Taimkatte muutuste hindamisest Järvelja looduskaitsekvartali püsiproovialadel

Jaanus Paal^{1,*}, Kristiina Jürisoo² ja Taimi Paal²

Paal, J., Jürisoo, K., Paal, T. 2015. About evaluation of vegetation changes on permanent sample areas in Järvelja protected compartment. – Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused 63, 5–28. ISSN 1406-9954. Journal homepage: <http://mi.emu.ee/forestry.studies>

Abstract. The changes in tree layer saplings, shrub, field and moss layer in Järvelja Nature Reserve virgin forest compartment (JS226) were analysed on the ground of data collected in 1955, 1985, 1993 and 2012. Four forest stands (sub-compartments) were studied; in every stand one 4 x 4 m sample area was established: area A1 represented *Hepatica nobilis* and *Anemone nemoralis* dominated spruce stand, area A3 – drained transitional mire pine forest, area A4 – *Mercurialis perennis*-rich spruce stand and area A5 – *Hepatica nobilis* and *Anemone nemoralis* dominated aspen stand. The number of tree layer saplings and shrub layer stems, as well as their species content have changed largely in all sample areas, being a bit more stable only on area A1. In field layer the abundance of initial dominant species changed remarkably in all areas or were replaced by other species in the course of succession. Changes in moss layer were the most striking in drained transition mire forest (area A3), where *Pleurozium schreberi*, *Sphagnum centrale* and *S. capillifolium* dominating in 1955 were replaced by *S. centrale* in 1993. The experiment planning in the current study is regrettably insufficient: to study forest communities succession using only one 4 x 4 m sample area in every stand does not allow to gather representative data about the vegetation structure and its variation limits. Moreover, in that way it is not possible to separate the time-induced successional trend from the drainage impact that has an obviously prevailing importance in forest compartment JS226 being surrounded by ditches.

Key words: experiment planning, Järvelja Nature Reserve, permanent sample plots, succession, vegetation layers.

Authors' addresses: ¹Department of Botany, Institute of Ecology and Earth Sciences, University of Tartu, Lai St 40, Tartu, 51005 Estonia; ²Department of Silviculture, Institute of Forestry and Rural Engineering, Estonian University of Life Sciences, Kreutzwaldi 5, Tartu, 51014, Estonia; *e-mail: jaanus.paal@ut.ee

Sissejuhatus

Metsakoosluste dünaamika erinevate omadustega kasvukohtades pakub suurt huvi nii teoreetilise taimeökoloogia kui ka praktilise metsamajanduse aspektist. Sellekohased uuringud laiendavad ühelt poolt meie teadmisi koosluste struktuuri kujunemise ja seda reguleerivate tegurite kohta, teiselt poolt aga osutuvad kasulikuks otstarbe-

kate metsanduslike võtete väljatöötamisel (Frelich, 2002). Ühtlasi on teadmised metsades erineval ruumilisel skaalal ja erinevatel organisatsioonilistel tasemetel toimuvatest ajalistest protsessidest vajalikud nende koosluste võimalike muutuste trajektoiride prognoosimiseks (Acker *et al.*, 1998; Keane *et al.*, 2009) ja seega ka koosluste loodusliku mitmekesisuse säilitamiseks (Angelstam, 1998; Bergeron *et al.*, 2002).

Üheks enamkasutatavaks ja usaldatavaks mooduseks vastava teabe kogumisel on uuritavatesse taimekooslustes püsi-
proovialade rajamine, kus sama metoodikat kasutades viiakse teatud ajavahemike tagant läbi kordusanalüüsid (Nieppola, 1992; Brunet et al., 1997; Acker et al., 1998; Tonteri et al., 2013). Niisugusel viisil kogutakse andmeid enamikus taimkatte seirevõrgustikes. Eestis on taimkatte seirega mingil määral plaanipäraselt tegeldud alles viimastel aastakümnetel, mistõttu pakub erilist huvi taimkatte muutumine juba 1955. a Järvelja õppemetskonna nn ürgmetsakvartalis rajatud püsi-
proovialadel (püsiruutudes), kus uuringuid korraldati 1985. ja 1993. a. Nende puurinde kordusanalüüside tulemusi on varem avaldatud T. Kriguli (1961), E. Irtdi ja H. Rebase (1985), A. Kasesalu (1993a) ja H. Kasesalu (2001, 2004) artiklites, alustaimestu muutusi on käsitletud A. Kalda (1985, 1993) ning V. Masing ja H. Rebane (1987, 1995, 2004). Järvelja kaitsealuse kvartali naadi-anger-
vaks kasvukohatüübi metsade raiejärgset suktessiooni on uurinud M. Zobel ja K. Zobel (Цобель & Цобель, 1988; Zobel, 1989; Zobel et al., 1993), kuid need analüüsid hõlmavad erineva raiejärgse vanusega puustuid ja ei ole seetõttu käesoleva artikli objektiks olevate konkreetsete püsi-
proovialade taimkatte muutustega otseselt võrreldavad.

Meie töö eesmärgiks on esitada 2012. a läbi viidud püsi-
proovialade taimkatte kordusuuringute tulemused ning analüüsida vaatlusaastate jooksul toimunud taimkatte muutusi senise kirjeldava käsitluse asemel mõneti üldistatumalt kvantitatiivsete meetoditega – niivõrd kui see on katse korraldusest tulenevalt võimalik. Ühtlasi on eesmärgiks osutada Järvelja looduskaitsekvartalis asuvate püsi-
proovialade taimkatte seire metoodilistele puudustele, mis tulenevad selle töö algusajale omastest arusaamadest.

Materjal ja metoodika

Uurimisala

Järvelja õppemetskonna keskosas asuv ürgmetsailmeline kvartal 106 (nüüdne JS226) võeti kaitse alla 1924. a. Õppemetskonna tollase juhataja A. Mathieseni 17. augustil 1924. a tehtud korralduse nr. 37 alusel sätestati, et selle kvartali lõunapool-
ses osas jäetakse 12,8 ha suurune ala reser-
vaadiks, kus on keelatud metsa raiumine ja koristamine, samuti igasugune muu metsa mõjutav inimtegevus. 1959. a võeti Eesti NSV Ministrite Nõukogu määrusega kaitse alla lisaks kvartali põhjapoolne osa ning kaitsealuse kvartali kogusuuruseks koos sihtidega sai 19,3 ha (Krigul, 1940; Kasesalu, 1993b). Selles kvartalis ei olnud raieid tehtud ka enne kaitseala asutamist, mingil määral oli koristatud vaid tormi-
murdu (Vilberg, 1929; Krigul, 1940; Kasesalu, 2004).

Kaitstava kvartali taimkatte muutuste jälgimiseks valiti 1954. a Looduseuuri-
ja-
te Seltsi looduskaitsesektsiooni algatusel kuus erinevasse metsakasvukohatüüpi kuuluvat eraldist. Järgmisel aastal märgis-
tas H. Rebane taimkatte detailseks uuri-
miseks igas valitud eraldises nurgavaia-
dega ühe 4 x 4 m suuruse püsi-
prooviala/ püsiruudu, ühtlasi kanti nende asukohad meetrise täpsusega ka kvartali plaanile (Masing, 1985; Masing & Rebane, 1985, 2004). Esimene püsi-
prooviala (A1) esindas laane elementidega sinilille-ülase kasvu-
kohatüübi kuusikut (Masing & Rebane, 1995, 2004; joonis 1), kus 1955. a ühtegi ülast ei kasvanud; rohurindes domineeris hoopis metskastik (*Calamagrostis arundinacea*) katvusega 20,0%, ohtrad olid samuti laiuv sõnajalg (*Dryopteris expansa*) (13,0%) ja lisaks harilikule sinilillele (*Hepatica nobilis*) (10,0%) ka koldnõges (*Galeobdolon luteum*) (10,0%; lisa 1). Järvelja Metsama-
jandamise Infosüsteemi 2010. a andme-
te järgi paikneb püsi-
prooviala A1 naadi kasvukohatüüpi kuuluvas eraldises nr 15. Püsi-
prooviala A2 märgiti rabastuvasse mustika-kuusikusse (praeguse numerat-

Joonis 1. Kaitsealuse kvartali JS226 eraldised ja püsiproovialade (A1–A6) asukoht.

Figure 1. Subcompartments in protected compartment JS226 and location of permanent sample areas A1–A6.

siooni kohaselt eraldis nr 11), ent selle puurinne hävis 1967. a tormis. Püsiprooviala A3 rajati siirdesoo-männiku häilu (eraldis nr 4), kus rohurindes valitses harilik pilliroog (*Phragmites australis*) (5,0%; lisa 1). Püsiprooviala A4 paigutati tiheda järelkasvuga seljarohu-kuusikusse (eraldis nr 5) (Masing & Rebane, 1995, 2004); tähelepanuväärne on siinjuures see, et 1955. a proovialal püsik-seljarohu (*Mercurialis perennis*) ei registreeritud, domineerivaks liigiks oli hoopiski lõhnav madar (*Galium odoratum*) (55,0%; lisa 1). Püsiprooviala A5 märgiti sinilille-ülase haavikusse (eraldis nr 6) (Masing & Rebane, 1995, 2004), ent 1955. a puudusid seal nii sinilill kui ka ülane, valitsesid hoopis metskastik (10,0%) ja harilik maikelluke (*Convallaria majalis*)

(6,5%; lisa 1). Püsiprooviala A6 rajati sanglepalodusse (eraldis nr 12; joonis 1) (Masing & Rebane, 1995, 2004).

Andmete kogumine

Kahjuks hävis osa puid, millega püsiproovialad olid kvartali plaanil seotud, 1967. a suures tormis (Masing & Rebane, 2004), mistõttu polnud püsiprooviala A2 hilisematel vaatlustel enam võimalik leida (Masing & Rebane, 1995). Taimkatte kordusanalüüsi tegid V. Masing ja H. Rebane viiel säilinud alal 1985. ja 1993. a, kusjuures 1993. a kahel korral – 14.–15. mail ja 31. juulil (Masing & Rebane, 1995, 2004). 1993. a kordusanalüüside tegemise ajal jaotati proovialad veel neljaks 2 x 2 m suurusega osaruuduks (nn veerandikeks), et sel viisil

liikide ohtrust ja seeläbi ka taimkatte muutusi täpsemini hinnata (Masing & Rebane, 2004). Meie tegime kordusanalüüsi 2012. a, kusjuures jaotasime 2×2 m suurused osaruudud veel omakorda neljaks 1×1 m suuruseks osaruuduks. Sanglepalodus asuva püsiprooviala A6 taimkatet 2012. a suvel ei analüüsitud, sest see metsaosa oli üle ujutatud.

Kõigil ruutudel/osaruutudel loendati kõigi vähemalt 0,2 m kõrguste noorte puude (puurinde järelkasvu) ning põõsarinde liikide tüvikute arv, samuti määrati visuaalselt puhma-rohu- ja samblarinde üldkatvus ning kõigi neid moodustavate liikide katvus.

Kõigi proovialade 1955., 1985. ja 1993. a tehtud taimkatteanalüüside tulemused on varem publitseeritud (Masing & Rebane, 1995, 2004), 2012. a tehtud taimkattekirjed on esitatud käesoleva artikli lisa 1.

Soontaimede nimed on esitatud Krall et al. (2007) järgi, sammaltaimede omad Ingerpuu & Vellak (1998) järgi.

Andmetöötlus

Puurinde järelkasvu ja põõsarinde liikide arvukust, puhma-rohurinde liigirikkust ja üldkatvust püsiproovialadel analüüsiti nelja aasta (1955, 1985, 1993, 2012), samblarinde liigirikkust ja üldkatvust aga kolme aasta (1955, 1993, 2012) kordusanalüüside alusel, sest 1985. a andmed olid samblarinde osas liialt lünklikud.

1955. ja 1985. a andmetega võrdlemiseks iga püsiprooviala osaruutudel loendatud puurinde järelkasvu tüvikute arvukuse väärtused liideti liikide kaupa, sambla- ja puhma-rohurinde liikide katvuse andmed aga keskmistati. Püsiprooviala A5 oli 1955. ja 1985. a uuringutes vastavalt metskastiku ja hariliku maikellukese rohusele jaotatud kaheks (Masing & Rebane, 2004), kuna aga aastatel 1993 ja 2012 niisugust jaotamist ei tehtud, kasutati andmetöötluses aastate kaupa üle prooviala keskmistatud väärtusi. 1993. a mais ja juulis korratud analüüsides võeti käesolevas töös võrdluse aluseks suvise (juulikuu)

analüüsi tulemused. Kahe aasta (1993, 2012) andmetel hinnati taimkatte muutusi ka 2×2 m suurustel osaruutudel.

Püsiproovialade, keskkonnategurite ning puurinde järelkasvu, puhma-rohurinde ja samblarinde liikide vastastikuseid seoseid analüüsiti trendivaba vastavusanalüüsi (*detrended correspondence analysis* – DCA; McCune & Mefford, 1999) abil. Ordinatsioonitelgede ja keskkonnaparametrite vaheliste seoste tugevust hinnati Pearson'i korrelatsioonikoefitsientide põhjal. Erinevatel püsiproovialal toimunud taimkatte muutuste ulatuse ja suuna näitlikustamiseks lisati ordinatsiooniskeemidele suktessioonivektorid. Nende tegeliku pikkuse hindamiseks kasutati iga püsiprooviala puhul selle eri aastatel tehtud analüüside vahelist eukleidilist distantssi algses paljumõõtmelises tunnusruumis; püsiproovialadel toimunud taimkatte muutuste absoluutse ulatuse iseloomustamiseks aga vastavate kaugusmõõtude summat.

Keskkonnakarakteristikute väärtused (kasvukoha valgustatus, temperatuur, kontinentaalsus, niiskus, mulla reaktsioon ja -lämmastikunõudlus) arvutati igale püsiproovialale liikide ökoloogiliste väärtarvude alusel (Ellenberg, 2013) kaalutud keskmise metoodika põhjal (Jongman et al., 1995).

1993. ja 2012. a kirjeldatud 2×2 m suuruste osaruutude (veerandike) taimkatte liigirikkuse ja selle ühtluskoeffitsientide (McCune & Mefford, 1999) erinevuse olulisust hinnati kahefaktorilise dispersioonanalüüsiga (StatSoft Inc., 2004). Seejuures oli esimeseks faktoriks iga püsiprooviala neli 2×2 m suurust osaruutu, teiseks faktoriks kahel aastal tehtud vaatlused.

Tulemused

Puurinde järelkasv ja põõsarinne

Püsiproovialal A1 on puurinde järelkasvu ja põõsarinde liikide tüvikute arvukus olnud kõigil aastatel väike (joonis 2). 1955. a kasvas seal kaks harilikku pihlakat

Joonis 2. Puurinde järelkasvu ning põõsarinde tüvikute arvukus püsiproovialadel.

Figure 2. Number of tree layer saplings and shrub layer stems on permanent sample areas.

(*Sorbus aucuparia*), 1985. a lisandus harilik saar (*Fraxinus excelsior*), 1993. a veel harilik sarapuu (*Corylus avellana*) ja harilik pärn (*Tilia cordata*), ent 2012. a registreeriti vaid üks saare seemik (lisa 1). Püsiproovialalt A3 olid seal 1985. a kasvanud harilikud kuused (*Picea abies*), tuhkur pajud (*Salix cinerea*) ning sookased (*Betula pubescens*) asendunud 2012. aastaks sanglepa (*Alnus glutinosa*) (3 tk) ja arukasega (*B. pendula*) (2 tk). Kui proovialal A4 kasvasid 1955. a ühekaupa vaid saar, kuusk ja pärn, siis 1993. a oli seal kõige arvukam harilik vaher (*Acer platanoides*) (12 tk), lisaks registreeriti veel saari (3 tk), harilikke toomingaid (*Prunus padus*) (2 tk), pihlakaid (3 tk) ja pärni (6 tk). 2012. aastaks oli sellel püsiproovialal toimunud puurinde järelkasvu ning põõsaste arvukuse järsk vähenemine – see oli võrdsustunud 1955. a seisuga.

Kõige suuremad järelkasvu ning põõsarinde arvukuse muutused on jälgitavad püsiproovialal A5. 1955. a kasvas sellel seitse noort pärna, üks vaher ja üks kuusk; 1985. a oli pärnasid alles vaid üks ning kuuski ei leitud, lisandunud olid aga üks sarapuu ja kaks haaba; 1993. a ei registreeritud enam vahtraid, asemele olid ilmunud sookask ja pihlakas; kuuse ja hariliku haava (*Populus tremula*) arvukus oli suure-

nenud vastavalt 12-ne ja 11-ni. 2012. a oli kuuse ja pärna järelkasv püsiproovialalt A5 kadunud, haabasid oli säilinud neli (lisa 1).

Puurinde järelkasvu ja põõsarinde tüvikute arvukuse põhjal tehtud ordinatsioonanalüüsi tulemused kinnitavad, et püsiproovialad erinevad üksteisest eeskätt nende kasvukohtade niiskuselude poolest (joonis 3) – kasvukohtade niiskuse väärtarvu ja esimese ordinatsioonitelje vaheline korrelatsioonikoefitsient on 0,714, temperatuuri ja valgustatuse väärtarvude tugevat korrelatsiooni (vastavalt -0,749 ja 0,699) tuleb siinjuures lugeda juhuslikumat laadi nähtusteks. Neljast analüüsitud püsiproovialast kolme (A1, A4, A5) varieerumine on enam väljendunud teise ordinatsioonitelje suunas, millega on kõige tugevamini seotud mulla lämmastiksisalduse ($r = -0,797$) ja pH ($r = -0,503$) väärtarvud, kuid kuna teine ordinatsioonitelg ei ole statistiliselt oluline, on selle ökoloogiline interpreteerimine kaheldav. Suktsessioonivektorite pikkuse summad, mis üldistatult iseloomustavad nii liigilise koosseisu, kui ka üksikute liikide arvukuse muutusi, tõendavad, et kõige varieeruvam on puurinde järelkasv ning põõsarinne olnud püsiproovialadel A4 ja A5, kõige

Joonis 3. Püsiproovialade ja keskkonnategurite ühisordinatsioon puurinde järelkasvu ning põõsarinde tüvikute arvukuse andmete põhjal. Sama ala asukoha nihkumist tunnusruumis kajastavad korduvmõõtmiste suktessioonivektorid. Taimeliikide ökoloogiliste väärtarvude põhjal arvutatud kasvukoha karakteristikute tähistused: T – temperatuur, V – valgustatus, n – mulla niiskusesisaldus, pH – mulla reaktsioon, N – mulla lämmastiksisaldus; A1, A3, A4, A5 – püsiproovialad, kaks viimast lisatud numbrit tähistavad kordusanalüüsi aastat.

Figure 3. DCA biplot of environmental variables and sample areas by the number of tree layer saplings and shrub layer stems. The trajectory of sample areas in character space is represented by successional vectors. Notations: Aasta – year; T, V, n, pH and N – habitat temperature, enlightening, soil moisture, pH and nitrogen content according to Ellenberg's ecological values, respectively; A1, A3, A4, A5 – permanent sample areas, two last figures denote the analyse year.

vähem on muutusi toimunud püsiproovialal A1 (tabel 1). Püsiproovialal A1 on muutuste ulatus olnud kõigil analüüsiperioodidel nende erinevale pikkusele vaatama suhteliselt ühesugune, püsiproovialal A3 on kõige märgatavamad muutused toimunud aastatel 1993–2012. Püsiproovialadel A4 ja A5 toimusid puurinde järelkasvu ja põõsarinde struktuuris järsud muutused kahel viimasel analüüsiperioodil (tabel 1).

Puhma-rohurinne

Puhma-rohurinde üldkatvuse varieerumine on samuti olnud kõige ulatuslikum

püsiproovialal A4: 1955. a oli rohurinde üldkatvus seal väga kõrge ning langes seejärel 1995. ja 1993. aastaks märgatavalt madalamale, et 2012. aastaks jällegi suureneda (joonis 4). Hästi on jälgitav lõhnava madara ohtruse drastiline vähenemine – kui 1955. a oli selle liigi katvus 55,0%, siis 1985. a vähem kui 0,1% ja 2012. a 0,4%; ka hariliku jäneseekapsa (*Oxalis acetosella*) katvus vähenes vastavalt 8,0%-lt 1,6%-ni. Nende asemel oli 2012. a uuteks dominantliikideks kujunenud püsik-seljarohi ja koldnõges.

Tabel 1. Eukleidiline distant (suktsessioonivektorite pikkus) paljumõõtmelises tunnusruumis erinevatel aastatel tehtud analüüside vahel.

Table 1. Euclidean distance (length of successional vectors) in multidimensional character-space between analyses carried out in different years.

Analüüsi aeg / Time of analyse	Period / Period	Prooviala / Sample plot			
		A1	A3	A4	A5
Puurinde järelkasv & põõsarinne / Saplings & shrub layer					
1985	1955–1985	2.2	6.7	3.0	6.5
1993	1985–1993	3.9	1.7	12.9	15.1
2012	1993–2012	4.2	7.9	12.8	13.9
Summa / Sum		10.3	16.3	28.7	35.5
Puhma-rohurinne / Field layer					
1985	1955–1985	27.7	4.8	63.3	7.7
1993	1985–1993	18.8	3.4	25.5	5.0
2012	1993–2012	15.5	5.0	38.1	17.9
Summa / Sum		62.0	13.2	140.1	30.6
Samblarinne / Moss layer					
1985	1955–1985	5.4	35.7	0.1	0.5
1993	1985–1993	5.0	88.8	1.3	6.0
2012	1993–2012	10.6	141.7	1.0	7.5
Summa / Sum		21.0	287.2	2.4	14.0

Püsiproovialal A1 on puhma-rohurinde üldkatvus 1955. a esimesest analüüsist alates olnud kõigil järgnevatel vaatluskordadel

langustendentsis. Siinjuures on kõige tähelepanuväärsem mitme 1955. a ohtra liigi (laiuva sõnajala, koldnõgese, hariliku jänese kapsa) kas täielik või peaaegu täielik taandumine puhma-rohurindest; oluliselt on kahanenud ka dominantse metskastiku katvus (lisa 1).

Püsiproovialal A3 muutus rohurinde üldkatvus esimesel kolmel vaatlusperioodil vähe, ent suurenes 2012. aastaks peaaegu kaks korda. Seda ruutu iseloomustab hariliku pilliroo kadumine rohurindest, aga ka mitmete uute liikide, nt varjutarna (*Carex remota*), hariliku lepiklille (*Chrysosplenium alternifolium*), suure käopõlle (*Listera ovata*), ussilille (*Lysimachia thyrsiflora*), palu-härgheina (*Melampyrum pratense*), salunurmika (*Poa nemoralis*), väikese uibu-lehe (*Pyrola minor*) lisandumine, samuti on tunduvalt suurenenud hariliku mustika (*Vaccinium myrtillus*) katvus, vähem hariliku laanelille (*Trientalis europaea*), soomadara (*Galium palustre*) ja hapu oblika (*Rumex acetosa*) oma.

Püsiprooviala A5 rohurindes on toimunud metskastiku katvuse enam kui kahekordne suurenemine (1955. a 11,0%, 2012. a 22,3%), samas on märgatavalt vähenenud hariliku maikellukese, aga ka leselehe (*Maianthemum bifolium*) katvus (lisa 1).

Rohurinde liigirikkus on kõige enam muutunud püsiproovialal A3: kui aastatel

Joonis 4. Puhma-rohurinde üldkatvuse muutumine püsiproovialadel.

Figure 4. Change of field layer projective cover on sample areas.

Joonis 5. Puhma-rohurinde liigirikkuse muutumine püsiproovialadel.

Figure 5. Change of field layer species richness on sample areas.

1955 ja 1985 oli seal liikide arv samasugune kui püsiproovialal A1, siis 1993. a oli see mõlemal püsiproovialal suurenenud, ent püsiproovialal A3 märgatavalt enam ja jäi seal sellele tasemele ka 2012. a. Püsiproovialal A4 on rohurinde liigirikkus püsinud kõigil vaatluskordadel ligikaudu samal tasemel, püsiproovialal A5 aga võib viimastel vaatluskordadel esimeste analüüsidega võrreldes täheldada mõningat liigirikkuse suurenemist (joonis 5).

Ordinatsiooniskeemi (joonis 6) põhjal ilmneb, et püsiproovialal A3 on taimkate vaatlusaastate jooksul muutunud järjekindlalt kuivalembesemaks ja varjutaluvamaks: suktessioonivektorid on rööpsed esimese ordinatsiooniteljega, millega mulla niiskusesisalduse ja kasvukoha valgustatuse väärtarvud on ka puhma-rohurinde puhul tugevasti korreleeritud ($r_{\text{niiskus}} = 0,750$, $r_{\text{valgustatus}} = 0,607$). Ülejäänud püsiproovialade taimkate muutumist kirjeldavad suktessioonivektorid on enam-vähem rööpsed teise ordinatsiooniteljega, ent sellega keskkonnatingimustel tugevam seos puudub; ka puhma-rohurinde puhul on teine ordinatsioonitelg statistiliselt eboluline ning seega selle alusel usaldatavaid järeldusi teha ei saa.

Suktessioonivektorite summaarse pikkuse põhjal nähtub, et püsiproovialal A4 on puhma-rohurinde muutused ülejäänud püsiproovialadega võrreldes olnud märgatavalt suurema amplituudiga; eriti järevalt muutus sealne rohurinne aastatel 1955–1985. Suhteliselt tagasihoidlikult on muutunud püsiprooviala A3 puhma-rohurinne (tabel 1).

Samblarinne

Püsiproovialal A1 on samblarinde üldkatvus järjekindlalt suurenenud: kui 1955. a oli see 5,0%, siis 2012. a juba 16,7% (joonis 7, lisa 1). Püsiproovialal A3 toimus samblarinde katvuse märgatav suurenemine ajavahemikul 1955–1985. Mõningane sambalakatte suurenemine on aset leidnud ka püsiruudus A5, püsiruut A4 aga on püsinud samblavaesena kõigil aastatel.

Püsiproovialal A1 toimus aastatel 1985–1993 sammalde liigirikkuse märgatav suurenemine: kui 1985. a kasvasid seal vaid kolm liiki – kähar salusammal (*Eurynchium angustirete*) (katvusega 5,0%), mets-lehik-sammal (*Plagiomnium cuspidatum*) (< 0,1%) ja metsakäharik (*Rhytidiadelphus triquetrus*) (2,0%), siis 1993. a registreeriti samblaid juba 17 liiki (lisa 1). 2012. a oli liikide arv küll vähenenud kuueni, ent harilik

Joonis 6. Püsiproovialade ja keskkonningimuste ühisordinatsioon koos suktsessioonivektoritega puhma-rohurinde liikide katvuse põhjal. Tähistused nagu joonisel 3.

Figure 6. DCA biplot of environmental variables and sample areas by the field layer species; sample areas are connected with successional vectors. Notations as in Figure 3.

Joonis 7. Samblarinde üldkatvuse muutumine püsiproovialadel.

Figure 7. Change of moss layer projective cover on sample areas.

Joonis 8. Samblarinde liigirikkuse muutumine püsiproovialadel.

Figure 8. Change of moss layer species richness on sample areas.

Joonis 9. Püsiproovialade ja keskkonnategurite ühisordinatsioon koos suktessioonivektoritega samblarinde liikide katvuse põhjal. Tähistused nagu joonisel 3.

Figure 9. DCA biplot of environmental variables and sample areas by the moss layer species; sample areas are connected with successional vectors. Notations as in Figure 3.

roossambla (*Rhodobryum roseum*) ja metsakähariku katvus suurenenud vastavalt 6,8% ja 6,6%-ni.

Püsiproovialal A3 on samblarindes toimunud dominantliikide vahetus: kui 1955. a valitsesid harilik palusammal (*Pleurozium schreberi*), kahkjas turbasammal (*Sphagnum centrale*) ja teravalehine turbasammal (*S. capillifolium*), siis 1993. a domineeris seal vaid kahkjas turbasammal; 2012. a olid selle aga asendanud kitsalehine turbasammal (*S. angustifolium*) ja lillakas turbasammal (*S. magellanicum*) (lisa 1), kusjuures liikide arv oli suurenenud 11-ni.

Püsiprooviala A4 sammalde liigirikkus toimus väikene tõus 1993. a, ent 2012. a oli see taandunud samale tasemele 1955. aastaga (3 liiki); ka püsiproovialal A5 registreeriti 1993. a märgatavalt enam liike (12) kui eelneval ja järgneval vaatluskorral (joonis 8).

Samblarinde andmete ordinatsioonanalüüsi alusel (joonis 9) osutusid mõlemad ordinatsiooniteljed andmete vähesusest tulevalt statistiliselt ebaholulisteks, mistõttu ei ole nende tulemuste usaldatav interpreteerimine võimalik. Esitame vastava ordinatsiooniskeemi siinjuures lihtsalt suksessioonivektorite demonstreerimiseks, et neid oleks võimalik võrrelda joonistega 3 ja 6. Samblarinde ordinatsiooniskeemil on silmatorkav püsiprooviala A3 väga ulatuslik ümberpaiknemine, mis tuleneb sealse samblarinde dominantliikide vaheldumise. Kõige järsem muutus on toimunud suhteliselt lühikese viimase vaatlusperioodi (aastatel 1993–2012) jooksul.

Taimestiku muutused püsiproovialade osaruutude andmetel

Püsiproovialade/püsiruutude 2 x 2 m suuruste osaruutude kahe kordusanalüüsi

Tabel 2. Püsiproovialade 2 x 2 m osaruutude kahefaktoriliste dispersioonanalüüside tulemused. Tähistused: Kõik rinded (puurinde järelkasv, põõsarinne, puhma-rohurinne, samblarinne); *f* – vabadusastmete arv, *p* – olulisustõenäosus.

Table 2. Results of the Two Way ANOVA by 2 x 2 m subsquares. Notations: All layers (saplings, shrub layer, field layer, moss layer); *f* – degree of freedom, *p* – significance level.

Faktor / Factor	Kõik rinded / All layers		Puurinde järelkasv + põõsarinne / Saplings + shrub layer		Puhma-rohurinne / Field layer		Samblarinne / Moss layer	
	<i>f</i>	<i>p</i>	<i>f</i>	<i>p</i>	<i>f</i>	<i>p</i>	<i>f</i>	<i>p</i>
Liikide arv / Number of species								
Ala / Sample plot	3	0.005	3	0.045	3	< 0.001	3	0.600
Aasta / Year	1	0.014	1	0.007	1	0.323	1	0.480
Ala x aasta / Sample plot x year	3	0.297	3	0.497	3	0.863	3	0.282
Ühtluskoeffitsient / Evenness coefficient								
Ala / Sample plot	3	< 0.001	3	0.022	3	0.048	3	0.015
Aasta / Year	1	0.018	1	0.017	1	< 0.001	1	< 0.001
Ala x aasta Sample plot x year	3	< 0.001	3	0.452	3	< 0.001	3	0.229

Joonis 10. Põõsa-, puhma-rohu- ja samblarinde andmete alusel arvatud püsiproovialade ühtluskoeffitsientide (E) väärtuse muutus 1993. ja 2012. a.

Figure 10. Change of sample areas evenness coefficient values (E) calculated on the ground of shrub, field and moss layers data in 1993 and 2012.

põhjal ilmneb, et proovialad erinevad oluliselt liikide koguarvu, puurinde järelkasvu ja põõsarinde, samuti puhma-rohurinde liikide arvu poolest (tabel 2). Liikide koguarvu ning puurinde järelkasvu ja põõsarinde liikide arvukuse hinnangud on oluliselt erinevad ka kummalgi analüüsiajal. Ühtluskoeffitsientide kohaselt on liikide ohtressuhted olnud oluliselt erinevad nii alade vahel, kui ka mõlema analüüsiaasta korral taimkatte kõigis rinetes.

Faktorite koosmõju alusel võib järeldada, et taimekoosluste struktuur muutus püsiproovialadel erineval viisil. Koosluste kõigi alumiste rinnete (põõsa-, puhma-rohu- ja samblarinde) andmete alusel arvatud ühtluskoeffitsientide väärtused on püsiproovialadel A1 ja A3 2012. a eelnenud vaatlusajaga (1993. a) võrreldes suuremad (joonis 10), mis tähendab seda, et seal erinevus liikide katvuse vahel (resp. mosaiiksus) vähenes (Pielou, 1977). Püsiproovialade A4 ja A5 taimkatte ühtluskoeffitsientide

väärtused aga vähenesid, s.t neis erinevus liikide katvuse vahel hoopis suurenes.

Sama tulemuse andis ka puhma-rohurinde ühtluskoeffitsientide ja analüüsiaastate koosmõju hindamine (joonis 11). Nii-sugune tulemus on ootuspärane, sest uuritud kooslustes on kõige liigirikkam just puhma-rohurinne ja selles toimuvad muutused kajastuvad selgesti ka koosluste muutusi tervikuna hindavate statistikute põhjal. Püsiruudus A1 tulenes rohurinde liikide ohtressuhtekorra ühtlustumine 2012. a peamiselt metskastiku katvuse vähenemisest ning samaaegse hariliku sinilille, hariliku jänese kapsa ja mets-tähtheina (*Stellaria holostea*) katvuse suurenemisest võrreldes 1993. aastaga (lisa 1). Püsiruudus A3 domineerisid rohurindes 1993. a ubaleht (*Menyanthes trifoliata*), harilik soosõnajalg (*Thelypteris palustris*) ja harilik mustikas, 2012. aastaks oli lisaks märgatavalt suurenenud mätastarna (*Carex cespitosa*), soopihla (*Potentilla palustris*), soomadara

Joonis 11. Puhma-rohurinde liikide alusel arvatud ühtluskoeffitsiendi (E) väärtuste muutus püsiproovialadel 1993. ja 2012. a.

Figure 11. Change of sample areas evenness coefficient values (E) calculated on the ground of field layer data in 1993 and 2012.

(*Galium palustre*) ja hariliku mustika katvus (lisa 1). Ka puurinde järelkasvus ja põõsarinde liikide arvukuses ning samblarindes toimus püsiproovialadel A1 ja A3 liikide ohtrusvahetuse ühtlustumine. See-eest püsiprooviala A4 ühtluskoeffitsient hoopiski vähenes, mis tuleneb sellest, et mõnede juba 1993. a domineerinud liikide (koldnõges, püsik-seljarohi) ohtrus suurenes 2012. aastaks veelgi. Püsiprooviala A5 ühtluskoeffitsiendi põhjal kuigi suuri muutusi koosluse struktuuris ei toimunud.

Arutelu

Püsiproovialadel toimuvaid taimkattemuutusi parasvöötme metsakooslustes nii inimtegevuse mõjul, kui ka looduslike suhtesiooonide käigus on käsitlenud paljud uurijad (nt Lähde & Nieppola, 1987; Brunet *et al.*, 1996, 1997; Acker *et al.*, 1998; Nygaard & Ødegaard, 1999; Uotila & Kouki, 2005;

Tonteri *et al.*, 2015). Nende tööde põhjal on selgesti esile tulnud taimkatte muutuste ulatuse sõltuvus kasvukoha tingimustest. Ka käesolevas töös analüüsitud kordusuuringute tulemused tõendavad, et taimkatte muutuste ulatus ning iseloom on kõigil püsiproovialadel olnud küllaltki erinev. Suurimad muutused taimkatte kõigis rinnetes on toimunud mustikakõdusoo kasvukohatüüpi kuuluvas kuivendatud siirdesoo-männikus (ala A3), kus puurinde järelkasvus ja põõsarindes võis 1985. ja 1993. a. täheldada mõningast niiskuslembest liikide arvukuse suurenemist, puhma-rohurindes aga toimus märgadele kasvukohtadele omase hariliku pilliroo ohtruse järsk vähenemine. See vastuolu on seletatav arvatavasti sellega, et eraldise piiril asuva kuivenduskraavi varasem tugev mõju on kraavi ummistumise tõttu vähenenud (Sepp & Rooma, 1993), veetase vastava metsaeraldise mullas on seetõttu tõusnud juba puude järelkasvu ning põõsaste

juurestikuni, rohurinde liikide juured aga on veel endiselt kraavi kuivendava mõju all. Puhma-rohurindega sarnasele transformatsioonile osutab ka samblarinne, kus varem domineerinud kahkjast turbasammal – soostunud ja rabastunud metsade ning siirdesoodeliik (Vellak *et al.*, 2013) – on asendunud kuivematele rabaäärtele ja soostunud metsadele iseloomuliku kitsalehise turbasamblaga ning lillaka turbasamblaga, millele on omane lai ökoloogiline amplituud (Vellak *et al.*, 2013).

Püüdes üldistada neljas püsiruudus kolme vaatlusperioodi kestel toimunud taimkatte muutusi, tuleb tõdeda, et mistahes metsakoosluse (eraldise) taimkatte iseloomustamine vaid ühe 4 x 4 meetri suuruse prooviruudu põhjal kindlasti ei võimalda adekvaatset ettekujutust selle rinnete vastastikusest seosest või üksikute rinnete liigilisest koosseisust ning liikide ohtrusvahekorra. Seda ei kompenseeri ka 4 x 4 meetrise prooviruudu jagamine mitmeks osaruuduks, sest sellisel juhul on need omavahel ruumiliselt (auto)korreleeritud; Hurlbert'i (1984) terminoloogia kohaselt on taolise analüüsi korral tegemist alade kobaras valikuga (*clumped segregation*), seega ühe variandiga uuringu pseudoreplikatsioonist. Rangel võttes pole korrektne ka niiviisi kogutud andmete dispersioonanalüüs, sest ühe ja sama püsiruudu veerandikud ei esinda üksteisest sõltumatuid vaatlusi.

Lisaks on praeguse katse korralduse puhul võimatu eristada taimkatte ajaliste muutuste trendi ilmselt hoopis ulatuslikumatest kraavituse mõjul toimunud/toimuvatest muutustest – kuivendamisest ja hilisemast taassoostumisest. Kriitiliselt tuleb mainida ka seda, et samblarinde kohta kogutud andmed on auklikud: püsiproovialadel A3 ja A5 fikseeriti 1985. a küll samblarinde üldkatvus, puuduvad aga andmed üksikute liikide katvuse kohta; püsiruudu A4 samblarinde kohta puuduvad 1985. a andmed täielikult. Teatavaid kahtlusi äratav samuti alal A3 1993. a samblarinde dominantliigina registreeritud kahkja turba-

sambla määramine, sest juba üheksa aasta pärast, s.t 2012. a andmetel oli see liik proovialalt täielikult kadunud ja asendunud kitsalehise ning lillaka turbasamblaga. Elementaarsed horisontaalstruktuuri üksused, mille raames taimekoosluste muutused aset leiavad on sünuusid (Du Rietz, 1965; Комарова, 1993; Decocq, 2002), või silmas pidades alustaimestu (puhma-rohurinde ja sambla-samblikurinde) sünuuside püsivaid ühendusi – mikrotsünoosid (Barkman, 1968; Миркин, 1986). Seepärast peaksid suktessioonilisi protsesse uurivad välieksperimentid toimuma eeskätt selles mõõtkavas (Норин, 1979; Werffeli *et al.*, 1997; Decocq, 2002; Paal & Degtjarenko, 2015). Boreaalsetes kuivades metsades jääb sünuuside ja/või mikrotsünooside pindala enamasti 0,1–10 m² piiresse, näiteks Lõuna-Eestis kasvavates pohla kasvukohatüüpi kuuse-männi segametsades on samblarinde sünuuside läbimõõt 0,3–1,4 m (0,1–2,1 m²) (Paal, 1994). Erinevates kasvukohatüüpides võib sünuuside ja mikrotsünooside pindala muidugi küllaltki ulatuslikult varieeruda, ent käesoleva uurimuse kontekstis on oluline see, et üks 16 m² suurune analüüsiruut võib hõlmata vaid mõnda sünuusi või mikrotsünoosi ning ei saa seega pakkuda rahuldavat ülevaadet kogu metsakoosluse alustaimestust. Puurinde järelkasvu ja põõsarinde, veelgi enam aga puurinde seisukohast on niisuguse suurusega üksiku analüüsiruudu andmestiku esinduslikkus veelgi väiksem: piisab analüüsiruudu läheduses ühe puu murdumisest või suremisest ning selle valguse-, temperatuuri-, niiskuse jm ökoloogiliselt olulised tingimused muutuvad drastiiliselt. Näiteks märgivad V. Masing ja H. Rebane (1995, 2004), et püsiruudu A1 lähedale on langenud suuri puid ja lisandunud külvalgust; püsiruudu A4 kirdenurgas langes enne 1993. a kordusanalüüsi välja suur kuusk, mille järel ilmus proovialale rohke lehtpuude (saar, pärn, vaher) järelkasv; püsiruudu A6 idaservale moodustus 1970. aastail suure kase ümberkukkumise tagajärjel kõrge juuresein ja püsiruudu

idapoolmikku tuuleheitelohk. Tegelikult jõudsid samad autorid juba ka ise 1987. a avaldatud artiklis tõdemuseni, et analüüsitud püsiproovialade suurus on liiga väike ja ebaesinduslik taimekoosluste suksessiooni uurimiseks (Masing & Rebane, 1987), ent hilisemates samade püsiproovialade taimkatet käsitlevates kirjutistes (Masing & Rebane, 1995, 2004) nad sellele probleemile enam tähelepanu ei osuta.

Puurinde järelkasvu ja põõsarinde arvukuse muutuste puhul võib tõdeda, et püsiproovialadel A4 ja A5 toimus aastatel 1985–1993, s.o kõige lühema vaatlusvahemiku jooksul arvukuse märgatav tõus, millele järgmise vaatlusperioodi (1993–2012) kestel järgnes samasuur langus. Siinjuures tuleb silmas pidada seda, et mõnede tüvikute kadumine eelmise vaatlusperioodiga võrreldes ei tähenda veel nende hukkumist – sageli olid nad vahepeal kasvanud juba noorteks puudeks.

Proovialade väiksusest ja nende korduse puudumisest uuritavates kooslustes tuleneb veel üks väärtähtsuse võimalus. Üldiselt on teada, et metsakoosluste rinded on üksteisest teatud määral sõltumatud (Cajander, 1930; Kalela, 1960; During & Verschuren, 1988; Paal, 1995; Ewald, 2000), ent kooslusi üksnes paari üksiku väikesel analüüsiruudu piires jälgides ilmneb erinevate rindete struktuuri vahel üsnagi tihe vastastikkune determineeritus. Nii on näiteks ka püsiprooviala A4 rohurindes toimunud varem domineerinud lõhnava madara asendumine püsik-seljarohuga seletatav eespool mainitud kuuse tuuleheitega: seni ruudule langenud happeline kuuseokkavaris asendus selle tulemusena laialehiste puude varisega, mille pH on kõrgem (Masing & Rebane, 2004). Püsik-seljarohi aga eelistab lõhnava madaraga võrreldes just kaltsiumirikkamat aluselisemat kasvukohta (Ellenberg, 2013). Kähara salusambla ilmumine prooviala A4 samblarindele on samuti seotud tuuleheitega – alale varisenud puutüvede all on sellele liigile sobiv kasvukoht (Ingerpuu & Vellak, 1998; Kalda & Randlane, 2004). Samblarinde

üldkatvus on püsiproovialal A4 olnud kõigil vaatlusaastatel väike, tõenäoliselt rohurinde suure katvuse tõttu. Samblarinde sõltuvust puhma-rohurindest kajastab ilmekalt alal A1 metskastiku domineerimisega seotud muutuste kulg: selle liigi suur katvus kuni vähemalt 1993. aastani takistas prooviruudul samblarinde arengut; kui 2012. aastaks oli metskastiku katvus oluliselt vähenenud, registreeriti eelnevalt vaid harvalt kasvanud hariliku roossambla (*Rhodobryum roseum*) ja metsakähariku katvuseks juba vastavalt 6,8% ja 6,6%.

Kokkuvõtvalt tuleb tõdeda, et hoolimata viidatud olulistest puudustest analüüsides korraldamisel ja neist tulenevatest piirangutest statistiliste testide rakendamisel ning tulemuste ekstrapoleerimisel, on kogutud andmetel siiski teatav tähtsus kaitsealuse kvartali taimkattes toimunud lokaalsete muutuste kirjeldamisel ning nende võimalikust ulatusest ettekujutuse saamisel. Pealegi – paremaid sellelaadseid andmeid praeguseks Eestis ei ole. Ühtlasi on käesolev analüüs loodetavasti ilmekaks näiteks taimkatte seire korraldamisel eksperimendi planeerimise teooria põhitõdede järgimise vajadusest.

Lõpetuseks tahaks tähelepanu juhtida termini 'ürgmets' (Krigul, 1971; Kasesalu, 1984, 1985; Irtd & Rebane, 1985, Masing & Rebane, 2004) või siis inglise keeles '*primeval forest*' (Kasesalu, 2004; Masing & Rebane, 1987, 2004; Parmasto *et al.*, 2004) kohatule kasutamisele kaitsealuse kvartali JS266 puhul. Selle kaitseala loojaid A. Mathiesen (1940) märgib küll (lk 30–31), et „ülikooli õppe- ja katsemetskonnas leidub kahesaja kuni kahesaja viiekümne aasta vanuseid puistuid, millede ilme läheneb ürgmetsa ilmele“, ent samas artiklis defineerib ta eelnevalt (lk 8), et „ürgmets on igivana puistu või puistute rühmitus, kus puuduvad jäljed metsamajanduslikust tegevusest ning metsa ilme on sõltuv vaid looduslike tegurite esinemise iseloomust“. Kaitsealune kvartal JS226 sellele määrangule kuidagi ei vasta, sest sealsed metsaeraldised, eriti kvartali läänepoolses osas, on tugevasti

mõjutatud kvartalit ümbritsevatest kraavidest (Vilberg, 1929; Kalda, 1985 jt.). Nende tõttu koosneb selles kvartalis kasvav mets valdavas enamuses stabiliseerumata taandsoostumise, või kraavi mõju osalisest lakkamisest tingitud taassoostumise suktessioonireia järgkooslustest (Lõhmus, 1993). Lisaks kraavituse kuivendavale mõjule juhtis juba G. Vilberg (1929) tähelepanu ka kraavimulla kuhjamisest tulenevale vee äravoolu takistatusele kvartali keskosas jäävas lodus, tuulemurru- ja tuuleheite koristamisele, umbes 30 pärna koorimisele niine kogumise eesmärgil, samuti kvartalit põhja-lõuna sihis läbinud taliteele.

Kokkuvõte

Järvselja ürgmetsakvartalis (JS226) rajatud püsiproovialadel analüüsi nelja vaatlusaasta (1955, 1985, 1993, 2012) andmetel puurinde järelkasvu, põõsa-, puhma-rohu- ja samblarinde muutusi. Kõige varieeruvam on puurinde järelkasv ning põõsarinne olnud püsiproovialadel A4 (püsik-seljarohu domineerimisega kuusik) ja A5 (sinilille-ülase haavik), kõige vähem on muutusi toimunud püsiproovialal A1 (algsest laane elementidega sinilille-ülase kasvukohatüüpi kuusik), kusjuures seal on muutuste ulatus olnud kõigil analüüsiperioodidel nende erinevale pikkusele vaatama suhteliselt ühesuguse ulatusega. Püsiproovialal A3 (kuivendatud siirdesoo-männik) on kõige märgatavamad muutused täheldatavad aastatel 1993–2012, püsiproovialadel A4 ja A5 toimusid puurinde järelkasvu ja põõsarinde struktuuris järsud muutused kahel viimasel analüüsiperioodil.

Puhma-rohurinde üldkatvus on püsiproovialal A1 olnud langustendentsis; tähelepanuväärne on 1955. a ohtralt kasvanud laiuva sõnajala, koldnõgese, hariliku jänese kapsa kas täielik või peaaegu täielik taandumine, samuti dominantse metskastiku katvuse kahanemine. Püsiproovialal A3 muutus puhma-rohurinde üldkatvus esimesel kolmel vaatlusperioodil vähe, ent

suurenes 2012. aastaks peaaegu kaks korda. Sellel püsiproovialal on taimkate vaatlusaastate jooksul muutunud kuivenduse mõjul järjekindlalt kuivalembesemaks ja varjataluvamaks: seda iseloomustab hariliku pilliroo kadumine ning mitmete uute liikide (varjutarna, hariliku lepliklille, suure käopõlle, ussilille, palu-härgheina, salunurmika, väikese uibulehe) lisandumine, lisaks on tunduvalt suurenenud hariliku mustika katvus. Kõige ulatuslikum on puhma-rohurinde üldkatvuse muutumine olnud püsiproovialal A4; kui 1955. a oli seal lõhnava madara katvus 55,0%, siis 1985. a oli see alla 0,1% ja 2012. a 0,4%; hariliku jänese kapsa katvus vähenes vastavalt 8,0%-lt 1,6%-ni. Nende asemel oli 2012. a uuteks dominantliikideks kujunenud püsik-seljarohi ja koldnõges. Püsiproovialal A5 puhma-rohurindes on täheldatav metskastiku katvuse enam kui kahekordne suurenemine (1955. a 11,0%, 2012. a 22,3%), samas on märgatavalt vähenenud hariliku maikellukese, aga ka leselehe katvus. See-ga on kõigil aladel toimunud kas algsete dominantliikide asendumine teistega või siis nende ohtruse suured muutused. Puhma-rohurinde liigirikkus on kõige enam muutunud proovialal A3: kui aastatel 1955 ja 1985 oli seal liikide arv samasugune kui alal A1, siis 1993. a oli see mõlemal alal suurenenud, ent alal A3 märgatavalt enam ja jäi seal sellele tasemele ka 2012 a.

Samblarinde üldkatvus ja liigirikkus on püsiproovialal A1 järjekindlalt suurenenud: kui 1955. a oli sammalde üldkatvus seal 5,0%, siis 2012. a juba 16,7%. Püsiproovialal A3 toimus samblarinde katvuse märgatav suurenemine ajavahemikul 1955–1985 ning 1955. a valitsenud hariliku palusambla, kähkja ja teravalehise turbasambla asendasid 1993. aastaks kitsalehine ja lillakas turbasammal. Mõningane samb-lakatte suurenemine on aset leidnud ka püsiproovialal A5; püsiproovialal A4 aga on püsinud samblavaesena kõigil aastatel.

Püsiproovialade 2 x 2 m suuruste osaruutude 1993. ja 2012. a analüüside põhjal ilmneb, et püsiproovialad erinevad oluli-

selt liikide koguarvu, puurinde järelkasvu ning põõsarinde, samuti puhma-rohurinde liikide arvu poolest. Liikide koguarvu ning puurinde järelkasvu ja põõsarinde liikide arvukuse hinnangud on oluliselt erinevad ka kummalgi analüüsiastal. Ühtluskoeffitsientide kohaselt on liikide ohtrussuhted olnud oluliselt erinevad nii püsiproovialade vahel, kui ka mõlema analüüsiasta korral taimkatte kõigis analüüsitud rinetes. Püsiproovialasid A1 ja A3 iseloomustab ühtluskoeffitsientide tõus, mis tähendab seda, et seal erinevus liikide katvuse vahel (resp. mosaiiksus) vähenes; püsiproovialade A4 ja A5 ühtluskoeffitsientide väärtus aga vähenes. s.t erinevus liikide katvuse vahel suurenes.

Kokkuvõtvalt tuleb tõdeda, et metsakoosluse taimkatte iseloomustamine vaid ühe 4x4 meetri suuruse püsiproovia/analüüsiruudu põhjal ei võimalda adekvaatset ettekujutust selle rinnete vastastikusest seosest ega ka üksikute rinnete liigilisest koosseisust ning liikide ohtrusvahetusest. Lisaks on analüüsitud katse korralduse puhul võimatu eristada taimkatte ajaliste muutuste trendi ilmselt hoopis ulatuslikumatest kraavituse mõjul toimunud/toimuvatest muutustest – kuivendamisest ja hilisemast taassoostumisest.

Tänuõnad. Uurimistööd toetas Järvelja Õppe- ja Katsemetskond ning Euroopa Regionaalarengu Fond (The European Regional Development Fund (Centre of Excellence EcolChange)).

Kirjandus

- Acker, S.A., McKee, W.A., Harmon, M.E., Franklin, J.F. 1998. Long-term research on forest dynamics in the Pacific Northwest: A network of permanent forest plots. – Dallmeier, F., Comiskey, J.A. (eds.). Forest biodiversity in north, central and south America, and the Caribbean. Reserach and monitoring. Man and the Biosphere Series, Vol. 21. The Parthenon Publishing Group, New York. [WWW Document]. – URL andrewsforest.oregonstate.edu/pubs/pdf/pub2123.pdf [Accessed 16 April 2015].
- Angelstam, P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. – *Journal of Vegetation Science*, 9, 593–602.
- Barkman, J.J. 1968. A synsystematic problem of microcommunities within biocoenoses. (Das synsystematische Problem der Mikrogenosschaften innerhalb der Biozönoson). – Tüxen, R. (ed.). Systematics in plant sociology. (Pflanzensoziologische Systematik). Bericht über das International Symposium in Stolzenau IVV 1964. Den Haag, Junk, 21–53. (In German).
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D., Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. – *Silva Fennica*, 36, 81–95.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Rühling, Å., Tyler, G. 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. – *Journal of Vegetation Science*, 8, 329–336.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Tyler, G. 1996. Herb layer vegetation on south Swedish beech and oak forests – effects of management and soil acidity during one decade. – *Forest Ecology and Management*, 88, 259–272.
- Cajander, A.K. 1930. Essence and importance of forest types. (Wesen und Bedeutung der Waldtypen). – *Silva Fennica*, 15, 1–66. (In German).
- Decocq, G. 2002. Patterns of plant species and community diversity at different organization levels in a forested riparian landscape. – *Journal of Vegetation Science*, 13, 91–106.
- Du Rietz, G.E. 1965. Biocoenoses and synusiae in plant sociology. (Biozönoson und Synusien in der Pflanzensoziologie). – Tüxen, R. (ed.). Biosoziologie. Bericht über das International Symposium in Stolzenau/Weser 1960. Den Haag, Verlag Dr. W. Junk, 23–42. (In German).
- During, H.J., Verschuren, G.A.C.M. 1988. Influence of the tree canopy on terrestrial bryophyte communities: microclimate and chemistry of throughfall. – Barkmann, J.J., Sykora, K.V. (eds.) Dependent plant communities. The Haag, SPB Academic Publishing, 99–110.
- Ellenberg, H. 2013. Ecological indices. (Ökologische Zeigerwerte). [WWW Document]. – URL <http://statedv.boku.ac.at/zeigerwerte/?#Kontakt> [Accessed 15 May 2015]. (In German).
- Ewald, J. 2000. The influence of coniferous canopies on understorey vegetation and soils in mountain forests of the northern calcareous Alps. – *Applied Vegetation Science*, 3, 123–134.
- Freligh, L.E. 2002. Forest dynamics and disturbance regimes, studies from temperate evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 266 p.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. – *Ecological Monographs*, 54, 187–211.
- Ingerpuu, N., Vellak, K. 1998. Keybook of Estonian bryophytes. (Eesti sammalde määraja). Tartu, Eesti Loodusfoto. 239 p. (In Estonian).

- Irdt, E., Rebane, H. 1985. On the tree layer dynamics in the Järvelja primeval forest. (Puurinde dünaamikast Järvelja ürgmetsas). – Muiste, L. (ed.). XIV Eesti loodusuurijate päeva ettekannete kokkuvõtted. Tallinn, Eesti NSV TA, 75–80. (In Estonian).
- Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F., van Tongeren, O.F.R. 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge, Cambridge University Press. 299 p.
- Kalda, A. 1985. On the flora of Järvelja forest reserve. (Järvelja metsareservaadi taimestikust). – Muiste, L. (ed.). XIV Eesti loodusuurijate päeva ettekannete kokkuvõtted. Tallinn, Eesti NSV TA, 30–31. (In Estonian).
- Kalda, A. 1993. Flora of Järvelja forest reserve. (Järvelja metsareservaadi taimestik). – Kasesalu, H. (ed.). Järvelja ürgmetsa loodusest. Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat, 74. kd. Tallinn, Valgus, 208–228. (In Estonian).
- Kalda, A., Randlane, T. 2004. Small moss and lichen book. (Väike sammalde ja samblike raamat). Tallinn, Avita. 223 p. (In Estonian).
- Kalela, A. 1960. Classification of the vegetation, especially of the forests, with particular reference to regional problems. – *Silva Fennica*, 105, 40–49.
- Kasesalu, A. 1984. In the virgin forest at Järvelja. (Retk Järvelja ürgmetsa). – *Eesti Loodus*, 7, 444–450. (In Estonian).
- Kasesalu, A. 1985. Järvelja primeval forest compartment. (Järvelja ürgmetsakvartal). – Muiste, L. (ed.). XIV Eesti loodusuurijate päeva ettekannete kokkuvõtted. Tallinn, Eesti NSV TA, 14–16. (In Estonian).
- Kasesalu, A. 1993a. Tree stands and their dynamics in Järvelja protected forest compartment. (Järvelja looduskaitsekvartali puistud ning nende dünaamika). – Kasesalu, H. (ed.). Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat, 74. kd. Tallinn, Valgus, 284–303. (In Estonian).
- Kasesalu, H. 1993b. A general characterisation of the Järvelja training and research forestry and its foundation. (Järvelja õppe- ja katsemetsamajandi üldine iseloomustus ning looduskaitsekvartali asutamisloost). – Kasesalu, H. (ed.). Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat, 74. kd. Tallinn, Valgus, 7–17. (In Estonian).
- Kasesalu, H. 2001. Changes in the Nature Reserve District stands at Järvelja during the last six decades. (Muutused Järvelja looduskaitsekvartali puistutes kuue aastakümne vältel). – *Forestry Studies / Metsanduslikud Uurimused*, 35, 74–88. (In Estonian).
- Kasesalu, H. 2004. The primeval forest at Järvelja. (Järvelja põlismets). – Kasesalu, H. (ed.). Järvelja primeval forest. (Järvelja põlismets). Tartu, Vali Press OÜ, 7–36. (In Estonian).
- Keane, R.E., Hessburg, P.F., Landres, P.B., Swanson, F.J. 2009. The use of historical range and variability (HRV) in landscape management. – *Forest Ecology and Management*, 258, 1025–1037.
- Krall, H., Kukk, T., Kull, T., Kuusk, V., Leht, M., Oja, T., Reier, Ü., Sepp, S., Zingel, H., Tuulik, T. 2007. Keybook of Estonian plants. (Eesti taimede määraja). Tartu, EMÜ & Eesti Loodusfoto. 447 lk. (In Estonian).
- Krigul, T. 1940. Present state of the protected reservation in the Tartu University Training and Research Forestry in Kastre-Peravalla. (Looduskaitse reservaadi seisund praegusel ajal Tartu Ülikooli Õppe- ja Katsemetskonnas Kastre-Peravallas). Tallinn, R. Tohver & Ko trükk. 16 p. (In Estonian).
- Krigul, T. 1961. About the state of tree stands in Järvelja protected forest compartment according to the observations in 1958 and 1969. (Järvelja looduskaitsereservaadi puistute seisukorrast 1958. ja 1969. a. vaatluste andmeil). – *Looduseuurijate Seltsi aastaraamat*, 53. kd., Tartu, 131–142. (In Estonian).
- Krigul, T. 1971. Primeval forest compartment. (Ürgmetsakvartal). – *Eesti Loodus*, 4, 200–202. (In Estonian).
- Lõhmus, E. 1993. Forest site types in the Järvelja protected compartment. (Järvelja looduskaitsekvartali metsakasvukohatüübid). – Kasesalu, H. (toim.). Järvelja ürgmetsa loodusest. Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat, 74. kd. Tallinn, Valgus, 261–283. (In Estonian).
- Lähde, E., Niippola, J. 1987. Vegetation changes in old stands of *Pinus sylvestris* L. in southern Finland. – *Scandinavian Journal of Forest Research*, 2, 369–377.
- Masing, V. 1985. Location scheme of the permanent sample plots. (Püsiprooviruutude asendi skeem). Storage item No 392: Former Kastre-Peravalla, recent Järvelja training and research forestry 1929–1989. Säilik nr 392: Kastre-Peravalla, nüüdne Järvelja õppe- ja katsemetsakond 1929–1989. (In Estonian).
- Masing, V., Rebane, H. 1985. Changes in the Järvelja primeval forest communities during 30 years. (Järvelja ürgmetsa koosluste muutustest 30 aasta jooksul). Storage item No 393: Järvelja protected area 1953–1955 inventory data. (Säilik nr 393: Järvelja looduskaitseala 1953–1955. aasta inventeerimise materjalid). (In Estonian).
- Masing, V., Rebane, H. 1987. Changes in Järvelja primeval forest during 30 years. – Laasimer, L., Kull, T. (eds.). The plant cover of the Estonian SSR. Flora, vegetation and ecology. Tallinn, Valgus, 60–66.
- Masing, V., Rebane, H. 1995. Changes of vegetation on permanent sample plots in Järvelja protected forest compartment during four decades. (Muutused Järvelja looduskaitsekvartali püsiruutudel nelja aastakümne vältel). – Meikar, T. (toim.). In Järvelja forests, II. (Järvelja metsades, II). Tartu, Tartu Ülikooli Kirjastuse trükikoda, 36–57. (In Estonian).

- Masing, V., Rebane, H. 2004. Changes in plant cover and microtopography in Järvelja primeval forest reserve over four decades. (Muutused Järvelja looduskaitsekvartali püsiööutudel nelja aastakümne vältel). – Kasesalu, H. (ed.). Järvelja primeval forest. (Järvelja põlismets). Tartu, Vali Press OÜ, 37–59.
- Mathiesen, A. 1940. About primeval forest and its outlook. (Ürgmetsast ja selle ilmest). – Mathiesen, A., Päts, P., Vilbaste, G. (eds.). Nature protection, II. (Looduskaitse, II). Loodushoiu- ja turismi Kirjastus, Tallinn, 5–34.
- McCune, B., Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. [WWW Document]. – URL <http://pcord.home.comcast.net/~pcord/PCBooklet.pdf> [Accessed 15 April 2013].
- Nieppola, J. 1992. Long-term vegetation changes in stands of *Pinus sylvestris* in southern Finland. – Journal of Vegetation Science, 3, 475–484.
- Nygaard, P.H., Ødegaard, T. 1999. Sixty years of vegetation dynamics in a south boreal coniferous forest in southern Norway. – Journal of Vegetation Science, 10, 5–16.
- Paal, J. 1994. Moss synusia in South Estonian forests. – Folia Geobotanica et Phytotaxonomy, 29, 497–509.
- Paal, J. 1995. Congruence of the middle taiga communities' layer and soil classification. – Aaviksoo, K., Kull, K., Paal, J., Trass, H. (eds.). Consortium Masingii. A Festschrift for Viktor Masing. Tartu University, Tartu, 125–133.
- Paal, J., Degtjarenko, P. 2015. Impact of alkaline cement dust pollution to boreal *Pinus sylvestris* forest communities; a study at the bryophyte synusia level. – Annales Botanici Fennici, 52, 120–134.
- Parmasto, E., Kalamees, K., Kalmeti, U., Parmasto, I., Raitviir, A., Vaasma, M. 2004. Fungi in the Järvelja primeval forest reserve. (Järvelja katsealuse põlismetsa seenestik). – Kasesalu, H. (ed.). Järvelja primeval forest. (Järvelja põlismets). Tartu, Vali Press OÜ, 60–137. (In Estonian).
- Pielou, E. C. 1977. Mathematical ecology. John Wiley & Sons, New York. 385 p.
- Sepp, R., Rooma, I. 1993. On the soils in Järvelja protected forest compartment. (Järvelja looduskaitsekvartali mullastikust). – Kasesalu, H. (ed.). Eesti Looduseuurijate Seltsi aastaraamat, 74. kd. Tallinn, Valgus, 131–207. (In Estonian).
- StatSoft Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. [WWW Document]. – URL www.statsoft.com [Accessed 27 April 2013].
- Zobel, K., Zobel, M., Peet, R.K. 1993. Change in pattern diversity during secondary succession in Estonian forests. – Journal of Vegetation Science, 4, 489–493.
- Zobel, M. 1989. Secondary forest succession in Järvelja, southeastern Estonia: changes in field layer vegetation. – Annales Botanici Fennici, 26, 171–182.
- Tonteri, T., Salemaa, M., Rautio, P. 2013. Changes of understorey vegetation in Finland in 1985–2006. – Merilä, P., Jortikka, S. (eds.). Forest condition monitoring in Finland. National report. The Finnish Forest Research Institute. [WWW Document]. – URL <http://irn.fi/URN:NBN:fi:metla-201305087583> [Accessed 07 May 2013].
- Uotila, A., Kouki, J. 2005. Understorey vegetation in spruce-dominated forests in eastern Finland and Russian Karelia: Successional patterns after anthropogenic and natural disturbances. – Forest Ecology and Management, 215, 113–137.
- Vellak, K., Ingerpuu, N., Karofeld, E. 2013. Eesti turbasamblad. The *Sphagnum* mosses of Estonia. Tartu, Tartu Ülikooli Kirjastus. 136 p. (In Estonian and English).
- Werffeli, B., Roulier, C., Buttler, A. 1997. The methodology of integrated synusial phytosociology applied to a floodplain sector of the Sarine River, Switzerland. – Global Ecology & Biogeography Letters, 6, 235–245.
- Vilberg, G. 1929. About the vegetation of the Kastre-Peravalla forest reserve. (Kastre-Peravalla looduskaitse reservaaði taimkattest). Tartu, Ülikooli õppemetskond. 28 p. (In Estonian).
- Комарова, Т.А. (Komarova, T.A.) 1993. Изменение синузальной структуры кустарничково-травяного яруса в ходе послепожарных сукцессий. (Change of the synusial structure of the dwarf shrub and grass layer during post-fire successions). – Ботанический журнал, 78, 86–101. (In Russian).
- Миркин, Б.М. (Mirkin, B.M.) 1986. Основы фитоценологии. (Basic phytocenology). Уфа, Башкирский государственный университет. 79 p. (In Russian).
- Норин Б.Н. (Norin, B.N.) 1979. Структура растительных сообществ восточноевропейской лесотундры. (Structure of plant communities in East-European forest tundra). Ленинград, Наука. 200 p. (In Russian).
- Цобель, М.Р., Цобель, К.Р. (Zobel, M.R., Zobel, K.R.) 1988. Применение логлинейного анализа при изучении сукцессий лесных сообществ Юго-Восточной Эстонии. (The application of loglinear analysis in the investigation of successions of forest communities in the South-Eastern Estonia). – Ботанический журнал, 73, 1341–1357. (In Russian).

Lisa 1. 1955., 1985., 1993. ja 2012. a läbi viidud taimkatte kordusanalüüside keskmistatud andmed 4 x 4 m suurustel püsiruutudel. Plussiga (+) on tähistatud katvuse väärtused alla 0,1%.

Appendix 1. The averaged data of 4 x 4 m permanent sample squares according to the analyses performed in 1955, 1985, 1993 and 2012. With plus (+) are marked cover values < 0.1%.

Liik / Species	Ruut / Square A1				Ruut / Square A3				Ruut / Square A4				Ruut / Square A5			
	1955	1985	1993	2012	1955	1985	1993	2012	1955	1985	1993	2012	1955	1985	1993	2012
Puurinde järelkasv ja põõsarinne (tüvikute arvukus) / Saplings and shrub layer (number of stems)																
<i>Acer platanoides</i>	5	3	4	2	-	-	-	-	-	-	12	1	1	1	-	1
<i>Alnus glutiosa</i>	-	-	-	-	1	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Betula pendula</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>B. pubescens</i>	-	-	-	-	-	6	5	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Corylus avellana</i>	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	1	1	1	-	-	-	-	1	3	3	-	-	-	-	-
<i>Prunus padus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-
<i>Picea abies</i>	-	-	-	-	5	3	4	-	1	-	-	-	1	-	11	-
<i>Populus tremula</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	12	4
<i>Salix cinerea</i>	-	-	-	-	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sorbus aucuparia</i>	2	2	1	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	2	1
<i>Tilia cordata</i>	-	-	2	-	-	-	-	-	1	3	6	1	7	1	2	-
Puhma-rohurinne (katvus, %) / Field layer (cover, %)																
Üldkatvus / Total cover	50,0	40,0	23,8	15,3	10,0	10,0	8,8	17,1	70,0	35,0	11,3	54,0	25,0	10,0	11,3	28,4
<i>Aegopodium podagraria</i>	-	-	0,3	0,4	-	-	-	-	-	1,0	2,3	-	-	-	-	-
<i>Andromeda polifolia</i>	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anemone nemorosa</i>	-	-	+	0,4	-	-	-	-	-	-	+	1,3	-	+	+	0,4
<i>Angelica sylvestris</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	20,0	40,0	21,3	6,1	-	-	-	-	1,0	-	-	-	11,0	8,5	5,0	22,3
<i>Carex cespitosa</i>	-	-	-	-	2,0	2,0	0,8	2,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. chordorrhiza</i>	-	-	-	-	+	+	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. digitata</i>	-	1,0	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	1,3	-
<i>C. disperma</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. remota</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>C. vaginata</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	0,3	-	-	-	-
<i>Comarum palustre</i>	-	-	-	-	1,0	2,0	+	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Convallaria majalis</i>	4,0	-	0,3	0,3	-	-	-	-	1,0	-	-	-	6,5	1,0	0,8	0,8
<i>Crepis paludosa</i>	-	-	-	-	+	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dactylorhiza maculata</i>	-	-	-	-	+	+	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Drosera rotundifolia</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dryopteris carthusiana</i>	-	1,0	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	0,3	0,2
<i>D. expansa</i>	13,0	2,0	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Epilobium sp.</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Equisteum limosum</i>	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>E. pratense</i>	1,0	+	+	0,6	-	-	-	-	1,0	+	+	0,2	-	-	-	-
<i>Galeobdolon luteum</i>	10,0	+	+	0,5	-	-	-	-	1,0	4,0	1,5	26,8	1,0	+	0,5	0,6
<i>Galium odoratum</i>	-	+	+	0,6	-	-	-	-	55,0	+	2,0	0,4	-	-	-	-
<i>G. palustre</i>	-	-	-	-	-	+	+	1,8	-	-	-	-	-	-	-	-

Liik / Species	Ruut / Square A1				Ruut / Square A3				Ruut / Square A4				Ruut / Square A5			
	1955	1985	1993	2012	1955	1985	1993	2012	1955	1985	1993	2012	1955	1985	1993	2012
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2,0	+	+	-	2,5	+	+	0,3
<i>Hepatica nobilis</i>	10,0	1,0	1,0	1,6	-	-	-	-	5,0	3,0	2,3	1,9	-	-	+	-
<i>Lathyrus sylvestris</i>	-	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-	0,4	-	-	-	-
<i>L. vernus</i>	1,0	+	0,5	-	-	-	-	-	1,0	+	+	-	-	-	-	-
<i>Listera ovata</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Luzula pilosa</i>	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lycopodium annotinum</i>	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Majanthemum bifolium</i>	1,0	+	+	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	4,0	+	+	0,9
<i>Melampyrum pratense</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mercurialis perennis</i>	-	-	+	+	-	-	-	-	-	30,0	4,8	33,1	-	-	-	-
<i>Menyanthes trifoliata</i>	-	-	-	-	+	+	2,0	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Orthilia secunda</i>	-	-	-	-	+	-	+	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oxalis acetosella</i>	6,0	-	0,3	1,1	-	-	+	0,6	8,0	+	+	1,6	2,0	2,5	5,8	1,5
<i>Oxycoccus palustris</i>	-	-	-	-	+	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phragmites australis</i>	-	-	-	-	5,0	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platanthera bifolia</i>	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poa nemoralis</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. palustris</i>	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pulmonaria officinalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-
<i>Pyrola minor</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pyrola rotundifolia</i>	-	-	-	-	1,0	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rubus saxatilis</i>	2,0	3,0	3,0	1,3	-	-	-	-	1,0	-	+	-	-	-	-	-
<i>Rumex acetosa</i>	-	-	-	-	-	+	0,3	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stellaria graminea</i>	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. holostea</i>	2,0	+	+	1,6	-	-	-	-	-	-	-	0,8	-	-	-	0,7
<i>Thelypteris palustris</i>	-	-	-	-	1,0	3,0	3,0	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trientalis europaea</i>	1,0	-	-	-	-	-	+	0,8	-	-	-	-	+	+	+	0,4
<i>Urtica dioica</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vaccinium myrtillus</i>	-	-	-	-	-	1,0	2,0	4,8	-	-	-	-	-	+	0,3	0,3
<i>Veronica chamaedrys</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Viola mirabilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0	+	-	-	-	-	-	-
<i>V. palustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
Samblarinne (katvus, %) / Moss layer (cover, %)																
Üldkatvus / Total cover	5,0	7,0	8,0	16,7	65,0	90,0	92,5	90,2	+			1,3	0,9	0,5	0,5	11,0
<i>Amblystegium serpens</i>	-	-	-	-	-		-	-	-			-	+	-	-	-
<i>Atrichum undulatum</i>	-	-	-	-	-		-	-	-			-	-	-	-	-
<i>Aulacomnium palustre</i>	-	-	-	-	3,0		-	0,7	-			-	-	-	-	-
<i>Brachythecium oedipodium</i>	-	-	+	-	-		-	-	-			-	-	-	-	-
<i>B. rutabulum</i>	-	-	-	-	-		+	-	-			-	-	-	-	-
<i>B. velutinum</i>	-	-	-	-	-		-	-	-			-	-	-	+	-
<i>Bryum capillare</i>	-	-	+	-	-		-	-	-			-	-	-	-	-
<i>Calliergon cordifolium</i>	-	-	-	-	-		+	-	-			-	-	-	-	-
<i>Calliergon stramineum</i>	-	-	-	-	-		-	0,1	-			-	-	-	-	-
<i>Calliergonella cuspidata</i>	-	-	-	-	-		-	-	-			+	-	-	-	-

Liik / Species	Ruut / Square A1				Ruut / Square A3				Ruut / Square A4				Ruut / Square A5			
	1955	1985	1993	2012	1955	1985	1993	2012	1955	1985	1993	2012	1955	1985	1993	2012
<i>Dicranum montanum</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>D. polysetum</i>	-	-	1,0	-	-	-	-	0,3	-	-	+	-	-	-	0,5	-
<i>D. scoparium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,8
<i>Eurhynchium angustirete</i>	+	5,0	3,0	0,9	-	-	-	-	-	1,3	0,4	0,5	-	-	4,0	1,1
<i>Herzogiella seligeri</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-
<i>Hylocomium splendens</i>	+	-	+	0,1	4,0	-	+	0,6	+	+	-	-	-	-	1,0	0,9
<i>Hypnum cupressiforme</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Jungermannia leiantha</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Lepidozia reptans</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Orthotrichum speciosum</i>	-	-	-	1,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiochila asplenoides</i>	-	-	-	-	+	-	-	1,3	+	-	+	-	-	-	-	2,5
<i>Plagiothecium cavifolium</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	-	+	4,0	-	-	-	-	-	-	+	0,5	-	-	-	4,0	0,1
<i>P. ellipticum</i>	-	-	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiochila porelloides</i>	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plagiomnium undulatum</i>	-	-	-	0,9	-	-	-	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pleurozium schreberi</i>	+	-	+	-	25,0	-	2,5	0,8	-	-	+	-	-	-	+	-
<i>Pylaisia polyantha</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Rhizomnium punctatum</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,5	-
<i>Rhodobryum roseum</i>	+	+	+	6,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	+	2,0	+	6,6	-	-	-	1,0	+	-	+	-	+	-	+	4,6
<i>Sanionia uncinata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Sphagnum angustifolium</i>	-	-	-	-	-	-	-	75,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. capillifolium</i>	-	-	-	-	15,0	-	1,3	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. centrale</i>	-	-	-	-	20,0	-	88,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>S. magellanicum</i>	-	-	-	-	-	-	-	80,8	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tetraphis pellucida</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

About evaluation of vegetation changes on permanent sample areas in Järvelja protected compartment

Jaanus Paal, Kristiina Jürisoo ja Taimi Paal

Summary

The changes in tree layer saplings, shrub, field and moss layer in Järvelja Nature Reserve virgin forest compartment (JS226) were analysed on the ground of data collected in 1955, 1985, 1993 and 2012. Four forest stands (sub-compartments) were studied, in every stand one 4 x 4 m sample area was established: sample area A1 represented in 1955 *Hepatica nobilis* and *Anemone nemoralis* dominated *Picea abies* stand, sample area A3 – drained transitional mire *Pinus sylvestris* forest, sample area A4 – *Mercurialis perennis*-rich *P. abies* stand and sample area A5 – *H. nobilis* and *A. nemoralis* dominated *Populus tremula* stand.

The number of saplings and shrub layer stems were the most variable on areas A4 and A5; the respective changes on area A1 were comparatively minimal and there the amplitude of changes has been almost equal despite of different time-spans. In drained transitional mire pine stand the most remarkable changes occurred in 1993–2012; on plots A4 and A5 rather rapid changes of saplings and shrub layer structure took place in two last study periods.

Field layer total cover on area A1 has had a tendency of decrease; here a remarkable decrease of *Dryopteris expansa*, *Galeobdolon luteum*, *Oxalis acetosella* and *Calamagrostis arundinacea* abundance took place. On area A3 the field layer total cover did not change much in three first study periods, but increased almost two times by 2012. Due to the drainage impact on this area the characteristic species of wet habitats – *Phragmites australis* – has been replaced by several other species such as *Carex remota*, *Chrysosplenium alternifolium*, *Listera ovata*, *Lysimachia thyrsiflora*, *Melampyrum pratense*, *Poa nemoralis*, *Pyrola*

minor; the cover of *Vaccinium myrtillus* had also considerably increased. The largest changes in field layer vegetation appeared on area A4, where the initially dominating *Galium odoratum* and *Oxalis acetosella* were almost totally replaced by *Mercurialis perennis* and *Galeobdolon luteum*.

Changes in moss layer were the most striking in drained transitional mire forest (area A3) where *Pleurozium schreberi*, *Sphagnum centrale* ja *S. capillifolium* dominating in 1955 had been replaced by *S. angustifolium* and *S. magellanicum* in 1993.

The total cover and species richness on area A1 have consistently increased: in 1995 the total cover was 5.0%, but in 2012 already 16.7%. On area A3 a quick increase of moss layer cover was recorded in period 1955–1985, in 1993 the initially prevailing *Pleurozium schreberi*, *Sphagnum centrale* and *S. capillifolium* were replaced by *S. centrale*, but in 2012 the latter species was substituted by *S. angustifolium* and *S. magellanicum*. The moss layer total cover had to some extent increased also on area A5, while on area A4 the cover of mosses has been all the time rather modest, < 0.1% – 1.3%.

Two-Way ANOVA of data registered on 2 x 2 m subsquares in 1993 and 2012 proved the significant difference of the total number of species, the number of saplings and shrub species, as well as the number of field layer species on the studied sample areas. The former variables also differ significantly in both years of analysis. By the evenness coefficients the abundance proportions appeared to be significantly different in all vegetation layers on all areas and in both compared study years. For areas A1 and A3 the increase of evenness coefficient values is characteristic; that

indicates an equalization of species cover and the decrease of vegetation mosaicism; on areas A4 and A5 the evenness coefficients decreased, rendering the increasing difference between species cover.

In conclusion we must admit that the experiment planning in the current study was conspicuously insufficient: to study forest communities succession using only

one 4 × 4 m sample area/square in every stand does not afford to gather representative data about the vegetation structure and its variation limits. Moreover, in that way it is not possible to separate the time-induced successional trend from the drainage impact that has an obviously prevailing importance in forest compartment JS226 surrounded by ditches.

Received March 4, 2015, revised September 10, 2015, accepted September 25, 2015