



Metsade looduslikkuse taastamise juhend

Koostajad:

Kalev Jõgiste, Rainer Kuuba, Kaili Viilma, Henn Korjus, Andres Kiviste, Aino Kalda, Erast
Parmasto, Inga Jüriado, Piret Lõhmus, Heino Õunap

Toimetajad:

Henn Korjus, Ahto Kangur,
Aiki Aavik

Tartu 2008

Koostatud Euroopa Komisjoni LIFE-Nature programmi projekti LIFE02NAT/EE/8555 “Prioriteetsete metsaelupaigatüüpide kaitse Eestis” raames Keskkonnainvesteeringute Keskuse metsandusprogrammi 2001. aasta projekti nr. 41 “Metsade looduse taastamise juhendi koostamine” ja looduskaitse programmi 2007. aasta projekti nr. 130 „Metsade looduslikkuse taastamise juhendi väljaandmine” toetusel.

Käesolevale trükisele palume viidata järgmiselt:

Jõgiste, K., Kuuba, R., Viilma, K., Korjus, H., Kiviste, A., Kalda, A., Parmasto, E., Jüriado, I., Lõhmus, P., Õunap, H. 2008. Metsade looduslikkuse taastamise juhend. Triip Grupp, Tartu. 82 lk + 25 lk.

Kokkuvõte

Metsade looduslikkuse taastamise juhend on valminud Euroopa Komisjoni LIFE-Nature programmi projekti “Prioriteetsete metsaelupaigatüüpide kaitse Eestis” raames 2002.a. ja seejärel täiendatud 2008.a. Juhendis esitatakse looduslikkuse taastamise mõiste ja ülevaade looduslikkuse taastamise bioloogilisest ja seadusandlikust taustast. Lühidalt kirjeldatakse Eesti metsade seisundit ning seniseid metsade looduslikkuse taastamise kogemusi nii Eestis kui Soomes. Mahukaima osa juhendist moodustavad erinevate taastamisvõtete kirjeldused taastamisvõtete ja metsatüübirühmade kaupa. Pakutakse välja ka metoodika taastamisvajaduse hindamiseks ja taastamise kavandamiseks. Suhteliselt eraldiseisva osa juhendist moodustab taastamisalade uurimise ja seire peatükk, mida toetavad mahukad lisad erinevate seiremetoodikate kirjeldustega.

© 2008 Metsahoiu Sihtasutus

© 2008 Kalev Jõgiste, Rainer Kuuba, Kaili Viilma, Henn Korjus, Andres Kiviste, Aino Kalda, Erast Parmasto, Inga Jüriado, Piret Lõhmus, Heino Õunap

Eessõna

Keskkonna- ja looduskaitstes räägitakse üha enam ökoloogilisest jalajäljest – elanikkonna poolt loodusele avaldatavast koormusest, mis on vajalik tarbitud ressursside taastamiseks ja tekitatud heitmete neelamiseks ja mida väljendatakse maapinnaühikule teisendatult. Ökoloogiline jalajälg iseloomustab inimeste poolt kasutatavate ressursside taastumisvõimet ja tekitatavate jääkainete mõju keskkonnale. Eesti ökoloogiline jalajälg on riigi pindalast kaks korda suurem, seega peaksime loodusressursse kulutama ja saastama senisest poole vähem.

Kuigi Eestis on rangelt kaitstavate metsade osakaal ligikaudu 7% ning kavandakse selle suurendamist vähemalt 10%-ni metsade kogupindalast, ei korva see kaugeltki raiete mõju vanade ja looduslike metsade liigistikule, kes aktiivse majandamise tingimustes ei suuda eksisteerida. Seetõttu muutub kaitsealade roll bioloogilise mitmekesisuse allshoidjana tulevikus üha tähtsamaks. Eesti kaitsealadel esineb lisaks looduslike metsaaladele ka palju majandustegevusest mõjutatud metsi, mis vajavad aega, et taastuda vanade metsadega seotud liikidele sobivateks elupaikadeks.

Jätksuutliku metsaelustiku, eriti vanade metsade elustiku, säilimise tagamiseks on vaja teatud juhtudel majandatud metsade looduslikkust taastada ja tõsta sellega kaitsealade looduskaitselist väärtust. Metsade looduslikkuse taastamise eesmärgiks on käivitada looduslikud protsessid ja viia inimese muudetud ökosüsteem tagasi võimalikult looduslähedasse seisundisse. Kuna metsa arengusse sekkumise mõju on väga pikaajaline, on eriti oluline, et looduslikkuse taastamise tegevuste juures toetutakse juhendile, mis koondab olemasolevaid teadmisi ning kogemusi metsakoosluste ja liikide arengu suunamise võimaluste ning võtete kohta nii Eestis kui ka sarnaste looduslike ja kliimaatiliste tingimustega piirkondades.

Käesolev juhend on Eestis esimene omalaadne ning teadmiste ja kogemuste lisandudes tuleks seda pidevalt uuendada. Juhend sisaldab ka metsade taastamise vajaduse hindamise ja seire metoodikat.

Juhend on koostatud Keskkonnainvesteeringute Keskuse ja Euroopa Komisjoni LIFE-Nature programmi toetusel. Juhendi koostajad tänavad ka Soome Metsade Peavalitsust ja Soome "Metsade taastamise käsiraamatu" (*Metsien ennallistamisopas, 2001*) autoreid.

Koostajad

SISUKORD

MÕISTED	7
METSADE LOODUSLIKKUSE TAASTAMISE BIOLOOGILINE JA KORRALDUSLIK TAUST	11
Sissejuhatus	11
1. Metsade taastamise loodusteaduslikud alused Eesti kontekstis	12
1.1. Looduslikkuse taastamise mõiste	12
1.2. Metsade looduslikkuse taastamise bioloogiline taust	14
1.2.1. Loodusliku metsa kirjeldus	14
1.2.2. Metsade looduslik areng	15
1.2.3. Metsade mosaiiksus	15
1.2.4. Liigiline koosseis	17
1.2.5. Vanuseline struktuur	18
1.2.6. Surnud puit	19
1.2.7. Häiringud	20
1.3. Eesti metsade looduslikkuse üldhinnang	23
2. Metsade looduslikkuse taastamise õiguslikud alused ja korraldus Eestis	24
2.1. Looduslikkuse taastamine Euroopa Liidu loodusdirektiivi tähenduses	26
3. Hemiboreaalsete metsade senine taastamispraktika Soomes ja Eestis	31
3.1. Kogemusi metsade looduslikkuse taastamisest Soomes	31
3.2. Senine metsade looduslikkuse taastamine Eestis	33
METSADE LOODUSLIKKUSE TAASTAMISE VÕTTED	34
4. Taastamisvõtted ja eesmärgid	34
4.1. Lagupuidu tekitamine	35
4.2. Puistu struktuuri mitmekesistamine	38
4.3. Põlendike rajamine	40
4.4. Loodusliku veerežiimi taastamine	42
4.5. Metsade killustatuse vähendamine	45
4.6. Väärtuslikud liigid ja nende säilimine	46
5. Puistute looduslik areng ning taastamisvõtted metsatüübirühmade kaupa	47
5.1. Loometsad	49
5.2. Nõmmemetsad	50
5.3. Palumetsad	52
5.4. Laanemetsad	53
5.5. Sürjametsad	55
5.6. Salumetsad	56
5.7. Lammimetsad	57
5.8. Soostunud metsad	58
5.9. Rabastuvad metsad	59
5.10. Madal soo-, siirdesoo- ja rabametsad	60
5.11. Kõdusoometsad	62
TAASTAMISE KAVANDAMINE	63
6. Kavandamise üldpõhimõtted	63
7. Taastamiskava koostamine	65
8. Ettevalmistustööd	68
9. Taastamisvajaduse hindamine	70
10. Väliuuringud taastamise kavandamiseks	73
11. Taastamisvõtete kavandamine	75
TAASTAMISALADE UURIMINE JA SEIRE	77
12. Uuringud	77

13. Seire korraldamine	78
14. Andmehõive	3
KOKKUVÕTE	4
KASUTATUD KIRJANDUS	5
Lisa 1. Taastatava ala inventeerimine.....	8
Lisa 1.1. Taastatava ala puistute inventeerimise blankett	8
Lisa 1.2. Puistu taastamisvajaduse leidmine	9
Lisa 2. Seire	10
Lisa 2.1. Puistu seire.....	10
Lisa 2.2. Alustaimestu seire.....	17
Lisa 2.3. Samblike seire.....	21
Lisa 2.4. Putukate seire.....	28
Lisa 2.5. Torikuliste (puuseente) seire.....	33

MÕISTED

EMKAV – Eesti metsakaitsealade võrgustiku projekt, mille raames valiti kõikjal Eestis kõrge loodusväärtusega metsaalasid range kaitse alla võtmiseks.

fütofaag (ingl *phytophage*) – taimetoiduline rohusööja, ka taimede parasiidid.

hail (ingl. *gap*) – tühimik võrastikus, mis on tekkinud puude väljalangemisest. Häilu kohas areneb uue metsapõlvkond eelmise metsapõlvkonna järelkasvust.

hailudünaamika (ingl. *gap dynamics*) – metsa selline areng, mille käigus toimub erinevate häiringute (lumi, tuul, putukkahjustused) tulemusena üksikpuude või puudegruppide hukkumine ning kujuneb hail, milles ilmnevad bioloogilised, liigistiku ja elukeskkonna aeglasel muutused.

häiring (ingl. *disturbance*) – sündmus ajas, mis oluliselt muudab ökosüsteemi, koosluse või populatsiooni struktuuri ning nende toimimiseks vajalike ressursside ja substraadi kättesaadavust; metsas nt. torm, tulekahju, putukate või seente poolt põhjustatud puude suremine.

juurekaelte sälkamine (ingl. *notching*) – kõdupuidu tekitamise viis, kirvega vigastatakse puu juurekaela üksikute põikilöökidega. Kui soovitakse kiiresti saada lagunevat ja surevat puitmaterjali võib lisada hormooni või kasutada herbitsiide.

kaitsealade võrgustik (ingl. *network of protected areas*) – kõigi erinevatel tasemetel kaitstavate alade kogum.

kliimaks (ingl. *climax, climax community*) – koosluste või ökosüsteemide arengurea (seeria) suhteliselt püsiv lõppjärg, kus suksessiooni enam ei toimu, ehkki fluktatsioonid ning kliimaatilised ja evolutsioonilised muutused jätkuvad. Kliimaks on teoreetiline konstruktsioon, looduses kohtab tõelist kliimaksit väga harva. Suksessiooni stabiliseerumist takistavad mitmesugused välishäired (tormid, tulekahjud, inimtegevus).

kõduaste – tulenevalt kõdunemise kestusest ja intensiivsusest eristatakse puidu kõduastmeid, äsjasurnust pudedaks kõdunenuni.

lagupuidu tekitamine (ingl. *creation of dead wood*) – laguneva ja aeglaselt sureva puitmaterjali tekitamine aladel, kus seda on vähe, eesmärgiga saada kvaliteedilt ja kõdunemisastmelt mitmekesine lamapuit.

lagupuit (ingl. *coarse woody debris*) – lagupuitu võib jagada kahte suurde rühma: seisvad surnud puud ja maapinnale langenud lamapuit. Lagupuit võib moodustuda ka murdunud puuokstest ja latvadest. Puu surma põhjustajateks ning surnud ja lagupuidu tekitajateks võivad olla kas mitmesuguste häiringute koosmõju või mingi häiring eraldi. Ühtlasi on lagupuit ökosüsteemis oluline energia-, süsiniku- ja toitainete allikas. Surnud puude täielik lagunemine võib aega võtta sajandeid, mõjutades ökosüsteemi väga pika aja jooksul. Väga paljudele mikroobidele, seene-, looma- ja taimeliikidele on lagupuit ülioluline elupaik ja/või energiaallikas.

lamapuit (ingl. *down timber*) – tormimurd või –heide, jalalt varisenud surnud puud. Enamasti on lamapuidu osatähtsus loodusliku puistu kogutagavarast 15–30%.

looduslikkuse taastamine (ingl. *restoration, ecological restoration*) – abinõude või tegevusega põhjustatud muutus, mis lokaalselt suunab loodusliku suksessiooni kaudu looduslikkusele; loodusliku paiga, selles toimuva looduslähedase protsessi või struktuurielementide taastamine loodusliku häiringudünaamika ulatust ja sagedust matkivate meetoditega; ka elupaikade parandamine saastatud maadel, tormimurrualadel.

loodusmets (ingl. *semi-natural forest*) – looduslikku tekkega ja kasvukohale iseloomuliku koosisisuga erivanuseline mets (vanus erineb rohkem kui ühe vanuseklassi võrra), milles võib olla varasemate raiete jälgi (on näha väga vanu kände), kuid need ei mõjuta enam vahetult puistu praegust struktuuri ja selle edasist arengut; suhteliselt noortes puistutes on vähemalt mõned puud varasematest metsapõlvkondadest, samuti leidub erinevates kõdunemisastmetes lagupuitu.

metsapõleng (ingl. *forest fire*) – metsataimkatte, kõdu või turba põlemine, tekkeviis võib olla inimtekkeline või looduslik. Eristatakse pinna-, maa- ja ladvatuld. Pinnatuli põletab kulu, alustaimestu, varise ja metsakõdu; hävib enamik alusmetsa ja järelkasvu, säilivad paksukorbalised puud. Ladvatuli tapab kõik puud. Metsapõleng on oluline ökoloogiline tegur, mis põhjustab enamasti soovimatut puuliikide vaheldumist.

metsakasvukohatüüp (ingl. *forest site type*) – ühesuguste kasvutingimustega metsamaa kogum. Metsakasvukohatüüp on metsatüpoloogilise klassifikatsiooni territoriaalne põhiüksus, see ei muutu metsatüübi muutudes ja on määratav ka metsata maal. Metsakasvukohatüüpe eristatakse tunnuste kompleksi (pms mulla ja taimedekoosluse) järgi. Metsakasvukohatüüpide piires eristatakse enamuspüüliigi alusel üht või mitut metsatüüpi.

metsakooslus (ingl. *forest community*) – puistu ja alumiste rinnete poolest ühetaoline metsaosa. Rinnete hulgas eristatakse puurinnet ja selle järelkasvu, põõsa-, puhma-, rohu- (või ühist puhma-rohu-) ja sambla- (või sambliku-sambla-) rinnet. Peale taimede kuuluvad metsakooslusse seened ja mikroobid. Suksessiooniastme alusel eristatakse järgmetsakooslusi ja püsi- ehk kliimaks metsakooslusi.

mitmekesisus (ingl. *variety, diversity*) – liigiline mitmekesisus on liikide rohkus koosluses, ökosüsteemis või maastikul; bioloogilise mitmekesisuse moodustavad liigid ja nende moodustatud kooslused, nende elupaigad ja geneetiline mitmekesisus. Elupaiga mitmekesisus on elupaikade ja kasvukohtade üldtunnusete (topograafia, hüdroloogia, samuti elus- ja eluta looduse elemendid) kompleks, mille alusel elupaikad eristatakse.

proovitükk (ingl. *sample plot*) – seirealale valitud püsivaatlusalala, mille asukoht on fikseeritud GPS koordinaadiga ja mis on tähistatud looduses (ruut, ring vms).

põlismets e. **ürgmets** (ingl. *natural forest*) – metsaosa, milles pole inimtegevuse jälgi (raied, kraavitus), on loodusliku tekkega ja kasvukohale iseloomuliku koosisisuga, puistu struktuur on mitmekesine ja puud on erivanuselised, leidub nii seisvate surnud kui lamapuudena vähemalt 30 tm/ha surnud puitu erinevates lagunemisastmetes.

seireala (ingl. *monitoring area*) – taastamisalal püsivaks jälgimiseks valitud ala, millele paigutatakse seiremeetodite iseärasustest tulenevalt proovitükid.

suktsessioon (ingl. *succession*) – koosluste ökosüsteemi sise- või välisteguritest tulenev muutumine ajas, mille käigus toimub liikide vaheldumine; teatud aja ja struktuuriga suktsessioonietapis on sageli sellele tüüpiline elustik (okasmetsad); esmassuktsessioon – esimest korda (nt. jääaja järgselt) toimuv taimeestiku levimine; sekundaarsuktsessioon – häiringu järgselt toimuv taimeestiku arenemine algupärase taimeestiku keskkonna muutudes.

taastamisala (ingl. *restoration area*) – puistu, millele on koostatud taastamiskava ja milles on läbi viidud taastamisvõtteid.

taastamiskava – taastamistegevuste eeljärjestamise ja tegevusplaani koostamise alus, kus esitatakse taastatava ala üldiseloomustus, ala loodusväärtuse, liigistiku eritunnuste iseloomustus, metsade seisundi kirjeldus (struktuur ja looduslik olukord) enne taastamist, taastamise eesmärgid (piirkondlikud ja kohalikud), taastamisviisid ja –võtted, taastamise tegevuste ajakava ja eelarve (lühi- ja pikaajaline, prioriteetsus), järelvalve ja seire (meetmete kirjeldus), tulemuslikkuse kontroll ja kriteeriumid ning kaardimaterjalid.

taastamisvajadus (ingl. *restoration requirement*) – hinnang elupaigatüübile ja/või metsaalale selle loodusliku taastumisvõime ja taastumisaja kohta; kiire taastumine ja lühike aeg = väike taastamisvajadus, aeglane taastumine ja pikk aeg = suur taastamisvajadus.

taastamisökoloogia (ingl. *restoration ecology*) – ökoloogia haru, mis uurib loodusläheduse tekitamist, selle õnnestumist ja selleks tarvitavate abinõude efektiivsust ning kestvust.

taastumisvõime (ingl. *restoration capability*) – vaadeldava elupaiga (koosluse) suutlikkus teatud aja jooksul muutuda loodusliku arengu kaudu iseeneslikult loodusliku elupaiga sarnaseks; nt kuivendatud sood ei muutu kunagi algupäraseks (nende taastumisvõime on väike või olematu); kui taastumine on õige suunaga ja kiirusega, on taastumisvõime suur (vanemad majandusmetsad, looduslikult tekkinud järelkasv).

taastuv mets (ingl. *recovering forest*) – inimtegevuse tagajärjel tekkinud mets, milles on üsna rohkesti märke varasematest raietest, kuid nende mõju puistu praegusele struktuurile on sedavõrd väike, et puutumatus oleks kujuneks 20-30 aastaga välja looduslik mets; esineb üksikuid jalal seisvaid surnud ja maapinnale langenud kõdunevaid puid.

teemakaart – (ingl. *thematic map*) – kaardiandmete ja andmebaaside sidumisel tekitatav kaardikiht, mis iseloomustab ala teatud kindlaid omadusi (loodusväärtuste paiknemine, puistute vanuseline ja/või liigiline koosseis jne).

tuli (ingl. *fire*) – on organismidele ja kooslustele ebaregulaarne ohutegur; põleng põhjustab koosluse koosseisu ja struktuuri muutumist. Korduva põlemise tagajärjel asenduvad troopikametsad savannidega, nõmme- ja palumetsad nõmmedega. Ökosüsteemides, mida t on mõjutanud kaua ja sageli, on kujunenud taimede kohastumused (tüvede põlengukindlus, seemnete põlengujärgne idanemine) ning põlendikele iseloomulike pürofüütide kooslused.

tuumala (ingl. *core area*) – kõrge loodusväärtusega ala kaitsealal, mis ei vaja taastamist.

tüügas (ingl. *snag*) – seisev surnud murdunud ladvaga puu.

vööstamine (ingl. *girdling*) – puude vigastamine mootrosae, kirve või märkenoaga tüve alaosas, eesmärgiga tekitada aeglaselt püsti surev puu.

õõnepuu (ingl. *hollow tree*) – puu või ka puuoks, millesse on tekkinud looduslikult poolkinnine õõnsus, mis on elupaigaks paljudele selgrootutele ja selgrootsetele loomadele.

ökoton - kahe järsult erineva koosluse siirdevöönd, mis sisaldab mõlema koosluse elemente.

METSADE LOODUSLIKKUSE TAASTAMISE BIOLOOGILINE JA KORRALDUSLIK TAUST

Sissejuhatus

Kalev Jõgiste

Viimase paari sajandi jooksul on inimene väga oluliselt muutnud metsade ilmet ja struktuuri. Metsade väljanägemist ei muuda inimtegevus mitte ainult otseselt, vaid ka mitmete looduslike faktorite elimineerimisega. Läbi ajaloo on metsi looduslikult mõjutanud tuul, tuli, kahjurid, seenhaigused, olles koosluse kujunemise loomulik ja vajalik tegur. Metsade majandamisel on leitud võimalusi neid tegureid vältida või nende mõju vähendada.

Metsade majandamine on Eestis suhteliselt intensiivne. Seetõttu omandab ka erilise tähenduse metsa kui ressursi säästev kasutamine. Metsade tähtis loodusvara on puit, millele lisanduvad kindlasti metsade alternatiivne kasutus loodusturismi ja kõrvalkasutuse (seened, marjad, ravim- ja dekoratiivtaimed) näol. Mitmekülgne metsakasutus rõhutab vajadust hajutada majandustegevusega kaasnevaid riske. Metsade puidutootlikkust võib suurendada, kuid selle hinnaks on kõrgemad riskid nii majanduse kui loodushoiu seisukohalt (Perry 1994).

Metsal on palju omadusi ja elemente, mille väärtust tänasel päeval on raske hinnata (me ei tunne ja ei teadvusta neid), kuid mis kujutavad vaieldamatut väärtust tulevikus. Metsa igakülgsede väärtuste säilitamine tulevastele põlvetele nõuab tegutsemist (ja teatud tegevustest loobumist) just praegu!

*Üks kõige sagedamini, ka tavapäraistes majandusmetsades, kuuse lamapuidul esinev seeneliik kuuskõbjuk (*Thichaptum abietinum*) on looduslik ligniinilagundaja; sama töö suudab inimene teha suurtes paberivabrikutes räniga keskkonnasaaste hinnaga.*

1. Metsade taastamise loodusteaduslikud alused Eesti kontekstis

1.1. Looduslikkuse taastamise mõiste

Kalev Jõgiste

Mets muutub pidevalt. Metsas toimuvad paljud protsessid, mis kulgevad erineva kiirusega ja on erineva iseloomuga. Looduslikkus ongi teatav kogum võimalikke arengutsenaariume metsa elus, kus inimõju puudub või esineb traditsioonilise majandustegevustena. Enamasti ei suuda inimene metsas toimuvaid muutusi, nagu puude kasv või üksiku puu suremine, tabada, sest ta käib metsas harva. Kogemuslikult võivad muutusi tabada need inimesed, kes metsas sageli viibivad või teostavad metoodilisi vaatlusi ja mõõtmisi korrastatud info kogumiseks.

Viimastel aastakümnetel on kiire arengu läbi teinud nn. **taastamisökoloogia**. **Taastamisökoloogias** keskendutakse inimtegevusele, mis loob võimaluse eluskoosluse arenguks või kiirendab seda suunas, mida peetakse looduslikuks (inimtegevuse poolt mitte või vähesel määral mõjutatuks). Seega, ökosüsteemi arengu juhtimisel lähtutakse eesmärgist, mida defineeritakse teatud etalonile vastava „soovitud seisundina“ ja see peaks olema võimalikult looduslik (Stanturf 2005). Ökoloogilise taastamise mõiste laiemas tähenduses haarab ka olukorrad, kus taastamise algobjekt on looduslikust väga erinev kooslus või ökosüsteem väga tinglikult (tehnogeensed maastikud). Isegi arvestamata ekstreemseid olukordi on „absoluutne“ **looduslikkuse taastamine** mõeldamatu ja piirdub paljudel juhtudel liigilise või struktuurilise mitmekesisuse juhtimisega suunas, mida peame looduslikuks.

Loodusteadlased on metsa kui üht olulisemat ökosüsteemi kirjeldanud väga erinevalt. Koostatud on metsades elutsevate liikide nimestikke ja iseloomulike koosluste kirjeldusi, vaadeldud on protsesse ja erinevate organismide funktsionaalset sõltuvust üksteisest. Üheks võimalikuks metsa kirjeldamise viisiks on metsade klassifitseerimine sarnaste kasvutingimuste alusel. **Metsakasvukohatüüpe** on väikeses Eestiski üsna suur hulk ja oma iseloomult (koosseisult, ehituselt) on nad väga erinevad (Lõhmus 1984). Metsakeskkond oma peamiste omadustega veerežiimi, mullastiku, temperatuurimuutuste ja elustiku osas loob eeldused teatavate protsesside kulgemiseks ning teatud tüüpi **häiringute** esinemiseks, välistades teised. Märjade viljakate muldadega aladel (sõnajala kasvukohatüüp) on väga vähetõenäolised tulekahjud, küll aga võivad sellised alad sattuda üleujutuste mõjualasse tänu oma asendile madalal reljefiosal.

Sõnajala kasvukohatüübis kasvavad Eesti ühed mitmekesisemad lehtpuu-segametsad, mida iseloomustab lopsakas rohuline ja aastaringelt niiske kuni märg pinnas, mis ei võimalda tulekahjude teket ning takistab nende levikut.

Looduslikud protsessid sisaldavad paljusid juhuslikke sündmusi – looduslike häiringuid. Inimtekkelised häiringud on häiringud, mille toimemehhanismi esinemine looduslikult on vähe tõenäoline. Näiteks esineb looduses väga harva sedalaadi kahjustusi, mida täheldame tööstuslike heitgaaside allikate puhul. Tõsi, vulkaanide või teiste geoloogilis-seismilise iseloomuga nähtuste osas eritub samuti gaase, muutub reljef, kuid ainult väga harva on nende mõju sama ulatuslik kui inimõju.

Tänapäevaste metsade kõige ulatuslikumad inimtekkelised häiringud on seotud metsade majandamisega puidu saamise eesmärgil – metsa uuenemise, kasvu ja raie kontrollimisega. Metsakasvatuslikud tööd on võrreldes looduslike häiringutega regulaarsed, enamasti

sagedased (hooldusraied) ja metsa looduslikku struktuuri lihtsustava mõjuga. Metsade majandamine tugineb metsakasvatustele võtetele, kus peamiseks eesmärgiks on kasvatada puitu võimalikult optimaalse kuluga. Seepärast näeme majandusmetsades peamiselt ühevanuselisi ja ühetaoliste puudega puistusi. Puud on sarnased mitte ainult silmale nähtavate tunnuste osas, vaid ka pärilike tunnuste osas. Vähem intensiivne metsakasvatus jätab paljud protsessid looduse hooleks. Samas on taolistest suhteliselt looduslikest metsadest võimalik saada just mittepuidulist tulu, kuid mille hindamiseks puudub sageli õige mõõdupuu.

Häiringud esinevad mistahes vanusega metsas ja enamasti suudab mets pärast suuri häiringuid taastuda, kuna säilib terve hulk loodusliku arengu käigus tekkinud metsaelemente. Looduslikud katastroofilaadsed häiringud on ka inimesele tajutavad. Torm võib mõne minuti jooksul langetada kõik puud kümnetelt ja sadadelt hektarilt. Taastumine on aga vähem tajutav, sest looduslike protsesside abil on see sageli aeglane ja **taastuv mets** ei ole inimesele huvipakkuv majanduslikus mõttes. Tormile järgnev uuenemisperiood haarab paljusid aeglaselt kulgevaid protsesse: puidu lagunemist, seemnete idanemist, noorte puude kasvu jne.

Majandusmetsades säilib loodusliku dünaamika käigus tekkinud mitmekesisusest vaid osa, sh kõige enam kannatavad teatavat tüüpi (vanad, vääriskuulidega, märgade kasvukohtade jne) puistud. Inimene ei lase neil taastuda (raiub vananeva metsa üha uuesti maha, renoveerib kuivendussüsteeme jne). Just selliste koosluste taastamine oleks vajalik. Ka looduslikud häiringud esinevad just erineva vanusega metsades. Vana metsa hävimise järel võime rääkida noore metsa taastumisest (noor **loodusmets**), mis peab aset leidma enne vana metsa taastumist.

Intensiivselt ja regulaarselt majandatavates metsades püütakse saavutada maksimaalset ning odavat puidutoodangut, mis siiski ei välista ka mõnede loodusväärtuste säilimist.

Inimese sihipärasest tegevusest, mis kiirendab inimtegevuse tulemusena muutunud struktuuriga metsade looduslike omaduste taastumist, nimetatakse metsade looduslikkuse taastamiseks. Looduslikud omadused on eeskätt seotud puurinde ehituse ja liigilise mitmekesisusega. Taastamise eesmärgiks on suunata ja kiirendada majandusmetsa kujunemist mitmekesiseks looduslähedaseks ja looduslikuks metsaks. Koos metsade loodusliku struktuuri taastamisega taastatakse ka loodusliku arengu protsessid. Kuna erineva tugevuse, ulatuse ja intensiivsusega häiringud on osa metsa looduslikust arenguprotsessist kuulub taastamise alla ka erinevate häiringute imiteerimine. Kuid alati, kui otsustatakse loodusväärtusi taastama asuda, jääb ikkagi küsimus, kuivõrd looduslik on tegelikult selline taastatud kooslus.

1.2. Metsade looduslikkuse taastamise bioloogiline taust

Kalev Jõgiste

1.2.1. Loodusliku metsa kirjeldus

Looduslikkus on selline mõiste, mis alati jääb teatavaks abstraktsiooniks või inimese loogilise mõtte üheks järelduseks. Inimest võib pidada looduse osaks, aga selle osa mõju on ebaproportsionaalselt suur. Sageli peetakse aga looduslikus seisundis metsa olukorda halvemaks, võrreldes inimtekkelise metsakooslusega (Fulé 2002). Potentsiaalne looduslik metsakooslus võib olla paljudel juhtudel ka majanduse etaloniks (Fujimori 2001).

Kriteeriumid looduslikkuse hindamiseks võivad olla väga erinevad. Kõige kergem on mõista puude paigutuse ja suurusega seonduvaid määratlusi, sest puud on metsa kõige suuremad organismid. Erineva vanuse ja suurusega puude olemasolu puistus viitab kooslusesisestele looduslikele protsessidele üksikute puude sündimisel ja suremisel. Surnud puud puistus näitavad metsa loomulikku elukäiku. Samas ei ole sugugi kerge tuvastada puude suremise põhjuseid. Sageli kutsuvad puude hukkamise esile kahjurid või haigustekitajad. Ka välised tegurid (tugev tuul, tuli) hukutavad puud suuremal või väiksemal alal. Väliste tegurite mõju on üsnagi juhusliku iseloomuga ja seda prognoosida on väga raske.

Metsaökosüsteemis on kesksel kohal puistu (koos kasvavate puude kogum teataval maa-alal), mis dikteerib ökosüsteemi arengu iseloomu. Looduslik mets on üldiselt mitmerindelne ja sisaldab palju erivanuselisi ja erinevaid puuliike. Mitme puurinde olemasolu võimaldab koosluses elada suuremal arvul organismidel. Surnud puudest moodustub aja jooksul palju erinevates kõduastmetes olevat lagupuitu, mis on oluline **loodusmetsa** tunnus. Selline mitmekesine elav ja surnud puit annab tunnistust metsale omastest **häiringutest** (tulekahjud ja nendes hukkunud puud, tormiga tekkinud **hällud** ja vigastatud puud, **fütofaagide** kahjustused).

Mitmekesisus on tavamõistes eeskätt erinevat liiki organismide arv teatavas regioonis või uurimisalal. Otsest liigirikkust suudavad määrata ainult spetsialistid, kes on spetsialiseerunud erinevate organismide gruppidele. Eraldi räägitakse veel geneetilisest mitmekesisusest. Sellisel juhul arvestatakse ka varieeruvusega ühe liigi isendite osas.

Surnud puud puistus, nii lamavad kui jalal seisvad näitavad metsa loomulikku elukäiku.

Erinevate ökosüsteemide majandajatel on tarvis lihtsustatud lähenemist mitmekesisusele. Selleks on rakendatav struktuurilise mitmekesisuse käsitlus. Struktuuriline mitmekesisus on teatav kaudne mõõt liigilisele mitmekesisusele. Struktuurilises mitmekesisuses vaadeldakse erinevate struktuurikomponentide (näiteks lamapuit, tüükad, reljeefielemendid) olemasolu. Erinevad struktuurielemendid pakuvad elupaiku erineva taksonoomilise kuuluvusega isenditele. Puistu struktuurist lähtudes võime hinnata väärtusi ja seada eesmärgi metsaökosüsteemi mõjutamisel. Metsaökosüsteemi struktuur näitab eesmärgiks seatud väärtuste olemasolu või puudumist (Kuuluvainen ja Nikinmaa 2006).

Tõenäosuse suurenemine liikide arvu vähenemiseks on risk mitmekesisusele. Abinõud taolise riski vähendamiseks on rakendatavad majandusvõtete väljatöötamisel (Kuuluvainen jt 2004). Maastikuelementide kombineerimine looduslikku seaduspära ja kultuurilist traditsiooni arvestades on üks tähtis põhimõte loodusvarde majandamisel.

Metsad on võimelised ise taastuma säilitades palju neid omadusi, millest inimene on huvitatud (erinevate puuliikide puit, seemned, marjad jne.). Seepärast tuleb taastamise aluseks võtta põhiteadmised metsa taime-, looma- ja seeneliikidest. Lisaks peab tundma elustiku **suktsessioone** ja looduslike **häiringute dünaamikat** ning teadma, kuidas metsade majandamine on seda dünaamikat muutnud.

Üks või teine puuliik on juba evolutsiooniliselt kohastunud erinevate keskkonnatingimustega. Seetõttu looduslikus metsas näeme märgadel kasvukohtadel puuliike, mille juurestik omab võimet omastada toiteaineid ja vett tugevasti kõikuva veetaseme korral (sesoonselt aga ka kliimatiliste fluktuatsioonide korral). Ka vastupidine olukord veerežiimi osas nõuab puittaimede liigispetsiifilisi omadusi, vaeseid ja kuivavaid muldasid asustavad liigid mis on kohastunud organismi erinevate osade funktsioonide säilimisele veedefitsiidi tingimustes.

1.2.2 Metsade looduslik areng

Taimekoosluste arengus võib eristada etappe: uuenemine, koosluste välja kujunemine ja suhteliselt stabiilne lõppkooslus (**kliimaks**). Kliimaksi stabiilsus on pakkunud ainet pikkadeks vaidlusteks. Varasemate teooriate kohaselt liiguvad kõik vaadeldava ala taimekooslused ühetüübilise koosluse (monokliimaksi) suunas. Asjadesse kriitiliselt suhtudes tuleb aga tunnistada, et keskkonnatingimuste erinevused ei luba kooslustel ühetaolisteks muutuda, eksiteerida võib mitu stabiilset kuid erilmelist kooslust (polükliimaks). Stabiilses koosluses on liikide arv harilikult suhteliselt väike. Kõige liigirikkamad on sellised metsad, mis on arengu keskastmes; ka vahetus häiringujärgses koosluses on liikide arv üsna tagasihoidlik (Landsberg ja Gower 1997).

Nagu eelmises peatükis mainitud, võivad metsa looduslikku arengut mõjutavad tegurid olla välised (eksogeensed) või seesmised (endogeensed), seda nii metsa suremise kui uue metsa tekkimise protsessis. Loodusliku metsa osalisel või täielikul hukkumisel olgu siis väliste või sisemiste faktorite mõjul säilib enamasti osa elustikust ja alles jääb ka suur kogus surnud orgaanilist ainet väga erineval kujul. Sellel osal elustikust, mis jääb alles pärast metsökosüsteemi tabanud ja osa organisme hukutanud sündmust (häiringut), on täita n.ö. „säilitaja“ või „taastaja“ roll. Allesjäänud osa eelnevast ökosüsteemist võime käsitleda „jäänukelemendina“ või „pärandina“. Nii häiringueelse ökosüsteemi elus ja ka eluta osa mõjutab tekkiva koosluse arengut meile tuntud **suktsessiooni** seaduspärasuste järgi (aitab taastuda) või juhib selle vastavalt arenguperioodi pikkusele ja peamistele keskkonnateguritele uude, meile teadmata seisundisse.

1.2.3. Metsade mosaiiksus

Metsade mosaiiksus on tingitud keskkonna ruumilisest muutlikkusest, kuid ka inim mõjust. Erinevad mullad, reljeefierisused jne. moodustavad keerulise loodusliku mustri. Tähtis on hoomata, et see kooslustemuster on pidevas liikumises. Liikumise peamiseks põhjuseks on sageli abiootilised mõjud ökosüsteemi elusosale.

Igal **metsakooslusel** on oma dünaamika, mida teaduslikult tõlgendatakse **suktsessioonina**. Erinevad suktsessioonietapid loovad omakorda ulatusliku mustri maastikul.

Suktsessioonifaaside esinemine sõltub häiringutegurite iseloomust (tüüp, intensiivsus, tugevus, ulatus, sagedus), millest moodustub häiringurežiim.

Palju sõltub ka sellest, millises mõõtkavas mustrit vaadeldakse. Nii sõltub mulla-, vee-, temperatuuri- ja valgusrežiimist metsakoosluste liigiline koosseis. Metsaosa või puistu tasemel täheldame väikeste **häilude** moodustumist metsas, maastiku tasemel näeme aga erinevaid metsaosi ja nendes toimuvaid muutusi.

Kooslustemustris näeme, et erinevad kooslused on erineva esindatusega. Väheesinevate, lokaalsete ja haruldaste koosluste looduslik olemasolu sõltub suuresti nende eriliste saarekete või "laikude" ühendatusest üksteisega looduslikus "tavamustris". "Tavamustri" moodustab sagedasti esinev (või domineeriv) kooslus. Mudelit, mis kirjeldab taoliselt ülesehitatud süsteemi võib nimetada "koridormudeliks" (Lindenmayer ja Franklin 2002). Teistsugune maastikumudel rõhutab iga erilise koosluse sujuvat kokkupuudet naaberkooslusega (kontiinumimudel).

Ühtlaste metsamaastike suureks probleemiks on muutunud nende killustumine. Killustumine tähendab metsaliikide populatsioonide lõhkumist ja nende osade eraldamist. Killustumist (fragmenteerumist) võib vaadelda erinevate protsessidena. Kui populatsiooni terviklik elupaik lõhutakse, selle osad eraldatakse võibki seda nimetada tervikelupaiga kadumiseks. Populatsioon jaotub elupaigafragmentidele, mis võivad muutuda isoleerituks. Sellega kaasneb veel mitmeid tegureid, näiteks eraldusfaktorite (teed, sihid) kaudu võraste liikide sissetung ja suurenenud servakoosluste osakaal.

Populatsioon jaotub elupaigafragmentidele, mis võivad muutuda isoleerituks. Sellega kaasneb veel mitmeid tegureid, näiteks eraldusfaktorite (teed, sihid) kaudu võraste liikide sissetung ja suurenenud servakoosluste osakaal.

Eriti kannatavad killustumise all haruldased kooslused neid alalhoidvate koridoride läbilõikamise tõttu. Taoliselt eraldatud koosluste ja populatsioonide loodud muistri edaspidist arengut on raske ennustada ka "tavamustris". Populatsiooni taastumispotentsiaali säilitamiseks on vajalik minimaalne isendite arv ning ühenduste selle eraldatud osade vahel. Eraldatud populatsioonide hävimise või väljasuremise oht on suur.

Killustumist põhjustavad ka looduslikud tegurid (geoloogilised protsessid, kliimafluktuatsioonid, üleujutused), inimõju on aga kaasajal muutunud peamiseks põhjuseks. Üheks olulisemaks teemaks ongi tõusnud majandusvõtete väljatöötamine, millega säilitatakse "tavamustri" olulised omadused populatsioonide säilimiseks.

Üldiselt võib tõdeda, et Eesti metsamaastik on tugevalt fragmenteerunud. Seda võib pidada "poollooduslikuks reaalsuseks", kuna ajalooliselt on hajaasustusest tingitud majandamine toimunud küllalt pisikeste osadena. Suurte kaitsealade väärtus seisneb loodusliku dünaamika säilitamises maastike tasandil, samas on väga oluline ka killustunud elupaikade ja populatsioonide kaitse, sageli on see ainuke võimalus ja haarab püüdnud kooslused loodusressursside majandamise kultuurilisest aspektist.

1.2.4. Liigiline koosseis

Maal arvatakse elavat elusolendeid rohkem kui 10 miljonist liigist. Eestis loendatakse vaid murdosa sellest liikide müriaadist – ligikaudu paarkümmend tuhat. Huvitav on märkida, et üle poole liikide arvust Eestis moodustavad selgrootud (Raukas 1995), eeskätt putukad; soontaimi on vaid 1441 (Kukk 1999) ja selgroogseid 487 liiki (Raukas 1995).

Liigiline mitmekesisus on tähtis tegur metsade **taastumisvõime** ja stabiilsuse säilimisel. Erinevatel puuliikidel on erinev vastupanuvõime looduslikele **häiringutele**: lepad taluvad üleujutusi, mänd pinnatulekahjusid ja torme jne. See võimaldab häiringus paremini vastu pidanud puuliikidel kiiresti uue metsapõlve taastada ning häiringute järgselt ei teki metsata alasid.

Liigilise mitmekesisuse põhjus peitub keskkonnategurite poolt loodud ökoloogilistes niššides ja liikide evolutsioonilises kohastumises eluks nendes määratud tingimustes. Nišši võib vaadelda nii ajalise kui ruumilise mõõtmega. Ajaliselt tähendab niššide täitumine erinevate suktsessioonietappide läbimist. Inimene mõjutab liigilist koosseisu ja sellega eirab neid mehhanisme, mis looduses tagavad õige liigi õiges nišis ja õiges proportsioonis teiste liikide suhtes. Tulemuseks on ebastabiilsed kooslused, kus liigid võivad sobiva nišši puudumise tõttu riskialdid olla.

Liigirohkus on sageli üheks kriteeriumiks metsade looduslikkuse määramisel. Seda kriteeriumi ei saa siiski üheselt käsitleda, sest inimene on kas tahtmatult või tahtlikult paljusid looduslikult liigivaeseid kooslusi rikastanud. Inimtegevuse tulemusel on kujunenud ka kõrge loodusväärtusega poollooduslikud kooslused, mille säilitamiseks tuleb neid sihipäraselt majandada.

Äärmiselt huvipakkuvaks elemendiks poollooduslike koosluste osas on **ökotonid**. **Ökotonides** on liikide kohanemine loonud teatava tasakaaluseisundi, mis võimaldab liikidel koos eksisteerida (Perry 1994) ning tulemuseks on suur liigirikkus. Huvitavateks näideteks on põllu- ja metsakoosluste kokkupuutekoht, rohumaade üleminekud märgaladeks jne. Keerukad olukorrad tekkivad siis, kui siirdevöönd moodustub tehniliku ja poolloodusliku koosluse vahel.

Metsade majandamisel keskendutakse suurel määral puistut moodustavate liikide arvule. Veel tänapäevalgi on laialt kasutusel metsakasvatustlikud võtted, kus puistu rajatakse ühe puuliigiga või looduslikult tekkivad puistud püütakse kujundada metsa hooldamisel üheliigiliseks. Puuliikide arvust sõltub suurel määral ka teiste organismide rohkus (Perry 1994, Lõhmus 2000). Samas püütakse leida alternatiivsed lahendusi segapuistute metsakasvatuses nii metsade raiete, loodusliku uuenduse kui kultiveerimise puhul.

Taimekooslusi laiemalt vaadeldes on huvitav märkida, et **liigiline mitmekesisus** on määratav ka funktsionaalselt, näiteks õistaimede liikide arv võib olla üsna väike kuid õite värvus või nektarieritumise ööpäevane tsükkel võivad oluliselt mõjutada tolmeldajate liigirohkust (Bazzaz 1998). Liigiline koosseis võib muutuda ajas. Suktsessiooniliselt vahelduvad liigid nii metsa- kui teistes kooslustes. Näiteks Soomes teostatud metsade alustaimestiku uuringud näitavad, et põhiliigid on jäänud samaks, kuid muutunud on proportsioonid: mõningate domineerinud liikide osakaal on langenud teiste liikide arvelt (Reinikainen *jt.* 2000).

Metsamajanduse tõhusale puidukasvatusele orienteeritud rotatsiooniperiood ei võimalda spetsialiseerunud liikidel, kes vajavad eluks erilmelisi pikkade **häiringute** vaheaegadega metsi, väljaspool kaitsealasid esineda. Majandusmetsades kohtame laialt levinud tavalisi liike, kuid kaitsealad on praegu ja ka tulevikus keskkonna suhtes nõudlike liikide turvapaigaks. Mõnele liigile on elava või surnud puu vanusel ja dimensioonidel suur tähtsus. Näiteks suured röövlinnud, kes vajavad pesade ehitamiseks kõrgeid puid, on juba aastakümneid tagasi pesapuude hävimise tõttu taandunud mitmetes Põhjamaades (Tukia *jt.* 2001). Taastamise käigus tuleb seemne- ja säilikpuud jätta tulevase mitmekesise metsa põlispuudeks ja hiljem surevateks jämedateks lamapuudeks.

Liigilise mitmekesisuse mõõtmiseks on kasutatud mitmeid suurusid. Liigilise mitmekesisuse määramiseks on võimalik välja mõõta kindla pindalaga proovialad ja loendada seal leiduvad liigid. Alfamitmekesisus näitab liikide keskmist arvu ühetüübilise kasvuala (näiteks metsakasvukohatüübi) proovialadel. Suuremal alal (näiteks ühe maakonna) erinevate kasvukohatüüpide alfamitmekesisus võib suuresti varieeruda.

Gammamitmekesisus on alfamitmekesisuse mõõtmisel saadud liikide üldarv teatavas regioonis. Beetamitmekesisus on aga suhtarv, mis aitab võrrelda teatava regiooni sees paiknevate kasvukohtade liigilise mitmekesisuse erinevust. (Näiteks: kui ühe kasvukohatüübi keskmiseks puuliikide arvaks proovitükil on 3 ja maakonnas esinevate puuliikide arv (gammamitmekesisus) on 6, siis beetamitmekesisus on $6/3$ ehk 2) (Perry 1994).

1.2.5. Vanuseline struktuur

Metsade struktuuri stabiilsus on oluline küsimus. Millised struktuuri muutused tuleb lugeda märkimisväärseteks? Millal on tegemist tasakaaluseisundiga? Milline on stabiilse metsakoosluse vanuseline struktuur? Stabiilsuse küsimuses eristatakse kahte komponenti: vastupanuvõime ja **taastumisvõime**. Hea vastupanuvõime puhul on väliste tegurite mõju metsale väike, hea taastumisvõime puhul erinevad faktorid mõjutavad metsa, kuid sellel on võime suhteliselt kiiresti endise oleku juurde tagasi pöörduda ja tulemuseks on 'võnkumine' tasakaaluseisundi ümber.

Stabiilse **metsakoosluse** moodustumisel on täheldatud puude vanuse (ja ka suuruse) sellist jaotust, kus noori isendeid on palju, vanu aga sootuks vähe. Jaotusskaalal näeme sellise vanuselise koosseisu puhul langevat joont, mida kutsutakse „tagurpidi-J“ jaotuseks.

Ürgmetsades, kus puurinde koosseis ja vanuseline struktuur on kujunenud loomuliku arengu käigus, näeme ka väga vanu puid. Vanuselise struktuuri uurimine Soomes on näidanud, et ürgmetsades on paljude puude vanus üle 250 aasta, vanimad puud olid 525 aastased männid (Kuuluvainen *jt.* 2002). See näitab, et metsi mõjutanud **häiringud** (peamiselt tulekahjud) pole metsa hävitanud täielikult.

Paljudel juhtudel on puistus kasvavad puud ühevanuselised. Taolist olukorda esineb nii looduslikes metsades, kui inimese poolt rajatud kultuurpuistutes. Looduslikult tekib taolisi metsi pärast suuri häiringuid, kus kogu eelmine metsapõlv on hukkunud. Majandamise seisukohast on ühevanuseline puistu eesmärgiks, kuna seda on lihtne hooldada ja rotatsiooniperioodi lõpus lihtne raiuda. Ühtlast vanust on metsas raske säilitada. Puude omavahelise konkurentsi käigus langeb osa puid välja ja toimub diferentseerumine erinevateks rinneteks. Mitmerindelise puistu vanuse määramine on probleemne, kuna erineva suurusega puid kiputakse pidama erivanuseliseks. Põhja-Ameerikas on täheldatud mitmete

puuliikide osas nähtus, kus puistus toimuv konkurents ei vii isehõrenemisele. Näiteks keerdokkalise männi puhul on vaadeldav teatav stagnatsioonifaas, kus 60-70 aasta vanuses puistus on ikkagi sadu kuni tuhandeid puid hektaril ja puistu ei hõrene.

Ka loodusliku või inimtekkelise häiringu järgselt looduslikult tekkinud mets võib olla küllalt ühealine, kui puistu isehõrenemine on olnud tagasihoidlike ega ole tekitanud võrastikku suuremaid häile. Sellises metsas võib erivanuselisis välja kujuned alles aastasaja möödudes puistu tekkest.

Tänapäeval on üheks uurimisteenaks ühevanuselise ehitusega puistute muutmine erivanuselisteks. Kus looduslikud olud seda eeldavad, rajatakse järelkasvu saamiseks puistutesse **häile** (ka metsakasvatases tuntud turberaie idee on uue metsapõlve tekke soodustamine).

1.2.6. Surnud puit

Looduslikus metsas on suur osa puistu biomassist surevana või lagunevana püsti või lamapuiduna. Surnud puidu hulka looduslikes metsades on põhjalikumalt uuritud Soomes. Lõuna-Soome vanades kuuse enamusega metsades on sõltuvalt kasvukoha viljakusest ja alade tule- ja tuulehellusest lamapuitu ca 90-120 tm/ha (Tukia 2000, Kuuluvainen 2002). Lokaalselt võib kohe **häiringu** järel olla puistu tervenisti lamapuit (tuulemurrud, metsatulekahjud), nii et maha võib jääda üle 500 tm/ha lagunevat ja surevat puitu. Reeglina on lamapuidu osakaal loodusliku puistu kogutagavarast 15 – 30%. See on praeguste majandusmetsadega võrreldes kümneid kordi suurem lamapuidu kogus. Samuti iseloomustab **loodusmetsi** jäme ja kaua lagunev puumass. Jalakuivanud puud peavad sõltuvalt liigist vastu aastakümneid, tasapisi lagunedes, kuid ikka püsti seistes. **Metsapõlengu** järgselt kukuvad ladvatules surnud kuused ümber vähemalt mõne aastakümne möödudes. Männid võivad surnuna püsti seista veel aastasadu peale metsapõlengut. Lehtpuu lamapuidu osakaal on suurem nooremates, alla 100-aastastes metsades.

Looduslikes metsades tekitab puude omavaheline konkurents pideva lamapuidu tootmise mehhanismi (hõrenemine). Erinevates vanuseastmetes toimuv konkurents ja juhuslikud häiringud tagavad pideva lagupuidu olemasolu, mis on pikaajalisest lamapuidust sõltuvatele liikidele sama tähtis tegur, kui lamapuidu hulk (Tukia *jt.* 2001).

Nii jalakuivanud kui lamav surnud puit on tähtis paljudele samblikele, selgroogsetele ja selgrootutele loomadele. Fennoskandias moodustavad saproksüülsed putukad 2000 – 3000 liigiga ligi pool surnud puidu elustikust. Õõnespesitsevad linnud saavad seisvatel surnud puudel ja **tüügastel** toitumis- ja pesitsusvõimaluse. Lamapuit aga pakub varjumis- ja elamisruumi ka loomadele. Näiteks on talvel pisiimetajatel mahalangenud puude all kergem liikuda ja varjuda (Perry 1994). Lamapuit mängib tähtsat rolli lagundajate elupaigana. Elupaik ei tähenda siin mitte ainult ruumi vaid ka toitumiskeskkonda. Puitu lagundavad bakterid ja seened hoiavad käigus aineringe.

Lamav surnud puit on tähtis paljudele samblikele, selgroogsetele ja selgrootutele loomadele.

Surnud puitu võib vaadelda kui omapäraselt väetiserežiimi, mis loob toiteainete ringluse pikaks ajaks. Surnud puidule on iseloomulik ka lagundavate organismide liigiline mitmekesisus. Kui metsas pole surnud puitu, kaovad ka lagundajad ning surnud puidu tekkides võib oletada selle

väga aeglast lagunemist esmalt puudevate seenlagundajate tõttu. Aineringe muutuse tagajärjed võivad olla väga ohtlikud. Sellele on viidatud ka kui biotilise regulatsiooni häirele (Bormann ja Likens 1979). Sümptomiteks on muutused mullastruktuuris, toiteainete kadu väljauhtumise tõttu, biomassi koguse kahanemine ja laguorganismide kadumine ökosüsteemist (Perry 1994). Samuti on sellises metsas patogeenide ja kahjurite tegevus laastavamate tagajärgedega.

Lagupuit on paljude putukaliikide elupaigaks ja toitumiskeskonnaks. Kahjustades ka muude tegurite poolt (tuli, ilmastik, põud jne.) nõrgestatud, kuid elavaid puid, suurendavad nad puude vastuvõtlikkust teistele lagundajatele – seentele ja bakteritele – ja kiirendavad sellega lagupuidu teket. Nii tagatakse pidev aineringe.

Ökosüsteemi **lagupuit** moodustab üsna keeruka dünaamilise süsteemi. Lagupuidu kogus sõltub suurel määral selle tekkest erinevate häiringute, aga ka ökosüsteemi seesmise regulatsiooni tõttu (ka alusmets ja puude oksad annavad teatava koguse) ja selle kadumisest laguorganismide tegevuse läbi.

1.2.7. Häiringud

Varasem paradigma metsade dünaamikast pidas **häiringuid** erakorralisteks sündmusteks, mis tegelikult ei kuulu metsa normaalse oleku juurde. Igasugused häiringud püüti välistada, sest metsatulekahjud, tormid, suured putukariüüsted ja seenhaiguste puhangud kahjustavad otseselt inimese majandushuve. Inimese vaatevinklist muutub suur osa biomassist väheväärtuslikuks või kättesaamatuks. Taolise seisukoha osas on tajutatav püüdlus säilitada teatavat tasakaalu, kus suhteliselt monotoonne ja ühetaoline areng viib kindlaksmääratud tulemusele, mis on ka majanduse üks olulisemaid põhimõtteid (Kuuluvainen 2002).

Tänapäevased vahendid võimaldavadki mõnede häiringute mõju vähendada, kuid tuleb meeles pidada, et tulevikus võib olla inimese enda huvides tarvis looduslikke mehhanisme, mis aitavad häiringutele vastu seista. Kohanduva metsamajanduse mudelid püüavad valida tormikindlaimaid puuliike erinevate kasvukohtade tarbeks, saab kujundada hooldusriiete režiime, mis väldiksid tugeva tuule negatiivset mõju. Metsamaastikul asetseva killustumise analüüs aitab vältida tugevaid tormikahjustusi tulevikus, eriti siis kui kliimamuutuste tulemusena atmosfääri stabiilsus langeb. Ülitugeva inimõju korral võib looduse vastupanuvõime kaotsi minna, „ununeda“, sest häiringurežiim on ka valikumehhanismiks, mille puhul toimuvad evolutsioonilised muutused nii üksikorganismide kui koosluste puhul. Looduslik ökosüsteem on enamasti häiringutega kohastunud ja võimeline kiirelt taastuma.

Häiringute osas on parasvöötme okas- ja lehtpuusegametsades tehtud mitmeid tähelepanekuid (Frelich 2002). Kui puistud jaotuvad vanuseklasside vahel võrdselt, on häiringu esinemise tõenäosus nooremates klassides väike, vanemates väga suur. Olukorras, kus nooremate vanuseklasside puistusid on palju ja vanu vähe („tagurpidi-J“ jaotus) on häiringu tõenäosus ühetaoline ja suhteliselt madal. Põhjuseks võib välja tuua erinevaid mehhanisme häiringute tekkes. Näiteks vanemate metsade puhul moodustub märkimisväärne kogus surnud biomassi mullapinnale (nii surnud puit kui metsakõdu), mis suurendab potentsiaalset põlengukoormust kuivas kasvukohatüübis. Niiskema mullaga kasvukohatüüpides on aga puude suuremad võrad, eriti puistu hõrenemise korral, suure tuuletakistusega ja tekib tormikahjustuse oht.

Häiringute osas võib eristada häiringu intensiivsust ja tugevust. Intensiivsuse puhul räägitakse energia kogusest, mis vabanes häiringu käigus, häiringu tugevus viitab hukkunud organismide arvule. Kui arvestada häiringu tüüpi, ulatust ja sagedust saame üsna keerukad kombinatsioonid, mida mõistetakse erinevate häiringurežiimidenä. Erinevates metsades on valdavalt eri tüüpi häiringud ja häiringurežiimid. Näiteks kuivades männikutes mõjutavad kogu elustikku suhteliselt sagedased põlengud. Samas märjematel kasvukohtadel täheldame **hailudünaamikat** ja ettearvamatut tormikahjustust.

Okaspuupuustutesse häiringu tulemusena tekkinud valgusküllased hailud asustatakse reeglina kiiremaksuliste lehtpuude poolt.

Sageli püütakse majandustegevuse käigus häiringuid jäljendada. Et aga saavutada loodusliku protsessiga sarnast olukorda tuleb arvestada paljude erinevate teguritega. Näiteks niisketes metsades lageraie kasutamine tormi mõju analoogina on äärmiselt vaieldav, kuna suurepinnalist tuulemurdu esineb seal harva.

Metsa uuenemine võib alata üksiku puu suremisest. Kuigi puu ümberkukkumisel moodustub võrastikku **haille** ka nooremas metsas, kus mitme puu ja puuderühmade ümber kukkumine võimaldab ulatuslikumat taimeistiku muutust, on hailudünaamikal eriline tähtsus vanade puutumata metsade dünaamikas (Tukia 2000). Rohkem haille tekib niiskemates kuusikutes, vähem kuivades männikutes, kus on valdavalt suurema pindalaga häiringud. Lokaalselt põhjustavad väikesed hailud mullapinna segipaikamist ja mikroreljeefi vaheldumist. Suuremas mõõtkavas võimaldavad need leht- ja okaspuude samaaegset esinemist, kuna erinevad mikroreljeefi elemendid loovad olukorra erinevate puuliikide uuenemiseks.

Metsaökosüsteemide loodusliku struktuuri ja protsesside analüüs võimaldab vähendada ka intensiivsest majandamisest tingitud riske. Eesmärk määratletakse metsaökosüsteemi soovitud seisundina ühel või teisel ajahetkel ja seda iseloomustatakse meie oluliste näitajatega, näiteks elustiku mitmekesisuse või looduslikkusega. Ka sellise metsa majandamises, kus eesmärgiks on puidutootmine ja kasutatakse lageraie, saab toimida loodulikke protsesse järgides, kus „jäänukelemendid“ säilivad. Kui tegemist on sihipärase säilitamisega võib taolisi struktuuriosi nimetada „säilikelementideks“, sest nende roll on osa eelneva ökosüsteemi tingimustega kohanenud organismide „säilitamises“ ja uue metsa „taastamises“.

Mitmed autorid rõhutavad taoliste säilitatud struktuurielementide (seemne-, säilik- või bioloogilise mitmekesisuse puud, lagupuit) „päästefunktsiooni“ (Fujimori 2001, Lindenmayer ja Franklin 2002). „Päästefunktsioon“ võib seisneda elupaiga pakkumises, mikrokliimatlike tingimuste leevendamises, või toidubaasi moodustamises erinevatele liikidele. Näiteks sarnaselt tulepagulaga võib puuderühm säilikelemendina pakkuda varjevõimalusi paljudele linnu- ja loomaliikidele. Elusad puud, mida säilitatakse bioloogilise mitmekesisuse suurendamiseks täidavad oma eesmärgi eeskätt samblike, seente ja maapinda asustavate loomade osas (Rosenvald ja Lõhmus 2008). Säilikelemendid täidavad ka killustatud ja fragmenteerunud koosluste ühendamise funktsiooni.

Tuli on läbi ajaloo olnud kõige olulisem ja „vahasem“ metsa häirija. Tule puudumisel ökosüsteemist täheldame peagi orgaanilise aine, peamiselt puidu kuhjumist. **Metsapõlengutes**, kus tuli liigub puude latvades ja tegemist on väga kõrge leegiga, hakkab suurem osa organismidest. Tulest laastatud ala hakkavad asustama selleks spetsiaalselt kohastunud liigid. Paljudel taimedel on seemned võimelised mullas moodustama seemnepanga, mis pärast häiringut loob uue, esmase koosluse. Pinnatule puhul säilib osa elustikust, sealhulgas puudest allesjäänud organismid alustavad uut elutsükli.

Ulatuslikke metsapõlenguid esineb Eestis harva eelkõige tõhusa tulevalve tõttu. Enamus põlengutest on inimtekkelised ning esinevad sagedamini külastatavates paikades (teede ja radade lähikonnas, puhkekohtades jne.)

Tormide puhul langeb mullapinnale korraga väga suur kogus orgaanilist ainet. Selle lagunemisel läheb osa laguainest kaotsi, kuna muld ei jõua kõike siduda ja vesi uhub toiteained minema. Seega, ka looduslikus metsas täheldame olukordi, kus raskesti prognoositavad sündmused võivad muuta ökosüsteemi sisemist funktsioneerimist ja põhjustada kõrvalekaldeid üldistest, tuntud arengutrendidest.

Tormid on Eesti metsades kõige sagedasemad ja ulatuslikumad looduslikud häiringud.

Fütofaagide ja patogeenide mõju avaldub surnud biomassi tekkes haarates erinevaid puuliike, puude vanuseklasse ja erinevat paiknemismustrit kahjutusalal.

1.3. Eesti metsade looduslikkuse üldhinnang

Kaili Viilma

Veel 1990-ndate alguses valitses metsanduse ja looduskaitse ringkondades arvamus, et Eesti metsad on madala majandusintensiivsusega ja võrdlemisi vähe inimtegevuse poolt mõjutatud. 1994.–1995. aastal viidi Eestimaa Looduse Fondi (ELF) juhtimisel läbi üle-eestiline inventuur säilinud põlismetsakildude leidmiseks. Inventuuri käigus leitud puutumata metsaosade pindala osutus kahetsusväärsest väikeseks, jäädes alla 1% Eesti metsade kogupindalast. Sellele lisandunud **Eesti metsakaitsealade võrgustiku (EMKAV)** projekti andmed (Viilma jt. 2001) kinnitasid hinnangut, et kogu Eestis pole **põlismetsi** üksikute metsakildudena säilinud enam kui 500 ha. Pisut enam võib leida nn. **loodusmetsi**, samuti võib madalama majandusintensiivsusega piirkondades nagu kaitsealadel või mingil muul põhjusel piiratud majandustegevusega (veekaitse, liigikaitse, raske ligipääs vms.) metsades leida nn. **taastuvaid metsi**.

Põlismetsadest pisut enam leidub Eestis nn. loodusmetsi, milles on säilinud küll inimtegevuse jälgi, kuid need pole metsa koosseisu ja struktuuri sedavõrd mõjutanud, et see erineks looduslikult arenenud metsast.

Kaitsealadel läbi viidud metsade loodusväärtuste inventuurid kinnitasid (Viilma jt. 2001), et ka kaitsealadel on eelpool kirjeldatud võrdlemisi looduslike metsade (põlis-, loodus- ja taastuvad metsad) osakaal rangelt kaitstavates vööndites vaid keskmiselt 3,5%. Kaitsealade piiranguvööndites ning väljaspool kaitsealasi hinnatakse selliste metsade osakaaluks metsa vääriselupaikade projekti (Andersson jt 2003), **EMKAV** projekti (Viilma jt. 2001) ja Kesk-Eesti idaosas juhuslikult valitud proovialadel läbi viidud uuringute (Lõhmus 2002) tulemuste põhjal ca 1-1,5%, metsade kogupindalast. Üksikutel juhtudel võivad kõrge loodusväärtusega puistud moodustada kuni paarisaja hektari suurusi kompaktsmaid osatükke, kuid reeglina on tegemist vaid paari puistu suuruse metsaosaga.

2. Metsade looduslikkuse taastamise õiguslikud alused ja korraldus Eestis

Rainer Kuuba, Kaili Viilma

Eesti praegused õigusaktid ei reguleeri spetsiaalsete sätetega metsade taastamistegevuset, kuid 2002. aastal tehti LIFE-Nature projekti nr. 8555 „Prioriteetsete metsaelupaigatüüpide kaitse Eestis” ja Eesti Kaitsealade Liidu poolt ettepanek koostamisel oleva Metsaseaduses ja Looduskaitseaduses määratleda ja reguleerida metsade taastamise tegevused ning võtted. Ettepanekutes nähti ette järgmist:

- taastamistegevusi tohib läbi viia vaid vastava kava alusel;
- taastamiskava koostamise ja rakendamise (s.h. ka järelevalve ja seire) eest vastutab kaitseala valitseja, kes kaasab vajalikud erialaekspertid;
- taastamiskava koostamisse kaasatakse kõik huvirühmad;
- taastamiskava peab olema kooskõlas kaitseala kaitse-eeskirjadega, tuginema metsade looduslikkuse taastamise juhendile ning moodustama osa kaitseala kaitsekorralduskavast. Kui taastamiskava koostatakse kehtiva kaitsekorralduskavaga kaitseala jaoks, viiakse vajalikud muudatused sisse kaitseala kaitsekorralduskavasse ning see kinnitatakse uuesti;
- taastamiskava koostamise väljaspool kaitsealasid asuvatele metsadele võib algatada metsaomanik või tema volitatud esindaja, kuid kava tuleb avalikustada ning see kooskõlastatakse maakonna keskkonnateenistuses;
- taastamiskavaga planeeritud tööd kajastatakse metsamajandamiskavas.

Lisaks Metsaseadusele ja Looduskaitseadusele tuleb **taastamiskavade** koostamisel ja rakendamisel arvestada kõigi teiste seaduste (veeseadus, ranna- ja kaldakaitseadus jt.) ja normatiivaktidega, milles määratletakse looduskeskkonda tugevasti muutvate tegevuste piirangud ja vastavate tegevuslubade taotlemise kord.

Looduslikkuse taastamisega peaks tegelema ka juba kaitsealade sihtkaitsevööndeis, kus on lubatud metsakoosluste kujundamine vastavalt kaitse-eesmärgile ja mille metsade kaitse-eesmärk on looduslikkuse suurendamine. Samamoodi võiks looduslikkuse taastamise võtteid rakendada kaitsealade piiranguvööndeis ning Natura 2000 võrgustiku aladel.

2002. aasta alguses metsanduse arengukava koostamise käigus hinnati rangelt kaitstavate metsade osakaaluks ca 7,2% metsade kogupindalast. Seda osakaalu soovitati suurendada vähemalt 10%-ni metsade kogupindalast, et tagada vanade looduslike metsadega seotud liikide populatsioonide säilimine (Eesti metsanduse arengukava aastani 2010, 2002). Samas on liikide säilimise eelduseks, et kõik range kaitse all olevad metsad oleksid kõrge loodusväärtusega. Kui loota, et nimetatud 10% näol on tegu suhteliselt puutumate aladega, kus kõrge loodusväärtusega metsade osakaal küünib vähemalt 3,5%-ni, siis on ainuüksi rangelt kaitstavate metsaalade **taastamisvajaduseks** 96,5% nende pindalast, s.o ca 217 000 ha. Ka eeldusel, et enamus neist metsadest ei vaja erinevatel põhjustel tingimata taastamist (noored inimtekkelised hooldamata või loodusliku tekkega metsad; valmivad, küpsed või üleseisnud metsad) või ei sobi selleks (peamiselt asukoha tõttu), võib esialgseks taastamisvajaduseks keskealistes kultuurpuistutes hinnata vähemalt 50 000 ha ehk 2% metsade kogupindalast. Rangelt kaitstavate alade toimiva võrgustiku tekitamise ideoloogiat silmas pidades vajaksid vähemalt osaliselt taastamist ka metsad väljaspool rangelt kaitstavaid metsaalasid – nn. levikukoridorid. Seetõttu võiks pakutud arve vähemalt kahekordistada.

Vaadeldes metsade looduslikkuse taastamist selleks kuluvate ressursside taustal, tuleb tõdeda, et metsade **looduslikkuse taastamine** pole ressursside kroonilise nappuse tingimustes

kaitsealadel esimese prioriteediga tegevuseks. Samas on metsade looduslikkuse taastamine üks neist aktiivse looduskaitse võtetest, mida toetatakse näiteks LIFE-Nature programmi fondidest. Selleks aga, et vastavasse fondi taotlust esitada, peab eelnevalt koguma piisavalt infot ala taastamisvajaduse ja võimalike rakendatavate taastamisvõtete kohta. Seega tuleks metsade looduslikkuse taastamisega alustada järk-järgult, valmistades esmalt ette taastamiskavad ning projekteerides taastamistegevused lahutamatu osana kaitsealade kaitsekorralduskavadesse. Alles seejärel on võimalik hakata otsima ja taotlema rahastamist – olgu selleks siis siseriiklikud või rahvusvahelised programmid.

2.1. Looduslikkuse taastamine Euroopa Liidu loodusdirektiivi tähenduses

Kaili Viilma

Peamiseks Euroopa Liidu looduskaitsealast tegevust korraldavaks õigusaktiks on 1992. aastal vastu võetud “Direktiiv looduslike elupaikade ja loodusliku fauna ning floora kaitsest” (*Council directive 92/43/EEC of 21 May on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*), mida Eestis nimetatakse lühendatult loodusdirektiiviks. Metsana käsitletakse loodusdirektiivis looduslähedast puudega taimekooslust koos tüüpilise alusmetsaga ning mis vastab järgmistele kriteeriumitele: on harvaesinev või jäänukkooslus ja/või milles kasvab Euroopa Liidu jaoks tähtsaid liike”, s.t. liike, mis on nimetatud direktiivi II lisas. Samas hõlmavad direktiivis metsasteks elupaigatüüpideks nimetatud üksused sageli ka soid ja rohumaid, seetõttu on vastavate tüüpide interpreteerimine sageli üsna komplitseeritud (Paal, 2000).

Direktiivi täitmiseks nähakse ette **kaitsealade võrgustiku** – Natura 2000 – väljaarendamist. Võrgustik peaks koosnema aladest, mis esindavad direktiivi I lisas loetletud elupaigatüüpe ja II lisas nimetatud liikide elupaikaid. Elupaigatüübid on kaitstud, kui nende levila on stabiilne või laieneb, on kindlustatud nende pikaajaliseks säilimiseks vajalike struktuuride ja tegurite olemasolu ning on rahuldavalt tagatud neis elavate/kasvavate liikide kaitse. Sellest nõudest lähtuvalt on sageli parimaks viisiks liikide ja elupaigatüüpide soodsa kaitsestaatuse tagamiseks metsade looduslikkuse taastamine. Näiteks Natura 2000 arendamiseks käivitatud abiprogrammi LIFE-Nature raames rahastatud metsandusega seotud projektidest tegeles 46,8% metsade taastamisega, mis peegeldab Euroopa Komisjoni suhtumist looduslikkuse taastamisse kui Natura 2000 metsaalade majandamise võttesse.

2002. aasta suvel Euroopa Komisjoni *Directorate-General Environment B2 Nature and Biodiversity* poolt visandatud juhend Natura 2000 ja metsanduse kohta (*Towards a guidance document on Natura 2000 and forestry*) sedastab, et Natura 2000 metsaalad peavad andma märkimisväärse panuse kõigi metsatüüpide säästvale majandamisele ning toetama metsadest saadavaid sotsiaalseid, kultuurilisi, keskkonna- ja majanduslikke tulusid.

Natura 2000 alade metsade majandamisel antakse juhendi kohaselt liikmesriigile võrdlemisi vabad käed ja rõhutatakse, et majandusvõtted sõltuvad iga konkreetse ala iseärasustest ja kohalikest tingimustest. Spetsiaalseid kaitse- ega taastamise võtteid metsatüüpide lõikes loodusdirektiivis ette ei nähta. Looduslikkuse taastamist nähakse ühe võimalusena “ala kvaliteedi ja kaitsestaatuse parandamiseks või säilitamiseks”. Siiski rõhutatakse, et metsade majandamise käigus tuleb soodustada nii puistute horisontaalset kui vertikaalset mitmekesisust, erivanuselisust ja mitmeliigiliste puistute kujunemist. Seal, kus võimalik, soovitatakse hooldada ja taastada maastike mitmekesisust. Igal juhul soovitatakse säilitada seisvad ja lamavad surnud puud, **õõnepuid**, vanad (põlis)metsad ja haruldased puuliigid, et tagada bioloogilise mitmekesisuse säilimine. Eriti väärtuslikke metsaosi nagu vääriselupaigad, kivikülvid, looduslike veekogude ümbrus, ebatavalised pinnavormid jne. soovitatakse kindlasti taastada, kui neid on mingil põhjusel kahjustatud.

Euroopa Komisjon on välja töötanud väga üldised metsade majandamise põhimõtted Natura 2000 aladele (Tabel 1), kuid sisuliselt on seal vaid öeldud, et pikas perspektiivis ei tohi elupaigatüüpide seisund halveneda ning et kõigi Natura metsade majandamine peab toimuma vastava majanduskava alusel. Nii on igal liikmesriigil rakendamist leidnud oma põhimõtted ja

pole olemas riiklike poliitikaid, juhendeid ega seadusandlikke akte, mis määraks täpselt Natura 2000 metsade majandamise ja seire meetodid.

- keelatud on pinnase kahjustamine mistahes viisil;
- keelatud on kuivendamine (kaasa arvatud kuivenduse rekonstrueerimine);
- keelatud on kultiveerimine, väetamine ja mürkkemikaalide kasutamine;
- keelatud on maksimaalsuurusega lageraie (raied tulu tootmise eesmärgil);
- reeglina on keelatud ka surnud ja sureva puidu eemaldamine puistust, v.a. juhul, kui see tekitab ohtu inimeste tervisele ja varale (puhkemetsades);
- puistutest tuleb kõrvaldada kõik võõrliigid;
- VEPideks määratud elupaigatüüpide majandamine toimub vastavalt VEPi majandamissoovitustele, mis loomulikult peaks ühtima elupaigatüübi majandamissoovitustega;
- puhkemetsades võib lubada valikraieid ohtlike puude kõrvaldamiseks;
- looladel põlenguid mitte lubada;
- tormimurdu (reeglina) mitte koristada.

Tabel 1. Loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpide majandamine ja taastamise võimalused

Kood	Nimi	Tunnused	Vöönd	Majandamine	Taastamine
2180	Atlantilise, kontinentaalse ning boreaalse piirkonna metsastunud luited	Luitelised formatsioonid <ul style="list-style-type: none"> • Samblikumännikud • Kanarbikumännikud • Pohlamännikud 	SKV või PV	PV võib teha väikest viisi valikraiet vms., mis tagab pideva metsakatte püsimise, keelata uuendusraie; puhkemetsades võib lubada ka SKV valikraiet; metsatulekahjud kustutada ja jätta looduslikule uuenemisele; kuuse järelkasvu võib eemaldada ja vaateid avada; külastajad suunata selleks ettevalmistatud radadele	Puistu struktuuri mitmekesistamine raiudes 20-35% tagavarast ning jättes vähemalt 10 tm/ha suuremõtmelist lamapuitu
2190	luidetevahelised niisked nõod	Ümbritsevad luitelised formatsioonid <ul style="list-style-type: none"> • ranniku-lodumetsa kasvukoha-alltüüp 	SKV või PV	Võib teha ainult külmunud pinnasega väikest viisi valikraiet vms., mis tagab pideva metsakatte püsimise	
5130	Hariliku kadaka kooslused nõmmedel või karbonaatse mullaga rohumaadel	Loo- või nõmmekadastikud üle 30% liitusega ja keskmine kõrgusega vähemalt 1,5 m	SKV või PV	Karjatamine, kadakate valikraie	Rannakarjamaade taastamine

*6530	Fennoskandia puisniidud	Niitmiskõlbliku rohukamaraga ja suurte puudega palu-, sūrja-, aru-, lammi- ja soostuvad niidud	SKV või PV	Keelatud on majandamata jätmine, puuderinde likvideerimine. Kavandada puhastamine, karjatamine. Loomade liigse karjatamiskoormusega tuleb ettevaatlik olla	Puhastada võsast ja taastada tavapärase karjatamine
Kood	Nimi	Tunnused	Vöönd	Majandamine	Taastamine
*9010	Vanad loodusmetsad	Loodusmetsa tunnustele vastavad puistud, mis ei vasta kitsamalt määratletud elupaigatüüpidele	reservaat, SKV, alla 7 ha PV VEP	Võib lasta põleda. Erandkorras võib kaaluda koosluse kujundamist vastavalt liigikaitse eesmärkidele, puhkemetsades võib lubada valikraiet ohu vältimiseks inimeste elule ja tervisele, keelata uuendusraie, VEPis vastavalt VEPI maj.juhistele	Põletada kultuurpuistuid (NB! praegu seadus Eestis ei võimalda) vms. ning jätta looduslikule uuenemisele; väikeste 15 m läbimõõduga häilude raiumine ja suuremõõdulise lamapuidu jätmine; pinnase mineraliseerimine kamardunud pinnasel loodusliku uuenduse soodustamiseks häiludes.
*9020	Tamme, pärna, vahtra, saare või jalakatega Fennoskandia hemiboreaalsed hepifüütiderikkad salumetsad	Vähemalt 50% laialehiste puuliikide osakaaluga loo-, sūrja- ja salumetsad (v.a. lammide ja rusukallete ja jäärakute metsad)	SKV, alla 7 ha PV VEP	Kuuse, harvem ka haava ja kase väljaraie laialeheliste puuliikide järelkasvu soodustamiseks, puhkemetsades võib lubada valikraiet ohu vältimiseks inimeste elule ja tervisele, keelata uuendusraie, VEPis vastavalt VEPI maj.juhistele	Kinnikasvanud puisniitude ja puiskarjamaade korral võib kaaluda osalist võsaraiet, et laialehiste puuliikide looduslikku uuendus soodustada; üksikuid kõrge loodusväärtusega puid võib ka vabaks raiuda.
9050	Hariliku kuusega rohunditerikkad Fennoskandia metsad	Vanad ja majandamata <ul style="list-style-type: none"> • Jänese kapsa-kuusikud • Naadi-kuusikud • Sõnajala-kuusikud • Angervaksa-kuusikud • Osja-kuusikud • Tarna-kuusikud 	SKV, alla 7 ha PV VEP	Majandamine pole soovitatav, võib vajadusel majandada viisil, mis tagab kuusiku säilimise antud kasvukohas (häilraied, veerraied, väikesed lageraied jms.), koosluse kujundamine vastavalt kaitse-eesmärkidele, puhkemetsades võib lubada valikraiet ohu vältimiseks inimeste elule ja tervisele, VEPis vastavalt VEPI maj.juhistele	Väikeste 15 m läbimõõduga häilude raiumine ja suuremõõdulise lamapuidu jätmine

9060	Okasmetsad oosidel või glatsiofluviaalsetel mõhnadel	Vähemalt loodusmetsa kriteeriumidele vastavad siniillemännikud ja -kuusikud oosidel, voortel ja mõhnadel	PV	Uuendusraie keelatud, võib teha väikest viisi valikraiet vms., mis tagab pideva metsakatte püsimise männikutes, kuusikutes puistu keskmise kõrguse läbimõõduga häilraie; võiks lubada vaadete avamist tingimusel, et välditakse erosiooni teket; jätkata väikeses mahus karjatamist, eemaldades selleks alusmetsa.	Väikeste 15 m läbimõõduga häilude raiumine või kuni 30% mahu väljaraie kaaspuliikide soodustamiseks; suuremõõdulise lamapuidu jätmise; pinnase mineraliseerimine loodusliku uuenduse soodustamiseks.
Kood	Nimi	Tunnused	Vöönd	Majandamine	Taastamine
9070	Fennoskandia puiskarjamaad	Väljakujunenud rohukamaraga puisniiduilmeline ökosüsteem, mis on kujunenud karjatamise tulemusena.	SKV või PV	Keelatud on majandamata jätmise, puurinde likvideerimine. Kavandada puhastamine, karjatamine. Üksikjuhtudel võib lubada sanitaarraiet. Karjatamiskoormusega tuleb ettevaatlik olla.	Puhastada võsast ja taastada tavapärase karjatustegevus
9080	Fennoskandia soostunud ja soolehtmetsad	Soostuvad, madal soo ja lodulehtmetsad <ul style="list-style-type: none"> • sõnajala • osja • tarna • angervaksa • lodu • madalal soo 	SKV	Võib vajadusel majandada (v.a. sanitaarraied), sest uueneb looduslikult samade puuliikidega (puistu keskmise kõrgusega läbimõõduga häilraied, veerraied, väikesed lageraied jms.). Kuni 20% väljaraie. Ettevaatlik peab olema veerežiimi rikkumise ja pinnase kahjustamisega (raiuda ainult külmunud pinnasega!). Kindlasti tuleb ette näha kobraste likvideerimine kuivendussüsteemi kraavidelt; kraavide taastamine ja hooldamine keelatud.	Kuivendatud metsatüüpides on võimalik jätta kuivendussüsteem hooldamata ning ajapikku võiks teoreetiliselt taastada looduslik veerežiim; radikaalseid taastamisvõtteid tammide rajamise näol pole soovitatav kasutada.
*9180	Tilio-Acerion-kooslustega nõlvade, rusukallete ja jäärakute metsad	Põhja-Eesti klindi jalami, Põhja-Eesti jõgede ja Lääne-Eesti klindi paekõlvikute rusukalletel	SKV	Väljastatud igasugune metsa majandamine; väga erandkorras võib kaaluda vaate avamist.	
*91D0	Siirdesoo- ja rabametsad	Siirdesood ja rabad mille puistu tagavara on vähemalt 100 tm/ha, või mille liituvus on üle 0.3 ja keskmine kõrgus enam kui 4 m, turbakiht üle 30	SKV	Keelatud igasugune veerežiimi rikkumine; võib lubada erandkorras vaid puistu keskmise kõrgusega läbimõõduga häilude raiumist külmunud pinnasega. Metsise mängualadel võib ette	Kuivendatud metsatüüpides on võimalik jätta kuivendussüsteem hooldamata ning ajapikku võiks teoreetiliselt taastada looduslik veerežiim; võib kaaluda ka tammide rajamist

		cm.		näha kuuse järelkasvu raiumist.	
*91E0	Sanglepa ja hariliku saarega lammimetsad	Üleujutusala lammi- madalloomullal kasvavad metsad lodu (pika tarna) kasvukohatüübis	SKV	Välistatud igasugused hüdroloogiliste tingimuste muutumist põhjustavad tegevused; võib kaaluda puistu keskmise kõrgusega läbimõõduga häilude raiumist ainult külmunud pinnasega; vajalik kobraste kontrolli alla hoidmine kuivenduskraavides.	Võib olla vajalik tammide rajamine kuivendusvõrgule; võib kaaluda kuuse ja valitseva kase ja haava raiumist ning lamapuidu jätmist.
Kood	Nimi	Tunnused	Vöönd	Majandamine	Taastamine
91F0	Hariliku tamme, kännapuu, põldjalaka, hariliku saare või ahtalehise saarega lammimetsad suurte jõgede kaldavallidel	Metsad 5-100 m laiustel kaldavallidel, mida tulvavesi ujutab perioodiliselt üle. Mullaks on teralised- või gleistunud teralised lammi-kamarmullad sõnajala (humala) kasvukohatüübis	SKV	Võib äärmisel juhul lubada puistu keskmise kõrgusega läbimõõduga häilude raiumist ainult külmunud pinnasega; vajalik kobraste kontrolli alla hoidmine kuivenduskraavides.	Võib olla vajalik tammide rajamine kuivendusvõrgule; võib kaaluda kuuse ja valitsev kase ja haava raiumist ning lamapuidu jätmist.

Elupaigatüüp 2180 Metsastunud luited

*Elupaigatüüp *9010 Läänetaiga*

*Elupaigatüüp *9180 Pangametsad*

*Elupaigatüüp *91E0 Lammimetsad*

Elupaigatüüp 9070 Puiskarjamaad

3. Hemiboreaalsete metsade senine taastamispraktika Soomes ja Eestis

3.1. Kogemusi metsade looduslikkuse taastamisest Soomes

Kaili Viilma

Metsade **looduslikkuse taastamine** aktiivse looduskaitse võttena sai alguse 20. sajandi viimastel kümnenditel. Selles vallas on teadaolevalt kõige süstemaatilisemaid uurimusi ning katseid tehtud Soomes, Ameerika Ühendriikides ja Kanadas. Eesti tingimustes on kõige paremini kohaldatavad Soomes tehtud uuringute ja katsete tulemused. 2001. aasta lõpus metsade taastamise praktiline juhend (*Metsien ennallistamisopas*, Tukia jt. 2001), mis käsitleb nii **taastamisvajaduse** hindamist, erinevaid taastamisvõtteid kui ka hilisemat taastamise mõjude seiret. Käesolev peatükk kirjeldabki peamiselt nimetatud juhendile tuginedes Soome kogemusi metsade looduslikkuse taastamise vallas.

Soomes on inimese muudetud biotoopide ja ökosüsteemide looduslikku või sellele vastavasse seisukorda viimist edendatud üle kümne aasta. Looduslikkuse taastamisele andis algimpulsi intensiivselt majandatud metsade suur osakaal Soome kaitsealadel. Lõuna-Soomes on loodud rahvusparke ja teisi kaitsealasid aladele, kus metsad on hiljuti läbi raiutud ja sood metsakasvatusele eesmärkidel kraavitud. Vaid osa Soome kaitsealade metsadest on mingil määral looduslikus seisundis. Metsamajandus oli muutunud metsa struktuuri nii põhjalikult, et nende looduslikkuse taastamine hinnati väga pikaajaliseks, sadu aastaid kestvaks protsessiks. Kraavitud soode loomulik taastumine tundus aga olevat võimatu.

Looduslikkuse taastamist on uuritud ja arendatud Soome Metsaameti ja Soome Keskkonnakeskuse koostöös. 1995.a. käivituse metsade taastamise uuringud seitsmel Lõuna-Soomes kaitsealal. Looduslikkuse taastamise mõjusid metsaliikide mitmekesisusele uuritakse spetsiaalsetel taastamisobjektidel. Projekti tulemusena on valminud lehtmetsa kaitsejuhend (Tukia 1995), **metsade taastamisökoloogia** (Tukia 2000) ja metsade taastamisjuhend (Tukia jt. 2001).

Looduslikkuse taastamise algperioodil valiti taastamistöde katsepargiks Seitsemise rahvuspark. Algul võeti katsetuseks mõni väike soo, kus püüti soostumist uuesti käivitada veetaseme endisele kõrgusele tõstmisega. Lõpuks otsustati kraavide täieliku kinnijamise kasuks ja kogu rahvuspargile tehti 1994. aastal looduslikkuse taastamise kava. 2000.a. lõpuks oli Soome Keskkonnaministeeriumi poolt heaks kiidetud soode **taastamiskava** alusel rahvuspargis 3/4 kraavidest soostunud. Tuld hakati Soome looduskaitsetes esmakordselt kasutama alates 1980ndate aastate lõpust. Nüüdseks põletatakse maa eri paikades aastas kümnekond eelnevalt valitud taastamisobjekti, mis võivad hõlmata ka mitut puistut.

1999. aastal kinnitas Soome Keskkonnaministeerium esimese metsade taastamise kava Nuuksio rahvuspargile. 2000. aasta lõpuks oli Soome Metsamet taastamisvõtteid rakendanud umbes 500 ha metsades. Nende projektide teostamiseks saadi osa raha Euroopa Liidu LIFE-fondist.

Looduslikkuse taastamine laieneb kiiresti ja see on kujunenud Soome Metsaameti pidevaks tegevuseks. Taastamisel olevaid soo-alasid on kogu Soomes ning metsa-alasid on peamiselt Lõuna- ja Kesk-Soomes. Looduslikkuse taastamises nähakse Lõuna-Soomes metsade

kaitseseisundi parandamise keskset võtet. Paralleelselt looduslikkuse taastamise katsetega tehti Soomes laiahaardeline vanade puistude inventuur eesmärgiga välja selgitada vanade lagupuidurohkete metsade asukohad. Sellest tuleneski vanade metsade kaitsekava koostamine alguses Lõuna-Soomes ja seejärel Põhja-Soomes. Õige pea tõdeti Lõuna-Soomes, et loodusobjektide kaitse ei ole siiski lõplik lahendus, vaid sageli annab paremaid tulemusi seniste inimõjude aktiivne likvideerimine.

2000. aasta augustis pani Soome metsade kaitsevajadusi hinnanud spetsialistide rühm keskkonnaministeeriumile üle antud raportis ette lugeda looduslikkuse taastamine, selle arendamine ja selle mõjude uurimine üheks tähtsaimaks looduskaitsetegevuseks Soomes. Töörühma hinnangul pole Soome tänapäevane kaitsealade võrgustik piisav neile ohustatud või taandunud metsaliikidele, kes looduslikult levivad peamiselt hemi-, lõuna- ja kesk-boreaalsetes metsades. Töörühma väitel on Lõuna-Soomes ja Pohjanmaal põhjust alustada laialdase taastamisvajaduse ja -võtete väljaselgitamisprotsessiga. Taastamisvõtetega saab kaitsealadel ja nende lähipiirkondades taastada haruldaseks muutunud, kuid kiiresti taastuvate metsade struktuurielemente. Peamiseks eesmärgiks on suurendada lagupuidu hulka, jäljendada varem majanduskasutuses olnud metsade põletamisega **loodusmetsa suktsessioonietappe** ja taastada puisrabade veerežiimi. Taastamistöid peab planeerima ja ette võtma piirkondlikus mastaabis, kus võetakse arvesse kaitsealade võrk terviklikult.

2000.a. detsembris kinnitas Soome valitsus laiapõhjalise toimkonna (METSO), mis valmistas ette Lõuna-Soome ja Pohjanmaa metsade kaitse eesmärkide, finantseerimis- ja tegevuskava eelnõu (*Monitoring and assessment of the ecological, economic and social impacts of the Forest Biodiversity Programme for Southern Finland*). Esimene raport valmis 2005 aasta aprillis (*Self-Assessments of the Projects in 2003-2004*) ja teine 2006 aasta jaanuaris (*II interim report*).

3.2. Senine metsade looduslikkuse taastamine Eestis

Kaili Viilma

2000. a. alustasid Eesti Kaitsealade Liit, *Metsähallitus Consulting OY* ja Soome Keskkonnakeskus kaheaastast koolitus- ja arendusprojekti "Looduse taastamine Eesti kaitsealadel". Projekti rahastasid Soome ja Eesti keskkonnaministeriumid ja Eesti Keskkonnainvesteeringute Keskus.

Projekti põhieesmärgid olid:

- tutvustada metsade taastamise aluseid, võtteid ja metsade kaitse looduskaitsebioloogilist tausta;
- töötada välja esimene **taastamisvajaduse** hindamiseks sobiv metoodika;
- käivitada praktiline Eesti ja Soome vaheline koostöö looduslikkuse taastamise arendamiseks ja bioloogilise mitmekesisuse kaitseks.

Projekti osad olid:

- koolitus ja teavitamine;
- taastamisvajaduse hindamine proovialadel;
- looduse taastamise uuringualade rajamine Lahemaa ja Karula rahvuspargis.

Koolituse ja teavitamise käigus tutvustati projektis osalevaile isikuile looduslikkuse taastamise kulgu, eesmärke ja bioloogilisi aluseid. Samas oli eesmärgiks ka Eesti ja Soome vahelise üldise looduskaitsealase info vahetus. Teavitamise abil käivitati muuhulgas laiapõhjaline mõttevahetus metsade kaitsest ja looduslikkuse taastamise vajadusest Eestis.

Taastamisvajaduse hindamise metoodika välja töötamiseks valiti projekti pilootaladel Lahemaa ja Karula rahvuspargis ca 500 ha suurused vaatlusalad, mis esindasid sealseid iseloomulikke kasvukohatüüpe ja puistute struktuuri, samuti metsade kasutamise ajalugu. Vaatlusalade tuumiku moodustasid looduslikumas seisundis reservaadid, mida ümbritsesid erinevalt majandatud metsad (sihtkaitse- ja piiranguvöönd). Vaatlusalad inventeeriti 2001. aasta suvel. Välitöödel koguti teavet metsade looduslikkuse tunnustest. Taustinfoks kasutati põhiliselt olemasolevaid takseerikirjeldusi. Inventeerimise tulemusena valmis raport vaatlusalade looduslikkuse vaheldumisest ja seda mõjutavaist teguritest ning inventeerimismetoodikast (Tukia jt. 2001).

Looduslikkuse taastamise uurimiseks kavandati Lahemaal kontrollitud põlengut, kuid tegevus katkestati, sest üldsus pidas seda liiga radikaalseks võtteks. Ettevõtmine äratas ohtralt tähelepanu ja infolistis Loodusaeg käivitus vilgas mõttevahetus. 2001. a. suvel rajati uuringuala Karulasse, eesmärgiga katsetada erinevaid **hällude** rajamise võtteid, käivitada seire ja selgitada välja looduslikkuse taastamise tegelikke võimalusi ning kulusid. **Taastamisalal** kasvas umbes 40-aastane istutatud või külvatud männik. Eesmärgiks seati lehtpuude ja lagupuidu hulga ning puistu rindelisuse suurendamine. Noortes **loodusmetsades** esineb lehtpuid peaaegu kõikides kasvukohatüüpides. Metsa vananedes oksapuude osakaal küll enamuses kasvukohatüüpides suureneb, kuid lehtpuud puistu koosseisust täielikult ei kao ja neil on oluline koht metsaliigistu mitmekesistamises. Koostöös tolleaegse RMK Antsla metskonnaga raiuti proovialale erineva suurusega ja erinevaid tehnikaid kasutades hällu, mille abil uuritakse loodusliku metsauuenduse ja taimestiku arengut erinevates olukordades. Peale töid jäeti ala puutumatuks seisma ning korraldatakse ala regulaarset seiret, et jälgida ja hinnata, kuidas aja möödudes muudab looduslik **suktsessioon** seda üha enam loodusmetsa sarnaseks.

METSADE LOODUSLIKKUSE TAASTAMISE VÕTTED

4. Taastamisvõtted ja eesmärgid

Rainer Kuuba

Majandatud metsad võivad erineda looduslikest paljude näitajate poolest. Metsade looduslikkuse taastamise võtetega ei ole võimalik saavutada puistute kiiret ja täielikku muutumist **loodusmetsaks**, kuid oskuslikult tegutsedes saab oluliselt kiirendada teatud loodusmetsadele omaste struktuurielementide tekkimist ja protsesside käivitumist ning taastada looduslike tingimusi. Võimalikud looduslikkust suurendavad inimtegevused oleksid laguneva puidu tekitamine, häilude rajamisega vanuselise ja rindelise struktuuri mitmekesistamine, loodusliku veerežiimi taastamine, põlendike tekitamine ja metsamaastiku killustatuse vähendamine. Kõikide tegevuste läbiviimisel tuleks arvestada, et neid ei tohiks läbi viia alal, kus see võib kahjulikult mõjuda piirkonnas olemasolevatele ohustatud liikidele. Lisaks nimetatud tegevustele moodustavad omaette grupi otseselt liikide asurkondade taastamisega seotud tööd (nt. ümberasustamine). Vastavalt konkreetsetele tingimustele ja vajadusele saab taastamisvõtteid kasutada ka kombineeritult.

Järgnevad soovitused tuginevad Soome vastaval juhendil ja tavapärase metsamajanduse praktikal, mille erinevaid võtteid annab kasutada metsade looduslikkuse suurendamiseks.

Looduslikkuse taastamine peab olema igakülgset läbimõeldud mitmes erinevas mastaabis: liigi, puistu, kaitseala ja piirkonna tasandil. Tähtis on, et iga tegevus saaks täpse eesmärgi ja ajakava. Eesmärgi seades kasutatakse kõiki piirkonnas saadaolevat bioloogilisi, metsamajandus-ajaloolisi ja metsakaitselisi andmeid. Looduslikele tingimustele lisaks on oluline piirkondade puhkemajanduslik kasutus, traditsiooniliste maa- ja metsamajanduse jälgede säilitamine ja muinasaja mälestised. Seepärast tehakse **taastamiskavad** koostöös erinevate asjatundjatega.

Metsade looduslikkuse taastamise eesmärgid piirkonna või kaitseala mastaabis on:

- luua puhvertsoone väärtuslike objektide ümber;
- ühendada omavahel kõrge loodusväärtusega alad;
- luua ühtseid metsamassiive;

Puistu tasandil on taastamisprotsessi eesmärkideks:

- taastada häiringurežiim (põlengualad, tuulemurrud) ja erinevad loodusliku suktsessiooni etapid;
- lisada metsadesse lamapuitu ja põlenud materjali;
- soodustada kasvukohale omaste mitmeliigiliste puistute teket;
- luua erivanuselisi mitmekesise struktuuriga puistuid;
- kõrvaldada mittevajalikud teed, kuivendusvõrk ja muud rajatised.

Eesmärgid on üldjuhul kvalitatiivsed, kuid võivad olla ka kvantitatiivsed (nt. soovitatav lamapuidu kogus, lehtpuude osakaal, liikide puhul isendite arv vms.). Täpselt kaalutakse taastamise plusse ja miinuseid ja kas eesmärgid on lühi- või pikaajalised. Ühe eluvormi eelistamine, näiteks lamapuidu tekitamine lamapuidu elustikule, ei tohiks reeglina ohustada teiste rühmade eluvõimalusi. Üldiselt tuleks tekitada võimalusi erilisi elukeskkonnatingimusi nõudvatele organismidele või nende rühmadele sobivate elupaikade kujul.

4.1. Lagupuidu tekitamine

Vanas **loodusmetsas** võib erineval määral lagunened ja lagunevat puitu olla rohkem kui 100 m³/ha, seevastu majandusmetsades on seda sageli mitukümmend korda vähem. Steriilses majandatud metsade jätmisel looduslikule arengule ilma igasuguse inimtegevuseta võivad need püsida suhteliselt liigivaestena aastakümneid, omades seega vähest kaalu looduse kaitsmisel ja intensiivse metsamajanduse tasakaalustamisel. Seevastu laguneva puidu hulga kunstlik suurendamine on metsade looduslikkuse taastamisel suure positiivse mõjuga. Looduslike metsade iseloomustamiseks kasutatakse tihti väljendit, et pole olemas midagi elavamalt kui surnud puu.

Lagupuidu pidevaks esinemiseks on vaja piisaval hulgal nii surevaid, jalalseisvaid surnuid, mahalangenuid kui erineva kõduastmega puid. On loogiline, et inimtegevusega on võimalik koheselt saada nii aeglaselt kui kiiresti surevaid jalalseisvaid ja lamapuid, kõdunenud puidu tekkimiseks on vaja aga aega. Seega tuleb **lagupuidu tekitamine** konkreetsel alal kavandada vähemalt mitmekümneaastase perspektiiviga.

Kaitsealadel tuleb tagada lagupuidu pidev esinemine keskmisena vähemalt 20-30 m³/ha (10-15% kasvava metsa tagavarast) ulatuses. Seda on otstarbekas tekitada erinevatesse kohtadesse vähemalt 3-5 m³ tüvepuidu kogustena. Laguneva puidu täiendav tekitamine on vajalik just intensiivselt majandatud ja harvendatud puistutes, sest looduslik puude suremine on seal eriti harv. Võimalusel tekitatakse lagupuitu vanade metsade lähipiirkonnas, kus lagupuidust sõltuvate liikide levimine taastatavale alale kõige tõenäolisem. Et looduslikes puistutes on lagupuitu väga erinevais lagunemisastmes, tuleb ka looduslikkuse taastamisel vajadusel tekitada lagupuitu mitme võttega pikema ajaperioodi (10–30 aastat) jooksul.

Kui tegemist on aladega, kus domineerivad ühetaoliseks majandatud metsad või liigivaesed kultuurpuistud, ei tohiks esimese võttega tekitada surevat ja surnud puid rohkem kui 10 m³/ha, kuna ebaloomulikult vaese metsalinnustiku ja muude entomofaagide vähesuse tõttu võib tekkida oht mõningate üraski- või siklaseliikide masspaljunemiseks, mis võib põhjustada soovimatuid tagajärgi ka metsade looduslikkuse taastamisel. Samal põhjusel on otstarbekas lagupuid tekitada suve keskel või selle teisel poolel, kuna selleks ajaks on enamuse putukate massiline lendlus lõppenud. Järgmiseks kevadeks on langetatud puud juba mingil määral kuivanud ning pole üraskitele ja siklastele enam nii atraktiivsed. Laguneva puidu tekitamise teine võte tuleks teha peale 5-10 aasta möödumist esimesest võttest.

Lagupuitu tuleks tekitada metsa erinevates mikrokliimaatilistes tingimustes. Osa lagunevatest puudest peaks olema varjus ja niisketes lohkudes, osa päikesepaistel ja läbikuivavatel muldadel. Mitmekesine ja erinevates keskkondades asetsev kõdunev puit on ainus viis mitmekesise surnud puudega seotud liigistiku kujunemiseks ja säilimiseks.

Laguneva puidu tekitamist on otstarbekas alustada puude langetamisest – **lamapuidu** tekitamisest. See võimaldab kiiresti saada metsakooslusesse surnud puid, mis aegamööda kõdunema hakkavad. Kännud jäetakse seisvatele pehastunud puudele kohastunud liikide jaoks erikõrgusteks. Langetamise jaoks on sobivamad jämedamad puud, kuna nende kõdunemine kestab märksa kauem võrreldes peenikeste tüvedega, rääkimata okstest. Pikaajaline lagunemine tagab püsiva elupaiga pika arengutsükliga ja väheliikuvatele liikidele. Jämedate puude langetamisel peab jälgima, et puistust ei kõrvaldataks bioloogiliselt väärtuslikke kasvavaid puid. Jämedate puude vähesuse korral või nende puudumisel on möödapääsmatu langetada peenemaid puid, allpool kirjeldatavate tehniliste võtetega on võimalik saavutada ka peenemate tüvede tavalisest pikem kõdunemisaeg.

Kui metsas on surnud puitu väga vähe või pole üldse, siis peaks esimese võtte puhul langetama erijämedusi puid, et tekiks kiiresti erineva lagunemisastmega puitu

Lagupuidu tekitamist tuleks hoolega kaaluda ning tagada, et selle tegevuse tulemusena tekiks võimalikult erineva kvaliteedi ja mõõtmetega surnud ja surevat puitu.

Pikendamaks langetatud puude kõdunemise kestvust tuleb vähendada nende otsest kokkupuutumist maapinnaga. Seda on võimalik saavutada, langetades puid risti-rästi üksteise peale. Sarnase efekti annab kõrgete (0,5-1,5 m) kändude jätmine, kusjuures langetatud puid ei tohi kännu küljest lahti lõigata. Etteraike salk peab sel juhul olema suurem kui 90°. **Tüügaste** tekitamiseks tuleb puud langetada väga kõrgelt (2-6 m), kasutades selleks harvestere või väga vilunud langetajaid korvtõstukitega. Tüügaste tekitamiseks saameeste kasutamisel kaasneva kõrgendatud ohu tõttu (langetajal puudub võimalus puust eemalduda), peab etteraike olema sügav, etteraike nurk peab kindlasti olema suurem kui 90° ning pideriba ei tohi langetamise käigus mingil juhul läbi lõigata.

Kui langetamine tekitab kiiresti surevat ja kuivavat puitu, siis sellisel juhul ei ahvatle tüvi paljusid mardikaid ning ka paljud puidulagundajad seened ei suuda kuivanud puutüvedes levida. Tagamaks sellistele liikidele sobivate elupaikade olemasolu nagu lagupuidu pidev esinemine tuleb puude langetamisel säilitada olemasolevad aeglaselt surevad puud ning samuti puudegrupid, kus tõenäosus puude peatseks suremiseks on suur. Lisaks tuleb arvestada, et langetatud puude gruppide vahetus läheduses hakkub mõne aja möödudes tõenäoliselt veelgi puid putukate, tuule ja lume tõttu. Juhul kui surevaid või lähiajal surema hakkavaid puid ei ole piisavalt, on otstarbekas neid kunstlikult juurde tekitada.

Puude aeglast suremist saab põhjustada mitmeti. Lihtsaim viis jalalseisva ja pika aja jooksul kuivava puu tekitamiseks on elus puude mehaaniline vigastamine – **vööstamine** või **juurekaelte salkamine**. Vööstamine või salkamine põhjustab puude pika suremise ja alles mõnekümne aasta möödudes nende murdumise. Kergesti saab vigastusi tekitada mootorsaaga, märkenoaga või kirvega. Kuused ja kased vööstatakse rinnakõrguselt mootorsaaga kahe ümber tüve saetava 2-3 cm sügavuse ribana, mille vaheline kaugus peab olema vähemalt 30 cm, et puu vigastamise järgselt ei murduks. Keskealisi kaski võib vigastada ka märkenoaga. Mändide vööstamine ei anna vigastuskoha võimsa vaiguerituse tõttu tavaliselt soovitud tulemust, mistõttu on männi puhul tulemuslikum salkamine – raiuda juurekaelale kirvega sügavad sälgud. Muude puuliikide vigastamine ei ole vajalik, sest lehtpuude puhul käivitub aeglane lagunemisprotsess looduslikult juba elavatel puudel.

Vööstamise tulemusena tekivad ajapikku tüükad ja lamatiived, mis pakuvad elukeskkonda ja toidubaasi erinevatele liikidele.

Kõiki lähedasi puid ei tohi üheaegselt vööstada või sälgata, kuna puude murdumisrisk kasvab. Mõnesaja ruutmeetri suurusel alal vigastatakse 30-50% tüvede arvust. Need puud murduvad metsa niiskusest ja juurte lagunemise protsessist sõltuvalt mõnekümne aasta möödudes.

Peenikestes (alla 15 cm läbimõõduga) ja tihedates puistutes toodab hõrenemine piisavalt surevaid puid. Rindeliseks kujunenud puistutes on suuremate puude ja puistu avatumate osade hõrenemine ebapiisav ja puude vööstamine või salkamine võib sageli olla vajalik.

Tabelis 2 on esitatud orienteeruvad kogused tüvede hulga kohta lagupuude tekitamise protsessis. Täiendavalt võiks arvesse võtta, et vigastatud puudest võiks jääda ¼ püstisteks ja ¾ langetataks.

Tabel 2. Vigastatud puude hulk lagupuidu erinevate mahtude tagamiseks. Kogused on rakendatavad männi, kuuse ja kase puhul

Puistu keskmine diameeter (cm)	Eesmärgiks seatud lagupuidu hulk		
	10 tm/ha	20 tm/ha	30 tm/ha
	Vajalik vigastatud puude arv (tk/ha)		
8	330	670	1000
12	110	220	330
16	50	110	160
20	30	60	90
24	20	40	60
28	15	30	45
32	10	20	30

Tormiheidet saab imiteerida puid buldooseri ümber lükates. Lagupuitu võib erijuhtudel tekitada ka puude lõhkamisega väikeste lõhkainekogustega või torikuliste pookimisega otse elavatesse puudesse. Seeneniiti siirdatakse puutikuga spetsiaalselt puutüvesse puuritud auku, mis topitakse seeneniidi kuivamise vältimiseks pärast taas kinni (Tukia jt. 2001). Poogitud puudel (kasel) on väliseid märke seeneniidistiku levimisest täheldatud 5 aastat peale pookimist. Neid meetodeid on kasutatud peamiselt uurimise eesmärkidel ning tõenäoliselt puudub Eestis praegu vajadus selliste võtete kasutamiseks.

Lagupuidu tekkimine kaasneb reeglina ka teiste taastamisvõtete rakendamisel.

Lagupuidu tekitamist tuleks hoolega kaaluda ning tagada, et selle tegevuse tulemusena tekiks võimalikult erineva kvaliteedi ja mõõtmetega surnud ja surevat puitu.

4.2. Puistu struktuuri mitmekesistamine

Metsa taastamisvõttena on olulisel kohal **hailude** rajamine suurtesse üheilmelistesse puistutesse, imiteerides **hailudünaamikat**. Hailude tegemisega muudetakse puistu struktuur mitmekesisemaks, eelkõige põhirindest oluliselt nooremate puude tekitamisega loodusliku järelkasvu abil, mis sageli koosneb erinevatest liikidest, samuti lagupuidu tekitamisega.

Vanu puud keskealistesse kultuurpuistutesse tekitada ei ole võimalik. Samal põhjusel ei saa suurendada ka jämedate surnud seisvate ja lamavate puude hulka. Küll aga saab mitmekesisemaks muuta puistu struktuuri, rajades sinna erinevate suurustega häile. Selle tulemusena peaks paranema valgustingimused loodusliku uuenduse tekkeks ning teiste puuliikide kasvamiseks, mis omakorda muudavad puistu liigilist ja vanuselist jagunemist. Lisaks sellele tuleb metsa jätta seal juba olemasolevad loodusväärtused.

Hailu suurus ja paiknemine sõltub puistu iseloomust. Hail peab olema nii suur, et kasvuperioodil langeks päikest maapinnale vähemalt 4–5 tundi. Hailu külje pikkus võiks olla 1,5–2 korda puistu ülaringe keskmisest kõrgusest. Alla 20 m kõrgustes puistutes võiks häile olla 4 tk/ha, kõrgemates puistutes 1 tk/ha. Hailud tuleks teha nii, et need ei asetseks metsamaa servades ja nad võiksid olla üksteisest vähemalt 20 m kaugusel, vältida tuleks ka korrapärast paigutust. Hailud paigutatakse maastikku topograafilise pildi alusel nii, et päike maapinnale paistaks. Künklikul maastikul tehakse nad soovivatult lõunaküljele. Põhjapoolsete nõlvade hailud peaks olema suuremad.

Hailud rajatakse üheilmelistesse puistutesse, et imiteerida hailudünaamikat ning mitmekesistada puistu struktuuri.

Hailus langetatakse peaaegu kõik ülaringe männid, kuused ja osa kaskedest. Osa puudest (eelstatult kuused ja kased) võib jätta vigastatuna püsti, kuna see võimaldab saada aeglaselt surevaid puud (vt. pkt. 4.1). Rajatavates hailudes olevad haavad, lepad, remmelgad, pihlakad ja laialehelised puud jäetakse kasvama, võimalusel peaks säilitama puutumatuks olemasolevad tüükad, jalalseisvad surnud puud ning vanemad lamapuud.

Hailu keskoht ja säilitatavad puud märgitakse värviga. Seejärel langetatakse ringikujuliselt kõik märgistamata puud, jättes ka tüvemurdusid. Puud langetatakse eri suundades ja üksteise peale, millega tagatakse nii laguneva puudu pikem kestvus kui takistatakse ka hailus tekkiva taimestiku hävitamist sõraliste poolt.

Kui metsatükk piirneb mõne teega, võib proovida puude juurte katkestamist buldooseri või metsatraktori abil, jäljendades niimoodi kõige paremini tormiheidet.

Lumi ja tuul murravad hailudesse jäetud ja selle servades asuvaid püstiseid puud seda kergemini, mida suuremad on hailud. Teatud osa hailu tegemise järel kasvama jäetud puudest hukkub talve- või sügistormide ajal järgneva kuni kümne aasta jooksul.

Hailu keskele jäävat taimestikku ja mullakamarat võib purustada istutuslabida või -köplaga, jäljendades tuuleheite tulemusel juurepatjadest jäetud auke. Maapinna osalise ülesharimise eesmärgiks on teha alustaimestikku selgepiirilisi auke, et nõrgema konkurentsivõimega puud ja soontaimed saaksid potentsiaalseid kasvukohti. Samuti saavad sellisel juhul hoogu sügavates seemnepankades varjuvad liigid. Mehhaniseeritud maaharimist kaitsealadele rajatud hailudes peaks vältima. Palumetsades võib häile parema loodusliku uuenduse

saamiseks ka üle põletada, tekitades sellega aeglaselt surevaid puid või põlemisjälgedega lamapuid.

Soovitav on häilude rajamist kombineerida lagupuidu tekitamisega. Häile rajades tuleb tähelepanu pöörata ka kaitsealade jaoks soovituslikuks peetud lagupuidu kogusele (20-30 m³/ha) ja selle võimalikule edasisele tekkimisele, samuti võimalikele arengutele teatud putukate arvukuse muutumises. Konkreetsetele oludele vastavalt tuleb leida esmakordse võtte ulatus ja intensiivsus ning sobiv tegevus tulevikus. Vajadusel võib lisaks häilude rajamisega tekitada samasse puistusse täiendavalt lagunevat puitu vastavalt eelnevale alampeatükile.

4.3. Põlendike rajamine

Kuigi praegusel ajal esineb Eesti metsades suhteliselt palju, kuid väikese ulatusega metsatulekahjusid, võib kaitsealade metsade põlengute sagedus olla siiski suhteliselt väike ning see võib muuta küsitavaks põlendikuliikide mitmekesisuse püsimise. Kuid tule kasutamise eesmärgiks ei ole ainult põlendikest sõltuvate liikide säilitamine. Põlendike rajamine võimaldab tekitada loodusliku kvaliteediga surevaid ja surnud puid, samuti soodustab see oluliselt mõnede puuliikide (näiteks männi) järelkasvu tekkimist, mis kõik koos muudavad senised homogeensed ja liigivaesed kooslused aja möödudes märksa mitmekesisemaks ja looduslikumaks.

Põlendike rajamine on võrdlemisi kulukas ja ressursimahukas metsa looduslikkuse taastamise viis. Kogemused metsatulekahjustest ja kontrollitud põlengutest on vastuolulised ja intensiivset seiret põlengu mõjudest liikidele on tehtud kogu maailmas vaid üksikutes kohtades. Lisaks sellele tekitab mõte tule kasutamisest metsade looduslikkuse taastamisel hulgaliselt emotsioone ning sellest tulenevalt ka vääritimõistmist, mistõttu on möödapääsmatu enne sellise võtte kasutamist selgitada asjassepuutuvatele isikutele põlendike olulisust metsade looduslikus arengus ja ohutuse tagamiseks rakendatavaid abinõusid.

Põlendike rajamine on kallis ning küllalt äärmuslik looduslikkuse taastamise võte, mis nõuab hoolsat kavandamist ning läbirääkimisi asjasse puutuvate isikutega.

Looduslike põlengute sagedus ja seega ka põlendike tekkimine sõltub **metsakasvukoha-tüübist**: nõmme- ja palumetsad põlevad sagedamini kui näiteks laane ja salumetsad. Seda peaks arvestama ka kontrollitud põletamiste läbiviimisel. Kõige sobivam on põlendikke tekitada palumetsades ja teatud olukordades rabastuvates ja samblasoometsades. Vajaduse korral võib kontrollitud põletamise abil looduslikkust taastada ka laane- ja sürjametsades. Kuigi nõmmemetsad põlevad looduslikult üpris sageli, on selliste metsade muld sarnaselt loometsadele põlemise suhtes väga õrn ning otstarbekam on sellistel aladel põletamist ise mitte läbi viia. Ülejäänud metsatüüpides esineb looduslikke põlenguid oluliselt harvem, mistõttu pole ka mõtet nende koosluste taastamiseks põlendikke tekitada.

Põlendike rajamiseks sobivad alad tuleb valida hoolikalt, ei tohi teha kohtades, kus on suur oht tule väljumiseks kontrolli alt. Tuleohutuse seisukohast on tähtis, et kontrollitud põletamist ei viidaks läbi puistutes, kus puude võrad algavad madalamalt kui 6 m maapinnast kuna põlendike tekitamiseks süüdatud pinnatuli võib kergesti muutuda ladvatuleks. Samuti ei tohi põlendikke rajada selliste puistute vahetusse naabrusesse. Erinevalt pinnatulest liigub ladvatuli väga suure kiirusega ning leek võib kanduda puult puule isegi üle mitmekümnemeetriste vahemaade. Ladvatule tekkimine tuleb kontrollitud põletamise puhul kindlasti ära hoida.

Tagamaks tule püsimise kontrolli all tuleb põletatav ala spetsiaalselt ette valmistada. Üle tuleb vaadata ja vajadusel korrastada või ette valmistada lähimad veevõtukohad. Maksimaalselt tuleb põlendike piiritlemisel ära kasutada olemasolevaid veekogusid (jõed, ojad, kraavid) ja metsateid. Põletatavate alade ümber maapind mineraliseeritakse mehhaniseeritult või käsitsi. Enne tule läitmist on otstarbekas rajatava põlendiku piiril metsaalune umbes meetri laisuselt veega üle kasta.

Põlendiku tekitamise eel võib puid põletatavalt alalt raiuda, kuid looduslikule põlendikule sarnasema tulemuse annab metsaaluse põletamine kasvavate puude alt, imiteerides sellega rindelise dünaamikat. Arvestada tuleb, et põlemise tagajärjel kuni pooled mändid võivad

kuivada kuni viie aasta jooksul. Teised puuliigid reeglina põletamist üle ei ela. Metsaosadel, kust puit on koondatud, on põlemine raskendatud, kuna tallamise tõttu on alustaimestik kokkusurutud. Vajadusel võib tule intensiivistamiseks teatud kohtades põletamisele eelneval aastal langetada kasvavaid puid, et need enne mingil määral kuivaksid. Seda võib teha nii ühtlaselt üle pinna kui grupiti. Vana lamapuidu niiskusesisaldus on kõdunemise tõttu suurem ning see reeglina hästi ei põle. Põletatava ala servas puid langetades peab jälgima, et puud langeksid alati põletatava ala suunas. Vastupidine olukord suurendab võimalust tule kandumiseks naaberaladele.

Kontrollitud põletamise läbiviimiseks tuleb valida selleks sobiv aeg. Kui näiteks raiejäätmeid saab põletada ka keltsalt või pärast vihma, siis põlendiku rajamine sellisel ajal tulemusi ei anna. Alustaimestik peab põlemiseks olema piisavalt kuiv. Otstarbekas on viia kontrollitud põletamine läbi ajal, mil metsad on mõõdukalt tuleohtlikud (III tuleohu klass). Kõige sagedamini langeb sobivaim põlendike rajamise aeg hiliskevadele või suve teise poole. Informatsiooni metsade tuleohtlikkuse kohta saab Eesti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudist (EMHI).

Kontrollitud põletamisest tuleb teavitada kohalikku päästeteenistust, kaitseala valitsejat, omavalitsust ning keskkonnateenistust. Tuleohutuse tagamiseks peab põletamise läbiviimisel viibima piisaval hulgal inimesi, kes tuleb varustada tulekustutusvahenditega (rehad, labidad, selgpritsid jne.). Sõltuvalt rajatava põlendiku suurusest peaks kohale tooma ka ühe või mitu kustutusautot. Tuleohutuse tagamiseks tuleb põletatav ala süüdata ringiiril ja põlemine peab toimuma rajatava põlendiku servadest sissepoole. Põlengu reguleerimine on problemaatiline. Looduslikult levib tuli metsas ebaühtlaselt. Alustaimestik ja varis võivad põleda täielikult, kuid võivad mõningates kohtades osaliselt või täiesti säilida, osa puudest sureb, osa saab vigastada, osa võib jääda tulest puutumata. Ka kontrollitud põletamise tulemused ei pruugi olla ühtlased ja osa alast võib jääda peaaegu endiseks. Hõõguvatel puunottidel ja kändudel lastakse põleda lõpuni. Kui ala põletatakse liiga märjana, võib põleng jääda liiga nõrgaks ning soovitud tulemust ei saavutata.

Nii põlengu kui häilude rajamise tulemusel tekkiv looduslik järelkasv on heaks toidubaasiks sõralistele, mistõttu võib teatud kohtades osutada vajalikuks taastatavaid alasid kaitsta "ärasöömise" eest. Selleks võib põlendikke või häile ümbritseda lattidest tehtud taraga. Ka langetatud okslikud okaspuud on metsloomadele raskesti ületatavad ning kaitsevad looduslikku uuendust päris hästi. Vajadusel tuleb aga reguleerida ulukite arvukust.

4.4. Loodusliku veerežiimi taastamine

Suur osa looduslikult märgadest metsadest on suurema puidutoodangu saamise eesmärgil kuivendatud. Tulundusmetsades kestab kuivendamine suurema või väiksema intensiivsusega edasi, seda siis kasvõi olemasoleva kuivendusvõrgu hooldamise näol. Omaaegse kraavituse tulemusena on paljude kaitsealuste soo- ja soostuvate metsade looduslikkus oluliselt vähenenud. Seetõttu on oluline püüda võimaluste piires kaitsealuste metsade looduslik veerežiim taastada, mis omakorda võimaldab taastada neile metsadele omastel looduslikel protsessidel nagu turvastumine, vanuselise struktuuri mitmekesistumine, liigilise struktuuri stabiliseerumine, lagupuidu tekkimine ja olemasolu jne.

Loodusliku veerežiimi taastamine on kallis ja võib mõjutada väga suuri territooriume. Juhul kui väljaspool kaitseala või isegi kaitsealal väljaspool taastatavat ala võib käesolevaks ajaks väljakujunenud veerežiimi muutmine põhjustada soovimatuid tagajärgi (lisaks puude kuivamisele ka üleujutused mittemetsamaal, teede kahjustamine jne.), tuleb looduslikkuse suurendamiseks kasutada muid võtteid.

Arvestades praegust kobraste suurt arvukust ja nende suhteliselt aktiivset ja piiranguteta tegutsemist kaitsealadel, ei ole veerežiimi taastamise vajadus nii terav, kui paljudes teistes intensiivse metsamajandusega riikides. Samas võib tõdeda, et kobraste suur arvukus ja sellest tulenevad ulatuslikud metsakahjustused ongi osalt tingitud just omaaegsest metsakuivendusest, kuna kraavide rohkus tähendab kopralt arvukaid elupaiku.

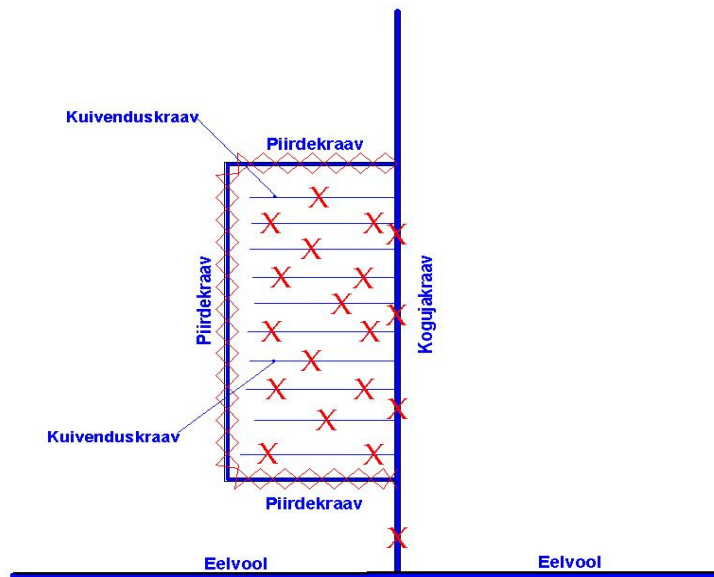
Loodusliku veerežiimi taastamist on kõige lihtsam läbi viia värske kraavituse korral, kui puistu ei ole veel kuivenduse tagajärjel muutunud ning kus kraavi mulle on kergesti kasutatav. Sellisel juhul tuleb kraavid lihtsalt täita kas osaliselt või täies ulatuses. Osalise täitmise puhul peaks tammide vahemaa olema 30-50 m.

Aladel, kus kraavituse rajamisest on möödunud juba aastakümneid ning kus kuivenduse tulemusel on puistu struktuur looduslikuga võrreldes oluliselt muutunud, on veerežiimi taastamine märksa problemaatilisem.

Senised kogemused näitavad, et kraavituse täieliku sulgemise tagajärjel taastub kuivenduseelne, kasvukohale iseloomulik alustaimestik üpris kiiresti, kuid puistud võivad hävida sadadel hektaritel. Väga pikka aega kuivendatud metsades ei ole loodusliku veerežiimi taastamine enam mõttekas.

Kui kuivendus on juba mõjutanud puistute koosseisu, tuleb puistute looduslikku veerežiimi taastada sujuvalt. Nõrgavoolulistel ja umbe kasvavatel kraavidel lastakse areneda omasoodu. Kuivendatud ala ümbritsevad piirdekraavid, mille ülesandeks on kuivendatud alale pealevalguva pinna- ja põhjavee äralõikamine, tuleb täita võimalikult suures ulatuses. Detailvõrgu kraavid (kuivenduskraavid), mille ülesandeks on kuivendatavalt maa-alalt liigvee vastuvõtmine ja edasijuhtimine, hakatakse tasapisi veevoolu takistama. Seda saab teha osaliste tammide rajamisega, kasutades selleks lisaks muldest võetud pinnasele ka kive, kände ja langetatud puid. Osalised tammid tuleks ehitada sellised, et mingi osa veest pääseks sealt läbi või üle, kuid piisavalt tugevad, et vesi (eriti kevadine suurvesi) neid minema ei viiks. Tammide korrasolekut peab kontrollima igal aastal. Vee voolamist põhivõrgus (pea- ja kogujakraavid), mille ülesandeks on detailvõrgust saabuva vee edasijuhtimine eesvoolu (vee vastuvõtjasse), takistatakse samuti sarnaselt detailvõrgu kraavidel. Veevoolu takistamine ainult põhivõrgu kraavidel ei ole otstarbekas, kuna halvemal juhul võib selle

tulemusel tekkida üksnes lokaalne soostumine või koguni väiksem veekogu rajatud tammi taha, samas kui detailvõrgu kraavid võivad kuivendada taastamist vajavat ala endisele sarnases mahus. Seega tuleks ebapiisavate ressursside puhul vähendada töid pigem põhivõrgul. Eelvoolude sulgemine on üldjuhul lubamatu.



Joonis 1. Veerežiimi taastamine kuivendusvõrgul

Olukorras, kus kogu kuivendussüsteemi likvideerimine on ebasoovitatav (põhivõrk kogub vett ka väljaspoole kaitseala jäävatelt aladelt), tuleb veerežiimi taastamist viia läbi üksnes detailvõrgu kraavidel. Seega on loodusliku veerežiimi osaline taastamine võimalik isegi suhteliselt väikestel aladel.

Aladel, kus looduslikku veerežiimi taastatakse pika aja jooksul, on otstarbekas kraavidel vee voolamine tammidega täielikult sulgeda mitte varem kui 10-15 aastat pärast vee voolamise aeglustamiseks rajatud osaliste tammide ehitamist. Vee voolamise täielik sulgemine tähendab seda, et ka kevadised tulvaveed jääksid sellele alale pidama.

Puhastatud ja õgvendatud ojad tuleks taastada nende võimalikult looduslikul kujul. Ojadest kaevatud kivid paigutatakse veevoolu aeglustamiseks sinna tagasi. Limnoloogiakeskuse Euroopa Liidu Interreg IIIC programmi projekt 3N00531, 2004 juulist kuni 2007 septemberini „Lakepromo – Tools for water management and restoration processes” (Lakepromo – Veekogude majandamise ja taastamisprotsesside vahendid) keskendub just Eesti veekogude taastamisele.

Veerežiimi taastamist võib kombineerida metsade killustatuse vähendamise ja lagupuidu tekitamisega. Puude suuremine loodusliku veerežiimi taastamisel on seda arvukam, mida erinevam on taastamistööde ajal olev puude kasvukiirus võrreldes kuivenduse eelse seisuga

ning mida kiiremini soovitakse saavutada kuivenduseelne veetase. Lagupuidu täiendavat tekkimist võib põhjustada lisaks puude jaoks harjumatu kõrgele veeseisule ka sellest tulenev suurenenud tormihellus.

4.5. Metsade killustatuse vähendamine

Metsade killustatust vähendavad peamised tegevused on kraavide kinniajamine ja kraavitrasside ning kvartalisihtide metsastamine. Looduslikuks kujundatavas metsas puudub trassidel ja sihtidel otstarve. Kuna kraavitusest soovitakse kaitsealadel lühema või pikema aja jooksul loobuda, siis ei ole mõtet säilitada kraavitrasse. Kvartalivõrgustiku rajamise omaaegseteks eesmärkideks olid peamiselt orienteerumise lihtsustamine metsade korraldamisel ja majandamisel ning lisaks ajujahi võimaldamine. Looduslikuks kujundatavatel aladel majanduslikke töid reeglina ei tehta ning ei harrastata ka ajujahti. Metsade korraldamisel võimaldab aerofotode kasutamine looduses orienteeruda ja eraldusi piiritleda märksa paremini kui kvartalisihid seda kunagi suutsidki. Loomulikult ei ole võimalik trasse ja sihte metsamaastikust kiiresti kaotada, kuid oskuslik tegutsemine võimaldab kiirendada nende muutumist ümbritsevate metsaosadega ühtseks tervikuks. Mõnedel juhtudel võib killustatuse vähendamisel osutada vajalikuks metsateede likvideerimine, kuid sellise tegevuse kohta on kogemusi ja uurimisandmeid üldiselt väga vähe. Kõiki taastamisvõtteid tuleb rakendada pinnavormide ja homogeensete metsaosade kaupa sõltumata kvartalipiiridest, et vältida kvartalisihtide kui kunstliku teguri säilimist looduslikule arengule suunatud metsades.

Trasside ja sihtide kaotamise kõige lihtsam ja odavam meetod on neid mitte hooldada. Mõnevõrra saab killustatuse vähenemist kiirendada, kasutades suuremal või vähemal määral kõiki eelnevates alampeatükkides kirjeldatud taastamisvõtteid.

Teede ja sihtidele võib langetada puid, et muuta need läbipääsmatuks ja samas tekitada ka lamapuitu.

Kraavide kinniajamine on kraavitrasside kaotamisel määrava tähtsusega. Erinevate metsaosade ühendamiseks võib üle kraavide ja sihtide langetada puid, saavutades samas ka lagupuidu tekkimise. **Häilu** rajamine nii, et osa sellest paikneks trassil või sihil, võimaldab seal valgustingimuste paranemise tõttu järelkasvul tekkida märksa paremini, kui see puutumata sihi või trassi puhul oleks olnud. Järelkasvu tekkimisele sihtidel ja trassidel aitab oluliselt kaasa maapinna mineraliseerimine, kas siis laiguti tormiheidet imiteerides või mehaaniliselt piki sihte või trasse.

Mittevajalike teede kõrvaldamisega kaitsealadel võiks üritada ühendada ühesugused ja looduslikud vana metsa saarekesed. Tee-ehituseks kasutatud kruus püütakse panna teeäärsetesse piirdekraavidesse ja kraavikaldad silutakse, et tee ei takistaks pinnavee looduslikku liikumist. Kinnisõtkutud teepinda tuleks kobestada mehhaniseeritult. Nooremad (alla 10 aasta) ja vähem tihenenud teed lastakse looduslikult kinni kasvada ja laguneda ning need lihtsalt suletakse tõkete või suurte kividega.

Raieteaegsed puude lao- ja laadimisplatsid torkavad metsapildis silma isegi aastakümnete möödumisel, seda siis kas lepa- või remmelgaenamusega saarekestena või siis peaaegu taimkatteta lagedate aladena. Taimestiku puudumine tuleneb puude ja masinate raskuse tõttu tihendatud mullakamarast ja paksust puukoore kihist. Neil kohtadel tuleks püüda maapinna mineraliseerimisega või alade ülepõletamisega kiirendada põhirinde puude loodusliku järelkasvu tekkimist. Metsade killustatuse vähendamiseks kavandatakse ka kunagiste karjäärade looduslähedast rekultiveerimist, tehisrajatiste (nt. militaarrajatiste) lammutamist ning muude inimtekkeliste objektide kõrvaldamist.

4.6. Väärtuslikud liigid ja nende säilimine

Kui ohustatud liik või selle kohalik populatsioon on hävimas või see on oluliselt kahanenud, tuleks viivitamatult võtta kasutusele abinõud liigi säilimiseks. Liigispetsiifiliste abinõude rakendamine eeldab teaduslikele töödele tuginevate võtete väljatöötamist koos liigispetsialistidega. Ühe liigikaitsealase aktiivse tegevusena võiks kaaluda näiteks sobival määral kõdunenud ja suuremõtmelise lagupuidu mujalt juurdetoomist. Lagupuidu juurdetoomine on siiski vaid hädaabinõu, kuna see on keeruline ja kallis, samuti pole kindlustatud selle tulemusel liigi elutingimuste paranemine.

Ohustatud liigi esinemine tehakse kindlaks puistu looduslikkuse **taastamisvajaduse** hindamise käigus. Liigi poolt juba asustatud paikades ei tohiks taastamisvõtteid rakendada, kuid vajadusel võiks suure ettevaatlikkusega kasutada koos vastava liigi asjatundjatega detailselt kavandatud liigikaitsetöid. Taastamistöid kaitsealuse või ohustatud liigi elupaiga vahetus läheduses tuleb planeerida koos liigispetsialistidega. Sellisel juhul tuleb jälgida, et taastamistööd ei mõjutaks kuidagi liigi praegust esinemiskohta, näiteks mikrokliima või elupaiga struktuuri muutmise tõttu

*Loodusmetsade indikaatorliik harilik kopsusamblik (*Lobaria pulmonaria*) on väga tundlik mikrokliima muutuste suhtes ega talu võrastiku liigset hõrenemist. Kesk- ja Lääne-Euroopas on katsetatud ka kopsusabliku siirdamist selle mehhaanilise paljudnamise teel.*

Liigi ümberasustamist tuleks korraldada vaid hädaolukorras ja pürgida selle poole, et kohalikud populatsioonid tuleksid oma piirkonnas ise toime ning nende ümbruskonnas ei toimuks olulisi negatiivseid muutusi, mis takistaksid liikidel oma esinemisala laiendada. Kui liiki või selle elupaiga püsivust ähvardab mingi selge oht, mida ei saa vältida, siis võidakse siirdada liik lähimasse talle sobivasse elupaika. Ümberasustamine eeldab põhjalikke uuringuid ümberasustamise tingimustest, iseärasustest ja võimalikest ohtudest, samuti täpseid andmeid liigi paljunemise ja levimise ökoloogiast. Koostöö liigispetsialistidega ja kohalike keskkonnaametnikega on sellisel puhul vältimatu. Kaitsealuste liikide ümberasustamine toimub Vabariigi Valitsuse poolt kehtestatud korras, luba nende tööde teostamiseks antakse Keskkonnaministeeriumi poolt.

5. Puistute looduslik areng ning taastamisvõtted metsatüübirühmade kaupa

Metsades domineerivad puuliigid, looduslike häiringute sagedus ja ulatus ning sellest tulenevad looduslikule arengule iseloomulikud võtmetunnused ja -elemendid sõltuvad metsatüüpidest ning seda peaks arvestama ka looduslikkuse taastamisel. Alljärgnevalt esitatud metsade võimalike arengute kirjeldused ei olet täielikud, kui peaksid siiski andma ülevaate erinevate koosluste iseärasustest. Peamised taastamisvõtted metsatüübirühmade kaupa on esitatud kokkuvõtvalt tabelis 3.

Tabel 3. Taastamisvõtted metsatüübirühmade kaupa

Metsatüübirühm	Lagupuidu tekitamine	Puistu struktuuri mitmekesistamine	Põlendike rajamine	Loodusliku veerežiimi taastamine	Metsade killustatuse vähendamine
Loomets	Üksikpuude või väikeste häiludena	Võib kaaluda kultuurides, häiludes			Soovitav
Nõmmemets	Soovitav	Soovitav	Vaid viljakamatel ja vähese rekreatiivse koormusega aladel		Soovitav
Palumets	Soovitav	Häiludega	Sobivaim võte		Soovitav
Laanemets	Peamiselt lehtpuudest, et soodustada kuuse järelkasvu	Häiludega			Soovitav
Sürjamets	Soovitav	Häiludega	Kuivemates kohtades		Soovitav
Salumets	Esmatähtis	Väikeste häilude või maakamara purustamisega			Soovitav
Lammimetsad				Peamine ja sageli ainus võte	
Soostunud metsad				Peamine võte	Soovitav
Rabastuvad metsad	Gruppidega		Erandjuhtudel	Peamine võte	
Madalsoometsad				Peamine võte	Soovitav
Siirdesoometsad				Peamine võte	Soovitav
Rabametsad				Peamine	Soovitav

				võte	
Kõdusoometsad	Soovitav	Häiludega			

Üldises plaanis võib metsi grupeerida iseloomuliku arenguskeemi alusel järgnevalt:

- rindeliselt arenevad metsad;
- häiludünaamiliselt arenevad metsad;
- vahelduvate kooslustena arenevad metsad;
- muutumatu kooslusena arenevad metsad.

5.1. Loometsad

Loometsad kasvavad õhukestel muldadel, mis on kujunenud massiivsel pael või selle murenemisel tekkinud rähäl. Domineerivaks puuliigiks on mänd, kaasliikidena võib esineda kuuske ja arukaske, üksikutel juhtudel ka tamme ja saart. Õhuke ja suhteliselt halva veemahutavusega mullahorisont määrab nende metsade peamised iseloomulikud tunnused. Põuasel ajal kuivavad mullad reeglina täiesti läbi ning veepuudus muutub oluliseks taimede kasvu piiravaks teguriks. Kevadisel ajal või peale kestvaid vihmaperioode võivad mullad olla ka ajutiselt liigniisked. Seda just tasase reljeefiga kohtades, kus pinnavee äravool on aeglane või sulglohkudes, kuhu pinnavesi kokku valgub.

Loometsade uuenemine on aeglane ja seda takistab inimese kaudne tegevus tallamise ja karjatamise näol (Laasimer 1946), peamiseks ilminguks on puude bioloogiline vananemine ja aeglane suremine ning selle tulemusel peaksid metsakooslused püsima neil aladel peaaegu muutumatuks. Looduslikud loometsad on erivanuselised ja suhteliselt hõredad, sisaldades pidevalt jalalseisvaid ja aegamööda surevaid ning seisvaid ja maaslamavaid erineval määral kõdunenud puid. Õhukesest mullakihist tingituna võib loometsades esineda ka tormiheidet, seda kas üksikute puude või väiksemate gruppidega. Kuna põuaperioodidel võivad need metsad muutuda väga tuleohtlikuks, võib neis metsades ette tulla ka looduslikke põlenguid. Põlemise tagajärjel puistu reeglina hävib täielikult, nii puude otsese kahjustumise kui huumushorisondi ärapõlemise tõttu. Ka harvaesinevad väga ulatuslikud tormikahjustused muudavad küsitavaks metsade jätkuva püsimise neil aladel. Uue metsapõlve tekkimine samal alal võtab aega vähemalt aastakümneid, halvematel juhtudel isegi sajandeid.

Loometsad on madalad, valgusküllased ja sageli ebaihtlase tiiusega, kuna sageli võib esineda paljastunud aluspaasi, kus suudavad kasvada vaid samblikud ja üksikud rohttaimed.

Nii loometsade taimestik kui mullastik taastub peale looduslikke või inimtekkelisi **häiringuid** väga aeglaselt, mistõttu tuleb neis metsades toimetades olla eriti ettevaatlik. Põlendikke loometsadesse rajada ei tohi, kuna suure tõenäosusega hävitab see metsakoosluse täielikult. Eestis peaks praegu olema piisavas mahus nii loolade puudeta primaarkooslusi kui aastakümneid uuenemata püsinud raiesmikke. Võimalike looduslikkust taastavate tegevustena võivad loometsades kõne alla tulla eelkõige **lagupuidu tekitamine** ja vajaduse korral ka killustatuse vähendamine. Viimane peaks endast kujutama eelkõige sihtide kunstlikku metsastamist ja mittevajalike teede likvideerimist. Looladele rajatud kultuurides võib vajalikuks osutuda ka noorte puude istutamine või külv erivanuselise puistu tekkimise kiirendamiseks, kasutades selleks puistute hõredamaid kohti või lagupuidu tekitamiseks rajatavaid väikesi, kuni 10 m läbimõõduga **hailusid**. Suuremate hailude rajamine pole otstarbekas, kuna looduslikult esineb neid selles metsatüübis väga harva. Lehtpuude lisandumine mitmekesistab loometsa oluliselt, kuid kuna lehtpuid ei esine looduslikult neis metsades eriti massiliselt, ei ole vaja hakata sellega spetsiaalselt tegelema.

5.2. Nõmmemetsad

Nõmmemetsad on levinud peamiselt rannikuluidetel, mõhnastikel, sanduritel ja kuivadel liivastel meretasandikel. Tegemist on hõredate metsadega kõige kuivematel muldadel. Puurinde moodustavad peamiselt aeglaselt kasvavad kidurad männid ning üksikud arukased. Kuuske esineb üksikute puudena vaid alusmetsas. Tingituna suurest kuivusest on eriti häiritud metsakõdu ja puitu lagundavate mikroorganismide tegevus, mis omakorda halvendab oluliselt puude ja teiste taimede varustatust toitainetega. Looduslikest **häiringutest** on nendes metsades esikohal põlengud, millele aitab oluliselt kaasa rohke metsakõdu esinemine ja metsade suur kuivus põuaperioodil. Suuremate või väiksemate laikudena võib nõmmemetsades ette tulla ka putukakahjustuste koldeid, mis suures osas on samuti tingitud põlengu tõttu nõrgestatud puude olemasolust. Tuul ja vesi selles metsatüübis metsa looduslikku arengut reeglina oluliselt ei mõjuta, kuna põhjavesi on sügaval ja selle tulemusel on puudel tugev juurestik ning väikeste võradega madalad tüved.

Põlengud nõmmemetsades haaravad enamasti enda alla suure territooriumi, teatud osa puudest põlengu tagajärjel sureb ning seda suhteliselt ühtlaselt kogu põlenud alal. Kasvama jäänud puud moodustavad võrdlemisi ühealise rinde. Kõik teised puuliigid peale männi tavaliselt hukkuvad. Põlendikule tekib kiiresti looduslik järelkasv, mis moodustab suhteliselt ühevanuseliste puude rinde põhirinde alla. Aastakümnete möödudes toimub uus põleng, mille tulemusel hakkab kasvama järjekordne uus ühealiste puude rinne.

Puude suremine nõmmemetsades on seega seotud tulega, mille teatud kriitilisest määrast enam mõjutatud kuused, lehtpuud ja nooremad männid kuivavad lühikese aja jooksul. Ka vanadest mändidest osa kuivab kiiresti, kuid tavaliselt hakkab suurem osa kahjustatud puudest aeglaselt surema. Suremise protsess võib olla isegi nii aeglane, et kahjustatud puud elavad koos kahjustamata puudega üle veel mitu põlengut.

Looduslike nõmmemetsade struktuur peaks välja nägema selline, et kasvavate puude rinde moodustavad kahte või kolme vanusgruppi kuuluvad puud, millest lehtpuid esineb ainult noorimas, ning samuti üksikud väga vanad puud. Nooremad puud võivad moodustada ka päris tihedaid grappe. Lagupuiduna esineks nii jalalseisvaid väga vanu ja osaliselt kuivavaid puid, jalalseisvaid jämedaid ja peenemaid kuivanud puid ning suhteliselt palju lamapuitu, millest enam on suuremal või väiksemal määral söestunud.

Seega võiks loogiliselt arvata, et nõmmemetsades on looduslikkuse taastamisel ainuõigeks võtteks põlendike rajamine. Enamusel juhtudest see võikski nii olla. Seda enam, et nõmmemetsade mulla vähene toitainetesisaldus ja veemahutavus, samuti spetsiifilised liigid ongi põhjustatud peamiselt põlengutest. Tegelikult tuleks aga arvestada, et suurel osal kaitsealustest nõmmemetsadest on ka virgestuslik ülesanne ning need on puhkemajanduslikult intensiivselt kasutatavad. Tingituna suurest külastatavusest esineb neis metsades ka inimtekkelisi tulekahjusid päris sageli. Samuti tuleks nõmmemetsade looduslikkuse taastamisel arvestada, et kui neid metsi majandati veel langiviisiliselt oli kaasnähuks suure osa metsas olnud mineraal- ja orgaanilistest ainetest erinevate puidusortimentide minema viimine, mis eeldatavasti on põhjustanud ka väiksema toitainete sisalduse mullas võrreldes samatüübiliste **loodusmetsadega**. Põlenud metsakõdu ei suuda aga neid väheseidki toitaineid enam mullas hoida, mistõttu tingimused nii loodusliku uuenduse tekkeks kui olemasolevate puude kasvamiseks halvenevad oluliselt võrreldes põlendikega loodusmetsades.

Sellepärast võiks põlendikke rajada nõmmemetsadesse ainult nendes piirkondades, kus aastakümnete jooksul tulekahjusid ei ole esinenud ning kus metsade kaitse eesmärgiks on üksnes bioloogiliste protsesside tagamine. Ja ka sel juhul on otstarbekas põleng rajada eelkõige neisse metsaosadesse, kus mulla toitainetesisaldus on tõusnud oluliselt suuremaks kui looduslikes nõmmikutes, millest annab tunnistust nõmmemetsadele iseloomulike liikide esinemise vähenemine või vastupidi – vohamine ja palumetsadele omase liigistiku tekkimine. Muudel juhtudel oleks otstarbekam nõmmemetsade looduslikkust suurendada lagupuidu tekitamisega ja puistu vanuselise struktuuri mitmekesistamisega, arvestades, et suure tõenäosusega süütab välg neis puistutes põlengu juba järgneva saja aasta jooksul.

Nõmmemetsades on puud ühes rindes, kuigi puistu on sageli erivanuseline. Vanuse erinevusele viitab puude erinev jämedus, korb aning sageli ka metsapõlengu kahjustuste olemasolu vanematel puudel. Lamapuude lagunemine kestab kuivast mikrokliimast tingituna kaua.

*Kanarbik (*Calluna vulgaris*) on nõmmemetsadele iseloomulik liik.*

5.3. Palumetsad

Palumetsad kasvavad maapinna kõrgematel osadel nagu luidete nõlvadel, mõhnastikel, sanduritel ja moreenkühmustikel. Palumetsade mullad on perioodiliselt kuivad ja põhjavesi on harilikult sügavamal kui 2 m, kuid madalamatel aladel võib see ulatuda ka mullaprofiili. Domineerivaks puuliigiks on mänd, kaasliikideks arukask ja kuusk, ilma oluliste **häiringuteta** võib toimuda areng kuusikute suunas.

Ka palumetsi tuleb pidada looduslikult rindelisel arenevateks metsadeks, kuna põlemisel on nende puistute kujunemisel oluline roll. Palumetsade looduslik areng peaks olema üpriski sarnane eelnevalt kirjeldatud nõmmemetsadele, kuid tingituna kõrgematest puudest ja suurematest võradest, samuti kuuse ja lehtpuude suuremast võimalikust osakaalust puistu koosseisus, võivad ka tormid nende metsade looduslikku arengut oluliselt mõjutada.

Looduslikkuse taastamise seisukohalt on põlendike rajamine sellistesse kooslustesse üheks sobivaimaks võtteks, kuna erinevalt nõmmemetsadest paranevad palumetsades tingimused loodusliku uuenduse tekkimiseks põlemise tagajärjel oluliselt võrreldes mittepõlenud metsakõduga. Lisaks põlendike rajamisele annab palumetsade taastamisel väga häid tulemusi ka puistu struktuuri mitmekesistamine **hällude** rajamisega, jäljendades sellega väikesepindalalisi tormi- või putukkahjustusi. Teatud juhtudel võib piirduda üksnes täiendava lagupuidu tekitamisega, seda eriti piirkondades, kus **metsapõlengud** ei ole haruldased ning kus puistute struktuur on piisavalt mitmekesine.

Kuivemad palumetsad pohla kasvukohatüübis esinevad sageli kõrvuti nõmmemetsadega, kus selgesti jälgiatvad muutused taimkattes viitavad mulla niiskuse ja viljakuse suurenemisele. Eriti selgelt on võimalik selliseid metsatüübirühmade üleminekuid jälgida vahelduva reljeefiga aladel nagu luidetel.

5.4. Laanemetsad

Laanemetsad kasvavad peamiselt laugete nõlvade jalamil, moreenkattega mõhnastikel ja moreentasandikel, moodustades niiskus- ja toitetingimustelt keskse metsatüübirühma. Laanemetsi võib metsamulla ja koosluste liigirikkuse järgi jagada kaheks. Kunagiste taigametsade läänepoolsete jäänukitena on esindatud liigivaesed männikud ja kuusikud. Varasematest tamme-segametsadest on kujunenud tänaseks liigirikkad kuusikud ja kuuse-segametsad.

Laanemetsadele on iseloomulik looduslik koosluste vaheldumine. Tavaliselt algab mittemetsamaa metsastumine pioneerliikidega, milleks viljakamatel muldadel on peamiselt kask ja haab, vaesematel muldadel aga mänd ja kask. Esmane metsakooslus vananeb kuni alusmetsas kasvama hakanud kuused moodustavad tugeva teise rinde. Selleks ajaks on põhirindes olevad kased ja haavad jõudnud või jõudmas sellisesse ikka, mil algab nende looduslik osaline kuivamine ja lagupuidu tekkimine. Selles staadiumis laanemetsadele on iseloomulik rohke bioloogiliselt vanade ja aeglaselt kuivavate puude esinemine ning erinevas lagunemisastmes, peamiselt lehtpuu, lagupuidu olemasolu. Võimalike looduslike **häiringutena** võivad selles arengustaadiumis olevates laanemetsades esineda ulatuslikud tormikahjustused või harvad **metsapõlengud**. Taolistele häiringutele, mille tagajärjel hakkab suurem osa puustust, järgneb tõenäoliselt sama **suktsessiooni** kordumine, kusjuures nüüd on lagupuitu juba väga suurel hulgal (üle 200 tm/ha). Ilma häiringuteta või väikesepinnaliste häiringute korral võib vana lehtpuumets või laanemännik püsida stabiilsena aastakümneid, kuni viimaks teise rinde kuused esimesse rindesse domineerima jõuavad. Seejärel on tegemist juba vana laanekuusikuga, mille looduslikud elemendid ja metsa areng on mõnevõrra teistsugune.

Looduslikult arenenud vana laanekuusiku peamiseks karakteristikuks on erivanuseline ja peamiselt kuuskedest moodustunud põhirinne, kusjuures tingituna puude erinevast kasvaminemise ajast ja erinevatest kasvutingimustest on puistust väga raske eristada järelkasvu ning teist ja esimest rinnet. Sellise vana kuusiku arengu peamisteks mõjutajateks on väikesepinnalised tormi- ja putukkahjustused, mille tulemusel tekivad metsa väikesed **hailud**. Tekkinud hailud uuenevad peamiselt kuusega, seda just halbade valgustingimuste tõttu, kuid suuremates hailudes võib esineda kaski ja teisi lehtpuid. Lagupuidust on pidevalt esindatud peamiselt kuuse lamapuud ja tüükad ning mõned üksikud jalalseisvad ja osaliselt kuivavad lehtpuud ning männid. Kuuse jalalseisvaid surnud puid esineb vähesel määral, sest erinevalt teistest puuliikidest kuivab kuusk juba paari aasta jooksul peale kahjustumist ning murdub keskmiselt viie aasta jooksul peale kuivamist. Eelkirjeldatud vana kuusik võib suhteliselt stabiilsena püsida aastasadu ja seda kindlamini, mida sagedamini esineb väikesepinnalisi häiringuid, mis tagavad erineva vanusega puude olemasolu. Suuri kahjustusi neis puistutes enamasti ei esine, sest ebaühtlane puude vanus ja kõrgus hoiavad puistu suhteliselt tormikindlana ning pidevast lagupuidu olemasolust tingitud entomofaagide fauna ei võimalda ürasevõimeliste arvukusel tõusta eriti kõrgele. Mõni harvaesinev tavalisest suurem torm, tavalisest põuasemast suvest tingitud tulekahju, tavalisest vihmasemast suvest tingitud üleujutus või tavalisest suurema putukate arvukuse tõttu võib metsa hukutada viimaks suurtel aladel täielikult. Misjärel algab jälle laanemetsa esimene tsükel ehk lehtpuude (või vaesematel muldadel männi) domineerimine. Tekkivad puistud erinevad ülejäänud metsatüüpidest lagupuidu ülisuure koguse poolest.

Laanemetsade looduslikkuse taastamisel tuleb tähelepanu pöörata olemasoleva puistu positsioonile laanemetsade looduslikus arengutsükli. Kui tegemist on bioloogiliselt noorte ja

looduslike elementide poolest vaeste lehtmetsadega, milliseid esineb nii omal ajal kasutusest kõrvalejäänud põllumajandusmaadel kui kultiveerimata või ebaõnnestunud kultuuridega raiesmikel, siis võib arvestada, et ka laanemetsade looduslikus arengus esineb sarnaste tunnustega kooslusi. Kuid olukorras, kus kaitsealal olevatest laanemetsadest moodustavad lehtmetsad enam kui kolmandiku, tuleks astuda samme teatud osa lehtmetsade kiiremaks muutmiseks vanadeks kuusikuteks. Lihtsaim võimalus selleks on sobivates puistutes teise rinde kuuskede kasvu soodustamine. Seda võimaldab lehtpuude järkjärguline eemaldamine esimesest rindest, tagamaks teise rinde kuuskedele valgustingimuste sujuva paranemise, tehes seda siis klassikalise valikraiena või looduslikkuse taastamise võtetest lagupuidu tekitamisena.

Juhul kui kaitsealal olevatest laanekuusikutest on suurem osa üheerialised, tuleks ka neis metsades rakendada looduslikkust suurendavaid võtteid, sest vastasel juhul võivad puistud vanemas eas, tingituna oma ühevanuselisusest, olla liiga õrnad tavalisest tugevamatele tuultele ja hukkuda, moodustamata looduslikele laanemetsadele omast kauakestvat kooslust. Nii keskealistes kui vanemates üheerialistes ja ühtlase täiusega kuuse-enamusega puistutes on määrava tähtsusega mitmekesistada häilude tekitamisega puistu struktuuri, seda just eelkõige järelkasvu soodustamiseks, kuid samuti võib vajalikuks osutuda koosluse fauna rikastamine lagupuidu lisamisega.

Laanemetsad on looduslikus olekus miteliigilised ja erivanuselised. Kuusk moodustab sageli teise rinde või alusmetsa.

5.5. Sürjametsad

Sürjametsad (Paal, 1997) kasvavad positiivsete pinnavormide – ooside, moreeniküngaste, samuti voorte ja vallilaadsete otsamoreenide lagedel ja nõlvadel, moodustades karbonaadirikastel, kuid põua korral läbikuivavatel muldadel kasvavaid liigirohkeid okas- või lehtmetsi.

Sürjametsade looduslik areng peaks olema kirjeldatav kui **hailudünaamiline**, olles põuastel perioodidel ja kuivematel aladel tingitud looduslikest põlengutest, madalamatel aladel ja sademeterohkel ajal tormikahjustustest. Eelmainitud **häiringud** võivad asjaolude kokkulangemisel saavutada väga suure ulatuse, kuid need alad peaks suures osas uuenema samade puuliikidega. Tingituna esinevatest häiringutest peaks sürjametsad tervikuna olema erivanuselised ning lagupuitu peaks esinema keskmisest pisut suuremal hulgal ja kõikides lagunemisastmetes.

Looduslikkuse taastamise seisukohast oleks sürjametsades rakendamiseks sobivaim üheilmeliste puistute struktuuri mitmekesistamine **hailude** rajamisega ning loodusliku uuenduse soodustamisega ja lagupuidu tekitamisega. Vajadusel võiks kuivemates kohtades rajada ka põlendikke.

5.6. Salumetsad

Salumetsad kasvavad kõige toitainerikkamatel ning kogu aasta jooksul veega hästi varustatud muldadel, kattes lainjaid tasandikke, vööri ja oose ning kohati ka laugete nõlvade jalameid. Tingituna mulla viljakusest ja soodsast veerežiimist (põhjavesi on liikuv ja ulatub sageli mullaprofiilini; paiguti võib põhjavesi olla ka sügavamal kui 2 m, kuid sel juhul hoiab mulla suur veemahutavus mulla siiski enamuse ajast värskena) on metsad väga liigirikkad ja mitmekesised.

Salumetsade looduslikule arengule on iseloomulik puude pidev asendumine, üksikute puude suremise, loodusliku uuenduse tekkimise ning tormi või kuusikute puhul ka putukkahjustuste tagajärjel tekkinud väikeste **hälludena**. Salumetsadele on iseloomulik lehtpuude ning eriti laialeheliste lehtpuude pidev esinemine nii põhirindes kui alusmetsas ja järelkasvuna. Lagupuidu seisukohalt on salumetsades peamine roll jalalseisvate aeglaselt kuivavate ja juba kuivanud puude rohke esinemine, lamapuitu võib olla aga suhteliselt vähe, kuna soodne elukeskkond puitlagundavatele mikroorganismidele tingib mahalangenud puude kiire kõdunemise.

Looduslikkuse taastamise seisukohalt oleks salumetsades esmatähtis **lagupuidu tekitamine**, nii aeglaselt surevate kui lamapuude näol. Loodusliku järelkasvu ja uuenduse puudumisel või vähesusel on otstarbekas parandada tingimusi selle tekkeks, rajades väiksemaid hällu või purustades mehaaniliselt maakamarat olemasolevates hälludes. Igasuguse tegevuse käigus tuleb säilitada juba olemasolevad looduslikult väärtuslikud puud ja järelkasv. Põlendike rajamine nendes metsades ei ole otstarbekas, kuna looduslikult esineb põlemisi salumetsades äärmiselt harva ning ka sel juhul reeglina väikeste laigukestena.

Looduslikud salumetsad on lopsaka rohuringega, mitmeliigilised, mitmerindelised ja erivanuselised. Iseloomulik on rohke järelkasvu ja alusmetsa esinemine. Lagupuidu kõdunemine on niiske mikrokliima ja lagundajatele soodsate tingimuste tõttu kiire ning seetõttu on erineva vanusega lamapuidu eristamine võrdlemisi lihtne.

5.7. Lammimetsad

Lammimetsad on üleujutusala metsad ning need esinevad tulvavete poolt kohale kantud ainese setetel jõeorgudes, samuti madalatel järveäärsetel aladel. Lammimetsade struktuur ja liigiline koosseis sõltuvad sellest, millises lammiterrassi osas mets kasvab. Jõega vahetult piirnevatel kõrgema reljeefiga ja lühiajalisemalt üleujutatavatel aladel paiknevad uhtlammimetsad, veepiirist kaugemal oleval madalamal alal kestavad üleujutused kauem ja lammimets sarnaneb seal loduga. Peamisteks esinevateks puuliikideks on hall- ja sanglepp, ning sookask ja laialehised puuliigid.

Looduslike protsesside poolest peaks lammimetsi pidama muutumatu kooslusena arenevateks metsadeks, kuna peamiselt on puude suremine selles metsatüübirühmas seotud puude bioloogilise küpsuse saabumisega. Lagupuitu esineb pidevalt nii surevate kui lamapuudena.

Olemasolevad lammimetsad on reeglina püsinud inimtegevusest puutumatusena, mistõttu puudub enamasti vajadus nende metsade looduslikkuse taastamiseks. Vajaliku tegevusena võib kõne alla tulla ainult loodusliku veerežiimi taastamine, seda just kohtades, kus lammimetsadest kaugemal paiknevate alade kuivendamiseks on rajatud kuivendusvõrk.

Lammimetsad on praktiliselt hävitatud pika aja jooksul nii jõgede süvendamise-õgvendamise tagajärjel kui nende kujundamisel lamminiitudeks. Seega on lammimetsade taastamise eelduseks jõgede remeandreerimine ulatuslikel aladel (st. taastuksid üleujutused). Säilinud veerežiimiga aladel toimub teatud kohtades tõepoolest lammimetsade taastumine, peamiselt endistel puisniidualadel. Ilmselt peaks tegema üle Eesti valiku, millised endised jõeäärsed puisniidud taastatakse niitadena ja millised lammimetsadena.

Lammimetsades võivad domineerida sõltuvalt üleujutuste iseloomust ja kestusest koosneda väga erinevatest lehtpuuliigikidest – haavad, lepad, jalakad jt. –, kuid kõiki neid iseloomustab lopsakas rohuline ja kõduhorisondi puudumine.

5.8. Soostunud metsad

Soostunud metsad paiknevad peamiselt tasasel või nõgusal reljeefil. Soostunud metsade mullad on veega küllastunud ja perioodiliselt võib põhjavesi ulatuda isegi maapinnale. Soostunud metsade iseloomulikuks tunnuseks on puidu või rohhtaime kõdnemise tulemusel tekkinud hästilagunenud turvas või toorhuumus, mille tusedus kuni 30 cm.

Soostunud metsades on domineerivateks puuliikideks sookask ja sanglepp, kuid puistusid võivad moodustada ka arukask ja kuusk. Kaasliikidena võib esineda haaba, halli leppa ja saart. Kuigi oma olemuselt on soostunud metsad üleminekukooslusteks mineraalmetsade arenemisel soometsadeks, on see protsess siiski piisavalt aeglane kirjeldamiseks eraldi soostunud metsade looduslikku arengut. Olukorra muudab keeruliseks ka see, et suur osa sellest metsatüübist on pika aja jooksul kuivendatud ja selle tulemusel mõnevõrra muudetud struktuuriga või alles tekkinud soonitute metsastumise tulemusel.

Tõenäoliselt toimub soostunud metsade looduslik areng **hailudünaamiliselt**, kuna puude vanusest tingitud väljalangemisele annavad lisa perioodilistest üleujutustest või tormiheiteist põhjustatud puude hukkumised grupiti. Järelkasvu moodustavad samad puuliigid, mis põhirindeski. Lagupuidust on esindatud nii aeglaselt surevad kui surnud jalalseisvad puud, sarnaselt salumetsadele on ka soostunud metsades lamapuitu vähem kui teistes metsatüüpides, see on tingitud puidu kiirest kõdnemisest soodsate tingimuste tõttu.

Looduslikkuse taastamise seisukohast on neis metsades peamiseks võtteks loodusliku veerežiimi taastamine, see omakorda soodustab lagupuidu tekkimist. Muude võtete kasutamine peale veerežiimi taastamise ja sellega seonduva killustatuse vähendamise, ei ole põhjendatud, kuna nii lagupuidu kui **hailude** täiendavaks tekitamiseks veerežiimi taastamise korral vajadus tõenäoliselt puudub ning looduslikku põlemist neis metsades ei esine.

Soostunud metsad paiknevad reljeefi madalamate osadel, sageli kõrgemate pinnavormide jalamil. Puistud on hõredad ja mitmeliigilised, rohurinne on tihe, kuigi mite väga liigirikas.

5.9. Rabastuvad metsad

Rabastuvad metsad paiknevad sarnaselt soostunud metsadele peamiselt tasasel või nõgusal reljeefil ning metsade mullad on veega küllastunud, kuid põhjavee liikumine on aeglane ja rabastuvate metsade struktuur ja areng erinevad soostunud metsadest suurel määral. Rabastuvate metsade kuni 30 cm tüsedune halvasti lagunenenud turba või toorhuumuse kiht on tekkinud peamiselt sammalde kõdunemisel. Mullatekkeprotsessis võib olla välja kujunenud ka vettpidav nõrgkivi kiht. Nagu soostunud metsad nii on ka rabastuvad metsad oma olemuselt üleminekumetsad, kuid nende metsade liigiline koosseis ja looduslik areng erinevad soostunud metsade omast.

Mulla vähese toitainetesisalduse tõttu domineerib rabastuvate metsade puurindes peamiselt mänd, harvem esineb kuusikuid ja kaasikuid. Sarnaselt enamusele metsatüübirühmadele esineb rabastuvate metsade looduslikus arengus puude aeglast kuivamist tingituna puude kõrgest vanusest, kuid ka gruppidega tormimurdu ja -heidet, viimast peamiselt nõrgkivi aladel. Erinevalt soostunud metsadest võib kauakestva põua korral esineda rabastunud metsades looduslikke põlenguid, kuid põlengud on erinevalt nõmme- või palumetsadest väga ebahühtlased ja koosnevad peamiselt väikestest põlenud laikudest.

Peamiseks looduslikkuse taastamise võtteks tuleb rabastuvates metsades pidada loodusliku veerežiimi taastamist, kuna suurem osa selle tüübirühma metsadest on tänaseks suuremal või vähemal määral kuivendatud. Lisaks sellele võib rabastuvate metsade looduslikkuse taastamisel osutada otstarbekaks ka lagupuidu täiendav tekitamine suuremate või väiksemate gruppidega ja teatud juhtudel isegi põlendike rajamine.

Rabastuvate metsade mikroreljeef on mätilik ja alustaimestikku isoomustab lopsakas phmarinne. Turbakihi tüsedus küünib kuni 30 cm-ni. Hoolimata märjast mikrokliimast on lamapuidu lagunemine võrreldes näiteks salumetsadega aeglasem ning lamapuidu erivanuselisus pole nii selgesti märgatav.

5.10. Madal soo-, siirdesoo- ja rabametsad

Madal soo-, siirdesoo- ja rabametsad kasvavad märgadel, tüseda turbakihiga aladel ning nende looduslikus arengus on **häiringutel** väike roll. Seetõttu püsivad need metsakooslused pikka aega peaaegu muutumatutena, kui mitte arvestada turbakihi tüsenemise tõttu väga aeglaselt toimuvat rabastumist (siirdesoometsade muutumist raba suunas ning rabametsade muutumist puisrabaks).

Madal soometsad kasvavad keskmiselt või hästi lagununud turbakihiga aladel, mille toitainetesisaldus on küllaltki suur. Põhjavesi ulatub suurema osa ajast maapinnani ja võib olla suhteliselt liikuv. Peamised liigid puurindes on sookask ja sanglepp. Madal soometsade looduslikus arengus hakkavad bioloogiliselt vanad puud aeglaselt surema ja seistes kõdunema. Puu murdumise ajaks on puit piisavalt lagununud, nii et lagupuiduna püsivad tüved väga lühikese aja. Selliste metsade uuenemine toimub peamiselt kännuvõsudest, mistõttu puistu liigiline koosseis ei muutu. Looduslikus olekus madal soometsades võib praktiliselt ainukese loodusliku häiringuna arvestada kobraste poolt põhjustatud üleujutusi, sest ka looduslikel madal soodel või lodudel võib olla vee väljavoolamiseks oja, mis võib olla sobilik kopra looduslikuks elupaigaks.

Siirdesoometsad on oma olemuselt üleminekukoosluseks madal soometsade ja rabametsade vahel, seda nii ajalisel soode arengut silmas pidades kui looduses soode vahelisel alal. Siirdesoometsades esineb kõrvuti nii madal soole omaste toitainete suhtes nõudlikemate taimedega madalamaid lohkusid kui turbasamblast kujunenud mättaid koos tüüpiliste rabataimedega. Siirdesoometsad kasvavad turbal, mis on keskmiselt või halvasti lagununud. Puurindes domineerib peamiselt mänd, kuigi paljudes kohtades esineb suuremal või vähemal määral kaasliigina sookaske.

Looduslikke häiringuid siirdesoometsades peaaegu ei esine. Ühtlaselt kõrge veeseis hoiab ära nii põlengute tekke kui liigveekahjustused. Väikesed võrad ja madalad tüved ei kujuta tuule liikumisele erilist takistust, lisaks sellele on mändidel suhteliselt tugev juurestik. Loodusliku siirdesoometsa peamiseks elementideks on vanade ja jalalkuivavate puude pidev olemasolu, kuid nii jalalseisvat kui lamavat lagupuitu ei esine eriti rohkesti. See on tingitud peamiselt biomassi väga aeglasest juurdekasvust puude kasvamise ajal ja puude pikaalisusest. Puistutes, kus sookask domineerib on lagupuidu kogus suurem, tingituna kaskede kiiremast kasvust, lühemast east ja väiksemast tormikindlusest.

Rabametsad kasvavad sademeveest küllastunud väga tüsedal ja eelkõige turbasammalde kõdunemisest tekkinud turbal. Puurindes domineerib peaaegu ainult mänd, harva on kaasliigiks sookask. Lühemas perspektiivis vaadatuna võib rabametsa lugeda samuti muutumatuks koosluseks sarnaselt teistele soometsadele. Rabametsa puude juurdekasv on väga väike ja puud elavad väga vanaks. Bioloogilise küpsuse saavutanud puud hakkavad aeglaselt surema, kuid püsivad ka kuivanuna püsti väga pikka aega. Analoogselt teistele soometsadele ei esine rabametsades lamapuid eriti suurel hulgal, sest ümber kukkudes on suurem osa puust juba kõdunenud.

Kõikide soometsade looduslikku arengut on oluliselt mõjutanud kuivendamine, mis isegi veetaseme vähesel alanemisel on kaasa toonud olemasolevate puude kiirema kasvu, järelkasvu ulatuslikku tekkimise ja soometsadele mitteiseloosulike liikide (näiteks kuuse) lisandumise kooslusse. Kuivendatud metsad on looduslikele häiringutele märksa

vastuvõtlikumad, olgu selleks siis kobraste põhjustatud üleujutused, tormikahjustused või isegi põlengud veetaseme alanemise tagajärjel läbikuivava turbasamblaga aladel.

Looduslikkuse taastamise võtetest oleks soometsades kindlasti esikohal loodusliku veerežiimi taastamine. See omakorda käivitab lagupuidu tekkimise kui paratamatu kaasnähu, mis toetab bioloogilist mitmekesisust, aga pole sellele tüübirühmale nii iseloomulik kui teistele. **Lagupuidu tekitamine** ja **hailude** ning põlendike rajamine ei ole seega otstarbekas, kuna looduslike soometsade arengus ei ole staadiume, mis vastaksid nende võtetega saavutatud tulemustele.

Rabametsade klassi kuuluvate metsatüübirühmade erinevused ilmnevad puurinde liigilise koosseisu vaesustumises, puistu järk-järgulises hõrenemises ja puude mõõtmete vähenemises madalsoometsadest rabametsade suunas.

5.11. Kõdusoometsad

Kõdusoometsi looduslikult ei leidu, kuna sellised metsad on kujunenud sügavaturbaliste soometsade pikaajase kuivenduse tulemusel. Nii kõdusoometsade liigiline koosseis kui mulla omadused on oluliselt muutunud samal kohal kasvanud omaaegse **loodusmetsaga** võrreldes. Seetõttu on ka problemaatiline taotleda neil aladel looduslikkuse taastamist. Kuid see ei tähenda, et kõdusoomets oleks kaitsealade jaoks kaotatud metsaosa.

Sõltuvalt kõdusoometsa niiskusežiimist, esialgselt kooslusest ja kõdusoometsa senise arenemise protsessi iseärasustest, võib praeguseks ajaks kujunenud kõdusoometsa areng sarnaneda suures osas palu-, laane- või salumetsale.

Looduslikkuse taastamisel ei ole otstarbekas tegeleda neil aladel olnud kunagise veerežiimi taastamisega, hoolimata sellest, et kuivendus oli looduslikkuse vähenemisel määrava tähtsusega. Kõdusoometsades olev kraavistik tuleks lasta loomuliku arengu tulemusel aeglaselt kinni kasvada. Vajaduse korral võib neis metsades koosluste rikastamiseks ja metsade mitmeaialiseks muutmiseks mitmekesistada puistu struktuuri **häilude** rajamise või lagupuidu tekitamisega. Tingituna kõdusoometsadele iseloomulikest pindmistest puujuurestikest ja sellest tulenevast erilisest tormihellusest peaks metsade jätmisel loomulikule arengule tekkima neil aladel suuremal või vähemal määral tormiheidet.

Visuaalselt on kõdusoometsad väga efektsed ning vastavad kõige enam inimeste ettekujutusele ürgsest ja puutumast metsast, kuna seal on inimtegevuse tulemusena muutunud kasvukohatingimuste tõttu (inimtekkeline häiring) esindatud kõik vanale metsale iseloomuliku elemendid – häilud, lamapuud, surnud ja surev puit, erinevad puulliigid jne.

TAASTAMISE KAVANDAMINE

Kaili Viilma, Henn Korjus

6. Kavandamise üldpõhimõtted

Metsades kavandatakse looduslikkuse taastamist eelkõige kaitsealadel, kus taastamise eesmärgiks on looduslike protsesside käivitamine ja kiirendamine ning metsade ilme muutmine loodusliku suunas. Üldjuhul on metsade taastamiseelne seisund selline, mis ei võimalda nende looduslikkuse taastumist sama metsapõlvkonna jooksul. **Looduslikkuse taastamine** on hoolika kavandamise objektiks. Seejuures lähtutakse ettevaatlikkuse põhimõttest ja analüüsitakse taastamisega kaasnevaid riske. Taastamistööd ei tohi reeglina (v.a. kuivendatud liigirikaste koosluste muutmine liigivaesteks soometsadeks) vähendada **taastamisala** looduslikku mitmekesisust. Taastamistöid kavandatakse **taastamiskavas**, mis on taastamistegevuste eelisjärjestamise ja tegevusplaani koostamise alus, kus esitatakse taastatava ala üldiseloomustus, ala loodusväärtuse, liigistiku eritunnuste iseloomustus, metsade seisundi kirjeldus (struktuur ja looduslik olukord) enne taastamist, taastamise eesmärgid (piirkondlikud ja kohalikud), taastamisviisid ja -võtted, taastamise ajakava ja eelarve (lühiajaline ja pikaajaline, prioriteetsus), järelvalve ja seire (meetmete kirjeldus), tulemuslikkuse kontroll ja kriteeriumid ning kaardimaterjalid. Taastamiskava võib teha nii üksikule kaitsealale kui kogu piirkonna (maakonna) kaitsealadele tervikuna, kuid taastamistegevuste kavandamisel tuleb kindlasti arvestada ka taastamise mõjudega taastatavat ala ümbritsevatele metsadele.

Väljaspool kaitsealasid tuleb metsade looduslikkuse taastamise kavandamisel lähtuda metsa funktsioonist ja rakendada selliseid taastamisvõtteid, mis tagavad metsa põhifunktsiooni püsimise pika aja vältel. Seetõttu on reeglina välistatud puude ulatuslikku hukkamist põhjustavad taastamisvõtted nagu veerežiimi taastamine ja põletamine. Hoolega läbi kaalutult võiks kavandada puistu loodusliku struktuuri taastamist ja metsade killustatuse vähendamist, kui see pole vastuolus liigikaitse, rekreatiivsete vm. eesmärkidega. Taastamistegevuste kavandamisele tulundusmetsadesse seavad piirid taastamise kulukus ja töömahukus ning teatavate eesmärkide vastandumine (metsade võimalikult tulus ja hõlbus majandamine *versus* kulukad taastamisvõtted, majandamiseks ebasobiv niiskusrežiim, ligipääsematus, erivanuselisus jms.). Taastamistegevuste kavandamisel tuleks arvestada ka taastamise mõjudega ümbritsevatele tulundusmetsadele.

Kavandamist alustatakse antud ala taastamise üldiste eesmärkide väljaselgitamise ja ala kirjeldamisega (ptk. 10). Välitööde käigus antakse hinnang metsade looduslikule seisundile ja **taastamisvõimele**. Seejärel täpsustatakse taastamise eesmärgid ning valitakse taastamisvõtted (ptk. 11). Koheselt kavandatakse ka taastavate alade seire.

Metsade looduslikkuse taastamine nõuab avalikustamist ja konsulteerimist, sest tegemist on laia huvideringi hõlmava tegevusega. Huvigruppidega konsulteerimise eesmärgiks on:

- täiendava info saamine väärtuslike alade kohta;
- erinevate huvide arvestamine ja konfliktide ennetamine, taastamistööde võimalike negatiivsete mõjude väljaselgitamine;
- koolitus ja info levitamine, taastamise eesmärkide ja vajaduste selgitamine;
- toetuse ja kokkulepete saavutamine edasiseks tööks, mis on seotud taastamistegevuste ellurakendamisega.

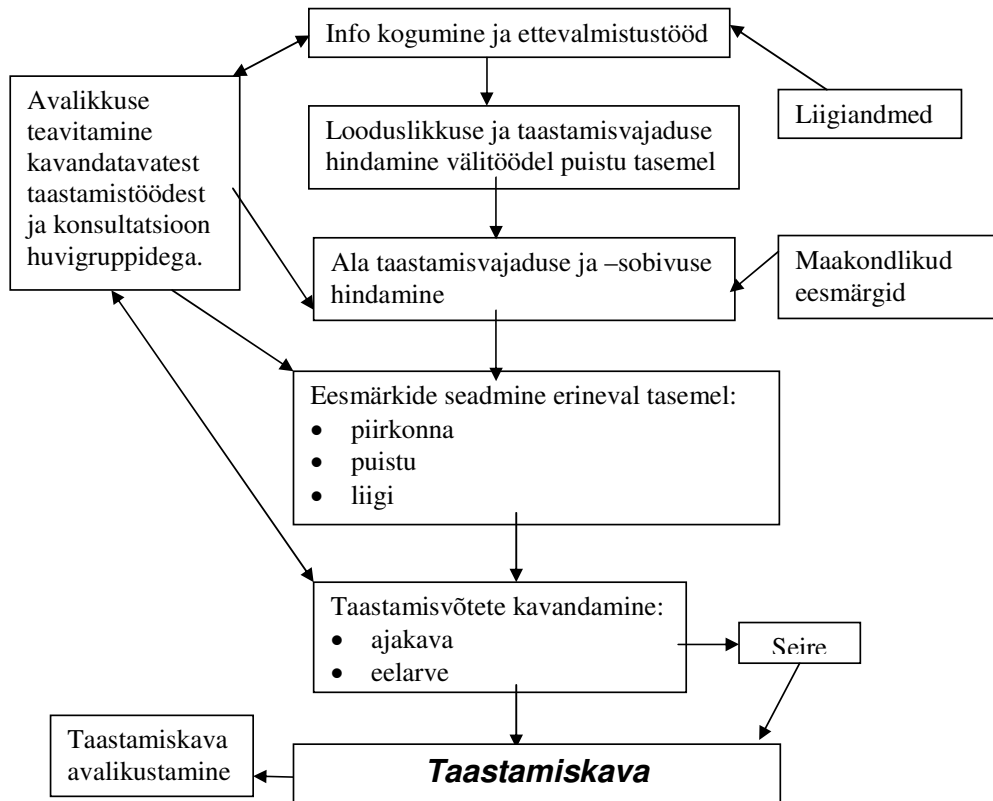
Informatsiooni kogumiseks ja erinevate osapoolte teavitamiseks taastamiskava koostamise protsessist tuleb teha tihedat koostööd kaitseala valitseja, kohaliku keskkonnateenistuse, metsade omanike ja majandajate, jahi- ja külaseltside jt. alaga seotud huvirühmadega, kellel võib olla täiendavaid andmeid ala loodusväärtuste, liikide, võimalike üles kerkivate probleemide, ala ajaloolise tausta kohta. Avalikustamise ja konsultatsioonide käigus kogutud täiendav informatsioon tuleb integreerida digitaalsesse infosüsteemi.

7. Taastamiskava koostamine

Taastamiskava ülesandeks on käsitledaval alal planeerida metsade **looduslikkuse taastamine** parimal võimalikul viisil, kavandada tööde teostamise võtted, ajakava ja teostajad ning määrata kavandatavate tööde maksumus ja ala edasise jälgimise põhimõtted. Joonisel 2 on esitatud taastamiskava koostamise põhimõtteline skeem.

Taastamiskava koosneb järgmistest osadest:

- tiitelleht (põhiandmed taastamiskava tegevuse kohta);
- piirkonna looduse üldiseloostus (asend, selle ümbruskonna iseloomulikud jooned);
- metsade kasutamise iseloomustus ja ajalugu (võimaluse korral);
- ala loodusväärtuse, liigistiku eritunnuste iseloomustus;
- metsade seisund (struktuur ja looduslik olukord) enne taastamist;
- taastamise eesmärgid (piirkondlikud ja kohalikud eesmärgid);
- taastamisviisid ja -võtted (kus ja kuidas taastatakse);
- ajakava ja eelarve (lüh- ja pikaajaline, prioriteetsus);
- järelvalve ja seire (meetmete kirjeldus), tulemuslikkuse kontroll ja kriteeriumid;
- kaardimaterjalid.



Joonis 2. Taastamistegevuse kavandamise skeem

Taastamiskava koostamisel peab arvestama:

- kas piirkonnas on ohustatud liike või liike, mille arengut ja/või levikut soodustavad põlengud ja teised suurepinnalised häiringud;
- milline tähtsus on põlengudünaamikal antud piirkonnale;
- millised on taastamistöödele esitatavad tingimused ja piirangud;
- kas on võimalik taastada kõiki alasid, kus looduslik olukord seda vajaks või tuleks keskenduda vaid olulisematele kohtadele;
- milliseid piiranguid seab ala taastamisele puhkemajandusliku kasutuse eesmärk.

Taastamiskavades peaks sisalduma samaaegselt kõik elukeskkonna tüübid – mineraalmaad, sood jne. See puudutab eriti mosaiikseid alasid, kus sood ja metsad moodustavad ühtse ökoloogilise terviku.

Probleemiks on kaitsealade **tuumalade** ja neid ümbritsevate noorte majandatud metsade järsud erinevused. Killustumise mõjusid kõrvaldatakse kaitsealadel metsamajanduslike tööde tulemusena tekkinud järskude üleminekute kaotamise ja teede taasmetsastamisega. Metsaalade suurt killustatust üritatakse kavandamise käigus vähendada.

Kavandatav ala peaks olema ühtne ökoloogiliselt toimiv ja piisavalt suur tervik, mis piirneb loodusliku veepiiriga. Parimal juhul sisaldab see terviklikke valgalasid. Muust metsaalast eristuvad alad (väärtuslikud metsad põllumaade keskel, lehtpuusalud), võivad olla iseseisvalt kavandatud **taastamisalad**.

Kui kaitseala suurus on piisavalt suur (vähemalt mitusada hektarit), ei peaks ühe taastamisala häiringute ulatus olema suurem kui 10% metsade pindalast 10 aasta jooksul, et vähendada metsa hävimisriski. Käsitletaval aladel on mõistlik paigutada häiringualad erinevatesse taastamisala osadesse. Samuti peaks vältima kohti, kus taastamise mõjud, mis võivad majandusmetsade kasutamist negatiivselt mõjutada (üleujutused, putukarüüste jms.), ulatuksid taastatavatest aladest väljapoole.

Kaitsealade taastamiskavas esitatakse tähtsuse järjekorras need objektid, mille säilimist üritatakse taastamise võtetega saavutada. Enamus kaitseala metsadest jäetakse praktikas looduslikule arengule. Ka nendele metsaosadele, kus taastamistööd ei planeerita, kavandatakse taastamiskavaga seire, et oleks tulevikus võimalik jälgida, kas eeldatud looduslikkuse iseeneselik taastumine ka toimub.

Kiireim viis paljude taanduvate populatsioonide hävimise takistamiseks võiks olla suuremate ühtsete metsaalade rajamine kaitsealade tuumala ümber, mistõttu taastamine kavandataksegi esimeses järjekorras tuumala ümber (kus esineb vana metsa või ohustatud liike). Kavandamisel jälgitakse ohustatud liikide seisundit ja püütakse saavutada nende levimisvõimalused kaitseala sees ja sellest väljapoole. Liikidele tuleb ala siseselt kõrge loodusväärtusega laikude vahele luua ökoloogilisi ühenduskoridore, mille kaudu liigid võivad levida kogu kaitsealale.

Kulutused eri taastamisvõtetele (põletamine, **hällude** raie, üleujutused, teede ja kraavide tasandamine) on erinevad. Lisaks konkreetse taastamisvõtte maksumusele tuleb metsade looduslikkuse taastamise hinna hulka arvata ka **taastamiskava** koostamine. Tavaliselt unustatakse taastamiskuludena arvestada ka vastavaid uuringuid ja edasist seiret ning nende tulemusel kogutud andmete analüüsi, ilma milleta tuleb metsalooduse taastamist lugeda poolikuks (vähemalt senikaua, kuni teadmised ja kogemused taastamise tulemuslikkuse osas on tagasihoidlikud). Ka taastamisvõtte enda maksumus võib kõikuda väga suures ulatuses,

olles sõltuv nii tegevuse läbiviimise ulatusest, intensiivsusest, rakendatavast tehnoloogiast kui looduslikest iseärasustest (kui suuri ettevaatusabinõusid põlengualadel tuleb rakendada, milline on ala ligipääsetavus jms.). Kulutusi mõjutab ka teostusviis – millise vahendiga puid kahjustatakse, kas kraavide sulgemist tehakse masinatega või käsitsi. Sageli mõjutab kulutusi ka korraga taastatava ala suurus; mida suurem ala korraga taastatakse, seda väiksem on reeglina ühikukulu taastatava ala hektari kohta. Ka regionaalselt on kulutused erinevad.

Taastamiskulud võiks olla eraldi arvatud küll samale perioodile, millal kehtib ka kaitseala kaitsekorralduskava (kuni 10 aastat), kuid **taastamiskava** kestus peaks olema kavandatud pikemaajaliselt erinevate taastamisvõtete ja seire pikaajalisuse tõttu. Taastamistegevuse kulutuste hulka peab arvama järgmised tööjõu, transpordi, inventari ja materjalide kulud:

- taastamistegevuste kavandamine:
 - ettevalmistustööd;
 - taastatava ala baasuuringud;
 - taastamisvajaduse hindamine;
 - eesmärkide seadmine;
 - taastamisvõtete kavandamine;
 - taastamiskava koostamine;
- seire korraldamine:
 - seirealade tähistamine;
 - seire läbiviimine pika aja vältel;
 - seireandmete analüüs ja ajakohastamine;
 - seireks vajalikud materjalid ja vahendid;
 - seirel kogutud materjali edasiseks analüüsiks vajalik inventar;
- taastamisalade ettevalmistamine ja tähistamine;
- taastamistegevuste läbi viimine:
 - otsesed taastamisvõtete seotud kulud;
 - järelvalve- ja turvameetmete rakendamise kulud;
- avalikkuse teavitamise ning konsultatsioonikulud.

Taastamistegevuse kuludest tuleb maha arvata võimalikud raiutud metsamaterjali realiseerimise tulud. Tulu saamine ei tohi olla taastamise eesmärgiks.

Taastamisalade ettevalmistamine ja tähistamine eeldab välitöid (transpordikulud, palga-, päeva- ja ööbimisrahad). Sõltuvalt taastamisviisist, võivad ettevalmistuse kulud küündida kuni 10%-ni taastamisvõtte läbiviimise kuludest. Ettevalmistuse käigus märgitakse kaardimaterjali alusel valitud koht looduses, puhastatakse juurdepääsuteed, märgitakse ette taastamise käigus kahjustatavad, langetatavad puud jne.

8. Ettevalmistustööd

Kavandamise eeltööna kirjeldatakse taastatava ala seisund. Selleks kogutakse taastatava ala metsade kohta olemasolevad takseerkirjeldused, puistuplaanid, andmed varasema majandustegevuse võtete ja nende ulatuse, piirkonna metsamajanduse ajaloo kohta. Samuti vajatakse andmeid kaitsealade välispiiride, tsoneeringu ja kaitsealuste liikide kohta.

Põhikaardi või selle puudumisel katastri aluskaardi (soovitavalt mõõtkavas 1:10 000) alusel moodustatakse digitaalsetest andmetest kaart, mis võimaldab informatsiooni üheaegset mitmetasemelist analüüsi, kuhu kantakse vajalikud andmekihid:

- mullakaart;
- alamvesikondade kaart;
- riigimetsade kvartalid ja eraldised;
- erametsade eraldised;
- kaitsealade välispiirid ja vööndite piirid;
- kaitstavate liikide elupaigad ja kasvukohad (eraldi metsise elupaikade kiht);
- punase raamatu liikide elupaigad ja kasvukohad;
- kõrge loodusväärtusega alad, mis on registreeritud **põlismetsade**, märgalade, niitude, vääriselupaikade, metsakaitsealade ja *Natura 2000* projektide raames;
- **taastamisvajaduse** hindamise välitöödel registreeritud väärtuslikud alad;
- muinsuskaitseobjektid;
- kultuuriloolise tähtsusega objektid (lubjapõletusahjud, vanad kiviaiad, varemed jms.);
- katastripiirid;
- rajatised, s.h. õpperajad, puhkekohad jm. püsivad objektid, mis ei kajastu katastri aluskaardil;
- võimaluse korral ka topograafilised andmed.

Kirjeldatud kaardi näide on esitatud joonisel 3. Sidudes kirjeldatud kaardi erinevaid kihte vastavate andmebaasidega ja neid omavahel kombineerides, on võimalik tekitada **teemakaarte** loodusväärtuste, puistute vanuse, liigilise koosseisu jms. alusel (joonis 4). Lisaks loetletud andmetele hangitakse ja digitaliseeritakse viimase 10 aasta jooksul tehtud aerofotod ning uuritakse ala kohta avaldatud kirjandust, s.h. ka eespool loetletud projektide aruandeid ja välitööde materjale. Kirjandusest võib sageli leida varasemate, eelmistel sajanditel teostatud uuringute andmeid.

Joonis 3. Taastamise kavandamise aluskaart

Joonis 4. Taastamise kavandamise teemakaart peapuuliigi ja selle keskmise vanuse alusel

Olemasolev informatsioon ei ole üldjuhul täielik või piisav taastamise kavandamiseks. Puistute takseerandmed sisaldavad väga vähe informatsiooni **loodusmetsale** omaste näitajate, nagu surnud puude (eriti lamapuude), nende lagunemisastmete või puistu struktuuri mosaiiksuse kohta. Seejuures võivad viimase metsakorralduse andmed mõningatel juhtudel olla üle 10 aasta vanad või puududa täielikult. Aerofotodelt ei ole võimalik alati looduslikule metsale omaseid tunnuseid välja lugeda.

Seepärast tuleb kogutud materjalide alusel kavandada täiendavad välitööd. Selleks koostatakse vastava ala **teemakaart**, millel on märgitud kõrge loodusväärtusega alad ning inventeerimiseks kavandatud alad vastavalt olemasolevate andmete analüüsile. Ressursside piiratuse tõttu peaks eelkõige tähelepanu pöörama juba fikseeritud kõrge loodusväärtusega

alade naabruses asuvatele metsadele ning nende ühendamise võimalustele. Kindlasti tuleks uurida ka kaitseala välispiiriga külgnevaid metsaalasid. Näide välitööde kaardist on esitatud joonisel 5.

Joonis 5. Inventeerimise välitööde kaart

Comment [A1]: kas see on tegelikku situatsiooni kajastav kaart? NB! I kat. liikide leiukohad.

9. Taastamisvajaduse hindamine

Enne taastamisvõtete rakendamist tuleks põhjalikult kirjeldada ja analüüsida vastavate metsade **taastamisvajadus**. Arvestada tuleb ka asjaolu, et taastamisvõtete mõju võib ulatuda märksa kaugemale taastatava puistu piiridest. Konkreetsete võtete kasutamise eelduseks ei ole mitte võimalus selleks, vaid selge vajadus teatud **loodusmetsa** elementide järele antud piirkonnas.

Metsaosade taastamise järjekorra määravad taastamisvajadus ja taastamise sobivus. Taastamise sobivus on kindla aja jooksul kasutatavate abinõude ja saadava tulemuse suhe. Taastamisvajadust hinnatakse metsa **taastumisvõime alusel**, s.o. koosluse võimet teatud aja jooksul muutuda loodusliku arengu käigus ise loodusliku elukeskkonna sarnaseks. Piirkonnas, kus looduslikkuse taastamine on soovitava looduskaitse eesmärgi täitmiseks liiga aeglane, on suur taastamisvajadus. Taastamine on põhjendatud juhul, kui ökosüsteemi looduslik taastamine on liiga aeglane, tagamaks väärtusliku elustiku säilimist. Mets tuleks taastada, kui sellel on ilmne taastamisvajadus ja see sobib hästi taastamiseks.

Välitöödel hinnatakse puistute kaupa taastamisvajadus ja võimalike taastamisvõtete sobivus. Metsa taastamisvajaduse hindamine põhineb puistute looduslikkuse hinnangul ning kogu uuritava ala andmete analüüsil. Taastamisvajaduse hinnang moodustab koos bioloogilise teabega metsaliikide levikust vundamendi looduslikkuse taastamise kava ettevalmistamiseks. Looduslikkuse hinnang antakse esmaste uuringute käigus (ptk. 13) ja see põhineb tervel hulgal metsa tunnustel ja nende omavahelisel kombinatsioonil. Sellise hinnangu andmine eeldab laiapõhjalisi teadmisi metsakoosluste arengust ja tüpoloogias, samuti teatud treenitust.

Looduslikkust iseloomustavad kõige enam järgmised näitajad:

- puistu tekkeviis;
- lagupuidu hulk ja kvaliteet (mõõtmed, laguastmed, puuliigid);
- puistu struktuur (liigid, rindelisus, täius);
- puurinde vanuseline jagunemine;
- loodusliku metsa indikaatorliigid;
- looduslikud häiringud.

Kõiki loetletud tunnuseid hinnatakse puistu tasemel, kuid pole olemas arvulisi näitajaid ega kriteeriume, mis üheselt määraksid konkreetse kasvukohatüübi metsa looduslikkuse või taastamisvajaduse. Erinevates kasvukohatüüpides on samade tunnuste esinemine väga erinev. Samuti pole mõõdetavad parameetreid kasvukohatüübi- või metsatüübi siseselt usaldatavad, kuna juhuslik häiring võib näitajaid oluliselt muuta. Näiteks lagupuidu hulga poolest võivad olla võrreldavad looduslikus olekus nõmme- ja soometsad, kuid nad erinevad oluliselt salu- või laanemetsadest. Muidu sarnase päritolu, kasvukohatingimuste ja majandamislooga puistute puhul võib ühe puistu lagupuidu osakaal järsult tõusta näiteks põdrakahjustuse või tormikahjustuse tulemusena.

Eesti metsakaitsealade võrgustiku (EMKAV, Viilma jt. 2001) projektis kasutati metsade looduslikkuse hindamisel ka punktisüsteemi, kuid hilisem välitööandmete statistiline analüüs ei võimaldanud siiski usaldusväärseid piirväärtusi kasvukohatüüpide lõikes eristada. Lahemaa ja Karula rahvusparkide pilootaladel taastamisvajaduse hindamiseks kasutati lamapuidu hulga ja selle kvaliteedi mõtmist, mille põhjal hinnati, kas lamapuitu on piisavalt ning millise aja jooksul see on tekkinud. Samas puuduvad esialgu konkreetsed arvulised kriteeriumid iga

metsakasvukohatüübi kohta, mis annaksid objektiivse pildi, kas lamapuitu on antud puistus vähe, piisavalt või rohkesti.

Ehkki esmaste uuringute käigus välitöödel antakse puistule esialgne taastamisvajaduse ja taastamise sobivuse hinnang, kujundatakse lõplik hinnang maastiku tasemel alles pärast ala üldist analüüsi. Maastiku tasemel saab kontrollida ja kaaluda ka erinevate taastamismeetodite sobivust: kas koht sobib põletamiseks või peab tegema häilraieid, millist lagupuitu vajatakse ja kui kiiresti jne. Näiteks võib turvalise metsatulekahju tekitamine olla raskesti teostatav kui lähikonnas pole kraave ega muid veekogusid.

Taastamist ei vaja reeglina **põlismetsad** ega **loodusmetsad**, kuid erandjuhtudel võib vajalikuks osutuda nende veerežiimi taastamine.

Taastatavate alade metsad võib puistu andmete analüüsi lihtsustamiseks jagada nende looduslikkuse ja vanuse alusel klassidesse, mis aitavad jämedalt hinnata taastamise vajadust (tabel 4).

Tabel 4. Lihtsustatult võiks metsa taastamisvajaduse astmed jaguneda järgnevalt.

Taastamisvajadus puudub	Mistahes vanuses loodusliku tekkega või külvatud, kuid hooldamata metsad ning valmivad, küpsed või üleseisnud metsad, mida on majandustegevusega küll mõjutatud, kuid milles on esindatud kasvukohale omased puu- ja põõsaliigid ning milles on alanud looduslik surnud ja lama- ja surnud lagupuidu teke.
Väike taastamisvajadus	Kultiveeritud noored ja keskealised puhtpuistud, kus kultuuri hea kordamineku tõttu esineb vähesel määral kasvukohale omaseid kaaspüüliike ning on alanud puistu isehõrenemise protsess
Vajavad taastamist	Keskealised kultiveeritud või loodusliku tekkega metsad, kus hooldustööde ning harvendamisega on pöördumatult muudetud antud kasvukohale omast puistu looduslikku struktuuri ning liikide osakaalu

Taastamisvajadus on suurim keskealistes metsades, kus puudub loodusmetsale iseloomulik struktuur ja suure läbimõõduga (üle 50 cm rinnasdiameetriga) puud. Puistud on valdavalt ühealised ja lamapuitu on liiga vähe. Noorel metsal võib lasta looduslikult areneda, kui seda pole metsamajandusliku tegevusega varem tugevasti muudetud. Puistu struktuuri mitmekesisus ja lamapuidu hulk suureneb ise aegamööda. Väljakujunenud majandusmetsas võib vajadusel lagupuitu kunstlikult juurde tekitada puude kahjustamise teel. Üle 100 aasta vanustes puistutes tekitavad metsa loomulik suremine ja juhuslikud häiringud üldjuhul piisaval hulgal lagupuitu. Märkades metsades tuleb taastada raba- ja soometsadele tüüpiline liigistik ja puistu struktuur. Veerežiimi taastamisega luuakse sellised tingimused, et soo kuivamine ja turba lagunemine seiskub ning soostumine algab uuesti.

Looduslikkuse taastamisel tuleb lähtuda ettevaatlikkuse põhimõttest. Taastamisvõtted peavad olema kerged, odavad ja jätma loodusesse vähe jälgi. Taastamisel:

1. matkitakse loodust niipalju kui on võimalik;
2. taastatakse nii, et looduslikud alad laienevad;
3. pööratakse erilist tähelepanu võtmeliikidele;
4. muudetakse keskkonda suksessioonidele ja liikidele sobivamaks;

5. taastatakse metsade hävinud üleminekud ja struktuur;
6. taastatakse endiste ühtsete, kuid nüüdseks killustatud alade ökoloogiline ühtsus;
7. eemaldatakse võõrliigid;
8. taastatakse nii vähe kui võimalik kohtades, kus loodus on isetaastuv;
9. kõrvaldatakse või muudetakse tingimusi, mis aeglustavad taastumisprotsessi;
10. jäetakse looduse ja aja taastada kõik kohad, kus see toimub piisavalt kiiresti.

Kuigi looduslikkuse taastamise võtted keskenduvad tavaliselt konkreetsetele objektidele, tuleb alati arvestada piirkondlikku maastikumosaikiga ja erinevate elukeskkondadega ning läbi viia perspektiivne ja kompleksne planeerimine. Taastamist tuleb läbi viia süsteemselt, sest üksikud lokaalsed võtted teenivad pikaajalisi piirkondlikke eesmärke.

Loodust taastatakse vaid seal, kus looduskaitseline efekt on suurim. Esmalt tuleb keskenduda väärtusliku liigistikuga aladele, nagu vanade metsade lähialad, ning seejärel tegeleda üksikute alade liitmisega. Taastamise võtted on reeglina ühekordsed ja nende abil püütakse kiirendada arenguprotsesse, mis aja jooksul viivad looduslähedase ökosüsteemi taastekkeni.

10. Väliuuringud taastamise kavandamiseks

Taastatava ala inventeerimine on töömahukas ja kallis, kuid puistu andmete täpsustamiseks ja metsade eritunnuste väljaselgitamiseks hädavajalik. Inventeerimine toimub puistu tasemel, kus igas puistus täidetakse vastav välitööde leht (lisa 1) ning registreeritakse kirjelduse tegemise koha koordinaadid **GPS seadmega**. Täpne koordinaatide fikseerimine võimaldab hilisemal andmetöölusel kontrollida inventeerija asukohta metsas ning siduda registreeritud andmed muude puistut iseloomustavate digitaalsete andmetega (mullakaart, takseerkirjeldus jne).

Välitöölehel registreeritakse andmed metsa struktuuri looduslikkuse ja seda mõjutavate tegurite kohta. Looduslikkuse hinnangu andmiseks kasutatakse järgmist klassifikatsiooni:

Põlismets. Inimmõju jäljed (kraavitus, raied jne.) puuduvad; puistu on looduslik ja selle koosseis on kasvukohatüübile omane; palju (rohkem kui 30 tm/ha) seisvat ja lamavat surnud puitu erinevates (enam kui kahes) kõdunemisastmetes; tavaliselt vana (üleseisnud) mets, noortes puistutes (vanusega alla 50 aasta) on vanu, elavaid või surnud puid varasematest põlvkondadest.

Eesti vanimal kaitstaval metsaalal – Järvselja ürgmetsakvartalis – on võimalik suhteliselt väikesel pindalal näha kõiki põlismetsale iseloomulikke tunnuseid, kaasa arvatud rohkesti indikaatorliike.

Looduslik mets. Loodusliku tekkega ja kasvukohale iseloomuliku koosseisuga erivanuseline mets (vanus erineb rohkem kui ühe vanuseklassi võrra), milles võib olla varasemate raiete jälgi (on näha väga vanu kände), kuid need ei mõjuta enam vahetult puistu praegust struktuuri; suhteliselt noortes puistutes on vähemalt mõned puud varasematest generatsioonidest, samuti leidub erinevates lagunemisastmetes lamapuitu.

Looduslikku metsa on mõjutanud linimese varasem metsamajanduslik tegevus, kuid samas pole sellega metsa struktuuri ja koosseisu sedavõrd mõjutanud, et need erineks loodusliku arengu käigus kujunenud puistu parameetritest; puistus on esindatud kõik põlismetsale iseloomulikud tunnused.

Taastuv mets. Inimtegevuse tagajärjel tekkinud mets, milles on üsna rohkesti märke varasematest raietest, kuid nende mõju puistu praegusele struktuurile on sedavõrd väike, et puutumata olekus kujuneks 20–30 aastaga välja looduslik mets; siin-seal esineb juba surnud ja kõdunevaid puid.

Taastuvat metsa iseloomustab muuhulgas metsakuivenduse mõjude hääbumine ja kuivenduskraavide kinnikasvamine. Muudetud veerežiimi tõttu võib taastuvates metsades esineda rohkesti kuivendusjärgselt üheaegselt tekkinud lamapuitu.

Majandatatud mets. Raied on tugevasti mõjutanud puistu liigilist koosseisu ja struktuuri; puutumata olekus ei kujuneks looduslikule seisundile lähedasi tingimusi vähemalt ühe metsapõlvkonna jooksul; lamapuit kas puudub või seda on väga vähe.

Intensiivselt majandatud metsas võivad põlismetsale iseloomulikud tunnused nagu puistu erivanuselisus, miteliigilisus, surnud ja surev puit jne. täiesti puududa.

Vääriselupaik. Sellesse kategooriasse kuuluvateks loetakse need inimtegevusest mõjutatud vääriselupaigad (puisniidud, puiskarjamaad), mis ei jää metsamaadele.

Puisniidul ja/või puiskarjamaal on puurinde täius alla 0,3, puud võivad paikneda ka grupiti. Puud võivad on laiuvate võradega ja halvasti laasunud.

Põlismetsi ja looduslike metsi käsitletakse ühtlasi vääriselupaikadena, taastuvaid metsi aga vastavalt nende seisundile kui vääriselupaiku või potentsiaalseid vääriselupaiku ning neile kõigile omistatakse ka tunnuskoode vastavalt vääriselupaikade tuvastamise juhendile (Andersson jt., 1999).

Kuna looduslikkus on võrdlemisi subjektiivne mõiste, tuleb puistu struktuuri ja muutusi kontrollida metsa kasvukohatüübi taustal. Uuringutel tuleb tähelepanu alla võtta erinevate ökosüsteemide (metsad ja sood) vaheldumine, suktsessiooniperioodi iseloomulikud tunnused, samuti kohalikud iseloomulikud tunnused. See kõik nõuab head metsa arengudünaamika tundmist.

Puistu loodusliku olukorra määratlemiseks registreeritakse järgmised näitajad: puistu struktuur, selle vaheldumine, metsa vanus, puuliikide osakaal, taimestu ja käimasolevad protsessid, nagu hõrenemine ja suremine. Looduslikule olukorrale hinnangu andmiseks on tähtis saada kvantitatiivne ja kvalitatiivne hinnang ka metsa lamapuidu hulgale ja järjepidevusele, mis on üks peamisi metsa loodusliku arengu indikaatoreid. Kui inventeeritaval puistul kõrge loodusväärtus puudub, tehakse välitööde aruandesse ja kaardile sellekohast hinnangut põhjendav märkus, näiteks "hiljutine sanitaarraie". Puistu tasemel kogutud andmeid saab järeletootluse käigus ühendada piirkondlikuks analüüsiks.

Taastamisalade inventuur toimub eelnevalt ettevalmistatud välitööde kaardi alusel, kus on piiritletud inventeeritav ala. Soovitatav on päevane marsruut eelnevalt kaardile kanda, et vältida mõnede alade inventeerimata jäämist või korduvat inventeerimist. Taastamisandmete kogumise võib teatud juhtudel ühildada ka tavapärase metsakorraldusega. Kui puistu takseerandmeid ei koguta, võib päevane jõudlus olla kuni 120 ha/päevas. Jõudlust mõjutavad ka välitööde meetodika, üksuse suurus ja alade homogeensus. Homogeensetel aladel lihtsa inventeerimismeetodi korral võib päevane jõudlus olla ka märgatavalt suurem.

Esmaste uuringute puhul sõltub uurimisvajadus otseselt ala eelnevast uuritusest, andmete olemasolust ning taastamistegevuse kavandamisel üles kerkivatest probleemidest. Kui ala looduslike tingimuste, võimalike ohufaktorite vms. kohta on informatsiooni ebapiisavalt, siis määratleb erialaspetsialistidest koosnev rühm uurimisvajaduse ning kavandab esmased uurimistööd. Esmaste uuringute kohta pole võimalik esitada ühtset meetodikat. Enamus uurimustest seondub tõenäoliselt siiski looduslike koosluste arengudünaamika tundmaõppimise ning taastamisvõtete edasiarendamisega. Esmased uuringud on vajalik teostada kõigil taastamisaladel.

11. Taastamisvõtete kavandamine

Taastamisvõtted peaksid oleme kergelt teostatavad, odavad ja maastikku vähe pikaajalisi jälgi jätvad. Taastamisprotsessi käigus pinnast kahjustavate masinate kasutamist tuleb vältida, kuna nende poolt tekitatud pinnase kahjustused on tihti näha ka aastakümneid peale tegevuste toimumist. Metsa ja sootükid taastatakse üheaegselt, sest samaaegne tegevus kahandab kulutusi. Soode kuivendamise eesmärgil raiatud metsasihid võivad toimida juurdepääsuteedena.

Tähelepanu tuleb pöörata ka taastatava ala läheduses asuvatele eramaadele ja majandusmetsadele. Puistu vigastamine võib suurendada metsahävimisriske (värske okaspuukoore massi tekkega kaasneb kooreüraskite arvukuse plahvatusliku kasvu risk) ja kraavide tõkestamine võib üleujutusi tekitada ka erametsades. Vältimaks asjatuid väärarusaamasid tuleb taastamisvõtete rakendamisest teavitada ka lähiümbruskonna maaomanikke.

Kaitsealade metsade taastamisvõtete valiku üldised põhimõtted on järgmised:

- matkitakse looduslikke protsesse niipalju kui on võimalik;
- taastatakse nii, et looduslikud alad laienevad;
- pööratakse erilist tähelepanu **võtmeliikidele**;
- muudetakse keskkonda erinevatest suksessioonietappidest sõltuvatele liikidele sobivamaks;
- taastatakse metsakoosluste hävinud üleminekud ja struktuur;
- taastatakse eraldunud alade ökoloogiline ühtsus;
- eemaldatakse võõrliigid;
- kõrvaldatakse või muudetakse olukordi, mis aeglustavad taastumisprotsessi;
- jäetakse looduse ja aja taastada kõik kohad, kus see toimub piisavalt kiiresti, tagamaks loodusliku elukeskkonnaga seotud organismide säilimise alal.

Sobiv taastamisvõte määratakse metsa hetkeolukorrast ja soovitatavast tulemusest lähtudes.

Liigi tasemel tuleb taastamist kavandada nii, et see tagaks kõige paremini ohustatud liikide säilimise. Taastamisel tuleb rakendada igakülgsed ettevaatusabinõusid ohustatud liikide säilimiseks lähimas tulevikus.

Taastamisega kaasneb suur hulk riske, mille hulka kuulub ka metsa hävimise võimalus. See puudutab eriti põlenguid ja lagupuidu tootmist, millega luuakse rohkesti sobivat elukeskkonda ka metsakahjuritele, näiteks üraskid ja seened. Riski vähendamiseks tuleb taastamisel

- 1) vältida korraga suures koguses surnud puidu tekitamist (vt.8.1);
- 2) säilitada taastatavate alade vahel piisav kaugus, et takistada metsakahjurite levikut;
- 3) vigastada puistut varjulisemates kohtades, et vältida kooreüraskite levimist;
- 4) teostada puude vigastamist suve lõpus.

Taastamise kavandamine üksikute liikide eelistusi arvestades eeldab ümbruskonna uuringut. Taastamisega luuakse liikidele sobivaid uusi elukeskkondi, kuid lähtepopulatsioonide säilimist ei tohiks ohustada ja selleks tuleb rakendada vastavaid ettevaatusabinõusid. Populatsioonide struktuur peab pikas perspektiivis püsivaks muutuma. Populatsioonide vahelised suhted tuleb tagada samuti kaitsealasil ümbritsevates metsades. Elukeskkonna stabiilsus peab olema tagatud näiteks loodusliku **häiringu** soosimisega ja teisalt ka kontrollitud taastamisabinõudega, kui häiringute tihedus pole piirkonniti soovitud tasemel.

Taastamist tuleb kavandada nii, et see tagaks kõige paremini ohustatud liikide säilimise. Liikide oma levimiskiirus ja -võime määravad, kas nad suudavad ümbruskonnas uued sobivad elupaigad asustada. Aktiivselt levivad (lendavad) liigid suudavad kindlasti taastatud aladele levida. Määrav on see, kui kaugel on liigi lähim elujõuline populatsioon. Uue populatsiooni lisandumine toimub teatud aja möödudes, isendite paljunemine populatsiooni sees hakkab kiirenema alles kaks kuni kolm aastat pärast häiringut. Tüüpilisel **suktsessiooni** algusperioodil saavad häiringust kasu kõrrelised ja mardikate sugukonnad (üraskid). Suktsessiooni algfaasis hakkavad üksikud puud lagupuiduks muutuma juba 5-10 aastat peale häiringut. Need metsade tavalised liigid, mis on kohastunud väikesemõõtkavalisse vahelduvasse metsapilti ja häiringukeskkonda, suudavad kiiresti paljuneda ka taastatavatel aladel.

TAASTAMISALADE UURIMINE JA SEIRE

Kaili Viilma

12. Uuringud

Metsade taastamine on uus loodushoiu võte, mille meetodid pole veel täielikult välja kujunenud. Taastamise kasulikkusest on Soomes häid näiteid, kuid selle kõiki mõjusid liikidele erinevates situatsioonides ei tunta. Uuringute eesmärgiks on selgitada, kas looduslikkuse taastamise käigus teostatud tööd annavad soovitud tulemusi. Selleks on vajalik **taastamisaladelt** ühtsete sobival viisil võrreldavate seire- ja taustaandmete kogumine ning nende analüüs. Uuringutulemuste võrdlemiseks tuleb uuringuteks valida viljakuselt ja puistu struktuurilt erinevaid tüüpilisi kohti. Meetodite arendamise seisukohast on iga taastatud ala väärtuslikuks uurimisobjektiks. Mistahes uuringud tuleb dokumenteerida põhjalikult.

Uuringud võib jagada kolmeks:

1. Esmased uuringud, mille eesmärgiks on anda üldist informatsiooni ala ja selle loodusväärtuste kohta. Esmased uuringud on aluseks **taastamisvajaduse** hindamisel ning **taastamiskava** koostamisel.
2. Põhiuuringud, sh. seire, on ajaliselt jätkuvad uuringud, mis võimaldavad hinnata teostatud tööde edukust, planeerida vajadusel täiendavaid taastamistöid ning arendada metsade looduslikkuse taastamise meetodikat. Põhiuuringud toimuvad nii enne kui ka pärast taastamisvõtete rakendamist. Põhiuuringutel fikseeritakse looduslikkuse põhinäitajad (puistu liigiline ja vanuseline koosseis, struktuur, lagupuidu hulk jne.) ning lisanäitajad, sõltuvalt konkreetest alast ning taastamise eesmärgist (nt. andmed veerežiimi, kaitsealuste liikide vms. kohta). Seire eesmärk on jälgida nende näitajate muutumist. Et metsade areng on pikaajaline protsess, on vajalik seire läbiviimine pika aja jooksul sõltuvalt taastamisobjektist 5–10-aastase intervalliga.
3. Täienduuringud, mille eesmärgiks on koguda täiendavat informatsiooni taastamise kaudsete mõjude kohta. Täienduuringuteks rajatakse **seirealad** erinevatesse kasvukohatüüpidesse ja regioonidesse. Täiendavate uuringute käigus kogutakse andmeid kõigi põhiliste metsaelustiku rühmade kohta. Täienduuringud on aluseks metsade looduslikkuse taastamise teoreetilise baasi väljaarendamisel.

Uuringute kavandamine eeldab potentsiaalsete **taastamisalade** andmetesse süvenemist. Kindlasti peaks uuringud sisaldama välitöid ning hoolega planeeritud katseid, kuna metsade looduslikkuse taastamise teoreetiline alus vajab praktilist kinnitust. Mida põhjalikumad on uuringud ja korrektsemalt läbi viidud seire, seda tõenäolisemalt on võimalik tulevikus taastamisvigasid vältida. Andmeid liikide, populatsioonide, ökosüsteemide tasemel toimuvatest muutustest vajavad nii taastamisvõtete arendajad kui ka tegeliku töö tegijad: kuidas taastamist tuleks teha, et sellest oleks keskkonnale võimalikult palju kasu.

13. Seire korraldamine

Taastamisalade seirel registreeritakse koosluste muutusi ja muutuste kiirust. Seire peaks olema kavandatud pikaajaliselt, muidu läheb suur osa taastamiseks kasutatud ressursidest tulevikku silmas pidades raisku. Seiratavad elurühmad ja seiremeetodid valitakse taastamise lühi- ja pikaajaliste eesmärkidest lähtuvalt sobivaimad. Seiratava üksuse minimaalne suurus sõltub jälgitavatest liikidest ja **seirealade** hulgast. Suurele alale saab paigutada enam esinduslikke seirealasid, kui väikestele.

Seiret korraldatakse taastamisalal ning võrdlusalal (sarnase puistu struktuuriga ala seireala lähedal), mis kavandatakse kaardipõhiselt. Seiratavate alade arvu määravad peamiselt olemasolevad ressursid, kuid mida enam on seirealasid, seda usaldusväärsemad on tulemused. **Seirealad** tuleks valida nii, et need esindaksid kasutatud taastamise meetmeid ja taastatavate metsade mitmekesisust.

Seire kulutusi aitab vähendada erinevate taastamise meetodite seirealade koondamine samasse piirkonda ning võimalikult paljude seireliikide (puistu, alustaimestiku, putukate, seente, samblike jne.) koondamine ühele seirealale. Kõikidel seirealadel tuleb jälgida puistuid ja taimkatet. Sellele lisaks tuleks lagupuidu lisamise kohtades jälgida koorealuste mardikate asurkondi ja kui võimalik, siis lagupuidu mardikaid. Põlengukohtadel jälgitakse putukafauna ja alustaimestiku muutusi; samuti muid elustiku rühmasid nagu limuseid, puudel kasvavaid samblaid, linde ja liblikaid.

Seireala rajamist alustatakse seireala keskpunkti registreerimisest GPS koordinaadiga ning selle tähistamisest looduses. Seireala tuleb tähistada selliselt, et tähised püsiks maastikus pikka aega. **Seireala** keskpunkti võib tähistada postiga prooviala keskel sarnaselt langipostidega:

- pikkus 2 m (millest pool kaevatakse maa sisse),
- läbimõõt 10 -12 cm,
- posti tipp teritatakse kahelt poolt,
- posti tipust 20 cm allapoole tehakse pale, mis asetatakse põhja suunas ja kuhu kantakse seireala number vastavalt seirete kavas esitatud joonisele.

Seireala võib tähistada ka raud- või plastikust postiga. Põlengukohtades tuleks igal juhul kasutada metallposte. Märgina võib kasutada ka geodeetilist terasest toru või kasvõi suurt raudnaela.

Esimene seirekord tehakse paari aasta jooksul enne taastamist. Taastamine dokumenteeritakse ja taastamise järel üritatakse seda ala seirata 1, 3, 5 ja 10 aasta pärast. Seejärel tehakse seiret iga 10 aasta järel. Seireandmete võrdlemisel eelmise seire andmetega tehakse muutustest kokkuvõtte. Põhjalikum metsade taastamisvõtete seireandmete analüüs tehakse 10-aastase intervalliga.

Seire dokumenteeritakse põhjalikult. Dokumente on lisaks kaardimaterjalile soovitatav täiendada ka fotomaterjaliga. Seirealasid on soovitatav pildistada alati samal kellaajal, kohas, suunas, piires ja samas fenoloogilises arengufaasis (lehtede puhkemisaeg, õitsemisaeg jne.).

Seireala keskpunkti tähis, mis sarnaneb langipostiga, prooviala keskel. Posti palel on näha vastavalt seirete kavas esitatud joonisele seireala number, mis asetatakse põhja suunas.

Seiredokumendid on esitatud lisades (2.1 – 2.5) ja need koosnevad järgmistest osadest:

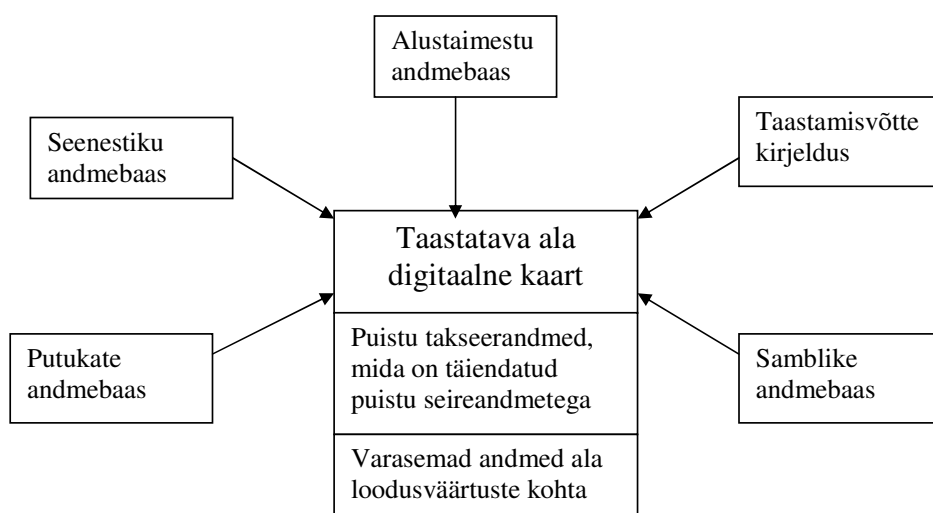
1. üldine seireala kirjeldus;
2. asukoha andmestik;
3. tingimuste kirjeldus;
4. seireobjekti põhine seirevorm (puistu, alustaimestiku, putukate, seente, samblike jne).

Seiremeetodi vahetus keset seiret vähendab siiski juba kogutud andmestiku väärtust; erinevate seiremeetoditega kogutud andmed pole reeglina võrreldavad, seega tuleb seiremeetodi vahetust keset seiret võimalusel vältida.

14. Andmehõive

Kõikide seireliikide jaoks kujundatakse vastavad andmebaasid, mis sisaldavad liiginimestikke eesti ja ladina keeles, hinnanguid liikide arvukusele ja seisukorrale jne. Seotud andmebaaside süsteem tuleb kujundada ühtse paketina, mis antakse koos juhistega täitjatele kasutamiseks. Pakett on seotav ja ühildatav Eesti Looduse Infosüsteemiga (EELIS), kus peaks salvestatama ka erinevatelt **taastamisaladelt** kogutud andmestik ning toimuma andmete pidev ajakohastamine ja hõive.

Andmebaasid on omavahel ning puistu kaardimaterjali ning takseerandmetega seotavad geograafilise koordinaadi alusel (joonis 6). Eraldi andmebaasi moodustab info alal läbi viidud taastamisvõtete kohta. See võimaldab hilisemat analüüsi erinevate metsatüüpide, taastamisvõtete jm. lõikes. Samuti on võimalik erinevate seireandmete põhjal koostada koosluste liiginimestikke.



Joonis 6. Andmebaaside sidumine. Andmekogu tuuma moodustavad puistu takseerandmetega seotud puistuplaanid, millega seotakse omakorda geograafilise koordinaadi alusel erinevate liigigruppide andmebaasid.

KOKKUVÕTE

Käesolev juhend on esimene versioon tulevikus kindlasti täiendamist ja parandamist vajavast metsade looduslikkuse taastamise metoodikast. Juhendi koostajad ootavad kõigi lugejate aktiivset kaasalöömist käesoleva versiooni kommenteerimisel ja parendamisel.

Alljärgnevalt on esitatud peamised põhimõtted, millest peaks metsade looduslikkuse taastamisel lähtuma:

- metsade looduslikkuse taastamist tehakse äärmise ettevaatlikkusega ning vaid juhul, kui loodusliku arengu käigus ei saada piisavalt kiiresti soovitud tulemust;
- taastamist tuleks teha nii, et sellest oleks keskkonnale võimalikult palju kasu;
- taastada tuleks vaid äärmisel juhul;
- taastamine peab olema kaitsealade kaitsekorralduskavade lahutamatu osa ning tuginema rangelt seadusandlusele;
- kõikide taastamisetappide täpsed kirjeldused tuleb talletada, et neist oleks võimalik õppida järgmistel tegijatel.

KASUTATUD KIRJANDUS

Andersson, L., Ek, T., Külvik, M., Martverk, R. and Palo, A. 1999. Vääriselupaikade inventeerimise programm. Metoodika (Program for inventory of forest key-habitats. Methods). Linköping, Tallinn, Tartu. 69 lk.

Andersson, L., Martverk, R., Külvik, M., Palo, A. ja A., Varblane. 2003. Vääriselupaikade inventuur Eestis 1999–2002. Regio AS, Tartu. 36 lk.

Bazzaz, F.A. 1998. Plants in changing environments. Linking physiological, population, and community ecology. Cambridge University Press. 5 lk.

Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon 1992.
[Http://www.biodiv.org/convention/articles.asp](http://www.biodiv.org/convention/articles.asp) , 19.09.2002.

Bormann, F.H. & Likens, G.E. 1979. Pattern and processes in a forested ecosystem. Springer Verlag, New York. 253 lk.

Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution on Ecosystems. Manual for Integrated Monitoring. Finnish Environment Institute, Impacts Research Division, Helsinki, Finland, ICP IM Manual 1998. 244 lk.

Draft Discussion Paper on the Assessment of Ground Vegetation. ICP Forests Programme Coordinating Centre West. – ICP Forests and EC ad hoc Meeting on the Assessment of Ground Vegetation. Feb.21 – 22, 1995 in Hamburg, Germany. Lk...

EC/DG-ENV 2002. Towards a guidance document on Natura 2000 and forestry. "Challenges and opportunities". Revised draft, 1/V3, European Commission, DG-ENV-B2, Brussels, Belgium, 84 lk.

Statistilise metsainventeerimise välitööde juhend, 1999, Eesti Metsakorralduskeskus.

Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium, 2002, Eesti metsanduse arengukava aastani 2010. RTI, 26.11.2002, 95, 552.

Frellich, L.E. 2002. Forest dynamics and disturbance regimes. Studies from temperate evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press. Lk...

Fujimory, T. 2001. Ecological and silvicultural strategies for sustainable forest management. Elsevier, Amsterdam.

Fulé, P.Z., Covington, W.W., Smith, H.B., Springer, J.D., Heinlein, T.A., Huisinga, K.D & Moore, M.M. 2002. Comparing ecological restoration alternatives: Grand Canyon, Arizona. *Forest Ecology Management* 170: 19-41.

Kalda, A. (koost.), 1970, Välibotaanika. Botaanika õppepraktika materjale (Teine täiendatud ja parandatud trükk), Tartu Riiklik Ülikool. Tartu, 184 lk.

Kukk, T. 1999. Eesti taimestik. Teaduste Akadeemia Kirjastus. Tartu-Tallinn, 464 lk.

- Kuuluvainen, T. 2002. Disturbance dynamics in boreal forest: defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. *Silva Fennica*, 36: 5-12.
- Kuuluvainen, T., Mönkkönen, M., Keto-Tokoi, P., Kuusinen, M., Aapala, K., Tukia, H. 2004. Metsien monimuotoisuuden turvaamisen perusteet. Rmt: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Ollikainen, M., Salpakivi-Salomaa, P. (toim.). Metsän kätköissä. Suomen metsäluonnon monimuotoisuus. Edita, Helsinki. Lk. 142-191.
- Kuuluvainen, T., Mäki, J., Karjalainen, L. & Lehtonen, H. 2002. Tree age distributions in old-growth forest sites in Vienasalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fennica*, 36: 169-184.
- Landsberg, J.J. & Gower, S.T. Applications of physiological ecology to forest management. Academic Press. San Diego, London. 344 lk.
- Kuuluvainen, T., Nikimaa, E. 2006. Metsän rakenteen monet merkitykset. Johdanto. Rmt: Jalonen, R., Hanski, I., Kuuluvainen, T., Nikinmaa, E., Pelkonen, P., Puttonen, P., Raitio, K., Tahvonen, O. (toim.). Uusi Metsäkirja, Gaudeamus, Helsinki. Lk. 225 – 228.
- Laasimer, L., Loometsa ökoloogiast, Eesti NSV Tartu Riikliku Ülikooli Toimetised, Bioloogilised teadused 2, RK „Teaduslik Kirjandus” Tartu 1946, lk. 1-82
- Landsberg, JJ, Gower, ST. 1997. Applications of Physiological Ecology to Forest Management. Academic Press, San Diego. Lk...
- Lindenmayer, D.B. & Franklin, J.F. 2002. Conserving forest biodiversity. A comprehensive multiscaled approach. Island Press, Washington. 351 lk.
- Lõhmus, A. 2000. Mitmekesisus looduslikus ja majandusmetsas. Rmt: Etverk, I., Puura, T. & Sørensen, P. (toim.). Metsade bioloogilise mitmekesisuse säilitamine. Triip Grupp. Tartu. Lk. 10-11.
- Lõhmus, A. 2002. The lack of old-growth forest – a threat to Estonian biodiversity; Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology. Ecology, Volume 51 No. 2 June 2002, Lk. 138-144.
- Lõhmus, E. 1984. Eesti metsakasvukohatüübid. Eesti NSV Agrotööstuskoondise Info- ja Juurutusvalitsus. Tallinn. 88 lk.
- Masing, V. (koost.) Ökoloogialeksikon, 1992. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn. 320 lk.
- Paal, J. 1997. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Keskkonnaministeerium, ÜRO keskkonnaprogramm, Tallinn. 279 lk.
- Paal, J. 2004. “Loodusdirektiivi” elupaigatüüpide käsiraamat. Digimap OÜ, 239 lk.
- Perry, D. A. 1994. Forest ecosystems. The John Hopkins University Press. Baltimore and London. 649 lk.
- Raukas, A. (koost.). 1995. Eesti. Loodus. “Valgus” ja Eesti Entsüklopeediakirjastus. Tallinn, 606 lk.

Reinikainen, A., Mäkipää, R., Vanha-Majamaa, I. & Hotanen, J.-P. (toim.). 2000. Kasvit muuttuvassa metsäluonnonssa. Kustannusosakeyhtiö Tammi. Helsinki. 84-301 lk.

Rosenvald, R. and Lõhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clearcutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management*, 255: 1 – 15 lk.

Stanturf, J.A. 2005. What is forest restoration? In: Stanturf, J.A. and Madsen, P. (eds.). *Restoration of boreal and temperate forests*. CRC Press, Boca Raton, etc. 3 – 11 lk.

Tukia, H. 2000. Metsien ennallistamisen ekologia. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisua. Sarja A 124*. 1-66 lk.

Tukia, H., Hokkanen, M., Jakkola, S., Kallonen, S., Kurikka, T., Leivo, A., Lindholm, T., Sukki, A. & Virolainen, E. 2001. Metsien ennallistamisopas. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisua. Sarja B 58*. 1-87 lk.

Viilma, K., Öövel, J., Tamm, U., Tomson, P., Ostonen, I., Sørensen, P. & Kuuba, R. 2001. *Eesti metsakaitsealade võrgustik*. Projekti „Eesti metsakaitsealade võrgustik“ lõpparuanne. Triip Grupp. Tartu. 83-243 lk.

Lisa 1. Taastatava ala inventeerimine

Lisa 1.1. Taastatava ala puistute inventeerimise blankett

Metsa loodusväärtuse hindamine						Ala nr.		
Üldandmed								
Grupp		Maakond		Metsakond		Omanik		
Kuupäev		Kaitseala		Kvartal				
GPS kood		Kaitsevöönd		Eraldus				
Metsaandmed								
KKT		Pinnavorm		LK hinnang				
ALLT		Maastik		Vääriskaik				
Kõduhorisont		Maastikugrupp		Koosseis I				
Haruldane kooslus				Koosseis II				
Loodusväärtuse hindamine								
Omadused		1	2	3	Omadused	1	2	3
Puistu struktuur					Hästiarenenud tugijuured			
Biooloogiliselt vanad puud					Tüükad $\phi > 15$ cm			
Biooloogiliselt vanade puude liigid					Päikesele avatud lamapuud			
Päikesele avatud vanad/surnud puud $\phi > 15$ cm					Tormiheide			
Puud suurte pesaõõnsuste/avadega					Rippuvad samblikud			
Laialehelised puuliigid/haab $\phi > 20$ cm					Lehtsamblikud			
Seisvad surnud puud $\phi 10 - 25$ cm					Sammaldunud puud			
Seisvad surnud puud $\phi > 25$ cm					Seened püsiviljakehadega			
Seisvate surnud puude liigid					Metsatulekahju jäljed			
Lamapuud $\phi 25 - 40$ cm					Legendikud, välud			
Lamapuud $\phi > 40$ cm					Kopra toitumisjäljed			
Lamapuude liigid					Kuivendamata niiske ala			
Lamapuidu pehkimisastmed					Sulglohud $> 0,1$ ha			
Koorega kaetud mahalangenud puud $\phi > 25$ cm					Allikas, oja, tiik			
Kooreta mahalangenud puud $\phi > 25$ cm					Erivanuselisis I rindes > 20 a			
					Summa 1:			
Kultuurilis-biooloogilised väärtused								
Omadused		1	2	3	Omadused	1	2	3
Vegetatiivsed/mitmetüvelised puud					Inimtegevuse jäljed			
Lagedal kasvanud laiavõralised puud					Muud			
Vanad sarapuupõõsad					Summa 2:			
Inimmõjutused								
Omadused		1	2	3	Omadused	1	2	3
Prügi/praht					Raied			
Pinnasekahjustus					Lageraie lähedus ($> 0,5$ ha, < 25 a)			
Külalastavus					Elektri- ja telefoniliinid			
Kuivendus					Muud negatiivsed mõjurid			
Intensiivselt kasutatav tee/raudtee					Summa 3:			
Liigid								
Haruldased ja kaitsealused liigid								
Indikaatorliigid								

Pöösarinde liigid			Järelkasv		
Kommentaariid					
Soovitav majandamisvõte					
Hoiduda majandamisest			Pöösarinde väljaraie (% pinnast)		
Puhvertsoon			Noorpuude väljaraie (% pinnast)		
Üksikpuude vabaksraie	Liik	Arv	Surnud puid ja lamapuitu mitte eemaldada		
			Kuuse väljaraie	% pinnast	väljaraie % järk
			I rindes		
			II rindes		
Mitte kuivendada			järelkasv		

Lisa 1.2. Puistu taastamisvajaduse leidmine

Puistu loodusväärtuse hindamise alusel saadud punktisumma võrdlemine taastamisvajadusega 75% usaldusnivoo juures

Kasvukohatüüpide rühm	<i>Loodusväärtuse hinnang punktides</i>	
	loodusväärtusega alade (taastamist mittevajavate alade) alampiir	üldjuhul taastamist vajavate alade ülempiir
Kuivad kasvukohad: kastiku-, leesika- ja lubikaloo ning sambliku, kanarbiku ja pohla kasvukohatüübi puistud	15	5
Viljakad kasvukohad: jänsekapsa, sinilille, sarapuu, mustika, jänsekapsa-mustika, kodusoo, naadi, sõnajala, angervaksa, sinihelmika, pika tarna ja lodu kasvukohatüübi puistud	24	3
Rabastuvad kasvukohad: sinika ja karusambla kasvukohatüübi puistud	16	1
Soostunud kasvukohad: madalsoo, siirdesoo ja raba kasvukohatüübi puistud	12	0

Lisa 2. Seire

Lisa 2.1. Puistu seire

Andres Kiviste

Puistu seiret tuleb teha kõikidel metsade taastamise seirealadel. Taastamise mõjusid võib jälgida puu, katseala ja kogu taastamisala tasemel. Puu tasandil võib jälgida üksikute puude kasvamist, suremist ja kõdunemist. Puu tasemel tasub muutusi jälgida juhul, kui puid on vigastatud erineval viisil ja neid mõjusid tahetakse võrrelda. Katseala tasemel võib võrrelda erinevaid puuliike ja klasse ning erinevas tervislikus seisukorras puude hulga muutusi. Katsealade põhjal võib hinnata taastamisalade keskmisi arvväärtusi ja võrrelda neid võrdlusalade vastavate näitajatega ning varasemate seire tulemustega. Mitmete katsealade andmeid ühendades võib võrrelda erinevate võtete mõjusid puistu suremisele.

Kui samas piirkonnas jälgitakse mitmeid erinevate meetoditega taastatavaid alasid, siis võib kõigil kasutada sama võrdlusala. Taastatud alad ei tohi sellisel juhul enne taastamist üksteisest kasvukohatüüpide ja puistu iseloomu poolest erineda. Võrdlusala puistu ja taimestik peab olema taastatavale alale tüüpiline. Alad paigutatakse taastatavate ja võrdlusalade puistusse ebakorrapäraselt vähemalt 50 m kaugusele üksteisest ja erinevatesse külgedesse, võimalikult kaugele taastatava osatüki välispiiridest.

Taastamisalade seirealade puistu **proovitükkide** rajamisel tuleb arvestada järgmisi põhimõtteid:

1. puistu kasvukäigu modelleerimisel on parimaks andmestikuks pika aja jooksul kordusmõõtmistega püsiproovitükkidelt saadud mõõtmisseeriad;
2. proovitükkide asukohad taastatud aladel peaksid olema paigutatud eelnevalt kaardil fikseeritud asukohale nii, et proovitükk esindaks antud puistu kõige tüüpilisemat osa;
3. proovitükil tuleks määrata lisaks puude mõõtudele ka puude asukohakoordinaadid, et kordusmõõtmistel saaks mõõta samu puid uuesti;
4. puistu kasvukäigu uurimise püsiproovitükid võiksid olla nii suured, et neil oleks vähemalt sada esimese rinde puud. Sellisel juhul on võimalik arvutada puistu takseertunnuseid piisava täpsusega..

Eeltööd

Püsiproovitükkide asukohtade valikuks kasutatakse vaadeldava piirkonna viimase metsakorralduse takseerikirjelduste andmebaasi, planšette kaardiprogrammi Topos keskkonnas või nende 1:10000 mõõdus paberkoopiaid. Samuti kasutatakse elektroonilist katastrikaarti ja Regio teedeatlant proovitükkide juurde sõitmise marsruudi valikuks. Seejärel koostatakse nimekiri proovitükkidest, kuhu kantakse kavandatud proovitükkide kvartali number, eralduse number, puistu kasvukohatüüp, koosseis, hektaritagavara ja täius, enamuspuuliigi vanus ja kõrgus ning antud eraldusel kavandatud metsamajanduslikud tööd.

Proovitüki tsentri asukohaks valitud eraldus märgitakse välitööde kaardile.

Proovitükile minek ja mõõtmiseks ettevalmistumine

Kavandatud proovitükkide asukohad ja juurdesõiduteed märgitakse eelnevalt 1:10 000 mõõdus kaardile. Proovitükid paigutatakse võimalikult täpselt kaardil tähistatud kohale.

Mõnel üksikjuhul võib kaardil märgitud koht osutada looduses proovitüki asukoha jaoks täiesti sobimatuks (näiteks looduslik suur hääl). Sellisel juhul sellest proovitüki asukohast loobutakse ja valitakse uus koht taastamisalal.

Proovitükk rajatakse ringproovitükina raadiusega 15, 20 või 25 m vastavalt sellele, kas tegemist oli noore, keskealise või vana puistuga. Väga vanades ja hõredates puistutes võetakse proovitüki raadiuseks 30 meetrit. Reeglina tuleb jälgida, et proovitükk rajataks nii suur, et selsse jääks vähemalt 100 esimese rinde puud. Proovitüki tsentrid paigutatakse nii, et kaugus tsestrist eralduse piirini oleks vähemalt 30 m. See nõue on vajalik selleks, et pärast hooldusraieid oleks edaspidistel kordusmõõtmistel võimalik proovitükki antud eralduses suurendada.

Puude kluppimine

Proovitükkide mõõtmisbrigaadid koosnevad kahest liikmest: "kluppijast" ja "kirjutajast". Puude kluppimise käigus "kirjutaja" proovitüki tsestris mõõdab puude asimuute ja kirjutab vormile "kluppija" mõõdetud ja "kirjutajale" hõigatud mõõtmistulemusi. Mõõtmist alustatakse põhjasuunast ja puude mõõtmisel liigutakse päripäeva puid mitte vahele jättes. Väga oluline on enne proovitüki mõõtmist ja ka ilma muutumise korral mõõtmise käigus kalibreerida kõrgus-kaugusmõõtjat *Forestor Vertex*. Iga puu jaoks mõõdetakse või hinnatakse järgmisi tunnuseid.

Rinne – takseeritakse esimese (**1**), teise (**2**), järeikasvu (**J**) ja alusmetsa (**A**) rinde puid, jalal seisvaid surnud puid (**S**), tüükaid (**T**) ja värskaid kände (**K**). Juhul kui mõne esimese rinde puuliigi (näiteks kuuse) korral on võimalik eristada kaht vanusegruppi, siis tähistatakse suuremaarvulise metsaelemendi rinnet numbriga **1** ja väiksemaarvulise metsaelemendi rinnet tähega **E**. Juhul kui jalal seisev surnud puu on kooreta, tähistatakse selle rinne tähega **P**.

Puuliik – puuliikide tähistused (tabel 5) võetakse Eesti Metsakorralduskeskuse statistilise metsainventeerimise välitööde juhendist (Statistilise metsainventeerimise välitööde juhend 1999). Põõsaid (sarapuu, kadakas, paju jt) ei mõõdetata, vaid kirjeldatakse proovitüki vormi märkuste lahtris.

Tabel 5. Puu ja põõsaliikide tähistused

Kood	Puuliik	Kood	Puuliik	Kood	Puuliik
MA	Mänd	KU	Kuusk	LH	Lehis
NU	Nulg	TS	Ebatsuuga	TO	Teised okaspuud
TA	Tamm	VA	Vaher	JA	Jalakas
KS	Kask	HB	Haab	LM	Sanglepp
LV	Hall lepp	PN	Pärn	PP	Pappel
RE	Rommelgas	TL	Teised lehtpuud	KD	Kadakas
SP	Sarapuu	PM	Põõsasmaran	PA	Pajud
TP	Teised põõsaliigid.				

Asimuut – "kirjutaja" mõõdab bussooliga puu asimuudi proovitüki tsestrist 0,5° astmega. Bussooli sihik suunatakse puu keskele 1,3 m kõrgusel. Juhul, kui puud jäävad üksteise taha, määratakse asimuut "kirjutaja" ja "kluppija" koostöös.

Kaugus – "kluppija" mõõdab kõrgus-kaugusmõõtja *Forestor Vertex*iga puu kauguse proovitüki tsestrist 0,1 m astmega. Kaugus mõõdetakse 1,3 m kõrguselt puu keskelt. Proovitüki piirile jäävate puude kaugust proovitüki tsestrist kontrollitakse mõõdulindiga. Kui *Forestor Vertex*i ultrahelisignaali ei suuda läbida tihedat alusmetsa,

tõstetakse *Forestor Vertexi* vastaja (*transponder*) 2 m kõrgusele või kasutatakse mõõdulinti.

Diameeter – "kluppija" mõõdab puu diameetri kahes suunas 0,1 cm astmega, esmalt proovitüki tsentri suunas ja seejärel sellega risti. Diameeter mõõdetakse 1,3 m kõrguselt juurekaelast. Mineraalpinnasel kasvavatel puudel loetakse **juurekael** pinnasega samal kõrgusel olevaks, kuivendatud aladel arvestatakse turbahorisondi lagunemist, võttes juurekaelaks puu tüve ja juurte vahelise mõttelise piiri. Kui puu on jämedam kui 50 cm ja ei mahu klupi haarade vahele, mõõdetakse puu diameeter spetsiaalselt diameetri jaoks gradueeritud mõõdulindiga. Mitmeharulised puud mõõdetakse eraldi puudena, kui tüvede hargnemine on madalamal kui 1,3 m. Kui 1,3 m kohal on oksakodarik, mõõdetakse diameeter sellest 5 cm kõrgemalt. Kui tüvel on 1,3 m kõrgusel **vigastus** (näiteks põdrakahjustus), mõõdetakse puu diameeter vigastusest ülal või allpool. Sel juhul lisatakse märkuste lahtrisse diameetri mõõtmise kõrgus (näiteks "dh=1,5", kui diameeter mõõdetakse 1,5 m kõrgusel). Kui puu vigastus on tüvel pikalt ($1,3 \pm 0,5$ m), mõõdetakse 1,3 m kõrguselt väikseim ja suurim diameeter. Diameetri mõõtmise koht märgitakse sinise värvitäpiga proovitüki tsentri suunas.

Rikked – lahtrisse märgitakse kahjustuse kood (tabel 6) ja aste (tabel 7) vastavalt Eesti Metsakorralduskeskuse statistilise metsainventeerimise välitööde juhendile (Statistilise metsainventeerimise välitööde juhend 1999).

Tabel 6. Puude rikete koodid

1	Tuli	5	Lumi	6	Külm
10	Sõralised	20	Latipihklane	21	Säsiürask
22	Kooreüraskid	23	Hiidürask	24	Juureürask
25	Männikärsakas	26	Männi koorelutikas	27	Maipõrnikas
28	Külmaliblikas	29	Tammemähkur	30	Männivaablane
31	Männivaksik	40	Juurepess	41	Männitaelik
42	Külmaseen	43	Männi koorepõletik	44	Haavataelik
45	Tüvevähk	47	Võrsevähk	50	Teised kahjustused
53	Mehaaniline vigastus	54	Saastekahjustused		

Tabel 7. Kahjustuse aste

N	Nõrk, puu kasv ei ole tuntavalt pidurdunud
K	Keskmine, puu kasv on aeglustunud
T	Tugev, puu on oluliselt kahjustatud, juurdekasv on praktiliselt peatunud
V	Väga tugev, puu on kahjustatud hukkumiseni

Märkuste lahtrisse lisatakse puu tüve kuju või muud iseärasused (näiteks "kaks haru", "latv kuiv", "pahk 5 m kõrgusel", "viltu", "sinine ring" jne), mis kordusmõõtmisel võib aidata leida proovitüki tsentrit.

Kõrgus – kõrgused mõõdetakse kaugus-kõrgusmõõtjaga *Forestor Vertex* 0,1 m astmega. Puu kõrguse mõõtmine on problemaatiline viltuste puude puhul. Sel juhul mõõdetakse puud suunast, mis on puu kaldega risti ja märkuste lahtrisse lisatakse mõõtmis-suund (näiteks "h mõõdetud OW suunast").

Võra alguse kõrgus – mõõdetakse elusokste alguse kõrgust juurekaelast 0,1 m astmega. Üksikuid elusoksi, mille vahel on surnud okstekodarikud, ei loeta elusvõra koosseisu.

Kuiva oksaraja alguse kõrgus – seda mõõdetakse juhul, kui puu tüvel täheldatakse vähemalt 2 cm jämedusi ja 10 cm pikkusi okstüükaid. Kuiva oksaraja kõrgus mõõdetakse peamiselt okaspuudel.

Ka **lamapuud** nummerdatakse; neil mõõdetakse kummagi otsa kaugus ja suund katseala keskpunktist. Lisaks kirjutatakse üles ka puuliik ja proovialal asetseva osa pikkus. Puu läbimõõt mõõdetakse puu asendist sõltuvalt erinevalt. Kui lamapuu on tervenisti katsealal, siis mõõdetakse selle "rinna läbimõõt" 1,3 m kaugusel tüükast. Samuti toimitakse siis, kui vähemalt 2 m lamapuu ladvaosast on katsealal. Sellisel puul võetakse tüükaks katseala piiril olev koht. Muudel juhtudel (ladva- või mõlemad otsad katsealast väljaspool) võetakse läbimõõt lamapuu keskkohast, arvestades lamapuu otsaks katseala piiril olev koht. Puu tagavara arvutatakse selle läbimõõdu alusel, kasutades tagavara võrrandeid. Lamapuidu kõvadus ja võimalik vigastamisviis kirjutatakse märkmetesse. Ka okas- ja lehtpuukändude hulk märgitakse eraldi üles.

Proovitüki üldandmed

Proovitükkidel tehtud tööd ja tähelepanekud kirjutatakse proovitüki vormile, kus proovitüki number, maakond, metskond, kvartal, eraldus ja neile vastav metsakorralduse aasta täidetakse proovitükile saabumise järel. Proovitüki üldandmed kirjutatakse järgmistesse lahtritesse.

Reljeef – kirjeldatakse pinnavormi, kus proovitükk asub. Kui proovitükk asub mäe nõlval, mõõdetakse nõlva tõusunurk.

Mikroreljeef – kirjeldatakse proovitüki maapinda ("tasane", "mätlik", "künklik", jne).

Aastarõngaste arv – igasse ilmakaarde proovitüki tsestrist 25-30 m kauguselt puuritakse vanusepuuriga 1,3 m kõrguselt üks valitsev puu. Puursüdamikult loetakse aastarõngaste arv, samuti mõõdetakse selle puu diameeter ja kõrgus.

Metsaelementide vanused ja tekkeviis – kõigi proovitükil leiduvate metsaelementide (puuliik, rinne) jaoks mõõdetakse vanus ja hinnatakse tekkeviis (kultuur, looduslik seemnetekkeline, võrsetekkeline).

Kõduhorisondi түsedus – Proovitüki tsestrist igasse ilmakaarde 5, 10 ja 15 m kaugusel mõõdetakse mulla kõduhorisondi түsedus cm. Kõduhorisondi түseduse hulka ei loeta eluskatet sh. samblaid ja samblikke. Kõduhorisondi түsedusega 50 cm tähistatakse ka enam kui poole meetri paksust kõduhorisonti.

Kasvukohatüüp – määratakse kasvukohatüüp E. Lõhmuse tüpoloogია järgi ja vormile märgitakse selle lühend vastavalt Eesti Metsakorralduskeskuse statistilise metsainventeerimise juhendile (Statistilise ..., 1999).

Raadius – iga rinde jaoks kirjutatakse välimise või sisemise proovitüki raadius, vastavalt sellele, millises ringis vastava rinde puud mõõdetakse.

Ajakulu – registreeritakse klappimiseks, mudelpuude mõõtmiseks ja üldtööde tegemiseks kulunud ajavahemikud.

Koordinaadid – kirjutatakse GPS-seadmega määratud proovitüki tsestri geograafilised koordinaadid ja failinimi, kuhu salvestatakse GPS lugemid nende hilisemaks järeltöötuseks.

Mõõtjad – kirjutatakse proovitüki mõõtjate nimed.

Kuupäev

Märkused – kirjutatakse tähelepanekuid proovitükil toimunud inimtegevuse (hooldusraied), alusmetsa koosseisu ja katvuse, lamapuidu iseloomustuse ning muude iseärasuste kohta.

Proovitüki kohta koostatakse skits, kusjuures proovitüki tsester seotakse lähedal asuvate selgelt leitavate loodusobjektidega. Proovitüki kergemaks leidmiseks järgmisel kordusmõõtmisel märgitakse proovitüki tsestri läheduses paar puud värviringiga. See info lisatakse ka proovitüki vormile vastavate puude märkuste lahtrisse. Proovitüki tsestrisse paigaldatakse prooviala post.

Puistu seire vorm

Prtk nr.		Teisi numbreid	
Maakond			
Metskond			
Kvartal			
Eraldus			
MK aasta			

Reljeef:	
Mikroreljeef:	

Valitseva puu aastarõngaste arv 1.3 m kõrgusel

Metsaelementide vanused

enam kui 25 m kaugusel prtk tsentrist

	A.r. arv	D	H	PL
N				
O				
S				
W				

Puuliik, rinne	Vanus	Tekkeviis

Kõduhorisondi tüsedus OHOR, cm

mõõdetud erinevates suundades ja kaugustes prtk tsentrist

KKT (Lõhmuse järgi)

	5	10	15
N			
O			
S			
W			

Raadius, m

1. rinne	
2. rinne	
Järelkasv	
Alusmets	
Kännud	
Surnud	

Diameeter **D_{min}**, millest väiksemaid puid ei mõõdeta

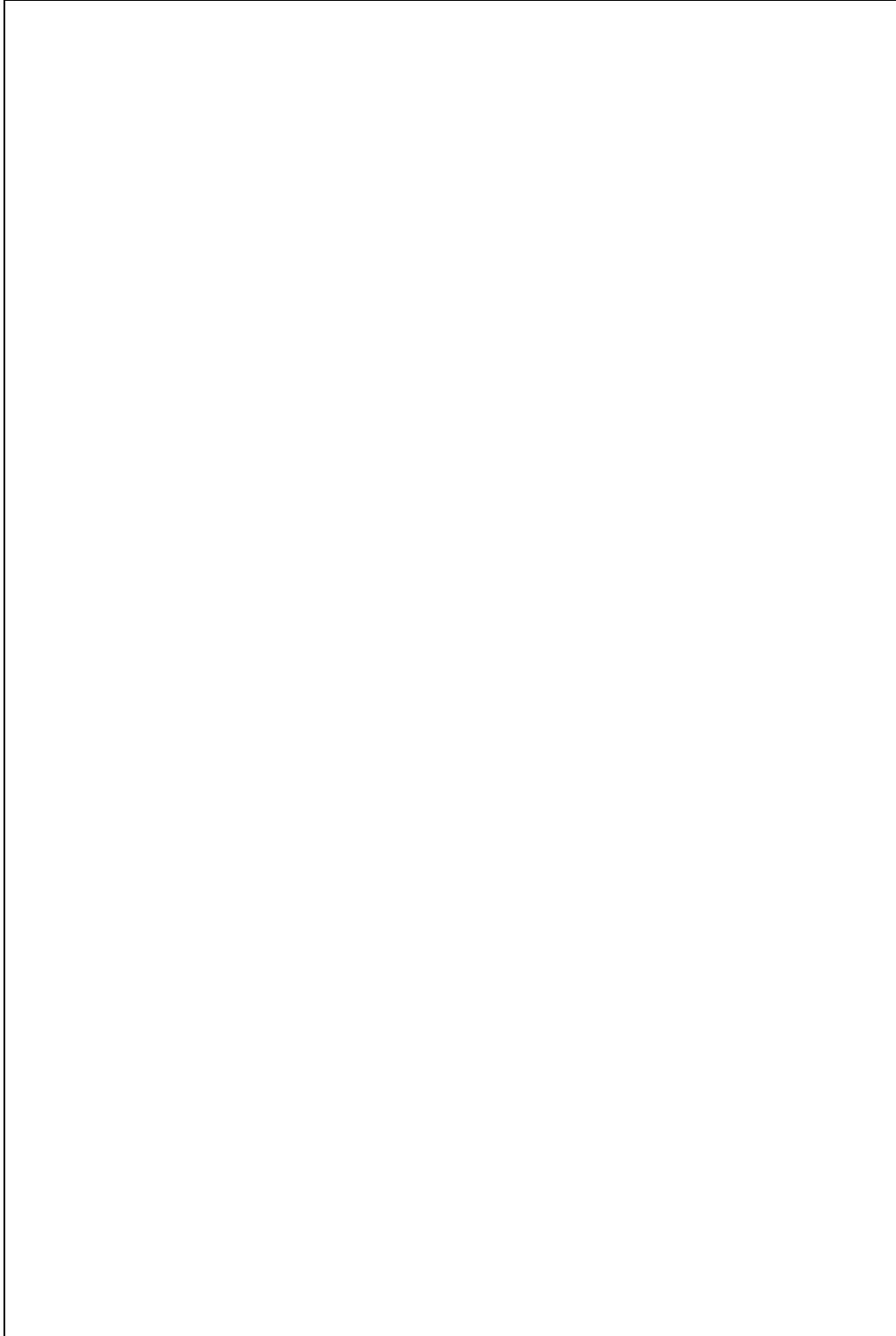
Ajakulu	Kluppimine	Mudelid	Üldtööd
Alguse kellaeg			
Lõpu kellaeg			
Minutid			

Koordinaadid						
GPS failinimi						

Mõõtjad	
Kuupäev	

Märkused (hooldusraied, alusmetsa kirjeldus, isearasused probleemid jms):

Proovitüki skits ja ümbruskonna teede skemaatiline kirjeldus



Prtk.nr. [] Kvartal [] Metskond []

Eraldus

Puu	Rin	Pl	Asim.	Kaug.	d1	d2	h	hv	hko	Rikked	Märkused
1											
2											
3											
4											
5											
6											
7											
8											
9											
10											
11											
12											
13											
14											
15											
16											
17											
18											
19											
20											
...											
...											
...											
...											
...											
...											
...											
...											
...											
...											
...											
...											
...											
...											
...											
...											
399											
400											

Lisa 2.2. Alustaimestu seire

Aino Kalda

Alustaimestu (varem alustaimestik, ka eluskate) on metsas ja metsata metsamaal (raiestikel, põlendikel) kasvavate samblike, sammalde ja rohttaimede ning puhmaste kogum (rinne) (Masing 1992). Seega hõlmab alustaimestu seire metsakoosluse mitut vertikaalstruktuuri osa – puhma-, rohu- sambla- ja samblikurinde. Metsades ühendatakse sageli puhma- ja rohurinne puhma-rohurindeks ja vajadusel samblad koos samblikega (nt nõmmemetsades) sambla-samblikurindeks. Teatavasti iseloomustab alustaimestu metsa (metsamaa) kasvukohas olevaid tingimusi ja reageerib nende muutumisele. Rikutud koosluste taastamise (taastumise) puhul on toimuvad muutused kahesugused: looduslikud, mis toimivad antud keskkonnatingimustes igal juhul ilma tahtliku tegevuseta, ja inimese tahtlikust tegevusest tulenevad (põlengud, raied, liigilise koosseisu teadlik muutmine jne) muutused, mille jälgimine on antud juhendi eesmärgiks.

Alusmetsa (põõsad ja puistut mittemoodustavad puud, nagu pihlakas, toomingas) seire võib toimuda nii botaanilise seire kui ka puistu jälgimise raames. Siinkohal käsitletakse alusmetsa jälgimist põgusalt.

Metsade taastamise raames toimuv alustaimestu seire ei erine põhimõtteliselt üldisest kooslustes (liigilises koosseisus, liikide ohtruses, sageduses) või neid ümbritsevas miljöös toimuvate protsesside alalisest jälgimisest (Kalda 1970; Draft..., 1995)) Metoodika valikul on arvestatud niihästi metsa kasvukohatüüpi, olemasoleva alustaimestu iseloomu, kavandatavaid taastamisvõtteid, kui ka metoodiliste võtete suhtelist lihtsust võimaldamaks vähendada analüüsija subjektiivsust hindamisel ja mõõdukat ajakulu.

Botaaniline inventeerimine taastamis-ja seirealal

Enne taastamisvõtete rakendamist viiakse läbi esmane botaaniline inventeerimine, mis annab valitava ala taimestu üldiseloomustuse, nõ null-variandi, millega järgnevad kordused on võrreldavad. Samasugune inventeerimine tehakse ka kavandatud võrdlusalal. Järgnev inventeerimine toimub pärast taastamisvõtete läbiviimist.

Uuritav ala läbitakse edasi-tagasi liikudes märkides üles taimeliigid. Nende kvantitatiivne hindamine toimub teekonnal juhuslikult valitud 10 või 20 üheruutmeetrilise ruudu kaupa. Ruutude hulk oleneb alustaimestust, selle liigirohkusest (-vaesusest) ja mosaiiksusest. Hinnatakse taimeisendite üldkatvus ja üksikute liikide isendite katvus kas %-des või kasutatakse ohtruse ning katvuse koguhinnangut (nn Braun-Blanquet skaala), mille puhul arvestatakse nii antud liigi isendi võsude hulka pinnaühikul kui ka nende projektiivset katvust: : + - üksikisend(id), katvus tühine (nt 1%); 1 - isendeid rohkesti, katvus väike või isendid pillatult; katvus alla 1/20 pinnast (< 5%); 2 – isendeid palju (väikesed taimed), projektiivne katvus 1/20 – 1/4 pinnast, (5 – 25%); 3- isendite arv erinev (sageli püsikud või suured taimed), katvus 1/4 - 1/2 (25 – 50%); 4 – isendite arv erinev, katvus 1/2 - 3/4 pinnast (50 - 75%); 5 – isendite arv erinev, katvus üle 3/4 pinnast (>75%). Andmete edasisel töötlemisel on soovitatud kasutada astmele vastavat üht protsendarvu: 5 – 87,5; 4 – 62,5; 3 – 37,5; 2 – 15,0; 1 – 2,5; + - 0,1.

Liigilise koosseisu kõrval iseloomustatakse ka kasvukohta (seireala) üldiselt.

Alustaimestu analüüsi vorm

Number (kood).....

Puistu valem:Vanus..... Täius.....

Kasvukohatüüp:.....Mullaerim:.....

(andmed saadakse puistu analüüsist)

Asend reljeefil: El 1, El 2, El 3, Del, All, Spa, Tas)*.....

Veerežiim: kuiv, parasniiske, märg, vesi pinnal ajuti või püsivalt.....

Mikroreljeef: lainjas, kändu-, rohu-, samblamättad, kõrged tüvealused, lohud.....

Mosaiksus: esineb, puudub; tingitud kasvuvüisist (märkida liik(gid)), valgustingimustest, mikroreljeefist.....

Varis ja vare: 0 – puudub, alla 1%, 1 – vähe (1 – 20 %), 2 - keskmiselt (20- 50 %), 3 - rohkesti (üle 50 %). Lehed, okkad, oksarisu, lamapuit.

Lamapuidu pehkimisaste: 1, 2, 3, 4, 5. (nagu samblike, seente puhul)

Inimmõju: 0 – praktiliselt puudub, 1 – nõrk (ammused karjatamisjäljed, kraavikoht, üksik vana känd jms), 2 – keskmine (hilisemad tegevusjäljed, jalgrada, tulease jms), 3 – tugev (raied, laagripplats jms)

Kuivendus: 1 – mittetöötav, 2 – osaliselt töötav, 3 – töötav kraav (id), looduslik oja; kaugus kuivenduskraavist (ojast)

Muud mõjutused: kitse-, põdra-, metssigade jt kahjustused

.....)* E – eluviaalne piirkond (reljeefi kõrgemad osad), 1 – lael, 2 – laugjal nõlval, 3 – järsul nõlval; Del – deluviaalne piirkond, setete pealekande ala; Spa – superakvaalne piirkond, põhjavesi maapinna lähedal, lohud; All – alluviaalne piirkond, lammid, vooluvete pealekantavate setete ala ; Tas- - ulatuslik tasane ala.

Puhma- ja rohurinne: üldkatvus%

Liigid	%	Br-BI	V*	Af**	Liigid	%	Br-BI	V	Af

* isendi vitaalsus: ülilopsakas +, kidur -, normaalselt arenenud ei märgita; ** tõusmed (juveniilid) J, noored taimed (prematuurid) P, täiskasvanud taimed (matuurid) M (võib mitte märkida). Arengufaaside märkimine on eriti oluline ohustatud (haruldaste) liikide ja häiringust taastuvate taimede puhul.

Samblarinne: üldkatvus.....%

Liigid	%	Br-BI	V	Liigid	%	Br-BI	V

Episamblad. Puutüvedel, kändudel, lamapuidul kasvavad samblaliigid registreeritakse, märgitakse substraat, millel kasvab ja ohtus Braun -Blanquet skaala järgi. Täpsem uurimine

nõuab kasvuiisi ja katvuse hinnangut kasutades 20 x 20 cm ruute. Lamapuidu kattumist sammaldega on võimalik hinnata visuaalselt – 1 katab tüve (tüve osa) kuni 20%; 2 – 20 - 50%; 3 – üle 50%.

Liik	Substraat	Ohtr. või %	Liik	Substraat	Ohtr. või %

Põõsarinne (kui jääb botaanilise analüüsi hulka).

Liik	Br-BI ohtr	V	Järelkasv, liik	Arv/ ohtr	V

Tabelitesse kantakse analüüsil kogutud koondandmed.

Taimekoosluse nimetus Paali klassifikatsiooni järgi (Paal, 1997).

Koosluse looduskaitseline väärtus: esineb kaitstavaid või ohustatud liike (nende kategooriad), suhteliselt haruldasi liike, kasvukoha ja/või ürgse (väljakujunenud) koosluse indikaatorliike.

Iga seireala kohta esitatakse liiginimestik, kuhu ühtlasi märgitakse normaalsest erinevuse korral liigi isendite vitaalsuse hinnang ja arengujärgud; punase raamatu ja kaitstavate taimeliikide puhul nende vastavad kategooriad.

Liigid	V	Af	PR kategooria või indikaatorliik	Kaitse kategooria

Kuupäev.....Analüüsija.....

Prooviala(de) suurus (pindala), kuju, paiknemine

Seirealal valitakse prooviala(d), millel toimub alustaimestu järjepidev jälgimine.

Toimuvas metsade taastamise käigus kasutatakse ruudukujulist prooviala suurusega 25 ruutmeetrit (5 x 5 m). Ala rajatakse seireala keskpunktist 2 kuni 4 m kaugusele põhja suunas, nii et üks diagonaal on N ↔ S suunas, teine O ↔ E suunas. Ruudu keskpunkt ja kõik nurgad tähistatakse plastmassist torudega.

Taimestu analüüs.

Tehakse kindlaks liigiline koosseis rinnete ja liigiisendite kaupa ning taimistu üldkatvus %-des. Katvuse hindamine toimub nn sammumeetodil, mis on üsna lihtne ja objektiivne ning sobib suhteliselt liigivaeste boreaalsete metsakoosluste alustaimestu analüüsiks.

Ala läbitakse edasi-tagasi ridadena (vahe ca 50 cm) ühtlaste sammudega, mille vahe on samuti ca 50 cm. Iga sammu korral registreeritakse otse jalapöia ees 10 X 10 cm (100 cm²)

miniruudul olevad kõik taimeliigid - soontaimed, samblad, samblikud (nii seal kasvavad kui sinna ulatuvad taimeosad). Taimedest vaba ala märgitakse sõnaga "tühi".

Andmed kantakse tabelisse, milles tulbana taimeliigid (soovitav ladinakeelsete nimedega), päises sammude (miniruutude) numbrid 1 -100. Otstarbekas on ühele leheküljele mahutada 25 minianalüüsi. Tulemuseks saadakse isendite sagedus (frekvents), mis tegelikult peegeldab ka katvust, mida väljendatakse tabelis rea lõpus %-dena. Üksikute väikeste isendite (nt tõusmed) puhul tuleb mõttes pindalalist katvust pisut vähendada (lugeda 2 sammu üheks).

Liigid	Sammud (miniruudud)																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Jne
Vacc myrt	1		1	1	1		1			1	1		1			1	1			
Vacc vi-id		1		1				1	1					1	1			1	1	
Mela prat		1				1		1							1					
jne																				
Samblad, samblikud																				
Pleu schr	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1			1	1	1		1	1	
Hylo sple	1		1		1		1			1			1					1		
Tühi												1								

Üldkatvus:.....%

Samasse tabelisse mahuvad ka arengufaase ja vitaalsust tähistavad tähemärgid, kui nendeks on vajadus. Originaalandmed esitatakse Exel'i tabelina summeerituna koos seireala botaanilise üldiseloomustusega.

Märkus: Kui taastamine viiakse läbi teistes kasvukohatüüpides, nt suurema mosaiiksusega lodumetsades, sõnajala- kasvukohatüübis, on otstarbekas kasutada väiksemaid proovialasid (1 m²) ja arvult rohkem, paigutades need nt neljakaupa ridamisi või ruuduna iga põhiilmakaare suunas puistu seireala keskpunkti arvates, nii et need hõlmaksid erinevaid mikroreljeefi osasid. Kokku vähemalt 16 m². Üld- ja isendikatvust hinnatakse siis silmamõõduliselt protsentides. Tuleb silmas pidada, et sarnastes metsa- kasvukohatüüpides kasutatakse aastate vältel sama meetodikat.

Alustaimestu seireanalüüsid tuleksid teha kohe pärast taastamisvõtete läbiviimist, seejärel korrata 3 - 5 aasta pärast.

Lisa 2.3. Samblike seire

Inga Jüriado, Piret Lõhmus

Looduslikus vanas metsas on mitmekesine samblikuelustik, seda eelkõige erinevate substraaditüüpide e. kasvupindade olemasolu tõttu (nt. vanad paksu korbaga puud, tüügaspuid, tormiheitejuurestikud, põlenud puit), mis noores ja/või majandatavas metsas sageli puuduvad. Enamus vanadele metsadele iseloomulikud samblikuliigid eelistavad vanu okas- ja lehtpuid (n. harilik kopsusamblik, tardsamblikud, neersamblikud, kuuse-nublusamblik ja valkjas tähnsamblik). Kõdunevaid tüügaspuid ja tormiheitejuurestikke asustavad peamiselt jalgsamblikud (laias tähenduses) ning põlenud koor ja/või puit on ainsaks kasvupinnaks mitmetele soomussamblikele. Valgusnõudlikele rippuva tallusega samblikele (n. narmassamblikud, habesamblikud ja oksa-tuustsamblik) on oluline **hailude** olemasolu metsas. Lisaks mõjutab puistu puuliigiline koosseis otseselt samblikuliikide mitmekesisust seoses nende erineva eelistustega puukoore happelisusele. Boreaalses metsavööndis, kus domineerivad eelkõige happelise koorega puuliigid (h. mänd, h. kuusk, arukask), on samblike mitmekesisuse seisukohalt eriti oluline subneutraalse koorga lehtpuude olemasolu (n. h. haab ja lailalehised väärislehtpuud). Tänapäevaste metsamajandusvõtete tõttu on puuliigirikkaid puistuid aga vähemaks jäänud.

Eesmärk

Metsade looduslikkuse taastamisel on samblike seire vajalik juhul, kui puistus taastatakse samblikele olulisi (vanadel metsadele iseloomulikke) kasvupindasid, metsa niiskus- ja/või valgusrezhiimi. Seire tulemusel peaks selguma, kas ja milliseid muutusi tekitasid rakendatud taastamisvõtted metsa lihhenoflooras.

Seireala

Samblike liigilise koosseisu ning ohtruse muutumist seiratakse eelnevalt valitud ja märgistatud puistuseirealadel (vt. puistuseire peatükk), seda vahetult taastamistöde eelselt ja aasta selle järgselt ning edaspidi 5, 10, 20 jne. aasta pärast. Taastamise mõju hindamiseks seiratakse sama meetodika alusel kuni kolme puistuseirealadele sarnaste omadustega võrdlusala (soovitavalt mõne puistuseireala läheduses), kus taastamistõid ette ei võeta. Seiresamm on sama kui taastatavatel puistuseirealadel.

Esimesed lihhenoloogilised välitööd toimuvad pärast puistuseiret, et saada ülevaadet olemasolevatest ja/või taastamise käigus tekitatavatest kasvupindadest. Saadud info põhjal valitakse välja ning märgitakse puistuseireplaanile iga tüübi kohta piisav arv seiratavaid kasvupindasid. Taastamistöde järgselt kirjeldatakse puistuseirealade kõigil eelvalitud kasvupindadel, nagu I rinde puude koorel, taastamise käigus tekitatud tüügas- ja lamapuude koorel ning puidul, juurestikel ja kändudel kasvavaid samblikke. Maapinnasamblikke seiratakse alustaimestu seirealadel. Võrdlusalal valitakse seireks sarnasel arvul olemasolevaid sama tüüpi loodusliku tekkega kasvupindasid.

Seiratavate kasvupindade valik

I rinde puudest valitakse püsivaatluseks põhipuuliigist kuni viis puud ning iga ülejäänud alal esineva puuliigi kohta kuni kaks puud. Seiramiseks valitud ühte liiki puud peaksid võimalusel asuma omavahel vähemalt 1 m kaugusel. Tüügaspuudest seiratakse 3-5 okas- ja/või lehtpuu tüve kõrgusega vähemalt 1,5 meetrit ja rinnasümberrmõõduga ≥ 10 cm. **Lamapuudest**

valitakse seireks samuti 3-5 seirealast lähtuvat vähemalt 1,5 m pikkust tüve. Võimalusel analüüsitakse nii okas- kui lehetpuid, mille jämedama otsa diameeter on ≥ 20 cm. Juurestikest seiratakse kuni kolm vähemalt 1 m läbimõõduga enam-vähem vertikaalse asetusega juurestikku. Proovialale tekitatud kändudest valitakse seireks kuni kolm kändu. Maapinnasamblikke seiratakse taimeseirealal 5×5 m ruudu 1×1 m prooviruutudel. Kui taastamistöõde osaks on olnud põletamine, siis valitakse seireks 5-10 söestunud koore ja/või puiduga substraati.

Kogutavad andmed

Kõikidel seisvatel tüvedel registreeritakse juurekaelast kuni 1,8 m kõrguseni esinevad samblikuliigid ning nende ohtrus 4-pallilise skaala alusel (vt. seirevorm 1). Seirevormile märgitakse, kas samblikuliik kasvas jalamil, tüvel või oksal, samuti kas koorel, puidul või söestunud kasvupinnal. Sarnaselt registreeritakse ka lamapuudel (seirealale jääva tüve ja okste ulatuses), kändudel ja juurestikel esinevad liigid ja hinnatakse nende ohtrust (vt. seirevorm 2). Maapinnal esinevate samblikuliikide katvust (protsentides) hinnatakse samaaegselt alustaimestu seirega ning andmed märgitakse alustaimestu seire vormile.

Metsa üldiseks loodusläheduse hindamiseks registreeritakse igal seirekorral nii puistuseireala kui võrdlusala keskpunktist 100 m raadiuses vanadele metsadele ja vääriselupaikadele iseloomulike samblikuliikide esinemine ning ohtrus vaadeldaval alal (vt. seirevorm 3).

Samblikud, mis ei ole välioludes täpselt määratavad, kogutakse kaasa täiendavaks uurimiseks. Ainueksemplari korral tuleks piirduda vaid perekonna määratlemisega või koguda kaasa minimaalse suursusega proov. Samlike kogumise ja määramise meetodika alused leiab raamatutest “Eesti suursamblikud” (Trass, Randlane 1994) ja “Eesti pisisamblikud” (Randlane, Saag 2004).

Juhis lihhenoloogilise inventuuri vormi täitmiseks

Igal seirealal (s.h. ka võrdlusalal) märgitakse seirevormile

- seireala number,
- seireala keskpunkti koordinaadid,
- seiretööde teostaja,
- seiretööde kuupäev,
- maakond,
- kaitseala,
- metskond, kvartali ja eraldise number,
- metsakasvukohatüüp (**KKT**) ja peapuuliik (**PL**),
- seiratava objekti number,
- puu liik,
- substraadi tüüp: **E** – elus I rinde puu, **T** – tüügaspuu, **L** – lamapuu, **K** – känd, **J** – juurestik, **M** – maapind
- puidu kõduaste tüügas-, lamapuul või kännul (skaala seirevormil)
- seisvatel puudel rinnasumbermõõt; lamapuudel jämedama ja peenema otsa diameeter ning tüve kogupikkus; kändudel lõikepinna diameeter; juurestikel keskosa läbimõõt,
- leitud samblikuliigid,
- liikide ohtrused (skaala on toodud seirevormi päises),
- samblikuliigi esinemine okstel, tüvel või jalamil (lühendina vastavalt **o**, **t** või **j**, märgitaks ohtrushinnangu juurde) ning koorel (**k**) ja/või puidul (**p**)

- väljavalitud vanadele metsadele ja vääriselupaikadele iseloomulike samblikuliikide esinemine, nende kasvupind (puuliik ja substraaditüüp) ning liikide ohtrused vaadeldaval alal (skaala vt. seirevorm 3) ja leiukoha koordinaadid.

Puistu seireala nr.

Teostaja

Koordinaadid

Maakond

Kaitseala

Kuupäev

Metsakond

KKT

PL

Samblike seire vorm 2

Kv. Er.

Lamapuude (L), juurestike (J) ja kändude (K) samblikuliigid ning nende ohtrused skaalas 1 – väga vähe, 1-2 eksemplari või esineb <5% substraadil, 2 – vähe, kuni 10 eksemplari või esineb 5–20% substraadil, 3 – keskmiselt või esineb 20–50% substraadil, 4 – palju, esineb >50 % substraadil. **Lamapuude ja kändude kõduaste** skaala: 1 – värselt kuni aasta tagasi surnud/tekkinud; 2 – koor ja puit vähe kõdunenud, puit kõva, nuga tungib tüvesse kuni 1 cm; 3 – koor kõdunenud või maha tulnud, puit keskmiselt kõdunenud, nuga tungib kuni 4 cm sügavusele, 4 – koor ja/või puit üsna kõdunenud, nuga tungib kogu ulatuses tüvesse; 5 – puit väga kõdunenud, sõrme võib „läbi pista“; lehtpuudel võib kõdunev koor veel ümber olla. **Mõõdud:** lamapuudel jämedama ja peenema otsa diameeter ning tüve kogupikkus; kändudel lõikepinna diameeter; juurestikel keskosa läbimõõt.

Seiratava objekti nr.												
Puuliik/substraaditüüp												
Kõduaste/mõõdud												

Seiratavad samblikuliigid prooviaala keskpunktist 100 m raadiuses

Samblike seire vorm 3

(skaala: 1 – ainueksemplar, 2 – kuni 10 eksemplari, 3 – paiguti, 4 – arvukas).

Liigid	Substraat	Ohtrus	Märkused asukoha kohta (koordinaadid)
<i>Acrocordia gemmata</i>			
<i>Arthonia leucopellaea</i>			
<i>Arthonia spadicea</i>			
<i>Bacidia rubella</i>			
<i>Bacidia subincompta</i>			
<i>Bryoria</i> spp.			
<i>Calicium</i> spp.			
<i>Cetrelia</i> spp.			
<i>Chaenotheca</i> spp.			
<i>Collema</i> spp.			
<i>Evernia divaricata</i>			
<i>Evernia mesomorpha</i>			
<i>Hypocnomyce</i> spp. (v.a. <i>H. scalaris</i>)			
<i>Hypogymnia farinacea</i>			
<i>Icmadophila ericetorum</i>			
<i>Imshaugia aleurites</i>			
<i>Lecanactis abietina</i>			
<i>Leptogium saturninum</i>			
<i>Lobaria pulmonaria</i>			
<i>Megalaria grossa</i>			
<i>Menegazzia terebrata</i>			
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>			
<i>Nephroma</i> spp.			
<i>Opegrapha varia</i>			
<i>Parmelia saxatilis</i>			
<i>Peltigera praetextata</i>			
<i>Pertusaria pertusa</i>			
<i>Phlyctis agelaea</i>			
<i>Sclerophora</i> spp.			
<i>Thelotrema lepadinum</i>			
<i>Usnea</i> spp.			

Lisa 2.4. Putukate seire

Heino Õunap

Putukad sobivad hästi taastamisalade muutuste jälgimiseks nende liigilise ja elupaigalise mitmekesisuse, kiire elutsükli, levimisviiside ning seireks kasutatavate meetodite laia valiku tõttu.

Seireks sobivate putukarühmade valikul tuleks lähtuda järgmistest asjaoludest:

- 1) milliseid putukaid metsade looduslikkuse taastamine kõige rohkem mõjutab;
- 2) milliste putukarühmade esindajad on kergemini määratavad ja milliste määramiseks on Eestis olemas spetsialiste;
- 3) millisel viisil ja milliste vahenditega on võimalik nende liikide arvukuse muutusi jälgida.

Tulenevalt sellest, et metsaputukatest olulise rühma moodustavad surevatel ja surnud puudel elavad putukad, tuleks metsade taastamise käigus tehtaval seirel peamine tähelepanu pöörata just nendele putukatele. Teine putukarühm, kelle elutingimusi mõned metsade taastamise võtted oluliselt muudavad, on alustaimestul, maapinnal, varises ja metsakõdus tegutsevad liigid. Mõlema rühma puhul tulevad seireobjektidena arvesse eelkõige mardikalised (Coleoptera), maapinnal tegutsevatest putukatest ka kiletiivaliste (Hymenoptera) hulka kuuluvad kuklased (perekond *Formica*, Formicidae)

Putukaseire puhul tuleb arvestada sellega, et putukad on väga liigirikas rühm ja paljud nendest on liigini määratavad vaid valmikute alusel. Suur osa kogutavast entomoloogilisest materjalist vajab prepareerimist ja määramist laboris. Vastsete määramine on sageli väga keerukas või ei tuntiagi nende eristamistunnuseid piisavalt. Mõningaid putukaliike on võimalik määrata ka nende tegutsemisjälgede, näiteks puude koorde ja puitu kaevandatud käikude järgi. Viimaste registreerimiseks piisab mõnest vaatlusest vegetatsiooniperioodi jooksul.

Enamuse putukaliikide arengutsüklid on üheaastane, paljude liikide areng kestab aga kauem – sagedamini 2–3 aastat. Seejuures on valmiku eluiga sageli vaid mõni nädal ning nad tegutsevad varjatult või on aktiivsed hämarikus ja pimedas. Putukate aktiivsust mõjutavad ilmastikutingimused. Jahedatel ja vihmastel päevadel on võimalik registreerida vaid väheseid liike. Seetõttu ei piisa isegi arvukamate liikide registreerimiseks mõnest vaatlusest või mõnekordsest putukate kogumisest suve jooksul. Paremaid tulemusi saadakse, kui mõnekordse putukate käsitsi püügi ning nende tegutsemisjälgede registreerimise kõrval kasutatakse püüniseid. Lendavate putukate püügiks sobivad akenpüünised, maapinnal liikuvate putukate püügiks pinnasepüünised.

Vaatlusaluste putukaliikide selgitamiseks kasutatakse

- putukate kogumist vahetult elukeskkonnast,
- putukate vastseid või nukke sisaldava substraadi (oksad, tüvejupid, puukoor, torikuliste viljakehad jne.) kogumist valmikute väljakasvatamiseks laboritingimustes,
- huvipakkuvate liikide esinemise fikseerimist nende tegutsemisjälgede põhjal,
- lendavate putukate kogumist akenpüüniste abil,
- maapinnal tegutsevate putukate kogumist pinnasepüüniste abil,
- kuklaste pesade kaardistamist ja mõõdistamist ning kuklaste liikumise intensiivsuse määramist radadel.

Akenpüüniseid on mitmesuguseid. Nende peamisteks komponentideks on läbipaistev kileplaat, kogumisnõu konserveeriva vahendiga ja katus. Putukad põrkuvad lennul vastu kileplaati ja kukuvad kogumisnõusse. Katus kaitseb kogumisnõus olevat konservanti ja putukaid sademete eest. Suur hulk sademetevett lahjendaks konservanti liigselt nii, et kogutud putukad võiksid roiskuda ja laguneda ning nende määramine oleks raskendatud või võimatu. Roiskumisel erituvat lõhna mõjul lendab püünistesse nekrofaagseid putukaid, sageli suurel hulgal. Nii viisi võib püünistesse sattuda täiendavalt liike, kuid nende püünistega saadud andmed ei oleks võrreldavad ülejäänutega. Konserveeriva lahusega kasutatakse sageli etüleenglükooli vesilahust. Selle asemel võib kasutada ka odavamalt tosooli vesilahust vahekorras 1/1.

Esimene akenpüünise variant.

Ligikaudu 20 cm laiuse ja 30 cm kõrguse vertikaalse läbipaistva värvusetu kileplaadi (või kahe teineteise suhtes risti paigutatud vertikaalse kileplaadi) alla on kinnitatud kileplaadi laiusega võrdse läbimõõduga või veidi suurem lehter. Lehtri all on 0,5–1,0 liitrine kogumisnõu konserveeriva vedelikuga (1/3 nõu mahust). Lehtri alaosa läbimõõt peaks olema vähemalt 4–5 cm, et tuulega lehtrisse kandunud puulehed jms. seda ei ummistaks. Vertikaalsete plaatide kohale tuleb paigaldada lehtrist paarikümne sentimeetri võrra suurema läbimõõduga veidi koonusjas katus, näiteks traatraamistikule monteeritud kile. Kui püünise detailid on üksteise külge kinnitatud piisavalt tugevasti, saab sellise püünise riputada viltu maasse löödud vaia või mõne puust kaugemale ulatava oksa külge.

Teine akenpüünise variant.

Kogumisnõuks on 15–20 cm kõrgune, 15–20 cm laiune ja 30–40 cm pikkune plastikkast. Kast asetatakse maapinnale. Kasti kohale paigutatakse neljale jämedast, otsapidi maasse torgatud traadist jalale kinnitatud, külgedele veidi längus 40x50 cm traatraamistikule kinnitatud kilekatus. Katuse alla kinnitatakse vertikaalselt kasti kohale 25 cm kõrgune ja 30–40 cm pikkune läbipaistvast värvusetust plastikust plaat või traatraamistikule monteeritud kile. Konserveeriv lahus peaks kogumiskasti põhja katma vähemalt 3–4 cm kihina. Sellise püünise paigaldamine maapinnale on lihtne ja seda on lihtne käsitseda. Puuduseks on see, et mitmed putukad lendavad sageli maapinnast kõrgemal (eriti kõrgema alustaimestuga aladel) ja ei satu püünisesse. Maapinnal asuva püünise puuduseks on ka asjaolu, et nendesse ronib palju tiguseid, neisse satub ka konni ja hiiri. Analoogilise püünise võib konstrueerida nii, et seda saaks paigutada maapinnast kõrgemale.

Pinnasepüünisteks sobivad ülaservani maasse paigutatud klaasist või plastikust vähemalt 0,5 l purgid või topsid suudme läbimõõduga vähemalt 7 cm. Püünised tuleb paigutada niisugustesse kohtadesse kus suuremate sadude ajal maapinnale kogunev vesi nendesse ei voolaks. Püüniste kaitsmiseks sademete ja prahi eest tuleb nende kohale 5–10 cm kõrgusele paigaldada vähemalt 15–20 cm läbimõõduga katus.

Nii akenpüüniste kogumisnõud kui ka pinnasepüünised tühjendatakse iga kahe nädala tagant. Selleks kurnatakse nõu sisu läbi riide, lastakse pisut nõrguda ja saadud proov säilitatakse sobiva suurusega säilituspurgis või probiiris 70% etüülalkoholi-lahuses. Säilituspurki pannakse paberilipik, millele on pliiatsiga kirjutatud püünise asukoht, püünise number, kogumise kuupäev ning koguja nimi. Püünis puhastatakse sinna sattunud prahist, kogumisnõu loputatakse puhta veega ja sinna pannakse uus konserveeriv lahus.

Püüniste arv seireala kohta sõltub nii seireala suurusest kui ka töömahukale materjali kogumisele ja analüüsimisele leiduvast ressursist. Loomulikult on tulemus kvaliteetsem suurema püüniste arvu korral, kuid tulemusi annab ka materjali kogumine igal vaatlusalal ühe akenpüünise ja ühe pinnasepüünisega. Siiski võiks pinnasepüüniseid olla rohkem. Suurematel seirealadel peaks nii aken- kui ka pinnasepüüniseid olema proportsionaalselt rohkem, paigutatuna seirealal mitmesse kohta.

Püünised tuleks paigaldada maikuu alguses ja püüki tuleks teha kuni augusti lõpuni. See ajavahemik katab enamiku liikide lennuaja.

Võrdlusandmete saamiseks tuleks seire läbi viia nii taastatavatel aladel kui ka nendega võimalikult sarnastel mittetaastatavatel aladel lähikonnas (vähemalt paarisaja meetri kaugusel taastatavatest aladest). Kulutuste vähendamiseks tuleks putukaseireks valida igat tüüpi taastatavatest aladest üks või kaks ala ja vastavalt üks või kaks võrdlusala. Putukate liigilise koosseisu ja liikide arvukuse muutuste selgitamiseks tuleks viia uuringud läbi aasta enne taastamisvõtete rakendamist, siis üks, kaks, viis ja kümme aastat pärast taastamisvõtete rakendamist ning edasi iga kümne aasta tagant. Võrreldavate andmete saamiseks tuleks ühel ja samal alal kasutada erinevatel aastatel sama tüüpi ja võimaluse korral samasse kohta paigaldatud püüniseid. Samuti tuleks kasutada sama tüüpi ja samal viisil paigaldatud püüniseid taastataval alal ja võrdlusalal. Veelgi paremaid andmeid saab siis, kui kõigil uuritavatel aladel kasutatakse ühesuguseid püüniseid.

Kuklaste seireks tuleb loendada, kaardistada ja mõõta kõik taastataval alal esinevad kaitsealuste kuklaste pesad (pesa üldläbimõõt ja pesakuhila läbimõõt alusel nelja põhiilmakaare suunas ning pesakuhila kõrgus). Loendada tuleb ka pesadest väljuvad sipelgate rajad, samuti määrata sipelgate liikumise intensiivsus radadel. Sipelgate liikumise intensiivsuse määramiseks loendatakse ühe minuti jooksul raja ristlõike läbinud sipelgate arv. Liikumise intensiivsuse määramiseks peab õhutemperatuur olema vähemalt 15 °C, soovitatavalt vähemalt 20 °C. Kuivõrd mõne kuklaseliigi puhul on usaldusväärsete määramistulemuste saamine välitingimustes küsitav, võetakse igast pesast mõni töösipelgas kaasa hilisemaks määramiseks laboris. Igast pesast võetud sipelgad säilitatakse eraldi probiirides 5 ml etüülalkoholi 70 % lahuses. Ka kuklaste seire tuleks läbi viia enne taastamisvõtete rakendamist, järgmisel, teisel, viiendal ja kümnendal aastal pärast taastamisvõtete rakendamist ning hiljem iga 10 aasta järel.

Vormi täitmise juhised

Lamapuit – hinnatakse lamapuidu hulka:

- 0 – puudub või väga vähene;
- 1 – vähe;
- 2 – mõõdukalt;
- 3 – rohkesti.

Lamapuidu pehkimisaste – pehkimisastet hinnatakse järgmise skaala alusel:

- 1 – puit kõva, nuga tungib vaid mõne mm sügavusele; koor pole veel vabanenud;
- 2 – puit kaunis kõva, nuga tungib puitu 1–2 cm sügavusele; männitüvi peaaegu kooreta, kuusel on hakanud koor ära langema;
- 3 – puit üsna pehme, tugevasti lagunenenud, nuga tungib puitu 3–5 cm sügavusele; lamatüve tõstes murdub ladvaosa ära; männi tüvi on kooreta ja vähemalt osaliselt samblikega kaetud, kuusel on osa koort veel alles, kooreta osal on juba samblike ja samblaid;
- 4 – puit on pehme, nuga tungib puitu kogu pikkuses; lamatüve tõstmisel see murdub;

lamatüved harilikult kooreta, ulatuslikult sammalde ja samblikega kaetud; mõnikord kasvavad tüvel ka juba teised taimed;

5 – puit on väga pehme, peaaegu täiesti lagunenu ja puruneb sõrmede vahel; tüve kuju on muutunud ebaselgeks, harilikult üleni kattunud põdrasamblike, sammalde, ka ronitaimedega; kuuse lamatüvel kasvab noori kuusetaimi.

Muu mõju (s.h. loomad) – märgitakse muude kooslust mõjutanud tegurite olemasolu.

Muu eripära, tähtsus – märgitakse inventeeritava ala tähelepanuväärsed omadused.

Kui ala on määratud kaitsmisele, tuleb hinnangut põhjendada.

Üldhinnang – üldhinnangu andmisel arvestatakse ka koosluse tähtsust maastikulises kompleksis, loodusariduslikus mõttes jms. ning kirjeldatakse soovitatavaid majandusvõtteid.

Märkused – kirjeldatakse inventeeritava ala mistahes märkimisväärsed eripärasid.

Andmebaasi kandmisel seotakse analüüsiala puistu seire analüüsi numbriga; andmed puistu koosseisu, lamapuidu jms. kohta leiduvad seal, putukaseire välitööde vormil korratakse neid vaid lühidalt, kontrollimise eesmärgil.

Putukate seire vorm

Analüüsiala nr Kuupäev

Koordinaadid°’” N°’” O

Maakond Vald

Seirepiirkonna nimetus ja nr.

Puistu seire proovitüki nr., mille piires putukate seireala asub:

Metsakond Kv. Er. Pindala

Seire: taastamiseelne / taastamisele kuuluv ala (näidata ette nähtud tegevus:) /
 korduv (eelmine seire aastal 200..., taastav tegevus teostati a. 200... / kontrollala

Puistu koosseis ja vanus

Metsatüüp (J. Paali järgi)

Surnud seisvate puude ja tüügaste hulk: 0 – puuduvad, 1 – kuni 5 % puudest, 2 – 5–10 %
 puudest, 3 – üle 10 % puudest

Lamapuidu kogus: (0, 1, 2, 3) ja pehkimisaste: (1, 2, 3, 4, 5)

Muu mõju (s.h. loomad)

Märkused

Kaitsealuste kuklaste – liivakuklase *Formica pratensis* (F. PRA), veerekuklase *F. nigricans* (F. NIG), laanekuklase *F. aquilonia* (F. AQU), karukuklase *F. lugubris* (F. LUG), palukuklase *F. polycytena* (F. POL), arukuklase *F. rufa* (F. RUF), kännukuklase *F. truncorum* (F. TRU), pesad.

Pesa nr.	Liik	Pesa Ø		Kuhila Ø		Kuhila kõrgus	Liikumise intensiivsus (isendit/minutis)					
		N-S	E-W	N-S	E-W		1. rada	2. rada	3. rada	4. rada	5. rada	

Välitöödel registreeritud putukad (arv või hinnang arvukuse kohta: üksikud, vähe, arvukalt, massiliselt).

Liik	Valmikud	Vastsed	Tegutsemisjäljed	Märkused

Püünisproovid.

Paneel-püüniste proovide arv	Pinnase-püüniste proovide arv	Märkused

Kogutud materjal putukate väljakasvatamiseks.

Materjal	Oletatavad liigid või rühmad	Märkused

Seiraja:

Lisa 2.5. Torikuliste (puuseente) seire

Erast Parmasto

Taastamisaladel, kus tekitatakse puude vigastusi, langetatakse või vigastatakse puid ja raiutakse häile, tuleb jälgida puidu lagunemise suksessiooni seente toimel ja/või nende seente liigistiku muutumist (vt. seenestiku seirevorm), ning põlenud pinnase bioota ajutist rikastumist spetsiifiliste, nn. pürofiilsete seeneliikidega.

Puumädanikke tekitavate seente vaatlemise prooviala peaks kokku langema puistu proovialaga (number tuleb märkida analüüsi vormile), millel on juba kirjeldatud üld-, seisvate puude, lamapuidu jt. metsanduslikud andmed. Kui need puuduvad ja neid ei lisata hiljem, tuleb märkida metsatüüp, puistu liitus; kaardistatakse üle 15 cm läbimõõduga elusad ja surnud tüved (tüükad) ning lamatüved (läbimõõduga vähemalt 10 cm), märkides puuliigi; lamatüvedel kirjeldatakse mädanemisstaadium 5-astmelises skaalas (vt. putukate seire juhendit). Juhul, kui puistu analüüs teostatakse samas kohas hiljem, võib tüvede ja lamapuidu kirjeldamine olla pealiskaudsem, kuid hilisema puistuanalüüsiga ühildamist võimaldav.

Prooviruut (nn. katseala) on soovitatavalt ruudukujuline, külgedega 32 m (= umbes 1000 m²). Üks ruudu nurkadest (või keskkohat) tähistatakse tulbaga – soovitatavalt on selleks puistu prooviala tähistamiseks kasutatud ja samblike ning alustaimestu ruuduga sama tähis.

Puumädanike liigirikkuse kindlaks tegemiseks on sobivaim aeg augustist oktoobrini, millal esinevad nende viljakehad.

Analüüsil hinnatakse 1) tavaliste puumädanikku tekitavate liikide esinemist ja hulka, 2) indikaatorliikide ja Eesti Punase raamatu liikide esinemist.

Kui proovialal eluspuudel seente viljakehasid pole, tuleb see analüüsivormil märkida.

Liikide täheldamisel võib tavalistel liikidel nende esinemist hinnata üldistavalt, märkides iga erineva substraadi (puuliigi; elus, surnud või lamatüvi) kohta ohtruse skaalas:

- 1 – üksik viljakeha või nende kokkukasvanud rühm;
- 2 – 2–3 eksemplari;
- 3 – vähearvukas;
- 4 – arvukas.

Põlismetsa indikaatorliikide ja Eesti Punase raamatu liikide kohta (mida reeglina on ruudus vähe või polegi) tuleb katseala skeemil märkida nende täpne asend (lamatüvi, tüügas, eluspuu), substraat, ohtrus. Kui väljaspool seireruutu leidub neid liike (läheduses), tuleb seda märkuste osas mainida, võimalusel lisades leiupaiga (mitu meetrit millises suunas seireruudu keskkohast).

Tundmatu, kuid ilmselt huvi pakkuva liigi puhul tuleb sellest võtta tükk (enamasti piisab paari ruutsentimeetri suuruselt), etiketeerida (nummerdada), kuivatada ja edastada liigi määramiseks mükoloogidele. Kuivatatud eksemplari on soovitatav hoida 5–7 päeva sügavkülmutuses, selleta võivad putukad selle kiiresti lagundada.

Seeneliikide määramiseks sobivad “Puuseened pargi- ja ilupuudel” (Järv 2006), “Põhjala seeneraamat” (Salo jt 2007), E. Parmasto koostatud (kserokoopiatena paljundatud) juhend põlismetsa indikaatorliikide tundmaõppimiseks ja “Seente entsüklopeedia” (Keizer 2006).

Põlenud alal kasvavad tavaliselt millimeetri kuni paari sentimeetri läbimõõduga liiakujulised pruunid, punakad või mustad liudseened, mis võivad ilmuda juba kevadsuvel. Nende liikide määramiseks on soovitatav kasutada mükoloogide abi, liikide väikese arvu puhul piisab nende esindajate kogumisest ja kuivatamisest, elusseente värvuse ülestähendamisest, arvukuse üldistavast hindamisest. Et need seened reeglina põlemata pinnasel ei kasva, saab ja tuleb nende seiret teostada alates ajast pool aastat pärast põlengut. Inventariseeritakse vaatlusruudus kahel ühe ruutmeetri suurusel lapil, millest üks asub põlenud pinnaseosa servas ja teine sellest kaugemal (“keskel”).

Põlenud katsealade uurimist on sobiv teostada omaette alamprojektina; tulemusena saame teada, milline on põlengu mõju seente liigirikkuse ajutisele kasvule.

Andmebaasi kandmisel seotakse analüüsiruut puistu seire analüüsi numbriga; andmed puistu koosseisu, lamapuidu jms. kohta leiduvad seal, seente välitööde vormil korratakse neid vaid lühidalt, kontrolli otstarbel. Seenestiku andmetest kantakse andmebaasi need, mille ees on plangil tärn *. Kasutatavad lühendid (puuliigid; surnud puu, tüügas, lamav tüvi jm.) on samad, nagu kasutatakse puistu seire puhul.

Mädaniku tüüpideks on valgemädanik (ning selle all-liigina sõelmädanik) ja pruunmädanik.

Puistu mükoloogilist üldhinnangut on võimalik anda vaid kirjeldusena.

Seenestiku seire vorm

- *Analüüsiala nr. *Kuupäev
- Koordinaadid ° ' N ° ' O.
- Maakond Vald
- Seirepiirkonna nimetus ja nr.
- *Puistu seire proovitüki nr., mille piires seente prooviruut asub:
- Metskond Kv. Er.
- Seire: taastamiseelne / taastamisele kuuluv ala (näidata ette nähtud tegevus: / korduv (eelmine seire aastal 200..., taastav tegevus teostati a. 200... / kontrollala
- Analüüsiruudu külje pikkus ja suurus (pindala) :/.....m / m²
- Metsa koostis ja vanus
- Metsatüüp (J. Paali järgi, vajadusel ka täpsemalt)
- *Surnud puude ja tüügaste arv (läbimõõduga üle 15 cm)
- *Lamapuidu hulk: läbimõõduga kuni 10 cm (hinnanguliselt),
10-20 cm, 20-40 cm, üle 40 cm
- *Tugevasti lagunenenud lamapuidu hulk (4. ja 5. lagunemisaste):
- *Eluspuude arv, mille leidub torikuliste viljakehasid:
Kuusk, mänd, arukask, sookask....., must lepp,
.....
- *Lamapuidul kasvavate torikuliste viljakehade hulk (hinnanguliselt, 1-4)
- *Lamapuidul kasvavate koorikutaoliste viljakehade hulk (hinnanguliselt)

*Eluspuudel kasvavad torikulised

*Liik	*Puuliik	*Mitmel puul
Kuuse juurepess		
Männi juurepess		
Männitaelik		
Kuusetaelik		
Haavataelik		
Haava-tuletaelik		
Must taelik		
Lepataelik		
Kännupess		
.....		
.....		

*Surnud puudel ja lamapuidul kasvavad tavalisemad torikulised

*Liik	*Puuliik	*Substraat	*Arvukus (1-4)
Kännupess			
Tuletael			
Kasekäs			
Jänesvaabik			
Mustjas kõrbik			
Kuusekorgik			
Näätskorgik			
Kollakas korgik			
Villtagel			

Vööt-tagel			
Kuusekõbjuk			
Harilik suitsik			
.....			
.....			

*Eesti Punase raamatu liigid, indikaatorliigid

*Liik	*Puuliik	*Substraat	Esinemise täpsemad andmed
Roostetorik			
Roosa pess			
Haava-tuletaelik			
Kuusetaelik			
Roosa tümak			
.....			
.....			
.....			

Lisainfo (indikaator- või punase raamatu liikide puhul anda nende asendi skeem) ja prooviruudu skeem koos tähistulba asendi märkimisega

Seiraja: