Sirgala planeeritavate harjutusväljade loodusväärtuste inventeerimise tulemused. Lepingu 159/05,04 aruanne. EPMÜ põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu, 26 lk. – http://harjutusvali.mil.ee/ul/Sirgala_ja_Nursipalu_inventuur.pdf (vaadatud 04.11.2019).

Kutsar, R., Ruul, M. 2020. Sirgala harjutusvälja ehitusprojekti keskkonnamõju hindamine. Keskkonnamõju hindamise programm avalikustamisele. Töö nr 19003525. Hendrikson & Ko, Tartu-Tallinn, 68 lk.

Lainoja, L. 1971. Paljandus- ja tasandustööd Eesti NSV põlevkivikarjäärides. – E.Kaar, L.Lainoja, H.Luik, L.Raid, M.Vares (koost.). Põlevkivikarjäärade rekultiveerimine. Valgus, Tallinn, lk. 29-55.

Leedu, E. 2010a. Langatused põllumaadel ja nende mõju põllukultuuride saagikusele. – E.Kaar, K.Kiviste (koost.). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 290-300.

Leedu, E. 2010b. Põlevkivikarjäärade põllumajanduslik rekultiveerimine. – E.Kaar, K.Kiviste (koost.). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 219-254.

- Liblik, V., Pensa, M., Rätsep, A. 2003. Air pollution zones and harmful pollution levels of alkaline dust for plants. – *Water, Air and Soil Pollution, Focus* 3: 199-209.
- Liblik, V., Rätsep, A., Toomik, A. 2005. Uuurimisala kirjeldus ja kasutatud meetodikad. – V.Liblik, J.-M.Punning (toim.). *Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis*. Publikatsioonid 9/2005. Ökoloogia Instituut, Tallinna Ülikool, Tallinn, lk. 18-30.
- Luud, A., Pensa, M. 2004a. Alternatives of reforesting oil shale opencasts in Estonia. – *Oil Shale* 21: 3-11.
- Luud, A., Pensa, M. 2004b. Põlevkivikarjääride rekultiveerimisalternatiivide võrdlus. – E.Kadastik, J.-M.Punning (toim.). *Geoökoloogilisi uurimusi*. Publikatsioonid 8/2004. Ökoloogia Instituut, Tallinna Pedagoogikaülikool, Tallinn, lk. 78-89.
- Lõhmus, K., Kull, A., Truu, J., Truu, M., Kaar, E., Ostonen, I., Meel, S., Kuznetsova, T., Rosenvald, K., Uri, V., Kurvits, V., Mander, Ü. 2007. The reclamation of the North Estonian oil shale mining area. – Ü.Mander, H.Wiggering, K.Helming (eds) *Multifunctional land use*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp 387-401. – https://doi.org/10.1007/978-3-540-36763-5_24 (vaadatud 11. 09.2019).
- Lõhmus, K., Truu, M., Truu, J., Ostonen, I., Kaar, E., Vares, A., Uri, V., Alama, S., Kanal, A. 2006. Functional diversity of culturable bacterial communities in the rhizosphere in relation to fine-root and soil parameters in alder stands on forest, abandoned agricultural, and oil-shale areas. – *Plant Soil*, 283: 1-10.
- McCune, B., Grace, J.B. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 300 pp.
- McCune, B., Mefford, M.J. 1999. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA, 237 pp.
- McCune, B., Mefford, M.J. 2011. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, versioon 6*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. – https://www.academia.edu/35251576/PC_ORD_Multivariate_Analysis_of_Ecological_Data_Version_6_Users_Booklet (vaadatud 10.09.2020).
- Melnik, D., Eelmets, H., Nestor, T., Viil, A., Lüüde, A. 2016. Eesti Energia Kaevandused AS Narva karjääri tranšee nr 13 kaevandamisega rikutud maa korrastamise project. Eesti Energia, Jõhvi.
- Metsaots, K. 2019. Holistic development of the oil shale region as an industriaal heritage, recreational, sports and tourism district. Doctoral Theses. Estonian University of Life Sciences, Tartu, 248 pp.
- Metsaots, K., Sepp, K., Roose, A. 2011. Evaluation of oil shale mining heritage in Estonia. – *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 150: 1-15.
- Niine, A. 1965. Maastikuarhitektuuri probleeme Eesti NSV-s. Tallinn, Eesti NSV Teaduste Akadeemia, 168 lk.
- Niine, A. 1969. Tööstusmaastiku kujundamise suundadest Kirde-Eesti põlevkivibasseinis. – M.Margus (toim.) *Maastiku kujundamine Eesti NSVs*. Valgus, Tallinn, lk. 20-32.

- Niitlaan, E., Reinsalu, E. 2017. Karjäärade korrastamise põhimõtted. – Ü. Rammul, E. Niitlaan, E. Reinsalu, L. Keenberg (koost.). Ehitusmaavarade uuringu-ja kaevandamisalade korrastamise käsiraamat. OÜ Inseneribüroo STEIGER, lk. 119-124.
- Odum, H.T., Brown, M.T., Brandt-Williams, S. 2000. Handbook of emergy evaluation. Folio #1: Introduction and global budget. University of Florida, Gainesville, 16 pp.
- Paal, J. 2017. Põlevkivi kaevandamine. – Paal, J., Leibak, E. (koost.) Põlevkivi kaevandamine ja elusloodus. KIK, MAREK, ELUS, Tartu, lk. 8-13.
- Paal, J., Degtjarenko, P., Suija, A., Liira, J., 2013. Vegetation responses to long-term alkaline cement dust pollution in *Pinus sylvestris*-dominated boreal forests – niche breadth along the soil pH gradient. – Applied Vegetation Science, 16: 248-259.
- Paal, J., Ilomets, M., Fremstad, E., Moen, A., Børset, E., Kuusemets, V., Reuus, L., Leibak, E. 1999, Eesti märg 1997. a. Projekti „Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia“ aruanne. Eesti Loodusgoto, Tartu, 166 + xxviii lk.
- Paal, J., Leibak, E. (eds.) 2011. Estonian mires: inventory of habitats. Publication of the „Estonian mires inventory completion for maintaining biodiversity“. Regio Ltd., Tartu, 173 + xLvii pp.
- Paal, J., Leibak, E. (koost.) 2013. Eesti soode seisund ja kaitstus. AS Regio, Tartu, 158 + xvii lk.
- Paal, J., Leibak, E. (koost.) 2017. Põlevkivi kaevandamine ja elusloodus. KIK, MAREK, ELUS, Tartu, 275 lk.
- Paal, J., Vellak, K., Liira, J., Karofeld, E. 2010. Bog recovery in northeastern Estonia after the reduction of atmospheric pollutant input. – Restoration Ecology 18: 398-400.
- Pall, P. 2012. Eesti jõgede seisund hüdrobioloogilise seire tulemuste järgi. – K. Antso (toim.). Eesti keskkonnaseire 2007—2010, lk. 37-39. Keskkonnateabe Keskus, Tallinn.
- Pensa, M., Karu, H., Luud, A., Rull, E., Vaht, R. 2008. The effect of planted tree species on the development of herbaceous vegetation in a reclaimed opencast. – Canadian Journal of Forest Research, 38: 2674-2686.
- Pensa, M., Sellin, A., Luud, A., Valgma, I. 2004. An analysis of vegetation restoration on open-cast oil shale mines in Estonia. – Restoration Ecology, 12: 200-206.
- Perens, R., Punning, J.-M., Reinsalu, E. 2006. Water problems connected with oil shale mining in North-East Estonia. – Oil Shale, 23: 228-235.
- Perens, R., Savitski, L. 2008. Põlevkivi kaevandamise mõju põhjaveele. – Keskkonnatehnika, 3: 44-47.
- Prach, K., Hobbs, R. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. – DOI:[10.1111/j.1526-100X.2008.00412.x](https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00412.x)
- Punning, J.-M (ed.) 1994. The influence of natural and anthropogenic factors on the development of landscapes. – The results of a comprehensive study in NE Estonia. Publications 2/1994. Institute of Ecology, Estonian Academy of Sciences, Tallinn, 227 pp.

Põldvere, A. 2013. Kunda maardlas Toolse-Lääne lubjakivikarjääris ja Aru-Lõuna lubjakivikarjääri laiendusel kaevandamise keskkonnamõju hindamise aruanne. OÜ Eesti Geoloogiakeskus Tartu. –

https://www.envir.ee/sites/default/files/toolse_laane_ja_aru_louna_kmh_aruanne.pdf (vaadatud 01.11.2019).

Põlevkivi kasutamise riikliku arengukava 2016-2030 keskkonnamõju strateegilise hindamise aruanne. 2015. Keskkonnaministeerium, Tallinn, 140 lk. https://www.riigiteataja.ee/aktilisa/3180/3201/6002/RKo_16032016_Lisa.pdf (vaadatud 01.11.2019).

Pärn, P. 2016. Metsaökosüsteemi taastumise analüüs põlevkivikarjääride taasmetsastamisel. Magistritöö. Eesti Maaülikool, Metsandus- ja maaehitusinstituut, Tartu.

Rammo, M. 2008. Eesti põlevkivimaardla varude hetkeseisust. – Keskkonnatehnika 3: 40-42.

Rammul, Ü., Keenberg, L., Timm, U., Reimann, M., Niidas, A. 2017. Ehitusmaavarakarjääride bioloogiline korrastamine. – Ü. Rammul, E. Niitlaan, E. Reinsalu, L. Keenberg (koost.). Ehitusmaavarade uuringu-ja kaevandamisalade korrastamise käsiraamat. OÜ Inseneribüroo STEIGER, lk. 152-208.

Raukas, A., Viiding, H. 1995. Maavarad. – A.Raukas (koost.) Eesti. Loodus. Valgus ja Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, lk. 74-91.

Reiman, M., Süda, A. 2010. Hooldusraied karjääripuistutes. – E.Kaar, K. Kiviste (koost.). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 155-163.

Reinsalu, E. 2000. Mis võib juhtuda Virumaal pärast põlevkivi kaevandamise hääbumist? – Reinsalu, E. (toim.). Põlevkivi talutav kaevandamine. Konverentsi ettekannete teesid ja artiklid, Jõhvi, 26.05.2000. Mäeinstituut, Tallinna Tehnikaülikool, Tallinn, lk. 41-43.

Reinsalu, E. 2001. Altkaevandatud maa kasutamise tingimused ja piirangud. – Keskkonnatehnika, 5: 40-43.

Reinsalu, E. 2005. Changes in mine dewatering after the closure of exhausted oil shale mines. – Oil Shale, 22: 261-273.

Reinsalu, E. 2010. Põlevkivi allmaakaevanduse mõju keskkonnale. – E.Kaar, K. Kiviste (koost.). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 267-270.

Reinsalu, E. 2010. Põlevkivi ja selle kasutamine. – E.Kaar, K. Kiviste (koost.). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 5-14.

Reinsalu, E., Toomik, A., Valgma, I. 2002. Kaevandatud maa. TTÜ Mäeinstituut, Tallinn, 97 lk.

Reintam, L. 2001. Changes in the texture and exchange properties of skeletal quarry detritus Under forest during thirty years. – Proc. Estonian Acad. Sci., Biol. Ecol., 50: 3-13.

Reintam, L. 2004. Rehabilitated quarry detritus as parent material for current pedogenesis. – Oil Shale, 21: 183-193.

Reintam, L. 2010. Mullateke ja mullad karjääripuistangutel. – E.Kaar, K.Kiviste (koost.). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 195-218.

Reintam, L., Kaar, E. 1999. Development of soils on calcareous quarry detritus of open-pit oil-shale mining during three decades. – Proc. Estonian Acad. Sci., Biol. Ecol., 48: 251-266.

Reintam, L., Kaar, E. 2002. Natural and man-made afforestation of sandy-textured quarry detritus of open-cast oil-shale mining. – Baltic Forestry, 8: 57-62.

Remm, J., Remm, P., Jaik, K., Kalda, O., Tammiste, L., Pärn, M., Remm, K. 2019. Kunda karjääride imetajad.. Töö2019-3, OÜ Rewild, – http://rewild.ee/portfolio/reWiLD_2019-09-30_Kunda_karjaaride_imetajad.pdf (vaadatud 10. 08. 2020).

Rull, E., Liblik, V., Pensa, M. 2005. Muutused deformeerunud maapinnaga metsaalade taimkattes. – V.Liblik, J.-M. Punning (toim.). Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis. Publikatsioonid 9/2005. Ökoloogia Instituut, Tallinna Ülikool, Tallinn, lk. 88-101.

Savitski, L. 2010. Kaevandamise mõju veerežiimile. – E.Kaar, K.Kiviste (koost.) Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 255-266.

Scienceman, D.M. 1987. Energy and emergy. – In: G.Pillet, T.Murota (eds.) Environmental economics. Roland Leimgruber, Geneva, pp. 257-276.

Sepp, K., Metsaots, K., Roose, A. 2010. Kaevandamisega muudetud maastike väärtustamine ja kujundamine. – E.Kaar, K.Kiviste (koost.) Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 105-128.

Sepp, M., Pensa, M. 2007. Mis saab maast pärast kaevandust: Küttejõu karjääri lugu. – Eesti Loodus, 9: 62-65.

Sokman, K. 2010. Maavatade kaevandamise mõju maakasutusele. – E.Kaar, K.Kiviste (koost.). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 56-69.

Soovik, E. 2005. Põlevkivikaevanduste mõju põllumajandusmaa kasutusomadustele. – V.Liblik, J.-M. Punning (toim.) Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis. Publikatsioonid 9/2005. Ökoloogia Instituut, Tallinna Ülikool, Tallinn, lk. 102-120.

StatSoftInc, 2005. STATISTICA (data analysis software system), versioon 7.1. – URL <http://www.statsoft.caom/Textbook>. [Accessed 05 October 2020].

Tamm, I., Metsur, M. 2010. Rakendusuuring kaevandamistundlikkuse kategooriate määramiseks lähtudes kaevandamistundlikkusest põlevkivimaardla kasutamiseks. AS Maves, Tallinn, 53 lk. – http://www.envir.ee/sites/default/files/rakendusuuring_kaevandamistundlikkuse_kategooriate_maaramiseks_ja_lahtudes_kaevandamistundlikkusest_polevkivimaardla_kasutamiseks.pdf (vaadatud 09.11.2019).

Tamm, I., Metsur, M. 2017. Alade kaevandamistundlikkuse kategooriad. – J.Paal, E.Leibak (koost.) Põlevkivi kaevandamine ja elusloodus. KIK, MAREK, ELUS, Tartu, lk. 19-22.

- Teras, T. 1984. Kunda tsemenditehase tolmu mõjust Kunda ümbruse metsamuldadele. – Maa- korraldus, 17: 11-22.
- Ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide. Wageningen & České Budějovice.
- Timm, U. 2008a. Andmeid lendorava levikust Eestis ajavahemikul 1777 kuni 2007. – Eesti Ulukid, 11: 57-80.
- Timm, U. 2008b. Lendorava elupaikade inventuuri ja raadiotelemeetrilise uuringute aruanne. Eesti Looduseuurijate Selts, Tartu.
- Timm, U., Keerberg, L., Rammul, Ü. 2017. Veekogude kujundamise võimalused ja kasutussuunad. – Ü. Rammul, E. Niitlaan, E. Reinsalu, L. Keerberg (koost.). Ehitusmaavarade uuringu-ja kaevandamisalade korrastamise käsiraamat. OÜ Inseneribüroo STEIGER, lk. 209-218.
- Toomik, A. 1994. The problem of ground surface stability on oil-shale mining area. – E.Nugis (ed.). Land and soil protection. Ecological and economic consequences. Proceedings of International Symposium, Tallinn, 6-12 June 1994, Tallinn, pp. 124-131.
- Toomik, A. 1998. Environmental heritage of oil shale minig. – Oil Shale, No 15/25: 170-183.
- Toomik, A. 1999. Allmaakaevandamise mõjud maapinnale ja nende hindamine. – V.Liblik, J.-M.Punning (toim.). Põlevkivi kaevandamise ja töötlemise keskkonnamõjud Kirde-Eestis. Publikatsioonid 6/1999. Ökoloogia Instituut, Tallinna Ülikool, Tallinn, lk. 109-129.
- Toomik, A. 1999. Allmaakaevandamise mõjud maapinnale ja nende hindamine. – V.Liblik, J.-M.Punning (toim.) Põlevkivi kaevandamise ja töötle Kirde-Eestis. Ökoloogia Instituut, Tallinna Pedagoogikaülikool. Publikatsioonid 6/1999, lk. 109-129.
- Toomik, A. 2005. Lõhketöödest põhjustatud maavõnked. – V.Liblik, J.-M.Punning (toim.). Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis. Publikatsioonid 9/2005. Ökoloogia Instituut, Tallinna Ülikool, Tallinn, lk. 134-159.
- Toomik, A., Kaljuvee, E. 1994. Changes in the landscape caused by oil shale mining. – J.-M.Punning (ed.). The influence of natural and anthropogenic factors on the development of landscapes. The results of comprehensive study in NE Estonia. Publications 2/1994, Institute of Ecology, Estonian Academy of Sciences, Tallinn, pp. 150-160.
- Toomik, A., Liblik, V. 1998. Oil shale mining and processing impact on landscapes in north-east Estonia. – Landscape and Urban Planning, 41: 285-292.
- Tulchinsky, A. 2008. Aidu karjäär. – N.Varb, Ü.Tambet (koost.). 90 aastat põlevkivi: tehnoloogia ja inimesed. GeoTrail KS, Tallinn, lk. 355-379.
- Valgma, I. 1999. Mapping potential areas of ground subsidence in Estonian underground oil shale mining district. – Proceedings of the 2nd International Conference „Environment, Technology, Resources“. Rezekne, Latvia 25-27 June 1999, pp. 227-232.

Vares, A., Lõhmus, K., Truu, M., Truu, J., Tullus, H., Kanal, A. 2004. Productivity of black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) plantations on reclaimed oil shale mining detritus and mineral soils in relation to rhizosphere conditions. – *Oil Shale*, 21: 43-58.

Vaus, M. 1970. Eesti põlevkivikarjäärade pinnaste metsakasvatustlikud omadused. Valgus, Tallinn, 92 lk.

Vellak, K., Liira, J., Karofeld, E., Galanina, O., Noskova, M., Paal, J. 2014. Drastic turnover of bryophyte vegetation on bog microforms initiated by air pollution in northeastern Estonia and bordering Russia. – *Wetlands*, 34:1097-1108.

Viil, A. 2010. Katendi eemaldamine ja tehniline rekultiveerimine põlevkivikarjäärides. – E.Kaar, K.Kiviste (koost.). Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Eesti Maaülikool, Tartu, lk. 70-104.

Viil, A. 2011. Põlevkivikarjäärade (kaevandatud alade) rekultiveerimine. – Kaevandamine ja vesi. TTÜ Mäeinstituut. Lk. 112-121.

Viiron, K. 2015. Ammendunud põlevkivikarjäärid kattuvad metsaga. – *Eesti Mets*, 4: 22-25.

[Väizene, V., Valgma, I., Pastarus, J. 2014. Ida-Virumaa põlevkivi kaevandamisalade ruumilise planeeringu hinnang. – \[https://www.researchgate.net/publication/283053058_IDA-VIRUMAA_POLEVKIVI_KAEVANDAMISALADE_RUUMILISE_PLANEERINGU_HINNANG\]\(https://www.researchgate.net/publication/283053058_IDA-VIRUMAA_POLEVKIVI_KAEVANDAMISALADE_RUUMILISE_PLANEERINGU_HINNANG\) \[vaadatud 11. 07. 2019\].](https://www.researchgate.net/publication/283053058_IDA-VIRUMAA_POLEVKIVI_KAEVANDAMISALADE_RUUMILISE_PLANEERINGU_HINNANG)