

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

**“Botaaniline komponent bioloogilise mitmekesisuse seires:
parameetrite, metoodika ja vajalike taksonoomiliste uuringute
taseme analüüs”**

lõpparuanne

Kristjan Zobel

Tartu Ülikool

Tartu 2003

Bioloogilise mitmekesisuse konventsiooni teema:

Seire

Sisukord

1. Eestis praegu rakendatava botaanilise seire meetodika kirjeldus	3
1.1. Haruldaste ja ohustatud taimekoosluste seire	3
1.1.1. Seirealade valik	3
1.1.2. Seiremeetodika	5
1.2. Haruldaste ja ohustatud soontaimeliikide seire	8
1.2.1. Seirealuste liikide valik	8
1.2.2. Seiremeetodika	9
2. Eesti taimekoosluste mitmekesisuse seire võimsusanalüüs	11
3. Botaaniline seire mujal maailmas	15
3.1. Taimkatte seire põhjamaades	15
3.1.1. Soome	15
3.1.1.1. Proovialade paigutus, arv ja mõõtmed	15
3.1.1.2. Registreeritavad parameetrid	16
3.1.2. Rootsi	16
3.1.3. Taani	16
3.1.4. Norra	16
3.1.4.1. Proovialade paigutus ja suurus	17
3.1.4.2. Registreeritavad parameetrid	17
3.1.5. Kokkuvõtteks	17
3.2. Taimkatte seire Kesk-Euroopas ja Kanadas	18
4. Hinnang Eesti botaanilise seire süsteemile	22
4.1. Botaanilise seire eesmärgid ja võimalused	22
4.2. Taimekoosluste seire meetodika hinnang	22
4.3. Ohustatud ja haruldaste soontaimeliikide seire meetodika hinnang	24
4.4. Hinnang seireandmete kättesaadavusele ja kasutatavusele	26
5. Peamised allikad	27
6. Summary	28

1. Eestis praegu rakendatava botaanilise seire metoodika kirjeldus

Botaanilise mitmekesisuse seire Eestis toimub praegu kahes sõltumatus suunas – taimekoosluste seire ning taimeliikide seire. Alljärgnevalt käsitletakse nimetatud suundi eraldi.

1.1 Haruldaste ja ohustatud koosluste seire

Haruldaste ja ohustatud taimekoosluste seirele on pühendatud rida seksioone (seksioonid 6.4...6.15) nn. Looduse Mitmekesisuse Seire Programmis, mis omakorda moodustab alamprogrammi Riiklikus Keskkonnaseire Programmis [1]. Seiresüsteemi loomine algas PHARE abiga aastal 1993. Praegu rakendatav koosluste seire süsteem kehtib aastast 1998. Järgnevate aastate jooksul ei ole seiremetoodikat oluliselt muudetud, lisandunud on pidevalt aga uusi seirealasid.

1.1.1. Seirealade valik

Taimekoosluste seire toimub nn. seirealadel (kokku 85 tükki) ja on korraldatud kooslustüüpide kaupa [1, 4]. Tüübid on suuremahulised ja üldarusaadavate nimetustega: *loopealsed, aruniidud (s.h. puisniidud) lamminiidud, rannaniidud, nõmmemetsad/liivikud, arumetsad, lammimetsad, rabad, madalsood, põlluservad*. Nähtub, et lisaks taimkatte eripäradele (süntaksonoomilisele kuuluvusele) on tüüpide piiritlemisel lähtunud ühtaegu mitmest erinevast kriteeriumist – puurinde olemasolu või puudumine (mets/niit), tüseda turbakihi olemasolu või puudumine (arukooslus/sookooslus), lähtekivimi tüüp, mulla tüseda, mullatüüp (loopealne/aruniit, lammikoosluste eristamine), soolase vee mõju (rannaniitude eristamine), inimtegevus (põlluservade eristamine). Siinkohal tuleb lisaks sedastada, et osaliselt tüübid ka kattuvad (näiteks kuuluvad traditsioonilises terminoloogias loopealsed tavaliselt aruniitude hulka). Kokkuvõtteks näib siiski, et peamiselt on silmas peetud süntaksonoomilisi kriteeriume – kõik tüübid eristuvad küllaltki selgelt taimkatte liigilise koosseisu põhjal. Ainsa erandina võiks eelneva, mullatüübi kohta käiva info puudumisel, mõnel juhul eristamatuks osutada lammi- ja 'mittelammimets', ehk ka loopealne ja mõni veidi tüsedamal mullal leviv aruniit [2].

Silma torkab asjaolu, et tavapärasest terminikasutusest silmas pidades ei ole kooslustüüpide loetelu ammendav [2]. Arukoosluste all mõistetakse tavaliselt selliseid, mis pole liigniisked ja kus kus turba ladestumist ei toimu. Soo (ka raba) tähistab sellist ökosüsteemi, kus turbakihi tüseda ületab 30 cm, õhema turbakihiiga kooslusi nimetatakse soostuvateks kooslusteks. Viimased seega seirataivate kooslustüüpide loetelust puuduvad. Allpool esitatud seirealade loetelu vaadeldes selgub, et tõepoolest ei ole liigniisked metsad ühegi seirealaga esindatud (s.t. ühtki lodumetsa ega soostuva metsa tüüpi – näit.

rabastuv- või soovikumets - vaatluse all pole). Kui uurida erinevate metsakoosluste esindatust metsakasvukohtade tüübirühmade kaupa, selgub, et esindamata on lisaks soostuvatele metsadele ka palu- ja laanemetsad (pohla, mustika, mustika-jänesekapsa ja jänesekapsa tüübid) – teisisõnu, Eestis kõige arvukamalt esindatud tüübirühmad. Seda võiks hõlpsasti seletada tõsiasjaga, et käsitletavaid mitmekesisuse seire sektsioone on kokkuvõtvalt nimetatud haruldaste ja ohustatud taimekoosluste seireks. Paraku, aja jooksul on seirealade loendisse siginenud hulgaliselt selliseid kasvukohatüüpe [2], mis on Eestis tavalised ja tüübina selgelt mitteohustatud (salumetsad, rabad, madalsood) ja seega selline seletus ei pea paika.

Seirealade loend (sulgudes vastutavad isikud ja ala rajamise aasta [1]):

Arumetsad, 10 tk. (H. Tamm, A. Palo, M. Reitalu, K. Vellak) - Kadrioru pangamets (1998), Meenikunno salumets (1999), Muuksi pangamets (1999), Viidumäe tammik (1999), Vällamäe salukuusik (2000), Laiuse tammik (2000), Kalvi pangamets (2000), Vardi loomets (2001), Surju tammik (2001), Nigula salumets (2001).

Põlluservad, 1 tk. (A. Palo) – Kaarma (1999).

Lamminiidud, 4 tk. (A. Palo) – Halliste majandatav (2000), Halliste taastatav (2000), Mustjõe hääbuva kasutusega (2001), Vaidva majandatav (2001).

Metsakoosluste saprofüütne seenestik, 4 tk. (E. Parmasto) – Järvelja I-IV (2000), Pihtla I-II (2001), Meenikunno I-II (2001), Kuriku (2001).

Loopealsed, 16 tk. (M. Pärtel, R. Kalamees) – Kõruse (1998), Lõo (1998), Puise (1998), Mihkli (1998), Koguva (1999), Ridala (1999), Vääna - Keila-Joa (1999), Kaliküla (1999), Atla (2000), Paadla (2000), Või (2000), Ohukotsu (2000), Hanila (2001), Osmussaare (2001), Pakri (2001), Sarve (2001).

Nõmmed/liivikud, 9 tk. (L. Truus) – Rohuneeme (1998), Pärisme (1998), Võsu (1998), Kaibaldi (1999), Venemäe (1999), Aksi (2000), Rammu (2000), Tõnupsi (2001), Keibu (2001).

Pärisaruniidud (sh. puisniidud), 15 tk. (T. Kukk, M. Reitalu) – Hiievälja (1998), Tagamõisa (1998), Hindu (1998), Künimetsa (1998), Lajassaare (1998), Nedrema taastatav (1999), Laelatu taastatav (1999), Tagamõisa taastatav (2000), Tagamõisa mittemajandatav (2000), Mäepea majandatav (2000), Laasma majandatav (2000), Laelatu majandatav (2001), Küdema mittemajandatav (2001), Vahenurme majandatav (2001), Allika majandatav (2001).

Rannaniidud, 17 tk. (E. Roosalu) – Salme (1998), Vormsi (1998), Vaemla (1998), Salinõmme (1998), Pakri ps. (1998), Rumpo (1999), Abruka (1999), Tõstamaa (1999), Pärnu (1999), Hanikatsi (2000), Saarnaki (2000), Salinõmme (2000), Kuusnõmme (2000), Harilaiu (2001), Rahuste (2001), Vilsandi (2001), Häädemeeste (2001).

Rabad, 8 tk. (T. Ploompuu) – Endla soostik (Männikjärve, Linnusaare, Punaraba 1998), Tudu-Järvesoo (1998), Varudi (2000), Puhatu põhjaosa (2000), Puhatu keskosa (2000), Meenikunno (2001), Sämi-Kuristiku põhjaosa (2001), Sämi-Kuristiku lõunaosa (2001).

Madalsood, 5 tk. (H. Fridolin, M. Reitalu, K. Vellak) – Avaste (1999), Viidumäe (1999), Puugnitsa (2000), Selli madalsoo (2001), Emajõe Suursoo (2001).

Konkreetsete seirealade loend ei peegelda ühtki läbivat valikukriteeriumi, peale selle, et esindatud on kõik tõeliselt ohustatud kooslustüübid (eelkõige poollooduslikud). Pigem on alad valitud võtmeisikute ja vastutajate subjektiivse arvamuse järgi. Mõnel juhul pole kahtlust, et valiku tegijaks on olnud parim vastavat tüüpi koosluste tundja Eestis ja valiku headuses ei ole põhjust kahelda (nimesid ja tüüpe nimetamata). Mõne tüübi puhul jäävad aga kriteeriumid segaseks (oletatavasti on valitud need kooslused, mida vastutav isik juhtus parremini tundma).

Huvipüakkuv ja mõnevõrra seletamatu on eri kooslustüüpide osakaal loetelus. Kõige arvukamalt on esindatud rannaniidud (17 ala), järgnevad loopealsed (16 ala) ja aruniidud (s.h. puisniidud, 15 ala). Samas seiratakse lamminiite vaid neljal alal. Pakun, et ohustatuse seisukohalt peaks järjekord olema ligikaudu vastupidine. Lamminiite säilitatakse Eestis peaaegu ainult kaitsealadel (Matsalu, Soomaa, jm.) ja nad kasvavad igal pool Eestis massiliselt kinni (ranna-, loo- ja puisniitude puhul on kõige massilisema kinnikasvamise periood juba läbi, sest lamminiitudest madalama tootlikuse tõttu lõpetati nende niitmine ja karjatamine varem).

Niidukoosluste eelistamist metsa- ja sookoosluste ees tuleb pidada mõistlikuks – on ju niidud Eestis valdavalt poollooduslikud ja vajavad aktiivset kaitset ja hoolitsevat tähelepanu.

Eesti erinevate piirkondade esindatus on seirealade loetelus tasakaalustatud ja üldiselt arukas. Kui kooslustüüpi leidub Eesti eri osades, on alasid ka erinevatest piirkondadest valitud. Aruniitude ja looniitude puhul on Lääne- ja Põhja-Eestile keskendumine paratamatu – poollooduslikke niite pole Ida- ja Lõuna-Eestis lihtsalt alles [2].

1.1.2. Seiremetoodika

Taimekoosluste seire toimub nn. seirealadel [1, 4, 7]. Üldjuhul on seirealaks 20x20 m (seega 0.04 ha) suurune püsिमärgistatud maatükk, mis on kooslusesse paigutatud kvaasi-juhuslikult, s.t. ala paigutamisel ei kasutata ei ranget randomisatsiooniprotseduuri, aga ka mitte rekognostseerivatel uuringutel põhinevat suunavat eelinformatsiooni. Mõne kooslustüübi puhul (rannaniidud, lamminiidud, põlluservad) on 20x20 m ruudukujulise seireala asemel maha märgitud transekt, mis järgib arvatavalt olulisimat keskkonnagradiendi. Veekoguga piirnevate koosluste puhul on transekti suund risti veepiiriga, põlluserva puhul põllu servaga.

Püsiseirealade külastamine ja taimkatte kirjeldamine toimub alati viieaastase sammuga. Vaatlusaaste sõltub seega seireala rajamise aastast (vt. seirealad eloend).

Ruudukujulisel 0.04 ha seirealal (või transektil) märgitakse iga vaatluskorra ajal sõltumatult maha 20 ühe m²-st juhuslikult paigutatud prooviruutu. Ka viimaste paigutamine on tegelikult kvaasi-juhuslik, sest eelnevalt ette valmistatud randomisatsiooniskeemi ei kasutata (on aga üldtunnustatud tõsiasi, et subjektiivselt loodud juhusliku paigutuse muster kujuneb reeglina regulaarse ja juhusliku

paigutuse vahepealseks). Ruutmeetrise prooviruutude asendit ei fikseerita, s.t. need paiknevad iga vaatluskorra ajal erinevates punktides.

Niidukooslustes, kus taimevõsude tihedus on suurem, jagatakse iga ruutmeetrine prooviruut omakorda neljaks 0.25 m² suuruseks alamruuduks. Liigirikkuse ja katvuse näitajad registreeritakse sel juhul iga alamruudu jaoks eraldi, eesmärgiga hinnata ka tunnuste väikeseskaalalist varieeruvust.

Peamised taimkatte (ja samblikukatte) tunnused, mida seirealadel ning prooviruutudes registreeritakse on näidatud tabelis 2. Nagu näha, on pearõhk liigirikkust kajastavatel tunnustel. Samas arvutatakse ka välja liikide suhtelise ohtruse jaotust kajastav Simpsoni indeks. Viimast nimetatakse tihti ka dominantsusindeksiks, juhul kui algandmeteks on taimeliikide katvuste hinnangud, mõõdab see tõenäosust, et kaks vertikaalse üliterava nõelaga juhuslikult tabatud taimeisendit on samast liigist. Seega tuleb Simpsoni indeksi väärtus seda suurem, mida vähem on koosluses liike, ja seda suurem, mida ebahühtlasemalt on liikide katvused jaotunud. Simpsoni indeksist on lihtne moodustada nn. diversiteediindekseid – *Gini indeks* = $1 - \text{Simpsoni indeks}$ (mõõdab tõenäosust, et kaks juhuslikult nõelaga tabatud taimeisendit on eri liigist); Hilli perekonna teine indeks $N_2 = 1/\text{Simpsoni indeks}$ (läheneb ühele kui on olemas üks ülevaldav dominantliik ja võrdub liikide arvuga kui kõiki liike on võrdsel hulgal).

Tabelist 1 nähtub, et liigirikkuse ruumilise varieeruvuse hindamiseks kasutatakse liigirikkuse standardhälvet üle prooviruutude. Tegemist on suurusega, mis on reeglina keskväärtusest sõltuv (taimkattes kipub tavaliselt olema proportsionaalne keskväärtusega), kuid millest saab moodustada ka skaalast suhteliselt sõltumatuid koefitsiente (näiteks nn. variatsioonikoefitsient).

Tabel 1. Erinevate taimekooslustüüpide seire käigus registreeritavad tunnused. Lühendite tähendus on järgmine: LP – loopealsed, NM – nõmmemetsad, PN – puisniidud, LN – luhaniidud, RN – rannaniidud, PS – põlluservad, AM – arumetsad, LM – lammimetsad, RA – rabad, MS – madalsood.

Tunnus	LP	NM	PN	LN	RN	PS	AM	LM	RA	MS
Soontaimeliikide koguarv seirealal (transektil)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Samblaliikide koguarv seirealal	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+
Samblikuliikide koguarv seirealal	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Liikide arv seireala liigirikkaimas 1x1m prooviruudus	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Keskmine liikide arv 1x1m prooviruutudes	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Liigirikkuse standardhälve üle 1x1 m	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

prooviruutude										
Indikaatorliikide arv seirealal (transektil)	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
Indikaatorliikide protsent liikide koguarvust	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
Simpsoni indeks	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Üheaastaste liikide ja püsikliikide suhtarv seirealal	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-
Puuliikide arv seirealal (transektil)	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-

Üsna omapäraseks ja allakirjutanule mõnevõrra segaseks tunnuseks jäävad need, mis seotud nn. indikaatorliikidega. Tegemist on ekspertide poolt iga kooslustüübi jaoks eraldi koostatud nimekirjaga liikidest, mida peetakse kooslustüübile eriti iseloomulikuks. Paistab, et sellised nimekirjad on koostatud lootusega tuvastada kooslustüübi võimalikku muutumist aja jooksul.

Registreerimist leiab ka taimeliikide keskmine elukäigustrateegia – iga vaatluskorra ajal registreeritakse üheaastaste liikide ning püsikute suhtarv. Eesti tingimustes, arvestades, et enamik looduslikke ja poollooduslikke taimekooslusi on asustatud valdavalt püsikutega, võiks selline suhtarv peegeldada inimõju suhtelist tugevust (suur osa nn. umbrohtudest ja tulnukatest on üheaastased) ja ruderaalse elustrateegiaga liikide tungimist kooslusse.

Lisatunnused, mida seirealadel kogutakse, on kooslustüübiomadused ja loetletud tabelis 2. Nähtub, et siin on peamiselt tegemist koosluse arhitektuuri ja füsiognoomiat peegeldavate näitajatega (erinevate rinnete olemasolu, kõrgus ja katvus). Lisaks, mitme kooslustüübi puhul antakse hinnang inimõju tugevusele ja püütakse kirjeldada ka mõnede eeldatavalt oluliste ökoloogiliste faktorite mõju tugevust ning iseloomu (veerežiim, turbalasundi paksus, jne.).

Tabel 2. Lisainfo, mida registreeritakse erinevates kooslustüüpides seire käigus.

<i>Kooslustüüp</i>	<i>Registreeritav lisainformatsioon</i>
Loopealsed	Puurinde ja põõsarinde katvus; puurinde keskmine kõrgus; inimtegevuse viisid ja intensiivsus; fotod seirealast; seireala detailne plaan.
Nõmmemetsad	Puurinde ja põõsarinde katvus; puurinde keskmine kõrgus; inimtegevuse viisid ja intensiivsus; fotod seirealast; seireala detailne plaan.

Tabel 2 järg. Puisniidud	Rohurinde keskmine kõrgus; puurinde ja põõsarinde katvus; puurinde keskmine kõrgus; inimtegevuse viisid ja intensiivsus; fotod seirealast; seireala detailne plaan.
Lamminiidud	Rohurinde keskmine kõrgus; puurinde ja põõsarinde katvus; puurinde keskmine kõrgus; inimtegevuse viisid ja intensiivsus; üleujutuste mõju kirjeldus; fotod seirealast; seireala detailne plaan.
Rannaniidud	Mullatingimuste iseloomustus; põõsarinde ja pilliroo katvus; peamised kooslust mõjutavad abiootilised ja biootilised keskkonnafaktorid; fotod seirealast; seireala detailne plaan.
Põlluservad	Puurinde ja põõsarinde katvus; puude arv transektil; põllu majandamisviis ja kultiveeritav kultuur; uuritava kooslusega asustatud põlluserva laius; fotod seirealast; seireala detailne plaan.
Arumetsad	Puurinde ja põõsarinde katvus; puurinde keskmine kõrgus; inimtegevuse viisid ja intensiivsus; fotod seirealast; seireala detailne plaan.
Lammimetsad	Puurinde ja põõsarinde katvus; puurinde keskmine kõrgus; üleujutuste mõju kirjeldus; fotod seirealast; seireala detailne plaan.
Rabad	Turbalasundi kirjeldus; puurinde liigiline koosseis ja katvus; puurinde kosseis ja katvus; võimaliku inimõju kirjeldus; fotod seirealast; seireala detailne plaan.
Madalsood	Puurinde liigiline koosseis ja katvus; andmed veerežiimi ja toitelisuse kohta; fotod seirealast; seireala detailne plaan.

1.2. Haruldaste ja ohustatud soontaimeliikide seire.

Eestis algas ohustatud ja haruldaste soontaimeliikide seire aastal 1994, olles üks osa riikliku keskkonnaseire programmi looduse mitmekesisuse alamprogrammist (enne 1999 liikide ja koosluste alamprogramm, [5]). Sellest ajast saadik on pidevalt lisandunud uusi seirealuseid taimeliike ning püsijälgitavaid leiukohti.

1.2.1 Seirealuste liikide valik

Praeguse seisuga on seirealuseid taksoni 142. Enamasti toimub seire liigi tasemel, samas ei ole mõne taksoni puhul tegu vaieldamatu liigiga (näit. endeemsed eesti soojumikas ja saaremaa robirohi), vaid

tõenäoliselt liigist madalama taksoniga [5]. Seega on jälgimise all veidi alla 10% eesti ca 1500-st soontaimeliigist. Konkreetne valik on lähtunud viiest osaliselt (ja suurel määral) kattuvast kriteeriumist:

1. Liigi staatus Eestis riiklikult kaitstava taksonina – I kategooria(22 liiki), II kategooria (122 liiki), III kategooria (41 liiki);
2. Liigi kuulumine punase raamatu liikide hulka – Kategooria 0 (27 liiki), kategooria 1 (31 liiki), kategooria 2 (29 liiki), kategooria 3 (100 liiki), kategooria 4 (54 liiki), kategooria 5 (68 liiki);
3. Kuulumine EÜ Elupaigadirektiivi Lisas II loetletud liikide hulka (seal on loetletud 14 Eestis kasvavat liiki);
4. Kuulumine Berni Konventsiooni Lisas I loetletud liikide hulka (seal on loetletud 10 Eestis kasvavat liiki);
5. Kuulumine liikide hulka, mille käekäiku mingil põhjusel Eestis traditsiooniliselt on jälgitud.

Seiratavate liikide hulka sattumine on seega tähendanud seda, et liik vastab ühele või rohkematele (kuni 5) loetletud kriteeriumitest. Mida rangem kaitsereežiim, mida tõsisem ohustatus, seda suurema tõenäosusega on liik sattunud seiratavate hulka. Samas ei ole mahtumine ühe või teise kriteeriumi alla automaatselt tähendanud seire organiseerimist. Kahtlemata on seirealuste liikide valimisel olnud oluline osa nii vastutava isiku (Ü. Kukk) isiklikel eelistustel, traditsioonidel, eelinformatsiooni kättesaadavusel kui ka juhusel. Siiski on võimalik välja tuua need põhjused, mis on tähendanud enam-vähem kindlat seiret:

- Liik kuulub punase raamatu kategooriasse 1, 2 või 3 (eriti haruldased ja ohustatud liigid, millel on Eestis 1-5 leiukohta, seiratakse eelistatult kõigis leiukohtades);
- Tegemine on I kategooria riiklikult kaitstava liigiga (seiratakse vähemalt 3-s leiukohas);
- Liik on loetletud EÜ Elupaigadirektiivi või Berni Konventsiooni lisades.

1.2.2 Seiremetoodika

142 liigi populatsioone jälgitakse kokku 438-s punktis (leiukohas), seega tuleb keskmiseks leiukohtade arvuks ligikaudu kolm ühe taksoni kohta [5]. See, milliseid konkreetseid leiukohti külastatakse, on suuresti sõltunud ajaloolistest, subjektiivsetest, aga ka logistilistest põhjustest.

Vaatlusintervall on liigispetsiifiline. Eriti ohustatud ja eriti haruldaste liikide puhul on see 1-3 aastat (mida ohustatum takson, seda lühem intervall). Orhideede, üheaastaste ning kaheaastaste liikide puhul toimub seire kolmel järjestikusel aastal, millele järgneb 3-5 aastane intervall. Püsikutel, mis ei kuulu eriti haruldaste või ohustatute hulka, on vaatlusintervall viis aastat.

Sõltuvalt liigist rakendatakse seireks kas prooviruudumeetodit või nn. seisundi hindamise meetodit. Prooviruudumeetodi puhul on leiukohta maha märgitud püsiruut. Üldjuhul on prooviruut 10x10 m suurune, kuid selle suurus ning kuju võib varieeruda, sõltuvalt vaadeldava liigi elu- ja kasvuvormist. Prooviruut paigutatakse loodusse nii, et see hõlmaks võimalikult suure osa uuritava liigi kohalikust populatsioonist, seega mittejuhuslikult.

Prooviruudus registreeritakse ruudus kõik soontaimedeliigid ja hinnatakse nende ohtrust. Võimalikult detailselt kirjeldatakse seiratavat taimepopulatsiooni. Võimaluse korral loendatakse täpselt liigi kõik võsud, mis paiknevad prooviruudus. Juhul kui võsude arv on väga suur, märgitakse püsiruutu juhuslikult maha viis ühe ruutmeetri suurust alamruutu ja loendatakse võsud neis. Võsude koguarvu hinnang saadakse sel juhul ekstrapolatsiooni teel. Lisaks hinnatakse generatiivsete võsude osakaalu ja võsude vitaalsust kolme palli skaalal.

Alternatiivseks seiremeetodiks, mida kasutatakse vähem haruldaste ja vähem ohustatud liikide puhul, on nn. seeisundi seire. Sellisel juhul püsiprooviruutu maha ei märgita vaid taime leiukoha külastamisel antakse seisundi hinnang kogu populatsioonile. Juhul kui seirealuse liigi võsude arv leiukohas on hinnanguliselt väiksem kui sada, loendatakse kõik võsud. Juhul kui see hinnanguliselt ületab sada, hinnatakse silma järgi võsude arv sadades. Lisaks hinnatakse populatsiooni vitaalsust, generatiivsete/vegetatiivsete võsude suhtet (populatsiooni püütakse külastada õitsemisajal), populatsiooni levimispindala, jne., sidumata saadud tunnuste hinnanguid kindla proovipinnaga.

2. Eesti taimekoosluste mitmekesisuse seire metoodika võimsusanalüüs

Alljärgnevalt analüüsitakse taimekoosluste seire praegu kasutusel olevat metoodikat eesmärgiga selgitada, millise tõenäosusega lubab seni rakendatud metoodika avastada võimalikke muutusi koosluste liigilises mitmekesisuses. Teatavasti saab otsustuste tegemine juhuslike suuruste dünaamika kohta (ja liigiline mitmekesisus on suurus, mida peale süstemaatiliste trndide mõjutavad korruga paljud nõrgad, nn. juhuslikud mõjurid) põhineda ainult statistilisel analüüsil. Statistiliste otsustuste tegemisel tulevad alati aga ette vead. Sellist viga, kus mingil põhjusel jääb avastamata realselt eksisteeriv seaduspära (antud juhtumil ajaline trend liigirikkuses), nimetatakse statistikas teist liiki veaks. Mida suuremad on avastamist vajavad muutused (liigirikkuse keskmine süstemaatiline muutus ajas), mida väiksem on vaatlusviga (liigirikkuse juhuslik kõikumine ajas ja liigirikkuse ruumiline varieeruvus) ja mida suurem on valimi maht (prooviroutude arv), seda väiksem on teist liiki vea tõenäosus (β). Meetodi võimsus on defineeritud kui teist liiki vea tõenäosuse vastandtõenäosus: $Võimsus = 1 - \beta$, ehk tõenäosus mingi statistilise meetodiga üles leida realselt eksisteeriv seaduspära (näit. süstemaatiline ajaline trend koosluse liigirikkuses).

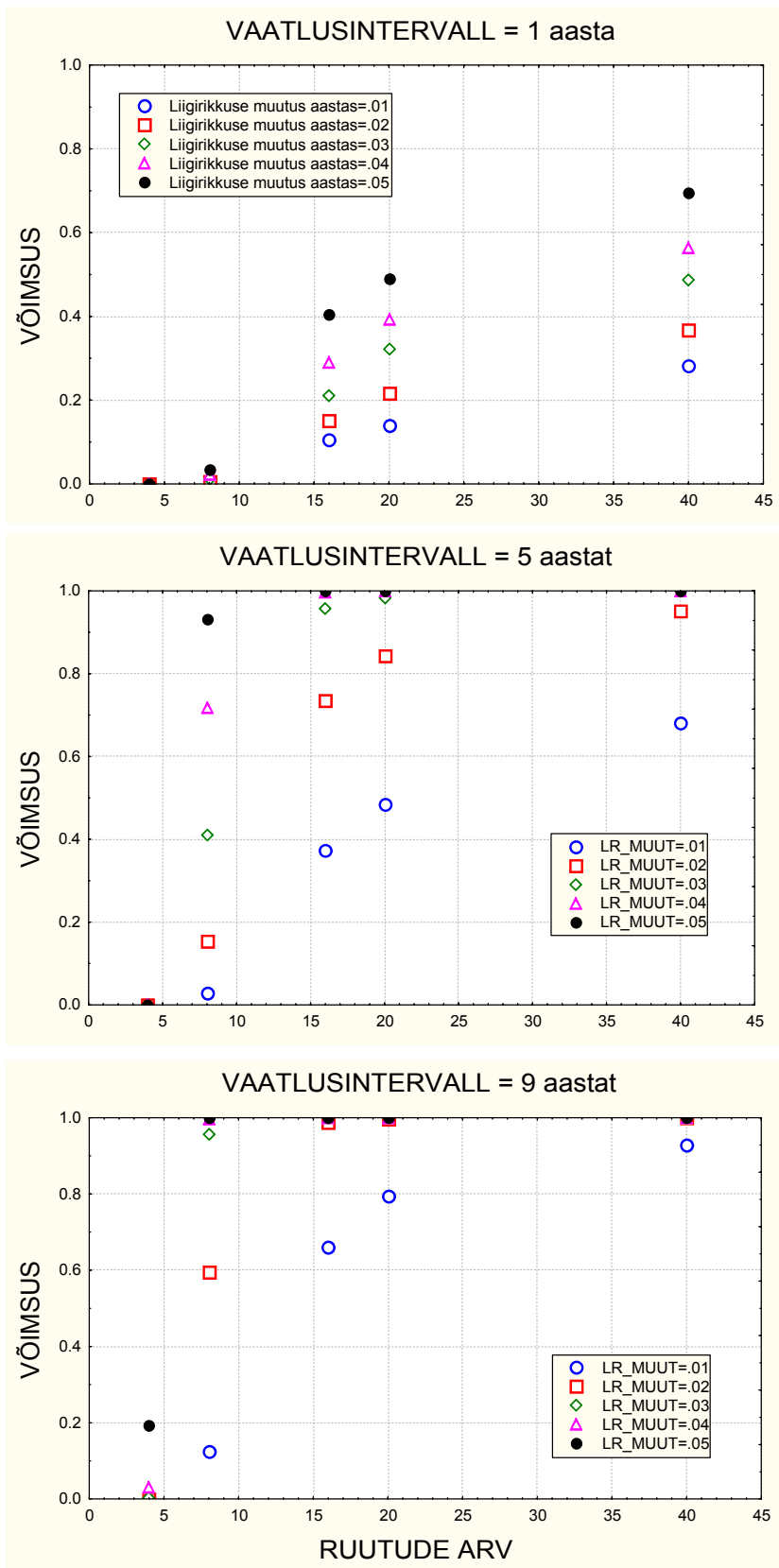
Järgnevalt on võimsusanalüüsi [3] rakendatud kahe konkreetse empiirilise seireandmete kogumi jaoks – analüüsi algandmete saamiseks on kasutatud loopealsete ja rannaniitudel aastani 2001 kogutud seireandmeid. Tegemist on ohustatute, poollooduslike (mõlemad vajavad säilimiseks karjatamist) kuid väikeseskaalalise liigirikkuse poolest kontrastsete kooslustüüpidega. Loopealsete üldkeskmine keskmine liigirikkus on senistes seireandmetes ca 25 soontaimeliiki ruutmeetri kohta, rannaniitudel ca kaheksa soontaimeliiki ruutmeetri kohta. Samas on rannaniitude puhul liigirikkuse ruumiline varieeruvus suhteliselt suur (standardhälve ≈ 4), loopealsetel väga väike (standardhälve ≈ 2.5). Seega võiks tegemist olla äärmuslike näidetega, ühel juhul oodatav võimsus väike (rannaniit), teisel juhul suur (loopealne).

Võimsusanalüüsi tarbeks on vaja postuleerida ka oodatav juhuslik aastane liigirikkuse varieeruvus, s.t. selliste ajaliste muutuste ulatus, mis pole seotud pikaajalise süstemaatilise trendiga liigirikkuses [3]. Antud juhul on eeldatud, et see jääb kuhugi nulli ja kümne protsendi vahele.

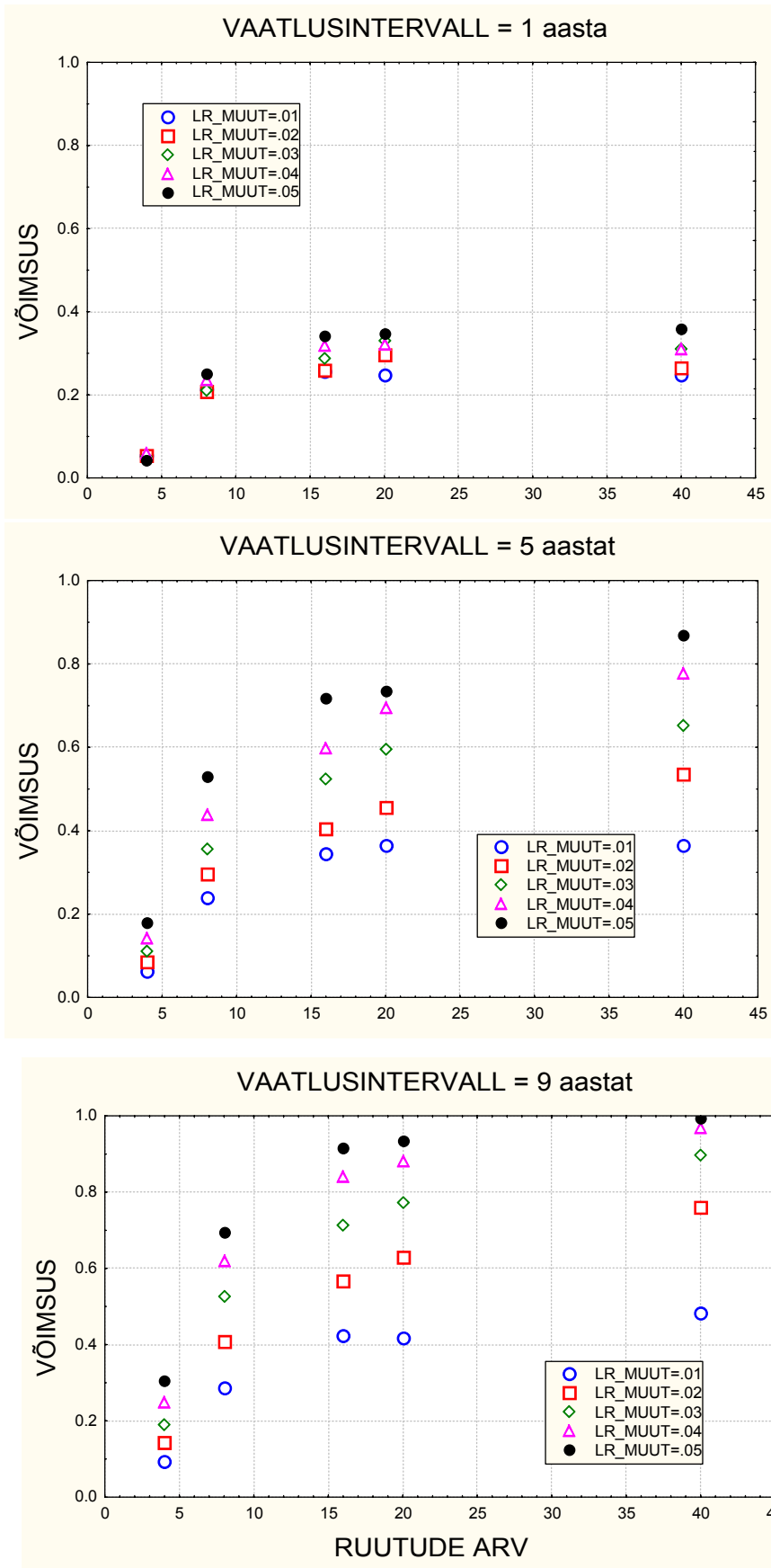
Statistiliseks meetodiks, millel võimsusanalüüs põhineb, on valitud Studenti t-test. Seega võrreldakse kahe ajahetke keskmisi liigirikkusi (mis on eelnevalt logaritmitud) ja tulemuseks on otsustus keskmiste erinevuse kohta (nullhüpotees väidab, et keskväärtus on sama). Usalduse nivooks on igal pool võetud 0.05.

Liigirikkuse süstemaatilist ajalist trendi on võimsusanalüüsis muudetud vahemikus 1% aastas kuni 5% aastas, sammuga üks protsent.

Võimsusanalüüsi tulemused on toodud joonistel 1 ja 2. Nähtub, et sõltuvalt kooslustüübist ja



Joonis 1. Loopealsete liigirikkuse seire võimsusanalüüsi tulemused Studenti t-testil, sõltuvalt liigirikkuse aastasest muutust (1%...5%), prooviruutude arvust ja vaatlusintervallist. Algne liigirikkus = 25 liiki ruutmeetril, liigirikkuse standardhälve ruumis = 2.5, aastane juhuslik liigirikkuse kõikumine ajas 0...10%.



Joonis 2. Rannaniitude liigirikkuse seire võimsusanalüüsi tulemused t-testil, sõltuvalt liigirikkuse aastasest muudust (1%...5%), prooviruutude arvust ja vaatlusintervallist. Algne liigirikkus = 8 liiki ruutmeetril, liigirikkuse standardhälve ruumis = 4, aastane juhuslik liigirikkuse kõikumine ajas 0...10%.

muudest asjaoludest, võib seire oodatav tulemuslikkus üsna suurtes piirides varieeruda. Oodatult on rannaniitude puhul, juhul kui liigirikkuse suhtelise muutumise trend ja prooviruutude arv on sama mis loopealsetel, meetodi võimsus selgelt väiksem. Näiteks on kahekümne kordusprooviruudu kasutamise puhul kolmeprotsendiline aastane liigirikkuse muutus loopealsetel viieaastase intervalli järel tuvastatav peaaegu sajal protsendil juhtudest (joonis 1, keskmine graafik). Rannaniitudel on samasuur suhteline trend tuvastatav aga ainult kuuekümneprotsendise tõenäosusega (joonis 2, keskmine joonis). Siiski, kui vaatlusintervalliks võtta üheksa aastat, on võimsus rannaniitudel kasvanud juba ligi kaheksakümne protsendini (joonis 2, alumine graafik, liigirikkuse aastane muutus kolm protsenti, prooviruutude arv = 20), mis on üsna hea tulemus.

Üks, mis võimsusanalüüsi tulemustest silma hakkab, on fakt, et kakskümmend kordusprooviruutu on mõisliku tugevusega liigirikkuse trendi (2-3% aastas) avastamiseks üldjuhul piisav ja ruutude arvu suurendamine olulist lisavõitu ei anna. Pigem võiks loopealsete puhul kaaluda prooviruutude arvu vähendamist 12..15-le (hoiaks oluliselt kokku tööaega).

Kokkuvõttes näitab võimsusanalüüs, et praegu rakendatava meetodikaga on võimalik mõneprotsendilisi liigilise mitmekesisuse aastasi muutusi mõistliku ajavahemiku järel (5...9 aastat) küllalt hõlpsasti avastada, seda isega suure ruumilise varieeruvuse ja madala keskmise liigirikkusega rannaniitude puhul).

3. Botaaniline seire mujal maailmas

Alljärgnevalt vaadeldakse taimkatte seire kogemust valikus maailma riikides. Valik on peamiselt lähtunud riiklike seireprogrammide kirjelduste kättesaadavusest. Paljudel juhtudel ei luba välisriikide seiremetoodika üksikasjadesse tungida keelebarjäär.

3.1. Taimkatte seire põhjamaades

Mingit ühtset taimkatte seire süsteemi ega traditsiooni põhjamaades (Taani, Rootsi, Norra, Soome) ei eksisteeri [6]. Samas on kolmes riigis (Rootsi, Taani, Soome) tugev ja üksteisest selgelt eristuv taimkatteuurimise traditsioon, mis on selge jälje jätnud ka nende maade taimkatte seire meetodikale. Siinkohal pean kohe täpsustama, et taimkatte seire mõiste alla on järgnevas ülevaates mahutatud ainult selline tegevus, mis omab eesmärki pikaajaliselt ja korratavalt registreerida mingeid parameetreid taimkatte struktuuris ja mitmekesisuses. Ühekordseid inveteerivaid uurimusi alljärgnevalt ei käsitleta.

3.1.1. Soome

Soomes on seire tunnustega tegevus küllaltki vana - juba 1921 a toimus Soomes esimene rahvuslik metsainventuur, mille ülesandeks oli ülevaate saamine erinevate metsakasvukohatüüpide levikust [6]. Praeguseks on sarnast inventuuri toimetatud kaheksa korda, viimati aastal 1995. See seireprogramm puudutab ainult metsakooslusi.

Lisaks, taimkatet seiratakse Soomes ka eelmise sajandi üheksakümnen datel aastatel ellu kutsutud nn. Integreeritud Seireprogrammi raames.

3.1.1.1. Proovialade paigutus, arv ja mõõtmed

Kõige varasemate metsainventuuride käigus prooviruudumeetodit ei kasutatud, taimkatet kirjeldati ca *2000-2500 ruutmeetrisel alal*. 1951-53 a toimunud vaatluste käigus kasutati juba süstemaatilisel (regulaarselt) 1 km-Ste vahedega paiknevaid *100 m² prooviruute*, mida nihutati looduses ainul määral, mis tagaks taimkatte homogeensuse prooviruudus. Alates 1985 a inventuurist kasutatakse rangelt süstemaatilisel paigutatud püsialasid suurusega *300 m² ja 2 m²* juhuslikult paiknevaid prooviruute nende sees. Praegu on püsिमärgistatud proovialasid rahvusliku metsainventuuri süsteemis *3000*.

Integreeritud Seireprogrammi käigus on rajatud 900 m² suurused (30x30 m) püsiruudud, milles paikneb süstemaatilisel 10-16 väiksemat proovipinda. Kokku on selle programmi raames vaatluse all 124 2m² suurust prooviruutu.

3.1.1.2. Registreeritavad parameetrid

Proovipindadel registreeritakse kõik soontaimeliigid, reeglina ka samblad ja maapinnasemblikud. Väiksemate proovipindade puhul registreeritakse ka liikide ohtrused, kasutades nn. Norrlini sageduse skaalat (1-10), seda ajaloolistel põhjustel. Tänapäeval registreeritakse ka liikide katvused. Lisaks mõõdetakse iga vaatluskorra ajal mitmeid mullaparametreid (veerežiimi iseloomustus, mull pH, juhtivus, osadel juhtudel ka toitainete sisaldus).

3.1.2. Rootsi

Rootsis on taikatte uurimise, selle inventeerimise, klassifitseerimise ja ordineerimise traditsioonid väga tugevad (nn. Uppsala koolkond). Seetõttu on Rootsi taimekoosluse läbiuurituse tase väga hea. Samas ei ole olemas mingit süstemaatilise taimekoosluste seire süsteemi. Väga napilt leidub isegi selliseid teadustöid, kus proovipindade paiknemine oleks kas püsिमärgistatud või siis täpselt kirjeldatud. Seega ei saa Rootsis rääkida taimkatte kui sellise süstemaatilise seirest.

3.1.3. Taani

Suures osas tuleb tõdeda sama, mis Rootsi puhul. Ehkki tegemist on väikese ja botaaniliselt (nii geobotaaniliselt kui floristiliselt) hästi läbi uuritud maaga, ei ole rajatud süsteemi, kus taimkatte jälgimine toimiks korduvalt ja mingi kindla süsteemi kohaselt. Vastavalt ülesandepüstituse erinevustele on iga konkreetse botaanilise või taimeökoloogilise uurimuse vaatlusmetoodika erinev ning publitseeritud (või siis muul moel avalikkusele kätte saadavad) materialid ei sisalda piisavalt informatsiooni, lubamaks uurimust mingi ajavahemiku järel täpselt korrata [6].

3.1.4. Norra

Kuigi Norras on taimkatteuurimise traditsioon veidi lühem ja mitte nii kõlavate nimedega seotud kui Rootsis või Soomes, on geobotaanilist ja taimeökoloogilist materialit kogutud palju. Süstemaatiline ja korrastatud tegevus, selline, mida võiks taimkatte seireks nimetada, algas aga alles 1987 a ning on praeguseks ikka veel käivitumisjärgus. Siis lansseeriti Norras korruga mitu monitoringuprojekti, mille

käigus märgiti püsiuuringute tarvis maha mitmed seirealad (mitu, ei ole vaatamata pingutustele suutnud tuvastada). Botaanilise seire all on metsakoosluste alustaimestik, mida uuritakse prooviruudumeetodil.

Praegu planeeritakse Norras uue laiahaardelise (nn. totaalse) looduse seire süsteemi. Plaanis on lauskaardistamine, kus veel kokku leppimata suurusega (kuid küllaltki väikestel) võrgustikuruutudel registreeritakse kogu soontaimede, sammalde ja samblike mitmekesisus. Kavandatud projekt on ääretult töömahukas ja mõistagi ka kallis.

3.1.4.1. Proovialade paigutus, arv ja mõõtmed

Igal seirealal püsimärgistatakse 10 suurt 50 m² suurust prooviruutu, mis paiknevad uurimisaluses koosluses juhuslikult. Iga suure prooviruudu sees püsimärgistatakse 5 juhuslikult paiknevat 1 m² suurust ruutu, milles kirjeldatakse detailselt alustaimestikku.

3.1.4.2. Registreeritavad parameetrid

Proovipindadel registreeritakse kõik soontaimeliigid, samblad ja maapinnasamblikud. Väiksemate proovipindade puhul (1 m²) hinnatakse visuaalselt kõigi soontaimeliikide, sammalde ja samblike katvus.

Lisaks mõõdetakse iga vaatluskorra ajal mitmeid mullaparameetreid (mullakeemia ja – hüdroloogia, parameetrite loend sõltub uuritavast kooslusest). Registreeritakse ka kogu kättesaadav taustainfo (inimtegevus, piirinde tervis, looduskatastroofid, jne.).

3.1.5. Kokkuvõtteks

Põhjamaadest on Eestis rakendatud koosluste seire süsteemiga võrreldav meetodika kasutusel Soomes ja mõningal määral ka Norras. Soome seiresüsteem erineb Eesti omast ühe põhimõttelise meetodilise võtte poolest – seal on seirealade paigutus rangelt objektiivne, järgides süstemaatilist ja regulaarset paigutusskeemi. Vaatluse all ei ole subjektiivselt väljavalitud kooslused, idegi mitte kindlad kooslustüübid. Seireala saab paikneda haruldase või ohustatud koosluse piires ainult juhul kui see juhuslikult sinna sattus (regulaarse paiknemise muustrit järgides).

Norra skeem on kitsahaardelisem kui Eestis ja hõlmatud ei ole kuigi erinevaid kooslustüüpe (nii vähemalt näib nappidest andmetest, mida internetist leida võib). Samas on kohalik proovivõtt väga põhjalik (50 prooviruutu seirealal), tõenäoliselt liigagi põhjalik.

Tuleb tõdeda, et Eesti kasutusel olev koosluste seire meetodika on järjekindlam ja süsteemsem kui Taanis, Rootsis või Norras. Samas annab Soome metsainventeerimise võrgustik kindlasti objektiivsema ja panoraamsema pildi riigi metsakoosluste seisundi ja dünaamika kohta kui Eestis kasutatu.

3.2. Botaaniline seire Kesk-Euroopas ja Kanadas

Lisaks põhjamaadele leidis veel viis riiki, mille botaanilise seire metoodika kohta õnnestus arusaadavat infot hankida – Kesk-Euroopa riikidest Šveits, Tšehhi Vabariik, Poola ja Ungari, ning Ameerikast Kanada.

Panoraamne võrdlus taimekoosluste seire metoodikast on koondatud tabelisse 3. Tuleb möönda, et tabeli veerud (riigid) ei ole kõikide parameetrite poolest võrreldavad. Põhjuseks on siin fakt, et üldsusele ilma tihedaid isiklike kontakte sõlmimata (ja neid ei olnud arvukalt selle projekti kestel võimalik luua) kättesaadav info on tihti lünklik ja ebaülevaatlik. Tihti seiresüsteemi ülevaatlikult publitseeritud polegi.

Kui vaadelda Eesti botaanilise seire metodoloogiat võrdlevalt kolme ülejäänud postsotsialistliku maa omaga, siis selgub, et seirealade võrgustik on Eestis suhteliselt tihe. Eestist tunduvalt suurema pindalaga riikides on taimekoosluste püsiseirealad kas vähem (Tšehhi, siin, tõsi küll lisandub floristiline seire nn. võrgustikuruutudel) või veidi rohkem (Poola, Ungari). Teisalt, Šveitsis, mis on pindala poolest Eestiga võrreldav, on seirealad tunduvalt rohkem (520 ruutkilomeetrist ala, millele lisandub 1600 väiksemamastaabilist nn. seirepunkti). On selge, et sellise mastaabiga seiresüsteemi ülevõtmine on pööraselt kallis ja jõukohane vaid väga jõukale maale. Kanada puhul puudub rajatud ja süstemaatilisel vaadeldavate seirealade arvust selge ülevaade.

Seirealade paigutus on vaadeldavates riikides valdavalt kvaasi-juhuslik või subjektiivne. Nagu Eestiski, on Tšehhi püsiseirealad, Poola rahvusliku metsaseire alad ja Ungari püsiruudud rajatud botaaniliselt või ökoloogiliselt huvipakkuvatesse, väärtuslikesse või pikkade uurimistraditsioonidega kooslustesse. Sama tendents on ka Kanada puhul [10]. Erandina torkab silma Šveits [9], kus ruutkilomeetrised püsiseirealad on paigutatud regulaarselt (nagu näiteks ka Soome Rahvusliku Metsainventeerimise alad, vt. eespool [6]).

Seirealade mõõtmed on võrreldavates riikides seinast sein. Väikseimad püsiruudud on taimekoosluste seirel kasutusel Šveitsis (10 m² nn. seirepunktid). Ungaris (100 m²), Eestis ja Kanadas (20x20 m) on seirealad alustaimestiku liiginimekirja koostajale mõistetavalt hõlmatava suurusega, detailseid kirjeldusi tehakse aga päris väikestel ruutudel (1 m², nagu ka enamikes põhjamaades, vt. eespool). Juhul kui seirealade suurust mõõdetakse kas hektarites (Poola, Kanada) või ruutkilomeetrites (Ungari, Šveitsi suured püsialad) ei ole mõistagi detailsete ja ohtrushinnangutega varustatud taimekoosluste tegemine mõeldav ja taimekooslus paratamatult struktuuri poolest heterogeenne. Sellise suurusega püsiruutudel saab lisaks liiginimekirjadele koostada puurinde struktuuri kirjeldusi ja anda looduse seisundile ning oletatavatele olulistele ökoloogilistele faktoritele üldisi hinnanguid.

Eraldi tabelina (tabel 4) on välja toodud Eesti [4] ja Šveitsi [6] botaanilise seire võrdlus. Esimesena torkab muidugi silma juba eespool mainitud Šveitsi seiresüsteemi mahukus. Samas on näiteks Eesti puhul kooslustüüpide loetelu tunduvalt detailsem (ja ökoloogilisem). Suur vahe on

Tabel 3. Taimekoosluste seire metoodika võrdlustabel

	Eesti	Šveits	Kanada	Tšehhi Vabariik	Poola	Ungari
<i>Seirealade arv</i>	85 püsiseireala, igal alal 20 juhuslikult paigutatud prooviruutu	520 püsi-prooviala + 1600 seirepunkti	Kuna seiretegevus on detsentraliseeritud, ei ole hetkel selget ülevaadet	42 püsiseireala, lisaks 268 nn. võrgustik-uruutu	148 rahvusliku metsaseire ala	124 püsiala elupaikade seireks, 130 püsiruutu taimekoosluste seireks
<i>Seireruudu suurus taimkatte struktuuri jälgimiseks (korduste arv)</i>	20x20 m (üks kordus) ja 1x1 m (20 kordust)	1000x1000 m püsiproovialade puhul ja 3.33x3.33 m seirepunkti puhul (üks kordus)	Kas 20x20 m või 1 ha (üks kordus) sõltuvalt sellest, kas tegemist on alustaimestiku või puurinde seirele fokuseeritud seirealaga	Pole andmeid	0.5 ha (üks kordus)	5000x5000 m elupaiga seirel (üks kordus), või 100-2500 m² taimekoosluse seirel (üks kordus)
<i>Registreeritavad taimkatte-tunnused</i>	Soontaimede liiginimekiri (mõnes kooslustüübis ka sammalde ning samblike liigid), liigirikkus, liigirikuse standardhälve, Simpsoni indeks, üheaastaste ja püsikuliikide suhe, indikaatorliikide arv, puurinde vanus, kõrgus ja katvus	Nn. gamma-diversiteet (Šveitsi taimeliikide koguarv), nn. beeta-diversiteet (keskmise liigirikkus 1 ruutkilomeetri kohta), alfa-diversiteet (keskmise liigirikkus 10 ruutmeetri kohta)	Erinevad tunnused kolme rinde kohta (igal juhul sisaldavad liiginimekirja ja katvushinnanguid): 1. Ülemine puurinne 2. Alumine puu (ja põõsa-)rinne 3. Puhma- rohurinne. Lisaks andmed silmnähtavate vegetatsiooni-gradientide kohta.	Liiginimekiri	Liiginimekiri, puurinde koosseis ja arhitektuur	Liiginimekiri, ohtramate liikide katvushinnangud.
<i>Muud botaanilist komponenti sisaldavad seiretoimingud</i>	Taimekoosluste inventuur NATURA 2000 projekti raames.		Seadusega kaitstud taimeliikide elupaikade (taimekoosluste) perioodiline seire (protokoll varieeruv)			
<i>Muude seiretoimingute käigus registreeritavad parameetrid</i>	Potentsiaalsete NATURA 2000 alade taimekoosluste seisund, (inimmõju tugevus, vanus, jne.)		Stressifaktorite (inimmõju, looduskatastroofid, põlengud) mõju taimekooslustele.			

Tabel 4. Eesti ja Šveitsi botaanilise seiresüsteemi võrdlus.

RIIK	<i>Ohustatud ja/või haruldaste liikide seire</i>	<i>Tavaliste liikide seire</i>	<i>Liigilise mitmekesisuse seire ohustatud ja/või haruldastes kooslustüüpides</i>	<i>Liigilise mitmekesisuse seire tavalistes kooslustüüpides</i>	<i>Invasiooni- liste liikide seire</i>
EESTI	<p>JAH</p> <p>142 liiki;</p> <p>438 leiukohta</p> <p>intervall: 1 kuni 5 aastat, sõltuvalt liigist;</p> <p>ruut: 10x10 m</p>	<p>EI</p>	<p>JAH</p> <p>4 tüüpi (<i>loopealsed, aruniidud, rannaniidud, luhaniidud</i>);</p> <p>52 kooslust;</p> <p>intervall: 5 aastat;</p> <p>ruudud: 20 1x1 m ruutu juhuslikult paigutatud 20x20 m ruudu sisse;</p>	<p>JAH</p> <p>5 tüüpi (<i>arumetsad, liivikud ja nõmmemetsad, põlluservad, rabad, madalsood</i>);</p> <p>33 kooslust;</p> <p>intervall: 5 aastat;</p> <p>ruudud: 20 1x1 m ruutu juhuslikult paigutatud 20x20 m ruudu sisse;</p>	<p>EI</p>
ŠVEITS	<p>JAH</p> <p>27-t taimeliiki seiratakse (andmed 1600 10 m² seireruudult ja 520 1 km² võrgustikuruudult)</p>	<p>JAH</p> <p>Peetakse arvet Šveitsi taimeliikide koguarvu üle (gamma-diversiteet), hinnatakse iga 5 aasta järel (andmed 1600 10 m² seireruudult ja 520 1 km² võrgustikuruudult)</p>	<p>JAH</p> <p>8 tüüpi (<i>Madalikumetsad, mägimetsad, subalpiinsed metsad, kultiveeritavad madalikalad, madaliku rohumaad, mäestiku rohumaad, subalpiinsed rohumaad, looduslikud alpiinsed alad</i>).</p> <p>1600 vaatluspunkti (regulaarne võrgustik);</p> <p>intervall: 5 aastat</p> <p>plots: 10 m² ruudud (üks kordus)</p>	<p>EI?</p> <p>Võimalik, et lähiaastatel alustatakse eraldi pikaajalist projekti</p>	
<p>Paralleelne seiresüsteem – 520 regulaarselt paigutatud ühe ruutkilomeetri suurust seireruutu (mis sisaldavad eri kooslustüüpide mosaiiki) vaadeldakse 5-aastase intervalliga. Registreeritakse soontaimede liigid. Keskmist liikide arvu ruudus nimetatakse Šveitsi seiresüsteemis beeta-diversiteediks (ee pole mõistagi korrektne).</p>					

taimeliikide seires. Šveits on seadnud eesmärgi viieaastase intervalliga jälgida kõiki soontaimeliike, s.t. nii haruldasi ja ohustatuid kui tavalisi, et hinnata nn. gamma-diveriteeti [9]. Selleks liidetakse liigiandmed kõigilt suurtelt ja väikestelt seirealadelt, mida on viieaastase vahega külastatud ja täiendatakse seda muudest allikatest saabunud andmetega haruldast liikide käekäigust.

Hetkel ei ole Šveitsis käivitunud invasiooniliste e. võõrliikide seire, milleks plaanitakse eraldi seirekorraldust ja arvepidamist. Tõenäoliselt luuakse mingi lisajälgimissüsteem, mis teavitaks võõrliikide levikust ka väljaspool püsiseirealaid. Seda eriti liikide puhul, mida peetakse kohalikule floorale ohtlikuks.

Kokkuvõtteks võib öelda, et Eesti eksisteeriv botaanilise seire süsteem on mõnevõrra süstemaatilisem ja arenenum kui mõnelgi lähemal või kaugemal naabril. Samas on jõukate riikide (Soome, Šveits) võimalused ja traditsioonid teinud võimalikuks taimkatte väga suureskaalalise ja panoraamse jälgimise, sellise, mida Eestil lähiajal kopeerida kasvõi juba finantsilistel põhjustel ei õnnestuks.

4. Hinnang Eesti botaanilise seire süsteemile (muu maailma kogemuse valguses)

4.1. Botaanilise seire eesmärgid ja võimalused

Bioloogiliseks seireks (monitoringuks) nimetatakse tavaliselt informatsiooni kogumist liikide ja koosluste kohta kindlaksmääratud ja muutmatul viisil pika ajaperioodi jooksul. Põhimõtteliselt võib sellisel tegevusel olla kaks laiemat eesmärki [8]:

1. Andmete kogumine elussüsteemide toimimist mõjutavete tegurite ja koosluse suksessiooni ning bioloogilise mitmekesisuse dünaamika kohta - s.t. teaduslik eesmärk (ehk alt-üles ehitatud seirestrateegia);
2. Informatsiooni kogumine põhjendamaks majanduspoliitilisi ja keskkonnakaitsega seotud otsuseid ning jälgida riigi võetud kohustuste (arengustrateegiad, rahvusvahelised lepingud ja konventsioonid, jne.) täitmist – s.t. keskkonna- ja majanduspoliitiline eesmärk (ehk ülalt-alla ehitatud seirestrateegia).

Esimesel juhul pärineb seire initsiatiiv reeglina teadlastelt ja seireandmete alusel loodetakse lisaks looduse seisundi jälgimisele saada ka analüüsikõlblikke andmeid elussüsteemide pikaajalise dünaamika seaduspärasuste kohta. Teisel juhul peaks initsiatiiv loogiliselt pärinema riigivõimult – kuivõrd keskkonnakaitse ja säästliku majanduspoliitika eest vastutavatel tippametnikel on otsuste tegemisel vaja pädevat informatsiooni looduse seisundi kohta, on loodud seiresüsteem, mis tarvilikku infot toodab.

Kirjeldatud kahe võimaliku seirestrateegia rakendumise mehhanismid on erinevad. Alt-üles strateegia puhul ei saa kunagi esiplaanil olla riigi strateegilised huvid. Seiremetoodika valitakse teadlastele meelepärane ja rakendatakse läbiproovitud teadusliku andmekogumise metoodikaid. Seireobjektideks satuvad eelkõige teaduslikku huvi pakkuvad liigid ning kooslused. Kuna huvigruppidel, kes seiret praktiliselt organiseerivad on tihti vastandlikud huvid, kipub seireandmete organiseeritus ja kättesaadavus olema kehv. Ülalt-alla strateegia puhul on esiplaanile seatud konsolideeritud ja selge informatsiooni jõudmine otsusetegijateni, kes on seetõttu huvitatud ühtse ja kergesti käsitletava andmebaasi loomisest ning hooldamisest.

4.2. Taimekoosluste seire metoodika hinnang

Võib vist täie kindlusega väita, et töötavat nn. ülalt-alla ehitatud taimkatte seiresüsteemi tänapäeva maailmas ei eksisteeri. Käesoleva projekti käigus põhjalikumalt vaadeldud süsteemidest on kõige lähemal objektiivsele, neutraalsele ning poliitilistele otsusetegijatele hõlpsasti kasutatavale süsteemile on Soome metsakoosluste jälgimise programm. Minu poolt uuritud ülejäänud seiremetoodikatest erineb

Soome metsaseire selle poolest, et proovipindade paigutus on rangelt objektiivne (kindlat mustrit järgiv) ja välistatud on nihe 'teaduslikult huvitava' suunas. Seirealadelt laekuvad andmed on statistiliselt töödeldavad nii, et tulemusi saab ekstrapoleerida kogu Soome taimkattele [6]. Ülejäänud riikide seiresüsteemide kohta seda öelda ei saa. Mõnevõrra sarnaseid jooni on ka Šveitsi seireprogrammis [9], kuid sealne lähenemine on siiski valdavalt teadlasekeskne. Minuni jõudnud suulistel andmetel on enam-vähem 'ülalt-alla' loodud süsteem olemas Hollandis. Paraku ei leidunud nimetatud seiresüsteemiga põhjalikuks tutvumiseks piisavalt ingliskeelset infot.

Eesti taimekoosluste seire süsteem on selgelt nn 'alt-üles' ehitatud. Sarnaselt enamike analüüsitud välisriikidega kus on olemas head ja pikaajalised taimkatte geobotaanilise analüüsimise, klassifitseerimise ning ordineerimise traditsioonid, on seiremetoodika välja kasvanud taimkatte kaardistamise ning koosluste suksessiooni uurimise praktikast. Sarnaselt näiteks Norra, Kanada, Tšehhi vm.-ga [10] on kõigepealt koostatud potentsiaalselt ohustatud või haruldased kooslustüübid. Seejärel on vastutav ekspert valinud välja teatava arvu konkreetseid kooslusi, mis seda või teist tüüpi esindavad. Siis on mindud kohale ja harjunud moel kirjeldatud taimkatet teataval hulgal prooviruutudel, määrates samas ajasammu, mille järel tuleks kooslust uuesti külastada. Riikidevahelised erinevused piirduvad siin peamiselt kooslustüüpide arvu, prooviruutude arvu, prooviruutude suuruse ja ajasammuga. Ühesõnaga, tegemist on süsteemiga, mis produtseerib teatud väljavalitud koosluste suksessiooni mingi ajaperioodi vältel.

Kui võrrelda Eestis praegu rakendatavat taimekoosluste seire metoodikat muude riikide omaga, tuleb tõdeda, et juhul kui seireülesanne ongi püstitatud nii, et soovitakse saada teavet teatud taimekoosluste struktuuri pikaajalise dünaamika kohta, siis on süsteem üsna õnnestunud. Nii prooviruutude suurus kui registreeritavate parameetrite loend on sobivad ja arukalt valitud. Prooviruutude arvu ja ajasammu modifitseerimine pealiskaudses võimsusanalüüsis (peatükk 2 käesolevas aruandes) näitas, et mõõdukate struktuurimuutuste tõsikindlaks avastamiseks on need suurused igati piisavad. Võibolla tuleks isegi kaaluda mõningat töö kokkuhoidu ühe või teise puhul (eriti seire ajalise sammu puhul).

Mis on siis minu arvates ülalkirjutatud süsteemi puudused? Eesti kehtiv taimekoosluste seiresüsteem toodab andmeid, mille järgi on võimalik teha otsuseid ühe või teise **konkreetse taimekoosluse ajalise dünaamika** kohta. Mingi aja möödudes on võimalik tõsikindlalt tuvastada näiteks liigilise mitmekesisuse või muu taimkatte struktuurinäitaja muutumist ajas. Küll ei anna praegu kasutatav seiremetoodika võimalust teha järeldusi **Eesti ohustatud ja haruldaste (või ka tavaliste) taimekoosluste seisundi** ajalise dünaamika kohta. Iga kooslustüübi esindatus ja seirealade valimise süsteem (puhtsubjektiivne) ei võimalda käsitleda laekunud seireandmeid valimina, mille statistiline analüüs lubaks tulemusi laiendada üldkogumile – s.t. Eesti riigi taimkattele. Näiteks, juhul kui seirataavad loopealsed juhtumisi kõik kinni kasvavad, ei tähenda sugugi seda, et Eestis oleks loopealsed viimseini hävinud. Seirealade valim ei ole esindav ja tulemused kehtivad vaid vaadeldavate koosluste kohta.

Olen seisukohal, et ainuke huvi, mida tänaseks kogunenud taimekoosluste seire andmed võivad pakkuda, on teaduslik huvi. Pikaajalisi suktsessioonilisi (olgu siis tegemist auto- või allogeense suktsessiooniga) protsesse mingis kindlas koosluses saab edukalt uurida ja tuvastada praegu kehtiva seiremetoodikaga. Mõistagi tuleb aga siinkohal küsida, kas riiklik seireprogramm peaks olema ellu kutsutud rahuldavaks teaduslikku uudishimu? Lisaks arvestades, et erinevat tüüpi taimekoosluste pikaajalist dünaamikat ja koosluste suktsessiooni mehhanisme on põhjalikult uuritud juba üle poole sajandi, sealhulgas ka Eestis. Maailma vanim poolloodusliku niidu taimkatte jälgimine käib Inglismaal Parkgrassis juba alates 19. saj. teisest poolest.

Kokkuvõtteks, hinnang Eestis praegu rakendatud taimekoosluste seire süsteemile sõltub otseslt ülesandepüstitusest (see pole aga mõistagi allakirjutanu kompetents). Kui eksisteerib riiklik huvi teatud kindlate taimekoosluste struktuuri pikaajaliseks jälgimiseks, siis on praegune seiresüsteem selleks igati sobiv. Juhul kui aga seiresüsteemilt oodatakse andmeid Eesti **ohustatud ja haruldast taimkattetüüpide seisundi, liigilise mitmekesisuse, jne.** kohta, siis neid kehtiv süsteem ei tooda. Selliseid andmeid toodaks kas:

1. **Huvipakkuvate kooslustüüpide lausinventeerimine** mingi ajasammuga (pakun näit. 10 aastat) – s.t. tegevus, mille käigus käiakse läbi ja hinnatakse olukorda kõik vastavat tüüpi kooslused Eestis; või
2. **Juhusliku (eeldatavalt regulaarse, mis on ka üks juhusliku alaliik) proovivalikuga seirealade võrgustiku rajamine** – s.t. mingit kindlat randomiseeritud skeemi järgides järgi kaetakse Eesti seirealade võrgustikuga nii, et viimased sattuvad objektiivselt juhuslikesse punktidesse (nagu näit. Soome metsaseire süsteemis). Selliselt paigutatud püsiseirealadelt saadav info oleks statistiliselt töödeldav ja tulemused laiendatavad üldkogumile (Eesti loodusele).

4.3. Ohustatud ja haruldaste soontaimeliikide seire meetoodika hinnang

Eestis rakendatava haruldaste ja ohustatud soontaimeliikide seire meetoodika hindamine võrdluses tiste riikidega osutus raskeks. Mingil moel ja mingil määral tegeldakse kaitsealuste liikide seisundi jälgimisega mõistagi kõigis tsiviliseeritud riikides. Samas, sellist lõpuni väljaarendatud skeemi, kus ühe ja unifitseeritud meetoodika järgi püsiseiratakse kõiki kaitstavaid taimeliike, mina avastada ei suutnud. Ka põhjamaades, millest mitmes peetakse küll suhteliselt põliseid andmebaase kaitstavate liikide kohta, on andmete laekumine haruldast ja ohustatud liikide kohta pigem juhuslikku laadi ja püsiseirel ühtset meetoodikat pole.

Eelneva valguses tuleb Eesti praegust soontaimeliikide seire korraldust pidada üheks paremaks, mida allakirjutaja näinud (vastutav ekspert Ü. Kukk). Teatava intervalliga külastatakse nende soontaimeliikide kasvukohti, mis on seireväärseks tunnustatud kindlate kriteeriumite alusel (vt. peatükk

1.2.1 käesolevas aruandes). Liikide valikue kriteeriumid on mõistlikud ja minu arvates ei vaja ümbervaatumist.

Teatavaid probleeme võib soontaimeliikide seire metoodikas siiski leida. Esiteks need, mis on seotud populatsioonide seisundi hindamisega. Nagu peatükis 1.2.2. kirjas, toimub teatud liikide puhul seire püsiruudumeetodil ja teatud liikide puhul hinnatakse populatsiooni seisundit muul viisil (registreeritavaid parameetreid pindalaga üheselt sidumata). Mõistes igati seiremetoodika väljatöötajate kaalutlusi sellise süsteemi loomisel, olen siiski arvamusel, et soontaimepopulatsioonide pikaajalise jälgimise jaoks püsiruudumeetod üldjuhul ei sobi. Põhjuseks on siin taimeisendite ja –populatsioonide liikuvus. Suur osa Eesti rohttaimedest on võimelised küllaltki kiireks lateraalseks levikuks (kas kлонаalselt või seemneliselt) ja kogemused näitavad, et näiliselt suhteliselt staatiline levikumuster võib üllatava kiirusega muutuda (jättes leiukoha laias laastus samaks). Ü. Kuke suulistel andmetel on sedalaadi probleeme ka juba esinenud. Püsiruudu edasitõstmine vastavalt populatsiooni või isendi lateraalsele liikumisele ei ole lahendus. Sellise juhul kaotab püsiruudumeetod igasuguse mõtte. Olen seisukohal, et praegu rakendatavat nn. seisundi seiret tuleks rakendada kõikide seiratavate liikide puhul ja püsiruudumeetodist loobuda.

Teine probleem, mis vajab läbimõtlemit, on leiukohtade arv, mida iga liigi puhul silmas peetakse. See ei puuduta väga haruldasi liike – nende puhul külastatakse juba praeguse süsteemi puhul perioodiliselt kõiki leiukohti. Probleemaatiline on olukord aga liikidega, mille leiukohti on suhteliselt palju. Praeguse keskmise külastatavate populatsioonide arvu puhul (alla kolme liigi kohta) on järelduste tegemine liigi dünaamika ja seisundi kohta Eestis raske kui mitte võimatu. Kui liigi paarikümnest leiukohast seiratakse regulaarselt vaid kahte on tõenäoline, et küllalt olulised muutused liigi levikumustris võivad jääda tähelepanuta. Samas, ühes leiukohas toimunud katastroofilised muutused võivad põhjustada üleinterpretatsiooni ja ennatlikke järeldusi.

Lahenduseks on minu arvates registreeritavate parameetrite arvu vähendamine (näiteks piirduda kiire üldhinnanguga populatsiooni seisundile ja võsude arvule), välitöömetoodika lihtsustamine ja vastukaaluks suurema arvu leiukohtade külastamine. Võimalik, et leiukohtade arvu võiks otsustavalt suurendada ka pikema seireintervalli arvelt.

Kokkuvõtteks, praegune soontaimeliikide seire metoodika on põhiliselt sobiv. Seiratavate liikide valik on igati mõistlik, arvestades praegust ülesandepüstitust (kaitstavate, ohustatud ja haruldaste soontaimeliikide seisundi jälgimine). Samas, selleks, et seireandmete põhjal oleks holpsamini võimalik teha järeldusi liigi käekäigu kohta kogu Eestis, tuleks kaaluda seiratavate leiukohtade arvu suurendamist registreeritavate parameetrite arvu, välitööde keerukuse ja seireintervalli arvelt. Kindlasti tuleks loobuda püsiruudumeetodist, mis ühe kindla populatsiooni pikaajaliseks jälgimiseks sobiv ei ole.

4.4. Hinnang seireandmete kättesaadavusele ja kasutatavusele

Selles peatükis olen sunnitud väljenduma lühidalt, tõdedes, et suuremalt jaolt ei ole seireandmed avalikkusele kättesaadavad ega kasutatavad. Osalt võib vanemaid seireandmeid leida 'seiremonitori' koduleheküljelt (<http://www.seiremonitor.ee/>), nende formaat aga varieerub ja sisuliselt on tegemist toorandmetega, mis midagi tähendavad ainult asjassepühendatud inimestele. Kindlasti ei ole praeguses seisus seire tulemusi kokkuvõtlikult kasutada kellelgi peale vastutavate isikute ja seirege otseselt tegelevate ekspertide.

Seega, botaanilise seire infosüsteem, ja samuti seireandmete analüüsimise ning töötlemise süsteem, on suuresti loomata ja tuleks lähemas tulevikus kindlasti luua.

5. Peamised allikad

1. <http://www.seiremonitor.ee/>.
2. Paal, J. Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Keskkonnaministeerium ja ÜRO Keskkonnaprogramm. Tallinn (1997).
3. PAIGE C. EAGLE, JAMES P. GIBBS, and SAM DROEGE. Power Analysis of Wildlife Monitoring Programs: Exploring the Trade-Offs Between Survey Design Variables and Sample Size Requirements (<http://www.pwrc.usgs.gov/resshow/droege3rs/salpower.htm>)(2001).
4. Eesti looduse mitmekesisuse riiklik seire 1994-1998. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, 13-18. Ed Lauri Klein. Tallinn (2000).
5. Kukk Ü (2000). Haruldaste taimeliikide seire. In Eesti looduse mitmekesisuse riiklik seire 1994-1998. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, 19-30. Ed Lauri Klein. Tallinn.
6. J. E. Lawesson (ed.). A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. Tema Nord 517 (2000).
7. A. Palo. Eesti looduse mitmekesisuse seire haruldaste ja ohustatud taimekoosluste allprogrammi 2001. a. aruanne (2001).
8. Campbell, S.T., Clark, J.A., Crampton, L.H., Guerry, A.D., Hatch, L.A., Hosseini, P.R., Lawler, J.J. & O'Connor, R.J. An assessment of monitoring efforts in endangered species recovery plans. Ecological Applications 12:674-681 (2002).
9. <http://www.biodiversitymonitoring.ch/english/indikatoren/z7.php>
10. <http://www.eman-rese.ca/eman/ecotools/protocols/terrestrial/exotics/intro.html>

6. Summary

The existing Botanical monitoring system in Estonia

In Estonia there exists a **National Environmental Monitoring Programme** (launched in 1993). It includes **The Nature Biodiversity Monitoring Subprogramme** (before 1999 named as the Species and Communities Programme) which involves:

- a. Sections **6.4...6.15 of The Nature Biodiversity Monitoring Subprogramme** (survey of endangered community types and survey of common community types);
- b. Section **6.24 of the The Nature Biodiversity Monitoring Subprogramme** – Endangered vascular plants.

The programme for community types included 10 sub-projects for monitoring alvar meadows, wooded meadows, floodplain grasslands, marshes, raised bogs, heathland forests, coastal meadows, mesic forests, floodplain forests and field edges.

It was established in 1998 that in each monitoring locality vegetation data is recorded from a permanently marked 20x20 m quadratic plot, hereafter called **monitoring site**. Inside the monitoring site **20 randomly placed 1 sq.m plots (quadrats)** are described botanically in detail. All vascular plant species are identified and their percent coverage estimated visually. At this, each plot will be divided into **four 0.25 sq.m subplots**, in order to estimate small-scale spatial variability of community structure. Such subdivision is not used in forest sites, because of the much sparser vegetation there. As an exception, in community types with clear unidirectional environmental gradients present (coastal meadows, field edges) a transect along the obvious gradient is marked instead of the 20x20 m monitoring site.

For each community type a list of **indicator species** is specified, defined as ones most characteristic to the particular vegetation type. The presence/absence of indicator species is indicated separately in each survey.

The time interval of repeated surveys is uniformly five years.

The monitoring of endangered and rare vascular plant species has been run in parallel with the community monitoring. The total number of vascular plant species found in Estonia is 1534. The number of legally protected vascular plant species is 185. They are classified into three categories: Category I: 22 species, Category II: 122 species, Category III: 41 species.

Total number of vascular plants included in the Red Data Book is 309. The number of species in different categories is following: Category 0 (Extinct or probably extinct): 27 species, Category 1 (Endangered): 31 species, Category 2 (Vulnerable): 29 species, Category 3 (Rare): 100 species, Category 4 (Care demanding): 54 species, Category 5 (Indeterminate): 68 species. EU Habitat Directive Annex II includes 14 species growing in Estonia. Bern Convention Appendix I includes 10 species of vascular plants.

The aim of this subprogram is to obtain regular information about the state of the populations of protected and threatened plants in Estonia, as well as about changes in their structure and growth conditions. When selecting plant species and monitoring sites the rarity of each species and the degree of threat to its survival have been taken into account. **The project includes 142 species and 438 monitoring sites by now.** Every year new species and monitoring sites can be added.

Two methods have been used: **plot monitoring and so-called state monitoring**. State monitoring is simpler and is used in the case of less threatened species. The size, general situation and threat factors of the population are estimated.

Monitoring interval is 1-3 years for very rare and endangered species, 3 consecutive years with an interval of 3 or 5 years for orchids, annuals and biennials, 5 years for the other perennials.

The monitoring parameters provide information on:

- monitoring area: landowner, name of the village and village community, county or forest district, range, compartment and subcompartment;
- habitat: vegetation type, list of associated species, their abundance, growth conditions, surrounding habitation and source of human impact;
- population: area of population, total number of individuals (when possible), abundance, coverage and status in the community;

- monitoring plot: all specimens should be counted. The height of adult individuals, the ratio of different age groups, coverage, abundance, viability, type and level of human impact and damages should be recorded.

The comparison of the existing monitoring system with other countries and suggestions for improvement

In neighbouring countries (especially Nordic countries – Finland, Sweden, Norway, Denmark) the system of plant community monitoring mostly suffers from the same strategical flaws as the Estonian system – it is science-centric, devised to produce data that is of scientific interest but provides little or no valuable information on the general state of the art of biodiversity in the country. The system which would be usable for decision-makers should be built in a top-down manner. First, the format and level of credibility of the data should be stated, and subsequently a data gathering and analysing system devised, one that would meet the needs of the decision-making bodies.

The only existing monitoring system in European countries that allows proper statistical treatment of the collected data is the Finnish forest monitoring programme, maybe also partly the freshly implemented monitoring system in Switzerland. There, objective and randomized placement of monitoring sites makes it possible to extrapolate monitoring results onto the whole country, without bias in the statistical confidence.

It is evidently necessary to re-consider the basic principles of the monitoring of rare and endangered plant communities in Estonia. As it stands, the expected results will say something only about the dynamics of biodiversity and plant community structure of the particular stands under consideration. Nothing general could be read out from the data, concerning Estonia as a whole. The future system should either:

1. Be a repeatable inventory of **all communities of the rare or endangered type**, performed with a time step of ca 10 yrs;
2. Or should be based on a **randomized (e.g. regularly placed) non-subjectively placed network of monitoring areas**, allowing for proper statistical treatment of the data and extrapolation of the results to the whole country.

In plant species monitoring the situation is better. The choice of the monitored species is well reasoned and should not be changed much. The problems here are connected with the permanent quadrat method (not suitable for mobile populations of vascular plants) and with the time frame. It is recommended to give up permanent plot studies (to stick to so-called state monitoring) and to increase time frame, at the same time increasing the number of sites visited in each species.

The accessibility and format of monitoring data is not satisfactory at the present moment. The working and accessible well-formatted database should be built as soon as possible.