

ÜRO Keskkonnaprogrammi poolt finantseeritud
ja Eesti Keskkonnaministeeriumi poolt korraldatud
projekti

Assessment of Capacity building needs for Biodiversity and Participation
in Clearing House Mechanism in Estonia
(GF / 2716-01-4354)

alamkomponendi

**Hinnang bioloogilise mitmekesisuse seire süsteemile Eestis
lähtuvalt bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni nõuetest**

lõpparuanne

Martin Zobel

Tartu Ülikooli Botaanika ja Ökoloogia Instituut

Tartu 2003

Bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni teema:

Seire

1. Sissejuhatus

1.2. Lähteülesande püstitus

Bioloogilise mitmekesisuse seire (edaspidi *bioseire*) süsteemil puudub rahvusvaheline standard, mis on osalt seletatav vastavasisulise tegevuse suhteliselt hiljutise käivitumisega – kuna Rio konventsioon on alles 10 aastat vana, on ilmselt vara oodata üldaksepteeritud, hästi funktsioneeriva ja erinevate riikide vahel kooskõlastatud skeemi olemasolu. Samas on enamik arenenud riike sõltumatult loonud oma süsteemi bioseire läbiviimiseks. Süsteemi ülesehitus sõltub traditsioonidest, ressursi olemasolust, aga samuti väga suurel määral subjektiivsest faktorist. Bioseire kontseptuaalset baasi puudutavad publikatsioonid on tihti küllaltki ‘teadlasekesksed’, st. lähtuvad traditsioonilisest populatsioonide ja ökosüsteemide pikaajalise dünaamika uurimise paradigmat ning pakuvad välja suhteliselt komplitseeritud ning sageli teaduslikku süvaanalüüsi eeldava lähenemisviisi (näiteks Burga & Kratochwil 2001, Lawesson 2000).

Eesti bioseire süsteemi detailne kirjeldus ja analüüs on toodud zooloogilise ja botaanilise alamkomponendi aruannetes. Taimi puudutav bioseire tegeleb peamiselt taimekoosluste väikeseskaalalise liigirikkuse hindamisega, mis ei pruugi aga alati olla informatiivne näitaja. Lisaks registreeritakse haruldaste taimede leiukohti ning hinnatakse populatsioonide seisundit. Loomsete organismide puhul on vaatluse all kas liigid või kindlaid elupaiku iseloomustavad liigirühmad. Rõhk on tihti olnud ajalise dünaamika jälgimisel, vähem on tähelepanu pööratud levikule ruumis. Eesti senise bioseiresüsteemi üheks peamiseks kitsaskohaks on siiski ühtlustatud seirestandardi puudumine seireobjektide erakordselt mitmekesise iseloomu tõttu ja sellest tulenev ühtse üleriigilise informatsiooni talletamise ja töötlemise süsteemi puudumine. Selline struktuurikeerukus ja raske hoomatavus on osutunud arvatavasti ka peamiseks põhjuseks, miks seirest saadav informatsioon on vähest rakendust leidnud. Seireinformatsiooni potentsiaalsed lõpptarbijad (näiteks EV Keskkonnaministerium, kaasa arvatud selle juhid; maakondade keskkonnaametid; looduskaitsealad) kasutavad bioloogilise mitmekesisuse kaitset puudutavate seisukohtade kujundamisel nii mõnigi kord tegelikult mujalt pärinevat informatsiooni, samas kui seire käigus kogutud informatsioon reaalselt kasutamist ei leia. Ilmselt on saabunud aeg olemasoleva seiresüsteemi täiustamiseks. Käesolevas aruandes astutakse Eesti seiresüsteemi hindamisel kirjeldavast faasist üks samm edasi ning soovitatakse eelnevale analüüsile tuginedes meetmeid süsteemi täiustamiseks.

Üheks võimalikuks lähenemiseks seiresüsteemi täiustamisel on positiivse rahvusvahelise kogemuse tundmaõppimine. Analüüsisime reaalselt funktsioneerivate riiklike bioseire skeeme teistes riikides (vt. zooloogilise seire ja botaanilise seire analüüs). Paraku jäi see olude sunnil suhteliselt pinnapealseks, kuna hoolimata vastavasisuliste kirjutiste ja veebilehekülgede rohkusest pole detailset informatsiooni tegelikult toimivate riiklike seireskeemide kohta reeglina avalikult kättesaadavates allikates publitseeritud. Esialgsete andmete põhjal võib väita, et maailmas puudub hetkel selline süsteem, mida oleks otstarbekas üksüheselt Eesti jaoks üle võtta. Kõige täiuslikum bioseire süsteem eksisteerib meie andmetel Inglismaal, seda ilmselt nii tänu ökoloogilise uurimistöö ja hariduse kõrgele tasemele, kui ka seoses väga pikaajalise amatöörteadlaste ja loodushuviliste poolt läbi viidavate loodusvaatluste traditsiooniga. Informatsiooni kogumise ja töötlemise organisatsiooniliseks teljeks on ‘Biological Records Centre’ ([//www.brc.ac.uk/](http://www.brc.ac.uk/)), mille taga on riiklik looduskaitset koordineeriv organisatsioon (Joint Nature Conservation Committee), teadusuuringuid koordineeriv organi-

satsioon (NERC, Centre for Ecology and Hydrology) ning mittetulundusorganisatsioon (National Biodiversity Network). Samas on nii laiaulatusliku süsteemi ülalpidamine kindlasti kulukas ning teatava 'informatsiooni ülekülluse' tingimustes muutub ka analüüs suhteliselt keerukaks. Piiratud ressursside olukorras on analoogilise süsteemi ülalpidamine ilmselt ebaratsionaalne.

Käesoleva kokkuvõtte koostajad seadsid endale **eesmärgiks** luua Eesti bioseire senise süsteemi analüüsi tulemustel põhinedes **bioseire süsteemi 'ideaalskeem'**, mis arvestaks ühelt poolt parimat rahvusvahelist kogemust, oleks teaduslikult põhjendatud ning samas lõpptarbijale suunatud, teisalt aga ei oleks liiga kulukas ning võimaldaks süsteemi vastavalt ressursside juurdetulekule ka järkjärguliselt täiendada. Seega on süsteem on aditiivne, st. väheste ressursside puhul on võimalik tähelepanu pöörata vaid kõige põhilisemale, võimaluste avardudes saab aga süsteemile liita uusi komponente. Ettepanitava süsteemi komponendid kas arvestavad Eestis seni toimivat seiresüsteemi, või täidavad senises süsteemis esinevaid lünki.

1.2. Bioseire süsteemi instrumendid

Bioseire süsteem töötab otstarbekalt juhul, kui andmete kogumine, säilitamine, esmane statistiline töötlemine, edastamine ametkondadele ja avalikkusele toimuvad rangelt määratletud ja järjekindla metoodika – nn. *bioseire standardi* - alusel. Vastav standard määratleb detailselt seireandmete kogumise metoodika, andmete formaadi ja andmebaaside (registrite) ülesehituse ja kasutamise korra, andmete analüüsimise üldskeemi ja informatsiooni edastamise protseduuri. Seega pole standard mitte ainult seire metoodiline protokoll, vaid ka informatsiooni talletamise, töötlemise ja edastamise süsteem. Järgnevates peatükkides viidatakse korduvalt vastavale standardile, mis hetkel Eestis tegelikult veel puudub. Sellise standardi kehtestamise esimeseks katseks oli aastal 1998 läbi viidud PHARE projekt: „*Establishment of GIS based Biodiversity Monitoring System for Estonia*“ ja selle projekti tulemusena koostatud bioseire kava „*Biodiversity Monitoring Master Plan*“, mis pole põhiosas küll korrastatud riikliku bioseire teostamiseks piisav, sisaldab aga kontseptsionaalselt olulisi ideid uuendusliku nn ideaalskeemi välja töötamiseks. Standardi kehtestamine EV Keskkonnaministri poolt on tulevikus vältimatult vajalik, kuid see eeldab täpsete metoodiliste protokollide olemasolu. Viimaste väljatöötamine peaks olema järgmine loogiline samm Eesti bioloogilise mitmekesisuse seire süsteemi evolutsioonis.

Nii mõneski konkreetnes otsuses tuleb kas ressursside piiratuse (näiteks kõiki huvipakkuvate liikide populatsioonide seisundit ei ole võimalik uurida) objektiivse taustinfo nappuse (näiteks paljude selgrootute, seente või sammalde kohta puuduvad elementaarsed levikuandmed) või siis küsimuse teatava 'poliitilisuse' (näiteks mõnede liikide või elupaikade kaitse küsimused sisalduvad rahvusvahelistes lepetes, seoses lokaalsete või regionaalsete looduskaitseprobleemidega on mõned liigid või kooslused/elupaigad avalikkuse suurema tähelepanu all) tõttu teha ka subjektiivseid otsuseid (näiteks täpsemat jälgimist vajavate liikide või koosluste/elupaikade loendid), ehkki ka sellistel juhtudel tuleb loomulikult maksimaalselt kasutada objektiivseid kriteeriume. Taoliste otsuste puhul viidatakse järgnevas tekstis '*ekspertide grupile*' – viimane peaks töötama KKM looduskaitse osakonna juures ning koosnema bioloogilise mitmekesisuse valdkonna juhtivatest teadlastest ning professionaalsetest looduskaitseametnikest. Nimetatud ekspertgrupp peab võtma enda peale bioseire kõigi oluliste sisuliste küsimuste lahendamise.

2. Bioseire üldskeem

Bioseire üldiseks eesmärgiks on bioloogilise mitmekesisuse taseme fikseerimise ja selle dünaamika registreerimise kaudu teha ettepanekuid riigile omase bioloogilise mitmekesisuse kaitseks, näidates ära ka võimalikud lahendused. Nimetatud tegevus toimub peamiselt kahel tasandil: *liigi tasand* ja *koosluse tasand*.

Liik on bioloogilise mitmekesisuse kirjeldamisel peamiseks kirjeldatavaks tasemeks, kuigi teatud juhtudel on vaatluse all ka liigist erinevad süstemaatilised tase-
med – näiteks esindavad nii mõnedki haruldased organismid pigem alamliiki. Samuti on olukordi, kus liigi maht ja olemus on üldse lahtine ja isegi teaduslikus plaanis vaieldav. Seetõttu kasutame järgnevas tekstis paralleelselt liigiga neutraalset terminit ‘*takson*’, mis ei defineeri täpselt vastava organismi süstemaatilise kuuluvuse taset.

Koosluste puhul on vaatluse all ruumiliselt koos elavate organismide kogum, mis on tihedas interaktsioonis eluta keskkonnaga (taimeökoloogias kasutatakse tihti terminit *kasvukoht*), moodustades koos viimasega funktsionaalse terviku – *ökosüsteemi*. Viimast koos oma kõigi komponentidega võib käsitleda *elupaigana* mingile huvialusele organismile. Antud tasemel opereerivad klassifikatsioonisüsteemid kasutavad mitmesuguseid üksusi, mis erinevad üksteisest nii sisu (klassifitseeritakse kas taimkatet, elupaiku, või ökosüsteeme) kui vormi (klassifikatsiooniüksuste nimetused ja hierarhia) poolest. Aktiivselt liikuvate liikide puhul (näiteks paljud linnu- ja imetajaliigid) võib reaalne elupaik koosneda ka mitmest ökosüsteemi tüübist, olles seeläbi tegelikult järgmise organisatsioonitaseme – maastiku taseme – üksuseks. Seetõttu oleks soovitav, kui taimkatte/ elupaikade/ökosüsteemide klassifikatsioonide kõrge-
mad hierarhiatasemed eristaksid ka maastiku tasemel üksusi, mida senises praktikas kahjuks reeglina ei tehta. Järgnevalt kasutame klassifikatsiooniüksuse nimetusena neutraalset terminit ‘*tüüp*’, täpsustamata selle konkreetset sisu. Tekstis leiavad üldmõistetena kasutamist ka terminid kooslus, taimkate, elupaik. Bioloogilises mõttes peetakse igal juhul silmas koosluse organisatsioonitaset, kuid erinevate osapoolte (zooloogid, botaanikud, looduskaitstjad) erineva terminoloogilise traditsiooni tõttu ei eelistata käesolevas tekstis ühtki terminit teisele. Lugejalt palutakse praeguseks välja kujunenud terminoloogilise mitmekesisuse aksepteerimist.

Taimkatte, eluta keskkonna ja ökosüsteemide tüübid peaks põhimõtteliselt olema heas vastavuses, mistõttu nende nähtuste järjekindel lahutamine viib pigem sisu hägustumisele kui terminoloogilisele selgusele. Eesti ja maailma loodusteadusliku traditsiooni kohaselt on vastavate klassifikatsioonide aluseks maismaa-ökosüsteemide puhul taimkate – koosluste, elupaikade ja ökosüsteemide klassifikatsioonid ehitatakse üles esmajärjekorras taimkatte tunnuste alusel, arvestades samas ka eluta looduse tunnuseid (eelkõige mullatingimusi). Heaks näiteks Eesti kohta on E.Lõhmuse metsakasvukohatüüpide süsteem, kus kasvukohatüüp eristatakse nii taimkatte kui mulla tunnuste alusel, kasvukohatüübi piires aga metsatüüp peapuuliigi alusel. Samas on looduskaitset puudutavas terminoloogias, ilmselt just tänu linnukaitstjate aktiivsele rollile, saanud traditsiooniks rääkida pigem elupaigatüüpidest. Seetõttu kasutatakse järgnevalt kõiki eelnimetatud termineid ilma ranget vahet tegemata, rõhutades organisatsioonitase-
mete erinevusi vaid siis, kui see on meetodiliselt vajalik. Veekogude ökosüsteemide puhul on lähenemisviis komplekssem ning arvestab nii elustikuga kui ka abiootilise keskkonnaga seotud tunnuseid.

Nii liigi kui koosluse tasandil on bioseire puhul esmatähtsad järgmised näitajad:

- **taksonite ja tüüpide arv**
- **taksonite ja tüüpide levik ruumis**
- **taksonite ja tüüpide seisund ning seda iseloomustavad parameetrid**
- **taksonite ja tüüpide arvu, leviku ja seisundi dünaamika ajas**

Bioloogilise mitmekesisuse seire tähendab sisuliselt eelkirjeldatud näitajate mõõtmist otstarbekuse piires ühtse ja optimaalse meetodika alusel ning selle mõõtmise tulemuste alusel järelduste ning ettepanekute tegemist riigi bioloogilise mitmekesisuse kaitse tõhustamise osas. Järgnevalt kirjeldatakse üldises plaanis soovitatavat meetodikat, kuid konkreetsete 'meetodiliste lauajuhendite' väljatöötamine tegevuste kaupa jääb edasiste arendusprojektide objektiks. Mõnel juhul (taksonite ja tüüpide arv ning levik ruumis) on meetodika objekti iseloomust suhteliselt vähem sõltuv, samas on teine osa tegevusi (näiteks populatsiooni seisundi hindamine) täiesti taksonispetsiifilised. Dokumendi terviklikkuse huvides on enamus järgneva teksti näiteid toodud soontaimede kohta, välja arvatud juhul, kui teiste organismide seire vajab soontaimedest erinevat lähenemist.

3. Taksoni (liigi) tasand

3.1. Taksonite loend

Bioseire süsteemi üheks olulisemaks baasnäitajaks on *taksonite loend vaadeldava ala kohta*. Viimase all tuleb riikliku bioseire süsteemi puhul esmajärjekorras silmas pida *Eesti Vabariigi territooriumi*. Ruumilise baasandmestiku olemasolu (vt. 3.2) lubab aga vastavat näitajat välja tuua mistahes territooriumi tarvis, näiteks anda taksonite arvu maakonna, saare, looduskaitseala jms. kohta.

Taksonite loend territooriumi kohta annab üldist teavet bioloogilise mitmekesisuse tasemest, kuid on ilmselt ebapiisav taksonite arvu varieerumise põhjuste sisulise analüüsi tarbeks. Kuna vaadeldavad territoriaalsed üksused (riigid, kaitsealad) ei pruugi olla homogeensed ja hõlmavad väga erinevaid elupaigatüüpe, siis sõltub mingi territooriumi kohta tulev taksonite (liikide) arv ja süstemaatiline koosseis elupaigatüüpide arvust vastaval alal, st. maastike heterogeensusest. Informatiivsem taksoni tasemel näitaja on seetõttu *liikide loend elupaiga/taimkattetüübi kohta*.

3.1.1. Taksonite loend territooriumi kohta

Eelkõige **peab** riiklik bioseire genereerima taksonite loendi Eesti Vabariigi kohta, muude territooriumite (näiteks kaitsealade) hõlmamine sõltub nii tellijate huvist kui ressursi olemasolust. Põhimõtteliselt **peab Eestis olema nimekiri** riigi territooriumil esinevate liikide (**taksonite**) kohta, mida täiendatakse konkreetsete ajavahemike kaupa. Sellise nimekirja vajadus on põhjendatud Eesti poolt ratifitseeritud

bioloogilise mitmekesisuse konventsiooniga. Juhul, kui nimekirja täiendatakse jooksvalt, **peab** olema võimalik teha sellest ajalisi väljavõtteid. Nimekirjad koostatakse nn. 'taksonoomiliste suurrühmade' kaupa, igal nimekirjal on vastutav *hoidja*, kelleks on antud suurrühma taksonoomia ja bioloogia väljapaistev spetsialist.

Taksonoomilise nimekirja vastutava hoidja institutsioon tuleb sätestada vastavate lepingutega. Hoidja (isik) ja riikliku tellija (Keskkonnaministeerium) lepingu kolmandaks osapooleks hõlmatakse institutsioon, mida nimekirja hoidja esindab. Hoidjate omavahelise koostöö sisulise ja vormilise külje peab sätestama bioseire standardiga, sest nende töö tulemusena peab tekkima Eesti jaoks üks terviklik virtuaalne nimestik-andmebaas, mida jooksvalt uuendatakse ning mis tehakse veebipõhiselt avalikuks. Viimase loomine peab tuginema Keskkonnaministeeriumi ja tema allasutuste, teadusasutustes paiknevate loodusteaduslike kogude ja 'kollektsoonide riikliku programmi' (kui selline ellu kutsutakse) tihedale koostööle. Mõningate organismirühmade (näiteks seened) puhul on maailmas arenemas nn. standardsed veebipõhised liikide andmebaasid, mis hõlmavad kõiki maailma liike, s.h. sünonüüme. Taolistel juhtudel peaksid Eesti liikide loendid baseeruma nendel nimestikel, mis eeldab kokkulepet rahvusvahelise nimekirja hoidjaga. Taoliste kokkulepete sõlmimine on teadusliku tegevuse rutiinne osa, mistõttu vastav kohustus lasub Eestipoolsele nimekirja hoidjal. Meie hoidjatel tuleb muuhulgas tegeleda ka eesti- ja ladinakeelsete liiginimede vastavusse viimisega rahvusvaheliselt aksepteeritud standardiga. Rahvusvaheliste andmebaaside puudumisel tuleb vajalik andmebaas Ning selle standard luua kohapeal. Nimekirja hoidja garanteerib lisaks informatsiooni kogumisele ja vahendamisele võimaluse piires ka teaduse arengust tingitud probleemide lahendamise. Näiteks võib muutuv taksonoomia kaasa tuua sünonüümide lülitamise nimekirja, mistõttu nimekirja hoidja peab jooksvalt sisse viima nomenklatuurist tingitud muutusi.

Üldise taustinformatsiooni kogumise huvides tuleb registreerida kõik Eestis leitud taksonid. Samas on selge, et kõigi Eestis leiduvate taksonite regulaarne ülevaatamine bioseire süsteemi piires ei ole realistlik ega vajalik, mistõttu tuleb regulaarselt vaadeldavate organismide hulga piiramiseks teha valik ning defineerida huvipakkuvad 'taksonoomilised suurrühmad'. Nimetatud 'taksonoomiliste suurrühmade' piiritlemine peab olema 'praktiline', st. lähtuma looduskaitsealsetest, esteetilis-moraalsetest, pedagoogilistest ja muudest analoogilistest kriteeriumidest, samuti aga tehnilistest võimalustest ja vajalike kulutuste reaalsest hindamisest. Alustada tuleks sellistest rühmadest, mis on hästi tuntud, atraktiivsed, omavad teatavat indikatiivset väärtust inimõhu suhtes ja millised on haaratud kas Eesti või rahvusvahelisel tasemel looduskaitse direktiividega.

Praeguse seisuga oleks Eestis otstarbekas alustada regulaarselt täiendatava ja analüüsitava taksonoomilise loendi koostamist järgmiste organismirühmade kohta:

Soontaimed

Sammaltaimed – valitud rühmad

Makroseened – valitud rühmad

Suured lihheniseerunud seened (suursamblikud) – valitud rühmad

Selgroogsed

Suurliblikad

Suured mardikalised – valitud rühmad

Limused

Muud liigid, mis ei kuulu eelnimetatud suurrühmade koosseisu, kuid mis omavad teatavat indikatiivset väärtust inimõhu suhtes, on kas looduskaitse all või sisalduvad rahvusvahelistes direktiivides, Punastes Raamatutes jms., näiteks kimalased, sipelgad.

Nimekirjade koostamine koosneb kahest etapist. Esimese etapi käigus fikseeritakse praegune seis. Bioseire üldskeemi käivitumise huvides tuleks alustada eeltoodud suurrühmade nimekirjadest. Kuna kõik vastavad nimekirjad on ühel või teisel kujul tegelikult olemas, tähendab nimekirja koostamine eelkõige selle ülevaatamist ja täiendamist, süstemaatika kaasajastamist ja andmebaasidele vastavasse formaati viimist. Siit tulenevalt kuulub esimese etapi esmaste tegemiste hulka andmebaasi esialgse struktuuri loomine ning tarkvara valik. Seejärel fikseeritakse loend kuupäevaliselt (näiteks 1.01.2004), kõik järgnevad toimingud registreeritakse ajas. Nn. valitud rühmade puhul tuleb valik teha ekspertide rühma poolt, kaasates vajadusel vastavaid spetsialiste.

Liikide (taksonite) veebipõhine koondnimekiri peab bioseire süsteemi arendes kujunema riikliku registri tunnustega institutsiooniks, mis luuakse koostöös bioloogiliste kollektsioonide andmebaasidega. Sellist andmebaasi iseloomustab kindlaksmääratud formaat, kasutamise kord ning andmete avalik kättesaadavus reaalajas kõige tavalisemat veebilehitsejat kasutades. Loomulikult peab andmebaasi kasutamist reguleerima seaduses ette nähtud piirangutega - näiteks juurdepääs haruldaste liikide elupaiku puudutavale infole peab olema piiratud kitsa spetsialistide ringiga. Andmete sisestamine andmebaasi toimub kindlatest arvutitest paroolide alusel. Üht võimalust andmebaasi ülesehituseks käsitleb U. Kõljala koostatud aruanne (Linux server; MySQL andmebaas; PHP).

Näide. Oletame, et liigiregister on nõuetekohaselt üles ehitatud. On aasta 2025 ning Eesti Puhta Looduse Eest Võitlejate Liiga (EPLEVL) tunneb huvi, mis on viimastel aastakümnetel juhtunud Eesti soontaimede flooraga. EPLEVL liige esitab päringu EV keskkonnaministrile, kelle referent teostab päringu riikliku bioseire andmebaasis. Päring näitab, et kui 2004. aastal oli Eesti flooras 1441 taimeliiki, siis 2024 aastal oli neid juba 1542. Nii EV Keskkonnaministeeriumi referent kui EPLEVL lihtliige teevad siit järelduse, et Eesti bioloogiline mitmekesisus on oluliselt tõusnud, mis võiks positiivse stsenaariumi kohaselt olla seletatav aktiivsete kaitsemeetmete tõhususega. EPLEVL noorliige ei jäta siiski jonni ning hangib ise avalikku teavet juurde. Täiendav liigitunnuste päring näitab, et liikide arvu kasv on seotud võõrliikidega, milliseid on 372 asemel Eesti flooras juba 485, samas kui 12 haruldast liiki on vaadeldaval ajavahemikul Eesti floorast kadunud. Seega saab teha järelduse, et olukord soontaimede bioloogiline mitmekesisusega on esialgu arvatust halvem ja muutub ebasoovitavas suunas – haruldaste kohalike liikide arv väheneb, agressiivsete võõrliikide arv tõuseb. Keskkonnaministeeriumil ei jää muud üle, kui pöörduda nimekirja hoidja Dr. C. Sativa poole. Taksonoomiat ja biogeograafiat hästi valdava spetsialistina vastab viimane 20 minuti jooksul, et juurdetulnud võõrliigid on kõik peale ühe erandi leitud Novoport Tallin’ a territooriumilt, samas kui floorast kadunud liigid olid taksonoomiliselt problemaatilised – tegu oli morfoloogiliste pisiliikidega, milliseid kaasaegne DNA markeritel põhinev taksonoomia ei tunnista. Seega pole vaadeldaval perioodil tegelikult olulisi muutusi Eesti flooras toimunud.

Eelneva näite dramaturgiline laad peaks rõhutama asjaolu, et *riikliku liigiregistri* olemasolu on riikliku bioseire süsteemi primaarne ja vältimatu komponent, mis annab esmase tähtsusega informatsiooni bioloogilise mitmekesisuse staatuse ja dünaamika kohta riigis. Nimetatud komponendi puudumisel võib küll registreerida üksikjuhtumeid, näiteks mingi huvipakkuva liigi või koosluse dünaamikat, kuid pädevate üldis-

tuste tegemine Eesti bioloogilise mitmekesisuse seisundi ja dünaamika kohta on raske, kui mitte võimatu.

3.1.2. Taksonite loend elupaigatüüpide/taimkattetüüpide kohta

Taksonite loendi saamiseks elupaiga/taimkattetüübi kohta tuleb liigiregistrisse sisse viia tunnus 'elupaigatüüp'. Selleks on vaja kasutada ühtset tüüpide süsteemi (bioseire standardit), mis Eesti tingimustes peaks kujunema J. Paali (1997) poolt kokku võetud taimkatte klassifikatsiooniüksuste süsteemi, s.h. 26.04.01 autori poolt sisse viidud paranduste baasil (vt. ptk. 4.2). Samas tuleb nimetatud klassifikatsiooniüksuste süsteem viia vastavusse ja kõrvutada selliste rahvusvaheliste klassifikatsioonidega, mille kohta on Eestil kohustus aru anda (Natura 2000 klassifikatsioon, EUNIS-klassifikatsioon jt) ning lisada vajadusel uusi hierarhiatasemeid, kaasa arvatud maastikul tasemel üksusi - erinevate kooslusetüüpide sagedamini esinevaid 'mosaiike'. Seoses käsitletavate objektide suure eripalgelisusega, samuti arvestades seda, et paljud loomaliigid liiguvad elupaikade vahel, peaks praktilisest vajadusest lähtuvalt läbi töötama tüüpide klassifikatsiooni kõrgemad hierarhiatasemed ning sätestama ka maastiku tasemel üksuste (tüüpide mosaiigi) nimetamise.

Suurimaks rutiinseks täpsusastmeks riiklikus registris peaks kujunema tüübigrupp (välja arvatud juhtudel kui rahvusvaheline aruandekohustus nõuab täpsemat esituslaadi), välistamata sealjuures täpsemate klassifikatsiooniüksuste kasutamist erivajadusel (tellija huvi, seotus teadusliku projektiga). Viimasel juhul, näiteks detailsemate looduskaitsealadele suunatud seireprojektide puhul, on otstarbekas kaardil piiritleda taimkattetüüpide *eraldised* ning koostada liiginimekiri mitte isegi tüüpide, vaid eraldiste kohta. Eraldise all mõistetakse sama taimkattetüüpi esindavat kompaktsset ala.

3.2. Taksonite (liikide) levik ruumis

Taksonite levikukaart annab oluliselt täpsema ülevaate bioloogilisest mitmekesisusest, kui territooriumi kohta koostatud taksonite loend, sest ta võimaldab hinnata taksoni levikut ja sagedust vaadeldaval alal ning taustandmete olemasolul teha ka põhjuslike järeldusi bioloogilise mitmekesisuse ruumilise ja ajalise muutumise mehhanismide kohta.

3.2.1. Rutiinne kaardistamine

Levikukaarte võib koostada kahel printsiibil. Vähem tuntud ja raskemini vaadeldavate taksonoomiliste rühmade puhul koostatakse *leiukohtade kaart*, kuhu märgitakse kõik taksoni leiud vastavalt leiukohtade geograafilistele koordinaatidele. Paremini tuntud ja kergemini vaadeldavate organismide puhul (näiteks linnud, soontaimed) koostatakse reeglina *levikuatlas*, kus kaardistatav territoorium (Eesti) on ühtlaselt ja ühetaoliselt hõlmatud. Taolisel juhul toimub taksoni nn. lauskaardistamine, mille käigus jagatakse vaatlusalune territoorium osaruutudeks ning igas osaruudus registreeritakse kõigi vastava taksonoomilise suurrühma liikide esinemine või puudumine. Erandina tuleb leiukohtade kaart koostada selliste paremini tuntud ja kergemini vaadeldavate organismide tarvis, millised pakuvad erihuvi.

Põhimõtteliselt saab mõlemat tüüpi kaardi genereerida veebipõhise andmebaasi põhjal automaatselt juhul, kui andmed mingi liigi eksemplari leiu kohta sisestatakse andmebaasi laius- ja pikkuskraadides (nii toimib see Eestis juba näiteks seente, haruldaste soontaimeliikide jm. puhul). Leiukohtade andmete baasil saab ka koostada sobivas mõõtkavas levikuatlase. Samas ei ole reaalne, et konkreetsete leiukohtade koordinaadid viiakse sisse liikide puhul, millised levivad lausaliselt suurtel territooriumidel. Seetõttu paljude liikide puhul vajadus lauskaardistamise järele jääb ära.

Riiklike levikuatlaste puhul tuleb leiukohtade kaardistamiseks määrata nende koordinaadid ning UTM ruudu kood. Lauskaardistamise puhul kasutatakse standardina 10x10 km UTM ruudustikku, kus igal osaruudul on unikaalne kood. Seejuures tuleb Eesti territooriumi jaoks luua täpsustatud ja ühtlustatud UTM-ruudustikuga aluskaart koos standardkodeeringuga, välistades seejuures suur-ruutude liiteala nihkest tekkivad erinevused. Samuti on vajalik koostada korrelatsioon-analüüs UTM ruudustiku ja teiste Euroopas ja maailmas kasutusel olevate ning rahvusvaheliste aruandekohustustega seotud geograafiliste ruumiandmete süsteemidega. Jällegi on erijuhtudel (näiteks looduskaitsealad, rahvusvahelised projektid) võimalik teistsuguste ruutude (1x1 km, 50x50 km) kasutamine. Teatud juhtudel on praktilises mõttes otstarbekas mitte piirduda ruutudega ja konkreetsete leiukohtade koordinaatidega, vaid kaardistada näiteks tähtsad loomakogumite tõenäolise esinemise piirkonnad (näiteks väikeluige kevadrändeagssed nuumamispaigad, talvituvate kirjuhahkade toitumispaigad jne). Sellistel juhtudel tuleb kaardile lisada veel üks tähtis dimensioon – ajavahemik, mil kaardistatavad taksonid (näiteks linnud) seal on.

Eestis on vastava tegevusega jõutud küllalt kaugele. Näiteks koostati 1993.a. linnuatlas, 2000.a. valmis EPMÜ Zooloogia ja Botaanika Instituudis soontaimede levikuatlas, järk-järgult antakse eraldi lehtedena välja Eesti makroseente levikuatlast, koostamise lõppjärgus on imetajate levikuatlas ning kahepaiksete ja roomajate levikuatlas. Ühtse bioseire standardi kehtestamise puhul tuleks nimetatud andmekogude formaat viia standardiga kooskõlla.

3.2.2. Erihuvi pakkuvate liikide kaardistamine

Hoolimata sellest, kas vaadeldava taksonoomilise suurrühma liikide leviku kirjeldamiseks on läbi viidud lauskaardistamine, tuleb alati leiukohtadena kaardistada *erihuvi pakkuvad liigid*. Obligatoorselt on nendeks looduskaitsealused liigid, vastavalt ekspertide komisjoni soovitusel samuti vähemalt osa Punases Raamatus ja EL direktiivides sisalduvaid liike. Juhul, kui üksikleiukohtadena ei ole kaardistamine mingil põhjusel võimalik (tegu on liikuva organismiga, lokaalpopulatsioon on hajus), tuleb kaardil piiritleda erihuvi pakkuva taksoni tõenäolise esinemise piirkonnad. Seejuures ei piisa aga kindlasti vaid leiukohtade või potentsiaalsete esinemispiirkondade määramisest. Bioseire raames tuleb alati esitada ka põhjendatud ja ettepanekutega varustatud järeldusi erihuvi pakkuvate liikide esinemispiirkondade ohustatuse kohta, pidades seejuures silmas leiukohast oluliselt laiemat ala.

Praeguseks hetkeks on selles suunas palju ära tehtud - Eesti Ornitoloogiaühing hoiab infopanka haruldaste lindude levikuandmetega, EPMÜ Keskkonnakaitse-instituut andmepanka kaitsealuste taimede levikuandmetega. Tulevikus tuleb olemasolevad materjalid viia kooskõlla bioseire standardiga, neid jooksvalt täiendada ning tagada regulaarne andmevoog kesksesse bioseire andmebaasi.

3.3. Liikide (populatsioonide) seisund

Liigi (populatsiooni) seisundi uurimine bioseire raames on vajalik erihuvi pakkuvate või indikatiivsete liikide puhul. Töömahukuse tõttu ei saa selline tegevus olla paljude liikide suhtes rakendatav rutiinne metoodika.

Vaadeldavad liigid võivad seirega hõlmatud alal esineda ühe või mitme *lokaalpopulatsioonina*, mis piiritletakse ruumilise eraldatuse alusel. Seisundi uurimine toimub lokaalpopulatsiooni piires. Selliste organismide puhul, millistel võib eeldada püsivate lokaalpopulatsioonide (*remnant population*) olemasolu (pika elueaga ning vähese levimisvõimega organismid, näiteks mitmeaastased taimed), on seisundi kirjeldamiseks piisav ühe lokaalpopulatsiooni jälgimine vaadeldaval alal. Juhul, kui organismi bioloogia lubab eeldada kas nn. läte-mülgas ehk imb-populatsiooni ehk neelupopulatsiooni (*source-sink*) või metapopulatsiooni olemasolu, tuleb seisundi uurimisel hõlmata mitu lokaalpopulatsiooni, või vähemalt valida suurim neist. Väga haruldaste ja huvipakkuvate liikide puhul on ilmselt mõistlik vaadelda kõigi olemasolevate lokaalpopulatsioonide seisundit. Samuti võib osutada vajalikuks kirjeldada võrdlevalt lokaalpopulatsioonide seisundeid erineva kasutusrežiimiga, või erinevate ohuteguritega aladel.

Seisundi määramisel kaardistatakse lokaalpopulatsiooni konkreetne asukoht ning antakse hinnang populatsiooni suurusele ja üldseisundile. Seda lähenemist tuleb rakendada kõigi erihuvi pakkuvate liikide (ekspertide komisjoni poolt läbi vaadatud loend looduskaitsealustest ja/või Punase Raamatu liikidest ning lisaks ekspertide poolt soovitatud liigid, vt. 3.2) lokaalpopulatsioonide seisundi määramisel. Reeglina tuleks kirjeldada kõigi Eestis leiduvate lokaalpopulatsioonide seisundit, laiema levikuga liikide puhul määrab uuritavate lokaalpopulatsioonide loendi ekspertide grupp. Lokaalpopulatsioonide asukohakoordinaadid määratakse GPS abil ning kantakse andmebaasi, vajadusel ka sobivas mõõtkavas kaardile. Seejärel hinnatakse lokaalpopulatsioonide suurust vastavalt IUCN poolt soovitatud rahvusvahelisele standardile (2000 IUCN Red List of Threatened Species). Rühmades, kus selline lähenemine on mõttekas, hinnatakse subjektiivselt visuaalselt ka populatsiooni vanuselist või arengujärkude struktuuri, arvestades fertiilsete isendite ja järelkasvu olemasolu, kuid ei teostata konkreetseid mõõtmisi/vaatlusi struktuuri täpsemaks määramiseks. Loomade puhul kasutatakse populatsiooni seisundi hindamiseks sageli sigimisedukust (kotkaste jt. linnuharulduste puhul hinnatakse näiteks, mitu poega pesa kohta lennuvõimestub jne) ja/või suremust (näiteks märgistamise-taaspüügi meetodil). Vastavate näitajate alusel saab arvutada iivet. Samuti ei saa loomade puhul populatsioonide seisundi hindamist vaadelda lahus olevana elupaiga kvaliteedi hindamisest, kuna tihti oleneb populatsiooni viitaalsus just elupaikade kvaliteedist ning killustatuse astmest ning elupaiga kvaliteeti iseloomustavad näitajad võivad olla olulisemalt kergemini iseloomustatavad kui populatsiooni seisundit kirjeldavad parameetrid.

Mingil põhjusel erilist huvi pakkuvate liikide puhul on võimalik nn. projektipõhine seire, mille käigus uuritakse põhjalikult ning iseloomustatakse vastavalt objekti spetsiifikale populatsiooni vanuselist või arengujärkude struktuuri, viljakust/sigimisedukust ja/või suremust. Nimetatud näitajad lubavad hinnata, kas tegemist on kasvava, kahaneva või stabiilse populatsiooniga. Tegu võib olla kas väga haruldaste hävimisohus liikidega, haruldaste ja väga dekoratiivsete liikidega, mingitele kaits-

tavate territooriumidele eriti iseloomulike või lokaalses kontekstis väärtuslike liikidega, aga ka haruldase elupaiga (tüübi) suhtes indikatiivset väärtust omavate liikidega. Vastava nimekirja piiritleb kas Keskkonnaministeeriumi juures asuv ekspertide komisjon või vaatluste konkreetne tellija (näiteks omavaltsus, looduskaitseala). Konkreetne meetodiline protokoll tuleb välja töötada taksonispetsiifiliselt.

3.4. Taksonite dünaamika

Taksonite dünaamika uurimiseks on vajalik punktides 3.1, 3.2. ja 3.3 ette nähtud tegevusi korrata ajas. Ajasammu pikkus tuleb kehtestada bioseire standardina, tema pikkus sõltub vajadusest ja ressursi olemasolust. Punktide 3.1, 3.2.1. leiukohtadena kaardistavate liikide osa, 3.2.2 ning 3.3. on analüütilise faasi soovitatavaks ajasammuks kuni *10 aastat*. See tähendab, et kõikvõimalikud kokkuvõtted taksonite arvust ja erihuvi pakkuvate liikide levikust ja seisundist ning nende muutumisest tehakse iga kümne aasta järel, tuginedes vastavalt objektide spetsiifikale kas ühekordsete uuringute või pidevate vaatluste käigus kogutud andmetele. Analüütilise faasi, st. kokkuvõtete tegemise tsükli pikkus ei määra otseselt korduvvaatluste ajasammu (vt. peatüki lõpp).

Juhul, kui on tegu punktis 3.2.1. rutiinse lauskaardistamisega (näiteks tavaliste soontaimeliikide või linnuliikide puhul), millised on suhteliselt töömahukamad, kujuneb korduvkaardistamiste ajasamm ilmselt pikemaks. Vastavat tegevust võiks (vähe-malt taimede osas) planeerida mitme järjestikkuse aasta peale ning lõpliku ajasammu määrab keskkonnaministeeriumi juures tegutsev ekspertide komisjon. Eesmärgiks tuleks võtta, et lauskaardistamiste ajasamm ei ületaks 20 aastat.

Eelkirjeldatud meetoditel kogutakse andmeid taksonite ja tüüpide esinemise kohta. Samas on seire seisukohalt oluline fikseerida ka taksonite ja tüüpide kadumine. Andmed taksonite kadumisest võivad registrisse põhimõtteliselt jõuda kahel viisil. Esiteks ei pruugi 3.2. piires toimuv leiukohtade inventeerimine kinnitada liigi olemasolu, mistõttu liik loetakse kas leiukohast või isegi kogu Eestist kadunuks. Teiseks võib liigi kadumine ilmnedada ka lauskaardistamise käigus, ehkki sel juhul on vajalik täpsem varasemate leiukohtade järelkontroll. Raskesti vaadeldavate liikuvate organismide puhul loetakse liik kadunuks, kui teda ei ole registreeritud viimase 50 aasta jooksul. Seetõttu peab liigiregistrist väljavõtete tegemise ja analüüsimise ajaline samm olema sünkroonis teiste tegevuste (3.2) ajasammuga, olles neist mõnevõrra (näiteks 1 aasta) hilisem.

Raskesti vaadeldavate liikuvate organismide puhul (nt. enamus selgrootuid) on korduva lauskaardistamise rakendamine suurte kulude tõttu otstarbekas vaid eriti haruldaste või muul põhjusel eritähelpanu vajavate liikide korral (eelkõige liigid, millel on Eestis tuvastatud vaid mõne lokaalpopulatsiooni olemasolu). Muude sellesse kategooriasse kuuluvate vähearvukate liikide puhul tuleks eelistada juhuslike leidude jooksvat registreerimist (nt. suurliblikate puhul oleks selline lähenemine mõttekas umbes 30% vähelevinud või vähearvuka liigi puhul). Tavaliste liikide samalaadne registreerimine on suurte töömahtude tõttu ebaotstarbekas. Lisaks sellele, tavalisemate liikide arvukuse muutus ei avaldu nende leviku muutumises (niikuinii on igal pool olemas), seega ei saa eelkõige levikulisi muutusi kajastav juhu- või lauskaardistamine anda infot nende ajalise dünaamika kohta, selleks on vaja süstemaatiliselt kogutud andmeridu. Korduvkaardistamise asemel tuleks liikuvate suurtaksonite tavaliste liiki-

de ajalise dünaamika jälgimiseks kasutada nn. punktseiret elupaigatüüpides, mis on vastava suurtaksoni mitmekesisuse seisukohalt kõige olulisemad/esinduslikumad (nt. päevaliblikate puhul pärandmaastikud). Erinevatele taksonitele tuleks läheneda just nende seireks kohandatud meetodil, mis võimaldab meetoodiliselt laitmatu kvantitatiivse andmestiku kogumist (nt. päevaliblikate puhul transektloendused, ööliblikate puhul valguspüük jne.). Seiresammu valikul tuleks seejuures arvestada teatud objektiivsete kriteeriumidega. Et vaadeldavates suurtaksonites on enamasti palju ja seejuures erinevate keskkonnanõudlustega liike, saab keskkonnas registreerida eri tüüpi mitmekesisust otseselt või kaudselt mõjutavaid muutusi.

Punkti 3.3. erijuhi all loetletud seisundivaatlusi tuleb teha vastavalt vajadusele. Kui konkreetse liigi seisundi dünaamika pakub huvi looduskaitsele ja/või teadusele, on soovitatav vaatlusi korrata võimalikult tihti, ideaaljuhul igal aastal. Vältimatu on andmete statistiline analüüs ja interpretatsioon, mida peavad läbi viima vastava kvalifikatsiooniga uurijad, vastasel korral pole nii täpsed andmed sisuliselt vajalikud. Samuti osutub selliste uuringute korral vältimatuks olukorda parandavate ettepanekute tegemine ekspertide poolt arvestades seiretulemusi.

4. Koosluse tasand

Koosluse tasandil toimuv bioseire peab andma ülevaate Eesti elupaigatüüpide (taimkattetüüpide, ökosüsteemi tüüpide) seisundist ja dünaamikast, kusjuures põhiline tähelepanu tuleb pöörata bioloogilise mitmekesisuse seisukohast olulistele ja Eesti loodusele omastele elupaikadele. Viimasteks on kas unikaalsed ja globaalselt või Euroopa piires vähelevinud kooslused (elupaigatüübid), või laiemalt levinud kooslustüüpide sellised seisundid, mis on negatiivsest inimtegevusest suhteliselt vähe mõjutatud ning mille liigiline koosseis ning mitmekesisus viitavad koosluse heale seisundile, teisisõnu looduslikuna säilinud ja/või kaitstud kooslused. Koosluste bioseirel tuleb oluliseks pidada nii ruumilise jaotuse kui kvaliteedi mitmekesisuse tasakaaluprintsiipi ehk arvestada võimalikult tasakaalustatud mitmekesise loodusega Eesti ulatuses.

Koosluse tasandil bioseire puhul tuleb tüübirühmade kirjeldamisel lähtuda ühtselt bioseire standardist. Tüüpide bioseire standard peaks põhinema J. Paali (1997) poolt esitatud skeemi autori poolt 26.04.01 täiendatud variandil, soode puhul Paali jt. (1999:112) poolt esitatud skeemil, millised on täiendatud vastavalt bioseire standardiga kehtestatud vajadustele ja seejuures ühtlustatud rahvusvaheliste aruandluskohustustega seotud klassifikatsioonidega. Kui erijuhtudel on vajalik täpsem lähenemine kasvukohatüüpide tasemel, võib kasutada muid spetsiifilisi allikaid, näiteks metsade puhul Lõhmus (1984), rohumaade puhul Krall jt. (1980) või Laasimer (1965) jms. Seejuures on aga rangelt soovitatav arvestada ühilduvusvajadusega muude klassifikatsioonide suhtes. Lisaks elupaigatüübi määramisele tuleb eristada lisaks kas tüübirühmade või kasvukohatüüpide piires erinevaid *suktsessiooniastmeid*. Erinevad autorid kasutavad erinevaid suktsessiooniastmete klasse, vastav skeem tuleb edasise töö käigus ühtlustada. Ka siin on bioseire standardi kehtestamiseks vajalik täpse meetoodilise protokolliga väljatöötamine.

4.1. Elupaigatüüpide (taimkattetüüpide, ökosüsteemi tüüpide) loend

Tüüpide loend tüübirühmade tasemel näitab sisuliselt elupaikade mitmekesisust ja sellega seonduvalt ka elustiku potentsiaalset mitmekesisust vaadeldaval alal. Antud näitaja on teatava piirini subjektiivne, st. sõltub paljuski kasutatavast klassifikatsiooniskeemist. Tüüpide loend ise ei anna seetõttu otseselt muude regioonidega võrreldavat informatsiooni bioloogilise mitmekesisuse seisundi kohta. Samas on taimkattetüüpide piiritlemine vältimatult vajalik seire teiste komponentide läbiviimiseks. Oluliseks muutub tüüpide loend koos määratletud indikaatorliikide ja/või mitmekesisusindeksitega. Samuti ei saa loendit vaadelda eraldiseisvana ruumilisest tüübimustrist (vt. ptk. 4.2). Loend ise (vt. ptk. 4) on bioseire standardi lahutamatuks osaks.

Tüüpide loendi oluliseks täpsustavaks osaks on tüübisiseste *suktsessiooniastmete* loend. Üldises plaanis peaks viimane näitama vaadeldava elupaigatüübi/taimkattetüübi asendit skaalal, mille ühes otsas on asustamata elupaik ja teises otsas edaafiline kliimaks, pool-looduslike ökosüsteemide puhul aga nn. plagiokliimaks. Bioseire raames peab aga kasutatav suktsessiooniastmete skaala olema piisavalt lihtne ja üheselt mõistetav. *Rohumaade* puhul tuleb eelkõige arvestada kaugust stabiilselt traditsioonilisel viisil majandatavast seisundist. Praktilises plaanis on siin võimalikud kaks suktsessiooniastmete klassifikatsiooni: *esimene* arvestab komplekselt kasutusrežiimi, *teine* aga vaid üht kasutusrežiimist tulenevat parameetrit - võsastumise astet. *Metsade* puhul on ühelt poolt oluline eelkõige ajaline kaugus raiest jm. metsamajanduslikust tegevusest tingitud seisundist, teisalt aga puurinde loodusliku uuenemise määr (kas esimene raiejärgne või üldisemalt häirejärgne põlvkond on istutatud/külvatud või spontaanne, kas esineb jooksev looduslik uuenemine). Praktilises plaanis tuleks kasutada skaalat, mis iseloomustab suktsessioonilise seisundi 'distanti' lageraie-staadiumist: põlismets; looduslik mets; taastuv mets; majandatav küps mets; majandatav keskealine mets; majandatav noor mets; raiesmik. Igal juhul tuleb juurde lisada hinnang kuivenduse mõju kohta, sest valdav enamus Eesti metsi levib liigniisketel muldadel. *Soode* puhul tuleks kasutada kuivendamise mõju iseloomustavat skaalat, mis reaalsuses korreleerub oluliselt ka muu inimõjuga, näiteks metsamajandusliku tegevuse aktiivsusega. *Muude elupaikade* puhul (näiteks traditsiooniliselt kasutatavad agraarökosüsteemid) tuleb piirduda hinnanguga, kas *negatiivne* inimtegevus on seda oluliselt mõjutanud või mitte. Kui puudub võimalus konkreetseks objektiivseks indikatsiooniks, peavad vastava subjektiivse hinnangu andma eksperdid. Tüübiloendite seiret ei saa vaadelda lahusolevana taksonite seirest, kuna nii erinevad suktsessiooniastmed ise kui ka nende kvalitatiivne seisund on erinevatele taksonitele tihti harulduse suhtes limiteerivaks.

4.2. Elupaigatüüpide (taimkattetüüpide, ökosüsteemi tüüpide) levik ruumis

Bioseire seisukohalt ei ole reaalne ega esimeses lähenduses ka vajalik kogu Eesti elupaikade/taimkatte lauskaardistamine, ehkki mõned riigid (näiteks Norra) piisava ressursi olemasolu tõttu selles suunas liiguvad. Bioseire seisukohalt on oluline kanda kaardile eelkõige erihuvi pakkuvad objektid. Viimaste hulka kuuluvad elupaiga/taimkattetüüpide sellised suktsessiooniastmed, mis omavad looduskaitse seisukohalt olulist väärtust – põlismetsad ja nn looduslikud metsad, hea kasutusrežiimiga avatud pool-looduslikud rohumaad, kuivendusest mõjustamata või vähe mõjustatud sood, elustiku mitmekesisuse seisukohalt väärtuslikud traditsiooniliselt kasutatavad agraar-

ökosüsteemid, riiklikult ja/või rahvusvaheliselt haruldaste taksonite elupaikadena nende eksistentsi limiteerivad elupaigatüüpide suksessiooniasemad. Lisaks sellele võib ressursi olemasolul kaardile kanda muud erihuvi pakkuvad elupaiga-/taimkattetüübid: näiteks sellised, mis on konkreetsetes piirkonnas vähe levinud või haruldased; mis on vaadeldavale piirkonnale eriti tüüpilised; millel on suur esteetiline väärtus; mille loodusliku (pool-loodusliku) oleku taastamine on võimalik ja vajalik; jne. Elupaigatüüpide kaardistamist ei tohiks vaadelda lahus taksonite levikust ruumis.

Eestis on vastavate töödega tegelikult jõutud küllalt kaugemale – väärtuslike metaökosüsteemide leviku ülevaade on antud Viilma jt. (2001) poolt, andmed väärtuslike soode leviku kohta Paal jt. (1999) poolt. Publitseeritud on ka osa andmeid poollooduslike rohumaade kohta – Leibak & Lutsar (1996) käsitlevad ranna- ja luhaniitude levikut, Luhamaa jt. (2001) Läänemaa pärandkoosluste levikut. Ka ülejäänud poollooduslike rohumaade inventariseerimise esimene ring on valdavalt valmis ning andmed ootavad publitseerimist. Riikliku bioseiresüsteemi tarbeks tuleb olemasolev materjal viia vastavusse bioseire standardiga, samuti tuleb materjali täiendada ja vajadusel täita olemasolevad infolüngad.

Bioseire standardile vastavate kaardistamisüksuste piirid tuleb täpsustada GPS abil ning sisestada GIS-i põhisesse koosluste leviku andmebaasi. Viimane peaks olema üles ehitatud ühtsena taksonite andmebaasiga ning ühilduv teiste Eesti andmebaasidega (näiteks Eesti Looduse Infosüsteem – EELIS). Samuti tuleks jälgida ühilduvust rahvusvaheliste aruandekohustustega seotud andmebaasidega (näiteks Euroopa Looduse Infosüsteem – *European Nature Information System* – EUNIS, Emerald, Natura 2000). Lisaks tuleb säilitada seletuskirjad kõigi kaardile kantud eraldiste kohta. Elupaigatüüpide ruumilise leviku seire puhul tuleb pidada silmas looduslike tüübimustrite ruumilist tasakaalustatust regiooniti.

4.3. Elupaigatüüpide (taimkattetüüpide, ökosüsteemi tüüpide) seisund

Elupaiga/taimkattetüübi seisund iseloomustab seda, mil määral sarnanevad koosluse liigiline koosseis ja struktuur ning lokaalsed abiootilised tingimused vastavalt kas loodusliku seisundi (metsad, sood, ranniku avakooslused), stabiilsele poolloodusliku seisundi (rohumaad) koosseisule, struktuurile ning tingimustele, või omalaadse ja väheesineva suksessioonilise seisundi (luited, eripärased agroökosüsteemid) koosseisule, struktuurile ning tingimustele. Samuti iseloomustab tüübi seisund sobivust taksonile, näiteks rändavate taksonite puhul võib seisundi halvenemine viia rändekoridori katkemiseni. Peamisteks seisundi määramist võimaldavateks tunnusteks on näiteks liigiline koosseis ja liikide arv, rannete olemasolu või puudumine, puistu olemasolul vanusklasside esindatus ja surnud puidu olemasolu ja iseloom, mulla toiteelementide sisaldus ja niiskusrežiim, samuti inimtegevust näitavad tunnused (kuivenduskraavide olemasolu, metsaistutus, niitmine ja karjatamine, jms.).

Seisundi määramisel on võimalikud kaks põhimõttelist lähenemist – ekspert hinnang või indikaatortunnuste registreerimine ja analüüs. Seisundi tulemuste esitlemisel ei tohi unustada interpretatsiooni ja põhjendatud ettepanekuid olukorra parandamiseks.

4.3.1. Koosluste seisundi eksperthinnang

Elupaigatüübi/taimkattetüübi seisundit hindav ekspert võrdleb konkreetset kooslust regionaalsetes taimkatteülevaadetes, aga ka muudes kooslusi kirjeldavates kirjalikes allikates viidatuga. Seega põhimõtteliselt tugineb ka subjektiivne hinnang objektiivsetele parameetritele, ainult et viimaseid ei mõõdeta looduses sellise metoodika järgi, mis hiljem võimaldaks andmete statistilist analüüsi, vaid antakse üldine koondhinnang. Kuna nn. objektiivsed mõõdetavad parameetrid (näiteks liigirikkus, teatavate indikaatorliikide esinemine) ei pruugi tegelikult alati piisava täpsusega kirjeldada ei suktessioonilist staadiumit ega ka laiemas plaanis antud taimkattetüübi looduskaitselist väärtust, mis on oma olemuselt niikuinii subjektiivse iseloomuga kategooria, on ekspertarvamus tihti nii aja- ja ressursikulukuselt efektiivne kui ka sisuliselt õigustatud. Subjektiivse hinnangu puhul peab ekspert kõigi vaadeldavate parameetrite (liigiline koosseis, kaitsealuste liikide esinemine, koosluse struktuur, inimõjud) alusel andma koguhinnangu koosluse seisundile.

Elupaiga/taimkattetüüpide kaardistamine (ptk. 4.2) sisaldabki endas juba tegelikult seisundi määramise ekspertide (konkreetsete kaardistajate) poolt, sest näiteks põlismetsade ja looduslike metsade kaardistamine põhineb vastavate metsaökosüsteemide seisundi eelneval määramisel.

4.3.2. Koosluse seisundi hindamine indikaatorite alusel

Ekspertarvamusel põhinev elupaigatüüpide/taimkattetüüpide seisundi hindamine võib mõneti ebapiisavaks osutuda kahel põhjusel. Ühelt poolt võib vaatluste ajalise rea korral eri aastatel vahelduda eksperdi isik, mis omakorda võib (ehkki ei pruugi!) kaasa tuua subjektiivse vea. Teiseks võib looduskaitse praktikas ette tulla konfliktiolukordi, kus eksperdi arvamus vaidlustatakse (näiteks maaomaniku poolt) ja taimekoosluse seisundi hindamisele tõeväärtuse andmiseks (kaasa arvatud kohtulahendi jaoks) on vaja kasutada objektiivselt mõõdetavaid näitajaid ja teaduslikku analüüsi. Näiteks Põhjamaades pole sugugi haruldased olukorrad, kus maaomanik vaidlustab tema kinnistu piires asuva elupaiga kaitse alla võtmise otsuse. Sellisel juhul on ökosüsteemi seisundi hindamiseks vajalikud võimalikult objektiivselt mõõdetavad parameetrid. Kolmandaks võib indikaatorite esinemise analüüs anda informatsiooni selle kohta, millised alad (ökosüsteemid, maastikud, jms) vajaksid täiendavalt kaitse alla võtmist.

Eelnimetatud põhjustel on koosluste seisundi hindamisel *teiseks* võimalikuks lähenemiseks *bioloogiliste mitmekesisuse indikaatorite analüüs*. Kuigi indikaatorite teemat on ökoloogilises kirjanduses puudutatud, lähenevad erinevad autorid küsimusele erinevalt (vt. Larsson et al. 2001), mistõttu ühtne lähenemisviis puudub ning reaalsete indikaatorite kasutamine tuleb igal konkreetsel juhul lahendada eraldi. Olemuselt võib indikaatoreid klassifitseerida järgmiselt: struktuursed, liigilisel koosseisul põhinevad, funktsionaalsed. Metoodilises mõttes võib indikaatoreid klassifitseerida ka teisiti: poliitilised (näiteks mingi Punase Raamatu liigi või EL direktiivides sisalduva elupaigatüübi esinemine või puudumine); üksikute indikaatorliikide esinemisel põhinevad; statistilised (liigirikkuse indeksid, ordinatsioonid).

Praktilisest seisukohast lähtuvalt võib indikaatorid jagada kahte klassi: *analüütilised* (seisundi kirjeldamisel ja selle esmasel teaduslikul analüüsil põhinevad) ning *sünteesilised* (indikaatorid, mille leidmiseks on vaja laiemapõhjalist teaduslikku analüüsi). Eesti bioseire süsteemi osaks peaks olema bioseire standard analüütiliste indikaatorite kohta. Sünteesiliste indikaatorite väljatöötamine peaks põhinema eelnevatel

teadusprojektidel, mis hetkeseisuga on Eestis alles alustamisjärgus. Samas tuleks Eesti bioseire standardi välja töötamisel siiski arvestada ka rahvusvaheliste poliitiliste indikaatorite võrreldavusvajadusega ning sellele vastava aruandekohustusega. Järgnevalt toome näiteid võimalike indikaatorite kohta.

Analüütilised indikaatorid:

Liigiline koosseis: kirjeldatakse antud seireskeemi haaratud meeskonna taksonoomilist kompetentsi arvestades võimalikult suur osa kogu liigilisest koosseisust ning soontaimede puhul lisaks liigirikkus pinnaühiku (standard on 1m²) kohta. Juhul, kui muude taksonoomiliste komponentide puhul on liigirikkuse määramine pinnaühiku kohta sisuliselt võimalik ja ressursside osas optimaalne, saab ka see kirjelduse osaks. Erilist rõhku tuleb panna nõ. suktessiooniliselt väärtuslikele staadiumitele (põlismetsad, looduslikud metsad; stabiilse kasutusrežiimiga pool-looduslikud rohumaad; kуйvendamata sood, jms.) iseloomulike indikaatorliikide (taimed, s.h. sammaltaimed; loomad; seened, s.h. lihheniseerunud) esinemisele; kaitsealuste, Punase Raamatu liikide ja muude nimekirjade liikide (näiteks Natura 2000, IUCN Punane Raamat, konventsioonid) esinemisele.

Indikaatorliikide esinemine saab olla ka informatsiooniks, mille põhjal mingi konkreetne elupaiga/taimkattetüüp seireskeemi haaratakse. Nimelt mingi konkreetse taksonoomilise suurrühma (näiteks suurliblikad, makroseened) haruldaste ja lokaalselt levinud taksonite kaardistamise (vt. ptk. 2.2.1) tulemuste analüüs võimaldab eristada elupaigad/taimekooslused, kus ohustatud/lokaalselt levinud liikide osakaal on ebaproportsionaalselt kõrge võrreldes muude piirkondadega. On põhjust eeldada, et lisaks näiteks konkreetselt vaadeldud taksonitele on sellistes piirkondades ka mitmed teised putukarühmad esindatud rohkem tähelepanu väärivate liikidega. Teisisõnu, haruldaste taksonite kaardistamine inditseerib nõ. bioloogilise mitmekesisuse kuumad paigad (*hot spots*), millele võiks rohkem tähelepanu pöörata.”

Struktuur: metsade ja metsastunud soode puhul kirjeldatakse lokaalseid tingimusi kõige enam mõjustava komponendi - puurinde - vanuselise struktuuri heterogeensust ja surnud puidu (nii seisev kui lamav) hulka ja kvaliteeti; rabade puhul põhiliste struktuurivormide (peenrad, älved, laukad) olemasolu ja seisundit; rohumaade puhul puu- ja põõsarinde olemasolu ning paiknemist. Juhul, kui koosluste/elupaikade seisundi uurimine haarab maastiku taset, st. vaatluse all on erinevate tüüpide mosaiik, tuleb hinnata ka maastiku struktuuri (elementide mitmekesisus ja paiknemine). Selline vajadus tekib näiteks juhul, kui käsitletakse rändavate liikide rändekoridoride vajalikku struktuuri.

Sünteesilised indikaatorid

Suhteline liigirikkus. Viimase arvutamiseks iga taimkattetüübi tarvis on vaja teada nn. regionaalset liigifondi, misjärel saab arvutada antud konkreetses taimkattetüübis/koosluses esinevate liikide protsendi kogu liigifondist. Regionaalse liigifondi määramine on laiaulatuslik uurimuslik ülesanne. Hetkel on Eesti kohta vastavad nimekirjad siiski koostamisel, nende valmimisel ja kasutajasõbraliku infovahenduse korral muutub suhtelise liigirikkuse arvutamine reaalselt võimalikuks ka nn. tavaseire käigus.

Liigilise koosseisu vastavus nn. soovitava seisundile. See lähenemine põhineb ordinatsioonimeetodite kasutamisel, eelnevalt defineeritud (kas subjektiivselt või laiaulatusliku klassifitseerimise/ordineerimise kaudu) 'soovitavate tüüpide' liigilist koosseisu võrreldakse reaalsete huvialuste koosluste omaga. Siin on reaalse ja 'soovitava'

seisundi võrdlemisel võimalik kasutada kaasaegseid kõrge efektiivsusega meetodeid nagu 'neural network'.

Funktsionaalne struktuur. Uuritakse erinevate funktsionaalsete rühmade esinemist koosluses. Näiteks suur inimkaaslevate (antropofüütide) osakaal taimekoosluses, või suur konkurentliikide osakaal võrreldes nn. stressitalujatega, viitab sellele, et koosluse koosseis on oluliselt mõjutatud inimese poolt. Samas puudub sellises lähenemises väljakujunenud standard, asi on hetkel kogu maailmas pigem jätkuvate teadusuuringute staadiumis.

Nii analüütiliste kui sünteetiliste indikaatorite kasutamise puhul on vajalik lisada eksperthinnang *looduskaitse* väärtuse kohta, arvestades taimkattetüübi harulduse astet, kaitsealuste ja muul põhjusel tähelepanu väärivate liikide esinemist, fragmenteerituse astet ja olulisust rändekoridorina, esteetilist väärtust jms. *Koondhinnang* sisaldab seega *suktsessiooniastme määratlust* ja *looduskaitse* väärtust.

4.4. Elupaigatüüpide (kooslusetüüpide, ökosüsteemitüüpide) dünaamika

Elupaigatüüpide (kooslusetüüpide, ökosüsteemitüüpide) dünaamikat saab registreerida punktides 4.1, 4.2 ja 4.3 kirjeldatud tegevuste kordamisega kindlate ajavahemike järgi. Näiteks elupaigatüüpide korduvkaardistamine lubab registreerida muutusi nende pindalas ja levikus. Seisundi korduvkirjeldus lubab nii teha järeldusi muutuste põhjuste kohta, kui ka prognoosida muutusi lähitulevikus.

Korduvkaardistamise ja koosluste seisundi korduva kirjeldamise ajasamm sõltub olemasolevatest ressurssidest. Soovitavaks rutiinseks korduvkirjelduste ajasammuks on 10 aastat. Arvestades aga inimtegevusest tulenevat mõju peaks haruldasemate ja enam ohustatud tüüpide dünaamika jälgimise ajasamm olema lühem, et oleks reaalne ohu ilmnemisel aegsasti rakendada vastumeetmeid.

5. Seos maastike seirega

Bioloogilise mitmekesisuse seisundi ja dünaamika põhjuste selgitamine vajab enamikul juhtudel lisaandmeid maastike struktuuri ja dünaamika kohta. Kuna põhjuslike seoste analüüs on äärmiselt oluline otsustajatele reaalsete vastumeetmete rakendamiseks, on igati põhjendatud vajadus maastiku tasemel andmete kogumise kohta kombineeritult tüüpide ja taksonite seirega. Maastike heterogeensuse määrab esimeses lähenduses nende mitmekesisus, st. taimkatte/elupaigatüüpide arv, mille registreerimisega tegeleb bioseire komponent 4.1. Bioloogilist mitmekesisust mõjutavad aga lisaks veel mitmed maastiku tasemel ilmnevad mõjurid nagu erinevate taimkatte/elupaigatüüpide proportsioonid, nende ruumiline paiknemine (näiteks kindla taimkatte/elupaigatüübi homogeense laigu suurus, kuju ja isoleeritus teistest sama tüüpi laikudest), muude maastikuelementide (lineaarsed elemendid, asumid, jms.) olemasolu ja paiknemine, samuti spetsiifiliste elupaikade (näiteks rändrahnud, kiviaiad, väikesed veekogud jms.) olemasolu. Seetõttu tuleb bioseire standardiga kehtestada rutiinne nõue koostööst maastike seirega komponentide 3.3 ja 4.3 täitmisel ning välja töötada Eesti oludele sobiv maastiku tasemel üksuste (taimkatte/elupaiga/ökosüsteemitüüpide mosaiik) klassifikatsioon. Vastav laiemalt aksepteeritud rahvusvaheline mudel, mida võiks Eestis rakendada, tegelikult puudub, mis on osalt seletatav maastikukomplekside regionaalse unikaalsusega. Üldisuse hu-

vides tuleks vähemalt esialgses maastike tasemel üksuste klassifitseerimise süsteemis kasutada taimkatte/elupaikade klassifikatsioonide võimalikult kõrgeid hierarhiatasemeid, st. näiteks mitte käsitleda metsade ja rohumaade kasvukohatüüpide mosaiike, vaid pigem täairühmade või koguni klasside ja taimkondade mosaiiki.

6. Tegevuste prioriteedid

Eelkirjeldatud bioseire komponendid on vajalikud bioloogilise mitmekesisuse taseme hindamiseks, dünaamika fikseerimiseks ja muutuste suuna ennustamiseks, samuti esialgseks põhjuslike seoste analüüsiks ja soovitude andmiseks bioloogilise mitmekesisuse kaitse korraldamisel. Samas on piiratud ressursside tingimustes mõistlik klassifitseerida nimetatud tegevused prioriteetide järgi kategooriatesse. Vastavalt majanduslike võimaluste arenemisele tuleks bioseire korraldamisel liikuda suurema prioriteetsusastmega tegevustelt madalama prioriteetsusega tegevustele. Esimese viie prioriteediklassi tegevused peaksid olema Eesti bioseire- süsteemi obligatoorsed osad, kuuenda klassi tegevused aga sama süsteemi soovitavad osad. Seitsmes klass koosneb projektipõhisest seirest, milliste algatamine sõltub lokaalsest huvist (looduskaitsealad, omavalitsused), teaduslikust huvist, looduskaitsepoliitilistest faktoritest (rahvusvaheline tähelepanu teatud liikidele või elupaikadele, mõne liigi või elupaigatüübi seisundi oluline halvenemine) jms.

I prioriteet. Bioseire süsteemi logistiline väljaarendamine. Siia kuuluvad:

- a. riikliku *liigiregistri* ja riikliku *koosluste registri* loomine;
- b. *bioseire standardi* kehtestamine - meetodiline juhend kõigi bioseire tegevuste tarvis, s.h. andmebaaside formaat ja kasutamise reeglid;
- c. bioseire *ekspertgrupi* ellukutsumine (määrab erihuvi pakkuvad liigid ja kooslused, vaatab üle ja täiendab bioseire standardit);
- d. bioseire *eelarveskeemi* läbitöötamine.

II prioriteet. Siia kuuluvad:

- a. Taksonite loendite koostamine suurrühmade kaupa (tegevus 3.1);
- b. Taksonite ruumilise leviku kirjeldamine erihuvi pakkuvate taksonite osas (tegevus 3.2.2) ning nende seisundi kirjeldamine (tegevus 3.3);
- c. Elupaigatüüpide/taimkattetüüpide loendi koostamine (tegevus 4.1);
- d. Erihuvi pakkuvate elupaigatüüpide/taimkattetüüpide ruumilise leviku kirjeldamine (tegevus 4.2).

III prioriteet. Erihuvi pakkuvate taksonite ja koosluste dünaamika (tegevused 3.4. ja 4.4). Sisuliselt on siin tegemist 3.1, 3.2.2, 3.3 ja 4.2 kordamine ajas.

IV prioriteet. Taksonite levik ruumis suurrühmade kaupa (tegevus 3.2.1).

V prioriteet. Erihuvi pakkuvate elupaigatüüpide/taimkattetüüpide seisundi ekspert hinnang (tegevus 4.3.1) ja seisundi dünaamika.

VI prioriteet. Eestis levivate taksonite võimalikult täpse loendi koostamine ja täiendamine – tegevus 3.1, laiendatuna kõigile taksonoomilistele rühmadele.

VII prioriteet. Projektipõhine seire – valitud taksonite ja tüüpide seisundi ja dünaamika analüüs kas eksperthinnangu, populatsiooni struktuuri või indikaatoritunnuste alusel. Projektide algatamine sõltub vahetutest looduskaitsealistest vajadustest (mingi tähelepanu vääriava liigi elupaika või kaitset vääriavasse taimkattetüüpi kavandata või juba toimuv majandustegevus, rekreatsioon, ehitustegevus jms.), looduskaitsepoliitilistest asjaoludest (rahvusvahelised projektid ja programmid, mis puudutavad teatud taksoneid või tüüpe), kohalikust huvist (looduskaitsealade, omavalitsuste juures asuvate keskkonnaametite, mittetulundusühingute jm. initsiatiiivid), teaduslikust huvist.

7. Bioseire skeemi elluviimise ligikaudne maksumus

Eelkirjeldatud seirepõhimõtete ellurakendamine on kahtlemata kulukam kui seni toimiv bioseire. Seetõttu on oluline hinnata ligikaudu uue süsteemi ellukutsumiseks vajalike finantsvahendite suurusjärku.

Siikohal tootavate ligikaudse arvestuse aluseks on võetud ühe 'elementaartöögrupi' kulutused. Vastav 'elementaartöögrupp' peaks koosnema ühest pidevalt töötavast tippspetsialistist ning tema meeskonnast, milline töötab projektipõhiselt ning võib vajadusel sisaldada ka amatöörteadlasi jm. asjahuvilisi. Kulud on arvestatud järgmiselt: kõrgelt kvalifitseeritud spetsialisti netopalk on vastavalt Eestis 2003.a. realselt kasutatavale maksimumpalgamäärale kuni 15000.- kuus (lisaks maksud). Spetsialisti palgafond moodustab ca 50% kõigist ametikohaga seotud kulutustest (lisanduvad infrastruktuursed kulutused; lisatööjõu palkamine, s.h. amatöörteadlaste töö tasustamine; töövahendid; komanderingukulud; kontorikulud jms.). Nii kujuneb ühe tippspetsialisti ametikoha summaarseks maksumuseks aastas ca 500 000 eek.

Selliste kogu Eestit hõlmavate suurprojektide korral, milliste puhul on valdav osa eeltööst tehtud (näiteks linnuatlase või soontaimede atlase uuendamine ning bioseire standardiga vastavusse viimine koos uute välitöödega kogu Eesti ulatuses ning tulemuste avalikustamisega; rohumaade, metsade ja soode kaartide täpsustamine ja standardiga vastavusse viimine koos tulemuste avalikustamisega), on maksumuseks arvestatud ligikaudu nelja tippspetsialisti aastatöö maksumus, lisaks kulutused tulemuste avalikustamiseks trükis ja veebipõhiselt, mis teeks aastas ca 2000000 eek. Sama kalliks võib hinnata uue bioseire projekti algatamiseks vajaliku logistilise projekti maksumust. Sellised suurprojektid, milliste puhul adekvaatsed lähteandmed varasemast perioodist puuduvad (näiteks suurliblikate või sammaltaimede kohta on andmeid palju, aga atlast nende põhjal seni veel koostatud ei ole), võivad olla kuni 50% kallimad.

Eelkirjeldatud bioseire skeemi ellukutsumiseks oleks vajalikud järgmised kulutused:

Ametikohad:

a. Eesti taksonoomiliste nimekirjade hoidjad, 6 inimest (soontaimed, seened, samblikud, sammaltaimed, selgroogsed, selgrootud). Hoidjateks on vastava ala parimad spetsialistid, kelle ametikohustustest ja palgast moodustaks taksonite nimekirja hoidmine keskmiselt 25% (keerukamate rühmade puhul nagu selgrootud või seened rohkem, väiksemate rühmade puhul nagu sammaltaimed või samblikud vähem). Summaarne aastane kulu 750 000 eek.

b. Elupaigatüüpide/taimkattetüüpide andmebaasi hoidja. Kuna vastav töö on suuremahuline, tuleks ette näha üks ametikoht. Reaalsuses võib olla haaratud näiteks kaks spetsialisti 50% osalusega (üks spetsialist metsade ja soode tarvis, teine rohumaade, agroöküsteemide jm. elupaikade tarvis). Summaarne aastakulu 500 000 eek.

c. Haruldaste loomaliikide registri pidaja, kes ühtlasi tegeleb ka olulisemate kaitsealuste taksonite osas levikuandmete kogumisega. Üks spetsialist, summaarne aastakulu 500 000 eek.

d. Haruldaste taimeliikide registri pidaja, kes ühtlasi tegeleb ka taimeharulduste leiukohtade regulaarse inventariseerimisega. Üks spetsialist, summaarne aastakulu 500 000 eek.

e. Infotehnoloog. Liigiregistri ja kooslusregistri ülesehitaja ja hooldaja. Üks spetsialist, summaarne aastakulu 500 000 eek.

f. Bioloogilise mitmekesisuse analüütik. Kõrgelt kvalifitseeritud spetsialist, kes analüüsib Eesti bioloogilise mitmekesisuse seisundit ja dünaamikat, publitseerib vastava materjali teadusajakirjades, teavitab Eesti avalikkust, teeb ettekandeid ja ettepanekuid looduskaitseorganitele (Keskkonnaministeerium, keskkonnaametid, looduskaitsealad, mittetulundusühingud). Üks spetsialist, summaarne aastakulu 500 000 eek.

g. Ekspertgrupi tasu – aastane kulu 250 000 eek.

Kokku ametikohtadega seotud kulutused: ca 3 500 000 eek

Suurprojektid, mis on vajalikud bioseire süsteemi käivitamiseks.

Juhul, kui projekti kogukuluks on arvestatud näiteks 2 000 000 eek, aga projekt viiakse läbi kahe aasta jooksul, on võimalik iga-aastase sama suure rahasumma eraldamise korral läbi viia kahte paralleelset projekti.

Esimese *kuue* aasta projektid, igaühe summaarne maksumus 2 000 000 eek:

- a. Bioseire logistika projekt - bioseire standardi väljatöötamine ja erihuvi pakkuvate taksonite ja tüüpide nimekirjade koostamine ning täiendamine
- b. Soontaimede atlase uuendamine ja täiendamine
- c. Linnuatlase uuendamine ja täiendamine
- d. Soode kaardi uuendamine ja täiendamine
- e. Metsade kaardi uuendamine ja täiendamine
- f. Rohumaade kaardi uuendamine ja täiendamine

Järgneval *neljal aastal* viiakse lõpule ülejäänud taksonoomiliste suurrühmade nimekirjade koostamine, mõnel juhul ka levikuatlaste koostamine (näiteks kandseente levikuatlas, suurliblikate levikuatlas).

Praeguseks hetkeks käivitunud seireprojektid langevad paljudel juhtudel VII prioriteediklassi, st. peaksid olema projektipõhised tegevused. Samas on otstarbekas (vastavalt peatükkides ??? – loomad ja ??? – taimed) parimate seni käimasolevate projektide jätkamine, kuna kogutud on juba väga väärtuslik informatsioon. Ligikaudu võiks nimetatud projektide kogumaksumus olla võrreldav nn. bioseire ühe suurprojekti mak-

sumusega. Arvestades jätkamist väärivate üksikprojektide aastaseks kulutuseks 2000 000 eek, saame bioseire programmi aastaseks maksumuseks

ca 3 500 000 + 2 000 000 + 2 000 000 = **7.5 miljonit eek aastas**

Arvestades 10 aasta peale, tuleks vastav summa läbi korrutada inflatsioonikoefitsiendiga. Lisaks tuleks täiendavaid projektipõhiseid bioseire programme algatada mitmesuguste Eesti ja välismaiste finan stallikate arvelt.

Viidatud kirjandus

- Burga, C.A. and Kratochwil, A. 2001. *Biomonitoring: General and Applied Aspects on Regional and Global Scales*. Kluwer, Dordrecht
- Krall, H., Pork, K., Aug, H., Püss, Ö., Rooma, I. and Teras, T. 1980. *Eesti NSV looduslike rohumaade tüübid ja tähtsamad taimekooslused*. - Eesti NSV Põllumajandusministeeriumi Informatsiooni ja Juurutamise Valitsus, Tallinn.
- Kukk, T. 1999. *Eesti taimestik*. - Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tartu-Tallinn.
- Laasimer, L. 1965. *Eesti NSV taimkate*. - Valgus, Tallinn.
- Lawesson, J.E. (ed.) 2000. *A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Larsson, T.-B. et al. 2001. *Biodiversity Evaluation Tools for European Forests*. Ecological Bulletins 50. Lund.
- Leibak, E. and Lutsar, L. (eds.). 1996. *Eesti ranna- ja luhaniidud*. - Kirjameeste Kirjastus, Tallinn.
- Lõhmus, E. 1984. *Eesti metsakasvukohatüübid*. -, Tartu.
- Luhamaa, H., Ikonen, I. and Kukk, T. 2001. *Läänemaa pärandkooslused*. - Pärandkoosluste Kaitse Ühing, Tartu-Turku.
- Paal, J. 1997. *Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon*. - KKM Info- ja Tehnokeskus, Tallinn.
- Paal, J., Ilomets, M., Fremstad, E., Moen, A., Borset, E., Kuusemets, V., Truus, L. and Leibak, E. 1999. *Eesti märgalade inventariseerimine. 1997.a. projekti 'Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia' aruanne*. - Eesti Loodusfoto, Tartu.