

**Eesti Metsakeskus OÜ**  
**Eesti Põllumajandusülikool**

**Lahemaa Rahvuspargi kaitsekorralduse kava: soovitused lähtuvalt  
ökosüsteemse majandamise kontseptsioonist**

**TARTU 2002**

## SISUKORD

1. SISSEJUHATUS .....	3
2. LAHEMAA RAHVUSPARGIS RAKENDATUD TSONEERIMISPÕHIMÕTTED...	4
3. ÖKOSÜSTEEMSE MAJANDAMISE DEFINITSIOON.....	6
4. METSAÖKOSÜSTEEMIDE MAJANDAMISE PÕHIELEMENDID.....	6
5. METSAKASVATUSLIKUD VÕTTED.....	10
6. PÕHIMÕTTED ÖKOSÜSTEEMIDE MAJANDAMISE KAVA KOOSTA- MISEKS.....	13
6.1 Integreeritud ressursside majandamine.....	13
6.2 Majandamiskava koostamise alused.....	14
6.3 Ökosüsteemide majandamise kava lähteülesande formuleering.....	18
6.4 Ökosüsteemide majandamiskava koostamise põhietapid.....	20
7. METSAÖKOSÜSTEEMIDE LOODUSLIKKUSE TAASTAMINE.....	22
7.1 Looduslikkuse taastamise erinevad astmed.....	22
7.2 Tule mõju metsaökosüsteemidele .....	24
8. LAHEMAA LOODUSLIKE OLUDE ARVESTAMINE MAJANDAMISEL.....	27
8.1 Nõmme- ja palumetsade looduslik häiringurežiim.....	27
8.2 Vajalikud analüüsid ja tunnuste valik.....	29
KASUTATUD KIRJANDUS.....	30

## 1. SISSEJUHATUS

Eestimaa loodus on hindamatu vara meie rahvale. Säästva arengu põhimõtete kohaselt on oluline kasutada loodusvarasid sellises ulatuses, et säiliks selle vara taastumispotentsiaal ja ei halveneks elukeskkond. Loodusvarade kasutamise ulatus sõltub väga suurel määral ühiskonna vajadustes.

Vajadused on aga erinevad ja vajaduse mõõtmine on väga suhteline. Ühiskonnas lepitakse vajaduste üle kokku. Kokkulepe sõltub suurel määral ühiskonna arengu- ja elatustasemest. Arvestada tuleb ka muu maailma arusaamadega heast loodusvarade majandamisest. Seega on ka metsa kasutamisel elatusvahendina tähtsad kaks aspekti: me tarbime metsast saadavaid hüvesid selliselt, et meie elukeskkond ei halveneks ega muutuks meile füüsiliselt kõlbmatuks aga samuti alalhoidliku majandamise teel jätame osa ressursist varuks tulevikus kasutamiseks.

Üha enam väärtustatakse mittepuidulisi hüvesid, mida saadakse metsast. Ühiskonnas on jõutud arusaamisele, et bioloogiline mitmekesisus tagab loodusressursside mitmekülge, säästva ja jätkuva kasutuse. Loodusliku mitmekesisuse kaitse ja taastamine tagavad jätkusuutliku majandamise sellise tähtsa taastuva loodusvara nagu mets osas (Angelstam et al. 2000). Metsaloodusest saadavaid hüvesid kasutavad ka need inimesed, kes loodusressursi majandamisega otseselt kokku ei puutu. Nendelgi inimestel ühiskonnaliikmetena on õigus oma sõna sekka öelda selle üle, kuidas majandada metsa.

Seega on oluliseks komponendiks ressursikasutusel metsa kasutuse, kaitse ja taastumise (taastamise) integreeritud kavandamine. Käesoleva analüüsi eesmärgiks on siduda ökosüsteemse majandamise põhimõtted konkreetse alaga. Nimetatud alana on vaadeldud Lahemaa Rahvusparki ja töös sisalduvad soovitused on abiks kaitsekorralduskava väljatöötamisel.

## **2. LAHEMAA RAHVUSPARGIS RAKENDATUD TSONEERIMISPÕHIMÕTTED**

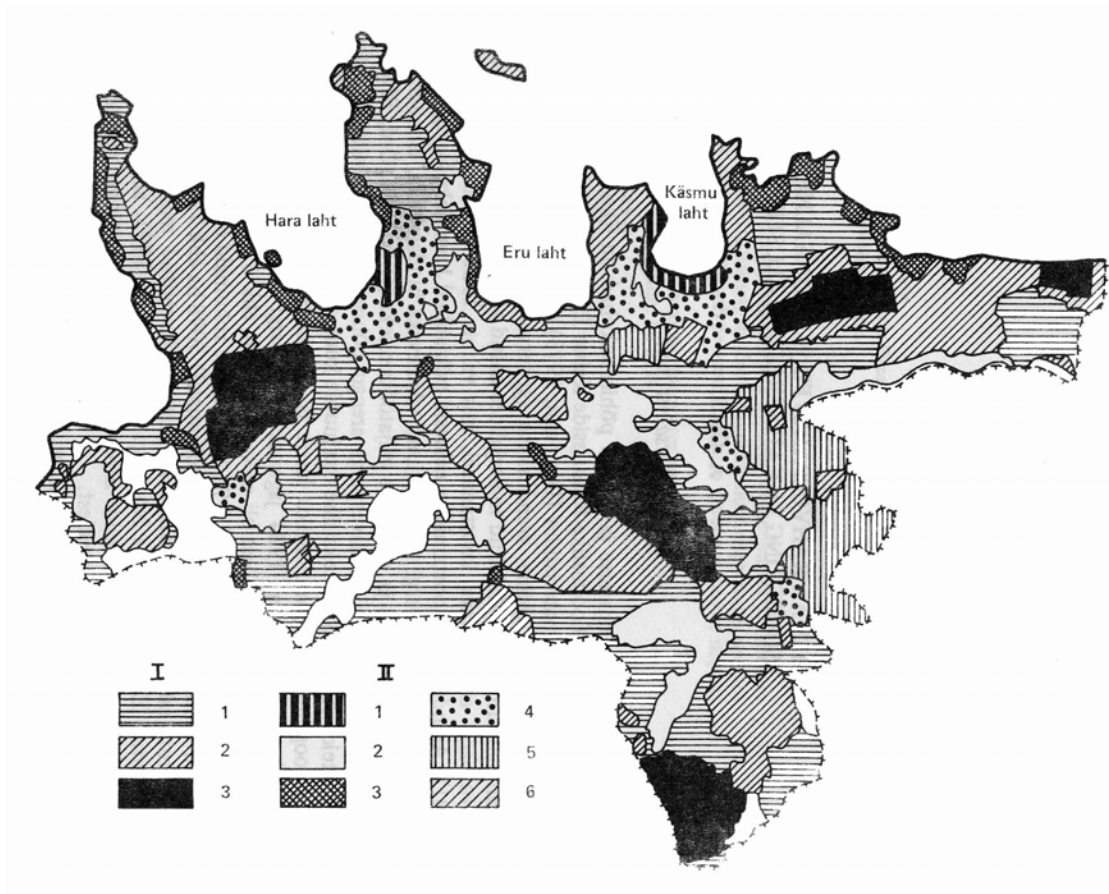
Lahemaa Rahvuspark moodustati 1971 aastal esimese omataolisena tolleaegses Nõukogude Liidus. Algselt oli pindalaks 440 km<sup>2</sup>. Täna on pindalaks 725 km<sup>2</sup>, millest 474 km<sup>2</sup> on maismaad ja 251 km<sup>2</sup> merd.

Varem planeeringud ja tsoneeringud Lahemaa Rahvuspargis on koostatud Eesti Metsainstituudi poolt (Örd, 1988). Ulatuslikud uurimistööd viidi läbi 80-ndate aastate alguses. 80-ndate aastate keskel oli Lahemaa Rahvuspargi 64911 hektarilisest kogupinnast metsamaad 67,1 % (43600 ha). Märkimisväärne oli looduslike rohumaade osakaal 6793 ha ehk 10,5 %. 14,5 % kogupindalast haarasid veekogud, teed, märgalad, liivaalad jm. Tsoneeringust annab ülevaate joonis 1.

Lahemaa Rahvuspargis on eristatud kahte põhilist maastikuüksust: loodus- ja kultuurmaastikku. Loodusmaastik on hõreda asustusega, enam-vähem loodusliku seisundi säilitanud metsarikas maa-ala, kus inimese tegevus puudub või toimub sellisel määral, et see ei kutsu esile olulisi muutusi.

Loodusmaastike osas on varasemalt eraldatud kolme tüüpi kaitserežiimiga alasid: üld- ja erirežiimiga alad ning reservaadid. Üldrežiimiga aladel on olnud lubatud traditsioonilised põllumajanduslikud tegevused ja metsa hooldamisvõtted. Erirežiimiga aladel on läbi viidud ka sihtotstarbelist majandamist. Reservaadid on range kaitserežiimiga alad, kus inimtegevus on minimaalne.

Metsadest domineerivad palumetsade tüübirühma kuuluvad alad – 20,9 % (Kalda 1988). 16,9 % puistutest kuulub laanemetsade tüübirühma ja 8,1 % metsaaladest kuulub nõmmemetsade tüübirühma.



Joonis 1: Lahemaa Rahvusparki tzoneering. I – loodusmaastikud: 1 – üldrežiimiga alad, 2 – erirežiimiga alad, 3 – reservaadid. II – kultuurmaastikud: 1 – alevid, 2 – põllumajandusalad, 3 – ekstensiivse maakasutusega külad, 4 – puhkealad, 5 – majandusmetsad, 6 – erirežiimiga metsad.

Soometsade klassi kuulub ligikaudu 15 % Lahemaa Rahvusparki metsadest. Sellest märkimisväärse osa moodustavad kõdusoometsad (5,1 %), mis näitab küllaltki ulatuslikku inimtegevust loodusliku veerežiimi muutmisel ja metsade majandamisel.

Puuliikidest domineerib harilik mänd (*Pinus sylvestris*), 61,1 % metsade pindalast (23329 ha). Teisel kohal on kuusk (*Picea abies*), 19,4 % (7409 ha). Kaske (*Betula pendula* & *B. pubescens*) on 15,2 % (5794 ha). Märkimisväärne on ka musta lepa (*Alnus glutinosa*) osakaal, 2,2 % (837 ha). Viimane puuliikidest on indikaatoriks liigniisketele muldadele (Uurimused... 1981).

### **3. ÖKOSÜSTEEMSE MAJANDAMISE DEFINITSIOON**

Ökosüsteemide majandamist on defineeritud mitmeti. Mitmese tõlgenduse põhjuseks on erinevad eesmärgid ja ideoloogiad loodusressursside kasutamisel.

Defineerimaks ökosüsteemide majandamise kontseptsiooni tuuakse välja järgmised seisukohad:

1. loodusressursse kasutatakse selliselt, et säilivad esinduslikult hea tervisliku seisundiga, produktiivsed ja stabiilsed ökosüsteemid
2. kõik looduslikud protsessid ja ökosüsteemide omadused on säilitatud
3. toimub pidev ressursikasutus, s.t. osa ressursist ja ressursi taastumispotentsiaal säilivad.

USA föderaalnõukogu on ökosüsteemi majandamist määratlenud kui mitmest ressursikasutust, mis tagab elujõuliste, produktiivsete ja kõrge loodusväärtusega ökosüsteemide esindusliku säilimise.

Ameerika ökoloogiaühik ( <http://www.sdsc.edu/esa/execsum.htm> ) aga seab põhidefinitsioonis esikohale ökosüsteemide koosseisu, struktuuri ja funktsioonide kaitsmist, säilitamist ja nende majandamise säästvat korraldust. Peamised vahendid selleks on selge eesmärgiasetusega majanduskavad.

### **4. METSAÖKOSÜSTEEMIDE MAJANDAMISE PÕHIELEMENDID**

Ökosüsteemide majandamise põhielemendid on järgmised (Ameerika Ökoloogiaühik):

1. Jätkusuutlikkus
2. Eesmärgid (Selgete tegevuste kaudu määratletud eesmärgid)
3. Teaduslikult põhjendatud ökoloogilised mudelid ja arusaamad

4. Seotus ja komplekssus
5. Ökosüsteemide dünaamiline iseloom
6. Taustsüsteem ja mõõtkava
7. Inimene kui osa ökosüsteemist
8. Majandustegevuse kohandamine

Sarnase interpreteering on varasemalt esitanud ka (Christensen 1997).

Üheks ökosüsteemse majandamise aluseks on arusaam, et igasuguste hüvede saamine metsast sõltub ökoloogilistest protsessidest (aineringe, fotosüntees, populatsioonidünaamika jne.). Seetõttu on oluline ökoloogiliste protsesside säilitamine võimalikult loodusliku olukorra lähedasena. Teisisõnu, me ei püüa ökoloogilisi protsesse asendada või tugevalt mõjutada tehnoloogiliste võtetega, selle asemel me püüame neid protsesse ära kasutada.

**Protsesside kiirused looduslikus olukorras on määratud mitmete faktorite poolt. Näiteks aineringe kiirus võib olla määratud üksikute elementide või ühendite biokeemiliste protsessidega. Protsesside iseloomustamiseks ja hindamiseks on meil olemas kvalitatiivsed ja kvantitatiivsed näitajad ja kriteeriumid.**

**1. Jätkusuutlikkus.** Eeldus on ökosüsteemi taastuspotentsiaali säilitamine.

Ökosüsteemne majandamine (ÖM) ei keskendu mitte ainult "hüvede saamisele", vaid pigem tähtsustab ökosüsteemi taastumisvõimet kui eeltingimust.

Üks ÖMi põhimõte on määratleda oodatav toodang antud ökosüsteemi loomuliku arengu, mitte eeldusena. Teisisõnu: majandades ei pöörata tähelepanu mitte ainult sellele, mida loodusest saab võtta, vaid ka sellele, mis sinna alles jääb.

**2. Eesmärgid.** ÖMi eesmärgid iseloomustavad lähemalt tulevikuprotsesse: a) valida süsteemi analüüsiks sobivad tunnused, näitajad ja leida neile sobivad indikaatorliigid; b) teha ökosüsteemide analüüs: hinnata ökosüsteemi struktuuri, dünaamikat ja funktsionaalsust, anda hinnang hetkeseisule; c) määratleda ökosüsteemi soovitavad

seisundid (neid võib olla mitu), lähtudes süsteemi iseloomustavatest näitajatest ja tunnustest; d) tagada ökoloogiline (liigiline) mitmekesisus (e. ökoloogilised protsessid), selle kaitse ja säästlik majandamine (sihtotstarbeline majandamine).

**3. Teaduslikult põhjendatud ökoloogilised mudelid ja arusaamad.** Ökosüsteemide majandamine toetub uuringutele, mis on tehtud eri ökoloogilistel tasemetel. Teadlased ja majandajad lähtuvad küll uusimatest teadmistest ja arusaamadest ökosüsteemi funktsiooni ja majandamise metoodika kohta, kuid on siiski sunnitud tõdema, et need võivad uute kogemuste ja teabe taustal olla ajutised ja muutuvad. Seega peaks majandamise suundi vaatlema kui hüpoteetilisi vahendeid saavutamaks selgelt piiritletud eesmärgid. Selliste hüpoteeside testimiseks peaksid monitooringuprogrammid andma majandajatele ajakohast tagasisidet.

Tänapäeval on tasakaalustatud majandusskeemi otsustusmehhanismi alus ökosüsteemi analüüs ning otsus langetatakse prognoositava tulemuse alusel ning selle tulemi tähenduse ja sobivuse järgi antud süsteemi.

**4. Seotus ja kompleksus.** Ökosüsteemide majandamisel tõdetakse, et bioloogiline mitmekesisus ja struktuurne kompleksus tugevdab ökosüsteemi häiringute vastu ja vajaduse korral võimaldab geneetilisel varamul kohaneda pikaajaliste muutustega. ÖM püüab kasutada loodusrikkusi komplekselt. Tasakaalustatud kasutusplaneering on vahend selle eesmärgi saavutamiseks. Looduskasutuse kasvades tuleb ette ühiskondlikke situatsioone, kus koormus loodusvaradele suureneb. Niisuguses olukorras on oluline planeerida tegevust ja tunda ökosüsteemide dünaamikat. Näiteks kultuurpuistuid kasvatades on esmatähtis võtta arvesse keskkonnamõjusid, et hinnata istandusmetsandusega kaasnevaid muutusi ning ennetada mittesoovitavaid tagajärgi.

**5. Ökosüsteemide dünaamiline iseloom.** Ökosüsteemisel majandamisel arvestatakse ökosüsteemide pideva muutumisega. Tõdedes, et muutused ja evolutsioon on omased elujõulisele ökosüsteemile, välditakse katseid "külmutada" ökosüsteem mingisse kindlasse olekusse või paigutusse. Kiire muutumine ja uudne inimõjude iseloom panevad proovile meie võime majandada ökosüsteeme säästvalt. Joonisel 2 (Vodde et al.



2002) on kujutatud ühte suksessiooniring (metsataimkatte arengut), kus võib näha erinevaid võimalusi puistu arenguks. Loodusliku ehitusega puistu võib jääda pikaks ajaks suhteliselt stabiilseks.

Oluline on pöörata tähelepanu mitmekesisuse kaitse ja majandamise teemadele.

Mitmekesisuse kaitse hõlmab eeskätt protsessikaitset ökosüsteemis. Ökosüsteemide analüüs võimaldabki säilitada ja järgida looduslikke protsesse piisaval määral. See omakorda on intensiivsest majandustegevusest mõjutatud aladel ülitähtis loodusliku mitmekesisuse tasakaalu ja taastumise seisukohalt.

**6. Taustsüsteem ja mõõtkava.** Ökosüsteemi funktsioon kaasab endaga sisendeid, väljundeid, materia ja energia ringluse ning organismide vastastikuse toime. Nende protsesside jälgimiseks ja mõjutamiseks defineerivad teadlased ökosüsteemide piirid lähtuvalt olukorrast. Ühe kindla protsessi jaoks defineeritud piirid ei pruugi sobida teiste uurimiseks – seega nõuab ökosüsteemide majandamine avatud lähenemist. Ökosüsteemi protsessid toimivad kogu aja- ja ruumiskaala ulatuses ning nende kulg igas teatud punktis on väga tugevasti seotud ümbritsevaga. ÖMi mõõtkava ei ole fikseeritud. Mõõtkavu defineerides ning antud mõõtkava iseloomustavaid suurusid ja karakteristikuid kirjeldades tuleb hoolikalt jälgida suuruste ja karakteristikute vastavust mõõtkavale.

**7. Inimene kui osa ökosüsteemist.** Ökosüsteemne majandamine väärtustab inimese aktiivset rolli säästliku majandamise eesmärkide saavutamisel.

ÖM ei püüa ökoloogilisi protsesse asendada või tugevalt mõjutada tehnoloogiliste võtetega, vaid püüab neid protsesse ära kasutada. Selle põhimõtte alus on arusaam, et igasuguste hüvede saamine metsast sõltub ökoloogilistest protsessidest (aineringe, fotosüntees, populatsioonidünaamika jne.). Järelikult on oluline säilitada ökoloogilisi protsesse võimalikult looduslähedastena. Inimtekkelised kooslused on üks osa loodusest ning säilitamiseks nende algupära, nähakse ette kaitse- või vajaduse korral taastusmeetodid.

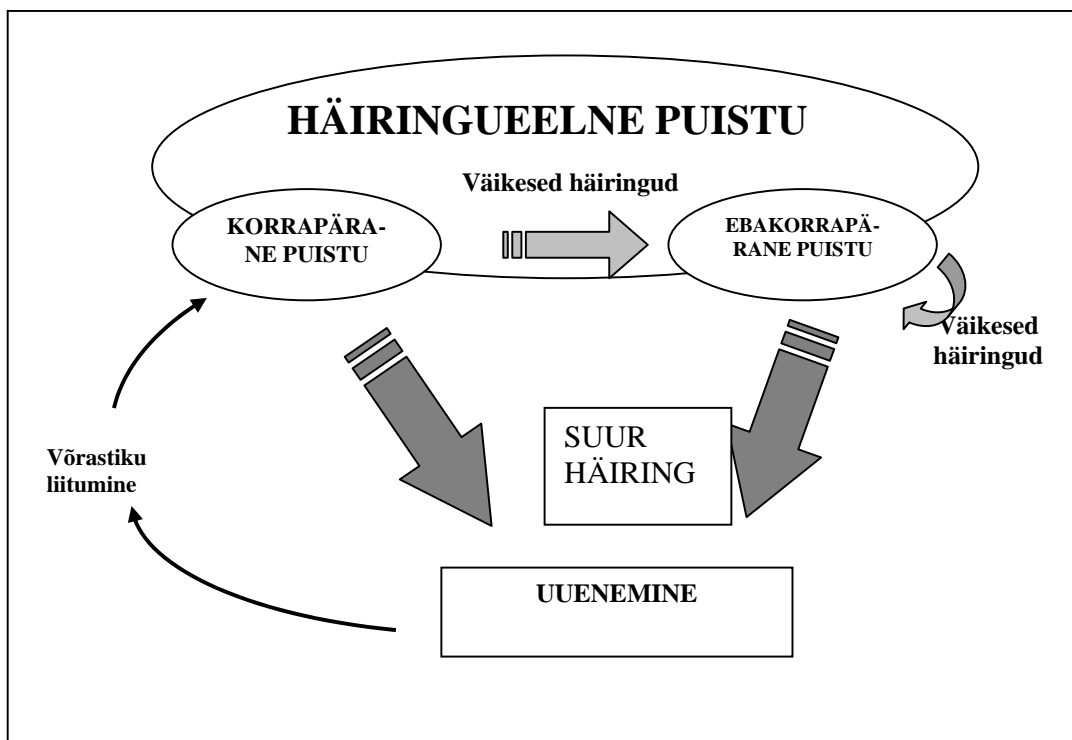
**8. Majandustegevuse kohandamine.** Praegused arusaamad ja ökosüsteemi talitluse paradigmad on esialgsed ja puudulikud ning paratamatult muutuvad.

Majandamisvõimalusi peaks vaatlema hüpoteetiliselt ning kontrollima uurimuste ja monitooringu alusel. ÖMi majandusmudel on kohanev: praktiline majandustegevus mõjutab planeerimist. Majandamise sihid võivad muutuda, need sõltuvad ühiskonna arengust. Paraku tehakse otsuseid metsaökosüsteemi majandamise kohta piiratud informatsiooni alusel ning oht eksida on küllaltki suur. Seetõttu on vajalik tagasiside, et parandada vigu ja langetada õigeid otsuseid. Sellise tagasiside tagab monitooring. Paindlik majandusmudel haarab ka omaniku otsustusi. Omandivormi järgi peab majandusskeem võimaldama mitmekesiseid lahendusi. Mõõtkava, milles toimub planeerimine, on äärmiselt oluline. Vajalik on nii-öelda tugimõõtkava, mille põhjal üldistatakse teiste mõõtkavade töö. Töö eri mõõtkavades on samuti oluline paindlikkuse joon. Teiselt poolt on aga tekitab omanikust lähtuv käsitlus kunstlikke piire ning looduslikud piirid võivad kaotsi minna.

## 5. METSAKASVATUSLIKUD VÕTTED

Äärmiselt vajalikuks tuleb lugeda metsakasvatuslike võtete **ökoloogilist interpretatsiooni**. Metsakasvatuslike võtete peamise mehhanismi võrdlemine looduslike häiringurežiimidega võimaldab planeerida looduslähedase metsade majandamise. Häiringufaktoreid imiteerivad majandusskeemid on kasutusel mitmetes Euroopa maades (Angelstam et al. 2000).

Maastikuaspektid on äärmiselt olulised tasakaalu säilitamisel. Loodusressursside mitmene kasutus tähendab erinevate maastikuelementide kombineerimist ja kasutamist vastavalt **loodusliku regulatsiooni** põhimõtetele. Bioloogilise mitmekesisuse säilitamine on vaadeldav väga erinevates mastaapides, see peab olema käsitletud nii koosluse, ökosüsteemi kui maastiku tasemel.



Joonis 2. Metsade suksessiooniring. Suured häiringud viivad puistu uuenemisele, väikeste häiringute mõjul võib metsakooslus püsida pikka aega suhteliselt muutumatuna (looduslike protsesside kaudu ebakorrapärase ehitusega puistu).

Produktsoonitaseme säilitamine on traditsioonilise metsakasutuse põhiküsimusi. Puiduvarumine on ka tänapäeval metsandusliku ökonomika üks peamisi töövaldkondi. Produktsoonidünaamika ja juurdekasvumudelid on olulised tööriistad majanduskavade koostamisel.

Kaasajal kasutatakse vähe geobotaaniliste uurimuste tulemusi majandustegevuse planeerimisel. Suksessioonitrendid ja suksessiooniline dünaamika peaks olema rohkem kasutatud.

Üheks mehhanismiks, mis säilitab ja taastab looduslikkust majandusrežiimis on n.n. häiringusiirde või säilikelemendi mõju. Häiringusiirdena mõistetakse bioloogilisi objekte, mis võivad kanda taastumisfunktsiooni häiringueelsest kooslusest häiringujärgsesse (Franklin 1997).

Säilikelementidel (võib kasutada ka terminit siirdeelement) on oluline komponent ökosüsteemide majandamise planeerimisel. Näitena võib tuua säilikpuu määratluse: **säilikpuu** on esimese rinde puu, mis jäetakse kasvama pärast uuendusraiet ja mille eluvõime säilib tõenäoliselt antud liigi vähemalt ühe vanuseklassi kestel päras raiet. Säilikpuu ülesandeks (otstarbeks) on mikroklimaatiliste tegurite mõjutamine metsaökosüsteemi taastumist kiirendavas suunas. Sademete, mulla veerežiimi, temperatuuri ja valguse osas on säilikpuudel suur mõju, nimetatud näitajad on säilikpuude olemasolul lähedasemad metsa looduslikule dünaamikale. Säilikpuud võivad olla ka seemnelevile ja loodusliku uuendusele kaasaitajaks (sellisel juhul on tegemist seemnepuudega, mis jäetakse kasvama). Säilikpuude ülesandeks on ka soodsate mikroklimaatiliste tingimuste ja elupaikade loomine teistele organismidele, mille tõttu on suurem ka üldine liigirikkus. Surnud säilikpuud lisavad majandusmetsa surnud seisvat ja lamapuitu moodustades järjepideva nišši ökosüsteemi laguahela organismidele.

Samas on A. Mathiesen (1997) säilikpuu mõiste seostanud ka järgmisse metsapõlve puidu saamise eesmärgil jäetud puid (jämedamõõtmelise sortimendi tootmine).

Metsakasvatustlikult on üheks näiteks säilikpuude ja säilikpuugruppide jätmise. Taoline võtte haakub turberaiete rakendamisega, kus samuti teatav osa puistust säilib.

Majandusmudelid on küllaltki varieeruvad. Omanikukohane majandusmudel on leidnud propageerimist Põhja-Ameerika majanduskontseptsioonides (Franklin 1997). Samas on ka toonitatud majandamist vastavalt kasvukohatüübile (Angelstam et al. 2000). Esmalt võib tunduda, et raieviisid ka Eesti metsades on kohandatud kasvukohatüübile, siiski aga puuduvad sellekohased juhendmaterjalid ja soovitused.

Kuivadel aladel, kus ka tule esinemise tõenäosus on suur võiks rakendada lageraieid seemne- ja säilik puude jätmisega. Tavamajanduses on ette nähtud seemnepuude raiumine pärast oma funktsiooni täitmist. Rakendada võiks ka aegjärkset raiet, kus väljaraie on esimeses järgus tugevam, s.t. imiteeritakse väikese intensiivsusega pinnatuld,

mis hävitab puistu osaliselt. Taolisi võtteid on soovitatud ka kaitsemetsade majandamisjuhistes (Kuuba 2001).

Eesti kasvukohatüüpides, kus looduslik suksessioon kulgeb läbi häiludünaamika, mis on seotud tasakaaluseisundiga (salu- ja laanemetsad) võib lugeda otstarbekaks häil- või veerraiete rakendamist. Samuti on mõeldav kasutada valikraiet (püsimetsanduse põhimõttel).

Erinevaid seisukohti on toodud välja seoses raiejäätmete käsitlemisega. On soovitatud ka raiejäätmeid põletada, kuid seda seisukohta ei saa lugeda põhjendatuks kõikides kasvukohtades. Viljakamatel kasvukohtadel on siiski otstarbekas raiejäätmed ka purustatult või tervelt ülepinnaliselt laiali laotada. Probleeme tekib küll metsakultiveerimisel, kuid ebakorrapärase seadu või osalise kultuuri abil on need lahendatavad.

## **6. PÕHIMÕTTED ÖKOSÜSTEEMIDE MAJANDAMISE KAVA KOOSTAMISEKS**

### **6.1 Integreeritud ressursside majandamine**

Teaduslikult põhjendatud majanduskavad on muutunud meie eesmärgiks loodusvarade kasutamisel. Uurimistöö ja sellel põhinevad analüüsitulemused on aluseks loodusressursi kasutuse planeerimisele.

Funktsionaalse terviklikkuse tagamiseks on vaja õiges mõõtkavas planeerida **õige intensiivsusega kasutusskeem**. Teatav osa ressursist moodustab alati reservi. Ressurssi säilitatakse tulevastele põlvedele mitmesugusel kujul. Ka ajamõõtkava tuleb laiendada usutavate prognooside ja mudelite põhjal.

Hulgaliselt on läbi viidud uurimusi ökosüsteemide dünaamika erinevate aspektide osas. Siiski puuduvad uurimistulemused, mis võimaldaksid hinnata ja prognoosida kompleksset tegurite koosmõju territoriaalsel printsiibil: teisisõnu ökosüsteemide vahelised mõjud on raskesti hinnatavad ja nõuavad reduktsionistliku põhimõtte rakendamise korral väga keerulisi mudeleid.

Modelleerimisel on võimalik lähtuda erinevatest põhimõtetest: reduktsionistlik lähenemine kirjeldab ökosüsteemi põhifunktsioone selle üksikute komponentide kaupa, holistlik lähenemine kirjeldab süsteemi tööd selle terviklikkust iseloomustavate näitajatega. Viimastel aastakümnetel on intensiivistunud töö holistiliste mudelitega. Reduktsionistliku lähenemise puudusteks on vähene üldistustase ja raskused süsteemi kui terviku kirjeldamisel (Jørgensen & Müller 2000).

Maastikuplaneerimisest lähtuvad mitmed erinevad põhimõtted, mis on omavahel seotud ja ei välista üksteist (Angelstam et al. 2000):

- 1) maastikuökoloogia: funktsionaalsel põhimõttel toimuv planeering, kus ohustatud liikidega ja taastatavad alad on kaitstud puhvertsoonidega, luues samuti ökoloogilised koridorid
- 2) loodusmaastiku põhimõte: suurte häiringurežiimide taastamine ja järgimine
- 3) kultuurmaastik: mineviku maakasutusviisid on osaliselt või täielikult lülitatud planeeringusse
- 4) antropogeenne maastik: maastiku kujundus lähtub inimese esteetilistest või teistest kujunduslikest kaalutlustest, mis ei pruugi olla loodusliku iseloomuga.

## **6.2 Majandamiskava koostamise alused**

Maastiku dünaamika on looduslikult enamasti tasakaaluline ja kujutab endast teatud muutusi, mis mahuvad kliimaatiliste tingimuste poolt etteantud piiridesse. Ka looduslikus dünaamikas esineb fluktuatsioone (suuremaid kõrvalekaldeid muutusteprotsessi näitajate keskmistest) ja suuri katastroofe, mis viivad ökosüsteemi uuele arenguteele.

Alljärgnev lähenemine ökosüsteemide majandamisele haarab suurel määral regionaalplaneerimise põhimõtteid mitmel tasandil. Tehismaastiku mosaiigis võib tähendada paljudel juhtudel inimtekkelist korrapära. Vooluveekogude süngide korrigeerimine, põllumajandusmaade korrapärased piirid ja olemasolevad kuivendussüsteemid on osadeks kultuurmaastikes.

Oluliseks etapiks ökosüsteemide majandamise planeerimisel on eesmärkide määratlemine. Eesmärgid seisnevad ühest küljest fikseeritud seisundites mida soovitakse saavutada ja mille saavutamise teed planeeritakse. Teisalt on eesmärgiks ka muutusi kätkev protsess, mis kulgeb meile soovitud (enamasti tasakaaluseisundi) suunas. Sellest tulenevalt on eesmärgiks ka protsesside juhtimine: siin on eesmärki kirjeldavaks näitajaks protsessi suund ja kiirus. Rõhutada tuleb looduslike protsesside ärakasutamist majanduslikes huvides.

Säästva arengu üheks põhimõtteks ja eesmärgiks on jätkuva ressursikasutuse tagamine üle mitmete inimpõlvete. Stabiilsuse ja tasakaalu küsimus eeldab oluliste tunnuste valikut, nende mõõtmist ja analüüsi. Bioloogilise mitmekesisuse säilitamine haarab nii looduslikud kooslused kui väärtuslikud kultuurmaastikud. Bioloogiline mitmekesisus on tähtsaks eesmärgiks ka tulundusmetsades ja põllumajanduses.

Erilisel kohal on looduslähedaste koosluste säilitamine. **Looduslähedased kooslused ja põliskooslused omavad tähtsust loodusliku tasakaalulelemendi ja taastumispotentsiaali säilitajana.** Nimetatud kooslused säilitavad ökosüsteemide taastumispotentsiaali pärast häiringuid ja võimaldavad seda ka vajadusel uurida. Seega on põliskooslustel täita tähtis funktsionaalne roll inimõjudega põimunud ökosüsteemide regulatsioonis. Ökosüsteemide majandamise põhimõtted lähtuvad suurel määral nimetatud funktsionaalsest rollist.

Maakasutuse planeerimine märgitakse esmalt ära kõige üldisemad eesmärgid: põllu- ja metsa protsentuaalne jaotus, metsade puhul erinevate raieviiside kasutus, kaitstavate

alade osakaal. Kasutuse otsuse aluseks on looduslike protsesside detailne analüüs ja inimõju prognoositud tagajärjed ökosüsteemide dünaamikale.

Ökosüsteemide majandamise planeerimise juures tuleb arvestada loodusliku häiringurežiimiga. Häiringute regulatsioon on vaadeldav teatava tõenäosusega, mis on määratav varasemate uurimistööde, monitooringu, ajaloo ja majandusandmete põhjal. Taoliselt on võimalik määrata antud regiooni loodusliku mitmekesisuse teoreetiline tase.

Üheks võimaluseks metsanduse looduslähedasemaks muutmisel on samuti loodusliku häiringumosaiigi ja suktessioonifaaside arvestamine taastumisel pärast häiringuid. Looduslähedase majandusskeemi koostamisel on oluline haarata sellesse looduslikud protsessid või neid matkivad inimtegevused. Siiski võime küsida: kuidas jälgendada sajandi tormi ja millised on selle tagajärjed?

Maastiku dünaamikas sõltub väga palju ka olemasolevast üldisest maakasutusest ja maakasutuse poliitikast. Maastikumustrite ja -mosaiikide kujunemine on suurel määral juhitud majanduslike otsustega. **Majandustegevus peab lähtuma ühiskondliku kokkuleppe tulemusena loodud kriteeriumidest ökosüsteemide mitmekesisuse, looduslikkuse, produktiivsuse ja stabiilsuse osas.**

Looduslähedasema maastikumosaigi kujunemisele metsade osas aitab kaasa ka erinevate raieviiside kombineerimine. Näiteks turberaietega on võimalik saada "sujuv" looduslik uuendus ja väheneb metsaistutuse vajadus. Tulemusena saame looduslikule lähedase struktuuriga puistud. Maastik peab sisaldama erinevates vanuseastmetes metsaalasid. Erinev liigiline koosseis suurendab mitmekesisust. Valikraie viisidega on võimalik jälgendada metsa ebahühtlast suuremist ja väljalangemist ning säilitada loodusliku mitmekesisuse tase.

Metsa kasutamise viis on ka looduskaitse kaitsealadel ja reservaatides. Kaitse puhul peab olema täpselt sätestatud kaitse eesmärk. Kaitse osas on võimalik elimineerida looduslikud



häiringufaktorid, näiteks tuli. Saadav arengutrend võib sellisel juhul olla hoopis ebatüüpiline kooslus, mis pole loomulik antud regioonis.

Kaitsealuste metsade majandamine peab lähtuma nende kaitsekategooriast ja funktsionaalsest kaitseülesandest. Reservaadid ja sihtkaitsevööndid kuuluvad hoiumetsade kategooriasse ning majandustegevust seal ei toimu. Eriliste koosluste puhul tuleb kaitse-eeskirjades ette näha ka mõningaid metsakasvatustlike võtteid, näiteks üksikute puude raiet teede ja radade avamise eesmärgil või teadusliku eksperimendi tarbeks. (Teadustöö on küll ka Metsaseaduses hoiumetsa kasutusviisina ette nähtud). Piiranguvööndi metsad on tavaliselt kaitsemetsa staatuses ja majandamine on lubatud teatud ulatuses.

Planeerimine erinevates mõõtkavades tagab erinevate tasemetega ökoloogiliste protsesside integreerituse otsustamismehhanismi. Väiksemate mõõtkavade jaoks (näiteks puistu tase) tuleb kasutada üldistavaid mudeleid. Näiteks raiestike loodusliku uuenemise korral tuleb arvestada puuliikide üldiste omadustega seemnelevi osas.

Mudelite peamine väärtus seisneb selles, et on võimalik hinnata kvantitatiivselt ühe või teise majanduskeemi rakendamise tulemusi. Saame peamised näitajad juurdekasvu, biomassi ja peamiste abiootiliste mõjutuste osas. Abiootilised näitajad aitavad otsustada elupaikade üle. Haruldaste liikide ökoloogilist nõudlust tundes on võimalik prognoosida nende levikut.

Loodusprotsesside dünaamika tundmine võimaldab koostada **prognoose**, mis on aluseks arengustsenaariumide koostamiseks. Mudelite kasutamine võimaldab määrata eesmärgi saavutamiseks planeeritavad tegevused. Mudeleksperimentide käigus on võimalik anda hinnang erinevatele arengustsenaariumidele ja otsustada tulemuse vastavusest kriteeriumisse kätketud nõudele.

Vajalik on algmaterjal modelleerimiseks ja algolukorra fikseerimine, mis suurel määral võib tuleneda vahetust monitooringust kas läbi geoinfosüsteemi või inventeerimise.

Mullastiku ja käesoleval ajal olemasoleva taimkatte kirjeldused tuleb esitada võimalikult detailselt. Andmed mullastiku (mineraaltoitelemendid), reljeefi, mikrokliima (temperatuur ja valgustus) ja taimkate koosseisu osas lubavad prognoosida suksessiooni: kasvu, liigilise koosseisu muutusi nii kvalitatiivselt kui kvantitatiivselt.

Oluline on hinnata ka globaalsete muutuste mõju ökosüsteemidele. Muutused kliimas (temperatuur, sademetemäär, CO<sub>2</sub> kontsentratsioon atmosfääris) ja saastekoormuses (saasteainete kontsentratsiooni muutused atmosfääris, saasteainete kauglevi) mõjutavad taimkatet: selle liigilist koosseisu, peamisi kasvunäitajaid, uuenemise ja väljalangemise karakteristikuid. Seniste katse- ja vaatlustulemuste analüüs annab aluse ökosüsteemide reaktsiooni prognoosimiseks. Majanduskavade koostamisel on vaja arvestada teaduslikult põhjendatud seostega.

Ökosüsteemide majandamise oluliseks komponendiks on erinevate maastikuelementide kombineerimine ja nende vastasmõjude määramine. Kompleksne majandamine tähendab seda, et ühte konkreetset metsaosa ei majandata eraldi või isoleerituna, alati peab mõistma, mida toob see kaasa kõrvalasuvale alale ja kuidas kõrvalasuv ala seda mõjutab.

Eesti tingimustes nii mandriosas kui saartel on oluline metsasuksessiooni jälgimine ja üldiste arengutrendide kasutamine.

Majandustegevuse tulemuste hindamiseks ja vaadeldava ala seisundi jälgimiseks on vajalik monitooringusüsteem, millesse haaratakse eksperdid ning ekspertteenust ja -tehnoloogiat pakkuvad organisatsioonid.

### **6.3 Ökosüsteemide majandamise kava lähteülesande formuleering**

#### Majanduskava eesmärgi formuleering:

Eesmärgiks on sellise majandustegevuse läbiviimine sellises kasutusrežiimis, mis vastaks säästva arengu põhimõtetele:

- a) osa kõrge loodusväärtusega ressursist jääb kasutusest välja (et tagada selle säilimine), sellele kohaldatakse kaitsereežiim
  - b) kaitsereežiimi osaks on puhveralad, millele koostatakse oma majandusskeem
  - c) tulundusmetsade ja põllumajandusmaade jaoks koostatakse loodussõbralike majandusvõtete kava, mille käigus tutvustatakse alternatiivseid tehnoloogiaid
  - d) taastuvate loodusvarde osas tagatakse stabiilne produktsioonitase
  - e) vastavalt kasutusviisile antakse dokumenteeritud hinnang kasutuse ulatusele ja mahule ning koostatakse majanduskalkulatsioon
  - f) koostatakse kaardimaterjal, mis iseloomustab hetkeolukorda, majanduslikke otsuseid ja sellest tulenevaid prognoose ökosüsteemide seisundile 10 ja 50 aasta perspektiivis
- NB! Eesmärk võib olla määratletud seisundina või protsessina.

Eesmärkide saavutamine toimub läbi tegevuste mis on kätketud ülesannetes.

Lähteülesande tegevuste formuleering:

- 1) valitakse peamised tunnused (kriteeriumid) ja näitajad ökosüsteemide dünaamika analüüsiks
- 2) selgitatakse ja valitakse tunnused (kriteeriumid) loodusväärtuste hindamiseks
- 3) analüüsitakse käesoleva aja maakasutust ja loodusressursside majandamist
- 4) antakse hinnang antud hetke olukorrale maakasutuses lähtuval valitud kriteeriumidest
- 5) määratakse kindlaks seisundid ja protsessid, mida majandamisega püütakse saavutada kasutades peamisi tunnuseid ja näitajaid
- 6) selgitatakse majandustegevuse mõju ja tähtsus (roll) erinevatele seisunditele ja protsessidele
- 7) määratakse kindlaks vastavat seisundit või protsessi tagav **staatuse (kaitsereežiim, raie- ja uuenduse kava jne.)**, mille kaudu majanduslikud otsused ellu rakendatakse
- 8) määratakse erineva staatusega koosluste ulatus
- 9) analüüsi põhjal töötatakse välja tzoneerimise kaart ja tasakaalustatud majanduskava
- 10) koostatakse seisundeid ja protsesse prognoosiv kaart koos majanduse mõju analüüsiga

Majanduskava koostamisel tuleb lähtuda mõistete hierarhiast. Kõige üldisemaks tasemeks on ökosüsteemi **staatust või kaitsereežiimi** määrav nimetus. Staatuse raames defineeritakse peamised majandusotsused.

Teiseks tasandiks on **soovitud seisundi või protsessi** tasand. Soovitud seisundid või protsessid määratletakse kontseptuaalsete mõistetega. Soovitud seisundeid või protsesse võib olla teatava staatusega metsaökosüsteemide osas olla mitu.

Kolmas tasand on tunnuse või kriteeriumi tasand, teatud protsessi iseloomustamiseks võib kasutada mitut tunnust.

Neljas tasand on normi tasand, kus tunnusele määratakse teatav väärtus, mis on meie majandusotsuse alus.

Igal kaitsereežiimil on oma eesmärk. Eesmärgi saavutamiseks on vaja prognoosi, mis realistlikult aitaks hinnata eesmärgile jõudmise tõenäosust ühes või teises olukorras.

## **6.4 Ökosüsteemide majandamiskava koostamise põhietapid**

### **1. Olemasoleva olukorra fikseerimine, andmete kogumine, -töötlus ja analüüs.**

Koondatakse olemasolev kaardimaterjal (metsafond, mullastik, põllumajanduskõlvikud, looduskaitseobjektid, vääriselupaigad) nii digitaalsel kui traditsioonilistel kandjatel. Kasutusele võetakse metsakorralduse materjalid. Vajadusel sooritatakse piiratud mahus välivaatlusi või kontrollinventeerimist, samuti kogutakse olemasolevate mudelite kalibreerimismaterjal. Kasutatakse planeeringualuse ala kohta käivaid satelliitfotosid. Koostatakse ülevaade maakasutuse, põhiliste puistute, metsakasvukohatüüpide, muldade osas.

**Määratletakse peamised ökosüsteemide struktuuri ja omadusi iseloomustavad näitajad, mille alusel toimub mitmekesisuse ja funktsionaalsuse analüüs ning kasutuse planeering.**

### **2. Ökosüsteemide dünaamika analüüs, mis rajaneb:**

a. *Looduslike protsesside teoreetilisel ja empiirilistel mudelitel (häiringusagedus ja -intensiivsus, kasvu ja mitmekesisuse näitajad kooslustes)*

Stsenaariumid mängitakse läbi kontseptuaalsete, originaalsete plokkmudelitega, milles esitatakse erinevad mõjurid. Töö toimub **väikses mõõtkavas** ja eesmärgiks on üldistuste leidmine erinevate kooslusetüüpide dünaamikale. Dünaamiliste plokkmudelite koostamisel kasutatakse olemasolevaid mudeleid neid vajadusel kalibreerides projekti käigus kogutud andmestikuga.

Käesolevas töös kasutatakse mudeleid metsamajanduse praktikast. Kasvufunktsioonid ja kasvukäigutabelid on aluseks puistute kasvukäigu prognoosimisel. Segapuistute puhul kasutatakse käesoleval ajal olemasolevaid individuaalse puu kasvumudeleid. Taimkatte arengu üldised trendid toetuvad geobotaanilistele ja suktsessiooniuringutele Eesti rannikualadel. Probleemaatiliste protsesside (suure juhusliku varieeruvuse või vähese uurituse korral) arendatakse ka uusi mudeleid, näiteks loodusliku uuenemise või väljalangemise prognoosimisel.

Koostatakse kriteeriumid ökosüsteemide mitmekesisuse, produktiivsuse ja stabiilsuse määratlemiseks.

b. *Majandusprognoosidel (raiemahud ja -viisid, turismikoormus ja rajatised jne.).*

Analüüsitakse puistute kasvukäiku, uuenemist ja looduslikku väljalangemist vastavalt metsakasvatustele võtetele. Koostatakse produktioonitrendid. Planeeritakse puhvertsoonid kaitsealadele.

Arvestatakse infrastruktuuri mõjuga ökosüsteemidele, antakse ülevaade logistilistest struktuuridest ja perspektiividest. Iseloomustatakse sotsiaalset struktuuri ja põhilisi arengutendentsi.

### **3. Ökoloogiliselt tasakaalustatud kasutusplaneeringu koostamine.**

Vastavalt ökoloogilistele tingimustele (kasvukohatüüp, hüdroloogiline režiim) koostatakse majandusüksused. Nimetatud majandusüksuste jaotamisel pole aluseks administratiivne jaotumine või senine majandamisviis.

Kaitstavate loodusobjektide funktsionaalse rolli väljaselgitamine ja kasutusplaneeringu määramine lähtuvalt sellest funktsioonist ja soovitud ökosüsteemi seisundist on olulise tähtsusega kasutusplaneeringus.

Vastavalt mudelkatsete tulemusele võetakse vastu otsus mitme alternatiivse lahenduse osas näidates ära **suures mõõtkavas** põhiliste näitajate taseme ja dünaamika. Kümneaastases perspektiivis käsitletakse põllumajandust (põhitoodang ja selle mahud), planeeritud metsaraieid (pindala, maht), turismikoormust (inimeste arv, intensiivsus), metsa kõrvalkasutust (marjade, seened, dekoratiiv- ja ravimtaimed), jahindust.

Eraldi näidatakse ära keskkonnakaitsemeetmed ja bioloogiliste meetmete majanduslikud aspektid (kaitsemetsad veekogude ja teede kaitseks).

#### **4. Soovitused operatiivse majanduskava tegevuste jaoks.**

Koostatakse peamised soovitused tehnoloogiate osas põllu- ja metsamajanduse tarbeks, mis tagavad liikumise kriteeriumite normväärtuste suunas.

Soovituste koostamisel lähtutakse metsaökosüsteemide struktuuris ja nõuetest struktuurilise, liigilise ja geneetilise mitmekesisuse säilitamiseks.

#### **5. Monitooringusüsteemi arendamine**

Leitakse monitooringuvorm ja analüüsitakse selle toimemehhanismi ja täpsust tulemuste osas. Antakse rakendussoovitused monitooringu käivitamiseks. Monitooringusüsteem peab olema teaduslikult põhjendatud ja sotsiaalselt usaldatav.

## **7. METSÖKOSÜSTEEMIDE LOODUSLIKKUSE TAASTAMINE**

### **7.1 Looduslikkuse taastamise erinevad astmed**

Looduskaitsest vaatevinklist on olemas mitmeid lähenemisi metsaökosüsteemide taastamisele ja taastumisele. Palju sõltub sellest, milline on meie ettekujutus looduslikkusest ja milline on meie otsus selle säilitamiseks ja taastamiseks.

Looduslikkuse taastamist võib vaadelda ka teatava gradiendina, kus taastamise ulatus sõltub taastatava koosluse algolukorrast ja soovitud lõppseisundist. Algolukorra ja lõppseisundi määratlemine võimaldab valida vahendid looduslikkuse taastamiseks. Näiteks ammendatud karjääripuistangute viimine looduslikult defineeritud kliimaskooslusse on väga kulukas, sageli vaid teoreetiline võimalus. Siin saab, ehk anda loodusliku suuna suksessiooniliste muutuste seeriale. Teisalt on kasvukohaga sobivate puhtpuistute taastamine seotud häiludünaamikale sarnase olukorra loomisega. Nende oma meetmetelt äärmuslike olukordade vahele mahuvad aga põllumaade metsastamise, lageraiete planeerimise ja loodusliku uuendamise ning märgalade taastamisega seotud küsimused.

Patogeensetel mõjuritel on näiteks taastumisprotsessis täita tähtis roll (Ostry 2000). Inimese vaatevinklist halbadel ja kahjulikel faktoritel on looduses siiski oma koht ja teadusliku uurimistöö üheks ülesandeks on selgitada, milline on ühe või teise nähtuse iseloom, tähendus ja tähtsus.

Algolukorra ja kasutatavate meetodite poolest äärmuslike olukordade kõrval on kasutusel ka märksa pikemale ajale orienteeritud taastamismeetmed. Näitena võib tuua esile puhtpuistute ümberkujundamist segapuistuteks teiste puuliikide lisamisega puistusse kas istutuse või külvi teel (Ammer et al. 2000). Järgitakse siiski looduslikku arengutrendi valides varjataluva puuliigi, eeltoodud uurimuses on vaadeldud hariliku pöõgi külvamist puhtkuusiku alla. Eksperimendi tulemusena on soovitatud pöõgi külvi katmist varisega, kusjuures mulla lupjamine ei lisanud oluliselt seemnete idanevust. Oluliseks positiivseks mõjuriks on mulla niiskusesisaldus, mis langeb suurema peenjuurte osaluse ja väiksema võrastiku liitusega. Puhtkuusikute taastamine nimetatud meetoditele sarnastega on omandanud suure tähtsuse, kuna hariliku kuuse kasvatamine kultuurpuistutes väljaspool selle looduslikku areaali on Euroopas väga levinud (Spiecker 2000).

Paljudel juhtudel on metsaökosüsteemide looduslikkuse taastamise küsimused seotud mulla taastamisega. Intensiivse metsade majandamise korral on toimunud olulised muutused ka mullaomadustes. Mullad hapestuvad okaspuu puhtkultuurides, seda mõju

võimendavad õhusaaste toimel tekkivad happelised sademed. Samuti vaesuvad mullad puiduga minemaviidavate toiteelementide osas. Toitelementide sisalduse tasakaalustamine mullas tõstab puistute loomulikku vastupanuvõimet haigustele ja taastab looduslikule kooslusele omase produktsoonitaseme (Anglberger & Halmschlager 2000, Borken et al. 2000). Siinkohal tuleb rõhutada, et mulla agrokeemiline mõjutamine on mõistatav taastamisena siis, kui ka teised ökosüsteemide omadused on looduslikule lähedases režiimis.

Segapuistute kasvatamine on paljudes metsakasvatustlikes kontseptsioonides toodud välja looduslähedase metsanduse võtte. Aineringe ja hüdroloogiline tsüklid segapuistutes on enam sarnased looduslikule (Cermak & Nadezhdina 2000). Samas aitavad segapuistud kohandada inimtegevust ja majandust suurte keskkonnamuutustega, saastekoormuse ja kliimasoojenemisega. Aladel, kus mullad saavad olulise lisa mullalämmastikule põllumajandusliku tootmise käigus ringlusesse sattuva lämmastiku näol, on olulise soovitusena toodud ära vajadus soosida segapuistusi okaspuu puhtpuistute asemel (De Schrijver et al. 2000).

## **7.2 Tule mõju metsaökosüsteemidele**

Põlismetsailmelisi kooslusi, mille kujundajaks on looduslikud ulatuslikud häiringud leidub kindlasti teataval määral ka intensiivse metsamajandusega piirkondadest. Tormi, haiguste ja kahjurite poolt mõjutatud metsakooslusi võime leida suuremate või väiksemate fragmentidena looduskaitsealadelt ja juhuslikult ka tulundusmetsa massiividest. Kuid teatavates kasvukohatüüpides on põlismetsad majandustegevuse käigus pöördumatult kadunud. Üheks näiteks on kuivad kasvukohatüübid, milles looduslikuks mõjuriks on tuli.

Metsade kaitse tule eest on väga oluline majanduslik valdkond, mis on nõudnud ulatuslikke ressursse ja investeeringuid kogu maailmas. Euroopas on viimastel aegadel metsade kaitsmine tule eest olnud edukas ja tule poolt mõjutatud metsakooslusi on vähe.



Majandusmetsad, mis on metsatulekahjudes hävinud taastatakse või kantakse hoolt nende loodusliku taastumise eest. Metsade kaitse tule eest jääb edaspidigi tähtsaks toiminguks, mis omakorda nõuab põhjalikku uurimist. Teisalt tule mõju uurimine metsaökosüsteemile loodusliku faktorina kannab erinevat rõhuasetust, tuld vaadeldakse kui loomulikku komponenti metsaökosüsteemi struktuuri kujunemisel. Käesoleval ajal on maailmas käivitatud ulatuslikke uurimisprogramme, et luua ettekujutus metsakooslustest, mille mõjutajaks on tuli.

Looduslikes ökosüsteemides on tuli väga oluliseks mõjufaktoriks. Tuli on loodusliku häiringurežiimi osaks erinevat tüüpi metsaökosüsteemide dünaamikas. Metsapõlenguid võib vaadelda spetsiifilisi keskkonnatingimusi säilitava ja taastava faktorina. Metsatulekahju mõjutab ökosüsteemi vee-, süsiniku- ja toitainetevaru ning reguleerib nende ringlust.

Tule kasutamine boreaalsete metsade looduslikkuse taastamisel on võetud laialt kasutusele paljudes regioonides. Tuli kui loodusliku häiringurežiimi osa on lülitaud majandusskeemidesse.

Eesti metsad sisaldavad nii boreaalse vööndi kui segametsade vööndi elemente. Seetõttu taigavööndi metsadünaamika kontseptsiooni rakendamine täies mahus ei ole õigustatud. Teatavates kasvutingimustes tuleb aga ka Eestis lugeda tule mõju ökosüsteemides tähtsaks.

Näiteks uuenemisele avaldab tuli väga suurt mõju kuivades kasvukohtades, kus domineerib valgusnõudlik puuliik, Eesti tingimustes harilik mänd. Kasvukohatüüpide osas on eeskätt vaatluse all nõmme- ja palumetsade tüübirühmade kasvukohatüübid.

Samuti säilib ja tekib looduslik tule mõjul taimkattemosaiik. Populatsioonide struktuur on lähedasem looduslikule: säilivad üksikud vanad puud, mis annavad järglaskonna. Tuld võib siin vaadelda ka selekteeriva faktorina, kus tulele kõige enam vastupidavad isendid ja nende geneetilised omadused kanduvad üle järgmisele metsapõlvele. Taolised

kooslused arvatakse olevat vastupidavamad suurtele häiringutele. Stabiilsuse juures tuuakse esile kaks aspekti: esiteks, metsaökosüsteemi võime “summutada” väiksemad ja madalama intensiivsusega häiringud ilma nende paisumiseta katastroofilaadseks sündmuseks ja teiseks süsteemi võime pöörduda tagasi häiringueelse seisundi juurde (Perry & Amaranthus 1997).

Tuld ei saa vaadelda binaarse sündmusena: ta kas esineb või mitte (Weber 2000). Tuli omab väga erinevaid mõjutusi metsaökosüsteemile. Tuli loob metsamaastiku mosaiigi ja annab sellele loodusliku mitmekesisuse.

Erinevate põlenguintensiivsustega on korraldatud katseid metsaökosüsteemi taastumise ja uuenemise uurimiseks (Tonn et al. 2000). Viimatinimetatud uurimus viidi läbi Miller Creek’is, Montanas, USA-s.

Jõuti järeldusele, et mitmete valguslembeste liikide uuenemiseks on põleng vältimatu tingimus. Põlengute puudumisel domineerivad varjutaluvad liigid (*Abie lasiocarpa*) ning valgusnõudlikud liigid taanduvad.

Ulatuslikud metsapõlengud Loode-Eestis 90-ndate alguses olid ajendiks ka vastava uurimisprojekti käivitamiseks Eestis. Erich Lõhmuse poolt juhtud töörühm koostas ülevaate Vihterpalu põlengualast (Metsakaitselised ja metsakasvatuslikud..., 1993). Töö käigus määratleti koosluste põlengujärgsed pürogeensed tüübid, mis iseloomustavad väga mitmekesist olukorda pärast tulekahju. Selle uuringu tulemused on osaliselt ka publitseeritud (Kivi, 1993).

Põlengu iseloom ja tagajärjed sõltuva suurel määral põlengueelsest olukorrast. Tule mõju võib olla nii tugev, et põlengueelse seisukorra kohta pole võimalik saada informatsiooni, leida seoseid ega prognoosida tule käitumist ja mõju. Katseliselt on metsatulekahjusid maailmas uuritud väga vähe ja nendegi väheste katsete tulemused on erinevad. Seepärast on vaja neid jätkata.

Metsakooslused, mis looduslikus olekus on mõjutatud tule poolt koguvad tulekahjude puudumisel märkimisväärse koguse orgaanilist ainet, mis kätkeb endas katastroofilaadse sündmuse ohtu. Taolistel aladel suureneb potentsiaalne põlengukoormus (Vose 2000). Eriti oluline on nimetatud asjaolu looduskaitseobjektide puhul, kuna metsamajanduslik tegevus puiduvarumise osas vähendab akumuleeruva potentsiaalse põlengumaterjali kogust.

## **8. LAHEMAA LOODUSLIKE OLUDE ARVESTAMINE MAJANDAMISEL**

### **8.1. Nõmme- ja palumetsade looduslik häiringurežiim**

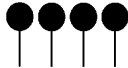




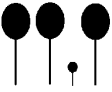



Kõige olulisemaks mõjuriks looduslikes männikutes on tuli. Männikute uuenemine ulatuslike metsapõlengute järel on sõltuv mitmetest teguritest. Kõige olulisem on seemnebaasi säilimine. Looduslike uuenemise mõju männikutes on väiksem võrreldes uuendusraiate mõjuga (Korhonen ym., 1998).

Looduslikes männikutes, mis ei kuulu majandamisele on kuivadel perioodidel kõrgem tuleoht. Taolistes männikutes kasvab põlengukoormus ka looduslikult väljalangeva puurinde puidu arvel. Joonisel 3 on toodud männikute põlengustsenaariumid (Seedre, 2002).









Joonise 3 vaatlemisel tuleb rõhutada ajalist mõõdet. Vaadeldaval joonisel on kujutatud vahetud järgnevused põlengute puhul. Ajaline mõõde võib erineda tugevast kasvukohatüüpide kaupa. Nõmmemännikute puhul kulub aeg on palju pikem kui palumännikutes.

Majandatavates metsades on majandusviisidest kõige lähem looduslikule arengule aegjätkne raie. Teatavas ulatuses imiteerib aegjätkne raie pinnatule mõju. Säilib vajalik seemnebaas ja saadakse piisav looduslik uuendus. Samas on oluline aspekt aegjätkse raie kestus ehk raiejätkude vahe. Klassikalise aegjätkse raie jätkude vahe on 20 aastat. Ka palumännikutes kaitsealadel tuleks vähendada raieperioodi. Samas, kui raiejätkude vahe

A: Pinnatuli

	Enne põlengut	Pinnatuli	Uuenemine
<b>Noor puistu</b>			
<b>Keskealine puistu</b>			
<b>Vana puistu</b>			

B: Ladvatuli

	Enne põlengut	Ladvatuli	Uuenemine
<b>Noor puistu</b>			
<b>Keskealine puistu</b>			
<b>Vana puistu</b>			

Joonis 3. Puistu struktuuri kujunemine sõltuvalt puistu vanusest ja põlengu intensiivsusest.

ületab 20 aastat, tuleb raiet nimetada veerraieks (sisuliselt on veerraie meetod kombineeritud aegjärksest ja häilraiest. Aegjärksete ja veerraiete puhul tuleb metsa jätta ka piisav kogus lama- ja säilikpuud.

## 8.2. Vajalikud analüüsid ja tunnuste valik

GIS analüüsil tuleks eeskätt keskenduda loodusväärtuse analüüsile. Metsanduslikud andmebaasid sisaldavad olulisi tunnuseid loodusväärtuse hindamiseks: lamapuidu kogus, puistu rindelisus ja liigiline koosseis, puistu vanus ja tekkeviis, jne. Loodusharulduste kohta on teiste andmebaaside kaasamine möödapääsmatu.

Äärmiselt oluline on defineerida soovitud seisundid. Arvestades majandustegevust ja ka looduslike protsesse on võimalik tuua välja üleminekud loodusväärtustes.

Loodusväärtuste üleminekud on aluseks kitserežiimi kehtestamisel (Kangur 2002).

Soovitud seisundite prognoosimine on üks olulisemaid ökosüsteemse majandamise kontseptsioone. Soovitud seisundite kirjeldamiseks on kasulikud kontseptuaalsed mudelid, millesse on kätketud peamised suksessioonitrendid. Taolised kontseptuaalsed mudelid on aluseks ka poollooduslike koosluste kirjeldamisel.

Loodusväärtuste hindamiseks sobib Eesti Metsakaitsealade Võrgustiku projekti metoodika (Viilma jt 2001).

Kaitsekorralduse kava koostamiseks Lahemaa Rahvusparkis on vajalikud lisauuringud. Erilist tähelepanu tuleks pöörata häiringurežiimile ja sellest tulenevale loodusluikkuse taastamisele. Looduslikkuse taastamisel on vajalik põhjalik võtete analüüs nii ohutuse kui loomuliku häiringunähtuse jäljendamise osas.

Inventeerimise käigus oleks vajalik selgitada välja looduslikud häiringualad ja planeerida püsikatsete rajamine. Nimetatud katsed oleksid analüüsiobjektiks nii Lahemaa Rahvusparki kui teiste kõrge loodusväärtusega objektide kaitse korraldamisel. Kaitsekorralduse väljakujundamisel tuleks arvestada ka teiste rahvusparkide kogemusega (rajatava Kõpu Rahvusparki uuringud tormihäilude tekkel ja Karula Rahvusparki kogemused tule kasutamisel). Kuna toodud uuringud teistes rahvusparkides kestavad on oluline koostöö ja kogemuste jagamine.

## **Kasutatud kirjandus**

Ammer, C., Mosandl, R. & El Kateb, H. 2000. Conversion of pure (*Picea abies* [L.] Karst.) stands into mixed stands by direct-seeding of beech (*Fagus sylvatica* L.) – effects of canopy density and fine root biomass on seed germination. In: Hasenauer, H. (ed.). Forest Ecosystem Restoration. Proceedings of the International Conference held in Vienna, Austria 10. - 12. April, 2000. Institute of Forest Growth Research. University of Agricultural Sciences, Wien. pp 15-18.

Angelstam, P., Breuss, M. & Gossow, H. 2000. Visions and tools for biodiversity restoration in coniferous forests. In: Hasenauer, H. (ed.). Forest Ecosystem Restoration. Proceedings of the International Conference held in Vienna, Austria 10. - 12. April, 2000. Institute of Forest Growth Research. University of Agricultural Sciences, Wien. pp 19-28.

Anglberger, H. & Halmschlager, E. 2000. Fertilisation as a control measure to *Sirococcus* shoot blight in secondary Norway spruce stands. In: Hasenauer, H. (ed.). Forest Ecosystem Restoration. Proceedings of the International Conference held in Vienna, Austria 10. - 12. April, 2000. Institute of Forest Growth Research. University of Agricultural Sciences, Wien. pp 29-34.

Borken, W., Muhs, A. & Beese, F. 2000. Application of compost in spruce forests: Effects on soil respiration, basal respiration and soil microbial biomass. In: Hasenauer, H. (ed.). Forest Ecosystem Restoration. Proceedings of the International Conference held in Vienna, Austria 10. - 12. April, 2000. Institute of Forest Growth Research. University of Agricultural Sciences, Wien. pp. 61-69.

Cermak, J. & Nadezhdina, N. 2000. Water relations in mixed versus pure stands. In: Hasenauer, H. (ed.). Forest Ecosystem Restoration. Proceedings of the International

Conference held in Vienna, Austria 10. - 12. April, 2000. Institute of Forest Growth Research. University of Agricultural Sciences, Wien. pp. 70-76.

Christensen, N.L. 1997. Implementing ecosystem management: Where do we go from here? In: Boyce, M.S. & Haney, A. (eds.). Ecosystem management: applications for sustainable forest and wildlife resources. Yale University Press. New Haven & London. pp. 325-342.

Franklin, J.F. 1997. Ecosystem management. An overview. In: Boyce, M.S. & Haney, A. (eds.). Ecosystem management: applications for sustainable forest and wildlife resources. Yale University Press. New Haven & London. pp. 21-53.

Jørgensen, S.E. & Müller, F. 2000. Ecosystems as complex systems. In: Jørgensen, S.E. and Müller, F. (eds.). Handbook of ecosystem theories and management. Lewis Publisher, Boca Raton, London etc. pp. 5-20.

Kalda, A. 1988. Lahemaa Rahvusparki taimkate ja selle geobotaaniline liigestus. Rmt: Etverk, I. (koost.). Lahemaa uurimused, III. lk. 68-87.

Kivi, V. 1993. Põlemise mõjust metsamullale. Magistrandide ja doktorantide teaduslike tööde kogumik. I. Eesti Põllumajandusülikool, Tartu. Lk. 62-67.

Kangur, A. 2002. Ökosüsteemide majandamise kava koostamine Kõpu poolsaare näitel. Lõputöö metsamajanduse erialal. Tartu. Käsikiri EPMÜ metsakasvatuse instituudi raamatukogus.

Korhonen, K.-M. Laamanen, R. & Savonmäki, S. 1998. Environmental guidelines for practical forest management. Metsähallitus – Forest and Park Service, Helsinki. 124 p. ISBN 952-446-102-1.

Kuuba, R. (toim.). 2001. Kaitsemetsade majandamisjuhised. Projekti "Eesti metsakaitsealade võrgustik" kaitsemetsade majandamisjuhuiste töögrupp. Triip Grupp, Tartu. 38 lk.

Landberg, J.J & Gower, S.T. 1997. Applications of physiological ecology to forest management. Academic Press, San Diego, London etc.

Mathiesen, A. 1997. Metsakorraldus. EPMÜ metsandusteaduskond, Tartu. 196 lk.

Metsakaitsealad ja metsakasvatustalud kompleksuuringud Vihterpalu metskonnas 1992. a. põlendikul. 1993. Eesti Metsainstituut, Tartu. (Käsikiri Metsakaitse ja Metsauuenduskeskuses).

Ostry, M. 2000. How do diseases affect forest ecosystem restoration? In: Hasenauer, H. (ed.). Forest Ecosystem Restoration. Proceedings of the International Conference held in Vienna, Austria 10. - 12. April, 2000. Institute of Forest Growth Research. University of Agricultural Sciences, Wien. pp. 200-205.

Perry, D.A. 1994. Forest ecosystems. John Hopkins University Press.

Perry, D.A. & Amaranthus, M.P. 1997. Disturbance, recovery, and stability. In: Kohm, K.A. & Franklin, J.F. (eds.). Creating a forestry for the 21st century. The science of ecosystem management. Island Press, Washington, D.C. pp. 31-56.

Seedre, M., Köster, K. & Jõgiste, K. 2002. Metsaökosüsteemi looduslikkuse taastamine ja vastava katseala iseloomustus Lahemaa Rahvusparkis. Abstract: Forest ecosystem restoration and description of sample area in Lahemaa National Park. EPMÜ metsandusteaduskonna toimetised. (Transactions of the Faculty of Forestry, Estonian Agricultural University). 35: 85-91.



Spiecker, H. 2000. The growth of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in Europe within and beyond its natural range. In: Hasenauer, H. (ed.). Forest Ecosystem Restoration. Proceedings of the International Conference held in Vienna, Austria 10. - 12. April, 2000. Institute of Forest Growth Research. University of Agricultural Sciences, Wien. pp. 247-256.

Tonn, J.R., Jurgensen, M.F., Mroz, G.D. & Page-Dumroese, D.S. 2000. Miller Creek: Ecosystem recovery in a western Montana forest 30 years after prescribed burning and wildfire. In: Moser, W.K & Moser, C.F (eds). Fire and forest ecology: Innovative silviculture and vegetation management. Tall Timbers Fire Ecology conference Proceedings. No. 21. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, FL. pp. 67-73.

Uurimused Lahemaa Rahvusparki arenduskava koostamiseks. 1981. Lõpparuanne, II köide. Eesti Metsamajanduse ja Looduskaitse Teadusliku Uurimise Instituut, Tartu.

Vose, J.M. 2000. Perspectives on using prescribed fire to achieve desired ecosystem conditions. In: Moser, W.K & Moser, C.F (eds). Fire and forest ecology: Innovative silviculture and vegetation management. Tall Timbers Fire Ecology conference Proceedings. No. 21. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, FL. pp. 12-21.

Weber, M.G. 2000. Fire ecology and use in relation to boreal forest ecosystem structure and function. In: Moser, W.K & Moser, C.F (eds). Fire and forest ecology: Innovative silviculture and vegetation management. Tall Timbers Fire Ecology conference Proceedings. No. 21. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, FL. pp. 76-84.

Viilma, K., Öövel, J., Tamm, U., Tomson, P., Amos, T., Ostonen, I., Sørensen, P. & Kuuba, R. 2001. Eesti metsakaitsealade võrgustik. Triip Grupp, Tartu. 84 lk. + lisad.

Örd, A. 1988. Lahemaa Rahvusparki funktsionaalne tsoonering ja kaitsereežiimi alused. Rmt: Etverk, I. (koost.). Lahemaa uurimused, III. lk. 5-15.