
Fragmentācijas ilgtermiņa dinamika meža ainavā bez cilvēka saimnieciskās darbības ietekmes

Endijs Bāders ¹, Līga Puriņa ², Zane Lībiete ¹, Māris Nartišs ³, Āris Jansons ^{1*}

Bāders, E., Puriņa, L., Lībiete, Z., Nartišs, M., Jansons, Ā. (2014). Fragmentācijas ilgtermiņa dinamika meža ainavā bez cilvēka saimnieciskās darbības ietekmes. *Mežzinātne* 28(61): 91–107.

Kopsavilkums. Meža ekoloģijas pētījumos zinātnieki arvien vairāk pievēršas ne tikai detalizētai noteiktas mežaudzes analīzei, bet arī meža ainavai un tajā notiekošajiem procesiem, kurus būtiski ietekmē ne tikai cilvēku saimnieciskā darbība, bet arī dabiskie traucējumi – Ziemeļeiropā kā nozīmīgākās ir vētras. Klimata izmaiņu prognozes liecina, ka pieaugs gan vētru biežums, gan maksimālais vēja ātrums – tātad arī vētru ietekme uz mežaudzēm. Līdz šim plaši analizētas ir minēto izmaiņu potenciālās sekas no saimnieciskā viedokļa, tomēr zinātniski maz izvērtēta šo izmaiņu ietekme uz meža ekosistēmu. Pētījuma mērķis ir raksturot ilgtermiņā vētras ietekmi uz meža masīva, kur nenotiek saimnieciskā darbība, fragmentāciju.

Pētīts meža masīvs Slīteres nacionālā parka daļā, kur kopš 1923. gada izveidots rezervāts (aizliegta saimnieciskā darbība), kuru skārusi 1969. gada novembra vētra. Izmantojot *Corona* un *Landsat 5* satelītattēlus, kas iegūti pirms un pēc vētras (laika periodā no 1966. līdz 2010. gadam), šim meža masīvam (kopā 1646 ha) veikta pārraudzītā klasifikācija. Aprēķinātas fragmentāciju raksturojošo indikatoru vērtības trim zemes virsmas seguma klasēm: platības ar zemu kokaudzes biomasu (t.sk. jaunaudzes), nemeža zemes un mežaudzes (meži, kas pārsnieguši jaunaudzes vecumu).

Platība, kas klasificēta kā mežaudze, trīs gadus pēc vētras bija par 53,3 % mazāka nekā pirms tās. Tūlīt pēc vētras samazinājās arī vidējais šīs klases plankuma lielums un pieauga plankumu skaits; 30 gadus pēc vētras (1998. gadā) vidējā plankuma platība bija statistiski būtiski lielāka nekā uzreiz pēc tās, tomēr vēl pēc 10 gadiem, lai gan vidējā platība bija lielāka, atšķirības vairs nebija statistiski būtiskas. Tāpat konstatēts, ka mežaudžu vidējā laukumu forma pirms un 20–40 gadus pēc vētras nozīmīgi (vai statistiski būtiski) neatšķirās. Vidējais attālums starp mežaudžu klases plankumiem uzreiz pēc vētras (1972. gadā) pieauga par 45 m un bija statistiski būtiski atšķirīgs gan no situācijas pirms, gan 20–40 gadus pēc vētras, bet statistiski būtiskas šī rādītāja atšķirības starp stāvokli pirms (1966. gadā) un pēc vētras (1988., 1998., 2010. g.g.) netika konstatētas.

Nozīmīgākie vārdi: satelītattēlu analīze, dabiskie traucējumi, vējgāze.

¹ LVMI Silava, Rīgas iela 111, Salaspils, LV-2169, Latvija; * e-pasts: aris.jansons@silava.lv

² SIA “Meža nozares kompetences centrs”, Dzērbenes iela 27, Rīga, LV-1006, Latvija

³ Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un zemes zinātņu fakultāte, Alberta iela 10, Rīga, LV-1010, Latvija

•••

Baders, E. ⁴, Purina, L. ⁵, Libiete, Z. ⁴, Nartiss, M. ⁶, Jansons, A. ^{4*} **Long-term fragmentation dynamics in semi-natural forest landscape.**

Abstract. Long-term changes of forest cover are notably affected by anthropogenic and natural disturbances. Major natural disturbance, impacting large forest areas in Northern Europe, are storms. Its impact is predicted to rise in future in our region due to climatic changes, causing increase in frequency of storms and maximum wind-speeds. Storms cause fragmentation of forest landscapes and stands, affecting their structure and composition. This, in turn, influences the forest growth dynamics, increment and carbon sequestration rate, creates a multi-age, multi-layer stand structures, changes the composition and increases the species diversity of ground vegetation as well as creates structures important for rare and endangered species, for example, large dimension deadwood. Usually after the large storms salvage logging is carried out both to minimize the financial losses and risks to remaining (neighboring) stands for example, due to expansion of bark beetle populations in the trees damaged (or weakened) by wind, that can later affect also un-damaged trees. Therefore it is important to use the few existing sites, where salvage-logging has not been carried out, to improve understanding on the natural forest dynamics that is still lacking, especially at a landscape scale. Therefore aim of the study was to characterize long-term effect of such disturbance in un-managed forest landscape.

Study was conducted in north-eastern Latvia (57° 38' N, 22° 17' E): in a part of Slitere National Park that was un-managed since year 1923 and affected by large storm in November of 1969. Supervised classification of *Corona* and *Landsat 5* images of the area (in total 1646 ha) from years before and after the storm (1966–2010) were carried out and parameters characterizing the fragmentation calculated for 3 land-cover classes: forest, areas with low woody biomass and non-forest areas.

Influence of windthrow on forest landscape was considerable: areas characterized as “forests” (dominant age exceeds that of young stands) were reduced by 53.3 % in year 1972 (3 years after the storm) in comparison to 1966. Statistically significant influence of storm in land-cover classes were found to mean patch size, mean shape index and mean weighted Euclidean distance. Major part of the analysed un-managed landscape had returned to land-cover class “forest” already 19 years after the storm. However, changes in Shannon’s diversity index demonstrated, that fragmentation of forest landscape had returned to pre-storm state only 30 years after the event. Therefore, if storms are predicted to occur in a frequency less than 30 years, their impact on un-managed (natural) forest landscape could be notable and permanent, changing also the habitat structure. Immediately after the

⁴ Latvian State Forest Research Institute “Silava”, 111 Riga str., Salaspils, LV-2169, Latvia;

* e-mail: aris.jansons@silava.lv

⁵ Forest Sector Competence Center, Ltd., 27 Dzerbenes str., Riga, LV-1006, Latvia

⁶ University of Latvia, Faculty of Geography and Earth Sciences, 10 Alberta str., Riga, LV-1010, Latvia

storm mean weighted Euclidean distance between forest patches increased by 45 m. If such situation remains for a long time in future it can influence organisms with small dispersal distances, shaping the composition of species in natural forests. In contrast, detected changes in mean length of the edges might not have notable impact on the ecological diversity in heterogeneous natural forests.

Study is based on a single storm event; specific parameters of storm, like maximum wind speeds, their duration and frequency as well as time of the year (e.g. if broadleaved trees have leaves) and meteorological conditions (e.g. if soil is frozen, dry or wet) have a profound impact on the consequences of storm in the forest landscape – the dimensions and distribution of damaged trees and stands. Therefore results of the study have to be generalized with caution and research needs to continue in other areas affected by storm. Further studies shall also include finer division of land-cover classes and resolution (size of area unit) to refine the findings of this initial study and compare them with the trends in managed landscapes.

Key words: analysis of satellite images, windthrow, natural disturbance.

•••

Бадерс, Э.⁷, Пуриня, Л.⁸, Либиете, З.⁷, Нартисс, М.⁹, Янсонс, А.^{7*} **Долгосрочная динамика фрагментации лесного ландшафта без влияния хозяйственной деятельности.**

Резюме. В исследованиях лесной экологии учёные всё чаще обращаются не только к детальному анализу определенного древостоя, но и к лесному ландшафту и происходящим в нём процессам, на которых существенное влияние имеет не только хозяйственная деятельность, но и естественные нарушения – в северной Европе самыми значимыми являются бури. Прогнозы изменений климата свидетельствуют, что возрастёт частота бурь, а также максимальная скорость ветра, что в свою очередь усилит их влияние на древостои. До сих пор обширно анализированы потенциальные последствия упомянутых изменений с точки зрения хозяйственной деятельности, но научно мало оценено влияние этих изменений на лесную экосистему. Цель данного исследования – охарактеризовать долгосрочное влияние бури на фрагментацию лесного массива, где не происходит хозяйственная деятельность.

Осуществлено исследование лесного массива в той части национального парка Слитере (Slitere), где в 1923 году создан природный заповедник (на территории которого запрещена хозяйственная деятельность), который сильно пострадал в ноябрьской буре 1969 года. Используя 5 спутниковых снимков *Corona* и *Landsat*, которые получены до и после бури (с 1966 до 2010 года), совершена контролируемая классификация этого лесного массива (всего 1646 га). Рассчитаны величины индикатора

⁷ ЛГИЛ «Силава», ул. Ригас 111, Саласпилс, LV-2169, Латвия; * эл. почта: aris.jansons@silava.lv

⁸ ООО «Meža nozares kompetences centrs», ул. Дзербенес 27, Рига, LV-1006, Латвия

⁹ Латвийский университет, Факультет географии и земельных наук, ул. Алберта 10, Рига, LV-1010, Латвия

торов, характеризующих фрагментацию для трёх классов покрытия земной поверхности: для площадей с низкой биомассой древостоя (в т.ч. молодняки), для нелесных земель и древостоев – лесов, которые превзошли возраст молодняка.

Площадь, которая классифицирована как древостой, 3 года после упомянутой бури уменьшилась на 53,3 %. Сразу после воздействия бури также снизилась средняя величина опустошённого места этого класса и возросло число опустошённых мест; 30 лет после бури (в 1998 году) площадь среднего опустошённого места являлась статистически существенно большей нежели сразу после бури; всё-таки спустя ещё 10 лет, несмотря на то, что средняя площадь была больше, различия уже не являлись статистически существенными. Констатировано, что средняя форма площадей древостоев до и 20–40 лет после бури не имела значимых (или статистически существенных) различий. Среднее расстояние между опустошёнными местами классов древостоев сразу после бури (в 1972 году) увеличилось на 45 м и имело статистически существенное различие как в ситуации перед, так и 20–40 лет после бури, но статистически существенные различия этого показателя между состоянием до (в 1966 году) и после бури (в 1988, 1998, 2010 г.г.) не выявлены.

Ключевые слова: анализ спутниковых снимков, естественные нарушения, ветровал.

Ievads

Meža ekoloģijas pētījumos aizvien lielāka vērība pievērsta ne tikai detalizētai noteiktas mežaudzes analīzei, bet arī meža ainavas novērtējumam (Antrop, Van Eetvelde, 2000). Līdz šim informāciju par meža ainavas pārklājuma dinamiku un tās izmaiņām ilgākā laika posmā varēja iegūt, analizējot meža inventarizācijas datus, tomēr tie dažādu iemeslu dēļ ne vienmēr bija precīzi (Aleksēv, Markov, 2003). Tādēļ reģionāla un globāla mēroga meža ainavas pārklājuma izmaiņas ieteikts analizēt, izmantojot attālinātās izpētes metodes (Healey *et al.*, 2005), tādējādi iegūstot informāciju par dažādu meža biotopu izplatību un struktūru, kā arī to ietekmējošiem faktoriem, piemēram, fragmentāciju (Joseph, 2005; Xie

et al., 2008). Analizējot attālinātās izpētes novērojumu sērijas, iespējams fiksēt mežaudzes attīstību ilgākā laika periodā, un, izmantojot iegūtos datus, rekonstruēt dažāda mēroga izmaiņas visā ainavā (Joseph, 2005). Meža pārklājuma ilgtermiņa izmaiņu analizē visbiežāk tiek lietoti *Landsat TM* un *ETM+* satelītu attēli, kas bez maksas pieejami laika periodam, sākot no 1972. gada (Main-Knorn *et al.*, 2013). Uzkrāta ievērojama pieredze šo attēlu izmantošanā, piemēram, ir izstrādāti algoritmi, lai noteiktu veģetācijas, mitruma un reljefa izmaiņas laika gaitā (Schmidt *et al.*, 2013). Izmantojot kvantitatīvus indikatorus, iespējams prognozēt konstatēto izmaiņu ietekmi uz bioloģisko daudzveidību un rast optimālus risinājumus noteiktu sugu aizsardzībai, ilgstošā laika periodā nodrošinot tām piemērotas dzīvotnes konkrētajā ainavā

(Botequilha Leitão *et al.*, 2006; Tērauds, 2011). Tāpat šo informāciju iespējams pielietot, sabalansējot vides aizsardzības un saimnieciskās darbības intereses meža ainavā. Precīzākus rezultātus meža pārklājuma dinamikas izpētē iespējams nodrošināt, kombinējot satelītattēlu analīzi ar datiem no mežaudzēs ierīkotajiem parauglaukumiem (Xie *et al.*, 2008).

Meža ainavu ietekmē antropogēnie un dabiskie procesi. Cilvēka aktivitāšu rezultātā ilgstošā laika periodā izveidojusies situācija, ka biežāk sastopamais ainavas raksts ir mozaīka, ko veido apdzīvotas vietas, lauksaimniecības zemes un dabiskās ekosistēmas. Turklāt arvien vairāk aizsargājamās teritorijas tiek izolētas, ap tām intensīvi pārveidojot vidi (Bennett, 2003). Ekoloģiskā izolācija ir ainavu fragmentācijas sekas, kā rezultātā samazinās piemērotu dzīvotņu savietojamība un to lielums, bieži vien šādas ainavu izmaiņas izraisa bioloģiskās daudzveidības samazināšanos (Laurance, 2008). Terminu „*fragmentācija*” parasti definē kā procesu, kurā vienlaicīgi norisinās meža platību samazināšanās, meža malas garuma palielināšanās un lielu nogabalu sadalīšanās sīkākos, savstarpēji nesaistītos nogabalos (Laurance, 2008; Tērauds, 2011). Meža ainavas fragmentācija ir dinamisks process, kuru var raksturot kā biotopa struktūras izmaiņas ainavā ilgākā laika posmā (Laurance, 2008). Meža ainavas fragmentāciju izraisa ne tikai cilvēku darbība, bet arī dabiskie procesi: dažāda izmēra un intensitātes traucējumi. Dabiskie traucējumi, kas visbūtiskāk pārveido meža ainavas, ir meža ugunsgrēki, dendrofāgo kukaiņu masveida savairošanās un vējgāzes. Traucējumu

telpisko mērogu nosaka to intensitāte un ainavu raksturojošie parametri (Kuuluvainen, 2002). Piemēram, vējgāžu ietekme ir atkarīga galvenokārt no klimata, augšņu daudzveidības, topogrāfijas un audžu taksācijas rādītājiem (koka suga, koku augstums, stumbra raukums, audzes biežība), kā arī koku sakņu sistēmas parametriem (Wilson, 2004). Iepriekš veiktos pētījumos secināts, ka dažāda lieluma un intensitātes dabiskiem traucējumiem ir būtiska ietekme uz saimnieciskās darbības relatīvi maz skartu meža ainavu struktūru, kompozīciju un funkcijām (Oliver, Larson, 1996; Angelstam, Kuuluvainen, 2004; Shorohova *et al.*, 2009; Sturtevant *et al.*, 2014). Meža ekosistēmas ir pielāgojušās noteiktai (reģionam specifiskai) dabisko traucējumu dinamikai un atsevišķos gadījumos var būt pat atkarīgas no tiem, nodrošinot atjaunošanos un sukcesiju. Piemēram, pēc liela mēroga dabiskajiem traucējumiem mežaudze var atgriezties savas attīstības sākumposmā, tādējādi radot telpu jaunas mežaudzes veidošanai (Kuuluvainen, 2002; Sturtevant *et al.*, 2014).

Pēdējos 50 gados Eiropu skārušas vairākas nozīmīgas vētras, kurās cietušas lielas mežu platības (Gardiner *et al.*, 2010), Latvijas teritorijā spēcīgākās bijušas 1967. un 1969. gadā, kad tika bojāti vairāk nekā 26 milj. m³ (Ērglis, 1977). Sagaidāms, ka klimata izmaiņu rezultātā notiks biežāka vētru veidošanās Ziemeļjūrā, kas nozīmīgi ietekmēs mežus visā Eiropā (Seidl *et al.*, 2014), un dažas sasniegs arī Latvijas teritoriju (Beniston *et al.*, 2007).

Pēdējos gados daudzus pētījumos vērtēta dabisko traucējumu ietekme uz meža ekosistēmu (Shorohova *et al.*, 2009;

Schmidt *et al.*, 2013). Jāatzīmē, ka izpētes veikšanu hemiboreālo mežu zonā apgrūtinā atbilstošu teritoriju trūkums: ļoti reti sastopami meža masīvi, kuros pēc plašiem dabiskajiem traucējumiem vēl nebūtu izvāktā bojātā koksne. Latvijā nav daudz pētījumu, kas analizētu vētru ietekmi uz meža ainavas fragmentāciju. Tādēļ mūsu mērķis ir raksturot meža ainavas izmaiņas pēc vējgāzes platībās, kur nav veikta saimnieciskā darbība.

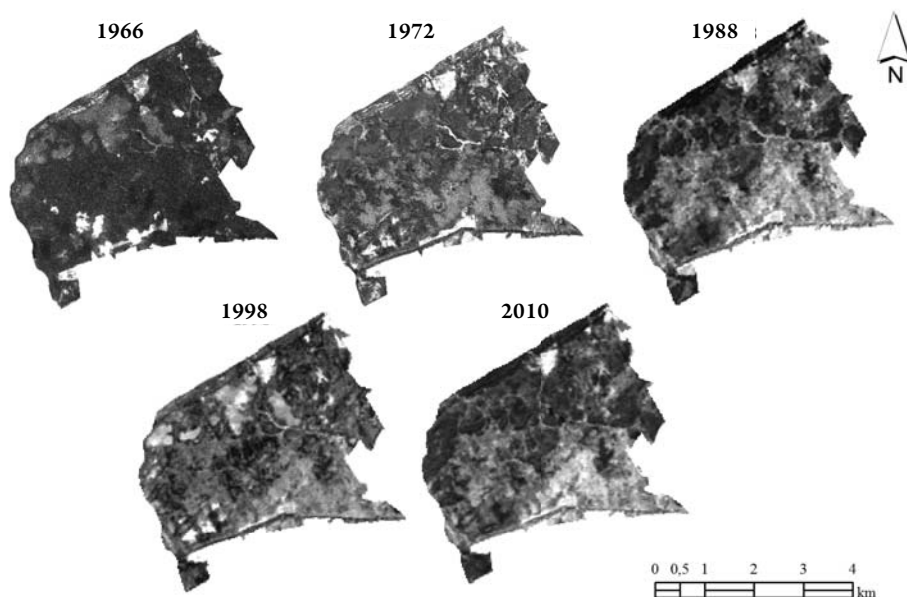
Materiāli un metodes

Meža ainavas pārklājuma izmaiņu telpiskā analīze veikta meža masīvam Slīteres nacionālā parka (turpmāk tekstā "SNP") teritorijā ($57^{\circ}38'$ Z.p., $22^{\circ}17'$ A.g.), kur valdošie ir rietumu un dienvidrietumu vēji;

tā atrodas 2,5 līdz 5 km no Baltijas jūras krasta. Izvēlētais meža masīvs ietilpst SNP vecākajā daļā, kurai rezervāta statuss piešķirts 1923. gadā. Daļa SNP teritorijas cieta 1969. gada novembra vētrā, kuras skartajā platībā (kopumā 970 ha) tika bojātas daudzas mežaudzes. Pēc vētras gandrīz 90 % izgāzto un nolauzto koku netika izvākti, un mežs atjaunojās dabiski.

Analīzē izmantoti satelītattēli (1. att.), kas uzņemti laika posmā no 1966. gada līdz 2010. gadam.

Meža masīva telpiskās struktūras, kompozīcijas un seguma izmaiņu novērtēšanai atlasīti tikai tie satelītattēli (1. tab.), kuros nebija klasifikāciju traucējošo mākoņu seguma (izņēmums ir 1966. gada satelītattēls, kur redzami dažī mākoņi, tādēļ to



1. attēls. Izmantotie satelītattēli (Corona un Landsat 5 (Band-4)).

Figure 1. Satellite images used in the study (Corona and Landsat 5 (Band-4)).

1. tabula, Table 1

Pētījumā izmantotie satelītattēli
Satellite images analysed in the study

Gads Year	Satelīts Satellite	Uzņemšanas laiks Acquisition Date	Izmantotais sensors Sensor Id	Telpiskā izšķirtspēja, m Spatial resolution, m
1966	Corona*	1966.08.16	Aft (kamera)	2,75 × 2,75
1972	Corona*	1972.05.01	Aft (kamera)	1,8 × 1,8
1988	Landsat 5	1988.07.01	TM	30 × 30
1998	Landsat 5	1998.05.17	TM	30 × 30
2010	Landsat 5	2010.06.28	TM	30 × 30

* Atslepenoti augstas izšķirtspējas skenēti panhromatiski satelītattēli, kas uzņemti laika periodā no 1960. līdz 1972. gada maijam (Galiatsatos *et al.*, 2005) / *High quality declassified scanned satellite images of the Earth's surface between 1960 and 1972.*

nosegtās vietas netika analizētas). Skenētie panhromatiskie attēli (1966. un 1972. gada uzņēmumi) piesaistīti koordinātām, izmantojot zināmus zemes virsmas objektus (ceļus, lauku viensētas).

Analizējot satelītattēlus, izmantota pārraudzītā klasifikācija (tās principi), kuras pamatā ir spektrālā parauga datu kopas sagatavošana un pārējās attēla teritorijas pikseļu salīdzināšana ar šo informāciju (Sohn, Rebello, 2002; Erener, Düzgün, 2009). Lai iegūtie rezultāti turpmāk būtu savstarpēji salīdzināmi pirms klasifikācijas, 1966. gada un 1972. gada satelītattēliem, izmantojot tuvākā kaimiņa interpolācijas metodi, tika samazināta viena pikseļa telpiskā izšķirtspēja – no 1,8 × 1,8 m un 2,75 × 2,75 m līdz 30 × 30 m (McGrigal *et al.*, 1995; Buyantuyev, Wu, 2007). Visiem satelītattēliem, lai tie atbilstu pārraudzītās klasifikācijas analīzei, *Grass GIS 6.4.3.* programmā veikta pirmapstrāde. Uzsākot klasifikāciju, definētas trīs zemes virsmas seguma klases, kas veidoja meža masīva ainavu: platības ar zemu kokaudzes

biomasu (purvi, virsāji, pārplūstoši klajumi, iznīkušas audzes un jaunaudzes), nemeža zemes (lauksaimniecības zemes, autoceļi, ūdens, apbūve) un mežaudzes (vismaz 5 m augstas audzes, kuru pašreizējā vai potenciālā vainaga projekcija sastāda ne mazāk kā 20 % no mežaudzes aizņemtās platības (Meža likums, 2000)). Definējot klases un veidojot spektrālā parauga datu kopas, izmantotas LVMI Silava arhīvā pieejamās 1973. gada meža taksācijas kartes un Meža valsts reģistra telpisko datu bāzē pieejamā informācija (telpisko datu (vektordatu) slānis *.shp* formātā par meža masīvā esošajiem nogabaliem (robežas, zemes lietojuma veids, vecums, sastāvs)). Klasifikācijas vajadzībām *Grass GIS 6.4.3.* vidē katram satelītattēlam atsevišķi izveidotas zemes lietojuma kartes kā vektordatu slāņi, *.shp* formātā, un konvertēti uz rastra formātu (*.geotiff*). Iegūtajam rastra slānim ar *Grass GIS 6.4.3.* rīku *i.maxlik* veikta pārraudzītā klasifikācija.

Klasifikācijas rezultātā iegūts jauns rastra attēls *.geotiff* formātā, kura pikseļi

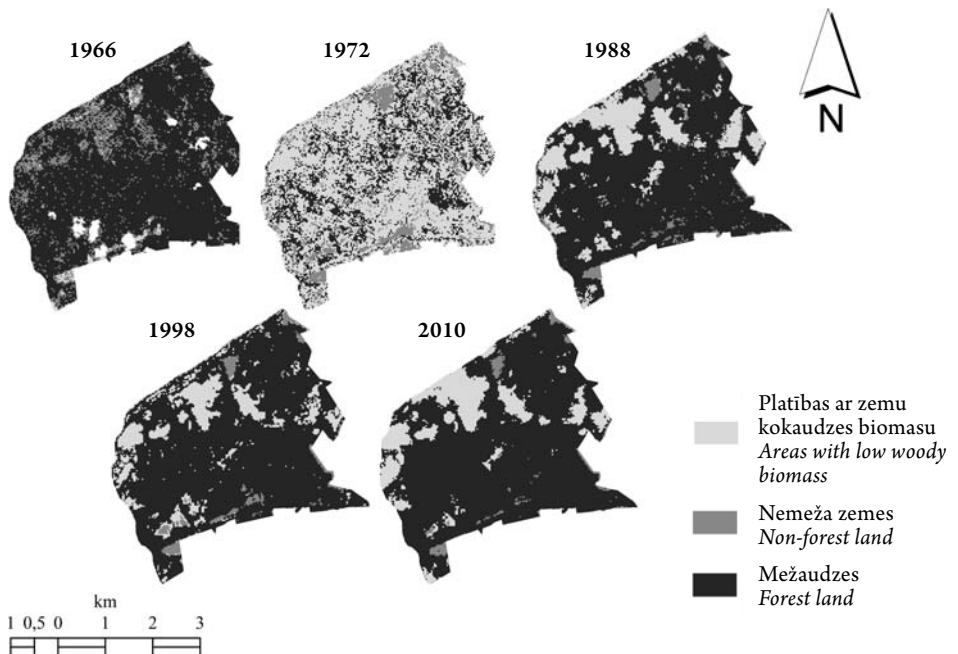
sadalīti atbilstoši spektrālā parauga datu kopai. Iegūtais rastra attēls tālāk izmantots programmā *Fragstats 4.2* (McGrigal *et al.*, 1995) meža ainavas kompozīcijas, struktūras un fragmentācijas raksturošanai. Lietojot šo programmu, ainavas un klases līmenī aprēķināti šādi indikatori:

- zemes virsmas seguma klases platība, ha (CA – *Class area*);
- klases platības īpatsvars no kopējās ainavas platības, % (tikai klases līmenī, (PLAND – *The proportion of the landscape*));
- vidējais un vidējais svērtais plankuma lielums, ha (AREA_MN un AREA_AM – attiecīgi *Mean patch area* un *Area-weighted mean patch area*);
- plankumu skaits (NP – *Number of patches*);
- plankumu blīvums (PD – *Patch density*),

plankumu skaits vienā platības vienībā (ha^{-1});

- kopējais malugarums, m (TE – *Total edge*);
- plankumu malu blīvums, m ha^{-1} (ED – *Edge density*);
- vidējais laukumu formas indekss (minimālā vērtība 1, kad plankums ir apaļš (SHAPE_MN – *Mean shape index*));
- vidējais svērtais tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums, m (ENN_AM – *The area-weighted mean euclidean nearest neighbor distance*);
- Šenona daudzveidības indekss (ainavas līmenī raksturo klases platības proporciju ainavā, ietekmē gradācijas klašu skaits (SHDI – *Shannon's diversity index*)).

Telpiskai vizualizācijai pielietota ĢIS programmatūra *ArcGIS Desktop 10.2.2*. Ar *Tukey* testu, programmas *R 2.13.0* vidē (*R Deve-*



2. attēls. Zemes virsmas seguma klašu kartes.
 Figure 2. Maps of land cover classes.

lopment Core Team, 2011), veikta jauniegūto telpisko indikatoru AREA_MN, SHAPE_AM un ENN_AM salīdzināšana pa gadiem.

Rezultāti

Kopējā analizē iekļautā meža masīva platība (TA) – 1645,6 ha; izņēmums ir 1966. gada satelītattēls, kura platība 1610 ha (netika analizētas mākoņu nosegtās teritorijas). Meža masīva kartes, ar dažādām zemes pārklājuma klasēm un to ilgtermiņa dinamiku, parādītas 2. attēlā.

Analizējot indikatorus, kas norāda

uz ainavas fragmentāciju, konstatēts, ka 1966. gadā un 1972. gadā kopējais plankumu skaits (NP) savstarpēji ir līdzīgs, attiecīgi 956 un 997, bet būtiski samazinājies mūsdienā: 2010. gadā ainavas rakstu veidoja 207 plankumi (2. tab.). Savukārt vidējā plankuma platība (AREA_MN) pakāpeniski pieaugusi no 1,68 līdz 7,95, attiecīgi 1966. gadā un 2010. gadā. Lielākais kopējais malu garums (TE) un malu blīvums (ED) konstatēts 1973. gadā – 413,8 km jeb 251 m ha⁻¹, bet pirms vētras 1966. gadā tas bijis 213,4 km jeb 133 m ha⁻¹.

2. tabula, Table 2

Meža masīva telpiskās struktūras indikatori laika posmā no 1966. gada līdz 2010. gadam
Indices characterizing the landscape spatial structure from 1966 to 2010

Indikatori* <i>Landscape metrics*</i>	Gads <i>Year</i>				
	1966	1972	1988	1998	2010
TA, ha	1610	1645	1646	1646	1646
NP	956	997	422	393	207
TE, km	213	414	128,3	119,2	73,8
ED, m ha ⁻¹	133	251	78	72	45
AREA_MN, ha	1,68	1,65	3,90	4,19	7,95
AREA_AM, ha	1038	594	918	1074	1059
SHAPE_MN	1,28	1,31	1,36	1,38	1,39
ENN_AM, m	20	62	24	33	32
SHDI	0,55	0,89	0,70	0,58	0,57

* Apzīmējumi / *Legend:*

TA – kopējā meža masīva platība / *Total area;*

NP – plankumu skaits / *Number of patches;*

TE – kopējais malu garums / *Total edge;*

ED – plankumu malu blīvums / *Edge density;*

AREA_MN – vidējais plankuma lielums / *Mean patch area;*

AREA_AM – vidējais svērtais plankuma lielums / *Area-weighted mean patch area;*

SHAPE_MN – vidējais laukumu formas indekss; minimālā vērtība 1, kad plankums ir apaļš / *Mean shape index; minimal value is 1, when shape of patches was circular;*

ENN_AM – vidējais svērtais tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums / *The area-weighted mean euclidean nearest neighbor distance;*

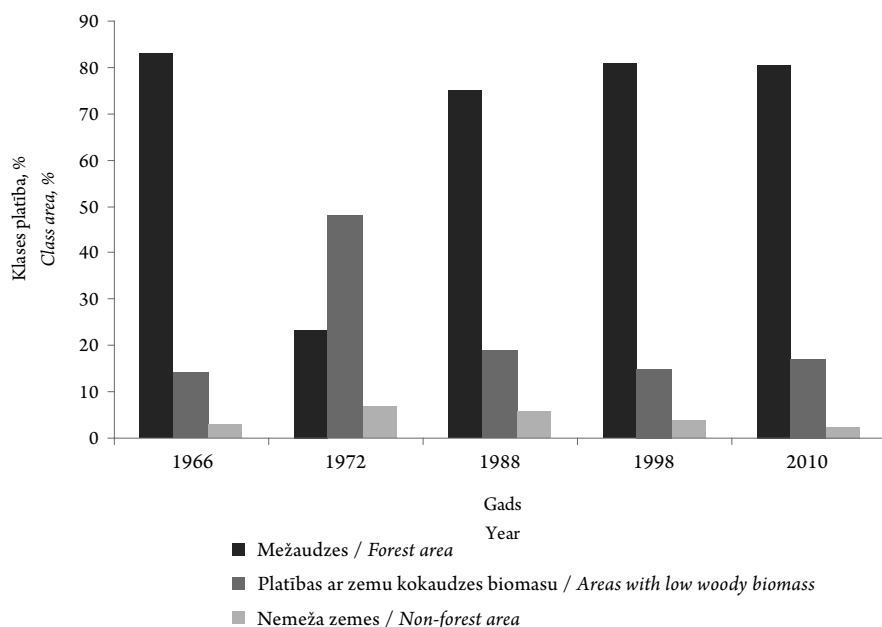
SHDI – Šenona daudzveidības indekss / *Shannon's diversity index.*

Mazākais kopējais malu garums un malu blīvums (ED) konstatēts 2010. gadā, attiecīgi 73,8 km un 45 m ha⁻¹ (1. tab.). Konstatēts, ka 1972. gadā, uzreiz pēc vējgāzes, palielinājies meža masīva Šenona daudzveidības indekss (SHDI), savukārt pēc liela mēroga vējgāzes, laika periodā no 1988. gadam līdz 2010. gadam, ainavas daudzveidība atgriezusies pirmsvētras līmenī (2. tab.).

Konstatēts, ka trīs gadus pirms 1969. gada vējgāzes meža masīvu galvenokārt veidojušas mežaudzes (1310 ha jeb 81,3 % no platības), platības ar zemu kokaudzes biomasu un nemeža zemes (attiecīgi 264 ha un 37 ha jeb 16,4 % un 2,3 % no platības). Lielas ainavas struktūras izmaiņas konsta-

tētas pēc vējgāzes (2. att.): 1972. gadā mežaudzes platība samazinājusies no 1310 līdz 457 ha, bet tajā pašā laikā palielinājusies platība teritorijām ar zemu kokaudzes biomasu un nemeža zemju platība, attiecīgi no 264 līdz 1015 ha un no 37 līdz 173 ha (3. tab.). Savukārt turpmākajos periodos pieaugusi mežaudžu platība, un, sākot ar 1998. gadu, klašu platību proporcijas (PLAND) ir līdzīgas – kā pirms vējgāzes. 1998. gadā mežaudzes veidoja 80,8 % no kopējās meža masīva teritorijas, platības ar zemu kokaudzes biomasu – 15,4 %, bet nemeža zemes – 3,7 % (3. att.).

Iegūto indikatoru – klases platība (CA, ha), plankuma proporcijas meža masīvā (PLAND, %), kopējais plankumu



3. attēls. Zemes virsmas seguma klašu platība (PLAND) meža masīvā laika posmā no 1966. gada līdz 2010. gadam.

Figure 3. Area of land cover classes (PLAND) in forest landscape in period from 1966 to 2010.

malu garums (TE, km), malu blīvums attālums (ENN_AM, m), formas indekss (ED), vidējais un vidējais svērtais plankuma (SHAPE_MN) – skaitliskās vērtības lielums (AREA_MN un AREA_AM, ha), apkopotas 3. tabulā. tuvākā kaimiņa Eiklīda vidējais svērtais

3. tabula, Table 3

Fragmentāciju raksturojošie indikatori klašu līmenī
Landscape metrics used at class level to quantify fragmentation

Indikatori* Landscape metrics*	Mežaudzes Forest stands					Platības ar zemu kokaudzes biomasu Areas with low woody biomass					Nemeža zemes Non-forest land				
	Gads Year														
	1966	1972	1988	1998	2010	1966	1972	1988	1998	2010	1966	1972	1988	1998	2010
CA, ha	1310	457	1237	1330	1325	264	1015	314	254	281	37	173	95	61	40
PLAND, %	81,3	27,8	75,2	80,8	80,5	16,4	61,7	19,1	15,4	17,1	2,3	10,5	5,8	3,7	2,4
NP	48	516	32	18	25	638	72	112	219	108	270	409	278	156	74
PD, ha ⁻¹	3,0	31,4	1,9	1,1	1,5	39,6	4,4	6,8	13,3	6,6	16,8	24,9	16,9	9,5	4,5
TE, km	194,3	317,2	116,2	111,4	71,9	201,3	398,2	80,1	99,6	58,8	31,2	112,1	60,2	27,3	16,8
ED, m ha ⁻¹	121	193	71	68	44	125	242	49	61	36	19	68	37	17	10
AREA_MN, ha	27,29	0,89	38,65	30,24**	52,99**	0,41**	14,10	2,80	1,16**	2,60	0,14	0,42*	0,34	0,39	0,54*
AREA_AM, ha	1273	23	1210	1324	1305	16	952	44	22	48	1	4	3	5	5
ENN_AM, m	16**	61,2	19**	31**	31**	34,3	60,2	41,1	32,8	31,8	61,4	74,9	41,0	65,2	83,5
SHAPE_MN	1,51	1,37	1,53	1,56	1,42	1,28	1,57	1,36	1,33	1,36	1,26	1,18	1,35***	1,42***	1,43***

* konstatētas statistiski būtiskas atšķirības salīdzinājumā ar 1966. gadu/ statistically significant differences were detected in comparison to 1966;

** konstatētas statistiski būtiskas atšķirības salīdzinājumā ar 1972. gadu/ statistically significant differences were detected in comparison to 1972;

*** konstatētas statistiski būtiskas atšķirības gan ar 1966. gadu, gan ar 1972. gadu/ statistically significant differences were detected in comparison to both 1966 and 1972.

Apzīmējumi / Legend:

CA – zemes virsmas seguma klases platība / Class area;

PLAND – klases platības īpatsvars no kopējās ainavas platības / The proportion of the landscape;

NP – plankumu skaits / Number of patches;

PD – plankumu blīvums, plankumu skaits vienā platības vienībā / Patch density;

TE – kopējais malu garums / Total edge;

ED – plankumu malu blīvums / Edge density;

AREA_MN – vidējais plankuma lielums / Mean patch area;

AREA_AM – vidējais svērtais plankuma lielums / Area-weighted mean patch area;

ENN_AM – vidējais svērtais tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums / The area-weighted mean euclidean nearest neighbor distance;

SHAPE_MN – vidējais laukumu formas indekss; minimālā vērtība 1, kad plankums ir apaļš / Mean shape index; minimal value is 1, when shape of patches was circular.

Analizē konstatēts, ka mežaudžu kopējā platība (CA, ha) variējusi no 457 ha 1972. gadā līdz 1330 ha 1998. gadā, bet mežaudzes klases veidojošo plankumu vidējā platība (AREA_MN) 1998. gadā bijusi statistiski būtiski ($p < 0,05$) lielāka par vidējo plankumu platību 1972. gadā (3. tab.). Noskaidrots, ka ainavu veidojošo plankumu skaits vislielākais bijis 1972. gadā: mežaudzes klase tikusi sadalīta 516 plankumos jeb 31,4 plankumi uz ha, savukārt citos gados plankumu skaits variējis robežās no 18 līdz 48, kas atbilst 1,1–3 plankumiem uz ha. Vidējais svērtais tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums (ENN_AM) mežaudzes klases ietvaros statistiski būtiski ($p < 0,05$) palielinājies 1972. gadā.

Zemes lietojuma klasei, platībās ar zemu kokaudzes biomasu, konstatētas statistiski būtiskas atšķirības ($p < 0,05$) starp vidējo plankuma platību (AREA_MN) 1966. gadā un vidējo plankuma platību 1972. gadā, attiecīgi 0,41 ha un 14,1 ha. Statistiski būtiskas atšķirības ($p < 0,05$) konstatētas arī starp 1998. gada vidējo plankuma platību un 1972. gada vidējo plankuma platību, attiecīgi 1,16 ha un 14,1 ha (3. tab.). Analizētajā meža masīvā, izskaitļojot pēc platības vienībām, mazākā zemes lietojuma klase bija nemeža zemēm, kur vidējais plankuma lielums nepārsniedza 0,54 ha 2010. gadā, un šī vērtība ir statistiski būtiski atšķirīga salīdzinājumā ar 1966. gada vērtību (0,14 ha). Analizējot formas indeksu nemeža klasei, novērots, ka plankumu formas kļūst sarežģītākas, konstatēts, ka laika periodā no 1988. līdz 2010. gadam vidējais formas indekss mainījies no 1,35 līdz 1,43, un iegūtās vērtības ir statistiski būtiski atšķirīgas ($p < 0,05$)

salīdzinājumā gan ar 1966. gadu, gan ar 1972. gadu, attiecīgi 1,26 un 1,18 (3. tab.).

Diskusija

Precīzāks priekšstats par izmaiņām ainavā un šo izmaiņu iespējamo ietekmi uz sugu grupām vai konkrētām sugām iegūstams, izmantojot vienlaicīgi vairākus, savstarpēji atšķirīgus indikatorus. Ainavas mērogs jeb telpiskā izšķirtspēja būtiski ietekmē ainavas parametrus un klasifikācijas precizitāti (Crow, Perera, 2004). Mūsu pētījumā izmantota ainavas līmeņa un klases līmeņa analīze. Kā zināms, izmaiņas ainavā parasti rodas pēc liela mēroga traucējumiem, tādiem kā ugunsgrēks, kukaiņu bojājumi un vējgāzes (Foster *et al.*, 1998). Izpētē konstatējām, ka Slīteres nacionālā parka rezervāta zonā lielākās ainavas izmaiņas notikušas pēc 1969. gada vējgāzes: bija izgāztas lielas meža platības un gandrīz pilnīgi iznīcināta kokaudze (valdaudze), bet plašā teritorijā – bojāti atsevišķi koki vai koku grupas (1. att. 1972. gada karte). Mežaudzes klases kopējā platība trīs gadus pēc vētras bija sarukusi par 53,5 %, salīdzinot ar situāciju pirms vētras. Lielākajā daļā vētrā izgāzto mežaudžu novērojama sekmīga atjaunošanās – 19 gadu laikā pēc vētras izveidojies jauns nepārtraukts vainagu klājs. Citos pētījumos konstatēts, ka pēc traucējumiem meža atjaunošanos būtiski ietekmējis plankumu daudzums un to izmērs (Foster *et al.*, 1998), kas savukārt būtiski ietekmējis mikrovides apstākļus, kritalu klātbūtni un to sadalīšanās ātrumu (Kuuluvainen, Kalmari 2003; Vodde, *et al.*, 2011). Izdzīvojušo koku skaitam un izvietojumam (palikušo koku vainagu aizņemtā projektīvā seguma laukums) ir liela

nozīme, nosakot ēncietīgo koku sugu paaugas augšanu (Calogeropoulos *et al.*, 2004), kā arī audzes atjaunošanos (Svoboda *et al.*, 2012). Savukārt vētras bojājumu apjomu un telpisko izvietojumu (līdz ar to arī izdzīvojušo valdaudzes koku skaitu un izvietojumu) nosaka daudzu faktoru kompleksa iedarbība, piemēram, maksimālais vēja brāzmu ātrums, vietas topogrāfija, augsnes īpašības (Foster *et al.*, 1998). Mežaudzēs iespējami atšķirīgi bojājumu apmēri, kas radušies no līdzīgiem dabiskiem traucējumiem (pēc veida un stipruma), respektīvi, var tikt bojāta pilnīgi visa audze vai atstātas nelielas grupas jeb plankumi, kuru savstarpējais attālums nosaka, cik ātri audze spēs atjaunoties (Foster *et al.*, 1998).

Šenona daudzveidības indeksa (SHDI) vērtību izmaiņas liecina, ka pēc vētras konstatētā paaugstinātā ainavas fragmentācija atgriežas pirmsvētras līmenī aptuveni 30 gadu laikā. Tātad, ja spēcīgas vētras (vai citi traucējumi) seko cita citai ar lielāku intervālu, tās varētu neatstāt paliekošas sekas uz ainavas fragmentāciju teritorijās, kur nav veikta saimnieciskā darbība. Tomēr pamatīgāku secinājumu izdarīšanai lietderīgi novērtēt arī citu indikatoru vērtības. Analizējot ainavas fragmentāciju zemes virsmas seguma klašu līmenī, konstatējām, ka laika periodā no 1966. gada līdz 1972. gadam pieaugusi mežaudžu fragmentācija un tai pašā laikā (likumsakarīgi) samazinājusies telpiskā sadrumstalotība platībās ar zemu kokaudzes biomasu. Respektīvi, mežaudžu teritorijās uzreiz pēc vētras samazinājies vidējais plankuma lielums (AREA_MN) un pieaudzis to skaits, savukārt zemes lietojuma klasei platībās ar zemu kokaudzes biomasu

palielinājies vidējais plankuma lielums un samazinājies plankumu skaits. Konstatēts, ka mežaudzes plankuma vidējā platība apmēram 30 gadus pēc vētras (1998. gadā) ir statistiski būtiski lielāka nekā tūlīt pēc vētras (1972. gadā), tomēr vēl pēc 10 gadiem (2010. gadā) atšķirības, salīdzinot ar stāvokli pirms vētras, nav vairs statistiski būtiskas. Tas liecina par jauniem nozīmīga apmēra audžu bojājumiem šajā periodā, ko, saskaņā ar vizuālajiem novērojumiem, varētu būt izraisījusi 2005. gada vētra un intensīva bebru darbošanās. Tātad ainavas fragmentācijas izmaiņas laikā raksturīgas arī platībās, kur nav veikta saimnieciskā darbība un tās veido dabiskajiem mežiem raksturīgo ainavas telpisko daudzveidību (Svoboda *et al.*, 2012).

Ainavu ekoloģijā, bez jau iepriekš minētajiem indikatoriem, svarīga nozīme ir ainavas konfigurāciju raksturojošiem indikatoriem, proti, plankuma formai un tā malas (robežas) garumam (Fahrig, 2003). A. Tērauds, pētījumā par Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātu, secinājis, ka cilvēku saimnieciskās darbības rezultātā ainavas konfigurācija ir kļuvusi pieticīgāka, jo pārsvarā konstatēta vienkāršu, četrstūrīgu laukumu formu veidošanās (Tērauds, 2011). Veicot laukumu formas indeksu analīzi, netikām konstatējuši sarežģītas konfigurācijas plankumus SNP meža masīvā: mežaudžu vidējā laukumu forma, pirms un 20–40 gadus pēc vētras, neuzrāda nozīmīgas (vai statistiski būtiskas) atšķirības. Tātad iepriekšējās saimnieciskās darbības ietekme uz laukumu formu izzudusi jau laika periodā no darbu veikšanas līdz vētrai (40–50 gadi). Savukārt statistiski būtiskas izmaiņas (salīdzinājumā ar stāvokli pirms vētras) konstatētas tikai

nemeža zemju laukumu formām, sākot ar 1988. gadu, kas, iespējams, varētu būt saistīts ar sarežģītākas formas laukumu veidošanos zem ūdeņiem, ko izraisījusi intensīva bebru darbošanās.

Pēc vētras, palielinoties plankumu platībai, likumsakarīgi konstatēts, ka vidējais malu garums ainavā ir nedaudz samazinājies. Kā uzskata R.F. Noss (Noss, 1991), tad malas efekta ietekme nav tik daudz saskatāma neviendabīgos mežos, kā tas redzams homogēnos meža masīvos. Meža malas vairāk ir pakļautas saules gaismai (izkalšanas risks) un vējam (vējgāzes risks); tuvumā esošo citu meža nogabalu un sugu klātbūtne var sekmēt dažādu sugu kokaudžu veidošanos (Schütz *et al.*, 2006; Laurance, 2008).

Nozīmīgs ainavas konfigurācijas rādītājs ir plankumu izolācija jeb biotopu pieejamības rādītājs. Pētījumu rezultāti liecina, ka attālums starp vienas klases plankumiem (tuvākā kaimiņa Eiklīda attālums) ir svarīgs ainavas telpiskā izvietojuma rādītājs, pēc kura var spriest par sugu izplatīšanās iespējām (Foster, 1998; Kouki *et al.*, 2001), kā arī izvērtēt dažādu sugu dzīvotspēju fragmentētos

biotopos (Tērauds, 2011). Mūsu pētījumā vidējais attālums starp mežaudžu klases plankumiem SNP teritorijā uzreiz pēc vētras (1972. gadā) bija palielinājies par 45 m un statistiski būtiski atšķīrās gan no situācijas pirms, gan 20–40 gadus pēc vētras; savukārt statistiski būtiskas atšķirības starp stāvokli pirms (1996. gada) un pēc vētras (1988., 1998. un 2010. gadā) netika konstatētas, lai gan vidējais attālums bija palielinājies.

Kopumā secinājām, ka Slīteres nacionālā parka teritorijā pētītajā meža masīvā notikusi liela mēroga vējgāze izraisījusi fragmentācijas procesu sākšanos un īslaicīgi pieaudzis teritorijas fragmentācijas līmenis, bet veiksmīgā kokaudžu atjaunošanās pat samazinājusi meža masīva fragmentāciju jau 30 gadus pēc vētras. Turpmākajos pētījumos būtu nepieciešams sasaistīt attālinātās izpētes metodes ar lauka mērījumu datiem, lai analizētu arī citu faktoru, piemēram, audžu taksācijas rādītāju un ainavas līmeņa funkcionālo struktūru (savienojumi, koridori, ekotoni) izmaiņas pēc vētras un to savstarpējo mijiedarbību platībās, kur nav veikta saimnieciskā darbība.

Pateicība: pētījums veikts LVMI Silava kā sadarbības partnera realizētā ERAF projekta “Metodes un tehnoloģijas meža kapiltālvērtības palielināšanai” (līgums Nr. L-KC-11-0004) ietvaros. Autori izsaka pateicību Dabas aizsardzības pārvaldei par atļauju veikt pētījumus Slīteres nacionālā parka teritorijā.

Literatūra

- Angelstam, P., Kuuluvainen, T. (2004). Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures – a European perspective. *Ecological Bulletins* 51: 117–136.
- Antrop, M., Van Eetvelde, V. (2000). Holistic aspects of suburban landscapes: visual image interpretation and landscape metrics. *Landscape and Urban Planning* 50(1-3): 43–58.

- Alekseev, V.A., Markov, M.V.** (2003). *Statistical data in forest resources and changes in forest productivity in Russia at the second half of XX century*. Saint-Petersburg: Forest Ecological Center, p. 272.
- Beniston, M., Stephenson, D.B., Christensen, O.B., Ferro, C.A.T., Frei, C., Goyette, S., Halsnaes, K., Holt, T., Jylha, K., Koffi, B., Palutikof, J., Scholl, R., Semmler, T., Woth, K.** (2007). Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections. *Climatic Change* 81(S1): 71–95.
- Bennett, A.F.** (2003). *Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom, p. 254.
- Botequilha Leitão, A., Miller, J., Ahern, J., McGarigal, K.** (2006). *Measuring landscapes: a planner's handbook*. Island Press, p. 272.
- Buyantuyev, A., Wu, J.** (2007). Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. *Landscape Ecology* 22(1): 7–13.
- Calogeropoulos, C., Greene, D.F., Messier, C., Brais, S.** (2004). The effect of harvest intensity and seedbed type on germination and cumulative survivorship of white spruce and balsam fir in northwestern. *Canadian Journal of Forest Research* 34(7): 1467–1476.
- Crow, T.R., Perera, A.H.** (2004). Emulating natural landscape disturbance in forest management – an introduction. *Landscape Ecology* 19(3): 231–233.
- Erener, A., Düzgün, H.** (2009). A methodology for land use change detection of high resolution pan images based on texture analysis. *Italian Journal of Remote Sensing* 41(2): 47–59.
- Ērglis, D.** (1977). 1967. un 1969. gadu vētru sekas Latvijas PSR valsts mežos. *Mežsaimniecība un mežrūpniecība* 4: 23–34.
- Fahrig, L.** (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34(1): 487–515.
- Foster, D.R., Knight, D.H., Franklin, J.F.** (1998). Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. *Ecosystems* 1: 497–510.
- Galiatsatos, N., Donoghue, D.N.M., Philip, G.** (2005). An evaluation of the stereoscopic capabilities of CORONA declassified spy satellite image data. In: *Proceedings of 25th EARSeL Symposium, Workshop on 3D Remote Sensing, Porto, June 2005*. P. 8.
- Gardiner, B., Blennow, K., Carnus, J.M., Fleischner, P., Ingemarson, F., Landmann, G., Lindner, M., Marzano, M., Nicoll, B., Orazio, C., Peyron, J.-L., Reviron, M.P., Schelhaas, M.-J., Schuck, A., Spielmann, M., Usbeck, T.** (2010). *Destructive storms in European forests: past and forthcoming impacts. Final report to DG Environment, (07.0307/2009/SI2.540092/ETU/B.1)*. European Forests Institute / EFICIENT, 138 p.
- Healey, S., Cohen, W., Zhiqiang, Y., Krankina, O.** (2005). Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. *Remote Sensing of Environment* 97(3): 301–310.
- Joseph, G.** (2005). *Fundamentals of remote sensing*. University Press (India) Pvt. Ltd., 2nd edn,

p. 486.

- Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S., Uotila, A.** (2001). Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16(s3): 27–37.
- Kouki, J., Arnold, K., Martikainen, P.** (2004). Long-term persistence of aspen – a key host for many threatened species – is endangered in old-growth areas in Finland. *Journal for Nature Conservation* 12: 41–52.
- Kuuluvainen, T.** (2002). Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1): 97–125.
- Kuuluvainen, T., Kalmari, R.** (2003). Regeneration microsites of *Picea abies* seedlings in a windthrow area of a boreal old-growth forests in Finland. *Annales Botanici Fennici* 40: 401–413.
- Laurance, W.** (2008). Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141(7): 1731–1744.
- Main-Knorn, M., Cohen, W.B., Kennedy, R.E., Grodzki, W., Pflugmacher, D., Griffiths, P., Hostert, P.** (2013). Monitoring coniferous forest biomass change using a Landsat trajectory-based approach. *Remote Sensing of Environment* 139: 277–290.
- Mangalis, I.** (2004). *Meža atjaunošana un ieaudzēšana*. Rīga: Et Cetera, 455 lpp.
- McGarigal, K., Barbara, J.M.** (1995). *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland, United States: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, p. 122.
- Meža likums* (2000) [WWW dokumenti] – URL <http://likumi.lv/doc.php?id=2825> [dokumenti izdrukāts 2015. gada 3. februārī].
- Noss, R.F.** (1991). Effects of edge and internal patchiness on avian habitat use in an old-growth Florida hummock. *Natural Areas Journal* 11: 34–47.
- Oliver, C.D., Larson, B.C.** (1996). *Forest stand dynamics*. New York: Wiley, p. 520.
- R Development Core Team** (2011). *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: the R Foundation for Statistical Computing, ISBN 3-900051-07-0.
- Schmidt, G.L., Jenkerson, C.B., Masek, J., Vermote, E., Gao, F.** (2013). Landsat ecosystem disturbance adaptive processing system (LEDAPS) algorithm description. *U.S. Geological Survey Open-File Report* 2013–1057: p. 17.
- Schütz, J.-P., Götz, M., Schmid, W., Mandallaz, D.** (2006). Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research* 125(3): 291–302.
- Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Rammer, W., Verkerk, P.J.** (2014). Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4: 806–810.
- Shorohova, E., Kuuluvainen, T., Kangur, A., Jõgiste, K.** (2009). Natural stand structures, disturbance regimes and successional dynamics in the Eurasian boreal forests: a review

with special reference to Russian studies. *Annals of Forest Science* 66(2): p. 201.

- Sohn, Y., Rebello, N.S.** (2002). Supervised and unsupervised spectral angle classifiers. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 68(12): 1271–1280.
- Sturtevant, B.R., Miranda, B.R., Wolter, P.T., James, P.M.A., Fortin, M.-J., Townsend, P.A.** (2014). Forest recovery patterns in response to divergent disturbance regimes in the Border Lakes region of Minnesota (USA) and Ontario (Canada). *Forest Ecology and Management* 313: 199–211.
- Svoboda, M., Janda, P., Nagel, T.A., Fraver, S., Rejzek, J. Bače, R.** (2012). Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 23: 86–97.
- Tērauds, A.** (2011). *Ainavas struktūras izmaiņu ainavekoloģiska analīze un vērtējums Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā. Promocijas darbs.* Rīga: Latvijas Universitāte, 127 lpp.
- Vodde, F., Jōgiste, K., Kubota, Y., Kuuluvainen, T., Köster, K., Lukjanova, A., Metslaid, M., Yoshida, T.** (2011). The influence of storm-induced microsites to tree regeneration patterns in boreal and hemiboreal forest. *Journal of Forest Research* 16(3): 155–167.
- Wilson, J.** (2004). Vulnerability to wind damage in managed landscapes of the coastal Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management* 191(1-3): 341–351.
- Xie, Y., Sha, Z., Yu, M.** (2008). Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *Journal of Plant Ecology* 1(1): 9–23.