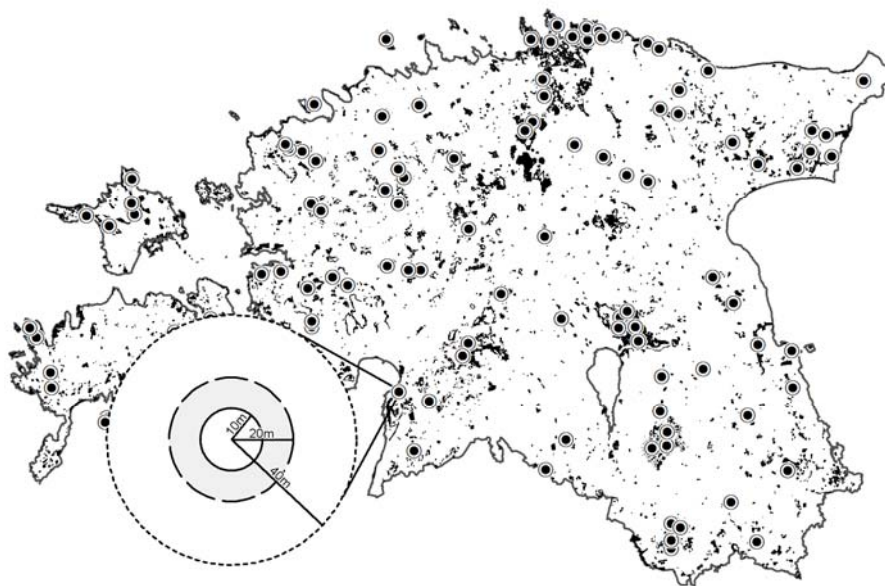


Eesti Keskkonnaministeeriumi poolt tellitud analüüs

**Olemasolevate koosluste seiremetoodikate hindamine
ning
soovitusi Natura2000 elupaikade seisundi seiremetoodika
edendamiseks**

Aruanne

Jaan Liira



Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Tartu Ülikool

Tartu 2009

Eesti Keskkonnaministeeriumi poolt tellitud analüüs

**Olemasolevate koosluste seiremetoodikate hindamine
ning
soovitusi Natura2000 elupaikade seisundi seiremetoodika
edendamiseks**

Aruanne

Koostaja: Jaan Liira
Tartu Ülikool
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Botaanika osakond

Tartu 2009

Tähtsamad põhimõtted ja soovitused

0. Koosluste seiramise põhimõtted ja seire struktuur peaksid olema võimalikult unifitseeritud üle erinevate kooslustüüpide, indikaatorid peavad olema võimalikult lihtsad ja robustsed, samas piisavalt tundlikud muutuste avastamiseks.
1. Kooslusi seirates peab jälgima valimi esinduslikkust nii elupaigatüüpide tasemel kui ka kasvukohatüüpide tasemel elupaigatüüpide sees, st peab säilitama kasvukohatüübi- või kasvukohatüübirühma-põhist proportsionaalsust elupaigatüübi valimi sees.
2. Seire metoodika peaks olema võrreldav ja võimalikult palju ühildatav teiste seiretesüsteemide ja inventuuridega ning võimalikult suur ühilduvus peaks olema nii toimuvate, ajalooliste kui ka võimalike tulevikus toimuvatega. Metsade elupaigatüüpide seirel peab planeeritav eriseire ühilduma juba toimunud seiretega ja juba toimuva üldisema ja laiemapõhjalisema Statistilise Metsainventuuri (SMI) seirega. Ühilduvus peaks olema nii vaatlusmetoodikas kui ka indikaatorite valikus. Samuti peaks seire olema toetatud toimunud ja planeeritavate inventuuridega. Selleks tuleks järgnevat 2-3 aastat (või käesoleva aruandluse perioodi lõpuni) kalibreerida soovitatud metoodikaid ning ühtlustada andmebaaside struktuure.
3. Võimaldamaks seireandmete võrdlust vaatlusperioodide vahel muutuste hindamiseks või siis tagamaks alternatiivseid ja edendatud analüüsi kaugemas tulevikus, on vaja tagada andmete jätkusuutlik ühilduvus ja kasutuskõlblikkus. Selleks tuleb disainida võimalikult adekvaatse struktuuriga kasutaja ning päringutesõbralik arhiiv seirete algandmete tasemel.
4. Välitööde planeerimiseks on vaja korrastada olemasolevat elupaikade kaardikiht-andmebaasi. Eelkõige oleks vaja parendada tunnuste struktuuri tabelis ja tunnuste väärtuste esitamise viisi. Selleks võiks kuluda keskastme spetsialistil ca 1 töökuu. NB! Minu kommentaar puudutab tunnuste struktuuri andmebaasis, mitte vaatlustel antud hinnangute õigsust, sest viimase kommenteerimiseks ei ole mul piisavalt infot. Eelkõige on vaja elupaigatüübi koodi tulp jagada kaheks/kolmeks eraldi tulpaks, et võimaldada objektikirjele üheaegselt kaht-kolme elupaigakoodi ühte tulpa koondatud info asemel. Selline muudatus tagaks kiire ja efektiivse andmepäringute tegemise võimaluse seire adekvaatseks planeerimiseks ja täideviimiseks. Veelgi parem oleks, kui mitme elupaiga-koodiga eraldised lahutataks homogeenseteks ühetüübilisteks alamosadeks. Sarnane soovitus kehtib ka kasvukohatüübi tulpa kohta, aga seal võib ka nelja tulpa vaja minna. Kasvukohatüübi tulpas võib palju aega kuluda kasvukohatüübi esitlusviisi ühtlustamisele. Samuti tuleb ümber arvutada pindalade hinnangud, kuna neis oli lahknevusi või sisestamise vigu. Lisaks võiks J. Paali kasvukoha-klassifikatsioonisüsteemi numbrilisele koodistikule tellida täienduseks 3-tähelised lühendid (haarates sinna ka metsanduses kasutatavad koodid), mis on kasutajale ja seirajale paremini hoomatavad ja sisestajale lühemad ning seeläbi saaks vältida märkimise ja sisestamise vigu või erinevaid esitusviise.
5. Olemasolevad andmebaasid, seiretel kogutavad andmed ja uute elupaikade kaardistamisel kogutavad andmed on vaja struktureerida sarnaselt ning organiseerida andmebaaside ülesehitused ühetaoliselt päringusõbralikeks ja omavahel kergesti ühendatavateks. Selleks on vaja ühtlustada tehtavate seirete, inventuuride ja kaardistamiste ankeete, eelkõige indikaatortunnuste ja hinnangute struktuuri osas. Vältima peab viga, et inventuuride ja kaardistamistega kogutud andmeid arvatakse olevat seirest erinevateks, unustades tõsiasi, et seire on oma olemuselt korduvalt tehtud inventuur. Kaardistamisandmete seostatuse parandamine seirega ja uuendatava elupaikadekihi andmebaasisõbralikkuse tõstmine mõjuvad positiivselt eelkõige seire planeerimisele, annavad olulise kokkuhoiu taustainfo kogumisel ning ühildamise korral võimaldavad hinnata koosluste pindalalise seisundi paranemist. Põhimõttelised

läbirääkimised käesoleva aruande ettevalmistamise käigus said peetud, kuid lõplike muudatusteni läheb veel aega, sest esmalt oleks vaja ka KKmin'i poolset põhimõttelist seisukohavõttu.

6. Saavutamaks võimalikult kõrget kuluefektiivsust, peaks planeeritava metsaseire andmestik olema ühendatav samaaegselt kogutava ja juba kogutud SMI andmestikuga. Arvestades statistilise metsaseire spetsiifilisi aluspõhimõtteid ja teadmis-tehnoloogiliste vahendite efektiivselt toimivat jaotust kahe asutuse (SMI ja ITK/Keskkonnaamet) või tulevase ühendatud osakonna vahel, siis on töökulu efektiivsuse tõstmise lahenduseks planeeritava metsaelupaikade seire andmete digitaliseerimine KKmin'i (endises) ITK osakonnas või Keskkonnaametis ning siis selle metsaelupaikade seire andmebaasi edastamise SMI meeskonnale. SMI meeskond omakorda ühendab siis kaks andmestikku ja arvutab kvantitatiivseid hinnanguid elupaikade üleselt ja elupaikade kaupa riigi tasandil. Selle teostamiseks on praegusel MMK SMI meeskonnal olemas struktuurselt määratud ametikoht biodiversiteedi andmete analüüsiks. Süsteemi toimimiseks tuleb ühtlustada andmebaaside struktuur ja andmeväljade omadused.
7. Seire ja inventeerimiste tõhustamiseks on vaja luua süsteemne fotode, kaugseireliste pildimaterjalide ja ajalooliste kaartide/aerofotode arhiiv. Eelkõige oleks vaja hakata koondama ja süstematiseerima Eesti kohta kättesaadavaid kaugseirelisi materjale (aerofotod, satelliitfotod) ning lasta Maa-ametil teha täiendusi oma lendude meetodikasse (sh ka NDVI skanner, sesoonne ajastus jmt), mis tagaksid tulevikus seirele olulise infopanga alles arenevate meetodikate rakendamiseks.
8. Tagamaks selgemat arusaama seirataavate kohtade asukohast, olemusest, pindalast ja ajalooliselt minevikust, on vaja digitaliseerida (peamiselt skaneerida ja georefereerida) ja avalikuks teha (näiteks Maa-ameti WMS-teenusena) vanad aerofotod ja teised vanad kaardimaterjalid. Alustada tuleks võimalikult vanadest, nt 1950.ndatest lendudest, mis on kõige tähtsamad ajaloolised verstapostid, sisaldades kõige varasemat seisundiinfot. Need parandaksid oluliselt mõnede kooslustüüpide (eelkõige kadastike, puisniitude, puiskarjamaade ja ka looniitude, aga ka vanametsade) väärtuslike osade ruumilist piiritlemist ning aitaks märkimisväärselt lihtsustada nende seisundi hindamist, arvestades täpselt ka ajaloolisi muutusi. Vanade materjalide kiire ja kerge kättesaadavus WMS teenusena GIS-programmides ja Maa-ameti Xgis teenusena võimaldab nii inventeerijatel, seirajatel kui ka maaomanikel hinnata oma sihtmärkkoosluse tegelikku ajaloolist seisundit ja piire.
9. Vahepealse(te)l aasta(te)l võiks tegeleda seireobjektide seisundi analüüsimise meetodika väljatöötamisega. Suur osa analüüsi põhimõtteid saab ühendada SMI aruandluseks kasutatavate meetodikatega, aga sinna on vaja juurde arendada rohkem biodiversiteedi- ja ökoloogia-spetsiifiliste indikaator-statistikute lahendusi. Osaline indikaator-statistika kogemus on olemas TÜ ÖMIs, aga ka teistes asutustes. Näiteks on vaja arvestada kasvukatüübi-spetsiifilisi keskkonna tingimusi ja indikaatortunnuste läviväärtuseid, ehk siis metsade seisundi hindamine peaks arvestama kasvukohatüübi/elupaigatüübi olemust ja talle omast indikaatortunnuse kriitilist taset. Alles pärast seisundite skaalerimist saaks arvutada lõplikke hinnanguid elupaigatüübi kohta (kasvukohatüüpide skaalavabade hinnete kaalutud keskmistamisega).
10. Elupaikade dünaamika hindamiseks on vaja vanade ja „kasutuna“ näivate hävinud elupaikade eraldiste või eraldiste hävinud osade kaardi- ja vaatlusinfo säilitamist vähemalt 6 aastat (ühe seirearuandlusperioodi), seniks kuni on toimunud uue seireringi alade ja seirepunktide valik ning hindamine.
11. Pakutud tööde maht: kui arvata 100 seireala elupaigatüübi kohta ja keskmist päevakava - 3 seireala päevas, siis kuluks selleks 3.5 inimtöö kuud. Lähtudes sellest, et üks inimene ei suuda kogu Eestit üksi läbi sõita ja seirata, siis arvestades

tüpoloogilist jaotamist inimeste vahel, nagu tegelikult toimub niitude puhul (loo, ranna, ...) ja ka piirkondlikku jaotamist, siis ei ole persooni töökoormus suurem kui 2-3 nädalat väljas. Tegelike tööde maht võib osutuda väiksemaks, kuna mitmeid elupaigatüüpe on hetkel andmebaasides nii vähe, st et pakutavat valimi mahtu ei pruugita täita ning tööde mahtu võib kuni kolmandiku väheneda.

Sissejuhatus

Seire eesmärk: Elupaikade seire eesmärk on saada regionaalset hinnangut mingi kooslustüübi seisundist mingi ajavahemiku piires ning seisundi dünaamikast ajas (st vaatlusperioodide vahel). Seire põhjal peab olema võimalik hinnata koosluste pindala, nende maastikulist struktuuri, koosluse sisemist struktuurset ja bioloogilist mitmekesisust toetavat seisundit, neid mõjutavate tegurite intensiivsust ja kõige eelnimetatu dünaamikat regioonis.

Seire piirangud: Seire eripäraks ja piiranguks on nõue, et seire peab olema sõltumatu ja mittesekkuv vaatlustoiming, st seire ise ei tohi otseselt põhjustada objekti ja tema keskkonna seisundi muutumist. Näiteks on mittesekkmise klausel eriti tähtis püsi-vaatlusalade kasutamisel, sest kui eesmärgiks on püsipüsialade seire kaudu hinnata üldkogumi seisundit, siis püsiseireala administratiiv-ökoloogilise seisundi muutmine seirevaatluse põhjal (näiteks lülitamine Naura2000 alaks) tähendaks valimi esinduslikkuse vähenemist uuritava üldkogumi suhtes. See limiteerib seireandmete kasutamist uute direktiivi nõuetele vastavate alade arvelevõtmisel. Näiteks kehtib see nõue Statistilise Metsainventuuri andmestikule. Kitsamalt allpool soovitatava elupaikade eriseire puhul, kus igal aastal/seireperioodil valitakse uuesti alad juhuslikult üldkogumist, võib seda piirangut veidi lõdvendada. Seda aga vaid juhul, kui tõenäosus sama punkti/eraldist uuesti seirata on väga väike. Praktikast tähendab see võimalust, et kui üldkogum on oluliselt suurem kui kasutatav valim, siis iga-perioodiline uue juhusliku valimi genereerimine vabastab osaliselt andmete alternatiivse kasutamise piirangust ja eriseire infot saaks kasutada ka teisel otstarbel, näiteks kaardistamiseks.

Seire suurimad ohud:

- unustatakse ära, et seiret saab korrata vaid ruumis, mitte aga ajas – st meile on antud vaid ühekordne võimalus kirjeldada koosluste seisundit mingil ajahetkel;
- valim ei ole piisavalt esinduslik üldkogumi suhtes;
- vaatleja subjektiivsus hinnangute andmisel ja ala piiritlemisel, mis suurendab hinnangute varieerumist ajas ja ruumis;
- metsade sesoonne varieerumine, mis võib mõjutada osade indikatiivsete tunnuste seisundit või seisundi hinnangut, eelkõige paljude liikide leidmise tõenäosust;
- kasutatakse kirjeldavaid tunnusvälju, mida ei ole hiljem võimalik efektiivselt analüüsida, arvestades suurt andmekogumit;
- kasutatakse väheinformatiivseid või vähe-tundlikke seisundi-indikaatoreid.

Koosluste seire on keeruline ülesanne, kuna Eestit iseloomustab keskkonna suur varieeruvus ja sellest tingituna ka kooslustüüpide suur paljusus. Sellepärast on üldkogum väga heterogeenne ja erinevad kasutuses olevad klassifikatsioonid ei kattu omavahel selge süsteemi alusel. Käesolevas aruandes käsitlem lahendit, kuidas oleks võimalik edendada ja optimeerida metsade (elupaikade) seiret. Taustamaterjali vähesus ei võimaldanud mul teiste, eelkõige rohumaade seire soovitusetega väga süvitsi minna ning sellepärast keskendusin metsade elupaikade seiremetoodikale. Teiste koosluste (näiteks rohumaade) seire võiks järgida samasuguseid põhimõtteid ja meetodilisi lahendeid, modifitseerides neid kooslustüübi spetsiifiliste eripäradega (näiteks liigirikkuse ja liikide ohtruse 3-palli skaalas kirjeldamine).

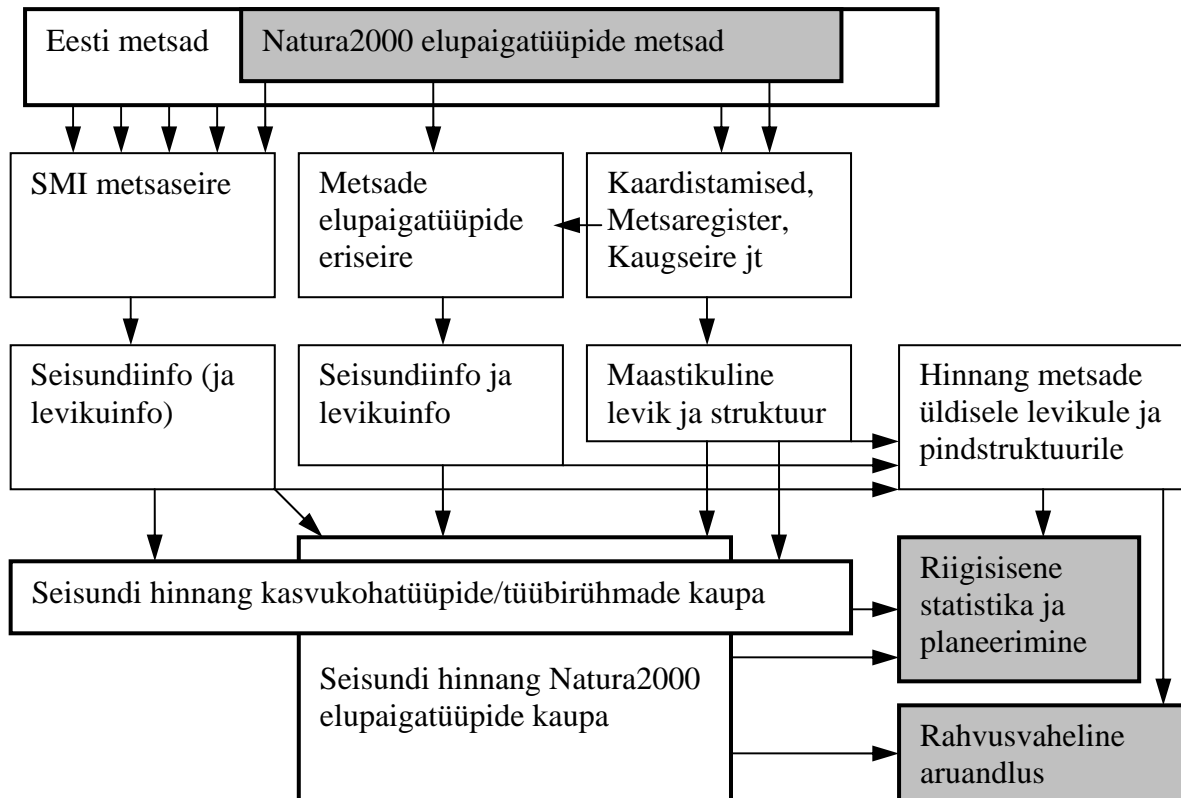
Metsade seire põhjal peaks saama hinnata a) metsade tüpoloogilist jaotust ja seisundi stabiilsust, b) metsakoosluste pindala ja üldist levikut, nende maastikulist struktuuri, c) metsade sisemist struktuurset ja biodiversiteeti toetavat seisundit, d) võimalikke seisundit mõjutavaid või mõjutanud tegureid möödunud seireperioodi jooksul.

Nagu on näha juuresolevalt planeeritava metsade seire ülesehituse skeemilt (Joonis 1), on metsade seire edukas teostamine mitme meeskonna ja meetoodika ühistöö tulemus.

Sellepärast on vajalik erinevate seiremeetodite kombineerimine ning nende omavahelise ühtluse tagamine.

Metsakoosluste seisundi seiramise metoodika koosneb järgmistest etappidest:

1. Seiratava kooslustüübi defineerimine erinevate klassifikatsioonide alusel;
2. Valimi moodustamine;
3. Objektide seisundi kirjeldamine;
4. Seire välitööde planeerimine;
5. Andmebaas ja analüüs;
6. Alusinfo ja lisainfo võimalused elupaikade leviku hindamiseks



Joonis 1. Metsaelupaikade seire struktuuri skeem

1. Seiratava kooslustüübi defineerimine

Metsakoosluste seire kõige põhilisemaks sisuliseks probleemiks on erinevate Eesti ja rahvusvahelise klassifikatsiooni suhteliselt keeruline sobitumine, ehk siis metsade puhul E. Lõhmuse ja J. Paali kasvukohatüpoloogiate ja Natura2000 metsaelupaigatüüpide klassifikatsiooni vahel. Esimesed on rohkem kogu ökosüsteemi tervikul põhinevad, samas kui Natura2000 süsteem keskendub eelkõige maakattetüpoloogiale. See aga põhjustab metsade struktuuri ja seisundit kirjeldavate koosluste indikaatorite oleku-väärtuste ja läviväärtuste võrreldamatust Natura2000 klassifikatsiooniüksuste sees. Seda põhjusel, et enamus seisundit kirjeldavad indikaatorid on koosluste keskkonnast ja ökoloogilistest tingimustest sõltuvad.

Vastavalt loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamatule (Paal 2007) sisaldavad enamus metsade Natura2000 klassifikatsiooniüksuseid erinevate kasvukohatüüpide (Lisa 1). Mõnikord on keskkonnatingimuste variatsioon ühe Natura2000 elupaigatüübi raames kuivadel väheproduktiivsetel muldadel kasvavatest metsadest kuni metsadeni märgadel ja produktiivsetel muldadel (põhjalikum versioon on ettevalmistamisel „Metsainventuur kaitsealadel“ juhendi raames). Näiteks kuuluvad elupaigatüüpi 9010 metsad vanadest

valimis omakorda ei võimalda aga anda piisava statistilise stabiilsusega hinnanguid nende haruldast kooslustüüpi metsade seisundi kohta.

Üldkogumi piiratuse tõttu on vähem-levinud või haruldast kooslustüüpi metsade seisundi hindamiseks vajalik rakendada hierarhiliselt stratifitseeritud juhusliku valimi moodustamise meetodikat. Stratifitseeritud seirevalimi genereerimine peaks toimuma kahes astmes, kus kõigepealt 1) määratletakse ära spetsiifiline alamhulk, antud juhul kooslustüüp (nt elupaigatüüp), ning 2) alles siis rakendatakse juhuslikkuse printsiipi proovialade valikuks seda kooslustüüpi esindava valimi moodustamiseks. Näiteks on sellist meetodilist lähenemist rakendatud viimastel aastatel niitude ja rohumaade seirel.

Kahe kasutuses oleva metsade klassifikatsioonisüsteemi mittelineaarse ühildumise tõttu on metsade seires üldkogumi stratifitseerimine kõige raskem osa valimi moodustamisest. Genereeritav valim, mis on stratifitseeritud elupaigatüüpide kaupa metsade üldkogumi sees, peab omakorda sisaldama realistlikku kasvukohatüübilist esindatust iga elupaigatüübi taseme sees. Teisiti sõnastades, iga elupaigatüüp peab olema omakorda stratifitseeritud kasvukohatüüpide proportsioonide esinduslikkuse alusel.

Kasvukohatüüpide proportsioonide määratlemise aluseks elupaigatüübi sees võiks olla kas SMI andmetest või Natura2000 elupaikade kaardilt arvutatud pindalade risttabelid või nende proportsioonide keskmine. Kolmandaks valimi struktuuri määratlemise allikaks võiks olla Eesti Metsaregistri andmestik, mis sisaldab Riigimetsa Majandamise Keskuse (RMK) ja valitud erametsade metsaeraldise infot. Võrreldes SMI ja elupaikade andmestikuga paistis Metsaregistris olevate metsade nihe majandatavate metsade ja metsade kooslustüüpide suunas. Samuti puudub seal piisav alginfo mitmete spetsiifiliste elupaigatüüpide (nagu nt 5130, 9060, 6530/9070, 91E0 ja 91D0) määratlemiseks, või ka elupaigatüüpide omavaheliseks eristamiseks (näit. 2180 ja 9110). Spetsiaalne lahenduse näide on kirjeldatud allpool.

Valimi struktuuri määramine

Valim peaks baseeruma juhuslikul metsade jt koosluste laikude, eraldiste või seirepunktide hierarhilisel valikul, esiteks elupaigatüüpide ja seejärel proportsionaalselt kasvukohatüüpide (tüübirühmade) sees. Tulemuseks peab iga elupaigatüübi valimis olema realistlikult proportsionaalne hulk erinevate kasvukohatüüpide(tüübirühmade) metsi.

Elupaigatüübisest kasvukohatüübi(rühma)list koosseisu saab hinnata mingi olemasoleva kaardikihi (näiteks elupaikade kaart) või mingi muu taustinformatsiooni põhjal (näiteks SMI). Kõige ootuspärasem oleks olnud kasutada KKmin'i Natura2000 elupaikade kaardikihti (KKmin'i ITKst, seisuga okt 2009) ning sealt arvutada vastavaid Natura2000-kkt-ristproportsioone. Kahjuks aga ei suutnud ma mõistliku aja jooksul piisavalt parandada selle andmebaasi tunnusstruktuuri ja valitud tunnuste väärtusi. Mul õnnestus korrastada Natura2000 elupaikade tulp, mis oli võimalik lahutada kaheks eraldi elupaigakoodi-tulbaks, et võimaldada objektkirjele üheaegselt kaht elupaigakoodi. Samuti tuli ümber arvutada pindalade hinnangud, jagades pindala võrdselt registreeritud elupaigakoodide arvu vahel. Üle jõu käis aga kasvukohatüübi tunnustulba korrastamine ja eraldiseisvateks kasvukohakoodi-tulpadeks lahutamine. Sellepärast tuleks kiiremas korras ette võtta Natura2000 elupaikade kihi struktuuri ja väärtuste korrastamine ja kihi üldine täiendamine (sisuline määrangute kontroll). Samuti võiks Paali kasvukoha-klassifikatsioonisüsteemile numbrilisele koodistikule genereerida lisaks 3-tähelised lühendid, mis on kasutajale ja seirajale paremini hoomatavad ja sisestajale lühemad ning seeläbi saaks vältida märkimise ja sisestamise vigu või erinevaid esitusviise (vt ka esitatud arendusettepanekuid aruande 6 ptk lõpus).

Asendusena kasutasin Eesti Metsaregistri andmebaasi (seisuga 2008. a lõpp). Selle andmestiku sees genereerisin potentsiaalsete Natura2000 elupaikade kaardikihi, kasutades alusinformatsiooniks kasvukohatüüpi (kahjuks on seal Lõhmuse järgi), peapuuliigi vanust, peapuu liiki ning Paal (2007) Natura2000 elupaigatüüpide ja kasvukohatüüpide

interpretatsioonitabelit. Kahjuks ei võimaldanud selline meetodika eristada maastiku-erisustega seotud Natura2000 elupaigatüüpe. Sellepärast ei suutnud ma eristada omavahel elupaigatüüpe 2180 ja 9010, aga ka 9180, 91E0 ja 91F0. Samuti ei võimalda Lõhmuse metsade klassifikatsioon selgelt eristada elupaigatüüpi 9060. Metsaregistris puudus ka oluline osa infost rohumaadega seotud kooslustest 5130, 6530 ja 9070. Metsaregistrist tuletatud potentsiaalsete elupaikade kihi ja kaardistatud elupaikade kihi puiskoosluste kihi (KKmin ITK, seis okt 2009) ühisosa oli ca 26-27%. Selles mittekattumises on omad põhjused – Metsaregistris on valdavalt RMK ja majandamisele minevad erametsad ning puudub märkimisväärne osa kaitsealuseid metsi ning soode ja märgalade metsi. See tähendab ka erinevat valimit kasvukohatüübiti. Sellepärast korrigeerisin saadud sagedushinnanguid SMI 2005–2008. a vaatlusandmetega (Adermann 2008). Kahjuks on SMI juhuslikus proovialavalikus haruldasemad elupaiga ja tüübirühmad väga alaesindatud, st suurt esindusviga. Samuti on SMI valdavalt registreerinud vaid A ja osaliselt B esinduslikkuse-kategooria Natura2000 metsi. Samuti ei ole SMI meeskond saanud võimalust osaleda erinevates Natura2000 koolitustes ja ei tea erinevates ümarlaudades sõlmitud lisakokkulepetest. Vaatamata sellele, mingisuguse puiskoosluste elupaigatüübi ja kasvukohatüüpide tüübirühma sageduskorrektsiooni SMI siiski võimaldab.

Tulem-sagedustabel (Tabel 1) iseloomustab hüpoteetiliste Natura2000 elupaigatüüpide sisemist heterogeensust. Selle järgi on vaja kõigis elupaigatüüpides arvestada metsade kasvukohatüübilist proportsionaalsust elupaigatüübi sees.

Tabel 1. Metsaregistri (2008 lõpp) ja SMI (2005–2008) andmetes tuletatud potentsiaalsete elupaigatüüpide ja metsade tüübirühmade (+ mõned eritüübid) sageduste põhjal arvutatud Natura2000 sisene kasvukohatüübirühmade osakaalude jaotus. Metsaeraldiste sagedusi kasutasin analüüsi lihtsustamise jaoks eelnevalt testitud eeldusega, et eraldiste pindalad Eesti metsades on suhteliselt sarnased. Halli taustaga ja küsimärgiga on märgitud need kombinatsioonid, mille kohta info on ebapiisav või määratlemata. Olgu märgitud, et analüüsiks klassifitseerunud metsaregistri eraldised moodustavad 27% elupaikade andmebaasis olevatest puiskoosluste pindalast.

Tüübirühm ja erindtüüp	2180	9010	9020	9050	9060	9070	9080	91D0	9180	91E0	91F0	5130	6530	Sum Osak
Nõmme	15	5												3
Palu, laane	85	71	12	9	100	15	1			100			25	38
Rabastuv		10					3							4
Loo		4	19	5		56						?	75	3
Sürja		?	?	?	?	?							?	?
Salu		6	28	56	?	?	2		?	100			?	8
Soostuv/Sooviku		4	42	30		30	52		?	?			?	11
Lodu (+ lammi)						?	8			?	?		?	1
MD							32	2						4
Samblasoo							2	98						27
Sum%	100	100	100	100	100	100	100	100	?	100	100	?	100	100

Valimi optimaalne maht

K. Zobel'i (2003) tehtud võimsuse analüüs pideva tunnuse seirele näitas, et ökoloogiliselt tähelepanuväärsete muutuste registreerimiseks seirega peaks piisama minimaalselt ca 30 püsiseirealast. Ajas ja ruumis sõltumatute seirevaatluste korral (st et ei kasutata püsiseirealaid/-ruute) peaks vastav valimi maht olema kordades suurem. Teistpidi piirab valimi suurust tööressursside limiteeritus. Hetkel toimiva niiduseire esinduslikuks mahuks on valitud 60 ala, 10 ala igal aastal. Arvestades elupaikade ja koosluste seire meetodikate ühtlustamise vajadust, mida tingib juba kattuvate elupaikade olemasolu (näiteks puisniit vs puiskarjamaa) ja andmebaaside organiseerimise ühtlustamise vajadus, siis oleks

pasklik pakkuda, et haruldaste metsa-elupaigatüüpide eriseire võiks põhineda sarnase mahuga valimil.

Arvestades, et enamus vaadeldavaid ja soovitatavaid indikaatoreid ei ole pideva väärtusega, vaid on binaarsed, klassifitseerivad nominaaltunnused või klassifitseeritud järktunnused, siis on vajalik efektiivne valimimaht palju suurem. Seda valimimahtu tuleb korrutada seirehuvi pakkuvate kooslustüüpide (elupaiga- või kasvukohatüüpide) arvuga. Näiteks, kui eesmärgiks on hinnata mingi elupaigatüübi või kasvukohatüübi seisundit kirjeldava binaarse indikaator-tunnuse seisundi sageduse muutumist kahe vaatlusperioodi (näiteks aruandlusperioodi) vahel, eeldades I-liiki vea tõenäosuse lubatavuseks (alfa taset) 0.05 ja testimise võimsuseks (1-beta tase) 0.9 ning kui aktsepteeritud oluliseks muutuseks on valitud 0.2 ühikulist erinevust tunnuse esinemise sageduses (st tunnuse olemasolu sagedus varieerub vahemikus 0...1 ehk siis 0...100%), siis on iga kooslustüübi optimaalne valimi maht ca 110-130 seireala. Kui aga ökoloogiliselt/arandeliselt oluliseks muutuseks on määratud 0.1 ühikut, siis on vaja juba ca 400-500 vaatlusalat. Binaarsete tunnuste puhul mõjutab nõutava valimi mahtu ka vaadeldava sageduse absoluutväärtus, trendiga veidike vähendatud valimi vajadusele, mida rohkem keskmine tunnuse leidumissagedus nihkub piirväärtuste (0 või 1) suunas.

Suuremat valimit nõuab aga olukord, kus valim on mingil põhjusel heterogeensem kui juhuslik varieeruvus. Natura2000 elupaigatüüpide puhul suurendab tüübisese kogumi heterogeensust varieeruvus kasvukohatüüpide ja peapuuliigi tõttu, ehk siis laiema keskkonnagradiendi sobitumisega valitud elupaigatüübi sisse ning peapuu(de) liigilise varieeruvuse mõju tunnuse varieeruvuse kasvule elupaigatüübi piires.

Järelikult, kõige suuremad valimid (ehk proovialade arv) peaksid olema metsaelupaigatüüpidel 9010, 9020, 9050, 9080 ja oma sisestruktuurilt mitmekesisel 6530 ja 9070-l. Esimese kolme puhul on suurema valimimahu nõuet lihtne rakendada, kui on soov objektiivselt hinnata ka kasvukohatüüpide seisundit.

Reaalsel seirel leitud indikaatoritunnuste varieeruvust arvestades hindas SMI Veiko Adermanni vahendusel piisava valimi mahtu. Näiteks, valimi minimaalne maht 25% suhtelise vea juures varieerub paarisajast proovialast kümnete tuhandete proovialadeni, sõltuvalt indikaatoritunnuse sagedusest. Pidevate tunnuste puhul olid minimaalse valimimahu suurused veidi väiksemad, aga selliseid tunnuseid ei ole eriti palju võimalik metsade seisundiseirel kasutada.

Kokkuvõtlikult – nagu teoreetilised arvutused ja praktilised seirekogemused näitavad, on üliedukaks (-täpseks) elupaigatüüpide seisundi ja selle muutuse seireks vajalik metsade proovialade maht praktilise lahendi jaoks veidike ülejõukäiv. Lahendiks võiks olla väiksema seisundi-hinnangu lahutusvõimega leppimine ning erinevatest allikates pärit info kombineerimine. Kui esimene on paljuski poliitilise kokkuleppe küsimus, siis info kombineerimisel on olemas praktiliselt lihtsalt rakendatav lahendus.

Saavutamaks võimalikult kõrget seire kuluefektiivsust, tuleks planeeritav metsaelupaikade eriseiresüsteem ühendada SMI süsteemiga. Ühendamine peaks aga toimuma alles andmebaaside ja analüüsi tasemel, st välitööd peavad toimuma sõltumatult, sest kummagi süsteemi osad eesmärgid on piisavalt erinevad ja kahe seire täielik ühendamine ei annaks soovitud tulemust. Sellega saaks eelkõige parandada sagedasemate ja samas oma olemuselt kõige heterogeensemate elupaikade hinnangute täpsust ja stabiilsust. Andmebaaside ühendamine eeldab, et andmestikud peavad elupaigatüüpide seisunditunnuste poolest komplementaarsed olema, st et eriseire andmebaas peab oma indikaatorite tunnusstruktuuri ja tunnuste väärtuste/seisundite poolest olema ühilduv samaaegselt kogutava ja juba kogutud SMI andmestikuga. Arvestades statistilise metsaseire aluspõhimõtteid ja teadmis-tehnoloogiliste vahendite efektiivselt toimivat jaotust kahe asutuse või tulevase osakonna vahel, siis on töökulu efektiivsuse tõstmise lahenduseks planeeritava metsaelupaikade seire andmete digitaliseerimine Keskkonnaministeriumi (endises) ITK osakonnas või

Keskkonnaametis ning siis selle metsaelupaikade seire andmebaasi edastamise SMI meeskonnale. Ühendamine seab muidugi teatavaid piiranguid – selgelt paraneb kooslustüübise seisundi hinnangu adekvaatsus, samas aga pindalahinnangute saamiseks tuleb rakendada erilist vaatluste kaalumist. Viimane aga vajab veel alles väljatöötamist.

Haruldasmate elupaikade eriseire eduka teostamise ohuks on võimalus, et planeeritavat võimalikult optimaalset valimimahtu võib limiteerida mõne elupaigatüübi/kasvukohatüübi metsade üldkogumi piiratus. Nende puhul tuleb kirjeldada niipalju juhuslikult genereeritud proovialasid, kui palju üldkogum võimaldab. Paaegu kogu üldkogumi kirjeldamisel ja analüüsil aga peab rakendama korduvmõõtmiste parandust. Samas leevendab seda piirangut võimalus, et iga koosluse puistu/laik on piisavalt suur, et seireala(punkt) ei satu erinevatel seireaastatel eelmise punkti lähinaabrusesse. Kõike seda saab aga arutada alles siis, kui on valminud korrastatud andmetega elupaikade kaart ja on kogunenud esimesed planeeritava eriseire vaatluste andmed.

Perioodil 2005–2007. a kogutud SMI seireandmete järgi (SMI 2008) on eriti väikese sagedusega elupaigatüüpideks metsamaadel 9020, 9050, 9060, 9180, 91E0 ja 91F0 ning ka 6530 ja 9070. Kuna elupaigatüüpide tegeliku hulga kohta on andmed veel väga ebaselged ja kaardistamine alles käib, siis ei ole antud aruande piires võimalik anda ka lõplike soovitusi.

Ligikaudne väljavõte ja analüüs Natura2000 elupaikade oktoobri 2009 seisuga kihist (Tabel 2) viitab väga piiratud alade arvule elupaigatüüpides 9180 (44), 91E0 ja 91F0 (vastavalt 91 ja 81 kirjet). Veidi sagedasem on elupaigatüüp 9060 – 186 kirjet. Kas tervet üldkogumit või peaaegu kogu üldkogumit kirjeldava seire olukorras peaks järgima korduvmõõtmisest tekkiva valimikäitluse põhimõtteid mittesekkimisest – st uusi leitud alasid ei tohiks automaatselt erilise tähelepanu alla võtta (vt ka „Seire piirangud”) – on veel lahtine ja vajab poliitilisi otsuseid. Antud probleem aga ei takista esimese seireperioodi seirevaatluste teostamist.

Tabel 2. Natura2000 elupaikade kihist (seisuga okt 2009) hinnatud metsaga seotud elupaigatüüpide (2180, 5130, 6530, 9*) pindala, selle proportsioonid üldkogumis ja puistute valimis ja kirjete arv. Kui ühes kirjes oli kaks elupaigatüübi koodi, siis pindala arvutamisel jagati eraldise pindala pooleks.

Metsaseire elupaik	Pindala seisuga okt 2009 [ha]	Pindala% üle kõigi elupaigatüüpide	Pindala% metsa elupaigatüüpides	Alade arv seisuga okt 2009 metsaelupaigatüüpides
2180	7767	1.01	3.41	908
5130	5393	0.70	2.37	439
6530	8241	1.08	3.62	1151 sh 9*-koodiga seotult 24
9010	72506	9.47	31.84	9024
9020	9691	1.27	4.26	595
9050	12253	1.60	5.38	1628
9060	3153	0.41	1.38	186
9070	3547	0.46	1.56	525
9080	45677	5.96	20.06	3847
9180	463	0.06	0.20	44
91D0	54652	7.13	24.00	2957
91E0	3619	0.47	1.59	91
91F0	740	0.10	0.32	81
Kokku	227702	29.73	100.00	20349

Eelneva arutelu põhjal võib kokkuvõtvalt järeldada, et planeeritava elupaikade eriseire kombineeritud koostöö Statistilise Metsainventuuri raames tehtava seirega ja kahe seiresüsteemi andmestike ühendamine võimaldab vähendada planeeritava metsaelupaigatüüpide seireks nõutavat valimit ja sellega optimeerida planeeritavate tööde

mahtu. Eelkõige tähendab see suhteliselt tasakaalustatud töökoormust kõigi elupaikade vahel kavandatava Natura2000-elupaikade eriseire raames.

Kui nüüd arvestada optimaalse valimimahu hinnanguid ja üldkogumi suurust erinevates elupaigatüüpides, võimalikku analüüsi-koostööd SMIga, samaaegselt rohumaade elupaigatüüpide seireks planeeritud valimi mahtu (mis on hetkel ca 60 niitu aruandlusperioodi kohta) ning tööjõu- ja finantsressursside limiteeritust, siis võiks planeeritava metsade elupaigatüüpide eriseire valimimahuks olla 60-120 prooviala iga elupaigatüübi kohta 6-aastase aruandlusperioodi jooksul, ehk siis 10-20 prooviala aastas. Täpset soovitusi on väga raske anda, sest eelkõige ei ole rahalised võimalused piiramatud. Teiseks ei ole elupaiga andmekiht veel lõplikult korrastatud ja eriseirega võidakse avastada valesid määranguid saanud kooslusi. Kolmandaks ebamäärasust tekitav tegur on elupaigatüübilise heterogeensuse tegelik suurus. On võimalus, et valimi mahu suurust elupaigatüübi kohta saab määratleda vastavalt elupaigatüübi-sisesele heterogeensuse astmele (kasvukohatüüpide arvule). Olukorras, kus adekvaatne hinnang elupaigatüübisisele heterogeensuse määra kohta käesoleval hetkel puudub või on väga ebatäpne, võib kasutada allpool pakutavat esialgset lahendit, mida tuleks täpsustada seire- ja inventeerimiseksperitide ümarlaua soovitusi järgi. Kui alternatiivset lahendit ei leita ja seiretegevusega tuleb ju siiski peatselt alustada, siis esimestel seire-aastatel või esimesel aruandlusperioodil võiks planeeritava seire valimi maht olla suhteliselt võrdne kõigis elupaigatüüpides. Sellisel juhul võiks minimaalne valimi maht olla võrreldavas mahus niitudega (60) või pigem rohkem (näiteks 90-100), kuna allpool soovitatava meetodikaga on seireala väiksem ja ei hõlma kogu koosluseeraldust. Selline esialgne lahendus võimaldaks saada vähemalt esmast hinnangut keskmisele seisundile ja selle varieeruvusele. Andmestikku saab parandada eeldusega, et valdavalt on heterogeensemamad enamlevinud elupaigatüübid ja seetõttu on kasu sellest, kui eriseire andmestiku mahtu parandada vastavateemalise SMI andmestiku lisamisega analüüsitavas valimisse. SMI ja eriseire vaatluspunktide kattumise tõenäosus on väga väike ja need üksikud võimalikud kattumised saab SMI (!) enne andmete ühendamist omalt poolt edastatavatest andmetest eemaldada.

Valimi mahu optimeerimisega peaks tegelema peale esimest seire-aruandlusperioodi või peale esimesi intensiivsemaid eriseireaastaid. Parandusi valimi mahu vähendamiseks võiks teha juhul, kui ei ole võimalik teha piisaval hulgal sõltumatuid vaatlusalasid, st elupaigatüübi metsi on liiga vähe, või kui hinnangud hakkavad märkimisväärselt stabiliseeruma (SMI ekspertkogemus on siin abiks). Samaaegselt võiks teha paindlikku valimimahu suurendamist, kui esialgsetest tulemustest on näha, et mingi kasvukohatüüp jääb sisulise esinduslikkusega või kui seisunditunnuste hinnangute heterogeensus osutub olema liiga suur adekvaatse hinnangu saamiseks.

Eriseireks vajaliku valimi mahtu võib mingil määral vähendada klausel, et seireala keskpunkt paigutatakse eraldise/kooslustüübilaiu tsentraalsesse (homogeensemasse) ossa ja sellega vähendatakse loomulikku juhuslikku varieeruvust, kuid sellisel juhul on suur oht saada alahinnanguga nihestatud hinnangut pindalaliste muutuste kohta. Seega, sellisele lihtsustusele tuleb minna vaid äärmisel juhul ja rakendada alternatiivseid meetodeid pindalaliste muutuste hindamiseks.

Valimi objekti määrang

Koosluste seiremeetodikate varasemates variantides on enamus juhtudel lähtunud kirjelduse tegemisest ja seisundi kirjeldamisest kogu homogeense kooslusega hõlmatud alal/laigus/eraldises. Kogemused aga näitavad, et sellise ala piiride objektiivne defineerimine on suhteliselt keeruline ja väga vaatlaja-subjektiivne. Piiritlemist segab ka ala heterogeensus nagu näiteks elupaikade kompleks (nt 9070/6530 ja 9020). Tihtipeale ei ole suuremad alad/eraldised praktikas täispindaliselt reaalse vaatlusega kaetavad. On suur tõenäosus, et reaalne ala seirevaatlus tehakse ikkagi valitud ebaselge pindalaga alamosal. Sellest tekib

kirjeldustesse subjektiivne ja lokaalselt nihestatud hinnang kogu ala kohta. Lisaks sellele on erineva kuju ja pindaladega uurimisalade põhjal väga raske teha üldistusi üldkogumi kohta.

Sellepärast on lihtsam keskenduda mingile hoomatavale ja ökoloogiliselt objektiivsele fikseeritud kuju ja pindalaga uurimisalale. Näiteks kasutatakse SMI süsteemis metsa struktuuri ja bioloogilise mitmekesisuse indikaatorite seirel suhtelist väikesi ringikujulisi ruumipunkte – 20m raadiusega seirealasid. Selline ala on kui punkt suuremas ruumis nagu seda on Eesti. Punktide suure kogumi põhjal on juba palju lihtsam punktiti kogutud seisundiinfot ekstrapoleerida üldkogumile ja esitada regionaalseid hinnanguid. Kahjuks on sellise punkt-vaatluse puuduseks vajadus suure arvu seirepunktide järele. Seda aga ei pruugi õnnestuda koguda väga haruldaste kooslustüüpide kohta, kus seirepunktide valimi mahu saavutamiseks peaks rikkuma minimaalse naabruskauguse piirangut seirealadele elupaigatüübi sees. Naaber-seireala minimaalse kauguse nõue peaks tagama seirepunktide ruumilise sõltumatuse.

Lähima naaber-seireala võimalikuks vähimaks lubatud kauguseks võiks olla metsamajandusliku eraldise/kvartaliga võrreldav distants, näiteks 500m. Vahemaa miinimumväärtus ja punktide hulk eraldisel/laigul sõltub elupaigatüübi-ja-kasvukohatüübi(rühma)-kompleksi levikumustrist Eestis. Näiteks, erijuhuna haruldaste ja pikalt väljavenitatud eraldiste puhul, nagu näiteks klindimetsad või lammiseljandikud, võib olla lubatud mitu seireala ühe Natura2000-eraldise sees, aga ka sellises olukorras peab jälgima mingi minimaalse naabrusdistsantsi piirangut (võimaluse korral ikkagi vähemalt 300-500m).

Töökulude optimeerimiseks ja eriseire andmete analüüsi võimsuse tõstmiseks on vaja erinevate seiresüsteemide andmete ühendamist – st nende omavahelist võrreldavust ja ühildatavust. Kuna Statistiline Metsainventuur seirab kogu Eesti metsamaastikku ja ta on nii oma üldkogumi kui ajalise vaatlusajaloo poolest ülemuslik metsade elupaikade seirele, siis peaks metsade elupaikade eriseire ühilduma just SMI süsteemiga ja mitte vastupidi. SMI metsade bioloogilise mitmekesisuse seirest tulenevalt peaks metsaelupaikade eriseire seireala raadiukseks olema sarnane 10 ja 20m raadiusega ala, sõltuvalt tunnusest. Selle ümber peaks olema tegurite hindamiseks puhverala, ligilähedaselt SMI'le, aga teatud kohandusega, võiks selle raadius olla 20-40m.

Valimi moodustamise soovituslik algoritm:

1. Valimi moodustamine peaks algama kaardikihist ja sellega seotud andmebaasist, millesse on koondatud kokku kõik teadaolevad eraldised/laigud, mis kuuluvad mingisse Natura2000 elupaigatüüpi. Igas objektikirjes peab olema vähemalt kolm tunnusvälja: Natura2000 elupaigatüüp, kasvukohatüüp ja tüübirühm, milles sisalduvad vastavate kooslustüüpide koodid (lühendid). Vt ka lisasoovitusi lisakaardikihtide täiustamiseks aruande 6 ptk lõpus;
2. Valida välja kõik vastava seiratava elupaigatüübi objektid, mis olid teada eelmisel seireperioodil ja mis on teada käesoleval hetkel;
3. Valitud elupaigatüübi objektide seast tuleb välja valida ühe kasvukohatüübi või tüübirühma objektid;
4. Siit edasi on kaks võimalust – **A** oleks ideaalsem, **B** kõlbab oludesse, kus GIS'i vahendid ei ole piisavalt tasemel ja tuleb teha palju käsitööd.

Variant A (eelistatum):

- a. Moodustada objektide ühendkiht;
- b. Valitud elupaigatüübi-kasvukohatüübi(rühma) objektide (ühendpinna) piires tuleb genereerida juhuslikke ruumipunkte (seirealade tsentroidide) seni, kuni saavutatakse elupaigatüübi-kasvukohatüübile ette määratud valimi maht nii, et genereeritud seirealade tsentroidide asukohad paiknevad elupaiga ühenderaldise (st eelmise seire-perioodi ja praeguse eraldise ühendpinna) piirides (lisakitsendus – eeldatavast servast vähemalt 20m kaugusel, mida võib realiseerida ka alles välitöödel) ja teistest sama elupaigatüübi-kasvukohatüübi seirepunktidest kaugemal kui 500m. Servast 20m piirangu mugavamaks rakendamiseks võib ühenderaldised puhverdada 20m sissepoole ning siis on saab genereerida punkte eraldiste piires, järgides vaid lähinaabruse piirangut.

Variant B:

- c. Objektide üldkogumist valida juhuslikult seirata arv objekte. Selleks kas genereerida igale kirjele juhusliku arvu väärtus eraldi selleks ettenähtud tunnustulpa, sortida andmestik juhusliku arvu väärtuste järgi ja filtreerida andmestikust välja (päringute abil) iga elupaigatüübi-kasvukohatüübi(rühma) eelnevalt fikseeritud arv esimest ala/kirjet.
- d. Igale valikusse sattunud eraldise piires genereerida juhuslikke punkte seni, kuni nad asuvad elupaiga eraldise eeldatavast servast vähemalt 20m. Valida esimene sobiv asukohapunkt. Samas, kui see punkt asub teistele sama elupaigatüübi seirepunktidele lähemal kui 500m, siis valida järgmine asukohapunkt.

Rem: Maasikuliselt pikliku kujuga elupaigaeraldistes võib olla vajalik lubada seireala tsentroidi paiknemist servale lähemal, kui üldiselt.

5. Valitud seirealade tsentroidide asukohapunktile arvutada koordinaadid (paremal juhul nii L-EST kui ka WGS-84 süsteemis), kanda üle vajalik elupaiga info ning väljastada kaardikiht koos andmestikuga välitöö tegijale;
6. Valida järgmine kasvukohatüüp(tüübirühm) elupaigatüübi piires ja korrata alates sammust 3 või kui kõik kasvukohatüübid on vastava elupaigatüübi sees läbi analüüsitud, siis valida järgmine elupaigatüüp ja korrata sammust 2.

Rem: Kui elupaikade kihti ei suudeta piisavalt korrastada, võib samm 3 vahele jätta, kuid sellega riskitakse haruldasemate kasvukohatüüpide mittevaatlemisega.

3. Objektide (seirealade) seisundi kirjeldamine

Koosluste seires kasutatavad seisundi-indikaatorid peavad olema valitud sedasi, et nende abil on võimalik optimaalse ressursikuluga ära kirjeldada koosluse seisund võimalikult erinevatest aspektidest. Erinevates kooslustüüpides on vaja rakendada ka kooslustüübi-spetsiifilisi indikaatoreid (näiteks liigirikastel rohumaa-kooslustüüpides liigirikust), kuid enamus peaksid olema võimalikud üldised ja universaalsed indikaatorid.

Metsade bioloogilise mitmekesisuse seisundi seireks vajalike ja sobivate indikaatorite ülevaate põhjal (Liira & Kohv 2004) sai täiendatud SMI metoodikat (vaatlused alates 2005 aastast). SMI järgmiste aastate vaatlustulemuste alusel tehtud seisundi hinnangud andsid piisava ülevaate laiemalt levinud metsakooslustest ja -elupaikadest. Vähemlevinud ja haruldaste koosluste kohta saadud andmed jäid ootuspäraselt ebatäpseteks või lausa puudulikeks. Sellepärast jätkati haruldaste metsaelupaikade spetsiaal-seiret (korraldajaks A. Palo) Palo jt (2005) defineeritud metoodika ja ankeedi alusel. Senine haruldaste metsakoosluste seire koosneb peamiselt eksperthinnangutest ja salvestatakse valdavalt kirjeldavate tunnusväljadena. See aga ei võimalda teha andmepäringuid, ega arvutada üldistavaid statistikuid. Sellise metoodikaga kogutavate andmete kvaliteeti ja ebahütlust mõjutab ekspertide erinev hariduslik-kogemuslik taust ja hinnangute varieerumine ajas (sesoonselt ja/või aastate vahel). Samuti muutuvad ajapikku standardid ning seeläbi muutub ka hinnangute reeper-tüpoloogia ja kriitilised väärtused. See aga ei võimalda adekvaatselt võrrelda pikema ajavahemiku tagant tehtud vaatlusi.

Selleks, et järelduste aluseks olevad andmed oleksid ühildatavad vaatlejate vahel ja pikas ajaskaalas, on vajalik, et haruldaste koosluste seisundi hindamine põhineks võimalikult robustsetel ja samaaegselt seisundit tundlikult kirjeldavatel indikaatoritunnusel. Sellised tunnused on juba katsetatud, rakendatud ja analüüsitud SMI põhisel seirel. Sellepärast on SMI vaatlusmetoodika heaks aluseks, mille abil saaks senist seiremetoodikat edendada.

SMI ja A. Palo poolt kasutatavate metoodikate ja indikaatorite vaheline võrdlus näitas, et seirepõhimõtete ja üldise tunnusmusteri kattumine on suur. Kahe seiresüsteemi erinevus ei ole niipalju sisuline, vaid kogutud info kogumise formaadis ja tunnustruktuuris. Aga kui vaadata seisundit kirjeldavate indikaatorite detailseid määratlusi, siis mõlemad metoodikad sisaldavad midagi, mida kumbki võiks üle võtta. Üldiselt on seni toimunud metsakoosluste seires olemas küllaltki palju vajalikke näitajaid, kuid siiski on SMI nimekiri pikem ja defineeringute poolest täpsem, mida toetavad SMI välivaatluste detailne juhend (SMI 2008). See omakorda baseerub Metsa korraldamise juhendile ja selle lisadele (KKmin 2006). Selged indikatiivsed tunnused on valitud sellised, mis minimiseerivad vaatleja võimalikust subjektiivsusest tekitatud hinnangu nihet. Samuti on senisest haruldaste koosluste seire ankeedist puudu metsaelupaikade maastikulise struktuuri hinnangut võimaldavad indikaatorid, mis SMI tulemuste andmetel on ootamatult hästi toimivad.

Eriseire ühendatud indikaatoritunnuste nimekiri koos mõõtmiseks kasutatavate seisundite või ühikutega on esitatud tabelina Lisas 2, ülejäänud kodeeringud peaksid järgima SMI juhendit. Mingi väljavõtte seletustest koos täiendustega on Lisas 3. Eriseire ühendmetoodika põhiliseks erinevuseks varasemast haruldaste koosluste seirest (ja ka tegelikult planeeritavast metsakoosluste kaardistamise metoodikast) on kirjeldavate tunnuste lahutamine selgelt määratletud indikaatoriteks ja nende seisunditeks. Ajaloolisest traditsioonist ja seirajate harjumusi arvestades on jäetud võimalus anda eksperthinnanguid ja kommenteerida (kuigi analüüsid on viimaseid raske kasutada). Siinkohal olgu märgitud, et eksperthinnangud on vajalikud võrdlemisel ajalooliste vaatlustega ja seiretega, samas kui indikaatoritunnuste kasutamine on vajalik võrdluseks SMI taustainfoga ja potentsiaaliga kasutamiseks tulevikuvõrdlustes. Kahe seiresüsteemi ankeetide ühendamise tulemust kommenteerisid ja täpsustasid ka mõlema seiresüsteemi esindajad: A. Palo ja V. Adermann ning niitude seire korraldajad ja täitjad R. Kalamees ja E. Roosaluste.

Enamus pakutud indikaatoreid (Lisa 2) on valitud sellised, mida on võimalik vaadelda ja hinnata väga pika vaatlussessiooni jooksul. Välditud on indikaatoreid, mis võivad oluliselt muutuda perioodi jooksul hiliskevadest varasügiseni või mis on väga juhusliku olemusega antud meetodika raames. Sellepärast on pakutud registreerimiseks vaid aastaringselt nähtavaid märke ja liike ning välja on jäetud haruldaste või indikatiivsete taimede või loomade kohustuslik registreerimine seire jaoks. Kaitsealuste ja haruldaste liikide märkamisel tuleb neid kaardistada EELISE andmebaasi eeskirjade järgi ja samuti võib neid lisada üldistesse kommentaaridesse.

Eriseire suurimaks, osaliselt lahendatud probleemiks on koosluste leviku ja ohtruse hindamine ning selle muutumine. Detailsem arutelu ja lahenduste pakkumine sellel teemal on peatükis 6.

4. Seire välitööde planeerimine

Küsimustiku täitmine on jõukohane enamusele veidigi metsa, metsade elustikku ja metsade kirjeldamist tundvale inimesele. Valitud indikatiivsed tunnused on valitud sellised, mille ära õppimine ja märkamine looduses ei tohiks valmistada erilist raskust.

Pakuks, et ühe seirepunkti kirjelduse tegemine ei tohiks aega võtta rohkem kui 1-1.5 tundi. Peamiseks ajakulaks saab olema hajusalt paigutatud seirealadeni jõudmine.

Tööde maht: kui arvata valimi mahuks 100 seireala elupaigatüübi kohta ja keskmist päeva tööde mahtu 3 seireala päevas, siis oleks töömahuks 3.5 inimtöökuud (20 p/kuus). Aga samas, kui arvestada, et üks inimese ei suuda kogu Eestit üksi läbi sõita ja seirata, siis arvestades tüpoloogilist jaotamist inimeste vahel, nagu tegelikult toimub niitude puhul (loo, ranna, ...) ja osalist, aga kattuvat piirkondlikku jaotamist, siis ei ole ühe persooni töökoormus suurem kui 2-3 nädalat välitöid ühe seiraja suve kohta. Tegelike tööde maht võib osutada vähemaks, kuna mitmeid elupaigatüüpe on hetkel andmebaasides nii vähe, st et soovitatud valimi mahtu ei pruugita täita, ning siis võib tööde maht olla kuni kolmandiku võrra väiksem.

Kuna uue aruandeperioodi lõpuni ei ole enam kuut aastat, siis võiks planeerida veidi rohkem vaatlusi aasta kohta, kui tavameetodika ette näeb. See annaks ka võimaluse hakata meetodika toimimist varem hindama.

Ühe aasta jooksul peab välitöid planeerima sedasi, et vastaval aastal seiratavad mingi elupaigatüübi alad oleksid ruumis jaotatud hajusalt. Mugavuse või sõiduaja kokkuhoiu mõttes ei tohi valida ühte aastasse mingi alamregiooni seirealaid, sest see võib põhjustada hinnangute varieerumise suurenemist aastate vahel, põhjustatuna aasta ilmastiku eripärast mingis piirkonnas, majandamisaktiivsuse kiirest muutumisest mingis piirkonnas vmt.

Arvestades hetke rasket finantsolukorda, siis võib-olla tasuks alustada 2–3st olulisemast ja samas keskmise sagedusega elupaigatüübist, mis oleksid omavahel suhteliselt erineva struktuuri ja keskkonnatingimustega.

5. Andmebaas ja analüüs

Praegune elupaikade kiht jt sarnased kaardikihid sisaldavad palju infot, aga info on sellisel kujul, mille abil ei ole võimalik alaid kiirelt valida või elupaikade piirkondlikku seisundit hinnata. Samuti ei ole antud andmestruktuuri puhul võimalik efektiivselt kavandada praeguseid ja efektiivselt planeerida tulevikutegemisi.

Andmebaasi loomisel peab lähtuma põhimõttest, et mida suurem on andmestik, seda struktureeritum ja detailideks-lammutatuma tunnusstruktuuriga peab see olema. Senikogutud informatsioon võib olla väga adekvaatne nii mitmeski mõttes, aga ta ei ole andmete suure mahu tõttu suurepinnalise analüüs-aruande tegemiseks efektiivselt tarbitav. Näiteks ei saa teha

kiireid päringud, alasid grupeerida mingi seisundi/tunnuse alusel jmt. Senise Natura2000 alade vaatluste/kaardistamise/seire GIS-andmebaasi struktuur oma kasutusideoloogia poolest üksikobjektidele vaatlejale keskendunud andmete kogumit, mis oli eelkõige kõlblik viljeletud väikese arvu näidisalade põhises seires või siis konkreetse koha kohta päringu tegemiseks.

Arvestades võimalust, et haruldaste metsakoosluste eriseire ühendatakse SMI andmestikuga, tuleks pidada vastavasisulisi läbirääkimisi, et ühtlustada andmete sisestamise struktuuri ja kodeeringuid.

Kui enamus muutujaid ja nende seisundeid on välja pakutud SMIGA sobituvatena, siis kõige suuremaks probleemiks võib kujuneda Lõhmuse ja Paali metsade kasvukohasüsteemide analüüsiks toimiv ühildamine. Aga kui veidi läbi rääkida ja kasutada ka Metsade inventuuri juhendi käsikirja, võib ka sellele leida suhteliselt valutu või peaaegu kõlbliku lahenduse.

Seisundi hinnangu ja seisundi parameetrite võrdlus varasemate aastate või perioodidega.

Andmete analüüs võiks toimuda siis ühendatud SMI-ITK meeskonnas. Indikatiivsed tunnused ja nende seisundid on valdavalt valitud sellised, et nende analüüsimine on suhteliselt lihtne ja vähest ressursi nõudev. On vaid mõned keerulisemad tunnuskombinatsioonid ja faktorkombinatsioonid, mis võivad nõuda veidi keerukamaid arvutusi ja kasvukohatüübi spetsiifika arvestamist.

Planeeritava eriseire esimesed tulemused võivad hakata ilmnema juba 2–3 seireaasta pärast. Siis peaks hakkama hindama meetodika toimimist ja muutuste analüüsimise võimalusi. Seda eelkõige koostöös SMI ja kaardistamisel kogutud analoogsete andmetikega.

Vahepealse(te)l aasta(te)l võiks tegeleda seireobjektide seisundi analüüsimise meetodika väljatöötamisega. Suur osa analüüsi põhimõtteid saab ühendada SMI aruandluseks kasutatavate meetodikatega, aga sinna on vaja juurde arendada rohkem biodiversiteedi- ja ökoloogia-spetsiifilisi statistikute lahendusi. Osade puhul on olemas kogemus TÜ ÖMIs. Näiteks on vaja arvestada kasvukatüübispetsiifilisi keskkonna tingimusi ja indikaatoritunnuste läviväärtuseid, ehk siis metsade seisundi hindamine peaks arvestama kasvukohatüübile omast taset. Alles pärast seisundiindikaatorite väärtuste mõningast skaleerimist saaks arvutada lõplikke hinnanguid elupaigatüübi kohta (kasvukohatüüpide skaalavabade hinnete keskmistamisega).

Praeguse lõppeva seirearuandluse perioodi lõpuks võiks olla olemas mingi juba stabiliseeruma hakanud hinnang. Lihtsamate näitajate puhul võiks juba selle aruandeperioodi lõpuks oodata võimalust jälgida muutusi läbi seire-aastate.

Põhilised tulemused hakkavad aga ilmnema aga alles järgmise seirearuandeperioodi lõpuks. Sellepärast on väga oluline tagada andmete interpreteeritavus ja analüüsitavus ka pikas ajaskaalas. Andmete struktuuri detailsus peaks tagama ka võimaluse andmeid üle hinnata ning analüüside paranenud teadmiste ja oskuste valguses.

6. Alusinfo ja lisainfo võimalused elupaikade leviku hindamiseks

Kui SMI juhuslik proovivõtt tagab pindalalise hinnangu arvutamise võimaluse, siis stratifitseeritud valimi korral määrab kooslustüübi metsade ohtruse teadaolevate sobivate metsade hulk. Võimalus, et metsaelupaigad kujunevad koosluste suktsessiooni käigus avatud või poolavatud alade metsastumise tagajärjel, või ka puiskarjamaade ja -niitude taastamise tõttu, st ühe Natura2000 elupaigatüübi muutumist teiseks on võimalik hinnata seireankeedi alusel. Reaalsuses on aga suur võimalus elupaikade hävimisele ja uute alade lisandumisele potentsiaalsete piirkondade inventuuride ja lisakaardistamise käigus. Aruandlus aga nõuab adekvaatset kvantitatiivset hinnangut aruandlusvahemiku jooksul toimunud elupaikade pindala suurenemise või vähenemise kohta ja muutust põhjustavatest teguritest.

Selleks on vaja seirepunktide valimi koostamiseks kasutada ühendkaardikihti, kuhu on koondatud eelmise seire-aruandlusperioodi kaardikihi eraldiste piirjooned ja vahepeal juurde leitud elupaikade piirjooned ehk siis elupaikade maksimaalse leviku kaart ning elupaikade alade valik ja punktide genereerimine eraldiste piires peab toimuma selle ühendandmestiku põhisena.

Pärast punkti asukoha määrangut saab juba teadaolevalt hävinud eraldise või eraldise hävinud osale sattunud seirepunktid siis kohe hävinuks defineerida ja kui on olemas taustandmed põhjustest, siis ongi seirepunkti vaatlus ametlikult sooritatud. Kui taustainfo puudub, siis tuleks ikkagi kohal ära käia ning olukord ja põhjused kirjeldada. Seega, elupaikade pindala vähenemise kvantitatiivseks hindamiseks on vaja elupaikade eriseire raames planeerimiseks kasutada kogu eelmise seireperioodi jooksul teada olnud elupaikade eraldiste/laikude informatsiooni ehk siis kaardiobjekte. See tähendab, et elupaikade dünaamika hindamiseks on vaja „vanade ja kasutuna“ näivate hävinud elupaikade eraldiste või eraldiste hävinud osade kaardiinfo (ja andmebaasikirjete) säilitamist vähemalt 6 aastat (ühe seireperioodi).

Koosluste pindala suurenemist nende juurdeleidmise või kujunemise tõttu mõnest mitte-Natura2000 elupaigatüübist on siis sama lihtne hinnata andmete lisandumisest Natura2000 elupaiga andmebaasi (kaardikihti), kus lisatunnusena peaks olema kirjas lisandumise põhjus (enne oli leidmata, vastavaks kujunemine, vastavaks kujundamine,...). Selleks on aga vaja, et inventeerimistel ja kaardistamisel kasutataks sarnast, kirjelduste tunnusteks tunnuste osadeks lahutamise põhimõttel koostatud ankeeti nagu eriseires.

Siit arenebki välja oluline metoodiline muudatus – olemasolevad andmebaasid, seiretel kogutavad andmed ja uute elupaikade kaardistamisel kogutavad andmed on vaja struktureerida sarnaselt ning organiseerida andmebaaside ülesehitused ühetaoliselt kasutamissõbralikeks ja omavahel kergesti ühendatavateks. Selleks on vaja ühtlustada tehtavate seirete, inventuuride ja kaardistamiste ankeete, eelkõige indikaatoritunnuste ja hinnangute struktuuri osas. Peab vältima viga, et inventuuride ja kaardistamistega kogutud andmeid arvatakse olemuselt olevat seirest erinevateks, unustades tõsiasi, et seire on oma olemuselt korduvalt tehtud inventuur. Näiteks, hetkel toimub metoodiline arendustöö metsainventuuriks kaitsealadel (A. Palo, K. Viilma jt osalusel), kuid see kaardistamine ei ole organisatoorselt ja metoodiliselt ühendatud juba toimuvate või planeeritavate seirete süsteemiga. Samas on sisuline kattumine väga suur. Efektiveks töökulude jaotamiseks ja planeeritava seire tulusamaks planeerimiseks oleks vaja inventeerimine/kaardistamine ja seire andmebaaside struktuur omavahel tihedamalt siduda. Kaardistamisandmete seostatuse parandamine seirega ja uuendatava elupaikadekihi andmebaasisõbralikkuse tõstmine mõjuvad positiivselt eelkõige seire planeerimisele ja annavad olulise kokkuhoiu taustainfo kogumisel, aga võimaldavad spetsiaallisatunnuste lisamisel kasutada kaardistamise infot seire ühe informatsiooni allikana. Aruande ettevalmistamise käigus toimusidki juba põhimõttelised läbirääkimised, aga see teema vajad edasist arendamist kõigi osapoolte osavõtul (ITK, SMI-seire ja Keskkonnaameti inventeerimise metoodikud).

Seirealade adekvaatse valikupiirkonna tagamiseks ja elupaikade kohta täiendava üldise pindala hinnangu leidmiseks on vaja ka rakendada alternatiivseid allikaid ja meetodeid: maapealset inventeerimist ja kaardistamist, kaugseirelisi materjale ja ajaloolisi materjale.

Elupaigapiiride defineerimiseks ja üldiste pindalade määratlemise aluseks võiks võtta olemasoleva info elupaikadest (elupaikade kaadikiht) ja toimuvate lisakaardistamiste tulemid. Nende põhjal peaks aga arendama edasi meetodeid, kuidas leida juurde veel potentsiaalsed elupaigaks sobilikud alad. Mingi metoodiline arendustöö toimub juba metsade inventeerimise projekti käigus, aga sinna juurde sobib ka Lisas 1 esitatud klassifitseerimistabel.

Lisaks saaks lisavihjeid potentsiaalsetest elupaikadest kasutades ajaloolisi ja kaugseirelisi materjale. Ajaloolised vanad aerofotod ja kaardimaterjalid on suureks abiks eelkõige vanametsade ja puisniitude/-karjamaade leidmiseks (selleks oleks vaja nad

digitaliseerida ja avalikuks teha, kõige parem Maa-ameti WMS-teenusena). Kaasaegsete kaugseireliste materjalide rakendamiseks peaks ühendama teadaoleva info, hiljem lisanduva seireinfo ja täieneva Metsaregistri andmebaasi ning kasutama neid õpetava sisendina kaugseireliste vaatluste jaoks (seda oskaks teha nii Tõravere Observatooriumi meeskond kui ka TÜ geograafia osakond).

Kaugseireliste materjalide koondamise ja täiendavate lisavaatluste tegemise kõige tähtsamaks ülesandeks on see, et kaugseire on adekvaatne seisundi jäädvustamise vahend tulevaste aastate ja seireperioodide jaoks. Võimaluste korral võiks koguda infot nii kevadel, suvel kui talvel, nii Maa-ameti lennukiga kui 5-20m lahutusega skänneritega satelliitidelt. Kui seiramise arusaamad arenevad, tekivad küsitavused või paranevad analüütilised oskused, siis selleks on vaja adekvaatset informatsiooni ajaloost ja hetkeseisust. Kui hetkeseisu ei jäädvusta, siis tulevikus ei ole koosluste seisundit millegagi võrrelda. Saan aru, et hetkel kaugseireliste andmete kogumise idee ei pruugi olla selge eesmärgiga, aga tulevikus ollakse selle üle väga tänulikud.

Aga neist andmetest on kasu ka tänapäeval. Lihtsaim kasulik info on negatiivsete muutuste avastamine – kaugseire piltidelt saaks 3-5 aasta lõikes leida mitteametlikult raiutud metsi või märkimisväärselt muutunud välimusega Natura2000 alasid. Selleks on vaja ette anda Natura2000 alade areaalid ja arvutada kaugseireliste vaatlusväärtuste muutus.

Lihtsaim positiivne abi oleks kaugseirelistelt materjalidelt Natura2000 elupaikade alade homogeensuse ja piiride hindamine.

Keerukama positiivse abina oleks ka metsaregistri, Natura2000 inventuuride ja kaugseireliste andmete analüüsiga saadav potentsiaalsete alade määratlemine, mida saaks siis kontrollida inventuurida välitöödel. Siin saab abiks kasutada ka olemasolevat Natura2000 alade inventuure ja tulevikus ka eriseire andmeid. Kui meetoodika on juba toimima saadud, võib loota, et edaspidi saab juba inventuuri/kaardistamist tegema minnes kaasa anda juba potentsiaalse elupaigatüübi piiri ja seisundi eelhindangu. Kaardistaja lähtub siis pakutud piirjoontest ja vaid täpsustab seda koos seisundi kirjeldamisega. Siinkohal olgu täheldatud, et kohapeal loodusest algatatud piiride määratlemise on metsakoosluste puhul eriti raske (nagu on senine kogemus elupaigatüüpide kaardistamine näidanud), on suur oht subjektiivsusele ja nõ vaatlusvigadele ning hilisemal kaardimaterjali analüüsil ilmnunud küsitavuste/lisandumiste hinnangu andmine tähendaks uuesti metsa minekut.

Kaugseireliste meetodite parandamiseks ei pea aga palju kulutusi tegema. Enamus tehnilisi vahendeid on juba Maa-ametil või piirivalvel olemas. Siin saaks kasutada vabasid „eurorahasid”, et lasta neil teha looduskoosluste seire edendamiseks üle-eestilisi korduslende nii varakevadel kui ka kesksuvel, kasutades nii nähtava valguse kanaleid kui ka lähiinfrapunast (NIR) kanalit. Metsade jt puiskoosluste puhul on just tähtis kaks lendu: varakevadine annab infot alusmetsa ja teise rinde seisundi kohta, suvine esimese rinde kohta. Kui on vabu euro-ressursse, siis oleks vaja muretseda ka spetsiaalsed NDVI-skännerid, mis lihtsustaks veelgi kaugseirelist analüüsi. Struktuurilt väga heterogeensete elupaikade kaardistamisel ja seirel oleks palju abi ka LIDAR-tüüpi laserskännerist (olemas Maa-ametil ja/või piirivalvel ja vist ka TÜ mereinstituudil), mis võimaldaks adekvaatselt hinnata poolavatud koosluste vertikaalset struktuuri ja sellest ka piirjooni. Maa-ameti esimesed katsetused LIDAR’iga said hiljuti kättesaadavaks. Siiski vajaks see andmestik nüüd spetsiaalset analüüsi, et kui hea hinnangu annavad need mõõtmised taimestruktuuri kohta, või et kas oleks vaja tihedamat punktutihedust. Kavatsen seda ise lähiajal katsetada. Samal teemal arendavad mõtteid ka Tõravere Observatooriumi uurijad.

Mitmete elupaigatüüpide piiride ja ka lokaalse seisundi hindamisel on tähtis teada nende ajaloolisi piire ja ajaloolist seisundit. Selleks on suureks abiks Maa-ameti arhiivis olevad vanad aerofotod ja interpreteeritud kaardimaterjal. Hetkel on selle kasutamine väga raskendatud ning sõltub üksikuurija individuaalsest aktiivsusest. Arvestades viimseid arengud interneti-põhistel teenustel ja tegelikult suur ohtu nende vanade fotode mahakandmisel, siis

oleks väga mõistlik tellida nende vanade fotomaterjalide skaneerimist ja sidumist GIS-süsteemidega. Need materjalid saaks teha lihtsast kättesaadavaks Maa-ameti pakutava WMS-teenuse kaudu.

Lühidalt: Potentsiaalsete elupaigatüüpide piiride määratlemise aluseks võiks olla:

- Natura2000 elupaigatüüpide kaardikiht andmebaasiga.
- Metsaregistri andmebaas (kaardikiht).
- Ajaloolised kaardid ja aerofotod. Esimesed on Maa-ameti Xgis rakendusena olemas, aga oleks vaja ka WMS-teenusena. Ajaloolised aerofotod (eelkõige 1950.ndate lend) tuleks skaneerida piisavalt kõrge lahutusega ja teha samamoodi avalikult kättesaadavaks WMS-teenusena (vajalik seirajale ja inventeerijale) ja Xgis süsteemis (vajalik tavakasutajast maaomanikule).
- Kaugseire-metoodikatega genereeritud kaardikihid (tuleks alles tellida).
- Kvaliteetsed tänapäevased kevadised ja kesksuvised satelliitfotod (Color & NIR, CIR) (Maa-ameti lennukil on osa kaameraid olemas või on vaja lisada spetsiaalne NIR-sensor, aga on olemas ka spetsiaalsed NDVI kaamerad).
- Vähemalt 5130, 6530, 9070 puhul on väärt LIDAR-skaneerimine lennukitelt struktuuri hindamiseks (Maa-ametil on üks laser olemas). See annaks kiiret suurepinnalist infot uuritavate alade vertikaalse struktuurijaotuse kohta ja võiks anda infot ka piiride määratlemiseks.

Edasine arendustöö

- Natura2000 elupaikade kihi andmebaasi struktuuri ja väärtuste korrastamine ja täiendamine.
- Natura2000 elupaikade kihi jagamine eraldiste skaalas homogeenseteks üksusteks, mis võiks vastata skaalale, milles tõenäoliselt toimubki koosluste reaalne dünaamika
- Natura2000 elupaikade kihi elupaigalaikude kontrollimisel ja korrigeerimisel peab säilitama eraldi infona hävinud elupaigalaigud (soovitavalt koos aastaga) ja eelnevalt ekslikult määratletud elupaigalaigud vastava märkega. See on oluline pindalaliste muutuste hindamiseks hilisemal eriseirel.
- Paali kasvukoha-klassifikatsioonisüsteemile numbrilisele koodistikule 3-tähealiste lühendite loomine, mis on kasutajale ja seirajale paremini hoomatavad ja seeläbi aitavad vältida märkimise ja sisestamise vigu. Näiteks võiks metsad kodeerida M+Metsakorralduses (KKmin 2006) kasutatav lühikood (MMS, MND jne), rohumaa oleks siis R+ või N+, sood ja rabad S+ jne.
- Vanade kaartide ja kaugseireliste fotode (aero- ja satelliitfotode) digitaalse arhiivi loomine ja kättesaadavaks tegemine, soovitavalt WMS-teenusena. Selleks võib ülesse ehitada eraldi Maa-ameti/ITK ühise ajalooliste materjalide WMS-serveri.
- Maa-ameti lennuki ja skännerite abil test-fotode tegemine kontrollitud seisundiga aladest.
- Maa-ameti LIDAR-metoodika katsetamine puiskarjamaade, puisniitude, põõsastike, kadastike, rannaniitude ja ka metsade struktuuri seiramiseks. Esmane hulk vaatlusi on muudetud ka kättesaadavaks (http://www.maaamet.ee/index.php?lang_id=1&menu_id=7&page_id=540&lang_id=1).
- Uute kaugseireliste vahendite ja metoodikate katsetamine (lisades lähi-infrapunase laineala või NDVI kaardikihid) ning 5-10(20)m lahtusega satelliitpiltide tellimine ja töötlemine koosluste äratundmise eesmärgil. See on eelkõige vajalik pindalaliste hinnangute parandamiseks, aga ka analüütiliseks lähenemiseks lähitulevikus. Mitmes riigis on alustatud riikliku kaugseireliste materjalide kollektsoonide loomist, sest mitmed välismaised arhiivid on muutunud vabaks või oluliselt langetanud hinda. Ühtlane materjalide sidumine Eesti kaardisüsteemi (L-Est projektsiooni jne) ja kättesaadavuse tsentraliseerimine vähendaks üldiseid kulusid ja tõstaks tööde kuluefektiivsust. Hetkel teeb seda iga projekt üksinda ja paralleelselt.
- Koosluste seisundi hindamiseks seirel oleks vaja võrdluste aluseks referents-koosluste kirjeldusi. Selleks on vaja defineerida ajaloolise ja tänapäevase materjali või tehtavate kirjelduste põhjal koosluste loodusväärtuslikult ideaalse seisundi kirjed. Neid saaks hilisemal analüüsil kasutada kui reeperpunkte seirataivate koosluste seisundi hindamisel ja ekspertide arusaamade skaleerimisel.
- Metoodika katsetus valimi moodustamiseks ja ankeedi katsetamine suvistel välitöödel.
- Koostöös SMI meeskonnaga Metsakaitse- ja Metsauenduskeskusest kalibreerida näitude analüüsi ja esitust.
- Metsade elupaigatüüpide ja eelkõige kasvukohatüüpide klassifikatsioonide ühildamise metoodikate arendamine.
- Rohumaade ja teiste poollooduslike koosluste seire algmaterjali loomiseks võiks koondada kokku ja püüda ühendada erinevad andmebaasid, nagu KKmin'i elupaikade kiht, PKÜ, ELF'i jt korraldatud niiduinventuurid, ja ajaloolised aerofoto- ja kaardimaterjalid. Mingi alguse on teinud T. Kukk ja M. Sammul (2006) ja ITK EELISE andmebaas, aga hetkel ei ole need kogumid efektiivselt toimivad.

Viited

- Adermann V. (koost.) 2008. Eesti metsad 2007. Tallinn. Ketsakaitse- ja Metsauuenduskeskus.
- KKmin 2006. Metsa korraldamise juhend ja selle lisad- Keskkonnaministri 14. detsembri 2006. a määrus nr 77 (<http://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=12763813>)
- Klein, L. 2000. Eesti looduse mitmekesisuse riiklik seire. 1994-1998. Eesti Vabariigi Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. Tallinn.
- Kukk, T. & Sammul, M. 2006. Loodusdirektiivi poollooduslikud kooslused ja nende pindala Eestis. – ELUS aastaraamat 84: 114-158.
- Liira, J. & Kohv, K. 2004. Erineva majandamisrežiimiga metsade bioloogilise mitmekesisuse seire meetodika väljatöötamine. Keskkonnaministeeriumi raport.
- Paal, J. 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Teine, parandatud ja täiendatud trükk. Eesti Keskkonnaministeerium, Auratrükk, Tallinn.
- Palo, A. 2000. Haruldaste ja ohustatud taimekoosluste seire. Eesti looduse mitmekesisuse riiklik seire 1994-1998. EV Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. Tallinn. 31-39.
- Palo, A., Abner, O., Kalamees, R., Ploompuu, T., Roosalu, E., Truus, L., Vellak, K. 2005. Natura 2000 elupaikade seire integreerimine looduse mitmekesisuse seire taimekoosluste seire alamprogrammi. – Frey, T. (toim). Eesti XV Ökoloogiapäev, 22.aprill 2005. Natura 2000 Eestis. Tartu. 25-35.
- SMI 2008. Statistilise metsainventeerimise välitööde juhend. Metsakaitse- ja Metsakorralduskeskus. Tallinn.
- Zobel, K. 2003. Botaaniline komponent bioloogilise mitmekesisuse seires: parameetrite, meetodika ja vajalike taksonoomiliste uuringute taseme analüüs. Keskkonnaministeeriumi raport. Tartu.

Lisad

Liira 2009 Metsaelupaikade seire

Lisa 1. Metsade Natura2000 elupaigatüüpide ja Lõhmuse/Paali kasvukohatüüpide kodeerimistabel, mille alusel sai Metsaregistri andmebaasi kirjed klassifitseeritud potentsiaalseteks elupaigatüüpideks, mis baseerub Paal (2007) interpretatsioonil. Tärniga on tähtisatud kõik võimalikud väärtused. Halli taustaga või küsimärgiga on tähistatud need metsa kooslustüübid, mida Metsaregistrist ei ole võimalik leida või mille kohta ei ole Metsaregistris infot.

Natura2000 elupaigatüüp	Tüübirühm	KKT nimistu (Lõhmus + Paal)	Peapuuliigid	Lisatunnused
2180	nõmme	SM, KN PH	kõik kõik	luidetel luidetel
9010	loo nõmme palu laane sürja salu soovik rabastuv ?	LL, KL, LU SM, KN PH, MS JK Kassikäpa, Maasika, Sarapuu SL, ND, va Kuukressi SJ, AN, Sinihelmika (TR, OS, TA) KR, SN ?	MA, KS, HB kõik kõik kõik KS KS, MA MA kõik KU >110 a	va KU ja va LL raadamata põlendik
9020	loo salu soovik	LL, KL, LU SL, ND, va Kuukressi SJ, AN, Sinihelmika (TR, OS, TA)	laialehelised laialehelised laialehelised	 va lammi
9050	loo salu soovik	LL, KL, LU SL, ND, va Kuukressi SJ, AN, Sinihelmika (TR, OS, TA)	KU KU KU	rohundirikas rohundirikas rohundirikas
9060	sürja	Kassikäpa, Maasika, Sarapuu	MA, KU	
5130	loo	LL, KL, LU	KD	kadastik
6530				puisniidud
9070	loo looniit paluniit sürjaniit pärisarv lamm soovik	LL, KL, LU LL, KL, LU PH, MS Kassikäpa, Maasika, Sarapuu ? ? SJ, AN, Sinihelmika (TR, OS, TA)	kõik	hõre mets või põõsastik niit hõredate puudega niit hõredate puudega niit hõredate puudega niit hõredate puudega niit hõredate puudega niit hõredate puudega
9080	soovik lodu	SJ, AN, Sinihelmika (TR, OS, TA) LD (Soovõha) MD	KS HB kõik kõik lehtpuud	va KU ja va LL va lammi
9180		Kuukress	kõik	
91D0		MD SS RB	MA, KU kõik kõik	
91E0		LD (pika tarna lammimets)	LM, SA, KS, KU	lamm (madal osa)
91F0		Humala	laialehelised, LM	lamm (kõrgem osa)

Lisa 2. Metsade seire ankeedi ettepanek (tunnuste nimekiri). Lisakommentaare vastavate indikaatorite olemuse või tasemete kohta saab varasemast indikaatorite aruandest (Liira & Kohv 2004) ja SMI välitööde juhendist.

	Indikaator	Seisund
	Ringikujuline ala elupaigatüübi piires (r=10m, r=20m + lähiümbrus r=20-40m)	
	Vajalik varustus: Kaart/kaardid asukohapunktiga ja potentsiaalse elupaiga eraldise piirjoonega, koordinaadid, ankeet, GPS, Bitterlichi lihtrelaskoop kõrgusmõõtjaga, mullapuur (ca 50cm), fotoaparaat.	
	Ala/Elupaiga üldkirjeldus (r=20m)	
1	Maakond	
2	Vald	
3	Ala keskpunkti GPS-koordinaadid (L-EST või WSG-84)	
4	Valimi Natura2000 elupaigatüüp (ette antud määrang)	
5	Kohapeal hinnatud Natura2000 elupaigatüüp	
6	Kui valimi määratlus (4.) ja hinnatud elupaigatüüp (5.) ei kattu, siis miks?	<ul style="list-style-type: none"> - vale eelmäärang - elupaik hävinud - elupaiga pindala vähenemine - looduslik suktsessioon - taastatud elupaik
+	+ Määratluse hinnangu ebakindlus (märgi vaid kahtluste korral, Näit. eelmääratlust on raske kontrollida elupaiga hävimise tõttu)	
7	Elupaigatüübi erijuht (raadamata...)	
8	... tormikahjustuse ala (0: ei; 1: jah)	
9	... põlendik (0: ei; 1: jah)	
10	... üleujutuse tõttu kahjustatud puurindega ala (0: ei; 1: jah)	
11	Valimi kasvukohatüüp (Paali järgi) (ette antud); <i>tulevikus tekstiline kood</i>	
12	Kohapealne kasvukohatüübi hinnang (Paali järgi); <i>tulevikus tekstiline kood</i>	
13	Kasvukohatüübirühm, kui ei suuda kkt'd määratleda	
+	Kui valimi määratlus (12.) ja hinnatud kasvukohatüüp (13.) ei kattu, siis miks?	<ul style="list-style-type: none"> - vale eelmäärang - elupaik hävinud - elupaiga pindala vähenemine - looduslik suktsessioon - taastatud elupaik
14	Looduskaitse kuulumine (0; 1 + vt (SMI)kood) (Leitakse kameraalselt)	
15	Omandivorm (0: määratlemata; 1: RMK; 2: muu riigimaa; 3: munitsipaalmaa või eramaa; või SMI süsteemi järgi detailsemalt) - Leitakse valdavalt kameraalselt, võimalusel kontrollitakse kohapeal	
	Maastikulised elemendid ja eripärad (r=20m ja r=20-40m)	
16	Organogeense (O) horisondi tüsedus [cm]	
17	Positiivne pinnavorm (Künka lagi, põndak, möhn, oos, luide, rannavall, jmt) (0; 1: on r=20m; 2: kui ei ole (1), siis kas on lähiümbruses r=20-40m)	
18	Kaldes maapind (nõlv, terrassid, + kaldenurk jmt) (0; 1: kehtib r=20m; 2: kui ei ole (1), siis kas on lähiümbruses r=20-40m)	

Liira 2009 Metsaelupaikade seire

19	Klindialune (0; 1: on r=20m; 2: kui ei ole (1), siis kas on lähiümbruses r=20-40m)	
20	Veekogu kallas või rand (allikas, allikaline pinnas, ajutine oja, väljavool kõrgrabast, lamm jmt) (0; 1: on r=20m; 2: kui ei ole (1), siis kas on lähiümbruses r=20-40m)	
21	Negatiivne pinnavorm (uhtorg, lohk, orupõhi, kõrgendike vaheline org, voolunõva, jmt) (0; 1: on r=20m; 2: kui ei ole (1), siis kas on lähiümbruses r=20-40m)	
22	Pinnavormi erisus ja lisaväärtus (paljanduv aluskivim, liivik, paljand rändrahn, kiviülv, karst jmt) (0; 1: on r=20m; 2: kui ei ole (1), siis kas on lähiümbruses r=20-40m)	
23	Pärandkultuuri objekt (matmispaik, maalinn, kiviaed, kiviraun, kivivare, varemed jmt) (0; 1: on r=20m; 2: kui ei ole (1), siis kas on lähiümbruses r=20-40m)	
24	Teed (0; 1: on r=20m; 2: kui ei ole (1), siis kas on lähiümbruses r=20-40m)	
25	Trassid, sihid (0; 1: on r=20m; 2: kui ei ole (1), siis kas on lähiümbruses r=20-40m)	
26	Kraavide olemasolu ja vanus r=20m (0; 1: vana; 2: uus)	
27	Kui kraavid on olemas r=20m, siis kas kraavid toimivad? (0: ei ole v ei toimi; 1: toimivad)	
28	Kraavide olemasolu ja vanus r=20-40m (0; 1: vana; 2: uus) (Kontrollida ka kameraalselt)	
29	Kui kraavid on olemas r=20-40m, siis kas kraavid toimivad? (0: ei ole v ei toimi; 1: toimivad)	
+	+Kommentaar punktidele (17-29) (Ei ole kohustuslik täita)	
30	Metsa ümbritsev valdav mittemets/maakattetüüp (r=20-40m; vt lisa + SMI juhend)	
31	Maastikulised mõõtmised, ühendatus, naabrus (K: ühendus, >10m koridor; N: naabrus; E: ei ole) (r=20-40m; vt lisa + SMI juhend)	
	Seisundi hinnangud ja tegurid (r=20m)	
32	Loodusmets (vt definitsiooni) (0: ei; 1: jah)*	
33	Esinduslikkus (geobotaaniline hinnang) võrreldes kogu levilaga (A: v.hea; B: hea; C: arvestatav; D: väheesinduslik)	
+	+Kommentaar (fakultatiivne)	
34	Koosluse seisund (struktuuri, rinded, liigid säilimine): hinne (I: v.hea; II: hea; III: keskmine(degradeerunud); IV: muutumas teiseks)	
+	+Kommentaar (fakultatiivne)	
35	Metsa majandatus (va olmesurve) (0-majandamata/1-nõrk/2-kesk/3-intensiivne) (sh alumetsa lõikus, ...)	
+	+Kommentaar (fakultatiivne)	- majandamata - norm.majandatud - rikutud eeskirju - kahjustatud maastik
36	sh raied (0; 1: vähene; 2: intensiivne)	
37	sh märgid karjatamisest või niitmise viimaste aastate jooksul (0; 1: nõrk; 2: intensiivne)	
38	sh muu mehh. inimtegevus (0; 1: nõrk; 2: intensiivne)	
+	+Kommentaar (hinnang majandamise mõjust biodiversiteedile, sh kas on ka kuivendamise mõju biodiversiteedile)	
39	Olmesurve (risustamine, külastusjäljed, va metsamajanduslik) (0; 1: harv; 2: märkimisväärne)	

Liira 2009 Metsaelupaikade seire

40	Märgid saastest (õhusaastest, teede kaugmõju) (0 ei ole; 1: olemas)	
41	Looduslikud häiringud ja puistu kahjustused + komm: (vt lisa) (0; 1: harv; 2: märkimisväärne)	
42	sh metsatulekahju jäljed (0: ei ole; 1: on)	
43	sh märgid üleujutusest (0: ei ole; 1: on)	
44	sh tormikahjustus (0: ei ole; 1: on)	
45	sh lumekahjustus sh vaalimine (0: ei ole; 1: on)	
46	sh sõraliste kahjustus puudel (0: ei ole; 1: on)	
47	sh sõraliste tekitatud maapinna kahjustus (0: ei ole; 1: on)	
48	sh kobraste (sh üleujutuse) kahjustus (0: ei ole; 1: on)	
49	sh putukkahjurid (0: ei ole; 1: on)	
50	sh seenkahjustused (0: ei ole; 1: on)	
51	sh teised nimetamata looduslikud häiringud (0: ei ole; 1: on)	
52	Struktuursest mitmekesisusest tagatud funktsioonide säilimine (väljawaade struktuuri säilimisest tulevikus) (I: väga hea; II: hea; III: keskmine või ebasoodne; IV: funktsiooni kaotanud)	
+	+Kommentaar (fakultatiivne)	
53	Kui (33) Esinduslikkus on B,C,D siis: Taastuvus, taastatavus + komm (I: võim. kergesti taastada; II: võimalik; III: raske või võimatu; IV: ei ole mõtet)	
+	+Kommentaar (fakultatiivne)	
54	Üldine hinnang alale elupaigatüübi kaitsmise seisukohast (A: v. kõrge väärtus; B: kõrge väärtus; C: keskmine väärtus; D: ei oma looduskaitselist väärtust)	
+	+Kommentaar (fakultatiivne)	
	Puistu vertikaalse struktuur (r=20m)	
55	Puistu I rinde koosseisuvalem (tabelikujuline) (tabel: koosseisukordaja 0..100%; liik; vanus)	vt lisatabel ankeedi kujunduse jaoks
56	I rinde iga puuliigi keskmine vanus	
57	Puistu liitus	
58	Puistu I rinde valdav kõrgus [m]	
59	Puistu rinnaspindala (lugem Bitterlich'i lihtrelaskoobiga)	
60	II-rinde olemasolu ja üldine tihedus/liitvus (0: puudub; 1: hõre; 2: tihe)	
61	II rinne, peamine liik	
62	II rinne, teised liigid (või kõik liigid, kui peamine liik puudub)*	
63	II rinde valdav kõrgus (0; 1: 25-50%; 2: 51-75% I-rinde kõrgusest)	
64	Järelkasvu olemasolu ja üldine tihedus/katvus (0: puudub; 1: hõre; 2: tihe)	
65	Järelkasvu peamine liik	
66	Järelkasvu teised liigid (või kõik liigid, kui peamine liik puudub)*	
67	Alusmets, põõsarinne (teised puud ja põõsad), olemasolu ja üldine tihedus/katvus (0: puudub; 1: hõre; 2: tihe)	
68	Alusmetsa ja põõsarinde, peamine liik	
69	Alusmetsa ja põõsarinde, teised liigid (või kõik liigid, kui peamine liik puudub)*	
70	Alusmetsa, põõsarinde kõrgus [m]	
71	Värsked kännud (0: puuduvad; 1 - on)	
72	Vanad (>5a) kännud (0: puuduvad; 1 - on)	
	Puistu struktuursed eripärad (struktuurielemendid) (r=20m)	

Liira 2009 Metsaelupaikade seire

73	Häilud (0: ei ole; 1: on)*	
74	Bioloogiliselt vanad puud (puuliigid => mitu liiki)	
75	Sügavakorbalsed puud (0: ei ole; 1: on)*	
76	Vegetatiivsed/mitmetüvelised puud (0: ei ole; 1: on)*	
77	Hästiarenenud tugijuured (0: ei ole; 1: on)*	
78	Bioloogiliselt vanad sarapuud (0: ei ole; 1: on)	
79	Surnud puit:	
80	- kuivanud jalalseisev puu (rinnasdiameeter ≥ 15 cm) (0: ei ole; 1: on)	
81	- puutüükad (0: ei ole; 1: on)	
82	- vähelagunenud murdunud või lamapuud (diameeter 15-25 cm) (0: ei ole; 1: on)	
83	- vähelagunenud murdunud või lamapuud (diameeter ≥ 25 cm) (0: ei ole; 1: on)	
84	- lamavad kõdupuud (diameeter 15-25 cm) (0: ei ole; 1: on)	
85	- lamavad kõdupuud (diameeter ≥ 25 cm) (0: ei ole; 1: on)	
	Bioloogilise mitmekesisuse indikaatorid (r=10m)	
86	Pikad rippuva pöössamblikud (habeja kasvuvormiga) (0: ei ole; 1: on)	
87	Torikseened (seened püsiviljakehadega) (0: ei ole; 1: on)	
88	Sammaldunud lamapuit (pikkus >1m, d>15cm) (0: ei ole; 1: on)	
89	Õõnsused ja augud puutüvedes (0: ei ole; 1: on)	
90	Putukate väljumisavad tüvedes, D > 5mm avad (0: ei ole; 1: on)	
91	Epifüütsed suured lehtsamblikud (puude tüvedel ja jalamitel) (0: ei ole; 1: on)	
92	Sulgjas õhik (<i>Neckera pennata</i>) (0: ei ole; 1: on)*	
93	Graminoidide osakaal rohurinde üldises katvuses (0: RR-puudub; 1: 0...5%, 2: 5-25%, 3: 25-50%, 4: 50-75%, 5: 75-100%) NB! % Rohurinde üldkatvusest!	
+	+ Lisakommentaariid ja märkused, liigileiud jmt (fakultatiivne)	
+	Puisniitude ja teiste liigirikkuse lisaväärtustega (pool)avatud koosluste puhul võiks registreerida rohurinde liigilise koosseisu ohtrusega (3-pallilise ohtrusskaala) vastava raadiuspinna piires	vt põhiosa Niiduseirest
	Lisad	
+	Iseloomulikud fotod alast (fakultatiivne)	1...3

Tunnuste 55 ja 56 vaatlustabel

Koosseisukordaja	Puuliik	Vanus

Liisa 3. Mõnede indikaatorite seletusi SMI (2008) juhendist või täiendusi sellele.

4. & 5. Natura2000 elupaigatüüp

Registreeritavad EL Natura2000 „Loodusdirektiivi“ elupaigatüübi koodid:

- 2180 – metsastunud luided (kuni 10 km mere- või Peipsi põhjarannast),
- 5130 – kadastik (nõmm või loopealne, liitus > 30%, minimaalne kõrgus 1,5 m),
- 6530 – puisniit (regulaarselt niidetav),
- 9010 – vana loodusmets ehk läänetaiga (– üldtüüp; sh põlendik, tormimurd),
- 9020 – vana laialehine salumets (laialehised liigid moodustavad > 50%),
- 9050 – rohunditerikas kuusik (KU enamuspuuliigiks),
- 9060 – okasmets moreenkõrgendikul (okaspuu puht- ja segapuistud mõhnade, voorte, ooside lagedel ja nõlvadel),
- 9070 – puiskarjamaa (– rohukamar on tekkinud aktiivse karjatamise tagajärjel),
- 9080 – soostuv ja soo-lehtmets (sh mänd enamuspuuliigina),
- 9180 – rusukallete ja jäärakute mets (laialehine mets klindi rusukaldel ja -vallil),
- 91D0 – siirdesoo- ja rabamets (sh. vähetootlik mets kõrgusega > 4 m),
- 91E0 – lammi-lodumets (– üleujutatavad lammid),
- 91F0 – laialehine lammimets kaldavallidel.

11. & 12. Kasvukohatüüp

Paal 2001/2007 järgi või tulevikus tekstiline kood

14. Looduskaitsealine kuuluvus

Koodid:

- E – ei kuulu looduskaitse alla (vaikimisi väärtus), 103...299 – kaitsereežiimi kood,
 - J – kuulub kaitse alla, režiimi kood vajab (kameraalselt) täpsustamist.
- Kood “J” asendab kaitsereežiimi koodarvu, kasutatakse juhul, kui välitöö käigus pole mingil põhjusel võimalik kaitse põhjust määrata. Koodidega 199 ja 299 tähistatakse põhjust, millel puudub omaette kood (= muu põhjus).
- Loodusobjektide kaitsereežiimi koodid:
- 103 – kaitseala hoiumets (ajutine või kinnitamata eeskirjaga kaitseala, va. Natura2000),
 - 110 – metsise mänguala (=hoiuala, püsielupaik),
 - 113 – I kategooria kaitstavate loomade (lindude) elukoht (=hoiuala, püsielupaik),
 - 114 – I kategooria kaitstavate taimede ala,
 - 116 – I kategooria kaitstavate seente või samblike ala,
 - 119 – vääriselupaik (VEP),
 - 130 – loodusreservaat (=kaitseala),
 - 131 – sihtkaitsevööndi hoiumets (looduslik SKV =kaitseala),
 - 132 – sihtkaitsevööndi hoiumets (hooldatav SKV =kaitseala),
 - 141 – EMKAV range režiimiga ala (metsakaitsealade võrgustik =kaitseala),
 - 150 – hoiuala,
 - 180 – looduskaitse üksikobjekt (+ kaitsetsoon) hoiumetsas,
 - 199 – liigitamatud põhjused (hoiumets),
 - 203 – kaitseala kaitsemets (ajutine või kinnitamata eeskirjaga kaitseala, va. Natura2000),
 - 205 – veekaitsevöönd (=ranna või kalda piiranguvöönd),

24. Tee

Igasuguse kattega teede esinemine proovitükil, sh ka pinnaskatttega

25. Trass, siht

Trasside (sh elektriliinide sihtide) laiusega > kui küpse metsa kõrgus esinemine

30. Metsa ümbritsev valdav mittemets

Selleks on valitsev maakategooria 0,5 ha suurusel alal ehk 20-40 m raadiuses proovitüki tsentrist, mis ei ole mets. Maastikuliseid joonelemente välja arvatud kattega teed, võetakse arvesse alates laiusest 6m.

Maakategooriad:

M - Mets

MM- Metsata metsamaa

MV - Vähetootlik mets. Võib olla põõsastik (P), looduslik rohumaa (RM), soo (S) või kasutuskõlbmatu mineraalmaa (KK), mis ÜRO FRA 2005 definitsiooni järgi loetakse metsaks.

OW - Muu puittaimedega maa. Võib olla põõsastik (P), looduslik rohumaa (RM), soo (S) või kasutuskõlbmatu mineraalmaa (KK), kuid ÜRO FRA 2005 definitsiooni järgi on ala other wooded land (OWL).

P - Põõsastik

PM - Haritav maa

RM - Looduslik rohumaa

S - Soo

SV - Sisevesi

A - Asustusala

K - Karjäärid

T - Tee ja raudtee. Teed laiusega üle 3 m

TR - Trass. Mistahes ribakontuur. Siia kuuluvad sihid, kraavitrassid, õhuliinid, torujuhtmed jms. laiusega üle 3 m, mida piirab metsamaa või metsamaa ja kraav ning mis pole mõeldud metsa kasvatamiseks.

KK - Kasutamiskõlbmatu mineraalmaa

Y - Muud maad

31. Maastikulised mõõtmed, ühendatus, naabus

Metsaeraldiste ühendatus ja 200 m raadiuses asuva naabermetsa olemasolu registreeritakse:

K – metsaeraldised on ühendatud (st metsakoridoride olemasolu laiusega vähemalt 10 m proovitükilt metsani),

N – metsakoridorid puuduvad, kuid naabruses, so kuni 200 m kaugusel proovitükist on mets olemas, nimetada naabruse maakategooria

E – antud proovitükist 200 m raadiuses mets puudub.

NB! Mets, sh metsakoridori mets antud tähenduses on maakategooria Mets pindalaga üle 0,5 ha alates latimetsa arenguklassist.

Maastikulisi joonelemente koridori katkestava maakategooriana võetakse arvesse alates laiusest 6 m.

32. Loodusmets

Loodusmets peab vastama järgmistele kriteeriumidele:

* puistu on eriliigiline ja erivanuseline; põhipuuliikide iga erineb vähemalt 2

* vanuseklassi ulatuses (lehtpuu – 20, okaspuu – 40 aastat) või suhteliselt ühevanuselise puistu puhul peab I rinde okaspuude keskmine vanus ületama 100, lehtpuude vanus 80 aastat;

* vana metsa häiludes või omaette rindes kasvab noori puid;

* lamapuid ja surnult seisvaid puid on vähemalt 5% kasvavate puude arvust; tugevasti kõdunenud lamatüved (kaetud sammalde või muu alustaimestikuga) moodustavad kas 1/3

kõigist lamatüvedest või leidub neid proportsionaalselt keskmiselt kõdunenutega või moodustavad keskmiselt kõdunenud tüved vähemalt 50% kõigist lamatüvedest;

* raiejälgi pole võimalik tuvastada või on tegemist olnud üksikpuude (valik)raiega, mis ei ole mõjutanud puistu liigilist koosseisu (erand: tegemist on eelmise metsapõlvkonna lageraiega, kuid praeguse I rinde vanus on vähemalt 100 (lehtpuud) või 120 (okaspuud) aastat);

Erandina võib lugeda loodusmetsaks:

- a) üheliigilisi RB, SS, SN, SM ja KN kasvukohaüübi puustuid, kuid kindlasti peab olema täidetud erivanuselisuse ja surnud puidu nõue;
- b) põlengu- ja tormialade metsamaa, kui häiring toimus põlis- või loodusmetsas ning ei ole toimunud häiringujärgset sanitaarraiet;
- c) põlengu või tuulekahjustuse tagajärjel hävinenud ja koristamata nooremad metsad, alates latimetsast.

(FRA 2005 järgi on mets: maatükk pindalaga 0,5 ha ja enam, puudega üle 5 m ja võrastiku liitusega enam kui 10%, või puudega, mis on võimelised vastama neile)

Looduslikud häiringud ja puistu kahjustused

41-51. Häiringute liik (SMI analoog) ja 35-40. inimtekkelised kahjustused (ankeedis lühendatult):

- 1 – tuli
- 2 – üleujutus
- 3 – tormikahjustus
- 5 – lumi (vaalimine)
- 6 – külmakahjustus
- 7 – põuakahjustus
- 9 – keskkonnakahjustus
- 10 – sõralised
- 14 – kobras (üleujutus)
- 19 – putukkahjurid
- 40 – juurepess
- 41 – männitaelik
- 42 – külmaseen
- 43 – männi koorepõletik
- 44 – haavataelik
- 45 – tüvevähid
- 47 – võrsevähk
- 50 – teised kahjustused
- 52 – raie-inimtegevus
- 53 – muu mehh. inimtegevus
- 54 – saastekahjustus

55., 61., 65., 66., 68. & 69. Puuliikide koodid

MA – mänd

KU – kuusk

LH – lehiseliigid

SD – seedermand

NU – nululiigid

TS – ebatsuuga

TO – teised okaspuud

TA – tamm

SA – saar

VA – vaher

JA – jalakas

KP – künnapuu

KS – aru- ja sookask

HB – haab

LM – sanglepp

LV – hall lepp

PN – pärn (liigid)

PP – papliliigid

RE – puukujulised pajuliigid

TM – toomingas

SP – sarapuu

PI – pihlakas

OP – õunapuu

TL – teised lehtpuud

Märkus. Puuliigi koodid MA, KU, TA, SA, VA, JA, KP, HB, TM, SP, PI, OP tähistavad kodumaiseid liike, mitte perekondi. Näiteks: MA = Pinus sylvestris, keerdokkiline jt. männi liigid loetakse teiste okaspuude – TO alla, punane tamm ja pensilvaania saar – teiste lehtpuude TL hulka.

55. Koosseisuvalem ja -kordaja

Kooseisuvalem - puistuelemendid ja nende tagavaraprotsendid tagavara kahanemise järjekorras. Koosseisukordaja märgitakse protsentides, määratakse puuliigi tagavara suhtena rinde üldisesse tagavarasse. Noorendike ja vähetootlike metsade kirjeldamisel arvestatakse koosseisukordajad puude arvu omavahelise suhtena.

59. Rinnaspindala

Rinnaspindala märgitakse „G“ mõõtühik m^2/ha , puude rinnakõrguse läbilõikepindalade summa hektaril. Puistu inventeerimisel (takseerimisel) määratakse rinnaspindala üldjuhul Bitterlichi lihtrelaskoobi abil.

68. & 69. Põõsaliikide koodid

KD – kadakas

SP – sarapuu

PM – põõsasmaran

PK – paakspuu

TM – toomingas

PI – pihlakas

PA – põõsakujulised pajud

TY – türnpuu

KL – kuslapuu

KB – kibuvits jt. Roosid

SS – sõstar

LD – leeder

TP – teised põõsaliigid (soovitav kommentaaridesse märkida liiginimed)

73. Häilud

Ühe või enama I-rinde puu väljalangemisel tekkinud I-st ja II-st rinnet läbiv avatud laik koosluses, mille diameeter on vähemalt 1/3 puistu I rinde keskmist kõrgust. Registreeritakse häilu olemasolu seirealal või puutejoonel.

74. Bioloogiliselt vanad puud

Bioloogiliselt vanaks puuks loetakse kõrge ea ja kasvukohatüübile vastava suurusega puud, mis võib ära tunda, kui puu:

a) on metsanduslikus mõistes küpses vanuses ja mitte päris terve, olles näiteks puiduseentest või putukatest kahjustatud või surnud okstega;

b) näib terve, kuid on üle 140- (mänd, kuusk, tamm), 120- (saar, jalakas, künnappuu) või 100-aastane (muud liigid).

75. Sügavakorbalised puud

Sügavakorbaliste tüvedega puude olemasolu puistus. Tavalisemateks liikideks, kellel võiks leida sügavakorbalisi isendeid on mänd, kask, lehis või vana saar.

76. Vegetatiivsed/mitmetüvelised puud

Tüvikult taastunud, karjatamisel kahjustatud või kлонаalselt levinud tüve allosast mitmeharulised puud (LM, PN, LV, aga ka KS jt).

77. Hästiarenenud tugijuured

Väga kasvukohatüübi-speetsiline tunnus; AN, LD jt eripära üleujutustel, aga ka KS's. Vajalik hilisemaks evalveerimiseks.

81. Puutüükad

Puutüükad on defineeritud kui puutüvede seisvad alaosa, mille pikkuseks on 0.5m ... 1/5 I rinde kõrgusest.

82. & 83. Vähelagunenud murdunud või lamapuud

Sh ka elus puu, mille kaldenurk maapinna suhtes on alla 45°, samuti tuuleheitepuu, mis toetub mõnele teisele puule, loetakse lamapuuks.

86. Pikad rippuva põõsassamblikud (habeja kasvuvormiga)

= habe- ja narmassamblikud.

87. Torikseened (seened püsiviljakehadega)

= seened püsiviljakehadega.

88. Sammaldunud lamapuit

= samblaga valdavalt kaetud > 1m pikkuste ja > 15 cm diameetriga lamatüve(osa)de olemasolu.

89. Õõnsused ja augud puutüvedes

Seisvates puudes, nii rähnide poolt tekitatud kui ka suuremad puude kahjustatud kohtadesse laguprotsessi tagajärjel tekkinud avaused.

90. Putukate väljumisavad tüvedes, $D > 5\text{mm}$ avad

= putukate, peamiselt siklaste poolt tekitatud, üle 5 mm läbimõõduga väljumisavade esinemine seisval ja lamapuidul.

91. Epifüütsed suured lehtsamblikud (puude tüvedel ja jalamitel)

Eelkõige kopsusamblik (*Lobaria pulmonaria*) ja kilpsamblikud (*Peltigera*, näit jalami-
kilpsamblik)

ISBN 978-9949-19-288-5