

Eestimaa Looduse Fond

Eesti metsade elurikkus – tänane olukord ning eesmärgid ja lahendused järgmiseks kümneks aastaks

Projekti „Majandatavates metsades bioloogilise mitmekesisuse hoidmise meetmete tulemuslikkuse hindamine ja tulevikusuundumuste määratlemine“ lõpparuanne

Koostaja: Kaupo Kohv

Tartu

Suvi 2009

Eessõna

Projekti „Majandatavate metsade bioloogilise mitmekesisuse hoidmise meetmete tulemuslikkuse hindamine ja tulevikusuundumuste määratlemine“ eesmärk on anda sisendit Metsanduse arengukava aastani 2020 protsessi metsade elurikkuse hoidmisega seonduvatesse osadesse. Projekti käigus määratleti ekspertide poolt peamised elurikkuse sõlmküsimused (Lisa 1). Seejärel koostasid konkreetsete küsimuste kohta ekspertanalüüsi antud temaatikaga tegelevad Eesti tunnustatud eksperdid. Analüüside esmaste tulemuste valmimisele järgnes ekspertarutelu selle üle, milliste lahenduste teostamine on kõige pakilisem ning millistes küsimustes on vaja täiendavat juriidilist analüüsi. Kokku paluti juristidel analüüsida 6 probleemi või ettepanekut. Eraldi töökohtumine korraldati veel metsakorralduse temaatika käsitlemiseks, kuna antud valdkond hõlmab kõige laiemalt ja otsesemalt kõiki majandatavate metsadega seonduvaid otsuseid. Antud lõpparuandes on esitatud tehtud analüüside täistekstid, mis on jaotatud sisulise loogika järgi erinevatesse osadesse (vt sissejuhatus).

Autor tänab siinkohal kõiki eksperte, kes erinevatel seminaridel osalesid ja panustasid käesoleva raporti teadmispõhisesse valmimisprotsessi. Erilised tänud kuuluvad Tartu Ülikooli Looduskaitsebioloogia Töögrupile, kes võimaldas kasutada enda kõige uuemaid avaldamisel olevaid uuringutulemusi, Statistilise Metsainventuuri meeskonnale spetsiifiliste ülevaadete koostamise eest ning Metsaregistrile andmete kiire väljastamise eest.

Projekti rahastas Keskkonnainvesteeringute Keskus

Sisukord

<i>Sissejuhatus</i>	6
<i>Olulisemad ettepanekud Metsanduse arengukava aastani 2020 protsessi jaoks</i>	9
<i>I osa - Vanade metsade elurikkuse kaitse</i>	14
Vanade metsade olem ja nende kaitstus	15
Kõrge kaitseväärtusega metsaelupaikade paiknemine ja raiesurve neile	28
Metsamajandamise poolt ohustatud vanade metsade liikide elupaiga miinimumpindala ja konkreetsete vajakute sõltuvus raievanuse langetamisest	38
Vääriselupaik ja elurikkus	41
I osa ettepanekud MAK protsessi jaoks	46
<i>II Osa – metsade struktuur ja elurikkus</i>	48
Surnud puit ja elurikkus	49
Säilikpuud ja elurikkus	56
Laialehised puuliigid ja haab kui võtmeliigid elustiku jaoks	62
<i>III OSA - Haruldaste ja ohustatud liikide kaitse</i>	64
Haruldaste ja ohustatud metsaliikide kaitse kitsaskohad	65
<i>IV OSA - Metsamaa kasutuse planeerimine – metsakorraldus ja maaparandus</i>	72
Metsakuivendus ja elurikkus	73
Looduslikkuse tagamine tulundusmetsades metsakorralduslike meetoditega	79
<i>V Osa - Juriidilised analüüsid</i>	86
Analüüs metsaelupaigatüüpide kaitsega seotud majandustegevuse piirangute siseriikliku regulatsiooni vastavuse kohta Euroopa Liidu õigusele	87
Loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpide majandamise juhistele õigusliku staatuse andmise võimalused	94
Metsateatis kui kaalutusotsus	100
Haldusotsuste läbivaatamise võimalused uue info lisandumisel	106
Kaitseala põhiste metsamajandamiskavade kui majandamisotsuste aluse rakendamise võimalus tänases kaitsealade kaitse korralduse kontekstis	112
Huvide konflikt maaparandusbüroode funktsioonide vahel	123
<i>LISA 1. I ekspertseminaril toimunud teemade prioritseerimise tulemused</i>	133

Sissejuhatus

Metsade elurikkuse hoidmine saab toimuda ainult terviknägemuse alusel. Eesti Metsapoliitika, mis on aluseks metsanduse üldsuundumuste kujundamisel ütleb, et eesmärk on säästlik (ühtlane, pidev ja mitmekülgne) metsandus, mille all mõeldakse metsade ja metsamaade **hooldamist ja kasutamist sellisel viisil ja sellises tempos, mis tagab nende bioloogilise mitmekesisuse, tootlikkuse, uuenemisvõime, elujõulisuse ja potentsiaali praegu ning võimaldab ka tulevikus teisi ökosüsteeme kahjustamata täita ökoloogilisi, majanduslikke ning sotsiaalseid funktsioone kohalikul, riiklikul ja globaalsel tasandil (Metsapoliitika 1997).**

Sellest lähtuvalt on asjakohane, et Eesti metsanduse arengukava aastaks 2020 sätestaks metsade elurikkuse hoidmise seisukohalt järgmise eesmärgi:

Eesti metsi majandatakse sellisel määral, tempos ja meetoditega, mis tagab Eesti metsamaastikule omaste looduslike liikide elujõuliste populatsioonide säilimise.

Metsade elurikkuse hoidmiseks on mitmeid kontseptuaalselt erinevaid võimalusi. Võib läheneda liikide põhiselt, mis on aga töömahukas ja eeldab kõikide liikide detailset tundmist. Eestis elab metsades hinnanguliselt kuni 20 000 liiki, kellest kõiki me isegi pole veel kirjeldanud. Samas on liigipõhine lähenemine kindlasti põhjendatud nende liikide puhul, kes meil teadaolevalt on ohustatud ja kelle kaitseks on mõistlik kaitsemeetmeid rakendada. Teine võimalus on läheneda liikidele kõige üldisemal nn ökosüsteemi tasandil, kus kõiki 20 000 metsaliiki vaadeldakse ühtse grupina ja nende elupaigana käsitletakse metsamaad, mille puhul jälgitakse vaid teatud üldiseid karakteristikuid nagu näiteks fragmenteerumine, kaitsealade pindala jne. Sellise lähenemise puuduseks on liiga suur üldisus, mis ei lase meil looduskaitselisi tegevusi suunata just nende elustikurühmade vajadusi arvestavaks, kes seda kõige rohkem vajavad. Samuti pole paljud liigirühmad sõltuvad ainult üldisest metsamaa pindalast, vaid eelkõige metsade sisemisest struktuurisest kvaliteedist (teatud puuliikide olemasolu, suurte surnud puude olemasolu jne). Kolmas võimalus on läheneda looduskaitsele teatud elupaikade põhiselt, mis tähendab, et kaitse ja kaitsemeetmete fookus on suunatud konkreetse elupaigaga seotud elustiku kaitsele. Elupaigast lähtuv lähenemine on paindlik, kuna elupaik ei ole mingi ruumiskaalaga piiratud. Euroopa tasandil räägitakse näiteks erinevate tingimustega metsaosadest kui elupaikadest, samas on elupaik ka surnud puit või laialehised üksikpuud jne.

Tänases olukorras, kus Eesti metsad ei ole fragmenteerunud ja metsasus pigem on suurenemas, võime looduskaitse seisukohast pidada võtmelähenemiseks eelkõige elupaigapõhist kaitset koos liigipõhise kaitsega haruldaste ja ohustatud liikide puhul.

Erinevate elupaikadega seotud elustiku kaitsmiseks tuleb tunda olulisemaid elupaiku ja teiseks peame suutma hinnata, kuivõrd tänane metsamajandusmudel suudab konkreetse elupaiga omapära arvesse võtta. Viimane on eriti oluline selleks, et looduskaitse pingutused ja meetmed oleksid efektiivsed, aga seejuures optimaalsed ning ei seaks metsade majandamisele liigseid piiranguid. Samas tuleb alati kaaluda ka majandusmudeli võimalusi ise kohanenda metsade ökoloogiaga nii palju kui võimalik, kuna see suurendab kuluefektiivsete

kaitselahenduste arvu. Viimane on oluline seetõttu, et elupaigad, mida pole võimalik tänase metsandusmudeli raames kaitsta vajavad säilimiseks teatud osal metsamaal metsakasvatusest loobumist. See on suhteliselt kallim meede kui näiteks raievanuste muutmine mõne aastakümne võrra või kuivenduse planeerimisel vastavate elupaikadega arvestamine jne.

Tänane Eesti majandusmudel eeldab, et metsad raiutakse majandatavates metsades sõltuvalt kasvukohatüübist ja puuliigist valdavalt enne 100 aastaseks saamist. Seega on vanade metsadega seotud elupaigad eelkõige need, mis ei mahu tänasesse majandatavate metsade 100 aastasesse raieringi. Seejuures on oluline mõista, et erinevate kasvukohatüüpide vanade loodusemetsadega seostub erinev elustik (palumetsad vs salumetsad jne). See tekitab vajaduse läheneda temaatikale metsakasvukohatüüpide põhiselt. Selleks, et üle 100 aastaste loodusemetsadega seotud liigid säiliks on vaja majandamistegevusest jätta puutumata vähemalt liikide säilimiseks vajalik minimaalne pindala igast metsakasvukohatüübist. Eestis on vastavad miinimumpindalad välja arvatud kehtiva Metsanduse Arengukava aastani 2010 koostamise protsessi käigus ja tulemused avaldatud rahvusvahelises teaduskirjanduses. Seda, kui palju on Eestis vanu metsi, kus nad paiknevad, kui suur on raiesurve neile ja kui palju neist peaks olema range kaitse all käsitleb käesoleva raporti **I osa**.

Alla 100 aastaste või majandatud metsadega seotud elurikkuse (va haruldased ja ohustatud liigid) hoidmine peaks olema võimalik olemasoleva metsamajandusmudeli raames või nõuab see majandusmudelis väiksemate korrektsioonide tegemist. Kuna näiteks suurte vanade puudega ja suurte surnud puudega seotud elustik on seotud erinevate metsa kasvukohatüüpidega ja arenguklassidega, siis on oluline, et majandatavates metsades oleks need struktuurid teatud miinimumkogustes alati olemas valdaval osal metsamaast. Metsasiseste struktuurielementide (säilikpuud, surnud puit, laialehised puud ja haab) tähtsust elurikkuse jaoks ja nende säilitamise vajadust käsitleb raporti **II osa**.

Täiesti eraldi osa moodustavad haruldased ja ohustatud liigid, kuna nende kaitse ning säilimine on liigispetsiifiline ja vajab seetõttu alati liigipõhist lähenemist ning kaitsemeetmete planeerimist. Vastavat temaatikat avab raporti **III osa**.

Kõige üldisema metsamaastiku kvaliteedi ja esinduslikkuse majandatavates metsades peavad tagama metsakorralduslikud ja teised planeerimisvõtted (sh. maaparanduse planeerimine). Metsamajandamise ja maaparanduse planeerimine peab tagama erinevate arenguklasside ja liigilise koosseisuga puistute olemasolu metsakasvukohatüüpide lõikes ning teiste metsaga seotud ökosüsteemide (nt vooluveekogud) hea seisundi. Metsakorralduse ja maaparanduse olukorda käsitleb raporti **IV osa**.

Eraldi **V osasse** on koondatud kõik juriidilised analüüsid, mida telliti kokku 6 küsimuse kohta, millest 2 olid üldisemad ning ülejäänud neli puudutasid sisuliste analüüside käigus välja pakutud lahendusi. Juriidilised analüüsid puudutavad järgmisi küsimusi:

1. EL loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpide majandustegevuse piirangute siseriikliku regulatsiooni vastavus Euroopa Liidu õigusele.
2. Metsateatis kui kaalutusotsus.
3. Metsanduslike haldusotsuste läbivaatamise võimalused uue info lisandumisel.

4. Huvide konflikt maaparandusbüroode funktsioonide vahel.
5. Kaitsealapõhiste metsamajandamiskavade kui majandamisotsuste aluse rakendamise võimalus tänases kaitsealade kaitsekorralduse kontekstis.
6. Loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpide majandamise juhistele õigusliku staatuse andmise võimalused.

Olulisemad ettepanekud Metsanduse arengukava aastani 2020 protsessi jaoks

Sätendada üldise eesmärgina:

Eesti metsi majandatakse sellisel määral, tempos ja meetoditega, mis tagab Eesti metsamaastikule omaste looduslike liikide elujõuliste populatsioonide säilimise.

I Vanade loodusemetsade elurikkuse säilimine

Probleem nr 1.

Olemasolev rangelt kaitstavate metsade võrgustik vanade loodusemetsade elustiku kaitseks ei ole tüpoloogiliselt esinduslik, vajakud on laane-, salu- ja soovikumetsade tüübirühmades.

Eesmärk

Likvideerida range kaitsega metsade esinduslikkuse vajakud.

Ettepanekud

- 1) Korraldada kaitse viisil, mis lubab range kaitse rakendamist Loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpidele, mis paiknevad hoiualadel (ca 5124ha) ja kaitsealade ning püsielupaikade piiranguvööndites (12521ha).
- 2) Väljaspool kaitsealasid tuleb võtta täiendavalt kaitse alla metsasid, kus on säilinud looduslähedasi või looduslikke metsamassiive või kuhu on kontsentreerunud haruldaste ja ohustatud liikide elupaigad.
- 3) Täiendavad range kaitsega metsaalad peavad eelistatult asuma riigile kuuluval maal.

Probleem nr. 2

Ei ole tagatud olemasolevate kõrge loodusväärtustega metsade säilimine.

Eesmärk

Tagada olemasolevate kõrge loodusväärtusega metsade kaitse.

Ettepanekud

- 1) Loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpide ühtse majandamise tagamiseks on vajalik majandamisjuhiste kinnitamine võimalikult kõrgel ametkondlikul tasandil
- 2) Kaitsealade piiranguvööndite metsade majandamine peab muutuma paindlikumaks ja võimaldama piiranguvööndis väärtuslike metsaosade säilitamist raskendamata seejuures ülejäänud metsade majandamist.
- 3) VEP kaitse piiranguvööndites tuleb tagada sõltumata omandivormist (3261,6 ha) ja VEP pindalast.⁷
- 4) Integreerida vääriselupaiga kaitsekontseptsioon senisest paremini Looduskaitseaduses kehtestatud kaitsevõimalustega ning nendest lähtuvate rahaliste kompensatsioonidega.
- 5) Metsaregistris paiknev vääriselupaikade andmebaas tuleb korrastada, et see kirjeldaks reaalselt olukorda. Samuti tuleb korraldada registri pidev uuendamine.
- 6) Inventeerida jätkuvalt riigiomandis olevate õigusvastaselt võõrandatud maade metsad väljaspool kaitsealaid ja teha ettepanekud täiendavate kaitsealade moodustamiseks ja välistada VEP-dega metsade müük.
- 7) Suurendada metsakorraldajate teadlikkust ja oskusi kõrge loodusväärtusega metsade ära tundmiseks.

II Majandatavates metsades elurikkuse hoidmine

Probleem nr 3.

Eesti metsade struktuur ja liigiline koosseis on vaesunud – puudu on suuremõõtmelistest elus- ja surnud puudest ning laialehistest puudest (tamm, saar, pärn jne).

Eesmärk

Tagada majandatavates metsades piisaval hulgal suurte puude ja suurediameetrilise surnud puidu säilimine ning luua soodsad tingimused laialehiste puude osakaalu suurenemiseks metsades.

Ettepanekud

Surnud puud ja säilikpuud

- 1) Tuleb suurendada raielankidele jäetavate säilikpuude (elusate puude) arvu.
- 2) Tellida uuring kasvukohatüübist lähtuvate minimaalsete surnud puidu koguste määramiseks majandatavates metsades ning viia vastavad nõuded metsamajandamise eeskirja.
- 3) Kändude juurimise suhtes kujundada seisukoht peale vastavasisuliste uuringute valmimist, kuid kindlasti piirata raiejäätmete ja kändude kogumine pohla kasvukohatüübis.
- 4) Tõsta teadlikkust metsamajandajate hulgas, et säilikuud jäetaks lankidel grupiti ning, et nad pööraksid erilist tähelepanu tuulekindlamatele ja elustiku jaoks väärtuslikematele puuliikidele.
- 5) Metsanduslike keskkonnatoetuste puhul tuleb ühe meetmena rakendada laialehiste puuliikide istutamise toetamist.

Probleem nr. 4

Metsamaa kuivendamise planeerimine ei toimu loodusväärtusi piisavalt arvestades

Eesmärk

Riik ei toeta uute alade kuivendamist mullatingimuste parandamise eesmärgil ja kuivendussüsteemide ehitamine ja rekonstrueerimine peab toimuma veel säilinud märgalaid ja vooluveekogusid kahjustamata.

Ettepanekud

- 1) Maaparandusseadusesse tuleb viia sätted, mis nõuavad uute objektide planeerimisel ning rekonstrueeritavate objektide puhul settetiikide jt kuivenduse negatiivset mõju leevendavate võtete kasutamist enne eesvoolude suubumist looduslikesse veekogudesse.
- 2) Maaparandussüsteemide ehituslubade taotlemine ja väljastamine peab hakkama toimuma läbi Keskkonnaameti, kus on kompetents erinevate kuivendusega kaasnevate keskkonnaaspektide tasakaalustatud hindamiseks.

Probleem nr. 5

Metsakorralduslikud meetmed ei aita täna piisavalt kaasa metsade elurikkuse hoidmisele

Eesmärk

Metsakorralduse käigus kogutav info on aluseks erinevatel tasanditel metsamajandamise suunamiseks ja tagatakse erinevate metsatüüpide ning arenguklasside proportsionaalne esindatus metsamaastikul.

Ettepanekud

1. Erinevate infoallikate (SMI, tavametsakorraldus, metsateatiste register, läbiviidud majandustegevuste ülevaateandmed – mitmeotstarbelised auditid, kaitsekorralduskavad, üldplaneeringud jne) integreeritud analüüs otsustusprotsessis.

2. Mõistete raiering ja raievanus selge lahutamine ning „seisukorrajärgse raie“ mõiste taaskehtestamine koos sellest tuleneva regulatsiooniga.
3. Metsandusliku, sealhulgas metsakorraldusliku, regionaaltasandilise analüüsi ja langiarvutuse juurutamine.
4. Tugeva, ametkondlikest huvidest sõltumatu analüüsimeeskonna moodustamine metsakorralduse valdkonnas.

III Haruldased ja ohustatud liigid

Probleem nr 6.

Eesti metsades elab 740 ohustatud ja haruldast liiki.

Eesmärk

Metsamajandamise tõttu ohustatud liikide arv Eestis hakkab vähenema

Ettepanekud

- 1) Andmeedastuse tõhustamine (sh Punasesse Nimestikku kuuluvate liikide puhul), et leiukohtade andmed kindlasti jõuaks Keskkonnaregistrisse.
- 2) Täiustada töökorraldust uute andmete lisandumisel konkreetse alaga seotud varem väljastatud kooskõlastuste ja nendega esitatud tingimuste läbivaatamiseks ning vajadusel muutmiseks /tühistamiseks.
- 3) Majandamiseks selgete raamide loomine kaitstavate liikide elupaikades tuleb kiirendada liigikaitseliste tegevuskavade koostamist.
- 4) Koolitada metsaomanikke ja metsateatiste kooskõlastajaid erinevate kaitstavate liikide elupaiganõudluste ja nende elupaikade majandamise võimaluste osas.

I osa - Vanade metsade elurikkuse kaitse

Vanade metsade olem ja nende kaitstus

Kaili Viilma - Keskkonnaameti looduskaitse juhtivspetsialist

- Vanade ehk vähemalt 100-aastaste metsadena käsitletakse käesolevas töös puistuid, milles I rinde peapuuliigi keskmine vanus on >99 aastat.
- Metsamaa kogupindala on käesolevates arvutustes võetud SMI vastavatest aruannetest, käesoleva aja metsamaa pindalana on arvestatud 2 212 700 ha.

1. Vanade (üle 100 a) ja kõrge loodusväärtusega metsade olem

2003. a. heaks kiidetud Eesti Metsanduse arengukava 2003-2010 raames A. Lõhmuse poolt välja töötatud mudeli alusel peaks loodusliku arengu, s.o. vaid looduslike häiringute korral olema vanade metsade (üle 100 a) osakaal keskmiselt ca 1/3 kõigi metsade pindalast. Sealjuures oleks looduslikult Eesti metsasus L. Laasimeri hinnangul (2) ca 85% (3,76 milj. ha). Seega oleks vanade metsade pindala „looduslikult arenenud“ Eestis 1,24 milj. ha.

2009. a. mais analüüsitud (J. Öövel) metsaregistri andmete põhjal, mis hõlmasid 1,88 milj. hektarit metsamaad (s.o. 85% kogu metsamaa pindalast), moodustavad vanad metsad vaid 7,7% kõigist takseerandmetega kaetud puistutest. Samas on suure tõenäosusega vanade metsade osakaal takseerandmetega katmata aladel (ca 333 000 ha ehk 15% metsamaast) palju väiksem Eesti keskmisest, kuna tegu on valdavalt jätkuvalt riigi omandis (JRO) olevate kunagiste eramaadega, mida pole maareformi käigus tagasi soovitud. Majanduslikus mõttes väärtuslikumad puistud on eelkõige raieküpsed metsad, mille vastu oli inimestel suurem huvi ka maade tagasisaamisel. Suure osa JRO maade metsadest moodustavad endiste kolhooside ja sovhooside metsad madalaboniteedilisematel maadel (põllumajandusliku kasutuse seisukohast vähetootlikel maadel). Seetõttu võib eeldada, et **tegelikult moodustab vanade metsade osakaal ca 7% metsade kogupindalast, s.o. umbes 4,8 korda väiksem looduslikult arenevate metsade vastavast osakaalust.**

Nooremate puistute osakaal on looduslikult arenenud metsadest seevastu oluliselt (üle 25%) suurem ja nooremate arengujärgude metsade elustik pole metsamajanduse tõttu otseselt ohustatud, v.a. puistute ühetaolisus, vanametsa elementide puudumine metsa nooremates arengujärgudes, vahekasutusraied, mis kahjustavad pinnast jms., mille tõttu erinevad majandatud noored ja keskealised metsad oluliselt looduslike häiringute tagajärjel kujunenud vastava vanusega metsakooslusest.

Vanad metsad ei tähenda alati väga kõrge loodusväärtusega metsi. Reeglina on metsa looduskaitse väärtused seotud järjepideva metsakatte olemasoluga, mida iseloomustavad mitte niivõrd vanad üksikpuud, vaid küpsusvanuse saavutanud erivanuselised pea- või kaaspuuliigid valitsevas rindes. Mõneti ajaloolise paratamatusena on erinev looduskaitse väärtus ka erinevatel kooslustel Nii näiteks on keskealise, kuid majandamata salumetsa looduskaitse väärtus ja roll elurikkuse kaitsel on Eestis hetkel kaugelt suurem üle 150-aastase rabamänniku omast, sest salumetsade looduslikud kasvualad on paljuski põllustatud ja seega nende looduslikku levikut oluliselt ahendatud. Nn. põlismetsade ehk valitseva rinde ja

küpsusvanuse ületanud puuliikide eluea jooksul inimtegevusest täiesti puutumate metsade osakaaluks Eestis on hinnatud aga vaid ca 500 ha (9). Sellised põlismetsad esinevad väga väikeste kildudena inimtegevuse aktiivsest huvipiirkonnast eemal – raskesti ligipääsetavates ja majandatavates paikades (N: Hiiumaa vanad mereastangu jalamid), soosaartel jm.

Kokku hinnatakse kõrge loodusväärtusega metsade, s.o. põlismetsad, loodusemetsad, taastuvad metsad, osakaaluks EMKAV ja metsa vääriselupaikade (VEP) inventuuri tulemusena 1,5-2,5% (s.o. 33-55 tuh. ha) kogu metsamaa pindalast (9, 3); SMI 2007 aasta andmetel vastavalt 1,8-2,8% (s.o. 40-62 tuh. ha). VEPi registrisse on hetkel kantud ca 23 000 ha VEPide andmed, neist 17 390 ha on kaitstud riigimetsades vastavalt RMK peadirektori korraldusele.

Umbes 13-16% metsamaast vastab (Karula 2001 a. ja Tartumaa 2008. a. 8 kaitseala metsainventuuride tulemused) loodusdirektiivi (LD) metsaelupaigatüüpide kriteeriumidele, mis alati ei eelda vana metsa olemasolu, kuigi elupaigatüüpe määratletakse metsamaal (puisniidud, kadastikud). Kahjuks pole võimalik LD metsaelupaigatüüpide osakaalu hindamisel lähtuda riiklikust elupaigatüüpide kaardikihist, mille kokkulangevus elupaigatüübi korrektse määratlemise osas oli metsaregistri takseerandmete ja elupaigatüüpide kaardikihi võrdlemisel ca 20-25% (metsaosakonna tellimusel J. Ööveli poolt tehtud analüüs) ning riigikontrolli poolt tellitud välitööde andmetel 50% (18) metsade üldise loodusväärtuse seisukohast. LD metsaelupaigatüüpide näol on siiski tegu keskmisest kõrgema looduskaitselise väärtusega puistutega, mis omavad väga head potentsiaali vanade metsade elustiku kaitsele.

Tuginedes eelnevale, võib kõrge loodusväärtusega vanade metsade osakaaluks hinnata kuni 2,5%, kuid vanade metsadega seotud elurikkuse kaitse seisukohast väga hea potentsiaaliga metsade olemiks tuleks lugeda kokku kuni 14% Eesti metsade kogupindalast, s.o. ca 310 tuh. ha. Kuni 2% hõlmavad vanametsa elustikuga otseselt mitte seotud elupaigatüübid metsamaadel. Reeglina asuvad kõrge loodusväärtusega metsad üksikute puistutena majandusmetsade vahel, suuremate märgalade piirialadel ja vooluveekogude äärsetel aladel (kus nad toimivad omalaadse võrgustikuna). Suurimad loodusemetsad moodustavad mõnesaja hektari suurusi alasid (Poruni ca 450 ha), mis on vanametsaga seotud elustiku tugimise seisukohast äärmiselt olulised, kuid suuemate häiringute korral (tulekahjud, trombid) siiski väga haavatavad.

2. Metsade loodusväärtuste kaitstus ja tüpoloogiline esinduslikkus

Kaitserežiimid

Kõige kindlam kaitse on metsakooslustele – nii VEPi kui LD kriteeriumidele vastavatele - tagatud kaitsealade loodusreservaatides ja sihtkaitsevööndites ning nendega võrdsustatud aladel, sest nende alade metsi ei arvestata tarbimisvaruna ning kõik metsakooslusi mõjutavad tegevused nõuavad vastava kaitseala valitseja nõusolekut. Samas on kaitse-eeskirjade muutmine ja kaitse alt maha võtmine suhteliselt pikaajaline ning keeruline protsess. Sageli pole sealsed metsaalad kaitse alla määratud nende enda loodusväärtustest, vaid muude koosluste (märgalad, jõed vms.) või liikide kaitse eesmärkidest lähtuvalt, mille tõttu ei teki metsade kaitserežiimi õigustatuse osas

küsimus ka peale suuremaid häiringuid, mille käigus mets võib hävida. St. kaitstakse ala iseenesest, mitte kui metsakooslust.

Piiranguvööndites on vanade metsade kaitse korraldamine hetkel äärmiselt ebaselge ja keeruline ning ühtsed juhised selle korraldamiseks puuduvad. Ühes küljes seavad kaitse-eeskirjad või looduskaitsealade kindlad piirangud metsade majandamisele, kuid täieliku majanduspiirangu kehtestamist pole võimalik kaitseala piiranguvööndis rakendada või on maaomanikul võimalus see üsna hõlpsalt vaidlustada (kui kaitseala valitseja peaks oma kaalutusotsust rakendama). Lihtsamatel juhtudel on piiranguvööndi režiimiga aladel väärtuslikes vanades metsades määratletud mõni I kategooria kaitsealune liik, mis võimaldab seal rakendada isendi kaitset ja sellega keelata liigi elupaigaks ja/või kasvukohaks oleva metsa majandamine. Samas jääb piiranguvöönditesse või nendega võrdsustatud aladele ka selliseid metsakooslusi, millel on kõrge looduskaitsealane väärtus – II või III kaitsekategooria liikide leiukohad, VEPi või LD kriteeriumidele vastavad puistud –, kuid puudub otseselt LKS-si tulenev nõue/võimalus täieliku majanduskeelu kehtestamiseks. Kuigi LD sedastab, et selle lisades loetletud elupaigatüüpe peab liikmesriik kaitsma nende asukohast ehk kaitsestaatusest sõltumata ning tagama nende soodsa seisundi, ei ole täpsemad majandusjuhised LKSis määratletud. Vaatamata sellele, kas tegu on Natura võrgustikku kuuluva kaitsealaga või mitte, pole kaitsealade piiranguvöönditesse jäävates metsades selgust LD kriteeriumidele vastavate metsade majandamiseks. Samuti on piiranguvööndites nii LKS kui MS tähenduses kaitseta kunagi määratletud VEPid.

Hoiualade puhul annab LKS siiski täpsemad juhised, kuigi reeglina kehtib hoiualadel piiranguvööndi režiim. LKS § 4 lg. 3 sedastab, et hoiuala on elupaikade ja kasvukohtade kaitseks määratud ala, mille säilimise tagamiseks hinnatakse kavandatavate tegevuste mõju ja keelatakse ala soodsat seisundit kahjustavad tegevused. LKS § 32 lg 2 kohaselt on hoiualal keelatud nende elupaikade ja kasvukohtade hävitamine ja kahjustamine, mille kaitseks hoiuala moodustati ning kaitstavate liikide oluline häirimine, samuti tegevus, mis seab ohtu elupaikade, kasvukohtade ja kaitstavate liikide soodsa seisundi. Samas on täpselt defineerimata, mida tähendab erinevate elupaigatüüpide soodus seisund. Nii võib maaomanik väita, et pikas perspektiivis taastub peale raiet samasugune ja samaväärne kooslus ja samades kasvukohtatüüpides tekib vahepeal pidevalt LD kvaliteedile vastavaid elupaiku juurde, mille tõttu on täidetud LD nõue, et elupaikade pindala ja levila ei tohi väheneda. Lisaks sellele pole hoiualad sageli määratletud metsakoosluste kaitseks või on metsaelupaigatüüpide loetlemisel või määratlemisel olulisi vigu, mille tõttu on võimalik kaitseala valitseja poolt seatud majanduskeeldu vaidlustada. LKS § 32 lg 3 sedastab, et hoiualal on metsaraie keelatud, kui see võib rikkuda kaitstava elupaiga struktuuri ja funktsioone ning ohustada elupaigale tüüpiliste liikide säilimist. Kui aga hoiuala pole määratud metsaelupaikade kaitseks, siis puudub sisuliselt alus metsaraie keelamiseks. LKS § 32 lg 4 võimaldab metsateatise menetlemisel arvestada hoiuala kehtestamise eesmärki, mille kohaselt võib hoiuala valitseja kohustada 1) tegema kavandatavat metsaraiet kindlaks määratud ajal ja/või 2) kasutama kavandatava raie korral kindlaks määratud tehnoloogiat. Sama pgr. lg. 5 kohaselt tuleb hoiualal kavandatava tegevuse mõju elupaikade ja liikide seisundile hinnata keskkonnamõju hindamise käigus või käesoleva seaduse §-s 33 sätestatud korras, mis metsaraie korral annaks nagu õiguse nõuda KMH-d. Nii on kujunenud paradoksaalne olukord, kus hoiualade metsade majandamise reguleerimiseks on kaitsealuse objekti valitsejal palju tugevam mandaat, kui kaitseala piiranguvööndi või sellega võrdsustatud ala (PEP) metsade majandamise reguleerimiseks, kuigi ka need võivad kuuluda Natura võrgustikku ja nende kaitsekord peaks olema samaväärne hoiuala

kaitsekorraga. Üksikobjektidel ja kohaliku tähtsusega kaitsealadel pole vanade metsade elurikkuse kaitsel seni praktiliselt tähtsust.

Loodusväärtuste kaitse

EMKAV inventuuride põhjal on olemasolevatel kaitsealadel kõrge loodusväärtusega metsade osakaal keskmiselt 2 korda kõrgem kui majandatud metsades (9). Kaitsealad hõlmavad praeguseks ligi 18% maismaast ja nende pindalast kuni 24% (SMI 2006 andmetel 26-34%) ning väljaspool kaitsealasid kuni 12% (SMI andmetel 12-14%) moodustavad LD kriteeriumitele vastavad kõrge loodusväärtusega metsad. Sealjuures ei ole sageli olulist vahet kaitsealade sihtkaitsevööndite ja piiranguvööndite metsade loodusväärtusel.

2003. aastal vastu võetud Eesti Metsanduse arengukava seadis eesmärgiks saavutada aastaks 2010 vähemalt 10%-line rangelt kaitstud metsade osakaal kogu Eesti metsamaa pindalast. Sealjuures pidid rangelt kaitstavad metsad olema metsatüpoloogiliselt esinduslikud. Soovitava esinduslikkuse leidmiseks seoti A. Lõhmuse (2002) poolt välja töötatud mudelis eeldatav vanade (üle 100 aasta vanuste) metsade pindala vastava kasvukohatüübi looduslike häiringute keskmise intervalliga ning kasvukohatüübi levikuga Eestis. 100-aasta piirist lähtuti mudelis majandusmetsade raievanuse tõttu, mille tulemusena oli üle 100-a vanuste metsade osakaal majandusmetsades võrreldes looduslikult arenenud metsade vanuselise jaotusega mitmeid kordi väiksem. Nii peakski vanade metsade osakaal vastavalt A. Lõhmuse mudelile moodustama looduslike häiringute korral keskmiselt ca 1/3 kõigi metsade pindalast (p.1).

Metsanduse arengukava eesmärkide seadmise käigus 2002. aastal tehtud arvutuste põhjal moodustasid rangelt kaitstavad metsad (sõltumata nende vanuselisest jaotusest) 6,9% kogu metsamaast (vt. tabel 1). Esinduslikkuse vajakuks arvutati toona minimaalselt 77 816 ha, kusjuures suurimad vajakud olid laane-, salu-, sooviku- ja rohusoometsades. Arengukava eesmärgiks seati nende vajakute likvideerimine, mis oleks tõstnud rangelt kaitstavate metsade osakaalu vähemalt 10,4% kogu metsamaast. Samas oli teada, et metsade mosaiiksuse tõttu pole võimalik moodustada metsakaitsealasid, mis sisaldaksid vaid vähe-esindatud kasvukohatüüpe ja seetõttu võis juba toona eeldada rangelt kaitstavate metsade osakaalu tõusu enam kui 11%-ni kogu metsamaast. Seda eeldusel, et senised range kaitse all olevad alad jäävad range kaitse alla.

Arengukava elluviimise tulemuslikkuse hindamise käigus on rangelt kaitstud metsade pindala ning esinduslikkust arvatud aastatel 2004, 2006 ja 2009. Olukorra jälgimise teeb keeruliseks asjaolu, et mudeli sisendiks olevatel kasvukohatüüpide esindatusel kogu Eestis on suur mõju ka esinduslikkuse vajakutele.

Näiteks:

2002. aastal oli loometsade pindalaks kogu Eestis arvatud **74 500 ha**, rangelt kaitstav pindala oli **4 421 ha** ja minimaalseks vajakuks neist lähtuvalt **1 447 ha**.

2009. aasta on statistilise metsainventuuri (SMI) andmetel loometsi vaid **64 200 ha** (s.o. 10 300 ha vähem, kui 7 aastat varem sic!), kaitse all **5 154 ha** (ehk 733 ha rohkem) ja minimaalset vajalikku esindatust (5 057 ha) ületatakse sellest lähtuvalt juba 97 ha võrra, kuigi 2002. aasta vajaku pindala oli vähenenud vaid 733 ha ehk poole võrra.

Tabel 1. Rangelt kaitstavate metsade olemi ja esinduslikkuse vajakute muutused.

Aasta	Metsamaa pindala (ha)	Rangelt kaitstavate metsade		Minimaalne esinduslikkuse vajak (tüübirühmade kaupa)
		Pindala (ha)	osakaal (%) metsamaast	
2002	2 249 400	155 811	6,9	77 816 ha , sh. 1 447 ha loo-, 18 816 ha laane-, 17 110 ha salu-, 15 853 ha sooviku-, 17 205 ha rohusoo- ja 7 384 ha samblasoometsi
2004	2 205 800	150 001	6,8	81 916 ha , sh. 1 623 ha loo-, 19 092 ha laane-, 24 012 ha salu-, 19 417 ha sooviku-, 17 772 ha rohusoo- ja 7 688 ha samblasoometsi
2006	2 249 400	209 434	9,3	65 471 ha , sh. 1 126 ha loo-, 12 614 ha palu-, 12457 ha laane-, 20 666 ha salu-, 15 985 ha sooviku-, 100 ha rabastuvaid, 2 521 ha rohusoometsi
2009	2 212 700	214 110	9,7	43 367 ha , sh. 18 932 ha laane-, 20 139 ha salu-, 4296 ha soovikumetsi

Ülepinnalise SMI-ga alustati 1999. aastal. Võib eeldada, et SMI andmete põhjal tehtavad üldistused kasvukohatüüpide esindatuse kohta muutuvad iga aastaga aina täpsemaks, sest proovitükkide arv üha suureneb, millega väheneb omakorda statistiline viga üldistuste tegemisel. A. Lõhmuse mudeli kasutamist usaldusväärsete analüüside tegemiseks komplitseerib veelgi töik, et kuigi SMI võimaldab teha võrdlemisi väikese veaga üldistusi kogu Eesti kohta ka olukorras, kus enam kui 330 tuh. ha (15%) metsamaa kohta takseerandmed puuduvad, siis range kaitse all olevate metsade esinduslikkuse leidmiseks puuduvad täpsed takseerandmed 22% pindala kohta. Sealjuures võib eeldada, et vanade metsade osakaal on oluliselt suurem kaitsealadel, kus on mitmekümne aasta vältel juba kehinud majandamise piirangud. Samas **ei ole kaitsealade rangelt kaitstavate võõrdite metsad tüpoloogilise esinduslikkuse mõttes tüüpilised Eesti metsad, st. seal on suhteliselt suurem osakaal madala boniteediga ja vähetootlikel metsadel (8)** ning see seab kahtluse alla kaitsealadel takseeritud metsade esindatuse ekstrapoleerimise korrektsuse andmetega katmata 22%-le. Kaitsealade metsadest moodustavad üle 1/3 aga soostuvad- ja soometsad, mis pole metsamajandamise seisukohast perspektiivikad ega taga kogu elurikkuse kaitset. Võib eeldada, et takseerandmeteta rangelt kaitstud aladel on tegelikkuses enam puidutootmise seisukohast vähevääruslikke puistuid, mille inventeerimiseks on puudunud otsene huvi ja vajadus. Lisades 1999-2000 Eesti Metsakaitsealade Võrgustiku (EMKAV) projekti raames läbi viidud rangelt kaitstud metsade ülepinnalise inventuuri kogemused, võib väita, et **pigem on viljakamate kasvukohatüüpide – laane- ja salumetsad – esindatuse minimaalsed vajakud kaitsealadel alahinnatud, kui ülehinnatud.**

Vahemikus 2004-2006 toimunud rangelt kaitstavate metsade pindala suurenemine ca 58 tuh. ha võrra on vähendanud minimaalseid vajakuid 34 tuh. ha, kuid vajakute lõplikuks likvideerimiseks tuleks viljakamate kasvukohatüüpide metsi kaitse alla võtta veel üle 40 tuh. ha. Senist suhet

arvestades, kus vaid 60% range kaitse alla võetud aladest moodustasid alaesindatud metsatüübid, tuleks 40 tuh. ha suuruse vajaku likvideerimiseks range kaitse alla võtta veel vähemal 72 tuh. ha metsamaad. Sellega tõuseks rangelt kaitstavate metsade kogupindala 286 tuh. hektarini ja osakaal ca 13%-ni metsamaast; seda eeldusel, et kõik range kaitse all olevad metsad jäävad kaitse alla.

Rangelt kaitstavate alade kaitse alt maha võtmine on seni olnud võrdlemisi erandlik nähtus. Reeglina on see seotud liigikaitseliste aspektidega nagu metsise mängualade muutumine, kotkaste pesapuude hävimine, kaitsealade põhimõtteline ümbertsoneerimine vms. Sellised muutused toimuvad siiski suhteliselt väikestel pindaladel ning harva. Metsise püsielupaikade puhul on tegu enamasti ühetüübiliste rabastuvate või rabametsadega, mis on olemasolevas rangelt kaitstavate metsade võrgustikus eaproportsionaalselt suure osakaaluga. Pesapuude hävimise korral kaitsealade sihtkatisevööndites ei kaasne sellega kaitseala tzoneeringu muutust.

Rangelt kaitstavate metsade minimaalse soovitud osakaalu, s.o. 10% metsamaa pindalast, saavutamine võib 2010 aasta lõpuks teostatav olla, kui suudetakse kinnitada piisavalt palju uusi kaitse-eeskirju seni tzoneeringuta kaitsealadel ning lõpule viia menetlusjärgus olevate kaitsealade ja püsielupaikade moodustamine. Sellega suudetakse võibolla administratiivselt tagada veel ca 6 600 ha (0,3% metsamaa pindalast) metsamaa range kaitse alla võtmine. Eeskätt väga napiks jäänud aja, kuid ka majanduse ja looduskaitse huvide põrkumise tõttu, **ei suudeta aastaks 2010 likvideerida metsatüpoloogilise esinduslikkuse vajakuid.**

Praegune 214 110 ha rangelt kaitstavat metsaala moodustab „looduslikult arenenud“ Eesti vanade metsade pindalast vaid 17%, millest omakorda vaid 24% (51 000 ha) on hetkel loodusliku ilmega metsad, mis mingil määral suudavad toetada põlismetsaga seotud liike. Samas loetakse liikide seisukohast kriitiliseks piiriks nende elupaikade pindala langemist alla 20% selle algsest pindalast. Nii peaks range kaitse all ja majandustegevusest väljas olema vähemalt 248 tuh. ha (11,2% praegusest metsade kogupindalast), mis vastaks vana metsa kriteeriumitele. Selle eesmärgi saavutamine on lähima sajandi jooksul võimatu, sest rangelt kaitstud aladel sisaldub nii lageraiealaid, noorendikke kui kultuurpuistuid.

3. Võimalused kõige väärtuslikumate vanade metsade säilimise tagamiseks

Kas tänaste võimalustega saab tagada vanade metsade elustiku säilimist?

Rangelt kaitstud metsade praeguse suhteliselt madala kvaliteedi tõttu tuleks vanade metsadega seotud elustiku kaitseks maksimaalselt panustada olemasolevate kõrge loodusväärtusega metsade kaitsele kaitsealade piiranguvööndites ja väljaspool kaitsealaid. Olemasolevate kõrge loodusväärtusega metsade potentsiaali tuleks tingimata kasutada, luues puhveralaid, mis tagaks põlismetsades säilinud liikide levikuvõimalused ka ümbritsevatele aladele. Järk-järgult alaid suurendades on võimalik maandada juhuslikest häiringutest tingitud riske põlismetsade hävimisele. Nii suudetakse parimal juhul tagada vanametsaliikide säilimine kuni sidusa ja kõrge loodusväärtusega vanametsaalade võrgustiku kujunemiseni. Metsa loodusväärtuste säilimisele tuleb pöörata tähelepanu juba metsa varasemates arenguastmetes. Majandustegevusest hoolimata on vanadel puudel asendamatu roll elurikkuse kaitseks, mida pole võimalik täita keskealistel

puudel. Kuid selline elurikkuse kaitse toimib pigem üksikpuu tasemel, sest majandatud mets ei toimi looduskooslusena.

Sihtkaitsevöönditega võrdsustatud aladel väljapool kaitsealaid, s.o. peamiselt püsielupaikades, võib aeg-ajalt tekkida vajadus/küsimus kaitseriigi muutmiseks seoses liigikaitse eesmärkide muutumisega. Siiski peaks pikka aega majandustegevuseta olnud metsade puhul hoolega kaaluma nende kui metsakoosluse looduskaitse väärtust, sest sageli vastavad lindude pesapaigad või mängualad ka peale pesapuu hävimist või mängu hääbumist veel vääriselupaiga kriteeriumidele ning on elupaigaks mitmetele vanadest metsadest sõltuvatele liikidele.

Kokkuvõttes tuleb vanade metsade elurikkuse kaitse tagamiseks töötada mitmel erineval tasandil:

- Tagada, kõigi teadaolevate kõrge loodusväärtusega metsakoosluste kaitse nii seadusandlike kui administratiivseid vahendeid rakendades;
- Inventeerida ja määratleda kõrge loodusväärtusega metsad seni takseerandmetega katmata metsamaadel (ca 330 tuh. ha), eeskätt JRO maadel väljaspool kaitsealaid, ning korraldada kõigi kõrge loodusväärtusega metsade kaitse;
- Analüüsida olemasolevat kaitsealuste metsade võrgustikku ning nende sidusust kompleksis teiste loodusaladega ning töötada välja mudelid toimiva (ruumilise) ning esindusliku vanade metsade võrgustiku väljaarendamiseks – tuumalade, koridoride ja vaheastmetega –, et likvideerida esinduslikkuse vajakud.

1. Tsoneerida kaitse- ja hoiualade metsad lähtuvalt loodusväärtustest, kaasates sihtkaitsevöönditesse kõik kõrge loodusväärtusega puistud

Vanade metsade kaitse paremaks korraldamiseks on kaitseala valitsejal teoreetiliselt võimalik rakendada kaitseala tsoneerimist. Vanad metsad ei moodusta enamasti suuremaid ja looduses eristatavates piirides asuvaid homogeenseid metsalaid, vaid paiknevad üksikute puistutena. Puistupõhiseks kaitseala tsoneerimiseks praegu praktiliselt võimalused puuduvad kuna see 1) oleks äärmiselt ressursimahukas ja 2) eeldaks väga korrektseid ja usaldusväärseid inventeerimisandmeid, sh. kaardimaterjale. Lisaks eelnevale pole puistupõhiste sihtkaitsevööndite määratlemine a) ökoloogiliselt põhjendatud, kuna väikeste (s.h. alla 4 ha suuruste) metsakildude naabruses toimuv metsamajanduslik tegevus mõjutab oluliselt ka kaitsealuseid metsakilde; elustiku kaitse tagamiseks tuleks kõrge loodusväärtusega puistu ümber kavandada ka puhervöönd; b) kaitsekorra tagamine pole ka administratiivselt reaalne, kuna eeldaks praeguse õigusruumi kohaselt väga detailsete katisekohustuste väljastamist, erinevate piirangutega vööndite piiride tähistamist, puistupõhist järelevalvet jms. Seega peaks tsoneerimisel keskenduma suurematele metsaaladele, mis sisaldavad paratamatult ka keskmise loodusväärtusega puistuid.

2. Korraldada LD metsaelupaigatiüüpide kaitse vastavate majandamisjuhiste kinnitamisega, mis rakenduks kõigis direktiivi kriteeriumidele vastavates puistutes sõltumata nende suurusest ja asukohast, s.t. ka väljaspool kaitsealuseid objekte.

2004. aastal on välisrahastuste toel Balti- ja Skandinaaviamaade ekspertide ühistööna valminud majandamisjuhised LD metsaelupaigatüüpide kaitse korraldamiseks (1). Vastavad juhised on esitatud kõigi Baltimaade vastavatele ministriumitele, kuid seni pole need rakendamist leidnud. Eestis on tehtud Keskkonnaministriumile ka ametlik ettepanek juhiste kinnitamiseks rakendusliku õigusaktina analoogiliselt metsa majandamise eeskirjale, et viidata neile siis vastavalt nii MS-es kui ka LKS-es. Sellega oleks võimalik luua alus kõigi LD kriteeriumidele vastavate metsaelupaigatüüpide majandamiseks sõltumata nende asukohast. Praegu LD elupaigatüüpide hoidmise alus Eesti seadusandluses väljaspool kaitsealuseid objekte praktiliselt puudub, kuigi LD sedastab, et LD elupaigatüüpide soodne seisund tuleb tagada kõikjal liikmesriigi territooriumil. Soodsa seisundi tõlgendamine on aga jäetud suuresti liikmesriikide hooleks. Eestis rakendub LD metsaelupaigatüüpide kaitse väljaspool kaitsealuseid objekte praktiliselt vaid siis, kui tegu on ühtlasi VEPiga riigimetsas. Sellisel juhul kohaldatakse automaatset VEPi kaitset ning eramaa puhul tehakse maaomanikule ettepanek vastava lepingu sõlmimiseks. Lepingutega on kaetud siiski vaid tühine osa (suurusjärgus 500 ha KKM mini metsaosakonna suulistel andmetel) kõigis eramaadel asuvatest VEPidest. Samas on tegu riigile ebaproportsionaalselt kalli kaitsemeetmega. Liiatigi kohaldatakse kunagi määratletud VEPidest vastavalt metsaseadusele (MS) kaitset vaid 7 hektaris väiksematele VEPidele, ehk ca 60% kunagi inventeeritud ja registritesse kantud pindalast. Riigimetsades ei ole praktikas seni siiski üle 7 ha suuruste VEPide, samuti kunagi piiranguvööndites määratletud, kuid praeguseks MS muudatuse tõttu taas VEPide hulgast välja arvatud metsaosade kaitse vajadust enamasti vaidlustatud. Lisaks siseriiklikele eesmärkidele esindusliku rangelt kaitstavate metsade võrgustiku väljaarendamiseks vähemalt 10% metsamaast nõuab Euroopa Komisjon täiendavate loodusalade määratlemist metselupaigatüüpide 9010* vanad loodumetsad, 9020* vanad laialehelised metsad, 9050 rohunditerikkad kuusikud ja 91E0* lammi-lodumetsad kaitseks. Nimetatud eesmärki on võimalik suuresti ühildada siseriikliku eesmärgiga.

3. Võtta kõik laane-, salu- ja soovikumetsade puistud (v.a. hall-lepikud), mille peapuuliik on ületanud 30 (40?) aasta võrra oma metsaseaduse järgse uuendusraie vanuse, automaatselt kaitse alla kui VEPid või kaitsealused üksikobjektid.

Selline regulatsioon võimaldaks vältida vanade puudega seotud loodusväärtuste hävimist ka juhul, kui puistu pole mingil põhjusel VEPiks või LD elupaigatüübiks määratletud. N: 120-aasted männikud I a boniteedis.

4. Rakendada vanade ja kõrge loodusväärtusega metsade kaitse korraldamiseks kaitsealapõhist metsainventuuri ning kaitseväärtustel põhinevat metsamajanduskava, mis hõlmaks kõiki maaomanikke antud kaitsealuse objekti piires. Sisuliselt oleks tegu kaitsekorralduskava osaga, milles määratletakse ära konkreetse puistu kaitseväärtused, kaitse-eesmärgid ja kaitsekorralduslikud võtted.

Nimetatud eesmärk on aeganõudev ja kulukas, kuid annab kaitsekorralduslikult parima tulemuse pikaks ajaks. Vastav pilootprojekt viidi läbi Matsalu RPs 2006.a. ning seejärel on vastavaid metsainventuure läbi viidud paljudel kaitsealadel üle kogu Eesti. Nii on Ida-Virumaal kaitsealapõhiselt inventeeritud juba enamuse kaitsealade metsad. Selle ettepaneku rakendamine eeldab vastavate seadusandlike võimaluste loomist kaitsealapõhiste metsamajanduskavade

rakendamiseks LKS-es ja MS-es. Parim lahendus oleks kaitsealade metsade majandamine täielikult LKS alla tuua ja koostada vastavad kaitsealuste objektide majandamise eeskirjad (eeltöö selleks on tegelikult kunagiste kaitsemetsade majandamisjuhiste, LD elupaigatüüpide majandamisjuhiste, erinevate liikide kaitsekorralduskavade (N: metsis) näol juba tehtud).

5. Koolitada pädevad eksperdid Keskkonnaameti (võibolla ka RMK?) süsteemis LD elupaigatüüpide jt. kõrge loodusväärtusega metsade määratlemiseks, vastavate kaardikihtide korrigeerimiseks, kaitsekorralduslike võtete kavandamiseks ja kaitsealuste objektide valitseja kaalutlusotsuste ettevalmistamiseks metsamajanduslikes küsimustes.

Käeoleval ajal on Keskkonnaameti süsteemis küll litsentseeritud vääriselupaikade inventeerijaid (enamasti metsaspetsialistid, mitte kaitse planeerijad), kuid puuduvad kalibreeritud LD metsaelupaigatüüpide määratlejad ja neisse kaitsekorralduslike võtete kavandajad. Samuti ei ole hetkel lahendatud kaardikihtide parandamise küsimused, kuna kaitsealade metsade majandamise küsimused on jagatud kaitse planeerijate (kes enamasti pole metsandusliku haridusega) ning metsaspetside (kes pole kursis kaitse-eesmärkidega) vahel. Koolitades iga KA regiooni kohta vähemalt ühe metsade loodusväärtusi tundva spetsialisti, nn. metsahoiu spetsialisti, paraneks tunduvalt töö kvaliteet.

6. Kaotada VEPide suuruse (7 ha) ja asukoha (vaid tulundusmetsades) piirang ning korraldada VEPide kaitse LKS vahenditega sõltumata VEPi kvaliteedile vastavate metsaosade asukohast (N: eraldi kaitsealuse objekti kategooriana).

Praegune VEPide kaitse korraldus läbi lepingute eramaadel on riigile ebamõistlikult kulukas ning võiks LKS alusel rakendada kaitsealuse objektina vaid maamaksu vabastusena. Ajutist kompensatsiooni kaitse tagamise eest võiks rakendada vaid ajutise iseloomuga VEPidel nagu põlendikud, tormimurrud jms. VEPideks peaks määratlema näiteks kõik väljaspool kaitsealasid asuvad pesapuistud, mis jääksid registrisse ka peale pesapuuga seotud piirangute mahavõtmist ning on vähemalt riigimetsas kaitstud. Kui ei ole liigikaitselisi piiranguid, siis VEPide kaitse korraldamine toimub vastavalt VEPiregistrisse kantud majandamise soovitudele.

7. Inventeerida kõrge loodusväärtusega metsad seni takseerandmetega katmata metsamaadel (ca 330 tuh. ha), eeskätt JRO maadel väljaspool kaitsealasid ning teha vastavad ettepanekud uute kaitsealade moodustamiseks .

Töö peavad teostama VEPi litsentse omavad ning LD metsaelupaigatüüpide koolituse ning kalibreerimise läbinud spetsialistid, kes koheselt oleksid võimelised koostama ka vastavad kaardikihid. Suurimat tähelepanu tuleks pöörata rangelt kaitstavate metsade vajakute likvideerimisele ja sidusa metsakaitsealade võrgustiku arendamisele.

8. Inventeerida nn. varialade metsad ja määratleda nende loodusväärtused.

Eestis on seisuga 20.04.2009 määratletud varialade pindala 85 512 ha (EELIS), millest ca 1/3 moodustavad metsakooslused. Neist aladest ca 19 100 ha on juba kavas määratleda linnu- või loodusaladena. Kokku oleks varialade metsades range kaitse kohaldamise korral võimalik kaitse

alla võtta veel ca 28 000 ha metsakooslusi. 2009. aasta jooksul on kavas varinimekirjade hulgast välja valida üle-eestilise tähtsusega alad, mille kohta algatatakse kaitse alla võtmise menetlus. See võimaldab peatada neil aladel kõik tegevused, mis võivad ala looduskaitsele väärtust kahjustada. Keskkonnaametile on tehtud kohutuseks varialade looduskaitsele väärtuste kohta korrektse andmestiku kogumine.

Rangelt kaitstavate metsade tüpoloogilise esinduslikkuse parandamise võimaluste analüüs olemasolevate kaitstavate objektide piires

Alljärgnevalt on analüüsitud erinevaid alternatiive, mida oleks võimalik kasutada rangelt kaitstud metsade võrgustiku vajakute likvideerimiseks ja esinduslikkuse parandamiseks lähtuvalt olemasolevatest kaitsealustest objektidest.

- **hoiualade kõigi metsade määramine sihtkaitsevöönditesse** (rangelt kaitstava metsana)
Hoiualadel on CORINE maakattekaartide alusel kokku 52 372 ha, metsamaski alusel vastavalt 49 892 ha metsa (s.o. 2 480 ha vähem). Neist 32 347 ha on RMK metsad ja 10 629 ha erametsad. Hoiualade kõigi metsade määramisel sihtkaitsevööndisse väheneksid rangelt kaitstavate metsade senise esinduslikkuse vajakud kokku 8 403 ha võrra võrreldes (tabeli 2). Seega parandaksid esinduslikkuse vajakuid vaid ca 1/6 range kaitse alla võetavatest metsadest. Samas moodustavad hoiualade metsadest 50% soometsad, mis on senises võrgustikus võrreldes mineraalmaade metsadega suhteliselt hästi esindatud. Soometsadel on märgalade piirialadel kahtlemata tähtis ökoloogiline roll, kuid metsade elurikkuse kaitse seisukohast ei paranda nende range kaitse alla võtmine võrgustiku esinduslikkust.

- **hoiualade metsaelupaigatüüpide määramine sihtkaitsevööndisse** (rangelt kaitstava metsana; sisuliselt ettepanek 1 osa)
Hoiualadel on CORINE maakattekaartide alusel kokku 32 496 ha, metsamaski alusel vastavalt 26 806 ha metsaelupaigatüüpe (s.o. 5 690 ha vähem). Neist 22 467 ha on RMK metsad ja 5 951 ha erametsad. Võttes range kaitse alla vaid hoiualade praeguseks määratletud LD metsaelupaigatüübid – eeldusel, et andmed on korrektsed – väheneks esinduslikkuse vajak 5 124 ha võrra (18% LD metsaelupaigatüüpidest; tabel 2), kuna 60% moodustaksid taas soometsad.

- **kaitsealade piiranguvööndite metsaelupaigatüüpide määramine sihtkaitsevööndisse** (rangelt kaitstava metsana; sisuliselt ettepanek 1 osa)
LKA, MKA ja rahvusparkide piiranguvööndite metsaelupaigatüüpide pindala CORINE maakattekaartide alusel on 69 723 ha (s.o. 37% kõigist piiranguvööndi metsadest), metsamaski alusel vastavalt 63 293 ha (s.o. 6 430 ha vähem). Piiranguvööndites määratletud LD metsaelupaigatüüpides sihtkaitsevööndi režiimi kohaldamine parandaks rangelt kaitstavate metsade esinduslikkust 12 521 ha võrra, kusjuures 36% moodustaksid taas soometsad.

Võttes sihiks maksimaalse võimaliku variandi, mille korral määratakse range kaitse alla kõik piiranguvööndites registreeritud metsaelupaigatüübid ja kõik hoiualade metsad, siis väheneks esinduslikkuse vajak kokku 16 686 ha võrra, kuid sellega kaasneks ka 42% ulatuses täiendavate soometsade kaitse alla võtmine.

Sealjuures tuleb arvestada, et üksikute puistute määratlemisel sihtkaitsevööndisse ei ole tegelikult vanametsaga seotud elustiku seisukohast nii head tulemust, kui suuremate terviklike alade moodustamisel. Seepärast ei arvestata näiteks alla 4 ha suuruseid VEPE rangelt kaitstavate metsade hulka ning samuti oleks kohane toimida ka metsaelupaigatüüpide korral. Samas oleks tegelikult otstarbekas liita lähestikku asuvaid väiksemaid VEP-pe ja metsaelupaigatüüpide laiike puhvrite abil suuremateks tervikuteks, et tagada kõrgema loodusväärtusega metsaosade liikidele levikuvõimalused naaberaladele ning saavutada ajapikku toimiv võrgustik.

Tabel 2. Esinduslikkuse vajakute vähenemine erinevate kaitsekordade rakendamisel.

Tüübirühm	Rangelt kaitstud metsade olem 15.01.09	Miinimum vajak ha 15.01.09	Vajakud alljärgnevate metsade range kaitse alla võtmisel			
			PV MET	hoiualade mets	hoiualade MET	PV MET ja hoiualade mets
Loo	5 154					
Nõmme	8 625					
Palu	45 229					
Laane	14 131	18 932	12 545	16 259	17 418	9 814
Salu	8 649	20 139	18 301	18 705	19 792	16 867
Sooviku	27 028	4 296			1 033	
Rabastuvad	10 441					
Rohusoo	12 375					
Samblasoo	55 589					
Kõdusoo	20 048					
Muu	6 842					
Kokku	214 110	43 367	30 846	34 964	38 243	26 681

Kõik loetletud alternatiivid eeldavad LKS muudatusi. Kogu töö aluseks peaks aga olema terviklik rohevõrgustiku kontseptsioon. Kuna kõrge loodusväärtusega metsad paiknevad laialipillutatult, siis pole võimalik kavandada vanade metsade elurikkust tagavat võrgustikku vaid kaitseväärtustele tuginevalt, vaid vaja on ruumilist planeerimist pika perspektiiviga, kuid keskenduma peaks eeskätt siiski viljakamate kasvukohatüüpide väheesindatud metsatüüpide

kaitse alal võtmisele – sealjuures sõltumata ka nende looduskaitsest hetkeväärtusest, kuna kõrge looduskaitse väärtusega puistuid vajalikul määral enam kindlasti ei leidu.

Mõisted

VEP – metsaala, kus kitsalt kohastunud, ohustatud, ohualdiste või haruldaste liikide esinemise tõenäosus on suur.

Põlismets – kasvukohale omase struktuuri ka koosseisuga loodusliku tekkega metsakooslus, milles puuduvad inimtegevuse jäljed; üle 30 tm/ha on surnud ja kõdunevat puitu erinevates lagunemisastmetes; esineb puud mitmest erinevast metsapõlvkonnast.

Loodusmets – loodusliku tekkega ja kasvukohale omase koosseisuga erivanuseline metsakooslus, milles võib olla varasema inimtegevuse jälgi, kuid need ei mõjuta enam puistu struktuuri

Taastuv mets – inimese majandustegevuse poolt mõjutatud metsakooslus (kuivendus, üksikpuude või sanitarraied vms.), mille struktuur on selle vaatamata säilinud ulatuses, mis võimaldab kooslusel puutumata olekus omandada loodusmetsa ilme vähemalt 30 aasta jooksul

Loodusdirektiivi elupaigatüüp – Euroopa Liidu loodusdirektiivi I lisas loetletud looduslik või pool-looduslik üksus, mis on kirjeldatav kindlate geograafiliste, geoloogiliste, maastikuliste, taimkattetüübi vm. tunnustega

Kirjandus.

1. **Andersson, L., Martver, R., Külvik, M., Palo, A. ja Varblane, A. 2003.** Vääriselupaikade inventuur eestis 1999-2002. Regio AS, Tartu. 112 lk. + 80 lk.
2. **Eesti metsade riikliku metsainventeerimise aruanded** [shhttp://www.metsad.ee/main.html](http://www.metsad.ee/main.html)
3. **Eesti metsanduse arengukava aastani 2010.** 2003. Eesti Keskkonnaministeerium. 31 lk.
4. **Kuris, M., Ruskule, A. 2006.** Favourable conservation status of boreal forests: monitoring, assessment, management. 40 lk.
5. **Laasimer, L. 1965.** Eesti NSV taimkate. Valgus, Tallinn.
6. **Lõhmus, A. 2002.** The lack of old-growth forest – a threat to Estonian biodiversity. – Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol. 51 (2): 138–144.
7. **Lõhmus, A., Kohv, K., Palo, A., Viilma, K. 2004.** Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia. - Angelstam, P., Donz-Breuss, M. and Roberge, J.-M. (ed.). Targets and Tools for the Maintenance of Forest Biodiversity, Ecological Bulletin, 51: 401-411.
8. **Lõhmus, E. 1984.** Eesti metsakasuvukohatüübid. ENSV Agrotööstuskoondise Info- ja Juurutusvalitsus. Tallinn. 80 lk.
9. **Metsaregister**
10. **Paal, J. 2004.** "Loodusdirektiivi" elupaigatüüpide käsiraamat, 260+ lk .
11. **Palo, A., Kuuba, R., Mägi, M., Paal, J. 2008.** Loodusdirektiivi metsaelupaiga: kui palju me nende seisundist teame? Eesti Mets, 8.
http://www.loodusajakiri.ee/eesti_loodus/artikkel2480_2787.html
12. **Viilma, K. (toim.). 2004.** Management of forest habitats in protected areas. Background paper for the LIFE-Nature Co-operation project “Experinece exchange on habitat management among Baltic LIFE-Nature projects”. BEF, 52 lk. (käsikiri)
13. **Viilma, K. 2000.** EMKAV projekti esialgsed tulemused. Konverensti kogumik ”Eesti metsakaitsealade võrgustiku rajamine”. Lk. 33 - 38
14. **Viilma, K., Öövel, J. 2009.** Protected areas and forest conservation. 12 lk. Käsikiri Eesti säästva metsanduse raportisse.
15. **Viilma, K., Öövel, J., Tamm, U., Tomson, P., Amos, T., Ostonen, I., Sørensen, P., Kuuba, R. 2001.** Eesti metsakaitsealade võrgustik. Projekti “Eesti metsakaitsealade võrgustik” lõpparuanne. Triip Grupp, Tartu. 83 lk + 243 lk.
16. **Corine maakattetüüpide kaart**
17. http://eelis.ic.envir.ee/avalik/el_fil/Kaitst_territ31122007.htm
18. http://www.metsad.ee/mets_xx/09_keskkond_mets-2007.pdf

Kõrge kaitseväärtusega metsaelupaikade paiknemine ja raiesurve neile

Anneli Palo- Tartu Ülikooli Geograafia osakonna teadur, TTÜ Tartu Kolledži erakorraline dotsent

- Vanade metsadena käsitletakse selles ülevaates puistuid, milles I rinde peapuuliigi keskmine vanus on >99 aasta või mis on loodusväärtuslikud Loodusdirektiivi metsaelupaikade definitsioonidest lähtudes.

Väärtuslike metsade olem erinevate allikate põhjal

2007. aasta SMI andmetel on Eestis 2,3% ehk 51,7 tuh.ha (viga $\pm 19,6\%$) metsamaast kaetud loodusmetsadega, neist 36,4% ehk 18,8 tuh.ha asub kaitse- ja hoiualadel. Kuivendusest mõjutamata on 85,0% loodusmetsadest ehk 43,9 tuh.ha kuid kaitsealadel on kuivendusest loodusmetsi vaid 32,1% ehk 16,6 tuh.ha. Loodusdirektiivi elupaikade kriteeriumeile vastavaid alasid on 2007.a. SMI andmeil 12,2% metsamaast ehk 269,3 tuh.ha ($\pm 6,8\%$), sellest 19,1% ehk 51,4 tuh.ha paikneb rangete raiepiirangutega sihtkaitsevööndites. Kaitse- ja hoiualadele tervikuna jääb 30,8% ehk 83,0 tuh.ha loodusdirektiivi rahuldava elupaigakvaliteediga aladest. Loodusdirektiivi metsaelupaigad sisaldavad eeldatavalt kõiki vanu loodusmetsi, kuid elupaikade hulka kuulub ka tunduvalt nooremaid puistusid.

Loodusdirektiivi metsaelupaigad on SMI käigus tähelepanu all olnud alles lühikest aega. Inventeerimise metoodikast tulenevalt on esitatud pindalade võimalik statistiline viga suhteliselt suur. Tulemused on siiski murettekitavad: kõikide maastikul arvestataval määral esindatud metsaelupaigatüüpide pindala väheneb. Trend viitab otseselt loodusmetsade osakaalu vähenemisele, mida põhjustavad nii vanade puistute lõppraie kui loodusmetsa kvaliteedi hävitav intensiivne vaheltkasutusraie.

Hoiu- ja kaitsemetsade jagunemine arenguklassidesse on ligilähedane Eesti metsade vastavale jagunemisele (Aastaraamat Mets 2007, SMI 2007) (Tabel 2). Pooled kaitsealustest metsadest on keskealised. Teisalt pole mitte kõik küpsed ja üleseisnud metsad automaatselt looduskaitseväärtuslikud. Esiteks tuleneb see puuliigist, näiteks hall-lepikud ei vaja kaitset ning ka paljud vanad kaasikud on sekundaarsed metsad. Teiseks oleneb looduskaitseväärtus majandamise ajaloolisest survest. Paljud vanad okasmetsad on vaheltkasutusraiate tõttu vaesunud looduslikele metsadele iseloomulikest elementidest ja on vanuselt ja puuliigiliselt homogeensed.

Tabel 1. Loodusdirektiivi metsaelupaikade pindala (tuh. ha) ja selle muutumine SMI järgi:

Elupaigatüüp	SMI 2005	SMI 2006	SMI 2007
Metsastunud luited 2180	27,3	26,5	23,4
Vana loodusmets *9010	122,5	90,5	80,7
Laialehine salumets *9020	2,1	1,6	1,4
Rohundirikas kuusik 9050	17,6	12,5	10,4
Okasmets moreenkõrgendikel 9060	11,7	10,3	8,9
Puiskarjamaa 9070	6,9	6,0	4,1
Soostuv ja soolehtmets *9080	89,0	58,3	56,3
Pangamets *9180	Info puudub	Info puudub	Info puudub
Siirdesoo- ja rabamets *91D0	141,0	131,4	123,8
Lammimets *91E0	Info puudub	Info puudub	Info puudub
Laialehine lammimets kaldavallil *91F0	Info puudub	Info puudub	0,3

Tabel 2. Hoiu- ja kaitsemetsade jagunemine arenguklassidesse (Aastaraamat Mets 2007, SMI 2007).

Arenguklass	Üldpindala *1000ha	kaitstavate metsade kogupindalast %	SMI 2007
Muu metsamaa	27,3	4,0	3,4
Noorendikud	47,7	7,0	8,1
Latimetsad	40,5	5,9	5,1
Keskealised	330,4	48,2	39,8
Valmivad	64,1	9,3	12,4
Küpsed	175,9	25,6	31,2
Kaitstavad metsad kokku	685,9	100,0	100,0

Hoiu- ja kaitsemetsade jagunemine enamuspuuliigiti (Aastaraamat Mets 2007) erineb vaid mõnevõrra metsamaa pindala üldisest liigilisest jagunemisest. Kaitstakse suhteliselt rohkem okaspuupuustuid: kõrgem on männi (38,3%) ning madalam kase (25,7%) osakaal. (Võrdluseks: Eesti metsades kokku on keskmised vastavalt 33,6% ja 29,9%.) Negatiivse poole pealt väärub märkimist halli lepa kui enamuspuuliigi küllaltki suur osatähtsus kaitstavate metsade pindalast - 8,6%. SMI 2007 andmed ütlevad, et kaitsealadel on 40,1% metsade pindalast enamuspuuliigiks mänd (üldine 35%), 16,9% kuusk (üldine 16,8), 25,8% kask (üldine 30,2), 4,2% haab (üldine 5,3), 2,7% sanglepp (üldine 3,0), hall lepp koguni 18,1% (üldine 8%) ja teised puuliigid, sealhulgas laialehised haaravad 2,4% (üldine 1,7%).

Hoiumetsade (mittemajandatavate metsade) liigiline ja vanuseline struktuur vastab ökoloogiliselt põhjendatule paremini kui kaitse- ja tulundusmetsade jaotus (SMI 2007, tabeli 20.1 põhjal). Puistute vanuseline jagunemine on nihutatud vanemate vanusklasside poole ning ühtlasem, kuid hoiumetsade üldine pindala on liiga väike, et tehtud arvutusi statistiliselt tõseks pidada (vt tabel 3 – täielikuna failis „puistute vanuseline jagunemine ja kaitse.xls“). Põhjendatuma pildi tegelikest vajakutest annab metsa kasvukohatüüpide esindatuse mudel (Lõhmus *et al.* 2004).

Kahjuks pole olemasolevate andmete põhjal võimalik välja tuua erinevusi kaitsemetsade ja tulundusmetsade vahel. Võib arvata, et kaitsealadel on ka väljaspool range kaitsekorraga alasid keskmisest tunduvalt rohkem vanu puistusid. Kuivõrd Eestis on kaitsemetsi 22,5% metsadest (SMI 2007), siis loob nende metsade käsitlemine eelkõige puiduressursina valeoptimistliku pildi, nagu võiks raiuda üha rohkem või vähemalt endises mahus, sest metsad vananevad. Kaitsemetsade esimene ülesanne on tagada keskkonna jätkusuutlikkus kaitstes loodusväärtusi või keskkonda ning puidutootmist neilt aladelt peaks käsitlema metsa kõrvalkasutusena, mitte aktiivse puiduressursina.

Tabel 3. Majandatavate ja mittemajandatavate puistute vanuseline jagunemine (SMI 2007).

Majandatavad puistud (tulundus- ja kaitsemets)

	Mänd	kuusk	kask	haab	sanglepp	hall lepp	teised
...20	5,6%	9,1%	18,9%	23,4%	15,4%	29,5%	29,7%
21...40	11,7%	23,1%	21,8%	12,8%	19,4%	51,3%	19,0%
41...60	26,2%	25,3%	39,6%	40,1%	36,4%	18,7%	25,0%
61...80	29,3%	25,9%	16,4%	21,2%	25,1%	0,5%	16,8%
81...100	16,7%	11,7%	3,0%	2,5%	3,1%		7,9%
101...120	6,9%	3,9%	0,3%		0,2%		1,6%
121...140	2,4%	0,9%			0,4%		0,0%
141...	1,2%	0,1%					0,0%
kokku	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

Mittemajandatavad puistud (hoiumets)

	Mänd	kuusk	kask	haab	sanglepp	hall lepp	teised
...20	2,0%	4,3%	7,7%	0,0%	0,0%	29,6%	0,0%
21...40	8,8%	6,0%	11,6%	10,3%	21,2%	25,9%	13,7%
41...60	21,4%	12,0%	37,8%	43,6%	45,5%	37,0%	31,4%
61...80	18,9%	28,8%	29,9%	39,7%	27,3%	7,4%	21,6%
81...100	21,0%	31,0%	10,8%	6,4%	1,5%		5,9%
101...120	9,5%	6,0%	2,2%		4,5%		13,7%
121...140	8,3%	4,9%					0,0%
141...	10,0%	7,1%					13,7%
kokku	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

Raiesurve

2006.a. raiuti SMI andmeil 54,4 tuh ha, sellest 17,6 tuh ha uuendusraieid. Jättes välja looduskaitse jaoks väheväärtuslikud hall-lepikud, raiutakse igal aastal uuendusraietena maha ligikaudu 5% raieküpsetest metsadest väljaspool range kaitsekorruga kaitsealasid. Puuduvad andmed, kui palju raiutakse eraldi võttes kaitsemetsades ja palju tulundumetsades.

Raieküpsus (puistu vanus) pole näitaja, mis automaatselt määrab metsa kaitseväärtuslikkuse. Metsa ökoloogilist kvaliteeti tuleb arvesse võtta näiteks Loodusdirektiivi metsaelupaikade määramisel. Olenemata puistu vanusest on elupaigaks määratud metsade puhul tegu looduskaitseväärtuslike aladega, mille raie peaks eriti kõrge väärtuse puhul olema keelatud või kus liigikaitsele vmt hooldusvõtted otsustatakse igal juhul eraldi. Eestis puudub aga Loodusdirektiivi metsaelupaikadel reaalne kaitse juhul, kui nad asuvad väljaspool kaitse- või hoiualasid ja pole määratud ka metsa vääriselupaikadeks. Isegi kaitsealadel on elupaigad kaitstud raie eest üksnes juhul, kui nad on tsoneeritud hoiumetsaks, muudel juhtudel puuduvad selgelt määratud reeglid. S.t. lubatud on kõik tööd, mis pole kaitse-eeskirjaga keelatud. See ei tarvitse tagada metsa loodusväärtuste säilimist, eelkõige loodusmetsa struktuurielementide osas.

Riigikontrolli 2007. aasta auditist tulenes, et kuni 4% loodusdirektiivi elupaikadest on tehtud vähemalt osalist lageraiet (sisaldab ka registreeritud elupaiku väljaspool kaitsealasid) ning muude raievõtete või majandustegevuse tõttu ei vasta praegu kriteeriumitele veel kuni 10% aladest. Lisaks ei vasta olenevalt elupaigatüübist 22-74% kas osaliselt või täielikult sellele elupaigatüübile, milleks ta kaardistati. Hinnaguliselt 10% aladest pole mingisuguseks elupaigatüübiks sobiv.

Riigikontrolli auditi käigus tehtud inventuuriga sarnastele tulemustele viitab Keskkonnaministeeriumi tellimisel tehtav Loodusdirektiivi metsaelupaikade riiklik seire, kus 2005-2008 a andmeil vaid 62% aladest sobib kas osaliselt või täielikult elupaigaks (sh mõni muu elupaigatüüp võrreldes andmebaasis antuga), 38% oli aga kas maha raiutud või täiesti sobimatud kvaliteedikriteeriumite kohaselt.

Ida-Virumaa metsade pilootuuring (Hoder 2008) kolmes Loodusdirektiivi elupaigatüübis näitas samuti, et külastatud 110-st kohast vaid 55-l (ehk 50%) oli sama elupaigatüüp kui andmebaasis (kvaliteeti täpsustamata), 28 tuli määrata mingiks muuks elupaigatüübiks, 26 ei kuulunud mingisse elupaigatüüpi ja lisaks 1, mis oli maha raiutud, s.t. ka polnud elupaik (sisuliselt siis vastavalt ülejäänud 25% ja 25%). Välitöödeks olid valitud ainult need alad, kus 2005/2006 aerofoto põhjal oli veel mets.

Üldine kaartide ja aerofotode (põhikaart 1996, aerofotod 2005/2006) põhjal läbi viidud analüüs Ida-Virumaal näitas, et Loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpidena kaardistatud aladel on metsa osakaal langenud. Vanade loodusmetsade (elupaigatüüp *9010) elupaigatüübi polügoonide kaetus metsadega oli 1996.a põhikaardi põhjal 89%, sellest raiesmikke-noorendikke 7% ja muud maakasutust 4%. Rangelt võttes on see 11% metsaelupaikade piiritlemise esmane viga, s.t. need alad ei saanud kuuluda metsaelupaigatüüpidesse, sest nende kvaliteet ei vastanud juba

kaardistamise ajal (enamuse aastail 2000-2002) nõutavale tasemele. Aerofotode põhjal (2005/2006) kümme aastat hiljem oli metsaga kaetud veel vaid 81%, sealhulgas raiesmikkeenorendikke-selgelt läbiraiutud alasid 15%, muud maakasutust endiselt 4%. Mingi osa lisandunud raiutud 8%-st pindalatõusust võib langeda 2001.a. tormimurrualadele, kuid Loodusdirektiivi elupaiga kvaliteedi seisukohalt võrdsustub vanades loodusmetsades puidust puhastatud tormimurruala raiega.

Soo-lehtmetsadest (elupaigatüüp 9080) oli 1996.a. kaetud metsadega 93% (kogu ülejäänud 7% oli kaetud raiesmike-noorendikega) ning kümne aasta pärast oli metsi alles veel 78% pindalast ning raiesmike-noorendike-läbiraiutud alade osakaal oli tõusnud 22%-ni pindalast. Rabametsade (elupaigatüüp *91D0) puhul üldiselt olulisi pindalalisi muutusi polnud – metsaga kaetud alasid oli 88% ja raiesmike-noorendike-läbiraiutud alade osakaal ulatus 12%-ni nii aastal 1996 (põhikaart) kui 2005/2006 aerofotode põhjal.

Sama pilootuuringu raames arvatati ka raiutud loodusdirektiivi elupaikade osakaal sees- ja väljaspool kaitsealasil üldiselt (eristamata hoiu- ja kaitsemetsi). Pindalaliselt on raiutud peaaegu võrdselt, küll aga paikneb kaitsealadel siiski üle poole kaardistatud elupaikadest ja seetõttu on raiesurve väljaspool kaitsealasil selgelt kõrgem. Oodatavalt on raiesurve kõrgem produktiivsetes metsades ehk vanades loodusmetsades ja soo-lehtmetsades elupaigatüübis.

Tabel 4. Raiesurve Ida-Virumaa kaitsealadel võrreldes tulundusmetsadega (Hoder 2008).

Elupaigatüüp	Üldpind (ha)	Pind kaitsealadel (ha)	%, mis asub kaitsealadel	Raiutud kaitsealadel ha 1996/2005	% kaitsealadel, mis on raiutud	Raiutud väljaspool kaitseala (ha) 1996/2005	%, mis on väljas-pool kaitseala raiutud
*9010	6635,66	5571,1	84	286,92	6	237,90	32
9080	718,63	463,22	64	50,01	12	59,41	38
*91D0	3887,59	2789,32	72	34,92	Lisandunud 1	23,83	2

Üldist raiesurvet 2006.a. seisuga Loodusdirektiivi metsaelupaikadena Ida-Virumaal arvel olevatele metsadele (eristamata kaitse- ja tulundusmetsi) arvatati esimest järku Markovi mudelit kasutades (sellises Markovi ahelas on sündmuse *i* tõenäosus sõltuv eelmise sündmuse esinemisest ja üleminekutõenäosused ei muutu protsessi jooksul). Kaartidelt ja aerofotodelt elupaikade (*9010, 9080, *91D0) kohta kogutud maakasutusandmete põhjal moodustati elupaigalaikude grupid ning analüüsiti nende gruppide osakaalu muutumist maastikul. II Mailmasõja järgsete muutuste (topograafilise kaardi ja Põhikaardil kujutatud olukorra vahe) põhjal prognoositi oodatav elupaikade metsasus aastaks 2005 ja võrreldi seda 2005/2006 a. aerofotode põhjal arvatatud tegeliku olukorraga.

Analüüs näitas, et vanades loodusmetsades, soo-lehtmetsades ja siirdesoo-ning rabametsades üleni metsaga kaetud elupaigalaikude pindala oli prognoositust väiksem 1264 ha ehk 23% võrra (vanu loodusmetsi oli vähem 34%, soo-lehtmetsi 48% ja rabametsi 6%). Kõige enam oli lisandunud

elupaigalaike, kus raie haaras 10-55% laigu pidalast (642 ha e 10% vanades loodusmetsades, 206 ha e 29% soo-lehtmetsades ja 164 ha e 4% raba-ja siirdesoometsades). Kui raieintensiivsus ei muutu (esimest järku Markovi mudelis üleminekutõenäosus ei muutu), kaotab Ida-Virumaa aastaks 2015 senikaardistatud kolme loodusdirektiivi elupaigatüübi pindalast kokku veel 650 ha üleni metsaga kaetud elupaiku. Alad, kus esineb raiet 10-55% elupaigalaigu pindalast, haaraksid siis enda alla 5862 ha e 52% kaardistatud, elupaikadeks kvalifitseeruvate alade pindalast.

Eriti halb on olukord eeldatavalt järjepidevates metsades - uuringus Loodusdirektiivi elupaikade polügoonid, mis alates 1895.a. nn verstakaardist on olnud kaartidel ja aerofotodel kaetud ainult metsaga. Vanade loodusmetsade selliste elupaigalaikude pindalast oli alles 18%, soolehtmetsadest 15% ja rabametsadest 34% (aastaks 2005/2006). Välitööpunktides (kokku 110 punkti) saadud inimtegevuse intensiivsuse hinnang näitab veelgi suuremat majandussurvet, sest kasutatud kaartide vaheline aeg on liiga pikk, näitamaks kaartidel kõiki toimunud metsasuse muutusi. 44% kaartide põhjal järjepideva metsaga kaetud elupaigalaikudest (sisaldasid mõnikord mitut välitööpunkti) kandsid märke erinevatest häiringutest. 74- st pidevalt metsaga kaetud punktist olid 20 põlengujärgselt hooldatud (k.a. lageraie), 3-s punktis oli vahepeal toimunud lageraie ilma seal põlengut tuvastamata (välitöövaatluse hinnang) ning 28-s punktis võis ära tunda erinevaid vaheltkasutusraieid – seega ainult 13 välitööpaika ehk ligikaudu 17% punktides olid kaetud tõeliselt järjepidevate, majandusliku sekkumiseta metsadega. Üldiselt sarnaneb saadud protsentuaalne osakaal SMI 2007 hinnanguga loodusdirektiivi elupaikade osakaalu kohta rangete piirangutega kaitsealadel (19,8%). Kuigi Ida-Viru valimis on sees ka väljaspool kaitsealasid olnud punktid, oli tegu eelvalikualadega, kus olemasolevate andmete põhjal loodeti leida looduslikku metsa.

Loodusdirektiivi elupaikade raiesurvele sarnase tulemuse andis ka Eestimaa Looduse Fondi poolt 2006. aastal läbi viidud kõrge kaitseväärtusega metsades toimunud raiete uuring. Uuringu käigus vaadeldi 14-1 juhuslikult Mandri-Eestisse paigutatud 10 km diameetriga ringis kõrge kaitseväärtusega metsades tehtud lageraieid. Lageraie aluseks olid Lang jt poolt sateliitpiltide järgi aastate 2002-2005 kohta koostatud lageraie kaardikiht. Vaadeldi ainult raieid keskkonnaregistris registreeritud kõrge kaitseväärtusega metsades (uuringust jäid välja nt. Loodusdirektiivi elupaigad). Kokku kontrolliti välitöödel üle 300 raielangi ja uuriti nende tausta Keskkonnateenistustest. Uuringu tulemusel ilmnes, et nimetatud kolme aasta jooksul oli lageraieid teostatud 0,1% kaitsealade sihtkaitsevöönditest, eelkõige oli tegemist kas illegaalsete raietega või siis sanitaarraietega. Olukord oli aga märksa probleemsem väljaspool kaitsealasid paiknevate vääriselupaikadega, mida pindalaliselt oli raiutud ca 4,3%. Samas oli arvuliselt vääriselupaiku raiete tõttu hävinud 7,3%.

Tartumaa metsa vääriselupaikade valimi vaatlusel selgus (Kairi Leibur, muutused 2003-2008), et 2003. aasta 253-st vääriselupaigast on registrist välja arvatud 13% ning piiride muudatusi on tehtud 12% vääriselupaikades. Valdadest oli kõige rohkem muudatusi toimunud kahes suurimas – Vara ja Tartu vallas (vastavalt 21 ja 7 muudatust). Muudatusi lähemalt uurides selgus, et koguni 17% 2003. aastal registris olevast Vara valla vääriselupaigast oli 2008. aasta aprilliks registrist välja arvatud ehk kustutatud. Ka Tartu valla puhul oli see protsent suhteliselt suur (15%). Peaaegu kõik neist kustutatud vääriselupaikadest asusid eramaal (18-st 14) ning ühelgi ei olnud sõlmitud kaitse lepingut. Põhiliseks kustutamise põhjuseks oli nii era- kui ka riigimaal lageraie.

Kokkuvõte: uuendusraiate keskmine surve atraktiivsetes tootlikes puistutes ulatub ka kaitsealade piiranguvööndites üle 5% aastas. Täpseid andmeid on väga raske saada. Esiteks on keeruline saada andmeid piiranguvööndeis ja muus majandatavas metsas toimunud raiate kohta eraldi. Teiseks on algandmebaasid looduskaitsevääriiliste alade kohta sageli vigased, seetõttu võis mõningate puistute raie olla aktsepteeritav. Samas on erinevate projektide käigus toimunud välitööde põhjal selge, et väga kõrge looduskaitseväärtusega, järjepidevaid puistusid asub ka väljaspool olemasolevaid kaitsealasid, kus neil puudub igasugune seaduslik kaitse ning nende pindala raie tõttu kiiresti väheneb.

Missugune raie ja kus on ökoloogilises mõttes lubatav?

Intensiivistuv raie tulundusmetsades (lageraie üha nooremates metsades, kuivavate puude raie hooldusraiate käigus) tõstab vajadust võtta vastukaaluks enam metsi range kaitse alla. Seetõttu majandatavate metsade pindala väheneb veelgi ja sama tulu saamiseks peaks metsi veel intensiivsemalt majandama (ajalukku on vast jäänud väetamine, aga kuivendamine, istandikud ehk puupõllud, võõrliigid jne on järjest aktuaalsemad), mis omakorda suurendab range kaitse vajadust (lisaks looduslikkuse taastamise vajadust) ja nõiaring jätkub. Metsamaastik killustub, saarestub. Looduslikud saared ei suuda toetada intensiivse majandusmetsa elustiku mitmekesisuse taastumist, küll aga kulub suur osa loodusmaastiku piirialadest n.ö. puhvriks.

Pikaajalises perspektiivis säästlikum oleks metsi maastikul majandada nii, et kogu alal säiliks metsade looduslähedus nii puistu (loodusmetsadele omaste puistuelementide säilitamine või nende tekkimise soodustamine) kui maastikulisel tasandil (metsaelupaikade üldine struktuur ja paiknemine).

Kõige keerulisem on ökoloogiliselt põhjendatult vastata küsimusele, kas ja kuipalju võiks raiuda mingis konkreetsetes piirkonnas, et ei kahjustataks liigilist mitmekesisust ja selle püsivust. Väljaarvutatud pindalalised vajakud koos maastikule planeeritud ökoloogilise võrgustikuga peaksid enam-vähem sellele küsimusele vastama. Praegu pole veel minimaalnegi liikide kaitseks vajalik säilitatavate metsade pindala kaitse alla võetud ja puudub ka detailne analüüs, kas juba kaitse all olevad tükid tegelikult moodustavad maastikul sidusa võrgustiku (või milliste organismirühmade jaoks nad moodustavad).

Uurimustest on andmeid, et piisava metsaalade massiivsuse ja vajalike substraatide olemasolu korral suudavad paljud inimtegevuse suhtes tundlikud liigid uuesti asustada nii lageraiega majandatud alasid kui säilida vaheltkasutusraietega majandatud metsades. Siin on erinevusi ka esmapilgul lähedaste elustikugruppide vahel. Näiteks on samblike mitmekesisus hoopis enam olenev vanade puude kui elementide olemasolust metsades, sammalde mitmekesisusele avaldab tugevat mõju üldise keskkonnatingimuste heterogeensuse kordumine. Mitmesugustes lagunemisstaadiumites jämeda puidu järjepidev olemasolu koosluses on võtmeküsimuseks puitlagundavate seente ning puidutoiduliste putukate mitmekesisuse ja spetsiifilise liigistu esinemise puhul. Liikide nõudlusest tulenevalt on raiele kuuluvates metsades neile iseloomuliku liigilise mitmekesisuse säilitamisel üheks kõige olulisemaks faktoriks piisava hulga looduslikult vananevate ja hiljem koosluse kõdunevaks substraadiks muutuvate jämedate puude säilitamine. Olenevalt metsakoosluse eripäradest ei piisa alati üksikute säilikpuude jätmisest. Järjepideva

mikrokliima püsimiseks tuleb vähemalt osa vanu puid säilitada metsatukkadena. See viib meid taas ökoloogiliste võrgustike kontseptsioonini, kus kaitsealad ja hoialad peaksid olema tuumaladeks, nende vahel aga säilima piisava tihedusega astmelauad ja koridorid. Olukorras, kus kaitsealadel on vaid väike osa liikide kaitse ja säilimise tingimustele vastavaid alasid, tuleb suur osa veel vähegi sobivatest metsadest leida väljaspool olemasolevaid kaitsealasid.

Sagedasemaiks VEP-i ja loodusdirektiivi elupaiga ökoloogiliselt ühtlase pindalaga ühikuks on Eestis vaid ligikaudu 2 ha suurune metsatükk. Seega ei saa rääkida suuremate metsaosade kaitse vajadusest, kui meil maastikul neid lihtsalt pole. Järelikult on põhjendatud ja ainuvõimalik kiiresti välja töötada mehhanism suhteliselt väikeste säilinud looduspõhiste kaitseks ja nende ühendamiseks toimivasse ökoloogilisse võrgustikku (või selle ühenduse säilitamine täiendavate raiepiirangute näol ümbritsevates metsades).

Ettepanekud

- Vanade metsade vajakute täiendamisel pöörata kiirelt süvendatud tähelepanu ka sanglepikete ja haavikete valikule, kuivõrd neid on hetkel suhteliselt palju nn üleseisnute klassis ja sealt on võimalik veel leida looduslikke-looduslähedasi puistusid. Samuti tuleb kiiresti kaitse alla võtta vanu laane- ja salumetsi (sh eriti kuusikuid), sest need metsatüübid on suure raiesurve all ja nende osas on range kaitse vajak kõige suurem.
- Kaitsealadel piiranguvööndites tuleb üldise metsade ökoloogilise kvaliteedi tõstmiseks piirata (kuid mitte täielikult keelata) igasuguseid raieid, k.a. keskealistes metsades, kui neil on potentsiaal areneda looduspõhiste metsadeks, s.t. kui metsi pole 20-30 a enam hooldatud ja nende struktuur on looduslähedane, taastumisvõimeline. Selliseid metsi täna kaitsmata pole meil neid ka paarikümne aasta pärast kuskilt võtta. Looduskaitsealade ja metsaseaduses seni sätestatud piirangud (teatud raievõtete keelamine või lubamine, langi suurusele piirangute kehtestamine) ei ole piisavad, sest pole seatud tingimusi pärast raie jääva puistu struktuurile (sh looduspõhiste metsadele omaste elementide raie käigus säilitamise nõudele), mistõttu kõigi lubatud raiealadega on võimalik metsakooslust olulisel määral vaesustada. Piiranguvööndite metsa majandamine tuleb muuta paindlikumaks, s.t. luua võimalus raieid keelata või kohandada nn hooldusvõtetenäol (väheintensiivsele püsimeetandusele lähenemine).
- Tuleb läbi viia juba olemasolevate kaitstavate metsaalade ja potentsiaalsete väärtuslike alade ruumiline analüüs, et määratleda ja kaitsemeetmetega kindlustada ökoloogiline võrgustik maastikus elupaikade ja kasvukohatüüpide tasemel, võttes arvesse tegelikku tänast metsamaastiku killustumist.
- Väljaspool kaitsealasid tuleb koondada kõik loodusväärtuste kohta käivad andmed ja valida välja täiendavaid kaitsealasid seal, kus on säilinud kas järjepidevaid looduslähedasi, looduslikke või ohtlalt haruldaste ja kaitstavate liikidega asustatud alasid. Alternatiivina tuleb määratleda metsapiirkonnad, kus eraldi kaalutletakse kõiki uuendusraie ja vanade metsade vaheltkasutusraie raieatise, otsustamiseks nende metsade võimalike loodusväärtuste üle ja nendesse raie lubatavust. Säilitatavatele metsadele tuleb alati määrata ka raie puutumatuks jääv puhverala (näiteks kahekordne väärtusliku metsa I rinde puude keskmise kõrguse laiune vöönd).

- Igasugused inventuurid, valikalad, planeeringud on väheefektiivsed, kui ei järgne tõhusat seadusandlikku regulatsiooni nende tegelikuks kaitseks raie eest. Seega on põhiliseks ikkagi seadusandlikult vastavate mehhanismide leidmine, kes peab keda väärtustest informeerima ja kuidas järgneb edasine kaitse alla võtmise (sisuliselt tulunduslikust raiest väljaarvamise) protsess. Asutused-registrid-kaalulutusotsuse või ekspertiisi (KMH) õigus - menetlusaeg.
- Analüüsida metsamajandamise tulemusel muutunud metsade vanuselist jagunemist metsatüüpide viisi.
- Analüüsida küpsuskriteeriumite alandamise mõju metsaelustikule, seda nii puistu kui üldisel maastikulisel tasandil. Samuti seda, mil määral küpsuskriteeriumite alandamine suurendab vajadust võtta metsi täiendavalt range kaitse alla.
- Lõpule viia (juhendid, otsuste hierarhia jmt) kaitsekorralduskava raames metsade kompleksse inventeerimise protsessi kirjeldus, mille käigus analüüsitakse esimeses etapis metsade looduslikkust, loodusväärtusi ja nende paiknemist üksteise suhtes ning alles seejärel kavandatakse majandamisvõtted seal, kus seda peetakse võimalikuks.
- Loodusväärtuste äratundmise alase koolituse taseme kiire tõstmine: keskkonnaameti töötajad (kaitsealade valitsejad), metsakorraldajad.
- Loodusväärtuste alase inventeerimise ja metsakorraldamise litsenseerimine?
- Riiklik metsaomand kaitsealadel pole mõeldud puidutulu saamiseks, vaid teiste riiklike pikaajaliste ülesannete täitmiseks nagu bioloogilise mitmekesisuse kaitse, pärandi kaitse kõige laiemas mõttes jne. Puidu saamine on võimalik niivõrd,kuivõrd see ei kahjusta teisi ülesandeid. Kaitsemetsade esimene ülesanne on tagada keskkonna jätkusuutlikkus kaitstes loodusväärtusi või keskkonda ning puidutootmist neilt aladelt peab käsitlema metsa kõrvalkasutusena, mitte aktiivse puiduressursina. Ettepanek riiklikus statistikas puiduressursi arvutustest välja jätta kõik kaitsemetsad.
- Hakata metsandusstatistikas eraldi kajastama otseste looduskaitseliste piiranguteta metsi (endises mõistes tulundusmetsi), looduskaitseliste piirangutega majandatavaid metsi (endises mõistes kaitsemetsi) ja mittemajandatavaid metsi (endises mõistes hoiu metsi).

Kirjandus

2. **Aastaraamat. Mets 2007.** Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus.
3. **Veiko Adermann (koost).** Eesti metsad 2005, 2006, 2007. Metsavarude hinnang statistilisel valikmeetodil. Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus.
4. **Hoder, D. 2008.** Dynamics and assessment of FFH-forest patches in Ida-Viru region/Estonia. Diploma thesis, University of Potsdam. 91p. (juhendaja Anneli Palo, PhD Tartu Ülikool).
5. **Leibur, K. 2008.** Vääriselupaikade olemi muudatused aastatel 2003-2008 Vara ja Tartu valla näitel (juhendaja Mart Külvik, PhD, EMÜ Põllumajandus- ja keskkonnainstituut).
6. **Lõhmus, A.; Lõhmus, P. (2008).** First-generation forests are not necessarily worse than long-term managed forests for lichens and bryophytes. *Restoration Ecology*, 16(2), 231 - 239.
7. **Lõhmus, A.; Lõhmus, P.; Vellak, K. (2007).** Substratum diversity explains landscape-scale covariation in the species richness of bryophytes and lichens. *Biological Conservation*, 135(3), 405 - 414.
8. **Palo, A., Tee, M., Linder, M. 2007.** Loodusdirektiivi metsaelupaikade järjepidevus Ida-Virumaal topograafiliste kaartide põhjal (1894–1997). *Metsanduslikud Uurimused*, 47: 29–46.
9. **Palo, A.; Kuuba, R.; Mägi, M.; Paal, J. 2008.** Loodusdirektiivi elupaigad: kui palju me nende seisundist teame? *Eesti Loodus*, 8: 44–49.
10. **Väärtuslike metsa-elupaikade kaitse Natura 2000 võrgustiku aladel.** Riigikontrolli aruanne Riigikogule, Tallinn, 28.05.2008. <http://www.riigikontroll.ee/> Auditid, 2008.

Metsamajandamise poolt ohustatud vanade metsade liikide elupaiga miinimumpindala ja konkreetsete vajakute sõltuvus raievanuse langetamisest

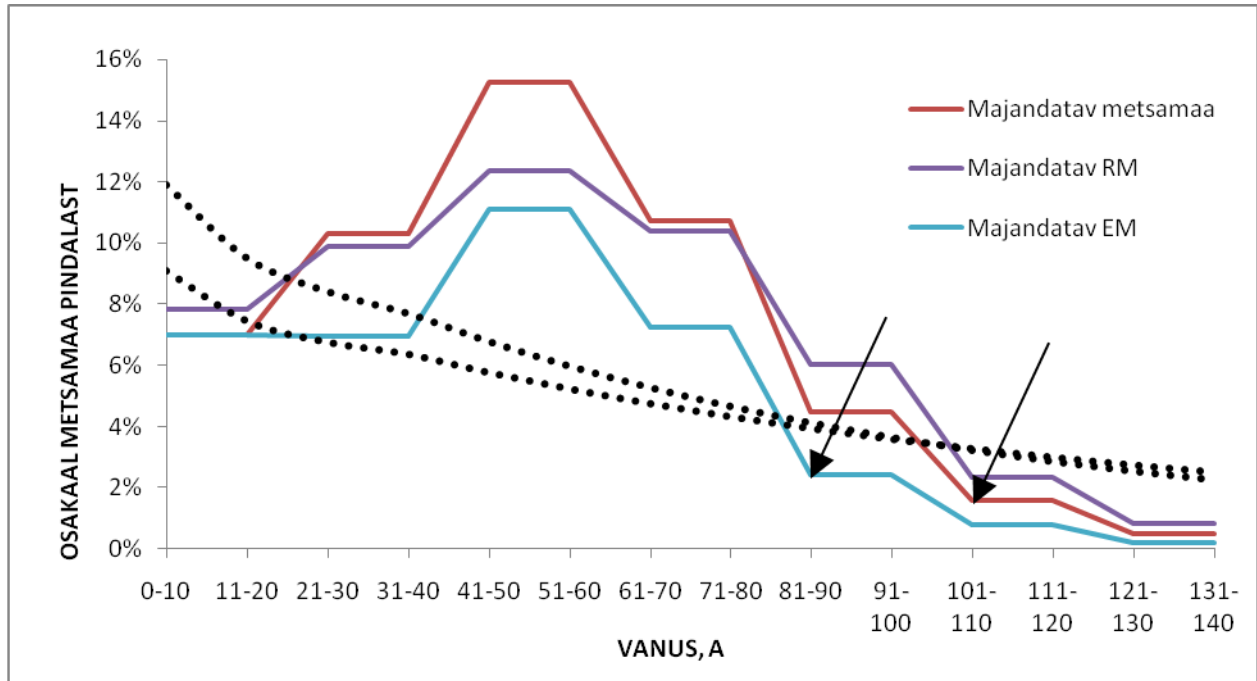
Kaupo Kohv – Eestimaa Looduse Fondi metsaspetsilist

Aastal 2002 väljatöötatud mudel vanade metsade elustiku ellujäämiseks vajaliku miinimaalse elupaigapindala arvutamiseks võttis aluseks, et metsade majandamisega ei suuda kohaneda liigid, kes on spetsialiseerunud metsadele, mis on vanemad kui 100 aastat (Lõhmus et al. 2004). Nimetatud 100 aasta piir võeti aluseks lähtuvalt kuusikute ja männikute keskmisest raievanusest. Antud vanuspiiri kasutamist õigustas samuti metsade modelleeritud loodusliku ja tegeliku vanuselise struktuuri võrdlemine, mille kohaselt langes just vanemate kui 100 aastaste metsade osakaal järsult madalamale kui teoreetiline mudel eeldanuks. Selline erinevus teoreetilise loodusliku vanuselise struktuuri ja tegeliku vanuselise jaotuse vahel tuleneb suuresti ajaloolisest metsakasutusest, kus okaspuuenamusega metsi on majandatud keskmiselt 100 aastase raieringiga.

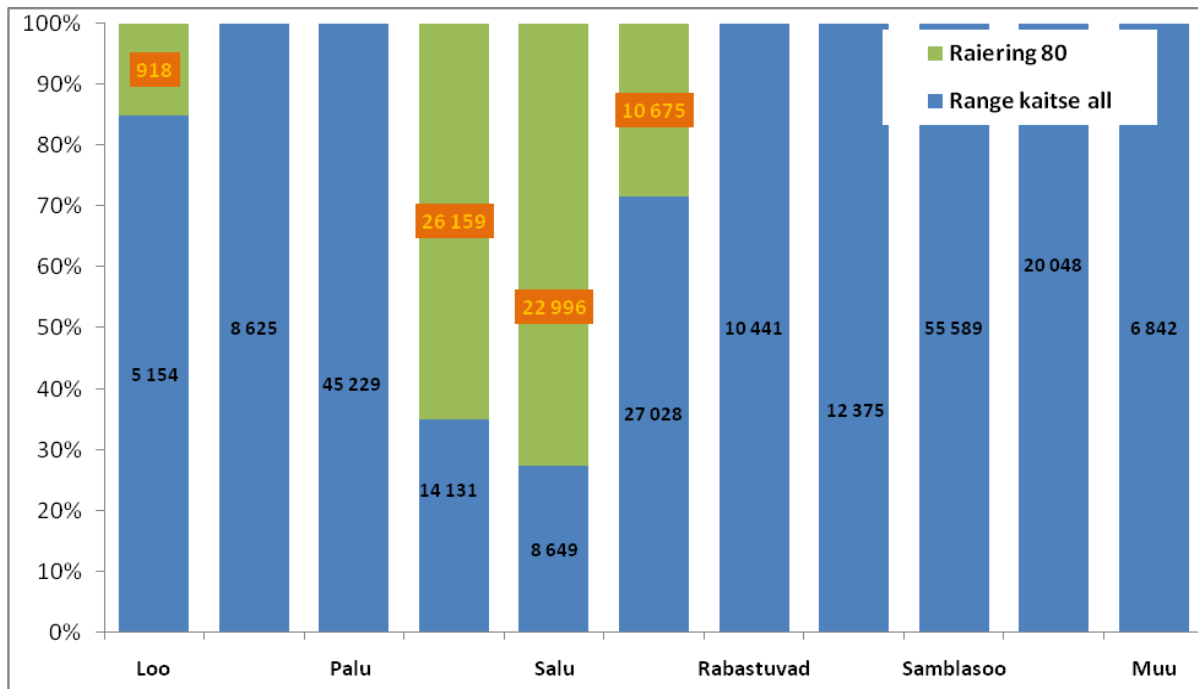
Metsade tänaseid raievanuseid on sageli peetud majanduslikult liialt kulukateks ja metsakasvatusteadlased on juba pikemat aega rääkinud nende võimalikust langetamisest nn kasumiküpsuse lähedale. Riik peab aga lisaks majanduslikele argumentidele kaaluma ka loodus- ja keskkonnakaitse ning sotsiaalseid aspekte. Looduskaitse küsimustest on kõige pakilisem täna see, kuidas suudab riik tagada vanade metsade elurikkuse säilimise. Kuna vanade metsade elurikkuse püsimiseks vajalik minimaalne majandamisest kõrvale jäetavate metsade pindala sõltub otseselt raievanusest, siis on oluline läbi mängida raievanuste alandamise stsenaarium. Käesolevas analüüsis on kästletud raievanuse langetamist 20 aasta võrra.

Eeldades, et majandamise tõttu ohustatud kooslused seostuvad täna eelkõige üle 100 aastaste metsadega, siis oli 2002. aasta kaitsealade kasvukohatüüpide pindalalist jaotust arvestades vajalik kaitse alla võtta minimaalselt 10,4% metsamaast. Pannes arvutusmudelisse Statistilise metsainventuuri andmed Eesti metsamaa tüpoloogilise jaotumise kohta ja kaitsealadel esinevate metsakasvukohatüüpide pindalad, saame tulemuseks, et minimaalselt on vaja võtta kaitse alla 11,3% metsamaast. Vajak moodustab 2% metsamaast ja on eelkõige seotud laane- ja salumetsadega. Juhul kui raievanused peaksid alanema 20 aasta võrra, siis tõuseb majandamist mittetaluvate liikide minimaalne elupaiganõudlus tänaste kaitsealade esinduslikkust arvestades 12,1%. Vajakud suurenevad 2,7%-ni. Vajakute osas toimub suurenemine eelkõige salu, laane ja soovikumetsade osas, moodustades vastavalt 22996 ha, 26159 ha ja 10675 ha, vajakud tekivad ka loometsade tüübirühmas 918 ha ulatuses. Vajakud iseloomustavad selgelt hetkeolukorda, kus kaitsealadel on ebaproportsionaalselt rabastuvaid metsi ja soometsi ning samuti nõmmemetsi.

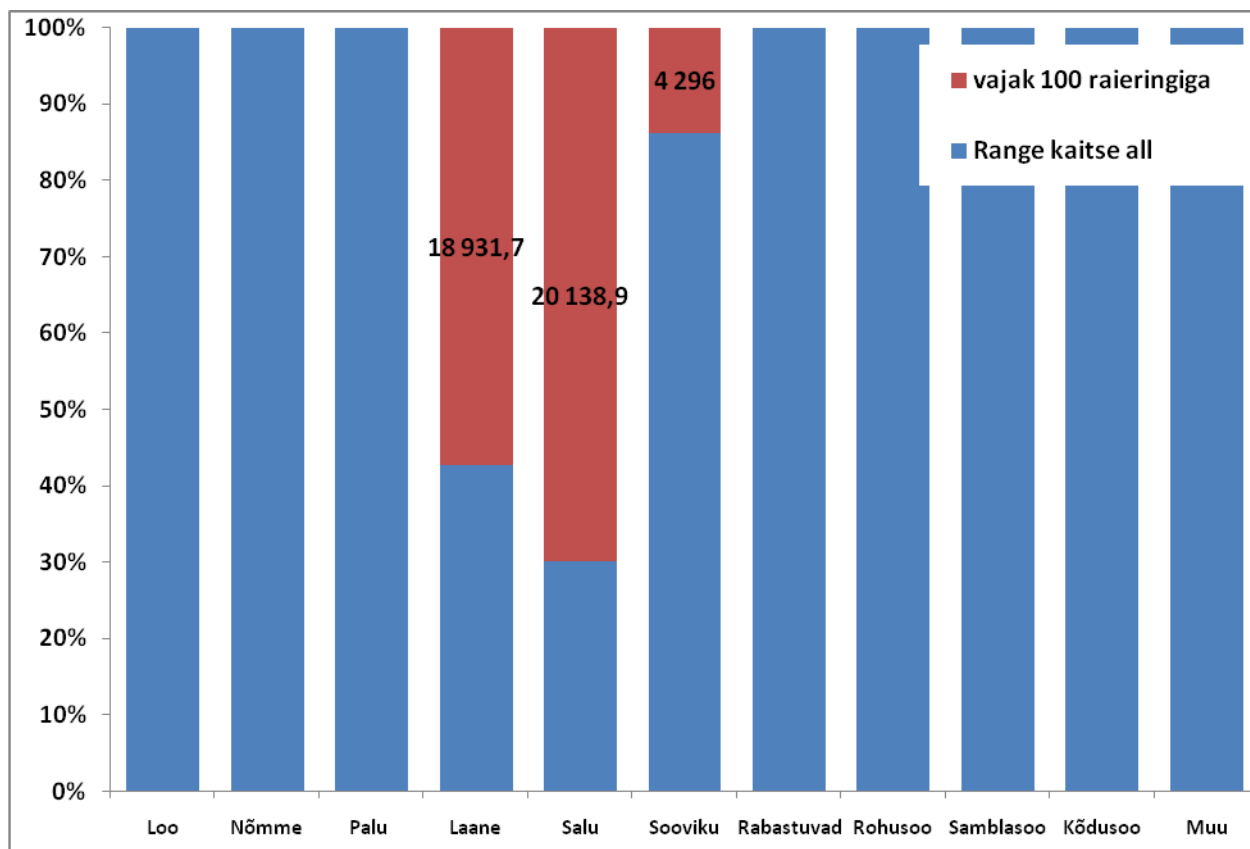
Seega tuleb raievanuste langetamisel kindlasti arvestada vajadusega haarata senisest enam range kaitse alla eelkõige salu- ja laanemetsasid.



Joonis 1. Teoreetiline looduslik vanuseline struktuur ja tegelik vanuseline struktuur (Adermann 2008)



Joonis 2. Range kaitsega metsade vajakud 80 aastase raieringi puhul.



Joonis 3. Range kaitsega metsade vajakud 100 aastase raieringi puhul.

Kirjandus

1. **Adermann 2008.** Eesti metsad 2007. Metsavarude hinnang statistilisel valikmeetodil. Metsakaitse- ja uuenduskeskus.
2. **Lõhmus, A., Kohv, K., Palo, A. & Viilma, K. 2004.** "Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia." *Ecological Bulletines* 51: 401-411.

Vääriselupaik ja elurikkus

Kaupo Kohv – Eestimaa Looduse Fondi metsaspetsialist

Vääriselupaiga mõiste metsaseaduses

Erinevates metsaseadustes on vääriselupaiga definitsioon olnud erinev. Aastal 1998. väljatöötatud metsaseaduses (RTI, 30.12.1998, 113/114, 1872) oli see järgmine: „Võtmebiotoop käesoleva seaduse tähenduses on kaitset vajav ala tulundusmetsas, kus tõenäosus ohustatud, ohualdiste või haruldaste liikide esinemiseks on suur, nagu väikeste veekogude ja allikate lähiumbrus, väikesed lodud, põlendikud ja soosaared, liigirikkad metsalagendikud, metsa kasvanud kunagised aiad, metsaservad, astangud, põlismetsa osad“. Aastal 2007 kehtima hakanud Metsaseaduses (RTI, 04.07.2006, 30, 232) defineeriti see juba järgmiselt: „Vääriselupaik käesoleva seaduse tähenduses on kuni seitsme hektari suuruse pindalaga kaitset vajav ala tulundusmetsas või kaitsemetsas, kus kitsalt kohastunud, ohustatud, ohualdiste või haruldaste liikide esinemise tõenäosus on suur. Aastal 2009 kehtima hakanud metsaseaduses (RTI, 23.12.2008, 56, 314): „Vääriselupaik kuni seitsme hektari suuruse pindalaga kaitset vajav ala väljaspool kaitstavat loodusobjekti, kus kitsalt kohastunud, ohustatud, ohualdiste või haruldaste liikide esinemise tõenäosus on suur“.

Kõige olulisem muutus on vääriselupaigale pindalalise „7ha“ piirangu tekitamine, kuigi vääriselupaiga enda kontseptsioon midagi sellist ette ei näe. Teiseks võib oluliseks pidada 2007. aastal kehtima hakanud Metsaseadusega tehtud katset seadustada vääriselupaigad kaitsemetsades, mis tähendas sel ajal muuhulgas kaitsealade ja püsielupaikade piiranguvööndeid. Täna kehtiva metsaseaduse kohaselt kaitstavatel loodusobjektidel väärilupaiku ei saa olla ja lisaks ei tohi väärilupaik olla üle 7 ha suur (RTI, 23.12.2008, 56, 314). Vääriselupaiga kontseptsioonis on rõhutatud, et VEP suurus ei ole piiratud ja mõiste seondub eelkõige metsa väärtusega (Andersson jt 2003).

Vääriselupaikade inventuur ja nende üle arvestuse pidamine

Eestis toimus vääriselupaikade inventuur aastatel 1999-2002. Inventuur teostati Eesti metsakaitsealade võrgustiku projekti ja vääriselupaikade inventuuri projekti raames aastatel 1999-2002. Vääriselupaikade inventeerimine toimus eesmärgiga kaardistada tänaseni säilinud looduskaitse seisukohast väärtuslikud metsaosad. Inventuuri tehti selges usus, et see annab olulise panuse tulundusmetsade bioloogilise mitmekesisuse kaitsele (Andersson jt 2003). Vastavalt projekti raames tehtud kontrollinventuuridele hinnati, et pilootinventuuriga suudeti leida ligikaudu 42% VEP-st. Arvestades ka Rootsi kogemust, siis võib hinnata, et põhiinventuuriga suudeti avastada vähemalt 50% VEP-st (Andersson jt 2003).

Peale põhiinventuuri lõppemist on vääriselupaikade registreerimine toimunud jooksvalt tavametsakorralduse käigus. Korralduse käigus registreeritud potentsiaalsetele vääriselupaikadele pidid enne metsaregistrisse kandmist tegema ekspertiisi Keskkonnaameti litsentseeritud vääriselupaikade spetsialistid. VEPide üle peab vastavalt Keskkonnaministri

määrusele (RTL 2009, 18, 218) arvestust Metsaressursi arvestuse riiklik register (Metsaregister), mis peab iga kuu edastama vastavad parandatud kihid erinevatele ametkondadele.

Reaalsuses siiski pole metsakorralduse käigus vääriselupaiku süsteemselt registreeritud, kuna paljudel metsakorraldajatel puudub vastav ettevalmistus. Samuti pole korralduse käigus registreeritud potentsiaalsed vääriselupaigad läbinud ekspertiisi ega jõudnud metsaregistrisse, kuna litsentseeritud vääriselupaikade spetsialistidel pole olnud piisavalt ressursse antud temaatikaga tegeleda.

Vääriselupaikade andmestik Metsaregistris ei kajasta reaalselt olukorda. Esiteks on positiivne, et metsaregister pole oma andmekihte kaasajastanud vastavalt vääriselupaiga mõiste muutumisele seadusandluses ning seetõttu on säilinud kättesaadav informatsioon metsades ja sh kaitsealadel paiknevate väärtuste kohta. Samas pole Metsaregister koos Keskkonnaametiga suutnud VEP-de andmekogu kaasajastada ja seetõttu ei kajasta see reaalselt olukorda. Nii ei kajasta metsaregister tänaseks raiete tõttu hävinud vääriselupaiku ja samuti on vääriselupaikade kaardiandmestikus väga palju andmete digitaliseerimisega tekkinud vigu, mis raskendavad vääriselupaikadega arvestamist praktilise majandamisel. Nii VEP-de mahakandmine kui lisamine on olnud aastaid puudulik ja seetõttu tuleb vastavatesse andmetesse suhtuda ettevaatusega. Nii on näiteks Eestimaa Looduse Fondi poolt 2006. aastal läbi viidud välitööde järgi hävinud aastatel 2002-2005 7% kõigist vääriselupaikadest (Kohv 2007), kuid seda metsaregistri vääriselupaikade andmestik ei kajasta.

Vääriselupaikade kaitse

Vääriselupaikade kaitse kontseptsioon pole aastatega sisuliselt muutunud. VEPi kaitse alla võtmist kui sellist ei toimu. VEPi kaitse eraõiguslikule isikule ja omavalitsusele kuuluvas metsas toimub keskkonnaministri ja metsaomaniku vahel sõlmitud lepingu alusel, kusjuures riik kompenseerib omanikule 20 aastale ühtlaselt jagatud maksetena sealt lepingu sõlmimise hetkel saamata jäänud puidutulu. Riigimetsas korraldab VEPi kaitset riigimetsa majandaja keskkonnaministri ettekirjutuse kohaselt. Vastavalt SA Erametsakeskuse andmetele oli aastal 2008 sõlmitud 268 vabatahtlikku kaitselepingut ca 650,2 ha VEPide kaitseks. Juba 2003 aastal hindasid eksperdid VEP-de kaitsekorradust eramaadel ebapiisavaks ja tõstatati ka küsimus võimalikust sundkaitsest (Andersson jt 2003).

Vääriselupaikade tänane olem metsaregistri ja EELIS andmetel

Eestimaa Looduse Fondile Metsaregistrist 11. mail 2009 a.edastatud andmete kohaselt oli Metsaregistrisse kantud VEPe kokku 8546 pindalaga 22890,5 ha, mis teeb 1% metsamaast. Neist 57,4% asub riimetsas ja 42,6% eramaadel (viimastest asub 20% jätkuvalt riigiomandis olevatel õigusvastaselt võõrandatud maadel). Alljärgnevates tabelites on toodud VEPide paiknemine eri majandusrežiimiga metsades ja üle 7ha VEP (seaduse järgi ei ole enam VEP-d) hulk neis. Seejuures tuleb silmas pidada, et paljud VEP-d on määratletud eraldise põhiselt ja tegelikkuses on üle 7ha suuruseid VEP-e märksa rohkem kui VEP andmebaas seda kirjetena näitab.

Tabel 1. Vääriselupaikade paiknemine ja kaitstus.

	Arv	Pindala (ha)	Eramets (ha)	Erametsa osakaal %
Metsamaal*	8546	22890,5	9754,8	42,6
Sihtkaitsevöönd	2223	6295,6	1389,1	22,1
Piiranguvöönd	1337	3261,6	1127,4	34,6
Hoiuala	546	2378,2	1769,6	74,4
Tulundusmets	5691	10955,1	5468,7	49,9

*liidetavate summa ei tule sama, kuna paljud VEPd jagunevad mitme kategooria vahel

Tabel 2. Üle 7ha vääriselupaikade paiknemine ja kaitstus

	Arv	Pindala (ha)	Osakaal metsamaast %	RMK arv	RMK (ha)	RMK osakaal %
Metsamaal*	542	8347	36,5	311	4154,1	49,8
Sihtkaitsevöönd	156	2473,1	39,3	132	1826,7	73,9
Piiranguvöönd	75	1195,5	36,7	56	889,2	74,4
Hoiuala	68	1597,6	67,2	19	224,1	14
Tulundusmets	229	2750	25,1	94	1076,5	39,1

*liidetavate summa ei tule sama, kuna paljud VEPd jagunevad mitme kategooria vahel

VEP-de kaitstus

Tulundusmetsades moodustavad alla 7ha pindalaga 5462 VEPI 63,9% kunagi inventeeritud VEP-de arvust, kuid pindalaliselt vaid 35,8% kunagi inventeeritud VEP pindalast. Seega võib öelda, et kaitsealade ja hoiualade moodustamisega on suudetud mitmeid suuremaid VEPE siiski kaitse alla võtta, mida kinnitab ka fakt, et hoiualadel asuvast 2378,2 ha VEP-st moodustavad 67,2% suurema kui 7ha pindalaga vääriselupaigad. Hoiualadel asuvate VEP-de kaitstusele on hetkel raske hinnangut anda, kuna hoiualade majandamise praktika pole veel Eestis välja kujunenud, kuid teoreetiliselt on metsaelupaikade kaitseks tehtud hoiualadel kaitseala valitsejal õigus raieid keelata. Kaitse on kindlasti tagatud sihtkaitsevööndites paiknevate VEPde puhul, mis moodustavad 27,5% kunagi inventeeritud VEPde pindalast, millest 39,3% moodustavad üle 7ha suurusega VEPd.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et kaitse on mingil moel tagatud 37,9% VEP-dest, mis asuvad sihtkaitsevööndites ja hoiualadel ja lisaks veel 33,3% e. 7620,6 ha riigimetsas paiknevates piiranguvööndite ja tulundusmetsade VEP-des. Lisaks on vabatahtlikud kaitselepingud sõlmitud 500 ha (2,2%) erametsamaal paiknevate VEP kaitseks. Seega kokku 73,4% kunagi inventeeritud VEP-st on mingil moel kaitstud. Üle 7 ha suurustest VEP-st on mingil moel täna kaitstud 75,3% VEPst. Eramaal asub täna piiranguvööndis ja tulundusmetsas kokku 24,7% e. 1979,8 ha üle 7ha suurustest VEP-st, mis on ei ole kaitse alla, ega oma enam ka vääriselupaiga staatust metsaseaduse silmis. Kaitsealade moodustamisega on 14,4% VEP-st sattunud piiranguvöönditesse, kus vääriselupaikade kaitsele eraldi tähelepanu pole võimalik pöörata e.

nende säilimine pole tagatud. Riigimetsas peab nende kaitse toimuma lähtuvalt FSC sertifikaadist.

Ettepanekud

- 1) **Loobuda VEP mõiste sidumisest konkreetse kaitsestaatusega.** Sisuliselt on tegemist informatiivse üksusega, mis kirjeldab mingi metsa väärtust sõltumata, selle paiknemisest kaitsealadel või majandusmetsas. Kaitsekeemid peaksid kohalduma vääriselupaiga tunnustele vastavatele metsaosadele majandataval metsamaal, kui on vajalik võib rakendada ka pindalal piiranguid jne.
- 2) **Kaotada seadusandluses vääriselupaiga määratlusest 7 ha pindala piirang ja sätted, mis piiravad vääriselupaiga esinemise vaid tulundusmetsaga.** Sellisel piirangutel puudub sisuline põhjendus, kuna VEP on informatiivne kirjeldav üksus, mis sõltub metsa väärtusest.
- 3) **Korraldada edaspidi VEP kaitse looduskaitse seaduse alusel.** Kuna vääriselupaiga näol on tegemist haruldaste ja ohustatud liikide kaitsega, siis on loogiline, et see kuulub ka looduskaitse seaduse alla.
- 4) **Muuta VEP kaitse piiranguvööndites sunduslikuks.** Luua mehhanism, mis lubaks kaitseala valitsejal PV-s raiet keelata, kui see ohustab vääriselupaiga säilimist (puudutab ca 3261,6 ha VEPe)
- 5) **Piirata eramaade vabatahtlikku lühikesele ajaperioodile keskendunud kaitsekeemi kasutamist.** Kasutada seda vaid lühiajaliselt oluliste suksessiooniliste VEPde, nagu põlendikud, tormimurrud, kopraülejutused säilitamiseks. Vajadusel pannes neile pindala piirangu.
- 6) **Üle 7 ha suuruste VEPde kaitseks luua väikesepindalised hoiualad arvates need Natura 2000 võrgustikku.** Tagada kaitse 1673,5 hektarile eramaadel paiknevatele suurtele vääriselupaikadele, mis täna asetuvad väljaspool igasugust kaitset.
- 7) **Metsaregistris paikneva vääriselupaikade andmestiku kaasajastamise korraldamine.** Tagada paindlik mehhanism, mis lubaks VEP andmebaasi uuendada lähtuvalt reaalsest muutustest looduses ja korrigeerida täna registris leiduvad vigased kirjed. Selleks tuleb VEP määramisõiguse ja registrisse ligipääsu omavate inimeste ringi laiendada ja näha Keskkonnaameti vastutavatele inimestele ette täiendavat ressursi VEP ekspertiiside ja registrikannete tegemiseks.
- 8) **Suurendada metsakorraldajate teadlikkust ja oskusi potentsiaalseid VEP-e ära tunda.** Hinnanguliselt on 50% VEPst seni registreerimata. VEP lühikoolitus peaks olema osa metsakorraldajate ettevalmistusest ja üks osa litsentseerimise aluseks olevast eksamist.
- 9) **Erandkorras viia VEP-de inventuur läbi ca 360 000 ha jätkuvalt riigiomandis olevatel õigusvastaselt võõrandatud maal ja panna eraomandisse minevate metsade puhul tingimuseks vääriselupaikade säilitamise.**

Kirjandus

1. **Andersson, L., Matverk, R., Külvik, M., Palo, A., Varblane, A., 2003.**
Vääriselupaikade inventuur Eestis 1999-2002. Regio AS, Tartu, 112 lk + 80 lk.
2. **EELIS 2009.** Kaitsealuste objektide kihid. 20. mai. 2009.
3. **Kohv, K. 2007.** Ettekanne seminaril „Kõrge kaitseväärtusega metsade majandamine - seadustest- praktikani! 4.detsember 2007. Otepää , Asub ELFs.
4. **Metsaregister 2009.** Korraldatud metsamaa ja vääriselupaikade andmed. ÜVA 11.mai.2009.
5. **RTI, 04.07.2006, 30, 232.** Metsaseadus 2006.
<http://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=1044018> (25.aug. 2009)
6. **RTI, 15.11.1993, 69, 990.** Metsaseadus 1993. Elektrooniline Riigiteataja.
<http://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=28595> (25.aug.2009)
7. **RTI, 23.12.2008, 56, 314.** Metsaseadus 2008.
<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13119089> (25.aug. 2009).
8. **RTI, 30.12.1998, 113/114, 1872.** Metsaseadus 1998.
<http://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=33469> (25.aug. 2009).
9. **RTL 2009, 18, 218.** Vääriselupaiga klassifikaator, valiku juhend, vääriselupaiga kaitseks lepingu sõlmimine ja vääriselupaiga kasutusõiguse arvutamise täpsustatud alused, (25.aug. 2009)

I osa ettepanekud MAK protsessi jaoks

II ekspertseminari tulemus

- 1) Olemasolev rangelt kaitstavate metsade võrgustik looduslikult arenevate vanade metsade elustiku kaitseks ei ole tüpoloogiliselt esinduslik, vajakud on laane-, salu- ja soovikumetsade tüübirühmades.**

Ettepanekud

- 4) Sätestada arengukava ühe eesmärgina: Likvideeritakse rangelt kaitstavate metsade võrgustiku tüpoloogilised vajakud.
 - 5) Korraldada kaitse viisil, mis lubaks range kaitse rakendamist Loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpidele, mis paiknevad hoiualadel (ca 5124ha) ja kaitsealade ning püsielupaikade piiranguvööndites (12521ha):
 - 6) Rakendada vanade ja kõrge loodusväärtusega metsade kaitse korraldamiseks kaitsealapõhiseid metsainventuure ja väärtustel põhinevat metsamajandamiskava, mis hõlmaks kõiki maaomanikke. Metsamajandamiskava peaks olema osa kaitsekorralduskavast. Kaitse-eeskirjad tuleb viia kujule, mis lubaksid valitsejal vastavast majandamiskavast lähtuvalt tingimuste seadmist.
 - 7) Väljaspool kaitsealasid tuleb olemasolevate loodusväärtuste andmete alusel võtta täiendavalt kaiste alla metsasid, kus on veel säilinud looduslähedasi või looduslikke metsamassiive või kuhu on kontsentreerunud haruldaste ja ohustatud liikide elupaigad.
 - 8) Tuleb analüüsida olemasolevate kaitsealuste metsade ruumilist paiknemist ja hinnata kogu kaitsealade võrgustiku funktsionaalsust ja määratleda võrgustiku toimimise seisukohast kõige kriitilisemad piirkonnad.
-
- 2) Täna pole tagatud paljude olemasolevate kõrge loodusväärtustega metsakoosluste säilimine**
 - 1) Kaitsealade piiranguvööndite metsade majandamine peab muutuma paindlikumaks ja võimaldama piiranguvööndis väärtuslike metsaosade säilitamist, lisaks lõppraiatele on olulised ka vahekasutusraied.
 - 2) Maksimaalselt tuleb haarata kaitse alla kõrge loodusväärtusega Natura 2000 varialad.
 - 3) Loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpide ühtse majandamise tagamiseks on vajalik majandamisjuhiste kinnitamine ametlikul kujul.

2.1) Vääriselupaiga kriteeriumitele vastavate metsade kaitse ei ole tagatud kaitsealade piiranguvööndites ja erametsades, kus vabatahtlike kaitselepingute sõlmimine ei ole kunagi arvestatavas mahus käivitunud.

- 1) Vääriselupaikadega seonduv regulatsioon tuleb viia Looduskaitseseadusesse. Kaotada vääriselupaiga mõistest 7ha pindala tingimus ja tingimus selle paiknemise kohta tulundusmetsas. VEP kaitset tuleb hakata korraldama kaitsealuse objektina.
- 2) Lõpetada vääriselupaikade kaitse erametsades riigile kallite ja kaitse seisukohast ebaefektiivsete vabatahtlike kaitselepingute alusel. Kaitsta VEPI kaitsealuse objektina ja kompenseerida see omanikule sarnastel alustel tänastele NATURA aladele jäävate erametsadega.
- 3) VEP kaitse piiranguvööndites tuleb tagada sõltumata omandivormist (3261,6 ha) ja VEP suuruselt.

3. Puudub info paljude kõrge loodusväärtusega metsade paiknemise kohta (umbes 50% VEPE on registreerimata ja jätkuvalt riigiomandis olevate õigusvastaselt võõrandatud maade kohta on olemasolev info lünklik)

- 1) Inventeerida jätkuvalt riigiomandis olevate õigusvastaselt võõrandatud maade metsad väljaspool kaitsealasid ja teha ettepanekud täiendavate kaitsealade moodustamiseks ja välistada VEP-dega metsade eraomandisse minemine.
- 2) Metsaregistris paikneva vääriselupaikade andmebaas tuleb korraldada, et see kirjeldaks reaalselt olukorda looduses. Samuti tuleb paremini korraldada registri pidev uuendamine
- 3) Koolitada pädevad eksperdid Keskkonnaameti süsteemis LD elupaigatüüpide jt. kõrge loodusväärtusega metsade ja haruldaste ning ohustatud liikide määratlemiseks, vastavate kaardikihtide parandamiseks, kaitsekorralduslike võtete kavandamiseks ja kaitsealuste objektide valitseja kaalutusotsuste ettevalmistamiseks metsamajanduslikes küsimustes.
- 4) Suurendada metsakorraldajate teadlikkust ja oskusi kõrge loodusväärtusega metsade ära tundmiseks.

II Osa – metsade struktuur ja elurikkus

Surnud puit ja elurikkus

Kaupo Kohv – Eestimaa Looduse Fondi metsaspetsialist

Surnud puidu tähtsust metsaökosüsteemi terviklikkuse ja liigirikkuse tagamisel on raske üle hinnata. Surnud puud ja elusate puude surnud osad on metsades sama loomulik ning vajalik komponent kui elus puud. Üldistatult võib öelda, et parasvöötme looduslikes metsades moodustab surnud puit metsa tagavarast ca 20% ja ligikaudu 50% liikidest on ühel või teisel moel seotud surnud puiduga (Bobiec et al. 2005), kusjuures neljandik liikidest sõltuvad surnud puidust otseselt (Siitonen 2001). Keskmine surnud puidu (>10cm diameetriga) kogus looduslikes parasvöötme metsades ca 120m³, olles erinev sõltuvalt puuliikidest ja kasvukohatüübi viljakusest (Bobiec et al. 2005), kuid jäädes enamasti 80-200 m³/ha vahemikku (Nilsson et al. 2002). Surnud puit on vanade ja suurte puude kõrval üks enim kasutatavaid metsade looduslikkuse hindamise karakteristikuid. Surnud puit esineb väga erinevates vormides: surnud seisvad puud, tüügaspuud, tuuleheite puud, lamapuit, suured surnud oksad, kännud, lisaks on suur osa surnud puidust seotud elusate puudega (puude sisesed kõdunevad osad). Elustiku seisukohast on äärmiselt oluline, mis liiki puu surnud puiduga on tegemist, millises lagunemisfaasis konkreetne puit on, millises kasvukohas asub, kas on päikesele avatud jne. Surnud puidu peamised funktsioonid metsamaastikul on järgmised :

- 1) pakkuda elupaiku erinevatele seene-, taime- ja loomaliikidele;
- 2) suurendada ökosüsteemi aineringe efektiivsust ning ökosüsteemi veemahutavust.

Eestis on surnud puidu ja sellega seotud elustiku temaatikat peamiselt uurinud erinevad Tartu Ülikooli (Asko Lõhmus, Jaan Liira, Jaanus Paal jt) ja Eesti Maaülikooli (Kalev Jõgiste, Kaljo Voolma) töögrupid, olles rohkem keskendunud surnud puidu koguste ja surnud puidu ning elustiku vaheliste seoste kirjeldamisele, autorile teadaolevalt on Eestis surnud puidu ja aineringe vahelisi seoseid Tartu Ülikooli teadlaste poolt uuritud, kuid tulemusi pole siiani formuleerida (Loolaid *pers. komment.*).

Surnud puidu tähtsus elustiku jaoks

Surnud puit on üks võtmelemente metsade elurikkuse säilmisel. Surnud puidu kui elupaigaga on seotud 20-25% metsades elavatest liikidest (Siitonen 2001). Surnud puit on oluline elupaik ja substraat eelkõige eostaimede (samblikud, samblad, vetikad, sõnajalad), seente ja putukate jaoks. Lisaks loovad surnud puud ajutisi kasvukohti mitmete taimeliikide jaoks ja on mitmetes kasvukohatüüpides oluline substraat metsa järelkasvule (Bobiec et al. 2005; Esseen et al. 1997). Viimased aastad on toonud esile ka surnud puidu olulisuse vooluveekogude kalastikule ja teistele vees elutsevatele liikidele (Degerman et al. 2004). Kui suurem osa liike on seotud keskmiselt lagunenenud puiduga, siis haruldasemad ja rohkem ohustatud liigid seostuvad just hilisemates lagunemisstaadiumites ja suure diameetrilise surnud puiduga, mis on iseloomulik just vanadele loodusemetsadele (Ehnström 2001). Peamised tegurid, mis määravad surnud puidu elustiku on puu liik, puidu lagunemisaste ja seened, mis puitu lagundavad. Lisaks on väga oluline surnud puidu tüüp (tüügas, lamapuit, tuuleheide jne) ja surnud puidu läbimõõt (Lõhmus ja Lõhmus 2001; Rajandu et al. 2009). Puu lagunemine võtab aega aastakümneid ja sellega paralleelselt muutub pidevalt ka organsimide kooslus, mis antud puul elab (Siitonen 2001). Ökoloogias eristatakse selgelt nelja erinevat suktsessioonilist astet, mis on seotud puidu

lagunemisstaadiumitega, kusjuures igale astmele on iseloomulik täiesti isenäoline putuka, seene, sambla ja sambliku kooslus (Esseen et al. 1997). Näiteks määravad eri lagunemisstaadiumis puidul kasvavad seeneliigid olulisel määral putukakoosluse. Surnud puiduga seotud liigigruppidest on arvukamad seened ja putukad. Soome boreaalses osas on puitu lagundavaid seeni ca 1500 ja surnud puiduga seotud putukaid 1880- 2880 liiki. Eestis on puiduseente uurimisega tegelenud Erast Parmasto ja viimastel aastatel Asko Lõhmuse töögrupp. Lõhmuse töögrupi esialgsete tulemuste põhjal võime täna väita, et torikseente üldise liigirikkuse seisukohast on oluline üle 10 cm diameetriga lamapuidu iga lisanduv tihumeeter, kuni üldmahuni vähemalt 25 tm/ha. See tähendab, et iga lisandunud tihumeetriga muutub elupaik sobivaks rohkemale arvule liikidele kui olukorras, kus surnud puidu kogus on juba üle 30 või 40 tihumeetri hektari kohta (Lõhmus *et al.* avaldamata). Nii seente kui putukate puhul on erinevad uuringud toonud välja just üle 20 cm läbimõõduga surnud puidu olulisuse paljude liikide jaoks (Bader et al. 1995; Stokland ja Kauserud 2004; Wikars 2004).

Sammalde ja samblike puhul on palju nn. fakultatiivseid liike, mis kasvavad nii surnud puidul kui teistel substraatidel. Soome boreaalses metsavööndis on hinnanguliselt surnud puidu kui substraadiga obligatoorselt seotud ca 50 samblikuliiki ja 20 samblaliiki (Siitonen 2001). Eestis on teistest liigigruppidest veidi enam uuritud sammalde ja samblike seost eri tüüpi surnud puiduga. Nii näiteks leidis Inga Jüriado koos kolleegidega (Jüriado et al. 2003), et 209 uuritud samblikuliigist 19 esinesid ainult surnud puidul. Asko ja Piret Lõhmuse (Lõhmus ja Lõhmus 2001) uuringust turvasmuldadel kasvavate metsade elusatel ja seisvatel surnud puudel kasvavatest samblikest ilmnis, et 25% puutüvedel kasvavatest samblikest on seotud surnud puudega ning lisaks rõhutasid autorid vajadust senisest enam pöörata tähelepanu surnud puude liigilisele päritolule. Sammalde liigilist koosseisu Lõuna-Eesti sinilille männikute tüügastel ja lamapuidul on põhjalikult käsitletud Elle Rajandu J. Paali tööruhmast (Rajandu et al. 2009), kes tõi välja, et kuigi üldine liikide arv võib puutüügastel majandusmetsas olla isegi suurem kui looduslähedastes metsades, siis on majandusmetsas esinevate liikide puhul enamasti tegemist liikidega, mis on väga tavalised ja ei ole obligatoorselt seotud surnud puiduga, e. nad võivad kasvada ka teistel substraatidel.

Selgroogsetest on surnud puidust otseselt sõltuvaid liike ca 35. Näiteks surnud puidus elutsevatest putukatest toituvad rähnid (kolmavarvas- rähn, valgeselg-kirjurähn, väike-kirjurähn). Per Angelstami tööriühm Rootsis (Angelstam et al. 2003) leidis valgeselg-kirjurähni elupaiga nõudlust uurides, et metsamaastikul peaks olema vähemalt 20 m³ üle 10cm läbimõõduga seisvat surnud puitu, et tagada sellele konkreetsele liigile sobilik elupaik. Surnud puiduga võib otseselt seotuks lugeda ka liigid, kes sõltuvad puuõõnsuste olemasolust (lendorav, nahkhiire liigid, metsnugis, õõnespesitsejad linnuliigid) (Remm 2008; Siitonen 2001). Õõnespesitsevate lindude õõnevajadust on Eestis uurinud Jaanus Remm, kes oma tööd jätkanud lendorava uurimisega koostöös Uudo Timmiga. Mõlemal juhul on ilmsiks tulnud asjaolu, et Eesti metsades on sobivate õõnsuste puudumine oluline õõnespesitsejate arvukust piirav tegur (Remm 2008; Timm 2006).

Erinevad uuringud on kinnitanud surnud puiduga seotud liikide arvu negatiivset seost laiuskraadidega (Siitonen 2001), mistõttu võib eeldada, et Eestis on surnud puiduga seotud liikide arv vähemalt sama suur kui Soome boreaalsetes okasmetsades, eriti kui arvestada meil esinevate laialehiste metsade fragmentidega. Surnud puidu tähtsusest haruldaste ja ohustatud

liikide jaoks annab aimu fakt, et Soome ohustatud 727 liigist ligikaudu 43,6% puhul oli oluliseks ohuks surnud puidu koguste vähenemine metsades. Eestis puuduvad meil täna terviklikud hinnangud just surnud puiduga seotud liikide arvu kohta, samuti pole Punane Nimestik surnud puidu vähenemist kui ohutegurit eraldi välja toonud.

Kui palju on surnud puitu Eesti looduslikes metsades ja majandusmetsades

Looduslikes metsaökosüsteemides toimub pidev puude loomulik suremine, mistõttu on koosluses alati suhteliselt suur kogus surnud puitu, mis pole veel täielikult lagunenu. Surnud puidu kogust ei saa pidada mingiks konstantseks suuruseks, kuna ka looduslikes süsteemides on see pidevalt muutuv, sõltudes sellest, kui palju aega on möödunud viimases häiringust, kasvukohatüübist, puuliigilisest koosseisust jne. Kuid kuna looduslikust süsteemist liiguvad puud füüsiliselt välja väga väiksel määral (jõgede ja järvede kaldapuistud jne), siis on surnud puit teatud minimaalses koguses siiski alati olemas. Ka suurte põlengute järel on iseloomulik suure hulga surnud puidu teke, kuna põlemine reeglina vabastab ja viib süsteemist välja vaid osa kogu biomassist. Oluline on, et eri puuliikides, erineva suurusega ja lagunemisastmega surnud puidu olemasolu on omane kogu looduslikule metsamaastikule ning sellega seotud metsaelustik väga arvukas, varieeruvate elupaiganõudmistega ja mängib ökosüsteemi funktsionaalsuses kesksel rollil. Seega on majandatavates metsades elurikkuse hoidmise seisukohast äärmiselt oluline defineerida, millist tüüpi surnud puidule peab tähelepanu pöörama ja milline kogus surnud puitu ja mis kujul tuleks kindlasti minimaalselt säilitada, et tagada liikidele omase elupaiga olemasolu pikas perspektiivis.

Surnud puit Eesti looduslähedastes ja majandatavates metsades

Seda kui palju on surnud puitu Eesti looduslikes metsades ei ole väga süsteemselt ja ühtse meetodikaga palju uuritud. Viimastel aastatel on teatud kasvukohatüübirühmade metsi süsteemselt sellest aspektist uurinud Asko Lõhmuse töögrupp ja samuti pakub juba mõned aastad tervet Eestit katvaid hinnanguid Eesti statistiline metsainventuur. Viimase meetodika ja lähemine on tulenevalt inventuuri eripärast mõnevõrra robustsem kui täpsematel teadusuuringutel. Keskmised surnud puidu (üle 10cm diameetriga surnud lamav ja seisev puit) kogused vanades looduslikes erinevates kasvukohatüübirühmade metsades on järgmised (Lõhmus ja Kraut *avaldamisel*):

Palumets - 36 m³/ha;
Laanemets – 144 m³/ha;
Salumets – 189 m³/ha;
Lodumets - 142 m³/ha.

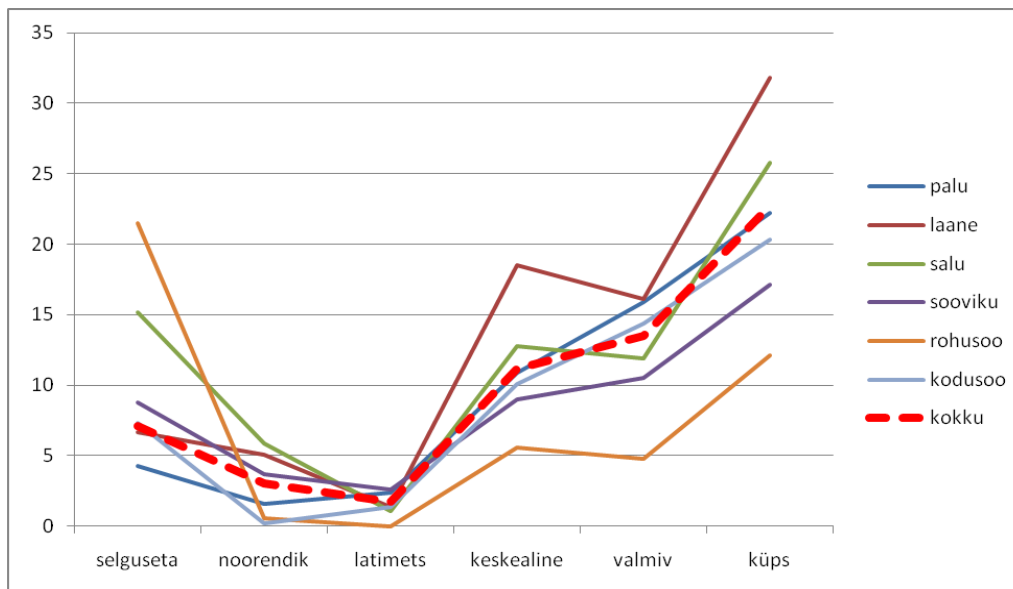
Siia kõrvale võib veel tuua (Kasesalu 2001) Järvelja ürgmetsa kvartalis tehtud mõõtmised, mille järgi on surnud puidu kogus seal keskmiselt ca 100 m³ hektari kohta, kusjuures maksimaalsed väärtused ulatuvad üle 200 m³ hektari kohta, mida kinnitasid ka Lõhmuse töögrupi mõõtmised salu ja laanemetsades (Lõhmus ja Kraut *avaldamisel*). Loomulikult on kehvemate kasvutingimustega metsades ka looduslik surnud puidu kogus väiksem võrreldes viljakate metsadega, mistõttu on mõistlik kaaluda diferentseeritud lähenemist surnud puidule ka majandusmetsades (Lõhmus ja Kraut *avaldamisel*). Eestis laiemalt levinud sekundaarsetes looduslikule arengule jäänud metsades, mis on kunagi olnud raiutud või põllumajanduslikus

kasutuses, on surnud puidu keskmised kogused 25-50 m³ hektari kohta (Lõhmus et al. 2004; Rajandu et al. 2009).

Majandamise tulemusel on parasvöötme ja boreaalsetes metsades surnud puidu ja eriti just üle 10 cm diameetriga surnud puidu kogused vähenenud märkimisväärselt, olles Lõuna- Soomes alla 3 m³ hektari kohta (Soome rahvuslik metsainventuur) ja Rootsis rahvusliku metsainventuuri andmeil on Rootsi hemi-boreaalsetes metsades keskmine surnud puidu kogus 3,5 m³/ha. Seejuures on rootslased esile toonud, et üle 32,5 cm diameetriga surnud puitu nende majandatavates hemiboreaalsetes metsades enam ei leidu (Fridman and Walheim 2000).

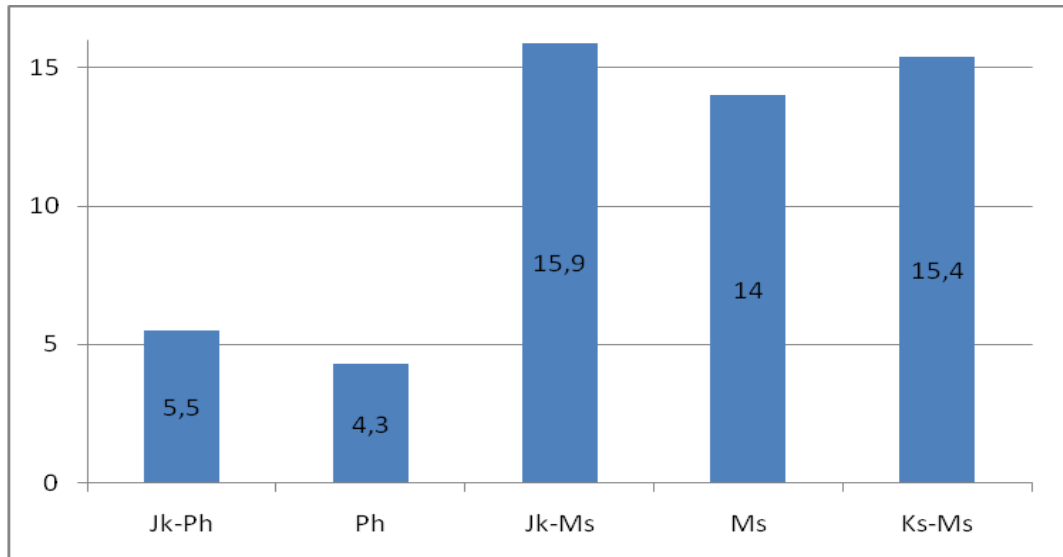
Eesti majandatavates metsades olevast surnud puidust annab ülevaate statistiline metsainventuur. SMI 2008 hinnangul on üle 8 cm diameetriga ja veel kütteväärtust omavat puitu keskmiselt 12,6 tihumeetrit hektari kohta (Adermann 2009). Hoiumetsades on see näitaja vaid veidi suurem e. 17,5 tihumeetrit hektari kohta. Viimase puhul on oluline silmas pidada, et hinnangus on sees kõik metsad sõltumata vanusest. Hoiumetsade struktuuriline vaesus on põhjendatav nende madala keskmise vanusega ja viitab nende suhteliselt keskmisele looduskaitselele väärtusele.

Metsanduslikult olulisemates kasvukohatüüpides kasvavates küpsetes metsades on keskmised surnud puidu kogused kõikjal üle 15 m³/ha kohta (vt joonis 1). Peale raieid toimub surnud puidu koguste ligikaudu 2-5 kordne vähenemine. Langus on kõige suurem salu- ja palumetsade tüübirühmas. Kusjuures eriti murettekitav on see, et selgusetaladel on üle 20 cm diameetriga surnud puidu riigimetsas vaid 3,4 tihumeetrit hektari kohta (Adermann 2009). Suurediameetriliste surnud puude vähesust kinnitavad ka Lõhmuse töögrupi mõõtmised, mis toovad esile suurediameetrilise surnud puidu vähesuse isegi küpsetes majandatavates metsades. Nii näiteks leidub üle 30 cm diameetriga lamapuitu looduslikes laanemetsades keskmiselt 26,6 m³/ha, kuid küpsetes majandusmetsades 4,7m³/ha, salumetsades on vastavad väärtused 35,5 ja 2 m³/ha.



Joonis 1. Surnud puidu koguse dünaamika erinevates tüübirühmades arenguklasside kaupa (Adermann 2008).

Eeldatavalt kõige problemaatilisema palumetsa tüübirühma lähemal vaatlemisel kahjuks selgub, et teistest kasvukohtadest on pohla kasvukohatüübi metsades surnud puudu kogused ligi 3 korda väiksemad langedes keskmiselt 4,3 tihumeetrini hektari kohta (vt. joonis 2) (Adermann 2009). Seda kinnitavad ka detailsemad uuringud (Kohv & Liira 2005; Lõhmus ja Kraut *avaldamisel*). Seega võib pohla kasvukohatüüpi pidada surnud puudu seisukohast kõige enam vaesunumaks. Põhjused peituvad siinkohal eelkõige pohlametsade väga kerges ligipääsetavuses, mis on muutnud nende intensiivse majandamise lihtsaks.



Joonis 2. Surnud puudu kogused palumetsa tüübirühma kasvukohatüüpides (Adermann 2009).

Kokkuvõtvalt võib öelda, et probleemseks tuleb Eestis pidada **suurediameetrilise surnud puudu väikest hulka majandusmetsades** ja palumetsades **struktuurilist vaesumist**, mis peegeldub surnud puudu vähesuses. Surnud puudu kogused kaitsealadel võiksid olla märkimisväärselt kõrgemad ja eeldatavalt need kogused hakkavad aja jooksul loodusliku puude suremise tõttu ka tõusma. Majandatavates metsades tuleb tähelepanu pöörata sellele, et keskmine surnud puudu kogus ei langeks ja erinevates kasvukohatüüpides peaks allesjätava surnud puudu hulk olema erinev sõltuvalt kasvukoha viljakusest.

Eesmärk

Tagada piisava koguse üle 30 cm diameetriga surnud puude jätmise erineva kasvukohatüübiga metsadesse, et tagada suurediameetrilistest surnud puudest sõltuva elustiku säilimine metsamaastikul.

Ettepanekud

- 6) Eristada seaduses surnud puud säilikpuudest
- 7) Viia metsasedusesse nõue üle 20cm diameetriga surnud puidu säilitamise kohta, vähemalt 10tm ha kohta
- 8) Tellida uuring kasvukohatüübist lähtuvate minimaalsete surnud puidu koguste määratlemiseks majandataves metsades ja viia need metsamajandamsie eeskirja;
- 9) Keelata raiejäätmete kogumine pohla kasvukohatüübis;
- 10) Kändude juurimise suhtes kujundada seisukoht peale vastavasisuliste uuringute valmimist, kuid kindlasti mitte lubada seda palumetsade tüübirühmas

Kirjandus

1. **Angelstam, P. K., Butler, R., Lazdinis, M., Mikusinski, G. and Roberge, J. M. 2003.** Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation - dead wood as an example. - *Annales Zoologici Fennici* 40: 473-482.
2. **Bader, P., Jansson, S. and Jonsson, B. G. 1995.** Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forest. - *Biological Conservation* 72: 355-362.
3. **Bobiec, A., Gutowski J.M., Zub, K., Pawlaczyk, P. and Laudenslayer, W. F. 2005.** The afterlife of a tree. - WWF Poland.
4. **Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. and Angelstam, P. 2004.** Large woody debris and brown trout in small forest streams- towards targets for assessment and management of riparian landscapes. - *Ecological Bulletines* 51: 233-239.
5. **Ehnström, B. 2001.** Leaving Dead Wood for Insects in Boreal Forests - Suggestions for the Future. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 91-98.
6. **Esseen, P.-A., Ehnstrom, B., Ericson, L. and Sjöberg, K. 1997.** Boreal forest. - *Ecological Bulletines* 46: 16-47.
7. **Fridman, J. and Walheim, M. 2000.** Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. - *Forest Ecology and Management* 131: 23-36.
8. **Jüriado, I., Paal, J. and Liira, J. 2003.** Epiphytic and epixylic lichen species diversity in Estonian natural forests. *Biodiversity and Conservation* 12[8], 1587-1607.
9. **Kasesalu, H. 2001.** Muutused Järvselja looduskaitsekvartali puistutes kuue aastakümne vältel. - *Metsanduslikud uurimused* 35: 74-88.
10. **Lõhmus, A., Kohv, K., Palo, A. and Viilma, K. 2004.** Loss of old-growth, and the minimum need for strictly protected forests in Estonia. - *Ecological Bulletines* 51.
11. **Lõhmus, P. and Lõhmus, A. 2001.** Snags, and their lichen flora in old Estonian peatland forests. - *Annales Botanici Fennici* 38: 265-280.
12. **Nilsson, S. G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J. M., Linder, P., Ljungberg, H., Mikusinski, G. and Ranius, T. 2002.** Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. - *Forest Ecology and Management* 161: 189-204.
13. **Rajandu, E., Kikas, K. and Paal, J. 2009.** Bryophytes and decaying wood in Hepatica site-type boreo-nemoral *Pinus sylvestris* forests in Southern Estonia. - *Forest Ecology and Management* 257: 994-1003.
14. **Remm, J. 2008.** Tree-cavities in forests: density, characteristics and occupancy by animals. University of Tartu.
15. **Siitonen, J. 2001.** Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. - *Ecological Bulletines* 49: 11-41.
16. **Stokland, J. and Kauserud, H. 2004.** *Phellinus nigrolimitatus*--a wood-decomposing fungus highly influenced by forestry. - *Forest Ecology and Management* 187: 333-343.
17. **Timm, U. 2006.** Lendorav, varjatud eluviisiga haruldus. - *Eesti Loodus* 2.
18. **Wikars, L.-O. 2004.** Habitat requirements of pine wood-living beetle *Tragosoma depsarium* (Coleoptera: Cerambycidae) at log, stand, and landscape scale. - *Ecological Bulletines* 51: 287-294.

Säilikpuud ja elurikkus

Kaupo Kohv – Eestimaa Looduse Fondi metsaspetsialist

Säilikpuu mõiste jõudis Eesti seadusandlusse 1998. a. vastuvõetud metsaseadusega ja on seal püsinud tänaseni (RTI, 30.12.1998, 113/114, 1872). 1998 a. metsaseaduses ja samuti 2006. aastal vastuvõetud metsaseadus käsitleb säilikpuid järgmises tähenduses: säilikpuudeks jäetakse eriti jämedate puidusortimentide saamiseks sirgeid ja hästi laasunud tüvega, hea tervisliku seisundiga ning elujõulisi mände, arukaski või kõvu lehtpuid (RTL, 09.01.2007, 2, 16). Aastal 2008 muudetud metsaseadus (RTI, 23.12.2008, 56, 314) võrdsustab säilikpuu ja elustiku mitmekesisuse säilitamiseks jäetavad puud: „säilikpuud ehk elustiku mitmekesisuse tagamiseks vajalikud puud või nende säilinud püstiseisvad osad tüvepuidu kogumahuga vähemalt viis tihumeetrit ühe hektari kohta“

Viimase muudatusega lähenes seaduses toodud säilikpuu definitsioon oluliselt praktikute (Riigimetsa Majandamise Keskus ja Eesti rahvuslik FSC standardi mustand (Oja 2008) poolt kasutatavale tähendusele. Tõsiseks sisuliseks erinevuseks on jäänud, et seadusandlus loeb säilikpuude hulka seisvad surnud puud, kuid praktikas mõeldakse säilikpuu all elusaid lageraie lankidele kasvama jäetavaid puud. Käesolevas tekstis kasutatakse säilikpuu terminit järgmises tähenduses: uuendusraie käigus elurikkuse säilitamiseks kasvama jäetud puud, mida ei raiuta ka tulevikus. Säilikpuudest eraldi käsitletakse elurikkuse hoidmiseks vajalike seisvate ja lamavate surnud puude temaatikat.

Säilikpuudele esitatavad nõuded täpsustab metsamajandamise eeskirja paragrahv 13 (RTL, 09.01.2007, 2, 16):

- (1) Kasvavaid säilikpuid või nende säilinud püstiseisvaid osi tuleb lageraielangil säilitada tüvepuidu kogumahuga vähemalt viis tihumeetrit ühe hektari kohta.
- (2) Säilikpuud valitakse erinevate puuliikide esimese rinde suurima diameetriga puude hulgast, eelistades kõvalehtpuid, mände ja haabasid, samuti eritunnustega nagu põlemisjälgede, õõnsuste, tuuleluudade või suurte okstega puud.
- (3) Suurematel raiesmikel säilitatakse säilikpuud gruppideks.
- (4) Säilikpuud koristamisele ei kuulu ja jäävad metsa alaliseks.

Kõikide metsaseaduste juures on säilikpuud seotud selgelt lageraiega ja ei laiene teistele uuendusraie võtetele.

Säilikpuude elustikku ja nende säilimise temaatikat on Eestis põhjalikult uurinud Raul Rosenvald, kes kaitses 2008. aastal Eesti Maaülikoolis vastaval teemal doktori väitekirja (Rosenvald 2008). Alljärgnev ülevaade säilikpuude ökoloogilisest rollist metsaelustiku hoidmisel ja enamuse soovitusi lähtuvadki Raul Rosenvaldi ja Asko Lõhmuse looduskaitsebioloogia töörühma teiste liikmete poolt läbi viidud uuringutest ja avaldatud teadusartiklitest. Kuna enamuse teksti toetub Rosenvaldi doktoritööle, siis edasises tekstis talle enam eraldi ei viidata.

Säilikpuude roll metsamaastikul

Uuendusraiate käigus säilitatavatel puudel on kolm põhilist looduskaitse-eesmärki:

- 1) aidata organismidel üle elada periood järgmise metsapõlvkonna tekkeni,
- 2) pakkuda spetsiifilisi elupaiku metsaliikidele järgmises metsapõlvkonnas ja häiringuliikidele raiesmikel,
- 3) suurendada liikide levimisvõimalusi maastikul.

Säilikpuude puhul on esmane eesmärk soodustada organismide ellujäämist. Erinevad teadusuuringud üle maailma lubavad kindlalt väita, et säilikpuude jätmine vähendab liikide suremust, kuid positiivne mõju on liigirühmiti erinev. Säilikpuud suurendavad raiejärgset ellujäämist eelkõige ektomükoriisetsel seentel, epifüütsetel samblikel ja väikestel maapinnaloomadel, vähem aga mõjutavad sammalde ja soontaimede ellujäämist. Sama kinnitas ka Eestis läbiviidud originaaluuring epifüütide ellujäämisest 85-l Eesti raiesmikul, kus säilikpuude epifüütsetest samblikest oli kaks aastat pärast raiet kahjustatud keskmiselt 2%, kuid sammaldest 60% (Lõhmus *et al.* 2006). Samuti oli liigirühmade kahjustuste tagamaad erinevad. Samblike seas leidis lihtsalt tundlikke liike, kes olid kahjustatud nii raiesmikel kui ka metsas. Samblad aga olid kahju saanud just raie tagajärjel: uuringus oli mitu liiki kannatada saanud ainult raiesmikel, metsas olid nad elujõulised.

Teine eesmärk –pakkuda elupaiku. Enamuse teadusuuringute hinnangul parandas säilikpuude jätmine häiringutega kohastunud liikide, eriti putukate ja lindude elutingimusi raiesmikel lühikeseks ajaks. Vanale metsale iseloomulike liikide võimalused elutseda uuenenud küpses metsas – s.o. elupaikade pakkumine pikaks ajaks – paranevad uuringute järgi peaaegu alati tänu säilikpuudele. **Majandusmetsades on see säilikpuude jätmise eesmärk ilmselt kõige olulisem. Kuna majandusmetsades on raiering üldjuhul tunduvalt lühem kui loodusliku puistu elutsükkel, siis vanade puude olemasolu suurendab seda perioodi, mil metsaliigid saavad puistut kasutada.** Näiteks samblad, kes muidu edenevad raiesmikel kehvasti, on ühe Eesti uurimuse kohaselt võimelised levima ümbritsevatest puistutest noorde puistus, kui seal leidub piisavalt sobivat jämedat substraati (Lõhmus ja Lõhmus 2008). Põhja-Ameerikas on leitud, et mõnede ohustatud liikide, nagu tähnikkaku (*Strix occidentalis*) või männikirjurähni (*Picoides borealis*) populatsioonid on majandatavates metsades elujõulised üksnes siis, kui seal leidub suuri eelmise metsapõlvkonna puid.

Kolmandat eesmärki - levimisvõimaluste suurendamist maastikul pole maailmas siiani veel uuritud.

Säilikpuude efektiivsus elurikkuse säilitajana

Elustiku säilimise edukus oleneb teadusuuringute järgi alati säilikpuu liigist. Üldjuhul on igale puuliigile omane teatud elustik. Seega on vajalik jätta alles eri puuliike, kuigi mõned puuliigid on (eriti maastiku tasemel) elustikule suurema väärtusega kui teised. Ka uurimuses epifüütide ellujäämisest ilmnes, et haaval ja saarel on samblikke rohkem ning need säilivad paremini kui teistel puuliikidel (Lõhmus *et al.* 2006). Raiesmike linnustiku uuring näitas, et mida varieeruvam

on säilikpuude liigiline koosseis, seda liigirohkem on sealne linnustik ning õõnelinde leidub arvukamalt (Rosenvald ja Lõhmus 2007).

Maailmas läbiviidud uuringud viitavad, et tihedamalt ja grupiti jäetud säilikpuud suurendavad kasu elustikule. Eri liigirühmadele ja liikidele on puude tiheduse suurenemise mõju erinev. Näiteks tundlikumatele sammaldele, rohttaimedele või lendoravale pole kasu, kui ka 20% puudest on alles jäetud, ent kui see suhtarv on 30–50, võivad kahjustused olla väikesed. Siiski, kõige tundlikumatele liigirühmadele (nt. maksasamblad) on ka peaaegu poolte puude säilitamisest vähe ja nende kaitseks tuleks rakendada teisi meetmeid. Teadusuuringute põhjal võib väita, et positiivne mõju elustikule ilmneb, kui alles on jäetud üle 15% puudest.

Säilikpuude tiheduse mõju on hinnatud Eesti linnustikule 77 Eesti raiesmikul. Leiti, et kaitsekorralduse poolest olulisi linnuliike leidis rohkem tihedama puude asetusega raiesmikul, samas ei mõjutanud see kuigivõrd linnustiku üldisi näitajaid – arvukust ja liigirikkust (Rosenvald ja Lõhmus 2007). Üldiselt edenevad puude rühmades paremini varjulembesed ning tallamistundlikud liigid. Ent selleks, et hoida metsa sisekliimat tervenisti, peaks puude rühm võtma enda alla üle ühe hektari, kuid niisugune praktika oleks mõeldav vaid Põhja-Ameerikas ja Siberis. Siiski tasuks ka Eestis suurematel raiesmikel jätta osa puid alles rühmadena. Sageli on arvatud ka, et säilikpuude mõju elustikule oleneb metsa kasvukohatüübist. Seda peetaksegi erinevates uuringutes oluliseks, kuid kogu maailmas puuduvad sellekohased konkreetset uurimused. Asko Lõhmuse töögrupi poolt läbi viidud originaaluuringud seda hüpoteesi ei kinnitanud: ei ilmnenu kasvukohatüübi ja säilikpuude arvu koosmõju linnustiku arvukusele ega liigirikkusele ning sagedasema häiringurežiimiga kasvukohatüüpides ei püsinud säilikpuud paremini (Rosenvald *et al.* 2008; Rosenvald ja Lõhmus 2007).

Säilikpuude ellujäämus raiesmikel

Säilikpuude hukkumine tuule tõttu on omärkimisväärne. Kuigi üks säilikpuude lisaeesmärk on tekitada pidevalt jämedat surnud puitu, siis järgmistesse metsapõlvvedesse on siiski vaja ka vanu elavaid puid. Puude suremust saab vähendada, kui säilikpuudeks valida teatud omaduste või asukohaga puud. Säilikpuude säilivust käsitlevas uuringus (Rosenvald *et al.* 2008) hukkus kuue raiejärgse aasta vältel raiesmikel kokku 35% puudest. Aja jooksul aastane suremus vähenes (esialgselt 10%-lt kuuenda aasta 3%-ni). Tuulekahjustused hõlmasid 90% suremusest. Kõige paremini püsisid laialehised puuliigid (saar, jalakas, künnapuu, tamm ja vaher) ning pehmelehtpuudest sanglepp. Pehmelehtpuudel (pärn, lepad, paju ja haab) säilivad paremini suurema diameetriga puud, kaskedel aga väiksema diameetriga puud. Säilivust suurendas suurem puude tihedus raie järel ja vähem avatud maastik. Oluline lisategur oli puu asend: paremini säilisid varasemates metsaservades (põldude, teede ja varasemate raiesmike ääres) kasvavad puud, mis on aja jooksul tuultega kohastunud ning praeguste metsaservade lähedal asuvad puud. Kõige paremini tuule eest kaitstuks osutusid põhiliste tuulte suundade poolt (läänekaarest) metsaga varjatud puud. Metsa servas asuvatel säilikpuudel edeneb paremini ka teatud osa elustikust, kuid lagedate alade servas asuvad puud ei kõlba tõenäoliselt kunagi substraadiks tundlikumatele liikidele, mis vähendab nende väärtust elustiku jaoks.

Kuna säilikpuude suremus aja jooksul väheneb võib prognoosida, et säilikpuude suremus saavutab 30 (40) aasta pärast metsapuudega sarnase suremuse (0,5% aastas) ja jääb siis sellele tasemele. Sellise lähenemise korral oleks parima stsenaariumi järgi saja aasta pärast alles 22–29% säilikpuudest, halvima järgi 9–15%. Seega, et elustiku jaoks piisav hulk puid säiliks pikemas aja perspektiivis, siis tuleks nende algset arvu vastvalt suurendada.

Kui palju säilikpuid lankidele jääb ja mis puuliikidega on tegemist

Teatud pildi sellest, kui palju Eestis raielankidele säilikpuid jäetakse annab meile Statistiline metsade inventuur (edaspidi SMI) (Adermann 2009). Säilikpuudeks on SMI hinnangutes arvatud kõik kasvavad puud selguseta aladel ja metsata metsamaal, mille rinnasdiameeter on üle 20cm. Täiendavalt vaadati ka noorendikes kasvavaid eelmise põlvkonna puid. Alljärgnevalt toodud numbritesse tuleb suhtuda ettevaatusega, kuna veahinnangud küünivad kohati väga suureks, iseloomustades antud aspekti suurt üle-eestilist varieerumist. Samuti on oluline märkida, et SMI ei saa eristada säilikpuid seemnepuudest, mis võib mõnevõrra numbreid tegelikkusest suuremana näidata.

Tabel 1. SMI 2008 (Adermann 2009) andmetel metsata metsamaal (selguseta ala+metsata metsamaa) ja noorendikes kasvavate üle 20cm rinnasdiameetriga puude hektari tagavara.

Metsata metsamaa						
	Kokku		RMK		Teised valdajad	
	tm/ha	Viga (%)	tm/ha	Viga (%)	tm/ha	Viga (%)
mänd	10	65,3	9,1	86,1	10,7	91,2
kuusk	9,9	50,5	11,4	79,2	8,9	66,3
kask	16,8	44,4	17,2	69,8	16,5	57,5
haab	5,7	158,4	3,2	207,5	7,1	197,3
sanglepp	0	0	0	0	0	0
hall lepp	22	79	13,1	253,9	22,7	81
teised	0	0	0	0	0	0
keskmine	12,1	27,3	11,5	43,8	12,5	34,9
Noorendikud						
	Kokku		RMK		Teised valdajad	
	tm/ha	Viga (%)	tm/ha	Viga (%)	tm/ha	Viga (%)
mänd	3,3	87,1	3,3	136,7	3,2	93,7
kuusk	9,2	77	8,2	108,6	11,2	112,4
kask	8,3	56,2	7,5	113,3	8,8	63,7
haab	18,1	50,3	11,9	118,8	20,5	55,9
sanglepp	1,1	153	0,9	207,4	1,5	241,1
hall lepp	17,1	63,1	0		19,8	62,3
teised	5,5	158,4	9,1	196	5,2	179,1
keskmine	9,5	28,7	6,3	62,4	11,6	32,6

Eestis jääb lageraie lankidele keskmiselt üle 10 tm elusaid üle 20 cm rinnasdiameetriga puid ka juhul kui halli leppa säilikpuu kriteeriumitele mittevastavaks lugeda (vt table 1). Viimaste aastate raiete puhul (täna metsata metsamaa) puhul on majanduslikult olulisemate puuliikide (mänd, kuusk, kask) säilikpuudeks jätmise praktika era ja riigimetsas sarnane. Suurem erinevus ilmneb haava ja halli leppa jätmise osas, mida erametsades jäetakse olulisemalt rohkem kui riigimetsas. Üheltpoolt tuleneb see kindlasti vastavate puuliikide suuremast osakaalust erametsades, kuid väiksemal määral oluline on riigimetsa märksa süsteemsem ja reeglipärasem majandamine. Majanduslikult olulisemate puuliikide jätmise juures tuleb esile kaskede suur hektaritagavara, mis on seletatav nende jätmisega eelkõige seemnepuudeks paljudes kasvukohatüüpides. Seega võib viimaste aastate raieid vaadates öelda, et säilikpuude liigiline koosseis on suhteliselt varieeruv ja allesjätavate puude maht moodustab ca 5% keskmisest hektari tagavarast (SMI 2007 andmeil oli Eesti metsade keskmine hektaritagavara 202 tm/ha).

Omamoodi huvitav on vaadata säilikpuude jätmise varasemat praktikat, mis peegeldub tänastes noorendikes kasvavate üle 20 cm rinnasdiameetriga puude hektaritagavara. Siinkohal tuleb arvesse võtta Rosenvaldi uringutes väljatoodud puude loomulikku hukkumist peamiselt tuulehääringu tõttu, mis esimestel aastatel võib küündida 10% puude arvust. Võrreldes tänasel metsata metsamaal kasvavate üle 20 cm jämedusega puude liigilist koosseisu ja tagavaraga noorendike omaga, siis eidub noorendikes mände ja kuuske vastavalt ca 3 ja 2 korda vähem (seda nii era kui riigimetsas), mis viitab sellele, et suur osa jäetud puudest olid seemnepuud, mis langi uuenedes välja raiuti või hukkusid nad tuule tõttu. Samal ajal ei vähenenud oluliselt kuuskede hektaritagavara, mida võib seletada sellega, et metsanduses ei käsitleta kuuske seemnepuuna ja seetõttu olid juba nende kasvama jätmise põhjused muud kui metsakasvatustalud. Omamoodi huvitav on veel asjaolu, et haava jäetakse täna säilikpuuna kasvama ligikaudu 3 korda vähem kui seda tehti varasematel aastatel, mis on seletatav haavapuidule turustusvõimaluste tekkimisega viimastel aastatel Kunda haavapuitmassi tehase näol. Seega on surve vanade haabadega seotud elustikule suurenemas. Samas tasub märkida, et riigimetsas ei jää lankidele erinevalt varasemast ka üldse halli leppa, erametsades on halli leppa osakaal püsinud pidevalt sarnasel tasemel, mis viitab majandusliku huvi puudumisele selle puuliigi suhtes.

Ettepanekud

- 1) Raielankidele tuleks jätta säilikpuudena üle 15% puudest. Säilikpuude tihedus võiks üldiselt või vähemalt lokaalselt ületada seda taset.
- 2) Tuleb tõsta teadlikkust metsamajandajate hulgas, et säilikipuid jäetaks lankidel grupiti.
- 3) Metsamajandajate teadlikkust tuleb tõsta, et nad pööraksid erilist tähelepanu tuulekindlamatele ja elustiku jaoks väärtuslikematele puuliikidele. Eestis eelkõige laialehised puuliigid (tamm, saar, jalakas ja vaher) ja pehmelehtpuudest eelkõige haab ning seejärel sanglepp.
- 4) säilikpuude jätmist tuleks nõuda kõigi uuendusraiate puhul ja tähelepanu tuleb neile pöörata juba vahekasutusraiate juures (st mitte välja raiuda teatavate eritunnustega puid).
- 5) seadusandluses on vaja säilikpuu mõiste selgelt piiritleda elusate puudega ja vaadelda seda eraldi surnud lamavatest ja seisvatest puudest.

Kirjandus

1. **Adermann 2009.** Rinnasdiameetriga 20 cm ja enam kasvavate puude hektaritagavara metsata metsamaal ja noorendikes. Statistiline metsade inventuur 2008 (avaldamata).
2. **Adermann 2008.** Eesti Metsad 2007. Metsavarude hinnang statistilisel valikmeetodil. Metsakaitse-ja Metsauuenduskeskus. Tallinn.
3. **Oja, A. (toim). 2009.** Eesti FSC standard. MTÜ Eesti FSC Töögrupp.
4. **Rosenvald, R. 2008.** Biota and persistence of retention trees in relation to the characteristics of the trees and cut areas (Säiliku puude elustiku ja säilivuse seosed raiesmiku ja puu omadustega), Doktoritöö. (juh) **Asko Lõhmus, Hardi Tullus.** Eesti Maaülikool
5. **Lõhmus, A. ja Lõhmus, P. 2008.** First-generation forests are not necessarily worse than long-term managed forests for lichens and bryophytes. - *Restoration Ecology* 16: 231-239.
6. **Lõhmus, P., Rosenvald, R. ja Lõhmus, A. 2006.** Effectiveness of solitary retention trees for conserving epiphytes: differential short-term responses of bryophytes and lichens. - *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere* 36: 1319-1330.
7. **Rosenvald, R. ja Lõhmus, A. 2007.** Breeding birds in hemiboreal clear-cuts: tree-retention effects in relation to site type. - *FORESTRY* 80: 502-515.
8. **Rosenvald, R., Lõhmus, A. ja Kiviste, A. 2008.** Preadaptation and spatial effects on retention-tree survival in cut areas in Estonia. - *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere* 38: 2616-2625.
9. **RTI, 30.12.1998, 113/114, 1872.** Metsaseadus 1998.
<http://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=33469> (25.aug. 2009)
10. **RTI, 04.07.2006, 30, 232.** Metsaseadus 2006.
<http://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=1044018> (25.aug. 2009)
11. **RTL, 09.01.2007, 2, 16.** Metsa majandamise eeskiri. 2006. Keskkonnaministri määrus nr 88, <http://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=12771900> (25.aug. 2009).
12. **RTI, 15.11.1993, 69, 990.** Metsaseadus 1993. Elektrooniline Riigiteataja.
<http://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=28595> (25.aug.2009)
13. **RTI, 23.12.2008, 56, 314.** Metsaseadus 2008.
<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13119089> (25.aug. 2009).

Laialehised puuliigid ja haab kui võtmeliigid elustiku jaoks

Kaupo Kohv – Eestimaa Looduse Fondi metsaspetsialist

Kõvalehtpuude ja haavaga seotud elurikkuse temaatikat on Keskkonnaministeeriumi tellimisel põhjalikult analüüsinud 2006. aastal Asko Lõhmus koostöös mitmete erinevate liigiekspertidega. Käesolev lühiülevaade tuginebki enamuses nimetatud tööle, mistõttu edasises tekstis nimetatud tööle enam ei viidata, samuti ei ole siia teksti üle toodud viiteid, mida originaaltekst sisaldas. Lisaks on kasutatud mõningaid teisi allikaid ja kõige uuemaid Asko Lõhmuse töögrupi andmeid, mida pole jõutud veel trükkis avaldada ning nende puhul on eraldi viidatud.

Kõvalehtpuudena mõistetakse käesolevas töös laialehiseid puid – harilikku tamme (*Quercus robur*), harilikku pärna (*Tilia cordata*), harilikku vahtrat (*Acer platanoides*), harilikku saart (*Fraxinus excelsior*), jalakata (*Ulmus glabra*) ja künnapuud (*U. laevis*). Eestile omastes hemiboreaalsetes metsades segunevad kõvalehtpuud ja nende elustik boreaalsete okasmetsade omaga, mis lisab märgatavalt liigilist mitmekesisust. Teisest küljest on Eesti laialehised metsad inimtegevuse tulemusena tugevasti taandunud: viljakad kasvukohad on aegade jooksul kujundatud põldudeks ning intensiivne metsandus on soosinud teisi puuliike.

Kui palju on Eestis haaba ja kõvalehtpuud looduslikes metsades ning kui palju majandatavates

Statistilise metsainventuuri (Adermann 2008) järgi on Eestis haavapuistuid ligikaudu 5% metsamaa pindalast ehk 117 400 ha. Seejuures asub ligikaudu kaks kolmandikku neist väljaspool riigimetsa. SMI raportis hõlmavad kategooria „teised“ alla kuuluvad metsad, mis enamuses (kindlasti mitte 100%) on seotud mõne laialehise liigiga, ca 37300 ha, kusjuures riigimaal paikneb sellest peaaegu 3300 ha. Haavikutest 55,2% on täna vanuses 40-70 aastat ja väga palju on sajandivahetusel tehtud raiete tagajärjel tekkinud noori haavikuid (17% haavikutest).

Nii haava kui kõvalehtpuude puhul on kriitilise tähtsusega eelkõige vanade suurediameetriliste puude esinemine küpsetes metsades. Lõhmuse ja Krauti andmetel (avaldamata) esineb kuni 50 cm diameetriga haabasid küpsetes metsades ja looduslikes metsades samas suurusjärgus, kuid üle 50 cm diameetriga haabasid majandusmetsas praktiliselt ei leia, kuid looduslikes metsades on nad üksikpuudena regulaarselt esindatud. Laialehiste puuliikide puhul on olukord märksa problemaatilisem. Laialehiste puude ohtrus viljakates looduslikes salumetsades ja lodumetsades on ligikaudu kolm korda suurem kui küpsetes majandusmetsades. Suurim on aga erinevus üle 30 cm diameetriga laialehiste puude esinemissageduses. Võrrelduna looduslikes metsadega modustavad suured laialehised puud küpsetes majandusmetsades vaid 5% looduslikust esinemissagedusest. Seega võib vanade laialehiste puude puudumist pidada üheks uurimaks liigilise koosseisuga seonduvaks probleemiks Eesti viljakates majandusmetsades.

Kõvalehtpuude ja haavaga seonduv elurikkus

Eestis kasvab kõvalehtpuudel ja haaval vähemalt 272 liiki samblikke ja 86 liiki samblaid ning eeldatavasti toitub nendel puudel röövikuna vähemalt 415 liiki liblikaid (tabel 1). Seejuures on kõige liigirikkamateks puudeks tamm ja haab ning sisuliselt uurimata on kõige ohustatum – künnapuu. Samadel puuliikidel on kirjanduse andmetel kõige rohkem ka mükoriisseid seeni (sh. tammel 7 ja haaval 3 ainuomast liiki), samas kui saar, pärn, vaher ja jalakas moodustavad mükoriisat üldse ainult üksikute seeneliikidega. Uuringust selgus ka, et haavaga seotud liigid erinesid laialehiste puuliikidega seotud liikidest.

Kokkuvõttes on seega ilmne, et biomitmekesisuse seisukohalt tuleks metsanduse korraldamisel Eestis võtta eraldi arvesse vähemalt haaba ja tamme, ülejäänud kõvalehtpuudest omakorda soovitatavalt veel pärna ja saart.

Tabel 2. Eestis kõvalehtpuudelt ja haavalt leitud sambliku- ja samblaliikide arv ning röövikuna neil puudel toituvate Eesti liblikaliikide arv.

	Liikide (kirjete) arv		
	Samblikud	Samblad	Liblikad
<i>Kõvalehtpuud</i>	236 (2972)	68 (144)	298 (728)
Tamm	186 (687)	25 (25)	200 (346)
Saar	157 (816)	35 (48)	42 (60)
Pärn	131 (605)	37 (45)	67 (106)
Vaher	114 (592)	17 (17)	54 (112)
Jalakas*	106 (267)	9 (9)	59 (104)
Künnapuud	3 (5)	–	6 (6)
<i>Haab</i>	201 (1609)	54 (84)	162 (296)
Kokku	272 (4581)	86 (228)	415 (1024)

*jalaka puhul on liikide arv antud koos künnapuuga (sageli märgitud kui „*Ulmus* sp.“)

Haava kohta võib veel lisada, et Asko Lõhmuse ja ta kolleegide poolt Eesti Looduses 2005. aastal ilmunud ülevaates on hinnatud, et haava ja haavikutega seostub Eestis 2000 liiki, kusjuures 5–15% haavalt leitud sambliku-, seene- ja puidumardikaliikidest elab Eestis ainult seal või vaid erandlikult mujal.

Ettepanekud

1. Elurikkuse jaoks tuleb metsanduse korraldamisel Eestis võtta eraldi arvesse vähemalt haaba ja tamme.
2. Metsanduslike keskkonnatoetuste puhul tuleks ühe meetmena rakendada laialehiste puuliikide istutamise toetamist.
3. Tõsta metsamajandajate teadlikkust, et säilikpuude jätmisel eelistataks laialehiseid puuliike ja suuri haabasid.
4. Uurida, kas laialehiste puudega seotud epifüüdid ja fütofaagid suudavad elujõuliste populatsioonidena püsida parkides ja teistes pärandkooslustes.

Kirjandus

1. Lõhmus, A., Kraut, A., Lõhmus, P., Remm, J., Rosenvald, R., Soon, M. 2005. Haab pakub elupaiku vähemalt kahele tuhandele liigile. Eesti Loodus, 10: 6-15.
2. Lõhmus, A. (koost.) 2006. Kõvalehtpuude ja haavaga seotud epifüüdid, putukad ja seened: kriitilise liiginimekirja ja substraadinõudluse ülevaatenimestiku koostamine. Lepingulise töö aruanne, Tartu Ülikool, Tartu. 14 lk.

III OSA - Haruldaste ja ohustatud liikide kaitse

Haruldaste ja ohustatud metsaliikide kaitse kitsaskohad

Uudo Timm - Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskuse keskkonnaregistribüroo juhataja

Ohustatud liikide kohta peetakse arvestust Punases nimestikus (varem Punane raamat). Eestis on seni liikide ohustatuse astet hinnatud ligikaudu kümneaastaste vahemike järel. Viimane hindamine viidi läbi 2007.-2008. aastal. Seekord kasutati ohu taseme hindamisel uuemat Maailma looduskaitseliidu (IUCN) kriteeriume, mis mingil määral ohustatud liikide kategooriate muutusi. Varasema, valdavalt eksperthinnangutel põhineva hindamise asemel kasutati nüüd kirjanduses või teadustöodes viidatavaid andmeid.

2008. aastal on Punasesse nimestikku kantud 740 liiki, kellele on vähemalt üheks sobivaks elupaigaks märgitud metsaelupaigad. Arvestatud on välja surnud, äärmiselt ohustatud, eriti ohustatud, ohualtid, ohulähedased ja puuduliku andmestikuga kategooriatesse kantud liigid.

Tabel 1. Metsaelupaikadega seotud ohustatud liikide arv.

soon- taimed	samblad	seened	samblikud	mardikad	vee- selgrootud	teised selgrootud	linnud	imetajad	kokku
119	96	230	93	93	21	54	20	14	740

Eestis ei ole kõik Punasesse nimestikku kantud liigid automaatselt riikliku kaitse all. Siiski lähtutakse kaitsealuste liikide nimestike koostamisel Punasest nimestikust, liigi määratavusest ohuteguritest ja kaitse korraldamise võimalikkusest. Metsadega seotud kaitsealuste liikide osakaal on ca 35 % kõikidest kaitsealustest liikidest. Vastavalt Looduskaitseseadusele peetakse arvestust kaitstavate liikide leiukohtadest keskkonnaregistris. Seaduse kohaselt tuleb I kategooria kaitsealuste liikide kõikides registreeritud leiukohtades tagada nende kaitse. II kategooria liikide puhul peab kaitse olema tagatud vähemalt 50% ja III kategooria kaitsealustel liikidel 10% registreeritud leiukohtadele. Kaitse tuleb tagada kas kaitsealade, hoiualade või püsielupaikade moodustamisega. I kategooria kaitsealustest liikidest kotkaste, musta-toonekure ja lendorava pesapuude leidmise hetkest tekib automaatselt nende ümber kaitsevöönd. Teiste liikide puhul on vajalik kaitse tagamiseks kinnitada täiendav õigusakt.

Kaitsealuste liikide leiuandmeid võib, kusjuures kotkaste, musta-toonekure ja lendorava pesapuude leiuandmeid on seaduse järgi kohustatud Keskkonnaametile teatama igäiks. Keskkonnaameti töötaja kontrollivad vajadusel andmete õigsust ning edastavad need keskkonnaregistrisse kandmiseks. Punasesse nimestikku kantud liikide leiuandmeid praegu ühtsesse andmestikku koondatud ei ole. Need andmed on reeglina teadlaste ja teadusasutuste käes laiali. Siiski on osade liikide või piirkondade tellitud inventuuride aruannetes kajastatud vahel ka Punasesse nimestikku kantud liikide leiuandmeid ning osa neist on kantud ka tähelepanu väärivate objektidena Eesti looduse infosüsteemi (EELIS) andmebaasi. Liikide leiukohtade kaitset korraldatakse eelkõige läbi tegevuste kooskõlastamise. Seejuures kasutatakse eelkõige keskkonnaregistrisse ja selle sidussüsteemi EELIS-esse kantud andmeid.

1. Kaitstavate ja ohustatud liikide leiukohtade teabe liikumine ja kasutamine

Raiete planeerimisel ja metsateatiste kooskõlastamisel kasutatakse enamasti vaid keskkonnaregistrisse kantud teavet kaitstavate liikide leiukohtadest. Samas ei jõua alati teated kaitstavate liikide esinemisest operatiivselt keskkonnaregistrisse. Väga harva, mida võib pigem lugeda erandiks, kui metsainventuuri käigus registreeritakse kaitstavate liikide esinemine ja see teave edastatakse registrisse kandmiseks. Sageli ei jõua info ka looduskaitsetöötajate käigus registreeritud leiukohtadest keskkonnaregistrisse. Veidi on viimastel aastatel paranenud I ja II kategooria liikide leiukohtade info registrisse laekumine. III kategooria liikide leiukohti edastatakse pisteliselt ja seetõttu ei kajasta register nende liikide tegelikku levikut.

Osa andmevaldajaid on ekslikul arvamisel, et kui ohustatud või haruldase liigi leiukohad on registris kättesaadavad, siis see võib esile tuua leiukoha küllastamise ja suurendada riski liigi säilimisele. Sellest tulenevalt ei edastata andmeid vaid hoitakse need enda teada. Alles siis, kui leiukohas on toimunud raie või muu elupaika kahjustav tegevus, väidetakse et see leiukoht oli juba ammu kõigile teada. Samas puudub vajalik info teatiste kooskõlastajatel ning leiukohad satuvad teadmatuse tõttu hävimisohtu.

Praktikas on sageli kerkinud küsimused, kui vanad andmed on veel aluseks piirangute seadmisele? Kas 15 - 20 aasta vanused liigi leiukoha andmed on jätkuvalt aluseks piirangute seadmisele? Paljudes kohtades on looduslikud tingimused oluliselt muutunud ning liigid teistesse kohtadesse ümberasunud.

Kuidas kaitsta liigi leiukohta, kui see leitakse peale metsateatise kooskõlastamist või raie käigus? Ametnikud ei julge sageli isegi kontakti võtta metsaomanikuga võimalike lisatingimuste seadmiseks. Väga harva teatatakse raie käigus avastatud kotkaste või lendorava pesapuudest. Reeglina tuleb selline info välja alles mitu aastat hiljem.

Leiukohtade kaardistamine (punkt ja pindalaline kaardistus). Sageli on liikide leiukohad kaardistatud punktidenä. Kui laia vööndina punktina registreeritud kaitstava liigi leiukoha ümber peaks piiravaid tingimusi esitama?

Lahendus:

- 1) Koolitused ja tutvustavate materjalide koostamine kaitstavate ja ohustatud liikide tundmaõppimiseks.
- 2) Andmeedastuse tõhustamine. Nt. inventuure sisaldavate lepingutele osa lisamine, mis kohustab kaitstavate ja ohustatud liikide leiandmete edastamist registrisse kandmiseks.
- 3) Tõhustada seire ja kordusinventuuride süsteemi, et leiandmed oleksid olenevalt liigist vähemalt 10-15 aasta jooksul värskendatud.
- 4) Täiustada töökorraldust uute leiukohtade lisandumisel antud alaga seotud varem antud kooskõlastuste ja nendega esitatud tingimuste läbivaatamiseks ja vajadusel muutmiseks /tühistamiseks. Juriidiline õigus lisandunud asjaoludel kooskõlastuse tingimuste muutmiseks on kaudselt olemas, kuid seda oleks vaja selgemalt sätestada. Praegu saab

seda kasutada kotkaste, musta-toonekure ja lendorava pesapuude leidmiste puhul. Teiste kaitstavate liikide, Punasesse nimestikku kantud ja Eestis jaoks uute liikide alles esimeste leiukohtade puhul piisavat alust kitsendavaid tingimusi esitada ei ole.

- 5) Isegi raie käigus kaitsealuse/ohustatud liigi pesakoha leidmine, ei ole sageli liialt hilja antud kohas liigi elupaiga säilitamiseks. Julgustada teadete kiiret edastamist, tuues välja, et varem teadmata leiukoha kahjustamisega ei kaasne karistust. Küll aga lasub igal kodanikul kotkaste, must-toonekure ja lendorava pesapuude leidmisel kohustus sellest teavitada keskkonnaametit.
- 6) Liikide leiukohti (elupaiku) tuleks registreerida leiupunkti asemel metsaeraldiste piiridega. Kuna metsaeraldisel on suures plaanis küllalt ühtlased ökoloogilised tingimused (puistu liigiline ja vanuseline struktuur, kasvukohatüüp jne), siis peaks suure tõenäosusega antud liigile sobima elupaigaks terve eraldis. Kui aga elupaik on väga suure eraldise sees piiritletav, võiks ka eraldisi osadeks jaotada.

2. Ajalised piirangud tegevustele

Istutuste ettevalmistus ja istutamine langeb liikumiskeelu aega (metsise, kotkaste elupaikades). Kui istutamine on suhteliselt vähem häiriv tegevus, siis masinaga istutusala ettevalmistus häirib inimpeglikke liike oluliselt. Praegu ei pöörata sellele suurt tähelepanu. Suurte talgute korras hooldus ja koristustöid tehakse parkides ja parkmetsades kevadel kakkude poegade ajal, seades ohtu pesitsusedukuse. Probleem ka õigusaktiga kinnitatud liikumiskeelu rikkumisega. Teisalt ei saa istutamist jätta ka liialt suvisesse aega.

Lahendus:

- 1) Kaitsealadel ja püsielupaikadel on võimalus sätestada kaitse-eeskirjaga, see nõuab kaitse-eeskirjade korrigeerimist. Hoiualadel on olukord reguleerimata, võimalus piiranguid seada, kui vastav liik on hoiuala eesmärkides märgitud.
- 2) Väljaspool kaitstavaid alasid raske reguleerida. Praegu ei laiene piirangud ka püsielupaigaks vormistamata metsiste mängupaikadele.
- 3) Enne suuremaid parkide korrastustöid, tuleb välja selgitada kakkude pesade ja nahkhiirtele oluliste puude olemasolu vältimaks tahtmatud kajustamist.

3. Püsielupaikade moodustamine (sh. mitme liigi elupaikade kaitseks).

Iseenesest suhteliselt lihtsustatud ja kiire menetlusega protsess on jäänud venima ja ei taga siiski kaitsealuste liikide elupaikade kiiret kaitset. Paljude liikide puhul ei ole suudetud vormistada piisaval hulgal püsielupaiku. Looduskaitse seaduse alusel peavad olema kõik I kategooria ning 50% II kategooria kaitsealuste liikide registreeritud leiukohtades kaitstud, kas kaitsealade, hoiualade või püsielupaikadega.

Kuigi karu talvituskohtade ja suurte mägra linnakute kaitseks on juba aastaid võimalus moodustada püsielupaigad, pole seni nende moodustamiseni jõutud. Pole ka teada, et selleks vajalikke ettevalmistustöid tehtaks.

Lahendus:

- 1) Teha analüüs, milliste liikide elupaikade kaitstuse määr on all pool seadusega nõutud taset ning kiirendada püsielupaikade moodustamise protsessi
- 2) Kasutada kaitse alla võtmise algatamisega kaasnevaid ajutisi kitsendusi, kuid see ei tohi muutuda määramata ajaks püsielupaiga moodustamise menetluse venima jäämiseks.
- 3) Teha valik inventeeritud mägra linnakutest ja vormistada need püsielupaikadeks.
- 4) Vajalik on välja töötada karu talvituskohtade sesoonseteks püsielupaikadeks vormistamise reeglistik. Karu püsielupaikade moodustamine vajab kiiret andmeedastust. Andmeedastus skeem peaks olema samasugune kaitstavate liikide leiuandmete edastamisega.

4. Tegevuskavad ja juhendmaterjalid

Kõikide kaitsealuste liikide elupaiganõudeid ei oska ilmselt keegi peast öelda. Metsateatiste kooskõlastajad vajavad abimaterjale, kust leida infot kaitstavaid liike mõjutavate tegurite kohta, et esitada tingimusi liigi elupaiga säilitamiseks või parendamiseks. Seni on tegevuskavasid kaitstavate liikide kaitse korraldamiseks ja teisi infomaterjale liialt vähe.

Lahendus:

- 1) Vaja oleks vähemalt üldisi reegleid, mida metsa majandamisel erinevate liigigruppide osas silmas pidada.
- 2) Koostada ja kinnitada seaduses ettenähtud liikidele tegevuskavad nende kaitse korraldamiseks.

5. Ohustatud kaitsealuste liikide nimestikku kandmata liikide leiukohtade kaitse

Selliste liikide puhul ei ole praegu õiguslikku kaitset. Samas ei ole ka otstarbekas kogu Punase nimestiku ohustatud liikide automaatne kandmine kaitstavate liikide hulka. Osade liikide puhul ei osata välja tuua neid ohustavaid tegureid ega ka kaitsemeetmeid. Valdavalt on ohustatud liikide elupaikade säilitamisel probleemiks teabe puudumine nende liikide leiukohtadest.

Lahendus:

- 3) Ka selliste liikide leiukohtade teave tuleb edastada kaitstavate liikide andmetega analoogilise skeemiga. Andmed hoitakse ja jagatakse RMK-le ja metsateatiste kooskõlastajatele EELISE kaudu.
- 4) Kaitstavate liikide nimistusse lisada need liigid, mille puhul juriidiline kaitse aitab kaasa praktilisele kaitse korraldamisele. Kõikide ohustatud liikide automaatne kaitsealuste liikide nimistusse kandmine ei ole otstarbekas.
- 5) Eestile uute liikide esmaleidude puhul, tuleks need liigid koheselt kanda näiteks puuduliku andmetikuga liikide kategooriasse Punasesse nimestikku. Selle käigus

selgitatakse välja seda liiki ohustada võivad tegurid ning võimalikud kaitsemeetmed, mida leiukohtades saaks vajadusel rakendada. Leiuandmete liikumine ja edastamine toimuks analoogiliselt teiste liikide andmetega EELISE abil.

6. Sanitaarraied kaitstavate liikide leiukohtades (ka sihtkaitsevööndites ja VEPides)

Sageli lähtuvad metsateatiste kooskõlastajad metsapatoloogi aktist ja lubavad sanitaarraieid (ka lageraiena) nii liikide elupaikades, piirangu- ja isegi sihtkaitsevööndites ning VEPides.

Lahendus:

- 1) Metsapatoloogi akt ei ole kohustuseks sanitaarraie tegemisel. Vajalik selles osas kooskõlastajate koolitus.

7. Soodustused kaitstavate liikide elupaikades (maa maksu soodustused, toetused)

Kui vääriselupaiga alalhoiuks saab maaomanik sõlmida lepingu, siis juhul, kui selles vääriselupaigas on registreeritud I või II kategooria kaitsealune liik, siis lepingut ei sõlmita. Seega ei ole ühtset loogikat: vääriselupaigad, kus on kaitavad liigid teada, peaks olema veelgi enam hoitud ja tasu alalhoidmise eest enam põhjendatud.

Lahendus:

- 1) Kui vääriselupaigad võrdsustada kaitstavate loodusobjektide sihtkaitsevöönditega, siis tuleks ka sõltumata sellest, kas seal on registreeritud konkreetseid kaitstavaid liike või mitte, nende eest analoogilisi soodustusi pakkuda. Olgu see siis sümboolsena näiv maamaksu vabastus või metsahoiutoetused.
- 2) Kui vääriselupaigad jäävad praegusesse staatusse, siis peab saama vääriselupaiga lepingut sõlmida ka nendes vääriselupaikadesse, kus on I või II kategooria kaitsealuse liigi leiukoht teada, välja arvatud kaitstavad alad (kaitsealad, hoiualad, püsielupaigad).

8. Tehisõõnsused majandatavates metsades

Majandatavates metsades on vähe õõnsusi, mistõttu on paljudele õõntega seotud liikide jaoks väga raske raie järgselt endale piirkonnas sobivaid elupaiku leida (nahkhiired, lendorav, suluspesitsevad linnud jt). Looduslike õõnsustega vanade metsade eraldised on reeglina ümbritsetud noortest puistutest. Tehisõõnsused võimaldavad ohustatud õõneloomadel asustada ka nooremaid puistuid, kus looduslikud õõnsused veel puuduvad (kujunevad). Seeläbi võib nendel liikidel ka ohustatuse aste langeda. Tehisõõnsusi tuleks paigaldada eelkõige üle 100 aasta vanuste puistute puhul (haava enamuse puhul 70 ja vanemad), kus õõnsusi on reeglina enam kui nooremates puistutes.

Aastaringelt õõnsusi kasutavad liigid (nt lendoravad) kontrollivad regulaarselt kodupiirkonnas esinevaid õõnsusi ning asustavad neist sobivamaid. Mõne olulise õõnsuse hävimisel võtavad nad

kasutusele lähikonnas teadaoleva teise õõnsuse. Sesoonselt õõnsusi kasutavad liigid (linnud, nahkhiired) otsivad oma tavapärasesse elupiirkonda naastes pesitsus või varjekohti. Varasema elupaiga hävimisel hakatakse otsima uut sobivat paika endise lähiümbrusest.

Lahendus:

- 1) Juba raiele eelneval aastal tuleks kavandatava langi ümbrusse üles seada tehisõõnsusi, mida raie järgselt saavad vähemalt osa õõntega seotud liike lähikonnast leida.
- 2) Kui raiele eelneval perioodil ei ole tehisõõnsusi rajatud, tuleb neid rajada raiejärgsel kevadel. See leevendab eelkõige suvel õõnsusi kasutavate liikide olukorda.

9. Maaparandus (süsteemide rekonstrueerimis- ja hooldetööd)

Maaparandussüsteemide hoiutööd tehakse väljaspool kaitstavaid alasid ja vahel ka kaitstavatel aladel ilma Keskkonnaameti koostööst. Kaitstavate liikide elupaikades peaksid need olema keskkonnaameti koostööstamise kohustusega, vältimaks veekogudega seotud ohustatud liikide elupaikade kahjustamist.

Lahendus:

- 1) Maaparandussüsteemide rekonstrueerimised ja suuremamahulised hoiutööd peab koostööstama Keskkonnaametiga sõltumata sellest, kas need tehakse kaitstavatel aladel või mitte.

10. Kopratammide lõhkumine kevadel poegade ajal, sama probleem valge-toonekure pesade mahavõtmine mõisakompleksides

Paljud taotlused kopratammide lõhkumiseks ja valge-toonekure pesade mahavõtmiseks esitatakse perioodil, mil pesades on pojad. Sageli antakse tegevuseks luba arvestamata, et pesades on/võivad olla abitud pojad või kopra paisudetagustes tiikides esineb ohustatud veeselgrootuid.

Lahendus:

- 1) Enne koostööstamist tuleb veenduda pesa on kasutuses või paisutatud veekogus esineb ohustatud liike. Kui pesad on kasutuses, siis tuleb selgitada kui palju on võimalik veepinda alandada.
- 2) Pesade teisaldamine tuleb teha väljaspool pesitsusaega
- 3) Vajalik ametnike koolitamine

11. Sea söödakohtade rajamine käpaliste kasvukohta või metsise elupaikadesse

Jahimehed on aastate jooksul rajanud palju metssigadele söödakohti. Söödakohtade ümbrusse koguneb suuremal hulgal sigu, kes ohustavad pesade rüüstamise läbi maaspesitsevaid linde kui ka ohustatud taimeliike (eelkõige käpalisi).

Lahendus:

- 1) Uute seasööda kohtade rajamise kooskõlastamisel tuleb jälgida, et neid ei rajataks mesiste elupaikade ega oluliste käpaliste kasvukohtade lähedusse.

12. Võõrliikide leviku andmestik ja võõrliikide tõrje

Osa Eestis esinevaid võõrliike on oluliseks konkurendiks kodumaistele ohustatud liikidele. Selliste liikide levikut tuleb igati piirata. Enamasti on võõrliikide leiukohtade andmestik lünklik.

Lahendus:

- 1) Loodusmaastikus paiknevatel kaitstavatel aladel invasiivsete võõrliikide esinemiskohtades nende väljaraie nõude esitamine
- 2) Uute istanduste rajamise keelamine kaitstava objekti läheduses. Puhvertsooniks võiks jääda näiteks 1-2 kvartalit kaitstava ala välispiirist.

13. Raied koosluste ja liigi elupaikade kujundamiseks

Paljud kaitstavate liikide leiukohad vajavad kindla struktuuri ja valgustingimustega metsi. Sageli on metsakultuuride, erinevate raiete või kuivenduse läbi antud kohale iseloomulikke tingimusi muudetud ning seeläbi seatud ohtu kaitstavate liikide säilimine antud kohas. Sellistel juhtudel on vajalik teha metsakujunduslikke töid kaitstavate liikide elutingimuste parandamiseks. Kui kaitstavatel aladel kavandatakse selliseid töid reeglina kaitsekorralduskavadega, siis väljaspool kaitsealasid tuleks samuti raiete kavandamisel arvestada liikide elupaiga vajadustega.

Lahendus:

- 1) Koolitada nii metsaomanikke ja metsateatiste kooskõlastajaid erinevate kaitstavate liikide elupaiganõudluste ja nende elupaikade majandamise võimaluste

IV OSA - Metsamaa kasutuse planeerimine – metsakorraldus ja maaparandus

Metsakuivendus ja elurikkus

Kaupo Kohv – Eestimaa Looduse Fondi metsaekspert
Mari Kaisel – Eestimaa looduse fondi elurikkuse spetsialist

Metsakuivenduse taust

Metsakuivendusel on pikk ajalugu. Esimese vabariigi aegadest on teada, et aastatel 1918–1940 melioreeriti valdavalt põllumajanduslikuks otstarbeks rohkem kui 350 000 ha maid (Ratt 1985). Metsastamisele läks tol ajal kogu kuivendatud alast vähem kui 5%. Pärast 1947. a, kui võeti kasutusele võimsamad masinad, hakkas soode kuivendamine kiiresti laienema. 1970. aastatel kuivendati Eestis igal aastal metsamajanduslikul eesmärgil 15 000–20 000 ha (Kollist 1988; Valk 1998). Valgu (1988) andmetel oli 1980. aastate alguseks Eestis põllumajanduslikuks otstarbeks kuivendatud kokku 897 400 ha soolasid, seejuures 604 800 ha drenaažiga. Ligikaudu 120 000 hektaril ehk 20% sellest pindalast oli turbakihi tüsedus suurem kui 40 cm. Madalsoode servaalasid, kus turbakihi paksus oli alla 40 cm ning mis moodustasid madalsoode kogupindalast 20–25%, ei peetud “päris” soodeks ja nende mulda nimetati turvastunud mullaks. Seetõttu võib kuivendatud madalsoode pindalale liita veel 25 000–30 000 ha (Paal 2007). Tootmisele orienteeritud metsamajandusega kaasnev kuivendus on olnud boreaalseid soolasid üheks enim mõjutavaks faktoriks. Eestis kestis intensiivne metsakuivendus kuni 1980. aastate lõpuni, varem ehitatud süsteeme, siis veel ei rekonstrueeritud (Torim ja Sults 2005), 1980. aastate lõpuks oli Eestis maaparandusega hõlmatud kokku 1 006 300 ha, sealhulgas 338 400 metsamaad (Ratt 1985). Teistel andmetel (Pikk 1997) oli kuivendatud metsamaade kogupindala Eestis ligikaudu 560 000 ha (ka 550 000 ha Torim ja Sults 2005), millest ca 60 000 ha moodustas endiste põllumajandite metsakuivendus (Paal, 2007). Statistilise metsainventuuri (Adermann 2008) järgi on Eestis kuivendusest mõjutatud 436 700 ($\pm 6\%$) ha, milles on arvestatud vaid toimivate kraavide ümbrust 150m raadiuses. Seega arvestades, et vanemad hinnangud käsitlevad kuivendusobjekte ja asjaolu, et paljud kraavid enam ei toimi, siis võib erinevaid hinnanguid pidada üksteisega piisavalt kooskõlas olevateks.

Kuivendusel on peamiselt 2 eesmärki (Pikk 2005, Lode 2007):

- 1) Metsakuivenduse peamiseks eesmärgiks on ligipääsu (sh kandvate teede) loomine raske või puuduva ligipääsuga liigniisketesse puistutesse;
- 2) puistute juurdekasvu parandamine juurestiku aeratsiooni- ja niiskustingimuste parandamise läbi. Loodetud on ka puidu tugevusomaduste paranemist kuivenduse mõjul.

Alekand (1982) jagab kasvukohatüübid kuivenduse efektiivsuse järgi järgmiselt:

1. Lodumetsad, madalsoometsad, siirdesoometsad – juurdekasv kuni 4–5 tm/ha aastas, seejuures kõige efektiivsem madalsoodes. Kollist (1976) nimetab neid kõrge kuivenduseefektiivsusega kasvukohatüüpideks, madal- ja siirdesoodes tõuseb puistu boniteet 2-3 klassi.
2. Siirderaba- ja rabametsad – juurdekasv kuni 2–3 tm/ha aastas,
3. Angervaksa, soostuva sõnajala, karusambla, osja-tarna, tarnaluite, rabastuva kanarbiku ja rabastuva mustika kasvukohatüübid – juurdekasv 0,5–1,0 tm/ha aastas

Kollisti järgi vajavad lodu tarna osja ja siirderaba kk-tüübid kuivenduse seisukohalt eraldi ökonoomsusuuringuid – boniteedi kasv jääb 0,2–0,7 piiridesse, efektiivsus on suhteliselt

tagasihoidlik, kuid siiski märgatav. Angervaksa, karusambla ja sinika kasvukohatüüpe peab Kollist minimaalse kuivenduseefektiivsusega tüüpideks, kus boniteedi tõus on 0,1–0,2 klassi (mõnes kasvukohatüübis mõne puuliigi puhul puudub see üldse).

4. Kidura männiga rabad – kuivendamine annab vähe tulemusi. Ka rabad kuuluvad Kollisti järgi minimaalse efektiivsusega gruppi. Ehkki boniteedi tõus võib ulatuda 0,5 klassini ja üle selle, kuid kuivendusjärgne lõppboniteet jääb ikkagi väga madalaks

5. Kõdusoo – puidu juurdekasv saavutatakse isegi olemasoleva kuivendusvõrgu hea korrashoiuga.

Kuivenduse mõju elupaikadele

Antud temaatika on väga lai ja seetõttu piirduakse antud töös vaid ülevaatega kuivenduse erinevatele elupaikadele. Mõju erinevatele liigigruppidele ei käsitleta. Kirjandusel põhineva ülevaatega kuivenduse mõjust erinevatele elustikurühmadele on aastal 2008 koostanud Eestimaa Looduse Fondis Mari Kaisel ja Kaupo Kohv.

Viimase poolsajandi jooksul on Eestis märgatav lagerabade metsastumine, millega halveneb kaitsekorralduslikult oluliste avasooliikide elupaikade kvaliteet, mille peamiseks põhjuseks peetakse soode servaalade kraavitamist. (Ilomets jt 2006). Meie kõige ohustatumateks sootüüpideks on minerotroofsed sood, eriti allikasood, liigirikkad madalsood ja siirdesoometsad (tabel 1). Truu jt (1964) andmetel hõlmasid enne ekstensiivse soodekuivendamise algust Eestis kõige suurema pindala madalsood – 515 000 ha ehk 57% soode kogupinnast; siirdesoid leidis 114 000 ha (12%) ja rabasid 278 000 ha (31%). Ehkki liigirikkaid madalsookooslusi on Eestis säilinud pea igas maakonnas, on enamasti tegemist väikesepindalaliste fragmentidega, mis hõlmavad kokku 5000–8000 ha (Ilomets ja Pajula, 2004). Liigivaestest lage- ja puismadalsoodest on hinnanguliselt säilinud 16000–17000 ha, maksimaalselt 20000 ha, sh Emajõe-Suursoos vähemalt 5 000 ha. Hüdroloogia seisukohast on neist rahuldavas looduslikus seisundis vähem kui 10%. Kuivendamata on jäänud enamasti kas kaitsealadel paiknevad madalsood (nt Avaste, Emajõe-Suursoo, Nehatu) või metsamajandite territooriumil asuvate suurte rabade vahele jäävad madalsooniidud. Parem on rabade (ombrotroofsete soode) olukord ja seda eeskätt 1970. aastatel rakendatud looduskaitsete meetmete tõttu. Ligikaudu 60–65% Eesti rabadest on suhteliselt heas looduslikus seisundis (Ilomets ja Pajula, 2004).

Üsna kindlalt võib väita, et umbes 70% meie algsetest turbaaladest on pöördumatult kuivendatud või siis mõjutatud kuivendusest sellisel määral, mis ei võimalda enam turba ladestumist. Samas tõdeti juba 1960. aastate lõpus, et rabade kuivendamine ja metsastamine on ebamajanduslik ning selliste alade kuivendamist riik enam ei rahastanud (Pikk 1997).

Tabel 1. Inimtegevuse poolt oluliselt mõjutamata soode pindala Eestis (Ilomets ja Pajula, 2004).

Soo tüüp	Hinnanguline pindala, ha
Liigirikkad madalsood	u 5000, kuid mitte üle 8000
Liigivaesed madalsood	16 000–17 000, max 20 000
Siirde- ja õõtsiksood	17 000–18 000
Fennoskandia soostunud metsad ja soolehtmetsad	12 000–18 000
Siirdesoo- ja rabametsad	38 000–50 000
Allikasood	250–500
Looduslikus seisundis rabad	156 000
Inimtegevusest rikutud, ent taastumisvõimelised rabad	56 500
Kokku	ca 325 000

Soostunud ja soometsad

Ilomets (2005) on hinnanud, et looduslikke siirdesoometsi on säilinud vaid 8000-10 000 hektaril. Ka kuivendamata või kuivendusest mõjutamata madalsoometsi paikneb enamasti vaid suuremates soostikes ning nende kogupindaka võib hinnanguliselt olla kuni 10 000 ha. Ilomets järeldab, et seega on Eestis kuivendatud praktiliselt kõik soostunud metsad.

Mõnevõrra optimistlikumaid arve pakub SMI (Adermann 2008), mille kohaselt on toimivast kraavist rohkem kui 150 m kaugusel asuvaid rabastuvaid metsi 13900 ha, rohusoometsi 44200 ha ja samblasoometsi 91700 ha. Arvatavasti on SMI hinnangute puhul tegemist allahindamisega, mida illustreerib ilmekalt kuivendusest justkui mõjutamata kõdusoometsade suur pindala. Looduslikud kõdusoometsad on Eestis aga väga haruldased. Samuti tuleb silmas pidada, et SMI poolt toodud kasvukohatüübi rühmade pindalad, ei kirjelda looduslikku olukorda, vaid juba kuivendusest mõjutatud situatsiooni. Kuivenduse tulemusena muutuvad nt soostuvad metsakasvukohatüübid salumetsa kasvukohatüüpideks, samasugune kasvukohatüüpide muutumine toimub õhukese turbakihi madalsoometsades (Pikk 1997).

Seega on viimase 50 aasta jooksul toimunud Eestis drastiline turbamuldade pindalal vähenemine aktiivse melioratsiooni tõttu. Kõige enam on sellest olnud mõjutatud erinevad madalsoo- ja siirdesoometsad. Hinnanguliselt on kuivendusest vähem mõjutatud metsakooslusi säilinud vaid 60000ha SMI andmetel ja 50 000-70 000 ha Ilometsa ja Pajula (2004) hinnangute järgi. Kusjuures kuivendusest mõjutamata siirdesoo- ja madalsoometsade pindala hindavad soouurijad vaid 20000 ha juurde. Igaljuhul on on kuivendusest mõjutamata metsakoosluste pindala vähenenud väga ulatuslikult.

Tabel 2. Kasvukohatüübi rühmad kuivendatuse järgi SMI 2007 andmetel (Adermann 2008).

	Kogu pindala	Kuivendusest mõjutatud (±viga)	Osakaal %
Soovikumetsad	397700	141200(±7,5)	35,5
Rabastuvad metsad	17400	3500 (±48,1)	20,2
Rohusoometsad	63700	19500 (±20,4)	30,6
Kõdusoometsad	320800	190200 (±6,4)	59,6
Samblasoometsad	119500	27800 (±17)	23,2

Metsade vooluveekogud

Täna puudub Eestis ülevaade kui palju väikseid metsavooluveekogusid on metsakuivenduse käigus pöördumatult muudetud. Võib vaid hinnata, et tegemist on kindlasti rohkem kui 2/3 väikestest metsavooluveekogudest. Veekogude õgvendamisega on sageli pöördumatult kahjustatud jõgede vee-elustikku ja rikutud mitmekesised kaldakooslused. Näiteks on lammimetsad tänaseks ühed haruldasemad metsakooslused Eestis (Paal ja Kalda 1997). Seega tuleks kõikide kuivendussüsteemide rekonstrueerimisel pöörata erilist tähelepanu, kuidas eesvoolude rekonstrueerimisel ja hooldamisel tervendada endiste looduslike vooluveekogude ökoloogilist tervist.

Kuivenduse planeerimine

Täna toimub kogu maaparandus Põllumajandusministeeriumi haldusalasse kuuluvate piirkondlike Maaparandusbüroode kaudu. Maaparandusbüroo on asutus, mis peab kinnitama maaparandussüsteemi projekteerimistingimused, kinnitab projekti, teostab ehitusloa järelvalvet, on vastutav riigi poolt korrashoitavate ühiseesvoolude korrashoiu eest ja hindab keskkonnamõju hindamise vajadust maaparandusprojektide puhul (Maaparandusseadus 2003). Vaid kaitstavate loodusobjektide sattumisel kuivendussüsteemi alale kaasatakse ka keskkonnaameti vastvad spetsialistid. Küll on Keskkonnaameti kooskõlastus on nõutav maaparandushoiukavade kooskõlastamisel, mis on üldisem raamdokument. Täna ei nõua Maaparandusseadus mingite leevendavate meetmete rakendamist uute süsteemide rajamisel ja veel enam vanade rekonstrueerimisel.

Säästva Eesti Instituudi poolt analüüsiti perioodil 01.01.2001-30.04.2009 ametlikes teadaannetes ilmunud teateid maaparandussüsteemi ehituslubade taotlemisega seotud KMH algatamise kohta. Sel perioodil avaldatud 81 teatest vaid 4 juhul oli tegemist keskkonnamõju hindamise algatamisega. Seejuures ei olnud üheski teates viidet keskkonnateenistusele või keskkonnaametilt seisukoha küsimise kohta, ega teavet selle kohta, kas otsustamisel on kaalutletud maaparanduse mõju Natura 2000 alale või mõnele muule kaitstavale alale ja liigile.

Analüüsist leidis kinnitust asjaolu, et Maaparandusbürood tegutsevad väga erinevates ja konfliktsetes rollides :

- 1) maaparandussüsteemi ehitusloa väljaandjana ehk KMH tähenduses otsustajana;
- 2) maaparandussüsteemi ehitusloa taotlejana ehk KMH tähenduses arendajana ning
- 3) maaparandussüsteemi projekterijana kolmandatele isikutele.

Seega ei ole täna järelvalve maaparanduse osas kindlasti piisav ja selgelt ei ole tasakaalustatud otsustusmehhanismid, mis tagaks keskkonnariskidega arvestamise.

Ettepanekud:

- 3) Formuleerida üldise printsiibina: Riik ei toeta olemasolevate loodusliku veerežiimiga metsaalade kuivendamist, mullaviljakuse parandamise eesmärgil, toetatakse vaid olemasolevate kuivendussüsteemide korrashoidu ja keskkonnasõbralikku rekonstrueerimist.
- 4) Maaparandusseadusesse tuleb viia sisse sätted, mis nõuaksid nii uute objektide planeerimisel kui rekonstrueeritavate objektide projektide puhul settetiikide jt kuivenduse negatiivset mõju leevendavate võtete kasutamist enne eesvoolude suubumist looduslikesse veekogudesse.
- 5) Maaparandussüsteemide ehituslubade taotlemine ja väljastamine peab hakkama toimuma läbi Keskkonnaameti, kus on kompetents erinevate aspektide tasakaalustatud hindamiseks ja sellega kaoks huvide konflikt Maaparandusbüroodes. Keskkonnaametil, erinevalt maaparandusbüroost, on pädevad töötajad, kes oskavad hinnata metsamaa- ja põllumaa kuivendussüsteemide ehitamisega kaasnevat keskkonnamõju, kuivõrd maaparandusprojekt ei ole ainult tehniline projekt, vaid olenevalt asukohast ja mastaabist võib selle mõjuala olla ulatuslik ja looduskooslusi ebasoodsalt mõjutav.

Kirjandus

1. **Adermann, V (koost).** 2008. Eesti metsad 2007. Metsavarude hinnang statistilise valikmeetodiga. Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus.
2. **Alekand, K., Jürimäe, A., Kuum, J., Laurand, J., Paalmäe, V., Sepp, M., Tamm, V.** 1982. Maaparandus. Tallinn, Valgus, 356 lk.
3. **Ilomets, M.** 2005. Eesti soode taastamine – vajadused, printsiibid, hetkeseis. Eesti Looduseuurijate Aastaraamat 83: 72-95.
4. **Ilomets, M., Lode E., Pajula R., Sepp K., Truus L.** 2006. Piirdekraavituse mõju rabanõlva taimkattele. Teoses: Kaasaegse ökoloogia probleemid. Eesti ökoloogiakonverentsi lühiartiklid tartu 27.-28. aprill 2006
5. **Ilomets, M., Pajula, R.** 2004. Loodusdirektiivi I lisasse kantud soelupaigatüüpide hinnangulised pindalad Eestis. (Käsikiri)
6. **Kaisel, M., Kohv, K.** 2008. Metsakuivenduse keskkonnamõjud. Ülevaade olemasolevatest teadmistest Eestis ja mujal maailmas. (Käsikiri. Asub ELFs).
7. **Kalda, A. & Paal, J.** 1997. Kaitset vajavad metsakooslused. Eesti Mets, nr.8:10-16
8. **Kollist, P.** 1976. EMI 1971-75. a. teadusliku töö lühiaruanne. Tartu, EMI, 200 lk.
9. **Kollist, P.** 1988. Mullastik ja mikrokliima. – Rmt-s: U. Valk (koost.), Eesti sood. Valgus, Tallinn, lk 117-123.
10. **Lode, E.** 2007. Soode kuivendamise viisid. Rmt-s: Paal, J. (koost) Jääksoode korrastamise käsiraamat
11. **Maaparandusseadus 2003. RT I 2003, 15, 84**
12. **Paal, J. (koost)** 2007. Jääksoode korrastamise käsiraamat. Tartu
13. **Pikk, J.** 1997. Metsakuivenduse mõju metsakasvukohatüüpide kujunemisele. – Eesti Mets, nr. 3, lk. 14-15. 109
14. **Pikk, J.** 2005. Kuivendatud puistute puidu tugevus. Rmt-s Arukuusk, A. (toim) 55 aastat mehhaniseeritud metsakuivendust Eestis. Painküla (Jõgevamaa), lk. 64-69
15. **Ratt, A.** 1985. Mõnda maaviljeluse arengust Eestis läbi aegade. Valgus, Tallinn.
16. **Torim, T., Ü. Sults** 2005. Metsakuivenduse peamised keskkonnaprobleemid. Rmt-s: 50 aastat metsakuivendust Eestis, Tallinn.
17. **Truu, A.** 1964. Eesti NSV sood ja turbavarud mullastikuvaldkonniti. – Eesti Maaviljeluse ja Maaparanduse Teadusliku Uurimise Instituudi teaduslike tööde kogumik 4: 137-154.
18. **Valk U. (koost.)** 1988. Eesti sood. Tallinn, Valgus, 344 lk.

Looduslikkuse tagamine tulundusmetsades metsakorralduslike meetoditega

Lembit Maamets – metsakorraldaja

Veiko Adermann – Statistilise metsainventeerimise osakonna juhataja

Metsade majandamine puidu, kui ühe taastuva loodusressursi kasutamiseks on kahtlemata olulise keskkonnamõjuga tegevus, mistõttu informatsiooni omamine, muutuste monitoring ning saadud andmete analüüs selle ressursi majandamise kavandamiseks on ülioluline nii stabiilse majanduskeskkonna loomiseks, adekvaatse informatsiooni edastamiseks investoritele, kui ka ökoloogilise tasakaalu saavutamiseks ja hoidmiseks.

I. METSAMAJANDUSE INFORMATSIOONILINE TAUST

Iseloomustades olukorda metsade majandamise informatsioonilise tausta olulisusest võib välja tuua kaks üksteisest äärmuseni erinevat seisukohta:

1. Eesti metsanduses praegu valitsev seisukoht

1.1 Metsakorraldus

Oluliseks hinnatakse metsade inventeerimisandmete olemasolu, mille alusel tehakse vastavalt metsaseadusega kehtestatud jäikadele kriteeriumitele majandamisotsused üksikpuistute tasandil, olles seega lahutanud metsakorralduse kolm komponenti (*metsade inventeimine, metsamajanduslike tööde planeerimine, metsamajandusliku tegevuse hindamine*) üksteisest, pidades neist oluliseks vaid esimest.

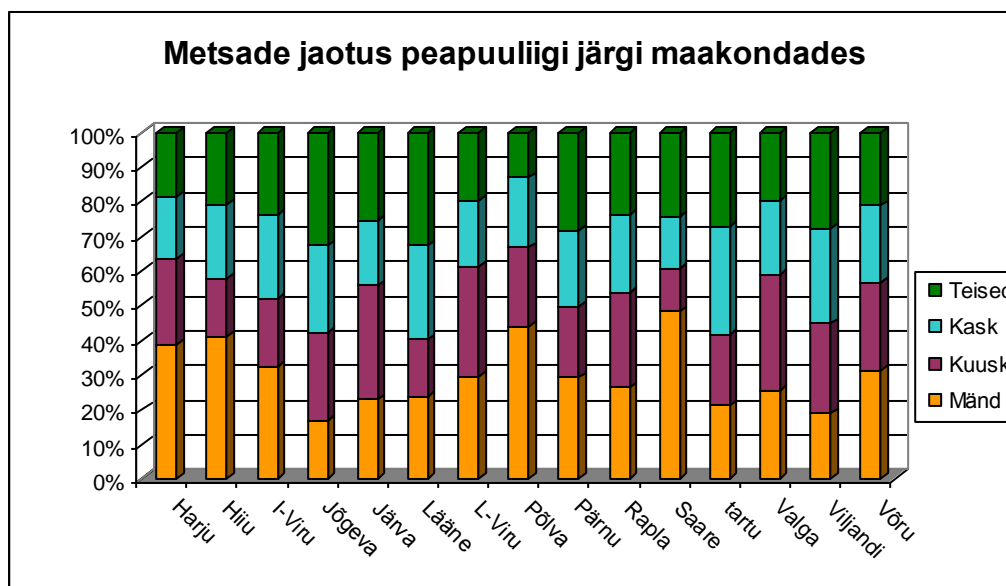
1.2. Monitoring ja analüüs

Metsade üldise seisundi jälgimiseks peetakse piisavaks statistilise metsainventuuri andmestikku, kuid mis tänu alafinantseeritusele suudab anda talutava veega tulemuse viie aastase intervalliga ning seda kogu riigi mastaabis, jättes tähelepanuta regionaalsed iseärasused - metsakasvutingimuste suure amplituudi ning ökoloogilise konteksti. (Adermann 2008)

Joonisel 1 esitatud Eesti metsade jaotus peapuuliigi järgi maakondade lõikes on ilmekaks näiteks suurtest regionaalsetest erinevustest ning viide sügavama analüüsi vajaduse järele, mida paraku ei võimalda statistiline metsainventuur.

1.3. Metsamajandamise hindamine

Selle suuna esindajad ei pea oluliseks metsade majandamise kinnistuülest mõju ega formaalselt lubatavate raiete laiemat mõju ökoloogilisest kontekstist lähtuvalt. Samuti ei mahu siia vaatenurka metsade samaväärse taastamise olulisus ning senise metsamajandamise hindamine, et teadvustada tehtud vigu ning esile tõsta positiivset. Ka metsade perioodiline hindamine bioloogilise varana on selle vaatenurga esindajate sõnul tarbetu ja eksitav tegevus. Kasutusele võetud metsaregister on metsainventeerimisandmete arhiiv, kus ei kajastu metsades tegelikult toimuv, mistõttu see ei võimalda analüüsida metsade majandamist. Rakendamata on metsaregister, kui metsade infosüsteem, kus oleks fikseeritud ka läbi viidud tegevused.



Joonis 1. Metsade jaotus peapuuliigi järgi maakonniti (Adermann 2008)

1.4. Arvestuslank

Metsade kasutuse järjepidevuse tagamiseks, aga samuti olulise eesmärgina ökoloogilise stabiilsuse kindlustamiseks, on ajalooliselt välja kujunenud ning rahvusvaheliselt aktsepteeritud põhimõtted metsakasutusmahtude ehk raiete planeerimiseks arvestuslanki (*Annual Allowable Cut*) leidmiseks. Eestis praegu valitseva käsitluse kohaselt ei peeta arvestuslanki arvutamist oluliseks, viidates eraomandist tulenevatele õigustele ja riigipoolsele võimetusele metsakasutuse suunamiseks, jättes seega eraomandis olevate metsade kasutuse valdavalt tururegulatsioonidele.

Riigi omandis olevate metsade arvestuslanki arvutamine on pigem tagajärgede põhjendamine kui põhjus raiemäärade kehtestamiseks. Raietsused tehakse jäikadest „küpsuskriteeriumidest“ lähtuvalt. Lankiarvutusest on kadunud nn. „majandused“, mis tasandaksid mullaviljakusest tulenevat võimalikku metsakasutuse intensiivsust. Ehk teisisõnu eri majanduste kasutamine hoidis ära kõrgeboniteediliste metsade raie madalaboniteediliste metsade olemi arvelt. Samuti ei aktsepteeri selline seisukoht metsakasvukohatüpoloogilisi erisusi, mis annaks võimaluse metsade kasutuse suunamiseks ökosüsteemsema käsitluse poole.

1.5. Kõrge kaitseväärtusega metsade mõiste ja käsitlus

Kõrge kaitseväärtusega metsade all mõistetakse kaitsealadel paiknevaid metsi ning tähelepanuta jäetakse metsaökosüsteemide kaitse, mis ei vaja rangeid keelde vaid kaitseväärtuste teadvustamist ning nende säilitamiseks vajalikke planeeritud tegevusi.

2. Alternatiivne käsitus

2.1. Metsakorraldus

Oluliseks peetakse regionaalset (maakond, vald) metsakorraldust ehk maastikulis-ökoloogilist planeerimist (*landscape ecological planning*). Metsakorraldus on kompleksne tegevus, kus on lahutamata metsade inventeerimine, metsamajandusvõtete kavandamine ja eelnenud perioodil läbiviidud tegevuste hindamine.

2.2. Monitooring ja analüüs

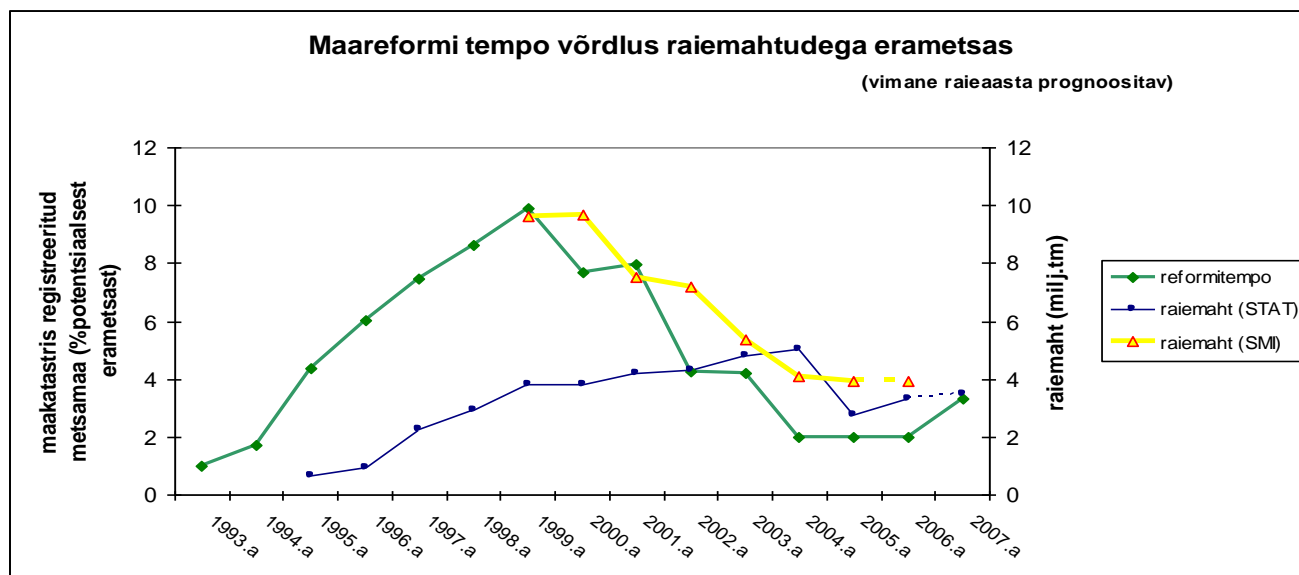
Oluliseks peetakse statistilise metsainventuuri andmestikku metsade üldise seisundi hindamiseks ning dünaamika jälgimiseks. Selleks peetakse möödapääsmatuks suuremaid investeeringuid sellesse valdkonda, et kindlustada tihedam vaatlusvõrgustik ning seega detailsem andmestik ka regiooni.

Otsuste tegemisel lähtutakse regionaalsest metsadest ja seal toimunud muutuste analüüsist.

2.3. Metsamajandamise hindamine

Metsamajanduse hindamine on metsakorralduse lahutamatu osa. Kogutud andmestik ja selle analüüs annab võimaluse efektiivsemaks metsamajanduse suunamiseks, poliitikate väljatöötamiseks.

Metsanduses toimunud muutuste analüüs peab toetuma adekvaatsele informatsioonile. Olgu siinkohal toodud näiteks viimastel aastatel alanenud metsakasutuse mahud erametsades, mille põhjuseks on toodud väga erinevaid tendentse, kuid on tähelepanuta jäetud maareformi praktiline seiskumine ning käibesse paisatava metsamaa pindala kokkukuivamine.



Joonis 2. Raimeahud ja maareformi tempo.

2.4. Arvestuslank

Arvestuslank arvutatakse nii majandamisüksuse (suured metsaomandid), kui regionaalsel tasandil. See on aluseks jätkusuutliku metsanduse tagamiseks suurtel majandamisüksustel, kui operatiivseks planeerimisvahendiks väikeomanike metsakasutuse suunamisel regionaalsel tasandil. Arvestuslangi arvutamisel peetakse oluliseks nii erineva mullaviljakusega metsade käsitlemist eraldi kui ka kasvukohatüpoloogilist lähenemist.

Kogu riigi tasandil arvutatud võimalike raiemahtude presenteerimisele peab eelnema sügav analüüs adekvaatse informatsiooni edastamiseks. Võimalike raiemahtude esitamisel tuleb rõhutada nii regionaalset, puuliigilist kui sortimentide jaotust.

2.5. Kõrge kaitseväärtusega metsade mõiste ja käsitlus

Kõrge kaitseväärtusega metsade määratlemisel lähtutakse rahvusvaheliselt aktsepteeritud põhimõtetest:

Kõrge kaitseväärtusega metsadeks (*High Conservation Value Forest*) loetakse metsi, mis vastavad ühele või mitmele alljärgnevatest tingimustest:

HCVF 1: metsad kuhu on koondunud globaalsel-, regionaalsel-, või rahvuslikul tasandil tunnustatud loodusliku mitmekesisuse väärtused (haruldased, ohustatud või ohualdid liigid jne.)

HCVF 2: metsaalad, mis globaalsel-, regionaalsel- või rahvuslikul tasandil aktsepteeritult sisaldavad suuri kompaktseid maastikuliselt ühtseid metsi, kus majandamisüksuste või - üksuse piires elujõulised populatsioonid esinevad ja paljunevad looduslikul kujul.

HCVF 3: metsaalad, mis on või mis sisaldavad haruldasi-, ohustatud või ohualdis ökosüsteeme.

HCVF 4: looduslikke protsesse stabiliseerivad võtmetähtsad metsad (looduslik veereziim, erosioon jne.)

HCVF 5: metsaalad kohaliku kogukonna põhivajaduste rahuldamiseks.

HCVF 6: metsaalad kohaliku kogukonna traditsioonide ja kultuurilise identiteedi kandjatena.

Põhimõtteliselt on loetelu 1, 3 ja 4 alajaotuses esitatud metsade kaitse tagatud läbi kehtiva metsakaitse süsteemi ning nende metsadega tegeletakse. Kuid eriti oluline on kõrge kaitseväärtusega metsade 2. alajaotus, sest Eestis praegu valitseva käsitluse järgi sellele aspektile tähelepanu ei pöörata. Metsaalad, mis sisaldavad suuri kompaktseid maastikuliselt ühtseid metsi, ei nõua erilisi jätku kaitsemeetmeid ehk keelde – käske, vaid selliste alade teadvustamist, nende olulisuse rõhutamist ning jätkusuutliku tasakaalustatud, traditsiooniliste metsakorraldusvahenditega tagatud planeeringu olemasolu nende majandamiseks.



Joonis 3. Eesti metsade paiknemine

Esitatud loetelu 5 ja 6 alajaotuse metsade kaitse eeldab metsanduslike probleemide sügavamalt teadvustamist kohalikul tasandil, panustades rohkem kohalike omavalitsuste planeeringuprotsessi ning süvendades kommunikatsiooni vastavate kodanikualgatustega.

II METSAKORRALDUSLIKE VAHENDITE KASUTUSVÕIMALUSED METSAD LOODUSLIKKUSE TAGAMISEL

Kahe sajandi pikkune metsakorralduse areng ei ole toonud metsaressursi majandamise kavandamise vahenditesse midagi põhimõtteliselt uut. Algselt majanduslikule ratsionaalsusele suunatud metsakasutuse kavandamise põhimõtted on muutunud ootamatult aktuaalseks nn. *kolmandas paradigmas* ehk „ökosüsteemse majandamise“ kontekstis.

Analüüsis metsakorralduse vahendeid nii majanduslikust kui ökoloogilisest kontekstist lähtuvalt näeme, et praktiliselt kõik nad omavad majanduslike eesmärkide saavutamise kõrval efekti ka ökoloogilises kontekstis.

1. Raievanus – oluline kriteerium arvestuslangi arvutamiseks – optimaalse metsakasutuse mahu määramiseks ehk raamide loomiseks metsade kasutuseks.

Kehtivas seadusandluses muudetud jäigaks nõudeks üksiku puistu raiesse määramisel.

2. Arvestuslank (optimaalse raiemahu määramine)

a) Oluline vahend majanduslikult jätkusuutliku metsakasutuse mahu kavandamiseks lähtuvalt metsade iseloomust ja vanuselisest struktuurist. Majanduslikult ülioluline ühtlase ja järjepideva metsakasutuse kindlustamiseks ja seega stabiilse puiduturu toimimise eelduseks.

b) Ökoloogiliselt ülioluline metsade vanuselise järjepidevuse hoidmiseks ning kunstlike häiringute hajutamiseks ajas ja ruumis.

Kehtivas seadusandluses nõutav 40% metsamaal. (RMK metsades ilma raiekohtade määratlemiseta)

3. Nn. „majanduste“ moodustamine arvestuslangi määramisel. (erinevate peapuuliigi puistute ning laia mullaviljakuse skaalaga ühe peapuuliigi puistute eraldi käsitlemine)

Suurem detailsus metsaressursi iseloomustamisel on nii majanduslikult kui ökoloogiliselt oluline jätkusuutliku raiemahu määramiseks.

Kehtivas seadusandluses on loobutud nn männi ja kase II majanduse moodustamisest

4. Raiesihitus Konkreetsete puistute raiesse kavandamine lähtudes valitsevatest tuultest ja puistute paiknemisest maastikul.

Nii majanduslikult kui ökoloogiliselt oluline tuule- ja tormikahjustuste ärahoidmiseks.

Kehtivas seadusandluses ei leia käsitlemist, kuna puudub kinnistuülene planeerimise nõue.

5. Langi laius, suurus ja liitusaeg

a) Majanduslikult oluline niisketel kuni märgadel muldadel soostumise vältimiseks, läbi kuivavatel muldadel niiskustingimuste hoidmiseks aga samuti paremate uuendustingimuste loomiseks.

b) Ökoloogiliselt oluline teatud viivitusefekti saavutamiseks liikide ülekande ja kohanemisprotsessis. Ülioluline nii majanduslikult kui ökoloogiliselt väärtusliku uue metsapõlve tekkeks.

Kehtivas seadusandluses leiab käsitlemist langi suurus ja laius. Liitusaeg problemaatiline.

6. Seemne- ja säilikpuud

a) Majanduslikult oluline paremate uuenemistingimuste loomiseks

b) Ökoloogiliselt oluline liikide elupaikade säilitamiseks ning ülekandeks uude metsapõlve.

Kehtivas seadusandluses leiab käsitlemist.

7. Turberaied

a) Majanduslikult oluline vahend uue metsapõlve saamiseks raskete metsakasvu tingimustega aladel.

b) ökoloogiliselt oluline viivitusefekti saavutamiseks ning looduslike häiringute jälgendamisel.

Kehtiv seadusandlus ei tee takistusi

8. Valikraie

a) Majanduslikult oluline väiksematel kinnistutel pideva metsakasutuse (püsimeetanduse) tagamiseks.

b) ökoloogiliselt oluline viivitusefekti saavutamiseks ning looduslike häiringute jälgendamisel

Kehtiv seadusandlus ei tee takistusi

9. Harvendusraie

- a) Alarinde meetodi puhul majanduslikult oluline puistute diferentseerumisprotsessis väljalangeva puidu ärakasutamisel aga samuti puistu koosseisu reguleerimisel.
- b) ökoloogiliselt talutav tingimusel, et raie käigus ei livideerita ühtegi koosseisupuuliiki täielikult ning kasvama jäetakse ka allajäänud ning kängunud eksemplare kõigist liikidest.

Kehtiv seadusandlus ei tee takistusi

Suurt tulevikku ennustatud kaugseire võttes metsanduses toovad kõik midagi uut selle äärmiselt keeruka loodusliku kompleksi peegeldusse. Paraku ei suuda neist ükski (aerofoto pildistamine, laserskaneerimine, satelliitpiltide analüüs jne) asendada visuaalset maapealset metsade kirjeldamist.

Laserskaneerimine (LIDAR) on moodne tehnoloogia, mille kasutuselevõtuga loodetakse märkimisväärselt kokku hoida metsade inventeerimisega seotud kulutusi. Paraku on meetodi võimalused teatud osas piiratud. On olemas reaalne oht, et igasugune metsade looduslikkust kirjeldav informatsioon ei kuulu tulevikus enam metsainventeerimise andmete hulka. Metsakorralduslikud otsused võetakse vastu vaid puistu dimensioonide alusel, teadmised metsa loodusväärtustest puuduksid.

Ettepanekud

5. Erinevate infoallikate (SMI, tavametsakorraldus, metsateatiste register, läbiviidud majandustegevuste ülevaateandmed – mitmeotstarbelised auditid, kaitsekorralduskavad, üldplaneeringud jne) integreeritud analüüs otsustusprotsessis.
6. Mõistete raiering ja raievanus selge lahutamine ning „seisukorrajärgse raie“ mõiste taaskestamine koos sellest tuleneva regulatsiooniga.
7. Metsandusliku, sealhulgas metsakorraldusliku regionaaltasandilise analüüsi ja langiarvutuse juurutamine.
8. Tugeva, ametkondlikest huvidest sõltumatu analüüsimeeskonna moodustamine metsakorralduse valdkonnas.
9. Metsakorralduse kolme komponendi: metsade inventeerimine, metsamajanduslike tegevuste kavandamine ja läbiviidud metsamajanduslike tegevuste hindamine taasühendamine.
10. Diskussiooni algatamine kõrge loodusväärtusega metsade (sealhulgas VEP, Natura 2000 metsaelupaigad) defineerimiseks ning nende kaitsekorralduslike meetmete väljatöötamiseks.
11. Statistilise metsainventuuri tugevdamine ja selle sõltumatuse tagamine.

V Osa - Juriidilised analüüsid

Analüüs metsaelupaigatüüpide kaitsega seotud majandustegevuse piirangute siseriikliku regulatsiooni vastavuse kohta Euroopa Liidu õigusele

Silver Nittim, Kärt Vaarmari

1. Lähteülesanne

2.

Käesoleva analüüsi eesmärk on selgitada, kas loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpidele kohalduvad majandustegevuse piirangud Eesti seadustes on vastavuses Euroopa Liidu (edaspidi EL) õigusega. Selleks esitame järgnevalt võrdleva ülevaate Eesti ja EL regulatsioonist, vastavuse analüüsi ning järeldused.

3. Metsaelupaigatüüpidega seonduvate majandustegevuse piirangute regulatsioon Eestis

2.1. Metsaelupaigatüüpide kaitse väljaspool Natura 2000 võrgustiku alasid

Väljaspool Natura 2000 võrgustiku alasid (defineeritud looduskaitseaduse §-s 69), ei ole metsaelupaigatüüpidel looduskaitselist staatust ja nende majandamisele või mõjutamisele looduskaitselisi piiranguid ei ole.

2.2. Metsaelupaigatüüpide kaitsega seotud majandustegevuse piirangud kaitsealadel

2.2.1. Üldised kitsendused

Kuigi peamine kaitsealadel kohalduv majanduspiirangute regulatsioon on looduskaitseadus (LKS), piiratakse teatud raieliike nii kaitse- kui hoiualadel ka juba metsaseadusega (MS). Valikraiet on MS § 28 lg 8 p 1 kohaselt lubatud kaitstaval loodusobjektidel teha vaid kaitse-eesmärkidel LKS või kaitse-eeskirja alusel. Samuti on raadamine MS § 32 lg 2 p 3 alusel kaitsealal või hoiualal lubatud vaid kaitse-eeskirja või kaitsekorralduskava alusel.

Seega on raiete lubamise küsimus kaitsealadel ja hoiualadel formaaljuriidiliselt aktuaalne eelkõige järgmiste raiete puhul:

- 1) uuendusraie (sh lageraie ja turberaie);
- 2) hooldusraie (valgustusraie, harvendusraie ja sanitaarraie). Seejuures on sisuliselt elupaigatüüpide kaitse seisukohast valikraie juures aktuaalsed ainult sanitaarraie lubamise piirangud (vastavalt ELFi metsaspetsialisti Kaupo Kohvi hinnangule).

LKS § 14 lg 1 sätestab üldise kitsenduse, et kaitsealal ega hoiualal ei või ilma kaitstava loodusobjekti valitseja nõusolekuta mh väljastada metsamajandamiskava (§ 14 lg 1 p 3) ega anda ehitusluba (§ 14 lg 1 p 8).

Üldiste kitsenduste osas on LKS regulatsioon metsaga seotud tegevuste osas metsaseaduse 01.01.09 jõustunud muudatuste tõttu selgelt vananenud.

Esiteks - alates 01.04.07 on kehtetu LKS § 14 lg 1 p 4, mille kohaselt ei tohtinud kaitsealal ega hoiualal ilma valitseja nõusolekuta kinnitada metsateatist (kuna kaitseala valitseja ja metsateatise kinnitaja langevad kokku). Seda ilmselt seetõttu, et kuna kaitseala ja hoiuala valitseja ja metsateatise kinnitaja langevad kokku (mõlemaks on Keskkonnaamet, varem keskkonnateenistused), saab raiete lubamist kaitsealadel ja hoiualadel niigi mõjutada. Samas on selle punkti kehtetuks muutmine tekitanud olukorra, kus LKS § 14 lõikes 2 toodud võimalus seada metsateatise kinnitamisel kirjalikult lisatingimusi, mis võimaldaksid kaitse-eesmärgi järgida, ei ole Keskkonnaameti jaoks enam selgesõnaliselt väljendatud (v.a. hoiualade osas, kus tingimuste seadmise võimalus tuleneb LKS § 32 lõikest 4).

Teiseks jääb arusaamatuks, miks on endiselt sätestatud kohustus kooskõlastada kaitseala ja hoiuala valitsejaga metsamajandamiskava väljastamine (LKS § 14 lg 1 p 3), kuna alates 01.01.09 ei ole metsamajandamiskava MS kohaselt enam aluseks metsateatise andmisel ning selle õiguslikku ja sisulist tähendust ei ole metsaseadusest võimalik selgelt välja lugeda. Kehtiva MS regulatsioonis puuduvad metsamajandamiskaval meie hinnangul õiguslikud tagajärjed.

Seega ei tulene LKS üldistest kitsendustest praegusel hetkel enam piiranguid, mis mõjutaksid raiete lubamist või mittelubamist või neile tingimuste seadmist kaitsealadel ja hoiualadel.

Küll on üldised kitsendused olulised maaparandustööde lubamise seisukohalt, kuna maaparandustööde tegemiseks on vajalik ehitusluba, mille väljastamiseks on LKS § 14 lg 1 p 8 kohaselt vajalik kaitseala valitseja nõusolek.

2.2.2. Sihtkaitsevöönd

LKS § 30 lg 2 p 1 ja 2 kohaselt on sihtkaitsevööndis keelatud majandustegevus ja loodusvarade kasutamine, kui kaitse-eeskirjas ei sätestata teisiti. Kaitse-eeskirjades on üldjuhul säilitatud majandustegevuse ja loodusvarade kasutamise keeld, välja arvatud erandid jahipidamise, kalapüügi, seenekorjamise jms osas teatud perioodidel ja/või teatud kaitseala piirkondades. See keeld välistab selgelt uuendusraie või tavapärastel eesmärkidel teostatava maaparanduse.

Lisaks on kaitse-eeskirjades tihti säte, mille kohaselt lubatakse sihtkaitsevööndites metsakoosluste kujundamist vastavalt kaitse-eesmärgile, kusjuures kaitseala valitsejal on õigus esitada nõudeid raieaja ja –tehnoloogia, metsamaterjali kokku- ja väljaveo ning puistu koosseisu ja täiuse osas. Selline võimalus on mõnes kaitse-eeskirjas piiratud ka perioodi (nt 1. augustist 1. veebruarini) ja/või kaitseala konkreetse sihtkaitsevööndiga. LKS ega MS regulatsioonist ei ole selge, kas selliste raiete tegemiseks on nõutav metsateatise olemasolu (ja sellega kaasnev

keskkonnamõju hindamise algatamise kaalumise kohustus – vt järgmist lõiku). Igal juhul peab selline tegevus tulenema ala kaitse-eesmärgist, seega tuleb juhinduda ka ala kaitsekorralduskavast ning sellest tulenevalt peaks metsaelupaigatüüpide kaitse olema nimetatud tegevuse käigus tagatud.

Sihtkaitsevööndis läbiviidav majandustegevus võib olla ka keskkonnamõju hindamise (KMH) objektiks. Vastavalt KeHJS § 3 lg-le 2 tuleb keskkonnamõju hinnata tegevuse puhul, millega võidakse eeldatavalt oluliselt mõjutada Natura 2000 võrgustiku ala. Keskkonnamõju hindamise objektiks olevate tegevuslubade hulka kuuluvad keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse (KeHJS) § 7 lg 1 alusel ka ehitusluba (vajalik maaparandustöödeks) ning KeHJS § 7 lg 4 alusel metsateatis (vajalik raieteks). Juhul, kui tegevused viiakse läbi Natura 2000 võrgustiku territooriumil, sh sihtkaitsevööndis, ei saa oluline mõju võrgustikule kindlasti olla eelduslikult välistatud. Seega tuleb sellistel puhkudel alati KeHJS § 6 lg 3 alusel kaaluda KMH algatamise vajalikkust (eelhinnang) ning teha sellekohane otsus. Olenevalt eelhinnangu tulemustest võib otsus näha ette nii algatamise kui algatamata jätmise. Kui KMH otsustatakse läbi viia, tuleb tegevusloa andmise või sellest keeldumise otsuse tegemisel arvestada KMH tulemusi ja aruandele lisatud keskkonnanõudeid (KeHJS § 24 lg 1). Seega saab metsateatis, mis antakse välja KMH tulemusi arvestades, olla tingimuslik, kuna sellesse võidakse üle võtta KMH aruandes ette kirjutatud keskkonnanõuded.

2.2.3. Piiranguvöönd

Piiranguvööndis on võrreldes sihtkaitsevööndiga majanduspiirangud oluliselt leebemad.

LKS § 31 lõike 2 kohaselt on uuendusraie ja uute maaparandussüsteemide rajamine piiranguvööndis eelduslikult keelatud, kui kaitse-eeskirjaga ei sätestata teisiti. Lisaks võib kaitse-eeskirjaga seada piiranguvööndis raielangi suurusele ja kujule ning metsa vanuselisele koosseisule metsaseaduses sätestatust erinevaid piiranguid, mis on vajalikud koosluse või selles vööndis oleva kaitsealuse liigi säilimiseks.

Lisatingimustena tuleneb LKS rakendussätetest, et enne LKS jõustumist (01.05.04) moodustatud kaitsealal on LKS § 31 lõikes 2 sätestatud tegevused lubatud kaitseala valitseja nõusolekul, kui kaitsekord ei sätesta teisiti (LKS § 91 lg 4). Seega ei kehti enne 01.05.04 moodustatud kaitsealadel uuendusraie ja uute maaparandussüsteemide rajamisel mitte eelduslik keeld, vaid eelduslikult sõltub nende lubamine kaitseala valitseja nõusolekust. Ka selliste kaitsealade puhul saab kaitse-eeskirjaga eeltoodust erineva regulatsiooni kehtestada.

Alates 01.01.09 kehtestatud kaitse-eeskirjadega kaitsealade puhul on LKS rakendussätetes kehtestatud maksimaalsed uuendusraie langi suurused piiranguvööndis – lageraie langi suurus kuni 2 ha ja laius kuni 30 m ning turberaie langi suurus kuni 5 ha (LKS § 91 lg 13). Ka nende piiride osas on võimalik kaitse-eeskirjaga sätestada teistsugune regulatsioon.

Kaitsealade kaitse-eeskirjades on üldjuhul uuendusraie keelatud, v.a. turberaie, millele on enamjaolt kehtestatud piirang, et tuleb säilitada koosluse liikide ja vanuse mitmekesisus. Siiski

on ka kaitse-eeskirju, kus ka lageraie on teatud tingimustel lubatud.¹ Mõnel juhul on uuendusraie lubamine seatud sõltuvusse kaitseala valitseja nõusolekust², millel ei ole otsest praktilist tähendust, kuivõrd metsateatise kinnitab nagunii Keskkonnaamet, kes on ka kaitseala valitsejaks. Mõnel juhul on ainsaks turbe- või lageraiele seatud piiranguks pindalalised piirangud.³

Erinõuet arvestada raiete lubamisel metsaelupaigatüüpidega piiranguvööndis meie hinnangul LKS-st ega kaitse-eeskirjadest otseselt ei tulene. Ehkki paljude kaitse-eeskirjade kohaselt tuleb turberaie puhul säilitada koosluse liikide ja vanuse mitmekesisus, mis näib tähendavat, et kaitseala valitsejal (Keskkonnaametil) on raie lubamise otsustamisel kaalutlusruum, ei pruugiks koosluse liikide ja vanuse mitmekesisuse säilitamise nõue anda võimalust raie lubamisest keeldumiseks, kui raiega kahjustataks mõnd elupaigatüüpi (selle järelduse õigsus vajab siiski kinnitamist metsa- või keskkonnaspetsialisti poolt). Samas aga on selge ka see, et kaitse-eeskirjade puhul, kus uuendusraie ainsate piirangutena on esitatud pindalalised piirangud, ei oleks raie lubamise otsustamisel võimalik lähtuda metsaelupaigatüüpide kaitse vajadusest.

Lisaks puuduvad LKS-s ja üldiselt ka kaitse-eeskirjades piirangud sanitaarraie teostamiseks piiranguvööndis, mis samuti võib potentsiaalselt kahjustada kaitsealuseid metsaelupaigatüüpe.

Ka Natura 2000 võrgustikku kuulavas piiranguvööndis tuleb ehitusloa (maaparandustöödeks) taotluse või metsateatise menetlemisel alati kaaluda KMH algatamise vajalikkust (vt p 2.2.2. keskkonnamõju hindamist puudutavat osa). Piiranguvööndis omab nimetatud kohustus veelgi suuremat tähendust kui sihtkaitsevööndis – nagu nähtus ülaltoodud LKS ja kaitse-eeskirjadest tulenevate majandustegevuse piirangute kirjeldusest, ei oleks teatud juhtudel võimalik pelgalt nende piirangute kaudu takistada metsaelupaiku kahjustavate tegevuste läbiviimist.

2.3. Metsaelupaigatüüpide kaitsega seotud majanduspiirangud hoiualadel

Hoiualal kehtivad analoogselt kaitsealadega üldised kitsendused (vt p 2.2.1)

Lisaks on hoiualal LKS § 32 lõike 3 kohaselt metsaraie keelatud, kui see võib rikkuda kaitstava elupaiga struktuuri ja funktsioone ning ohustada elupaigale tüüpiliste liikide säilimist. Selle nõudega tuleks arvestada metsateatise andmise hindamisel – kui metsateatises näidatud raie võib rikkuda kaitstava elupaiga struktuuri ja funktsioone ning ohustada elupaigale tüüpiliste liikide säilimist, siis peab Keskkonnaamet MS § 41 lõike 8 alusel raie lubamisest keelduma. Iseküsimus on see, kuidas Keskkonnaametil on võimalik hinnata, kas ja kuidas metsaraie võib elupaika rikkuda. Otseselt on Keskkonnaameti nõusolek kohustuslik (nn teatamismenetlus) metsaelupaigatüüpe puudutavate majandustegevuste puhul asjakohane ainult puisniiduilmelisel

¹ Nt Piiumetsa MKA kaitse-eeskirja kohaselt on uuendusraie keelatud, välja arvatud 1. septembrist 31. jaanuarini lageraie langi suurusega kuni 1 ha ja laiusega kuni 30 m ning turberaie langi suurusega kuni 2 ha, kusjuures üle 60-aastase metsa osakaal piiranguvööndis ei tohi jääda väiksemaks kui 50% ning raielankide vahele tuleb jätta vähemalt 100 m laiune riba üle 40 aasta vanust puistut

² Nt Aela MKA kaitse-eeskirja kohaselt on uuendusraie lubatud kaitseala valitseja nõusolekul, kusjuures lageraie korral ei tohi langi suurus ületada 1,0 ha ja turberaie korral ei tohi langi suurus ületada 2,0 ha

³ Nt Vooremaa MKA kaitse-eeskirja kohaselt on uuendusraie lubatud, kuid lageraielangi pindala ei tohi ületada 2 ha ja laius 30 m; samuti Aela MKA (vt eelmist allmärkust)

alal asuvate puude raiumise (LKS § 33 lg 1 p 6) ning maaparandussüsteemi rajamise ja rekonstrueerimise (LKS § 33 lg 1 p 7) juures. Kuna aga kõigi ehitusloa taotlemiste ja metsateatise menetlemiste puhul tuleb hinnata KMH vajalikkust (vt käesoleva punkti lõppu), on Keskkonnaametil selle kaudu seaduslik vahend LKS § 32 lõikes 3 sätestatud nõude tagamiseks siiski olemas.

LKS § 32 lõike 4 kohaselt tuleb MS kohase metsateatise menetlemisel arvestada hoiuala kehtestamise eesmärki, kusjuures hoiuala valitseja võib kohustada: 1) tegema kavandavat metsaraiet kindlaks määratud ajal; 2) kasutama kavandatava raie korral kindlaks määratud tehnoloogiat. Seega on võimalik ka raie lubamine tingimuslikult.

Ka Natura 2000 võrgustikku kuuluval hoiualal tuleb ehitusloa (maaparandustöödeks) taotluse või metsateatise menetlemisel alati kaaluda KMH algatamise vajalikkust (vt KMH kohta täpsemalt punktist 2.2.2).

3. Natura 2000 võrgustikuga seotud majanduspiirangutele kohalduv regulatsioon loodusdirektiivis

Loodusdirektiivi art 2 kohaselt on loodusdirektiivi eesmärgiks looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitsmise kaudu aidata kaasa bioloogilise mitmekesisuse säilitamisele, selle kohaselt võetud meetmed kavandatakse ühenduse tähtsusega looduslike elupaikade ning looduslike looma- ja taimeliikide soodsa kaitsestaatuse säilitamiseks või taastamiseks. Selleks tuleb asutada Euroopa loodushoiualade sidus ökoloogiline võrgustik (art 3(1)) ning iga liikmesriik kooskõlas loodushoiualad, võttes arvesse soodsa kaitsestaatuse säilitamise ja taastamise eesmärki (art 3(2)).

Loodusliku elupaigatüübi looduskaitsest seisundi kohta on märgitud loodusdirektiivi art-s 1(e), et seda peetakse soodsaks, kui:

- selle looduslik levila ja alad, mida ta selle levila piires hõlmab, on muutumatu suurusega või laienemas ja
- selle pikaajaliseks püsimiseks vajalik eriomane struktuur ja funktsioonid toimivad ning tõenäoliselt toimivad ka prognoosimisulatusse jäävas tulevikus ja
- selle tüüpiliste liikide looduskaitseline seisund on soodus, nagu on määratletud punktis

Loodusdirektiiv on väga üldine selles küsimuses, mis meetodeid peab liikmesriik elupaiga soodsa kaitsestaatuse tagamiseks kasutama. Direktiivi art 6(1) kirjeldab üldisi kaitsekorralduslike meetmeid, mida liikmesriigid saavad sellel eesmärgil kasutada, kuid see ei hõlma ennetavaid piiranguid, sealhulgas majandustegevuse piiranguid.⁴ Otseselt kohaldub ennetavatele piirangutele vaid Loodusdirektiivi art 6(2), mis sätestab „Liikmesriigid astuvad vajalikke samme vältimaks loodushoiualadel looduslike elupaigatüüpide ja liikide elupaikade seisundi halvenemist, samuti selliste liikide häirimist, mille kaitseks alad on määratud, kuivõrd selline

⁴ Euroopa Komisjoni juhis „Managing Natura 2000 sites: The provisions of Article 6 of the ‘Habitats’ Directive 92/43/EEC“, lk 16. Kättesaadav:

http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/art6/provision_of_art6_en.pdf

häirimine võib olla oluline käesoleva direktiivi eesmärkide seisukohast.“ Liikmesriigile on jäetud täielik diskretsioon, kuidas ta eelpool nimetatud eesmärgi saavutab. Selles osas märgitakse Euroopa Komisjoni tõlgendusjuhises „*Natura 2000 and forests*“ „*Challenges and opportunities*“:⁵ „Looduskaitse direktiivid näevad ette ainult tulemuse, mis tuleb nende siseriikliku rakendamise kaudu saavutada. Nad ei näe ette mingeid konkreetseid kaitsemeetmeid. Seetõttu peab Komisjon tagama, et direktiivide eesmärgid saavutatakse, kuid ta ei saa mõjutada piirkondlikku või kohalikku otsustamist Natura 2000 kaitsemeetmete üle.“

Jättes küll liikmesriikidele täieliku vabaduse valida Natura 2000 võrgustiku kaitsemeetmed, tagab Loodusdirektiiv samas võrgustiku kohase kaitse art-s 6(3) sätestatud keskkonnamõju hindamise nõudega: „*Mis tahes kava või projekti, mis ei ole otseselt seotud ala korraldamisega või ei ole ala korraldamiseks otseselt vajalik, kuid mis kas eraldi või koos teiste kavade või projektidega ala tõenäoliselt oluliselt mõjutab, tuleb asjakohaselt hinnata nende tagajärgede seisukohast, mida ta alale kaasa toob, silmas pidades ala kaitse eesmärke....Pädevad asutused annavad...nõusoleku....pärast seda, kui nad on kindlaks teinud, et see kava või projekt ei mõju kahjulikult asjaomase ala terviklikkusele ja, vajaduse korral, pärast avaliku arvamuse väljasegitamist.*“ Tegemist on üldise nõudega, mis kehtib ükskõik millisele kaitsealal või kaitsealast väljaspool plaanitava kava või projekti suhtes, mille puhul ei saa välistada olulist mõju Natura alale.⁶ Sellest nõudest tulenevate piirangutega tuleb arvestada ükskõik milliste majandusmeetmete konkreetsel rakendamisel.

Nagu nähtub käesoleva analüüsi peatükist 2, on Eestis kehtestatud loodusdirektiivi elupaigatüüpide kaitseks nii kaitsealade võrgustik koos kaitsemeetmetega, kui ka nn Natura hindamise regulatsioon keskkonnamõju hindamise regulatsiooni osana. Eesti Natura hindamise regulatsioon vastab loodusdirektiivis sätestatule. Kuna loodusdirektiiv teisi meetmeid elupaigatüüpide kaitseks konkreetselt ette ei näe, saab öelda, et Eesti seadustes sätestatud loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpide kaitse nõuded on nimetatud direktiiviga kooskõlas.

4. Lõppjäreldused

Siseriiklikest Natura 2000 võrgustiku kaitseks kehtestatud kaitsereežiimidest on hoiuala regulatsioon paindlikum kui kaitseala regulatsioon. Kaitseala regulatsioon LKS-s ei näe ette üldnõuet, et tegevuste lubamisel tuleks arvestada metsaelupaigatüüpide kaitsevajadusega. Sihtkaitsevööndis on eeldusliku majandustegevuse keelu ning kaitse-eeskirjadega metsaelupaigatüüpe kahjustavate tegevuste läbiviimise võimalus minimaalne. Piiranguvööndites võiks aga tulenevalt LKS-st tekkida mõnes situatsioonis olukord, kus metsaelupaigatüübi kaitse-eesmärke ei ole metsateatise väljastamisel õigus arvesse võtta.

⁵lk 27, kättesaadav: http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/nat2000/n2kforest_en.pdf. Kuigi tegemist ei ole õiguslikult siduva dokumendiga, on samades juhistes ära toodud ka metsaelupaigatüüpide kaitse korraldamise, sealhulgas üksikuid tegevuspiirangute kehtestamisega seotud nõuandeid, mida oleks soovitatav asjakohaselt arvesse võtta nii kaitse ja koiualade kaitse-eeskirjade kui kaitsekorralduskavade koostamisel.

⁶ Vt Euroopa Kohtu otsust kohtuasjas C-127/02 „Waddenvereniging ja Vogelbeschermingsvereniging“

Kuna nii metsateatise kinnitamisel kui ehitusloa väljastamisel Natura 2000 võrgustiku alal toimuvale või seda mõjutada võivale tegevusele tuleb kaaluda KMH algatamist ning KMH läbiviimisel võtta hindamistulemusi väljaantavates lubades arvesse, peaks hoolimata LKS kaitseala puudutava regulatsiooni mõnedest puudustest metsaelupaigatüüpide kaitse majandustegevuse käigus olema siiski tagatud.

EL õigusaktid näevad ette Natura 2000 võrgustikku kuuluvate metsaelupaigatüüpide kaitse osas ette vaid üldeesmärgi, milleks on nende soodsa kaitsestaatuse säilitamine ja taastamine. Liikmesriikidel, sh hulgas Eestil, on õigus selle eesmärgi täitmiseks rakendada ükskõik milliseid seadusandlikke jm meetmeid. Kuni ei ole tuvastatud, et siseriiklik regulatsioon ei suuda eelnimetatud eesmärgi täitmist tagada, ei saa ole tuvastatav ka kaitsemeetmete mittevastavust loodusdirektiivile.

KMH läbiviimise nõue kavadele või projektidele, mis Natura 2000 ala tõenäoliselt oluliselt mõjutavad, on ainus loodusdirektiivis konkreetselt sätestatud ettekirjutus seoses elupaigatüüpide kaitsega. Eesti seadustes on sellekohased sätted ammendavalt üle võetud. Sellest tulenevalt saab ka öelda, et Eesti seadustes sätestatud loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpide kaitse puudutavad nõuded on tervikuna loodusdirektiiviga kooskõlas.

Loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpide majandamise juhistele õigusliku staatuse andmise võimalused

Silver Nittim, Kärt Vaarmari

1. Lähteülesanne

Käesoleva töö eesmärgiks on analüüsida, kas ning millist juriidilist kaalu omava dokumendi kaudu oleks võimalik kehtestada ühtsed juhised EL direktiivi 92/43/EMÜ⁷ (edaspidi: Loodusdirektiiv) I lisas loetletud metsaelupaigatüüpide (edaspidi: „metsaelupaigatüübid”) majandamiseks. Analüüsis uuritakse, millised on erinevad formaalsed võimalused juhiste kehtestamiseks ning millise võimaluse kasutamine võiks olla õiguslikult otstarbekaim.

Arvestades asjaolu, et elupaigatüüpide kaitse on Loodusdirektiivist tulenevalt tagatud vaid Natura 2000 võrgustiku aladel (ja mitte väljaspool neid), piirdume käesolevas analüüsis vaid nende metsaelupaikade majandamise juhiste käsitlemisega, mis asuvad Natura 2000 võrgustiku aladel (loodusaladel).

2. Olemasolevad juhised metsaelupaigatüüpide majandamiseks

Loodusdirektiivi alusel kaitstavate Natura 2000 võrgustiku aladel asuvate metsaelupaikade majandamise nõuded peavad tagama, et majandamine ei läheks vastuollu Loodusdirektiivi artikli 6 lõikest 2 tuleneva nõudega vältida loodusaladel looduslike elupaigatüüpide ja liikide elupaikade seisundi halvenemist.

Otseselt õigusnormidena ei ole EL tasandil metsaelupaigatüüpide majandamise juhiseid kehtestatud, piirangute osas tuleb arvestada vaid Loodusdirektiivi artiklis 6 sätestatud nõuetega (sh mõju hindamise (nn Natura hindamise) kohustus, mis Eesti õigusse on üle võetud keskkonnamõju hindamise ja keskkonnanjuhtimissüsteemi seaduse normidega). Eesti kehtivast õiguslikust regulatsioonist on metsaelupaigatüüpide majandamisega seoses asjakohased eelkõige metsaseaduse üldised majandamisnõuded ning looduskaitseadusest tulenevad majandustegevuse piirangud kaitse- ja hoiualadel. Positiivseid norme selle kohta, kuidas metsaelupaigatüüpi majandada, Eesti õigusaktides pole, küll aga võidakse konkreetsetes olukordades majandamisjuhiseid ette näha hoiualade või kaitsealade kaitsekorralduskavades.

⁷ Euroopa Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, looduslike elupaikade ning loodusliku taimestiku ja loomastiku kaitse kohta; (terviktekst elektrooniliselt kättesaadav: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=DD:15:02:31992L0043:ET:PDF> (31.07.2009)

Natura 2000 võrgustiku alade majandamiseks on Euroopa Komisjoni poolt välja antud mitmeid õiguslikult mittesiduvaid juhiseid⁸:

1. käsiraamat Natura 2000 võrgustiku alade kaitse korraldamiseks vastavalt Loodusdirektiivi art 6 (2000)⁹;
2. metodoloogilised juhised Natura 2000 võrgustiku alasid mõjutada võivate kavade ja projektide mõju hindamiseks Loodusdirektiivi art 6(3) ja (4) kohaselt (2002)¹⁰;
3. juhenddokument loodusdirektiivi 92/43/EMÜ artikli 6 lõike 4 kohta (2007)¹¹.

Need juhised ei puuduta siiski konkreetsete elupaigatüüpide majandamist, vaid keskenduvad Loodusdirektiivist tulenevatele kohustustele üldisemalt, iseäranis seoses kavade ja projektide mõju hindamisega Natura 2000 võrgustiku aladele.

Lisaks eeltoodule on Euroopa Komisjoni poolt on välja antud tõlgendusjuhised Natura 2000 metsaelupaikade majandamiseks („Natura 2000 and Forests „Challenges and opportunities“. Interpretation guide)¹² (edaspidi: „EK juhised“), milles antakse ülevaade Natura 2000 kaitsemeetmetest metsa osas, ent mille eesmärgiks on pigem selgitada avalikkusele metsade kaitsmise vajalikkust ning anda juhised üldiseks metsa majandamise ja kaitsmise poliitikaks Natura 2000 võrgustiku aladel.

Eestis on metsaelupaigatüüpide majandamiseks koostanud juhised nt Balti Keskkonnafoorum (BEF) („Favourable conservation status of Boreal Forests: monitoring, management, assessment“, 2006)¹³ (edaspidi: „BEF juhised“). BEFi juhised annavad konkreetsete juhised teatud tegevuste kohta, mis peaksid kõigis metsaelupaikades olema keelatud (regulaarne majanduslikul eesmärgil tehtav raie, uute kuivendussüsteemide rajamine, metsakasvatustööd (külvamine ja istutamine), väetamine ja herbitsiidide kasutamine ning pinnase kaevamine. Samuti on metsaelupaigatüüpide kaupa esitatud juhised tegevuste osas, mida tuleks konkreetsetes metsaelupaigatüüpides lubada (nt vaadete avamine, loomulikud metsatulekahjud või karjatamine teatud metsaelupaigatüüpides).

Nagu eelpool selgitatud, ei ole ühelgi viidatud juhistest otsesest õiguslikku siduvust. Praktikas võib ja haldusmenetluses kehtivast uurimisprintsibist lähtuvalt tuleks neid siiski kasutada

⁸ Juhised on kättesaadavad Euroopa Komisjoni keskkonnapeadirektoraadi (DG Environment) Natura 2000 teemalisel veebilehel: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/guidance_en.htm (31.07.09)

⁹ Managing Natura 2000 Sites. The provisions of Article 6 of the „Habitats' Directive 92/42/EEC (2000); http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/art6/provision_of_art6_en.pdf (31.07.09)

¹⁰ Assessment of plans and projects significantly affecting Natura 2000 sites. Methodological guidance on the provisions of Article 6(3) and (4) of the Habitats Directive 92/43/EEC (2002),

http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/art6/natura_2000_assess_en.pdf

¹¹ http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/art6/guidance_art6_4_et.pdf (31.07.09)

¹² Terviktekst kättesaadav: http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/nat2000/n2kforest_en.pdf (31.07.2009).

¹³ Terviktekst kättesaadav: <http://files.bef.ee/metsatrykis.pdf> (31.07.2009).

haldusotsuste tegemisel aluseks võetava informatsioonina (nt kaitse-eeskirjades piirangute kehtestamisel ja kaitsekorralduskavades meetmete planeerimisel).

3. Võimalikud juriidilised lahendused seoses metsaelupaigatüüpide majandamise juhistega

Teoreetilised võimalused juhiste andmiseks metsaelupaigatüüpide majandamiseks on meie hinnangul järgmised:

1. õigustloov norm õigusaktis (seaduses või Vabariigi Valitsuse või ministri määruks);
2. juhisele viitamine õigusaktis;
3. mittesiduvad juhised.

Alljärgnevalt on analüüsitud kõigi nende lahenduste kasutamise võimalikkust ja otstarbekust.

3.1 Majandamisjuhiste kehtestamine õigustloova aktiga

Metsaelupaigatüüpide majandamise juhiste kehtestamine õigustloovas aktis (seaduses või määruks) on ainus võimalus nende juriidilise siduvuse tagamiseks.

Majandamise juhiste kehtestamine seaduse tasandil (nt metsaseaduses või looduskaitseaduses) on igasuguse kahtluseta välistatud seaduste palju suurema üldisuse astme ning majandamise juhiste tõenäolise mahukus tõttu. Seega tuleb lähemalt vaadata pigem võimalust juhiste kehtestamiseks mõnes määruks, milleks saab olla eelkõige looduskaitseaduse või metsaseaduse alusel antav keskkonnaministri määrus.

Õiguspraktikas on kasutatud ka võimalust viidata õigusaktis juhenddokumendile, mis on täitmiseks kohustuslik (ent mille täpset sisu õigusaktis endas lahti ei kirjutata). Sellisteks dokumentideks on näiteks standardid, mille järgimine on tehtud õigusnormiga kohustuslikuks, nt ehituse ja tehnilise järelevalve valdkondades. Seni ei ole selget seisukohta, kas sellisel juhul saavad standardid (mis üldjuhul on järgimiseks vabatahtlikud) õigusnormi jõu (meile teadaolevalt on õiguskantsler hetkel selles küsimuses seisukohta võtnud), ent näiteks Saksa kohtupraktikas on leitud, et kui standard on inimestele siduv, on standardil inimese jaoks õigusnormile väga sarnane tähendus.¹⁴

Üheks näiteks metsa majandamise siduvate juhiste kehtestamisel on keskkonnaministri 27. detsembri 2006. a määrus nr 88 „Metsa majandamise eeskiri“¹⁵ (edaspidi Metsa majandamise eeskiri“), mis sätestab muuhulgas metsa raie, metsa uuendamise ja metsakaitse põhinõuded. Metsa majandamise eeskiri esitab väga konkreetseid ja ühesed nõuded küllaltki detailsetes küsimustes. Näiteks sätestab Metsa majandamise eeskirja § 4 lg 2: *Häilraiel võib ühe hektari kohta sisse raiuda kuni 5 häilu läbimõõduga kuni 30 m tingimusel, et sisseraiutavate häilude*

¹⁴ Õiguskantsleri 01.07.09 kirjast nr nr 6-1/081877/0904068 Justiitsministeeriumile (teabe küsimine seoses ISO standardite kättesaadavusega)

¹⁵ RTL 2007, 2, 15; terviktekst Riigi Teatajas kättesaadav <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13129185> (31.07.2009)

esialgne pindala pole kokku suurem kui 25% puistu pindalast. “ Tegemist on tüüpilise normiga selles õigusaktis, mis annab hea pildi meetmete iseloomust ja detailsusest.

Määruse kui õigusakti detailsus võib teatud määral varieeruda, kuid kindlasti peavad õigusaktid hõlmama ühest, konkreetsete normidena esitatavat sisu, samuti peab neil normidel olema konkreetne objekt (st piirangute objekt peab olema selgelt määratletav). Olemasolevate andmete põhjal võib öelda, et metsaelupaigatüüpide juhiste puhul ei ole kumbki neist tingimustest täidetud.

3.1.1 Normide konkreetseuse probleem

Analüüsi punktis 2 viidatud Euroopa Komisjoni ja BEFi juhiste kohta võib öelda, et nendes toodud soovitusel ei ole isegi puhtsisuliselt õigusnormidesse ülekandmiseks sobivad.

BEF juhistes esitatakse kirjeldus meetmetest (10-15 meetet) metsa-elupaigatüüpide soodsa kaitsestaatuse halvenemise vältimiseks. Hõlmatud meetmeteks on näiteks „Karjatamine“ või „Looduslikud tulekahjud“. Meetmete puhul tuuakse alati välja nii nende positiivsed ja negatiivsed küljed, ei ole haruldane, et mingis kontekstis võib mingi meede olla elupaigatüüpidele kasulik ning mingis teises kontekstis hoopis kahjulik. Selliste meetmete üldisuse aste on liiga suur, et nendest oleks võimalik mingeidki õigusakte tuletada, kuna juhised ei sisalda konkreetseid ja otseseid nõudeid. Kui selliseid nõudeid asutaks välja töötama, saaks juhiste kasutada küll olulise nõuandva materjalina, kuid väljatöötatavad nõuded ise oleks siiski täiesti uued.

EK juhistes on samuti tegemist soovitusetega üldisteks tegevusteks metsa-elupaigatüüpide majandamisel (lk-d 27-34). Näiteks on ühe alameetmena märgitud, et „*Eriti olulisi biotoope metsas nagu veeallikaid, märgalaid...tuleks kaitsta ning kus asjakohane ka taastada pärast kahjulikke metsamajandamistegevusi*“. Toodud meetmete kasutamine reaalsuses sõltub konkreetsetest asjaoludest, mille ammendav piiritlemine õigusnormis on ilmselt liiga keeruline. Samuti jätvad juhendmaterjalid ise paljud detailid küllaltki lahtiseks. Selliste meetmete ülekandmine õigusakti oleks ilmselt võimalik vaid üldiste ja sisuliselt deklaratiivsete normidena, mida reaalselt siduvana kasutada ei saaks.

Metsaelupaigatüüpide majandamist eristab tavalisest metsa majandamisest ka ilmselt see, et elupaigatüübid vajavad suurema haavatuse tõttu rohkem nn positiivsete ehk aktiivselt kaitsele suunatud tegevuste läbiviimist, samas kui tavalise metsa majandamise nõuete puhul saab enamikul juhtudel piirduda lihtsalt piirangute kehtestamisega.

Olemasolevate näidete põhjal metsaelupaigatüüpide majandamise juhiste osas tuleb seega asuda seisukohale, et selliste juhiste viimine õigusaktidesse ei oleks otstarbekas, kuna konkreetseid norme on keeruline tuletada ning juhiste sisu jääks ka õigusaktina paratamatult pigem deklaratiivseks.

3.1.2 Normide objekti määratlemise probleem

Teiseks oluliseks küsimuseks seoses majandamisjuhiste kehtestamisega on normi objekti määratlemise võimalikkus. Metsa majandamise eeskirjas on piirangute objektiks nt teatud liiki

puistud (männik, kuusik, kaasik) või metsakasvukohatüübid. Metsakasvukohatüüpide määramise alused ja tüüpide nimistu on aga antud keskkonnaministri 16.01.09 määrusega nr 2 kehtestatud „Metsa korraldamise juhendis”¹⁶ (edaspidi: metsa korraldamise juhend). Metsa korraldamise juhendi § 7 lõike 1 kohaselt on kasvukohatüübi määramine üks osa tootliku metsamaa kirjeldusest ning vastav määramine toimub metsa korraldamise käigus läbiviidava inventeerimise tulemusena.

Metsaelupaigatüüpide määramise kohta ei ole norme kehtestatud. Olemasolevad andmed on saadud enamjaolt aastatel 2001-2004 riigi rahastusel läbi viidud inventuuride käigus, mille eesmärgiks oli saada andmeid Natura 2000 võrgustiku eelvalikualade esitamiseks Euroopa Komisjonile. Need andmed ei ole aga piisavad ega täielikud.

Riigikontrolli andmeil ei olnud vähemalt 2008.a. seisuga andmeid metsaelupaikade leviku kohta Eestis, mis võimaldaksid hinnata elupaikade seisundit ja selle säilimist.¹⁷ Riigikontrolli hinnangul on probleemiks, et loodusdirektiivi metsaelupaigatüüpide leviku kogupindala andmed varieeruvad suures ulatuses ning mõnede elupaigatüüpide osas puuduvad. Elupaikade kohta on andmebaasis küll andmed, ent neid kasutatakse mitteametliku töövahendina ning andmebaasi eri tööversioonides on erinevad andmed; ette ei ole nähtud protseduurireegleid andmebaasi muutmiseks ega põhimõtteid selle haldamiseks.

Selleks, et metsaelupaigatüüpidele saaks kehtestada õigusnormina siduvaid majandamisjuhiseid, peaks metsaelupaigatüübi mõiste ja määramise kord olema õigusnormides defineeritud ning elupaigatüüpide kohta peaksid olema kättesaadavad ametlikud ja korrektsed andmed.

3.2 Majandamise juhised, millele õigusakt viitab

Teoreetiliselt saaks majandamisjuhistele saaks õigusaktis ka lihtsalt viidata, öeldes, et nendest tuleb metsaelupaigatüüpide majandamisel alati juhinduda. Selline lahendus oleks praktilises mõttes tunduvalt otstarbekam kui eespool esitatud võimalus viia juhised otse õigusakti. Kahjuks on aga ka sel võimalusel kaks olulist puudust.

Esiteks jätkaks see endiselt metsa majandajale väga (liiga) palju vaba tõlgendamisruumi, kuna juhised võivad olla väga üldised (nagu näha BEF juhistest ja EK juhistest). Teiseks ei saa sellist nn mitte-õigusaktile viitamist seaduses õigeks lugeda, kuna tegemist ei ole õigustloova dokumendiga, mille siduv rakendamine tekitab võrreldes korrektse õigusakti rakendamisega paratamatult palju probleeme. Sellised probleemid on Eestis seotud hetkel nt standarditega, mille täitmine on õigusaktidega tehtud kohustuslikuks, aga mille osas ei ole lõplikult selge, kas tegemist on õigusnormi jõuga normidega või mitte (sellest sõltub ka nende kättesaadavuse kohustuslikkus).

¹⁶ RTL, 23.01.2009, 9, 104; terviktekst e-Riigi Teatajas kättesaadav: <http://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13124148> (31.07.09)

¹⁷ Riigikontrolli auditaruanne „Väärtuslike metsa-elupaikade kaitse Natura 2000 võrgustiku aladel” (28.05.2008); arvutivõrgus kättesaadav: <http://www.riigikontroll.ee/audit.php?dokument=897> (31.07.09)

Korrektsem ja selgem lahendus oleks seetõttu juhiste kehtestamine õigusaktiga (mis ei pruugi juhiste suure üldistusastme ja normi objekti ebamäärasuse tõttu aga mõeldav olla, nagu eespool juba märgitud).

3.3 Mittesiduvad juhised

Ehkki mittesiduvatest juhistest kinnipidamist ei saa nõuda nii nagu õigusnormide täitmist, võib ka sellistel juhistel võib praktikas olla juriidiline kaal – nendest lähtumist võidakse tõlgendusjuhistena aktsepteerida nt kohtus, eriti kui tegemist on haldusorgani poolt välja töötatud nõ ametlike juhistega. Selliste juhiste näitena võib tuua Euroopa Komisjoni poolt välja antud juhised Loodusdirektiivi tõlgendamiseks. Kui selliseid juhiseid kasutada ametlikus õigusvaidluses, võivad need omad tavalisest mitteametlikust hinnangust suuremat kaalu ning neid võidakse asjakohasuse korral kasutada õigusnormidega sarnaselt.

Juhul, kui metsaelupaigatüüpide majandamise juhiste detailsusaste on analoogne eelviidatud BEFi juhistega, võib selliste mittesiduvate juhiste väljaandmine olla kõige otstarbekamaks lahenduseks, kuna sel juhul ei oleks nende õigusaktina kehtestamine otstarbekas. Sellisel juhul tuleks juhistele anda aga kõige kõrgem võimalik kaal – need peaksid olema KKM poolt vastavate juhistena tunnustatud ja avaldatud.¹⁸

Selliste juhiste kasutamine oleks õigustatud nii metsateatiste menetlemisel kasutatava lisainfona kui näiteks kaitse-eeskirjade koostamisel piirangute kehtestamise alusena ning kaitsekorralduskavade koostamisel metsamajanduslike meetmete kavandamise alusena.

Järeldused

Analüüsi tulemusena leiame, et metsaelupaigatüüpide majandamise juhised on käesoleval hetkel kõige otstarbekam anda mittesiduvate juhistena, mis oleksid heaks kiidetud või antud KKM poolt ning mida saaks kasutada kaitse-eeskirjade ja kaitsekorralduskavade koostamise alusena.

Juhiste kehtestamine õigusaktiga (sellise õigusaktina tuleks kõne alla vaid määrus, mitte aga seadus) ei oleks hetkel otstarbekas, kuna metsaelupaikade kohta ei ole korrektseid ametlikke andmeid ning metsaelupaigatüübi määramist ei ole õiguslikult reguleeritud. Seetõttu ei saaks normide objekti juriidiliselt määratleda. Lisaks peaksid kehtestatavad meetmed õigusaktis kehtestamiseks olema piisavalt detailsed, vastasel korral jäävad need deklaratiivseks ega loo selgeid õigusi ja kohustusi.

Metsaelupaigatüüpide majandamise juhistele viitamist õigusaktides kui kohustuslikele dokumentidele ei saa samuti otstarbekaks lugeda, kuna tegemist on õiguslikult ebaselge staatusega dokumentidega (mistõttu ei pruugi lõpuni selge olla ka nende siduvus).

¹⁸ Analoogselt keskkonnamõju hindamise juhendmaterjalidega, mis on avalikustatud KKM kodulehel ja mida KMH eksperdid praktikas realselt kasutavad, vt: <http://www.envir.ee/91552> (31.07.09)

Metsateatis kui kaalutusotsus

Kärt Vaarmari, Silver Nittim

1. Lähteülesanne

Käesoleva analüüsi eesmärgiks on selgitada, kas metsateatise näol on tegemist kaalutusotsusega, ning kui suur on kaalutusruum metsateatise kinnitamisel, samuti kas metsateatise menetlemisel tekib keskkonnamõju hindamise algatamise kaalumiskohustus ning mida see endaga kaasa toob.

2. Metsateatise kinnitamise õigusliku regulatsiooni lühike ülevaade

Metsateatise andmine on kehtiva metsaseaduse¹⁹ (MS) § 41 kohaselt korraldatud selliselt, et metsaomanik või tema esindaja esitab Keskkonnaametile kavandatavate raiete või kavandatava metsa uuendamise kohta metsateatise, mille alusel Keskkonnaamet kontrollib kavandatud raiete ja raadamise ning metsa uuendamise vastavust õigusaktide nõuetele ja kehtivatele inventeerimisandmetele.

Kui Keskkonnaamet leiab, et tegevus vastab nõuetele, teeb ta metsateatisele märke „lubatud”, ning kui tegevus ei vasta nõuetele, märke „ei ole lubatud” (selguse huvides on käesolevas analüüsis edaspidi kasutatud lubava märke tegemise kohta terminit „kinnitamine”). Kui tegevus ei ole lubatud, põhjendab Keskkonnaamet seda kirjalikult, andes ühtlasi soovitud tegevuse vastavusse viimiseks õigusaktidega. Metsateatis tagastatakse esitajale kas allkirja vastu või väljastustatega tähtkirjaga.

3. Metsateatis kui tegevusluba ja haldusakt

Ehkki Eesti õiguskorras ei ole loa legaaldefiniitsiooni antud, on erialakirjanduses kasutatud definiitsiooni, mille kohaselt luba on haldusorgani avalik-õiguslik tahteavaldus, millega haldusvälisele isikule antakse või tal tuvastatakse subjektiivne õigus soovitud tegevuseks.²⁰

Metsateatis on kahtlemata haldusorgani (käesoleval ajal Keskkonnaameti) avalik-õiguslik tahteavaldus. Seoses sellega, kas sellega antakse õigus soovitud tegevuseks, tuleb märkida järgmist. Metsateatist puudutavast regulatsioonist, milles kasutatakse väljendit „lubava märke tegemine metsateatisele” võib jääda mulje, nagu ei oleks tegemist tegevusloaga, vaid lihtsalt raie teostaja poolt esitatava teatega soovitud raiete kohta, ning nagu oleks Keskkonnaameti lubav märge pelgalt formaalne kooskõlastus, millest õigusi ja kohustusi ei tulene.²¹ Sellist muljet

¹⁹ RT I 2006, 30, 232, terviktekst e-Riigi Teatajas <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13119089> (15.06.09)

²⁰ I. Pilving, Uurimus kehtiva haldusakti õiguslikust tähendusest rõhuasetusega avalik-õiguslikel lubadel. Tartu Ülikooli Kirjastus, 2006; lk 21

²¹ Sellist ekslikku arusaama on väljendanud mitmed keskkonnateenistuste (praeguse Keskkonnaameti) töötajad (nt Eestimaa Looduse Fondi poolt 2006.a. läbi viidud intervjuude käigus)

süvendab ka Keskkonnaameti põhimäärus²², mille kohaselt Keskkonnaameti üheks ülesandeks on metsateatiste läbivaatamine ja „neile vastamine” (Keskkonnaameti põhimääruse § 5 lg 1 p 18).

Siiski on metsaseaduse normidest nende kogumis ilmne, et ilma metsateatise esitamiseta ja metsateatisele oleva lubava märketa raieid teostada ei või.²³ See tuleneb mh MS § 37 lg 3 punktist 4, mille kohaselt Keskkonnaameti raiet lubava märkusega metsateatis on üheks raieõiguse olemasolu tõendavaks dokumendiks.

Seega on metsateatis haldusorgani tahteavalduseks, millega antakse teatise esitajale õigus raie teostamiseks, ning tegemist on õiguslikus mõttes loaga. Samuti on tegemist haldusaktiga, kuna see vastab haldusmenetluse seaduse (HMS) § 51 tingimustele – tegemist on haldusorgani poolt haldusülesannete täitmisel avalikus-õiguslikus suhtes üksikjuhtumi reguleerimiseks antud ning isiku õiguste ja kohustuste tekitamisele suunatud otsustusega.

4. Kaalutlusruum metsateatise kinnitamisel

Selleks, et vastata küsimusele, kas tegemist on kaalutlusotsusega, on vaja analüüsida, kui suur on kaalutlusruum metsateatise kinnitamisel (ja kas seda üldse on).

4.1. Kaalutlusruumi piiratus

Ka juhul, kui tegemist on kaalutlusotsusega, ei ole kaalutlusruum piiramatult. HMS § 4 lõike 2 kohaselt tuleb kaalutlusõigust teostada kooskõlas volituse piiride, kaalutlusõiguse eesmärgi ning õiguse üldpõhimõttega, arvestades olulisi asjaolusid ning kaaludes põhjendatud huve.

Metsateatist käsitleva regulatsiooni kohaselt on Keskkonnaameti kaalutlusruum üldjuhul üsna piiratud – Keskkonnaamet saab MS § 41 lõike 7 kohaselt vaid kontrollida, kas tegevus vastab nõuetele, ning metsateatise andmisest keeldumise ainsaks võimaluseks on see, kui tegevus ei vasta nõuetele. Metsaseaduses ei ole küll selgitatud, millistele nõuetele vastavust tuleb kontrollida, ent ilmselt saavad sellisteks nõueteks olla eelkõige looduskaitseadusest (LKS) ja planeerimisseadusest (PlanS) tulenevad nõuded, aga ka metsaseadusest endast ja selle alamaktidest tulenevad nõuded. Lisaks tuleb uuendus-, harvendus- ja valikraie puhul hinnata vastavust inventeerimisandmetele.

LKS sätestab metsa majandamisele mitmeid piiranguid, mille rangus sõltub sellest, millise kaitsereežiimiga kaitstava loodusobjektiga on tegemist. Lisaks kaitse- ja hoiualadel kehtivatele piirangutele tuleb arvestada ka kaitstavate liikide kaitsega seotud piirangutega – LKS § 55 lõike 6 kohaselt on kaitsealuse loomaliigi isendi püüdmine ja tahtlik häirimine paljunemise, poegade

²² RTL 2009, 9, 107, terviktekst e-Riigi Teatajas <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13125609> (15.06.09)

²³ V.a. MS § 41 lõikes 14 sätestatud ulatuses - metsateatist esitamata võib metsaomanik raiuda kolm tihumeetrit puitu metsamaa ühe hektari kohta raie korras, mis on selles metsaosas õigusaktiga lubatud, kuid mitte enam kui 20 tihumeetrit kinnisaja kohta aastas

kasvatamise, talvitumise ning rände ajal keelatud – tegemist on konkreetse nõudega, millega tuleb metsateatise nõuetele vastavuse üle otsustamisel arvestada.

PlanS otseselt metsaalade kasutamisele nõudeid ei kehtesta, ent Riigikohtu praktika kohaselt tähendab raie õigusaktidele vastavuse kontrollimine ka planeeringutest tulenevatele nõuetele vastavuse kontrollimist.²⁴ See tähendab meie hinnangul muuhulgas ka roheline võrgustiku teemaplaneeringute nõuetega arvestamist.

Keskkonnaameti kaalutlusruum metsateatise kinnitamisel või mittekinnitamisel sõltub sellest, kui täpsed on nõuded, millele vastavust tuleb kontrollida. Planeeringutes ei pruugi need nõuded kuigi täpsed olla, samuti on LKS ja kaitsealade kaitse-eeskirjade nõuetes tõlgendusruumi (nt juhul, kui turberaie on lubatud tingimusel, et säilitatakse koosluse liigiline ja vanuseline mitmekesisus). Näiteks rohevõrgustiku teemaplaneeringute puhul võib tekkida probleem nõuete kohaldamises, kui tegemist on maakonnaplaneeringu teemaplaneeringuga, mille tingimusi ei ole kohalikesse planeeringutesse üle võetud. Kaalutlusruum otsustamisel võib tekkida just sellistel juhtudel, kus metsateatise kinnitaja peab ise otsustama, kui võrd metsateatisega planeeritud raie sellistele üldistele nõuetele vastab.

Üheks näiteks kaalutlusruumi olemasolust on ka LKS § 32 lg 3, mille kohaselt on hoiualal metsaraie keelatud, kui see võib rikkuda kaitstava elupaiga struktuuri ja funktsioone ning ohustada elupaigale tüüpiliste liikide säilimist. Selle nõudega tuleks arvestada metsateatise andmise hindamisel – kui metsateatise näidatud raie võib rikkuda kaitstava elupaiga struktuuri ja funktsioone ning ohustada elupaigale tüüpiliste liikide säilimist, siis peab Keskkonnaamet MS § 41 lõike 8 alusel raie lubamisest keelduma. Samas on Keskkonnaameti otsustada, millistel juhtudel võib öelda, et raie võib rikkuda kaitstava elupaiga struktuuri ja funktsioone (ehkki sellise otsustuse tegemisel tuleb tugineda selgetele põhjendustele ja piisavale informatsioonile).

4.2. Metsateatise tingimusliku kinnitamise võimalikkus

MS § 41 lõike 7 sõnastusest ilmneb, nagu ei saaks metsateatisele lubava märke tegemisel tingimusi seada. Selle sätte kohaselt kontrollib Keskkonnaamet kavandatud tegevuse õiguspärasust ja kui tegevus vastab nõuetele, teeb metsateatisele märke „lubatud” ja kui tegevus ei vasta nõuetele, märke „ei ole lubatud” koos põhjenduste ja soovitusetega tegevuse õigusaktidega vastavusse viimiseks. Metsateatisele keskkonnaministri poolt kehtestatud konkreetne vorm²⁵ ei võimalda samuti tingimusi seada, kuna Keskkonnaameti ainsaks võimaluseks selle vormi täitmisel on lubava või mittelubava märke tegemine erinevate tegevuste kohta.

Põhimõtteliselt peab metsateatise kinnitamisel tingimuste kehtestamine (st metsateatise kinnitamine tingimuslikult) võimalik olema, kuna näiteks hoiualadel on hoiuala valitsejal LKS § 32 lõike 4 alusel õigus kohustada: 1) tegema kavandatavat metsaraiet kindlaks määratud ajal; 2)

²⁴ Riigikohtu halduskolleegiumi otsus haldusajal nr 3-3-1-22-09

²⁵ Keskkonnaministri 21. detsembri 2006.a. määrus nr 83 „Metsateatise vorm ja esitamise kord”, terviktekst e-Riigi Teatajas <http://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13173517>, metsateatise vorm <http://www.riigiteataja.ee/ert/get-attachment.jsp?id=13173595> (15.06.09)

kasutama kavandatava raie korral kindlaks määratud tehnoloogiat. Kuna hoiuala valitseja on üldjuhul Keskkonnaamet, siis saab Keskkonnaamet metsateatise tingimuslikult kinnitada.

On aga küsitav, kas lisaks hoiualadel metsateatise kinnitamisele on olukordi, mille puhul metsateatise tingimuslik kinnitamine oleks lubatav. Leiame, et metsateatise tingimuslik kinnitamine saab võimalik olla vaid juhtudel, mil selline võimalus on otsesõnu seaduses sätestatud. Lisaks hoiualal metsateatise kinnitamisele saab siin eelkõige kõne alla tulla keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduses (KeHJS) sätestatud võimalus kehtestada tegevusloas keskkonnamõju hindamise (KMH) tulemusena määratud keskkonnanõudeid (vt selle kohta p 4.3).

Huvitaval kombel on LKS muutmisega tekkinud olukord, kus kaitsealadel metsateatise kinnitamisel ei saa tingimusi kehtestada, ehkki varasema regulatsiooni kohaselt oli see võimalik. Nimelt on alates 01.04.07 kehtetu LKS § 14 lg 1 p 4, mille kohaselt ei tohtinud kaitsealal ega hoiualal ilma valitseja nõusolekuta kinnitada metsateatist (kuna kaitseala valitseja ja metsateatise kinnitaja langevad kokku). Seda ilmselt seetõttu, et kuna kaitseala ja hoiuala valitseja ja metsateatise kinnitaja langevad kokku (mõlemaks on Keskkonnaamet, varem keskkonnateenistused), saab raiete lubamist kaitsealadel ja hoiualadel niigi mõjutada. Samas on selle punkti kehtetuks muutmine tekitanud olukorra, kus LKS § 14 lõikes 2 toodud võimalus seada metsateatise kinnitamisel kirjalikult lisatingimusi, mis võimaldaksid kaitse-eesmärgi järgida, ei ole Keskkonnaameti jaoks enam selgesõnaliselt väljendatud (v.a. hoiualade osas, kus tingimuste seadmise võimalus tuleneb LKS § 32 lõikest 4). Läbi KMH on siiski ka kaitsealadel võimalik keskkonnanõudeid kehtestada.

4.3. Keskkonnamõju hindamise algatamise kaalumise ja KMH läbiviimise tagajärjed

Alljärgnevalt käsitleme küsimust, kas metsateatise kinnitamisel tuleb kaaluda KMH algatamist ning kui tuleb, siis millised on selle tagajärjed.

4.3.1. KMH kaalumiskohustus metsateatise puhul

Esimesena tuleb vastata küsimusele, kas metsateatist saab lugeda tegevusloaks KeHJS § 7 tähenduses. Et tegemist ei ole ühegi KeHJS § 7 punktides 1-3 loetletud tegevusloaga, siis tuleb analüüsida, kas metsateatis võib olla käsitletav „eeldatavalt olulise keskkonnamõjuga kavandatavat tegevust lubava muu dokumendina”, millele viidatakse KeHJS § 7 punktis 4.

Olulise keskkonnamõjuga tegevustest, mille puhul KMH algatamine on alati kohustuslik (KeHJS § 6 lg 1), ei saa ühtki lubada metsateatise alusel. Metsaga seotud tegevustest nimetatakse selles loetelus vaid raadamist (KeHJS § 6 lg 1 p 31), ent raadamiseks ei anta luba metsateatisega. Muude tegevuste puhul tekib KMH kaalumise kohustus vaid juhul, kui tegemist on KeHJS § 6 lõikes 2 nimetatud valdkondadega. KeHJS § 6 lg 1 p 1 kohaselt kuulub nende valdkondade hulka ka metsamajandus, seega tekib metsateatiste puhul kehtiva õiguse kohaselt alati KMH kaalumise kohustus.

Seisukohale, et metsateatise menetlemisel tuleb kaaluda KMH algatamist, on praktikas asunud ka Keskkonnaministeerium (KKM). Kohtuasjas nr 3-07-2209, milles Balti Finantseerimisasutuse AS vaidlustas keskkonnaministri 19.10.2007 käskkirja nr 1171, millega algatati teenistuslik järelevalve Harku vallas Suurupi külas asuvatel kinnistutel väljastatud metsateatiste suhtes ja peatati neil kinnistutel metsateatistega lubatud raied, asus KKM seisukohale, et vaidlusaluste metsateatiste menetlemisel tehti viga, kuna ei täidetud KeHJS § 6 lg 3 p 1 ja § 11 lg 2 sätestatud nõudeid ega teostatud kohast mõjude hindamist. KKM leidis, et metsateatiste menetlemisel oleks pidanud hindama raiegevuse võimalikke mõjusid elupaigatüüpide säilimisele, kuna tegemist oli alaga, mis vastas Natura 2000 kriteeriumidele ja mille Eesti pidi esitama Euroopa Komisjonile Natura 2000 võrgustiku alade nimekirja kandmiseks.²⁶

4.3.2. Eelhindamise aluseks olevad kriteeriumid

KMH algatamise kaalumisel tuleb lähtuda KeHJS § 6 lõikes 3 sätestatud kriteeriumidest (tegevuse ala ja lähiümbruse keskkonnatingimused, tegevuse iseloom, sellega kaasnevad tagajärjed jne), mille hulka kuulub ka kavandatava tegevuse eeldatav mõju Natura 2000 võrgustiku alale või mõnele muule kaitstavale loodusobjektile (KeHJS § 6 lg 3 p 4¹).

Praktikas võib olla oluline, kas KMH algatamise kaalumisel tuleb arvestada, et kavandatava raie alal või selle mõjupiirkonnas asub vääriselupaiku (VEP), väljaspool kaitse- ja hoiualasid asuvad loodusdirektiivi elupaigatüüpe või kaitstava liigi elupaiku, mida ei ole püsielupaigana kaitse alla võetud. Selles osas leiame järgmist:

- 1) VEPide olemasolu võiks olla käsitletav KeHJS § 6 lg 3 punktis 1 nimetatud kriteeriumina „*alal esinevate loodusvarade omadused ja taastumisvõime*”, ehkki seos VEPide esinemise ja viidatud kriteeriumide vahel ei pruugi olla väga selge;
- 2) väljaspool kaitse- ja hoiualasid asuvad loodusdirektiivi elupaigatüübid ei mahu KeHJS § 6 lg 3 punktis 1 nimetatud kriteeriumide alla ning seega ei ole eelhindamisel otsest kohustust nendega arvestada (tegemist ei ole loodusvara kui sellisega, ega ka kaitstavate loodusobjektide ega Natura 2000 võrgustiku aladega);
- 3) kaitstava liigi elupaikade olemasolu tuleks eelhindamisel arvestada, kuna kaitstava liigi puhul on tegemist kaitstava loodusobjektiga.

4.3.3. Keskkonnanõuete kehtestamine

Juhul, kui metsateatise menetluses viiakse läbi KMH, on selle tulemusena KeHJS § 22 alusel võimalik kehtestada ka keskkonnanõuded, mida tuleb vastavalt KeHJS § 24 lõikele 1 arvestada metsateatise kinnitamisel.

KeHJS § 23 lõike 8 kohaselt tuleb keskkonnanõuete määramisel KMH aruande heakskiidus arvestada seadusest või seaduse alusel antud õigusaktist tulenevaid nõudeid, kavandatud tegevusega eeldatavalt mõjutatavat keskkonnaseisundit, tehtud keskkonnauuringute tulemusi, KMH tulemusi ning muid olulisi asjaolusid. KMH aruandes määratud keskkonnanõuded ei ole

²⁶ Tallinna Ringkonnakohtu 27.06.08 otsus haldusasjas nr 3-07-2209, lk 14

tegevusloa andjale (metsateatise kinnitajale) kohustuslikud, ent kui neid ei arvestata, tuleb seda KeHJS § 24 lõike 2 kohaselt põhjendada (arvestades, et KMH aruandele heakskiidu andjaks on metsateatiste puhul eelduslikult Keskkonnaamet, ei ole see olukord praktikas ilmselt eriti relevantne).

4.3.4. KMH menetlusnõuete kohaldamine metsateatistele

KMH kaalumise kohustus metsateatiste puhul tähendab KeHJS nõuete täiemahulist rakendumist, mh vastavate otsuste vormistamise, teadete avaldamise ja avalikkuse kaasamise osas. Ka KMH algatamata jätmise puhul tuleb algatamata jätmisest teatada liht- või tähtkirjaga menetlusosalistele ja arendaja kulul ametlikus väljaandes Ametlikud Teadaanded 14 päeva jooksul keskkonnamõju hindamise algatamata jätmise otsuse tegemisest arvates (KeHJS § 12 lg 1 p 3).

Selline nõuete järgimine on metsateatiste menetlejatele kahtlemata ülimalt koormav, arvestades metsateatise menetluse teadlikku lihtsustatust ning metsateatiste suurt hulka. Natura 2000 võrgustiku alasid puudutavate mõjude hindamise osas võib tulevikus lahenduse tuua koostamisel olev keskkonnaseaduse seadustiku üldosa seaduse eelnõu²⁷, millega plaanitakse kehtestada nn Natura hindamine eraldi menetlusena, mis oleks senisest lihtsam, ent samas enam loodusväärtustele keskenduv.

5. Järeldused

Metsateatise puhul on tegemist tegevusloa ja haldusaktiga, mille kinnitamisel on olemas teatud kaalutlusruum – selles mõttes on tegemist kaalutlusotsusega.

See kaalutlusruum on siiski piiratud, kuna metsateatise kinnitaja saab metsateatise kinnitamise üle otsustada metsaseaduse kohaselt vaid lähtuvalt sellest, kas plaanitud raie vastab nõuetele või mitte. Sellisteks nõueteks tuleb lugeda eelkõige looduskaitseadusest ja planeeringutest tulenevad nõuded.

Metsateatise kinnitamine on võimalik ka tingimuslikult, ent ainult sellistel juhtudel, mil selline võimalus seadusest tuleneb – see puudutab eelkõige metsateatiste menetlemist hoiualadel ning juhtudel, kui metsateatise menetluses viiakse läbi keskkonnamõju hindamine, mille tulemusena kehtestatakse keskkonnanõuded.

KMH algatamise kaalumine on metsateatiste puhul kohustuslik, kuna tegemist on tegevusloaga KeHJS mõistes. KMH algatamisel tuleb mh arvesse võtta Natura 2000 võrgustiku alade ja kaitstavate liikide elupaikade asumist, teatud mõõndustega ka VEPide paiknemist plaanitava raie alal või selle mõjupiirkonnas.

²⁷ Vt keskkonnaseadustiku üldosa seaduse eelnõud ja seletuskirja Justiitsministeeriumi kodulehel: <http://www.just.ee/33099> (15.06.09)

Haldusotsuste läbivaatamise võimalused uue info lisandumisel

Kärt Vaarmari

1. Lähteülesanne

Käesoleva analüüsi eesmärgiks on anda ülevaade võimalustest keskkonnavaldkonnas antud haldusotsustuste läbivaatamiseks juhul, kui lisandub uut infot kaitsealuste liikide esinemise või nt Punase Raamatu uute või seni välja surnuks peetud liikide, mida ei ole Eestis kaitse alla võetud, esinemise kohta.

2. Haldusakti muutmise või kehtetuks tunnistamise võimaluste piiratus

Haldusmenetluse üheks põhiprintsiibiks on **õiguskindluse printsiip** (kasutatakse ka mõistet „õiguspärase ootuse printsiip”), mille kohaselt peab isikul olema õigus ja võimalus usaldada haldusakti, mille vaidlustamistähtaeg on möödunud, ning tegutseda tuginedes teadmisele, et haldusakt on õiguspärane ja jääb kehtima. Avalik võim peab isiku sellist õiguspärast ootust kaitsma.²⁸ Tegemist on osaga õigusriigi põhimõttest, mis tuleneb Eesti Vabariigi põhiseaduse §-st 10 ja on seega üheks Eesti kui õigusriigi toimimise nõ alustaladest.

Haldusakti kehtivuse osas kehtib seetõttu **usalduse kaitse põhimõte**. Kui haldusakti kehtetuks tunnistamiseks või tühistamiseks ei ole selleks ette nähtud tähtaja jooksul keegi vaiet või kaebust esitanud, tekib sellise haldusakti adressaadil (aga samuti ka teistel isikutel, kelle õigusi või huve haldusakt puudutab, ning samuti ka avalikkusel laiemalt) ootus, et haldusakt jääbki kehtima.²⁹

Seetõttu on haldusakti muutmine ja kehtetuks tunnistamine selle adressaadi tahte vastaselt pärast haldusakti poolt õigusjõu omandamist seadusega piiratud. **Haldusakti õigusjõud** tähendab, et selle reeglipärane vaidlustamine ei ole enam võimalik ning et ka haldus ise ei tohi kergekäeliselt seda haldusakti muutma või kehtetuks tunnistama hakata – ta on ise samuti enda antud haldusaktiga seotud.³⁰

Tuleb arvestada, et usalduse kaitse põhimõtte arvestamise kohustus on üksnes juhtudel, kui haldusakti muutmine või kehtetuks tunnistamine on kellegi kahjuks. Keskkonnalubade puhul see üldjuhul nii ka on, kuna üldjuhul on load kompromiss avalike ja erahuvide vahel – ehkki need lubavad arendajal teatud tingimustel loodusressursse kasutada, kehtestatakse lubades tavaliselt tingimused, mis peavad tagama, et avalik huvi keskkonna kaitsmiseks ning muude isikute huvid nende isiklike õiguste osas on samuti kaitstud. Kui luba muudetakse rangemaks või tunnistatakse

²⁸ A. Aedma jt. Haldusmenetluse käsiraamat. TÜ Kirjastus 2004; lk 346

²⁹ Haldusmenetluse käsiraamat, lk 345

³⁰ I. Pilving. Haldusakti tühistamine halduse poolt. Juridica 1998 nr 8, lk 393

kehtetuks, toimub see arendaja kahjuks; kui vastupidi, võivad saada kahjustatud teiste isikute huvid või avalik huvi.

Haldusmenetluse seaduse (HMS) § 67 lg 4 näeb ette ka olukorrad, mil isik ei saa haldusakti kehtetuks tunnistamisel usaldusele tugineda. Selline olukord tekib, kui:

- 1) halduskohtule haldusakti kehtetuks tunnistamiseks kaebuse esitamise tähtaeg ei ole veel möödunud, samuti haldusakti kehtetuks tunnistamise kaebuse läbivaatamise ajal;
- 2) kehtetuks tunnistamise võimalus on ette nähtud seaduses või selleks on jäetud võimalus haldusaktis;
- 3) isik ei ole täitnud haldusaktiga seotud lisakohustust;
- 4) isik ei ole kasutanud haldusakti alusel üle antud raha või asja eesmärgipäraselt;
- 5) isik oli haldusakti õigusvastasusest teadlik või ei olnud sellest oma süü tõttu teadlik;
- 6) haldusakt on antud isiku esitatud ebaõigete või mittetäielike andmete alusel või pettuse või ähvardusega või muul viisil haldusorgani õigusvastase mõjutamise tulemusena.

Seonduvalt HMS § 67 lg 4 punktis 2 märgitud võimalusega, et haldusakti kehtetuks tunnistamise võimalus on ette nähtud seaduses või selleks on jäetud võimalus haldusaktis, tuleb märkida, et keskkonnavalades seadustes on tihti sätestatud võimalused lubade kehtetuks tunnistamiseks teatud olukordades. Näiteks maapõuseaduse (MaaPS)³¹ § 42 lõikes 1 on loetletud alused kaevandamisloa muutmiseks ning MaaPS § 43 lõikes 1 alused kaevandamisloa kehtetuks tunnistamiseks (viimaste hulka kuulub ka olukord, kui kaevandamisloa omaniku rakendatavad abinõud ei hoia keskkonnamõju lubatud piirides (MaaPS § 43 lg 1 p 4)).

Käesolevas analüüsis käsitletakse haldusakti muutmise või kehtetuks tunnistamise võimalusi olukorras, kus usalduse kaitse põhimõte rakendub ning haldusakti muutmine või kehtetuks tunnistamine on piiratud, st puuduvad eelviidatud alused usaldusele tuginemise välistamiseks, ning haldusakti tuleks muuta või kehtetuks tunnistada isiku kahjuks.

3. Haldusakti muutmise või kehtetuks tunnistamise võimalused

Õiguskindluse printsiip ja usalduse kaitse põhimõte ei saa kehtida piiramatult, kuna reaalses elus võivad faktilised asjaolud muutuda ning tekkida olukorrad, mil isiku õiguse tugineda usalduse kaitsele kaalub üles mingi teine, üldsuse seisukohalt olulisem huvi. Selliseks olukorraks võib lugeda ka olukorra, kui juba antud keskkonnaloa või keskkonnaasjas langetatud otsustuse järel selguvad või tekivad uued asjaolud (nt kaitstavate liikide esinemine loaga mõjutataval alal vms), mille tõttu keskkonnaloa realiseerimine kahjustaks oluliselt avalikku huvi.

Täpsemad võimalused haldusakti muutmiseks või kehtetuks tunnistamiseks on HMS § 66 lõikest 2 tulenevalt järgmised:

- 1) see on lubatud seadusega või selleks on jäetud võimalus haldusaktis;

³¹ Terviktekst e-Riigi Teatajas kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13186989>

- 2) haldusorganil oleks olnud õigus jätta haldusakt hiljem muutunud faktiliste asjaolude tõttu või hiljem muudetud õigusnormi alusel välja andmata ja avalik huvi haldusakti kehtetuks tunnistamiseks kaalub üles isiku usalduse, et haldusakt jääb kehtima;
- 3) haldusaktiga on seotud lisakohustus ja isik ei ole seda täitnud;
- 4) isik ei kasuta haldusakti alusel üleantud raha või asja eesmärgipäraselt.

Olukorda, kus selguvad uued faktilised asjaolud (millena tuleb käsitleda ka uut teavet kaitstavate või kaitset vajavate liikide esinemise kohta), puudutab eeltoodud alustest teine, st HMS § 66 lg 2 p 2. See alus sisaldab endas kaht kohustuslikku elementi, millest mõlemad peavad olema täidetud, et haldusakti saaks muuta või kehtetuks tunnistada:

- a) haldusorganil oleks olnud õigus jätta haldusakt hiljem muutunud faktiliste asjaolude tõttu või hiljem muudetud õigusnormi alusel välja andmata;
- b) avalik huvi haldusakti kehtetuks tunnistamiseks kaalub üles isiku usalduse, et haldusakt jääb kehtima.

Juhul, kui nende asjaolude esinemine on täiesti selge - uue info laekumisel on selge, et kui see info oleks olnud keskkonnaloa andmisel teada, ei oleks luba saanud välja anda, ning avalik huvi kaalub üles isiku usalduse haldusakti kehtimajäämiseks – on haldusorganil võimalik haldusakt muuta või kehtetuks tunnistada.

Juhul, kui ei ole päris selge, kas juhul, kui info oleks olnud varem teada, oleks loa saanud välja anda või mitte, on haldusorganil võimalik loa menetlus uuendada, st viia see läbi osas, mis puudutab uut informatsiooni. Haldusmenetluse uuendamise võimalus tuleneb HMS § 44 lõikest 1, mille p 2 kohaselt on uuendamise aluseks mh asjaolu, et asjas ilmnevad uued olulised tõendid, mis ei olnud haldusmenetluse ajal teada. Ehkki HMS § 44 lg 1 näeb menetluse uuendamise ette vaid juhul, kui menetlusosaline ise selleks taotluse esitab, on erialakirjanduses leitud, et menetluse uuendamine on võimalik ka haldusorgani enda algatusel.³² Menetluse uuendamise tulemusena võib haldusorgan haldusakti muuta või selle kehtetuks tunnistada, ent seejuures tuleb arvesse võtta eelpool mainitud usalduse kaitsega seotud piiranguid.

Alljärgnevalt on eeltoodu valguses käsitletud lähemalt metsateatise muutmise või kehtetuks tunnistamise võimalusi juhul, kui laekub uut teavet kaitsealuste või kaitset vajavate liikide kohta.

4. Metsateatise muutmise või kehtetuks tunnistamise võimalused uue teabe laekumisel kaitsealuste või kaitset vajavate liikide kohta

Käesolevas analüüsis eeldatakse, et kui kavandatav tegevus võib kahjustada oluliselt kaitsealust liiki, siis kaalub avalik huvi haldusakti kehtetuks tunnistamiseks (või muutmiseks) üles isiku usalduse, et haldusakt jääb kehtima. Sel juhul on üks HMS § 66 lg 2 punktis 2 esitatud tingimustest täidetud. Muidugi võib leida olukordi, kus avalik huvi ei kaalu üles isiku usaldus, ent käesolev analüüs on asjakohane eelkõige esimest laadi juhtumite puhul, milles esineb ka tegelikult oluline avalik huvi kaitsealuse või kaitset vajava liigi kaitsmiseks.

³² Haldusmenetluse käsiraamat, lk 245

Keerulisem on olukord teise HMS § 66 lg 2 punktis 2 kehtestatud tingimusega, mis nõuab, et haldusorganil oleks olnud õigus jätta haldusakt hiljem muutunud faktiliste asjaolude tõttu või hiljem muudetud õigusnormi alusel välja andmata. Metsateatise muutmise või kehtetuks tunnistamine on seega võimalik juhul, kui metsateatis oleks tulnud jätta Keskkonnaameti poolt kinnitamata, kui teave kaitstava või kaitset vajava liigi esinemise kohta oleks olnud teada Keskkonnaameti poolt metsateatise kinnitamise otsustamisel.

Selline olukord ei teki mitte kõigil juhtudel, kui laekub uut infot kaitsealuste või kaitset vajavate liikide kohta, sest metsateatise kinnitamata jätmise võimalused ei ole piiramatud. Metsateatise andmisest keeldumine on metsaseaduse (MS) § 41 lõikest 7 tulenevalt võimalik vaid juhul, kui plaanitav tegevus ei vasta nõuetele. Seega peab olema võimalik tuua välja konkreetsed nõuded, millele tegevus ei vasta. Sellisteks olukordadeks saavad olla eelkõige järgmised juhud:

- a) raiet planeeritakse hoiualal, ent see võib rikkuda kaitstava elupaiga struktuuri ja funktsioone ning ohustada elupaigale tüüpiliste liikide säilimist (LKS § 32 lg 3);
- b) raie oleks vastuolus LKS-st tulenevate kaitstava liigi isendikaitse nõuetega;
- c) raie teostamine on vastuolus planeeringuga;
- d) KMH tulemusena selgub, et tegevust ei saa ellu viia selle negatiivsete keskkonnamõjude tõttu.

Uue teabe laekumine kaitstavate või kaitset vajavate liikide esinemise kohta ei saa mõjutada raie kooskõla planeeringuga, ülejäänud loetletud alused on metsateatise muutmise või kehtetuks tunnistamise aluste hindamisel asjakohased.

Oluline on märkida, et uue teabe laekumine ei tekita automaatselt KMH läbiviimise kohustust, kuna KMH algatamine või täiendamine ei ole pärast selle objektiks oleva haldusakti andmist (st metsateatise kinnitamist) menetluslikult võimalik, v.a. juhul, kui haldusakti menetlust uuendatakse. Juhul, kui menetluse uuendamise käigus aga viiakse läbi uus KMH, või täiendatakse juba läbi viidud KMH-t, on võimalik ka see, et KMH tulemusena selgub, et tegevust ei saa ellu viia selle negatiivsete keskkonnamõjude tõttu.

Õiguslikult on olukord erinev kaitsealuste liikide ja kaitset vajavate, ent kaitse all mitteolevate liikide kohta teabe laekumisel, kuna esimesed on seaduse alusel kaitstud (ja seega saavad olla olemas nõuded, millele metsateatis ei oleks kinnitamise ajal vastanud), teised aga (veel) mitte.

4.1. Uue info laekumine kaitsealuste liikide kohta

Juhul, kui uus teave laekub liikide kohta, mis on juba kaitse alla võetud, sõltub haldusorgani poolt haldusakti andmata jätmise õiguse tuvastamine (HMS § 66 lg 2 punktis 2 sätestatud teine tingimus) sellest, milliste muude piirangutega on alal tegemist, ning millise kaitsekategooria liigiga on tegemist.

Sõltuvalt erinevatest kaitsereežiimidest saab väita, et Keskkonnaametil oleks olnud õigus jätta metsateatis kinnitamata järgmistel juhtudel:

- 1) kui metsateatis lubab raie teostamist **hoiualal**, ent uue info tulemusena saab selgeks, et raie võib ohustada elupaigale tüüpiliste liikide säilimist (tulenevalt LKS § 32 lõikest 3, mis sellisel juhul kohustab metsateatise andmisest keelduma);
- 2) kui uus teave puudutab **I kategooria kaitsealustest liikidest lendoravat, merikotkast, madukotkast, kalakotkast, suur-konnakotkast, must-toonekurge, väike-konnakotkast, kaljukotkast, väike-konnakotkast ja suur-konnakotkast** ja raie võib mõjutada nende elupaiku LKS § 50 lõikes 2 sätestatud raadiuses, kuna LKS § 50 lõike 4 kohaselt kohaldub sellistele aladele sihtkaitsevööndi kaitsekord, mistõttu on majandustegevus keelatud (ja LKS § 50 lõikes 5 sätestatud liikide ja perioodide puhul ka inimeste viibimine);
- 3) kui uus teave puudutab **I või II kategooria kaitsealuseid taimi või seeni** (tulenevalt LKS § 55 lõikest 7 on I ja II kategooria kaitsealuste taimede või seente kahjustamine keelatud);
- 4) kui uus teave puudutab **III kategooria kaitsealuseid taimi, seeni või selgrootuid loomi** ja kavandatav tegevus võib need hävitada ulatuses, mis ohustab liigi säilimist selles elupaigas (LKS § 55 lg 8);
- 5) kui uus teave puudutab **kaitsealuseid loomaliike** (olenemata kaitsekategooriast) ning tegemist on nende paljunemise, poegade kasvatamise, talvitumise või rände perioodiga (kuna LKS § 55 lõike 6 kohaselt kehtib neil perioodidel loomade tahtliku häirimise keeld).

Juhul, kui nende asjaolude esinemine on selge, on olemas selged alused metsateatise muutmiseks või kehtetuks tunnistamiseks.

Juhul, kui ei ole päris selge, kas need asjaolud esinevad (nt kas raie tegelikult võib ohustada elupaigale tüüpiliste liikide säilimist), on võimalik metsateatise menetlus uuendada ning algatada uuendatud menetluses KMH, et tegelikud keskkonnamõjud välja selgitada. Viimasel juhul on küll küsitav, kas uuendamise ajaks on võimalik peatada ka haldusakti menetlus, kuna selleks peavad olema olemas samad alused, mis haldusakti kehtetuks tunnistamiseks (ent menetluse uuendamise ajal ei pruugi nende aluste esinemine veel tõendatud olla).

4.2. Uue info laekumine kaitse all mitteolevate, ent kaitset vajavate liikide kohta

Juhul, kui pärast metsateatise andmist laekub uut infot liikide kohta, mis ei ole kaitse alla võetud, ent mis vajavad kaitset (nt Punase Raamatu uued liigid või väljasurnuks peetud liigid), ei ole haldusakti kehtetuks tunnistamise alused otseselt kohaldatavad, kuna ei ole täidetud HMS § 66 lg 2 p 2 sätestatud tingimus, et kui teave oleks olnud varem teada, siis oleks tulnud haldusakt jätta välja andmata. Kuna selliste liikide kaitseks ei ole kehtestatud mingeid nõudeid, ei oleks saanud metsateatist jätta kinnitamata ka juhul, kui teave nende liikide esinemise kohta oleks olnud teada juba metsateatise kinnitamise otsustamisel.

Asjakohane lahendus võiks sellisel juhul olla vastava liigi kaitse alla võtmise algatamine, seejärel metsateatise kui haldusakti menetluse uuendamine ning vastava menetluse kohene peatamine LKS § 8 lõike 6 alusel kuni kaitse alla võtmise otsuse või kaitse alla võtmisest keeldumise otsuse tegemiseni. Menetluse uuendamise käigus on võimalik ka KMH algatamine, mille käigus võidakse jõuda järelduseni, et tegelikult oleks tulnud metsateatis kinnitamata jätta.

5. Kokkuvõte

Haldusaktide kehtetuks tunnistamise ja muutmise võimalused pärast nende vaidlustamistähtaja möödumist on õiguskindluse printsiibi tõttu piiratud – isikul tekib õigus usalduse kaitsele ehk ootus, et haldusakt jääb sellisel kujul kehtima. Uute asjaolude ilmnemisel, nt uue info laekumisel kaitstavate või kaitset vajavate liikide esinemise kohta metsateatises lubatud raiega mõjutataval alal, on teatud tingimustel võimalik haldusakti (metsateatist) muuta või kehtetuks tunnistada. Need tingimused on HMS § 66 lg 2 punktist 2 tulenevalt järgmised:

- a) haldusorganil oleks olnud õigus jätta haldusakt hiljem muutunud faktiliste asjaolude tõttu või hiljem muudetud õigusnormi alusel välja andmata;
- b) avalik huvi haldusakti kehtetuks tunnistamiseks kaalub üles isiku usalduse, et haldusakt jääb kehtima.

Juhul, kui nende asjaolude esinemine on selge – uue info laekumisel on selge, et kui see info oleks olnud nt keskkonnaloa andmisel teada, ei oleks luba saanud välja anda, ning avalik huvi kaalub üles isiku usalduse haldusakti kehtimajäämiseks – on haldusorganil võimalik haldusakt muuta või kehtetuks tunnistada. Juhul, kui need asjaolud ei ole päris selged, on haldusorganil võimalik loa menetlus uuendada ning loa andmine uut infot arvestades uuesti otsustada.

Metsateatiste puhul on tingimus, et haldusorganil (Keskkonnaametil) oleks olnud õigus jätta haldusakt hiljem muutunud faktiliste asjaolude tõttu välja andmata, täidetud juhul, kui on võimalik välja tuua konkreetsed nõuded, millele metsateatisega kavandatav tegevus ei vasta. Sellisteks olukordadeks saavad kaitstavate liikide esinemise kohta uue teabe laekumisel olla:

- 1) raiet planeeritakse hoiualal, ent see võib rikkuda kaitstava elupaiga struktuuri ja funktsioone ning ohustada elupaigale tüüpiliste liikide säilimist (LKS § 32 lg 3);
- 2) raie oleks vastuolus LKS-st tulenevate kaitstava liigi isendikaitse konkreetsete nõuetega;
- 3) menetluse uuendamise käigus algatatud või täiendatud KMH tulemusena selgub, et tegevust ei saa ellu viia selle negatiivsete keskkonnamõjude tõttu.

Juhul, kui pärast metsateatise andmist laekub uut infot liikide kohta, mis ei ole kaitse alla võetud, ent mis vajavad kaitset (nt Punase Raamatu uued liigid või väljasurnuks peetud liigid), ei ole haldusakti kehtetuks tunnistamise alused otseselt kohaldatavad, kuna ei ole võimalik välja tuua konkreetseid nõudeid, millega metsateatisega lubatud tegevus vastuolus oleks. Võimalikuks lahenduseks on vastava liigi kaitse alla võtmise algatamine, seejärel metsateatise menetluse uuendamine (vajadusel KMH algatamine või täiendamine) ja menetluse peatamine kuni kaitse alla võtmise otsuse tegemiseni.

Kaitseala põhiste metsamajandamiskavade kui majandamisotsuste aluse rakendamise võimalus tänases kaitsealade kaitse korralduse kontekstis

Kärt Vaarmari

1. Lähteülesanne

Käesoleva töö ülesandeks on analüüsida kaitse- ja hoiualade (edaspidi viidatud ühiselt ka kui kaitstavatele aladele) põhiste metsamajandamiskavade kui majandamisotsuste aluse rakendamise võimalust erineva omandivormiga aladel tänases kaitstavate alade kaitse korralduse kontekstis, käsitledes seejuures ka võimalust metsamajandamiskava kehtestamiseks kaitsekorralduskava osana.

Analüüsi ajendiks on probleem, et kaitsekorralduskavade meetmed on tänasel päeval metsa majandamise võimaluste osas väga üldised, ning kaitstavate alade valitsejatel oleks vaja konkreetsemaid majandamisjuhiseid eraldiste kaupa. Seni on küll koostatud ka kaitseala territooriumi üleseid metsamajandamiskavasid (nt Ida-Virumaal), ent tegelikult puudub neil juriidiline siduvus ja kinnistuomanik võib oma kinnistule tellida oma metsamajandamiskava, mis erineb kaitseala ülesest kavast.

2. Metsamajandamiskava tähendus tänases seaduses ja selle põhjused

Kehtiva metsaseaduse (edaspidi: MS) regulatsioonis ei ole metsamajandamiskava juriidiliselt siduv dokument.

3. jaanuarist 2007 kuni 1. jaanuarini 2009 kehtinud metsaseaduse (edaspidi: vana MS) kohaselt toimus metsa majandamine, sh metsateatiste väljastamine metsamajandamiskava alusel. Metsamajandamiskavaga määrati teatud raieliikideks lubatud eraldised ning raie pindala maksimaalne lubatud suurus (vana MS § 15). Metsamajandamiskava kehtestati Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskuse poolt vastavalt selleks eraldi kehtestatud korrale.³³

Kehtiva MS § 11 lõike 4³ kohaselt koostatakse koos metsa inventeerimisega metsaomanikule küll metsamajandamiskava (v.a. kui ta seda ei soovi), ent sellel kaval ei ole otseseid õiguslikke tagajärgi. Raie teostamiseks on kohustuslikud vaid kehtivad inventeerimisandmed (MS § 11 lg 4²), mitte aga metsamajandamiskava olemasolu, samuti ei tulene kehtivast metsaseadusest, nagu

³³ Keskkonnaministri 21. detsembri 2006. a määrus nr 81 "Metsamajandamiskava kehtestaja ja metsamajandamiskava kehtestamise kord" RTL 2006, 93, 1723 (e-RT <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=12769113>)

tuleks metsateatise kinnitamisel arvestada metsamajandamiskavas planeeritud. Ka 1. jaanuarist 2009 jõustunud muudatuste Riigikogus menetletud eelnõu (327 SE) seletuskirja³⁴ kohaselt lähtuti muudatuste kavandamisel sellest, et metsamajandamiskava on soovitusliku iseloomuga ning see on raiete planeerimise juhis, mis on suunatud eelkõige metsaomanikule – metsateatise kinnitaja lähtub oma otsuse tegemisel aga eelkõige inventeerimisandmetest. Sellega sooviti muuta metsa majandamine vähem bürokraatlikuks ning enam metsaomanikusõbralikuks. Seletuskirjas leiti, et metsamajandamiskavade kohustuslikkus võib saada takistuseks omandi kasutamisel ning metsa majandamisega kaasnev liigne bürokraatia ei ole tasakaalus metsa majandamisest saadava tuluga, mis mõjutab eraomanike huvi oma metsa majandada ja selle kaudu mõjutab negatiivselt Eesti metsade tervislikku seisundit.

Seega on metsamajandamiskava eesmärk kehtiva MS kohaselt vaid abistada metsaomanikku tegevuste kavandamisel, milleks metsateatisega luba taotletakse.

3. Metsamajandamiskava koostamise korraldus

Metsamajandamiskava koostamine toimub kehtiva regulatsiooni kohaselt vastavalt metsa korraldamise juhendile (edaspidi: juhend).³⁵ Metsamajandamiskava koostatakse kehtivate inventeerimisandmete alusel ning selles esitatakse mh (juhendi § 21 lg 1):

- 1) metsa takseerkirjeldus;
- 2) metsa iseloomustavad koondtabelid;
- 3) uuendus-, valik- ja hooldusraiate ning metsa uuendamisevõtete nimekirjad;
- 4) metsauuendustööde, hooldus- ja uuendusraiate mahte iseloomustavad tabelid.

Metsamajandamiskava koostatakse eraomanduses oleva metsa jaoks kinnisasjade kaupa, ühe omaniku kinnisasjadest koosnevate majandamisüksuste kaupa või kinnisasjade omanike ühise taotluse alusel kinnisasjadest koosnevate majandamisüksuste kaupa; riigimetsa jaoks metuskondade või muude majandamisüksuste kaupa (juhendi § 20 lg 2).

4. Kaitseala ülest metsamajandamiskavade juriidiline tähendus

4.1. Metsa majandamise alused kaitsealadel

Kaitsealadel võib metsa majandamisest rääkida eelkõige piiranguvööndi kontekstis, kuna sihtkaitsevööndis on majandustegevus ja loodusvarade kasutamine LKS § 30 lg 2 p 1 ja 2 kohaselt eelduslikult keelatud (kui kaitse-eeskirjaga ei sätestata teisiti) ning seda piirangut on üldjuhul korratud ka kaitse-eeskirjades, välja arvatud erandid jahipidamise, kalapüügi,

³⁴ Arvutivõrgus kättesaadav:

[http://www.riigikogu.ee/?page=pub_file&op=emslain&content_type=application/msword&u=20090703141533&file_id=399595&file_name=metsaseaduse%20seletuskiri%20\(328\).doc&file_size=217088](http://www.riigikogu.ee/?page=pub_file&op=emslain&content_type=application/msword&u=20090703141533&file_id=399595&file_name=metsaseaduse%20seletuskiri%20(328).doc&file_size=217088) (03.07.09)

³⁵ Keskkonnaministri 16. jaanuari 2009. a määrus nr 2 „Metsa korraldamise juhend” RTL 2009, 9, 104 (e-RT <http://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13124148> (03.07.09))

seenekorjamise jms osas teatud perioodidel ja/või teatud kaitseala piirkondades, ning sätted, mille kohaselt lubatakse sihtkaitsevööndites metsakoosluste kujundamist vastavalt kaitse-eesmärgile.

Piiranguvööndis on uuendusraie keelatud, kui kaitse-eeskirjaga ei sätestata teisiti (LKS § 31 lg 2), lisaks võib kaitse-eeskirjaga seada piiranguvööndis raielangi suurusele ja kujule ning metsa vanuselisele koosseisule metsaseaduses sätestatud erinevaid piiranguid, mis on vajalikud koosluse või selles vööndis oleva kaitsealuse liigi säilimiseks. Ehkki kaitse-eeskirjades on uuendusraie üldjuhul keelatud, on ka kaitse-eeskirju, kus lageraie on teatud tingimustel lubatud³⁶ või kus turbe- või lageraiele on seatud piiranguks pindalalised piirangud³⁷. Seega võib piiranguvööndis metsa majandamise planeerimine (metsamajandamiskava koostamine) olla aktuaalne. Samuti on metsa majandamise planeerimine aktuaalne hoiualal, kus metsaraie on keelatud vaid juhul, kui see võib rikkuda kaitstava elupaiga struktuuri ja funktsioone ning ohustada elupaigale tüüpiliste liikide säilimist (LKS § 32 lg 3).

Väärrib märkimist, et ehkki metsamajandamiskaval ei ole enam juriidilist siduvust, on looduskaitsealades jätkuvalt sätestatud üldised kitsendused, mille kohaselt ei tohi metsamajandamiskava ilma kaitseala või hoiuala valitseja nõusolekuta väljastada (LKS § 14 lg 1 p 3). Kuna kehtiva MS kohaselt ei toimu metsamajandamiskava kehtestamist ega kinnitamist enam mingil kujul, on see säte tegelikult sisutu.

4.2. Kaitseala ülesed metsamajandamiskavad

Käesoleva analüüsi koostamise käigus selgus, et praktikas on mõnedel kaitsealadel läbi viidud küll kaitseala ülene metsainventuur, ent meile teadaolevalt ei olnud tegemist metsamajandamiskavade koostamisega ning vastavate metsakorralduslike tööde tulemusele (inventeerimistulemused ja soovitused metsa majandamiseks) ei antud siduvat jõudu.³⁸ Kui eraomandis oleva kinnistu omanik soovis metsa majandamist puudutavaid soovitusi, tehti talle vastavatest töödest väljavõtte, ent kui ta seda ei soovinud, siis läbi viidud tööd omanikku otseselt ei puudutanud. Samuti on vaid osad Hiiumaal läbi viidud inventuure puudutavad andmed kantud metsaregistrisse, ent ülejäänud inventuuride kohta ei ole andmeid metsaregistrisse kantud.

Selline lähenemine on kooskõlas kehtiva regulatsiooniga – kuna metsamajandamiskavad ei ole kehtiva MS kohaselt siduvad, siis ei saa kehtiva regulatsiooni kohaselt olla siduvad ka kaitseala ülesed metsamajandamiskavad. Sellised kavad ei saanud olla siduvad ka kuni 1. jaanuarini 2009 kehtinud vana MS kohaselt, kuna ka vana MS kohaselt koostati metsamajandamiskavad kinnistupõhiselt (riigimetsas metskondade või muude majandamisüksuste kaupa) ning eri metsaomanike jaoks ühe metsamajandamiskava kehtestamine olnuks võimalik vaid selliselt, et

³⁶ Nt Piiumetsa MKA kaitse-eeskirja kohaselt on uuendusraie keelatud, välja arvatud 1. septembrist 31. jaanuarini lageraie langi suurusega kuni 1 ha ja laiusega kuni 30 m ning turberaie langi suurusega kuni 2 ha, kusjuures üle 60-aastase metsa osakaal piiranguvööndis ei tohi jääda väiksemaks kui 50% ning raielankide vahele tuleb jätta vähemalt 100 m laiune riba üle 40 aasta vanust puistut

³⁷ Nt Vooremaa MKA kaitse-eeskirja kohaselt on uuendusraie lubatud, kuid lageraielangi pindala ei tohi ületada 2 ha ja laius 30 m; samuti Aela MKA

³⁸ Vastavalt 14.07.09 suulistele vestlustele Kaili Viilma ja Ahto Täpsiga (OÜ Metsaruum)

käsitletava ala (kaitseala) piires oleks kõigile metsaomanikele üheaegse menetluse käigus koostatud ja kehtestatud metsamajandamiskavad. Kuni 1. jaanuarini 2009 kehtinud metsamajandamiskava kehtestamise kord nägi ette ka võimaluse, et eri kinnisasjade omanikud tellivad ühise metsamajandamiskava koostamise (viidatud korra § 3 lg 2), ent nagu eelpool viidatud, siis praktikas ei ole kaitseala üleste kavade koostamisel selle juhtumiga tegemist olnud (tegelikult ei ole olnud juriidiliselt tegemist metsamajandamiskava koostamisega).

Metsakorraldustööde tegemine kogu kaitseala territooriumil üheaegselt on ka praegu teoreetiliselt võimalik, ent kuna vastavat kohustust seadusest ei tulene, siis sõltub selline „ühine” metsakorraldus kinnisasja omanike heast tahtest. Selleks, et metsakorralduse tulemustel (kehtiva MS kohaselt eelkõige inventeerimisandmetel) oleks õiguslik tähendus, peab nende tellijaks olema kinnisasja omanik.

5. Metsamajandamiskava ja kaitsekorralduskava

5.1.1. Kaitsekorralduskava õiguslik iseloom ja eesmärk

LKS § 25 lõike 1 kohaselt on kaitsekorralduskava eesmärgiks korraldada hoiualade ja kaitsealade kaitset, kusjuures kaitsekorralduskavas märgitakse:

- 1) olulised keskkonnategurid ja nende mõju loodusobjektile;
- 2) kaitse eesmärgid, nende saavutamiseks vajalikud tööd, tööde tegemise eelisjärjestus, ajakava ning maht;
- 3) kava elluviimise eelarve.

Enne 01.02.09 kehtinud LKS § 25 lõike 2 redaktsiooni kohaselt kinnitas kaitsekorralduskavad keskkonnaminister, nende koostamiseks ei olnud ette nähtud mingit täpsemat korda. Alates 1.02.09 kehtestab keskkonnaminister LKS § 25 lõike 2 kohaselt kaitsekorralduskava koostamise ja kinnitamise korra. Käesoleval hetkel ei ole sellist korda siiski veel kehtestatud,³⁹ mistõttu ei ole võimalik öelda midagi konkreetsemat kaitsekorralduskava sisule esitatavate nõuete või nende aluseks oleva teabe sisu nõuete kohta.

Kaitsekorralduskava koostamise ja kinnitamise kord⁴⁰ oli kehtestatud ka kaitstavate loodusobjektide seaduse alusel 1998.a., see kehtis kuni LKS jõustumiseni 09.05.04. Selle korra p 7 kohaselt oli kaitseala kaitsekorralduskava aluseks kaitsealal kavandatava tegevuse eelisjärjestamisele ja finantseerimisele, punktis 8 oli paika pandud kaitsekorralduskava näidissisukord, millest tuli kaitsekorralduskava koostamisel lähtuda (seda vajadusel lihtsustades või täiendades). Muus osas oli kaitsekorralduskava koostamise regulatsioon üsna napp, sätestades vaid, et kaitsekorralduskava koostamiseks vajalike otsuste tegemiseks moodustatakse kaitsekorralduskomisjon (viidatud korra p 2), kes kinnitab kaitsekorralduskava koostamise

³⁹ Vastavalt Keskkonnaministeeriumilt saadud infole (KKM 08.07.09 vastus sellesisulisele teabenõudele) on vastav kord ettevalmistamisel, ent on alles ministeeriumisisesel kooskõlastusringil

⁴⁰ Keskkonnaministri 11. septembri 1998. a määrus nr 59 “Kaitsekorralduskava koostamise korra kinnitamine” RTL 1998, 1176 (e-RT: <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=25672>)

lähteülesande (korra p 4), tellib kaitsekorralduskavale retsensiooni (korra p 5) ning kelle ees tuleb kaitsekorralduskava koostajal kava kaitsta (p 6). Komisjon pidi esitama keskkonnaministrile vastavalt kaitsekorralduskava kaitsmise tulemustele ettepaneku kaitsekorralduskava kinnitamiseks või kinnitamata jätmiseks.

Kaitsekorralduskava regulatsioonist nähtub, hoolimata selle napisõnalisusest, et sellise kava eesmärgid looduskaitse seaduses on selgelt suunatud kaitsealuse loodusobjekti kaitseks rakendatavate meetmete kavandamisele ja elluviimisele, mitte aga kellegi teise poolt kavandatavate metsa majandamise tegevuste lubamisele või keelamisele (nt raiepiirangute seadmisele). Keelud ja piirangud saavad olemasolevas looduskaitse süsteemis tuleneda ainult seadusest või kaitse-eeskirjast (kui see on olemas – nt hoiualadele kaitse-eeskirju ei kehtestata), mitte aga kaitsekorralduskavast.

5.1.2. Metsa majandamise juhiste kaitsekorralduskavas kehtestamise võimalikkus

Metsa majandamine on kehtiva MS § 16 kohaselt metsa uuendamine, kasvatamine, kasutamine ja metsakaitse. Need tegevused saavad toimuda ka looduskaitse listel eesmärkidel, kui see on kaitstava ala kaitse-eesmärkide seisukohalt vajalik. Kuna kaitsekorralduskavas nähakse ette kaitstava ala jaoks vajalikud tegevused, milleks võivad olla ka metsamajanduslikku laadi tegevused, siis on põhimõtteliselt võimalik, et kaitsekorralduskava koostamiseks viiakse tehnilises mõttes läbi metsakorraldustööd (milleks MS § 11 lõike 2 kohaselt on metsa inventeerimine ja metsamajanduslike tööde planeerimine).

Samas on sellise ühildamise võimalused siiski piiratud, tulenevalt metsa korraldamise ja kaitsekorralduskava koostamise erisustest.

5.1.3. Kaitsekorralduskava eesmärgist ja adreessadist lähtuvad piirangud

Esiteks saab kaitsekorralduskavas ette näha vaid kaitse-eesmärkidel tehtavaid tegevusi, mitte juhiseid metsa majandamise piiramiseks või lubamiseks, kui seda tehakse muul kui kaitse-eesmärgil. Seega oleks kaitsekorralduskava eesmärgist lähtuvalt juriidiliselt võimalik metsamajanduslike juhiste kehtestamine vaid otseselt kaitse-eesmärkidel tehtavate tööde jaoks⁴¹, ent mitte juhiste andmine muudel eesmärkidel tehtavate metsamajanduslike tegevuste kooskõlastamiseks kaitstava ala valitseja poolt.

Oluliseks erinevuseks metsamajandamiskava ja kaitsekorralduskava vahel on ka nende adreessat – metsamajandamiskava adreessadiks on metsaomanik, kaitsekorralduskava adreessadiks kaitstava ala valitseja. Kaitsekorralduskavas ei saa panna paika soovitusi metsaomanikule metsa majandamiseks, see osa metsamajandamiskavast peab kaitsekorralduskavast väljapoole jääma.

⁴¹ Tundub, et sellise võimalusega on KKK koostamise juhistes ka arvestatud, kuna juhiste peatükis IV punkti „Metsanduslikud tööd” all soovitatakse esitada metsanduslike tööde vajadus koosluse (vööndi) täpsusega ulatuses, mis võimaldab kaitseala valitsejal tegevusi kooskõlastada

5.1.4. Metsa inventeerimise metoodika sobilikkus kaitse-eesmärgiliste tööde planeerimiseks

Teiseks tekib küsimus, kas metsa inventeerimise korraldus tagab kaitseala või hoiuala loodusväärtuste inventeerimise sellisel viisil, et see on piisav kaitse-eesmärgiliste tegevuste planeerimiseks. Looduskaitselele inventeerimisele ei ole seadustes nõudeid kehtestatud, metsa inventeerimine seevastu on küllaltki täpselt reguleeritud metsa korraldamise juhendiga – sestap on keeruline võrrelda, kuidas erinevat laadi inventeerimise nõuded omavahel sobivad.

Metsa inventeerimise nõuded on küll täpsemalt reguleeritud, ent osalt just seetõttu küsimus, kas selle käigus määratavad andmed – puude vanus, kõrgus, rinnasdiameeter jt takseertunnused – on piisavad selleks, et teha kindlaks, milliseid meetmeid on vaja kaitse-eesmärkidel rakendada. Metsa korraldamise juhendi § 8 lõike 12 kohaselt tuleb eraldisel asuvate objektide kõrge loodusväärtuse tunnused määrata, kui need on olemas – vastavad tunnused on esitatud juhendi lisas 8 ning hõlmavad selliseid tunnuseid nagu „ajutiselt üleujutatav ala”, „veekogu järsk kallas”, „veekogu madal kallas”, „potentsiaalne vääriselupaik” jne. Samas on küsitav, kas need tunnused on looduskaitseliste tööde planeerimiseks piisavad, ning kas metsakorraldajate pädevus looduskaitsele eesmärgil inventuuri läbiviimiseks on piisav.

Sellele küsimusele saavad lõplikult vastata praktikud, kes tunnevad looduskaitsele inventeerimise vajadusi ja metoodikaid.

5.1.5. Kaitse-eesmärgiliste tegevuste kavandamise võimalikkus metsakorralduse käigus

Kolmandaks küsimuseks on see, kas metsakorraldustööde käigus saab kehtiva regulatsiooni piire arvestades kavandada efektiivseid võtteid kaitsekorralduskavas kehtestatavate meetmete jaoks.

Iseenesest näeb metsa korraldamise juhendi § 14 lg 1 ette, et metsa kasutamise võtete kavandamisel lähtutakse eraldise seisundist ja metsa majandamise kitsendustest. Juhendi § 14 lõike 2 kohaselt kavandatakse vastavalt metsa majandamise eesmärgile metsa uuendamise ja kasvatamise võtted, metsakaitse soovitusel ja elustiku mitmekesisuse säilitamise abinõud. Seega peaks metsamajanduslike tööde planeerimine juba hõlmama meetmeid elustiku mitmekesisuse säilitamiseks. Samuti sätestab metsa korraldamise juhendi § 21 lg 3, et metsamajandamiskava võib lisaks muudele §-s 21 kirjeldatud nõuetele sisaldada ka täiendavat teavet, kui see aitab paremini esile tuua kava sisu ja soodustab metsa kui ökosüsteemi kaitset ja säästvat majandamist. Seega ei pea metsakorraldustööde tegemisel lähtuma vaid metsa majanduslikel eesmärkidel majandamise vajadusest, vaid võib minna sellest kaugemale ning kavandada meetmeid ka metsa kui ökosüsteemi toimimiseks (ka kaitse-eesmärkidel tehtavate tegevuste jaoks).

Mõneti küsitav on see, et metsa uuendamise ja kasvatamise võtete kavandamine sõltub metsa korraldamise juhendi § 14 lõike 2 kohaselt sellest, milline on metsa majandamise eesmärk. Paraku on metsa majandamise eesmärgi puhul tegemist vanast MS-st pärit mõistega – vana MS § 17 lõike 2 kohaselt oli metsa majandamise eesmärk sõltuvalt metsakategooriast hoiu- ja metsa loodusobjektide hoidmine, kaitsemetsas keskkonna seisundi kaitsmine ning tulundusmetsas majandusliku tulu saamine. Kehtiv MS metsa kasutamise võimalikke eesmarke ei reguleeri,

mistõttu tekib küsimus, kes peaks metsa majandamise eesmärgi määratlema ja mis sellise eesmärgina võib kõne alla tulla. Siin on lai tõlgendusruum eelkõige Keskkonnaameti jaoks, kes kaitstava ala valitsejana ja metsateatiste kinnitajana peab määratlema, millistel aladel on metsa majandamise eesmärk alati keskkonnaseisundi kaitsmine või loodusobjektide hoidmine, millest tuleb lähtuda ka metsa uuendamise ja kasvatamise võtete kavandamisel.

Ühe detailina tuleb välja tuua ka probleem, et kehtiv metsa korraldamise juhend ei võimalda kasutada metsakorraldustöid kaitsekorralduskava koostamiseks valikraie puhul, kuna vastavalt juhendi § 17 lõikele 7 kavandatakse valikraie hoiu- või kaitseala kaitsekorralduskava või metsa majandamise eeskirjas sätestatud tingimustel. Seega, kui kaitsekorralduskava veel ei ole kinnitatud, siis tuleb valikraie kavandamisel lähtuda metsa majandamise eeskirjast. Metsa majandamise eeskirjas reguleerib valikraie teostamist § 7¹, milles on sätestatud valikraie lubatavuse kriteeriumidena puistu konkreetne vanusepiir, metsakasvukohatüüpide loetelu, maksimaalne valikraie maht ühel aastal (10% puistu kasvava metsa tagavarast) ning pärast raiet järele jääva puistu rinnaspindala miinimumsuurused. Võimalik, et need kriteeriumid lubavad valikraiet suuremal määral kui kaitsekorralduskavas planeeritaks.

Nagu inventeerimise meetodikate puhul, tekib ka meetmete kavandamise puhul küsimus, kas metsakorralduse meetodid ja metsakorraldajate pädevus on praktikas piisavad kaitse-eesmärgil rakendatavate võtete kavandamiseks – ent see on jällegi eelkõige praktikuile suunatud küsimus, millele käesoleva töö raames vastust ei saa anda.

5.1.6. Metsamajandamiskava ja kaitsekorralduskava koostamise ja rahastamise erinevused lähtuvalt omandivormist

Lisaks eelkirjeldatud probleemidele, mis hõlmavad peamiselt metsakorralduskava ja kaitsekorralduskava koostamise eesmärgi ja meetodikat, on nende ühildamine piiratud ka sellega, et nende koostamise ja rahastamise korraldus on erinev, lähtuvalt omandivormist.

Metsakorraldustööde läbiviimist rahastab metsaomanik, erametsaomanikul on võimalik saada selleks ka riigi toetust läbi Erametsakeskuse vastavalt MS § 10 lg 1 p 6. Kaitsekorralduskava koostamist rahastab riik.

Kaitsekorralduskava koostamisel ei ole oluline, millise omandivormiga on kaitsekorralduskavas käsitletav maa – kaitsemeetmete kehtestamisel tuleb lähtuda eelkõige kaitse-eesmärgist (ehkki soovitatav on huvigruppide, sh maaomanikega plaanitavad tegevused läbi rääkida). Metsakorraldustööd tellib omanik ning need viiakse läbi iga kinnistu osas eraldi (või kui kinnistud kuuluvad ühele omanikule, siis on võimalik metsakorralduse läbiviimine kõigile tema kinnistutele, vastavalt metsa korraldamise juhendi § 20 lg 2). Riigimetsas viiakse metsakorraldustööd läbi aga metuskondade või muude majandamisüksuste kaupa.

Kõiki kaitsealal või hoiualal asuvaid kinnistuid ja riigimetsa hõlmava metsamajandamiskava koostamine oleks võimalik juhul, kui selline kava koostataks kõigi kinnistute kohta ühiselt vastavalt kinnistuomanike ühisele taotlusele metsa korraldamise juhendi § 20 lg 2 p 1 alusel, ning paralleelselt koostataks ka riigimetsa metsamajandamiskava. Sel juhul tekib aga küsimus,

kuidas jagatakse sellise kava koostamise rahastamise kohustus (võimalik, et praktikas probleemi ei teki, kui on võimalik eristada metsakorraldustööde maksumus kinnistute kaupa). Samuti on küsitav, kas sellise kavade koostamise ühildamise protsess on praktikas teostatav, arvestades riigimetsa korraldamise iseärasusi praktikas (nn jooksev metsakorraldus).

5.1.7. Kokkuvõte

Kokkuvõttes võib öelda, et kaitseala üleselt on metsakorraldustööde tegemine võimalik, kui kõik kinnistuomanikud (sh RMK) seda soovivad ja selleks koostööd teevad.

Metsamajandamiskava koostamine kaitsekorralduskava osana võib olla tehniliselt võimalik, ent juriidiliselt ei saa neid täielikult ühildada, kuna metsamajandamiskava eesmärk on laiem ja selle adressaat (metsaomanik) on kaitsekorralduskava adressaadist (kaitstava ala valitseja) erinev. Metsamajandamiskava võib hõlmata ka selliseid plaanitavaid tegevusi, mida ei viida ellu kaitse-eesmärkidel ja mis seetõttu ei mahu kaitsekorralduskavasse (nt kaitseala piiranguvööndis, kus majanduslikul eesmärgil tehtav raie on teatud tingimustel lubatud, samuti ei ole hoiualal absoluutset raiekeeldu, vaid vastavad otsused tuleb langetada juhtumipõhiselt).

Küll võib kaitsekorralduskava sisaldada metsa majandamise võtteid ja lähtuda seejuures inventeerimisandmetest, eeldusel, et need on looduskaitselistel eesmärkidel kasutamiseks piisavad.

6. Kaitseala üleste metsamajandamiskavadele siduvuse andmiseks vajalikud muudatused

Kui seada eesmärgiks, et kaitstavatel aladel tekiks ühtse metsakorralduse kohustus, mille tulemusena koostatakse ühtne siduv metsamajandamiskava, siis tuleb kehtivat regulatsiooni üsna oluliselt muuta. Esiteks tuleb anda metsamajandamiskavale siduvus (et see ei oleks lihtsalt soovituslik dokument) ning teiseks kohustada metsakorraldust tegema kogu kaitstav alal korraga. Metsamajandamiskava võib sel juhul olla siduv ainult kaitstavatel aladel.

Sellise muudatuse näol oleks tegemist olulise lisapiiranguga kaitsealadel asuvate kinnisasjade omanike jaoks, lisaks tekib küsimus sellise metsakorralduse rahastamisest (kinnisasja omanikule vastava kohustuse panemine oleks ehk liigselt karm nõudmine, arvestades tema kinnisasja kasutamisele lisanduvaid piiranguid).

Vastav eriregulatsioon peaks olema kehtestatud looduskaitseaduses, kuna MS muutmisega on looduskaitset ja kaitstavatel aladel metsa majandamist puudutavad sätted viidud looduskaitseadusesse. Otstarbekuse huvides peaks eriregulatsioonile viitama ka MS sätetes.

Metsamajandamiskava koostamine kaitsekorralduskava ühe osana ei ole kehtivat süsteemi arvestades mõeldav, mistõttu selline lahendus nõuaks olulist muudatust kaitstavatel aladel metsa korraldamise ja majandamise süsteemis - sisuliselt nõuaks see kaitstavatel aladel metsa majandamise nõu erikorda, nii et metsaseaduse sätted kaitstavatel aladel ei kehtiks.

Kehtiva regulatsiooniga paremini kooskõlas on lahendus, mille puhul metsa majandamist puudutavat osa kaitsekorralduskavast ei käsitleta juriidilises mõttes metsamajandamiskavana, vaid kaitsekorralduskava metsamajandusliku osana, mille koostamisel kasutatakse samu võtteid ja põhimõtteid nagu metsamajandamiskava koostamisel (ent vastavat praktilist kogemust omamata on keeruline hinnata, kuivõrd see on tehniliselt võimalik ja otstarbekas).

Igal juhul vajaks täpsustamist kaitsekorralduskavade koostamine üldisemalt, kuna see on hetkel väga üldiselt reguleeritud. Seaduses tuleks sätestada kaitsekorralduskava eesmärk, koostamise korraldus, kaitsekorralduskavas ette nähtud meetmete rakendaja ja nende rakendamise korraldus (kes töid reaalselt teostab) jne.

7. Kokkuvõte

Käesoleva analüüsi olulisemad järeldused on järgmised:

- 1) hetkel ei ole metsamajandamiskava siduv dokument, kaitseala üleselt läbi viidud metsakorraldustööde tulemus ei olnud kinnisasja omanikule aga siduv ka vana MS kohaselt, mille järgi metsamajandamiskava oli siduv dokument (kuna metsakorraldustöid ei tellinud kinnisasja omanik);
- 2) metsakorraldustööde tegemine kogu kaitseala territooriumil üheaegselt on ka praegu teoreetiliselt võimalik, ent kuna vastavat kohustust seadusest ei tulene, siis sõltub selline „ühine” metsakorraldus kinnisasja omanike heast tahtest;
- 3) selleks, et sellise kava koostamine muutuks kohustuslikuks, on vaja kehtivat regulatsiooni muuta selliselt, et kaitstavatel aladel tekiks ühtse metsakorralduse kohustus – tegemist oleks siiski olulise lisapiiranguga kinnisasja omanikule, mis muuhulgas tekitab küsimuse, kes sellise kava koostamist peaks rahastama;
- 4) metsamajandamiskava ei saa olla kaitsekorralduskava osa, aga kaitsekorralduskava võib sisaldada metsamajandamiskava mõningaid elemente (ehkki kavandatavate võtete eesmärgid võivad olla erinevad);
- 5) kaitsekorralduskavade koostamise regulatsioon peaks olema selgem ja konkreetsem, et oleks aru saada, mida need kavad peaksid endas sisaldama ja kuidas need koostatakse.

Lisa 1. Metsamajandamiskava ja kaitsekorralduskava võrdlev tabel

	Metsamajandamiskava	Kaitsekorralduskava
Eesmärk	Metsamajanduslike tööde planeerimine; kuni 01.01.09 aluseks metsateatiste andmisele (lubatud raietele piiride seadmine), alates 01.01.09 metsaomaniku infoallikas ja abivahend metsa majandamise planeerimisel	Hoiualade ja kaitsealade kaitse korraldamine (LKS § 25 lg 1)
Määratavad reeglid	Metsa majandamise nõuanded (st nõuanded metsa uuendamise, kasvatamise, kasutamise ja metsakaitse osas)	Hoiualade ja kaitsealade kaitseks vajalikud meetmed/tööd
Adressaat	Metsaomanik	Hoiuala või kaitseala valitseja
Koostamise korraldus	Koostatakse kehtivate inventeerimisandmete alusel (MKJ § 20 lg 1), koostajaks on metsakorraldustööde läbiviija (MMK koostamine on osa metsakorraldustöödest)	Hetkel ei ole ametlikku korda kehtestatud, ehkki LKS § 25 lg 2 näeb selle ette (kehtib alates 01.02.09) Kuni LKS jõustumiseni (10.05.04) kehtinud määruse kohaselt oli moodustatud KKK komisjon, kes kinnitas lähteülesande ja kelle ees tuli KKK kaitsta ning kes esitas KKK keskkonnaministrile kinnitamiseks KKK koostamise juhised (okt 2006 seisuga): http://eelis.ic.envir.ee/avalik/el_fil/KK_Kjuhend.pdf
Sisu	<p>MKJ § 21 lg 1 kohaselt on MMK osad järgmised:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) tiitelleht; 2) metsamaa plaan, puistuplaan, kavandatud metsamajandustööde plaan; 3) metsa takseerikirjeldus; 4) metsa iseloomustavad koondtabelid; 5) uuendus-, valik- ja hooldusraiate ning metsa uuendamisevõtete nimekirjad; 6) metsauuendustööde, hooldus- ja uuendusraiate mahte iseloomustavad tabelid. 	<p>LKS § 25 lg 1 kohaselt on KKK osad järgmised:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) olulised keskkonnategurid ja nende mõju loodusobjektile; 2) kaitse eesmärgid, nende saavutamiseks vajalikud tööd, tööde tegemise eelisjärjestus, ajakava ning maht; 3) kava elluviimise eelarve. <p>KKK koostamise juhiste (2006) kohaselt peaks KKK sisaldama järgmisi peatükke:</p> <ul style="list-style-type: none"> - ala üldiseloomustus (paiknemine, geomorfoloogiline

		<p>iseloomustus, bioloogiline iseloomustus, kaitsekord, kaitse-eesmärk, rahvusvaheline staatus, maakasutus, huvigrupid);</p> <ul style="list-style-type: none"> - alal leiduvate väärtuste kirjeldus ja nende kaitse-eesmärk; - peamised väärtusi mõjutavad tegurid ning vajalikud meetmed, - põhiväärtuste säilimisele, taastamisele ja tutvustamisele suunatud tegevuste planeerimine; - tulemuslikkuse hindamine.
Rahastaja	Metsaomanik	Riik
Kehtestaja	Alates 01.01.09 ei kehtestata; kuni 01.01.09 Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus	KKK kinnitaja määrab keskkonnaminister (kuni 01.02.09 oli kinnitajaks keskkonnaminister)

Huvide konflikt maaparandusbüroode funktsioonide vahel

Silver Nittim, Kärt Vaarmari

1. Lähteülesanne

Käesoleva töö eesmärgiks on analüüsida, kas maaparandusbüroodele õigusaktides seoses maaparandussüsteemide rajamise ja rekonstrueerimisega määratud eri funktsioonide vahel tekib õiguslikust regulatsioonist ja/või praktikast tulenev huvide konflikt, ning kui sellise konflikti tekkimine on võimalik, siis kas see oleks välditav mingite funktsioonide üleandmisega Keskkonnaametile ja/või Keskkonnainspeksioonile.

Huvide konflikti all ei ole käesolevas analüüsis peetud silmas olukorda, kus ametnik peab tegema tööalaseid otsuseid, mis võivad olla seotud tema isiklike huvidega, vaid pigem olukorda, kus ametnik peab täitma erineva iseloomuga ülesandeid, mille eesmärgid on omavahel vastuolus.

2. Maaparanduse valdkonna lühiülevaade⁴²

Riigi tasandil tegelevad maaparandusega Põllumajandusministeeriumi (PõM) maaelu arengu osakonna maaparanduse ja maakasutuse büroo, kelle ülesannetest võib käesoleva analüüsi kontekstis määravamatena välja tuua riigi maaelu ja põllumajanduspoliitika kujundamise osalemise ja piirkondlike maaparandusbüroode tegevuse koordineerimise ja juhendamise.

Teiseks oluliseks tasandiks on piirkondlikud maaparandusbürood, kes on PõM valitsemisalas olevad hallatavad riigiasutused ja kelle ülesandeks on oma tööpiirkonnas maaparandusseaduse (MaaParS) ja teiste seadustega sätestatud alustel ja ulatuses täidesaatva riigivõimu ja riikliku järelevalve teostamine. Üldjuhul on maaparandusbüroo tööpiirkonnaks maakond, v.a. Viru Maaparandusbüroo ja Lääne Maaparandusbüroo, mille tööpiirkonnaks on rohkem kui üks maakond.

Lisaks on loodud Maaparanduse Ehitusjärelevalve ja Ekspertiisibüroo (Maaparanduse EEB), mis on PõM valitsemisalas olev hallatav riigiasutus, kelle põhiülesandeks on MaaParS ja teiste seadustega sätestatud alustel ja ulatuses täidesaatva riigivõimu ja riikliku järelevalve teostamine, samuti maaparandusalal tegutsevate ettevõtjate registri (MATER) ja maaparandussüsteemide registri (MSR) volitatud töötleja ülesannete täitmine.

3. Maaparandusbüroode funktsioonide õiguslik regulatsioon ja hinnang selle õiguspärasusele

⁴² Praktilise ülevaate riigi tegevustest maaparanduse valdkonnas, sh vastavatest asutustest ja struktuuriüksustest leiab ka PõM kodulehelt – <http://www.agri.ee/maaparandus>

Maaparandusbüroode olemust ega nende ülesannete üldisemat eesmärki ei ole õigusaktides defineeritud.⁴³ Mõistmaks loogikat, millest seadusandja on lähtunud maaparandusbüroode funktsioonide reguleerimisel, on oluline piiritleda mõiste „maaparandus“. Maaparandus on maaparandusseaduse⁴⁴ (MaaParS) § 2 kohaselt „*maa kuivendamine, niisutamine ja maa veerežiimi kahepoolne reguleerimine, samuti happeliste muldade lupjamine ning agromelioratiivsete, kultuurtehniliste ja muude maaparandushoiutööde tegemine maatulundusmaa sihtotstarbega maa (edaspidi maatulundusmaa) viljelusväärtuse suurendamiseks või keskkonnakaitseks.*“ Maaparandusega seotud tegevuste põhiliikideks MaaParS-s on maaparandussüsteemi ehitamine või rekonstrueerimine, maaparandushoid (eelkõige maaparandussüsteemi ja selle maa-ala ning nendega seotud keskkonnakaitserajatiste hooldamine ja uuendamine) ning maaparanduse seire (eelkõige kuivendusseisundi, lubjatarbe või keskkonnamõjude monitooring). Kõik maaparandusbüroode funktsioonid on seotud maaparanduse ehk eelnimetatud tegevuste läbiviimisega.

Konkreetselt on maaparandusbüroode funktsioonid loetletud nende põhimäärustes, kuid selle loetelu puhul on tegemist pigem haldusesisese pädevuse jaotamisega, seega tuleb rohkem juhinduda funktsioonidest, mis maaparandusbüroodele on määratud MaaParS poolt. Need funktsioonid võib laias laastus liigitada järgmiselt:

- **maaparandushoiuga** seotud tegevused, sh maaparandushoiu kavade koostamise ja avalikustamise korraldamine;
- **maaparandusseire** korraldamine;
- tegevused maaparandusega seotud **toetuskeemide** rakendamise raames;
- **maaparandusregistri** volitatud töötleja ülesanded;
- **järelevalve** teostamine MaaParS täitmise üle;
- **maaparandussüsteemi ehitamisega** seotud tegevused.

Eeltoodust nähtub, et maaparandusbüroode pädevuse ulatus on väga lai. Selle põhjuseks paistab olevat asjaolu, et seadusandja on otsustanud maaparandusbüroodele anda eranditult kõik maaparandusega seotud riigiaparaadi ülesanded, sõltumata nende olemusest. Nii ei ole vaja luua maaparandust tundvate spetsialistide kohti muudesse riigiasutustesse (nagu näiteks Keskkonnaametisse või Keskkonnainspektsiooni).

Samas on sellega aga loodud ka potentsiaalne huvide konflikt: eri funktsioonide koondumise tõttu maaparandusbüroosse võib tekkida olukord, kus nimetatud haldusorganil puudub konkreetsetes küsimustes sisuline pädevus, järelevalve haldusorgani tegevuse üle on puudulik või haldusorgan otsustab tegevuse lubamise üle, mille läbiviijaks ta (osaliselt) on ise.

⁴³ Näiteks Põllumajandusministri 16.08.2004.a. määruses nr 138 „Harju maaparandusbüroo põhimäärus“ (RTL 2004, 113, 1777; terviktekst e-Riigi Teatajas kättesaadav (27.07.2009):

<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=12890968>) öeldakse vaid, et maaparandusbüroo on „Põllumajandusministri valitsemisalas olev ministeeriumi hallatav riigiasutus, kes teostab riiklikku järelevalvet ning kohaldab riiklikku sundi seaduses ettenähtud alustel ja ulatuses.“

⁴⁴ RT I 2003, 15, 84, terviktekst e-Riigi Teatajas kättesaadav: <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13196644> (31.07.09)

Alljärgnevalt analüüsime, kas selline huvide konflikt seoses maaparandusbüroodele antud maaparandussüsteemide ehitamise ja rekonstrueerimisega seotud funktsioonidega ka tegelikult eksisteerib ning kas järelevalvefunktsiooni üleandmine maaparandusbüroodele on olnud õiguspärane.

3.1. Maaparandusbüroode funktsioonid seoses maaparandussüsteemi ehitamise ja rekonstrueerimisega

MaaParS regulatsiooni kohaselt võib maaparandusbüroode funktsioonid kitsamalt seoses maaparandussüsteemi ehitamise ja rekonstrueerimisega reastada järgmiselt:

- maaparandusbüroo võtab vastu ja lahendab taotlused **maaparandussüsteemi projekteerimistingimuste** saamiseks;
- maaparandusbüroo võtab vastu **maaparandussüsteemi ehitusloa** taotluse ja muud vajalikud dokumendid ning otsustab ehitusloa väljastamise;
- maaparandusbüroo hindab ehitusloa ja projekteerimistingimuste taotluste saamisel, **kas tuleb läbi viia keskkonnamõju hindamine** ning juhul, kui tegemist on eeldatavalt olulise keskkonnamõjuga tegevusega, **viib läbi keskkonnamõju hindamise (KMH)**;
- maaparandusbüroo otsustab (päraste ehitusloa väljastamist) **ehitise kasutuselevõtu akti** kinnitamise;
- kohalik maaparandusbüroo **kontrollib järelevalveasutusena** kõigi maaparandussüsteemi ehitamise ja rekonstrueerimisega seotud **õigusaktide järgimist**.

Maaparandusbürood on MaaParS alusel ühest küljest nii maaparandussüsteemi projekteerimistingimuste ja ehituslubade väljastajad (ja selle käigus KMH algatamise üle otsustajad), kui ka kõigi sellega seonduvate õigusnormide täitmise üle järelevalve ning maaparandusseire (sealhulgas keskkonnamõjude monitooringu) teostajad. Lisaks võivad maaparandusbürood teatud juhtudel olla arendaja rollis (kuna nende funktsioonides on ette nähtud maaparandushoiu teostamine, mis võib tähendada ka maaparandussüsteemi rekonstrueerimist).

Alljärgnevalt on lähemalt käsitletud maaparandusbüroode erinevate funktsioonide täitmist praktikas ja funktsioonide täitmisega seotud probleeme, mille järel on antud hinnang huvide konflikti tekkimise võimalikkusele ja selle põhjustele.

3.2. Maaparandusbüroo kui projekteerimistingimuste ja ehituslubade menetleja

Maaparandusbüroode poolt maaparandussüsteemide projekteerimistingimuste ja ehituslubade andmine ning kasutuselevõtu aktide kinnitamine oleks analüüsi autorite hinnangul mõistlik ja maaparandusbüroodele sobiv ülesanne juhul, kui maaparandusbüroode puhul ei oleks tegemist valitsusasutuse hallatava riigiasutusega.

Eestis on hetkel 172 valitsusasutuse hallatavat riigiasutust⁴⁵, millest:

- 65 on haridusasutused (koolid või kõrgkoolid)
- 41 kultuuriasutused (muuseum, teater, raamatukogu, koor)
- 13 maaparandusbürood (ning Maaparanduse Ehitusjärelvalve ja Ekspertiisibüroo)
- 11 sotsiaalasutused (lastekodud, hooldekodud)
- 9 teadusasutust (instituut, laboratoorium, observatoorium)
- ülejäänud ca 30 asutust on enamjaolt erinevad uurimis-, kutseharidus-, spordi- või arenduskeskused (sh ka KKM Info- ja Tehnoloogiakeskus ning Metsakaitse- ja Metsauuenduskeskus).

Nagu selgelt näha, on nende asutuste näol pigem tegemist sotsiaal-, kultuuri- või teadusasutustega, mille ülesandeks ei ole täidesaatva võimu teostamine lubade andmise näol.

Sisuliste funktsioonide poolest on mõistlik maaparandusega seotud lubade andmise kohustuse panemine selleks pädevatele asutustele, kuna tegemist on üsna spetsiifilise valdkonnaga. Praktikas võivad probleemid tekkida mitte maaparandusbüroodele seadusega pandud funktsioonidest, vaid pädevuse puudumisest seoses keskkonnakaitseõuete arvestamisega. Kuna maaparandussüsteemide ehitamine ja rekonstrueerimine toimub läbi ehituslubade ja projekteerimistingimuste, peaks keskkonnakaitse vajadustega arvestamine olema tagatud läbi KMH, mis tuleb vajadusel algatada.

3.3. Maaparandusbüroo kui KMH algatamise üle otsustaja

Nagu eespool märgitud, on maaparandusbürood lisaks ehituslubade ja projekteerimistingimuste andmise üle otsustamisele otsustajaks ka selle üle, kas ehitusloa või projekteerimistingimuste menetluses tuleb läbi viia KMH.

Ametlikes Teadaannetes KMH menetluse kohta avaldatud teadete⁴⁶ kohaselt on alates KeHJS jõustumisest 03.04.05 (mil teadete avaldamine muutus kohustuslikuks nii KMH algatamisel kui mittealgatamisel) maaparandusbürood avaldanud 88 teadet KMH algatamise kohta, millest 86 juhul on tegemist KMH algatamata jätmise otsusega, kahel juhul on algatatud KMH (RMK Iisaku metskonna Lõpe PÜ 84 metsakuivenduse rekonstrueerimise projekt ja RMK Alutaguse metskonna metsaparandussüsteemi Permisküla 306 ja PÜ 131 II osa rekonstrueerimisprojektid). Üheski KMH algatamata jätmise teates ei ole esitatud KeHJS § 11 lõikes 8 nõutavat teavet, sh ei ole esitatud KMH algatamata jätmise põhjendusi ning piirdutud on vaid nendingutega „kavandata tegevus ei ole keskkonnamõju hindamise objekt” või „vastavalt keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimisesüsteemi seaduse §-le 6 ei kaasne nimetatud tegevusega oluline

⁴⁵ Vastavalt riigi- ja kohaliku omavalitsuse asutuste riikliku registri (<http://register.fin.ee>) andmetele (31.07.09)

⁴⁶ Ametlikes Teadaannetes maaparandussüsteemidega seotud KMH algatamise või algatamata jätmise teadetes avaldatud informatsiooni kohaselt (vt analüüsi Lisa 1. Maaparandusega seotud KMH algatamise ja algatamata jätmise otsused); on võimalik, et mitte kõigi tegevuste puhul ei ole järgitud KMH algatamise kaalumist ja vastava otsuse kohta teadet avaldatud, kuna AT teated kajastavad vaid 8 maaparandusbüroo poolt avaldatud teateid (samas kui maaparandusbüroosid on Eestis kokku 13))

keskkonnamõju ja keskkonnamõjude hindamist ei ole algatatud” (iga maaparandusbüroo on kasutanud erinevat sõnastust, ent ükski neist ei ole esitanud sisulisi kaalutlusi).

Mõlemad maaparandusbüroode kasutatud sõnastused on aga valed, kuna tulenevalt KeHJS § 6 lg 2 punktist 22 saab maaparandussüsteemi ehitamine olla olulise keskkonnamõjuga tegevus KeHJS alusel ning igas maaparandussüsteemi ehitamise või rekonstrueerimise menetluses tuleb KMH vajalikkus juhtumipõhiselt välja selgitada. Näitena ühest võimalikust olulise keskkonnamõjuga maaparandussüsteemi rekonstrueerimisest võib tuua 22.01.08 Ametlikes Teadaannetes avaldatud teate, mille kohaselt Saare Maaparandusbüroo on välja andnud ehitusloa 9-8/68 Laimjala vallas asuva Madise metsakuivenduse rekonstrueerimiseks (38601:003:0101) ja ehitusloa nr 9-8/69 Laimjala vallas asuva Metsa metsakuivenduse rekonstrueerimiseks (38601:001:0038; 38601:001:0166). Keskkonnamõju ei algatatud, sest tegevus pole maaparandusbüroo hinnangul KeHJS kohaselt olulise keskkonnamõjuga ja nende metsakuivendussüsteemide rekonstrueerimine pole keskkonnamõju hindamise objekt. Samas piirneb Madise kinnistu vahetult Kingli loodusala (EE0040423) ja Kahtla-Kübassaare linnualaga (EE0040412). Metsa kinnistu edelaosa on aga Koigi linnu-ja loodusala (EE0040425) koosseisus ja staatusest kaitseala. KMH algatamata jätmiseks tulnuks vastavas otsuses väga selgelt põhjendada, miks on asunud seisukohale, et negatiivne mõju alale on välistatud (mis on Euroopa Kohtu praktika kohaselt eelduseks nn Natura hindamise algatamata jätmisele). Ilmselt sellist põhjendust esitada ei oleks saanud ning selles asjas tulnuks algatada KMH.

Eelnimetatud Ametlike Teadaannete teated viitavad, et sisuliselt pole Eesti maaparandusbürood 98% juhtudest KMH vajadust juhtumipõhiselt välja selgitanud. Selle põhjuseks võib olla kas puuduv pädevus keskkonnamõjude olulisuse hindamiseks või huvide konflikt, mis tuleneb maaparandusbüroode tegevuste eesmärkidest (mille hulka ei kuulu keskkonnakaitse). Ehkki maaparanduse eesmärke ei ole maaparandusseaduses sätestatud, tulenevad need teatud mõttes MaaParS §-s 4 sätestatud maaparandussüsteemide esitatavatest nõuetest: reguleeriv võrk peab tagama maaviljeluseks sobiva mullaveerežiimi ja minimeerima hajureostuse leviku ohu. See eesmärk võib minna vastuollu keskkonnakaitse eesmärkidega, kui maaparanduse tulemusena tekib negatiivne keskkonnamõju.

3.4. Maaparandusbüroo kui arendaja

MaaParS § 46 lg 3 kohaselt korraldab maaparandushoidu riigi poolt korrashoitavate ühiseesvoolude osas riik maaparandusbüroo kaudu. Tegemist on reeglina riigile kuuluvate veejuhtmete või looduslike veekogude lõikudega, mis on reguleeritud tammide, süvenduste, kalatreppide jmt, kaudu ning mille maaparandushoio otseseks läbiviijaks on siis piirkondlikud maaparandusbürood. Nagu eelpool mainitud, väljastab maaparandusbüroo samal ajal ka ehituslube maaparandussüsteemi ehitamiseks või rekonstrueerimiseks.

Senises praktikas⁴⁷ on maaparandussüsteemide ehitamise või rekonstrueerimise puhul arendajaks üldjuhul maaparandusühingud või –ühistud, Riigimetsa Majandamise Keskus (RMK) või selles

⁴⁷ Ametlikes Teadaannetes maaparandussüsteemidega seotud KMH algatamise või algatamata jätmise teadetes avaldatud informatsiooni kohaselt; kahjuks ei ole enamikes teadetes arendaja nimi välja toodud

valdkonnas tegutsevad äriühingud. Siiski on juhtumeid, kus arendajaks on maaparandusbüroo ise. Need juhtumid puudutavad just riigi poolt korrashoitavate eesvoolude korrastamist. AT teadetest nähtub, et üldjuhul viivad maaparandusbürood maaparandushoiu tegevustena läbi veekogude setetest puhastamist, kopratammide koristamist jms, mille jaoks on vajalik Keskkonnaameti poolt antav vee-erikasutusluba. AT teadete kohaselt on keskkonnateenistused alates 2003.a. algatanud KMH nelja sellise erikasutusloa menetluses, kus arendajaks on maaparandusbüroo:

- 1) Amme jõe ökoloogilise seisundi parendamise projekt (2005);
- 2) Ilmatsalu jõe ja selle paisjärvede ökoloogilise seisundi parandamine (2005);
- 3) Kullavere jõe ökoloogilise seisundi parandamine (2007);
- 4) Laeva jõe uuendamise ja ökoloogilise seisundi korrastamine (2008).

On võimalik, et maaparandusbüroo poolt plaanitav tegevus nõuab teatud juhtudel ka ehituslikku tegevust. Näiteks hõlmas Laeva jõe keskjooksu lõigu ökoloogilise seisundi stabiliseerimise ja parendamise eelprojekt kalatee ja paisjärve rajamist ning hüdrotehnilisi rajatisi jõevoolusängi korrastamiseks.⁴⁸ Selles projektis oli AT teadete kohaselt arendajaks Jõgeva Maaparandusbüroo.

Juhul, kui maaparandusbürood on lisaks ehituslubade ja projekteerimistingimuste väljaandmisele ka lubade realiseerijaks ehk arendajaks, tuleneb sellest selge huvide konflikt, eriti arvestades seda, et samal ajal on maaparandusbüroodele antud ka järelevalve teostamise funktsioon. Tundub siiski, et selliseid olukordi ei tule praktikas ette või need on väga harvad.

3.5. Maaparandusbüroo kui järelevalve teostaja

MaaParS § 64 lõike 1 kohaselt teostab riiklikku järelevalvet MaaParS ja selle alusel kehtestatud õigusaktide nõuete täitmise üle maaparandusbüroo oma tööpiirkonnas ja Maaparanduse EEB. Maaparandusbüroode ja Maaparanduse EEB pädevuse ulatus ja ka pädevuse omavaheline jaotus ei ole õigusaktides (ka maaparandusbüroode ja Maaparanduse EEB põhimäärustes) päris selgelt sätestatud, mistõttu on keeruline hinnata, kas järelevalvefunktsiooni täitmisest maaparandusbüroode poolt võib tekkida reaalne huvide konflikt. Juhul, kui maaparandusbüroo on teatud tegevuste puhul ka arendaja rollis, võib selline konflikt tekkida, ent sellise olukorra tekkimise tõenäosus ei ole väga suur (vt ka p 3.4).

Asjaolu, et MaaParS kohaselt teostab riiklikku järelevalvet seaduse nõuete täitmise üle maaparandusbüroo, ei tähenda, et maaparandusbüroode enda tegevuse üle järelevalve teostamine täielikult puuduks. Näiteks maaparandusbüroode poolt KMH algatamise nõude täitmise üle saab järelevalvet teostada Keskkonnainspektsioon (KKI).

⁴⁸ Keskkonnamõju hindamise aruanne „Laeva jõe uuendamine ja ökoloogiline korrastamine“ eelprojektiga kavandatud tegevustele. Loodushoiu ühing Lutra, Tartu 2008; arvutivõrgus kättesaadav: <http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=1084180/LAEVA+i+KMH++aruanne.pdf> (31.07.09)

Antud analüüsi kontekstis on aga oluline, et maaparandusbüroodele järelevalvefunktsioonide andmisega on mindud selgelt vastuollu Vabariigi Valitsuse seadusega (VVS)⁴⁹. Maaparandusbüroode näol on tegemist valitsusasutuse hallatavate riigiasutustega, mis on vastavalt VVS § 38 täidesaatva riigivõimu asutuste üheks liigiks (teiseks liigiks on valitsusasutused – ministeeriumid, maavalitsused, inspeksioonid ja ametid). Valitsusasutuste hallatavate riigiasutuste põhiülesandeks ei ole täidesaatva riigivõimu teostamine, ehkki neile võib sellise võimu teostamise vastavalt VVS § 43 lõikele 1 üle anda. Seega võiks selle põhjal eeldada, et valitsusasutuse hallatavale riigiasutusele võib üle anda ka riikliku järelevalve teostamise funktsiooni. See ei ole siiski võimalik, kuna VVS § 75 lg 1 sätestab, et konkreetsete üksikjuhtude kohta riikliku järelevalve teostamisel teevad ettekirjutisi ning annavad otsuseid ministeeriumide riikliku järelevalve ametnikud, ameti või inspeksiooni peadirektor, samuti ameti või inspeksiooni ja nende kohalike ametiasutuste riikliku järelevalve ametnikud. Selles loetelus ei ole valitsusasutuse hallatava riigiasutuse ametnikke, mistõttu tuleb järeldada, et nemad ei saa riiklikku järelevalvet teostada.. Seega on maaparandusseadus, mis maaparandusbüroodele sellise järelevalvefunktsiooni paneb, vastuolus Vabariigi Valitsuse seadusega.

Analoogset juhtumit, kus valitsusasutuse hallatavale riigiasutusele oleks üle antud järelevalvefunktsioon, ei leidu ka praktikas. Ühelegi teisele valitsusasutuse hallatavale riigiasutusele peale maaparandusbüroode järelevalvefunktsioone pandud ei ole (nagu eelpool viidatud, on valitsusasutuse hallatavate riigiasutuste näol üldjuhul tegemist hoopis teist laadi asutustega, mis täidavad sotsiaalvaldkonna, hariduse, kultuuri või teadusega seotud funktsioone).

3.6. Probleemide kokkuvõte ja põhjuste analüüs

Eeltoodust on ilmne, et maaparandusbüroodel võib tekkida raskusi otsustamisega, kui nad peavad korraga täitma erineva eesmärgiga ülesandeid nagu maaparanduseks vajalike lubade andmine, keskkonnakaitse vajaduste täitmise jälgimine (sh KMH algatamise üle otsustamine) ning järelevalve teostamine MaaParS nõuete täitmise üle.

Maaparandusbüroode funktsioonide lai spekter on mõnes mõttes analoogne kohalike omavalitsustele (KOV) antud pädevusega. Ka KOV-d tegelevad projekteerimistingimuste ja ehituslubade taotluste lahendamise ja kehtestavad vastavaid tingimusi ja annavad välja ehituslube. Samuti on KOV-del otsustajana kohustus seadusest tulenevatel juhtudel kaaluda KMH algatamist. See, et just loa andmise üle otsustav haldusorgan otsustab ka KMH algatamise üle, tuleneb KMH menetluse loogikast, mis on sätestatud KeHJS-s ning see ei ole maaparandusbüroode puhul ainulaadne probleem. Ka asjaolu, et maaparandusbürood võivad mõnel juhul ise nõuandajaks (st maaparandussüsteemi ehitajaks) olla, täites ühtlasi järelevalvefunktsioone, ei ole KOV-dega võrreldes ainulaadne olukord – ka KOV võib olla ehituslubade puhul samaaegselt ehitusloa taotleja, KMH algataja, ehitusloa andja ning ehitusjärelevalve teostaja.

⁴⁹ RT I 1995, 94, 1628; Terviktekst kättesaadav e-Riigi Teatajas: <https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13196944> (27.07.2009)

Samuti võib maaparandusbüroode tegevust sisu poolest võrrelda Keskkonnaameti tegevusega, kellel samuti on mitmeid erinevaid ülesandeid (lisaks loodusvarade kasutamist lubavate keskkonnalubade väljaandmisele KMH algatamise otsustamine ja KMH menetluses järelevalve teostamine, kaitsealade valitsemine jne) ja kelle tegevuses võib mõnikord täheldada huvide konflikti.

Järelevalvefunktsiooni panemine maaparandusbüroodele on mõnes mõttes paratamatus, kuna erinevalt keskkonnavaldkonnast, kus on loodud eraldi järelevalveasutusena Keskkonnainspeksioon, teostavad põllumajandusvaldkonnas järelevalvet erinevad asutused oma pädevusvaldkonnas (nt Veterinaar- ja Toiduamet, Taimetoodangu Inspeksioon jne). Maaparanduse valdkonnas ei ole vastavat ametit või inspeksiooni loodud ning ka teistel põllumajandusvaldkonna ametitel ja inspeksioonidel vastav pädevus puudub.

Eeltoodust tulenevalt võib öelda, et maaparandusbüroode funktsioonid on mingil määral vastuolulised, ent tegemist ei ole harukordse ega erakordse huvide konflikti juhtumiga.

Kui maaparandusbüroode tegevusest tulenev põhiprobleem on seotud sellega, et ehituslubade andmisel ei arvestata keskkonnakaitse vajadustega (sh ei algatata KMH-t), siis selle probleemi põhjuseks on eelkõige KMH süsteemi loogika (KMH algatamise otsustab tegevusloa andja, seda ka juhul kui tegevusloa andjaks on KOV või maaparandusbüroo) ja järelevalve puudulikkus KeHJS nõuete täitmise üle. Formaalses mõttes (millest võivad tuleneda ka sisulised probleemid) on maaparandusbüroode tegevuse puhul probleemiks ka see, et tegemist on valitsusasutuse hallatavate riigiasutustega, millele ei tohiks üle anda järelevalvefunktsioone.

4) Tuvastatud probleemide võimalikud lahendused

Võimalike lahenduste käsitlemisel tuleb esiteks märkida, et maaparandusbüroode süsteem on hetkel juba reformimisel. Vastavalt Vabariigi Valitsuse seaduse muudatustele ühendatakse mitmed põllumajandusvaldkonna asutused – Taimetoodangu Inspeksioon, piirkondlikud maaparandusbürood ning Maaparanduse EEB – alates 2010.a. 1. jaanuarist Põllumajandusametiks.⁵⁰ Senise info põhjal tuleb pidada tõenäoliseks, et ei plaanita eriti mingeid sisulisi muudatusi asutuste tööülesannetes, vaid lihtsalt nende ühendamist. Sellegipoolest on muudatuste menetluskäiku mõttekas silmas pidada, kuna tegemist on soodsa võimalusega esitada omapoolsed ettepanekud süsteemi uuendamiseks. Seda oleks mõistlik teha enne 04.09.2009.a., mis on PõM kodulehe andmetel tähtjaks uue ameti põhimääruse väljatöötamisel.⁵¹

Põllumajandusameti loomisega kaob probleem seoses maaparandusbüroode tegutsemisega valitsusasutuse hallatavate riigiasutustena (sh maaparandusbüroodele järelevalvefunktsioonide üleandmise õigusvastasus) ning tekib loogiline ja ühtne põllumajanduse haldussüsteem.

⁵⁰ VVS § 105.6 lg 1 (jõust. 27.06.2009)

⁵¹ Vastavalt PõM kodulehel avaldatud informatsioonile:

<http://www.agri.ee/index.php?id=34534&highlight=p%C3%B5llumajandusamet> (31.07.2009)

Sisuliste funktsioonide osas on teoreetiliselt võimalik ka maaparandusbüroode funktsioonide üleandmine Keskkonnaametile või kohalikele omavalitsustele (lubade andmisega seotud funktsioonid) ja Keskkonnainspektsioonile (järelevalve teostamisega seotud funktsioonid). Leiame siiski, et nende funktsioonide üleandmine poleks otstarbekas, kuna sellisel juhul kaotaks oma mõtte suures osas ka maaparandusbüroode (tulevikus Põllumajandusameti maaparanduse osakond) eksistents. Lisaks võib funktsioonide üleandmisel tekitada probleeme, et keskkonnavaldkonna asutustel (KKA ja KKI) on küll keskkonnaalane pädevus, ent puudub põllumajanduslik pädevus, mistõttu põllumajandusega seotud maaparanduse otsuste ja järelevalvega tegelemine võib raskeks osutuda.

KMH algatamisega seotud probleemid maaparandussüsteemide ehituslubade menetlemisel tulenevad praktikast ning KMH süsteemist, mitte otseselt maaparandusbüroodele antud funktsioonidest. Nende probleemide lahendamine on otstarbekam läbi maaparanduse küsimustega tegelevate ametnike pädevuse tõstmise või KMH süsteemi muutmise selliselt, et KMH algatamise otsuseid ei langeta mitte otsustaja, vaid keskkonna valdkonnas pädev asutus (Keskkonnaamet). Üheks võimaluseks on ka Keskkonnaameti poolt KMH menetluses järelevalve teostamise tugevdamine. Juhime tähelepanu, et hetkel planeerib Keskkonnaministeerium KMH/KSH süsteemi muudatusi, kus nimetatud võimalused on arutuse all olnud. KKM plaanib muudatuste eelnõu valmis saada 2009.a. lõpuks ning esitada see 2010.a. Vabariigi Valitsusele. Selles protsessis saab osaleda ka avalikkus.⁵²

⁵² Vt selle kohta lähemalt KKM kodulehelt: <http://www.envir.ee/1075863>

LISA 1. I ekspertseminaril toimunud teemade prioritseerimise tulemused

Punane tähendab kõige kõrgemat prioriteetsust, roheline kõrget ja valge madalat prioriteetsust.

teema	arutelu tulemus	prioriteetsus elurikkuse hoidmise seisukohast (madal, keskmine, kõrge)
rangelt kaitstavad metsad	kindlasti tuleb täita kehtiva MAK eesmärgid ja tagada rangelt kaitstavate metsade KKT põhine esinduslikkus	kõrge
LD elupaigad majandatavates metsades, VEP	lahendada majandatavates metsades (sh piiranguvööndites) paiknevate LD elupaikade ja VEPde hoidmise küsimused, mis haakuvad tugevalt olemasolevate inventeerimisandmete korrastamisega ja inventeerimise vajadusega tagasinõudeta õigusvastaselt võõrandatud maadel	kõrge
metsaraie parameetrid ja range kaitsega metsad	Vastamata on küsimus: kas meil on vajadus raievanuste langemisel suurendada esinduslike rangelt kaitstavate metsade pindala eesmärki (täna 10%) või millistel eeldustel me seda ikkagi tegema ei peaks?	keskmine/kõrge
metsaraie parameetrid	Vaja on kokku leppida raieringi pikkus, millest lähtuvalt arvestatakse aastast võimalikku raiepindala. See ei tohiks olla seotud konkreetsete raieparameetritega, vaid peaks olema iseseisev kokkuleppeline väärtus, mille alusel planeeritakse aastalanki.	keskmine/kõrge
kuivendus ja märjad metsad	kuivenduse tõttu on Eesti metsamaa elupaigaline struktuur palju muutunud. Samas pole selgeid kokkuleppeid, kuidas tänane metsmajandamine peaks soomuldadel asuvasse metsakooslustesse suhtuma	kõrge
Põlengud jt häiringud	algatada seaduse parandused, mis võimaldaksid looduslike häiringute tagajärjel tekkinud elupaikade säilitamist, seda kindlasti kaitsealadel (sh piiranguvööndis) ja mujal vastavalt väärtusele	madal; samas on tegemist selge ja konkreetse asjaga, mida lihtne sõnastada
haruldased ja ohustatud liigid	vajalik on luua paindlikum mehhanism loodusharulduste (eelkõige kaitsealuste liikide ja uute leiukohtade kaitse tagamiseks	kõrge

metsakorraldus	Metsakorraldus ei kasuta elurikkuse tööriistu (st. ei määratle elupaikasad, VEPe jne) ja seega ei ole ise kasutatav elurikkuse hoidmise kontekstis. Korraldus peaks hindama raiete mõju. Korraldus peab ressursina vaatlema ökosüsteemi tervikuna, mitte ainult puitu. Majandamist tuleb planeerida väärtuste põhisel.	kõrge
kaitsemetsad	Tuleb majandada väärtuste põhisel	madal
surnud puit	Teame, kui palju mingites KKT-s surnud puitu on, kuid ei tea elurikkuse jaoks vajalikke spetsiifilisi künnisväärtuseid. Ei osanud konkreetselt hinnata, kas SP on meil piisavalt ja millistes KKT-s siis pole.	keskmine-kõrge
säilikpuud	Eesmärk võiks olla säilikpuude arvu tõstmine 15 puuni (FSC standard) ja soodustada säilikpuude jätmise ruumilist planeerimist - et võimalusel jäetaks grupiti jne	keskmine - kõrge
mullakaitse ja veerežiim	ei ole mõistlik tänane lähenemine, et alates 25% raieala kahjustamisest räägitakse kahjustusest. See protsent peaks kindlasti olema madalam, et siiski suunata mulda rohkem säästma. Selles osas peaks seadust muutma.	madal-keskmine/ prioriteet madal, lihtsalt muudetav
metsaraie ja keskkonnamõju	metsaraiete mõju keskkonnale tuleb kindlasti hinnata. Iseasi, mis on protseduur. Kindlasti ei saa rääkida KMH-st seaduse kontekstis. Küsimus on pigem, kas ametnikul peaks olema õigus kaaluda metsaraie mõjusid keskkonnale ja sellest lähtuvalt ka oma otsust kujundada	
raietehnoloogiad	Tavapraktikale on kindlasti vaja alternatiive, vajalikud on uuringud, kuidas leida majanduslikult efektiivseid alternatiivseid tehnoloogiaid ja võtteid. Neid tuleks praktikas rohkem testida.	keskmine
haridus	Metsandushariduses peab suurenema ökosüsteemi kui terviku ja elurikkuse käitluse osakaal; tõhustama peaks metsamajandajatele ja metsatööstuse inimestele suunatud ökoloogia ja looduskaitse alast täiendkoolitust	madal
ruumiline planeerimine	1) LD elupaikade planeerimise kohustus - tagada, et meil on alati olemas elupaikade minimaalne dünaamiline pindala; (koridorid, ökoloogilised teenused jne).	keskmine-kõrge
	Metsakorralduses peaks samuti edasi arendama ruumilist planeerimist ja tegema kinnistust üldisema tasandi planeeringuid (vald; maakond).	keskmine- kõrge
laialehised puud	laialehiste puud eosakaal on märkimisväärselt madal kuilooduslikes metsades. Seda eriti viljakates metsades. Nende kõrval oluline ka haab.	keskmine-kõrge